

Zooplanctons et Macroinvertébrés aquatiques : vers un assemblage de bioindicateurs pour un meilleur monitoring des écosystèmes aquatiques en région tropicale

Cosme Z. KOUDENOUKPO¹, Antoine CHIKOU¹, Serge H. TOGOUET ZEBAZE³, Narcisse MVONDO³, Rodrigue U. S. HAZOUME¹, Pierre K. HOUNDONUGBO¹, Guy A. MENSAH⁴, and Philippe A. LALEYE¹

¹Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture, Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi 01 BP 526 Cotonou, Benin

³Laboratoire de Biologie Générale, Unité d'Hydrobiologie et Environnement, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, P.O. Box 812, Yaoundé, Cameroon

⁴Institut National des Recherches Agricoles du Bénin (INRAB), Centre de Recherche d'Agonkanmey 01 BP 884 Recette principale Cotonou, Benin

Copyright © 2017 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the ***Creative Commons Attribution License***, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: The main objective of this synthesis is the state of knowledge, potential, inadequacies and interest of assembling two bioindicators, specifically zooplankton organisms and aquatic macroinvertebrates. The analysis of published articles, master theses, doctoral theses, technical information documents, manuals and identification guides and other documents relating to the study of the two groups of organisms in the tropical region was made.

According to this analysis, aquatic zooplankton and macroinvertebrate organisms are extremely diverse and have potential sentinel species (pollu-sensitive and pollu-tolerant). These two groups of bioindicators, by their diversity of taxonomic and functional forms, their variable life span, their wide distribution in running water and their different trophic positions, are complementary and thus constitute excellent tools for assessing the state of Health of hydrosystems. Their association would make it possible to account for the perfect state of health on all the sectors of the aquatic ecosystems. This article gives an overview of what is known about commonly used bioindicators, reveals some shortcomings of the work carried out and finally proposes guidelines for future studies.

KEYWORDS: Monitoring, bioindicators, zooplankton, macroinvertebrates, ecosystems.

RÉSUMÉ: L'état des connaissances, les potentialités, les insuffisances et l'intérêt de l'assemblage de deux bioindicateurs spécifiquement des organismes zooplanctoniques et des macroinvertébrés aquatiques constituent l'objet principal de la présente synthèse. L'analyse des articles publiés, mémoires de master, thèses de doctorats, documents techniques d'informations, manuels et guides d'identification et autres documents relatives à l'étude des deux groupes d'organismes en région tropicale a été faite.

D'après cette analyse, les organismes zooplanctoniques et macroinvertébrés aquatiques sont extrêmement diversifiés et regorgent de potentielles espèces sentinelles (polluo-sensibles et polluo-tollérantes). Ces deux groupes de bioindicateurs par leur diversité de formes taxonomiques et fonctionnelles, leur durée de vie variable, leur large distribution dans les eaux courantes et leur différente position trophique sont complémentaires et constituent donc d'excellents outils pour une appréciation de l'état de santé des hydrosystèmes. Leur association permettrait de rendre compte du parfait état de santé sur tout l'ensemble des secteurs des écosystèmes aquatiques. Cet article donne un aperçu de ce qui est connu des bioindicateurs couramment utilisés, ressort quelques insuffisances des travaux réalisés et propose enfin des orientations pour les études à venir.

MOTS-CLEFS: Monitoring, bioindicateurs, zooplancton, macroinvertébrés, écosystèmes.

1 INTRODUCTION

Depuis le 19^e siècle, les cours d'eau, particulièrement dans les pays industrialisés, sont gravement affectés par des différents types de pollution (industrielle, urbaine et agricole) [1]. De façon générale, [2] mentionne six risques majeurs susceptibles d'affecter les écosystèmes aquatiques de la planète: la sédimentation, la diminution des volumes d'eau, la contamination par des substances toxiques (pesticides, substances chimiques d'origine industrielle, métaux lourds, etc.), l'eutrophisation (pollution organique), l'acidification et la destruction des écosystèmes et des espèces endémiques.

Pour évaluer ces risques majeurs susceptibles d'affecter les milieux aquatiques, deux outils sont souvent utilisés.

Le premier outil, qui est également le plus ancien et le plus utilisé encore aujourd'hui, est l'analyse physico-chimique. Ce procédé analytique est basé, d'une part, sur la recherche de substances polluantes dans les eaux et, d'autre part, sur le relevé des variables hydrologiques et physico-chimiques caractérisant le milieu (hydrologie, matières organiques, température, taux d'oxygène dissous, etc.).

Le second outil a été élaboré en se basant sur une approche écosystémique des perturbations. Cette approche repose sur la constatation des phénomènes suivants :

- selon les préférences ou les exigences vis-à-vis des différents facteurs physico-chimiques et biotiques de l'environnement, les animaux et les végétaux se regroupent en associations ou biocénoses. Lorsqu'une perturbation survient, elle entraîne des changements de la structure des espèces présentes dans le milieu. Cette modification se transforme donc en indicateur biologique de la pollution [3] ;
- la modification biologique provenant d'une perturbation comporte simultanément une modification structurale du peuplement initial, une apparition et une prolifération d'espèces qui affichent des affinités pour des conditions particulières et une disparition plus ou moins rapide du peuplement initial ou d'une partie de celui-ci [4] ;
- les communautés biologiques aquatiques sont influencées par les nombreuses activités humaines qui n'interviennent pas directement sur la qualité de l'eau [5].

Intégrant ces données, l'outil biologique est constitué d'une analyse des réponses des indicateurs biologiques aux perturbations et permet d'apprécier globalement la qualité des eaux d'un milieu.

Par conséquent, qu'ils soient biologiques ou physico-chimiques, il est nécessaire d'avoir à sa disposition les bons outils d'évaluation. Dans cette perspective, il paraît primordial de s'équiper du meilleur outil possible. Cependant, l'outil idéal permettant d'évaluer la pollution décrit par [6], qui se voudrait à la fois sensible aux effets de la pollution sur les communautés aquatiques, applicables généralement aux différents types de cours d'eau, capable de donner une évaluation continue des conditions non polluées jusqu'aux conditions polluées, et ce indépendamment de la taille de l'échantillon, et qui de plus permettrait une acquisition des données et un calcul aisé, n'existe pas. Néanmoins, de nouvelles méthodes synthétiques qui regroupent à la fois des composantes physico-chimiques et biologiques poursuivent cet idéal et sont d'ores et déjà utilisées de par le monde. Ainsi, les programmes de monitoring (ou suivi) intégrant la matériel animal, ont vu le jour en Europe au début du 20^e siècle, à un moment où la dégradation des écosystèmes devenait telle que la santé de la population humaine était menacée. Ces programmes de monitoring sont généralement utilisés pour mesurer la réponse et le rétablissement des communautés aquatiques à la suite de perturbations anthropiques [7], protéger la biodiversité et améliorer la compréhension des relations entre les composantes physiques, chimiques et biologiques d'un écosystème [8].

Parmi le matériel animal utilisé pour la surveillance biologique des milieux aquatiques, le zooplancton et surtout les macroinvertébrés sont plus fréquemment cités. Ces organismes présentent l'avantage d'être le plus souvent tributaires d'un milieu, de répondre rapidement aux stress et de constituer un des premiers maillons de la chaîne alimentaire dans ces cours d'eau [9]. De plus il existe une certaine rémanence chez ces organismes qui leur permet de témoigner de pollutions plus ou moins anciennes. Leurs cycles de vie est aussi différent, relativement long de l'ordre d'une année pour les macroinvertébrés [10] et de quelques semaines pour le zooplancton [11]. Toutes ces qualités valent à ces organismes de correspondre à de bons indicateurs locaux de la santé des écosystèmes aquatiques [9].

Qu'est-ce qu'un bioindicateur ? quelles sont leur caractéristique? quel est leur intérêt ? quelles sont leur insuffisance et quelles approches pour un meilleur monitoring des cours d'eaux ?, sont autant de questions auxquelles cette synthèse essayera de répondre.

2 MATERIEL ET METHODES

L'analyse récente des articles, mémoires de Master et de Doctorat spécialisés, Documents Techniques d'Informations, manuels, guides d'identification du zooplancton et des macroinvertébrés aquatiques et d'autres documents publiés relatifs à l'étude de ces organismes a été faite.

Cette analyse a permis de ressortir, dans un premier temps la limite de l'intérêt du premier outil d'évaluation des cours et plan d'eau (analyses physico-chimiques). Dans un second temps, la définition et les critères de choix d'un bioindicateur, les caractéristiques des deux groupes de bioindicateur, les principaux facteurs d'influence et les principales espèces sentinelles utilisées ont été clairement décrits. Enfin, après cette étape descriptive des deux bioindicateurs, s'en est suivie une critique des différents travaux réalisés en faisant ressortir les insuffisances et les limites, pour finir par l'intérêt de l'assemblage de ces deux bioindicateurs pour l'évaluation de l'état de santé des cours et plans d'eau.

3 RESULTATS

3.1 LIMITE DE L'INTÉRÊT DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

La détection ainsi que l'appréciation de l'intensité et de l'ampleur des pollutions se sont longtemps faites uniquement sur des mesures physico-chimiques ou biochimiques plus ou moins fiables. À cet effet, plusieurs difficultés limitent l'intérêt des analyses physico-chimiques de la qualité des eaux [12]:

- les analyses portent sur des prélèvements instantanés et sont donc insuffisamment adaptées aux détections de pollutions déversées de façon intermittente dans le milieu ;
- l'industrie chimique ne cesse de produire de multiples substances synthèses capables d'avoir, à dose infime, une influence nocive sur la vie aquatique ;
- il existe un décalage entre l'apparition des nouveaux polluants et la mise au point des méthodes de détection.

Face à ces insuffisances, les études d'évaluation de l'état de santé des milieux reposent désormais sur les bioindicateurs.

3.2 DÉFINITION ET CRITÈRES DE CHOIX D'UN BIOINDICATEUR

Un bioindicateur est un organisme ou un ensemble d'organismes qui, par leur absence, leur présence, leur abondance ou leur distribution, donne des informations de nature qualitative sur l'état d'un environnement ou d'une partie de celui-ci [13].

Selon la définition de [14], reprise par plusieurs autres auteurs, un bioindicateur est un « organisme ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet de façon pratique et sûre, permet de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ».

A cet effet, les espèces pouvant servir de bio-indicateurs en milieu aquatique doivent remplir les exigences suivantes ([15], [16])

- être présentes sur tout le secteur de la rivière ou du plan d'eau et de façon quantitative ;
- croître dans un habitat déterminé ;
- être facilement échantillonnables, identifiables et quantifiables ;
- intégrer la réponse de leur environnement aux fluctuations de la qualité des eaux ;
- être vivantes, ce qui est capital puisque l'on veut étudier l'impact de la pollution sur le vivant.

Par ailleurs, un bioindicateur est efficace s'il présente une sensibilité spécifique très forte par rapport à un polluant ou au contraire, s'il présente une forte résistance face à celui-ci et une capacité d'accumulation élevée ([17], [14])

A un niveau plus spécifique, l'espèce bio-indicatrice idéale est abondante dans l'aire étudiée, elle présente peu de variations saisonnières et son aire de répartition géographique est importante, ce qui permet de l'utiliser sur une grande échelle géographique et temporelle ([17] et [18]). De plus, sa taxonomie, ses caractéristiques biologiques et écologiques doivent être bien connues afin de permettre une interprétation fiable des résultats.

La présence de l'espèce dans une vaste gamme de milieux assure également la possibilité de comparer des résultats issus de lieux différents [19]. Dans le même ordre d'idées, la disponibilité des données historiques constitue un atout notable dans le cadre de la bioindication [9].

Aussi, la réponse observée suite à la perturbation environnementale doit être égale chez tous les individus de même âge ou de même taille ([20]) et évoluer de façon linéaire en fonction de l'intensité de la perturbation ([21], [9], [14]). Les espèces autochtones sont généralement considérées comme de meilleurs bio-indicateurs par rapport aux espèces exotiques qui sont plus compétitives, donc moins sensibles aux perturbations environnementales [18].

Ceci dit, toutes ces caractéristiques doivent être mises en relation avec les différents paramètres du cas à l'étude afin d'être intégrées au processus de sélection.

En outre, l'intérêt des bioindicateurs réside dans le fait qu'ils constituent « une mesure indirecte, substitutive, d'un phénomène écologique » [22]. D'abord, la compréhension de leur mode de vie respectif reflète leur exposition réelle aux différents contaminants [23]. Elle permet donc par le fait même d'évaluer leur pertinence en fonction des différents contextes de perturbation environnementale [24]. Ensuite, la compréhension de la relation écologique entre les êtres vivants et leur habitat permet de discriminer de façon objective les impacts des perturbations et l'influence de l'habitat [25]. Enfin, leurs caractéristiques intrinsèques, telles que leur longévité, leur cycle de vie, portée de leur potentiel en tant qu'indicateur, de même que la méthodologie et les coûts reliés à leur utilisation sont à considérer. Il est donc important de prendre en compte tous ces éléments d'information dans le processus de sélection des bio-indicateurs.

Sept bioindicateurs sont généralement utilisés dans les programmes de monitoring des milieux aquatiques : les algues, le zooplancton, les macroinvertébrés aquatiques, les poissons, les bactéries, les oiseaux et Macrophytes [26].

3.3 LE ZOOPLANCTON EN TANT QUE BIOINDICATEUR DES MILIEUX AQUATIQUES

Le plancton animal, communément appelé zooplancton, correspond aux organismes aquatiques de très petites tailles, flottant librement dans la colonne d'eau et dérivant au gré des courants [27]. Malgré leur intérêt biologique, les études portant sur leur potentiel en tant que bio-indicateurs demeurent peu nombreuses [28].

3.3.1 CARACTÉRISTIQUES

Les organismes zooplanctoniques sont des consommateurs primaires qui se nourrissent du plancton végétal (phytoplancton) ou d'autres organismes zooplanctoniques ([29], [30], [16], [31]). Ils jouent un rôle déterminant dans les réseaux tropiques aquatiques puisqu'ils constituent une source importante de nourriture pour les poissons et les invertébrés prédateurs et assurent la régulation des populations d'algues par le broutage ([32], [33])

De plus, le rôle du zooplancton dans les processus d'épuration a été souvent oublié. Ce rôle consiste à éliminer des bactéries, des particules organiques et permettre la régulation de la biomasse phytoplanctonique.

Par ailleurs, les trois ordres de zooplancton (rotifères, cladocères et copépodes) ont une dynamique de population qui leur est propre, déterminée par le type d'habitat dans lequel ils se retrouvent. Les rotifères, qui dominent les rivières, ont un temps de développement très court, tandis que dans les milieux lenticules, on retrouve les copépodes, caractérisés par un temps de développement plus lent. Les cladocères, quant à eux, ont une dynamique de population intermédiaire [34].

Bien que la détermination systématique représente une difficulté technique en raison de la grande diversité du zooplancton [28], certains auteurs considèrent que les espèces zooplanctoniques sont plus aisément identifiables que les espèces phytoplanctoniques ([35], [16]).

Enfin, le zooplancton présente un taux de renouvellement très élevé. De ce fait, ces organismes s'adaptent très rapidement aux différents écosystèmes, ce qui fait d'eux d'excellents bioindicateurs des milieux aquatiques. À cet effet, plusieurs indices zooplanctoniques permettant d'évaluer la qualité des milieux ont été conçus sur la base des zooplanctons dont les plus importants sont : l'indice [36] et l'indice [37].

3.3.2 PRINCIPAUX FACTEURS D'INFLUENCE

De façon générale, la structure populationnelle du zooplancton est principalement influencée par, la vitesse du courant, la conductivité, la température, le taux de fermeture de la canopée et la proportion des débris végétaux [38], la saison et la profondeur [39], la richesse du phytoplancton ([40], [11]), la lumière [41] ainsi que la présence d'éléments des traces des ions

métalliques, le pH et la transparence ([42], [43]). On note également qu'en présence de contamination organique, certains protozoaires ciliés, rhizoflagellés et acinétiens deviennent prédominants [44].

De plus, l'eutrophisation favorise la prolifération de la flore planctonique dont se nourrit le zooplancton, ce qui engendre une augmentation de la biomasse zooplanctonique ([45], [46]). Par ailleurs, selon [47], les organismes zooplanctoniques sont sensibles aux hydrocarbures. Toutefois, leur patron de migration verticale dans la colonne d'eau engendre une incertitude quant à leur niveau d'exposition réel aux nappes d'hydrocarbures, ce qui réduit leur efficacité en tant que bio-indicateurs de ce type de pollution.

Enfin, plusieurs études ont démontré que les stades précoces et les adultes en période de reproduction sont sensibles à l'acidification de l'eau. La diminution du pH engendre une augmentation du taux de mortalité des juvéniles, ce qui a un impact direct sur la taille des populations. Les changements dans la répartition et l'abondance des espèces de zooplancton qui en découlent constituent donc un indicateur de l'acidification de l'eau [48].

3.3.3 PRINCIPALES ESPÈCES SENTINELLES UTILISÉES

Les rotifères constituent fondamentalement un groupe de bio-indicateurs zooplanctoniques les plus fréquemment utilisés. Ce groupe zoologique sert de bio-indicateur de la qualité des eaux surtout en région tropicale [49]. Ils sont considérés comme très sensibles aux conditions de leur milieu, car intimement assujettis à leur environnement ([50], [51] et [52]). Selon [53], la composition taxonomique des rotifères est révélatrice du niveau trophique des lacs. Ce sont des organismes capables de résister à une eutrophisation avancée et surtout les espèces de la famille des Brachionidés [54]. Parmi les rotifères, *Trichocerca cylindrica* et *Polyarthra euptera* ont été désignés comme indicateurs des milieux eutrophes, tandis que *Asplanchna herricki*, *Synchaeta grandis* et *Ploesoma hudsoni* sont des indicateurs des milieux oligotrophes. De plus les espèces *Rotaria rotaria*, *Keratella cochlearis*, *Lecane papuana*, *Brachionus falcatus* en sont quelques exemples qui sont indicatrices des eaux eutrophes et hypereutrophes ([40], [46]). Puis, plusieurs rotifères du genre *Brachionus* sont caractéristiques des eaux mésotrophes ([55], [56], [57], [48]).

Un autre groupe de bioindicateur zooplanctonique est constitué par les grammars et les daphnies [58]. Les grammars, encore appelés crevettes d'eau douce, sont des petits crustacés (9 à 15mm) aplatis latéralement. On les retrouve généralement dans les eaux fraîches et courantes. Ils occupent une position clé dans le réseau trophique (décomposeurs de la matière organique) [57] et sont sensibles au niveau d'oxygénation de l'eau, ([60], [71]). Les daphnies, quant à elles, communément appelées puces d'eau, sont des organismes d'eau douce qui se caractérisent par leur plasticité morphologique, dont les principaux facteurs inducteurs sont la température et la viscosité de l'eau [62]. Contrairement aux grammars, elles survivent dans les milieux très peu oxygénés grâce à leur capacité de produire de l'hémoglobine [71].

3.4 LES MACROINVERTÉBRÉS EN TANT QUE BIOINDICATEURS DES MILIEUX AQUATIQUES

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes aquatiques visibles à l'œil nu, qui ne possèdent pas de colonne vertébrale et qui habitent sur le fond des milieux aquatiques durant tout leur cycle de vie ou pour une partie seulement ([63], [1], [64], [65]). Les principaux taxons inclus dans cette définition sont les vers, les mollusques, les crustacés, les larves d'insectes et les échinodermes ([64], [65]).

3.4.1 CARACTÉRISTIQUES

En raison de leur systématique importante et diversifiée, les macroinvertébrés benthiques colonisent une grande variété d'habitats et de microhabitats [66]. D'ailleurs, ils sont très utilisés dans le domaine de bio-indication puisqu'ils sont abondants dans la majorité des milieux aquatiques, en plus d'être faciles à identifier et à échantillonner ([24], [67]). De plus, leur prélèvement a peu d'impact négatif sur le biote en place ([25], [67]).

On retrouve les macroinvertébrés essentiellement sous les pierres, dans les sédiments à faible profondeur, dans les débris organiques ou à la surface des macrophytes [1]. D'ailleurs, ils peuvent coloniser des plans d'eau dont la petite taille permettrait seulement de supporter une faune ichtyenne très limitée, voire absente ([67], [63]). Les filtreurs suspensivores et les fouisseurs benthiques se nourrissent principalement de particules organiques (phytoplancton, débris de plantes terrestres et d'organismes aquatiques, fèces, résidus de produits pétroliers, etc). La toxicité des métaux et molécules organiques adsorbées à la surface de ces particules se reflète dans leur croissance, leur reproduction et leur défense immunitaire puisqu'ils sont biodisponibles, c'est-à-dire qu'ils sont transférés en partie dans les tissus des organismes qui les consomment

[60]). Cette capacité de bioaccumulation des substances organométalliques permet néanmoins une détection précoce par rapport au seuil de détection des outils traditionnels [68].

La structure des assemblages benthiques change lorsque leur environnement subit une perturbation, ce qui permet une meilleure caractérisation de la distribution spatio-temporelle de la pollution ([14], [65]).

Leur importante richesse recouvre un large éventail de réponses aux facteurs de l'environnement ([66], [21]). De plus, la réponse à ces perturbations varie d'une espèce à l'autre. Par exemple, certains organismes tolèrent de très basses concentrations en oxygène comme les tubifex et les aselles, tandis que d'autres dits spécialistes, ont besoin d'une eau très oxygénée pour survivre, tels que certaines larves d'éphémères et de perles [69].

Par ailleurs, la durée de leur cycle de vie varie généralement entre plusieurs mois et un an. Ils sont donc reconnus comme des organismes intégrateurs des effets synergiques des diverses perturbations ([70], [21]). Les individus aux stades plus sensibles répondent rapidement aux perturbations tandis que les effets globaux seront observables au niveau de la communauté, sur une échelle de temps plus grande [67]. De plus, comme leur mode de vie est essentiellement sédentaire, ils fournissent un portrait représentatif des conditions locales de leur habitat ([63], [66]).

Les macroinvertébrés benthiques sont un maillon important de la chaîne alimentaire aquatique [65]). D'ailleurs ils constituent la plus importante source d'alimentation de plusieurs espèces d'amphibiens, d'oiseaux et de poissons ([24], [71], [72], [21], [73]). Ils jouent donc un rôle clé dans les écosystèmes aquatiques.

3.4.2 PRINCIPAUX FACTEURS D'INFLUENCE

Les macroinvertébrés benthiques sont fortement affectés par la modification de leur habitat, la présence de matière organique, ainsi que la qualité et la diversité du fond des cours d'eau ([69], [63]). Par exemple, certains substrats tels que le sable et la vase, peu accueillants pour nombre d'espèces seront pourtant l'habitat de prédilection des chironomes et des vers [69].

La diversité des macroinvertébrés dépend de la fonctionnalité écologique des bandes riveraines et de la morphologie des cours d'eau, ceux-ci doivent s'écouler librement, présenter des débits réguliers et disposer de berges naturelles. De ce fait, la diversité spécifique sera plus faible dans les cours d'eau anthropisés [69].

Ensuite, comme ils vivent à la surface des rochers et au fond de l'eau, les macroinvertébrés benthiques sont grandement exposés aux hydrocarbures sédimentés [47]. Néanmoins, le niveau de sensibilité des différentes espèces est variable. En effet, plusieurs études ont démontré que les crustacés, particulièrement les amphipodes et les copépodes, sont très sensibles aux hydrocarbures, tandis que les polychètes et les nématodes sont beaucoup plus résistants [74]. De ce fait, la composition de certaines communautés macrobenthiques est influencée par la pollution des hydrocarbures.

Par ailleurs, la présence de polluants organiques toxiques a des impacts notables sur plusieurs macroinvertébrés benthiques. Puis les macroinvertébrés benthiques sont également sensibles à la teneur en oxygène des eaux ([69], [63]). De ce fait, la surabondance de nutriments peut nuire à leur survie puisqu'elle engendre l'eutrophisation des milieux aquatiques ce qui provoque la création de zones anoxiques.

3.4.3 PRINCIPALES ESPÈCES SENTINELLES UTILISÉES

Les macroinvertébrés les plus utilisés en tant que bioindicateurs sont surtout les insectes aquatiques (sous formes larvaires et parfois adultes), [1]. La référence [26] ajoute qu'en plus des insectes, que les crustacés, mollusques et les annélides d'eau douce sont aussi utilisés dans la bioindication des milieux. Ceux-ci sont sélectionnés sur la base de leur sensibilité respective aux perturbations.

En effet, dans le groupe des insectes, les larves d'éphémères et de plécoptères sont reconnues comme de bons bioindicateurs de l'eutrophisation des eaux courantes en raison de leur sensibilité à la raréfaction de l'oxygène. Par exemple, les larves d'éphémères du genre *Ecdyonurus* dépendent de la bonne oxygénation des cours d'eau tandis que l'éristale gluante (une espèce de mouche) est indicatrice d'une eau fortement polluée par la matière organique [69]. Une étude a également démontré qu'elles présentent un bon potentiel en tant que bioindicatrices de l'eutrophisation des étangs [75]. De plus, les larves d'odonates sont utilisées comme bioindicatrices de la salinité de l'eau puisqu'elles vivent presque exclusivement en eaux douces. Seules deux espèces africaines (*Ischnura senegalensis* et *Hemianax ephippiger*), reconnues pour leur tolérance à la salinité, peuvent se développer en eau saumâtre [76]. Enfin, une autre famille des insectes couramment utilisée sont les Chironomidés. Cette famille des Chironomidés affectionne les eaux riches en matières

organiques, aux températures élevées et aux faibles teneurs en oxygène dissous ([68] et [73]). Leur présence dans un milieu est indicatrice d'une pollution très avancée de ce milieu.

Parmi les crustacés, l'Aselle aquatique vit dans les eaux douces stagnantes ou à faible courant et riches en débris organiques. La prolifération de cette espèce constitue donc un indice de pollution organique. Elle est aussi sensible à la pollution par les nitrates et les pesticides, ainsi qu'à l'acidification et à la faible oxygénation des plans d'eau [26].

Dans le rang des mollusques, les physidae constituent une famille qui indique clairement l'état de pollution avancée d'un milieu aquatique. Elles prolifèrent dans les eaux aux fortes teneurs en nitrates, nitrites, orthophosphates et calcium [73]. La présence de cette famille des mollusques est le signe formel d'une forte pollution surtout organique. Les mollusques possédant une coquille calcaire sont très sensibles à l'acidification des cours d'eau puisque celle-ci se dissout lorsque le pH de l'eau est inférieur à 7 [77].

Quant aux mollusques bivalves, tels que les moules et les pétoncles, ils sont communément utilisés comme bioindicateurs en raison de leur capacité à bioaccumuler les polluants ([78], [79]). De plus, la plupart des spécimens de bivalves d'eau douce sont assez grands pour fournir une quantité de tissus suffisante pour procéder au dosage des polluants [79]. De ce fait, ces familles de mollusques sont utiles pour réaliser des suivis à long terme de la contamination [80]. D'ailleurs, les moules (surtout la moule bleue) sont les bioindicatrices de prédilection pour l'évaluation des impacts des travaux de dragage en zone estuarienne et côtière [60].

Enfin, l'importance des annélides dans la biosurveillance des écosystèmes aquatiques n'est plus à démontrer. Le relevé de la littérature a montré que la qualité biologique des sédiments est souvent évaluée grâce à l'étude des oligochètes, qui se définissent comme des vers annelés aquatiques et peu mobiles. L'indice oligochète de bioindication des sédiments (IOBS) en est un exemple et permet d'évaluer la contamination des sédiments fins ou sableux, permanents et stables, par les micropolluants organiques et minéraux. Mais, cette méthode n'est pas applicable dans les secteurs qui présentent une mobilité importante des sédiments. De plus, elle ne peut être utilisée lorsque la portion minérale ou organique des sédiments est trop importante ou quand les échanges avec l'eau sont limités par la surabondance des films biologiques ou de macrophytes [81]. En milieu lacustre, on utilise l'indice oligochète de bio-indication lacustre (IOBL) qui permet d'évaluer la capacité des sédiments à minéraliser la matière organique présente dans les sédiments lacustres profonds. Ce dernier est très semblable à l'IOBS, à la différence que la profondeur de milieu d'étude implique l'utilisation d'un matériel d'échantillonnage adapté, soit une benne ou un carottier [82].

Enfin la sangsue, quant à elle, est abondante dans les eaux calmes, chaudes et peu profondes, en particulier où le fond est recouvert de débris divers. Les études ont démontré que les sangsues peuvent accumuler de fortes doses de contaminants organiques, ce qui fait d'elles de bonnes bioindicatrices de la contamination d'origine organique ([83], [84]). D'ailleurs, une étude a révélé que les sangsues du genre *Erpobdella* permettent d'évaluer la présence de biphényles polychlorés (BPC) dans la couche superficielle des sédiments fluviaux [85].

3.5 INSUFFISANCES ET INTÉRÊTS DE L'ASSEMBLAGE DES DEUX TYPES DE BIOINDICATEURS

Malgré les grandes potentialités de la bioindication que possèdent les deux bioindicateurs énumérés ci-dessus, il ressort certaines insuffisances dont:

- la première insuffisance s'observe au niveau des organismes zooplanctoniques. En effet, ces organismes s'adaptent très rapidement à l'écosystème dans lequel ils vivent, si bien qu'une même espèce peut être indicatrice de état donné dans son milieu et indicatrice d'un autre état tout à fait différent dans un autre milieu ; cette insuffisance se justifie par leur forte capacité de déplacement, ce qui n'est pas le cas chez les macroinvertébrés aquatiques ;
- la deuxième insuffisance remarquée s'observe dans le rang des macroinvertébrés aquatiques. Étant donné que, leurs possibilités de déplacement (essentiellement des larves) sont faibles ; la recolonisation des secteurs pollués ne pourra se faire qu'à partir des adultes de la génération suivante, issus de secteurs non pollués. Cette insuffisance est corrigée par les organismes zooplanctoniques caractérisés leur cycle vital étant très court (quelques jours) ce qui leur permet de se multiplier rapidement dès que les effets du polluant ont disparu.

Ces deux bioindicateurs sont donc complémentaires et leur assemblage représente l'outil le plus pertinent pour mettre en évidence une pollution. En effet, l'utilisation simultanée des invertébrés et des zooplanctons devient intéressante à plusieurs égards :

- on obtient différentes réponses en fonction du bioindicateur utilisé. Les invertébrés permettent de détecter les perturbations de l'habitat et les zooplanctons les perturbations reliées à la physico-chimie des eaux.
- l'utilisation des deux bioindicateurs permet une caractérisation plus complète de l'écosystème aquatique.
- le temps de réponse des bioindicateurs n'est pas le même suite aux perturbations que peuvent subir les cours d'eau. Les zooplanctons sont des indicateurs de pollution à court terme si on les compare à d'autres organismes comme les invertébrés ou les poissons [86]. Ils ont des cycles de vie en moyenne d'un mois. Les invertébrés benthiques sont des indicateurs de pollution à moyen terme ; ils ont des cycles de plusieurs mois et en général d'un an ([87], [25], [1], [10], [88], [89]).

Ces remarques soulignent l'intérêt de la complémentarité entre les méthodes biologiques, dont l'usage simultané permet de disposer d'indicateurs de sensibilités différentes, intégrant la pollution sur des laps de temps variables [86].

4 CONCLUSION

Le monitoring des milieux aquatiques nécessite une étude axée sur les bioindicateurs. Il est essentiel d'utiliser les bioindicateurs dont la longévité concorde avec la dimensionnalité des effets étudiés pour que les résultats soient fiables et valides. Ainsi, les bioindicateurs situés au bas de la chaîne alimentaire (zooplancton) qui présentent généralement une courte durée de vie doivent être associés aux bioindicateurs situés à un niveau trophique supérieur (macroinvertébrés) afin d'évaluer efficacement les impacts qui surviennent sur une courte et longue période dans les cours d'eau. À cet effet, il serait donc préférable de combiner avec les macroinvertébrés aquatiques, les organismes zooplanctoniques, pour une meilleure évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques.

Cette combinaison permettra d'ailleurs la formulation des indices d'état trophique utiles dans les programmes de monitoring des écosystèmes aquatiques.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique de la république du Bénin (MESRS) et l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF) pour avoir financé cette étude.

REFERENCES

- [1] Y. Boissonneault, Le suivi écologique des rivières du Québec : comparaison des bio-indicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques. Mémoire de maîtrise, Université de Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec, 137p, 2006.
- [2] International Lake Environment Committee, Guidelines of Lake Management, Volume 8: World's. Lakes in Crisis, Shiga, Japan: International. 184 p, 1997.
- [3] G. Tuffery, Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes : les révélateurs biologiques de la pollution, p.243-280, dans Pesson P., La pollution des eaux continentales-incidences sur les biocénoses aquatiques, Gauthier-Villars (éd), 1980.
- [4] J. Verneaux, Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In : P. Pesson, (Eds), *la pollution des eaux continentales, incidence sur la biocénose aquatique*, Paris : Bordas, 1980.
- [5] C.B. Chessman, E.P. Hutton et J.M. Burch, Limiting nutrients for periphyton growth in sub-alpine, forest, agricultural and urban streams. *Freshwater Biology*, 28: 349-361, 1992.
- [6] S.E. Cook, Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental pollution*, vol. 11, p. 269-288, 1976.
- [7] W. Beak, C. Griffing et Appleby, Use of artificial substrate samplers to assess water pollution Biological Methods for the assessment of water quality, ATSM STP 528, American Society for testing and materials, pp. 227-241, 1973.
- [8] E. Hershey and G. Lamberti, Aquatic insect ecology. In : *Ecology and classification of North America freshwater invertebrates*, second edition. Academic Press. Throp, H et Covish A, Ed., 1056 p, 2001.
- [9] Y Goaziou, Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macrinvertébrés benthiques. Rapport de stage, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n°ENV/2004/0158, collection n°QE/146, 37p et 2 ann, 2004.
- [10] T. Henri, R. Philippe, B. Michel et U. Philippe U, *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie écologie*, 2010.

- [11] S.H. Zébazé-Togouet, Biodiversité et dynamique des populations du zooplancton (Ciliés, Rotifères, Cladocères et Copépodes) au lac municipal de Yaoundé (Cameroun). Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Yaoundé I (Cameroun), 175 p, 2000.
- [12] N Angeli, Interaction entre la qualité des eaux et les éléments de son plancton. In : Gauthier Villars éd., la pollution des eaux continentales. Incidence sur la biocénose aquatique, Paris, 97-146, 1980.
- [13] B.A. Market, A.M. Breure and et H.G. Zechmeister, Bioindicators, Principles, concepts and applications. Vienne, Elsevier, 997p, 2003.
- [14] D. Banaru et T. Perez, Bioindicateurs-Biomarqueurs, Notes de cours. Marseille, Université de Marseille, 15p, 2010.
- [15] F.E. Round, Use of diatoms for monitoring rivers. In: Whitton B. A, Rott E., Friedrich G. eds. Use of algae for monitoring rivers. Institute Botanik, University Innsbruck:17-20, 1991.
- [16] V. Lebon, Relations entre populations planctoniques et la physico-chimie des eaux de la Scarpe et de Petite Sensée dans la région de Douai (Nord). Mémoire de maîtrise, Université Pierre-et-Marie-Curie, Paris, France, 66p, 1977.
- [17] B. Wacila, Contribution à l'aide de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de doctorat, Université de Tlemcen, Algérie, 177p, 2012.
- [18] S. Morin, Bio-indication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de Diatomées benthiques : approches in situ et expérimentales. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, bordeaux, France, 302 p, 2006.
- [19] B. Genin, C. Chauvin et F. Ménard, Cours d'eau et indices biologiques : pollution-méthodes-IBGN. 2^{ème} édition, Dijon, Editions Educagri, 221 p, 2003.
- [20] B. Pinel-Alloul, TXL 6014 Toxicologie de l'environnement, Notes de cours, Montréal, Université de Montréal, 69 p, 2005.
- [21] T. Caquet, Des invertébrés pour la bio-indication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives. In Feixi I, Grand C., Bio-indicateurs pour la caractérisation des sols, Journée technique nationale, 7^e édition, Paris, 16 Octobre 2012, Rennes, ADEME, 2012.
- [22] P. Landres, J. Verner and J. Ward Thomas, Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. Conservation Biology, vol. 2, n°4, p. 316-328, 1988.
- [23] A. Harrag, Bio-indication : Concepts et biosurveillance, Notes de cours. Sétif, Université Ferhat Abbas, 2012.
- [24] E. Vindimian et J. Garric, Bio-essais et bio-indicateurs de toxicité dans le milieu naturel. In Division biologie des écosystèmes aquatiques, CEMAGREF Lyon, 1993.
- [25] T. Barbour, J. Gerritsen, B. Snyder and J. Stribling, Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 17p, 1999.
- [26] Benoît-Chabot, Les facteurs de sélection des bio-indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques : Elaboration d'un outil d'aide à la décision. Mémoire de maîtrise en environnement. Université de Sherbrooke, Québec, 104p, 2014.
- [27] CCME, Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada. In CCME, Publications-Eau, 2011.
- [28] J. Beisel, M. Peltre et Usseglio-Polatera, Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle-Rapport final Mars 2011. In CNRS, Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystème, 2011.
- [29] C.A. Bonou, Etude de la productivité planctonique dans les étangs d'aquaculture en milieu saumâtre tropical. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, p. 227, 1990.
- [30] C.A. Bonou, M. Pagano, L. Saint-Jean, Développement et croissance en poids de *Moina (cf) micrura* et de *Mesocyclops ogunnus* dans un milieu saumâtre tropical : les étangs de pisciculture de Layo (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobio. Trop.*, 24 : 287-303, 1991.
- [31] Ascont, Phytoplancton, macrophytes et invertébrés benthiques. In ADEME, réalisation de relevés biologiques sur des plans d'eau du bassin Adour-Garonne, 2013.
- [32] M. Bouzidi, A. Youcef, A. Latrèche, M. Benyahia, N. Bouguenava et H. Méliani, Copépodes, Cladocères et Rotifères du lac Sidi M'hamed Benali (Algérie Nord-Occidentale). *Physio-Géo*, vol 4, p.69-85, 2010.
- [33] H. Agadjihouédé, C.A. Bonou, A. Chikou, A.P. Lalèyè, Capacité de développement de trois espèces zooplanctoniques d'intérêts aquacoles (*Brachionus calyciflorus*, *Moina micrura* et *Thermocyclops sp.*) élevées en condition monospécifique en aquariums avec la fiente de volaille. *Tropicultura*, 2011, 29, 4, 231-237, 2011.
- [34] Groupe Raîne de Natagora, Gr(en)ouillons nous à traverser cette route ! Etude sur les noues de la Sambre : Extension de la « zone vulnérable aux nitrates ». In Info Sambre, Bulletin de la liaison du Contrat de Rivière Sambre & Affluents asbl-numéro 6, 2013.
- [35] Shiel RJ. 1995. A guide to identification of Rotifers; Cladocera and Copepods from Australian Inland water, CRCFE Ident. Guide 3, 144 p, 1995.
- [36] Sladeczek, Rotifers as indicators of water quality, *Hydrbiologia*, 100: 169-201, 1983.
- [37] Karabin, Pelagic zooplankton (Rotaria and Crustacea) variation in the processus of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features. *Ekol. Pol.*, 33: 567-616, 1985.

- [38] I.A. Monney, I.N. Ouattara, N.R. Etilé, N.M. Aka, M. Bamba et T. Koné, Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences* 98 :9344-9353, 2016.
- [39] J.G. Tchagnouo, T. Njiné, S.H. Zébazé-Togouet, S.C. Djutso Segnou, T.S. Mahamat, S. Tchakonté et B. Pinel-Alloul, Diversité spécifique et abondance des communautés de copépodes, cladocères et rotifères des lacs du complexe Ossa (Dizangué, Cameroun. *Physio-Géo* En ligne, Volume 6 : 22p, 2012.
- [40] A. Oueda, W. Guenda, A.T. Kabre, F. Zongo and G. Kabre, Diversity, Abundance and Dynamic of Zooplankton Community in a South-Saharan Reservoir (Burkina-Faso). *Journal of Biological sciences*7(1) p. 8, 2007.
- [41] I.N. Ouattara, A. Ouattara, T. Kone, V. N'douba, G. Gourene, Distribution du zooplancton le long de deux petits bassins côtiers ouest africains (Bia et Agnébi). *Agronomie Africaine* 19 (2): 197-210, 2007.
- [42] A. Gbemisola, Akin-Oriola, Zooplankton associations and environmental factors in Ogunpa and Ona rivers, Nigeria. *Rev. Biol. Trop.* 51(2): 391-398, 2003.
- [43] A.B. Mohamed, A. Youcef, A. Ilhem, L. Ali, B. Mohamed, B. Nadia, M. Habib, Copépodes, Cladocères et Rotifères du lac Sidi M'hamed Benali (Algérie Nord-Occidentale, URL :<http://physio-geo.revues.org/1128>; DOI : 10.4000/physio-geo.1128, 2012.
- [44] N. Tchatcho, Effets des rejets d'une usine de traitement de la cellulose sur la qualité des eaux du Ntsomo : Etude hydrologique et biologique du cours d'eau. Mémoire de DEA, Université de Yaoundé, Yaoundé, Cameroun, 58p, 2004.
- [45] S.H. Zébazé-Togouet, Eutrophisation et structure de la communauté zooplanctonique du Lac Municipal de Yaoundé. Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun, 200 p.+Annexes, 2008.
- [46] F.M. Onana, Typologie et qualité biologique des cours d'eau du réseau hydrographique du Wouri basées sur les assemblages de zooplancton et de macroinvertébrés benthiques. Thèse de doctorat, Université de Yaoundé I, Cameroun. 201p, 2016.
- [47] A. Sullivan et T. Jacque, Système de référence d'impact- les effets des hydrocarbures sur l'environnement marin : Impact des hydrocarbures sur la faune et la flore. In Commission européenne, Système d'information de la Communauté pour la maîtrise et la réduction de pollution. CNRS édition, Paris, France, 588 p, 2003.
- [48] K.M. Moshood, Zooplankton assemblage of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria. *Revue Biol. Tropicultura*.ISSN-0034-7744. Vol 57, 2009.
- [49] F.M. Onana, S.H Zébazé Togouet, T. Nyamsi, T. Domche et P. Ngassam, Distribution spatio-temporelle du zooplancton en relation avec les facteurs abiotiques dans un hydrosystème urbain : le ruisseau de Kondi, Cameroun. *Journal of Applied Biosciences* 82: 7326-7338, 13p, 2014.
- [50] R. Pourriot, J. Capblancq, P. Champ et J.A. Meyer, *Ecologie du plancton des eaux continentales*. Masson, Paris, 198 p. 1982.
- [51] E. Angelier, *Ecology of streams and rivers*. Science Pulisher, Inc.Enfield. 213p, 2000.
- [52] D. Brassard, Variabilité à long terme des cladocères dans des lacs de la forêt boréale soumis à des perturbations naturelles et anthropiques. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec (Chicoutimi, Canada), 42 p. + annexes, 2009.
- [53] I. Duggan, J. Green and R. Shiel, Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrbiologia*, vol.446, p.155-164, 2001.
- [54] S.H. Zébazé-Togouet, T. Njiné, N. Kemka, M. Nola, S. Foto Menbohan, A. Monkiedje, D. Niyitegeka, T. Sime-Ngando et B. Jugni, Variations spatiales et temporelles de la richesse et de l'abondance des rotifères (Brachionidae et Trichonidae) et des cladocères dans un petit lac artificiel eutrophe situé en zone tropicale. *Rev. Sci. Eau*, 18(4): 485-505, 2004.
- [55] D. Saksena, Rotifers as Indicators of Water Quality, *Acta hydrochimica and hydrobiologica*, vol 15, n°5, p.481-485, 2006.
- [56] M. Isumbisho, H. Sarmenton, B. Kaningini, J.C. Micha and J.P. Descy, Zooplankton of lake Kivu, East Africa, half a century after the Tanganyika sardine introduction. *Journal of Plankton Research*, vol. 28, n° 11, p. 971-989, 2006.
- [57] W. Koste, *Rotatoria. Die rädertiere mitteleuropas*. I. & II, Borntreager ed, Berlin, 2 vols, 673 p, 234 p, 1978.
- [58] K. Battle, *Projet de maitrise sur les bio-indicateurs aquatiques*, 120p, 2014.
- [59] Lacaze, Un biomarqueur de génotoxicité chez *Gammarus fossarum* : développement, signification fonctionnelle et application au milieu naturel. Thèse de doctorat, Université de Metz, Lorraine, France, 370 p, 2011.
- [60] Pelletier, *Projet de restauration des sédiments du port de Gaspé, Québec : Protocole pour le suivi biologique des mollusques*. In BAPE, *Projet de restauration, au sud du quai, au port de Gaspé (Sandy Beach)*, 2013.
- [61] CCME, *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique-oxygène dissous (eau douce)*, In CCME, *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- [62] R. Dajoz, *L'évolution biologique au XXIe siècle : les faits, les théories*. Péronnas, Lavoisier, 326p, 2012.
- [63] Y. Boissonneault, L'utilisation de l'Indice diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires In OBVRL, *Caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière du loup (Mauricie)*, 2005.

- [64] Société d'Aménagement et de Mise en valeur du Bassin de la Batiscan (SAMBBA), Eau et écosystème aquatique, des indicateurs intégrateurs. In CRE-Mauricie, L'agroenvironnement en Mauricie : Les indicateurs de nos actions, 2008.
- [65] Québec.MDDEP, Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec- Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDEP, 86p, 2008.
- [66] France.MEDDE, Les outils de la bio-indication. In MEDDE, Connaissance et gestion intégrée des milieux aquatiques. <http://www.guyane.developpement-durable.gouv.fr/les-outils-de-bio-indication-a823.html> (Page consultée le 4janvier 2014), 2013.
- [67] Etats-Unis. EPA, Invertebrates as indicators of Prairies Wetland Integrity. In EPA, Bioindicators for Assessing Ecological Integrity of Prairie Wetlands, 2012.
- [68] J. Moisan et L. Pelletier, Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p, 2008.
- [69] Worl Wildlife Fund (WWF), Macroinvertébrés-les habitants du fond de la rivière : Importance des macroinvertébrés dans les cours d'eau. In WWF, Riverwatch : Factshe et Macroinvertébrés, 2007.
- [70] E. Jeppersen, J.P. Jensen, M. Sonder-Gaard, T. Lauridsen and L.J. Pedersen, Top-down control in fresh water lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343, 151-164, 2007.
- [71] P.M. Gnonhossou, La faune benthique d'une lagune ouest africaine (le Lac Nokoué au Bénin) : diversité, abondance, variations temporelles et spatiales, place dans la chaîne trophique. Thèse de Doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse. Formation doctorale : SEVAB. 169 p, 2006.
- [72] D. Adandédjan, Diversité et déterminisme des peuplements de macrovertébrés benthiques de deux lagunes du sud-Bénin : la lagune de Porto-Novo et la lagune côtière. Doctorat unique en Sciences Agronomiques de l'université d'Abomey-Calavi, 239 p, 2012.
- [73] S. Tchakonté, G. Ajeegah, D. Diomandé, A. Camara, M. Konan et P. Ngassam, Impact of anthropogenic activities on water quality and Freshwater Shrimps diversity and distribution in five rivers in Douala, Cameroun. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 4: 183-194, 2015.
- [74] Amiard et Amiard-C.Triquet, Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Paris, Lavoisier, 400p, 2008.
- [75] N. Menetrey, B. Oertli, M. Sartori, A. Wagner and B. Lachavanne, Eutrophisation: are mayflies (Ephemeroptera) good indicators for ponds? *Hydrobiologia*, vol.597, n° 1, p. 125-135, 2010.
- [76] A. Ndiaye, Module de formation des formateurs sur le suivi des Odonates. In Wetlands International Afrique, Projet de démonstration Bassin du fleuve Gambie, 127p, 2010.
- [77] F. Noisette F. 2013. Impacts de l'acidification des océans sur les organismes benthiques calcifiants des milieux côtiers tempérés. Thèse de doctorat, Université Pierre-et-Marie-Curie, Paris, France, 301 p, 2013.
- [78] D. Bélanger, Utilisation de la faune macrobenthique comme bio-indicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 67p, 2009.
- [79] Environnement Canada, Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Environnement Canada, 2012.
- [80] J. Kaisier, Bioindicators and biomarkers of environmental pollutions and risk assessment. Hartford, Science Publishers, 304 p, 2001.
- [81] Québec.MDDEP, Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec- Cours d'eau peu profonds à substrat meuble, Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDEP, 39p, 2014
- [82] Aquabio. Macrophytes, In Aquabio, Pôles d'activités. http://WWW.aquabioconseil.fr/nos_pôles-d'activités/macrophytes.html (Page consultée le 4janvier 2016), 2014.
- [83] J. Metcalfe, M. Fox and J. Carey, Aquatic leeches (Hirudinea) as bioindicators of organic chemical contaminants in freshwater ecosystems. *Chemosphere*, vol. 13, n° 1, p. 143-150, 1984.
- [84] A. Jain, B. Singh, H. Singh and S. Singh, Exploring Biodiversity as Bioindicators for Water Pollution, In Banaras Hindu University, National Conference on Biodiversity, Développement and Poverty Alleviation, 2010.
- [85] S. Macova, D. Harustiakova, J. Kolarova, V. Zlabek, B. Vykusova, T. Randak, J. Vélisek, G. Poleszczuk, J. Hajslova, J. Pulkrabova and Z. Svobodova, 2009. Leeches as sensor-indicators of river contamination by PCBs. *Sensors (Basel)*, vol. 9, n° 3, pp.1807-1820, 2009.
- [86] C. Fauville, S. Campeau et J.P. Descy, Développement et normalisation d'un indice biologique diatomées en Wallonie, Belgique. Rapport présenté à la Direction Générale des Ressources Naturelles et l'Environnement du ministère de la région wallonne, 61 p, 2001.
- [87] P. Harper et L. Cloutier, Effets des reavaux de drainage sur la faune benthique d'un ruisseau agricole (Ruisseau des Anges, St. Roch-de-l'Achigan, Cté de Montcalm). Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, 83 p, 1987.

- [88] France.MEDDE, Biologie-Qualité des eaux. In MEDDE, Nature, paysages, eau et milieux aquatiques. <http://www.limousin.developpement-durable.gouv.fr/biologie-qualite-des-eaux-a153> (Page consultée le 10janvier 2014), 2014.
- [89] A. Lecerf, Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête bassin : Etude du processus de décomposition des litières. Thèse de Doctorat Thèse de Doctorat. Université de Toulouse III, France, 159 p. Université de Toulouse III, 159 p, 2005.