

## Impacts de contaminants au niveau des communautés et conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes

### I.1. Introduction : les bases de l'écologie des communautés

En écologie, le terme « communauté » désigne des groupes d'espèces (populations) qui peuplent un même écosystème et qui sont susceptibles d'interagir directement ou indirectement les unes avec les autres, le sens et les conséquences de ces interactions pouvant varier fortement selon les espèces et les écosystèmes considérés. Les communautés sont impliquées dans différents processus écologiques essentiels pour le fonctionnement des écosystèmes : production primaire ou secondaire, consommation primaire ou secondaire, assimilation des nutriments par les microorganismes photosynthétiques, respiration microbienne, etc. Elles sont soumises à des facteurs de forçage biotiques et abiotiques complexes, parmi lesquels figurent parfois les substances toxiques issues des activités humaines. Les modifications de la structure et/ou du fonctionnement des communautés induites par ces substances peuvent donc avoir des conséquences sur divers processus écologiques et altérer de manière parfois importante les caractéristiques et le fonctionnement des écosystèmes concernés, allant même jusqu'à menacer leur pérennité.

Les communautés constituent donc un objet d'étude de choix pour l'écotoxicologie. Leurs réponses aux substances toxiques sont abordées aussi bien dans le cadre d'approches expérimentales (microcosmes ou mésocosmes par exemple) qu'en milieu naturel (en lien, notamment, avec des démarches de biosurveillance de la qualité des milieux). Si l'évaluation des effets sur la structure des communautés est demeurée

pendant longtemps l'approche privilégiée, notamment en lien avec le développement d'outils de bioindication, elle actuellement complétée par des démarches d'analyse des effets sur les processus et fonctions écologiques [REL 06].

## **1.2. Structure des communautés**

### **1.2.1. Déterminisme de la structure des communautés**

Plusieurs hypothèses, non mutuellement exclusives, peuvent être invoquées pour expliquer la composition spécifique d'une communauté. Selon certaines théories, l'assemblage des espèces en communautés serait dépendant des conditions environnementales, des caractéristiques de l'habitat et de leur variabilité, qui agirait comme des filtres ne sélectionnant qu'une fraction des espèces potentiellement tolérantes à partir d'un pool régional d'espèces. Chaque espèce est caractérisée par une certaine amplitude de tolérance aux variations des facteurs de l'environnement. Selon la théorie de la niche écologique formulée par Hutchinson [HUT 57], les espèces sont inscrites, en fonction de leur tolérance, dans un espace ou hypervolume à  $n$ -dimensions définies par des variables environnementales. La niche écologique potentielle des espèces correspond alors aux conditions environnementales qu'elles peuvent tolérer. La plasticité écologique des espèces (soit leur tolérance, soit l'étendue de leur niche écologique potentielle) suppose le recouvrement des niches des espèces, impliquant de fait certaines relations entre espèces [HUT 59, MAC 67]. Il existe une alternative théorique, la théorie neutraliste [HUB 01], qui fait abstraction de la notion de niche écologique. Elle ne fait intervenir que les propriétés des espèces, ainsi que les phénomènes de migration, spéciation et extinction. Elle semble surtout être vérifiée à grande échelle spatiale.

Les filtres environnementaux sont prépondérants à l'échelle locale (tronçon de cours d'eau, parcelle, etc.). Ils sélectionnent indirectement les espèces qui possèdent les traits adéquats et pertinents pour subsister dans ces conditions environnementales. Ces traits sont :

- des traits biologiques (= propriétés héritées et hérissables intrinsèques aux espèces) ;
- des traits écologiques (= type d'interactions avec le biotope).

Ils peuvent être caractérisés à partir de mesures continues quantitatives ou de critères qualitatifs [USS 00, VIL 08]. Les traits biologiques désignent généralement des caractéristiques fortement contraintes et invariables (mode de respiration ou de reproduction par exemple). Les mesures d'efficacité associées à ces traits (production d'œufs, succès à l'éclosion, voltinisme réalisé, taux de respiration, etc.) peuvent varier en fonction des caractéristiques environnementales. De même, les traits écologiques

peuvent présenter une forte variabilité en fonction des conditions environnementales (cas des ressources alimentaires utilisées par exemple).

À un instant  $t$  dans un habitat  $h$ , une communauté va présenter une diversité de traits d'histoire de vie potentiels. Parmi cet ensemble de traits potentiels, les paramètres de l'habitat peuvent jouer le rôle de filtre environnemental [WEB 10] sélectionnant les patrons de traits adaptés à l'habitat  $h$  au temps  $t$  (niches écologiques dites « réalisées »). L'assemblage d'une communauté donnée (= traits filtrés) correspond alors à la résultante de la sélection réalisée par le filtre environnemental sur le pool de traits potentiels que cette communauté posséderait si elle n'était pas soumise aux contraintes environnementales (= traits disponibles). Parmi les traits filtrés, certains, aussi appelés « traits de réponse », correspondent aux traits qui ont permis aux espèces qui les portent de ne pas être éliminées par l'effet de sélection du filtre environnemental. En plus de leur potentiel à expliquer comment les espèces répondent aux contraintes de l'habitat, les traits biologiques et écologiques peuvent aussi être considérés comme des indicateurs potentiels de la nature et de l'intensité des perturbations auxquelles les écosystèmes dans lesquels vivent ces espèces sont soumis [STA 10]. D'autres traits, appelés « traits d'effet », correspondent aux traits impliqués dans le fonctionnement des écosystèmes.

L'intérêt des traits biologiques et écologiques pour l'étude des communautés est de fournir une information synthétique sur les conditions environnementales du milieu et ainsi permettre de détecter d'éventuelles perturbations et évolutions de ces conditions. Cette approche pourrait aussi permettre de caractériser, par le biais des traits biologiques, les caractères physiologiques et les traits de vie des espèces adaptées à des conditions environnementales données. Cet intérêt s'étend aussi dans le cadre du développement d'approches de bioindication. Cette dernière est historiquement basée sur la structure des communautés et sur la caractérisation de la sensibilité des espèces qui les composent. Cependant, le développement de l'utilisation des traits et des méthodes de traitement de données ont permis l'intégration des traits bio-écologiques en bioindication, dans le cadre d'indices de bioindication spécifiques de certains toxiques (par exemple, la méthode *SPECies At Risk*, ou SPEAR [LIE 05]) ou en vue d'intégrer ces approches dans des indices multimétriques (par exemple I2M2 [MON 12]).

## **1.2.2. Réponses structurelles des communautés aux toxiques**

Les effets des toxiques sur la structure des communautés sont généralement de deux types [FLE 03] :

- les effets directs, principalement caractérisés par la mortalité d'une fraction des organismes dits sensibles. Certains effets sublétaux (c'est-à-dire les effets qui

n'entraînent pas immédiatement la mort, mais qui affectent globalement la valeur sélective, ou *fitness* des individus) peuvent aussi être considérés comme des effets directs (par exemple, perturbation de la reproduction) ;

– les effets indirects, qui affectent surtout les espèces peu ou pas sensibles aux toxiques. Ils regroupent les perturbations d'ordre trophique (par exemple, disparition d'une ressource alimentaire) et celles d'ordre écologique, liées à des modifications des relations de compétition entre espèces exploitant des ressources (habitat, nourriture, etc.) voisines, voire identiques. L'impact des effets indirects est d'autant plus important qu'ils concernent des espèces importantes pour le fonctionnement de l'écosystème.

Ces différents types d'effets peuvent se produire de manière combinée au sein d'une même communauté ou d'un même écosystème. Ils sont principalement liés à la sensibilité des organismes, mais leur nature et leur amplitude dépendent aussi des interactions au sein de la communauté (facteurs biotiques) et des caractéristiques de l'environnement (facteurs abiotiques).

### **I.3. Fonctionnement des écosystèmes**

#### **I.3.1. Des processus écologiques aux services écosystémiques**

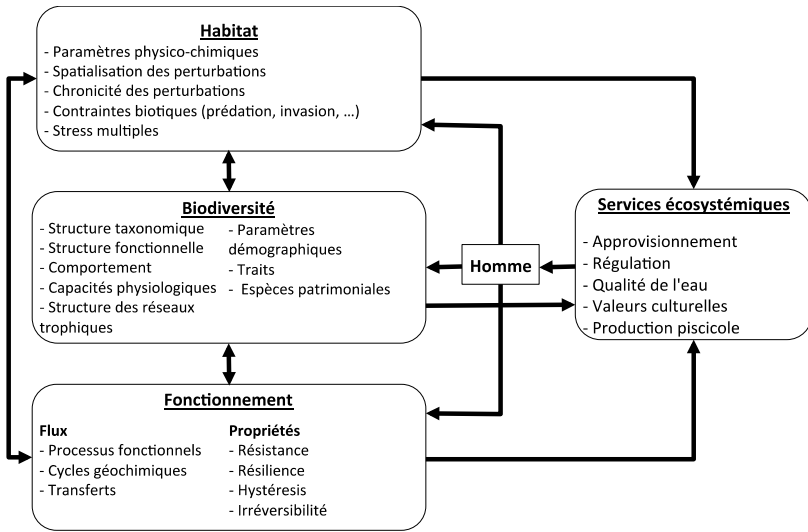
Tous les êtres vivants ont besoin d'énergie et de matière pour assurer leur croissance, leur survie et leur reproduction. Ils sont par conséquent les acteurs d'une grande variété de flux [BEG 06], soit de façon directe, soit indirectement en affectant les flux non biotiques. Le fonctionnement d'un écosystème peut être défini de manière simple comme « le flux de matière et d'énergie au travers des compartiments biotiques et abiotiques d'un écosystème » [DIA 01]. Ce fonctionnement est intimement lié aux caractéristiques de l'habitat et à la biodiversité, l'ensemble étant en relation avec les services écosystémiques exploités par les sociétés humaines (figure I.1) [COS 97].

Selon la classification établie par le *Millenium Ecosystem Assessment* [MEA 05], les services écosystémiques se répartissent en quatre catégories :

– services d'auto-entretien (non directement utilisés par l'homme, mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes : recyclage des nutriments, production primaire ; ils sont à la base des trois autres) ;

– services d'approvisionnement (ou de prélèvement ; ils conduisent à des biens appropriables : aliments, matériaux et fibres, eau douce, bioénergies, produits biochimiques et pharmaceutiques, etc.) ;

- services de régulation (capacité à moduler dans un sens favorable à l'homme des phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies, différents aspects du cycle de l'eau tels que les crues, les étiages, la qualité physico-chimique ou l'érosion, la qualité de l'air, la pollinisation, etc.) ;
- services culturels (utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles).



**Figure I.1.** Relations entre habitat, biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et services écosystémiques (modifié d'après [LEN 07] dans [AUB 11])

Le fonctionnement des écosystèmes étant largement dépendant des organismes, les services écosystémiques sont eux-mêmes dépendants de la biodiversité [CHA 00]. Les altérations de cette dernière par les substances toxiques peuvent donc avoir des conséquences néfastes sur les bénéfices attendus par l'Homme du fonctionnement des écosystèmes [HOO 05].

Les écosystèmes ne sont pas des entités isolées. Ils sont connectés les uns aux autres par des flux (de matière, d'énergie, d'organismes, d'information, etc.) et forment des entités ou des réseaux hiérarchisés d'échelle croissante, du paysage à la biosphère. Ces flux sont importants pour la dynamique de nombreuses espèces *via* l'existence d'un fonctionnement en métapopulation (ensemble de populations d'une même espèce, séparées spatialement ou temporellement et étant interconnectées par la dispersion [HAN 98]), mais aussi pour la dynamique des communautés (notion de « métacommunauté », qui s'applique à un ensemble de communautés liées par la dispersion

d'espèces susceptibles d'interagir entre elles [LEI 04]). Certains auteurs vont même jusqu'à parler de « métaécosystèmes » pour décrire un ensemble d'écosystèmes connectés par des flux d'énergie, de matière et d'organismes à travers leurs frontières [LOR 03]. Ce concept est applicable pour une large gamme d'échelles et ne nécessite pas forcément une contiguïté entre écosystèmes. Il s'applique aussi à des ensembles d'écosystèmes distants, organisés en réseaux par des connexions permettant une certaine complémentarité fonctionnelle entre composants, même si dans le cas le plus général, les métaécosystèmes sont des clusters d'écosystèmes adjacents de nature différente.

### **1.3.2. Altération du fonctionnement des écosystèmes par les substances toxiques**

Le fonctionnement des écosystèmes peut être significativement altéré par les substances toxiques, et ce de manière directe ou indirecte *via* les effets sur les organismes ou leur habitat, et leurs conséquences sur les interactions entre les différents groupes fonctionnels qui constituent les réseaux trophiques (producteurs primaires, consommateurs de différents ordres, etc.) [PIS 09, SCH 07, SCH 11]. Par le jeu des relations trophiques, les impacts observés aux niveaux inférieurs des réseaux trophiques peuvent se propager (mécanisme de type *bottom-up*) jusqu'aux niveaux les plus élevés (prédateurs, superprédateurs). Des modifications de la compétition entre consommateurs peuvent aussi avoir des conséquences non seulement au sein du niveau auxquels ils appartiennent, mais aussi sur les autres compartiments du réseau, par des mécanismes de type *bottom-up* ou au contraire *top-down*.

Comme cela a été évoqué précédemment, il est nécessaire d'aborder ces questions non pas à l'échelle d'un site ou d'un écosystème isolé, mais en intégrant les différentes échelles, spatiales et temporelles, pertinentes pour la compréhension et l'analyse des processus écologiques et de leurs perturbations par les substances toxiques. C'est l'objectif d'un des domaines de recherches en écotoxicologie, l'écotoxicologie du paysage, pour comprendre comment le paysage peut moduler le transfert et les effets des substances toxiques [FRI 11].

### **1.4. Caractériser la structure et le fonctionnement des communautés et des écosystèmes**

La caractérisation de la structure et du fonctionnement des communautés et des écosystèmes fait le plus souvent appel à la mesure de différents paramètres ou métriques. Une métrique, aussi souvent appelée indice, est une grandeur calculée qui décrit certains aspects de la structure, de la fonction ou de toute autre caractéristique

des objets écologiques et qui change de valeur en réponse à une modification de l'environnement, notamment suite à un impact des activités humaines [BAR 95]. Certaines métriques sont considérées comme généralistes, car elles peuvent être utilisées sur tout type de communauté et sont non spécifiques d'un type de perturbation particulier.

Les approches correspondantes appartiennent à deux catégories :

- les approches structurelles, qui font essentiellement référence à la biodiversité interspécifique des communautés ;
- les approches fonctionnelles, dans lesquelles l'objectif est de mesurer directement ou indirectement certains processus [GES 02].

Les méthodes basées sur la caractérisation de la structure fonctionnelle des communautés se situent à l'interface de ces deux catégories.

Parmi les principales métriques utilisées figurent :

- les descripteurs quantitatifs de la structure taxonomique (indice de diversité, d'équitabilité, de dominance, etc.) ;
- les métriques relatives aux groupes fonctionnels trophiques (définis selon le type de nourriture exploité et les modes de prise alimentaire des espèces) ;
- les indices de diversité fonctionnelle ;
- les mesures quantitatives de production primaire ou secondaire ;
- la mesure de la vitesse de fragmentation de la matière organique (litière par exemple) ;
- des indices spécifiques d'un type de toxique, par exemple ceux de l'approche SPEAR<sup>1</sup> évoquée précédemment.

## 1.5. Présentation du contenu de l'ouvrage

Le [chapitre 1](#) présente les approches développées dans le cadre de l'écotoxicologie microbienne aquatique pour appréhender les effets des substances toxiques sur la structure et le fonctionnement de ce compartiment essentiel pour le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Il aborde notamment la problématique des descripteurs utilisables pour traduire les capacités d'adaptation des communautés microbiennes aux contaminants (concept PICT, *Pollution Induced Community Tolerance*).

---

1. SPEAR : *SPEcies At Risk*.

Le [chapitre 2](#) traite du cas particulier de l'impact toxique d'origine biologique lié à la présence de cyanobactéries produisant des métabolites toxiques dans les milieux aquatiques, en présentant notamment leurs impacts sur les organismes et le fonctionnement des écosystèmes.

Le [chapitre 3](#) aborde une communauté souvent ignorée, celle des microalgues et cyanobactéries édaphiques, qui constituent la première interface microbienne sol-atmosphère. Leur abondance et leur diversité permettent d'envisager d'utiliser ces organismes comme bioindicateurs en milieu terrestre.

Le [chapitre 4](#) est consacré aux biofilms de microorganismes phototrophes et à leur utilisation comme outil d'évaluation de perturbations des milieux aquatiques, que ce soit dans le cadre d'approches expérimentales ou dans celui de la biosurveillance des milieux.

Le [chapitre 5](#) revient sur la problématique des conséquences des toxines produites par les cyanobactéries, en abordant de manière ciblée la question des interactions avec la communauté zooplanctonique dans les milieux lenticues.

Le [chapitre 6](#) aborde la question des impacts d'une catégorie de contaminants, les pesticides, sur les communautés de microalgues planctoniques marines, avec une attention particulière portée au cas des zones côtières et estuariennes.

Le [chapitre 7](#) est consacré aux sols et plus particulièrement à l'évaluation des effets des substances toxiques sur une communauté d'organismes au rôle-clé pour le fonctionnement des sols, les vers de terre.

Le [chapitre 8](#) traite de la question de l'existence du lien possible entre la présence de pesticides dans l'environnement et le déclin des populations d'abeille domestique en replaçant cette problématique dans le contexte de l'ensemble des facteurs de stress auxquels les colonies peuvent être soumises.

Le [chapitre 9](#) présente un domaine de recherche encore assez peu développé qui est celui des interactions pathogènes/polluants, en abordant notamment le rôle possible des parasites dans le transfert de polluants dans les réseaux trophiques, et l'utilisation des parasites comme bioindicateurs.

Le [chapitre 10](#) illustre la prise en compte d'une échelle spatiale originale et encore peu abordée qui est celle du paysage, échelle indispensable pour comprendre les conséquences des substances toxiques sur certaines espèces, notamment les vertébrés terrestres.



Le [chapitre 11](#) porte sur le rôle possible des contaminants de l'environnement sur la structure et le fonctionnement des communautés de végétaux supérieurs en abordant notamment leur implication en tant que filtre environnemental et leurs conséquences sur les traits rencontrés chez les espèces végétales.

Le [chapitre 12](#) présente les défis actuels de l'écotoxicologie des sols et de l'écotoxicologie terrestre pour se réappropriier certains concepts, notamment issus de l'écologie, afin de définir des stratégies pour mieux identifier les tendances sur le long terme et envisager le développement d'approches multicritères pour identifier les relations de causalité entre présence et effet de toxiques et fonctionnement de l'écosystème.

Le [chapitre 13](#) a pour objet de présenter un exemple d'approches expérimentales en microcosme de laboratoire et leur couplage avec des démarches de modélisation.

Le [chapitre 14](#) présente un cas d'étude en écotoxicologie aquatique sur l'exposition des communautés aux contaminants et les conséquences sur le fonctionnement de ces écosystèmes.

## I.6. Bibliographie

- [AUB 11] AUBER A., Evaluation expérimentale des réponses structurelles et fonctionnelles des communautés d'invertébrés aquatiques aux stress induits par des programmes de protection sanitaire, Thèse de doctorat, Agrocampus Ouest, 2011.
- [BAR 95] BARBOUR M.T., STRIBLING J.B., KARR J.R., « Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition », dans DAVIS W.S., SIMON T.P. (dir.), *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 1995.
- [BEG 06] BEGON M., TOWNSEND C.R., HARPER J.L., *Ecology: from Individuals to Ecosystems*, Blackwell, Malden, 2006.
- [CHA 00] CHAPIN F.S., ZAVALETA E.S., EVINER V.T. *et al.*, « Consequences of changing biodiversity », *Nature*, n° 405, p. 234-242, 2000.
- [COS 97] COSTANZA R., D'ARGE R., DEGROOT R. *et al.*, « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, n° 387, p. 253-260, 1997.
- [DIA 01] DÍAZ S., CABIDO M., « *Vive la différence* : plant functional diversity matters to ecosystem processes », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 16, n° 11, p. 646-655, 2001.

- [FLE 03] FLEEGER J.W., CARMAN K.R., NISBET R.M., « Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems », *Science of the Total Environment*, vol. 317, n° 1-3, p. 207-233, 2003.
- [FRI 11] FRITSCH C., COEURDASSIER M., GIRAUDOUX P. *et al.*, « Spatially explicit analysis of metal transfer to biota : Influence of soil contamination and landscape », *PLoS One*, vol. 6, n° 5, 2011.
- [GES 02] GESSNER M.O., CHAUVET E., « A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity », *Ecological Applications*, vol. 12, n° 2, p. 498-510, 2002.
- [HAN 98] HANSKI I., *Metapopulation Ecology*, Oxford University Press, Oxford, 1998.
- [HOO 05] HOOPER D.U., CHAPIN S., EWEL J.J. *et al.*, « Effects of biodiversity on ecosystem functioning : A consensus of current knowledge », *Ecological Monographs*, vol. 75, n° 1, p. 3-35, 2005.
- [HUB 01] HUBBELL S.P., *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*, Princeton University Press, Princeton, 2001.
- [HUT 57] HUTCHINSON G.E., « The multivariate niche », *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, n° XXII, 1957.
- [HUT 59] HUTCHINSON G.E., « Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals », *The American Naturalist*, vol. 93, n° 870, p. 145-159, 1959.
- [LEI 04] LEIBOLD M.A., HOLYOAK M., MOUQUET N. *et al.*, « The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology », *Ecology Letters*, vol. 7, n° 7, p. 601-613, 2004.
- [LEN 07] LENSU R., BORNETTE G., CHAUVET E. *et al.*, Rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes, Rapport, Prospective INSU, 2007.
- [LIE 05] LIESS M., VON DER OHE P.C., « Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 24, n° 4, p. 954-965, 2005.
- [LOR 03] LOREAU M., MOUQUET N., HOLT R.D., « Meta-ecosystems : a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology », *Ecology Letters*, vol. 6, n° 8, p. 673-679, 2003.
- [MAC 67] MACARTHUR R.H., LEVINS R., « The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species », *The American Naturalist*, vol. 101, n° 921, p. 377-385, 1967.
- [MEA 05] MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, Island Press, Washington, 2005.
- [MON 12] MONDY C.P., VILLENEUVE B., ARCHAIMBAULT V. *et al.*, « A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach », *Ecological Indicators*, n° 18, p. 452-467, 2012.

- 
- [PIS 09] PISCART C., GENOEL R., DOLEDEC S. *et al.*, « Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams », *Environmental Pollution*, vol. 157, n° 3, p. 1011-1018, 2009.
- [REL 06] RELYEA R., HOVERMAN J., « Assessing the ecology in ecotoxicology : a review and synthesis in freshwater systems », *Ecology Letters*, vol. 9, n° 10, p. 1157-1171, 2006.
- [SCH 07] SCHÄFER R.B., CAQUET T., SIMES K. *et al.*, « Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe », *Science of the Total Environment*, vol. 382, n° 2-3, p. 272-285, 2007.
- [SCH 11] SCHÄFER R.B., KEFFORD B.J., METZELING L. *et al.*, « A trait database of stream invertebrates for the ecological risk assessment of single and combined effects of salinity and pesticides in South-East Australia », *Science of the Total Environment*, vol. 409, n° 11, p. 2055-2063, 2011.
- [STA 10] STATZNER B., BÊCHE L.A., « Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems ? », *Freshwater Biology*, vol. 55, n° 1, p. 80-119, 2010.
- [USS 00] USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. *et al.*, « Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates : how to use species trait databases ? », *Hydrobiologia*, vol. 422, n° 0, p. 153-162, 2000.
- [VIL 08] VILLÉGER S., MASON N.W.H., MOUILLOT D., « New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology », *Ecology*, vol. 89, n° 8, p. 2290-2301, 2008.
- [WEB 10] WEBB C.T., HOETING J.A., AMES G.M. *et al.*, « A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology », *Ecology Letters*, vol. 13, n° 3, p. 267-283, 2010.