



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'université Paul Sabatier – Toulouse III
Discipline ou spécialité : Ecologie des systèmes aquatiques

Présentée et soutenue par Heliott Touron Poncet

Le 14 Janvier 2014

Titre : Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques des rivières de la Guadeloupe et réponses aux perturbations anthropiques

JURY

Sebastien Brosse (président du jury)
Régis Céréghino (directeur de thèse)
Nicolas Bargier (examineur)
Benoit Sautour (rapporteur)
Christian Desvillettes (rapporteur)

Ecole doctorale S2U2E
Unité de recherche : Ecolab
Directeur(s) de Thèse : Régis Céréghino
Rapporteurs : Christian Desvillettes et Benoit Sautour

Avant propos :

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une convention Ecolab-Asconit Consultants. A cette occasion, j'ai été embauché avec un contrat à durée indéterminée dans le bureau d'études Asconit consultants. Cette thèse a reçu le soutien financier de l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie dans le cadre du programme des thèses CIFRE (Conventions Industrielles de Formation par la Recherche).

Le travail de terrain s'est déroulé en Guadeloupe, avec l'appui logistique de la société Asconit Consultants, qui m'a accueilli dans ses locaux (en Martinique et en Guadeloupe) durant la thèse. Mon poste était basé en Martinique.

Les maîtres d'œuvres de ce programme d'étude ont été la Direction de l'Environnement, de l'aménagement et du logement (DEAL Guadeloupe) et l'Office De l'Eau (ODE Guadeloupe), en collaboration avec la DEAL Martinique et l'Office De l'Eau (ODE Martinique).

Résumé

Les communautés aquatiques (algues, invertébrés, poissons) sont utilisées depuis plusieurs décennies pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau. Des méthodes pratiques pour calculer des indices biotiques ont été conçues (ex. indices basés sur la diversité des macroinvertébrés), et adaptées pour être appliquées en routine par les gestionnaires des milieux aquatiques. Ces méthodes standardisées ne tenaient pas compte d'un référentiel correspondant à l'état "normal" des communautés concernées. Les approches récentes basées sur le concept de l'intégrité de l'écosystème et sur la biodiversité semblent plus prometteuses pour la gestion intégrée de l'eau. Au cours de la dernière décennie, la Directive Cadre Européenne sur l'eau 2000/60/CE (DCE) a ainsi suscité un nombre important de travaux qui ont conduit à une redéfinition d'outils de bioindication prenant en compte la notion d'écart à la référence. Les méthodes de diagnostic écologique à présent en vigueur en Europe continentale ne sont cependant pas directement transférables aux Départements et Territoires d'Outre Mer, où les contextes biogéographiques et climatiques d'une part, et le manque de connaissance de la faune d'autre part, ne permettent pas d'appliquer les protocoles prescrits.

Nous avons développé un indice de bioindication DCE-compatible adapté aux rivières de la Guadeloupe. Le développement de cet indice a nécessité plusieurs étapes au préalable, il a fallu approfondir la connaissance de la faune, pour ensuite définir une biotypologie sur la Basse-terre de la Guadeloupe. Nos résultats mettent en évidence l'importance de l'occupation du sol et la géomorphologie dans la définition de trois sous-régions écologiques (clusters) pour les invertébrés benthique. A partir de ce travail, il a été possible de créer un indice multi-métrique (IBMA-971) pour évaluer la qualité écologique des rivières. Parmi 411 métriques (transformées en ratio de qualité écologique), nous avons sélectionné les métriques présentant une forte efficacité de discrimination, une faible spécificité et une forte stabilité en condition de référence. Cet indice se compose de 6 métriques issues de la diversité taxonomique, de la richesse, de l'abondance et de la préférence pour un substrat. A partir d'un jeu de donnée test, nous avons trouvé que l'IBMA-971 était sensible à un large panel d'impacts anthropiques. Cet indice montre qu'il est applicable aux îles voisines dans la même région biogéographique. En parallèle, une étude de prélèvement alternative des macroinvertébrés a été testée avec cet indice pour la première fois dans les Antilles. Nos résultats mettent en évidence que les

substrats artificiels peuvent permettre d'accéder rapidement à la qualité écologique d'une rivière, ce qui peut être une méthode prospective pour des études pilotes.

Abstract

Aquatic communities (algae, invertebrates, fish) have been used for decades to assess the biological quality of rivers. Practical methods to calculate biotic indices have been designed (e.g., based on macroinvertebrate diversity indices) to be applied routinely by managers of aquatic environments. These standardized methods did not reflect a repository corresponding to the "reference" state of the communities to be expected under natural conditions.. During the last decade, the European Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) has prompted a large number of works that have led to a redefinition of biomonitoring tools. One of the newer approaches to assessing the ecological quality of rivers within the Framework is the Reference Condition Approach (RCA), where ecological health is defined in terms of similarity to an undisturbed ("reference") state. Although new, RCA-based bioassessment tools are now implemented in continental Europe, these methods are not directly transferable to EU's Overseas Territories, where biogeographic and climatic conditions on the one hand, and lack of knowledge of the fauna on the other hand do not allow to apply current EU standards. We designed a WFD-compliant biomonitoring index adapted to rivers of Guadeloupe (French Lesser Antilles). The development of this index required to deepen our knowledge of the fauna, and then to define a biotypology of rivers. Our results highlight the importance of land use and geomorphology in the definition of three ecological sub-regions (clusters) for benthic invertebrates. Based on this work, it was possible to create a multi-metric index (IBMA-971) to evaluate the ecological quality of rivers. Among 411 metrics (transformed into ecological quality ratio), we selected metrics with a high efficiency of discrimination, poor specificity and high stability under reference conditions. This index consists of 6 metrics derived from taxonomic diversity, richness, abundance and preference for substratum types. From a set of test data, we found that the IBMA-971 was sensitive to a wide range of anthropogenic impacts. This index proved applicable to islands from the same biogeographical region. In addition, an alternative (cost-effective and less time consuming) sampling method for the calculation of the IBMA was tested. Our results demonstrate that artificial substrates allow a quick assessment of ecological quality in Guadeloupe .

Remerciements

Je tiens à remercier les nombreuses personnes qui ont permis la réalisation de cette thèse car c'est avant tout le fruit d'un travail collectif.

En tout premier lieu, je tiens à remercier Serge Rochepeau et Jean-Paul Mallet pour m'avoir confié cette thèse au sein d'Asconit Consultants.

Je remercie Régis Céréghino d'avoir accepté d'être mon directeur de thèse et de m'avoir accueilli à Ecolab. Par la même occasion, je remercie Nicolas Bargier d'avoir co-encadré ce projet. Merci pour la disponibilité et la confiance que vous avez eu pour moi.

Je remercie Sophie Glépin (Deal Guadeloupe), Sophie Kanor (ODE Guadeloupe), Corinne Figueras (Deal Martinique), Julie Gresser (ODE Martinique), Pascal Marras (Deal Martinique) et Olivier Monnier (Onema) pour leur disponibilité et leur volonté dans ce projet.

Je remercie Virginie Archaimbault pour son soutien depuis mon stage de master 2 et sa précieuse expertise sur le terrain pour cette thèse.

Je remercie vivement Caroline Bernadet, ma « collègue de thèse » pour avoir aidé mon installation en Martinique et pour avoir travaillé de pair avec moi sur la production scientifique.

J'adresse mes remerciements à toute l'équipe d'Asconit que j'ai connue pour l'aide sur le terrain ou pour leur soutien (Anne, Catherine, Charlotte, Estelle, Fanny, Hoel, Julien, Marion, Marta, Philippe A., Philippe B., Sylvain, Virginie). Merci aussi à Asconit Toulouse pour m'avoir accueilli au début du projet et participé à la phase de laboratoire (Christian, Pascal, Christelle, Marjory et tous les « trieurs »...). Merci à toute l'équipe administrative sur Lyon (Audrey, Dominique, Sandrine...).

Je remercie Mathieu d'Hydreco pour le soutien technique sur le terrain et au laboratoire.

Je remercie l'équipe d'Ecolab pour l'accueil et notamment Arthur pour le SIG et Anthony (Dynafor) pour le soutien sur « R ».

Je remercie vivement Jean-Pierre Pointier et Patrice David (CEFE) pour leur disponibilité et pour « le livre » sur les mollusques, ainsi que Christophe Piscart (LEHNA) pour avoir regardé les Amphipodes.

Je ne peux évidemment pas oublier de remercier la coloc de Tivoli Nord pour tout ce que vous m'avez apporté depuis plus de deux ans : les anciens (Raf, Davy, Julien, Gatien, Audrey, Fred, Swami) - les actuels (Audrey, Emilie, Romain, Marlène, Jérôme, Stéphane, les chats) ; les copains de Lyon (Tom, Babs, ML et toute la clique), le « 103 » (Anaïs et les Marie), Maminou et Papinou, la famille Emmanuel, la Jah familia, les couchsurfeurs et autres « squateurs ». Merci spécial à Anaïs pour la relecture. Sans vous cette thèse n'aurait pas du tout été la même - *Tivoli pa moli frè mwen*

Je remercie ma famille et plus particulièrement ma mère pour son soutien, son dévouement et ses encouragements depuis le début de mes études. Une immense pensée pour mes grands-parents.

Sommaire

INTRODUCTION GENERALE.....	14
1. MATERIEL ET METHODES	28
1.1. Description de la zone d'étude :	29
1.1.1. L'archipel de la Guadeloupe	29
1.1.2. Géomorphologie	30
1.1.3. Climat et précipitations.....	31
1.1.4. Le réseau hydrographique	32
1.1.5. Hydrologie.....	34
1.1.6. Pressions anthropiques sur les cours d'eau :	35
1.1.7. Typologie de la Guadeloupe.....	36
1.2. Description des sites d'études	37
1.2.1. Historique des réseaux en Guadeloupe :	37
1.2.2. Le principe du choix des stations pour l'étude :	38
1.3. Caractérisation des sites d'études :	43
1.3.1. Qualité physico-chimique de l'eau.....	43
1.3.2. Données topographiques et occupation des sols.....	48
1.3.3. Techniques de prélèvements :	48
1.3.4. Prélèvements au carême :	50
1.3.5. Tri et détermination des organismes :	50
1.3.6. Les traits d'histoire de vie	51
2. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES MACROINVERTEBRES DES ANTILLES FRANÇAISES	55
2.1. Introduction	56
2.2. Material and methods	57
2.3. Results	60
2.4. Discussion	82
3. DEFINITION D'UNE BIO-TYPOLOGIE GUADELOUPEENNE A PARTIR DES MACROINVERTEBRES.....	87

3.1.	Introduction	89
3.2.	Methods	91
3.2.1.	Study area and sampling sites.....	91
3.2.2.	Environmental variables	92
3.2.3.	Invertebrate sampling	93
3.3.	Data analysis.....	94
3.4.	Results	96
3.4.1.	Classification of sampling sites	96
3.4.2.	Macroinvertebrate diversity.....	98
3.5.	Discussion	100
4.	VERS UN NOUVEL OUTIL DE BIO-EVALUATION DES COURS D'EAU	
	GUADELOUPEEN	109
4.1.	Introduction	110
4.2.	Définition du statut des stations (LIRRs ou IRRS)	112
4.3.	Caractérisation de la qualité de l'eau et de l'habitat des groupes.....	113
4.4.	Présentation des métriques :.....	118
4.5.	Normalisation des métriques	119
4.6.	Valeur de référence	119
4.7.	Calcul des EQR	121
4.8.	Sélection des métriques pertinentes.....	122
4.8.1.	Quatre critères de sélection	122
4.8.2.	Résultat de la sélection des métriques finales :	123
4.9.	Calcul de l'indice (IBMA-971)	124
4.10.	Classes écologiques	127
4.11.	Test de l'indice	129
4.12.	Cartes d'état.....	129
4.13.	Conclusion.....	132
5.	METHODE DE BIOEVALUATION ALTERNATIVE AVEC DES SUBSTRATS	
	ARTIFICIELS.....	136
5.1.	Introduction	137

5.2. Matériel et méthode.....	138
5.3. Résultats	142
5.4. Discussion	150
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	154
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	160
LISTE DES FIGURES.....	180
LISTE DES TABLEAUX	182
ANNEXES.....	183

Introduction générale

En rivière, la Directive Européenne 2000/60/CE (DCE) a établi un cadre pour une politique communautaire de gestion de la ressource en eau et défini les objectifs environnementaux à atteindre pour l'ensemble des eaux de surface. Cette directive a été transposée en droit français par la loi du 21 Avril 2004. Depuis 2006 la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) est la loi fondamentale qui régit la gestion quantitative de la ressource en eau en vue de préserver les milieux aquatiques.

Pour les eaux superficielles, l'objectif environnemental principal inscrit dans les plans de gestion des districts hydrographiques est le bon état des eaux au plus tard en 2015. Le Schéma Directeur de Gestion et d'Aménagement des Eaux (SDAGE) est l'instrument français de mise œuvre de la politique communautaire dans le domaine de l'eau. Ces Schémas présentent la classification de l'état des masses d'eau et définissent les mesures de gestion à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs en fin de plan.

La DCE définit le bon état d'une eau de surface quand son état chimique et son état écologique sont au moins bons. Ce bon état est défini comme un écart « léger » à une situation de référence, correspondant à des milieux non ou très faiblement impactés par l'homme. L'état chimique est destiné à vérifier le respect des normes de qualité environnementale (NQE) fixées par des directives européennes. Cet état chimique comporte 2 classes, respect ou non respect des NQE. Il est défini sur la base des concentrations de 41 substances chimiques (8 substances dangereuses de l'annexe IX de la DCE et 33 substances prioritaires de l'annexe X de la DCE). L'état écologique intègre des paramètres biologiques et des paramètres chimiques (polluants spécifiques) ainsi que des paramètres physico-chimiques et hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques. Il se décline en cinq classes (très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais). La DCE ne définit pas précisément la nature et les valeurs seuils de ces paramètres, cette définition revient à chaque état membre. En France, les premiers éléments d'interprétation de la notion de bon état ont été définis par la circulaire du 18 juillet 2005.

Par rapport aux pratiques actuelles, la DCE introduit plusieurs notions essentielles qui impactent les méthodes d'évaluation d'état, mais également les pratiques de surveillance :

- L'obligation de mise en place de programmes de surveillance : Pour suivre l'évolution de l'état des eaux au cours des plans de gestion et évaluer les résultats obtenus par la mise en œuvre des mesures, la DCE demande que les Etats membres conduisent des

programmes de surveillance de l'état des eaux (article 8). Ces programmes doivent permettre de dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque district hydrographique.

- La biologie devient essentielle dans le suivi et l'évaluation de l'état. Les paramètres biologiques ont une importance au moins équivalente à celle des paramètres chimiques. L'état de l'eau n'est donc plus évalué par rapport à différents usages, comme cela était usuellement pratiqué (comme par exemple dans le cadre du SEQ eau), mais au regard du seul fonctionnement biologique des systèmes aquatiques.
- Pour évaluer cet état écologique, la DCE introduit la notion d'écart par rapport à une situation de référence. L'état écologique est jugé d'autant plus mauvais que les valeurs des paramètres biologiques s'éloignent des conditions de référence. Ces conditions correspondent à des milieux non ou très peu perturbés.

Les conditions de référence pouvant naturellement varier entre cours d'eau, la DCE introduit la notion de typologie des eaux. Cette typologie, basée sur les facteurs majeurs influençant le fonctionnement des cours d'eau à l'échelle du territoire (notamment la géologie, le climat, l'altitude et la biogéographie) permet de prendre en compte les principaux facteurs d'hétérogénéité des conditions de référence (et aussi des réponses aux pressions). En France métropolitaine, un tel travail réalisé par Wasson *et al.* (2002) a conduit à la définition de 22 hydroécorégions. Les hydroécorégions sont des zones homogènes au regard de déterminants primaires du fonctionnement des cours d'eau (relief, géologie, climat). L'homogénéité de l'évaluation de l'état écologique au sein des Etats membres est enfin garantie par une intercalibration et/ou une normalisation des méthodes et outils mis en oeuvre (annexe V de la DCE).

Les éléments de qualité biologique (EQB) à intégrer dans l'évaluation de l'état écologique permettent d'obtenir une vision globale du fonctionnement des cours d'eau en prenant en compte la quasi totalité de la chaîne trophique. Les communautés aquatiques végétales et animales (invertébrés et poissons) deviennent des *juges de paix* (Roche *et al.*, 2005), le bon état écologique se comprenant alors comme le bon fonctionnement écologique.

Bien que la DCE ait également vocation à s'y appliquer dans les meilleurs délais, la situation est beaucoup plus complexe dans les Départements et Régions d'Outre-Mer (DROM). Les schémas typologiques de référence mis au point en Europe continentale ne s'appliquent pas aux DROM, où les contextes biogéographiques et climatiques d'une part, et le manque de

connaissance de la faune d'autre part, ne permettent pas d'appliquer les directives communautaires. Il est donc impératif de dégager des schémas typologiques explicites (classification biologique des cours d'eau, états de référence, impact des perturbations) qui permettront ensuite de proposer des outils de surveillance biologique répondant aux exigences de la DCE (Wasson *et al.*, 2004).

Les macroinvertébrés benthiques des cours d'eau sont l'un des maillons biologiques clés identifiés par l'Union Européenne pour diagnostiquer l'état écologique des cours d'eau dans tous les Etats membres. Au niveau du territoire français métropolitain, l'antériorité de la connaissance écologique des espèces, la constitution de référentiels de données importants et la mise au point d'un indice invertébrés désormais bien calé (Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)) permettent de définir et d'évaluer ce bon état écologique (AFNOR, 2004).

Cependant l'adaptation des méthodes de bioévaluation basées sur les invertébrés aux exigences de la DCE implique l'évolution de l'indice IBGN actuel, relativement pauvre en informations, vers un nouvel indice. Deux critères sont particulièrement importants et applicables à l'ensemble des EQB :

- Obligation de réaliser l'évaluation par rapport à une situation de référence, ce qu'on appelle l'écart à la référence.
- L'évaluation doit prendre en compte la typologie des masses d'eau

Dans le cas de macro-invertébrés, il est préconisé en plus de prendre en compte des métriques ayant trait à l'abondance, la diversité ainsi que les ratios entre taxons sensibles et taxons tolérants dans les communautés (European Council, 2000).

L'expression des résultats en ratio de qualité écologique (EQR), rapport entre la valeur observée du paramètre biologique et la valeur de ce paramètre dans les « conditions de référence » (c'est-à-dire en l'absence de pression humaine), assure pour chaque état membre la comparabilité des résultats.

Sur ces recommandations, le ministère de l'environnement a décidé d'initier le développement d'une nouvelle méthode de bio-évaluation. Son élaboration a nécessité au préalable la définition d'un nouveau protocole de prélèvement et de traitement des échantillons qui a été testé dans le cadre du réseau de référence (AFNOR, 2009 et 2010). Ce protocole permet le calcul de l'IBGN qui restera la méthode officielle d'évaluation de l'état écologique au moins pendant une période transitoire. Ce diagnostic repose sur un nombre plus

élevé de prélèvements unitaires (12 au lieu de 8) et une détermination plus précise des organismes benthiques au moins pour certains groupes (Genre au lieu de la Famille).

Depuis 2012 pour la métropole, un nouvel outil de calcul DCE-compatible est disponible sous la forme d'un indice multimétrique (I_2M_2 , Mondy *et al.*, 2012). Un indice multimétrique est composé de métriques décrivant la composition et la structure des communautés d'invertébrés. Dans le cas de l' I_2M_2 , cinq métriques ont été sélectionnées (trois métriques taxonomiques et deux traits biologiques).

Application de la surveillance au titre de la DCE en Guadeloupe

Depuis quelques années, les services gestionnaires de la qualité de l'eau en Guadeloupe ont pris conscience de la valeur de la ressource en eau et de la fragilité de ce milieu, face aux impacts anthropiques croissants : les effluents d'origine domestique et agricole toujours plus importants, ne permettent plus l'autoépuration de la rivière.

Jusqu'en 1995, l'ensemble des directives et décisions prises dans le domaine de l'eau suit une approche sectorielle selon le type de milieu, le type d'usage, ou le type de nuisance. La DCE introduit un objectif beaucoup plus large, celui de la protection des ressources et des milieux aquatiques.

Cependant, en Guadeloupe, deux spécificités majeures rendent difficile la mise en place du programme de surveillance des eaux de surface demandé par la Directive Cadre Européenne (DCE) :

- un contexte géographique, climatique et historique de type tropical très différent de celui de la métropole qui rend difficile l'utilisation des outils de diagnostic métropolitains dans les cours d'eau guadeloupéens,
- une connaissance des organismes aquatiques insuffisante pour mettre en place de tels outils de diagnostic.

Les cours d'eau guadeloupéens ont une production primaire très faible au niveau des zones amont, ajoutée à une longueur réduite des cours d'eau (maximum 39 km pour la Grande rivière à Goyaves). Les eaux sont très pauvres en nutriments, à l'exception d'un apport allochtone de débris végétaux. Ces eaux deviennent plus riches en nutriments au fur et à mesure que l'on descend vers l'aval. Ceci permet l'établissement d'un plus grand nombre d'espèces grâce à une augmentation de l'hétérogénéité du milieu et des niches exploitables (Hostache, 1977). Les processus écologiques dans les cours d'eau tropicaux semblent régis

par les mêmes variables importantes que pour les cours d'eau en zone tempérée mais il n'y a pas de modèle écologique réellement applicable car la plupart des théories issues des zones tempérées ne concernent pas les mêmes échelles de cours d'eau (ex : « River continuum concept » (Vannote *et al.*, 1980 ; Tomanova *et al.*, 2007))

La reconnaissance des espèces spécifiquement rencontrées dans les cours d'eau des DROM et la détermination de leurs préférences écologiques (conditions géoclimatiques naturelles, influence de l'altération anthropique) est un préalable à la mise au point d'indices permettant le diagnostic pertinent d'état écologique de leurs hydrosystèmes. Chacun de ces territoires, marqué par des conditions et des influences biogéographiques particulières, nécessite un travail spécifique d'inventaire et d'acquisition de connaissance hydro-écologique (réalisation de relevés de faune benthique en conditions variées, détermination taxinomique et reconnaissance des espèces nouvelles, éventuellement endémiques ou rares au niveau mondial, qui nécessitent le recours à des spécialistes en taxinomie, le repérage des préférences des taxa et la fixation de leurs profils écologiques via l'analyse de données), afin de pouvoir disposer de la matière nécessaire pour la mise en place d'un indice biologique adapté.

La majorité des taxons dominants et/ou polluosensibles dans les cours d'eau tempérés sont rares ou absents des cours d'eau dans les tropiques (Boulton *et al.*, 2008). Par exemple, les Plécoptères (taxons les plus polluosensibles en Europe continentale) sont naturellement absents ou rares en zone tropicale (Dudgeon, 1999). Dans les petites Antilles un seul genre de Plécoptère a été trouvé (*Anacroneturia*) à Trinidad et Tobago (Bass, 2003b ; Stark, 1994).

Par ailleurs, l'indice exploité en métropole ne prend pas en compte les macrocrustacés du fait de leur quasi absence dans les biocénoses benthiques (hormis les écrevisses). Dans les cours d'eau tropicaux la carinofaune est plus présente et plus diversifiée avec un rôle majeur dans l'organisation de la chaîne trophique. En effet, les insectes déchetteurs (« shredders ») sont plus rares en milieu tropical et sont remplacés par les crevettes (March *et al.*, 2001, Wright & Covich, 2005)

Il existe peu de documents de référence spécifique pouvant à terme servir d'appui à des opérateurs de routine pour la détermination taxinomique dans cette aire géographique. L'élaboration d'un atlas regroupant et synthétisant l'information nécessaire à la détermination taxinomique des espèces intégrées au futur indice est donc une nécessité.

Bioévaluation et macroinvertébrés

La bioindication au sens large se réfère à la capacité d'organismes ou d'un ensemble d'organismes à révéler par leur présence, leur absence ou leur comportement démographique les caractéristiques et l'évolution d'un milieu (Blandin, 1986). Ces êtres vivants sont alors qualifiés de bioindicateurs. En comparaison avec les données chimiques, le contrôle biologique offre un moyen relativement abordable de mesure environnementale pour l'évaluation de la dégradation des habitats aquatiques et de la perte de la diversité biologique induite par les perturbations anthropiques (Hynes, 1960 ; Hawkes, 1979, Karr, 1991). Ces méthodes permettent d'évaluer la qualité des cours d'eau à l'aide des macroinvertébrés benthiques en considérant les changements physiologiques et morphologiques des individus à différentes mesures de structure des communautés (Rosenberg & Resh, 1993). La surveillance biologique des communautés benthiques est aujourd'hui l'outil le plus sensible pour détecter de façon rapide et précise les perturbations dans les biocénoses aquatiques (Cairns & Pratt, 1993a, Cummins, 1993). Cependant l'élaboration de méthodes de bioévaluation de la qualité des eaux nécessite une bonne connaissance des invertébrés et de leur sensibilité par rapport à divers polluants (Norris & Georges, 1986).

Pour répondre à la demande européenne, il faut des indicateurs biologiques capables d'apporter une information pertinente sur l'état de santé de ces écosystèmes. Ces indicateurs doivent être scientifiquement valides, efficaces, rapides à mettre en œuvre et applicables à différentes régions géographiques (Dolédec *et al.*, 1999). Bonada *et al.* (2006) décrivent les outils de bioindication « idéaux » utilisant des insectes et autres invertébrés aquatiques à travers 12 critères répartis en trois groupes : conception, application et performance (*tableau 1*).

Tableau 1. Douze critères pour définir un outils de bio-évaluation idéal utilisant les macro-invertébrés benthiques (D'après Bonada et al., 2006)

Conception	Critère
1	doit dériver de concepts théoriques solides en écologie
2	<i>a priori</i> prédictif
3	peut estimer le fonctionnement écologique
4	peut identifier un impact anthropique global
5	peut identifier différents types d'impacts
Application	
6	faibles coûts d'échantillonnage et de tri (approche de terrain) ou des expériences (approche de laboratoire)
7	protocole d'échantillonnage simple
8	faible coût d'identification des taxons (pas de spécialiste requis)
Performance	
9	application à large échelle (à travers des écorégions)
10	indication fiable des changements de l'impact anthropiques global
11	indication fiable des changements des types d'impacts anthropiques
12	réponse linéaire aux impacts anthropiques

Dans sa conception, l'outil doit être issu de concept théorique en écologie, en étant prédictif avec le potentiel d'identifier plusieurs types d'impacts humains en rendant compte du fonctionnement écologique. La simplicité du protocole, le faible coût et le niveau de détermination sont à prendre en compte dans les critères de mise en oeuvre. Enfin l'outil doit témoigner des impacts humains globaux et spécifiques dans le milieu sans être influencé par la variabilité naturelle à une échelle géographique la plus large possible. Il est important que l'indication de l'impact se fasse sur une échelle linéaire.

Les macroinvertébrés benthiques (*i.e.* faune d'invertébrés > 0,1 mm vivant sur le fond des cours d'eau) sont à l'origine de nombreux indices biotiques pour la plupart basés sur l'abondance ou la richesse d'un certain nombre de groupes taxonomiques indicateurs (Rosenberg & Resh, 1993; Metcalfe-Smith, 1996). Les macro-invertébrés constituent un groupe taxonomique très hétérogène regroupant plusieurs phylums. Cette grande diversité de formes confère à ce groupe une grande diversité de réponses potentielles aux perturbations, ce qui fait de ce groupe de bons candidats pour la bioévaluation (Rosenberg & Resh, 1993).

Le choix des macroinvertébrés se justifie par les avantages qu'ils ont de se trouver sur tous types de substrats par toutes les saisons, en plus de vivre pour certains, inféodés à quelques types de microhabitats, avec des déplacements actifs réduits à quelques dizaines de mètres. Ils n'ont donc pas d'autre choix, mise à part une certaine dérive, que de subir les perturbations soit en résistant, soit en mourant (Cook, 1976). Ces organismes ont une durée de vie assez longue, forment des communautés diversifiées et sont généralement abondants (Metcalfe, 1989). De plus, ils présentent une sensibilité différentielle face aux différents stress telle la pollution ou la modification de l'habitat auxquelles ils réagissent rapidement. En outre, ils sont facilement prélevables et la taxonomie est bien connue. Les macroinvertébrés sont donc un groupe très fréquemment utilisé (Friedrich *et al.*, 1992; Bonada *et al.*, 2006).

L'approche indicielle (basée sur l'abondance et/ou de la richesse taxonomique) est la plus communément utilisée en bioévaluation (Dolédec *et al.*, 1999; Bady *et al.*, 2005). Cependant la validité de ces indices dépasse difficilement les limites du contexte national, voire régional, dans lequel ils sont définis (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000). Les méthodes indicielles classiques (e.g. AFNOR (2004)) transformant les observations biologiques en note réduisent l'information écologique et peuvent introduire des biais dans la bioévaluation (Cao *et al.*, 2005). En effet, les indices biotiques ou indices de diversité intègrent mal les fluctuations naturelles temporelles et spatiales des communautés vivantes (Charvet *et al.*, 1998a). Il y a donc un besoin de nouveaux indicateurs plus intégrateurs dit « community-based indicators » afin de mieux répondre à la DCE (Mouillot *et al.*, 2006). L'intégration des traits bio-écologiques permettrait de montrer des liens plus forts entre bioévaluation et fonctionnement des écosystèmes que ce qui peut être réalisé avec des méthodes basées seulement sur la taxonomie (van den Brink *et al.*, 2011)

Dans cette étude, pour la première fois en Guadeloupe, nous avons alors essayé d'associer l'approche taxonomique traditionnelle à une approche fonctionnelle. Depuis quelques années,

certain auteurs préconisent de retenir la biologie des espèces en plus des variables présence-abondance-biomasse, pour essayer de mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes (Statzner *et al.*, 1994; Charvet *et al.*, 1998a). Les traits d'histoire de vie décrivent les caractéristiques biologiques et écologiques des organismes de manière qualitative ou quantitative (Archambault, 2003). Ils se répartissent en trois grands groupes à savoir biologique, physiologique et écologique (Tachet *et al.*, 2000).

Historiquement, Southwood (1977) a initié les réflexions théoriques sur le concept de l'habitat templet, à travers la recherche d'un cadre théorique permettant de décrire les modifications de traits biologiques des biocénoses en fonction de la variabilité environnementale. L'hypothèse globale était que l'habitat fournit un cadre de variabilité spatio-temporelle sur lequel l'évolution forge des traits d'histoire de vie caractéristiques. Townsend & Hildrew (1994) ont élaboré les prédictions du River Habitat Templet (RHT) caractérisant l'expression de divers traits biologiques dans un cadre de variabilité spatiale (disponibilité en refuge) et temporelle (fréquence de perturbations) adaptées aux milieux fluviaux.

L'effet de la variabilité temporelle peut être modifiée par une augmentation de l'hétérogénéité spatiale offrant plus de zones refuges. Face à une perturbation, la population peut montrer de la résilience (capacité d'un retour rapide à une densité antérieure à la perturbation) ou de la résistance (capacité de résister à la perturbation sans perte significative d'individus) (Townsend *et al.*, 1997). Le peuplement faunistique d'un hydrosystème est constamment soumis à la variabilité spatio-temporelle de l'environnement. Il en résulte que les espèces dominantes sont celles présentant les traits biologiques et écologiques les plus appropriés aux différents types d'habitats de la mosaïque fluviale (Townsend, 1989; Townsend *et al.*, 1994).

Sur une échelle de temps écologique, l'Habitat Templet joue le rôle d'un filtre éliminant les stratégies sans succès des potentiels colonisateurs, contrôlant ainsi la composition de la communauté et expliquant la présence et l'abondance des espèces (Scarsbrook & Townsend, 1993). Les variations observées dans la structure des peuplements dépendent donc directement des modifications des caractéristiques environnementales (Fruget *et al.*, 2002).

Violle *et al.* (2007) donnent une définition simple d'un trait qualifiant la performance d'un organisme. Les changements de performance se combinent pour affecter le fonctionnement de l'écosystème. Les modifications dans la réponse individuelle des traits d'histoire de vie peuvent affecter les traits biodémographiques des populations qui influent à leur tour la

structure et la dynamique des communautés ainsi que le fonctionnement des écosystèmes. La taille maximale, la durée du cycle vital, le mode d'alimentation sont parmi d'autres, des traits d'histoire de vie capables de refléter l'adaptation des espèces à un environnement plus ou moins perturbé. Ceci a été montré par plusieurs études, reliant clairement l'habitat aux traits d'histoire de vie des espèces (Statzner *et al.*, 1994; Statzner *et al.*, 1997; Townsend *et al.*, 1997; Gayraud *et al.*, 2003; Van Kleef *et al.*, 2006).

L'approche par les traits fonctionnels procure une image plus générale que l'approche classique basée sur la taxonomie et permet de mieux comprendre l'écosystème (Bremner, 2008). De plus, différents auteurs ont montré que pour des échelles régionales (Dolédéc *et al.*, 1999; Usseglio-Polatera *et al.*, 2002), et Européenne (Statzner *et al.*, 2001), la composition des traits fonctionnels des invertébrés permet de discriminer différents types d'impact anthropique dans les cours d'eau. En effet, les traits sont indépendants des contraintes taxonomiques car ils ne sont pas propres à une seule espèce (Statzner *et al.*, 1997). En outre, les traits étant moins nombreux que les espèces, cela permet mathématiquement de diminuer les dimensions lorsque les méthodes multivariées sont utilisées (Haybach *et al.*, 2004). En conséquence, les traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés aquatiques sont de plus en plus utilisés dans l'évaluation des cours d'eau. (Charvet *et al.*, 1998; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000; Bady *et al.*, 2005; Diaz *et al.*, 2008).

Objectifs généraux

Le projet de recherche et de développement d'outils d'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau guadeloupéens à partir des macro-invertébrés a pour objectif général de développer un outil de bio-indication utilisable dans les Antilles et plus spécifiquement en Guadeloupe et donnant des résultats fiables et reproductibles dans le cadre d'un suivi pérenne des rivières, ainsi qu'un guide taxinomique pour accompagner son utilisation. Il s'inscrit dans la mise en œuvre d'actions proposées par le Schéma Directeur des Données sur l'Eau du bassin Guadeloupe et identifiées au titre du SDAGE révisé. Ce projet s'inscrit dans le respect des objectifs, des recommandations et des principes méthodologiques demandées au titre de la DCE et notamment des circulaires DCE 2005/12 relative à la définition du bon état et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface, DCE 2006/16 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux douces de

surface, DCE 2007/22 relative au protocole de prélèvement et de traitement des macroinvertébrés.

Le développement de cet outil indiciel nécessite l'acquisition de connaissances exploitables immédiatement et de données récoltées dans un contexte opérationnel bien défini et organisé. Ces données restent pour certaines à acquérir dans le cadre de cette étude, pour d'autres à intégrer à partir des suivis existants.

Un certain nombre d'étapes préalables à l'obtention d'un outil complet sont incontournables, et peuvent donc se traduire en objectifs spécifiques. Les objectifs spécifiques sont :

- Approfondir les connaissances sur les communautés d'invertébrés benthiques des rivières tropicales insulaires de la Guadeloupe (et de la Martinique): description taxinomique des invertébrés des milieux prospectés, en vue d'une connaissance de la biodiversité de ces milieux ; description et éléments de distribution spatiale de nouvelles espèces.
- Définir les classes de qualités et les profils écologiques des espèces d'invertébrés, afin d'établir un bio-indicateur adapté aux cours d'eau Antillais. Ce bio-indicateur devra permettre d'établir des diagnostics et des suivis fiables de la qualité biologique de ces milieux pour le rapportage DCE.

En parallèle de ces travaux relatifs à la bioindication, une étude expérimentale a été réalisée en Martinique (et non en Guadeloupe, pour des raisons logistiques). Nous avons testé une méthode alternative de prélèvement en bioindication en utilisant des substrats artificiels, jamais encore testée dans les Antilles.

Après la présentation du contexte, cette étude comprend 5 chapitres :

- Le premier chapitre précise le contexte de la zone d'étude de la Guadeloupe ainsi que les matériels et les méthodes utilisés. De plus, les critères de sélection des rivières et des stations de l'étude sont exposés
- Le deuxième chapitre présente l'état de l'art des connaissances sur la faune des macroinvertébrés des Antilles françaises sous la forme d'un article en anglais en révision.

- Le troisième chapitre présente une bio-typologie de la Guadeloupe sous la forme d'un article publié en anglais
- Le quatrième chapitre à partir de la bio-typologie établie précédemment propose un indice de bioévaluation des rivières de la Guadeloupe
- Le cinquième chapitre traite d'une méthode alternative de bioindication avec des substrats artificiels.

1. Matériel et méthodes

1.1. Description de la zone d'étude :

1.1.1. L'archipel de la Guadeloupe

Situé dans le double arc antillais, l'archipel de la Guadeloupe est constitué de deux îles principales, la Grande-Terre et la Basse-Terre, et de cinq dépendances, les Saintes, Marie-Galante, La Désirade, et 200 km au Nord les îles de Saint-Martin et Saint-Barthélemy. Par 61° de longitude Ouest et 16° de latitude Nord, la Guadeloupe est soumise à un climat tropical insulaire humide (*figure 1*). La majorité des cours d'eau de l'archipel se situent sur l'île de la Basse-Terre au relief volcanique important. Les autres îles, à soubassement calcaire, renferment principalement des ravines temporaires, seules la Grande-Terre et Marie-Galante disposent d'une rivière pérenne.

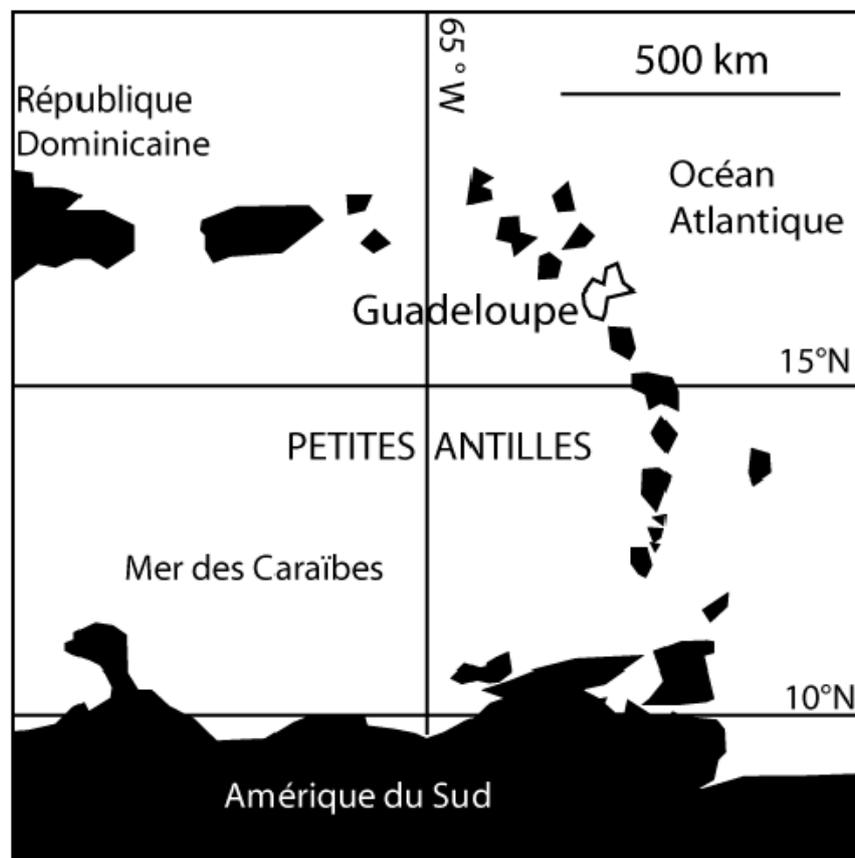


Figure 1. Localisation de la Guadeloupe dans l'arc des Petites Antilles.

1.1.2. Géomorphologie

L'archipel des Petites Antilles s'est formé par la subduction de la plaque Atlantique sous la plaque Caraïbe il y a 55 millions d'années. Cette subduction a engendré de fortes activités volcaniques : l'arc interne est issu d'un volcanisme récent (< 1 million d'années), alors que l'arc externe est formé d'îles plus anciennes à formations calcaires. Cet arc a cessé toute activité volcanique à la fin de l'Oligocène (- 27 Ma) (Hatzenberg, 2001). La Guadeloupe est le seul archipel des Petites Antilles présentant ces deux formes géologiques distinctes sur un même territoire.

La Basse-Terre (848 km²) est une île volcanique au relief marqué (point culminant : 1467 m, au sommet de la Soufrière). Les fortes pentes et l'abondance des précipitations déterminent un réseau hydrographique dense. Le socle volcanique de la Basse-Terre confère aux rivières de cette île des eaux faiblement minéralisées. Seuls quelques cours d'eau profitent d'une minéralisation liée au volcanisme, ils sont alors riches en éléments soufrés.

La Grande-Terre (590 km²) est une formation de dépôts sédimentaires calcaires d'origine corallienne à faible relief (point culminant à 135 m, dans la région des Grands Fonds). Le faible relief, la pluviométrie peu abondante de l'île et l'infiltration rapide des eaux vers la nappe phréatique (fracturation et à la dissolution des roches) sont à l'origine de la quasi inexistence de réseau hydrographique pérenne. Contrairement à la Basse-Terre, la Grande-Terre renferme des eaux plus minéralisées et mieux tamponnées grâce au substratum calcaire.

Les dépendances peuvent également se classer en deux catégories : l'archipel des Saintes s'apparente à la structure géomorphologique de la Basse-Terre. Mais il ne renferme aucune rivière pérenne car il bénéficie d'une très faible pluviosité ; - les îles de Marie-Galante, La Désirade, Saint-Martin et Saint-Barthélemy sont des îles calcaires à soubassement volcanique sans réel réseau hydrographique permanent. Seule l'île de Marie-Galante possède une seule nappe phréatique, les autres dépendances en sont dépourvues.

1.1.3. Climat et précipitations

Au centre d'une zone cyclonique, la Guadeloupe bénéficie d'un climat tropical humide. Ce dernier est caractérisé par deux saisons bien marquées mettant en évidence une disparité temporelle des pluies : - le « carême » ou saison sèche (de décembre à juin) se caractérise par de faibles précipitations et des températures relativement fraîches ; - l'« hivernage » ou saison des pluies (de juillet à novembre) se traduit par de fortes précipitations et des températures plus élevées. C'est au cours de cette saison que sont susceptibles d'apparaître des phénomènes cycloniques. La température moyenne annuelle de 26°C est constante d'une saison à l'autre (ORSTOM 1994).

La conjonction des alizés (vents d'Est) et du relief important de la Basse Terre apporte de fortes pluies orographiques sur la Côte-au-vent et peu de pluies pour la Côte-sous-le-vent : c'est l'effet de foehn. Au contraire, sur les îles calcaires, plates, il pleut beaucoup moins, cela met évidence une disparité spatiale des pluies.

La pluviométrie moyenne annuelle varie de moins de 1 000 mm sur la côte littorale de la Grande-Terre à plus de 10 000 mm sur le massif de la Soufrière (ORSTOM 1994) : la Grande-Terre et les dépendances dites « îles sèches » s'opposent à la Basse-Terre considérée comme le « château d'eau de la Guadeloupe » (*figure 2*).

En 2010 de nouveaux records absolus de cumul pour une pluie quotidienne sont battus : 300mm à Gourbeyre Gros-Morne-Dolé (contre 266 mm le 14/09/95 Ouragan Marilyn) et 345 mm au sommet des Mamelles (contre 236mm le 29/08/79 Tempête tropicale ELENA). Ces pluies intenses, concentrées sur les massifs montagneux, ont alimenté par de gros volumes d'eau en un temps relativement court tous les cours d'eau, provoquant des dégâts.

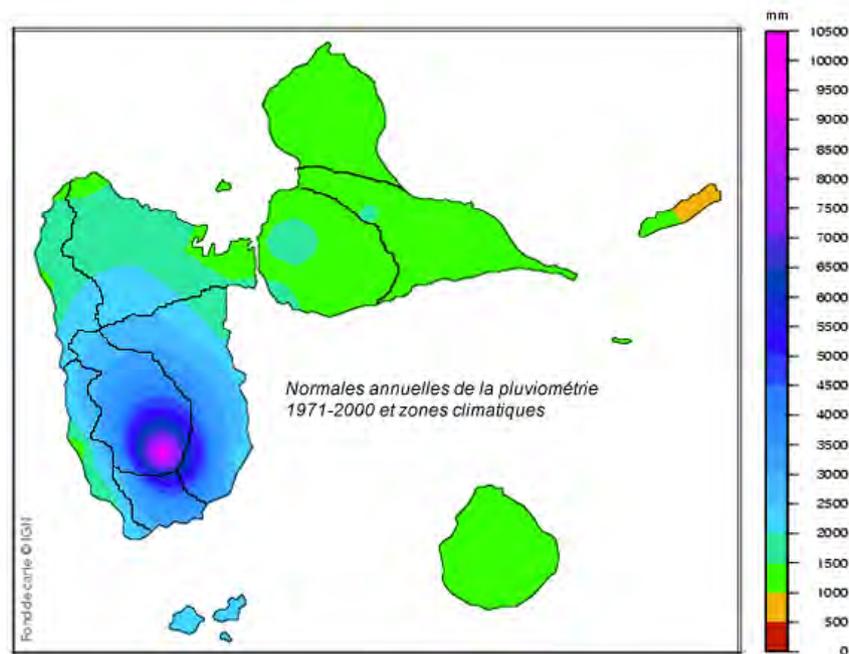


Figure 2. Répartition des pluies moyennes annuelles en 2011. (http://www.meteo.gp/Climat/guad/climat_guad.html)

1.1.4. Le réseau hydrographique

La forte irrégularité régionale des précipitations et la disparité des reliefs sont à l'origine d'un réseau hydrographique très diversifié (figure 3).

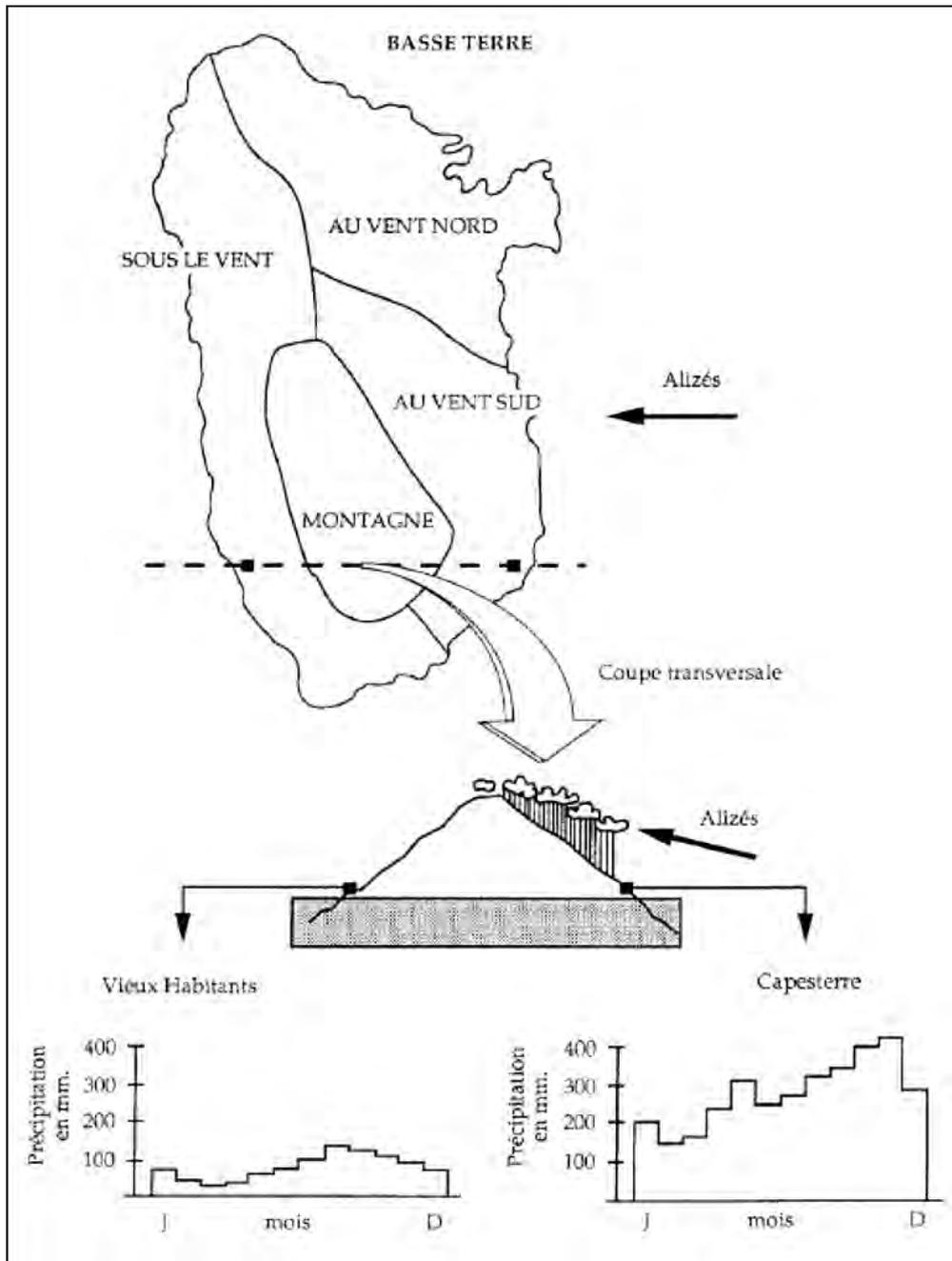


Figure 3. Distribution des pluies à la même altitude selon les côtes au vent ou sous le vent de la Basse-Terre d'après Bleuse et al., 1992 dans Fievet (1999).

La Basse-Terre est drainée par près de 55 cours d'eau permanents. Tous issus de la chaîne montagneuse volcanique, ces cours d'eau ont de très fortes pentes dans leurs parties moyennes et supérieures (pentes moyennes comprises entre 6% et 10%) et des bassins versants relativement petits, de 10 à 20 km² en moyenne. Seule la Grande Rivière à Goyaves,

le plus grand cours d'eau de l'île (36 km de long), draine un bassin versant de 158 km² (figure 4).

La Grande-Terre et Marie-Galante, sont les seules îles calcaires comportant des cours d'eau permanents (la Ravine des Coudes en Grande-Terre et la Rivière Saint-Louis à Marie-Galante). Le réseau hydrographique est essentiellement composé de « ravines », qui ne coulent que lors de grandes averses, lorsque les sols sont saturés en eau.

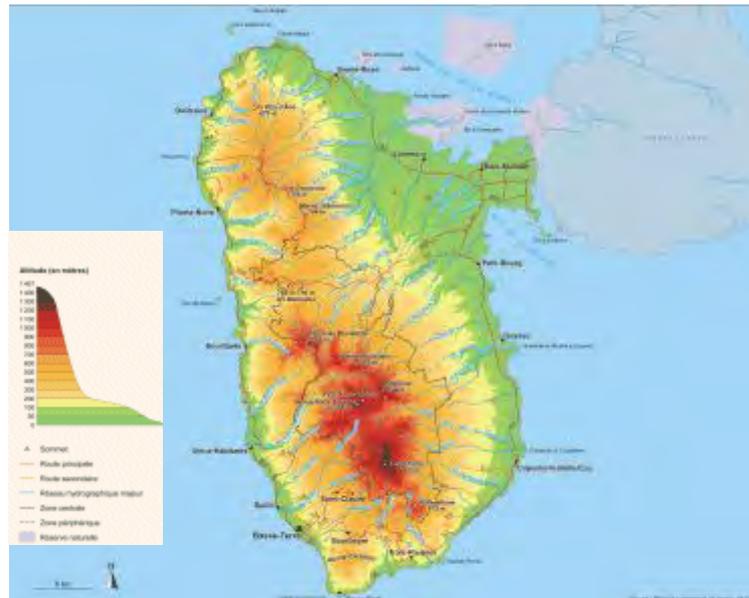


Figure 4. Relief de la basse terre de la Guadeloupe.
(<http://atlas.parcsnationaux.org/guadeloupe/sommaire.asp>)

1.1.5. Hydrologie

En Basse-Terre, les cours d'eau sont alimentés par les eaux de ruissellement des précipitations et sont soutenus par des résurgences de petites nappes perchées. Les débits de crues sont élevés : crue décennale = 10 m³/s/km² (Hoepffner *et al.*, 1985). Globalement la faible surface des bassins versants, leur faible longueur mais surtout leur forte pente ainsi que l'intensité des pluies sont à l'origine de temps de concentration très courts : les débits peuvent passer de 1 m³/s à 400 m³/s en moins d'une heure. Ainsi la Rivière des Pères, de débit annuel moyen de 2,5 m³/s, a-t-elle atteint 435 m³/s en 90 minutes lors du cyclone Marilyn en septembre 1995, phénomène dont la période de retour a été évaluée à 50 ans par Météo France.

En juin 2010 des pluies exceptionnelles se sont abattues en montagne. Ces pluies intenses ont alimenté par de gros volumes d'eau en un temps relativement court tous les cours d'eau,

provoquant des dégâts. Sur la Grande rivière à Goyaves à la Boucan –Sainte Rose la station a enregistré une hauteur d'eau de 1270 mm à 17h00 qui est passée à 5980 mm à 18h15 (DIREN, 2010).

En Grande-Terre, pendant les périodes de sécheresses prolongées, les ravines ne coulent plus : les sols argileux sont rendus très perméables par la présence de fentes de retrait.

Ce n'est donc qu'à la suite de fortes averses, lorsque le sol se colmate, que le ruissellement permet un écoulement dans les ravines. Les débits de pointe de crue peuvent alors atteindre plusieurs dizaines de mètres cubes par secondes à l'exutoire des grands bassins mais leur débits spécifiques restent faibles : crue décennale = 1 à 1.5 m³/s/km² (ORSTOM, 1994).

Les cours d'eau Guadeloupéens de quelques kilomètres et à forte pente sont fondamentalement différents des cours d'eau métropolitains, généralement longs et présentant une pente moyenne relativement faible.

1.1.6. Pressions anthropiques sur les cours d'eau :

Globalement, les eaux de la Basse-Terre restent bien préservées grâce aux reliefs montagneux délimités par le Parc National. Cependant le littoral de l'archipel, très urbanisé, subit de fortes pressions anthropiques. Estimation de la population en Guadeloupe 404 000 personnes en 2009 pour 1628 km². La densité de population sur Basse-Terre est de 221 hab/km² contre 112 au niveau national (INSEE, 2010).

Les effluents domestiques constituent la principale source de pollution des cours d'eau de Guadeloupe. Les stations d'épuration, sous-dimensionnées et rarement entretenues, engendrent des dégradations du milieu au niveau des parties inférieures des cours d'eau. Les pollutions industrielles sont essentiellement des rejets organiques de la filière canne-sucre-rhum (ces rejets sont supérieurs à 500 000 équivalents-habitants). Le secteur agricole est également à l'origine de pollutions importantes des cours d'eau provoquées par les pesticides organochlorés (ex : HCH, Chlordécone) des cultures intensives utilisés pendant plus de quarante ans aujourd'hui stockés dans les sols (banane et maraîchage) (Cabidoche *et al.*, 2004). Le territoire guadeloupéen peut-être divisé en deux zones de pratiques culturelles

dominantes : le sud de la Basse-Terre, dominé par les bananeraies, et l'ensemble de la Grande-Terre et du nord la Basse-Terre, caractérisé par la canne à sucre et le maraîchage (Coat, 2009).

1.1.7. Typologie de la Guadeloupe

Les caractéristiques géographiques et climatiques ainsi que la géologie et l'hydrographie ont donné lieu à une régionalisation des écosystèmes aquatiques. L'hydro-écorégion « volcan humide » est assortie d'une zonation amont/aval. Cette stratification altitudinale basée sur les poissons et les gros crustacés n'apparaît pas très pertinente pour les macroinvertébrés. Le débit, l'hydrodynamisme et la faible longueur totale de la plupart des cours d'eau, le plus souvent adossés à un relief conséquent, soutiennent le flux d'espèces provenant de l'amont, et même l'altération prend difficilement l'ascendant sur la faune naturelle des bassins versants. A terme, cette typologie établie par Wasson *et al.* en 2004 (*figure 5*) devra d'après les auteurs être révisée avec des données biologiques complémentaires telles que les macroinvertébrés.

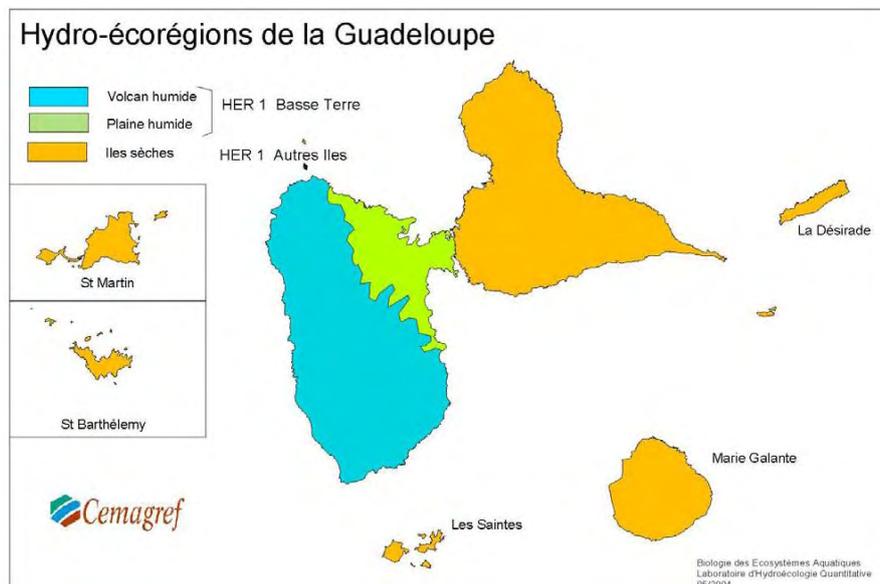


Figure 5. Carte des hydroécorégions (d'après Wasson *et al.*, 2004)

1.2. Description des sites d'études

1.2.1. Historique des réseaux en Guadeloupe :

En 2000, la DIREN Guadeloupe a mis en place un réseau de surveillance de la qualité biologique des eaux douces (réseau de 26 sites répartis sur 14 cours d'eau). L'objectif premier de ce réseau est de suivre l'évolution de la qualité hydrobiologique des eaux.

Ce suivi a permis d'une part de mieux connaître les macroinvertébrés benthiques de l'archipel et leur biotope et d'autre part de proposer un premier indice biologique de la qualité des eaux continentales de Guadeloupe. En 2002, le premier Indice Biologique Guadeloupéen (IB971) est proposé reposant sur les principes du BMWP (Biological Monitoring Working Party) (Mary, 1999). Des valeurs de tolérance échelonnées de 0 (très tolérant) à 10 (très sensible) sont attribuées à chaque taxon indicateur selon leur sensibilité aux perturbations du milieu. La moyenne de ces scores est ensuite calculée, à celle-ci s'ajoute la richesse spécifique pondérée donnant la valeur finale de l'IB971 (Barthe, 2002).

Suite à la transposition de la DCE dans la loi française en Avril 2004, la DIREN Guadeloupe souhaite dès 2005, et sur une période de 3 ans acquérir des données biologiques pour la constitution de listes de taxons de référence pertinents qui permettront de définir précisément les conditions de référence par type de masses d'eau. Il s'agit de réaliser un suivi de la qualité biologique (algues diatomées, faune des macroinvertébrés, ichtyofaune), mais aussi physico-chimique *in situ* et hydromorphologique. C'est ainsi qu'entre 2005 et 2007, 5 campagnes d'échantillonnages ont été réalisées sur 15 stations de références (toutes ces stations ont été reprises pour cette étude).

A partir de 2007, un nouveau réseau de contrôle de 18 stations est créé avec des stations de références et des stations de surveillances. Au final, en 2008 un réseau de contrôle de surveillance (RCS) de 20 stations est défini en intégrant des stations du réseau de référence historique et du premier réseau de surveillance (toutes ces stations ont été reprises pour cette étude).

1.2.2. Le principe du choix des stations pour l'étude :

L'étude à été menée sur 52 stations situées sur la Basse-Terre de la Guadeloupe. Les stations étudiées se composent d'une part des 20 sites appartenant au réseau de contrôle de surveillance (RCS) de la Guadeloupe (*tableau 2*).

Tableau 2. liste des stations du réseau de contrôle de surveillance (RCS) (coordonnées GPS en annexe 1)

Région géographique	Code masse d'eau	Rivière	Nom station	code SANDRE	Code station
Côte au vent	FRIR16	Grande Rivière de Capesterre aval	pont RN1	7008015	CAA
	FRIR18	Rivière du Grand Carbet	pont RN1	7009010	GCP
	FRIR41	Rivière Bras David amont	maison de la Forêt	7012220	BDM
	FRIR05	Grande Rivière à Goyave aval 1	amont SIS Bonne-Mère	7021016	GGA
	FRIR45	Rivière Grande Anse amont	Moscou	7017650	GAM
	FRIR10	Rivière Moustique Petit-Bourg aval	pont RN1	7028005	MPP
	FRIR09	Rivière Moustique Petit-Bourg amont	Trianon	7028110	MPT
	FRIR02	Rivière Bras David aval	INRA	7012120	BDI
Côte sous le vent	FRIR23	Rivière du Galion	amont embouchure	7016001	GAP
	FRIR32	Rivière Grande Plaine aval	amont pont RN2	7022008	GPA
	FRIR24	Rivière aux Herbes	Choisy	7023495	HEC
	FRIR25	Rivière des Pères	amont embouchure	7032002	PEE
	FRIR28	Grande Rivière de Vieux Habitants aval	amont embouchure	7044007	VHE
	FRIR27	Grande Rivière de Vieux Habitants amont	amont gué	7044250	VHG
	FRIR26	Rivière du Plessis	Vanibel	7046295	PLV
Nord-Est Basse-Terre	FRIR08	Rivière la Lézarde aval	Diane	7026037	LED
	FRIR36	Rivière Nogent aval	pont RN1	7047007	NOA
	FRIR04	Rivière du premier Bras aval	Severin	7048110	PBS
	FRIR03	Rivière Bras de sable aval	Chaude	7049040	BSC
	FRIR12	Rivière la Rose aval	Rose-Jardin d'eau	7050012	ROJ

Les 32 autres stations complémentaires ont été identifiées en partenariat avec les différents acteurs de la gestion du territoire et des milieux aquatiques en Guadeloupe : la DEAL, l'ODE Guadeloupe, la Direction des Services Vétérinaires, la DAF.

Les sites complémentaires se répartissent en 8 catégories à priori (*tableau 3*).

- Les stations très préservées, indemnes de toute pollution. Elles ont été choisies parmi les stations du réseau de référence. Ces dernières sont situées à l'amont des cours d'eau
- Les stations caractéristiques de conditions environnementales particulières comme la Rivière Rouge, située en altitude et certainement très influencée par sa proximité avec le volcan.
- Les stations exposées à une pollution par les pesticides. Elles ont été choisies parmi les stations du réseau GREPP (Groupe Régional d'Etude des Pollutions par les produits Phytosanitaires). Cependant, certaines stations du réseau de surveillance sont aussi impactées par les pesticides.
- Les stations soumises à une pollution domestique sévère (zone de rejet des stations d'épuration)
- Les stations soumises à des pollutions domestiques diffuses. De nombreuses masses d'eau de Guadeloupe subissent une pollution diffuse mais sévère du fait de la forte concentration de population le long des cours d'eau et de la défaillance voire de l'absence de réseau d'assainissement. Ces stations ont été choisies en côte sous le vent car cette portion de l'île est particulièrement démunie en infrastructure d'assainissement. D'autre part, les conditions bioclimatiques y sont particulières.
- Les stations impactées par une pollution industrielle de type agroalimentaire, notamment les distilleries et les élevages porcins ou de Ouassous.
- Les stations exposées à une pollution industrielle autre (déchetterie, usines de fabrication de béton, de peinture, scierie, usine métallurgique, station essence)
- Les stations supplémentaires au nombre de dix. La logique poursuivie pour choisir les sites a reposé sur deux principes : (i) qualifier des gradients de perturbations plus finement (stations amont/aval proche/aval éloigné), (ii) obtenir des sites dans des zones géographiques et/ou typologies peu prospectées.

Ces stations ont été choisies avec beaucoup de soin car les préférences écologiques qui seront attribués à chaque espèce dépendent de la diversité des sites prospectés. Les profils

fréquentiels des espèces peuvent être totalement biaisés si les caractéristiques environnementales des cours d'eau de Guadeloupe n'ont pas été étudiées de la manière la plus exhaustive possible.

Les coordonnées géographiques des stations sont données en annexe 1 et la carte ci-après permet de visualiser la répartition des stations du réseau de surveillance et des sites additionnels choisis sur le territoire de la Basse-Terre (figure 6).

La station sur la rivière rouge Matouba a été éliminée pendant le traitement des données. En effet, cette station avec des conditions naturelles physico-chimiques particulières n'entrait pas dans le cadre de nos analyses statistiques. La création de l'indice s'est donc portée sur 51 stations au lieu de 52.

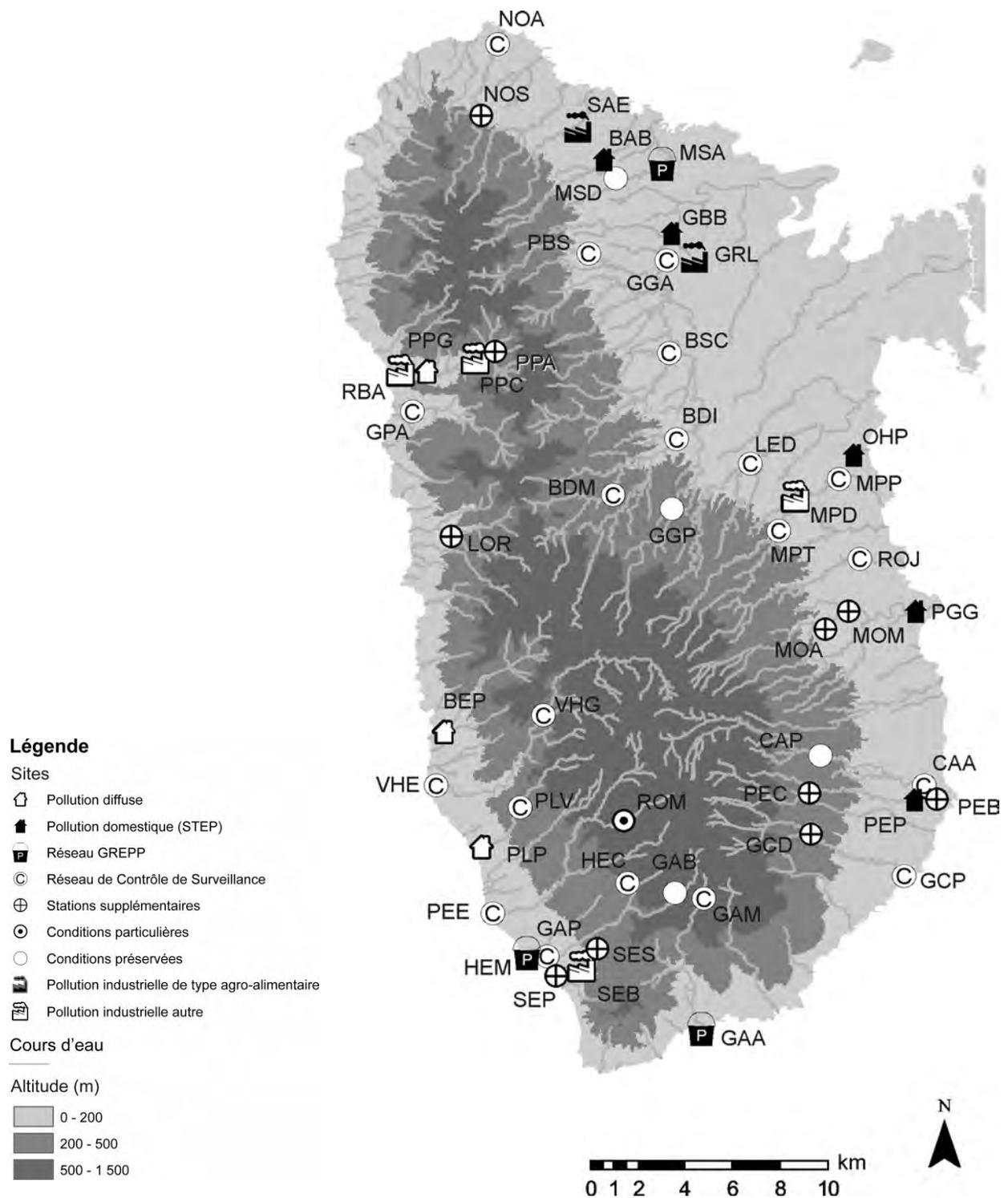


Figure 6. Carte de la Basse-Terre - localisation des stations du réseau de contrôle de surveillance et des stations complémentaires

Tableau 3. Liste des stations du réseau complémentaire classée a priori en fonction des impacts anthropiques connus (coordonnées GPS en annexe 1)

Condition/ impact	Code SANDRE	Rivières	Stations	Code station
conditions préservées	07045020	Rivière Moustique Ste Rose	Débauchée	MSD
	07021219	Grande Rivière à Goyave	amont prise d'eau	GGP
	07008185	Grande Rivière de Capesterre	La Digue	CAP
	07016600	Rivière du Galion	Bassin bleu	GAB
conditions particulières		Rivière Rouge	Matouba	ROM
Réseau GREPP		Rivière Moustique Ste Rose	amont embouchure	MSA
		Rivière Grande Anse aval	amont pont D6	GAA
		Rivière aux Herbes	Marché	HEM
Pollution domestique (STEP)		Rivière Baret	Bellevue	BAB
		Ravine Grand Boucan	La Boucan	GBB
		Ravine de Onze Heure	Petit-Bourg	OHP
		Petite Rivière à Goyave	pont D33	PGG
		Rivière du Pérou	Petit Pérou	PEP
Pollution diffuse		Rivière du Plessis	pont RN2	PLP
		Rivière de Beaugendre	pont RN2	BEP
		Rivière Petite Plaine	gué	PPG
pollution industrielle de type agro-alimentaire		Rivière Moustique Petit-Bourg	Duquery	MPD
		Rivière Sens	Bisdary	SEB
		Ravine bleue	aval élevage de Ouassous	RBA
		Rivière Petite Plaine	Confiturerie	PPC
pollution industrielle autre		Rivière Salée	Espérance	SAE
		Ravine Grossou	ZA Lamentin	GRL
Stations supplémentaires		Rivière du Pérou	Concessions, amont prise d'eau	PEC
		Rivière du Grand Carbet	Dumanoir, amont prise d'eau	GCD
		Rivière du Pérou	Bourg Capesterre	PEB
		Rivière Moreau	amont lotissement moreau	MOA
		Rivière Moreau	Mineurs	MOM
		Rivière Lostau	radier Habitée Negresse	LOR
		petite plaine	amont confiturerie/chapelle	PPA
		Rivière Nogent	Solitude	NOS
		Rivière sens	St charles, amont pont	SES
		Rivière sens	pont D6, aval éloignée	SEP

1.3. Caractérisation des sites d'études :

1.3.1. Qualité physico-chimique de l'eau

Pour chaque site et à chaque campagne, la température, le pH, la conductivité et l'oxygénation (mg/L et % de saturation) de l'eau ont été mesurés in situ à l'aide d'une sonde multi-paramètres, dans la veine centrale du chenal principal. Des prélèvements d'eau ont aussi été réalisés pour être analysés en laboratoire (21 paramètres ont été mesurés). Parmi eux, certains sont des descripteurs typiquement représentatifs du degré d'altération anthropique du milieu, alors que d'autres sont des descripteurs représentatifs de la géochimie-hydrochimie naturelle. Ci-dessous le détail des paramètres :

- le pH (potentiel Hydrogène) : ce paramètre est le reflet de la concentration d'une eau en ions H^+ . Il donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau. Les eaux de rivière ont une valeur de pH propre en fonction du sous-sol du bassin versant. L'eau des cours d'eau de Guadeloupe est en général comprise entre 7 et 8, donc proche de la neutralité. Une mesure de pH différente de la valeur habituelle du cours d'eau peut être l'indice d'une arrivée de pollution, en général industrielle, en amont du point de mesure.
- la conductivité (exprimée en $\mu S/cm$) : la conductivité électrique exprime la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. L'eau très pure est un isolant qui oppose une grande résistance au passage de l'électricité, contrairement à une eau chargée en sels minéraux (calcium, magnésium, sodium, potassium) d'origine naturelle ou polluante. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau. En Guadeloupe, la conductivité peut être très faible dans la partie amont des cours d'eau.
- l'oxygène dissous (exprimé en mg/l d' O_2) : la présence d'oxygène dans l'eau est indispensable à la respiration des êtres vivants aérobie. La concentration en oxygène dissous dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. L'oxygène de l'eau permet également le processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène. Globalement,

plus la concentration en oxygène dissous est proche de la saturation, plus la capacité de la rivière à absorber une pollution est grande.

- le taux de saturation en oxygène (exprimé en % O₂) : Il s'agit du pourcentage d'oxygène dissous réel présent dans l'eau par rapport au maximum possible d'oxygène soluble compte tenu de la température et de la pression atmosphérique.
- la turbidité (exprimée en NTU) : ce paramètre mesure l'aspect plus ou moins trouble de l'eau. La turbidité est causée par diverses matières particulaires ou colloïdales composées de limon, d'argile, de composés organiques ou inorganiques ainsi que du plancton et d'autres micro-organismes. Les sources de matières particulaires peuvent être d'origine naturelle (acides humiques, particules provenant de la dégradation des végétaux ou de l'érosion du sol) ou anthropique (rejets industriels, agricoles et urbains). Plus la turbidité est élevée, plus la pénétration de la lumière dans l'eau est limitée, et moins la photosynthèse pourra avoir lieu, influençant alors directement la production primaire de l'écosystème.
- la teneur en Matières En Suspension (MES) (exprimée en mg/L) : ce paramètre mesure la teneur en matières fines minérales ou organiques insolubles dans l'eau, qui proviennent de rejets urbains, industriels et/ou agricoles ainsi que des phénomènes d'érosion des sols (en liaison avec les précipitations). La teneur en MES peut être représentative des usages agricoles et rendre compte, hors cas de crues et en cas de valeurs moyennes au site élevées, d'une altération anthropique liée à l'érosion. Les matières en suspension sont à l'origine d'une dégradation de la qualité biologique des cours d'eau par la production de sédiments et le colmatage des habitats au fond des cours d'eau (après décantation des MES), par le transfert de substances polluantes associées aux particules, par constitution d'une réserve de pollution potentielle dans les sédiments, par le colmatage des branchies des poissons et par leur effet obscurcissant diminuent la photosynthèse qui contribue à l'aération de l'eau (une hausse des matières en suspension est généralement accompagnée d'une hausse de la turbidité).
- la DBO₅ (exprimée en mg d'O₂/L) : c'est l'un des descripteurs primordiaux pour marquer les altérations anthropiques, et notamment les rejets de matières organiques

fortement biodisponibles et minéralisables. La Demande Biochimique en Oxygène représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou totalement les matières organiques oxydables présentes dans l'eau, qui leur sert de source de carbone. Ce prélèvement d'oxygène se fait au détriment des autres organismes vivants du milieu aquatique. La DBO_5 est mesurée sur 5 jours sur 1L d'eau.

- la Demande Chimique en Oxygène (DCO) (exprimée en mg d' O_2/L) : elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader par voie chimique les composés organiques ou minéraux présents dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales, y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Ce paramètre permet ainsi de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques.
- l'azote Kjeldahl (exprimé en mg N/L) : ce descripteur représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. Les valeurs moyennes à élevées en NKJ sont synonymes de pollution organique et la minéralisation de cette matière organique excédentaire va provoquer un risque de déplétion en oxygène dans les hydrosystèmes.
- l'ammonium (exprimé en mg/L de NH_4^+) : la présence d'ammonium dans les eaux traduit habituellement un processus de dégradation de la matière organique incomplet. Dans les eaux superficielles, il peut avoir pour origine naturelle la décomposition des déchets végétaux et animaux. L'ammonium se transformant assez rapidement en nitrates et nitrites par oxydation, sa teneur dans les eaux de surface est normalement faible (inférieure à 0,2 mg/l). Sa présence est à rapprocher des autres éléments azotés identifiés dans l'eau (nitrites et nitrates). La présence d'ammonium en quantité relativement importante peut être l'indice d'une pollution d'origine anthropique (rejets d'eaux usées ou industriels).
- les nitrates (NO_3^{2-}) (exprimé en mg (NO_3)-/L) : forme la plus oxydée de l'azote minéral, ils sont issus de la minéralisation des matières organiques fermentescibles (type effluents organiques, rejets de STEP...). C'est pourquoi les nitrates constituent un indicateur indéniable d'altération anthropique, et sont trouvés en quantités non négligeables à l'aval des bassins versants. Des apports directs par l'activité agricole

(apports fertilisants de nitrates, d'ammonitrate, ou d'apports organiques type fumier et lisier) contribuent aussi de façon importante aux quantités de nitrates relevées dans les cours d'eau.

- les nitrites (NO_2^-) (exprimés en mg/L de NO_2^-) : ils sont une forme intermédiaire de l'azote entre l'ammonium et les nitrates, apparaissant lors de la dégradation des substances azotées par des bactéries. Ils peuvent être très toxiques pour les organismes vivants. Dans l'environnement, les concentrations de cette forme transitoire sont très rarement élevées. Pour la plupart de stations de l'étude, le taux de nitrites est inférieur à la limite de quantification.
- les orthophosphates (exprimés en mg/L de PO_4^{3-}) : C'est la forme du phosphore la plus rapidement biodisponible dans les hydrosystèmes. Si les phosphates sont normalement présents et utiles à faible dose dans l'eau et les sols, leur excès est (avec celui des teneurs en nitrates) une des causes majeures de l'eutrophisation voire de dystrophisation de l'environnement. Ils proviennent des engrais agricoles, des lessives, des effluents d'élevage, d'industries agro-alimentaires ou de stations d'épuration.
- le phosphore total (exprimé en mg/L de P) : ce paramètre reprend non seulement les orthophosphates mais également les polyphosphates (détergents, rejets industriels) et les phosphates organiques. Il mesure toutes les formes de phosphore dans l'eau, minérales ou organiques, liées aux matières en suspension et dissous. En l'absence de développement humain, le phosphore ne se trouve que dans les roches contenant des phosphates et son introduction dans l'eau se fait par l'érosion du sol et des roches. En zone urbanisée ou agricole, une partie de l'érosion est aussi sous influence humaine. Le phosphore total peut être aussi associé aux pratiques agricoles de fertilisation, aux effluents (d'élevage, de stations d'épurations) et à l'usage de lessives.
- le potassium (exprimé en mg/L K^+): les concentrations naturelles en potassium sont très faibles dans les rivières (<5 mg/l) du fait de la faible solubilité des ions potassium présents dans les roches. Des augmentations discrètes des teneurs en potassium peuvent être observées avec l'usage d'engrais.

- le calcium et le magnésium (exprimés en mg/L de Ca^{2+} et Mg^{2+} , respectivement) : la concentration de ces éléments, en solution dans l'eau, est directement liée à la nature géologique du sous-sol. Ces éléments sont à l'origine de la dureté de l'eau.
- les bicarbonates (exprimés en mg HCO_3^- /L) : cette variable représentera les sites aux eaux carbonatées riches en hydrogénocarbonates (H_2CO_3^- et HCO_3^-).
- les chlorures (exprimés en mg Cl^- /L) : ces ions sont présents à de faibles concentrations dans les eaux de surface. Ils peuvent signaler une influence marine à proximité du littoral. Ils peuvent aussi être localement présents dans des rejets d'origine anthropique (rejets d'industries agroalimentaires, d'industries chimiques...).
- le sodium (exprimé en mg Na^+ /L) : il signale essentiellement une influence marine sur les stations proches des embouchures. Il peut aussi être contenu dans des rejets anthropiques.
- les sulfates (exprimés en mg SO_4^{2-} /L) : Ils peuvent être présents de façon naturelle dans les eaux (influence du volcanisme). On peut aussi en trouver des concentrations importantes dans des rejets anthropiques, notamment d'origine chimique et domestique, et ils signalent dans ce cas une altération.
- le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) (°F) : cette grandeur qui mesure le taux d'hydroxydes, de carbonates et de bicarbonates d'une eau permet d'évaluer l'agressivité d'une eau.
- le Titre Hydrotimétrique (TH) (°F) : c'est un indicateur de la minéralisation de l'eau, surtout proportionnel à la concentration en calcium et magnésium. Le titre hydrotimétrique des eaux naturelles augmente souvent avec l'éloignement de la source, l'eau se chargeant en sels minéraux.
- le taux de silice (exprimé en mg/L SiO_2) : la silice est abondante dans les roches volcaniques. De plus, la température élevée, l'intensité des pluies et les écoulements

turbulents caractéristiques de la zone autour du Volcan favorisent l'altération des roches affleurantes et enrichissent naturellement les cours d'eau en silicate dissous.

1.3.2. Données topographiques et occupation des sols

Un Système d'Information Géographique (SIG, ESRI ArcGIS 10) a été utilisé afin de déterminer l'occupation des sols sur les bassins versants des cours d'eau au niveau de chacune des stations a été déterminée. Trois variables de couverture/terrains ont été extraites pour chaque station :

- le pourcentage de terres recouvertes par la forêt (zones occupées par des forêts de feuillus, milieux à végétation arbustive et/ou herbacée) ;
- le pourcentage de terres urbanisées (zones industrielles ou commerciales et réseaux de communications; espaces verts artificialisés, non agricoles) ;
- le pourcentage de terres agricoles (terres arables, cultures permanentes et prairies).

Ces pourcentages ont été estimés sur un corridor riverain (zone tampon) de 1000 m de long et de 100 m de large, situé immédiatement en amont de la station (voir Compin et Cereghino (2007) pour les détails méthodologiques et théoriques). Les informations numériques d'occupation des sols ont été extraites de la base de données européenne Corine Land Cover pour la Guadeloupe (Ministère français de l'Ecologie, voir aussi Cruiskshank et Tomlison (1996)). Cette base de données est obtenue par photo-interprétation humaine d'images satellites orthorectifiées d'une précision de 20 mètres. Elle fournit des couches cartographiques thématiques SIG, en particulier 24 classes d'occupation du sol avec une cartographie à l'échelle de 1/100 000.

1.3.3. Techniques de prélèvements :

Conformément aux prescriptions du cahier des charges, le protocole de prélèvement de la faune des macroinvertébrés benthiques s'est opéré selon la norme XP T 90-333 (AFNOR, 2009) utilisée pour la métropole avec la validation de l'IRSTEA (Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture).

Sur chaque station, douze prélèvements représentatifs des principaux habitats (couple substrat/vitesse du courant) repérés sur la station ont été réalisés à l'aide d'un filet Surber (vide de maille : 500 μm ; surface échantillonnée : 1/20 de m^2), au prorata des surfaces de recouvrement relatives des différents habitats. Au préalable, chaque station a été parcourue sur toute sa longueur afin d'évaluer les paramètres hydro-morphologiques (au besoin) ainsi que les pourcentages de recouvrement des différents substrats (systématiquement) (*tableau 4*). Les prélèvements unitaires ont été différenciés soit 12 pots par station.

Une fois le repérage et le classement des substrats réalisés, le plan d'échantillonnage peut être établi pour chaque station et se compose de 3 phases :

- Premièrement, les substrats marginaux sont échantillonnés en fonction de l'ordre de priorité préconisé (prélèvements numéros 1 à 4, bocal A) (*tableau 4*) ;
- Les substrats dominants sont ensuite échantillonnés en fonction de l'ordre de priorité préconisé (prélèvements numéros 5 à 8, bocal B) ;
- Pour finir, les substrats dominants sont échantillonnés au prorata de leurs surfaces de recouvrement relatives, tout en prenant en compte (1) les prélèvements déjà réalisés en A et B et (2) l'ordre de priorité préconisé dans les cas où plus de quatre substrats dominants sont présents simultanément sur la station (prélèvements numéros 9 à 12, bocal C).

Les habitats marginaux (surface relative $<5\%$ de la surface de la station) et dominants ($\geq 5\%$) ont alors été échantillonnés, ce qui permet d'obtenir une image globale moyenne du peuplement d'invertébrés de la station.

A l'issue de l'échantillonnage, un plan d'échantillonnage décrivant les habitats pour la station est obtenu.

Une fois prélevés, les échantillons ont été fixés au formaldéhyde (concentration finale 4%) en vue de la détermination en laboratoire des organismes qui les composent.

Tableau 4. Substrats échantillonnés, ordre de priorité de prélèvement des substrats et protocole de prélèvements normalisé (d'après AFNOR, 2009)¹

Définition du substrat	Code sandre	Ordre de priorité	Protocole de prélèvement
Bryophytes	S1	11	végétal seul (sur bloc) ou avec élément support (sur cailloux)
Spermaphytes immergés (hydrophytes)	S2	10	inclut la couche superficielle du sédiment
Déchets organiques grossiers (litières)	S3	9	inclut la couche superficielle du sédiment
Chevelus racinaires, supports ligneux	S5	8	végétal seul
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	S24	7	inclut les différentes classes granulométriques de sédiments
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	S14	6	inclut les sédiments et la faune associés au bloc (abris sous bloc)
Granulats grossiers (graviers) (2 à 25 mm).	S9	5	inclut les différentes classes granulométriques de sédiments
Spermaphytes émergents de strate basse (hélophytes)	S10	4	inclut la couche superficielle du sédiment
Vases : sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins	S11	3	couche superficielle du sédiment (<3cm)
Sables et limons (< 2mm)	S25	2	couche superficielle du sédiment (<3cm)
Algues	S18	1	inclut les éléments minéraux du support
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)	S15	0	raclage de surface

1.3.4. Prélèvements au carême :

Le programme d'étude prévoyait 2 campagnes de prélèvements par an sur 2 ans (au carême et à l'hivernage 2010/2011). Au final, les prélèvements utilisés dans l'analyse ont été fait au carême 2011 et 2012. La période du carême d'après la littérature étant plus propice en zone tropicale à l'échantillonnage (Leigh *et al.*, 2013). L'hivernage n'est pas une période favorable climatiquement pour le prélèvement des macroinvertébrés pour un nombre de sites important. Les crues plus fréquentes à cette période entraînent des problèmes dans l'échantillonnage qui devient impossible (lessivage de la rivière, pas de visibilité des substrats).

1.3.5. Tri et détermination des organismes :

Les échantillons pour la campagne de carême 2011 ont été traité au laboratoire de l'agence Asconit Martinique. Les prélèvements de carême 2012 ont été traité par Asconit Toulouse et

¹ Il n'a jamais été observé de bryophytes et les plantes aquatiques (spermaphytes et hélophytes) sont limitées à quelques sites dans les rivières de la Guadeloupe.

Hydreco (Guyane). Tous les traitements ont été réalisés conformément à la norme XP T 90-388 (AFNOR, 2010).

L'identification des macro-invertébrés benthiques étant basée sur une première étape de lavage de l'échantillon puis de tri et détermination à la loupe binoculaire. Les macro-invertébrés sont identifiés à l'espèce ou au genre (sauf pour les Oligochètes et la plupart des Diptères). L'ouvrage de base pour la détermination est la clé réalisée en 2002 pour le Parc National de la Guadeloupe par le Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux (CESAC, Toulouse). En complément, nous avons utilisé une clé de détermination des insectes d'Amérique du Nord (Meritt *et al.*, 2008).

1.3.6. Les traits d'histoire de vie

L'identification de l'animal constitue un préalable fondamental, mais la connaissance du nom de l'animal n'a d'intérêt que si nous lui donnons une signification écologique (Tachet *et al.*, 2010). Sur les 22 traits bio-écologiques décrits par Tachet *et al.* en 2010, 5 traits ont pu être codifiés en modalités nominales ou ordinales pour l'ensemble de nos taxons des Antilles en réunissant plusieurs études (Tachet *et al.*, 2010 ; Tomanova *et al.*, 2006). Le *tableau 5* présente les traits biologiques et écologiques avec toutes les modalités qui lui sont associées. Les traits utilisés pour cette étude sont détaillés ci-dessous.

- 1) **Respiration** : les modes respiratoires sont très variés (quatre modalités en Guadeloupe). Cette respiration peut se faire 1) directement à travers les téguments pour les organismes primitifs 2) grâce à des branchies 3) avec un plastron respiratoire 4) avec un spiracle.
- 2) **Relation au substrat** : Les macro-invertébrés présentent une très grande diversité de modes de locomotion. Les stratégies des organismes sont larges allant de la fixation au substrat (temporaire ou permanente) au vol en passant par l'enfouissement, la marche et la nage.
- 3) **Source de nourriture** : Les sources de nourriture disponibles pour les macro-invertébrés peuvent être regroupées en plusieurs catégories : les particules organiques de faible taille (microorganismes et fin débris organiques) ; les végétaux (morts ou vivants), les invertébrés (morts ou vivants) et les vertébrés (principalement du fait du parasitisme)

- 4) **Mode d'alimentation** : Le mode d'alimentation correspond à la manière dont les organismes se procurent et ingèrent leurs sources de nourriture. Cette ingestion peut se faire à l'aide de structures biologiques non spécifiques (absorbeurs), primitives (mangeurs de sédiments fins et broyeurs) ou spécialisées (racleurs, filtreurs, perceurs).
- 5) **Substrats** : Neuf types de substrats sur lesquels les invertébrés peuvent vivre ont été définis en fonction de leur caractère organique ou minéral et de leur granulométrie (pour les minéraux).

L'intégration de ces 5 traits dans nos analyses, nous permettra d'évaluer leur capacité à discriminer les impacts anthropiques pour la première fois dans les Antilles. Contrairement aux indices (indices de diversité, richesse taxonomique, abondances relatives, espèces indicatrices), les traits permettent d'établir un diagnostic précis sur l'origine de la dégradation du milieu, l'impact des perturbations et des fluctuations naturelles (temporelles et/ou spatiales) de la composition des communautés vivantes. Chaque trait donne une indication sur la qualité du milieu où vivent les macroinvertébrés. Stark *et al.*, 2004 ont montré le rôle que jouaient les stratégies biologiques dans la sensibilité des macro-invertébrés au stress toxique. Ils ont mis en évidence la capacité de certains traits biologiques, comme notamment les modes de reproduction et de dispersion, mais aussi la durée du cycle de vie et le nombre de génération par an, à influencer les capacités de récupération après un stress toxique. En effet des niveaux de mortalité et de réduction de fécondité identiques n'auront pas les mêmes impacts sur des organismes à cycle de vie différents. Ils concluent en disant que les traits biologiques doivent absolument être incorporés aux études sur les effets des différents types de perturbation. Dans notre étude, les traits utilisés sont aussi des indicateurs susceptibles de répondre à des perturbations du milieu. Nos traits sont relatifs à la structure fonctionnelle (mode d'alimentation, respiration, mode de locomotion) et à l'habitat (affinité pour un substrat donné). Ces traits sont donc susceptibles de nous renseigner sur une pollution organique ou bien une dégradation physique des habitats.

Les modalités de chaque trait ont été quantifiées par codage flou (Chevenet *et al.*, 1994, c'est-à-dire que chaque taxon pour chaque modalité de trait a un score variant de 0 à 5 (0 : aucune affinité pour la modalité ; 5 : très forte affinité). Le codage flou permet d'attribuer aux différentes espèces rencontrées une valeur quantifiant l'affinité que portent ces espèces pour les différentes modalités d'un trait écologique ou biologique donné. Pour donner le même

poids à toutes les modalités, la somme des notes d'affinité des variables d'une modalité est ramenée à 1.

Tableau 5. Traits biologiques et écologiques et modalités correspondantes d'après Tachet et al., 2010

Traits biologiques		Traits écologiques	
Traits	modalités	Traits	modalités
Respiration	tégument branchie plastron spiracle vésicule hydrostatique	Substrats	blocs, pierres, cailloux, galets gravier sable limon macrophytes
Relation au substrat	vol nageur, surface nageur, pleine eau marcheur fouisseur (épibenthique) interstitiel (endobenthique) fixation temporaire fixation permanente		microphytes branches, racines débris organiques, litière vase
Source de nourriture	microorganismes détritiques (<1mm) débris végétaux (>1mm) microphytes macrophytes débris animaux (>1 mm) micr-invertébrés macro-invertébrés vertébrés		
Mode d'alimentation	absorbeur mangeur de sédiments fins broyeur racleur filtreur perceur prédateur parasite		

2. Etat des connaissances sur les macroinvertébrés des Antilles françaises

Distribution and habitat preferences of river macroinvertebrates in the French West Indies (Martinique, Guadeloupe).

Ce chapitre est un article en révision pour *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*.

Résumé

Le décalage entre reconnaissance de la biodiversité d'eau douce et manque d'outils d'évaluation biologique dans les régions d'outre-mer européennes révèle une connaissance minimale des patrons de distribution et de l'écologie des espèces aquatiques dans les territoires ultrapériphériques. Un échantillonnage des communautés de macroinvertébrés a été réalisé en 2010 à 2012 en Martinique et en Guadeloupe (114 stations), afin d'améliorer notre connaissance fondamentale de la faune benthique. Sur la base de nos échantillons et d'une revue de la littérature, nous avons établi un inventaire actualisé des espèces et précisé leur distribution altitudinale ainsi que leur répartition parmi les pays voisins. Les préférences de microhabitat de chaque taxon (vitesse du courant, types de substrat et taille des particules) ont été calculés tout en considérant l'habitat disponible. Avec 149 et 170 espèces recensées en Martinique et en Guadeloupe, respectivement, la faune des Antilles française est l'une des plus diversifiées des Antilles. Parmi les 194 espèces recensées au total, 6 espèces ont été trouvées pour la première fois aux Antilles françaises et 23 sont des endémiques potentiels. Quelques taxons seulement ont une distribution altitudinale étroite et des préférences de microhabitat strictes. À la lumière des informations manquantes et des développements attendus en bioindication, les travaux à venir devraient se concentrer sur la taxonomie et l'écologie trophique des espèces.

Mots clés: microhabitats; Directive Cadre Européenne sur l'Eau; outre-mer; endémisme; rivières tropicales, macroinvertébrés

2.1. Introduction

Throughout the world, environmental legislation aiming at surveying, managing and protecting freshwater resource relies on biological indicators of ecosystem health (Cairns, 1993b). Examples include the Water Framework Directive in Europe (WFD, European Council 2000), or the Clean Water Act in the United States (CWA, 1972). During the past decade, the Reference Condition Approach (RCA, Bailey *et al.*, 2003) became the standard to implement such broad-scale policies. The RCA implies the characterization of biological communities (fish, invertebrates, diatoms, phytoplankton and plants) expected to occur where anthropogenic disturbance is (almost) null (Wallin *et al.*, 2003). Hence, modern developments in ecological indication were only made possible thanks to fundamental knowledge on the taxonomy, distribution, biology and ecology of freshwater organisms that was mostly acquired during the twentieth century in various continents and biogeographical regions (e.g. Merritt *et al.*, 2008 for North America; Tachet *et al.*, 2010 for Europe). Recently however, the recognition of the mismatch between freshwater biodiversity recognition and lack of robust bioassessment tools in overseas regions of motherland countries revealed minimal knowledge of the distribution patterns and ecology of aquatic species in outermost territories (Bernadet *et al.*, 2013; Touron-Poncet *et al.*, 2013).

Information on freshwater macroinvertebrates of small Caribbean islands is rather sparse (Davies and Brunt, 1994). Most studies have focused on a target fraction of macroinvertebrate communities, i.e., an insect order (e.g. Flint 1968 (Trichoptera), Hofmann *et al.*, 1999 (Ephemeroptera)), or a combination of such taxa. Without integrated studies of benthic communities at the scale of archipelagos, our knowledge of macroinvertebrate distribution and ecology in Caribbean islands remains a jigsaw puzzle that needs to be assembled. Additionally, many reports were published in the “grey literature” and are not easily accessible. This is particularly true of the French West Indies (Martinique, Guadeloupe, Saint-Martin and Saint-Barthélemy islands), where early works focused on freshwater gastropods (Pointier, 1974, 1976), and shrimps (Lévêque, 1974). Almost two decades later, Thomas *et al.* (1997) and Hofmann *et al.* (1999) provided the first inventories of Martinique’s Ephemeroptera, and Guadeloupe’s Ephemeroptera and Odonata, respectively. Boutonnet *et al.* (2004) studied the systematics, biogeography and distribution of the Leptophlebiidae (Ephemeroptera) of Martinique. Trichoptera species were mostly described by Malicky (1980, 1983 and 1987) and Botoseanu (1990 and 1994). Heteroptera and Coleoptera were described

by Depuy (2000). Knowledge on Odonata of the French Lesser Antilles have only been recently updated by Meurgey and Picard (2011).

Although the French West Indies are subjected to EU legislation, this archipelago (and others) was overlooked during the implementation of the WFD, so that the development of biological indices and related methods applicable to the area are still pending (see preliminary works in Bernadet *et al.*, 2013; Touron-Poncet *et al.*, 2013). Only recently have ecologists started to collect high-quality biological and environmental data in a standardized manner, so that they can be analyzed in an integrated way. This study takes a step towards synthesizing information on ecological preferences and distribution of species that should be useful for subsequent interpretations of biological survey data under RCAs in the French West Indies. Because there are no perennial river in Saint-Martin and Saint-Barthélemy, we focused on Martinique and Guadeloupe. Our specific objectives were: 1) to use both published data and new, intensive field sampling to set up an exhaustive list of the freshwater macroinvertebrate species inhabiting the rivers of Martinique and Guadeloupe, 2) to quantify the habitat preferences of each taxon as regards elevation, water velocity, substratum type and particle size, and 3) to compare the faunas of Martinique and Guadeloupe.

2.2. Material and methods

Study area

Most islands in the Caribbean basin were formed by volcanic activity or sediment uplift. Martinique and Guadeloupe are two volcanic islands separated by a distance of 130 km. The islands are primarily covered by wet forest. Volcanoes' slopes are fairly steep and exhibit many fast flowing streams with rocky bottoms.

In Martinique (1128 km²), relief is mountainous in the north with the Mount Pelée (elevation = 1397 m a.s.l.) and Pitons du Carbet mountains, while the south of the island is characterized by plains and hills (maximum elevation = 507 m a.s.l.) covered by agricultural and urban lands. Running waters are mostly concentrated in the north where rainfall is higher.

The Guadeloupe archipelago consists of two main islands separated by a narrow salty channel. The northern island, Grande-Terre (590 km²) is a low limestone plateau. Because it only has a single perennial river, this island was omitted in our study. The southern island,

Basse-Terre (848 km²), is composed of a North–South volcanic range. The Soufrière culminates at 1467m a.s.l.

In the two islands, the climate is tropical moist and the annual rainfall ranges from <1000 mm on the littoral coast to >10 000 mm on volcanoes' slopes. There is a major reduction in rainfall between December and April (the dry season, or “Carême”). The mean annual air temperature is 27°C, and ranges from 24–31°C in summer to 20–29°C in winter. In mountain ranges however (500–1400 m a.s.l.), the mean annual temperature is around in 21–23°C.

Field sampling and data collection

Macroinvertebrate communities were sampled at 114 sites (62 sites in Martinique, 52 sites in Guadeloupe, *figure 7*) using a normalized protocol (Multi-Habitat Sampling, norm XP T 90-333 in AFNOR, 2009). We took twelve sample units per site on pre-defined habitat types (e.g. boulders, pebbles, gravels, sand, litter), using a surber sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm). Four sample units were taken from marginal habitats, i.e. from habitats with an individual share of less than 5% coverage (group A). Eight sample units were taken from major habitats (i.e. with an individual share of at least 5% coverage). Four of these samples were selected according to their potentially high carrying capacity for invertebrates (high biogenic potential, based on expert knowledge of invertebrate distribution over substratum types) (group B). The last four sample units were selected in proportion to their relative coverage within the sampling reach (group C), taking account those habitats already sampled in group B (AFNOR, 2009). All sample units were preserved in 4% formalin (final concentration). In the laboratory, invertebrates were sorted, identified to species or genus (except for Oligochaeta, Nemertea, and Diptera), and enumerated. In March 2011, during low flow conditions, a total of 1368 sample units was thus taken from various microhabitat types in the two islands. This dataset was used to determine species preferences for substrate size, current velocity, and depth. Additional data collected at the same sites with the same protocol in April 2010, April 2011, March 2012 (dry seasons) and November 2010 (wet season) were used to determine species' distribution along the elevation range (a total of 4380 sample units).

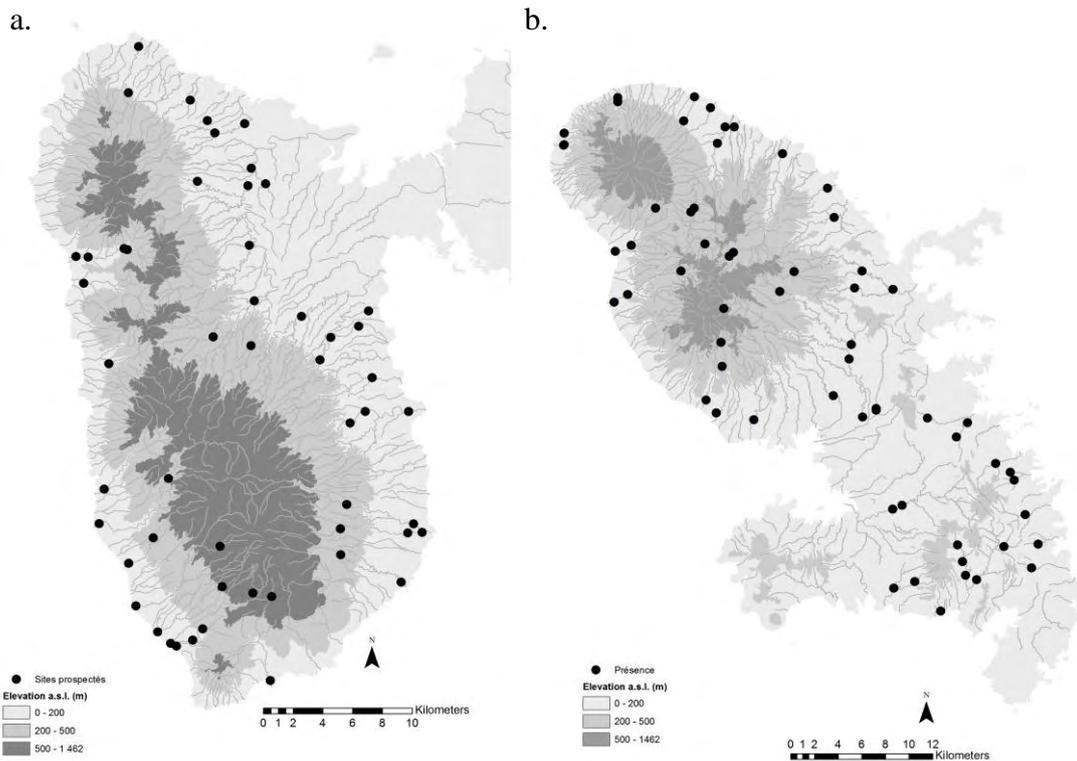


Figure 7. Distribution of sampling stations in the (a) Martinique and (b) Guadeloupe rivers.

Species review

An inventory of species was established for each island using the existing literature. In addition, our own recent and substantial dataset (see below) was used to fill gaps in current knowledge. The occurrences (presence/absence) of each taxa were recorded for both islands, and also for others islands of the Lesser Antilles, the Greater Antilles and in others neighbouring countries. The adequacy of sampling was assessed by plotting the cumulative frequency of species against sampling sites (sample-rarefaction curve with 500 randomizations) for each island (Colwell *et al.*, 2004). These graphs as well as Sorensen's index of similarity (1948) were used to compare the Martinique and Guadeloupe faunas, and to determine to which extent aquatic communities were similar. Statistical analyses were performed using Past software (Hammer *et al.*, 2001).

Microhabitat and altitudinal preferences

For each sample unit (surber sampler, 0.05m² area), microhabitat characteristics were evaluated using 14 variables: %algae, %litter, %submerged roots, %submerged vegetation, %emerged vegetation, %sand (particle size <2 mm), %gravels (2-25 mm), %pebbles (25-250 mm), %boulders (>250 mm), % rocky outcrops, %silt, water depth (cm), mean current velocity (cm/s), and elevation (m a.s.l.). Current velocities were measured using a Hydreka portable flowmeter. Mean current velocity for each sample unit was calculated as the mean of three velocity measures took at 20%, 40% and 80% of the water column starting from the river bed.

Microhabitat preferences were then assessed for the most abundant species or taxon, taking into account the available habitat. From velocity, depth, and substrate measures, proportional use values were computed as $P_i = (n_i/N)/(v_i/V_t)$, where n_i is the number of individuals observed in the i^{th} category of habitat variable V , N is the total number of individuals observed, v_i is the frequency of occurrence of the i^{th} value of variable V , V_t is the total number of all measurements of variable V (Hanquet *et al.*, 2004). P_i values were normalized to vary between 0 and 1 for each variable, representing “unsuitable” and “preferred” habitat conditions, respectively. In order to summarize microhabitat preferences, each taxon was plotted against the values of velocity, depth and substrate in rectangular grids where P_i values were represented using grey shades.

Invertebrates were also plotted against elevation ranges. Those taxa which were present along the whole gradient (from elevation <10 m to elevation >600 m a.s.l.) were not represented. As our sampling protocol was not adequate to capture shrimps and crabs efficiently, these animals were omitted in our determination of microhabitat and altitudinal preferences.

2.3.Results

Species review

From the literature and our own samples, we established a list of 194 species, i.e. 149 and 170 species for Martinique and Guadeloupe, respectively 4 (*table 6*). Field data obtained over three consecutive years permitted to reach a theoretical plateau of 130 taxa for both

islands (figure 8). 123 species are common to both islands (Sorensen's index of similarity= 0.77). Four and 19 of these species would be endemic to Martinique and Guadeloupe, respectively, 23 would be endemic to the Lesser Antilles, and 8 would be endemic to the Antilles. Six taxa are reported for the first time from these Caribbean islands: *Thiara scabra* (Gastropoda), *Cherax quadricarinatus* (Decapoda), *Laccobius* sp. (Coleoptera), Canacidae, Dasyheleinae and *Stenochironomus* sp. (Diptera).

Insects contributed significantly to the overall taxonomic richness, with 135 taxa recorded in total. Trichoptera were the richest order with 53 species grouped in 10 families, followed by Mollusca (29 species; 10 families) and Diptera (26 taxa; 17 families) (table 6). Ephemeroptera, Coleoptera and Odonata were the poorest orders with only 9 to 13 species. Plecoptera are absent from Martinique and Guadeloupe, as in many tropical rivers (Dudgeon, 1999).

Only Thiaridae (Mollusca) and Orthocladiinae (Diptera Chironomidae) were present in more than half of the sample, and only seven other taxa are present in one quarter of the samples at least: Thiaridae (Mollusca Gastropoda), Orthocladiinae, Tanypodinae, Chironomini and Tanytarsini (Diptera Chironomidae), Oligochaeta (Annelida), *Tricorythodes griseus* and *Leptohyphes* sp. (Ephemeroptera Leptohyphidae), and *Neotrichia* sp. (Trichoptera Hydroptilidae). Seventy-six of the 118 taxa determined in routine were present in less than 5% of the samples (data not shown).

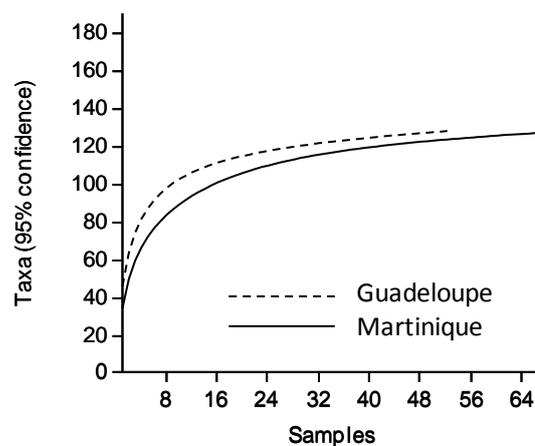


Figure 8. Sampling sites-based rarefaction curves for taxa from Guadeloupe (dashed line) and Martinique (solid line) obtained after the 2010 to 2012 sampling sessions (see text).

Mollusca

A total of 31 species of molluscs were collected by Pointier (2008) in both still and running waters. We collected 14 taxa in running waters. All families of gastropods were represented by only one or two genera and/or species, except the family Planorbidae which was the most diversified with 9 genera and 15 species. Only two species of freshwater molluscs that occur in Martinique and Guadeloupe are endemic to the Lesser Antilles : (i) the Planorbidae *Pleisiophysa guadeloupensis*, which was not found in our samples since it exclusively inhabits ponds in Guadeloupe (Bouchet *et al.*, 1998), and (ii) the Neritilidae *Neritilia succinea* which is endemic to the Lesser Antillean islands of Guadeloupe, Martinique, Saint Lucia and Saint Vincent (*table 6*).

There is no native Thiariidae in the French Lesser Antilles. However, *Melanoides tuberculata* and *Tarebia granifera* were introduced in Martinique and Guadeloupe at the end of the twentieth century and successfully invaded stream systems (Pointier *et al.*, 2008) so that to date, both species are the most common freshwater snails in Martinique and Guadeloupe. More recently, *Thiara scabra* was discovered in Guadeloupe in 2011 (Asconit Consultants, unpublished data). Thiariidae, like most Gastropoda, are usually found at low elevations, from the river mouth to middle courses (350 m a.s.l.) (*figure 9*). However, planorbids (including *Gundlachia radiata*) were found at 495 m a.s.l. and *Physella acuta* (Physidae) was found at 650 m a.s.l.. *Pomacea glauca* (Ampullariidae), *Amerianna carinata* (planorbid subfamily Bulininae) and Cochliopidae were not found above 200 m a.s.l.. The bivalvia *Pisidium punctiferum* (Sphaeriidae) had a large altitudinal range since it occurred between 3 and 650 m a.s.l..

Crustacea

Crustaceans included Ostracoda, one family of Amphipoda (Dogielinotidae in Guadeloupe, undetermined in Martinique), four families of shrimps (Atyidae, Palaemonidae, Parastacidae and Xiphocaridae) and two families of crabs (Pseudothelphusidae and Grapsidae) (*table 6*). *Macrobrachium rosenbergii* and *Cherax quadricarinatus* are introduced species. All other shrimps are native to the French Lesser Antilles and are largely distributed throughout the Greater and Lesser Antilles and Central America, except *Xiphocaris elongata* (Xiphocaridae) which is endemic to the Lesser Antilles. The crabs *Guinotia dentata* (Pseudothelphusidae) and

Sesarma roberti (Grapsidae) are endemic to the Lesser Antilles and Antilles, respectively. Amphipoda were very scarce in Martinique. *Hyallela* sp. were found from low to upper courses in Guadeloupe (650 m a.s.l.), but were more abundant below 350 m a.s.l. (figure 9).

Trichoptera

We listed 53 species of Trichoptera (table 6). 10 families were present, and the family Hydroptilidae was the most diversified (11 genera, 31 species). Conversely, Glossosomatidae (absent from Martinique) and Calamoceratidae were only represented by one species.

Endemism is strong within the Trichoptera, since 9 and 3 species would be endemic to Guadeloupe and Martinique, respectively, and 29 and 4 other species would be endemic to the Lesser Antilles and the Antilles, respectively. Thus, only 8 species are present throughout the Caribbean islands in general and on the American continent.

Endemics of Guadeloupe include *Alisotrichia orophila guadeloupea*, *Byrsopteryx bipartiterga*, *Metrichia carbetina*, *Ochrotrichia* sp. 1, *Zumatrichia lezarda* (Hydroptilidae), *Smicridea astarte*, *Smicridea karukera* (Hydropsychidae), *Chimarra haesitationis* and *Chimarra quadrifurcata* (Philopotamidae). *Austrotinodes madininae* (Ecnomidae), *Leucotrichia* sp.1 (Botosaneanu, 2002) and *Xiphocentron parentum* (Xiphocentronidae) should be endemic to Martinique. *Helicopsyche* sp. (Helicopsycheidae), *Smicridea* sp. (Hydropsychidae), *Neotrichia* sp. (Hydroptilidae), *Chimarra* sp. (Philopotamidae) and *Xiphocentron* sp. (Xiphocentronidae) were the most frequent and abundant Trichoptera in both islands where they occurred along the whole altitudinal gradient. Conversely, *Anatolica dominicana*, *Amphoropsyche insularis* and *Byrsopteryx* sp. were the rarest taxa since less than 10 individuals were sampled throughout the study period (2010-2012). Most Trichoptera were present from lower to upper courses, except the genus *Oxyethira* and *Zumatrichia* (Hydroptilidae) which were not sampled above 360 and 450 m a.s.l., respectively (figure 9).

Ephemeroptera

Four families of Ephemeroptera including 13 species were present in Martinique and Guadeloupe: Baetidae (5 species), Leptohiphidae, Caenidae and Leptophlebiidae. Seven of these 13 species would be endemic to Guadeloupe (*Americabaetis humilis*, *Americabaetis spinosus*, *Cloedes caraibensis*, *Fallceon ater* (Baetidae) and *Leptohyphes guadeloupensis* (Leptohiphidae)), one species would be endemic to Martinique (*Hagenulopsis traverae*

marginata (Leptophlebiidae)) and two species would be endemic to the French Lesser Antilles (Caenidae). Finally, only three species (*Callibaetis floridanus* (Baetidae), *Allenhyphes flinti*, and *Terpides jessiae*) are widespread in the Antilles and in Central America (table 6). Baetidae and Leptohephidae are the most common families in both islands. All Ephemeroptera species were present along the altitudinal gradient, except *Caenis femina* was absent above 600 m a.s.l., *Terpides jessiae* (absent above 360 m a.s.l.), and *Callibaetis floridanus* which only occurred in lowland areas (<50 m a.s.l.) (figure 9).

Heteroptera

A total of 19 genera grouped in 11 families were expected based on literature (table 6). However we have only collected 7 genera. The family Gerridae was the most diversified with 4 genera listed in literature, and collected by us. *Rhagovelia* sp. (Veliidae) is the most common Heteroptera in streams of Martinique and Guadeloupe. A too small number of studies were conducted on this order in the Caribbean to determine the species identities and characterize endemism. Nevertheless according our field observations, heteropterans in general seemed relatively ubiquitous in terms of altitudinal distribution.

Coleoptera

The order Coleoptera includes 8 families and at least 13 taxa according to the literature (table 6). The family Elmidae is the most diversified. The species *Hexanchorus caraibus* and *Neoelmis* sp. are the most common and abundant in Martinique and Guadeloupe, respectively. *Hexanchorus caraibus* may be endemic to the Lesser Antilles. Ptilodactylidae and Dryopidae are rare in Martinique, especially Dryopidae (only one individual sampled during this study). In Guadeloupe, Ptilodactylidae were absent and Dryopidae were not found although they have been mentioned in literature (Frezouls, 1995). All taxa were present along the altitudinal gradient, except Staphilinidae and *Hydraena* sp. which were absent above 500 m a.s.l. (figure 9).

Diptera

26 taxa grouped into 15 families of Diptera were recorded (table 6). Chironomidae, Simuliidae and Ceratopogonidae were the most common Diptera. Conversely, Dolichopodidae, Rhagionidae, Stratiomyidae, Syrphidae and Tabanidae were scarce since only few specimens (<5 specimens on each island) were sampled in each of the two islands.

Cecidomyiidae and Culicidae were rare in rivers of Martinique and Guadeloupe, respectively. Most Diptera were present from lower to upper courses, except Dasyheleneinae (above 304 m a.s.l.) (figure 9).

Odonata

Nine species of Odonata, grouped in three families (Coenagrionidae, Libellulidae and Protoneuridae) were met in running waters of Martinique and Guadeloupe. None of these species are endemic to Guadeloupe or Martinique, but most of them (five) would be endemic to the Lesser Antilles, particularly two Protoneuridae, *Protoneura ailsa* and *Protoneura romanae*, which were present in Martinique and Guadeloupe respectively (table 6). *Enallagma coecum* (Coenagrionidae) is widespread in the Caribbean and is endemic to the Antilles. Finally, three species are present on the American continent. All species were ubiquitous in terms of altitudinal distribution.

Microhabitat preferences

In order to summarize microhabitat preferences (figure 10), the taxa listed below were grouped by velocity classes and then by substratum type (mineral or vegetal) (figure 10).

- Null current velocity (0-5 cm/s):

Mineral substrates: Neritilidae, on boulders; *Neritina* sp. on pebbles ; Erpobdellidae on gravels; Chironomini on rocky outcrops; *Pisidium* sp., *Macrelmis* sp. and Limoniidae on sand; Polychaeta in silt.

Vegetal substrates : Hydracarina, Glossiphoniidae, Planorbidae, *Mesovelgia* sp., *Hydraena* sp. and Staphilinidae on helophytes; Dugesiidae, *Physella acuta*, Ostracoda and *Microvelgia* sp., hydrophytes; *Caenis femina* and Tanytarsini on leaf litter; Hydrobiidae, Neritilidae, *Ceratomya* sp. and *Callibaetis floridanus* on roots; Nemertea, *Laccophilus* sp. and *Ischnura ramburii* on algae.

- Slow current velocity (5-25 cm/s):

Mineral substrates: *Alisotrichia* sp. and *Zumatrichia* sp. on boulders; Pyralidae on pebbles; *Zumatrichia* sp. on rocky outcrops; *Pisidium* sp. on sand.

Vegetal substrates: *Oligochaeta*, *Americabaetis* sp., *Rhagovelia* sp., Ceratopogoninae, Ephydriidae and Psychodidae on helophytes; *Amerianna carinata*, *Helicopsyche* sp., *Neoelmis* sp, Cecidomyiidae, *Stenochironomus* sp., *Chrysophilus* sp. on litter; *Americabaetis* sp. on roots; Thiaridae, *Neotrichia* sp., *Americabaetis* sp. and Ceratopogoninae on algae.

- Medium current velocity (25-75 cm/s):

Mineral substrates: *Protoptila* sp., *Smicridea* sp., *Chimarra* sp., *Cloedes caraibensis*, Simuliidae and *Argia concinna* on boulders; *Xiphocentron* sp. and Psephenidae on pebbles; Erpobdellidae on pebbles; Blephariceridae on rocky outcrops; Limoniidae on sand.

Vegetal substrates: *Rhagovelia* sp. and Dasyheleneidae on helophytes; *Gundlachia radiata*, Ostracoda, *Oxyethira* sp. and Orthocladiinae on hydrophytes; *Hyaella caribbeana*, *Phylloicus* sp., *Oecetis* sp., *Cloedes caraibensis*, *Caenis catherinae*, *Stenochironomus* sp., *Maruina* sp., *Chrysophilus* sp., *Argia concinna* on litter; *Polyplectropus* sp., *Cloedes caraibensis*, *Terpides jessiae*, *Atrigopogon* sp., *Hemeredromia* sp. and *Enallagma coecum* on roots; Nemertia, *Hydroptila* sp., *Ochrotrichia* sp., *Fallceon ater*, *Leptohyphes* sp., *Tricorythodes griseus*, *Hagenulopsis guadeloupensis*, *Hexanchorus* sp., *Gyretes* sp. and Tanypodinae on algae.

- High current velocity (>75 cm/s):

Mineral substrates: Neritilidae, *Smicridea* sp., *Alisotrichia* sp., *Zumatrichia* sp., *Chimarra* sp. and Simuliidae on boulders; *Zumatrichia* sp. and Blephariceridae on rocky outcrops.

Vegetal substrates: Neritilidae on roots; *Leptohyphes* sp. and *Hexanchorus* sp. on algae.

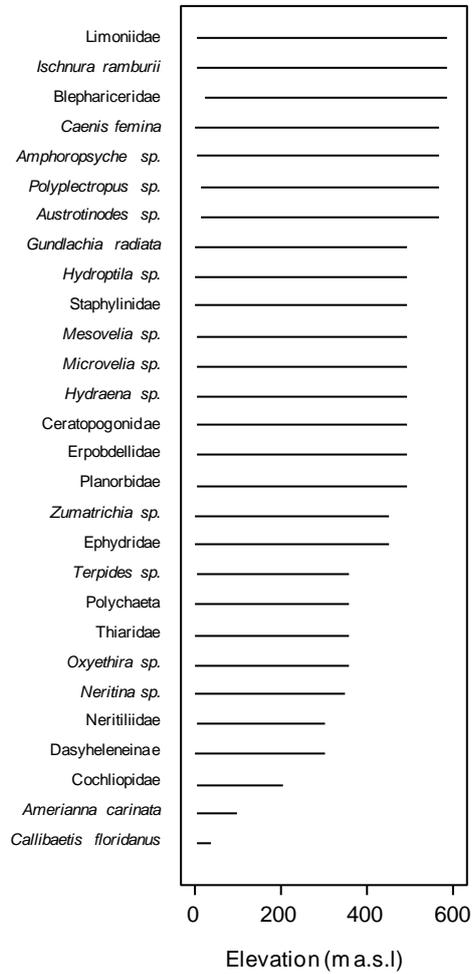


Figure 9. Species distributions along the gradient of elevation (m a.s.l.). In order to lighten the figure, taxa which are present along the whole gradient (from <10 m to > 600 m a.s.l.) were not represented.

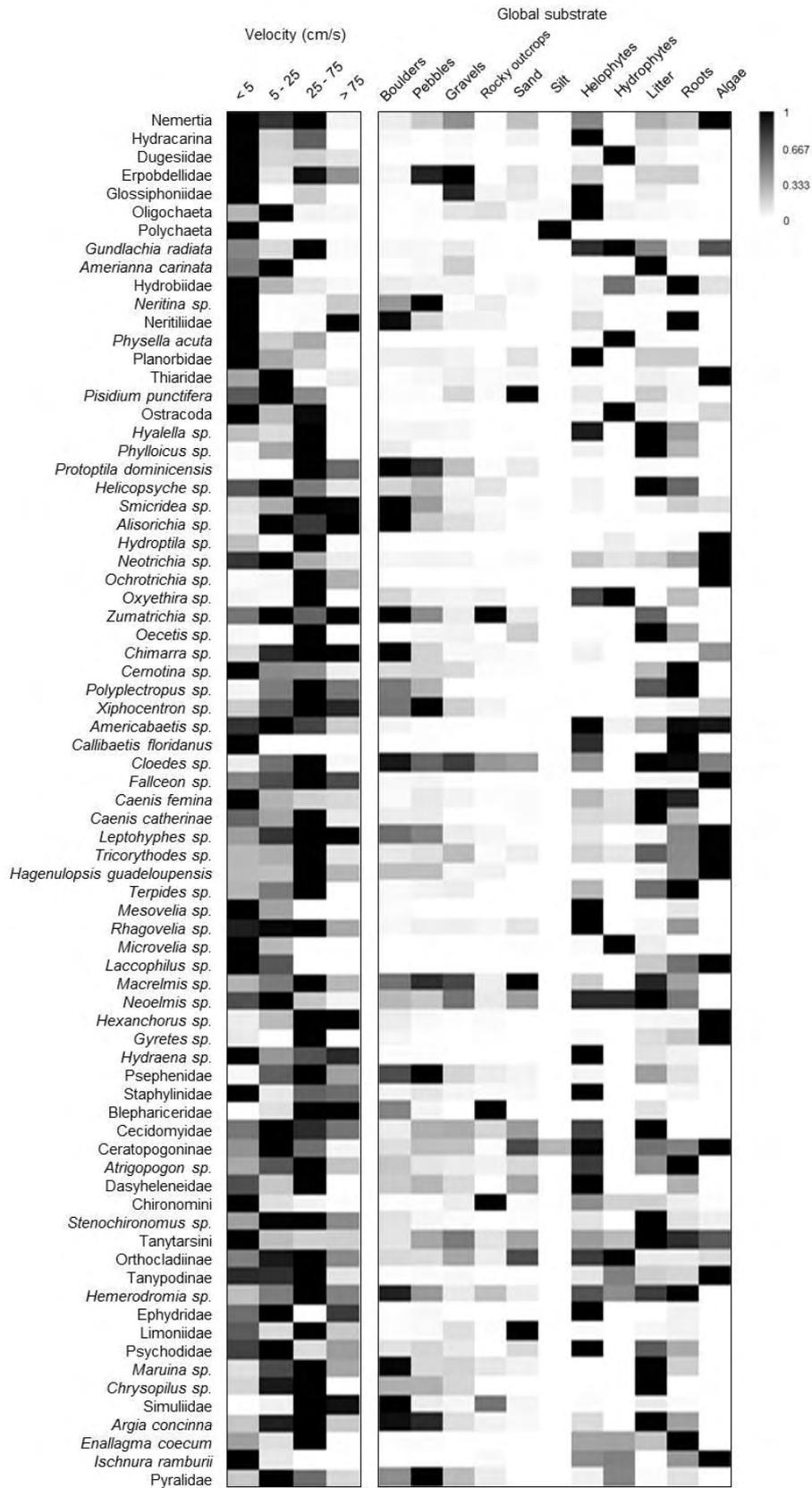


Figure 10. Microhabitat preference of taxa for velocity currents and substrates using a shading scale (dark = high P_i , light = low P_i).

Table 6. Checklist of the macroinvertebrate taxa present in Martinique and Guadeloupe, with additional information on their occurrence in the Lesser Antilles, the Greater Antilles and in others countries . ‘X’: present in our samples; ‘’: present, based on the existing literature; ‘**’: was not re-observed since its first observation. MA: Martinique; GU: Guadeloupe; SE: Saint-Eustatius; SK: Saint Kitts; NE: Nevis; SM: Saint-Martin; AT: Antigua; MO: Montserrat; DO: Dominica; SL: Saint-Lucia; SV: Saint-Vincent; GR: Grenada; BA: Barbados; TAT: Trinidad and Tobago; CU: Cuba; JA: Jamaica; HI: Hispaniola; RD: Dominican Republic; HA: Haiti; BH: Bahamas; PR: Puerto Rico; VI: Virgin Islands.*

Phylum	Class / Order	Family / Subfamily	Species	MA	GU	Lesser	Greater	Other countries	References
Nemertea			<i>Unidentified</i>	X	X				
Platyhelminthes	Dugesidae		<i>Unidentified</i>	X	X				
Annelida	Erpobdellidae		<i>Unidentified</i>	X	X				
			<i>Unidentified</i>	X	X				
			<i>Unidentified</i>	X	X				
			<i>Unidentified</i>	X	X				
Mollusca	Gasteropoda	Ampullariidae	<i>Marisa cornuarietis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	SK, GU, MA	PR	Venezuela, certainly somewhere between the Guianas and Colombia	Pointier (2008)
			<i>Pomacea glauca</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	SM, GU, DO, MA, SL	-	Venezuela, Guyana, Brazil	Pointier (2008)
		Cochliopidae (as Hydrobiidae)	<i>Pyrgophorus parvulus</i> (Guilding, 1828)	X	X	SB, GU, MA, SL, SV, GR	JA, HA	Venezuela, St Thomas, Curaçao, Aruba, Bonaire	Pointier (2008)
		Lymnaeidae	<i>Fossaria cubensis</i> (L.Pfeiffer, 1839)	X	*	GU, MA, SL	CU, PR, RD,	Venezuela	Pointier (2008)
			<i>Pseudosuccinea columella</i> (Say, 1817)		*	GU	CU, PR	USA, Mexico, Venezuela, Brazil, Argentina, Australia, Pacific Islands, France, etc (worldwide distribution)	Pointier (2008)
		Neritidae	<i>Neritina punctulata</i> (Lamarck, 1816)	X	X	GU, MA, DO, SL, SV	CU	From Cuba to Brazil	Pointier (2008)
			<i>Neritina virginea</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	SK, GU, DO, MA, SL	-	From Florida and Bermuda to Brazil	Pointier (2008)
		Neritiliidae	<i>Neritilia succinae</i> (Récluz, 1841)	X	X	GU, MA, SL, SV	-	-	Pointier (2008)
		Physidae	<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	X	X	SE, SK, NE, SM, AT, MO, GU, MA	PR	North America, France, etc (worldwide distribution)	Richards (1964); Pointier (2008)
		Planorbidae	<i>Aplexa marmorata</i> (Guilding, 1828)	*	*	SM, SK, GU, MA, SL, SV	PR, VI	From USA to Argentina, Africa (Nigeria, Ghana, Togo, Benin, South Africa)	Richards (1964); Pointier (2008)
			<i>Amerianna carinata</i> (H. Adams, 1861)	X		MA	-	Australia, Java, Thailand, Nigeria	Pointier (2008)
			<i>Biomphalaria glabrata</i> (Say, 1818)	*	*	SM, SK, AT, MO, GU, DO, MA, SL	-	Brazil	Pointier (2008)
			<i>Biomphalaria kuehniana</i>	*	*	GU, DO, MA,	RD, PR	Venezuela, Colombia	Pointier (2008)

											(2011)
			<i>Pisidium punctiferum</i> (Guppy, 1867)	X	X	GU, MA, SL, SV, TAT	-		French Guyana		Pointier (2008); Massemin <i>et al.</i> (2011)
Hydracarina			<i>Unidentified</i>	X	X						
Crustacea	Amphipoda	Dogielinotidae	<i>Hyaella caribbeana</i> (Bousfield, 1996)	X	X	GU	-	-			Bousfield (1996)
			<i>Hyaella squamosa</i> (Mateus & Mateus, 1990)		*	GU	-	-			Mateus & Mateus (1990)
	Decapoda	Atyidae	<i>Atya innocous</i> (Herbst, 1792)	X	X	MO, GU, DO, MA, SV, GR, BA, TAT	CU, HI, PR, VI	JA,	From Nicaragua to Panama		Chace & Hobbs (1969); Hobbs & Hart (1982)
			<i>Atya scabra</i> (Leach, 1815)	X	X	SK, MO, GU, DO, MA, SL, GR, TAT	CU, HI, RD, PR	JA,	Mexico, Brazil, Guatemala, Honduras, Panama, Costa Rica, Cape Verde islands, West Africa		Ortmann (1894); Chace & Hobbs (1969); Hobbs & Hart (1982); Hostache (1992); Lim <i>et al.</i> (2002)
			<i>Jonga serrei</i> (Bouvier, 1909)	X	X	GU, MA, DO, BA, TAT	CU, JA, PR		Costa Rica, Venezuela, Panama		Chace & Hobbs (1969); Lévêque (1974); Bass (2003b); Torati <i>et al.</i> (2011)
			<i>Micratya poeyi</i> (Guérin-Méneville, 1855)	X	X	GU, DO, MA, GR, BA, TAT	CU, JA, PR		Costa Rica, Venezuela, Trinidad, Panama		Chace & Hobbs (1969); Lévêque (1974); Debrot (2003); Pereira & Garcia (1995); Torati <i>et al.</i> (2011)
			<i>Potimirim sp.</i>	X	X						
			<i>Potimirim potimirim</i> (Müller, 1881)	*	*	GU, DO, MA, BA	PR		Venezuela, Panama, Florida		Rathbun (1901); Abele (1972); Lévêque (1974); Pereira (1991); Lim <i>et al.</i> (2002); Torati <i>et al.</i> (2011)
			<i>Potimirim glabra</i> (Kingsley, 1878)	*	*	GU, DO, TAT	?		El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama, Brazil		Smalley (1963); Chace (1972); Chace & Hobbs (1969); Lévêque (1974); Torati <i>et al.</i> (2011)
		Palaemonidae	<i>Macrobrachium acanthurus</i>	X	X	SM, GU, DO,	CU,	JA,	Southeastern USA,		Holthuis (1952);

	(Wiegmann, 1836)				MA		HI, PR	Mexico, Nicaragua, Panama, Colombia, Venezuela, Suriname, Brazil	Chace & Hobbs (1969); Lim <i>et al.</i> (2002); Lévêque (1974); Torati <i>et al.</i> (2011)
	<i>Macrobrachium</i> (Linnaeus, 1758)	<i>carcinus</i>	X	X	SM, GU, MA, SL, BA, TAT	DO, SV	CU, HI, PR	JA, From USA (Florida and Texas) to Brasil	Chace & Hobbs (1969); Lévêque (1974)
	<i>Macrobrachium</i> (Holthuis, 1950)	<i>crenulatum</i>	X	X	GA, DO, GR, TAT	MA	JA, HI	Panama, Colombia, Venezuela	Chace & Hobbs (1969); Lim <i>et al.</i> (2002); Torati <i>et al.</i> (2011)
	<i>Macrobrachium</i> (De Saussure, 1857)	<i>faustinum</i>	X	X	GU, DO, SL, BA, TAT	MA, SV, GR	CU, HI, PR	JA, -	Chace & Hobbs (1969); Lévêque (1974); Lim <i>et al.</i> (2002)
	<i>Macrobrachium</i> (Wiegman, 1836)	<i>heterochirus</i>	X	X	GU, DO, SV, GR	MA	JA, HI, PR	From Mexico to Brazil	Chace & Hobbs (1969); Lévêque (1974); Lim <i>et al.</i> (2002)
	<i>Macrobrachium</i> (Wiegman, 1836)	<i>rosenbergii</i>	*	*	GU, DO, MA		JA, PR	India, South Asia, the Philippines, New Guinea, North Australia	Alston (1991); Eldredge (1994); Williams <i>et al.</i> (2001); Kairo <i>et al.</i> (2003)
	<i>Palaemon</i> (Stimpson, 1871)	<i>pandaliformis</i>	X	X	GU, MA, TAT	BA	CU, HI, PR	Guatemala, Panama, Brazil	Hostache (1992); Chace & Hobbs (1969); Lim <i>et al.</i> (2002); Torati <i>et al.</i> (2011)
Parastacidae	<i>Cherax</i>	<i>quadricarinatus</i>	X		MA		BH, JA	Australia, Papua New Guinea, South Africa, Mexico, Israel, etc	Williams <i>et al.</i> (2001); Lawrence & Jones (2002); BEST Commission (2003); Zimmerman (2003); Bortolini <i>et al.</i> (2007); Snovsky and Galil (2011)
Xiphocaridae	<i>Xiphocaris</i> (Guérin-Méneville, 1855)	<i>elongata</i>	X	X	GU, DO, SL, BA	MA	CU, JA, PR	-	Lim <i>et al.</i> (2002)
Grapsidae	<i>Sesarma</i> (H. Edwards, 1853)	<i>roberti</i>	X	X	GU, DO, SL, BA, TAT	MA	CU, JA, PR	HI, HA, -	Chace & Hobbs (1969); Starmühlner & Therezien (1983);

										Abele (1992)	
Insecta	Trichoptera	Pseudothelphusidae	<i>Guinotia dentata</i> (Latreille, 1825)	X	X	GU, DO, MA, SL, SV	-	-		Lim <i>et al.</i> (2002); Rodriguez & Lopez (2003)	
		Calamoceratidae	<i>Phylloicus monticulus</i> (Flint, 1968)	X	X	GU, DO, MA	-	-		Botosaneanu (2002)	
		Ecnomidae	<i>Austrotinodes sp.</i>		X						
			<i>Austrotinodes madininae</i> (Botosaneanu, 1990)	X		MA					Botosaneanu (2002)
		Glossosomatidae	<i>Protophila dominicensis</i> (Flint, 1968)		X	GU, DO					Botosaneanu (2002)
		Hydropsychidae	<i>Leptonema archboldi</i> (Flint, 1968)	X	X	GU, DO, MA	-	-			Botosaneanu (2002)
			<i>Smicridea sp.</i>	X	X						
			<i>Smicridea astarte</i> (Malicky, 1980)		*	GU	-	-			Botosaneanu (2002)
			<i>Smicridea karukera</i> (Botosaneanu, 1994)		*	GU	-	-			Botosaneanu (2002)
			<i>Smicridea simmonsii</i> (Flint, 1968)	*		MA, SL, SV	-	-			Botosaneanu (2002)
		Helicopsychidae	<i>Helicopsyche sp.</i>	X	X						
			<i>Helicopsyche apicauda</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)
			<i>Helicopsyche guadeloupensis</i> (Malicky, 1980)	*	*	GU, DO, MA, SL, ?GR	-	-			Botosaneanu (2002)
		Hydroptilidae	<i>Alisotrichia sp.</i>	X	X						
			<i>Alisotrichia orophila guadeloupea</i> (Botosaneanu, 1994)		*	GU	-	-			Botosaneanu (2002)
			<i>Alisotrichia orophila orophila</i> (Flint, 1968)	*		DO, MA	-	-			Botosaneanu (2002)
			<i>Alisotrichia timouchela</i> (Botosaneanu, 1989)	*	*	GU, MA, SV	-	Venezuela			Botosaneanu (2002); Harris & Flint (2002)
			<i>Bredinia dominicensis</i> (Flint, 1968)	*		DO, MA, TAT		Costa Rica, Panama, Equator			Botosaneanu (2002); Harris <i>et al.</i> (2012)
			<i>Byrsopteryx sp.</i>	X	X						
			<i>Byrsopteryx bipartiterga</i> (Botosaneanu, 2000)		*	GU	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Byrsopteryx septempunctata</i> (Flint, 1968)			*	GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)		

<i>Cerasmatrix sp.</i>	X	X						
<i>Cerasmatrix dominicensis</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Cerasmatrix wirthi</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA	-	Venezuela			Botosaneanu (2002); Botosaneanu & Thomas (2005)
<i>Hydroptila sp.</i>	X	X						
<i>Hydroptila antillarum</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Hydroptila martorelli</i> (Flint, 1964)	*	*	GU	PR	-			Botosaneanu (2002)
<i>Leucotrichia sp. 1</i>	*	*	MA	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia sp.</i>	X	X						
<i>Metrichia campana</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia exclamationis</i> (Flint, 1968)	*	*	?GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia similis</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia carbetina</i> (Botosaneanu, 1994)	*	*	GU	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia madicola</i> (Botosaneanu, 1994)	*	*	GU, MA	-	-			Botosaneanu (2002); Botosaneanu & Thomas (2005)
<i>Metrichia rawlinski</i>	*	*	DO, MA					Botosaneanu (2002)
<i>Neotrichia sp.</i>	X	X						
<i>Neotrichia iridescens</i> (Flint, 1964)	*	*	GU, DO, MA, SL	CU, HI, PR	JA, -			Botosaneanu (2002)
<i>Neotrichia lacertina</i> (Botosaneanu, 1994)	*	*	GU, MA	-	-			Botosaneanu (2002); Botosaneanu & Thomas (2005)
<i>Neotrichia tauricornis</i> (Malicky, 1980)	*	*	GU, MA, SL, GR, TAT	-	Panama, Colombia			Botosaneanu (2002)
<i>Ochrotrichia sp.</i>	X	X						
<i>Ochrotrichia brayi</i> (Flint, 1968)	*	*	?GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Ochrotrichia ponta</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SV, GR	-	-			Botosaneanu (2002)
<i>Ochrotrichia sp. 1</i> (Flint & Sykora, 1993)	*	*	GU	-	-			Botosaneanu (2002)

	<i>Oxyethira sp.</i>	X	X						
	<i>Oxyethira (Damphitrichia) arizona</i>	*		DO, MA	CU, HA, PR	JA, Central America, SW USA			Botosaneanu (2002)
	<i>Oxyethira (D.) simulatrix cubana</i> (Kumanski, 1987)	*		GU	CU, HA	JA, -			Botosaneanu (2002)
	<i>Oxyethira tega antillarum</i> (Botosaneanu, 1994)	*		GU, DO	-	-			Botosaneanu (2002)
	<i>Oxyethira (Loxotrichia) janella</i> (Denning, 1948)	*		GU, DO	CU, HA, PR, VI	JA, RD, SE USA			Botosaneanu (2002); Harris <i>et al.</i> (2012)
	<i>Oxyethira (L.) tica</i> (Holzenthal & Harris, 1992)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV, BA, GR, TAT	-	From Mexico to Venezuela and Brazil			Botosaneanu (2002); Morse (2013)
	<i>Zumatrichia sp.</i>	X	X						
	<i>Zumatrichia anomaloptera</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV, BA, GR, TAT	-	-			Botosaneanu (2002)
	<i>Zumatrichia antilliensis</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV, GR					Botosaneanu (2002)
	<i>Zumatrichia lezarda</i> (Malicky, 1980)	*		GU	-	-			Botosaneanu (2002)
Leptoceridae	<i>Amphoropsycha insularis</i> (Flint, 1968)	X	X	GU, DO, MA	-	-			Botosaneanu (2002); Botosaneanu & Thomas (2005)
	<i>Atanatolica dominicana</i> (Flint, 1968)	*	X	GU, DO, MA	-	-			Botosaneanu (2002)
	<i>Oecetis knutsoni</i> (Flint, 1981)	*		GU	-	Venezuela, Colombia, Bolivia, Perou			Botosaneanu (2002)
Philopotamidae	<i>Chimarra sp.</i>	X	X						
	<i>Chimarra antilliana</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV	?CU	-			Botosaneanu (2002)
	<i>Chimarra dominicana</i> (Flint, 1968)	*		DO, MA	-	-			Botosaneanu (2002)
	<i>Chimarra haesitationis</i> (Botosaneanu, 1994)	*		GU	-	-			Botosaneanu (2002)
	<i>Chimarra quadrifurcata</i> (Botosaneanu, 1994)	*		GU	-	-			Botosaneanu (2002)
Polycentropodidae	<i>Cernotina lutea</i> (Flint, 1968)	*	X	GU, DO, ?MA	-	-			Botosaneanu (2002); Botosaneanu & Thomas (2005)
	<i>Polycentropus insularis</i> (Banks,	*	*	GU, MA, DO,	-	-			Botosaneanu (2002)

		1938)			GR				
		<i>Polyplectropus bredini</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, GR	-	-		Botosaneanu (2002)
	Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron sp.</i>	X	X					
		<i>Xiphocentron fuscum</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO, ?SL	-	-		Botosaneanu (2002)
		<i>Xiphocentron parentum</i> (Botosaneanu, 1988)	*		MA	-	-		Botosaneanu (2002)
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis sp.</i>	X	X					
		<i>Americabaetis humilis</i> (Hofmann, & Thomas, 1999)		*	GU	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		<i>Americabaetis spinosus</i> (Hofmann & Thomas, 1999)		*	GU	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		<i>Callibaetis sp.</i>	X		MA				
		<i>Callibaetis floridanus</i> (Banks, 1900)		X	GU	CU, PR, VI	SE USA, Mexico, El Salvador, Honduras, Guatemala		Lugo-Ortiza & McCafferty (1996); Hofmann <i>et al.</i> (1999); Gonzales-Lazo <i>et al.</i> (2008)
		<i>Cloedes sp.</i>	X		MA				
		<i>Cloedes caraibensis</i> (Hofmann & Thomas, 1999)		X	GU	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		<i>Fallceon sp.</i>	X		MA				
		<i>Fallceon ater</i> (Hofmann & Thomas, 1999)		X	GU	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999)
	Caenidae	<i>Caenis catherinae</i> (Hofmann & Thomas, 1999)	X	X	GU, MA	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		<i>Caenis femina</i> (Hofmann & Sartori, 1999)	X	X	GU, MA	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999)
	Leptohiphidae	<i>Leptohiphes sp.</i>	X		MA				
		<i>Allenhiphes flinti</i> (Allen, 1973)		X	SK, MO, GU, DO	-	Panama, Venezuela		Allen (1973); Hofmann <i>et al.</i> (1999); Baumbardner (2008)
		<i>Leptohiphes guadeloupensis</i> (Hofmann & Sartori, 1999)		X	GU	-	-		Hofmann <i>et al.</i> (1999); Baumbardner (2008)
		<i>Tricorythodes sp.</i>	X		MA				

		<i>Tricorythodes griseus</i> (Hofman & Sartori, 1999)	X	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999); Baumbardner (2008)
	Leptophlebiidae	<i>Hagenulopsis guadeloupensis</i> (Hofmann & Peters, 1999)	X	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		<i>Hagenulopsis Traverae marginata</i> (Thomas & Boutonnet, 2004)	X	MA	-	-	
		<i>Terpides jessiae</i> (Peter & Harrison, 1974)	X	MA, SV	-	Central America, Costa Rica, Nicaragua	Peters & Harrison (1974); McCafferty (1985); McCafferty & Lugo-Ortiz (1996); Boutonnet <i>et al.</i> (2004); Meyer <i>et al.</i> (2008)
Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma sp.</i>	X	*			
	Corixidae	<i>Centrocorixa sp.</i>	*	*			
		<i>Trichocorixa sp.</i>	*	*			
	Gerridae	<i>Brachymetra sp.</i>	X	X			
		<i>Limnogonus sp.</i>	X	X			
		<i>Rheumatobates sp.</i>	X	X			
		<i>Trepobates sp.</i>	X	X			
	Hebridae	<i>Hebrus sp.</i>	X	X			
		<i>Merragata sp.</i>		*			
	Hydrometridae	<i>Hydrometra sp.</i>		*			
	Mesoveliidae	<i>Mesovelvia sp.</i>	X	X			
	Naucoridae	<i>Pelocoris sp.</i>		*			
	Nepidae	<i>Ranatra sp.</i>	X	*			
	Notonectidae	<i>Buenoa sp.</i>		*			
		<i>Notonecta sp.</i>		*			
	Pleidae	<i>Paraplea sp.</i>		X			
	Veliidae	<i>Microvelia sp.</i>	X	X			
		<i>Rhagovelia sp.</i>	X	X			

		<i>Steinovelina sp.</i>	X	X					
Coleoptera	Dysticidae	<i>Laccophilus sp.</i>	X	X					
	Dryopidae	<i>Unidentified</i>	X	*					
		<i>Hexanchorus caraiibus</i> (Coquerel, 1851)	X	X	GU, DO, MA, SL, SV	-	-		Spangler & Santiago-Fragoso (1992); Peck (2011)
	Elmidae	<i>Cylloepus sp.</i>		*					
		<i>Macrelmis sp.</i> (as <i>Elsianus sp.</i>) (Motschulsky, 1839)	X	X					
		<i>Neoelmis sp.</i> (Musgrave 1935)	X	X					
	Gyrinidae	<i>Gyretes sp.</i>	X	X					
	Hydraenidae	<i>Hydraena sp.</i>	X	X					
		<i>Laccobius sp.</i>	X	X					
	Hydrophilidae	<i>Tropisternus sp.</i>	X	X					
<i>Berosus sp.</i>		X	X						
Psephenidae	<i>Unidentified</i>	X	X					Darlington (1936)	
Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus sp.</i>	X							
Odonata	Coenagrionidae	<i>Argia concinna</i> (Rambur, 1842)	X		GU, DO, ?SV	-	-		Meurgey & Picard (2011)
		<i>Enallagma coecum</i> (Hagen, 1861)	X	X	MO, GU, DO, MA, SL	JA, HA, RD, PR, VI	-		Meurgey & Picard (2011) Needham <i>et al.</i> (1996); Needham <i>et al.</i> (2000); Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey & Picard (2011)
		<i>Ischnura ramburii</i> (Selys in Sagra, 1857)	X	X	AN, SM, SB, BA, MO, GU, DO, MA, SL, SV, GR, BA	BH, CU, JA, RD, PR, IV	USA, Costa Rica, Nicaragua, Panama, Paraguay, Brasil, Colombia, Chile		Meurgey & Picard (2011)
	Libellulidae	<i>Brechmorhoga archboldi</i> (Donnelly, 1970)	X	X	?MO, GU, DO, MA	-	-		Meurgey & Picard (2011)
		<i>Brechmorhoga praecox</i> (Hagen, 1861)	X		MA	-		From Central America to Brasil	Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey & Picard (2011)
		<i>Dythemis sterilis</i> (Hagen, 1861)	X	X	MO, GU, DO, MA, SL, GR, TAT	SV, -		From Central America to Venezuela	Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey & Picard (2011)
		<i>Macrothemis meurgeyi</i> (Daigle, 2007)	X		?MO, GU	-	-		Meurgey & Picard (2011)

	Protoneuridae	<i>Protoneura ailsa</i> (Donnelly, 1961)	X		DO, MA, SL	-	-	Meurgey & Picard (2011)
		<i>Protoneura romanae</i> (Meurgey, 2006)		X	?MO, GU	-	-	Meurgey & Picard (2011)
Lepidoptera	Pyralidae	Unidentified	X	X				
		Unidentified	X	X				
Diptera	Blephariceridae		X	X				
	Canacidae		X					
	Cecidomyiidae		X	X				
	sF/ Ceratopogoninae	Unidentified	X	X				
	sF/ Dasyheleinae		X	X				
	sF/ Forcypomyinae	<i>Atrigopogon sp.</i>	X	X				
		<i>Forcypomya sp.</i>	X	X				
	sF/ Chironominae	Chironomini	X	X				
		Chironomini	:	X	X			
		<i>Stenochironomus sp.</i>		X	X			
		Tanytarsini	X	X				
	sF/ Orthocladiinae	Unidentified	X	X				
		<i>Corynoneura sp.</i>	X	X				
	sF/ Tanypodinae		X	X				
	Culicidae		X	X				
	Dolichopodidae		X	X				
	Empididae	<i>Hemerodromia sp.</i>	X	X				
	Ephydriidae		X	X				
	Limoniidae		X	X				
	Psychodidae		X	X				
		<i>Maruina sp.</i>	X	X				
	Rhagionidae	<i>Chrysopilus sp.</i>	X	X				
	Scatopsidae		*					CESAC (2001)
	Simuliidae		X	X				

Sratiomyidae	<i>Allognosta sp.</i>		X
Syrphidae		X	X
Tabanidae		X	X

2.4. Discussion

Given our sampling effort (number of sampling sites, sample units per site, number of sampling occasions), we can consider that almost all species present were sampled on each island. The rarefaction curves also suggest that there is no need to improve the sampling effort. We acknowledge that only one sampling technique (the surber sampler) was employed, and that other methods (e.g., hand nets) could have been helpful in collecting some rare taxa from particular microhabitats (e.g., river banks). Higher taxonomic effort will likely be more relevant than higher sampling effort to refine our species list. In the French Lesser Antilles, the best known macroinvertebrates are Trichoptera, Ephemeroptera, Odonata, Mollusca and Decapoda. Heteroptera, Coleoptera and Diptera have received little attention, so most of the taxa in our samples were identified to genus (Coleoptera and Heteroptera) or family (most Diptera). This is unfortunate especially for the order Diptera which is one of the most diverse orders after Trichoptera and Mollusca. Additionally, we noticed that earlier taxonomic efforts were greater for Guadeloupe compared to Martinique (e.g., Ephemeroptera, Hofmann *et al.*, 1999).

Despite a poor taxonomical knowledge in some groups, Martinique and Guadeloupe are the most species-rich small Caribbean islands with the neighbouring island Dominica (116 species (Bass 2003a; 2007). Because these three islands are the largest of the set of Caribbean islands (754, 1128 and 1628 km², for Dominica, Martinique and Guadeloupe, respectively) the relationship between the species richness of freshwater macroinvertebrates present on an island and the area of that island (MacArthur and Wilson, 1967) seems to apply: larger areas usually host a greater diversity. Elevation may change the shape of the species-area curves and may be another important factor influencing the number of macroinvertebrate species present on an island. Islands with higher elevations tend to receive greater rainfall, creating more freshwater environments which subsequently increase habitat diversity (Darlington, 1957). These two theories could explain the greater richness in Guadeloupe, compared to Martinique. Differences in taxonomic resolution contribute to this apparent difference too, since Martinique has received little attention from specialists (compared to Guadeloupe). For instance, most Ephemeroptera have been identified to the genus level in Martinique, and to the species level in Guadeloupe. Finally, even if the French Lesser Antilles fauna is one of the most diverse of the Lesser Antilles, it remains certainly less speciose than in continental areas

at similar latitudes, most likely because of their oceanic origin, their location, their small size, and the frequent disturbances imposed to their freshwater environments (floods, hurricanes) which prevent new colonizers from establishing.

Macroinvertebrate communities of Martinique and Guadeloupe are much similar. Martinique and Guadeloupe are oceanic islands so their freshwater faunas had to colonize these islands from elsewhere. Many of the species show close relationships with neighbouring islands (e.g. Dominica) too, as well as Central America and Southeastern United States. However we identified 23 potential endemic species in the French Lesser Antilles. The French Lesser Antilles fauna is still imperfectly known, so it is still uncertain whether these species evolved in isolation and are actually endemic to Martinique and/or Guadeloupe. As additional collections and taxonomical efforts of freshwater macroinvertebrates on all small Caribbean islands continue, it is quite likely that more new species will be discovered through the Lesser Antilles and information about endemism will be revised.

Introduced species contribute significantly to French Lesser Antilles biodiversity too. For example, many Mollusca of Martinique and Guadeloupe are non-indigenous species that have been reported there before the middle of the 20th century (Pointier, 2008). The latest introduced mollusc in the French Lesser Antilles is the Gastropoda *Thiara scabra*, recorded for the first time in Guadeloupe in March 2011 (Asconit Consultants, unpublished data). Conversely, most shrimps are native species. *Macrobrachium rosenbergii* and *Cherax quadricarinatus* are the only nonindigenous shrimps that have been introduced throughout the tropical and subtropical world as popular aquaculture and aquarium trade animals, respectively. *Macrobrachium rosenbergii* is generally considered as an ecologically harmless nonindigenous species because of its well-documented non-aggressive behaviour (Alston, 1991). Conversely, since its first and recent observation in freshwater in 2009, sporadic sampling by local consultancies suggested that *C. quadricarinatus* populations have maintained their numbers and are expanding their range. Individuals were sampled sporadically but in increasing numbers of rivers in southern Martinique. An important population is also establishing in lake Manzo (Martinique), where individuals generally occupy the burrows construct in the banks (Asconit Consultants, unpublished data). This Australian crayfish may outcompete and replace local freshwater shrimps. Considering species densities, the number of samples where species occur and the available habitats (Hanquet *et al.*, 2004), we highlighted that few taxa showed a clear altitudinal range (e.g. *Callibaetis floridanus* in lowlands streams). Thus, altitudinal preferences are not apparent at

family or genus level, but they could be highlighted working at species level. Some taxa showed clear preferences for some substrate types/size and for current velocities (e.g. *Protoptila dominicensis* on boulders and pebbles at mid and high current velocities; Blephariceridae on rocky outcrops). Many taxa however almost all mineral or organic substrates available, rather than a particular substratum type (e.g. *Americabaetis* sp. on all organic substrates; *Alisotrichia* sp. on all mineral substrates). Finally, many taxa used either inorganic or organic substrates (e.g. *Cloedes* sp., *Argia concinna*). Both inorganic substrates (notably via particle size) and organic substrates (e.g. macrophytes, detritus) are expected to generate microdistribution patterns of aquatic invertebrates (e.g. Cummins, 1964; Rabeni & Minshall, 1977; Culp *et al.*, 1983; Minshall, 1984). However, freshwater food webs in the tropics are usually described as systems with a high degree of omnivory (Jepsen & Winemiller, 2002). Assuming that food habits are linked to habitat preferences (Egglisshaw, 1964; Richardson 1992; Dudgeon & Wu, 1999), the lack of strict microhabitat preference in many taxa may be related to the expected high level of omnivory. Also altitudinal and microhabitat preferences were determined for genus or family levels (see also Starmühlner, 1977; Brooks *et al.*, 2005; Tachet *et al.*, 2010), while preferences may vary between congeneric species (Lloyd & Sites, 2000), or even between larval instars (Hanquet *et al.*, 2004; Céréghino, 2006). Some species seem to have a broad range of tolerance for current velocity classes (e.g. *Zumatrichia* sp.). Even if the Neritilidae seem to be related to fast current velocities (>75 m/s), they are rather grouped together under rocks where current velocity is slow. In the same way, *Rhagovelia* sp. were found in fast flowing areas, but they are actually live in backwater areas near the banks, rather than in the main riffles. Thus, in some cases macroinvertebrates are not necessarily subjected to the fast velocities measured on the substrate, and current velocity measures rather provide information about the hydraulic context around the support (Beisel, 1996). Still and fast flowing habitats sheltered specific macroinvertebrates (e.g. Annelida, Mollusca and Heteroptera in null current; *Hexanchorus caraiibus*, Blephariceridae, and Simuliidae in fast current). The fauna is supposedly more diverse when current velocities range from 60 to 90 cm/s (Beisel, 1996), but we recorded a higher diversity in samples taken between 5 and 75 cm/s. Bryophytes are usually the most biogenic habitat in temperate countries (AFNOR, 2009), but are absent from Martinique and Guadeloupe where the aquatic vegetation is rare. Despite this, vegetal substrates seemed to be the preferential substrates of many taxa.

In conclusion, our study described, and hopefully improved the state of current knowledge on the macroinvertebrate communities of Martinique and Guadeloupe, both in terms of spatial distribution and ecology, and pointed out gaps in taxonomical knowledge. With the very recent implementation of the WFD in such overseas regions, ongoing biodiversity surveys should play an important role in providing new information that may be used for managing and protecting aquatic environments and the species they host. Also, this study showed that both island share a similar fauna, and this provides perspectives for the development of a common tool for bioindication rather than island-specific standards. In light of expected developments in biological indication, additional research is needed to determine species functions (e.g. feeding habits, functional groups), to enhance our knowledge of trophic ecology in Caribbean streams, and to categorize invertebrates into broad trophic guilds that effectively respond to spatial-temporal changes in environmental conditions.

3. Définition d'une bio-typologie Guadeloupéenne à partir des macroinvertébrés

Ce chapitre a fait l'objet d'un article publié dans *International Review of Hydrobiology* en 2013 :

Touron-Poncet H., Bernadet C., Compin A., Bargier N., Céréghino R., 2013. River classification as the basis for freshwater biological assessment in overseas Europe : Issues raised from Guadeloupe (French Lesser Antilles). *International Review of Hydrobiology*, 98, 34-43.

Résumé :

Au cours de la dernière décennie, la directive cadre sur l'eau (DCE) a suscité dans les états membres une grande quantité de recherches visant à établir la typologie des rivières et trouver des indicateurs écologiques. Jusqu'à présent, le manque de bio-indicateurs fiables dans les régions d'outre-mer montre les lacunes sur la connaissance des espèces aquatiques dans ces régions. Plus précisément, il n'y a pas encore eu de classification des rivières publiée pour ces régions basée sur la faune aquatique. Un échantillonnage des invertébrés benthique ainsi que l'acquisition des variables environnementales (occupation du sol, habitat physique, chimie de l'eau) ont été réalisés sur 51 sites en Guadeloupe (Antilles française). Une analyse de redondance (RDA) suivie d'une classification par la méthode des k-means ont été utilisées pour mettre en évidence la répartition spatiale de la composition des espèces en fonction des conditions environnementales. Nos résultats mettent en évidence l'importance de l'occupation du sol et la géomorphologie dans la définition de trois sous-régions écologiques (clusters) pour les invertébrés benthique. Les communautés s'écartent des assemblages attendus lorsque les altérations chimiques sont fortes (eaux de ruissellement urbaines, eaux usées). La richesse spécifique ne permet pas de détecter un stress environnemental de manière efficace au sein d'une sous-région donnée, sans doute parce que la plupart des sites sont naturellement pauvres

en espèces en raison du contexte insulaire et/ou parce que la perturbation est souvent faible. Cependant, des différences existent entre les groupes en termes d'espèces et de dominance. La typologie a posteriori des sites a été comparée avec une expertise locale a priori sur la santé des rivières, dans une tentative de mieux caractériser le réseau des sites d'enquêtes, et de cibler des sites de référence.

3.1. Introduction

During the past decade, much research has been undertaken in the European Union towards developing robust methodologies for the implementation of Europe's most powerful piece of water legislation, the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC). One of the newer approaches to assessing the ecological quality of rivers within the Framework is the Reference Condition Approach (RCA, Bailey *et al.*, 2003), where *ecological health* is defined in terms of similarity to an undisturbed ("reference") state. RCAs basically rely on classifications of reference sites from rivers of high biological quality, to provide system-specific predictions of the fauna to be expected under undisturbed conditions. By knowing what biota should be present in a given geographic zone, one can estimate the degree to which human activity has altered it (Bennett *et al.*, 2011) because any site can be assessed by comparing its biota to the reference sites, and any change in expected assemblages can indicate environmental changes in the area. Throughout continental Europe, environmental policies aimed at monitoring, improving or preserving the biological quality of surface waters now rely on RCA-derived metrics (Mondy *et al.*, 2012).

Europe's political boundaries extend far beyond its continental limits. Although some member states (e.g., France, UK, the Netherlands) have overseas regions in various biogeographic areas of the World (Atlantic, Caribbean, Pacific, Indian Oceans), these regions were overlooked during the development phase of methods that fulfil WFD's requirements. Only recently have ecologists started to collect high-quality biological and environmental data in a standardized manner, so that they can be analyzed according to EU guidelines (e.g., Cruz *et al.*, 2010). Examples are recent and ongoing R&D projects supported by French National funds in the Lesser Antilles (this study), French Guiana (South-America), and the Reunion (Indian Ocean), where several biological quality indicators (fish, invertebrates and diatoms) are taken into account.

Macroinvertebrates constitute relevant biological indicators of ecosystem health, because they form an important part of animal production within freshwater ecosystems, and are tightly integrated into the structure and function of their habitats (Compin & Céréghino, 2007). Inevitably however, recent macroinvertebrate-based tools cannot be transposed to EU's outermost regions, at least for three reasons related to differences in invertebrate biogeography and anthropogenic pressure. First, entire indicator taxa are missing from some

areas (e.g., stoneflies are absent from the Lesser Antilles in the Caribbean). Second, at coarse taxonomic level, biological traits (e.g., body size, feeding habits), richness, and/or numerical dominance do not compare among biogeographic regions (especially in depauperate insular contexts). For instance, while most crustaceans are not recognized as sensitive bioindicators in rivers of continental Europe (Dohet *et al.*, 2008), their higher diversity and biomass and much larger body size in tropical islands (e.g., *Macrobrachium heterochirus*, *Xiphocaris elongata*, *Micratya poeyi*, *Guiniota dentata*) could confer them higher functional importance within invertebrate communities (Fièvet, 2001; Pringle *et al.*, 1993, 1996). Third, and perhaps more importantly, the mismatch between freshwater biodiversity recognition on the one hand, and lack of robust bioassessment tools in Europe's overseas regions on the other, arguably reflects minimal knowledge of the distribution patterns of the aquatic species. In addition to these issues, the development of bioassessment methods may suffer from a lack of taxonomic knowledge in some overseas regions. Little is known for instance about macroinvertebrate taxonomy (at the species level) in the East-Amazonian streams of French Guiana. Hence, if both ecologists and end-users need explicit geographic models (i.e. maps) to design river management actions, numerical patterning is urgently needed to provide theoretical backgrounds. This study takes a step towards analysing large numbers of site-specific data in European overseas regions to explore spatial patterns of biological communities in relation to environmental conditions.

With the exception of few densely populated areas (capital cities or agricultural lands), anthropogenic disturbance in Europe's overseas region is often weak or limited to diffuse runoff from small cultivations and/or sparse habitations. Paradoxically, the lack of replication for various disturbance types poses methodological issues as to how to characterize typical species assemblages, or how to calibrate biological indices when uncertainties exist as regards networks of reference sites. Only Wasson *et al.* (2004) proposed a typology of European overseas watersheds, by defining hydro-ecoregions based on geomorphological, hydrological, and climate data. To the best of our knowledge however, there has been no published biological classification (typology) of rivers for any European overseas region. In this study, we focussed on Guadeloupe, a Caribbean archipelago in the Lesser Antilles, and one of France's 11 inhabited overseas regions. Although routine surveys carried out by local administrations suggest changes in species composition in relation to physical-chemical conditions at local (site) scales (ENSAT, 1995), we still don't know whether anthropogenic alteration of stream generates spatial discontinuities in predictable gradients, or even

overrides geomorphological controls on the distribution patterns of macroinvertebrates at the regional (island) scale. Guadeloupe therefore provides a relevant framework to bring out spatial patterns of macroinvertebrate communities in relation to physical, chemical and land-use variables in a EU water policy perspective. Our study tested the following hypotheses: (i) geomorphology determines ecological sub-regions that have typical macroinvertebrate assemblages, and, subsequently (ii) reference conditions (species assemblages, richness, evenness, etc) vary across sub-regions, (iii) invertebrate diversity broadly declines as anthropogenic pressures increases. Specifically, we expected that current *a priori* classification of river sites used by local administrations (“expert knowledge”) do not match the *a posteriori* classification of rivers sites based on statistical analyses of macroinvertebrate communities, calling for a re-thinking of the network of survey sites and reference conditions. We discuss freshwater invertebrate diversity and distribution in the context of EU’s water policy and make suggestions for future directions.

3.2. Methods

3.2.1. Study area and sampling sites

The Guadeloupean archipelago is part of the French Lesser Antilles. It consists of two main islands separated by a narrow salty channel. The northern island, Grande-Terre (590 km²) is a low limestone plateau. Because it only has a single perennial river, this island was omitted in our study. The southern island, Basse-Terre (848 km²), is composed of a North-South volcanic range. The Grande Soufrière Volcano (1467 m a.s.l.) forms the tallest mountain in the Lesser Antilles. The Basse-Terre piedmont is close to the seashore, so that the coastal plain is very narrow. Running waters consist in 55 fast-flowing streams (*figure 12*). The climate is tropical moist and the annual rainfall ranges from <1000 mm on the littoral coast to >10000 mm on the volcano slopes. There is a major reduction in rainfall between December and April (the dry season, or “Carême”). The mean annual air temperature is 27°C, and ranges from 24-31°C in summer to 20-29°C in winter. In mountain ranges however (500-1400 m a.s.l.), the mean annual temperature is around in 21-23°C.

3.2.2. Environmental variables

Sampling sites were classified into five *a priori* groups, based on field observations of potential sources of disturbance: unimpacted, reference sites (REF), sites located below wastewater treatment plants (WTP, usually undersized to handle reuse demands), domestic or industrial runoff (URB, essentially consisting in organic pollution), agricultural runoff (AGRI, organic pollution, organochlorine pesticides), and undetermined impact due to a lack of information for the site (UNDET, neither strong impacts WRP, URB and AGRI nor reference conditions could be ascertained). UNDET sites were thus subjected to moderate impact(s) due to local human settlements, but we could not assign them to any of the above, more exclusive categories. Unimpacted sites (REF) were defined as sites not subjected to anthropogenic impacts such as chemical pollution, agricultural or urban runoff, etc.

Fifty-one sampling sites² were then characterized using three land-cover variables, 9 physical variables, and 14 chemical variables. For each site, a Geographic Information System (GIS, ESRI ArcGis 10) was used to delineate a geographical buffer zone including the sampling site, and a 1,000 m-long x 100 m-large riparian corridor located immediately upstream from the site. This size is well suited to assign a land-cover influence to each site (see also Compin & Céréghino, 2007) and falls within that of the “Reach Buffer” sensu Allan (2004), i.e., a buffer of 100 m to several hundred meters in width on each bank and some hundreds of meters to a kilometer in length. The 3 land-cover variables were percent area within a buffer zone covered by forest (areas occupied by broad-leaved forest, shrubs and herbaceous vegetation associations), urban development (industrial, commercial and transport units; artificial and non-agricultural vegetated areas), and agricultural (arable lands, permanent crops and pasture). Digital land-cover information was obtained from the CORINE land-cover database for Guadeloupe (CLC, 2006, French Ministry of Ecology, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/t/telechargement-donnees-sig-corine-land-cover-dom.html>; see also Cruickshank & Tomlison (1996)). This database was generated from orthorectified satellite images and provides thematic GIS map layers including up to 44 land-cover classes with a mapping scale of 1:100,000.

² Ces stations sont issues du pool de 114 stations du chapitre 2. Ces 51 stations sont localisées uniquement en Guadeloupe.

Physical variables were elevation above sea level (m), and the percentage composition of substrate types at each site: %litter, % submerged roots, %submerged vegetation, %sand (particle size <2 mm), %gravels (2-25 mm), %pebbles (25-250 mm), %boulders (>250 mm), and % rocky outcrops. These variables were chosen because they characterise the location of sampling sites within the upstream-downstream river continuum.

Water samples for chemical analyses were taken at each site and immediately frozen. Chemical analyses were carried out by the Laboratoire Départemental de la Drôme, France. The chemical variables measured in the laboratory were: turbidity (NTU), suspended solids, total Kjeldahl nitrogen, bicarbonate, chloride, sulfate, nitrate, silica, total phosphorus and potassium, and biological oxygen demand (mg L^{-1}). Three variables (pH, conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$), and dissolved oxygen (mg L^{-1})) were directly measured in the field using a WTW multi-340i probe.

All environmental data are available in appendices 2 and 3.

3.2.3. Invertebrate sampling

Macroinvertebrate communities were sampled at 51 sites using a normalized protocol (Multi-Habitat Sampling, norm XP T 90-333 in AFNOR, 2009). During low flow conditions (dry season, March 2011), we took twelve sample units per site on pre-defined habitat types, using a surber sampler (sampling area 0.05 m^2 , mesh size $500 \mu\text{m}$). Four sample units were taken from marginal habitats, i.e. from habitats with an individual share of less than 5% coverage (group A). Eight sample units were taken from major habitats (i.e. with an individual share of at least 5% coverage). Four of these samples were selected according to their hosting capacity (high biogenic potential, based on expert knowledge of invertebrate distribution over substratum types) (group B). The last four sample units were selected in proportion to their relative coverage within the sampling reach (group C), taking account those habitats already sampled in group B (AFNOR, 2009). All sample units were preserved with formalin (4% final concentration). Specific keys to Guadeloupean/Caribbean invertebrates developed by local and European researchers over the years allowed us to identify and enumerate most

invertebrates to genus or species, as requested by the WFD (Pointier, 1974, 2008 ; Hofmann, 1998, 1999 ; Depuy, 2000 ; Botosaneanu, 1994 ; Scibona, 1999 , CESAC, 2002).

3.3.Data analysis

The relationships between 26 environmental variables, sampling sites, and abundance data for 91 invertebrate taxa were examined using multivariate ordination. Invertebrate abundances were log (n+1) transformed prior to analyses. An initial Detrended Correspondence Analysis (DCA) in CANOCO v4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 1998) showed that a linear model was the most applicable because of low species turnover (gradient = 1.707) along Axis 1 (Lepš & Šmilauer, 2003); thereafter, a Redundancy Analysis (RDA) was used to examine invertebrate relationships with sampling sites and with the 26 environmental variables. Forward selection was employed to test which of the environmental variables explained a significant ($P < 0.05$) proportion of the species variance. The significance of explanatory variables was tested against 500 Monte-Carlo permutations. A k-means algorithm was applied to the scores of sampling sites on the most significant RDA axes, in order to divide the scatterplot into clusters. A Geographic Information System (GIS) was used to visualize further the modeled structures (clusters of sites) in a more popular way, and to further discuss differences between our *a posteriori* classification of sites (based on macroinvertebrate community structure) to the *a priori* categorisation of river sites

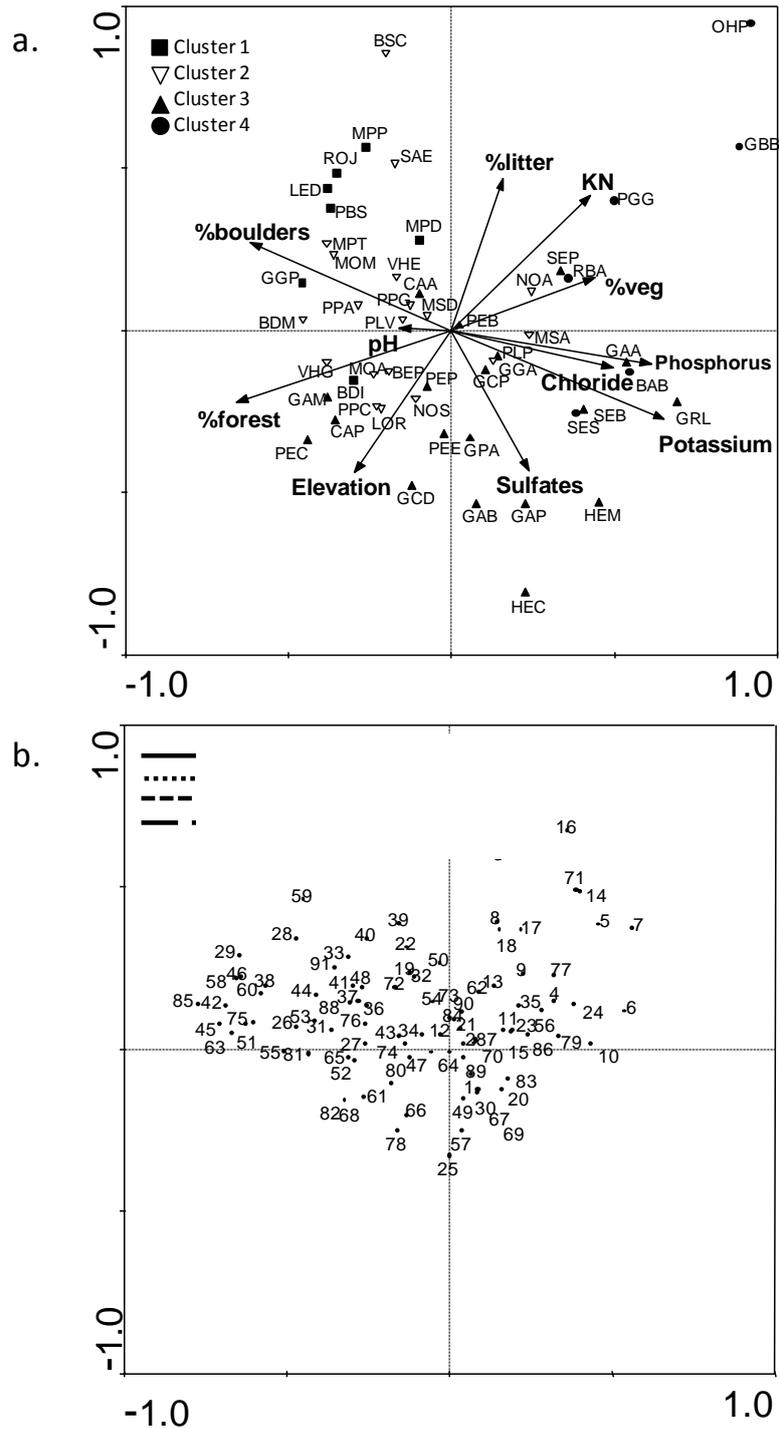


Figure 11. Redundancy analysis (RDA) biplots. (a) Sampling sites and environmental variables. Environmental variables are represented as vectors; directions show the gradients, arrow length represents the strengths of the variables on the ordination space. In order to lighten the figure, only variables explaining a significant ($P < 0.05$) proportion of the species variance are represented. Different markers are used to assign sites to k-means clusters 1-4 (see text for a description). KN= total Kjeldahl nitrogen, %veg = percentage submerged vegetation. (b) distribution of invertebrate taxa in ordination space. Invertebrates are identified by numbers as in table 7

based on local observations (expert opinion). Finally, in order to provide a clearer indication of univariate responses, the distributions of species richness, community evenness (Simpson index) and entropy (Shannon index) were compared among k-means clusters and among *a priori* disturbance categories, using Kruskal-Wallis tests.

3.4. Results

3.4.1. Classification of sampling sites

Axes 1 and 2 of the RDA accounted for 23.9% of the total species variance and 52.3% of the species-environment relationship (*figure 11*). Eigenvalues for axes 1 and 2 were 0.15 and 0.089, respectively. Species-environment correlations were 0.901 for axis 1 and 0.807 for axis 2. Forward selection identified eleven variables as explaining a significant amount of the species variance (arrows in *figure 11a*): %forest, Potassium and pH ($P=0.002$), %litter and %boulders ($P=0.004$), elevation a.s.l. ($P=0.006$), Kjeldahl Nitrogen (NK) ($P=0.008$), %submerged vegetation ($P=0.01$), Sulfates and Phosphorus ($P=0.03$), and Chlorures ($P=0.032$). The land cover variable “%forest” accounted for the greatest proportion of the total canonical eigenvalues (8 %, $F=4.34$, $P=0.002$).

The k-means algorithm allowed us to identify 4 clusters of sites (*figure 11a*). Clusters were plotted on a geographical map of Basse-Terre, in order to ease interpretations (*figure 12*). K-means clusters were not congruent with the *a priori* classification of sites into disturbance types (*figure 12a,b*), and, overall, anthropogenic disturbance did not overcome geomorphological controls of invertebrate community structure. Indeed, sites in clusters 1, 2 and 3 corresponded to three major biogeographic regions of the island, i.e., north-eastern area, central-northern range and southern area, respectively. Sites in cluster 1 were mostly characterized by coarse rocky substrates. Sites in cluster 2 belonged to forested areas. Sites in cluster 3 were at higher elevation, close to the Soufrière volcano. Consequently, they were characterized by higher sulfate concentrations. Sites in cluster 4 (mostly pre-identified as WTP and URB) were characteristic of spatial discontinuities in community diversity generated by severe anthropogenic disturbance. On average, concentrations of nitrogen were 7.5 to 15 times higher at sites from cluster 4 compared to other sites, and concentrations of phosphorus were 1.6 to 11 times higher in cluster 4 than in other clusters (appendix 2).

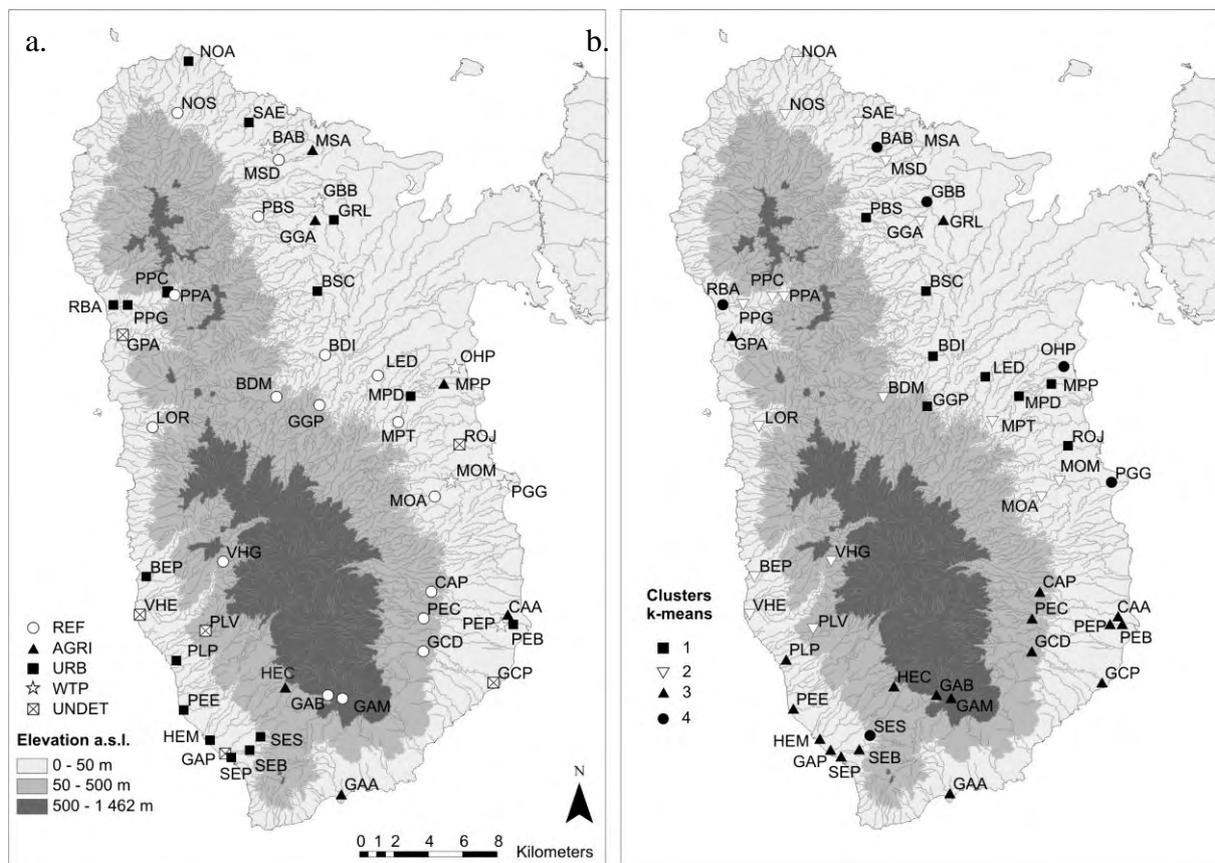


Figure 12. Distribution of sampling sites in the Basse-Terre rivers. (a) correspondence with a priori groups (REF= reference sites, AGRI= agricultural runoff, URB= domestic or industrial runoff, WTP= wastewater treatment plants, UNDET= undetermined). (b) correspondence with their location (clusters 1-4) on the RDA ordination space (see also figure 11).

3.4.2. Macroinvertebrate diversity

Ninety-one taxa were identified from 51 stations. The gradient analysis conducted through the RDA basically portrayed geographic changes in the compositional structure of invertebrate communities, and to a much lesser extent, the impact of anthropogenic disturbance (Cluster 4) (*figure 11b, figure 12*). Sites in cluster 1 showed higher diversity (taxonomic richness and abundance) for insects, especially Ephemeroptera (mostly Baetidae and Leptohephidae species, see *table 7*), Trichoptera (Hydroptilidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae) and Coleoptera (Elmidae). Sites in cluster 2 showed high diversity for above-mentioned insect orders, but also had higher diversity for Odonata (Coenagrionidae, Libellulidae), Diptera (Chironomidae), Crustacea (Athyidae) and Mollusca (Hydrobiidae, Neritidae, Planorbidae). Sites in cluster 3 had high diversity for Mollusca and Crustacea, and for Diptera (Psychodidae, Limoniidae, Empididae, Simuliidae) and Coenagrionidae Odonata (but low diversity for other insect orders). Sites in cluster 4, which were located downstream from wastewater plants and urban outlets, were characterized by higher abundances for Mollusca (Thiaridae and Sphaeriidae), Annelida (Hirudinea and Oligochaetes), and Diptera (Chironomidae, Ephydriidae, Limoniidae).

Box-plots suggested a trend for increasing within-cluster variability in diversity indices from cluster 1 to cluster 4. Taxonomic richness, community evenness (Simpson index) and entropy (Shannon index) differed significantly among clusters (Kruskal-Wallis tests, $p < 0.05$, *figure 13*), and showed a decreasing trend from north-eastern (cluster 1) to south areas (cluster 3). However, taxonomic richness and evenness did not differ significantly between clusters 3 and 4. No clear patterns in community diversity were apparent when sites were divided into *a priori* groups based on local observations of potential disturbance (*figure 13, figure 12a,b*).

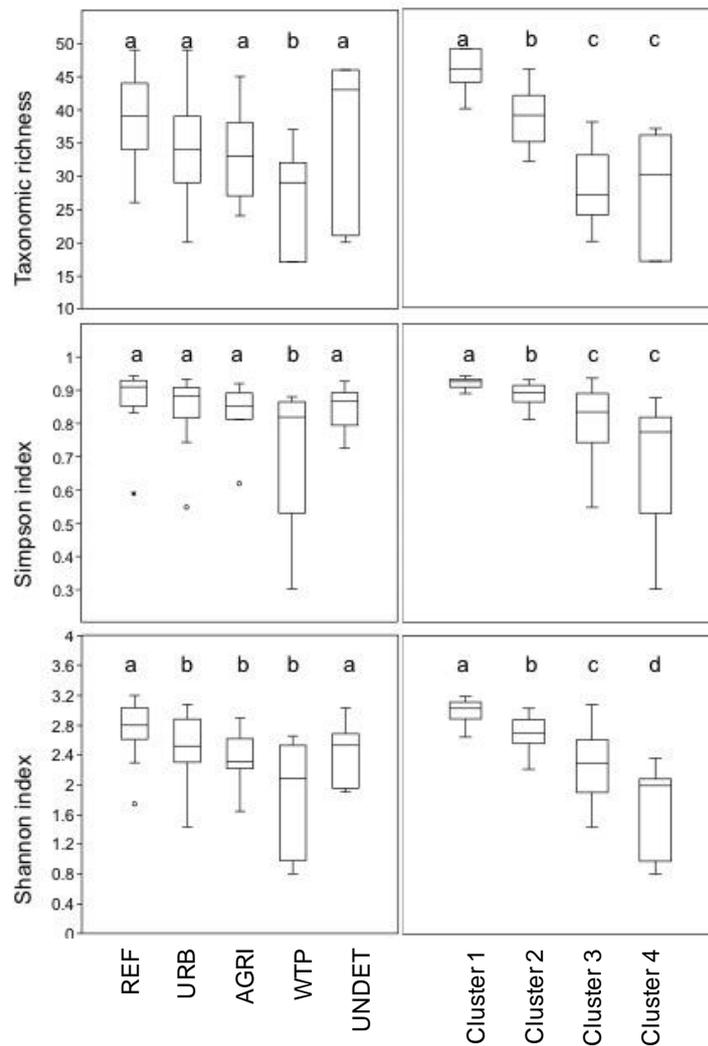


Figure 13. Boxplots of diversity metrics distributions (taxonomic richness, Simpson's evenness, Shannon's Entropy) in the five a priori site groups (left) and in the four clusters derived from the RDA and k-means analyses (right), with comparison of pairs of clusters. Significant differences between groups or clusters were tested with Kruskal-Wallis tests; lowercase letters above boxes indicate significant differences at $P < 0.05$.

3.5. Discussion

This study provides new, quantitative information on the distribution and environmental preferences of freshwater invertebrates in the French Lesser Antilles. To date, data were insufficient to carry out statistical analysis and validate models, so that expert knowledge was the only option to define networks of survey sites. Therefore, this is the first attempt to use an *a posteriori* inductive approach to community patterns, where a large volume of site specific data are subjected to ordination and cluster analyses in order (i) to derive spatial schemes, and (ii) to classify sites in an objective way. Discussion herein evaluates issues arising from our analysis of freshwater diversity and distribution in Guadeloupe, and considers implications of this knowledge for the development of bio-assessment tools.

Ordination and cluster analyses are frequently used in the exploratory phase of typologies. All site groups were included in our multivariate analysis, regardless of *a priori* consideration of disturbance. By doing so, we expected that geographically adjacent sites appearing distant in modelling space (according to macroinvertebrate communities) would represent differences among sites in biological quality. Wasson *et al.* (2004) identified two hydro-ecoregions in Basse-Terre: “wet plains” (cluster 1 in our biological typology) in the north-east, and “wet volcano” in the remaining area (clusters 2 and 3 according to invertebrate communities). Our results thus highlight the importance of land cover (e.g., forest vs open areas) and geomorphology (particle size, river competence and erosive forces in relation to elevation, specific water chemistry nearby the volcano) in refining ecological sub-regions for the freshwater biota. Deviation from predictable community structure within a given sub-region primarily occurred when river sites were subjected to harsh anthropogenic disturbance (sites assigned to cluster 4), notably urban runoff and wastewater inputs. In this case, disturbance mostly overrode geomorphological controls on the distribution of macroinvertebrate diversity through water chemistry alterations (phosphorus, nitrogen).

Most bio-assessment systems use common species to assess the ecological quality of surface waters (Nijboer, 2006), while rare species are rather used in assessing the conservation value of freshwaters (Nijboer & Verdonschot, 2004). Common taxa are expected to give a closer approximation to spatial patterns of community structure and evenness than do rare ones (Cucherousset *et al.*, 2008; Siquiera *et al.*, 2012). Fifty taxa out of 91 occurred in more than 25% of the sampling sites and 30 taxa were found at more than 50% of the sites. Most taxa

(84.6%) were therefore widespread and occurred in 3 or 4 clusters. Although most invertebrates were keyed to genus or species, we acknowledge that commonness may drop to lower percentages if some numerically important taxonomic groups such as the Diptera were identified to species. Only 3 and 11 taxa occurred in 1 and 2 clusters, respectively, and in low abundances (< 1 individual per m^2). *Macrothemys celleno* (Odonata) was only found in cluster 1, while *Guinotia* sp. (Crustacea) and *Laccophilus* sp. (Trichoptera) only occurred in cluster 3. However, despite the ubiquity of most invertebrates, individual sites only contained 17 to 49 taxa. This situation raises concerns as to how to define water quality classes and how to identify sensitive indicator species when (i) the regional species pool is poor (insular context, most genera contained only one or two species), (ii) values for mean or median species richness do not differ greatly between unstressed (torrential streams along volcano slopes, forest and plain streams elsewhere) and stressed sites (here mostly urban pollution and inefficient water treatment plants in plain areas). It is worth noting that species richness and community evenness were not significantly different between cluster 3 (influence of the volcano) and cluster 4 (human-impacted sites, urban – domestic pollution). However, species composition differed greatly between clusters 3 (insects) and 4 (molluscs, annelids). Important differences also existed between clusters in terms of numerical dominance. For instance, a small number of pollution resistant-taxa (Glossiphoniidae, Neritidae, Dugesiidae, Thyaridae, Oligochaetes and Tanytarsini) represented 75% of the mean invertebrate density in cluster 4 (impaired sites), but only 15-25% of the mean density in other clusters (see appendix 2). Conversely, several Trichoptera (e.g., *Xiphocentron fuscum*, *Chimarra* sp.), Ephemeroptera (*Cloedes caraibensis*, *Leptohyphes* sp., *Americabaetis* sp., *Tricorythodes griseus*) and Coleoptera (*Neoelmis* sp.) made up to 50% of the mean density in clusters 1-3. We therefore anticipate that changes in species richness (either via a loss or a gain of species) would not detect any stress efficiently within a given sub-region (cluster), and recommend to rather consider metrics that quantify changes affecting the density of species and/or functional groups (Tomanova *et al.*, 2008).

The ratios between observed biological parameters and the expected values under reference conditions (Ecological Quality Ratios) for these parameters are at the heart of WFD compliant methods to evaluate biological quality in freshwaters (Mondy *et al.*, 2012). This framework implies that both typology and reference conditions need to be agreed upon before considering further developments. If *a priori* definitions of reference sites (expert opinion) are not always biologically meaningful (van de Bund and Solimini, 2006), congruence between *a*

priori and *a posteriori* classification of sites should provide robust schemes because they would be based both on knowledge and statistical power. Based on this idea, we can still identify reference sites that are specifically relevant for our ecological sub-regions (clusters 1-3). In cluster 1 (north-eastern Basse-Terre), where variability in diversity indices was the lowest (see *figure 13*), three sites (BDI, LED, PBS) were formerly classified as REF. LED and PBS had the highest taxonomic richness and are thus likely sites of high biological quality. In cluster 2 (central-north range), 8 sites out of 18 were *a priori* considered as reference sites (see *figure 12*). Among these, VHG and MPT hosted the most taxa. Within cluster 3, five sites were *a priori* classified as REF, but only two sites (GAM and PEC) belonged to the first quartile in terms of taxonomic richness (38 and 34 taxa respectively). It should be noted however that some sites *a priori* considered as impacted (URB and AGRI groups) showed high values for community diversity metrics too. This could be due either to weak impacts and/or to the ubiquity (or tolerance) of many species.

The WFD emphasizes the importance of geographic differences in biotic and abiotic characteristics of freshwater ecosystems (Schmidt-Kloiber *et al.*, 2006), so that classification has become an integral part of efforts to study, monitor and manage ecosystems at a regional scale (Chaves *et al.*, 2011). The published literature unambiguously shows that limited scientific effort has been directed at characterizing how rivers in overseas Europe differ in terms of biological community structure, and how communities respond to changes in abiotic conditions. Based on our study, it is apparent that future work should focus on relevant indicator taxa (or combinations of those) in order to eliminate noise from complete datasets. At the same time, further analyses of physical-chemical environments are needed to identify tipping points between natural and disturbed states.

Table 7. Distribution of the various invertebrate taxa among clusters 1-4. Numbers indicate density (individuals per m²) ± SE. Taxa ID as in figure. 11

Phylum	Class / Order	Family / Subfamily	Species	ID	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4
Nemertea			Unidentified	1	4±1	5±1	5±1	8±3.72
Plathelminthes	Turbellaria	Dugesiidae	Unidentified	3	29±7.57	4±0.63	1±0.31	591±349.11
Annelida	Hirudinea	Erpobdellidae	Unidentified	4	-	8±8	1±1	5±2.31
		Glossiphoniidae	Unidentified	5	-	9±9	1±1	8±3.95
	Oligochaeta		Unidentified	6	22±6.08	32±14.8	42±10.98	109±57.41
	Polychaeta		Unidentified	7	-	-	3±1	17±4.62
	Mollusca/Gasteropoda	Ancylidae	Unidentified	8	8±4.89	17±6.8	1±1	10±3.57
		Ampullariidae	<i>Pomacea glauca</i>	9	3±3	-	-	3±1.15
		Hydrobiidae	Unidentified	10	-	2±0.41	35±3.17	51±33.84
		Neritidae	Unidentified	11	-	30±8.33	1±0.34	-
			<i>Neritina</i> sp.	12	-	11±2.55	19±3.6	66±34.93
		Neritiliidae	Unidentified	13	-	40±16.5	60±27.11	4±0.87
		Physidae	<i>Physa</i> sp.	14	56±19.43	18±8.36	8±2.72	302±132.61
		Planorbidae	Unidentified	15	-	-	4±0.97	1±0.15
		Thiaridae	Unidentified	16	85±26.7	41±12.27	15±4.39	1336±480.27
		Mollusca/Bivalvia	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i> sp.	17		2±0.49	-
Hydracarina			Unidentified	2	2±0.82	5±1.54	1±0.18	2±0.62

Crustacea	Ostracoda		Unidentified	18	42±12.77	27±11.98	19±7.59	418±351.7		
	Amphipoda	Hyaellidae	Unidentified	19	8±4.19	14±4.58	1±0.23	1±1		
	Caridea	Atyidae	<i>Atya</i> sp.	20	-	6±1.83	9±4.74	1±1		
			<i>Micratya poeyi</i>	21	6±1.6	5±1.25	32±13.61	89±50.23		
			<i>Potimirim</i> sp.	22	9±4.38	10±2.07	-	-		
			Xiphocaridae	<i>Xiphocaris elongata</i>	23	1±1	2±0.59	9±3.76	-	
	Palaemonidae		<i>Macrobrachium</i> sp.	24	1±0.16	3±0.92	15±3.98	3±1.26		
			Brachyura	Pseudothelphusidae	<i>Guinotia</i> sp.	25	-	-	3±0.49	-
	Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.	26	7±3.11	5±2.06	2±0.48	-	
			Glossosomatidae	<i>Protophila</i> sp.	27	1±0.2	103±39.77	19±2.75	-	
Helicopsychidae			<i>Helicopsyche</i> sp.	28	12±3.61	8±2.2	3±0.63	-		
Hydropsychidae				<i>Smicridea</i> sp.	29	52±17.81	12±3.41	7±2.7	1±0.29	
				Hydroptilidae	Unidentified	30	-	-	1±1	-
				<i>Alisorichia</i> sp.	31	10±3.98	5±1.04	6±0.49	-	
<i>Hydroptila</i> sp.			32	9±5.92	28±18.48	2±0.35	5±2.31			
<i>Neotrichia</i> sp.			33	47±22.58	29±11.19	8±2.3	3±0.85			
<i>Ochrotrichia</i> sp.			34	-	1±0.17	-	-			
<i>Oxyethira</i> sp.			35	13±4.56	16±6.26	3±0.77	116±103.84			
<i>Zumatrichia</i> sp.			36	7±2.47	2±0.17	1±0.13	-			
Leptoceridae			<i>Oecetis</i> sp.	37	2±0.82	3±1.09	-	-		

	Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	38	16±6.33	9±2.8	3±0.49	-
	Polycentropodidae	Polycentropodidae sp1	39	1±1	3±1	-	-
		<i>Cernotina</i> sp.	40	10±4.05	7±2.07	-	-
		<i>Polyplectropus</i> sp.	41	2±0.61	1±1	-	-
	Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron fuscum</i>	42	19±8.33	8±2.39	1.77	-
Ephemeroptera	Baetidae	Baetidae sp1	43	4±1	1±0.17	-	-
		<i>Americabaetis</i> sp.	44	79±32.81	47±13.75	31±12.34	5±2.02
		<i>Cloedes caraibensis</i>	45	24±3.86	14±4.05	6±1.38	-
		<i>Fallceon ater</i>	46	12±4.57	12±3.35	10±2.92	-
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	47	2±0.61	7±3.35	15±6.88	4±0.58
		<i>Caenis femina</i>	48	7±2.6	19±5.96	11±5.41	-
		<i>Caenis catherinae</i>	49	3±0.94	11±6.18	3±0.57	-
	Leptohyphidae	Unidentified	50	-	-	1±0.16	-
		<i>Leptohyphes</i> sp.	51	51±16.08	62±14.53	17±3.89	14±9.43
		<i>Tricorythodes griseus</i>	52	49±22.51	64±43.46	37±9.92	133±62.07
	Leptophlebiidae	<i>Hagenulopsis guadeloupensis</i>	53	2±0.29	3±0.90	1±0.26	-
Heteroptera	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	54	7±7	-	1±1	-
	Veliidae	<i>Rhagovelia</i> sp.	55	3±0.28	2±0.3	2±0.28	-
		<i>Microvelia</i> sp.	56	-	-	-	5±1.44

Coleoptera	Dystiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.	57	-	-	4±0.97	-	
	Elmidae	<i>Elsianus</i> sp.	58	11±2.87	6±0.95	3±0.56	-	
		<i>Neoelmis</i> sp.	59	58±9.71	16±4.09	2±0.23	18±8.76	
		<i>Hexanchorus</i> sp.	60	7±3.44	3±0.64	2±0.18	-	
	Gyrinidae	<i>Gyretes</i> sp.	61	4±1.5	-	2±0.26	-	
	Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.	62	5±5	1±0.17	1±1	6±2.89	
	Psephenidae	<i>Psephenops</i> sp.	63	11±3.64	6±1.82	6±0.68	-	
	Staphylinidae	Unidentified	64	1±0.25	-	6±1.99	-	
	Diptera	Blephariceridae	Unidentified	65	-	12±2.63	2±0.49	-
		Cecidomyiidae	Unidentified	66	-	-	1±0.31	-
Ceratopogonidae		Unidentified	67	-	-	19±4.69	-	
sF/ Ceratopogoninae		Unidentified	68	3±0.71	5±1.3	9±4.36	1±0.24	
sF/ Forcypomyinae		<i>Atrigopogon</i> sp.	69	2±0.88	1±0.5	1±0.36	3±0.62	
sF/ Dasyheleneinae		Unidentified	70	1±0.2	-	2±0.32	-	
Chironomidae		sF/ Chironominae	Chironomini	71	66±21.38	51±20.53	18±6.14	4807±4472.2
			Tanytarsini	72	130±43.8 7	31±10.89	39±28.12	118±66.78
sF/ Orthocladinae		Unidentified	73	101±36.0 3	26±7.29	90±22.64	117±87.46	
sF/ Tanypodinae		Unidentified	74	27±8.7	19±6.20	14±2.86	55±28.99	
	<i>Harrisius</i> sp.	75	48±17.47	12±2.68	6±1.08	2±0.58		

	Empididae	<i>Hemerodromia</i> sp.	76	13±4.45	7±3.11	2±0.53	43±22.23
	Ephydriidae	Unidentified	77	3±1	-	2±0.32	3±1.44
	Limoniidae	Unidentified	78	1±1	3±0.83	1±0.26	-
	Psychodidae	Unidentified	79	5±1.75	-	2±0.47	-
		<i>Maruina</i> sp.	80	7±0.18	5±2.58	2±0.36	-
	Rhagionidae	<i>Chrysopilus</i> sp.	81	1±0.18	1±0.12	-	-
	Simuliidae	Unidentified	82	9±5.08	43±14.38	32±12.13	-
	Syrphidae	Unidentified	83	-	-	1±1	-
Odonata		Unidentified	84	5±0.71	1±0.14	1±1	-
	Coenagrionidae	<i>Argia concinna</i>	85	21±6.11	11±2.63	7±2.03	-
		<i>Enallagma coecum</i>	86	4±1.06	7±0.5	12±2.89	21±13.91
		<i>Ischnura ramburii</i>	87	-	2±0.33	-	-
	Libellulidae	<i>Brechmorhoga praecox</i>	88	1±1	1±1	-	-
		<i>Macrothemys celleno</i>	89	-	1±1	-	-
		Unidentified	90	5±1.89	2±0.9	1±0.27	4±1.44
Lepidoptera	Pyralidae	Unidentified	91	49±16.73	15±8.07	-	-

4. Vers un nouvel outil de bio-évaluation des cours d'eau Guadeloupéen

4.1. Introduction

La bio-typologie des cours d'eau de la Guadeloupe établie permet de caractériser les sites d'études par la similarité des communautés d'invertébrés, et d'identifier les sites de références. Grâce à ce travail préliminaire, il devient possible de construire un indice de bio-indication DCE-compatible.

Le nouvel indice multimétrique a été construit selon une méthodologie se basant en grande partie sur le modèle biostatistique utilisé pour la construction du nouvel indice multimétrique métropolitain I2M2 (Mondy, 2012). En annexe 5 est présenté un second indice, que nous avons élaboré selon une autre méthode de sélection finale des métriques appliquée en Amérique de Nord et décrite dans (Barbour, 1999), ce qui nous a permis de tester la robustesse de notre premier indice. La *figure 14* récapitule le processus de construction de l'indice.

Nous avons identifié des métriques biologiques (basées sur la taxonomie, la structure quantitative des communautés ou les traits d'histoire de vie) répondant significativement aux pressions anthropiques selon la qualité de l'eau et la qualité d'habitat des sites. Les métriques sélectionnées sont celles qui ont (i) un fort pouvoir discriminant, (ii) une faible spécificité par rapport aux pressions et (iii) une forte stabilité en conditions de référence.

Le travail présenté se base sur l'étude d'un jeu de données faunistiques et environnementales recueillies en 2011 et en 2012 sur 51 stations localisées sur 32 cours d'eau (cf. matériel et méthode).

Ce jeu de données a été divisé en un jeu de données « d'apprentissage » collectées en 2011 (51 stations, 612 prélèvements) et en un jeu de données de « test » issues de l'année 2012 (50 stations, 600 prélèvements).

Les données faunistiques ont été recueillies en suivant le protocole multi-habitat normalisé (AFNOR 2009) sur les sites du réseau de contrôle et de surveillance (RCS) et sur un réseau complémentaire (RC). Les stations ont été caractérisées du point de vue de (i) la qualité physico-chimique de l'eau et de (ii) occupation du sol. Les informations hydro-morphologiques en Guadeloupe ne sont pas disponibles ou alors en très faible quantité ce qui explique l'absence de plus de métriques hydro-morphologiques autres que l'occupation du sol.

Nous avons ensuite testé ce nouvel indice sur le jeu de données test et effectué une comparaison avec l'indice de Shannon et l'indice « IB971 » actuellement utilisés en Guadeloupe.

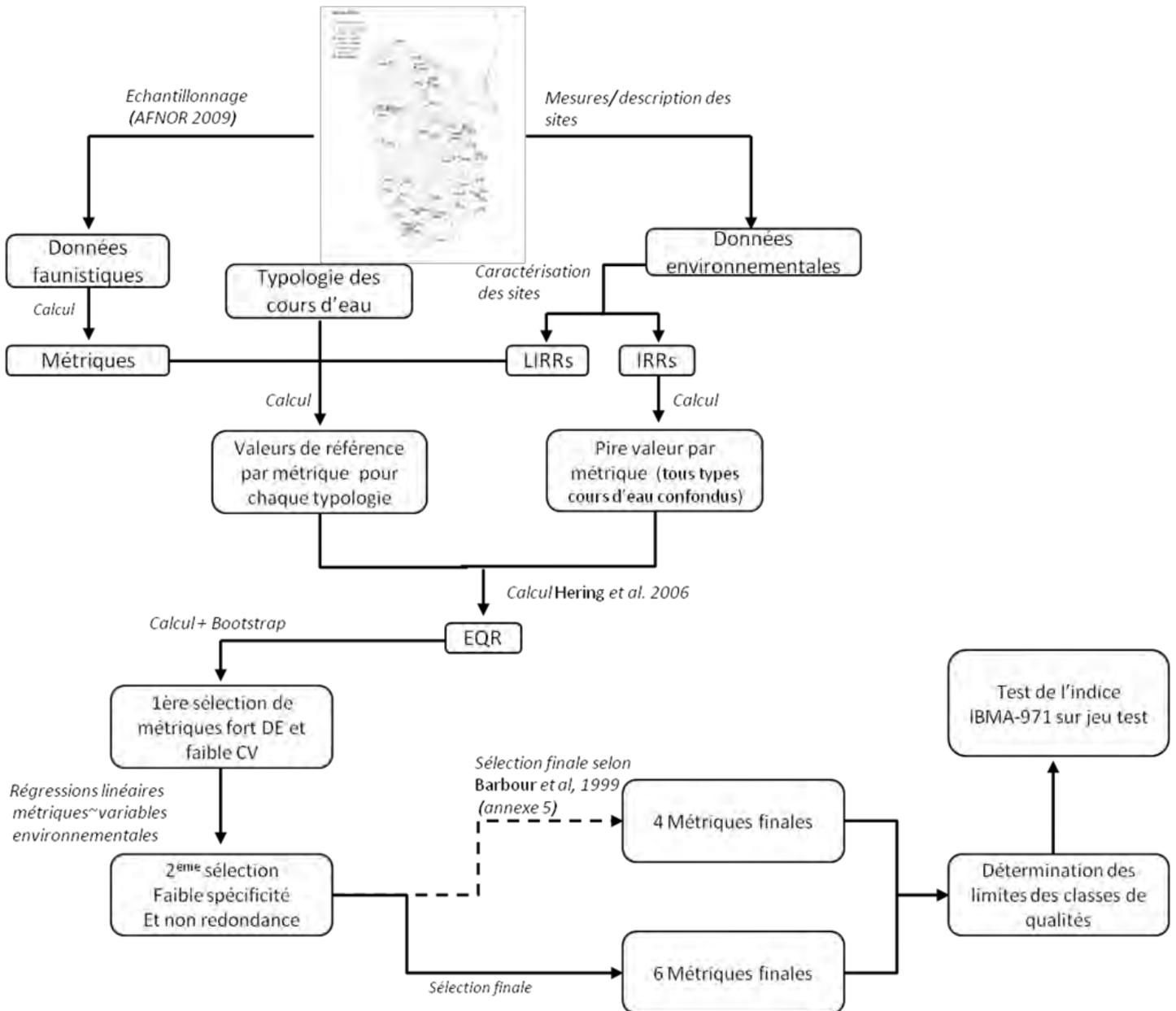


Figure 14. Schéma du processus de développement de l'indice de bioindication pour la Guadeloupe

4.2. Définition du statut des stations (LIRRs ou IRRS)

La classification des sites *a priori* ne montre pas exactement les mêmes résultats que la classification *a posteriori* (cf. chapitre 3). Cependant cette nouvelle classification permet de confirmer ou d'infirmier la précédente sur la qualité des sites de référence pour chaque sous-écorégions. Au final, il est bénéfique de combiner la robustesse et l'objectivité des analyses statistiques et la connaissance empirique des experts. Par exemple, pour la construction du futur indice, le groupe 4, en raison d'un faible nombre de stations et de l'absence de sites de référence, a été assemblé avec le groupe géographiquement et statistiquement (d'après la méthode des K-means) le plus proche (groupe 1 au Nord-Est) définissant une sous-écorégion.

De même, nous avons défini les stations les plus proches des conditions de référence -« *least impaired river reaches, ou LIRRs* » et les stations impactées-« *impaired river reaches, ou IRRs*», sur avis d'experts avec les administrations confirmé par la typologie avec la prise en compte de la qualité physique et biologique pour chaque sous-écorégions. Ci-dessous le classement des stations selon leur groupe et leur statut (*tableau 8*).

Tableau 8. Classification des stations dans les sous-écorégions et présentation du statut associé (conditions de référence – « LIRRs » ou les stations impactées – « IRRs »).

Station du cluster 1		Station du cluster 2		Station du cluster 3	
BDI	LIRRs	BDM	LIRRs	GAM	LIRRs
BSC	LIRRs	MPT	LIRRs	CAP	LIRRs
LED	LIRRs	VHG	LIRRs	GAB	LIRRs
GGP	LIRRs	MSD	LIRRs	GCD	LIRRs
MPD	LIRRs	PPC	LIRRs	PEC	LIRRs
ROJ	LIRRs	NOS	LIRRs	GCP	IRRs
PBS	LIRRs	MOA	LIRRs	GAP	IRRs
BAB	IRRs	MOM	LIRRs	GPA	IRRs
GBB	IRRs	PPA	LIRRs	HEC	IRRs
GGA	IRRs	LOR	LIRRs	PEE	IRRs
OHP	IRRs	VHE	IRRs	GAA	IRRs
PGG	IRRs	PLV	IRRs	HEM	IRRs
RBA	IRRs	NOA	IRRs	PEP	IRRs
MPP	IRRs	MSA	IRRs	PLP	IRRs
SES	IRRs	BEP	IRRs	SEB	IRRs
		PPG	IRRs	GRL	IRRs
		SAE	IRRs	PEB	IRRs
				SEP	IRRs
				CAA	IRRs

4.3. Caractérisation de la qualité de l'eau et de l'habitat des groupes

Une analyse des corrélations entre variables physico-chimiques sur les données de 2011 a été réalisée, afin d'éliminer les variables redondantes et de simplifier le jeu de données en 14 variables, les plus pertinentes pour qualifier la qualité de l'eau. Ces paramètres utilisés dans le chapitre précédent sont couramment utilisés pour étudier la qualité physico-chimique des eaux douces.

La qualité de l'habitat est qualifiée avec les paramètres du land-cover (3 variables définissant l'utilisation des terres de la station de prélèvement) (cf. matériel et méthodes §1.3.2).

Les travaux précédents ont permis d'identifier 4 groupes de stations (Chapitre 3). Parmi ceux-ci, on retrouve les trois régions biogéographiques de la Basse-Terre de la Guadeloupe (Nord-Est, centre-Nord et sud). Le 4ème groupe se caractérise par un très fort impact anthropique supérieur à l'influence géomorphologique (*figure 15*).

Pour obtenir un indice discriminant et fonctionnel se basant sur des calculs d'écart à la référence, la qualité de l'eau doit être effectivement meilleure en conditions de référence par rapport aux conditions impactées. Pour vérifier cette condition, les distributions des valeurs des variables physico-chimiques de l'eau ont donc été comparées entre stations de moindre impact (LIRRs) et stations impactées (IRRs) pour les données à partir desquelles sera créé l'indice, soit le carême 2011.

Les *figures 16* et *17* représentent les distributions (sous forme de boxplots) de la sélection de variables environnementales choisies pour caractériser l'écologie des 3 écorégions. Ces figures permettent d'illustrer la RDA. Le contenu des boxplots permet aussi de préciser les caractéristiques environnementales des clusters selon la qualité de l'eau et la qualité de l'habitat entre conditions de référence ou d'impacts.

Pour l'ensemble des paramètres, il ressort bien que les gammes de valeurs sont beaucoup moins larges pour le groupe de stations de moindre impact que pour le groupe des stations impactées. Les valeurs médianes de stations de moindre impact sont pour la plupart moins dégradantes que celles des stations impactées, sinon égales. Aussi, c'est dans le groupe de stations IRRs que l'on enregistre les valeurs extrêmes dégradantes. **La qualité de l'eau des stations LIRRs est donc meilleure que celle des stations IRRs dans leur ensemble.**

- Le cluster 1 est issu de l'assemblage le cluster 1 et 4 (le cluster 4 n'ayant pas un nombre de sites suffisants et pas de référence pour l'analyse statistique), proches géographiquement mais très distants au niveau de la qualité de l'eau. Les stations impactées montrent de très fortes dégradations (plus fort NKJ) dans un environnement urbain ou agricole, tandis que les stations de référence sont en zone de forêt. Les stations impactées (IRRS) sont réparties en zone urbaine ou agricole.
- Les stations du cluster 2 représentent un intermédiaire entre le cluster 1 et le cluster 3 (cf.*figure 11*). Une légère influence agricole se retrouve dans les sites de référence (LIRRs), pour la plupart en zone de forêt. Les stations impactées (IRRs) sont réparties dans les trois environnements (urbain, agricole et forestier).

- Les stations du cluster 3 sont caractéristiques d'un milieu volcanique (autour du Volcan de la Soufrière) avec une forte minéralisation des rivières. Les stations impactées (IRRs) sont réparties dans les trois environnements (urbain, agricole et forestier).

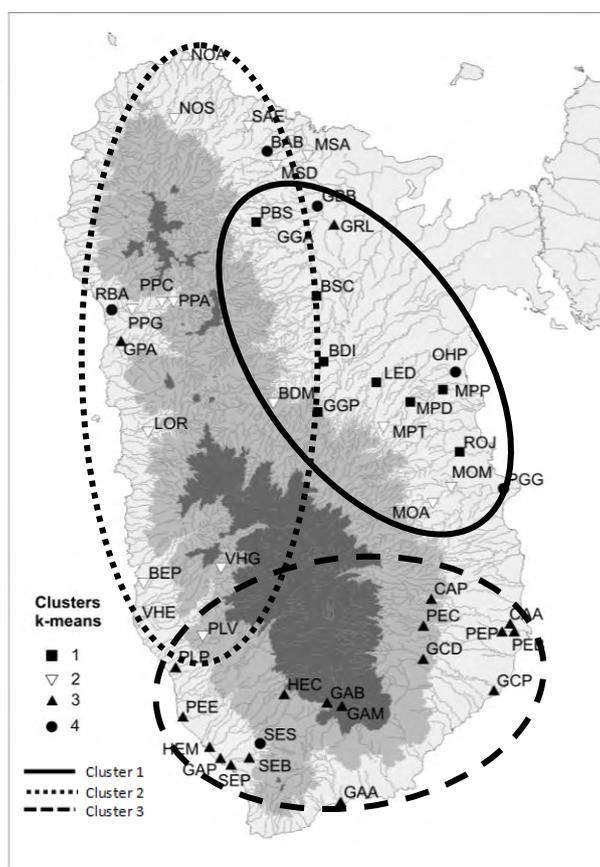


Figure 15. Distribution des sites d'échantillonnage sur les rivières de la Basse-Terre (REF= référence, Agri= Impact agricole, Urb= Impact domestique ou industriel, WTP= impact station d'épuration, undet= impact non connu (a) catégories a priori, (b) catégories a postériori après la RDA (groupe 1-4) avec représentation des 3 sous-écorégions.

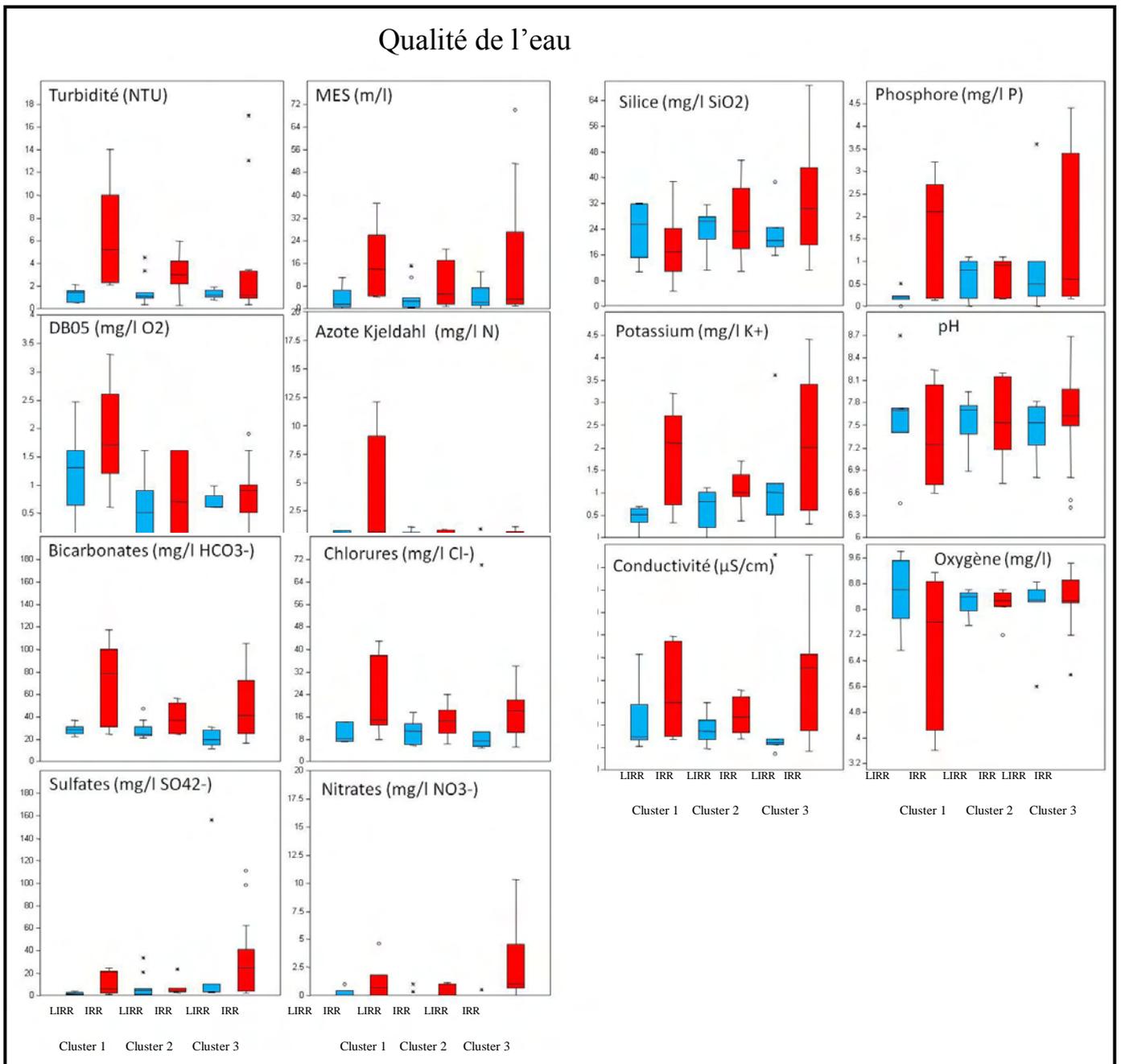


Figure 16. Représentation en boxplot des paramètres physico-chimiques selon les biotypologies et les IRRs et les LIRRs pour le carême 2011

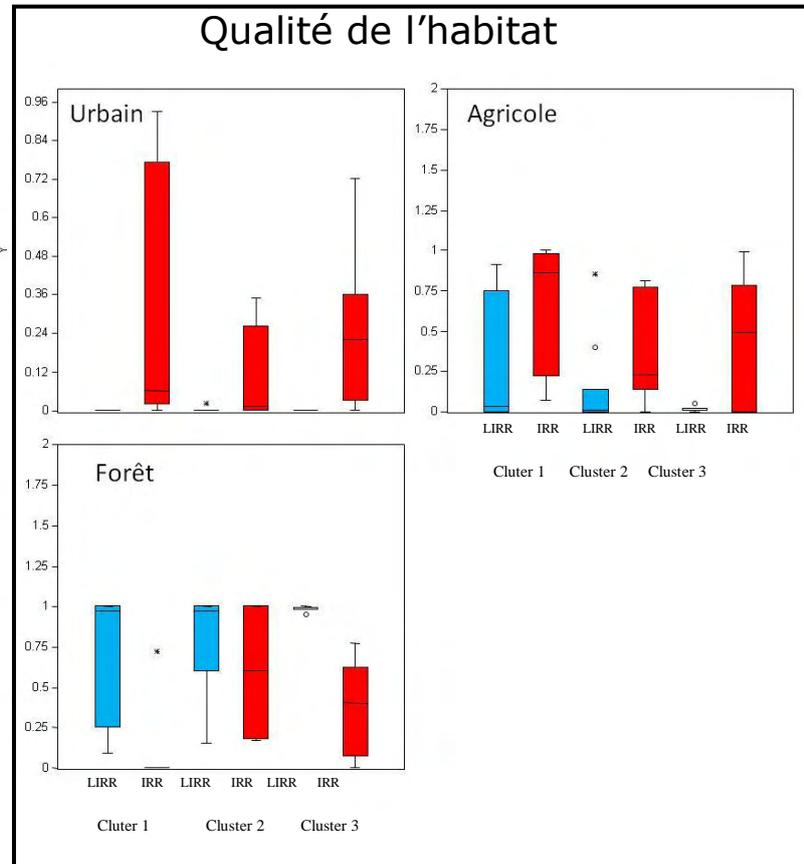


Figure 17. Représentation en boxplot de l'occupation du sol selon les bio-typologies et les IRRs et les LIRRS pour le carême 2011

4.4. Présentation des métriques :

Une métrique est un paramètre ou un ensemble de paramètres décrivant une fonctionnalité de l'écosystème. Par exemple, la richesse taxonomique, le taux d'espèces détritatives.

Sur la base des données faunistiques de 2011, 411 métriques ont été calculées en prenant en compte les prélèvements unitaires associés (i) aux 12 substrats élémentaires échantillonnés (Phase 'A+B+C' ; 101 métriques), (ii) aux 4 substrats marginaux (i.e. bocal 'A'; 62 métriques), (iii) aux 4 substrats dominants échantillonnés dans l'ordre décroissant de leur habitabilité (i.e. bocal 'B'; 62 métriques) ou au prorata de leur surface relative, compte tenu des substrats échantillonnés lors de la constitution du bocal B2 (i.e. bocal 'C'; 62 métriques), (iv) aux 8 substrats dominants (i.e. bocaux 'B+C'; 62 métriques) et (v) aux 8 substrats échantillonnés compte tenu de leur habitabilité (i.e. bocaux 'A+B'; 62 métriques). Afin d'identifier des tendances similaires chez les métriques en réponse aux pressions anthropiques pour l'ensemble des types de cours d'eau pris en compte, et donc pour faciliter la sélection de métriques utilisables à large échelle spatiale, les valeurs observées des métriques ont été préalablement transformées en ratio de qualité écologique (EQR) entre situation observée et situation de référence pour le même type de cours d'eau (Hering, 2006). Toutes les métriques calculées sont réunies en annexe 4.

Ci-après le détail des grandes catégories de métriques calculées pour l'indice :

- Richesse et abondance de groupes taxonomiques (ex : richesse taxonomique [A+B+C], Gastéropodes %S [B+C])
- Diversité taxonomique (ex : Shannon [B+C])
- Indice biotique Guadeloupe (IB971)
- Modalités des traits bio-écologiques (ex : respiration, mode de locomotion)

Dans notre cas, les modalités bio-écologiques des taxons ne sont pas toutes connues, nous avons pu calculer 5 traits sur 22 (11 biologiques et 11 écologiques) décrits d'après Tachet *et al.* (2010). Les connaissances sur la faune métropolitaine ont été étendues à la faune Antillaise et complétées ponctuellement pour quelques taxons avec les travaux de Tomanova *et al.* (2006) (cf. matériel et méthodes §1.3.6).

4.5. Normalisation des métriques

Les métriques ont été normalisées avant la sélection finale. Selon la DCE l'évaluation de l'état écologique doit être exprimé en terme d'écart par rapport à un état dit de référence (*EQR=Ecological quality Ratio*). Ce dernier se définit comme la quasi-absence de « stress » de l'écosystème en liaison avec l'activité humaine. Cet écart s'exprime de 0 à 1, avec une valeur proche de 1 pour les sites de référence et une valeur proche de 0 pour des sites en mauvais état écologique.

4.6. Valeur de référence

Compte tenu de la variété des réponses possibles, pour une métrique donnée, il paraissait donc indispensable de définir, pour cette métrique, une valeur de référence pour chaque sous-écorégions.

Chaque métrique biologique est susceptible de répondre à une pression ou une perturbation anthropique. En prenant en compte le pouvoir de discrimination de chaque variable (DE) (*figure 18*), nous les avons classés selon leurs réponses entre situation de référence et situation impacté. Il y a trois types de réponse possible :

1-de manière «non» significative (TYPE 1) (i.e. si $DE_{SES(75)} < 0,25$ et $DE_{SES(25)} < 0,25$).

2-de manière significative, «négativement» (i.e. réduction significative de sa valeur numérique en situation perturbée par rapport à la valeur observée en situation de référence pour le même type de cours d'eau), (TYPE 2) (i.e. si $DE_{SES(25)} > 0,25$ et $DE_{SES(75)} < DE_{SES(25)}$).

3-de manière significative, «positivement» (i.e. accroissement significatif de sa valeur numérique en situation perturbée par rapport à la valeur observée en situation de référence pour le même type de cours d'eau), (TYPE 3) » (i.e. si $DE_{SES(75)} > 0,25$ et $DE_{SES(25)} < DE_{SES(75)}$).

Une métrique peut par ailleurs, répondre de manière différente suivant la nature de la pression/perturbation subie et/ou en fonction de l'intensité de pression/perturbation, pour une sous-écorégion donnée. Compte tenu de la variété des réponses possibles, pour une métrique donnée, il paraissait donc indispensable de définir, pour cette métrique, une valeur de référence pour chaque sous-écorégion.

Afin d'identifier des tendances similaires chez les métriques en réponse aux facteurs environnementaux pour l'ensemble des types de cours d'eau pris en compte et donc pour

faciliter la sélection de métriques communes à large échelle spatiale, les valeurs observées des métriques ont été transformées en écarts normalisés (SES) à la situation de référence pour la même sous-écorégion (Gotelli, 2002) selon l'équation 1.

$$SES = (\text{obs} - \text{mean}_{\text{ref}}) / \text{sd}_{\text{ref}} \quad [1]$$

avec : obs = « valeur observée de la métrique », mean_{ref} et sd_{re} = « moyenne » et « écart-type » des valeurs de la métrique en situation de référence pour la même sous-écorégion.

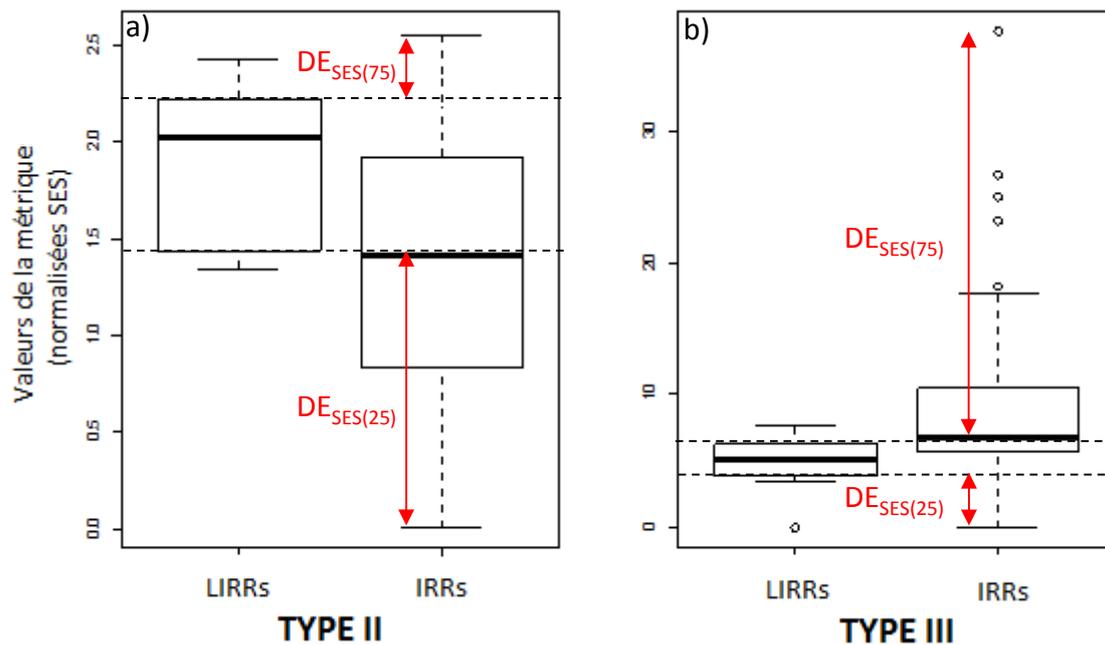


Figure 18. Illustration des types de réponses des métriques aux pressions anthropiques : (a) métriques décroissantes (type II) et (b) métriques croissantes (type III). Les boîtes à moustache représentent la distribution des valeurs des métriques exprimées en SES pour les stations LIRRs et IRRs. Les boîtes s'étendent du 25^{ème} centile au 75^{ème} centile. La ligne épaisse représente la valeur médiane de la distribution. Les points représentent les valeurs extrêmes. Les lignes en pointillées soulignent le premier et le 3^{ème} quartile de la distribution des valeurs pour les stations LIRRs.

Pour chaque métrique, on obtient les « meilleures » valeurs (une valeur de référence pour chaque cluster) et la « pire » valeur (commune aux trois clusters) pour notre jeu de données de construction en se référant aux 5^{ème} et 95^{ème} centiles de la distribution des valeurs SES des stations LIRRs et IRRs. Les 5^{ème} et 95^{ème} centiles ont été utilisés plutôt que les valeurs les plus basses et les plus élevées de la distribution afin d'écarter les valeurs extrêmes des métriques (Ofenböck et al., 2004).

Si la métrique est de type I ou II, la valeur dite « meilleure » correspond à la valeur maximale que la métrique peut avoir dans les LIRRs pour un type de cours d'eau (cluster). Si la métrique est de type III, la meilleure valeur correspond à la valeur minimale.

La valeur dite « pire » correspond à la valeur minimale (cas des métriques de type I et II) où à la valeur maximale (type 3) que la métrique peut avoir dans les IRRs sur tout le jeu de données.

Pour chaque métrique, nous disposons finalement d'1 « pire » valeur et de 3 « meilleures valeurs » (une pour chaque cluster de stations).

4.7. Calcul des EQR

Afin de répondre aux exigences de la DCE, ce nouvel outil de bioindication basé sur les communautés de macroinvertébrés se doit d'être exprimé en termes d'écart à une situation de référence. Les valeurs des métriques ont donc été exprimées en Ratio de Qualité Ecologique (EQR).

Que les métriques soient croissantes ou décroissantes le long d'un gradient de pression/perturbation, les EQR doivent être exprimés de telle sorte que :

- Si la valeur observée sur un point de prélèvement est égale à la valeur de référence, EQR est égal à 1,
- Si la valeur observée s'éloigne de la valeur de référence, EQR tend vers 0.

Pour satisfaire à cette double condition, le calcul de l'EQR a été défini de la façon suivante :

(1) dans le cas d'une métrique de type 1 ou 2

$$\text{EQR} = (\text{Obs} - \text{Mini}) / (\text{Maxi} - \text{Mini}) \quad [2]$$

(2) dans la cas d'une métrique de type 3:

$$\text{EQR} = 1 - (\text{Obs} - \text{Mini}) / (\text{Maxi} - \text{Mini}) \quad [3]$$

« Obs » : la valeur de la métrique observée pour un point de prélèvement donné, sur un cours d'eau appartenant à un type déterminé. Pour l'équation [2] « Maxi » et « Mini » correspondent respectivement à la « meilleure » et la « pire » valeur pour cette métrique sur le même type de cours d'eau, alors que dans l'équation [3] « Maxi » et « Mini » correspondent respectivement à la « pire » et la « meilleure » valeur de la métrique.

Si la valeur observée est supérieure à la meilleure valeur, la valeur de l'EQR est bornée à 1 (si il y a une meilleure qualité que le jeu de données de référence), et si la valeur de l'EQR est inférieure à la pire valeur, la valeur de l'EQR est bornée à 0 (si il y a une qualité plus faible que la pire des valeurs).

4.8.Sélection des métriques pertinentes

Le travail statistique a été réalisé avec le logiciel R.v2.12.0 (R Development Core Team, 2008)

4.8.1. Quatre critères de sélection

Les métriques candidates à l'indice ont été sélectionnées en prenant en compte simultanément 4 critères : (i) leur efficacité de discrimination; (ii) leur stabilité dans les cours d'eaux de référence ou peu impactés par les activités (DE) des situations de faible pression anthropique et des situations de pressions significatives ; (iii) leur spécificité et (iv) leur non redondance.

- **Pouvoir de discrimination d'une métrique et stabilité en conditions de référence (LIRRs):**

Le pouvoir de discrimination (DE) d'une métrique pour un type de pression donnée a été calculé comme la proportion d'assemblages faunistiques sur sites perturbés (IRRs) présentant une valeur d'EQR plus faible que le premier quartile de la distribution des valeurs de cette métrique dans les LIRRs.

La stabilité d'une métrique en « conditions de référence » (i.e. dans les LIRRs) a été évaluée en utilisant le coefficient de variation (CV) de la distribution de ses valeurs d'EQR dans les assemblages benthiques des LIRRs.

Le calcul des DE et des CV a été répété 100 fois à l'aide d'un bootstrap en sélectionnant un sous-échantillon aléatoire de 60% du jeu d'apprentissage. Une estimation robuste du DE et du CV de chaque métrique est alors obtenue en moyennant les 100 estimations obtenues à partir des sous-échantillons du jeu de données de construction.

Dans un même temps, une première sélection des métriques s'effectue en conservant les métriques discriminant significativement un état perturbé d'un état non perturbé (i.e. DE moyen $\geq 0,6$ et un CV moyen dans les LIRR $\leq 1/3$)

- **La spécificité** : Une métrique était considérée comme spécifique si elle répondait à un petit nombre de variables environnementales. Pour l'indice, nous recherchons des métriques avec une faible spécificité ; autrement dit des « métriques généralistes ». La spécificité d'une métrique donnée a été mesurée avec des **régressions linéaires** par le nombre de variables environnementales pour lesquelles cette métrique montrait une réponse significative. Pour rappel, nous avons 2 types de variables environnementales : qualité de l'eau (14 variables physico-chimiques) et qualité de l'habitat (3 variables de land-cover). Le pourcentage de représentation des substrats par sites, n'étant pas considéré comme une pression au sens propre, n'a pas été pris en compte pour la sélection des métriques généralistes. Le critère de sélection pour une faible spécificité était de, au minimum, 9 réponses significatives sur 14 variables qualité de l'eau et de 1 réponse significative sur 3 variables qualité de l'habitat (annexe 6)
- **Non redondance** : Pour éviter la redondance entre métriques, les métriques candidates fournissant le même type d'information taxonomique ou bio/écologique ont été rassemblées en groupes homogènes quant à l'information biologique ou écologique restituée. Seule la métrique présentant la plus faible spécificité puis le DE le plus élevé pour un groupe de métriques donné a été sélectionnée pour une intégration éventuelle dans l'indice multimétrique.

4.8.2. Résultat de la sélection des métriques finales :

- **Pouvoir de discrimination** d'une métrique et stabilité en conditions de référence (LIRRs): Parmi les 411 métriques totales, 99 métriques remplissent les critères de sélection (1) discrimination ($DE \geq 0,6$) et (2) coefficient de variation sur les LIRRs ($CV \leq 1/3$).
- **La spécificité** : Les 99 métriques sont soumises à une régression linéaire avec les variables pour déterminer le caractère généraliste de chaque métrique. Nous avons déterminé 64 « métriques généralistes ». Ces 64 métriques font partie de la sélection finale candidate au futur indice.
- **Redondance** : Sur ces 64 métriques, une élimination des métriques redondantes (apportant la même information) est effectuée avec comme critères de sélection de

garder la métrique la plus généraliste avec le plus fort DE en cas d'égalité entre les métriques, ce qui permet de conserver 23 métriques.

Ces 23 métriques sont ensuite organisées en une matrice de corrélation, et une sélection des métriques avec plus de 80% de corrélation a été effectuée afin de limiter le nombre de métriques. Ce qui permet dans un premier temps de sélectionner 7 métriques (*tableau 9*).

Tableau 9. Liste réduite des 7 métriques candidates selon les critères de sélection

	DE_IRR (%)	CV_LIRR	Qualité de l'eau (9 sur 14 variables)	Qualité de l'habitat (1 sur 3 variables)
Blocs	82,8235294	0,27748115	9	2
ETC.Q [B+C]	82,6470588	0,09138878	11	3
Gastropoda (% S [A+B])	89,5882353	0,12401679	9	3
IB971	77,1176471	0,20213668	11	2
Menhinick [B+C]	96,4705882	0,18255616	11	3
ET (Nombre famille)	85,7058824	0,0738222	10	3
Shannon [B+C]	78,9411765	0,08641366	11	3

4.9. Calcul de l'indice (IBMA-971)

La formule pour calculer l'indice final nommé IBMA-971 (Indice Biologique Macroinvertébrés des Antilles pour la Guadeloupe) avec les métriques sélectionnées est donnée dans l'équation [4]

$$IBMA-971 = \frac{\sum (DE_m \times EQR_m)}{\sum DE_m} \quad [4]$$

Le score final de l'IBMA-971 est compris entre 0 et 1.

Dans le calcul de l'I2M2, un sous-indice est calculé par type de pressions (17 pressions sont considérées au total) de la même façon que dans l'équation [4], et l'indice final moyenne ces 17 sous-indices. Nous avons décidé de ne pas calculer de sous-indices par type de pressions pour deux raisons : 1) en Guadeloupe, beaucoup de stations sont soumises à plusieurs pressions à la fois (contexte multi-pressions), et 2) le jeu de données de Guadeloupe est moindre comparé à celui ayant servi à la création de l'I2M2 et nous disposons de trop peu de

répliques par type de pressions, notamment pour le réseau complémentaire. Un indice prenant en compte les types de pressions, comme le fait l'I2M2, aurait été dans le cas de la Guadeloupe peu robuste.

La *figure 19* présente la distribution des notes pour l'indice avec 6 métriques ou 7 métriques. Nous proposons 6 métriques finales pour cet indice (*tableau 10*). Avec un DE moins fort que les autres métriques, l'élimination de la métrique IB971 n'influence pas les notes des stations et simplifiera le calcul de L'IBMA-971.

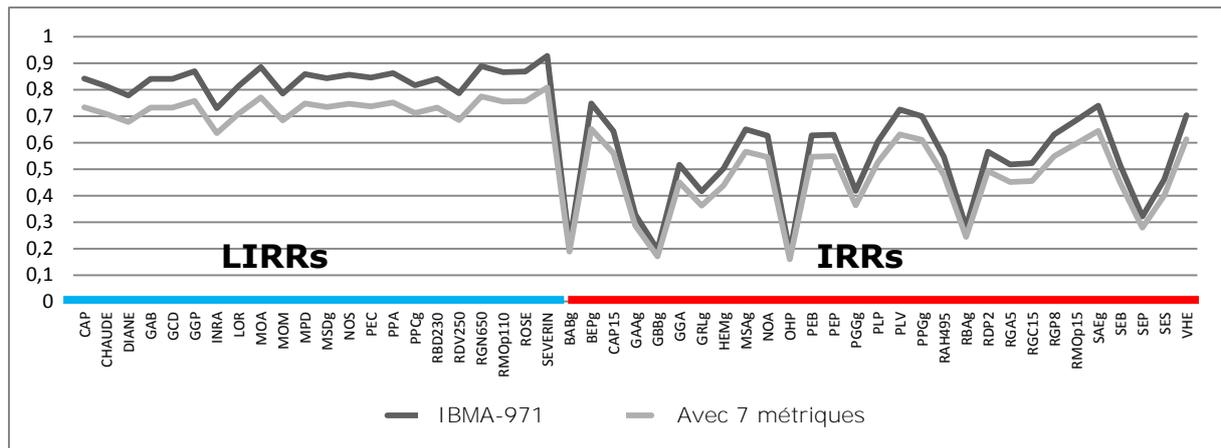


Figure 19. distribution des notes selon l'IBMA-971 et l'indice avec 7 métriques incluant l'IB971

Tableau 10. liste des 6 métriques finales constitutives de l'indice IBMA-971

	DE_IRR(%)	CV_LIRR	Qualité de l'eau (9 sur 14 variables)	Qualité de l'habitat (1 sur 3 variables)
Blocs	82,8235294	0,27748115	9	2
ETC.Q [B+C]	82,6470588	0,09138878	11	3
Gastropoda (% S [A+B])	89,5882353	0,12401679	9	3
Menhinick [B+C]	96,4705882	0,18255616	11	3
ET (Nombre famille)	85,7058824	0,0738222	10	3
Shannon [B+C]	78,9411765	0,08641366	11	3

4.10. Classes écologiques

Comme recommandé par la DCE, l'indice doit pouvoir être interprété en termes de 5 classes de qualité écologique (« Très Bon », « Bon », « Moyen », « Médiocre » et « Mauvais »). Une telle interprétation nécessite la définition de limites « inter-classes ».

Il est préconisé de classer la majorité des sites de références en « bon état/très bon état ». (Barbour *et al.*, 1999). La discrimination des classes se fait en plusieurs étapes.

Voici le découpage que nous avons choisi (*figure 20*):

- Il est important que les stations de références soient en majorité classées au minimum en bon état. Les notes des sites appartenant au réseau de référence (LIRR) sont repérées afin de trouver la limite entre le « bon état » de « l'état moyen » qui sera dans notre cas le 1^{er} quartile de la distribution des LIRRs (ainsi par construction 75% des LIRRs sont au minimum en « bon état »). Nous avons considéré qu'au dessus du troisième quartile de la distribution des LIRRs, les stations étaient dans la classe « très bon état ».
- Pour les notes en dessous de cette limite, nous avons découpé le reste du gradient en 3 classes. Le troisième quartile et le premier quartile sur la distribution des IRRs ont été respectivement considérés comme les limites « Etat moyen/état médiocre » et « Etat médiocre/mauvais état ».

Le premier quartile et le troisième quartile sur la distribution des LIRRs ont été respectivement considéré comme les limites « Bon état/Etat moyen » et « Très bon état/Bon état »

En appliquant ce découpage, on abouti à la sélection suivante (*tableau 11*) avec un résultat transposable sur une échelle de 0 à 20.

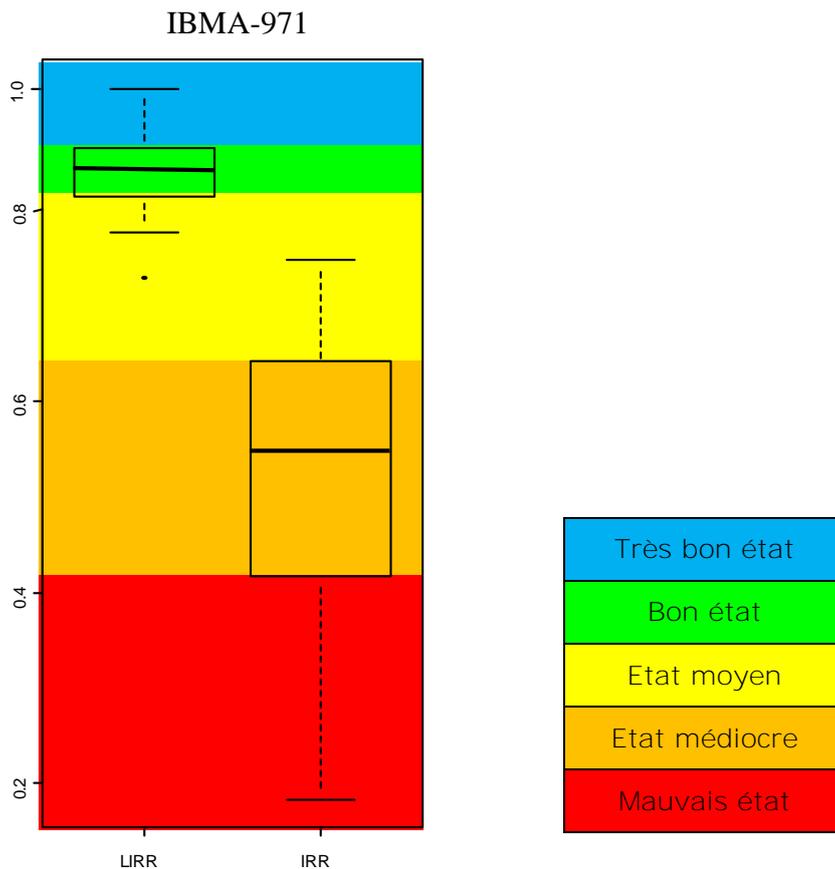


Figure 20. Limite des classes écologiques avec l'indice IBMA-971

Tableau 11. Limites des classes d'état entre [0,1]

Etat mauvais	Etat médiocre	Etat moyen	Bon état	Très bon état
[0 ; 0.4174 [[0. 4174 ; 0. 6427 [[0. 6427 ; 0. 8149 [[0. 8149 ; 0. 8649 [[0.8649; 1]

4.11. Test de l'indice

L'indice est de nouveau calculé avec le jeu de données test de 2012. Une comparaison de la distribution des notes est faite avec les résultats obtenus avec le jeu d'apprentissage, l'indice de Shannon et l'IB971 (*figure 21*).

Il n'y a pas de différence significative entre la distribution des notes du nouvel indice pour le jeu d'apprentissage et le jeu test (Kolmogorov-Smirnov test : $D=0.318$, $p=0,17$).

La distribution des notes pour les sites en conditions de référence est plus réduite avec les deux indices multimétriques qu'en utilisant les résultats d'IB971 et de Shannon. La valeur de discrimination (DE) entre LIRRs et IRRs, la plus forte est avec les indices multimétriques aussi bien pour le jeu d'apprentissage que pour le jeu test (*tableau 12*).

4.12. Cartes d'état

L'indice a été calculé pour l'ensemble des données de carême (carême 2011 et 2012) et une classe d'état a été attribuée à chacun des sites (*figure 22*).

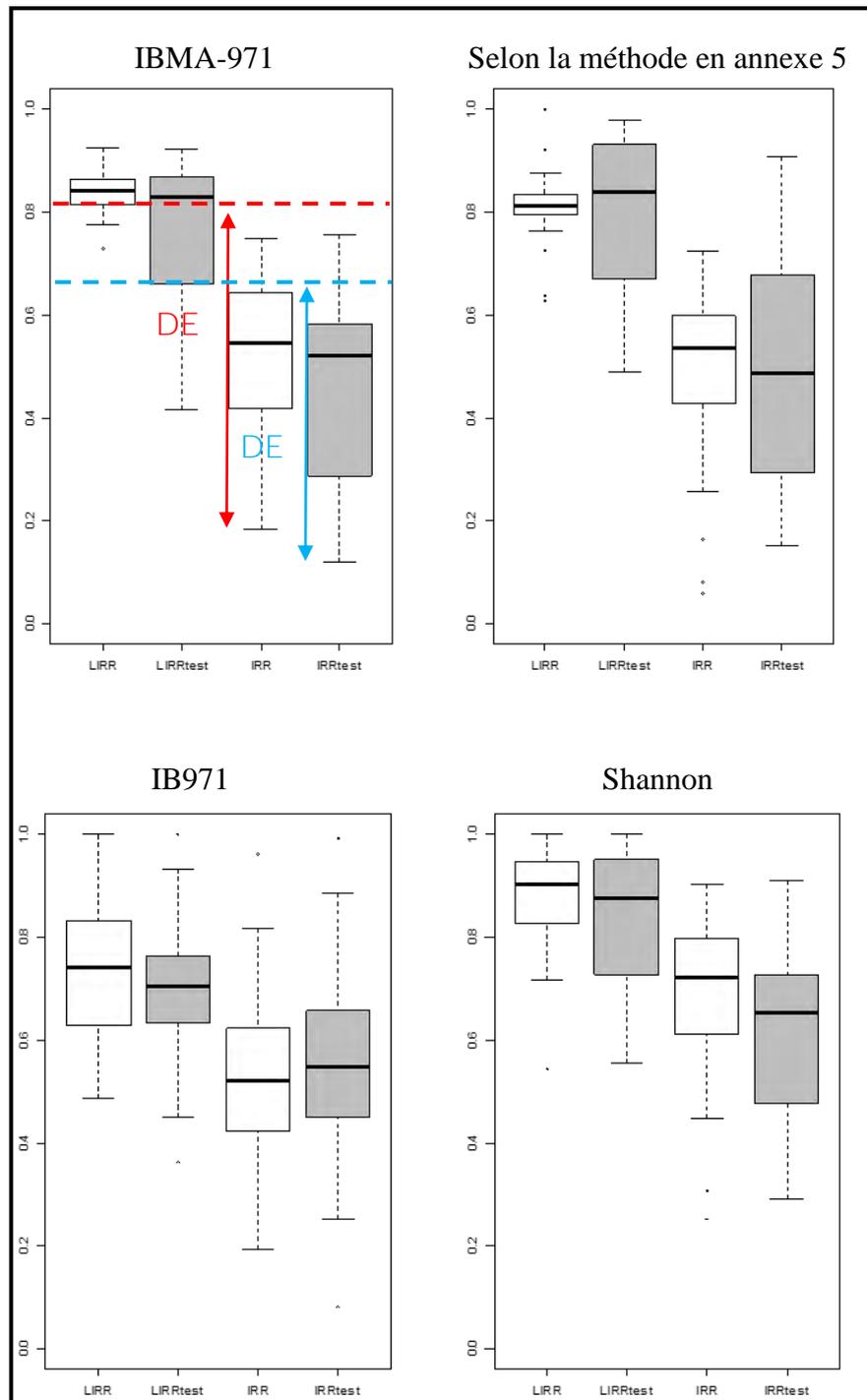


Figure 21. Boxplot des 4 indices testés : nouvel indice, indice selon barbour, IB971 et Shannon. En blanc, les boxplots avec les données d'apprentissage et en gris les boxplots avec les données test. Représentation du pouvoir discriminant (DE) sur le premier boxplot.

Tableau 12. Valeurs de discrimination pour chaque indice pour les deux jeux de données entre les conditions de référence (LIRRs) et les conditions impactées (IRRs)

	IBMA-971	Indice selon barbour	Shannon_H_reach	IB971_reach
Cacul DE 2011	0,9354	0,9354	0,7741	0,7096
Cacul DE 2012	0,7741	0,6774	0,6774	0,6451

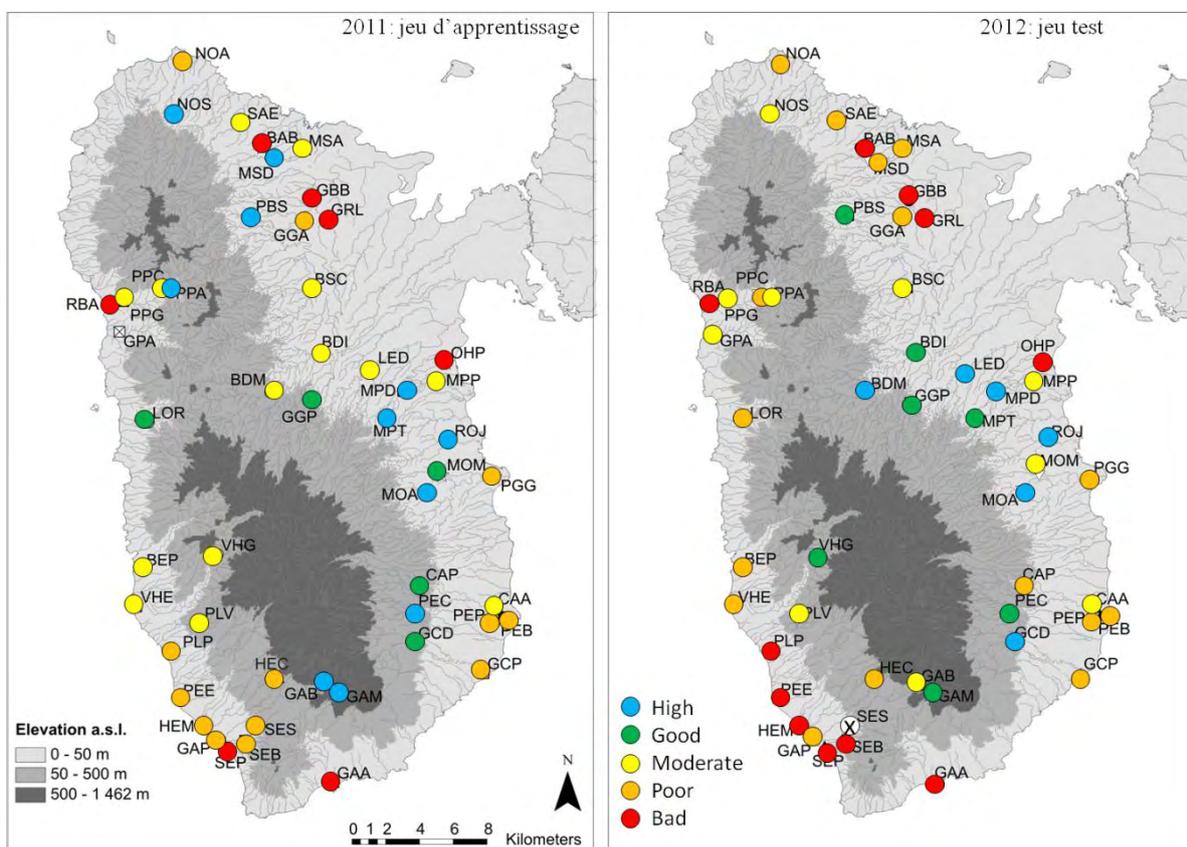


Figure 22. Qualification des sites après calcul de l'IBMA-971 en 2011 et 2012. High=Très bon état, Good=Bon état, Moderate= Etat médiocre, Poor= Etat Moyen, Bad= Etat mauvais

4.13. Conclusion

Nous avons pu finaliser un indice généraliste multimétrique opérationnel, qui montre un pouvoir de discrimination des impacts statistiquement supérieur au pouvoir de discrimination de l'indice actuel IB971 et de l'indice de Shannon. Ce nouvel indice prend en compte la qualité de l'eau (14 variables physico-chimiques) et la qualité de l'habitat (3 variables de land-cover). La démarche dans les calculs notamment avec un bootstrapping permet d'assurer une robustesse dans le choix des métriques parmi 411 métriques calculées.

La DCE demande à ce que les outils d'évaluation écologiques remplissent un certain nombre de critères. Deux critères sont particulièrement importants avec l'obligation de réaliser l'évaluation par rapport à une situation de référence et une évaluation prenant en compte la typologie des masses d'eau. Ces deux critères ont été remplis avec la définition d'une nouvelle typologie et de la définition de sites de référence.

Pour l'EQB « invertébrés benthiques » en cours d'eau s'ajoutent trois critères sur les aspects de la communauté que doivent prendre en compte les métriques dans le calcul de l'indice, à savoir : son abondance, sa diversité et son ratio espèces sensibles sur espèces tolérantes. Les critères de l'abondance et de la diversité sont bien pris en compte dans les métriques (ex : Shannon et abondance des ETC). Cependant les scores de polluo-sensibilité des taxons des Antilles ne sont pas connus, et des métriques telles que l'ASPT (Average Score Per Taxon) n'ont alors pu être calculées. En compensation, des métriques telles que ET/Diptères, soit le ratio de la richesse ou abondance relative des Epheméroptères + Trichoptères (taxons réputés polluo-sensibles pour la plupart) sur celle des diptères (polluo-résistants pour la plupart) ont été calculées, mais n'ont pas été retenues dans la procédure de sélection des métriques. Les métriques sélectionnées sont donc en accord avec les recommandations de la DCE pour un indice multi-métriques avec les macro-invertébrés à l'exception d'un critère sur cinq.

L'IBMA-971 se compose de 6 métriques. Il était important pour la performance de l'indice, que chacune des métriques sélectionnées apporte des informations différentes et complémentaires sur la communauté des sites tel que cité ci-dessous :

- Diversité taxonomique : L'indice de Shannon sur les phases B et C, Menhinick phase B et C. Ces deux métriques diminuent avec l'impact anthropique. Ces indices sont largement utilisés en bioindication notamment l'indice de Shannon utilisés dans plusieurs indices multimétriques (*e.g.* Mondy *et al.*, 2012 ; Helson et Williams, 2013)

- A l'habitat : Blocs sur les phases B et C ; relatif au trait de préférence d'habitat. L'abondance relative des macroinvertébrés vivant préférentiellement sur les blocs (substrat minéral grossier) diminue avec l'impact anthropique. Les macroinvertébrés vivant sur les substrats minéraux grossiers sont des taxons rhéophiles, généralement polluosensibles en eaux tempérées (e.g. les Philopotamidae). L'inclusion des traits indiquant les fonctions écologiques à de nombreux avantages en zones tempérées (Charvet *et al.*, 1998b ; Dolédec *et al.*, 2006) mais les procédures de « codage flou » (Chevenet *et al.*, 1994) font défaut dans les zones tropicales où l'autoécologie de la majorité des espèces est mal (ou pas) documentée (Tomanova *et Usseglio-Polatera*, 2007; Tomanova *et al.*, 2008; Moya *et al.*, 2011).
- Richesse et abondance de groupes taxonomiques : Abondance relative des ETC phase B et C , nombre de famille d'ET phase A, B et C. L'abondance des Ephéméroptères est rarement utilisée dans les indice multimétriques (e.g. Moya *et al.*, 2007), bien que les Ephéméroptères soient répandues dans les rivières et rares sur les sites très impactés. La dernière métrique richesse relative des Gastéropodes phase A et B est la seule métrique croissante en fonction de l'impact anthropique.

Ces métriques justifient l'intérêt de la stratégie d'échantillonnage concernant toutes les phases du protocole d'échantillonnage [A,B,C], ce qui confirme que le protocole d'échantillonnage métropolitain peut-être utilisé en Guadeloupe sans modification.

La résolution taxonomique est une question importante en bioindication (Bailey *et al.*, 2001). De nombreuses méthodes d'évaluation biologique privilégient l'identification au niveau des familles pour ses avantages de rapidité, commodité et ses avantages économiques (Thorne *et Williams*, 1997). Cependant, il est souvent affirmé que les espèces congénères présentent différents niveaux de tolérance et des traits écologiques différents. L'identification au niveau taxonomique le plus bas possible (espèce) fournit des données écologiques plus précises, ce qui permet de détecter de multiples facteurs de stress et de discriminer avec plus de précision les différences d'intégrité biologique. Nous avons combiné les identifications au niveau de la famille (minimum de connaissances en matière de taxonomie, par exemple pour les diptères), identifications au niveau du genre (par exemple Trichoptères, et la plupart des Ephéméroptères) et des espèces (par exemple Odonates, Décapodes, Caenidae), et cela semble être un bon compromis entre les besoins des études de surveillance de routine pour les opérateurs et de la sensibilité de l'outil d'évaluation biologique.

Nos résultats mettent en évidence une évolution de la note de certains sites entre les prélèvements de carême 2011 et 2012. La variabilité naturelle entre les années avec des conditions naturelles moins favorable pour le prélèvement en 2012 est certainement en cause des différences de notes entre les années. L'année 2011 est un point de départ pour cet indice dans la bioindication dans les Antilles françaises. Il est recommandé d'apporter des améliorations à cet indice, comme la typologie qui doit être affinée et l'évaluation qui doit s'étendre sur plus d'années.

En conclusion, l'indice IBMA-971 développé est plus performant que les autres indices (indice de Shannon et IB971) utilisés jusqu'alors pour détecter les situations impactées, il est donc proposé pour évaluer l'état biologique des cours d'eau de Guadeloupe. En tant qu'indice généraliste, l'IBMA-971 est sensible à la gamme complète des perturbations potentielles (y compris à la fois la dégradation de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat). Il tient compte des caractéristiques taxonomiques et des traits biologiques des assemblages de macroinvertébrés benthiques. Le fait que les notes des sites montrent des différences selon les dates de prélèvement est un argument pour recommander une évaluation des masses d'eau sur plusieurs années, comme l'exige la DCE.

5.Méthode de bioévaluation alternative avec des substrats artificiels

Pour des raisons contractuelles et logistiques, le terrain s'est déroulé en Martinique.

5.1.Introduction

L'utilisation des substrats artificiels (SA par la suite dans le texte) pour l'échantillonnage des macroinvertébrés en eau courante présente plusieurs avantages comparativement au filet, avec ou sans cadre de Surber (Rosenberg, 1982). Le filet surber est notamment inefficace en courant très lent ou nul, et la prospection de zones difficilement accessibles en raison de la profondeur est grandement facilitée par les SA (Roux, 1976). Les échantillons issus de SA sont rapides à prélever et à trier. Les deux inconvénients majeurs résident dans l'obligation de retourner aux stations pour le relevage à des dates intangibles, parfois défavorables (crue, mise à sec, etc.), ainsi que dans l'incertitude du devenir des substrats (arrachement, vandalisme etc.) (Glémet *et al.*, 2004). L'utilisation des SA est pourtant pertinente dans les projets de bioindication (Crossman, 1974; Hilsenhoff, 1969; Pauw, 1986), car ils éliminent la part de subjectivité et de variabilité des opérateurs au moment du prélèvement (Helawell, 1978; Pauw, 1986).

Un habitat étant la combinaison d'un substrat minéral ou végétal, d'une vitesse de courant et de la profondeur, il est difficile de trouver des habitats rigoureusement identiques et idéalement placés pour mettre en évidence les effets d'une pollution. La standardisation des substrats permet donc de cibler l'impact lié à la qualité de l'eau. De plus, les SA sont faciles à manipuler et simples à construire (Meier, 1979).

Les données concernant l'utilisation de substrats artificiels dans les cours d'eau des Antilles sont absentes. Glémet *et al.* (2004) ont utilisé des substrats artificiels en Guyane française dans le cadre du développement d'un indice de qualité d'eau basé sur les Ephéméroptères. Le contexte antillais, avec des rivières à fond minéral (pierre/galet), permettrait donc de proposer un nouvel outil de bioindication basé uniquement sur ce type d'habitat minéral grossier. Le terme d'habitat sentinelle est évoqué dans Piscart *et al.* (2006). En revanche, une méthode d'échantillonnage basée seulement sur le prélèvement des substrats pierre/galet ne serait pas adaptée à tous les écosystèmes, comme les rivières trop profondes. L'utilisation des SA est plus adaptée à une bioindication rapide avec un protocole standardisé qui élimine les fluctuations des microhabitats inter-sites.

Cette étude constitue une première évaluation de la pertinence des SA comme méthode d'échantillonnage des invertébrés benthiques dans les Antilles, en complément des prélèvements avec le filet surber. Notre hypothèse est que les SA donnent une estimation des

communautés benthiques pouvant être traduite en qualité biologique. L'efficacité de l'échantillonnage par les SA peut être évaluée par l'accumulation de taxons au cours du temps (courbes de raréfaction, Colwell 2004) et par comparaison aux prélèvements au filet surber. L'application du nouvel indice multimétrique IBMA (en annexe 7) et la comparaison des notes de qualité à celles obtenues avec le protocole surber nous permettent de discuter la pertinence de cette technique de prélèvement, qui pourrait s'avérer alors intéressante notamment dans les conditions/rivières où le surber n'est pas utilisable.

5.2. Matériel et méthode

Description du dispositif :

La structure du système utilisée- est composée d'un carré de tapis « paillason » en plastique sur lequel est superposé une pièce de carrelage. Le système de capture représente une surface de 0,001 m², et a pour dimensions 10x10x2,5 cm (*figure 23*). Les SA sont fixés au sol dans la rivière avec un piquet en fer de 15 cm. Ce dispositif a été testé au préalable en rivière pendant 24 jours en Mai 2011.



Figure 23. Photographies représentant la structure des substrats artificiels a) hors de l'eau b) dans l'eau avec le système de fixation

L'échantillonnage s'est déroulé sur 6 sites pendant le carême (3 Mars au 6 Avril 2012) et l'hivernage (21 Aout au 21 Septembre 2012). Il y a eu 5 relèves de SA par campagne, distribuées selon une progression géométrique de colonisation des macroinvertébrés (soit 2, 4, 8, 16 et 32 jours). A chaque relève, 7 substrats -si possible- ont été relevés, soit 0,07 m² de

surface prélevée. Au lancement (J0), nous avons installé 36 substrats au minimum sur le fond de la rivière. Les SA ont été fixés dans des faciès d'écoulement de type radiers sur des pierres/galets afin d'avoir des habitats comparables entre les sites. Les SA ont été prélevés avec un filet, démontés avec une pince coupante, nettoyés dans une bassine et mis en pot avec un fixateur (formol). Le nombre de substrats prélevés à chaque relève pour chaque station selon la saison est en annexe 10

Au moment de la relève sur les sites, il n'a pas été possible de récupérer 7 substrats à chaque période et/ou site, pour deux raisons principales :

- Disparition de la totalité des substrats restant sur la station BLA, avant le dernier jour de la relève sans trace de crues (possible vandalisme),
- A l'hivernage, les conditions hydrologiques n'ont pas permis d'installer les substrats sur la station LEP (niveau d'eau trop haut), et ont arraché tous les substrats sur la station GAG au bout de deux jours d'immersion.

En parallèle du dispositif des SA au carême, des prélèvements au filet surber ont été réalisés selon la norme XP T 90-333 (AFNOR, 2009) sur les sites (12 prélèvements de $1/20^{\text{ème}}$ m² sur différent microhabitat soit 0,6 m² de surface prélevée). Il n'y a pas eu de prélèvement au filet surber pendant l'hivernage, cette méthode de prélèvement n'étant pas adaptée pendant cette saison avec des crues fréquentes.

Choix des sites

Cette expérimentation s'est déroulée en Martinique pour des raisons purement pratiques (relèves fréquentes, proximité du Laboratoire). Les substrats ont été placés sur 6 sites (3 sites de référence / 3 sites impactés), et répartis sur 2 bassins versants (*figure 24*). Les caractéristiques topographiques et d'occupation des sols autour des sites sont présentées dans le *tableau 13* Pendant l'expérience un suivi hydrologique a été enregistré sur les stations sauf sur le site Gué de la Désirade (annexe 8). Grâce à cette surveillance, nous avons constaté que le régime hydrologique des rivières était relativement stable pendant la mise en place du dispositif. La période de carême fut plus stable hydrologiquement que pendant l'hivernage.

1. Bassin versant de la rivière Lézarde :

Situé au centre la Martinique, avec une superficie de 116 km², il est le plus important de la Martinique. Il compte environ 520 km de cours d'eau et ravines s'écoulant sur 7 communes (ODE, 2010)

- 3 stations sur la rivière Lézarde (Amont-Référence/intermédiaire/Aval-Impact) : PAL (Palourde), LEG (Gué de la Désirade) et LEP (Pont RN1)
- 1 station sur la rivière Blanche (Amont-Référence) qui fait partie du bassin versant de la Lézarde : BLA (Alma)

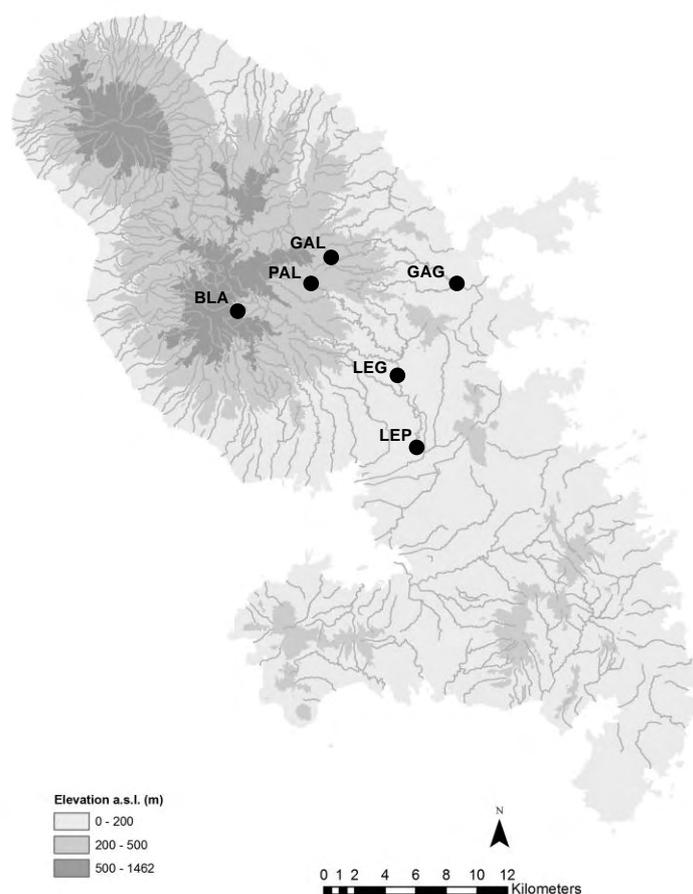


Figure 24. Carte générale de la Martinique et localisation des 6 sites étudiés. (BLA : riv. Blanche à l'Alma ; PAL : riv. Lézarde à Palourde ; LEG : riv. Lézarde au Gué de la Désirade ; LEP : riv. Lézarde au Pont RN1 ; GAL : riv. du Galion à Gommier ; GAG : riv. du Galion à Grand Galion)

Tableau 13. Caractérisation des sites d'études : données topographiques et occupation des sols sur les bassins versants (données Corine Land Cover 2012) (REF :site de référence / IMPACT :site impacté)

Bassin versant	Lieu-dit	Code station	Statut	Altitude (m. a.s.l.)	Distance à la source (m)	Pente moyenne (%)	Largeur mouillée moyenne au carême (m)	Occupation des sols (%)		
								forêt	agriculture	urbanisation
B. V. Lézarde	Alma	BLA	REF	452	2967	15,3	7	100	0	0
	Palourde	PAL	REF	250	3545	4,5	7	52	48	0
	Gué de la Désirade	LEG	IMPACT	35	20849	7,4	18	0	100	0
	Pont RN1	LEP	IMPACT	12	29459	0,1	9	79	11	10
B. V. Galion	Gommier	GAL	REF	310	3205	14	6,7	73,3	26,7	0
	Grand Galion	GAG	IMPACT	8	20143	1.6	6,9	0	100	0

2. Bassin versant de la rivière du Galion

Situé au Nord Atlantique, avec une superficie de 37 km², il compte environ 245 km de cours d'eau et ravines (ODE, 2010).

- 2 stations sur la rivière du Galion (Amont-Référence/Aval-Impact) : GAL (Gommier) et GAG (Grand Galion)

Traitement des échantillons

Les prélèvements sont traités au laboratoire. Les individus sont extraits puis déterminés sous loupe binoculaire généralement au niveau du genre ou de l'espèce, excepté pour les diptères et oligochètes qui sont déterminés à un niveau taxonomique supérieur comme la famille ou l'ordre, ou la tribu pour les Chironominae.

Calcul de l'indice

Le nouvel Indice Biologique Multimétrique Antillais (IBMA) a été calculé pour chaque jour de relève pour les campagnes de carême et d'hivernage, ainsi que pour les prélèvements au filet surber. La méthode de calcul se trouve en annexe 7.

5.3.Résultats

Bilan des captures avec les substrats artificiels:

Au total 15978 individus collectés (annexe 9) avec 341 SA pour les deux campagnes. Au carême 13230 individus pour 204 SA relevés et à l'hivernage 2748 individus pour 137 SA relevés.

D'après le *tableau 14*, les abondances restent faibles (en moyenne 47 individus par SA de 0,001m²) Cependant, on observe une différence d'abondance entre les stations amont et aval. En moyenne 18 individus pour les stations amont (Alma, Palourde et Gommier) et 89 individus pour les stations aval (Gué de la Désirade, Pont RN1 et Grand Galion). Le nombre de taxons est compris entre 24 et 36 taxons sur tous les sites. Sur la rivière Lézarde, les stations amont et aval sont respectivement plus riches (>30 taxons) que la station intermédiaire Gué de la Désirade (<28 taxons). Sur la rivière du Galion, on trouve plus de taxons (31 en moyenne) au terme de cette expérience en amont sur la station Gommier que sur la station Grand Galion (26 taxons en aval).

Tableau 14. Abondance moyenne (nombre d'individus par 0,001m²) et nombre de taxon cumulés pour chaque site selon les campagnes après 5 relèves.

	Bassin versant de la Lézarde							Bassin versant du Galion		
	Alma		Palourde		Gué de la Désirade		Pont RN1	Gommier		Grand Galion
	Carême	Hivernage	Carême	Hivernage	Carême	Hivernage	Carême	Carême	Hivernage	Carême
Abondance moyenne/S.A.	21,29	27,69	18,29	15,41	28,66	22,71	177,71	13,62	14,21	125,50
Nombre de taxon	24,00	28,00	36,00	27,00	25,00	29,00	35,00	35,00	29,00	28,00

Courbes d'accumulation:

Une courbe d'accumulation permet d'indiquer le nombre cumulé d'espèces trouvées au fur et à mesure de l'échantillonnage aléatoire et d'évaluer l'efficacité d'échantillonnage par l'atteinte – ou la proximité – d'un plateau de richesse taxonomique. La *figure 25* présente les courbes d'accumulations au cours du temps pour les sites pour les deux campagnes.

L'efficacité d'échantillonnage n'est pas la même selon les sites et selon la saison :

- Sur la station Alma, au carême, il faut noter que la campagne n'est pas complète. A l'hivernage, on observe un plus grand nombre de taxons. L'accumulation de 28 taxons

semble être le maximum de taxons à observer avec l'obtention d'un plateau sur la courbe.

- Sur la station Palourde, au carême, la courbe semble arriver à un plateau ce qui n'est pas le cas pour l'hivernage. Au bout de 32 jours, le nombre de taxons accumulés est de 33 pour les 2 campagnes.
- Sur la station Gué de la Désirade : Le nombre de taxons est plus grand à l'hivernage qu'au carême. Au carême, on arrive à un plateau au bout de la 5^{ème} relève. Pour les deux campagnes le nombre accumulé de taxons reste inférieur à 30.
- Sur la station Pont RN1 : Le nombre de taxons trouvé au total est de 33. Il n'y a pas eu de prélèvement pendant l'hivernage.
- Sur la station Gommier : Au carême, la courbe d'accumulation du carême est plus haute qu'à l'hivernage avec une différence de 5 taxons au final.
- Sur la station Grand Galion : La courbe atteint un plateau sur la fin de l'expérience avec un maximum de 26 taxons.

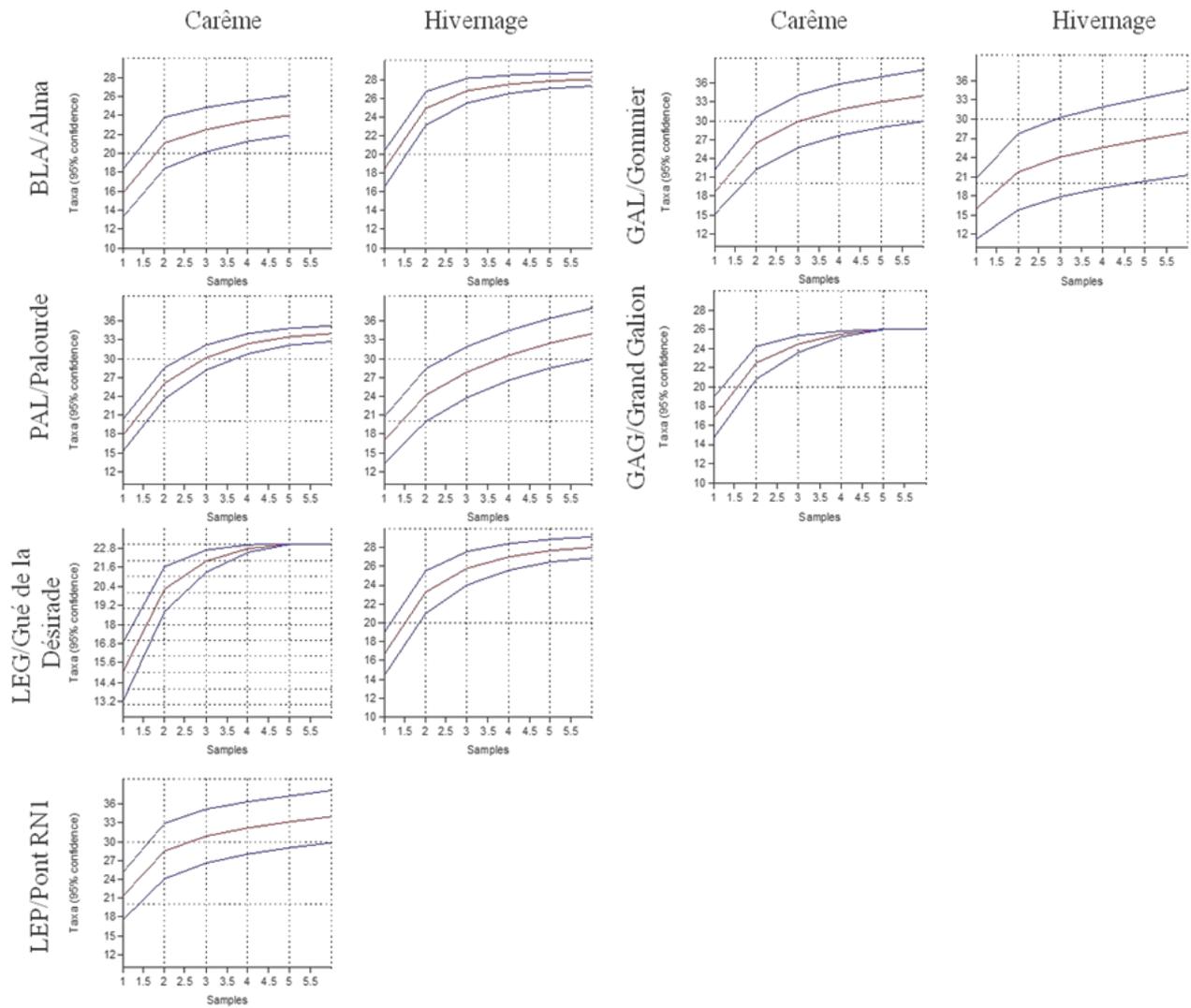


Figure 25. Courbes d'accumulation pour les sites étudiés selon les campagnes. Pas de courbes à l'hivernage pour LEP et GAG en raison des crues.

Taxons dominants

Le *tableau 15* présente une l'abondance des taxons dominants par rapport à la surface d'un SA (0,001 m²).

Tableau 15. Abondance des taxons dominants dans les substrats artificiels sur toutes stations échantillonnées pendant le carême et l'hivernage pour 0,001 m².

TAXONS	Genre ou espèce	Bassin versant de la Lézarde						Bassin versant du Galion				Somme totale	Fréquence	
		Alma		Palourde		Gué de la Désirade		Pont RN1		Gommier				Grand Galion
		Carême	Hivernage	Carême	Hivernage	Carême	Hivernage	Carême	Carême	Hivernage	Carême			
VERS														
	F/ Dugesidae	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	5,96	1,41	
	Cl/ Oligochètes	0	1	0	0	1	1	11	0	0	1	15,17	3,58	
MOLLUSQUES														
	F/ Thiaridae	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	4,65	1,10	
ARTHROPODES														
	O/ Décapodes													
	F/ Atyidae	<i>Micratya poeyi</i>	1	0	1	0	8	2	7	0	0	57	75,41	17,81
	O/ Trichoptères													
	F/ Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	8	10	4	4	1	0	0	1	3	0	31,83	7,52
	F/ Hydropsychidae	<i>Neotrichia</i> sp.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3,79	0,89
	O/ Ephéméroptères													
	F/ Baetidae	<i>indéterminées</i>	0	0	0	0	0	1	6	0	0	10	17,89	4,23
		<i>Americabaetis</i> sp.	0	0	3	2	2	4	47	0	0	10	69,58	16,44
		<i>Cloedes caraibensis</i>	1	2	2	0	0	0	1	1	1	0	6,65	1,57
		<i>Fallceon ater</i>	6	3	2	1	5	1	1	1	3	12	34,55	8,16
	F/ Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5,23	1,24
	F/ Leptohiphidae	<i>Leptohyphes</i> sp.	2	7	2	3	4	7	23	1	1	8	58,40	13,79
		<i>Tricorythodes griseus</i>	0	1	0	0	0	0	7	0	0	1	11,31	2,67
	O/ Héteroptères													
	O/ Coléoptères													
	O/ Diptères													
	sF/ Chironominae	<i>Tanytarsini</i>												
	sF/ Orthocladinae		1	1	1	0	2	2	34	0	1	14	53,96	12,75
	sF/ Tanypodinae		0	1	1	0	1	1	2	2	1	1	9,68	2,29
	O/ Odonates													
	O/ Lépidoptères													

Les macroinvertébrés dominants sur les substrats artificiels sont répartis dans six groupes: Vers, Mollusques, Décapodes, Trichoptères, Ephéméroptères, Diptères (*tableau 15*). L'ordre le plus représenté est celui des Ephéméroptères (49% de la faune) avec trois familles : les Baetidae, les Caenidae et les Leptohiphidae. On observe une répartition spatiale de ces familles à travers les espèces qui les composent.

- Baetidae : *Americabaetis* sp. est présent sur toutes les stations mais plus abondant sur les stations aval (Pont RN1 et Grand Galion). *Cloedes* sp. est affilié aux stations amont. *Fallceon* sp. se retrouve en général plus dans les stations amont, et en nombre sur Grand Galion (aval).
- Caenidae : *Caenis* sp. sur la rivière Lézarde se trouve en plus grand nombre sur la station Pont RN1.
- Leptohiphidae : *Leptohyphes* sp. et *Tricorythodes griseus*, relativement ubiquistes, semblent être plus abondants en aval.

Les décapodes principalement représentés par *Micratya poeyi* (18% de la faune), sont très abondants sur les stations intermédiaires (Gué de la Désirade) et aval (Pont RN1 et Grand

Galion). Ces crevettes ont colonisé en grand nombre les substrats artificiels (e.g. Grand Galion).

Les Diptères à travers la famille des Chironomidae (16 % de la faune) composés de sous-famille (Chironominae, Orthocladiinae, Tanypodinae) sont relativement abondants, moins abondants en amont qu'en aval.

L'ordre des Trichoptères représentés par *Smicridae sp.* (famille des Hydropsychidae) et *Neotrichia sp.* (famille des Hydroptilidae) (8% de la faune). Les Smicridae sont affiliés aux stations amont tandis que les *Neotrichia* sont présents en aval.

Les Vers avec les DugesIIDae et les Oligochètes forment 5 % de la faune total. Les DugesIIDae plus sur les sites amont et les Oligochètes sur les sites aval.

Les Mollusques avec la famille des Thiaridae (1% de la faune) sont surtout présents sur la station Gué de la Désirade.

Comparaison des méthodes selon l'IBMA

Les résultats obtenus avec le filet surber pour les stations sont en annexe 11. Le *tableau 16* montre les abondances par unité de surface et richesses taxonomiques obtenues. En terme de richesse, les résultats sont comparables entre les sites selon les méthodes pour des surfaces échantillonnées différentes. On note cependant une richesse spécifique par relève plus faible avec les SA. Les résultats (rapportés sur 1 m² de surface échantillonnée) montrent des différences d'abondance très importantes sur les stations aval (Pont RN1 et Grand Galion) dès deux jours de pose. Le nombre total d'individus est largement supérieur avec les substrats artificiels sur toutes les stations au bout de 16 jours (au minimum 3,6 fois plus d'individus sur les substrats sur le site Palourde).

Tableau 16. Comparaison des abondances et des richesses taxonomiques des sites au carême 2012 avec le filet surber (0,6m²) et les substrats artificiels par relève (0,07 m²).

Filet surber	Substrats artificiels											
	J+2		J+4		J+8		J+16		J+32			
richesse (0,6 m ²)	abondance au m ²	richesse (0,07 m ²)	abondance au m ²	richesse (0,07 m ²)	abondance au m ²	richesse (0,07 m ²)	abondance au m ²	richesse (0,07 m ²)	abondance au m ²	richesse (0,07 m ²)	abondance au m ²	
Alma (BLA)	28	362	16	1 886	12	1 414	15	1 200	19	4 014	x	x
Palourde (PAL)	41	712	9	557	9	714	18	3 214	25	2 571	23	2 086
Gué de la Désirade (LEG)	33	525	11	1 729	10	1 829	15	1 571	19	6 214	17	2 986
Pont RN1 (LEP)	27	725	15	7 386	19	13 343	18	16 100	18	11 529	26	40 500
Gommier (GAL)	33	213	11	229	10	314	16	529	20	1 400	26 (0,09 m ²)	3 678
Grand Galion (GAG)	26	523	13	7 357	16	7 257	13	8 643	26	23 700	19 (0,06 m ²)	16 333

Les surfaces échantillonnées et les protocoles étant différents, il est difficile de comparer les deux méthodes. En utilisant l'indice IBMA, il est en revanche possible de comparer les notes sur les sites sur la base des données obtenues par les deux méthodes. Dans le cas des SA, nous avons calculé un indice pour chaque jour de relève, au carême (*figure 26*).

Le calcul de l'indice pour les SA nécessite une adaptation en prenant les familles des métriques conservés pour l'IBMA, car il n'y a pas de phase A, B, C dans le protocole des S.A. *Exemple : la métrique « abondance d'Ephéméroptères dans les phases B et C » est remplacée par le calcul de l'abondance d'Ephéméroptères dans les substrats relevés.*

Les stations de référence BLA et PAL ainsi que les stations impactées LEP et GAG ont un IBMA selon les dates de la relève des S.A. qui correspondent aux classes de qualité obtenues avec la méthode du filet Surber. On observe par contre de plus grandes variations de note IBMA sur les stations GAL et LEG avec des classes de qualité très variables selon les dates.

En comparant les moyennes des notes obtenues sur les sites, BLA, PAL, LEP, GAL et GAG ont exactement la même classe de qualité pour les deux méthodes. Pour le site LEG, on observe que la méthode des S.A. décline la classe de qualité IBMA en état moyen (*tableau 17*).

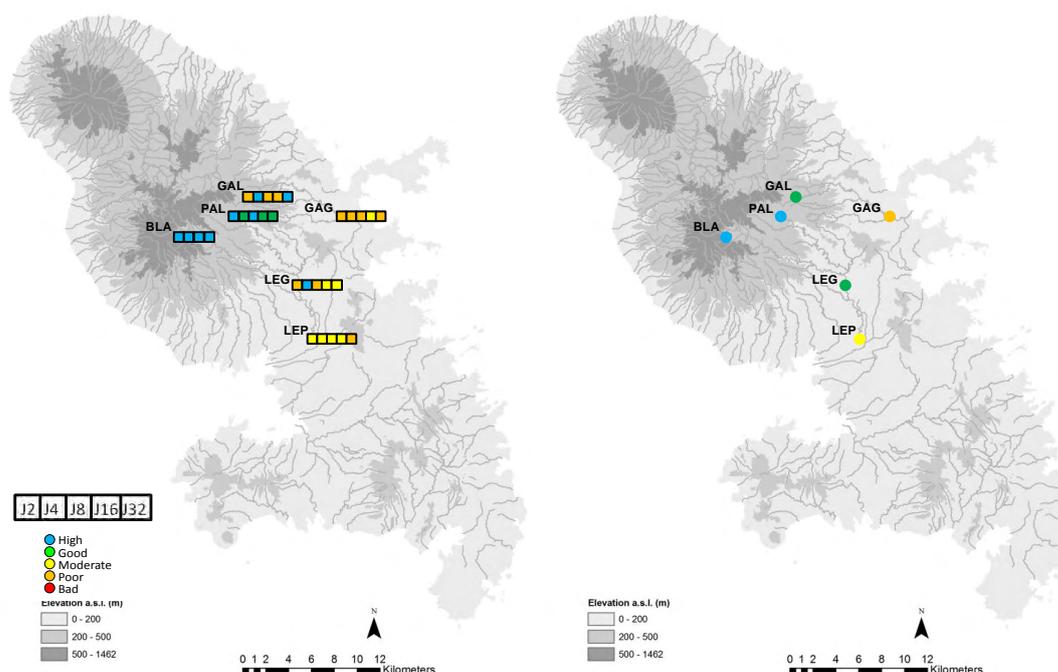


Figure 26. Cartes d'état des sites de Martinique avec les classes de qualité données par l'IBMA selon deux méthodes de prélèvement a) avec les substrats artificiels (une note par jour de relève (J2,J4,J8,J16,J32) ; b) avec le filet surber

Tableau 17. Comparaison des moyennes des notes IBMA pour les S.A. et des notes IBMA avec les prélèvements au surber

	Note IBMA	
	Substrat Artificiel (moyenne des notes)	filet Surber
BLA	0,80	0,89
PAL	0,79	0,90
LEG	0,56	0,65
LEP	0,55	0,58
GAL	0,61	0,72
GAG	0,45	0,46

Stabilité des notes inter-saison avec les SA :

Les classes de qualité de l'IBMA sont stables seulement pour la station BLA (tableau 18). Les sites PAL et GAL sont déclassés dans une classe de qualité inférieure par rapport au carême. La station LEG est mieux notée à l'hivernage qu'au carême.

Tableau 18. Comparaison des moyennes des notes IBMA pour les S.A. selon les campagnes de carême et d'hivernage

	Note IBMA S.A	
	carême	hivernage
BLA	0,80	0,75
PAL	0,79	0,71
LEG	0,56	0,65
GAL	0,61	0,55

5.4. Discussion

Les résultats ont montré que l'utilisation des substrats artificiels dans des rivières des Antilles est pertinente. La colonisation par les macroinvertébrés des SA est rapide (présence de taxons après 2 jours d'immersion). Les substrats fournissent un abri avec plusieurs microhabitats réunis en un seul habitat (faces supérieure et inférieure du carrelage pour les organismes fixés ou pétricoles-rampants, abris où s'accumule la matière organique dans la partie paillasonn plastique), permettant une colonisation par des taxons représentatifs du site étudié. Les taxons collectés sont ceux généralement les plus importants en bioindication (Watton et Hawkes 1984).

D'après de Pauw *et al.* (1986), qui ont étudié plusieurs types de substrats artificiels (pierre, plastique, bois, brosse à linge, fibre de coco), un SA composé de brique et de plastique attire en plus grand nombre des espèces de Plécoptères, Trichoptères, Ephéméroptères, Diptères et oligochètes. Les auteurs montrent que la répartition des invertébrés ne se fait pas en fonction de la nature du substrat mais plus en fonction de la station d'échantillonnage et de sa qualité de l'eau.

Les travaux réalisés en région tempérée font état d'une grande variabilité du temps nécessaire à l'atteinte de la stabilité : de 8 jours à plus (Glémet *et al.*, 2004). D'après les courbes d'accumulation, un délai de 16 jours d'exposition semble être nécessaire pour obtenir une image stable de la communauté.

Les conditions hydrologiques furent variables entre les deux campagnes. La période de carême fut plus stable hydrologiquement que l'hivernage. Les crues fréquentes à l'hivernage ont perturbé la manipulation. Au carême, la seule crue significative s'est produite le jour de la relève (J16) sur le site GAG, date à laquelle on observe un changement de classe de qualité de pauvre à médiocre. Il est envisageable que les substrats aient servi de refuge pour les macroinvertébrés pendant cet épisode de crue. Pendant l'hivernage, sur les stations amont (PAL et GAL), après une crue les classes de qualités diminuent. Cependant les communautés semblent revenir assez vite après l'épisode de crue si la situation hydrologique est stable plusieurs jours de suite.

Les taxons les plus abondants capturés avec les SA sont les pionniers montrant une forte capacité colonisatrice. A l'exception de l'Ephéméroptère *Americabaetis sp.* représenté sur

toutes les stations dès les premiers jours d'immersion, certaines espèces ont une répartition géographique très spécifique selon l'altitude de la station (e.g. *Cloedes* sp. (Ephéméroptère) et *Smicridea* sp. (Trichoptère) en amont ; *Caenis* sp. (Ephéméroptère) et *Neotrichia* sp. (Trichoptère) en aval).

Les substrats artificiels n'ont pas permis la découverte de nouveaux taxons qui auraient échappé aux prélèvements avec le filet surber, ce qui conforte par ailleurs notre travail d'inventaire. L'utilisation des SA est une méthode de capture passive, contrairement au filet surber qui est une méthode de capture active. Il est difficile de comparer les deux méthodes. En effet, le fait de diversifier les prélèvements dans des habitats et des classes de vitesses différentes, avec la méthode DCE, augmente la richesse spécifique. Les substrats artificiels ont été fixés sur un seul type de substrat (pierres/galets) et dans la mesure du possible exposé à la même classe de vitesse (lent/moyen). De plus, La colonisation par les macroinvertébrés des SA dépend aussi du périphyton (nourriture pour certain taxon) ainsi que de l'accumulation de la matière organique, de plus en plus présente sur les substrats avec le temps. Cependant, on constate une cohérence dans les résultats des notes IBMA selon les méthodes. L'IBMA est adaptable à la méthode des SA et permet de donner une classe de qualité reflétant l'état écologique des sites sans prendre en compte directement les résultats taxonomiques (abondance et richesse), plus difficile d'interprétation pour les opérateurs.

Cette étude montre qu'il est possible d'appliquer l'indice biologique macroinvertébrés antillais sans problème avec une adaptation des métriques pour le calcul. Dès les premiers jours (J+2) de relève pour les stations BLA, PAL, GAG et LEP, le calcul de l'IBMA nous donne la même classe de qualité que celle obtenue avec les prélèvements au filet. Sur la station de référence GAL, les substrats artificiels déclassent la station selon les dates. En effet, il fût difficile de trouver une zone suffisamment en eau où poser les SA afin qu'ils soient immergés totalement. Il est possible que certains substrats prélevés aient été exondés entre deux relèves. La variabilité observée sur LEG est certainement liée à la taille de cette station avec une grande largeur mouillée, contrairement aux autres sites.

Il est remarquable que malgré des abondances et une richesse taxonomique faibles sur les stations amont, on puisse obtenir au bout de 2 jours d'immersion la même classe de qualité, avec les deux méthodes de prélèvement, d'autant plus que les communautés ne sont pas encore établies sur les substrats. Cependant, il est recommandé d'avoir un temps d'immersion des SA de deux semaines en surveillant l'hydrologie des sites en cas de perturbations. La

moyenne des notes obtenues par relève montre la cohérence des notes par rapport aux notes obtenues avec le filet surber. La méthode des substrats artificiels, plus sélective pour les taxons des macroinvertébrés donne des notes IBMA légèrement plus basse que la méthode du filet surber.

Cette étude aurait pu permettre de caractériser l'impact des crues sur les communautés benthiques en Martinique. Mais les conditions de terrain à l'hivernage au début ne permettent pas de proposer des affirmations sur l'effet d'une crue. De plus, le faible nombre d'espèces et la faible abondance sur certaines stations ne rendent pas l'interprétation très claire.

Sur les stations avec une plus grande largeur mouillée (*e.g.* station LEG), il serait intéressant de prélever plus de S.A. par relève. Le nombre de substrats prélevés par relève étant certainement insuffisant lorsque l'on regarde la variation des notes selon les jours. Une plus grande surface prélevée aurait garanti une plus grande stabilité dans les classes de qualité pour une station de cette taille.

Cette première étude avec des SA dans les Antilles permet de définir les « conditions idéales » d'utilisation de cette méthode. Ce type de dispositif est adaptable dans des rivières pérennes avec une hauteur d'eau dans le chenal principal d'au moins 15 cm (afin d'immerger totalement le substrat). L'expérience nous a montré qu'il est préférable de se placer pendant le carême afin d'éviter des fortes crues pouvant perturber le dispositif. De plus au laboratoire, le tri et la détermination des individus sont moins fastidieux en comparaison avec des prélèvements réalisés au filet surber. L'inconvénient principal de cette méthode reste de devoir retourner deux fois sur des sites souvent difficiles d'accès dans les Antilles, avec l'incertitude de retrouver le dispositif.

En conclusion, les substrats artificiels permettent d'évaluer la qualité de l'eau. Faciles à construire, peu onéreux et simples d'utilisation par rapport à un filet surber, les SA permettent de collecter facilement les taxons bioindicateurs pour le calcul de l'IBMA. Cette méthode alternative au filet surber, peut être proposée pour des études prospectives.

Conclusion et perspectives

La directive cadre sur l'eau (UE 2000) a établi un cadre communautaire dans la gestion de la ressource en eau. Associées à cette évolution réglementaire, des méthodes de bioindication ont dû être mises en œuvre (création ou mise à niveau) par les États membres. Dans un premier temps en France, le travail s'est principalement porté sur la métropole avec la révision de l'IBGN (Afnor 2004) qui n'était pas DCE compatible. Suite à ces travaux, un nouvel indice multimétrique pour les macroinvertébrés (I_2M_2) a été créé en 2012. Des indices comparables ont été construits dans les autres pays de l'EU, et une intercalibration doit assurer une cohérence des classes de qualité. Le travail de bioindication pour les régions d'outre mer Européennes n'a commencé que plus tardivement (À partir des années 2000), avec pour handicap un retard en terme de connaissance des macroinvertébrés. Avec 5 régions/départements habités, la France est tout particulièrement concernée par la mise en œuvre de la Directive en dehors du continent.

Les Antilles françaises se prêtent particulièrement à cet exercice, la population humaine y est dense et les impacts sur le milieu aquatique y sont multiples, tandis que les services rendus par les écosystèmes aquatiques sont nombreux (du besoin vital en eau potable à la récréation). Il faut rappeler ici l'absence d'indice biotique pré-existant (l'indice de Shannon faisait à ce jour office d'indice de qualité), et une somme de travaux taxonomiques dispersés dans la « littérature grise » pour une part, et dans diverses revues scientifiques indexées ou non d'autre part. Dans ce contexte général, un inventaire taxonomique doublé d'une synthèse des connaissances biologiques/écologiques de la faune devait être dressé en préambule à tout développement méthodologique en bioindication. Sur la base d'un travail bibliographique et de terrain, couvrant Guadeloupe et Martinique, notre première contribution fut donc de quantifier une partie des préférences écologiques des invertébrés dominants, notamment en terme de distribution longitudinale/altitudinale et d'utilisation des microhabitats disponibles. Parmi les 194 espèces recensées au total, 6 espèces ont été trouvées pour la première fois aux Antilles françaises et 23 sont des endémiques potentiels. Avec 149 et 170 taxons recensés en Martinique et en Guadeloupe, respectivement, la faune des Antilles française apparaît comme l'une des plus diversifiées des Antilles. Quelques taxons ont montré une distribution altitudinale étroite et des préférences de microhabitats strictes par rapport, mais l'on peut conclure que les macroinvertébrés des rivières antillaises sont largement ubiquistes vis-à-vis de l'habitat disponible. Ces résultats n'étaient pas encourageants a priori, car ils laissaient envisager une faible sensibilité aux fluctuations des conditions d'habitat, donc une faible valeur typologique. Il est pourtant clair que les communautés de macroinvertébrés permettent

une classification des cours d'eau de Guadeloupe, menant à un « découpage » en trois zones géographiques homogènes au plan de leur faune. Ainsi, si beaucoup d'espèces sont ubiquistes, il existe des différences significatives en terme de composition taxonomique et d'abondance des taxons entre les sous-régions écologiques. Ces sous-régions affinent par ailleurs le découpage de l'île en « hydroécorégions » (HERs, Wasson 2004) préalablement définies par la géologie, le climat et la végétation. Elles forment ainsi un schéma typologique robuste, qui permet d'identifier des stations de référence par type écologique, et de développer, comme nous l'avons fait, des indices de bioindication de la qualité écologique des cours d'eau prenant en compte la notion d'écart à la référence.

Il est important de signaler la forte similarité des communautés de macroinvertébrés entre les îles de Martinique et de la Guadeloupe. En parallèle à ce travail principalement dédié à la Guadeloupe pour des raisons contractuelles, nous avons étendu la portée de l'indice à Guadeloupe et Martinique. Cet indice « Antillais » nommé IBMA a été construit et testé selon la même méthodologie que celle présentée ici pour l'IBMA-971, et il s'en avéré concluant pour discriminer les sites impactés des sites de référence pour les deux îles (Touron-Poncet *et al.*, article soumis à publication en annexe 7). Nous avons montré qu'ils améliorent significativement la détection des sites impactés comparé aux indices utilisés jusqu'alors pour évaluer la qualité écologique d'un site (IB971 et indice de Shannon). L'IBMA est déjà utilisé pour la bioévaluation des cours d'eau de Guadeloupe pour la DCE, et est amené à être utilisé à l'avenir en bioindication (plutôt que l'IBMA-971). En complément de l'indice, un atlas des macroinvertébrés benthiques est en cours de préparation, regroupant et synthétisant l'information nécessaire à la détermination taxinomique des espèces. Un outil de calcul simplifié de l'indice IBMA est en préparation pour les opérateurs pour une utilisation en routine pour le contrôle et le suivi de la qualité de l'eau des rivières. La création d'un indice multimétrique utilisant les invertébrés benthiques en cours d'eau implique de prendre en compte 3 critères dans l'assemblage de métriques : l'abondance et la diversité des invertébrés (tout ou partie des taxons), et le ratio espèces sensibles sur espèces tolérantes. Les critères de l'abondance et de la diversité sont bien pris en compte dans les métriques (ex : Shannon et abondance des ETC). Cependant les scores de polluo-sensibilité des taxons des Antilles ne sont pas connus, et des métriques telles que l'ASPT (Average Score Per Taxon) n'ont alors pu être calculées. Ces méthodes indicielles dites « des scores » entièrement basées sur des scores de polluo-sensibilité des taxons a été utilisée pour développer un outil de bioévaluation pour les rivières de Nouvelle-Calédonie (Mary et Archaimbault, 2012). A chaque taxon indicateur

est attribué un score en relation avec sa tolérance à la pollution, les organismes les plus polluo-tolérants possédant le score le moins élevé. La note finale indiquant la qualité d'une station est obtenue en effectuant la somme des scores des taxons indicateurs qui s'y trouvent. Un indice moyen de la station peut être calculé en divisant la note finale par le nombre total de taxons indicateurs prélevés sur le site (Mary et Archambault, 2012). Cet indice moyen pourrait être intégré sous la forme d'une métrique dans l'indice IBMA pour considérer la polluo-sensibilité des taxons et ainsi remplir toutes les exigences de la DCE. Cette méthode n'a pu être développée dans le temps imparti. Cependant, elle pourrait voir le jour très prochainement puisque toutes les données faunistiques et physico-chimiques nécessaires au développement de la méthode des scores ont été acquises durant ce travail de thèse. Si l'on ajoute les deux critères d'évaluation en écart à la référence et de définition typologie des masses d'eau, alors les métriques sélectionnées sont en accord avec les recommandations de la DCE pour un indice multi-métriques avec les macro-invertébrés, à l'exception d'un critère sur cinq qu'il n'est possible de satisfaire actuellement. A terme, il sera envisageable d'intégrer des métriques de polluo-sensibilité des taxons dans l'indice puisque les données faunistiques et de qualité de l'eau nécessaire ont été acquises pendant ce travail de thèse.

Les caractéristiques écologiques et biologiques des macroinvertébrés sont encore mal connues. Pour la première fois dans les Antilles, nous avons intégré les seuls traits connus pour l'ensemble de la faune dans la construction de l'indice (5 sur 22 traits connus en métropole). La métrique d'habitat « préférence pour les Blocs » a été sélectionnée pour l'IBMA-971. Cela montre qu'un travail sur les traits des macroinvertébrés des Antilles françaises serait intéressant à l'avenir. L'indice commun entre la Guadeloupe et la Martinique (IBMA), avec deux métriques finales d'habitat « Blocs » et « vase », renforce l'importance de traiter l'aspect des traits. Des efforts pourraient être faits pour quantifier en priorité les traits relatifs à la reproduction (« nombre de générations par an » et « technique de reproduction » ; Tachet *et al.*, 2010), car de tels traits jouent un rôle important dans les capacités de résistance et/ou de résilience de la faune aux perturbations.

Par rapport à l'outil de bioindication idéal décrit par Bonada *et al.* (2006), L'IBMA-971 et l'IBMA remplissent 11 des 12 critères, l'identification précise des types d'impacts anthropiques n'étant pas atteinte. Les indices proposés sont donc généralistes, adaptés aux impacts multiples existant en Guadeloupe dans les cours d'eau. Il faut rappeler que les Antilles françaises sont également très contaminées par les pesticides (e.g. Chlordécone et β -HCH), dont les effets au niveau d'organisation des communautés restent inconnus. Or, les

concentrations en pesticides sont importantes dans les rivières de Guadeloupe, notamment dans le Sud/Nord-Est de la Basse Terre (zones de cultures agricoles). Pour l'instant, seules les rivières du réseau pesticide sont étudiées. A l'avenir, les réponses des communautés benthiques aux pesticides en terme d'abondance, diversité et traits biologiques devraient donc être étudiées, en vue d'une intégration à l'IBMA. Des études en région tropicale ont montrées l'impact négatif des pesticides sur les communautés de macroinvertébrés benthiques dans des plantations de bananes (Castillo *et al.*, 2006 au Costa Rica; Corbi *et al.*, 2013 au Brésil). Le pool d'espèces de macroinvertébrés benthiques étant relativement pauvre sur les îles de Martinique et Guadeloupe en comparaison avec les continents, la problématique de l'impact des pesticides sur les communautés aquatiques doit être considérée sérieusement dans les années à venir pour une meilleure gestion des ressources aquatiques aux Antilles et pour éviter un scénario d'érosion de la biodiversité régionale.

S'il est perfectible par l'accumulation de données de terrain et de laboratoire, l'indice multimétrique IBMA reste le premier indice développé spécifiquement pour évaluer la qualité écologique des rivières des Antilles françaises. Cet indice pourrait s'avérer performant pour la bioévaluation des cours d'eau sur les autres îles de la Caraïbe, plus particulièrement l'île de la Dominique située entre la Martinique et la Guadeloupe. L'acquisition de données sur cette île encore bien préservée des impacts anthropiques permettrait en retour d'affiner l'IBMA avec plus de sites de référence, car ceux-ci font relativement défaut en Martinique et Guadeloupe. Les communautés de macroinvertébrés benthiques des autres îles des Petites Antilles, et en particulier les insectes, ont fait l'objet de trop peu d'études scientifiques (*e.g.* Thorpe et Lloyd, 1999 pour Sainte-Lucie ; Bass, 2007 pour la Dominique) et demeurent mal connues. Des études plus poussées sont nécessaires sur ces territoires pour y tester l'applicabilité de l'indice IBMA, mais aussi pour 1) estimer la similitude des communautés entre ces îles (Bass, 2003a) et mieux apprécier l'endémisme des taxons présents en Martinique et Guadeloupe et 2) mieux comprendre la dynamique de colonisation des îles et les facteurs déterminant la biodiversité des macroinvertébrés benthiques dans les îles de l'arc antillais, tant sur le plan des espèces présentes que de stratégies biologiques/écologiques qui les caractérisent.

Références bibliographiques

A

- Abele L.G., 1972. Introductions of two freshwater decapod crustaceans (Hymenosomatidae and Atyidae) into Central and North America. *Crustaceana*, 23, 209-218.
- Abele L. G., 1992. A Review of the Grapsid Crab Genus *Sesarma* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in America, with the Description of a New Genus. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 527, 1-60.
- Allen R.K., 1973. New species of *Leptohyphes* Eaton (Ephemeroptera: Tricorythidae). *Pan-Pac. Entomol.*, 49, 363-372.
- Alston D. E., 1991. Culture of crustaceans in the Caribbean. *World Aquaculture*, 22, 64-68.
- AFNOR, 2004. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T 90-350, Association Française de Normalisation, Paris, 9 p.
- AFNOR, 2009. Qualité de l'eau-Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T 90-333, Association Française de Normalisation, Paris, 15 p.
- AFNOR, 2010. Qualité de l'eau-Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau. XP T90-388, Association Française de Normalisation, Paris, 21 p.
- Allan J., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land-use on stream ecosystems. – *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35, 257-284.
- Anonymous, 2003. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Guidance Document No 10.
- Archambault V., 2003. Réponse bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations : la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eau courantes. PhD thesis, Université de Metz, laboratoire Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes: 332 p.

B

- Bady P., Dolédec S., Fesl C., Gayraud S., Bacchi M., Scholl 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.
- Bailey R.C., Norris R.H. et Reynoldson T.B., 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 280-286.

- Bailey R., Norris R., and Reynoldson T., 2003. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach. Kluwer Academic Publishers, New York, USA, 170 p.
- Barbour M. T., Gerritsen J., Snyder B. D., Stribling J. B., 1999. Chapter 9 : Biological Data Analysis. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-022. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Barthe E., 2002. Les cours d'eau de la Guadeloupe : caractérisation physico-chimique et étude de la macrofaune benthique - proposition d'un indice biologique adapté. Mémoire de DESU. Université Paul Sabatier de Toulouse et DIREN Guadeloupe, 110 p.
- Bass D., 2003a. A comparison of freshwater macroinvertebrate communities on small caribbean islands. *BioScience*, 53, 1094-1100.
- Bass D., 2003b. A Survey of Freshwater Macroinvertebrates in Tobago, West Indies. *Living World, J. Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*, 64-69.
- Bass D., 2007. Freshwater macroinvertebrates and their habitats in Dominica. *Living World, Journal of the Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*, 21-30.
- Baumgardner D. E., 2008. Phylogeny and biogeography of the mayfly family Leptohiphidae (Insecta: Ephemeroptera) with a taxonomic revision of selected genera. PhD Dissertation, Texas A&M University, 315 p.
- Beisel J. N., 1996. Microrépartition des invertébrés benthiques en eau courante. Caractéristiques des microhabitats et organisation de leur peuplements. PhD thesis, University of Metz, France, 259 p.
- Bennett C., Owen R., Birk S., Buffagni A., Erba S., Mengin N., Murray-Bligh J., Ofenböck G., Pardo I., van de Bund W., Wagner F., Wasson J.-G., 2011. Bringing European river quality into line: an exercise to intercalibrate macro-invertebrate classification methods. *Hydrobiologia*, 667, 31-48.
- Bernadet C., Touron-Poncet H., Desrosiers C., Compin A., Bargier N., Céréghino R., 2013. Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the water framework directive in Martinique, French Lesser Antilles. *Knowledge and management of aquatic ecosystems*, 408, 1-15.
- BEST Commission, 2003. The National Invasive Species Strategy for The Bahamas. BEST, Nassau, The Bahamas, 34 p.
- Blandin P., 1986. Bioindicateur et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin Ecologique* 17, 215-307.

- Bonada N., Prat N., Resh V. H., Statzner B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Bortolini J.L., Alvarez F., Rodriguez-Almaraz G., 2007. On the presence of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, in Mexico. *Biological Invasions*, 9, 615–620.
- Botosaneanu L., 1990. Results of a trichopterological travel to the Lesser Antilles in 1989. *Bull. Inst. R. Sci. nat. de Belgique, Ent. Bruxelles*, 60, 38-48.
- Botosaneanu, L., 1994. Les Trichoptères de la Guadeloupe. – *Annales de la Société Entomologique de France (N.S.)*, 30: 33-54.
- Botosaneanu L., 2002. An annotated checklist of caddisflies from the Caribbean islands, with distribution and bibliography (Insecta, Trichoptera). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 107, 79-108.
- Botosaneanu L., Thomas A., 2005. Nouvelles contributions à la connaissance des Trichoptères de Martinique, avec description de deux espèces nouvelles (Trichoptera). *Ephemera*, 6, 33-58.
- Boulton A. J., Boyero L., Covich A. P., Dobson M., Lake S., Pearson R., 2008. Chapter 9 : Are tropical streams ecologically different from temperate streams?. *Tropical stream ecology*. D. Dudgeon, Academic Press, 257-284.
- Bousfield E. L., 1996. A contribution to the reclassification of Neotropical freshwater hyalellid amphipods (Crustacea: Gammaridea, Talitroidea). *Bolletino del Museo Civico di Storia Naturale de Verona*, 20, 175-224.
- Boutonnet J., Thomas A., Lala G., 2004. Macroinvertebrates of brooks and rivers of Martinique II. The family Leptophlebiidae: systematics, biogeography and ecological distribution [Ephemeroptera]. *Ephemera*, 4, 81-112.
- Bremner J., 2008. Species traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366, 37-47.
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I., Williams S., 1995. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50, 331–344.

C

- Cabidoche Y. M., Clermont-Dauphin C., Cattan P., Achard R., Caron A., Chabrier C., 2004. Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides

- organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles: relation avec les systèmes de culture. Rapport intermédiaire d'exécution, projet co-financé par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. INRA, CIRAD-FLHOR. 52 p.
- Cairns, J. Jr. & J. R. Pratt, 1993a. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman and Hall, New York, 10–27.
- Cairns J., McCormick P.V., Niederlehner B. R., 1993b. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263, 1-44.
- Cao Y., Hawkins C. P., 2005. Simulating biological impairment to evaluate the accuracy of ecological indicators. *Journal of Applied Ecology*, 42, 954-965.
- Castillo L.E., Martínez E., Ruepert C., Savage C., Gilek M., Pinnock M. et Solis E., 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 367, 418-432.
- Céréghino R., 2006. Ontogenetic diet shifts and their incidence on ecological processes: a case study using two morphologically similar stoneflies (Plecoptera). *Acta Oecologica*, 30, 33-38.
- CESAC (Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux), 2001. Clé illustrée de la faune de macroinvertébrés des rivières de Martinique, Université Paul Sabatier, Toulouse, 87 p.
- CESAC (Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux), 2002. Le benthos des rivières du Parc National de la Guadeloupe : Clé de détermination illustrée - Université Paul Sabatier, Toulouse, 97 p.
- Chace F.A., 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 98, 1-179.
- Chace F. A. & Hobbs H. H., 1969. The Freshwater and Terrestrial Decapod Crustaceans of the West Indies, with Special Reference to Dominica. *United States National Museum Bulletin*, 292, 1-258.
- Charvet S., Kosmala A., Statzner B, 1998a. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 142, 415-432.

- Charvet S., Roger M. C., Faessel B., Lafont M., 1998b. Biomonitoring of freshwater ecosystems by the use of biological traits. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 34, 455-464.
- Chaves M. L., Costa J. L., Chainho P., Costa M. J., Prat N., 2011. Are Water Framework Directive stream types biologically relevant? The case of the Mondego river, Portugal. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 47, 119-131.
- Chevenet F., Dolédec S., Chessel D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31, 295-309.
- Coat, S., 2009. Identification du réseau trophique de rivière et étude de sa contamination par les pesticides organochlorés (Chlordécone et β -HCH) en Guadeloupe. PhD thesis, Université des Antilles et de la Guyane, France, 253 p.
- Colwell R. K., Mao C. X., Chang J., 2004. Interpolating, extrapolating, and compared incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717-2727.
- 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.
- Compin A. & Céréghino R., 2007. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology*, 22, 1215–1225.
- Cook S. E. K., 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water-pollution. *Environmental Pollution*, 11, 269-288.
- Corbi J.J., Kleine P. et Trivinho-Strixino S., 2013. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? *Ecological Indicators*, 25, 156-161.
- Crossman J. S., Cairns J., 1974: Comparative Study between Two Different Artificial Substrate Samplers and Regular Sampling Techniques. *Hydrobiologia* 44, 517-522.
- Cruickshank M. M. & Tomlison R. W., 1996. Application of CORINE land cover methodology to the UK. Some issues raised from Northern Ireland. *Global Ecology and Biogeography* 4/5, 235-248.
- Cruz J. V., Pacheco D., Coutinho R., Cymbron R., Mendes S., Antunes P., Fontiela J., Freire P., 2010. Chemical monitoring of river water bodies in an EU outermost region: examples from the Azores archipelago (Portugal). *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 2216-2225.

- Cucherousset J., Santoul F., Figuerola J., Céréghino R., 2008. How do biodiversity patterns of river animals emerge from the distributions of common and rare species?. *Biological Conservation*, 141, 2984-2992.
- Culp J. M., Walde S. J. Davies R. W., 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 40, 1568–1574.
- Cummins K. W., 1964. Factors limiting the microdistribution of larvae of the caddisflies *Pycnopsyche guttifer* (Walker) in a Michigan stream (Trichoptera: Limnephilidae). *Ecol. Monogr.*, 34, 271–295.
- Cummins K.W., 1993. Invertebrates. In Calow P. & Petts G.E. (eds.), *Rivers handbook*, Blackwell Sci. Publ., Oxford, U.K., 243-250.
- CWA, 1972. Federal Water Pollution Control Act. 33 U.S.C. §1251 et seq. Environmental Protection Agency (EPA).

D

- Darlington P. J., 1936. A list of the West Indian Dryopidae (Coleoptera), with a new genus and eight new species, including one from Colombia. *Psyche*, 43, 65-83.
- Darlington P. J., 1957. *Zoogeography: the geographical distribution of animals*. Wiley, New-York, 675 p.
- Davies J. E. & Brunt M. A., 1994. *The Cayman Islands: natural history and biogeography*. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer Academic Publishers, 604.
- Debrot A.O., 2003. The freshwater shrimps of Curaçao, West Indies (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 76, 65-76.
- Depuy F., 2000. *Les Hétéroptères et les Coléoptères lotiques des Antilles et de la Guyane françaises: Etude faunistique appliqué à une évaluation de la qualité de l'eau* – Université Paul Sabatier, Toulouse, 193 p.
- Diaz, A. M., Alonso M. L. S., Gutierrez M., 2008. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53, 1-21.
- DIREN, 2010. Rapport hydrologique suite aux intempéries du 19 juin 2010, Guadeloupe, Basse-Terre (02 Juillet 2010), 6 p.
- Dohet A., Ector L., Cauchie H. M., Hoffmann L., 2008. Identification of benthic invertebrate and diatom indicator taxa that distinguish different stream types as well as degraded from reference conditions in luxembourg. *Animal Biology*, 58: 419-472.

- Dolédec S., Philips N., Scarsbrook M.R., Riley R.H. et Townsend C.R., 2006. A comparison of structural and functional approaches to determining land-use effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 44-60.
- Dolédec S., Olivier J.M., Statzner B., 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities : effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 148, 25-43.
- 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.
- Dudgeon D., 1999. *Tropical Asian streams: zoobenthos, ecology and conservation*. Hong Kong, University Press, Hong Kong SAR, China, 844 p.
- Dudgeon D. & Wu K. K. Y., 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates?. *Archiv für Hydrobiologie*, 146, 65-82.

E

- Egglisshaw H. J., 1964. The distributional relationship between the bottom fauna and plant detritus in streams. *The Journal of Animal Ecology*, 33, 463-476.
- Eldredge L. G., 1994. Perspectives in aquatic exotic species management in the Pacific islands. Vol. I. Introductions of commercially significant aquatic organisms to the Pacific islands. South Pacific Commission, Noumea, New Caledonia, 127 p.
- European Council, 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, 1-72.
- ENSAT (Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse), 1995. Etat des lieux des cours d'eau de la Guadeloupe. Technical Report, 143 pp.

F

- Fiévet E., Dolédec S., Lim P., 2001. Distribution of migratory fishes and shrimps along multivariate gradients in tropical island streams. *Journal of Fish Biology*, 59: 390-402.
- Flint O. S., 1968. New species of Trichoptera from the Antilles. *Florida Entomologist*, 51, 151-153.

- Frezouls M., 1995. Etude de la faune benthique de quatre rivières de la Guadeloupe en relation avec la qualité de l'eau et le bassin versant. Report Université Paul Sabatier de Toulouse, Toulouse, 91 p.
- Friedrich G., Chapman D., Beim A., 1992. The use of biological material. In D. Chapman, Chapman & Hall (eds.), Water quality assessment - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition, 171-238.
- Fruget J.-F., Dessaix J. 2002. Biodiversité structurelle et fonctionnelle des peuplements de macroinvertébrés en tant que descripteur de la variabilité hydraulique : exemple de deux parties court-circuitées du Rhône Moyen. *Revue des Sciences de L'Eau*, 15, 209-221.

G

- Garrison R. W., von Ellenrieder N., Louton J. A. 2006. Dragonfly Genera of the New World: An illustrated and annotated key to the Anisoptera. Baltimore, The John Hopkins University, 368 p.
- Gayraud S., Statzner B., Bady P., Haybachp A., Scholl F., Usseglio-Polatera P., Bacchi M., 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, 48, 2045-2064.
- Gomez M. I., Barbosa dos Santos S., Roldan G., 2004. Ancyliidae from the department of Antioqui – Colombia, with new records (Pulmonata, Basommatophora). *Caldasia*, 20, 439-443.
- Gonzalez-Lazo D. D., Salles F. F., Naranjo C., 2008. Situacion actual del estudio del orden Ephemeroptera en Cuba. *Neotropical Entomology*, 37,45-50.
- Gotelli N. J., McCabe D. J., 2002. Species co-occurrence : A meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83, 2091-2096.

H

- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P. D., 2001. PAST : Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1-9.
- Hanquet D., Legalle, M. Garbage S., Céréghino R., 2004. Ontogenetic microhabitat shifts in stream invertebrates with different biological traits. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 160, 329-346.

- Harris S. C. & Flint O. S., 2002. New Alisotrichia (Trichoptera: Hydroptilidae) from Central and South America and the Greater Antilles. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 104, 195-210.
- Harris S.C., Holzenthal R.W., Flint O.S., 2002. Review of the Neotropical genus *Bredinia* (Trichoptera: Hydroptilidae: Stactobiini). *Annals of Carnegie Museum*, 71, 13-45.
- Harris S. C., Rasmussen A. K., Denson D. R., 2012. An annotated list of the caddisflies (Trichoptera) of Florida : Part I. The family Hydroptilidae, with descriptions of five new species. *Insecta Mundi*, 273, 1-32.
- Harry H. W. & Hubendick B., 1964. The freshwater pulmonate Mollusca of Puerto Rico. *Kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles Handlingar*, 9, 60-72.
- Hatzenberg F., 2001. *Paysages et végétation des Antilles*. Paris, 508 p.
- Hawkes H. A., 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In James A. & Evison L. (Eds.), *Biological indicators of water quality 2*. Chichester, Great Britain: Wiley, 1-45.
- Haybach A., Schöll F., König B., Kohmann F., 2004. Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. *Limnologia*, 34, 451-459.
- Helawell J. M., 1978. *Biological surveillance of rivers*. water Research Centre, Stevenage, England, 322 p.
- Helson J.E., Williams D.D., 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators* 29: 167-178.
- Hering D., Feld C., Moog O., Ofenböck T., 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems : Experiences from the european AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- Hilsenhoff W. L., 1969. An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. *Limnology and Oceanography*, 14, 465-471.
- Hobbs H.H. & Hart C.W., 1982. The shrimp genus *Atya* (Decapoda, Atyidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 364, 1-143.
- Hoepffner M., Morell M., Rossignol D., 1985. Variabilité des pluies et des ressources en eaux de surface en Guadeloupe. *Bulletin agronomique des Antilles et de la Guyane (INRA)*, 18 p.
- Hofmann C., 1998. Inventaire des insectes Ephéméroptères et Odonates de la Basse-Terre – Parc National de la Guadeloupe, Musée cantonal de Zoologie de Lausanne, 41 p.

- Hofmann C., Sartori M., Thomas A., 1999. Les Ephéméroptères (Ephemeroptera) de la Guadeloupe (Petites Antilles Françaises). Mémoires de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, 20: 1-96.
- Holthuis L.B., 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea: Decapoda: Natantia) of the Americas. II. the subfamily Palaemoninae. Allan Hancock Foundation Occasional Papers, 12, 1-396.
- Hostache G., 1977. Contribution à l'étude des crevettes d'eau douce de la Guadeloupe. INRA Guadeloupe, Petit-Bourg, France, 120 p.
- Hostache G., 1992. La vie dans les eaux douces de la Guadeloupe - poissons et crustacés. INRA et Parc National de la Guadeloupe (Eds), INRA Publ., Guadeloupe, 84 p.
- Hynes H.B.N., 1960. The biology of Polluted Waters. Liverpool Univ. Press. Liverpool, England, 202 p.

I/J/K

- INSEE, 2010. Insee Guadeloupe - Présentation de la région, Mise à jour - Septembre 2010 [en ligne]
<http://www.insee.fr/fr/regions/guadeloupe/default.asp?page=faitsetchiffres/presentation/presentation.htm> (page consultée en Mars 2013)
- Jepsen D.B. & Winemiller K.O., 2002. Structure of Tropical River Food Webs Revealed by Stable Isotope Ratios. *Oikos*, 96, 46-55.
- Kairo M., Ali B., Cheesman O., Haysom K., Murphy S., 2003. Invasive Species Threats in the Caribbean Region. Report to the Nature Conservancy, 132 p.
- Karr, J. R., 1991. Biological integrity. A long-neglected aspect of water resource management. *Applied Ecology*, 1, 66–84.

L

- Lawrence C. & Jones C., 2002. Cherax. In: Holdich D.M. (ed), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science, United Kingdom, 645–666.
- Leigh C., 2013. Dry-season changes in macroinvertebrate assemblages of highly seasonal rivers : responses to low flow, no flow and antecedent hydrology. *Hydrobiologia*, 703, 95-112.
- Lepš, J. & Šmilauer P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, 282 p.

- Levêque C., 1974. Les crevettes d'eau douce de la Guadeloupe. Cah. ORSTOM Hydrobiol., 7, 41-49.
- Lim P., Meunier F. J., Keith P., Noël P. Y., 2002. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de la Martinique. Patrimoines naturels, 51, 120 p.
- Lloyd F.R. & Sites W., 2000. Microhabitat associations of three species of Dryopoidea (Coleoptera) in an Ozark stream: a comparison of substrate, and simple and complex hydraulic characters. Hydrobiologia, 439, 103-114.
- Lugo-Ortiz C. R. & McCafferty W. P., 1996. Contribution to the Taxonomy of Callibaetis (Ephemeroptera: Baetidae) in Southwestern North America and Middle America. Aquatic Insects : International Journal of Freshwater Entomology, 18, 1-9.

M

- Malicky H., 1980. Vier neue Kocherfliegen von der Insel Guadeloupe. Entomofauna, 1, 219-225.
- Malicky H., 1983. Trichoptères des Petites Antilles. Résultats de la mission hydrobiologique Autrichienne-française de 1979 aux îles de la Guadeloupe, de la Dominique et de la Martinique. Part II. Ann. Naturhist. Mus. Wien, 85, 263-271.
- Malicky H., 1987. *Smicridea therezieni* sp.n. (Trichoptera, Hydropsychidae) from the Island of Martinique, Lesser Antilles. Aquatic Insects, 9, 84-84.
- March J. G., Benstead J. P., Pringle C. M., Ruebel M. W., 2001. Linking shrimp assemblages with rates of detrital processing along an elevational gradient in a tropical stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58, 470-478.
- Mary N. J., 1999. Caractérisation physico-chimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques. PhD thesis, Université française du Pacifique, 182 p.
- Mary N. et Archambault V., 2012. Amélioration des méthodes indicielles Indice Biotique de la Nouvelle-Calédonie (IBNC) et Indice Bio-sédimentaire (IBS). Phase 2. Rapport ETHYC'O et IRSTEA, Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie, Nouméa, 75 p + annexes.
- Massemin D., Clavier S., Pointier J.P., 2001. First record of *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867) and *Eupera viridans* (Prime, 1865) (Mollusca: Sphaeriidae) from French Guiana. Novapex, 12, 109-118.

- Mateus A. & Mateus E., 1990. Etude d'une collection d'amphipodes spécialement du sud-ouest asiatique-du Museum d'Histoire Naturelle de Vienne (Autriche). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien, Serie B Botanik und Zoologie*, 91, 273-331.
- McArthur R. H. & Wilson E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- McCafferty W. P., 1985. New records of Ephemeroptera from Middle America. *International Quarterly of Entomology*, 1, 9-11.
- McCafferty W. P. & Lugo-Ortiz C. R., 1996. Los Efemerópteros (Ephemeroptera) de América Central. *Rev. Nica. Ent.*, 35, 19-28.
- Meier P. G., Penrose D. L., Polak L., 1979. The rate of colonization by macro-invertebrates on artificial substrate samplers. *Freshwater Biology*, 9, 381-392.
- Merritt R. W., Cummins K. W., Berg M. B., 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America* (fourth edition). Kendall Hunt Publishing Company.
- Metcalfe-Smith J. L., 1996. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In Petts G. and Calow P. (eds.). *River restoration..* Oxford, UK, Blakwell Science, 17-43.
- 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.
- Meurgey F. & Picard L., 2011. *Les libellules des Antilles françaises*. Biotope, Mèze (collection Parthénope), Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 440 p.
- Meyer M. D., Baumgardner D. E., McCafferty W. P., 2008. The Ephemeroptera of Central America. Part 2 : Nicaragua. *Transactions of the American Entomological Society*, 134, 133-146.
- Minshall G. W., 1984. Aquatic insect substratum relationships. In Resh V. H. & Rosenberg D. M. (eds), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York, 358-400.
- Mondy C. P., Villeneuve B., Archaimbault V., Usseglio-Polatera P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18, 452-467.
- Morse J. C., 2013. *Trichoptera World Checklist*.
<http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm> (page consultée le 3 Mai 2013)

Mouillot D., Spatharis S., Reizopoulou S., Laugier T., Sabetta L., Basset A., Chi T. D., 2006. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 16, 469-482.

N

Needham J. G., Westfall M. J., May M. L., 1996. *Damselflies of North America*. Scientific Publishers, Gainesville (USA), 649 p.

Needham J. G., Westfall M.J., May M.L., 2000. *Dragonflies of North America*. Scientific Publishers, Gainesville (USA), 939 p.

Nijboer R. C., 2006. The myth of communities determining ecological quality of surface waters using macroinvertebrate community patterns. Ph.D. thesis, Wageningen University, The Netherlands.

Nijboer R. C. & Verdonschot P. F. M., 2004. Rare and common macroinvertebrates: definition of distribution classes and their boundaries. *Archiv für Hydrobiologie* 161, 45-64.

Norris R.H., Georges, A. 1986. Design and analysis for assessment for water quality. *Limnology in Australia*, 61, 555-572.

O

ODE, 2010. Les principaux bassins versants de la Martinique [en ligne].

<http://www.observatoire-eau-martinique.fr/les-outils/fiches/les-principaux-bassins-versants-de-martinique/> (page consultée en Mars 2013)

Ofenböck T., Gerritsen J., Barbour M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 251-268.

ORSTOM, 1994. La Guadeloupe au fil de l'eau. Eds. Scientifiques Morell M. et Jérémie J.-J., 120 p.

Ortmann A. E., 1894. A Study of the Systematic and Geographical Distribution of the Decapod Family Atyidæ Kingsley. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 46, 397-416.

Ovando X. M. C., Macedo de Lacerda L. E., Barbosa dos Santos S., 2011. Mollusca, Gastropoda, Heterobranchia, Ancyliidae, *Gundlachia radiata* (Guilding, 1823) : First record of occurrence for the northwestern region of Argentina. *Check List*, 7, 263-266.

P

- Pauw N., Roels, D., Fontoura A., 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, 133, 237-258.
- Peck S. B., 2011. The beetles of Martinique, Lesser Antilles (Insecta: Coleoptera): diversity and distributions. *Insecta Mundi*, 178, 1-57.
- Pereira G.A., 1991. Freshwater shrimps from Venezuela II : new records I the families Atyidae and Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Acta Biologica Venezuelica*, 13, 75-88.
- Pereira G. & García J., 1995. On the presence of *Micratya poeyi*, *Xiphocaris elongata*, (Decapoda, Atyidae and Xiphocarididae) and *Moina macropa macropa* (Cladocera, Moinidae) in Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 15, 89-95.
- Peters W. L. & Harrison A. D., 1974. Redescription of *Terpides Demoulin* from St. Vincent, West Indies (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 76, 178-185.
- Piscart C., Moreteau J. C., Beisel J. N., 2006. Monitoring changes in freshwater macroinvertebrate communities along a gradient using artificial substrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 116, 529-542.
- Pointier J. P., 1974. Faune malacologique dulçaquicole de l'île de la Guadeloupe (Antilles françaises). *Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle de Paris*, 3, 905-933.
- Pointier J. P., 1976. Répartition locale et biogéographie des Mollusques dulçaquicoles de Guadeloupe (Antilles françaises). *Malac. Rev.*, 9, 85-103.
- Pointier J.P., 2008. Guide to the freshwater molluscs of the Lesser Antilles. *Conchbooks*, Hackenheim, Germany, 128 p.
- Pringle C. M., 1996. Atyid shrimps influence the spatial heterogeneity of algal communities over different scales in tropical montane streams, Puerto Rico. *Freshwater Biology*, 35, 125-140.
- Pringle C. M., Blake G. A., Covich A. P., Buzby K. M., Finley A., 1993. Effects of omnivorous shrimp in a montane tropical stream: sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal biomass. *Oecologia* 93, 1-11.

R

- R Development Core Team, 2008. R : A language and Environment for statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://R-project.org>.
- Rabeni C. F. & Minshall G.W., 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos*, 29, 33–43.
- Rathbun M. J., 1900. The Decapod Crustaceans of West Africa. *Proceedings U. S. National Museum*, 12, 271-316.
- Richards C. S., 1964. Studies on Puerto Rican Physidae. *Public Health Rep.*, 79, 1025–1029.
- Richardson J. S., 1992. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. *Freshwater Biology*, 27, 169–176.
- Roche P. A., Billen G., Bravard J. P., Decamps H., Pennequin D., Vindimian E., Wasson J. G., 2005. Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau. *Comptes rendus Géoscience*, 337, 243-267.
- Rodriguez G. & Lopez B., 2003. Insular species of Neotropical freshwater crabs (Crustacea: Brachyura). *Journal of Natural History*, 37, 2599-2614.
- Rosenberg D. M., Resh V. H., 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. In Cairns J. Jr, *Artificial substrates*. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan, 279 p.
- Rosenberg D. M. & Resh, V. H. (eds), 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, USA.
- Roux A. L., Tachet H., Neyron M., 1976. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. III. Une technique simple et peu onéreuse pour l'étude des macroinvertébrés benthiques des grands fleuves. *Bulletin d'Ecologie*, 7, 493-496.

S

- Scarsbrook M. R. & Townsend C. R. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation - a habitat templet study of two contrasting New-Zealand streams. *Freshwater Biology*, 29, 395-410.
- Scibona D., 1999. *Etude faunistique des Trichoptères et des Mégaloptères des rivières des Antilles et de Guyane françaises – Université Paul Sabatier, Toulouse, 162 pp.*
- Schmidt-Kloiber A., Graf W., Lorenz A., Moog O., 2006. The AQEM/STAR taxalist- a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory. *Hydrobiologia*, 566, 325-342.

- Siqueira T., Bini L. M., Roque F. O, Marques Couceiro S. R., Trivinho-Strixino S., Cottenie K., 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35, 183-192.
- Smalley A. E., 1963. The genus *Potimirim* in Central America (Crustacea, Atyidae). *Rev. Biol. Trop.*, 11, 177-183.
- Snovsky G. & Galil B. S., 2011. The Australian redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) (Crustacea: Decapoda: Parastactidae) in the Sea of Galilee, Israel. *Aquatic Invasions*, 6, 29–31.
- Spangler P. J. & Santiago-Fragoso S., 1992. The aquatic beetle subfamily Larinae (Coleoptera: Elmidae) in Mexico, Central America, and the West Indies. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 528, 1-74.
- Southwood T. R. E., 1977. Habitat templet for ecological strategies. *Journal of Animal Ecology*, 46, 337-365.
- Stark B. P., 1994. *Anacroneuria* of Trinidad and Tobago (Plecoptera: Perlidae). *Aquatic Insects*, 16, 171-175.
- Stark J.D., Banks, J.E., Vargas, R., 2004. How risky is risk assessment: the role that life history strategies play in susceptibility of species stress, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 732-736.
- Starmühlner F., 1977. Contribution to the knowledge of the freshwater fauna of La Réunion (Mascarene). *Cah ORSTOM. Hydrobiol.*, 9, 239-260.
- Starmühlner F. & Therezien Y., 1983. Résultats de la Mission Hydrobiologique Austro-Française de 1979 aux Iles de la Guadeloupe, de la Dominique et de la Martinique (Petites Antilles). *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 85, 171-218.
- Statzner B., Bis B., Dolédec S., 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*, 2, 73-85.
- Statzner B., Hoppenhaus K., Arens M. F., Richoux P., 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory : a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology*, 38, 109-135.
- Statzner B., Resh V. H., Dolédec S. 1994a. Ecology of the upper Rhône river : a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* 31, 253-554.
- Statzner B., Resh V. H, Roux A. L., 1994b. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory - design of a research strategy for the upper Rhone river and Its floodplain. *Freshwater Biology*, 31, 253-263.

T

- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P., 2010. Invertébrés d'eau douce- Systématique, biologie, écologie. CNRS éditions, Paris.
- Ter Braak C. J. & Smilauer F. P., 1998. Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4), Ithaca, NY, USA.
- Thomas A., Bosca-Dauta C., Dauta A., Thomas N., Hofmann C., 1997. Inventaire des macroinvertébrés des cours d'eau de Martinique I. Les Ephéméroptères (résultats préliminaires) [Ephemeroptera]. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse, 133, 55-58.
- Thorne R.S. et Williams WP., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: A multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37, 671-686.
- Thorpe T. et Lloyd B., 1999. The macroinvertebrate fauna of St. Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. *Hydrobiologia*, 400, 195-203.
- Tomanova S., Moya N., Oberdorff T., 2008. Using Macroinvertebrate Biological Traits for Assessing Biotic Integrity of Neotropical Streams. *River Research and Applications* 24, 1230-1239.
- 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.
- Tomanova S., Goitia E., Helesic J., 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556, 251-264.
- Torati S. T., De Grave S., Page T. J. and Anker A., 2011. Atyidae and Palaemonidae (Crustacea : Decapoda : Caridea) of Bocas del Toro, Panama. *Check List*, 7, 798-805.
- Touron-Poncet H., Bernadet C., Compin A., Bargier N., and Céréghino R., 2013. River classification as the basis for freshwater biological assessment in overseas Europe: Issues raised from Guadeloupe (French Lesser Antilles). *International Review of Hydrobiology*, 98, 34-43.
- Townsend C. R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 36-50.

Townsend C. R., Dolédec S., Scarsbrook M. R., 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: A test of habitat templet theory. *Freshwater Biology*, 37, 367-387.

Townsend C. R., Hildrew A. G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31, 265-275.

U

Usseglio-Polatera P., Beisel J. N., 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18, 197-211.

Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43, 175-205.

V

van den Brink P. J., Alexander A. C., Desrosiers M., Goedkoop W., Goethals P. L. M., Liess M., Dyer S. D., 2011. Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: Strengths, weaknesses, opportunities and threats. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7, 198-208.

van de Bund, W. & Solimini A., 2006. Ecological Quality Ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters. EU project REBECCA Deliverable, 10, 22 pp.

van Kleef H. H., Duinen G. A., Verberk W. C. E. P., Esselink H., Leuven R. S. E. W., Velde G., 2006. Biological traits successfully predict the effects of restoration management on macroinvertebrates in shallow softwater lakes. *Hydrobiologia*, 565, 201-216.

Vannote R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130–137.

Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E., 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116, 882-892.

W/Z

Wallin M., Wiederholm T., Johnson R. K., 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. REFCOND Guidance, Final version, EU Common Implementation Strategy (CIS) for

- the Water Framework Directive, Working Group 2.31 “Reference conditions for inland surface waters (REFCOND)”, 86 p.
- Williams E. H., Bunkley-Williams L., Lilyestrom C. G. and Ortiz-Corps E. A. R., 2001. A review of recent introductions of aquatic invertebrates in Puerto Rico and implications for the management of nonindigenous species. *Caribbean Journal of Science*, 37, 246-251.
- Wasson J. G., Chandesris A., Pella H., 2004. Hydro-écorégions de la Guadeloupe. Proposition de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Cemagref BEA/LHQ, Lyon, 20 p.
- Wasson J. G., Chandesris A., Pella H., Blanc L. 2002.. Définition des hydro-écorégions françaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés, Cemagref, 190 p.
- Watton A.J., Hawkes H.A., 1984. Freshwater biological monitoring, *Adv. in Water Pollution Control*, Pergamon press, Oxford, 15-24.
- Wright M. S., Covich A. P., 2005. The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. *Biotropica*, 37, 403-408.
- Zimmerman H. G., 2003. South Africa. In: McDonald I.A.W., Reaser J.K., Bright C., Neville L.E., Howard G.W., Murphy S.J., Preston G. (eds) *Invasive alien species in southern Africa : national reports and directory of resources*. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa.

Liste des figures

Figure 1. Localisation de la Guadeloupe dans l'arc des Petites Antilles.....	29
Figure 2. Répartition des pluies moyennes annuelles en 2011.(http://www.meteo.gp/Climat/guad/climat_guad.html)	32
Figure 3. Distribution des pluies à la même altitude selon les côtes au vent ou sous le vent de la Basse-Terre d'après Bleuse et al., 1992 dans Fievet (1999).....	33
Figure 4. Relief de la basse terre de la Guadeloupe. (http://atlas.parcsnationaux.org/guadeloupe/sommaire.asp)	34
Figure 5. Carte des hydroécotéions (d'après Wasson et al., 2004)	36
Figure 6. Carte de la Basse-Terre - localisation des stations du réseau de contrôle de surveillance et des stations complémentaires	41
Figure 7. Distribution of sampling stations in the (a) Martinique and (b) Guadeloupe rivers.	59
Figure 8. Sampling sites-based rarefaction curves for taxa from Guadeloupe (dashed line) and Martinique (solid line) obtained after the 2010 to 2012 sampling sessions (see text).	61
Figure 9. Species distributions along the gradient of elevation (m a.s.l.). In order to lighten the figure, taxa which are present along the whole gradient (from <10 m to > 600 m a.s.l.) were not represented.	67
Figure 10. Microhabitat preference of taxa for velocity currents and substrates using a shading scale (dark = high P_i , light = low P_i).	68
Figure 11. Redundancy analysis (RDA) biplots. (a) Sampling sites and environmental variables. Environmental variables are represented as vectors; directions show the gradients, arrow length represents the strengths of the variables on the ordination space. In order to lighten the figure, only variables explaining a significant ($P<0.05$) proportion of the species variance are represented. Different markers are used to assign sites to k-means clusters 1-4 (see text for a description). KN= total Kjeldahl nitrogen, %veg = percentage submerged vegetation. (b) distribution of invertebrate taxa in ordination space. Invertebrates are identified by numbers as in table 7.....	95
Figure 12. Distribution of sampling sites in the Basse-Terre rivers. (a) correspondence with a priori groups (REF= reference sites, AGRI= agricultural runoff, URB= domestic or industrial runoff, WTP= wastewater treatment plants, UNDET= undetermined). (b) correspondence with their location (clusters 1-4) on the RDA ordination space (see also figure 11).	97
Figure 13. Boxplots of diversity metrics distributions (taxonomic richness, Simpson's evenness, Shannon's Entropy) in the five a priori site groups (left) and in the four clusters derived from the RDA and k-means analyses (right), with comparison of pairs of clusters. Significant differences between groups or clusters were tested with Kruskal-Wallis tests; lowercase letters above boxes indicate significant differences at $P<0.05$	99
Figure 14. Schéma du processus de développement de l'indice de bioindication pour la Guadeloupe	111
Figure 15. Distribution des sites d'échantillonnage sur les rivières de la Basse-Terre (REF= référence, Agri= Impact agricole, Urb= Impact domestique ou industriel, WTP= impact station d'épuration, undet= impact non connu (a) catégories a priori, (b) catégories a posteriori après la RDA (groupe 1-4) ave représentation des 3 sous-écotéions.....	115
Figure 16. Représentation en boxplot des paramètres physico-chimiques selon les bio-typologies et les IRRs et les LIRRs pour le carême 2011	116

Figure 17. Représentation en boxplot de l'occupation du sol selon les bio-typologies et les IRRs et les LIRRS pour le carême 2011	117
Figure 18. Illustration des types de réponses des métriques aux pressions anthropiques : (a) métriques décroissantes (type II) et (b) métriques croissantes (type III). Les boîtes à moustache représentent la distribution des valeurs des métriques exprimées en SES pour les stations LIRRS et IRRs. Les boîtes s'étendent du 25 ^{ème} centile au 75 ^{ème} centile. La ligne épaisse représente la valeur médiane de la distribution. Les points représentent les valeurs extrêmes. Les lignes en pointillées soulignent le premier et le 3 ^{ème} quartile de la distribution des valeurs pour les stations LIRRS.	120
Figure 19. distribution des notes selon l'IBMA-971 et l'indice avec 7 métriques incluant l'IB971...	126
Figure 20. Limite des classes écologiques avec l'indice IBMA-971	128
Figure 21. Boxplot des 4 indices testés : nouvel indice, indice selon barbour, IB971 et Shannon. En blanc, les boxplots avec les données d'apprentissage et en gris les boxplots avec les données test. Représentation du pouvoir discriminant (DE) sur le premier boxplot.	130
<i>Figure 22. Qualification des sites après calcul de l'IBMA-971 en 2011 et 2012. High=Très bon état, Good=Bon état, Moderate= Etat médiocre, Poor= Etat Moyen, Bad= Etat mauvais</i>	<i>131</i>
Figure 23. Photographies représentant la structure des substrats artificiels a) hors de l'eau b) dans l'eau avec le système de fixation.....	138
Figure 24. Carte générale de la Martinique et localisation des 6 sites étudiés. (BLA : riv. Blanche à l'Alma ; PAL : riv. Lézarde à Palourde ; LEG : riv. Lézarde au Gué de la désirade ; LEP : riv. Lézarde au Pont RN1 ; GAL : riv du Galion à Gommier ; GAG : riv du Galion à Grand Galion).....	140
Figure 25. Courbes d'accumulation pour les sites étudiés selon les campagnes. Pas de courbes à l'hivernage pour LEP et GAG en raison des crues.....	144
Figure 26. Cartes d'état des sites de Martinique avec les classes de qualité données par l'IBMA selon deux méthodes de prélèvement a) avec les substrats artificiels (une note par jour de relève (J2,J4,J8,J16,J32) ; b) avec le filet surber.....	148
Figure 27. Limite des classes écologiques avec l'indice avec 4 métriques selon une méthode alternative de sélection des métriques finales	211
Figure 28. Qualification des sites après sélection des métriques selon une autre méthode en 2011 et 2012.....	214

Liste des tableaux

Tableau 1. Douze critères pour définir un outils de bio-évaluation idéal utilisant les macro-invertébrés benthiques (D'après Bonada et al., 2006)	21
Tableau 2. liste des stations du réseau de contrôle de surveillance (RCS) (coordonnées GPS en annexe 1).....	38
Tableau 3. Liste des stations du réseau complémentaire classée a priori en fonction des impacts anthropiques connus (coordonnées GPS en annexe 1).....	42
Tableau 4. Substrats échantillonnés, ordre de priorité de prélèvement des substrats et protocole de prélèvements normalisé (d'après AFNOR, 2009).....	50
Tableau 5. Traits biologiques et écologiques et modalités correspondantes d'après Tachet et al., 2010	53
Table 6. Checklist of the macroinvertebrate taxa present in Martinique and Guadeloupe, with additional information on their occurrence in the Lesser Antilles, the Greater Antilles and in others countries ..	69
Table 7. Distribution of the various invertebrate taxa among clusters 1-4. Numbers indicate density (individuals per m ²) ± SE. Taxa ID as in figure. 11	103
Tableau 8. Classification des stations dans les sous-écorégions et présentation du statut associé (conditions de référence – « LIRRs » ou les stations impactées – « IRRs»).....	113
Tableau 9. Liste réduite des 7 métriques candidates selon les critères de sélection.....	124
Tableau 10. liste des 6 métriques finales constitutives de l'indice IBMA-971	126
Tableau 11. Limites des classes d'état entre [0,1].....	128
Tableau 12. Valeurs de discrimination pour chaque indice pour les deux jeux de données entre les conditions de référence (LIRRs) et les conditions impactées (IRRs).....	131
Tableau 13. Caractérisation des sites d'études : données topographiques et occupation des sols sur les bassins versants (données Corine Land Cover 2012) (REF :site de référence / IMPACT :site impacté)	141
Tableau 14. Abondance moyenne (nombre d'individus par 0,001m ²) et nombre de taxon cumulés pour chaque site selon les campagnes après 5 relèves.....	142
Tableau 15. Abondance des taxons dominants dans les substrats artificiels sur toutes stations échantillonnées pendant le carême et l'hivernage pour 0,001 m ²	145
Tableau 16. Comparaison des abondances et des richesses taxonomiques des sites au carême 2012 avec le filet surber (0,6m ²) et les substrats artificiels par relève (0,07 m ²).	147
Tableau 17. Comparaison des moyennes des notes IBMA pour les S.A. et des notes IBMA avec les prélèvements au surber.....	148
Tableau 18. Comparaison des moyennes des notes IBMA pour les S.A. selon les campagnes de carême et d'hivernage.....	149
Tableau 19. Liste des 23 métriques candidates pour la sélection finale (en gras les métriques sélectionnées)	212
Tableau 20. Catégories de métriques pour la sélection finale. Dans l'encadré rouge des exemples de métriques potentielles pour chacune des 4 catégories de métriques pour les macroinvertébrés.....	213

Annexes

Annexe 1. Coordonnées GPS des sites.....	184
Annexe 2. Elevation (meters above sea level), and values for the physical variables (substratum types) and land cover recorded at the 51 sites. Site codes as in figures 11 and 12.	186
Annexe 3. Values for the chemical variables recorded at the 51 sites. TU= Turbidity (NTU), SS= suspended solids (mg L ⁻¹), KN= Kjeldahl nitrogen (mg L ⁻¹), BD= biological oxygen demand (mg L ⁻¹), BC= bicarbonate (mg L ⁻¹), CH= chloride (mg L ⁻¹), SU= sulfate (mg L ⁻¹), NI= nitrate (mg L ⁻¹), SI= Silica (mg L ⁻¹), PS= phosphorus (mg L ⁻¹), PO= potassium (mg L ⁻¹), CO= conductivity (μS cm ⁻¹), OX= oxygen (mg L ⁻¹), WT= water temperature (°C). pH is for acidity.....	190
Annexe 4. Groupes et description des métriques biologiques et niveaux de calcul testés	195
Annexe 5. Méthodologie alternative pour la sélection des métriques finales	210
Annexe 6. Efficacité de Discrimination (DE) moyenne et Coefficient de Variation (CV) dans les LIRRs moyen pour chacune des 99 métriques candidates, et résultats des régressions linéaires (critère de faible sélectivité des variables) pour la sélection des métriques. (En vert, les valeurs significatives)	215
Annexe 7. Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: a multimetric index for river bioassessment in Caribbean islands (soumis à la revue <i>Limnologica</i>).....	223
Annexe 8. Hydrologie des sites au carême et à l'hivernage en 2011 pendant la phase expérimentale des substrats artificiels. Pose= date d'installation des SA, J+X=relève après X jours immergés	247
Annexe 9. Liste faunistique obtenues avec les substrats artificiels au carême et à l'hivernage 2011 selon les jours de relève.....	249
Annexe 10. Nombre de substrats artificiels prélevés au carême et à l'hivernage 2011 selon les jours de relève	255
Annexe 11. Listes faunistiques obtenues avec le filet surber au carême 2012.....	256

Annexe 1. Coordonnées GPS des sites

Station	Cours d'eau	Code station	Latitude N	Longitude	Réseau
			WGS84		
				W	
Pont RN	Grande Rivière de Capesterre aval	CAAg	653063	1776072	RCS
Pont RN	Rivière du Grand Carbet	GCPg	652226	1772126	RCS
Pont embouchure	Rivière du Galion	GAPg	636745	1767958	RCS
Amont SIS	Grande Rivière à Goyaves aval 1	GGAg	641937	1798992	RCS
Pont RN	Rivière Grande Plaine aval	GPAg	630917	1792374	RCS
Choisy	Rivière aux Herbes	HECg	640224	1771811	RCS
Amont pont RD	Rivière Moustique Petit-Bourg aval	MPPg	649375	1789457	RCS
Pont RN	Rivière des Pères	PEEg	634416	1770515	RCS
Amont embouchure	Grande Rivière de Vieux-Habitants aval	VHEg	631944	1776078	RCS
Vanibel	Rivière du Plessis	PLVg	635585	1775125	RCS
Pont RN	Rivière Nogent aval	NOAg	634594	1808412	RCS
Site INRA	Rivière Bras David aval	BDIg	642361	1791187	RCS
Maison de la forêt	Bassin amont de la Grande Rivière à Goyave - Rivière Bras David	BDMg	639600	1788738	RCS
Moscou	Rivière Grande Anse aval	GAMg	643544	1771137	RCS
Par la section Diane	Rivière La Lézarde aval	LEDg	645544	1790123	RCS
Trianon	Rivière Moustique Petit-Bourg amont	MPTg	646780	1787192	RCS
Prise d'eau	Bassins amont des Rivières des Vieux Habitants et de Beaugendre	VHGg	6336656	1779190	RCS
Amont Séverin	Rivière du Premier Bras aval	PBSg	638551	1799284	RCS
Ravine Chaude - radier avant confluence GRG	Rivière Bras de Sable aval	BSCg	642025	1794946	RCS
Jardins d'eau	Rivière La Rose aval	ROJg	650285	1785973	RCS
Débauchée	Rivière Moustique Ste Rose	MSDg	639717	1802559	RC conditions préservées
amont prise d'eau	Grande Rivière à Goyave	GGPg	642154	1788151	RC conditions préservées
La Digue	Grande Rivière de Capesterre	CAPg	648571	1777387	RC conditions préservées
Bassin bleu	Rivière du Galion	GABg	642278	1771386	RC conditions préservées
Matouba	Rivière Rouge	ROMg	640063	1774543	RC conditions particulières
amont embouchure	Rivière Moustique Ste Rose	MSAg	641722	1803204	RC Réseau GREPP
amont pont D6	Rivière Grande Anse aval	GAAg	643442	1765446	RC Réseau GREPP
Marché	Rivière aux Herbes	HEMg	635887	1768743	RC Réseau GREPP

Bellevue	Rivière Baret	BABg	639219	1803393	RC	Pollution domestique (STEP)
La Boucan	Ravine Grand Boucan	GBBg	642168	1800174	RC	Pollution domestique (STEP)
Petit-Bourg	Ravine de Onze Heure	OHPg	650039	1790495	RC	Pollution domestique (STEP)
pont D33	Petite Rivière à Goyave	PGGg	652725	1783678	RC	Pollution domestique (STEP)
Petit Pérou	Rivière du Pérou	PEPg	652664	1775452	RC	Pollution domestique (STEP)
pont RN2	Rivière du Plessis	PLPg	633930	1773402	RC	Pollution diffuse
pont RN2	Rivière de Beaugendre	BEPg	632286	1778411	RC	Pollution diffuse
gué	Rivière Petite Plaine	PPGg	631215	1794143	RC	Pollution diffuse
Duquerry	Rivière Moustique Petit-Bourg	MPDg	647495	1788701	RC	pollution industrielle de type agro-alimentaire
Bisdary	Rivière Sens	SEBg	638240	1768187	RC	pollution industrielle de type agro-alimentaire
aval élevage de Ouassous	Ravine bleue	RBAg	630391	1794194	RC	pollution industrielle de type agro-alimentaire
Confiturerie	Rivière Petite Plaine	PPCg	633615	1794729	RC	pollution industrielle de type agro-alimentaire
Espérance	Rivière Salée	SAEg	638066	1804796	RC	pollution industrielle autre
ZA Lamentin	Ravine Grossou	GRLg	643122	1799125	RC	pollution industrielle autre
Concessions, amont prise d'eau	Rivière du Pérou	PECg	648141	1775739	RC	Stations supplémentaires
Dumanoir, amont prise d'eau	Rivière du Grand Carbet	GCDg	648176	1773970	RC	Stations supplémentaires
Bourg Capesterre	Rivière du Pérou	PEBg	653641	1775485	RC	Stations supplémentaires
amont lotissement moreau	Rivière Moreau	MOAg	648802	1782898	RC	Stations supplémentaires
Mineurs	Rivière Moreau	MOMg	649808	1783687	RC	Stations supplémentaires
radier Habitée Negresse	Rivière Lostau	LORg	632594	1786932	RC	Stations supplémentaires
amont confiturerie/chapelle	petite plaine	PPAg	633840	1794658	RC	Stations supplémentaires
Solitude	Rivière Nogent	NOSg	633912	1805298	RC	Stations supplémentaires
St charles, amont pont	Rivière sens	SEBg	638909	1768946	RC	Stations supplémentaires
pont D6, aval éloignée	Rivière sens	SEBg	637148	1767782	RC	Stations supplémentaires

Annexe 2. Elevation (meters above sea level), and values for the physical variables (substratum types) and land cover recorded at the 51 sites. Site codes as in figures 11 and 12.

River	Sites	Elevation	percentage composition of substrate types (%)								Land cover (%)		
			litter	submerged roots	pebbles	boulders	gravels	submerged vegetation	sand	rocky outcrops	Urban	Agricultural	Forest
Grande Rivière de Capesterre	CAA	15	0	0	0.43	0.52	0.01	0.01	0	0.03	0.01	0.99	0
Rivière du Grand Carbet	GCP	15	0	0	0.35	0.38	0.15	0.01	0.1	0.01	0	0.38	0.62
Rivière du Galion	GAP	5	0.01	0	0.5	0.33	0.1	0	0.04	0.02	0.23	0	0.77
Grande Rivière à Goyave	GGA	16	0	0.01	0.4	0.41	0	0.05	0.04	0.09	0	1.00	0
Rivière Grande Plaine	GPA	8	0.03	0.01	0.6	0.35	0	0	0.01	0	0.03	0.60	0.37
Rivière aux Herbes	HEC	495	0.01	0.03	0	0.01	0.4	0	0.53	0.02	0	0.60	0.40
Rivière Moustique Petit-Bourg	MPP	15	0	0	0.25	0.7	0.01	0.01	0.03	0	0.04	0.96	0
Rivière des Pères	PEE	2	0	0	0.4	0.44	0.02	0.02	0.02	0.1	0.58	0	0.42
Grande Rivière de Vieux Habitants	VHE	7	0	0	0.49	0.5	0	0.01	0	0	0.35	0.39	0.25
Rivière du Plessis	PLV	280	0.01	0	0.34	0.4	0.02	0	0.03	0.2	0.00	0.16	0.84
Rivière Nogent	NOA	7	0.01	0.01	0.3	0.3	0.1	0.01	0.23	0.04	0.01	0.81	0.18
Rivière Bras David	BDI	106	0	0	0.3	0.4	0.2	0	0	0.1	0	0	1.00

Rivière Bras David	BDM	230	0	0	0.4	0.53	0.02	0	0.01	0.04	0	0	1.00
Rivière Grande Anse	GAM	650	0.01	0.01	0.45	0.35	0.16	0	0	0.02	0	0.05	0.95
Rivière la Lézarde	LED	40	0.02	0	0.46	0.51	0	0.01	0	0	0	0	1.00
Rivière Moustique Petit-Bourg	MPT	110	0.02	0.01	0.49	0.44	0.02	0	0.02	0	0	0.09	0.91
Grande Rivière de Vieux Habitants	VHG	250	0.01	0	0.3	0.36	0.02	0	0.01	0.3	0	0	1.00
Rivière du premier Bras	PBS	110	0.01	0	0.4	0.55	0	0	0.01	0.03	0	0.03	0.97
Rivière Bras de sable	BSC	35	0.04	0.01	0.06	0.55	0.01	0.02	0.31	0	0	0.75	0.25
Rivière la Rose	ROJ	12	0.02	0.01	0.4	0.55	0.01	0.01	0	0	0	0.27	0.73
Rivière Moustique Ste Rose	MSD	46	0	0	0.37	0.55	0.02	0	0.02	0.04	0	0.85	0.15
Grande Rivière à Goyave	GGP	233	0.02	0.01	0.46	0.4	0.03	0.02	0.04	0.02	0	0	1.00
Grande Rivière de Capesterre	CAP	227	0	0	0.3	0.4	0	0	0	0.3	0	0.02	0.98
Rivière du Galion	GAB	590	0.01	0	0.35	0.45	0.04	0	0	0.15	0	0	1.00
Rivière Moustique Ste Rose	MSA	12	0.04	0.02	0.47	0.04	0.01	0	0.4	0.02	0.06	0.77	0.17
Rivière Grande Anse	GAA	16	0.01	0.01	0.25	0.36	0.25	0	0.02	0.1	0.29	0.49	0.22
Rivière aux Herbes	HEM	9	0.02	0	0.5	0.2	0.04	0	0.24	0	0.72	0	0.28
Rivière Baret	BAB	75	0	0.04	0.2	0.25	0.48	0	0	0.03	0.77	0.23	0

Ravine Grand Boucan	GBB	10	0.04	0	0.03	0.04	0.03	0.5	0.36	0	0.02	0.98	0
Ravine de Onze Heure	OHP	5	0.04	0	0	0	0.01	0	0	0.95	0.14	0.86	0
Petite Rivière à Goyave	PGG	3	0	0	0.57	0.4	0	0.02	0.01	0	0.08	0.92	0
Rivière du Pérou	PEP	31	0	0.01	0.39	0.4	0.04	0.01	0	0.15	0.12	0.81	0.07
Rivière du Plessis	PLP	26	0.01	0	0.39	0.34	0.03	0.02	0.01	0.2	0.19	0.16	0.65
Rivière de Beaugendre	BEP	16	0	0.01	0.56	0.4	0.01	0	0.01	0.01	0	0	1.00
Rivière Petite Plaine	PPG	23	0	0.01	0.4	0.54	0	0.02	0.02	0.01	0.26	0.14	0.60
Rivière Moustique Petit-Bourg	MPD	59	0.01	0.03	0.48	0.4	0.04	0.02	0	0.02	0	0.91	0.09
Rivière Sens	SEB	127	0	0	0.4	0.3	0.26	0	0	0.04	0.36	0	0.64
Ravine bleue	RBA	5	0	0	0.55	0.4	0	0.02	0.03	0	0.06	0.22	0.72
Rivière Petite Plaine	PPC	123	0	0	0.46	0.4	0.02	0	0.02	0.1	0	0	1.00
Rivière Salée	SAE	41	0.03	0.01	0.31	0.42	0.04	0	0.15	0.04	0	0.23	0.77
Ravine Grossou	GRL	22	0	0.01	0.02	0.15	0.03	0.35	0	0.44	0.22	0.78	0
Rivière du Pérou	PEC	282	0	0	0.3	0.38	0.01	0	0.1	0.3	0	0.01	0.99
Rivière du Grand Carbet	GCD	283	0.01	0	0.46	0.15	0.02	0	0.01	0.35	0	0.01	0.99
Rivière du Pérou	PEB	13	0.01	0.02	0.24	0.37	0.03	0.04	0.01	0.28	0.19	0.81	0
Rivière Moreau	MOA	108	0	0	0.26	0.4	0	0.04	0	0.3	0	0.40	0.60
Rivière Moreau	MOM	60	0.02	0	0.2	0.39	0	0.04	0	0.35	0.02	0.01	0.97
Rivière Lostau	LOR	92	0	0	0.6	0.36	0	0	0	0.04	0	0	1.00

Rivière Petite Plaine	PPA	142	0.03	0	0.42	0.34	0.01	0	0	0.2	0	0	1.00
Rivière Nogent	NOS	154	0	0	0.1	0.38	0.02	0	0	0.5	0	0.14	0.86
Rivière sens	SES	205	0	0.01	0.3	0.35	0.03	0.01	0	0.3	0.93	0.07	0
Rivière sens	SEP	5	0.01	0	0.4	0.52	0.04	0	0	0.03	0.48	0.08	0.43

Annexe 3. Values for the chemical variables recorded at the 51 sites. TU= Turbidity (NTU), SS= suspended solids (mg L⁻¹), KN= Kjeldahl nitrogen (mg L⁻¹), BD= biological oxygen demand (mg L⁻¹), BC= bicarbonate (mg L⁻¹), CH= chloride (mg L⁻¹), SU= sulfate (mg L⁻¹), NI= nitrate (mg L⁻¹), SI= Silica (mg L⁻¹), PS= phosphorus (mg L⁻¹), PO= potassium (mg L⁻¹), CO= conductivity (μS cm⁻¹), OX= oxygen (mg L⁻¹), WT= water temperature (°C). pH is for acidity.

River	Sites	TU	SS	BD	KN	BC	CH	SU	NI	SI	PS	PO	pH	CO	OX	WT
Grande Rivière de Capesterre	CAA	0.88	1.6	1.9	1.09	24.4	6.4	2	0.49	21.4	0.21	0.38	7.53	104	8.9	22,00
Rivière du Grand Carbet	GCP	0.94	1.8	1.5	0.48	36.61	18	24	0.67	32.9	0.22	1.9	7.97	272	8.2	24,40
Rivière du Galion	GAP	0.36	1.8	1	0.67	42.71	34	111	0.36	56.07	0.17	3.3	7.62	373	9.2	21,20
Grande Rivière à Goyave	GGA	2.3	6.4	1.8	0.67	30.5	13	1.9	0.66	23.12	0.13	0.73	6.59	179	7.59	26,30
Rivière Grande Plaine	GPA	0.95	1	1	1.12	24.4	23	98	0	44.4	0.27	2	6.4	572	7.18	23,60
Rivière aux Herbes	HEC	0.95	3.6	1	0.59	85.43	14	14	1	68.61	0.17	2	6.5	220	8.2	22,10
Rivière Moustique Petit-Bourg	MPP	2.07	4.4	1.5	1.43	24.4	7.8	1.1	0	18.31	0.17	0.32	8.03	81	7.5	27,60
Rivière des Pères	PEE	0.58	1.2	1.6	0.64	24.4	11	39	1	43.03	0.17	1.3	7.49	276	7.62	22,90
Grande Rivière de Vieux	VHE	0.29	0.8	1.6	0.87	24.4	6.3	2.3	1	30.15	0.16	0.36	8.14	83	8.07	25,50

Habitants																
Rivière du Plessis	PLV	5.95	3.4	1.3	0.76	36.61	10	2.8	1	45.43	0.18	1.7	7.53	194	7.19	22,70
Rivière Nogent	NOA	4.21	1.6	1.6	0.81	36.61	24	6	1	36.68	0.21	1.4	7.17	151	82	24,30
Rivière Bras David	BDI	1.41	0.4	0.64	0.59	30.51	9	1.7	0	25.52	0.2	0.34	7.7	82	7.7	23,90
Rivière Bras David	BD M	1.41	0.4	0.64	0.59	30.51	9	1.7	0	25.52	0.2	0.34	7.59	88	8.5	22,20
Rivière Grande Anse	GA M	1.61	1.2	0.97	0.92	30.51	7.4	3.3	0.46	38.57	0.22	1.2	7.23	73	5.6	19,20
Rivière la Lézarde	LED	2.11	1.6	2.47	0.76	30.51	7.9	1.2	0	31.7	0.23	0.52	7.69	87	9.5	22,80
Rivière Moustique Petit-Bourg	MPT	0.89	0.2	0.9	1.09	24.4	6.7	1.1	0	21.74	0.17	0.22	7.38	132	7.94	22,70
Grande Rivière de Vieux Habitants	VHG	0.36	0.2	1.6	0.7	24.4	5.7	2	1	26.38	0.17	0.41	7.7	81	86	21,60
Rivière du premier Bras	PBS	0.54	1.6	1.3	0.78	36.61	14	3.5	0.38	32	0.2	0.65	7.72	109	8.76	22,80
Rivière Bras de sable	BSC	1.56	6.4	1.6	0.62	24.4	14	2.7	1	27.58	0.15	0.68	6.46	174	6.72	24,90
Rivière la Rose	ROJ	0.57	3.4	1.3	0.5	24.4	8.1	0.95	0	24.32	0.18	0.41	7.45	79	8.6	22,90

Rivière Moustique Ste Rose	MSD	1.2	15	0	0	22	13.4	4.2	0.3	11.2	0.8	0.8	6.88	92.1	8.54	23,00
Grande Rivière à Goyave	GGP	1.2	0	0.8	0	22	7	1.2	0	15.1	0	0	7.4	62.4	8.52	23,20
Grande Rivière de Capesterre	CAP	1	7.4	0.8	0	27.8	5.3	2.8	0	20.4	0.5	0.5	7.74	66.7	8.6	22,60
Rivière du Galion	GAB	1.2	13	0.6	0	11.4	70	156	0	24.4	3.6	3.6	6.8	574	8.84	19,50
Rivière Moustique Ste Rose	MSA	2.2	17	0	0	24.5	14.3	3.9	1.1	10.8	0.9	0.9	6.72	99.8	8.41	24,50
Rivière Grande Anse	GAA	17	70	0.5	0	105	21.8	40.7	5.1	30.3	4.4	4.4	8.49	388	8.74	27,10
Rivière aux Herbes	HE M	2.8	27	0.5	0	44.4	18.2	62	4.5	26.8	3.4	3.4	7.63	74.2	9.24	24,20
Rivière Baret	BAB	5.2	26	2.6	4.8	79.9	23.2	5.9	1.8	4.7	2.1	2.1	6.7	243	3.61	25,60
Ravine Grand Boucan	GBB	3.4	24	1.7	0.6	42.1	14.5	2.6	1.4	11.5	0.8	0.8	6.7	120.5	8.86	24,60
Ravine de Onze Heure	OHP	14	37	1.8	12.1	117	37.7	10.9	0	10.9	2.5	2.5	7.24	356	4.24	27,80
Petite Rivière à Goyave	PGG	10	20	3.3	9.1	81.4	14.8	6.9	0	16.9	2.1	2.1	7.53	88.8	9.14	29,30
Rivière du Pérou	PEP	1.17	1.3	0.3	0	16.3	5.15	2.6	0.6	16.95	0.3	0.3	7.52	48.5	8.23	25,10

Rivière du Plessis	PLP	2.7	29	0.5	0	40.8	10.3	3.4	0.6	19	2.1	2.1	7.78	109.4	8.39	25,30
Rivière de Beaugendre	BEP	2.7	21	0.7	0	56.1	10.7	6.6	0	23.3	0.9	0.9	8.19	141.6	8.26	23,50
Rivière Petite Plaine	PPG	4.1	16	0.5	0	51.7	18.4	23.3	0	21.3	1.1	1.1	7.8	212	8.5	25,70
Rivière Moustique Petit-Bourg	MPD	1.5	11	0	0	28.5	7.1	1	0.2	10.7	0.5	0.5	8.69	309	9.8	25,50
Rivière Sens	SEB	13	51	0.9	0	71.8	23	23.9	10.3	26.4	3.7	3.7	8.68	308	9.43	25,50
Ravine bleue	RBA	7.3	14	1.2	0	100	42.8	24.4	1.3	24.2	2.7	2.7	7.79	344	8.47	28,80
Rivière Petite Plaine	PPC	4.5	11	1	0	47	15.6	20.7	0	27.8	1	1	7.93	180	8.51	21,60
Rivière Salée	SAE	3	5.2	0	0	33.4	17.1	3	0	17.9	1	1	7.37	121.8	8.61	23,10
Ravine Grossou	GRL	3.3	3.4	0	0	36.8	14.8	3.9	1.3	11.3	0.6	0.6	6.8	133.5	5.95	26,60
Rivière du Pérou	PEC	1.9	0	0.6	0	14.5	4.8	2.7	0	15.8	0	0	7.53	43.6	8.22	22,50
Rivière du Grand Carbet	GCD	0.77	2.2	0	0	19.7	10.6	10.5	0	18.5	1	1	7.82	81.4	8.28	27,20
Rivière du Pérou	PEB	0.44	2.6	0	0	18.1	5.5	2.5	1.2	18.1	0.6	0.6	7.51	53.4	8.25	26,80
Rivière Moreau	MO A	1.1	2.4	0.5	0	23	5.9	1	0	19.9	0	0	7.69	56.5	8.37	23,90
Rivière Moreau	MO M	1.1	3.8	0	0	23.8	6.1	1.1	0	20.7	0	0	7.75	58.7	7.91	24,00

Rivière Lostau	LOR	0.36	2.8	0	0	36.9	10.9	5.7	0	31.5	0.8	0.8	7.94	106.1	8.29	22,60
Rivière Petite Plaine	PPA	1.1	3.6	0	0	27.7	13.1	33.5	0	28.9	1.1	1.1	7.76	167.3	8.21	24,30
Rivière Nogent	NOS	3.3	2.2	0	0	20.8	17.5	5.1	0	26.6	1	1	7.27	103.2	7.49	24,90
Rivière sens	SES	5.9	4.2	0.6	0	78	15.3	21.3	4.6	38.7	3.2	3.2	8.23	302	8.16	26,40
Rivière sens	SEP	3.4	4.2	0.5	0	103	20.4	30.6	5.6	40	4	4	8.37	301	8.22	24,50

Annexe 4. Groupes et description des métriques biologiques et niveaux de calcul testés

Metric	Description	Reach	Calculation level			References
			Individual sample groups (B1, B2 or B3)	Most suitable habitats (B1+B2)	Major habitats (B2+B3)	
Taxa_S	Richness taxonomique (S)	x	x	x	x	GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): <i>Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)</i> . <i>Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters</i> , 40, 199 - 207.
Individuals	Abondance (Q)	x	x	x	x	
Dominance_D	Indice de dominance (D)	x	x	x	x	SIMPSON, E. H. (1949): <i>Measurement of Diversity</i> . <i>Nature</i> , 163, 688-688.
Simpson_1-D	Indice de Simpson	x	x	x	x	SIMPSON, E. H. (1949): <i>Measurement of Diversity</i> . <i>Nature</i> , 163, 688-688.
Shannon_H	Indice de Shannon (H)	x	x	x	x	SHANNON, C. E. (1948): <i>A mathematical theory of communication</i> . <i>The Bell System Technical Journal</i> , 27, 379-423, 623-656.
Evenness	Indice de régularité	x	x	x	x	PIELOU, E. C. (1966): <i>The measurement of diversity in different types of biological collections</i> . <i>Journal of Theoretical Biology</i> , 13, 131-144.
Brillouin	Indice de Brillouin	x	x	x	x	BRILLOUIN, L (1956): <i>Science and information theory</i> . Academic Press, New York. 320 pp.

Menhinick	Indice de Menhinick	x	x	x	x	MENHINICK, E.F. (1964): A comparison of some species-individual diversity indices applied to sample of fields insects. <i>Ecology</i> , 45:859-861.
Margalef	Indice de Margalef	x	x	x	x	MARGALEF, R. (1958): Information theory in ecology. <i>Gen. Syst.</i> 3:36-71
Equitability	Indice d'équitabilité	x	x	x	x	PIELOU, E. C. (1966): <i>The measurement of diversity in different types of biological collections.</i> <i>Journal of Theoretical Biology</i> , 13, 131-144.
Fisher_alpha	Indice de Fisher-Alpha	x	x	x	x	FISHER, R.A., CORBET A.S. & WILLIAMS (1943): <i>The relation between the number of individuals and the number of species in a random sample of animal population.</i> <i>Journal of animal ecology.</i> 12:42-58.
Berger-Parker	Indice de Berger-Parker	x	x	x	x	BERGER, W.H. & PARKER, F.L. (1970) <i>Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments,</i> <i>Science</i> , 1345-1347.
1-GOLD	1-abondance relative des Gastéropodes, Oligochètes et Diptères	x	x	x	x	BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P. (2006): <i>The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries.</i> <i>Hydrobiologia</i> 566, 379-399.
Bivalvia(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x	
Coleoptera(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x	
Crustacea(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x	
Diptera(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x	

Ephemeroptera(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Gastropoda(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Hemiptera(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Hirudinea_(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Hydracari(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Lepidoptera(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Nemertea(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Odonata(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Oligochaeta(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Trichoptera(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Turbellaria(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Polychaeta(%S)	Richesse relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Bivalvia(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Coleoptera(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Crustacea(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Diptera(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Ephemeroptera(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x

Gastropoda(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Hemiptera(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Hirudinea(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Hydracari(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Lepidoptera(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Nemertea(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Odonata(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Oligochaeta(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Trichoptera(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Turbellaria(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
Polychaeta(%Q)	Abondance relative de ce groupe taxonomique	x	x	x	x
ET(%S)	Richesse relative des Ephéméroptères et des Trichoptères	x	x	x	x
ET(%Q)	Abondance relative des Ephéméroptères et des Trichoptères	x	x	x	x

GABRIELS, W., LOCK, K., PAUW, N. D. & GOETHALS, P.L. (2010): *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)*. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40, 199 - 207.

ETC(%S)	Richesse relative des Ephéméroptères, des Trichoptères et des coléoptères	X	X	X	X
ETC(%Q)	Abondance relative des Ephéméroptères, des Trichoptères et des coléoptères	X	X	X	X
ET/Diptera(%S)	Proportion entre richesse relative des Ephéméroptères et des Trichoptères et richesse relative des Diptères	X	X	X	X
ET/Diptera(%Q)	Proportion entre abondance relative des Ephéméroptères et des Trichoptères et abondance relative des Diptères	X	X	X	X
ET/Oligo(%Q)	Proportion entre abondance relative des Ephéméroptères et des Trichoptères et abondance relative des Oligochètes	X	X	X	X
E/T(%S)	Proportion entre richesse relative des Ephéméroptères et richesse relative des Trichoptères	X	X	X	X
E/T(%Q)	Proportion entre abondance relative des Ephéméroptères et abondance relative des Trichoptères	X	X	X	X

ET/(Oligo+Diptera)(%Q)	Proportion entre abondance relative des Ephéméroptères et des Trichoptères et abondance relative des Oligochètes et des Diptères	X	X	X	X	
S_family	Nombre de familles	X	X	X	X	BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P. (2006): <i>The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries.</i> Hydrobiologia 566, 379-399.
Shannon_family	Indice de Shannon sur les familles	X	X	X	X	BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P. (2006): <i>The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries.</i> Hydrobiologia 566, 379-399.
Nb_ET_family	Nombre de familles d'Ephéméroptères et de Trichoptères	X	X	X	X	BUFFAGNI, A., ERBA, S., CAZZOLA, M., MURRAY-BLIGH, J., SOSZKA, H. & GENONI, P. (2006): <i>The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries.</i> Hydrobiologia 566, 379-399.

IB971	Valeur de l'indice IB971	X					BARTHE, E. (2002). <i>Les cours d'eau de la guadeloupe : caractérisation physico-chimique et étude de la macrofaune benthique - proposition d'un indice biologique adapté</i> . Mémoire de DESU. Université Paul Sabatier de Toulouse et DIREN Guadeloupe: 110pp.		
Q_preda	Abondance relative du nombre de prédateurs	X	X	X	X				
S_preda%	Rcihesse relative du nombre de prédateurs	X	X	X	X				
Preda/other(%S)	Proportion de la richesse relative entre les prédateurs et les autres	X	X	X	X				
Preda/other(%Q)	Proportion de l'abondance relative entre les prédateurs et les autres	X	X	X	X				
tegument	Abondance relative des taxons avec cette technique de respiration	X					USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
branchie	Abondance relative des taxons avec cette technique de respiration	X					USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>plastron</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de respiration	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>spiracle</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de respiration	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>vol</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>nageur_surface</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>nageur_pleine eau</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>marcheur</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>fouisseur_epibenthique</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>interstitiel_endobenthique</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>fixe_temporaire</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>fixe_permanent</i>	Abondance relative des taxons avec cette technique de déplacement	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>microorganismes</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>detritus (< 1mm)</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>debrisvegetaux (≥ 1mm)</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>microphytes</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>macrophytes</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>debrisanimx(≥1mm)</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>microinvertebres</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>macroinvertebres</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>vertebres</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence de nourriture	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>absorbeur</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>mangeursedfins</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>broyeur</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>racleur</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>filtreur</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>perceur</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>predateur</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>parasite</i>	Abondance relative des taxons avec ce mode d'alimentation	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>blocs</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>graviers</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>sable</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>limon</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>macrophytes</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>microphytes</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>racines</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
<i>litiere</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.

<i>vase</i>	Abondance relative des taxons avec cette préférence d'habitat	X	USSEGLIO-POLATERA, P., BOUNRAUD, M., RICHOUX, P. & TACHET, H. (2000): <i>Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?</i> . Hydrobiologia, 422-423, 153-162.	TOMANOVA, S., E. GOITIA, J. HELESIC 2006: <i>Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams</i> . Hydrobiologia 556, 251-264.	MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. <i>An introduction to the aquatic insects of North America</i> , 4 th ed. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, 1158 pp.
-------------	---	---	--	--	--

Annexe 5. Méthodologie alternative pour la sélection des métriques finales

Cette annexe a pour but d'expliquer une construction finale alternative de l'indice selon une méthode décrite par Barbour *et al.* (1999) :

La méthodologie principale est la même que décrite dans le §3 toujours avec un travail basé sur 411 métriques.

En reprenant la liste des 23 métriques établie (*tableau 19*) avec un fort pouvoir discriminant, une forte stabilité dans les conditions de référence, une faible spécificité et non redondance, il est possible d'établir une liste de métriques selon le tableau donné par Barbour. Selon les auteurs les métriques représentatives doivent être issues de 4 catégories primaires (1) mesures de la richesse de l'assemblage, (2) mesures de la composition, (3) mesures de la tolérance par rapport aux perturbations, et (4) mesures des stratégies trophiques/habitat des taxons.

Une légère adaptation des catégories pour notre cas est nécessaire. En effet, pour la Guadeloupe nous n'avons pas d'informations sur les tolérances des taxons ce que nous avons remplacé par les indices composites (ex : Shannon) (cf *tableau 20*)

- Mesure de richesse
- Mesure de la composition
- Indice composite
- Trait d'histoire de vie

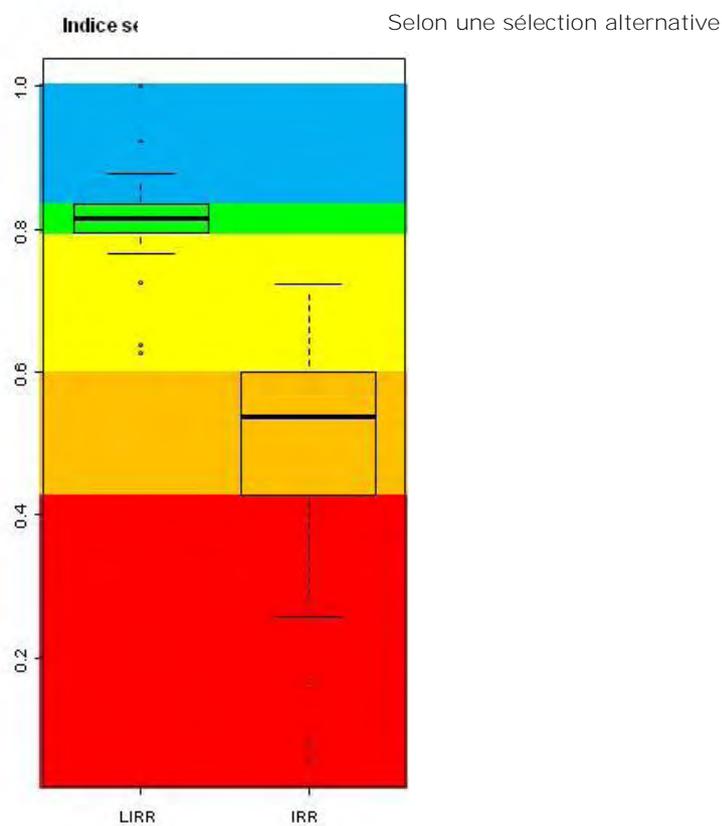
Une fois ces métriques classées selon ces 4 catégories primaires, nous avons sélectionné la métrique qui a le plus fort pouvoir discriminant (DE) par catégorie.

Au final, nous avons un indice multi-métrique composé de 4 métriques (en gras dans le *tableau 19*):

- ET (nombre de famille),
- Indice 1-Gold [C],
- Indice Fisher Alpha [B+C]
- Blocs (préférence d'habitat)

Le découpage des limites de classes écologiques est le même que pour L'IBMA 971.

En appliquant ce découpage, on abouti à la sélection présentée dans la *figure 27*. La *figure 28* présente les notes calculées avec cette méthode de sélection pour les sites en 2011 et en 2012.



Etat mauvais	Etat médiocre	Etat moyen	Bon état	Très bon état
[0 ; 0.4273 [[0.4273 ; 0.5999 [[0.5999 ; 0.7942 [[0.7942 ; 0.8351 [[0.8351 ; 1]

Figure 27. Limite des classes écologiques avec l'indice avec 4 métriques selon une méthode alternative de sélection des métriques finales

Tableau 19. Liste des 23 métriques candidates pour la sélection finale (en gras les métriques sélectionnées)

	DE_IRR	CV_LIRR	Qualité de l'eau (9 sur 14 variables)	Qualité de l'habitat (1 sur 3)	Mesure de Richesse	Mesure de composition	Indice composite	Trait d'histoire de vie
Berger_Parker [B]	62,71	0,15	12	2			X	
Blocs	82,82	0,28	9	2				X
Brillouin [B+C]	74,35	0,10	12	3			X	
Dominance [B+C]	72,00	0,07	11	2			X	
Equitability [B+C]	62,65	0,10	12	2			X	
ET (%Q) [B]	80,24	0,22	11	3		X		
ET (%S)	72,35	0,09	11	3	X			
ETC (%Q) [B+C]	82,65	0,09	11	3		X		
ETC (%S) [B+C]	83,18	0,09	10	3	X			
Evenness [B]	76,35	0,23	10	2			X	
Fisher_alpha [B+C]	96,76	0,12	12	3			X	
Gastropoda (%S) [A+B]	89,59	0,12	9	3		X		
IB971	77,12	0,20	11	2			X	
Margalef [B+C]	71,47	0,12	12	3			X	
Menhinick [B+C]	96,47	0,18	11	3			X	
ET (Nb family)	85,71	0,07	10	3	X			
Oligochaeta (%S)	65,65	0,05	10	2	X			
Shannon [B+C]	78,94	0,09	11	3			X	
Shannon_family [B]	65,12	0,08	13	2			X	
Shannon	62,94	0,09	11	2			X	
Simpson [B+C]	72,06	0,07	11	2			X	
Taxa (%S) [A+B]	63,29	0,20	9	2	X			
Trichoptera (%S) [A+B]	72,29	0,22	9	3	X			
1-GOLD [C]	92,76	0,22	11	3		X		

Tableau 20. Catégories de métriques pour la sélection finale. Dans l'encadré rouge des exemples de métriques potentielles pour chacune des 4 catégories de métriques pour les macroinvertébrés.

	Richness Measures	Composition Measures	Tolerance Measures	Trophic/Habit Measures
Periphyton	<ul style="list-style-type: none"> Total no. of taxa No. of common nondiatom taxa No. of diatom taxa 	<ul style="list-style-type: none"> % community similarity % live diatoms Diatom (Shannon) diversity index 	<ul style="list-style-type: none"> % tolerant diatoms % sensitive taxa % aberrant diatoms % acidobiontic % alkalibiontic % halobiontic 	<ul style="list-style-type: none"> % motile taxa Chlorophyll a % saprobiontic % eutrophic
Benthic Macroinvertebrate	<ul style="list-style-type: none"> No. Total taxa No. EPT taxa No. Ephemeroptera taxa No. Plecoptera taxa No. Trichoptera taxa 	<ul style="list-style-type: none"> % EPT % Ephemeroptera % Chironomidae 	<ul style="list-style-type: none"> No. Intolerant Taxa % Tolerant Organisms Hilsenhoff Biotic Index (HBI) % Dominant Taxon 	<ul style="list-style-type: none"> No. Clinger taxa % Clingers % Filterers % Scrapers
Fish	<ul style="list-style-type: none"> Total no. of native fish species No. and identity of darter species No. and identity of sunfish species No. and identity of sucker species 	<ul style="list-style-type: none"> % pioneering species Number of fish per unit of sampling effort related to drainage area 	<ul style="list-style-type: none"> No. and identity of intolerant species % of individuals as tolerant species % of individuals as hybrids % of individuals with disease, tumors, fin damage, and skeletal anomalies 	<ul style="list-style-type: none"> % omnivores % insectivores % top carnivores

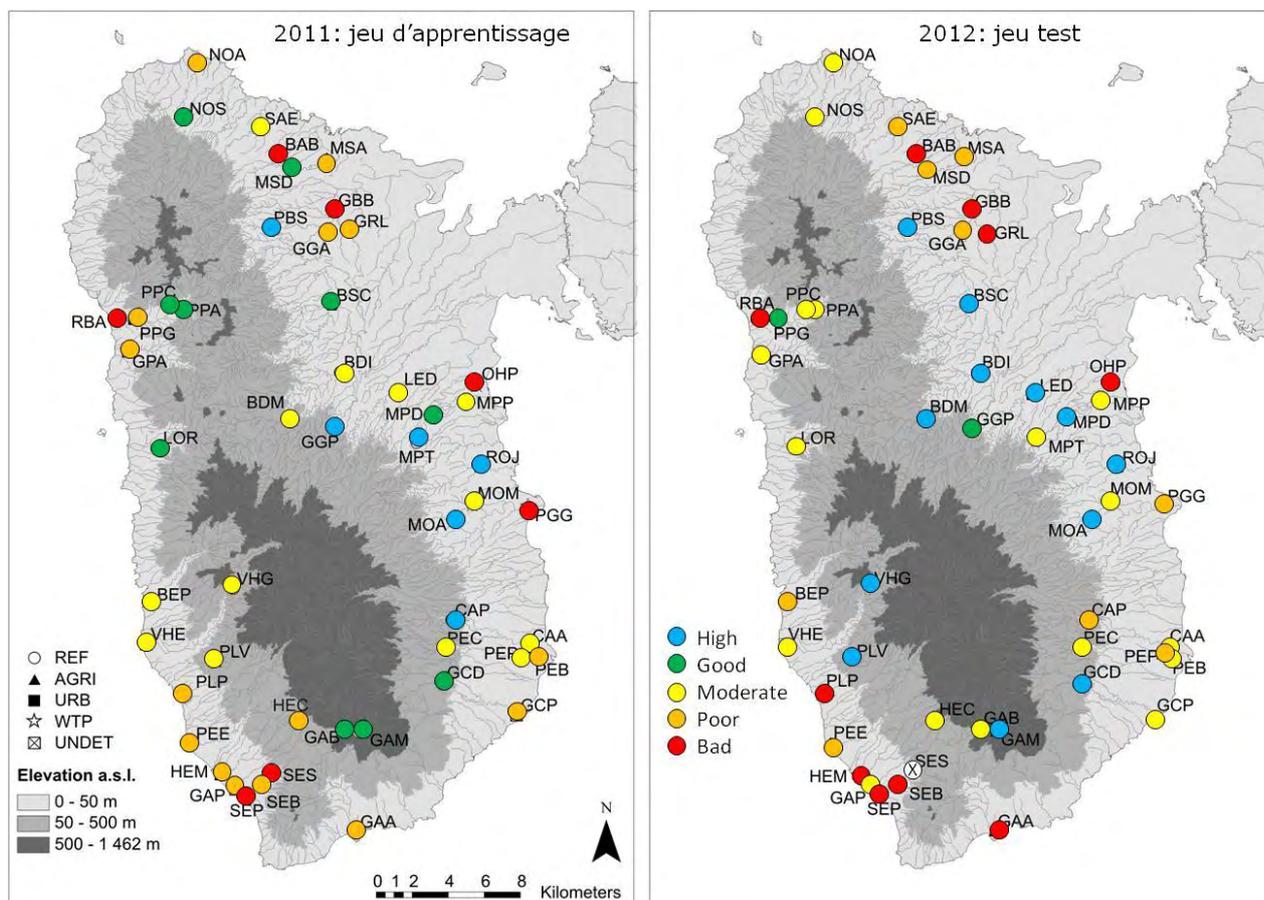


Figure 28. Qualification des sites après sélection des métriques selon une autre méthode en 2011 et 2012

Annexe 6. Efficacité de Discrimination (DE) moyenne et Coefficient de Variation (CV) dans les LIRRs moyen pour chacune des 99 métriques candidates, et résultats des régressions linéaires (critère de faible sélectivité des variables) pour la sélection des métriques. (En vert, les valeurs significatives)

	DE_LIRR	CV_LIRR	Qualité de l'eau (9 sur 14 variables) pour avoir 70%	Qualité de l'habitat (1 sur 3)	Turbidité	Mes	DBO5	Azotek	Hydrogène	Chlorures	Sulfates	Nitrates	Silice	Phosphore	Potassium	pH	Cond	Oxy	Urban	Agri	Forest
Berger_Parker_B	62,706	0,145	12	2	0,003	0,008	0,137	0,002	0,001	0,000	0,026	0,092	0,018	0,013	0,004	0,009	0,003	0,000	0,000	0,128	0,001
Berger_Parker_BC	60,471	0,171	10	2	0,001	0,009	0,224	0,004	0,000	0,008	0,342	0,033	0,018	0,015	0,023	0,204	0,053	0,000	0,001	0,187	0,002
blocs	82,824	0,277	9	2	0,001	0,005	0,353	0,420	0,001	0,000	0,003	0,000	0,584	0,000	0,000	0,757	0,001	0,592	0,000	0,146	0,006
Brillouin_AB	61,235	0,112	9	2	0,011	0,060	0,205	0,004	0,011	0,003	0,006	0,085	0,067	0,042	0,004	0,076	0,010	0,000	0,001	0,078	0,001
Brillouin_BC	74,353	0,095	12	3	0,004	0,009	0,090	0,003	0,000	0,001	0,031	0,011	0,085	0,012	0,001	0,044	0,005	0,000	0,000	0,032	0,000
Coleoptera.S_AB	77,706	0,250	6	2	0,004	0,045	0,814	0,941	0,000	0,312	0,477	0,000	0,534	0,035	0,011	0,113	0,231	0,992	0,002	0,079	0,042
Coleoptera.S_B	75,647	0,266	4	2	0,008	0,102	0,393	0,384	0,000	0,560	0,284	0,000	0,399	0,069	0,008	0,228	0,270	0,611	0,000	0,072	0,026
Coleoptera.S_BC	72,118	0,158	6	2	0,001	0,017	0,584	0,750	0,000	0,171	0,201	0,000	0,717	0,005	0,002	0,177	0,235	0,751	0,000	0,069	0,009
Coleoptera.S_C	69,000	0,174	6	2	0,008	0,050	0,883	0,863	0,000	0,737	0,521	0,000	0,499	0,030	0,039	0,177	0,675	0,305	0,000	0,245	0,008
Coleoptera.S_reach	79,059	0,157	6	2	0,002	0,024	0,746	0,853	0,000	0,194	0,324	0,000	0,556	0,018	0,006	0,133	0,152	0,998	0,000	0,065	0,026

Crustacea.S_C	62,941	0,192	8	1	0,048	0,142	0,914	0,628	0,004	0,057	0,005	0,002	0,041	0,001	0,000	0,043	0,071	0,124	0,018	0,397	0,955
Dominance_AB	65,176	0,066	7	2	0,014	0,142	0,238	0,006	0,036	0,025	0,096	0,154	0,006	0,140	0,060	0,064	0,044	0,000	0,003	0,111	0,005
Dominance_BC	72,000	0,073	11	2	0,001	0,006	0,113	0,000	0,000	0,004	0,315	0,033	0,003	0,014	0,019	0,077	0,022	0,000	0,000	0,072	0,000
Dominance_C	61,882	0,112	10	2	0,007	0,013	0,175	0,001	0,000	0,043	0,515	0,023	0,036	0,013	0,024	0,461	0,072	0,000	0,002	0,188	0,010
Equitability_AB	61,412	0,111	8	2	0,003	0,102	0,069	0,001	0,008	0,011	0,057	0,145	0,033	0,125	0,023	0,081	0,019	0,000	0,001	0,070	0,002
Equitability_B	79,353	0,085	11	2	0,000	0,007	0,055	0,001	0,000	0,002	0,193	0,018	0,021	0,016	0,012	0,090	0,011	0,000	0,000	0,103	0,000
Equitability_BC	62,647	0,101	12	2	0,000	0,010	0,027	0,000	0,000	0,018	0,540	0,007	0,032	0,016	0,022	0,179	0,041	0,000	0,000	0,081	0,000
ET.Diptera.Q_reach	64,647	0,288	6	2	0,076	0,669	0,032	0,014	0,115	0,025	0,166	0,012	0,577	0,068	0,014	0,041	0,125	0,274	0,007	0,184	0,008
ET.Oligo_Diptera.Q_reach	68,824	0,296	6	2	0,069	0,418	0,035	0,020	0,053	0,046	0,147	0,007	0,602	0,039	0,011	0,074	0,168	0,260	0,003	0,429	0,007
ET.Q_B	80,235	0,220	11	3	0,008	0,011	0,063	0,025	0,003	0,000	0,028	0,006	0,255	0,009	0,001	0,048	0,024	0,155	0,000	0,005	0,002
ET.Q_BC	78,882	0,201	11	3	0,000	0,001	0,252	0,029	0,000	0,000	0,006	0,004	0,109	0,000	0,000	0,146	0,001	0,012	0,000	0,015	0,000
ET.Q_C	76,529	0,184	9	3	0,001	0,040	0,021	0,014	0,001	0,004	0,221	0,006	0,247	0,038	0,012	0,159	0,123	0,055	0,000	0,021	0,002
ET.S_BC	71,471	0,125	3	1	0,331	0,680	0,024	0,263	0,344	0,117	0,021	0,335	0,276	0,060	0,041	0,495	0,140	0,241	0,293	0,194	0,018

ET.S_C	65,059	0,164	10	2	0,008	0,011	0,116	0,012	0,000	0,003	0,065	0,004	0,073	0,001	0,002	0,214	0,019	0,002	0,000	0,071	0,001
ET.S_reach	72,353	0,093	11	3	0,000	0,003	0,062	0,003	0,000	0,003	0,082	0,012	0,064	0,003	0,001	0,045	0,011	0,001	0,001	0,002	0,000
ETC.Q_B	82,412	0,133	11	3	0,002	0,005	0,046	0,023	0,000	0,000	0,013	0,001	0,318	0,003	0,000	0,135	0,010	0,123	0,000	0,006	0,000
ETC.Q_BC	82,647	0,091	11	3	0,001	0,010	0,017	0,010	0,000	0,001	0,049	0,000	0,301	0,007	0,000	0,178	0,027	0,054	0,000	0,009	0,000
ETC.Q_C	79,529	0,146	10	3	0,001	0,021	0,013	0,008	0,000	0,006	0,125	0,001	0,337	0,021	0,003	0,333	0,066	0,047	0,000	0,026	0,000
ETC.S_A	62,059	0,216	10	3	0,000	0,017	0,022	0,002	0,000	0,048	0,364	0,000	0,281	0,007	0,003	0,329	0,061	0,002	0,000	0,001	0,000
ETC.S_AB	80,118	0,142	10	3	0,000	0,002	0,107	0,013	0,000	0,008	0,100	0,000	0,252	0,002	0,000	0,335	0,014	0,017	0,000	0,001	0,000
ETC.S_B	86,176	0,101	9	3	0,000	0,000	0,315	0,069	0,000	0,001	0,009	0,000	0,317	0,000	0,000	0,503	0,004	0,092	0,000	0,004	0,000
ETC.S_BC	83,176	0,092	10	3	0,002	0,017	0,025	0,012	0,001	0,001	0,078	0,002	0,225	0,010	0,001	0,067	0,044	0,067	0,000	0,009	0,001
ETC.S_C	72,588	0,141	10	2	0,002	0,005	0,205	0,047	0,000	0,016	0,093	0,000	0,097	0,000	0,001	0,681	0,050	0,006	0,000	0,062	0,000
ETC.S_reach	82,412	0,093	10	3	0,000	0,002	0,127	0,022	0,000	0,006	0,089	0,000	0,254	0,001	0,000	0,376	0,013	0,014	0,000	0,002	0,000
Evenness_B	76,353	0,229	10	2	0,000	0,030	0,097	0,027	0,000	0,030	0,330	0,005	0,298	0,041	0,035	0,546	0,050	0,011	0,000	0,348	0,002
Fisher_alpha_AB	96,529	0,201	11	3	0,000	0,002	0,021	0,004	0,000	0,000	0,017	0,001	0,232	0,003	0,000	0,854	0,000	0,073	0,000	0,042	0,000

Fisher_alpha_B	76,471	0,225	10	3	0,002	0,007	0,006	0,006	0,000	0,005	0,101	0,005	0,304	0,013	0,002	0,226	0,012	0,091	0,000	0,012	0,000
Fisher_alpha_BC	96,765	0,118	12	3	0,002	0,002	0,007	0,001	0,000	0,001	0,035	0,000	0,509	0,012	0,000	0,310	0,001	0,017	0,000	0,002	0,000
Fisher_alpha_C	76,118	0,184	11	3	0,012	0,021	0,039	0,001	0,000	0,006	0,084	0,000	0,674	0,039	0,000	0,389	0,006	0,012	0,000	0,004	0,000
Fisher_alpha_reach	86,118	0,157	11	3	0,000	0,002	0,059	0,004	0,000	0,000	0,006	0,000	0,275	0,001	0,000	0,612	0,000	0,021	0,000	0,042	0,000
Gastropoda.Q_A	60,353	0,038	8	0	0,000	0,000	0,961	0,763	0,003	0,020	0,624	0,020	0,034	0,001	0,048	0,737	0,114	0,051	0,064	0,075	0,107
Gastropoda.Q_C	62,529	0,141	6	1	0,028	0,007	0,393	0,539	0,011	0,400	0,701	0,019	0,022	0,021	0,343	0,732	0,833	0,629	0,006	0,051	0,060
Gastropoda.S_A	82,471	0,125	8	2	0,001	0,000	0,075	0,275	0,000	0,016	0,292	0,000	0,442	0,001	0,004	0,555	0,033	0,525	0,002	0,059	0,002
Gastropoda.S_AB	89,588	0,124	9	3	0,000	0,000	0,034	0,167	0,000	0,029	0,223	0,000	0,369	0,000	0,002	0,293	0,039	0,598	0,001	0,014	0,001
Gastropoda.S_B	68,588	0,119	7	2	0,000	0,000	0,201	0,255	0,000	0,056	0,394	0,000	0,039	0,000	0,003	0,055	0,170	0,298	0,000	0,064	0,015
Gastropoda.S_BC	75,706	0,092	6	3	0,000	0,000	0,182	0,394	0,000	0,050	0,398	0,000	0,058	0,000	0,007	0,064	0,154	0,443	0,000	0,019	0,004
Gastropoda.S_C	82,647	0,081	7	3	0,001	0,000	0,144	0,263	0,000	0,062	0,535	0,001	0,026	0,000	0,020	0,230	0,201	0,182	0,000	0,022	0,002
Gastropoda.S_reach	89,294	0,113	9	3	0,000	0,000	0,043	0,265	0,000	0,017	0,177	0,000	0,392	0,000	0,001	0,248	0,027	0,652	0,000	0,011	0,004
IB971_reach	77,118	0,202	11	2	0,000	0,001	0,026	0,033	0,000	0,000	0,041	0,001	0,861	0,017	0,000	0,539	0,001	0,082	0,009	0,200	0,035

Individuals_A	62,765	0,044	7	1	0,003	0,019	0,039	0,000	0,009	0,069	0,938	0,736	0,037	0,149	0,279	0,362	0,167	0,003	0,337	0,076	0,003
Individuals_AB	67,588	0,037	6	1	0,003	0,024	0,069	0,000	0,007	0,055	0,954	0,711	0,047	0,123	0,252	0,445	0,156	0,001	0,315	0,118	0,006
Individuals_B	65,706	0,056	6	1	0,003	0,037	0,136	0,000	0,007	0,046	0,828	0,687	0,069	0,105	0,231	0,566	0,152	0,001	0,301	0,200	0,015
macrophytes	61,353	0,184	0	0	0,086	0,376	0,128	0,652	0,371	0,561	0,272	0,234	0,411	0,911	0,966	0,599	0,430	0,391	0,585	0,225	0,106
mangeursedfins	67,882	0,153	1	1	0,606	0,826	0,413	0,840	0,075	0,424	0,040	0,111	0,414	0,068	0,077	0,154	0,282	0,774	0,002	0,802	0,266
Margalef_AB	82,824	0,160	11	2	0,001	0,001	0,080	0,006	0,000	0,000	0,005	0,005	0,186	0,001	0,000	0,604	0,001	0,022	0,000	0,061	0,000
Margalef_BC	71,471	0,116	12	3	0,007	0,002	0,042	0,004	0,000	0,000	0,009	0,004	0,279	0,009	0,000	0,127	0,001	0,011	0,000	0,004	0,000
Margalef_C	68,588	0,125	11	3	0,014	0,006	0,274	0,013	0,002	0,001	0,019	0,004	0,199	0,014	0,001	0,139	0,010	0,008	0,000	0,001	0,000
Margalef_reach	82,882	0,133	11	3	0,001	0,001	0,181	0,011	0,000	0,000	0,002	0,001	0,174	0,001	0,000	0,434	0,000	0,011	0,000	0,047	0,000
Menhinick_A	64,176	0,216	7	2	0,006	0,074	0,006	0,001	0,002	0,035	0,292	0,167	0,366	0,110	0,017	0,998	0,010	0,243	0,017	0,054	0,005
Menhinick_AB	90,059	0,195	10	2	0,000	0,006	0,001	0,001	0,000	0,010	0,339	0,006	0,221	0,024	0,005	0,769	0,003	0,208	0,000	0,061	0,001
Menhinick_B	92,647	0,271	10	3	0,000	0,001	0,003	0,001	0,000	0,006	0,343	0,002	0,161	0,003	0,002	0,602	0,016	0,082	0,000	0,030	0,000
Menhinick_BC	96,471	0,183	11	3	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,007	0,386	0,000	0,557	0,017	0,001	0,818	0,003	0,029	0,001	0,027	0,000

Menhinick_C	72,235	0,228	11	3	0,002	0,013	0,001	0,000	0,000	0,010	0,325	0,001	0,668	0,029	0,001	0,680	0,006	0,013	0,005	0,030	0,000
Menhinick_reach	86,412	0,209	10	2	0,000	0,006	0,001	0,000	0,000	0,004	0,259	0,002	0,371	0,016	0,001	0,903	0,001	0,075	0,001	0,088	0,001
Nb_ET_family_AB	86,412	0,115	9	3	0,001	0,000	0,500	0,103	0,000	0,000	0,000	0,002	0,407	0,000	0,000	0,472	0,002	0,057	0,000	0,026	0,000
Nb_ET_family_C	79,176	0,166	9	3	0,009	0,004	0,600	0,261	0,003	0,001	0,003	0,004	0,155	0,001	0,001	0,358	0,016	0,082	0,000	0,036	0,001
Nb_ET_family_reach	85,706	0,074	10	3	0,001	0,000	0,471	0,114	0,000	0,000	0,000	0,001	0,310	0,000	0,000	0,259	0,002	0,040	0,000	0,018	0,000
NbET_family_BC	79,647	0,146	9	3	0,001	0,001	0,417	0,218	0,000	0,000	0,000	0,002	0,303	0,000	0,000	0,197	0,001	0,067	0,000	0,030	0,000
Odonata.S_B	68,412	0,161	3	3	0,009	0,291	0,994	0,271	0,000	0,732	0,667	0,002	0,661	0,256	0,278	0,416	0,921	0,218	0,002	0,006	0,022
Odonata.S_BC	65,647	0,182	5	2	0,027	0,051	0,858	0,431	0,001	0,189	0,225	0,000	0,557	0,008	0,003	0,485	0,075	0,244	0,006	0,010	0,115
Odonata.S_C	76,294	0,299	8	1	0,055	0,015	0,161	0,237	0,000	0,015	0,027	0,000	0,165	0,019	0,000	0,727	0,002	0,811	0,005	0,053	0,135
Oligochaeta.S_AB	62,412	0,094	9	2	0,127	0,034	0,277	0,042	0,021	0,006	0,021	0,082	0,151	0,038	0,007	0,289	0,016	0,015	0,019	0,110	0,002
Oligochaeta.S_reach	65,647	0,048	10	2	0,041	0,012	0,488	0,054	0,009	0,000	0,005	0,034	0,096	0,015	0,001	0,171	0,003	0,005	0,004	0,086	0,003
plastron	79,235	0,332	6	1	0,250	0,123	0,389	0,503	0,003	0,348	0,004	0,002	0,628	0,032	0,005	0,148	0,032	0,609	0,000	0,780	0,183
S_family_AB	82,353	0,277	8	2	0,170	0,006	0,606	0,743	0,010	0,002	0,000	0,009	0,402	0,002	0,000	0,653	0,025	0,196	0,000	0,367	0,036

S_family_BC	73,059	0,181	7	3	0,184	0,011	0,657	0,255	0,060	0,001	0,002	0,030	0,252	0,036	0,002	0,069	0,005	0,068	0,001	0,018	0,002
S_family_C	62,412	0,134	4	3	0,136	0,027	0,612	0,517	0,146	0,010	0,006	0,120	0,135	0,058	0,022	0,128	0,067	0,100	0,001	0,019	0,009
S_family_reach	75,353	0,131	8	2	0,098	0,004	0,582	0,717	0,020	0,001	0,000	0,005	0,188	0,003	0,001	0,386	0,012	0,125	0,000	0,171	0,010
sable	61,706	0,175	1	1	0,522	0,986	0,588	0,870	0,209	0,221	0,058	0,152	0,727	0,041	0,063	0,215	0,303	0,680	0,002	0,570	0,705
Shannon_AB	69,529	0,112	10	2	0,004	0,041	0,113	0,002	0,004	0,002	0,008	0,053	0,061	0,035	0,003	0,102	0,006	0,000	0,000	0,059	0,001
Shannon_BC	78,941	0,086	11	3	0,001	0,005	0,040	0,001	0,000	0,001	0,052	0,004	0,095	0,009	0,001	0,068	0,004	0,000	0,000	0,024	0,000
Shannon_C	69,294	0,108	10	3	0,005	0,012	0,123	0,001	0,000	0,010	0,152	0,005	0,136	0,012	0,003	0,227	0,026	0,000	0,000	0,025	0,001
Shannon_family_AB	84,118	0,272	7	2	0,059	0,088	0,078	0,002	0,016	0,005	0,003	0,129	0,151	0,076	0,005	0,200	0,016	0,036	0,000	0,385	0,010
Shannon_family_B	65,118	0,081	13	2	0,006	0,003	0,031	0,001	0,000	0,000	0,000	0,017	0,239	0,002	0,000	0,043	0,000	0,001	0,000	0,106	0,000
Shannon_family_BC	82,059	0,122	12	2	0,001	0,004	0,038	0,001	0,000	0,000	0,010	0,004	0,187	0,005	0,000	0,187	0,003	0,000	0,000	0,065	0,000
Shannon_family_C	78,824	0,178	11	2	0,002	0,013	0,228	0,002	0,000	0,003	0,048	0,006	0,156	0,007	0,001	0,289	0,015	0,000	0,000	0,072	0,001
Shannon_H_reach	62,941	0,091	11	2	0,001	0,015	0,119	0,002	0,000	0,001	0,013	0,016	0,050	0,010	0,001	0,123	0,006	0,000	0,000	0,068	0,000
Simpson_1_AB	65,471	0,064	7	2	0,014	0,142	0,238	0,006	0,036	0,025	0,096	0,154	0,006	0,140	0,060	0,064	0,044	0,000	0,003	0,111	0,005

Simpson_1_BC	72,059	0,072	11	2	0,001	0,006	0,113	0,000	0,000	0,004	0,315	0,033	0,003	0,014	0,019	0,077	0,022	0,000	0,000	0,072	0,000
Simpson_1_C	62,706	0,112	10	2	0,007	0,013	0,175	0,001	0,000	0,043	0,515	0,023	0,036	0,013	0,024	0,461	0,072	0,000	0,002	0,188	0,010
Taxa_S_AB	63,294	0,200	9	2	0,111	0,016	0,841	0,201	0,011	0,002	0,001	0,044	0,365	0,006	0,001	0,386	0,012	0,035	0,005	0,222	0,017
Trichoptera.Q_BC	79,588	0,325	8	1	0,033	0,005	0,398	0,247	0,000	0,014	0,008	0,023	0,577	0,001	0,001	0,482	0,160	0,751	0,000	0,487	0,096
Trichoptera.S_AB	72,294	0,216	9	3	0,016	0,002	0,850	0,276	0,001	0,012	0,001	0,003	0,904	0,002	0,000	0,663	0,005	0,237	0,000	0,021	0,003
Trichoptera.S_BC	65,941	0,168	9	2	0,007	0,006	0,382	0,350	0,000	0,001	0,000	0,003	0,757	0,001	0,000	0,688	0,000	0,346	0,000	0,213	0,031
Trichoptera.S_C	71,588	0,294	9	1	0,011	0,023	0,119	0,128	0,000	0,001	0,000	0,017	0,789	0,000	0,000	0,410	0,000	0,212	0,000	0,815	0,073
Trichoptera.S_reach	71,647	0,146	9	3	0,004	0,001	0,538	0,249	0,000	0,005	0,001	0,001	0,709	0,000	0,000	0,832	0,004	0,193	0,000	0,023	0,001
1_GOLD_B	75,059	0,141	11	3	0,004	0,018	0,082	0,012	0,001	0,000	0,012	0,006	0,158	0,017	0,002	0,061	0,015	0,033	0,000	0,017	0,000
1_GOLD_BC	82,176	0,153	11	3	0,001	0,022	0,046	0,005	0,000	0,002	0,096	0,001	0,150	0,023	0,003	0,147	0,033	0,003	0,000	0,008	0,000
1_GOLD_C	92,765	0,219	11	3	0,000	0,016	0,045	0,006	0,000	0,013	0,247	0,001	0,236	0,027	0,006	0,523	0,040	0,002	0,000	0,015	0,001

*Annexe 7. Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: a multimetric index for river bioassessment in Caribbean islands (soumis à la revue **Limnologica**)*

Heliott Touron-Poncet^{(1),(2),(3)*}, Caroline Bernadet^{(1),(2),(3)*}, Compin A. ^{(1),(2)}, Nicolas Bargier^{(3),(4)}, Régis Céréghino^{(1),(2)**}

(1) *Université de Toulouse, INP, UPS EcoLab (Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement), 118 Route de Narbonne, 31062 Toulouse, France.*

(2) *CNRS, EcoLab, 31062 Toulouse, France*

(3) *Asconit Consultants Caraïbes, ZI Champigny, 97224 Ducos, Martinique, France*

(4) *Asconit Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier 6-8 espace Henry Vallée, 69366 Lyon Cedex 07, France*

Short Title: A multimetric index for Caribbean rivers

*These authors contributed equally to this work

**Corresponding author: E-mail: regis.cereghino@univ-tlse3.fr
Phone: +33 561 558 436

ABSTRACT

Neotropical overseas regions of Europe have the same water policy objectives as the continental ones, but were overlooked during recent developments of bioassessment tools that fulfill the Water Framework Directive guidelines. We designed a macroinvertebrate-based multimetric index (IBMA) to assess ecological health in rivers of Martinique and Guadeloupe, two densely populated islands in the Lesser Antilles (Caribbean Sea). Invertebrates were sampled at 114 sites including reference and impacted river reaches following a normalized protocol. Among the 411 biological metrics (transformed into ecological quality ratios) calculated from our site-specific data (identification and enumeration of taxa), we selected metrics exhibiting the best trade-off between high discrimination efficiency, low specificity, low redundancy, and high stability under reference conditions. We finally retained seven metrics related to taxonomic diversity, species abundance, and preferences for some substratum types. Each metric was weighted by its discrimination efficiency. Using test data sets, we found that the IBMA was sensitive to the

full range of disturbances in the area. Also, our index improved the detection of impairments, compared to the former practice by regional administrations. Finally, we suggest that the IBMA might prove relevant to neighboring islands in the biogeographic area.

Keywords: Macroinvertebrates, bioassessment, multimetric index, overseas regions, tropical river, Water Framework Directive

INTRODUCTION

Intended to protect all surface waters, Europe's Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) has prompted the development of practical tools for the biological assessment of freshwater ecosystem health in Member States. A key aspect of WFD guidelines is that ecological health must be defined in terms of similarity to an undisturbed ("reference") state. The Reference Condition Approach (RCA, Bailey *et al.*, 2003) implies the characterization of biological communities (fish, invertebrates, diatoms, phytoplankton, plants) expected to occur where there is (almost) no anthropogenic disturbance (Chaves *et al.*, 2011). Recent examples of RCA-based works in continental Europe can be found in Gabriels *et al.* (2010) (Belgium), Kelly *et al.* (2012) (Ireland), and Mondy *et al.* (2012) (France).

Europe's political boundaries extend far beyond its continental limits. As part of Europe, overseas regions are subjected to EU's water legislation too. In other words, overseas regions have the same water policy objectives as the continental ones, and must fulfill WFD's goals. However, these regions were overlooked during the development phase of methods that fulfill WFD's requirements. Biological metrics that are relevant to European rivers cannot be transposed to overseas regions, at least for two major reasons. Firstly, biogeographic differences in community diversity preclude the adaptation of current metrics. Entire indicator groups are absent from some biogeographic areas, e.g., stoneflies (a particularly sensitive group of taxa in Europe) are absent in the Lesser Antilles (Caribbean Sea), Macaronesia (Atlantic Ocean) and the Reunion (Indian Ocean), and are scarce in French Guiana (South-America) (Starmühlner, 1977; Stark, 2000; Hughes, 2005). Secondly, and perhaps more importantly, limited scientific effort has been directed at characterizing how rivers in overseas Europe differ in terms of biological communities, and how these communities respond to changes in abiotic conditions. As a consequence, tolerance to water pollution and Ecological Quality Ratios (ratios between observed biological parameters and the expected values under reference conditions (Anonymous, 2003)) could not be defined. In recent studies, Bernadet *et al.* (2013) and Tournon-Poncet *et al.* (2013) have established stream classifications for Martinique and Guadeloupe (French Lesser Antilles), based on river macroinvertebrate communities and physical-chemical data. Importantly, these studies allowed to characterize reference conditions for these two islands, thus providing background for the development of WFD-compliant biological indices. In the present study, we therefore take a step towards the implementation of the WFD in neotropical islands of Europe, by proposing a multimetric index based on river macroinvertebrate diversity.

Among potential biological assessment tools (Friberg *et al.*, 2011), multimetric indices are now commonly used (see rationale in Hering *et al.*, 2006). By combining different categories of metrics that effectively respond to different aspects of environmental conditions (e.g., taxonomic richness, abundance, biological and functional traits), a combination of relevant metrics is more efficient/reliable than single metrics to provide integrated assessments of ecosystem health (Barbour *et al.*, 1999). Since the first multimetric approach developed by Karr (1981) for fish communities, various indices have been designed on the basis of different biological communities. Benthic macroinvertebrates are certainly the most widely used group of organisms in water quality assessment to date (Bonada *et al.*, 2006).

Only recently have multimetric indices been established for continental streams in the neotropics (e.g. Moya *et al.*, 2011; Helson and Williams, 2013). Insular freshwater invertebrate assemblages are however distinct from their continental counterparts in that they are shaped by more complex biogeographical, historical and geomorphological factors (Boulton *et al.*, 2008). Caribbean islands in particular have naturally depauperate species pools that contain several endemic species (Bass, 2003). In Martinique and Guadeloupe, freshwaters suffer from chemical-physical degradation due to human population growth on a

cramped territory (400 000 and 404 000 inhabitants in 2009, 1100 and 1628 km² respectively, INSEE, 2010). To date, in the absence of any relevant biological index, local administrations in charge of river surveys use the Shannon index (community entropy) as a surrogate index. In light of recent economic development and EU legislation, there is therefore a pressing need to set up and implement a multimetric index adapted to this geographic area.

Following instructions for consistency in methods imposed by national environmental agencies, we mostly followed the methodology established in metropolitan France by Mondy *et al.* (2012), with adaptations inherent to biogeographic differences in community diversity and fundamental knowledge of species/population ecology. In addition, because sites were subjected to multiple impacts, we could not test the index against different categories of pressures. Hence, we built a generalist index by selecting metrics which respond to a high number of pressures. We compared the efficiency of our new multimetric index (IBMA) to the Shannon index, and finally evaluated it on a test data set.

METHODS

Study area

Most islands in the Caribbean were formed by volcanic activity or sediment uplift. Martinique and Guadeloupe (Fig. 1) are two volcanic islands separated by a distance of 130 km. The islands are primarily covered by wet forest. Volcanoes' slopes are fairly steep and exhibit many fast flowing streams with rocky bottoms.

In Martinique (1128 km²), relief is mountainous in the north with the Mount Pelée (elevation = 1397 m a.s.l.) and Pitons du Carbet mountains, while the south of the island is characterized by plains and hills (maximum elevation = 507 m a.s.l.) covered by agricultural and urban lands. Running waters are mostly concentrated in the north where rainfall is higher. The Guadeloupe archipelago consists of two main islands separated by a narrow salty channel. The northern island, Grande-Terre (590 km²) is a low limestone plateau. Because it only has a single perennial river, this island was omitted in our study. The southern island, Basse-Terre (848 km²), is composed of a North–South volcanic range. The Soufrière culminates at 1467m a.s.l.

In the two islands, the climate is tropical moist and the annual rainfall ranges from <1000 mm on the littoral coast to >10 000 mm on volcanoes' slopes. There is a major reduction in rainfall between December and April (the dry season, or “Carême”). The mean annual air temperature is 27°C, and ranges from 24–31°C in summer to 20–29°C in winter. In mountain ranges however (500–1400 m a.s.l.), the mean annual temperature is around in 21–23°C.

Field sampling and data collection

In March 2011 during low flow conditions, macroinvertebrate communities were sampled at 114 sites (62 sites in Martinique, 52 sites in Guadeloupe; Fig. 1) selected to cover the range of reference and human-impacted conditions. Therefore, these sites included Least Impaired River Reaches (LIRRs, sites belonging to the Reference Network defined by regional environmental agencies), as well as Impacted River Reaches (IRRs) representing either the average quality of the water body they belonged to (RCS National survey network), or complementary reaches representing a range disturbance types (wastewater treatment plants, agricultural, domestic and industrial runoffs). Further descriptions of LIRRs and IRRs are provided in the Stream types section. The ‘Multi-Habitat Sampling XP T 90-333’ normalized

protocol (AFNOR, 2009) was applied. We took twelve sample units per site on pre-defined habitat types (e.g. boulders, pebbles, gravels, sand, litter), using a surber sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm). Four sample units were taken from marginal habitats, i.e. from habitats with an individual share of less than 5% coverage (group A). Eight sample units were taken from major habitats (i.e. with an individual share of at least 5% coverage). Four of these samples were selected according to their hosting capacity (high biogenic potential, based on expert knowledge of invertebrate distribution over substratum types) (group B). The last four sample units were selected in proportion to their relative coverage within the sampling reach (group C), taking account those habitats already sampled in group B (AFNOR, 2009). All sample units were preserved with formalin (4% final concentration). In the laboratory, invertebrates were sorted, identified to species or genus (except for Polychaeta, Oligochaeta, Nemertea, and Diptera; Appendix A), and counted. This data set was used as a 'development' data set. The same sampling protocol had been applied during low flow conditions on May 2010 at 50 sites in Martinique (included in the 62 sites sampled on 2011), and on March 2012 at 50 sites in Guadeloupe. These new data sets were used as 'test' data sets.

Metric set

We calculated 411 metrics. These metrics can be divided into 4 categories: (1) taxonomic richness-related metrics (the number of species in a particular taxon or a combination of taxa), (2) quantitative (number of individuals), (3) diversity indices combining (1) and (2), e.g., Fisher-Alpha index; and (4) bio-ecological traits (e.g., preference for a given substratum type). For each site, each metric was calculated on the basis of (i) all samples (samples groups A+B+C), (ii) group A, (iii) group B, (iv) group C, (v) groups B +C, and (vi) groups A+B. The bio-ecological traits were quantified at reach level only. Species traits are poorly documented in Caribbean invertebrates compared to the European ones (e.g., Usseglio-Polatera *et al.*, 2000) so we selected five traits which are well-known for the French lesser Antilles fauna (Chevenet *et al.*, 1994; Tomanova *et al.*, 2006).

Stream types, Least Impaired River Reaches (LIRRs) and Impaired River Reaches (IRRs)

Following the WFD requirements, biological metrics must be expressed in Ecological Quality Ratio (EQR), the ratios between observed and expected values under reference conditions for a given stream type. We defined the status of each site (LIRRs vs IRRs) based on National Survey networks and recent physical-chemical data, as well as biological typologies established by us (Bernadet *et al.*, 2013; Tournon-Poncet *et al.*, 2013) (Fig. 1). We identified LIRRs in each of the six sub-regions previously defined in Martinique and Guadeloupe (3 stream-types in each island). As reference conditions were lacking in Southern Martinique, LIRRs from the neighbouring sub-region were used for this sub-region (see Bernadet *et al.* 2013).

SES normalization, reference and worst metric values

In order to compare metric values obtained from different stream types (sub-regions), observed metric values were transformed into normalized deviations from values in reference

conditions (Standardized effect size (SES); equation [1] and Gotelli and McCabe, 2002) for a given stream type. SES values were calculated as follow:

$$SES = (\text{Metric}_{\text{obs}} - \text{mean}_{\text{ref}}) / \text{sd}_{\text{ref}} [1]$$

with 'Metric_Obs' the observed value of the metric, 'mean_{ref}' and 'sd_{ref}' being the average and standard deviation values of the reference metric for the same sub-region.

SES normalization allowed us to identify the direction of deviation from values in LIRRs and allowed a direct comparison of metrics, regardless of river typology.

Taking into account the discrimination efficiency of each variable (DE, Ofenböck *et al.*, 2004) (see Fig. 2), we determined the type of response of each metric in impaired conditions. A given metric could exhibit three response patterns (see Fig. 2 for an illustration): (i) not responding significantly to the impairment (type 1) (i.e. the distribution of values from IRR assemblages was not different from the distribution of values from LIRR assemblages, and so neither DE_{SES(25)} nor DE_{SES(75)} were higher than 0.25), (ii) decreasing with increasing impairment (type 2) (i.e. if DE_{SES(25)} > 0.25 and DE_{SES(75)} < DE_{SES(25)}), (iii) increasing with increasing impairment (type 3) (i.e. if DE_{SES(75)} > 0.25 and DE_{SES(25)} < DE_{SES(75)}). Last, we determined the reference and the worst value of each metric. The reference value corresponded to the highest (type 1 or 2) or the lowest (type 3) value this metric could take in the LIRRs from a given sub-region. The worst metric value corresponded to the lowest (type 1 or 2) or highest (type 3) value a metric could take in the IRRs from the whole data set. The 5th and the 95th percentiles of the distribution of values for a given metric were used as reference or worst values. The 5th and 95th percentiles were used rather than the lowest and the highest values of the distribution in order to eliminate extreme metric values (Ofenböck *et al.*, 2004).

Metric normalization

In order to identify similar patterns in metric response to anthropogenic pressures for all stream types, and thus to facilitate the selection of metrics used at a large spatial scale, the observed values of the metrics were previously transformed into ecological quality ratio (EQR) between observed and reference conditions for the same stream type.

Ecological Quality Ratios (EQR) were calculated following Hering *et al.* (2006), using formula [2] for metrics of types 1 and 2 and formula [3] for metrics of type 3.

$$EQR = (\text{Obs} - \text{lower}) / (\text{upper} - \text{lower}) [2]$$

$$EQR = 1 - (\text{Obs} - \text{lower}) / (\text{upper} - \text{lower}) [3]$$

with "Obs": the metric value observed for a given sampling point. For equation [2] "Upper" and "Lower" correspond to the "best" and "worst" value for this metric on the same type of streams, while in equation [3] "Upper" and "Lower" correspond to the "worst" and "best" value of the metric.

Following the WFD guidelines, EQRs were bounded between 0 and 1. If observed values were greater than the best value (if quality is higher than the reference data set), the value of the EQRs was limited to 1. Conversely if the values were smaller than the EQR worst value (if quality is lower than the worst values), the value of the EQR was fixed as 0.

Metric selection

Our aim here was to determine metrics which best distinguished non-impacted sites from the impacted ones. We selected metrics exhibiting the best trade-off between (i) high discrimination efficiency (DE) (ii) low specificity, and (iii) high stability under reference conditions (Mondy *et al.*, 2012).

The DE of a metric was calculated as the proportion of IRR assemblages with lower EQR values than the first quartile of the LIRR value distribution. The stability of a metric in reference condition (i.e. LIRRs) was assessed using the coefficient of variation (CV) of EQR values distribution from LIRR assemblages. Robust estimates of DE and CV were obtained through a bootstrap procedure (mean of 100 calculations, each calculation using 60 % of the sites randomly selected from the data set). We first selected the metrics which simultaneously exhibited a high DE and a high stability in LIRRs (average DE ≥ 0.6 and average CV in LIRRs $\leq 1/3$).

Since we aimed at building a generalist index, metrics with a low specificity were preferred, i.e. we selected metrics which were significantly correlated (linear regressions, $\alpha < 0.05$) to a high number of environmental variables reflecting site degradation. Thus, metrics significantly correlated to at least 9 water quality variables out of 13, and 1 to land use variables among the the 3 ones were selected.

To avoid redundancy, candidate metrics providing the same biological or ecological information (e.g. ‘taxonomic richness in group A’ and ‘taxonomic richness in groups A+B’) were gathered into homogenous groups on the biological and ecological information returned. Only the metric with the lowest specificity and the highest DE for a given group of metrics has been selected for possible inclusion in the multimetric index. Last, in order to limit the number of metrics, previously selected metrics were put into a correlation matrix. Metrics with $> 75\%$ correlation were grouped and we selected the best metrics for each groups.

IBMA calculation

The IBMA was calculated as:

$$\text{IBMA} = \frac{\sum (\text{DE}_m \times \text{EQR}_m)}{\sum \text{DE}_m}$$

with IBMA: the Antillean Macroinvertebrate Biotic Index (*Indice Biologique Macroinvertébrés des Antilles* in French), DE_m : the discrimination efficiency of the metric ‘m’ and EQR_m : the EQR value of the metric ‘m’.

Ecological quality class boundaries

The range of IBMA scores can be subdivided into any number of categories corresponding to various level of impairment. In accordance with the WFD, we proposed five quality classes (i.e. ‘high’, ‘good’, ‘moderate’, ‘poor’ and ‘bad’ ecological quality). The identification of the ecological quality class boundaries was based on the distribution of the IBMA scores of the development data. The first quartile and the minimum value of the IBMA distribution in LIRRs were considered as the ‘high-good’ and the “good-moderate” boundaries, respectively (Fig. 3). Only ‘true LIRRs’ were considered to delimit ‘high’ and ‘good’ quality classes

(lowlands sites in the North of Martinique which were used as LIRRs for the southern part of Martinique were excluded). The median and the first quartile values of the IBMA distribution in IRRs were considered as the ‘moderate-poor’ and ‘poor-bad’ boundaries, respectively.

Test of the IBMA

The discrimination efficiency and the coefficient of variation in LIRRs of the IBMA were calculated on the whole development data set, and then for each island separately to evaluate the IBMA performance and its stability in the LIRRs of each island. Then, DE and CV of IBMA were compared with the discrimination efficiency and the coefficients of variations in LIRRs of the Shannon index which was used up to now to evaluate the ecological quality of sites in the French Lesser Antilles. To allow us direct comparison with IBMA scores, Shannon scores were bounded between 0 and 1.

To evaluate the robustness of the IBMA discrimination efficiency, IBMA scores were calculated on the test data sets, and the DEs obtained with the development and the test data sets were compared. Then, the stability of IBMA values in LIRRs was tested using two Kolmogorov-Smirnov tests. These tests were used to search for significant difference in the distribution of IBMA values from LIRRs between the two dry-season test sets and the development data set.

All statistical procedures were performed with R software (R Development Core Team, 2009).

RESULTS

Selection of metrics

Among the 411 tested metrics, 74 metrics exhibited a mean DE greater than 0.6 and an average CV in LIRRs $\leq 1/3$. Thirty-four of these 74 metrics significantly responded at least to 9 water quality variables (out of 13) and to 1 habitat quality variable (out of 3), simultaneously. From these 34 metrics, we eliminated redundant information by creating groups of metrics that provide similar bio-ecological information. For instance, we kept the metric “number of Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera in sample groups A+B” instead of “number of Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera in group A” which was less discriminant. The final set of candidate metrics was composed of 17 metrics (Table 2; Appendix B), each selected metric exhibiting the highest mean DE of its groups. After considering pairwise correlations between these 17 metrics, 10 metrics were eliminated. Hence, the IBMA was finally composed of seven metrics: Boulders, Silt, Number of ETC taxa [A+B], Number of taxa [B+C], Shannon index-taxa [B+C], Number of Trichoptera taxa [B+C], Ephemeroptera abundance [B+C] (definition of metrics in Table 2). Reference and worst values for each metric are given in Appendix C.

Ecological quality class boundaries

The values of the IBMA ranged from 0.05 and 0.98 for the development data set. The ‘high-good’, ‘good-moderate’, ‘moderate-poor’ and ‘poor-bad’ boundaries were: 0.7324, 0.6003, 0.4866 and 0.3537, respectively (Fig. 3). These quality class boundaries were adjusted for the Southern Martinique (Cluster 6 in Bernadet *et al.*, 2013), where quality seemed to be under-

evaluated due to the lack of appropriate LIRRs. The ‘high-good’ boundary was unchanged. The ‘moderate–poor’ and ‘poor–bad’ boundaries were fixed as 0.3500 and 0.2900, these values corresponding to the median and first quartile of the distribution of the Southern Martinique sub-region LIRRs scores. Finally, the ‘good-moderate’ boundary was arbitrarily fixed at 0.5000, by dividing the moderate-high range in two.

Test of the IBMA

Considering both islands and the development data set, the DE and CV in LIRRs of the IBMA were equal to 0.92 and 0.12, respectively. Values for the Shannon index were DE= 0.75 and CV= 0.19, respectively. Considering only the development data set of Guadeloupe, the DE and CV in LIRRs of the IBMA were 0.93 and 0.12, respectively, whereas the Shannon index values were 0.83 and 0.12 (Fig. 4a). Similarly, DE and CV in LIRRs of the IBMA and the Shannon index calculated on the development data set of Martinique were equal to 0.96 and 0.11, 0.63 and 0.22, respectively (Fig. 4b). DE and CV in LIRRs calculated on the tests data sets were equals to 0.86 and 0.18 for 2010, and 0.92 and 0.11 for 2012 (dry seasons). The distribution of IBMA scores from LIRR assemblages in the development and the test data sets exhibited no significant difference (Kolmogorov-Smirnov test with test data sets of dry season 2010 and dry season 2012, respectively: $D = 0.3218$, $p = 0.1560$ and $D = 0.2258$, $p = 0.3716$; Fig. 5).

DISCUSSION

The proposed IBMA is a multimetric, generalist index able to discriminate anthropogenic pressure from natural variability. We selected sampling sites that cover the gradients of environmental stressors encountered in Martinique and Guadeloupe. Despite this, some pressures categories were represented by a low number of sites on each island (e.g. only five sampling sites downstream a wastewater treatment plant in Martinique). Indeed, some cases are not abundant on these cramped territories. In addition, some impacts are not precisely identified for several sites due to a lack of information. Specifically, the organochlorine compound ‘chlordecone’ which contaminates soils and freshwater of Martinique and Guadeloupe following years of unrestricted use in banana plantations, still remains scarcely included in routine surveys and concentrations were not determined consistently. To date, the actual impacts of this molecule on macroinvertebrates are unidentified (Coat, 2009). In this context, it is difficult to identify metrics able to specifically discriminate one or a very small group of pressure categories, so a generalist index was much more suitable for identifying multiple pressure scenarii.

Our index performed well in separating reference and disturbed sites, since 92% of the reaches pre-classified as ‘impaired’ based on environmental criteria were also considered as ‘impaired’ by the IBMA. Compared to the Shannon index, the IBMA significantly improved the detection of impaired reaches by at least 10% for Guadeloupe and by up to 33% for Martinique. Testing the IBMA with an independent data set allowed us to demonstrate its stability in LIRRs and its robustness in terms of discrimination efficiency. Discrimination efficiencies of the IBMA were high, and varied between 0.86 and 0.92. These DEs remained in all cases higher than the DE of the Shannon index. However, the IBMA has limitations in Southern Martinique where reference sites are lacking due to spatially consistent human activities. The selection of appropriate reference sites is a critical step in developing a multimetric index because this facilitates comparisons between reference and impaired sites. The use of LIRRs from a neighbouring sub-region led us to under-evaluate river quality in

Southern Martinique and therefore forced us to adapt the ecological class boundaries for this particular sub-region. Also, difficulties remain in this cluster regarding very high conductivity values of some sampling sites in relation to well-known geochemical anomalies due to the lithology (Lions *et al.*, 2008); high concentrations of Na, Ca, Mg, Cl) rather than to anthropogenic impacts. Compared to the Hydro-Ecoregion-based typology established for metropolitan France (HERs, Wasson *et al.*, 2002), Martinique and Guadeloupe have received few attention and typologies of water bodies proved insufficiently advanced and must be further refined (Wasson *et al.*, 2004; Chandesris *et al.*, 2005). Considering the current state of knowledge, the use of our biotypologies based on macroinvertebrate communities and physical-chemical features of rivers seemed to be more relevant than the strict hydroecoregions based on climate, geology and vegetation.

We selected seven metrics for the final index IBMA. Two of them ('Boulders' and 'Silt') are trait categories regarding substratum preferences of invertebrates. Preference for 'Boulders' (the largest mineral particles) decreased with reach impairment. Macroinvertebrates living on coarse mineral substrate are rheophilic taxa (Prodon, 1976), and generally include polluotolerant taxa in temperate streams (e.g. Philopotamidae). In contrast, preference for 'Silt' increased with reach impairment. Organisms living in silt (e.g. Chironomidae, Syrphidae) exhibit adaptations to survive in low oxygen environment (e.g. respiratory siphon of Syrphidae, hemoglobin of Chironomidae) conferring them resistance to pollution. The inclusion of traits indicating species ecological functions has many benefits (Charvet *et al.*, 1998) but usual 'fuzzy coding' procedures (Chevenet *et al.*, 1994) are lacking in tropical areas where the autoecology of most species is poorly (or not) documented (Tomanova and Usseglio-Polatera, 2007; Moya *et al.*, 2011). The five others metrics are taxonomy-related, and typically decrease with reach impairment. Among them, three metrics (Ephemeroptera abundance [B+C], ETC taxa [A+B] and Trichoptera taxa [B+C]) consider Ephemeroptera and Trichoptera, which are well-known for their sensitivity to environmental degradation (Gabriels *et al.*, 2010). Abundance of Ephemeroptera is rarely used in multimetric indices (e.g. Moya *et al.*, 2007), although Ephemeroptera are widespread in river and particularly scarce in very impaired sites. Last, taxa richness ('Number of taxa [B+C]') and Shannon's diversity index (Shannon's index-taxa [B+C]) are among the most reliable indicators in most multimetric indices, and show good responsiveness to human disturbance. Therefore they are widely used in several multimetric indices in both temperate (e.g. Mondy *et al.*, 2012) and tropical countries (e.g. Moya *et al.*, 2011; Helson and Williams, 2013). Finally, metrics included in the IBMA take into account all sample groups [A, B, C] and thus confirm that the normalized AFNOR sampling protocol developed for metropolitan France can be used in neotropical areas without change.

The IBMA fulfills the WFD requirements of taking into account the abundance and diversity of taxa. Another requirement is that ecological evaluation has to regard sensitivity of taxa to pollution (European Council, 2000). None of our final metrics correspond to a direct measure of pollution sensitivity. To date, tolerance values are lacking for the local fauna and several studies have cautioned that tolerance values in the temperate regions do not apply to the neotropics (Moya *et al.*, 2007). Initially, the ET/Diptera and ET/(Diptera + Oligochaeta) ratios were considered as candidate metrics indicating tolerance, but they were not selected by our statistical procedures.

Taxonomic resolution is an important issue in biological assessments (Bailey *et al.*, 2001). Many rapid bioassessment methods prefer family-level identification for rapidity, convenience and cost benefits (Thorne and Williams, 1997). However, it is often claimed that congeneric species exhibit different levels of tolerance and different ecological traits. Higher

taxonomic resolution provides more precise ecological information, thereby enabling to detect multiple stressors and discriminate more accurately differences in biological integrity. We combined family-level identifications (minimal taxonomic knowledge, e.g. Diptera), genus-level identifications (e.g. Trichoptera, most Ephemeroptera) and species-level identifications (e.g. Odonata, Decapoda, Caenidae), and this appeared to be a good trade-off between routine surveys requirements and the bioassessment tool sensitivity.

In conclusion, the IBMA is the very first biomonitoring tool developed for the French Lesser Antilles, an overseas region of Europe populated by more than 800 000 inhabitants. Not only it significantly improves the detection of impaired reaches when compared to former practice, but it also fulfills the WFD requirements as far as possible regarding the current state of knowledge of the fauna of the French Lesser Antilles. As a generalist index, the IBMA is sensitive to the current range of potential disturbances (including both water quality and habitat degradation of reaches). It considers both taxonomic characteristics and biological traits of benthic macroinvertebrate assemblages. Before any improvement of this index comes into consideration, the typologies of water bodies of Martinique and Guadeloupe should be refined and additional studies must be conducted to improve our biological and ecological knowledge of the local fauna (particularly as regards pollution sensitivity of taxa). As the index developed in this study is the first multimetric index based on macroinvertebrates developed in the Lesser Antilles, it may also prove relevant to neighboring islands such as Dominica.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the French *Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Martinique et de Guadeloupe (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement/ DEAL Martinique/ DEAL Guadeloupe)*, the *Office de l'Eau Martinique*, the *Office de l'Eau Guadeloupe* and the *Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques*. CB is supported by an ANRT-CIFRE grant n°460/2010; HTP is supported by an ANRT-CIFRE grant n°912/2010.

REFERENCES

- AFNOR 2009. Qualité de l'eau-Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T 90-333. 15 pp.
- Anonymous 2003. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Guidance Document No 10.
- Bailey RC, Norris RH, Reynoldson TB. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society* **20**: 280-286.
- Bailey RC, Norris RH, Reynoldson TB. 2003. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach. Kluwer Academic Publishers: New York.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-022. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, EPA 841-B-99-002.

- Bass D., 2003. A comparison of freshwater macroinvertebrate communities on small caribbean islands. *BioScience*, 53, 1094-1100.
- Bernadet C, Touron-Poncet H, Desrosiers C, Compin A, Bargier N, Céréghino R. 2013. Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the water framework directive in Martinique, French Lesser Antilles. *Knowledge And Management of Aquatic Ecosystems* **408**: 1-15. DOI: 10.1051/kmae/2013036.
- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* **51**: 495-523. DOI : 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124.
- Boulton A. J., Boyero L., Covich A. P., Dobson M., Lake S., Pearson R., 2008. Chapter 9 : Are tropical streams ecologically different from temperate streams?. *Tropical stream ecology*. D. Dudgeon, Academic Press, 257-284.
- Chandesris A, Wasson JG, Pella H. 2005. Hydro-écorégions de la Martinique : Propositions de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Rapport Cemagref, 19 pp.
- Charvet S, Kosmala A, Statzner B. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Fur Hydrobiologie* **142**: 415-432.
- Chaves, ML, Costa JL, Chainho P, Costa MJ, Prat N. 2011. Are Water Framework Directive stream types biologically relevant? The case of the Mondego river, Portugal. *Ann. Limnol. Int. J. Lim* **47**: 119-131.
- Chevenet F, Dolédec S, Chessel D, 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* **31**: 295-309.
- Coat S. 2009. Identification du réseau trophique de rivière et étude de sa contamination par les pesticides organochlorés (Chlordécone et β -HCH) en Guadeloupe. PhD memories, Université des Antilles et de la Guyane, Pointe-à-Pitre, 253 pp.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**: 163-182. DOI: 10.1017/S1464793105006950.
- European Council, 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. 1-72.
- Friberg N, Bonada NR, Bradley DC, Dunbar MJ, Edwards FK, Grey J, Hayes RB, Hildrew AG, Lamouroux N, Trimmer M, Woodward G, Guy W. 2011. Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. *Advances in Ecological Research, Academic Press* **44**: 1-68. DOI: 10.1016/B978-0-12-374794-5.00001-8.
- Gabriels W, Lock K, Pauw ND, Goethals PL. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **40**: 199-207. DOI: 10.1016/j.limno.2009.10.001.
- Gotelli NJ, McCabe DJ. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* **83**: 2091-2096.
- Helson JE, Williams DD. 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators* **29**: 167-178. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.030.
- Hering D, Verdonschot PFM, Moog O, Sandin L. 2004. Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia* **516**: 1-379.

- Hering D, Feld C, Moog O, Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* **566**: 311-324. DOI: 10.1007/s10750-006-0087-2.
- Hughes SJ, 2005. Application of the Water Framework Directive to Macaronesian freshwater systems. 105, 185-193.
- INSEE, 2010. Insee Guadeloupe - Présentation de la région, September 2010 [on line] <http://www.insee.fr/fr/regions/guadeloupe/default.asp?page=faitsetchiffres/presentation/presentation.htm> [accessed March 2013]
- Jenkins M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science* **302**: 1175-1777.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27. DOI: 10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2.
- Kelly FL, Harrison AJ, Allen M, Connor L, Rosell R. 2012. Development and application of an ecological classification tool for fish in lakes in Ireland. *Ecol. Indic.* **18**: 608–619.
- Lions J, Allier D, Pinson S, Vittecoq B. 2008. Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines en Martinique. Technical Report BRGM RP- 56748-FR, 124 pp.
- Lücke JD, Johnson RK. 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecological Indicators* **9**: 659-669. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.08.005.
- Mondy CP, Villeneuve B, Archambault V, Usseglio-Polatera P. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* **18**: 452-467. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.12.013.
- Moya N, Hughes RM, Dominguez E, Gibon FM, Goitia E, Oberdorff T. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators* **11**: 840-847. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.10.012.
- Moya N, Tomanova S, Oberdorff T. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Secure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* **589**: 107-116.
- Ofenböck T, Gerritsen J, Barbour M. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* **516**: 251-268.
- Prodon R, 1976. Le substrat, facteur écologique et éthologique de la vie aquatique : Observations et expériences sur les larves de Micropterna testacea et Cordulegaster annulatus. PhD Thesis, université Lyon 1, 221 pp.
- R Development Core Team. 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Starmühlner F, 1977. Contribution to the knowledge of the freshwater fauna of La Réunion (Mascarene). *Cah ORSTOM. Hydrobiol.*, **9**, 239-260.
- Stark BP. 2000. Notes on the Anacroneuria (Plecoptera: Perlidae) of Guyana with the description of a new species. *Aquat. Insect* **22**: 305–310.
- Thorne RS, Williams WP. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: A multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* **37**: 671-686.
- 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.

-
- Tomanova S., Goitia E., Helesic J., 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* **556**, 251-264.
- Touron-Poncet H, Bernadet C, Compin A, Bargier N, Céréghino R. 2013. River classification as the basis for freshwater biological assessment in overseas Europe: issues raised from Guadeloupe (French Lesser Antilles). *International Review of Hydrobiology* **98**: 34-43. DOI: 10.1002/iroh.201201475.
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H. 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* **422/42**: 153–162.
- Wasson JG, Chandesris A, Pella H, Blanc L. 2002. Les hydro-écorégions de France métropolitaine: approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Cemagref, Lyon, 190 pp.
- Wasson JG, Chandesris A, Pella H. 2004. Hydro-écorégions de la Guadeloupe. Proposition de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Rapport Cemagref, 20 pp.

Figure legends

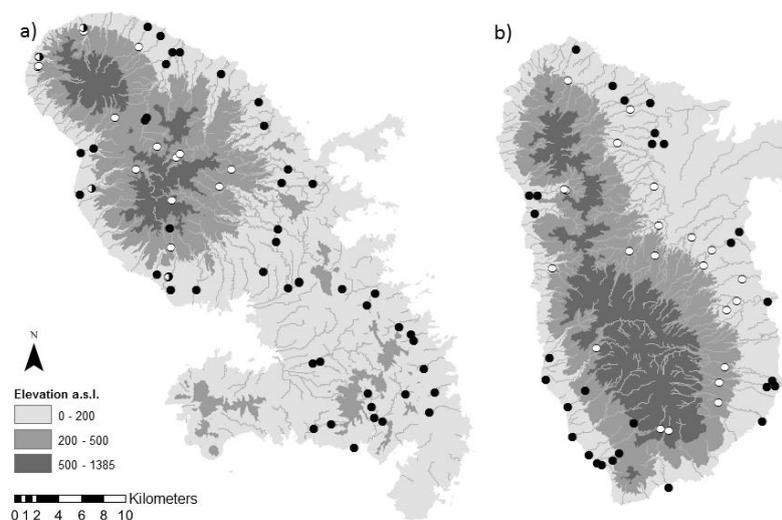


Fig. 1. Location of the sampling sites on the map of Martinique (a) and Guadeloupe (b). Open circles represent least impaired river reaches, black circles impaired river reaches and white and black circles represent lowland impaired river reaches which were considered as least impaired river reaches for the southern part of Martinique.

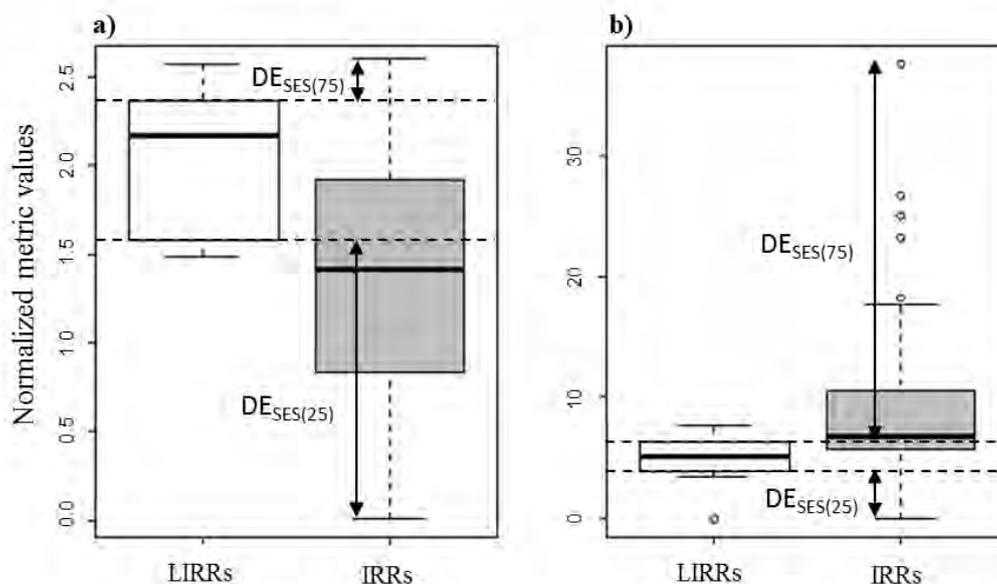


Fig. 2. Boxplot of the discrimination efficiency of normalized metric (DE) decreasing (a) or increasing (b) with increasing anthropogenic pressure. Boxplots represent SES value distribution of metrics in least impaired river reaches (LIRRs, white box) and impaired river reaches (IRRs, grey box). Rectangles delineate the 1st and 3rd quartiles; the thick lines represent the medians; circles are extreme points; bars are maxima and minima.

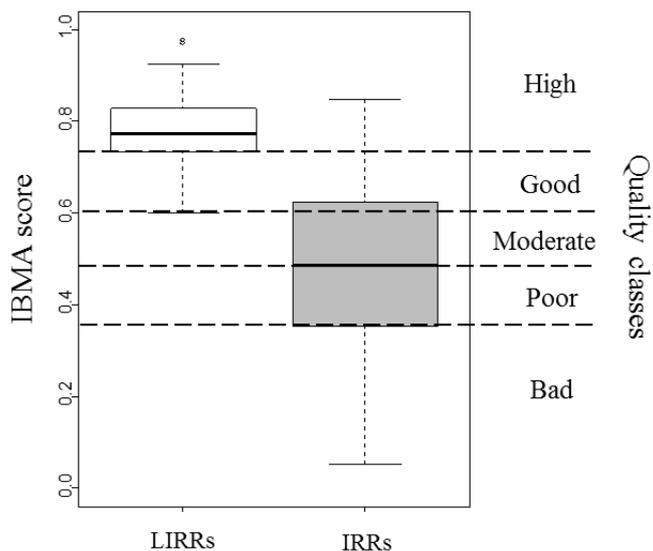


Fig. 3. Ecological quality class boundaries (black dashed lines) for IBMA. The boxplots represent the IBMA score distribution in least impaired river reaches (LIRRs; whites boxes) and impaired river reaches (IRRs; grey boxes) ranging from the 25th to the 75th percentile of the distribution. The thick line represents the median. The whiskers extend to the extreme data points. Dots represent outliers.

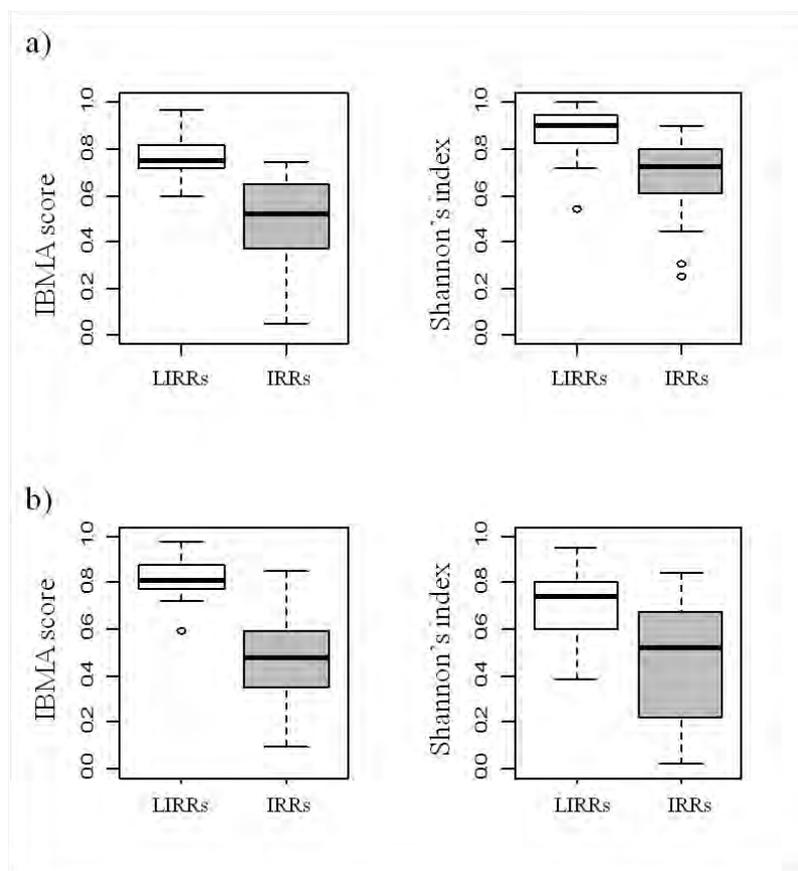


Fig. 4. Distribution of the IBMA and Shannon's index scores in Least Impaired River Reaches (LIRRs; white boxes) and Impaired River Reaches (IRRs; grey boxes) for Guadeloupe (a) and Martinique (b). Rectangles delineate the 1st and 3rd quartiles; the thick lines represent the medians; circles are extreme points; bars are maxima and minima.

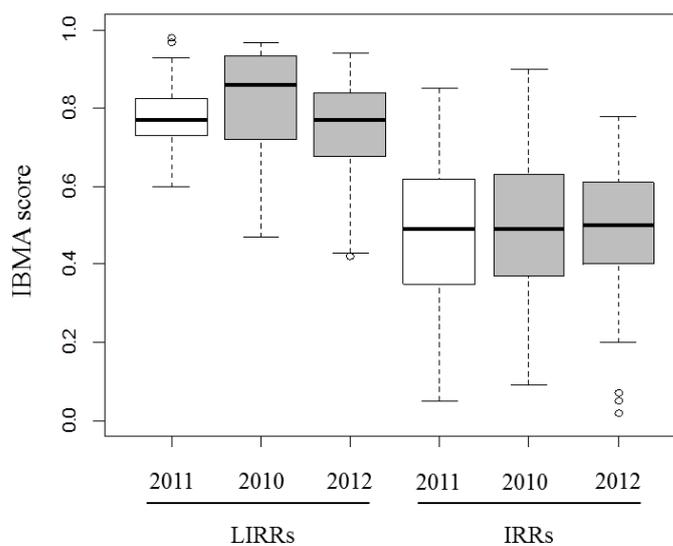


Fig. 5. Distribution of the IBMA scores in Least Impaired River Reaches (LIRRs) and Impaired River Reaches (IRRs) for the development data set (2011; white boxes) and the test data sets (2010 and 2012; grey boxes), and considering Martinique and Guadeloupe. Rectangles delineate the 1st and 3rd quartiles; the thick lines represent the medians; circles are extreme points; bars are maxima and minima.

Table 1. Mean, minimum and maximum values of chemical and habitat degradation variables for Least Impaired River Reaches (LIRRs) and Impaired River Reaches (IRRs).

Variables	Least impaired river reaches Mean (Min Max)			Impaired river reaches Mean (Min Max)		
Dissolved oxygen (mg/l)	8.48	7.66	9.33	7.48	0.58	9.60
Biological oxygen demand (mg.L ⁻¹)	0.75	0.00	7.00	1.26	0.00	9.00
Kjeldahl nitrogen (mg.L ⁻¹)	0.35	0.00	0.50	1.29	0.00	29.90
Nitrate (mg.L ⁻¹)	0.91	0.00	9.40	3.19	0.00	14.60
Total phosphorus (mg.L ⁻¹)	0.04	0.02	0.05	0.15	0.02	1.70
Suspended matter (mg.L ⁻¹)	8.59	1.10	52.00	33.65	1.00	289.00
pH (U pH)	8.04	7.59	8.54	7.95	7.07	8.90
Conductivity (µS.cm ⁻¹)	147.72	56.00	574.00	456.09	81.00	5460.00
Potassium (mg.L ⁻¹)	1.18	0.38	2.50	3.65	0.69	33.60
Chloride (mg.L ⁻¹)	10.40	7.10	19.90	96.15	7.80	1324.00
Sulfate (mg.L ⁻¹)	6.38	1.60	37.00	17.95	1.90	170.00
Bicarbonate (mg.L ⁻¹)	41.64	0.10	74.50	90.61	30.00	302.00
Silice (mg/l SiO ₂)	29.82	12.62	47.70	27.89	13.30	60.97
% urbanised lands	1.1	0.0	40.6	9.1	0.0	99.0
% agricultural lands	6.4	0.0	90.0	47.7	0.0	100.0
% forest	88.1	10.0	100.0	30.6	0.0	100.0

Table 2. Observed responses to increasing anthropogenic disturbance of the 17 candidate metrics.

Candidate metrics	Definition	Observed response
BergerParker's index-taxa [B]	Berger Parker's index	Increase
Boulders [A+B+C]	Relative abundance of taxa living on such substrate	Decrease
Brillouin's index-taxa [B+C]	Brillouin's index	Decrease
Dominance's index-taxa [B+C]	Dominance's index	Increase
Ephemeroptera abundance [B+C]	Relative abundance of this taxonomic group	Decrease
Equitability [B]	Equitability	Decrease
Fisher-alpha's index-taxa [B+C]	Fisher-alpha's index	Decrease
Margalef's index-taxa [B+C]	Margalef's index	Decrease
Menhinick's index-taxa [B+C]	Menhinick's index	Decrease
Number of ET families [B+C]	Relative richness of Ephemeroptera and Trichoptera	Decrease
Number of ET taxa [B+C]	Relative richness of Ephemeroptera and Trichoptera	Decrease
Number of ETC taxa [A+B]	Relative richness of Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera	Decrease
Number of taxa [B+C]	Relative richness	Decrease
Number of Trichoptera taxa [B+C]	Relative richness of Trichoptera	Decrease
Shannon's index-taxa [B+C]	Shannon's index	Decrease
Simpson's index-taxa [B+C]	Simpson's index	Decrease
Silt [A+B+C]	Relative abundance of taxa living on such substrate	Increase

Appendix A. Taxonomic levels required for the calculation of the IBMA.

Taxa		Required taxonomic level
Hydracarina		Phylum
Nemertea		Phylum
Polychaeta		Class
Oligochaeta		Class
Turbellaria		Family
Annelida		Family
Mollusca/Gastropoda	Except <i>Gundlachia radiata</i> , <i>Amerianna carinata</i>	Family
	<i>Gundlachia radiata</i> , <i>Amerianna carinata</i>	Species
Mollusca/Bivalvia		Species
Crustacea/Amphipoda		Genus
Crustacea/Decapoda	Except <i>Atya sp.</i> , <i>Macrobrachium sp.</i> , <i>Potimirim sp.</i>	Species
	<i>Atya sp.</i> , <i>Macrobrachium sp.</i> , <i>Potimirim sp.</i>	Genus
Crustacea/Malacostraca		Species
Crustacea/Ostracoda		Class
Trichoptera		Genus
Ephemeroptera	Except Caenidae	Genus
	Caenidae	Species
Heteroptera		Genus
Coleoptera	Except Staphilinidae	Genus
	Staphilinidae	Family
Diptera	Except Ceratopogonidae, Chironomidae, Psychodidae	Family
	<i>Maruina sp.</i>	
	Ceratopogonidae, Chironomidae (Except	Sub-family
	Chironominae)	
	Chironominae	Tribe
	Psychodidae <i>Maruina sp.</i>	Genus
Odonata		Species
Lepidoptera	Except Pyralidae	Order
	Pyralidae	Family

Appendix B. Mean discrimination efficiency (DE), mean coefficient of variation (CV) and responses to the 13 water quality and the 3 habitat degradation variables of the 17 candidate metrics.

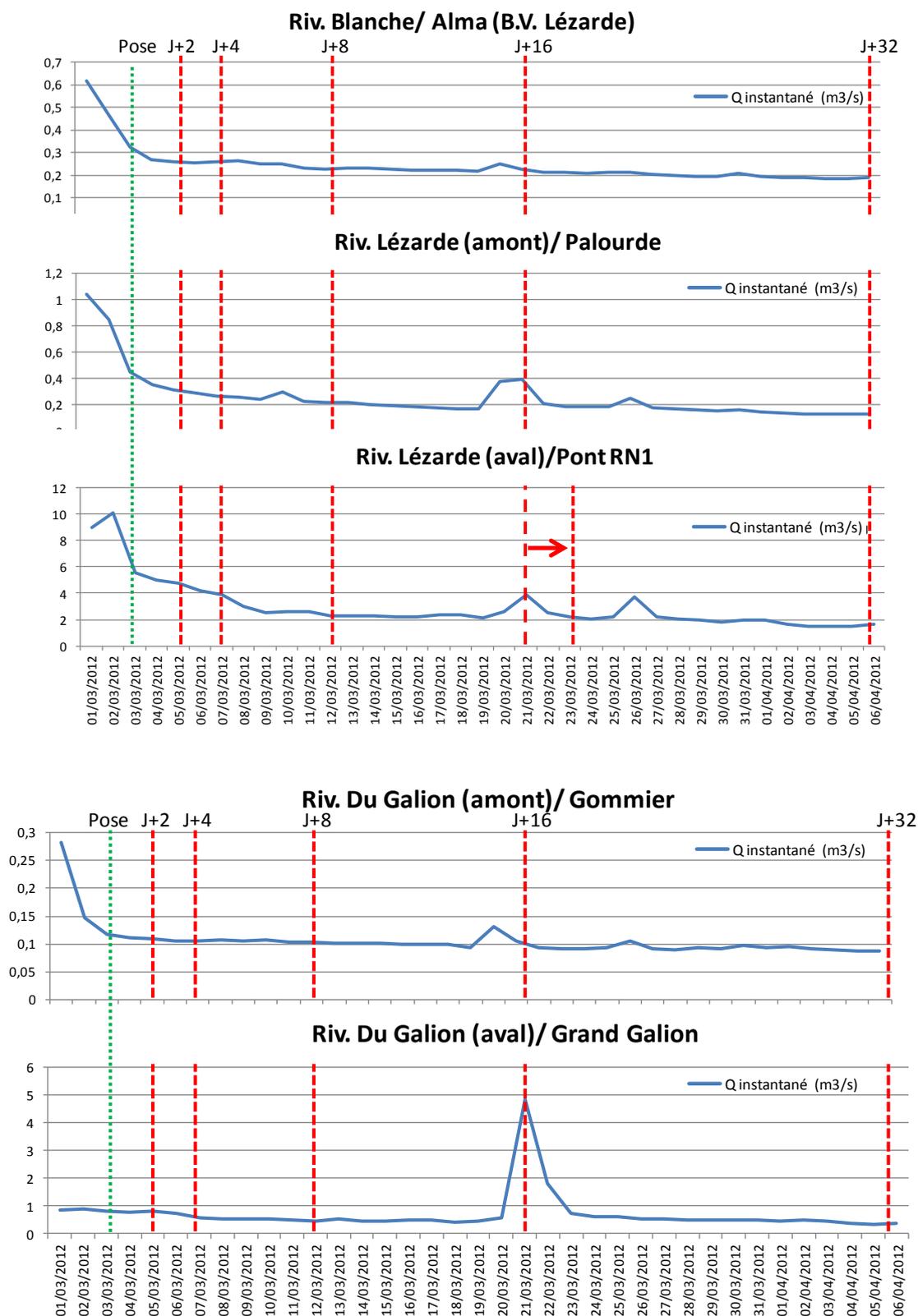
Candidate metrics	Mean DE	Mean CV	No. of significant responses	
			Water quality	Habitat degradation
BergerParker's index-taxa [B]	0.68	0.13	11	3
Boulders [A+B+C]	0.87	0.28	9	3
Brillouin's index-taxa [B+C]	0.69	0.17	11	3
Dominance'index-taxa [B+C]	0.70	0.11	9	3
Ephemeroptera abundance [B+C]	0.62	0.28	11	2
Equitability [B]	0.70	0.17	10	2
Fisher-alpha's index-taxa [B+C]	0.73	0.17	10	3
Margalef's index-taxa [B+C]	0.67	0.19	11	3
Menhinick's index-taxa [B+C]	0.77	0.25	10	3
Number of ET families [B+C]	0.65	0.19	9	3
Number of ET taxa[B+C]	0.62	0.10	12	3
Number of ETC taxa [A+B]	0.79	0.18	11	3
Number of taxa [B+C]	0.64	0.20	10	2
Number of Trichoptera taxa [B+C]	0.74	0.17	11	3
Shannon's index-taxa [B+C]	0.73	0.14	11	3
Simpson's index-taxa [B+C]	0.70	0.11	10	3
Silt [A+B+C]	0.67	0.22	9	2

Appendix C. Reference and worst values of the seven IBMA individual metrics for the six sub-regions of Martinique and Guadeloupe.

Sub-region	Reference values	Boulders [A+B+C]	Silt [A+B+C]	Number of ETC taxa [A+B]	Number of taxa [B+C]	Shannon's index-taxa [B+C]	Number of Trichoptera taxa [B+C]	Ephemeroptera abundance [B+C]
Cluster 1	Best value	1.3386	-1.2654	0.9271	1.2271	1.3029	0.8977	1.6720
Cluster 2	Best value	1.5868	-1.2677	1.6194	1.3989	1.3274	1.3035	1.1347
Cluster 3	Best value	1.3047	-1.1035	0.9279	0.8011	1.2041	1.2105	1.3228
Cluster 4	Best value	0.9590	-1.4706	1.2739	0.2133	0.1633	0.1677	0.7630
Cluster 5	Best value	1.1808	-1.0122	1.1367	1.2308	1.0935	1.1630	1.1346
Cluster 6	Best value	1.1230	-0.7536	1.1529	1.1301	1.1615	0.8042	1.0204
All sub-regions	Worst value	-3.1315	4.1702	-5.1889	-4.2128	-6.1363	-4.8361	-2.9984

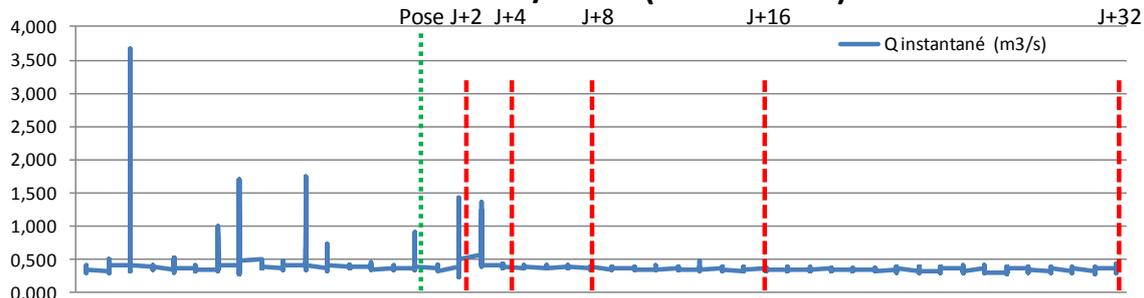
Annexe 8. Hydrologie des sites au carême et à l'hivernage en 2011 pendant la phase expérimentale des substrats artificiels. Pose= date d'installation des SA, J+X=relève après X jours immergés

Au carême

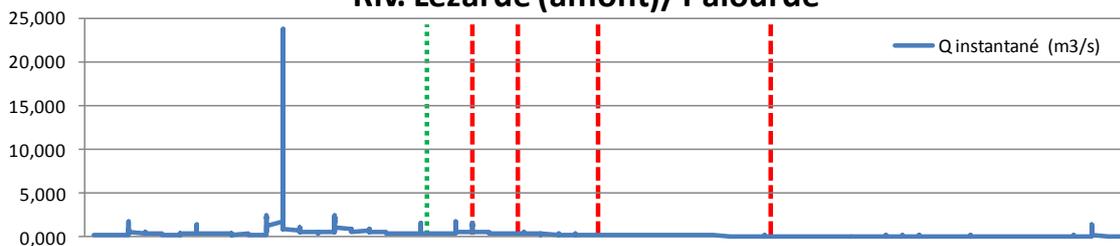


A l'hivernage

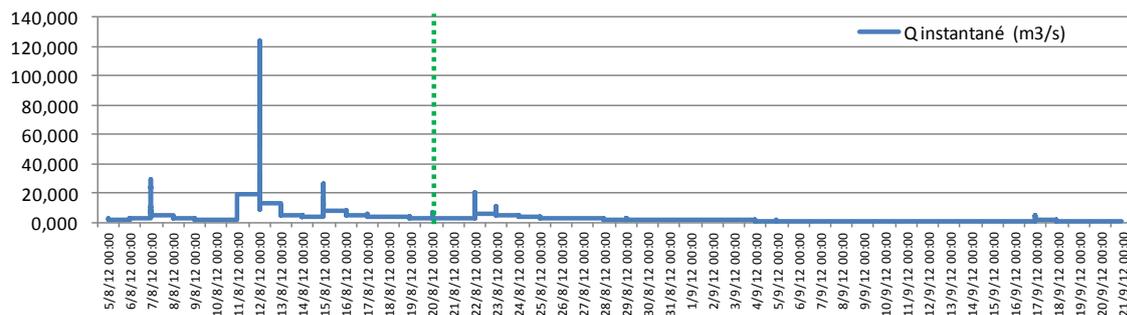
Riv. Blanche/ Alma (B.V. Lézarde)



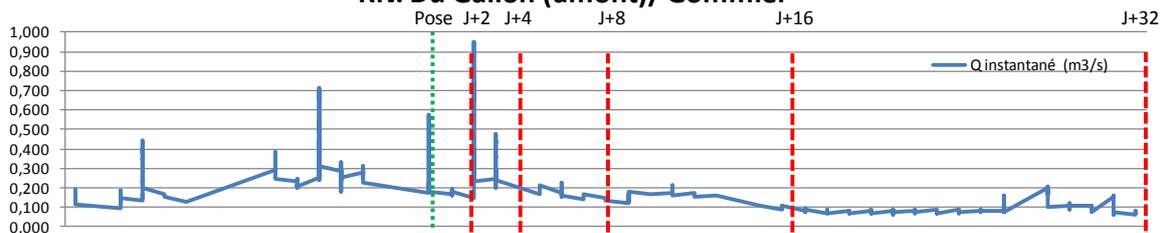
Riv. Lézarde (amont)/ Palourde



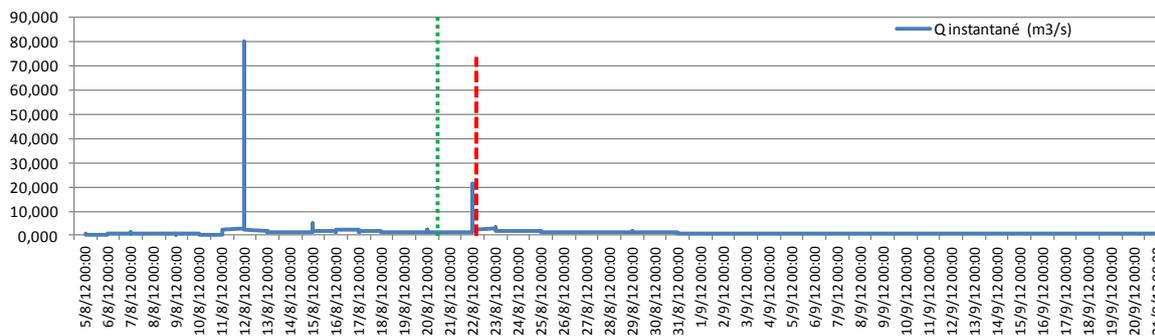
Riv. Lézarde (aval)/ Pont RN1



Riv. Du Galion (amont)/ Gommier



Riv. Du Galion (aval)/ Grand Galion



Annexe 9. Liste faunistique obtenues avec les substrats artificiels au carême et à l'hivernage 2011 selon les jours de relève

		Rivière Blanche/ Station Alma										
		Carême					Hivernage					
TAXONS	Genre ou espèce	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32/pas d'ech	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	somme
VERS												
	C/ Turbellariés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Dugesidae	7	1	2	6	0	1	18	8	8	3	54
	C/ Oligochètes	0	0	0	0	0	0	3	4	3	8	18
		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MOLLUSQUES												
ARTHROPODES												
	C/ Crustacés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sC/ Ostracodes	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	3
	O/ Décapodes											
	F/ Atyidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
		<i>Atya innocous</i>										
		<i>Micritya poeyi</i>	4	4	2	4	0	3	4	3	1	25
	F/ Pseudothelphusidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		<i>Guinotia sp.</i>										
	O/ Trichoptères											
	F/ Helicopsychidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
		<i>Helicopsyche sp.</i>										
	F/ Hydropsychidae	24	30	32	129	0	7	176	61	84	20	563
		<i>Smicridea sp.</i>										
	F/ Hydroptilidae	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	4
		<i>Alisarichia sp.</i>										
	F/ Philopotamidae	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2
		<i>Chimarra sp.</i>										
	F/ Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
		<i>ND</i>										
		<i>Polyplectropus sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	3	5
	F/ Xiphocentronidae	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
		<i>Xiphocentron fuscum</i>										
	O/ Ephéméroptères											
	F/ Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>ND</i>						7	1	0	0	8
		<i>Americabaetis sp.</i>	0	1	2	6	0	2	4	3	0	18
		<i>Cloedes carabensis</i>	9	2	9	17	0	4	1	6	5	43
		<i>Falceon ater</i>	53	42	20	63	0	17	13	18	20	266
	F/ Leptohyphidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		<i>ND</i>										
		<i>Leptohyphes sp.</i>	18	9	6	36	0	6	104	37	63	308
		<i>Tricorythodes griseus</i>	2	0	1	3	0	4	18	14	3	52
	F/ Leptophlebiidae	4	1	1	0	0	2	0	8	0	0	16
		<i>Hagenulopsis guadeloupensis</i>										
	O/ Hétéroptères											
	F/ Velidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
		<i>Rhagovelia sp.</i>										
	O/ Coléoptères											
	F/ Elmidae	1	0	1	1	0	0	2	0	2	2	9
		<i>Elsianus sp.</i>										
		<i>Hexanchorus sp.</i>	1	3	1	1	0	0	1	1	0	10
	F/ Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		<i>Gyretes sp.</i>										
	F/ Psephenidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
		<i>Psephenops sp.</i>										
	O/ Diptères											
	F/ Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sF/ Ceratopogoninae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
	sF/ Dasyheleneidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	F/ Chironomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sF/ Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>Chironomini</i>	0	0	1	1	0	0	0	2	1	5
		<i>Tanytarsini</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	sF/ Orthocladinae	4	4	3	6	0	0	11	2	8	8	46
	sF/ Tanyptodinae	1	0	0	1	0	0	4	2	18	9	35
	F/ Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
		<i>Hemerodromia sp.</i>										
	O/ Odonates											
	F/ Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>ND</i>						1	0	0	0	1
	F/ Libellulidae	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
		<i>ND</i>										
Nombre total d'individus		132	99	84	281	0	46	369	172	224	158	
Nombre de Taxons		16	12	15	19	0	10	19	16	18	16	

		Rivière Lézarde/ Gué de la Désirade											
		Carême					Hivernage						
TAXONS	Genre ou espèce	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	somme	
NEMERTIENS		0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	4	
VERS		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Planariidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
	F/ Dugesidae	1	0	0	6	0	0	3	0	0	0	10	
	Cl/ Oligochètes	2	0	5	20	8	2	3	10	8	14	72	
MOLLUSQUES		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Physidae	0	0	1	9	6	0	1	0	0	0	17	
	F/ Thiaridae	0	0	0	0	0	0	0	0	46	0	46	
ARTHROPODES		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	O/ Décapodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Atyidae	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	5	
		<i>Atya scabra</i>											
		<i>Atya innocus</i>											
		<i>Micritya poeyi</i>	43	44	35	70	73	12	6	19	10	24	336
	F/ Palaemonidae	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	3	
		<i>Macrobrachium sp.</i>											
	Cl/ Insectes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	O/ Trichoptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Hydropsychidae	0	1	0	7	14	1	3	5	4	1	36	
	F/ Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	
		<i>Neotrichia sp.</i>	0	1	3	10	1	0	1	0	0	4	20
	F/ Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	6	
		<i>Chimarra sp.</i>											
	O/ Ephéméroptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Baetidae	1	0	0	0	0	1	2	0	3	11	18	
		<i>ND</i>											
		<i>Americabaetis sp.</i>	16	29	7	13	1	28	12	60	19	20	205
		<i>Cloedes caraibensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		<i>Falliceon ater</i>	28	31	20	55	39	1	5	7	9	7	202
	F/ Leptohyphidae	14	14	20	57	25	5	33	103	31	51	353	
		<i>Leptohyphes sp.</i>											
		<i>Tricorythodes griseus</i>	1	2	0	7	0	0	4	5	1	3	23
	F/ Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
		<i>ND</i>											
		<i>Terpides</i>	0	0	0	2	0	0	0	2	1	5	10
	O/ Hétéroptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Velidae	7	0	1	9	10	4	0	2	2	11	46	
		<i>Rhagovelia sp.</i>											
	O/ Coléoptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Elmidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
		<i>Hexanchorus sp.</i>											
	O/ Diptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Blephariceridae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
	sF/ Ceratopogoninae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
	F/ Chironomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	sF/ Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		<i>Chironomini</i>	0	0	1	2	0	0	0	1	0	4	
		<i>Tanytarsini</i>	0	2	6	12	7	0	3	2	10	4	46
	sF/ Orthocladinae	7	3	6	32	16	0	5	12	8	36	125	
	sF/ Tanypodinae	0	0	2	21	4	0	8	4	16	19	74	
	F/ Empididae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2	
		<i>Hemerodromia sp.</i>											
	O/ Lépidoptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	F/ Pyralidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	
Nombre total d'individus		121	128	110	435	209	55	96	234	172	215		
Nombre de Taxons		11	10	15	19	17	9	16	15	18	19		

		Rivière du Galion/ Gommier										
		Carême					Hivernage					
TAXONS	Genre ou espèce	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	somme
NEMERTIENS		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
VERS		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Dugesidae	0	0	1	4	23	1	2	6	15	2	54
	Cl/ Oligochètes	0	0	1	3	8	2	1	4	1	7	27
MOLLUSQUES		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Ancyliidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
ARTHROPODES		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sCl/ Ostracodes	1	0	2	2	3	0	0	2	4	15	29
	O/ Décapodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Atyidae	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	3
		1	4	0	4	5	4	6	2	2	2	30
	Cl/ Insectes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	O/ Trichoptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Helicopsychidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	F/ Hydropsychidae	4	1	0	6	43	17	25	6	28	25	155
	F/ Hydroptilidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
		0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	F/ Philopotamidae	0	0	0	0	7	0	0	0	0	6	13
	O/ Ephéméroptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Baetidae	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	4
		2	2	1	7	1	0	2	2	2	2	21
		0	4	0	3	21	2	2	5	3	10	50
		1	4	2	9	36	38	13	6	23	11	143
	F/ Caenidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	F/ Leptohyphidae	0	0	6	12	31	1	3	6	18	13	90
		0	0	0	2	8	0	1	1	0	0	12
	F/ Leptophlebiidae	0	0	1	1	6	0	0	3	6	8	25
	O/ Hétéroptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Velidae	0	1	2	2	8	0	0	1	5	6	25
	O/ Coléoptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Elmidae	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	3
		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	F/ Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	F/ Psephenidae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2
	O/ Diptères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sF/ Ceratopogoninae	0	0	0	1	1	0	0	1	2	1	6
	sF/ Forcypomyiinae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
	F/ Chironomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sF/ Chironominae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	6
		0	0	6	23	68	4	1	1	8	9	120
	sF/ Orthocladinae	1	0	1	1	9	2	1	4	5	5	29
	sF/ Tanypodinae	2	3	8	13	37	0	5	9	7	13	97
	sF/ Harrisius	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
	F/ Empididae	1	0	0	0	3	0	1	1	1	1	8
	F/ Limoniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	F/ Simuliidae	1	0	0	2	0	2	1	0	1	0	7
	O/ Odonates	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		0	0	1	1	5	0	0	0	0	0	7
	F/ Libellulidae	0	0	0	0	0	1	2	1	1	0	5
Nombre total d'individus		16	22	37	98	331	74	67	61	134	147	
Nombre de Taxons		11	10	16	20	26	11	16	18	19	24	

		Rivière du Galion/ Grand Galion					
		Carême					
TAXONS	Genre ou espèce	J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	somme
HYDRACARIENS		0	0	0	1	0	1
VERS		0	0	0	0	0	
	F/ Dugesidae	0	1	0	0	1	2
	C/ Oligochètes	0	10	1	16	5	32
MOLLUSQUES		0	0	0	0	0	
	F/ Thiaridae	2	0	4	7	1	14
ARTHROPODES		0	0	0	0	0	
	sC/ Ostracodes	0	0	0	3	0	3
	O/ Décapodes	0	0	0	0	0	
	F/ Atyidae						
	<i>Atya</i> sp.	0	1	0	1	0	2
	<i>Atya scabra</i>	1	1	1	1	2	6
	<i>Atya innocous</i>	1	2	6	2	2	13
	<i>Micritya poeyi</i>	340	338	347	408	488	1921
	F/ Palaemonidae						
	<i>Macrobrachium</i> sp.	10	5	6	7	4	32
	C/ Insectes	0	0	0	0	0	
	O/ Trichoptères	0	0	0	0	0	
	F/ Hydropsychidae						
	<i>Smicridea</i> sp.	0	0	3	7	0	10
	F/ Hydroptilidae						
	<i>Neotrichia</i> sp.	0	0	0	9	5	14
	<i>Zumatrichia</i> sp.	1	0	0	0	0	1
	O/ Ephéméroptères	0	0	0	0	0	
	F/ Baetidae						
	ND	0	0	0	241	115	356
	<i>Americabaetis</i> sp.	40	68	102	28	105	343
	<i>Fallceon ater</i>	13	6	23	333	37	412
	F/ Caenidae						
	<i>Caenis</i> sp.	0	1	0	5	2	8
	F/ Leptohyphidae						
	<i>Leptohyphes</i> sp.	14	14	28	150	50	256
	<i>Tricorythodes griseus</i>	6	2	0	31	5	44
	F/ Leptophlebiidae						
	<i>Terpides</i>	0	0	0	9	0	9
	O/ Hétéroptères	0	0	0	0	0	
	F/ Veliidae						
	<i>Rhagovelia</i> sp.	0	1	0	1	2	4
	O/ Diptères	0	0	0	0	0	
	sF/ Ceratopogoninae	0	0	0	1	0	1
	sF/ Forcypomyiinae	0	0	0	3	0	3
	F/ Chironomidae						
	sF/ Chironominae	0	0	0	0	0	
	<i>Chironomini</i>	3	2	0	3	0	8
	<i>Tanytarsini</i>	1	10	34	143	60	248
	sF/ Orthocladinae	83	46	46	203	88	466
	sF/ Tanypodinae	0	0	4	33	5	42
	F/ Empididae						
	<i>Hemerodromia</i> sp.	0	0	0	13	3	16
Nombre total d'individus		515	508	605	1659	980	
Nombre de Taxons		13	16	13	26	19	

Annexe 10. Nombre de substrats artificiels prélevés au carême et à l'hivernage 2011 selon les jours de relève

		Nombre de substrats artificiels prélevés					Total
		J+2	J+4	J+8	J+16	J+32	
Alma	Carême	7	7	7	7	0	28
	Hivernage	5	8	7	7	8	35
Palourde	Carême	7	7	7	7	7	35
	Hivernage	5	7	7	7	8	34
Gué de la Désirade	Carême	7	7	7	7	7	35
	Hivernage	5	7	7	7	8	34
Pont RN1	Carême	7	7	7	7	7	35
	Hivernage	0	0	0	0	0	0
Gommier	Carême	7	7	7	7	9	37
	Hivernage	5	7	7	7	8	34
Grand Galion	Carême	7	7	7	7	6	34
	Hivernage	0	0	0	0	0	0
total							341

Annexe 11. Listes faunistiques obtenues avec le filet surber au carême 2012

résultats prélèvements au surber carême 2012							
TAXONS	Genre ou espèce	LEP	LEG	BLA	GAL	GAG	PAL
NEMERTIENS		1	0	0	0	0	0
HYDRACARIENS		0	0	0	0	0	1
F/ Dugesidae		1	3	3	1	0	1
Cl/ Oligochètes		5	12	0	1	1	6
F/ Ancyliidae		0	0	0	2	2	73
F/ Bulinidae	<i>Pleiophysal granulata</i>	0	1	0	0	0	0
F/ Hydrobiidae		0	0	0	1	0	0
F/ Physidae	<i>Physa</i> sp.	0	2	0	0	1	0
F/ Thiaridae		3	137	0	10	16	3
F/ Sphaeriidae	<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0	11	0	0
sCl/ Ostracodes		0	4	0	4	2	3
F/ Gammaridae		0	1	0	0	0	0
	<i>Atya scabra</i>	0	3	0	0	3	0
	<i>Atya innocous</i>	0	0	0	0	1	0
	<i>Micratya poeyi</i>	24	0	12	11	22	50
	<i>Jonga serrei</i>	2	0	0	0	0	0
	<i>Macrobrachium</i> sp.	1	1	0	0	10	0
	<i>M. faustinum</i>	11	0	1	0	0	0
F/ Pseudothelphusidae	<i>Guinotia</i> sp.	0	0	0	1	0	0
F/ Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.	0	0	0	0	0	2
	<i>Smicridea</i> sp.	1	35	19	1	1	30
F/ Hydroptilidae		0	0	0	1	0	0
	<i>Cerasmatrixia</i> sp.	0	0	1	0	0	0
	<i>Hydroptila</i> sp.	0	0	0	4	0	1
	<i>Neotrichia</i> sp.	10	1	0	0	3	13
	<i>Zumatrichia</i> sp.	0	1	0	0	0	1
F/ Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	0	1	1	1	0	1
	<i>Polyplectropus</i> sp.	0	0	1	0	0	2
F/ Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron fuscum</i>	0	7	4	4	0	6
F/ Baetidae	<i>Baetidae</i> sp.	0	0	13	0	0	11
F/ Baetidae	<i>Americabaetis</i> sp.	17	1	7	0	4	66
	<i>Cloedes caraibensis</i>	0	0	18	11	0	6
	<i>Fallceon ater</i>	3	4	31	2	1	12
F/ Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	1	0	0	1	0	0
F/ Caenidae	<i>Caenis femina</i>	73	13	0	1	40	1
F/ Caenidae	<i>Caenis catherinae</i>	20	4	0	0	4	1
F/ Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i> sp.	52	22	24	2	1	25
	<i>Tricorythodes griseus</i>	46	1	33	4	1	10
F/ Leptophlebiidae	<i>Hagenulopsis guadeloupensis</i>	0	0	0	1	0	4
	<i>Terpides</i> sp.	5	6	0	0	8	0
F/ Veliidae	<i>Rhagovelia</i> sp.	0	0	1	0	2	1
F/ Elmidae	<i>Elsianus</i> sp.	1	9	3	4	2	3
	<i>Hexanchorus</i> sp.	0	1	8	1	0	7
F/ Gyridae	<i>Gyretes</i> sp.	0	0	0	2	0	1
F/ Psephenidae	<i>Psephenops</i> sp.	0	0	11	3	0	21
sF/ Ceratopogoninae		1	2	0	2	1	4
sF/ Forcypomyiinae	<i>Atrigopogon</i> sp.	0	0	0	1	0	1
sF/ Chironominae		1	6	0	0	0	0
sF/ Chironominae	<i>Chironomini</i>	31	7	1	15	29	0
	<i>Tanytarsini</i>	77	9	1	0	21	2
sF/ Orthocladinae		40	7	5	3	109	20
sF/ Tanypodinae		6	4	5	18	28	10
sF/ Harrisius		0	2	4	0	1	7
F/ Empididae	<i>Hemerodromia</i> sp.	0	1	2	2	0	1
F/ Ephyridae		0	0	1	0	0	0
F/ Limoniidae		0	0	2	1	0	2
F/ Psychodidae	<i>autre</i> sp	1	0	0	0	0	0
ND		0	0	0	0	0	1
F/ Coenagrionidae	ND	0	0	0	0	0	12
	<i>Enallagma coecum</i>	1	0	2	0	0	0
F/ Libellulidae	ND	0	0	3	1	0	4
	<i>Dythemis sterilis</i>	0	1	0	0	0	0
F/ Autre		0	0	0	0	0	1
F/ Pyralidae		0	6	0	0	0	0