



HAL
open science

Intérêt des traits fonctionnels des communautés macrobenthiques dans le diagnostic dynamique de récupération biotique d'un cours d'eau suite à des actions de restauration

E. Trichet Arce

► **To cite this version:**

E. Trichet Arce. Intérêt des traits fonctionnels des communautés macrobenthiques dans le diagnostic dynamique de récupération biotique d'un cours d'eau suite à des actions de restauration. Sciences de l'environnement. Doctorat, mention Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes, Université de Lorraine, 2013. Français. NNT: . tel-02599344

HAL Id: tel-02599344

<https://hal.inrae.fr/tel-02599344>

Submitted on 16 May 2020

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

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



Institut de Recherche en Sciences et
Technologies pour l'Environnement
et l'Agriculture
Groupement de Lyon



École Doctorale Sciences et Ingénieries
Ressources Procédés Produits Environnement
RP2E ED 410

THESE

Pour l'obtention du titre de :
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE
Mention : Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes

Soutenue publiquement par :
Evelyne TRICHET-ARCE

le 13 décembre 2013

**Intérêt des traits fonctionnels des communautés
macrobenthiques dans le diagnostic dynamique de
récupération biotique d'un cours d'eau suite à des actions
de restauration**

Directeur de thèse :	Philippe Usseglio-Polatera	Université de Lorraine (France)
Co-directeur :	Virginie Archambault	IRSTEA (France)
Rapporteurs :	Thierry Oberdorff	Institut de Recherche pour le Développement (France)
	Paulo Pinto	Université d'Evora (Portugal)
Examineurs :	Jean-Marc Baudoin	ONEMA (France)
	Michael Danger	Université de Lorraine (France)
	Jean-Pierre Descy	Université de Namur (Belgique)
	Stéphane Stroffek	Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse (France)
Invité :	Bernard Dumont	IRSTEA (France)

Ce travail a été financé par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, l'unité de recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (MAEP) du centre IRSTEA Lyon-Villeurbanne et l'EPTB du Vistre.



Remerciements

La thèse n'est pas toujours un long cours d'eau tranquille... heureusement, je suis loin de l'avoir traversée seule.

Je tiens à remercier sincèrement mes directeurs de thèse, **Virginie Archambault** et **Philippe Usseglio-Polatera** qui m'ont confié ce travail de thèse et m'ont tellement aidé à le mener à bien. J'ai énormément appris à votre contact, toujours dans une atmosphère amicale. Virginie, tu as été un soutien sensible, une oreille toujours à l'écoute. Je te suis reconnaissante de la confiance que tu m'as accordée et pour le chemin que tu m'as permis de parcourir. Philippe, je vous remercie de votre disponibilité, en particulier ces derniers mois. Vous avez su trouver les mots pour que je maintienne le cap et je vous en remercie sincèrement.

Je remercie les membres du jury qui ont accepté d'évaluer mon travail : **Thierry Oberdorff, Paulo Pinto, Jean-Marc Baudoin, Michael Danger, Jean-Pierre Descy, Stéphane Stroffek** ainsi que **Bernard Dumont**.

Un grand merci également aux membres de mon comité de pilotage de thèse, **Sylvie Méricoux, Didier Pont** et **Yorick Reyjol**, pour leurs conseils et leur appui scientifique.

J'exprime ma reconnaissance à **Pascal Boistard**, chef de l'Unité de Recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (MAEP) et directeur régional du centre IRSTEA de Lyon-Villeurbanne, pour son accueil et les moyens techniques et financiers qu'il m'a accordés pour finir mon travail de thèse dans les meilleures conditions.

Merci à toute l'équipe du Vistre pour votre soutien scientifique et la bonne humeur de nos réunions : **Bernard Dumont, Alain Dutartre, Christian Chauvin, Arnaud Foulquier, Bernard Montuelle** et **Soizic Morin**. Merci également à **Bernard Motte** et **Christophe Rosy** pour les bons moments passés sur le terrain et aux membres du Syndicat du Vistre, aujourd'hui **Etablissement Public Territorial du Bassin du Vistre**, en particulier à **Sophie Serre-Jouve**, directrice de l'EPTB Vistre, **Jana Lelut** et **Christophe Pézeril** qui ont eu la patience de répondre à mes nombreuses questions et qui nous ont accueillis dans leurs locaux pour la campagne de prélèvements « isotopes ».

Un grand merci également à tous les collègues de l'IRSTEA, en particulier les membres de **l'équipe DYNAM** pour leur soutien. Merci à **Nicolas Lamouroux**, pour son appui scientifique et administratif, à **Michel Lafont** pour ses conseils et son aide en détermination des oligochètes, à **Raphaël Mons** pour son aide sur le terrain, à **Hervé Pella** pour la cartographie et à tous les doctorants, stagiaires, CDD qui entretiennent une bonne ambiance de travail : **Lise** et **Virginie** pour votre aide avec R, **Guillaume G.**, **Roland, Cynthia, Elise, Jérôme**. Spécial « thanks » à **Heliott** qui a bravé les couleuvres de Montpellier pour récolter certains de mes échantillons et à **Julien** pour son soutien et ses conseils pratiques de fin de thèse.

Il y a ceux que je ne sais comment remercier tant ils m'ont aidée sur tous les fronts : le terrain, le tri/identification, la bonne humeur, les coups d'gueule... **Marie-Claude**, discuter avec toi a toujours été facile. Merci d'avoir supporté mes doutes et partagé mes p'tits bonheurs. Merci également de m'avoir transmis ton goût pour la détermination... aller chercher le pyjama que les larves de tricho laissent au pied du lit quand elles deviennent

nymphes, ça m'a servi une paire de fois ! Il y a aussi la recette des petits gâteaux au chocolat, tes attentions pour les anniversaires des membres de l'équipe, la montée des escaliers vers Fourvière le midi... **Guillaume**, le terrain sans toi, ça n'aurait vraiment pas été pareil. Je me souviendrai longtemps des campagnes de terrain version Delerm et des indigestions de flam aux 3 brasseurs. Le coup de la panne, c'était bien vu également. Avoue que tu rêvais de voir l'arc de triomphe d'Orange ! **Aurélie**, au fil du temps tu es devenue une véritable amie. Merci pour tes coups de mains en détermination mais surtout pour les sorties entre filles, détente hammam. En passant, un bisou à Milan ! **Michou**, tu as toujours su trouver les mots pour remonter le moral des stagiaires et doctorants... je n'y ai pas coupé ! Je me prépare donc à ma future vie de femme au foyer ;) **Jacques**, merci pour ton aide précieuse pour la détermination des mollusques et pour tes chamailleries avec Guillaume qui sont toujours un plaisir. Je n'oublie pas non plus **Romain** et **Jean-Claude** ! J'entends encore la douce mélodie des tubes qui se remplissent d'alcool, les claquements de doigts de Guillaume et les sifflements de Michou et Aurélie dans le couloir des dinosaures du quai Chauveau. Vous avez tous été là dans les bons et les mauvais moments. Vous m'avez aidée à garder la tête hors de l'eau, la tête sur les épaules, la tête froide... Merci !

Merci à **Chloé**, **Yolande** et **Hélène** pour votre sérieux et votre application dans le travail que je vous avais confié pendant vos stages. Vous avez été d'une aide indispensable dans la réalisation de cette thèse.

Je remercie chaleureusement toute l'équipe du **pôle ONEMA / IRSTEA** de Lyon. Merci à **Bertrand Villeneuve** pour son aide en statistique et son recul sur les analyses que j'ai menées. Bon courage pour ta thèse ! Merci également à **Martial Ferréol** et **Laurent Valette** qui ont toujours répondu à mes requêtes très rapidement, à **André Chandesris** pour les discussions sur l'hydromorphologie et sur la restauration du Vistre qui m'ont fait sortir de mon monde de rêverie et voir un peu la réalité en face.

Merci à toutes les petites fourmis de l'IRSTEA, celles et ceux qui œuvrent discrètement pour nous rendre la vie plus facile, en particulier **Michèle**, **Noëlle**, **Edwige**, **Vanessa** et **Valérie** pour leur aide avec les OM, les voyages, les réservations, les annulations, les bons de commande..., **Adeline** pour son aide administrative, **Anne-Laure**, **Aline** et **Marie-Pascale** pour leur aide à la doc et leur amitié, **Jean-Pierre** pour les dépannages informatiques.

Après ma parenthèse lyonnaise, le retour à Metz a été chaleureux. Je remercie en premier lieu **Pascale Bauda**, directrice adjointe du Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux, pour son accueil sur le site de Bridoux.

Je n'ai pas les mots pour remercier **Cédric Mondy**. Tu as été un soutien professionnel inestimable mais aussi un ami à l'écoute. Sans toi, il est clair que R tournerait encore ou pire, que j'en serais toujours à des calculs laborieux (voire impossibles) sur excel !! Merci pour tes conseils sur le terrain et pour la mémorable chasse aux nêpes ! J'ai beaucoup apprécié travailler avec toi et j'espère que nous aurons de nouveau cette opportunité.

Un grand merci à **Michael Danger**, **Faustine Charmasson**, **Maël Garaud**, et **Philippe Rousselle** du LIEC et à **Nicolas Hette** de l'IRSTEA d'Antony qui m'ont apporté une aide précieuse dans ma découverte du monde des isotopes et des dosages de phosphore, le tout dans la bonne humeur ! Merci également à **Nicolas Angeli** et **Christian Hossann** de

l'INRA de Champenoux pour leur aide et leurs conseils dans la préparation des échantillons et leur réactivité pour le dosage des isotopes.

Au LIEC, j'ai intégré une sacrée bonne équipe et je remercie très sincèrement tous les collègues et amis qui m'ont sortie du bureau pour prendre l'air avec un bon café (préparé de bonne heure par **Rosy**), avec qui on a passé des soirées mémorables ou qui ont tout simplement eu une parole sympathique. Merci donc notamment à **Michael Danger, Florence Maunoury-Danger, Vincent Felten, Simon Devin, Sandrine Pain-Devin, Delphine Aran, Bénédicte Sohm, François Guérol**... Merci à **Etienne Morin** pour ces nombreux coups de main en informatique. **Philippe Wagner**, je te remercie d'avoir profité des sorties terrain pour me faire découvrir les Vosges et même un peu l'Isère, mais ça c'était avant la thèse !! A **Apo** et **Fanny**, un grand merci pour vos conseils, ou comment finir une thèse ! A ceux qui ont partagé mon bureau, quelques fois très brièvement, notamment **Jonathan, Benoit, Kahina, Marie** et **Aurore** mais surtout **Adrien** et **Clément B.** qui m'ont supportée dans les deux sens du terme ces dernières semaines. Aux nombreux stagiaires qui sont passés comme un coup de vent mais qui ont laissé leur empreinte. Je vais sans doute en oublier mais je pense à **Cyrielle**, toujours le sourire, toujours la bonne humeur, à **Carole** la pipelette qui ne part pas bien loin et que j'ai hâte de revoir dans les couloirs du LIEC (avec son propre sujet de thèse en plus !!), et à **Gabriel** et ses « gabrielades ». Merci à **Faustine** pour le soleil que tu apportes en Lorraine, à **Andréina** pour le bol d'air venu de mon Ouest natal. Tu as été un soutien sans faille ! Merci à **Maël, Vero, Antonio, Stéphane, Céline, Pascal Pierre, Jennifer, Clément C., Karen, Hela, Amira**, ... vous m'avez tous donné le sourire ! Je remercie **Marie-Christine** pour toutes ses attentions, en particulier les mirabelles du jardin qui m'ont fournies de l'énergie en période de rédaction.

Nathalie Kleinen et **Valérie Grzybowski** m'ont aidée dans la gestion des enseignements et ont toujours fait leur possible pour que tout soit facile pour moi. **Catherine Drui** et **Maryline Goergen** ont eu la patience de répondre à mes questions d'ordre administratif quand j'étais un peu perdue à mon arrivée au LIEC. Je vous en remercie sincèrement. Un grand merci également à **Nathalie Nauert** pour sa douceur matinale et à **Daniel Soubrouillard** pour ses salutations tardives qui nous rappellent qu'il est temps d'aller badger !

J'ai une grosse pensée pour tous les copains de longue date qui m'ont vu faire mon p'tit bout d'chemin vers l'aboutissement de cette thèse, **Marine, Emilie, Elsa, Thomas**, ma **Conscience, Marlène** (et un bisou à **Axelle** !!), **José, Samy** mais aussi **Antoine K.** pour les discussions passionnantes sur nos travaux de recherche et pour avoir pu partager les nombreux sentiments contradictoires qui sont liés à une thèse, en France ou de l'autre côté de la Manche. Tiens bon ! Merci à **Myriam, Rémi** et **Matthieu**, toujours présents ! Merci aux amis lorrains : **Quentin** et **Patou, Jimmy** et **Anne-Lise** (mais vous êtes plus vraiment lorrains, si ?).

Et puis il y a la famille... difficile de vous exprimer toute ma reconnaissance. Merci à **mes parents**. Vous avez été présents et m'avez toujours soutenue. Vous m'avez surtout laissé faire mes choix librement. Comme tu dis maman, « dans la vie on n'a pas toujours ce qu'on veut » mais finalement aujourd'hui, grâce à vous, j'en suis pas si loin ! Merci à **Nelly**, la grande sœur, protectrice, à **Arnaud** pour les discussions qui s'emballent et à vos deux adorables enfants, **Ana** et **Augustin**, qui sont une véritable joie de vivre. Merci à **Poupouch**, la petite sœur pas si petite ! J'ai pris goût à nos weekends parisiens et à nos discussions sur la vie autour d'un kir breton ! **Pierrot** et **Emilie**, vous êtes de la famille maintenant. Un grand

merci à tous les deux pour votre soutien quotidien, les petites soirées pour se vider la tête, la bouffée d'air pour mieux repartir !

Un abrazo grande a mi familia boliviana. **Julio**, tu creiste en mi mas que yo misma. Tus cartas han sido siempre de un gran apoyo y aliento. **Harriett**, eres una mujer de caracter que inspira en mi el deseo de afirmarme y sentirme mas segura. Gracias a ustedes dos. **Mile y Fer, Nalu y Dani**, y a todos sus maravillosos hijos, **Emmita, Megancita, Fabicho, Davicho y Rafo**, gracias por haberme integrado a la familia con tanata rapidez y darme su amor incondicional. Nos vemos pronto en Bolivia !!!

Papito, tu sais que sans toi je n'en serais pas là. Merci pour ta patience, ton soutien inconditionnel et pour m'avoir secouée aussi quelque fois. J'espère être une épaule aussi solide que la tienne l'a été pour moi.

A Ana et Augustin

<i>Chapitre I Introduction générale</i>	1
1.1. Rôle des écosystèmes aquatiques et menaces	1
1.2. Prise de conscience de la dégradation des écosystèmes aquatiques : vers des mesures de restauration	5
1.3. Outils de bioévaluation de la qualité des cours d'eau : vers des outils intégrant le fonctionnement des écosystèmes	11
1.4. Objectifs de la thèse et organisation du manuscrit	16
<i>Chapitre II Démarche scientifique</i>	4
2.1. Contexte de l'étude	23
2.2. Présentation des sites d'étude	24
2.2.1. Présentation du Vistre.....	24
2.2.2. Site de Bouillargues : restauration hydromorphologique	28
2.2.3. Site de Bastide : levée de pression physico-chimique	31
2.2.4. Données issues de la base nationale	33
2.3. Matériel et méthodes	39
2.3.1. Synthèse du travail mis en œuvre	39
2.3.2. Protocoles de récolte des données	41
2.4. Outils d'analyse des données	44
2.4.1. Traits biologiques	44
2.4.2. Modèles nuls.....	47
2.4.3. IndVal.....	50
2.5. Bilan des conditions abiotiques sur chaque site d'étude	52
2.5.1. Site de Bouillargues.....	52
2.5.2. Site de Bastide	58
<i>Chapitre III Réponses des communautés d'invertébrés à la levée d'une pression physico-chimique</i>	71
Résumé	73
3.1. Introduction	74
3.2. Methods	76
3.2.2. Least impaired river reaches	77
3.2.3. Field and laboratory designs	78
3.2.4. Data analyses	79
3.2.5. Null model on least impaired river reaches	83
3.3. Results	84
3.3.1. Chemical characteristics	84
3.3.2. Taxonomic approach	85
3.3.3. Functional approach	87
3.4. Discussion	89
3.4.1. Water chemical quality recovery	89
3.4.2. Invertebrate communities at the control site.....	90
3.4.3. Evaluating the recovery of the invertebrate assemblages: a taxonomic approach	91
3.4.4. Evaluating the recovery of the invertebrate assemblages: a trait-based approach	93
3.4.5. The null model approach: a high potential approach for ecological recovery studies	95
3.4.6. Comparison of taxonomic and trait-based approaches	96
3.5. Conclusion	96
<i>Chapitre IV Réponses des communautés d'invertébrés à des actions de restauration hydromorphologique</i>	101

Résumé	103
4.1. Introduction	105
4.2. Material and methods	106
4.2.1. Study sites	106
4.2.2. Invertebrate sampling	108
4.2.3. Physical habitat description	109
4.2.4. Data analysis	110
4.3. Results	115
4.3.1. Analysis on environmental parameters describing invertebrate community habitat features	115
4.3.2. Invertebrate community analysis	117
4.4. Discussion	124
4.4.1. Habitat structure modifications on restored sites	124
4.4.2. Invertebrate community responses to habitat structure modifications on restored sites	125
4.4.3. Benefits of trait-based approach in understanding functional responses of assemblages occurring after restoration works	126
4.4.4. Potential indicators of river restoration	127
4.5. Conclusion and perspectives	129
<i>Chapitre V Les actions de restauration menées sur le Vistre : un succès ?</i>	131
Préambule	133
5.1. Comparaison à des stations de moindre impact anthropique (LIRRs)	137
5.1.1. Matériel et Méthodes	137
5.1.2. Résultats	143
5.1.3. Discussion	152
5.1.4. Conclusion	159
5.2. Evaluation du succès d'une restauration par l'étude des mécanismes fonctionnels basés sur les traits biologiques	161
5.2.1. Prédiction d'évolution des profils de traits biologiques sur le Vistre	162
5.2.2. Synthèse des réponses fonctionnelles des communautés d'invertébrés à la levée d'une pression physico-chimique et à la restauration hydromorphologique	167
5.2.3. Conclusion sur l'intérêt de l'utilisation des traits biologiques dans le diagnostic de récupération des communautés macrobenthiques à différentes actions de restauration physico-chimique et hydromorphologique des cours d'eau	170
5.3. Evaluation du succès par rapport à des objectifs législatifs	173
5.3.1. Matériel et Méthodes	173
5.3.2. Résultats et discussion	174
5.3.3. Conclusion	179
5.4. Conclusion générale de chapitre	182
<i>Chapitre VI Perspectives</i>	190
6.1. Vers un outil d'évaluation du gain écologique des opérations de restauration	192
6.2. Eléments d'aide à la décision dans le choix des actions de restauration à mener et pour l'optimisation de leur suivi	198
6.2.1. Bilan	199
6.2.2. Points forts, points faibles et préconisations pour les futures actions de restauration	200
6.2.3. Préconisations pour de suivi des futures actions de restauration	205
<i>Liste des abréviations</i>	212
<i>Liste des figures</i>	214
<i>Liste des tableaux</i>	218
<i>Liste des annexes</i>	222

<i>Références bibliographiques</i>	224
<i>Annexes</i>	248

Chapitre I

Introduction générale

1.1. Rôle des écosystèmes aquatiques et menaces

Les écosystèmes d'eau douce représentent moins d'un pourcent de la surface de la planète (Gleick 1996) mais concentrent 6% des espèces décrites par les scientifiques (Hawksworth & Kalin-Arroyo 1995). Ces chiffres sont d'autant plus importants que les inventaires sont loin d'être exhaustifs. En effet, certaines régions du monde – en particulier sous les latitudes tropicales (Dudgeon et al. 2006) – et certains groupes taxonomiques – notamment les invertébrés, les hyphomycètes et les microorganismes (Covich et al. 1999, Dudgeon et al. 2006) – ont été moins explorés et leur richesse spécifique est sans doute largement sous-estimée. Pourtant, chaque espèce participant à un certain nombre de processus qui contribuent au **fonctionnement de l'écosystème**, il est important de maintenir la **biodiversité**. Nous utiliserons ici la définition de biodiversité proposée par Gaston (1996), soit la variété de la vie sur Terre à tous ses niveaux d'organisation (des gènes aux écosystèmes) et les processus écologiques et évolutifs qu'ils soutiennent.

Les écosystèmes d'eau douce assurent un grand nombre de fonctions liées à des **processus biologique et hydromorphologiques**. Les communautés aquatiques jouent, quant à elles, un rôle essentiel dans les cycles de la matière et de l'énergie. Les producteurs primaires autotrophes assurent un transfert d'énergie le long de la chaîne trophique et sont les garants du maintien de la production secondaire, notamment piscicole (Odum 1956). Dans les systèmes pauvres en nutriments, l'énergie à la base des réseaux trophiques provient de la matière organique allochtone. Cette ressource devient accessible aux consommateurs sous l'action conjointe de processus physiques de lessivage et d'acteurs biologiques (bactéries, hyphomycètes, macroinvertébrés benthiques) (Anderson & Sedell 1979, Hieber & Gessner 2002). Les écosystèmes lotiques assurent également un rôle prépondérant dans les processus d'érosion des sols et de transport de sédiments.

Les bénéfices directs ou indirects que peuvent tirer les populations humaines du fonctionnement des écosystèmes ont été regroupés sous le terme de « **services écosystémiques** » dans les années 1990 (Costanza et al. 1997), largement repris depuis, notamment à partir de la période 2001-2005 avec « l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire » (Millenium Ecosystem Assessment, MEA). Cette étude avait pour objectif de faire prendre conscience aux décideurs de l'importance de la conservation des écosystèmes par une évaluation, à l'échelle mondiale, des conséquences des modifications du

fonctionnement des écosystèmes sur le bien-être et les activités économiques des populations humaines. Bien que basée sur une vision anthropocentrique de la biodiversité, cette approche a permis d'expliquer les liens forts de dépendance mutuelle qui existent entre le milieu naturel et les sociétés humaines. Quatre grands types de service ont été définis pour les écosystèmes d'eau douce (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Ces derniers assurent un service essentiel d'**approvisionnement** en eau pour la consommation humaine mais également pour les activités industrielles, la production d'énergie ou encore la navigation. Le maintien des services d'approvisionnement est particulièrement important dans les pays les plus pauvres où les populations dépendent directement des ressources naturelles pour survivre (Balian et al. 2008). Les hydrosystèmes d'eau douce jouent également un rôle important dans la **régulation** des événements climatiques extrêmes qui peuvent notamment conduire à de fortes crues ou au contraire à des étiages sévères. Les zones humides et les plaines d'inondation agissent en dissipant l'énergie propagée par les phénomènes de crue. Les écosystèmes d'eau douce sont également un **support** à de nombreux processus comme les cycles de nutriments, l'autoépuration des eaux, la séquestration du carbone. Les services de support comprennent aussi le transport par voie navigable. Le MEA a également pris en compte l'ensemble des services **culturels et récréatifs** que fournissent les rivières et les plans d'eau.

Un grand nombre de services assurés par les écosystèmes d'eau douce est lié aux activités des communautés qui y vivent. Les **communautés d'invertébrés benthiques** jouent un rôle central dans les processus liés aux flux de matières et d'énergie au sein des cours d'eau et entre les cours d'eau et le milieu terrestre adjacent (Coffman et al. 1971, Petersen & Cummins 1974, Wallace & Webster 1996, Covich et al. 1999, Huryn & Wallace 2000). En 2000, Huryn et Wallace ont étudié l'influence des traits d'histoire de vie des invertébrés benthiques sur leur capacité à la production secondaire dans des hydrosystèmes variés. Il en est ressorti que la production secondaire annuelle des communautés d'invertébrés se situait entre 1 (dans les cours d'eau de climat froid d'Alaska ou de Norvège par exemple) et 1000 (en sortie d'étang, en période estivale en Angleterre) grammes de masse sèche par mètre carré dans les cours d'eau à travers le monde. Trois fonctions principales sont assurées par les communautés macrobenthiques :

- Les **processus de décomposition de la matière organique détritique** qui sont accélérés par les organismes décheteteurs (Anderson & Sedell 1979, Cuffney et al. 1990, Wallace & Webster 1996, Graça 2001). Covich et al. (1999) estiment ainsi que les invertébrés participent à la transformation de 20 à 73% de la litière qui entre dans les

cours d'eau. Ce processus est d'autant plus important qu'il permet de mettre en suspension et d'exporter de la matière particulaire fine vers l'aval, qui sera alors disponible pour d'autres organismes dont les invertébrés filtreurs (Dieterich et al. 1997).

- Les organismes benthiques agissent sur les **cycles des nutriments** par leur activité d'alimentation, d'excrétion et de fouissage dans les sédiments (Covich et al. 1999). Par exemple, les organismes filtreurs consomment les particules fines en suspension et les rendent accessibles à d'autres organismes via leurs fèces. La bioturbation, favorisée par les organismes fouisseurs, entraîne un brassage et une oxygénation des sédiments qui accélèrent le cycle des nutriments (*e.g.* carbone organique, azote, phosphore et éléments traces) (Wallace & Webster 1996).
- Les organismes benthiques sont également une **source de nourriture** importante pour les vertébrés aquatiques et terrestres (poissons, oiseaux...) (Wallace & Webster 1996, Covich et al. 1999). Ils participent ainsi au transfert de matière et d'énergie vers les écosystèmes terrestres proches.

Les écosystèmes d'eau douce assurent un grand nombre de fonctions dont les populations humaines tirent des bénéfices. En conséquence, ils figurent parmi les écosystèmes les plus exploités (Malmqvist & Rundle 2002). Leur vulnérabilité est renforcée par le lien fort que ces systèmes entretiennent avec leur bassin versant. Ils sont de ce fait souvent impactés directement par les activités anthropiques en place sur leur bassin. Les études pratiques et les synthèses bibliographiques traitant des **menaces anthropiques** qui planent sur les écosystèmes d'eau douce (Malmqvist & Rundle 2002, Dudgeon et al. 2006), voire sur la sécurité de l'eau pour les populations humaines (Vörösmarty et al. 2010), se sont multipliées depuis 10 ans. La surexploitation de la ressource, la pollution de l'eau, la modification des régimes hydrauliques, la destruction ou la dégradation de l'habitat, et les invasions d'espèces non natives sont les 5 menaces qui sortent le plus régulièrement de ces analyses (Malmqvist & Rundle 2002, Dudgeon et al. 2006, Vörösmarty et al. 2010, Stendera et al. 2012). Il est rare qu'un système soit menacé directement par une seule activité anthropique. De plus, les effets conjoints de différents stress peuvent être additifs, synergiques ou antagonistes (Pedersen & Friberg 2009, Stendera et al. 2012) et bien souvent, des facteurs naturels (climat, géologie...) ou anthropiques indirects (réchauffement climatique) rendent la réponse des écosystèmes difficile à estimer pour une seule pression (Dudgeon et al. 2006). Dans une étude menée en 2010, Vörösmarty et al. ont établi une carte mondiale des menaces qui pèsent sur la biodiversité et sur les populations humaines, en intégrant les principaux facteurs de stress

anthropiques (altérations du bassin versant, pollutions, modifications du régime hydraulique, et facteurs biotiques comme l'introduction d'espèces non natives). Ils ont ainsi établi que presque 80% de la population mondiale vivait dans une zone où la menace était élevée, soit pour la biodiversité, soit pour l'approvisionnement ou la qualité sanitaire de l'eau pour les populations humaines. Ces zones géographiques sont corrélées à des densités de population élevées et des activités économiques développées.

Parmi les **pressions physico-chimiques** qui s'exercent sur les systèmes aquatiques, les rejets d'eaux usées ou d'effluents de stations d'épuration (STEP) qui sont insuffisamment ou inefficacement traités occupent une place prépondérante (Dyer et al. 2003, Chang 2005). Ces rejets engendrent souvent une forte augmentation des concentrations en nutriments dans l'eau, principalement pour l'azote et le phosphore (Prenda & Gallardo-Mayenco 1996, Gücker et al. 2006). La région méditerranéenne est particulièrement touchée par ce type de perturbation du fait de conditions climatiques qui limitent le débit des cours d'eau pendant une bonne partie de l'année (Prenda & Gallardo-Mayenco 1996). En effet, l'impact du rejet d'une STEP dépend du rapport entre le débit du rejet et celui du cours d'eau récepteur (Gücker et al. 2006). De ce fait, les précipitations peuvent jouer un rôle dans la dilution des fortes pollutions (Prenda & Gallardo-Mayenco 1996) et augmenter la capacité d'**auto-épuration** des cours d'eau. Néanmoins, cette capacité a des limites, et bien qu'elle puisse compenser dans une certaine mesure la pollution, le fonctionnement de l'écosystème peut être significativement affecté par l'augmentation du stress lié à la perturbation (Pascoal et al. 2003, Pascoal et al. 2005, Lecerf et al. 2006). L'impact des pressions physico-chimiques sur les différents compartiments biologiques des cours d'eau a beaucoup été étudié. A l'aval des rejets de STEP dont le fonctionnement est altéré et la capacité ou la technologie est dépassée, les communautés d'invertébrés benthiques sont souvent pauvres et dominées par des taxons polluo-tolérants (Wright et al. 1995, Prenda & Gallardo-Mayenco 1996). Leur biomasse et leur densité peuvent augmenter, *e.g.* du fait d'une prolifération des Chironomidae et des Oligochètes (Wiederholm 1984, Rosenberg & Resh 1993). La pollution organique peut également avoir un impact négatif sur la biomasse et la diversité des algues et des macrophytes (Hynes 1960).

Outre la qualité physico-chimique de l'eau, l'habitat physique tient un rôle majeur dans le maintien des communautés aquatiques (Southwood 1977, Pickett & White 1985, Southwood 1988, Townsend & Hildrew 1994, Directive Cadre Européenne Sur L'eau 2000). De nombreuses études ont montré une relation positive entre l'hétérogénéité spatiale de

l'habitat et la richesse spécifique (*e.g.* Poff & Ward 1990, Beisel et al. 1998, Beisel et al. 2000). Or, il est maintenant reconnu que les activités humaines ont largement modifié l'hydromorphologie des cours d'eau conduisant à une **homogénéisation de l'habitat physique** (Allan & Flecker 1993, Dobson et al. 1997). La canalisation des rivières, qui concerne plusieurs centaines de kilomètres de cours d'eau européens (Biggs et al. 1998), est ainsi l'une des principales causes de perte et de dégradation des habitats aquatiques à large échelle spatiale (Allan & Flecker 1993, Rosenberg et al. 2000). En forçant le cours d'eau à rester dans un lit canalisé en période de fortes crues, la contrainte de cisaillement est augmentée ce qui conduit à une altération des habitats aquatiques (Negishi et al. 2002). En période estivale, les hauteurs d'eau et la vitesse de courant réduites peuvent également conduire à une exacerbation des phénomènes d'échauffement des eaux. La perte d'hétérogénéité en habitats dans les cours d'eau canalisés se répercute souvent négativement sur les communautés de macroinvertébrés et de poissons (Moyle 1976, Quinn et al. 1992, Bis et al. 2000). La réduction du nombre, de la taille et de la biomasse de certaines espèces de poissons dans les cours d'eau canalisés peut être mise en relation avec une perte de biomasse en invertébrés qui constituent l'une de leurs principales sources de nourriture (Moyle 1976).

1.2. Prise de conscience de la dégradation des écosystèmes aquatiques : vers des mesures de restauration

Protéger l'environnement est une idée qui a pris racine dans la conscience collective à partir de la fin du 19^{ème} siècle avec le développement industriel et économique mondial et l'émergence de techniques d'agriculture intensive. En France, **la Loi sur l'eau (1992)** introduit la notion de gestion écologique des eaux, et stipule que l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Elle met également en place les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et les Schémas d'Aménagement et de Gestion de Eaux (SAGE) qui sont des outils de planification de la gestion de l'eau dans les territoires. En 2000, l'évaluation de l'état écologique des écosystèmes aquatiques a pris de l'importance en matière de gestion avec la ratification de la **Directive Cadre européenne sur l'Eau** (DCE 2000). Son objectif est clair : il s'agit d'atteindre le «bon état» pour les masses d'eau d'ici 2015 et de préserver celles qui sont déjà considérées comme en bon état. La DCE se concentre notamment sur la capacité des communautés biologiques à donner une mesure

intégrative de l'impact des activités humaines dans le temps et pour différents types de perturbation. Elle prend en considération les effets des perturbations physiques et ceux des contaminations physico-chimiques dans l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques. En 2004, une première évaluation de l'état de santé des masses d'eau a été lancée sur le territoire français. Le bilan établi en 2009 montre que seulement 41% des masses d'eau de surface atteignent le bon état imposé par la DCE (Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2012). Cette première phase de diagnostic a permis non seulement de dresser un état des lieux de la situation des masses d'eau, mais également d'identifier l'origine des altérations et de fixer des objectifs pour chaque masse d'eau. Les gestionnaires ont alors pu mettre en place des plans de gestion intégrant des programmes de restauration. Suivant les recommandations de nombreuses études (*e.g.* Muotka et al. 2002, Brown 2003, Palmer et al. 2005), de tels programmes devront privilégier une amélioration des systèmes d'assainissement et la prise en compte du milieu physique comme une composante à part entière du bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Historiquement, une attention plus prononcée a été portée aux problèmes de pollution de l'eau, liés notamment aux rejets des eaux usées, du fait de leurs conséquences manifestes sur la santé humaine. En France, l'application tardive de la **directive européenne « Eaux Résiduaires Urbaines »** (ERU) du 30 mai 1991 a été le moteur principal de la mise aux normes des STEP. Un premier plan d'action, mis en place entre 2007 et 2011, fixait l'objectif de mise aux normes des STEP non conformes à la directive ERU. Le deuxième plan d'action adopté en 2012 pour une durée de 6 ans affiche clairement l'ambition de mettre en œuvre une politique d'assainissement qui contribue au maintien, voire à l'amélioration, de la qualité des milieux aquatiques. Il s'agit en effet d'achever la mise en conformité des STEP françaises et d'investir dans l'entretien et la modernisation du réseau d'assainissement. La prise en compte de l'**hydromorphologie** dans l'évaluation de l'état des cours d'eau est plus récente et est fortement liée à la mise en place de la DCE où elle est considérée comme un soutien à la biologie. Dans ce sens, l'hydromorphologie est également un fort élément d'explication de l'altération des communautés aquatiques, au même titre que la qualité physico-chimique de l'eau (Souchon & Wasson 2007).

Les enjeux sociétaux, économiques et écologiques ont initié une volonté politique de protéger les écosystèmes aquatiques. Maintenir les services rendus par ces systèmes est devenu une source de motivation pour entreprendre des actions de restauration à travers le

monde (Palmer et al. 2005). Bien que très largement utilisé, aucune définition du terme « **restauration** » n'est universellement acceptée à large échelle. Des discussions demeurent, notamment à propos des objectifs à atteindre et de la définition du « succès écologique » de la restauration (Palmer et al. 2005). En 1991, Cairns (1991) parle de la restauration comme d'un retour structurel et fonctionnel complet à un état d'avant perturbation. Néanmoins, dans la pratique, les combinaisons de stress physico-chimiques et hydromorphologiques subies par les cours d'eau depuis le développement des populations humaines rend difficile l'évaluation d'un tel état. L'Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats-Unis (EPA 1990) intègre la notion de retour à un « état historique moderne », et Clewell et al. (2005) évoquent celle de « trajectoire historique ». Dans les deux cas, les auteurs considèrent la difficulté d'un retour des écosystèmes à des conditions environnementales existant il y a plusieurs siècles. De nombreux auteurs estiment finalement que le but de la restauration devrait être le retour au stade le moins dégradé et le plus dynamique possible, écologiquement parlant, compte tenu du contexte régional (Choi 2004, Suding et al. 2004, Jansson et al. 2005, Palmer et al. 2005).

Le terme « restauration » fait souvent référence à des actions menées sur la composante hydromorphologique des cours d'eau. Néanmoins, dans les faits, les actions de restauration des cours d'eau devraient prendre en considération simultanément la **levée des pressions physico-chimiques** et la **réhabilitation hydromorphologique** des écosystèmes aquatiques. D'autre part, plusieurs études (*e.g.* Palmer & Filoso 2009, Vörösmarty et al. 2010) mettent en avant l'importance de limiter les actions ponctuelles de restauration souvent menées à l'échelle du tronçon de rivière et de favoriser les projets intégrant une dimension plus large, comme celle du bassin versant, qui pourront agir simultanément sur la levée de plusieurs pressions.

Récemment, la modernisation et la construction de nouvelles STEP ont permis une amélioration de la qualité physico-chimique des rejets entraînant une **amélioration de la qualité physico-chimique** des cours d'eau récepteurs (Daniel et al. 2002, Mladenov et al. 2005). Néanmoins, peu d'étude ont été menées sur les conséquences écologiques de la levée d'une telle pression. Elles sont pourtant nécessaires pour comprendre les processus de récupération des communautés biologiques. En 2006, Gucker et al. (2006) ont étudié les effets sur les écosystèmes aquatiques, des rejets de STEP utilisant de nouvelles méthodes de traitement secondaire des eaux usées. En aval de telles STEP, une augmentation des concentrations totales en azote, carbone et phosphore dans les sédiments, ainsi qu'une augmentation globale de la biomasse des invertébrés et des macrophytes sont toujours

constatées par rapport aux conditions témoins observées en amont. Néanmoins, les augmentations sont moindres que celles observées à l'aval des rejets des STEP de première génération. La capacité des nouveaux traitements à améliorer la qualité des rejets et à limiter l'impact des eaux usées sur le fonctionnement des écosystèmes a donc été démontrée. Les études réalisées soulignent la nécessité de mettre en place des traitements tertiaires pour progresser dans l'amélioration de la qualité des cours d'eau. Spänhoff et al. (2007) ont montré que les effluents d'une STEP, équipée d'une technologie de traitement des eaux de nouvelle génération, n'affectaient directement ni les processus de dégradation de la matière organique particulaire grossière, ni les communautés microbiologiques, ni la composition des communautés de macroinvertébrés aquatiques au sein des sédiments. D'autres études ont mis en évidence une récupération claire des communautés biologiques après la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées ou leur amélioration (Crawford et al. 1992, Dauba et al. 1997, Harrel & Smith 2002). Sur la Petite Baïse (France, Hautes-Pyrénées et Gers), la mise en place d'une station de traitement des effluents provenant d'une usine d'explosifs a permis le retour d'espèces de poissons et d'invertébrés qui avaient disparu (Dauba et al. 1997). L'implantation de traitements tertiaires sur deux STEP d'Indianapolis (U.S.A.) a permis en 3 ans, une récupération des communautés macrobenthiques situées à l'aval des rejets de ces STEP au niveau des communautés observées à l'amont (Crawford et al. 1992). Dans cette étude, les auteurs notent en particulier le retour des trichoptères et des éphéméroptères en aval des rejets des STEP après la mise en place du traitement tertiaire alors qu'ils étaient rarement présents auparavant.

Bien que les actions de **restauration hydromorphologique** se soient multipliées depuis 30 ans (Young 2000, Malavoi & Adam 2007), leur mise en pratique reste encore souvent expérimentale (Young 2000). Selon Clewell et al. (2005) la restauration est une activité intentionnelle qui amorce ou accélère la récupération des écosystèmes. Cette définition rejoint en partie celle de Boon et al. (1992) qui distinguent la **restauration** « **active** » basée sur des travaux [*e.g.* reméandrage (Friberg et al. 1994, Nakano & Nakamura 2008), arasement de seuil (Doyle et al. 2005), action sur la ripisylve (Collins et al. 2013), ajout de substrats minéraux ou ligneux (Gørtz 1998, Laasonen et al. 1998, Muotka et al. 2002), combinaisons de différentes actions (Jähnig et al. 2010, Haase et al. 2013)], et nécessaire aux cours d'eau peu puissants, de la **restauration** « **passive** » qui correspond à une levée des pressions physiques sans action directe sur le système [*e.g.*, arrêt ou modification des opérations d'entretien de type dragage et désherbage mécanique des berges (Friberg et al.

1998)] et durant laquelle le cours d'eau récupère du fait des forces naturelles qui s'exercent sur lui. La variété des travaux menés, ou non, conditionne la variété des réponses des écosystèmes. La restauration hydromorphologique a une histoire relativement courte et les retours d'expérience, bien qu'en forte croissance depuis les années 2000, sont encore trop peu nombreux pour fournir une vision d'ensemble pertinente des effets des différentes actions possibles de restauration hydromorphologique sur les écosystèmes aquatiques (Friberg et al. 1994, Biggs et al. 1998, Lake 2001, Nakano & Nakamura 2008), d'autant plus qu'ils s'intéressent soit à la restauration active, soit à la restauration passive. Il est donc difficile de conclure clairement quant à l'efficacité respective des actions de restauration hydromorphologique et les premiers bilans font souvent état de résultats variables, voire contradictoires. Globalement, les effets à court terme (< 1 an après les travaux) sont négatifs. Les études de Friberg et al. (1994) et Friberg et al. (1998), principalement basées sur la densité et la diversité des communautés d'invertébrés, montrent que ces métriques sont significativement affectées par les travaux de restauration (reméandrage) jusqu'à 9 mois après leur réalisation. Nakano & Nakamura (2008) observent un effet négatif des travaux de reméandrage jusqu'à 3 mois après les travaux. Néanmoins, un an (Nakano & Nakamura 2008) à deux ans (Friberg et al. 1994, Friberg et al. 1998) après la fin des travaux de reméandrage, les communautés des sites restaurés deviennent plus denses et plus diversifiées que les communautés du site témoin (non restauré). Les auteurs ont pu mettre en évidence une relation positive entre l'augmentation de l'hétérogénéité spatiale, la création de nouveaux habitats et l'évolution des communautés macrobenthiques. Les études citées ci-dessus ainsi que celles de Gørtz 1998, Muotka et al. (2002) et Nakano & Nakamura (2006) concluent à des effets globalement positifs des actions de restauration hydromorphologique. Au contraire, Biggs et al. (1998), Lepori et al. (2005a) et Jähnig et al. (2009b) n'ont observé que peu ou pas de changements de structure et de composition des communautés macrobenthiques après restauration hydromorphologique. Ces auteurs émettent alors plusieurs hypothèses explicatives, en relation avec la nature des travaux effectués, la capacité du milieu à récupérer, mais aussi l'échelle spatiale d'étude utilisée, qui serait éventuellement mal adaptée pour traduire clairement les changements liés aux actions de restauration.

Les études ayant évalué les effets d'opérations de restauration de cours d'eau réalisées depuis les années 1990, se sont presque exclusivement concentrées sur le gain écologique associé soit à une levée de pression physico-chimique, soit à des actions de restauration hydromorphologique. En revanche, à notre connaissance, aucune d'entre-elles n'a

tenté de comparer les réponses biologiques entraînées par ces deux types d'opérations sur le même cours d'eau.

1.3. Outils de bioévaluation de la qualité des cours d'eau : vers des outils intégrant le fonctionnement des écosystèmes

Avec la prise de conscience de l'importance de préserver les ressources en eaux, des outils de mesure de l'état de perturbation d'un système ont dû être développés. Les analyses physico-chimiques seules ayant rapidement montré leurs limites, les recherches se sont tournées vers des outils plus intégratifs impliquant la composante biologique. Ces méthodes, dites de **bioévaluation**, utilisent la réponse d'un organisme ou d'un groupe d'organismes pour apprécier une modification, le plus souvent une détérioration, de la qualité d'un milieu (Blandin 1986, Rosenberg & Resh 1993, Tachet et al. 2010)

En 2006, Bonada *et al.* ont regroupé en 3 catégories les critères auxquels doit répondre un outil de bioévaluation « idéal » : ils réfèrent à sa « conception », son « application » et ses « performances ».

- **Conception.** Un bioindicateur doit dériver d'une théorie écologique claire de laquelle découlent des hypothèses à l'origine de prédictions le long d'un gradient de perturbation (Townsend & Hildrew 1994). Il doit donc nécessairement réagir aux perturbations anthropiques, et cette réaction doit pouvoir être mise en évidence qualitativement ou quantitativement (Dolédec et al. 1999). Statzner & Bêche (2010) ajoutent que l'outil de bioévaluation doit être le plus discriminant possible de façon à distinguer les différents types d'impacts anthropiques. Il assure ainsi une identification précise de la source de dégradation de l'environnement dont il faudra réduire les effets en priorité. Bonada et al. (2006) soulignent l'importance d'une prise en compte simultanée de critères de détection (i) globaux et (ii) spécifiques des impacts anthropiques. Cependant, peu de méthodes de bioévaluation peuvent satisfaire simultanément à ces deux familles de critères, parmi celles-ci : les méthodes multi-métriques. Bonada et al. (2006) considèrent également, qu'un bioindicateur doit avoir une bonne capacité à évaluer les fonctions écologiques. L'importance de ce critère est apparue comme évidente à l'issue de débats, relativement récents, sur les relations entre biodiversité, fonctions écologiques, conservation et restauration des écosystèmes.

- **Application.** La mise en application d'un bioindicateur ne peut être envisagée sans examen de son coût économique (Marchant et al. 2006). Plus précisément, il doit être associé à une stratégie d'échantillonnage et un traitement des échantillons en laboratoire relativement simples, normalisés et peu coûteux (Hellowell 1986).

- **Performance.** Les nouvelles lois en matière de protection de l'environnement ne concernent plus seulement le territoire national. Elles sont le plus souvent rédigées à une échelle plus globale incluant une large zone géographique (*e.g.* législation européenne). Pour être performant, l'organisme ou l'assemblage de taxons sur lequel est défini un bioindicateur doit donc présenter une large distribution spatiale afin que l'outil de bioévaluation soit applicable à large échelle, avec quelques adaptations régionales possibles (Bonada et al. 2006).

Six principaux groupes taxonomiques sont utilisés dans la bioévaluation des cours d'eau : les bactéries, les protozoaires, les algues, les macroinvertébrés, les macrophytes et les poissons (Hellowell 1986). La DCE (2000) prévoit la mise en place d'outils de bioévaluation des cours d'eaux, fondés sur chacun des cinq éléments de qualité biologique suivants : (i) le phytoplancton, (ii) les macrophytes, (iii) le phytobenthos, (iv) les invertébrés benthiques et (v) les poissons.

A l'échelle mondiale, les **macroinvertébrés benthiques** sont le groupe d'organismes le plus souvent utilisé en biosurveillance des cours d'eau (Hellowell 1986, Rosenberg & Resh 1993, Metcalfe-Smith 1996, Bonada et al. 2006, Friberg et al. 2006). Ils forment en effet des communautés diversifiées, sont abondants et présents dans quasiment tous les types de cours d'eau, colonisent tous les types de substrats (Metcalfe 1989, Linke et al. 1999) et sont relativement faciles à récolter et à identifier (Hellowell 1986). Leur échantillonnage, standardisé dans la plupart des méthodes de bioindication nationales [*e.g.* norme AFNOR XP T 90-333 (2009) en France], est relativement facile à mettre en place et demande assez peu de matériel coûteux. De plus, l'autoécologie et la sensibilité des macroinvertébrés benthiques aux perturbations du milieu ont beaucoup été étudiées et commencent à être bien connues. Leur sensibilité variable – suivant les taxons – aux perturbations présente en outre un intérêt majeur en bioévaluation (Rosenberg & Resh 1993). Le cycle de développement des macroinvertébrés est majoritairement de type annuel (Tachet et al. 2010) et leurs capacités de migration sont relativement faibles, souvent limitées à des comportements de dérive (Cook 1976). De ce fait les assemblages de macroinvertébrés sont potentiellement aptes à fournir un enregistrement intégré de la qualité du milieu (Metcalfe

1989) et à permettre la détection de pollutions de type aigu même lorsque la substance toxique n'est plus détectable par des analyses physico-chimiques classiques. Toutes ces caractéristiques confèrent aux macroinvertébrés leur qualité de bons indicateurs des conditions locales de leur environnement (Metcalf-Smith 1996, Piscart et al. 2006).

Les approches **indicielles** sont les plus largement utilisées pour l'évaluation de la qualité des ressources aquatiques via les communautés macrobenthiques (Bonada et al. 2006). La majorité des indices développés se sont intéressés aux variations de structure et de composition des communautés. Dans une étude de 2010, Mouchet et al. (2010) discutent la validité des outils classiques de mesure de la biodiversité basés sur une **approche taxonomique**. Deux des postulats sous-jacents au développement de ces indices y sont remis en question. Le premier fait l'hypothèse que tous les « taxons » sont « égaux ». Les éventuelles variations de contribution des différents taxons aux diverses fonctions assurées par l'assemblage faunistique ne sont alors pas prises en compte dans le calcul de la diversité. Au mieux, seules les abondances relatives des taxons sont prises en considération (Magurran 2004). La deuxième hypothèse est que tous les « individus » sont équivalents, quelles que soient leurs différences morphologiques (taille...) et leurs stades de développement. Or, les taxons aux différents stades de leur développement peuvent parfaitement avoir des préférences écologiques très contrastées et assurer également des fonctions écologiques clairement différentes au sein de la communauté macrobenthique et de l'écosystème. Ce défaut apparent des indices basés sur des critères purement taxonomiques a conduit à envisager la prise en compte simultanée de critères taxonomiques et de critères fonctionnels dans l'analyse de la réponse des écosystèmes aux changements environnementaux et a abouti au développement de nouvelles approches (Díaz et al. 2007, Suding & Goldstein 2008). Très tôt, des outils ont été développés, sur la base de groupes d'organismes indicateurs d'une perturbation, prenant en compte leurs affinités variables pour différentes conditions environnementales. Kolkwitz & Marsson (1901, 1902) ont été les premiers à utiliser la sensibilité des organismes à la contamination organique pour définir des groupes d'espèces indicateurs de différents niveaux de contamination organique. Ce système d'attribution d'une valeur « saprobiale » aux organismes a largement été développé à partir des années 1950 (*e.g.* Kolkwitz 1950, Fjordingstad 1965, Sládeček 1973, Foissner 1988) et a servi de base au développement de nombreux outils de bioévaluation européens intégrant la notion de **valeur indicatrice** des organismes pour un type de perturbation donné [*e.g.* l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (AFNOR 2004)]. Toutefois, la plupart de ces indices, s'ils dérivent

du concept de « niche écophysiological » (Statzner & Bêche 2010), ne permettent pas de mettre en évidence les effets de plusieurs perturbations agissant simultanément puisqu'ils sont bien souvent spécifiques d'un seul type de stress (*i.e.* la baisse de la concentration en oxygène suite à la décomposition de la matière organique dans le cas de l'indice saprobie). De plus, les caractéristiques écophysiological des organismes peuvent varier en fonction des conditions naturelles locales (Statzner & Bêche 2010) et la généralisation de ces indices à tous les types de cours d'eau s'avère difficile du fait des fluctuations naturelles des cortèges d'espèces en fonction des conditions éco-régionales (Lenat 1993, Usseglio-Polatera et al. 2000b). Afin de pallier ces limites, de nouvelles approches ont été développées sur la base de l'utilisation des traits d'espèces.

Les « **traits** » sont l'ensemble des caractéristiques mesurables qui décrivent la morphologie, la physiologie, le comportement ou les préférences écologiques d'une espèce (Vieira et al. 2006, Menezes et al. 2010, Cadotte et al. 2011). La notion de « **trait fonctionnel** » fait référence aux caractéristiques d'une espèce susceptibles d'influencer les performances d'un individu, autrement dit sa croissance, sa reproduction ou sa survie (McGill et al. 2006, Violle et al. 2007).

L'utilisation des traits en écologie repose sur des théories bien établies [*e.g.* le River Continuum Concept (Vannote et al. 1980) ou le River Habitat Templet (Townsend & Hildrew 1994)] et permet de remplacer les taxons par leur « signification écologique ». Selon Stearns (1976), l'histoire de vie d'un organisme peut être décrite par un ensemble de traits qui résulte d'une sélection naturelle. Selon les hypothèses théoriques du **River Habitat Templet** (RHT) développées par Townsend et Hildrew (1994), sur la base des principes énoncés par Southwood (1977) et Southwood (1988), l'habitat fournit un cadre dans lequel se forment les traits caractéristiques des espèces. Les auteurs mettent en relation les variations spatiales et temporelles de l'habitat avec les caractéristiques biologiques des espèces autochtones. Les facteurs abiotiques, en particulier ceux relatifs aux perturbations du milieu, sont supposés être les éléments majeurs déterminant la composition des communautés d'invertébrés (Townsend et al. 1997) dans un espace de variabilité spatio-temporelle. La variabilité temporelle réfère principalement à la fréquence, la magnitude et la prévisibilité des perturbations et la variabilité spatiale est définie par l'hétérogénéité de l'habitat décrite en termes d'habitabilité, *i.e.* de quantité et de diversité des zones de refuge disponibles. Ces dernières contribuent en effet à l'amélioration (i) de la capacité de **résistance** de cette communauté, *i.e.* l'amélioration de sa capacité à faire face à une perturbation sans perte significative d'individus ou de taxons

(Townsend et al. 1997), et (ii) de sa capacité de **résilience**, *i.e.* son aptitude à retrouver rapidement, après perturbation, des caractéristiques structurales et fonctionnelles comparables à celles de la communauté en situation initiale (Ramade 1998). A l'échelle des temps écologiques, l'habitat agit donc comme un filtre « multi-échelles » (agissant de l'échelle biogéographique à l'échelle microhabitationnelle), qui élimine progressivement les taxons du pool de colonisateurs potentiels présentant des profils biologiques incompatibles avec les niveaux d'hétérogénéité spatiale et temporelle du milieu, et contrôle de ce fait la composition du peuplement autochtone (Scarsbrook & Townsend 1993).

Selon McGill et al. (2006), la façon dont sont sélectionnés les traits fonctionnels des espèces dans un contexte de gradients environnementaux, permet de définir leur **niche fondamentale**. Dans ce contexte abiotique, la **niche réalisée** est alors le résultat des modifications des performances des espèces en réponse aux interactions biotiques au sein du milieu (McGill et al. 2006) ; la niche réalisée étant ainsi un sous-ensemble de la niche fondamentale d'une espèce. La notion de niche écologique peut donc être assimilée à un hyper-volume défini dans un espace multi-dimensionnel illustrant les différentes conditions environnementales dans lesquelles l'organisme peut se maintenir (Hutchinson 1957). Cette notion de niche fondamentale peut être abordée de manière plus « fonctionnelle » en prenant en compte des caractéristiques biologiques des taxons, décrites sur la base d'informations issues de la littérature ou de dires d'experts. Pour les macroinvertébrés benthiques, des bases de données rassemblant les descriptions des caractéristiques biologiques (*e.g.* le cycle de vie, la résistance / résilience à une perturbation, la physiologie...) d'un grand nombre de taxons ont été produites dans les années 90 principalement en Europe (Bournaud et al. 1992, Stutzner et al. 1994a, Usseglio-Polatera et al. 2000b, Moog 2002, Graf et al. 2008, Buffagni et al. 2009, Graf et al. 2009, Tachet et al. 2010, Schmidt-Kloiber & Hering 2012, Liess et al. 2013) et en Amérique du Nord (Vieira et al. 2006), et plus récemment en Amérique du Sud (*e.g.* Tomanova & Usseglio-Polatera 2007).

Les traits répondent à la majorité des exigences définies par Bonada et al. (2006) pour le développement des outils de bioindication. L'utilisation des traits s'appuie en effet clairement sur le RHT (Scarsbrook & Townsend 1993, Stutzner et al. 1997, Townsend et al. 1997). Les études menées sur les communautés d'invertébrés par une approche basée sur les traits ont mis en évidence la capacité des combinaisons de traits à fournir une **réponse spécifique** pour différents types de perturbation (Archambault 2003). Ainsi, les traits sont pertinents pour révéler des perturbations naturelles ou anthropiques, induites par une

contamination par les matières organiques (Charvet et al. 1998, Lecerf et al. 2006), la toxicité des sédiments (Archambault et al. 2010, Colas et al. 2011), les conditions hydrauliques (Snook & Milner 2002), l'introduction d'espèces non natives (Devin et al. 2005) ou des stress multiples (Dolédec et al. 1999, Usseglio-Polatera & Beisel 2002, Gayraud et al. 2003). Une étude comparative récente, menée à large échelle, suggère que les métriques basées sur les traits permettent une meilleure détection des perturbations d'origine anthropique que les métriques uniquement fondées sur des critères taxonomiques (Marzin et al. 2012). De plus, la réponse des communautés d'invertébrés basée sur les traits est relativement stable à large échelle spatiale (Charvet et al. 2000, Statzner et al. 2001, Archambault et al. 2005). L'utilisation des traits est également facile. En effet, la détermination des taxons au niveau systématique du genre voire de la famille peut suffire pour une utilisation efficace des profils de traits d'une communauté (*i.e.* la fréquence d'utilisation des différentes modalités de traits par les individus composant cette communauté) en bioindication (Dolédec et al. 2000, Archambault 2003, Gayraud et al. 2003). Les nombreux avantages cités ci-dessus expliquent le fort développement récent des outils de bioévaluation intégrant l'utilisation des traits des macroinvertébrés benthiques (Statzner et al. 2005, Tomanova et al. 2008, Menezes et al. 2010, Marzin et al. 2012), notamment dans un contexte européen (Mondy et al. 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2013).

1.4. Objectifs de la thèse et organisation du manuscrit

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE, 2000) a fixé l'objectif d'atteinte du bon état écologique des masses d'eau [ou du bon potentiel écologique pour les masses d'eau fortement modifiées (MEFM)] à l'horizon 2015 (avec un report d'échéance possible pour les MEFM). A l'approche de cette échéance, les actions de restauration se sont multipliées sur les cours d'eaux européens mais peu d'études ont été menées en parallèle pour suivre l'évolution écologique des systèmes restaurés et évaluer les bénéfices apportés par les opérations de restauration aux biocénoses. De telles études pourraient pourtant être porteuses d'enseignements précieux pour orienter les choix décisionnels quant aux opérations à effectuer pour optimiser la récupération des biocénoses lors des futurs programmes de restauration.

L'objectif principal de ce travail de thèse est donc de caractériser et de comparer les **réponses spécifiques** des communautés macrobenthiques à **différentes actions de restauration** physico-chimique et hydromorphologique. Il s'agit :

- (1) d'évaluer les réponses taxonomiques et fonctionnelles des communautés macrobenthiques à une **levée de pression physico-chimique**,
- (2) d'évaluer les effets d'actions de **restauration hydromorphologique** sur la composition et la structure taxonomique et fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés benthiques,
- (3) d'**évaluer** et de **comparer les bénéfices** des deux types de restauration sur ces communautés au sein d'un même cours d'eau méditerranéen.

Ce travail devrait permettre de donner des éléments de réponse objectifs sur l'**intérêt écologique** de telles opérations de restauration et de comparer la **pertinence des différents outils envisagés** (basés sur des métriques taxonomiques ou fonctionnelles) dans le diagnostic de récupération des communautés d'invertébrés benthiques. L'objectif est également de fournir aux gestionnaires des pistes pour développer un **outil concret d'évaluation du gain écologique** associé aux actions de restauration des cours d'eau et de leur donner des éléments d'**aide à la décision** pour la mise en œuvre de futures opérations de restauration et leur **suivi**.

Les résultats obtenus pendant cette thèse seront présentés et discutés dans les **chapitres III à V**, qui tenteront de répondre successivement aux 3 objectifs présentés ci-dessus. Au préalable, le **chapitre II** présentera les sites d'étude, les protocoles de récolte et de traitement des échantillons ainsi que les principales approches statistiques utilisées pour le traitement des données.

Le **chapitre III** traitera de la réponse des communautés d'invertébrés à une levée de pression physico-chimique. Il évaluera ainsi les effets du remplacement d'une STEP déficiente par une nouvelle STEP plus performante sur la structure et le fonctionnement des communautés d'invertébrés benthiques d'un cours d'eau méditerranéen. Pour répondre à cet objectif, la réponse des communautés d'invertébrés à la levée de pression physico-chimique sera analysée selon deux approches : une approche taxonomique et une approche fonctionnelle basée sur les traits biologiques. Il s'agira alors (1) d'analyser la réponse des communautés d'invertébrés aux changements de la qualité physico-chimique de l'eau et aux modifications de l'habitat suite à l'amélioration du traitement des eaux usées par une nouvelle STEP, et (2) d'évaluer la capacité des approches respectivement basées sur la taxonomie et

sur les traits biologiques à détecter et expliquer les processus de récupération des communautés macrobenthiques dans un contexte de pressions multiples. Face à la diminution avérée des apports en nutriments dans le cours d'eau étudié, une analyse des réseaux trophiques des communautés d'invertébrés a également été menée, via le dosage de la composition élémentaire (carbone, azote et phosphore) et des isotopes stables du carbone et de l'azote dans les organismes et leurs sources de nourriture potentielles. Les premiers résultats ont été présentés au séminaire interne de l'école doctorale RP2E (Annexe A) et une analyse plus approfondie est en cours de traitement (Annexe B).

Dans le **chapitre IV**, la réponse des communautés d'invertébrés benthiques à diverses actions de restauration hydromorphologique sera évaluée par comparaison avec les communautés de stations non restaurées du même cours d'eau. Il s'agira dans un premier temps d'analyser les caractéristiques de l'habitat physique sur les stations non restaurées, les stations restaurées (*i.e.* reméandrage, plantation de ripisylve, recalibrage du lit mineur) et les stations restaurées ayant reçu, en plus, un apport de substrat minéral grossier (galets). La réponse des communautés d'invertébrés aux changements d'habitats résultant des actions de restauration sera ensuite analysée suivant les approches taxonomique et fonctionnelle basée sur les traits biologiques, et nous chercherons à identifier les entités taxonomiques et fonctionnelles indicatrices des différentes actions de restauration hydromorphologique.

Dans le **chapitre V**, nous évaluerons le succès des actions de restauration menées sur le Vistre en nous appuyant sur des critères définis par Palmer et al. (2005). Nous comparerons les effets de la levée d'une pression physico-chimique et de la restauration hydromorphologique sur le compartiment macrobenthique face à trois objectifs de récupération : (i) des stations de moindre impact anthropique, (ii) des mécanismes fonctionnels potentiels (sur la base d'une synthèse des réponses de traits biologiques obtenues dans les chapitres III et IV) et (iii) le bon état écologique défini par la DCE (2000).

Enfin, dans le **chapitre VI**, les enseignements tirés de l'étude du Vistre seront examinés avec deux objectifs : (i) dégager des implications concrètes pour le développement d'un outil d'évaluation du gain écologique des opérations de restauration et (ii) soumettre des éléments d'aide à la décision dans le choix des actions de restauration à mener, et l'optimisation de leur suivi.

Chapitre II

Démarche scientifique

2.1. Contexte de l'étude

La **région méditerranéenne** française, par ses nombreux avantages naturels (climat, proximité du Rhône, façade méditerranéenne), a connu un développement massif des activités anthropiques non sans conséquences pour les écosystèmes aquatiques. **Le Vistre**, cours d'eau de la région Nîmoise, a ainsi été **fortement modifié**. Il reçoit les rejets des STEP des villes voisines, ainsi que des eaux de drainage des nombreuses parcelles agricoles de son bassin versant. De plus, la morphologie du lit mineur a fortement été transformée par des actions de canalisation et de curage sur de la majorité de son linéaire et de celui de ses affluents. De fait, en 1996, le SDAGE du bassin « Rhône, Méditerranée, Corse » (Agence De L'eau Rhône Méditerranée Corse 1996) a classé le Vistre parmi 26 cours d'eau **sensibles à l'eutrophisation** nécessitant des interventions prioritaires. Fort de ce constat alarmant, le Syndicat Mixte du Bassin Versant du Vistre (SMBVV), reconnu aujourd'hui comme établissement public territorial de bassin (EPTB), a décidé d'initier un changement radical des politiques d'aménagement et de gestion du bassin versant afin de répondre à trois objectifs : (i) **réduire l'impact des crues** sur le bassin versant, (ii) **réduire les apports en pollution** directe et diffuse et (iii) rendre au cours d'eau un **fonctionnement hydraulique et écologique** satisfaisant. Dès 2004, des actions de **restauration hydromorphologique** et des travaux de **mise aux normes des principales STEP** de la région ont été entrepris. Un des intérêts scientifiques majeurs offerts par le Vistre est donc de pouvoir étudier parallèlement la **levée de pressions d'origines différentes** (physico-chimique et hydromorphologique) et souvent indissociables.

Le suivi d'une partie des opérations de restauration physico-chimique et hydromorphologique menées sur le Vistre a été confié à l'IRSTEA. Le projet global inclut un suivi des caractéristiques hydromorphologiques (IRSTEA d'Aix en Provence – UR HYAX) et physico-chimiques (IRSTEA de Lyon – UR MALY) ainsi que des processus microbiens (IRSTEA de Lyon – UR MALY), des communautés de diatomées et de macrophytes (IRSTEA de Bordeaux – UR REBX) et des communautés macrobenthiques (IRSTEA de Lyon – UR MALY). Les objectifs du projet étaient (1) de suivre la **dynamique temporelle de récupération écologique** dans un système méditerranéen vue par l'intermédiaire de compartiments biologiques définis par la DCE (invertébrés, diatomées, macrophytes), et (2) de comparer - et si possible hiérarchiser - les **gains écologiques** associés aux deux types de

restauration (levée de pression physico-chimique vs restauration hydromorphologique). D'un point de vue opérationnel, l'objectif est de fournir des éléments scientifiques d'**aide à la décision** pour les opérations de restauration des cours d'eau. La partie du projet dédiée à l'étude des réponses des communautés macrobenthiques a fait l'objet de mon travail de thèse.

2.2. Présentation des sites d'étude

2.2.1. Présentation du Vistre

Le Vistre est un cours d'eau côtier du Sud de la France, situé dans le département du Gard. Il prend sa source au Nord-Est de Nîmes et se jette dans le canal du Rhône à Sète après un parcours de 46 km (SMBVV 2005). Il draine un bassin versant de 580 km² et fait partie de l'hydro-écorégion (HER) 6 correspondant à la plaine méditerranéenne (Wasson et al. 2002).

Le bassin versant du Vistre repose sur 4 entités géologiques différentes avec une prédominance des « cailloutis villafranchiens » de la Vistrenque (alluvions grossières et sableuses) (Figure 2.1). Les autres entités (le domaine des Garrigues, le piémont des Garrigues et le plateau des Costières) sont principalement constituées de calcaires et de limons (BRGM 1973). Le Vistre est globalement indépendant de la nappe de la Vistrenque dont il est séparé par des limons. Néanmoins, il existe quelques relations, très limitées et localisées, entre ces deux masses d'eau. La nappe alimente alors le cours d'eau (SMBVV 2005).

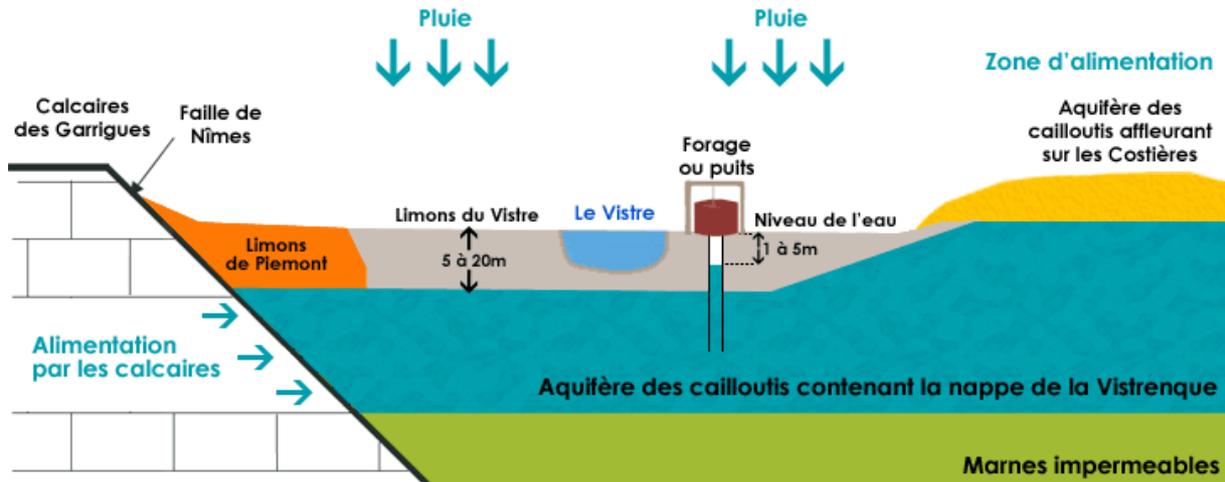


Figure 2.1 : Coupe géologique de la plaine du Vistre (<http://www.vistrenque.fr/index.php?id=19>).

Le bassin versant du Vistre bénéficie d'un climat méditerranéen. La hauteur moyenne annuelle des précipitations à Nîmes est de 762 mm et la température moyenne de 14,2°C (SMBVV 2009). D'après la Banque HYDRO (2013), le module interannuel calculé sur 36 ans est de $2,240 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ au niveau de la station de Bernis, soit environ 10 km en aval des sites d'étude. Les débits de référence à l'étiage et en crue sont respectivement de $0,59 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $24,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (fréquence biennale). Le fait le plus marquant est que les débits du Vistre sont fortement influencés par ceux des rejets des stations d'épuration (SMBVV 2009).

Le bassin versant du Vistre est principalement agricole mais les zones urbaines sont en forte progression avec une multiplication de leurs superficies par 3 en 50 ans (Figure 2.2). Il compte aujourd'hui environ 250000 habitants (SMBVV 2005) dont 240000 pour la seule agglomération nîmoise. Les apports urbains sont importants et nombreux : une trentaine de stations d'épuration rejettent leurs effluents dans le Vistre pour une capacité totale de 360000 E.H. (SMBVV 2005).

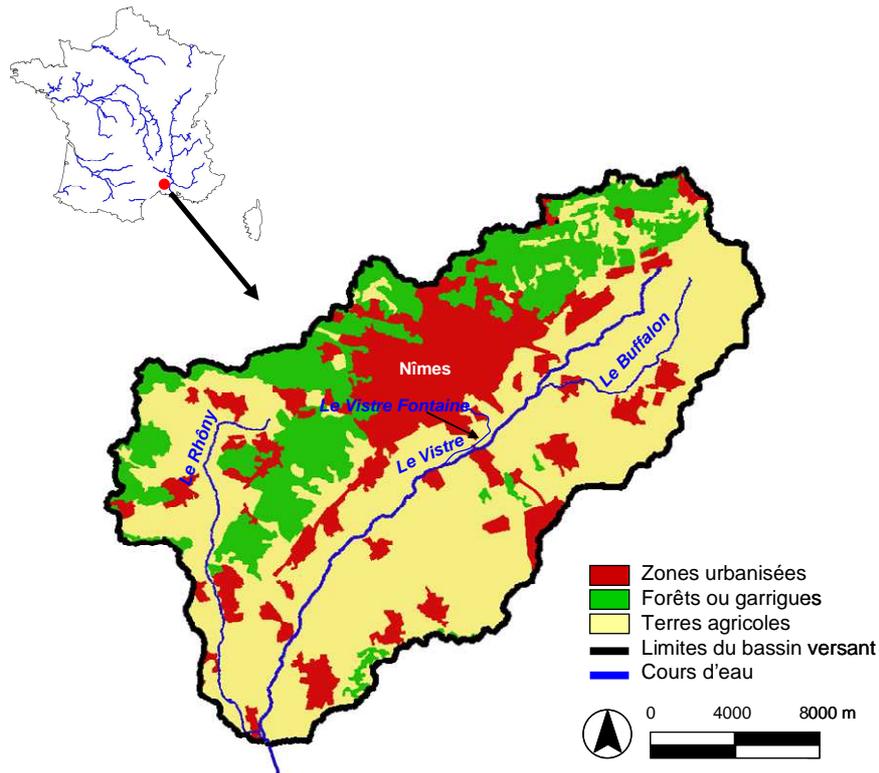


Figure 2.2 : Situation géographique du Vistre en France et occupation du sol du bassin versant du Vistre. D'après Corine Land Cover (2006).

Les caractéristiques hydromorphologiques du Vistre sont également fortement modifiées. La navigation, le drainage des terres agricoles et surtout, la protection des populations et des terres cultivées face aux crues ont longtemps été des axes prioritaires en matière d'aménagement du territoire. Les nombreuses actions de recalibrage et de rectification du lit mineur du Vistre ont diminué sa sinuosité, conduit à l'arrachage de la ripisylve et limité les échanges avec le lit majeur. Les travaux de drainage des terres arables menés sur le bassin versant ont favorisé l'augmentation du débit du Vistre et modifié son régime hydrologique. Les conséquences de cette profonde transformation hydromorphologique du Vistre sur le fonctionnement écologique du cours d'eau et les services écologiques associés sont importantes et témoignent encore aujourd'hui de l'historique des politiques d'aménagement du bassin versant du Vistre. Les capacités d'autoépuration du Vistre ont été fortement diminuées. En même temps, la quasi-absence de ripisylve a limité son rôle de filtre vis à vis des pollutions diffuses d'origine agricole ou urbaine. L'uniformisation du lit mineur a conduit progressivement à une déconnexion des

annexes hydrauliques situées dans le lit majeur alors que celles-ci jouaient un rôle important[dans le ralentissement des écoulements lors des crues.

Deux sites d'étude ont été choisis sur le Vistre (Figure 2.3) : le site de Bastide propice à l'étude d'une levée de pression physico-chimique et le site de Bouillargues où ont été menées différentes actions de restauration hydromorphologique.

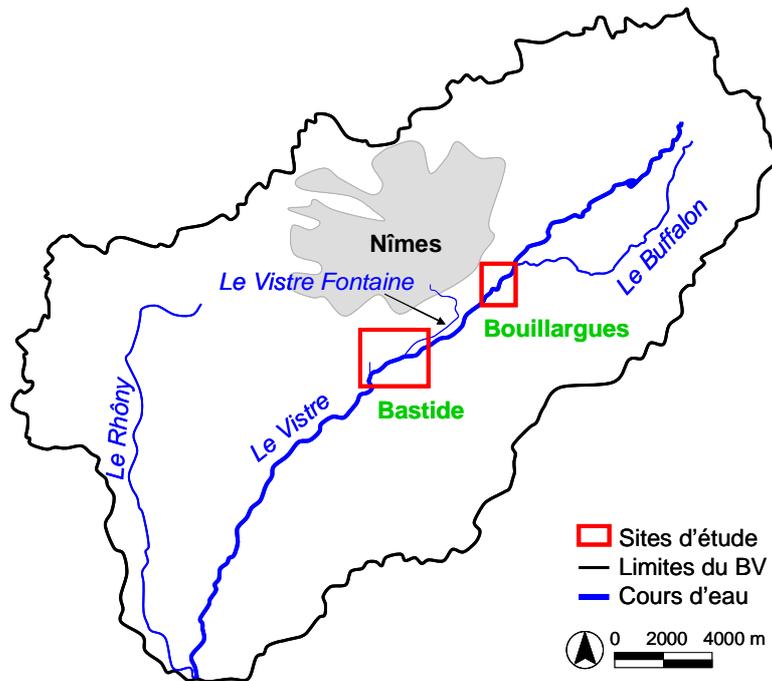


Figure 2.3 : Position des sites d'étude de Bastide et de Bouillargues dans le bassin versant du Vistre.

D'autre part, vues les multiples pressions qui s'exercent sur le Vistre et ses affluents sur la quasi-totalité de son linéaire, aucune station d'étude présentant des caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques proches des conditions de référence n'a pu être identifiée sur le bassin versant du Vistre. Pour pouvoir confronter les trajectoires de récupération des communautés d'invertébrés des stations du Vistre à des communautés de stations soumises à des conditions de « moindre perturbation » [Least Impacted River Reach (LIRR) ; Statzner & Bêche 2010] dans le même contexte biogéographique, nous avons utilisé des données issues de la base contenant les données hydrobiologiques du « Réseau de Contrôle de Surveillance » (RCS) des Agences de l'Eau, hébergée par le Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative (LHQ) d'IRSTEA Lyon. Le choix de ces stations ainsi que leurs principales caractéristiques sont décrits dans le chapitre II, §2.2.4.

2.2.2. Site de Bouillargues : restauration hydromorphologique

Compte tenu de la faible énergie naturellement développée par le Vistre et la plupart de ses affluents, une restauration active était nécessaire pour redonner au cours d'eau une morphologie permettant à nouveau un fonctionnement naturel. Le site de Bouillargues fait partie des trois sites pilotes choisis par le syndicat du Vistre pour mener des opérations de restauration hydromorphologique. Trois objectifs principaux sont à l'origine de ces actions sont : (i) l'objectif hydraulique de ralentir la vitesse de propagation des crues, (ii) l'objectif environnemental de reconquête des milieux par la végétation et d'amélioration des capacités d'autoépuration du cours d'eau, et (iii) l'objectif social de réappropriation par les riverains du cours d'eau avec la création de parcours pédagogiques et le développement du pastoralisme.

La Figure 2.4 montre un profil en long et une section du lit majeur du Vistre avant et après les aménagements.

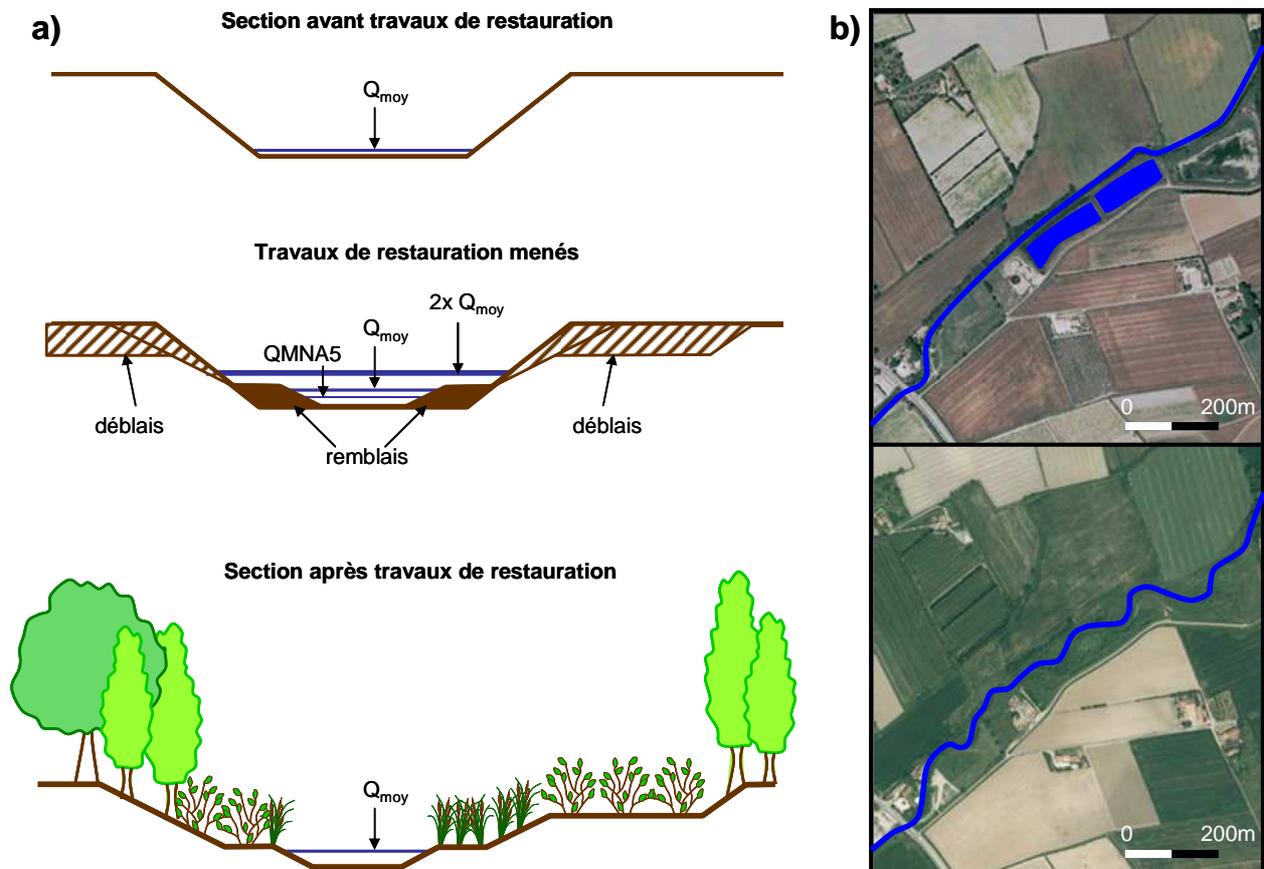


Figure 2.4 : Restauration du Vistre. a) coupe transversale du lit majeur du Vistre avant, pendant et après les travaux de restauration (d'après le Syndicat intercommunal de curage et d'assainissement du Vistre,

2001). Qmoy : débit moyen, QMNA5 : débit mensuel d'étiage de retour de fréquence 5 ans. b) Mise en évidence des travaux de reméandrage du Vistre par une vue aérienne du site de Bouillargues avant restauration, avec présence des lagunes (en haut ; Géoportail vue aérienne 2000-2005) et après restauration (en bas ; vue aérienne Géoportail 2012)

Dès 2003, d'importants travaux de terrassement ont été mis en place pour restaurer la sinuosité du cours d'eau et créer des zones humides sur 1,8 km (Figure 2.5). Les 50000 m³ de matériaux ont été évacués vers la décharge de Bouillargues ou remodelés sur place. Le lit mineur a été réduit afin de maintenir des zones à caractère lotique en période de basses eaux et un lit moyen a été mis en place pour permettre le débordement du cours d'eau en période de hautes eaux. Les aménagements inondables correspondent aux anciens bassins de lagunage d'une superficie totale de 6 ha. Ils peuvent ainsi stocker 60000 m³ d'eau en période de crue et peuvent piéger une partie des flux de polluants grâce à une végétation d'hélophytes.

Les pentes des berges ont été adoucies et leur ripisylve restaurée afin de favoriser leur stabilité. Des fascines de saules ainsi qu'une végétation locale adaptée [roseaux (*Phragmites australis*), joncs (*Arundo donax*) et massettes (*Typha angustifolia*)] ont été implantées sur la majorité du linéaire. Un géotextile coco biodégradable a été ancré sur les berges les plus sollicitées par le courant afin de les stabiliser en attendant la reprise de la végétation. Les terrasses inondables ont été replantées (i) de bouture d'hélophytes, notamment de Baldingères faux-roseau (*Phalaris arundinacea*), de roseaux (*Phragmites australis*), de différentes espèces de *Carex*, et de massettes (*Typha angustifolia*), et (ii) de différentes espèces de saules (*Salix*), de cornouillers (*Cornus*), d'aulnes (*Aulus*), de frênes (*Fraxinus*), d'érables (*Acer*) ainsi que du fusain d'Europe (*Evonymus europaeus*), des viornes obier (*Viburnum opalus*), des sorbiers domestiques (*Sorbus domestica*) et des sureaux noir (*Sambucus nigra*), pour un total de 30000 arbres et arbustes à des stades avancés de développement.



Figure 2.5 : Reméandrage du Vistre dans les anciens bassins de lagunage de Bouillargues : évolution du Vistre de 2002, dans sa configuration canalisée, à 2011, 8 ans après les travaux de restauration. (photos : SMBVV).

Neuf stations d'échantillonnage ont été choisies sur le site de Bouillargues (Figure 2.6). Les stations NR1 et NR2, situées les plus en amont, n'ont pas fait l'objet de travaux de restauration. Avec la station NR3, située plus à l'aval entre deux tronçons restaurés, elles sont les stations « témoins » du Vistre non restauré, dans sa configuration canalisée. Les stations R1 à R6 ont fait l'objet des travaux de restauration décrits plus haut. Les stations R1 et R2 ont en plus reçu un apport de substrat minéral grossier supplémentaire sous forme de galets de diamètre compris entre 25 et 250 mm, qui a permis de surélever le niveau du fond du lit et de créer des zones de radiers. La station R6, située la plus en aval sur ce tronçon, reçoit les effluents d'une station d'épuration (STEP-C) d'une capacité de 7000 E.H.

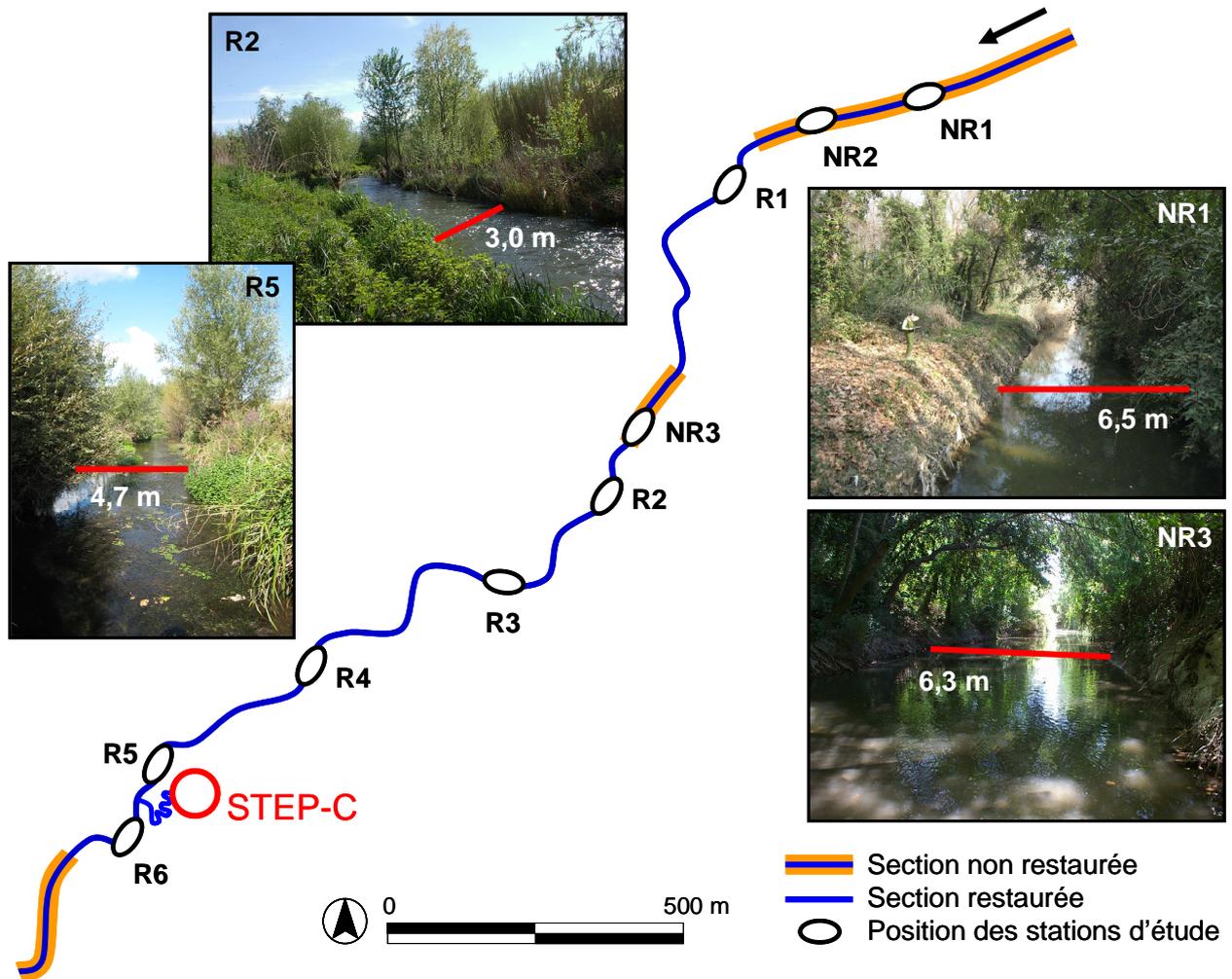


Figure 2.6 : Position des stations d'étude sur le site de Bouillargues dont une partie du linéaire a fait l'objet d'une restauration hydromorphologique. Photos : Cemagref/IRSTEA. Les valeurs de largeurs de lit en eau sont des moyennes calculées par station en août 2010.

2.2.3. Site de Bastide : levée de pression physico-chimique

Jusqu'en 2007, les eaux usées urbaines de l'agglomération de Nîmes étaient traitées par deux STEP :

- la STEP de Nîmes Centre (ci-après nommée STEP-A, 120000 E.H.) qui rejetait ses effluents dans le Vistre Fontaine, un affluent du Vistre qui conflue avec celui-ci,
- la STEP de Nîmes Ouest (ci-après nommée STEP-B) d'une capacité de 100000 E.H., qui rejetait ses effluents dans le Vistre au niveau du lieu-dit « les Jardins » (Figure 2.7), 1,5 km en aval du rejet de la STEP-B.

Afin de répondre aux exigences européennes en matière d'assainissement des eaux urbaines, la ville de Nîmes a engagé des travaux de mise aux normes et d'extension de la

STEP-B qui ont conduit, en juin 2008, à la fermeture de la STEP-A. L'intégralité des eaux usées nîmoises est depuis traitée par la STEP-B (230000 E.H. après agrandissement), dont les capacités de traitement ont été considérablement améliorées, notamment pour l'azote, le phosphore et le carbone. Par ailleurs, en aval de la confluence du Vistre avec le Vistre Fontaine, des travaux de réduction de la largeur du lit mineur et de solidification des berges, déjà réalisés avant l'arrêt de la STEP-A, ont permis une augmentation locale de la vitesse du courant qui a participé à une évacuation plus efficace des vases nauséabondes accumulées sur ce tronçon.

Le site de Bastide permet donc non seulement d'étudier la récupération du milieu après l'arrêt total des rejets de l'ancienne station d'épuration déficiente (STEP-A), mais également d'observer et de comprendre la dynamique de récupération du milieu suite à l'amélioration consécutive de la qualité physico-chimique de l'eau. Notons que le nouveau rejet de la STEP-B est également un soutien non négligeable au débit d'étiage du Vistre.

Sur ce site, trois stations ont été choisies (Figure 2.7) :

- la station US : la plus en amont sur ce site, ne subissant pas l'influence des rejets des STEP-A et B. Cette station est considérée comme la station témoin du Vistre non soumis au rejet direct d'une STEP de capacité élevée.
- la station IS : située à l'aval direct de la confluence entre le Vistre et le Vistre Fontaine. Elle a reçu les effluents de la STEP-A jusqu'en 2008. Cette station a fait l'objet d'une mesure de réduction de la largeur du lit mineur avec la mise en place de larges blocs minéraux (50 à 100 cm de diamètre) dans le fond du lit et sur les berges pour les stabiliser. L'objectif était notamment de créer une zone d'accélération de la vitesse du courant pour évacuer les sédiments accumulés dans le chenal canalisé.
- la station DS située à l'aval du rejet de la STEP-B.

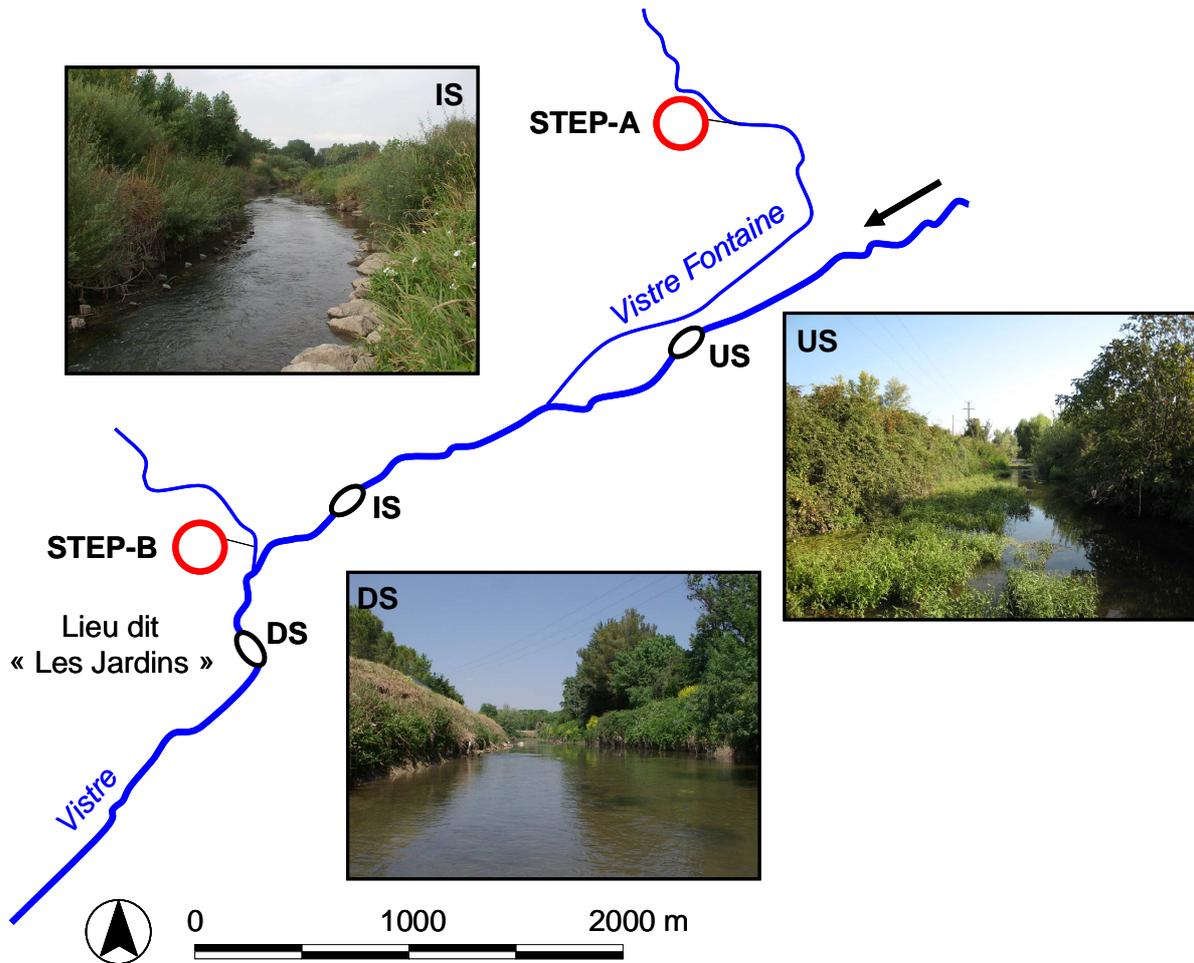


Figure 2.7 : Position des trois stations d'étude sur le site de Bastide et des deux stations d'épuration (STEP-A arrêtée en juin 2008 et STEP-B agrandie et dont les capacités de traitement ont été améliorées). Photos : Cemagref/IRSTEA.

2.2.4. Données issues de la base nationale

Les données extraites de la base de données nationale RCS correspondent à des stations de mêmes caractéristiques typologiques que celles du Vistre (*i.e.* MP6, moyens et petits cours d'eau Méditerranéens ; Wasson et al. 2002). Leur potentiel à représenter des conditions de cours d'eau peu perturbé (stations LIRR) a été évalué sur la base de leurs caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques. Des indices de qualité, compris entre 0 et 100, et divisés en 5 classes de qualité ([0-20[: 'mauvaise'; [20-40[: 'pauvre'; [40-60[: 'moyenne'; [60-80[: 'bonne'; [80-100[: 'très bonne' qualité), sont calculés suivant Mondy et al. (2012) pour décrire des catégories d'altération relatives à la qualité de l'eau (10 catégories) et à la dégradation de l'habitat (7 catégories). Une station est considérée comme station LIRR si elle remplit les conditions suivantes : (i) aucune catégorie d'altération ne

présente une valeur d'indice inférieure à 40, (ii) les informations environnementales sont disponibles pour au moins les deux tiers des 17 catégories d'altération et (iii) la valeur moyenne des indices de qualité de toutes les catégories d'altération est supérieure à 60. Sept stations d'étude qui répondent à ces critères ont été sélectionnées, chacune ayant été échantillonnée entre 2 et 4 fois de 2006 à 2010. Le protocole de prélèvement des invertébrés benthiques utilisé sur ces stations est décrit dans la norme AFNOR XP T 90-333 (AFNOR 2009). Les indices de qualité relatifs à la qualité physico-chimique et à l'habitat sont présentés respectivement dans les tableaux 2.1 et 2.2.

Tableau 2.1 : Description de la qualité physico-chimique des stations les moins perturbées (stations LIRRs) par catégorie d'altération suivant Oudin & Maupas (2003) et Mondy et al. (2012). Paramètres inclus dans chaque catégorie d'altération : (i) Acidification : pH et concentration en aluminium, (ii) Alcalinisation , (iii) Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) : voir la liste complète des 16 HAP inclus dans cette catégorie dans Mondy et al. (2012), (iv) Matières azotées : azote Kjeldahl (mg N/L), Ammonium (mg NH₄⁺/L), Nitrites (mg NO₂⁻/L), (v) Matières organiques : oxygène dissous (mg O₂/L), taux de saturation en O₂ (%), DBO5 (mg O₂/L), DCO (mg O₂/L), azote Kjeldahl (mg N/L), ammonium (mg NH₄⁺/L), carbone organique (mg C/L), (vi) Matière phosphorées : phosphore total (mg P/L), orthophosphates (mg PO₄³⁻/L), (vii) Matières en suspension (MES) : turbidité (NTU) et matière en suspension (mg/L), (viii) Micropolluants organiques : voir la liste complète des 63 micropolluants organiques inclus dans cette catégorie dans Mondy et al. (2012), (ix) Nitrates : nitrates (mg NO₃⁻/L), (x) Pesticides : voir la liste complète des 71 pesticides inclus dans cette catégorie dans Mondy et al. (2012), (xi) Prolifération végétale : Chlorophylle a + phéopigments (µg/L), taux de saturation en O₂ (%). Classes de qualité : [0-20]: 'mauvaise'; [20-40]: 'pauvre'; [40-60]: 'moyenne'; [60-80]: 'bonne'; [80-100]: 'très bonne'. na : non analysé.

Rivière	Station	Date de prélèvement	Qualité physico-chimique									
			Acidification	HAP	Matières azotées	Matières organiques	Matières phosphorées	MES	Micropolluants organiques	Nitrates	Pesticides	Proliférations végétales
Berre	Valaurie	13/05/2008	98,7	59,8	75,9	80,0	80,0	96,8	71,1	69,8	60,0	80,0
Berre	Valaurie	19/05/2009	98,8	59,6	79,1	80,0	84,1	77,7	71,1	70,0	60,0	77,7
Berre	Valaurie	01/06/2010	98,7	59,7	77,5	80,0	82,0	87,3	71,1	69,9	60,0	78,8
Coulon	Céreste	07/04/2009	98,5	59,3	80,0	80,0	85,3	83,7	71,1	67,5	60,0	82,6
Coulon	Céreste	20/04/2010	98,6	59,5	80,0	80,0	83,7	85,5	71,1	68,7	60,0	81,7
Ibie	Vallon	13/05/2008	97,9	59,8	80,0	80,0	85,3	97,2	73,3	77,7	60,0	85,5
Ibie	Vallon	19/05/2009	98,4	59,8	80,0	80,0	85,3	98,5	71,1	81,3	60,0	83,3
Ibie	Vallon	28/07/2010	98,1	59,8	80,0	80,0	85,3	97,9	72,2	79,5	60,0	84,4
Lauzon	La Brillanne	28/06/2007	99,0	na	78,7	78,7	85,3	97,1	74,0	54,4	60,0	72,0
Lauzon	La Brillanne	10/06/2008	98,8	57,6	80,0	80,0	85,3	58,4	71,1	59,8	60,0	77,0
Lauzon	La Brillanne	17/06/2009	98,8	73,0	79,5	80,0	85,3	83,1	73,3	53,7	60,0	77,7
Lauzon	La Brillanne	13/04/2010	98,9	na	79,4	80,0	85,3	95,7	77,8	50,8	60,0	76,0
Real Collobrier	Collobrières	04/04/2006	98,0	na	80,0	80,0	85,3	93,4	na	81,6	60,0	87,0
Real Collobrier	Collobrières	20/03/2007	99,0	56,9	80,0	80,0	85,3	94,8	57,3	84,2	60,0	73,5
Real Collobrier	Collobrières	15/05/2007	98,9	56,9	80,0	80,0	85,3	96,3	59,0	84,8	60,0	74,0
Sals	Coustaussa	05/08/2008	98,9	59,8	80,0	80,0	84,9	98,1	60,0	86,2	60,0	75,7
Sals	Coustaussa	09/07/2009	98,9	58,4	80,0	80,0	85,1	97,2	60,0	85,5	60,0	74,8
Vidourle	Liouc	13/08/2009	98,7	59,3	80,0	80,0	83,7	97,0	63,4	80,1	60,0	78,6
Vidourle	Liouc	12/08/2008	98,4	59,8	80,0	74,1	80,5	97,3	71,1	78,9	60,0	82,8

Tableau 2.2 : Description des stations LIRR par catégorie d'altération relatives à l'occupation du sol sur le bassin versant et à l'hydromorphologie suivant Mondy et al. (2012). Paramètres inclus dans chaque catégorie d'altération : (i) Voies de communication : ratio entre la longueur totale des voies de transport et la longueur totale de cours d'eau dans un rectangle de longueur de la station de prélèvement et de largeur 12 fois égale à la largeur de la station, (ii) Ripisylve : couverture relative de végétation arborée, (iii) Urbanisation : couverture relative des surfaces artificielles sur une largeur de 100m de part et d'autre de la station, (iv) Rectification : longueur relative de section droite sur la station, (v) Risque de colmatage : avis d'experts, (vi) Instabilité hydrologique : ratio entre la capacité active de stockage des barrage(s) en amont de la station et le débit moyen annuel, et couverture relative des terres irriguées sur le bassin versant amont, (vii) Anthropisation du bassin versant (BV) : couverture relative des surfaces urbanisées et des surfaces en agriculture intensive sur le BV amont. Classes de qualité : [0-20[: 'mauvaise'; [20-40[: 'pauvre'; [40-60[: 'moyenne'; [60-80[: 'bonne'; [80-100]: 'très bonne'.

Rivière	Station	Date de prélèvement	Habitat						
			Voies de communication	Ripisylve	Urbanisation (100m)	Rectification	Risque de colmatage	Instabilité hydrologique	Anthropisation BV
Berre	Valaurie	13/05/2008	93,7	57,0	100,0	48,3	77,5	63,3	53,5
Berre	Valaurie	19/05/2009	93,7	57,0	100,0	48,3	77,5	63,3	53,5
Berre	Valaurie	01/06/2010	93,7	57,0	100,0	48,3	77,5	63,3	53,5
Coulon	Céreste	07/04/2009	94,4	59,5	100,0	57,9	54,3	69,4	58,0
Coulon	Céreste	20/04/2010	94,1	58,3	100,0	57,9	54,3	66,3	55,7
Ibie	Vallon-Pont-d'Arc	13/05/2008	82,3	77,6	100,0	45,0	80,5	69,4	57,3
Ibie	Vallon-Pont-d'Arc	19/05/2009	82,3	77,6	100,0	45,0	80,5	69,4	57,3
Ibie	Vallon-Pont-d'Arc	28/07/2010	82,3	77,6	100,0	45,0	80,5	69,4	57,3
Lauzon	La Brillanne	28/06/2007	85,0	80,9	100,0	100,0	58,3	50,7	54,6
Lauzon	La Brillanne	10/06/2008	85,0	80,9	100,0	100,0	58,3	50,7	54,6
Lauzon	La Brillanne	17/06/2009	85,0	80,9	100,0	100,0	58,3	50,7	54,6
Lauzon	La Brillanne	13/04/2010	85,0	80,9	100,0	100,0	58,3	50,7	54,6
Real Collobrier	Collobrières	04/04/2006	73,5	58,5	100,0	57,9	79,5	69,4	90,6
Real Collobrier	Collobrières	20/03/2007	73,5	58,5	100,0	57,9	79,5	69,4	90,6
Real Collobrier	Collobrières	15/05/2007	73,5	58,5	100,0	57,9	79,5	69,4	90,6
Sals	Coustaussa	05/08/2008	58,6	69,7	59,5	53,9	94,0	100,0	67,7
Sals	Coustaussa	09/07/2009	58,6	64,1	59,5	55,9	86,8	84,7	79,1
Vidourle	Liouc	13/08/2009	72,0	60,9	57,9	55,0	84,0	56,7	51,2
Vidourle	Liouc	12/08/2008	72,0	60,9	57,9	55,0	84,0	56,7	51,2

2.3. Matériel et méthodes

2.3.1. Synthèse du travail mis en œuvre

Le tableau 2.3 synthétise l'ensemble du travail réalisé pour répondre aux objectifs de cette thèse. Il présente le calendrier d'acquisition des données ainsi que les protocoles d'échantillonnage et les outils d'analyse de données utilisés. Ces deux derniers points seront développés dans la suite de ce chapitre (§2.3.2. et 2.4.). En plus des campagnes menées pour répondre aux 3 objectifs définis en début de thèse, nous avons réalisé un suivi de la qualité physico-chimique et mené deux campagnes de caractérisation hydromorphologique sur l'ensemble des stations. Cette étape nous a permis d'obtenir une image de l'évolution des conditions abiotiques des sites dont un bilan est présenté dans le dernier paragraphe de ce chapitre (§2.5.).

Tableau 2.3 : Synthèse du travail mené pour répondre aux 3 objectifs définis. Pour le détail des protocoles de prélèvement ou des outils d'analyse peu communs, se reporter aux paragraphes de la thèse dont les références sont indiquées.

		Stations d'étude et date des campagnes d'échantillonnage	Récolte des données	Outils d'analyse des données
OBJECTIF 1	Réponse des communautés d'invertébrés à la levée d'une pression chimique	Evaluation par les approches taxonomique et fonctionnelle basée sur les traits	3 stations (US, IS, DS) x 4 campagnes (sept 07, 08, 09, 10)	Chimie dans l'eau : paramètres généraux § 2.3.2.1. Métriques taxonomiques Invertébrés : norme AFNOR XP T 90-333 (2009) § 2.3.2.3. Métriques fonctionnelles : traits biologiques § 2.4.1. Modèles nuls § 2.4.2.
		Complément d'étude : Analyse des réseaux trophiques (Annexe A et B)	3 stations (US, IS, DS) x 1 campagne (août 11)	Invertébrés : norme AFNOR XP T 90-333 (2009) § 2.3.2.3. Métriques fonctionnelles : traits biologiques (Villéger et al. 2008) Modèles nuls § 2.4.2.
			7 stations (LIRR) x 1 à 4 campagnes (2006 à 2010)	Invertébrés et ressources : dosage des isotopes stables ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{14}\text{N}$) et de la composition élémentaire (C, N, P) § 2.3.2.4. Calcul du déséquilibre Ressource-Consommateurs (Elser et Hassett 1994) et métriques fonctionnelles : isotopes (Layman et al. 2008)
		OBJECTIF 2	Réponse des communautés d'invertébrés à des actions de restauration hydromorphologique	8 stations (NR1 à NR3, R1 à R5) x 6 campagnes (sept 08, févr, mai, juil, sept 09, sept 10)
OBJECTIF 3	Comparaison des réponses des communautés d'invertébrés aux deux types de restauration chimique et hydromorphologique	11 stations (Vistre total sauf NR3) x 3 campagnes (sept 08, 09, 10) 4 stations (LIRR) x 2 à 3 campagnes (2008 à 2010)	Chimie dans l'eau : paramètres généraux § 2.3.2.1. Analyses multivariées sur données physiques, taxonomiques et sur profils biologiques Caractérisation hydromorphologique § 2.3.2.2. Invertébrés : norme AFNOR XP T 90-333 (2009) § 2.3.2.3.	

2.3.2. Protocoles de récolte des données

2.3.2.1. Caractérisation physico-chimique

Les paramètres élémentaires (oxygène dissous, pH, conductivité et température) sont relevés *in situ*, lors de chaque campagne d'échantillonnage des macroinvertébrés.

De plus, des prélèvements d'eau ont été réalisés pour estimer les concentrations en matières organiques oxydables (nitrates, nitrites, phosphore...) et en ions majeurs. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire de chimie des milieux aquatiques (LAMA) de l'IRSTEA de Lyon suivant les normes présentées dans le tableau 2.4. Huit campagnes de prélèvements ont été réalisées de septembre 2008 à septembre 2010 sur le site de Bouillargues. Seules 4 stations (NR1, R2, R5 et R6) ont été retenues car ce tronçon est considéré comme relativement homogène (absence d'apports anthropiques directs). Un point supplémentaire a été suivi dans le rejet de la STEP. Sur le site de Bastide, 17 campagnes de prélèvements ont été réalisées de septembre 2007 à août 2011, sur les 3 stations US, IS et DS.

Tableau 2.4 : Paramètres physico-chimiques analysés sur les sites d'étude et méthodes employées. Seuls les paramètres pour lesquels la mention « *in situ* » est précisée ont été mesurés sur le terrain, lors des campagnes de prélèvement. Pour les autres, la mesure a été réalisée en laboratoire à partir des prélèvements d'eau effectués.

Paramètres analysés	Unité	Méthodes
Température <i>in situ</i>	°C	Conductimètre LF 330 (WTW)
Conductivité <i>in situ</i>	µS/cm	Conductimètre LF 330 (WTW)
pH <i>in situ</i>	unité pH	pH-mètre : pH 330 (WTW)
O ₂ <i>in situ</i>	mg/l	Oxymètre : OXY 330 (WTW)
COD (eau filtrée)	mg/l	NF EN 1484
Ammonium	mg NH ₄ ⁺ /l	NF T 90-015-2
Nitrites	mg NO ₂ ⁻ /l	NF EN 26777
Nitrates	mg NO ₃ ⁻ /l	NF EN ISO 10 304
Phosphore Total	mg P /l	NF EN ISO 6878
Orthophosphates	mg PO ₄ ³⁻ /l	NF EN ISO 6878
Chlorures	mg Cl ⁻ /l	NF EN ISO 10 304
Sulfates	mg SO ₄ ²⁻ /l	NF EN ISO 10 304
Hydrogénocarbonates	mg HCO ₃ ⁻ /l	NF EN ISO 9963-1
Potassium	mg K ⁺ /l	NF EN ISO 14 911
Calcium	mg Ca ²⁺ /l	NF EN ISO 14 911
Magnésium	mg Mg ²⁺ /l	NF EN ISO 14 911
Sodium	mg Na ⁺ /l	NF EN ISO 14 911

Des données antérieures à celles récoltées lors de ces campagnes ont également pu être récupérées dans des rapports rédigés par le bureau d'étude Aquascop pour Nîmes Métropole. Les stations alors échantillonnées correspondent aux stations R6 (site de Bouillargues), IS et DS (site de Bastide) de la thèse. Les prélèvements ont eu lieu tous les mois, de février 2006 à février 2007.

2.3.2.2. Caractérisation de l'habitat physique

La caractérisation hydromorphologique des stations étudiées repose d'une part sur une série de paramètres relevés lors des prélèvements d'invertébrés et d'autre part sur l'application du protocole EstimHab (Lamouroux 2002), adapté à la taille de nos stations et augmenté d'une description complémentaire notamment des berges.

A chaque campagne d'échantillonnage des invertébrés, une description visuelle de la mosaïque d'habitats a été réalisée, fournissant les surfaces relatives de recouvrement (en %) des différents substrats. De plus, les paramètres « hauteur d'eau », « vitesse du courant » ainsi que l'estimation des niveaux de colmatage, ont été relevés au niveau de chaque prélèvement faunistique élémentaire (échelle du mésohabitat, *i.e.* couple « substrat x vitesse »).

Deux campagnes supplémentaires de mesures hydromorphologiques (hauteur d'eau, taille du substrat, largeur du lit mouillé) ont été réalisées en période de basses eaux (août 2010) et de hautes eaux (janvier 2011) sur la base du protocole EstimHab. Les mesures de débit associées ont été réalisées au niveau de la station R2 du site de Bouillargues, et au niveau des stations US et DS du site de Bastide. Sur cette dernière station, cette mesure a permis d'évaluer la contribution des effluents de la STEP-B au débit du Vistre. Pour chaque campagne, une première série de mesures a été effectuée le matin, alors que la STEP-B est à son plus faible débit de rejet, et une deuxième série de mesures a été effectuée l'après-midi, lors du plus fort débit de rejet. De plus, au niveau de chaque transect de mesure, le type de faciès rencontré est relevé d'après la clé de détermination des faciès d'écoulement simplifiés de Malavoi & Souchon (2002). Des informations sont également relevées concernant la continuité de la ripisylves sur chaque rive, les matériaux et les habitats caractéristiques constituant les berges, la strate, l'épaisseur et le type de ripisylve (défini sur la base du protocole CarHyCE (ONEMA 2010))

2.3.2.3. Protocole d'échantillonnage des communautés d'invertébrés

Les macroinvertébrés ont été échantillonnés selon le protocole décrit dans la norme AFNOR XP T 90-333 (AFNOR 2009)¹. Ce protocole présente l'avantage de coupler un échantillonnage des habitats les plus biogènes avec un échantillonnage des habitats les plus représentés.

Prélèvement des organismes

L'échantillonnage s'effectue en trois étapes :

- Quatre prélèvements sont réalisés sur des substrats représentant moins de 5% de la superficie mouillée totale de la station selon un ordre décroissant de leur habitabilité (fixé par la norme).
- Quatre prélèvements sont réalisés sur des substrats représentant au moins 5% de la superficie mouillée totale de la station selon un ordre décroissant de leur habitabilité.
- Quatre prélèvements sont réalisés sur des substrats représentant au moins 5% de la superficie totale de la station au prorata de leurs surfaces de recouvrement respectives, compte tenu de la nature des substrats déjà échantillonnés lors des prélèvements élémentaires réalisés au cours de l'étape précédente.

Chaque prélèvement est conditionné de manière indépendante. Les échantillons sont conservés dans du formaldéhyde à 4% de concentration finale.

Traitement des échantillons au laboratoire

Les individus récoltés sont identifiés, pour la majorité au genre, selon les critères fournis par la Circulaire De/Mage/Bema 07/N°4 (2007). L'ouvrage de référence utilisé est le guide « Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie » (Tachet et al. 2010). D'autres ouvrages, plus spécialisés, comme Müller-Liebenau (1969) et Waringer & Graf (1997) sont respectivement utilisés pour l'identification des Baetidae et des trichoptères.

¹ le protocole exact utilisé est celui de la Circulaire DE/MAGE/BEMA 07/n°4. 2007. Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance. pp. 26., qui a généré la norme AFNOR XP T 90-333 et qui n'en diffère que très peu.

2.3.2.4. Analyse des réseaux trophiques des communautés d'invertébrés

Les prélèvements ont été réalisés du 1^{er} au 4 juillet 2011 sur les 3 stations du site de Bastide. Sur chaque station, des individus de tous les taxons présents en quantité suffisante pour atteindre une masse sèche finale d'environ 10 mg sont récoltés et conditionnés en 3 groupes d'individus puis congelés. Au laboratoire, les coquilles des mollusques ont été éliminées. Les échantillons ont été lyophilisés 24 h à -76°C, broyés et pesés. Les concentrations et les isotopes stables du carbone et de l'azote ont été dosés par spectrométrie de masse isotopique (IRMS Finnigan, delta S, Allemagne) à l'INRA de Champenoux. Les concentrations en phosphore ont été dosées par spectrométrie d'absorption (automatisation sur Konelab 20XTi, Thermo Fisher Scientific, France) au laboratoire LIEC de l'université de Lorraine.

2.4. Outils d'analyse des données

2.4.1. Traits biologiques

Les traits biologiques décrivent les caractéristiques liées à la biologie des taxons incluant leur cycle de vie, la résistance et résilience potentielle des organismes, leur physiologie générale, et des aspects comportementaux de reproduction et de nutrition (Usseglio-Polatera et al. 2000a, Statzner & Bêche 2010). Le développement de diverses méthodes de traitement des données biologiques, à partir de la moitié du 20^{ème} siècle, a produit un grand nombre de sources d'information (travaux expérimentaux ou descriptifs, rapports non publiés, observations personnelles...) présentant des caractéristiques variables (données quantitatives, qualitatives, sous forme de tableaux ou de graphiques...) (Chevenet et al. 1994, Statzner et al. 1994b). Ainsi, lors d'études portant sur la structure et le fonctionnement biologique des communautés, les scientifiques ont été confrontés à des problèmes d'analyses statistiques et de modélisation des données. Pour pallier les difficultés de synthèse d'informations hétérogènes et de niveau de précision variable, Chevenet et al. (1994) ont proposé une procédure de description des profils de traits d'espèces appelée « codage flou », qui permet de résumer des informations biologiques. Une note est attribuée à chaque taxon pour décrire son affinité pour chaque modalité de trait, allant généralement de 0

qui indique 'aucune affinité', à 3 ou 5 pour une 'forte affinité', suivant la quantité d'information et le niveau de précision de description du trait en un nombre plus ou moins élevé de modalités. Néanmoins, pour donner le même poids à tous les traits, la somme des notes d'affinité des modalités d'un même trait est ramenée à 1.

L'organisation des données biologiques suit celle de Tachet et al. (2010) décrivant 10 traits biologiques déclinés en 46 modalités (tableau 2.5).

Tableau 2.5 : Description des 10 traits biologiques en 46 modalités ; adapté de Tachet et al. (2010).

No.	Traits	No.	Modalités
1	Taille maximale potentielle	1	≤ 0,5 cm
		2	> 0,5-1 cm
		3	> 1-2 cm
		4	> 2 cm
2	Durée du cycle vital	1	≤ 1 an
		2	> 1 an
3	Nombre de génération/an	1	≤ 1
		2	> 1
4	Reproduction	1	ovoviviparité
		2	œufs isolés
		3	pontes, fixées
		4	pontes, libres
		5	pontes terrestres
		6	pontes dans la végétation
		7	reproduction asexuée
5	Dispersion	1	aquatique, passive
		2	aquatique, active
		3	aérienne, passive
		4	aérienne, active
6	Forme de résistance	1	œufs, statoblastes
		2	cocons
		3	diapause ou dormance
		4	aucune
7	Respiration	1	tégument
		2	branchies
		3	plastron
		4	spiracle
8	Locomotion et relation au substrat	1	vol
		2	nageur
		3	marcheur
		4	fouisseur (épibenthique)
		5	endobenthique (interstitiel)
		6	fixation
9	Type de nourriture	1	sédiments fins et microorganismes
		2	animaux morts (< 1mm)
		3	débris végétaux (≥ 1mm)
		4	microphytes
		5	macrophytes
		6	microinvertébrés
		7	macroinvertébrés ou vertébrés
10	Mode d'alimentation	1	absorbeur ou mangeur de sédiments fins
		2	broyeur
		3	racleur, brouteur
		4	filtreur
		5	perceur ou parasite
		6	prédateur

2.4.2. Modèles nuls

L'étude des communautés en écologie a longtemps été basée sur une approche descriptive des associations entre espèces. Néanmoins, avec le développement des politiques environnementales, la capacité à prédire les réponses des communautés face à des changements globaux (*e.g.* changement climatique) ou locaux (*e.g.* pollutions) est devenue une nécessité. Les **règles d'assemblage** des communautés, telles que définies par Keddy (1992), doivent permettre de prédire la combinaison d'espèces qui composera une communauté dans les conditions particulières d'un habitat à l'échelle locale. Ainsi, de même qu'à l'échelle individuelle l'habitat agit comme un filtre qui sélectionne les génotypes les mieux adaptés pour survivre et se reproduire, les espèces composant une communauté sont supposées posséder la combinaison de traits adaptée aux conditions de leur habitat (Keddy 1992).

Les **modèles nuls** ont été développés par Gotelli & Graves (1996) pour tester les effets des filtres environnementaux (naturels ou anthropiques) sur les assemblages biologiques (*e.g.* Van Sickle et al. 2005, Jung et al. 2010). Si les pressions anthropiques agissent comme des filtres supplémentaires qui modifient les processus d'assemblage des communautés (*e.g.* Charvet et al. 1998), la suppression de ces filtres « anthropiques » suite à des actions de restauration, devrait conduire à des communautés d'invertébrés répondant à des règles d'assemblage plus naturelles. L'approche « modèles nuls » appliquée aux listes faunistiques des stations les moins perturbées de même type (LIRR) devrait pouvoir fournir une image de la structure (taxonomique et fonctionnelle) attendue des assemblages d'invertébrés si aucun filtre anthropique additionnel significatif n'agit sur les communautés d'invertébrés (Gotelli 2001), et donc permettre de définir un objectif optimal de réponse biotique à une action de restauration dans un contexte biotypologique donné.

Dans ce travail de thèse, l'approche « modèles nuls » a été utilisée pour générer des assemblages aléatoires de communautés à partir des abondances faunistiques de stations LIRR. Le tableau initial, ci-après nommé « matrice observée [O] », présente l'information relative aux taxons en ligne et celle relative aux relevés (*i.e.* les couples station x date de prélèvement) en colonne (matrice [O], Figure 2.8). L'algorithme IF (Ulrich & Gotelli 2010) a été appliqué à la matrice [O] pour obtenir 1000 tableaux aléatoires, ci-après nommés « matrices [E] » ayant le même format que la matrice [O] (*i.e.* le même nombre de taxons en ligne et le même nombre de relevés en colonne). L'algorithme est appliqué en trois temps :

(1) Les données d'abondance de la matrice [O] sont converties en données de présence/absence (matrice [PA]) (étape 1.1, Figure 2.8). Les présences des taxons de la matrice [PA] sont ensuite aléatoirement réassignées dans les cellules des matrices [PA'] en conservant la probabilité de présence de chaque taxon pour chaque relevé de la matrice [O] (étape 1.2, Figure 2.8). Autrement dit, les sommes marginales des présences, en ligne et en colonne, de la matrice [O] sont conservées pour chaque matrice produite. Cette étape est essentielle pour éviter, par la suite, de surestimer la distribution aléatoire des métriques calculées sur la base de la richesse taxonomique.

(2) La matrice [E] est obtenue en réassignant aléatoirement les individus de la matrice [O] dans les cellules non nulles de la matrice [PA'], en conservant les sommes marginales d'abondances des lignes et des colonnes de la matrice [O], jusqu'à ce que l'abondance totale de la matrice [O] soit atteinte (étape 2, Figure 2.8).

(3) La dernière étape consiste à calculer la métrique dont on veut étudier la réponse à un filtre anthropique, ou dans notre cas, à la suppression d'un filtre, sur les assemblages aléatoires de chaque colonne des 1000 matrices [E] afin d'obtenir une distribution aléatoire de cette métrique dans des conditions de moindre perturbation, appelée distribution nulle ou attendue (étape 3, Figure 2.8). Cette procédure permet d'éliminer l'influence des caractéristiques spécifiques à chaque station LIRR au sein d'un même type de cours d'eau et d'estimer, par exemple par l'intervalle incluant 99% des valeurs de la distribution nulle, la gamme potentielle de valeurs de la métrique dans des conditions de moindre perturbation.

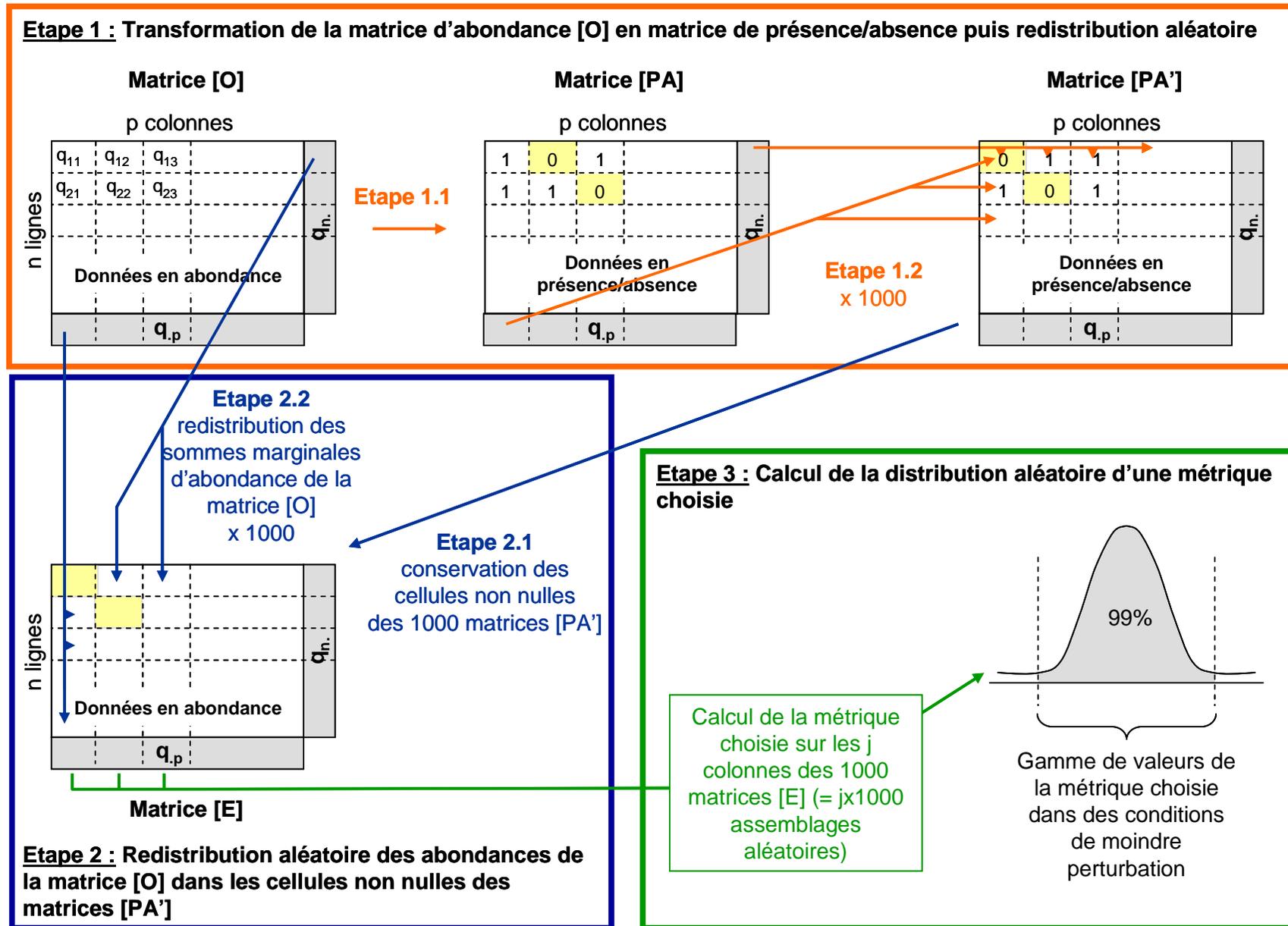


Figure 2.8 : Schéma des étapes successives de mise en application de l'algorithme de modèle nul IF d'après Ulrich & Gotelli (2010).

2.4.3. IndVal

La notion **d'espèce indicatrice** est apparue au début du 20^{ème} siècle pour décrire les liens étroits qui existent entre certaines espèces végétales ou animales et certaines caractéristiques de l'habitat (Hall & Grinnell 1919). Ce concept a par la suite largement été développé, notamment pour répondre aux besoins des politiques environnementales en matière de méthodes de détection rapide et peu coûteuse des perturbations anthropiques (Carignan & Villard 2002). Parmi les méthodes mises en œuvre pour identifier les espèces indicatrices d'un groupe d'échantillons présentant des caractéristiques communes, celle de (Dufrêne & Legendre 1997), appelée **IndVal** pour « Indicator Value », a particulièrement été utilisée (*e.g.* Feld 2004, Principe 2008, Kubosova et al. 2010, González et al. 2013).

Selon Dufrêne and Legendre (1997), une variable indicatrice d'un groupe donné est définie par sa **spécificité** (A_{ij}), *i.e.* le fait qu'elle soit particulièrement représentée dans le groupe en question, et par sa **fidélité** (B_{ij}), *i.e.* le fait qu'elle soit présente dans la majorité des relevés qui appartiennent à ce groupe. Le calcul de la valeur IndVal d'une espèce i pour un groupe j est le produit de sa spécificité et de sa fidélité :

$$IVal_{ij} = 100 \times A_{ij} \times B_{ij}$$

avec A_{ij} , la spécificité de l'espèce i pour le groupe j et B_{ij} , la fidélité de l'espèce i pour le groupe j .

En 2010, Podani et Csányi (2010) ont apporté des modifications aux calculs des deux composantes de l'IndVal. Par rapport aux calculs originaux de Dufrêne et Legendre (1997), leurs formules présentent plusieurs avantages.

(1) **Leur mesure de spécificité** (A_{ij}') peut être assimilée à une mesure de concentration de l'espèce i dans le groupe k . En effet, le calcul original de spécificité était un rapport entre la moyenne de l'abondance de l'espèce i dans les relevés du groupe j et la moyenne des abondances de l'espèce i sur tous les relevés de l'étude. Aucun intérêt n'était porté au nombre total de groupes définis lors de la classification. Or intuitivement, plus le nombre de groupes dans lesquels l'espèce i est absente - hors groupe j - est grand, plus sa spécificité au groupe j devrait être importante. Le calcul de la spécificité suivant Podani et Csanyi (2010) est alors le suivant :

$$A_{ij}' = \frac{(\bar{x}_{ij} - \bar{x}_{i-j})}{\max \left\{ \bar{x}_{ih} \right\}}$$

avec \bar{x}_{ij} l'abondance moyenne de l'espèce i sur les relevés du groupe j, \bar{x}_{i-j} la moyenne des abondances moyennes de l'espèce i dans tous les groupes sauf le groupe j, et $\max \{ \bar{x}_{ih} \}$ le maximum parmi les moyennes d'abondance de l'espèce i calculé par groupe.

Avec cette formulation, la spécificité de l'espèce i pour le groupe j est :

- égale à 1 si elle apparaît seulement dans le groupe j,
- nulle si les abondances moyennes de l'espèce i sont identiques dans tous les groupes,
- négative jusqu'à atteindre -1 si l'espèce i est absente uniquement du groupe j. Ce

dernier cas permet alors d'intégrer la valeur indicatrice d'une espèce par son absence dans un groupe de relevés particulier.

(2) **Leur mesure de la fidélité (B_{ij}')** peut être assimilée à une mesure d'équitabilité de l'abondance des espèces dans les relevés du groupe j. La fidélité telle que mesurée par Dufrene et Legendre (1997) revenait à faire un ratio du nombre de relevés du groupe j dans lesquels l'espèce i était présente sur le nombre total de relevés composant le groupe j. La valeur d'abondance de l'espèce i dans les différents relevés du groupe j n'était pas prise en compte. Le calcul de fidélité suivant Podani et Csanyi (2010) est le suivant :

$$B_{ij}' = 1 - 0,5 \times \sum_{k \in j} \left| \frac{x_{ik}}{\sum_{h \in j} x_{ih}} - \frac{1}{n_j} \right|$$

avec x_{ik} l'abondance de l'espèce i dans le relevé k, x_{ih} l'abondance de l'espèce i dans les relevés h appartenant au groupe j, et n_j le nombre de relevés dans le groupe j. Avec cette formulation, plus une espèce est répartie équitablement dans un groupe, plus sa fidélité, donc son pouvoir indicatif, est élevée.

2.5. Bilan des conditions abiotiques sur chaque site d'étude

2.5.1. Site de Bouillargues

2.5.1.1. Caractérisation physico-chimique

Le tableau 2.6 synthétise les valeurs obtenues au cours des 8 campagnes de prélèvements effectuées sur le site de Bouillargues (septembre 2008, février, avril, juillet, septembre et novembre 2009, avril et septembre 2010) en précisant les classes de qualité correspondantes selon le SEQ Eau (Oudin & Maupas 2003).

Les analyses montrent que le Vistre présente une qualité physico-chimique de l'eau relativement médiocre sur le site de Bouillargues. Les éléments déclassants sont systématiquement les nitrates, le phosphore total et les orthophosphates, avec des concentrations parfois très élevées (jusqu'à 4,6 mg/L en PO_4^{2-}). Un élément marquant est la stabilité de la qualité physico-chimique de l'eau, de l'amont du site (NR1) jusqu'à l'amont du rejet de la station d'épuration (R5), quelle que soit la saison. Il est à noter que le rejet de la petite station d'épuration (STEP-C) dégrade un peu plus le milieu en R6 (principalement en termes de concentrations en aluminium, en phosphore et en phosphates). L'impact le plus important de ce rejet sur le Vistre au niveau de la station R6, en termes de classe de qualité, concerne l'ammonium qui passe d'une classe de qualité « très bonne » en amont du rejet à une classe de qualité globalement « moyenne » en aval. Le phosphore total et les orthophosphates provenant de la STEP-C n'ont pas un impact aussi fort puisque ces deux paramètres présentent déjà des concentrations souvent critiques dans le Vistre qui correspondent respectivement aux classes de qualité « moyenne » et « mauvaise » en amont de la STEP-C.

Tableau 2.6 : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le site de Bouillargues. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité ‘Mauvaise’ ; Orange : ‘Médiocre’ ; Jaune : ‘Moyenne’ ; Vert : ‘Bonne’ et Bleu : ‘Très bonne’. na : non analysé. Cond : Conductivité ; Temp : température de l’eau.

		Mesure <i>in situ</i>				Dosage en laboratoire												
		Temp	pH	Cond	Oxygène dissous	COD	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	P _{tot}	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
		°C	unité pH	XS/cm	mg O ₂ /l	mg/l	mg NH ₄ ⁺ /l	mg NO ₂ ⁻ /l	mg NO ₃ ⁻ /l	mg P/l	mg PO ₄ ³⁻ /l	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l	mg SO ₄ ²⁻ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
NR1	septembre 2008	24,7	7,9	940	6,90	5,00	0,10	0,07	8,2	0,80	2,35	305	93	87	138	7,7	60,5	8,6
	février 2009	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
	avril 2009	na	7,7	750	na	4,15	0,09	0,18	21,0	0,29	0,64	310	35	81	139	7,4	17,5	1,6
	juillet 2009	24,7	8,3	847	10,80	4,80	0,05	0,07	13,0	0,67	1,90	310	73	88	132	8,0	45,5	6,6
	septembre 2009	21,2	7,9	865	8,31	5,10	0,80	0,20	11,0	0,80	2,40	290	77	87	126	7,8	47,0	7,8
	novembre 2009	12,4	7,8	890	11,30	5,80	0,13	0,26	20,0	0,35	0,98	305	76	87	136	7,5	47,0	6,7
	avril 2010	12,9	8,2	800	12,25	2,20	0,10	0,22	24,0	0,19	0,45	320	40	84	141	6,6	47,0	1,6
	septembre 2010	16,3	8,3	820	13,09	3,35	0,01	0,09	17,0	0,22	0,72	320	54	79	142	7,8	30,5	4,0
R2	septembre 2008	24,2	8,1	950	12,90	5,00	0,10	0,04	8,2	0,89	2,60	310	98	88	140	7,4	62,5	8,8
	février 2009	9,5	8,0	810	12,60	3,25	0,47	0,36	32,0	na	0,39	330	40	89	155	7,5	20,0	2,3
	avril 2009	na	7,8	775	na	3,70	0,03	0,16	22,0	0,22	0,41	320	38	80	144	7,4	20,0	1,7
	juillet 2009	22,2	7,9	821	10,10	4,60	0,05	0,06	14,0	0,64	1,90	315	65	87	136	8,0	45,5	6,3
	septembre 2009	19,2	7,9	850	9,16	4,60	0,04	0,11	12,0	0,73	2,15	275	76	85	126	7,7	45,0	6,9
	novembre 2009	11,8	7,7	905	10,41	5,30	0,39	0,31	19,0	0,41	1,15	315	74	90	140	7,8	45,5	6,8
	avril 2010	12,4	8,1	805	12,06	2,10	0,10	0,23	24,0	0,19	0,42	330	40	82	142	6,6	19,5	2,2
	septembre 2010	13,7	8,2	855	9,54	3,50	0,03	0,15	17,0	0,28	0,86	330	59	82	143	7,9	35,0	4,7
R5	septembre 2008	24,3	8,1	945	6,50	5,00	0,10	0,04	7,9	0,86	2,45	305	97	87	138	7,3	62,5	9,0
	février 2009	10,6	7,9	805	11,77	3,40	0,11	0,34	32,0	na	0,38	325	40	89	155	7,4	19,5	1,6
	avril 2009	na	7,8	775	na	3,60	0,20	0,15	22,0	0,24	0,41	320	40	78	143	7,3	20,0	1,6
	juillet 2009	22,9	8,2	843	9,85	4,50	0,05	0,09	14,0	0,57	1,70	315	71	87	135	8,0	43,0	5,9
	septembre 2009	19,8	7,9	810	10,63	4,50	0,04	0,09	12,0	0,59	1,75	275	68	83	124	7,5	39,5	6,1
	novembre 2009	12,2	7,7	910	10,47	5,50	0,28	0,29	19,0	0,40	1,15	315	75	92	142	7,9	46,0	6,9
	avril 2010	11,9	8,1	800	11,30	2,15	0,09	0,21	24,0	0,17	0,41	325	40	81	142	6,6	19,0	1,8
	septembre 2010	16,1	8,1	865	11,80	3,70	0,05	0,14	17,0	0,30	0,93	330	62	82	144	7,9	36,5	5,0

Tableau 2.6 (suite) : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le site de Bouillargues. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité 'Mauvaise' ; Orange : 'Médiocre' ; Jaune : 'Moyenne' ; Vert : 'Bonne' et Bleu : 'Très bonne'. na : non analysé. Cond : Conductivité ; Temp : température de l'eau.

		Mesure <i>in situ</i>				Dosage en laboratoire												
		Temp	pH	Cond	Oxygène dissous	COD	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	P _{tot}	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
		°C	unité pH	XS/cm	mg O ₂ /l	mg/l	mg NH ₄ ⁺ /l	mg NO ₂ ⁻ /l	mg NO ₃ ⁻ /l	mg P/l	mg PO ₄ ³⁻ /l	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l	mg SO ₄ ²⁻ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Rejet STEP-C	septembre 2008	25,5	7,7	895	9,30	5,00	6,65	0,35	1,0	3,60	11,30	260	102	79	101	7,6	70,5	16,5
	février 2009	na	7,8	820	na	7,30	2,45	1,65	11,0	na	6,65	260	79	85	115	7,5	48,0	9,7
	avril 2009	na	7,6	820	na	6,20	1,60	0,28	1,8	1,40	3,80	255	91	73	102	6,9	58,5	9,1
	juillet 2009	25,2	7,7	964	4,90	7,15	14,30	0,50	1,0	5,10	13,70	330	93	85	98	8,2	66,0	15,0
	septembre 2009	23,3	7,6	830	5,80	6,80	3,35	0,20	3,5	1,40	4,30	245	82	84	101	7,0	55,0	11,5
	novembre 2009	15,9	7,6	900	6,74	7,60	15,00	0,23	1,0	2,55	7,45	295	90	77	101	7,4	58,5	11,5
	avril 2010	14,6	7,9	860	7,46	5,70	4,45	0,12	1,0	1,40	3,95	290	79	79	103	6,4	49,0	7,8
	septembre 2010	na	7,9	880	na	6,20	4,05	0,63	3,0	2,20	6,55	275	91	77	106	7,5	61,5	12,5
	R6	septembre 2008	24,7	7,7	915	6,90	5,00	1,65	0,25	5,7	1,60	4,65	285	96	86	125	7,3	64,0
février 2009		10	7,9	810	11,76	3,40	0,08	0,37	32,0	na	0,46	325	40	89	153	7,4	19,5	1,6
avril 2009		na	7,8	775	na	3,50	0,11	0,17	21,0	0,24	0,50	320	38	78	143	7,2	26,5	5,3
juillet 2009		23,1	8,0	865	8,50	5,00	2,55	0,46	12,0	1,25	3,30	315	73	86	129	8,0	46,0	7,8
septembre 2009		20,7	7,8	810	9,63	4,95	0,89	0,24	9,9	0,82	2,35	270	70	83	117	7,3	44,0	8,8
novembre 2009		12,7	7,7	910	9,37	5,70	1,85	0,28	17,0	0,65	1,90	315	77	90	135	7,8	50,5	10,0
avril 2010		11,8	8,0	800	10,79	2,25	0,48	0,21	23,0	0,21	0,50	330	40	81	140	6,6	24,0	2,1
septembre 2010		15,5	8,1	870	11,35	4,00	0,41	0,18	15,0	0,47	1,45	335	66	83	146	7,9	40,0	5,7

2.5.1.2. Caractérisation hydromorphologique

Le débit du Vistre sur le site de Bouillargues varie de 0,058 à 0,777 m³/s entre la période de basses et de hautes eaux.

Les stations non restaurées (NR1, NR2 et NR3), sont plus encaissées que les stations restaurées (tableau 2.7). Elles ont également des valeurs de largeur de lit mouillé en moyenne 2 fois plus élevées que les stations restaurées quelle que soit la saison. La hauteur d'eau a tendance à être plus élevée sur les stations NR2, NR3, R3 et R6.

Tableau 2.7 : Paramètres hydromorphologiques relevés en août 2010 (basses eaux) et janvier 2011 (hautes eaux) sur chaque station du site de Bouillargues. \bar{x} : moyenne ; σ : écart-type. Enc. : Encaissement.

	Enc. (m)	Largeur du lit mouillé (m)		Largeur lit mouillé (m)		Hauteur moyenne en eau (cm)		Hauteur moyenne en eau (cm)	
		Basses eaux		Hautes eaux		Basses eaux		Hautes eaux	
		\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ
NR1	1-2	6,5	0,7	6,8	0,5	25,9	13,1	48,7	19,7
NR2	1-2	7,2	0,6	7,5	0,9	18,4	7,3	37,3	14,5
R1	0-1	3,3	0,3	3,8	0,5	21,9	7,6	42,4	13,2
NR3	1-2	6,3	0,6	6,9	0,2	29,2	12,8	52,5	18,6
R2	0-1	3,0	0,4	4,0	0,4	15,4	10,5	39,4	18,1
R3	0-1	4,1	0,3	4,2	0,3	26,1	11,0	43,9	13,8
R4	0-1	3,7	0,4	3,9	0,6	13,7	9,7	35,9	15,2
R5	0-1	4,7	0,6	5,6	0,5	37,2	20,5	45,9	20,9
R6	0-1	3,7	0,2	3,8	0,6	22,8	7,3	44,3	10,9

La ripisylve des stations NR1, NR2, NR3 et R1 est majoritairement arbustive ou arborée (sauf en rive droite de la station NR1) (tableau 2.8). Sur les stations restaurées R2 et R4 une rive a été plantée d'arbustes et d'arbres alors que l'autre est laissée plus ouverte. Sur les autres stations restaurées (R3, R5 et R6), les hauteurs de strates de ripisylve sont relativement diversifiées.

Tableau 2.8 : Description de la ripisylve des rives gauche (RG) et droite (RD) des stations du site de Bouillargues. Les valeurs des différentes strates (herbacée, arbustive et arborée) sont données en pourcentage de linéaire. Herb : strate herbacée, Arbu : strate arbustive, Arbo : strate arborée.

	Ripisylve RG				Ripisylve RD			
	Herb	Arbu	Arbo	Épaisseur (m)	Herb	Arbu	Arbo	Épaisseur (m)
NR1	0	0	100	>25	75	25	0	5 à 10
NR2	0	25	75	0 à 1	38	0	63	10 à 25
R1	0	45	55	5 à 10	18	0	82	5 à 10
NR3	0	0	100	>25	10	50	40	0 à 1
R2	80	10	10	10 à 25	40	20	40	10 à 25
R3	44	0	56	5 à 10	25	0	75	5 à 10
R4	100	0	0	5 à 10	0	0	100	>25
R5	40	20	40	10 à 25	30	10	60	5 à 10
R6	10	0	90	0 à 1	50	0	50	10 à 25

2.5.2. Site de Bastide

2.5.2.1. Caractérisation physico-chimique

Sur le site de Bastide, les données physico-chimiques utilisées proviennent des campagnes menées sur le Vistre dans le cadre de l'étude de l'IRSTEA, de septembre 2007 à août 2011. Nous avons également pu avoir accès aux données de suivi de la STEP-B et de la STEB-A avant sa fermeture.

Dans ce paragraphe, une première partie sera consacrée à l'analyse des résultats de suivi de la qualité des rejets des STEP. Nous présenterons ensuite la qualité globale du Vistre sur les 3 stations du site de Bastide en nous référant aux campagnes menées dans le cadre du projet de l'IRSTEA.

Evolution des concentrations en azote et phosphore dans les rejets des STEP

Les données relatives au suivi des STEP-A et B sont issues de l'auto-surveillance réalisée par le gestionnaire des STEP (Service d'assainissement de Nîmes Métropole) et nous ont été fournies par la délégation de Montpellier de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. Les données concernent la période de janvier 2006 à juin 2008 pour la STEP-A et de janvier 2006 à décembre 2010 pour la STEP-B, avec une mesure hebdomadaire dans les deux cas. La Figure 2.9 présente l'évolution des concentrations en ammonium, nitrites, nitrates et phosphore (i) dans le rejet de la STEP-A avant sa fermeture (période de janvier 2006 à juin

2008), (ii) dans le rejet de la STEP-B avant la mise en fonctionnement des nouvelles techniques de traitement des effluents (période de janvier 2006 à juin 2008), et (iii) dans le rejet de la STEP-B après la mise en service des nouvelles techniques de traitement des effluents (période de juin 2008 à décembre 2010). Une comparaison des moyennes des concentrations en nutriments dans les deux rejets aux 2 périodes citées ci-dessus a été réalisée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis (p -value < 0,05 pour les 5 paramètres testés) et un test post hoc de Siegel et Castellan (Siegel & Castellan 1988).

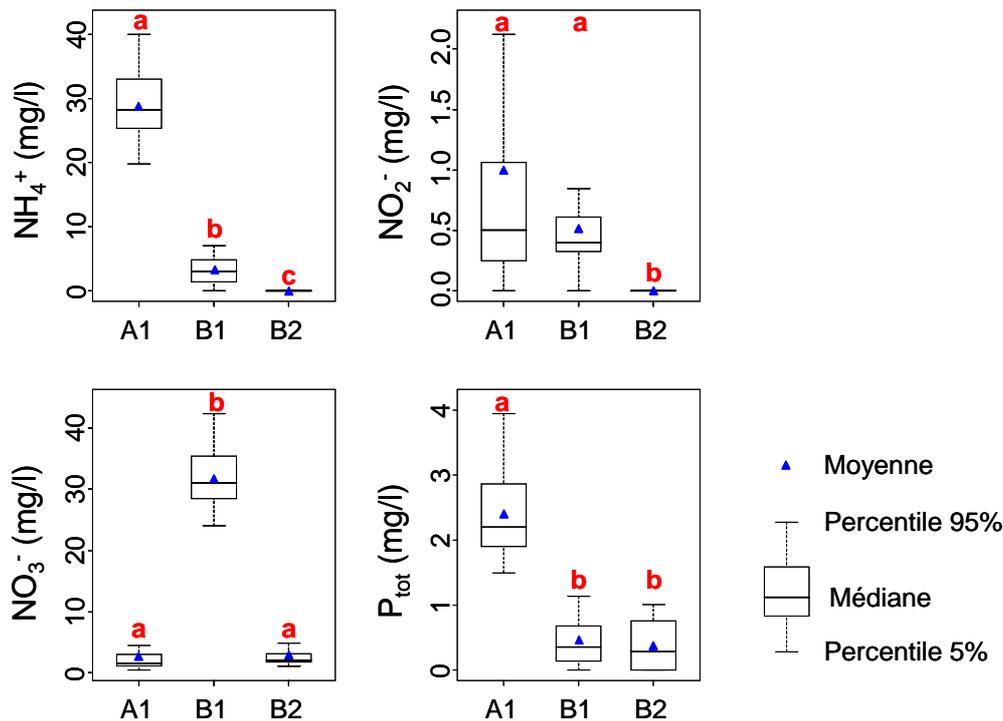


Figure 2.9 : Evolution des concentrations moyennes en ammonium, nitrites, nitrates, et phosphore total, A1 : dans le rejet de la STEP-A avant sa fermeture (période de janvier 2006 à juin 2008), B1 : dans le rejet de la STEP-B avant la mise en fonctionnement des nouvelles techniques de traitement des effluents (période de janvier 2006 à juin 2008), et B2 : dans le rejet de la STEP-B après la mise en service des nouvelles techniques de traitement des effluents (période de juin 2008 à décembre 2010). Les différences significatives de concentration ($p < 0,05$) sont mises en évidence par une lettre différente.

Avant l'arrêt de la STEP-A et la mise en services des nouveaux traitements de la STEP-B, les rejets de la STEP-A présentaient des concentrations 8 fois plus élevées en ammonium et 5 fois plus élevées en phosphore que le Vistre, traduisant le faible rendement de la STEP-A. Même si la STEP-B était plus performante dans le traitement de l'azote ammoniacal et du phosphore, elle rejetait encore de fortes concentrations en nitrates. La mise en service d'un traitement plus poussé de l'azote en juin 2008 au niveau de la STEP-B a

conduit à une forte diminution des concentrations en ammonium, en nitrites, et plus particulièrement en nitrates. En revanche, les concentrations en phosphore en sortie de la STEP-B n'ont pas diminué après juin 2008. L'objectif de qualité du rejet de la nouvelle STEP-B a été fixé à 1 mg/l, ce qui est respecté. Les anciens traitements de la STEP-B permettaient déjà d'atteindre cette valeur, et les nouveaux traitements ne sont donc pas plus performants. La réduction des apports en phosphore dans le Vistre devrait donc essentiellement résulter de l'arrêt du rejet de la STEP-A qui avait des rendements d'abatage bien moindre du phosphore.

Qualité physico-chimique du Vistre sur le site de Bastide

Le tableau 2.9 présente l'ensemble des résultats physico-chimiques obtenus sur les 3 stations du site de Bastide ainsi que les classes de qualité associées, définies par le SEQ-eau (Oudin & Maupas 2003) pour les potentialités biologiques.

Globalement, sur l'ensemble du tronçon étudié, le pH, la conductivité ainsi que les concentrations en chlorures, en calcium, en magnésium et en sodium se situent dans les classes de « bonne » ou « très bonne » qualité.

La station US présente des concentrations en nitrates, phosphore et phosphates élevées en aval de l'agglomération nîmoise. Ces valeurs sont particulièrement élevées en période estivale du fait de débits moindres. Ce sont le plus souvent les concentrations élevées en phosphore et orthophosphates qui classent la station US en « mauvaise » qualité physico-chimique si on applique la règle du paramètre le plus déclassant.

Avant juin 2008, les stations IS et DS, respectivement situées en aval des STEP-A et B, présentaient des concentrations élevées en azote (quelle que soit sa forme), ainsi qu'en phosphore et orthophosphates, les classant en « mauvaise » qualité. Après l'arrêt de la STEP-A et la mise en service de la STEP-B, les concentrations en azote et phosphore ont eu tendance à diminuer, n'atteignant plus la classe de qualité « mauvaise ». Cette amélioration de la qualité physico-chimique des stations aval est directement à mettre en lien avec 1) l'arrêt de la STEP-A, limitant l'arrivée d'effluents contaminés et 2) la mise en service de la nouvelle tranche de traitement de la STEP-B qui, par des effluents moins concentrés que le Vistre lui-même, entraîne un effet de dilution sur les concentrations observées dans le cours d'eau, notamment pour le phosphore. A partir de janvier 2010, la qualité physico-chimique des trois sites est très proche. Notons toutefois que le problème des nitrates, du phosphore et des orthophosphates persiste avec cependant des concentrations plus faibles au niveau des

stations les plus en aval (IS et DS). Les pics estivaux de phosphore et orthophosphates sont notamment atténués le long du gradient longitudinal. L'effet du rejet de la STEP-B contribue très probablement à cette amélioration. En effet, et d'une manière générale, l'état physico-chimique de la station DS soumise au nouveau rejet semble s'améliorer plus vite que celui de la station IS. C'est d'ailleurs cette station qui présente les meilleures classes de qualité sur la période d'étude, classes de qualité qui sont parfois nettement supérieures à celles obtenues pour la station témoin (US) qui reste de qualité mauvaise en période estivale.

Tableau 2.9 : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le Vistre de septembre 2007 à août 2011, a) station US, b) station IS, c) station DS. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité 'Mauvaise' ; Orange : 'Médiocre' ; Jaune : 'Moyenne' ; Vert : 'Bonne' et Bleu : 'Très bonne'. na : non analysé. La séparation verticale rouge correspond à l'arrêt de la STEP-A et la mise en service des nouveaux procédés de traitement des eaux usées installés sur la STEP-B en juin 2008. Cond : Conductivité ; Temp : température de l'eau.

	a)	Mesure <i>in situ</i>					Dosage en laboratoire											
		Temp	pH	Cond	Oxygène dissous	COD	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	P _{tot}	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
		°C	unité pH	XS/cm	mg O ₂ /l	mg/l	mg NH ₄ ⁺ /l	mg NO ₂ ⁻ /l	mg NO ₃ ⁻ /l	mg P/l	mg PO ₄ ³⁻ /l	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l	mg SO ₄ ²⁻ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
septembre 2007	17,6	7,5	905	3,58	4,75	0,13	0,20	10,0	1,70	4,65	305	74	98	136	7,7	47,5	7,3	
mars 2008	na	na	na	na	na	0,72	0,49	21,0	0,67	1,75	300	56	88	144	8,5	35,0	4,7	
mai 2008	na	7,7	870	na	na	0,56	0,81	19,0	1,00	2,50	320	65	91	141	6,1	36,0	4,5	
juillet 2008	na	7,5	885	na	na	0,17	0,86	15,0	0,92	2,70	320	71	90	151	8,8	41,0	5,6	
septembre 2008	17,8	7,7	850	11,90	4,75	0,12	0,27	14,0	1,95	4,15	290	71	93	142	7,6	43,5	7,1	
novembre 2008	na	7,9	875	na	4,45	0,23	0,25	25,0	0,29	0,79	330	53	na	150	8,4	28,5	3,3	
janvier 2009	na	7,9	845	na	2,80	0,50	0,36	31,0	0,26	0,53	325	46	93	153	7,6	23,0	2,2	
juin 2009	19,5	8,5	na	na	4,30	0,13	0,38	19,0	0,37	0,86	320	62	100	143	8,1	36,0	5,4	
septembre 2009	19,4	8,1	901	6,95	4,75	0,15	0,12	13,0	0,70	2,05	305	75	90	138	8,0	50,0	4,8	
janvier 2010	12,2	6,9	850	na	4,15	0,33	0,27	25,0	0,24	0,65	325	50	100	155	7,3	24,0	2,2	
juin 2010	na	7,8	830	na	4,00	0,09	0,18	17,0	0,71	2,05	325	54	82	150	7,6	29,0	3,4	
juillet 2010	22,6	7,2	870	4,40	4,40	0,08	0,23	13,0	0,81	2,35	315	66	86	134	7,7	40,0	5,5	
septembre 2010	14,5	7,1	865	8,24	4,00	0,05	0,12	18,0	0,36	0,88	325	61	86	153	7,8	36,0	4,5	
novembre 2010	na	7,9	795	na	3,65	0,09	0,10	18,0	0,22	0,54	335	40	76	153	7,0	21,0	2,1	
janvier 2011	8,5	8,1	801	13,18	2,85	0,28	0,17	24,0	0,24	0,49	325	36	73	144	6,7	18,5	1,6	
avril 2011	20	8,3	809	11,43	3,20	0,31	0,39	21,0	0,35	0,93	330	44	75	136	7,1	25,0	2,5	
août 2011	na	7,7	865	na	4,30	0,07	0,15	12,0	0,80	2,30	305	71	84	123	7,4	43,5	6,8	

Tableau 2.9 : suite.

b)	Mesure <i>in situ</i>					Dosage en laboratoire											
	Temp	pH	Cond	Oxygène dissous	COD	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	P _{tot}	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
	°C	unité pH	XS/cm	mg O ₂ /l	mg/l	mg NH ₄ ⁺ /l	mg NO ₂ ⁻ /l	mg NO ₃ ⁻ /l	mg P /l	mg PO ₄ ³⁻ /l	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l	mg SO ₄ ²⁻ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
septembre 2007	20,5	7,8	1050	5,30	12,20	31,30	0,74	37,0	4,65	11,50	440	67	84	127	8,8	82,5	13,0
mars 2008	na	na	na	na	na	8,60	0,63	17,0	1,05	2,90	345	48	73	140	8,3	34,5	6,1
mai 2008	na	7,7	870	na	na	8,80	0,67	13,0	1,11	3,00	385	49	64	139	5,5	31,5	5,6
juillet 2008	na	7,6	820	na	na	0,83	1,30	13,0	0,60	1,55	345	48	73	152	7,8	30,0	4,1
septembre 2008	16,4	7,8	840	5,90	5,95	0,19	0,46	16,0	0,56	1,25	320	59	85	148	7,4	38,0	5,5
novembre 2008	na	7,9	830	na	5,25	0,88	0,51	20,0	0,24	0,64	360	41	na	146	7,3	24,5	4,5
janvier 2009	na	7,9	815	na	3,10	0,32	0,27	26,0	0,20	0,34	345	40	78	152	6,8	21,5	2,1
juin 2009	19,1	8,0	na	na	3,95	0,06	0,37	18,0	0,26	0,58	325	39	76	138	7,3	25,0	2,9
septembre 2009	19,1	8,0	823	6,69	4,30	0,11	0,34	15,0	0,50	1,40	300	53	80	136	7,8	35,0	4,4
janvier 2010	12	7,3	785	na	4,35	0,15	0,14	19,0	0,13	0,38	355	38	66	150	5,7	19,5	1,7
juin 2010	na	7,8	790	na	4,65	0,30	0,59	15,0	0,33	0,80	330	45	73	147	7,1	26,0	3,3
juillet 2010	23,3	7,5	790	3,50	4,70	0,98	0,21	11,0	0,53	1,45	310	51	74	124	7,2	32,0	4,6
septembre 2010	13,6	7,6	785	8,60	3,35	0,05	0,27	18,0	0,20	0,58	330	43	72	140	7,0	26,5	3,2
novembre 2010	na	7,8	735	na	4,05	0,08	0,07	15,0	0,16	0,29	360	27	48	150	5,0	16,0	1,7
janvier 2011	8,5	7,9	786	11,26	3,10	0,19	0,14	20,0	0,18	0,35	355	31	59	143	5,9	18,0	1,9
avril 2011	18	7,9	825	9,02	3,50	0,15	0,39	19,0	0,30	0,53	330	45	64	132	6,4	22,0	2,6
aout 2011	na	7,6	790	na	5,15	0,11	0,18	15,0	0,85	1,15	305	52	80	121	7,3	32,5	4,6

Tableau 2.9 : suite.

c)	Mesure <i>in situ</i>				Dosage en laboratoire												
	Temp	pH	Cond	Oxygène dissous	COD	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	P _{tot}	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
	°C	unité pH	XS/cm	mg O ₂ /l	mg/l	mg NH ₄ ⁺ /l	mg NO ₂ ⁻ /l	mg NO ₃ ⁻ /l	mg P/l	mg PO ₄ ³⁻ /l	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l	mg SO ₄ ²⁻ /l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
septembre 2007	20,6	7,8	1040	4,20	8,80	11,30	1,35	49,0	1,20	1,30	295	105	83	122	8,3	69,5	13,0
mars 2008	na	na	na	na	na	7,20	0,70	32,0	0,93	2,60	320	60	75	138	8,2	42,5	7,5
mai 2008	na	7,7	890	na	na	8,30	0,81	15,0	1,00	2,70	375	59	67	137	5,5	37,0	6,4
juillet 2008	na	7,6	865	na	na	0,53	1,05	17,0	0,51	1,25	310	75	75	145	8,3	41,0	6,9
septembre 2008	18,8	7,7	870	7,90	4,95	0,17	0,30	14,0	0,32	0,61	280	86	84	129	7,6	55,5	11,0
novembre 2008	na	7,9	845	na	5,10	0,65	0,47	19,0	0,22	0,61	355	48	na	141	7,5	30,7	6,1
janvier 2009	na	7,9	835	na	3,65	0,31	0,24	23,0	0,23	0,54	345	47	77	148	6,9	28,0	3,8
juin 2009	20,7	7,9	na	na	4,70	0,06	0,27	15,0	0,32	0,67	315	60	79	128	7,9	41,5	8,2
septembre 2009	22,4	7,9	862	8,40	5,65	0,09	0,17	14,0	0,45	1,05	285	77	79	109	8,3	55,0	8,3
janvier 2010	13,2	7,4	795	na	4,55	0,14	0,13	18,0	0,17	0,44	345	43	68	145	5,9	23,0	2,9
juin 2010	na	7,8	820	na	5,10	0,24	0,43	12,0	0,38	0,96	325	57	74	129	7,4	37,0	6,9
juillet 2010	24,1	7,6	830	4,47	5,60	0,75	0,48	7,3	0,47	1,35	285	76	75	110	8,0	47,5	10,2
septembre 2010	14,7	7,8	820	10,42	4,30	0,06	0,19	15,0	0,18	0,41	310	58	73	133	7,4	40,0	7,6
novembre 2010	na	7,8	735	na	3,65	0,09	0,08	15,0	0,20	0,46	350	31	50	144	5,3	18,5	2,7
janvier 2011	9,9	7,9	824	10,91	3,20	0,15	0,13	18,0	0,20	0,40	350	35	60	141	6,1	22,0	3,1
avril 2011	15,5	8,0	801	7,77	4,15	0,14	0,31	15,0	0,30	0,57	325	37	66	126	6,5	29,0	5,3
aout 2011	na	7,8	865	na	3,95	0,11	0,18	8,8	0,33	0,71	300	76	76	108	7,7	52,5	11,0

2.5.2.2. Caractérisation hydromorphologique

Les valeurs de débit (tableau 2.10) montrent une nette différence saisonnière avec des débits 7 fois plus importants en hiver qu'en été sur la station US. Cette différence peut être attribuée à la variation hydraulique saisonnière naturelle. Elle est également marquée sur la station DS. En aval de la STEP, le Vistre est également sensible à un cycle hydraulique quotidien avec des débits plus faibles le matin et plus élevés à partir de midi. Ces variations quotidiennes sont imputables au fonctionnement de la STEP dont les débits de rejets varient dans la journée avec les volumes d'eaux usées entrants. On note ainsi un accroissement allant de 10% (période de hautes eaux) à 70% (période de basses eaux) du débit du Vistre en aval de la STEP, lorsque le débit des effluents de la STEP est à son maximum, par rapport à la valeur observée en milieu de journée.

Tableau 2.10 : Valeurs des débits (m³/s) en période de hautes et basses eaux sur les stations US et DS.

		US	DS
Hautes eaux Hiver 2011	Matin	0,922	2,195
	Midi		2,423
Basses eaux Été 2010	Matin	0,133	0,418
	Midi		0,719

Les variations saisonnières de débit se répercutent sur la hauteur d'eau avec des valeurs plus importantes en période de hautes eaux et inversement plus faibles en période de basses eaux (tableau 2.11). En revanche, les variations quotidiennes de débit liées aux apports de la STEP-B ont très peu d'influence sur la hauteur d'eau mesurée au niveau de la station DS.

La largeur du lit mouillé du Vistre ne varie pas ou peu avec les variations de débit (saisonnières ou quotidiennes) (tableau 2.11). Seule la station IS montre une augmentation de sa largeur mouillée lorsque le débit du Vistre est plus important en hiver. Cette variation peut être imputée à la configuration de la station qui a subi des opérations de rétrécissement du lit mineur.

L'encaissement des stations est bien plus important (supérieur à 2 m) sur les stations US et DS, situées sur une partie du linéaire canalisé du Vistre (tableau 2.11). Sur la station IS,

ayant fait l'objet d'aménagement de restauration hydromorphologique, le lit mineur est moins encaissé du fait de la mise en place d'une zone d'extension des crues.

Tableau 2.11 : Paramètres hydromorphologiques relevés en août 2010 (basses eaux) et janvier 2011 (hautes eaux) sur chaque station du site de Bastide. \bar{x} : moyenne ; σ : écart-type. Enc. : Encaissement.

	Enc. (m)	Largeur du lit mouillé (m)		Largeur lit mouillé (m)		Hauteur moyenne en eau (cm)		Hauteur moyenne en eau (cm)	
		Basses eaux		Hautes eaux		Basses eaux		Hautes eaux	
		\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ
US	>2	7,4	1,8	7,1	1,0	25,9	12,1	40,0	14,7
IS	0-1	4,3	1,0	5,8	0,8	34,6	20,6	55,4	28,9
DS matin	>2	11,3	0,8	11,3	0,9	36,6	20,3	50,6	20,3
DS midi	>2	11,4	0,4	11,4	0,6	40,7	21,5	52,1	20,2

La ripisylve est dominée par des strates herbacée sur les rives des stations US et IS, avec néanmoins, la présence d'arbustes et d'arbre éparses (tableau 2.12). En revanche, sur la station DS, la ripisylve est exclusivement herbacée et peu étendue en rive droite.

Tableau 2.12 : Description de la ripisylve des rives gauche (RG) et droite (RD) des stations du site de Bastide. Les valeurs des différentes strates (herbacée, arbustive et arborée) sont données en pourcentage de linéaire. Herb : strate herbacée, Arbu : strate arbustive, Arbo : strate arborée.

	Ripisylve RG				Ripisylve RD			
	Herb	Arbu	Arbo	Epaisseur (m)	Herb	Arbu	Arbo	Epaisseur (m)
US	69	31	0	1 à 4	77	0	23	5 à 10
IS	86	14	0	5 à 10	43	29	29	5 à 10
DS	100	0	0	5 à 10	100	0	0	1 à 4

Chapitre III

Réponses des communautés d'invertébrés à la levée d'une pression physico-chimique

Résumé

Les écosystèmes aquatiques sont depuis longtemps la cible de nombreuses dégradations, parmi lesquelles les rejets d'effluents d'origines urbaines, peu ou pas traités, ont été reconnus comme l'une des principales sources de perturbation des cours d'eau. Pourtant très peu d'études ont tenté d'évaluer la récupération des écosystèmes aquatiques après l'arrêt strict du rejet d'une STEP. Dans ce chapitre, nous proposons (i) d'analyser la réponse des communautés d'invertébrés benthiques aux changements de la qualité physico-chimique et de l'habitat après amélioration du traitement des eaux usées et (ii) d'évaluer la capacité des approches basées sur la taxonomie et sur les traits biologiques à détecter et expliquer les processus de récupération des communautés dans un contexte de pressions multiples.

Les communautés d'invertébrés des 3 stations (US, IS et DS) du site de Bastide sur le Vistre ont été étudiées pendant une période de 4 ans incluant l'arrêt du rejet de la STEP-A et l'agrandissement et l'amélioration des traitements de la STEP-B, située 1 km en aval. La récupération des communautés benthiques a été évaluée par comparaison des valeurs de métriques taxonomiques et fonctionnelles (traits biologiques) observées sur le Vistre à celles de conditions de référence. Ces dernières ont été estimées en appliquant une approche basée sur les modèles nuls aux communautés de stations de moindre impact anthropique (LIRRs).

La majorité des caractéristiques taxonomiques des communautés macrobenthiques initialement soumises au rejet de la STEP-A récupèrent en 3 mois. En revanche, le temps de récupération des caractéristiques fonctionnelles est d'environ 2 ans. Aucune évolution n'est observée en termes de diversité taxonomique et fonctionnelle pendant les 4 années d'étude.

L'approche par les modèles nuls permet la détection et la quantification des processus de récupération après l'arrêt d'une STEP. Les combinaisons de traits biologiques des invertébrés fournissent une description des mécanismes fonctionnels qui se produisent potentiellement au sein des assemblages face à l'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau. Cependant, sur le Vistre, le contexte de pressions anthropiques multiples en amont du site de Bastide limite manifestement les processus de récupération des assemblages locaux.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article accepté à Freshwater Science sous réserve de corrections mineures. Les tableaux numérotés S1 à S4 sont disponibles en annexe C.

3.1. Introduction

Sewage effluents have been recognized as one of the most common sources of river degradation (Paul and Meyer 2001), resulting in potential multi-stressor impacts, including organic matter and nutrient inputs. In most of industrialized countries, wastewater treatment practices have been developed to limit stream pollution. Nevertheless, numerous studies have revealed a strong impact of wastewater treatment plant (WWTP) discharge on invertebrate communities. Indeed, the decrease in oxygen concentration and the increase in conductivity, suspended solids, and nutrient concentrations in rivers receiving WWTP effluents (Gower and Buckland 1978, Daniel et al. 2002, Canobbio et al. 2009), lead to a decline in invertebrate richness (Kondratieff and Simmons 1982, Ortiz et al. 2005), mainly due to a decrease in the richness of the most sensitive aquatic insect orders (*e.g.*, Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera; (Ortiz and Puig 2007, Pinto et al. 2010). On the contrary, the abundance of tolerant taxa, such as Oligochaeta and Chironomidae, globally increases (Campbell 1978, Whitehurst and Lindsey 1990, Rueda et al. 2002). The Water Framework Directive (WFD, European Commission 2000) has required achievement of a good ecological and chemical status for all the surface water bodies in the European Union by 2027. Reducing chemical pressures from WWTPs is a possible approach for improving the ecological quality of many streams (Carey and Migliaccio 2009). Several studies have targeted the improvement of stream self-purifying capacity downstream effluent inputs (*e.g.* Kondratieff and Simmons 1982, Ortiz et al. 2005) or the decline of nutrient enrichment with pollution abatement measures (*e.g.*, Rabeni et al. 1985, Dauba et al. 1997, Spänhoff et al. 2007). However, very few studies have tried to evaluate ecosystem recovery after WWTP discharge cessation (Besley and Chessman 2008). Such studies should increase our knowledge of biotic community and ecosystem recovery after anthropogenic pressure reduction and can help improving future restoration programs.

In the past, taxonomy-based metrics, such as taxonomic richness and diversity, or biotic indices, based on taxon sensitivity to pollution [*e.g.*, the Average Score Per Taxon (ASPT) in Great Britain; Armitage et al. 1983], were widely used for evaluating the quality of aquatic resources through macrobenthic communities (Bonada et al. 2006). However, most of these indices or metrics are based on empirical observations rather than ecological theories. In addition, the generalization of these indices to all types of streams is difficult due to natural

fluctuations of taxonomic groups depending on regional conditions (Lenat 1993, Usseglio-Polatera et al. 2000a). Over the 2 last decades, a new bioassessment approach, based on sound theoretical concepts in ecology (Southwood 1977, 1988, Townsend 1989), has been developed. This approach focuses on the traits of taxa, *i.e.*, well-defined measurable organism properties that influence organismal performance (McGill et al. 2006, Violle et al. 2007). In a given habitat templet (*e.g.*, the River Habitat Templet; Townsend and Hildrew 1994), species are selected according to the efficiency of their traits in the observed environmental conditions (Townsend et al. 1997). Thus, the functional trait-based approach has the potential to more directly evidence the ecological mechanisms structuring macroinvertebrate communities than approaches based on taxonomic metrics (Townsend and Hildrew 1994, Marzin et al. 2012). Trait-based approaches have been applied to the ecological assessment of various anthropogenic pressures on streams and rivers, including WWTP effluents (Charvet et al. 1998, Lecerf et al. 2006), sediment toxicity (Archaimbault et al. 2010) or multiple stressor gradients (Dolédec et al. 1999, Usseglio-Polatera and Beisel 2002, Gayraud et al. 2003; see Menezes et al. 2010 for a review). Furthermore, a recent comparative study has suggested that functional trait-based metrics better discriminate anthropogenic disturbances than taxonomy-based metrics (Marzin et al. 2012). However, very few studies have used a functional trait-based approach to examine invertebrate community recovery after disturbance cessation (Rabeni et al. 1985, MacLeod et al. 2008).

In this study, we aimed (i) to analyze the invertebrate community responses to chemical water quality and habitat changes after wastewater treatment improvement, and (ii) to evaluate abilities of taxonomy- and functional trait-based approaches to detect and explain community recovery processes in a multi-stressor context. The modifications in wastewater treatment would rapidly improve chemical water quality and create favorable ecological niches for more pollution sensitive taxa. We hypothesize that taxonomy-based and trait-based metrics already identified as well responding to organic enrichment should be also those which best respond to chemical quality improvement (Tables 3.1 and 3.2). The taxonomic structure of invertebrate assemblages (*e.g.*, diversity indices) as well as their functional characteristics (*e.g.*, biological attributes of organisms) should take more time to recover than taxonomic composition (*e.g.*, taxonomic richness in different faunal groups). Because the studied river section receives anthropogenic pollution from upstream reaches, we predict a recovery dynamics of site assemblage composition, structure, and functioning depending on

upstream conditions. We also predict a higher explanation power of trait-based metrics than taxonomic metrics for the functional processes occurring during the recovery time.

Null models (Gotelli and Graves 1996) are a useful strategy for testing the effects of environmental (*e.g.*, natural) filters on community assemblages (*e.g.*, Van Sickle et al. 2005, Jung et al. 2010). If anthropogenic pressures act as supplementary filters (*e.g.*, Charvet et al. 1998) that strongly modify community assembly processes, the removal of such filters should lead to more 'natural' assembly rules for benthic assemblages. We applied a null model approach to test the hypotheses that wastewater treatment improvement weakens the strength of the water quality filter and that community patterns in study sites become closer to those observed in least impaired river reaches (LIRRs) after WWTP-A cessation.

3.2. Methods

3.2.1. Study sites

The study was conducted on the Vistre River (southern France; Fig. 3.1a). The stream discharge (annual mean = 2.12 m³/s) is influenced by the Mediterranean climate with high seasonal variation in precipitation. Stream discharge varies from 0.57 m³/s during the dry season (May-October) to 23.00 m³/s during the wet season (November-April). Due to the high anthropization of their watersheds (63 % of agricultural and 18 % of urban areas, respectively; Corine Land Cover 2006), the Vistre River and its tributaries are subjected to domestic, industrial, and agricultural effluents which represent an input of 1240 tons of nitrogen and 226 tons of phosphorus per year (French Water Agency 2000). To limit phosphorus and nitrogen inputs from the main city of the watershed (Nîmes; Fig. 3.1b), a new WWTP (WWTP-B hereafter), equipped with biological treatment capable of reducing N, P, and C inputs, was built and put into service in June 2008. It has replaced an older WWTP (WWTP-A) with a point source input in a small tributary, about 1.5 km upstream of the confluence of WWTP-B effluents with the Vistre River (Fig. 3.1c). WWTP-A had a capacity of 130,000 Population Equivalents (PE) and a mean discharge of 0.10 m³/s whereas WWTP-B has a capacity of 230,000 PE and a mean discharge of 0.32 m³/s.

The 3 study sites are located on a 3 km-long river section around the WWTP-A and WWTP-B sewage inputs. The upstream site (US) is located upstream of the confluence between the Vistre River and its tributary receiving the WWTP-A effluents. It has served as a water quality control site for the studied reach of the Vistre River. The intermediate site (IS) was influenced by WWTP-A until June 2008, because located at about 1 km downstream from its inputs in the Vistre River. However, IS is upstream of the WWTP-B effluent inputs. The downstream site (DS) has been influenced by the WWTP-B inputs in the Vistre River since June 2008 (Fig. 3.1c).

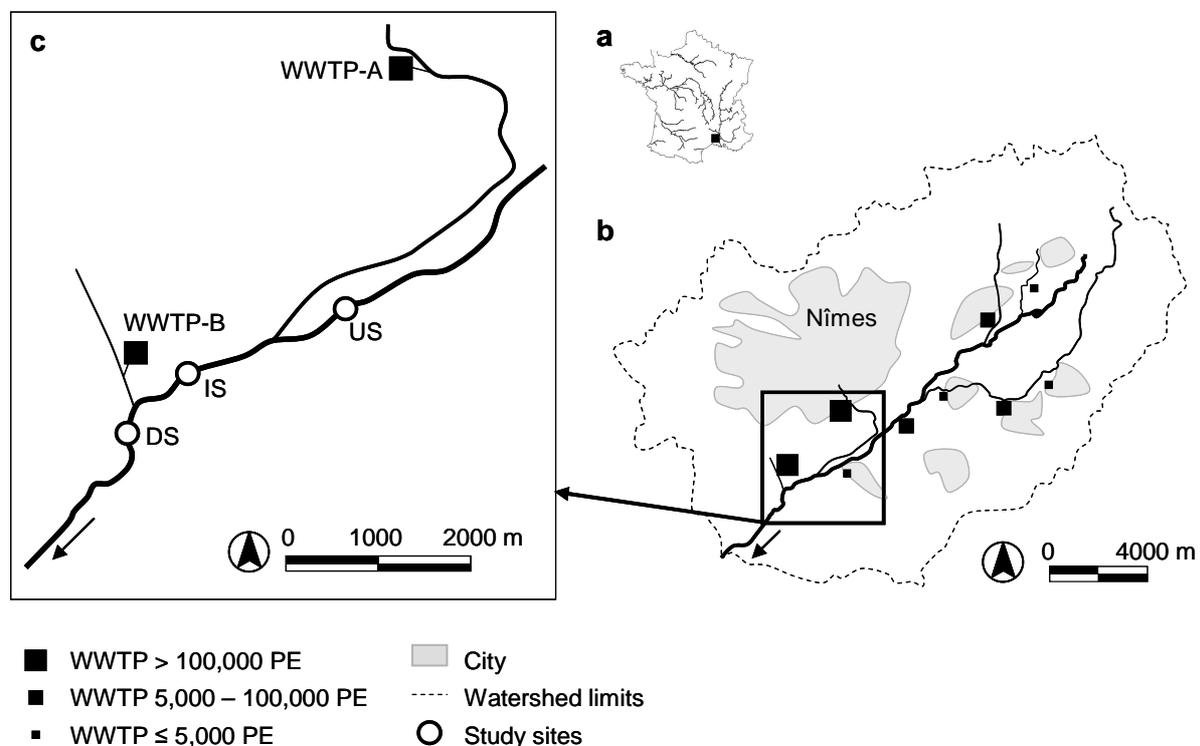


Figure 3.1: Map of the Vistre River basin and study site locations. a) Location of the Vistre River basin in France. b) The Vistre River watershed including the studied river reach; location and capacity of wastewater treatment plants. c) Locations of the 3 study sites (circles) and the WWTP-A and -B sewage inputs. US = Upstream Site; IS = Intermediate Site; DS = Downstream Site. P.E. = Population Equivalent.

3.2.2. Least impaired river reaches

All along its course, the Vistre River is subjected to strong anthropogenic pressures. Seven WWTPs, with a total capacity of 50,000 PE, reject their effluents in the Vistre River or its tributaries upstream of the study reach (Fig. 3.1b). Therefore, no site with chemical

characteristics close to reference conditions has been available in the Vistre River watershed. Moreover, the Vistre River has a long history of channelization which has highly modified its riverbed (creation of the Vistre canal during the 17th century and important river bed straightening along the main part of its longitudinal profile during the 20th century; Cedrat développement 2000). Consequently, US must be considered as a control site, only allowing us to discuss benthic community recovery due to chemical quality improvement at IS and DS, taking into account the physico-chemical and hydromorphological constraints already impairing the study reach.

To evaluate the ecological recovery of the 3 study sites, we have also compared the characteristics of local benthic assemblages to those of assemblages from least impacted river reaches (LIRRs; Statzner et al. 2005) of the same stream type extracted from National survey databases (*i.e.*, 'MP6' type = 'small' to 'medium' Mediterranean streams; the detailed description of the typology of French streams is available in Wasson et al. 2002). Potential LIRRs have been characterized using a 'quality index', bounded between 0 and 100, divided into 5 quality classes ([0-20[: 'bad'; [20-40[: 'poor'; [40-60[: 'moderate'; [60-80[: 'good'; [80-100]: 'high' quality), and calculated (see Oudin and Maupas 2003) for each of 10 'water quality' and 7 'habitat degradation' pressure categories (described in Mondy et al. 2012 following Oudin and Maupas 2003). A given reach has been considered as a LIRR if it fulfills the following criteria: i) no pressure category with a quality index lower than 40, ii) environmental information available for at least two thirds of the 17 pre-defined pressure categories, and iii) mean quality index over the available pressure categories higher than 60. Applying such criteria, 7 river reaches have been selected, each reach sampled 1 to 4 times between 2006 and 2010 (*i.e.*, 15 sampling events). The 7 LIRRs, as well as US, IS, and DS, were sampled according to the French normalized sampling protocol for wadeable rivers (Norm AFNOR XP T 90-333; AFNOR 2009; see below). Chemical quality data on the selected LIRRs are given in additional supporting information (Table S1).

3.2.3. Field and laboratory designs

At each sampling site, dissolved oxygen was measured with field probe (OXY 330, WTW, Weilheim, Germany). Water samples, collected in fall, before (September 2006, October 2006, and September 2007) and after (September 2008, 2009, and 2010) WWTP-A

decommissioning, were transported to the laboratory and stored at 4 °C before analyses. Nitrite, orthophosphate, and total phosphorus were measured by spectrometry according to French standard protocols (NFT 90-015-2; NF EN 26777; NF EN ISO 6878). Nitrate was measured by ion chromatography (ISO 10304).

Benthic macroinvertebrates were collected in September from 2007 to 2010 (*i.e.*, 1 time before and 3 times after WWTP-A decommissioning) using a Multi-Habitat-Sampling protocol for wadeable rivers (Norm AFNOR XP T 90-333; AFNOR 2009). Twelve sample units per site were collected on pre-defined substrate types with a Surber net sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm) and pooled, providing 'site samples' with the same sampling effort. Further details on the field sampling protocol are available in Mondy et al. (2012). Pooled samples were preserved in 4 % formalin in the field and then transferred to the laboratory where they were sieved. All invertebrates were sorted, and identified to the level defined by the French normalized protocol (Norm AFNOR XP T 90-388; AFNOR 2010) *i.e.*, genus for molluscs, crustaceans and insects (except Diptera and some sub-families of Coleoptera, Trichoptera, and Heteroptera), family for planarians, leeches and dipterans or higher identification level for others taxonomic groups (Oligochaeta). All individuals were counted.

3.2.4. Data analyses

A normalized Principal Component Analysis (nPCA) performed on nitrite (NO₂⁻), nitrate (NO₃⁻), total phosphorus (P_{tot}), orthophosphate (PO₄³⁻) and dissolved oxygen (O₂) concentration measures, was used to illustrate the major differences in water chemical composition among study sites and among sampling events (complete data set is available in supporting information, Table S2). LIRRs were then projected on the first factorial plane as 'supplementary individuals' (*i.e.*, samples not taken into account in the factorial axis construction). The nPCA was performed using the ade4 library (Chessel et al. 2004) in the R software (R Development Core Team 2008).

Spatio-temporal changes in the Vistre River community were described using both taxonomic and functional approaches. Thirty taxonomic metrics were selected, including total richness, taxonomic diversity, and the proportions of major taxonomic groups in terms of

richness and abundance (see the full list of metrics in Table S3). Six of them have been already underlined for their capacity to evidence invertebrate community response to WWTP pollution (see a review in Table 3.1). Rare taxa (*i.e.*, taxa with only 1 occurrence and less than 5 individuals catch during the whole sampling program) were removed from the analysis.

Table 3.1: Taxonomic metrics which have already evidenced invertebrate community response to WWTP pollution: label, definition, observed responses to WWTP contamination, and expected responses to chemical quality improvement.

Metric	Label	Definition (references)	Already observed responses to WWTP inputs (references)	Expected responses to water chemical quality improvement
Taxonomic richness	S	Total number of taxa	Decrease (Kondratieff and Simmons 1982; Prenda and Gallardo-Mayenco 1996; Rueda et al. 2002; Canobbio et al. 2009)	Increase
EPT richness and abundance (%)	EPT(S)% and EPT(Q)%	Percentage of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in total richness (S) and total abundance (Q) (Lenat 1993)	Decrease for both EPT richness (Ortiz and Puig 2007; Pinto et al. 2010) and EPT abundance (Pinto et al. 2010)	Increase
GOLD richness and abundance (%)	GOLD(S)% and GOLD(Q)%	Percentage of Gastropoda, Oligochaeta and Diptera in total richness (S) and total abundance (Q) (Pinto et al. 2004)	Increase for both GOLD richness and abundance (Pinto et al. 2004)	Decrease
Shannon diversity	H'	$-\sum (p_i) \cdot \text{Log}_2 (p_i)$ with p_i : the proportion of the taxon "i" in the assemblage (Shannon and Weaver 1949)	Decrease (Kondratieff and Simmons 1982; Prenda and Gallardo-Mayenco 1996; Rueda et al. 2002; Canobbio et al. 2009)	Increase

The functional approach has been based on 58 trait-based metrics, including the relative use of 47 categories from 10 fuzzy-coded biological traits by organisms in assemblages and 4 trait-based diversity and evenness metrics (see Table S4, Annexe C).

Fuzzy coding allows to describe the affinity of taxa for biological trait categories (Tachet et al. 2010) using scores (from '0' indicating 'no affinity' to '5' indicating 'high affinity'; Chevenet et al. 1994). Dividing such scores by their sum allows translating the affinities of a given taxon into a distribution of category utilization (relative) frequencies within a given trait. For each 'site by date' combination, the relative utilization (in %) of trait

categories within the benthic assemblage was calculated as the weighted [by $\log(x+1)$ -transformed taxon abundances] average of the relative trait category utilization of taxa (see Archambault et al. 2005 for further details).

Moreover, trait-based diversity and evenness were calculated applying respectively the Shannon (Shannon and Weaver 1949) and Pielou (Pielou 1966) index formulae to the relative distribution of individuals among functional groups of invertebrates exhibiting homogenous combinations of biological or ecological attributes (Usseglio-Polatera et al. 2000b).

Five biological traits and biological and ecological diversity have been already underlined for their capacity to evidence invertebrate community response to WWTP pollution (see a review in Table 3.2).

Table 3.2: Functional traits and diversity indices which have already evidenced invertebrate community response to WWTP pollution: label, definition (from Tachet et al. 2010), observed responses to WWTP contamination, and expected responses to chemical quality improvement. The full description of trait categories is given in Table S3.

Trait	Definition	Already observed responses to WWTP inputs (references)	Expected responses to chemical quality improvement
Feeding habits	Description of the different modes of food harvesting by the taxa. Seven trophic guilds have been distinguished: deposit-feeders, shredders, scrapers, filter-feeders, piercers, predators and parasites.	Increasing relative abundances of deposit-feeders and filter-feeders (Hynes 1960; Kondratieff and Simmons 1982; Shieh et al 1999; Marzin et al. 2012), piercer (Charvet et al. 1998) Decreasing relative abundances of scrapers and predators (Shieh et al 1999, Kerans and Karr 1994)	Decreasing relative abundances of deposit-feeders, filter-feeders and piercers Increasing relative abundances of scrapers and predators
Maximum size	Description of the maximum potential size a taxon can reach during its life cycle. Four categories from (< 0.5 cm) to (\geq 2.0 cm) have been defined (see Table S3).	Increasing relative abundance of the large-sized species (\geq 2 cm) (Charvet et al. 1998)	Decreasing relative abundance of the large-sized species
Reproduction	Description of the different reproduction techniques used by the taxa. Seven categories have been defined describing both asexual and sexual reproduction modes (see Table S3).	Increasing utilization of ovoviviparity (Marzin et al. 2012)	Decreasing utilization of ovoviviparity
Voltinism	Description of the potential number of reproductive cycles a taxon can have per year. Two category have been defined : semi/mono- and poly-voltinism	Increasing relative abundance of polyvoltin species (Charvet et al. 2000 ; Marzin et al. 2012)	Decreasing relative abundance of polyvoltin organisms
Locomotion and relation to substrate	Description of the substrate/organism relationships. Five categories were defined: swimmers, crawlers, burrowers, taxa living in substrate interstices, and taxa living attached to substrate.	Increasing relative abundances of crawlers and taxa living in interstices (Charvet et al. 1998)	Decreasing relative abundance of crawlers and taxa living in interstices
Biological and ecological diversity (H'_{Bio} and H'_{Eco})	$-\sum (p_i) \cdot \text{Log}_2 (p_i)$ (Shannon and Weaver 1949) with p_i : the proportion of individuals of biological or ecological group "i" in the assemblage (Usseglio-Polatera et al. 2000b)	Decrease for both H'_{Bio} and H'_{Eco} (Lecerf et al. 2006)	Increase for both H'_{Bio} and H'_{Eco}

The average score per taxon [ASPT: a measure of the mean pollution sensitivity of site invertebrate assemblages (Armitage et al. 1983)] and the relative use of 6 trait categories describing the preferences of taxa along an increasing gradient of organic contamination (*i.e.* saprobity; Sládeček 1973) and habitat eutrophication, were also calculated (Table S5, Annexe C).

3.2.5. Null model on least impaired river reaches

The habitat templet theory (Southwood 1977, Townsend and Hildrew 1994) assumes that community assembly processes (*i.e.*, assembly rules, Keddy 1992) at the local scale are more constrained by habitat characteristics than by biotic interactions in running waters. We have adopted the null model approach (Gotelli and Graves 1996) for testing if observed community patterns significantly deviate from patterns that would occur without any effect of structuring mechanisms (Gotelli 2001). It is a useful strategy for testing the effects of environmental filters (natural or anthropogenic) on community assemblages (*e.g.*, Van Sickle et al. 2005, Jung et al. 2010). Null models applied to LIRR faunal data were used to estimate the range of metric values that could potentially be observed in 'least impaired' conditions. A two-step algorithm based on taxon abundances was applied to generate 1000 randomly assembled communities from the LIRR data matrix (= observed matrix [O]; '15 LIRR samples by 113 taxa'). We applied the IF algorithm (Ulrich and Gotelli 2010) that preserves row (*i.e.*, samples), and column (*i.e.*, taxa) total abundances as well as taxonomic richnesses (*i.e.*, matrix completeness) from the initial matrix [O]. Preserving the marginal sum of row and column richness avoids richness-based metric overestimation in null distribution. First, the taxon abundance matrix [O] is converted in a presence/absence matrix (= matrix [PA]). The presences of taxa in matrix [PA] are randomly assigned to the matrix cells of the expected matrix [E], with probabilities proportional to the matrix [O] row (*i.e.*, samples), and column (*i.e.*, taxa) total richnesses, until *in situ* total richness is reached for both the rows and columns of matrix [E]. Second, individuals of matrix [O] are randomly assigned to the non-zero cells of matrix [E] with probabilities in proportion to matrix [O] row (samples) and column (taxa) total abundances, until the *in situ* total abundances are reached for both the rows and the columns of matrix [E]. For each expected matrix including 15 random assemblages, the taxonomic and functional metrics are calculated, generating a final null distribution of 15,000 values for each metric. This procedure allows to eliminate the

specific characteristics of each LIRR and to estimate, with the interval including 99 % of the null distribution values, the potential range of metric values under least impaired conditions. This confidence interval is referred 'reference values' hereafter.

Community recovery after water quality improvement was evaluated by statistically comparing each metric value observed in the study sites to the range of reference values provided by the null model approach.

3.3. Results

3.3.1. Chemical characteristics

The first 2 factorial axes of the nPCA explained 52.9 (F1) and 26.6 % (F2) of the total variance, respectively (Fig. 3.2). The F1-axis was strongly and negatively correlated with total phosphorus, orthophosphates, and nitrites (Fig. 3.2a), describing an increase in organic contamination from the positive to the negative values of F1-axis. All the LIRR samples, projected on the first factorial plane as 'supplementary individuals', were located at the extreme positive side of F1-axis. US samples were also on the positive side of F1-axis, except in 2007 (Fig. 3.2b). This axis explains between-year variation in IS and DS water chemical composition related to changes in waste water treatment. Before 2008, both IS and DS were clearly located on the negative side of F1-axis. Since September 2008, all the water samples (at any site) have been located at the positive side of F1-axis, highlighting a decrease in most of the measured nutrient concentrations and an increase in dissolved oxygen. The second axis mostly illustrated higher nitrate concentrations in DS than in IS before WWTP-A decommissioning.

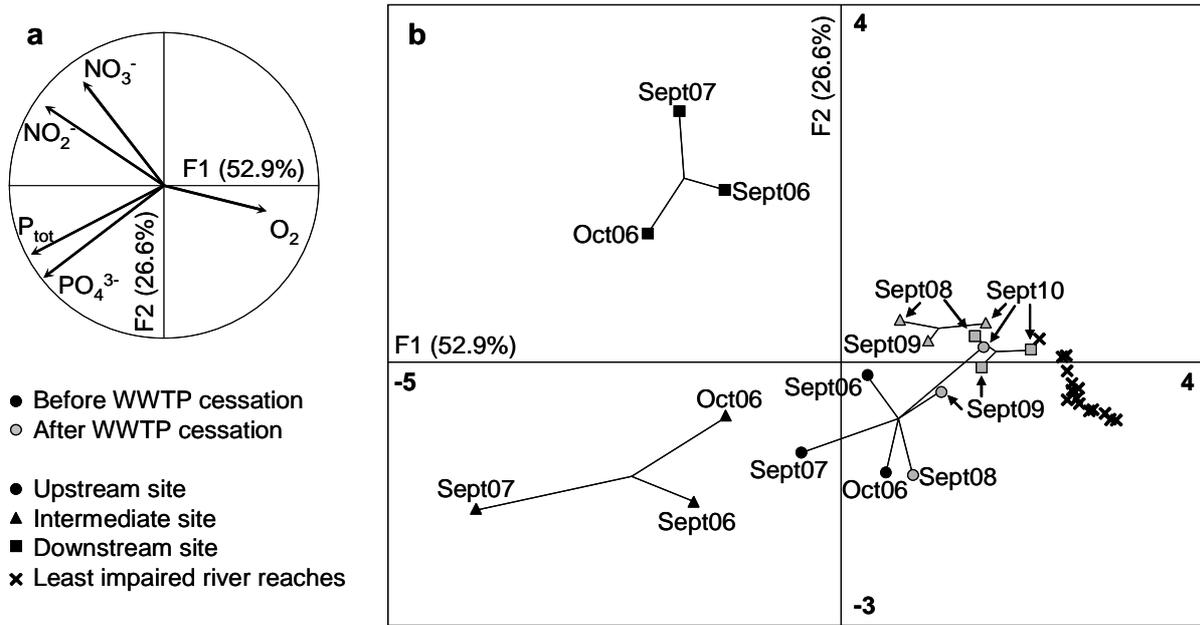


Figure 3.2: Normalized Principal Component Analysis (nPCA) on the chemical data array (18 ‘site by year’ x 5 parameters). a) Correlations of the five chemical parameters with the two first principal components. b) Locations of site samples on the first factorial plane. Samples were gathered by site and by period (*i.e.*, before and after WWTP-A decommissioning). Crosses represent LIRR positions in the first factorial plane (see text for further details).

3.3.2. Taxonomic approach

Between-site variations in the most relevant taxonomic metrics were given in Fig. 3.3 (results for the other taxonomic metrics are in Table S3, Annexe C).

At US, richness-based metrics (Figs. 3.3a, c-f) were quite stable and within or very close to the range of reference values during the 4 year study period whereas abundance-based metrics were more variable (Figs. 3.3g-j).

Before WWTP-A cessation, both IS and DS richness (10 and 14, respectively) were significantly lower than reference values, whereas US richness (39) was included in the reference value range (Fig. 3.3a). Just 3 months after WWTP-A cessation (2008), total richness clearly increased at both IS and DS, and reached values expected in LIRRs at IS (Fig. 3.3a). At US, taxonomic diversity was always lower than expected in LIRRs and decreased on the study period (Fig. 3.3b), whereas IS and DS exhibited a very weak increase in diversity always significantly lower than reference values (Fig. 3.3b).

No Trichoptera at IS and DS, nor Ephemeroptera at IS were sampled in 2007 (Figs. 3.3c, d, g, h). In addition mayflies accounted for less than 1% of total abundance at DS (Fig. 3.3h). The increasing proportion of Trichoptera and Ephemeroptera taxa at IS and DS reached the range of reference values in 2008, and remained in this range of values until 2010 (Figs. 3.3c and d). The increase in Trichoptera relative abundance at IS and DS was quite limited during the study period and did not allow reaching the reference value range (Fig. 3.3g). The relative abundance of Ephemeroptera increased at both IS and DS in 2009, and reached the range of values expected in LIRRs at IS during both 2009 and 2010 surveys (Fig. 3.3h).

In contrast to the low number of Trichoptera and Ephemeroptera taxa in 2007, Crustacea and Hirudinea exhibited at IS and DS significantly higher proportions of taxa (*i.e.*, 17-23 %) than expected in the total assemblage of LIRRs (Figs. 3.3e and f). From the beginning of the survey, the decreasing proportion of Crustacea richness reached the reference value range in 2009 at IS and 1 year later at DS (Fig. 3.3e). The proportion of Hirudinea decreased at both IS and DS after WWTP-A cessation, but never reached the reference value range (Fig. 3.3f). Crustacea and Oligochaeta were the 2 most abundant groups in the Vistre River benthic community (Figs 3.3i and j). Crustacea abundance highly increased at DS in 2008, but drastically decreased in 2009 and 2010 at both IS and DS, to reach values lower than expected in LIRRs (Fig. 3.3i). At both IS and DS, the proportion of Oligochaeta was respectively 7 and 6 times higher than the upper limit of the confidence interval of reference values in 2007 (Fig. 3.3j). In 2008 at DS, and 2009 at IS, the relative abundance of Oligochaeta decreased, being close to the upper limit of the reference value range (Fig. 3.3j).

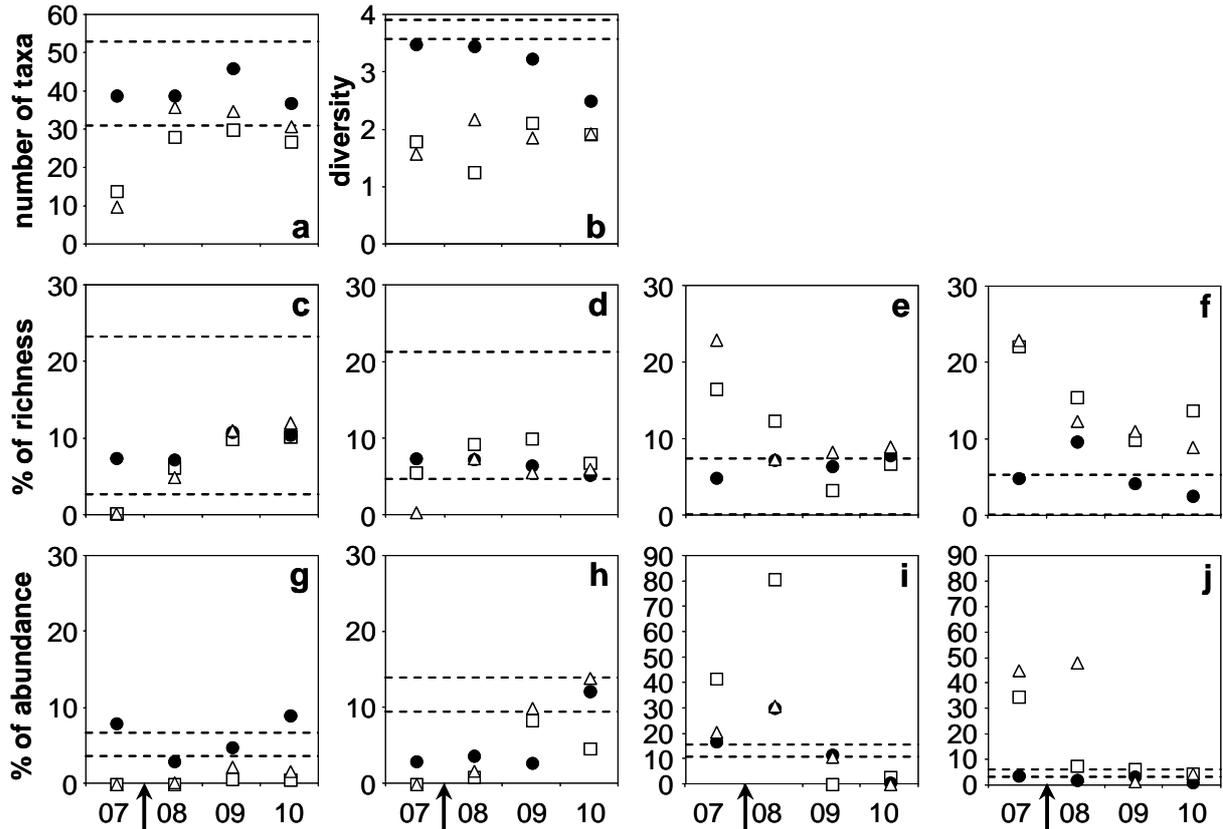


Figure 3.3: Temporal trends in 10 taxonomic metrics for the three study sites during the four year study. The dotted lines represent the limits of the confidence interval including 99 % of the reference values derived from the null model approach. a) Total richness; b) Taxonomic diversity; c) Trichoptera richness (%); d) Ephemeroptera richness (%); e) Crustacea richness (%); f) Hirudinea richness (%); g) Trichoptera abundance (%); h) Ephemeroptera abundance (%); i) Crustacea abundance (%); j) Oligochaeta abundance (%). Solid circle: Upstream site; triangle: Intermediate site; square: Downstream site. Pointer: date of WWTP-A decommissioning and WWTP-B commissioning.

3.3.3. Functional approach

Ten categories from the 5 more relevant traits to describe community recovery (Table 3.2) were selected to discuss potential changes in macrobenthic community functioning during the study period (Figs 3.4a-j). Temporal changes in the 6 other traits were less clear (Table S4) and not presented in figure 3.4.

Most of the relative abundances of the US assemblage selected trait categories were close to those expected in LIRRs (Figs 3.4a-j), except for filter-feeders, exhibiting higher proportions than the reference value range during the 4 year study (Fig. 3.4c). Some changes in US trait category proportions were specifically observed in 2008, with benthic assemblages exhibiting significantly (i) lower proportion of scrapers and deposit feeders (Figs 3.4a and b),

and (ii) higher proportion of large-sized organisms (> 2 cm) (Fig. 3.4f) than the range of expected values in LIRRs. In 2010, the proportion of small-sized and multivoltine organisms in US assemblages was significantly higher than expected in LIRRs (Figs 3.4e and h).

In 2007, both IS and DS benthic assemblages exhibited a significantly lower proportion of scrapers, crawlers, and small-sized organisms than expected in LIRRs (Figs. 3.4a, e, i) and a significantly higher proportion of deposit feeders, piercers, and large-sized, ovoviviparous and/or multivoltine organisms, living in substrate interstices (Figs 3.4b, d, f, g, h, j).

Major trait-based changes in IS and DS benthic assemblages occurred between 2007 and 2009, with a higher number of observed trait category relative abundances in the macrobenthic assemblage into the range of LIRR expected values in 2009. The proportion of scrapers and small-sized organisms strongly increased in 2008 and reached the reference value range in 2009 at both sites (Figs 3.4a and e). On the contrary, the proportion of deposit feeders, piercers, and ovoviviparous, multivoltine, and/or interstitial organisms decreased (Figs 3.4b, d, g, h, j). In contrast, the decreasing proportion of large-sized organisms (by about 10 %) and the increasing proportion of crawlers did not allow IS and DS assemblages to reach the LIRR (Figs 3.4f and i). Most of the changes in trait category utilization by the benthic communities of IS and DS occurring in the 2008-2009 period, persisted in 2010.

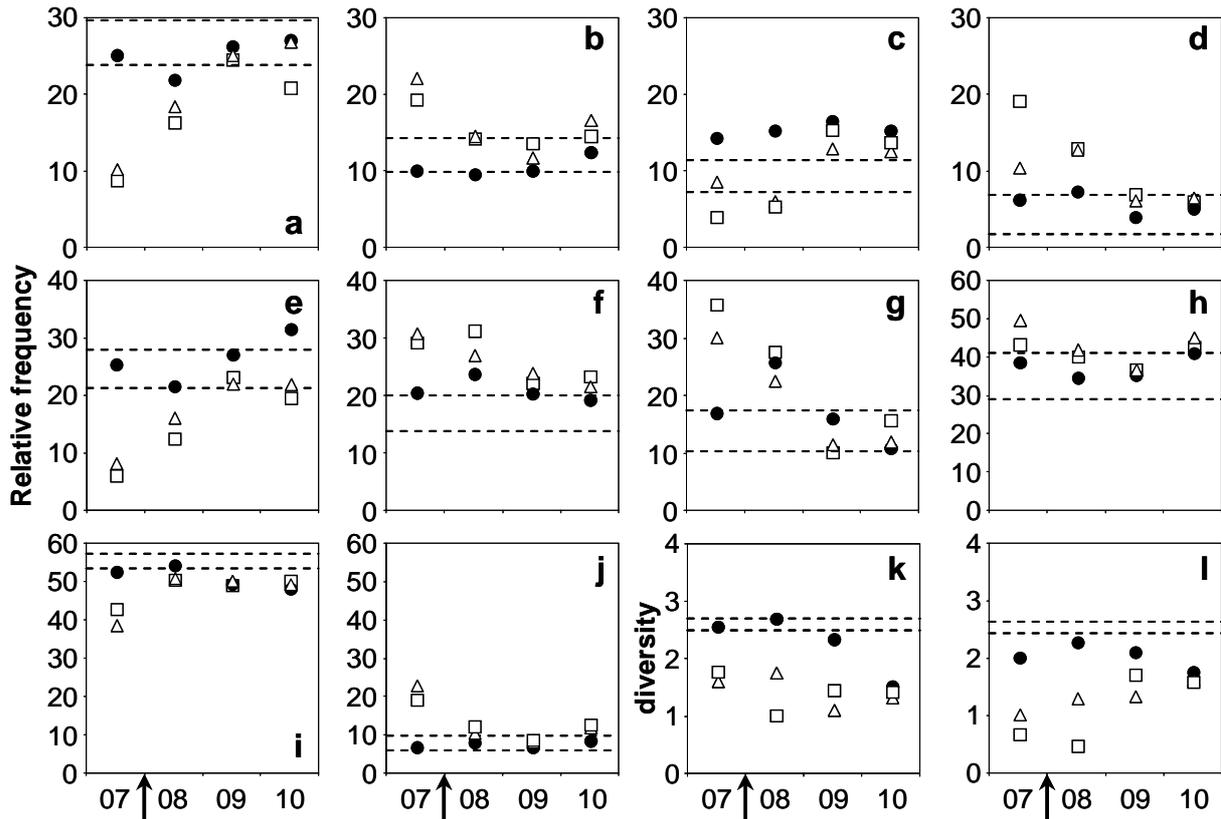


Figure 3.4: Temporal trends in 12 functional metrics for the three study sites during the four year study. The dotted lines represent the limits of the confidence interval including 99% of the reference values derived from the null model approach. Relative abundances of: a) scrapers; b) deposit-feeders; c) filter-feeders; d) piercers; e) organisms with potential maximal size ≤ 0.5 cm; f) organisms with potential maximal size ≥ 2 cm; g) ovoviviparous organisms ; h) poly-voltine organisms ; i) crawlers; j) organisms potentially living in substrate interstices and, k) biological trait-based diversity; l) ecological trait-based diversity. See the legend of Figure 3.3 for further information.

3.4. Discussion

3.4.1. Water chemical quality recovery

The improvement in water chemical quality of the control site (US) over the study period may have occurred in response to recent mitigation efforts that aim at reversing the ecological impact of the biggest cities in the Vistre River watershed. The principal action of that management effort was the WWTP-A decommissioning. The reduced between-year variations in water chemical composition at US outlines the interest of using stable control sites in ecological monitoring, for objectively distinguishing the effects of local management actions (*e.g.*, the effects of WWTP-A decommissioning) from the potential effects of broad-

scale stream quality variation (*e.g.*, the global quality improvement of the Vistre River) on the re-establishment of natural macroinvertebrate communities (*e.g.*, at IS and DS).

It is clear that before 2008, WWTP-A highly impaired the quality of the Vistre River at both IS and DS, because discharging high amounts of phosphorus and nitrogen, and inducing severe oxygen depletion. The WWTP-A decommissioning has significantly improved water chemical quality at both sites. Applying the French system of water quality classification (SEQ-eau; Oudin and Maupas 2003), nitrite and nitrate concentrations at IS and DS, shifted respectively from “bad” and “poor” quality before 2008, to “good” and “moderate” quality after WWTP-A decommissioning. Total phosphorus concentration was also reduced enough for allocating the good ecological status to both sites since 2009.

The chemical recovery of water quality after WWTP-A decommissioning was very fast. Both sites have reached the US chemical quality conditions in less than 3 months, coming closer to the LIRR conditions.

3.4.2. Invertebrate communities at the control site

During the study period, the US benthic assemblage richness was quite stable within the range of values expected in LIRRs. This assemblage was characterized by pollution sensitive Trichoptera and Ephemeroptera. However, Plecoptera were not present, leading to lower EPT taxon proportion than expected in LIRRs. Moreover, the proliferation of more pollution tolerant taxa (mainly *Oulimnius*, *Gammarus*, and Chironomidae) induced lower taxonomic diversity than expected in LIRRs for all the study sites, indicating that additional anthropogenic filters were significantly acting on the benthic assemblages of this stream section (Gotelli 2001). Applying the trait-based approach has led to the same trends. Although US water quality conditions were close to those of the LIRRs, the study of benthic assemblages has confirmed that the Vistre River was already under significant anthropogenic pressure at the control site. One possible stress acting on the Vistre communities could be chemical and episodic which made it difficult to detect with only analyzes of punctual samples. This hypothesis has been supported by the results provided by 3 additional metrics (*i.e.*, ASPT and the mean assemblage profiles for the traits “saprobity” and river “trophic status”; Table S5, Annexe C), which have confirmed a high degree of organic and/or nutrient

contamination even at US. Another explanation could be the high level of channelization of the river which can decrease habitat stability (by increasing flood stress; Wyzga 1996, Negishi et al. 2002) and diversity (Boon 1988), preventing taxon settlement.

Moreover, the Vistre River channelization has led to higher river width and lower current velocity in low- to medium-flow hydraulic conditions, which can promote the development of seston in a nutrient enriched stream. The high seston amount of the Vistre River, when compared to reference streams, provides a substantial food resource for filter-feeders, and can explain the higher proportion of filter-feeders in US than expected in reference conditions.

Our findings confirm the importance of measuring the effects of river restoration programs, not only against true reference conditions based on river ecological typology, but also against local control conditions that integrate the anthropogenic pressures already impairing the studied reach at broader scales (*e.g.*, catchment scale).

3.4.3. Evaluating the recovery of the invertebrate assemblages: a taxonomic approach

In 2007, the taxonomic composition and structure of macroinvertebrate communities located downstream of the WWTP-A point source, were clearly impaired by organic enrichment. Indeed, the 10 taxonomic metric patterns were governed by the non-random effect of organic pollution from WWTP-A. Ephemeroptera and Trichoptera, present at US, disappeared downstream of WWTP-A outflow, and were replaced by more tolerant taxa, mainly Diptera and Oligochaeta (Ortiz et al. 2005, Pinto et al. 2010). A decline in the taxonomic diversity of the receiving habitat of WWTP effluents has been already related to nitrogen and phosphorus enrichment (*e.g.*, Prenda and Gallardo-Mayenco 1996, Rueda et al. 2002, Canobbio et al. 2009).

After WWTP-A decommissioning, macroinvertebrate communities at IS and DS rapidly achieved a taxonomic structure close to that of US, underlining the - at least partial - recovery of river conditions. Only 3 months after the WWTP-A decommissioning (*i.e.*, September 2008), several Ephemeroptera and Trichoptera genera (*i.e.*, *Baetis*, *Cloeon*, *Caenis*, *Hydropsyche* and *Hydroptila*) have rapidly recolonized both sites. The observed

recovery of the macroinvertebrate community was more rapid than described by other authors in similar situations. For example, Besley and Chessman (2008) observed complete recovery of the macroinvertebrate community composition only 1 year after WWTP decommissioning, while water chemical composition had recovered in only 1 month. Between-study differences in the time period needed for total recovery may be linked to variation in the efficiency of habitat recolonization by invertebrates. Recolonization processes depend on the distance of the restored site from the sources of potential colonists (Downes et al. 2002). For example, after the improvement of WWTP effluents, Crawford et al. (1992) have evidenced the total recovery of macroinvertebrate assemblage composition after only 8 months, but this recovery could be delayed up to 3 years because of the presence of an upstream dam reducing site recolonization by invertebrate drift. In the Vistre River, the source of potential colonists was close to the impaired sites (*e.g.*, US is at about 2 kilometers upstream of IS), with no migration barrier limiting invertebrate drift. This proximity probably allows rapid Ephemeroptera and Trichoptera recolonization. Nevertheless, the US benthic assemblage was already under a low but constant diffuse nutrient contamination (see above), which has excluded highly nutrient-sensitive species (*e.g.*, Plecoptera) from this assemblage, although these species are found in reference sites of the same stream type. The recovery of chemical conditions is probably not strong enough to sufficiently match these taxon ecological requirements and does not allow the recolonization of IS and DS. Moreover, these taxa are slow colonists, because the unsuitable adjacent areas may act as barriers to larval dispersal and stonefly adults exhibit too poor dispersal capacity (Usseglio-Polatera and Tachet 1994, Briers et al. 2002, MacNeale et al. 2005) to fly for long distance that restricts their settlement in IS and DS. However, when compared to the studies cited above, the macrobenthic assemblage recovery at IS and DS seems to be rather fast, partly because of recovery evaluation taking into account the Vistre River assemblage structure and composition upstream the WWTP inputs and not true reference conditions. In contrast to Plecoptera, but also Gastropoda which recolonization is limited by slow-moving dispersal (Hynes 1960), relatively strong flying adults of other amphibiotic insects (*e.g.*, *Hydropsyche* and *Baetis*) are better colonists and able to rapidly lay eggs or clutches in restored areas during the breeding season (Collier and Smith 1998). Indeed, 3 months after WWTP-A decommissioning, *Hydropsyche*, *Hydroptila* (Trichoptera), *Oulimnius* (Coleoptera), and *Baetis* (Ephemeroptera) were present again at both IS and DS, but no molluscs, except *Physella*, were found after 1 year.

In contrast to the rapid community composition recovery (*i.e.*, the proportion of most of taxa in terms of richness and abundance), the taxonomic diversity and evenness at both IS and DS showed very few signs of improvement. Even though new taxa were found during the 2008-2010 period at both IS and DS, the number of taxa with abundance exceeding 5 % of the total assemblage abundance did not increase. In 2007, only 3 taxa (*Oligochaeta*, *Asellus*, and Chironomidae) represented more than 95 % of the total IS and DS abundances. After WWTP-A decommissioning, the 4 more abundant taxa contributed, on average, to 82 % of the total assemblage abundance. Despite the shift in taxonomic community composition resulting from water quality improvement, IS and DS communities remained still dominated by a low number of taxa. The recovery of a stable and diversified assemblage seems to be a long term process which could be constrained by habitat instability in the Vistre River. Thus, the fast recolonization of some sensitive Ephemeroptera and Trichoptera does not reflect the complete and stable recovery of the assemblage structure.

3.4.4. Evaluating the recovery of the invertebrate assemblages: a trait-based approach

Many studies have already demonstrated that functional traits can indicate environmental disturbance effects (*e.g.*, Dolédec et al. 1999, Archambault et al. 2010, Mondy et al. 2012) or discriminate among different types of impairment (*e.g.*, Dolédec and Statzner 2008, Townsend et al. 2008, Wooster et al. 2012, Mondy and Usseglio-Polatera 2013). We would have expected that traits already demonstrated as significantly responding to chemical pressure from WWTP inputs, could also evidence the cessation of WWTP-A inputs (Table 3.2). In 2007, the trait-based metric responses at IS and DS were in accordance with previous trait-based studies examining the biological impact of WWTPs. As found by Kerans and Karr (1994), a decrease in scrapers (mainly *Oulimnius*) and predators (mainly Odonata), and an increase in deposit-feeders were observed downstream of the sewage effluent inputs. But in contrast to the previous author results, neither an increase in filter-feeders nor a decrease in shredders were observed at both IS and DS, mainly because of the decline of *Hydropsyche* and the settlement of numerous *Asellus*. In agreement with Charvet et al. (1998), higher proportions of piercers, large-sized organisms, and individuals living in sediment interstices were observed in sites impaired by WWTP-A inputs. Moreover, the reproduction strategies

selected by IS and DS assemblages were modified under the influence of WWTP-A. More organisms are ovoviviparous or belong to species having several generations per year (polyvoltin), in accordance with the species traits predicted in disturbed habitats by the r-K concept (MacArthur and Wilson 1967) or the River Habitat Templet (Townsend and Hildrew 1994) and already – at least partially - observed in several studies testing species trait predictions in relation to habitat templates (*e.g.*, Usseglio-Polatera 1994, Statzner et al. 1997, Verberk et al. 2008, Descloux et al. in press).

Rabeni et al. (1985) conducted one of the very few stream studies that have addressed the problem of invertebrate community recovery after pollution abatement using a trait-based approach. They have evidenced an increase in scrapers and filterers, and a decrease in deposit-feeders after chemical pollution abatement similarly to those observed in the Vistre River communities after WWTP-A decommissioning. However, we have demonstrated that chemical quality improvement has also an effect on other life-history traits. The global decrease in species reproductive investment within IS and DS invertebrate assemblages after WWTP-A cessation is in accordance with Pianka (1970) and Townsend and Hildrew (1994) who have predicted species allocating energy in somatic development and maintenance rather than rapid reproduction in undisturbed habitats. The decrease in taxa living in interstices is mainly related to the decreasing abundance of Oligochaeta.

As expected, water chemical quality improvement has induced responses from most of the traits already known as indicators of WWTP impact on invertebrate communities, in particular the feeding habit preferences (*e.g.*, Hynes 1960, Kondratieff and Simmons 1982, Kerans and Karr 1994, Marzin et al. 2012), maximal size (*e.g.*, Charvet et al. 1998), reproduction [*e.g.*, the reproduction strategy (Marzin et al. 2012) and the number of reproductive cycles per year (Charvet et al. 2000)] of taxa and their relation to substrate (Charvet et al. 1998). For these traits, some categories can specifically respond to organic contamination and pollution abatement or can potentially highlight the successive steps of community recovery. For example, an increase in the proportion of large-sized species has been already cited as community response to WWTP impact (*e.g.*, Charvet et al. 1998). In the present study, the increase in small-sized organisms (≤ 0.5 cm) after WWTP-A cessation was stronger than the decrease in large-sized organisms (≥ 2.0 cm) at both IS and DS. This consistent pattern outlines the particular interest of some trait categories for monitoring the ecological responses of stream assemblages after habitat restoration, because they could

provide more detailed information on the recovery of assemblages after water quality improvement than others which better indicate early signs of man-induced impairment.

3.4.5. The null model approach: a high potential approach for ecological recovery studies

The null model approach applied to LIRRs has provided an interval of the most probable values expected for taxonomic and trait-based metrics if no additional (*e.g.*, anthropogenic) significant filter acts on local invertebrate communities (Gotelli 2001). In the multi-stressor context of the Vistre River which was subjected to both chemical pollution and hydromorphological degradation, such interval puts into perspective upstream pressures already faced by local benthic communities. Thus, a first biotic recovery target could be considered as reached if the selected set of community metrics in the tested site exhibits values not significantly different from those of the control site (even if the metric values of the control site are out of the reference value range), and the biological integrity restoration could be considered as 'complete' if the test site metric values are all included in the confidence interval including 99 % of the reference values obtained by applying the null model approach on LIRRs of the same stream type. In the studied reach of the Vistre River, the recovery of most of the tested metrics to the US level has evidenced a 'partial' recovery of invertebrate communities, which was the minimal biological response expected considering the fast water chemical quality recovery. Focusing on individual metrics, complete recovery at IS and DS has been observed only for those that already exhibited US values included in the reference value range. The observed responses suggest important modifications in the major driving factors structuring the IS and DS benthic invertebrate communities during the 4 year study period (Gotelli and Graves 1996), *i.e.*, a strong reduction of the WWTP effluent impact on the river improving chemical water quality and potentially acting on habitat characteristics and food resource availability. Thus, comparing the observed values of selected metrics to their respective range of potential reference values allows quantifying and statistically testing community responses to chemical (and/or physical) quality improvement which is often difficult to perform when river restoration surveys are based on the spatio-temporal analysis of biotic assemblage responses. This study has highlighted the potential of the null model approach for diagnosing and statistically testing the value of individual metrics

in tested sites against the range of their potential values in reference (or 'least impaired') conditions, and thus for identifying the effects of anthropogenic filters (*e.g.*, chemical contamination and/or physical alteration), or their removal, on invertebrate communities.

3.4.6. Comparison of taxonomic and trait-based approaches

The recovery time of benthic communities highly differs depending on the selected set of descriptors. Among the metrics that can reflect complementary insights into community recovery, most of those based on taxonomic criteria indicated a recovery of invertebrate assemblages to US level within only 3 months, whereas those based on biological traits needed 1 or 2 years to reach the US level. Moreover, taxonomic and functional diversity and evenness did not recover within the 3 years after WWTP-A decommissioning. Thus, considering only one aspect of benthic community attributes (*i.e.*, taxonomic composition, trait combinations or taxonomic/functional structure) or a priori preselecting a given time-scale for the biotic survey of restoration measures, can introduce serious bias in the evaluation of restoration action efficiency (*e.g.*, pollution abatement). In the Vistre River, the trait-based approach has highlighted a slower recovery of IS and DS community attributes than the taxonomic approach. Taxonomic metrics seem to respond faster than trait-based ones to chemical improvement, but this rapid response does not imply a complete recovery of invertebrate community functioning. Thus, trait-based metrics should be systematically included in the ecological diagnostic of anthropogenic pressure mitigation measures, because they are more reliable than taxonomic ones for examining the critical mechanisms governing successful habitat restoration and demonstrating the complete recovery of local assemblages.

3.5. Conclusion

The present study has highlighted the positive effect of improving the quality of wastewater effluents on the invertebrate communities of the receiving stream. However, when the stream is subjected to multiple stressors, one-off management actions to improve water quality does not allow the complete return of local communities to reference condition characteristics. If WWTP standardization is an important action to improve stream biotic assemblage composition, structure and functions, the restoration of hydromorphological

characteristics of streams, including habitat structure, flow regime and hydrological connectivity at large spatial scale, should be also considered for a complete recovery of local assemblages in reaches subjected to multi-stressors.

Chapitre IV

Réponses des communautés d'invertébrés à des actions de restauration hydromorphologique

Résumé

Les théories écologiques développées depuis plusieurs dizaines d'années mettent en avant le rôle de l'habitat dans la structure et la composition des communautés. Il a néanmoins longtemps été oublié au profit des facteurs physico-chimiques. Les objectifs de ce chapitre sont (i) d'évaluer les effets de la restauration hydromorphologique sur les caractéristiques physiques de l'habitat et d'identifier les paramètres particulièrement indicateurs des conditions restaurées, (ii) de comparer la réponse des communautés d'invertébrés benthiques aux changements d'habitat sous les approches taxonomique et fonctionnelle basée sur les traits biologiques, et (iii) d'identifier les entités taxonomiques et fonctionnelles indicatrices de différentes actions de restauration.

En 2004, le Vistre a fait l'objet d'une restauration hydromorphologique [reméandrage, recalibrage du lit mineur, plantation de ripisylve et apport de galets (seulement sur une partie du linéaire)] sur 2 km dans le but de rendre au cours d'eau un fonctionnement écologique satisfaisant. Un suivi des caractéristiques habitationnelles et des communautés macrobenthiques a été mis en place de septembre 2008 à septembre 2010 sur 5 stations restaurées, avec ou sans apport de galets, et sur 3 stations non restaurées.

Trois groupes homogènes de stations ont pu être identifiés suivant leurs caractéristiques physiques. Ils permettent de séparer les stations non restaurées (vitesse de courant nulle, colmatage important) des stations restaurées avec (vitesse de courant moyenne et rapide, colmatage faible, galets dominants) et sans apport de galets (vitesse de courant lente, macrophyte dominants). L'approche fonctionnelle basée sur les traits biologiques présente une meilleure capacité que l'approche taxonomique à refléter les réponses des communautés d'invertébrés aux modifications de l'habitat physique. En outre, les caractéristiques fonctionnelles indicatrices des stations restaurées permettent d'expliquer les processus d'adaptation des communautés aux changements de conditions d'habitat et discriminent efficacement les différences d'actions de restauration (*i.e.* avec ou sans apport de galets). D'un point de vue taxonomique, les Simuliidae, *Ancylus* et *Corbicula* sont indicateurs des stations restaurées sans apports de galets ; *Hydropsyche*, *Hydroptila*, *Stenelmis*, *Elmis*, *Esolus*, *Oulimnius*, les Anthomyiidae et *Dugesia* sont indicateurs des stations restaurées avec apport de galets. D'un point de vue fonctionnel, les stations restaurées sans apport de galets

sont caractérisées par une forte proportion de taxons à dispersion aérienne passive. Les traits indicateurs des stations restaurées avec apport de galets sont ceux relatifs à la taille maximale potentielle ('< 0,5 cm'), à la reproduction ('pontes fixées ou cimentées'), à la dispersion ('aérienne active'), aux formes de résistance ('œufs et statoblastes' et 'aucune'), à la respiration (plastron), à la locomotion ('vol' et 'fixation au substrat') et à la nourriture ('microphytes')

4.1. Introduction

Numerous studies (*e.g.* Southwood 1977, Townsend and Hildrew 1994, Poff and Allan 1995) have emphasized the role of spatial and temporal variations of physical environment on the structure and the functioning of aquatic ecosystems. Spatial habitat heterogeneity can positively act on invertebrate species richness (Beisel et al. 2000). However, human activities have increasingly modified hydromorphological characteristics of streams and led to habitat homogenization (Allan and Flecker 1993, Dobson et al. 1997). For example, several hundred kilometres of European rivers have been channelized (Biggs et al. 1998), mainly to favour agricultural land use and inland waterway transport. At large spatial scale, it was one of the main causes of aquatic habitat loss or degradation (Allan and Flecker 1993, Rosenberg et al. 2000). During the last decades urban wastewater treatment has predominantly monopolized investment whereas hydromorphological functioning restoration has received little attention. Consequently, many rivers across the world are physically impaired, even if pollutant inputs have been controlled (Friberg et al. 1998, Souchon 2002).

In Europe, the implementation of the Water Framework Directive (European Commission 2000) has provided a new framework for policy management of rivers with the objective to achieve at least good ecological status for water bodies by 2015. This new legislation has taken into account, in particular, the structure and functioning of aquatic ecosystems and includes the hydromorphological component as well as the physico-chemical quality as supporting elements for biology that can explain alteration of aquatic life. Thus, management programmes of aquatic environments have now to consider the hydromorphological component and studies are needed to understand the mechanisms involved in the dynamics of biological recovery following stream restoration. In this context, continuous feeding of restoration ecology with feedbacks from practical restoration cases has promoted its rapid development during the last decade (Lake 2001, Bernhardt et al. 2005, Palmer et al. 2005, Bernhardt and Palmer 2011). Numerous studies have highlighted the effects of restoration measures on the hydromorphological characteristics of riverbed (Gørtz 1998, Laasonen et al. 1998), mainly resulting in habitat heterogeneity improvement (Friberg et al. 1994, Friberg et al. 1998, Nakano and Nakamura 2008, Jähnig et al. 2010, Jähnig et al. 2013). Most of feedbacks on restoration effects have focused on temporal [*e.g.* before vs after

restoration works (Biggs et al. 1998)] or spatial [*e.g.* restored vs un-restored sites (Jähnig et al. 2009a, Albertson et al. 2010)] variation in the taxonomic composition and structure of biotic assemblages. However, due to natural fluctuations in species occurrence at large spatial scale, this kind of approach makes it difficult to compare results observed in studies from distinct biogeographic areas (Usseglio-Polatera et al. 2000b). In contrast, very few restoration studies have focused on the analysis of functional traits at community scale (but see Laasonen et al. 1998, Muotka et al. 2002, Ernst et al. 2012), *i.e.* the study of well-defined measurable organism properties that influence organism performance (McGill et al. 2006, Violle et al. 2007), while it has already been shown that combinations of traits in benthic invertebrate communities from pristine streams remain relatively stable at large spatial scale (Charvet et al. 2000, Statzner et al. 2001, Archaimbault et al. 2005). Moreover, trait-based approaches have been demonstrated to be relevant to discriminate many categories of human disturbances as organic inputs (Charvet et al. 1998, Lecerf et al. 2006), sediment toxicity (Archaimbault et al. 2010, Colas et al. 2011) or multiple-stressor gradient (Dolédec et al. 1999, Usseglio-Polatera and Beisel 2002, Gayraud et al. 2003). However, evidence for the relevance of trait-based approaches to highlight effects of stream restoration, should be still demonstrated.

In this study, we first aimed at both (i) evaluating the effects of remedial actions on mesohabitat characteristics in sites restored by two different kinds of activities (*i.e.* channel reconfiguration with or without pebble addition) when compared to un-restored sites, and (ii) identifying physical parameters that indicate such changes. Then, we compared invertebrate community responses to the applied restoration actions using taxonomy-based and functional trait-based approaches. We related these community responses to mesohabitat changes. Finally, we looked for taxa and trait categories that can efficiently indicate the hydromorphological status of sites (*i.e.* hydromorphologically impaired or not).

4.2. Material and methods

4.2.1. Study sites

The Vistre River is a 46 km-long tributary of the Rhône canal, located near Nîmes City (Southern France) (Figure 4.1 a and b). The stream discharge (annual mean = $2.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), is influenced by the Mediterranean climate with high seasonal variation in precipitation,

and ranges from $0.57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the dry season (May-October) to $23.00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the wet season (November-April). Since the 17th century, the Vistre River and its watershed have been subjected to profound modifications. To create new areas favorable for urban development or agriculture, watershed soils have been largely drained. Rearranging riverine property boundaries to facilitate “optimum” rural land use and limiting flood effects have led to riverbed rectification and channelization. Currently, land use in the Vistre River watershed is about 63% agriculture and 18% urban areas.

In the studied river section, hydromorphological restoration actions have been undertaken from 2003 to 2004 on a 1.9 km-long river section. Engineering actions consisted in meandering, reducing riverbed section, expending floodplain, and riparian planting of native vegetation for bank stabilization. In the upstream part of the restored section, pebbles (diameter between 25 and 250 mm) were added in the riverbed. Due to economic constraints on land acquisition, a short part of the river section (about 150 m) has remained un-restored.

Five study sites were chosen on the restored section (from R1 to R5 on Figure 4.1). R1 and R2 sites are representatives of the upstream reach that received pebbles, in addition to the other restoration actions applied over all the section. Three additional sites (R3-R5) were chosen to evaluate the ecological benefits of other hydromorphological restoration actions by comparing restored sites with two un-restored sites (NR1 and NR2 Figure 4.1) situated upstream the restored section, and with one site (NR3) included in the 150 m-channelized (*i.e.* un-restored) part of the restored section.

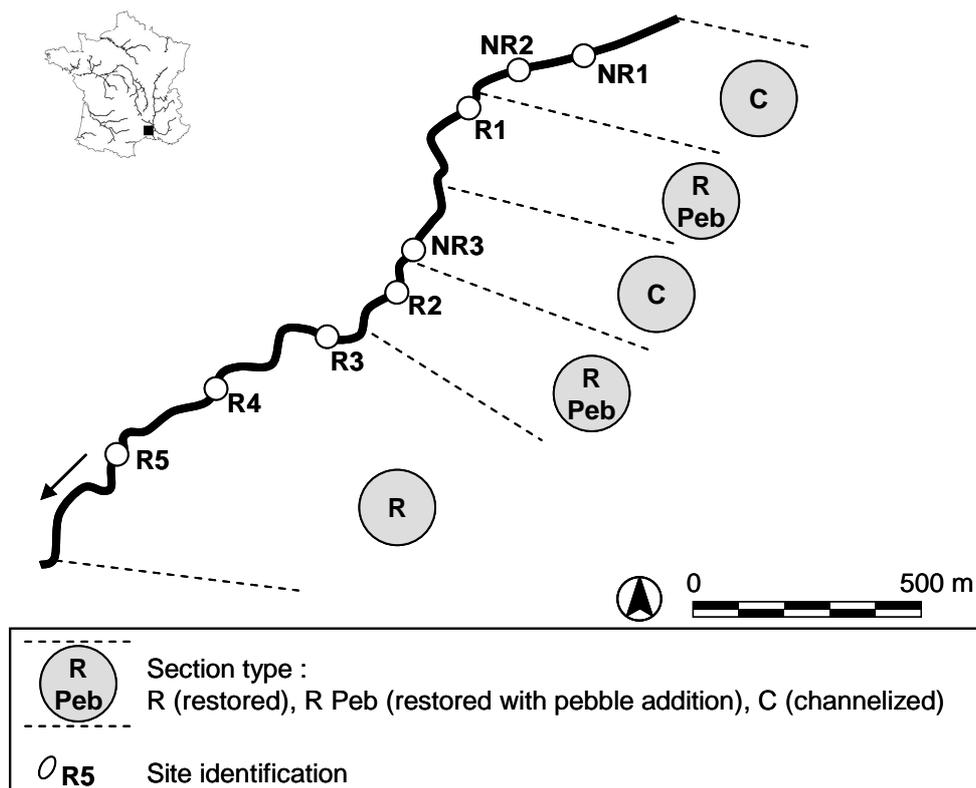


Figure 4.1: Study sites on the Vistre River. a) Location of the Vistre River basin in France. b) Locations of the 8 study sites (circles) and brief description of stream restoration actions. Channelized sections are representative of un-restored conditions.

4.2.2. Invertebrate sampling

Benthic macroinvertebrates were collected in September 2008, February, May, July and September 2009, and September 2010, *i.e.*, about 4 to 6 years after restoration actions, which was time after restoration already cited for adequately observing ecological benefits (Friberg et al. 1994, Friberg et al. 1998, Nakano and Nakamura 2008). A Multi-Habitat-Sampling protocol for wadeable rivers (Norm AFNOR XP T 90-333; AFNOR 2009) was used. Twelve sample units per site were collected on pre-defined substrate types with a Surber net sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm) and pooled, providing ‘site samples’ corresponding to the same sampling effort. Further details on the field sampling protocol are available in Mondy et al. (2012). Pooled samples were preserved in 4 % formalin in the field.

At the laboratory, all the invertebrates were sorted, and identified to the level defined by the French normalized protocol (Norm AFNOR XP T 90-388; AFNOR 2010), *i.e.*

genus for molluscs, crustaceans and insects (except Diptera and some sub-families of Coleoptera, Trichoptera, and Heteroptera), family for planarians, leeches and dipterans or higher identification level for Oligochaeta. All individuals were counted.

4.2.3. Physical habitat description

At each site, a description of habitats was performed for each sampling event. Four variables were selected for characterizing the physical habitat of sites.

- the benthic mosaic composition, by visually estimating the relative surface of 9 substrate types (S1 to S9) predefined in the norm AFNOR XP T 90-333 (AFNOR 2009);
- the water depth and current velocity at three depths (at 20, 40, and 80% of the total depth) measured at each of the 12 sampling points;
- the substrate clogging level, semi-quantitatively evaluated using a score system ranging from 0 (no clogging) to 5 (very high clogging).

Each variable has been described by several categories (Table 4.1).

Each of the 9 substrate categories was coded proportionally to its covering surface on the whole site substrate mosaic. The categories of water depth, current velocity and substrate clogging describe successive ranges of values. Sites were described by the distribution of its 12 sample units (performed during each site sampling event) into these categories.

Table 4.1: Parameters and categories used to describe the physical habitat of study sites.

Parameters	Categories	Additional description	Code
1. Substrate	Macrophytes (submerged)		S1
	Organic detritus, litter		S2
	Roots		S3
	Pebbles	mineral particle size (≥ 25 -250 mm)	S4
	Boulders	mineral particle size (≥ 250 mm)	S5
	Gravels	mineral particle size (≥ 2 -25 mm)	S6
	Macrophytes (emergent)		S7
	Mud	fine sediments < 0.1 mm with fine organic detritus	S8
	Sand	mineral particle size < 2 mm	S9
	Flags		S10
2. Current velocity	Null	< 5 cm s ⁻¹	V0
	Slow	≥ 5 -25 cm s ⁻¹	V1
	Medium	≥ 25 -75 cm s ⁻¹	V2
	Fast	≥ 75 cm s ⁻¹	V3
3. Water level	Low	< 30 cm	WL1
	Medium	≥ 30 -60 cm	WL2
	High	≥ 60 cm	WL3
4. Clogging	0		C0
	1		C1
	2		C2
	3		C3
	4		C4
	5		C5

4.2.4. Data analysis

Community response to stream restoration was analyzed using both taxonomic and functional trait-based approaches. Before invertebrate data analyses, rare taxa (*i.e.*, taxa with only one occurrence and less than five individuals catch during the whole sampling programme) were removed and taxon abundances (x) were $\log(x+1)$ -transformed to reduce numerical disparities among taxon abundances.

The functional approach has been based on 10 biological traits which describe the life cycle of taxa, their resistance or resilience to disturbance, their physiology and some behavioural aspects of their reproduction and feeding. Each trait was described by several categories (Table 4.2). Fuzzy coding was used to describe the affinity of taxa for trait categories (Tachet et al. 2010) using scores from '0' indicating 'no affinity' to '5' indicating 'high affinity' (Chevenet et al. 1994). Dividing such scores by their sum allows translating the affinities of a given taxon into a distribution of category utilization (relative) frequencies within a given trait. For each 'site by date' combination, the relative utilization (in %) of trait

categories within the benthic assemblage was calculated as the weighted [by $\log(x+1)$ -transformed taxon abundances] average of the relative trait category utilization of its taxa (see Archambault et al. 2005 for further details).

Table 4.2: Biological traits (10) used in the analysis and their categories (46)

Traits	Categories
1. Maximum size	≤ 0.5 cm $> 0.5-1$ cm $> 1-2$ cm > 2 cm
2. Life cycle duration	≤ 1 year > 1 year
3. Nb of Reproductive cycles/year	≤ 1 >1
4. Reproduction	Ovoviviparity Isolated eggs, free Isolated eggs, cemented Clutches, cemented or fixed Clutches, free Clutches, in vegetation Clutches, terrestrial
5. Dispersal	Aquatic, passive Aquatic, active Aerial, passive Aerial, active
6. Resistance forms	Eggs, statoblasts Cocoons Diapause or dormancy None
7. Respiration	Tegument Gill Plastron Spiracle
8. Locomotion and substrate relation	Flier Swimmer Crawler Burrower (epibenthic) Interstitial (endobenthic)
9. Food	Attached Detritus < 1 mm Dead plant ≥ 1 mm Living microphytes Living macrophytes Dead animal ≥ 1 mm Living microinvertebrates Living macroinvertebrates or vertebrates
10. Feeding habits	Deposit feeder Shredder Scraper Filter-feeder Piercer or parasite Predator

Each dataset (physical parameters, taxonomic abundances and trait profiles) was first analysed by within-date multivariate analysis. Then cluster analysis was applied to “site by date” assemblages, based on their coordinates on the successive factorial axes. For taxonomic data, within-date Correspondence Analysis (CA) was performed on the “48 site samples x 88 taxa” array. Within-date Fuzzy Correspondence Analysis (FCA) was applied to the “48 site samples x 4 physical parameters (described by 23 categories” and to the “48 site samples x 10 biological traits (described by 48 categories)”. FCA is a Correspondence Analysis adapted to fuzzy coded variables (Chevenet et al. 1994). “Within-date” CA or FCA are analyses “centered per date” (Dolédec and Chessel 1989), to reduce the influence of seasonal variation on the observed responses of benthic assemblages and then to better focus on restoration effects. For each data set analysis, the number of factorial axes explaining at least 80 % of the total inertia of the data set was selected for hierarchical cluster analysis (HCA) (*i.e.*, 8 axes for FCA on physical parameters, 17 axes for CA on taxonomic data, and 6 axes for FCA on trait profiles). Classification has been based on (i) between-sample Euclidean distances and (ii) Ward’s linkage algorithm (Ward 1963) to assemble site samples in successively larger sample groups with similar suites of characteristics. At each of the clustering levels, the percentage of explained variability by resulting cluster typology was calculated as the ratio of between-cluster inertia and total inertia.

Mantel’s permutation tests (Mantel 1967) were used to check for similarity of cophenetic distance matrices from (i) physical parameters and taxonomic abundances, and (ii) physical parameters and functional profiles, using Pearson correlation. To produce a matrix of cophenetic distances, information from a dendrogram is numerically coded by assigning to each pair of objects the minimum distance required to merge them.

Physical parameters, taxa and biological trait categories particularly indicative of each of the ‘site x date’ clusters evidenced by cluster analysis on mesohabitat characteristics, were identified applying the Indicator Value approach (IndVal) developed by Dufrêne and Legendre (1997), using the formula improved by Podani and Csányi (2010). IndVal is a combination of the measure of the specificity (\mathbf{A}_{ij} ; *i.e.* its over-representation in a given cluster comparing to others), and the fidelity (\mathbf{B}_{ij} ; *i.e.* its high occurrence in samples that composed a given cluster) of a given variable (physical category, taxon or trait category).

For each physical category, taxon and trait category “i”, and each cluster “j”, IndVal value was computed as follows:

$$\text{IndVal}_{ij} = 100 \times A_{ij}' \times B_{ij}'$$

Specificity (A_{ij}') and fidelity (B_{ij}') were computed using Podani and Csányi (2010) formula:

$$A_{ij}' = \frac{\bar{x}_{ij} - \bar{x}_{i-j}}{\max \{ \bar{x}_{ih} \}}$$

with \bar{x}_{ij} the mean value of category (or taxon) “i” on samples from cluster “j”, \bar{x}_{i-j} the mean of mean values of category (or taxon) “i” in all the clusters except cluster “j”, and $\max \{ \bar{x}_{ih} \}$ the highest mean of category (or taxon) “i” over all the clusters. Using this improved formula, the category (or taxon) “i” can be also indicative of cluster “j” if this category (or taxon) is used (present) in all the clusters except “j”. Then the value of specificity will be « -1 ».

$$B_{ij}' = 1 - 0,5 \times \sum_{k \in j} \left| \frac{x_{ik}}{\sum_{h \in j} x_{ih}} - \frac{1}{n_j} \right|$$

with x_{ik} the value of category (or taxon) “i” in sample “k”, x_{ih} the value of category (or taxon) “i” in all the samples “h” (excepted sample k) of cluster “j”, and n_j the number of samples in cluster “j”. According to this formula, the fidelity of a given category increases when the utilization of this category is more equally distributed across samples of one cluster.

The statistical significance of the IndVal values was evaluated using a randomization procedure (1000 permutations) proposed by Dufrêne and Legendre (1997).

4.3. Results

4.3.1. Analysis on environmental parameters describing invertebrate community habitat features

The first two factorial axes of the within-date FCA on environmental data explained 24.1 % (F1) and 12.0 % (F2) of the total variance, respectively (Figure 4.2). Un-restored sites were located on the negative side of F1-axis (Figure 4.2a). On the positive side of F1-axis, restored sites were separated along F2-axis: the two restored sites with pebble addition were grouped in the negative side of F2-axis whereas other restored sites (*i.e.* without pebble addition) were at the positive side (except site R4 in February 2009).

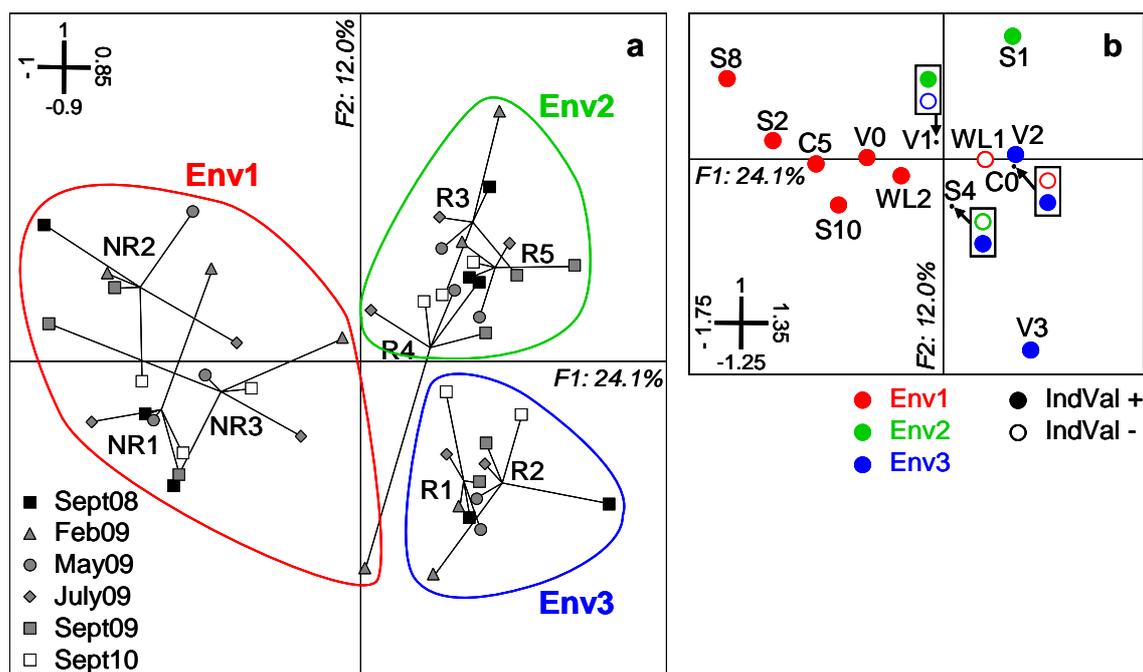


Figure 4.2: Within-date Fuzzy Correspondence Analysis on the environmental data array (8 sites by 6 dates). a) Locations of samples (48 site x date) in the first factorial plane. Individual samples are linked to their mean location in stars "by site". They are enclosed according to the cluster they belong to (Phy1, Phy2 or Phy3 defined by cluster analysis). b) Locations of environmental categories considered as "indicators" of each cluster, after applying the IndVal approach. See Table 4.1 for label details.

HAC resulted in three clusters explaining 36.6% of variance (Figure 4.3). Even if taking into account the coordinates of "site x date" on the eight first factorial axes, the

dendrogram structure given by HAC was closely related to site locations on the first factorial plane defined by FCA (Figure 4.3a). The first cluster (Env1) consisted of all the un-restored sites for all the sampling campaigns and site R4 during February 2009. The second cluster (Env2) gathered all the campaigns in restored sites without pebble addition and the third cluster (Env3) included all the restored sites with pebble addition, during the study period.

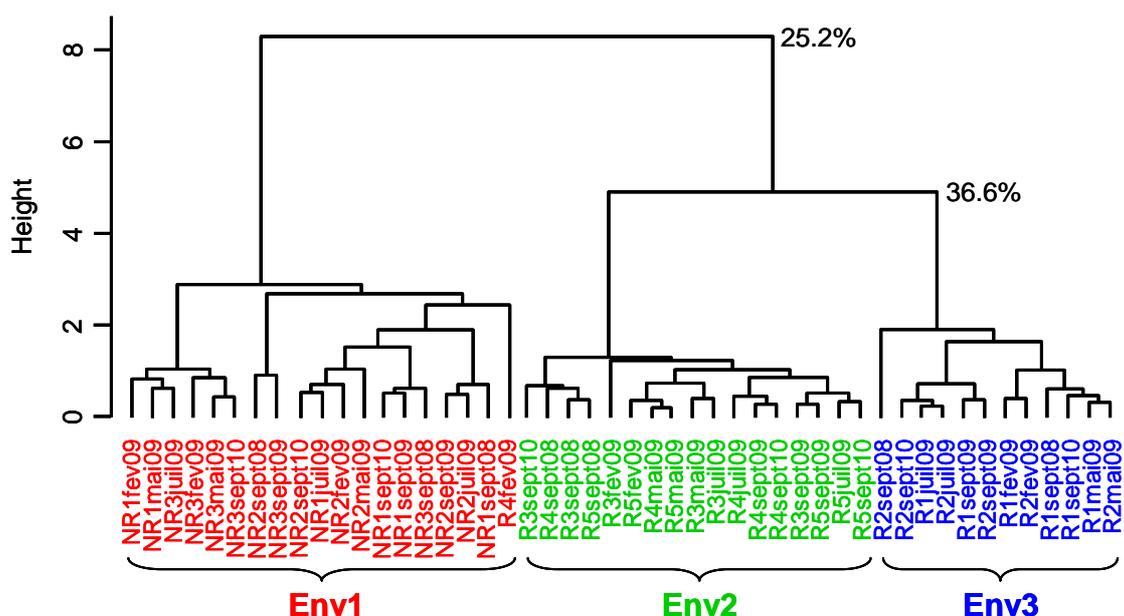


Figure 4.3: Dendrogram of 48 “site x date” provided by Hierarchical Cluster Analysis (Euclidean distance, Ward algorithm) based on the factorial coordinates of “site x date” on the first eight factorial axes (= 81.7% of explained inertia) defined by within-date FCA on the environmental data array. Percentages at cluster nodes are between-cluster explained variance.

IndVal analysis revealed 13 environmental categories which significantly explained the division of the 48 “site x date” descriptions in three clusters (Table 4.3). Campaigns belonging to the Env1 cluster were characterized by sites with elevated proportions of litter, boulders and mud, predominance of standing waters, intermediate water level (30-60 cm) and maximum clogging level. It was also indicated by a reduced proportion of habitats with low water and clogging level. Env2 cluster included sites with high proportion of macrophytes and slow current velocity, but low proportion of pebbles. High proportion of pebbles, medium to fast current velocity, and low substrate clogging level were the categories significantly indicating sites in Env3. In contrast, low current velocity was under-represented in sites of Env3. All the environmental categories defined as significant indicators for one of the three clusters of “site x date” were closely associated with corresponding samples in the F1xF2 plane in the within-date FCA (Figure 4.2b)

Table 4.3: Results of the IndVal approach identifying suitable environmental variables to describe clusters evidenced by HAC. Significance level: * < 0.05, ** < 0.01, * < 0.001.**

	Clusters		
	Env1	Env2	Env3
Substrate: macrophytes		78.04***	
Substrate: organic detritus, litter	48.32**		
Substrate: pebbles		-34.00**	49.28***
Substrate: boulders	42.91***		
Substrate: mud	31.28*		
Current velocity: null	41.11**		
Current velocity: slow		25.57*	-33.22**
Current velocity: medium			42.06**
Current velocity: fast			47.88***
Water level: < 30 cm	-37.40**		
Water level: ≥ 30-60 cm	39.59**		
Clogging level: 0	-31.93*		34.79*
Clogging level: 5	59.73***		

4.3.2. Invertebrate community analysis

4.3.2.1. Taxonomic approach

F1 and F2 axes in the within-date CA explained respectively 18.8 % and 10.8 % of total variance (Figure 4.4). All the samples from un-restored sites were located on the positive side of F1 axis, except NR3 samples for three campaigns (September 2008 and 2009, and July 2009) (Figure 4.4a). Samples from R3, R4 and R5 were very closely located in a limited area with $F1 < 0$ and $F2 > 0$. Samples in restored sites with pebble addition (R1 and R2), were located on the negative side of F1 axis closely to the F2 origin, except samples from R1 performed in September 2008 and July 2009 which were on the negative side of F2 axis.

Most of Diptera, Crustaceans, Tricladida, Hirudinea and Oligochaeta were located close to the origin of the F1-F2 plane (Figure 4.4b). Heteroptera were mainly located on the positive side of F1 axis. Other taxonomic groups were scattered on the whole plane. *Baetis* (Ephemeroptera), *Hydropsyche* and *Psychomyia* (Trichoptera), *Stenelmis*, *Paracymus*, Hydraenidae and *Anacaena* (Coleoptera) were located at the negative side of F1 axis as opposed to *Cloeon* (Ephemeroptera), *Athripsodes* and *Mystacides* (Trichoptera) and *Limnius*, *Helochaeres* and *Halipilus* (Coleoptera) on the positive side of F1 axis.

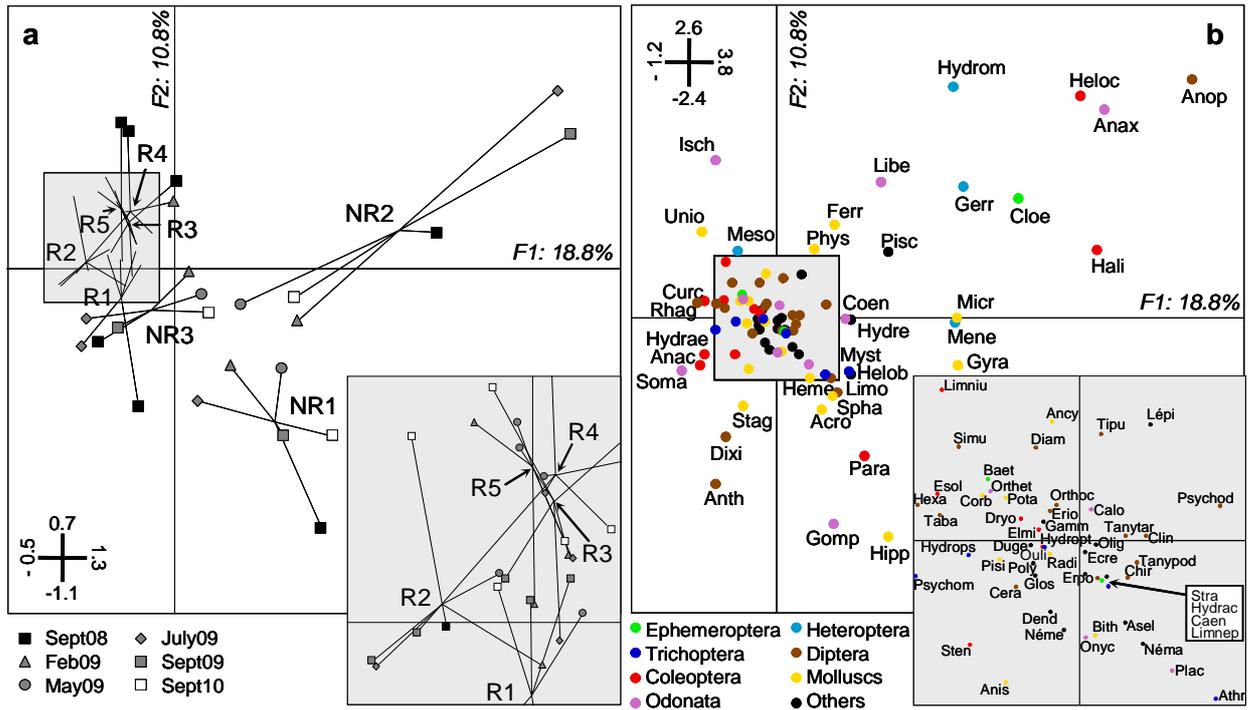


Figure 4.4: Within-date CA analysis on the taxonomic data array (48 samples by 88 taxa). a) Locations of the 48 samples (8 sites by 6 sampling dates) in the first factorial plane. Samples are linked to their mean location in stars “by site”. b) Locations of taxa in the first factorial plane. See Appendix D for details on taxa abbreviations.

4.3.2.2. Trait-based approach

More than 58% of the total variance was explained by the two first axes in within-dates FCA on biological trait profiles of site assemblages (Figure 4.5). Samples from restored sites were mainly located in a limited area with $F1 < 0$ and $F2 > 0$, close to the origin of the plane (Figure 4.5a). R1 samples exhibited a bit more positive coordinate on F2 axis than other samples. Samples from un-restored sites were well separated from those of restored sites. The mean location of NR2 samples was in the high left quarter of the first factorial plane ($F1 > 0$ and $F2 > 0$). NR1 and NR3 samples, with clear negative coordinates on F2 axis, were opposed along F1 axis (NR1 samples on the positive side and most of NR3 samples on the negative side).

Trait categories of ‘feeding habits’ and ‘food’ were mainly separated along F1 axis. The categories ‘microphytes’ and ‘fine detritus’ for ‘food’, and ‘scraper’ and ‘filter-feeder’ for ‘feeding-habits’ were located on the negative side of F1 axis, whereas the categories ‘microinvertebrates’, ‘macroinvertebrates and vertebrates’ and ‘macrophytes’ (food), and

'piercer and parasite', 'deposit feeder' and 'predator' (feeding habits) were on the positive side of F1 axis (Figure 4.5b). The potential maximum size that taxa could reach increased from the positive to the negative side of F2 axis. In the left high quarter (F1 < 0 and F2 > 0), a highest proportion of taxa was fliers or lived attached to the substrate, used eggs or statoblasts as resistance forms. On the positive side of F1 axis, most of taxa were also swimmers, had a short life cycle and less than one reproductive cycle per year.

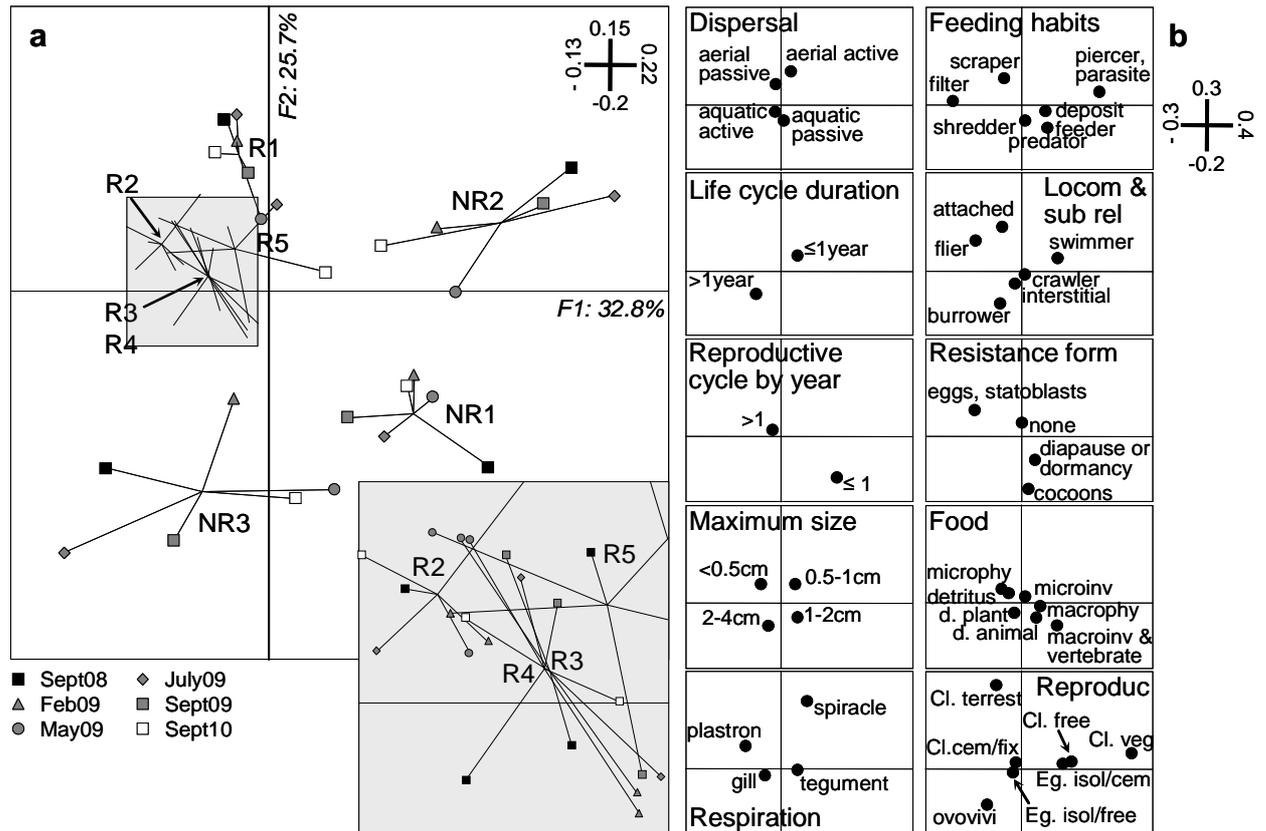


Figure 4.5: Within-date FCA analysis on the mean biological trait profiles of site invertebrate assemblages [48 samples x 10 traits (48 trait categories)]. a) Locations of the 48 samples (8 sites by 6 sampling dates) in the F1x F2 factorial plane. Samples are linked to their mean location in stars "by site". b) Locations of the trait categories (gathered by trait) in the F1x F2 factorial plane.

4.3.2.3. Dendrogram structures based on the taxonomic and functional approaches and comparison to the dendrogram structure based on the environmental parameters

Hierarchical Cluster Analysis of the Euclidean distances between assemblages based on their coordinates in CA applied to the taxonomic data array provided five clusters explaining 39.7% of total variance (*i.e.* the percentage of total variance explained by

between-cluster variance) (Figure 4.6a). All the samples from NR1 and NR2 (clusters Tax1 and Tax2 in Figure 4.6a) were isolated by the last clustering level. The previous clustering level separated samples from R1 and R2 (except R2 in July 2009; cluster Tax3; Figure 4.6a) from those of R3, R4, R5 and NR3. Finally NR3 samples (plus R4 in February 2009) formed a single group (cluster Tax5; Figure 4.6a).

Applying the same approach to the biological trait data array gave also five clusters, with between-cluster variance of 63.2% of the total variance (Figure 4.6b). Samples from un-restored sites (clusters Func1, Func2 and Func3; Figure 4.6b), were isolated from samples of the restored sites R2 to R5 (except R2 in September 2009; Func4; Figure 4.6b), and from samples of R1 (except R1 in May 2009; cluster Func5; Figure 4.6b).

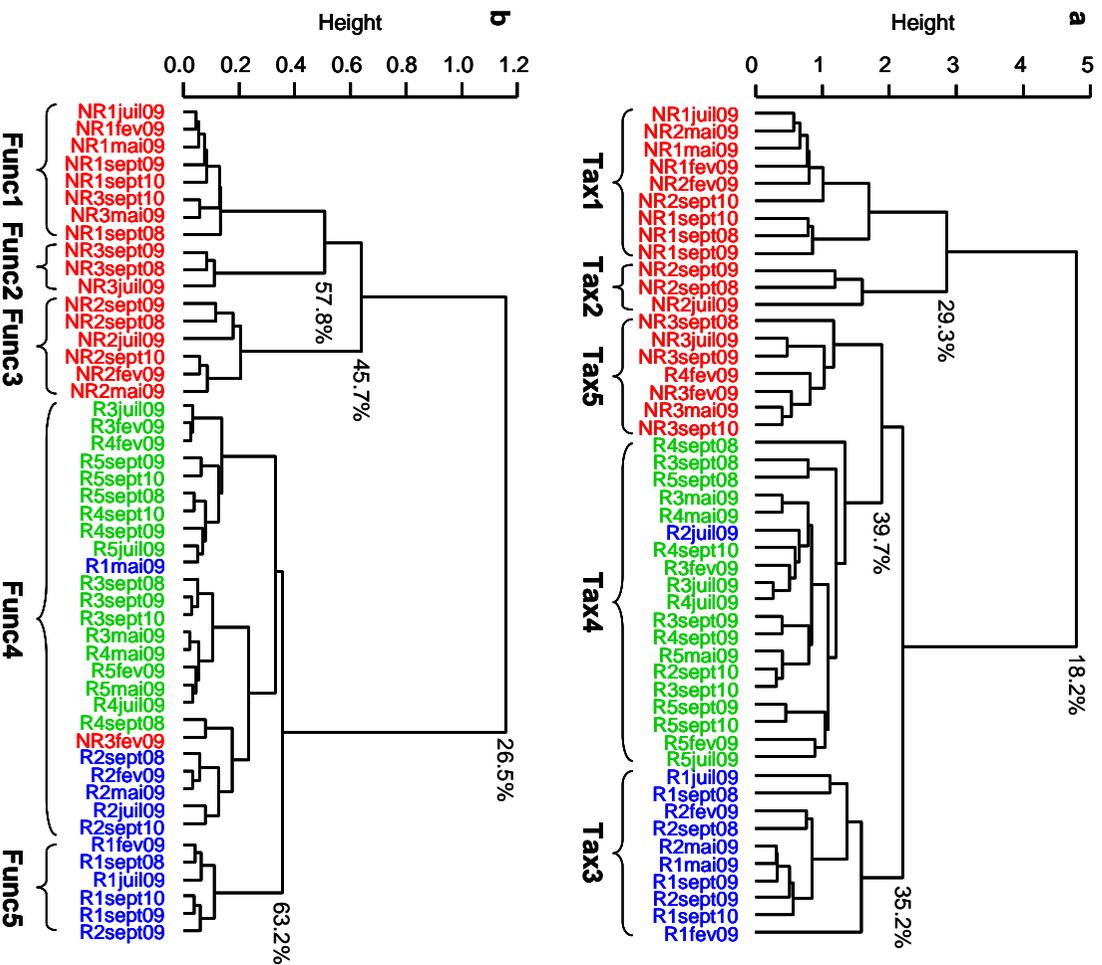


Figure 4.6: Dendrograms provided by HAC analysis applied to the between-sample Euclidean distance matrix based on a) factorial coordinates of samples on the first 17 factorial axes (= 81.6% of inertia) in within-date CA applied to the taxonomic data array, b) factorial coordinates of samples on the first 6 axes (= 84.7% of inertia) in within-date FCA analysis applied to the taxon trait profile array. Percentages at cluster nodes are between-cluster explained variance.

The correlation between the environment-based and the trait-based classifications was higher ($r = 0.736$; Mantel permutation test: $p < 0.001$, 999 permutations) than the correlation between the environment-based and the taxonomy-based classifications ($r = 0.539$; Mantel permutation test: $p < 0.001$, 999 permutations).

4.3.2.4. Taxonomic and functional indicators of un-restored and restored sites

Mystacides, *Micronecta*, *Acroloxus*, *Gyraulus*, *Menetus* and *Valvata* exhibited significant positive indicator values for the cluster Env1 (Figure 4.3) mainly composed of un-restored site samples (Table 4.4). *Elmis* and *Oulimnius* were “negative” indicators of this cluster, *i.e.* their absence is characteristic of this cluster. The Simuliidae, *Ancylus* and *Corbicula* were the only indicators of the second cluster (Env2; Figure 4.3) including samples from restored sites without pebble addition. Cluster Env3 (including R1 and R2 samples; Figure 4.3) was positively characterized by two Trichoptera genera (*Hydropsyche*, *Hydroptila*), four Coleoptera genera (*Stenelmis*, *Elmis*, *Esolus* and *Oulimnius*), the dipterans Anthomyiidae, and the Tricladida *Dugesia*, but negatively characterized by Oligochaeta.

Thirty categories from eight biological traits were indicative of one or two of the three clusters based on environmental parameters (*i.e.* a given trait category can be a “positive” indicator for a given cluster and a “negative” indicator for another cluster; Table 4.4). Biological indicators of un-restored site communities were high proportions of high-sized (> 4 cm) and medium-sized (≥ 1 to 2 cm) species, potentially using cocoons and diapause or dormancy as resistance forms, breathing by tegument, feeding on macrophytes, dead animals or living macroinvertebrates. They were deposit feeders, shredders, piercers, parasites or predators. High proportion of drift and low proportion of species producing isolated, cemented eggs are indicators of communities from restored sites without pebble addition (cluster Env2: R3-R5 sites; Figure 4.3). Small-sized organisms (<0.5 cm), producing cemented or fixed clutches, using aerial, active dispersal and eggs, statoblasts or no resistance forms, an aerial respiration, and living microphytes as food were positive indicator categories of cluster Env3 (including the restored sites R1 and R2 with pebble addition).

Table 4.4: Taxa and biological trait categories identified as “indicators” of the site sample groups isolated by HCA based on environmental parameters (see Figure 4.3) and value of IndVal for each of them. Significance level: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.001$.**

	Clusters		
	Env1	Env2	Env3
Taxa IV			
<i>Mystacides</i>	37.32**		
<i>Hydropsyche</i>			50.03***
<i>Hydroptila</i>			37.29*
<i>Stenelmis</i>			65.93***
<i>Elmis</i>	-43.27*		37,43*
<i>Esolus</i>			37.09*
<i>Oulimnius</i>	-39,83*		43.05*
<i>Micronecta</i>	38.83***		
Simuliidae		32.84*	
Anthomyidae			16.67*
<i>Acroloxus</i>	31.34*		
<i>Ancylus</i>		49.81***	
<i>Corbicula</i>		33.60*	
<i>Gyraulus</i>	31.41**		
<i>Menetus</i>	24.77*		
<i>Valvata</i>	33.50*		
Némertiens			34,18*
Oligochètes			-47,08**
<i>Dugesia</i>			37,20*
Trait categories IV			
Maximale size: < 0.5 cm	-11.01**		11.82***
Maximale size: 1-2 cm	9.86**		
Maximale size: > 4 cm			-20.51**
Nb de génération par an: < 1	24.79*		
Reproduction: isolated eggs, cemented		-18.27	
Reproduction: clutches, cemented or fixed			9.61***
Reproduction: clutches, free			-17.34**
Reproduction: clutches, terrestrial	-26.92**		
Dispersion: aquatic passive			-6.73**
Dispersion: aerial passive	-9.52**	10.07**	
Dispersion: aerial active	-9.43*		13.00**
Resistance form: eggs, statoblasts	-24.52**		18.91*
Resistance form: cocoons	16.77*		
Resistance form: diapause or dormancy	13.82**		-15.93***
Resistance form: none	-4.73*		4.76*
Respiration: tegument	6.3**		-6.42**
Respiration: plastron	-17.31*		23.64***
Locomotion: flier	-22.17***		25.50***
Locomotion: attached	-22.84***		14.83*

Table 4.4. continued

	Clusters		
	Env1	Env2	Env3
Trait categories IV			
Food: detritus < 1 mm	-8.76**		
Food: living microphytes			7.75**
Food: living macrophytes	10.52*		
Food: dead animal > 1 mm	11.24*		
Food: living macroinvertebrate, vertebrate	15.31**		
Feeding habits: deposit feeder	12.60**		
Feeding habits: shredder	9.65***		
Feeding habits: scraper	-14.77***		
Feeding habits: filter feeder	-23.22***		
Feeding habits: piercer parasite	19.77*		
Feeding habits: predator	12.96*		

4.4. Discussion

4.4.1. Habitat structure modifications on restored sites

Four years after the Vistre River restoration, physical habitat characteristics clearly separated homogeneous clusters of sites according to the different types of restoration actions applied. As expected, un-restored sites exhibited characteristics of lentic environments (low current velocity, fine mineral/organic sediment or organic detritus and high level of substrate clogging) in relation to the channelization of riverbed in these sites. Restored sites benefiting from pebble addition were characterized by the opposed habitat features (*i.e.* fast current velocity, low clogging level) usually found in lotic areas. Restored sites without pebble addition corresponded more to intermediate habitat conditions, probably in relation to highest vegetal development. Macrophytes can be favoured by meandering which diversifies water depth and velocity class distribution. In R1 and R2, the development of macrophytes was low if compared to the other restored sites. This low development has probably to be related to the coarser granulometry of the bottom mosaic which limited the area exhibiting favorable attributes for vegetation implanting.

Restoration works have clearly modified environmental filters that select taxa adapted to local conditions. Habitat was diversified in current velocity or substrate types. Food resource availability was also impaired with fewer fine benthic particulated resources

which were leached by increase in current velocity, but potentially highest development of biofilm on coarse minerals.

4.4.2. Invertebrate community responses to habitat structure modifications on restored sites

Several aspects of taxonomy-based community response can be relied to those observed in other studies of hydromorphological restoration of streams. Friberg et al. (1994), Friberg et al. (1998), Gørtz (1998) and Tullos et al. (2009) have already noticed increased abundances of *Gammarus*, *Elmis*, *Limnius*, *Baetis*, *Ancylus* and *Hydropsyche* in restored sites. This increase can be linked to an increase in habitat heterogeneity and the emergence of new habitats, as macrophytes on the restored sites R3-R5. Macrophyte patches improve water velocity heterogeneity (Gregg and Rose 1982) and increase the diversity of potential refugia for invertebrates (Iversen et al. 1985). For exemple, *Gammarus* prefers moderate current velocity where it can feed on detritus trapped by plants. On the restored sites R1 and R2, pebble addition and increase in mean current velocity have highly promoted the development of *Hydropsyche* and *Hydroptila* populations, whereas these taxa were rare in un-restored sites.

However, taxa exhibiting significant indicator values of restoration have to be carefully considered at large spatial scale because this study was restricted to only one biogeographic (Mediterranean) ecoregion characterised by particular stream conditions, *i.e.* frequent and severe flood and drought events, high summer water temperature, high primary production and rather low allochthonous resources (Gasith and Resh 1999). Thus, comparing the ecological benefits of different restoration actions based on the taxonomic composition of autochthonous assemblages is inevitably limited at large spatial scale. Working with species traits alleviates this limitation, because the trait composition of natural invertebrate assemblages is rather stable at very large spatial scale; trait filters of natural lotic habitats acting similarly across large biogeographical units (Archambault et al. 2005).

4.4.3. Benefits of trait-based approach in understanding functional responses of assemblages occurring after restoration works

Very few studies have focused on the effects of restoration actions on the functional features of macroinvertebrate assemblages. Furthermore, these studies have mostly evaluated the trophic guild responses (Laasonen et al. 1998, Muotka et al. 2002, Ernst et al. 2012). For example, Laasonen et al. (1998) and Muotka et al. (2002) pointed out an increase in shredder and detritivore proportions in benthic communities of restored sites. They have related this increase to an increase in bed roughness that retains leaf litter more efficiently (Petersen and Petersen 1991, Lepori et al. 2005b). On the Vistre, current velocity conditions favoured leaf litter accumulation as well as fine particulate deposition on un-restored sites with lentic conditions which explained dominance of deposit-feeders and shredders on un-restored sites whereas scrapers were under-represented. Thus restoration acted on the filter of resource availability which led to modifications in biological attributes of invertebrate communities.

Communities of the Vistre restored sites have higher proportion of small-sized species, organisms living permanently or temporarily attached to substrate, scrapers and filter-feeders, consuming microphytes and detritus. This combination of attributes can result from adaptation of invertebrate assemblages to higher current velocity, thus hydraulic stress (Lamouroux et al. 2004), due to riverbed section reduction. Indeed, under stressful hydraulic conditions, invertebrates can select two main resistance strategies: (i) developing morphological or behavioural adaptations to resist current flow [*e.g.* streamlined body shape (Statzner 1988), adhesive organs, firm attachment to substrate], and/or (ii) reducing their body size to more easily colonized refuges in substrate interstitial spaces of the hyporheic zone (Gayraud and Philippe 2001). These resistance strategies were directly linked to an increase in current velocity variability on restored sites. However, global conditions could be more favourable on restored sites as shown by the study of resistance forms. Indeed, most of taxa on restored sites did not develop particular resistance forms whereas diapause or dormancy was highly used on un-restored sites.

Pebbles addition can provide more favourable spawning areas for taxa that lay under coarse mineral substrata which can explain the increase in proportion of organisms that

reproduce by cemented clutches and the decrease in 'free clutches' producers on restored site with pebble addition. This strategy may afford effective protection of clutches from predation or from moderate floods. Furthermore, the upper surface of coarse mineral material provides larval habitats with high food (*e.g.* biofilm) supply, especially for scrapers (*e.g.* *Baetis*). Hydraulic conditions can also act on dissolved oxygen availability in water and explain the decrease in tegument breathing organisms on restored sites with higher heterogeneity in current velocity conditions; this mode of respiration indicating un-restored sites.

On restored sites, some modification in trait category use could be related to the development of resilience capacities. Efficient active dissemination abilities (*e.g.* aerial, active dispersal or reproduction in terrestrial areas), have been more frequently observed to allow rapid colonisation of refuges during disturbance events, and then recolonization of stream habitats from refuges. This combination of attributes can limit catastrophic drift under stressful hydraulic conditions, favouring biofilm scrapers and small-sized particle filter-feeders (Doisy and Rabeni 2001).

4.4.4. Potential indicators of river restoration

The IndVal procedure has allowed the identification of taxa and biological attributes characteristic of the invertebrate assemblages from the different hydromorphological types (Table 4.4), giving them statistical significance and helping to the quantification of restoration effects. The Vistre River ecosystem has been improved both in terms of physical habitat characteristics and invertebrate assemblages. Improvement measurement after stream restoration is one of the five criteria defined by Palmer et al. (2005) to evaluate stream restoration success and in the Vistre study, IndVal procedure allowed to meet this criterion.

Palmer et al. (2005) also considered that restoration success should be evaluated in comparison to a "guiding image" describing the ecological end state that restored site should reach due to restoration. In the Vistre study this criterion is not respected. Indeed, restoration effects have been evaluated by comparing the restored sites to disturbed river reaches. All along its course, the Vistre River is subjected to strong anthropogenic pressures (several inputs of wastewater treatment plants, agricultural practices). Moreover, the Vistre River has a long history of channelization which has highly modified its riverbed. Therefore, no site

with both chemical and hydromorphological riverbed characteristics close to the reference conditions of the corresponding stream (*i.e.* LIRRs in Statzner et al., 2005) has been available in the Vistre River watershed. Jansson et al. (2005) already evidenced the difficulty to find an 'ecological endpoint' that can facilitate the development of detailed guidelines for defining the restoration objectives. They recommended the use of mechanistic prediction to define goal in restoration studies. In the Vistre River, variation in the physical characteristics of stream reach habitats has been better reflected by trait-based responses than taxonomy-based responses of invertebrate communities (*e.g.* higher Pearson correlation between the two sets of data). Moreover, this study has demonstrated the better ability of the trait-based approach to provide mechanistic explanations of observed invertebrate assemblage adaptations to the new habitat conditions of the restored sites. Indeed, trait combinations of invertebrate assemblage have provided better evidence of the adaptive processes that have led to the selection of taxa best adapted to the new range of hydraulic conditions resulting from restoration works (*e.g.* increase in mean current velocity and coarse mineral substrate proportion, decrease in clogging intensity...). Finally, it could be assumed that the combination of traits specifically selected in the benthic communities of restored sites (especially after pebble addition), is a good indicator of ecologically successful river restoration; especially traits describing the maximal potential size of species (*e.g.* the category: '< 0.5 mm'), their reproduction (*e.g.*, 'free clutches' and 'cemented, clutches'), dispersal (*e.g.*, 'aerial, active'), resistance forms (*e.g.*, 'diapause or dormancy'), locomotion/relation to substratum (*e.g.*, 'flier', 'attached'), and food (*e.g.*, 'living microphytes').

The trait-based approach can also provide some information on resilience capacity recovery of community which is an important process included in criterions of Palmer et al. (2005) to judge the success of stream restoration. This capacity to absorb disturbance and rapidly recover structural and functional characteristics similar to those existing before disturbance (Holling 1973) must be significantly enhanced by restoration actions. The lack of long-term studies precisely examining river functioning before and after restoration actions, makes often difficult to estimate ecosystem resilience improvement (Jansson et al. 2005). Nevertheless, based on the present study, traits related to species dispersal abilities or reproductive strategies seem especially interesting in demonstrating improvement in resilience abilities of invertebrate communities after restoration works.

Finally, there are much more negative trait-based indicators of un-restored sites (11 trait categories) than negative trait-based indicators of restored sites (4 categories). This higher frequency of negative indicators confirmed the more drastic filtering effect of physical habitat conditions on traits of invertebrates in un-restored sites, which leads to a lower diversity of trait combinations in local assemblages. Thereby, the lack of small-sized species, or species with flying adults and/or rheophilic larvae that are scrapers or filter-feeders, could indicate the impact of river straightening, bank modification and/or flood control measures that led to streambed clogging, on invertebrate assemblages, as well as high proportions of medium-sized deposit-feeders, shredders, piercers, parasites or predators.

4.5. Conclusion and perspectives

This study has contributed to demonstrate the interest of a combination of instream rehabilitation techniques (including channel remeandering, instream artificial riffles placement, riparian vegetation planting), that enhances reach structural heterogeneity, the primary factor controlling stream invertebrate diversity (Lorenz et al. 2009, Palmer et al. 2010). A clear invertebrate community response to river rehabilitation has been observed four to six years after the restoration works.

The trait-based approach has demonstrated higher ability than the taxonomy-based approach to reflect invertebrate assemblage responses to abiotic modification at reach scale. The search for indicator metrics using the IndVal approach pointed out that some trait categories should be especially convenient for evaluating the ecological benefit of river hydromorphological restoration. Because we need to elaborate more efficient tools for evaluating restoration effects on stream biotic components, which can justify financial investment in stream and river restoration strategies, future studies should more focus on the development of trait-based approaches based on well-defined biological metrics. Indeed, they clearly reflected functional processes that are able to both objectively describe the ecological recovery of biotic communities after large scale stream restoration, and efficiently discriminate among the individual effects of simultaneous restoration actions (*e.g.*, channel reconfiguration, riparian vegetation planting, deflector introduction) which can lead to different functional responses.

Chapitre V

Les actions de restauration menées sur le Vistre : un succès ?

Préambule

En plusieurs décennies, des milliers de kilomètres de cours d'eau français ont vu leurs caractéristiques physico-chimiques, géomorphologiques et biologiques fortement altérées par des interventions anthropiques diverses (Petersen et al. 1987, Rosenberg et al. 2000, Malavoi & Adam 2007). Les recherches écologiques se sont d'abord principalement focalisées sur l'étude des relations pression/impact afin d'identifier l'origine des perturbations, les caractériser, le cas échéant les quantifier et suivre l'éventuelle récupération du cours d'eau le long de son gradient longitudinal (Ortiz et al. 2005). En revanche, assez peu d'études se sont penchées sur l'évaluation du gain écologique apporté par l'arrêt complet d'une activité anthropique déterminée (Besley & Chessman 2008) ou la restauration du milieu physique (Muotka et al. 2002, Nakano & Nakamura 2006) et aucune, à notre connaissance, n'a tenté de comparer les réponses biologiques et le gain écologique associés à des actions de restauration hydromorphologique d'une part, et à une levée de pression physico-chimique d'autre part.

Pourtant, les enjeux sociétaux, économiques et écologiques ont mis en évidence l'importance de protéger ou de rétablir l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Ils ont conduit à la multiplication des actions de restauration. Deux leviers principaux peuvent être envisagés pour limiter l'impact des activités anthropiques sur ces systèmes : la qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments et le fonctionnement hydromorphologique. Ces actions ont un coût. Aux Etats-Unis, les investissements liés à la restauration hydromorphologique se comptent en milliers de milliards de dollars (Palmer et al. 2005). En France, les Agences de l'Eau devraient injecter 13,3 milliards d'euros dans leur 10^{ème} programme d'intervention pour la préservation des milieux aquatiques et la gestion de l'eau, dont 68% dans la lutte contre les pollutions d'origine domestique, agricole et industrielle, et environ 10% dans les actions de restauration hydromorphologique (Agences De L'eau 2013). La recherche d'une méthode d'évaluation objective du succès des actions de restauration menées doit donc être une priorité afin de pouvoir (i) déterminer le gain écologique qui en résulte, (ii) justifier les investissements engagés et (iii) mieux cibler les futures interventions. Or, si l'importance de mener des actions de restauration sur les cours d'eau fait globalement consensus au sein de la communauté des scientifiques et gestionnaires des milieux aquatiques, une réflexion sur la définition de ce qu'est le « succès » d'une restauration n'a finalement été abordée que

récemment. Palmer et al. (2005) ont en effet proposé l'application de 5 critères dans ce qui pourraient constituer une proposition de « démarche modèle » pour l'évaluation de l'efficacité des actions de restauration. Ces critères ont été par la suite critiqués et enrichis par Gillilan et al. (2005) et Jansson et al. (2005). Bien qu'initialement définis pour répondre à l'évaluation d'actions de restauration hydromorphologique, ces critères peuvent très bien être adaptés à l'évaluation des effets d'une levée de pression physico-chimique. Le succès d'une restauration repose ainsi sur (i) l'existence d'une « **image guide** » qui permette de définir un objectif « pragmatique » des conditions à atteindre pour le site à restaurer [*i.e.* un objectif ne correspondant pas à un retour obligatoire à une situation « historique » bien souvent inconnue ou inatteignable sur une rivière fortement modifiée, mais à une évolution progressive vers un impact anthropique minimal et un fonctionnement écologique le plus naturel possible compte tenu du contexte régional (Choi 2004, Suding et al. 2004)], (ii) la capacité à **mesurer l'amélioration de l'état écologique** du site restauré, (iii) l'augmentation avérée de la **capacité de résilience** du cours d'eau et de **sa capacité à se maintenir - par lui-même** – (*i.e.* « self-sustainability ») **dans l'état écologique ciblé**, (iv) **l'absence d'effets négatifs** permanents résultant des travaux de restauration et (v) la définition d'objectifs de restauration clairs et une **évaluation critique objective de leur(s) atteinte(s) à partir d'une identification exhaustive** de l'état écologique pré- et post-restauration du cours d'eau (Palmer et al. 2005). Jansson et al. (2005) proposent de rajouter un 6^{ème} critère plus « mécaniste », incitant à formuler des hypothèses ou des prédictions sur les **mécanismes écologiques** par lesquels l'objectif des actions de restauration pourrait être atteint.

Sur le Vistre, la fermeture de la STEP-A, la mise aux normes et l'agrandissement de la STEP-B, et la restauration hydromorphologique du site de Bouillargues nous ont offert l'opportunité d'étudier conjointement, sur un faible linéaire (moins de 10 km), les réponses du système en termes de qualité physico-chimique, hydromorphologique et biologique à deux types distincts d'actions de restauration.

Dans ce chapitre, nous nous proposons d'évaluer le succès des actions de restauration physico-chimique et hydromorphologique menées sur le Vistre en nous basant sur les critères de Palmer et al. (2005) présentés ci-dessus et en tenant compte des critiques et améliorations proposées par Gillilan et al. (2005) et Jansson et al. (2005). L'état écologique, tel que défini par Palmer et al. (2005), inclut principalement les composantes hydromorphologique et biologique du cours d'eau. Dans le contexte régional du Vistre, il

paraît essentiel d'intégrer plus clairement la composante physico-chimique. Trois évaluations seront réalisées au regard de 3 « images guides » (critère n°1) définissant différents niveaux d'objectif pour tenter de conclure quant au succès des actions menées. Dans une première partie, l'efficacité des actions de levée de pression physico-chimique et des actions de restauration hydromorphologique seront analysées par une étude globale du linéaire, incluant les 11 stations d'étude positionnées sur les sites de Bastide et de Bouillargues. Les réponses hydromorphologiques, biologiques (communautés d'invertébrés) et physico-chimiques, seront **confrontées à une « situation optimale »** (*i.e.* « l'objectif raisonnable ») que le Vistre pourrait atteindre en situation de moindre impact anthropique (stations LIRRs). Dans une deuxième partie, les réponses fonctionnelles basées sur les traits biologiques, issues des chapitres III et IV, seront synthétisées et mises en parallèle avec les caractéristiques biologiques des communautés d'invertébrés qui peuvent être attendues dans un **contexte méditerranéen**, sur la base des connaissances issues de la littérature. Il s'agira alors d'inclure le 6^{ème} critère proposé par Jansson et al. (2005) dans le diagnostic des actions de restauration, en identifiant dans les patrons de réponses biologiques des communautés d'invertébrés des éléments objectifs indicateurs d'un retour à des conditions de moindre impact anthropique. Finalement, dans la troisième partie de ce chapitre, le « succès » de la restauration sera analysé dans le **contexte législatif** de la DCE (2000). Il s'agira d'évaluer l'intérêt des actions menées pour participer à l'atteinte du bon état écologique exigé par la DCE.

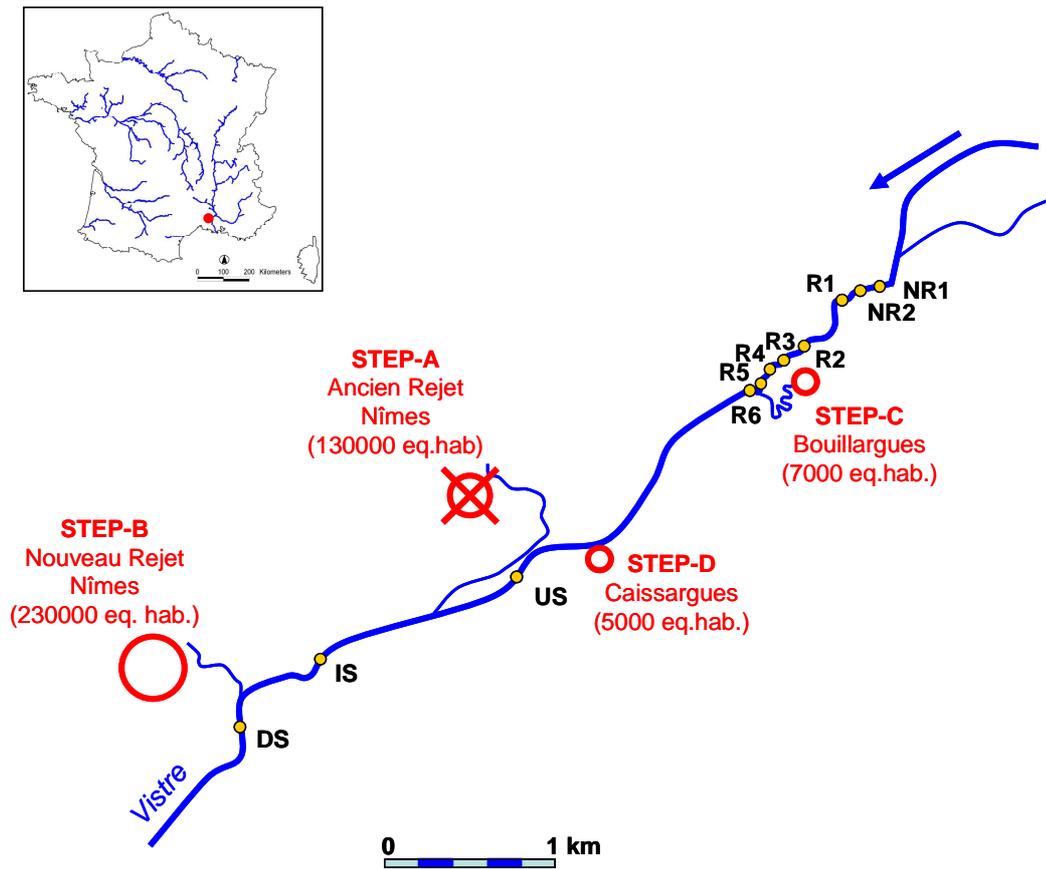


Figure 5.1 : Position des stations retenues sur le Vistre et des stations d'épuration dont les effluents sont rejetés dans le Vistre sur le linéaire étudié.

5.1. Comparaison à des stations de moindre impact anthropique (LIRRs)

L'objectif est de confronter les caractéristiques biologiques des deux sites d'étude du Vistre (*i.e.* les sites de Bastide et Bouillargues) à celles des stations LIRRs, représentant les meilleures conditions possibles pouvant être atteintes par le Vistre si les pressions d'origine anthropique étaient réduites au minimum envisageable. L'étude repose sur l'hypothèse selon laquelle les communautés d'invertébrés des stations ayant bénéficié : soit d'une restauration hydromorphologique, soit d'une diminution des intrants en nutriments, et en l'absence de toute autre nouvelle pression significative, devraient récupérer et évoluer conjointement vers une composition et une structure taxonomique et fonctionnelle, se rapprochant de celles observées sur les stations LIRRs de même type de cours d'eau.

5.1.1. Matériel et Méthodes

5.1.1.1. Sites d'étude

Onze stations d'étude sont réparties sur le Vistre sur un linéaire de 8 km (Figure 5.1).

Les stations ont été choisies pour leur intérêt à représenter (i) des conditions qui témoignent des caractéristiques du Vistre non restauré (NR1, NR2, US), (ii) des conditions du Vistre suite à des actions de restauration hydromorphologique (R1 à R5), (iii) des actions pour limiter la pression physico-chimique liée aux rejets urbains (DS), (iv) des actions menées à la fois sur l'hydromorphologie et la qualité physico-chimique de l'eau (IS), et enfin (v) des conditions du Vistre hydromorphologiquement restauré mais soumis à un rejet direct de STEP (R6) (tableau 5.1). Pour plus d'informations sur ces sites, se reporter au chapitre II §2.2.

Tableau 5.1: Choix et intérêt des stations d'étude en fonction des actions de restauration menées - ou non - sur le Vistre.

Station	Rappel des actions de restauration menées	Intérêt de la prise en compte de la station dans l'étude
NR1 NR2	Aucune	Témoins des conditions du Vistre en section fortement canalisée et sous pressions physico-chimiques diffuses d'origine urbaine et agricole
R1 R2	Restauration hydromorphologique [reméandrage, revégétalisation des berges, zone d'extension des crues, apport de substrat minéral (galets)]	Effets de la restauration hydromorphologique, incluant des apports de galets, sans action sur la physico-chimie de l'eau
R3 R4 R5	Restauration hydromorphologique (reméandrage, revégétalisation des berges, zone d'extension des crues]	Effets de la restauration hydromorphologique, sans action directe sur les substrats du lit mineur et sans action sur la physico-chimie de l'eau
R6	Restauration hydromorphologique (reméandrage, revégétalisation des berges, zone d'extension des crues)	Effets de la restauration hydromorphologique dans un contexte local de pression directe d'origine urbaine (STEP de 7000 E.H.)
US	Aucune	Témoin des conditions du Vistre en section canalisée et sous pressions physico-chimiques diffuses d'origine urbaine et agricole
IS	Arrêt définitif d'une STEP de 100000 E.H. et action limitée sur l'hydromorphologie [réduction de la largeur du lit mineur, intégration de blocs dans le lit mineur (50 à 100 cm), création d'une zone d'extension des crues]	Actions combinées de levée de pression physico-chimique et de restauration hydromorphologique
DS	Agrandissement et mise en service d'un nouveau traitement tertiaire sur une STEP de 300000 E.H.	Effets de l'amélioration de la qualité physico-chimique dans un contexte hydromorphologique canalisé

5.1.1.2. Stations de moindre impact anthropique (LIRRs)

Comme dans le chapitre II, §2.2.4., un pool de stations peu perturbées par les activités anthropiques (LIRRs), appartenant au même type de cours d'eau et reflétant les bonnes conditions hydromorphologiques et physico-chimiques, a été utilisé pour définir la situation écologique « attendue » associée aux conditions optimales envisageables dans le contexte biogéographique du Vistre. Nous avons sélectionnées les stations pour lesquelles des prélèvements avaient été réalisés une fois par an sur la période 2008-2010 qui correspond aux années où les stations du Vistre ont été échantillonnées.

Ainsi, les données physico-chimiques, hydromorphologiques et les listes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques de seulement 4 des stations LIRRs décrites dans le chapitre II (la Berre, Coulon, Ibie et Lauzon) ont été utilisées pour évaluer l'état abiotique et l'état biologique cible dans des conditions de moindre impact des pressions anthropiques sur le bassin-versant.

La description des caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques des stations est disponible dans les tableaux 2.1 et 2.2 du chapitre II, §2.2.4. Ces stations sont situées sur les rivières Coulons, Ibie, Lauzon et Berre.

5.1.1.3. Données analysées

Les données analysées dans ce chapitre correspondent aux campagnes du Vistre réalisées au mois de septembre des années 2008 à 2010.

Données de qualité physico-chimique

Les données analysées correspondent aux paramètres communs mesurés à la fois sur les stations du Vistre et sur les stations LIRRs. Huit paramètres ont été pris en compte dans cette analyse : le pH, l'oxygène dissous, le Carbone Organique Dissous, le Phosphore total, les Orthophosphates, l'Ammonium, les Nitrates et les Nitrites.

Données de description de l'habitat physique

Quatre paramètres décrivant l'habitat physique ont été pris en compte dans la description physique des stations : (i) les surfaces relatives de recouvrement de 3 types de substrats au sein de la mosaïque benthique stationnelle (*i.e.* les « substrats minéraux », les « substrats sédimentaires » et les « substrats végétaux sauf algues»), (ii) la distribution des hauteurs d'eau, (iii) la distribution des vitesses de courant et (iv) la distribution des niveaux de colmatage évalués sur les 12 points de prélèvement élémentaires (pour plus d'informations sur les protocoles de récolte des données, voir chapitre II §2.3.2.2.). Les substrats présentant des caractéristiques proches ont été regroupés afin de limiter le nombre de substrats différents pris en compte pour décrire la mosaïque de substrats benthiques :

- les blocs, galets et graviers sont regroupés sous la catégorie « substrats minéraux grossiers »,
- le sable, les limons et la vase sont regroupés sous la catégorie « substrats sédimentaires »,
- les bryophytes, les hélophytes et les hydrophytes sont regroupées sous la catégorie « végétaux sauf algues » Les algues ne sont pas regroupées avec les autres végétaux car elles sont un habitat bien moins biogène pour les invertébrés (AFNOR 2004).

Les surfaces uniformes dures (*e.g.* dalle et marne) et les algues sont les deux types de substrat qui sont pris en compte sans regroupement. Les regroupements permettent de limiter l'influence de certains substrats dont le recouvrement est marginal (< 5% de recouvrement) comme les bryophytes, et d'éviter de diviser l'information liée à la taille des substrats minéraux qui sont le plus susceptibles de varier, en termes de recouvrement, en réponse aux actions de restauration hydromorphologique.

Pour les stations LIRRs, seule la description des surfaces relatives de la mosaïque de substrats benthiques est disponible.

Données biologiques

Les données biologiques analysées correspondent au tableau d'abondances de 63 taxons sur 33 relevés (11 stations x 3 campagnes) (protocole de prélèvement détaillé : chapitre II, §2.3.2.3.).

5.1.1.4. Analyses des données

Les données issues des caractérisations physico-chimique, physique et biologique ont été analysées indépendamment en suivant une même procédure d'analyse. Chaque tableau de données a d'abord été traité par une analyse multivariée « intra-année » adaptée au type de données correspondant (cf. tableau 5.2). Des analyses « intra-année » ont été appliquées pour éliminer l'effet « année » dans l'observation des résultats (Dolédec & Chessel 1989), afin d'optimiser la mise en évidence des effets imputables aux différences d'habitat physique ou de qualité physico-chimique des stations. Les stations LIRRs ont ensuite été projetées sur le premier plan factoriel défini par chaque analyse (compte tenu de leurs caractéristiques « physico-chimiques », « physiques » ou « biologiques », respectivement) en tant qu'individus supplémentaires. Les données recueillies sur les stations LIRRs n'interviennent donc pas dans la structure définie par chaque analyse multivariée mais le calcul de la position de ces stations (compte tenu de leurs caractéristiques propres) dans les différents plans factoriels uniquement définis par les stations du Vistre, et leur projection sur ces plans factoriels faciliteront la comparaison des stations du Vistre aux stations de moindre impact anthropique. Une éventuelle « trajectoire » de récupération écologique des stations restaurées sur les 3 années d'étude pourra ainsi être illustrée, séparément pour chaque famille de critères pris en compte.

Tableau 5.2 : Description des relevés, et paramètres élémentaires pris en compte dans les caractérisations physico-chimique, habitationnelle et biologique des sites d'étude et choix de l'analyse multivariée appliquée.

Caractérisation	Relevés	Paramètres élémentaires	Analyse appliquée
Physico-chimique	7 stations du Vistre x 3 dates	pH, O ₂ dissous, COD, P _{tot} , PO ₄ ²⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	Analyse en Composantes Principales normée (ACP) « intra-année » (LIRRs en individus supplémentaires)
Physique (Habitat)	11 stations du Vistre x 3 dates	% de substrats minéraux grossiers % de substrats minéraux fins % de végétaux diversité de Shannon	Analyse en Composantes Principales normée (ACP) « intra-année » (LIRRs en individus supplémentaires)
	11 stations du Vistre x 3 dates	Mosaïque de substrat (7 modalités) Hauteur d'eau (3 modalités) Vitesse de courant (4 modalités) Intensité du colmatage (6 modalités)	Analyse des Correspondances sur codages flous (ACF) « intra-année »
Biologie - approche taxonomique	11 stations du Vistre x 3 dates	63 taxons	Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) « intra-année » (LIRRs en individus supplémentaires)
- approche fonctionnelle basée sur les traits biologiques	11 stations du Vistre x 3 dates	10 traits décrits par 46 modalités (voir tableau 2.5)	Analyse des Correspondances Floue (ACF) « intra-année » (LIRRs en individus supplémentaires)

Analyses des données de description de l'habitat

Une première analyse (ACP normée) est menée sur les 11 stations du Vistre aux 3 dates d'échantillonnage sur les paramètres suivants :

- la surface relative de recouvrement des substrats minéraux grossiers (diamètre supérieur à 2,5 mm)
- la surface relative de recouvrement de substrats sédimentaires (diamètre compris entre 0,5 et 2 mm)
- la surface relative de recouvrement de substrats végétaux
- la diversité de Shannon (H) calculée sur les données de recouvrement des 11 substrats définis par la norme AFNOR XP T 90-333 (AFNOR 2009).

Cette analyse devrait permettre de situer les stations du Vistre par rapport à l'objectif de restauration qui pourrait être décrit par la position moyenne des stations LIRRs projetées en individus supplémentaires. Néanmoins, cette analyse qui ne peut être menée que sur la base de la description des substrats présents sur les stations (seule information

commune disponible) est insuffisante pour traduire toutes les différences d'habitat physique qui peuvent être perçues par les communautés d'invertébrés. Une analyse complémentaire a donc été menée. Elle prend en compte les surfaces relatives de l'ensemble des 7 substrats types décrivant la mosaïque d'habitats, toutes les valeurs de vitesse de courant, de hauteur d'eau et d'intensité de colmatage mesurées sur les stations du Vistre (uniquement), afin de mieux définir les caractéristiques des habitats disponibles. Ces paramètres n'étant pas renseignés sur les stations LIRRs, celles-ci ne pourront pas être projetées sur le plan factoriel défini par cette analyse.

Analyses des données biologiques

L'AFC a été réalisée sur le tableau des abondances des invertébrés dans le Vistre [63 taxons x 33 relevés (11 stations x 3 campagnes)]. Les abondances (x) de toutes les stations (Vistre et LIRRs) ont préalablement subi une transformation logarithmique [$x \rightarrow \log(x+1)$]. Il est utile de noter que la projection des LIRRs en individus supplémentaires ne pourra prendre en compte que les taxons également présents sur les stations du Vistre. En conséquence, les taxons uniquement présents sur les stations LIRRs (*e.g.* plusieurs genres de plécoptères) ne participeront pas au calcul de la coordonnée des LIRRs (n'ayant pas de coordonnées propres dans la structure générée par l'AFC). Lors de l'interprétation des résultats, il faudra donc garder à l'esprit que la proximité apparente entre certaines stations LIRRs et certaines stations du Vistre peut potentiellement être surestimée par suite d'une analyse menée uniquement sur la structure en abondances des « taxons communs ». Afin d'apprécier le biais dans la position relative des stations LIRRs par rapport aux stations du Vistre potentiellement induit par le retrait des taxons spécifiques aux stations LIRRs, une AFC a été réalisée sur les distributions d'abondances de l'ensemble des taxons présents dans les relevés des stations LIRRs et du Vistre aux trois années étudiées. Cette analyse est présentée en Annexe E.

Sur la base du tableau des relevés faunistiques et du tableau des profils de traits biologiques des taxons (cf. tableau 2.5, chapitre II §2.4.1.), les profils moyens stationnels des communautés ont été calculés pour chaque trait biologique et pour chaque campagne effectuée sur le Vistre et sur les stations LIRRs. Le profil moyen est obtenu en multipliant l'abondance de chaque taxon [préalablement log-transformée] par sa fréquence relative d'utilisation des modalités de chaque trait, puis en réalisant la somme des produits obtenus

par modalité (sur l'ensemble des taxons présents dans un relevé) et en transformant ensuite la série de sommes obtenues (une par modalité de trait) en distribution de fréquences relatives par trait. Une analyse des correspondances adaptée aux données en codage flou (FCA ; Chevenet et al. 1994) a été ensuite appliquée aux profils biologiques moyens des assemblages faunistiques des stations du Vistre. Les stations LIRRs, compte tenu de leurs profils biologiques moyens, ont ensuite été projetées en « individus supplémentaires » sur le premier plan factoriel de la FCA.

Pour répondre à l'hypothèse selon laquelle, les stations restaurées du Vistre devraient évoluer vers une structure taxonomique et fonctionnelle commune, les distances euclidiennes entre stations restaurées du Vistre ont été calculées pour chaque année compte tenu de leurs coordonnées dans le premier plan factoriel de l'AFC (distribution d'abondances), puis de la FCA (profils biologiques). Le caractère significatif des différences inter-annuelles a été testé par ANOVA et précisé – si nécessaire (H_0 rejetée pour l'ANOVA) – par application d'un test post hoc de Tukey (Yandell 1997).

Pour répondre à l'hypothèse selon laquelle, les structures taxonomique et fonctionnelle des stations restaurées du Vistre devraient évoluer vers celles des stations LIRRs, les distances euclidiennes entre chaque station du Vistre et chaque station LIRR ont été calculées par année selon le même principe (cf. § précédent). Le caractère significatif des différences inter-annuelles et inter-stationnelles a été testé par ANOVA à deux critères de classification (« station » et « année ») et les différences significatives ont été précisément identifiées par application de tests post hoc de Tukey (Yandell 1997).

5.1.2. Résultats

5.1.2.1. Caractérisation physico-chimique de l'habitat (7 stations)

Les deux premiers axes factoriels de l'ACP « intra-année » permettent d'extraire respectivement 33,4 et 29,7% de la variance totale du tableau analysé (Figure 5.2). La position des stations LIRRs ($F_1 > 0$; $F_2 > 0$) est à relier à des valeurs de pH et des concentrations en oxygène dissous plus élevées. Les stations restaurées hydromorphologiquement sont proches des stations LIRRs et présentent une faible dispersion autour de leur centre de gravité, exceptée R6 qui reçoit les effluents d'une STEP et dont la

position dans le premier plan factoriel ($F1 < 0$ et $F2 > 0$) est liée à de plus fortes concentrations en phosphore total, orthophosphates et ammonium. Les stations IS et DS ont une coordonnée négative sur F1 à toutes les dates du fait de plus fortes concentrations en nitrites et nitrates. Elles tendent néanmoins à se rapprocher de l'origine du plan factoriel entre 2008 et 2010.

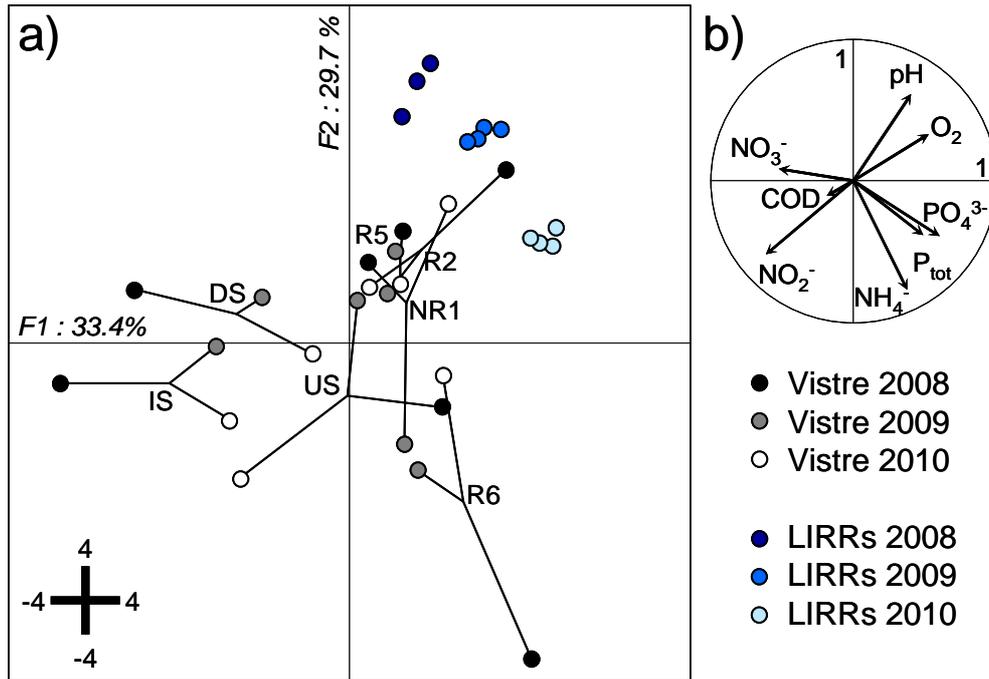


Figure 5.2 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales normalisée « intra-année » (ACPn) appliquée au tableau [21 (stations x années) x 7 variables physico-chimiques]. a) Positions des relevés dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les relevés réalisés sur une même station sont liés par un trait à leur position moyenne. La couleur des points varie en fonction de l'année (voir légende incluse dans la figure). Les relevés réalisés sur les stations LIRRs et projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des points dégradés de bleu (en fonction de l'année d'échantillonnage). b) Cercle illustrant les corrélations linéaires entre variables initiales et les deux premières composantes principales.

5.1.2.2. Caractérisation physique de l'habitat (11 stations)

Le premier plan factoriel de l'ACP « intra-année » basée sur la distribution des substrats dans la mosaïque des habitats stationnels explique 80,7% de l'inertie totale du tableau initial de données (Figure 5.3). Les stations R1, R2 et NR1 ainsi que le relevé de la station NR2 en 2010 ($F1 > 0$) sont proches des stations LIRRs, en lien avec de fortes proportions en substrats minéraux grossiers dans leur mosaïque benthique. Les stations restaurées hydromorphologiquement R3 à R6 ainsi que les stations du site de Bastide (US, IS, DS) ont une position ($F1 < 0$), qui atteste d'une mosaïque benthique plus diversifiée (corrélation négative de la diversité en substrats avec $F1$; figure 3b) et d'une surface de recouvrement plus importante des macrophytes ou des substrats de sédimentation suivant les années.

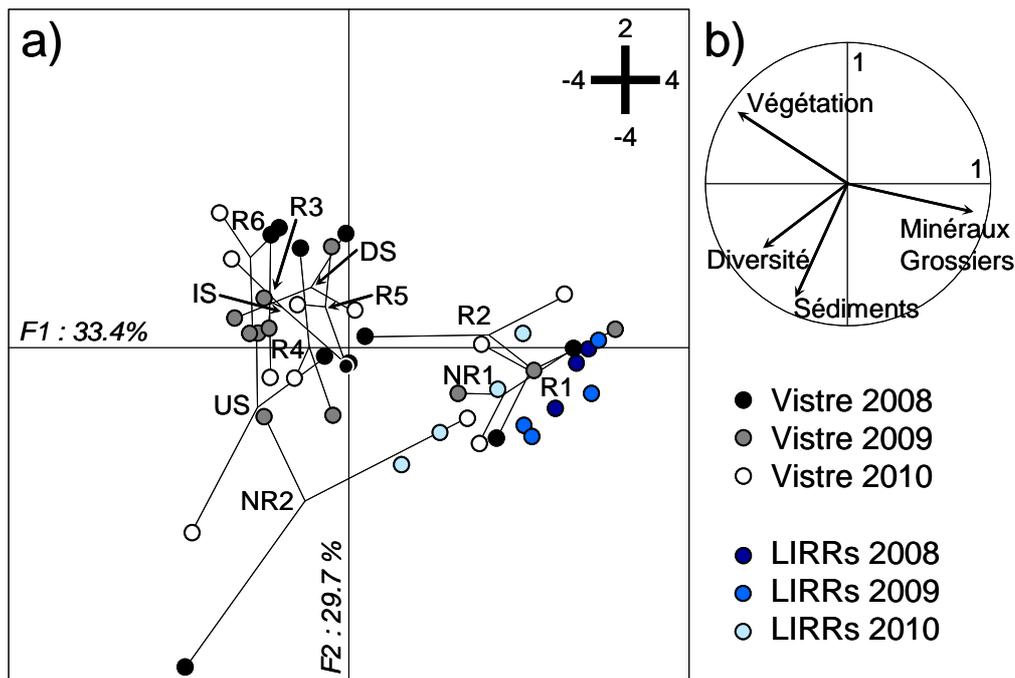


Figure 5.3 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales normalisée « intra-année » (ACPn) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 4 variables environnementales]. a) Positions des relevés dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les relevés réalisés sur une même station sont liés par un trait à leur position moyenne. La couleur des points varie en fonction de l'année (voir légende incluse dans la figure). Les relevés réalisés sur les stations LIRRs et projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des points dégradés de bleu (en fonction de l'année d'échantillonnage). b) Cercle illustrant les corrélations linéaires entre les 4 variables initiales et les deux premières composantes principales.

L'axe F1 de l'analyse factorielle sur codages flous « intra-année », appliquée au tableau des caractéristiques de l'habitat des stations du Vistre (Figure 5.4) explique 27,8% de l'inertie totale du tableau traité et sépare clairement les stations NR1 et NR2 ($F1 > 0$), des autres stations du Vistre ($F1 < 0$). Sur l'axe F2 (15,2 % de variance expliquée), les stations R1 et R2 ($F2 < 0$) correspondent aux plus faibles hauteurs d'eau et aux plus fortes proportions de granulats grossiers et d'algues macroscopiques. Les plus forts niveaux de colmatage, les substrats minéraux de sédimentation, les litières organiques et les vitesses de courant nulles sont des modalités nettement caractéristiques des relevés de coordonnée positive sur F1, notamment les sites non restaurés NR1 et NR2.

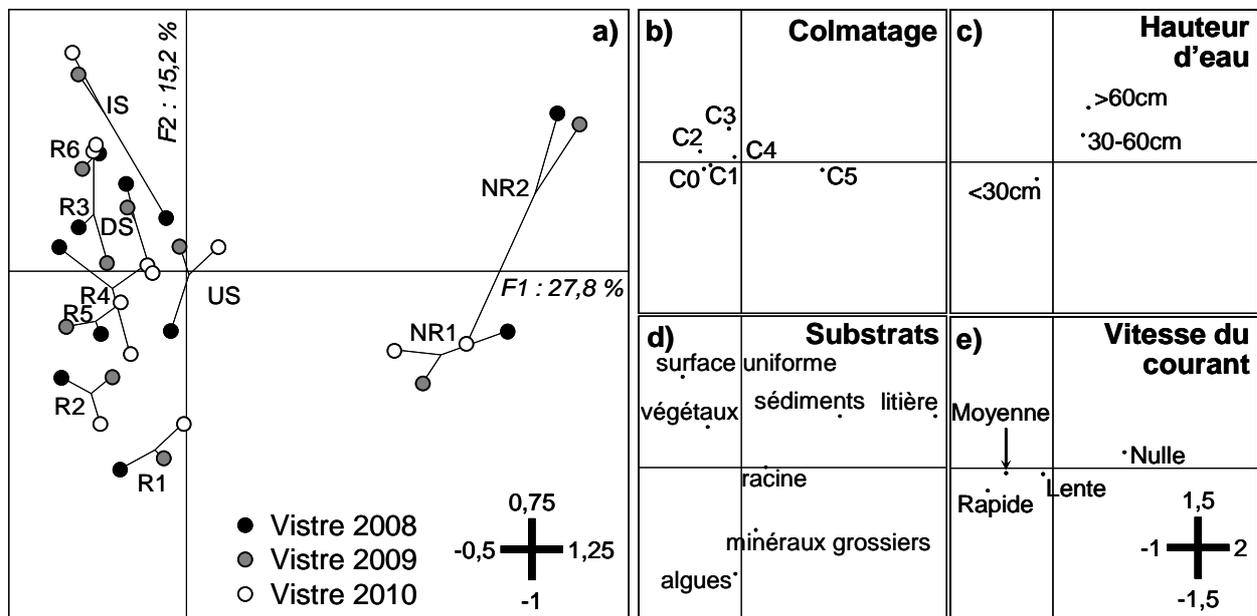


Figure 5.4 : Résultats de l'Analyse Factorielle sur Codages flous « intra-année » (FCA) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 4 variables environnementales]. a-c) Positions des 11 stations dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les positions des relevés annuels (petits carrés noirs) sont représentées de manière indépendante pour chacune des trois années : a) 2008, b) 2009, c) 2010. b-e) Positions des modalités des 4 variables dans le premier plan factoriel défini par l'analyse b) niveau de colmatage, c) hauteur d'eau, d) substrat benthique, e) vitesse du courant.

5.1.2.3. Caractérisation biologique

Approche taxonomique

L'axe F1 de l'AFC « intra-année » réalisée sur les distributions d'abondances taxonomiques (Figure 5.5) explique 21,5% de l'inertie totale du tableau traité et sépare les

stations du site de Bastide ($F1 < 0$ et $F2 < 0$), de celles du site de Bouillargues ($F1 > 0$ et $F2 > 0$), exception faite des stations NR1 et NR2 (dont la coordonnée n'est pas systématiquement positive sur F1 à toutes les dates). Ces dernières se distinguent également par une coordonnée fortement positive sur F2 (13,6% de l'inertie totale). La position des stations IS et DS, située à l'extrémité négative de l'axe F1 en 2008, se rapproche de l'origine de cet axe à partir de 2009. Les stations LIRRs ont un centre de gravité plutôt situé dans la zone des valeurs négatives de F1 et F2.

En termes taxonomiques, la majorité des genres de coléoptères (Elmidae notamment), les trichoptères *Athripsodes*, *Mystacides*, *Psychomyia* et *Hydropsyche*, ainsi qu'un nombre important de mollusques (*Valvata*, *Stagnicola*, *Bithynia*, *Ancylus*, *Corbicola*, *Piscidium* et *Potamopyrgus*) sont situés dans la partie positive de F1 correspondant aux stations restaurées.

Les achètes *Haementeria* et *Piscicola*, le coléoptère *Haliphus*, les diptères Anthomyiidae et Stratiomyidae, l'éphéméroptère *Cloeon* et l'hétéroptère *Micronecta* ont, à l'opposé, des positions particulièrement négatives sur F1 (position de DS et IS). Les Hydrophilinae, les Planorbidae ainsi que *Gomphus*, à coordonnée fortement positive sur F2, paraissent plutôt caractéristiques des stations non restaurées NR1 et NR2.

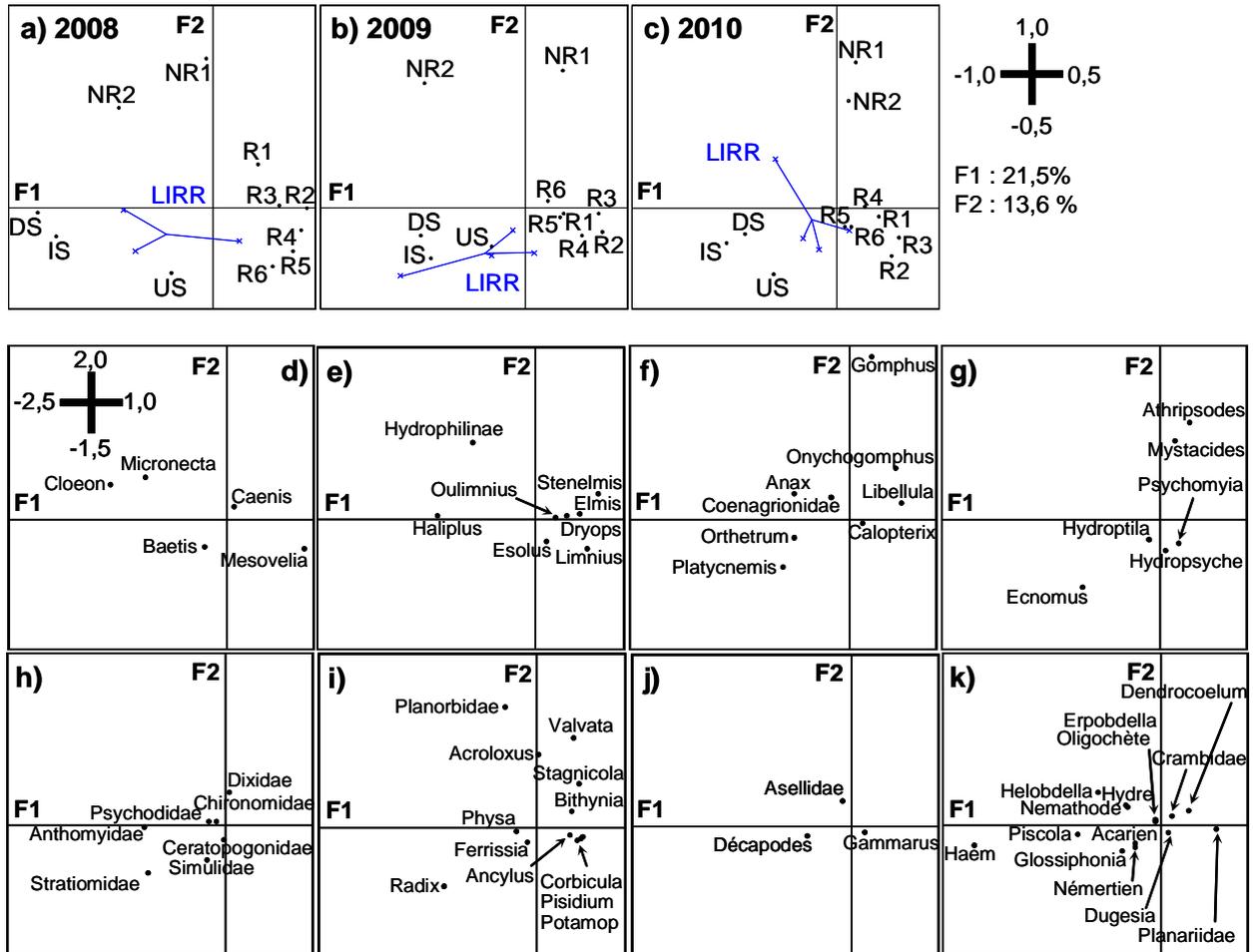


Figure 5.5 : Résultats de l'Analyse Factorielle des Correspondances « intra-année » (AFC) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 63 taxons]. a-c) Positions des 11 stations dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les positions des relevés annuels (petits carrés noirs) sont représentées de manière indépendante pour chacune des trois années : a) 2008, b) 2009, c) 2010. Les relevés des stations LIRRs, projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des croix bleues. d-k) Positions des taxons dans le premier plan factoriel défini par l'analyse d) Ephéméroptères et Hétéroptères, e) Coléoptères, f) Odonates, g) Trichoptères, h) Diptères, i) Mollusques, j) Crustacés, k) Autres groupes (planaires, achètes, oligochètes...).

La moyenne des distances euclidiennes entre toutes les stations restaurées (levée de pression physico-chimique et restauration hydromorphologique) calculées sur le premier plan factoriel de l'AFC sur données taxonomiques, diminue significativement entre 2008 et 2009 (tableau 5.3).

Tableau 5.3 : Distance euclidienne moyenne (\pm écart-type) entre toutes les stations restaurées (levée de pression physico-chimique et restauration hydromorphologique) prises 2 à 2, calculées par année et suivant l'approche adoptée ; *i.e.* taxonomique ou fonctionnelle basée sur les traits biologiques. Les moyennes affectées d'une même lettre (a vs b) ne sont pas significativement différentes (ANOVA et test de Tukey, $\alpha = 0,05$)

	2008	2009	2010
Approche taxonomique	0,72 \pm 0,40 ^a	0,52 \pm 0,32 ^b	0,5 \pm 0,29 ^b
Approche basée sur les traits biologiques	0,15 \pm 0,09 ^a	0,14 \pm 0,07 ^a	0,13 \pm 0,07 ^a

La distance euclidienne moyenne entre chaque station du Vistre et les stations LIRRs varie significativement et de manière indépendante suivant le gradient spatial ou l'effet temporel (ANOVA2, $\alpha = 0,05$). L'effet temporel se traduit par une diminution significative de la distance moyenne des stations du Vistre aux stations LIRRs entre 2008 et 2010. La station NR1 est, en moyenne sur les 3 années, plus éloignée des stations LIRRs que les autres stations du Vistre (Figure 5.6). Les stations NR2, R2, R3, R4 et DS, occupent des positions intermédiaires entre NR1 et les stations R1, R5, R6, US et IS, les plus proches des stations LIRRs.

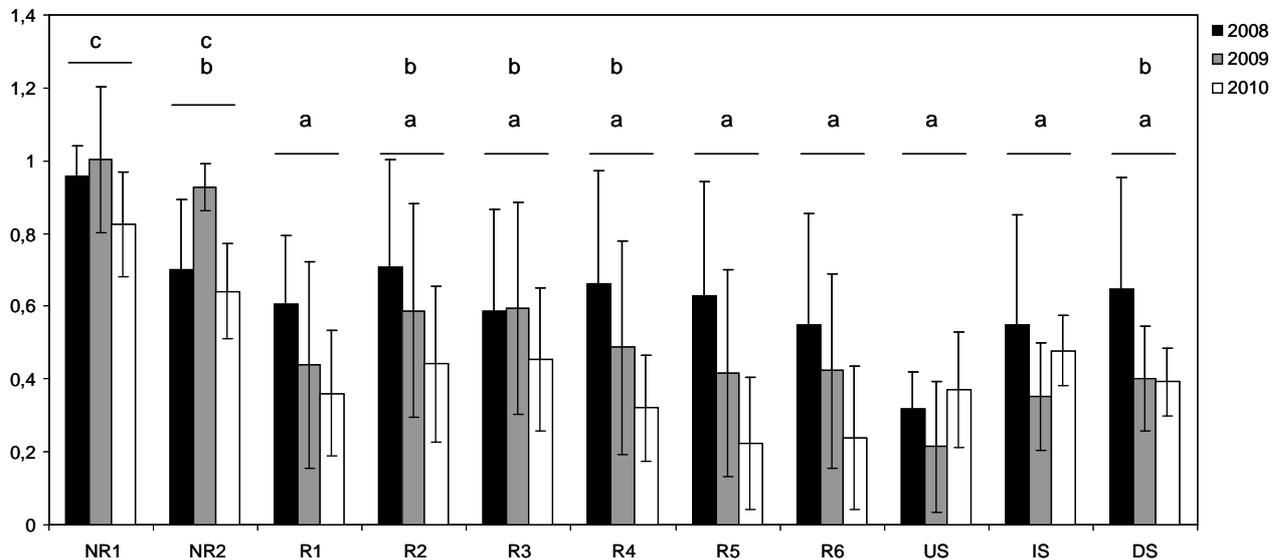


Figure 5.6 : Distances euclidiennes moyennes entre les positions des stations du Vistre et les positions des stations LIRRs en fonction de l'année d'échantillonnage, sur le plan factoriel F1xF2 de l'AFC réalisée sur le tableau [33 (stations x années) x 63 taxons]. Les moyennes globales des stations affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$. La barre d'erreur renseigne l'écart-type.

Approche fonctionnelle basée sur les traits

L'analyse des correspondances sur codages flous « intra-date » réalisée sur le tableau des profils biologiques moyens des assemblages faunistiques stationnels aux différentes dates (Figure 5.7) met en évidence une nette séparation des stations le long de l'axe F1 (42,3% de l'inertie totale expliquée) en fonction du site d'appartenance : les relevés des stations de Bastide ($F1 < 0$) s'opposent aux relevés des stations restaurées de Bouillargues ($F1 > 0$). Les stations non restaurées de Bouillargues ont des positions plus variables d'une année à l'autre. Les stations LIRRs ont une position intermédiaire entre les deux premiers groupes, souvent proche de l'origine de l'axe F1. L'axe F2 différencie les trajectoires des stations suivant leur caractère restauré ou non et le type de restauration subi. Les coordonnées des stations IS et DS ont ainsi plutôt tendance à évoluer vers la partie positive de l'axe F2 sur la période d'étude. Les stations NR1 et NR2 subsistent dans la partie négative de l'axe F2. Les stations restaurées R1 et R2, ayant reçu un apport supplémentaire de substrat minéral grossier, ont une coordonnée plutôt plus positive sur F2 que les autres stations restaurées.

Les modalités de traits relatives au mode de locomotion, au mode d'alimentation et à la respiration sont principalement distribuées le long de l'axe F1. Ainsi, les taxons nageurs, perceurs, parasites et/ou à respiration tégumentaire ($F1 < 0$) sont plutôt caractéristiques des sites hydrologiquement non restaurés (site de Bastide + NR1 et NR2 sur Bouillargues), alors que les taxons fouisseurs, déchiquteurs, racleurs ou filtreurs, à respiration branchiale ou par un plastron ($F1 > 0$) sont mieux représentés dans les sites ayant subi une restauration hydrologique (R1 à R6). Les taxons filtreurs ou racleurs, de petite taille ($< 0,5$ cm) et/ou potentiellement fixés au substrat sont plutôt plus présents dans les stations restaurées R1 et R2. Ils s'opposent aux taxons potentiellement les plus grands (> 2 cm), déchiquteurs, et/ou utilisant un mode de reproduction asexuée ou l'ovoviviparité ($F1 > 0$ et $F2 < 0$) plutôt caractéristiques du peuplement benthique des autres stations restaurées sur le site de Bouillargues.

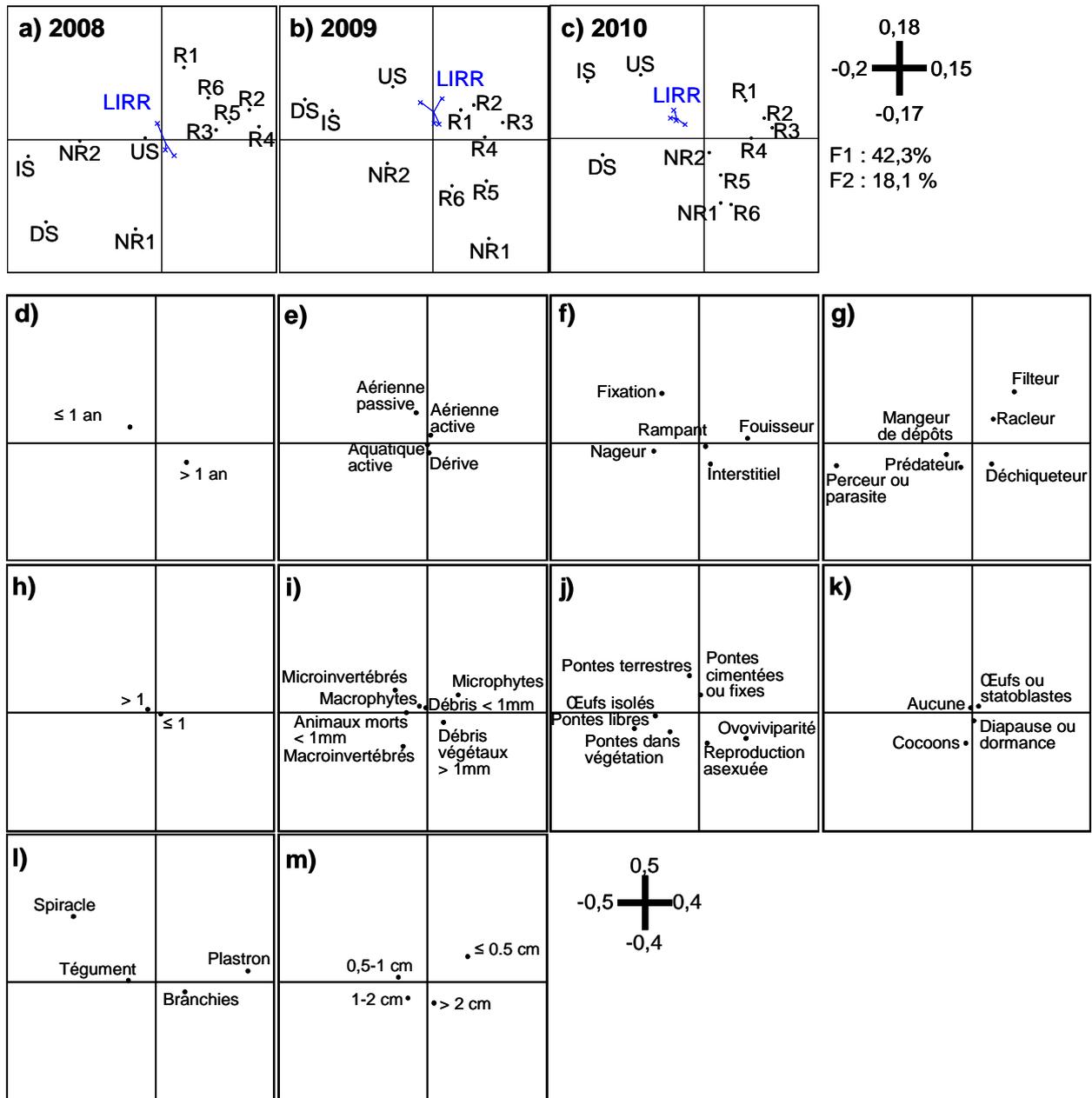


Figure 5.7 : Résultats de l'Analyse des Correspondances sur Codages flous « intra-année » (FCA) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 10 traits biologiques]. a-c) Positions des 11 stations dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les positions des relevés annuels (petits carrés noirs) sont représentées de manière indépendante pour chacune des trois années : a) 2008, b) 2009, c) 2010. Les relevés des stations LIRRs, projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des croix bleues. d-m) Positions des modalités des 10 traits biologiques dans le premier plan factoriel défini par l'analyse d) Durée du cycle vital, e) Dispersion, f) Locomotion et relation au substrat, g) Mode d'alimentation, h) Nombre de génération par an, i) Nourriture j) Reproduction, k) Formes de résistance, l) Respiration, m) Taille maximale potentielle.

La moyenne des distances euclidiennes entre toutes les stations restaurées (levée de pression physico-chimique et restauration hydromorphologique), calculées sur le premier plan factoriel de la FCA sur les profils de traits biologiques, ne varie pas significativement de 2008 à 2010 (tableau 5.3).

La position relative des stations du Vistre par rapport aux stations LIRRs varie sous l'action de l'effet spatial mais aucun effet temporel n'est révélé (ANOVA, à deux facteurs, $\alpha = 0,05$) (Figure 5.8). Les relevés des stations restaurées R1 à R4 et la station US sont les plus proches des LIRRs alors que ceux des stations NR1, IS et DS sont les plus éloignés.

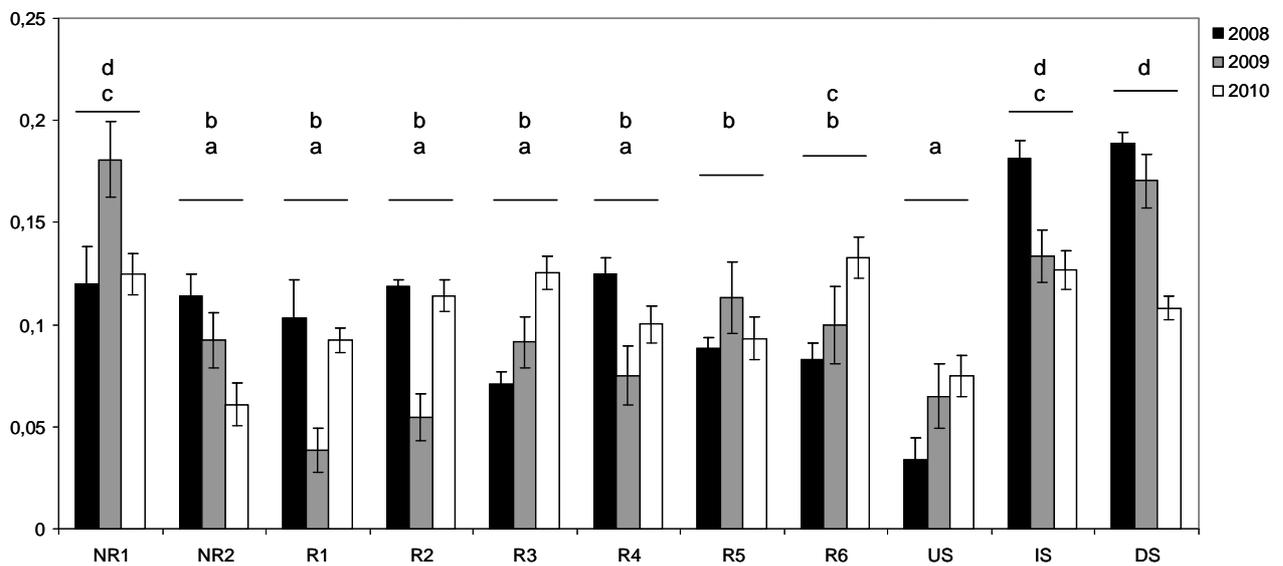


Figure 5.8 : Distances euclidiennes moyennes entre les positions des stations du Vistre et les positions des stations LIRRs en fonction de l'année d'échantillonnage, sur le plan factoriel F1xF2 de la FCA réalisée sur le tableau [33 (stations x années) x 10 traits biologiques]. Les moyennes globales des stations affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$. La barre d'erreur renseigne l'écart-type.

5.1.3. Discussion

5.1.3.1. Conditions abiotiques

L'amélioration de la qualité physico-chimique sur les stations IS et DS entre 2008 et 2009 peut être liée à l'arrêt des rejets de la STEP-A et à la mise en service de nouveau traitement sur la STEP-B. Cette conclusion est toutefois nuancée par le fait que la même tendance est observée sur la station R6, située en aval direct de la STEP-C. Alors qu'au

niveau de la station DS, l'amélioration de la qualité physico-chimique peut être attribuée à des diminutions de concentration en ammonium et nitrites (cf. tableau 2.7, chapitre II §2.5.2.1.)², en aval de la STEP-C ce sont les concentrations en orthophosphates et en phosphore total qui ont tendance à diminuer entre septembre 2008 et septembre 2009 (cf. tableau 2.6 chapitre II §2.5.1.1.). L'amélioration de la qualité physico-chimique du Vistre a pu être amplifiée par une forte pluviométrie en 2009 et 2010, qui a pu contribuer à la dilution d'une partie des apports en nutriment des rejets des STEP qui jalonnent le Vistre. Au contraire l'été et l'automne 2008 ont été particulièrement secs.

Les stations du site de Bouillargues (hors R6) présentent une qualité plus proche de celle des stations LIRRs que les stations du site de Bastide situées plus en aval. Seulement quelques kilomètres séparent les deux sites d'étude mais dans l'intervalle, la qualité physico-chimique du Vistre se détériore du fait des apports de deux STEP de 7000 et 5000 E.H. La qualité des stations IS et DS a donc tendance à s'améliorer pour atteindre des conditions proches de la station US mais les STEP situées en amont devraient également faire l'objet d'une amélioration de leurs procédés de traitement pour espérer atteindre des conditions physico-chimiques équivalentes, au moins en termes de concentrations en nutriments, à celles de stations peu perturbées par les activités anthropiques.

Du point de vue de la mosaïque d'habitats, la station non restaurée NR1 et les stations restaurées avec apport de galets (R1 et R2) rejoignent les caractéristiques des stations LIRRs du fait de la dominance des substrats minéraux grossiers. Lorsque l'analyse intègre les valeurs de vitesses de courant, de niveau de colmatage et de niveau de recouvrement des substrats marginaux tels que les litières, les deux stations non restaurées NR1 et NR2 présentent des conditions plus lentiques (vitesse du courant faible, hauteur d'eau élevée, niveau de colmatage élevé) et se distinguent nettement des autres stations du Vistre. Les stations R1 et R2, qui ont reçu un apport en galets en plus des actions de restauration menées sur le tracé du lit mineur et l'aménagement du lit majeur, présentent les conditions de milieu au caractère le plus lotique, notamment du fait du relèvement du fond du lit par les galets qui génère des zones de radier sur ces deux stations. Contrairement à ce qui était attendu, les stations du site de Bastide, en particulier US et DS, qui n'ont fait l'objet d'aucune mesure de restauration hydromorphologique, présentent des caractéristiques très proches des stations

² en lien avec la diminution des concentrations en ammonium et nitrites dans les rejets de la STEP-B mise aux normes (cf. Figure 2.9, chapitre II §2.5.2.1)

restaurées de Bouillargues, notamment du fait de la dominance des substrats végétaux dans la mosaïque d'habitats. En effet, sur US et DS la ripisylve, majoritairement de strate herbacée (cf. tableau 2.12 chapitre II §2.5.2.2.) et les largeurs de lit élevées (cf. tableau 2.11 chapitre II §2.5.2.2.), favorisent l'ensoleillement du milieu, donc le développement d'herbiers aquatiques. De même sur IS, les travaux de restauration ont contribué à la réduction de la largeur du lit mineur mais la ripisylve replantée est peu abondante, majoritairement de strate herbacée avec quelques arbres et arbustes épars (cf. tableau 2.12 chapitre II §2.5.2.2.). Finalement, sur les stations restaurées R3 à R6, la ripisylve replantée est souvent arbustive ou arborée sur une seule rive, favorisant là encore l'ensoleillement du milieu, donc le développement d'herbiers aquatiques. En aval de la nouvelle STEP-B, le rejet peut avoir une forte influence sur le débit du Vistre (jusqu'à 70% en période estivale ; cf. chapitre II §2.5.2.2.) et a ainsi pu favoriser le retour à des conditions plus lotiques, comparables à celles des stations restaurées de Bouillargues, notamment en période d'étiage estival.

Globalement, malgré les efforts entrepris pour diminuer les apports en nutriments des rejets urbains de Nîmes, la qualité physico-chimique du Vistre reste altérée par les nombreux rejets des STEP de faibles capacités présentes en amont du site d'étude sur le bassin versant. Ces rejets, additionnés aux apports diffus du bassin versant (agricoles notamment), empêchent le Vistre d'atteindre des conditions physico-chimiques proches de celles des stations LIRRs et induisent des différences de qualité entre les stations du site de Bouillargues et de Bastide. D'autre part, les actions de restauration hydromorphologique du Vistre ont permis d'améliorer les conditions d'habitat sur le site de Bouillargues, qui deviennent assez semblables à celles du site de Bastide. Seules les stations non restaurées (NR1 et NR2) présentent des conditions d'habitat très différentes, au caractère beaucoup plus lentique. Finalement, le succès d'une restauration à l'échelle d'un tronçon donné reste très dépendant de l'intensité des pressions à l'échelle spatiale supérieure (*e.g.* l'échelle du BV). Ainsi, l'efficacité des actions entreprises à l'échelle locale est relativisée par les pressions anthropiques à l'échelle du bassin versant.

5.1.3.2. Réponse des communautés d'invertébrés basée sur l'approche taxonomique

Les assemblages d'invertébrés des stations non restaurées NR1 et NR2 sont les plus éloignés de ceux des stations LIRRs et se distinguent fortement de ceux des autres stations du

Vistre. La présence d'Hydrophilinae, de Planorbidae, d'*Acroluxus* et de *Valvata*, qui préfèrent les milieux plus calmes, peut être mise en relation avec les caractéristiques plus lenticules de ces deux stations. En revanche, la relative proximité des autres stations échantillonnées sur les sites de Bouillargues et Bastide avec les stations LIRRs pourrait sous-entendre que les assemblages benthiques du Vistre sont taxonomiquement proches de ce qui peut être attendu en condition de moindre perturbation. Pourtant au regard des concentrations en nutriments, le Vistre est loin de présenter des conditions de moindre impact anthropique, en particulier au niveau de la station R6 située en aval de la STEP-C. Le décalage entre qualité physico-chimique du Vistre et réponse des communautés d'invertébrés benthique peut être lié à l'exclusion, dans l'analyse des distances, des 33 taxons présents uniquement sur les stations LIRRs (Tableau tableau 5.4). La grande majorité des taxons retirés de l'analyse sont en effet des insectes, parmi lesquels les plécoptères, totalement absents des assemblages du Vistre, et connus pour être particulièrement sensibles à une contamination par les nutriments (N et P) et peu résistants aux pollutions organiques (tableau 5.4). D'autres taxons sténotopes, présents uniquement sur les stations LIRRs, ont également des préférences écologiques relativement strictes, *e.g.* *Acentrella*. L'hypothèse selon laquelle ces taxons sont absents du Vistre du fait d'une qualité physico-chimique dégradée, en particulier sur les stations situées en aval de la STEP-C est tout à fait plausible. De plus, la dynamique de recolonisation du Vistre par ces taxons dépend étroitement des capacités de dissémination propres à chacune de ces espèces et de la distance séparant le Vistre du pool de colonisateurs potentiels (Downes et al. 2002). Compte tenu de l'impact fort des activités anthropiques sur l'ensemble du bassin versant du Vistre amont, la recolonisation des sites étudiés par les plécoptères (Briers et al. 2002, MacNeale et al. 2005) ou certains mollusques (Hynes 1960) à faible capacités de dissémination, est très hypothétique.

Bien que l'exclusion des taxons spécifiques des stations LIRRs introduise un biais dans la comparaison entre les stations LIRRs et celles du Vistre, il est intéressant de noter que sur une liste de taxons communs, la structure des assemblages du Vistre, aussi bien pour les stations du site de Bastide que celles du site de Bouillargues, tend à se rapprocher progressivement de la structure des LIRRs entre 2008 et 2010. Par ailleurs, et même si les assemblages faunistiques des deux sites d'étude ont encore des caractéristiques bien marquées, notre hypothèse, selon laquelle les différences de structure des communautés des stations restaurées (levée de pression physico-chimique et restauration hydromorphologique) devraient tendre à s'estomper avec le temps, se vérifie entre 2008 et 2010. Les

caractéristiques les plus marquées, sont la présence des diptères et des achètes plus particulièrement associés aux stations du site de Bastide, sans doute du fait de leur tolérance plus importante à des niveaux de trophie élevés générés par les apports des deux STEPs situées entre Bastide et Bouillargues. En revanche la station R6, bien que directement à l'aval d'un rejet de STEP, est associée, comme les stations restaurées hydromorphologiquement, à des assemblages caractérisés par plus de trichoptères, de coléoptères et de mollusques. Les bénéfices des actions de restauration hydromorphologique y sont donc importants et semblent atténuer les effets de la faible qualité physico-chimique en aval de la STEP-C.

Tableau 5.4 : Taxons présents sur les stations LIRRs mais absents des stations du Vistre, (i.e. non pris en compte dans l'AFC Figure 5.5). L'abondance relative moyenne ainsi que l'occurrence relative ont été calculées sur les 11 relevés des stations LIRRs. Les notes d'affinité (en fréquence relative) attribuées aux taxons pour les modalités associées au degré de trophie (oligo- à eu-trophe) et à la valeur saprobiale (xéno- à poly-saprobe) sont issues de Tachet et al. (2010).

Ordre	Taxon à son niveau de définition	Abondance relative moyenne (%)	Occurrence relative (%)	oligotrophe	mesotrophe	eutrophe	xéno ou oligosaprobe	b-mesosaprobe	a-méso ou polysaprobe
Coléoptères	Colymbetinae	0,05	18,18	0,04	0,46	0,49	0,15	0,37	0,48
Coléoptères	<i>Riolus</i>	0,87	63,64	0,60	0,40	0,00	0,40	0,60	0,00
Coléoptères	<i>Pelodytes</i>	0,11	18,18	0,00	0,25	0,75	0,00	0,33	0,67
Coléoptères	<i>Ochthebius</i>	0,01	9,09	0,00	0,25	0,75	0,25	0,75	0,00
Coléoptères	Sphaeridiinae	0,01	18,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,67
Diptères	Athericidae	0,10	45,45	0,96	0,04	0,00	0,78	0,15	0,07
Diptères	Empididae	0,28	90,91	0,20	0,60	0,20	0,33	0,50	0,17
Diptères	Rhagionidae	0,00	18,18	0,33	0,33	0,33	0,00	0,00	0,00
Diptères	Tabanidae	0,11	90,91	0,00	0,50	0,50	0,29	0,43	0,29
Diptères	Tipulidae	0,39	36,36	0,50	0,33	0,17	0,56	0,33	0,11
Ephéméroptères	<i>Acentrella</i>	0,15	18,18	1,00	0,00	0,00	0,80	0,20	0,00
Ephéméroptères	<i>Centroptilum</i>	1,58	45,45	0,40	0,60	0,00	0,20	0,60	0,20
Ephéméroptères	<i>Ephemerella</i>	12,67	90,91	0,40	0,60	0,00	0,43	0,43	0,14
Ephéméroptères	<i>Ephemera</i>	0,19	45,45	0,25	0,50	0,25	0,33	0,50	0,17
Ephéméroptères	<i>Ecdyonurus</i>	0,09	36,36	0,40	0,60	0,00	0,50	0,38	0,13
Ephéméroptères	<i>Electrogena</i>	0,04	27,27	0,25	0,75	0,00	0,57	0,29	0,14
Ephéméroptères	<i>Habrophlebia</i>	0,25	63,64	0,25	0,75	0,00	0,40	0,40	0,20
Mollusques	<i>Galba</i>	0,25	18,18	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
Mollusques	<i>Sphaerium</i>	0,02	27,27	0,20	0,60	0,20	0,17	0,50	0,33
Odonates	<i>Boyeria</i>	0,14	36,36	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
Odonates	<i>Sympetrum</i>	0,00	9,09	0,33	0,67	0,00	0,20	0,60	0,20
Plécoptères	<i>Euleuctra</i>	1,21	63,64	0,40	0,40	0,20	0,20	0,60	0,20
Plécoptères	<i>Leuctra</i>	0,25	36,36	0,75	0,25	0,00	0,71	0,29	0,00
Plécoptères	<i>Nemoura</i>	0,05	27,27	0,33	0,50	0,17	0,75	0,25	0,00
Plécoptères	<i>Perla</i>	0,03	18,18	1,00	0,00	0,00	0,75	0,25	0,00
Plécoptères	<i>Isoperla</i>	0,11	63,64	0,60	0,40	0,00	0,83	0,17	0,00
Trichoptères	<i>Cheumatopsyche</i>	0,15	9,09	0,00	0,60	0,40	0,00	0,67	0,33
Trichoptères	<i>Oecetis</i>	0,00	9,09	0,40	0,40	0,20	0,00	0,60	0,40
Trichoptères	<i>Setodes</i>	0,04	18,18	0,00	0,33	0,67	0,25	0,75	0,00
Trichoptères	Limnephilinae	0,10	72,73	0,45	0,45	0,10	0,59	0,35	0,06
Trichoptères	<i>Polycentropus</i>	0,12	27,27	0,40	0,40	0,20	0,50	0,38	0,13
Trichoptères	<i>Tinodes</i>	0,22	36,36	0,00	0,50	0,50	0,57	0,29	0,14
Trichoptères	<i>Rhyacophila</i>	0,25	54,55	0,60	0,40	0,00	0,63	0,25	0,13

5.1.3.3. Réponse des communautés d'invertébrés basée sur l'approche fonctionnelle

L'approche basée sur les traits biologiques permet d'éviter d'introduire le biais souligné dans le paragraphe précédent, inhérent à l'approche taxonomique. En effet, le calcul des profils moyens par site peut être parfaitement réalisé en prenant en compte l'ensemble des taxons présents sur les stations du Vistre et des stations LIRRs avant la FCA.

Les communautés benthiques de la station US présentent les caractéristiques biologiques les plus proches des stations LIRRs. Elles répondent à une pression physico-chimique modérée, diffuse et constante dans le temps, en provenance non seulement des stations d'épuration situées en amont sur le bassin versant mais aussi des apports par lessivage des terres agricoles. De plus, les communautés de la station US font face à des caractéristiques d'habitats intermédiaires entre la situation dégradée des stations NR1 et NR2 et celles des stations restaurées avec apports de galets (R1 et R2). En cohérence avec les hypothèses émises, les caractéristiques biologiques des communautés des stations IS et DS évoluent vers celles des communautés des stations LIRRs traduisant une récupération fonctionnelle potentielle des communautés en réponse à l'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau du Vistre. En revanche, les profils des communautés des stations restaurées du site de Bouillargues varient peu dans le temps, ce qui est cohérent avec le fait que l'étude ait été menée de 4 à 6 ans après réalisation des travaux de restauration physique. En effet, plusieurs études ont montré que les communautés d'invertébrés se stabilisent entre 2 et 4 ans après des travaux de restauration fortement impactants pour le milieu (reméandrage, recalibrage du lit mineur) (Friberg et al. 1994, Friberg et al. 1998, Nakano & Nakamura 2008).

Contrairement à ce qui était attendu, les communautés des stations du site de Bastide et de Bouillargues ne tendent pas vers l'homogénéité de leurs caractéristiques biologiques. La réduction de la pression physico-chimique sur le site de Bastide et la restauration physique sur le site de Bouillargues ont pu conduire à la mise en place de mécanismes d'adaptation différents au sein des communautés benthiques. Sur le site de Bouillargues l'augmentation de la vitesse de courant et l'introduction de substrats minéraux grossiers (sur R1 et R2) a pu favoriser le développement de taxons de petite taille, capables de vivre dans les interstices du substrat (Lamouroux et al. 2004). La réduction du niveau de colmatage des substrats superficiels a pu favoriser le développement d'un biofilm propice au développement des

organismes racleurs L'augmentation de la vitesse de courant sur les stations de Bouillargues et l'augmentation du débit sur la station en aval de la nouvelle STEP-B ont pu augmenter la disponibilité en matériel organique dérivant pour les organismes filtreurs (Lamouroux et al. 2004). Sur les stations IS et DS, les assemblages semblent plutôt être capables de résilience après une pollution ponctuelle, du fait : d'une courte durée du cycle de vie, de la production d'œufs isolés ou de pontes libres. Le mode de respiration tégumentaire traduit une bonne tolérance à de faibles concentrations en oxygène dissous (Statzner & Moss 2004). Sur les stations IS et DS, ces faibles taux peuvent être générés par une forte consommation d'oxygène (respiration) par les végétaux aquatiques dont le développement est favorisé par des teneurs en nutriments encore élevées (alimentées par les deux STEPs de moindre capacité situées entre les deux sites d'étude) et un ensoleillement optimal du cours d'eau canalisé (largeur du lit mineur élevé, ripisylve clairsemée).

5.1.4. Conclusion

Le Vistre est un cours d'eau historiquement perturbé par les nombreuses activités anthropiques installées sur son bassin versant. Les actions menées sur le Vistre pour améliorer sa qualité physico-chimique et son fonctionnement hydromorphologique ont eu des répercussions positives sur les communautés d'invertébrés, tant en termes de structure taxonomique que de processus fonctionnels indirectement approchés par leurs combinaisons de traits potentiels.

Néanmoins, la comparaison des conditions des deux sites d'étude du Vistre avec les stations LIRRs souligne (i) la difficulté des communautés d'invertébrés benthiques à recouvrer totalement une structure taxonomique et fonctionnelle proche de celles représentatives de « conditions de référence », malgré les actions de restauration menées pour améliorer la qualité physico-chimique et hydromorphologique du Vistre, (ii) les différences d'effets induits par des actions menées sur l'hydromorphologie du cours d'eau d'une part (Bouillargues), sur sa qualité physico-chimique d'autre part (Bastides).

La qualité physico-chimique du Vistre reste sans doute insuffisante pour permettre le retour de certains taxons particulièrement sensibles à l'enrichissement en nutriments. Par ailleurs, la canalisation du lit mineur limite sans doute la récupération de certains taxons plus rhéophiles. Cette situation se traduit par des assemblages aux caractéristiques taxonomiques et

fonctionnelles encore bien différentes sur les deux sites d'étude (Bouillargues et Bastide). Dans la perspective d'améliorer la qualité écologique des cours d'eau, les actions entreprises devraient donc s'attacher à la fois à limiter les rejets dans le milieu et à améliorer les conditions d'habitat physique pour les communautés autochtones. L'utilisation des données disponibles dans les réseaux nationaux (*e.g.* Réseau de Contrôle de Surveillance, Réseau de Référence) sur les communautés des LIRRs semble, en outre, un bon élément de réflexion pour définir l'objectif écologique ultime de la restauration et faire des prédictions quant aux mécanismes fonctionnels qui devraient permettre d'y parvenir (*i.e.* critère n°6 de Jansson et al. 2005). Cependant, lorsque les opérations de restauration sont « locales » (*i.e.* limitées à un espace réduit), l'intérêt de fixer un objectif aussi élevé que celui d'atteindre une situation « de référence », peut être discuté. En effet, dans un contexte de pressions multiples à large échelle spatiale, comme c'est le cas du Vistre, une action de restauration portant de façon indépendante sur la qualité physico-chimique (souvent limitée à quelques paramètres ; l'azote et le phosphore seulement dans le cas du Vistre) ou l'hydromorphologie va difficilement permettre un retour de la structure taxonomique et fonctionnelle de la communauté d'invertébrés au niveau de celles observées dans les communautés des stations LIRRs. Il serait néanmoins dommage d'en conclure que l'action de restauration du Vistre n'est pas un succès. En effet, même si elle est incomplète, l'amorce d'un retour partiel de certaines des caractéristiques taxonomiques et fonctionnelles étudiées vers une situation plus proche du moindre impact anthropique a été constatée. La prise en compte du contexte local dans la définition des objectifs de succès d'une action de restauration est par ailleurs essentielle (Gillilan et al. 2005, Jansson et al. 2005, Palmer et al. 2005).

5.2. Evaluation du succès d'une restauration par l'étude des mécanismes fonctionnels basés sur les traits biologiques

Selon Palmer et al. (2005), le premier critère de définition du succès d'une restauration repose sur la description d'une « **image guide** » qui doit définir l'état écologique final (Jansson et al. 2005) que le système devrait atteindre si la restauration était un succès. L'état écologique à atteindre peut être déterminé à partir d'informations historiques, de sites de référence, de modèles prédictifs, d'informations typologiques ou encore de dires d'experts. Dans leur analyse critique des propositions de Palmer et al. (2005), Gillilan et al. (2005) et Jansson et al. (2005) soulignent la difficulté de définir les caractéristiques de « l'image guide », et Jansson et al. (2005) proposent de compléter cette « image guide » par une description ou des prédictions des mécanismes écologiques par lesquels la stratégie de restauration pourrait atteindre l'objectif fixé (6^{ème} critère de validation du succès d'une action de restauration). Expliquer les mécanismes qui participent à la récupération du milieu pourrait également compléter utilement le deuxième critère de Palmer et al. (2005), relatif à la quantification du gain écologique apporté par l'action de restauration, en proposant des hypothèses qui définissent les caractéristiques spatio-temporelles des processus impliqués dans la récupération des fonctionnalités du milieu (Downes et al. 2002).

L'approche fonctionnelle de l'étude des communautés d'invertébrés basée sur les traits biologiques peut contribuer à identifier les mécanismes mis en jeu dans les actions de restauration. Néanmoins, le contexte biogéographique doit être pris en considération, en particulier lorsque les actions doivent être menées sur des milieux soumis à une forte variabilité des conditions environnementales (notamment climato-météorologiques, comme c'est le cas en région méditerranéenne). La faune aquatique de cette région est soumise à un fort stress résultant de l'alternance saisonnière de séquences de crues brutales et d'étiages sévères. En réponse à ces conditions extrêmes, les capacités de résistance et surtout de résilience des organismes sont particulièrement sollicitées en région méditerranéenne (Hershkovitz & Gasith 2013), la combinaison de traits sélectionnée par un organisme devant lui permettre d'assurer la survie de l'espèce dans un environnement fluctuant (Williams 1996, Verberk et al. 2008). La réponse aux actions de restauration peut donc être fortement

influencée par cette variabilité naturelle et différer de ce qui peut être attendu dans des systèmes sous climat tempéré (Bonada et al. 2007a).

Dans cette seconde partie, les réponses spécifiques des communautés d'invertébrés benthiques décrites dans les chapitres III et IV par l'approche fonctionnelle basée sur les traits biologiques seront comparées à des prédictions mécanistes d'évolution du fonctionnement des communautés face aux changements de qualité physico-chimique, hydraulique et morphologique de l'habitat, résultat des actions de levée de pression physico-chimique et de restauration hydromorphologique. Ces prédictions seront réalisées sur la base des caractéristiques biologiques spécifiques qui ont été identifiées chez des communautés de systèmes aquatiques méditerranéens pérennes (Bonada et al. 2007a, Bonada et al. 2007b, Sabater et al. 2008).

5.2.1. Prédictions d'évolution des profils de traits biologiques sur le Vistre

Plusieurs études ont montré que la composition des traits biologiques de communautés d'invertébrés est relativement stable à large échelle (Charvet et al. 2000, Statzner et al. 2001, Statzner et al. 2005). Néanmoins, certains facteurs liés au climat, comme la variabilité saisonnière des débits ou la disponibilité en habitats, affectent plus spécifiquement certaines modalités de traits en région méditerranéenne (Bonada et al. 2007a). Ainsi, par rapport aux communautés des régions tempérées, les taxons des communautés des régions méditerranéennes ont de plus fortes capacités de résilience et résistance aux crues et aux étiages (Bonada et al. 2007a, Hershkovitz & Gasith 2013) grâce à :

- une taille maximale potentielle faible leur permettant de se réfugier dans des interstices ($\leq 0,5$ cm) (Lamouroux et al. 2004, Bonada et al. 2007a),
- un multi-voltinisme permettant d'assurer la survie d'au moins une génération avant un stress hydraulique (Bonada et al. 2007a),
- des pontes terrestres qui peuvent assurer la survie pendant les étiages et permettre de recoloniser rapidement le milieu après perturbation (Bonada et al. 2007a),
- un mode de dispersion aérien actif (vol) qui peut assurer une large dissémination des organismes et leur permet de migrer le temps d'une perturbation (Bêche et al. 2006, Bonada et al. 2007a, Robson et al. 2011),

- la possibilité d'entrer en vie ralentie (*e.g.* diapause ou dormance) lors de l'arrivée de conditions de vie défavorables ; *e.g.* lors des étiages (Bonada et al. 2007a),
- un mode de respiration par plastron ou par spiracle pour s'adapter aux – ou se libérer des – températures de l'eau plus élevées qui rendent l'oxygène moins disponible (Bonada et al. 2007a),

En outre, la production du biofilm est généralement plus importante en système méditerranéen (Velasco et al. 2003, Giorgi et al. 2005) fournissant une ressource trophique qui favorise les organismes racleurs.

Sur le site de Bouillargues, la restauration physique a contribué à une redynamisation des écoulements, diminuant par la même occasion le niveau de colmatage des habitats et augmentant la part représentée par les minéraux grossiers et les herbiers aquatiques dans la mosaïque d'habitats benthiques (cf. chapitre IV et chapitre V §5.1). La largeur du lit mineur a été réduite mais la création d'une zone humide adjacente a permis d'amortir l'effet des crues. Face à ces changements dans les conditions d'habitat physique, les communautés des sites restaurés devraient donc présenter non seulement une fréquence plus élevée d'adaptations permettant une meilleure résistance et/ou résilience à l'augmentation de la vitesse de courant et aux variations de hauteurs d'eau saisonnières, comme par exemple une taille plus petite permettant de trouver refuge dans les interstices du substrat ou des systèmes de fixation au substrat, mais aussi une adaptation de leurs modes d'alimentation en réponse à l'évolution attendue des ressources alimentaires disponibles (*e.g.* augmentation de la production de biofilm) (tableau 5.5).

Sur le site de Bastide, la baisse des concentrations en nutriments devrait être le principal facteur d'évolution des caractéristiques biologiques des communautés (diminution des capacités de résistance et résilience à un enrichissement en nutriment) (tableau 5.5). En outre, sur la station DS, les variations journalières de débit des rejets de la STEP-B (cf. chapitre II §2.5.2.2.) devrait entraîner l'augmentation des capacités à résister à un stress hydraulique.

Tableau 5.5 : Prédications d'évolution des caractéristiques biologiques des communautés d'invertébrés benthiques en réponse à une restauration hydromorphologique ou à une levée de pression physico-chimique. ↑ : la fréquence relative d'utilisation de la modalité au sein de la communauté devrait augmenter suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie, ↓ : la fréquence relative d'utilisation de la modalité dans la communauté devrait diminuer suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie

Traits	Modalités	Restauration hydromorphologique		Levée de pression physico-chimique	
		Prédications	Explications	Prédications	Explications
Taille maximale potentielle	≤ 0,5 cm	↑	Résistance aux vitesses de courant élevées : refuge dans les interstices des substrats grossiers	↑	Moins de nutriments disponibles donc organismes de petite taille favorisés
	> 2 cm	↓	Non adapté à résister au courant	↓	Moins de nutriments disponibles donc organismes de petite taille favorisés
Durée du cycle vital	≤ 1 an			↓	Capacité de résilience moins nécessaire
	> 1 an			↑	
Nombre de génération/an	≤ 1			↑	Milieu moins perturbé : les reproductions ont plus de chance d'aboutir
	> 1			↓	
	ovoviviparité			↓	Protection des œufs face à une perturbation moins nécessaire
Reproduction	pontes, cimentées ou fixées	↑	Résistance aux vitesses de courant élevées		
	pontes, libres	↓	Non adapté à résister au courant		
	pontes terrestres	↑	Résistance / Résilience aux étiages		
	reproduction asexuée			↓	Diminution des capacités de résilience avec la diminution de la perturbation du milieu
Dispersion	aquatique, passive	↓	Non adapté à résister au courant	↓	Diminution de la pollution : résistance moins nécessaire
	aérienne, active	↑	Résistance / Résilience aux crues + utilisation des zones humides adjacentes		

Tableau 5.5 (suite)

Traits	Modalités	Restauration hydromorphologique		Levée de pression physico-chimique	
		Prédictions	Explications	Prédictions	Explications
Forme de résistance	œufs, statoblastes	↑	Résistance aux étiages	↓	Diminution de la pollution : résistance moins nécessaire
	diapause ou dormance	↑	Résistance aux étiages		
	aucune			↓	Diminution des capacités de résistance avec la diminution de la perturbation du milieu
Respiration	tégument	↓	Réponse à des concentrations en oxygène plus élevées (vitesse du courant augmentée)	↓	Réponse à des concentrations en oxygène plus élevées (diminution de la productivité)
	plastron	↑		↑	
	spiracle	↑		↑	
Locomotion et relation au substrat	vol	↑	Résistance / Résilience aux crues + utilisation des zones humides adjacentes		
	endobenthique (interstitiel)	↑	Résistance aux vitesses de courant élevées : refuge dans les interstices des substrats grossiers		
	fixation	↑	Résistance aux vitesses de courant élevées	↑ (DS)	Résistance à l'augmentation du débit
Type de nourriture	sédiments fins et microorganismes	↓	Sédiments fins emportés par le courant plus rapide	↓ (DS)	Sédiments fins emportés par le débit plus élevé
	microphytes	↑	Diminution du colmatage	↑	Diminution du colmatage
	macrophytes	↑	Diversification de la ressource		
Mode d'alimentation	absorbeur ou mangeur de sédiments fins	↓	Diminution de la disponibilité de la ressource	↓	Diminution de la disponibilité de la ressource
	racleur, brouteur	↑	Augmentation de la disponibilité de la ressource	↑	Augmentation de la disponibilité de la ressource
	filtreur	↑	Augmentation des surfaces pour la fixation des organismes filtreurs	↑ (DS)	Augmentation des surfaces pour la fixation des organismes filtreurs

5.2.2. Synthèse des réponses fonctionnelles des communautés d'invertébrés à la levée d'une pression physico-chimique et à la restauration hydromorphologique

La majorité des prédictions réalisées concernant la réponse des communautés aux actions de restauration hydromorphologiques sont vérifiées (tableau 5.6). Elles traduisent clairement une adaptation des communautés aux changements de condition à l'échelle de l'habitat. Les réponses sont plus marquées sur les stations ayant subi un apport de galets (voir chapitre IV pour plus d'explications). Contrairement aux prédictions, les communautés du Vistre ne voient pas augmenter leur faculté à entrer en diapause ou en dormance. Cette capacité de résistance est particulièrement appropriée sur les cours d'eau méditerranéens intermittents, qui subissent un assec estival (Bonada et al. 2007b) puisqu'elle permet à l'organisme de diminuer l'intensité de son activité pour franchir une période de conditions environnementales défavorables. Or, le Vistre n'est pas un cours d'eau intermittent et ne subit pas d'assec estivaux. Il n'y avait donc pas d'intérêt pour les communautés à récupérer cette caractéristique des systèmes méditerranéens. Une réduction des capacités de résistance à la dessiccation est au contraire observée au sein de la communauté d'invertébrés du Vistre restauré hydromorphologiquement, ce qui peut être la conséquence d'un retour à des conditions hydrologiques plus favorables. Sur les stations restaurées sans apport de galets, l'augmentation des capacités à la dispersion aérienne passive peut être liée à l'augmentation du nombre de mollusques, notamment de gastéropodes, et leurs aptitudes à être disséminés par phorésie (Pérez-Quintero 2011) mais aussi à l'augmentation du nombre de Simuliidae - en lien avec l'augmentation des herbiers aquatiques sur lesquelles les nymphes se fixent - qui à l'état adulte sont disséminés par le vent.

La réponse observée des communautés benthiques à la levée de pression physico-chimique est moins en adéquation avec les prédictions émises, même si un nombre limité de modalités de traits traduisent bien une baisse de la capacité de résilience des communautés conformément à ce que nous attendions face à une diminution des concentrations en nutriments : *e.g.* la diminution du nombre de générations annuelles ou de la fréquence d'utilisation d'un mode de reproduction ovovivipare, et une diminution de la fréquence des mangeurs de dépôts au profit des racleurs. En aval des rejets de STEP de mauvais rendement, une augmentation des organismes filtreurs a souvent été observée (*e.g.* Kondratieff &

Simmons 1982, Shieh et al. 1999, Roy et al. 2003). On pourrait donc s'attendre à une diminution de ce groupe trophique en aval de la STEP-B après sa mise aux normes. Néanmoins, bon nombre de filtreurs (*e.g.* Hydropsychidae et Simuliidae) ont besoin d'un substrat ferme pour pouvoir se fixer et déployer leurs prémandibules (*e.g.* les Simuliidae) ou arrimer leur filet (*e.g.* Hydropsychidae). En aval de la STEP-B, l'augmentation du débit et la diminution des apports en nutriments a pu contribuer à limiter le colmatage du substrat et favoriser le développement d'organismes filtreurs.

La production d'œufs de durée ou de statoblastes peut être une stratégie de résistance contre la pollution physico-chimique (Usseglio-Polatera & Beisel 2002) ou contre la dessiccation dans les systèmes méditerranéens soumis à des étiages estivaux (HersHKovitz & Gasith 2013). Or en aval de la nouvelle STEP, la qualité physico-chimique du milieu s'est améliorée et le rejet de la nouvelle STEP augmente considérablement le débit du Vistre en période estivale. Néanmoins, il faut garder à l'esprit que l'utilisation des traits biologiques permet d'apprécier les mécanismes fonctionnels qui s'exercent potentiellement au sein des communautés. En d'autres termes, les capacités des taxons ne sont pas forcément exprimées. Par ailleurs, ces stratégies de résistance ont pu se développer en réponses aux caractéristiques naturelles du cours d'eau (*e.g.* son caractère méditerranéen) et non obligatoirement en réponse à la levée de pression physico-chimique. Les œufs de durée ou de statoblastes peuvent être produits par les larves dans des périodes défavorables pour leur alimentation. Elles entrent alors en vie ralentie jusqu'à ce que leurs sources de nourriture reviennent en quantité suffisante dans le milieu. Le biofilm par exemple, peut venir à manquer au cours de l'année. Or, on a vu que les racleurs et brouteurs de biofilm ont augmenté dans le Vistre après les actions de restauration. Ces organismes ont donc pu développer des capacités de résistance au manque de nourriture lié au cycle naturel de la ressource qu'ils utilisent.

Tableau 5.6 : Synthèse des réponses biologiques des communautés d'invertébrés à une restauration hydromorphologique (avec et sans apport de galets) et à une levée de pression physico-chimique, d'après les résultats obtenus dans les chapitres III et IV. ↑ : la fréquence relative d'utilisation de la modalité dans la communauté augmente suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie, ↓ : la fréquence relative d'utilisation de la modalité dans la communauté diminue suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie, (+) : la réponse est en accord avec la prédiction, (-) : la réponse n'est pas en accord avec la prédiction, (0) : aucune prédiction n'avait été faite.

		Restauration hydromorphologique (sans apport de galets)	Restauration hydromorphologique (avec apport de galets)	Levée de pression physico- chimique
Taille maximale potentielle	< 0,5 cm		↑(+)	↑(0)
	> 4 cm		↓(+)	↓(0)
Nb de génération par an	> 1			↓(+)
Reproduction	ovoviviparité			↓(+)
	œufs isolés, cimentés	↓(0)		
	pontes, cimentées ou fixées		↑(+)	
	pontes, libres		↓(+)	
Dispersion	aquatique, passive		↓(+)	
	aérienne, passive	↑(+)		
	aérienne, active		↑(+)	
Résistance	oeufs, statoblasts		↑(+)	↑(-)
	diapause ou dormance		↓(-)	
	aucune		↑(0)	
Respiration	téguments		↓(+)	
	plastron		↑(+)	
Locomotion et relation au substrat	vol		↑(+)	
	fixation		↑(+)	
	rampant			↑(0)
	interstitiel			↓(0)
Nourriture	microphytes		↑(+)	
Mode d'alimentation	absorbeur ou mangeur de sédiments fins			↓(+)
	racleur			↑(+)
	filtreur			↑(-)
	perceur ou parasite			↓(0)
% de réponses conformes aux prédictions		5	56	20
% de réponses opposées aux prédictions		0	5	10
% de prédictions non vérifiées		95	39	70

5.2.3. Conclusion sur l'intérêt de l'utilisation des traits biologiques dans le diagnostic de récupération des communautés macrobenthiques à différentes actions de restauration physico-chimique et hydromorphologique des cours d'eau

Statuer sur le succès d'actions de restauration d'un cours d'eau se heurte à trois problèmes : quantifier le niveau de récupération à atteindre, définir le temps de récupération nécessaire et utiliser des outils adaptés, qui traduisent les changements qui opèrent au sein des communautés face à l'amélioration des conditions d'habitat en termes de physico-chimie ou d'hydromorphologie. Ainsi, l'évaluation de l'efficacité de différentes métriques taxonomiques ou fonctionnelles à traduire le gain écologique lié à la restauration est difficile car elle sous-entend de connaître le niveau que ces métriques devraient atteindre en conditions restaurées, mais surtout elle sous-entend de savoir quand la restauration doit être considérée comme complète. Sans cette connaissance, il est difficile de déterminer si l'absence de réponse d'une métrique est liée au fait que la métrique n'est pas efficace à traduire la restauration, ou au fait qu'elle n'a pas atteint sa valeur optimale car les processus de récupération eux même ne sont pas complets. Lorsque l'objectif de récupération est défini en termes de prédiction des réponses fonctionnelles des communautés à une modification « contrôlée » de l'environnement (*e.g.* augmentation des vitesses de courant, diminution des concentrations en nutriments), le fait que le processus prédit évolue conformément aux prédictions suite aux actions de restauration est déjà une indication en soi que (i) les actions de restauration ont un effet sur le biote, (ii) le processus de récupération est bien engagé et (iii) les actions de restauration entreprises ont des chances d'être un succès. Sur le Vistre, la réponse des communautés d'invertébrés à la restauration hydromorphologique avec un apport de galet est la plus proche des prédictions qui avaient été faites puisque 56% des prédictions se sont révélées exactes et seulement 39% n'ont pas été vérifiées (tableau 5.6). Après la levée de pression physico-chimique, 70% des prédictions n'ont pas été vérifiées sur les stations IS et US. Toutefois, les réponses ont été évaluées 4 ans après la restauration sur le site de Bouillargues alors que sur le site de Bastide, le suivi a commencé 1 an avant la levée de pression physico-chimique et jusqu'à 3 ans après. Les réponses observées sont donc potentiellement plus abouties et plus stables sur le site de Bouillargues que sur celui de Bastide.

Sur le Vistre, on note qu'un certain nombre de modalités de traits évoluent de façon similaire lors de la levée de pression physico-chimique et lors de la restauration hydromorphologique (évolution des tailles maximales potentielles, augmentation de la résistance par des œufs et statoblastes). Il a déjà été montré que certaines modalités de traits sont peu spécifiques à un type précis d'altération anthropique (Marzin et al. 2012, Mondy et al. 2012). Sur le Vistre, les réponses fonctionnelles des communautés d'invertébrés sont majoritairement spécifiques à un des deux grands types de restauration étudiés (physico-chimique ou hydromorphologique). Ces combinaisons de réponses spécifiques pourront donc participer à l'évaluation du succès d'une action de restauration.

5.3. Evaluation du succès par rapport à des objectifs législatifs

L'exigence d'atteinte du bon état écologique fixée par la DCE (2000) a motivé un fort investissement dans des actions d'amélioration de la qualité physico-chimique et hydromorphologique. Evaluer le succès d'une action de restauration dans ce contexte revient à évaluer si le gain écologique obtenu grâce à cette action est suffisant pour atteindre l'objectif de bon état. Le bon état écologique est caractérisé par un faible niveau de perturbation anthropique qui n'altère pas significativement le bon fonctionnement de l'écosystème aquatique. Il est évalué sur la base de paramètres physico-chimiques et biologiques prenant en compte notamment les invertébrés benthiques.

Dans cette partie, l'état écologique du Vistre restauré sera évalué en utilisant les classes de qualité associées aux valeurs des paramètres physico-chimiques et des indices biologiques relatifs aux communautés d'invertébrés (IBGN et I2M2). Une mise en parallèle de l'état des stations restaurées (*i.e.* stations R1 à R6 et IS et DS après 2007) avec celui des stations les plus altérées (*i.e.* correspondant aux stations non restaurées sur le site de Bouillargues et aux stations IS et DS avant l'arrêt de la STEP-A et la mise en service des nouveaux traitements de la STEP-B) sera effectuée pour analyser les effets des actions de restauration dans la progression du Vistre vers le bon état écologique.

5.3.1. Matériel et Méthodes

5.3.1.1. Données utilisées

Les données utilisées correspondent aux résultats des analyses physico-chimiques et des prélèvements d'invertébrés effectués sur les 12 stations des deux sites d'étude en septembre 2007 (uniquement sur le site de Bastide), 2008, 2009 et 2010.

5.3.1.2. Analyses des données

Définition de l'état physico-chimique

Pour chaque valeur des 12 paramètres mesurés (voir liste des paramètres dans le tableau 5.7), nous avons attribué, par station et par date, le code couleur correspondant aux classes de qualité de l'eau du SEQ-eau, version 2 (Oudin & Maupas, 2003). L'état physico-chimique est alors défini par l'état du paramètre le plus déclassant.

Définition de l'état biologique

Une note équivalente à l'indice biologique global normalisé (IBGN) est calculée d'après la norme AFNOR NF T 90-350 (2004) sur la base de la richesse taxonomique et du groupe faunistique indicateur [seuls les 8 prélèvements correspondants aux phases 1 et 2 de l'échantillonnage RCS (*i.e.* 8 habitats échantillonnés selon leur habitabilité) sont pris en compte pour ce calcul]. L'IBGN est exprimé en EQR IBGN, c'est-à-dire en tenant compte des valeurs seuils de la typologie nationale (ici catégories MP6 ; Wasson et al. 2002), et non pas en valeur absolue de note d'indice.

Le nouvel indice invertébré multi-métrique (I2M2) d'évaluation de la qualité du milieu a été calculé suivant Mondy et al. (2012). Pour les valeurs seuils des classes de qualité de l'I2M2 nous avons utilisé les seuils fournis par l'ONEMA et le ministère de l'environnement à l'été 2012, dans le cadre du scénario minimum.

5.3.2. Résultats et discussion

5.3.2.1. Etat physico-chimique

La qualité physico-chimique du Vistre sur les deux sites d'étude (Bouillargues et Bastide) atteint au mieux la classe de qualité « moyenne » sur les 4 années d'étude (tableau 5.7). Le principal élément déclassant est la concentration en orthophosphates qui est souvent classée en qualité « mauvaise ».

Sur l'ensemble du linéaire étudié, pour une année donnée, l'état physico-chimique du Vistre ne varie pas, excepté en 2009 où la station R5 présente un état physico-chimique « médiocre » alors que le reste des stations est classé en « mauvais » état. En 2010, une

amélioration de l'état physico-chimique est observée avec l'obtention d'une classe de qualité « moyenne », principalement liée à une baisse des concentrations en phosphore total et en orthophosphates (tableau 5.7). Septembre 2010 ayant été particulièrement orageux, cette amélioration de la qualité physico-chimique pourrait être la conséquence d'une réduction des concentrations suite à l'augmentation du débit du Vistre gonflé par les précipitations.

Sur les stations IS et DS, la baisse des concentrations en ammonium, nitrites, nitrates ainsi qu'en phosphore total et orthophosphates conduit à une amélioration de l'état physico-chimique dès septembre 2008, après l'arrêt de la STEP-A et la mise en service des nouveaux traitements de la STEP-B (juin 2008). L'état physico-chimique reste néanmoins classé au mieux dans la classe de qualité « moyenne » (tableau 5.7), les fortes concentrations en nutriments issus du bassin amont ne permettant sans doute pas une meilleure récupération.

5.3.2.2. Etat biologique

Les deux indices biotiques utilisés classent la plupart des 12 stations étudiées en classe de qualité « moyenne » pour l'IBGN et « médiocre » pour l'I2M2, quelle que soit l'année, exceptée sur les stations IS et DS en septembre 2007 qui sont considérées comme de « mauvais » état (Figure 5.9). Les stations non restaurées NR1 à NR3 présentent des valeurs d'IBGN et d'I2M2 moins élevées, tout comme la station R6, située en aval de la STEP-C, même si ces valeurs plus faibles n'entraînent pas un changement de classe de qualité. En 2010, les valeurs de scores IBGN tendent à s'homogénéiser sur tout le tronçon, peut-être en réponse à la crue du début du mois de septembre qui a fait passer les débits de 0,6 à 30 m³/s en deux jours et qui a été longue à décroître. Bien que les prélèvements d'invertébrés aient été réalisés 15 jours après la décrue, il est possible que la redistribution récente des invertébrés par la crue ait en partie (et provisoirement) effacé les différences faunistiques inter-stationnelles. Les deux indices traduisent bien les effets de la dégradation de la qualité physico-chimique en aval des STEP-A et -B en 2007, c'est-à-dire avant les mesures prises pour diminuer leur impact sur le Vistre, en classant les deux stations en qualité mauvaise. En revanche, dès l'arrêt des rejets de la STEP-A et la mise en service des nouveaux traitements de la STEP-B, les communautés réagissent rapidement avec un gain d'une classe de qualité pour l'I2M2 et de deux pour l'IBGN.

L'attribution d'une classe de qualité différente par l'IBGN et par l'I2M2 s'explique par la prise en compte efficaces des pressions physico-chimiques et hydromorphologiques par

l'I2M2, mettant en avant la pertinence de ce nouvel indice d'évaluation de la qualité du milieu basé sur les invertébrés benthiques. En effet, alors que l'IBGN décèle correctement principalement les contaminations de nature organique, l'I2M2 a été conçu pour répondre, à large échelle, à 17 catégories d'altération incluant 7 types d'altérations hydromorphologiques ou liées à l'occupation du bassin versant (Mondy et al. 2012).

Tableau 5.7 : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le Vistre en septembre, sur la période 2007- 2010. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau 2 (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité 'Mauvaise' ; Orange : classe de qualité 'Médiocre' ; Jaune : classe de qualité 'Moyenne' ; Vert : classe de qualité 'Bonne' et Bleu : classe de qualité 'Très bonne'. na : non analysé. Cond : Conductivité. La dernière ligne indique la classe de qualité de l'état physico-chimique attribuée à chaque station et chaque date d'échantillonnage suivant la règle de l'élément le plus déclassant (« One Out, All Out »). Unités : voir tableau 2.4.

	NR1			R2			R5			R6			US				IS			DS				
	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010
pH	7,9	7,9	8,3	8,1	7,9	8,2	8,1	7,9	8,1	7,7	7,8	8,1	7,5	7,7	8,1	7,1	7,8	7,8	8,0	7,6	7,8	7,7	7,9	7,8
Cond	940	865	820	950	850	855	945	810	865	915	810	870	905	850	901	865	1050	840	823	785	1040	870	862	820
NH ₄ ⁺	0,10	0,80	0,01	0,10	0,04	0,03	0,10	0,04	0,05	1,65	0,89	0,41	0,13	0,12	0,15	0,05	31,30	0,19	0,11	0,05	11,30	0,17	0,09	0,06
NO ₂ ⁻	0,07	0,20	0,09	0,04	0,11	0,15	0,04	0,09	0,14	0,25	0,24	0,18	0,20	0,27	0,12	0,12	0,74	0,46	0,34	0,27	1,35	0,30	0,17	0,19
NO ₃ ⁻	8	11	17	8	12	17	8	12	17	6	10	15	10	14	13	18	37	16	15	18	49	14	14	15
P _{tot}	0,80	0,80	0,22	0,89	0,73	0,28	0,86	0,59	0,30	1,60	0,82	0,47	1,70	1,95	0,70	0,36	4,65	0,56	0,50	0,20	1,20	0,32	0,45	0,18
PO ₄ ²⁻	2,35	2,40	0,72	2,60	2,15	0,86	2,45	1,75	0,93	4,65	2,35	1,45	4,65	4,15	2,05	0,88	11,50	1,25	1,40	0,58	1,30	0,61	1,05	0,41
Cl ⁻	93	77	54	98	76	59	97	68	62	96	70	66	74	71	75	61	67	59	53	43	105	86	77	58
SO ₄ ²⁻	87	87	79	88	85	82	87	83	82	86	83	83	98	93	90	86	84	85	80	72	83	84	79	73
Ca ²⁺	138	126	142	140	126	143	138	124	144	125	117	146	136	142	138	153	127	148	136	140	122	129	109	133
Mg ²⁺	7,7	7,8	7,8	7,4	7,7	7,9	7,3	7,5	7,9	7,3	7,3	7,9	7,7	7,6	8,0	7,8	8,8	7,4	7,8	7,0	8,3	7,6	8,3	7,4
Na ⁺	60,5	47,0	30,5	62,5	45,0	35,0	62,5	39,5	36,5	64,0	44,0	40,0	47,5	43,5	50,0	36,0	82,5	38,0	35,0	26,5	69,5	55,5	55,0	40,0
Etat physico-chimique																								

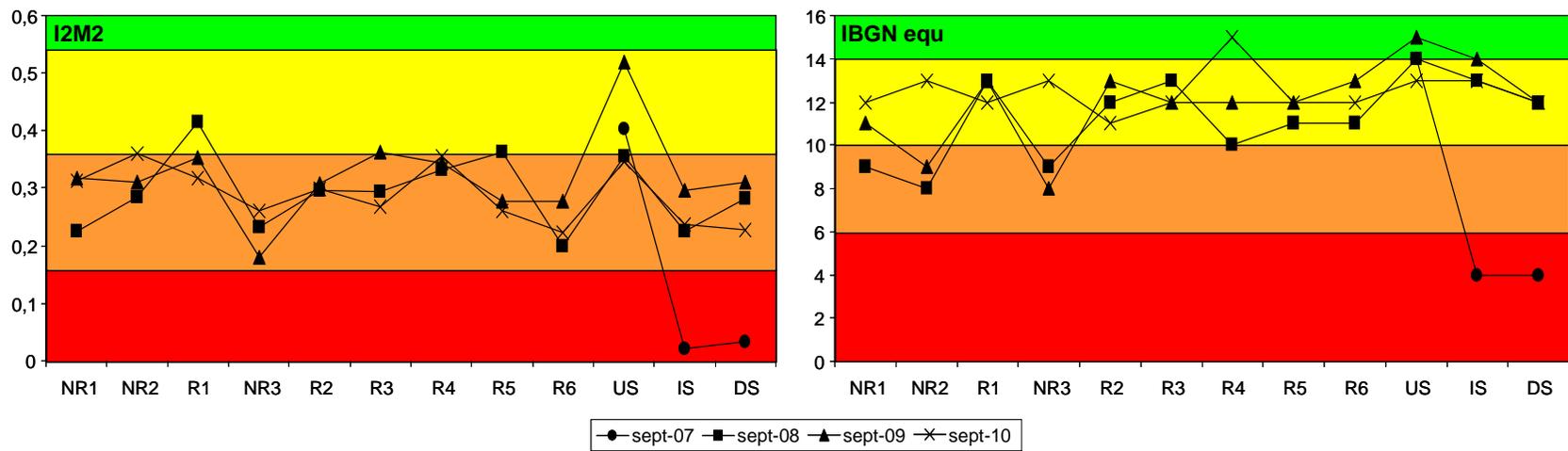


Figure 5.9 : Evolution des notes de l'I2M2 et de l'IBGN sur les 12 stations d'étude sur le Vistre en septembre, sur la période 2007-2010. Les codes couleur utilisés pour les classes de qualité sont les mêmes que dans le tableau 5.7.

5.3.3. Conclusion

Les efforts menés indépendamment sur la qualité physico-chimique de l'eau sur le site de Bastide et sur les caractéristiques hydromorphologiques sur le site de Bouillargues ne permettent pas l'atteinte du « bon état » écologique sur l'ensemble des stations étudiées (tableau 5.8). La qualité physico-chimique du Vistre est particulièrement dégradée par de nombreux rejets de petites STEP très tôt en amont du Vistre qui maintiennent des concentrations en phosphore élevées. Les indices biologiques traduisent une amélioration des conditions sur les stations restaurées hydromorphologiquement et physico-chimiquement. L'amélioration de la qualité physico-chimique permet, notamment, un gain d'une classe de qualité sur les stations IS et DS dès 2008. Néanmoins, ni les actions de restauration hydromorphologique, ni la levée de pression physico-chimique ne permettent d'atteindre le bon état écologique exigé par la DCE, de 3 (levée de pression physico-chimique) à 7 (restauration hydromorphologique) années après réalisation de l'action. Si on s'en tient strictement aux objectifs de la DCE, les deux actions menées sur la qualité physico-chimique et le fonctionnement hydromorphologique du Vistre ne peuvent pas être associées à un succès de la restauration. Le Vistre ayant été classé en masse d'eau fortement modifiée, un report à 2027 des objectifs de « bon état » a été accordé et inscrit au SDAGE Rhône Méditerranée (2009). Des efforts supplémentaires devront donc être menés, à la fois pour réduire la pollution physico-chimique (notamment dans le bassin amont), mais aussi pour rendre au cours d'eau des caractéristiques hydromorphologiques fonctionnelles.

Tableau 5.8 : Bilan de l'état physico-chimique et de l'état biologique (basé sur les communautés d'invertébrés) des 12 stations du Vistre en septembre, sur la période de 2007 à 2010. Code couleur des classes de qualité : voir légende tableau 5.7. na : non analysé.

	NR1			NR2			R1			NR3			R2			R3			R4		
	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Etat physico-chimique				na				na	na	na	na	na	na								
Etat biologique IBGN	9	11	12	8	9	13	13	13	12	9	8	13	12	13	11	13	12	12	10	12	15
Etat biologique I2M2	0,22	0,32	0,31	0,29	0,31	0,36	0,41	0,35	0,32	0,23	0,18	0,26	0,30	0,31	0,30	0,30	0,36	0,27	0,33	0,35	0,36

	R5			R6			US				IS				DS			
	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010
Etat physico-chimique																		
Etat biologique IBGN	11	12	12	11	13	12	14	14	15	13	4	13	14	13	4	12	12	12
Etat biologique I2M2	0,36	0,28	0,26	0,20	0,28	0,22	0,40	0,35	0,52	0,35	0,02	0,23	0,30	0,24	0,03	0,28	0,31	0,23

5.4. Conclusion générale de chapitre

Dans ce chapitre, nous avons abordé la notion de succès de restauration à travers trois groupes de critères d'évaluation de la qualité. La définition de ces critères, ou « image guide » selon Palmer et al. (2005), a été l'un des éléments les plus critiqués par Jansson et al. (2005) et Gillilan et al. (2005), avec celui de « mesure » des effets de la restauration, de par la difficulté et la subjectivité de l'exercice. Sur le Vistre, ni le critère de « moindre perturbation » (via une comparaison aux LIRRs), ni le critère législatif de « bon état » (DCE) n'ont pu être atteints, ce qui n'est pas particulièrement étonnant étant donné le contexte fortement anthropisé du bassin versant du Vistre. Fixer un objectif d'état qui prenne en considération ce contexte de pressions multiples n'est pas aisé sur le Vistre, justement du fait des nombreuses pressions d'origines différentes (urbaines, industrielles, agricoles), qui s'exercent et de leurs fréquences (diffuse ou ponctuelle). Nous avons vu que, dans ce contexte, l'utilisation des traits biologiques était particulièrement intéressante puisqu'elle permettait (i) d'établir des prédictions qui ont un sens écologique, (ii) d'évaluer si les processus de récupération des communautés ont commencé même si la récupération est encore incomplète, et (iii) de potentiellement expliquer à partir des différences entre les prédictions et les réponses observées, quels processus ne répondent pas à l'action de restauration et pourquoi. Par exemple, sur le Vistre, l'apport de galets sur une partie du tronçon restauré hydromorphologiquement semble particulièrement favorable au retour des conditions attendues dans un système dynamique méditerranéen et la réponse des communautés d'invertébrés benthiques va dans ce sens (*i.e.* augmentation des capacités de résistance et résilience au stress hydraulique au sein de la communauté). En revanche, sur les autres stations restaurées hydromorphologiquement, les réponses des communautés sont moins contrastées, ce qui pourrait être expliqué par une qualité physico-chimique sous-jacente au mieux « moyenne », celle-ci devenant alors le facteur environnemental le plus limitant sur la récupération des assemblages faunistiques. En outre l'étude des traits biologiques a mis en évidence des réponses spécifiques à la levée de pression physico-chimique (*e.g.* augmentation de la part de taxons rampants, filtreurs et racleurs, et diminution des mangeurs de sédiments fins et des parasites) et à la restauration hydromorphologique (*e.g.* augmentation de la part de taxons qui vivent fixés au substrat, qui peuvent voler, et qui se nourrissent de biofilm, et diminution de la diapause ou de la dormance comme mode de résistance et de la respiration tégumentaire) qui pourraient être une piste d'action pour établir un outil multimétrique

d'évaluation des différentes actions menées pour améliorer l'état écologique d'un cours d'eau, compte tenu du type d'action mené. Des perspectives sur ce sujet seront proposées dans le chapitre suivant. En définitive, les situations de « bon état » écologique ou de « moindre perturbation » (LIRR) sont des objectifs de restauration ambitieux qui peuvent être intéressants pour évaluer les progrès du système restauré vers l'atteinte d'un état optimal, qui sera difficile à atteindre sur des systèmes soumis à des pressions multiples. L'évaluation du succès de l'action de restauration seule pourrait être approchée par des processus fonctionnels, par rapport à un objectif qui intégrerait obligatoirement le contexte anthropique local afin de ne pas conclure trop rapidement à l'échec de l'action de restauration.

D'autre part, la multiplication des retours d'expérience devrait aider à cibler les objectifs temporels de réponses des communautés face aux actions de restauration. Face à des opérations de restauration hydromorphologique, plusieurs études ont déjà montré que les temps de réponses pouvaient être longs (2 à 4 ans ; Friberg et al. 1994, Biggs et al. 1998, Friberg et al. 1998, Nakano & Nakamura 2006). Sur le Vistre, la récupération semble effective 4 ans après les travaux de restauration avec une réponse qui se manifeste par un éloignement des caractéristiques de communautés benthiques par rapport à celles des communautés de conditions dégradées (Vistre canalisé NR1-NR3). Il semble que le système évolue peu sur la période d'étude de 3 ans. Néanmoins, une variabilité inter-annuelle subsiste, et il est difficile de déterminer si cette variabilité doit être attribuée à des processus de récupération (lorsque cette variabilité entraîne un rapprochement vers l'objectif de récupération) ou à une variabilité naturelle des communautés, en particulier dans un système méditerranéen. Face à la levée de pression physico-chimique, la récupération des communautés est bien plus rapide en termes de taxonomie (retour des insectes trichoptères, coléoptères et éphéméroptères en seulement 3 mois). Cette récupération taxonomique ne signifie pas cependant que la communauté ait récupéré tous ses processus fonctionnels, d'où l'intérêt d'utiliser de manière complémentaire une approche basée sur les traits biologiques.

La récupération des capacités de résilience du système et l'estimation de ses capacités à se maintenir dans l'état ciblé sans intervention anthropique devraient être prises en compte pour évaluer le succès des actions de restauration (critère n°3 de Palmer et al. 2005). L'utilisation des traits a mis en évidence sur le Vistre une récupération partielle des capacités de résistance et de résilience de la communauté benthique au stress hydraulique, fonctions essentielles en système méditerranéen. En l'absence d'un suivi à long terme qui intègre

simultanément les périodes pré- et post-restauration, aucune conclusion plus précise ne peut être apportée quant à l'amélioration de ce critère (Gillilan et al. 2005, Jansson et al. 2005).

L'ampleur des travaux menés sur le site de Bouillargues dans le cadre de la restauration hydromorphologique du cours d'eau (50000 m³ de matériaux remaniés) n'a pas entraîné d'effet négatif à long terme sur les caractéristiques physico-chimiques, hydromorphologiques ou biologiques (en se basant sur les communautés d'invertébrés) 4 ans après la réalisation de ces travaux. Sur le site de Bastide, l'augmentation des capacités de traitement de la STEP-B (de 100000 à 230000 E.H.) a augmenté le débit du rejet au niveau de la station DS et le fonctionnement même de la STEP entraîne des variations journalières de débit importantes dans le Vistre, en particulier en période estivale de basses eaux (cf. chapitre II §2.5.2.2.). Aucune conclusion n'a cependant pu être tirée des réponses des traits biologiques pour lesquelles des prédictions avaient été faites compte tenu des variations de débits attendues. L'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau semble plus structurante pour les communautés. Les effets des variations de débit peuvent être limités par des caractéristiques hydromorphologiques de cours d'eau canalisé, en particulier la largeur du lit mineur, en moyenne deux fois plus élevée sur DS que sur US, et environ 3 fois plus que la station IS, restaurée (c.f. chapitre II §2.5.2.2). Les variations de hauteur d'eau notamment attendues en réponse aux variations de débit sont donc limitées. En revanche, il pourrait être intéressant d'étudier la répercussion de cette perturbation hydraulique sur le site situé en aval de Nîmes qui va faire l'objet d'une restauration hydromorphologique en 2013, et qui fait actuellement l'objet d'un suivi pré-restauration mené par le bureau d'étude Aquascop. Sur un lit mineur dont la largeur prévue est 3 fois moins importante que celle de la station DS les répercussions des variations de débit journalières pourraient impacter de manière plus importante la capacité des communautés à résister au marnage, notamment pour les taxons vivants dans des chevelus racinaires souvent situés à des hauteurs d'eau peu profondes.

D'autre part, si une évaluation écologique pré- et post-restauration a bien été effectuée sur le site de Bastide, il n'en a pas été de même sur le site de Bouillargues qui n'a pas bénéficié d'un suivi pré-restauration. C'est malheureusement le cas de très nombreuses études des effets de restauration hydromorphologique (*e.g.* Laasonen et al. 1998, Jähnig & Lorenz 2008, Jähnig et al. 2009a, Jähnig et al. 2009b, Albertson et al. 2010, Collins et al. 2013), malgré les vives critiques déjà formulées quant à cette pratique (Gørtz 1998, Jansson et al. 2005, Palmer et al. 2005). En effet, avec la multiplication des actions de restauration des cours d'eau, une attention particulière devrait être portée sur la définition d'un protocole de

suivi intégrant obligatoirement une évaluation de l'état écologique du tronçon avant les travaux de restauration. Néanmoins, les bénéfices de la restauration hydromorphologique sur le Vistre ont pu être mis en évidence par un écart entre la situation restaurée et une situation qui correspond à la situation dégradée initiale. Cette stratégie a apporté des informations intéressantes en termes de modification de l'habitat et de réponse de communautés qui permettent de formuler des recommandations pour optimiser les futures actions de restauration (Downes et al. 2002, Jansson et al. 2005), dans le contexte d'une rivière méditerranéenne comme le Vistre notamment.

En conclusion, si un bilan de cette étude est réalisé au regard des critères de succès défini par Palmer et al. (2005) et Jansson et al. (2005), il apparaît que :

- (i) définir un **objectif de restauration** intégrant le contexte local fortement anthropisé du bassin versant du Vistre est difficile. Néanmoins, l'observation des traits biologiques peut permettre de suivre indirectement l'évolution de certains processus (*e.g.* l'utilisation des ressources trophiques via les traits « nourriture » et « mode d'alimentation ») au sein du système, et de déterminer notamment si l'évolution de ces fonctions est de nature à rapprocher le système de l'objectif final de restauration. Il s'agit donc d'une bonne alternative. La comparaison de la situation post-restauration à une situation « témoin » correspondant à l'état de dégradation initial peut être une autre alternative, dans les cas où l'identification de l'objectif à atteindre n'est pas clairement défini (ou difficile à définir, notamment dans les cas de fortes pressions à une échelle spatiale plus large ; ce qui est le cas du Vistre) (Downes et al. 2002).
- (ii) une **quantification objective de l'amélioration de l'état écologique** (physico-chimie, hydromorphologie et en termes de communautés d'invertébrés) du Vistre suite aux actions de restauration est possible – même si les objectifs ne sont pas toujours atteints – que ce soit par rapport à une situation de moindre perturbation (LIRRs, bon état DCE) ou de situations « témoin » locales (US, NR1-NR3).
- (iii) une augmentation des **capacités de résilience** des communautés d'invertébrés, en particulier au stress hydraulique, a pu être mise en évidence par l'utilisation des traits biologiques. Néanmoins, cette réponse des communautés d'invertébrés ne présume pas de la capacité du système à résister ou résilier d'une perturbation de nature différente, comme la prolifération d'espèces invasives, d'où la nécessité de faire un diagnostic pré- et post-restauration portant sur plusieurs compartiment biologique.

(iv) aucun **impact négatif** des travaux de restauration n'a été mis en évidence au terme de l'étude menée sur les invertébrés benthique, *i.e.* 4 ans après la levée de pression physico-chimique sur le site de Bastide et entre 4 ans et 7 ans après les travaux de restauration hydromorphologique sur le site de Bouillargues.

(v) des **prédictions** concernant les conséquences attendues en termes d'adaptations biologiques sélectionnées au sein des communautés d'invertébrés benthiques lors de la récupération des communautés d'invertébrés suite aux actions de restauration ont pu être posées et confirmées (ou infirmées) grâce au suivi pluriannuel réalisé sur les sites restaurés.

De fait, l'ensemble des critères définis par Palmer et al. (2005) à prendre en compte dans l'évaluation du succès d'une restauration n'est pas satisfait dans le cas du Vistre. Cependant Palmer et al. (2005) ne sont pas clairs quant à l'obligation de remplir l'intégralité des critères pour conclure à un succès. Les améliorations de la qualité physico-chimique, du fonctionnement hydromorphologique et l'évolution des communautés d'invertébrés mettent en évidence le bénéfice des actions de restauration menées sur le Vistre et leur importance dans le retour du système vers un fonctionnement plus naturel. En outre, les retours d'expériences des actions menées sur le Vistre sont essentiels pour les gestionnaires du Vistre qui peuvent ainsi en tirer des enseignements pour optimiser les prochaines actions. En effet, depuis 2004, déjà 4,4 km de cours d'eau ont été restaurés en agissant sur l'hydromorphologie, 5,2 km sont actuellement en cours de restauration et 13,8 km de linéaire sont à l'étude pour de futures actions (Pézeril et al. 2012). Des efforts importants de restauration de la qualité des eaux sont également entrepris pour réduire les pressions physico-chimiques existantes (amélioration des traitements d'eau usées urbaines et vinicoles, augmentation des surfaces enherbées, augmentation des parcelles agricoles en culture biologique...). Finalement, si les réponses individuelles aux actions de restauration ne permettent pas de conclure à un succès propre à chaque action, leur multiplication sur le bassin versant pourrait, à plus long terme, conduire à amélioration significative de la qualité et du fonctionnement écologique du système.

Chapitre VI

Perspectives

6.1. Vers un outil d'évaluation du gain écologique des opérations de restauration

La DCE (2000) a fixé l'objectif d'atteinte du bon état écologique des masses d'eau sur la base d'une évaluation de la qualité physico-chimique et biologique (à laquelle il faut ajouter l'hydromorphologie pour la définition du très bon état). De ce fait, elle a initié un vaste travail de recherche pour (i) évaluer l'état écologique général des masses d'eau et développer des indices biologiques intégrateurs des différentes pressions anthropiques, (ii) évaluer les pressions spécifiques qui font peser un risque de non atteinte du bon état des masses d'eau, et (iii) mettre en place des mesures de restauration des masses d'eau en agissant sur les leviers de qualité physico-chimique et/ou d'hydromorphologie. Des outils doivent maintenant être développés pour (i) évaluer **l'efficacité des actions de restauration**, (ii) analyser le **gain écologique**, avec l'objectif d'atteinte du bon état écologique, et justifier les investissements engagés dans les actions entreprises, et (iii) mieux **cibler les priorités** d'actions dans les futurs programmes de mesure.

Un important travail de recherche à déjà été mené sur le compartiment des macroinvertébrés benthiques pour développer un nouvel indice de bioévaluation, **l'Indice Invertébrés Multi-Métriques** (I2M2 ; Mondy et al. 2012) répondant aux exigences de la DCE [calcul de l'indice par écart à un état de référence (le moins perturbé possible), prise en compte de l'abondance, de la diversité et de la sensibilité des taxons aux perturbations (Annexe 5 de la DCE, 2000)]. Cet indice permet d'identifier les stations soumises à au moins une parmi 17 catégories d'altérations physico-chimiques et hydromorphologiques considérées par l'indice, mais n'a pas vocation à identifier précisément la nature des perturbations à impact significatif (pour plus de détail sur la définition des catégories d'altération, consulter les tableaux 2.1 et 2.2 du Chapitre II ou Mondy et al. 2012). Un **outil diagnostique** d'évaluation du risque écologique (« Ecological Risk Assessment » ; **ERA**) complémentaire a donc également été développé pour évaluer le risque spécifique d'altération significative de la communauté macrobenthique par chacune des catégories d'altérations anthropiques susceptible d'agir individuellement ou en combinaison sur l'état écologique d'un cours d'eau (Mondy & Usseglio-Polatera 2013).

Le calcul d'une **probabilité d'impact significatif** de chaque type d'altération (Mondy & Usseglio-Polatera 2013) a été modélisé sur la base des résultats fournis par des forêts d'arbres conditionnels qui ont permis de sélectionner les meilleures combinaisons de métriques basées sur les traits répondant spécifiquement à chacune des 16 catégories d'altération physico-chimique et hydromorphologique retenues pour l'outil. Il permet ainsi d'évaluer, à partir des métriques de traits calculées sur la distribution d'abondances des macroinvertébrés benthiques échantillonnés avec le protocole d'échantillonnage normalisé (selon la norme XP T90-333, 2009), la probabilité de perturbation « significative » (*i.e.* le risque de non atteinte du « bon état ») du cours d'eau par chacune des 16 catégories d'altération considérées. Les modèles obtenus se sont révélés particulièrement efficaces pour traduire l'impact de 11 des 16 catégories d'altération anthropiques (Mondy & Usseglio-Polatera, 2013).

Dans l'étude menée sur le Vistre, nous avons montré que la majorité des modalités de traits biologiques qui répondent à la réduction des apports en nutriment en provenance des STEP sont celles qui se sont également montrées efficaces pour révéler l'impact des rejets des STEP (Chapitre III). Une telle conclusion est moins évidente pour la restauration hydromorphologique. En effet les études sur les conséquences d'une canalisation de cours d'eau étant bien moins répandues, cela qui rend difficile la comparaison des réponses à l'altération *versus* restauration hydromorphologique observées chez les communautés benthiques. Néanmoins, la majorité des modalités de traits qui répondent à la restauration hydromorphologique sur le site de Bouillargues **correspondent aux prédictions** que nous avons réalisées au préalable. Dans l'outil ERA, les métriques de traits les plus efficaces à traduire une catégorie d'altération correspondent aux prédictions qui ont été réalisées *a priori* (Mondy & Usseglio-Polatera 2013). Finalement, si dans le cadre d'une restauration de cours d'eau subissant une altération de nature « α » ce sont les mêmes mécanismes fonctionnels (mais inversés) qui entrent en jeu que lors d'une altération de même nature, une première piste concernant le développement d'un outil d'évaluation du gain écologique serait d'utiliser l'outil ERA développé par Mondy et Usseglio-Polatera (2013) sur des listes faunistiques de sites restaurés, et, d'apprécier la **diminution de la probabilité d'altération** pour les catégories d'altération impliquées dans la restauration, par rapport à l'état initial non restauré.

La Figure 6.1 propose une évolution hypothétique des probabilités d'altération qui pourraient résulter de l'utilisation des modèles développés par Mondy et Usseglio-Polatera

(2013) sur la station DS (canalisée + aval de la STEP-B agrandie et mise aux normes) du site de Bastide. La probabilité d'altération pour les catégories relatives aux matières organiques (WQ1), aux composés azotés (WQ2), aux nitrates (WQ3) et aux composés phosphorés (WQ4) devrait diminuer après l'arrêt de la STEP-A et l'agrandissement et la mise aux normes de la STEP-B (Figure 6.1b), en réponse à la baisse des concentrations en azote et phosphore (Figure 6.1a). Concernant les catégories d'altérations hydromorphologiques, l'instabilité hydraulique (HD5) pourrait augmenter après l'agrandissement de la STEP-B du fait de la contribution élevée du débit de la STEP à celui du Vistre, en particulier en période d'étiage, et des variations journalières du débit du rejet. En revanche, les catégories relatives à la présence de ripisylve (HD2) et à la rectification des cours d'eau (HD6) devraient traduire un niveau d'altération du cours d'eau constant au cours du temps (Figure 6.1c).

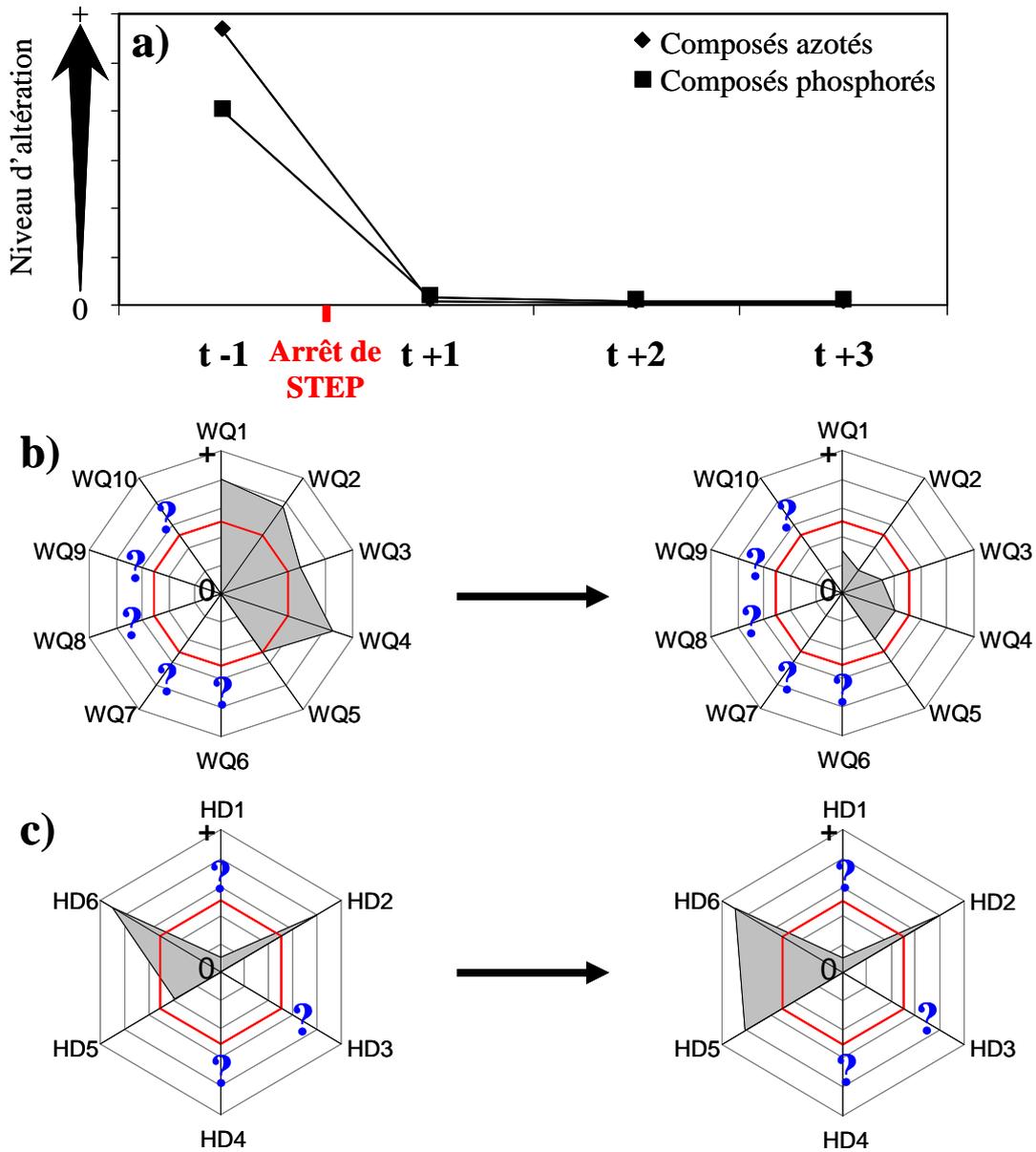


Figure 6.1 : Illustration de l'incidence possible de la réponse de la communauté benthique d'une station à une levée de pression physico-chimique d'origine organique (STEP) en termes de probabilité d'altération significative pour les différentes catégories définies dans Mondy et Usseglio-Polatera (2013). a) Evolution des concentrations en composés azoté et phosphorés. b) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories de pressions physico-chimiques. c) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories d'altérations hydromorphologiques ou liées à l'utilisation du bassin-versant. ? : identification potentielle de source(s) de perturbations supplémentaires liée(s) à des activités anthropiques sur le bassin versant.

Au contraire, sur le site de Bouillargues, une diminution de la probabilité d'altération devrait être observée pour les catégories relatives à la présence de ripisylve (HD2), à la rectification des cours d'eau (HD6) et au risque de colmatage (HD4) (Figure 6.2c), alors que les catégories WQ1, WQ2, WQ3 et WQ4 devraient mettre en évidence la forte charge en nutriments du Vistre, constante dans le temps (Figure 6.2b).

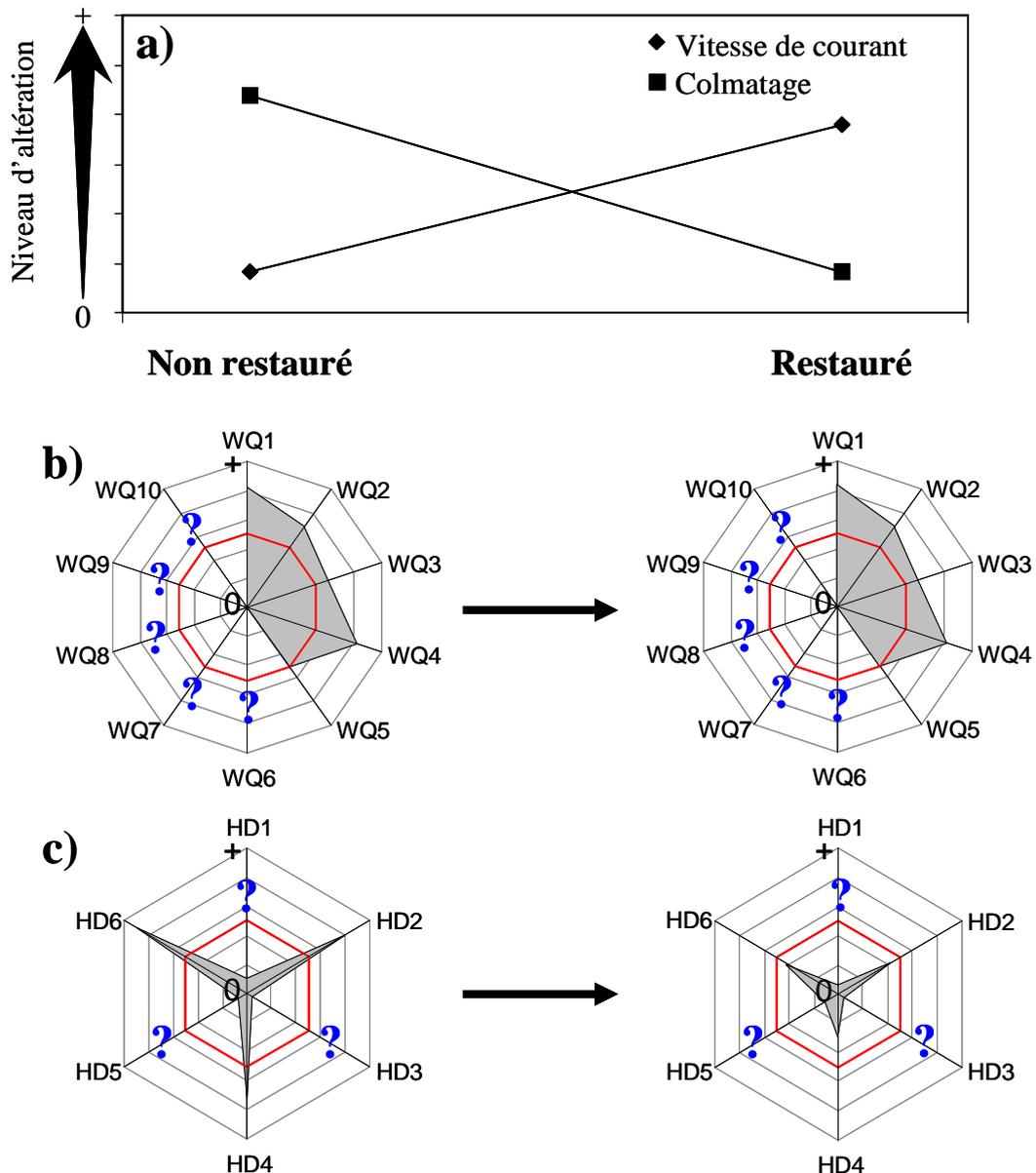


Figure 6.2 : Illustration de l'incidence possible de la réponse de la communauté benthique d'une station restaurée en termes de probabilité d'altération significative pour les différentes catégories définies dans Mondy et Usseglio-Polatera (2013). a) Evolution des vitesses de courant et du colmatage. b) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories de pressions physico-chimiques. c) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories d'altérations hydromorphologiques ou liées à l'utilisation du bassin-versant. ? : identification potentielle de source(s) de perturbations supplémentaires liée(s) à des activités anthropiques sur le bassin versant.

Quelques précautions devraient néanmoins être prises concernant les probabilités d'altération associées à la rectification du cours d'eau (HD6) puisque le modèle associé à cette catégorie a montré une efficacité de discrimination légèrement inférieure à la limite statistique définie par les auteurs pour considérer le modèle comme de « bonne » efficacité (Mondy & Usseglio-Polatera 2013).

L'outil ERA actuellement disponible pourrait être réorienté pour répondre plus spécifiquement aux besoins **d'évaluation des actions de restauration hydromorphologique**, toujours dans l'optique de mettre en évidence la **diminution des probabilités d'altération** par rapport à un état dégradé. En effet, la qualité hydromorphologique est évaluée à partir d'une identification des aménagements et des usages anthropiques qui peuvent avoir des effets directs ou indirects sur le fonctionnement du cours d'eau en modifiant les processus ou les structures hydromorphologiques, qui peuvent finalement conduire à l'altération des habitats rivulaires et aquatiques (Chandesris et al. 2007). L'identification des pressions se fait donc à l'échelle du **bassin versant** ou du **tronçon** de cours d'eau. Dans le cas des actions de restauration hydromorphologique, il est essentiel de prendre en compte les pressions pouvant s'exercer à large échelle (*i.e.* l'échelle du bassin versant amont) puisqu'elles peuvent directement et fortement affecter le fonctionnement du cours d'eau à hauteur du site restauré, et donc fortement conditionner l'efficacité des actions mises en œuvre. De plus, les actions de restauration peuvent avoir un effet à large échelle en modifiant les processus d'érosion/sédimentation en aval du tronçon restauré. Toutefois, les mesures qui restaurent la sinuosité du cours d'eau ou qui incluent une recharge sédimentaire, comme c'est le cas sur le Vistre, ont également des conséquences à l'**échelle plus fine de la station** en modifiant les caractéristiques de l'habitat. Dans l'étude du Vistre, nous avons mis en évidence les effets positifs de la restauration, en particulier des apports de galets, notamment sur la diversification des vitesses de courant et la diminution du colmatage des habitats. Le développement d'un **outil d'évaluation du risque d'altération de l'habitat** à l'échelle de la station pourrait donc permettre d'analyser les effets de la restauration sur l'habitat et d'identifier les mesures de restauration hydromorphologique particulièrement efficaces dans un contexte de cours d'eau donné.

Concrètement, il s'agit de construire des modèles qui permettent, à partir de métriques basées sur les traits, de prédire une probabilité d'altération des conditions locales de l'habitat physique. Le jeu de données utilisé en amont, pour construire le modèle, devra tenir compte des caractéristiques de l'habitat à l'échelle de la station. Grâce aux données des

paramètres physiques de l'habitat recueillies sur plus de 1000 stations par l'application du **protocole CarHyCE**, des études sont déjà en cours pour caractériser l'état de moindre perturbation hydromorphologique des cours d'eau et construire un indicateur d'état hydromorphologique (travaux en cours ONEMA-Université Paris 1 ; ONEMA 2013). Les données issues de l'application du protocole CarHyCE sur les réseaux nationaux pourraient donc être utilisées pour construire des modèles, tels que ceux développés par Mondy et Usseglio-Polatera (2013) et fournir un bon outil d'évaluation du risque d'altération significative de l'habitat physique des cours d'eau. L'outil final permettra ainsi d'évaluer les risques d'altération de la qualité physico-chimique, du fonctionnement hydromorphologique et de l'habitat physique.

Finalement, il ne s'agit donc pas de développer un nouvel outil pour évaluer indépendamment le gain écologique lié aux actions de restauration mais plutôt d'améliorer les outils d'évaluation d'altération de cours d'eau déjà existant afin que leur utilisation fournisse des indications à la fois sur (i) la **diminution des probabilités d'altération** suite à des actions de restauration et (ii) les sources potentielles de **perturbations supplémentaires** qui s'exerce sur le cours d'eau et qui peuvent **limiter sa récupération**. L'objectif *in fine* serait de mieux **cibler les futures interventions** quand la masse d'eau n'atteint pas les objectifs fixés par la DCE (2000).

6.2. Eléments d'aide à la décision dans le choix des actions de restauration à mener et pour l'optimisation de leur suivi

L'évaluation de l'efficacité, ou non, des opérations de levée de pression physico-chimique et de restauration hydromorphologique sur le Vistre a fait l'objet d'un suivi beaucoup plus large que celui des invertébrés puisque les conditions abiotiques et plusieurs compartiments biologiques ont été étudiés (cf. chapitre II §2.1.). Nous nous proposons de reprendre ici les réponses obtenues pour chacun des compartiments étudiés lors de ce suivi pluridisciplinaire afin d'établir un bilan général qui pourra servir de support pour (i) évaluer les **points forts** et les **points faibles** des actions menées, (ii) proposer des **préconisations d'optimisation** des futures actions de **restauration** et (iii) tirer des **enseignements pratiques** pour les prochains **suivis** d'actions de restauration.

6.2.1. Bilan

Le tableau 6.1 présente un bilan des principales réponses obtenues sur les sites de Bouillargues (restauration hydromorphologique) et de Bastide (levée de pression physico-chimique) pour tous les compartiments suivis (le nombre de station ainsi que la fréquence des observations réalisées par compartiment y sont aussi renseignés). Des résultats complets discutés sont disponibles pour chaque compartiment dans les rapports d'étude à destination de l'Agence de l'Eau RM&C [Bouillargues (Archaimbault et al. 2011) ; Bastide (Archaimbault et al. 2012)].

Tableau 6.1 : Bilan du suivi des opérations de restauration (hydromorphologique et levée de pression physico-chimique) sur le Vistre et principales réponses obtenues pour les compartiments étudiés. A : nombre d'années de suivi, S : nombre de saisons suivies, pré : nombre de suivis pré-restauration réalisés, post : nombre de suivis post-restauration réalisés. R : stations restaurées, NR : stations non restaurées.

	Compartiment	Suivi caractérisation spatio- temporelle	Suivi				Réponse
			A	S	pré	post	
Restauration hydromorphologique	Physico-chimie	4 stations x 10 campagnes	3	4	0	10	Ø d'effet R/NR
	Hydromorphologie	linéaire complet du site x 1 campagne	0	0	0	1	effet R/NR
	Activités microbiennes	5 stations x 4 campagnes	2	3	0	4	effet R/NR peu marqué
	Macrophytes	linéaire complet du site x 4 campagnes	1	4	0	4	effet "ripisylve", effet R/NR peu marqué
	Diatomées	9 stations x 1 campagne	0	0	0	1	effet "ripisylve", effet R/NR peu marqué
	Invertébrés benthiques	9 stations x 6 campagnes	3	4	0	6	effet R/NR marqué sur les stations avec apport de galets
Levée de pression physico-chimique	Physico-chimie	3 stations x 17 campagnes	5	4	1	16	effet pré/post
	Hydromorphologie	2 stations x 1 campagne	1	0	0	1	effet R(IS)/NR(DS)
	Activités microbiennes	3 stations x 10 campagnes	4	4	3	7	effet pré/post
	Macrophytes	3 stations x 2 campagnes	2	0	0	2	Ø d'effet marqué amont(IS)/aval(DS) STEP-B
	Diatomées	3 stations x 1 campagne	1	0	0	1	effet amont(IS)/aval(DS) STEP-B
	Invertébrés benthiques	3 stations x 4 campagnes	4	0	1	3	effet pré/post

6.2.2. Points forts, points faibles et préconisations pour les futures actions de restauration

Sur le Vistre, l'amélioration de l'état écologique du système semble freinée par une qualité physico-chimique moyenne sur les deux sites d'étude, et ce malgré l'amélioration du traitement des eaux usées de Nîmes (tableau 6.2), d'où un gain biologique parfois peu marqué (tableau 6.1). Des efforts supplémentaires devront donc être engagés pour **réduire plus efficacement cette pression**. L'amélioration du traitement des eaux de nombreuses STEP situées en amont serait certainement bénéfique mais un bilan global des apports diffus en provenance du bassin versant devra également être envisagé afin d'identifier les leviers d'action possibles sur le territoire. De manière générale, sur les cours d'eau fortement anthropisés comme le Vistre, il semble essentiel d'**agir à la fois sur la pression physico-chimique et l'altération hydromorphologique** pour obtenir des résultats marqués en termes de gain écologique. En outre, une étude poussée du **fonctionnement géodynamique** du cours d'eau paraît nécessaire avant toute intervention de restauration hydromorphologique pour éviter la situation du Vistre au niveau de la station IS. En effet, à ce niveau, le sous-dimensionnement du lit mineur a conduit à la formation d'un goulot d'étranglement qui provoque une forte accélération des vitesses de courant, l'érosion des berges (Figure 6.3) et l'uniformisation du substrat (marne et dalle). Plusieurs manuels techniques de restauration hydromorphologique ont été publiés ces dernières années (dont celui d'Adam et al. 2007), qui donnent des conseils concrets pour **évaluer les dysfonctionnements** et prendre des **mesures efficaces de restauration**. Il faut néanmoins garder à l'esprit que la restauration touche à des milieux naturels dont il n'est pas possible d'anticiper toutes les réponses.

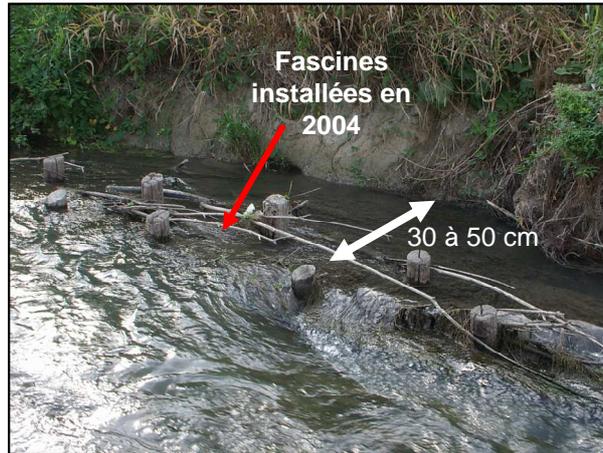


Figure 6.3 : Erosion des berges du Vistre sur la station IS, restaurée hydromorphologiquement (photo : IRSTEA 2011).

Par ailleurs, en termes de restauration hydromorphologique, les actions menées sur le site de Bouillargues sont globalement positives mais une attention particulière devra porter sur le **devenir des sédiments**. En effet, dans le contexte méditerranéen, les crues sont souvent violentes et peuvent profondément modifier la morphologie des cours d'eau. L'étude menée par B. Dumont semble mettre en évidence le départ d'une partie des granulats grossiers sur les stations restaurées, laissant la marne sous-jacente affleurante (Archambault et al. 2011). La mise en place d'**embâcles ligneux** pourrait favoriser la rétention des sédiments. Par ailleurs, et suite aux récentes découvertes de nouveaux colonisateurs du Vistre, l'influence des barrages construits par les castors dans les exports de sédiments devra être étudiée avant toute intervention supplémentaire (Figure 6.4). En outre, la recharge sédimentaire devrait pouvoir se faire naturellement par érosion des strates géologiques de galets villafranchiens situées sous les limons du Vistre et qui affleurent ponctuellement dans le lit du cours d'eau (SMBVV 2005).



Figure 6.4 : Retour du Castor sur le Vistre : a) construction d'un barrage sur le Vistre, b) coupes directionnelles sur la ripisylve du Vistre. (Photo : EPTB Vistre 2012)

De plus, les effets de la restauration sur la capacité du système à résister à la **prolifération d'espèces non natives**, comme la Jussie (*Ludwigia peploides*), semblent limités sur le site de Bouillargues (Fernandez 2013). En effet, l'amélioration de la dynamique d'écoulement n'a pas empêché la Jussie de devenir problématique sur le tronçon restauré à partir de 2007 et de proliférer depuis. Il est d'ailleurs possible que les travaux de terrassement conduits pour restaurer la sinuosité du cours d'eau et combler les lagunes aient favorisé l'implantation de la Jussie en mettant les lits mineur et majeur du Vistre à nu. Des opérations d'arrachage doivent être menées annuellement afin d'éviter le développement d'herbiers monospécifiques qui limitent les effets bénéfiques de la restauration en perturbant la circulation hydraulique du Vistre. Une évaluation minutieuse du **risque de prolifération** d'espèces invasives induit par des travaux de terrassement lourds devrait être conduite avant toute nouvelle action de restauration (inventaire des espèces non natives à potentiel invasif présent en amont du bassin notamment). En outre, un **suivi régulier post-restauration**, des processus de recolonisation devrait permettre de déceler rapidement l'installation d'une espèce invasive et de prendre des mesures rapidement pour limiter sa prolifération (arrachage systématique et précoce).

Tableau 6.2 : Identification des points forts et des points faibles des actions de restauration hydromorphologique menées sur le Vistre à Bouillargues et de la levée de pression physico-chimique à Bastide, réponses biologiques qui peuvent être expliquées par ces points forts ou faibles et préconisations pour optimiser le gain écologique.

	Points forts	Points faibles	Réponses biologiques	Préconisations/Précautions	
Physico-chimie	Homogénéité sur le site	Pression polluante forte (azote et phosphore)	Limite le retour de taxons sensibles à l'enrichissement en nutriments (diatomées, macrophytes et invertébrés)	Actions à mener pour réduire les apports ponctuels (<i>e.g.</i> amélioration des traitements sur les nombreuses STEP en amont) et diffus potentiels (<i>e.g.</i> sensibilisation aux méthodes agricoles utilisant moins de pesticides et d'engrais)	
	Reméandrage	Dynamisation des écoulements	Augmentation de la richesse spécifique en macrophytes		
	Apport de galets	Augmentation de l'habitabilité benthique	Instabilité face aux crues morphogènes	Effet positif marqué sur la composition et le fonctionnement des communautés d'invertébrés benthiques	Expérimenter l'installation d'embâcles ligneux pour retenir les apports granulométriques ou Evaluer les effets des barrages construits par le castor (retour sur le Vistre en 2011) qui peuvent jouer un rôle dans la rétention des apports granulométriques
	Zone d'extension des crues	Ralentissement des crues Atténuation des pressions hydrauliques sur le lit mineur Création d'une zone humide	Disparition des habitats lenticques (lagunes) et des roselières	Propice à la biodiversité animale et végétale (cf. étude Ecosphère 2006). <i>e.g.</i> Agrion de Mercure, Calopteryx hémorroïdal, Criquet tricolore, Perdrix rouge et Tarier pâtre Disparition de certaines espèces d'amphibiens (<i>e.g.</i> Rainette méridionale) et d'oiseaux (<i>e.g.</i> Rousserolle effarvate) toujours absentes 2 ans après les travaux (cf. étude Ecosphère 2006)	Etude préalable nécessaire pour évaluer l'impact négatif potentiel de la restauration. Intégrer des mesures supplémentaires pour favoriser le maintien des habitats [<i>e.g.</i> pour les amphibiens du Vistre, maintien d'annexes hydrauliques en eau (bras mort, mare)]. Inventaire faunistique supplémentaire après plusieurs années
		Zones humides altérées après travaux (terre à nu)	Développement d'espèces végétales proliférantes (Jussie notamment)	Evaluation des risques en amont des travaux (présence d'espèces invasives en amont du bassin ?) Surveillance accrue en phase de recolonisation du milieu et contrôle actif systématique (campagne d'arrachage)	

Tableau 6.2 (suite)

	Points forts	Points faibles	Réponses biologiques	Préconisations/Précautions	
Restauration hydromorphologique (suite)	Ripisylve	Réduction de l'ensoleillement direct Maintient des berges	Nécessité d'un entretien de la ripisylve pour éviter la fermeture du système	Contrôle des espèces végétales susceptibles de proliférer et augmentation de la diversité en macrophytes	Favoriser la plantation d'une ripisylves de strate haute sur la rive sud
	Physico-chimie	Réduction marquée des concentrations en azote et phosphore	Apports en provenance des STEP situées en amont Apports diffus inconnus	Retour des insectes amphibiotiques (autres que Diptères) en 3 mois, réduction des processus de respiration et méthanisation Augmentation des indices diatomiques Augmentation faible de l'IBMR. Peut limiter l'amélioration de la diversité taxonomique et fonctionnelle des invertébrés L'IBMR traduit un niveau trophique encore élevé.	Actions à mener pour réduire les apports ponctuels (<i>e.g.</i> amélioration des traitements sur les nombreuses STEP situées en amont) et diffus potentiels (<i>e.g.</i> sensibilisation aux méthodes agricoles utilisant moins de pesticides et d'engrais)
Levée de pression physico-chimique sur le site de Bastide	Hydromorphologie sur la station DS	Tronçon canalisé, rectifié et recalibré : largeur de lit mineur élevée, encaissement fort, lame d'eau uniforme, amplification de l'impact des crues	Réduit le potentiel global d'autoépuration par les processus microbiens Peut limiter la diversification des communautés d'invertébrés	Mettre en place des actions de restauration hydromorphologique quand c'est possible : reméandrage, réduction de la largeur du lit mineur, zone d'extension des crues, diversification des habitats	
	Hydromorphologie sur la station IS restaurée	Dynamisation des écoulements	Sous-dimensionnement du lit mineur : lessivage des sédiments et dominance de la marne, érosion importante des berges	Marne peu favorable au développement des communautés de macrophytes et d'invertébrés	Etude préalable nécessaire pour comprendre le fonctionnement géodynamique du site et améliorer le fonctionnement hydromorphologique global du système
	Ripisylve	Absente : peu de variation d'ombrage sur les stations	Favorise le développement de certaines espèces végétales au détriment d'autres, donc limite la diversité végétale	Favoriser la plantation d'une ripisylves au moins sur la rive sud	

6.2.3. Préconisations pour de suivi des futures actions de restauration

Les tableaux 6.4 et 6.5 présentent quelques préconisations pour le suivi des actions de restauration portant sur la qualité physico-chimique ou le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau. Ces recommandations sont issues d'une **analyse critique du suivi** mené sur le Vistre et des réponses observées pour les différents compartiments étudiés (tableau 6.1) et n'ont fait l'objet d'aucune validation ministérielle. Elles doivent néanmoins être replacées dans le contexte du Vistre (climat méditerranéen et bassin versant fortement anthropisé) et leur stricte application ne peut donc pas être préconisée pour tous les types de cours d'eau et toutes les actions de restauration.

Le plan de suivi d'une action de restauration, quel que soit son objectif et la zone biogéographique visée, doit être **pensé en amont** de tous travaux, et inclure un **suivi du milieu avant et après restauration**. Il doit nécessairement comporter les informations relatives (i) à la localisation des **stations d'étude**, (ii) à la **fréquence** des mesures ou des campagnes d'échantillonnage, (iii) aux **compartiments** abiotiques et biotiques considérés.

Sur le Vistre, le site de Bouillargues n'a fait l'objet d'aucun suivi pré-restauration et celui qui est disponible sur le site de Bastide n'intègre pas l'ensemble des compartiments étudiés post-restauration. Quelques études menées par le bureau d'étude Cédrat Environnement fournissent des éléments d'information concernant l'état du Vistre en 2000 mais les différences en termes de protocoles appliqués et de situation géographique des stations d'étude (souvent difficiles à localiser précisément) ne permettent pas une réelle comparaison avant/après restauration d'où l'importance de définir très tôt des conditions de suivi qui seront appliquées pré- et post-restauration. Les campagnes menées avant la levée de pression sur le site de Bastide ont montré tout leur intérêt dans l'évaluation du gain écologique par l'étude des communautés d'invertébrés. Sur les stations IS et DS, la campagne de 2007 souligne l'état fortement dégradé du Vistre, avec notamment une absence totale d'insectes amphibiotiques (sauf Diptères). Le suivi post-restauration met en évidence la dynamique de récupération des communautés, donnant des indications sur les **temps de récupération** nécessaires après une amélioration de la qualité physico-chimique. En outre, le décalage dans les fréquences de suivi des différents compartiments (tableau 6.1) a limité l'exercice de comparaison des réponses biologiques et l'évaluation de l'intérêt de chaque

compartiment suivant la restauration menée (physico-chimique ou hydromorphologique). En termes de fréquence du suivi, nous préconisons de réaliser **au moins une campagne annuelle** de mesures et de prélèvements **commune à tous les compartiments étudiés**, avec au moins une campagne antérieure à la restauration (mais si possible 3 afin d'estimer le niveau de **variabilité inter-annuelle pré-restauration**). De plus, pour un même effort de suivi (en nombre de campagnes de mesures et prélèvements), l'échantillonnage annuel à **long terme** sera favorisé par rapport à un échantillonnage saisonnier à court terme. Certains processus peuvent effectivement mettre du temps à récupérer (*e.g.* sur le Vistre, en 5 ans après la levée de pression physico-chimique, la diversité taxonomique et fonctionnelle n'a pas récupéré le niveau de la station située en amont US).

Concernant les protocoles utilisés, ceux **standardisés ou normalisés** devraient être utilisés en priorité afin de favoriser la comparaison des résultats entre études différentes. Il est toutefois possible d'ajouter des mesures, comme la vitesse du courant et la hauteur d'eau relevées aux niveaux des points d'échantillonnage des invertébrés benthiques qui ont permis une description plus fine des habitats.

Tableau 6.3 : Préconisations de suivi (paramètres, protocole et fréquences des mesures pré- et post-restauration), intérêts et limites de l'étude de chaque compartiment dans la mise en place d'un suivi d'actions de restauration hydromorphologique du type de celles menées sur le Vistre à Bouillargues.

Compartiment	Paramètres/Protocole	Préconisations		Intérêt et limites
		Suivi pré-restauration	Suivi post-restauration	
Physico-chimie	Qualité physico-chimique générale (nutriments, ions majeurs...)	Au moins saisonnier, pendant 1 an avant travaux	Au moins saisonnier, pendant 1 an et au moins de 2 ans après travaux puis suivi à la même fréquence que le suivi biologique	Evaluer le gain fonctionnel du cours d'eau en liaison avec sa capacité d'autoépuration
	Apports diffus	Etablir un bilan des risques d'apports diffus par une étude des activités anthropiques sur le bassin versant. Si nécessaire réaliser des analyses de pesticides, micropolluants...		Evaluer l'importance de la qualité physico-chimique comme facteur limitant potentiel du gain écologique
Hydromorphologie	Protocole standardisé CarHyCE	Au moins 1 suivi avant travaux	Annuel de A+1 à A+4 ans (au moins)	Analyser l'évolution des caractéristiques hydromorphologiques
Activités microbiennes	Activité enzymatiques extracellulaires et activités multi-enzymatiques	Au moins saisonnier pendant 1 an avant travaux	Au moins saisonnier pendant 1 an, et au moins de 2 ans après travaux puis suivi à la même fréquence que les autres compartiments biologiques	Evaluer le gain fonctionnel du cours d'eau en relation avec sa capacité d'autoépuration La diversité des processus devrait être favorisée par une présence conjointe de sédiments fins et de biofilm sur les galets
Macrophytes	Protocole normalisé IBMR	Au moins 1 campagne avant travaux	Annuel de A+1 à A+4 ans (au moins)	Analyser l'évolution des peuplements en réponse à une diversification de l'habitat et potentiellement à une amélioration des processus d'épuration Adaptation en cours de l'indice IBMR pour répondre à l'hydromorphologie
Diatomées	Protocole normalisé IBD	Au moins 1 campagne avant travaux	Annuel de A+1 à A+4 ans (au moins)	Analyser l'évolution des peuplements en réponse à une amélioration des processus d'épuration Réponses antagonistes de différentes métriques : interférence de la qualité physico-chimique Interférence majeure des conditions locales de luminosité
Invertébrés benthiques	Protocole normalisé 12 prélèvements	Au moins 1 campagne avant travaux	Annuel de A+1 à A+4 ans (au moins)	Analyser l'évolution des peuplements en réponse à une diversification de l'habitat Intégrateurs des variations de la qualité physico-chimique et de l'habitat physique

Tableau 6.4 : Préconisations de suivi (paramètres, protocole et fréquences des mesures pré- et post-restauration), intérêts et limites de l'étude de chaque compartiment dans la mise en place d'un suivi d'une levée de pression physico-chimique par amélioration du traitement des eaux usées, comme menée sur le Vistre sur le site de Bastide.

Compartiment	Paramètres/Protocole	Préconisations		Intérêt et limites
		Suivi pré-restauration	Suivi post-restauration	
Physico-chimie	Qualité physico-chimique générale (nutriments, ions...)	Bi-mensuel pendant 1 an avant travaux	Bi-mensuel pendant 1 an après travaux	Quantifier les effets de la levée de pression sur la qualité physico-chimique
	Apports diffus	Etablir un bilan des risques en apports diffus par une étude des activités sur le bassin versant. Si nécessaire réaliser des analyses de pesticides, micropolluants...		Evaluer l'importance des apports supplémentaires, non limités par la levée de pression, comme facteur(s) limitant(s) potentiel(s) du gain écologique
Hydromorphologie	Protocole standardisé CarHyCE	Au moins 1 campagne pré ou post-restauration		Evaluer l'importance des caractéristiques hydromorphologiques du système comme facteurs potentiels limitant le gain écologique
	Mesure de débit	1 mesure en période d'étiage et 1 mesure en période de hautes eaux	1 mesure en période d'étiage et 1 mesure en période de hautes eaux	Evaluer l'importance des variations de débits en provenance de la STEP
Activités microbiennes	Activités enzymatiques extracellulaires et activités multi-enzymatiques	Bi-mensuel pendant 1 an avant travaux	Un suivi bi-mensuel pendant 3 ans après travaux	Evaluer le gain fonctionnel du cours d'eau en relation avec sa capacité d'autoépuration
		Multiplier les prélèvements sur le gradient longitudinal du rejet vers l'aval pour évaluer l'évolution des capacités d'autoépuration en aval du rejet avant et après amélioration de l'efficacité des traitements		
Macrophytes	Protocole normalisé IBMR	Au moins 1 suivi avant travaux	Annuel de A+1 à A+4 ans (au moins)	Evaluer les effets de la baisse de nutriments sur les peuplements macrophytiques
Diatomées	Protocole normalisé IBD	Au moins 1 suivi avant travaux	Annuel de A+1 à A+4 ans (au moins)	Evaluer les effets de l'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau
		Favoriser un échantillonnage en période d'étiage		Interférence possible avec les variations hydrauliques
		Limiter les variations des conditions locales d'ensoleillement		Interférence majeure des conditions locales de luminosité
Invertébrés benthiques	Protocole normalisé 12 prélèvements	Au moins 1 suivi avant travaux	Saisonnier pendant 2 ans puis annuel pendant 3 ans supplémentaires	Evaluer les effets de la baisse de nutriments sur les communautés d'invertébrés Intégrateurs des variations de la qualité physico-chimique et de l'habitat physique

Liste des abréviations

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

ERU : Directive Eaux Résiduaires Urbaines

MEA : Millenium Ecosystem Assessment

STEP : Station d'épuration

SMBVV : Syndicat Mixte du Bassin Versant du Vistre

EPTB : Etablissement Public Territorial de Bassin

IRSTEA : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé

E.H. : Equivalent Habitant

LIRR : Least Impacted River Reach (acronyme anglais pour les stations les moins perturbées)

RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance

I2M2 : Indice Invertébrés Multi-Métrique

ERA : Ecological Risk Assessment

CarHyCE : Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau

Liste des figures

Chapitre II : Démarche scientifique

- Figure 2.1 :** Coupe géologique de la plaine du Vistre (<http://www.vistrenque.fr/index.php?id=19>)24
- Figure 2.2 :** Situation géographique du Vistre en France et occupation du sol du bassin versant du Vistre. D'après Corine Land Cover (2006).25
- Figure 2.3 :** Position des sites d'étude de Bastide et de Bouillargues dans le bassin versant du Vistre.27
- Figure 2.4 :** Restauration du Vistre. a) coupe transversale du lit majeur du Vistre avant, pendant et après les travaux de restauration (d'après le Syndicat intercommunal de curage et d'assainissement du Vistre, 2001). Q_{moy} : débit moyen, Q_{MNA5} : débit mensuel d'étiage de retour de fréquence 5 ans. b) Mise en évidence des travaux de reméandrage du Vistre par une vue aérienne du site de Bouillargues avant restauration, avec présence des lagunes (en haut ; Géoportail vue aérienne 2000-2005) et après restauration (en bas ; vue aérienne Géoportail 2012)28
- Figure 2.5 :** Reméandrage du Vistre dans les anciens bassins de lagunage de Bouillargues : évolution du Vistre de 2002, dans sa configuration canalisée, à 2011, 8 ans après les travaux de restauration. (photos : SMBVV)30
- Figure 2.6 :** Position des stations d'étude sur le site de Bouillargues dont une partie du linéaire a fait l'objet d'une restauration hydromorphologique. Photos : Cemagref/IRSTEA. Les valeurs de largeurs de lit en eau sont des moyennes calculées par station en août 201031.
- Figure 2.7 :** Position des trois stations d'étude sur le site de Bastide et des deux stations d'épuration (STEP-A arrêtée en juin 2008 et STEP-B agrandie et dont les capacités de traitement ont été améliorées). Photos : Cemagref/IRSTEA. 33
- Figure 2.8 :** Schéma des étapes successives de mise en application de l'algorithme de modèle nul IF d'après Ulrich & Gotelli (2010).49
- Figure 2.9 :** Evolution des concentrations moyennes en ammonium, nitrites, nitrates, et phosphore total, A1 : dans le rejet de la STEP-A avant sa fermeture (période de janvier 2006 à juin 2008), B1 : dans le rejet de la STEP-B avant la mise en fonctionnement des nouvelles techniques de traitement des effluents (période de janvier 2006 à juin 2008), et B2 : dans le rejet de la STEP-B après la mise en service des nouvelles techniques de traitement des effluents (période de juin 2008 à décembre 2010). Les différences significatives de concentration ($p < 0,05$) sont mises en évidence par une lettre différente.59
- ## Chapitre III : Réponses des communautés d'invertébrés à une levée de pression physico-chimique
- Figure 3.1:** Map of the Vistre River basin and study site locations. a) Location of the Vistre River basin in France. b) The Vistre River watershed including the studied river reach; location and capacity of wastewater treatment plants. c) Locations of the 3 study sites (circles) and the WWTP-A and -B sewage inputs. US = Upstream Site; IS = Intermediate Site; DS = Downstream Site. P.E. = Population Equivalent. ... 77
- Figure 3.2:** Normalized Principal Component Analysis (nPCA) on the chemical data array (18 'site by year' x 5 parameters). a) Correlations of the five chemical parameters with the two first principal components. b) Locations of site samples on the first factorial plane. Samples were gathered by site and by period (i.e., before and after WWTP-A decommissioning). Crosses represent LIRR positions in the first factorial plane (see text for further details).85
- Figure 3.3:** Temporal trends in 10 taxonomic metrics for the three study sites during the four year study. The dotted lines represent the limits of the confidence interval including 99 % of the reference values derived from the null model approach. a) Total richness; b) Taxonomic diversity; c) Trichoptera richness (%); d) Ephemeroptera richness (%); e) Crustacea richness (%); f) Hirudinea richness (%); g) Trichoptera abundance (%); h) Ephemeroptera abundance (%); i) Crustacea abundance (%); j) Oligochaeta abundance (%). Solid circle: Upstream site; triangle: Intermediate site; square: Downstream site. Pointer: date of WWTP-A decommissioning and WWTP-B commissioning87

Figure 3.4: Temporal trends in 12 functional metrics for the three study sites during the four year study. The dotted lines represent the limits of the confidence interval including 99% of the reference values derived from the null model approach. Relative abundances of: a) scrapers; b) deposit-feeders; c) filter-feeders; d) piercers; e) organisms with potential maximal size ≤ 0.5 cm; f) organisms with potential maximal size ≥ 2 cm; g) ovoviviparous organisms ; h) poly-voltine organisms ; i) crawlers; j) organisms potentially living in substrate interstices and, k) biological trait-based diversity; l) ecological trait-based diversity. See the legend of Figure 3.3 for further information. 89

Chapitre IV : Réponses des communautés d'invertébrés à des actions de restauration hydromorphologique

Figure 4.1: Study sites on the Vistre River. a) Location of the Vistre River basin in France. b) Locations of the 8 study sites (circles) and brief description of stream restoration actions. Channelized sections are representative of un-restored conditions. 108

Figure 4.2: Within-date Fuzzy Correspondence Analysis on the environmental data array (8 sites by 6 dates). a) Locations of samples (48 site x date) in the first factorial plane. Individual samples are linked to their mean location in stars "by site". They are enclosed according to the cluster they belong to (Phy1, Phy2 or Phy3 defined by cluster analysis). b) Locations of environmental categories considered as "indicators" of each cluster, after applying the IndVal approach. See Table 4.1 for label details. 115

Figure 4.3: Dendrogram of 48 "site x date" provided by Hierarchical Cluster Analysis (Euclidean distance, Ward algorithm) based on the factorial coordinates of "site x date" on the first eight factorial axes (= 81.7% of explained inertia) defined by within-date FCA on the environmental data array. Percentages at cluster nodes are between-cluster explained variance..... 116

Figure 4.4: Within-date CA analysis on the taxonomic data array (48 samples by 88 taxa). a) Locations of the 48 samples (8 sites by 6 sampling dates) in the first factorial plane. Samples are linked to their mean location in stars "by site". b) Locations of taxa in the first factorial plane. See Appendix D for details on taxa abbreviations. 118

Figure 4.5: Within-date FCA analysis on the mean biological trait profiles of site invertebrate assemblages [48 samples x 10 traits (48 trait categories)]. a) Locations of the 48 samples (8 sites by 6 sampling dates) in the F1xF2 factorial plane. Samples are linked to their mean location in stars "by site". b) Locations of the trait categories (gathered by trait) in the F1xF2 factorial plane. 119

Figure 4.6: Dendrograms provided by HAC analysis applied to the between-sample Euclidean distance matrix based on a) factorial coordinates of samples on the first 17 factorial axes (= 81.6% of inertia) in within-date CA applied to the taxonomic data array, b) factorial coordinates of samples on the first 6 axis (= 84.7% of inertia) in within-date FCA analysis applied to the taxon trait profile array. Percentages at cluster nodes are between-cluster explained variance. 121

Chapitre V : Les actions de restauration menées sur le Vistre : un success ?

Figure 5.1 : Position des stations retenues sur le Vistre et des stations d'épuration dont les effluents sont rejetés dans le Vistre sur le linéaire étudié..... 136

Figure 5.2 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales normalisée « intra-année » (ACPn) appliquée au tableau [21 (stations x années) x 7 variables physico-chimiques]. a) Positions des relevés dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les relevés réalisés sur une même station sont liés par un trait à leur position moyenne. La couleur des points varie en fonction de l'année (voir légende incluse dans la figure). Les relevés réalisés sur les stations LIRRs et projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des points de dégradé de bleu (en fonction de l'année d'échantillonnage). b) Cercle illustrant les corrélations linéaires entre variables initiales et les deux premières composantes principales... 144

Figure 5.3 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales normalisée « intra-année » (ACPn) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 4 variables environnementales]. a) Positions des relevés dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les relevés réalisés sur une même station sont liés par un trait à leur position moyenne. La couleur des points varie en fonction de l'année (voir légende incluse dans la figure). Les relevés réalisés sur les stations LIRRs et projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des points de dégradé de bleu (en fonction de l'année d'échantillonnage). b) Cercle illustrant les corrélations linéaires entre les 4 variables initiales et les deux premières composantes principales. 145

Figure 5.4 : Résultats de l'Analyse Factorielle sur Codages flous « intra-année » (FCA) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 4 variables environnementales]. a-c) Positions des 11 stations dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les positions des relevés annuels (petits carrés noirs) sont représentées de manière indépendante pour chacune des trois années : a) 2008, b) 2009, c) 2010. b-e) Positions des modalités des 4 variables dans le premier plan factoriel défini par l'analyse b) niveau de colmatage, c) hauteur d'eau, d) substrat benthique, e) vitesse du courant..... 146

Figure 5.5 : Résultats de l'Analyse Factorielle des Correspondances « intra-année » (AFC) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 63 taxons]. a-c) Positions des 11 stations dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les positions des relevés annuels (petits carrés noirs) sont représentées de manière indépendante pour chacune des trois années : a) 2008, b) 2009, c) 2010. Les relevés des stations LIRRs, projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des croix bleues. d-k) Positions des taxons dans le premier plan factoriel défini par l'analyse d) Epheméroptères et Hétéroptères, e) Coléoptères, f) Odonates, g) Trichoptères, h) Diptères, i) Mollusques, j) Crustacés, k) Autres groupes (planaires, achètes, oligochètes...)..... 148

Figure 5.6 : Distances euclidiennes moyennes entre les positions des stations du Vistre et les positions des stations LIRRs en fonction de l'année d'échantillonnage, sur le plan factoriel F1xF2 de l'AFC réalisée sur le tableau [33 (stations x années) x 63 taxons]. Les moyennes globales des stations affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$. La barre d'erreur renseigne l'écart-type..... 149

Figure 5.7 : Résultats de l'Analyse des Correspondances sur Codages flous « intra-année » (FCA) appliquée au tableau [33 (stations x années) x 10 traits biologiques]. a-c) Positions des 11 stations dans le premier plan factoriel (F1-F2). Les positions des relevés annuels (petits carrés noirs) sont représentées de manière indépendante pour chacune des trois années : a) 2008, b) 2009, c) 2010. Les relevés des stations LIRRs, projetés comme individus supplémentaires, sont représentés par des croix bleues. d-m) Positions des modalités des 10 traits biologiques dans le premier plan factoriel défini par l'analyse d) Durée du cycle vital, e) Dispersion, f) Locomotion et relation au substrat, g) Mode d'alimentation, h) Nombre de génération par an, i) Nourriture j) Reproduction, k) Formes de résistance, l) Respiration, m) Taille maximale potentielle..... 151

Figure 5.8 : Distances euclidiennes moyennes entre les positions des stations du Vistre et les positions des stations LIRRs en fonction de l'année d'échantillonnage, sur le plan factoriel F1xF2 de la FCA réalisée sur le tableau [33 (stations x années) x 10 traits biologiques]. Les moyennes globales des stations affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$. La barre d'erreur renseigne l'écart-type. . 152

Figure 5.9 : Evolution des notes de l'I2M2 et de l'IBGN sur les 12 stations d'étude sur le Vistre en septembre, sur la période 2007-2010. Les codes couleur utilisés pour les classes de qualité sont les mêmes que dans le tableau 5.7. 178

Chapitre VI : Perspectives

Figure 6.1 : Illustration de l'incidence possible de la réponse de la communauté benthique d'une station à une levée de pression physico-chimique d'origine organique (STEP) en termes de probabilité d'altération significative pour les différentes catégories définies dans Mondy et Usseglio-Polatera (2013). a) Evolution des concentrations en composés azoté et phosphorés. b) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories de pressions physico-chimiques. c) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories d'altérations hydromorphologiques ou liées à l'utilisation du bassin-versant. ? : identification potentielle de source(s) de perturbations supplémentaires liée(s) à des activités anthropiques sur le bassin versant. 194

Figure 6.2 : Illustration de l'incidence possible de la réponse de la communauté benthique d'une station restaurée en termes de probabilité d'altération significative pour les différentes catégories définies dans Mondy et Usseglio-Polatera (2013). a) Evolution des vitesses de courant et du colmatage. b) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories de pressions physico-chimiques. c) Evolution des probabilités d'altération significative pour les catégories d'altérations hydromorphologiques ou liées à l'utilisation du bassin-versant. ? : identification potentielle de source(s) de perturbations supplémentaires liée(s) à des activités anthropiques sur le bassin versant. 195

Figure 6.3 : Erosion des berges du Vistre sur la station IS, restaurée hydromorphologiquement (photo : IRSTEA 2011). 200

Figure 6.4 : Retour du Castor sur le Vistre : a) construction d'un barrage sur le Vistre, b) coupes directionnelles sur la ripisylve du Vistre. (Photo : EPTB Vistre 2012)..... 201

Liste des tableaux

Chapitre II : Démarche scientifique

Tableau 2.1 : Description de la qualité physico-chimique des stations les moins perturbées (stations LIRRs) par catégorie d'altération suivant Oudin & Maupas (2003) et Mondy et al. (2012). Paramètres inclus dans chaque catégorie d'altération : (i) Acidification : pH et concentration en aluminium, (ii) Alcalinisation , (iii) Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) : voir la liste complète des 16 HAP inclus dans cette catégorie dans Mondy et al. (2012), (iv) Matières azotées : azote Kjeldahl (mg N/L), Ammonium (mg NH ₄ ⁺ /L), Nitrites (mg NO ₂ ⁻ /L), (v) Matières organiques : oxygène dissous (mg O ₂ /L), taux de saturation en O ₂ (%), DBO ₅ (mg O ₂ /L), DCO (mg O ₂ /L), azote Kjeldahl (mg N/L), ammonium (mg NH ₄ ⁺ /L), carbone organique (mg C/L), (vi) Matière phosphorées : phosphore total (mg P/L), orthophosphates (mg PO ₄ ³⁻ /L), (vii) Matières en suspension (MES) : turbidité (NTU) et matière en suspension (mg/L), (viii) Micropolluants organiques : voir la liste complète des 63 micropolluants organiques inclus dans cette catégorie dans Mondy et al. (2012), (ix) Nitrates : nitrates (mg NO ₃ ⁻ /L), (x) Pesticides : voir la liste complète des 71 pesticides inclus dans cette catégorie dans Mondy et al. (2012), (xi) Prolifération végétale : Chlorophylle a + phéopigments (µg/L), taux de saturation en O ₂ (%). Classes de qualité : [0-20]: 'mauvaise'; [20-40]: 'pauvre'; [40-60]: 'moyenne'; [60-80]: 'bonne'; [80-100]: 'très bonne'. na : non analysé.....	35
Tableau 2.2 : Description des stations LIRR par catégorie d'altération relatives à l'occupation du sol sur le bassin versant et à l'hydromorphologie suivant Mondy et al. (2012). Paramètres inclus dans chaque catégorie d'altération : (i) Voies de communication : ratio entre la longueur totale des voies de transport et la longueur totale de cours d'eau dans un rectangle de longueur de la station de prélèvement et de largeur 12 fois égale à la largeur de la station, (ii) Ripisylve : couverture relative de végétation arborée, (iii) Urbanisation : couverture relative des surfaces artificielles sur une largeur de 100m de part et d'autre de la station, (iv) Rectification : longueur relative de section droite sur la station, (v) Risque de colmatage : avis d'experts, (vi) Instabilité hydrologique : ratio entre la capacité active de stockage des barrage(s) en amont de la station et le débit moyen annuel, et couverture relative des terres irriguées sur le bassin versant amont, (vii) Anthropisation du bassin versant (BV) : couverture relative des surfaces urbanisées et des surfaces en agriculture intensive sur le BV amont. Classes de qualité : [0-20]: 'mauvaise'; [20-40]: 'pauvre'; [40-60]: 'moyenne'; [60-80]: 'bonne'; [80-100]: 'très bonne'.	37
Tableau 2.3 : Synthèse du travail mené pour répondre aux 3 objectifs définis. Pour le détail des protocoles de prélèvement ou des outils d'analyse peu communs, se reporter aux paragraphes de la thèse dont les références sont indiquées.....	40
Tableau 2.4 : Paramètres physico-chimiques analysés sur les sites d'étude et méthodes employées. Seuls les paramètres pour lesquels la mention « in situ » est précisée ont été mesurés sur le terrain, lors des campagnes de prélèvement. Pour les autres, la mesure a été réalisée en laboratoire à partir des prélèvements d'eau effectués.	41
Tableau 2.5 : Description des 10 traits biologiques en 46 modalités ; adapté de Tachet et al. (2010).	46
Tableau 2.6 : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le site de Bouillargues. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité 'Mauvaise' ; Orange : 'Médiocre' ; Jaune : 'Moyenne' ; Vert : 'Bonne' et Bleu : 'Très bonne'. na : non analysé. Cond : Conductivité ; Temp : température de l'eau.	53
Tableau 2.7 : Paramètres hydromorphologiques relevés en août 2010 (basses eaux) et janvier 2011 (hautes eaux) sur chaque station du site de Bouillargues. \bar{x} : moyenne ; σ : écart-type. Enc. : Encaissement.	57
Tableau 2.8 : Description de la ripisylve des rives gauche (RG) et droite (RD) des stations du site de Bouillargues. Les valeurs des différentes strates (herbacée, arbustive et arborée) sont données en pourcentage de linéaire. Herb : strate herbacée, Arbu : strate arbustive, Arbo : strate arborée.	58
Tableau 2.9 : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le Vistre de septembre 2007 à août 2011, a) station US, b) station IS, c) station DS. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité 'Mauvaise' ; Orange : 'Médiocre' ; Jaune : 'Moyenne' ; Vert : 'Bonne' et Bleu : 'Très bonne'. na : non analysé. La séparation verticale	

<i>rouge correspond à l'arrêt de la STEP-A et la mise en service des nouveaux procédés de traitement des eaux usées installés sur la STEP-B en juin 2008. Cond : Conductivité ; Temp : température de l'eau.</i>	62
Tableau 2.10 : Valeurs des débits (m ³ /s) en période de hautes et basses eaux sur les stations US et DS.	67
Tableau 2.11 : Paramètres hydromorphologiques relevés en août 2010 (basses eaux) et janvier 2011 (hautes eaux) sur chaque station du site de Bastide. \bar{x} : moyenne ; σ : écart-type. Enc. : Encaissement.	68
Tableau 2.12 : Description de la ripisylve des rives gauche (RG) et droite (RD) des stations du site de Bastide. Les valeurs des différentes strates (herbacée, arbustive et arborée) sont données en pourcentage de linéaire. Herb : strate herbacée, Arbu : strate arbustive, Arbo : strate arborée.	68

Chapitre III : Réponses des communautés d'invertébrés à une levée de pression physico-chimique

Table 3.1: Taxonomic metrics which have already evidenced invertebrate community response to WWTP pollution: label, definition, observed responses to WWTP contamination, and expected responses to chemical quality improvement.	80
Table 3.2: Functional traits and diversity indices which have already evidenced invertebrate community response to WWTP pollution: label, definition (from Tachet et al. 2010), observed responses to WWTP contamination, and expected responses to chemical quality improvement. The full description of trait categories is given in Table S3.	82

Chapitre IV : Réponses des communautés d'invertébrés à des actions de restauration hydromorphologique

Table 4.1: Parameters and categories used to describe the physical habitat of study sites.	110
Table 4.2: Biological traits (10) used in the analysis and their categories (46).	112
Table 4.3: Results of the IndVal approach identifying suitable environmental variables to describe clusters evidenced by HAC. Significance level: * < 0.05, ** < 0.01, *** < 0.001.	117
Table 4.4: Taxa and biological trait categories identified as "indicators" of the site sample groups isolated by HCA based on environmental parameters (see Figure 3) and value of IndVal for each of them. Significance level: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$	123

Chapitre V : Les actions de restauration menées sur le Vistre : un success ?

Tableau 5.1 : Choix et intérêt des stations d'étude en fonction des actions de restauration menées - ou non - sur le Vistre.	138
Tableau 5.2 : Description des relevés, et paramètres élémentaires pris en compte dans les caractérisations physico-chimique, habitationnelle et biologique des sites d'étude et choix de l'analyse multivariée appliquée.	141
Tableau 5.3 : Distance euclidienne moyenne (\pm écart-type) entre toutes les stations restaurées (levée de pression physico-chimique et restauration hydromorphologique) prises 2 à 2, calculées par année et suivant l'approche adoptée ; i.e. taxonomique ou fonctionnelle basée sur les traits biologiques. Les moyennes affectées d'une même lettre (a vs b) ne sont pas significativement différentes (ANOVA et test de Tukey, $\alpha = 0,05$)	149
Tableau 5.4 : Taxons présents sur les stations LIRRs mais absents des stations du Vistre, (i.e. non pris en compte dans l'AFC Figure 5.5). L'abondance relative moyenne ainsi que l'occurrence relative ont été calculées sur les 11 relevés des stations LIRRs. Les notes d'affinité (en fréquence relative) attribuées aux taxons pour les modalités associées au degré de trophie (oligo- à eu-trophe) et à la valeur saprobiale (xéno- à poly-saprobe) sont issues de Tachet et al. (2010).	157
Tableau 5.5 : Prédications d'évolution des caractéristiques biologiques des communautés d'invertébrés benthiques en réponse à une restauration hydromorphologique ou à une levée de pression physico-chimique. \uparrow : la fréquence relative d'utilisation de la modalité au sein de la communauté devrait augmenter suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie, \downarrow : la fréquence relative d'utilisation de la modalité dans la communauté devrait diminuer suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie.	164

Tableau 5.6 : Synthèse des réponses biologiques des communautés d'invertébrés à une restauration hydromorphologique (avec et sans apport de galets) et à une levée de pression physico-chimique, d'après les résultats obtenus dans les chapitres III et IV. ↑ : la fréquence relative d'utilisation de la modalité dans la communauté augmente suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie, ↓ : la fréquence relative d'utilisation de la modalité dans la communauté diminue suite aux actions sur l'hydromorphologie ou la physico-chimie, (+) : la réponse est en accord avec la prédiction, (-) : la réponse n'est pas en accord avec la prédiction, (0) : aucune prédiction n'avait été faite..... 169

Tableau 5.7 : Valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés sur le Vistre en septembre, sur la période 2007- 2010. Le code couleur correspond aux classes de qualité du SEQ-eau 2 (Oudin & Maupas 2003). Rouge : classe de qualité 'Mauvaise' ; Orange : classe de qualité 'Médiocre' ; Jaune : classe de qualité 'Moyenne' ; Vert : classe de qualité 'Bonne' et Bleu : classe de qualité 'Très bonne'. na : non analysé. Cond : Conductivité. La dernière ligne indique la classe de qualité de l'état physico-chimique attribuée à chaque station et chaque date d'échantillonnage suivant la règle de l'élément le plus déclassant (« One Out, All Out »). Unités : voir tableau 2.4. 177

Tableau 5.8 : Bilan de l'état physico-chimique et de l'état biologique (basé sur les communautés d'invertébrés) des 12 stations du Vistre en septembre, sur la période de 2007 à 2010. Code couleur des classes de qualité : voir légende Tableau 5.7. na : non analysé..... 179

Chapitre VI : Perspectives

Tableau 6.1 : Bilan du suivi des opérations de restauration (hydromorphologique et levée de pression physico-chimique) sur le Vistre et principales réponses obtenues pour les compartiments étudiés. A : nombre d'années de suivi, S : nombre de saisons suivies, pré : nombre de suivis pré-restauration réalisés, post : nombre de suivis post-restauration réalisés. R : stations restaurées, NR : stations non restaurées. 198

Tableau 6.2 : Identification des points forts et des points faibles des actions de restauration hydromorphologique menées sur le Vistre à Bouillargues et de la levée de pression physico-chimique à Bastide, réponses biologiques qui peuvent être expliquées par ces points forts ou faibles et préconisations pour optimiser le gain écologique. 203-204

Tableau 6.3 : Préconisations de suivi (paramètres, protocole et fréquences des mesures pré- et post-restauration), intérêts et limites de l'étude de chaque compartiment dans la mise en place d'un suivi d'actions de restauration hydromorphologique du type de celles menées sur le Vistre à Bouillargues. 207

Tableau 6.4 : Préconisations de suivi (paramètres, protocole et fréquences des mesures pré- et post-restauration), intérêts et limites de l'étude de chaque compartiment dans la mise en place d'un suivi d'une levée de pression physico-chimique par amélioration du traitement des eaux usées, comme menée sur le Vistre sur le site de Bastide. 208

Liste des annexes

<i>Annexe A : Analyse de la signature isotopique de deux mollusques (Corbicula et Physella) dans le diagnostic de récupération biotique d'un cours d'eau suite à la mise en service d'une station d'épuration de nouvelle génération.....</i>	250
<i>Annexe B : Does chemical improvement increase the functional diversity of stream invertebrate communities? A multiple approach based on functional traits, stable isotopic analysis and ecological stoichiometry?</i>	258
<i>Annexe C : Recovery dynamics in invertebrate communities following water quality improvement: taxonomy-based versus trait-based assessment: Supporting information.</i>	284
<i>Annexe D : Liste des taxons présents sur les stations du site de Bouillargues et abréviations (Abr.) utilisées.</i>	292
<i>Annexe E : Résultats de l'Analyse Factorielle des Correspondances « intra-année » (AFC) appliquée au tableau [44 relevés (stations Vistre et LIRRs) x 97 taxons]. a) Positions des stations LIRRs et du Vistre dans le premier plan factoriel (F1-F2). b-l) Positions des taxons dans le premier plan factoriel défini par l'analyse b) trichoptères, c) coléoptères, d) crustacés, e) diptères, f) éphéméroptères, g) hétéroptères, h) mollusques, i) odonates, j) plécoptères, k) autres groupes (planaires, achètes, oligochètes...).</i>	294

Références bibliographiques

A

- Adam, P., N. Debiais and J. R. Malavoi. 2007. Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. (Ed. by Agence de l'Eau Seine Normandie) Nanterre.
- AFNOR. 2004. NF T 90-350 Détermination de l'Indice Biotique Global Normalisé (IBGN). (Ed., Association française de normalisation.
- AFNOR. 2009. XP T 90-333 Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. (Ed.
- AFNOR. 2010. Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau. XP T 90-388.
- Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 1996. SDAGE du bassin Rhône Méditerranée Corse: 299.
- Agences de l'Eau. (2013). "Les leviers d'action des agences de l'eau pour la gestion durable de l'eau. <http://www.lesagencesdeleau.fr/les-agences-de-leau/les-leviers-daction-des-agences-de-leau/>." Retrieved 26 octobre 2013.
- Albertson, L. K., B. J. Cardinale, S. C. Zeug, L. R. Harrison, H. S. Lenihan and M. A. Wydzga. 2010. Impacts of channel reconstruction on invertebrate assemblages in restored river. *Restoration Ecology* 19: 627-638.
- Allan, J. D. and A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43: 32-43.
- Anderson, N. H. and J. R. Sedell. 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual review of entomology* 24: 351-377.
- Archaimbault, V. 2003. Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations : la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes. Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes. Metz, Université Paul Verlaine: 332.
- Archaimbault, V., C. Chauvin, B. Dumont, A. Dutartre, A. Foulquier, B. Montuelle, E. Trichet-Arce and S. Morin. 2012. Évaluation de la qualité du Vistre sur le tronçon aval de Caissargues : Conséquences d'une réduction de la pression chimique, IRSTEA, SMBVV, Agence de l'Eau RM&C: pp. 120.
- Archaimbault, V., C. Chauvin, B. Dumont, A. Dutartre, B. Montuelle, E. Trichet-Arce and S. Morin. 2011. Évaluation des effets écologiques d'une restauration physique sur le Vistre - secteur de Bouillargues, Programme Agence de l'Eau RM&C et Cemagref 2008-2010 pp. 86.
- Archaimbault, V., P. Usseglio-Polatera, J. Garric, J. G. Wasson and M. Babut. 2010. Assessing *in situ* toxic sediment pollution in streams with benthic macroinvertebrate bio-ecological traits. *Freshwater Biology* 55: 1430-1446.
- Archaimbault, V., P. Usseglio-Polatera and J.-P. Vanden Bossche. 2005. Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in reference streams of same order in a given biogeographic area. *Hydrobiologia* 551: 171-182.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright, and M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17:333-347.

B

Balian, E. V., H. Segers, C. Lévêque and K. Martens. 2008. An introduction to the freshwater animal diversity assessment (FADA) project. *Hydrobiologia* 595: 3-8.

Bêche, L. A., E. P. McElravy and V. H. Resh. 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic macroinvertebrates in two Mediterranean-climate streams in California, USA. *Freshwater Biology* 51: 56-75.

Beisel, J.-N., P. Usseglio-Polatera and J.-C. Moreteau. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422-423: 163-171.

Beisel, J.-N., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas and J.-C. Moreteau. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73-88.

Bernhardt, E. S. and M. A. Palmer. 2011. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications* 21: 1926-1931.

Bernhardt, E. S., M. A. Palmer, J. D. Allan, G. Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. Dahm, J. Follstad-Shah, D. Galat, S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, S. Katz, G. M. Kondolf, P. S. Lake, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donnell, L. Pagano, B. Powell and E. Sudduth. 2005. Synthesizing US river restoration efforts. *Science* 308: 636-637.

Besley, C. H. and B. C. Chessman. 2008. Rapid biological assessment charts the recovery of stream macroinvertebrate assemblages after sewage discharges cease. *Ecological Indicators* 8: 625-638.

Biggs, J., A. Corfield, P. Grøn, H. O. Hansen, D. Walker, M. Whitfield and P. Williams. 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V - short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 241-255.

Bis, B., A. Zdanowicz and M. Zalewski. 2000. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* 422-423: 369-387.

Blandin, P. 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie* 17: 215-307.

Bonada, N., S. Doledec and B. Statzner. 2007a. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13: 1658-1671.

Bonada, N., N. Prat, V. H. Resh and B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual review of entomology* 51: 495-523.

- Bonada, N., M. Rieradevall and N. Prat. 2007b. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589: 91-106.
- Boon, P. J. 1988. The impact of river regulation on invertebrate communities in the UK. *Regulated Rivers: Research and Management* 2:389-409.
- Boon, P., P. Calow and G. Petts. 1992. River conservation and management. (Ed., Wiley & Sons,).
- Bournaud, M., P. Richoux and P. Usseglio-Polatera. 1992. An approach to the synthesis of qualitative ecological information from aquatic coleoptera communities. *Regulated rivers: Research & Management* 7: 169-171.
- BRGM. 1973. Carte géologique a 1/50 000 Nîmes. BRGM éditions.
- Briers, R. A., H. M. Cariss and J. H. R. Gee. 2002. Dispersal of adult stoneflies (Plecoptera) from upland streams draining catchments with contrasting land-use. *Archiv für Hydrobiologie* 155: 627-644.
- Brown, B. L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters* 6: 316-325.
- Buffagni, A., M. Cazzola, M. J. López-Rodríguez, J. Alba-Tercedor and D. G. Armanini. 2009. Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Vol. 2 - Ephemeroptera. (Ed. by A. Schmidt-Kloiber and D. Hering) Sofia-Moscow, Pensoft Publishers.

C

- Cadotte, M. W., K. Carscadden and N. Mirotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*: no-no.
- Cairns, J. 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *The Environmental Professional* 13: 186-194.
- Campbell, I. C. 1978. Biological investigation of an organically polluted urban stream in Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 29: 275-291.
- Canobbio, S., V. Mezzanotte, U. Sanfilippo and F. Benvenuto. 2009. Effect of multiple stressors on water quality and macroinvertebrate assemblages in an effluent-dominated stream. *Water, Air and Soil Pollution* 198: 359-371.
- Carey, R. O. and K. W. Migliaccio. 2009. Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: A Review. *Environmental Management* 44:205-217.
- Carignan, V. and M.-A. Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.
- Cédrat développement. 2000. Etude morphologique du bassin du Vistre. Agence de l'eau Rhône, Méditerranée et Corse, Lyon. 45 pp.
- Chandesris, A., J. R. Malavoi, Y. Souchon, J. G. Wasson and N. Mengin. 2007. Le système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau (SYRAH-CE) : un outil

- multi-échelles d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau. *Ingénieries - Eau Agriculture & Territoires* 50: 77-80.
- Chang, H. 2005. Spatial and Temporal Variations of Water Quality in the Han River and Its Tributaries, Seoul, Korea, 1993–2002. *Water, Air, & Soil Pollution* 161: 267-284.
- Charvet, S., A. Kosmala and B. Statzner. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie* 142: 415-432.
- Charvet, S., B. Statzner, P. Usseglio-Polatera and B. Dumont. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43: 277-296.
- Chessel, D., A.B. Dufour, and J. Thioulouse. 2004. The ade4 Package - {I}: one-table methods. *R News* 4:5-10.
- Chevenet, F., S. Dolédec and D. Chessel. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31: 295-309.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research* 19: 75-81.
- Circulaire DE/MAGE/BEMA 07/n°4. 2007. Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance. pp. 26.
- Clewell, A., J. Rieger and J. Munro. 2005. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. (Ed., Society for Ecological Restoration International).
- Coffman, W. P., K. W. Cummins and J. C. Wuycheck. 1971. Energy flow in a woodland stream ecosystem: I tissue support trophic structure of the autumnal community. *Archiv für Hydrobiologie* 68: 232-276.
- Colas, F., V. Archambault and S. Devin. 2011. Scale-dependency of macroinvertebrate communities: Responses to contaminated sediments within run-of-river dams. *Science of The Total Environment* 409: 1336-1343.
- Collier, K. J., and B. J. Smith. 1998. Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia* 361:53-65.
- Collins, K. E., C. Doscher, H. G. Rennie and J. G. Ross. 2013. The effectiveness of riparian 'restoration' on Water Quality—A case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology* 21: 40-48.
- Cook, S. E. K. 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution* 11: 269-288.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. van der Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Covich, A. P., M. A. Palmer and T. D. Crowl. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 42: 119-127.
- Crawford, C. G., D. J. Wangsness and J. D. Martin. 1992. Recovery of benthic-invertebrate communities in the White River near Indianapolis, Indiana, USA, following implementation of advanced treatment of municipal wastewater. *Archiv für Hydrobiologie* 126: 67-84.

Cuffney, T. F., J. B. Wallace and J. G. Lughart. 1990. Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater stream. *Freshwater Biology* 23: 281-299.

D

- Daniel, M. H. B., A. A. Montebelo, M. C. Bernardes, J. P. H. B. Ometto, P. B. Camargo, A. V. Krusche, M. V. Ballester, R. L. Victoria and L. A. Martinelli. 2002. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River Basin. *Water, Air and Soil Pollution* 136: 189-206.
- Dauba, F., S. Lek, S. Mastrorillo and G. H. Copp. 1997. Long-term recovery of macrobenthos and fish assemblages after water pollution abatement measures in the River Petite Baïse (France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33: 277-285.
- Descloux, S., T. Datry, and P. Usseglio-Polatera. Trait based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: benthos versus hyporheos responses. *Science of the Total Environment* (in press)
- Devin, S., J.-N. Beisel, P. Usseglio-Polatera and J.-C. Moreteau. 2005. Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia* 542: 113-120.
- Díaz, S., S. Lavorel, S. U. E. McIntyre, V. Falczuk, F. Casanoves, D. G. Milchunas, C. Skarpe, G. Rusch, M. Sternberg, I. Noy-Meir, J. Landsberg, W. E. I. Zhang, H. Clark and B. D. Campbell. 2007. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* 13: 313-341.
- Dieterich, M., N. H. Anderson and T. Anderson. 1997. Shredder–collector interactions in temporary streams of western Oregon. *Freshwater Biology* 38: 387-393.
- Directive Cadre Européenne sur l'eau. 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. pp.
- Directive européenne Eaux Résiduaires Urbaines. 1991. Directive n° 91/271 du 21/05/91 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. pp.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw and A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science* 277: 515-522.
- Doisy, K. E. and C. F. Rabeni. 2001. Flow conditions, benthic food resources, and invertebrate community composition in a low-gradient stream in Missouri. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 17-32.
- Dolédec, S. and D. Chessel. 1989. Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique. II: Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique. *Acta Oecologica. Oecologia generalis* 10: 207-232.
- Dolédec, S., J. M. Olivier and B. Statzner. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv Fur Hydrobiologie* 148: 25-43.

- Dolédéc, S., and B. Statzner. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* 53:617-634.
- Dolédéc, S., B. Statzner and M. Bournaud. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42: 737-758.
- Downes, B. J., L. A. Barmuta, P. G. Fairweather, D. P. Faith, M. J. Keough, P. S. Lake, B. D. Maostone and G. P. Quinn. 2002. *Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing waters*. (Ed.) New York, Cambridge University Press.
- Doyle, M. W., E. H. Stanley, C. H. Orr, A. R. Selle, S. A. Sethi and J. M. Harbor. 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: Lessons from the Heartland. *Geomorphology* 71: 227-244.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny and C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Dufrêne, M. and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Dyer, S. D., C. Peng, D. C. McAvoy, N. J. Fendinger, P. Masscheleyn, L. V. Castillo and J. M. U. Lim. 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines. *Chemosphere* 52: 43-53.

E/F

- EPA. (1990). "The determination of mitigation under the clean water act section 404(b)(1) - Guidelines." Retrieved 18/06/2009, from <http://www.epa.gov/owow/wetlands/regs/mitigate.html>.
- Ernst, A. G., D. R. Warren and B. P. Baldigo. 2012. Natural-Channel-Design restorations that changed geomorphology have little effect on macroinvertebrate communities in headwater streams. *Restoration Ecology* 20: 532-540.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/CE of the European Parliament of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. pp. 1-72.
- Feld, C. K. 2004. Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams. *Hydrobiologia* 516: 69-90.
- Fernandez, S. 2013. Opérations de gestion des Jussies (*Ludwigia* sp.) sur le Bassin versant du Vistre Etablissement Public Territorial de Bassin du Vistre.
- Fjordingstad, E. 1965. Taxonomy and saprobic valency of benthic phytomicro-organisms. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 50: 475-604.
- Foissner, W. 1988. Taxonomic and nomenclatural revision of Sladeczek's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 166: 1-64.
- French Water Agency. 2000. Les rivières eutrophisées prioritaires du SDAGE : stratégies d'action.

- Friberg, N., B. Kronvang, H. O. Hansen and L. M. Svendsen. 1998. Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 87-99.
- Friberg, N., B. Kronvang, L. M. Svendsen, H. O. Hansen and M. B. Nielsen. 1994. Restoration of a channelized reach of the River Gelså, Denmark: Effects on the macroinvertebrate community. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4: 289-296.
- Friberg, N., L. Sandin, M. Furse, S. Larsen, R. Clarke and P. Haase. 2006. Comparison of macroinvertebrate sampling methods in Europe. *Hydrobiologia* 566: 365-378.

G

- Gasith, A. and V. H. Resh. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51-81.
- Gaston, K. J. 1996. What is biodiversity ? In: *Biodiversity. A biology of numbers and difference* (Ed. by K. J. Gaston) Blackwell Science, Oxford, UK. pp. 1-9.
- Gayraud, S. and M. Philippe. 2001. Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? *Archiv für Hydrobiologie* 151: 667-686.
- Gayraud, S., B. Stanzner, P. Bady, A. Haybach, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera and M. Bacchi. 2003. Invertebrate traits for biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48: 2045-2064.
- Gillilan, S., K. Boyd, T. Hoitsma and M. Kauffman. 2005. Challenges in developing and implementing ecological standards for geomorphic river restoration projects: a practitioner's response to Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology* 42: 223-227.
- Giorgi, A., C. Feijoó and G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14: 1699-1718.
- Gleick, P. H. 1996. Water resources. In: *Encyclopedia of climate and weather* (Ed. by S. H. Schneider) Oxford University Press, New York, USA. pp. 817-823.
- González, E., L. Rochefort, S. Boudreau, S. Hugron and M. Poulin. 2013. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators* 32: 232-238.
- Gørtz, P. 1998. Effects of stream restoration on the macroinvertebrate community in the River Esrom, Denmark. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 115-130.
- Gotelli, N. J. 2001. Research frontiers in null model analysis. *Global Ecology and Biogeography* 10: 337-343.
- Gotelli, N. J. and G. R. Graves. 1996. *Null models in ecology*. (Ed.) Washington, DC, USA, Smithsonian Institution Press.

- Gower, A. M. and P. J. Buckland. 1978. Water quality and the occurrence of *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) in stream receiving sewage effluent. *Freshwater Biology* 8: 153-164.
- Graça, M. A. S. 2001. The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams – a Review. *International Review of Hydrobiology* 86: 383-393.
- Graf, W., A. W. Lorenz, J. M. Tierno de Figueroa, S. Lücke, M. J. López-Rodríguez and C. Davies. 2009. Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Vol. 3 - Plecoptera. (Ed. by A. Schmidt-Kloiber and D. Hering) Sofia-Moscow, Pensoft Publishers.
- Graf, W., J. Murphy, J. Dahl, C. Zamora-Muñoz and M. J. López-Rodríguez. 2008. Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Vol. 1 - Trichoptera. (Ed. by A. Schmidt-Kloiber and D. Hering) Sofia-Moscow, Pensoft Publishers.
- Gregg, W. W. and F. L. Rose. 1982. The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquatic Botany* 14: 309-324.
- Gücker, B., M. Brauns and M. T. Pusch. 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 313-329.

H

- Haase, P., D. Hering, S. C. Jähnig, A. W. Lorenz and A. Sundermann. 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704: 475-488.
- Hall, H. M. and J. Grinnell. 1919. Life-zone indicators in California. *Proceedings of the California Academy of Sciences* 9: 37-67.
- Harrel, R. C. and S. T. Smith. 2002. Macrobenthic community structure before, during, and after implementation of the Clean Water Act in the Neches River estuary (Texas). *Hydrobiologia* 474: 213-222.
- Hawsworth, D. J. and M. T. Kalin-Arroyo 1995. Magnitude and distribution of biodiversity. In: *Global biodiversity assessment* (Ed. by V. H. Heywood) Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 107-191.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. (Ed. by K. Mellanby) London and New York, Elsevier applied science publishers.
- Hershkovitz, Y. and A. Gasith. 2013. Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia* 719: 59-75.
- Hieber, M. and M. O. Gessner. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83: 1026-1038.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- Hurny, A. D. and J. B. Wallace. 2000. Life history and production of stream insects. *Annual review of entomology* 45: 83-110.

- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hynes, H. B. N. 1960. *The biology of polluted waters*. (Ed.) Liverpool, Liverpool University Press.

I/J/K

- Iversen, T. M., J. Thorup, T. Hansen, J. Lodal and J. Olsen. 1985. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. *Archiv für Hydrobiologie* 102: 291-301.
- Jähnig, S. and A. Lorenz. 2008. Substrate-specific macroinvertebrate diversity patterns following stream restoration. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 70: 292-303.
- Jähnig, S. C., K. Brabec, A. Buffagni, S. Erba, A. W. Lorenz, T. Ofenböck, P. F. M. Verdonschot and D. Hering. 2010. A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology* 47: 671-680.
- Jähnig, S. C., S. Brunzel, S. Gacek, A. W. Lorenz and D. Hering. 2009a. Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology* 46: 406-416.
- Jähnig, S. C., A. W. Lorenz and D. Hering. 2009b. Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates - does channel form determine community composition? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 157-169.
- Jähnig, S. C., A. W. Lorenz, R. R. C. Lorenz and J. Kail. 2013. A comparison of habitat diversity and interannual habitat dynamics in actively and passively restored mountain rivers of Germany. *Hydrobiologia* 712: 89-104.
- Jansson, R., H. Backx, A. J. Boulton, M. Dixon, D. Dudgeon, F. M. R. Hughes, K. Nakamura, E. H. Stanley and K. Tockner. 2005. Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology* 42: 218-222.
- Jung, V., C. Violle, C. P. Mondy, L. Hoffmann and S. Muller. 2010. Intraspecific variability and trait-based community assembly. *Journal of Ecology* 98: 1134-1140.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.
- Kerans, B. L., and J. R. Karr. 1994. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4:768-785.
- Kolkwitz, R. 1950. *Okologie der Saprobien*. Schriftenreihe des Vereinsfür Wasser-, Boden- und Lufthygiene 4: 1-64.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1901. *Okologie der tierischen Saprobien*. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 2: 126-152.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1902. *Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna*. *Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasser Abwasser* 1: 3-72.

- Kondratieff, P. F. and G. M. Simmons. 1982. Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent. *Archiv für Hydrobiologie* 94: 83-98.
- Kubosova, K., K. Brabec, J. Jarkovsky and V. Syrovatka. 2010. Selection of indicative taxa for river habitats: a case study on benthic macroinvertebrates using indicator species analysis and the random forest methods. *Hydrobiologia* 651: 101-114.

L

- Laasonen, P., T. Muotka and I. Kivijärvi. 1998. Recovery of macroinvertebrate communities from stream habitat restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 101-113.
- Lake, P. S. 2001. On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration* 2: 110-115.
- Lamouroux, N. 2002. Estimhab: estimating instream habitat quality changes associated with hydraulic river management. Shareware & User's guide. (Ed., Cemagref Lyon - Onema).
- Lamouroux, N., S. Dolédec and S. Gayraud. 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 449-466.
- Lecerf, A., P. Usseglio-Polatera, J.-Y. Charcosset, D. Lambrigtot, B. Bracht and E. Chauvet. 2006. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 165: 105-126.
- Lenat, D. R. 1993. A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance value, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 279-290.
- Lepori, F., D. Palm, E. Brännäs and B. Malmqvist. 2005a. Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15: 2060-2071.
- Lepori, F., D. Palm and B. Malmqvist. 2005b. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology* 42: 228-238.
- Liess, M., P. C. Von der Ohe, C. A. Schriever, R. Schäfer and M. A. Beketov. (2013). "SPEAR Database " <http://www.systemecology.eu/spear/>.
- Linke, S., R. C. Bailey and J. Schwindt. 1999. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 42: 575-584.
- Loi sur l'eau. 1992. Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, *Journal officiel* du 4 janvier 1992.
- Lorenz, A., S. Jähnig and D. Hering. 2009. Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental Management* 44: 745-754.

M

- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, 224 pp.
- MacLeod, C. K., N. A. Moltschaniwskyj, and C. M. Crawford. 2008. Ecological and functional changes associated with long-term recovery from organic enrichment. *Marine Ecology-Progress Series* 365:17-24.
- MacNeale, K. H., B. L. Peckarsky and G. E. Likens. 2005. Stable isotopes identify dispersal patterns of stonefly populations living along stream corridors. *Freshwater Biology* 50: 1117-1130
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. (Ed., Blackwell publishing.
- Malavoi, J. R. and P. Adam. 2007. La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et principes de mise en oeuvre. *Ingénieries - E A T* 50: 49-61.
- Malavoi, J. R. and Y. Souchon. 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 365/366: 357-372.
- Malmqvist, B. and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209-220.
- Marchant, R., R. Norris and A. Milligan. 2006. Evaluation and application of methods for biological assessment of streams: summary of papers. *Hydrobiologia* 572: 1-7.
- Marzin, A., V. Archaimbault, J. Belliard, C. Chauvin, F. Delmas and D. Pont. 2012. Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological Indicators* 23: 56-65.
- McGill, B. J., B. J. Enquist, E. Weiher and M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology and evolution* 21: 178-185.
- Menezes, S., D. J. Baird and A. Soares. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology* 47: 711-719.
- Metcalfe-Smith, J. L. 1996. Biological water-quality assessment of river: use of macroinvertebrate communities. In: *River Restoration* (Ed. by G. Petts and P. Calow) Blackwell Science, Oxford. pp. 17-59.
- Metcalfe, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Freshwater Ecosystem Services. In: *Ecosystem and human well-being : current state and trends. Finding condition and trends working group*. (Ed.) Island Press. Vol. 1. pp. 213-255.
- Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement. 2012. Mise en oeuvre de la directive-cadre sur l'eau - Pour un bon état des eaux en 2015. pp. 39.

- Mladenov, N., K. Strzepek and O. Serumola. 2005. Water quality assessment and modeling of an effluent-dominated stream, the Notwane River, Botswana. *Environmental Monitoring and Assessment* 109: 97-121.
- Mondy, C. P. and P. Usseglio-Polatera. 2013. Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the Total Environment* 461/462: 750-760.
- Mondy, C. P., B. Villeneuve, V. Archaimbault and P. Usseglio-Polatera. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* 18: 452-487.
- Moog, O., Ed. (2002). *Fauna aquatica Austriaca*, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Vienna
- Mouchet, M. A., S. Villéger, N. W. H. Mason and D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867-876.
- Moyle, P. B. 1976. Some effects of channelization on the fishes and invertebrates of Rush Creek, Modoc Country, California. *California fish and game* 62: 179-186.
- Müller-Liebenau, I. 1969. Revision der europäischen arten der gattung *Baetis* Leach, 1815 (Insecta, Ephemeroptera). *Gewässer und Abwässer* 48/49: 1-214.
- Muotka, T., R. Paavola, A. Haapala, M. Novikmec and P. Laasonen. 2002. Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biological Conservation* 105: 243-253.

N/O

- Nakano, D. and F. Nakamura. 2006. Responses of macroinvertebrate communities to river restoration in a channelized segment of the Shibetsu River, Northern Japan. *River Research and Applications* 22: 681-689.
- Nakano, D. and F. Nakamura. 2008. The significance of meandering channel morphology on the diversity and abundance of macroinvertebrates in a lowland river in Japan. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 780-798.
- Negishi, J. N., M. Inoue and M. Nunokawa. 2002. Effects of channelisation on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in northern Japan. *Freshwater Biology* 47: 1515-1529.
- Odum, H. T. 1956. Primary production in flowing water. *Limnology and Oceanography* 1: 102-117.
- ONEMA. 2010. CarHyCE :CARactérisation HYdromorphologique des Cours d'Eau Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle stationnelle 25.
- ONEMA. (2013). "Diagnostiquer les altérations physiques et restaurer les cours d'eau - témoignages de partenaires." Retrieved 23/09/2013, <http://www.onema.fr/temoignage-de-partenaire,1387>.

- Ortiz, J. D., E. Martí and M. À. Puig. 2005. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 545: 289-302.
- Ortiz, J. D. and M. À. Puig. 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream. *River Research and Applications* 23: 155-170.
- Oudin, L. C. and D. Maupas. 2003. *Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau : rapport de présentation SEQ-Eau version 2.* (Ed.) Paris, France, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable et Agences de l'Eau.

P

- Palmer, M. A., E. S. Bernhardt, J. D. Allan, P. S. Lake, G. Alexander, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. N. Dahm, J. Follstad Shah, D. L. Galat, S. G. Loss, P. Goodwin, D. D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, G. M. Kondolf, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donnell, L. Pagano and E. Sudduth. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42: 208-217.
- Palmer, M. A. and S. Filoso. 2009. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325: 575-576.
- Palmer, M. A., H. L. Menninger and E. Bernhardt. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55: 205-222.
- Pascoal, C., F. Cássio, A. Marcotegui, B. Sanz and P. Gomes. 2005. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 784-797.
- Pascoal, C., M. Pinho, F. Cássio and P. Gomes. 2003. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshwater Biology* 48: 2033-2044.
- Paul, M. J., and J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 32:333-365.
- Pedersen, M. L. and N. Friberg. 2009. Influence of disturbance on habitats and biological communities in lowland streams. *Fundamental and Applied Limnology* 174: 27-41.
- Pérez-Quintero, J. C. 2011. Distribution patterns of freshwater molluscs along environmental gradients in the southern Guadiana River basin (SW Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 678: 65-76.
- Petersen, L. B. M. and R. C. Petersen. 1991. Short term retention properties of channelized and natural streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische and angewandte Limnologie* 24: 1756-1759.
- Petersen, R. C. and K. W. Cummins. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 344-368.
- Petersen, R. C., B. L. Madsen, M. A. Wilzbach, C. H. D. Magadza, A. Paarlberg, A. Kullberg and K. W. Cummins. 1987. Stream management: emerging global similarities. *Ambio* 16: 166-179.

- Pézeril, C., S. Serre-Jouve, V. Archambault, C. Chauvin, B. Dumont, A. Dutartre, A. Foulquier, S. Morin, B. Montuelle and E. Arce (2012). Revitalisation écologique du cours du Vistre (Gard) : modalités techniques, évaluations des gains écologiques, programmes d'interventions. Journées atelier du réseau REVER, Lyon (France).
- Pianka, E. R. 1970. On r- and K-selection. *The American Naturalist* 104: 592-597.
- Pickett, S. T. A. and P. S. White. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. (Ed. by S. T. A. Pickett and P. S. White) New York, Academic Press.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology* 13:131-144.
- Pinto, P., J. Rosado, M. Morais, and I. Antunes. 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516:191-214.
- Pinto, A. L., S. Varandas, A. M. Coimbra, J. Carrola and A. Fontainhas-Fernandes. 2010. Mullet and gudgeon liver histopathology and macroinvertebrate indexes and metrics upstream and downstream from a wastewater treatment plant (Febros River-Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment* 169: 569-585.
- Piscart, C., J.-C. Moreteau and J.-N. Beisel. 2006. Salinization consequences in running waters: use of a *sentinel substrate* as bioassessment methods. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 477-486.
- Podani, J. and B. Csányi. 2010. Detecting indicator species: Some extensions of the IndVal measure. *Ecological Indicators* 10: 1119-1124.
- Poff, N. L. and J. D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606-627.
- Poff, N. L. and J. V. Ward. 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio temporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629-645.
- Prenda, J. and A. Gallardo-Mayenco. 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Archiv für Hydrobiologie* 136: 159-170.
- Principe, R. E. 2008. Taxonomic and size structures of aquatic macroinvertebrate assemblages in different habitats of tropical streams, Costa Rica. *Zoological Studies* 47: 525-534.

Q/R

- Quinn, J. M., R. B. Williamson, R. K. Smith and M. L. Vickers. 1992. Effects of riparian grazing and channelization on stream in Southland, New Zealand. 2. Benthic invertebrates. *New Zealand journal of marine and freshwater research* 26: 259-273.
- R Development Core Team. 2008. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria.

- Rabeni, C. F., S. P. Davies and E. Gibbs. 1985. Benthic invertebrate response to pollution abatement: structural changes and functional implications. *Water resources bulletin* 21: 489-497.
- Ramade, F. 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. (Ed., Ediscience.
- Robson, B. J., E. T. Chester and C. M. Austin. 2011. Why life history information matters: drought refuges and macroinvertebrate persistence in non-perennial streams subject to a drier climate. *Marine and Freshwater Research* 62: 801-810.
- Rosenberg, D. M., P. McCully and C. M. Pringle. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50: 746-751.
- Rosenberg, D. M. and V. H. Resh. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (Ed. by Chapman & Hall) New York and London. pp. 1-9.
- Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh and J. B. Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
- Rueda, J., A. Camacho, F. Mezquita, R. Hernández and J. R. Roca. 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Water, Air and Soil Pollution* 140: 425-444.

S

- Sabater, S., A. Elosegi, A. Basaguren, I. Muñoz and J. Pozo. 2008. Effect of climate on the trophic structure of temperate forested streams. A comparison of Mediterranean and Atlantic streams. *The Science of the Total Environment* 390: 475-484.
- Scarsbrook, M. and C. R. Townsend. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* 29: 395-410.
- Shannon, C. E., and W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Schmidt-Kloiber, A. and D. Hering. (2012). " www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms."
- Shieh, S. H., B. C. Kondratieff and J. V. Ward. 1999. Longitudinal changes in benthic organic matter and macroinvertebrates in a polluted Colorado plains stream. *Hydrobiologia* 411: 191-209.
- Siegel, S. and N. J. Castellan. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. (Ed. by M.-H. Inc.) US.
- Sládeček, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie / Ergebnisse de Limnologie* 7: 1-218.
- SMBVV. 2005. Bassin versant du Vistre, nappe de la Vistrenque et des Costières : un SAGE pour mieux protéger et gérer durablement la ressource en eau et le milieu aquatique. Dossier de saisine.: 45.

- SMBVV. (2009). Retrieved 10/06/2009, from <http://www.syndicat-vistre.fr/Vistre/geographie.php>.
- Snook, D. L. and A. M. Milner. 2002. Biological traits of macroinvertebrates and hydraulic conditions in a glacier-fed catchment (French Pyrenees). *Archiv Fur Hydrobiologie* 153: 245-271.
- Souchon, Y. 2002. L'habitat des cours d'eau dans tous ses états: 116.
- Souchon, Y. and J. G. Wasson. 2007. Le bon état et le bon potentiel écologiques : la structure et le fonctionnement physiques, déterminants du fonctionnement biologique des cours d'eau. Nouveaux paramètres de surveillance. *Techniques Sciences Méthodes* 2: 21-29.
- Southwood, T. R. E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies ? *Journal of animal ecology* 40: 337-365.
- Southwood, T. R. E. 1988. Tactics, strategies and templates. *Oikos* 52: 3-18.
- Spänhoff, B., R. Bischof, A. Böhme, S. Lorenz, K. Neumeister, A. Nöthlich and K. Küsel. 2007. Assessing the impact of effluents from a modern wastewater treatment plant on breakdown of coarse particulate organic matter and benthic macroinvertebrates in a lowland river. *Water, Air and Soil Pollution* 180: 119-129.
- Statzner, B. 1988. Growth and Reynolds-Number of Lotic Macroinvertebrates - a Problem for Adaptation of Shape to Drag. *Oikos* 51: 84-87.
- Statzner, B., P. Bady, S. Dolédec and F. Schöll. 2005. Invertebrate traits for biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology* 50: 2136-2161.
- Statzner, B. and L. A. Bêche. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55: 80-119.
- Statzner, B., B. Bis, S. Dolédec and P. Usseglio-Polatera. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* 2: 73-85.
- Statzner, B., K. Hoppenhaus, M.-F. Arens and P. Richoux. 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology* 38: 109-135.
- Statzner, B. and B. Moss. 2004. Linking ecological function, biodiversity and habitat: a mini-review focusing on older ecological literature. *Basic and Applied Ecology* 5: 97-106.
- Statzner, B. and V. H. Resh. 2010. Negative changes in the scientific publication process in ecology: potential causes and consequences. *Freshwater Biology* 55: 2639-2653.
- Statzner, B., V. H. Resh and S. Dolédec, Eds. (1994a). Ecology of the Upper Rhône River: a test of habitat templet theories. *Freshwater Biology* (special issue), vol. 31, Blackwell Scientific Publications
- Statzner, B., V. H. Resh and A. L. Roux. 1994b. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31: 253-263.
- Stearns, S. C. 1976. Life-history tactics - review of ideas. *The Quarterly Review of Biology* 51: 3-47.

- Stendera, S., R. Adrian, N. Bonada, M. Cañedo-Argüelles, B. Hugueny, K. Januschke, F. Pletterbauer and D. Hering. 2012. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. *Hydrobiologia* 696: 1-28.
- Suding, K. N. and L. J. Goldstein. 2008. Testing the Holy Grail framework: using functional traits to predict ecosystem change. *New Phytologist* 180: 559-562.
- Suding, K. N., K. L. Gross and G. R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 46-53.

T

- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud and P. Usseglio-Polatera. 2010. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie.* (Ed.) Paris, CNRS Editions.
- Tomanova, S., N. Moya and T. Oberdorff. 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications* 24: 1230-1239.
- Tomanova, S. and P. Usseglio-Polatera. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology* 170: 243-255.
- Townsend, C. R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8:36-50.
- Townsend, C. R., S. Dolédec and M. Scarsbrook. 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* 37: 367-387.
- Townsend, C. R. and A. G. Hildrew. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.
- Townsend, C. R., S. S. Uhlmann, and C. D. Matthaei. 2008. Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology* 45:1810-1819.
- Tullos, D. D., D. L. Penrose, G. D. Jennings and W. G. Cope. 2009. Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 80-92.

U

- Ulrich, W. and N. J. Gotelli. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology* 91: 3384-3397.
- Usseglio-Polatera, P. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31:417-438.
- Usseglio-Polatera, P. and J. N. Beisel. 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications* 18: 197-211.

- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux and H. Tachet. 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationship and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175-205.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux and H. Tachet. 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species data bases? *Hydrobiologia* 422/423: 173-181.
- Usseglio-Polatera, P., and H. Tachet. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Plecoptera and Ephemeroptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31:357-376.

V

- Van Sickle, J., C. P. Hawkins, D. P. Larsen and A. T. Herlihy. 2005. A null model for the expected macroinvertebrate assemblage in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 178-191.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell and C. C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Velasco, J., A. Millan, M. R. Vidal-Abarca, M. L. Suarez, C. Guerrero and M. Ortega. 2003. Macrophytic, epipelic and epilithic primary production in a semiarid Mediterranean stream. *Freshwater Biology* 48: 1408-1420.
- Verberk, W. C. E. P., H. Siepel and H. Esselink. 2008. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 53: 1722-1738.
- Vieira, N. K. M., N. L. Poff, D. M. Carlisle, S. R. Moulton, K. II, M. L. and B. C. Kondratieff. 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America: U.S. Geological Survey Data Series 187: <http://pubs.water.usgs.gov/ds187> consulté le 113 août 2013.
- Violle, C., M.-L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel and E. Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882-892.
- Vörösmarty, C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. Reidy Liermann and P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.

W

- Wallace, J. B. and J. R. Webster. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139.
- Ward, J. H. 1963. Hierarchical grouping to optimise on objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244.
- Waringer, J. and W. Graf. 1997. Atlas der österreichischen Höcherfliegenlarven unter Einschluss angrenzender gebiete. (Ed.) Wien, Facultas Universitätsverlag.

- Wasson, J. G., A. Chandesris, H. Pella and L. Blanc. 2002. Définition des hydro-écorégions françaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés: 190.
- Whitehurst, I. T. and B. I. Lindsey. 1990. The impact of organic enrichment on the benthic macroinvertebrate communities of a lowland river. *Water Research* 24: 625-630.
- Wiederholm, T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution. In: *The ecology of aquatic insects* (Ed. by V. H. Resh and D. M. Rosenberg) Praeger Publishers, New York. pp. 508-557.
- Williams, D. D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 634-650.
- Wooster, D. E., S. W. Miller, and S. J. DeBano. 2012. An examination of the impact of multiple disturbances on a river system: taxonomic versus biological traits. *River Research and Applications* 28:1630-1643.
- Wright, I. A., B. C. Chessman, P. G. Fairweather and L. J. Benson. 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian Journal of Ecology* 20.
- Wyzga, B. 1996. Changes in the magnitude and transformation of flood waves subsequent to the channelization of the Raba River, Polish Carpathians. *Earth Surface Processes and Landforms* 21:749-763.

X/Y/Z

- Yandell, B. S. 1997. *Practical Data Analysis for Designed Experiments*. (Ed.) London, Chapman & Hall.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83.

Annexes

Annexe A

ANALYSE DE LA SIGNATURE ISOTOPIQUE DE DEUX MOLLUSQUES (*CORBICULA ET PHYSELLA*) DANS LE DIAGNOSTIC DE RECUPERATION BIOTIQUE D'UN COURS D'EAU SUITE A LA MISE EN SERVICE D'UNE STATION D'EPURATION DE NOUVELLE GENERATION.

*Article faisant suite à la participation au séminaire interne de l'école doctorale
RP2E le 19 janvier 2012 à Nancy*

E. Trichet-Arce^{1,2}, V. Archaimbault¹ et M. Danger²

¹ IRSTEA, 3 bis quai Chauveau - CP 220, F-69336 Lyon – evelyne.arce@gmail.com

² LIEBE, CNRS UMR 7146, UFR SciFA - Université de Lorraine - Campus Bridoux, 8, rue du Général
Delestraint - 57070 METZ

Résumé. Le Vistre est un cours d'eau méditerranéen fortement dégradé par les rejets domestiques de l'agglomération Nîmoise. En 2008, la principale station d'épuration de Nîmes (STEP 2) a été agrandie et mise aux normes conduisant à une réduction des apports en azote et phosphore dans le Vistre. Son exutoire a également été déplacé 1 km en aval. L'objectif de cette étude est d'évaluer si l'amélioration de la qualité chimique de l'eau en aval de la STEP 2 se traduit par une amélioration de la qualité de la ressource alimentaire pour les communautés macrobenthiques. En Juillet 2011, deux mollusques, *Corbicula* et *Physella*, respectivement représentatifs de la ressource alimentaire pélagique et benthique, ont été prélevés en amont et en aval de la STEP 2 ainsi que d'une station d'épuration de moins bon rendement (STEP 1). Pour chaque mollusque, les isotopes stables de l'azote et du carbone ont été dosés. Contrairement à ce qui était attendu, la signature isotopique des mollusques en aval de la STEP 2 suit celle observée en aval de la STEP 1, de moins bon rendement. De plus, les ratios d'isotopes de carbone et d'azote de *Corbicula* évoluent toujours à l'inverse de ceux de *Physella* en aval des STEP mettant en évidence un impact différent des rejets sur le compartiment pélagique et benthique. Sur le compartiment pélagique, contrairement à ce qui était attendu, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ diminuent en aval des deux STEP. Les concentrations en nitrates dans le Vistre étant déjà élevées en amont des 2 STEP étudiées, il est possible que les rejets des STEP diluent l'eau du Vistre. Au contraire, l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ pourrait être liée à l'augmentation des apports de phosphore en aval des STEP. Associés à des conditions environnementales favorables, les apports en phosphore ont pu favoriser la production primaire et entraîner une diminution de la discrimination du $\delta^{13}\text{C}$ lors de la photosynthèse et donc une augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ des producteurs primaires du cours d'eau. Au niveau du compartiment benthique, l'augmentation des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ associée à une diminution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ pourraient s'expliquer par des phénomènes d'anoxie favorisant le développement de communautés bactériennes dénitrifiantes.

INTRODUCTION

Les écosystèmes aquatiques sont depuis longtemps la cible de nombreuses dégradations, parmi lesquelles les rejets d'effluents d'origines diverses, peu ou pas traités, ont été reconnus comme l'une des principales sources de perturbation des cours d'eau [1]. Dans ce contexte, la connaissance des relations et des interactions entre la qualité physico-chimique et la qualité biologique des cours d'eau a principalement été alimentée par des approches pression/impact. Face aux exigences de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (2000) [2], des programmes de restauration des cours d'eau ont récemment vu le jour. Néanmoins, peu d'études se sont intéressées à la phase de levée des pressions et à son influence sur les écosystèmes aquatiques. Elles devraient pourtant permettre de mieux comprendre les processus qui

permettent d'assurer la récupération des écosystèmes ainsi que ceux susceptibles de limiter la capacité des écosystèmes à retrouver un état écologique satisfaisant.

Les études relatives à l'impact de l'enrichissement organique des cours d'eau se sont souvent focalisées sur l'analyse de la structure et de la composition des communautés d'invertébrés [3-6]. Récemment, de nouvelles approches ont été développées autour du fonctionnement des écosystèmes et notamment concernant la réponse des réseaux trophiques à des perturbations. L'analyse des isotopes stables permet de tracer l'origine des ressources et d'étudier la structure des réseaux trophiques [7-8]. Plusieurs études ont déjà souligné le potentiel des isotopes stables du carbone et de l'azote comme indicateur de l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques [9-11].

Le Vistre est un cours d'eau méditerranéen fortement dégradé notamment par des rejets domestiques. En 2008, la principale station d'épuration (STEP) de Nîmes (230 000 eq.hab) a été agrandie et mise aux normes, et son rejet a été déplacé d'environ 1 km en aval de l'exutoire initial. Les analyses menées en aval de cette nouvelle STEP (ci-après nommée STEP 2) mettent en évidence une récupération rapide de la qualité physico-chimique de l'eau pour les paramètres d'azote et de phosphore.

L'objectif de cette étude est d'évaluer si l'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau en aval de la STEP 2 se traduit par une amélioration de la qualité de la ressource alimentaire pour les communautés macrobenthiques. Pour répondre à cette question nous avons étudié la signature isotopique ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) de deux mollusques, *Corbicula* et *Physella*, en amont et en aval de la STEP 2, et en amont et aval d'une STEP de moins bon rendement (ci-après nommée STEP 1). Ces deux mollusques intègrent respectivement la signature isotopique de la ressource alimentaire benthique et pélagique et reflètent ainsi le mieux la composition de la ressource susceptible d'être intégrée dans la chaîne trophique [12].

En aval de la STEP 1, l'enrichissement en azote d'origine anthropique devrait conduire à une augmentation des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des deux mollusques [11, 13]. De plus, l'augmentation de la production primaire, intensifiée par les apports en azote et phosphore, devrait entraîner une diminution de la discrimination du $\delta^{13}\text{C}$ lors de la photosynthèse et donc une augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ des producteurs primaires du cours d'eau. On peut donc s'attendre à une augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ des 2 mollusques en aval de la STEP 1.

En revanche, en aval de la STEP 2, l'amélioration du traitement des eaux usées a conduit à une diminution des apports en azote voire à une dilution des concentrations déjà présentes dans le Vistre. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des deux mollusques devraient donc diminuer en aval de la STEP 2.

SITES D'ETUDE

Le site d'étude se situe au Sud de Nîmes. Il s'étend sur 6 km. Cinq stations d'échantillonnage ont été choisies (Figure 1) de façon à être représentatives des conditions du Vistre soumis au rejet de la STEP 2 mais également au rejet d'une STEP de moins bon rendement (STEP 1).

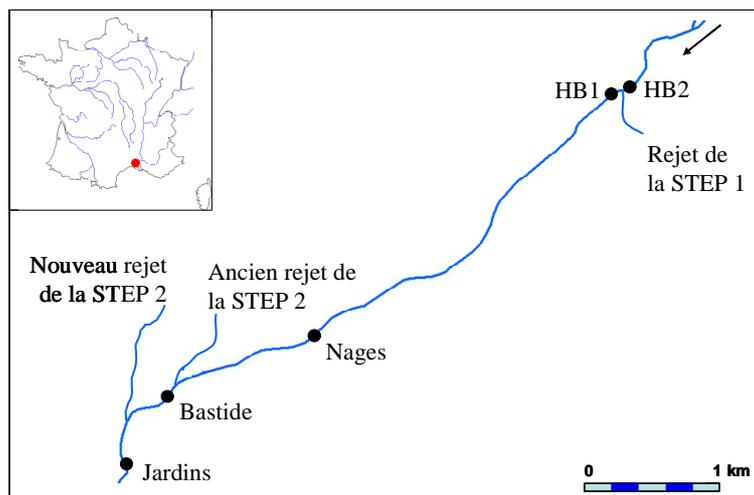


Figure 1 : Situation des stations échantillonnées sur le Vistre.

Les stations sont réparties d'amont en aval comme suit :

- **la station HB2** se situe directement en amont de la STEP 1 et sert de témoin du Vistre sans l'influence des 2 STEP étudiées,
- **la station HB1** se situe directement en aval de la STEP 1 et présente une qualité physico-chimique de l'eau dégradée par rapport à HB2 (c.f. Tableau 1),
- **la station Nages** se situe 3 km en aval de HB1. Elle présente une qualité physico-chimique encore dégradée,
- **la station Bastide** se situe en aval de l'ancien rejet et en amont du nouveau rejet de la STEP 2. Elle subissait, jusqu'en 2008, le rejet de la STEP 2 avant sa mise aux normes et son agrandissement. La qualité physico-chimique de l'eau au niveau de Bastide est comparable à celle des stations HB2 et Jardins,
- **la station Jardins** se situe directement en aval du nouveau rejet de la STEP 2 et sa qualité physico-chimique est comparable à celle des stations HB2 et Bastide

Tableau 1 : valeurs moyennes (mg.L^{-1}) des différents paramètres mesurés sur le Vistre de 2008 à 2011 (14 campagnes). \pm erreur standard.

	HB2	HB1	Nages	Bastide	Jardins
NH₄⁺	0,12 \pm 0,03	0,82 \pm 0,28	0,23 \pm 0,06	0,41 \pm 0,10	0,34 \pm 0,08
NO₂⁻	0,16 \pm 0,02	0,24 \pm 0,03	0,33 \pm 0,06	0,43 \pm 0,08	0,39 \pm 0,08
NO₃⁻	18,41 \pm 1,51	16,44 \pm 2,44	18,57 \pm 1,46	16,5 \pm 0,99	16,08 \pm 0,07
P_{tot}	0,46 \pm 0,05	0,81 \pm 0,14	0,66 \pm 0,12	0,48 \pm 0,09	0,41 \pm 0,07
PO₄²⁻	1,14 \pm 0,17	1,89 \pm 0,45	1,72 \pm 0,28	1,17 \pm 0,23	1,03 \pm 0,20

MATERIEL ET METHODE

Les prélèvements ont été réalisés du 1^{er} au 4 juillet 2011. Sur chaque station, environ 30 individus de *Corbicula* (excepté sur la station Bastide du fait de leur absence) et *Physella* ont été récoltés et conditionnés en 3 groupes de 10 individus puis congelés. Au laboratoire, les coquilles et les contenus stomacaux ont été éliminés. Les échantillons ont été lyophilisés 24h à -76°C, broyés et pesés. Les isotopes stables du carbone et de l'azote ont été dosés par spectrométrie de masse isotopique (IRMS Finnigan, delta S (Allemagne)) à l'INRA de Champenoux.

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R [14]. Pour chaque genre de mollusque, les différences inter-station de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ ont été testées par une ANOVA puis par un test de Tukey HSD.

RESULTATS

Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ de *Corbicula* diminuent significativement en aval des deux STEP étudiées atteignant une valeur moyenne de 13,93‰ au niveau de la station HB1 et de 12,33‰ au niveau de la station Jardins (Figure 2). La proportion d'azote lourd mesurée chez *Corbicula* en aval de la STEP 1 est significativement différente de celle dosée sur le même mollusque au niveau de la station Jardins.

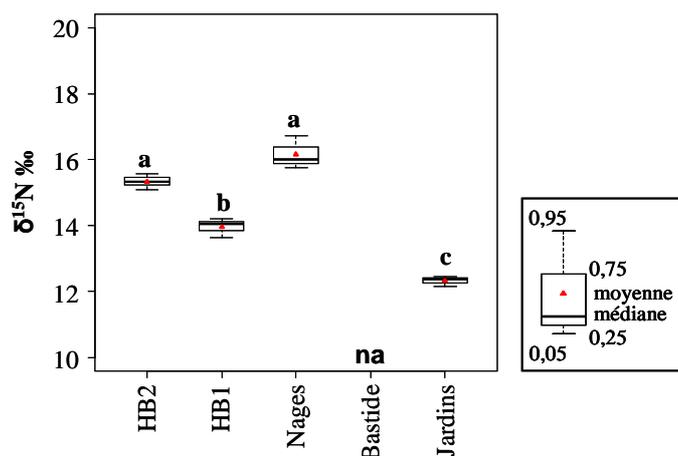


Figure 2 : Evolution des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ de *Corbicula* sur le gradient longitudinal du Vistre. Les moyennes affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$. na : non analysé.

Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ mesurées sur *Corbicula* (Figure 3) augmentent significativement en aval des 2 STEP étudiées, passant de -28,99‰ au niveau de HB2 à -27,68‰ sur HB1, et de -29,23‰ au niveau de Nages à -28,43‰ au niveau de Jardins.

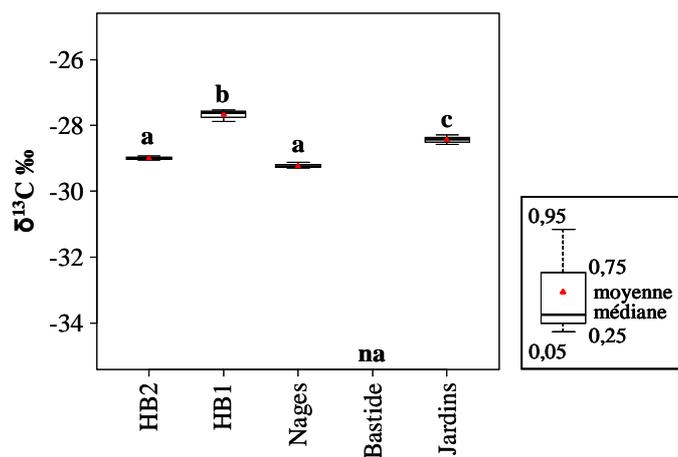


Figure 3 : Evolution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ de *Corbicula* sur le gradient longitudinal du Vistre. Les moyennes affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$. na : non analysé.

Les dosages de $\delta^{15}\text{N}$ sur *Physella* (Figure 4) mettent en évidence une augmentation significative des ratios $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en aval de la STEP 1 avec des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ qui passent de

13,09‰ à 16,56‰ en moyenne. Sur les stations Nages et Bastide, le $\delta^{15}\text{N}$ diminue progressivement jusqu'à récupérer des valeurs moyennes proches de celle mesurée au niveau de la station témoin HB2. En aval de la STEP 2, le ratio $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ augmente de nouveau jusqu'à atteindre une valeur proche de celles mesurées en aval de la STEP 1.

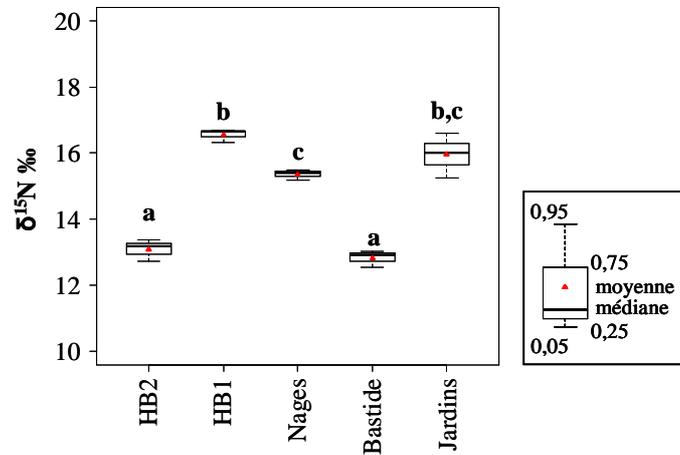


Figure 4 : Evolution des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ de *Physella* sur le gradient longitudinal du Vistre. Les moyennes affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$.

Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ mesurées sur *Physella* (Figure 5) diminuent significativement au niveau de HB1 (-29,61‰) et Jardins (-31,81‰). Le ratio $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ augmente progressivement sur les stations Nages et Bastide jusqu'à récupérer des valeurs proches de la station témoin HB2.

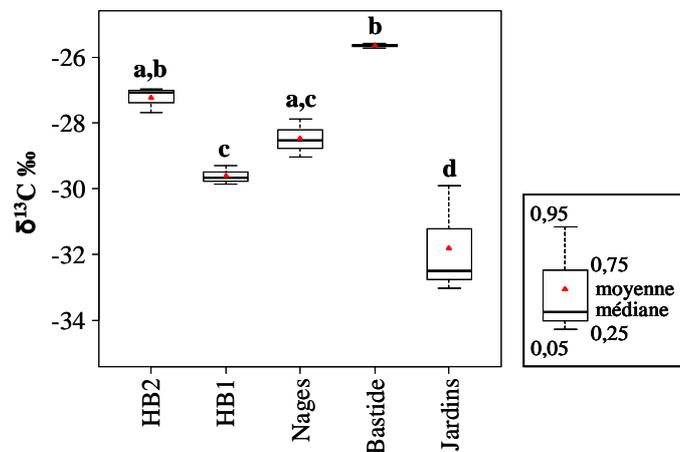


Figure 5 : Evolution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ de *Physella* sur le gradient longitudinal du Vistre. Les moyennes affectées de lettres différentes diffèrent significativement au risque $\alpha=0,05$.

DISCUSSION

Contrairement à ce qui était attendu, les réponses des mollusques en aval de la nouvelle STEP suivent celles observées en aval de la STEP 1, de moins bon rendement. De plus, la composition de *Corbicula* évolue toujours à l'inverse de celle de *Physella* en aval des STEP mettant en évidence un impact différent des rejets sur le compartiment pélagique et benthique.

1. Impact des rejets de STEP sur le compartiment pélagique

Les rejets des stations d'épuration urbaines sont souvent enrichis en ^{15}N [13]. Cet enrichissement se traduit souvent par une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ des producteurs primaires, des invertébrés et des poissons [9, 11, 15-16]. Cependant, la réponse inverse est observée chez *Corbicula* en aval des 2 STEP étudiées, à savoir une diminution du $\delta^{15}\text{N}$. Au niveau du site d'étude, le Vistre est fortement influencé par des rejets d'origine anthropique dès l'amont des 2 STEP étudiées d'où des concentrations en nitrates déjà élevées (18,02 mg/l en moyenne). Au contraire, dans les rejets, du fait d'un traitement des nitrates par les STEP, leur concentration est faible. Dans ce contexte, les rejets des 2 stations d'épuration peuvent agir en diluant les concentrations en nitrate de l'eau du Vistre d'où un appauvrissement relatif en ^{15}N chez *Corbicula*.

L'augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ de *Corbicula* en aval des STEP peut être associée à l'augmentation des concentrations en phosphore. En effet, l'enrichissement en phosphore devrait favoriser la production primaire, en particulier dans un environnement ouvert et lentique comme au niveau de la station de Jardins, et donc entraîner une forte activité de photosynthèse. L'étude de Finlay (2001) [17] a montré que l'augmentation de la demande en carbone liée à une activité de photosynthèse induisait une diminution de la discrimination du ^{13}C et donc une augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ chez les producteurs primaires. Si le phosphore a favorisé le développement du phytoplancton en aval des STEP étudiées, l'augmentation des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ a pu se répercuter sur les consommateurs primaires tels que les *Corbicula* qui filtrent la base de la colonne d'eau.

2. Impact des rejets de STEP sur le compartiment benthique

Les rejets des deux stations d'épuration semblent entraîner une diminution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ associée à une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ chez *Physella*. Ces deux réponses pourraient être liées. En effet, au niveau des stations HB1 et Jardins, les rejets des STEP peuvent avoir un impact négatif sur les concentrations en oxygène. Les vitesses de courant lentes limitent également l'oxygénation de l'eau en profondeur. Ces conditions ont pu conduire à la formation de zones d'anoxie dans les parties les plus profondes du cours d'eau. Or, il a été montré que des conditions d'anoxie peuvent entraîner un appauvrissement en ^{13}C dans les sédiments [18]. Ces conditions ont également pu favoriser le développement de communautés bactériennes dénitrifiantes d'autant que le Vistre présente des concentrations en nitrates importantes sur tout le tronçon étudié. Dans leur étude de 1998, Kellman et Hillaire-Marcel [19] ont montré que les activités de dénitrification jouent un rôle important dans la réduction des nitrates présents dans les cours d'eau. Dans la réaction de dénitrification, les liaisons établies dans la molécule de nitrate entre l'azote léger et l'oxygène sont plus facilement rompues d'où un enrichissement en nitrate « lourd » dans le milieu. Cette relation entre les activités de dénitrification et le taux de ^{15}N a été vérifié expérimentalement [20] mais également dans des systèmes aquifères [21] ou encore plus récemment en cours d'eau [19, 22]. Les faibles valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ associées à l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ chez *Physella* pourraient donc être révélatrices de conditions d'anoxie conduisant à des activités de dénitrification en aval des 2 STEP étudiées.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Bien que les analyses de l'eau montrent une récupération de la qualité physico-chimique du Vistre suite à la mise en service d'une STEP de nouvelle génération, l'étude des signatures isotopiques de *Corbicula* et *Physella* semble montrer que la qualité de la ressource

alimentaire est modifiée par le rejet de la nouvelle STEP, comme en aval de la STEP 1, ayant un moins bon rendement. Néanmoins, les variations de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ ne peuvent pas uniquement être attribuées à l'enrichissement en phosphore ou la désoxygénation des rejets de STEP. Les conditions lenticques du milieu récepteur jouent également un rôle important dans le développement de processus pouvant modifier la signature isotopique des ressources alimentaires, en particulier benthiques.

L'étude des niveaux trophiques supérieurs devrait permettre d'évaluer si la modification de la signature isotopique des ressources alimentaires se répercute sur les consommateurs supérieurs dans les mêmes proportions en aval des 2 STEP étudiées.

REMERCIEMENT

Nicolas Angeli, Aurélie Josset, Guillaume Le Goff, Christian Hossann, Chloé Louche et Marie-Claude Roger

RÉFÉRENCES

- [1] Paul, M. J. and Meyer, J. L. *Streams in the urban landscape*. Annual reviews of ecology and systematics, 32 (2001), p. 333-365.
- [2] Directive Cadre Européenne sur l'Eau *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Journal officiel n° L 327 du 22/12/2000, City, 2000.
- [3] Campbell, I. C. *Biological investigation of an organically polluted urban stream in Victoria*. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 29 (1978), p. 275-291.
- [4] Kondratieff, P. F. and Simmons, G. M. *Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent*. Archiv für Hydrobiologie, 94 (1982), p. 83-98.
- [5] Ortiz, J. D. and Puig, M. À. *Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream*. River Research and Applications, 23 (2007), p. 155-170.
- [6] Rueda, J., Camacho, A., Mezquita, F., Hernández, R. and Roca, J. R. *Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream*. Water, Air and Soil Pollution, 140 (2002), p. 425-444.
- [7] Fry, B. *Stable isotopes ecology*. Springer, New York, 2006.
- [8] Peterson, B. J. and Fry, B. *Stable isotopes in ecosystem studies*. Annual Review of Ecology and Systematics, 18 (1987), p. 293-320.
- [9] Bergfur, J., Johnson, R. K., Sandin, L. and Goedkoop, W. *Effects of nutrient enrichment on C and N stable isotope ratios of invertebrates, fish and their food resources in boreal streams*. Hydrobiologia, 628 (2009), p. 67-79.
- [10] Cabana, G. and Rasmussen, J. B. *Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 93 (1996), p. 10844-10847.
- [11] Ulseth, A. J. and Hershey, A. E. *Natural abundances of stable isotopes trace anthropogenic N and C in an urban stream*. Journal of the North American Benthological Society, 24 (2005), p. 270-289.
- [12] Perga, M.-E. *Origines et flux de carbone dans les réseaux trophiques lacustres : Etude par analyse de la composition en isotopes stables du carbone et de l'azote du zooplancton et des poissons*. Université de Savoie, 2004.
- [13] McKinney, R. A., Lake, J. L., Charpentier, M. A. and Ryba, S. *Using mussel isotope ratios to assess anthropogenic nitrogen inputs to freshwater ecosystems*. Environmental Monitoring and Assessment, 74 (2002), p. 167-192.
- [14] R Development Core Team *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for statistical computing, City, 2008.
- [15] Northington, R. M. and Hershey, A. E. *Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams*. Freshwater Biology, 51 (2006), p. 1959-1973.
- [16] Udy, J. W., Fellows, C. S., Bartkow, M. E., Bunn, S. E., Clapcott, J. E. and Harch, B. D. *Measures of nutrient processes as indicators of stream ecosystem health*. Hydrobiologia, 572 (2006), p. 89-102.
- [17] Finlay, J. C. *Stable-carbon-isotope ratios of river biota: Implications for energy flow in lotic food webs*. Ecology, 82 (2001), p. 1052-1064.
- [18] Newsome, S. D., del Rio, C. M., Bearhop, S. and Phillips, D. L. *A niche for isotopic ecology*. Frontiers in Ecology and the Environment, 5 (2007), p. 429-436.

- [19] Kellman, L. and Hillaire-Marcel, C. *Nitrate cycling in streams: using natural abundances of NO_3 - $\delta N-15$ to measure in-situ denitrification*. *Biogeochemistry*, 43 (1998), p. 273-292.
- [20] Mariotti, A., Germon, J. C., Hubert, P., Letolle, R., Tardieux, A. and Tardieux, P. *Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation of nitrogen isotopes during denitrification*. *Plant and Soil*, 62 (1981), p. 413-430.
- [21] Böttcher, J., Strebel, O., Voerkelius, S. and Schmidt, H. L. *Using isotope fractionnement of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer*. *Journal of hydrologie*, 114 (1990), p. 413-424.
- [22] Sebilo, M., Billen, G., Grably, M. and Mariotti, A. *Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system*. *Biogeochemistry*, 63 (2003), p. 35-51.

Annexe B

Does chemical improvement increase the functional diversity of stream invertebrate communities? A multiple approach based on functional traits, stable isotopic analysis and ecological stoichiometry.

1. Introduction

For a long time, aquatic ecosystem health has been estimated using measures based on species richness and diversity. Most of them consider that all species and all individuals are equal (Magguran 2004). In other words, such taxonomy-based metrics focus mainly on the distribution of individuals within taxa but rarely take into account functional differences that may exist between species or individuals. More recently, several studies have focused on examining the functional role of species in communities and processes that occur in response to habitat degradation (Hooper et al. 2005). The link between species and their role in ecosystem functioning could be assessed by the concept of species “ecological niche” which was first defined by Grinnell (1917) as the set of ecological conditions required for species existence and then considered by Elton (1927) as the role of each species in ecosystem functioning. According to Hutchinson (1957) the ecological niche of a given species can be represented as the hypervolume defined in a multispace whose dimensions are the availability of various resources and/or different environmental condition descriptors. Using species locations in such functional space may allow describing the functional niche used by each species within a given community (Rosenfeld 2002).

Functional space can be also defined by functional trait (sensu McGill et al. 2006) gradients, as proposed by Villéger et al. (2008) for developing metrics characterizing components of functional diversity. Each functional trait describes biological characteristics or ecological preferences of species. This approach has been recently applied in a large range of studies to describe the functional impact of different categories of anthropogenic disturbances on various communities, including habitat alteration on fish communities (Villéger et al. 2010), increasing phosphorus concentration and drought frequency on aquatic plant communities (Arthaud et al. 2012) and logging on tree communities (Baraloto et al. 2012). In contrast, very few studies have applied the functional metrics proposed by Villéger et al. (2008) to freshwater invertebrate communities (Gerisch et al. 2012). However, trait information related to biological attributes (describing morphological, physiological and behavioural characteristics) and ecological preferences (describing species/habitat relationships) of benthic macroinvertebrates, is available for a large range of North American and European species [see for example Vieira et al. (2006) and Tachet et al. (2010) for trait description data bases]. According to Poff et al. (2006) the trait combination of an organism can serve as a proxy of its functional niche. Thus, calculating Villéger et al. (2010) metrics on the functional space defined by invertebrate traits could allow evaluating the functional

diversity of invertebrate communities. As a result, published data bases (e.g. Vieira et al. 2006; Tachet et al. 2010) including trait information coded from published literature and expert opinion, should allow to estimate invertebrate functions in a given ecosystem; i.e. their “fundamental niche” sensu Hutchinson (1957).

Other approaches have been recently used in functional ecology, such as the analysis of stable isotopes that allows the direct or indirect quantification of some “observed” traits in biotic assemblages. In trophic ecology, the analysis of stable isotopes - in particular carbon and nitrogen - allows to better understand the ecosystem food web structure (see Newsome et al. 2007, Boecklen et al. 2011 for a review). Providing important insights into the trophic structure of a community from stable isotope signatures of taxa may be possible using metrics based on the locations of the species from this community in an isotopic space defined by the $[\delta^{13}\text{C}]-[\delta^{15}\text{N}]$ bi-plot; e.g. the metrics proposed by Layman et al. (2007). Such metrics are able to provide a description of the realized trophic niche structure of communities.

Organic enrichment has long been one of the most common threats for aquatic ecosystems (Paul and Meyer 2001). Traditional taxonomy-based approaches have highlighted its negative impact on invertebrate communities, which often leads to decrease in taxonomic richness and diversity (Kondratieff and Simmons 1982, Rueda et al. 2002, Ortiz and Puig 2007). River nutrient enrichment resulting from insufficiently treated urban effluents can alter the quantity, quality and composition of food resources at the basis of the food chains. Several studies have shown that nutrient enrichment, in freshwater ecosystems impairs the elemental composition of primary producers, in particular the elemental composition of the biofilm (Peterson et al. 1993, Cross et al. 2003, Bowman et al. 2005, Singer and Battin 2007). These elemental modifications can also significantly impair primary consumers such as invertebrate scrapers and shredders, which are often (Sterner and Elser 2002, Frost et al. 2003, Evans-White et al. 2005, Fink and Von Elert 2006) – but not always (Bowman, Chambers and Schindler 2005, Small and Pringle 2010, Veldboom and Haro 2011) – constrained within a narrow range of stoichiometric ratios. Moreover, nutrient enrichment enhances stream productivity, increasing both macrophytic (Nagell 1973) and phytoplanktonic (Rabeni et al. 2005) production, and can limit the diversity of trophic resources available for primary consumers. Based on invertebrate trophic groups (Merritt and Cummins 1984), several studies have shown that organic contamination results in the overabundance of collector-gatherers and filter-feeders to the detriment of scrapers and shredders (Kondratieff and Simmons 1982, Shieh et al. 1999). Indeed, organic contamination often increases organic detritus and nutrient amounts in stream, thus potentially increasing planktonic productivity. The analysis of C and N stable isotope ratios is also relevant to analyse the response of invertebrate community to nutrient enrichment (e.g. Cabana and Rasmussen 1996, Ulseth and Hershfy 2005, Bergfur et al. 2009). In addition, the “stable isotope” approach allows evaluating the mean food-chain length (FCL) in the tested assemblage, a major property of communities that can potentially influence trophic interactions and affect ecosystem stability (Post 2007). Because a diminishing amount of resources/energy progressively reaches the upper trophic levels of food chains, the “energy-flow hypothesis” proposed by Hutchinson (1959) considers that food-chain length should decrease as the amount of limiting resources available to top predators decreases, and predicts

a significant relationship between FCL and some measures of local per-unit-size resource availability (Oksanen et al. 1981, Post 2007).

Elemental ratios, trait-based metrics and isotopic analyses have all shown abilities to detect nutrient enrichment. However, no studies have used such approaches together to examine the recovery of macroinvertebrate assemblages after reducing nutrient inputs in a stream highly disturbed by wastewater treatment effluents. This kind of study could allow understanding which functional responses occur during invertebrate assemblage recovery and could help guiding future actions to improve river health.

In this study, we aimed at **evaluating the functional responses of invertebrate assemblages to the reduction of nutrient inputs downstream a new treatment plant** implemented in a stream highly enriched by anthropogenic organic inputs (the Vistre River). The new wastewater treatment plant (WWTP) has significantly reduced the nutrient load of the wastewaters from Nîmes City (France), mainly in terms of phosphorus and nitrogen inputs. Specifically, we aimed at elucidating whether (i) **stream nutrient concentration decrease acts on the quality and quantity of food resources available for benthic invertebrates**, (ii) **modifications in food resource quality impact primary consumers** and (iii) the **modifications in food resource quality and quantity influence the “fundamental” and “realized” functional niches** of invertebrate species within local assemblages.

We have hypothesized that:

(i) *Nutrient concentration decrease in the water column of the Vistre River should reduce phosphorus and nitrogen concentrations in the potential food resources (e.g. FPOM and biofilm) of invertebrates, thus reducing food stoichiometric quality. As a result, an increase in C:P and C:N ratios can be predicted in biofilm and FPOM, as well as an increase in trophic resource-consumer imbalance.*

(ii) *Nutrient input decline by reducing primary production should reduce the quantity of different categories of food resources as, for example, “seston”, “algae” or “macrophytes”, but should potentially increase the quantity of other food resources as “biofilm” due to substrate clogging decrease and water transparency increase. As a result, we expect a decrease in the proportions of filter-feeders and deposit feeders and an increase in the proportions of scrapers, shredders and predators in the community.*

(iii) *Increasing the diversity of food resources should increase the diversity of trophic niches, favouring the settlement of taxa with new feeding habits and food preferences, thus improving functional richness. Reducing nutrient inputs and diversifying trophic niches should lead to a decline in the abundances of POM-dependent dominant trophic groups and to an increase in species abundances of other trophic groups. Thus, taxa abundances should be distributed more equally among trophic groups and divergence in the functional characteristics of taxa should be maximized. As a result, we expect an increase (i.e. an improvement) of the three components of functional diversity proposed by Villéger et al. (2008), i.e. functional richness (FRic), evenness (FEve) and divergence (FDiv).*

(iv) *Decrease in nitrogen concentrations from anthropogenic origin could be revealed by a decrease in heavy nitrogen isotope amount in resources and primary consumers. Moreover, following the “energy-flow hypothesis” (Hutchinson 1959), FCL could be reduced by a decrease in nutrient inputs that could reduce the available food amount, and then the potential available energy at the food chain basis.*

2. Material and Methods

2.1. Study area and sampling sites

The Vistre River is a 46 km-long tributary of the Rhône canal, located near Nîmes City (Southern France) (Fig. 1a and 1b). The stream discharge (annual mean = $2.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), influenced by the Mediterranean climate with high seasonal variation in precipitation, ranges from $0.57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the dry season (May-October) to $23.00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the wet season (November-April). Until its confluence with the Rhône canal, the Vistre River receives the effluents from about 30 wastewater treatment plans (WWTPs) corresponding to an input of 1240 tons of nitrogen and 226 tons of phosphorus per year (SDAGE 2000).

In the studied river section, a new tertiary treatment plant was brought into service in 2008 to improve the Vistre River water quality by biologically reducing N, P and C loads from the Nîmes City wastewaters. This WWTP, that has replaced two old treatment stations, has a capacity of 230,000 population equivalents (PE), and a mean discharge of $0.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

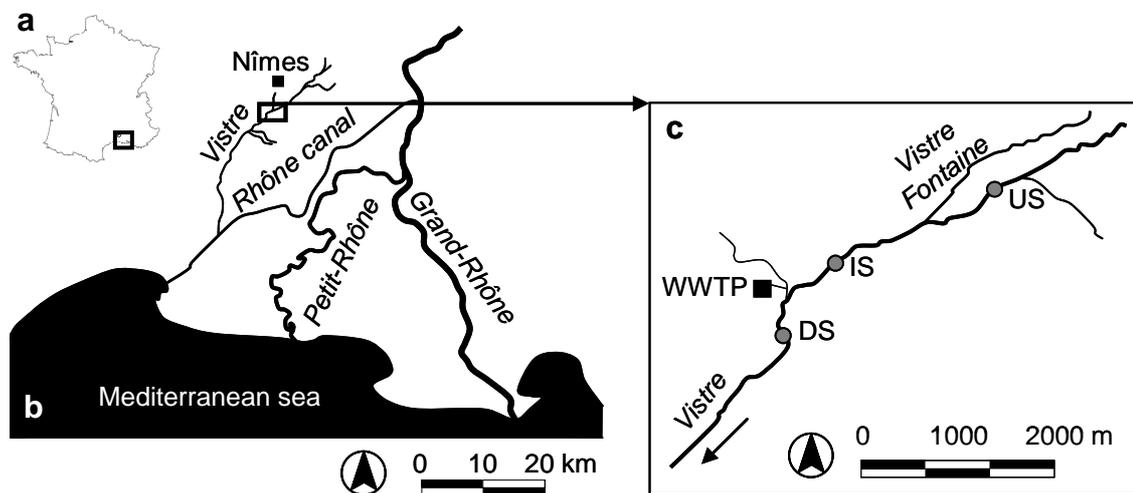


Figure 1: Map of the Vistre River basin and study site locations. a) Location of the Vistre River basin in France. b) Location of the Vistre River studied area in the downstream sector of the Lower Rhône River. c) Locations of the three study sites (circles) and the WWTP sewage inputs in the studied area. US = Upstream Site; IS = Intermediate Site; DS = Downstream Site.

Three sampling sites were located on a three km-long section of the Vistre River taking into account the confluence of the Vistre River with its small tributary, the Vistre

Fontaine, and the new WWTP point source input (Fig. 1c). The upstream site (US) is located about one km upstream of the Vistre Fontaine. The US receives no significant point source pollution but is episodically subjected to non-point source contamination from agriculture and inputs from six small upstream WWTPs. According to the French system of water quality classification (SEQ-eau II; Oudin and Maupas 2003), when simultaneously considering 10 physico-chemical parameters (see Table 1) and applying the “One Out – All Out” principle (Annex V of the Water Framework Directive 2000/60/ EC), the assigned water quality status is “bad” at US in summer due to high concentration in total phosphorus (Table 1). The intermediate site (IS) is located 800 m downstream of the Vistre Fontaine confluence and 800 m upstream of the new WWTP. The Vistre Fontaine mean discharge is $0.13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during the dry season. Even if the water quality increases at IS, it remains “poor” due to high summer concentrations in total phosphorus, orthophosphates and nitrites (Table 1). The downstream site (DS), located just below the new WWTP, has been influenced by its inputs since June 2008. In this river section, the WWTP discharge can be up to 80% of the total Vistre River flow (downstream WWTP input) in summer (SMBVV 2010) and highly contributes to the dilution of nutrient loads in the receiving water flow of the Vistre River. Indeed, the WWTP sewage effluents exhibit lower water concentrations of total phosphorus, nitrites, and nitrates than the Vistre River upstream the confluence (Table 1). As a result, the water quality of the Vistre River has been improved in DS (the “moderate” quality class has been allocated based on physico-chemical variables).

Table 1: Physico-chemical characterization of US, IS and DS (mean value + standard deviation in brackets) and the corresponding limits of quality classes (from the SEQ-Eau 2) for the corresponding elements. Items with the same letter were not significantly different ($\alpha = 0.05$; ANOVA and Tukey HSD post hoc test).

		Toxic quality classe threshold					US	IS	DS
		High	Good	Moderate	Poor	Bad			
DOC	mg C/L	5	7	10	15	> 15	4.33 (0.1)	4.37 (0.31)	4.55 (0.39)
NH ₄ ⁺	mg NH ₄ ⁺ /L	0,1	0,5	2	5	> 5	0.11 (0.02)	0.46 (0.19)	0.34 (0.13)
NO ₂ ⁻	mg NO ₂ ⁻ /L	0,03	0,3	0,5	1	> 1	0.36 (0.13)	0.53 (0.21)	0.48 (0.15)
NO ₃ ⁻	mg NO ₃ ⁻ /L	2	10	25	50	> 50	15.20 (1.28)	14.40 (1.17)	12.02 (1.82)
P _{tot}	mgP/L	0,05	0,2	0,5	1	> 1	0.72 (0.09) ^a	0.51 (0.10) ^{a,b}	0.40 (0.04) ^b
PO ₄ ³⁻	mg PO ₄ ³⁻ /L	0,1	0,5	1	2	> 2	2.05 (0.32) ^a	1.11 (0.19) ^b	0.99 (0.14) ^b
Cl ⁻	mg/L	50	100	150	200	> 200	64.8 (3.2) ^a	47.0 (2.3) ^b	68.8 (4.2) ^a
SO ₄ ²⁺	mg SO ₄ ²⁺ /L	60	120	190	250	> 250	88.4 (3.2) ^a	75.2 (1.3) ^b	75.8 (0.9) ^b
Mg ²⁺	mg/L	50	75	100	400	> 400	7.9 (0.2)	7.3 (0.1)	7.9 (0.2)
Na ⁻	mg/L	200	225	250	750	> 750	37.9 (2.5) ^a	29.1 (1.5) ^b	43.9 (2.7) ^a

2.2. Field and laboratory designs

2.2.1. Invertebrate community survey

Benthic macroinvertebrate assemblages were sampled in August 2011, i.e., three years after the new WWTP implementation with a common normalized protocol (Multi-Habitat Sampling: AFNOR 2009). Twelve sample units were performed with a Surber net (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm) taking into account both relative coverage and hosting capacity (i.e. the capacity of a given substrate to host a rich and diverse invertebrate assemblage) of mesohabitats (i.e. a combination of a substrate type and a range of current speed; *sensu* Beisel et al. 1998).

Sample units were pooled “by site”, providing the “site” samples. Samples were preserved in 4% formalin in the field and transferred to the laboratory where they were sieved. Macroinvertebrates were sorted, identified at the taxonomical level fixed by the norm AFNOR XP T90-388 (AFNOR 2010), i.e. the genus level, except for Diptera (family or tribe only) and Oligochaeta (identified as such), and counted.

2.2.2. Stable isotope and elemental content analyses

Additional individuals of some taxa were collected for the analyses of carbon and nitrogen stable isotopes and C, N, P contents.

Seven benthic genera from different trophic groups (Tachet et al. 2010): *Baetis* (Ephemeroptera, Baetidae; scraper), *Calopteryx* (Odonata, Calopterygidae; predator), *Coenagrion* (Odonata, Coenagrionidae; predator), *Gammarus* (Amphipoda, Gammaridae; shredder), *Physella* (Gastropoda, Physidae; scraper) or *Radix* (Gastropoda, Lymnaeidae, scraper) at US/IS and DS respectively, *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae, filterer) and *Hydropsyche* (Trichoptera, Hydropsychidae; filterer) were selected for stable isotope analyses. All these genera exhibited high relative abundance in the invertebrate assemblages of the three sites. Individuals were caught with a Surber net to obtain sufficient mass (about 1 mg) for the isotopic analyses of three replicates per genus. Gut contents and shells (for molluscs) were removed.

Most of the potential food resources of the selected taxa were sampled in each site. Biofilm was collected on 10 to 15 cobbles removed from water and gently brushed with a stiff Nylon brush. Sediment, including fine particulate organic matter (FPOM), was taken from the bottom of lentic areas.

All the samples were directly frozen in the field before being freeze-dried 24h to -76°C at the laboratory, ground with a ball mill, and weighed in a tin capsule. Carbon and nitrogen contents and carbon and nitrogen stable isotope concentrations were measured by isotope ratio-mass spectrometry [IRMS Finnigan delta S (Germany)]. Phosphorus concentration in organisms was determined by automated mass spectrometer [Konelab 20XT, Fisher Scientific (France)] after digestion by sodium persulfate (Danger et al. 2008).

Stable isotopic ratios were reported in δ notation as parts per thousand differences from international standards: “Vienna Pee Dee Belemnite” and “atmospheric N₂” for carbon and nitrogen, respectively. The precision of measurements is 0.2‰ for $\delta^{13}\text{C}$ and 0.5‰ for $\delta^{15}\text{N}$ (Sellanes et al. 2011).

2.3. Data analyses

2.3.1. Trophic resource quality

It has been assumed, in this paper, that food quality is directly related to the elemental content of trophic resources, even if various organic compounds, e.g. certain fatty acids or amino acids, have been demonstrated as key factors on invertebrate growth and production (e.g. Goedkoop et al. 2000; Basen et al. 2013). Elemental molar C:N and C:P ratios were calculated for biofilm and FPOM, simultaneously present in the three sites. The statistical significance of each between-site difference was tested for each C:N and C:P ratio using one-way ANOVA, followed by Tukey HSD post hoc test if a significant heterogeneity had been evidenced.

2.3.2. Consumer/resource elemental imbalance

The elemental imbalance between two food resources (biofilm and FPOM) and two primary consumers located close to these resources and potentially feeding on them [respectively the scrapers *Physella* (at US/IS) or *Radix* (at DS) and the filter-feeder *Corbicula*] was calculated as the arithmetic difference between the resource and the consumer C:N:P ratios, applying the approach described by Elser and Hassett (1994). We associated a 95% confidence interval to the mean difference observed for each site and each elemental imbalance calculated (*i.e.* C:N, C:P).

2.3.3. Trophic niche based on potential traits

Two biological traits, which have high potential to discriminate freshwater systems according to their trophic level (Charvet et al. 1998, Lecerf et al. 2006), were selected to analyse the “trophic” niche of invertebrate assemblages. These traits respectively describe (i) the “food” resources potentially eaten by taxa, and (ii) their “feeding habits”. These traits were resolved into 9 and 7 categories, respectively (see Fig. 4). A fuzzy coding procedure (Chevenet et al. 1994) was used to describe the link between a given taxon and each of the trait categories, by assigning a score to each taxon describing its affinity to each trait category from “0” indicating “no affinity” to “3” (feeding habits) or “5” (food) indicating “high affinity”. Thereby, the relevant characteristics of a taxon were described by the relative distribution of the information among the different categories defining each trait (see Usseglio-Polatera et al. 2000; Tachet et al. 2010 for further details).

2.3.3.1 Biological trait profiles

The mean trait profile of each site sample assemblage was obtained by weighing the individual trait profiles of taxa by their log-transformed abundances in the site sample. Then, the sums of the weighted scores (one per trait category) were rescaled to sum to one for each trait and each site, following Dolédec et al. (2000).

2.3.3.2. Functional diversity metrics

The metrics proposed by Villéger et al. (2008) were calculated independently for the two biological traits to evaluate the three main components of functional diversity: “richness”, “evenness” and “divergence”. To calculate the metrics proposed by Villéger et al. (2008) directly from the values of the two traits taken into account, these traits have to be quantitative and continuous. Thus, for each trait, a Fuzzy Correspondence Analysis (Chevenet et al. 1994) has been performed on the “taxa x trait categories” array to obtain continuous measures of trait information (i.e. factorial axes) for taxa. The functional space was defined by the number of FCA axes sufficient for explaining at least 80% of the total variance in taxa food preferences or feeding habits. Taxa were located into each multidimensional trait-based space according to their coordinates on the corresponding factorial axes.

Functional richness (FRic) represents the volume occupied by an assemblage in the multidimensional space (Mason et al. 2005, Villéger et al. 2008). FRic can be measured using the convex hull method developed by Cornwell et al. (2006). The convex hull is defined as the smallest convex hypervolume that includes all the taxa of the community in the trait-based multidimensional space (Preparata and Shamos 1985). Functional richness does not consider the relative abundances of taxa and has no upper limit because the convex hull volume can potentially increase with the addition of a new taxon in the community. For each site, FRic was standardized by the potential maximum volume filled by a theoretical community simultaneously including all the taxa identified in the three sites. This standardization constrains FRic values between 0 and 1 (Villéger et al. 2011). Functional evenness (FEve) measures the uniformity in the relative distribution of trait category affinity scores, weighed by the abundances of taxa in the site assemblages (Mason et al. 2005). FEve is estimated, using the minimum spanning tree method linking all the trait points in the multidimensional trait space with the minimal sum of total tree branch lengths (Villéger et al. 2008). Functional divergence (FDiv) describes the distribution of taxon abundances within the multidimensional volume filled by a site assemblage (Villéger et al. 2008). FDiv is estimated from the orthogonal distances between each taxon and the circle centered on the centre of gravity (G) of the taxa located at the vertices of the convex hull used to calculate FRic and with a radius corresponding to the average Euclidean distance between G and these taxa. Functional evenness and divergence are constrained between 0 and 1. Functional metrics were calculated using the R scripts provided by Villéger et al. (2008).

Finally, we tested whether the strength of the water quality filter was weakened or not by the improved treatment of waste waters. We used an abundance-based null model [IF algorithm; Ulrich and Gotelli (2010) but see chapter II §2.4.2. for further details] to derive, from the data from Least Impaired River Reaches (LIRRs) of the same stream type (i.e. data

from the National RCS survey; Mondy et al. 2012), a range of metric values that should correspond to reference conditions (see chapter II §2.4.2. for further details). For each metric and each sample, p-values were computed by comparing the observed site values to the corresponding distribution of LIRR values randomly obtained (Manly 1997).

2.3.4. Realized niche

The trophic structure of site assemblages was assessed and compared using four community metrics developed by Layman et al. (2007). These metrics were developed applying the same approach than Villéger et al. 2008. Indeed, both groups have proposed functional metrics that estimate functional diversity based on taxon locations in a space potentially representing trophic space. According to their values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, taxa from a given site were placed into a bi-dimensional plot considered as the “isotopic space”. Three of the four metrics potentially provide insights into trophic diversity of assemblages, measuring the total extent of taxon spacing within this isotopic space. $\delta^{15}\text{N}$ range (NR) and $\delta^{13}\text{C}$ range (CR) measure the Euclidean distances in the isotopic space between the two taxa exhibiting the lowest and the highest $\delta^{15}\text{N}$ or $\delta^{13}\text{C}$ values, respectively. NR potentially provides insights into the vertical structure of the trophic chains within the trophic web. A higher NR value suggests more trophic levels in the assemblage, and then potentially higher degree of trophic diversity. CR gives an estimate of the diversity of basal resources potentially available for the assemblage. Total area (TA) is the convex hull including all the taxa of an assemblage (see § 2.3.2.2 on FRic for further information). TA, evaluating the total amount of trophic spaces filled (at least partially) by the taxa of an assemblage, is a proxy of the total extent of trophic diversity within a food web (Jackson et al. 2011). The standard deviation of nearest neighbour distance (SDNND), taking into account the evenness of distances among taxa within the assemblage, is a robust estimation of trophic redundancy (Layman et al. 2007).

These four metrics were calculated using, for each taxon, its $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ mean values based on the three taxon replicates per site. As a consequence, this approach does not take into account uncertainty in mean estimation resulting from sampling process. Jackson et al. (2011) developed an approach allowing to account for the uncertainty on measured isotopic ratios in metric calculation. First, the uncertainty around the mean value of each isotopic ratio ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) is described by a normal distribution. However, observed data indicated that the two measured parameters are not independent and thus, could not be sampled independently of their respective distribution. Alternatively, we have to sample individuals (i.e. a set of measures for both $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) from the multivariate normal distribution defined by the two normal distributions of the isotopic ratios and by a distribution describing the covariance matrix (here an Inverse-Wishart distribution with the following parameters: $\rho = 2$, $V = \begin{bmatrix} 2 & 0 \\ 0 & 2 \end{bmatrix}$). Then, 1000 samples were drawn from this multivariate normal distribution and the 1000 corresponding values of each metric were calculated, defining a distribution per metric that allows to assess its uncertainty, given the original uncertainty of the isotopic ratio measures. Associated 95% interval is derived from each metric measure.

All the analyses were performed using R 2.12.2 software (R Development Core Team 2008). The SIAR (Stable Isotope Analysis in R) package in R Software was used to calculate Layman et al. (2007) metrics and associated uncertainty.

3. Results

3.1. Resource quality

Few variations in trophic resource quality were evidenced (Fig. 2). The decline in nutrient concentration in the Vistre River water due to the higher efficiency of WWPT after 2008, led to a decrease in the nitrogen amount of the biofilm in DS (Table 2), and then to an increase in the C:N ratio. In contrast, the decrease in C:N and C:P ratios of FPOM in DS, could be more related to a decline in carbon concentration between US and DS than to an increase in P and N concentrations.

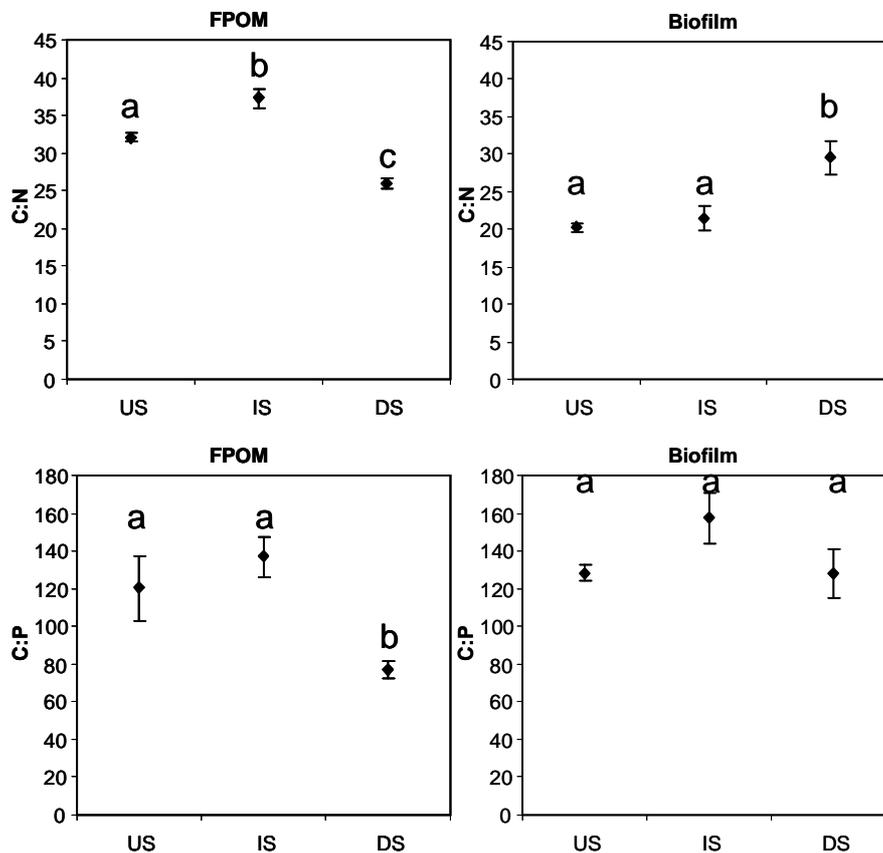


Figure 2: Ranges of nutrient ratio C:N and C:P in the two main trophic resources of benthic macroinvertebrates of the sites US, IS and DS. a, b and c are groups of sites exhibiting trophic resources with statistically different ranges of nutrient ratios (one-way ANOVAs plus Tukey HSD post hoc tests if a significant heterogeneity had been evidenced).

Table 2: Nitrogen, carbon and phosphorus amount in food resources and primary consumers (mean \pm standard deviation)

Site	Food resource or taxon	%N	%C	% P
US	Biofilm	0.42 \pm 0.05	7.26 \pm 0.50	0.15 \pm 0.01
IS	Biofilm	0.50 \pm 0.09	9.04 \pm 0.31	0.15 \pm 0.02
DS	Biofilm	0.27 \pm 0.05	6.82 \pm 0.55	0.14 \pm 0.02
US	FPOM	0.25 \pm 0.03	6.84 \pm 0.70	0.15 \pm 0.02
IS	FPOM	0.21 \pm 0.01	6.63 \pm 0.04	0.13 \pm 0.02
DS	FPOM	0.21 \pm 0.03	6.62 \pm 0.31	0.16 \pm 0.02
US	<i>Physella</i>	11.56 \pm 0.32	44.84 \pm 0.24	1.15 \pm 0.03
IS	<i>Physella</i>	11.39 \pm 0.21	45.12 \pm 0.19	1.14 \pm 0.09
DS	<i>Radix</i>	11.20 \pm 0.55	44.50 \pm 0.70	1.05 \pm 0.12
US	<i>Corbicula</i>	11.44 \pm 0.25	46.68 \pm 0.25	1.05 \pm 0.06
IS	<i>Corbicula</i>	na	na	na
DS	<i>Corbicula</i>	11.04 \pm 0.22	47.68 \pm 0.38	1.14 \pm 0.12

3.2. Resource-consumer elemental imbalance

The C:N imbalance between the biofilm and scraping snails (*Physella* or *Radix*) was positive for the three sites (Fig. 3), indicating that the biofilm N relative content was potentially insufficient regarding the requirements of scrapers. This imbalance was higher at DS than at both US and IS. The biofilm-scrapers C:P ratio imbalance was significantly higher at IS than at US and DS. The FPOM-*Corbicula* C:P ratio imbalance was low both in US and DS. In contrast, the FPOM-*Corbicula* C:N ratio imbalance, higher at DS than US, was still higher than the biofilm-scrapers C:N ratio imbalance in the corresponding sites.

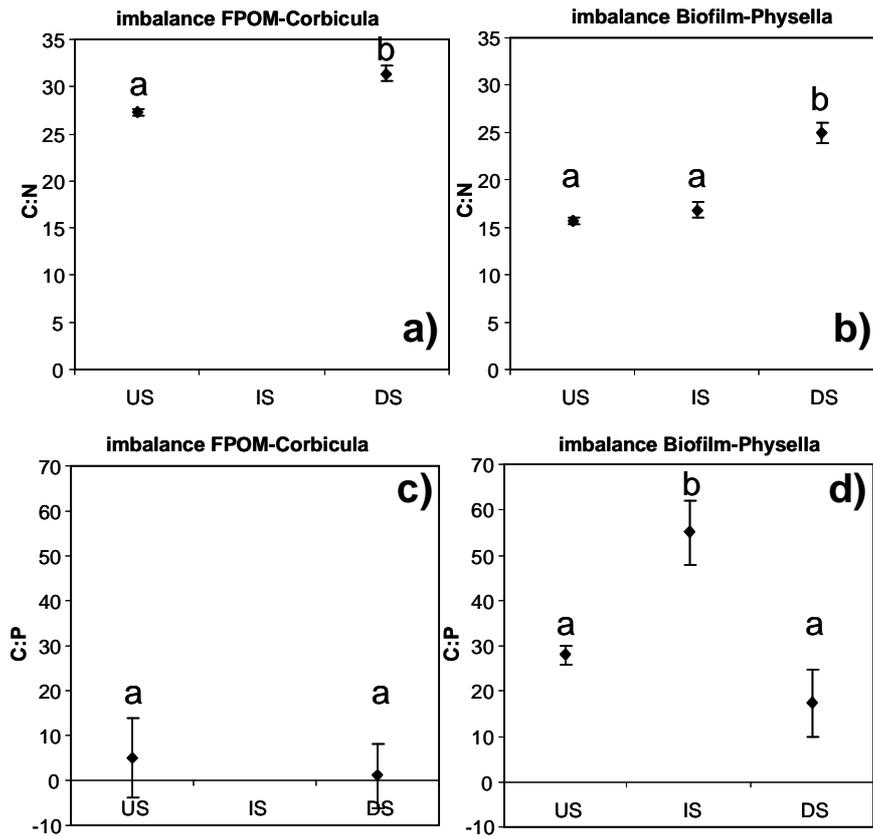


Figure 3: C:N and C:P ratio imbalances characterizing the FPOM-*Corbicula* (a & b) and the Biofilm-*Physella* (US and IS in c & d) or Biofilm-*Radix* (DS in c & d) interaction. The elemental imbalance characterizing a given “trophic source-consumer” interaction has been calculated as follows (e.g. for the C:N ratio: $C:N_{imb} = C:N_{trophic\ source} - C:N_{consumer}$). Items with the same letter were not significantly different ($\alpha = 0.05$).

3.3. Trophic niche based on potential traits

3.3.1. Food preferences and feeding habits

The observed relative abundances of predators and parasites (Fig. 4a) were clearly higher on the three sites than those expected in LIRRs. On the contrary, the proportion of shredders was lower than that expected on LIRRs. The relative abundance of scrapers (lower in IS and DS than expected in LIRRs) and filter-feeders decreased along the longitudinal gradient. The relative abundance of shredders increased in DS, even if always clearly lower than the expected range of values in reference conditions (Fig. 4a).

Additionally, coarse plant detritus, living microphytes and macrophytes were trophic sources less selected by invertebrate assemblages in the three sites than in LIRRs. The deviation was especially important for microphytes in DS (Fig. 4b). In contrast, both living micro- and macro-invertebrates were more used as food than expected in reference conditions in the three sites, except macroinvertebrates in US.

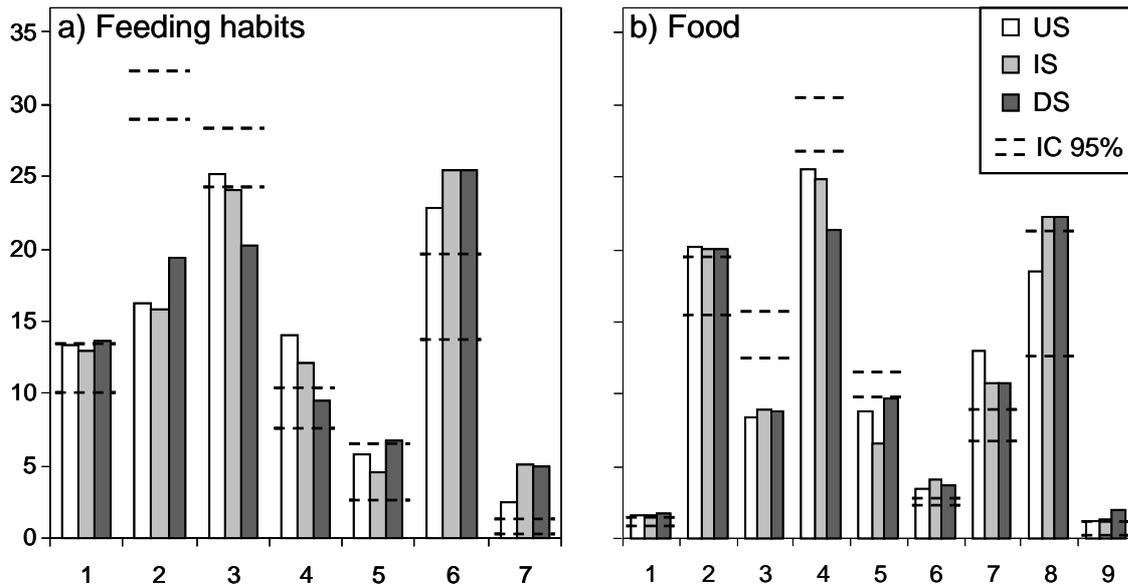


Figure 4: Mean trait profiles of benthic invertebrate assemblages in US, IS and DS for the traits “feeding habits” (a) and “food” preferences (b). Each trait is described by several categories. Each trait profile is described by the relative abundances (in %) of its categories in the trait utilization by each site assemblage. US = Upstream Site; IS = Intermediate Site; DS = Downstream Site. The dotted lines represent the limits of the confidence interval including 99% of the reference values derived from the null model approach. Feeding habits: 1: absorber and deposit feeder, 2: shredder, 3: scraper, 4: filter-feeder, 5: piercer, 6: predator, 7: parasite. Food: 1: microorganisms, 2: detritus > 1mm, 3: dead plant < 1mm, 4: living microphytes, 5: living macrophytes, 6: dead animal, 7: living microinvertebrates, 8: living macroinvertebrates, 9: vertebrates.

3.3.2. Trait-based functional diversity

Very low between-site differences occurred in FRic (Table 3). Site invertebrate assemblages filled at least 60 % and 100 % of the maximum (i.e. when considering the whole set of taxa from the three sites) hypervolumes describing respectively the potential diversity of (i) food preferences and (ii) feeding habits, in reach assemblages (Table 3). FEve values were always significantly lower than null model expectations only in DS for both “feeding habits” and “food” preferences (Table 3). Significant (positive) differences were identified between the observed FDiv values and null model expectations in both US and DS for “food” preferences, and in IS for feeding preferences. Divergence in the utilization of food categories increased from upstream to downstream (Table 3). FDiv was higher than expected in reference conditions at US (0.67) and DS (0.63).

Table 3: Functional Richness (FRic), Evenness (FEve) and Divergence (FDiv) calculated for benthic assemblages from US, IS and DS, based on their mean community profiles for the traits “Feeding habits” and “Food” preferences”. Significance differences from null model interval: * < 0.05, ** < 0.01, * < 0.001. (+) the metric value is higher than the upper limit of the null model interval, (-) the metric value is lower than the lowest value of the null model interval.**

		US	IS	DS
Food	FRic	0.61	0.60	0.61
	FEve	0.31	0.38	0.22***(-)
	FDiv	0.67**(+)	0.57	0.63**(+)
Feeding habits	FRic	1.00	1.00	1.00
	FEve	0.27	0.23	0.19***(-)
	FDiv	0.56	0.66***(+)	0.52

3.4. Stable isotope analyses

Between-site differences in niche width measurements were rather low (Table 3). CR decreased from US to DS. The range of $\delta^{13}\text{C}$ (2.42 - 2.45 ‰) was lower at DS than at both US (3.14 - 3.18 ‰) and IS (2.89 - 2.92 ‰) (Table 3). Except for CR, community-wide metric values were higher at IS than at US and DS. The most important differences occurred between IS and DS. In particular, TA and SDNND decreased by about 40% from IS to DS (Table 3).

Table 3: Four metrics calculated on the isotopic space following Layman et al. (2007) of invertebrate communities sampled at each study site on the Vistre River. Values are reported as the mean and the 95% interval from Bayesian models. NR: $\delta^{15}\text{N}$ range; CR: $\delta^{13}\text{C}$ range, TA: total area; SDNND: standard deviation of nearest neighbour distance.

	US		IS		DS	
	mean	95% CI	mean	95% CI	mean	95% CI
NR	6.90	[6.88-6.92]	7.97	[7.95-7.99]	6.67	[6.65-6.69]
CR	3.16	[3.14-3.18]	2.91	[2.89-2.92]	2.44	[2.42-2.45]
TA	12.29	[12.23-12.36]	12.58	[12.50-12.65]	7.89	[7.83-7.95]
SDNND	0.94	[0.94-0.95]	1.17	[1.17-1.18]	0.69	[0.69-0.70]

4. Discussion

4.1. Resource quality

The trophic resource exhibited rather low variation in quality. A decrease in the N-amount of the biofilm in DS may be related to the reduction of the N-concentration in the Vistre River due to the dilution effect of the poorly enriched effluents (up to 80% of the River flow in summer) from the WWTP (Table 1) joining the River just upstream of DS. Nitrogen

became potentially the limiting factor of biofilm development downstream the WWTP discharge point source in contrast to US and IS where phosphorus could be the more limiting factor.

No clear reduction of P concentration has been evidenced in food resources, even if P concentrations seemed to decline along the Vistre River reach, revealing probably a rather low flexibility of autotrophic organisms in nutrient storage strategy.

4.2. Resource-consumer imbalance

Many works have already suggested that a consumer's chemical composition [i.e. (C:N:P) ratio] is relatively homeostatic regardless of fluctuations in the chemical composition of its food (Gulati & DeMott 1997; Cross et al. 2003; Persson et al. 2010); a greater constancy of their C:P or C:N ratios than of their food being observed. It has generally been assumed that autotrophs exhibit certain flexibility in their element composition (e.g. Sterner et al. 1998), while heterotrophs are confined to a more constant body composition (Fagan et al. 2002; Persson et al. 2010). As a result, direct supplementation or depletion of nutrients should have no significant effect on their stoichiometric composition. However, more recent works have suggested that heterotrophs; including benthic macroinvertebrates, are not so strictly homeostatic (e.g. Fink & Von Elert 2006; Small & Pringle 2010) and that nutrient homeostasis can vary widely as a function of both biological traits of taxa and environmental conditions (Persson et al. 2010).

Taking into account the quality of both basal resources, we have expected (i) an increase in the biofilm/*Physella* C:N and C:P elemental imbalance in DS, and (ii) a reduction of the FPOM/*Corbicula* imbalance in DS.

A biofilm/*Physella* C:N elemental imbalance has been observed in IS and DS, even if rather low when compared to C:N imbalances obtained in other studies. Indeed, (Bowman et al. 2005) observed a decrease in biofilm-mayfly imbalance regarding the C: N ratio from 77 in Rocky Mountain stream sites located upstream WWTP inputs to 16 in sites located downstream these inputs, even if the studied WWTP induced a nitrogen increase of only few micrograms per litre (from 87.4 upstream to 119.8 $\mu\text{g/L}$ downstream the WWTP). Such contrasted results could be explained by differences in basal trophic conditions of the studied streams. Indeed, Bowman et al. (2005) worked on a N- and P-limited stream. In contrast, the studied reach of the Vistre River is already highly enriched in nutrients by important inputs in the upstream watershed. Therefore, even if the magnitude of the nitrogen decline downstream the new WWTP was hundred fold higher in the Vistre River than the magnitude of the nitrogen increase in the rivers studied by Bowman et al. (2005), the corresponding impact on the biofilm elemental composition was very low and seems to have little effects on primary consumers. An increase in the biofilm/*Physella* C:P imbalance was also observed, due to an increase in the biofilm carbon concentration in IS, leading to an increase in the C:P biofilm ratio, and then an increase in the biofilm/*Physella* C:P imbalance. In contrast, no reduction of the FPOM-*Corbicula* C:P or C:N imbalance was observed.

Globally, it seems that N and P concentration variations in water had rather little impact on C:N and C:P ratios of trophic resources and primary consumers. This response would be probably due to a still large amount of nutrients available in the studied reach, even if nutrient concentrations have decreased in DS, because of an already important nutrient enrichment of the upstream watershed.

4.3. Food preferences and feeding habits

Several studies have already demonstrated a clear response of invertebrate trophic groups to river organic contamination. Filter-feeders often take advantage of nutrient enrichment (Hynes 1960, Benoit 1971, Wuhrmann 1972, Kondratieff & Simmons, 1982, Shieh et al 1999, Roy et al. 2003) to the detriment of shredders (Shieh et al 1999) and predators (Kerans and Karr 1994, Shieh et al 1999), as observed in US; thus confirming the serious nutrient contamination of the Vistre River watershed upstream the studied section. In contrast, observed changes in the trophic structure of the invertebrate assemblage in DS (higher proportion of shredders and predators and lower proportion of filter-feeders) may be related to the increasing chemical quality after commissioning the new tertiary WWTP. However, the trophic structure in DS remains different from that observed in reference conditions, probably because nutrient concentrations were still high in August 2011. In particular, the lower proportion of shredders than expected in LIRRs could be related to the poor riparian arborescent vegetation in this sector due to the long history of channelization of the Vistre River.

Variations in trophic resource utilization by benthic invertebrate assemblages are coherent with observed variation in their known potential feeding habits (e.g. simultaneous decrease in scrapers and microphyte utilization or simultaneous increase in predators and microinvertebrate consumption). The decrease in DS scraper proportion due to a decline in the abundances of *Baetis*, Gastropoda (i.e. *Physella*, *Radix*, *Ferrissia*, *Ancylus* and *Menetus*) and several coleopterans, is somewhat surprising, because in contrast with several studies demonstrating a negative response of scrapers to N and P enrichment (e.g. Kerans and Karr 1994, Shieh et al. 1999). This decline is balanced by an important increase in algae piercers from the genus *Hydroptila*.

4.4. Trait-based functional diversity

Gafner and Robinson (2007) have suggested that changes in food quality associated with stream nutrient enrichment can cause shifts in benthic macroinvertebrate community structure and decrease taxonomy-based diversity. In this study, we hypothesized an increase of trait-based functional diversity in response to the Vistre River water quality improvement at IS and DS. However, functional richness (FRic in Table 2) did not vary among sites, both for food and feeding habits. Functional evenness (FEve), which describes the evenness of abundance distribution in each functional trait space (Villéger et al. 2008), was lower in DS than expected in LIRRs for both traits. Functional divergence (FDiv), describing how abundance is spread along the selected functional trait axes, was higher than expected in

LIRRs for food in both US and DS and for feeding habits in IS. This absence of significant differences in FRic can be easily explained by the low between-site differences in taxonomic richness, especially for species exhibiting marginal locations in the multidimensional functional trait space (Figure 5). More than half of the taxa were common to the three site assemblages. Pease et al. (2012) have already related an increase in the functional volume occupied by fish communities (i.e. FRic) with an increase in taxonomic richness. Unsurprisingly, therefore, taxa with extreme trait values exhibited no between-site differences or were replaced by other taxa with similar trait profiles, drastically reducing the range of functional richness variation in the Vistre River. This response pattern has been already observed in fish (Villéger et al. 2010) or amphibian (Ernst et al. 2006) communities subjected to habitat degradation.

Functional evenness responds to water quality improvement. However, the observed decline in functional evenness in the DS community was not expected, taking into account the increase of taxonomic evenness at both IS and DS (see Table S1). Functional evenness reveals the level of functional similarity among dominant species (Villéger et al. 2010). This metric is closely linked to the relative abundances of “specialist” vs. “generalist” species (Baraloto et al. 2012). For example, Filippi-Codaccioni et al. (2009) observed an increase of functional evenness with the decrease of specialist species in bird communities of an urban area. Denno and Fagan (2003) considered that nitrogen limitation can promote omnivory among nitrogen-limited carnivorous arthropods. In the Vistre River, the invertebrate assemblages were composed of (i) some abundant generalist taxa (e.g. Chironomidae, Hydracarina) which exhibit wide preference spectra for the two selected traits and (ii) one or two specialist taxa (e.g. *Corbicula* which is coded as an exclusive filterer or *Gomphus* which is a predator) which were sufficiently abundant to generate functional imbalance (Fig. S1). Gerisch et al. (2012) already observed simultaneously a decrease in functional evenness and stability in taxonomic evenness in communities subjected to flood disturbance. They explained this response pattern by the presence of several species with low abundances but very different functional characteristics which appeared with disturbance, inducing this functional imbalance.

In contrast to functional richness and evenness, the functional divergence of site assemblages responded to nutrient decrease by an increase of metric value in food resource utilization at DS. The functional divergence is maximal when the most abundant species were already those with the most extreme trait values (Villéger et al. 2010). An increase in divergence calculated on food preferences and/or feeding habits could signify a better complementarity of species within the assemblage for trophic resource utilization. This result is consistent with our hypothesis that a decline in nutrient concentration could slow down river productivity and therefore release new trophic niches.

4.5. Realized niche

We have hypothesized (Hypotheses 2 and 3) that WWPT organic matter input reduction should increase the diversity of trophic niches available for the local invertebrate assemblage and leads to a better balance in the utilization of food resources by reducing the

proportion of the dominant trophic groups (e.g. filter-feeders, deposit-feeders) at the benefit of other functional feeding groups (e.g. scrapers, shredders). As a result, (i) a global increase in the hypervolume that includes all the taxa of the assemblage in the food/feeding habits multidimensional space (i.e. an increase in TA) and (ii) a better balance in trophic resource utilization by taxa (i.e. a decrease in SDNND), could be expected. Most of the community-wide metrics calculated on invertebrate assemblages did not differ enough among sites to be clearly related to water quality improvement. Only TA (unexpectedly) and SDNND (expectedly) decreased at DS with the same order of magnitude than the decrease found by Lloret and Marin (2009) when moving away from the enrichment point source (for TA, from 31.57 and 1.14 just downstream of the enrichment point source to 17.79 and 0.73 at the farthest site, for TA and SDNND respectively).

Between-site differences in the range of invertebrate carbon ratio were low, in coherence with recent studies demonstrating that the $\delta^{13}\text{C}$ signature of consumers does not change a lot with nutrient concentrations (Northington and Hershey 2006, Lloret and Marin 2009). The low variability in the $\delta^{13}\text{C}$ range of invertebrate taxa could indicate a rather similar diet of consumers at the three study sites. Another explanation may be in the proximity of the isotopic signatures of each resource among the three sites. Furthermore, if the total amount of available trophic resources decrease (because of a decline in river productivity due to lower nutrient inputs and globally low allochthonous CPOM inputs), we must expect a diversification in food utilization within invertebrate assemblages. However, the resulting higher diversity in food utilization does not automatically correspond to an increase in CR and TA, because these variations may be blinded by the proximity of food resource signals.

5. Conclusion and perspectives

Using complementary functional approaches allows to more efficiently evidencing functional changes in biotic communities in response to the decrease in phosphorus concentration in the Vistre River. Although a decline in nutrient inputs in the Vistre River after WWTP-B commissioning, only low variation in trophic resource quality was observed. This low variation in elemental composition of basal food resources could partially explain the low between-site changes in invertebrate assemblage richness, potentially limiting the magnitude of functional richness responses. Lloret and Marin (2009) have already shown that differences among food resources may result in abundance variation between communities but are sometimes insufficient for altering the trophic structure of these communities. Nevertheless, a community response, via trophic groups, has been observed in the Vistre River.

Functional divergence allows a more precise analysis of functional processes occurring in communities because differently characterizing communities dominated by "specialists" or "generalists" (Mouchet et al. 2010). As a result, functional divergence could be a useful tool for early identifying the functional response of an invertebrate assemblage to environmental changes (including chemical quality improvement) when only minor

anthropogenic impairing effects are still induced. Several studies have already underlined the sensitivity of functional diversity indices to the choice of traits taken into account (Lavorel et al. 2008, Mouchet et al. 2010). More studies are required to define which trait or combinations of traits are the best adapted for identifying the impact of different kinds of environmental disturbances on invertebrate communities.

If stable isotopes have already clearly demonstrated the impact of anthropogenic nutrient inputs in community trophic ecology, the observed response of the Vistre River invertebrate communities are not so clear after nutrient input reduction.

Numerous variations in environmental conditions may act on the functional responses of invertebrate communities; e.g. light and current velocity may influence stream productivity resulting in modifications in the isotopic ratios of producers (Finlay et al. 1999). It is quite difficult to determine which part of the community changes at DS could be associated to nutrient decrease. It seems that water quality improvement, without habitat condition improvement, can limit a clear functional recovery of invertebrate communities in urban streams (Northington and Hershey 2006). Furthermore, the “quality” of the responses of biotic communities to river restoration at the reach scale highly depends of the importance of anthropogenic pressures impairing the river at larger spatial scales (e.g. watershed scale) that can highly reduce the improvement of restoration actions and must be taken into account in the ecological success evaluation of river restoration projects.

Acknowledgements

This study was supported by ‘Cemagref/IRSTEA’. Isotopic analyses were performed at the French National Institute for Agricultural Research (INRA) at Champenoux (France). We are especially grateful to Marie-Claude Roger, Guillaume Le Goff, Aurélie Josset, and Chloé Louche for their help during the field work and to Nicolas Angeli, Christian Hossann, Michael Danger, Faustine Charmasson, Philippe Rousselle, Maël Garaud, and Julio Arce Funck and for their help during the laboratory work.

Literature cited

- AFNOR. 2009. XP T 90-333 Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. Paris (France), AFNOR. pp. 22.
- AFNOR. 2010. XP T90-388 Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macroinvertébrés de cours d'eau. Paris (France), AFNOR. pp. 21.
- Arthaud, F., D. Vallod, J. Robin and G. Bornette. 2012. Eutrophication and drought disturbance shape functional diversity and life-history traits of aquatic plants in shallow lakes. *Aquatic Sciences* 74: 471-481.
- Baraloto, C., B. Herault, C. E. T. Paine, H. Massot, L. Blanc, D. Bonal, J.-F. Molino, E. A. Nicolini and D. Sabatier. 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology* 49: 861-870.
- Basen, T., R. Gergs, K.-O. Rothhaupt and D. Martin-Creuzburg. 2013. Phytoplankton food quality effects on gammarids: benthic-pelagic coupling mediated by an invasive freshwater clam. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 198-207.
- Beisel, J.-N., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas and J.-C. Moreteau. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73-88.
- Bergfur, J., R. K. Johnson, L. Sandin and W. Goedkoop. 2009. Effects of nutrient enrichment on C and N stable isotope ratios of invertebrates, fish and their food resources in boreal streams. *Hydrobiologia* 628: 67-79.
- Boecklen, W. J., C. T. Yarnes, B. A. Cook and A. C. James. 2011. On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42: 411-440.
- Bowman, M. F., P. A. Chambers and D. W. Schindler. 2005. Changes in stoichiometric constraints on epilithon and benthic macroinvertebrates in response to slight nutrient enrichment of mountain rivers. *Freshwater Biology* 50: 1836-1852.
- Cabana, G. and J. B. Rasmussen. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 93: 10844-10847.
- Charvet, S., A. Kosmala and B. Statzner. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie* 142: 415-432.
- Chevenet, F., S. Dolédec and D. Chessel. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31: 295-309.
- Cornwell, W. K., D. W. Schwilk and D. D. Ackerly. 2006. A trait-based test for habitat filtering: Convex hull volume. *Ecology* 87: 1465-1471.
- Cross, W. F., J. P. Benstead, A. D. Rosemond and J. B. Wallace. 2003. Consumer-resource stoichiometry in detritus-based streams. *Ecology Letters* 6: 721-732.
- Danger, M., G. Lacroix, C. Oumarou, D. Benest and J. Meriguet. 2008. Effects of food-web structure on periphyton stoichiometry in eutrophic lakes: a mesocosm study. *Freshwater Biology* 53: 2089-2100.
- Denno, R. F. and W. F. Fagan. 2003. Might nitrogen limitation promote omnivory among carnivorous arthropods? *Ecology* 84: 2522-2531.
- Dolédec, S., J. M. Olivier and B. Statzner. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv Fur Hydrobiologie* 148: 25-43.
- Elser, J. J. and R. P. Hassett. 1994. A stoichiometric analysis of the zooplankton-phytoplankton interaction in marine and freshwater ecosystems. *Nature* 370: 211-213.
- Elton, C. S. 1927. *Animal ecology*. New York, Macmillan Co. pp. 207.

- Ernst, R., K. E. Linsenmair and M.-O. Roedel. 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation* 133: 143-155.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/CE of the European Parliament of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. pp. 1-72.
- Evans-White, M. A., R. S. Stelzer and G. A. Lamberti. 2005. Taxonomic and regional patterns in benthic macroinvertebrate elemental composition in streams. *Freshwater Biology* 50: 1786-1799.
- Fagan, W. F., E. Siemann, C. Mitter, R. F. Denno, A. F. Huberty, H. A. Woods and J. J. Elser. 2002. Nitrogen in insects: Implications for trophic complexity and species diversification. *The American Naturalist* 160: 784-802.
- Filippi-Codaccioni, O., J. Clobert and R. Julliard. 2009. Urbanisation effects on the functional diversity of avian agricultural communities. *Acta Oecologica* 35: 705-710.
- Fink, P. and E. Von Elert. 2006. Physiological responses to stoichiometric constraints: nutrient limitation and compensatory feeding in a freshwater snail. *Oikos* 115: 484-494.
- Finlay, J. C., M. E. Power and G. Cabana. 1999. Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: Implications for river food web studies. *Limnology and Oceanography* 44: 1198-1203.
- Frost, P. C., S. E. Tank, M. A. Turner and J. J. Elser. 2003. Elemental composition of littoral invertebrates from oligotrophic and eutrophic Canadian lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 22: 51-62.
- Gafner, K. and C. T. Robinson. 2007. Nutrient enrichment influences the responses of stream macroinvertebrates to disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 92-102.
- Gerisch, M., V. Agostinelli, K. Henle and F. Dziock. 2012. More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *Oikos* 121: 508-515.
- Goedkoop, W., L. Sonesten, G. Ahlgren and M. Boberg. 2000. Fatty acids in profundal benthic invertebrates and their major food resources in Lake Erken, Sweden: seasonal variation and trophic indications. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 2267-2279.
- Grinnell, J. 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34: 427-433.
- Gulati, R. and W. Demott. 1997. The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshwater Biology* 38: 753-768.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to santa rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* 93: 145-159.
- Hynes, H. B. N. 1960. *The biology of polluted waters*. (Ed.) Liverpool, Liverpool University Press. pp. 233.
- Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell and S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80: 595-602.

- Kerans, B. L. and J. R. Karr. 1994. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4: 768-785.
- Kondratieff, P. F. and G. M. Simmons. 1982. Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent. *Archiv für Hydrobiologie* 94: 83-98.
- Lavorel, S., K. Grigulis, S. McIntyre, N. S. G. Williams, D. Garden, J. Dorrough, S. Berman, F. Quétier, A. Thébault and A. Bonis. 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! *Functional Ecology* 22: 134-147.
- Layman, C. A., D. A. Arrington, C. G. Montana and D. M. Post. 2007a. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88: 42-48.
- Layman, C. A., J. P. Quattrochi, C. M. Peyer and J. E. Allgeier. 2007b. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters* 10: 937-944.
- Lecerf, A., P. Usseglio-Polatera, J.-Y. Charcosset, D. Lambrigot, B. Bracht and E. Chauvet. 2006. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 165: 105-126.
- Lloret, J. and A. Marin. 2009. The role of benthic macrophytes and their associated macroinvertebrate community in coastal lagoon resistance to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1827-1834.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. (Ed., Blackwell publishing).
- Manly, B. J. F. 1997. *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in Biology*. (Ed.) London (England), Chapman and Hall.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee and J. B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- McGill, B. J., B. J. Enquist, E. Weiher and M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology and evolution* 21: 178-185.
- Merritt, R. W. and K. W. Cummins. 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. (Ed. by R. W. Merritt and K. W. Cummins) Dubuque (Iowa), Kendall/Hunt Publishing Company. pp. 722.
- Mondy, C. P., B. Villeneuve, V. Archaimbault and P. Usseglio-Polatera. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* 18: 452-487.
- Mouchet, M. A., S. Villéger, N. W. H. Mason and D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867-876.
- Nagell, B. 1973. The oxygen consumption of mayfly (Ephemeroptera) and stonefly (Plecoptera) larvae at different oxygen concentration. *Hydrobiologia* 42: 461-489.
- Newsome, S. D., J. D. Yeakel, P. V. Wheatley and M. T. Tinker. 2012. Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. *Journal of Mammalogy* 93: 329-341.
- Northington, R. M. and A. E. Hershey. 2006. Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams. *Freshwater Biology* 51: 1959-1973.
- Oksanen, L., S. Fretwell, J. Arruda and P. Niemela. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *The American Naturalist* 118: 240-261.
- Ortiz, J. D. and M. A. Puig. 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream. *River Research and Applications* 23: 155-170.

- Oudin, L. C. and D. Maupas. 2003. *Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau : rapport de présentation SEQ-Eau version 2.* (Ed.) Paris, France, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable et Agences de l'Eau. pp. 106.
- Paul, M. J. and J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Pease, A. A., A. A. Gonzalez-Diaz, R. Rodiles-Hernandez and K. O. Winemiller. 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* 57: 1060-1075.
- Persson, J., P. Fink, A. Goto, J. M. Hood, J. Jonas and S. Kato. 2010. To be or not to be what you eat: regulation of stoichiometric homeostasis among autotrophs and heterotrophs. *Oikos* 119: 741-751.
- Peterson, B. J., L. Deegan, J. Helfrich, J. E. Hobbie, M. Hullar, B. Moller, T. E. Ford, A. Hershey, A. Hiltner, G. Kipphut, M. A. Lock, D. M. Fiebig, V. McKinley, M. C. Miller, J. R. Vestal, R. Ventullo and G. Volk. 1993. Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology* 74: 653-672.
- Poff, N. L., J. D. Olden, N. K. M. Vieira, D. S. Finn, M. P. Simmons and B. C. Kondratieff. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: trait-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 730-755.
- Post, D. M. and G. Takimoto. 2007. Proximate structural mechanisms for variation in food-chain length. *Oikos* 116: 775-782.
- Preparata, F. P. and M. I. Shamos. 1985. *Computational geometry: an introduction.* (Ed.) New York (USA), Springer-Verlag.
- R Development Core Team. 2008. *R: a language and environment for statistical computing.* Vienna, Austria, R Foundation for statistical computing.
- Rabeni, C., K. Doisy and L. Zweig. 2005. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 67: 395-402.
- Rosenfeld, J. S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98: 156-162.
- Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh and J. B. Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
- Rueda, J., A. Camacho, F. Mezquita, R. Hernández and J. R. Roca. 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Water, Air and Soil Pollution* 140: 425-444.
- SDAGE. 2000. *Les rivières eutrophisées prioritaires du SDAGE : stratégies d'action:* 56.
- Sellanes, J., G. Zapata-Hernandez, S. Pantoja and G. L. Jessen. 2011. Chemosynthetic trophic support for the benthic community at an intertidal cold seep site at Mocha Island off central Chile. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 95: 431-439.
- Shieh, S. H., B. C. Kondratieff and J. V. Ward. 1999. Longitudinal changes in benthic organic matter and macroinvertebrates in a polluted Colorado plains stream. *Hydrobiologia* 411: 191-209.
- Singer, G. A. and T. J. Battin. 2007. Anthropogenic subsidies alter stream consumer-resource stoichiometry, biodiversity, and food chains. *Ecological Applications* 17: 376-389.
- Small, G. and C. Pringle. 2010a. Deviation from strict homeostasis across multiple trophic levels in an invertebrate consumer assemblage exposed to high chronic phosphorus enrichment in a Neotropical stream. *Oecologia* 162: 581-590.

- Small, G. E. and C. M. Pringle. 2010b. Deviation from strict homeostasis across multiple trophic levels in an invertebrate consumer assemblage exposed to high chronic phosphorus enrichment in a Neotropical stream. *Oecologia* 162: 581-590.
- SMBVV. 2010. SAGE du Vistre et des nappes de la Vistrenque et des Costières. Diagnostic. (Ed. pp. 68.
- Sterner, R. W. and J. J. Elser. 2002. Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere. (Ed.) Princeton, New Jersey, Princeton University Press.
- Sterner, R., J. Clasen, W. Lampert and T. Weisse. 1998. Carbon: phosphorus stoichiometry and food chain production. *Ecology Letters* 1: 146-150.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud and P. Usseglio-Polatera. 2010. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. (Ed.) Paris, CNRS Editions. pp. 587.
- Ulrich, W. and N. J. Gotelli. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology* 91: 3384-3397.
- Ulseth, A. J. and A. E. Hershfy. 2005. Natural abundances of stable isotopes trace anthropogenic N and C in an urban stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 270-289.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux and H. Tachet. 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationship and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175-205.
- Veldboom, J. A. and R. J. Haro. 2011. Stoichiometric relationship between suspension-feeding caddisfly (Trichoptera: Brachycentridae) and seston. *Hydrobiologia* 675: 129-141.
- Vieira, N. K. M., N. L. Poff, D. M. Carlisle, S. R. Moulton, K. II, M. L. and B. C. Kondratieff. 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America: U.S. Geological Survey Data Series 187: <http://pubs.water.usgs.gov/ds187> consulté le 113 août 2013.
- Villéger, S., N. W. H. Mason and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Villéger, S., P. M. Novack-Gottshall and D. Mouillot. 2011. The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. *Ecology Letters* 14: 561-568.
- Villéger, S., J. Ramos Miranda, D. Flores Hernandez and D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20: 1512-1522.
- Wuhrmann, K. 1972. Stream purification. *Water pollution microbiology* 1: 119-151.

Appendix

Table S1: Taxonomic metrics calculated at each site. Significant dissimilarities with random expected values are indicated by asterisks (*: p-value < 0.05; **: p-value < 0.01; *: p-value < 0.001) and the sign of the difference is indicated by a sign in parentheses. (-): metric value significantly lower than expected; (+) metric value significantly greater than expected.**

	US	IS	DS
Abundance	5223	3396	1172
Richness	36	45	35
%EPT	0.22	0.13 ** (-)	0.17
Shannon	3.39 *** (-)	3.98	3.71 *** (-)
Pielou	0.66 ** (-)	0.73	0.72

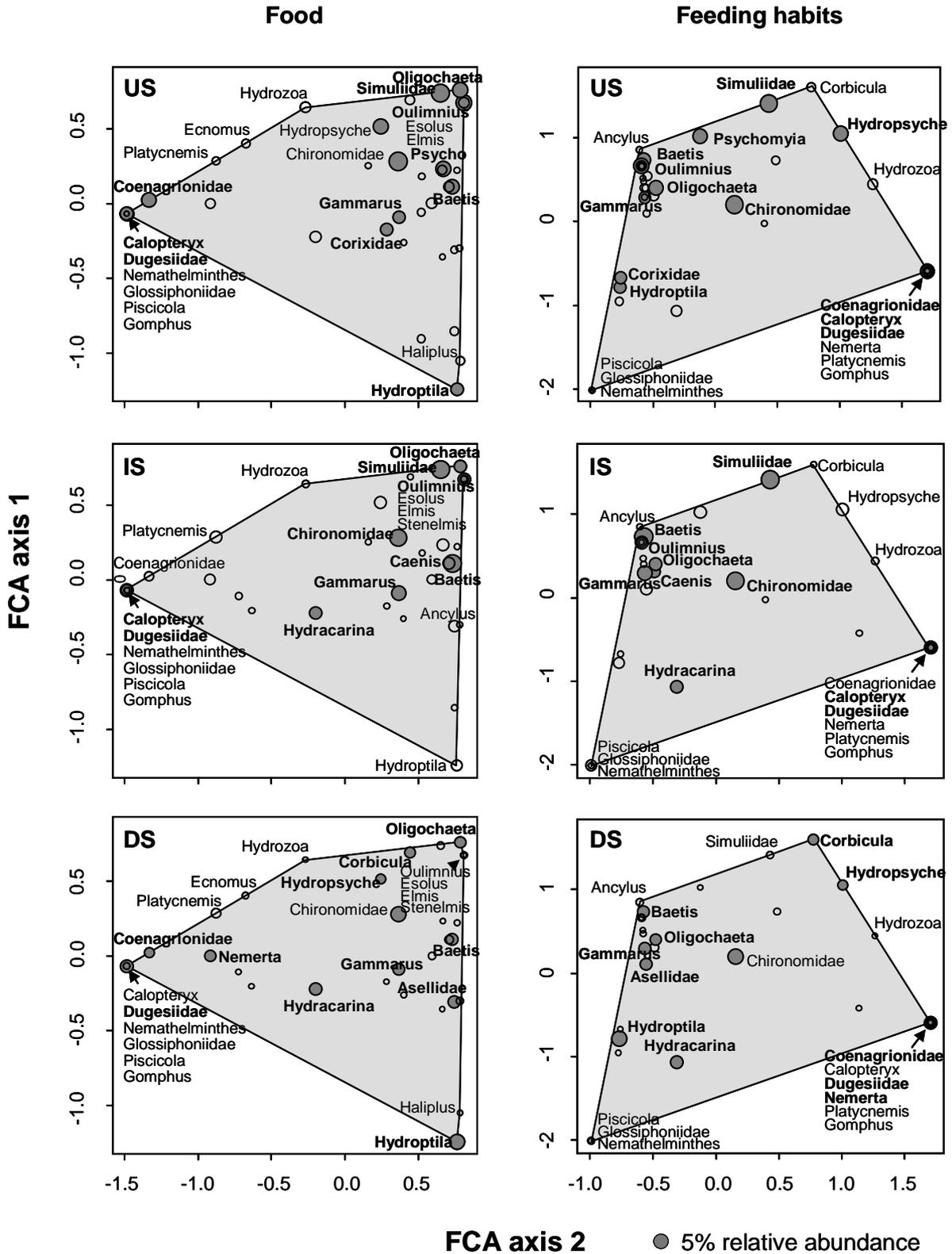


Figure S1: Taxon locations in the first factorial plane defined by FCAs respectively applied to the arrays describing the “food preferences” and “feeding habits” of invertebrates in the studied Vistre River reach. Dot size is 0.25x(relative abundance). Taxa in bold characters and corresponding to grey circles have a relative abundance higher than 1%. Open circles represented taxa with relative abundance lower than 1%. Taxa not in bold exhibit extreme trait values and participate to the definition of convex hull limits. Convex hull areas in the biplot are illustrated by grey surfaces.

Annexe C

Recovery dynamics in invertebrate communities following water quality improvement: taxonomy-based versus trait-based assessment: Supporting information.

Table S1: Water quality description of Least Impaired River Reaches (LIRRs) by pressure category, following Oudin and Maupas (2003) and Mondy et al. (2012). Parameters included in each pressure category: (i) ‘Acidification’: pH and aluminium concentration ($\mu\text{g/L}$); (ii) ‘Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)’: see Mondy et al. (2012) for the list of 16 PAH included in this category; (iii) ‘Nitrogen compounds (except nitrates)’: Kjeldahl nitrogen (mg N/L), Ammonium ($\text{mg NH}_4^+/\text{L}$), Nitrites ($\text{mg NO}_2^-/\text{L}$); (iv) ‘Organic matter’: dissolved oxygen ($\text{mg O}_2/\text{L}$), O₂ saturation (%), BOD₅ ($\text{mg O}_2/\text{L}$), chemical oxygen demand ($\text{mg O}_2/\text{L}$), Kjeldahl nitrogen (mg N/L), ammonium ($\text{mg NH}_4^+/\text{L}$), organic carbon (mg C/L), (v) ‘Phosphorus compounds’: total phosphorus (mg P/L) and orthophosphates ($\text{mg PO}_4^{3-}/\text{L}$), (vi) ‘Suspended matter’: Water muddying (NTU) and suspended matter (mg/L); (vii) ‘Organic micropollutants’ see Mondy et al. (2012) for the list of 61 organic micropollutants included in this category; ‘Nitrates’ Nitrates ($\text{mg NO}_3^-/\text{L}$). Each quality index is bounded between 0 and 100 (see Oudin and Maupas 2003 for calculation). Quality classes are: [0-20[: ‘bad’; [20-40[: ‘poor’; [40-60[: ‘moderate’; [60-80[: ‘good’; [80-100[: ‘high’ quality. NA: Not available.

Table S2: Nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), total phosphorus (P_{tot}), orthophosphate (PO_4^{3-}) and dissolved oxygen (O_2) concentration measures on the 3 study sites, for the 6 sampling campaigns. US = Upstream Site; IS = Intermediate Site; DS = Downstream Site.

Table S3: Taxonomic metric values for the 3 site assemblages during the 4 year study. The limits of the confidence interval including 99 % of the LIRR values derived from the null model approach are given.

Table S4: Trait-based metric values for the 3 site assemblages during the 4 year study. The limits of the confidence interval including 99 % of the LIRR values derived from the null model approach are given. See Usseglio-Polatera et al. 2000b for the description of biological and ecological diversity calculation.

Table S5: Additional metric values for the 3 site assemblages during the 4 year study. The limits of the confidence interval including 99 % of the LIRR values derived from the null model approach are given.

Table S1
Arce et al. 2013

River	Sampling year/month	Acidification	Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)	Nitrogen compounds (except nitrates)	Organic matter	Phosphorus compounds	Suspended matter	Organic micropollutants	Nitrates
Collobrier	2006.04	97.97	NA	80.00	80.00	85.26	93.44	NA	81.60
Collobrier	2007.03	98.96	56.94	80.00	80.00	85.26	94.80	57.28	84.22
Collobrier	2007.05	98.94	56.94	80.00	80.00	85.26	96.25	58.99	84.76
Lauzon	2007.06	99.02	NA	78.67	78.67	85.26	97.07	73.97	54.36
Virdoule	2008.08	98.37	59.82	80.00	74.13	80.45	97.32	71.11	78.88
Lauzon	2008.06	98.81	57.57	80.00	80.00	85.26	58.44	71.11	59.84
Berre	2008.05	98.65	59.82	75.93	80.00	80.00	96.80	71.11	69.81
Ibie	2008.05	97.85	59.82	80.00	80.00	85.26	97.20	73.33	77.67
Virdoule	2009.08	98.73	59.32	80.00	80.00	83.68	97.00	63.37	80.07
Lauzon	2009.06	98.78	72.96	79.51	80.00	85.26	83.14	73.33	53.73
Berre	2009.05	98.78	59.57	79.14	80.00	84.09	77.71	71.11	70.00
Ibie	2009.05	98.44	59.82	80.00	80.00	85.26	98.51	71.11	81.33
Lauzon	2010.04	98.86	NA	79.44	80.00	85.26	95.66	77.78	50.80
Coulon	2010.04	98.49	59.32	80.00	80.00	85.26	83.68	71.11	67.50
Sals	2010.08	98.87	59.82	80.00	80.00	84.87	98.11	60.00	86.23

Table S2
Arce et al. 2013

Site	Sampling year/month	O ₂ (mg O ₂ /L)	NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ ⁻ /L)	NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ /L)	P _{tot} (mg P _{tot} /L)	PO ₄ ³⁻ (mg PO ₄ ³⁻ /L)
US	2006.09	4.10	0.56	2.60	0.80	2.10
IS	2006.09	3.10	0.62	2.60	2.70	6.50
DS	2006.09	4.50	0.92	43.40	1.60	1.20
US	2006.10	8.50	0.23	9.30	1.60	4.40
IS	2006.10	5.60	1.02	7.50	2.00	5.60
DS	2006.10	5.40	1.45	35.40	1.60	4.60
US	2007.09	3.58	0.20	10.00	1.70	4.65
IS	2007.09	5.30	0.74	37.00	4.65	11.50
DS	2007.09	4.20	1.35	49.00	1.20	1.30
US	2008.09	11.90	0.27	5.70	1.95	4.15
IS	2008.09	5.90	0.46	16.00	0.56	1.25
DS	2008.09	7.90	0.30	14.00	0.32	0.61
US	2009.09	6.95	0.12	9.90	0.70	2.05
IS	2009.09	6.69	0.34	15.00	0.50	1.40
DS	2009.09	8.40	0.17	14.00	0.45	1.05
US	2010.09	8.24	0.12	15.00	0.36	0.88
IS	2010.09	8.60	0.27	18.00	0.20	0.58
DS	2010.09	10.42	0.19	15.00	0.18	0.41

Table S3
Arce et al. 2013

Taxonomic metrics	US2007	US2008	US2009	US2010	IS2007	IS2008	IS2009	IS2010	DS2007	DS2008	DS2009	DS2010	99% confidence interval
Total taxonomic richness	39	39	46	37	10	36	35	31	14	28	30	27	[31-53]
Taxonomic diversity	3.49	3.46	3.25	2.51	1.59	2.20	1.87	1.95	1.81	1.28	2.13	1.93	[3.57-3.90]
Taxonomic evenness	0.66	0.66	0.59	0.48	0.48	0.42	0.37	0.39	0.47	0.27	0.43	0.41	[0.58-0.71]
Ephemeroptera (%S)	7.50	7.32	6.52	5.26	0.00	7.50	5.56	6.06	5.56	9.38	10.00	6.90	[4.65-21.21]
Trichoptera (%S)	7.50	7.32	10.87	10.53	0.00	5.00	11.11	12.12	0.00	6.25	10.00	10.34	[2.70-23.26]
Coleoptera (%S)	10.00	9.76	10.87	18.42	7.69	10.00	11.11	6.06	11.11	6.25	3.33	6.90	[6.98-28.00]
Odonata (%S)	7.50	7.32	8.70	7.89	0.00	12.50	11.11	9.09	5.56	12.50	10.00	10.34	[0.00-16.28]
Diptera (%S)	10.00	7.32	13.04	10.53	23.08	15.00	8.33	15.15	16.67	6.25	10.00	6.90	[11.11-29.73]
Bivalvia (%S)	5.00	4.88	4.35	5.26	0.00	0.00	2.78	0.00	0.00	0.00	6.67	3.45	[0.00-6.06]
Gastropoda (%S)	22.50	19.51	17.39	13.16	7.69	12.50	13.89	21.21	5.56	6.25	16.67	13.79	[0.00-14.71]
Crustacea (%S)	5.00	7.32	6.52	7.89	23.08	7.50	8.33	9.09	16.67	12.50	3.33	6.90	[0.00-7.50]
Hirudinea (%S)	5.00	9.76	4.35	2.63	23.08	12.50	11.11	9.09	22.22	15.63	10.00	13.79	[0.00-5.41]
Turbellaria (%S)	5.00	7.32	4.35	2.63	0.00	2.50	2.78	3.03	0.00	6.25	3.33	3.45	[0.00-7.5]
Other groups (%S)	0.10	0.10	0.07	0.11	0.08	0.10	0.08	0.06	0.11	0.13	0.10	0.14	[0.00-0.03]
Ephemeroptera (%Q)	3.03	3.76	2.84	12.26	0.00	1.78	10.03	14.06	0.03	0.92	8.41	4.67	[9.49-14.03]
Trichoptera (%Q)	7.98	2.98	4.88	8.98	0.00	0.22	2.36	1.79	0.00	0.05	0.67	0.61	[3.56-6.60]
Coleoptera (%Q)	24.09	7.66	19.27	12.31	0.01	0.06	0.25	0.16	0.02	0.07	0.13	0.39	[5.49-9.28]
Odonata (%Q)	2.39	2.68	2.21	0.63	0.00	0.47	1.95	0.11	0.01	0.17	1.05	2.65	[0.21-1.52]
Diptera (%Q)	24.39	13.82	38.50	56.75	31.70	7.21	69.56	77.50	10.79	3.47	74.88	82.26	[33.93-40.72]
Bivalvia (%Q)	2.03	4.80	1.31	0.32	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.03	0.18	[0.00-0.52]
Gastropoda (%Q)	6.04	19.67	7.64	0.51	0.02	0.70	1.89	0.30	0.04	0.50	2.46	0.18	[11.60-16.67]
Crustacea (%Q)	17.26	30.19	11.85	1.02	21.08	30.95	11.01	0.43	41.76	80.93	0.24	3.19	[10.68-15.50]
Hirudinea (%Q)	0.58	2.26	0.15	0.03	0.46	9.26	0.23	0.30	12.02	4.70	0.32	0.43	[0.00-0.21]
Turbellaria (%Q)	3.56	9.42	5.26	3.83	0.00	0.22	0.62	0.03	0.00	1.08	4.59	0.32	[1.78-4.22]
Oligochaeta (%Q)	4.02	2.52	3.86	1.42	45.29	48.39	1.61	4.97	35.10	7.98	6.43	4.71	[3.04-6.12]
Others groups (%S)	0.04	0.00	0.02	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	[0.00-0.21]
EPT (%S)	15.00	14.63	17.39	15.79	0.00	12.50	16.67	18.18	5.56	15.63	20.00	17.24	[17.50-43.18]
GOLD (%S)	35.00	29.27	32.61	26.32	38.46	30.00	25.00	39.39	27.78	15.63	30.00	24.14	[18.92-41.18]
EPT (%Q)	11.01	6.74	7.73	21.24	0.00	2.01	12.39	15.84	0.03	0.97	9.08	5.28	[16.54-21.94]
GOLD (%Q)	34.45	36.01	50.00	58.68	77.02	56.31	73.06	82.77	45.92	11.95	83.77	87.15	[52.46-59.37]

Table S4
Arce et al. 2013

Functional metrics	US2007	US2008	US2009	US2010	IS2007	IS2008	IS2009	IS2010	DS2007	DS2008	DS2009	DS2010	99% confidence interval
Maximal size: < 0.5 cm	25.55	21.67	27.30	31.63	8.35	16.27	22.27	22.03	6.07	12.54	23.23	19.72	[21.28-27.80]
Maximal size: ≥ 0.5-1.0 cm	27.97	27.61	28.15	27.32	32.52	28.02	26.08	33.50	32.77	29.65	30.96	27.98	[34.32-41.41]
Maximal size: ≥ 1.0-2.0 cm	25.82	26.80	24.05	21.68	28.24	28.58	27.52	22.74	31.74	26.37	23.51	28.80	[18.03-23.86]
Maximal size: ≥ 2.0 cm	20.66	23.92	20.50	19.38	30.88	27.12	24.13	21.73	29.42	31.44	22.30	23.49	[13.71-19.99]
Life cycle duration: < 1 year	61.00	53.41	60.26	63.50	53.59	62.07	64.38	70.97	49.15	52.62	65.53	61.91	[59.81-67.21]
Life cycle duration: ≥ 1 year	39.00	46.59	39.74	36.50	46.41	37.93	35.62	29.03	50.85	47.38	34.47	38.09	[32.74-39.94]
Reproductive cycle: ≤ 1 per year	61.24	65.02	64.33	58.74	49.93	57.79	63.03	54.61	56.45	59.55	63.05	57.16	[58.90-70.96]
Reproductive cycle: > 1 per year	38.76	34.98	35.67	41.26	50.07	42.21	36.97	45.39	43.55	40.45	36.95	42.84	[29.02-41.10]
Reproduction: ovoviviparity	17.09	25.84	16.05	11.04	30.22	22.58	11.60	12.08	36.00	27.79	10.27	15.87	[10.21-17.41]
Reproduction: fixed or free eggs	10.55	10.01	11.69	13.34	3.68	11.86	12.46	11.30	3.52	12.68	12.72	10.82	[20.72-26.96]
Reproduction: fixed clutches	50.37	43.11	50.34	55.06	42.53	45.14	48.86	56.24	35.62	37.49	49.91	46.59	[39.57-47.46]
Reproduction: free clutches	4.00	4.53	3.34	5.10	14.49	6.49	5.79	8.10	15.35	7.72	7.03	7.82	[2.60-5.41]
Reproduction: clutches in vegetation	8.94	9.51	9.92	8.24	0.00	6.85	12.65	5.48	2.73	6.84	9.80	11.24	[2.88-8.82]
Reproduction: terrestrial clutches	3.60	1.78	3.43	3.17	4.21	3.18	3.29	4.12	2.71	1.87	3.06	3.42	[3.05-7.67]
Reproduction: asexual reproduction	5.46	5.22	5.23	4.05	4.86	3.91	5.34	2.67	4.08	5.61	7.21	4.24	[1.89-3.69]
Dispersal: aquatic, passive	42.94	43.71	40.33	38.68	59.55	46.30	41.89	44.76	55.99	46.28	41.35	44.08	[33.42-38.24]
Dispersal: aquatic, active	32.69	32.20	30.73	30.23	22.03	29.06	28.59	25.27	27.47	31.85	30.87	26.07	[25.92-28.44]
Dispersal: aerial, passive	10.17	10.36	11.51	12.01	13.02	9.54	11.28	15.55	10.05	9.44	12.60	13.36	[8.92-12.58]
Dispersal: aerial, active	14.20	13.72	17.43	19.08	5.40	15.11	18.24	14.42	6.49	12.44	15.17	16.49	[22.49-30.63]
Resistance: eggs, statoblasts	9.09	10.30	11.09	11.90	4.58	9.60	11.22	12.98	1.70	11.04	14.34	12.94	[12.31-16.90]
Resistance: cocoons	5.34	7.69	5.62	3.96	13.71	8.67	4.76	7.67	15.30	9.88	6.66	7.46	[1.65-3.77]
Resistance: diapause or dormancy	18.09	20.80	17.37	13.85	18.10	17.29	15.30	18.27	14.16	15.91	13.23	15.65	[15.99-20.86]
Resistance: none	64.36	60.32	64.55	69.40	62.43	64.06	68.56	59.97	68.27	63.00	63.17	62.27	[57.78-64.81]

Table S4 (continued)
Arce et al. 2013

Functional metrics	US2007	US2008	US2009	US2010	IS2007	IS2008	IS2009	IS2010	DS2007	DS2008	DS2009	DS2010	99% confidence interval
Respiration: tegument	55.24	55.00	55.53	54.50	64.46	55.40	56.45	57.46	68.40	58.35	64.54	55.18	[43.45-49.04]
Respiration: gill	34.73	39.96	35.44	33.18	30.34	36.16	36.50	32.51	27.55	36.59	29.09	38.03	[36.54-44.01]
Respiration: plastron (aerial)	2.97	2.34	3.71	5.90	0.00	1.42	2.82	1.92	0.38	1.18	1.51	2.06	[4.35-6.62]
Respiration: spiracle (aerial)	7.06	2.70	5.32	6.42	5.20	7.02	4.22	8.10	3.68	3.88	4.86	4.73	[4.73-12.32]
Locomotion: swimmer	16.08	13.24	15.65	17.68	11.23	17.80	17.13	14.68	15.42	19.84	15.79	13.40	[13.17-17.60]
Locomotion: crawler	52.81	54.48	49.44	48.29	38.74	51.23	50.53	49.56	42.91	50.76	49.19	50.57	[53.41-57.56]
Locomotion: burrower	10.96	12.81	12.58	8.20	10.84	8.27	7.94	7.17	10.17	6.37	10.28	7.73	[7.62-11.34]
Locomotion: interstitial	6.89	8.09	7.00	8.56	23.10	10.85	8.46	12.25	19.28	12.27	8.95	12.93	[5.86-9.90]
Locomotion: attached	12.10	10.20	13.77	15.04	15.86	11.27	14.92	15.59	11.84	10.16	15.30	14.58	[6.93-10.23]
Food: microorganisms	1.23	1.22	1.16	1.45	4.23	1.78	1.52	2.19	3.50	1.93	1.80	2.06	[0.89-1.62]
Food: detritus \leq 1mm	15.60	14.53	15.35	19.11	25.69	16.23	16.27	23.50	20.34	17.04	19.01	22.31	[15.46-20.61]
Food: dead plant $>$ 1mm	10.13	12.05	10.76	8.23	12.32	11.21	10.40	10.85	11.15	11.70	7.70	9.28	[12.61-16.51]
Food: living microphytes	22.64	22.14	25.53	27.93	15.91	18.37	21.96	23.54	14.56	16.61	20.29	21.11	[26.41-31.22]
Food: living macrophytes	9.33	7.96	8.75	7.94	5.57	7.62	6.91	8.73	5.78	7.52	6.32	7.10	[9.24-12.01]
Food: dead animal $>$ 1mm.	4.71	4.85	4.57	3.84	2.29	4.90	5.13	5.42	3.23	4.39	5.40	4.28	[2.08-2.94]
Food: living microinvertebrates	12.97	10.75	13.25	11.02	4.91	8.11	13.90	7.29	3.88	6.47	13.35	9.18	[6.27-9.17]
Food: living macroinvertebrates or vertebrate	23.39	26.51	20.63	20.49	29.07	31.78	24.00	18.48	37.58	34.33	26.13	24.67	[11.08-21.44]
Feeding habits: deposit feeder	10.14	9.70	10.14	12.54	22.25	14.68	11.87	16.74	19.47	14.35	13.69	14.71	[9.88-14.34]
Feeding habits: shredder	16.55	19.07	17.22	16.00	24.75	20.07	15.85	16.30	23.13	21.63	10.59	15.46	[28.48-33.18]
Feeding habits: scraper	25.27	22.03	26.44	27.17	10.25	18.58	25.25	27.03	8.92	16.45	24.70	20.99	[23.89-29.66]
Feeding habits: filter feeder	14.47	15.39	16.64	15.41	8.72	6.20	13.05	12.66	4.12	5.50	15.52	13.88	[7.20-11.36]
Feeding habits: piercer	6.37	7.40	4.03	5.19	10.52	12.85	6.30	6.63	19.18	13.05	7.01	6.13	[1.76-6.86]
Feeding habits: predator	24.33	23.76	24.15	20.23	10.46	21.05	25.11	15.12	16.12	23.96	26.55	23.52	[12.14-20.00]
Feeding habits: parasite	2.87	2.65	1.38	3.46	13.05	6.57	2.57	5.51	9.06	5.07	1.94	5.33	[0.29-1.56]
Biological trait diversity	2.57	2.71	2.34	1.52	1.63	1.76	1.12	1.33	1.78	1.03	1.47	1.44	[2.50-2.69]
Ecological trait diversity	2.03	2.30	2.12	1.77	1.04	1.32	1.34	1.64	0.69	0.49	1.72	1.59	[2.43-2.63]
Biological trait evenness	0.72	0.78	0.65	0.43	0.63	0.49	0.31	0.42	0.59	0.31	0.44	0.45	[0.67-0.74]
Ecological trait evenness	0.61	0.69	0.61	0.49	0.37	0.42	0.39	0.50	0.23	0.16	0.61	0.50	[0.67-0.74]

Table S5
Arce et al. 2013

Additional metrics	US2007	US2008	US2009	US2010	IS2007	IS2008	IS2009	IS2010	DS2007	DS2008	DS2009	DS2010	99% confidence interval
Revised ASPT index	4.43	4.47	4.79	4.83	3.57	4.51	4.80	4.66	3.77	4.23	4.58	4.74	[4.91-6.68]
Trophic status: oligotrophic	28.55	26.03	31.08	31.51	27.84	26.52	32.67	31.02	18.95	22.92	31.26	30.10	[33.08-37.70]
Trophic status: mesotrophic	42.01	45.78	43.48	43.87	41.45	45.33	44.18	43.57	46.15	47.24	42.11	45.66	[42.19-45.23]
Trophic status: eutrophic	29.44	28.18	25.44	24.62	30.70	28.14	23.14	25.41	34.90	29.84	26.63	24.24	[19.03-22.77]
Saprobity: xeno- and oligo-saprobic	23.46	22.43	25.31	26.76	19.31	21.13	28.82	26.60	14.07	19.56	27.65	25.33	[32.32-36.87]
Saprobity: β -mesosaprobic	39.65	42.65	42.36	42.07	32.49	40.09	42.98	40.10	36.24	42.53	39.97	40.63	[41.31-44.47]
Saprobity: α -meso- and poly-saprobic	32.05	32.75	29.57	25.77	36.81	32.58	26.02	26.52	44.12	34.38	28.34	28.77	[20.32-23.77]

Annexe D

Liste des taxons présents sur les stations du site de Bouillargues et abréviations (Abr.) utilisées.

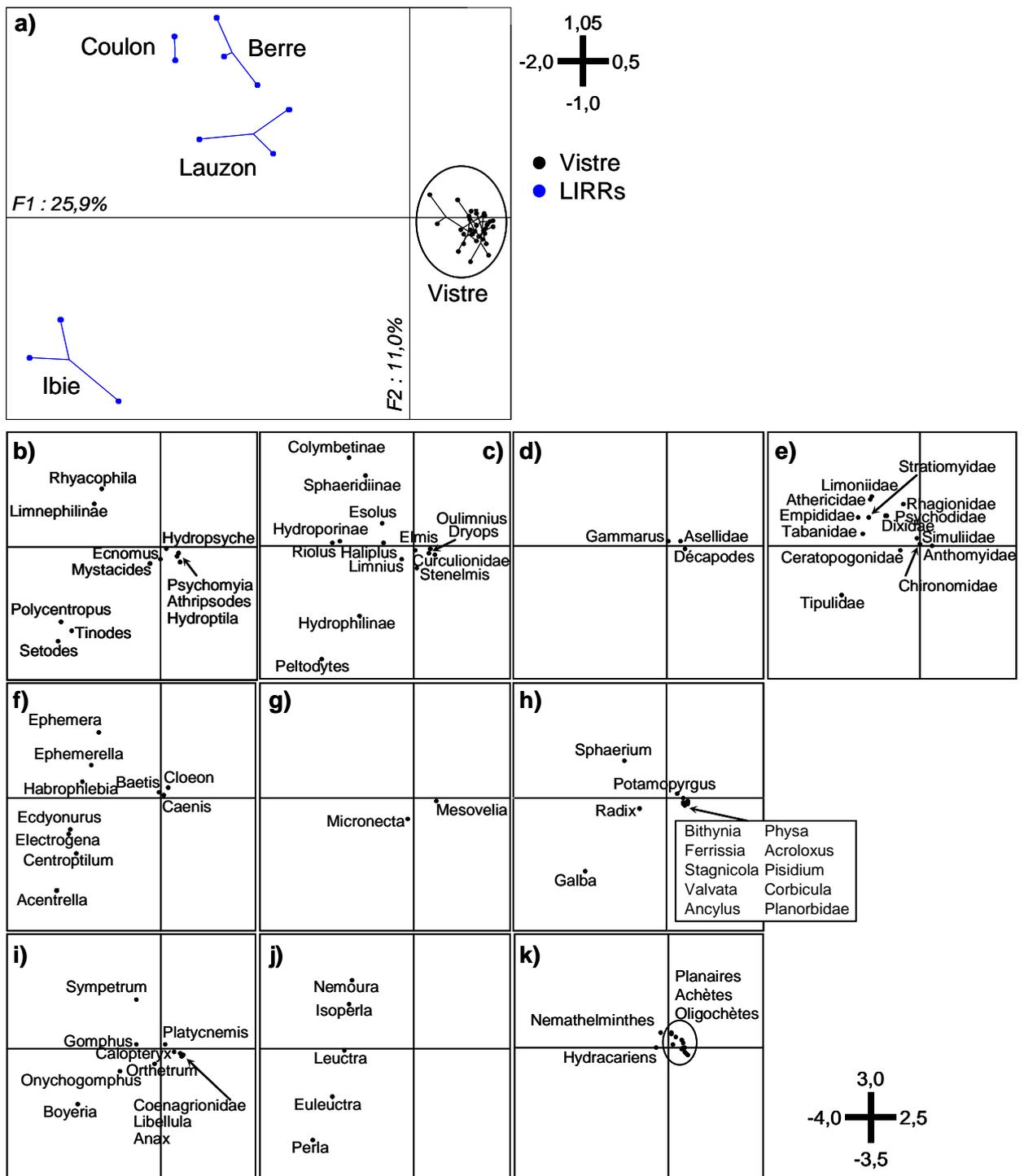
Ordre	Famille	Niveau d'identification	Abr.
Coleoptera	Curculionidae	Curculionidae	Curc
Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops</i>	Dryo
Coleoptera	Elmidae	<i>Elmis</i>	Elmi
Coleoptera	Elmidae	<i>Esolus</i>	Esol
Coleoptera	Elmidae	<i>Limnius</i>	Limniu
Coleoptera	Elmidae	<i>Oulimnius</i>	Ouli
Coleoptera	Elmidae	<i>Stenelmis</i>	Sten
Coleoptera	Halplidae	<i>Haliplus</i>	Hali
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraenidae	Hydrae
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Anacaena</i>	Anac
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochares</i>	Heloc
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Paracymus</i>	Para
Diptera	Anthomyidae	Anthomyidae	Anth
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	Cera
Diptera	Chironomidae	Chironomini	Chir
Diptera	Chironomidae	Diamesinae	Diam
Diptera	Chironomidae	Orthocladinae	Orthoc
Diptera	Chironomidae	Tanypodinae	Tanypod
Diptera	Chironomidae	Tanytarsini	Tanytar
Diptera	Culicidae	Anophelinae	Anop
Diptera	Dixidae	Dixidae	Dixi
Diptera	Empididae	Clinocerinae	Clin
Diptera	Empididae	Hemerodromiinae	Heme
Diptera	Limoniidae	Eriopterini	Erio
Diptera	Limoniidae	Hexatomi	Hexa
Diptera	Limoniidae	Limoniini	Limo
Diptera	Psychodidae	Psychodidae	Psychod
Diptera	Rhagionidae	Rhagionidae	Rhag
Diptera	Simulidae	Simulidae	Simu
Diptera	Stratiomyidae	Stratiomyidae	Stra
Diptera	Tabanidae	Tabanidae	Taba
Diptera	Tipulidae	Tipulidae	Tipu
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	Baet
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeon</i>	Cloe
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i>	Caen
Heteroptera	Corixidae	<i>Micronecta</i>	Micr
Heteroptera	Gerridae	<i>Gerris</i>	Gerr
Heteroptera	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	Hydrom
Heteroptera	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>	Meso

Liste des taxons présents sur les stations du site de Bouillargues et abréviations (Abr.) utilisées (suite).

Ordre	Famille	Niveau d'identification	Abr.
Mollusques	Acroloxidae	<i>Acroloxus</i>	Acro
Mollusques	Ancylidae	<i>Ancylus</i>	Ancy
Mollusques	Bithyniidae	<i>Bithynia</i>	Bith
Mollusques	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	Corb
Mollusques	Ferrissiidae	<i>Ferrissia</i>	Ferr
Mollusques	Hydrobiidae	<i>Potamopyrgus</i>	Pota
Mollusques	Lymnaeidae	<i>Radix</i>	Radi
Mollusques	Lymnaeidae	<i>Stagnicola</i>	Stag
Mollusques	Physidae	<i>Physella</i>	Phys
Mollusques	Planorbidae	<i>Anisus</i>	Anis
Mollusques	Planorbidae	<i>Gyraulus</i>	Gyra
Mollusques	Planorbidae	<i>Hippeutis</i>	Hipp
Mollusques	Planorbidae	<i>Menetus</i>	Mene
Mollusques	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>	Pisi
Mollusques	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i>	Spha
Mollusques	Unionidae	<i>Unio</i>	Unio
Mollusques	Valvatidae	<i>Valvata</i>	Valv
Odonata	Aeshnidae	<i>Anax</i>	Anax
Odonata	Calopterygidae	<i>Plactycnemis</i>	Plac
Odonata	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	Calo
Odonata	Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i>	Coen
Odonata	Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>	Isch
Odonata	Corduliidae	<i>Somatochlora</i>	Soma
Odonata	Gomphidae	<i>Gomphus</i>	Gomp
Odonata	Gomphidae	<i>Onychogomphus</i>	Onyc
Odonata	Libellulidae	<i>Libellula</i>	Libe
Odonata	Libellulidae	<i>Orthetrum</i>	Orthet
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	Hydrops
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	Hydropt
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Athripsodes</i>	Athr
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Mystacides</i>	Myst
Trichoptera	Limnephilidae	Limnephilinae	Limnep
Trichoptera	Psychomyiidae	<i>Psychomyia</i>	Psychom
Autres	Dendrocoelidae	<i>Dendrocoelum</i>	Dend
Autres	Dugesiiidae	<i>Dugesia</i>	Duge
Autres	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>	Erpo
Autres	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia</i>	Glos
Autres	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i>	Helob
Autres	Piscicolidae	<i>Piscicola</i>	Pisc
Autres	Planariidae	<i>Polycelis</i>	Poly
Autres	Asellidae	<i>Asellus</i>	Asel
Autres	Ecrevisse	Ecrevisse	Ecre
Autres	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	Gamm
Autres	Hydridae	Hydre	Hydre
Autres	Lépidoptère	Lépidoptera	Lépi
Autres	Hydracarien	Hydracarien	Hydrac
Autres	Némathode	Némathode	Néma
Autres	Némertien	Némertien	Néme
Autres	Oligochètes	Oligochètes	Olig

Annexe E

Résultats de l'Analyse Factorielle des Correspondances « intra-année » (AFC) appliquée au tableau [44 relevés (stations Vistre et LIRRs) x 97 taxons]. a) Positions des stations LIRRs et du Vistre dans le premier plan factoriel (F1-F2). b-l) Positions des taxons dans le premier plan factoriel défini par l'analyse b) trichoptères, c) coléoptères, d) crustacés, e) diptères, f) éphéméroptères, g) hétéroptères, h) mollusques, i) odonates, j) plécoptères, k) autres groupes (planaires, achètes, oligochètes...).



Résumé

A l'approche des échéances fixées par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2000), les actions de restauration se sont multipliées sur les cours d'eaux européens. Cependant, peu d'études ont été menées en parallèle pour évaluer les bénéfices apportés par de telles opérations aux biocénoses. En outre, bien que l'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau soit de plus en plus alimentée par des approches fonctionnelles (dont l'utilisation des traits biologiques des invertébrés benthiques est un axe majeur), les retours d'expériences des opérations de restauration sont majoritairement basés sur les réponses taxonomiques des communautés aquatiques.

Les objectifs de ce travail de thèse sont (i) de caractériser et de comparer les réponses spécifiques des communautés macrobenthiques à différentes actions de restauration physico-chimique et hydromorphologique et (ii) d'évaluer la pertinence de différentes approches basées, soit sur la taxonomie, soit sur les traits biologiques, dans le diagnostic de récupération des communautés d'invertébrés benthiques.

Pour répondre à ces objectifs, deux sites d'un même cours d'eau méditerranéen, le Vistre (Gard), ont été étudiés. Le premier a fait l'objet de travaux de restauration hydromorphologique en 2004 et les réponses des assemblages d'invertébrés ont été étudiées simultanément sur six stations restaurées et trois stations non restaurées (canalisées) de 2008 à 2010. Sur le deuxième site, situé 5 km en aval, nous avons suivi la dynamique de récupération des communautés benthiques suite à une levée de pression physico-chimique (réduction des apports en azote et phosphore) imputable à l'arrêt du rejet d'une ancienne station d'épuration (STEP) et la mise en service d'une nouvelle STEP plus performante, 1 km en aval.

Il a été montré que les indices basés sur des critères taxonomiques réagissent rapidement à la réduction des apports en nutriments mais ne traduisent pas une reprise complète du fonctionnement des communautés d'invertébrés. Au contraire les métriques basées sur les traits biologiques des invertébrés mettent en évidence une récupération biotique plus progressive qui n'atteint toutefois pas les valeurs attendues dans des conditions dites « de référence ». L'évaluation de la récupération des communautés d'invertébrés basée sur les profils de traits biologiques affiche également une meilleure corrélation avec les caractéristiques hydromorphologiques des stations en fonctions des travaux de restauration qu'elles ont, ou non, subis. L'utilisation des traits biologiques permet en outre de fournir des explications mécanistes aux processus de récupération des communautés d'invertébrés

Dans un contexte de pressions multiples, les réponses des communautés d'invertébrés ont souligné la nécessité d'agir à la fois sur la qualité physico-chimique de l'eau et le fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau pour améliorer la qualité globale du système et permettre une récupération optimale des communautés. Les enseignements tirés de l'étude du Vistre ont été examinés afin de (i) dégager des implications concrètes pour le développement d'un outil d'évaluation du gain écologique par des opérations de restauration et (ii) soumettre des éléments d'aide à la décision dans le choix des actions de restauration à mener, et l'optimisation de leur suivi.

Abstract

The implementation of the European Water Framework Directive (WFD, 2000) has promoted the rapid development of many stream restoration programmes. However, very few studies have tried to improve the understanding of how anthropogenic pressure mitigation efforts contribute to the ecological recovery of streams. Moreover, available feedbacks have mainly focused on the taxonomic responses of aquatic communities. Nowadays, the assessment of stream ecological quality is increasingly driven by functional approaches, including the use of biological traits of benthic invertebrates.

The main goal of my PhD work has been to characterize the specific responses of benthic macroinvertebrate communities to different restoration actions implemented to reduce nutrient inputs or to improve stream hydromorphological conditions, and to compare such actions using different approaches (taxonomic and functional). Two sections of the Vistre River (south France) were studied. On a 3 km-long river section, we have surveyed the invertebrate assemblage recovery during a four year period including the commissioning of a new Waste Water Treatment Plan (WWTP) equipped with biological treatment capable of significantly reducing N, P, and C inputs in the River. Five kilometres upstream, a 2 km-long reach was morphologically restored, including remaindering work, riparian vegetation planting and pebble input. Invertebrate assemblages were assessed simultaneously on six restored sites and three canalized, non-restored sites during three years.

Our results have shown that among the metrics that reflect community recovery to nutrient input reduction, those based on taxonomic criteria respond faster than trait-based ones, but do not imply a complete recovery of invertebrate community functioning. Community recovery assessment based on biological traits has demonstrated also a better correlation with site hydromorphological characteristics which varied with restoration works. Moreover, trait-based approach allows a better explanation of the functional mechanisms that occur in benthic assemblages after chemical water quality or hydromorphological characteristic improvement. In a multi-stressor context, invertebrate community responses to different restoration actions have underlined the need for acting on both water chemical quality and hydromorphological environment to improve global stream quality and to allow convenient biological community recovery. Lessons from the Vistre River study have been examined to (i) identify practical implications for the development of an assessment tool for evaluating the ecological gain provided by restoration actions, and (ii) give elements to help managers in optimizing the definition and monitoring of restoration actions.