



**HAL**  
open science

# Impact des activités anthropiques sur la dynamique et l'état de conservation d'un habitat naturel : exemple de la chenalisation des Rivières à renoncules (UE 3260)

Maëlle Rambaud

## ► To cite this version:

Maëlle Rambaud. Impact des activités anthropiques sur la dynamique et l'état de conservation d'un habitat naturel : exemple de la chenalisation des Rivières à renoncules (UE 3260). Ecologie, Environnement. Museum National d'Histoire Naturelle (MNHN), 2008. Français. NNT : . tel-02263254

**HAL Id: tel-02263254**

**<https://mnhn.hal.science/tel-02263254>**

Submitted on 3 Aug 2019

**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.



THÈSE DE DOCTORAT  
Spécialité : **Écologie**

Présentée par  
**Maëlle RAMBAUD**

Pour obtenir le grade de Docteur en sciences du Muséum National d'Histoire Naturelle

**Impact des activités anthropiques sur la  
dynamique et l'état de conservation d'un  
habitat naturel : exemple de la chenalisation  
des Rivières à renoncules (UE 3260)**

**Soutenue le 22 décembre 2008**

Devant le Jury composé de :

Gabrielle THIEBAUT	Maître de Conférence HDR, Université de Metz	Rapporteur
Teresa FERREIRA	Professeur, Université de Lisbonne	Rapporteur
Jacques HAURY	Professeur, Université de Rennes	Examineur
Hervé DANIEL	Maître de Conférence, INH	Examineur
Nathalie MACHON	Professeur, MNHN	Directrice de thèse
Jacques MORET	Professeur, MNHN	Codirecteur
Isabelle COMBROUX	Maître de conférence, ULP	Codirectrice



# Remerciements

Les remerciements sont sans doute la partie la plus délicate à rédiger car les risques d'oubli sont élevés. Il serait dommage de ne pas citer l'ensemble des personnes qui ont permis que cette aventure suive son cours. La vie n'est pas un long fleuve tranquille, heureusement que les collègues, amis et proches apportent leur soutien dans les moments difficiles. C'est pourquoi je ne voudrais blesser personne dans ces quelques lignes. J'espère que celles et ceux qui n'apparaîtront pas explicitement ici, mais qui auront pourtant apporté leur petite touche personnelle dans l'histoire de ces trois années, me pardonneront.

En premier lieu, je resterais éternellement reconnaissante envers mes trois directeurs de thèse : Isabelle Combroux, Nathalie Machon et Jacques Moret, qui m'ont encadré pendant ces trois années, et m'ont apporté une aide aussi bien sur le plan professionnel qu'humain. Tous trois ayant des parcours et expériences différentes, leur complémentarité a facilité mon quotidien, chacun me conseillant dans des domaines bien distincts et toutefois incontournables.

Dans un deuxième temps, je remercie Sandrine Pavoine, ma collègue lointaine mais surtout mon amie depuis bientôt trois ans (et j'espère beaucoup plus), qui a consacré beaucoup de temps à l'analyse de mes données. Malgré la distance, elle a toujours répondu présente quand j'avais besoin d'aide autant en statistique que dans les phases de relecture d'articles. Elle a su trouver les mots justes quand le moral retombait, et me relancer plus loin devant, malgré les obstacles que je croyais infranchissables.

J'aimerais maintenant remercier les membres de mon comité thèse : Jacques Haury, Jean-Nicolas Beisel, Romain Julliard, et Anne-Caroline Julliard. Tous m'ont guidée dès le début en ouvrant le débat sur les difficultés d'un sujet aussi appliqué, et la nécessité de garder une approche de recherche. En pesant le pour et le contre de leurs arguments, j'ai essayé de mettre en place une méthodologie qui tenait compte des grandes lignes énoncées. Sans leur aide, je serais encore en train de réfléchir sur le nombre de sites à échantillonner ou en train d'analyser des données inexploitable. Dans la lignée du comité, je remercie également les membres de mon jury de thèse qui ont accepté de juger la finalité de ce travail et ont apporté un regard neuf et critique à l'ensemble de mon étude.

Ma reconnaissance se tourne ensuite vers les cinq stagiaires : Philippe Gourdain, Adeline Cadet, Benoit Lagier, Fanny Colas, et Marine Trémège, et les petites mains de terrain : Marie-Eve Miguerès, Emmanuelle Porcher, Denise Moindrot, et Danielle Pereyron, qui m'ont accompagné dans toute la phase de récolte de données et de tri des échantillons. Malgré toutes les contraintes (horaires, météo, embouteillages), ils ont su faire preuve de patience et d'efficacité. Les pieds dans l'eau, en combinaison de pêcheur, ils n'ont jamais renoncé au grand plongeon. J'ajoute à cette liste Chantal Griveau et Amandine Labat, qui nous ont tous accueilli lors de la partie de laboratoire. Elles nous ont laissé envahir leurs congélateurs, et monopoliser la loupe binoculaire et les éviers des mois durant. La bonne humeur est restée au rendez-vous, malgré le côté rébarbatif et fastidieux de la phase de tri et de détermination.

Pour en terminer avec la partie terrain, je remercie les personnels des Agence de l'eau Seine-Normandie, DIREN Ile-de-France et Centre, Fédération de Pêche du Loiret, Conseil Supérieur de la Pêche, Syndicat intercommunal de la rivière Ecole, et de la mairie de Dordives, pour tous les renseignements sur les rivières étudiées. Je remercie également les encadrants de la formation IBMR qui m'ont enseigné les techniques de suivi de la végétation aquatique.

Mes remerciements sont ensuite adressés à toutes les personnes que j'ai pu côtoyer au Muséum et dans mes activités d'enseignement, et qui m'ont ouvert les yeux sur la complexité de la double vie d'enseignant-chercheur ; c'est-à-dire les occupants du 55 et du 61 rue Buffon, les membres du Conservatoire Botanique et du Service du Patrimoine Naturel, l'Ecole Doctorale, le CIES et le laboratoire de Biologie Végétale de l'Université Paris 7. Ils sont malheureusement trop nombreux pour être cités les uns après les autres. J'envoie une pensée particulière à Geneviève Humbert, Guilène Procida, et Loubna Montaron, pour leurs conseils, leurs aides et leur humanité, ainsi qu'aux divers personnels administratifs qui m'ont aidé à résoudre tous les problèmes de paperasse lors de mes différentes missions.

Je termine les remerciements envers les personnes rencontrées au sein du Muséum, avec les doctorants, les étudiants de Master, et les post-doctorants : ceux qui sont partis, ceux qui ont vécu ces trois années en parallèle avec moi, et ceux qui restent encore et que j'encourage. Je pourrais tous les nommer mais je ne le ferais pas car ils savent très bien de qui

il s'agit. Je suis ravie d'avoir partagé cette aventure à leurs côtés. En plus du soutien, des longues discussions, des conseils, ou des corrections, ils ont tous contribué à mon bien-être quotidien. Je n'oublierais jamais tout ce qu'ils ont pu m'offrir, les moments agréables et plus douloureux que nous avons vécu ensemble, les activités extra-thèse, et toutes les occasions trouvées pour fêter quelque chose. Je quitte à regret cette ambiance chaleureuse et dynamique où les échanges ne manquaient pas d'intérêt et de fraîcheur.

En parlant de quotidien, mes pensées les plus profondes se tournent enfin vers ma famille et mes amis qui ont supporté les fluctuations des mes humeurs, mes angoisses et mes rires, et qui n'ont cessé de me faire confiance. Ils ont parfaitement compris mon projet et ont même participé à sa réalisation. Leurs encouragements m'ont emmenée sans trop d'encombres jusqu'au bout du chemin. J'envoie cependant mon dernier sentiment à mon Doudou qui est resté à mes côtés à chaque instant et qui m'a permis de devenir ce que je suis. Merci pour sa patience, sa compréhension, et son attention de tous les jours.



## Résumé

Depuis l'établissement de la Directive Habitats, la France doit évaluer l'état de conservation des habitats naturels et des espèces de son territoire. Dans cette optique, nous avons choisis l'habitat –UE-3260- « Rivières des étages planitaires à montagnard avec végétation du *Ranunculion fluitantis* et du *Callitriche-Batrachion* » pour tester l'impact de pressions anthropiques, type chenalisation, sur l'état de conservation de cet habitat. Notre objectif a été de déterminer quelles structures et fonctions environnementales et biologiques répondent à la chenalisation et pourraient présenter d'éventuelles altérations de l'habitat.

17 stations, sur quatre rivières similaires d'un point de vue géomorphologiques, ont fait l'objet de suivis saisonniers au cours de deux années consécutives (2006 et 2007). Parmi ces stations, 6 sont considérées comme référence et 11 comme chenalisées. Les stations chenalisées se distinguent par la méthode de chenalisation qui peut être un endiguement, une rectification ou la présence de structures rigides dans le lit de la rivière. Sur les 17 stations, nous avons alors mesuré plusieurs variables physiques et chimiques, suivi trois communautés biologiques (oiseaux, plantes aquatiques, macroinvertébrés benthiques), et testé différents indices biologiques couramment utilisés en rivière.

Les résultats montrent que la chenalisation conduit à des changements physiques de l'habitat à plusieurs échelles spatiales : la station, la séquence en faciès d'écoulement (ex : radier, mouille) et le microhabitat. Au niveau du compartiment biologique, la richesse taxonomique est plus faible en situation chenalisée quelque soit la communauté. Les taxons dominants sont des taxons ubiquistes et résistants aux stress environnementaux. Les indices biologiques testés, et notamment l'IMBR, montrent alors des valeurs plus dégradées en présence de chenalisation. La végétation aquatique est la communauté biologique la plus intéressante car ses réponses sont associées aux différentes échelles spatiales, et spécialement à celle de la séquence en faciès d'écoulement. Les stratégies adaptatives liées aux traits biologiques des taxons végétaux sont plus diversifiées dans les stations chenalisées en réponse aux modifications des dynamiques spatiales et temporelles de l'habitat UE 3260.

L'ensemble de notre étude souligne les outils environnementaux et biologiques les plus pertinents pour renseigner l'impact de la chenalisation. Ils nous permettent de préconiser certaines mesures de gestion afin de préserver l'état de conservation de l'habitat UE 3260.

**Mots clefs :** Directive Habitat, état de conservation, structures et fonctions, état écologique, qualité de l'eau, habitat aquatique, rivière, échelles spatiales, échelles temporelles, saisonnalité, méthodologie, compartiment physique, compartiment chimique, communautés, oiseaux, invertébrés, végétation, hétérogénéité, richesse, diversité, indices.

## Abstract

Since the publication of the Habitat Directive, France must evaluate the conservation status of natural habitats and species in its territory. With this perspective, we chose the habitat – EU-3260 - “Running chalk streams with Water Crowfoot (*Ranunculus spp.*)” to test the impact of human pressure such as channelization on the conservation status of this habitat. Our objective was to determine which environmental and biological structures and functions were affected by channelization and could introduce possible impairments of the habitat.

Seventeen reaches, in four rivers with similar geomorphology, were monitored in several seasons during two successive years (2006 and 2007). Among these reaches, 6 were considered as reference reaches and 11 as channelized reaches. The latter were distinguished by the method of channelization which could be an embankment, a straightening, or the presence of rigid structures in the stream bed. On the 17 reaches, we then measured several physical and chemical variables, monitored three biological communities (birds, aquatic plants, benthic macroinvertebrates), and tested different biological indices often used in river evaluation.

Results showed that channelization led to physical changes of the habitat in several spatial scales: the reach, the riffle-pool sequence, and the microhabitat. For biological communities, taxonomic richness was lower in channelized reaches than in control reaches whatever the community. Dominant taxa were ubiquitous and resistant to environmental stresses. Tested biological indices, and notably IMBR, then showed more debased values in the presence of channelization. Aquatic vegetation was the most interesting biological community to study channelization impact because plants were linked to the different spatial scales, and especially to that of the riffle-pool sequence. Adaptive strategies linked to biological traits of plant taxa were more diverse in channelized reaches in response to the modifications of the spatial and temporal dynamics of the EU 3260 habitat.

Our whole study stresses the most appropriate environmental and biological tools for providing information on the impact of channelization. These tools allow us to recommend certain management measures for conserving habitat EU 3260.

**Keywords:** Habitat Directive, conservation status, structures and functions, ecological status, water quality, aquatic habitat, stream and river, spatial scale, temporal scale, seasonality,

methodology, physical compartment, chemical compartment, communities, birds, invertebrates, vegetation, heterogeneity, richness, diversity, indices.

# Sommaire

<i>Remerciements</i> .....	3
<i>Résumé</i> .....	7
<i>Abstract</i> .....	9
<i>Liste des Figures</i> .....	13
<i>Liste des Tableaux</i> .....	16
<i>Introduction</i> .....	19
<b>1. Crise de la biodiversité</b> .....	21
<b>2. La Directive « Habitats, Faune, Flore »</b> .....	24
2.1. Conservation de la Nature et genèse de la Directive « Habitats, Faune, Flore ».....	24
2.2. Les grandes lignes de la Directive « Habitats, Faune, Flore ».....	25
2.3. La notion d'habitat.....	27
2.4. Vers une évaluation de l'état de conservation de l'habitat.....	29
2.5. Les structures et fonctions de l'habitat.....	31
<b>3. L'exemple des habitats aquatiques d'eaux douces</b> .....	32
3.1. Importance, fonctionnement et menaces.....	32
3.2. La Directive Cadre sur l'Eau.....	36
<b>4. Etat de conservation et Etat écologique</b> .....	37
4.1. Quelques définitions.....	37
4.2. Monitoring et indicateurs.....	40
<b>5. Objectifs et Chapitres de la thèse</b> .....	45
<i>Chapitre I : Habitat UE 3260 et Méthodologie</i> .....	49
<b>1. Présentation de l'habitat UE 3260 – « Rivières des étages planitiaire à montagnard avec végétation du Ranunculion fluitantis et du Callitricho-Batrachion »</b> .....	51
<b>2. La chenalisation comme menace principale</b> .....	54
<b>3. Sites d'étude</b> .....	56
3.1. Le Bassin versant Seine-Normandie.....	56
3.2. Les rivières d'étude.....	58
<b>4. Les échelles spatiales et communautés étudiées</b> .....	60
4.1. Les échelles spatiales.....	60
4.2. Les communautés.....	64
<b>5. Acquisition des données mésologiques, floristiques et faunistiques</b> .....	66
5.1. Caractérisation des stations d'étude.....	66
5.2. Caractéristiques Physiques et Chimiques.....	70
5.3. Communautés biologiques.....	72
5.4. Résumé de la méthodologie.....	81
<i>Chapitre II : Une approche multicommunauté</i> .....	85
<b>Introduction</b> .....	87
<b>MANUSCRIPT: Impact of channelization on multiple communities</b> .....	89
<b>Synthèse</b> .....	113
<i>Chapitre III : Performances des indices biologiques</i> .....	117
<b>Introduction</b> .....	119

<b>Description des indices biologiques français utilisés.....</b>	<b>120</b>
Le CSI.....	120
L'IBMR.....	121
L'IBGN.....	121
L'Indice EPT.....	122
<b>NOTE: The need of multiple communities monitoring in stream's conservation status assessment.....</b>	<b>125</b>
<b>Synthèse.....</b>	<b>131</b>
<b><i>Chapitre IV : Les macrophytes et la chenalisation.....</i></b>	<b><i>133</i></b>
<b>Introduction.....</b>	<b>135</b>
<b>MANUSCRIPT: Relationships between channelization structures, environmental characteristics, and plant communities, between four French streams of the Seine-Normandy's catchment.....</b>	<b>137</b>
<b>Synthèse.....</b>	<b>159</b>
<b><i>Chapitre V : Dynamiques spatiales et temporelles de l'habitat physique et des macrophytes face à la chenalisation.....</i></b>	<b><i>165</i></b>
<b>Introduction.....</b>	<b>167</b>
<b>MANUSCRIPT: Does channelization alter spatial and temporal dynamics of macrophyte communities and their physical habitat?.....</b>	<b>169</b>
<b>Synthèse.....</b>	<b>187</b>
<b>Vers un concept des altérations intermédiaires ?.....</b>	<b>190</b>
<b><i>Conclusion générale et Perspectives.....</i></b>	<b><i>193</i></b>
<b>1. Méthodologie.....</b>	<b>196</b>
<b>2. Echelles.....</b>	<b>197</b>
<b>3. Caractéristiques environnementales.....</b>	<b>198</b>
<b>4. Communautés biologiques.....</b>	<b>202</b>
<b>5. Applications.....</b>	<b>205</b>
<b><i>Bibliographie.....</i></b>	<b><i>213</i></b>
<b><i>Annexes.....</i></b>	<b><i>241</i></b>
<b><i>Lexique.....</i></b>	<b><i>305</i></b>

## Liste des Figures

<b>Figure 1</b> : Taux d’extinction des espèces : passé à l’aide de données fossiles, à l’heure actuelle, et prédiction pour le futur si ce taux continue de croître. Millenium Ecosystem Assessment (2005). .....	21
<b>Figure 2</b> : Les objectifs de la biologie de la conservation. Selon Fleury (2005).....	24
<b>Figure 3</b> : La Directive Habitats : un texte de 24 articles. Selon Fleury (2005). .....	26
<b>Figure 4</b> : Les quatre régions biogéographiques françaises. © USM Inventaire et suivi de la Biodiversité, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, Muséum national d’Histoire Naturelle (2004). .....	29
<b>Figure 5</b> : Principales menaces anthropiques et leurs conséquences sur les conditions environnementales et biologiques des habitats aquatiques. Selon Malmqvist (2002). .....	33
<b>Figure 6</b> : Dimensions : A) longitudinale, B) latérale, C) verticale d'une rivière. Selon Ward & Wiens (2002). .....	35
<b>Figure 7</b> : L'habitat physique déterminé par l'interaction entre géomorphologie et hydrologie. Selon Maddock (1999). .....	35
<b>Figure 8</b> : L'habitat comme lien entre l'environnement et ses habitants. Selon Harper (1995). .....	35
<b>Figure 9</b> : Classification hiérarchique des habitats de rivière selon Frissell <i>et al.</i> (1986) et Townsend et Hildrew (1994). .....	42
<b>Figure 10</b> : L’environnement agit comme un filtre sur les combinaisons de traits des pools de taxons à différentes échelles spatiales. A = Bassin versant, B = Station, C = Séquence de radiers et de mouilles, D = Microhabitat. Selon Wiens (2002). .....	44
<b>Figure 11</b> : Outils diagnostiques pour évaluer l’état de santé d'une rivière. Selon Maddock (1999). .....	45
<b>Figure 12</b> : La Cléry à Ferrières-en-Gâtinais : présence de l’habitat UE 3260. Observation de Renoncules ( <i>Ranunculus fluitantis</i> à gauche) et de Callitriches ( <i>Callitriche obtusangula</i> à droite). © M. RAMBAUD (2006). .....	51
<b>Figure 13</b> : Typologie des interventions humaines de chenalisation touchant le milieu physique d’eau courante. Selon Brookes (1985), Malavoi (1990) et Wasson <i>et al.</i> (1995). ...	55
<b>Figure 14</b> : Les types de chenalisation étudiés. ....	56
<b>Figure 15</b> : A) Localisation en France du Bassin versant Seine Normandie. B) Mode d’occupation des sols du Bassin versant Seine-Normandie amont. Le gradient amont aval de	

la Seine et les quatre rivières d'étude y sont représentées. © Agence de l'Eau Seine-Normandie (1995-1997)..... 57

**Figure 16 :** Clef de détermination des faciès d'écoulement. Selon Malavoi & Souchon (2002).  
..... 63

**Figure 17 :** Représentation schématique des relations entre faciès (unité géomorphologique), unité hydraulique, et microhabitat. Selon Thomson *et al.* (2001)..... 64

**Figure 18 :** Cartographie de la station Oncy (EC1, cf. Tableau 4 ci-après)..... 67

**Figure 19 :** Score de l'Indice QBR calculé A) par station, et B) par type de chenalisation. Les barres bleues correspondent aux stations contrôles et les barres rouges aux stations chenalisées. Les codes des stations et des types de chenalisation sont issus du Tableau 2. .... 69

**Figure 20 :** Représentation d'un point d'écoute pour noter les contacts STOC EPS..... 73

**Figure 21 :** Représentation schématique d'un transect. .... 75

**Figure 22 :** Photo d'un quadrat de *Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm. à forte intensité et représentation schématique du quadrat. .... 76

**Figure 23 :** Représentation schématique d'un relevé phytosociologique..... 77

**Figure 24 :** Echantillonneur de type « Surber ». .... 80

**Figure 25 :** Résumé des différents protocoles d'échantillonnage dans une station d'étude de 100 m de long..... 82

**Figure 26 :** Relevés Transects, Quadrats, Phytosociologiques, et Patches dans la station de 100 m de long..... 83

**Figure 27 :** Comparaison du nombre de taxons entre stations contrôles et stations chenalisées.  
..... 131

**Figure 28 :** Boîtes à moustache des caractéristiques environnementales en faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). Le trait noir dans chaque boîte à moustache correspond à la valeur médiane. Dans le tableau : ° =  $P < 0.1$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , \*\*\* =  $P < 0.001$ . .... 161

**Figure 29 :** Boîtes à moustache de la DF de Petchey en faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). Le trait noir dans chaque boîte à moustache correspond à la valeur médiane. Dans le tableau : ° =  $P < 0.1$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , \*\*\* =  $P < 0.001$ . .... 189

**Figure 30 :** Courbe de A) richesse taxonomique et B) diversité fonctionnelle observées, en relation avec le pourcentage de faciès rapides et lents dans les stations contrôles et impactées.

C) Courbe théorique de richesse ou de diversité en fonction du degré d'altération de l'habitat.  
..... 191

**Figure 31** : Modèle conceptuel de l'habitat d'eau courante. Selon Wasson *et al.* (1995)..... 198

**Figure 32** : Classes de qualité et code couleur associé pour les critères (caractéristiques chimiques) du SEQ Eau. Selon Anonyme (1999)..... 207

# Liste des Tableaux

<b>Tableau 1 :</b> Caractéristiques des quatre rivières d'étude. ....	59
<b>Tableau 2 :</b> Les 17 stations sélectionnées. Le code station comprend les deux premières lettres de la rivière suivi d'un numéro qui correspond à la position de la station par rapport aux autres stations dans le gradient amont aval d'une même rivière. Par exemple : 1 = station la plus en amont, 5 = station la plus en aval. Comme les stations sont potentiellement aménagées par plusieurs types de chenalisation simultanément, nous avons aussi établi un code (en adéquation avec le Chapitre IV) avec : N = no channelization structure = Contrôle, R = Resectioning = Recalibrage, E = Embanking = Endiguement, S = man-made Structures = Structures de protection des berges (cf. Chapitre I § 2). Exemple : RS = station recalibrée et présentant des structures de protection des berges.....	61
<b>Tableau 3 :</b> Substrats dominants dans les stations d'étude. Les classes de taille de particules ont été adaptées en fonction de l'échelle granulométrique de Malavoi & Souchon (1989). ...	64
<b>Tableau 4 :</b> Séquence en faciès rapides et en faciès lents des 17 stations d'étude. ....	68
<b>Tableau 5 :</b> Temps passé par station et saisons de terrain pour les différents protocoles d'échantillonnage. ....	83
<b>Tableau 6 :</b> Différences significatives pour les caractéristiques environnementales entre faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). ° = $P < 0.1$ , * = $P < 0.05$ , ** = $P < 0.01$ , *** = $P < 0.001$ .....	161
<b>Tableau 7 :</b> Comparaison des richesses de différents groupes biologiques de plantes aquatiques entre faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). ° = $P < 0.1$ , * = $P < 0.05$ , ** = $P < 0.01$ , *** = $P < 0.001$ . ....	162
<b>Tableau 8 :</b> Différences significatives pour la diversité fonctionnelle de Petchey entre faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). Le trait noir dans chaque boîte à moustache correspond à la valeur médiane. Dans le tableau : ° = $P < 0.1$ , * = $P < 0.05$ , ** = $P < 0.01$ , *** = $P < 0.001$ . ....	189
<b>Tableau 9 :</b> Grille d'évaluation proposée par la DH à remplir par habitat et par région biogéographique. ....	206

**Tableau 10 :** Grille d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat UE 3260 dans les petites rivières des régions Ile-de-France et Centre. .... 211



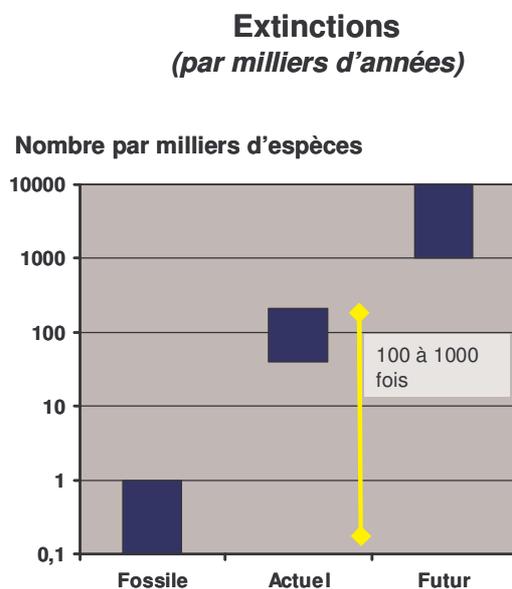
# **Introduction**



## 1. Crise de la biodiversité

De nos jours, les différents acteurs des sociétés humaines (scientifiques, politiques, citoyens...) ne peuvent plus ignorer les problèmes écologiques mondiaux tant les moyens de diffusion les relatant se développent avec ampleur. La biodiversité, ou diversité biologique, est un concept relativement récent parmi les plus médiatisés dans les thématiques écologiques et de développement durable au même titre que bien d'autres sujets d'actualité (ex : emploi, logement, relations internationales...). Elle se définit comme la variabilité des organismes vivants terrestres et aquatiques et des complexes écologiques, et inclue par conséquent la diversité génétique au sein des espèces, la diversité spécifique entre espèces et la diversité des écosystèmes (Convention on Biological Diversity, 1992).

La perte de biodiversité actuelle est un sujet très préoccupant puisqu'elle atteint désormais un taux similaire, et même supérieur, sur un laps de temps beaucoup plus court, que les taux historiques des grandes crises d'extinctions (cf. Figure 1, Pimm *et al.*, 1995, Brown & Lomolino, 1998). Cette perte est néanmoins impossible à estimer précisément en raison du manque de connaissance sur le nombre total d'espèces qui existent sur terre, notamment concernant les organismes de petite taille (Reid, 1992).



**Figure 1** : Taux d'extinction des espèces : passé à l'aide de données fossiles, à l'heure actuelle, et prédiction pour le futur si ce taux continue de croître. Millenium Ecosystem Assessment (2005).

Les causes de perte de biodiversité sont multiples et relèvent pour beaucoup de l'intervention de l'homme sur les milieux naturels : pollutions, surexploitation, changements climatiques, perturbations des grands cycles biogéochimiques, invasions biologiques et surtout destruction des habitats naturels. Cette dernière cause est de nos jours considérée comme l'une des forces majeures de changement de biodiversité et certains modèles montrent que ce sera toujours le cas d'ici la fin du 21<sup>ème</sup> siècle (Sala *et al.*, 2000). La destruction des habitats dérive en effet directement des transformations anthropiques du paysage à des fins agricoles, industrielles ou d'urbanisation. L'homme tire profit des habitats naturels pour se nourrir, se loger, se divertir, et la demande va continuer de croître pour les 30 ans à venir puisque d'ici 2030, il est probable que 8.2 milliards de personnes peupleront la Terre, soit 32% de plus qu'aujourd'hui (Novacek & Cleland, 2001). Or, la dégradation des habitats naturels s'accompagne d'une disparition de leur biodiversité et les effets sont d'autant plus pervers qu'ils n'apparaissent que tardivement, lorsque les multiples fragments de l'habitat initial ont subi des destructions successives et irréversibles (Tilman *et al.*, 1994). Comme un habitat avec une biodiversité importante est plus productif, stable et résistant aux perturbations qu'un habitat avec un faible nombre d'espèces (Tilman, Wedin & Knops, 1996, Naeem *et al.*, 1999, Jonsson & Malmqvist, 2000), l'homme conduit lui-même à une baisse de productivité des habitats naturels qu'il utilise pour subvenir à ses besoins. Une boucle rétroactive entre homme-habitat-biodiversité se forme et le système s'effondre. Chaque année par exemple, environ 13 millions d'hectares de forêts tropicales sont détruits causant la perte de 14000 à 40000 espèces faunistiques et floristiques, ce qui est associé à une baisse du stock de bois disponible et exploitable (Food and Agricultural Organization, 1999). Il est donc indispensable de protéger les habitats naturels et leur biodiversité, non seulement d'un point de vue éthique, mais surtout parce qu'ils apportent nombreux biens et services (ressources, régulation des processus écologiques, culture, Rapport *et al.*, 1998, Millennium Ecosystem Assessment, 2005) dont l'homme est étroitement dépendant, comme par exemple le contrôle de l'érosion des sols ou la rétention d'eau soutenant l'agriculture et les populations humaines (Daily, 1997). La valeur des services écologiques est d'ailleurs estimée à environ 33 trillions de dollars par an (Costanza *et al.*, 1997).

A travers la Convention sur la Diversité Biologique, adoptée au "Sommet de la Terre" de Rio de Janeiro en juin 1992 (en anglais Convention on Biological Diversity, abrégé CBD, 1992, <http://www.biodiv.org>), les gouvernements de nombreux pays se sont dès lors fixés comme objectif de réduire la perte de biodiversité actuelle d'ici 2010 par l'établissement de

mesures de protection et de restauration. Les communautés scientifiques devront alors évaluer les progrès réalisés en rapport avec ces objectifs.

L'une des premières idées a été de protéger en priorité les habitats naturels et la biodiversité des hot spots (Myers *et al.*, 2000). Ces milieux constituent des aires avec une diversité en espèces exceptionnelle, un fort taux d'endémisme et ils sont exposés à des menaces de destruction des habitats (Myers, 1990). Cette démarche a été critiquée car elle se concentrait trop étroitement sur la diversité de certaines espèces emblématiques sans tenir compte de l'importance de la représentation écologique (Olson & Dinerstein, 1998), des fonctions écologiques ou des services rendus par les milieux naturels (Jepson & Canney, 2001, Kareiva & Marvier, 2003). A partir de 2003, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (en anglais International Union for Conservation of Nature, IUCN), les parties de la Convention sur la Diversité Biologique, ainsi que d'autres organismes privés de conservation, ont par conséquent étendu le réseau d'aires protégées afin d'obtenir une bonne représentation des milieux naturels dans le monde (Birdlife International *et al.*, 2003, IUCN World Parks Congress, 2003, COP-7, 2004). Malgré cette progression, un constat a rapidement été établi quand à la préservation efficace des habitats naturels et de leur biodiversité. Les aires protégées n'occupant que de faibles surfaces, elles subissent inévitablement les pressions de la matrice d'habitats plus ou moins anthropisés qui les entourent (Franklin, 1993). Il convient donc de mettre en œuvre une gestion complexe et diversifiée de l'ensemble des habitats naturels, afin de préserver la capacité évolutive des processus écologiques et des espèces qu'ils recèlent (Larrère & Larrère, 1997). La première étape est de dresser un état des lieux de ces habitats à large échelle, puis de mettre en place des mesures de gestion dans les habitats les plus menacés, et finalement de mesurer les progrès des nouvelles stratégies liées à l'effort de conservation par le biais de monitorings à deux échelles : régionale et globale, et à deux niveaux : espèces et habitats (Pereira & Cooper, 2006).

Ce schéma a été proposé en Europe dans un texte législatif datant de 1992 : la Directive « Habitats, Faune, Flore », la finalité étant de conserver et gérer la Nature, et plus spécifiquement les habitats naturels et espèces d'intérêt communautaire de l'Union européenne (UE).

## 2. La Directive « Habitats, Faune, Flore »

### 2.1. Conservation de la Nature et genèse de la Directive « Habitats, Faune, Flore »

Cela fait longtemps que l'homme a conscience de la nécessité de conserver la nature. Protégée au 17<sup>ème</sup> siècle pour son côté utilitariste (ex : ressource en bois, gibier), la nature a été associée au 19<sup>ème</sup> siècle au sauvage et à l'esthétique, cette pensée ayant conduit à la création des premières associations, réserves (1350 km<sup>2</sup> à l'heure actuelle en France, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du territoire, MEEDDAT, <http://www.ecologie.gouv.fr>) et parcs nationaux (54000 km<sup>2</sup> actuellement en France, source MEEDDAT), comme la Forêt de Fontainebleau en 1853 (Lefeuvre, 1990). C'est après la deuxième guerre mondiale et suite à la modernisation des moyens de production pour relancer l'économie européenne que l'action néfaste de l'homme sur son environnement a vraiment été mise en évidence.

A partir des années 70, les scientifiques ont alors traité plus attentivement l'impact écologique des activités humaines. La biologie de la conservation a émergé sous forme de métadiscipline affichant un objectif clair de protection (Blondel, 2003, Fleury, 2005). Cette science récente a pour but d'analyser les facteurs d'origine anthropique à l'origine de la crise de la diversité et d'élaborer des solutions pour enrayer la crise (cf. Figure 2, Soule & Wilcox, 1980, Soule, 1986, Primack, 1993, Blondel, 1995, Barbault, 1997, Meffe & Carroll, 1997, Soule & Orians, 2001).

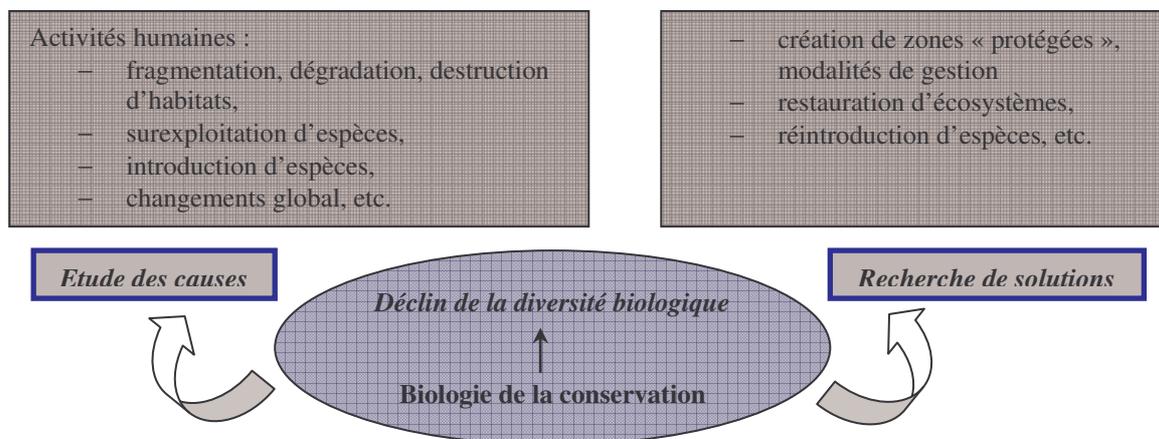


Figure 2 : Les objectifs de la biologie de la conservation. Selon Fleury (2005).

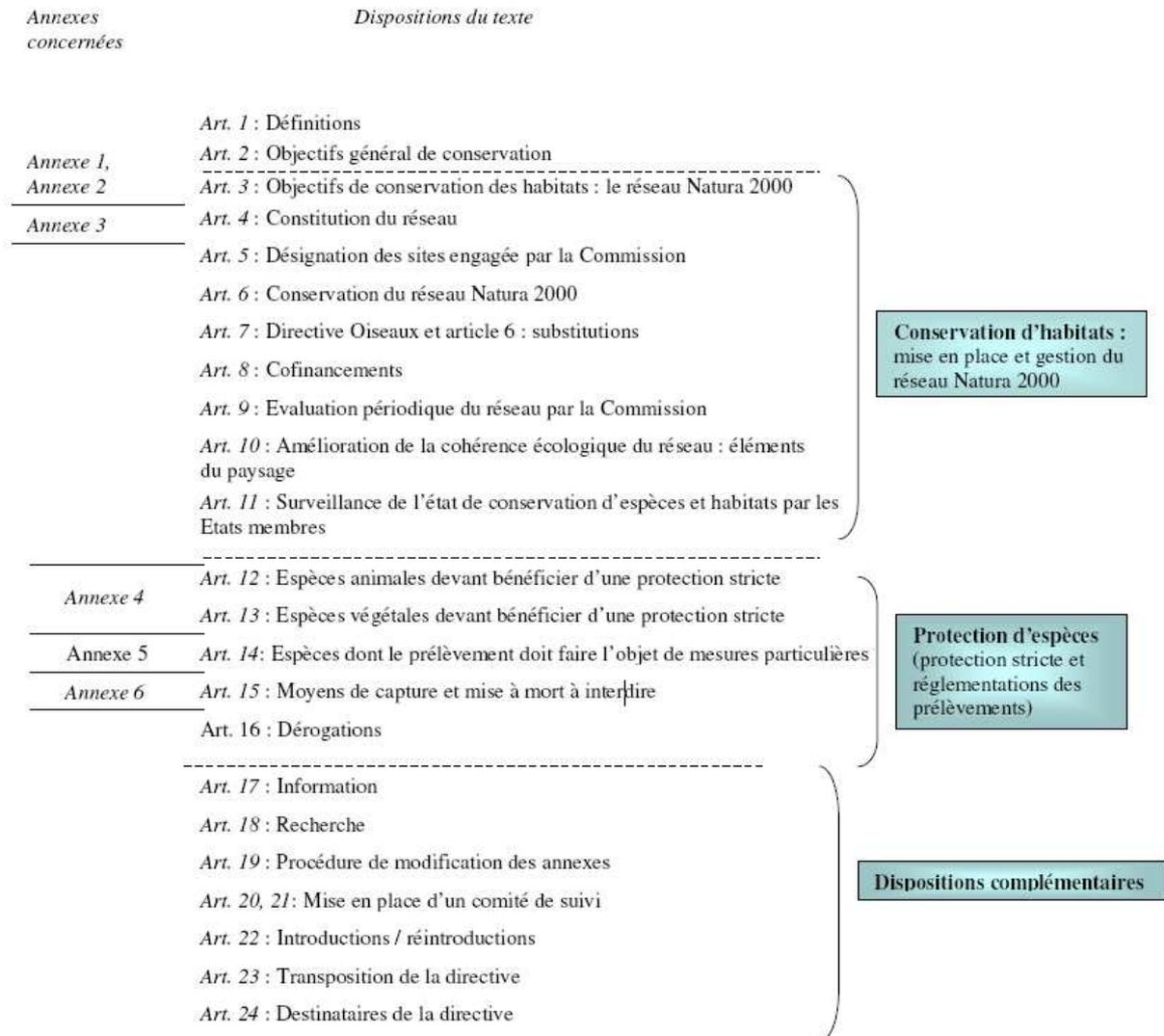
Toutefois, dans l'impossibilité de désigner des zones de Nature vierge et suite à la récession économique engendrée par la crise pétrolière puis agricole, il ne convenait plus seulement de préserver les milieux naturels, mais de les conserver en intégrant l'homme aux nouvelles stratégies développées (Lefeuvre, 1990, Picon, 1992). L'implication de l'homme et la mondialisation des problèmes environnementaux ont nécessité de trouver des solutions internationales. Conventions, stratégies, conférences mondiales se sont dès lors succédées (Ramsar, 1971 ; Vienne, 1973 ; Convention sur le commerce international d'espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, CITES, 1973 ; Bonn, 1979 ; Directive Oiseaux, 1979) (Acot, 1988). Ces procédures de protection étaient cependant essentiellement orientées vers les espèces.

En 1980, l'IUCN et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) présente donc une Stratégie mondiale de la conservation pour une meilleure gestion des ressources vivantes afin de poursuivre leur exploitation dans le futur (<http://www.ec.gc.ca>). Cette stratégie a trois objectifs : le maintien des processus écologiques et des systèmes qui entretiennent la vie, la préservation de la diversité génétique, et l'utilisation raisonnée des espèces et des écosystèmes (Stratégie mondiale de la conservation, 1980). C'est au cours de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED, Rio de Janeiro, 1992) qu'un programme d'action est élaboré en vue de parvenir à ces objectifs, la CBD en fait partie intégrante. Au cours des travaux préparatoires à la CBD et à l'image du traité de Maastricht disposant que l'UE doit intégrer la protection de l'Environnement dans toutes ses politiques (Commission Européenne, 1992), la Directive « Habitats, Faune, Flore » (92/43/CEE) est signée le 21 mai 1992. Elle complète l'arsenal juridique communautaire, reposant jusqu'alors presque exclusivement sur la Directive Oiseaux, en élargissant l'approche aux autres groupes faunistiques et floristiques de même qu'aux habitats.

### **2.2. Les grandes lignes de la Directive « Habitats, Faune, Flore »**

La Directive Européenne « concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages », plus communément appelée Directive « Habitats » (DH), s'applique depuis le 5 juin 1994 aux pays de l'UE. Elle est l'un des outils du système politique européen associant trois institutions : la Commission européenne qui propose la nouvelle législation, le Parlement européen et le Conseil de l'Union européenne qui adoptent les actes législatifs (<http://www.europa.eu.int>).

Le texte de la DH est divisé en 24 articles (cf. Figure 3) et est calqué sur celui de la directive « concernant la conservation des oiseaux sauvages » (79/409/CEE), dite Directive « Oiseaux » (DO). Les annexes proviennent de la typologie CORINE Biotope pour les habitats (European Commission, 1991), de la convention de Berne (1979) et des listes rouges de l'IUCN pour les espèces.



**Figure 3 :** La Directive Habitats : un texte de 24 articles. Selon Fleury (2005).

Le réseau de sites Natura 2000, relaté dans les articles 3 à 11 de la DH, est constitué de « zones spéciales de conservation » (ZSC) et de « zones de protection spéciales » (ZPS, instaurées en vertu de la DO) désignées par la Commission Européenne et les États membres conformément aux dispositions de la directive. Les annexes I (types d'habitats naturels) et II

(espèces) de la DH dressent la liste des habitats et espèces dont la conservation nécessite la désignation de ZSC et ZPS. Certains d'entre eux sont définis comme des habitats ou des espèces « prioritaires » (en danger de disparition). L'annexe IV énumère les espèces qui nécessitent une protection stricte et l'annexe V celles qui nécessitent des mesures de gestion quand à leur prélèvement et exploitation. Les habitats et les espèces des annexes I, II, IV, et V, sont alors appelés habitats et espèces d'intérêt communautaire.

La DH a ainsi un double objectif : la conservation d'habitats (habitats « naturels » et habitats d'espèces, cf. Encart n°1) et la protection d'espèces. Elle vise à contribuer au maintien de la biodiversité dans les États membres européens en définissant un cadre commun pour la conservation des plantes, des animaux sauvages et des habitats naturels d'intérêt communautaire. Comme il n'y a pratiquement plus aujourd'hui de zones naturelles intactes en Europe et peu de régions insensiblement touchées par l'anthropisation (Agence européenne de l'Environnement, 1999, Fleury, 2005), les milieux naturels ou semi-naturels – « résultant de la longue histoire de l'utilisation par l'homme et les animaux domestiques » - sont probablement réduits à 20%, voire 10%, du territoire de l'UE (<http://www.reports.eea.eu>). Il est donc urgent de mettre en place des mesures de conservation pour freiner le déclin de ces habitats et de ces espèces.

### **Encart n°1 : Définition d'un habitat selon la DH (Article 1)**

D'après la DH, un habitat naturel est considéré comme « une zone terrestre ou aquatique se distinguant par ses caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles » et un habitat d'espèce est « un milieu défini par des facteurs abiotiques et biotiques spécifiques où vit l'espèce à l'un des stades de son cycle biologique ».

### **2.3. La notion d'habitat**

Occupant plus de la moitié du texte de la DH, l'habitat jusque là mis au second plan après les espèces, devient dès lors le centre d'intérêt des problématiques de conservation de la biodiversité. Il se définit généralement comme l'ensemble non dissociable d'un compartiment stationnel (ex : conditions climatiques, géologie, propriétés physiques et chimiques) ou biotope, et d'une communauté d'organismes vivants (faune et flore) ou biocénose. Nombreux auteurs ont apporté leur propre définition (Clements, 1905, Yapp, 1922, Shelford, 1963,

Rameau, 2001), traduisant diverses approches en fonction des époques et des spécialités scientifiques (écologie, biologie, botanique, zoologie). Cette notion a été appliquée à différents niveaux d'organisation: communautés végétales (le plus souvent), complexes de communautés végétales (paysages), etc. (Boulet, 2002). Pour Rameau (2000, 2001), l'habitat correspond à un type d'écosystème. Il s'agit d'un espace homogène par ses conditions écologiques (compartiment stationnel), par sa végétation (herbacée, arbustive et arborescente), hébergeant une certaine faune, avec des espèces ayant tout ou en partie leurs diverses activités vitales sur cet espace. Un habitat ne se réduit donc pas à la seule végétation. Mais celle-ci, par son caractère intégrateur (synthétisant les conditions de milieu et de fonctionnement du système) est considérée comme un bon indicateur et permet donc de déterminer l'habitat (par les unités de végétation du système phytosociologique).

La protection de cet habitat implique alors la conservation d'un grand nombre d'espèces qui lui sont liées (Cheylan, 2000), des espèces de grande valeur écologique mais également des espèces d'importance moindre qui ne feront jamais l'objet de listes : la « biodiversité silencieuse ». D'un point de vue quantitatif, il est évident que la protection d'habitats contribue à la conservation de la biodiversité de façon plus efficace qu'une protection centrée sur l'espèce (ou sur le taxon). En matière de fonctionnalité, cette approche paraît également plus cohérente ; en effet, protéger des habitats, c'est protéger un grand nombre d'espèces, de même que les relations entre ces espèces. L'approche habitat permet plus globalement d'intégrer diversité taxonomique et complexité écologique (Fleury, 2005).

Dans la DH, l'accent est mis sur les habitats d'intérêt communautaire de l'UE, c'est-à-dire les habitats qui sont à la fois en danger de disparition, avec une aire de répartition naturelle réduite, et qui constituent des exemples remarquables des caractéristiques propres aux régions biogéographiques européennes (Article 1). Ces trois critères de sélection permettent de cibler les habitats rares mais aussi les plus communs et d'intégrer la Nature ordinaire, pas nécessairement menacée. Ces habitats, simplement représentatifs de la diversité écologique européenne, assez répandus, doivent permettre de s'exercer à mener une gestion durable (Rameau, 2000).

Une des dispositions de la DH consiste d'ailleurs en leur surveillance et en l'évaluation de leur état de conservation (cf. Encart n°2). Chaque Etat membre doit transmettre tous les six ans à la Commission un rapport général qui comprend, entre autre, des informations sur l'état de conservation des habitats de l'annexe I. Cette évaluation est réalisée à l'échelle des régions biogéographiques (quatre en France parmi les neuf de l'UE : Alpine, Atlantique,

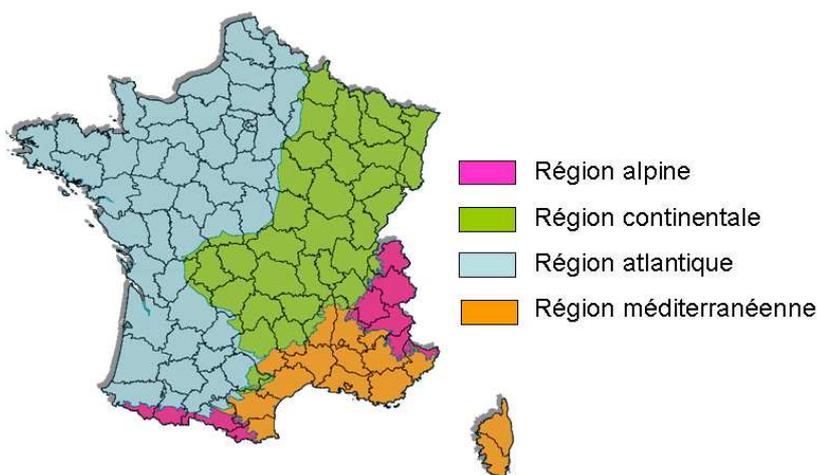
Continentale, Méditerranéenne, cf. Figure 4). Les Etats membres doivent également assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable de ces habitats (cf. Encart n°2).

**Encart n°2 : Etat de conservation au sens de la DH (Article 1)**

L'état de conservation d'un habitat naturel est « l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à *long terme* sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques sur le territoire [de l'Union européenne] ».

L'état de conservation d'un habitat naturel est jugé favorable lorsque :

- Son aire de répartition ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension *et*,
- La structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent ou sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible *et*,
- L'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable.



**Figure 4 :** Les quatre régions biogéographiques françaises. © USM Inventaire et suivi de la Biodiversité, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, Muséum national d'Histoire Naturelle (2004).

## 2.4. Vers une évaluation de l'état de conservation de l'habitat

La DH se focalise donc sur la notion d'état de conservation, terme novateur et encore peu usité. D'après la définition de la DH, l'état de conservation d'un habitat résulte des facteurs naturels et anthropiques qui ont un effet à long terme sur cet habitat et sur sa dynamique, le long terme étant associé à la notion d'irréversibilité (Fleury, 2005). Pour évaluer l'état de conservation d'un habitat, ou mesurer son degré de dégradation, il faut regarder la répartition de son aire naturelle, sur le long terme, et prendre en compte son fonctionnement. Cela nécessite de mettre en place une méthode de suivi. Or, l'état de

conservation (an anglais « conservation status ») apparaît rarement dans la littérature scientifique. On trouvera plutôt les termes d'intégrité écologique, santé, état écologique, valeur de conservation ou d'évaluation de la qualité (suivi d'un adjectif, trophique, par exemple) d'un habitat. De plus, la typologie et la nomenclature phytosociologique retenues à l'échelle européenne pour la définition de l'habitat (cf. Encart n°3) ne sont pas utilisées par l'ensemble de la communauté scientifique, probablement parce que la problématique est récente et abordée par des scientifiques provenant de divers horizons : non seulement par des biologistes (dont les botanistes) mais aussi par les géographes, les géomorphologues, les hydrauliciens... Il en résulte que les articles concernant directement un habitat de la DH sont extrêmement rares et les méthodes exposées s'appliquent plutôt à de grands types de milieux (ex : forêts tempérés, prairies, hydrosystèmes) (Combroux, Servan & Moret, 2004).

### **Encart n°3 : Typologie des Habitats de l'annexe I de la DH**

Avant le programme CORINE1 lancé par le conseil de la communauté économique européenne en 1985, les habitats étaient en France qualifiés par leur physionomie ou selon la phytosociologie sigmatiste pour les études plus fines. Depuis, la typologie CORINE Biotopes (CB) a été adoptée majoritairement par les naturalistes comme référence et recense de façon hiérarchique et standardisée les milieux naturels et semi-naturels en Europe (European Commission, 1991). Les habitats français y appartenant ont été décrits dans le guide de Bissardon & Guibal (1997). La physionomie des habitats et les listes d'espèces sont données de manière succincte, avec la volonté d'une utilisation simplifiée pour les opérateurs.

La liste EUR27 de l'UE s'est adjointe à la typologie CB pour l'étude des habitats d'intérêts communautaires (Annexe I de la DH). Les habitats sont couramment nommés « habitats EU, habitats d'intérêt communautaire, habitats de l'annexe I ou encore habitats Natura 2000 ». La dernière version du guide d'interprétation des habitats de l'UE date de 2003 (European Commission, 2003). En France, les cahiers d'habitats Natura 2000 (2001-2006, <http://natura2000.environment.gouv.fr/habitats/cahiers.html>) ont été publiés pour guider experts et gestionnaires dans l'identification, l'évaluation et la gestion de ces habitats.

Les cahiers décrivent par fiche les habitats dits génériques de la Directive (ex : EU 3260 Rivières des étages planitiaire à montagnard avec végétation du *Ranunculion fluitantis* et du *Callitriche-batrachion*). Les habitats génériques sont ensuite déclinés en habitats élémentaires français, selon les assemblages phytosociologiques, les zones géographiques, les formes dynamiques ou dégradées rencontrés sur le territoire (ex : EU 3260-6 Ruisseaux et petites rivières eutrophes neutres à basiques).

Dans ce contexte, il devient urgent de répondre scientifiquement et de manière pluridisciplinaire aux attentes de la DH en essayant d'évaluer l'état de conservation des habitats à travers les trois critères énoncés dans l'article 1 de la DH : aire de répartition naturelle, structures et fonctions, espèces typiques. Toutefois, s'il est relativement simple d'étudier l'aire de répartition d'un habitat à l'aide des méthodes cartographiques qui connaissent leur essor depuis quelques années (au sol, photographies et vidéographies

aériennes, télédétection), un problème se pose encore sur la précision des termes « structures et fonctions » et « espèces typiques » (Rambaud, 2005). Nous n'aborderons pas ici la question relative à ces espèces qui sont difficilement identifiables et comparables entre régions en raison des grandes différences en termes de listes taxonomiques. Nous utiliserons d'ailleurs le terme de « taxon » plutôt que celui d'« espèce ». Nous nous concentrerons alors sur l'habitat et sur l'ensemble des taxons sans accorder d'importance à un taxon en particulier, et nous nous attarderons d'une manière plus générale sur les structures et fonctions de l'habitat.

### **2.5. Les structures et fonctions de l'habitat**

Bien que les notions de « structures et fonctions » soient souvent employées pour caractériser un écosystème (et dans notre cas un habitat), il est rare qu'une définition précise en soit donnée. Les auteurs usent de différents termes tels que « pattern and process » (Bunn & Davies, 2000), « organization and vigor » (Rapport *et al.*, 1998), « structural attributes and functional capacity » (Bedford *et al.*, 1992).

Les structures sont généralement associées à la composition environnementale (ex : géomorphologie, nature du sol, présence d'aménagements anthropiques) et biologique (ex : strates végétales, composition des communautés) de l'habitat et dressent un état des lieux de celui-ci, alors que les fonctions correspondent plutôt aux processus qui reflètent la dynamique et les transferts d'énergie de cet habitat avec une idée d'évolution au cours du temps (ex : cycle des nutriments, décomposition de la matière organique, interactions biologiques comme la compétition, métabolisme des communautés). Ces deux critères sont étroitement corrélés, à savoir que les structures vont déterminer les fonctions qui en retour vont influencer sur les structures et les modifier. Il arrive cependant que les variations de l'un n'entraînent pas de variations de l'autre, en partie en raison de la redondance écologique (Cairns & Pratt, 1986, Bunn & Davies, 2000).

Comme il est difficile d'obtenir des données scientifiques sur la capacité fonctionnelle d'un habitat, Bedford *et al.* (1992) soulignent que les attributs structuraux, pouvant être mesurés sur de courtes périodes temporelles, constituent des mesures de substitution et s'avèrent des indicateurs de dégradation environnementale intéressants (Rapport, 1985). Faciles à échantillonner, peu coûteuses, les structures offrent une réponse directe à l'hypothèse testée et sont aisément interprétables. Ces propriétés leur confèrent un avantage majeur dans les projets

de restauration. Néanmoins, trois problèmes se posent : elles ne tiennent pas compte de l'histoire de l'habitat, l'image obtenue est fixe et omet la variation temporelle. Les informations concernant les processus dynamiques sont manquantes.

Pour palier ces difficultés, il convient de reconstituer l'histoire de l'habitat si elle est accessible et de caractériser l'état initial de celui-ci à la première date d'observation puis de suivre son évolution au cours du temps. Concernant le dernier point, il est possible de réaliser des descriptions structurales de manière orientée vers les processus à l'aide de sous-groupes biologiques (ex : la distribution en âge des taxons qui reflète les potentialités de recrutement ou de reproduction) ou de s'intéresser aux interactions biologiques en étudiant plusieurs communautés (ex : oiseaux, insectes, plantes). Ainsi, les fonctions peuvent être évaluées à travers la viabilité des populations de tous les taxons à de larges ou petites échelles spatiales, la présence d'une mosaïque de communautés types caractéristique, et le mouvement des individus et des populations sur de grandes surfaces (Ehrenfeld, 2000).

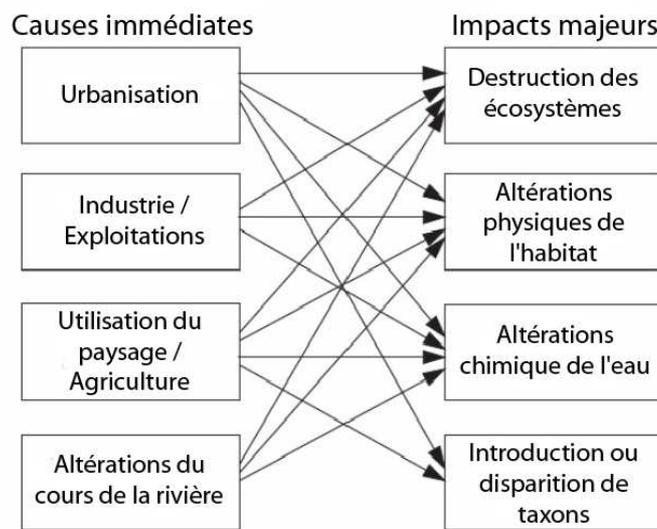
### ***3. L'exemple des habitats aquatiques d'eaux douces***

#### **3.1. Importance, fonctionnement et menaces**

Jusqu'au début des années 80, les habitats aquatiques d'eaux douces, tels que les rivières et leurs corridors ripariens, étaient peu étudiés et par conséquent mal connus. En effet, ils ne représentent que 0.01% des eaux mondiales et seulement 0.80% de la surface terrestre (Gleick, 1996). Seulement 100000 taxons sur les 1.75 millions estimés sont connus (Hawksworth & Kalin-Arroyo, 1995). Pourtant, ces habitats constituent des hot spots de diversité qui coïncident souvent avec des hot spots de développement, et par conséquent sont affectés par de larges pertes de biodiversité supérieures à celles des habitats terrestres les plus menacés (Ricciardi & Rasmussen, 1999, Sala *et al.*, 2000).

Depuis longtemps en effet, les hommes utilisent les rivières plus que tout autre type d'écosystème (Arthington & Welcomme, 1995). De par le monde, elles subissent de longues séries de dégradation via des influences humaines directes et indirectes (Maddock, 1999). Les pressions liées à l'exploitation humaine ont altéré leur capacité de rétention d'eau et de matériel organique, leur régime de courant, et ont entraîné leur fragmentation ainsi qu'un appauvrissement biologique (Malmqvist & Rundle, 2002). La modification de leur chenal a été, et reste encore, très répandue et intensive dans le but de favoriser les activités agricoles, la

navigation ou la construction de routes. En conséquence, la plupart des rivières « chenalisées », ou aménagées (ce terme sera défini plus précisément dans le Chapitre I § 2), se caractérisent par des sections de chenal trapézoïdales droites, avec des berges sans ripisylve ni haies, et une morphologie du lit uniforme (Brookes, 1988). Aux modifications physiques du chenal, s'ajoutent les modifications et la régulation des courants issues des prélèvements d'eau pour l'agriculture et l'industrie, la construction de barrages et réservoirs, ou la lutte contre les inondations (Petts, 1984). Les pollutions agricoles et urbaines entraînent finalement une baisse importante de la qualité des eaux avec une augmentation critique en nitrates et phosphates dans l'ensemble des rivières (Sweeting, 1994) (cf. Figure 5).



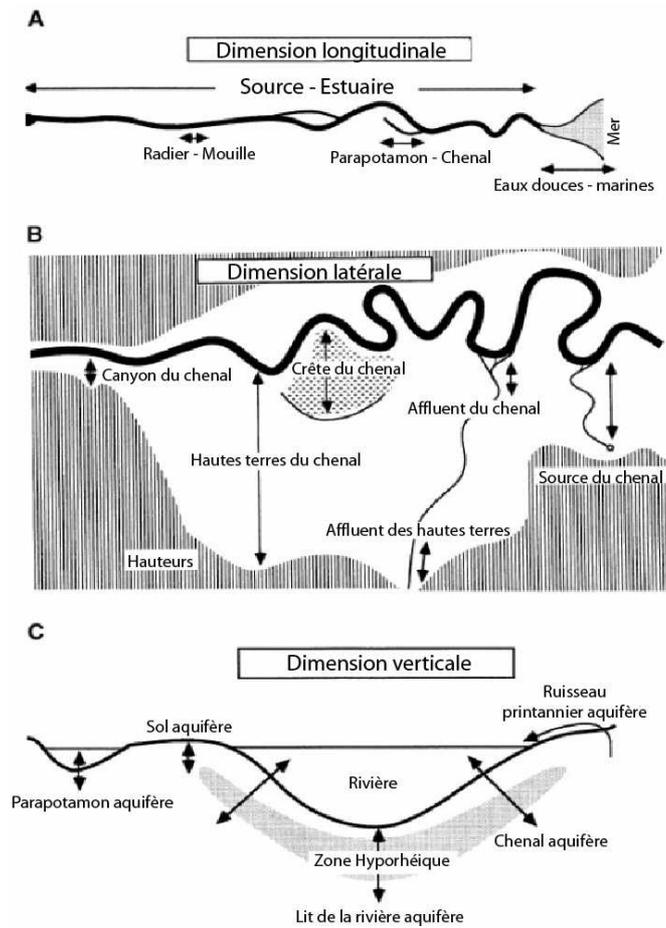
**Figure 5 :** Principales menaces anthropiques et leurs conséquences sur les conditions environnementales et biologiques des habitats aquatiques. Selon Malmqvist (2002).

Les effets délétères de ces changements de qualité et de quantité des eaux, ainsi que les changements physiques des rivières suite à leur régulation et fragmentation par des aménagements hydrauliques, causent de nombreux problèmes écologiques (Dynesius & Nilsson, 1994, Karr, 1994). Outre les modifications environnementales physiques et chimiques, les impacts sur les communautés faunistiques et floristiques se traduisent par des pertes de diversité biologiques (Boon, 1992) et des changements dans la composition en taxons. Les retombées touchent ainsi directement les politiques avec des répercussions socio-économiques, notamment en Amérique du Nord et en Europe (Naiman *et al.*, 1995). Les rivières et paysages riverains contribuent en effet largement à la biodiversité nationale et régionale (Junk, Bayley & Sparks, 1989, Ward, 1998, Tockner & Stanford, 2002, Muratet *et al.*, 2008) ; ils représentent une part non négligeable du patrimoine social et culturel des

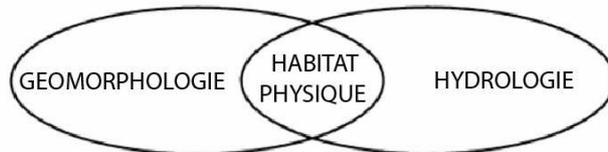
régions. Ils ont aussi des fonctions hydrologiques essentielles (ex : réserves d'eau, rétention de nutriments) et offrent de nombreux bénéfices aux sociétés humaines (ex: pêche, récréation, esthétisme, Henry & Amoros, 1995, Sparks, 1995).

La nécessité de protéger et de préserver ces habitats aquatiques d'eaux douces a été récemment mise en évidence par divers projets de gestion et de restauration. Il y a une dizaine d'années, Jowett (1997) a défini le terme générique d'« habitat » comme l'environnement physique des plantes et des animaux, et le terme plus spécifique d'« habitat aquatique » comme l'ensemble des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui fournissent un environnement aux communautés biologiques de la rivière. L'habitat aquatique, notamment au niveau de son compartiment physique et donc structural, est influencé par ses conditions intrinsèques et par celles du paysage environnant. En rivière, il se décompose en quatre dimensions (Wasson *et al.*, 1995) : longitudinale, latérale, verticale (connexion avec la nappe phréatique) (cf. Figure 6), et temporelle (rythmes saisonniers, Dettinger & Diaz, 2000), lui conférant une forte dynamique spatiale et temporelle (Maddock, 1999). Sa productivité est également déterminée par quatre facteurs clefs : la qualité de l'eau, le budget en énergie (ex : régime de température, matière organique, nutriments), la structure physique (ou géomorphologie : taille et forme du lit de la rivière, structure des berges, taille du substrat...) et le régime des courants (ou hydrologie : profondeur, vitesse), la combinaison de ces deux derniers facteurs correspondant à l'habitat physique proprement dit (Stalnaker, 1979) (cf. Figure 7). C'est pourquoi l'habitat physique constitue un élément très utile à considérer pour évaluer l'état des systèmes aquatiques, et des rivières dans notre cas, puisqu'il relie directement l'environnement et ses habitants (Harper, Smith & Barham, 1992) (cf. Figure 8). Sa qualité et sa disponibilité affectent la structure et la composition des communautés biologiques résidentes (Ward & Stanford, 1979, Calow & Petts, 1994). En effet, la perception de l'habitat physique par les communautés biologiques recouvre une dimension spatiale, à l'échelle de la taille et de la mobilité des organismes, et une dimension temporelle fonction de leur durée de vie (Wasson *et al.*, 1995).

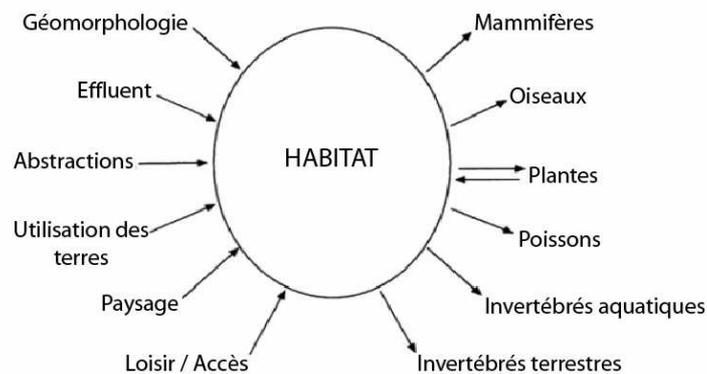
La prise de conscience de l'ensemble des menaces pesant sur les habitats aquatiques européens a conduit à la mise en place d'une Directive, la Directive « Cadre sur l'Eau » (2000/60/CE), et à l'établissement de méthodes permettant d'examiner l'état écologique des masses d'eau en vue d'identifier les conditions qui pourraient définir un état pas, ou tout du moins peu impacté par les pressions anthropiques.



**Figure 6 :** Dimensions : A) longitudinale, B) latérale, C) verticale d'une rivière. Selon Ward & Wiens (2002).



**Figure 7 :** L'habitat physique déterminé par l'interaction entre géomorphologie et hydrologie. Selon Maddock (1999).



**Figure 8 :** L'habitat comme lien entre l'environnement et ses habitants. Selon Harper (1995).

### 3.2. La Directive Cadre sur l'Eau

En 1971 est signée la convention de Ramsar sur les masses d'eau, seul traité mondial sur l'Environnement qui s'intéresse à un type d'écosystème particulier (cf. Encart n°4, aquatique en général, <http://www.Ramsar.org>). Ce traité intergouvernemental sert de cadre à l'action nationale et à la coopération internationale pour la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources. Les zones humides ont en effet fortement régressé depuis quelques décennies. En Europe, il est difficile d'obtenir une évolution mais des exemples nationaux viennent à l'appui ; en France 2/3 des zones humides ont disparu entre 1900 et 1993 (Agence européenne de l'Environnement, 2003), en raison de changements d'occupation du sol - intensification de l'agriculture, sylviculture, etc. En Lituanie, 70% des zones humides ont déjà été détruites au cours des 30 dernières années (Baskytė *et al.*, 1998, dans Agence européenne de l'Environnement, 1999).

#### **Encart n°4 : Définition d'un écosystème**

Ensemble d'un milieu naturel et des organismes qui y vivent [*Grand Dictionnaire Terminologique*].  
L'écosystème est l'unité fonctionnelle de base en écologie, puisqu'il inclut à la fois les êtres vivants et l'habitat dans lequel ils vivent, avec toutes les interactions entre le milieu et les organismes.

Dans ce contexte, en France, la loi sur l'eau de 1992 affirme la nécessité d'une gestion intégrée des bassins versants qui dresserait un constat de l'état de la ressource en eau et du milieu aquatique (article 5 du J.O. du 04/01/1992). Ce concept est repris dans la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) adoptée le 23 octobre 2000 par le Conseil et le Parlement Européen. La DCE définit un cadre juridique et réglementaire pour une politique communautaire de la gestion et de la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen. Elle prévoit notamment l'identification des eaux européennes et de leurs caractéristiques, recensées par bassin et district hydrographiques, ainsi que l'adoption de plans de gestion et de programmes de mesures appropriées à chaque masse d'eau. Par cette directive, l'UE organise la gestion des eaux intérieures de surface, souterraines, de transition et côtières, afin de prévenir et de réduire leur pollution, de promouvoir leur utilisation durable, de protéger leur environnement, d'améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et d'atténuer les effets des inondations et des sécheresses.

Un des objectifs de la DCE est ainsi de donner la priorité à la protection de l'environnement, en demandant de veiller à la non dégradation de la qualité des eaux et d'atteindre d'ici 2015 un bon état général pour l'ensemble des grandes masses d'eau européennes. Les Etats membres doivent réduire progressivement les rejets de substances toxiques « prioritaires » et mettre en place des programmes de surveillance et de gestion pour garantir dans un délai de 15 ans, un bon état écologique des eaux de surface et des eaux souterraines sur tout le territoire européen (cf. Encart n°5).

### **Encart n°5 : Etat écologique au sens de la DCE**

Le texte de la DCE ne donne pas de définition directement applicable du « bon état écologique ». Par conséquent, cette définition est encore en cours d'élaboration. Elle se construit au travers de l'établissement d'un état de référence, le bon état écologique étant une certaine dégradation de cet état de référence. Plus précisément, l'état écologique correspond à l'appréciation de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface. Il s'appuie sur des critères appelés éléments de qualité qui peuvent être de nature biologique (présence d'êtres vivants végétaux et animaux), hydromorphologique ou physico-chimique. L'état écologique comporte cinq classes (très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais) qui caractérisent son écart aux conditions de références (conditions pas ou très peu influencées par les activités anthropiques).

Ainsi, DH et DCE, ont intégré les habitats aquatiques au cœur des problématiques politiques des pays de l'UE. La nécessité d'évaluer les « état de conservation » et « état écologique » de ces habitats passe désormais par la transcription et l'application des objectifs soulignés par les deux directives dans une démarche scientifique. Si cette étape est en cours pour la DCE, la DH intéresse peu les recherches actuelles (cf. Introduction § 2.4). Notre idée a donc été de coupler les deux directives afin d'évaluer l'état de conservation d'un habitat aquatique d'eau douce : les rivières à renoncules (nous présenterons l'habitat d'étude dans le Chapitre I § 1). Avant de préciser nos objectifs et d'expliquer notre démarche, un recensement des termes, des monitorings existants et des indicateurs potentiels de rivière s'avère nécessaire.

## ***4. Etat de conservation et Etat écologique***

### **4.1. Quelques définitions**

Certains auteurs ont déjà employé des termes comparables, d'un point de vue scientifique, à l'« état de conservation » et à l'« état écologique » d'un habitat. Ceci est particulièrement vrai dans les domaines de recherche et de gestion en milieu aquatique. Les notions de santé de l'écosystème et d'intégrité biologique, par exemple, peuvent servir de base pour définir l'« état de conservation » ou l'« état écologique ». Il est possible d'en déduire les points importants sur lesquels s'appuyer pour juger de ces états et réaliser des suivis dans l'espace et le temps.

Karr et Dudley (1985) les premiers ont utilisé le terme d'**intégrité biologique/écologique** pour désigner « la capacité d'un habitat à supporter et maintenir une communauté d'organismes équilibrée, intégrée, adaptative ayant une composition spécifique, diversité, et organisation fonctionnelle comparable à celle des habitats naturels de la région ». L'intégrité biologique implique ainsi des conditions suffisantes, une qualité ou un état de l'habitat complet non divisé. Par la suite, Karr (1993) a ajouté que l'intégrité biologique relate les conditions d'un habitat et de ses composantes en l'absence d'action humaine, reflétant ainsi l'héritage écologique des contextes évolutifs et biogéographiques. Ces contextes ainsi que les conditions physiques, chimiques et biologiques, sont considérés comme influents sur l'état de l'habitat. Finalement, Karr (1996) a relié l'intégrité biologique à la variabilité naturelle de composantes dénombrables et de processus à de multiples échelles. Cette définition est particulièrement intéressante car elle s'appuie à la fois sur des éléments (ex : espèces, communautés) qui rappellent la notion des « structures » évoquées dans la DH, et des processus (ex : interactions biotiques, dynamique de l'énergie, métapopulations) équivalent aux « fonctions » de la DH. Cairns (1995) quant à lui, a intégré une dimension humaine dans la définition en considérant l'intégrité écologique comme « le maintien des caractéristiques structurales et fonctionnelles d'un lieu particulier ou le maintien des caractéristiques jugées satisfaisantes pour la société ».

Parallèlement à ses définitions d'intégrité biologique, Karr (1996, 1999) a développé l'idée d'**état de santé** d'un habitat, le terme ayant été utilisé pour la première fois par Rapport *et al.* (1979) dans un contexte proposant une médecine pour les écosystèmes. Un habitat est jugé en bonne santé lorsque les biens et services qu'il procure sont suffisants pour les besoins des résidents humains et non humains qui le composent. Les conditions sont favorables, il existe des processus homéostatiques actifs qui permettent de ramener un système perturbé à la normale. On parle alors de résistance ou de résilience (Costanza, 1992) en fonction du degré

de déviation que l'habitat peut supporter par rapport à la gamme de conditions qui lui sont favorables. Sa santé dépend essentiellement de sa productivité, de son organisation (diversité taxonomique, connectivité) et de sa résilience. L'état de santé de l'habitat est ainsi étroitement lié aux sociétés humaines ; il souligne les effets et non les causes des problèmes (Fairweather, 1999). Il implique une boucle rétroactive entre l'homme et la nature, à savoir que les actions humaines auront des conséquences sur les habitats et les communautés biologiques et que des effets préjudiciables en découleront. Dans le Colorado par exemple, l'expansion de l'irrigation pour l'agriculture a conduit à des modifications atmosphériques et un accroissement de la quantité d'azote déposée dans les rivières. Les retombées ont été directes : pollution des eaux utilisées pour l'agriculture et dans les villes, et indirectes : baisse du tourisme et donc pertes économiques (Rapport *et al.*, 1998). Des programmes nationaux et internationaux ont ainsi commencé à développer des indicateurs de stress et de réponse des écosystèmes pour évaluer leur état de santé. Cette évaluation est complexe car elle combine à la fois des aspects écologiques (histoire naturelle), socio-économiques et de santé humaine. Les applications qui en découlent sont associées à l'opinion publique, et la définition de l'état de référence dépend souvent de jugements politiques.

Récemment, un autre concept a émergé : le **Leitbild concept**, mot d'origine allemande qui signifie « idéal, guide ». Sa définition se rapproche davantage de celles de l'« état de conservation » et de l'« état écologique » soulignées dans les deux directives. Elle s'appuie sur l'expérience acquise au cours de projets de restauration réalisés en Allemagne et en Autriche (Kern, 1992, Muhar, 1996) et s'adapte parfaitement à une problématique de biologie de la conservation. Par la suite, les grandes lignes de ce concept nous serviront de base de travail. Un « état idéal » fait référence au potentiel naturel d'un habitat en absence de contraintes économiques ou politiques ; il correspond aux conditions initiales, non perturbées (Jungwirth, Muhar & Schmutz, 2002). Il est toutefois impossible d'établir des conditions de référence uniques des habitats aquatiques, en raison, dans notre cas, de la diversité des types de rivières et de la variabilité des conditions environnementales au sein d'une même rivière (cf. gradient longitudinal, Illies & Botosaneanu, 1963, Vannote *et al.*, 1980). De plus, il existe très rarement des habitats complètement naturels (Maddock, 1999), en particulier sur le continent européen. Ainsi, il est nécessaire au préalable, de déterminer des conditions de référence spécifiques en échantillonnant et comparant des habitats non impactés, ou plutôt presque naturels, et des habitats impactés sur des portions de rivières similaires, c'est-à-dire avec des conditions hydrogéomorphologiques et physicochimiques relativement proches par

rapport à la gamme de conditions possibles. Du point de vue des communautés floristiques et faunistiques, les taxons de référence seront ceux essentiellement observés dans les habitats non impactés. Ces taxons sont reliés aux structures géomorphologiques qui déterminent les caractéristiques et les valeurs de l'habitat d'étude, ex : le microhabitat (le plus commun) ou la diversité naturelle des courants. Les autres taxons pourront être aussi fréquemment rencontrés dans les habitats non impactés, comme dans les impactés ou les autres types de rivières, mais probablement avec une composition différente (Lüderitz *et al.*, 2004). L'« état idéal » sert alors de modèle, de standard, permettant d'évaluer l'état de l'habitat dans des sites encore non étudiés.

Ces définitions confirment que les activités anthropiques constituent la principale cause de dégradation des habitats aquatiques par rapport aux conditions de référence. Ainsi, depuis les vingt dernières années, pour tenter de mieux comprendre les causes et conséquences des actions humaines sur les milieux naturels, les suivis biologiques (monitorings) ont évolué rapidement et de nombreux outils d'évaluation (ex : indicateurs biologiques) sont en cours de développement.

### **4.2. Monitoring et indicateurs**

Le monitoring, terme anglais, utilisé dans les sciences de l'environnement, désigne généralement un programme de suivi à long terme (Wildi *et al.*, 2004) — le long terme étant entendu relativement à la durée habituelle des projets de recherche. Son protocole doit être facile à mettre en œuvre afin de garantir sa pérennité et sa reproductibilité. Un monitoring permet par exemple de mesurer les progrès accomplis vers un objectif chiffré, tel que la réduction d'une pollution en dessous d'un seuil donné (Quednow & Püttmann, 2007), ou de collecter des informations sur un groupe taxonomique afin de déceler les tendances (positives ou négatives) affectant ses populations. Cette veille ou surveillance écologique constitue un système d'alarme préventif en vue de détecter des changements à des stades précoces, alors que la mise en place de solutions pour y remédier est encore possible à moindre coût (Henderson *et al.*, 2001).

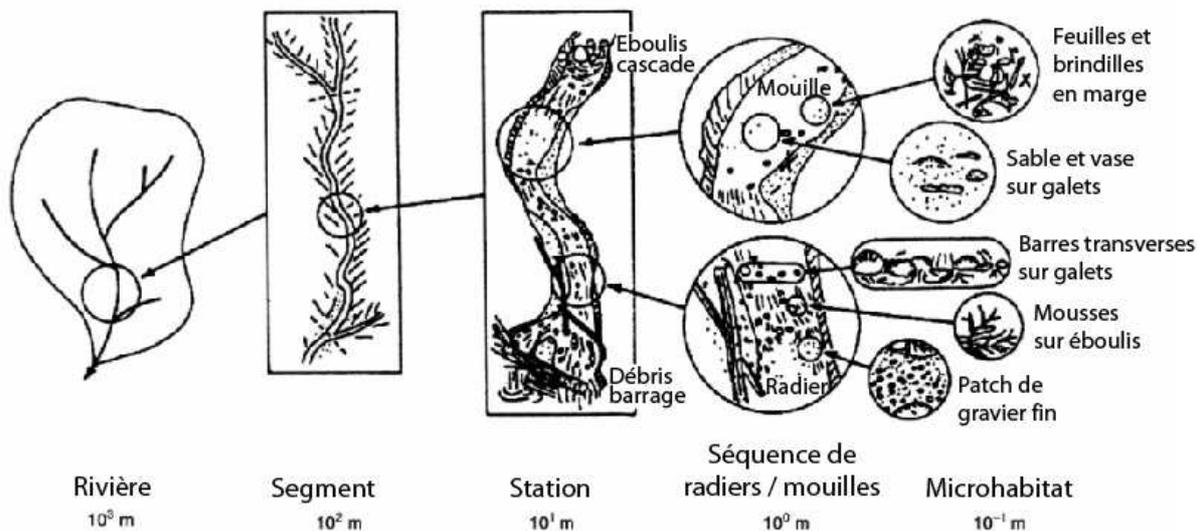
La clef de tout monitoring repose sans aucun doute sur la mise en place du protocole d'échantillonnage (Karr, 1999) qui se doit de répondre à l'objectif principal de l'étude.

L'élément déterminant est d'obtenir des données de qualité qui reflètent réellement les conditions biologiques de l'habitat. Un problème avec les premiers monitorings réalisés en rivière repose sur la déclinaison de l'état de l'habitat en différents aspects (ex : géomorphologie, hydrologie, habitat physique, qualité de l'eau) qui sont souvent évalués de manière indépendante. Les résultats sont difficilement combinables et adaptables aux applications pratiques de gestion. Il convient donc d'utiliser des méthodes d'évaluation qui tiennent compte simultanément de ces différents aspects afin d'avoir une image la plus globale possible.

Un autre point important des monitorings concerne le choix de l'échelle spatiale et temporelle. Dans les problématiques de conservation et de protection de la nature, celles-ci doivent révéler l'influence des activités anthropiques et non les variations naturelles de l'habitat. Toutes les caractéristiques environnementales et les réponses des communautés biologiques changent en fonction de l'échelle d'étude (Wiens, 2002). Aux larges échelles spatiales, plusieurs modèles ont révélé l'importance des apports trophiques et du transport de la matière organique (Vannote *et al.*, 1980), du cycle des nutriments (Newbold *et al.*, 1982), de l'extension latérale et de la contraction de la plaine d'inondation (Junk *et al.*, 1989), et du régime hydraulique (Statzner & Higher, 1986). Aux échelles plus locales, les études ont souligné l'importance de la chimie de l'eau, de l'hydrologie, de la structure en microhabitats, et des interactions biotiques (Allan, 1995, Giller & Malmqvist, 1998). Concernant ces interactions, celles qui existent à une échelle spatiale donnée disparaissent ou sont remplacées par d'autres interactions aux autres échelles spatiales. Roth *et al.* (1996) ont ainsi montré que les mesures d'intégrité biologique sur les communautés piscicoles sont fortement corrélées avec la composition du paysage terrestre environnant (ex : agriculture, zones humides, forêts) à l'échelle du bassin versant, alors qu'elles ne le sont plus localement. Le paysage local, ou la végétation riparienne, ne représente qu'un facteur secondaire de l'intégrité biologique pour ces communautés. Un habitat se décompose donc en plusieurs niveaux hiérarchiques emboîtés les uns dans les autres (hiérarchie constitutive, par opposition aux hiérarchies agrégatives et cumulatives, où les différents niveaux s'additionnent pour former la hiérarchie mais ne sont pas emboîtés, Mayr, 1982, Jagers op Akkerhuis, 2007). Chaque niveau de la hiérarchie constitue non seulement une composante structurale de l'habitat, mais répond également aux influences extérieures avec une sensibilité et un pas de temps qui lui est propre (Maddock, 1999). L'habitat se trouve en conditions favorables lorsque les mécanismes sous-jacents entre les différents niveaux hiérarchiques fonctionnent. La bonne circulation de l'énergie via les interactions entre niveaux permet de réguler et stabiliser l'habitat dans un état d'équilibre. En

un lieu donné, les interactions entre échelles reflètent ainsi la dynamique spatiale de l'habitat, ce qui n'apparaît pas avec un seul niveau hiérarchique.

Frissell (1986) et Petts (1984) (cf. Figure 9) ont proposé une classification fonctionnelle des rivières en relation avec l'échelle spatiale depuis le bassin versant jusqu'au microhabitat. La sélection du niveau hiérarchique à prendre en compte est essentielle lorsque des mesures de gestion ou de restauration sont à appliquer. En effet, les mesures peuvent être très locales et consister en l'ajout de simples structures pour recréer de la diversité en substrats ou en vitesses de courant par exemple, ou nécessiter de lourds travaux sur de grandes portions de rivières en vue de reformer des méandres ou d'élargir le chenal (Muhar, 1996). Le challenge pour les écologues aquatiques est de trouver l'échelle d'observation et d'expérimentation qui est la plus représentative du phénomène étudié (Cooper *et al.*, 1998).



**Figure 9** : Classification hiérarchique des habitats de rivière selon Frissell *et al.* (1986) et Townsend et Hildrew (1994).

Tenant compte à la fois des différents aspects et des multiples échelles de l'habitat, les solutions actuelles préconisent l'utilisation d'indices biologiques et la comparaison de sites d'étude avec des conditions de référence en termes de composition environnementale, spécifique et fonctionnelle. Les indices biologiques constituent en effet des outils particulièrement intéressants s'ils se basent sur des mesures rapides, sur de courtes périodes, qu'ils sont faciles à interpréter, tester et valider afin de pouvoir faire des boucles rétroactives sur les mesures de gestion (Gray & Jensen, 1993). Toutefois, ils ne doivent pas remplacer les recherches environnementales à larges échelles. De même, il est plus bénéfique d'utiliser

plusieurs indices plutôt que de se focaliser sur le développement intensif d'un seul (Fairweather, 1999).

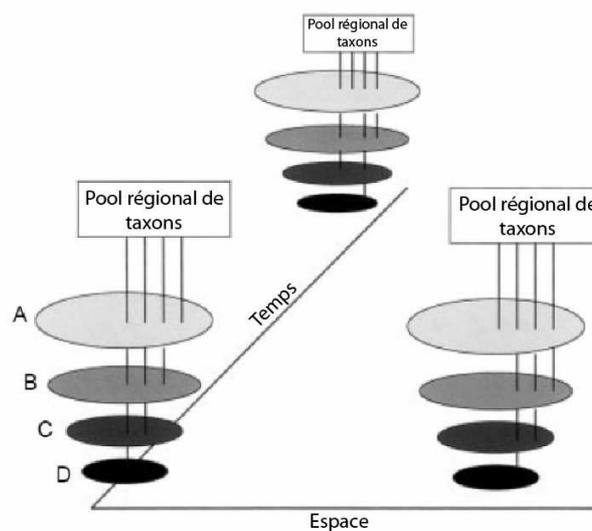
De manière indépendante, diverses approches connaissent leur essor depuis plus de trente ans. L'« Index of Stream Condition » de Ladson *et al.* (1999) par exemple, est l'un des rares indices qui proposent une vision assez globale de l'habitat. Néanmoins, il ne concerne que le chenal principal et néglige l'interaction de celui-ci avec la plaine d'inondation. Or, il est connu que la plaine d'inondation influence grandement l'habitat aquatique proprement dit (Amoros, Roux & Reygrobellet, 1987, Osborne & Koviatic, 1993, Naiman & Decamps, 1997). La largeur et la composition de la végétation riparienne par exemple, jouent un rôle prépondérant sur l'ombrage des rivières, le transfert des nutriments et des polluants, la litière (Fisher & Likens, 1973) et la présence de bois mort (O'Connor, 1992). De plus, les organismes aquatiques sont directement soumis à la prédation des organismes terrestres ; quant à certains invertébrés, ils effectuent les différentes étapes de leur cycle de vie entre le milieu aquatique et la zone riparienne (ex: Nakano & Murakami, 2001).

Concernant plus spécifiquement les communautés, outre les indices classiques reposant sur la richesse et la diversité taxonomique, plusieurs indices biologiques associés à différentes communautés faunistiques et floristiques (ex : oiseaux, invertébrés, poissons, macrophytes) ont fait leur preuve, spécialement en milieu aquatique. De nombreux pays ont opté pour l'élaboration d'indices multimétriques reposant sur une communauté, en particulier poissons et invertébrés benthiques (ex: Karr, 1981, Oberdorff & Hughes, 1992, Fore, Karr & Wisseman, 1996, Thorne & Williams, 1997, Harris & Silveira, 1999), ou plusieurs. L'« Index of Biotic Integrity (IBI) », développé par Karr en Amérique du Nord et concernant les communautés piscicoles, reste l'un des premiers et l'un des plus communs indices permettant d'évaluer et de classer les systèmes de rivières. Cet indice est décliné en douze métriques, auxquelles on attribue un score compris entre 1 et 5, et qui intègrent des variables comme la richesse ou la composition taxonomique, ainsi que les conditions trophiques de l'habitat. Le score total sert à identifier le degré de dégradation de l'habitat par rapport à son état naturel. A ces indices s'ajoutent des méthodes statistiques multivariées (ex: RIVPACS, Wright, 1995, AusRivAS, Parsons & Norris, 1996) qui ont souligné des patrons intéressants de composition en taxons à différentes niveaux systématiques (ex : famille, espèce).

Ces systèmes d'évaluation multimétriques ont l'avantage de fournir une mesure peu sensible aux valeurs extrêmes contrairement aux indices à une seule métrique, comme la richesse ou diversité. De même, ils affichent simultanément les déficits fonctionnels dans la

communauté, par exemple l'absence de certains modes de nutrition chez les invertébrés ou la dominance de taxons associés aux milieux lenticques (Lüderitz *et al.*, 2004). Malheureusement, tous n'ont pu démontrer leur efficacité. L'inconvénient principal est qu'ils dépendent étroitement des pools de taxons régionaux et des types d'habitat. Il est par conséquent difficile de les appliquer de manière standard à de grandes échelles spatiales et temporelles. Or il est connu, depuis quelques décennies (Illies & Botosaneanu, 1963, Vannote *et al.*, 1980), que le gradient longitudinal d'une rivière, sa géomorphologie, et sa taille, entraînent des variations naturelles qui ne sont pas imputables aux activités anthropiques et qui sont reliées à des changements biologiques mais sans affecter l'état de conservation/écologique de l'habitat.

Pour tenter de palier à ce problème, plusieurs écologues aquatiques (ex: Resh *et al.*, 1994, Townsend & Hildrew, 1994, Poff, 1997, Rader, 1997) ont suggéré la formation de « groupes de traits » basés sur les caractéristiques écologiques et les traits d'histoire de vie des taxons, plutôt que d'utiliser les patterns généraux de distribution et d'abondance des taxons ou d'assemblage des communautés. Le paysage et les filtres environnementaux restreignent la présence et l'abondance des taxons en fonction de leurs combinaisons de traits à différentes échelles spatiales. Ce mécanisme évolue dans l'espace (du fait de la structure du paysage) et dans le temps (du fait des variations de courant et aux changements saisonniers) et permet de tenir compte de la dynamique de la rivière (cf. Figure 10). Les traits biologiques et fonctionnels s'avèrent dès lors des caractéristiques très avantageuses à suivre dans les monitorings ; leur utilisation est en pleine expansion.

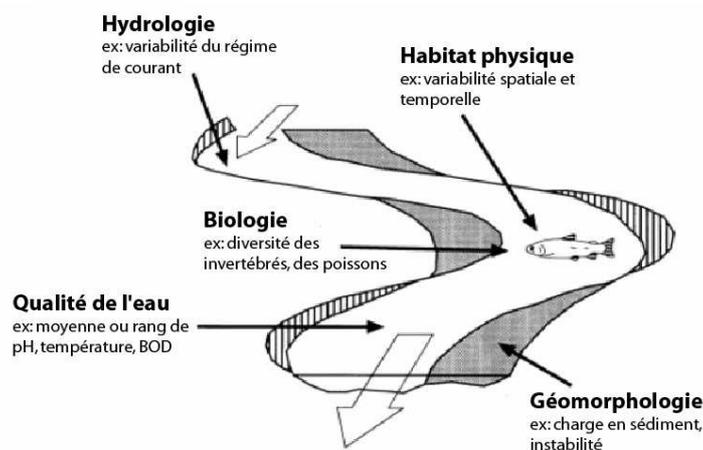


**Figure 10 :** L'environnement agit comme un filtre sur les combinaisons de traits des pools de taxons à différentes échelles spatiales. A = Bassin versant, B = Station, C = Séquence de radiers et de mouilles, D = Microhabitat. Selon Wiens (2002).

## 5. Objectifs et Chapitres de la thèse

L'application des deux directives (DH et DCE) est fondée pour l'essentiel sur des concepts écologiques comme ceux détaillés dans les paragraphes précédents. La mesure de l'état de conservation/écologique d'un habitat doit donc reposer sur (1) la mesure des caractéristiques environnementales de l'habitat, (2) l'étude des communautés vivant *in situ*, et (3) la comparaison du site d'étude avec une situation de référence. Actuellement, en France, plusieurs méthodologies [analyses chimiques, écotoxicologiques, hydrobiologiques comme l'indice diatomique (A.F.N.O.R., 2000) ou l'indice biologique global normalisé (A.F.N.O.R., 1992)] sont appliquées dans le cadre des réseaux de surveillance français. Cependant, certaines difficultés demeurent, du fait notamment d'une connaissance insuffisante sur la biologie et le fonctionnement des habitats aquatiques, et plus particulièrement sur la spécificité des réponses biologiques aux perturbations anthropiques (Archambault, 2003).

Dans ce contexte, notre objectif principal consiste à évaluer, grâce aux différentes méthodes définies plus haut, l'état de conservation/écologique d'un habitat aquatique issu de la typologie Corine Biotope et des Cahiers d'habitats : l'UE 3260 « Rivières des étages planitiaire à montagnard avec végétation du *Ranunculion fluitantis* et du *Callitricho-batrachion* » (Bensettiti, Gaudillat & Haury, 2002). L'état de cet habitat est influencé par de nombreux facteurs tels que la qualité de l'eau (déjà très étudiée), l'hydrologie, la géomorphologie et l'habitat physique (sur lequel nous nous pencherons plus spécifiquement) (cf. Figure 11).



**Figure 11** : Outils diagnostiques pour évaluer l'état de santé d'une rivière. Selon Maddock (1999).

L'évaluation de l'état de conservation/écologique passe par la mesure comparative de ces facteurs entre une situation référence et une situation impactée par les activités humaines, qui sera dans notre cas la chenalisation (dont le choix et la description sont détaillés dans le Chapitre I § 2), et par le suivi des différentes communautés faunistiques et floristiques en terme de diversité, de composition structurale et fonctionnelle, ou à l'aide d'indices synthétiques (Rosenberg & Resh, 1993). Le système d'évaluation devra tenir compte à la fois de la distribution de ces communautés, associées aux multiples échelles spatiales et temporelles de l'habitat, et de leurs caractéristiques biologiques et écologiques.

Ainsi, dans le Chapitre I, nous détaillerons premièrement la physionomie, la gestion et les menaces pesant sur l'habitat UE 3260. Nous décrirons ensuite la pression anthropique étudiée : la chenalisation, les différents types d'interventions y qui sont associées, et celles qui ont fait l'objet de notre attention. Nous continuerons par la présentation des sites d'étude, la description des rivières, des échelles et des communautés sélectionnées, et l'explication des protocoles de terrain concernant les caractéristiques environnementales et les communautés biologiques.

Dans le Chapitre II, nous évaluerons l'impact de la chenalisation à différentes échelles spatiales (paysage, séquence en faciès d'écoulement, microhabitat) au travers d'une approche multicommunauté (oiseaux, plantes aquatiques, macroinvertébrés benthiques). L'objectif sera de déceler quelles échelles spatiales, quelles caractéristiques environnementales et quelles communautés sont les plus affectées par la chenalisation. L'avantage de travailler avec ces multiples paramètres est d'obtenir une image la plus globale possible de l'altération potentielle de l'habitat UE 3260.

Dans le Chapitre III, nous regarderons plus spécialement différents indices biologiques tels que la richesse ou diversité taxonomique, ainsi que des indices spécifiques à chaque communauté, pour voir lesquels sont influencés par la chenalisation. Nous regarderons également à quelle saison les changements sur les communautés sont les plus évidents.

Dans les Chapitre IV et V, nous nous concentrerons sur les communautés de plantes qui sont particulièrement intéressantes du fait de leurs interactions directes avec l'habitat, puisqu'elles influencent et sont en même temps influencées par les conditions de celui-ci. Nous observerons les effets des différents types de chenalisation sur les caractéristiques environnementales et sur les communautés de plantes en termes de structure et de composition taxonomique (Chapitre IV), puis nous essaierons de relier les changements de

composition en termes de taxons et de traits biologiques à la dynamique spatiale et temporelle de l'habitat en fonction de la présence ou non de chenalisation (Chapitre V).

Nous concluons sur les avantages de la méthodologie utilisée, et nous éclairerons les échelles spatiales, les caractéristiques environnementales, les communautés, et les indices biologiques les plus sensibles à la chenalisation. Nous les relierons à la question de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat UE 3260 en expliquant les applications de notre travail et les mesures de gestion potentiellement envisageables face à la chenalisation.



# **Chapitre I : Habitat UE 3260 et Méthodologie**



### 1. Présentation de l'habitat UE 3260 – « Rivières des étages planitiaire à montagnard avec végétation du *Ranunculion fluitantis* et du *Callitricho-Batrachion* »

L'habitat UE 3260 (Code CORINE 24.4, cf. Encart n°1) est un habitat intéressant à étudier pour plusieurs raisons : 1) il appartient à l'annexe I de la DH de part sa vulnérabilité au niveau européen, 2) il fait partie des grandes masses d'eau à surveiller comme énoncé dans la DCE., 3) de nombreux indices biologiques internationaux et nationaux ont été définis pour cet habitat. Le Tome 3 des Cahiers d'Habitats français (Bensettiti *et al.*, 2002) souligne que cet habitat englobe toutes les communautés fluviales d'eaux plus ou moins courantes, de forte minéralisation (conductivité électrique > 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), avec ou sans Renoncules, ainsi que les groupements de bryophytes aquatiques, les characées, et les algues filamenteuses. Ces communautés sont souvent dominées par des Renoncules (ex : *Ranunculus fluitantis* Lam.), des Potamots (ex : *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton pectinatus* L.), des Callitriches (ex : *Callitriche obtusangula* Le Gall, *Callitriche platycarpa* Kützing), ainsi que par diverses plantes submergées et/ou émergentes (cf. Figure 12).



**Figure 12** : La Cléry à Ferrières-en-Gâtinais : présence de l'habitat UE 3260. Observation de Renoncules (*Ranunculus fluitantis* à gauche) et de Callitriches (*Callitriche obtusangula* à droite). © M. RAMBAUD (2006).

L'habitat UE 3260 se rencontre plus précisément de l'étage montagnard jusqu'en zone saumâtre estuarienne depuis les ordres de drainage 1 à 6 sur substrats calcaires, et 1 à 8 sur substrats acides. Au niveau de sa gestion, il présente une certaine autonomie fonctionnelle régulée par son cycle hydrologique. Il dépend aussi des pratiques d'entretien de la ripisylve et de restauration de l'écoulement pour les zones amont, et des divers travaux d'hydraulique agricole pour la potabilisation des eaux ou pour l'hydroélectricité dans les zones médianes et aval. Les dégradations majeures de l'habitat UE 3260 sont surtout liées à une altération de la

qualité physique du cours d'eau, ainsi qu'aux phénomènes de pollution. Sa gestion est alors indissociable de celle du bassin versant bien que les interventions directes de gestion soient en général ponctuelles.

L'habitat UE 3260 générique se décline, en France, en six habitats élémentaires en fonction de la géologie, de la pente et de l'origine des sources, de la minéralisation des eaux, du régime hydrologique et donc des dépôts sédimentaires, de l'importance relative du cours d'eau et de la trophie des eaux :

- 1 - Rivières (à Renoncules) oligotrophes acides
- 2 - Rivières oligotrophes basiques
- 3 - Rivières à Renoncules oligo-mésotrophes à méso-eutrophes, acides à neutres
- 4 - Rivières à Renoncules oligo-mésotrophes à méso-eutrophes, neutres à basiques
- 5 - Rivières eutrophes (d'aval), neutres à basiques, dominées par des Renoncules et des Potamots
- 6 - Ruisseaux et petites rivières eutrophes neutres à basiques.

Nous nous sommes intéressés à la sixième déclinaison qui correspond au type d'habitat rencontré dans l'aire d'étude (cf. Chapitre I § 3). L'habitat UE 3260-6 concerne les cours d'eau d'ordres de drainage 1 à 4 des étages planitiaires et collinéens, préférentiellement localisés sur roches mères neutres ou basiques. Les eaux alcalines et eutrophes, sont bien minéralisées, parfois enrichies en matières organiques, à pH neutre à basique, à richesse variable en nitrates, et riches en éléments nutritifs (notamment en phosphore). Le courant y reste faible à modéré.

La végétation de l'habitat UE 3260-6 est dominée par des phanérogames avec un faible développement des bryophytes. Certaines espèces végétales sont de bonnes indicatrices de cet habitat, par exemple : *Callitriche obtusangula* et *Zannichellia palustris* L. pour les phanérogames submergées, *Nasturtium officinale* sl R. Br. pour les phanérogames submergées et émergentes, *Amblystegium riparium* (Hedw.) B., S. & G. et *Fontinalis antipyretica* Hedw. pour les bryophytes, *Cladophora* sp. Kützing et *Phormidium* sp. Kützing pour les algues et cyanobactéries (Bensettiti *et al.*, 2002). Les groupements (ou communautés) de cet habitat sont diversement recouvrants avec très peu de variations selon les faciès d'écoulement qui sont en général peu marqués (cf. Encart n°6 et Chapitre I § 4.1). Ces groupements sont par contre instables car leurs variations saisonnières sont souvent déterminées par diverses espèces proliférantes, algales, ou macrophytiques. Les facteurs de variabilité principaux sont :

l'éclairement, les conditions hydrodynamiques locales (profondeur, vitesse de courant, importance relative du cours d'eau), et la qualité de l'eau (trophie, salinité, et température). Ces facteurs influencent les relations dynamiques (spatiales mais surtout temporelles) entre les groupements situés dans les zones d'eau courantes de l'habitat et les groupements des zones stagnantes.

**Encart n°6 : Faciès d'écoulement**

Unité morphodynamique d'un cours d'eau, présentant une homogénéité longitudinale de la pente, de la surface de l'eau, et des distributions des hauteurs d'eau, des vitesses du courant, et de la granulométrie du substrat. La longueur d'un faciès peut varier d'une à quelques fois la largeur du lit mouillé. A titre d'exemple, on peut citer trois grands types de faciès contrastés : les mouilles (pente relativement faible, fortes hauteurs d'eau, faibles vitesses), les rapides (pente élevée, fortes vitesses du courant, substrat composé majoritairement de gros blocs) et les plats (pente moyenne, vitesses moyennes et uniformes, hauteurs d'eau plutôt faibles, profil en travers symétrique et régulier, granulométrie moyenne et homogène).

L'habitat UE 3260-6 est potentiellement présent dans toute la France et particulièrement dans les zones d'agriculture intensive, mais aussi en zones urbaines et périurbaines. Il est par conséquent soumis à un gradient de pressions anthropiques important. La plupart du temps, ses valeurs écologique et biologique sont faibles parce que son état est déjà dégradé par rapport aux autres déclinaisons. Les aménagements anthropiques associés à des modifications hydrauliques de l'habitat entraînent la disparition des communautés végétales. Par exemple, l'enfoncement de la nappe alluviale, le recalibrage du chenal, les curages drastiques, le bétonnage des rives et du lit, ainsi que la coupure des annexes hydrauliques, s'accompagnent la plupart du temps d'une baisse de diversité végétale. A cela s'ajoute les causes chimiques telles que l'hypertrophisation, notamment l'enrichissement en orthophosphates, en ammonium, ou en métaux lourds. La disparition de toute végétation macrophytique dérive alors des effets toxiques et de l'augmentation de la charge phytoplanctonique associée aux pollutions. L'envasement et les matières en suspension, contribuent aussi à la régression de cet habitat et de ses communautés. Les vases anoxiques empêchent notamment l'ancrage des macrophytes.

Outre des travaux de réhabilitation sur l'Orge en région parisienne, le Cens et la Chézine en région nantaise, l'habitat 3260-6 est particulièrement délaissé du point de vue de sa gestion (Bensettiti *et al.*, 2002). Des mesures de restauration s'avèrent donc nécessaires. Les Cahiers d'Habitats préconisent dans un premier temps des expérimentations complémentaires et des suivis d'opération pour mieux connaître et restaurer cet habitat.

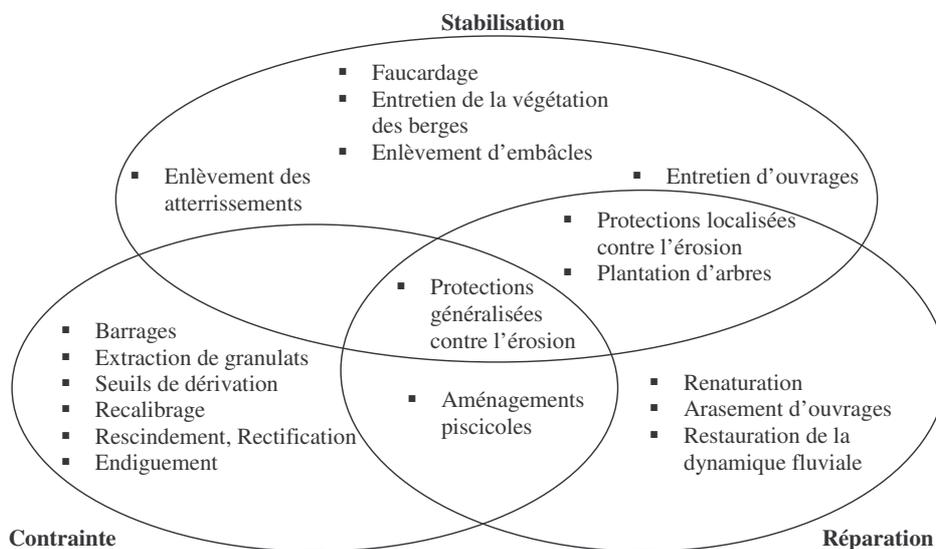
## 2. *La chenalisation comme menace principale*

A l'heure actuelle et de par le monde, la chenalisation est reconnue comme la menace la plus importante qui pèse sur la diversité biologique et écologique des habitats aquatiques d'eaux courantes (Allan & Flecker, 1993, Rosemberg, Mccully & Pringle, 2000, Nakamura, Tockner & Amano, 2006). En effet, les cours d'eau et les zones ripariennes qui les bordent, sont des points chauds de biodiversité sévèrement modifiés par les aménagements de rivière et les altérations des régimes hydrologiques naturels (Naiman & Decamps, 1997, Nilsson & Berggren, 2000, Nilsson *et al.*, 2005, Sabo *et al.*, 2005). Dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat UE 3260, nous avons donc choisi de comparer des sites où l'habitat ne subit pas, ou très peu, d'influences anthropiques (sites contrôles), à des sites impactés par des aménagements anthropiques type chenalisation (sites chenalisés).

La chenalisation est une vaste notion qui englobe l'ensemble des « aménagements de rivière » à finalité hydraulique (Wasson *et al.*, 1995). Elle fait référence aux interventions qui sont supposées augmenter le débit en modifiant le tracé, la géométrie en travers, la pente, et la rugosité d'une rivière. Les ouvrages longitudinaux et transversaux de stabilisation (ex : seuils), ainsi que les actions d'entretien du lit et de la végétation rivulaire (ex : curage, dragage), accompagnent généralement ces interventions pour limiter les processus érosifs induits par la chenalisation.

Les aménagements de type chenalisation répondent à des problèmes liés à l'utilisation par l'homme de la plaine d'inondation (ou lit majeur) et dépendent de l'interaction entre les caractéristiques naturelles des cours d'eau et les activités humaines (ex : usages agricoles, urbanisation, utilisation de la force motrice de l'eau). Dans les cours d'eau de taille moyenne non navigables (entre 5 et 30 mètres de large), ces aménagements permettent le contrôle local des crues, de l'érosion des berges et du fond, l'assainissement des terres, la valorisation piscicole, les loisirs, l'irrigation ou la lutte contre les pollutions. Ces usages multiples et parfois concurrents, se traduisent par une certaine modération des effets des aménagements. Toutefois, suite à des événements catastrophiques (ex : crues de fréquence rare), les rivières sont aménagées dans l'urgence sans planification ni souci des conséquences écologiques sur l'ensemble de leur cours. De plus, comme la protection des riverains contre les inondations est l'un des objectifs principal et que la majeure partie des rivières se situent à proximité d'habitations, l'ensemble des zones aménagées finissent par être contiguës et la chenalisation du cours d'eau totale.

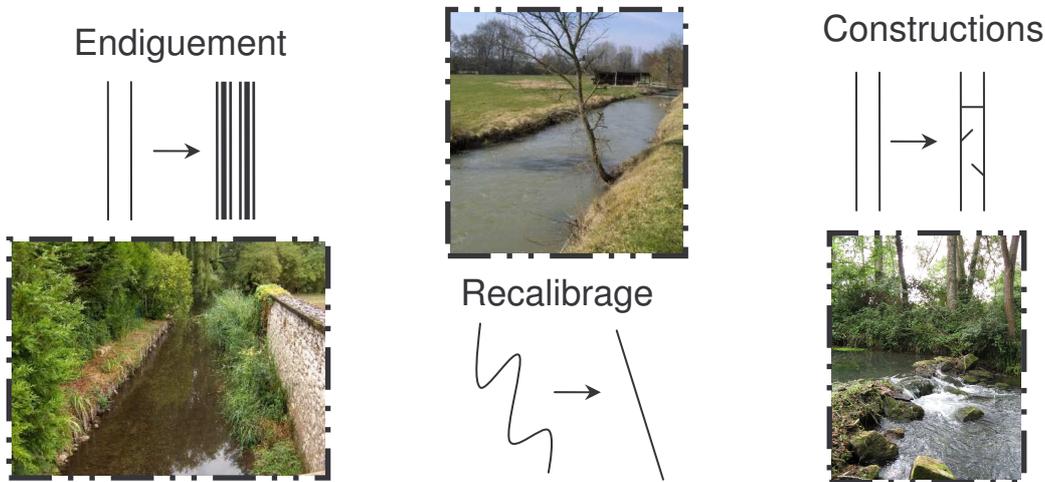
Il existe de nombreuses classifications (ou typologies) qui distinguent les différents types de chenalisation en fonction de leurs objectifs et impacts sur la diversité et la dynamique du milieu (Verneaux, Vergoin & Larinier, 1975, Cuiat, 1979, Allee, Giert & Mussot, 1981, CEMAGREF Grenoble, 1983, Brookes, 1985, Cacas *et al.*, 1986, Brookes, 1988, Malavoi, 1990). Toutes tiennent compte en partie des travaux de correction du lit, des ouvrages de stabilisation, et des actions d'entretien de la végétation des berges. La typologie de Brookes (1985) et son adaptation par Malavoi (1990) restent les plus précises et les plus fréquemment employées en Europe (cf. Figure 13).



**Figure 13** : Typologie des interventions humaines de chenalisation touchant le milieu physique d'eau courante. Selon Brookes (1985), Malavoi (1990) et Wasson *et al.* (1995).

Parmi l'ensemble des types de chenalisation qui y sont proposées, nous nous sommes plus spécifiquement intéressés au recalibrage, à l'endiguement, et à la protection des berges par divers ouvrages transversaux (cf. Figure 14). Le **recalibrage** consiste généralement en la modification et l'uniformisation du tracé en plan et du profil longitudinal du chenal de la rivière. Le chenal est alors taillé en section trapézoïdale, ce qui augmente la capacité d'évacuation des débits de crue. L'**endiguement** concerne plutôt la modification, localisée ou étendue, des natures et hauteurs de berge afin d'éviter les débordements et de limiter les phénomènes d'érosion liés à l'ajustement dynamique des rivières. Finalement, les constructions destinées à la **protection des berges** sont réalisées au moyen de différentes techniques et matériaux avec des impacts écologiques divers et variés. Par conséquent, nous

avons uniquement tenu compte des techniques qui nécessitent l'addition d'ouvrages ou structures transverses dans le chenal telles que les ponts, seuils, ou épis.



**Figure 14 :** Les types de chenalisation étudiés.

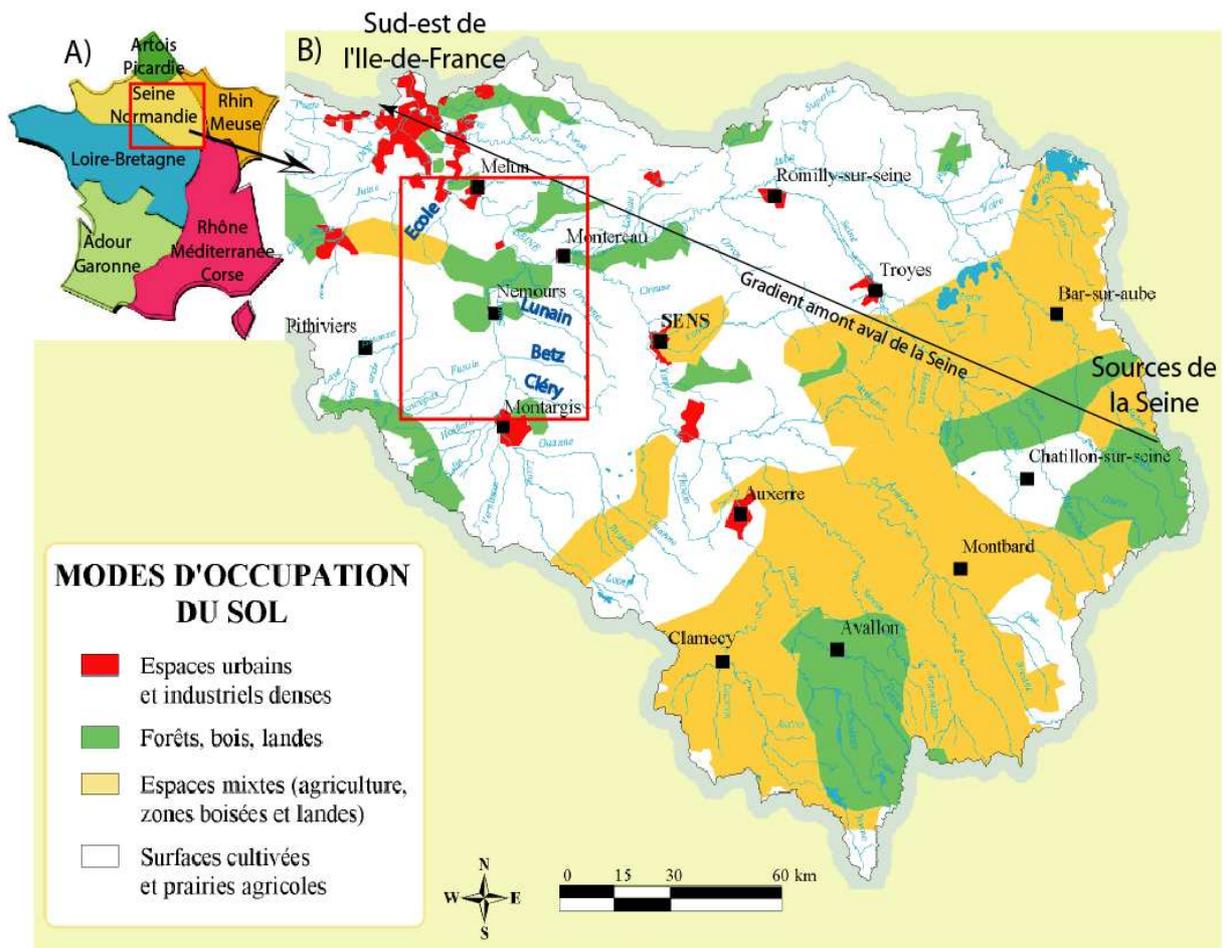
Les rivières de plaine localisées dans les régions densément peuplées et à forte activité agricole subissent majoritairement les aménagements les plus drastiques. C'est pourquoi la région Ile-de-France et la partie nord du Loiret, nous ont semblé des sites d'étude adaptés à notre problématique. Les rivières qui s'y trouvent appartiennent au Bassin versant Seine-Normandie et sont pour l'essentiel largement exploitées à des fins agricoles ou d'urbanisation (Agence de l'eau Seine-Normandie, 1995-1997).

### 3. Sites d'étude

#### 3.1. Le Bassin versant Seine-Normandie

Le Bassin versant Seine-Normandie fait partie des six bassins hydrographiques créés en France par la loi du 16 décembre 1964 (cf. Figure 15A). Il s'étend sur quatre zones : l'ouest, le nord, l'est et Paris (cf. Matériel et Méthodes des Chapitres II, IV et V), et déborde par ailleurs sur la Belgique, l'Oise y prenant sa source près de Chimay. D'une surface de 97000 km<sup>2</sup>, il couvre 8 régions administratives, 25 départements, et 9000 communes. Il est peuplé par 17 millions d'habitants (soit 30 % de la population française) et supporte 40 % des activités industrielles du pays. La Seine, longue de 780 km, constitue la pièce maîtresse de ce

réseau hydrographique. Viennent s’y jeter de nombreux affluents : la Marne (525 km), l’Oise et l’Aisne (420 km), l’Aube (248 km), l’Yonne (293 km), l’Eure et l’Iton (225 km), l’Epte (117 km) et les rivières d’Ile-de-France (Yerres, Essonne, Orge, Grand et Petit Morin). En Normandie, la Risle, l’Orne, la Vire, La Sée, la Dive, et la Touques représentent les principales rivières du bassin.



**Figure 15 :** A) Localisation en France du Bassin versant Seine Normandie. B) Mode d’occupation des sols du Bassin versant Seine-Normandie amont. Le gradient amont aval de la Seine et les quatre rivières d’étude y sont représentées. © Agence de l’Eau Seine-Normandie (1995-1997).

Notre étude porte plus spécifiquement sur les rivières situées dans le Bassin Seine-Normandie amont, c'est-à-dire la partie drainée par la Seine et ses affluents depuis sa source jusqu’au sud-est de la région Ile-de-France. Cette zone de 31000 km<sup>2</sup> représente 40 % du bassin total de la Seine. Elle appartient à la zone biogéographique atlantique et comprend 4 régions administratives et 11 départements. Le mode d'occupation des sols (cf. Figure 15B) fait ressortir un gradient amont aval des risques d'altération chimique de la qualité des cours d'eau. Les zones d'habitation et l'activité industrielle sont regroupées près des grands axes

hydrographiques. Le reste du territoire, essentiellement rural, est constitué de terres agricoles et de forêts. D'une manière générale, le bassin Seine amont présente un patrimoine naturel remarquable et des ressources en eau importantes, qu'il convient de préserver.

Sous les conseils des agents de la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) d'Ile-de-France et de la Fédération de Pêche du Loiret, quatre rivières du Bassin Seine-Normandie amont ont spécialement attiré notre attention : l'Ecole, le Lunain, le Betz et la Cléry (cf. Figure 15B et Matériels et Méthodes des Chapitres II, IV et V). L'avantage de ces rivières est que l'habitat UE 3260 y est bien représenté. De plus, elles possèdent des conditions géomorphologiques similaires (ex : faible altitude, substrat calcaire), un mode d'occupation des sols dominé par des espaces boisés et agricoles, et des portions chenalées ou non.

### **3.2. Les rivières d'étude**

Les quatre rivières se ressemblent quant à leur gabarit (ex : longueur, ordre de drainage) et à leur régime hydrologique (cf. Tableau 1). Ces cours d'eau accueillent du reste des populations piscicoles proches et diversifiées où l'on peut par exemple observer le Chabot (*Cottus gobio*) ou la Loche de rivière (*Cobitis taenia*). De même, les études préalables de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et des DIREN Ile-de-France et Centre (cf. Annexe 1), n'y ont pas relevé de dégradations chimiques majeures, mise à part une concentration élevée en nitrates comme c'est le cas pour de nombreuses rivières françaises. La qualité de l'eau en termes de matières organiques et oxydables, particules en suspension, matières azotées et phosphorées, et chlorophylle a, est par conséquent relativement bonne (cf. Tableau 1). Elle est d'ailleurs comparable pour l'Ecole, le Lunain, le Betz et la Cléry (Agence de l'eau Seine-Normandie, 1995-1997), ce qui permettra par la suite de limiter les causes multiples de dégradation de l'habitat UE 3260 et de se cantonner à la chenalisation.

**Tableau 1 :** Caractéristiques des quatre rivières d'étude.

	<b>Ecole</b>	<b>Lunain</b>	<b>Betz</b>	<b>Cléry</b>
<b>Source (Altitude en mètres)</b>	Vaudoué (68)	Egriselles-le-Bocage (180)	Domats (139)	Saint-Loup-d'Ordon (151)
<b>Longueur (km)</b>	26.5	51.5	34.5	43
<b>Départements traversés</b>	Seine et Marne (77) Essonne (91)	Yonne (89) Seine et Marne (77)	Yonne (89) Loiret (45) Seine et Marne (77)	Yonne (89) Loiret (45)
<b>Se jette dans</b>	Seine	Loing	Loing	Loing
<b>Ordre de drainage = Rang de Strahler</b>	1-2	2-3	2-3	2-3
<b>Débit annuel moyen (m<sup>3</sup>/s)</b>	0.507	0.709	0.653	1.45
<b>Régime</b>	Pluvial	Pluvial	Pluvial	Pluvial
<b>Catégorie Piscicole</b>	1	1	1	1
<b>Oxygène (mg/l)</b>	6	6	6	6
<b>Particules en suspension (MES, mg/L)</b>	25	25	25	25
<b>Nitrates (NO3 mg/L)</b>	20-50	50	50	50
<b>Phosphates (PO4 mg/L)</b>	0.5	0.5	0.5	0.5
<b>Chlorophylle a (µg/L)</b>	60	60	60	60

Concernant le contexte géographique et l'historique de chenalisation, les quatre rivières sont aménagées par des ouvrages de petites dimensions qui servent à l'utilisation courante des rivières en milieu rural (ex : moulins, lavoirs, ponts, ou éventuellement fixation du cours d'eau). Ces aménagements sont beaucoup moins importants que ceux des grands fleuves tels que la rectification, le bétonnage du lit, les barrages, le passage de large de tressage à un chenal unique...

L'Ecole, plus spécifiquement, traverse de nombreuses villes et zones de culture (cf. Annexe 2). La majeure partie de son linéaire prend place dans un lit suspendu aménagé au XII<sup>ème</sup> siècle pour alimenter une série de minoteries. Le lit naturel est entièrement recalibré et a pratiquement disparu. Associés aux moulins dont les activités ont aujourd'hui cessé, de nombreux barrages, avec seuils et vannages, segmentent le cours d'eau (Syndicat Intercommunal de la Rivière Ecole, 2005).

Le Lunain, le Betz et la Cléry appartiennent quant à elles à la Vallée du Loing où les milieux naturels sont variés et caractérisés par la présence de bras morts, prairies humides, et boisements inondables (cf. Annexe 2). Ces trois rivières sont principalement menacées par l'artificialisation des berges (endiguement), le curage, le recalibrage et les ouvrages multiples type ponts, seuils, ou moulins (cf. banque de données des milieux aquatiques et poissons du Conseil Supérieur de la pêche, BDMAP, <http://www.image.eaufrance.fr>, rubrique poissons > cours d'eau). La plupart des aménagements anthropiques datent des années 80, et les

interventions actuelles constituent juste en un entretien régulier de la végétation des berges. Les prélèvements d'eau de surface ou de la nappe phréatique pour l'irrigation y sont néanmoins fréquents. Le Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) et la Fédération départementale de la pêche et de la protection des milieux aquatiques ont déjà engagé des actions de restauration des milieux aquatiques sur ces trois cours d'eau.

#### ***4. Les échelles spatiales et communautés étudiées***

##### **4.1. Les échelles spatiales**

Comme nous avons vu en introduction (cf. Introduction § 4.2), les rivières sont caractérisées par une hiérarchie d'échelles spatiales, qui montrent des degrés de sensibilité et des temps de réponses différents aux influences extérieures. Afin de limiter la variabilité naturelle due au gradient longitudinal des rivières et pour limiter le coût temporel passé sur le terrain, nous avons choisi de travailler depuis le segment de rivière jusqu'au microhabitat (cf. classification fonctionnelle de Frissell *et al.*, 1986, Figure 9).

A l'échelle du segment de rivière, les conditions environnementales de l'habitat sont relativement stables. Les communautés biologiques s'organisent en fonction de l'ensemble des caractéristiques de la région (ex : climat, topographie, altitude), ainsi qu'en fonction des patterns géomorphologiques et d'utilisation du paysage (Maddock, 1999). L'hydrologie, la température, et la chimie de l'eau, y sont généralement homogènes. Nous avons donc défini sur chaque rivière des segments d'étude d'une longueur de 5-6 km, comparables en termes de morphologie du lit, de dénivelé (faible), et d'ordre de drainage (Rang de Strahler = 2).

Au sein de ces segments, et dans un souci de répétitions, nous avons positionnés 17 stations (6 stations de référence, ou contrôles, et 11 stations chenalisées) en fonction de l'absence ou présence d'aménagements anthropiques de type chenalisation. Ces stations se ressemblent quant à leur séquence en faciès d'écoulement rapides et lents (cf. Pool/Riffle system, Frissell *et al.*, 1986), tracé en plan, largeur et dynamique fluviale, et sont sensibles aux variations locales de pente, de substrat, et à l'anthropisation du lit par de petits aménagements (ex : seuils, enrochement locaux), ou par l'entretien de la végétation rivulaire. Une station correspond plus concrètement à une portion de rivière de 100 mètres de long, soit

environ 10-12 fois la largeur du lit mouillé (A.F.N.O.R., 1992, Haury *et al.*, 2006), sur laquelle se distingue une séquence en faciès d'écoulement rapides (riffles) et lents (pools) (Frissell *et al.*, 1986, Malavoi & Souchon, 2002).

La rivière d'appartenance, le code station, la situation contrôle ou chenalisée, et le type de chenalisation des 17 stations, sont présentés dans le Tableau 2 ci-dessous ainsi que dans le Tableau 1 du Chapitre IV. Les segments de rivières et la position des stations sont cartographiés dans l'Annexe 2. Il est à souligner qu'il a été impossible de trouver des stations contrôles dans le segment d'étude du Lunain. Les stations les moins aménagées sont celles présentées dans le Tableau 2 avec un seul type de chenalisation. Par la suite, nous regrouperons les stations en fonction de la chenalisation en considérant que l'effet rivière est relativement négligeable car par ailleurs leurs conditions géomorphologiques et physico-chimiques sont très proches. Cela sera tout de même vérifié dans les chapitres IV et V.

**Tableau 2 :** Les 17 stations sélectionnées. Le code station comprend les deux premières lettres de la rivière suivi d'un numéro qui correspond à la position de la station par rapport aux autres stations dans le gradient amont aval d'une même rivière. Par exemple : 1 = station la plus en amont, 5 = station la plus en aval. Comme les stations sont potentiellement aménagées par plusieurs types de chenalisation simultanément, nous avons aussi établi un code (en adéquation avec le Chapitre IV) avec : C = Contrôle = no channelization structure, R = Resectioning = Recalibrage, E = Embanking = Endiguement, S = man-made Structures = Structures de protection des berges (cf. Chapitre I § 2). Exemple : RS = station recalibrée et présentant des structures de protection des berges.

Stations	Code	Rivière	Situation	Type de chenalisation
Oncy	EC1	Ecole	Chenalisée	S
Milly-la-Forêt	EC2	Ecole	Chenalisée	RES
Coudret	EC3	Ecole	Contrôle	C
Noues	EC4	Ecole	Contrôle	C
Garenne	EC5	Ecole	Chenalisée	RES
Nonville	LU1	Lunain	Chenalisée	E
Luat	LU2	Lunain	Chenalisée	E
Villeron	LU3	Lunain	Chenalisée	RES
Gratereau	LU4	Lunain	Chenalisée	R
Brandard	BE1	Betz	Chenalisée	RS
Jeandrillonnerie	BE2	Betz	Chenalisée	S
Dordives	BE3	Betz	Contrôle	C
Chanteraine	CL1	Cléry	Contrôle	C
Boyard	CL2	Cléry	Contrôle	C
Griselles	CL3	Cléry	Contrôle	C
Ferrière D32	CL4	Cléry	Chenalisée	ES
Ferrières Ville	CL5	Cléry	Chenalisée	RES

Nous avons ensuite travaillé à une échelle plus fine, celle du macrohabitat, appelé plus fréquemment mésohabitat (Beisel *et al.*, 1998a), ou faciès d'écoulement (Kershner *et al.*, 1992, Malavoi & Souchon, 2002). Dans la littérature, cette échelle a reçu moins d'attention

que les autres malgré l'importance des macrohabitats dans la structuration des systèmes de rivière (Brierley, 1996). Les différents auteurs élaborent d'ailleurs leur propre classification (ex: Bisson, Sullivan & Nielsen, 1988, Malavoi, 1989, Kershner & Snider, 1992, Malavoi & Souchon, 2002). Bisson *et al.* (1982), par exemple, ont réalisé une typologie des macrohabitats sur la base des caractéristiques hydrologiques et géomorphologiques et de la distribution des populations piscicoles. Malavoi (1989) et Malavoi & Souchon (2002) ont par la suite construit une clef de détermination simple et pratique des différents faciès en tenant compte de la profondeur de l'eau, de la vitesse de courant, et de la morphologie des berges (cf. Figure 16). Deux niveaux de classification sont proposés dans cette clef : un premier niveau basé sur les profondeurs et vitesses de courant moyennes, un deuxième niveau qui affine le précédent en ajoutant des critères sur le profil en travers et en long. Un troisième niveau non inclus dans la clef tient compte de la granulométrie du substrat.

Pour des raisons de simplicité, nous avons choisi de découper nos stations en deux types de faciès d'écoulement, ou macrohabitats, selon le premier niveau en accord avec la séquence en radiers et mouilles de Frissell *et al.* (Pool/Riffle sequence, 1986) : les faciès rapides (ou radiers) et les faciès lents (ou mouilles). Ce choix a été conforté par l'usage fréquent et interdisciplinaire de ces deux macrohabitats, employés aussi bien en géomorphologie (Richards *et al.*, 1997) qu'en écologie (ex: Scullion *et al.*, 1982, Glova & Duncan, 1985). Nous nous sommes ensuite inspirés des travaux de Malavoi & Souchon (2002) et de Giorgi *et al.* (2005) pour différencier sur le terrain les faciès rapides de profondeur inférieure à 0.30 m et de vitesse de courant supérieure à 0.40 m/s, des faciès lents de profondeur supérieure à 0.25 m et de vitesse de courant inférieure à 0.20 m/s.

Pour finir, l'échelle la plus fine que nous avons utilisée, est celle du microhabitat. D'après Bovee (1982), le microhabitat tient compte de la distribution des caractéristiques hydrauliques et structurales constituant l'espace de vie exact des organismes. La structure granulométrique du substrat, la vitesse du courant et la profondeur de l'eau sur de petites surfaces, l'accumulation de la litière et de branches mortes, sont les paramètres déterminants à cette échelle. La granulométrie et le recouvrement des différents substrats permettent aisément de différencier les microhabitats, organisés en une mosaïque de patches de taille relativement variable (Petts & Amoros, 1996). La granulométrie apporte ainsi une information importante tant pour les aspects morphodynamiques (rugosité du lit, transport solide) que biologiques (notion d'habitat, de refuge et d'abri hydraulique). Cela explique pourquoi le

microhabitat est une échelle particulièrement adaptée à l'étude des communautés de macroinvertébrés benthiques.

Les types de substrat de rivière sont très diversifiés au sein des faciès rapides et lents. De même, la composition en type de substrat par faciès varie fortement au cours du temps en fonction du débit et des fluctuations saisonnières des caractéristiques environnementales comme la lumière ou la température (Thomson *et al.*, 2001). Il est alors plus facile de regarder les microhabitats au sein d'unités hydrauliques qui associent un couple substrat dominant – vitesse de courant (cf. Figure 17).

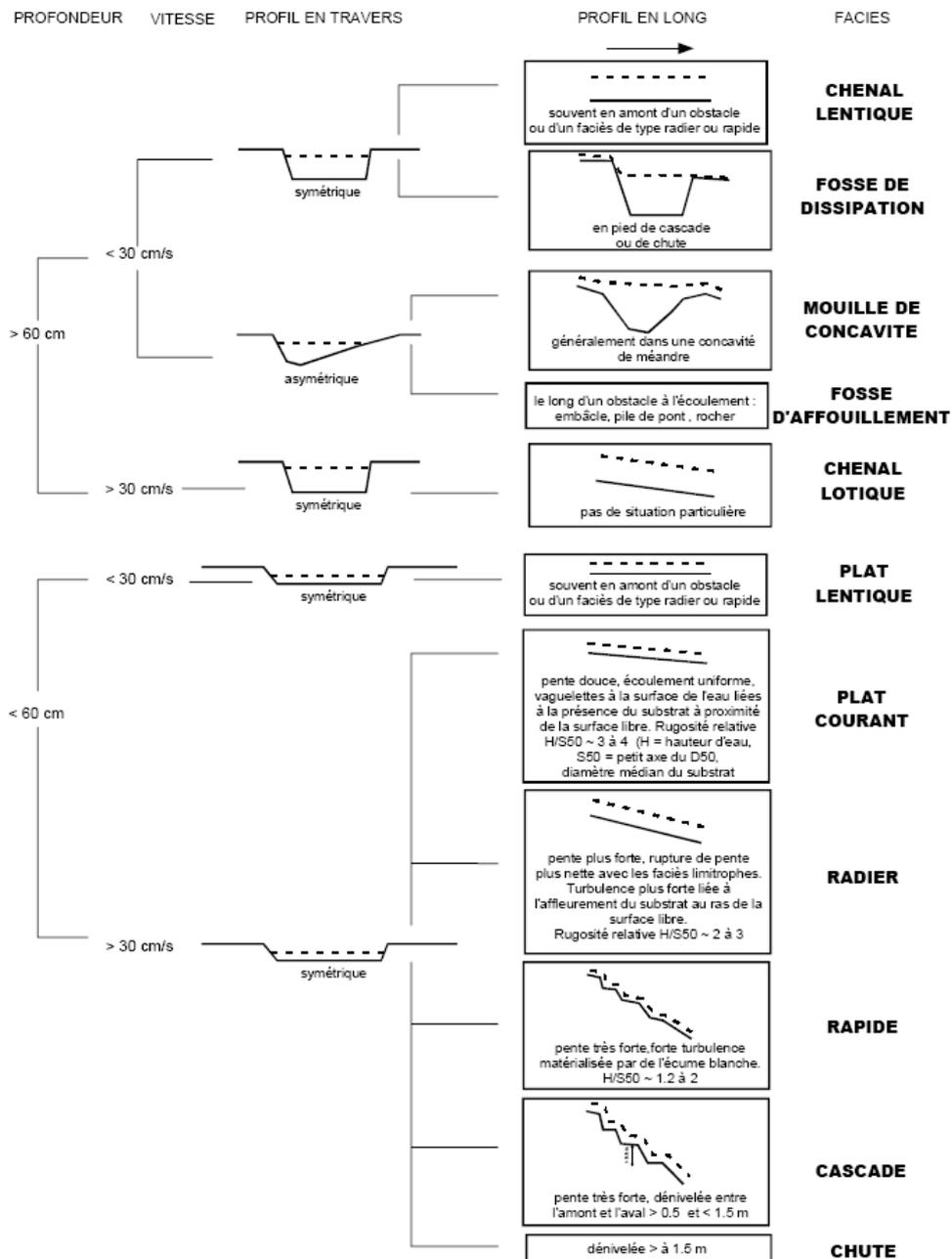
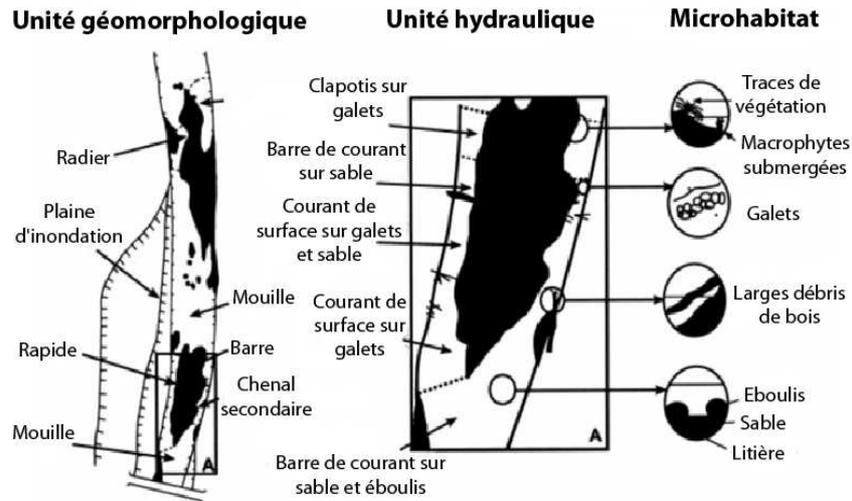


Figure 16 : Clef de détermination des faciès d'écoulement. Selon Malavoi & Souchon (2002).



**Figure 17 :** Représentation schématique des relations entre faciès (unité géomorphologique), unité hydraulique, et microhabitat. Selon Thomson *et al.* (2001).

La composition en substrat reste néanmoins le paramètre de première considération puisque la taille et stabilité des particules déterminent la composition et la distribution des communautés biologiques telles que les macroinvertébrés benthiques et les plantes aquatiques. Nous avons dès lors catégorisé les substrats dominants en fonction de leur nature minérale ou organique et de la taille des particules pour les substrats sédimentaires (Table 3 et Table 1 des Chapitres IV et V).

**Tableau 3 :** Substrats dominants dans les stations d'étude. Les classes de taille de particules ont été adaptées en fonction de l'échelle granulométrique de Malavoi & Souchon (1989).

Types de substrat	Codes Articles	Nature	Taille des particules (mm)
Végétation aquatique	Ve	Organique	
Litière et débris végétaux	Od	Organique	
Substrats artificiels (ex : béton)	As	Minérale	
Blocs	Co	Minérale	256-1024
Galets et graviers	Pg	Minérale	8-256
Sable	Sa	Minérale	0.5-8
Vase et limons	Sil	Minérale	0.0039-0.5
Terre	Ts	Minérale	

#### 4.2. Les communautés

Pour évaluer l'impact biologique de la chenalisation sur l'état de conservation de l'habitat UE 3260, nous avons sélectionné trois communautés biologiques reliées aux trois échelles spatiales proposées dans le paragraphe précédent : les oiseaux, les plantes aquatiques ou macrophytes, et les macroinvertébrés benthiques.

Les communautés ornithologiques qui peuplent les forêts des bords des rivières (ou ripisylve) se caractérisent par une importante richesse taxonomique avec des associations de taxons aux exigences très différentes (Naiman & Decamps, 1997, Godreau *et al.*, 1999). Trois ensembles écologiques ou guildes s'y côtoient : les oiseaux forestiers, les oiseaux de lisière, et les oiseaux « aquatiques » (Frochot *et al.*, 2003). Les oiseaux sont particulièrement utiles dans les études d'impact car ils réagissent rapidement aux changements environnementaux, ils colonisent tous les types d'habitats même ceux qui sont artificialisés, ils se déplacent sur de longues distances et reflètent des tendances aux grandes échelles spatiales (Blondel, 1975).

Concernant les communautés végétales, les macrophytes aquatiques désignent les grands végétaux aquatiques (bryophytes, ptéridophytes et spermatophytes) et les algues filamenteuses visibles, et le plus souvent identifiables à l'œil nu (*sensu* Holmes, 1977). En fonction de leur degré de dépendance à l'eau, il faut distinguer :

- les macrophytes réellement aquatiques ou hydrophytes (algues, bryophytes aquatiques, hydrophytes vasculaires),
- les végétaux amphibies ou amphiphytes différenciant des formes aquatiques ou des accommodats terrestres selon la profondeur de l'eau,
- les végétaux de marais qui poussent « les pieds dans l'eau » ou hélrophytes.

Les macrophytes sont utiles dans l'étude des habitats aquatiques car : ils constituent des descripteurs du fonctionnement hydrologique (Robach, Eglin & Carbiener, 1991), ils intègrent les conditions physico-chimiques de la colonne d'eau et indiquent d'éventuelles eutrophisation et/ou acidification des cours d'eau, ils déterminent des habitats fonctionnels et donnent ainsi une idée de la biodiversité taxonomique et/ou fonctionnelle de ces habitats (Holmes, 1983).

Finalement, les macroinvertébrés benthiques sont des organismes vivants sur le substrat du fond des habitats aquatiques pour au moins une part de leur cycle de vie (Rosenberg & Resh, 1993). Pour de multiples raisons, ils sont considérés comme de très bons indicateurs biologiques des habitats aquatiques (Lazaridou-Dimitriadou, 2002) car : ils sont relativement sédentaires et ne peuvent échapper aux changements environnementaux (Cook, 1976), le nombre de taxons est très élevé et la probabilité que quelques taxons réagissent est très forte (De Pauw & Vanhooren, 1983, Mason, 1991), leur durée de vie est suffisamment

longue pour fournir un enregistrement intégré de la qualité environnementale (Metcalf, 1989), et ils colonisent potentiellement tous les types d'habitats.

Ces communautés ont donc de nombreuses propriétés intéressantes en tant qu'indicateurs biologiques des conditions de l'habitat. Elles sont toutes les trois sensibles aux effets directs des pressions anthropiques sur la structure de leur habitat, ou aux effets indirects qui modifient les interactions environnementales et biologiques entre échelles spatiales. De plus, elles ont déjà fait leurs preuves dans des études portant sur les changements d'utilisation du paysage et de dégradation hydromorphologique des rivières (Manel, Buckton & Ormerod, 2000, Stanzner, Bis & Usseglio-Polatera, 2001, Passauer *et al.*, 2002), ces impacts pouvant être observés dans notre cas en présence de chenalisation.

D'autres communautés auraient certainement pu convenir, notamment les poissons. Mais le choix s'est basé également sur un certain nombre de critères pratiques que sont : le coût du monitoring en termes de temps et de matériel, la facilité d'observation et d'identification pour un observateur non spécialiste, l'existence de protocoles standardisés directement utilisables et adaptables. De même, un certain nombre d'indices biologiques reliés à ces communautés ont été développés ou sont en cours de développement au niveau national et international (ex: Lenat, 1988, Croonquist & Brooks, 1991, A.F.N.O.R., 1992, Holmes *et al.*, 1999, Schneider, Krumpholz & Melzer, 2000, Bryce, Hughes & Kaufmann, 2002, Haury *et al.*, 2006, Julliard *et al.*, 2006). Nous avons alors testé la réponse de certains d'entre eux face à la chenalisation.

Nous allons maintenant présenter les caractéristiques mésologiques, biologiques, et les protocoles utilisables par un observateur non spécialiste, et ultérieurement par des gestionnaires, pour évaluer l'impact de la chenalisation sur l'habitat UE 3260.

## ***5. Acquisition des données mésologiques, floristiques et faunistiques***

### **5.1. Caractérisation des stations d'étude**

Les fonds de carte IGN des régions Ile-de-France et Centre, et nombreuses prospections de terrain, ont permis de sélectionner les 17 stations en fonction de la présence ou non de chenalisation.

Une station est premièrement positionnée et mesurée à l'aide d'une corde de 100 mètres de long. Des repères visuels sont ensuite placés aux deux extrémités. Une cartographie détaillée de la station permet alors de repérer les différents faciès d'écoulement ainsi que les principaux substrats et herbiers de végétation aquatique (cf. Figure 18).

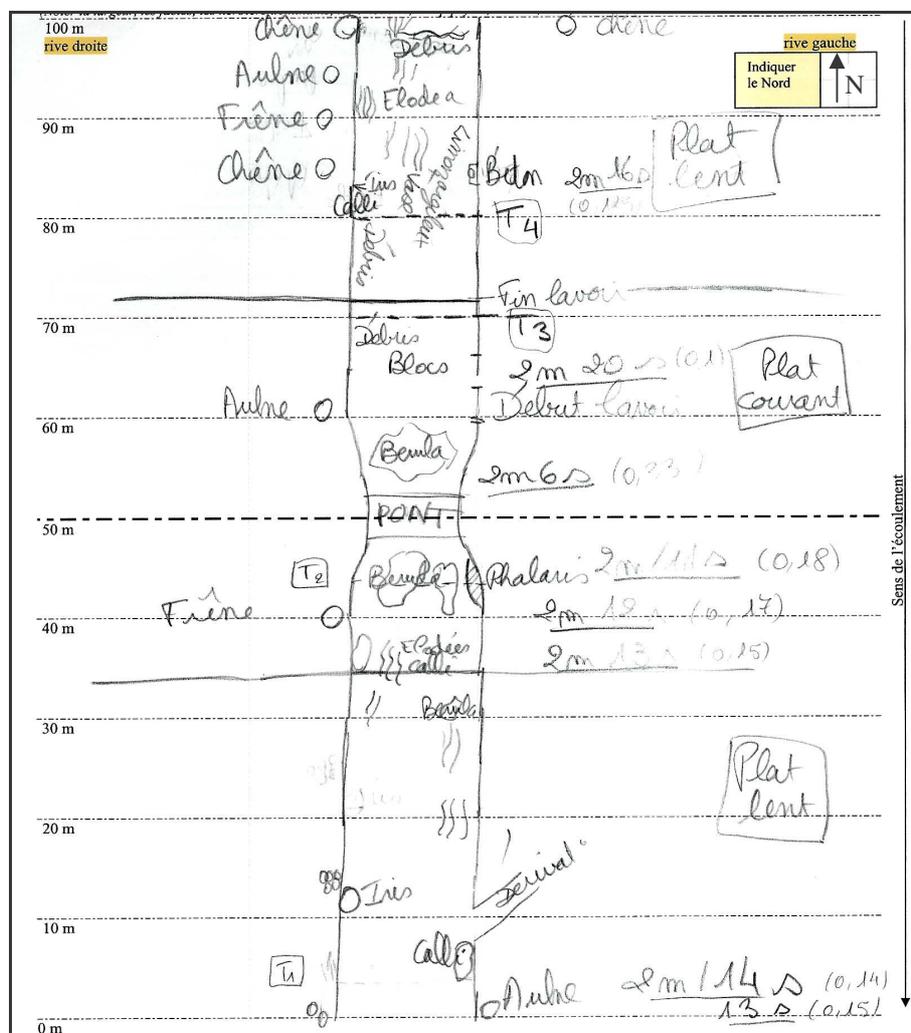


Figure 18 : Cartographie de la station Oncy (EC1, cf. Tableau 4 ci-après).

Sur le schéma, les obstacles éventuels en travers du lit de la rivière, la végétation terrestre remarquable telle que la présence de certains gros arbres sur les berges, les accès à la rivière ainsi que tout aménagement anthropique (pont, lavoir, seuils...) sont notés. Les faciès d'écoulement issus de la typologie de Malavoi & Souchon (2002, cf. Figure 16) sont clairement délimités ; il est possible de mesurer leur longueur et de calculer leur recouvrement sur la station. Par exemple, sur la Figure 18, nous voyons que la station Oncy est composée de trois faciès depuis l'amont vers l'aval : un plat lentique (28 m), un plat courant (37 m), et un

autre plat lentique (35 m). Cette station se divise donc en 63 m (63 %) de faciès lents et 37 m (37 %) de faciès rapides. Nous avons fait de même pour les 17 stations (cf. Tableau 4).

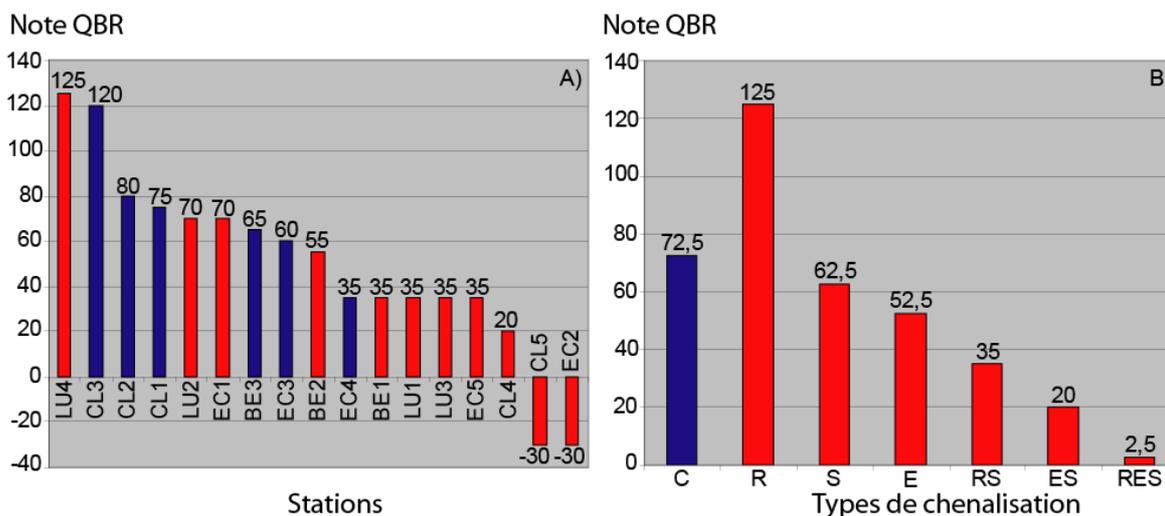
**Tableau 4** : Séquence en faciès rapides et en faciès lents des 17 stations d'étude.

Station	Types de faciès	Longueur (m)	Faciès rapides (%)	Faciès lents (%)	Station	Types de faciès	Longueur (m)	Faciès rapides (%)	Faciès lents (%)
EC1	Plat lentique	28	37	63	BE2	Plat lentique	10	50	50
	Plat courant	37				Rapide	50		
	Plat lentique	28				Mouille	40		
EC2	Plat lentique	40	40	60	BE3	Plat courant	45	80	20
	Plat courant	40				Mouille	22		
	Plat lentique	20				Plat courant	33		
EC3	Plat lentique	72	13	87	CL1	Plat lentique	45	35	65
	Rapide	13				Plat courant	13		
	Plat lentique	15				Mouille	20		
EC4	Plat lentique	18	82	18		Radier	22		
	Plat courant	82			CL2	Radier	32	67	33
EC5	Plat lentique	50	35	65		Plat lentique	15		
	Rapide	35				Rapide	5		
	Plat lentique	15				Chenal lentique	18		
LU1	Plat courant	15	30	70		CL3	Plat courant		
	Plat lentique	25			Plat courant		13		
	Plat courant	15			Radier		14		
	Plat lentique	45			Plat lentique		18		
LU2	Plat lentique	72	0	100	Radier	17	50	50	
	Mouille	22			Fosse	24			
	Plat lentique	6			Radier	14			
LU3	Radier	25	25	75	CL4	Plat courant	50	50	50
	Plat lentique	75				Chenal lentique	50		
LU4	Plat lentique	100	0	100	CL5	Plat lentique	10	70	30
BE1	Plat lentique	66	86	14		Plat courant	45		
	Rapide	14				Plat lentique	20		
	Chenal lentique	20				Plat courant	25		

En complément, nous avons utilisé un indice, l'indice QBR (du Catalan : "Qualitat del Bosc de Ribera") de Munné *et al.* (2003), renseignant sommairement les conditions de l'habitat riparien qui longe les stations, et la géomorphologie du chenal dans ces stations. Cet indice nous permet de regarder les modifications de la ripisylve, ou végétation riparienne, liées à la chenalisation et l'altération globale de la station. Il évalue en effet la qualité de la structure, composition et connectivité de la ripisylve, ainsi que le degré d'altération du cours d'eau en fonction de la présence d'aménagements anthropiques, sur des stations de 100 m de long et 50 m de large. La partie terrain offre l'avantage d'être rapide (10-20 minutes) et relativement simple. L'indice se présente sous la forme d'un score allant de 0 à 100 dont les

critères d'évaluation et la notation sont renseignés sur la fiche de relevés de terrain (cf. Annexe 3).

L'objectif principal dans notre cas est de vérifier si, à l'échelle de la station et de l'habitat riparien, les stations contrôles se distinguent des stations chenalisées. Les deux graphiques de la Figure 19 résument les notes obtenues par station et par type de chenalisation.



**Figure 19** : Score de l'Indice QBR calculé A) par station, et B) par type de chenalisation. Les barres bleues correspondent aux stations contrôles et les barres rouges aux stations chenalisées. Les codes des stations et des types de chenalisation sont issus du Tableau 2.

Sur le graphique de la Figure 19A, le score QBR est globalement supérieur dans les stations contrôles sauf pour les stations LU4, LU2, EC1 et BE2 qui ne comportent qu'un seul type de chenalisation. Dans ces stations, les aménagements anthropiques sont moins lourds et ne s'accompagnent pas de modifications majeures de l'habitat riparien. Notamment dans la station LU4, la ripisylve est très développée, ce qui lui confère un score QBR supérieur aux stations contrôles. L'influence de la ripisylve dans l'indice tamponne donc en partie les effets liés aux altérations du chenal. En regardant la note moyenne par type de chenalisation (cf. Figure 19B), les stations contrôles sont néanmoins de meilleure qualité quant à leur habitat riparien et géomorphologie du chenal. Comme nous ne travaillerons pas par station mais par type de chenalisation ou en termes de chenalisation globale, nous pouvons considérer que les stations contrôles ( $QBR_{\text{Stations Contrôles}} = 72.50$ ) sont des références acceptables en comparaison aux stations chenalisées ( $QBR_{\text{Stations Chenalisées}} = 38.18$ ), bien que la différence entre les deux scores ne soit pas significative pour les raisons que nous venons d'évoquer ( $t_{15} = 1.71$ ,  $P = 0.11$ ).

La clef de détermination de Julliard et Jiguet (2002, 2003, cf. Annexe 4) nous a permis en complément d'identifier les deux types d'habitats dominants en contact direct avec les stations et l'habitat UE 3260. Après estimation de leur recouvrement, ils sont ordonnés en habitat principal et habitat secondaire. Ce relevé permet de caractériser le paysage environnant les stations contrôles et chenalisées afin de montrer si la chenalisation s'accompagne de changements de composition en termes de types d'habitats et d'une destruction de rives.

La phase de terrain QBR et types d'habitats a eu lieu une fois au printemps 2006. Outre les caractéristiques physiques et chimiques que nous allons présenter dans le paragraphe suivant, la station est donc caractérisée par des caractéristiques environnementales paysagères que sont : la structure, la composition et la connectivité de la ripisylve, ainsi que les types d'habitats adjacents à la station. En conséquence, les relevés environnementaux portent à la fois sur l'ensemble chenal + habitat riparien, que nous désignerons sous le terme de plaine d'inondation, même si la plaine d'inondation n'est pas réellement existante sur les rivières étudiées.

## **5.2. Caractéristiques Physiques et Chimiques**

Le terme « caractéristique » désigne tous les attributs environnementaux et biologiques que nous avons mesurés. Nous aurions pu parler également de facteurs, variables, ou paramètres. Mais ce terme est facile d'emploi dans notre problématique car il permet de « caractériser » les différents compartiments paysagers, physiques, chimiques et biologiques de l'habitat UE 3260.

Les caractéristiques physiques que sont la largeur de la rivière, la profondeur de l'eau, la vitesse de courant, l'éclairement, et la composition en substrat (cf. Table 1 Chapitre IV et V, cette liste est non exhaustive), ont été mesurées par type de faciès au cours de 6 saisons de terrain : printemps, été, et automne 2006 et 2007. Dans chaque faciès et à chaque saison de terrain, nous avons mesuré une fois la largeur à l'aide d'un double-décamètre, puis nous avons répété 10 mesures aléatoires de profondeur à l'aide d'une perche graduée, et 5 mesures aléatoires de vitesse de courant à l'aide d'un micromoulinet. L'éclairement, ou plutôt la

surface éclairée, c'est à dire non ombragée par les arbres de la ripisylve, a été estimée visuellement et la surface des différents substrats a été mesurée dans chaque faciès.

A chaque saison de terrain, nous avons alors calculé trois valeurs pour chacune de ces caractéristiques : une valeur moyenne à l'échelle de la station, une valeur moyenne de faciès rapide, et une valeur moyenne de faciès lent.

La valeur de la station pour la largeur, profondeur, et vitesse, correspond à la moyenne de toutes les mesures obtenues dans les différents types de faciès. La valeur de faciès rapides correspond à la moyenne de toutes les mesures obtenues dans les différents types de faciès rapides de la station. La valeur de faciès lents correspond à la moyenne de toutes les mesures obtenues dans les différents types de faciès lents de la station.

Quant à l'éclairement et à la composition en substrat, il a suffi d'additionner les surfaces de recouvrement estimées ou mesurées :

- dans tous les types de faciès pour avoir la surface de recouvrement totale de la station,
- dans tous les types de faciès rapides pour avoir la surface de recouvrement totale de faciès rapide,
- et dans tous les types de faciès lents pour avoir la surface de recouvrement totale de faciès lents.

Les valeurs d'éclairement et de composition en substrat ont ensuite été transformées en pourcentages de recouvrement, après pondération par la longueur de la station (100m), la longueur de l'ensemble des faciès rapides, ou la longueur de l'ensemble des faciès lents.

Si nous reprenons l'exemple de la station Oncy, la valeur moyenne de chaque caractéristique physique à l'échelle de la station correspond à l'ensemble des valeurs mesurées dans le plat courant et les deux plat lenticules, alors que la valeur moyenne de faciès rapide correspond à la moyenne des mesures réalisées dans le plat courant, et la valeur moyenne de faciès lent à la moyenne des mesures des deux plants lenticules.

Concernant les caractéristiques chimiques, deux types de relevés ont été réalisés :

- 1) des mesures *in situ* dans les différents types de faciès au printemps, en été, et à l'automne 2006 (en même temps que les caractéristiques physiques). Un conductimètre et un oxymètre (Dissolved Oxygen Pocket Meter, Oxi315i/SET, WTW; Multi-channel analysers, Consort C533) ont permis de mesurer la conductivité, la concentration en oxygène dissous, et la température de l'eau.

- 2) des prélèvements de 50 mL d'eau tous les mois de mai 2006 à avril 2007. Les échantillons ont été conservés dans une glacière, puis analysés en laboratoire grâce à des kits chimiques (Reagent case, Visicolor ECO Analysenkoffer, Macherey-Nagel), dans un délai de moins de 24h afin d'éviter tout changement important de composition chimique. Ces analyses ont porté sur : le pH, la concentration en nitrates, nitrites, ammonium, phosphates, carbonates (dureté carbonatée) et magnésium (dureté totale – dureté carbonatée).

A chaque saison de terrain (printemps, été, automne 2006), nous avons alors calculé la valeur moyenne par station pour chaque caractéristique chimique. Les variations de conductivité, température et oxygène, ont été trop faibles entre types de faciès, probablement en raison d'un manque de précision relatif aux appareils utilisés. Pour les mesures prélevées tous les mois, nous avons calculé la moyenne de printemps sur Mai-Juin 2006, d'été sur Juillet-Août 2006, et d'automne sur Septembre-Octobre 2006, ces périodes correspondant aux relevés physiques et biologiques.

### **5.3. Communautés biologiques**

#### 5.3.1. Les oiseaux

Le monitoring des communautés ornithologiques se base sur le protocole de Suivi Temporel des Oiseaux Communs par Echantillonnage Ponctuel Simple (STOC EPS, Jiguet & Julliard, 2003). Nous avons adapté le protocole à l'habitat de rivière et réalisé des EPS, ou point contact, dans nos stations de 100 m de long. Nous avons également ajouté des EPS entre les stations, ainsi qu'à l'amont de la station la plus amont et à l'aval de la station la plus avale, ces EPS étant distants d'au moins 300 m, afin d'obtenir une image globale et homogène sur les segments de rivière étudiés.

Un EPS est un dénombrement de l'avifaune en un point où un observateur reste stationnaire pendant 5 minutes exactement. Il note tous les oiseaux qu'il entend ou voit, posés ou en vol, pendant cette durée. Les espèces sont identifiées, et le nombre d'individus différents par espèce est comptabilisé. Il appartient à l'observateur de juger si deux contacts sont à attribuer au même individu ou à deux individus différents. Les jumelles servent à identifier un oiseau détecté préalablement, mais pas à rechercher des oiseaux distants. La distance des contacts à

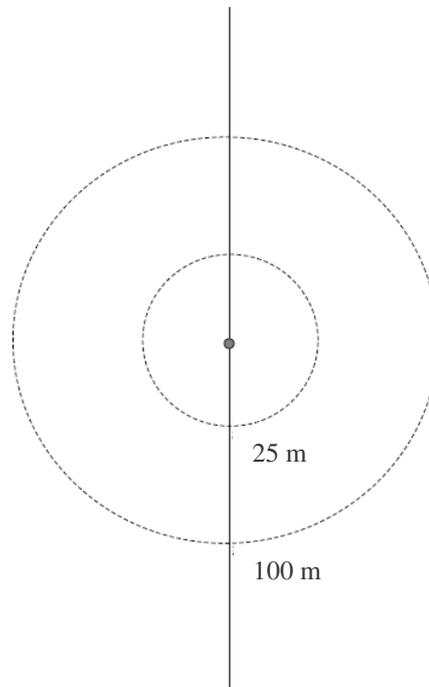
l'observateur est alors notée selon trois catégories (moins de 25 mètres, entre 25 et 100 mètres, plus de 100 mètres) (cf. figure 20).

Chaque EPS est effectué deux fois en période de nidification. De bonnes conditions météorologiques d'observation sont requises. Le premier passage a lieu en début de saison de reproduction (du 1er avril au 8 mai) pour recenser les nicheurs précoces, le second a lieu entre le 9 mai et le 15 juin pour les nicheurs tardifs (notamment les migrateurs transsahariens). Les deux passages s'effectuent avec un intervalle de 4 à 6 semaines. Les EPS sont réalisés entre 1 et 4 heures après le lever du soleil pour éviter le chorus matinal (début vers 6 ou 7 heures du matin, fin avant 10 heures).

N° POINT :

HEURE DEBUT :

METEO :



**Figure 20 :** Représentation d'un point d'écoute pour noter les contacts STOC EPS.

Nous avons ainsi regroupé les EPS pour chaque rivière le même jour, début mai pour le premier passage et début juin pour le deuxième passage, en 2006 et en 2007. La fiche de terrain est présentée en Annexe 5.

### 5.3.2. Les macrophytes

Le monitoring de la végétation aquatique est décomposé en cinq parties : protocole de l'Indice Biologique Macrophytique de Rivière (IBMR), transect, quadrat, relevé

phytosociologique, et patch. Les différents relevés permettent l'étude détaillée de la structure de la végétation et de son évolution temporelle puisque trois campagnes par an, en 2006 et 2007, ont été réalisées : printemps (mai-juin), été (juillet-août), automne (septembre-octobre). Les données principalement exploitées dans les chapitres suivants sont issues du protocole IBMR, mais les protocoles spécifiques aux quatre autres types de relevés ont permis de vérifier l'identification des taxons, d'ajouter des taxons éventuellement oubliés, et de mieux estimer le recouvrement des taxons. A titre indicatif, pour l'ensemble des protocoles de végétation, le temps passé sur une station varie d'une journée à une journée et demie.

#### 5.3.2.1. IBMR

Le protocole IBMR repose sur la méthode proposée par Haury *et al.* (Haury, 1996, 2002) ; il fait l'objet d'une norme AFNOR depuis 2003 (norme AFNOR NF 90-395, A.F.N.O.R., 2003). Il convient de bien dissocier le protocole d'acquisition des données macrophytiques en rivière du calcul de l'indice IBMR. Ce protocole d'échantillonnage se veut complet de façon à permettre le calcul de divers indices comme l'IBMR, mais aussi d'apporter d'autres informations puisque il fournit une estimation globale des recouvrements des différents taxons présents dans une station d'étude. C'est dans ce but que nous l'avons utilisé. La feuille de terrain et la feuille d'aide à la saisie (cf. Annexe 6) sont téléchargeables sur le site Internet du Cemagref de Bordeaux :

[http://www.bordeaux.cemagref.fr/public/rebx/dynaq/ibmr/pages\\_site/ibmr\\_tableau.htm](http://www.bordeaux.cemagref.fr/public/rebx/dynaq/ibmr/pages_site/ibmr_tableau.htm).

Ce protocole nécessite au préalable la réalisation d'une cartographie de la station d'étude (cf. Chapitre I § 5.1.). Ensuite, pour inventorier la végétation aquatique, la station de 100 m est parcourue sur toute sa longueur aussi bien dans la zone courante du chenal qu'à proximité des berges. Un aquascope facilite l'observation des petits taxons. Certaines pierres sont retournées et les endroits stratégiques (radiers, cascades, seuils, branches, racines...) sont observés attentivement. L'objectif est de recenser le maximum de taxons et d'estimer, par des mesures grossières, leur recouvrement en faciès rapides et en faciès lents. Les taxons délicats à déterminer sont échantillonnés afin d'être identifiés ultérieurement. Un certain nombre de données mésologiques sont également à préciser (cf. Annexe 6). La détermination des taxons se fait généralement à l'espèce pour les phanérogames (Tutin *et al.*, 1964-1993) et les

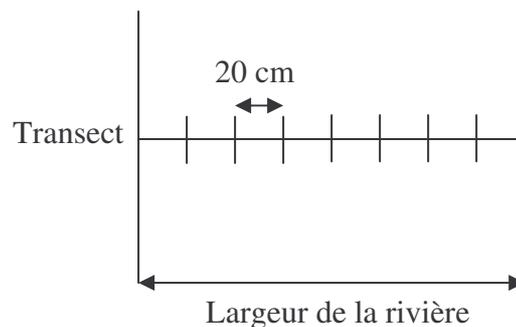
bryophytes (Smith, 1978, 1990, Coudreuse *et al.*, 2005), et au genre pour les algues (Bourrelly, 1966-70).

Nous avons appliqué le protocole IBMR sur les 17 stations au cours des deux années consécutives (2006 et 2007) et à chaque saison de terrain (printemps, été, automne). Ces relevés permettent d'avoir pour chaque taxon présent dans une station une valeur de son recouvrement par faciès rapides, par faciès lents, et par station. Ses valeurs sont ensuite transformées en pourcentage de recouvrement selon la même démarche que la composition en substrat (cf. Chapitre I § 5.2.) après pondération par la taille des faciès rapides, des faciès lents, et de la station.

#### 5.3.2.2. Transect

En parallèle du protocole IBMR, nous avons réalisé un certain nombre de transects perpendiculaires au lit de la rivière. Chaque station contient un transect par type de faciès. Des repères placés sur les deux rives servent à localiser précisément les transects à chaque saison de terrain, ceux-ci ayant été suivis au printemps, en été, et à l'automne 2006.

Sur les transects, la méthode utilisée est celle des points contact. A l'aide d'une perche graduée, la profondeur de l'eau, le substrat, et les taxons en contact, sont relevés tous les vingt centimètres sur toute la largeur de la rivière (cf. Figure 21). Un relevé transect dure environ 10 minutes ; la fiche de terrain est présentée en Annexe 7.



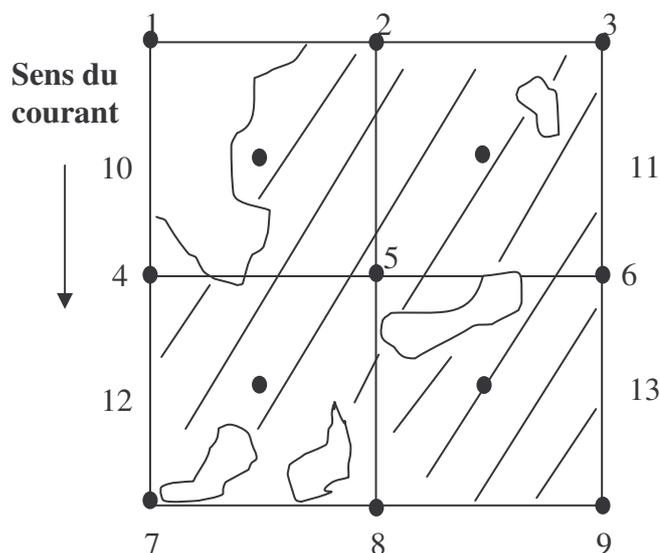
**Figure 21** : Représentation schématique d'un transect.

Ces relevés supplémentaires précisent l'évolution temporelle de la composition structurale en macrophytes. Ils permettent d'observer la composition et l'évolution du chenal au cours du temps en terme de recouvrement végétal et ce en fonction de la hauteur d'eau et du substrat présent.

5.3.2.2. *Quadrat*

Pour mieux appréhender la structure des communautés de macrophytes et plus spécifiquement des taxons dominants, nous avons également réalisé au cours des trois saisons de terrain 2006, un certain nombre de quadrats. Un quadrat mesure un mètre carré et est subdivisé en 4 carrés plus petits de 0.25 m<sup>2</sup>. Par station, le nombre et l'emplacement des quadrats dépend des taxons dominants de la station. Au minimum, nous avons choisi un taxon dominant de la zone courante du chenal et un taxon dominant de la zone marginale (proche des berges). Pour chaque taxon dominant sélectionné, les quadrats sont réalisés dans la mesure du possible, à trois densités de recouvrement différentes : forte, intermédiaire, faible.

Sur les quadrats, le principe repose une fois encore sur la méthode des points contact. Au total, treize points contact se répartissent sur le quadrat, un à chaque angle et un au centre de chaque petit carré. Un schéma du recouvrement des différents taxons sur le quadrat est premièrement réalisé (cf. Figure 22). Puis, pour chaque point contact et toujours à l'aide d'une perche graduée, la profondeur de l'eau, le substrat et son épaisseur dans le cas d'un substrat meuble, sont renseignés. Les taxons sont ensuite identifiés et la hauteur qu'ils occupent dans la colonne d'eau est mesurée. Un relevé quadrat dure environ 10 minutes ; la fiche de terrain est présentée en Annexe 8.



**Figure 22 :** Photo d'un quadrat de *Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm. à forte intensité et représentation schématique du quadrat.

Le suivi des communautés par l'intermédiaire des quadrats apporte des informations sur la structure de la végétation et son évolution au cours du temps en complément des données transects, mais également sur les capacités de rétention du sédiment et sur l'impact

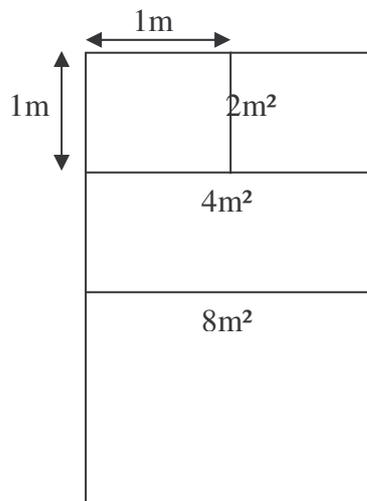
de cette fonction sur la végétation. Cela permet aussi de distinguer les communautés situées dans la zone courante et dans la zone marginale et de voir quels taxons se distribuent le plus largement dans le lit de la rivière.

### 5.3.2.3. Relevés phytosociologiques

Des relevés phytosociologiques ont aussi complété les observations issues du protocole IBMR et des quadrats au cours des trois saisons de terrain 2006. Un relevé phytosociologique détermine les associations de taxons caractéristiques et différentiels regroupés au sein d'une surface appelée aire minimale définie comme l'aire au-delà de laquelle aucun nouveau taxon de l'association n'est retrouvé. Le principe est inspiré de la méthode de Braun-Blanquet (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974), qui attribue des coefficients de recouvrement aux taxons présents dans le relevé sous forme d'échelle :

**+** = plante isolée ; **1** = moins de 5 % ; **2** = de 5 à 25 % ; **3** = de 25 à 50 % ; **4** = de 50 à 75 % ; **5** = plus de 75 %.

Au sein de chaque station, nous avons réalisé en moyenne trois relevés phytosociologiques : un dans la zone courante du chenal, un dans la zone marginale, et un spécifique aux algues-bryophytes. Le relevé commence par recenser les différents taxons présents dans une surface de 1 m<sup>2</sup>. La surface est ensuite doublée : si aucun nouveau taxon n'apparaît dans les 2 m<sup>2</sup>, alors l'aire minimale est de 1 m<sup>2</sup>. Par contre, si de nouveaux taxons sont recensés, la surface est de nouveau doublée (4 m<sup>2</sup>), et la démarche se poursuit jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de taxon nouvellement découvert (cf. Figure 23).



**Figure 23** : Représentation schématique d'un relevé phytosociologique.

Une fois l'aire minimale définie, la liste de taxons, leur recouvrement, ainsi que la composition en substrat, sont reportés sur la fiche de terrain spécifique aux relevés phytosociologiques (cf. Annexe 9). Les valeurs moyennes et extrêmes de profondeur de l'eau et de vitesse de courant à l'intérieur du relevé sont aussi renseignées. Cette méthode a l'avantage d'être particulièrement rapide puisqu'un relevé phytosociologique dure environ 5 minutes.

La phytosociologie permet ainsi de suivre l'évolution de la structure végétale, de caractériser la rivière en termes d'habitats (afin de vérifier que les communautés appartiennent bien à l'habitat UE 3260), et de comprendre les mécanismes qui relient les taxons au sein d'un habitat aussi hétérogène.

#### 5.3.2.4. Patches

Les relevés de 2006 (quadrats et phytosociologie) ont souligné que *Helosciadium nodiflorum* (L.) Lag., *Berula erecta* (Huds.) Coville, *Callitriche obtusangula* dans la zone courante du chenal, et *Myosotis scorpioides* L. dans la zone marginale, sont les taxons dominants des stations contrôles et/ou chenalisées. Au cours des trois saisons de terrain 2007, nous avons donc élaboré un nouveau protocole sous forme de patches (taches de végétation) pour observer plus précisément les relations de ces taxons avec leur environnement en fonction de l'impact de chenalisation.

Dans une station contrôle et une station chenalisée de chaque rivière (sauf pour le Lunain puisque la station contrôle est manquante), nous avons alors réalisé 5 patches d'*Helosciadium nodiflorum* ou de *Berula erecta*, 5 patches de *Callitriche obtusangula* et 5 patches de *Myosotis scorpioides*. Dans un patch, un de ces taxons domine, mais il est généralement en mélange avec d'autres taxons. Nous avons donc estimé un coefficient d'agrégation allant de 1 à 5 pour l'ensemble des taxons du patch, et un coefficient de sociabilité allant aussi de 1 à 5 par taxon. De plus, nous avons mesuré le recouvrement de chaque taxon à l'intérieur du patch, leur hauteur dans la colonne d'eau, leur position au sein du patch à l'aide d'un schéma similaire à celui des quadrats (sauf que la taille et forme du relevé varie), ce qui donne ainsi une image de la position amont/aval de chaque taxon les uns par rapport aux autres.

Nous avons ensuite mesuré un certain nombre de caractéristiques environnementales dans chaque patch. Celles-ci reposent sur la dimension du patch (longueur + largeur), sur la profondeur de l'eau (5 points à l'intérieur du patch et 1 point 20 cm en amont), sur la vitesse de courant (1 point à l'intérieur de la touffe de végétation la plus dense du patch, 1 point 20 cm en amont du patch, 1 point 20 cm de chaque côté, 1 point 20 cm en aval) et sur la composition en substrat (nature, recouvrement, et épaisseur des différents substrats du patch). La vitesse est mesurée précisément à l'aide d'un micromoulinet tous les 5 cm depuis le fond jusqu'à la surface. Cette méthode est particulièrement fastidieuse ; un relevé patch dure en moyenne 25 minutes. La fiche de terrain est présentée en Annexe 10.

Les relevés patches sont sensés éclaircir les relations entre les espèces structurantes de l'habitat UE 3260 et les microhabitats. En effet, les données obtenues ont pour but de renseigner les modifications du courant et de sédimentation associées à des changements environnementaux aux échelles supérieures.

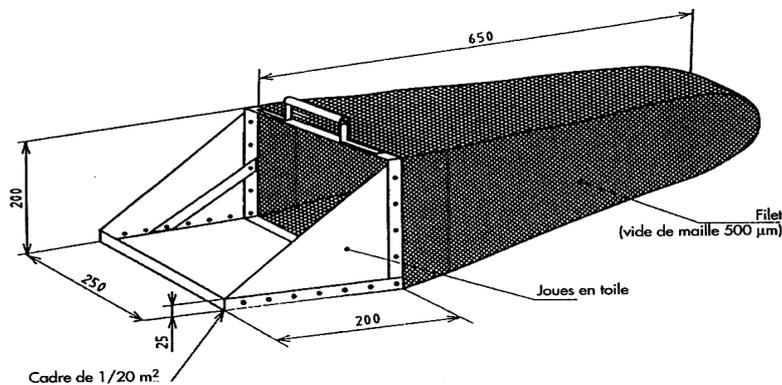
### 5.3.3. Les macroinvertébrés benthiques

Le monitoring des macroinvertébrés benthiques s'est déroulé au cours de deux saisons de terrain en avril 2006 et octobre 2006 (sauf pour la station CL5 qui n'a pas été échantillonnée). Il est issu du protocole de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) qui fait l'objet d'une norme AFNOR depuis 1992 (norme AFNOR NF T 90-305, A.F.N.O.R., 1992). Comme pour l'IBMR, il convient de bien dissocier le protocole d'acquisition de données des macroinvertébrés du calcul de l'indice IBGN. L'information obtenue par la composition taxonomique intègre l'influence de la qualité physico-chimique de l'eau et les caractéristiques morphologiques et hydrauliques de la station.

Le protocole IBGN (Agences de l'eau, 2000) s'applique à des sites d'eau courante de petite ou moyenne dimension (dont la profondeur n'excède pas un mètre sur la majorité du lit mouillé). Il est donc parfaitement adapté à nos rivières d'étude. Dans une station, l'échantillonnage de la faune benthique est constitué de 8 prélèvements de 1/20 m<sup>2</sup>, effectués séparément dans 8 microhabitats distincts parmi les combinaisons du tableau d'échantillonnage (cf. Annexe 11). Les microhabitats sont ici définis en tant qu'unités hydrauliques, ou encore couples substrat-vitesse (cf. Chapitre I § 4.1.). A l'aide du tableau

d'échantillonnage, les substrats sont prélevés par ordre d'hospitalité décroissante pour la faune (9 à 0). Ce mode opératoire précis a pour objectif d'éviter, par une prospection méthodique, l'oubli d'un microhabitat à forte capacité biogène ou susceptible d'apporter des taxons associés à des microhabitats particuliers. La vitesse de courant, et éventuellement la profondeur de l'eau, sont aussi à mesurer pour chaque microhabitat prélevé. De plus, le recouvrement de chaque microhabitat dans la station doit être évalué (ce qui est automatiquement le cas pour nous puisque une étude détaillée des caractéristiques environnementale est réalisée en parallèle, cf. Chapitre I § 5.2.). L'ensemble des 8 prélèvements donne ainsi une idée de la diversité en microhabitats dans la station. Verneaux *et al.* (1982) ont d'ailleurs montré qu'ils permettent de récolter en règle générale près de 95 % des taxons présents.

La matériel de prélèvement est un échantillonneur de type «Surber» équipé d'un filet d'ouverture de maille  $\text{\O} 500 \mu\text{m}$ . Il possède un cadre rectangulaire en inox, avec une base de surface  $1/20 \text{ m}^2$  (cf. Figure 24). Le Surber est placé sur le fond du lit, l'ouverture du filet face au courant. Lorsqu'il s'agit de substrat minéral, celui-ci est gratté à la main sur quelques centimètres, le courant entraînant les organismes dans le filet.



**Figure 24 :** Echantillonneur de type « Surber ».

Tous les prélèvements récupérés dans le filet sont ensuite filtrés sur une colonne de deux tamis, l'un de 1 cm et l'autre de  $500 \mu\text{m}$ . Cette étape permet de libérer les invertébrés des éléments les plus grossiers et ainsi de réduire le volume des échantillons. Les échantillons sont finalement placés dans des bidons de 2 L ou des pots piège de 500 mL, remplis d'eau jusqu'à la limite du substrat et soigneusement fermés et annotés. Ils sont fixés par congélation dans les 24h qui suivent le prélèvement. L'ensemble de la partie terrain dure environ 45 minutes.

Lors de la phase de tri, les échantillons sont d'abord décongelés, puis passés sur une colonne de tamis ( $\varnothing$  4.5 mm,  $\varnothing$  1.8 mm et  $\varnothing$  500  $\mu$ m) afin que l'essentiel du substrat soit éliminé. Les différents taxons sont alors séparés par embranchement et identifiés au niveau de la famille ou du genre à l'aide de la clef de détermination de Tachet *et al.* (2002). Le nombre d'individus par taxon est noté ou estimé pour les taxons fortement abondants. Cette phase de laboratoire est particulièrement laborieuse et dure de 1 à 3 jours pour l'ensemble des 8 microhabitats d'une station.

#### **5.4. Résumé de la méthodologie**

Les protocoles des caractéristiques environnementales et des communautés biologiques étant nombreux et complexes, ce paragraphe a pour objectif de résumer schématiquement leur application dans une station d'étude pour l'ensemble des relevés (cf. Figure 25), pour les relevés de végétation complémentaires (cf. Figure 26), et de récapituler le temps passé par station à leur réalisation et les saisons de terrain durant lesquelles ils ont été effectués (cf. Table 5).

Les caractéristiques environnementales et biologiques dont les protocoles viennent d'être détaillés font l'objet des analyses des chapitres qui suivent. Les tableaux de données qui ont été utilisés se trouvent dans les Annexes 13 à 16. L'objectif est de montrer sur quelles caractéristiques et communautés, et à quelles échelles spatiales, la chenalisation altère l'état de conservation de l'habitat UE 3260. La période durant laquelle la chenalisation a les effets les plus marqués, est également recherchée.

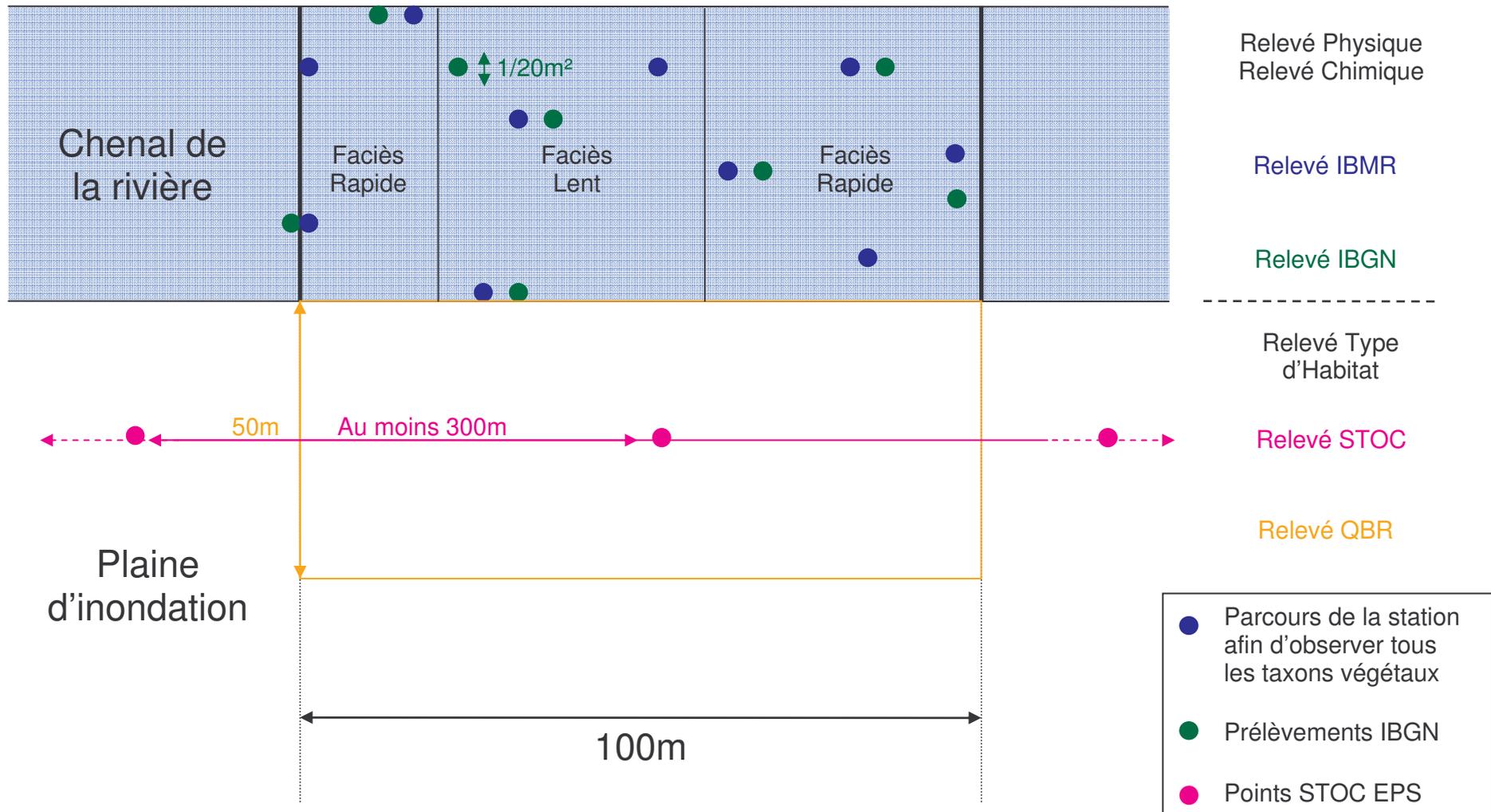


Figure 25 : Résumé des différents protocoles d'échantillonnage dans une station d'étude de 100 m de long.

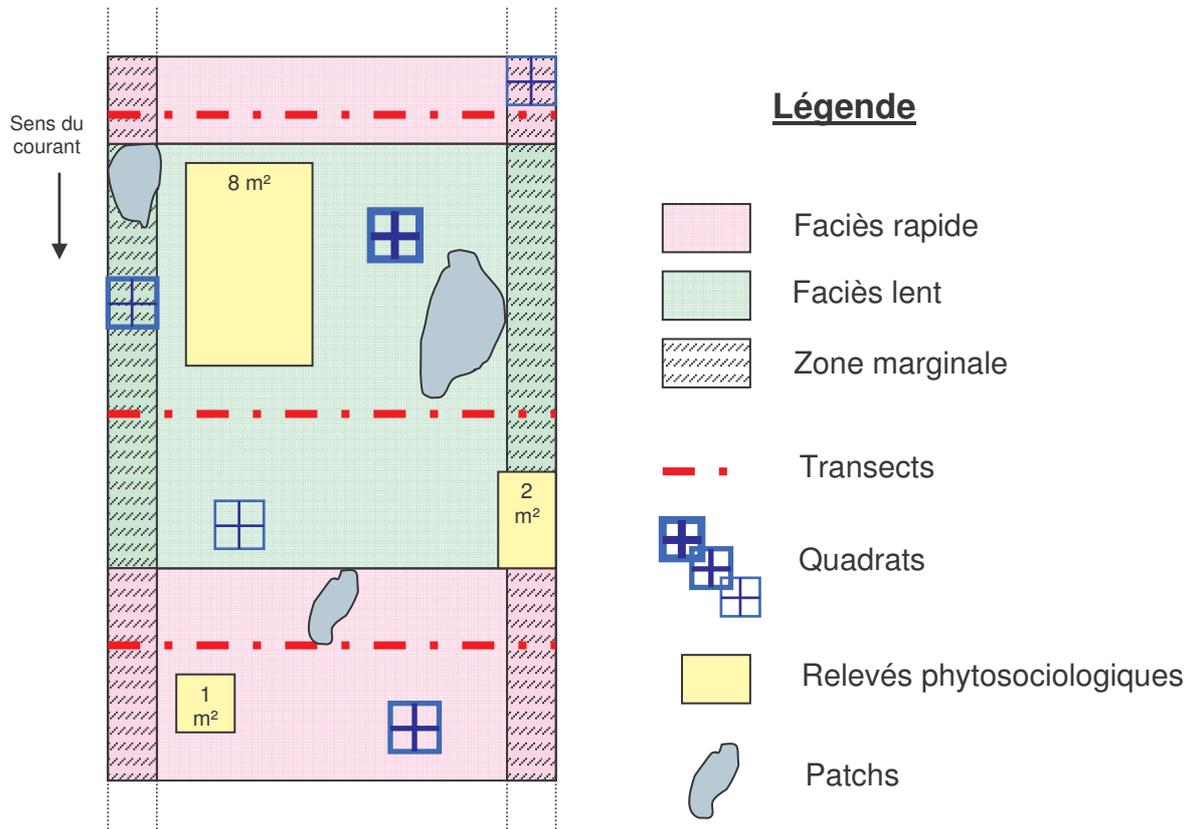


Figure 26 : Relevés Transects, Quadrats, Phytosociologiques, et Patches dans la station de 100 m de long.

Tableau 5 : Temps passé par station et saison de terrain pour les différents protocoles d'échantillonnage.

P = Printemps, E = Eté, A = Automne, min = minute, h = heure, j = jour.

Compartiments	Protocoles	Temps moyen par station	Saisons de terrain					
			2006			2007		
			P	E	A	P	E	A
Paysage	QBR	10-20 min	X					
	Types d'habitat	5 min	X					
Chenal	Physique	20-30 min	X	X	X	X	X	X
	Chimie	20 min	X	X	X			
Oiseaux	STOC	5 min	X			X		
Végétation	IBMR	2 h	X	X	X	X	X	X
	Transects	30-60 min	X	X	X			
	Quadrats	50-70 min	X	X	X			
	Phytosociologie	15-20 min	X	X	X			
Macroinvertébrés	Patches	3-4 h				X	X	X
	IBGN	1-3 j	X		X			



## **Chapitre II : Une approche multicommunauté**



## ***Introduction***

Les rivières sont caractérisées par une hiérarchie d'échelles spatiales composées de patches de différents âges, tailles, et conditions environnementales, créant une multitude d'habitats, ou niches écologiques (Beisel *et al.*, 1998b, Crook, 2001, Li *et al.*, 2001). Ces habitats sont peuplés par des communautés d'organismes avec différentes caractéristiques biologiques et écologiques qui permettent l'établissement d'un réseau complexe de relations entre organismes et communautés (Pinto *et al.*, 2006). La composition de ces communautés dépend à la fois des interactions directes avec l'habitat et des interactions avec les autres communautés aux différentes échelles spatiales.

Nous avons donc étudié premièrement l'impact de la chenalisation sur l'état de conservation/écologique de l'habitat UE 3260 à l'aide d'une approche multicommunauté. Les chances de détecter des changements d'intégrité de l'habitat augmentent si l'information apportée par plusieurs indicateurs biologiques sélectionnés n'est pas redondante mais est complémentaire. Les communautés, à travers leur trait d'histoire de vie et leur biogéographie, tolèrent et répondent de manière spécifique à des changements environnementaux (Townsend & Hildrew, 1994). En effet, leur temps de génération varie fortement en fonction de leur taille, de leur croissance, de leur mode de reproduction. Par exemple, le temps de génération des algues unicellulaires ou filamenteuses dure de quelques heures à quelques jours (Hill *et al.*, 2000) alors que celui des macroinvertébrés s'étale sur quelques semaines à plusieurs années (Wallace & Anderson, 1996). L'organisation spatiale des communautés est également influencée par les capacités de dispersion et de migration des taxons. Les algues sont relativement ubiquistes alors que les macroinvertébrés sont plus limités géographiquement (Barbour *et al.*, 1999, Angermeier, Smogor & Stauffer, 2000, Feminella, 2000). Ainsi, les communautés ne réagissent pas également à la variabilité naturelle ou imposée par les pressions anthropiques. Leur processus de recolonisation après une perturbation ou face à un stress s'effectue soit par dispersion passive (ex : les plantes aquatiques, les larves de macroinvertébrés), soit par dispersion active (ex : les oiseaux). En conséquence, les échelles spatiales et temporelles de réponse diffèrent.

Malgré l'intérêt croissant des approches multicommunautés, peu d'études comparent les réponses des communautés biologiques sur des sites identiques (Griffith *et al.*, 2005). Notre objectif a donc été de sélectionner trois communautés (oiseaux, plantes,

macroinvertébrés) faisant l'objet de méthodes de suivi standardisées au niveau national et faciles à échantillonner. La méthodologie se devait d'être peu coûteuse en temps et en matériel.

Un de nos critères sélectifs pour les communautés ornithologique a été leur rare emploi dans les études portant sur les milieux aquatiques. Il est vrai que les oiseaux ne sont pas en contact direct et permanent avec le chenal et l'eau d'une rivière. Pourtant, ils dépendent à la fois des conditions intrinsèques de la rivière et de la zone riparienne qui la borde. Par exemple, la densité de la végétation riparienne, la largeur et la profondeur du lit de la rivière, la chimie de l'eau, caractérisent les lieux de nidification et de nourrissage de différents taxons, considérés comme aquatiques (ex : Héron cendré, *Ardea cinerea*) ou non (Rushton, Hill & Carter, 1994, Buckton & Ormerod, 1997, Brewin, Buckton & Ormerod, 1998, Mason & Macdonald, 2000). Ils reflètent ainsi aussi bien l'état de l'habitat localement que l'état de l'ensemble du cours d'eau ou même du bassin-versant.

Concernant les plantes et les macroinvertébrés, leurs capacités indicatrices ont été maintes fois démontrées dans les monitorings liés à la qualité de l'eau ou à l'hydromorphologie (Townsend, Hildrew & Francis, 1983, Rosenberg & Resh, 1993, Tremp & Kohler, 1995, Dolédec, Statzner & Bournard, 1999, Statzner *et al.*, 2001, Passauer *et al.*, 2002, Schaumburg *et al.*, 2004, Haury *et al.*, 2006).

Dans l'article qui suit, nous avons cherché à comparer les réponses des oiseaux, plantes et macroinvertébrés face à la chenalisation. Est-ce que les réponses des trois communautés sont concordantes ? Peuvent-elles être reliées aux changements environnementaux ? Est-ce qu'il est utile de les considérer toutes les trois ? Les caractéristiques environnementales à l'échelle du paysage (ex : couverture de la végétation riparienne, types d'habitat entourant la rivière), du macrohabitat (ex : largeur, profondeur, vitesse de courant), et du microhabitat (ex : types de substrat dans le lit de la rivière), ainsi que la richesse, diversité et composition taxonomique des trois communautés, sont ici utilisées pour donner quelques éléments de réponse.

Submitted in *Biological Conservation*

***MANUSCRIPT: Impact of channelization on multiple communities***

By

MAELLE RAMBAUD<sup>1,2,5</sup>, SANDRINE PAVOINE<sup>2,3</sup>, NATHALIE MACHON<sup>2</sup>, JACQUES  
MORET<sup>1</sup> AND ISABELLE COMBROUX<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, USM 2966, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France.

<sup>2</sup> Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, CNRS UMR 5173, 55, rue Buffon, CP51, 75005 Paris, France.

<sup>3</sup> Mathematical Ecology Research Group, Department of Zoology, University of Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3PS, UK

<sup>4</sup> Centre d'Ecologie Végétale et d'Hydrologie (UMR MA 101) - Institut de Botanique – Université Louis Pasteur, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex, France

<sup>5</sup> Corresponding author: Maëlle Rambaud, UMS 2966 '*Unité Inventaire et Suivi de la Biodiversité*', Muséum National d'Histoire Naturelle, 61, rue Buffon, 75005 Paris, France  
Telephone: (33) 1 40 79 34 53, Fax: (33) 1 40 79 35 53, E-mail:  
[rambaud@mnhn.fr](mailto:rambaud@mnhn.fr)

*Running head line:* Channelization and stream communities.

*Keywords:* Chalk River, Scales, Biodiversity, Indices, STATIS, Concordance.

## **ABSTRACT**

As aquatic habitats are threatened by different stresses, the European Union recommends the use of multiple biological indicators to assess the ecological integrity of streams. In this study, we compared the responses of bird, plant and macroinvertebrate communities as a function of channelization stress in four French streams. We first characterised landscape composition (e.g. habitat and vegetation types surrounding the streams) and the physical properties of each stream (e.g. flow velocity, substrate composition) in the presence or absence of channelization at three spatial scales: reach, macrohabitat and microhabitat. We then investigated the similarities and differences between channelized and unchannelized streams in terms of community composition, richness and diversity across our three taxonomic groups.

Our results indicated that channelization was not related to changes in landscape composition. However, channelized streams were less deep and more narrow than unchannelized streams. We also observed changes in substrate composition with channelized streams containing a higher percentage of fine particles. Furthermore, stream channelization was associated with scale-dependent changes in taxa composition as well as a decrease in species richness and diversity. Thus, bird, plant and macroinvertebrate communities may differ in their responses to specific environmental stress gradients if the stress changes across spatial or temporal scales. To perform cost-effective and rapid monitoring of stream quality, plant communities should be selected as indicators of ecological integrity as they constitute the first link in many trophic interactions and responded across all three spatial scales. For other assessments of ecological integrity, the most useful indicator community could differ depending on both the scale and the stress studied.

## INTRODUCTION

An awareness of the deleterious effects of human pressures on streams has resulted in a long history of monitoring using biological indicators (Hellawell, 1986, De Pauw & Hawkes, 1993, Rosenberg & Resh, 1993). The European Commission recently passed legislation mandating the use of different biological communities to monitor the integrity of all waterbodies (Council of the European Communities, 2000). The Water Framework Directive (WFD) advocates that communities such as aquatic plants and benthic macroinvertebrates could be relevant either singly or altogether, in assessing the ecological integrity of stream ecosystems. The WFD approach argues that the use of multiple community parameters such as species richness, diversity and functional groups increase the probability of detecting changes in ecological integrity. The underlying assumption is that the indicators selected are not redundant, but instead supply complementary information. As ecological integrity represents “the capability of supporting and maintaining a balanced, integrated, adaptive community of organisms having a species composition, diversity, and functional organization comparable to that of natural habitats of the region” (Karr & Dudley, 1985), knowledge of how communities respond to different types of stress should be used to design more robust and cost-effective monitoring programs (Johnson *et al.*, 2006b).

In our study, we assessed the impact of one anthropogenic stress, channelization, on the ecological integrity of streams. Three biological communities were monitored: birds, plants, and macroinvertebrates. All are relatively easy to assess using standardized methods, respond predictably to changes in landscape composition and stream quality, and are comprised of taxonomically diverse subgroups. The structure and

functioning of bird communities, in contrast to other stream communities, are often poorly documented and understood. Yet, studies have demonstrated direct and indirect responses of bird communities to changes in water quality (Ormerod *et al.*, 1986, Rushton, Hill & Carter, 1994, Sorace, Colombari & Cordiner, 1999) and to land use and management (Raven, 1986, Rottenborn, 1999, Manel, Buckton & Ormerod, 2000). Roché and Frochot (1989, , 1993) have examined differences in waterbird communities in relation to river zonation, with zones for bird communities being analogous to those for fish described by Huet (1949). By considering a suite of river bird species, Cramp *et al.* (1997-1994) have correlated spanning taxonomic and life-history boundaries with numerous components of the river environment, including the overall upland–lowland channel gradient, vegetation characteristics within the channel and on the banks, erosion and sediment transport and hydraulics (e.g. “unbroken wave” flow type). Other authors have shown the influence of floodplain seasonality on the structure of bird communities rather than the influence of the immediate stream bed (Strong & Bock, 1990, Hubálek, 1999). Gradually, biotic interactions between primary producers, aquatic invertebrates, fish and birds are becoming better understood and appreciated, especially the impact of trophic interactions on bird reproductive success (Giles, 1990, Hargeby *et al.*, 1994, Hanson & Riggs, 1995).

Aquatic plants (vascular cryptogams, bryophytes and macroalgae) are regarded as good indicators of long-lasting changes in streams and can integrate the temporal effects of stress (Westlake, 1975, Tremp & Kohler, 1995). Recently, standard methods have been proposed for monitoring in taxonomic group (Denmark, Svendsen & Rebsdorf, 1994, UK, Holmes *et al.*, 1999, Germany, Schneider, Krumpholz & Melzer, 2000, in France, Haury *et al.*, 2006). These methods

are focussed on assessing nutrient enrichment and acidification, although some methods have addressed the issue of general stream degradation (Passauer *et al.*, 2002, Schaumburg *et al.*, 2004). Benthic macroinvertebrates communities have been used in assessing the effects of multiple stressor types such as organic pollution (Armitage *et al.*, 1983, Statzner, Bis & Usseglio-Polatera, 2001), hydromorphological degradation (Statzner *et al.*, 2001, Buffagni *et al.*, 2004, Lorenz *et al.*, 2004), acidification (Townsend, Hildrew & Francis, 1983, Sandin & Johnson, 2004) and general stresses (Barbour *et al.*, 1998, Dolédec, Statzner & Bournard, 1999, Karr & Chu, 1999).

Although the response of individual communities to different stressors is relatively well established, few studies have compared the suitability and performance of different assemblages in biomonitoring (Lenat & Crawford, 1994, Lancaster *et al.*, 1996, but see Hall *et al.*, 1999, Triest *et al.*, 2001, Mazor *et al.*, 2006). We were particularly interested in the potential for concordance among assemblages in their response to stream channelization, an anthropogenic alteration of ecological integrity. Assemblage concordance measures the degree to which patterns in assemblage structure from a set location (e.g. streams) are similar across an entire community (Jackson & Harvey, 1993). Very few studies have explicitly examined the issue of concordance among distinct assemblages in freshwater ecosystems. Strong concordance could suggest that assemblages are responding similarly to the same suite of environmental conditions, potentially as a result of biotic interactions (Paszkowski & Tonn, 2000). We were also interested in the differential responses of assemblages to stream channelization, particularly those responses which depend on spatial scale. Bird assemblages may be relatively mobile across geographic regions, while plant and macroinvertebrate assemblages may be more limited geographically (Feminella,

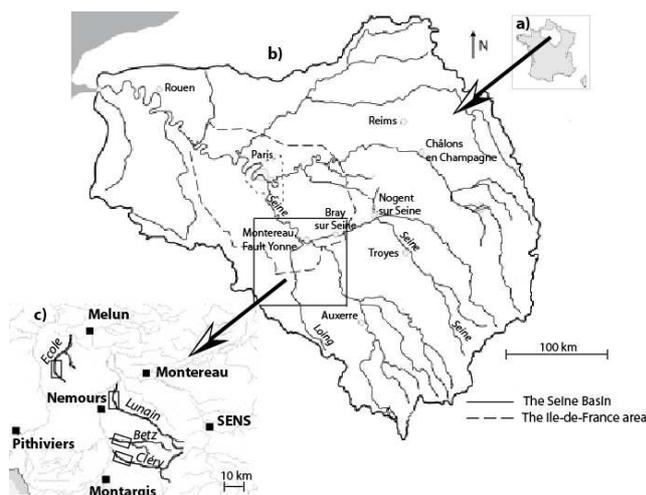
2000). Thus, our streams have been monitored in accordance with the functional classification of Frissell *et al.* (1986) at three distinct spatial scales: the reach system, the macrohabitat system, and the microhabitat system. The broadest scale or reach scale was influenced by landscape composition, the characteristics of which were determined by riparian vegetation. The intermediate or macrohabitat scale, which influenced organisms residing within individual stream pools or riffles, was structured by flow velocity and stream bed depth. The finest scale or microhabitat scale was influenced by stream bed substrate composition. This spatial hierarchical approach should be useful in assessing the impacts of stream channelization on landscape and stream bed characteristics as well as in relating environmental changes to the responses of assemblages.

Based on a dataset from France, the present study compared and contrasted the response of birds, macrophytes and macroinvertebrates to stream channelization. We hypothesized that all three assemblages would respond to channelization at different spatial scales. We anticipated that the impact of habitat degradation would strongly affect birds at the reach scale (largest scale) due to impaired may breeding and feeding habitats, plants at the pool/riffle scale (intermediate scale, Passauer *et al.*, 2002), and macroinvertebrates at the substrate scale (finest scale, Lorenz *et al.*, 2004). We identified the major environmental changes associated with channelization in terms of landscape and physical stream bed characteristics as well as similarities in assemblage compositional responses. We then analysed differences in community composition and biological indices such as species richness and diversity.

## METHODS

### *Study area*

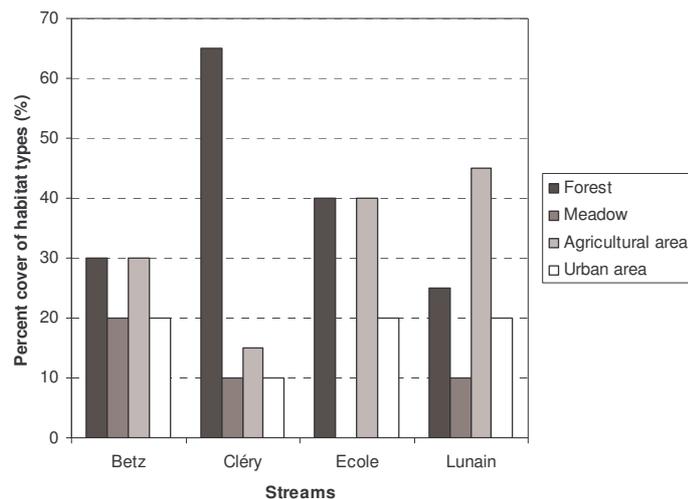
This study was carried out in the Seine-Normandy hydrological basin, Ile-de-France France. Six km sections from four streams (Ecole, Lunain, Betz, and Cléry) were selected based on their similarity including: an Atlantic climate, low elevations, chalk geology, gentle slopes (mean < 1%), low order (Strahler order 1-2) and moderate trophic water (Fig. 1). The landscape surrounding the Ecole and Lunain rivers was composed of more than 60 % agricultural and urban area which corresponds to intensive farming and cities, whereas the landscape surround the Betz and Cléry rivers was composed of at least 50 % forests and meadows which corresponds to extensive farming and woodlands (see Fig. 2 and Julliard & Jiguet, 2002 for landscape characterization).



**Fig. 1** Location of the four study streams: (a) the study area within France; (b) the Seine-Normandy's hydrological basin and its networks; (c) the Ecole, Lunain, Betz and Cléry rivers and the stream sections studied.

We selected 16 reaches along the four rivers based on the presence or absence of stream channelization as typified by rectification, embankment or man-made structures (impacted reaches). All reaches were 100m long and were divided into pool and riffle *sensu* Frissell et al. (1986). Pools (1 to 3 per reach) were deep areas (25–80 cm depth) with average flow velocities below  $20 \text{ cm s}^{-1}$ . Riffles (1 to 4 per reach) were shallow areas (10–30

cm depth) with high flow velocities ( $40\text{--}60 \text{ cm s}^{-1}$ ) (Giorgi, Feijoo & Tell, 2005). Four groups of macrohabitat types were identified based on flow velocity and channelization: control riffles (CR), control pools (CP), impacted riffles (IR) and impacted pools (IP). Within each macrohabitat, the percent cover and composition of stream bed substrates were used to characterize the microhabitat scale.



**Fig. 2** Composition of landscape surrounding the four study streams.

### Sampling

The environmental characteristics and biological communities of each reach were monitored throughout 2006; in spring between April and June, in summer between July and August (plant assemblages only), and in autumn between September and October (plants and macroinvertebrates). The environmental dataset contained both landscape characteristics (habitat types, Julliard & Jiguet, 2002, criteria of the "Qualitat del Bosc de Ribera" (QBR) index, Munné *et al.*, 2003) and physical characteristics (e.g. flow velocity, substratum composition) (see Appendix 1). Landscape characteristics such as habitat types surrounding streams, percent cover of riparian vegetation or the presence of rigid structures, were estimated visually according to the protocols of Julliard and Jiguet (2002) and of Munné et al. (2003).

Physical characteristics such as width, depth and flow velocity were recorded for each pool and riffle within a reach using a graduated ruler, decametre and current meter. Substrate composition (percent cover of cobbles, pebbles and gravel, organic detritus, sand, silt, terrestrial sediment, vegetation) and percent of light availability were also estimated in each pool and riffle. Consequently, each reach was characterized by two values, one mean value representing pools within the reach and one mean value representing riffles.

Bird assemblages were monitored using French Breeding Bird Survey (FBBS) methods (Julliard & Jiguet, 2002). Bird species identity and abundance was determined by visual and auditory observations within the 16 reaches. The counts were made during five-minute intervals, twice a year (both before and after the 8<sup>th</sup> of May), with 4 to 6 weeks between counts. For each species, the maximum value of the two counts was retained.

Plant assemblages were monitored using the same methods as those employed in the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR, Haury *et al.*, 2006). Surveys were conducted in May, July and September, and included seasonally submerged portions of the stream bed but not the banks of the streams. Total percent cover of vascular plant taxa, bryophytes and macroalgae were estimated along 100-m long reach sections using a decametre. Taxa were identified to the species level for both vascular plants (Tutin *et al.*, 1964-1993) and bryophytes (Smith, 1978, , 1990, Coudreuse *et al.*, 2005) and to the genus level for macroalgae including *Characea* sp. (Bourrelly, 1966-70, Corillion, 1975) (see Appendix 1).

Macroinvertebrates were monitored using the protocol from the Normalized Global Biological Index (IBGN, A.F.N.O.R., 1992). Samples were collected in May and October using a "Surber" sampler (5 cm diameter, 0.05 m<sup>2</sup> base). For each reach, we sampled in eight different

microhabitats providing a representative picture of the mosaic of microhabitats within the reach. Each microhabitat was characterized by a substrate-macrohabitat set (e.g. pebbles and gravel in riffles or pools, vegetation in riffles or pools). Samples were placed in a plastic box, transported packed in ice, and then stored in freezer. A binocular lens was used to sort and identify taxa to the genus level (Tachet, Bournaud & Richoux, 2002).

### *Statistical analyses*

Ordinations containing both quantitative and qualitative criteria of the QBR index and habitat types of FBBS (Appendix 1) were used to assess changes in landscape characteristics related to channelization (Hill & Smith, 1976). We performed a permutation test of 999 random draws based on these criteria and habitat types to test if the distance between the centroids of control and impacted reaches was greater than the distances for a random distribution of samples from reaches (Romesburg, 1985). Linear discriminant analyses (LDA) was then used to characterize our four macrohabitat types (CR, CP, IR, IP) based on their physical characteristics and to observe potential changes in substrate composition in the presence or absence of channelization. The procedure involved creating linear combinations of physical and substrate characteristics with standard errors that best discriminate between macrohabitat types (Manel, Dias & Ormerod, 1999).

T-tests were used to compare control and impacted reaches, macro and microhabitats in terms of species richness and Shannon diversity. At the reach scale, bird richness corresponded to the sum of all taxa observed within the reach during the two survey periods, and bird diversity was the mean diversity value of the two periods. Plant indices were calculated for pools and riffles separately. Pool richness corresponded to the sum of all taxa

recorded in all pools within a reach during the three sampling periods and riffle richness to the sum of all taxa recorded in all riffles within a reach. Pool diversity was calculated using the number of taxa and the percent cover of taxa across all pools within a reach; the same approach was applied for riffle diversity. The richness and diversity of macroinvertebrate assemblages were calculated for each microhabitat. Microhabitat species richness corresponded to the sum of all taxa observed in each microhabitat during the two sampling periods and diversity was calculated using the number of taxa and their abundance in each microhabitat.

Community composition was assessed using the STATIS method (Lavit *et al.*, 1994) which first determines correlations between patterns of bird, plant and macroinvertebrate compositions in spring 2006. Three tables are established: one for the bird assemblage, one for the plant assemblage and one for the macroinvertebrate assemblage. Each of them contains species or taxa as columns and sampling units (reaches) as rows; entries are abundances for birds and macroinvertebrates and percent cover for plants. Community data were log-transformed to reduce the influence of dominant taxa on the results. STATIS is comprised of three steps (Lavit *et al.*, 1994): (1) a interstructure is established as the calculation of vectorial correlations between the three tables (RV coefficients, Lekve *et al.*, 2002, Lobry, Lepage & Rochard, 2006); according to these correlations a weight is attributed to each table, (2) a reference table is established as the weighted mean of the three tables and is analyzed by Principal Component Analysis, (3) each table is projected on the factorial map of the reference analysis to visualize differences between the three communities. Step 1 and 2 underline the similarities in assemblage composition and step 3 underlines the differences in

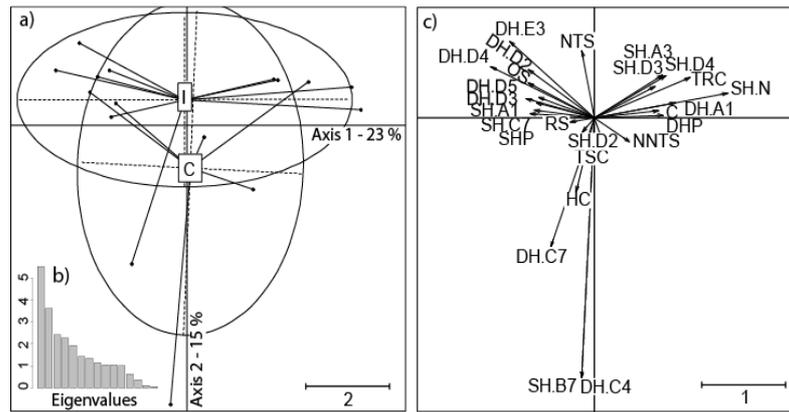
assemblage composition at the reach scale in relation to channelization.

All multivariate analyses and statistical tests were performed using the ade4 package (Chessel, Dufour & Thioulouse, 2004) in the R software (Ihaka & Gentleman, 1996, R Development Core Team, 2008).

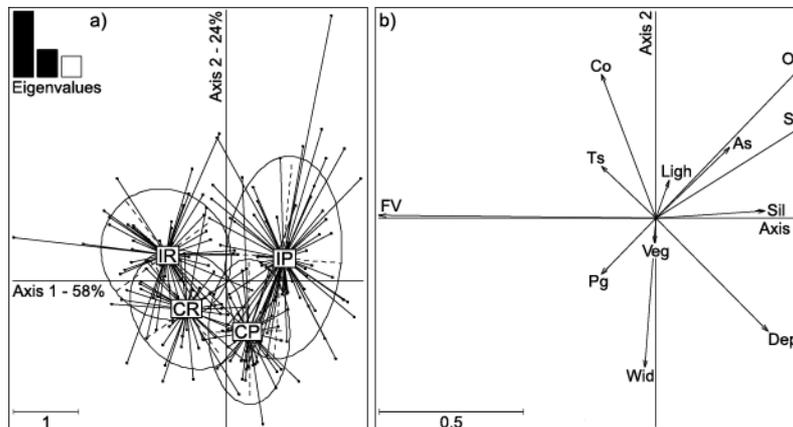
## RESULTS

### *Channelization and environmental characteristics*

At the reach scale, the analysis of Hill and Smith allowed us to identify which landscape characteristics (FBBS habitat type and QBR criteria) were correlated with differences in control and channelized reaches (Fig. 3). The ellipses of control and impacted reaches were not clearly separated; the between group variability in landscape composition was lower than the within group variability of control and impacted reaches (randtest,  $P_{999} = 0.42$ ). Axis 1 (23% of the total inertia) represented the variability in landscape characteristics among control and impacted reaches, while axis 2 (15%) distinguished mainly one control reach. Along axis 1, control and impacted reaches were divided into two groups. The positive portion of the axis corresponded to reaches with high riparian cover and a landscape composed mainly of hardwoods with some secondary mixed woods, mixed meadows, and cultivated meadows. In contrast, the negative portion of the axis represented a landscape composed of cultivated and mixed meadows, cultivated meadows, cultivated woods, rural areas, secondary hardwoods, and reed bed grasslands. Axis 2 distinguished mainly one control reach where the landscape consisted of natural wet grasslands with a scattering of juvenile woods.



**Fig. 3** Hill and Smith analysis of landscape characteristics at the reach scale. (a) Representation on the factorial map (axis 1 x axis 2) of control reaches (C-ellipse) and impacted reaches (I-ellipse). (b) Histogram of eigenvalues. (c) Position of landscape characteristics on the first (horizontal) and second (vertical) axes. The scale of each graphic is given in the bottom right-hand corner. See Appendix 1 for codes.



**Fig. 4** Linear discriminant analysis of the four macrohabitat types (CR, CP, IR, IP) according to physical and substrate characteristics. (a) Factorial map of the samples grouped by macrohabitat (CR, CP, IR, IP), with the eigenvalue barplot in the upper left-hand corner. Each macrohabitat type is characterized by an average location and an ellipse of point dispersion. The axes of an ellipse are the principal axes of the scatter of points belonging to the focal macrohabitat and their lengths are proportional to the standard deviation of coordinates of the points. (b) Correlation between the physical and substrate variables and the coordinates of the samples on the first two axis of the linear discriminant analysis. The scale of each graphic is given in the bottom left-hand corner. See Appendix 1 for codes.

At the macro- and microhabitat scales, linear discriminant analysis differentiated control and channelized reaches according to the physical characteristics of each macrohabitat types as well as substrate composition (Fig. 4). The analysis first distinguished riffles that were characterized by high flow velocities from pools with deeper channel profiles (58% of the total inertia on the first axis), whereas the second axis (24%) separated control macrohabitats from impacted macrohabitats. Controls were deeper and larger than impacted macrohabitats

irrespective of their status as pools or riffles. In terms of substrate composition, impacted microhabitats found in pools were composed of sand, silt and organic detritus, whereas impacted microhabitats from riffles were dominated by cobbles and control microhabitats from riffles by pebbles and gravel.

#### *Channelization and biological indices*

At the reach scale, we observed a significant difference between control and impacted reaches in bird richness and

diversity in which both richness and diversity were higher in control reaches (see Table 1). At the macrohabitat scale, plant richness was significantly higher in control riffles and lower in control pools as compared with impacted riffles and pools (Table 1). However, the difference in plant diversity between control and impacted macrohabitats was not significant in either riffles or pools. At the microhabitat scale, macroinvertebrates richness and diversity were most often higher in control than in

impacted substrates (Table 1). For example, richness and diversity were significantly higher in pebbles of control pools and riffles. However, only richness was significantly higher in vegetation of control riffles. Irrespective of assemblage type and the scale of reference, the presence of channelization was correlated with decreased taxonomic richness and diversity and corresponds to species loss and changes in community composition.

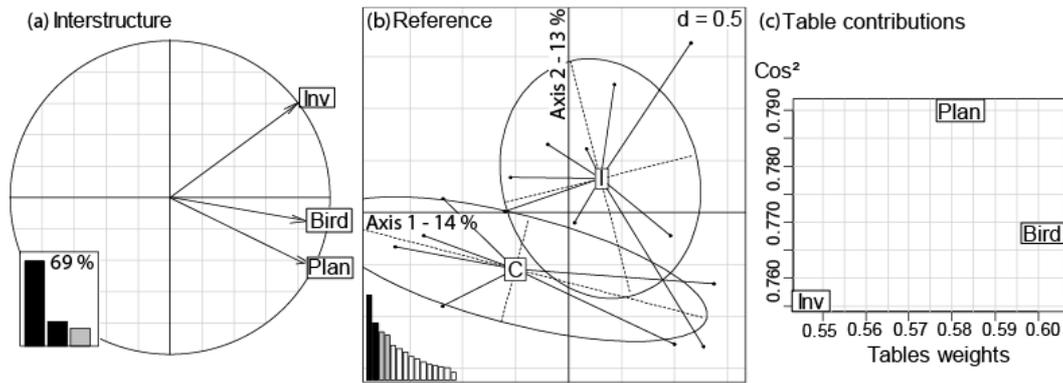
**Table 1** Mean (m) and standard deviation (sd) of taxonomic richness and Shannon diversity of bird, plant, and macroinvertebrate assemblages at their respective spatial scales in control (C) and impacted (I) conditions. Significant differences between control and channelized conditions are in bold. For macroinvertebrate communities, we show only microhabitats sufficiently represented in all the reaches and with significant differences between C and I. Significance level is indicated by \*\*\*:  $p < 0.01$ ; \*\*:  $p < 0.05$ ; \*:  $p < 0.1$ .

Scale	Community	Richness				Shannon diversity									
		C		I		df	t	p-value	C		I		df	t	p-value
		m	sd	m	sd				m	sd	m	sd			
Reach	Bird	21.38	2.94	19.48	3.42	32	1.94	<b>0.06</b> *	2.81	0.17	2.68	0.27	32	1.90	<b>0.07</b> *
Riffle	Plant	15.17	5.39	11.59	5.30	43	2.20	<b>0.03</b> **	1.56	0.42	1.46	0.50	43	0.68	0.50
Pool	Plant	9.22	3.95	13.21	4.22	49	-3.30	<b>0.002</b> ***	1.48	0.44	1.56	0.44	49	1.48	0.56
Pebbles and Gravels <sub>Riffle</sub>	Invertebrate	14.29	7.30	8.40	6.38	32	2.05	<b>0.05</b> *	1.89	0.34	1.41	0.60	32	2.49	<b>0.02</b> **
Pebbles and Gravels <sub>Pool</sub>	Invertebrate	20.00	5.20	7.88	4.70	32	4.35	<b>0.001</b> ***	2.15	0.19	1.42	0.54	32	2.88	<b>0.01</b> **
Vegetation <sub>Riffle</sub>	Invertebrate	14.91	5.79	7.63	4.41	32	2.98	<b>0.008</b> ***	1.74	0.48	1.41	0.41	32	1.57	0.13

### Channelization and community composition

We used the STATIS method to highlight similarities in the compositions of the three assemblages and to determine a reference pattern of channelized reaches that integrates the three taxonomic levels. Fig. 5a represents the eigenvalue decomposition of the vectorial correlations between the three assemblages. The eigenvalue barplot shows the dominant eigenvalue for axis 1 (69% of the vectorial correlations are expressed by axis 1), indicating that the three tables were highly correlated (Fig. 5b). The highest correlations among the tables were between bird and plant assemblages ( $r^2 = 0.62$ ) and between bird and macroinvertebrate assemblages ( $r^2 = 0.53$ ).

Macroinvertebrates had the most different community structure. The coordinates of the three tables on axis 1 Fig. 5a provide the weights attributed to the three tables to obtain the reference table. Fig. 5c shows that bird assemblages had the highest weight in the reference table (0.60), following by plant assemblages (0.58), and macroinvertebrates (0.55). The real contribution of one of the three assemblage tables to the reference table was not equal to its weight but also depended on its correlations with the other two tables. This contribution can be obtained by the  $\cos^2$  values (Fig. 5c). Indeed, the plant table had the highest numeric  $\cos^2$  value with the reference table (Fig. 5c). Accordingly, the analysis of the reference table best represented the plant assemblages.



**Fig. 5** STATIS analysis processed on the three assemblage tables: (a) histogram of eigenvalues of the RV coefficients and projections of the tables on the interstructure; (b) principal component analysis of the reference table that represents a compromise for the bird, plant, and macroinvertebrate assemblages combined: histogram of eigenvalues and first factorial map, with control (C) and impacted (I) reaches indicated by ellipses of point dispersion (the axes of an ellipse are the principal axes of the scatter of points belonging to either control or impacted reaches and their lengths are proportional to the standard deviation of the point coordinates), the scale is given in the upper right-hand corner ( $d =$  side length of square); (c) table weights and numeric  $\cos^2$  between the reference table and the bird, plant and macroinvertebrate table, respectively. Bird = Bird assemblage, Plan = Plant assemblage, Inv = macroInvertebrate assemblage.

The first two axes of the ordination of the reference table, which represent 27% of the total inertia, separate control reaches from impacted reaches (Fig. 5b). For bird assemblages (Fig. 6a), common taxa habiting preferentially woods edging lakes, rivers or ponds as *Hippolais polyglotta*, *Motacilla alba*, *Oriolus oriolus* were found in control reaches. Most bird species of these reaches were migratory or partly migratory (e.g. *Ardea cinerea*, *Larus ridibundus*, *Sylvia communis*) and insectivorous or omnivorous (e.g. *Garrulus glandarius*, *Parus major*, *Passer montarus*, *Sylvia atricapilla*). In impacted reaches, assemblages were composed of common bird species such as *Carduelis chloris*, *Columba palumbus*, *Erithacus rubecula*. Many species belong to Colombidae, Turdidae and Sylviidae. The most common species which were sited more than one hundred times each included *Columba palumbus*, *Corvus corone corone*, *Fringilla coelebs*, *Passer domesticus*, *Troglodytes troglodytes* and *Turdus merula*, in impacted reaches and *Parus major* in control reaches. Most species found in impacted reaches were non-migratory (e.g. *Aegithalos caudatus*, *Dryocopus martius*, *Streptopelia decaocto*) and insectivorous or granivorous (e.g.

*Carduelis chloris*, *Phylloscopus collybita*, *Sitta europaea*).

For plant communities (Fig. 6b), Apiaceae (*Helosciadium nodiflorum*, *Berula erecta*), bryophytes (except *Fontinalis antipyretica*) and macroalgae taxa (except *Nitella sp.*) were mainly found in controls reaches. Most of plant in control reaches were anchored or encrusted to substratum; they reproduce via rhizomes, stolons and seeds or by fragmentation. In impacted reaches, plant taxa had free-floating growth forms (e.g. *Lemna minor*, *Lemna minuscula*) or were found anchored with large floating leaves (e.g. *Nuphar lutea*, *Sparganium emersum*). The plant were found to colonize marginal zones of channels (e.g. *Nasturtium officinalis*, *Iris pseudacorus*, *Urtica dioica*) and they exhibited multiple methods for reproduction including budding (*Lemnaceae sp.*) and turions (e.g. *Potamogeton crispus*).

For macroinvertebrate communities (Fig. 6c), control and impacted reaches were composed of many taxa. Ephemeroptera (e.g. *Baetidae sp.*) and Nematocera (e.g. *Ceratopogonidae sp.*, *Limoniidae sp.*) were found in control microhabitats whereas Heteroptera (e.g. *Aphelocheiridae sp.*, *Nepidae sp.*) and

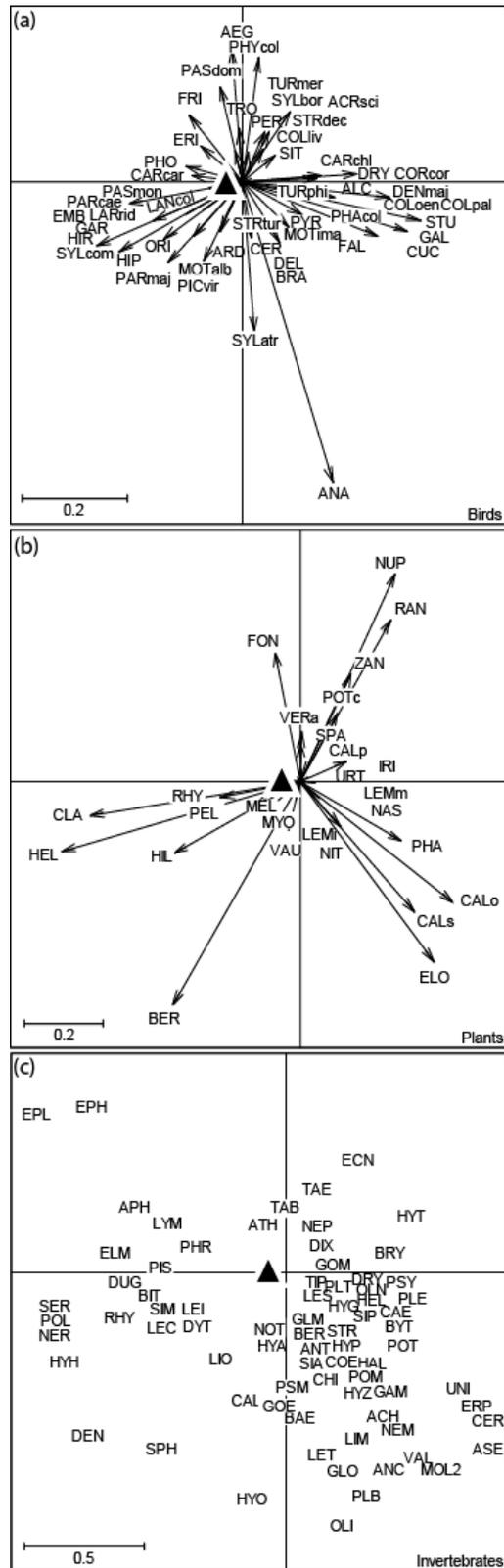
Brachycera (e.g. *Athericidae sp.*, *Tabanidae sp.*) were found in impacted reaches. Among Trichoptera, rheophilic taxa (e.g. *Goeridae sp.*, *Hydropsychidae sp.*, *Rhyacophilidae sp.*) were associated with control microhabitats as opposed to limnophilic taxa (e.g. *Ecnomidae sp.*, *Phryganeidae sp.*) which were correlated with impacted reaches. Few differences were observed in terms of feeding habits and trends showed that controls were composed primarily of moving predators and shredders whereas sedentary predators and scrapers dominated impacted reaches.

## DISCUSSION

Our results indicated that channelization was not related to changes in landscape composition despite important modifications in channel stream beds. Indeed, we observed a decrease in stream depth and width as well as finer substrates under channelized conditions. Environmental changes also influenced taxonomic composition of the three assemblages studied. We highlighted a decrease in taxonomic richness at the reach scale for birds, the macrohabitat scale for plants, and the microhabitat scale for macroinvertebrates. Thus, assemblages responded similarly to channelization but their responses occurred at different spatial scales and were dependent on their environmental preferences. All three assemblages were useful in highlighting the impacts of channelization. Nevertheless, in order to perform rapid monitoring, plant assemblages should be selected as they often constitute the first trophic link and are good indicators at an intermediate scale.

*Environmental patterns in relation to channelization*

Direct and indirect impacts from a range of land-uses have altered catchment areas over the period of human occupation (Petts & Amoros, 1996). Stream channelization, specifically affects the fluvial hydrosystem by isolating the channel bed from its floodplain (Brookes, 1988) and by modifying the flows, sediment loads and water quality of the main streams (Petts, 1984). In our study, measurements made on the physical characteristics of streams demonstrated the impact of channelization on stream ecological integrity whereas landscape characteristics such as habitat type and riparian criteria were not found to be relevant. In fact, control reaches or reaches with high ecological integrity, had a similar landscape composition to that of impacted reaches or reaches with low ecological integrity. However, the addition of longitudinal and man-made structures such as embankments or bridges modified the stream beds of our reaches and led to their isolation from adjacent habitats. Channelized reaches were shallower, narrower and had finer substrates (except for cobbles in riffles) irrespective of scale (reach or macrohabitat). Consequently, stream beds were affected both locally and distantly due to the geomorphic continuum characterizing the longitudinal dimension of stream (Vannote *et al.*, 1980). Thus, stream depth, width, and substrate composition were the most interesting characteristics to highlight the impacts of channelization and also to exhaustively assess stream integrity. A study of the interactions between changes in environmental characteristics and community response could aid in the development of rapid biomonitoring methods capable of assessing ecological integrity.



**Fig. 6** Position of taxa on the first (horizontal) and second (vertical) axes of the STATIS analysis for (a) bird assemblage, (b) plant assemblage, and (c) macroinvertebrate assemblage. Histograms of eigenvalues are the same as the histogram of Fig. 5b. Only the most frequent and abundant taxa are presented, the remaining taxa are represented by the central triangle (▲). The scale of each panel is given in the bottom left-hand corner. See Appendix 1 for taxa codes.

*Similarity among communities*

Biological indices and community composition were useful in detecting changes within the communities resulting from stream channelization. Taxonomic richness and diversity were higher in control reaches than in channelized reaches for the three assemblages at their respective spatial scales. However, Shannon diversity was less powerful than richness. Johnson (2006a) and Sandin *et al.* (2000) found that macroinvertebrate metrics based on species abundances have low power to detect human-induced stream degradation such as acidification. However, Allen *et al.* (1999a, , 1999b) have found a low concordance in richness among several communities, but a higher level of concordance in patterns of community structure. In our case, the differences between control and impacted conditions were particularly visible at the reach scale due to the concordance among bird, plant and macroinvertebrate assemblages shown by the STATIS analysis. The analysis of the reference table differentiated control and impacted reaches based on their taxonomic composition. The three biological assemblages showed taxa associated most closely with control reaches (e.g. wading birds, bryophytes, Ephemeroptera) as well as the impacted reaches (e.g. Colombidae, Lemnaceae, Heteroptera). However, control and impacted reaches also had some similar taxa, although they were not well represented (located in the center of the STATIS graph), a few individuals per taxa for birds and macroinvertebrates and low percent cover for plants. Some concordance amongst life history strategies was also observed in the three assemblages. For example, plants and macroinvertebrates in control reaches were mostly rheophilic taxa (i.e. living in fast flow velocity), whereas limnophilic taxa (i.e. living in slow flow velocity) occupied impacted reaches. The slower macrohabitat types characterizing impacted reaches

explained the distinction between rheophilic taxa in control reaches and limnophilic taxa in impacted reaches. Birds and macroinvertebrates exhibited similarities in terms of migratory behavior as birds in control reaches were migratory or partially migratory and macroinvertebrates attempted to escape the harsh conditions resulting from natural fluctuations in hydrology and the seasons. However, these strategies were in opposition to the strategies of plants which developed resistance to environmental conditions by means of a strong anchorage. Thus, community results were complementary but not redundant. Their responses differed in accordance with the spatial scale and their environmental preferences.

*Differences related to the spatial scale*

Channelization was correlated with a decrease in taxonomic richness and diversity at the reach scale for birds, the macrohabitat scale for plants, and the substrate scale for macroinvertebrates. Biological indices, especially taxonomic richness, showed significant trends when spatial scale was taken into consideration. Changes in landscape, physical, and substrate composition due to stream channelization may be related to changes in community composition. At the reach scale, landscape characteristics were similar in control and impacted reaches. Nevertheless, the difference in bird species richness and diversity could indicate a connection between the loss of dense riparian cover in impacted reaches and the loss of breeding and feeding refuges for birds. At the macrohabitat scale, the rigid structures imposed by channelization along with changes in the physical characteristics of the streams constitute an obstacle for establishment of plants within the stream bed and along its banks. Many studies have observed a strong correlation in plant responses to physical gradients (Baatrup-Pedersen & Riis, 1999, Bernez *et al.*, 2004,

Schaumburg *et al.*, 2004), although several aspects of the relationship between plants and stream physical quality are still under discussion (Passauer *et al.*, 2002). For example, correlations between stream bed characteristics and plant composition may be obscured by the shading of riparian vegetation (Vermaat & Debruyne, 2003). In our study, riparian cover likely influenced plant assemblages at the reach scale and led to differences in plant composition between control and impacted reaches. At the microhabitat scale, the nature and size of stream bed substrates plays a key role in determining macroinvertebrates composition. Pebbles and gravel, the dominant substrates found in control microhabitats along with vegetation play host to an important richness and diversity of taxa. Furthermore, differences between control and impacted substrates were more marked in riffles. Therefore, channelization should especially affect macroinvertebrate composition in this macrohabitat type. These responses of macroinvertebrates to changes in hydromorphology lend additional support to the findings of a number of earlier studies (Buffagni *et al.*, 2004, Hering *et al.*, 2004, Lorenz *et al.*, 2004).

The different responses of the three assemblages were likely due to direct or indirect impacts of channelization on stream conditions influencing life history strategies and taxa preferences, such as channel width for birds, or flow velocity for plants and macroinvertebrates. Due to their high mobility, bird species composition may be more correlated with large-scale, catchment- or reach-scale characteristics, whereas due to their relative sedentary behavior plants and macroinvertebrates would be more closely related to macrohabitat and microhabitat-level conditions. Consequently, recolonization mechanisms in response to channelization stress differed for each of these assemblages. For birds, colonization occurs largely by active dispersal within

geographic regions. Colonization of substrates by plants is by passive dispersal and dependent on flow velocity. For macroinvertebrates, colonization occurs either by drift or active movement (Mackey, 1992). As a result, these assemblages may differ in their responses to specific environmental stress gradients if the stress differs across various spatial or temporal scales (Barbour *et al.*, 1999).

In conclusion, the three assemblages may be associated with changes in environmental characteristics at their respective scales but the influence of higher scales was non-negligible as plants also depend on landscape composition and macroinvertebrates on macrohabitat composition. Whether stream communities were influenced more by landscape, physical or biotic characteristics remains unclear. Furthermore, we did not assess the impacts of channelization on biotic interactions among assemblages. A number of studies have shown the importance of environmental characteristics, such as water flow and substratum and riparian vegetation as strong predictors of community composition (Ormerod & S. D. Rundle, 1993, Allan, 1995, Richards *et al.*, 1997, Johnson, 2004). In contrast, other studies have emphasized the importance of biotic interactions in structuring communities at both small (Englund, 1997) and large (Kohler & Wiley, 1997, Hildrew *et al.*, 2004) spatial scales. It is likely that the scale of the study is as important for the outcome as environmental and biotic characteristics (Johnson *et al.*, 2006a).

#### *Comparison of assemblage responses*

Should we use all three assemblages to assess stream ecological integrity? Are bird, plant, or macroinvertebrate assemblages individually, sufficiently representative of the effects of channelization as a whole? Or do these assemblages differ in their sensitivity such that more than one assemblage should be assessed? Streams

are simultaneously affected by a multitude of human-generated pressures. For example, agricultural land use can result in several different types of stress, which may singly or in concert affect the structure and function of stream communities. Increased runoff due to agricultural activity can result in changes in hydrology, increased siltation and changes in habitat quality and quantity, while inputs of nutrients from agriculture can result in eutrophication effects. The single and combined effects of stressors on communities will vary depending on the response of the communities to the stressors (Johnson *et al.*, 2006a). We showed that community responses to channelization were different at different spatial scales thereby supporting the conjecture that community responses were not redundant. In an assessment project, the choice of study community and scale depend on the initial objective in order to produce a cost-effective and rapid monitoring program. For example, it is particularly important to know the spatial scale of community responses in order to assess the conservation status of species habitats as specified by the “European Union’s ‘Habitat’ Directive” (92/43 EEC, European Union, 1992).

In our study, in order to understand the impacts of channelization, plant assemblages are likely the most useful taxa as they are related to our three spatial scales and often constitute the first link in stream food chains. We expect that communities more directly related (first order principle) to an environmental characteristic (e.g. plants reliance on flow velocity for growth) would be more closely related to important gradients such as stream physical composition than assemblages which rely on such gradients indirectly (e.g. macroinvertebrates that consume plants). Earlier studies have shown plants to be reliable indicators of alterations in stream flow and habitat quality (e.g. Tremp & Kohler, 1995). In STATIS analysis, plants were well

correlated with the other assemblages. We speculate that the responses of the three assemblages were partly redundant in term of community composition. Therefore, in future assessments on the impacts of channelization it will not be necessary to monitor all assemblages simultaneously. Furthermore, plants were best represented by the reference analysis. Our results indicated that plant communities should be considered first to assess the impacts of channelization. If stresses other than those associated with channelization are of interest, then other communities should be considered. For example, the use of macroinvertebrates is recommended by Dolédec *et al.* (1999) and Stanzner *et al.* (2001), as functional composition approaches enable the discrimination of different stress types because of well known species traits of benthic invertebrates. Another approach might be to develop a multimetric index of biotic integrity in order to simplify the interpretation of the biological data for managers and the public. An examination of the different responses of assemblages within such an index to specific stresses could maximize the potential to diagnose environmental stresses at individual sites (Griffith *et al.*, 2005).

## ACNOWLEDGMENTS

This study was funded in part by the “Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien”. We would like to thank the “Direction Régionale de l’Environnement Ile-de-France et Loiret”, of the “Agence de l’Eau Seine-Normandie”, and of the “Fédération de Pêche du Loiret” for the information they provided on the streams. We also would like to acknowledge Jacques Haury for his advice, Julie Coudreuse for bryophyte identification and Emmanuelle Porcher, Marie-Eve Miguerès, Adeline Cadet, Benoit Lagier, Philippe Gourdain, Marine Trèmège, Fanny Colas, Denise Moindrot and Danielle Pereyron for their help in the field. We also thank Claire Jouseau for her valuable comments and English improvement of the manuscript. Sandrine Pavoine is supported by the European Commission under the Marie Curie Programme. This paper only reflects the authors’ view and not the views of the European Commission.

REFERENCES

- A.F.N.O.R. (1992). Essai des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Association Française de Normalisation - norme homologuée T 90-350.
- Allan J.D. (1995). Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman and Hall, London, UK.
- Allen A.P., Whittier T.H., Kaufmann P.R. & Et Al. (1999a). Concordance of taxonomic richness patterns across multiple assemblages in lakes of the northeastern United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 739–747.
- Allen A.P., Whittier T.H., Larsen D.P. & Et Al. (1999b). Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 2029–2040.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T. (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.
- Baatrup-Pedersen A. & Riis T. (1999). Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology* 42, 375-385.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. (1998). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Bernez I., Daniel H., Haury J. & Ferreira T. (2004). Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in Western France. *River Research and Applications* 20, 43–59.
- Bourrelly P. (1966-70). Les algues d'eau douce. N. Boubée & Cie, Paris.
- Brookes A. (1988). Channelized rivers. Perspectives for environmental management. Wiley interscience.
- Buffagni A., Erba S., Cazzola M. & Kemp J.L. (2004). The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* 516, 313–329.
- Chessel D., Dufour A.-B. & Thioulouse J. (2004). The ade4 package-I- One-table methods. *R News* 4, 5-10.
- Corillion R. (1975). Flore de Charophytes (Characées) du Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale. In: Jouve Editeurs (ed.): Flore et Végétation du Massif Armoricaïn. - Centre National de la Recherche Scientifique, Paris, pp. 11-216.
- Coudreuse J., Haury J., Bardat J. & Rebillard J.P. (2005). Les bryophytes aquatiques et supra-aquatiques : clé d'identification pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Macrophytiques en Rivière. Agence de l'eau Adour-Garonne.
- Council of the European Communities (2000). Establishing a Framework for Community Action in the field of Water Policy. Directive 2000/60/EC.
- Cramp S., Simmons K.E.L. & Perrins C. (1997-1994). Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: the Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press, Oxford.
- De Pauw N. & Hawkes H.A. (1993). Biological monitoring of river water quality. In: Walley, W.J. & Judd, S. (ed.): Proceedings of the 'Freshwater Europe Symposium on River Water Quality Monitoring and Control'. - Aston University, Aston, U.K., pp. 87-111.
- Dolédéc S., Statzner B. & Bournard M. (1999). Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42, 737-758.
- Englund G. (1997). Importance of spatial scale and prey movements in predator caging experiments. *Ecology* 78, 2316–2325.
- European Union (1992). Directive 92/43/EEC of the Council of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands.
- Feminella J.W. (2000). Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and eoregions of the southeastern USA. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 442–461.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing

- streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199-214.
- Giles N. (1990). Effects of increasing larval chironomid densities on the underwater feeding success of downy tufted ducklings *Aythya fuligula*. *Waterfowl* 40, 74-79.
- Giorgi A., Feijoo C. & Tell G. (2005). Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14, 1699-1718.
- Griffith M.B., Hill B.H., McCormick F.H., Kaufmann P.R., Herlihy A.T. & Selle A.R. (2005). Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators* 5, 117-136.
- Hall R.I., Leavitt P.R., Quinlan R., Dixit A.S. & Smol J.P. (1999). Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography* 44, 739-756.
- Hanson M.A. & Riggs M.R. (1995). Potential effects of fish predation on wetland invertebrates: a comparison of wetlands with and without fathead minnows *Wetlands* 15, 167-175.
- Hargeby A., Andersson G., Blindow I. & Johansson S. (1994). Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. In: Kerekes, J.J. (ed.): *Aquatic Birds in the Trophic Webs of Lakes*. - Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 83-90.
- Haury J., Peltre M.C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treytore C., Cazaubon A. & Lambert-Servien E. (2006). A new method to assess water trophic and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570, 153-158.
- Hellawell J.M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science, London.
- Hering D., Moog O., Sandin L. & Verdonschot P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516, 1-20.
- Hildrew A.G., Woodward G.J., Winterbottom H. & Orton S. (2004). Strong density dependence in a predatory insect: largescale experiments in a stream. *Journal of Animal Ecology* 73, 447-458.
- Hill M.O. & Smith C. (1976). Principal component analysis of taxonomic data with multi-state discrete characters. *Taxon* 25, 249-255.
- Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L. & Dawson F.H. (1999). *Mean Trophic Rank: A Users Manual*. Report, R.D.T.). Environment Agency.
- Hubálek Z. (1999). Seasonal changes of bird communities in a managed lowland riverine ecosystem. *Folia Zoologica* 48, 203-210.
- Huet M. (1949). Aperçu des relations entre la penne et les populations piscicoles des eaux courants. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 11, 322-351.
- Ihaka R. & Gentleman R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5, 299-314.
- Jackson D.A. & Harvey H.H. (1993). Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 2641-2651.
- Johnson R.K. (2004). Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology* 49, 1179-1194.
- Johnson R.K., Hering D., Furse M.T. & Clarke R.T. (2006a). Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566, 115-137.
- Johnson R.K., Hering D., Furse M.T. & Verdonschot P.F.M. (2006b). Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia* 566, 139-152.
- Julliard R. & Jiguet F. (2002). Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda* 70, 137-147.
- Karr J.R. & Chu E.W. (1999). *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, DC.
- Karr J.R. & Dudley D.R. (1985). Ecological perspectives on water quality goals. *Environmental Management* 5, 55-68.
- Kohler S.L. & Wiley M.J. (1997). Pathogen outbreaks reveal large-scale effects of competition in stream communities. *Ecology* 73, 2164-2176.
- Lancaster J., Real M., Juggins S., Monteith D.T., Flower R.J. & Beaumont W.R.C. (1996). Monitoring temporal changes in the biology of acid waters. *Freshwater Biology* 36, 179-201.

- Lavit C., Escoufier Y., Sabatier R. & Traissac P. (1994). The ACT (Statistical method). *Computational Statistics and Data Analysis* 18, 97–119.
- Lekve K., Stenseth N.C., Gjøsaeter J. & Dolédec S. (2002). Species richness and environmental conditions of fish along the Norwegian Skagerrak coast. *ICES Journal of Marine Science* 59, 757–769.
- Lenat D.R. & Crawford J.K. (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294, 185–199.
- Lobry J., Lepage M. & Rochard E. (2006). From seasonal patterns to a reference situation in an estuarine environment: Example of the small fish and shrimp fauna of the Gironde estuary (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 239–250.
- Lorenz A., Hering D., Feld C.K. & Rolauffs P. (2004). A new method for assessing the impact of morphological degradation on the benthic invertebrate fauna for streams in Germany. *Hydrobiologia* 516, 107–127.
- Mackey R.J. (1992). Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 617–628.
- Manel S., Buckton S.T. & Ormerod S.J. (2000). Testing large-scale hypotheses using surveys: the effects of land use on the habitats, invertebrates and birds of Himalayan rivers. *Journal of Applied Ecology* 37, 756–770.
- Manel S., Dias J.-M. & Ormerod S.J. (1999). Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling* 120, 337–347.
- Mazor R.D., Reynoldson T.B., Rosenberg D.M. & Resh V.H. (2006). Effects of biotic assemblage, classification, and assessment method on bioassessment performance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 394–411.
- Munné A., Prat N., Solà C., Bonada N. & Rieradevall M. (2003). A simple method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 147–163.
- Ormerod S.J., Allinson N., Hudson D. & Tyler S.J. (1986). The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* (L.); Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwater Biology* 16, 501–507.
- Ormerod S.J. & S. D. Rundle E.C.L.A.A.D. (1993). The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests. *Journal of Applied Ecology* 30, 13–24.
- Passauer B., Meilinger P., Melzer A. & Schneider S. (2002). Does the structural quality of running waters affect the occurrence of macrophytes? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 30, 197–206.
- Paszkowski C.A. & Tonn W.A. (2000). Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology* 43, 421–437.
- Petts G. & Amoros C. (1996). *Fluvial Hydrosystems*. Chapman and Hall, London.
- Petts G.E. (1984). *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. John Wiley & Sons, Chichester.
- R Development Core Team (2008). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raven P.J. (1986). Changes in the breeding bird population of a small clay river following flood alleviation works. *Bird Study* 33, 24–35.
- Richards C., Haro R.J., Johnson L.B. & Host G.E. (1997). Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37, 219–230.
- Roché J. (1989). Un gradient écologique: la succession des oiseaux nicheurs le long des cours d'eau. *Acta Oecologica* 10, 37–50.
- Roché J. & Frochot B. (1993). Ornithological contribution to river zonation. *Acta Oecologica* 14, 415–434.
- Romesburg H.C. (1985). Exploring, confirming and randomization tests. *Computers and Geosciences* 11, 19–37.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (ed.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. - Chapman & Hall, New York, pp. 1–9.
- Rottenborn S.C. (1999). Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation* 88, 289–299.
- Rushton S.P., Hill D. & Carter S.P. (1994). The abundance of river corridor birds in relation to their habitats: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 31, 313–328.
- Sandin L. & Johnson L.B. (2000). Statistical power of selected indicator metrics using

- macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia* 422/423, 233-243.
- Sandin L. & Johnson R.K. (2004). Assessing acid stress in Swedish boreal and alpine streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516, 129-148.
- Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S. & Schmedtje U. (2004). Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologia* 34, 283-301.
- Schneider S., Krumpholz T. & Melzer A. (2000). Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Macrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inniger Bach. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica* 28, 241-249.
- Smith A.J.E. (1978). *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Smith A.J.E. (1990). *The Liverworts of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sorace A., Colombari P. & Cordiner E. (1999). Bird communities and extended biotic index (EBI) in some tributaries of the Tiber river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9, 279-290.
- Statzner B., Bis B. & Usseglio-Polatera P. (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* 1, 73-85.
- Strong T.R. & Bock C.E. (1990). Bird species distribution patterns in riparian habitats in southeastern Arizona. *The Condor* 92, 866-885.
- Svendsen L. & Rebsdorf A. (1994). Kvalitetssikring af Overvagningsdata. Retningslinier for Kvalitetssikring af Ferskvandskemiske Data i Vandmiljøplanenes Overvagningsprogram. (Quality Assurance of Monitoring Data). Teknisk Anvisning fra DMU 7.
- Tachet H., Bournaud M. & Richoux P. (2002). *Introduction à l'étude des invertébrés d'eau douce*. Association française de limnologie, Lyon.
- Townsend C.R., Hildrew A.G. & Francis J.E. (1983). Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwater Biology* 13, 521-544.
- Tremp H. & Kohler A. (1995). The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Botanica Gallica* 142, 541-550.
- Triest L., Parminder K., Heylen S. & De Pauw N. (2001). Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology* 35, 183-194.
- Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.H. (1964-1993). *Flora Europea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130-137.
- Vermaat J.E. & Debruyne R.J. (2003). Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland river Vecht (The Netherlands). *Freshwater Biology* 30, 147-157.
- Westlake D.F. (1975). Macrophytes. In: Whitton, B.A. (ed.): *River ecology*. - University of California Press, Berkeley, California, pp. 106-128.

**Appendix 1** Codes for environmental characteristics and lists of bird, plant and macroinvertebrate taxa (n.d. = no determined taxa).

<b>Landscape characteristics</b>		<b>Codes</b>
Total riparian cover	%	TRC
Tree and shrub cover	%	TSC
Helophyte cover	%	HC
Open space	%	OS
Number of native tree species	0-1	NTS
	2-3	
	> 3	
Presence of non-native trees	Yes	NNTS
	No	
Dominant habitats	%	DHP
Second Habitats	%	SHP
Connectivity	%	C
Rigid structures	%	RS
Dominant Habitats (DH) and Second Habitats (SH)	Hardwood	A1
	Mixed hardwood/softwood	A3
	Juvenile wood	B7
	Natural wet grassland	C4
	Reed bed grassland	C7
	Non cultivated meadow	D2
	Mixed meadow/cultivated meadow	D3
	Cultivated meadow	D4
	Cultivated wood	D5
	Rural area	E3
	No determined	N

<b>Physical characteristics and substrates</b>		<b>Codes</b>
Depth	cm	Dep
Flow velocity	cm/s	FV
Width	m	Wid
Light availability	%	Ligh
Cobbles	%	Co
Pebbles and gravel	%	Pg
Organic detritus	%	Od
Sand	%	Sa
Silt	%	Sil
Vegetation	%	Ve
Terrestrial sediment	%	Ts

Bird taxa	Codes	Bird taxa	Codes
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	ACRaru	<i>Passer montanus</i>	PASmon
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	ACRsci	<i>Perdix perdix</i>	PER
<i>Aegithalos caudatus</i>	AEG	<i>Phalacrocorax carbo</i>	PHAcar
<i>Alauda arvensis</i>	ALA	<i>Phasianus colchicus</i>	PHAcol
<i>Alcedo atthis</i>	ALC	<i>Phoenicurus ochruros</i>	PHO
<i>Anas platyrhynchos</i>	ANA	<i>Phylloscopus collybita</i>	PHYcol
<i>Apus apus</i>	APU	<i>Pica pica</i>	PICpic
<i>Ardea cinerea</i>	ARD	<i>Picus viridis</i>	PICvir
<i>Branta candensis</i>	BRA	<i>Prunella modularis</i>	PRU
<i>Carduelis cannabina</i>	CARcan	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	PYR
<i>Carduelis carduelis</i>	CARcar	<i>Saxicola torquata</i>	SAX
<i>Carduelis chloris</i>	CARchl	<i>Scolopax rusticola</i>	SCO
<i>Certhia brachydactyla</i>	CER	<i>Sitta europaea</i>	SIT
<i>Columba livia</i>	COLliv	<i>Streptopelia decaocto</i>	STRdec
<i>Columba oenas</i>	COLoen	<i>Streptopelia turtur</i>	STRtur
<i>Columba palumbus</i>	COLpal	<i>Sturnus vulgaris</i>	STU
<i>Corvus corone corone</i>	CORcor	<i>Sylvia atricapilla</i>	SYLatr
<i>Corvus frugilegus</i>	CORfru	<i>Sylvia borin</i>	SYLbor
<i>Cuculus canorus</i>	CUC	<i>Sylvia communis</i>	SYLcom
<i>Delichon urbica</i>	DEL	<i>Troglodytes troglodytes</i>	TRO
<i>Dendrocops major</i>	DENmaj	<i>Turdus iliacus</i>	TURili
<i>Dendrocops medius</i>	DENmed	<i>Turdus merula</i>	TURmer
<i>Dendrocops minor</i>	DENmin	<i>Turdus philomelos</i>	TURphi
<i>Dryocopus martius</i>	DRY	<i>Turdus viscivorus</i>	TURvis
<i>Emberiza citrinella</i>	EMB		
<i>Erithacus rubecula</i>	ERI		
<i>Falco tinnunculus</i>	FAL		
<i>Fringilla coelebs</i>	FRI		
<i>Gallinula chloropus</i>	GAL		
<i>Garrulus glandarius</i>	GAR		
<i>Hippolais polyglotta</i>	HIP		
<i>Hirundo rustica</i>	HIR		
<i>Lanius collurio</i>	LANcol		
<i>Larus argentatus</i>	LARarg		
<i>Larus ridibundus</i>	LARrid		
<i>Locustella naevia</i>	LOC		
<i>Luscinia megarhynchos</i>	LUSmeg		
<i>Miliaria calandra</i>	MIL		
<i>Motacilla alba</i>	MOTalb		
<i>Motacilla cinerea</i>	MOTcin		
<i>Muscicapa striata</i>	MOTima		
<i>Oriolus oriolus</i>	ORI		
<i>Parus caeruleus</i>	PARcae		
<i>Parus major</i>	PARmaj		
<i>Passer domesticus</i>	PASdom		

Plant Taxa	Codes	Plant taxa	Codes
<b>Macroalgae</b>		<b>Vascular plants</b>	
<i>Batrachospermum</i> sp. Roth	BAT	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	BER
<i>Cladophora</i> sp. Kützing	CLA	<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	CALo
<i>Diatoma</i> sp. Bory de St Vincent	DIA	<i>Callitriche platycarpa</i> Kützing	CALp
<i>Hildenbrandia rivularis</i> (Liebm.) J. Agardh	HIL	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	CALs
<i>Melosira</i> sp. C. Agardh	MEL	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	CER
<i>Microspora</i> sp. Thuret	MIC	<i>Elodea canadensis</i> Michx	ELO
<i>Nitella</i> sp.	NIT	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	GLYf
<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher	OSC	<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	GRO
<i>Phormidium</i> sp. Kützing	PHO	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) Lag.	HEL
<i>Spirogyra</i> sp. Link	SPI	<i>Lemna minor</i> L.	LEMm
<i>Vaucheria</i> sp. de Candolle	VAU	<i>Lemna minuscula</i> L.	LEMi
		<i>Lemna trisulca</i> L.	LEMt
		<i>Mentha aquatica</i> L.	MEN
<b>Bryophytes</b>		<i>Myosotis</i> gr. <i>Palustris</i> L.	MYO
<i>Amblystegium fluviatile</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBF	<i>Nasturtium officinale</i> sl R. Br.	NAS
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBr	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	NUP
<i>Brachytecium rivulare</i> B., S. & G.	BRA	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	PHA
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	CIN	<i>Potamogeton crispus</i> L.	POTc
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	CRA	<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & Koch	POTo
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex B., S. & G.	FISc	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	POTp
<i>Fissidens rufulus</i> B., S. & G.	FISr	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	POTf
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	FON	<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	RAN
<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Lindb.	LUN	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	ROR
<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks) Dumort.	PEL	<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	SPA
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	RHY	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	VERa
<i>Riccardia chamaedryfolia</i> (With.) Grolle	RIC	<i>Veronica beccabunga</i> L.	VERb
		<i>Zannichellia palustris</i> L.	ZAN

<b>Macroinvertebrate taxa</b>	<b>Codes</b>	<b>Macroinvertebrate taxa</b>	<b>Codes</b>
Achete n.d.	ACH.	<i>Hydropsychidae sp.</i>	HYH
<i>Aeschnidae sp.</i>	AES	<i>Hydroptilidae sp.</i>	HYT
<i>Ancylidae sp.</i>	ANC	<i>Hydroscaphidae sp.</i>	HYS
<i>Anthomyidae sp.</i>	ANT	Hydrozoaire n.d.	HYZ
<i>Aphelocheiridae sp.</i>	APH	<i>Hygrobiiidae sp.</i>	HYG
<i>Asellidae sp.</i>	ASE	Lepidoptere n.d.	LEP
<i>Athericidae sp.</i>	ATH	<i>Lepidostomatidae sp.</i>	LEI
<i>Baetidae sp.</i>	BAE	<i>Leptoceridae sp.</i>	LET
<i>Beraeidae sp.</i>	BER	<i>Lestidae sp.</i>	LES
<i>Bithyniidae sp.</i>	BIT	<i>Leucridae sp.</i>	LEU
<i>Brachycentridae sp.</i>	BRA	<i>Leuctridae sp.</i>	LEC
Bryozoaire n.d.	BRY	<i>Limnephilidae sp.</i>	LIM
<i>Bythinellidae sp.</i>	BYT	<i>Limoniidae sp.</i>	LIO
<i>Caenidae sp.</i>	CAE	<i>Lymnaeidae sp.</i>	LYM
<i>Calopterygidae sp.</i>	CAL	<i>Mesoveliidae sp.</i>	MES
<i>Ceratopogonidae sp.</i>	CER	<i>Molannidae sp.</i>	MOL
<i>Chironomidae sp.</i>	CHI	Mollusc n.d.	MOL2
<i>Chloroperlidae sp.</i>	CHL	Nematode n.d.	NEM
Cladocere n.d.	CLA	<i>Nepidae sp.</i>	NEP
<i>Coenagrionidae sp.</i>	COE	<i>Neritidae sp.</i>	NER
<i>Corduliidae sp.</i>	COR	<i>Notonectidae sp.</i>	NOT
<i>Corixidae sp.</i>	COI	<i>Odontoceridae sp.</i>	ODO
<i>Culicidae sp.</i>	CUL	Oligochete n.d.	OLI
<i>Dendrocoelidae sp.</i>	DEN	<i>Oligoneuriidae sp.</i>	OLN
<i>Dixidae sp.</i>	DIX	<i>Oniscoïdes sp.</i>	ONI
<i>Dolichopodidae sp.</i>	DOL	Ostracode n.d.	OST
<i>Dryopidae sp.</i>	DRY	<i>Philopotamidae sp.</i>	PHI
<i>Dugesidae sp.</i>	DUG	<i>Phryganeidae sp.</i>	PHR
<i>Dytiscidae sp.</i>	DYT	<i>Phylactolèmes sp.</i>	PHY
<i>Ecnomidae sp.</i>	ECN	<i>Physidae sp.</i>	PHS
<i>Elmidae sp.</i>	ELM	<i>Piscicolidae sp.</i>	PIS
<i>Empididae sp.</i>	EMP	<i>Planariidae sp.</i>	PLA
<i>Ephemerellidae sp.</i>	EPL	<i>Planorbidae sp.</i>	PLB
<i>Ephemeridae sp.</i>	EPH	<i>Platycnemididae sp.</i>	PLT
<i>Erpobdellidae sp.</i>	ERP	<i>Pleidae sp.</i>	PLE
<i>Gammaridae sp.</i>	GAM	<i>Polycentropodidae sp.</i>	POL
<i>Gerridae sp.</i>	GER	<i>Polymitarcidae sp.</i>	POM
<i>Glossiphoniidae sp.</i>	GLO	<i>Potamanthidae sp.</i>	POT
<i>Glossosomatidae sp.</i>	GLM	<i>Psychodidae sp.</i>	PSY
<i>Goeridae sp.</i>	GOE	<i>Psychomyiidae sp.</i>	PSM
<i>Gomphidae sp.</i>	GOM	<i>Rhyacophilidae sp.</i>	RHY
<i>Gymnolèmes sp.</i>	GYM	<i>Sericostomatidae sp.</i>	SER
<i>Gyrinidae sp.</i>	GYR	<i>Sialidae sp.</i>	SIA
<i>Haliplidae sp.</i>	HAL	<i>Simuliidae sp.</i>	SIM
<i>Helicopsychidae sp.</i>	HEL	<i>Siphonuridae sp.</i>	SIP
<i>Helodidae sp.</i>	HED	<i>Sphaeriidae sp.</i>	SPH
<i>Helophoridae sp.</i>	HEO	<i>Stratiomyidae sp.</i>	STR
<i>Heptageniidae sp.</i>	HEP	<i>Tabanidae sp.</i>	TAB
<i>Hydracariens sp.</i>	HYC	<i>Taeniopterygidae sp.</i>	TAE
<i>Hydraenidae sp.</i>	HYA	<i>Tipulidae sp.</i>	TIP
<i>Hydridae sp.</i>	HYD	<i>Unionidae sp.</i>	UNI
<i>Hydrobiidae sp.</i>	HYO	<i>Valvatidae sp.</i>	VAL
<i>Hydrophilidae sp.</i>	HYP		



## *Synthèse*

Dans les monitorings portant sur les habitats aquatiques, les communautés biologiques se révèlent plus informatives que les caractéristiques environnementales pour prédire et détecter les effets de pressions anthropiques. Elles s'avèrent de meilleurs indicateurs par leur capacité intégratrice sur le long-terme et par la stabilité de leurs réponses (Rosenberg & Resh, 1993), bien qu'au départ ce sont elles les plus directement affectées par les changements de leur habitat.

Dans notre cas, c'est à l'échelle du paysage que cette observation est la plus marquante. En effet, les critères du QBR et les types d'habitats qui entourent la rivière ne sont pas significativement différents entre les stations contrôles et les stations chenalisées. A l'échelle du paysage, la chenalisation des rivières étudiées n'a donc pas d'impact majeur sur la structure, composition, et connectivité de la ripisylve et des types d'habitats dominants. En effet, les quatre rivières sont de petites rivières qui ne dépendent pas de la plaine d'inondation (presque inexistante) comme c'est le cas pour les grands fleuves avec des bras temporaires sur des kilomètres, une forêt alluviale sous l'eau de nombreux jours par an... Le système étudié diffère d'une situation où les affluents ont été coupé du fleuve et où celui-ci ne déborde plus sur la plaine d'inondation entraînant une déconnexion avec les habitats adjacents (ex : Rhône, Rhin). Par contre, une baisse de richesse taxonomique et des changements de composition en taxons sont enregistrées pour les communautés ornithologiques. Aux autres échelles spatiales, les composantes physiques subissent l'impact de la chenalisation, ce qui se traduit également chez les plantes et les macroinvertébrés par des baisses de richesse et des variations de composition taxonomique. Ces résultats sont en adéquation avec ceux de Thiébaud *et al.* (2006) : les indices simples, comme la richesse ou la diversité, permettent d'évaluer les changements de composition des communautés de macrophytes et de macroinvertébrés face aux pressions durables. La chenalisation semble ainsi associée à une réduction de la capacité d'accueil de l'habitat et à des bouleversements dans la répartition et les interactions entre taxons. Effectivement, la diminution de richesse taxonomique reflète une diminution du nombre de taxons que l'habitat peut accueillir. Tandis que les variations de composition taxonomique reflètent des changements dans les processus dynamiques au sein de l'habitat tels que les mécanismes reliés à la compétition, ce qui entraîne des changements de dominance des différents taxons.

Les trois communautés étudiées sont donc sensibles à la chenalisation. Néanmoins, bien que le stress soit identique, elles ne sont pas corrélées à des changements environnementaux similaires puisque les oiseaux, les plantes, et les macroinvertébrés, ne montrent pas les mêmes besoins quant aux conditions de l'habitat. En effet, les oiseaux sont plutôt dépendants des caractéristiques paysagères et de la géomorphologie du lit de la rivière, alors que les plantes sont étroitement dépendantes de l'habitat physique au sein du chenal et des berges, et les macroinvertébrés de la composition en substrat. Les traits biologiques référant aux comportements de nourrissage, de reproduction, ou de dispersion, et les traits écologiques relatant les préférences environnementales des taxons, soulignent davantage les interactions environnement/communautés en situation chenalisée ou non. Par exemple, les communautés de plantes et d'invertébrés en absence de chenalisation sont plutôt caractérisées par des taxons rhéophiles, ce qui laisse supposer que les vitesses de courant sont plus rapides qu'en situation chenalisée, même si les caractéristiques physiques ne l'ont pas clairement mis en évidence.

L'approche multicommunauté montre donc que, globalement, la chenalisation conduit à une dégradation de l'habitat associée à une diminution du nombre de taxons et un remplacement des taxons les plus spécialistes par des taxons ubiquistes. Ces tendances sont à relier aux grandes théories de l'écologie, comme énoncées par Barbault (2008), qui décrivent l'influence de l'homme sur la biodiversité et les habitats naturels. La structure, à travers les indices de richesse et de diversité, et la composition taxonomique des trois communautés, s'avèrent des outils potentiellement intéressants pour évaluer l'état de conservation/écologique de l'habitat UE 3260 puisqu'ils sont capables de mettre en évidence les effets de la chenalisation. Nous avons par la suite regardé l'évolution d'autres indices plus spécifiques à chaque communauté face à la chenalisation, et chercher à quelle saison cet impact est le plus visible. Cette étude est présentée dans le Chapitre III.

Par rapport aux résultats de ce chapitre, les plantes aquatiques semblent néanmoins le groupe le plus approprié pour détecter rapidement les effets d'un stress anthropique tel que la chenalisation. Elles constituent d'une part le premier maillon de la chaîne trophique de l'habitat et déterminent par conséquent les autres maillons. Comme le bilan énergétique décroît au fur et à mesure que l'on remonte la chaîne, si la base est altérée par une pression, les maillons suivants le seront de manière plus importante. D'autre part, outre leur simplicité à être observées et manipulées, les plantes offrent une vision multi-échelle de l'état de l'habitat. Bien que situées dans un niveau spatial intermédiaire, le macrohabitat, elles dépendent

étroitement des caractéristiques paysagères et notamment de l'ombrage de la végétation riparienne (Baattrup-Pedersen, Larsen & Riis, 2003). Elles exercent en complément une influence sur le microhabitat puisque elles ralentissent la vitesse de courant et piègent les sédiments fins (Sand-Jensen, 1998, Schulz & Gücker, 2005).

A ce stade, nous avons donc centré nos recherches sur les communautés de plantes aquatiques en regardant plus en détail les relations entre la richesse de différents groupes de plantes (phanérogames, bryophytes, macroalgues), la composition taxonomique, et les trois types de structures de chenalisation observées dans nos rivières. Cette étude est présentée dans le Chapitre IV. Dans un deuxième temps, nous avons réalisé une approche plus fonctionnelle sur l'impact de la chenalisation qui tienne compte de la dynamique spatiale et temporelle des communautés de plantes et de leurs traits biologiques à l'échelle du macrohabitat. Cette étude est présentée dans le Chapitre V.



# **Chapitre III : Performances des indices biologiques**



## ***Introduction***

En écologie et biologie de la conservation, les indices biologiques constituent des outils efficaces pour évaluer de manière rapide les effets des pressions anthropiques. Exploitable par les scientifiques et les gestionnaires, ils décrivent objectivement et de manière synthétique l'état et la dynamique des taxons au sein des communautés (Karr & Chu, 1999). Nous avons donc utilisé deux indices classiques de diversité et quatre indices biologiques français pour évaluer l'impact de la chenalisation sur les communautés biologiques.

Dans un premier temps, la richesse taxonomique et la diversité de Shannon-Wiener ont été utilisées comme indices de diversité et calculés pour les trois communautés : oiseaux, plantes, macroinvertébrés :

- La **richesse taxonomique**, ou **spécifique**, représente la mesure de diversité la plus ancienne et la plus élémentaire, fondée directement sur le nombre total de taxons dans une station. Elle est corrélée positivement à la taille des échantillons (Elphick, 1997) et ne considère pas l'abondance relative des différents taxons.
- L'**indice de Shannon-Wiener** ( $H' = -\sum n_i/N \log_2 (n_i/N)$ ) tient compte du nombre de taxons présents (N) mais également de la proportion relative de chaque taxon ( $n_i$ ). Il donne autant de poids aux taxons abondants qu'aux taxons rares (Ricotta, 2000). La dominance marquée d'un taxon révèle une faible diversité, alors que la co-dominance de plusieurs taxons révèle une grande diversité. Cet indice, couramment utilisé, est relativement indépendant de la taille des échantillons (Gray *et al.*, 1990, Štirn, 1992).

Nous nous sommes penchés sur ces deux indices car ils font habituellement ressortir les caractéristiques générales (ou structure) des communautés qui ne sont pas fonction de taxons spécifiques. Ils sont indépendants du taxon et ne sont pas sensibles aux variations spatio-temporelles dans la composition taxonomique, de sorte que les communautés n'ayant pas de taxons en commun peuvent théoriquement présenter des diversités égales. Faciles d'emploi, ils ne s'avèrent cependant pas toujours capables de détecter des changements (Warwick & Clarke, 1991). Ils mesurent un stress environnemental global plutôt qu'un stress spécifique (ex : pollution, chenalisation).

Par contre, les indices biologiques français, tels que l'Indice de Spécialisation des Communautés (en anglais Community Specialization Index ou CSI, Julliard *et al.*, 2006) l'Indice Biologique Macrophytique de Rivière (IBMR, Haury *et al.*, 2006), l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN, A.F.N.O.R., 1992), et l'Indice Epheméroptère Plécoptère Trichoptère (EPT, Lenat, 1988, Compin & Céréghino, 2003), se basent soit sur des taxons spécifiques avec des propriétés bioindicatrices (IBGN, EPT), soit sur les préférences des taxons par rapport à une composante de leur environnement (CSI et type d'habitat, IBMR et trophie de l'eau).

### ***Description des indices biologiques français utilisés***

Le CSI reflète plus précisément la spécialisation d'une communauté par rapport à une composante particulière de la niche écologique des taxons qui la composent : le type d'habitat. Il correspond à la moyenne des indices de spécialisation (en anglais, Species Specialization Index ou SSI) des différents taxons de la communauté. Pour les communautés ornithologiques, le SSI a été calculé pour chaque taxon par Julliard *et al.* (2006). Il se définit comme le coefficient de variation d'abondance du taxon entre les 18 types d'habitat du protocole STOC EPS (Jiguet & Julliard, 2003) et se calcule selon la formule :

$$SSI = (H/h-1)^{1/2}$$
, avec H= nombre d'habitats potentiels (18), et h = nombre d'habitats où le taxon est présent.

Suivant le postulat que l'habitat d'un taxon intègre diverses caractéristiques biotiques et abiotiques qui caractérisent sa niche écologique (Hutchinson, 1959), le nombre d'habitats dans lesquels le taxon est présent doit permettre d'estimer son degré de spécialisation. En conséquence, un taxon retrouvé dans de nombreux habitats a de moins grandes exigences en termes de conditions environnementales et est donc plus généraliste qu'un taxon présent dans un seul habitat. Cet indice offre une approche fonctionnelle intéressante des communautés ornithologiques. Il permet de quantifier les préférences des taxons en termes de type d'habitat par rapport à la dimension de leur niche écologique. Nous avons alors calculé le CSI moyen pour les communautés ornithologiques des stations contrôles puis pour celles des stations chenalisées afin de savoir si leur degré de spécialisation par rapport au type d'habitat diffère. Il est habituellement considéré que les communautés les plus généralistes sont témoins d'une dégradation de l'habitat (Devictor *et al.*, 2008).

L'**IBMR** est quant à lui fondé sur l'examen des macrophytes dans le but de déterminer le statut trophique des rivières. Il dépend de la liste des taxons observés dans une station et des taxons indicateurs du niveau trophique (207 taxons sont associés à l'indice) par l'intermédiaire de leur cote spécifique et de leur degré de sténoécie. Ces taxons influencent la note après pondération par leur pourcentage de recouvrement. Le calcul de l'IBMR prend donc en considération 3 valeurs pour chaque taxon indicateur :

- sa cote spécifique (CS<sub>i</sub>) qui varie de 0 (ex : bactéries filamenteuses témoins de fortes pollutions organiques) à 20 (très bonne qualité d'eau assimilée à un très faible niveau trophique),
- son amplitude écologique (E<sub>i</sub>) qui traduit sa plus ou moins grande inféodation à plusieurs niveaux trophiques (E<sub>i</sub> = 1) ou un seul (E<sub>i</sub> = 3),
- sa classe de recouvrement qui, en fonction de l'abondance, reflète l'adaptation du taxon aux conditions particulière de l'habitat. Les 5 classes de recouvrement (K<sub>i</sub>) éventuelles dans une station sont :
  - recouvrement de niveau 1 : recouvrement < 0.1% ;
  - recouvrement de niveau 2 : 0.1% ≤ recouvrement < 1% ;
  - recouvrement de niveau 3 : 1% ≤ recouvrement < 10% ;
  - recouvrement de niveau 4 : 10% ≤ recouvrement < 50% ;
  - recouvrement de niveau 5 : recouvrement ≥ 50%.

Le calcul de l'indice selon la formule :  $IBMR = \sum_i E_i * K_i * CS_i / K_i * CS_i$ , donne alors une note allant de 0 à 20 qui évalue le niveau trophique de la station (Haury *et al.*, 2006) : IBMR > 14 = très bon (oligotrophe); 14 > IBMR > 12 = bon; 12 > IBMR > 10 = modéré; 10 > IBMR > 8 = faible; 8 > IBMR = mauvais (eutrophe). Plus la note est élevée, plus le niveau trophique est faible. La robustesse est ensuite testée en enlevant le taxon avec le meilleur couple côte-sténoécie et en vérifiant que l'écart entre la note de départ et cette nouvelle note reste faible. L'IBMR traduit essentiellement le degré de trophie lié à des teneurs en ammonium et orthophosphates, ainsi qu'aux pollutions organiques les plus flagrantes. Néanmoins, indépendamment du degré trophique, la note obtenue par le calcul de l'IBMR peut varier selon certaines caractéristiques physiques du milieu comme l'intensité de l'éclairement et des écoulements.

L'**IBGN** constitue une méthode d'évaluation de la qualité du milieu physique et de la qualité de l'eau des rivières par le biais des communautés de macroinvertébrés benthiques (larves d'insectes, mollusques, vers, crustacés, ..., de taille supérieure à 0.5 mm). Le répertoire

des organismes retenus pour le calcul de l'IBGN contient 138 taxons. L'unité taxonomique utilisée est généralement la famille. Parmi les 138 taxons, 38 taxons constituent 9 groupes faunistiques indicateurs (GI), numérotés de 9 à 1 par ordre de polluosensibilité décroissante. L'IBGN est calculé à partir du tableau de détermination (cf. Annexe 12) en fonction :

- de la richesse taxonomique de l'échantillon (N), égale au nombre total de taxons récoltés même s'ils ne sont représentés que par un seul individu. Ce nombre est confronté aux 14 classes figurant en abscisse du tableau.
- du groupe faunistique indicateur (GI), en ne prenant en compte que les taxons indicateurs représentés dans les échantillons par au moins 3 ou 10 individus selon les taxons. La détermination du GI s'effectue ensuite en prospectant l'ordonnée du tableau de haut en bas (GI 9 à GI 1) et en s'arrêtant à la première présence significative ( $n > 3$  individus ou  $n > 10$  individus) d'un taxon.

La note IBGN finale varie de 0 à 20 et tient compte de l'ensemble des taxons présents dans les huit microhabitats de la station. La qualité de la station est représentée par un code couleur en fonction de la note IBGN obtenue : [20-17] = bleu ; [16-13] = vert ; [12-9] = jaune ; [8-5] = orange ; [4-0] = rouge.

**L'Indice EPT** repose lui aussi sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et plus spécifiquement sur le nombre total de taxons appartenant aux ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera, lesquels sont généralement sensibles à la pollution. Sa valeur augmente lorsque la qualité de l'eau s'améliore. La détermination se fait à l'espèce, mais nous avons testé la réponse de cet indice face à la chenalisation avec une détermination au genre uniquement.

Bien que certains de ces indices (ex : IBMR, IBGN, EPT) renseignent habituellement sur la qualité de l'eau d'un point de vue chimique, nous voulons savoir s'ils sont également influencés par la chenalisation. Nous avons par conséquent calculé l'ensemble des ces indices dans les stations contrôles d'une part et dans les stations chenalisées d'autre part. Leurs valeurs sont données à l'échelle de la station d'étude (100 mètres de long, cf. Chapitre I § 5.1.) en respect aux protocoles des quatre indices biologiques français. Les indices de diversité sont en plus calculés à l'échelle du macrohabitat en distinguant faciès rapides et faciès lents pour les macrophytes, et à l'échelle du microhabitat (valeur moyenne de l'ensemble des substrats de la station) pour les macroinvertébrés.

En termes de saisons, les communautés ornithologiques n'ayant fait l'objet que d'une saison de terrain, les indices de diversité et le CSI représentent les valeurs de printemps. Pour les macrophytes, diversité et IBMR sont calculés au printemps, en été, et à l'automne. Pour les macroinvertébrés, diversité, IBGN et EPT, sont calculés au printemps et à l'automne.

Ces indices, habituellement témoins de dégradation, peuvent révéler les effets de la chenalisation et ajouter un aspect temporel en testant leurs performances aux différentes saisons. Dans la note qui suit, les différences entre stations contrôles et chenalisées sont présentées en fonction de l'échelle spatiale, de la communauté et de la saison, dans le but de montrer à quel point les aménagements altèrent les rivières.



***NOTE: The need of multiple communities monitoring in stream's conservation status assessment***

RAMBAUD M. <sup>1</sup> – COMBROUX I. <sup>2</sup> – MORET J. <sup>1</sup> – MACHON N. <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, Muséum National d'Histoire Naturelle, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France, corresponding author: [rambaud@mnhn.fr](mailto:rambaud@mnhn.fr)

<sup>2</sup> Centre d'Ecologie Végétale et d'Hydrobiologie, Institut de Botanique, Université Louis Pasteur, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex, France

**Abstract:** In this study, we tested different spatial scales, study seasons, communities and biological indices to select which were the most useful to highlight the channelization impact on four French streams. One of your aims was to respond to the Habitat Directive objectives which demand to assess the conservation status of all natural habitats and species.

**Keywords:** Natura 2000 Habitats Type, Effects of driving pressures and their treatment, Stream, Vegetation.

## Introduction

Since the Habitat Directive came into force, Member States must evaluate the conservation status of habitat types and species of community interest (European Union, 1992). Consequently, they started to perform several monitoring and survey methodologies over the last decades. In this context, we studied the EU 3260 habitat type “Water courses of plain to montane levels with the *Ranunculion fluitantis* and *Callitriche-Batrachion* vegetation” (Bensettiti, Gaudillat & Haury, 2002). Our aim was to assess the impact of one human pressure on streams: the channelization. We tried to determine which biological indices (*e.g.* richness, diversity, normalized French biological indices) and communities (*e.g.* birds, plants, invertebrates) are the more sensible to channelization according to the study season, and could thus be used as suitable indicators for the conservation status assessment (Figure 1). We hypothesized that each community was related to one spatial scale within a study reach (station): birds and landscape (reach scale), plants and pool/riffle sequence (pool/riffle scale), invertebrates and substrate types (substrate scale).



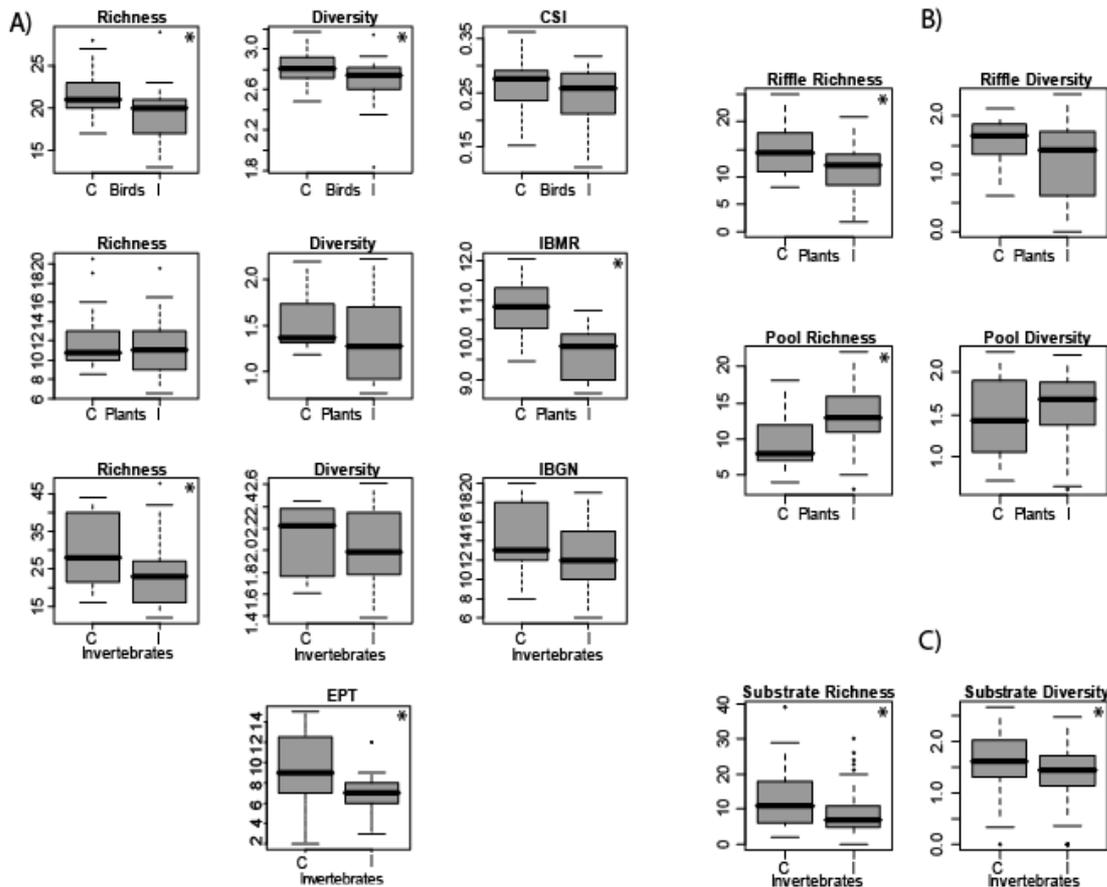
**Figure 1.** Control and channelized habitats, communities used to assess habitat conservation status (Rambaud, 2006).

## Materials and methods

We monitored four streams similar in term of geomorphologic and chemical characteristics with at least one reach hardly channelized per stream. Seventeen reaches were investigated for landscape (*e.g.* riparian cover), physical (*e.g.* flow velocity) and biological characteristics. Bird-, aquatic plant- and invertebrate communities were monitored in 2006 using standardised protocols (A.F.N.O.R., 1992, Julliard & Jiguet, 2002, Haury *et al.*, 2006). Observations were performed once in spring for birds, in spring, summer and autumn for plants, and in spring and autumn for invertebrates. Plant and invertebrate protocols were each related to an index informative of stream quality (IBGN for invertebrates, A.F.N.O.R., 1992, IBMR for plants, A.F.N.O.R., 2003, Haury *et al.*, 2006). Furthermore, we tested two indices depending on bird and invertebrates taxa: CSI (Julliard *et al.*, 2006) and EPT (Lenat, 1988, Compin & Céréghino, 2003) indices. Comparison between control and impacted reaches for richness, Shannon diversity and the four biological indices were performed thanks to t-test.

## Results and discussion

Richness, diversity and biological indices indicated that the conservation status was worst in channelized reaches than in controls. Bird, plant and invertebrate communities showed similar and complementary trends.



**Figure 2.** Box plots of richness, diversity and biological indices comparing controls (C) and impacted reaches (I) at the three spatial scales: A) reach, B) pool/riffle, C) substrate. Plots where C and I are significantly different are represented with an asterisk (t-test, \*:  $p < 0.1$ ).

The different communities' best described different spatial scales within each reach: the reach scale for birds, the pool/riffle scale for plants, and the substrate scale for invertebrates. The results presented in Figure 2 suggested (1) a decrease in richness and diversity for the three communities in channelized reaches, especially at their respective spatial scale (except for plants in pools), (2) a more significant response of richness in comparison to diversity, (3) a decrease in scores of biological indices in presence of channelization. Richness (calculate at the respective spatial scale for each community) IBMR and EPT indices were the most powerful measures to detect the channelization impact. Johnson *et al.* (2006) and Sandin & Johnson (2000) have already found that metrics based on taxa abundance have low power to detect degradation. Relating to selected communities, Baattrup-Pedersen and Riis (1999) demonstrated strong correlation between plants and physical habitats in stream. Richness in invertebrates (Norris & Georges, 1993) and EPT index (Resh & Jackson, 1993) are also useful because they condense complex data, making interpretation easier and represent a direct evaluation of biodiversity. Most of our indices should thus be adapted and combined in order to exhibit the best understanding of the impact of channelization on stream habitats' conservation status.

Thereafter, we tested in which season the channelization impact was the most important on plant and invertebrate richness at their respective scale and for IBMR, IBGN and EPT (Table 1).

Difference between control and impacted reaches were less marked in spring, summer and autumn for riffle and pool plant richness in comparison to the annual mean (cf. Fig.2). Nevertheless, spring was the season when channelization impact is more easily highlighted. Relating to the IBMR index, score was significantly lower in channelized reaches than in controls whatever the season. Substrate invertebrate richness, IBGN and EPT indices were significantly higher in controls than in channelized reaches in spring but not in autumn.

Monitoring of the communities must be performed preferentially in spring because bird activity is high at that time (Read, Reid & Venables, 2000, Julliard & Jiguet, 2002), and because the differences between control and impacted reaches for plants and especially invertebrates were most marked in this season, probably because it is the growing season for these two communities (Hering *et al.*, 2004, Cotton *et al.*, 2006). Nevertheless, monitoring must be envisaged in long term perspectives and results were more robust when observations were repeated throughout the year and probably during several successive years

**Table 1.** Seasonal means and standard deviations (SD) for richness and biological indices of plants and invertebrate communities in control and channelized reaches. Significant differences between control and channelized reaches are represented by: \*\*\* for  $p < 0,01$ ; \*\* for  $p < 0,05$ ; \* for  $p < 0,1$ .

		Control reaches		Impacted reaches		t	df	p-value
		Mean	SD	Mean	SD			
Riffle Plant Richness	Spring	16,33	6,62	11,89	4,91	1,50	13	0,16
	Summer	14,67	5,32	10,22	5,67	1,52	13	0,15
	Autumn	14,50	4,93	12,67	5,61	0,65	13	0,53
Pool Plant Richness	Spring	8,00	2,76	13,73	4,88	-2,63	15	0,02 **
	Summer	9,17	4,88	11,91	4,11	-1,23	15	0,24
	Autumn	10,50	4,23	14,00	3,66	-1,79	15	0,09 *
IBMR	Spring	10,84	0,71	9,58	0,70	3,51	15	0,003 ***
	Summer	10,68	0,79	9,73	0,73	2,50	15	0,02 **
	Autumn	10,95	0,76	9,73	0,55	3,82	15	0,002 ***
Substrate Invertebrate Richness	Spring	15,23	6,97	10,15	5,69	4,67	134	< 0,001 ***
	Autumn	6,65	2,98	5,91	3,30	1,16	102	0,25
IBGN	Spring	16,57	2,64	13,40	3,13	2,19	15	0,05 *
	Autumn	10,80	2,17	11,12	2,90	-0,21	15	0,83
EPT	Spring	11,29	2,43	8,40	2,55	2,34	15	0,03 **
	Autumn	5,20	2,17	5,38	2,26	-0,14	15	0,89

## Conclusions

Our first results outlined the necessity to use several different communities within an integrated index in order to take into account different habitats' hierarchical level in the EU 3260 habitat type's conservation status assessment. Taxa richness and some national biological indices were useful to highlight channelization impact. Monitoring must be preferentially performed several times per year with respect to community seasonality. If not possible, we recommend to collect community data in spring because it is the breeding bird season and migrant birds are come back, and because it is the growing season for plants and invertebrates.

## Acknowledgements

Special thanks are due to the “Direction Régionale de l’Environnement Ile-de-France et Loiret”, the “Agence de l’Eau Seine-Normandie”, the “Fédération de Pêche du Loiret” and to E. Porcher, A. Cadet, B. Lagier, P. Gourdain, D. Moindrot and D. Pereyron for their helps. We also wish to thank S. Pavoine for her advices in statistical analyses.

## References

- A.F.N.O.R. (1992). Essai des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Association Française de Normalisation - norme homologuée T 90-350.
- A.F.N.O.R. (2003). Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). AFNOR: Saint-Denis La Plaine, France.
- Baatrup-Pedersen A. & Riis T. (1999). Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology* 42, 375-385.
- Bensettiti F., Gaudillat V. & Haury J. (2002). Cahier d'Habitats Natura2000. Habitats humides. Connaissances et gestion des habitats et des espèces d'intérêts communautaire. Paris.
- Compin A. & Céréghino R. (2003). Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators* 3, 135-142.
- Cotton J.A., Wharton G., Bass J.A.B., Heppell C.M. & Wotton R.S. (2006). The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology* 77, 320-334.
- European Union (1992). Directive 92/43/EEC of the Council of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands.
- Haury J., Peltre M.C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treytore C., Cazaubon A. & Lambert-Servien E. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570, 153-158.
- Hering D., Meier C., Rawer-Jost C., Feld C.K., Biss R., Zenker A., Sundermann A., Lohse S. & Böhmer J. (2004). Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologia* 34, 398-415.
- Johnson R.K., Hering D., Furse M.T. & Clarke R.T. (2006). Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566, 115-137.
- Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. & Couvet D. (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters* 9, 1237-1244.
- Julliard R. & Jiguet F. (2002). Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda* 70, 137-147.
- Lenat D.R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7, 222-233.
- Norris R.H. & Georges A. (1993). Analysis and interpretation of benthic surveys. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (ed.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. - Chapman and Hall, New York, pp. 234-286.
- Read J.L., Reid N. & Venables W.N. (2000). Which Birds Are Useful Bioindicators of Mining and Grazing Impacts in Arid South Australia? *Environmental Management* 26, 215-232.
- Resh V.H. & Jackson J.K. (1993). Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (ed.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. - Chapman and Hall, London, pp. 195-223.
- Sandin L. & Johnson L.B. (2000). Statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia* 422/423, 233-243.

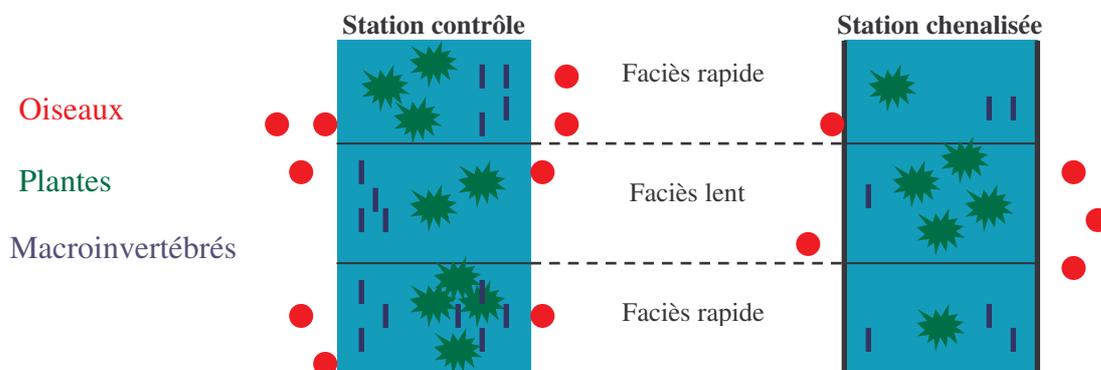


## Synthèse

En introduction (cf. Introduction § 4.2), nous avons souligné que les indices biologiques s'avèrent des outils particulièrement intéressants dans les monitorings relatifs aux pressions anthropiques parce qu'ils sont faciles et rapides à utiliser, et surtout simples à interpréter (Gray & Jensen, 1993). C'est le cas des indices présentés dans ce chapitre. Néanmoins, tous ne sont pas affectés par la chenalisation de l'habitat UE 3260. Deux hypothèses peuvent être proposées : 1) la chenalisation n'influence pas les caractéristiques biologiques testées, 2) l'échelle de travail ne convient pas.

L'absence de résultat sur le CSI est probablement à relier à la première hypothèse. En effet, la valeur de cet indice dépend du nombre d'individus par taxon dans différents types d'habitat (ex : forêts, villes). Nous avons vu dans le chapitre précédent que la composition du paysage autour de la rivière est similaire entre stations contrôles et chenalisées. Il est donc logique que les préférences des communautés ornithologiques en termes de types d'habitat ne soient pas affectées. Par contre, la chenalisation est reliée à une baisse de richesse et de diversité en oiseaux à l'échelle de la station d'étude, ce qui signifie que les communautés réagissent. Les résultats du chapitre précédent sur les caractéristiques environnementales et ceux du CSI soulignent que le paysage ne subit pas de modifications majeures ; les changements au sein des communautés ornithologiques sont donc certainement dépendants des altérations physiques du lit de la rivière.

Les échelles spatiales et temporelles utilisées dans le calcul des indices sont aussi très importantes. Les indices de diversité, et plus spécifiquement de richesse taxonomique, sont significativement plus faibles en présence de chenalisation au niveau de la station pour les oiseaux, du macrohabitat pour les plantes, et du microhabitat pour les macroinvertébrés (cf. Figure 27).



**Figure 27** : Comparaison du nombre de taxons entre stations contrôles et stations chenalisées.

Si nous prenons l'exemple des plantes, les faciès rapides et lents doivent être séparés afin d'observer des différences de richesse. A l'échelle de la station, les valeurs sont en effet très proches et même inférieures dans les stations contrôles (cf. Figure 2, 12.19 taxons en moyenne) par rapport aux stations chenalisées (12.49 taxons,  $t_{94} = -0.27$ ,  $P = 0.79$ ).

L'aspect temporel est également incontournable. Prenons le cas de l'IBGN : la moyenne à l'année ne montre pas de différence significative (cf. Figure 2,  $IBGN_C = 14.36$ ,  $IBGN_I = 12.39$ ,  $t_{30} = 1.57$ ,  $P = 0.13$ ), alors qu'au printemps nous constatons que la note est significativement plus faible dans les stations chenalisées (cf. Table 1). Quelque soit la communauté et les indices, le printemps semble la saison la plus appropriée à la récolte des données de terrain, l'idéal étant de réaliser des suivis sur plusieurs années consécutives. Ces conclusions montrent que l'impact de la chenalisation n'est pas constant dans le temps et s'exerce de façon très locale, ou qu'il existe des zones refuges, dans les faciès lents par exemple, qui limitent l'impact de la chenalisation sur de grandes portions de rivière.

Dans tous les cas, la chenalisation s'accompagne d'une altération des valeurs indiciaires : diminution des indices de diversité, de l'IBGN, de l'EPT et de l'IBMR. Toutefois, les différents indices utilisés dans ce chapitre peuvent révéler des effets multiples d'altération de l'habitat physique mais également de la qualité de l'eau. A ce stade, il devient nécessaire de vérifier si les différences entre stations contrôles et chenalisées ne sont pas imputables à un impact chimique ou de montrer que celui-ci est négligeable par rapport à l'impact physique. Les Chapitres IV et V aborderont ce sujet. Une étude plus détaillée de la richesse en taxons de différents groupes de plantes fera l'objet du chapitre IV. Il serait néanmoins intéressant de décomposer davantage ces indices ou d'établir un indice multimétrique tenant compte des caractéristiques biologiques les plus informatives quand aux changements sur les communautés (ex : à travers la formation de groupes fonctionnels). Un tel indice simplifierait l'interprétation des données biologiques pour les gestionnaires ou le grand public en fournissant une seule valeur plutôt que plusieurs conflictuelles. Cet indice aurait pour rôle d'éclairer l'état de l'habitat dans son intégralité. Le nombre de métriques par communauté n'aurait pas besoin d'être équivalent mais chaque métrique devrait être corrélée à un stress environnemental spécifique (Griffith *et al.*, 2005).

# **Chapitre IV : Les macrophytes et la chenalisation**



## ***Introduction***

Les plantes aquatiques, ou macrophytes, jouent un rôle important sur les structures et le fonctionnement des habitats aquatiques (Baattrup-Pedersen & Riis, 1999). Elles interagissent étroitement avec leur habitat et contribuent à sa stabilité (Gregg & Rose, 1985, Sand-Jensen, Borg & Jeppesen, 1989). Elles facilitent par exemple l'autoépuration des eaux par l'absorption des nutriments, ralentissent le courant et piègent les sédiments fins ce qui crée une hétérogénéité physique du chenal, et offrent de nombreux microhabitats aux autres communautés comme les macroinvertébrés benthiques (Champion & Tanner, 2000). Les changements de l'habitat ont un impact sur les communautés de macrophytes, qui à leur tour influencent la composition environnementale et biologique de celui-ci. Par exemple, la vitesse de courant régule leurs croissance et distribution (Westlake, 1975, Dawson, 1988). Le développement des plantes freine alors le courant et augmente la variabilité des vitesses aux petites échelles spatiales. De part leur immobilité, leur capacité à intégrer les effets cumulés de plusieurs perturbations (Trempe & Kohler, 1995), et la pérennité de nombreux taxons, les plantes aquatiques reflètent ainsi les changements à long terme de l'habitat. Elles sont également largement distribuées et faciles à identifier, l'ensemble de ces propriétés leur conférant un statut intéressant de bioindicateurs (Szozkiewicz *et al.*, 2006), notamment dans les études d'impact de pressions anthropiques.

Le contrôle mécanique et chimique des mauvaises herbes, la régulation des débits de rivière, et le déversement des eaux usées constituent les principales menaces qui, par leurs retombées sur les processus physiques, chimiques et biologiques, entraînent la perte de la végétation aquatique naturelle de nombreuses rivières (Best, 1994, Pot, 1996, Bravard *et al.*, 1997, Pinder *et al.*, 1997). En termes de composition, les taxons opportunistes à croissance rapide remplacent progressivement les taxons se développant lentement (Pot, 1996, Rorslett & Johansen, 1996). Depuis les années 80, des mesures ont été prises pour diminuer la charge en nutriments des rivières, améliorer la qualité de l'eau, et ce qui limite la disparition de taxons polluosensibles et les proliférations d'espèces invasives. La diversité végétale continuant à décroître, la chenalisation est rapidement apparue comme l'une des causes majeures. En effet, les aménagements anthropiques type chenalisation sont largement répandus en Europe, en particulier là où l'agriculture est intensive (Brookes, 1988, Petts, 1988). Par la perte de complexité structurale liée aux méandres naturels des cours d'eau, ces aménagements

affectent la diversité et distribution des communautés de macrophytes. Il devient essentiel de comprendre les interactions entre les structures et fonctions de l'habitat et les communautés biologiques pour envisager des mesures de restauration.

L'objectif de ce chapitre est par conséquent de regarder les effets de la chenalisation sur la composition physique, chimique, et biologique (au travers des communautés de plantes aquatiques), de l'habitat UE 3260. Pour cela, nous avons travaillé à deux échelles spatiales : la station de 100 mètres de long et le macrohabitat avec une distinction entre faciès rapides et faciès lents. Les hydrogéomorphologues considèrent ces faciès d'écoulement comme les unités fondamentales des rivières (O'Neil & Abrahams, 1984, Newbury & Gaboury, 1993). Ils leur attribuent une fonction physique de dissipation optimale de l'énergie. Ils sont également le reflet à long terme des contraintes exercées par la géologie, la morphologie terrestre, la couverture végétale et le climat (Beschta & Platts, 1986). Les cours d'eau naturels présentent toujours des alternances de faciès y compris dans leur parcours les plus rectilignes. La diversité longitudinale de leurs formes et structures physiques est mise à profit par la flore et la faune aquatique qui y rencontrent les différents habitats nécessaires à l'accomplissement de leurs cycles vitaux (Malavoi & Souchon, 2002). Malgré les diverses démonstrations de leur importance, l'approche par faciès intéresse surtout les études en hydromorphologie. Ils sont peu utilisés dans les études relatives aux communautés biologiques à l'exception des poissons. C'est pourquoi nous voulons préciser ici les relations plantes-environnement dans ces faciès et donc travailler à l'échelle du macrohabitat. Dans l'article qui suit, nous essayons de répondre à un certain nombre de questions : Sur quelles caractéristiques environnementales la chenalisation exerce-t-elle un impact ? Quelles sont les conséquences sur les communautés macrophytiques ? Est-ce que les réponses diffèrent en fonction du type de structures ? Quelle est l'échelle qui offre les tendances les plus significatives ?

In revision in *Journal of the North American Benthological Society*

**Running head:** Impact of stream channelization on plant communities

***MANUSCRIPT: Relationships between channelization structures,  
environmental characteristics, and plant communities, between four  
French streams of the Seine-Normandy's catchment***

---

corresponding author : **Maëlle Rambaud**<sup>1</sup>

*Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, Unité Inventaire et Suivi de la Biodiversité (UMS 2966), 61 rue Buffon, Case Postale 53, 75005 Paris, France, (33) 1 40 79 34 53*

**Isabelle Combroux**<sup>2</sup>

*Université Louis Pasteur, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex, France, (33) 3 90 24 18 87*

**Jacques Haury**<sup>3</sup>

*Agrocampus Ouest, Ecologie et Qualité des Hydrosystèmes Continentaux, 65 rue de St-Brieuc, CS 84215 – F35042 Rennes Cedex, France, (33) 2 23 48 55 39*

**Jacques Moret**<sup>4</sup>

*Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, 61 rue Buffon, Case Postale 53, 75005 Paris, France, (33) 1 40 79 34 53*

**Nathalie Machon**<sup>5</sup>, **Monika Zavodna**<sup>6</sup>

*Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, 55 rue Buffon, Case Postale 51, 75005 Paris, France, (33) 1 40 79 38 71*

**AND Sandrine Pavoine**<sup>7</sup>

*Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, 55 rue Buffon, Case Postale 51, 75005 Paris, France, (33) 1 40 79 38 71*

*Mathematical Ecology Research Group, Department of Zoology, University of Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3PS, UK*

<sup>1</sup> **E-mail addresses:** [rambaud@mnhn.fr](mailto:rambaud@mnhn.fr); <sup>2</sup> [isabelle.combroux@bota-ulp.u-strasbg.fr](mailto:isabelle.combroux@bota-ulp.u-strasbg.fr); <sup>3</sup>

[Jacques.Haury@agrocampus-rennes.fr](mailto:Jacques.Haury@agrocampus-rennes.fr); <sup>4</sup> [dirisb@mnhn.fr](mailto:dirisb@mnhn.fr); <sup>5</sup> [machon@mnhn.fr](mailto:machon@mnhn.fr);

<sup>6</sup> [zavodna@mnhn.fr](mailto:zavodna@mnhn.fr); <sup>7</sup> [pavoine@mnhn.fr](mailto:pavoine@mnhn.fr)

**Abstract.** From a perspective of stream health assessment, the present study examined the relationships between channelization, environmental characteristics and plant communities between four streams (Betz, Cléry, Lunain and Ecole Rivers) southeast of Paris, France. Seventeen 100-m long reaches, each divided in a pool / riffle sequence, were monitored in 2006. Each reach had zero to three channelization structures (i.e., embanking, resectioning, and other man-made structures). Redundancy analysis and mean-comparison tests were used to compare environmental and floristic data between control reaches and impacted (channelized) reaches according to channelization structure. Two spatial scales were tested: the reach scale and the pool / riffle sequence scale. Differences were related to the composition in flow velocities, depths and substrates, which affected the pool / riffle sequence within the reaches. Channelization also had a strong influence on floristic richness at the pool / riffle sequence scale according to biological types (vascular plants, bryophytes, and macroalgae) and eco-morphological types (hydrophytes and helophytes). Regarding plant composition, vascular plant taxa such as *Helosciadium nodiflorum* and *Berula erecta* were replaced by opportunist taxa such as *Potamogeton crispus* in impacted reaches. Channelization structures affected stream habitat by reducing mean flow velocity and riffle number in favor of pool number, by causing down-cutting, taxa shifts, and loss of biodiversity. Our study supports that channelization must be accompanied by measures preserving the initial physical conditions of streams and natural plant community composition.

**Keywords:** EU 3260; river; human impact; spatial scale; richness; indicator species.

## Introduction

Stream channelization is widespread and intensive worldwide. Indeed, streams have been modified for human convenience, e.g., for farming, navigation, agriculture, and road building (1999). Channelization, or channel modification, corresponds to the set of anthropogenic alterations that modify stream hydrology. For instance, implementation of man-made structures permit resectioning, realignment, or embanking of streams to prevent them from flooding or to modify their channels for various land uses (e.g., drainage for agriculture, shipping). Consequently, channelization affects channel dimension and shape (Brookes, 1988) as well as a stream's physical heterogeneity and connectivity with adjacent lands that might be thus reduced (Frissell *et al.*, 1986). The physical variation in flow velocity, depth and substrate that characterizes natural meandering watercourses and provides complex habitat structures is also often altered (Petts, 1984, Brookes, 1985, 1988). Such changes in the abiotic environment can impact biotic compartments (Bravard *et al.*, 1997, Thomson *et al.*, 2001) and the establishment of hydraulic structures create serious ecological problems (Dynesius & Nilsson, 1994, Karr, 1994). For example, despite the improvement in water quality of many European streams during the last two decades, aquatic biodiversity is still declining because of altered physical conditions and intensive land use (Kristensen & Hansen, 1994, Haury, 1996, Pinder *et al.*, 1997).

The large variety of channelization structures, besides the variability in natural conditions in streams, leads to a complex assessment of human influences on ecological and biological characteristics of streams. Several management methods have been developed to assess human impacts such as channelization of streams (e.g. River Habitat Survey, Raven *et al.*, 1997). Bioassessment techniques also have

been developed to complement surveys of environmental changes (Lenat, 1993, Rosenberg & Resh, 1993). Assessment may involve evaluation of biological communities in terms of taxa diversity, number of individuals, biomass, community structure, or a summary index incorporating more than one indice (Rosenberg & Resh, 1993). Benthic macroinvertebrates and fishes are the most commonly used organisms to assess the impact of channelization structures in streams because they often integrate effects across large spatial and temporal scales, and thus, provide more accurate measures than environmental characteristics alone (Karr, 1987, Gerritsen, 1995). Only a few studies have used bioindication abilities of aquatic plant communities to assess channelization impact. Yet, many plant taxa exhibit distinct preferences for hydrologic characteristics such as flow velocity, depth, and substrate (Haslam, 1978, Baattrup-Pedersen & Riis, 1999, Riis & Biggs, 2003, Gurnell *et al.*, 2006, Lacoul & Freedman, 2006), and contribute strongly to ecosystem health and services (Gregg & Rose, 1985, Sand-Jensen, 1998, O'Hare & Murphy, 1999, Harrison, 2000, Westwood *et al.*, 2006). Hence, plant communities may be related to channelization impact and used as indicators of stream health.

The need to assess stream health is a major matter of concern, e.g., in Europe with the "European Union's 'Habitat' Directive" (92/43 EEC, European Union, 1992) and the "European Union's Water Framework Directive" (00/60 EEC, European Union, 2000). Among the European aquatic habitat types (European Commission, 2007), the – EU 3260 – "Water courses of plain to mountain levels with the *Ranunculus fluitantis* and *Callitriche-Batrachion* vegetation" has been targeted as a priority habitat because of its vulnerability. This habitat occurs in chalk streams, which are typically characterized by diverse and abundant plant communities (Butcher, 1933,

Haslam, 1987, Sand-Jensen, 1998, Westwood *et al.*, 2006). Thus, it is important to assess the possible impact of channelization on this habitat to provide decision elements to local managers.

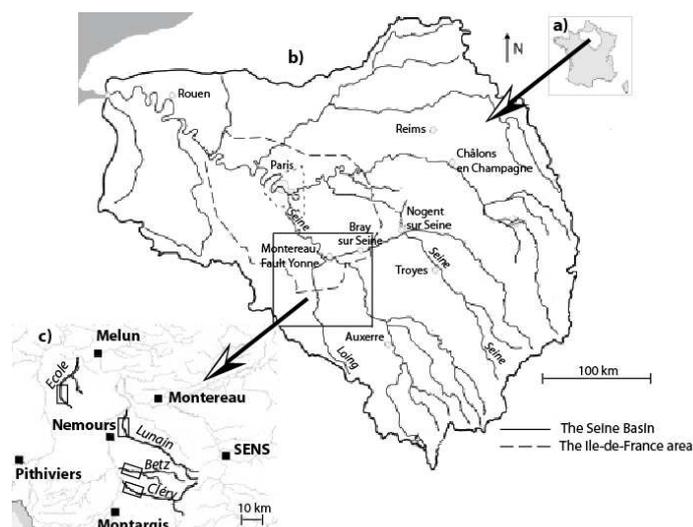
In the present study, we tested relationships between environmental and floristic characteristics of streams to assess the impact of channelization on the health of small French streams dominated by *Ranunculion* and *Callitriche* sp. Three types of channelization structures were studied: embanking, resectioning, and man-made structures causing obstacles for water flow (bridges, ground sills, groynes). Four small streams of similar size and geomorphologic characteristics were examined at two different spatial scales: reach-scale and pool / riffle sequence scale. Although the pool / riffle sequence has been rarely used in impact studies, here it provided information on local processes. Our objectives were to assess the impact of channelization, and more precisely of each channelization structure, at each scale on 1) the environmental (physical and chemical) characteristics of the streams, 2) the plant richness in different taxonomic groups, and 3) the floristic composition of the streams. In addition, we discuss the use of several plant taxa as potential indicators of physical stream health.

## Methods

### *Study sites and sampling*

This study was conducted within the Seine-Normandy's hydrological basin (100,000 km<sup>2</sup>), in the south of the Ile-de-France region (Fig. 1). The region's area is flat (mean slope < 1‰). It comprises plateau at low elevation (mean 160 m a.s.l.) with lowland streams. The geological layer is constituted of limestone and the region belongs to the same biogeographical region (Atlantic climate, mean annual temperature 11° C, mean annual precipitation 600 mm), permitting

comparable geographical and geological conditions for streams under study.



**Fig. 1** Location of the four streams: (a) the study area within France, (b) the Seine-Normandy's hydrological basins and its networks, (c) the Ecole, Lunain, Betz and Cléry Rivers and the stream sections studied.

Three types of channel structures were considered according to the definitions of Brookes (1988) and Wasson *et al.* (1995): (1) embanking, which constitutes an elevation increase of stream banks, (2) resectioning, which results in channel profile change with meander loss, and (3) other man-made structures that locally add rigid structures in the stream bed (bridges, ground sills, and groynes). Sills are concrete steps placed in the thalweg or wood logs fixed on the substrate, and groynes are perpendicular wing-dykes; both structures are used to accelerate water flow.

In 2006, we chose four streams (Betz, Cléry, Lunain and Ecole) where the EU 3260 habitat type (see also introduction) is well represented. The flow of these streams varies from 0.37 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Ecole) to 1.44 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Cléry). For 30 years, they have been partially channelized by multiple structures to regulate water flow, protect human populations, and to create water reservoirs for agriculture and domestic usages. We studied each along 5-6 km sections (see Fig. 1c) that were characterized by (1) chalk geology, (2) low

Strahler stream order (1-2), (3) moderate trophic state, and (4) same types and intensities of land use (grass meadows with small area of forests).

Along the stream sections, seventeen 100-m long reaches were monitored (three to five reaches per stream, each 1-2 km apart, see Appendix 1) according to the presence or absence of channelization structures. Each reach exhibited a succession of pool / riffle sequences *sensu* Frissell et al. (1986). According to Giorgi et al. (2005), pools (1 to 3 per reach, see Appendix 1) were deep areas (25–80 cm depth) with flow velocities  $< 20 \text{ cm s}^{-1}$ . Riffles (0 to 4 per reach) were shallow areas (10–30 cm depth) with high velocities (40–60  $\text{cm s}^{-1}$ ). Impacted reaches (11 reaches) had one to three channelization structures of embanking, resectioning, or bridge, sill or groyne, along the 100 m reach studied, while control reaches (6 reaches) had no such channelization structures. The Lunain River had no control reaches because of the high degree of human influence along its course.

#### *Physical habitat characterization*

For each reach, physical habitat characteristics were recorded in spring (May), summer (July) and autumn (September) 2006 by field measurements and cartographies. Sinuosity (whole reach length / linear distance between the two reach extremities) was calculated at the reach scale from 1/25 000 maps. In the field, the number and percentage of pools and riffles within each reach were determined. In each pool and riffle, depth, average width, flow velocity, and cover percentage of seven substrate types (artificial like building material, cobble, pebble and gravel, organic detritus, sand, silt, and terrestrial sediment) were measured by using a graduate ruler, measuring tape and electromagnetic current meter for river. For each sampling date we took one measurement of width,

one transect with measurements every 20 cm and also ten random points for depth, and five random points on the water surface for flow velocity for each pool and riffle in the 17 reaches. Each reach was thereafter characterized by two physical measurements, the mean value of each physical characteristic along all the pools of the reach and the mean value of each physical characteristic along all the riffles of the reach. Percentage light availability (percent of lighted portions *versus* shaded by riparian vegetation) was visually estimated by vertical projection in pools and riffles.

#### *Chemical analysis*

In each reach, 50 ml of water was collected once per month from May to December 2006. Water samples were analysed  $< 24 \text{ h}$  after sample collections using chemical kits for  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , total hardness, carbonate hardness and pH (Reagent case, Visicolor ECO Analysenkoffer, Macherey-Nagel). The  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{NH}_4^+$  concentrations were also used to assess total dissolved inorganic nitrogen, while total hardness and carbonate hardness permitted quantify values of carbonate ( $\text{CaCO}_3$ ) and magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) concentrations. Dissolved oxygen concentration (measured at 10 a.m.), water temperature, and conductivity were measured *in situ* in each reach using two dataloggers (Dissolved Oxygen Pocket Meter, Oxi315i/SET, WTW; Multi-channel analysers, Consort C533).

#### *Floristic data*

Plant surveys were conducted in the same reaches and at the same time as physical characteristics in May, July and September 2006, without considering the banks but including the seasonally emerged parts of stream beds. Observations were made using a glass-bottom bucket. The presence and total

percent cover in pools and riffles (100-m long reaches) of vascular plant taxa, bryophytes, and macroalgae were estimated from the banks and within the channel using a measuring tape. The percent cover gave an estimation of the relative abundance of each taxa in pools and riffles. Taxa were identified to the species level according to Tutin et al. (1964-1993, vascular plants), Smith (1978, 1990, bryophytes) and Coudreuse et al. (2005, bryophytes). Macroalgae were identified to the genus level (Bourrelly, 1966-70). Floristic richness, calculated at the scale of reach and pool / riffle sequence, included total taxa richness, richness within biological types (vascular plants, bryophytes, macroalgae), and richness within two main eco-morphological types (hydrophyte and helophyte taxa) according to Raunkiaer (1905).

#### *Statistical analyses*

Environmental characteristics were divided into physical and chemical characteristics (Appendix 1). Values of chemical characteristics used in statistical analyses were linked to the reach scale and equal to the means of the eight sampling dates (May to December). For physical characteristics and plant percent cover, values used at the reach scale analysis correspond to the means of the three study dates (May, July, and September) for all pools and riffles recorded within a reach. For pools, the means of the three months were calculated by using the measures recorded in the different pools within a reach, and for riffles, by using the measures of the different riffles within a reach. The values of reach richness correspond to the sum of the three sampling months for all the different taxa found in pools and riffles. The values of pool richness correspond to the sum of taxa found in the different pools of a reach, and the values of riffle richness to the sum of

taxa found in the different riffles of a reach.

Redundancy analysis (RDA) computed using the ADE4 package (Chessel, Dufour & Thioulouse, 2004) in the R-2.7.0 software (Ihaka & Gentleman, 1996, R Development Core Team, 2008) were used to correlate environmental characteristics of the three months and channelization at the reach-scale, for pools and riffles separately (except for chemical characteristics and sinuosity) (Ewald, 2000, Schröder, Kiehl & Stock, 2002). Over 37 variables measured on the field, we used principal component analysis and models with Akaike Information Criterion (Hastie & Pregibon, 1993) to remove highly correlated variables and selected 24 variables. The ordination of environmental characteristics in RDA was constrained in such a way that the resulting ordination vectors were linear combinations of the channelization structures. Data were centered on their means and standardized by column due to non-homogeneous dimensionality and were linearly related to one another by Euclidean distances (Legendre & Legendre, 1998).

Floristic richness was compared between control and impacted reaches at the two scales (reach / pool or riffle) using *t*-tests. This was done to assess the impact of channelization on richness and to find which taxonomic groups, biological types and spatial scales were the most affected by channelization. In addition, using the ADE4 package in the R-2.7.0 software, the relationships between channelization and plant distribution at the two study scales were tested by RDA. We chose RDA instead of canonical correspondence analysis (CCA, ter Braak, 1986) because the abundances of taxa were not measured by individual counting but by percent covers. The distribution of percent covers were skewed (few taxa with high percent cover and many taxa with very low or null percent cover). Then, percent covers were log-transformed to avoid any excessive

influence of dominant taxa on the results, next centred and then analyses by RDA.

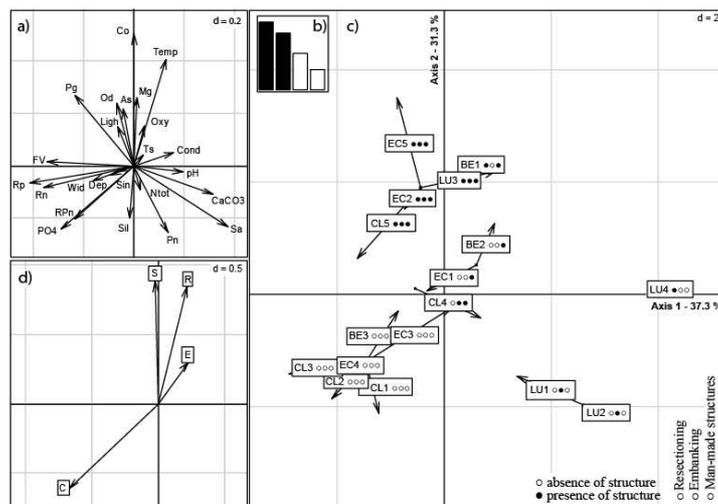
Correlations between the structures of the two data sets of the RDA (environmental characteristics and plant percent cover) at the two study scales were then tested by a randomization test (PROTEST) using 999 Monte-Carlo permutations (procuste.randtest function implemented in the ADE4 package, R-2.7.0 software) as developed by Dray et al. (2002). This allowed us to test whether differences in environmental characteristics caused by channelization were linked to differences in plant composition.

## Results

### Environmental characteristics

At the reach scale, environmental characteristics (Appendix 1) discriminated the sampled reaches according to the channelization structures in each (Fig. 2). In the RDA, the sum of the first two eigenvalues (37.3% and 31.3%) as well as the ratio between the variance of predicted values and the variance of observed values (axis 1,  $r^2 = 0.76$  and axis 2,  $r^2 = 0.81$ ) showed that the differences in environmental characteristics were correlated to the differences between

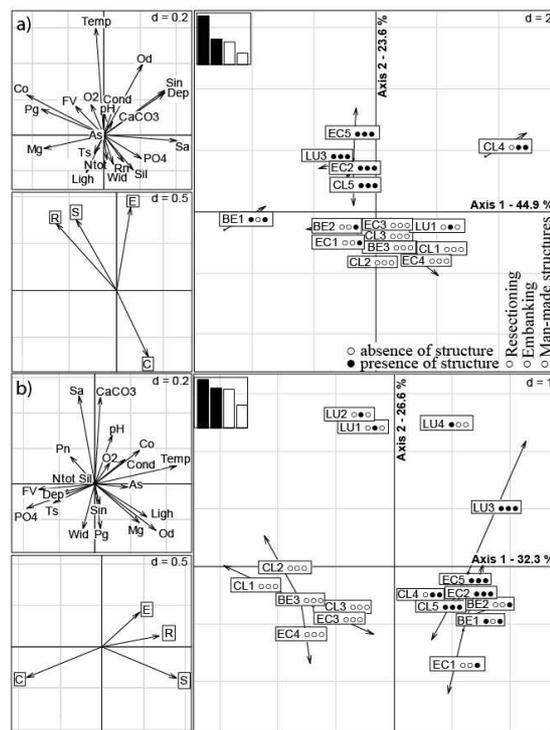
channelization structures along these two axes. Axis 1 mainly separated control reaches to reaches with one structure type of channelization. Control reaches had a high percentage of riffles and also a high flow velocity and  $PO_4$  concentration, whereas reaches with one channelization structure were mostly characterized by high  $CaCO_3$  concentration and fine substrate of sand. The second axis mainly distinguished control reaches and reaches with only resectioning or embanking on the negative end to reaches with only man-made structures and combinations of two or three structures on the positive end. Embanked reaches were characterized by a higher number of pools. Reaches with man-made structures and several structures were linked to high temperature, predominance of coarse substrate such as cobbles, artificial substrata, pebbles and gravel, and organic detritus. In summary, embanking and resectioning appear to be related to morphological changes that affected flow velocities and widths. The effects of man-made structures and their combinations were associated with changes in substratum composition in comparison to controls. The correlation circle (Fig. 2d) confirmed the separation of control reaches and types of channelization structures.



**Fig. 2** Redundancy analysis of the physical and chemical characteristics of the study reaches. (a) Positions of the environmental characteristics on the first (horizontal) and second (vertical) axes of the RDA. (b) Histogram of eigenvalues. (c) Representation on the factorial map (axis 1 x axis 2) of the position of each reach. Each reach

has two positions linked by an arrow. The arrow starts from the position predicted by the type or absence of impacts. Its head points on the projected raw position not predicted by the type or absence of impact. A long arrow indicates a difference between the observed value of the environmental characteristics in a reach and the theoretical values that should be expected according to the type of impacts in this reach. The channelization structures for each reach are indicated by circles as follows: first circle = resectioning, second circle = embanking, and third circle = man-made structures. White circle (○) means absence of structure; black circle (●) means presence of structure. (d) Correlation between the type or absence of impact and the first (horizontal) and second (vertical) axes of the RDA. Codes for reaches, environmental characteristics, and channelization structures are given in Appendix 1.

We noticed different trends between pools and riffles (Fig. 3). We concentrated on the first two axes of the two RDAs because they explained > 50 % of the total inertia and because they allowed us to characterize the differences between control and impacted reaches (for riffles: axis 1, 44.9 %,  $r^2 = 0.79$  and axis 2, 23.6 %,  $r^2 = 0.71$ ; for pools: axis 1, 32.3 %,  $r^2 = 0.82$  and axis 2, 26.6 %,  $r^2 = 0.65$ ). Controls had more heterogeneity in pool / riffle sequences than impacted reaches, probably because of the higher number of riffles. Control riffles were wider than impacted riffles, and they had finer substrata and were slightly deeper. Riffles with combined structures were the most distinct from controls. In the RDA for pools, controls and channelization structures were most differentiated. Flow velocities and depths were higher in control pools than in impacted pools. Pools of embanking and resectioning structures were characterized by a dominance of sand, and higher  $\text{CaCO}_3$  concentrations and pool number than the other pools. In contrast, pools with man-made structures and with combined structures had higher light availability, artificial substrata, cobbles, and organic detritus. These substrata were closely related to human impacts, e.g. artificial substrata and cobbles resulted directly from modifying the stream bed. Axis 3 also had an important eigenvalue of 25.4 % and indicated the same trend as axis 2, so it was not represented in figure 3.



**Fig.3** Redundancy analysis of the physical and chemical characteristics (a) in riffles and (b) pools. Position of environmental characteristics on the first (horizontal) and second (vertical) axes of the RDA, histogram of eigenvalues, and correlation between impacts and the first (horizontal) and second (vertical) axes are represented for each RDA. Coding for channelization structures is as in figure 2. See also the legend of figure 2 for an explanation of the positions of the reaches at the two ends of an arrow.

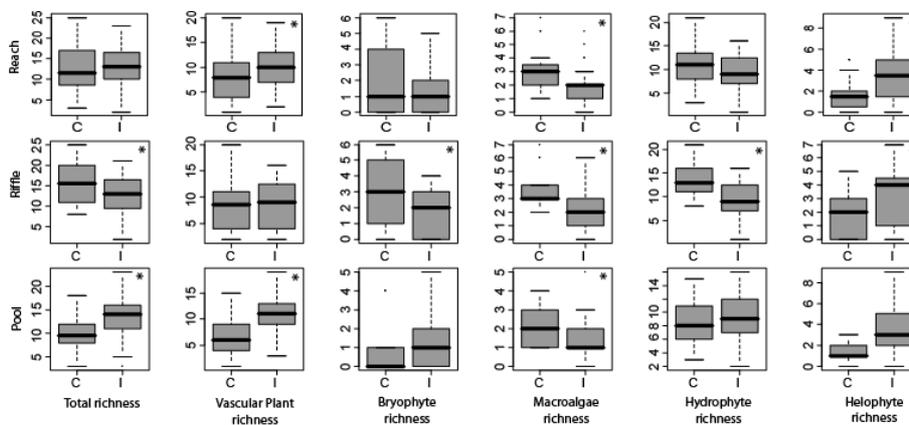
### *Floristic characteristics*

In the four study streams, vascular plant taxa (48 taxa) were much more numerous than bryophytes (12 taxa) and macroalgae (11 taxa). A high number of floral families (33 families) was recorded. The number of taxa per reach varied between 17 and 35 depending on the stream. Hydrophytes were more numerous

than helophytes (50 vs 21 taxa, respectively).

The presence of channelization was not correlated to total plant richness at the reach scale. However, the number of vascular plant ( $t_{94} = -2.05$ ,  $p = 0.04$ ) and helophyte taxa ( $t_{92.56} = -4.55$ ,  $p < 0.001$ ) were higher and the number of macroalgae taxa was lower ( $t_{94} = 4.52$ ,  $p < 0.001$ ) compared to controls (Fig. 4). This absence of significant trends in total richness at the scale of the reach was due to the opposite effect of channelization in riffles in comparison with pools. Indeed, total plant

richness was lower in riffles and higher in pools for impacted reaches than for controls ( $t_{43} = 2.12$ ,  $p = 0.04$ , see also Fig. 4). In riffles, the decrease in richness was significant for hydrophytes ( $t_{43} = 3.49$ ,  $p = 0.001$ ), bryophytes ( $t_{28.46} = 3.08$ ,  $p = 0.005$ ) and macroalgae ( $t_{43} = 4.27$ ,  $p < 0.001$ ). In contrast, the increase in richness in impacted reaches was significant only for vascular plants in pools ( $t_{49} = -3.33$ ,  $p = 0.002$ ), while macroalgae richness was significantly lower in pools of impacted reaches ( $t_{49} = 2.18$ ,  $p = 0.003$ ).



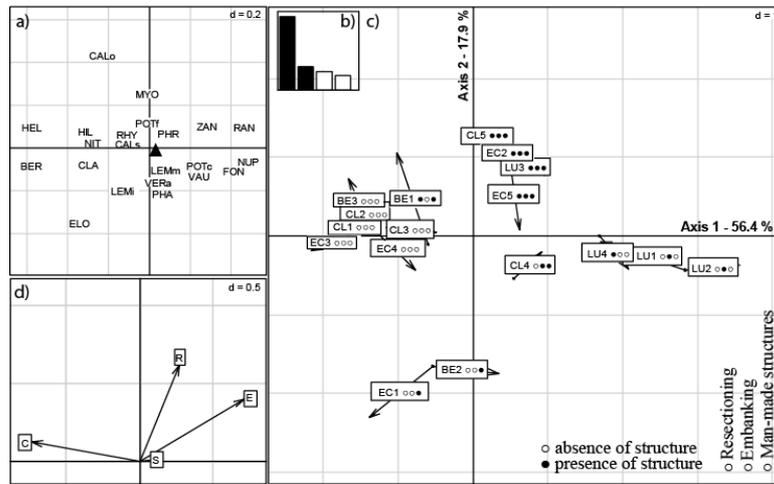
**Fig.4** Box plot of floristic richness comparing controls (C) and impacted reaches (I) at the two scales: reach and pool / riffle sequence. For each plot, the extreme of the lower whisker, lower hinge, median, upper hinge, and the extreme of the upper whisker are shown. Plot with an asterisk (\*) in the right top corner indicates that mean floristic richness of C and I are significantly different ( $t$ -test,  $p < 0.05$ ).  $n = 18$  for control reaches, control pools and control riffles,  $n = 33$  for impacted reaches and impacted pools, and  $n = 27$  for impacted riffles because two reaches have no riffles.

The RDA for macrophyte taxa at the reach scale underlined the important relationships between channelization and the distribution of floristic communities (Fig. 5). In the space of RDA, the eigenvalue of the first axis (56.4 %) as well as the ratio between the variance of predicted values and the variance of observed values (axis 1,  $r^2 = 0.84$ ) showed that the differences in plant percent cover were correlated to the differences between channelization structures on this axis. Axis 1 mainly separated control reaches from impacted reaches. *Nuphar lutea* (L.) Sibth & Sm, *Ranunculus fluitans* Lam, *Fontinalis antipyretica* Hedw, *Zannichellia palustris* L., *Vaucheria* sp. de Candolle and *Potamogeton crispus* L. were mainly found

and abundant in impacted reaches. In contrast, *Helosciadium nodiflorum* (L.) Lag., *Berula erecta* (Huds.) Coville, *Hildenbrandia rivularis*. (Liebm.) J.Agardh, *Cladophora* sp. Kützing and *Nitella* sp. C. Agardh, were mainly recorded and abundant in control reaches. Along this axis, reaches with man-made structures and combined structures were less different to controls in terms of plant composition than resectioned and embanked reaches. The effects of different structures were compensated for each other as previously observed. Axis 2 (17.9 % of variance,  $r^2 = 0.71$ ) mainly distinguished reaches with one structure on the negative end to reaches with several structures on the positive end. *Elodea canadensis*

Michx, *Lemna minuscula* L. and *Phalaris arundinacea* L. were correlated and abundant in reaches with man-made structures, whereas taxa as *Callitriche*

*obtusangula* Le Gall and *Myosotis* gr. *Palustris* L. were mostly abundant in reaches with combined structures.

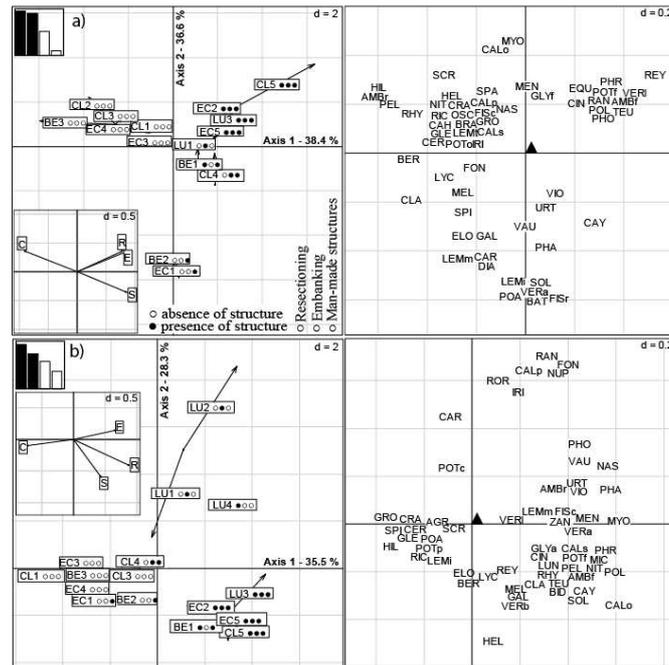


**Fig. 5** Redundancy analysis of the floristic assemblages. (a) Position of the taxa on the first (horizontal) and second (vertical) axes of the RDA. Only the most frequent and abundant taxa are presented. The remaining taxa are represented by a central triangle (▲). (b) Histogram of eigenvalues. (c) Representation of the factorial map (axis 1 x axis 2) of reaches. See also the legend of figure 2 for an explanation of the positions of the reaches at the two ends of an arrow. Coding for channelization structures is as in figure 2. (d) Correlation between impacts and the first (horizontal) and second (vertical) axes are represented for each RDA. Complementary codes for reaches, taxa, and channelization structures are given in Appendix 1.

Differences in plant composition were also notable at the scale of riffles and pools (Fig. 6). The first two axes of the two RDA were presented because they explained > 50 % of the total inertia (for riffles: axis 1, 38.4 %,  $r^2 = 0.66$  and axis 2, 36.6 %,  $r^2 = 0.83$ ; for pools: axis1, 35.5 %,  $r^2 = 0.86$  and axis 2, 28.3 %,  $r^2 = 0.71$ ). Differences varied according to channelization structure. In riffles, controls had a complex community dominated by bryophytes (e.g. *Amblystegium riparium* (Hedw.) B., S. & G., *Pellia endiviifolia* (Dicks) Dumort, *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) Card) and macroalgae taxa (e.g. *H. rivularis*, *Nitella* sp.), whereas impacted riffles were correlated to some abundant helophyte taxa. Nevertheless, helophyte taxa in riffles with only man-made structures (e.g. *Poa trivialis* L., *Veronica anagallis-aquatica* L., *Solanum dulcamara* L., *P. arundinacea*) differed from the helophyte taxa of the other impacted riffles (e.g. *Veronica anagalloides* Guss, *Teucrium scordium* L.,

*Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud). In pools, the main differences were notable for specific communities of embanked and resectioned pools composed of abundant taxa such as e.g. *R. fluitans*, *F. antipyretica*, *N. lutea*, *Phormidium* sp. or *Vaucheria* sp. and for specific communities of pools with several structures composed of a mixture of hydrophyte taxa (e.g. *C. obtusangula*, *Amblystegium fluviatile* (Hedw.) B., S. & G., *Nitella* sp., *H. nodiflorum*) and helophyte taxa (e.g. *Solanum dulcamara* L., *Veronica beccabunga* L.).

Finally, the association between environmental characteristics and plant percent covers showed that the two data sets (physico-chemical and floristic matrices) were strongly correlated at the two study scales (PROTEST,  $p < 0.001$ ); i.e., the differences in plant composition were highly related to the differences in environmental characteristics. These explanatory (environmental characteristics)



**Fig.6** Redundancy analysis of the floristic assemblages (a) in riffles and (b) pools. Position of taxa on the first (horizontal) and second (vertical) axes of the RDA, histogram of eigenvalues, and correlation between impacts and the first (horizontal) and second (vertical) axes are represented for each RDA. Coding for channelization structures is as in figure 2. See also the legend of figure 2 for an explanation of the positions of the reaches at the two ends of an arrow. Only the most frequent and abundant taxa are presented. The remaining taxa are represented by a central triangle (▲).

and response (plant percent covers) variables showed the same trend linked to channelization.

### Discussion

#### *Channelization and environmental characteristics*

According to our results, four environmental characteristics were key to assess the impact of channelization on stream health: the number of pools and riffles within each reach, flow velocity, depth, and substratum type. Thus, channelization impact on stream health was particularly linked to physical characteristics. Because some chemical characteristics such as pH or oxygen fluctuate in time and space, and with the degree of human impacts, they were poorly associated with channelization. Distinguishing between natural changes and human-induced causes is often difficult because chemical measures are

highly variable and offer little integration (Norris & Thoms, 1999). In contrast, physical characteristics are more stable in time. Physical characteristics related to pool / riffle sequence, flow velocity, depth and substratum type appear to be appropriate factors to study the impact of channelization because the effects of channelization differed between pools and riffles, and flow velocity, depth and substratum type varied with channelization structure.

Channelization modified the local conditions of reaches by a decrease in the percentage of riffles, which led to a loss in habitat complexity. Pools also dominated impacted reaches with flow velocities less than in control reaches. Lighting was also enhanced, probably because banks were cleared near human settlements that favour a space gap. Nevertheless, the nature and intensity of environmental changes were affected by the structure of channelization. Resectioning and embanking mostly resulted in slower pools and fine particle

beds throughout long distances as previously observed by Raven et al. (2000). They affected stream morphology at a large spatial scale by changing flow velocity, width, and depth. Bank stabilisation and loss of sinuosity associated with these structures were arguably the causes of profile modification. On the other hand, reaches with man made structures, such as bridges, had faster downstream riffles and coarse particle beds because the structures accelerated flows that modified the fine particles. Upstream, waters were stagnant because the structures constituted obstacles against flow. They also had generally localized effects due to the addition of artificial materials during their construction that induced different substratum composition.

Finally, reaches with combined structures were less affected than embanking and resectioning alone. It appears that the effects of multiple structures usually compensated at the level of the reach and the impact was generally lower than the presence of only one structure. In channelized reaches, complementary structures could be considered to locally improve conditions and create habitat diversity when one structure had a strong impact on stream morphology.

#### *Channelization and floristic characteristics*

We found that changes in floristic richness and shifts in plant composition due to channelization varied according to the channelization structure, scale (reach vs pool / riffle sequence), flow type (pool or riffle), and taxa group (vascular plants, bryophytes and macroalgae, or hydrophytes and helophytes). The most significant differences between control and impacted reaches were found at the pool / riffle scale. For floristic richness, total plant richness was lower in impacted riffles compared to controls due to a decrease in hydrophyte taxa, especially

bryophytes and macroalgae. Richness trends probably reflected the loss of riffles in impacted reaches. In contrast, total richness was higher in impacted pools compared to controls because of an increase in vascular plants, especially helophyte taxa. Channelization structures, especially embanking and resectioning, are used to prevent flooding by decreasing the frequency and intensity of high flows, which stabilizes hydrological conditions through time. Moreover, they were associated with tree cutting and bank stabilisation, resulting in an increase in light availability. Thus, stable environmental characteristics with low flow velocities and strong lighting can lead to low community richness and a dominance of helophyte taxa. A strong community richness, derived from colonization strategies of taxa (Trémolières, 2004) or from their ability to exhibit several regenerative strategies (Combroux & Bornette, 2004), is related to environmental conditions, thus alteration of flow velocities and lighting is a consequence of embanking and resectioning. However, man-made structures locally increased flow velocity and were related to artificial substrata and cobbles. These constraints had a strong negative effect on hydrophyte richness that could be explained by restricted propagule flow, establishment of seed banks and/or anchorage of plants. Helophyte taxa were probably favoured as they are more ubiquitous than strictly aquatic taxa (Dawson, Raven & Gravelle, 1999, Gantes & Sánchez Caro, 2001). A decrease in competition processes may have favoured their colonization. But these effects were evident at the pool / riffle sequence scale, and did not alter the whole reach. Whatever the channelization structure, macroalgae were the most affected in riffles as well as in pools. The addition of physical impediments in the stream bed altered the hydrological conditions that may have favoured more competitive taxa than encrusting algae (e.g. other

macroalgae or vascular plants) as demonstrated by others (e.g. Sand-Jensen, Borg & Jeppesen, 1987, Sand-Jensen, 1998, Gantes & Sánchez Caro, 2001). Thus, channelization affected taxa plant richness for all groups, but the response varied with the structure of channelization, taxonomic group, and eco-morphological group. Consequently, floristic richness of these groups is an indicator of several types of physical stream alteration.

Regarding taxa composition, most taxa were found in all the sampled reaches but their relative abundance differed among reaches and produced different community structures depending on presence or absence of channelization. Among impacted reaches, reaches with man-made structures and combinations of channelization structures had a floristic composition more closely related to control reaches than embanking and resectioning. Nevertheless, reaches with man-made structures and combinations of channelization structures had mostly tolerant taxa with opportunistic strategies, such as *E. canadensis*, usually considered as an exotic species (Thiébaud, 2007) because of its efficient dispersal ability and high resistance to disturbance (Grime, Hodgson & Hunt, 1988), or *C. obtusangula* and *M. gr. Palustris*. Embanking and resectioning had a higher effect on plant community structure, especially in pools, and seemed to lead to a specific community with particularly resistant taxa (e.g. *N. lutea*, *P. crispus*, *Z. palustris*). In our study, *N. lutea*, *R. fluitans*, *Z. palustris* and *P. crispus* might be considered as indicators of channelized habitats as previously observed for *R. fluitans* (Pedersen, Baattrup-Pedersen & Vindbæk Madsen, 2006) and *P. crispus* (Baattrup-Pedersen, Larsen & Riis, 2003, O'Hare *et al.*, 2006). For taxa related to control reaches, trends differed strongly between studies, probably due to small chemical differences among streams. In the continental region of France, we suggest *H. nodiflorum*, *B. erecta* and *H. rivularis*

as taxa related to non-impacted situations. *Cladophora* sp. was present in our control reaches, whereas it is mostly characteristics of impacted conditions in water quality studies. It could be related to the higher PO<sub>4</sub> concentration of controls in comparison to impacted reaches. Nevertheless, particular taxa related to channelization were difficult to identify because of the variability in their distribution pattern according to region and respective environmental conditions, the scale used, and the type of channelization. Only stenoecic taxa can be considered relevant, and it is clear that floristic communities might be more informative than single taxa in comparative studies of stream assessment.

### Conclusion

The aim of this study was to determine the environmental characteristics, floristic data, and spatial scale, related to different structures of channelization. The physical characteristics in the composition in riffles and pools, depths, flow velocities, and substrata, could be useful to assess the physical health or the conservation status of the EU-3260 habitat as under the European Habitat Directive methodology (92/43 EEC, European Union, 1992). The floristic richness in several taxonomic groups (particularly bryophytes and macroalgae) and morphologic groups (particularly helophytes) highlighted significant differences between control and channelized situations at the pool / riffle sequence scale. The natural sequence of pools and riffles, and the natural diversity of environmental and floristic conditions, are necessary to maintain physical stream health. Whenever possible, managers should avoid the implementation of channelization because embanking and resectioning could lead to linear watercourses for long stretches. Human structures should be strongly localized to

prevent stream habitats from irreversible degradation.

### Acknowledgments

This study was funded in part by the “Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien”. Sandrine Pavoiné is supported by the European Commission under the Marie Curie Programme. We would like to thank the experts of the “Direction Régionale de l’Environnement Ile-de-France et Loiret”, of the “Agence de l’Eau Seine-Normandie”, and of the “Fédération de Pêche du Loiret” for their advice on the study sites. We acknowledge Julie Coudreuse for the bryophyte determination and Emmanuelle Porcher, Marie-Eve Miguerès, Adeline Cadet, Benoit Lagier, Philippe Gourdain, Denise Moindrot and Danielle Pereyron for their help in the field. We also thank Doug Evans for his valuable comments and English improvement of the manuscript.

### References

- Baatrup-Pedersen A., Larsen S.E. & Riis T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia* 495, 171-179.
- Baatrup-Pedersen A. & Riis T. (1999). Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology* 42, 375-385.
- Bourelly P. (1966-70). Les algues d’eau douce. N. Boubée & Cie, Paris.
- Bravard J.-P., Amoros C., Pautou G., Bornette G., Bournaud M., Creuzé Des Châtelliers M., Gibert J., Peiry J.-L., Perrin J.-F. & Tachet H. (1997). River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 75-90.
- Brookes A. (1985). River channelization: traditional engineering methods, physical consequences and alternative practices. *Progress in Physical Geography* 9, 44-73.
- Brookes A. (1988). Channelized rivers. Perspectives for environmental management. Wiley interscience.
- Butcher R.W. (1933). Studies on the ecology of rivers. 1. On the distribution of macrophyte vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology* 21, 58-91.
- Chessel D., Dufour A.-B. & Thioulouse J. (2004). The ade4 package-I- One-table methods. *R News* 4, 5-10.
- Combroux I. & Bornette G. (2004). Propagule banks and regenerative strategies of aquatic plants. *Journal of Vegetation Science* 15, 13-20.
- Coudreuse J., Haury J., Bardat J. & Rebillard J.P. (2005). Les bryophytes aquatiques et supra-aquatiques : clé d’identification pour la mise en oeuvre de l’Indice Biologique Macrophytiques en Rivière. Agence de l’eau Adour-Garonne.
- Dawson F.H., Raven P.J. & Gravelle M.J. (1999). Distribution of the morphological groups of aquatic plants for rivers in the U.K. *Hydrobiologia* 415, 123-130.
- Dray S., Chessel D. & Thioulouse J. (2002). Procrustean co-inertia analysis for the linking of multivariate datasets. *Ecoscience* 10, 110-119.
- Dynesius M. & Nilsson C. (1994). Fragmentation and flow regulation of the river systems in the northern third of the world. *Science* 266, 753-762.
- European Commission (2007). Interpretation Manual of European Union Habitats - Version EUR 27. Dg Environment Nature and Biodiversity), p. 144. Brüssel.
- European Union (1992). Directive 92/43/EEC of the Council of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands.
- European Union (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. The European Parliament, Brussels.
- Ewald J. (2000). The influence of coniferous canopies on understorey vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. *Applied Vegetation Science* 3, 123-134.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199-214.
- Gantes H.P. & Sánchez Caro A. (2001). Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany* 70, 225-236.
- Gerritsen J. (1995). Additive biological indices for resource management. *Journal of the North American Benthological Society* 14, 451-457.
- Giorgi A., Feijoo C. & Tell G. (2005). Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14, 1699-1718.
- Gregg W.W. & Rose F.L. (1985). Influences of aquatic macrophytes on invertebrate

- community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* 128, 45-56.
- Grime J.P., Hodgson J.G. & Hunt R. (1988). *Comparative Plant Ecology: A Functional Approach to common British Species*. Allen and Hyman, London.
- Gurnell A.M., Van Oosterhout M.P., De Vlieger B. & Goodson J.M. (2006). Reach-scale interactions between aquatic plants and physical habitat: River Frome, Dorset. *River Research and Applications* 22, 667-680.
- Harrison S.S.C. (2000). The importance of aquatic margins to invertebrates in English chalk streams. *Archiv für Hydrobiologie* 149, 213-240.
- Haslam S.M. (1978). *River Plants: The macrophytic vegetation of watercourses*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Haslam S.M. (1987). *River Plants of Western Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hastie T.J. & Pregibon D. (1993). Generalized linear models. In: Chambers, J.M. & Hastie, T.J. (ed.): *Statistical Models - Chapman & Hall*, London, pp. 195-247.
- Haury J. (1996). Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in a Normandy river. *Hydrobiologia* 340, 43-49.
- Ihaka R. & Gentleman R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5, 299-314.
- Karr J.R. (1987). Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* 11, 249-256.
- Karr J.R. (1994). Protecting aquatic ecosystems: clean water is not enough. In: Davis, W.S. & Simon, T.P. (ed.): *Biological Assessment and Criteria*. - Lewis Publishers, London, pp. 7-13.
- Kristensen P. & Hansen H.O. (1994). *European Rivers and Lakes. Assessment of their Environmental State*. EEA Environmental Monographs 1, European Environment Agency, Copenhagen.
- Lacoul P. & Freedman B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews* 14, 89-136.
- Legendre P. & Legendre L. (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lenat D.R. (1993). A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society* 12, 279-290.
- Maddock I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41, 373-391.
- Norris R.H. & Thoms M.C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology* 41, 197-209.
- O'hare M.T., Baattrup-Pedersen A., Nijboer R., Szoszkiewicz K. & Ferreira T. (2006). Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* 566, 197-210.
- O'hare M.T. & Murphy K.J. (1999). Invertebrate hydraulic microhabitat and community structure in *Callitriche stagnalis* Scop. patches. *Hydrobiologia* 415, 169-176.
- Pedersen T.C.M., Baattrup-Pedersen A. & Vindbæk Madsen T. (2006). Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* 51, 161-179.
- Petts G.E. (1984). *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Pinder L.C.V., Marker A.F.H., Mann R.H.K., Bass J.A.B. & Coop G.H. (1997). The River Ouse, a highly eutrophic, slow-flowing, regulated, lowland river in Eastern England. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 203-218.
- R Development Core Team (2008). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raunkiaer C. (1905). Types biologiques pour la géographie botanique. *Bulletin Academy of Royal Science (Denmark)* 5, 347-437.
- Raven P.J., Fox P., Everard M., Holmes N.T.H. & Dawson F.H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In: Boon, P.J. & Howell, D.L. (ed.): *Freshwater Quality: Defining the Indefinable? - The Stationery Office (Scottish Natural Heritage)*, Edinburgh, pp. 215-234.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Naura M. & Dawson F.H. (2000). Using river habitat survey for environmental and catchment planning in the UK. *Hydrobiologia* 422/423, 359-367.
- Riis T. & Biggs B.J.F. (2003). Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography* 48, 1488-1497.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (ed.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic*

- Macroinvertebrates. - Chapman & Hall, New York, pp. 1-9.
- Sand-Jensen K. (1998). Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39, 663-679.
- Sand-Jensen K., Borg D. & Jeppesen E. (1987). Biomass and oxygen dynamics of the epiphytic community in a Danish lowland stream. *Freshwater Biology* 22, 431-443.
- Schröder H.K., Kiehl K. & Stock M. (2002). Directional and non-directional vegetation changes in a temperate salt marsh in relation to biotic and abiotic factors. *Applied Vegetation Science* 5, 33-44.
- Smith A.J.E. (1978). *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Smith A.J.E. (1990). *The Liverworts of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ter Braak C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167-1179.
- Thiébaud G. (2007). Invasion success of non-indigenous aquatic and semi-aquatic plants in their native and introduced ranges. A comparison between their invasiveness in North America and in France. *Biological Invasions* 9, 1-12.
- Thomson J.R., Taylor M.P., Fryirs K.A. & Brierley G.J. (2001). A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 373-389.
- Trémolières M. (2004). Plant response strategies to stress and disturbance: the case of aquatic plants. *Journal of Biosciences* 29, 461-470.
- Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.H. (1964-1993). *Flora Europea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y. & Paulin L. (1995). Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref éditions, coll. Etudes, série Gestion des Milieux Aquatiques.
- Westwood C.G., Teeuw R.M., Wade P.M., Holmes N.T.H. & Guyard P. (2006). Influences of environmental conditions on macrophyte communities in drought-affected headwater streams. *River Research and Applications* 22, 703-726.

**Appendix 1** Codes for streams, reaches, environmental characteristics, channelization structures and floristic taxa. The number associated with each reach code reflects its longitudinal position (1 = upstream to 5 = downstream).

<b>STREAMS</b>	<b>CODE</b>	<b>ENVIRONMENTAL CHARACTERISTICS</b>	<b>CODE</b>
Betz	BE	<b>Physical characteristics</b>	
Cléry	CL	Sinuosity	Sin
Ecole	EC	Depth (cm)	Dep
Lunain	LU	Flow velocity (cm s-1)	FV
		Width (m)	Wid
		Light availability (%)	Ligh
<b>REACHES</b>	<b>CODE</b>		
Brandard	BE1	Artificial substratum (%)	As
Jeandrillonnerie	BE2	Cobblestones (%)	Co
Dordives	BE3	Pebbles and gravel (%)	Pg
Chanteraine	CL1	Organic detritus (%)	Od
Boyard	CL2	Sand (%)	Sa
Gril	CL3	Silt (%)	Sil
Ferrières D32	CL4	Terrestrial sediment (%)	Ts
Ferrières Ville	CL5	Riffle and Pool number	RPn
Oncy	EC1	Riffle number	Rn
Milly	EC2	Riffle percent (%)	Rp
Coudret	EC3	Pool number	Pn
Noues	EC4		
Garenne	EC5		
Nonville	LU1		
Luat	LU2	<b>Chemical characteristics</b>	
Villeron	LU3	Conductivity (µS cm-1)	Cond
Gratereau	LU4	Temperature (° C)	Temp
		Oxygen concentration (mg L-1)	Oxy
		Nitrogen concentration (mg L-1)	Ntot
<b>CHANNELIZATION STRUCTURES (CS)</b>	<b>CODE</b>		
No channelization structure = Control	C	Phosphate concentration (mg L-1)	PO4
Embanking	E	Carbonate concentration (mg L-1)	CaCO3
Resectioning	R	Magnesium concentration (mg L-1)	Mg
man-made Structures	S	Potential hydrogen	pH

**TAXA : Hydrophytes**

<b>Macroalgae</b>			
<i>Batrachospermum</i> sp. Roth	BAT	<i>Nitella</i> sp.	NIT
<i>Cladophora</i> sp. Kützing	CLA	<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher	OSC
<i>Diatoma</i> sp. Bory de St Vincent	DIA	<i>Phormidium</i> sp. Kützing	PHO
<i>Hildenbrandia rivularis</i> (Liebm.) J.Agardh	HIL	<i>Spirogyra</i> sp. Link	SPI
<i>Melosira</i> sp. C. Agardh	MEL	<i>Vaucheria</i> sp. de Candolle	VAU
<i>Microspora</i> sp. Thuret	MIC		

**Bryophytes**

<i>Amblystegium fluviatile</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBf	<i>Fissidens rufulus</i> B., S. & G.	FISr
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBr	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	FON
<i>Brachytecium rivulare</i> B., S. & G.	BRA	<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Lindb.	LUN
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	CIN	<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks) Dumort.	PEL
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	CRA	<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	RHY
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex B., S. & G.	FISc	<i>Riccardia chamaedryfolia</i> (With.) Grolle	RIC

**Vascular plants**

<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	BER	<i>Myosotis</i> gr. <i>Palustris</i> L.	MYO
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	CALo	<i>Nasturtium officinale</i> sl R. Br.	NAS
<i>Callitriche platycarpa</i> Kützing	CALp	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	NUP
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	CALs	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	PHA
<i>Caltha palustris</i> L.	CAH	<i>Polygonum amphibium</i> L.	POL
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	CER	<i>Potamogeton crispus</i> L.	POTc
<i>Eloдея canadensis</i> Michx	ELO	<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & Koch	POTo
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	GLYf	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	POTp
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	GRO	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	POTf
<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) Lag.	HEL	<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	RAN
<i>Lemna minor</i> L.	LEMm	<i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	REY
<i>Lemna minuscula</i> L.	LEMi	<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	SPA
<i>Lemna trisulca</i> L.	LEMt	<i>Zannichellia palustris</i> L.	ZAN
<i>Mentha aquatica</i> L.	MEN		

**TAXA : Helophytes**

**Vascular plants**

<i>Agrostis stolonifera</i> L. fo. Aq.	AGR	<i>Poa trivialis</i> L.	POA
<i>Bidens tripartita</i> L.	BID	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	ROR
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	CAY	<i>Scrophularia auriculata</i> L.	SCR
<i>Carex elata</i> All.	CAR	<i>Solanum dulcamara</i> L.	SOL
<i>Equisetum arvense</i> L.	EQU	<i>Teucrium scordium</i> L.	TEU
<i>Galium</i> sp. L.	GAL	<i>Urtica dioica</i> L.	URT
<i>Glechoma hederacea</i> L.	GLE	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	VERa
<i>Glyceria aquatica</i> (L.) Wahlb.	GLYa	<i>Veronica anagalloides</i> Guss	VERI
<i>Iris pseudacorus</i> L.	IRI	<i>Veronica beccabunga</i> L.	VERb
<i>Lycopus europaeus</i> L.	LYC	<i>Viola</i> sp. L.	VIO
<i>Phragmites australis</i> Cav. Trin. Ex Steud	PHR		

Chapitre IV : Les macrophytes et la chenalisation

**Appendix 2** Physical characteristics of the seventeen studied reaches. Means and standard deviations (Sd) over the three field months are shown. Codes for reaches, channelization structures and parameters are given in Appendix 1.

Reach	CS	Riffle and Pool				Dep (m)		FV (m.s <sup>-1</sup> )		Wid (m)		Ligh (%)		Substrate (%)													
		RPn	Rn	Rp	Pn	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	As		Co		Pg		Od		Sa		Sil		Ts	
														Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd
CL1	C	4	2	35	2	0.34	0.13	0.36	0.14	9.12	0.15	22.67	23.12	0	0	0	0	50	0	1.00	0	39.00	0	10	0	0	0
CL2	C	5	3	67	2	0.33	0.06	0.33	0.12	10.93	0.19	26.28	20.47	0	0	0	0	60	28.28	0	0	35.00	21.21	5.00	7.07	0	0
CL3	C	6	4	59	2	0.23	0.07	0.37	0.15	8.25	0.27	12.75	12.68	0	0	0	0	80	0	0.50	0.71	12.50	10.61	7.00	9.90	0	0
BE3	C	3	2	80	1	0.32	0.15	0.31	0.09	8.05	0.49	13.50	14.12	0	0	0	0	73.50	21.92	0.50	0.71	15.00	7.07	10	14.14	1.00	0
EC3	C	3	1	13	2	0.25	0.04	0.22	0.09	5.85	0.38	21.67	25.82	0	0	2.50	3.54	37.00	11.31	0.50	0.71	10	0	50	14.14	0	0
EC4	C	2	1	82	1	0.26	0.04	0.26	0.06	6.50	0.33	75.00	18.71	0	0	0.50	0.71	0	0	0.50	0.71	6.50	2.12	92.50	3.54	0	0
LU1	E	4	2	30	2	0.27	0.07	0.29	0.08	5.60	0.22	27.08	22.88	0	0	1.00	0	24.00	21.21	0	0	50	14.14	25.00	35.36	0	0
LU2	E	3	0	0	3	0.24	0.16	0.17	0.04	5.53	0	40	3.33	0	0	0.50	0.35	17.00	12.02	0	0	80	56.57	45.00	31.82	0	0
LU4	R	1	0	0	1	0.30	0.08	0.19	0.01	7.20	0	11.67	2.89	0	0	1.00	0	19.00	13.44	0	0	80	56.57	15.00	21.21	0	0
BE2	S	3	1	50	2	0.14	0.05	0.30	0.16	10.75	1.15	53.75	29.99	0	0	2.50	3.53	72.50	3.54	0	0	7.50	3.54	10	14.14	7.50	10.61
EC1	S	3	1	37	2	0.21	0.06	0.19	0.09	5.10	0	40.83	28.23	0	0	2.50	3.53	22.50	31.82	5.00	7.07	5.00	7.071	65.00	35.36	0	0
CL4	ES	2	1	50	1	0.35	0.10	0.27	0.09	8.80	1.10	31.67	29.27	0	0	0	0	0	0	7.50	3.54	47.50	24.75	45.00	21.21	0	0
BE1	RS	3	1	14	2	0.21	0.15	0.30	0.18	8.35	1.04	37.92	33.71	0	0	5.00	7.07	82.50	10.61	2.50	3.54	10	14.14	0	0	0	0
CL5	RES	4	2	70	2	0.33	0.05	0.32	0.10	8.75	1.59	83.33	17.80	0	0	1.00	0	99.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU3	RES	2	1	25	1	0.14	0.07	0.40	0.24	7.70	0.99	32.67	35.00	0	0	5.00	0	77.00	24.04	0.50	0.71	16.50	23.33	1.00	0	0	0
EC2	RES	3	2	40	1	0.22	0.10	0.24	0.12	3.53	0.30	42.92	23.47	0	0	3.00	2.83	45.00	63.64	0.50	0.71	12.50	10.61	39.00	55.15	0	0
EC5	RES	3	2	35	1	0.41	0.05	0.39	0.12	4.75	0.49	10.58	7.88	0.50	0.71	5.00	7.07	47.00	38.18	7.50	3.54	19.50	13.44	20.50	27.58	0	0

Chapitre IV : Les macrophytes et la chenalisation

**Appendix 3** Chemical characteristics reflecting the water quality of the seventeen studied reaches. Means and standard deviations (Sd) over seven collect months are given. See Appendix 1 for codes.

Reach	CS	Cond ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		Temp ( $^{\circ}\text{C}$ )		Oxy ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		Ntot ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		PO4 ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		CaCO3 ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		Mg ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		pH	
		Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd
CL1	C	470.40	25.98	15.22	2.11	8.62	1.83	6.51	0.57	0.38	0.14	241.00	8.05	13.38	2.07	7.65	0.15
CL2	C	473.80	25.87	15.54	1.58	8.84	2.27	6.12	1.17	0.35	0.10	253.00	12.30	13.30	1.99	7.71	0.13
CL3	C	490.30	41.92	16.63	2.70	8.18	1.07	7.25	1.54	0.33	0.13	214.00	50.27	10.45	3.62	7.79	0.24
BE3	C	552.60	75.75	15.41	2.04	8.23	1.90	10.28	1.03	0.25	0.09	264.09	14.02	19.46	7.80	7.70	0.10
EC3	C	473.90	88.20	17.20	2.53	6.57	1.03	5.20	0.70	0.29	0.04	224.50	16.27	9.80	7.38	7.46	0.23
EC4	C	481.70	47.80	16.30	2.55	7.78	1.37	5.85	0.75	0.51	0.07	221.50	2.32	12.09	5.87	7.54	0.17
LU1	E	506.70	74.87	16.32	4.02	8.05	1.19	7.66	0.59	0.26	0.03	266.40	23.50	12.98	4.87	7.79	0.07
LU2	E	505.30	84.76	16.14	4.61	7.69	1.20	6.13	0.34	0.36	0.08	272.30	8.88	9.07	2.79	7.89	0.15
LU4	R	514.70	74.73	17.63	5.55	8.83	1.16	6.88	0.65	0.21	0.10	266.50	6.88	12.54	3.48	7.63	0.13
BE2	S	541.10	58.18	16.87	4.01	7.67	1.15	8.20	1.47	0.23	0.11	260.30	26.61	16.61	1.44	7.87	0.11
EC1	S	486.40	99.36	16.13	4.52	6.91	1.37	4.63	0.01	0.26	0.12	206.50	6.15	13.24	4.08	7.41	0.13
CL4	ES	506.30	46.01	17.43	2.73	8.4	1.08	7.63	0.28	0.36	0.10	254.40	20.79	12.23	5.92	7.78	0.14
BE1	RS	501.90	34.23	16.53	2.90	8.79	1.50	8.38	1.18	0.28	0.07	260.30	13.90	19.09	5.81	7.77	0.14
CL5	RES	511.00	65.17	17.04	1.84	8.00	1.37	6.69	0.29	0.30	0.09	245.40	28.05	14.40	5.87	7.91	0.16
LU3	RES	512.60	79.41	17.03	4.61	8.65	1.21	7.15	0.26	0.18	0.02	270.90	14.03	11.33	4.92	7.72	0.05
EC2	RES	473.00	78.20	18.29	1.35	7.60	4.41	4.47	0.29	0.32	0.08	206.50	6.15	12.03	3.53	7.42	0.06
EC5	RES	517.50	71.68	17.61	2.11	8.88	2.85	6.23	0.34	0.32	0.12	230.50	6.15	14.84	6.10	7.63	0.11

**Appendix 4** Plant richness (means and standard deviations (Sd) over three months) in control and impacted reaches. n stand for the number of sampling in each situation. Significant differences between control and impacted reaches are in bold ( $p < 0.05$ ). See Appendix 1 for codes.

Scale		Reach		Riffle		Pool	
Situation †		Control (n = 18)	Impacted (n = 33)	Control (n = 18)	Impacted (n = 27)	Control (n = 18)	Impacted (n = 33)
Total Richness	Mean	12.81	12.92	<b>15.78</b>	<b>12.30</b>	<b>9.83</b>	<b>13.42</b>
	Sd	5.53	4.86	5.36	5.41	3.94	4.38
Vascular Plant Richness	Mean	<b>7.97</b>	<b>9.87</b>	8.94	8.78	<b>7.00</b>	<b>10.76</b>
	Sd	4.61	4.25	4.91	4.71	4.20	3.66
Bryophyte Richness	Mean	1.89	1.33	<b>3.06</b>	<b>1.52</b>	0.72	1.18
	Sd	1.95	1.41	1.86	1.31	1.27	1.49
Macroalgae Richness	Mean	<b>2.94</b>	<b>1.68</b>	<b>3.78</b>	<b>1.96</b>	<b>2.11</b>	<b>1.46</b>
	Sd	1.39	1.28	1.31	1.45	0.90	1.09
Hydrophyte Richness	Mean	11.14	9.55	<b>13.61</b>	<b>9.22</b>	8.67	9.82
	Sd	4.38	3.91	3.88	4.28	3.40	3.63
Helophyte Richness	Mean	<b>1.67</b>	<b>3.37</b>	<b>2.17</b>	<b>3.07</b>	1.17	3.61
	Sd	1.47	2.18	1.79	2.00	0.86	2.32

Footnote: † means that two impacted reaches have not riffle.



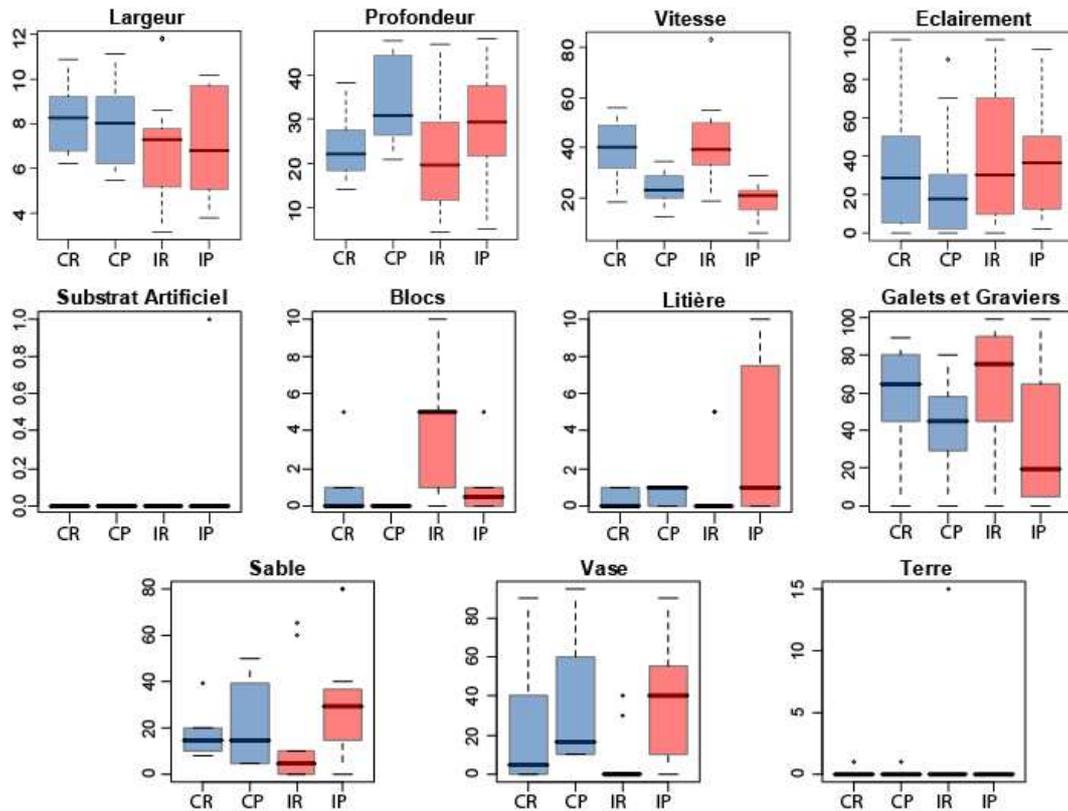
## *Synthèse*

Les types d'aménagements de rivière qui caractérisent la chenalisation sont nombreux (cf. Chapitre I § 2). Bien que les interventions aient souvent la même finalité (ex : protéger contre les inondations, usages domestiques ou agricoles), la diversité des conditions naturelles s'accompagnent d'une diversité des réponses environnementales et biologiques. Par exemple, l'endiguement d'un cours d'eau bordé par une ripisylve ou dans une prairie, n'affectera pas les communautés macrophytiques de manière équivalente. La cause est identique mais les conséquences sont différentes, puisque la dynamique des deux milieux ne dépend pas des mêmes caractéristiques environnementales (ex : effet ombrage de la ripisylve) et que l'endiguement va isoler la rivière de la végétation riparienne dans le cas d'une ripisylve. Ainsi, la complexité des structures de chenalisation de notre étude (trois structures isolées ou combinées) se traduit par une complexité des résultats environnementaux et biologiques. Cependant, il semblerait que l'endiguement et le recalibrage aient des effets proches et plus importants que les structures locales telles que les ponts ou les seuils, ou même que la combinaison de plusieurs structures qui, par leurs effets antagonistes, seraient susceptibles de recréer des conditions proches des conditions naturelles. Par exemple, l'ajout d'un seuil dans une station rectifiée diversifierait le milieu en termes de vitesse de courant ou de profondeur, favorisant l'installation de nouveaux taxons. Ce résultat est à approfondir notamment quant à son implication dans d'éventuels projets de restauration. Quoiqu'il en soit, les différentes structures de chenalisation, employées de façon combinées, ont des effets synergiques. Il est par conséquent difficile d'attribuer de manière simple un impact écologique ou biologique à chaque structure. Il faut donc adopter une démarche qui consiste à mesurer l'impact global de la chenalisation sur l'habitat, quelque soit le type de chenalisation étudié (Wasson *et al.*, 1995).

De manière générale dans notre étude, toutes ces structures de chenalisation conduisent à des modifications physiques de l'habitat UE 3260 comme prévu dans leurs objectifs de construction. La composition en faciès rapides et lents, la vitesse de courant, la profondeur de l'eau et le type de substrat, sont affectés et pourraient par la suite être intégrés en tant qu'éléments clefs dans le critère « Structures et Fonctions » de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat. Il ne faut évidemment pas s'affranchir des caractéristiques chimiques, notamment pour mettre en avant d'éventuelles pollutions, mais dans notre

problématique liée à la chenalisation, l'avantage des caractéristiques physiques repose sur la stabilité de leurs réponses au cours du temps. Nous avons observé toutefois une concentration en phosphates légèrement supérieure dans les stations contrôles ( $PO_4_C = 0.35$  mg/L,  $PO_4_I = 0.28$  mg/L ;  $t_{49} = 2.18$ ,  $P = 0.03$ ). Ceci peut s'expliquer par un effet rivière sous-jacent, la Cléry et l'Ecole étant plus riches en phosphates ( $PO_{4_{Cléry}}$  et  $PO_{4_{Ecole}} = 0.34$  mg/L ;  $PO_{4_{Betz}} = 0.26$  mg/L ;  $PO_{4_{Lunain}} = 0.25$  mg/L), et bien représentées dans les stations contrôles. Néanmoins, la gamme de variation en phosphates reste assez étroite pour l'ensemble des stations (0.20-0.50 mg/L). Il en est de même pour les autres caractéristiques chimiques (ex : conductivité) dont la variabilité entre stations reste faible et correspond aux types de masses d'eau avec des communautés et une composition chimique de catégorie C dans la classification de Robach *et al.* (1997). Cette différence ne peut donc à elle seule expliquer les effets de la chenalisation. De plus, nous avons souligné que l'échelle du faciès est plus pertinente pour montrer les effets de la chenalisation. Comme les stations ont été choisies sans déversements ni affluences le long des 100 mètres d'étude, les conditions chimiques sont supposées homogènes dans les différents faciès d'une même station. La concentration en phosphates n'influence donc pas la comparaison de la séquence en macrohabitat entre stations contrôles et chenalisées.

Nous avons essayé d'éclaircir les différences entre stations contrôles et chenalisées à l'échelle du macrohabitat par des comparaisons pour chaque caractéristique physique : 1) entre faciès rapides et lents au sein des stations contrôles et au sein des stations chenalisées, 2) entre faciès rapides contrôles et faciès rapides chenalisés, et 3) entre faciès lents contrôles et faciès lents chenalisés. Les résultats sont présentés dans la figure suivante (cf. Figure 28 et Tableau 6).



	CR / CP	IR / IP	CR / IR	CP / IP
<b>Largeur</b>			*	
<b>Profondeur</b>	***	*		°
<b>Vitesse</b>	***	***		*
<b>Eclaircement</b>				°
<b>Substrat artificiel</b>				
<b>Blocs</b>		*	*	°
<b>Litière</b>				°
<b>Galets et Gravier</b>		*		
<b>Sable</b>				
<b>Vase</b>		*		
<b>Terre</b>				

**Figure 28 et Tableau 6 :** Boîtes à moustache des caractéristiques environnementales et tableau montrant les différences significatives entre faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). Le trait noir dans chaque boîte à moustache correspond à la valeur médiane. Dans le tableau : ° =  $P < 0.1$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , \*\*\* =  $P < 0.001$ .

Que ce soit pour les stations contrôles et chenalisées, il existe des différences significatives en termes de vitesse de courant et de profondeur entre faciès rapides et lents, mais pas en termes de largeur. Toutefois, les stations contrôles sont plus larges que les stations chenalisées, en particulier dans les faciès rapides, et plus rapides et profondes, en particulier au niveau des

faciès lents. Concernant les substrats, la répartition des substrats grossiers (ex : galets, graviers) et fins (ex : sable, vase) est relativement équilibrée entre faciès rapides et lents dans les stations contrôles. Par contre, les faciès rapides des stations chenalisées sont plutôt caractérisées par des substrats grossiers type blocs et galets, alors que les faciès lents chenalisés sont dominés par les substrats fins type sable et vase. La présence des substrats grossiers en faciès rapides joue probablement sur le ralentissement du courant dans les faciès lents se situant en amont. Il semblerait donc que l'impact de la chenalisation se traduise par une réduction de la largeur de la rivière, une artificialisation des faciès rapides conduisant à la disparition des faciès type radiers, un remplacement des faciès lents type mouille par des faciès encore plus lents mais moins profonds, et par une séparation entre substrats grossiers dans les faciès rapides et substrats fins dans les faciès lents. Les stations chenalisées paraissent donc autant hétérogènes spatialement que les stations contrôles, mais des changements notables sont observables dans la composition en faciès et en substrats.

Concernant la richesse taxonomique, les résultats sont particulièrement intéressants (même si encore une fois très complexes) à l'échelle du macrohabitat. Comme pour les caractéristiques physiques, nous avons réalisés des comparaisons entre faciès rapides et lents, et entre stations contrôles et stations chenalisées. Nous ne dressons ici que le tableau récapitulatif des différences significatives entre faciès (cf. Tableau 7) car les boîtes à moustache sont présentées dans l'article de ce Chapitre IV.

**Tableau 7 :** Comparaison des richesses de différents groupes biologiques de plantes aquatiques entre faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). Dans le tableau : ° =  $P < 0.1$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , \*\*\* =  $P < 0.001$ .

	CR / CP	IR / IP	CR / IR	CP / IP
<b>Richesse totale</b>	***		*	**
<b>Richesse Phanérogames</b>		°		**
<b>Richesse Bryophytes</b>	***		**	
<b>Richesse Macroalgues</b>	***		***	*
<b>Richesse Hydrophytes</b>	***		**	
<b>Richesse Hélophytes</b>	*			***

Cette fois, la richesse totale et la richesse pour chaque groupe taxonomique est significativement différente entre faciès rapides et lents dans les stations contrôles, mais pas dans les stations chenalisées. Les stations chenalisées sont donc plus homogènes entre faciès rapides et lents quant au nombre de taxons qu'elles sont susceptibles d'accueillir. Les valeurs de richesse sont également significativement supérieures dans les faciès rapides contrôles (à

l'exception des héliophytes) et dans les faciès lents chenalisés (à l'exception des macroalgues), ce qui atténue les différences entre stations contrôles et chenalisées à l'échelle de la station. Nous avons souligné dans le chapitre précédent que la richesse est fonction de la taille de l'échantillon. Ces résultats confirment donc ceux sur les caractéristiques physiques à savoir que les stations chenalisées sont caractérisées par des faciès plus lents que les stations contrôles. De plus, la répartition inégale des substrats grossiers et fins entre faciès rapides et faciès lents chenalisés, avec des substrats grossiers difficiles à coloniser dans les faciès rapides, favorise le développement de taxons en faciès lents. Comme le nombre de substrats adéquats est plus faible à l'échelle de la station, les taxons les plus ubiquistes, tolérants, et compétitifs colonisent et dominent les faciès lents. Cela se traduit par exemple par la dominance de *Callitriche obtusangula*, *Potamogeton crispus*, ou d'héliophytes comme *Myosotis palustris* dans les stations chenalisées, au détriment d'hydrophytes comme *Berula erecta*, ou comme la plupart des bryophytes (ex : *Amblystegium riparium*) et macroalgues (ex : *Hildenbrandia rivularis*).

Il peut être surprenant que les macroalgues soient liées aux stations contrôles. Dans les études d'impact type pollution, elles sont plutôt indicatrices d'une altération de la qualité de l'eau (Phillips, Eminson & Moss, 1978, Caraco, 1993, Grasmück, 1994, Proulx *et al.*, 1996, Thiébaud & Muller, 1998). Cette observation peut s'expliquer par la plus forte concentration en phosphates dans les stations contrôles. Néanmoins, comme nous avons vu précédemment, les différences chimiques entre stations contrôles et chenalisées sont minimales. Il semblerait donc que la chenalisation, qui est principalement responsable de changements physiques, ait un impact négatif sur les macroalgues. Ces deux réponses opposées prouvent que les taxons réagissent spécifiquement à des types de pressions différentes (ex : pollution *versus* chenalisation).

L'impact de la chenalisation sur les communautés de plantes aquatiques se traduit donc par des changements au niveau de la composition taxonomique en relation avec les changements physiques de l'habitat. Pourquoi certains taxons ont-ils plus de facilité à s'adapter aux nouvelles conditions physiques de l'habitat ? Quels sont les traits biologiques et les stratégies qui y contribuent ? Est-ce que les réponses sont constantes au cours du temps ? Le Chapitre V a pour objectif d'élucider ces questions. En gardant le macrohabitat comme échelle de référence, nous allons comparer la dynamique spatiale et temporelle des caractéristiques environnementales et biologiques en stations contrôles et chenalisées, afin d'avoir une approche plus fonctionnelle de l'état de conservation de l'habitat UE 3260.



**Chapitre V : Dynamiques spatiales et temporelles de l'habitat physique et des macrophytes face à la chenalisation**



## ***Introduction***

Les rivières sont des systèmes remarquables et complexes par leur forte dynamique spatiale et temporelle (Fisher, 1994). Nous avons vu dans le chapitre précédent que les plantes aquatiques s'organisent en fonction des conditions environnementales de leur habitat. Elles sont donc sensibles à cette dynamique. De plus, les macrophytes seuls ou en patches modifient leur habitat physique aux petites et aux larges échelles spatiales (Sand-Jensen, 1998). En conséquence, elles influencent à leur tour la dynamique spatio-temporelle en générant de la variabilité sur les caractéristiques physiques telles que la vitesse de courant et la composition en substrat (Butcher, 1933, Sand-Jensen & Mebus, 1996). Ces changements dépendent toutefois de la morphologie et de la forme de croissance des taxons. Par exemple, les taxons avec de larges feuilles et des touffes denses (ex : *Elodea canadensis*) diminuent davantage la vitesse de courant et piègent plus les sédiments que les taxons avec des feuilles linéaires (ex : *Sparganium emersum*) (Sand-Jensen, 1998). Les traits biologiques et les stratégies adaptatives des taxons peuvent dès lors expliquer les interactions plantes-habitat physique. Contrairement aux macroinvertébrés benthiques, cette approche est encore rare pour les communautés de plantes aquatiques. Les travaux s'y relatant concernent surtout quelques taxons et leurs relations avec une variable environnementale particulière (ex: profondeur, Coops, van den Brink & van der Velde, 1996) ou avec un stress hydraulique (Puijalon, Bornette & Sagnes, 2005, Puijalon & Bornette, 2006). Il est d'ailleurs difficile d'utiliser ces traits à l'échelle de la communauté et surtout de tous les mesurer *in situ*, en particulier en raison de la grande plasticité phénotypique des plantes aquatiques (Bornette, Amoros & Chessel, 1994). C'est pourquoi les quelques auteurs travaillant sur les communautés de macrophytes se reportent généralement à la bibliographie (Bornette *et al.*, 1994, Willby, Abernethy & Demars, 2000).

Nous avons montré dans le chapitre IV que l'habitat physique et les plantes aquatiques subissaient l'impact de la chenalisation. Toujours à l'échelle du macrohabitat, nous regardons désormais les interactions entre la dynamique de l'habitat et ses communautés en intégrant une approche par traits biologiques. La chenalisation est supposée réduire la diversité spatiale et temporelle de l'habitat (Ward *et al.*, 1999) avec des effets adverses sur les communautés de macrophytes (Baattrup-Pedersen & Riis, 1999). Est-ce que cette hypothèse est vérifiée dans notre cas ? Quels sont les changements au niveau de la composition en traits biologiques de ces communautés?



***MANUSCRIPT: Does channelization alter spatial and temporal dynamics of macrophyte communities and their physical habitat?***

by

MAELLE RAMBAUD<sup>1,2,5</sup>, SANDRINE PAVOINE<sup>2,3</sup>, NATHALIE MACHON<sup>2</sup>, JACQUES MORET<sup>1</sup> AND ISABELLE COMBROUX<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, USM 2966, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France.

<sup>2</sup> Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, CNRS UPMC UMR 5173, 55, rue Buffon, CP51, 75005 Paris, France.

<sup>3</sup> Mathematical Ecology Research Group, Department of Zoology, University of Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3PS, UK

<sup>4</sup> Centre d'Ecologie Végétale et d'Hydrologie (UMR MA 101) - Institut de Botanique – Université Louis Pasteur, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex, France

<sup>5</sup> Corresponding author: Maëlle Rambaud, UMS 2966 '*Unité Inventaire et Suivi de la Biodiversité*', Muséum National d'Histoire Naturelle, 61, rue Buffon, 75005 Paris, France

Telephone: (33) 1 40 79 34 53, Fax: (33) 1 40 79 35 53, E-mail:

[rambaud@mnhn.fr](mailto:rambaud@mnhn.fr)

*Running head line:* Effects of channelization on spatial and temporal dynamic of streams.

*Keywords:* Biodiversity, functional traits, human impact, heterogeneity, variability.

## SUMMARY

Channelization is the creation of man-made structures that resection, realign, or enclose aquatic systems in order to prevent flooding or to modify their flows for various land uses. The present study examined the impact of this human pressure on the spatial and temporal dynamics of small streams. The physical and floristic characteristics of seventeen reaches in four French rivers were surveyed six times over the course of two years. Macrophyte communities were divided into three biological groups: vascular plants, macroalgae and bryophytes. We used plant functional traits to understand the effects of channelization on community structure. Our results suggest that channelization affected the spatio-temporal dynamic of physical and floristic composition. Channelized reaches were shallower and narrower than non-channelized reaches, i.e. control reaches. They also exhibited different substrate types and dominant species. Differences were mainly observed at the macrohabitat scale, i.e. the pool/riffle scale, within the selected reaches. Alterations in spatio-temporal dynamics of physical and plant composition could be linked to species biological traits. Vascular plants and macroalgae in channelized reaches used a variety of adaptive strategies (e.g. small *versus* tall size) which allowed them to persist despite environmental differences, whereas plants in control reaches showed a combination of intermediate strategies. Bryophytes were mainly found in control reaches with the exception of *Fontinalis antipyretica*. These findings could serve as guidelines for future channelization projects and for conservation measures to preserve the dynamics of natural streams.

## INTRODUCTION

Although in general streams and wetlands provide essential biological and economic services (Brinson *et al.*, 1981, Keddy, 2000, Millennium Ecosystem Assessment, 2005), they have been seriously threatened by human activities over the last century. Agriculture landscaping and transport planning, for instance, have constrained streams with straight, trapezoidal channel sections which simplify the river bed (Brookes, 1988). Changes in the physical characteristics of streams worldwide has led to changes in ecosystem functionality and in the composition of biotic communities inhabiting rivers (Boon, 1992). Aquatic ecosystems are heterogeneous landscapes with hierarchical levels of habitat 'patchiness' related to spatial or temporal variation in physical or biological factors (Fisher, 1994). In streams, even where the physical characteristics lead to a uniform habitat, the distribution of organisms can be distinctly patchy in space and /or time (Neill, 1994) due to strong watercourse dynamics and seasonality. Landscape uses, especially stream channelization - i.e. the creation of man-made structures that resection, realign, or enclose the streams in order to prevent them from flooding or to modify their flow for various land uses (e.g. drainage for agriculture, shipping) - usually alter the environmental and biological dynamics of streams. The degree of alteration in river hydrology and plant communities varies across different spatial and temporal scales. One important effect may be the decoupling of interactions among abiotic and biotic factors for ecological systems in general (Brown, 2003). Yet, interactions (biotic or not) are important parts of ecosystem functionality and are central to models of community assembly (Drake *et al.*, 1993).

Many taxa are affected by channelization. Benthic

macroinvertebrates, for instance, that display a diversity of body forms and habits, are often used as indicators of environmental stressors (Rosenberg & Resh, 1993). On the another hand, freshwater macrophytes are well-known for their key role in ecosystem health and the provisioning of services such as water oxygenation, nutrient storage, habitat for other communities, substrate stabilization and increasing structural diversity in watercourses (Haslam, 1987, Carbiener *et al.*, 1990, Allan, 1995). In lotic environments the distribution of aquatic flora is determined by variations in water quality, dominant substratum, light availability, hydrology (providing that the establishment and growth of plants are also influenced by flow velocity) and depth (Haslam, 1978). It has been demonstrated that macrophytes are patchily distributed in relation to spatial heterogeneity (Mouquet & Moore, 2002, Stevens & Carson, 2002). Several mechanisms related to species operate during the assembly of a biological community, e.g. facilitation, inhibition, tolerance and random colonization (Connell & Slatyer, 1977). Anthropogenic impacts may affect these mechanisms and thus, in part, lead to changes in community functionality, e.g. modification of winter persistence (Greulich & Bornette, 2003) or age structure of *Luronium natans* (L.) (Szmeja & Bazydło, 2005). To date only a few works have shown an interest in phenology. However, functional groups of species have specific tolerance or vulnerability responses according to different types of disturbances or stressors (Sabbatini & Murphy, 1996, Sabbatini, Murphy & Irigoyen, 1998). Therefore, it is necessary to explore more precisely the relationships between plant distribution, phenology and spatial and seasonal differences resulting from stream channelization.

The ability of a species to withstand a range of ecological factors usually depends on its life history strategy. A strategy is a combination of biological

traits, the key components responsible for spatial and seasonal patterns in species distributions (e.g. the morphological plasticity of *Ranunculus peltatus*, Garbey, Thiébaud & Muller, 2004, the palatability of freshwater macrophytes, Elger, Barrat-Segretain & Willby, 2006). Despite their potential role in ecosystem processes (MacGillivray, Grime & I.S.P. team, 1995, Grime, 1997), these traits have not often been considered in biological conservation studies partly because it is difficult to study them *in situ* (Bornette *et al.*, 1994). Considering that habitat acts as a template (Southwood, 1977, 1988), the effects of habitat conditions on the fitness of individual organisms would lead to the selection of traits that are the product of adaptations for survival and reproduction (Townsend & Hildrew, 1994).

This study examines the impact of channelization on the spatial and temporal organization and dynamics of physical characteristics and macrophyte community composition (Dobson, Bradshaw & Baker, 1997, Rahel, 2000, Brooks *et al.*, 2002). As macrophyte flora is strongly structured by flow velocity, we worked at the macrohabitat scale which corresponds to the pools and riffles found within the banks of the full channel (Muhar, 1996). We hypothesized that channelization will attenuate spatial and seasonal variations in physical composition, and thus, lead to different species and /or community phenology (Brown, 2003). Our objectives were thus to evaluate the impact of channelization on spatial and temporal dynamics of small streams through the following questions: 1) does channelization attenuate the spatio-temporal dynamics in the stream's physical characteristics or floristic composition at the macrohabitat scale? and if so, 2) could the floristic differences be associated with species biological traits?

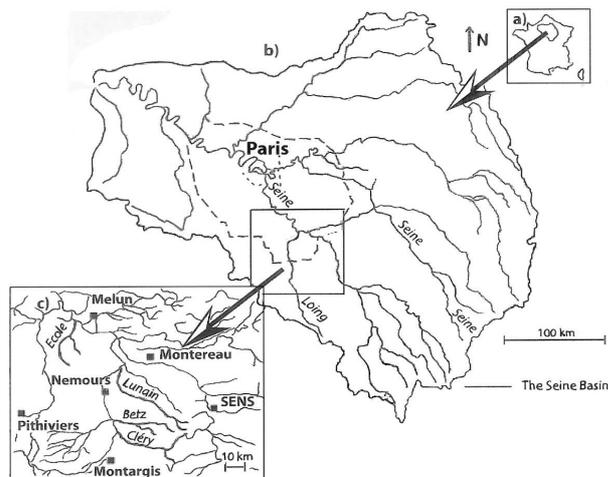
## METHODS

### *Study site and sampling*

This study was carried out in the south of Paris, France and located within the Atlantic biogeographic region where spring (12.2 °C, 50.9 mm) and autumn (13.5 °C, 48.7 mm) are colder and drier than summer (20.4 °C, 55.8 mm) (Météo-France, 2006). Over the last two centuries, landscapes in this region, and specifically running waters, have been severely modified by human activities (Le Marechal & Lesaffre, 2000). Streams have been partially channelized by multiple structures designed to regulate water flow, protect human populations and to create water reservoirs for agricultural and domestic usages. We studied four small and calcareous streams found within the Seine and the Loing hydrological basins (78650 and 2300 km<sup>2</sup> respectively, see Fig.1): the Cléry, Betz, Lunain, and Ecole rivers. Each stream was characterized by the same types and intensities of land use (grass-dominated meadows and small forests), similar geomorphologic conditions (chalk geology, low Strahler stream order) and similar chemical characteristics (moderate trophic status and a limited range for: nitrogen total concentration = 4-9 mg/L, phosphate concentration = 0.20-0.50 mg/L, conductivity = 470-550 µS/cm, pH = 7.32-7.84, and temperature = 15.22-18.29°C) (see also Bornette & Amoros, 1991, Robach *et al.*, 1996). The four streams were channelized in the early 1980s via the local addition of longitudinal and transverse channel structures such as dikes, bridges and groynes, as well as by resectioning (Brookes, 1988, Wasson *et al.*, 1995).

We monitored seventeen reaches in all: six control reaches (i.e. unchannelized) and eleven channelized reaches. The reaches were 100m-long and were divided into macrohabitats according to the sequence of pools and riffles *sensu* Frissell *et al.* (1986). Riffles were shallow areas (10–30 cm depth) with high velocities (40–60 cm s<sup>-1</sup>). Pools were deep areas (25–80

cm depth) with flow velocities less than 20 cm s<sup>-1</sup> (Giorgi, Feijoo & Tell, 2005). Four



**Fig. 1** Location of the four studied streams. a) The streams within France; b) the Seine and the Loing basins and their networks; c) the Ecole, Lunain, Betz and Cléry rivers.

groups of macrohabitat types were distinguished according to the flow velocity and the presence of channelization: control riffles (CR), control pools (CP), impacted riffles (IR) and impacted pools (IP). We found no significant difference between the size of CR (mean = 56 ± 27.1 m) and IR (mean = 31.91 ± 21.48 m) and between the size of CP (mean = 44 ± 27.1 m) and IP (mean = 68.09 ± 21.48 m). Consequently, our sampling effort was unbiased and the macrohabitat characteristics in control and impacted reaches were comparable ( $t$ -test = 2.019,  $df = 15$ ,  $P > 0.05$ ).

Sampling was undertaken three times per year in 2006 and 2007, i.e. on six different sampling dates. For each sampling date, we insured homogeneous chemical conditions among reaches by collecting 50ml of water to analyse concentrations of total nitrogen, phosphate, carbonate, magnesium, and pH by means of chemical kits (Reagent case, Visicolor ECO Analysenkoffer, Macherey-Nagel). In addition, we also measured dissolved oxygen concentration, water temperature and conductivity *in situ* using two dataloggers (Dissolved Oxygen Pocket Meter, Oxi315i/SET, WTW; Multi-channel

analysers, Consort C533). For each pool and riffle within one reach, physical characteristics such as width, depth, flow velocity, substrate composition and light availability were measured using a graduate rule, decameter and current meter (Appendix 1). For each sampling date we took one measurement of width, ten random points for depth and five random points for flow velocity for each macrohabitat type in the seventeen reaches. Each reach was thereafter characterized by two physical measurements, the mean value of each physical characteristic along all the pools of the reach and the mean value of each physical characteristic along all the riffles of the reach. During the same sampling dates, we conducted vegetation surveys using a glass-bottom bucket. The total percent cover of vascular plants, bryophytes and macroalgae in each riffle and pool were estimated while walking along the banks or wading in the channel using a decameter. For each species, the plant percent cover per macrohabitat was then standardized by the total riffle or pool size within each reach. Species were identified according to Tutin *et al.* (1964-1993) for vascular plants, and according to Smith (Smith, 1978, 1990) and Coudreuse *et al.* (2005) for bryophytes. Macroalgae (including *Characea* sp.) were generally identified to the genus level (Bourrelly, 1966-70, Corillion, 1975) (see Appendix 1).

#### *Impact of channelization on abiotic and biotic factors at the macrohabitat scale*

We previously performed a multivariate analyses of variance (MANOVA) on the chemical characteristics of each reach to verify if any difference existed between control and impacted reaches. Then we used two linear discriminant analyses (LDA) to characterize the four groups of macrohabitat types (CR, CP, IR, IP) based on their physical characteristics and their vegetative composition, using records from

the six sampling dates (Legendre & Legendre, 1998, Evrendilek & Berberoglu, 2008, Robertson & Robertson, 2008). In the vegetation analysis, the total percent cover of plants was log-transformed to avoid any excessive influence by dominant species on the results. LDAs involved creating linear combinations of either physical characteristics or floristic cover percentages with standard errors that best discriminate between macrohabitat types (Manel, Dias & Ormerod, 1999).

### *Temporal analyses*

Temporal dynamics were determined using estimates of two values of seasonal variability: one for the physical characteristics and one for plant percent cover. The data used are presented in Appendix 3. For each group of macrohabitat type we calculated an average distance between the six seasons which corresponds to the average seasonal variability. The Euclidean distance was used for the scaled physical characteristics and the Bray-Curtis distance was used for the vegetation percent cover (Legendre & Legendre, 1998, Molnar, Precsenyi & Csorba, 2003). These distances were compared among seasons across all macrohabitats by vectorial correlation coefficients (RV coefficients), by *t*-test between controls and impacted pools and between controls and impacted riffles, and finally, within controls and impacted macrohabitats by *t*-test between riffles and pools.

### *Channelization and species traits at the macrohabitat scale*

A double principal coordinate analysis (DPCoA) permitted us to perform an ordination of species percent cover constrained by biological traits in order to understand the role of these traits in channelized reaches. Differences among species with regard to their biological traits helped to identify dissimilarities among

communities (Pavoine, Dufour & Chessel, 2004, Dufour, Pavoine & Chessel, 2006). We selected vascular plant species traits that have been commonly used in the literature and obtained the trait values from published studies (Bornette *et al.*, 1994, Willby, Abernethy & Demars, 2000), independent of our vegetation surveys. For macroalgae and bryophytes, trait information was obtained from the identification keys of Bourrelly (1966-70) and Coudreuse (2005) and from personal observations. We performed three distinct DPCoA because of the strong differences in the trait composition for the three groups: vascular plants, macroalgae and bryophytes. The seventeen traits used were divided in several attributes and were presented in Appendix 2. Morphological and reproductive traits were selected based on the assumption that they would be most strongly influenced by physical characteristics and seasonality. The available information was structured using a fuzzy coding technique (Chevenet, Dolédec & Chessel, 1994) with a scale from 0 (no affinity), 1 (moderate affinity) to 2 (high affinity). For each trait, we computed distances among species using Manly's overlap index (Manly, 1994) for the twelve multi-level traits and the squared Euclidean metric for the four traits with only one level. The resulting global biological distance among species was obtained by averaging the distances over the percent cover estimates and taking the square root to assure Euclidean properties.

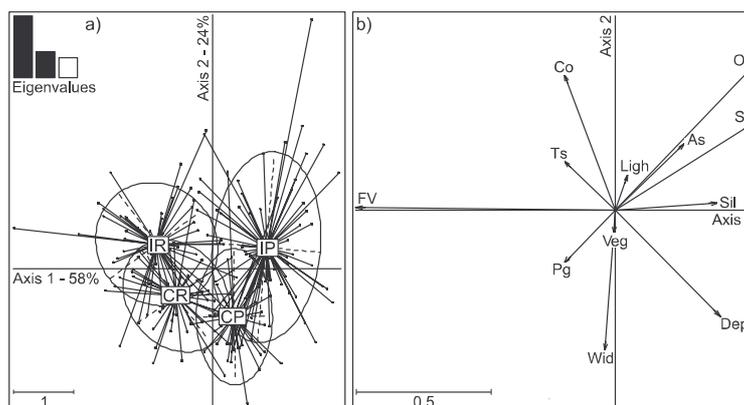
All multivariate analyses and statistical tests were computed using the *ade4* package (Chessel, Dufour & Thioulouse, 2004) in the R-2.7.0 software (Ihaka & Gentleman, 1996, R Development Core Team, 2008).

## **RESULTS**

### *Spatial dynamics*

The MANOVA did not reveal any significant differences in chemical characteristics between control and impacted reaches ( $F = 0.44$ ,  $df = (7, 43)$ ,  $P = 0.87$ ). However, LDA permitted us to distinguish the macrohabitat types according to physical characteristics (Fig. 2). Unsurprisingly, the LDA first distinguished riffles with high flow velocity from pools with deeper profiles (58 % of the total inertia on the first axis), whereas the second axis (24.00 %)

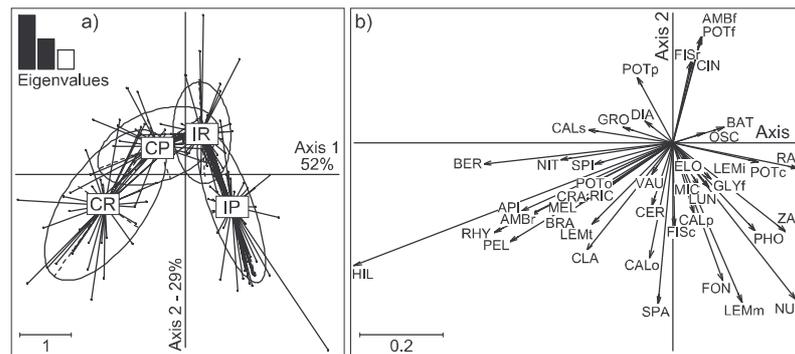
separated control and impacted macrohabitats. Control reaches were deeper and also larger than impacted reaches irrespective of their pool or riffles status. In terms of the substrate composition, impacted pools were composed mainly of sand, silt and organic detritus, while impacted riffles were composed of cobblestones and control riffles were composed of pebbles and gravels.



**Fig. 2** Linear discriminant analysis of the four macrohabitat types (CR, CP, IR, IP) according to physical characteristics. a) Factorial map of the sampling dates grouped by macrohabitat (CR, CP, IR, IP), with the eigenvalue barplot in the upper left-hand corner. Each macrohabitat type is characterized by an average location and an ellipse of point dispersion. The axes of the ellipse are the principal axes of the scatter of points belonging to the focal macrohabitat and their lengths are proportional to the standard deviation of coordinates of the points. b) Correlations between the physical characteristics and the first two axes of the linear discriminant analysis. The scale for each panel is given in the left bottom corner. See Appendix 1 for the codes.

Linear discriminant analysis on floristic data (Fig. 3) distinguished on the first axis (52 %) control from impacted macrohabitats and on the second axis (29 %) riffles and pools. Species such as *Berula erecta* (Huds.) Coville, *Hildenbrandia rivularis* (Liebm.) J. Agardh, *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) Card. were correlated with control macrohabitats. Species such as *Fontinalis antypretica* Hedw., *Lemna minor* L., *Nuphar lutea* Sibth. & Sm., *Phormidium* sp. Kützing, *Sparganium emersum*

Rehmann, *Ranunculus fluitans* Lam. were found in IP, whereas the IR community was intermediate to CP and IP communities in term of species composition. Furthermore, few dominant species were found in impacted macrohabitats (ten species on the positive part of axis 1 in Fig. 3b), especially in riffles. Most of species were closer to the centre of the figure, meaning that their percent cover was low in impacted macrohabitats.



**Fig. 3** Linear discriminant analysis of the four macrohabitat types according to floristic cover. a) Factorial map of the sampling dates grouped by macrohabitat, with the eigenvalue barplot in the upper left-hand corner. Each macrohabitat type is characterized by an average location and an ellipse of point dispersion as defined in Fig. 2. b) Position of species on the first two axes. The scale of each graphic is given in the left bottom corner. See Appendix 1 for the codes.

### Temporal dynamics

#### Seasonal variability among macrohabitats

For stream physical characteristics, vectorial correlation coefficients (RV) among seasons ranged between 0.31 and 0.99 with a mean of 0.67 and a standard deviation of 0.19. For plant percent cover, RV correlations varied between 0.60 and 0.81 with a mean of 0.71 and a standard deviation of 0.06. Consequently, the analysis of the RV coefficients revealed stability in the differences among macrohabitats across seasons for both physical characteristics and floristic percent cover. Differences among reaches were thus mainly due to the degree of impact and the macrohabitat type as shown in figures 2 and 3.

#### Seasonal variability within macrohabitats

Despite the low seasonal variability in the patterns of differences among macrohabitats, relatively high seasonal variability in species composition was found within macrohabitats with the distances among seasons varying from 0.31 to 0.73 (Manly's overlap index, bounded between 0 and 1). In terms of the physical characteristics, seasonal variability in control macrohabitats was not significantly different from the variability of impacted macrohabitats. However, within control macrohabitats (*t*-test,  $t = 4.75$ ,  $df = 5$ ,  $P < 0.01$ ), and impacted

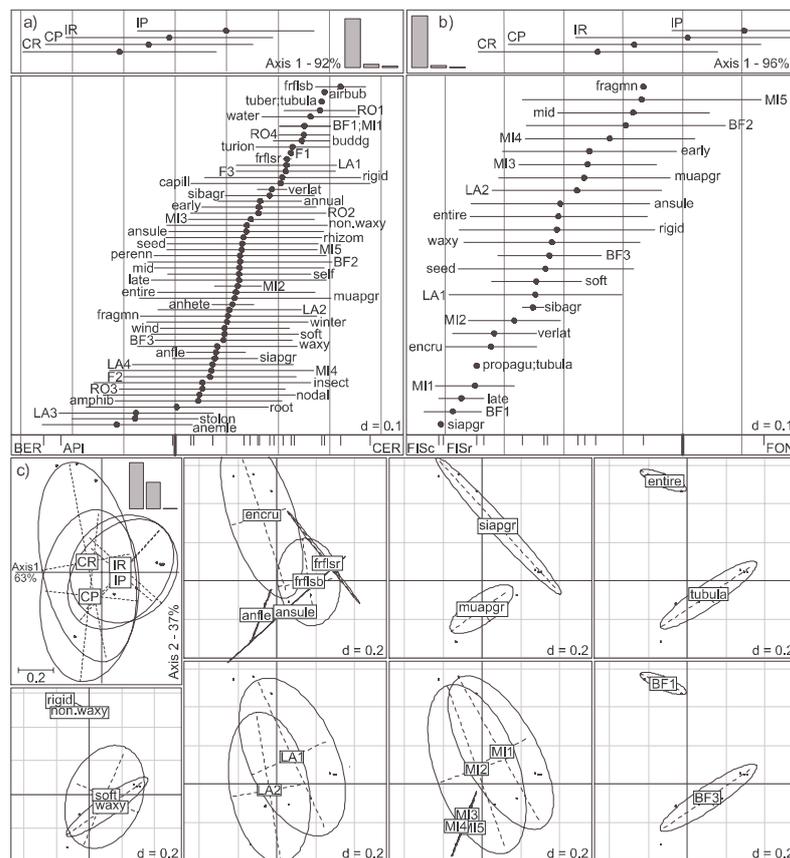
macrohabitats ( $t = 3.93$ ,  $df = 8$ ,  $P < 0.01$ ), seasonal variability was generally much higher in pools. In terms of the composition of macrophyte species, impacted riffles had significantly higher seasonal variability in total plant cover than controls ( $t = 2.527$ ,  $df = 13$ ,  $P < 0.03$ ). As for physical characteristics, seasonal variability in plant cover within the control macrohabitats was significantly higher in pools ( $t = 2.61$ ,  $df = 5$ ,  $P < 0.05$ ). No difference in this cover was found between the seasonal variability of control and impacted pools, or between riffles and pools within impacted macrohabitats.

#### Species biological traits

For each vegetative group, we selected biological traits that were variable between CR, CP, IR and IP. The total inertia of DPCoA of vascular plants (Fig. 4a, axis 1, 92 %) and bryophytes (Fig. 4b, axis 1, 96 %) were mainly explained by the first axis whereas the total inertia of DPCoA of macroalgae (Fig. 4c, axis 1, 63 % and axis 2, 37 %) was explained by the first two axes. The first axes of the three analyses separated control from impacted macrohabitats. Vascular plants and macroalgae showed similar trends according to their biological traits in channelized macrohabitats. Species in control macrohabitats were anchored or encrusting to substrate and had an

intermediate leaf area between 1 and 100 cm<sup>2</sup>. In contrast, species in impacted macrohabitats developed a floating growth form and small or extra large leaf area which could be explained by slower flow velocities in comparison to the controls. The morphological index of macroalgae (see Appendix 2), which takes into account the height and lateral expansion of species, ranged between 6 and 10 for controls whereas it was below 5 in channelized reaches. In terms of vegetative multiplication and reproductive traits in control macrohabitats, most vascular plants exhibited stolons, a high annual number of reproductive organs and were perennial species. Channelization was correlated with many attributes of the traits and

species were mostly annuals. Bryophytes differed from both vascular plants and macroalgae because they were predominantly found in control reaches except one species (*Fontinalis antipyretica*, corresponding to the point on the positive part of axis 1 in Fig. 4b). Traits related to control reaches were anchored growth forms, small sizes (characteristic of bryophytes) with perennial strategy, water dispersion of gametes and rather late period of reproduction. Whatever the group, species used a lower diversity of trait strategies in controls than in impacted macrohabitats and this trend persisted throughout the seasons.



**Fig. 4** Representation of the four macrohabitat types according to DPCoA based on species traits for a) vascular plants, b) bryophytes and c) macroalgae. A histogram of eigenvalues is showed for each species group. Scales (d value) are indicated by the gap between two adjacent vertical bars for panels a) and b) where a single axis is considered and by the square side on a grid for panel c) where two axes are considered. The mean and standard deviations of species scores, i.e. biological profiles, within each macrohabitat are shown for a) vascular plants and b) bryophytes since only one axis is considered. Each vertical bar in the bottom of panels a) and b) correspond to the position of a species and the longest and darkest vertical bar correspond to the origin (zero) of axis one. The labels of the most extreme positions are given for e.g. *Berula erecta* (BER) or *Fissidens crassipes* (FISc). In panel c), the points in the first figure represent the average position of the macrohabitats by using macroalgal species traits. In the next subpanels of panel c), the points represent species, and the average

positions of the levels of the traits are indicated for each trait separately. Ellipses of point dispersion are used as defined in Fig. 2. See Appendix 1 and Appendix 2 for the codes.

## DISCUSSION

We showed that the macrohabitat-level was a useful scale to observe the effects of channelization because riffles and pools exhibited different spatial and temporal trends in both physical characteristics and floristic cover. Our results suggest that spatial effects overwhelmed temporal effects in the differences between control and impacted macrohabitats. The impacts of channelization included a decrease in reach depth and width, as well as changes in substrate composition and shifts in plant species composition. These differences between control and channelized macrohabitats were maintained across seasons as they were relatively stable throughout time. Nevertheless, we noticed a strong seasonal variability within control and channelized macrohabitats, especially in pools. Only the floristic composition in control riffles was stable during the six study seasons. We observed a higher diversity of trait attributes for vascular plants and macroalgae in IR and IP as compared to CR and CP and a contrast in growth form strategies (e.g. floating *versus* anchored species) and time persistence strategies (e.g. annual *versus* perennial species). Bryophytes were mainly found in control reaches, which supports the hypothesis that this species group is strongly affected by channelization.

### *Channelization and spatio-temporal dynamics*

In the studied streams, channelization had a permanent impact on the spatial composition of physical characteristics and plant community. Spatial differences among control and impacted reaches were stable throughout the six field seasons and corresponded to a decrease in depth and width, a shift from pebbles and gravels to sand, silt and

artificial material, and many changes in species composition. But channelization did not attenuate the temporal dynamics as we expected. Indeed, the seasonal dynamics of physical characteristics and plant communities were as strong as in control reaches and even stronger for the plant cover in riffles.

A frequent consequence of improving river systems for navigation or human convenience is the narrowing and deepening of channels (Petts & Amoros, 1996). In our case, while channelized reaches were narrower than control reaches, they were also shallower. Indeed, the studied streams were small streams that had been channelized to create space for urban construction and to ease the withdrawal of water for irrigation and human consumption leading to low water level. The decrease in width resulting from bank stabilization by longitudinal dikes, i.e. embankment, constrained the channel and lead to a loss of the marginal zone, an area that commonly acts as a buffer against floods. In control reaches, marginal vegetation may direct water flow towards the center of the channel permitting the dissipation of flow energy. Meandering are also responsible of energy dissipation (Petts & Amoros, 1996). The loss of depth, marginal zones and natural sinuosity related to channelization could create artificial variability within impacted reaches in riffles as well as in pools. By contrast, the macrohabitat scale seemed to be more informative than the reach scale to explain change in substrate composition, as already demonstrated by Beisel *et al.* in a study on macroinvertebrate communities (Beisel *et al.*, 1998). Riffles and pools showed different trends which suggests that the effects of channelization are spatially localized, i.e. the 100m-long portions studied were not uniformly altered. While pebbles and gravel dominated CP and CR, IP were characterized by fine substrate particles

such as sand or silt and organic detritus, and IR by artificial materials probably due to human structures that had been added to the stream bed. Both, sedimentation in pools and rocky substrates in riffles, might disconnect water column from groundwater within the stream bed. It has been demonstrated that a connection with groundwater stabilizes stream temperature and chemistry (Denny, 1994). Therefore a loss of vertical connectivity related to substrate changes could increase the variability in chemical characteristics throughout time. Furthermore, erosion and sedimentation processes related to the fine substrates in IP and the fast flow velocity with hard substrates in IR, explained in part the high dynamic of the impacted reaches. The percent cover of plant species may also contribute to the attenuation of spatial and temporal differences between control and impacted physical characteristics as vegetation tends to retain fine sediments and slow down flow velocity (Sand-Jensen, 1998, Schulz & Gücker, 2005). Physical differences between control and channelized reaches could be lower during the growth and reproductive seasons of plant species than in the winter when the majority of vegetation has disappeared.

#### *Differences in species composition and biological traits*

Changes in stream physical characteristics were also associated with shifts in species composition. Differences were especially important between CR and IP. *Berula erecta*, *Hildenbrendia rivularis*, and *Rhynchostegium riparioides*, for example, were more abundant in CR with fast flow velocity and pebbles whereas *Nuphar lutea*, *Lemna minor*, or *Fontinalis antypertica*, dominated in IP with slow flow velocity and sand. *Ranunculus fluitans* Lam. was surprisingly more developed in IP albeit it is one of the characteristic species of French calcareous streams (Bensettiti, Gaudillat & Haury,

2002). The community of IR consisted of few species with low percent cover and was intermediate between the species composition of CP and IP. The percent cover of species found in IR was highly variable throughout time in contrast to CR suggesting high species turnover and an unstable community composition. IR communities may be similar to CP or IP communities in terms of seasonality. For instance, in the summer, after the growth and reproduction period, plant percent cover was greatest along reaches. Riffle and pool vegetation were likely more homogeneous within reaches because frequent dispersal and exchanges between IR and IP led to similarities between their community compositions.

The biological traits of species can be used to explain differences in community composition between control and impacted macrohabitats. The organization of aquatic macrophyte communities depends on the role of the traits exhibited within various types of habitat templates. Indeed, habitats are the templates on which evolution forges characteristic life history strategies (Bornette *et al.*, 1994, Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007). Plants suffering the effects of channelization do not exhibit the same characteristics as plants growing in the absence of stress. We demonstrated that communities exhibit different trait combinations in control and impacted macrohabitats. The conditions found in control macrohabitats (large and deep stream bed, substrate of pebbles and gravels) are potentially more appropriate for small, slow-growing and weakly competitive plants such as bryophytes, in comparison to tall and fast-growing vascular plants (Sand-Jensen *et al.*, 2008). Rosenzweig (1995) demonstrated that favorable habitats are correlated with specific trait combinations, i.e. specialist species. If we consider specialization as a decrease in the strategy diversity of species, we found that control macrohabitats were colonized by specialist

species adopting intermediate strategies. For example, plants in CR and CP exhibited medium leaf area and body flexibility and a relatively high number of reproductive organs. Morphologic adaptations resulting from plasticity or natural selection allows species to maximize their anchorage as well as reduce hydraulic stress on stem due to fast flow velocity. The resultant growth forms improve plant performance in relation to their habitat (Denny, 1994). Strong anchorage, reproduction by many stolons and water-based dispersal should permit species to colonize open space and to resist fast flows, especially those found in CR. Perennation was also favoured in these environments which supports the finding of low temporal variability in vegetative cover in CR. Indeed, Greulich and Bornette (2003) have shown that persistence in winter facilitated the development of slow-growing species and poor competitors.

In contrast, in channelized reaches we found that species used several adaptive strategies related to morphology and reproduction to persist despite the spatial and temporal differences in flow as has been shown for *Ranunculus peltatus* in disturbed habitats (Garbey *et al.*, 2004). For instance, a wide diversity of reproductive organs was observed in the species found in channelized macrohabitats as compared with the single reproductive mode found in control macrohabitats, stolon development. It is diversity of reproductive modes that allows for the fast growth and improved competitive abilities necessary for persistence in channelized reaches. Moreover, plants in impacted macrohabitats used contrasting strategies, e.g. little or large leaf area, low or high body flexibility. This diversity of strategies could explain in part the high temporal variation in plant cover observed in IR. Species could invest in a large body size and weak reproductive capacities, or inversely, in a small body size and strong reproductive capacities. Trade-offs

between traits should select the most relevant traits to resist against new conditions imposed by channelization. Various trait combinations could lead to a set of dispersal strategies, e.g. plants with long stems that break easily and have weak anchorages, or stress avoidance strategies, e.g. flexible plants with strong anchorages or small plants that remain close to the substrate where drag forces are reduced (Puijalon, Bornette & Sagnes, 2005). Furthermore, species with high functional plasticity and heterophylly such as *N. lutea*, *S. emersum*, *R. fluitans* or *F. antipyretica*, were favored in the impacted macrohabitats to the detriment of specialist species *sensu* Rosenzweig (1995). As a consequence, a diversity of strategies in channelized reaches may increase tolerance to changes in spatial and temporal dynamics (e.g. regenerative strategies, Combroux *et al.*, 2001). Strong competitive capacities are required in the absence of marginal zones and in the presence of hardly colonisable substrate, e.g. artificial material in riffles. Indeed, plant species had a lower available habitat for their establishment. In consequence, communities in channelized reaches corresponded to pioneer and unstable communities with great turnover, whereas communities in control reaches corresponded mostly to stable and well-established communities. An *in situ* experiment by measurements of species traits could be done in control and channelized reaches to confirm these results.

The results of this study are a step towards a general model, based on responses of environmental characteristics and plant species, to predict changes in physical and community composition according to different stresses. Ecological requirements (e.g. depth, flow velocity, substrate) are necessary parameters for this model. We have demonstrated that channelization can lead to totally different spatial organization and seasonality from the one experienced in control reaches.

Macrophyte communities exhibited different species composition where species with multiple trait strategies for survival were favored. The observed trends may have implications for restoring the integrity of freshwater streams. Optimizing stream physical structure and species diversity are important strategies to protect the natural spatio-temporal dynamics of stream habitats and should be taken into consideration in future projects involving the management of aquatic systems.

## ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded in part by the "Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien". We would like to thank the "Direction Régionale de l'Environnement Ile-de-France et Loiret", of the "Agence de l'Eau Seine-Normandie", and of the "Fédération de Pêche du Loiret" for the information on the streams they provided. We would like to acknowledge Jacques Haury for his advice, Julie Coudreuse for the bryophyte identification and Emmanuelle Porcher, Adeline Cadet, Benoit Lagier, Philippe Gourdain, Denise Moindrot and Danielle Pereyron for their help in the field. We also thank Claire Jouseau for their valuable comments and English improvement of the manuscript. Sandrine Pavoine is supported by the European Commission under the Marie Curie Programme. This paper only reflects the authors' view and not the views of the European Commission. We appreciated the comments of two anonymous reviewers on the earlier version of this manuscript, which greatly improved the paper.

## REFERENCES

- Allan J.D. (1995). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman and Hall, London, UK.
- Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Thomas S. & Moreteau J.C. (1998). Effects of mesohabitat sampling strategy on the assessment of stream quality with benthic invertebrate assemblages. *Archiv für Hydrobiologie* 142, 493-510
- Bensettiti F., Gaudillat V. & Haury J. (2002). *Cahier d'Habitats Natura2000. Habitats humides. Connaissances et gestion des habitats et des espèces d'intérêts communautaire*. Paris.
- Boon P.J. (1992). Essential elements in the case for river conservation. In: Boon, P.J. & Calow, P. & Petts, G.E. (ed.): *River Conservation and Management*. - Wiley, Chichester, pp. 11-33.
- Bornette G. & Amoros C. (1991). Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science* 2, 497-512.
- Bornette G., Henry C.P., Barrat M.H. & Amoros C. (1994). Theoretical habitat templates, species traits and species richness: aquatic macrophytes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31, 487-505.
- Bourrelly P. (1966-70). *Les algues d'eau douce*. N. Boubée & Cie, Paris.
- Brinson M.M., Swift B.L., Plantico R.C. & Barclay J.S. (1981). *Riparian ecosystems: their ecology and status*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Brookes A. (1988). *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. Wiley interscience.
- Brooks S.S., Palmer M.A., Cardinale B.J., Swan C.M. & Ribblett S. (2002). Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. *Restoration Ecology* 10, 156-168.
- Brown B.L. (2003). Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters* 6, 316-325.
- Carbiener R., Trémolières M., Mercier J.L. & Ortscheit A. (1990). Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters Upper Rhine plain, Alsace. *Vegetatio* 86, 71-88.
- Chessel D., Dufour A.-B. & Thioulouse J. (2004). The ade4 package-I- One-table methods. *R News* 4, 5-10.
- Chevenet F., Dolédec S. & Chessel D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31, 295-309.
- Combroux I., Bornette G., Willby N.J. & Amoros C. (2001). Regenerative strategies of aquatic plants in disturbed habitats: the role of propagule banks. *Archiv für Hydrobiologie* 152, 215-235.
- Connell J.H. & Slatyer R.O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *American Naturalist* 111, 1119-1144.
- Corillion R. (1975). *Flore de Charophytes (Characées) du Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale*. In: Jouve Editeurs (ed.): *Flore et Végétation du Massif Armoricaïn*. - Centre National de la Recherche Scientifique, Paris, pp. 11-216.

- Coudreuse J., Haury J., Bardat J. & Rebillard J.P. (2005). Les bryophytes aquatiques et supra-aquatiques : clé d'identification pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Macrophytiques en Rivière. Agence de l'eau Adour-Garonne.
- Denny M. (1994). Roles of hydrodynamics in the study of life on wave-swept shores. In: Wainwright, P.C. & Reilly, S.M. (ed.): Ecological morphology: integrative organismal biology. - The University of Chicago Press, Chicago, IL, USA, pp. 169-204.
- Dobson A.P., Bradshaw A.D. & Baker A.J.M. (1997). Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277, 515-522.
- Drake J.A., Flum T.E., Witteman G.J., Voskuil T., Hoylman A.M., Creson C., Kenny D.A., Huxel G.R., Larue C.S. & Duncan J.R. (1993). The construction and assembly of an ecological landscape. *Journal of Animal Ecology* 62, 117-130.
- Dufour A.-B., Pavoine S. & Chessel D. (2006). Biometric example approach: A study of human genetic variability by the double principal coordinate analysis. *Biometrie Humaine et Anthropologie* 24, 5-11
- Elger A., Barrat-Segretain M.H. & Willby N.J. (2006). Seasonal variability in the palatability of freshwater macrophytes: a case study. *Hydrobiologia* 570, 89-93.
- Evrendilek F. & Berberoglu S. (2008). Quantifying spatial patterns of bioclimatic zones and controls in Turkey. *Theoretical and Applied Climatology* 91, 35-50.
- Fisher S.G. (1994). Pattern, process and scale in freshwater systems, some unifying thoughts. In: Giller, P.S. & Hildrew, A.G. & Raffaelli, D.G. (ed.): Aquatic Ecology, Scale, Pattern and Process. - British Ecological Society Symposium 34, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 575-593.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199-214.
- Garbey C., Thiébaud G. & Muller S. (2004). Morphological plasticity of a spreading aquatic macrophyte, *Ranunculus peltatus*, in response to environmental variables. *Plant Ecology* 173, 125-137.
- Giorgi A., Feijoo C. & Tell G. (2005). Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14, 1699-1718.
- Greulich S. & Bornette G. (2003). Being evergreen in an aquatic habitat with attenuated seasonal contrasts – a major competitive advantage? *Plant Ecology* 167, 9-18.
- Grime J.P. (1997). Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* 277, 1260-1261.
- Haslam S.M. (1978). *River Plants: The macrophytic vegetation of watercourses*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Haslam S.M. (1987). *River Plants of Western Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ihaka R. & Gentleman R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5, 299-314.
- Keddy P.A. (2000). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Le Marechal P. & Lesaffre G. (2000). *Les oiseaux d'Ile de France. L'avifaune de Paris et de sa région*.
- Legendre P. & Legendre L. (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Macgillivray C.W., Grime J.P. & I.S.P. Team (1995). Testing predictions of resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology* 9, 640-649.
- Manel S., Dias J.-M. & Ormerod S.J. (1999). Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling* 120, 337-347.
- Manly B.F. (1994). *Multivariate Statistical Methods. A primer*. Chapman & Hall, London.
- Météo-France (2006). <http://www.meteofrance.com>
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Molnar I., Precsenyi I. & Csorba R. (2003). Pattern of weed communities in wheat and maize fields. *Novvenytermeles* 52, 637-645
- Mouquet N. & Moore J.L. (2002). Plant species richness and community productivity: why the mechanism that promotes coexistence matters. *Ecological Letters* 5, 56-65.
- Muhar S. (1996). Habitat improvement of Austrian rivers with regard to different scales. *Regulated Rivers: Research and Management* 12, 471-482.
- Neill W.E. (1994). Spatial and temporal scaling and the organization of limnetic communities. In: Giller, P.S. & Hildrew, A.G. & Raffaelli, D.G. (ed.): Aquatic Ecology, Scale, Pattern and Process. - British Ecological Society Symposium 34,

- Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 189–233.
- Pavoine S., Dufour A.-B. & Chessel D. (2004). From dissimilarities among species to dissimilarities among communities: a double principal coordinate analysis. *Journal of Theoretical Biology* 228, 523–537.
- Petts G. & Amoros C. (1996). *Fluvial Hydrosystems*. Chapman and Hall, London.
- Pujalon S., Bornette G. & Sagnes P. (2005). Adaptations to increasing hydraulic stress: morphology, hydrodynamics and fitness of two higher aquatic plant species. *Journal of Experimental Botany* 56, 777–786.
- R Development Core Team (2008). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahel F.J. (2000). Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288, 854–856.
- Robach F., Thiébaud G., Trémolières M. & Muller S. (1996). A reference system for continental running waters: Plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north east France. *Hydrobiologia* 340, 67–76.
- Robertson J.M. & Robertson A.D. (2008). Spatial and temporal patterns of phenotypic variation in a Neotropical frog. *Journal of Biogeography* 35, 830–843.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (ed.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. - Chapman & Hall, New York, pp. 1–9.
- Rosenzweig M.L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sabbatini M.R. & Murphy K.J. (1996). Submerged plant survival strategies in relation to management and environmental pressures in drainage channel habitats. *Hydrobiologia* 340, 191–195.
- Sabbatini M.R., Murphy K.J. & Irigoyen J.H. (1998). Vegetation-environment relationships in irrigation channel systems of southern Argentina. *Aquatic Botany* 60, 119–133.
- Sand-Jensen K. (1998). Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39, 663–679.
- Sand-Jensen K., Lagergaard Pedersen N., Thorsgaard I., Moeslund B., Borum J. & Brodersen K.P. (2008). 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology* 96, 260–271.
- Schulz M. & Gücker B. (2005). Macrophytes Increase Spatial Patchiness of Fluvial Sedimentary Records and Effect Temporal Particulate Nutrient Storage. *Aquatic Geochemistry* 11, 89–107.
- Smith A.J.E. (1978). *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Smith A.J.E. (1990). *The Liverworts of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Southwood T.R.E. (1977). Habitat: the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46, 337–365.
- Southwood T.R.E. (1988). Tactics, strategies and templets. *Oikos* 52, 3–18.
- Stevens H.M. & Carson W.P. (2002). Resource quantity, not resource heterogeneity maintains plant diversity. *Ecological Letters* 5, 420–426.
- Szmeja J. & Bazydło E. (2005). The effect of water conditions on the phenology and age structure of *Luronium natans* (L.) Raf. populations *Acta Societatis Botanicorum Polonia* 74, 253–262.
- Tomanova S. & Usseglio-Polatera P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology* 170, 243–255.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31, 265–276.
- Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.H. (1964–1993). *Flora Europea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y. & Paulin L. (1995). Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref éditions, coll. Etudes, série Gestion des Milieux Aquatiques.
- Willby N.J., Abernethy V.J. & Demars B.O.L. (2000). Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology* 43, 43–74.

Chapitre V : Dynamiques spatiales et temporelles de l'habitat physique et des macrophytes  
face à la chenalisation

**Appendix 1** Codes for macrohabitat, physical characteristics and floristic species.

MACROHABITATS	CODES	FLORISTIC SPECIES	CODES
Control Riffle	CR	<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex B., S. & G.	FISc
Control Pool	CP	<i>Fissidens rufulus</i> B., S. & G.	FISr
Impacted Riffle	IR	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	FON
Impacted Pool	IP	<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Lindb.	LUN
		<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks) Dumort.	PEL
		<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	RHY
		<i>Riccardia chamaedryfolia</i> (With.) Grolle	RIC
<b>PHYSICAL CHARACTERISTICS</b>	<b>CODES</b>		
Depth (cm)	Dep		
Flow velocity (cm s <sup>-1</sup> )	FV		
Width (m)	Wid	<b>Vascular plants</b>	
Light availability (%) = 100 - Shading (%)	Ligh	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	BER
Artificial substratum (%)	As	<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	CALo
Cobblestones (%)	Co	<i>Callitriche platycarpa</i> Kützing	CALp
Pebbles and gravel (%)	Pg	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	CALs
Organic detritus (%)	Od	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	CER
Sand (%)	Sa	<i>Elodea canadensis</i> Michx	ELO
Silt (%)	Sil	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	GLYf
Terrestrial sediment (%)	Ts	<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	GRO
Total cover percentage of vegetation	Ve	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) Lag.	HEL
		<i>Lemna minor</i> L.	LEMm
		<i>Lemna minuscula</i> L.	LEMi
		<i>Lemna trisulca</i> L.	LEMt
<b>FLORISTIC SPECIES</b>			
<b>Macroalgae</b>			
<i>Batrachospermum</i> sp. Roth	BAT	<i>Mentha aquatica</i> L.	MEN
<i>Cladophora</i> sp. Kützing	CLA	<i>Myosotis</i> gr. <i>Palustris</i> L.	MYO
<i>Diatoma</i> sp. Bory de St Vincent	DIA	<i>Nasturtium officinale</i> sl R. Br.	NAS
<i>Hildenbrandia rivularis</i> (Liebm.) J. Agardh	HIL	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	NUP
<i>Melosira</i> sp. C. Agardh	MEL	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	PHA
<i>Microspora</i> sp. Thuret	MIC	<i>Potamogeton crispus</i> L.	POTc
<i>Nitella</i> sp.	NIT	<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & Koch	POTo
<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher	OSC	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	POTp
<i>Phormidium</i> sp. Kützing	PHO	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	POTf
<i>Spirogyra</i> sp. Link	SPI	<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	RAN
<i>Vaucheria</i> sp. de Candolle	VAU	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	ROR
		<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	SPA
		<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	VERa
<b>Bryophytes</b>			
<i>Amblystegium fluviatile</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBf	<i>Veronica beccabunga</i> L.	VERb
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBr	<i>Zannichellia palustris</i> L.	ZAN
<i>Brachytecium rivulare</i> B., S. & G.	BRA		
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	CIN		
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	CRA		

**Appendix 2** Codes for biological species traits. \* = Trait specific to bryophytes.

TRAITS	ATTRIBUTES	CODES	TRAITS	ATTRIBUTES	CODES
Growth form	Free-floating, surface	frflsr	Number of reproductive organs year <sup>-1</sup> individual <sup>-1</sup>	Low (< 10)	RO1
	Free-floating, submerged	frflsb		Medium (10-100)	RO2
	Anchored, floating leaves	anfle		High (100-1000)	RO3
	Anchored, submerged leaves	ansule		Very high (> 1000)	RO4
	Anchored, emergent leaves	anemle	Perennation	Annual	annual
	Anchored, heterophylly	anhete		Biennial/short lived perennial	shlipse
	Encrusting	encru		Perennial	perenn
Vertical shoot architecture	Single apical growth point	siapgr	Evergreen leaf	/	winter
	Single basal growth point	sibagr	Amphibious	/	amphib
	Multiple apical growth point	muapgr		Wind	wind
Leaf type	Tubular	tubula	Gamete vector	Water	water
	Capillary	capill		Air bubble	airbub
	Entire	entire		Insect	insect
				Self	self
Leaf area	Small (< 1cm <sup>2</sup> )	LA1	Body flexibility	Low (< 45°)	BF1
	Medium (1-20cm <sup>2</sup> )	LA2		Intermediate (> 45-300°)	BF2
	Large (20-100cm <sup>2</sup> )	LA3		High (> 300°)	BF3
	Extra large (> 100cm <sup>2</sup> )	LA4			
Morphology index (score)	(1) 2	MI1	Leaf texture	Soft	soft
	(2) 3-5	MI2		Rigid	rigid
	(3) 6-7	MI3		Waxy	waxy
	(4) 8-9	MI4		Non-waxy	non-waxy
	(5) 10	MI5			
Mode of reproduction	Rhizome	rhizom	Period of production of reproductive organ	Early (March-May)	early
	Fragmentation	fragmn		Mid (June-July)	mid
	Budding	buddg		Late (August-September)	late
	Turions	turion		Very late (post-September)	verlat
	Stolons	stolon	Fruit size	< 1mm	F1
	Tubers	tuber		1-3mm	F2
	Seeds	seed		> 3mm	F3
			Rooting at nodes	/	nodal
	Propagules*	propagu	High below-ground:above-ground biomass	/	root

**Appendix 3** Mean (m) and standard deviation (sd) of stream physical characteristics and total plant percent cover in the four macrohabitat types across the six study seasons. Spr = Spring, Sum = Summer, Aut = Autumn, 06 = 2006, 07 = 2007.

	Season	Wid		Dep		FV		Ligh		As		Co		Od		Pg		Sa		Sil		Ts		Veg	
		m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd	m	sd
CR	Spr06	8.18	1.59	24.44	5.03	45.08	9.25	21.21	31.94	0.00	0.00	0.25	0.38	0.20	0.34	32.56	28.81	9.12	4.80	13.75	29.50	0.13	0.33	24.74	14.68
	Sum06	8.26	1.67	24.30	8.23	32.13	11.08	20.71	17.04	0.00	0.00	0.25	0.38	0.20	0.34	32.56	28.81	9.12	4.80	13.75	29.50	0.13	0.33	32.79	22.54
	Au06	8.27	1.69	21.38	6.43	39.46	11.08	19.94	23.75	0.00	0.00	0.25	0.38	0.20	0.34	32.56	28.81	9.12	4.80	13.75	29.50	0.13	0.33	25.46	16.23
	Spr07	8.18	1.59	35.21	9.38	40.13	9.13	26.95	27.58	0.00	0.00	0.80	1.02	0.11	0.14	28.98	23.28	22.82	22.05	2.64	6.15	0.16	0.39	30.15	16.48
	Sum07	8.26	1.67	33.19	8.27	37.40	12.06	19.09	22.06	0.00	0.00	2.10	2.78	0.29	0.71	26.01	20.74	22.50	18.75	3.53	8.32	1.07	2.61	27.88	15.84
	Au07	8.27	1.69	33.29	13.09	37.33	11.89	15.90	13.42	0.00	0.00	1.28	2.62	1.55	1.93	29.71	23.24	21.07	22.61	1.37	3.35	0.53	1.31	19.85	13.98
CP	Spr06	8.01	2.03	34.52	9.39	24.70	5.10	5.60	9.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.36	19.22	13.12	9.58	9.60	14.81	18.99	0.03	0.08	9.33	13.76
	Sum06	8.02	2.05	35.11	11.16	19.81	5.80	43.01	87.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.36	19.22	13.12	9.58	9.60	14.81	18.99	0.03	0.08	18.65	30.42
	Au06	7.97	2.02	32.60	8.02	25.52	5.10	14.87	20.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.36	19.22	13.12	9.58	9.60	14.81	18.99	0.03	0.08	12.83	21.18
	Spr07	8.01	2.03	43.84	11.63	24.30	4.23	14.96	8.93	0.00	0.00	1.49	3.05	0.86	1.42	21.06	14.52	19.00	18.94	2.09	2.00	0.00	0.00	15.12	15.62
	Sum07	8.02	2.05	41.20	9.31	23.84	5.97	7.90	5.84	0.00	0.00	0.87	0.93	1.14	1.78	21.25	15.98	18.63	18.22	2.61	3.91	0.00	0.00	14.91	14.30
	Au07	7.97	2.02	39.24	7.17	24.76	5.12	12.11	9.59	0.00	0.00	0.88	1.42	1.48	0.57	19.99	19.12	20.65	29.50	1.53	1.43	0.00	0.00	7.82	4.55
IR	Spr06	6.91	2.48	26.34	12.76	44.37	18.47	23.48	22.86	0.00	0.00	1.50	1.11	0.47	0.96	25.91	20.19	6.91	11.11	3.38	6.53	0.83	2.50	13.99	17.23
	Sum06	6.91	2.48	17.80	10.95	37.59	9.18	21.36	20.03	0.00	0.00	1.50	1.11	0.47	0.96	25.91	20.19	6.91	11.11	3.38	6.53	0.83	2.50	18.37	23.56
	Au06	6.93	2.44	19.79	8.91	38.27	8.15	17.24	23.06	0.00	0.00	1.50	1.11	0.47	0.96	25.91	20.19	6.91	11.11	3.38	6.53	0.83	2.50	17.61	22.06
	Spr07	6.91	2.48	33.13	15.26	39.15	11.63	14.69	16.76	0.00	0.00	3.23	3.33	1.11	1.33	17.46	15.23	14.28	11.98	1.82	3.94	1.11	3.33	12.62	12.16
	Sum07	6.91	2.48	30.59	13.62	36.53	11.09	20.43	20.53	0.00	0.00	3.01	3.00	0.91	1.69	16.20	13.22	17.60	11.77	1.28	2.68	0.00	0.00	14.56	14.38
	Au07	6.93	2.44	27.67	13.72	40.62	9.42	18.94	20.06	0.00	0.00	1.61	1.57	1.52	1.86	18.63	16.64	15.09	10.67	2.14	4.92	0.00	0.00	8.12	6.42
IP	Spr06	7.01	2.38	36.29	8.05	19.66	5.97	24.72	22.59	0.06	0.20	0.56	1.10	2.13	2.76	19.59	21.43	22.40	23.24	23.35	19.68	0.00	0.00	13.58	13.28
	Sum06	7.01	2.38	23.04	12.26	20.00	4.95	23.46	16.79	0.06	0.20	0.56	1.10	2.13	2.76	19.59	21.43	22.40	23.24	23.35	19.68	0.00	0.00	28.87	22.85
	Au06	7.01	2.38	26.99	8.81	18.62	7.47	18.80	13.15	0.06	0.20	0.56	1.10	2.13	2.76	19.59	21.43	22.40	23.24	23.35	19.68	0.00	0.00	15.63	11.85
	Spr07	7.01	2.38	39.23	10.45	20.30	9.50	22.80	12.27	0.00	0.00	3.25	3.45	2.43	2.40	16.87	12.78	37.84	17.22	7.46	14.60	0.24	0.79	16.68	10.59
	Sum07	7.01	2.38	35.75	12.17	20.36	10.43	21.59	12.89	0.07	0.23	0.85	0.86	3.30	2.15	20.84	13.42	36.51	20.61	5.93	14.08	0.60	1.39	22.72	15.59
	Au07	7.01	2.38	37.36	13.15	20.04	8.71	23.21	13.97	0.07	0.23	1.66	2.60	7.35	6.69	16.17	10.89	38.72	21.83	3.91	11.34	0.22	0.49	16.03	9.60

## *Synthèse*

Nous pensions que la chenalisation serait associée à une baisse d'hétérogénéité spatiale et temporelle (Ward *et al.*, 1999) conduisant à une diminution de la dynamique de l'habitat. En effet, le lit de la rivière étant plus uniforme en présence de chenalisation, les caractéristiques environnementales telles que les types de substrat, et les macrophytes, devraient présenter une distribution régulière par la faible variété d'habitats disponibles et la haute compétition en taxons (Kaenel & Uehlinger, 1998, Townsend & Riley, 1999, Baattrup-Pedersen, Larsen & Riis, 2002). Or les changements physiques et biologiques observés dans nos stations chenalisées ne semblent pas liés à une atténuation de la dynamique de l'habitat UE 3260. Certes les transformations spatiales physiques et biologiques perdurent au cours du temps mais les dynamiques saisonnières associées sont tout aussi variables dans les stations chenalisées et contrôles. Plusieurs hypothèses peuvent être proposées : 1) soit la chenalisation n'altère pas la dynamique de l'habitat (ce qui ne coïncide pas avec les conclusions des références précédentes et avec nos résultats), 2) soit les différences entre stations contrôles et chenalisées ne sont pas assez importantes pour le montrer, 3) soit la dynamique est différente mais toujours présente, 4) soit il existe une cicatrisation ancienne de l'habitat fortement modifié dans les stations chenalisées.

A l'échelle du macrohabitat, la variabilité saisonnière est significativement plus importante dans les faciès lents. Dans le chapitre IV, nous avons démontré que les stations chenalisées présentent plus de faciès lents que les stations contrôles. Il est donc probable que la variabilité saisonnière des faciès lents chenalisés crée une dynamique saisonnière aussi importante ou même supérieure aux stations contrôles.

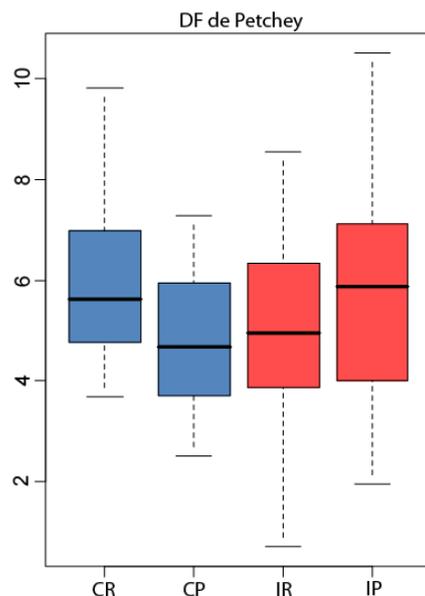
Les observations effectuées sur les plantes aquatiques appuient ces résultats. Les héliophytes notamment, dominant dans les stations chenalisées comme déjà démontré par Baattrup-Pedersen & Riis (1999), et particulièrement dans les faciès lents. Ces plantes de bord de rivières font preuve d'adaptabilité face à la variabilité environnementale. Subissant les fluctuations de la hauteur d'eau, elles passent régulièrement d'une situation immergée à une situation émergée. En tant que taxons amphibies, elles se distribuent principalement sur les rives où les graines sont dispersées par le vent ou les insectes, mais également sous l'eau, leurs graines et fragments végétatifs étant alors transportés par hydrochorie (Sculthorpe, 1967). Dans notre étude, nous avons montré que les taxons des stations chenalisées ont des

stratégies particulièrement variées, parfois complètement opposées, qui suivent les conditions de l'habitat. Ceci peut expliquer la forte dynamique saisonnière des recouvrements de macrophytes dans les faciès lents et mêmes dans les faciès rapides des stations chenalisées.

Par contre, dans les stations contrôles, les faciès rapides bien représentés, se caractérisent probablement par la présence d'eau permanente et courante qui favorise les hydrophytes comme les bryophytes et les macroalgues. Malgré la dynamique environnementale liée aux vitesses de courant et à l'instabilité du substrat, les pourcentages de recouvrement de la végétation y sont plus stables. Les taxons, spécialisés et faiblement compétitifs, usent d'une moins grande diversité de stratégies, la dispersion se fait par hydrochorie essentiellement, et les échanges avec le milieu extérieur sont peu fréquents.

Nous aurions pensé retrouver *Ranunculus fluitans* dans ces faciès rapides contrôles puisque cette espèce détermine l'habitat UE 3260 et que Butcher (1933) et Baattrup-Pedersen (1999) l'ont reliée à des conditions rapides sur substrat grossier. Or, elle apparaît ici essentiellement dans les faciès lents chenalisés. Là encore nous pouvons proposer un certain nombre d'hypothèses : 1) soit *R. fluitans* est tolérante aux changements issus de la chenalisation, 2) soit elle est en train de disparaître avec son habitat, 3) soit les faciès lents constituent des habitats refuges pour cette espèce.

En complément, nous avons cherché à obtenir une image synthétique de ces différences de diversité en stratégies entre stations contrôles et impactées à l'aide de la richesse taxonomique et de la composition en traits biologiques et écologiques. Pour cela, nous avons utilisé un indice de diversité fonctionnelle (DF), l'indice de Petchey (Petchey & Gaston, 2002) (cf. Figure 29 et Tableau 8). Le calcul de la DF de Petchey se déroule en quatre étapes: (1) obtention d'une matrice de trait, (2) conversion de la matrice de trait en matrice de distance (3) production d'un dendrogramme à partir de la matrice de distance, et (4) calcul de la longueur totale des branches du dendrogramme (Petchey & Gaston, 2002). Les trois premières étapes reposent sur des méthodes multivariées standard comme celles décrites par Pielou (1984).



	CR / CP	IR / IP	CR / IR	CP / IP
DF de Petchey	**	*	**	*

**Figure 29 et Tableau 8 :** Boîtes à moustache de la DF de Petchey et tableau montrant les différences significatives entre faciès rapides contrôles (Control Riffles = CR), faciès lents contrôles (Control Pools = CP), faciès rapides chenalisés (Impacted Riffles = IR), et faciès lents chenalisés (Impacted Pools = IP). Le trait noir dans chaque boîte à moustache correspond à la valeur médiane. Dans le tableau : ° =  $P < 0.1$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , \*\*\* =  $P < 0.001$ .

La DF de Petchey à l'échelle de la station ne s'est pas avérée significativement différente entre stations contrôles et chenalisées ( $DF_{\text{Contrôle}} = 4.88$ ,  $DF_{\text{Impacté}} = 5.28$ ,  $t_{105.4} = -1.29$ ,  $P = 0.20$ ). Par contre, elle est significativement supérieure en faciès rapide contrôle ( $DF_{\text{Rapide Contrôle}} = 5.96$ ,  $DF_{\text{Rapide Impacté}} = 4.88$ ,  $t_{84.57} = 2.98$ ,  $P = 0.004$ ) et en faciès lent chenalisé ( $DF_{\text{Lent Contrôle}} = 4.81$ ,  $DF_{\text{Lent Impacté}} = 5.61$ ,  $t_{95.9} = -2.478$ ,  $P = 0.02$ ). De plus, la DF diffère significativement entre faciès rapides et faciès lents au sein des stations contrôles et au sein des stations chenalisées mais avec des tendances opposées : une valeur plus élevée en faciès rapide pour les stations contrôles et une valeur plus élevée en faciès lents pour les stations chenalisées. Ces résultats concordent avec ceux présentés dans le Chapitre IV et dans ce chapitre. Les taxons colonisent davantage les faciès lents en stations chenalisées. La diversité fonctionnelle augmente alors soit parce que l'espace disponible plus restreint favorise les taxons ubiquistes ayant une grande diversité en stratégies, soit par exclusion compétitive entre taxons.

### ***Vers un concept des altérations intermédiaires ?***

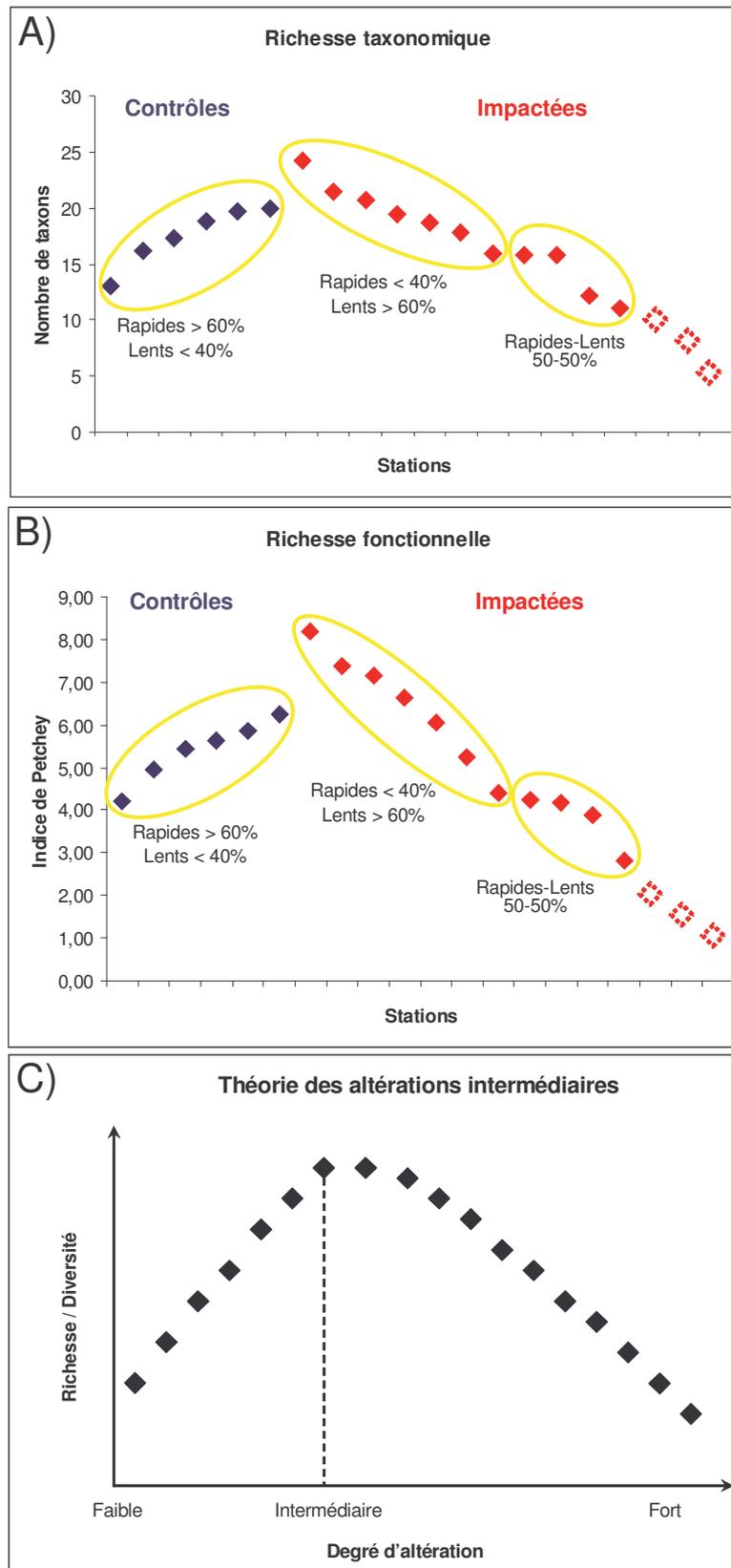
Au vu de nos résultats où les tendances sont plus modérées qu'attendues dans d'autres cas de chenalisation plus drastiques (ex: homogénéisation de l'habitat, Wasson *et al.*, 1995), il semblerait que les stations chenalisées de nos rivières d'étude se positionnent de manière intermédiaire entre des stations de référence et des stations fortement dégradées (non présentes sur nos rivières), probablement parce que ces stations sont aussi passées par une phase de cicatrisation.

En utilisant les communautés de plantes comme modèles d'étude et à l'échelle du macrohabitat, nous avons alors ordonné nos stations en fonction des valeurs croissantes de richesse taxonomique et de diversité fonctionnelle pour les stations contrôles et des valeurs décroissantes pour les stations chenalisées afin d'obtenir les courbes des Figures 30A et 30B. Sur ces figures, les pourcentages de faciès rapides et lents sont également représentés.

Lorsque nous classons nos stations de cette manière, nous constatons que la richesse taxonomique et la diversité fonctionnelle des communautés de plantes sont plus faibles dans les stations contrôles (degré d'altération faible) dominées par des faciès rapides, et dans les stations chenalisées où les faciès rapides et lents sont approximativement de même taille (degré d'altération plus fort). Par contre, richesse et diversité semblent plus élevées dans les stations chenalisées dominées par des faciès lents (c'est-à-dire dans des stations où l'altération va être ressentie de manière intermédiaire, peut-être en raison d'un processus de cicatrisation). Enfin, nous pouvons supposer que dans des cas de chenalisation drastique, soit à un niveau d'altération beaucoup plus important ou lorsque l'altération est récente si bien que l'habitat n'a pas eu le temps de retourner dans un état proche des conditions initiales, les valeurs de richesse et diversité chutent fortement. Nous ne l'avons pas vérifié sur nos stations et par conséquent cette hypothèse est représentée par la ligne jaune en pointillé et par un point d'interrogation sur les Figures 30A et 30B.

Ainsi, les stations contrôles sont évidemment associées à des degrés d'altération faibles, les faciès lents chenalisés à des degrés d'altération intermédiaires, et les faciès rapides chenalisés tendent vers des degrés d'altération forts.

Ces résultats sont bien en adéquation avec ceux des Chapitre IV (richesse taxonomique) et Chapitre V (diversité fonctionnelle), où les faciès lents chenalisés offrent les valeurs les plus élevées pour ces deux indices.



**Figure 30 :** Courbe de A) richesse taxonomique et B) diversité fonctionnelle observées, en relation avec le pourcentage de faciès rapides et lents dans les stations contrôles et impactées. C) Courbe théorique de richesse ou de diversité en fonction du degré d'altération de l'habitat.

Les patrons des graphiques A et B de la Figure 30 correspondent donc globalement à celui de la courbe théorique de Connell (1978) présentée dans la Figure 30C. Le concept des perturbations intermédiaires prédit en effet que le nombre de taxons est supposé maximal à un niveau intermédiaire de perturbations, c'est-à-dire à une intensité, une fréquence ou un temps intermédiaire depuis la perturbation (Connell, 1978, Fox, 1979, Reice, 1994, Bornette & Amoros, 1996, Mackey & Currie, 2000). Une perturbation se définit comme un évènement discret dans le temps qui bouleverse l'habitat, la communauté, ou la structure d'une population et modifie les ressources, la disponibilité du substrat, ou l'environnement physique (White & Pickett, 1985). Les organismes surmontent une perturbation soit par leurs capacités de résistance, soit en recolonisant l'habitat après perturbation, c'est ce qu'on appelle la résilience (Webster *et al.*, 1983).

Dans notre cas, nous proposons sur le même principe une hypothèse d'altération intermédiaire **à l'échelle du macrohabitat** en fonction de l'interaction faciès-chenalisation dans le cas de l'habitat UE 3260. Comme pour le concept des perturbations intermédiaires (Connell, 1978), il est possible de dessiner une courbe montrant l'influence du degré d'altération de l'habitat sur la richesse taxonomique et la diversité fonctionnelle des communautés de plantes. Les résultats montrent que la chenalisation de nos rivières a des impacts négatifs sur la végétation des faciès rapides, mais que ces mêmes impacts semblent positifs dans les faciès lents. Il existe donc des compensations de composition taxonomique au sein de l'habitat ; la régression ou disparition de certains taxons se fait au profit d'autres taxons mieux adaptés.

## **Conclusion générale et Perspectives**



La crise de la biodiversité ayant révélé les menaces mondiales pesant sur les habitats naturels, les projets de recherche et de gestion doivent s'accroître pour comprendre l'écologie, les causes et conséquences de diverses pressions anthropiques, et proposer des mesures de restauration sur ces habitats. Si les différentes altérations du fonctionnement écologique des habitats sont très généralement observées ou suspectées, il reste néanmoins difficile de mesurer la dégradation réelle de ces habitats (Wasson *et al.*, 1995). En d'autres termes, quels sont les impacts écologiques et biologiques ?

Dans le but de mesurer ces impacts et d'évaluer l'état de conservation/écologique des habitats aquatiques soumis aux interventions humaines, la DH et la DCE recommandent déjà d'examiner les structures et fonctions des habitats, d'utiliser des indicateurs biologiques, et de mesurer l'écart entre des habitats d'étude et des conditions de référence les plus naturelles possibles. En réponse aux objectifs de la DCE, de nombreux pays élaborent, étendent, ou modifient leur stratégie d'évaluation, afin que les approches nationales autorisent des comparaisons à large échelle et soient harmonisées et standardisées (Archambault, 2003). Concernant la DH, les travaux sont plus épars, très peu de publications font références à l'état de conservation des habitats aquatiques. Pourtant, coupler les objectifs des deux directives permettrait de renforcer les évaluations demandées par chacune d'entre elles.

Dans cette optique, notre étude, basée sur un ensemble de caractéristiques environnementales et biologiques, se doit d'apporter un complément aux connaissances actuelles sur l'habitat d'intérêt, l'UE 3260, et sur les différentes communautés qui y sont associées. Les structures et fonctions citées dans la DH et la mesure de l'écart à l'état de référence au sens de la DCE constituent notre base de recherche. Nous considérons les structures de l'habitat à travers la composition environnementale et la composition des trois communautés biologiques (oiseaux, plantes, macroinvertébrés) à l'échelle du paysage (plaine d'inondation et lit de la rivière), du macrohabitat (faciès rapide et faciès lent) et du microhabitat (substrat). Les fonctions, faisant l'objet d'études relativement récentes et lourdes à mettre en place, sont considérées plutôt en termes de dynamique spatio-temporelle de l'habitat et de ses communautés, d'interactions environnementales et biologiques, et de diversité fonctionnelle. Les différentes échelles spatiales et saisons de terrain, ainsi que les stratégies des taxons en termes de traits fonctionnels, ont pour objectif d'éclairer ces dynamiques et interactions.

Concernant l'écart à la référence, nous avons souligné en introduction (cf. Introduction § 2.2) que l'Europe ne possède à ce jour que très peu de milieux naturels ou semi-naturels. Nous

avons donc regardé les changements engendrés par une pression anthropique, la chenalisation, par rapport à une situation contrôle, apparemment non chenalisée, avec l'hypothèse que l'état de référence de l'habitat correspond à cette situation. Les stations contrôles ont été prises sur des tronçons non chenalisés de mêmes rivières ou sur des rivières comparables d'un point de vue morphologique et biologique. L'objectif a été de déterminer à quels niveaux environnementaux et biologiques une altération de l'état de conservation de l'habitat UE 3260 est observée.

### ***1. Méthodologie***

Pour harmoniser notre monitoring avec ceux d'autres régions et pays, nous avons appliqué le concept de conditions de références ("Reference Condition", Hughes, 1995), c'est-à-dire que nous avons choisi comme référence des sites où les habitats naturels subissent peu de pressions anthropiques. Les habitats de divers sites d'étude sont comparés aux habitats de sites références d'un point de vue environnemental et biologique pour juger de leur état de dégradation. Ce concept a déjà fait ses preuves en Europe avec des modèles basés sur les communautés de macroinvertébrés benthiques (RIVPACS, Wright, Armitage & Furse, 1989, 2000, AQEM, Hering *et al.*, 2004), mais également en dehors de l'Europe, en Australie (Norris, 1994) et au Canada (Reynoldson *et al.*, 1995, Reynoldson, Day & Pascoe, 2000, Rosenberg, Reynoldson & Resh, 2000).

Les macroinvertébrés étant souvent le centre d'attention, il convenait de développer des monitorings intégrant d'autres communautés, telles que les macrophytes et les oiseaux dans notre cas. Nous avons par conséquent proposé un monitoring global de l'habitat UE 3260 par le biais de trois échelles spatiales (station, macrohabitat, microhabitat), trois communautés, et plusieurs saisons de terrain. Celui-ci pourrait par ailleurs être reproduit à de plus grandes échelles spatiales telles que le bassin versant, et sur une plus longue durée. Les monitorings français portant sur les oiseaux, les macrophytes et les macroinvertébrés benthiques ont facilité la standardisation dans la collecte des données. Ces données pourraient parfaitement intégrées les bases de données déjà existantes en France. Néanmoins, le suivi des communautés ornithologiques a dû être adapté à des habitats linéaires comme c'est le cas en rivière.

Ainsi, nous avons proposé une méthodologie complète basée sur un monitoring environnemental et biologique de l'habitat UE 3260 en adéquation avec ce qui se fait actuellement au niveau national et international. Nous nous sommes ensuite demandés : quelles échelles spatiales et temporelles et quelles caractéristiques environnementales et biologiques, mettent en évidence l'impact de la chenalisation et pourraient être pertinentes dans l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat UE 3260 ?

### **2. Echelles**

Les structures et dynamiques d'un habitat de rivière dépendent des processus géomorphologiques qui agissent à toutes les échelles spatiales, depuis la forme de la vallée jusqu'à la composition du substrat. A chacune de ces échelles correspondent des fonctions biologiques qui déterminent la composition des communautés floristiques et faunistiques (Wasson *et al.*, 1995). Nous nous sommes alors centrés sur trois échelles spatiales : la station et sa séquence en faciès d'écoulement, le macrohabitat et sa composition physique en vitesses de courant et profondeurs, le microhabitat et sa composition en substrat.

C'est à l'échelle du macrohabitat que l'impact de la chenalisation a été le plus évident. A cette échelle, facile et rapide d'étude sur le terrain par un simple observateur, les tendances environnementales et liées aux communautés végétales sont particulièrement marquées. Pour des raisons de simplicité, nous avons scindé le macrohabitat en deux types de faciès d'écoulement : les faciès rapides et les faciès lents. Il serait intéressant au sein de ces deux groupes de distinguer les différents types de faciès rapides et les différents types de faciès lents (cf. Malavoi & Souchon, 2002).

Nous avons souligné trois différences majeures entre stations chenalisées et contrôles à l'échelle du macrohabitat : 1) des changements de dominance entre faciès lents et faciès rapides, 2) des différences de largeur, profondeur, vitesse de courant et substrat, aussi bien en faciès rapides qu'en faciès lents, 3) des changements de composition taxonomique et fonctionnelle, également dans les deux types de faciès, pour les communautés de macrophytes (et secondairement de macroinvertébrés benthiques). Pour d'autres communautés telles que les poissons, Wasson *et al.* (1995) ont déjà démontré que la perte de structures d'abris est particulièrement importante au sein de ces faciès. A noter finalement la position intermédiaire du macrohabitat au niveau de la hiérarchie spatiale et les fluctuations saisonnières auxquelles il

est sensible, ces deux propriétés lui permettant d'intégrer les effets du bassin-versant jusqu'à ceux du microhabitat et les altérations temporelles de l'habitat.

### 3. Caractéristiques environnementales

Notre étude a porté sur de nombreuses caractéristiques environnementales des habitats aquatiques qui sont généralement regroupées en trois catégories : 1) les caractéristiques d'ordre « climatiques » relatives à la physico-chimie de l'eau, 2) les caractéristiques d'« habitat », ou caractéristiques physiques relatives à l'hétérogénéité des écoulements et des structures morphologiques, et 3) les caractéristiques « trophiques » relatives à la nature et quantité de ressources nutritionnelles disponibles (Wasson *et al.*, 1995). La structure physique de l'habitat UE 3260 a été particulièrement intéressante dans l'étude des impacts de la chenalisation car elle reste le compartiment clef qui conditionne tous les autres compartiments d'une rivière. En effet, l'habitat physique influence l'enracinement des macrophytes, l'accumulation des débris organiques, les capacités mécaniques d'oxygénation de l'eau, et détermine les zones favorables aux poissons et macroinvertébrés benthiques. De plus, il est étroitement dépendant des compartiments « externes » que sont la morphologie fluviale, le régime hydrologique, et le corridor végétal rivulaire. Les caractéristiques physiques du chenal intègrent donc les conditions de l'habitat lui-même et des habitats environnants, ce qui leur confère des propriétés indicatrices très intéressantes (cf. Figure 31).

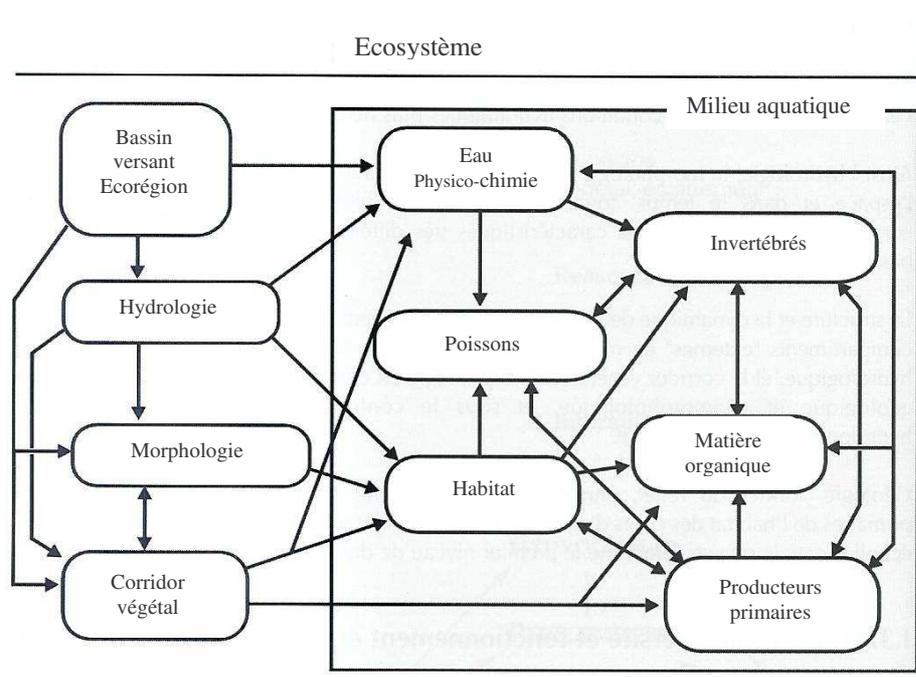


Figure 31 : Modèle conceptuel de l'habitat d'eau courante. Selon Wasson *et al.* (1995).

Ainsi, tout changement physique de l'habitat entraîne une altération des autres compartiments dont l'état est souvent difficile à évaluer. Néanmoins, ce compartiment physique est extrêmement hétérogène dans l'espace et fortement variable dans le temps. Toutes les caractéristiques telles que la vitesse, profondeur, composition en substrat, subissent des perturbations avec des fréquences et des rythmes différents ce qui crée une « mosaïque dynamique » du chenal. Les patches constituant cette dynamique ont des conditions spécifiques, mais ils sont étroitement connectés. Leur organisation spatiale permet la cohabitation de taxons ayant des préférences écologiques, des stratégies et des cycles de vie divers.

Bien que la chenalisation conduise la plupart du temps à une homogénéisation des cours d'eau (Brookes, 1985, 1988, Wasson *et al.*, 1995, Petts & Amoros, 1996, Baattrup-Pedersen & Riis, 1999, O'Hare *et al.*, 2006), l'hétérogénéité spatiale de l'habitat physique de nos stations chenalisées ne s'est pas avérée plus faible que celle de nos stations contrôles. Par contre, nous avons observé des différences de composition en termes de faciès d'écoulement et de types de substrat entre les deux groupes de stations. Les stations chenalisées sont en effet plutôt caractérisées par des faciès lents dominants, moins rapides et profonds que ceux des stations contrôles, et une répartition inégale des substrats grossiers et fins entre faciès rapides et lents. Les caractéristiques physiques à l'intérieur de ces faciès ne sont donc pas moins diversifiées qu'en stations contrôles. Probablement que les impacts ou les différences physiques entre stations contrôles et chenalisées sont faibles, la chenalisation ne joue que très peu sur la diversité de l'habitat ou bien celle-ci est si ancienne que l'habitat, par cicatrisation, est retourné vers son état initial. Il pourrait être utile d'utiliser un indice de diversité basé sur la complexité hydro-morphologique (dominance, diversité, homogénéité) de caractéristiques telles que la stabilité du lit et des berges, la profondeur de l'eau, la vitesse de courant, la composition en substrat, et la largeur (O'Hare *et al.*, 2006).

De même, la chenalisation n'a pas atténué la variation temporelle des caractéristiques physiques de nos stations chenalisées. Ceci peut s'expliquer par le fait que la chenalisation conduise à une accentuation des épisodes de crues et d'étiages, et donc à une importante fluctuation du régime hydrologique au cours du temps.

Toutefois, l'impact de la chenalisation s'est surtout traduit par des changements significatifs dans les valeurs de largeur, profondeur, et dans la composition en substrat,

démontrant sans doute des altérations de la géométrie du chenal, de la granulométrie du fond, et des faciès d'écoulement. Les effets observés sont spatialement localisés (le paysage environnant en termes de ripisylve et de composition en habitat n'est d'ailleurs pas affecté), mais ces effets s'étendent à l'intérieur du chenal de part et d'autres des structures de chenalisation et de la station. Par exemple, dans le cas des structures type pont ou seuil, outre les changements physiques au niveau de la structure, le courant est freiné à l'amont ce qui favorise l'accumulation de sédiments fins, et accéléré à l'aval conduisant à une érosion accrue. De plus, si les effets sur les largeurs, profondeurs, vitesses et substrats, ont vraisemblablement été immédiats, des phénomènes de réajustement du cours d'eau ont pu se produire en différé et de manière irréversible. Cela explique probablement le remplacement des radiers et des mouilles par des faciès rapides et lents moins larges, moins profonds, moins rapides, et plus artificiels, ce qui aboutira certainement dans le temps à une homogénéisation entre faciès rapides et lents et à l'uniformisation du chenal.

Nos résultats sont plus ou moins en adéquation avec les différentes études réalisées en rivière (ex: Baattrup-Pedersen & Riis, 1999, Baattrup-Pedersen *et al.*, 2002, O'Hare *et al.*, 2006). Une fois encore, les échelles spatiales et temporelles, les types de cours d'eau (en fonction de leur taille, sinuosité...), et les types d'interventions (cf. Chapitre IV), rendent les tendances difficilement comparables. Prenons l'exemple du recalibrage : comme nous, Tarplee *et al.* (1971) ont observé dans une rivière de Caroline du Nord, que le recalibrage s'accompagnait d'un remplacement des faciès larges et profonds par des faciès étroits et plats, alors que Emerson (1971) et Ritter (1979) ont constaté plutôt une augmentation de la largeur du lit mouillé et un approfondissement généralisé au sein des zones chenalisées. Les variations de largeur et profondeur provoquent alors une augmentation ou au contraire une diminution de la vitesse du courant, en fonction du degré d'altération. Une vitesse diminuée conduit ensuite à l'augmentation des dépôts de sédiments fins (ex : sable, vase), comme dans nos faciès lents chenalisés, alors qu'une vitesse accrue produit l'effet inverse et laisse apparaître les sédiments volumineux (ex : blocs), comme dans nos faciès rapides chenalisés. Cela explique en partie pourquoi nous avons eu des résultats aussi complexes avec nos trois structures de chenalisation.

Quoiqu'il en soit, dans l'optique d'évaluer l'état de conservation de l'habitat UE 3260, une cartographie des stations d'étude doit être réalisée par faciès. Il est nécessaire d'y représenter la composition et les valeurs des caractéristiques physiques les plus pertinentes à

cette échelle (vitesse, largeur, profondeur, substrats). Cela facilitera la mesure de l'hétérogénéité spatiale, le suivi de la variabilité temporelle (cartographie à reproduire plusieurs fois dans l'année et surtout au cours de plusieurs années consécutives), et les comparaisons visuelles et statistiques avec une situation de référence. Dans un second temps, le compartiment chimique n'est pas à négliger, en particulier parce que les impacts physiques se répercutent sur la chimie de l'eau. La conductivité, le pH, la température, la concentration en nitrates, phosphates, et métaux lourds par exemple, influencent la qualité de l'habitat et les communautés (Carbiener *et al.*, 1990, Trémolières *et al.*, 1993, Thiébaud & Muller, 1995, Robach *et al.*, 1996), et doivent parallèlement être mesurés, surtout pour comprendre certaines tendances inexplicables par les compartiments physiques et biologiques.

Les informations apportées par les caractéristiques environnementales sont donc très complexes et difficilement transposables entre études. Elles sont toutefois indispensables pour comprendre les causes d'altération potentielles de l'habitat (Norris *et al.*, 2007). En vue de suivre les différents compartiments de l'habitat, et notamment les compartiments physiques et chimiques, la France a mis en place depuis 1992 un important programme d'études qui a débouché sur la proposition de nouveaux Systèmes d'Évaluation de la Qualité de l'Eau, du milieu Physique et du milieu Biologique : SEQ-« Eau », SEQ-« Physique », SEQ-« Bio » (Agence de l'Eau, 1998, 2000a, b). Actuellement, le SEQ-Eau, qui évalue la qualité physico-chimique des eaux courantes, est le seul opérationnel. Le SEQ Physique, qui reflète la qualité hydrologique et morphologique des cours d'eau et leur degré d'artificialisation, est toujours en développement. Son problème principal repose sur l'effet observateur incontournable dans l'estimation qualitative des paramètres qui le définissent (ex : profondeur = très variée, variée, peu variée, constante). Quant au SEQ-Bio, lui aussi en cours d'élaboration, il a pour objectif d'évaluer la qualité biologique des cours d'eau et l'état des écosystèmes en reprenant des indices biologiques tels que l'IBGN ou l'Indice Poisson (Prygiel, 1999). Nous avons écartés ces indices qui sont en attente depuis quelques années. Concernant le compartiment biologique, nous avons préféré utiliser des indices pris isolément et la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés floristiques et faunistiques, pour prédire et détecter les changements de l'habitat en réponse à la chenalisation.

#### 4. *Communautés biologiques*

Les communautés biologiques constituent des indicateurs plus simples et efficaces que les caractéristiques environnementales pour évaluer la gravité des altérations de leur habitat. Elles répondent rapidement aux changements environnementaux et les gardent en mémoire grâce à leurs capacités intégratrices. En mesurant l'écart par rapport à des conditions de références, elles permettent à la fois de renseigner l'intensité d'un impact et sa rémanence, c'est-à-dire le temps de récupération nécessaire pour retrouver une communauté comparable à celles de référence (Wasson *et al.*, 1995). En effet, les organismes aquatiques recolonisent très rapidement les cours d'eau dès que les conditions de l'habitat redeviennent normales. Cet écart est plus difficile à observer via les caractéristiques physiques ou chimiques qui varient fortement d'un point de vue spatial et temporel sans refléter toutefois l'impact de pressions anthropiques ou des altérations de l'état de l'habitat.

Malgré l'extrême complexité de l'habitat UE 3260, les communautés d'oiseaux, de plantes et de macroinvertébrés dans notre cas, ont réussi à fournir des résultats complémentaires et concordants à plusieurs échelles spatiales quant à l'impact de la chenalisation sur cet habitat. Dans l'optique d'évaluer son état de conservation/écologique, il est envisageable d'établir des listes de taxons indicateurs, qui lui sont considérés comme typiques (cf. Encart n°2). Ces listes sont à construire par région biogéographique en tenant compte de la variabilité géographique, climatique ou géomorphologique de l'habitat. Toutefois, cela limitera une fois encore les comparaisons entre études.

D'autres communautés sont aussi à intégrer à la problématique, notamment les poissons (Karr, 1981, Bain, Finn & Booke, 1988, Barbour *et al.*, 1998, Belpaire *et al.*, 2000, Oberdorff *et al.*, 2002, Snyder *et al.*, 2003) que nous avons écarté pour des raisons de lourdeur de protocole et de matériel, ou les diatomées qui ont déjà leur preuve dans les évaluations liées à la qualité physique et chimique des rivières (Steinman, Mulholland & Hill, 1992, van Dam, 1994, Leland, 1995, Battarbee *et al.*, 1997, Coring, 1999, Sabater, 2000). Plusieurs indices leur sont d'ailleurs associés (Kelly, Penny & Whitton, 1995, Gomez & M., 2001, Prygiel *et al.*, 2002). Il conviendrait dès lors d'étudier l'ensemble du réseau trophique en mesurant les interactions entre niveaux. Par exemple, si la richesse taxonomique est faible sur l'un des niveaux, il en sera vraisemblablement de même ailleurs, notamment au niveau des prédateurs et des organismes de grandes tailles. Ainsi, si un niveau trophique subit un stress environnemental, il est possible de prédire l'impact sur le réseau entier, et donc sur le

fonctionnement et l'état de l'habitat. Une étude en Nouvelle-Zélande a d'ailleurs montré que la structure trophique des habitats d'eaux douces offre des patterns de réponses similaires dans diverses régions. L'approche par réseau trophique a dès lors l'avantage de s'affranchir des différences biogéographiques et de faciliter les comparaisons entre études (Petchey *et al.*, 2004).

Toutefois, les outils ne manquent pas pour étudier les interactions biologiques et environnementales. L'examen des communautés est en effet réalisé au moyen de nombreux paramètres quantitatifs (ex : densité, biomasse, productivité) et qualitatifs (ex : indices synthétiques de diversité spécifique ou fonctionnelle, composition taxonomique ou en traits biologiques et écologiques). Avec les données récoltées, nous nous sommes centrés sur les paramètres qualitatifs. Nous avons ainsi souligné que l'impact de la chenalisation se traduisait généralement par une baisse de richesse taxonomique (à l'exception de la richesse en plantes dans les faciès lents) et par des changements de dominance de taxons et de groupes biologiques (cf. Chapitre IV : plantes vasculaires, bryophytes, macroalgues...) en relation avec les changements physique de l'habitat. Les données encore partiellement ou non exploitées issues des transects, quadrats, patchs et relevés phytosociologiques, ont pour objectif de mieux comprendre ces changements de dominance.

Par contre, les résultats en termes de diversité taxonomique via l'indice de Shannon ont été difficilement exploitables, notamment au niveau des communautés de plantes aquatiques. L'indice se base sur la richesse et l'abondance (ou recouvrement) des taxons. Même si le nombre de taxons reste faible, ces taxons peuvent être abondants et équitablement distribués. Il est alors probable qu'une diminution de richesse taxonomique soit « compensée » par une augmentation de l'abondance, et que cette augmentation ne soit pas le fait uniquement des taxons dominants ce qui aurait sans doute entraîné une chute de diversité. Le fort développement de la végétation dans les stations contrôles et chenalisées a ainsi conduit à des diversités végétales similaires. De même, le recouvrement total des plantes aquatiques ne s'est pas avéré un indicateur pertinent pour évaluer les effets de la chenalisation. Comme les plantes répondent aux changements environnementaux mais influencent parallèlement leur habitat, il est difficile de définir un recouvrement végétal optimal. D'ailleurs, si ce recouvrement est trop important (et probablement associé à seulement quelques taxons), il peut indiquer une altération de l'habitat, comme par exemple une prolifération végétale en relation avec une pollution ou un faucardage hydraulique (Haslam, 1978, Daniel, 1998, Bernez, 1999).

A ce stade, il s'avère donc intéressant d'utiliser d'autres outils pour mesurer la diversité biologique de l'habitat. Alors que la diversité taxonomique reflète la structure des communautés, la diversité fonctionnelle (DF) offrent une image synthétique : 1) des variations spatiales et temporelles de la diversité des traits biologiques et écologiques, 2) des processus aboutissant à la formation des communautés, et 3) de la redondance entre taxons. La DF constitue donc un élément important des processus, ou fonctions, de l'habitat (Loreau, 1998, Chapin *et al.*, 2000, Tilman, 2000, Diaz & Cabido, 2001, Loreau *et al.*, 2001). Bien que peu d'auteurs la définisse véritablement, la DF correspond aux valeurs et étendues des traits des taxons qui reflètent la diversité phénotypique des organismes et influencent la fonctionnalité de l'habitat (Tilman, 2001, Petchey, Kevin & Gaston, 2006). Elle peut être estimée à partir de divers indices (Rao, 1982, Petchey & Gaston, 2002, Mason *et al.*, 2003, Bady *et al.*, 2005, Mouillot *et al.*, 2005).

Nous avons testé dans le Chapitre V l'un de ces indices, l'indice de Petchey, sur les communautés de macrophytes. L'indice de Petchey tient compte de la richesse en taxons, plus pertinente que la diversité de Shannon dans notre problématique, et de la composition des communautés. D'autres indices de DF représentatifs de l'équirépartition des traits biologiques dans la communauté mériteraient une attention plus particulière (ex: indice de Rao, 1982). Néanmoins, ces indices basés sur les abondances et distances entre taxons, se sont montrés peu fiables dans certaines circonstances et des investigations sont encore nécessaires (Petchey *et al.*, 2006). Concernant l'indice de Petchey, la DF à l'échelle de la station ne s'est pas avérée significativement différente entre stations contrôles et chenalisées alors qu'elle a été significativement supérieure en faciès rapide contrôle et en faciès lent chenalisé. Ces résultats concordent avec ceux de la richesse taxonomique (Chapitres IV) et de la diversité en traits biologiques utilisés par les taxons (Chapitre V). La DF de Petchey constitue donc une expression synthétique des tendances dégagées par les traits biologiques pris individuellement. Elle est à appliquer à d'autres communautés ou face à d'autres pressions anthropiques afin d'envisager son intégration dans le critère « structures et fonctions » de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat UE 3260. Néanmoins, une mesure unique quantitative reste difficile à interpréter. Par exemple, la diversité des stratégies reproductives et multiplicatives adoptées par les plantes aquatiques permet de comprendre pourquoi la DF est élevée dans les faciès lents chenalisés. A priori, nous aurions pensé que celle-ci serait toujours plus forte dans les stations contrôles. Or, la DF traduit ici la stabilité de la communauté : les traits des communautés contrôles sont associés à des communautés bien établies et stables, alors que ceux des communautés chenalisées font référence à un turnover

important où les communautés sont en remaniement permanent et donc instables, ce qui peut expliquer la plus grande diversité de stratégies observées. Les indices tels que la richesse ou la DF de Petchey soulignent donc des tendances, mais il faut passer par la composition taxonomique et fonctionnelle pour expliquer les modifications structurales et fonctionnelles de l'habitat face aux changements environnementaux. Même chose pour les indices tels que l'IBMR et l'IBGN qui répondent souvent à une pression anthropique spécifique ou à des effets combinés difficiles à distinguer. Ces indices doivent dès lors être décomposés.

### **5. Applications**

Evaluer l'état de conservation d'un habitat naturel peut avoir deux significations : 1) a priori cela correspond à mesurer l'état d'un habitat avec l'hypothèse qu'il ne subit pas de pressions anthropiques, il convient alors de maintenir cet état de référence, 2) a posteriori cela correspond à mesurer la dégradation d'un habitat en sachant qu'il subit une pression anthropique, il convient alors de restaurer l'état de cet habitat. Les mesures à mettre en œuvre une fois l'évaluation terminée seront certes différentes, mais les critères à mesurer seront les mêmes, ce qui nécessite une démarche d'évaluation universelle de l'ensemble des états potentiels d'un habitat. Dans les deux cas, les menaces pesant sur le bon état d'un habitat ou les altérations de celui-ci passent par les usages et interventions de l'homme sur les milieux naturels.

En rivière, la prévision ou la détection des altérations de l'habitat en réponse aux influences anthropiques repose sur trois éléments : 1) le linéaire affecté, 2) l'intensité de l'impact écologique, et 3) le temps que durera cet impact.

Dans notre cas, nous n'avons pas regardé la rivière dans son ensemble. Toutefois, il faut envisager l'état de l'habitat sur différentes portions de son cours, notamment à l'amont. Les problèmes écologiques affectant la source vont se répercuter et être amplifiés dans tout le réseau hydrographique du fait du continuum fluvial (Vannote *et al.*, 1980). Par exemple, l'artificialisation d'une tête de bassin versant réduit la capacité de rétention de la matière organique et des éléments nutritifs, accentue les épisodes de crues et d'étiage ainsi que les problèmes d'érosion des sédiments fins à l'aval. Il convient donc de regarder prioritairement les portions amont des rivières. Toutefois, à l'aval, la rivière étant plus conséquente, elle constitue un habitat de haute valeur patrimoniale en alliant une plus grande richesse

écologique, originalité, et rareté. L'idéal est donc de réaliser des monitorings en simultané sur des portions amont et aval. Pour le reste du cours, il est à prévoir de mesurer le pourcentage de linéaire impacté par des aménagements anthropiques ainsi que la chimie de l'eau en différents points stratégiques. A l'échelle du linéaire de rivière, l'écart par rapport aux conditions de référence peut ensuite être quantifié par un certain nombre de critères tels que la perte de sinuosité (à l'aide de photos aériennes), la disparition des séquences de faciès rapides-profonds, le pourcentage de rivière polluée, l'état de la plaine d'inondation et de la végétation rivulaire (Maridet, 1996). Ces deux derniers critères nécessitent l'établissement d'une mesure de connectivité latérale entre le chenal de la rivière et les habitats qui le bordent. Plus localement (par exemple sur une station amont et sur une station aval de la rivière) et à l'échelle du faciès d'écoulement, les compositions en vitesse, profondeur, substrat, doivent être cartographiées. Les communautés biologiques appuient en dernier lieu l'évaluation sur la base d'indices, tels que les richesses et diversités taxonomiques et surtout fonctionnelles, la composition en taxons (en tenant compte des spécificités biogéographiques), et en traits biologiques. Cette dernière approche est à développer, dans le cas des plantes aquatiques notamment, pour renforcer leur utilisation en temps que communautés bioindicatrices. Concernant la période d'échantillonnage, le printemps reste la saison la plus adaptée aux monitorings. Toutefois, les plantes étant à suivre en priorité, des relevés au printemps, en été et à l'automne fournissent une meilleure image de la dynamique de l'habitat UE 3260.

En vue d'intégrer les différentes caractéristiques environnementales et biologiques étudiées dans les critères d'évaluation des directives européennes, les monitorings doivent se multiplier dans des habitats dégradés à différentes intensités. L'objectif est d'établir des seuils et des classes de conditions plus ou moins acceptables comme préconisées par le code à 5 couleurs de la DCE et le code à 3 couleurs de la DH (cf. Tableau 9).

**Tableau 9 :** Grille d'évaluation proposée par la DH à remplir par habitat et par région biogéographique.

Critères	Etat favorable	Etat défavorable intermédiaire	Etat défavorable	Inconnu
Aire de répartition				
Surface recouverte				
Structures spécifiques et fonctions				
Perspectives futures				
Evaluation terminale				

En proposant pour chaque caractéristique des classes de valeurs d'état de conservation (par exemple grâce aux valeurs minimums et maximums relevés dans des stations de référence), il faut ensuite établir des classes d'altérations intermédiaires (cf. Chapitre V) et considérer qu'en dessous des valeurs de cette classe intermédiaire, l'état est considéré comme très dégradé et donc défavorable. Actuellement, ce système de code couleur fonctionne bien pour des indices tels que le SEQ-Eau (cf. Figure 32) ou l'IBGN.

Classe de qualité Indice de qualité	Règles de qualification	bleu 80	vert 60	jaune 40	orange 20	rouge
<b>1- Matières organiques et oxydables</b>						
Oxygène dissous (mg/l)	Analyse impérative de l'un de ces deux paramètres (1/2)	8	6	4	3	
Taux sat. O <sub>2</sub> (%)	Analyse impérative	90	70	50	30	
DBO5 (mg/l O <sub>2</sub> )	Analyse impérative	3	6	10	25	
DCO (mg/l O <sub>2</sub> )	Analyse impérative de l'un de ces trois paramètres (1/3)	20	30	40	80	
KMnO <sub>4</sub> (mg/l O <sub>2</sub> )		3	5	8	10	
COD (mg/l C)		5	7	10	12	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l-NH <sub>4</sub> )	Analyse impérative de l'un de ces deux paramètres (1/2)	0,5	1,5	2,8	4	
NKJ (mg/l-N)		1	2	4	6	
<b>2- Matières azotées</b>						
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l-NH <sub>4</sub> )	Analyse impérative	0,1	0,5	2	5	
NKJ (mg/l-N)	Analyse optionnelle	1	2	4	10	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l-NO <sub>2</sub> )	Analyse optionnelle	0,03	0,1	0,5	1	
<b>3- Nitrates</b>						
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l-NO <sub>3</sub> )	Analyse impérative	2	10	25	50	
<b>4- Matières phosphorées</b>						
Phosphore total (mg/l)	Analyse impérative de l'un de ces deux paramètres (1/2)	0,05	0,2	0,5	1	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l-PO <sub>4</sub> )		0,1	0,5	1	2	
<b>5- Particules en suspension</b>						
MES (mg/l)	Analyse impérative de l'un de ces trois paramètres (1/3)	5	25	38	50	
Turbidité (NTU)		2	35	70	105	
Transparence (m)		2	1,6	1,3	1	
<b>6- Couleur</b>						
Couleur (mg/l Pt/Co)	Analyse impérative	15	58	100	200	
<b>7- Température</b>						
Température (°C)	Analyse impérative	21,5	23,5	25	28	
ΔT (°C) (1)	Analyse optionnelle	1,5	2	2,5	3	
<b>8- Minéralisation</b>						
Conductivité (µS/cm)	Analyse impérative	< 750			> 1500	
Chlorures (mg/l)	Analyse optionnelle	62,5	125	190	250	
Sulfates (mg/l)	Analyse optionnelle	62,5	125	190	250	
Calcium (mg/l)	Analyse optionnelle	24	18	12	(2)	
	min	160	230	300	500	
	MAX					
Magnésium (mg/l)	Analyse optionnelle	50	75	100	400	
Sodium (mg/l)	Analyse optionnelle	200	225	250	750	
Potassium (mg/l)	Analyse optionnelle	12	13,5	15	70	
TA, TAC (d°F)	Analyse optionnelle	6	4,5	3	(2)	
	min	40	58	75	100	
	MAX					
Dureté (d°F)	Analyse optionnelle	8	6	4	(2)	
	min	50	70	90	125	
	MAX					
<b>9- Acidification</b>						
pH	Analyse impérative	6,5	6,0	5,5	4,5	
	min	8,2	8,5	9,0	10	
	MAX					
Aluminium (mg/l)	Analyse optionnelle	0,005	0,01	0,05	0,1	
	pH<6,5					
	pH>6,5	0,1	0,2	0,4	0,8	
<b>10- Micro-organismes</b>						
Coliformes thermotolérants (u/100 ml) (3)	Analyse impérative de l'un de ces deux paramètres (1/2)	20	100	1000	2000	
Streptocoques fécaux (u/100 ml)		20	100	250	400	
Coliformes totaux (u/100 ml)	Analyse optionnelle	50	500	5000	10000	
<b>11- Phytoplancton</b>						
Taux de saturation en O <sub>2</sub> (%) (4)	Analyse optionnelle de ces deux paramètres qui doivent être mesurés simultanément (1 ou 2)	110	130	150	200	
pH (4)		8,0	8,5	9,0	9,5	
Δ O <sub>2</sub> (jour-nuit) (mg/l O <sub>2</sub> )	Analyse optionnelle	3	6	9	12	
Δ pH (jour-nuit)	Analyse optionnelle	0,3	0,7	1,1	1,4	
Algues (unités/ml)	Analyse impérative de l'un de ces deux paramètres (1/2)	2500	25000	50000	500000	
Chlorophylle a + phéocogments (µg/l)		10	60	120	240	

(1) Température à l'aval d'un rejet, après déduction de la température à l'amont  
 (2) Le plus mauvais indice de qualité pour ce paramètre est 20 (et non pas 0)  
 (3) Assimilables à Escherichia coli  
 (4) pH et saturation doivent être pris en compte simultanément

Figure 32 : Classes de qualité et code couleur associé pour les critères (caractéristiques chimiques) du SEQ Eau. Selon Anonyme (1999).

Nous avons donc tenté de proposer des classes de valeurs pour les caractéristiques les plus pertinentes de notre étude. Celles-ci constituent des critères d'évaluation potentiels de l'état de conservation de l'habitat UE 3260. Sur la base de nos données personnelles et des quelques indices utilisés, le Tableau 10 propose des tendances pour les trois classes d'état de conservation : état favorable, état intermédiaire (nous avons volontairement enlevé défavorable), et état défavorable. A l'échelle de la station, nous avons rajouté quelques caractéristiques qui nous semblaient importantes en tant que critère d'évaluation malgré l'absence de résultats sur notre jeu de données. Cette liste est d'ailleurs non exhaustive et probablement très incomplète. Il est à préciser que ces propositions concernent les petites rivières d'ordre de drainage 1 à 3 soumis à des pressions de chenalisation de milieux ruraux où les pollutions ne sont pas trop importantes mise à part du point de vue de la concentration en nitrates.

Quelques explications quant aux valeurs proposées pour les trois classes d'état de conservation :

- La classe « état de conservation favorable » est définie en fonction des valeurs minimales et maximales observées dans nos stations contrôles pour la largeur, profondeur, et vitesse de courant, ainsi que pour les richesses et diversités taxonomiques et fonctionnelles (sauf pour la richesse en macroinvertébrés benthiques qui tient également compte des classes de richesse de l'IBGN).
- La pression anthropique de chenalisation a eu des effets complexes mais non drastiques sur les stations étudiées. Les valeurs obtenues dans les stations chenalisées sont donc utilisées pour définir les valeurs limites de la classe « état de conservation intermédiaire ».
- En conséquence, la classe « état de conservation intermédiaire » considère des changements qui ne sont pas forcément négatifs mais qui conduisent à des valeurs non incluses dans la classe « état de conservation favorable ». Par exemple, dans le cas des petites rivières d'ordre 1-3 située en zone atlantique, un habitat qui a une largeur supérieure à 11 mètres ne doit pas être jugé comme dégradé. Plusieurs explications sont possibles : élargissement naturel en relation avec la dynamique des habitats adjacents et notamment de la plaine d'inondation, projets de restauration sur d'autres segments de la rivière qui ont amélioré les conditions sur l'ensemble du cours... Par contre, une largeur inférieure à 6 mètres signifie que le lit a été contraint et qu'il y a probablement réduction de la taille de l'habitat.

- Les classes « état de conservation intermédiaire » et « défavorable » pour les critères de profondeur et de vitesse de courant sont définies en fonction des valeurs obtenues dans les stations contrôles et en fonction des caractéristiques physiques propres aux faciès rapides et lents énoncées dans le Chapitre I § 4.1. Par exemple, les faciès rapides se caractérisent par des profondeurs inférieures à 0.30 m et des vitesses de courant supérieures à 0.40 m/s selon les typologies de Malavoi (2002) et Giorgi *et al.* (2005). Les valeurs des stations contrôles observées varient entre 0.15 et 0.40 m pour la profondeur et 0.20 et 0.60 m/s pour la vitesse de courant. Nous avons donc considéré que des profondeurs inférieures à 0.15 m et des vitesses de courant supérieures à 0.60 m/s correspondent à la classe « état de conservation intermédiaire » car ces valeurs ne sont pas incluses dans la classe « état de conservation favorable » mais ne sont pas pour autant défavorables. Par contre, des profondeurs supérieures à 0.40 m et des vitesses de courant inférieures à 0.20 m/s ne permettent plus de considérer les faciès étudiés comme des faciès rapides.
- Pour les indices biologiques, la classe « état de conservation intermédiaire » correspond aux valeurs situées entre la valeur minimale des stations chenalées et celle des stations contrôles. La classe « état de conservation défavorable » correspond à toutes les valeurs situées en dessous de la valeur minimale des stations chenalées. Par exemple, pour la richesse taxonomique en macrophytes dans les faciès rapides, les valeurs des stations contrôles varient entre 8 et 25 taxons alors que celles des stations chenalées varient entre 2 et 21 taxons. La classe « état de conservation intermédiaire » s'échelonne donc entre 2 et moins de 8 taxons, alors que la classe « état de conservation défavorable » comprend moins de 2 taxons.

Cette ébauche de grille d'évaluation est très complexe et nécessite d'être davantage développée. Son application sur d'autres stations d'étude permettrait d'affiner les valeurs limites des trois classes d'état de conservation. Il peut être parallèlement envisagé de se servir du SEQ Physique et de montrer son intérêt dans une telle approche. De même, une réflexion doit être portée sur l'intégration d'indices classiques comme la richesse ou la diversité. Ces indices ont l'avantage de pouvoir s'appliquer à tous les types d'habitats naturels et pas seulement à l'habitat UE 3260. Il est à noter aussi que nous avons travaillé sur une partie du gradient longitudinal et que, en fonction de la localisation de l'habitat sur ce gradient, les classes de valeurs sont à moduler. Il sera par la suite nécessaire de proposer des gammes de valeurs références, intermédiaires, et dégradées, pour les différents types de rivières

françaises (ex : grande rivière, rivières sur d'autres substrats géologiques...) et pour différentes pressions anthropiques (ex : chenalisation drastique, pollution...) comme nous avons essayé de le faire dans les systèmes de petites rivières face à la chenalisation.

Le code couleur permet finalement de juger de l'état de conservation de l'habitat UE 3260 par critère, et de voir quels critères changent de classe de couleur face à une altération ou face à un ensemble d'altérations de l'état de l'habitat. L'état de conservation global de l'habitat se détermine ensuite en fonction de la valeur la plus déclassante de l'ensemble des critères évalués. Le code couleur représente ainsi une image synthétique qui offre des résultats simples et rapides. Mais les analyses compositionnelles environnementales et biologiques détaillées doivent appuyer les tendances indicielles, surtout dans le cas où l'état de conservation/écologique de l'habitat est considéré comme intermédiaire. Si des mesures de restauration s'imposent, il faut savoir d'où viennent précisément les problèmes écologiques, quels critères sont affectés, à quelle intensité, quels sont les taxons dominants et quelles fonctions biologiques manquent?

## Conclusion générale et Perspectives

**Tableau 10 :** Grille d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat UE 3260 dans les petites rivières des régions Ile-de-France et Centre.

Compartiment	Critères	Echelle	Etat favorable	Etat intermédiaire	Etat défavorable	Complément d'information	Sources	
Physique	Habitat dominant en contact	Station	Forestier ou Prairial	Agricole	Urbain	ex: Hétérogénéité spatiale, Variabilité temporelle	Données Personnelles	
	Ripisylve (%)		> 80	50-80	< 50		QBR	
	Connectivité ripisylve et forêt (%)		100	> 50	< 50		QBR	
	Sinuosité		Très sinueux	Sinueux ou courbe	Rectiligne		SEQ Physique	
	Séquence en faciès		Alternance Radiers/Mouilles	Alternance Faciès Rapides/Lents	Chenal uniforme			
	Largeur (m)	Faciès	Rapide	6-11	> 11		< 6	Données Personnelles
			Lent	6-11	> 11		< 6	
		Profondeur (m)	Rapide	0.15-0.40	< 0.15		> 0.40	
			Lent	0.20-0.50	> 0.50		< 0.20	
		Vitesse (m/s)	Rapide	0.20-0.60	> 0.60		< 0.20	
			Lent	0.10-0.30	< 0.10		> 0.30	
	Blocs (%)	Microhabitat	Equirépartition des substrats dans les faciès rapides et lents	Dominance des substrats grossiers en faciès rapides et des substrats fins en faciès lents	Dominance des substrats fins pour l'ensemble des faciès			
	Galets et graviers (%)							
	Sable et limons (%)							
Vase (%)								
Litière et débris (%)								
Végétation (%)								
Chimique	Conductivité (µS/cm)	Station	< 750	750-1500	> 1500	SEQ Eau		
	pH		7.5-8.5	8.5-9.5	> 9.5	SEQ Eau		
	Température annuelle (°C)		< 21.5	21.5-28	> 28	SEQ Eau		
	Nitrates (mg/L-NO3)		< 10	10-50	> 50	SEQ Eau		
	Phosphates (mg/L-PO4)		< 0.5	0.5-2	> 2	SEQ Eau		
Biologique	IBMR	Station	14-20	8-13	< 8	ex: Composition taxonomique et fonctionnelle	Haury <i>et al.</i> , 2006	
	IBGN		17-20	5-16	< 5		AFNOR, 1992	
	Richesse ornithologique		17-28	13-16	< 13		Données Personnelles	
	Diversité ornithologique		2.48-3.17	1.84-2.47	< 1.84			
	Richesse macrophytique	Faciès	Rapide	8-25	2-7			< 2
			Lent	3-18	19-23			< 23
	Diversité fonctionnelle macrophytique (Indice de Petchey)	Faciès	Rapide	3.7-9.82	0.73-3.7		< 0.73	
			Lent	2.51-7.28	1.96-2.51		< 1.96	
Richesse en macroinvertébrés	Microhabitat (à développer par couple substrat-vitesse)		30-39	3-29	< 3	AFNOR, 1992		
Diversité en macroinvertébrés			2.49-2.659	< 2.49	0	Données personnelles		

Ce travail repose finalement sur une quantité importante d'information en relation avec les différents compartiments de l'habitat UE 3260. Les tendances obtenues requièrent d'être creusée davantage. Nous avons néanmoins tenté de dégager les grandes lignes des dégradations de rivières par la chenalisation. Les questions que nous nous sommes posées et certains des outils que nous avons utilisés peuvent être transposés à d'autres types d'habitats naturels. Quant à habitat UE 3260, il est pour l'instant bien représenté en France mais sous des formes dégradées. Deux conséquences importantes en découlent : 1) l'habitat n'est pas en bon état de conservation, 2) ses formes dégradées limitent la présence des formes non dégradées (ex : UE 3260-4) et des autres types d'habitats en contact (ex : l'UE 3280, ou « Communautés méditerranéennes d'annuelles nitrophiles à *Paspalum faux-paspalum* », dépend de la dynamique naturelle de l'habitat UE3260 et ne peut exister en présence de modifications hydrauliques, de même pour les forêts alluviales type 91E0). Il est donc urgent d'intervenir pour favoriser la diversité des types d'habitats aquatiques naturels, et pour l'habitat UE 3260, la diversité en faciès d'écoulement (alternance de radiers et de mouilles), des valeurs environnementales acceptables (rivières suffisamment larges, profondes, rapides avec une bonne répartition des substrats grossiers et fins entre faciès) et la stabilité des communautés qui le peuplent.

Concernant la chenalisation, comme il est inévitable d'aménager les rivières, seules les structures les plus ponctuelles sont envisageables car leurs effets sont moindres, et même parfois positifs sur la biodiversité aquatique. Si l'endiguement est obligatoire, les portions de berges bétonnées doivent être courtes et stratégiquement positionnées, afin que les processus de réajustement naturel de la rivière puissent se produire. Les matériaux naturels types rondins de bois sont aussi à privilégier. Il faut ensuite éviter les modifications du profil en long et en large de la rivière, comme dans les travaux de recalibrage, afin de préserver sa fonctionnalité et sa connectivité avec les habitats environnants. Là où le profil est déjà rectiligne, plat, et uniforme, l'ajout de certains obstacles artificiels dans le chenal peut redonner de l'hétérogénéité aux conditions physiques, ce qui favorisera l'établissement de communautés riches et diversifiées et la réinstallation de taxons sensibles et peu compétitifs. L'entretien de la végétation rivulaire, finalement, doit rester minimal puisque les embâcles et débris ligneux participent également à l'équilibre dynamique d'une rivière. Dans tous les cas, la chenalisation ne doit pas conduire à des changements irréversibles de l'habitat et de ses communautés, sans quoi des mesures de restauration plus conséquentes s'avèreront nécessaires.

# **Bibliographie**



- A.F.N.O.R. (1992). Essai des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Association Française de Normalisation - norme homologuée T 90-350.
- A.F.N.O.R. (2000). Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique diatomées (IBD). Association Française de Normalisation - norme homologuée T 90-354.
- A.F.N.O.R. (2003). Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). AFNOR: Saint-Denis La Plaine, France.
- Acot P. (1988). Histoire de l'écologie. PUF, Paris.
- Agence De L'eau (1998). Système d'Evaluation de la Qualité du milieu physique des cours d'eau, SEQ Physique - Version 1. Rapport de présentation. p. 32.
- Agence De L'eau (2000a). Système d'Evaluation de la Qualité biologique des cours d'eau, SEQ Biologie - Version 0 - Principes généraux. Rapport de présentation. p. 27.
- Agence De L'eau (2000b). Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau, SEQ eau - Version 1 - Principes généraux. Etude interagences, n°64., p. 21.
- Agence De L'eau Seine-Normandie (1995-1997). La Qualité des cours d'eau du Bassin Seine Amont. pp. 1-12. Agence de l'Eau Seine Normandie, Paris.
- Agence Européenne De L'environnement (1999). L'Environnement à l'aube du XXIème siècle.
- Agence Européenne De L'environnement (2003). L'Environnement en Europe, troisième évaluation (Résumé).
- Agences De L'eau (2000). Etude des Agences de l'eau n°00. Indice Biologique Global Normalisé I.B.G.N, NF - T 90 - 350. Guide technique. pp. 1-21. DIREN Lorraine.
- Allan J.D. (1995). Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman and Hall, London, UK.
- Allan J.D. & Flecker A.S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43, 32-43.
- Allee P., Giert G. & Mussot R. (1981). Aménagement des rivières à fond mobile: évolution des sections fluviales aménagées. p. 86. Rapport du Ministère de l'Agriculture.
- Amoros C., Roux A.L. & Reygrobellet J.L. (1987). A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management* 1, 17-36.
- Angermeier P.L., Smogor R.A. & Stauffer J.R. (2000). Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 129, 962-981.

- Anonyme (1999). Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, rapport de présentation SEQ-Eau (version 1). (ed.): Les études des agences de l'eau. - Agences de l'eau, p. 59.
- Archambault V. (2003). Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations : la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes. Thesis. Type, Université de Metz, Metz.
- Arthington A.H. & Welcomme R.L. (1995). The condition of large river systems of the World. In: Armantrout, N.B. & Wolotira Jr, R.J. (ed.): Condition of the World's Aquatic Habitats. - World Fisheries Congress, Science Publishers, Lebanon, NH, USA, pp. 44–75.
- Baatrup-Pedersen A., Larsen S.E. & Riis T. (2002). Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia* 481, 33–45.
- Baatrup-Pedersen A., Larsen S.E. & Riis T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia* 495, 171-179.
- Baatrup-Pedersen A. & Riis T. (1999). Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology* 42, 375-385.
- Bady P., Dolédec S., Fesl C., Gayraud S., Bacchi M. & Schöll F. (2005). Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology* 50, 159–173.
- Bain M.B., Finn J.T. & Booke H.E. (1988). Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69, 382–392.
- Barbault R. (1997). Biodiversité - introduction à la biologie de la conservation. Hachette livre.
- Barbault R. (2008). *Ecologie Générale. Structure et Fonctionnement de la Biosphère*. 6<sup>ème</sup> édition. Dunod, Paris.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. (1998). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- Battarbee R.W., Flower R.J., Juggins S., Patrick S.T. & Stevenson A.C. (1997). The relationship between diatoms and surface water quality in the Hoylandet area of Nord-Trøndelag, Norway. *Hydrobiologia* 348, 69–80.
- Bedford B.L., Brinson M., Sharitz R., Van Der Valk A. & Zedler J. (1992). Evaluation of proposed revisions to the 1989 'Federal Manual for Identifying and Delineating Jurisdictional Wetlands'. *Bulletin of the Ecological Society of America* 73, 14–23.
- Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Thomas S. & Moreteau J.C. (1998a). Effects of mesohabitat sampling strategy on the assessment of stream quality with benthic invertebrate assemblages. *Archiv für Hydrobiologie* 142, 493-510
- Beisel J.N., Usseglio-Polaterra P., Thomas S. & Moretou J.C. (1998b). Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389, 73-88.
- Belpaire C., Smolders R., Auweele I.V., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G. & Ollevier F. (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434, 17–33.
- Bensettiti F., Gaudillat V. & Haury J. (2002). Cahier d'Habitats Natura2000. Habitats humides. Connaissances et gestion des habitats et des espèces d'intérêts communautaire. Paris.
- Bernez I. (1999). Végétation macrophytique des cours d'eau régulés. Impacts des aménagements hydroélectriques dans le Massif Armoricaïn. Thesis. Type, Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Rennes.
- Beschta R.L. & Platts W.S. (1986). Morphological features of small streams: significance and functions. *Water Resources Bulletin* 22, 369-379.
- Best E.P.H. (1994). The impact of mechanical harvesting regimes on the aquatic and shore vegetation in water courses of agricultural areas of the Netherlands. *Vegetatio* 112, 57-71.
- Birdlife International, Conservation International, Greenpeace, The Nature Conservancy, Wildlife Conservation Society, Wwf & World Resources Institute (2003). Joint NGO Statement and Joint NGO Pledge to Support Implementation of a Strong Programme of Work on Protected Areas Under the Biodiversity Convention. (ed.).
- Bissardon M., Guibal L. & Rameau J.C. (1997). CORINE Biotopes, types d'habitats français. ENGREF, MNHN.
- Bisson P.A., Nielsen J.L., Palmason R.A. & Grove L.E. (1982). A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilisation by salmonids during low

- stream flow. In: Armantrout, N.B. (ed.): Acquisition and Utilisation of Aquatic Habitat Information. - Western Division of the American Fisheries Society, Portland, OR.
- Bisson P.A., Sullivan K. & Nielsen J.L. (1988). Channel hydraulics, habitat use and body form of juvenile coho salmon, steelhead, and cutthroat trout in streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 117, 262-273.
- Blondel J. (1975). L'analyse des peuplements d'oiseaux, Eléments d'un diagnostic écologique: I. La Méthode des Echantillons Fréquentiels Progressifs (EFP). *Revue d'Ecologie Appliquée (Terre et Vie)* 29, 533-589.
- Blondel J. (1995). « De la théorie au concret : la biologie de la conservation ». *Nature-Sciences-Société Hors série*, 10-18.
- Blondel J. (2003). Allocution de clôture, Premières journées francophones de biologie de la conservation. Université de Lyon 1, Villeurbanne.
- Boon P.J. (1992). Essential elements in the case for river conservation. In: Boon, P.J. & Calow, P. & Petts, G.E. (ed.): *River Conservation and Management*. - Wiley, Chichester, pp. 11-33.
- Bornette G. & Amoros C. (1996). Disturbance regimes and vegetation dynamics: role of floods in riverine wetlands. *Journal of Vegetation Sciences* 7, 615–622.
- Bornette G., Amoros C. & Chessel D. (1994). Effect of allogenic processes on successional rates in former river channels. *Journal of Vegetation Science* 5, 237–246.
- Boullet V. (2002). *Notion d'Habitat d'Espèce Végétale*. Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux, Paris.
- Bourrelly P. (1966-70). *Les algues d'eau douce*. N. Boubée & Cie, Paris.
- Bovee K.D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. In: *Flow Information Paper n°12. FWS/OBS-82-26, US Fish and Wildlife Service Biological Services Program*. (Eds. Cooperative Instream Service Flow Group).
- Bravard J.-P., Amoros C., Pautou G., Bornette G., Bournaud M., Creuzé Des Châtelliers M., Gibert J., Peiry J.-L., Perrin J.-F. & Tachet H. (1997). River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 75-90.
- Brewin P.A., Buckton S.T. & Ormerod S.J. (1998). River habitat surveys and biodiversity in acid-sensitive rivers. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 501-514.

- Brierley G.J. (1996). Channel morphology and element assemblages: a constructivist approach to facies modelling. In: Carling, P.A. & Dawson, M.R. (ed.): *Advances in Fluvial Dynamics and Stratigraphy*. - John Wiley, Chichester, pp. 263–298.
- Brookes A. (1985). River channelization: traditional engineering methods, physical consequences and alternative practices. *Progress in Physical Geography* 9, 44-73.
- Brookes A. (1988). *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. Wiley interscience.
- Brown J.H. & Lomolino M.V. (1998). *Biogeography*. Sinauer, Sunderland, USA.
- Bryce S.A., Hughes R.M. & Kaufmann P.R. (2002). Development of a bird integrity index : Using Bird assembly as Indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30, 294-310.
- Buckton S.T. & Ormerod S.J. (1997). Use of a new standardized habitat survey for assessing the habitat preferences and distribution of upland river birds. *Bird Study* 44, 327–337.
- Bunn S.E. & Davies P.M. (2000). Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422-423, 61-70.
- Butcher R.W. (1933). Studies on the ecology of rivers. 1. On the distribution of macrophyte vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology* 21, 58-91.
- Cacas J., Degoutte M., Dutartre A., Gross F. & Vuillot M. (1986). *Aménagements de rivières: trois études de cas*. Cemagref (Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture).
- Cairns J. (1995). Ecological integrity of aquatic systems. *Regulated Rivers: Research and Management* 11, 313-324.
- Cairns J. & Pratt J.R. (1986). On the relation between structural and functional analyses of ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5, 785–786.
- Calow P. & Petts G.E. (1994). *The Rivers Handbook* Blackwell Scientific, Oxford.
- Caraco N.F. (1993). Disturbance of the phosphorus cycle: A case of indirect effects of human activity. *Tree* 8, 2.
- Carbiener R., Trémolières M., Mercier J.L. & Ortscheit A. (1990). Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters Upper Rhine plain, Alsace. *Vegetatio* 86, 71–88.
- Cemagref Grenoble (1983). *L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau*.
- Champion P.D. & Tanner C.C. (2000). Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 441, 1-12.

- Chapin F.S., Zavelata E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Diaz S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Cheyran M. (2000). Evaluation patrimoniale des espèces et des espaces : quels critères adopter ? EPHE, Module d'enseignement "Biologie de la conservation".
- Clements F.E. (1905). *Research Methods in Ecology*. University Publishing Company, Lincoln, USA.
- Combroux I., Servan J. & Moret J. (2004). Méthodes utilisées dans le suivi d'habitats et d'espèces de faune et de flore - Synthèse bibliographique -. p. 158. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Commission Européenne (1992). Cinquième programme communautaire de politique et d'action pour l'environnement et le développement durable et respectueux de l'environnement intitulé "Vers un développement soutenable" - COM92. 23 et Bull. 3-1992, point 1.2.115.
- Compin A. & Céréghino R. (2003). Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour–Garonne stream system (France). *Ecological Indicators* 3, 135–142.
- Connell J. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- Convention on Biological Diversity (1992). Convention on Biological Diversity. Article 2. In: CBD. (ed.).
- Cook S.E.K. (1976). Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution* 11, 269-288.
- Cooper S.D., Diehl S., Kratz K. & Sarnelle O. (1998). Implications of scale for patterns and processes in stream ecology. *Australian Journal of Ecology* 23, 27–40.
- Coops H., Van Den Brink F.W.B. & Van Der Velde G. (1996). Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquatic Botany* 54, 11-24.
- Cop-7 (2004). Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Seventh Meeting. In: Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. (ed.).
- Coring E. (1999). Situation and developments of algal (diatom)-based techniques for monitoring rivers in Germany. In: Prygiel, J. & Whitton, B.A. & Bukowska, J. (ed.): *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. - Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, pp. 122-127.

- Costanza R. (1992). Toward an operational definition of ecosystem health. In: Costanza, R. & Norton, B.G. & Haskell, B.D. (ed.): *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. - Island Press, Washington, DC, pp. 239-256.
- Costanza R., D'arge R., De Groot R., Farberk S., Grasso M., Hannon B. & Et Al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Coudreuse J., Haury J., Bardat J. & Rebillard J.P. (2005). *Les bryophytes aquatiques et supra-aquatiques : clé d'identification pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Macrophytiques en Rivière*. Agence de l'eau Adour-Garonne.
- Crook D.A., A. I. Robertson, A. J. King & P. Humphries (2001). The influence of spatial scale and habitat arrangement on diel patterns of habitat use by two lowland river fishes. *Oecologia* 129, 525-533.
- Croonquist M.J. & Brooks R.P. (1991). Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian wetland areas. *Environmental Management* 15, 701-714.
- Cuinat R. (1979). *Vers un aménagement plus raisonnable des berges et du lit de nos cours d'eau*. p. 3, Vol. 48. Document du Conseil Supérieur de la Pêche.
- Daily G.C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- Daniel H. (1998). *Evaluation de la qualité des cours d'eau par la végétation macrophytique. Travail in situ et expérimental dans le Massif armoricain sur les pollutions par les macronutriments*. Thèse Docteur de l'ENSAR. Thesis. Type, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- Dawson F.H. (1988). Water flow and the vegetation of running waters. In: Symoens, J.J. (ed.): *Vegetation of Inland Waters*. - Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 283–309.
- De Pauw N. & Vanhooren G. (1983). Methods for biological assessment for water courses in Belgium. *Hydrobiologia* 100, 153-168.
- Dettinger M.D. & Diaz H.F. (2000). Global characteristics of stream flow seasonality and variability. *Journal of Hydrometeorology* 1, 289–310.
- Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A. & Couvet D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global ecology and biogeography letters* 17, 252–261.
- Diaz S. & Cabido M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *TRENDS in Ecology and Evolution* 16, 646–655.

- Dolédec S., Statzner B. & Bournard M. (1999). Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42, 737-758.
- Dynesius M. & Nilsson C. (1994). Fragmentation and flow regulation of the river systems in the northern third of the world. *Science* 266, 753–762.
- Ehrenfeld J.G. (2000). Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8, 2–9.
- Elphick C.S. (1997). Correcting avian richness estimates for unequal sample effort in atlas studies. *Ibis* 139, 189-190.
- Emerson J.W. (1971). Channelization, a case study. *Science* 173, 325-326.
- European Commission (1991). CORINE biotopes. The design, compilation and use of an inventory of sites of major importance for nature conservation in the European Community.
- European Commission (2003). Interpretation Manual of European Union Habitats - Version EUR 25, April 2003. - Dg Environment Nature and Biodiversity), p. 129. Brüssel.
- Fairweather P.G. (1999). State of environment indicators of 'river health': exploring the metaphor. *Freshwater Biology* 41, 211-220.
- Feminella J.W. (2000). Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and ecoregions of the southeastern USA. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 442–461.
- Fisher S.G. (1994). Pattern, process and scale in freshwater systems, some unifying thoughts. In: Giller, P.S. & Hildrew, A.G. & Raffaelli, D.G. (ed.): *Aquatic Ecology, Scale, Pattern and Process*. - British Ecological Society Symposium 34, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 575–593.
- Fisher S.G. & Likens G.E. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43.
- Fleury S. (2005). Directive Habitats et conservation de la nature : enjeux théoriques de l'outil communautaire et implications pratiques, des contextes nationaux aux sites ardéchois; cas d'espèces et d'habitats. Thesis. Type, Université Grenoble I - Joseph Fourier, Grenoble.
- Food and Agricultural Organization (1999). State of the World's Forests. Food and Agricultural Organization, Rome.
- Fore L.S., Karr J.R. & Wisseman R.W. (1996). Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15, 212-231.

- Fox J.F. (1979). Intermediate-disturbance hypothesis. *Science* 204, 1344-1345.
- Franklin J.F. (1993). Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes? *Ecological Applications* 3, 202-205.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199-214.
- Frochot B., Faivre B., Godreau V. & Roché J. (2003). Les forêts riveraines des cours d'eau. In: Piégay, H. & Pautou, G. & Ruffinoni, C. (ed.): *Ecologie, fonctions et gestion*. - IDF, pp. 156-168.
- Giller P.S. & Malmqvist B. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Giorgi A., Feijoo C. & Tell G. (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: Schneider, S.H. (ed.): *Encyclopedia of Climate and Weather*. - Oxford University Press, New York, USA, pp. 817–823.
- Glova G. & Duncan M.J. (1985). Potential effects of reduced flows on fish habitats in a large braided river, New Zealand. *Transactions of the American Fisheries Society* 114, 165-181.
- Godreau V., Bornette G., Frochot B., Amoros C., Castella E., Oertli B., Chambaud D., Oberti D. & Craney E. (1999). Biodiversity in the floodplain of Saône : A global approach. *Biodiversity and Conservation* 8, 839-864.
- Gomez N. & M. L. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35, 173–181.
- Grasmück N. (1994). *La végétation aquatique des cours d'eau de Lorraine: typologie floristique et écologique. Contribution à l'étude de l'autoécologie des espèces de la flore aquatique lorraine*. Thesis. Type, University of Metz.
- Gray J.S., Clarke K.R., Warwick R.M. & Hobbs G. (1990). Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 66, 285-299.
- Gray J.S. & Jensen K. (1993). Feedback monitoring: a new way of protecting the environment. *TRENDS in Ecology and Evolution* 8, 267–268.
- Gregg W.W. & Rose F.L. (1985). Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* 128, 45-56.

- Griffith M.B., Hill B.H., McCormick F.H., Kaufmann P.R., Herlihy A.T. & Selle A.R. (2005). Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators* 5, 117–136.
- Harper D., Smith C.D., Barham P. & Howell R. (1995). The ecological basis for the management of the natural river environment. In: Harper, D. & Ferguson, A.J.D. (ed.): *The Ecological Basis for River Management*. - Wiley, Chichester, pp. 219-238.
- Harper D.M., Smith C.D. & Barham P.J. (1992). Habitats as the building blocks for river conservation assessment. In: Boon, P.J. & Calow, P. & Petts, G.E. (ed.): *River Conservation and Management*. - Wiley, Chichester.
- Harris J.H. & Silveira R. (1999). Large-scale assessments of river health using an index of biotic integrity with low diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41, 235-252.
- Haslam S.M. (1978). *River Plants: The macrophytic vegetation of watercourses*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hauray J. (1996). Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in a Normandy river. *Hydrobiologia* 340, 43-49.
- Hauray J., Peltre M.C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treyture C., Cazaubon A. & Lambert-Servien E. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570, 153-158.
- Hawksworth D.J. & Kalin-Arroyo M.T. (1995). Magnitude and distribution of biodiversity. In: Heywood, V.H. (ed.): *Global biodiversity Assessment*. - Cambridge University Press, Cambridge, U.K., pp. 107–191.
- Henderson A., Comiskey J., Dallmeier F. & Alonso A. (2001). Framework for Assessment and Monitoring of Biodiversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 1-11.
- Henry C.P. & Amoros C. (1995). Restoration ecology of riverine wetlands: I. A scientific base. *Environmental Management* 19, 891–902.
- Hering D., Moog O., Sandin L. & Verdonschot P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516, 1–20.
- Hill B.H., Herlihy A.T., Kaufmann P.R., Stevenson J.R., McCormick F.H. & Johnson C.B. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 50-67.

- Holmes N.T.H. (1977). The macrophytic vegetation of the river Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshwater Biology* 7, 43-60.
- Holmes N.T.H. (1983). Typing British rivers according to their flora. (ed.): Focus on Nature Conservation. - Nature Conservancy Council, London.
- Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L. & Dawson F.H. (1999). Mean Trophic Rank: A Users Manual. Report, R.D.T.). Environment Agency.
- Hughes R.M. (1995). Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W.S. & Simon, T.P. (ed.): *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. - Lewis Press, Boca Raton, FL, pp. 31-48.
- Hutchinson G.E. (1959). Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93, 145-159.
- Illies J. & Botosaneanu L. (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 12, 1-57.
- Iucn World Parks Congress (2003). The Durban Accord. (ed.).
- Jagers Op Akkerhuis G.A.J.M. (2007). Analysing hierarchy in the organization of biological and physical systems. *Biological Reviews*, 1-12.
- Jepson P. & Canney S. (2001). Biodiversity hotspots: hot for what? *Global ecology and biogeography letters* 10, 225–227.
- Jiguet F. & Julliard R. (2003). Instruction pour le programme STOC-EPS 2003. Document internet CRBPO.
- Jonsson M. & Malmqvist B. (2000). Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89, 519–523.
- Jowett I.G. (1997). Instream flow methods: a comparison of approaches. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 115-127.
- Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. & Couvet D. (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters* 9, 1237-1244.
- Julliard R. & Jiguet F. (2002). Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda* 70, 137-147.
- Jungwirth M., Muhar S. & Schmutz S. (2002). Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47, 867-887.

- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989). The flood pulse concept in river–floodplain systems. In: Proceedings of the International River Symposium (Ed. D.P. Dodge). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 106, 110-127.
- Kaenel B.R. & Uehlinger U. (1998). Effects of plant cutting and dredging on habitat conditions in streams. Archiv für Hydrobiologie 143, 143.
- Kareiva P. & Marvier M. (2003). Conserving biodiversity coldspots. American Scientist 91, 344–351.
- Karr J.R. (1981). Assessment of biological integrity using fish communities. Fisheries 6, 21-27.
- Karr J.R. (1993). Defining and assessing ecological integrity beyond water quality. Toxicological and Environmental Chemistry 12, 1521–1531.
- Karr J.R. (1994). Protecting aquatic ecosystems: clean water is not enough. In: Davis, W.S. & Simon, T.P. (ed.): Biological Assessment and Criteria. - Lewis Publishers, London, pp. 7-13.
- Karr J.R. (1996). Ecological health and ecological integrity are not the same. In: Schulze, P.C. (ed.): Engineering within Ecological Constraints. - National Academy Press, Washington, pp. 97-109.
- Karr J.R. (1999). Defining and measuring river health. Freshwater Biology 41, 221-234.
- Karr J.R. & Chu E.W. (1999). Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press, Washington, DC.
- Karr J.R. & Dudley D.R. (1985). Ecological perspectives on water quality goals. Environmental Management 5, 55-68.
- Kelly M.G., Penny C.J. & Whitton B.A. (1995). Comparative performance of benthic diatom indices to assess river water quality. Hydrobiologia 302, 179–188.
- Kern K. (1992). Rehabilitation of streams in South-West Germany. In: Boon, P.J. & Calow, P. & Petts, G.E. (ed.): River Conservation and Management. - John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.
- Kershner J.L. & Snider W.M. (1992). Importance of a habitat-level classification system to design instream flow studies. In: Boon, P.J. & Calow, P. & Petts, G.E. (ed.): River Conservation and Management. - John Wiley & Sons Ltd, pp. 179-193.
- Kershner J.L., Snider W.M., Turner D.M. & Moyle P.B. (1992). Distribution and sequencing of mesohabitats: are there differences at the reach scale? Rivers, 3, 179-190.

- Ladson A.R., White L.J., Doolan J.A., Finlayson B.L., Hart B.T., Lake P.S. & Tilleard J.W. (1999). Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology* 41, 453-468.
- Larrère C. & Larrère R. (1997). *Du bon usage de la nature, pour une philosophie de l'environnement*. Aubier, Paris.
- Lazaridou-Dimitriadou M. (2002). Seasonal variation of the water quality of rivers and streams of eastern Mediterranean. *Web Ecology* 3, 20-32.
- Lefeuvre J.C. (1990). De la protection de la nature à la gestion du patrimoine naturel. In: Jeudy, H.-P. (ed.): *Patrimoines en folie*. - Ed. de la Maison des sciences de l'homme, Paris, p. 297.
- Leland H.V. (1995). Distribution of phytobenthos in the Yakima River basin, Washington, in relation to geology, land use, and other environmental factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 1108–1129.
- Lenat D.R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7, 222–233.
- Li J.L., Herlihy A., Gerth W., Kaufmann P., Gregory S., Urquhart S. & Larsen D.P. (2001). Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 46, 1-87.
- Loreau M. (1998). Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95, 5632–5636.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & Wardle D.A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–808.
- Lüderitz V., Jüpner R., Müller S. & Feld C.K. (2004). Renaturalization of streams and rivers- the special importance of integrated ecological methods in measurement of success. An example from Saxony-Anhalt (Germany). *Limnologica* 34, 249-263.
- Mackey R.L. & Currie D.J. (2000). A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. *Oikos* 88, 483-493.
- Maddock I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41, 373-391.

- Malavoi J.R. (1989). Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 315, 189-210.
- Malavoi J.R. (1990). Méthodologie de sectorisation et de description des cours d'eau à pente forte et moyenne: application à une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante. Thesis. Type, Université Hean Moulin Lyon III.
- Malavoi J.R. & Souchon Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 365/366, 357-372.
- Malmqvist B. & Rundle S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29, 134–153.
- Manel S., Buckton S.T. & Ormerod S.J. (2000). Testing large-scale hypotheses using surveys: the effects of land use on the habitats, invertebrates and birds of Himalayan rivers. *Journal of Applied Ecology* 37, 756-770.
- Maridet L. (1996). La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Thesis. Type, Université Claude Bernard, Lyon I.
- Mason C. & Macdonald S.M. (2000). Numbers of wintering waterbirds on rivers in eastern England. *Wildfowl* 51, 215–219.
- Mason C.F. (1991). *Biology of freshwater pollution*. Longman Ed.
- Mason N.W.H., Macgillivray K., Steel J.B. & Wilson J.B. (2003). An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Sciences* 14, 571-578.
- Mayr E. (1982). *The growth of biological thought: diversity, evolution, and inheritance*. Belknap Press or Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, London, England.
- Meffe G.K. & Carroll C.R. (1997). *Principles of conservation biology - second edition*. Sinauer associates.
- 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.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.

- Mouillot D., Mason N.W.H., Dumay O. & Wilson J.B. (2005). Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia* 142, 353–359.
- Mueller-Dombois D. & Ellenberg H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley, New York.
- Muhar S. (1996). Habitat improvement of Austrian Rivers with regards to different scales. *Regulated Rivers: Research and Management* 12, 471-482.
- Munné A., Prat N., Solà C., Bonada N. & Rieradevall M. (2003). A simple method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 147-163.
- Muratet A., Porcher E., Devictor V., Arnal G., J. Moret, Wright S. & Machon N. (2008). Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management. *Applied Vegetation Science* 11, 451-460.
- Myers N. (1990). The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* 10, 243-256.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A.B. & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Naeem S., Chapin F.S., Costanza R., Ehrlich P.R., Golley F.B., Hooper D.L., Lawton J.H., O’neill R.V., Mooney H.A., Sala O.E., Symstad A.J. & Tilman D. (1999). Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* 4, 1-13.
- Naiman R.J. & Decamps H. (1997). The ecology of interfaces—riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 621–658.
- Naiman R.J., Magnuson J.J., Mcknight D.M. & Stanford J.A. (1995). *The Freshwater Imperative – A Research Agenda*. Island Press, Alstone, Washington, DC.
- Nakamura F.K., Tockner K. & Amano K. (2006). River and wetland restoration: lessons from Japan. *Bioscience* 56, 419–429.
- Nakano S. & Murakami M. (2001). Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98, 166-170.
- Newbold J.D., Elwood J.W., O’neill R.V. & Vanwinkle W. (1982). Nutrient spiralling in streams: Implications for nutrient limitation and invertebrate activity. *American Naturalist* 120, 628–652.
- Newbury R.W. & Gaboury M.N. (1993). *Stream analysis and fish habitat design*. Newbury Hydraulics Ltd., Manitoba Natural Resources.

- Nilsson C. & Berggren K. (2000). Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *Bioscience* 50, 783–792.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405-408.
- Norris R.H. (1994). Rapid biological assessment, natural variability and selecting reference sites. Classification of rivers and environmental health indicators. In: Uys, M.C. (ed.): Proceedings of a Joint South African/Australian Workshop. - Water Research Commission, Cape Town, South Africa, pp. 129-166.
- Norris R.H., Linke S., Prosser I., Young W.J., Liston P., Bauer N., Sloane N., Dyer F. & Thoms M. (2007). Very-broad-scale assessment of human impacts on river condition. *Freshwater Biology* 52, 959-976.
- Novacek M.J. & Cleland E.E. (2001). The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98, 5466–5470.
- O'connor N.A. (1992). Quantification of submerged wood in a lowland Australian stream system. *Freshwater Biology* 27, 387-395.
- O'hare M.T., Baattrup-Pedersen A., Nijboer R., Szoszkiewicz K. & Ferreira T. (2006). Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* 566, 197-210.
- O'neil M.P. & Abrahams A.D. (1984). Objective identification of pools and riffles. *Water Resources Research* 20, 921-926.
- Oberdorff T. & Hughes R.M. (1992). Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine-Normandie basin, France. *Hydrobiologia* 228, 117-130.
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B. & Porcher J.-P. (2002). Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology* 47, 1720–1734.
- Olson D.M. & Dinerstein E. (1998). The Global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12, 502–512.
- Osborne L.L. & Koviacic D.A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29, 243–258.
- Parsons M. & Norris R.H. (1996). The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology* 36, 419-434.

- Passauer B., Meilinger P., Melzer A. & Schneider S. (2002). Does the structural quality of running waters affect the occurrence of macrophytes? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 30, 197–206.
- Pereira H.M. & Cooper D.H. (2006). Towards the global monitoring of biodiversity change. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21, 123-129.
- Petchey O.L., Downing A.L., Mittelbach G.G., Persson L., Christopher F. Steiner, Warren P.H. & Woodward G. (2004). Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. *Oikos* 104, 467-478.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2002). Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters* 5, 402–411.
- Petchey O.L., Kevin J. & Gaston K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9, 741–758.
- Petts G. & Amoros C. (1996). *Fluvial Hydrosystems*. Chapman and Hall, London.
- Petts G.E. (1984). *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Petts G.E. (1988). Regulated rivers in the United Kingdom. *Regulated Rivers* 2, 201-220.
- Phillips G.L., Eminson D. & Moss B. (1978). A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4, 103-126.
- Picon B. (1992). Le citoyen, le savant, le journaliste et le politique. In: Jollivet, M. (ed.): *Sciences de la nature, sciences de la société. Les passeurs de frontières*. - CNRS Editions, Paris, p. 590.
- Pielou E.C. (1984). *The Interpretation of Ecological Data*. John Wiley & Sons, New York.
- Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman J.L. & Brooks T.M. (1995). The future of biodiversity. *Science* 269, 347–350.
- Pinder L.C.V., Marker A.F.H., Mann R.H.K., Bass J.A.B. & Coop G.H. (1997). The River Ouse, a highly eutrophic, slow-flowing, regulated, lowland river in Eastern England. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 203-218.
- Pinto P., Morais M., Ilhéu M. & Sandin L. (2006). Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia* 566, 75-90.
- Poff N.L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 391–409.

- Pot R. (1996). Monitoring watercourse vegetation, a synecological approach to dynamic gradients. *Hydrobiologia* 340, 59-65.
- Primack R.B. (1993). *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates.
- Proulx M., Pick F.R., Hamilton P.B. & Lean D.R.S. (1996). Experimental evidence for interactive impacts of human activities on lake algal species richness. *Oikos* 76, 191-195.
- Prygiel J. (1999). La place de la biodiversité dans les réseaux de surveillance des eaux continentales françaises. *Océanis* 25, 457-479.
- Prygiel J., Carpentier P., Almeida S. & ... (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90– 354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14, 27-39.
- Puijalon S. & Bornette G. (2006). Phenotypic plasticity and mechanical stress: biomass partitioning and clonal growth of an aquatic plant species. *American Journal of Botany* 93, 1090–1099.
- Puijalon S., Bornette G. & Sagnes P. (2005). Adaptations to increasing hydraulic stress: morphology, hydrodynamics and fitness of two higher aquatic plant species. *Journal of Experimental Botany* 56, 777–786.
- Quednow K. & Püttmann W. (2007). Monitoring terbutryn pollution in small rivers of Hesse, Germany. *Journal of Environmental Monitoring* 9, 1337-1343.
- Rader R.B. (1997). A functional classification of the drift: traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 1211–1234.
- Rambaud M. (2005). Espèces typiques et Directive « Habitats ». Définition et utilisation du concept dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels. Rapport de Master 2., pp. 1-45. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Rameau J.-C. (2000). De la typologie CORINE biotopes aux habitats visés par la directive européenne 92/43/CEE. In: *Le réseau Natura 2000 en France et dans les pays de l'union européenne et ses objectifs*. (ed.), pp. 57 - 63., Actes du colloque.
- Rameau J.-C. (2001). Données de l'IFN et habitats forestiers = NFI data and forest habitats. *Revue Forestière Française* 53, 359-364.
- Rao C.R. (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology* 21, 24–43.
- Rapport D.J. (1985). Ecosystem behavior under stress. *American Naturalist* 125, 617–640.

- Rapport D.J., Gaudet C., Karr J.R., Baron J.S., Bohlen C., Jackson W., Jones B., Naiman R.J., Norton B. & Pollock M.M. (1998). Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical processes. *Journal of Environmental Management* 53, 1-15.
- Rapport D.J., Thorpe C. & Regier H.A. (1979). Ecosystem medicine. *Bulletin of the Ecological Society of America* 60, 180–182.
- Reice S.R. (1994). Nonequilibrium determinants of biological community structure. *American Scientist* 82, 424–435.
- Reid W.V. (1992). How many species will there be? In: Whitmore, T. & Sayer, J. (ed.): *Tropical Deforestation and Species Extinction*. - Chapman & Hall, London, UK.
- Resh V.H., Hildrew A.G., Statzner B. & Townsend C.R. (1994). Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhône River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biology* 31, 539-554.
- Reynoldson T.B., Bailey R.C., Day K.E. & Norris R.H. (1995). Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology* 20, 198–219.
- Reynoldson T.B., Day K.E. & Pascoe T. (2000). The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the Great Lakes. In: Wright, J.F. & Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (ed.): *Assessing the Biological Quality of Freshwaters: RIVPACS and Similar Techniques*. - Freshwater Biological Association Ambleside, pp. 165–180.
- Ricciardi A. & Rasmussen J.B. (1999). Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 13, 1220-1222.
- Richards C., Haro R.J., Johnson L.B. & Host G.E. (1997). Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37, 219–230.
- Ricotta C. (2000). From theoretical ecology to statistical physics and back: self-similar landscape metrics as a synthesis of ecological diversity and geometrical complexity. *Ecological Modelling* 125, 245–253.
- Ritter D.F. (1979). The effects of channelization on a high energy river. *Environmental Geology* 3, 29-38.

- Robach F., Eglin I. & Carbiener R. (1991). Hydrosystème rhéna: évolution parallèle de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau (Rhinau). *Bulletin d'Ecology* 22, 227-241.
- Robach F., Eglin I. & Trémolières M. (1997). Species richness of aquatic macrophytes in former channels connected to a river: a comparison between two fluvial hydrosystems differing in their regime and regulation. *Global ecology and biogeography letters* 6, 267-274.
- Robach F., Thiébaud G., Trémolières M. & Muller S. (1996). A reference system for continental running waters: Plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north east France. *Hydrobiologia* 340, 67-76.
- Rorslett B. & Johansen S.W. (1996). Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Regulated Rivers: Research and Management* 12, 509-522.
- Rosenberg D.M., McCully P. & Pringle C.M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alternations: introduction. *Bioscience* 50, 746-751.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (ed.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. - Chapman & Hall, New York, pp. 1-9.
- Rosenberg D.M., Reynoldson T.B. & Resh V.H. (2000). Establishing reference conditions in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of Sediment) predictive model. In: Wright, J.F. & Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (ed.): *Assessing the Biological Quality of Freshwaters: RIVPACS and Similar Techniques*. - Freshwater Biological Association, Ambleside, pp. 181-194.
- Roth N.E., Allan J.D. & Erickson D.L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11, 141-156.
- Rushton S.P., Hill D. & Carter S.P. (1994). The abundance of river corridor birds in relation to their habitats: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 31, 313-328.
- Sabater S. (2000). Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S.-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12, 113-124.

- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Heffernan J., Jani A., Katz G., Soykan C., Watts J. & Welter J. (2005). Riparian zones increase regional species diversity by harboring different, not more, species. *Ecology* 86, 56-62.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Sand-Jensen K. (1998). Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39, 663-679.
- Sand-Jensen K., Borg D. & Jeppesen E. (1989). Biomass and oxygen dynamics of the epiphytic community in a Danish lowland stream. *Freshwater Biology* 22, 431-443.
- Sand-Jensen K. & Mebus J.R. (1996). Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76, 169-180.
- Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S. & Schmedtje U. (2004). Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34, 283–301.
- Schneider S., Krumholz T. & Melzer A. (2000). Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Macrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inniger Bach. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica* 28, 241–249.
- Schulz M. & Gücker B. (2005). Macrophytes Increase Spatial Patchiness of Fluvial Sedimentary Records and Effect Temporal Particulate Nutrient Storage. *Aquatic Geochemistry* 11, 89–107.
- Scullion J., Parish C.A., Morgan N. & Edwards R.W. (1982). Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. *Freshwater Biology* 12, 579-595.
- Sculthorpe C.D. (1967). *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold Ltd, London.
- Shelford V.E. (1963). *The ecology of North America*. University of Illinois Press, Urbana.
- Smith A.J.E. (1978). *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Smith A.J.E. (1990). *The Liverworts of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Snyder C.D., Young J.A., Vilella R. & Lemarié D.P. (2003). Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18, 647–664.
- Soule M.E. (1986). Conservation biology and the real world. In: Soule, M.E. (ed.): *Conservation Biology - the Science of Scarcity and Diversity*. - Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 1-13.
- Soule M.E. & Orians G.O. (2001). Introduction. In: Soule, M.E. & Orians, G.O. (ed.): *Conservation biology ; research priorities for the next decade*. - Society for conservation biology, Island press, p. 307.
- Soule M.E. & Wilcox B.A. (1980). Conservation biology : its scope and its challenge. In: Soule, M.E. & Wilcox, B.A. (ed.): *Conservation biology : an evolutionary-ecological perspective*. - Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 1-9.
- Sparks R.E. (1995). Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *Bioscience* 45, 168–182.
- Stalnaker C. (1979). The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. In: Ward, J.V. & Stanford, J.A. (ed.): *The Ecology of Regulated Streams*. - Plenum Press, London.
- Statzner B., Bis B. & Usseglio-Polatera P. (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* 1, 73–85.
- Statzner B. & Higher B. (1986). Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16, 127–139.
- Steinman A.D., Mulholland P.J. & Hill W.R. (1992). Functional responses associated with growth form in stream algae. *Journal of the North American Benthological Society* 11, 229-243.
- Štirn J. (1992). Manual of methods in aquatic environment research. Part 8. Ecological assessment of pollution effects. *FAO Fisheries Technical Paper* 209, 71.
- Sweeting R.A. (1994). River Pollution. In: Calow, P. & Petts, G.E. (ed.): *The Rivers Handbook*. - Blackwell Scientific, Oxford, pp. 23-32.
- Syndicat Intercommunal De La Rivière Ecole (2005). Diagnostic de la qualité piscicole de la rivière Ecole et de ses affluents (91-77). pp. 1-33. *Hydrosphère*.
- Szozzkiewicz K., Ferreira T., Korte T., Baattrup-Pedersen A., Davy-Bowker J. & O'hare M. (2006). European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia* 566, 211–234.

- Tachet H., Bournaud M. & Richoux P. (2002). Introduction à l'étude des invertébrés d'eau douce. Association française de limnologie, Lyon.
- Tarplee W.H., Louder D.E. & Weber A.J. (1971). Evaluation of effects of channelization on the fish population in North-Carolina's coastal plain streams. North Carolina Wildlife Resources Commission.
- Thiébaud G. & Muller S. (1995). Nouvelles données relatives à la séquence de bioindicateur de l'eutrophisation dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. *Acta Botanica Gallica* 142, 627-638.
- Thiébaud G. & Muller S. (1998). The impact of eutrophication on aquatic macrophyte diversity in weakly mineralised streams in the Northern Vosges mountains (NE France). *Biodiversity and Conservation* 7, 1051-1068.
- Thiébaud G., Tixier G., Guérold F. & Muller S. (2006). Comparison of different biological indices for the assessment of river quality: application to the upper river Moselle (France). *Hydrobiologia* 570, 159-164.
- Thomson J.R., Taylor M.P., Fryirs K.A. & Brierley G.J. (2001). A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 373-389.
- Thorne R.S.J. & Williams W.P. (1997). The response of benthic invertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37, 671-686.
- Tilman D. (2000). Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405, 208-211.
- Tilman D. (2001). Functional diversity. In: Levin, S.A. (ed.): *Encyclopaedia of Biodiversity*. - Academic Press, San Diego, CA, pp. 109-120.
- Tilman D., May R.M., Lehman C.L. & Nowak M.A. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Tilman D., Wedin D. & Knops J. (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379, 718-720.
- Tockner K. & Stanford J.A. (2002). Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308-330.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G. (1994). Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology* 31, 265-276.
- Townsend C.R., Hildrew A.G. & Francis J.E. (1983). Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwater Biology* 13, 521-544.

- Townsend C.R. & Riley R.H. (1999). Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology* 41, 393-405.
- Trémolières M., Roeck U., Klein J.-P. & Carbiener R. (1993). The exchange process between river and groundwater on the Central Alsace floodplain (Eastern France). I. The case of a river with functional floodplain. *Hydrobiologia* 273, 19-36.
- Tremp H. & Kohler A. (1995). The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Botanica Gallica* 142, 541–550.
- Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.H. (1964-1993). *Flora Europea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Van Dam (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 117–133.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130-137.
- Verneaux J. & ... (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes - Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté, Besançon, Biologie Animale* 4, 11-19.
- Verneaux J., Vergoin J.P. & Larinier M. (1975). Aspects écologiques des travaux d'aménagement des cours d'eau. *La Houille Blanche* 2-3, 127-131.
- Wallace B. & Anderson N.H. (1996). Habitat, life history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (ed.): *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. - Kendall/Hunt Publishing Co., Dubuque, IO, pp. 41–73.
- Ward J.V. (1998). Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83, 269–278.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1979). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, London.
- Ward J.V., Tockner K., Edwards P.J., Kollmann J., Bretschko G., Gurnell A.M., Pett G.E. & Rossaro B. (1999). A reference river system for the Alps: the “Fiume tagliamento”. *Regulated Rivers: Research and Management* 15, 63-75.
- Warwick R.M. & Clarke K.R. (1991). A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 225-244.

- Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y. & Paulin L. (1995). Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref éditions, coll. Etudes, série Gestion des Milieux Aquatiques.
- Webster J.R., Gurtz M.E., Hains J.J., Meyer J.L., Swank W.T., J.B. W. & Wallace J.B. (1983). Stability of stream ecosystems. In: Barnes, J.R. & Minshall, G.W. (ed.): Stream Ecology: Applications and Testing of General Ecological Theory. - Plenum Press, New York, NY, USA, pp. 355–395.
- Westlake D.F. (1975). Macrophytes. In: Whitton, B.A. (ed.): River ecology. - University of California Press, Berkeley, California, pp. 106–128.
- White P.S. & Pickett S.T.A. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: White, P.S. & Pickett, S.T.A. (ed.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. - Academic Press, Orlando, CA, p. 172.
- Wiens J.A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501–515.
- Wildi O., Feldmeyer-Christe E., Ghosh R. & Zimmermann N.E. (2004). Comments on vegetation monitoring approaches. *Community Ecology* 5, 1-6.
- Willby N.J., Abernethy V.J. & Demars B.O.L. (2000). Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology* 43, 43-74.
- Wright J.F. (1995). Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology* 20, 181-197.
- Wright J.F., Armitage P.D. & Furse M.T. (1989). Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research and Management* 4, 147–155.
- Yapp R.H. (1922). The concept of habitat. *Journal of Ecology* 10, 1-17.



# **Annexes**



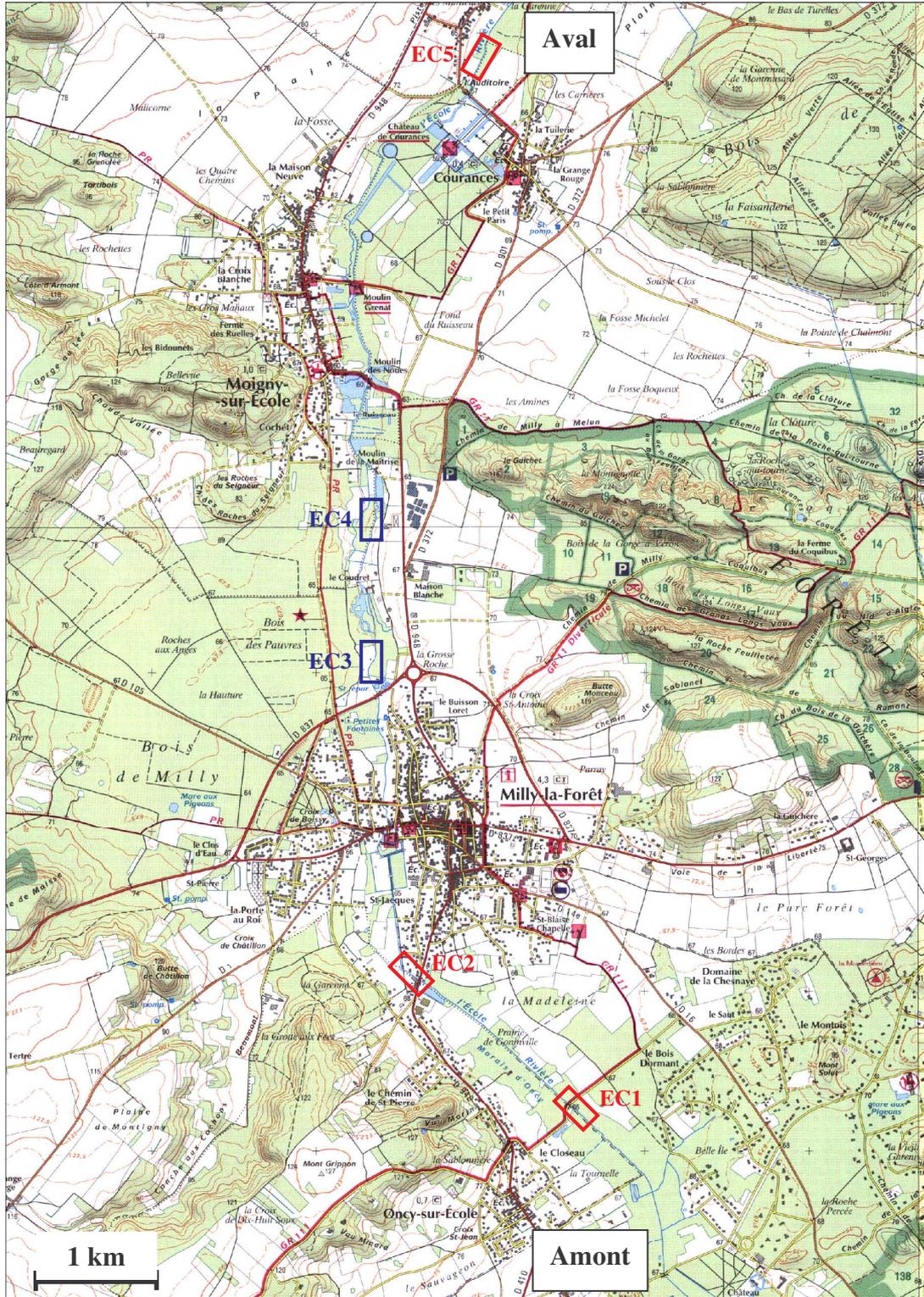
**Annexe 1 :** Données physico-chimiques pour les stations suivies par l'Agence de l'eau Seine-Normandie et la Direction Régionale de l'Environnement d'Ile-de-France. Ces données sont issues de la base de données portant sur la qualité des eaux pendant la période 1971-2009 et sont accessible sur le site de l'Agence de l'eau Seine-Normandie (<http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=3597>).

	BE1	BE2	BE3	CL1	CL2	CL3	CL4	CL5	EC1	EC2	EC3	EC4	EC5	LU1	LU2	LU3	LU4
Débit (m <sup>3</sup> /s)			0.53	0.56	0.97	0.70		1.07	0.07	0.06		0.38		0.53			
Conductivité (µS/cm)	576.00		615.46	594.50	542.25	552.88		587	504.74	478.77		569.48		580.75			588.50
DBO5	1.55		1.44		1.40	1.52		1.77	3.11	3.00		5.06		1.70			2.05
O2 dissous (mg/L)	11.95		10.89	8.99	11.33	10.26		10.00	9.00	7.72		10.09		11.35			8.41
Mg (mg/L)			2.68	2.39		2.60		3.00	2.71	3.67		2.86		2.70			
MES (mg/L)	1.50		8.19		5.33	10.03		5.00	4.31	1.00		8.75		12.70			133.33
NH4+ (mg/L)	0.02		0.05	0.02	0.06	0.04		0.15	0.05	0.02		0.28		0.06			0.31
NO3- (mg/L)	31.50		47.08	53.31	30.50	35.76		25.73	16.22	33.73		27.48		35.59			28.25
NO2- (mg/L)	0.07		0.05	0.01	0.06	0.07		0.05	0.08	0.01		0.23		0.13			0.13
PO4-- (mg/L)	0.02		0.05	0.04	0.19	0.21		0.65	0.07	0.03		0.92		0.16			0.28
Cl- (mg/L)			25.48	18.02	19.50	21.35		14.50	21.81	13.65		30.08		22.68			
pH	7.70		7.79	7.15	7.71	7.99		7.74	7.69	7.37		7.84		8.07			7.82
IBGN			17.40		18.00	15.67			18.25			11.50		15.00			0.48

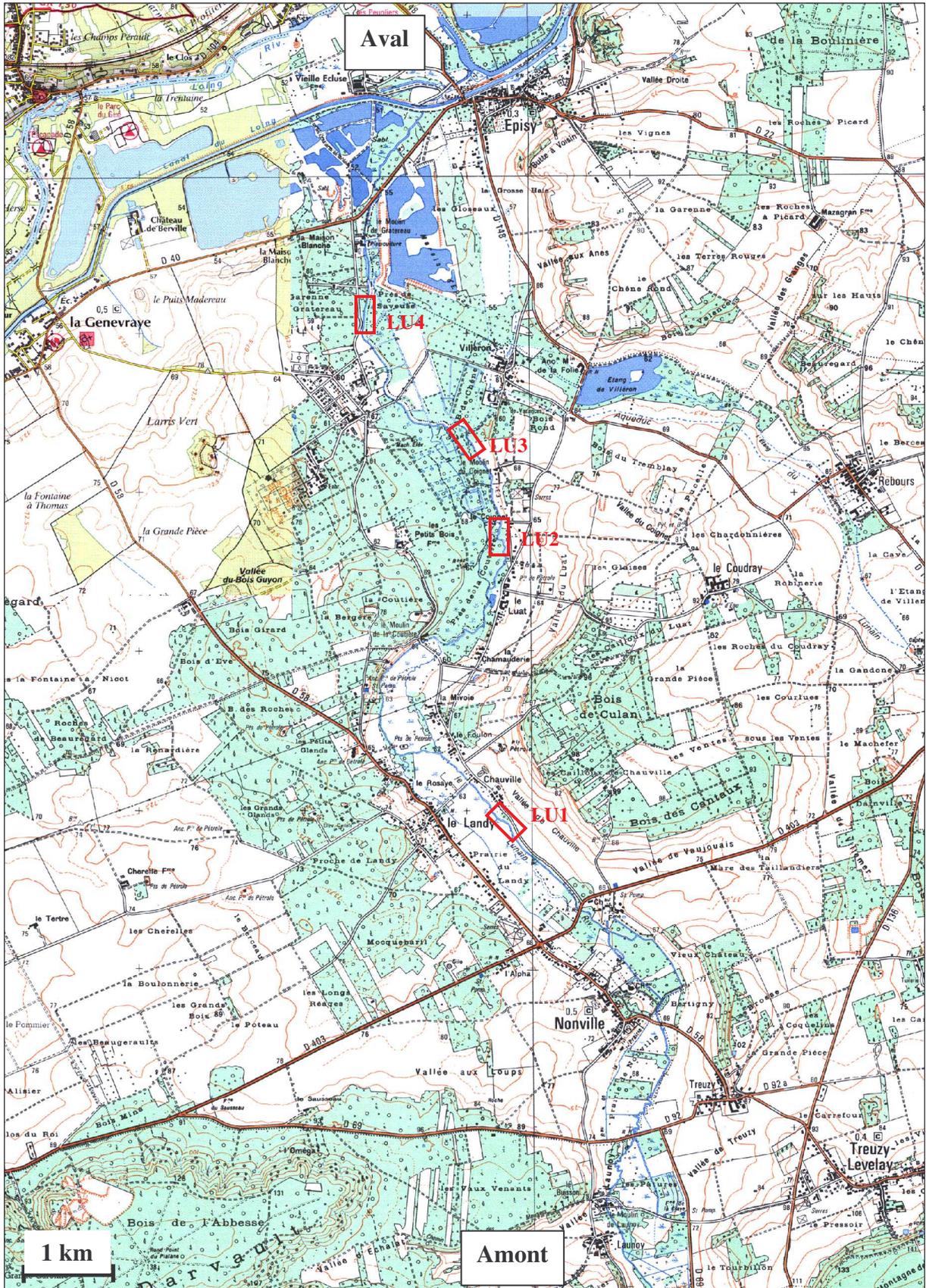
DBO5 = Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours ; O2 = Oxygène dissous ; Mg = Magnésium ; MES = Matières En Suspension ; NH4+ = Ammonium ; NO3- = Nitrates ; NO2- = Nitrites ; PO4-- = Orthophosphates ; Cl- = Chlorures ; pH = Potentiel Hydrogène ; IBGN = Indice Biologique Global Normalisé.

**Annexe 2 : Cartes IGN des quatre rivières. Les stations contrôles sont en bleu et les stations chenalisées en rouge.**

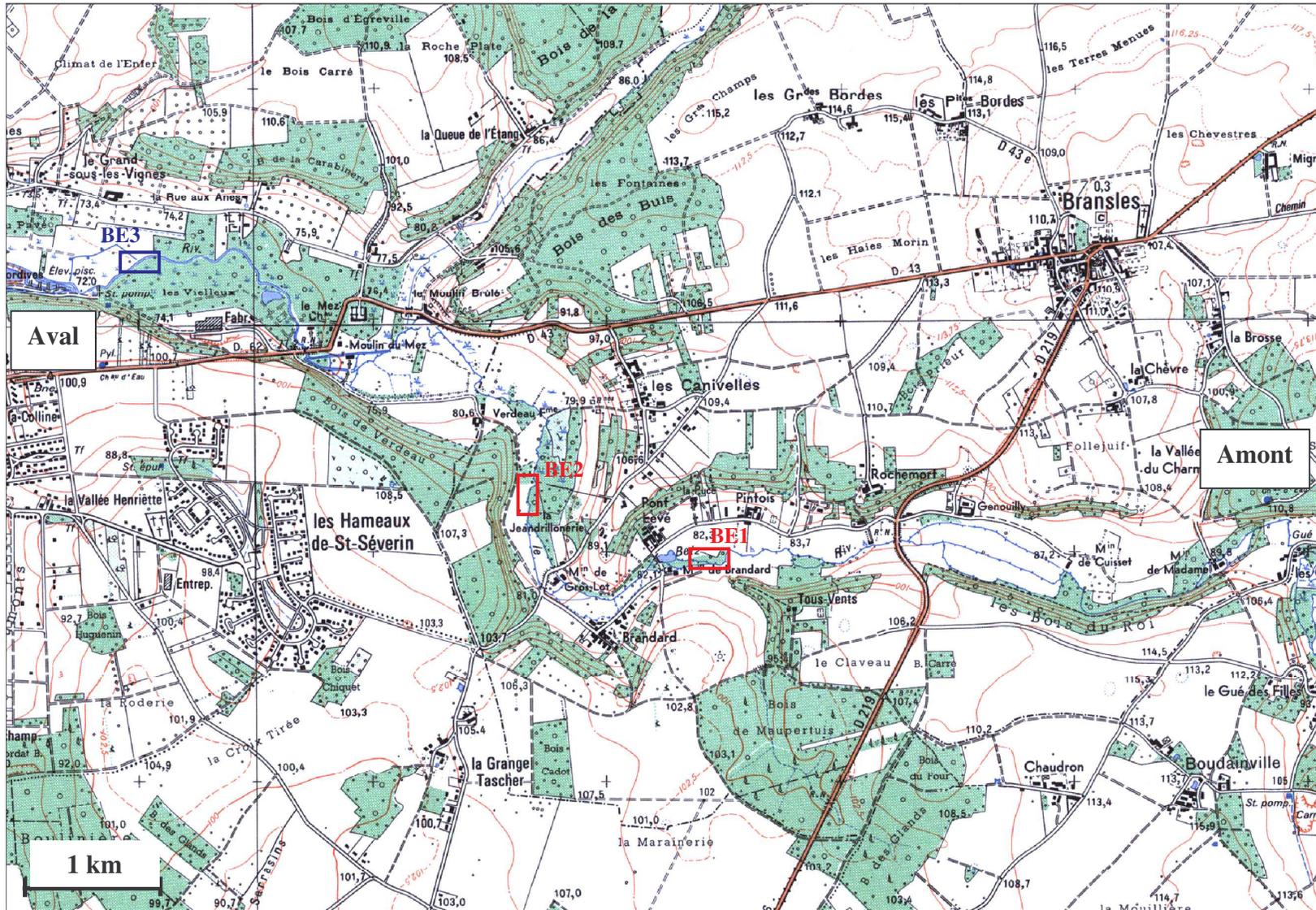
**ECOLE**



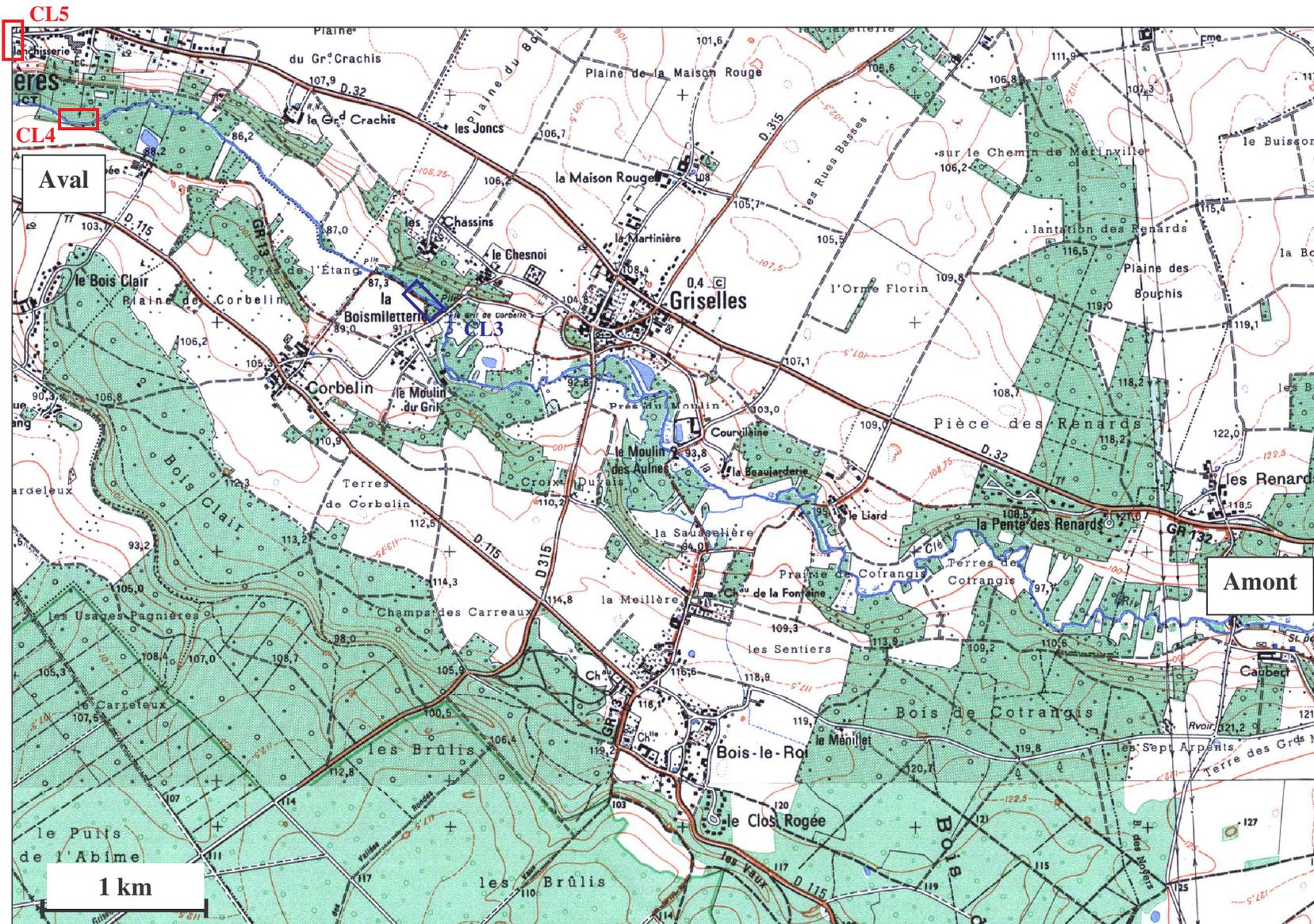
# LUNAIN



# BETZ



### CLERY (2 cartes)



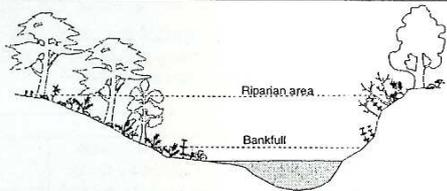
Annexes



**Annexe 3 : Fiches de terrain permettant de calculer l'indice QBR. Selon Munné et al. (2003).**

## QBR INDEX

### Riparian habitat quality



Score of each part cannot be negative or exceed 25

Station	
Date	

**Section 1: Total riparian cover**

Score	Description	Section 1 Score
25	>80% of riparian cover (excluding annual plants)	
10	50-80% of riparian cover	
5	10-50% of riparian cover	
0	<10% of riparian cover	
+ 10	If connectivity between the riparian forest and the woodland is total	
+ 5	If the connectivity is higher than 50%	
- 5	Connectivity between 25% and 50%	
- 10	Connectivity lower than 25%	

**Section 2: Cover structure**

Score	Description	Section 2 Score
25	>75% of tree cover	
10	50-75% of tree cover or 25-50% tree cover but 25% covered by shrubs	
5	Tree cover lower than 50% but shrub cover at least between 10% and 25%	
0	<10% of either tree or shrub cover	
+ 10	At least 50% of the channel has helophytes or shrubs	
+ 5	If 25-50% of the channel has helophytes or shrubs	
+ 5	If trees and shrubs are in the same patches	
- 5	If trees are regularly distributed and shrubland is >50%	
- 5	If trees and shrubs are distributed in separate patches, without continuity	
- 10	Trees distributed regularly, and shrubland <50%	

**Section 3: Cover quality (the geomorphological type should be first determined<sup>a</sup>)**

Score	Description	Type 1	Type 2	Type 3	Section 3 Score
25	Number of native tree species	>1	>2	>3	
10	Number of native tree species	1	2	3	
5	Number of native tree species	0	1	1-2	
0	Absence of native trees	-			
+ 10	If the tree community is continuous along the river and covers at least 75% of the edge riparian area				
+ 5	The tree community is nearly continuous and covers at least 50% of the riparian area				
+ 5	If the riparian community is structured in gallery				
+ 5	When the number of shrub species is	>2	>3	>4	
- 5	If there are some man-made buildings in the riparian area				
- 5	If there are some isolated species of non-native <sup>b</sup> trees				
- 10	Presence of communities of non-native <sup>b</sup> trees				
- 10	Presence of garbage				

**Section 4: Channel alteration**

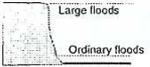
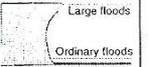
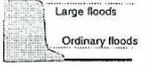
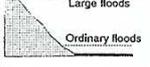
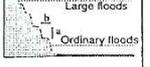
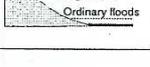
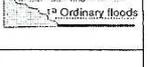
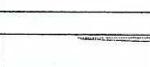
Score	Description	Section 4 score
25	Unmodified river channel	
10	Fluvial terraces modified and constraining the river channel	
5	Channel modified by rigid structures along the margins	
0	Channelized river	
- 10	River bed with rigid structures (e.g., wells)	
- 10	Transverse structures into the channel (e.g., weirs)	

Section 1 Score	
Section 2 Score	
Section 3 Score	
Section 4 score	
Final score (sum of four section scores)	

## Annexes

### <sup>a</sup> Type of the riparian habitat (to be applied at level 3, cover quality)

The score is obtained by addition of the scores assigned to left and right river margins according to their slope. This value can be modified if islands or hard substrata are present.

	Score			
	Left	Right		
<b>Slope and form of the riparian zone</b>				
Very steep, vertical or even concave (slope >75°), very high, margins are not expected to be exceeded by floods. Slope is the angle subtended by the line between the top of the riparian area and the edge of the ordinary flooding of the river.			6	6
Similar to previous category but with a bankfull which differentiates the ordinary flooding zone from the main channel.			5	5
Slope of the margins between 45° and 75°, with or without steps. (a > b)			3	3
Slope between 20° and 45°, with or without steps. (a < b)			2	2
Slope <20°, large riparian zone.			1	1
<b>Presence of one or several islands in the river</b>				
Width of all the islands "a" > 5 m.			-2	
Width of all islands 'a' < 5 m.			-1	
<b>Percentage of hard substrata that can make impossible the presence of plants with roots</b>				
> 80%			Not applicable	
60 - 80%			+ 6	
30 - 60%			+ 4	
20 - 30%			+ 2	
<b>Total Score</b>				

### Geomorphological type according to the total score

>8	<b>Type 1</b>	Closed riparian habitats. Riparian trees, if present, reduced to a small strip. Headwaters.
5-8	<b>Type 2</b>	Headwaters or midland riparian habitats. Forest may be large and originally in gallery.
<5	<b>Type 3</b>	Large riparian habitats, and potentially extensive forests. Lower courses.

### <sup>b</sup> Non-native tree species in the study area (This should be listed for each study area)

e. g. in the studied area of Catalonia the following species are considered non-native: *Populus deltoides*, *Populus x canadensis*, *Populus nigra* ssp. *italica*, *Salix babilonica*, *Ailanthus altissima*, *Celtis australis*, *Robinia pseudo-acacia*, *Platanus x hispanica*.

**Annexe 4 : Clef de détermination des types d'habitats potentiellement présents dans le paysage environnant l'habitat UE 3260. Selon Jiguet et Julliard (2003).**

Habitats	Précision 1	Précision 2	Précision 3
<b>A. Forêt (arbres &gt; 5m de hauteur)</b>	1 Feuillus	1 Semi-naturelle ou âges mélangés	1 Chêne
	2 Conifères	2 Plantations équiennes	2 Hêtre
	3 Mixte (> 10% de chaque)	3 plantation non équienne	3 Erable
		4 Plantation mûre (> 10m de haut)	4 Châtaignier
		5 Jeune plantation (5-10m)	5 Autre essence feuillu
		6 Parc (arbres éparses et prairies)	6 Sapin
		7 Sous-bois dense	7 Epicéa
		8 Sous-bois modéré	8 Pin
		9 Sous-bois éparse	9 Mélèze
		10 Bois mort présent	10 Autre essence conifère
		11 Bois mort absent	11 Autre essence
<b>B. Buissons (ou jeune forêt &lt; 5m de hauteur)</b>	1 Forêt de régénération	1 Feuillus	1 Surtout grands (3-5 mètres)
	2 Buissons calcicoles	2 Conifères	2 Surtout petits (1-3 mètres)
	3 Lande	3 Mixte (10% de chaque)	3 Sous-bois dense
	4 Jeune taillis	4 Buissons feuillus de marais	4 Sous-bois modéré
	5 Nouvelle plantation	5 Buissons conifères de marais	5 Sous-bois éparse
	6 Coupe " à blanc "	6 Buissons mixtes de marais	6 Fougères
	7 Autres	7 Feuilles persistantes	7 Pâturé
		8 Garrigue	
		9 Maquis	
<b>C. Pelouses, marais et landes</b>	1 Pelouse calcaire sèche	1 Haies avec arbres	1 Non pâturé
	2 Lande herbacée	2 Haies sans arbres	2 Pâturé
	3 Lande de bruyère	3 Lignes d'arbres sans haie	3 Foin
	4 Pelouse humide naturelle	4 Autre limite de terrain (mur, fossé...)	4 Beaucoup de fougères
	5 Autres pelouses sèches	5 Groupe isolé de 1-10 arbres	
	6 Pelouse inondée/marais pâturé	6 Pas de haie	
	7 Roselière	7 Montagne	
	8 Autres marais ouverts	8 Digue	
	9 Marais salants		
	10 Tourbières		
	11 Marais salé		
<b>D. Milieux agricoles</b>	1 Prairie cultivée	1 Haies avec arbres	1 Non pâturé
	2 Prairie non cultivée	2 Haies sans arbres	2 Pâturé
	3 Mixité prairie / cultures	3 Ligne d'arbres sans haie	3 Céréales
	4 Grandes cultures	4 Autre limite de terrain (mur, fossé...)	4 Maïs
	5 Verger / vignes / maraichers	5 Groupes isolés de 1-10 arbres	5 Toumesol
	6 Autres types de cultures	6 Cour de ferme, basse-cour	6 Colza
		7 Pas de haie	7 Cultures à racines
			9 Autres cultures
			8 Sol nu
			10 Rizières
<b>E. Milieux bâtis ou urbanisés</b>	1 Urbain	1 Bâtiments	1 Industriel
	2 Suburbain	2 Jardins	2 Résidentiel
	3 Rural	3 Parcs municipaux, zones de loisirs	3 Beaucoup d'arbres
		4 Traitement des eaux urbaines	4 Peu d'arbres
		5 Près d'une route (< 50 mètres)	5 Grande surface de jardins (> 450m <sup>2</sup> )
		6 Près d'une voie de chemin de fer (< 50 mètres)	6 Moyenne surface de jardins (< 50 mètres) (100 - 450 m <sup>2</sup> )
		7 Décharge d'ordures	7 Faible surface de jardins (< 100 m <sup>2</sup> )
		8 Beaucoup de buissons	
		9 Peu de buissons	
<b>F. Milieux aquatiques</b>	1 Mare (moins de 50 m <sup>2</sup> )	1 Non utilisé/non perturbé	1 Eutrophique (eau verte)
	2 Petit étang (50 - 450 m <sup>2</sup> )	2 Sports nautiques	2 Oligotrophique (eau claire, peu d'algues)
	3 Lac/réservoir (berges naturelles)	3 Pêche à la ligne	3 Dystrophique (eau noire)
	4 Réservoir (berges non naturelles)	4 Activité industrielle	4 Bigarré (eau claire, beaucoup d'algues)
	5 Carrière de gravier, de sable...	5 Traitements d'eaux usées	5 Courant faible / moyen
	6 Ruisseau (< 3m de largeur)	6 Autres dérangements	6 Courant fort
	7 Rivière (3m < largeur < 10m)	7 Activité industrielle	7 Dragué
	8 Fossé inondé (< 2m de largeur)	8 Petites îles	8 Non dragué
	9 Petit canal (2 - 5m. de largeur)		9 Rives nues
	10 Grand canal (> 5m de largeur)		10 Rives avec végétation
	11 Eaux saumâtres (salins, lagunes...)		
	12 Fleuve / rivière large (> 10m)		
<b>G. Rochers terrestres ou côtiers</b>	1 Falaise	1 Montagne	1 Roche nue
	2 Eboulis, pente rocheuse	2 Pas en montagne	2 Végétation basse présente (mousses, lichens...)
	3 Pavement calcaire	3 Bord de mer	3 Graminées présentes
	4 Autres sols rocheux	4 Fort dérangement par l'homme (grimpeurs, promeneurs...)	4 Buissons présents
	5 Carrière (grimpeurs, promeneurs...)		
	6 Mine / abîme / teruil		
	7 Grotte		



## Annexe 6 : Fiches de terrain et d'aide à la saisie du protocole IBMR.

## FICHES DE TERRAIN

**Indice Biologique Macrophytique en Rivière – I.B.M.R.** **GIS Macrophytes – v.2.2**  
**DONNEES GENERALES STATION** *conforme norme NFT90-395 oct. 2003*

Cours d'eau :		Date :	
Nom station :		Code station :	
Organisme / Opérateur :		Réf. dossier :	

STATION	
Coordonnées de la limite	prises en rive : <input type="checkbox"/> droite <input type="checkbox"/> gauche - en <input type="checkbox"/> amont <input type="checkbox"/> aval relevées sur : <input type="checkbox"/> GPS <input type="checkbox"/> carte IGN
Lambert (système français)	zone II étendue (en m) X : Y : altitude : m
WGS 84 (système international)	données GPS (en dms) X : Y : altitude : m
Conditions d'observation	hydrologie : <input type="checkbox"/> étiage sévère <input type="checkbox"/> basses eaux, étiage normal <input type="checkbox"/> moyennes eaux <input type="checkbox"/> hautes eaux
	météo : <input type="checkbox"/> soleil <input type="checkbox"/> faiblement nuageux <input type="checkbox"/> très nuageux <input type="checkbox"/> pluie fine <input type="checkbox"/> pluie forte <input type="checkbox"/> crépuscule
	turbidité : <input type="checkbox"/> nulle ou faible <input type="checkbox"/> moyenne <input type="checkbox"/> forte
	fond visible : <input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non <input type="checkbox"/> partiellement
Longueur, largeur de la station	longueur = m largeur = m ± m
Lithologie dominante du b.v. ou secteur de b.v.	

FACIES		
Nombre de faciès retenus	faciès courant	faciès lent
<b>Caractéristiques</b>		
6 classes : 0 : x = absent ; 1 : x < 2% ; 2 : 2 ≤ x < 10% ; 3 : 10 ≤ x < 25% ; 4 : 25 ≤ x < 75% ; 5 : x ≥ 75%		
Type de faciès (en classes de recouvrement)	chenal lotique radier cascade	plat courant rapide autre :
% du faciès dans la station (de 1 à 100)		chenal lentique plat lentique mouille fosse dissipation autre :
Part émergée du lit mineur (en classes de recouvrement)		
Longueur des faciès (en m)		
Largeur des faciès (en m)	± m	± m
Profondeur (m) (en classes de recouvrement)	$P < 0,1$ $0,1 \leq P < 0,5$ $0,5 \leq P < 1$	$1 \leq P < 2$ $P \geq 2$
<b>Écoulements</b>		
Vitesse de courant (m/s) (en classes de recouvrement)	$V < 0,05$ $0,05 \leq V < 0,2$ $0,2 \leq V < 0,5$	$0,5 \leq V < 1$ $V \geq 1$
<b>Eclaircissements</b>		
Eclaircissement (en classes de recouvrement)	très ombragé ombragé peu ombragé	éclairé très éclairé
Couverture de l'eau par la ripisylve (en classes de recouvrement)		très ombragé ombragé peu ombragé
<b>Substrats</b>		
Type de substrat (en classes de recouvrement)	Va Te De Ca Bl Ar Sa	Va Te De Ca Bl Ar Sa
Va : Vases, limons (substrat meuble) ; Ca : Cailloux, pierres, galets ; Sa : Sables, graviers (substrat mobile) ; Te : Terre, argile, marne, tourbe (subs. solide) ; Bl : Blocs, dalles ; De : Débris organiques ; Ar : Artificiel (béton)		

Indice Biologique Macrophytique en Rivière – I.B.M.R.

GIS Macrophytes – v.2.2

**VEGETALISATION**

conforme norme NFT90-395 oct. 2003

Cours d'eau :		Date :	
Nom station :		Code station :	
Organisme / Opérateur :		Réf. dossier :	

	faciès courant ou faciès unique	faciès lent
<b>Description générale</b>		
% de surface végétalisée totale		
% d'eau libre en surface		
<b>Composition floristique</b>		
% de périphyton		
% d'hétérotrophes		
% d'algues		
% de bryophytes		
% ptéridophytes & lichens		
% de phanérogames		
<b>Composition fonctionnelle</b>		
% d'hydrophytes flottants ou à feuilles flottantes		
% d'hydrophytes immergés		
% d'hélophytes		

<b>Protocole de relevé</b>	<input type="checkbox"/> IBMR standard	<input type="checkbox"/> points contacts	<input type="checkbox"/> mixte
----------------------------	--	--	--------------------------------

**OBSERVATIONS**

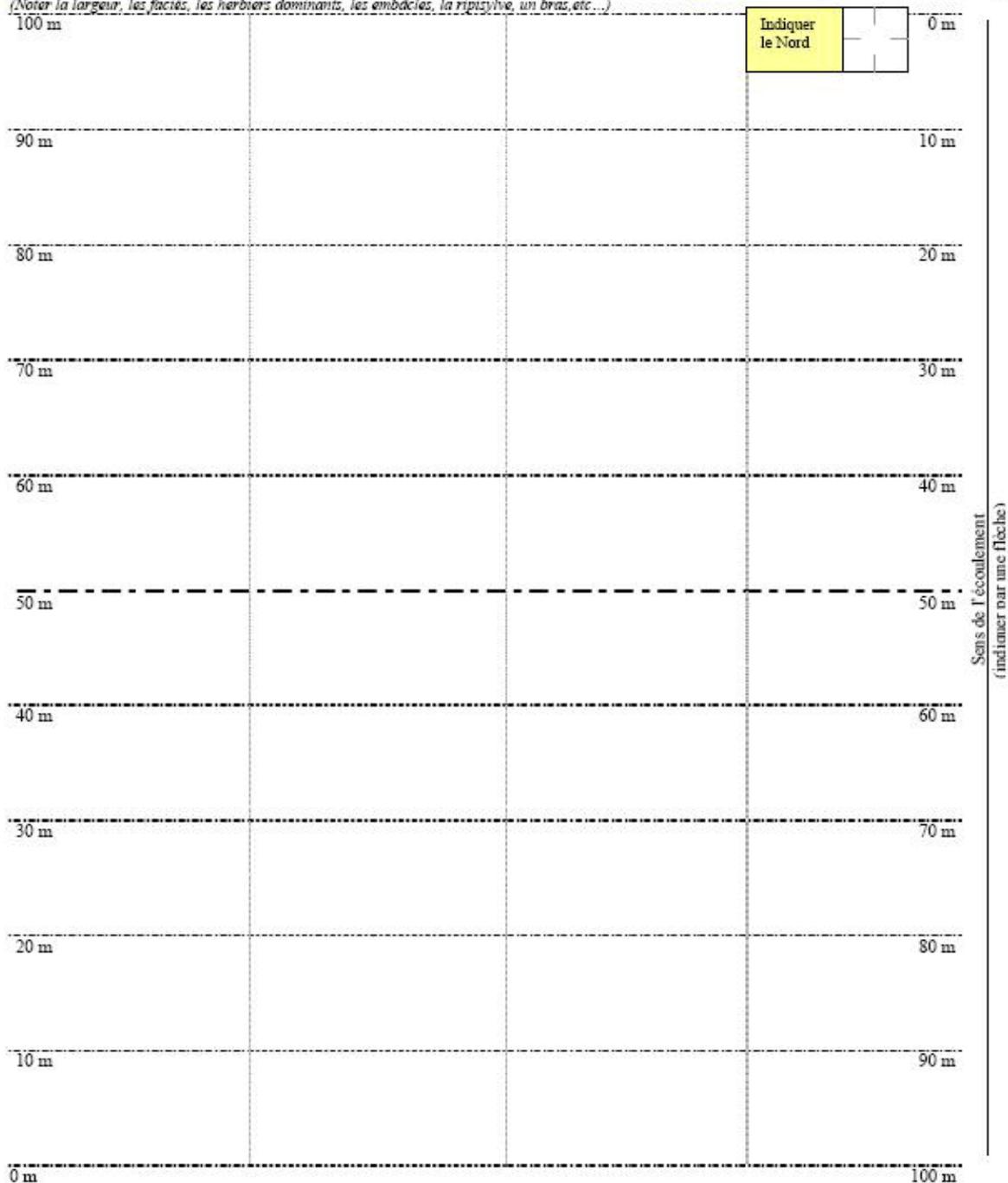
(faucardage, événements hydrologiques antérieurs, artificialisation du régime, entretien de la végétation, etc.)



**Indice Biologique Macrophytique en Rivière – I.B.M.R.** **GIS Macrophytes – v.2.2**  
**SCHEMA DE LA STATION** *conforme norme NFT90-395 oct. 2003*

Cours d'eau :		Date :	
Nom station :		Code station :	
Organisme / Opérateur :		Réf. dossier :	

*(Noter la largeur, les faciès, les herbiers dominants, les embâcles, la ripisylve, un bras, etc...)*













**Caractéristiques floristiques du patch**

Schéma du patch

**Légendes**

**COEFFICIENT D'AGREGATION (1 à 5)**

ESPECE	Recouvrement (%)	Coefficient de Sociabilité (1-5)	Hauteur (cm)

**Annexe 11 :** Tableau d'échantillonnage du protocole IBGN permettant de sélectionner les microhabitats à prélever.

Supports	Vitesses superficielles cm/s	$V \geq 150$	$150 > V \geq 75$	$75 > V \geq 25$	$25 > V \geq 5$	$V < 5$
		<b>N2</b>	<b>N4</b>	<b>N5</b>	<b>N3</b>	<b>N1</b>
Bryophytes (Mousses aquatiques) <b>RM1</b>	<b>9</b>					
Spermaphytes immergés <b>RM2 (Taxon végétal)</b>	<b>8</b>					
Eléments organiques grossiers (litières, branchages, racines) <b>RM3 RM4 RM5</b>	<b>7</b>					
Sédiments minéraux grande taille (pierres, galets) 2,5 - 25 cm <b>RM6</b>	<b>6</b>					
Granulats grossiers 0,25 - 2,5 cm <b>RM7</b>	<b>5</b>					
Spermaphytes émergents de la strate basse <b>RM8 (Taxon végétal)</b>	<b>4</b>					
Sédiments fins ± organiques "vases" < 0,1 mm <b>RM9</b>	<b>3</b>					
Sables et limons < 0,25 cm <b>RM10 RM11</b>	<b>2</b>					
Surfaces naturelles et artificielles (roches, dalles, sols, parois) blocs > 25 cm <b>RM12</b>	<b>1</b>					
Algues ou à défaut, marnes et argiles <b>RM13 RM14</b>	<b>0</b>					

**Annexe 12 :** Tableau de détermination permettant de calculer la note IBGN à l'aide de la richesse taxonomique en macroinvertébrés benthiques et du meilleur taxon indicateur.

Richesse taxonomique		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Taxons indicateurs	$\Sigma t$	>	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3
	Gi	50	45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1
Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlébiidae	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae	6	19	18	17	16	15	14	13	12	10	9	8	7	6	5
Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyiidae Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Limnephilidae (1) Ephemerellidae (1) Hydropsychidae Aphelocheiridae	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Baetidae (1) Caenidae (1) Elmidae (1) Gammaridae (1) Mollusques	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae (1) Asellidae (1) Achètes Oligochètes (1)	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

**Annexe 13** : Codes et tableaux de données pour les caractéristiques physiques et chimiques.

<b>STREAMS</b>	<b>CODE</b>	<b>ENVIRONMENTAL CHARACTERISTICS</b>	<b>CODE</b>
Betz	BE	<b>Physical characteristics</b>	
Cléry	CL		
Ecole	EC	Depth (cm)	Dep
Lunain	LU	Flow velocity (cm s <sup>-1</sup> )	FV
		Width (m)	Wid
		Light availability (%)	Ligh
<b>REACHES</b>	<b>CODE</b>		
Brandard	BE1	Artificial substrata (%)	As
Jeandrillonnerie	BE2	Cobbles (%)	Co
Dordives	BE3	Pebbles and gravel (%)	Pg
Chanteraine	CL1	Organic detritus (%)	Od
Boyard	CL2	Sand (%)	Sa
Gril	CL3	Silt (%)	Sil
Ferrières D32	CL4	Terrestrial sediment (%)	Ts
Ferrières Ville	CL5		
Oncy	EC1	<b>Chemical characteristics</b>	
Milly	EC2	Conductivity (µS cm <sup>-1</sup> )	Cond
Coudret	EC3	Temperature (° C)	Temp
Noues	EC4	Oxygen concentration (mg L <sup>-1</sup> )	Oxy
Garenne	EC5	Nitrite concentration (mg L <sup>-1</sup> )	NO2
Nonville	LU1	Nitrate concentration (mg L <sup>-1</sup> )	NO3
Luat	LU2	Ammonium concentration (mg L <sup>-1</sup> )	NH4
Villeron	LU3	Total dissolved inorganic Nitrogen (mg L <sup>-1</sup> )	Ntot
Gratereau	LU4	Phosphate concentration (mg L <sup>-1</sup> )	PO4
		Carbonate hardness (mg L <sup>-1</sup> )	CH
		Carbonate concentration (mg L <sup>-1</sup> )	CaCO3
<b>YEARS</b>	<b>CODE</b>		
2006	06	Total hardness (mg L <sup>-1</sup> )	GH
2007	07	Magnesium concentration (mg L <sup>-1</sup> )	Mg
		Potential hydrogen	pH
<b>SEASONS</b>	<b>CODE</b>	<b>CHANNELIZATION STRUCTURES (CS)</b>	<b>CODE</b>
Spring	Spr	No channelization structure (Control)	C
Summer	Sum	Embanking	E
Autumn	Aut	Resectioning	R
		man-made Structures	S
<b>FACIES</b>	<b>CODE</b>		
Riffle	R		
Pool	P		

## Caractéristiques Physiques

Reach	Year	Season	Facies	Structure	Dep	FV	Wid	Ligh	As	Co	Pg	Od	Sa	Sil	Ts
CL1	06	Spr	R	C	23.22	53.50	8.95	50.00	0	0	17.50	0.35	13.65	3.50	0
CL2	06	Spr	R	C	33.26	49.00	10.63	53.33	0	0	53.60	0	13.40	0	0
CL3	06	Spr	R	C	21.12	56.00	8.00	0	0	0	47.20	0	11.80	0	0
BE3	06	Spr	R	C	20.26	40.00	8.50	0	0	0	71.20	0	8.00	0	0.80
EC3	06	Spr	R	C	21.34	40.00	6.20	0	0	0.65	5.85	0	1.30	5.20	0
EC4	06	Spr	R	C	27.45	32.00	6.80	100.00	0	0.82	0	0.82	6.56	73.80	0
LU1	06	Spr	R	E	29.58	33.00	5.80	30.00	0	0.30	11.70	0	18.00	0	0
BE2	06	Spr	R	S	11.39	54.90	11.80	90.00	0	2.50	37.50	0	2.50	0	7.50
EC1	06	Spr	R	S	19.72	18.60	5.10	30.00	0	1.85	16.65	0	3.70	14.80	0
CL4	06	Spr	R	ES	46.89	30.00	7.80	0	0	0	0	2.50	32.50	15.00	0
BE1	06	Spr	R	RS	9.51	50.00	7.40	100.00	0	1.40	12.60	0	0	0	0
CL5	06	Spr	R	RES	29.14	36.50	7.30	100.00	0	0.70	69.30	0	0	0	0
LU3	06	Spr	R	RES	17.37	83.00	8.60	5.00	0	1.25	23.50	0	0	0.25	0
EC2	06	Spr	R	RES	34.00	43.30	3.20	50.00	0	2.00	36.00	0	2.00	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	39.48	50.00	5.20	10.00	0	3.50	25.90	1.75	3.50	0.35	0
CL1	06	Spr	P	C	46.38	25.00	9.20	0	0	0	32.50	0.65	25.35	6.50	0
CL2	06	Spr	P	C	34.58	29.00	11.05	0	0	0	13.20	0	16.50	3.30	0
CL3	06	Spr	P	C	32.09	31.00	8.50	0	0	0	32.80	0.41	2.05	5.74	0
BE3	06	Spr	P	C	44.53	20.00	7.60	0	0	0	11.60	0.20	4.00	4.00	0.20
EC3	06	Spr	P	C	26.35	17.70	5.50	25.00	0	0	25.23	0.87	8.70	52.20	0
EC4	06	Spr	P	C	23.22	25.50	6.20	50.00	0	0	0	0	0.90	17.10	0
LU1	06	Spr	P	E	36.55	21.50	5.40	10.00	0	0.70	6.30	0	28.00	35.00	0
LU2	06	Spr	P	E	37.37	21.18	5.53	40.00	0	0.78	17.02	0	45.60	36.60	0
LU4	06	Spr	P	R	38.05	17.60	7.20	15.00	0	0	5.00	0	80	15.00	0
BE2	06	Spr	P	S	21.63	22.25	9.70	55.00	0	0	35.00	0	5.00	10.00	0
EC1	06	Spr	P	S	31.40	13.50	5.10	12.50	0	0	0	6.30	0	56.70	0
CL4	06	Spr	P	ES	48.04	11.00	9.80	80.00	0	0	0	5.00	15.00	30.00	0
BE1	06	Spr	P	RS	37.38	23.00	9.30	50.00	0	0	64.50	4.30	17.20	0	0
CL5	06	Spr	P	RES	40.48	23.50	10.20	95.00	0	0.30	29.70	0	0	0	0
LU3	06	Spr	P	RES	25.23	27.00	6.80	90.00	0	3.75	45.00	0.75	24.75	0.75	0
EC2	06	Spr	P	RES	35.54	9.50	3.80	50.00	0	0.60	0	0.60	12.00	46.80	0
EC5	06	Spr	P	RES	47.48	26.25	4.30	7.50	0.65	0	13.00	6.50	18.85	26.00	0
CL1	06	Sum	R	C	28.18	41.25	9.20	40.50	0	0	17.50	0.35	13.65	3.50	0
CL2	06	Sum	R	C	38.22	30.10	10.83	46.67	0	0	53.60	0	13.40	0	0
CL3	06	Sum	R	C	15.55	43.25	8.00	21.25	0	0	47.20	0	11.80	0	0
BE3	06	Sum	R	C	17.23	40.00	8.50	21.00	0	0	71.20	0	8.00	0	0.80
EC3	06	Sum	R	C	22.55	18.20	6.20	0	0	0.65	5.85	0	1.30	5.20	0
EC4	06	Sum	R	C	24.04	20.00	6.80	60.00	0	0.82	0	0.82	6.56	73.80	0
LU1	06	Sum	R	E	20.19	34.30	5.80	60.00	0	0.30	11.70	0	18.00	0	0
BE2	06	Sum	R	S	9.29	32.50	11.80	30.00	0	2.50	37.50	0	2.50	0	7.50
EC1	06	Sum	R	S	15.28	24.60	5.10	70.00	0	1.85	16.65	0	3.70	14.80	0
CL4	06	Sum	R	ES	28.27	33.30	7.80	20.00	0	0	0	2.50	32.50	15.00	0
BE1	06	Sum	R	RS	4.75	50.00	7.40	20.00	0	1.40	12.60	0	0	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	29.21	45.00	7.30	50.00	0	0.70	69.30	0	0	0	0
LU3	06	Sum	R	RES	6.20	40.00	8.60	20.00	0	1.25	23.50	0	0	0.25	0
EC2	06	Sum	R	RES	12.00	28.60	3.20	70.00	0	2.00	36.00	0	2.00	0	0
EC5	06	Sum	R	RES	35.00	50.00	5.20	10.00	0	3.50	25.90	1.75	3.50	0.35	0
CL1	06	Sum	P	C	47.63	24.00	9.20	3.00	0	0	32.50	0.65	25.35	6.50	0
CL2	06	Sum	P	C	39.51	15.34	11.10	25.00	0	0	13.20	0	16.50	3.30	0

## Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	Dep	FV	Wid	Ligh	As	Co	Pg	Od	Sa	Sil	Ts
CL3	06	Sum	P	C	26.85	20.00	8.50	30.00	0	0	32.80	0.41	2.05	5.74	0
BE3	06	Sum	P	C	46.93	28.60	7.60	5.00	0	0	11.60	0.20	4.00	4.00	0.20
EC3	06	Sum	P	C	29.05	12.70	5.50	15.00	0	0	25.23	0.87	8.70	52.20	0
EC4	06	Sum	P	C	20.88	18.20	6.20	70.00	0	0	0	0	0.90	17.10	0
LU1	06	Sum	P	E	29.38	20.85	5.40	2.50	0	0.70	6.30	0	28.00	35.00	0
LU2	06	Sum	P	E	5.53	15.07	5.53	43.33	0	0.78	17.02	0	45.60	36.60	0
LU4	06	Sum	P	R	22.30	18.80	7.20	10.00	0	0	5.00	0	80	15.00	0
BE2	06	Sum	P	S	12.49	17.45	9.70	10.00	0	0	35.00	0	5.00	10	0
EC1	06	Sum	P	S	16.56	13.50	5.10	37.50	0	0	0	6.30	0	56.70	0
CL4	06	Sum	P	ES	27.96	28.60	9.80	50.00	0	0	0	5.00	15.00	30	0
BE1	06	Sum	P	RS	30.24	15.75	9.30	25.00	0	0	64.50	4.30	17.20	0	0
CL5	06	Sum	P	RES	37.63	20.85	10.20	80.00	0	0.30	29.70	0	0	0	0
LU3	06	Sum	P	RES	8.69	19.10	6.80	60.00	0	3.75	45.00	0.75	24.75	0.75	0
EC2	06	Sum	P	RES	17.72	21.45	3.80	50.00	0	0.60	0	0.60	12.00	46.80	0
EC5	06	Sum	P	RES	44.93	28.60	4.30	25.00	0.65	0	13.00	6.50	18.85	26.00	0
CL1	06	Au	R	C	18.38	50.00	9.24	40.00	0	0	17.50	0.35	13.65	3.50	0
CL2	06	Au	R	C	26.83	42.87	10.87	21.67	0	0	53.60	0	13.40	0	0
CL3	06	Au	R	C	14.39	51.67	8.00	5.25	0	0	47.20	0	11.80	0	0
BE3	06	Au	R	C	16.15	36.67	8.50	35.00	0	0	71.20	0	8.00	0	0.80
EC3	06	Au	R	C	21.57	22.22	6.20	20.00	0	0.65	5.85	0	1.30	5.20	0
EC4	06	Au	R	C	30.96	33.33	6.80	80.00	0	0.82	0	0.82	6.56	73.80	0
LU1	06	Au	R	E	19.51	39.30	5.80	47.50	0	0.30	11.70	0	18.00	0	0
BE2	06	Au	R	S	11.53	40.10	11.80	80.00	0	2.50	37.50	0	2.50	0	7.50
EC1	06	Au	R	S	19.67	33.33	5.10	80.00	0	1.85	16.65	0	3.70	14.80	0
CL4	06	Au	R	ES	28.00	33.33	7.80	10.00	0	0	0	2.50	32.50	15.00	0
BE1	06	Au	R	RS	8.82	33.33	7.40	5.00	0	1.40	12.60	0	0	0	0
CL5	06	Au	R	RES	27.42	40.00	7.30	90.00	0	0.70	69.30	0	0	0	0
LU3	06	Au	R	RES	11.88	50.00	8.60	1.00	0	1.25	23.50	0	0	0.25	0
EC2	06	Au	R	RES	15.85	25.00	3.40	0	0	2.00	36.00	0	2.00	0	0
EC5	06	Au	R	RES	35.41	50.00	5.20	1.00	0	3.50	25.90	1.75	3.50	0.35	0
CL1	06	Au	P	C	40.92	25.00	8.90	2.50	0	0	32.50	0.65	25.35	6.50	0
CL2	06	Au	P	C	25.98	34.30	11.10	11.00	0	0	13.20	0	16.50	3.30	0
CL3	06	Au	P	C	25.80	21.59	8.50	20.00	0	0	32.80	0.41	2.05	5.74	0
BE3	06	Au	P	C	44.42	22.22	7.60	20.00	0	0	11.60	0.20	4.00	4.00	0.20
EC3	06	Au	P	C	29.05	21.43	5.50	70.00	0	0	25.23	0.87	8.70	52.20	0
EC4	06	Au	P	C	29.44	28.60	6.20	90.00	0	0	0	0	0.90	17.10	0
LU1	06	Au	P	E	29.56	24.30	5.40	12.50	0	0.70	6.30	0	28.00	35.00	0
LU2	06	Au	P	E	28.72	15.00	5.53	36.67	0	0.78	17.02	0	45.60	36.60	0
LU4	06	Au	P	R	29.26	20.00	7.20	10.00	0	0	5.00	0	80	15.00	0
BE2	06	Au	P	S	17.23	11.50	9.70	57.50	0	0	35.00	0	5.00	10.00	0
EC1	06	Au	P	S	24.65	10.63	5.10	15.00	0	0	0	6.30	0	56.70	0
CL4	06	Au	P	ES	28.24	22.90	9.80	30.00	0	0	0	5.00	15.00	30.00	0
BE1	06	Au	P	RS	35.23	5.91	9.30	27.50	0	0	64.50	4.30	17.20	0	0
CL5	06	Au	P	RES	33.87	28.60	10.20	85.00	0	0.30	29.70	0	0	0	0
LU3	06	Au	P	RES	12.06	21.70	6.80	20.00	0	3.75	45.00	0.75	24.75	0.75	0
EC2	06	Au	P	RES	16.52	15.76	3.80	37.50	0	0.60	0	0.60	12.00	46.80	0
EC5	06	Au	P	RES	41.55	28.57	4.30	10.00	0.65	0	13.00	6.50	18.85	26.00	0
CL1	07	Spr	R	C	35.75	40.04	8.95	40.00	0	0	17.95	0	17.05	0	0
CL2	07	Spr	R	C	40.20	41.37	10.63	30.00	0	0.57	49.10	0.35	16.02	0	0.96
CL3	07	Spr	R	C	27.73	55.50	8.00	11.75	0	2.83	46.58	0.17	8.43	0	0
BE3	07	Spr	R	C	33.40	39.52	8.50	60.00	0	0.45	52.95	0	24.60	0	0

## Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	Dep	FV	Wid	Ligh	As	Co	Pg	Od	Sa	Sil	Ts
EC3	07	Spr	R	C	23.90	27.05	6.20	10.00	0	0.52	6.50	0.13	5.20	0.65	0
EC4	07	Spr	R	C	50.30	37.33	6.80	90.00	0	0.41	0.82	0	65.60	15.17	0
LU1	07	Spr	R	E	26.65	35.39	5.80	45.00	0	2.10	11.25	0.75	15.90	0	0
BE2	07	Spr	R	S	25.40	48.00	11.80	5.00	0	1.00	34.00	0	5.00	0	10
EC1	07	Spr	R	S	29.30	19.41	5.10	90.00	0	11.10	7.40	3.70	12.95	1.85	0
CL4	07	Spr	R	ES	44.90	39.33	7.80	5.00	0	0	5.00	2.50	40.00	2.50	0
BE1	07	Spr	R	RS	19.70	58.00	7.40	30.00	0	2.80	11.20	0	0	0	0
CL5	07	Spr	R	RES	31.80	44.00	7.30	70.00	0	5.30	49.00	0	15.70	0	0
LU3	07	Spr	R	RES	17.10	35.84	8.60	5.00	0	1.25	16.25	1.25	6.25	0	0
EC2	07	Spr	R	RES	36.09	26.38	3.20	80.00	0	2.00	2.00	0	24.00	12.00	0
EC5	07	Spr	R	RES	67.20	46.00	5.20	10.00	0	3.50	21.00	1.75	8.75	0	0
CL1	07	Spr	P	C	58.20	26.39	9.20	32.50	0	0	40.50	0	24.50	0	0
CL2	07	Spr	P	C	39.30	29.19	11.05	15.00	0	0	24.90	0.33	7.77	0	0
CL3	07	Spr	P	C	46.40	28.53	8.50	22.50	0	0	31.80	1.20	6.60	2.40	0
BE3	07	Spr	P	C	55.20	20.83	7.60	99.00	0	1.10	11.00	0	7.70	2.20	0
EC3	07	Spr	P	C	27.95	21.13	5.50	40.00	0	7.65	18.00	3.60	55.20	2.55	0
EC4	07	Spr	P	C	36.00	19.71	6.20	60.00	0	0.18	0.18	0	12.24	5.40	0
LU1	07	Spr	P	E	39.45	19.67	5.40	30.00	0	5.00	14.00	2.45	44.25	4.30	0
LU2	07	Spr	P	E	27.53	19.34	5.53	30.33	0	1.00	28.00	3.98	64.40	0	2.62
LU4	07	Spr	P	R	28.86	16.72	7.20	15.00	0	5.00	30.00	5.00	55.00	5.00	0
BE2	07	Spr	P	S	35.75	9.57	9.70	1.00	0	0	11.00	0	39.00	0	0
EC1	07	Spr	P	S	38.75	10.89	5.10	35.00	0	5.67	0	0	13.58	43.75	0
CL4	07	Spr	P	ES	49.50	32.44	9.80	30.00	0	0	10.00	0.50	39.50	0	0
BE1	07	Spr	P	RS	48.82	13.67	9.30	10.00	0	0.86	36.84	5.30	43.00	0	0
CL5	07	Spr	P	RES	45.20	26.12	10.20	90.00	0	1.00	24.50	0	3.50	1.00	0
LU3	07	Spr	P	RES	22.30	32.16	6.80	30.00	0	3.75	26.25	3.75	41.25	0	0
EC2	07	Spr	P	RES	38.40	8.79	3.80	50.00	0	2.00	1.00	0	29.00	28.00	0
EC5	07	Spr	P	RES	56.95	33.89	4.30	10.00	0	11.50	4.00	5.75	43.75	0	0
CL1	07	Sum	R	C	39.95	41.00	9.20	35.50	0	0	14.00	0	21.00	0	0
CL2	07	Sum	R	C	39.87	45.85	10.83	18.33	0	3.10	41.40	1.75	14.35	0	6.40
CL3	07	Sum	R	C	24.25	53.00	8.00	4.50	0	0.70	48.70	0	8.60	0	0
BE3	07	Sum	R	C	24.86	36.76	8.50	45.00	0	7.35	43.50	0	27.15	0	0
EC3	07	Sum	R	C	28.20	19.71	6.20	1.00	0	0.65	5.20	0	6.50	0.65	0
EC4	07	Sum	R	C	42.00	28.09	6.80	70.00	0	0.82	3.28	0	57.40	20.50	0
LU1	07	Sum	R	E	31.85	29.02	5.80	40.50	0	0.15	16.35	0	13.50	0	0
BE2	07	Sum	R	S	32.10	38.15	11.80	70.00	0	2.50	35.00	0	12.50	0	0
EC1	07	Sum	R	S	26.90	18.19	5.10	90.00	0	9.25	0.37	1.48	25.90	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	35.30	40.67	7.80	10.00	0	0	7.50	5.00	30.00	7.50	0
BE1	07	Sum	R	RS	15.80	44.67	7.40	60.00	0	4.20	9.80	0	0	0	0
CL5	07	Sum	R	RES	30.80	49.33	7.30	90.00	0	3.50	37.50	0	29.00	0	0
LU3	07	Sum	R	RES	16.10	41.33	8.60	5.00	0	0.25	16.25	0	8.50	0	0
EC2	07	Sum	R	RES	24.58	21.43	3.20	60.00	0	2.00	2.00	0	32.00	4.00	0
EC5	07	Sum	R	RES	61.90	46.00	5.20	5.00	0	5.25	21.00	1.75	7.00	0	0
CL1	07	Sum	P	C	54.00	25.50	9.20	10.50	0	0	45.00	3.25	16.75	0	0
CL2	07	Sum	P	C	35.95	23.99	11.10	7.50	0	1.80	23.10	0	8.10	0	0
CL3	07	Sum	P	C	45.00	32.06	8.50	5.50	0	0.18	32.40	0	9.42	0	0
BE3	07	Sum	P	C	48.40	16.86	7.60	40.00	0	2.20	8.80	0	8.80	2.20	0
EC3	07	Sum	P	C	30.65	17.08	5.50	12.50	0	0.87	17.28	3.60	55.20	10.05	0
EC4	07	Sum	P	C	33.20	27.54	6.20	80.00	0	0.18	0.90	0	13.50	3.42	0
LU1	07	Sum	P	E	47.95	19.68	5.40	20.50	0	0.70	19.00	6.30	44.00	0	0
LU2	07	Sum	P	E	21.07	11.74	5.53	26.67	0	0.28	24.50	0.66	73.80	0	0.76

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	Dep	FV	Wid	Ligh	As	Co	Pg	Od	Sa	Sil	Ts
LU4	07	Sum	P	R	30.58	16.16	7.20	10.00	0	1.00	25.00	4.00	70	0	0
BE2	07	Sum	P	S	29.15	10.76	9.70	49.00	0	0	17.00	0.80	31.00	0	1.20
EC1	07	Sum	P	S	41.00	9.03	5.10	42.50	0	3.15	1.75	4.90	6.30	46.90	0
CL4	07	Sum	P	ES	45.10	38.44	9.80	30.00	0	0	10.00	5.00	30.00	5.00	0
BE1	07	Sum	P	RS	46.45	11.17	9.30	40.00	0	0.86	44.94	5.10	33.78	1.32	0
CL5	07	Sum	P	RES	39.50	28.59	10.20	80.00	0	1.10	15.00	1.90	12.00	0	0
LU3	07	Sum	P	RES	17.10	37.44	6.80	40.00	0	0.75	37.50	3.00	33.75	0	0
EC2	07	Sum	P	RES	22.70	19.19	3.80	50.00	0	0.40	4.00	0	39.00	12.00	4.60
EC5	07	Sum	P	RES	52.65	21.75	4.30	7.50	0.75	1.15	30.50	4.60	28.00	0	0
CL1	07	Au	R	C	23.90	41.19	9.24	37.50	0	0.22	20.10	0	14.68	0	0
CL2	07	Au	R	C	35.35	40.79	10.87	36.67	0	6.60	45.60	3.85	7.75	0	3.20
CL3	07	Au	R	C	24.15	53.60	8.00	17.75	0	0.70	49.33	0.17	7.80	0	0
BE3	07	Au	R	C	24.15	40.57	8.50	50.00	0	0	55.20	0	22.80	0	0
EC3	07	Au	R	C	34.50	19.16	6.20	20.00	0	0.13	3.90	1.17	7.80	0	0
EC4	07	Au	R	C	57.70	28.67	6.80	5.00	0	0	4.10	4.10	65.60	8.20	0
LU1	07	Au	R	E	31.10	27.76	5.80	30.00	0	0	9.00	1.50	19.50	0	0
BE2	07	Au	R	S	28.30	38.00	11.80	40.00	0	2.50	40.00	0	7.50	0	0
EC1	07	Au	R	S	22.30	34.44	5.10	40.00	0	0.37	5.55	5.18	11.10	14.80	0
CL4	07	Au	R	ES	36.20	39.33	7.80	30.00	0	0	17.50	2.50	29.50	0.50	0
BE1	07	Au	R	RS	14.00	51.33	7.40	70.00	0	4.20	9.80	0	0	0	0
CL5	07	Au	R	RES	28.57	47.52	7.30	92.50	0	2.25	52.50	0	15.25	0	0
LU3	07	Au	R	RES	13.90	43.33	8.60	5.00	0	1.25	17.50	1.00	5.25	0	0
EC2	07	Au	R	RES	17.00	29.20	3.40	90.00	0	0.40	3.60	0	32.00	4.00	0
EC5	07	Au	R	RES	57.70	54.67	5.20	1.00	0	3.50	12.25	3.50	15.75	0	0
CL1	07	Au	P	C	41.30	26.12	8.90	15.50	0	0	48.00	2.00	12.75	2.25	0
CL2	07	Au	P	C	27.35	22.46	11.10	3.00	0	0.18	21.75	2.22	8.85	0	0
CL3	07	Au	P	C	41.65	32.29	8.50	32.50	0	0	34.80	1.20	6.00	0	0
BE3	07	Au	P	C	46.70	25.16	7.60	50.00	0	1.10	15.40	1.10	3.30	1.10	0
EC3	07	Au	P	C	34.23	16.65	5.50	22.50	0	3.63	0	0.72	80.40	2.25	0
EC4	07	Au	P	C	44.20	25.87	6.20	70.00	0	0.18	0	1.62	12.60	3.60	0
LU1	07	Au	P	E	50.19	22.84	5.40	37.50	0	0.45	16.50	6.55	46.50	0	0
LU2	07	Au	P	E	26.73	13.50	5.53	30.00	0	0	8.40	16.72	73.48	0	1.40
LU4	07	Au	P	R	32.18	15.05	7.20	5.00	0	1.00	20.00	10	69.00	0	0
BE2	07	Au	P	S	24.20	14.17	9.70	22.50	0	0.50	22.10	1.40	26.00	0	0
EC1	07	Au	P	S	42.05	11.35	5.10	15.00	0	0.46	0	20.20	4.55	37.80	0
CL4	07	Au	P	ES	46.40	37.33	9.80	40.00	0	0	20.00	2.50	27.50	0	0
BE1	07	Au	P	RS	46.10	9.16	9.30	40.00	0	3.30	19.20	12.60	50.90	0	0
CL5	07	Au	P	RES	42.60	24.47	10.20	87.50	0	1.20	15.50	2.10	11.00	0.20	0
LU3	07	Au	P	RES	19.10	27.12	6.80	40.00	0	0.75	40.50	3.75	30.00	0	0
EC2	07	Au	P	RES	22.14	16.77	3.80	47.50	0	1.60	2.40	0	50	5.00	1.00
EC5	07	Au	P	RES	59.25	28.70	4.30	30.00	0.75	9.00	13.25	5.00	37.00	0	0

## Caractéristiques chimiques (données 2006)

Reach	Season	Structure	Cond	Temp	Oxy	NO2	NO3	NH4	Ntot	PO4	CH	CaCO3	GH	Mg	pH
CL1	Spr	C	503.25	12.83	10.83	0.05	30.00	0.10	6.87	0.45	2.32	232.00	2.95	15.31	7.83
CL2	Spr	C	507.20	13.82	11.44	0.05	20.00	0.10	4.61	0.45	2.68	268.00	3.13	10.81	7.88
CL3	Spr	C	544.00	13.87	9.12	0.05	40.00	0.10	9.13	0.50	2.64	151.00	2.95	7.53	8.10
BE3	Spr	C	650.00	13.50	10.37	0.08	45.00	0.10	10.27	0.15	2.81	281.25	3.26	10.75	7.83
EC3	Spr	C	585.86	16.83	7.47	0.28	20.00	0.35	4.88	0.28	2.28	227.50	2.32	1.09	7.75
EC4	Spr	C	538.12	13.55	9.45	0.35	27.50	0.20	6.48	0.48	2.19	218.50	2.37	4.74	7.75
LU1	Spr	E	603.00	13.28	9.45	0.20	35.00	0.10	8.05	0.25	2.77	277.00	3.30	12.88	7.88
LU2	Spr	E	602.67	12.67	8.70	0.12	27.50	0.10	6.33	0.30	2.64	263.50	2.90	6.50	8.05
LU4	Spr	R	601.00	13.80	9.40	0.07	32.50	0.10	7.44	0.13	2.73	272.50	3.08	8.57	7.50
BE2	Spr	S	614.33	11.97	9.03	0.06	40.00	0.10	9.14	0.10	2.86	285.50	3.48	15.19	8.00
EC1	Spr	S	613.92	11.83	7.50	0.13	20.00	0.10	4.64	0.10	2.01	200.50	2.32	8.02	7.50
CL4	Spr	ES	565.00	14.30	9.10	0.04	32.50	0.10	7.43	0.48	2.81	281.25	3.08	6.44	7.95
BE1	Spr	RS	546.00	14.43	9.97	0.04	40.00	0.10	9.13	0.30	2.77	276.50	3.30	13.00	7.93
CL5	Spr	RES	595.00	14.90	9.25	0.08	30.00	0.10	6.88	0.40	2.81	281.25	3.12	7.47	8.10
LU3	Spr	RES	615.00	13.55	9.55	0.09	32.50	0.10	7.45	0.15	2.73	272.50	3.22	12.30	7.65
EC2	Spr	RES	573.92	16.67	13.17	0.18	17.50	0.10	4.09	0.33	2.01	200.50	2.32	7.65	7.50
EC5	Spr	RES	609.73	16.67	12.50	0.35	27.50	0.15	6.44	0.18	2.37	236.50	2.81	10.87	7.75
CL1	Sum	C	456.61	17.55	8.25	0.07	30.00	0.10	6.88	0.20	2.41	241.00	2.86	10.81	7.50
CL2	Sum	C	456.61	17.34	8.70	0.08	30.00	0.10	6.88	0.23	2.41	241.00	3.03	15.07	7.63
CL3	Sum	C	468.98	19.85	8.58	0.03	30.00	0.10	6.87	0.25	2.32	232.00	2.68	8.75	7.63
BE3	Sum	C	511.00	17.93	8.20	0.13	50.00	0.13	11.44	0.35	2.64	263.50	3.44	19.44	7.63
EC3	Sum	C	435.83	20.20	6.97	0.11	20.00	0.10	4.63	0.33	2.05	205.00	2.77	17.50	7.38
EC4	Sum	C	431.86	19.25	7.45	0.35	20.00	0.35	4.90	0.45	2.23	223.00	2.95	17.37	7.50
LU1	Sum	E	465.24	21.48	7.90	0.09	35.00	0.13	8.03	0.23	2.37	236.50	3.13	18.47	7.75
LU2	Sum	E	465.24	21.37	8.00	0.06	27.50	0.10	6.31	0.45	2.72	272.00	3.22	12.03	7.88
LU4	Sum	R	473.18	24.00	9.60	0.05	27.50	0.10	6.31	0.18	2.59	259.00	3.21	15.07	7.75
BE2	Sum	S	489.99	20.77	7.50	0.07	40.00	0.13	9.16	0.35	2.28	227.50	2.95	16.28	7.75
EC1	Sum	S	435.09	21.70	8.07	0.14	20.00	0.10	4.64	0.33	2.05	205.00	2.68	15.31	7.25
CL4	Sum	ES	468.98	20.40	9.10	0.03	32.50	0.15	7.47	0.35	2.41	241.00	2.86	10.81	7.75
BE1	Sum	RS	481.59	20.27	9.53	0.07	40.00	0.10	9.14	0.35	2.46	245.50	3.53	25.93	7.75
CL5	Sum	RES	464.78	19.00	8.45	0.03	30.00	0.10	6.87	0.20	2.23	223.00	2.86	15.19	7.88
LU3	Sum	RES	456.84	22.95	9.30	0.05	30.00	0.10	6.87	0.18	2.55	254.50	3.22	16.28	7.75
EC2	Sum	RES	419.49	19.67	3.77	0.13	20.00	0.13	4.66	0.23	2.05	205.00	2.68	15.31	7.38
EC5	Sum	RES	464.78	20.30	6.53	0.25	25.00	0.10	5.80	0.35	2.32	232.00	2.77	10.94	7.50
CL1	Au	C	451.25	15.28	6.78	0.06	25.00	0.15	5.78	0.48	2.50	250.00	3.08	14.03	7.63
CL2	Au	C	457.60	15.46	6.38	0.05	30.00	0.10	6.87	0.38	2.50	250.00	3.08	14.03	7.63
CL3	Au	C	457.83	16.17	6.83	0.06	25.00	0.10	5.75	0.25	2.59	259.00	3.21	15.07	7.63
BE3	Au	C	496.67	14.80	6.13	0.07	40.00	0.10	9.14	0.25	2.50	250.00	3.66	28.19	7.63
EC3	Au	C	400.00	14.57	5.27	0.28	25.00	0.48	6.10	0.25	2.41	241.00	2.86	10.81	7.25
EC4	Au	C	475.00	16.10	6.45	0.35	25.00	0.55	6.18	0.60	2.23	223.00	2.81	14.15	7.38
LU1	Au	E	451.75	14.20	6.80	0.10	30.00	0.10	6.89	0.30	2.86	285.75	3.17	7.59	7.75
LU2	Au	E	448.00	14.37	6.37	0.05	25.00	0.10	5.74	0.33	2.81	281.25	3.17	8.69	7.75
LU4	Au	R	470.00	15.10	7.50	0.05	27.50	0.10	6.31	0.33	2.68	268.00	3.26	13.97	7.63
BE2	Au	S	519.00	17.87	6.47	0.04	27.50	0.10	6.30	0.25	2.68	268.00	3.44	18.35	7.88
EC1	Au	S	410.33	14.87	5.17	0.09	20.00	0.10	4.62	0.35	2.14	214.00	2.82	16.40	7.50
CL4	Au	ES	485.00	17.60	7.00	0.05	35.00	0.10	8.00	0.25	2.41	241.00	3.21	19.44	7.63
BE1	Au	RS	478.00	14.90	6.87	0.12	30.00	0.05	6.86	0.20	2.59	259.00	3.35	18.35	7.63
CL5	Au	RES	473.25	17.23	6.30	0.05	27.50	0.10	6.31	0.30	2.32	232.00	3.17	20.53	7.75
LU3	Au	RES	466.00	14.60	7.10	0.13	30.00	0.40	7.13	0.20	2.86	285.75	3.08	5.41	7.75

## Annexes

---

Reach	Season	Structure	Cond	Temp	Oxy	NO2	NO3	NH4	Ntot	PO4	CH	CaCO3	GH	Mg	pH
EC2	Au	RES	425.67	18.53	5.87	0.07	20.00	0.15	4.66	0.40	2.14	214.00	2.68	13.12	7.38
EC5	Au	RES	478.00	15.87	7.60	0.35	27.50	0.18	6.46	0.45	2.23	223.00	3.17	22.72	7.63

## Annexe 14 : Codes et tableaux de données pour les communautés d'oiseaux.

Bird taxa	Codes	Bird taxa	Codes
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	ACRaru	<i>Passer montanus</i>	PASmon
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	ACRsci	<i>Perdix perdix</i>	PER
<i>Aegithalos caudatus</i>	AEG	<i>Phalacrocorax carbo</i>	PHAcar
<i>Alauda arvensis</i>	ALA	<i>Phasianus colchicus</i>	PHAcol
<i>Alcedo atthis</i>	ALC	<i>Phoenicurus ochruros</i>	PHO
<i>Anas platyrhynchos</i>	ANA	<i>Phylloscopus collybita</i>	PHYcol
<i>Apus apus</i>	APU	<i>Pica pica</i>	PICpic
<i>Ardea cinerea</i>	ARD	<i>Picus viridis</i>	PICvir
<i>Branta candensis</i>	BRA	<i>Prunella modularis</i>	PRU
<i>Carduelis cannabina</i>	CARcan	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	PYR
<i>Carduelis carduelis</i>	CARcar	<i>Saxicola torquata</i>	SAX
<i>Carduelis chloris</i>	CARchl	<i>Scolopax rusticola</i>	SCO
<i>Certhia brachydactyla</i>	CER	<i>Sitta europaea</i>	SIT
<i>Columba livia</i>	COLliv	<i>Streptopelia decaocto</i>	STRdec
<i>Columba oenas</i>	COLoen	<i>Streptopelia turtur</i>	STRtur
<i>Columba palumbus</i>	COLpal	<i>Sturnus vulgaris</i>	STU
<i>Corvus corone corone</i>	CORcor	<i>Sylvia atricapilla</i>	SYLatr
<i>Corvus frugilegus</i>	CORfru	<i>Sylvia borin</i>	SYLbor
<i>Cuculus canorus</i>	CUC	<i>Sylvia communis</i>	SYLcom
<i>Delichon urbica</i>	DEL	<i>Troglodytes troglodytes</i>	TRO
<i>Dendrocops major</i>	DENmaj	<i>Turdus iliacus</i>	TURili
<i>Dendrocops medius</i>	DENmed	<i>Turdus merula</i>	TURmer
<i>Dendrocops minor</i>	DENmin	<i>Turdus philomelos</i>	TURphi
<i>Dryocopus martius</i>	DRY	<i>Turdus viscivorus</i>	TURvis
<i>Emberiza citrinella</i>	EMB		
<i>Erithacus rubecula</i>	ERI		
<i>Falco tinnunculus</i>	FAL		
<i>Fringilla coelebs</i>	FRI		
<i>Gallinula chloropus</i>	GAL		
<i>Garrulus glandarius</i>	GAR		
<i>Hippolais polyglotta</i>	HIP		
<i>Hirundo rustica</i>	HIR		
<i>Lanius collurio</i>	LANcol		
<i>Larus argentatus</i>	LARarg		
<i>Larus ridibundus</i>	LARrid		
<i>Locustella naevia</i>	LOC		
<i>Luscinia megarhynchos</i>	LUSmeg		
<i>Miliaria calandra</i>	MIL		
<i>Motacilla alba</i>	MOTalb		
<i>Motacilla cinerea</i>	MOTcin		
<i>Muscicapa striata</i>	MOTima		
<i>Oriolus oriolus</i>	ORI		
<i>Parus caeruleus</i>	PARcae		
<i>Parus major</i>	PARmaj		
<i>Passer domesticus</i>	PASdom		

Annexes

Données récoltées au Printemps 2006

Reach	Structure	ACRaru	ACRsci	AEG	ALA	ALC	ANA	APU	ARD	BRA	CARcan	CARcar	CARchl	CER	COLliv	COLoen	COLpal	CORcor	CUC	DEL
CL1	C	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	1	0
CL2	C	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1
CL3	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	1	0	0
BE3	C	0	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	3	5	1	0
EC3	C	0	0	0	0	0	9	0	0	2	0	0	2	0	0	0	4	0	2	2
EC4	C	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	6	5	0	0
LU1	E	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0
LU2	E	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	6	3	3	0
LU4	R	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	1	0
BE2	S	1	1	3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	3	1	0
EC1	S	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	3	4	0
CL4	ES	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	2	0	5	1	0	0
BE1	RS	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	1	1	0	0	3	2	1	0
LU3	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	7	1	0	0
EC2	RES	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	7	4	0
EC5	RES	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	4	6	0	0

Reach	Structure	DENmaj	DRY	EMB	ERI	FAL	FRI	GAL	GAR	HIP	HIR	LANcol	LARrid	LOC	LUSmeg	MOTalb	MOTcin	MOTima	ORI	PARcae	PARmaj
CL1	C	1	0	1	1	0	8	0	0	1	8	1	0	1	2	1	0	0	0	3	3
CL2	C	0	1	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	5	4
CL3	C	0	0	0	1	0	3	0	1	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	3	6
BE3	C	0	0	2	1	0	1	0	2	3	2	0	2	1	1	0	0	0	2	0	3
EC3	C	1	0	0	2	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	5
EC4	C	0	1	0	1	0	5	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	2
LU1	E	2	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	1	2	0
LU2	E	2	1	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1
LU4	R	0	0	0	2	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5
BE2	S	1	0	1	1	0	3	0	1	1	0	0	1	0	5	0	0	0	1	4	3
EC1	S	3	1	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	4

Annexes

Reach	Structure	DENmaj	DRY	EMB	ERI	FAL	FRI	GAL	GAR	HIP	HIR	LANcol	LARrid	LOC	LUSmeg	MOTalb	MOTcin	MOTima	ORI	PARcae	PARmaj
CL4	ES	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	2
BE1	RS	0	0	0	1	0	5	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	4
LU3	RES	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5
EC2	RES	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	4	1	0	0	0	0	3
EC5	RES	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	5	5

Reach	Structure	PASdom	PASmon	PER	PHAcol	PHO	PHYcol	PICpic	PICvir	PRU	PYR	SAX	SIT	STRdec	STRtur	STU	SYLatr	SYLbor	SYLcom	TRO	
CL1	C	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
CL2	C	1	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
CL3	C	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	6	0	1	4	
BE3	C	0	0	0	3	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	5	2	
EC3	C	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	0	0	0	
EC4	C	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1	3	0	0	2	
LU1	E	0	0	6	3	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	2	
LU2	E	2	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	0	3	
LU4	R	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	
BE2	S	0	0	0	1	0	6	1	0	1	0	0	0	1	4	0	2	0	1	1	
EC1	S	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	7	
CL4	ES	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	
BE1	RS	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	
LU3	RES	1	0	0	5	1	1	0	2	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	5	
EC2	RES	0	0	0	3	0	2	0	2	0	0	0	0	0	1	4	4	0	0	3	
EC5	RES	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	4	1	0	0	2	

Reach	Structure	TURmer	TURphi	TURvis		Reach	Structure	TURmer	TURphi	TURvis		Reach	Structure	TURmer	TURphi	TURvis
CL1	C	4	0	1		LU1	E	2	0	0		BE1	RS	2	0	1
CL2	C	4	1	1		LU2	E	6	0	1		LU3	RES	5	1	0
CL3	C	5	0	0		LU4	R	4	0	0		EC2	RES	5	0	0
BE3	C	2	0	0		BE2	S	4	0	0		EC5	RES	4	0	0
EC3	C	3	0	1		EC1	S	4	2	0						
EC4	C	6	0	0		CL4	ES	16	2	0						

**Annexe 15** : Codes et tableaux de données pour les communautés végétales aquatiques.

Plant Taxa	Codes	Plant taxa	Codes
<b>Macroalgae</b>		<b>Vascular plants</b>	
<i>Batrachospermum</i> sp. Roth	BAT	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	BER
<i>Cladophora</i> sp. Kützing	CLA	<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	CALo
<i>Diatoma</i> sp. Bory de St Vincent	DIA	<i>Callitriche platycarpa</i> Kützing	CALp
<i>Hildenbrandia rivularis</i> (Liebm.) J.Agardh	HIL	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	CALs
<i>Melosira</i> sp. C. Agardh	MEL	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	CER
<i>Microspora</i> sp. Thuret	MIC	<i>Elodea canadensis</i> Michx	ELO
<i>Nitella</i> sp.	NIT	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	GLYf
<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher	OSC	<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	GRO
<i>Phormidium</i> sp. Kützing	PHO	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) Lag.	HEL
<i>Spirogyra</i> sp. Link	SPI	<i>Lemna minor</i> L.	LEMm
<i>Vaucheria</i> sp. de Candolle	VAU	<i>Lemna minuscula</i> L.	LEMi
		<i>Lemna trisulca</i> L.	LEMt
		<i>Mentha aquatica</i> L.	MEN
		<i>Myosotis</i> gr. <i>Palustris</i> L.	MYO
		<i>Nasturtium officinale</i> sl R. Br.	NAS
		<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	NUP
		<i>Phalaris arundinacea</i> L.	PHA
		<i>Potamogeton crispus</i> L.	POTc
		<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & Koch	POTo
		<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	POTp
		<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	POTf
		<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	RAN
		<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	ROR
		<i>Sparganium emersum</i> Rehmann	SPA
		<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	VERa
		<i>Veronica beccabunga</i> L.	VERb
		<i>Zannichellia palustris</i> L.	ZAN
<b>Bryophytes</b>			
<i>Amblystegium fluviatile</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBf		
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) B., S. & G.	AMBr		
<i>Brachytecium rivulare</i> B., S. & G.	BRA		
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	CIN		
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	CRA		
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex B., S. & G.	FISc		
<i>Fissidens rufulus</i> B., S. & G.	FISr		
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	FON		
<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Lindb.	LUN		
<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks) Dumort.	PEL		
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	RHY		
<i>Riccardia chamaedryfolia</i> (With.) Grolle	RIC		

## Données récoltées au Printemps, Eté, Automne 2006 et 2007

Reach	Year	Season	Facies	Structure	AGR	AMBf	AMBr	BAT	BER	BID	BRA	CALo	CALp	CALs	CAH	CAR
CL1	06	Spr	R	C	0	0	0.35	0	3.50	0	0	0.70	0	0	0	0
CL2	06	Spr	R	C	0.67	0	0.34	0	0.67	0	0.34	0.34	0	0	0	0
CL3	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0	0	0.59	0
BE3	06	Spr	R	C	0.08	0	0.40	0.01	24.00	0	0	8.00	0.08	0	0	0
EC3	06	Spr	R	C	0	0	0.07	0	3.90	0	0	0.26	0	0	0	0
EC4	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0.08	0	0	12.30	0	4.10	0	0
LU1	06	Spr	R	E	0	0	0	0	0.03	0	0	1.50	0	0	0	0
BE2	06	Spr	R	S	0	0	0.05	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC1	06	Spr	R	S	0	0	0	0.19	0.37	0	0	0.37	0	0.04	0	0.04
CL4	06	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
BE1	06	Spr	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.01	0.14	0	0	0	0
CL5	06	Spr	R	RES	0.35	1.40	0	0	0.70	0	0	3.50	0	0	0	0
LU3	06	Spr	R	RES	0.03	0	0	0	0	0	0	0.13	0.03	0	0	0
EC2	06	Spr	R	RES	0.04	0	0.04	0	0	0	0	20.00	0	0	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0
CL1	06	Spr	P	C	0	0	0	0	9.75	0	0	0.65	0	0	0	0
CL2	06	Spr	P	C	0.03	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0	0	0
CL3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0.04	0	0	0
BE3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.20	0	0	0	0
EC3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	4.35	0	0	8.70	0	8.70	0	0
EC4	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.90	0	0	0	0
LU1	06	Spr	P	E	0	0	0.07	0	0.07	0	0	0.70	0	0	0	0
LU2	06	Spr	P	E	0	0	0.01	0	0	0	0	2.34	0.39	0	0	0
LU4	06	Spr	P	R	0	0	0	0	0	0	0	2.00	0.10	0	0	0
BE2	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Spr	P	S	0.06	0	0	0	0.32	0	0	1.26	0	0	0	0.06
CL4	06	Spr	P	ES	0.05	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0
BE1	06	Spr	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	12.90	0	0	0	0
CL5	06	Spr	P	RES	0.03	0.06	0	0	0.30	0	0	0.30	0	0	0	0
LU3	06	Spr	P	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	7.50	0	0	0	0
EC2	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	3.00	0	0	0	0
EC5	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0.07	0	0	1.30	0	0	0	0
CL1	06	Sum	R	C	0	0	0.18	0	1.75	0	0	1.75	0	0	0	0
CL2	06	Sum	R	C	0.34	0	0.07	0	6.70	0	0.34	3.35	0	0	0	0
CL3	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0
BE3	06	Sum	R	C	0	0	0.07	0	5.20	0	0	0.13	0	0	0	0
EC3	06	Sum	R	C	0	0	0.82	0	0.41	0	0	12.30	0	0.82	0	0
EC4	06	Sum	R	C	0	0	0.80	0	24.00	0	0	8.00	0.08	0	0	0
LU1	06	Sum	R	E	0	0	0.03	0	0	0	0	1.50	0	0	0	0
BE2	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC1	06	Sum	R	S	0.04	0	0	0	7.40	0	0	0.04	0	0	0	0.04
CL4	06	Sum	R	ES	0.05	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
BE1	06	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.01	0.07	0	0	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	0	0.07	0	0	3.50	0	0	14.00	0	0	0	0
LU3	06	Sum	R	RES	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Sum	R	RES	0.04	0	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0
EC5	06	Sum	R	RES	0	0	0.35	0	0	0	0	0.35	0	0	0	0
CL1	06	Sum	P	C	0	0	0	0	6.50	0	0	0.65	0	0	0	0
CL2	06	Sum	P	C	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	AGR	AMBf	AMBr	BAT	BER	BID	BRA	CALo	CALp	CALs	CAH	CAR
CL3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.10	0	0	0	0
EC3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	8.70	0	0	17.40	0	0.87	0	0
EC4	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.90	0	0	0	0
LU1	06	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0
LU2	06	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0.41	0	0.10	0	0
LU4	06	Sum	P	R	0.01	0	0	0	0	0	0	3.00	0	0	0	0
BE2	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
EC1	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0.32	0	0	0.01	0	0	0	0
CL4	06	Sum	P	ES	0.05	0	0	0	0	0	0	1.00	0	0	0	0
BE1	06	Sum	P	RS	0	0	0	0	0.86	0	0	17.20	0	0	0	0
CL5	06	Sum	P	RES	0	0.06	0	0	0.30	0	0	0.90	0	0	0	0
LU3	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	22.50	0	0	0	0
EC2	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0
EC5	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0.33	0	0	1.95	0	0	0	0
CL1	06	Au	R	C	0	0	0.04	0	1.75	0	0	0.70	0	0	0	0
CL2	06	Au	R	C	0.07	0	1.34	0	0.67	0	0.34	1.34	0	0	0	0
CL3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0
BE3	06	Au	R	C	0.08	0	0	0	16.00	0	0	4.00	0	0	0	0
EC3	06	Au	R	C	0	0	0.13	0	5.20	0	0	0.13	0	0	0	0
EC4	06	Au	R	C	0	0	0.08	0	0.82	0	0	16.40	0	0.82	0	0.08
LU1	06	Au	R	E	0	0	0.03	0	0	0	0	1.50	0	0	0	0
BE2	06	Au	R	S	0	0	0.25	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC1	06	Au	R	S	0.37	0	0	0	14.80	0	0	0.37	0	0	0	0.04
CL4	06	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0
BE1	06	Au	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0	0
CL5	06	Au	R	RES	0.01	0.70	0	0	3.50	0	0	7.00	0	0	0	0
LU3	06	Au	R	RES	0.25	0	0	0	0	0	0	0.13	0	0	0	0
EC2	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0.20	0	0	4.00	0	0	0	0
EC5	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0
CL1	06	Au	P	C	0	0	0	0	6.50	0	0	0.07	0	0	0	0
CL2	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0	0	0
CL3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	P	C	0.02	0	0	0	0.02	0	0	0.02	0	0	0	0
EC3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	13.05	0	0.87	0	0
EC4	06	Au	P	C	0	0	0	0	0.02	0	0	1.80	0	0.02	0	0.02
LU1	06	Au	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0
LU2	06	Au	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0.78	0.08	0	0	0.10
LU4	06	Au	P	R	0.10	0	0	0	0	0	0	0.10	0	0	0	0
BE2	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0
EC1	06	Au	P	S	0.32	0	0	0	3.15	0	0	3.15	0	0	0	0
CL4	06	Au	P	ES	0.01	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
BE1	06	Au	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	8.60	0	0	0	0
CL5	06	Au	P	RES	0	0.03	0	0	0.03	0.03	0	0.03	0	0	0	0
LU3	06	Au	P	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	7.50	0	0	0	0
EC2	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.60	0	0	0	0
EC5	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0
CL1	07	Spr	R	C	0	0	0	0	3.50	0	0	1.75	0	0	0	0
CL2	07	Spr	R	C	0.67	0	3.35	0	0	0	0	0.67	0	0	0	0
CL3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	16.00	0	0	4.00	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	AGR	AMBf	AMBr	BAT	BER	BID	BRA	CALo	CALp	CALs	CAH	CAR
EC3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0.39	0	0	0.65	0	0	0	0
EC4	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	12.30	0	0	0	0
LU1	07	Spr	R	E	0	0	0.15	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0
BE2	07	Spr	R	S	0	0	1.50	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC1	07	Spr	R	S	0	0	0	0.37	3.70	0	0	4.44	0	0	0	0
CL4	07	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
BE1	07	Spr	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0.14	0	0	0	0
CL5	07	Spr	R	RES	0	0.35	0	0	0.70	0	0	3.50	0	0	0	0
LU3	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
EC2	07	Spr	R	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	16.00	0	0	0	0
EC5	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0
CL1	07	Spr	P	C	0	0	0	0	9.75	0	0	0.65	0	0	0	0
CL2	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0	0	0
CL3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
BE3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0.02	0	0	0.20	0	0	0	0
EC3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0.44	0	0	8.70	0	0.87	0	0
EC4	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	2.70	0	0	0	0
LU1	07	Spr	P	E	0	0	0.35	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0
LU2	07	Spr	P	E	0	0	0	0	0	0	0	1.56	0	0	0	0
LU4	07	Spr	P	R	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
BE2	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05
EC1	07	Spr	P	S	0	0	0	0.06	3.15	0	0	0.63	0	0	0	0
CL4	07	Spr	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0
BE1	07	Spr	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	12.90	0	0	0	0
CL5	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0.03	0	0	0.30	0	0	0	0
LU3	07	Spr	P	RES	0	0	0.08	0	0	0	0	7.50	0	0	0	0
EC2	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	6.40	0	0	0	0.80
EC5	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	1.95	0	0	0	0
CL1	07	Sum	R	C	0	0	0	0	5.25	0	0	1.75	0	0	0	0
CL2	07	Sum	R	C	0.34	0	2.01	0	0.34	0	0	1.34	0	0	0	0
CL3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	12.00	0	0	4.00	0	0	0	0
EC3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0.65	0	0	0.26	0	0	0	0
EC4	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	4.10	0	0	0	0
LU1	07	Sum	R	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE2	07	Sum	R	S	0	0	0.25	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
EC1	07	Sum	R	S	0	0	0	0.19	7.40	0	0	1.11	0	0	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0
CL5	07	Sum	R	RES	0	0.07	0	0	2.10	0	0	3.50	0	0	0	0
LU3	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	1.00	0	0	0	0
EC2	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	4.00	0	0	0	0
EC5	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.18	0	0	0	0
CL1	07	Sum	P	C	0	0	0	0	3.25	0	0	0.65	0	0	0	0
CL2	07	Sum	P	C	0	0	0.17	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0
CL3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.60	0	0	0	0
EC3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0.87	0	0	6.09	0	0	0	0
EC4	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0.18	0	0	0.54	0	0	0	0
LU1	07	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	1.40	0	0	0	0
LU2	07	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	1.67	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	AGR	AMBf	AMBr	BAT	BER	BID	BRA	CALo	CALp	CALs	CAH	CAR
LU4	07	Sum	P	R	0.10	0	0	0	0	0	0	1.00	0	0	0	0
BE2	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Sum	P	S	0	0	0	0.32	6.30	0	0	3.15	0	0	0	0
CL4	07	Sum	P	ES	0.05	0	0	0	0	0	0	1.00	0	0	0	0
BE1	07	Sum	P	RS	0	0	0	0.43	0	0	0	8.60	0	0	0	0
CL5	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.60	0	0	0	0
LU3	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	1.50	0	0	0	0
EC2	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	2.40	0	0	0	0
EC5	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.65	0	0	0	0
CL1	07	Au	R	C	0	0	0.04	0	1.75	0	0	0.70	0	0	0	0
CL2	07	Au	R	C	0.34	0	0	0	0	0	0	0.67	0	0	0	0
CL3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	R	C	0.40	0	0.40	0	3.20	0	0	5.60	0	0	0	0
EC3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0.39	0	0	0.26	0	0	0	0
EC4	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	4.10	0	0	0	0
LU1	07	Au	R	E	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0	0	0
BE2	07	Au	R	S	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	R	S	0	0	0	0	5.55	0	0	0.74	0	0	0	0
CL4	07	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0
BE1	07	Au	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0
CL5	07	Au	R	RES	0	0.35	0	0	2.10	0	0	1.40	0	0	0	0
LU3	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
EC2	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	2.80	0	0	0	0
EC5	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	P	C	0	0	0	0	3.25	0	0	0.33	0	0	0	0
CL2	07	Au	P	C	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0.02	0	0	0.60	0	0	0	0
EC3	07	Au	P	C	0	0	0.07	0.07	0.87	0	0	6.09	0	0	0	0
EC4	07	Au	P	C	0	0	0	0	0.36	0	0	0.36	0	0	0	0
LU1	07	Au	P	E	0	0	0.35	0	0	0	0	0.35	0	0	0	0
LU2	07	Au	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0.89	0	0	0	0
LU4	07	Au	P	R	0.50	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
BE2	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	P	S	0	0	0	0	6.30	0	0	1.89	0	0	0	0
CL4	07	Au	P	ES	0.25	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
BE1	07	Au	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	8.60	0	0	0	0
CL5	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0.15	0	0	0.60	0	0	0	0
LU3	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	7.50	0	0	0	0
EC2	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0
EC5	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	CER	CIN	CLA	CRA	DIA	ELO	EQU	FISc	FISr	FON	GAL	GLE
CL1	06	Spr	R	C	0	0	3.50	0	0.35	0	0	0	0	0.35	0	0
CL2	06	Spr	R	C	0	0	1.01	0	0.01	0.67	0	0	0	0.07	0.01	0
CL3	06	Spr	R	C	0	0	1.77	0.59	0	0	0	0.06	0	1.77	0	0
BE3	06	Spr	R	C	0	0	8.00	0	0	0.01	0	0	0	0.80	0	0
EC3	06	Spr	R	C	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	R	C	0	0	0.82	0	0	2.46	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Spr	R	E	0	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0.30	0	0
BE2	06	Spr	R	S	0	0	2.50	0	0.50	0	0	0	0.25	1.00	0	0
EC1	06	Spr	R	S	0	0	0.19	0	0	7.40	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Spr	R	RS	0	0	1.68	0	0	0	0	0	0	0.14	0	0
CL5	06	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0	1.40	0	0
LU3	06	Spr	R	RES	0	0	1.25	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0
EC2	06	Spr	R	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	0	0	0.35	0	0	0	0	0.18	0	0	0	0
CL1	06	Spr	P	C	0	0	2.60	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	P	C	0	0	0.17	0	0	0.33	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Spr	P	C	0	0	0.20	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0
EC3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	2.61	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	P	C	0	0	0.09	0	0	0.18	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Spr	P	E	0	0	0.07	0	0	0	0	0.07	0	0.70	0.01	0
LU2	06	Spr	P	E	0	0	0.10	0	0	0	0	0	0	5.57	0.01	0.01
LU4	06	Spr	P	R	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0
BE2	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0	3.15	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Spr	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
BE1	06	Spr	P	RS	0	0	5.16	0	0	0.09	0	0	0	0	0.01	0
CL5	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0.03	0	0
LU3	06	Spr	P	RES	0	0	0.75	0	0	0	0	0.38	0	3.75	0	0
EC2	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0.06	0.01	0	0	0	0	0
EC5	06	Spr	P	RES	0	0	0.65	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	R	C	0	0	0.35	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
CL2	06	Sum	R	C	0	0	0.67	0	0	0	0	0	0	0.67	0.07	0
CL3	06	Sum	R	C	0	0	1.18	0.06	0	0	0	0.59	0	0.59	0	0
BE3	06	Sum	R	C	0	0	0.01	0	0	0.13	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	R	C	0.82	0	0.82	0	0	16.40	0	0	0	0	0.01	0
EC4	06	Sum	R	C	0	0	8.00	0	0	0	0	0	0	2.00	0.01	0
LU1	06	Sum	R	E	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0.90	0	0
BE2	06	Sum	R	S	0	0	0.05	0	0.01	0	0	0.05	0	0.50	0	0
EC1	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	14.80	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	R	RS	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0	0.14	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	0	0.70	0.07	0	0	0	0	0.07	0	0.70	0	0
LU3	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.18	0	0	0	0
CL1	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	P	C	0	0	0.04	0.01	0	0	0	0.04	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	CER	CIN	CLA	CRA	DIA	ELO	EQU	FISc	FISr	FON	GAL	GLE
BE3	06	Sum	P	C	0	0	0.20	0	0	0	0	0	0	0.20	0	0
EC3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	17.40	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Sum	P	C	0	0	0.02	0	0	1.80	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.70	0	0
LU2	06	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23.62	0	0
LU4	06	Sum	P	R	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0	3.00	0	0
BE2	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	31.50	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0
BE1	06	Sum	P	RS	0	0	8.60	0	0	0.09	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Sum	P	RES	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0
LU3	06	Sum	P	RES	0	0	1.50	0	0	0	0	0.38	0	0.75	0	0
EC2	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Sum	P	RES	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	R	C	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0.04	0	0.04
CL2	06	Au	R	C	0	0	0.67	0	0	0	0	0	0	1.34	0	0.34
CL3	06	Au	R	C	0	0	0.59	0.06	0	0	0	1.77	0	0.59	0	0
BE3	06	Au	R	C	0	0	0.80	0	0	0.01	0	0	0	0.80	0	0
EC3	06	Au	R	C	0	0	0.01	0	0	0.13	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	R	C	0	0	0.82	0	0	12.30	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Au	R	E	0	0	0.30	0	0	0	0	0.30	0	0.60	0.03	0
BE2	06	Au	R	S	0	0	10.00	0	0	0	0	0.05	0	2.50	0.05	0
EC1	06	Au	R	S	0	0	0.19	0	0	7.40	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Au	R	RS	0	0	0.14	0	0	0	0	0	0	0.14	0	0
CL5	06	Au	R	RES	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0	1.40	0	0
LU3	06	Au	R	RES	0	0	0.13	0	0	0	0	0.03	0	0.13	0	0
EC2	06	Au	R	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Au	R	RES	0	0	0.35	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0
CL2	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0.17
CL3	06	Au	P	C	0	0	0.04	0.01	0	0	0	0.04	0	0.04	0	0
BE3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0
EC3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	4.35	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	P	C	0	0	0.18	0	0	0.90	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Au	P	E	0	0	0.07	0	0	0	0	0.35	0	0.35	0	0
LU2	06	Au	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15.82	0	0
LU4	06	Au	P	R	0	0	0.50	0	0	0	0	0.10	0	1.00	0	0
BE2	06	Au	P	S	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	12.60	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0
BE1	06	Au	P	RS	0	0	0	0	0	0.09	0	0	0	0	0.01	0
CL5	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0
LU3	06	Au	P	RES	0	0	0.75	0	0	0	0	0.38	0	0.75	0	0
EC2	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Au	P	RES	0	0	0.33	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	R	C	0	0	0.35	0	0	0	0	0	0	0	0.18	0
CL2	07	Spr	R	C	0	0	0.34	0	0	0	0	0	0	1.34	0.34	0
CL3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0.30	0	2.95	0	0
BE3	07	Spr	R	C	0	0	12.00	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0
EC3	07	Spr	R	C	0	0	0.26	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	CER	CIN	CLA	CRA	DIA	ELO	EQU	FISc	FISr	FON	GAL	GLE
EC4	07	Spr	R	C	0	0	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0.41	0
LU1	07	Spr	R	E	0	0	0.60	0	0	0	0	0.15	0	0.60	0	0
BE2	07	Spr	R	S	0	0	0.05	0	0	0	0	0.05	0	0.50	0.50	0
EC1	07	Spr	R	S	0	0	0	0	0	4.44	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0
BE1	07	Spr	R	RS	0	0	0.14	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
CL5	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.70	0.07	0
LU3	07	Spr	R	RES	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0.13	0	0
EC2	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0.20	0	0	0	0.04	0
EC5	07	Spr	R	RES	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0.18	0	0	0
CL1	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0
CL2	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0.03	0
CL3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	P	C	0	0	2.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Spr	P	C	0	0	2.61	0	0	0	0	0	0	0	0.44	0
EC4	07	Spr	P	C	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Spr	P	E	0	0	1.40	0	0	0	0	0.07	0	3.50	0.07	0
LU2	07	Spr	P	E	0	0	0.08	0	0	0	0	0	0	1.67	0.02	0
LU4	07	Spr	P	R	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0	2.00	0.50	0
BE2	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	18.90	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Spr	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.05	0
BE1	07	Spr	P	RS	0	0	0	0	0	0.86	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0.15	0.15	0
LU3	07	Spr	P	RES	0	0	0.75	0	0	0	0	0.38	0	1.50	0	0
EC2	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0.40	0	0	0	0	0
EC5	07	Spr	P	RES	0	0	0.65	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0
CL1	07	Sum	R	C	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Sum	R	C	0	0	0.67	0	0	0	0	0	0	1.34	0	0
CL3	07	Sum	R	C	0	0	2.95	0	0	0	0	0	0	1.77	0	0
BE3	07	Sum	R	C	0	0	20.00	0	0	0	0	0	0	1.60	0	0
EC3	07	Sum	R	C	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	R	C	0	0	0.08	0	0	0.82	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Sum	R	E	0	0	0.30	0	0	0	0	0.15	0	0.60	0	0
BE2	07	Sum	R	S	0	0	5.00	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0
EC1	07	Sum	R	S	0	0	0	0	0	14.80	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0
BE1	07	Sum	R	RS	0	0	1.40	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0
CL5	07	Sum	R	RES	0	0.70	0.35	0	0	0	0	0.35	0	3.50	0	0
LU3	07	Sum	R	RES	0	0	1.25	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0
EC2	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	07	Sum	R	RES	0	0	0.18	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Sum	P	C	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0
CL3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.82	0	0
BE3	07	Sum	P	C	0	0	4.00	0	0	0	0	0	0	0.10	0	0
EC3	07	Sum	P	C	0	0	0.09	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Sum	P	E	0	0	0.35	0	0	0	0	0.07	0	3.50	0	0
LU2	07	Sum	P	E	0	0	0.39	0	0	0	0	0.39	0	6.12	0	0
LU4	07	Sum	P	R	0	0	1.00	0	0	0	0	0.10	0	1.00	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	CER	CIN	CLA	CRA	DIA	ELO	EQU	FISc	FISr	FON	GAL	GLE
BE2	07	Sum	P	S	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	37.80	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Sum	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0
BE1	07	Sum	P	RS	0	0	4.30	0	0	0.86	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.50	0	0
LU3	07	Sum	P	RES	0	0	3.75	0	0	0	0	0.38	0	1.50	0	0
EC2	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0	0	0
EC5	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	R	C	0	0	0.35	0	0	0	0	0	0	0.18	0	0
CL2	07	Au	R	C	0	0	0.34	0	0	0.34	0	0	0	0.67	0	0
CL3	07	Au	R	C	0	0	1.18	0	0	0	0	0.59	0	1.77	0	0
BE3	07	Au	R	C	0	0	4.00	0	0	0	0	0	0	1.60	0	0
EC3	07	Au	R	C	0	0	0.13	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
EC4	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0.41	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	R	E	0	0	0.15	0	0	0	0	0.30	0	2.10	0	0
BE2	07	Au	R	S	0	0	1.00	0	0	0	0	0.05	0	1.00	0	0
EC1	07	Au	R	S	0	0	0	0	0	3.70	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.50	0	0
BE1	07	Au	R	RS	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0	0.28	0	0
CL5	07	Au	R	RES	0	0	0.70	0	0	0	0	0.07	0	1.40	0.07	0
LU3	07	Au	R	RES	0	0	0.25	0	0	0	0	0.03	0	0.13	0	0
EC2	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	07	Au	R	RES	0.04	0	0.70	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0
CL2	07	Au	P	C	0	0	0.03	0	0	0.03	0	0	0	0.17	0.03	0
CL3	07	Au	P	C	0	0	0.41	0	0	0	0	0	0	0.41	0	0
BE3	07	Au	P	C	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0	0.60	0	0
EC3	07	Au	P	C	0	0	0.09	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0.18	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0	10.50	0	0
LU2	07	Au	P	E	0	0	0.78	0	0	0	0	0.08	0	1.67	0	0
LU4	07	Au	P	R	0	0	1.00	0	0	0	0	0.50	0	0.50	0	0
BE2	07	Au	P	S	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	12.60	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Au	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00	0	0
BE1	07	Au	P	RS	0	0	4.30	0	0	0.86	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Au	P	RES	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0.30	0	0
LU3	07	Au	P	RES	0	0	2.25	0	0	0	0	0.08	0	0.38	0	0
EC2	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	07	Au	P	RES	0.65	0	1.95	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	GLYf	GRO	HEL	HIL	IRI	LEMm	LEMi	LEMt	LUN	LYC	MEL	MEN
CL1	06	Spr	R	C	0	0	7.00	0.35	0	0	0	0	0	0	0.04	0
CL2	06	Spr	R	C	0.07	0	10.05	2.01	0	0.01	0	0	0	0.01	0.07	0
CL3	06	Spr	R	C	0	0	14.75	1.77	0	0	0	0	0	0	0.06	0
BE3	06	Spr	R	C	0	0	0.80	4.00	0	0.08	0	0.08	0	0	0.80	0
EC3	06	Spr	R	C	0	0	0.65	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	R	C	0	0	1.64	0	0.82	0	0	0	0	0	0.08	0.08
LU1	06	Spr	R	E	0	0	0.90	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0
BE2	06	Spr	R	S	0	0	0.50	0	0.05	0	0	0	0	0	0.50	0.01
EC1	06	Spr	R	S	0	0	0.04	0	0	0.04	0.04	0	0	0	0.04	0
CL4	06	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Spr	R	RS	0	0	0.07	0.14	0	0	0	0	0	0	0.01	0
CL5	06	Spr	R	RES	0.07	0	24.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07
LU3	06	Spr	R	RES	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0.03	0
EC2	06	Spr	R	RES	0	0	2.00	0	0.40	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	0	0	0	0.18	0	0.18	0.18	0	0	0	0	0
CL1	06	Spr	P	C	0	0	0.65	0	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0
CL2	06	Spr	P	C	0	0	1.65	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Spr	P	C	0	0	0.41	0	0	0.04	0	0	0	0.04	0	0
BE3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Spr	P	C	0	0	0	0.44	0	0.09	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0.09	0.09	0	0	0	0	0
LU1	06	Spr	P	E	0	0	0.07	0	0	0.35	0	0	0	0	0	0
LU2	06	Spr	P	E	0	0	0	0	1.00	0.03	0	0	0	0	0	0.01
LU4	06	Spr	P	R	0	0	0	0	0	0.10	0	0	0	0	0	0
BE2	06	Spr	P	S	0	0	1.00	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0.01	0.32	0.32	0	0	0	0.06	0
CL4	06	Spr	P	ES	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Spr	P	RS	0	0	4.30	0	0.09	0.09	0	0	0	0.09	0	0
CL5	06	Spr	P	RES	0	0	1.50	0	0	0	0	0	0.18	0	0.03	0
LU3	06	Spr	P	RES	0	0	0.38	0	0.08	0.01	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0.06	0.06	0	0	0	0.06	0
EC5	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0.33	0.33	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	R	C	0	0	10.50	1.75	0	0.35	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	R	C	0	0	20.10	3.35	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	R	C	0	0	11.80	1.77	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Sum	R	C	0	0	0.13	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	R	C	0	0.41	0.41	0	1.64	0.41	0.82	0	0	0	0	0.41
EC4	06	Sum	R	C	0	0	4.00	8.00	0	0.40	0	0.08	0	0	0.08	0
LU1	06	Sum	R	E	0	0	1.50	0	0.03	0	0	0	0	0.03	0	0.15
BE2	06	Sum	R	S	0	0	2.50	0	0.50	0.01	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Sum	R	S	0	0	1.85	0	0	1.85	7.40	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	R	RS	0	0	0.07	0.14	0	0.01	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	0	0	21.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07
LU3	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Sum	R	RES	0	0	0.40	0	0.20	0.04	0.20	0	0	0	0	0.20
EC5	06	Sum	R	RES	0	0	0	0.18	0	0.04	0.18	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	P	C	0	0	13.00	0.65	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	P	C	0	0	3.30	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	P	C	0	0	0.41	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	GLYf	GRO	HEL	HIL	IRI	LEMm	LEMi	LEMt	LUN	LYC	MEL	MEN
BE3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	P	C	0	0	0.87	0	0	0.44	0.87	0	0	0	0	0
EC4	06	Sum	P	C	0	0.90	0.09	0	0.09	0.02	0.18	0	0	0	0	0
LU1	06	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
LU2	06	Sum	P	E	0	0	0	0	1.00	4.12	0	0	0	0.01	0	0
LU4	06	Sum	P	R	0	0	0.01	0	0.10	0.10	0	0	0	0	0	0
BE2	06	Sum	P	S	0	0	5.00	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Sum	P	S	0	0	0.06	0	0	0.63	12.60	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	P	ES	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	P	RS	0	0	17.20	0	0	8.60	0	0	0	0.01	0	0
CL5	06	Sum	P	RES	0	0	1.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU3	06	Sum	P	RES	0	0	3.75	0	0.08	0.75	0	0	0	0	0	0.38
EC2	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0.06	0.30	0.60	0	0	0	0	0
EC5	06	Sum	P	RES	0	0	0	0.01	0	0.33	0.65	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	R	C	0	0	7.00	0.70	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	R	C	0.01	0	13.40	6.70	0	0	0	0	0	0.34	0	0
CL3	06	Au	R	C	0	0	11.80	1.18	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	R	C	0	0	0.40	4.00	0	0.40	0	0.08	0	0.40	0	0
EC3	06	Au	R	C	0	0	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	R	C	0	0	0.01	0	0.82	0.08	0.41	0	0	0	0	0.41
LU1	06	Au	R	E	0	0	1.50	0	0.15	0.03	0	0	0	0.30	0	0.15
BE2	06	Au	R	S	0	0	5.00	0	0	0.05	0	0	0	0.25	0	0
EC1	06	Au	R	S	0	0	0	0	0	0.04	0.37	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	R	ES	0	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Au	R	RS	0	0	0.01	0.70	0	0.01	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Au	R	RES	0	0	28.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0.35
LU3	06	Au	R	RES	0	0	1.25	0.03	0.03	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Au	R	RES	0	0	0.20	0	0.04	0	0.04	0	0	0	0.20	0.04
EC5	06	Au	R	RES	0	0	0	0.04	0	0.04	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	P	C	0	0	3.25	0.65	0	0.01	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	P	C	0	0	1.65	1.65	0	0.03	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Au	P	C	0	0	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Au	P	C	0	0	8.70	0	0	0.44	0.87	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0.02	0.09	0	0	0	0	0.02
LU1	06	Au	P	E	0	0	0.07	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0
LU2	06	Au	P	E	0	0	0	0	1.00	0.10	0	0	0	0	0	0.10
LU4	06	Au	P	R	0	0	0.10	0	0	0.10	0	0	0	0	0	0.10
BE2	06	Au	P	S	0	0	10.00	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Au	P	S	0	0	0	0	0.06	0.32	1.26	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	P	ES	0	0	0.05	0	0	0.05	0	0	0	0.50	0	0
BE1	06	Au	P	RS	0	0	17.20	0	0.09	1.72	0	0	0	0.43	0	0
CL5	06	Au	P	RES	0	0	3.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03
LU3	06	Au	P	RES	0	0	0.75	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0.06	0.01	0.06	0	0	0	0	0
EC5	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0.33	0.07	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	R	C	0	0	14.00	1.75	0.04	0	0	0	0	0	0.04	0
CL2	07	Spr	R	C	0	0	20.10	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
CL3	07	Spr	R	C	0	0	17.10	5.90	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	R	C	0	0	4.00	4.00	0	0.08	0	0	0	0	0.08	0
EC3	07	Spr	R	C	0	0	0	0.65	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	GLYf	GRO	HEL	HIL	IRI	LEMm	LEMi	LEMt	LUN	LYC	MEL	MEN
LU1	07	Spr	R	E	0	0	0.03	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0
BE2	07	Spr	R	S	0	0	3.50	0	1.00	0	0	0	0	0.50	0	0
EC1	07	Spr	R	S	0	0	0.04	0	0.04	0.19	0.37	0	0	0	0	0
CL4	07	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Spr	R	RS	0	0	0.14	0.07	0.01	0	0	0	0	0.01	0	0
CL5	07	Spr	R	RES	0	0	14.00	0	0	0	0	0	0	0.35	0.07	0.35
LU3	07	Spr	R	RES	0	0	0.25	0.13	0.13	0	0	0	0	0	0.13	0
EC2	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0.20	0.20	0.40	0	0	0	0	0
EC5	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0.04	0.18	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	P	C	0	0	13.00	0.65	0.07	0	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Spr	P	C	0	0	4.95	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Spr	P	C	0	0	4.10	1.23	0	0.04	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	P	C	0	0	0.20	0.20	0.02	0	0	0	0	0.02	0	0
EC3	07	Spr	P	C	0	0	0.01	0.87	0.44	0.87	0.87	0	0	0	0	0
EC4	07	Spr	P	C	0	0	0.09	0	0	0.09	0.18	0	0	0	0	0.02
LU1	07	Spr	P	E	0	0	0.07	0	0.35	0.07	0	0	0	0.07	0	0
LU2	07	Spr	P	E	0	0	0.08	0	1.78	0.10	0	0	0	0.41	0	0
LU4	07	Spr	P	R	0	0	0.10	0	0	0.10	0	0	0	0.10	0	0
BE2	07	Spr	P	S	0	0	5.00	0	0	0.01	0.01	0	0	0.05	0	0
EC1	07	Spr	P	S	0	0	0.01	0	0.06	0.32	0.63	0	0	0	0	0
CL4	07	Spr	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Spr	P	RS	0	0	4.30	0	0.43	0.01	0.01	0	0	0.43	0	0
CL5	07	Spr	P	RES	0	0	1.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03
LU3	07	Spr	P	RES	0	0	0.38	0	0.38	0	0	0	0	0.08	0	0
EC2	07	Spr	P	RES	0	0	0.40	0	0	0.80	1.60	0	0	0	0	0
EC5	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0.07	0.33	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	R	C	0	0	14.00	1.75	0.18	0.18	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Sum	R	C	0	0	13.40	3.35	0.34	0.07	0	0	0	2.01	0.07	0
CL3	07	Sum	R	C	0	0	8.85	4.13	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	R	C	0	0	1.60	4.00	0	0.80	0	0	0	0.08	0.80	0
EC3	07	Sum	R	C	0	0	0	0.39	0	0.01	0.13	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	R	C	0	0	0	0	2.46	0.82	1.64	0	0	0	0	0
LU1	07	Sum	R	E	0	0	1.50	0	0.15	0	0	0	0	0.03	0	0
BE2	07	Sum	R	S	0	0	2.50	0	0.25	0.05	0	0	0	0.50	0	0
EC1	07	Sum	R	S	0	0	0.37	0.04	0	0.37	0.74	0	0	0	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	R	RS	0	0	0.28	0.07	0	0.07	0	0	0	0.01	0	0
CL5	07	Sum	R	RES	0	0	14.00	0	0	0	0	0	0	0.35	0	0.70
LU3	07	Sum	R	RES	0	0	0.13	0.25	0.13	0	0	0	0	0	0	0
EC2	07	Sum	R	RES	0	0	1.20	0	0.80	0.04	0.20	0	0	0	0	0
EC5	07	Sum	R	RES	0	0	0	0.18	0	0.04	0.18	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	P	C	0	0	13.00	1.30	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Sum	P	C	0	0	3.30	1.65	0	0	0	0	0	0.33	0	0
CL3	07	Sum	P	C	0	0	4.10	0.82	0	0.04	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	P	C	0	0	0.60	0.20	0.02	0.20	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Sum	P	C	0	0	2.61	0.44	0.44	0.44	1.74	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	P	C	0	0.02	0	0	0	0.09	0.18	0	0	0	0	0.09
LU1	07	Sum	P	E	0	0	7.00	0	0.35	0.70	0	0	0	0.35	0	0
LU2	07	Sum	P	E	0	0	0	0	2.56	0.50	0	0	0	1.56	0	0.39
LU4	07	Sum	P	R	0	0	0	0	0.50	0.10	0	0	0	0	0	0
BE2	07	Sum	P	S	0	0	5.00	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	GLYf	GRO	HEL	HIL	IRI	LEMm	LEMi	LEMt	LUN	LYC	MEL	MEN
EC1	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0.32	1.26	3.15	0	0	0	0	0
CL4	07	Sum	P	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0
BE1	07	Sum	P	RS	0	0	4.30	0	0.43	0.09	0	0.09	0	0.86	0	0
CL5	07	Sum	P	RES	0	0	1.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU3	07	Sum	P	RES	0	0	0.75	0	0	0	0	0	0	0	0.38	0
EC2	07	Sum	P	RES	0	0	4.00	0	0	0.80	0.80	0	0	0	0	0
EC5	07	Sum	P	RES	0	0	0	0.33	0	0.33	0.65	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	R	C	0	0	3.50	1.05	0.04	0	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Au	R	C	0	0	13.40	3.35	0	0.07	0.07	0	0	0.67	0	0
CL3	07	Au	R	C	0	0	5.90	2.95	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	R	C	0	0	4.00	0.80	0	0.80	0	0.40	0	0.08	0.80	0
EC3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0.01	0	0
EC4	07	Au	R	C	0	0	0.08	0	0.82	0.08	0.41	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	R	E	0	0	3.00	0	0.03	0.03	0	0	0	0.15	0	0
BE2	07	Au	R	S	0	0	5.00	0	0.25	0.25	0	0	0	0.25	0	0
EC1	07	Au	R	S	0	0	0	0	0	0.04	0.19	0	0	0	0	0
CL4	07	Au	R	ES	0	0	0.05	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Au	R	RS	0	0	0.14	0.14	0	0.01	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Au	R	RES	0	0	3.50	0	0	0	0	0	0	0.35	0.07	0
LU3	07	Au	R	RES	0	0	1.25	0	0.13	0	0	0	0	0	0	0
EC2	07	Au	R	RES	0	0	0.40	0	0.20	0.04	0.20	0	0	0	0	0
EC5	07	Au	R	RES	0	0	0	0.18	0	0.04	0.04	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	P	C	0	0	6.50	1.30	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	07	Au	P	C	0	0	1.65	0.33	0	0.03	0.03	0	0	0.17	0	0
CL3	07	Au	P	C	0	0	1.64	1.23	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	P	C	0	0	0.20	0	0	0.10	0	0.02	0	0.02	0.02	0
EC3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0.09	0.44	0	0	0	0	0
EC4	07	Au	P	C	0	0	0.36	0	0	0.02	0.09	0	0	0.02	0	0
LU1	07	Au	P	E	0.01	0	3.50	0	0	0.35	0	0.07	0	0.35	0	0.01
LU2	07	Au	P	E	0	0	0.78	0	0.89	0	0	0	0	0.50	0	0
LU4	07	Au	P	R	0.50	0	0	0	0	0.10	0	0	0	0	0	0
BE2	07	Au	P	S	0	0	10.00	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	P	S	0	0	0.01	0	0.06	0.32	0.63	0	0	0	0	0
CL4	07	Au	P	ES	0	0	0.25	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Au	P	RS	0	0	6.02	0	0.01	0.43	0	0	0	0.09	0	0
CL5	07	Au	P	RES	0	0	0.30	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0
LU3	07	Au	P	RES	0	0	3.75	0	0.38	0	0	0	0	0	0	0
EC2	07	Au	P	RES	0	0	0.40	0	0.08	0.40	0.80	0	0	0	0	0
EC5	07	Au	P	RES	0	0	0	0.07	0	0.33	0.33	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	MIC	MYO	NAS	NIT	NUP	OSC	PEL	PHA	PHO	PHR	POA	POL
CL1	06	Spr	R	C	0	0.02	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	R	C	0	3.35	0.07	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0
CL3	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0	0
BE3	06	Spr	R	C	0	0.40	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0	0
EC3	06	Spr	R	C	0	0	0	0.26	0	0	0	0.13	0	0	0	0
EC4	06	Spr	R	C	0	0.82	0	0.82	0	0	0	4.10	0	0	0	0
LU1	06	Spr	R	E	0	0.30	0.03	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0
BE2	06	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0.01	0	15.00	0	0	0	0
EC1	06	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0.37	0	0	0	0
CL4	06	Spr	R	ES	0	0.10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Spr	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Spr	R	RES	0	2.10	0.01	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0.01
LU3	06	Spr	R	RES	0	0	0.03	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0
EC2	06	Spr	R	RES	0	0.04	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0.18	0	0	0	0
CL1	06	Spr	P	C	0	0.65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	P	C	0	0.66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Spr	P	C	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Spr	P	C	0	1.74	0.87	0.87	0	0	0	4.35	0	0	0	0
EC4	06	Spr	P	C	0	0	0	0.02	0	0	0	0.18	0	0	0	0
LU1	06	Spr	P	E	0	0.70	0.07	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0
LU2	06	Spr	P	E	0	1.00	0.10	0	12.80	0	0	0.39	0	0	0	0
LU4	06	Spr	P	R	0	0.10	0.10	0	5.00	0.01	0	0.10	0	0.10	0	0
BE2	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Spr	P	S	0	0	0.06	0	0	0	0	0	0	0.06	0	0
CL4	06	Spr	P	ES	0	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Spr	P	RS	0	0.86	0.09	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
CL5	06	Spr	P	RES	0.27	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0	0
LU3	06	Spr	P	RES	0	0.08	0	0	0	0	0	0.38	0	0	0	0
EC2	06	Spr	P	RES	0	0.60	0.01	0	0	0	0	0	0	0.60	0	0
EC5	06	Spr	P	RES	0	0.33	0.07	0.01	0	0	0	0.33	0	0	0	0
CL1	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0.04	0.18	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	R	C	0	1.34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	R	C	0	0.06	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0	0
BE3	06	Sum	R	C	0	0	0	0.13	0	0	0	0.07	0	0	0	0
EC3	06	Sum	R	C	0	0.82	0.41	8.20	0	0	0	4.10	0	0	0	0
EC4	06	Sum	R	C	0	2.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Sum	R	E	0	0.30	0.15	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0
BE2	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	20.00	0	0	0	0
EC1	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0.37	0	0	0.19	0
CL4	06	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	0	2.10	0	0	0	0	0	7.00	0	0	0	0
LU3	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Sum	R	RES	0	0.80	0	0	0	0	0	0.20	0	0.04	0	0
EC5	06	Sum	R	RES	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	P	C	0	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	P	C	0	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	MIC	MYO	NAS	NIT	NUP	OSC	PEL	PHA	PHO	PHR	POA	POL
BE3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	P	C	0	1.74	0.87	26.10	0	0	0	2.61	0	0	0	0
EC4	06	Sum	P	C	0	0.09	0.09	0.36	0	0	0	0.18	0	0	0	0
LU1	06	Sum	P	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU2	06	Sum	P	E	0	1.00	0.41	0	8.02	0	0	3.90	0.01	0	0	0
LU4	06	Sum	P	R	0	2.00	1.00	0	20.00	0	0	1.00	0	0.10	0	0
BE2	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0	0	0	0
CL4	06	Sum	P	ES	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	P	RS	0	2.15	0.09	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Sum	P	RES	0	0.03	0	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0
LU3	06	Sum	P	RES	0	0.38	0.08	0	0	0	0	0.75	0	0	0	0
EC2	06	Sum	P	RES	0	3.00	0	0	0	0	0	0.60	0	1.80	0	0.30
EC5	06	Sum	P	RES	0	1.30	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0
CL1	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0.18	0.70	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	R	C	0	0.34	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
CL3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	R	C	0	4.00	0.40	0	0	0	0.40	0	0	0	0	0
EC3	06	Au	R	C	0	0	0	0.65	0	0	0	0.01	0	0	0	0
EC4	06	Au	R	C	0	0.82	0.41	8.20	0	0	0	4.10	0	0	0	0
LU1	06	Au	R	E	0	0.60	0.30	0	0	0	0	1.50	0	0	0	0
BE2	06	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	2.50	0	0	0	0
EC1	06	Au	R	S	0	0	0.19	0	0	0	0	1.11	0	0	0.37	0
CL4	06	Au	R	ES	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Au	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Au	R	RES	0	1.40	0.01	0	0	0	0	3.50	0.35	0	0	0.07
LU3	06	Au	R	RES	0	1.25	0.50	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0
EC2	06	Au	R	RES	0	2.00	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0
EC5	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	P	C	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	P	C	0	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Au	P	C	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	P	C	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Au	P	C	0	1.74	2.61	17.40	0	0	0	4.35	0	0	0	0
EC4	06	Au	P	C	0	0.02	0.18	0.90	0	0	0	0.36	0	0	0	0
LU1	06	Au	P	E	0	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU2	06	Au	P	E	0	1.67	2.36	0	7.80	0	0	1.67	0.10	0	0	0
LU4	06	Au	P	R	0	0.50	0.50	0	10.00	0	0	0.50	1.00	0.10	0	0
BE2	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0.63	0	0.06	0.32	0.06
CL4	06	Au	P	ES	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Au	P	RS	0	0.86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Au	P	RES	0	0.15	0	0	0	0	0	0.15	0.03	0	0	0
LU3	06	Au	P	RES	0	0.75	0.75	0	0	0	0.08	2.25	0	0	0	0
EC2	06	Au	P	RES	0	0.60	0	0	0	0	0	0.60	0	3.00	0	0.60
EC5	06	Au	P	RES	0	0.33	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0
CL1	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0.04	0.04	0.18	0	0	0	0
CL2	07	Spr	R	C	0	3.35	0	0	0	0	0	0.67	0	0	0	0
CL3	07	Spr	R	C	0	0.06	0	0	0	0	4.13	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	R	C	0	0.80	0.80	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Spr	R	C	0	0.07	0.13	0.07	0	0	0	0.13	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	MIC	MYO	NAS	NIT	NUP	OSC	PEL	PHA	PHO	PHR	POA	POL
EC4	07	Spr	R	C	0	0.82	0.41	4.10	0	0	0	4.10	0	0	0	0
LU1	07	Spr	R	E	0	0.03	1.50	0	0	0	0	0.30	0	0	0	0
BE2	07	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	5.00	0	0	0	0
EC1	07	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0.37	0	0	0	0.04
CL4	07	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Spr	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Spr	R	RES	0	2.10	0	0	0	0	0	3.50	0	0	0	0
LU3	07	Spr	R	RES	0	0.13	0.13	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC2	07	Spr	R	RES	0	0.40	0	0	0	0	0	2.00	0	0	0	0.40
EC5	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	1.75	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	P	C	0	0.01	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0
CL2	07	Spr	P	C	0	0.99	0	0	0	0	0	0.17	0	0	0	0
CL3	07	Spr	P	C	0	0.21	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	P	C	0	0.10	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Spr	P	C	0	4.35	6.09	4.35	0	0	0	4.35	0	0	0	0
EC4	07	Spr	P	C	0	0.09	0	0.18	0	0	0	0.18	0	0	0	0
LU1	07	Spr	P	E	0	0.07	2.10	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0
LU2	07	Spr	P	E	0	2.56	0.78	0	3.44	0	0	3.34	0	0	0	0
LU4	07	Spr	P	R	0	0.10	0.50	0	8.00	0	0	2.00	0	2.00	0	0
BE2	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0.32	0	0.06	0	0
CL4	07	Spr	P	ES	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Spr	P	RS	0	0.86	0.43	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Spr	P	RES	0	0.30	0	0	0	0	0	0.60	0	0	0	0
LU3	07	Spr	P	RES	0	0	0.08	0	0	0	0	0.75	0	0	0	0
EC2	07	Spr	P	RES	0	4.00	0	0	0	0	0	2.40	0	2.40	0	0.40
EC5	07	Spr	P	RES	0	0.33	0	0.33	0	0.65	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0.18	0	0	0	0	0
CL2	07	Sum	R	C	0	6.70	0.67	0	0	0	0	0.34	0	0	0	0
CL3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	1.77	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	R	C	0	0.40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Sum	R	C	0	0.13	0	0	0	0	0	0.13	0	0	0	0
EC4	07	Sum	R	C	0	1.64	0.41	12.30	0	0	0	1.64	0	0	0	0
LU1	07	Sum	R	E	0	0	0.15	0.15	0	0	0	1.50	0	0	0	0
BE2	07	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0.25	5.00	0	0	0	0
EC1	07	Sum	R	S	0	0.19	0.37	0	0	0	0	0.74	0	0	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Sum	R	RES	0	2.10	0	0	0	0	0	1.40	0	0	0	0.35
LU3	07	Sum	R	RES	0	0.50	0.25	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC2	07	Sum	R	RES	0	2.00	0.04	0	0	0	0	1.20	0	0	0	0.40
EC5	07	Sum	R	RES	0	0.18	0	0.70	0	1.75	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0.33	0.07	0	0	0	0	0
CL2	07	Sum	P	C	0	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0.41	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	P	C	0	0.02	0.10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Sum	P	C	0	3.48	2.61	8.70	0	0	0	3.48	0	0	0	0
EC4	07	Sum	P	C	0	0.02	0.02	1.80	0	0	0	0.18	0	0	0	0
LU1	07	Sum	P	E	0	0.70	0.70	1.40	0	0	0	2.10	0.07	0	0	0
LU2	07	Sum	P	E	0	2.45	0.78	2.78	3.44	0.08	0.08	1.67	0.39	0	0	0
LU4	07	Sum	P	R	0	2.00	1.00	0	7.00	0	0	2.00	0	3.00	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	MIC	MYO	NAS	NIT	NUP	OSC	PEL	PHA	PHO	PHR	POA	POL
BE2	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0
EC1	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	1.26	0	0	0	0
CL4	07	Sum	P	ES	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	P	RS	0	0.86	1.72	0	0	0	0	0	0	0	0	0.43
CL5	07	Sum	P	RES	0	0.60	0	0	0	0	0	0.30	0.03	0	0	0.15
LU3	07	Sum	P	RES	0	0.38	0.75	0	0	0	0	0.38	0	0	0	0
EC2	07	Sum	P	RES	0	8.00	0	0	0	0	0	2.40	0	4.00	0	0.08
EC5	07	Sum	P	RES	0	0.33	0	3.25	0	3.25	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0.35	0.35	0	0	0	0	0
CL2	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	2.36	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	R	C	0	0.80	0.40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Au	R	C	0	0	0	0.13	0	0	0	0.13	0	0	0	0
EC4	07	Au	R	C	0	0.08	0.82	24.60	0	0	0	4.10	0	0	0	0
LU1	07	Au	R	E	0	0.15	0.90	3.00	0	0	0	0.60	0	0	0	0
BE2	07	Au	R	S	0	0.05	0	0	0	0	0	1.50	0	0	0	0
EC1	07	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0.19	0	0	0	0
CL4	07	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0	0
BE1	07	Au	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Au	R	RES	0	1.40	0	0	0	0.07	0	0.35	0.01	0	0	0
LU3	07	Au	R	RES	0	0.75	0.25	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0
EC2	07	Au	R	RES	0	0.80	0	0	0	0	0	0.40	0	0.20	0	0.04
EC5	07	Au	R	RES	0	0.01	0	0.04	0	0.18	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	P	C	0	0.01	0	0	0	0.07	0.33	0.01	0	0	0	0
CL2	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0.82	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	P	C	0	0.10	0.10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Au	P	C	0	0.87	1.74	1.74	0	0	0	0.44	0	0	0	0
EC4	07	Au	P	C	0	0.02	0	5.40	0	0	0	0.36	0	0	0	0
LU1	07	Au	P	E	0	0.35	0.70	2.10	0	0	0	0.70	0.35	0	0	0
LU2	07	Au	P	E	0	1.67	1.56	2.22	2.56	0.01	0	0.39	1.58	0	0	0
LU4	07	Au	P	R	0	1.00	0.10	0	7.00	0	0	1.00	0	1.00	0	0
BE2	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0.32	0	0.32	0	0.06
CL4	07	Au	P	ES	0	0.50	0	0	0	0.25	1.00	0	0	0	0	0
BE1	07	Au	P	RS	0	0.43	0.86	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	07	Au	P	RES	0	0.15	0	0	0	0	0	0.03	0.03	0	0	0
LU3	07	Au	P	RES	0	0.38	0.75	0	0	0	0	1.50	0.38	0	0	0
EC2	07	Au	P	RES	0	2.40	0	0	0	0	0	0.40	0	1.60	0	0.40
EC5	07	Au	P	RES	0	0.01	0	0.65	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	POTc	POTo	POTp	POTf	RAN	REY	RHY	RIC	ROR	SCR	SOL	SPA
CL1	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	1.34	0	0	0.01	0	0.34
CL3	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	1.83	0.30	0	0	0	0
BE3	06	Spr	R	C	0	0.08	0	0	0	0	0.40	0.01	0	0	0.08	0.08
EC3	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Spr	R	E	2.10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE2	06	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
EC1	06	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
CL4	06	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Spr	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.14	0	0	0	0	0
CL5	06	Spr	R	RES	0	0	0	0.70	14.00	0.07	0	0	0	0	0.07	0
LU3	06	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.20	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
EC4	06	Spr	P	C	0.18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Spr	P	E	0	0	0	0	2.10	0	0	0	0	0	0	0.07
LU2	06	Spr	P	E	0.78	0	0	0	15.60	0	0	0	0.01	0	0	0.01
LU4	06	Spr	P	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.10	0.10
BE2	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.06
CL4	06	Spr	P	ES	3.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.00
BE1	06	Spr	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0.09
CL5	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	1.50	0	0	0	0	0	0	0
LU3	06	Spr	P	RES	0.01	0	0	0	0.08	0	0.08	0	0	0	0	0
EC2	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.35	0	0.04
CL2	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.01
CL3	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0	0
BE3	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	R	C	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0
EC4	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0.80	4.00	0	0	0	0
LU1	06	Sum	R	E	3.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE2	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.37	0
CL4	06	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.42	0	0	0	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	0	0	0	7.00	7.00	0	0	0	0	0.07	0.07	0.35
LU3	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03
CL3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	POTc	POTo	POTp	POTf	RAN	REY	RHY	RIC	ROR	SCR	SOL	SPA
BE3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0
EC4	06	Sum	P	C	0.36	0	0.18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	06	Sum	P	E	0.35	0	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0	0.07
LU2	06	Sum	P	E	0.10	0	0	0	15.60	0	0	0	0.78	0	0	0
LU4	06	Sum	P	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.50
BE2	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	P	ES	2.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	5.00
BE1	06	Sum	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0.09
CL5	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0.60	0.30	0	0	0	0.03	0	0.03
LU3	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0.38	0	0	0	0	0
EC2	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0.04
CL2	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.34	0	3.35
CL3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	2.95	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0	0	0
EC3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	R	C	1.64	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0
LU1	06	Au	R	E	3.00	0	0	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0
BE2	06	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0
EC1	06	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.19	0
CL4	06	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Au	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.28	0	0	0	0	0
CL5	06	Au	R	RES	0	0	0	3.50	7.00	0	0	0	0	0	0.07	0.70
LU3	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33
CL3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.44	0.09
EC4	06	Au	P	C	0.54	0	0.09	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0
LU1	06	Au	P	E	0.35	0	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0	0.01
LU2	06	Au	P	E	0	0	0	0	0.39	0	0	0	0.01	0	0	0
LU4	06	Au	P	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
BE2	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	P	ES	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0	2.50
BE1	06	Au	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0.43
CL5	06	Au	P	RES	0	0	0	0.30	1.50	0.15	0	0	0	0	0	0.60
LU3	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0.38	0	0.08	0	0	0	0	0
EC2	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.75	0	0.35
CL2	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.34	0	1.34
CL3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	4.72	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.08
EC3	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	POTc	POTo	POTp	POTf	RAN	REY	RHY	RIC	ROR	SCR	SOL	SPA
EC4	07	Spr	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.64	0	0
LU1	07	Spr	R	E	6.00	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0.30	0	0
BE2	07	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0
EC1	07	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0
CL4	07	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Spr	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.70	0	0	0	0	0
CL5	07	Spr	R	RES	0	0	0	0.70	7.00	0	0	0	0	0.70	0.35	0.07
LU3	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC2	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.40	0	0
EC5	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.30	0	0.07
CL2	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0.33	0	0.33
CL3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0.21	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02
EC3	07	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0
EC4	07	Spr	P	C	0.18	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0.18	0	0
LU1	07	Spr	P	E	3.50	0	0	0	2.10	0	0	0	0	0.70	0.35	0
LU2	07	Spr	P	E	1.56	0	0	0	5.46	0	0	0	0	0.78	0.41	0
LU4	07	Spr	P	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE2	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Spr	P	ES	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0
BE1	07	Spr	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0.09
CL5	07	Spr	P	RES	0.03	0	0	0	2.10	0	0	0	0	0.03	0.03	0.03
LU3	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.38	0	0.08
EC2	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.80	0	0
EC5	07	Spr	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.35	0	0.18
CL2	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0.34	0	0	0.67	0	1.34
CL3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	1.18	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.40
EC3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.82	0	0
LU1	07	Sum	R	E	0.90	0	0	0	0.60	0	0	0	0	0.15	0	0.03
BE2	07	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05
EC1	07	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0	0.01
CL5	07	Sum	R	RES	0	0	0	0.70	3.50	0	0	0	0	0.35	0.70	0
LU3	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.13	0.03	0
EC2	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.00	0	0
EC5	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.65	0.33	0.65
CL2	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0.33
CL3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0.41	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0
EC3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	P	C	0	0	0.09	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02
LU1	07	Sum	P	E	1.40	0	0	0	2.80	0	0	0	0	0.70	0.35	0.35
LU2	07	Sum	P	E	1.56	0	0	0	3.90	0	0	0	0	0.78	0.39	0
LU4	07	Sum	P	R	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	POTc	POTo	POTp	POTf	RAN	REY	RHY	RIC	ROR	SCR	SOL	SPA
BE2	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Sum	P	ES	1.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.50
BE1	07	Sum	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	0	0.43
CL5	07	Sum	P	RES	0.30	0	0	0.03	0.60	0	0	0	0.60	0	0.15	0.60
LU3	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0.08	0	0	0	0	0	0	0.38
EC2	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.60	0	0
EC5	07	Sum	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.35
CL2	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0.34	0	0	0.34	0	2.01
CL3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08
EC3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	R	E	0.60	0	0	0	0.60	0	0	0	0	0	0	0
BE2	07	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	07	Au	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Au	R	RS	0	0	0	0	0	0	0.28	0	0	0	0	0
CL5	07	Au	R	RES	0.35	0	0	0	3.50	0	0	0	0	0	0	0.07
LU3	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0
EC2	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.33
CL2	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0	0.33
CL3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0.21	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	07	Au	P	C	0.18	0	0.54	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	P	E	0.70	0	0	0	0.70	0	0	0	0	0	0.07	0.01
LU2	07	Au	P	E	0	0	0	0	0.78	0	0	0	0	0.08	0.01	0
LU4	07	Au	P	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.10	0.10	0
BE2	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.32	0
CL4	07	Au	P	ES	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.00
BE1	07	Au	P	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.86
CL5	07	Au	P	RES	0.30	0	0	0	0.90	0.03	0	0	0	0	0	0.30
LU3	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0.75	0	0	0	0	0	0	0
EC2	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0
EC5	07	Au	P	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	SPI	TEU	URT	VAU	VERa	VERl	VERb	VIO	ZAN
CL1	06	Spr	R	C	0	0	0	0.35	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	R	C	0	0	0	1.34	0.07	0	0	0	0
CL3	06	Spr	R	C	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
BE3	06	Spr	R	C	0.08	0.01	0	0.80	0	0	0	0	0
EC3	06	Spr	R	C	0	0	0	0.13	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	R	C	0	0	0.08	0.08	0	0	0	0	0.82
LU1	06	Spr	R	E	0	0.03	0	0.30	0.15	0	0	0	4.50
BE2	06	Spr	R	S	0.05	0.05	0	0.05	0.50	0	0	0	0
EC1	06	Spr	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Spr	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0.50	0
BE1	06	Spr	R	RS	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
CL5	06	Spr	R	RES	0	0.07	0.70	3.50	0	0	0	0	0
LU3	06	Spr	R	RES	0	0	0	0.13	0.03	0	0	0	0
EC2	06	Spr	R	RES	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0
EC5	06	Spr	R	RES	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Spr	P	C	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0
CL2	06	Spr	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Spr	P	C	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0
BE3	06	Spr	P	C	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0
EC3	06	Spr	P	C	0	0	0	2.61	0	0	0	0	0
EC4	06	Spr	P	C	0	0	0.02	0.09	0	0	0	0	0
LU1	06	Spr	P	E	0	0	0	0.35	0.07	0	0	0	0.70
LU2	06	Spr	P	E	0	0	0.01	0.01	0.01	0	0	0	1.56
LU4	06	Spr	P	R	0	0	0.10	0.01	1.00	0	0	0.10	0
BE2	06	Spr	P	S	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC1	06	Spr	P	S	0	0	0	0.32	0	0	0	0	0
CL4	06	Spr	P	ES	0	0	0	0	0.25	0	0	0.05	0
BE1	06	Spr	P	RS	0	0	0	0.43	0.09	0	0	0.09	0
CL5	06	Spr	P	RES	0	0	0	3.15	0	0	0	0	0
LU3	06	Spr	P	RES	0	0	0	3.75	0.38	0	0	0	15.00
EC2	06	Spr	P	RES	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0
EC5	06	Spr	P	RES	0	0	0.07	0.07	0.07	0	0	0	0
CL1	06	Sum	R	C	0	0	0.35	0.18	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	R	C	0	0	0	0.67	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	R	C	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0
BE3	06	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	R	C	0	0	0.82	0.08	0.41	0	0	0	0.82
EC4	06	Sum	R	C	0	0	0	0.80	0	0	0	0.08	0
LU1	06	Sum	R	E	0	0	0	6.00	0.03	0	0	0	3.00
BE2	06	Sum	R	S	0	0	2.50	10.00	5.00	0	0	0	0
EC1	06	Sum	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	R	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Sum	R	RS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL5	06	Sum	R	RES	0	0.07	0.70	0.70	0	0	0	0	0
LU3	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0.03	0.25	0	0	0
EC2	06	Sum	R	RES	0	0	0.40	0	0.20	0.04	0	0	0
EC5	06	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Sum	P	C	0	0	0	0.07	0	0	0	0	0
CL2	06	Sum	P	C	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0
CL3	06	Sum	P	C	0	0	0.41	0	0	0	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	SPI	TEU	URT	VAU	VERa	VERl	VERb	VIO	ZAN
BE3	06	Sum	P	C	0	0	0	0.40	0	0	0	0	0
EC3	06	Sum	P	C	0	0	0	0.87	0	0	0	0	0
EC4	06	Sum	P	C	0	0	0.18	0.36	0	0	0	0	0.09
LU1	06	Sum	P	E	0	0	0	21.00	0	0	0	0	0.70
LU2	06	Sum	P	E	0	0	1.00	0	0.39	0.78	0	0.10	0.39
LU4	06	Sum	P	R	0	0	0.50	0	1.00	0	0	0.10	0
BE2	06	Sum	P	S	0	0	0	5.00	0.50	0	0	0	0
EC1	06	Sum	P	S	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0
CL4	06	Sum	P	ES	0	0	0.05	0	0.25	0	0	0.05	0
BE1	06	Sum	P	RS	0	0	0.86	0	0.09	0	0.09	0	0
CL5	06	Sum	P	RES	0	0	0.15	0.60	0	0	0	0	0
LU3	06	Sum	P	RES	0	0	0	7.50	3.75	0	0	0	15.00
EC2	06	Sum	P	RES	0	0	0.30	0	0	0	0	0	0
EC5	06	Sum	P	RES	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	R	C	0	0	0.18	0.35	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	R	C	0	0	0	0.67	0	0	0.01	0	0
CL3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	R	C	0	0	0	0.40	0	0	0	0.08	0
EC3	06	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	R	C	0	0	0.82	1.64	0	0	0	0	0
LU1	06	Au	R	E	0	0	0	0.60	0.03	0	0	0	1.50
BE2	06	Au	R	S	0	0	0.50	10.00	10.00	0	0	0	0
EC1	06	Au	R	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	R	ES	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0
BE1	06	Au	R	RS	0	0	0	0.42	0	0	0	0	0
CL5	06	Au	R	RES	0	0.70	0.35	3.50	0	0	0	0	0
LU3	06	Au	R	RES	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0
EC2	06	Au	R	RES	0	0	0.04	0.20	0.40	0	0	0	0
EC5	06	Au	R	RES	0	0	0.35	0	0	0	0	0	0
CL1	06	Au	P	C	0	0	0.33	0.07	0	0	0	0	0
CL2	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL3	06	Au	P	C	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
BE3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0
EC3	06	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC4	06	Au	P	C	0	0	0.02	0.36	0	0	0	0	0
LU1	06	Au	P	E	0	0	0	0.35	0	0	0	0	0.07
LU2	06	Au	P	E	0	0	0.41	0	0.39	0	0	0.10	0.78
LU4	06	Au	P	R	0	0	0.50	5.00	0.10	0	0	1.00	0
BE2	06	Au	P	S	0	0	0.05	1.00	0.50	0	0	0.05	0
EC1	06	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL4	06	Au	P	ES	0	0	0.25	0	0.05	0.05	0	0.25	0
BE1	06	Au	P	RS	0	0	0.86	0.09	0.43	1.72	0.43	0.86	0
CL5	06	Au	P	RES	0	0.30	0.15	0.30	0	0	0	0	0
LU3	06	Au	P	RES	0	0	0	0.38	3.75	0	0	0	5.25
EC2	06	Au	P	RES	0	0	0.60	0.01	0	0	0	0	0
EC5	06	Au	P	RES	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	R	C	0	0	0.35	0	0.18	0	0	0	0
CL2	07	Spr	R	C	0	0	2.01	3.35	0	0	0	0	0
CL3	07	Spr	R	C	0	0	0.30	0.59	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	R	C	0.08	0	0.40	8.00	0.40	0	0.40	0	0
EC3	07	Spr	R	C	0	0	0.13	0	0.01	0	0	0	0

## Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	SPI	TEU	URT	VAU	VERa	VERl	VERb	VIO	ZAN
EC4	07	Spr	R	C	0	0	0.82	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Spr	R	E	0	0	0.30	0	0	0	0	0	3.00
BE2	07	Spr	R	S	0	0	0.25	1.00	2.50	0.25	0	0	0
EC1	07	Spr	R	S	0	0	0	0	0.19	0	0.04	0	0
CL4	07	Spr	R	ES	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Spr	R	RS	0	0	0	0.14	0.07	0	0	0	0
CL5	07	Spr	R	RES	0	0	0.70	2.10	0.07	0	0	0	0
LU3	07	Spr	R	RES	0	0	0	0	0.25	0.25	0	0	0.25
EC2	07	Spr	R	RES	0	0	0.40	0.40	1.20	0	0	0	0
EC5	07	Spr	R	RES	0	0	0.18	0.04	0	0	0	0	0
CL1	07	Spr	P	C	0	0	0.33	0	0.07	0	0	0	0
CL2	07	Spr	P	C	0	0	0.66	0.33	0	0	0	0	0
CL3	07	Spr	P	C	0	0	0.21	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Spr	P	C	0	0	0.02	1.00	0.02	0	0	0	0
EC3	07	Spr	P	C	0	0	2.61	1.74	1.74	0.44	0	0	0
EC4	07	Spr	P	C	0	0	0.18	0	0	0	0	0	0
LU1	07	Spr	P	E	0	0	0.70	0	0.35	0	0	0	0.70
LU2	07	Spr	P	E	0	0	2.56	0	1.17	0	0	0	1.56
LU4	07	Spr	P	R	0	0	1.00	0	0.10	0	0	0	0
BE2	07	Spr	P	S	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
EC1	07	Spr	P	S	0	0	0	0.32	0	0	0	0	0
CL4	07	Spr	P	ES	0	0	0.50	0	0.25	0	0	0	0
BE1	07	Spr	P	RS	0	0	0.09	0.43	0.09	0	0.43	0	0
CL5	07	Spr	P	RES	0	0	0.03	1.50	0.03	0	0	0	0
LU3	07	Spr	P	RES	0	0	0.38	0.75	3.75	0	0	0	15.00
EC2	07	Spr	P	RES	0	0	0.80	0.80	0	0	0	0	0
EC5	07	Spr	P	RES	0	0	0.33	0.33	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	R	C	0	0	0.35	0.18	0.35	0	0	0	0
CL2	07	Sum	R	C	0	0	1.34	3.35	0	0	0.01	0	0
CL3	07	Sum	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	R	C	0	0	0	1.60	0	0	0	0	0
EC3	07	Sum	R	C	0	0	0.13	0.13	0	0	0	0	0
EC4	07	Sum	R	C	0	0	0.08	4.10	0	0.41	0	0	0
LU1	07	Sum	R	E	0	0	0.15	0.30	0	0	0	0	3.00
BE2	07	Sum	R	S	0	0	0.50	5.00	5.00	1.50	0	0	0
EC1	07	Sum	R	S	0	0	0	0.04	0	0.19	0.74	0	0
CL4	07	Sum	R	ES	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	R	RS	0	0	0	0	0.14	0	0	0	0
CL5	07	Sum	R	RES	0	0	2.10	3.50	0.70	0.35	0	0	0
LU3	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0.13	0.13	0	0	0
EC2	07	Sum	R	RES	0	0	0.80	0	0	0.80	0	0	0
EC5	07	Sum	R	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Sum	P	C	0	0	0.33	0	0.33	0	0	0	0
CL2	07	Sum	P	C	0	0	0.33	1.65	0	0	0	0	0
CL3	07	Sum	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Sum	P	C	0	0	0.02	0.20	0	0	0	0	0
EC3	07	Sum	P	C	0	0	1.74	8.70	0.09	0	0	0	0
EC4	07	Sum	P	C	0	0	0.18	1.80	0	0	0	0	0
LU1	07	Sum	P	E	0	0	0.35	2.10	0	0	0	0	0
LU2	07	Sum	P	E	0	0	1.00	0	3.90	1.58	0	0	5.46
LU4	07	Sum	P	R	0	0	1.00	0	0	0.50	0	0	0

Annexes

Reach	Year	Season	Facies	Structure	SPI	TEU	URT	VAU	VERa	VERl	VERb	VIO	ZAN
BE2	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Sum	P	S	0	0	0	0	0	0.06	0	0	0
CL4	07	Sum	P	ES	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Sum	P	RS	0	0	0	1.72	0	0	0	0	0
CL5	07	Sum	P	RES	0	0	0	1.20	0	0	0	0	0
LU3	07	Sum	P	RES	0	0	0	1.50	0.75	0	0	0	6.00
EC2	07	Sum	P	RES	0	0	0.40	0	0	0.80	0	0	0
EC5	07	Sum	P	RES	0	0	0.65	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	R	C	0	0	0.18	0.18	0	0	0	0	0
CL2	07	Au	R	C	0	0	0.67	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Au	R	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	R	C	0	0	0	8.00	0.40	0	0.08	0	0
EC3	07	Au	R	C	0	0	0	0.13	0	0	0	0	0
EC4	07	Au	R	C	0	0	0.82	1.64	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	R	E	0	0	0.15	0.60	0	0	0	0	0.30
BE2	07	Au	R	S	0	0	0.50	2.50	2.00	0	0	0	0
EC1	07	Au	R	S	0	0	0	0	0	0.19	0.74	0	0
CL4	07	Au	R	ES	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0
BE1	07	Au	R	RS	0	0	0	0.14	0	0	0	0	0
CL5	07	Au	R	RES	0	0.07	0.70	1.40	0.70	0	0.35	0	0
LU3	07	Au	R	RES	0	0	0	0	0.13	0	0	0	0
EC2	07	Au	R	RES	0	0	0.04	0	0	0.04	0	0	0
EC5	07	Au	R	RES	0	0	0.18	0	0	0	0	0	0
CL1	07	Au	P	C	0	0	0.33	0.07	0	0	0	0	0
CL2	07	Au	P	C	0	0	0.33	0	0	0	0	0	0
CL3	07	Au	P	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE3	07	Au	P	C	0	0	0	1.00	0.02	0.02	0.10	0	0
EC3	07	Au	P	C	0	0	0.87	0	0.44	0	0	0	0
EC4	07	Au	P	C	0	0	0.18	0.54	0	0	0	0	0
LU1	07	Au	P	E	0	0	0.07	3.50	0.01	0	0	0	0.07
LU2	07	Au	P	E	0	0	1.00	0	0.78	0.39	0.11	0	2.34
LU4	07	Au	P	R	0	0	1.00	0	0	0.50	0	0	0
BE2	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC1	07	Au	P	S	0	0	0	0	0	0.32	0	0	0
CL4	07	Au	P	ES	0	0	0.50	0	0	0.25	0	0.05	0
BE1	07	Au	P	RS	0	0	0.09	0	0	0.43	0.09	0	0
CL5	07	Au	P	RES	0	0	0	0.60	0.15	0	0	0	0
LU3	07	Au	P	RES	0	0	0	1.50	2.25	0	0	0	11.25
EC2	07	Au	P	RES	0	0	0.08	0	0.08	0.40	0	0	0
EC5	07	Au	P	RES	0	0	0.65	0	0	0	0	0	0

## Annexe 16 : Codes et tableaux de données pour les communautés de macroinvertébrés.

Macroinvertebrate taxa	Codes	Macroinvertebrate taxa	Codes
Achete n.d.	ACH.	<i>Hydridae sp.</i>	HYD
<i>Aeschnidae sp.</i>	AES	<i>Hydrobiidae sp.</i>	HYO
<i>Ancylidae sp.</i>	ANC	<i>Hydrophilidae sp.</i>	HYP
<i>Anthomyidae sp.</i>	ANT	<i>Hydropsychidae sp.</i>	HYH
<i>Aphelocheiridae sp.</i>	APH	<i>Hydroptilidae sp.</i>	HYT
<i>Asellidae sp.</i>	ASE	<i>Hydroscaphidae sp.</i>	HYS
<i>Athericidae sp.</i>	ATH	Hydrozoaire n.d.	HYZ
<i>Baetidae sp.</i>	BAE	<i>Hygrobiidae sp.</i>	HYG
<i>Beraeidae sp.</i>	BER	Lepidoptere n.d.	LEP
<i>Bithyniidae sp.</i>	BIT	<i>Lepidostomatidae sp.</i>	LEI
<i>Brachycentridae sp.</i>	BRA	<i>Leptoceridae sp.</i>	LET
Bryozoaire n.d.	BRY	<i>Lestidae sp.</i>	LES
<i>Bythinellidae sp.</i>	BYT	<i>Leucridae sp.</i>	LEU
<i>Caenidae sp.</i>	CAE	<i>Leuctridae sp.</i>	LEC
<i>Calopterygidae sp.</i>	CAL	<i>Limnephilidae sp.</i>	LIM
<i>Ceratopogonidae sp.</i>	CER	<i>Limoniidae sp.</i>	LIO
<i>Chironomidae sp.</i>	CHI	<i>Lymnaeidae sp.</i>	LYM
<i>Chloroperlidae sp.</i>	CHL	<i>Mesoveliidae sp.</i>	MES
Cladocere n.d.	CLA	<i>Molannidae sp.</i>	MOL
<i>Coenagrionidae sp.</i>	COE	Mollusc n.d.	MOL2
<i>Corduliidae sp.</i>	COR	Nematode n.d.	NEM
<i>Corixidae sp.</i>	COI	<i>Nepidae sp.</i>	NEP
<i>Culicidae sp.</i>	CUL	<i>Neritidae sp.</i>	NER
<i>Dendrocoelidae sp.</i>	DEN	<i>Notonectidae sp.</i>	NOT
<i>Dixidae sp.</i>	DIX	<i>Odontoceridae sp.</i>	ODO
<i>Dolichopodidae sp.</i>	DOL	Oligochete n.d.	OLI
<i>Dryopidae sp.</i>	DRY	<i>Oligoneuriidae sp.</i>	OLN
<i>Dugesiiidae sp.</i>	DUG	<i>Oniscoïdes sp.</i>	ONI
<i>Dytiscidae sp.</i>	DYT	Ostracode n.d.	OST
<i>Ecnomidae sp.</i>	ECN	<i>Philopotamidae sp.</i>	PHI
<i>Elmidae sp.</i>	ELM	<i>Phryganeidae sp.</i>	PHR
<i>Empididae sp.</i>	EMP	<i>Phylactolèmes sp.</i>	PHY
<i>Ephemerellidae sp.</i>	EPL	<i>Physidae sp.</i>	PHS
<i>Ephemeridae sp.</i>	EPH	<i>Piscicolidae sp.</i>	PIS
<i>Erpobdellidae sp.</i>	ERP	<i>Planariidae sp.</i>	PLA
<i>Gammaridae sp.</i>	GAM	<i>Planorbidae sp.</i>	PLB
<i>Gerridae sp.</i>	GER	<i>Platycnemididae sp.</i>	PLT
<i>Glossiphoniidae sp.</i>	GLO	<i>Pleidae sp.</i>	PLE
<i>Glossosomatidae sp.</i>	GLM	<i>Polycentropodidae sp.</i>	POL
<i>Goeridae sp.</i>	GOE	<i>Polymitarcidae sp.</i>	POM
<i>Gomphidae sp.</i>	GOM	<i>Potamanthidae sp.</i>	POT
<i>Gymnolèmes sp.</i>	GYM	<i>Psychodidae sp.</i>	PSY
<i>Gyrinidae sp.</i>	GYR	<i>Psychomyiidae sp.</i>	PSM
<i>Haliplidae sp.</i>	HAL	<i>Rhyacophilidae sp.</i>	RHY
<i>Helicopsychidae sp.</i>	HEL	<i>Sericostomatidae sp.</i>	SER
<i>Helodidae sp.</i>	HED	<i>Sialidae sp.</i>	SIA
<i>Helophoridae sp.</i>	HEO	<i>Simuliidae sp.</i>	SIM
<i>Heptageniidae sp.</i>	HEP	<i>Siphonuridae sp.</i>	SIP
<i>Hydracariens sp.</i>	HYC	<i>Sphaeriidae sp.</i>	SPH
<i>Hydraenidae sp.</i>	HYA	<i>Stratiomyidae sp.</i>	STR

<b>Macroinvertebrate taxa</b>	<b>Codes</b>
<i>Tabanidae sp.</i>	TAB
<i>Taeniopterygidae sp.</i>	TAE
<i>Tipulidae sp.</i>	TIP
<i>Unionidae sp.</i>	UNI
<i>Valvatidae sp.</i>	VAL



Annexes

Reach	Structure	DUG	DYT	ECN	ELM	EMP	EPL	EPH	ERP	GAM	GER	GLO	GLM	GOE	GOM	GYM	GYR	HAL	HEL	HED	HEO	HEP	HYC	HYA	HYD	HYO	HYP
BE1	RS	0	15	0	20	0	31	53	0	50	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0
LU3	RES	0	0	0	61	0	26	20	8	280	0	5	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0
EC2	RES	0	7	0	13	0	0	1	9	432	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC5	RES	0	0	8	2	0	0	0	7	20	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Reach	Structure	HYH	HYT	HYS	HYZ	HYG	LEI	LET	LES	LEU	LEC	LIM	LIO	LYM	MES	MOL	MOL2	NEM	NEP	NER	NOT	ODO	OLI	OLN	ONI	OST	PHI
CL1	C	23	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0	1	0	28	4	0	0	0	0	0	15
CL2	C	82	5	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	0	0
CL3	C	975	10	0	0	0	0	3	0	0	8	7	0	11	0	0	0	0	0	93	0	0	153	0	1	1	0
BE3	C	70	6	0	0	0	11	5	0	0	9	6	9	0	0	1	0	0	0	2	0	1	4	0	0	0	0
EC3	C	9	12	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0	6	0	0	0	0
EC4	C	28	46	0	0	1	0	0	0	0	0	11	14	0	0	0	0	11	0	0	0	0	2	4	0	0	0
LU1	E	175	93	0	0	0	5	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	311	0	0	0	0
LU2	E	7	36	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	9	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
LU4	R	4	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BE2	S	41	32	1	0	0	1	0	0	0	0	20	15	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
EC1	S	3	7	0	48	0	0	64	0	0	0	50	0	6	0	0	870	8	0	14	2	0	350	0	0	0	0
CL4	ES	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
BE1	RS	9	0	1	0	0	3	0	0	0	0	3	7	52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LU3	RES	4	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
EC2	RES	16	15	0	0	0	0	0	2	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
EC5	RES	72	228	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Reach	Structure	PHR	PHY	PHS	PIS	PLA	PLB	PLT	PLE	POL	POM	POT	PSY	PSM	RHY	SER	SIA	SIM	SIP	SPH	STR	TAB	TAE	TIP	UNI	VAL	
CL1	C	0	0	1	1	0	2	0	0	9	1	0	0	0	2	15	0	3	0	24	0	3	0	0	0	0	0
CL2	C	3	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
CL3	C	0	1	0	5	0	32	0	0	29	0	0	0	0	4	152	0	3	0	291	0	0	0	0	0	0	0
BE3	C	0	1	0	0	1	0	0	0	12	0	0	0	6	13	36	8	4	0	40	0	0	0	0	0	0	0
EC3	C	0	0	0	0	0	37	0	0	0	4	4	1	0	0	6	0	0	1	3	1	0	1	0	12	1	
EC4	C	0	0	0	0	0	9	0	3	0	16	4	3	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	41	0	
LU1	E	0	1	0	0	8	17	1	0	5	0	0	0	0	5	8	13	4	0	106	0	10	0	0	1	0	
LU2	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	0	1	2	0	0	0	

## Annexes

Reach	Structure	PHR	PHY	PHS	PIS	PLA	PLB	PLT	PLE	POL	POM	POT	PSY	PSM	RHY	SER	SIA	SIM	SIP	SPH	STR	TAB	TAE	TIP	UNI	VAL
LU4	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
BE2	S	15	0	2	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	2	13	0	5	0	6	0	0	0	0	0	0
EC1	S	0	0	2	0	1	23	1	0	0	0	0	0	5	0	1	5	1	0	308	1	0	0	0	0	284
CL4	ES	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	17	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0
BE1	RS	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
LU3	RES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
EC2	RES	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	1	1	0	1	8	0	0	3	1	0	0	0	2	3
EC5	RES	0	0	0	3	0	1	5	0	0	4	14	1	1	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	1	0

# Lexique



**Affluent :** qualifie un cours d'eau qui se jette dans un autre [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Aire de répartition :** zone bien délimitée géographiquement et altitudinalement, à l'intérieur de laquelle un taxon existe [*Grand Dictionnaire Terminologique*]. Tous les intermédiaires existent entre le *cosmopolitisme* (répartition mondiale) et l'*endémisme* (confinement à une aire géographique définie).

**Autoépuration :** ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques par lesquels un écosystème aquatique parvient à restaurer la qualité de ses eaux après une pollution ; on peut distinguer l'autoépuration vraie, se rapportant à la dégradation réelle de la matière organique, de l'autoépuration apparente comprenant la sédimentation ou le transfert à l'aval des polluants [*CERTU, 2002*].

**Bassin-versant :** territoire dont les eaux se déversent vers un lieu donné : cours d'eau, lac, ouvrage artificiel, etc [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Bioindicateur :** un bio-indicateur est un indicateur constitué par une espèce végétale, fongique ou animale ou par un groupe d'espèces (groupe éco-sociologique) ou groupement végétal dont la présence (ou l'état) renseigne sur certaines caractéristiques écologiques (c'est à dire physico-chimiques, microclimatique, biologiques et fonctionnelle) de l'environnement, ou sur l'incidence de certaines pratiques [*Wikipédia*].

**Caractéristique :** élément destiné à marquer, à distinguer ou à repérer [*Grand Dictionnaire Terminologique*]. Qui constitue le trait distinctif ou spécifique de quelque chose ou de quelqu'un. Ex : vitesse de courant de la rivière. Synonyme de *facteur*, *paramètre* ou *variable*.

**Chenal :** surface limite longitudinale comprenant le lit et les rives dans lesquels le liquide s'écoule avec une surface libre [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Chenalisation :** action qui consiste à modifier la morphologie d'un cours d'eau pour le rendre plus rectiligne et contraindre son écoulement (rectification, recalibrage, curage), correspondant à des travaux pour contrôler localement les crues, ou pour favoriser des

usages comme la navigation ou les loisirs nautiques. Les conséquences écologiques sont souvent importantes et irréversibles (baisse de la diversité des conditions physiques et donc des peuplements aquatiques) [*Glossaire internet Cemagref Lyon : <http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/glossaire.shtml>*].

**Colmatage** : obstruction progressive, partielle ou totale, du lit de la rivière, produite par les dépôts de sédiments.

**Communauté** : ensemble des êtres vivants entre lesquels existent des liens nombreux notamment d'interdépendance, de compétition ou de symbiose [*Grand Dictionnaire Terminologique*]. Synonyme de **peuplement**.

**Connectivité** : degré de non-fragmentation écologique des milieux et paysages [*Wikipédia*].

**Ecosystème** : ensemble d'un milieu naturel et des organismes qui y vivent [*Grand Dictionnaire Terminologique*]. L'écosystème est l'unité fonctionnelle de base en écologie, puisqu'il inclut à la fois les êtres vivants et l'habitat dans lequel ils vivent, avec toutes les interactions entre le milieu et les organismes.

**Effluent** : cours d'eau issu d'un lac ou d'un glacier [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Erosion** : action exercée par les agents climatiques (pluie, vent), souvent amplifiée par l'homme et qui a pour effet d'enlever la couche superficielle des sols et des roches argileuses. Usure que l'eau, le vent et certaines interventions de l'homme font subir au sol [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Espèce** : principale catégorie de la taxinomie qui regroupe des individus semblables qui peuvent généralement se reproduire entre eux. L'espèce est comprise entre le genre, la section ou la série et la variété. L'espèce constitue le deuxième terme des noms scientifiques dans la nomenclature binominale [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Etiage** : correspond à la période de débit faible, généralement l'été pour les régimes pluviaux [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Eutrophe** : se dit d'un milieu de capacité nutritive riche à très riche, c'est-à-dire riche en nutriments [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Eutrophisation** : enrichissement de l'eau, qu'elle soit douce ou saline, par des nutriments, en particulier par des composés d'azote et de phosphore, qui accélèrent la croissance d'algues et des formes plus développées de la vie végétale [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Faciès d'écoulement** : unité morphodynamique d'un cours d'eau, présentant une homogénéité longitudinale de la pente, de la surface de l'eau, et des distributions des hauteurs d'eau, des vitesses du courant, et de la granulométrie du substrat. La longueur d'un faciès peut varier d'une à quelques fois la largeur du lit mouillé. A titre d'exemple, on peut citer trois grands types de faciès contrastés : les *mouilles* (pente relativement faible, fortes hauteurs d'eau, faibles vitesses), les *rapides* (pente élevée, fortes vitesses du courant, substrat composé majoritairement de gros blocs) et les *plats* (pente moyenne, vitesses moyennes et uniformes, hauteurs d'eau plutôt faibles, profil en travers symétrique et régulier, granulométrie moyenne et homogène) [*Glossaire internet Cemagref Lyon*]

**Granulométrie** : répartition des éléments selon leur taille, dans le cas d'un matériau fractionné [*Wikipédia*].

**Hélophyte** : plante intermédiaire entre les types terrestre et aquatique, qui vit principalement dans les marécages gorgés d'eau, ou dans l'eau elle-même d'où émergent les rameaux portant feuilles et fleurs. Plante aquatique ou semi-aquatique pérenne adaptée aux espaces marécageux, dont les formes de durée sont constituées par des rhizomes enfouis au-dessous du niveau d'eau [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Hydrologie** : étude des variations spatiales et temporelles du débit des cours d'eau [*Glossaire internet Cemagref Lyon*]

**Hydrophyte** : plante qui croît dans l'eau et les sols saturés. Plante cryptophyte qui survit, pendant la saison la moins favorable à sa croissance, par des bourgeons au fond de l'eau; pendant la meilleure saison les parties végétatives restent dans l'eau, seules les

inflorescences et (ou) les fleurs dépassant la surface [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Lentique (ou lénitique) :** qualifie un milieu ou un habitat d'eau douce à vitesse nulle à très lente.

**Limnophile :** en parlant d'une espèce vivante, qui vit en eaux calmes. S'oppose à **rhéophile**.

**Lotique :** qualifie un milieu ou un habitat d'eau douce à vitesse rapide.

**Macroinvertébrés benthiques :** organismes dont la taille est supérieure à 500 µm, c'est-à-dire visibles à l'œil nu, qui peuplent le fond des cours d'eau et vivent à la surface ou dans les interstices du substrat. Il s'agit en grande partie de larves d'insectes, mollusques et vers [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Macrophytes :** végétaux aquatiques visibles à l'œil nu : algues, bryophytes (mousses), ptéridophytes (fougères), phanérogames (plantes à fleurs).

**Mésotrophe :** se dit d'un milieu de capacité nutritive moyenne, c'est-à-dire moyennement riche en nutriments [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Microhabitat :** conditions physiques observées au niveau de l'individu [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Oligotrophe :** se dit d'un milieu de faible capacité nutritive, c'est-à-dire pauvre en nutriments [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Ordre de drainage ou Rang de Strahler :** le rang est une expression de la dimension longitudinale d'un cours d'eau, en fonction des affluents (nombre et taille) qu'il a rencontré depuis sa source. Il permet de comparer les cours d'eau de même taille au sein d'un ensemble physiographique homogène [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Paysage :** portion de territoire, soumise au regard, qui se compose à la fois d'éléments naturels et d'éléments aménagés par et pour les activités humaines [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Peuplement :** ensemble des espèces animales ou végétales vivant dans un endroit donné. Ensemble des individus occupant une surface déterminée. [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Rhéophile :** se dit d'un organisme aquatique vivant (poisson ou invertébré) inféodé aux vitesses de courant élevées. On peut attribuer à une espèce donnée un degré de rhéophilie lié à sa préférence pour une gamme de vitesse déterminée [*Glossaire internet Cemagref Lyon*]. S'oppose à **limnophile**.

**Ripisylve :** formations végétales constituées par des arbres le long d'un cours d'eau. Synonyme de *forêt-galerie*, *végétation rivulaire*, ou *corridor végétal* [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Sédimentation :** séparation des particules en suspension de densité supérieure à celle de l'eau entraînant leur accumulation graduelle au fond du lit de la rivière et la clarification de l'eau [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Seuil :** structure morphologique qui regroupe des éléments grossiers et correspond à une augmentation de la pente

**Sinuosité :** rapport entre la longueur curviligne totale d'un cours d'eau dans sa vallée et la longueur de la vallée elle-même. Un cours d'eau est considéré comme *rectiligne* pour une sinuosité inférieure à 1.05 ; *sinueux* à *très sinueux* entre 1.25 et 1.5 et *méandrique* lorsque la sinuosité dépasse 1.5 [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Strahler (ordre ou rang) :** fait référence à la méthode de détermination du rang d'un cours d'eau, méthode communément retenue car simple à mettre en œuvre. Dans cette méthode, deux tronçons de même ordre qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre supérieur, tandis qu'un segment qui reçoit un segment d'ordre inférieur conserve le même ordre [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Substrat** : fond caillouteux (limons, argiles, sable, graviers, cailloux, pierres, blocs, rochers, dalles) des rivières dont la taille (granulométrie) est souvent décrite à partir d'observations visuelles ou mesurée à l'aide d'un gabarit ou d'un tamis. Le substrat est décrit par taches homogènes [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].

**Taxon** : élément d'une classification qui regroupe tous les organismes vivants ayant en commun certains caractères, de quelque rang qu'ils soient. Du plus petit au plus grand ensemble, on distingue généralement les taxons suivants : variété, sous-espèce, espèce, sous-genre, genre, tribu, sous-famille, famille, super-famille, sous-ordre, ordre, sous-classe, classe, sous-embranchement et embranchement (ou phylum) [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Vannage** : entraînement des éléments les plus fins d'un sédiment meuble par le courant d'un fluide [*Grand Dictionnaire Terminologique*].

**Zonation** : théorie ou modèle décrivant l'évolution longitudinale (amont-aval) des peuplements aquatiques en distinguant des zones homogènes en terme de paramètres physiques et de peuplements. En ce qui concerne les poissons, on distingue successivement, de l'amont vers l'aval, des zones à truites, ombres, barbeaux, puis brèmes. La zonation des cours d'eau la plus citée est celle de Huet (1949). Verneaux (1973) a complété cette notion et l'a formalisée grâce à des paramètres comme température, longueur, dureté et distance aux sources [*Glossaire internet Cemagref Lyon*].