



**UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT**

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

ANNEE UNIVERSITAIRE :

2020-2021

N° D'ORDRE :

CANDIDAT

Nom : KAMAGATE

Prénoms : El Hadj Issouf

THESE

**Pour l'obtention du grade de Docteur de
l'Université Jean LOROUGNON GUEDE**

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Hydrobiologie

**Diversité et dynamique des macroinvertébrés
benthiques : outil d'évaluation de la qualité des eaux
du bassin supérieur du fleuve Cavally sous influence
d'activités minières (Ouest, Côte d'Ivoire).**

JURY

- Président :** M. KONE Issiaka, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE ; Daloa
- Directeur :** M. BONY Kotchi Yves, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE ; Daloa
- Rapporteur :** M. BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE ; Daloa
- Examineurs :** M. ALIKO N'guessan Gustave, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE ; Daloa
- M. KONAN Koffi Mexmin, Maître de Conférences,
Université NANGUI ABROGOUA ; Abidjan

**Soutenue publiquement
le 05 Octobre 2021**

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES.....	I
DEDICACE.....	VII
REMERCIEMENTS	VIII
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS.....	XII
LISTE DES TABLEAUX	XIV
LISTE DES FIGURES	XVI
LISTE DES ANNEXES	XXI
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : GENERALITES	6
1.1- MILIEU D'ETUDE.....	7
1.1.1- Présentation de la zone d'étude	7
1.1.2- Géologie et géomorphologie	7
1.1.3- Relief	9
1.1.4- Types de sol.....	9
1.1.5- Hydrologie.....	10
1.1.6- Végétation.....	11
1.1.7- Climat	12
1.1.8- Contexte socio-économique dans le bassin versant du Cavally	13
1.1.8.1- Agriculture	14
1.1.8.2- Pêche.....	14
1.1.8.3- Développement de l'urbanisation.....	15
1.1.8.4- Industries minières.....	15
1.1.9- Types de pollution sur les écosystèmes aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	16
1.2- MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	17
1.2.1- Définition.....	17
1.2.2- Caractères généraux des macroinvertébrés benthiques	18
1.2.3- Biologie et écologie.....	21
1.2.3.1- Cycles biologiques.....	21
1.2.3.2- Habitat et écologie	22
1.2.3.3- Ecologie alimentaire des macroinvertébrés benthiques.....	23

1.3- BIOSURVEILLANCE DES ECOSYSTEMES BENTHIQUES.....	25
1.3.1- Outils biologiques d'évaluation des écosystèmes aquatiques	25
1.3.2- Historique de la biosurveillance ou monitoring des rivières à l'aide des Macroinvertébrés benthiques	25
1.3.3- Macroinvertébrés benthiques et qualité des eaux	26
1.3.4- Indices biotiques d'évaluation de la qualité des eaux basées sur les Macroinvertébrés benthiques	27
1.3.4.1- Types d'indices et méthodes d'évaluation de la qualité des eaux	27
1.3.4.2- Examen critique des différentes méthodes d'évaluation	31
 CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES	 32
2.1- MATÉRIEL.....	33
2.1.1- Matériel de mesure	33
2.1.1.1- Paramètres physico-chimiques	33
2.1.1.2- Autres matériel de caractérisation de l'habitat.....	33
2.1.2- Matériel d'échantillonnage et d'observation des macroinvertébrés benthiques...	34
 2.2- METHODES	 35
2.2.1- Choix des stations d'échantillonnage	35
2.2.2- Description des stations d'échantillonnage	37
2.2.2.1- Stations de la section amont.....	37
2.2.2.2- Stations de la section médiane	41
2.2.2.3- Stations de la section aval	45
2.2.3- Collecte des données	49
2.2.3.1- Mesure des caractéristiques mésologiques	50
2.2.3.2- Mesure des variables physico-chimiques	50
2.2.3.3- Etude des macroinvertébrés benthiques.....	52
2.2.3.3.1- Echantillonnage des macroinvertébrés benthiques	52
2.2.3.3.2- Tri et identification des organismes	53
2.2.4- Méthodes d'analyse du peuplement des macroinvertébrés	53
2.2.4.1- Pourcentage d'occurrence ou de fréquence (F)	53
2.2.4.2- Abondances relatives	54
2.2.4.3- Diversité des communautés de macroinvertébrés.....	54
2.2.4.3.1- Richesse spécifique	53

2.2.4.3.2- Indice de diversité de Shannon (H')	54
2.2.4.3.3- Indice d'Equitabilité (E)	55
2.2.4.4- Similarités taxonomiques entre les stations	56
2.2.4.5- Structures trophiques des communautés de macroinvertébrés	56
2.2.5- Evaluation de la qualité biologique de l'eau	56
2.2.5.1- Indices biocénotiques	57
2.2.5.1.1- Indice EPT et Pourcentage EPT	57
2.2.5.1.2- Pourcentage de Baetidae	58
2.2.5.1.3- Indice Chironomidae	58
2.2.5.2- Indices Biologiques	59
2.2.5.2.1- Indice Biosédimentaire (IBS)	59
2.2.5.2.2- <i>Biological Monitoring Working Party Score</i> (BMWP)	61
2.2.5.2.3- Attribution de scores aux taxons indicateurs	62
2.2.5.2.4- Détermination de la classe de qualités biologiques	62
2.2.6- Traitements statistiques des données	64
2.2.6.1- Analyses univariées	64
2.2.6.1.1- Analyse de la variance	64
2.2.6.1.2- Méthode «Indval»	65
2.2.6.2- Analyses multivariées	66
2.2.6.2.1- Coefficient de corrélation des rangs de Spearman	66
2.2.6.2.2- Analyse en Composantes Principales (ACP)	67
2.2.6.2.3- Classification Hiérarchique Ascendante	67
2.2.6.2.4- Cartes auto-organisatrices (SOM)	67
2.2.6.2.5- Analyse factorielle discriminante (AFD)	68
2.2.6.2.6- Analyse de Redondance (RDA)	69
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS	71
3.1- CARACTERISTIQUES ABIOTIQUES DES MILIEUX AQUATIQUES DU BASSIN SUPERIEUR DU FLEUVE CAVALLY	71
3.1.1- Résultats	71
3.1.1.1- Paramètres hydromorphologiques et hydro-édaphiques	71
3.1.1.2- Variations spatiales et saisonnières des paramètres physico-chimiques	75
3.1.1.2.1- Température	75
3.1.1.2.2- Conductivité	76

3.1.1.2.3- Potentiel redox.....	77
3.1.1.2.4- Oxygène dissous.....	78
3.1.1.2.5- pH	78
3.1.1.2.6- Taux de solides dissous (TDS).....	79
3.1.1.2.7- Transparence	80
3.1.1.2.8- Vitesse du courant de l'eau	81
3.1.1.2.9- Nitrate.....	82
3.1.1.2.10- Orthophosphate	83
3.1.1.2.11- Métaux lourds et cyanure total	84
3.1.1.3- Typologie abiotique des stations d'échantillonnage.....	85
3.1.2- Discussion.....	89
3.2- ETUDE DES PEUPELEMENTS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES.....	95
3.2.1- Résultats	95
3.2.1.1- Analyse qualitative des communautés.....	95
3.2.1.1.1- Composition taxonomique globale	95
3.2.1.1.2- Occurrences des taxons de macroinvertébrés benthiques.....	105
3.2.1.1.3- Structure trophique des communautés de macroinvertébrés benthiques.....	106
3.2.1.1.4- Variations spatiales de la richesse taxonomique.....	110
3.2.1.1.5- Variations saisonnières de la richesse taxonomique.....	113
3.2.1.1.6- Similarité taxonomique entre les stations	114
3.2.1.1.7- Déterminisme de la richesse taxonomique.....	115
3.2.1.1.7.1- Profil de distribution des macroinvertébrés benthiques	115
3.2.1.1.7.2- Facteurs déterminant la diversité des macroinvertébrés benthiques	122
3.2.1.2- Analyse quantitative du peuplement de macroinvertébrés benthiques.....	125
3.2.1.2.1- Distribution spatiale des abondances.....	125
3.2.1.2.1.1- Abondance des grands groupes taxonomiques	125
3.2.1.2.1.2- Répartition spatiale des abondances relatives des principaux ordres.....	127
3.2.1.2.1.3- Variations spatiales des abondances relatives des principales familles	128

3.2.1.2.1.4- Répartition spatiale des abondances relatives des principaux taxons	132
3.2.1.2.2- Répartition saisonnière des abondances	135
3.2.1.2.2.1- Variations saisonnières de l'abondance totale du peuplement.....	135
3.2.1.2.2.2- Variations saisonnières des abondances relatives des principaux ordres	136
3.2.1.2.2.3- Variations saisonnières des abondances relatives des principales familles	137
3.2.1.2.2.4- Variations saisonnières des abondances des principaux taxons.....	138
3.2.1.2.3- Analyse de la diversité du peuplement de macroinvertébrés.....	139
3.2.1.2.3.1- Variations spatiales et saisonnières de l'indice de Shannon	139
3.2.1.2.3.1.1- Variations spatiales de l'indice de Shannon.....	139
3.2.1.2.3.1.2- Variations saisonnières de l'indice de Shannon.....	141
3.2.1.2.3.2- Variations spatiales et saisonnières de l'indice d'équitabilité	142
3.2.1.2.3.2.1- Variations spatiales de l'indice d'équitabilité	142
3.2.1.2.3.2.2- Variations saisonnières de l'indice d'équitabilité	144
3.2.1.2.4- Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des principaux macroinvertébrés benthiques	145
3.2.1.2.5- Taxons indicateurs des différents types d'habitat.....	146
3.2.2- Discussion.....	149
3.3- QUALITE ECOLOGIQUE DES EAUX DU BASSIN SUPERIEUR DU FLEUVE CAVALLY	159
3.3.1- Résultats	159
3.3.1.1- Analyse de la qualité des eaux à partir des indices biocénétiques	159
3.3.1.1.1- Variations spatiale des indices biocénétiques.....	159
3.3.1.1.2- Variations saisonnière des indices biocénétiques	159
3.3.1.2- Analyse de la qualité des eaux à partir des indices biologiques	160
3.3.1.2.1- Variation spatiale des indices biologiques	160
3.3.1.3- Corrélation entre les indices étudiés et les paramètres physico-chimiques	161
3.3.2- Discussion.....	165
CONCLUSION	170
REFERENCES	174
ANNEXES	i

DEDICACE

Du plus profond de mon cœur et avec l'intensité de mes émotions

Je dédie ce travail :

A ma mère et mon père

*Qui m'ont permis d'atteindre mon objectif par leur soutien moral
et matériel,*

*qu'ils reçoivent en retour toute ma reconnaissance et l'expression
de ma profonde affection.*

*Que Dieu les protège, leur Donne longue vie et bonne santé et
leur réserve une place parmi les meilleures au paradis.*

REMERCIEMENTS

Cette thèse a été menée dans le cadre de la réalisation de l'Etude d'Impact Environnemental et Social du projet de construction d'infrastructures reliées à l'exploitation des gisements de GBEITOUO, WALTER, ZIA NORD-EST, ITY, TONTOUO et DAAPLEU. Ce programme a été initié par la Société des Mines d'Ity en collaboration avec l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa et le cabinet 2D consulting qui œuvrent pour le développement durable.

La réalisation de cette thèse a été possible grâce au concours de plusieurs personnes à qui nous voudrions témoigner toute notre gratitude.

Nous tenons d'abord à exprimer toute notre reconnaissance au Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE, Professeur Titulaire, Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour avoir autorisé notre inscription en Thèse de Doctorat et pour la formation de qualité dont nous avons bénéficié.

Nous adressons nos sincères remerciements au Professeur AKAFFOU Doffou Sélastique ; Professeur Titulaire, Vice-Président chargé de la Planification, de la Programmation et des Relations Extérieures de l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour vos enseignements et votre soutien permanent dans la réalisation de cette thèse.

Nous remercions également le Professeur KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Vice-Président chargé de la Pédagogie, de la Vie Universitaire, de la Recherche et de l'Innovation Technologique de l'Université Jean Lorougnon Guédé pour sa disponibilité.

Nos vifs remerciements s'adressent également au Professeur KOUASSI Kouakou Lazare ; Professeur Titulaire, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche en Environnement (UFR- Environnement), pour avoir accepté notre inscription en Thèse de Doctorat dans l'UFR qu'il dirige.

Nous voudrions également remercier le Professeur KOFFI Béné Jean-Claude ; Professeur Titulaire, Directeur du Laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale (BioEcoTrop), pour nous avoir accepté dans le laboratoire qu'il dirige. Merci pour votre dévouement au travail bien fait et vos encouragements.

Nous tenons à témoigner notre sincère gratitude à notre Directeur de thèse Professeur BONY Kotchi Yves, Professeur Titulaire à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour nous avoir initié et éclairé dans le domaine fascinant de l'écologie aquatique. Merci pour votre soutien inconditionnel et précieux conseils. Merci aussi d'avoir été toujours à notre écoute et de nous

encourager pour réussir ce travail ainsi que d'avoir eu confiance en nous toutes ces années. Vos qualités scientifiques et humaines, votre grande disponibilité et surtout votre humilité suscitent en nous une admiration et un profond respect. Que Dieu vous accorde longue vie et santé. Qu'il trouve ici notre reconnaissance la plus profonde et le témoignage de notre plus profond respect.

A Feu KONAN Koffi Félix, anciennement Professeur Titulaire à l'Université Jean Lorougnon Guédé, nous exprimons à titre posthume nos chaleureux remerciements pour votre soutien indéfectible et vos conseils. Cher Maître, nous tenons à vous remercier sincèrement pour toute la disponibilité que vous avez manifestée à notre égard aux plans scientifique et humain. Malheureusement, vous nous avez quittés plus tôt que prévu nous laissant un goût inachevé car vous ne verrez pas le fruit de vos efforts.

Au Professeur KONE Issiaka, Professeur Titulaire, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche des Sciences Sociales et Humaines (UFR- SSH) de l'Université Jean Lorougnon Guédé, nous exprimons notre vive reconnaissance pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

J'adresse tous mes remerciements à Docteur BOUSSOU Koffi Charles, Maître de conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour le jugement qu'il a bien voulu porter sur cette thèse en tant que rapporteur et pour la disponibilité dont il a fait preuve à mon égard.

Au Docteur ALIKO N'guessan Gustave, Maître de conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, nous disons sincèrement merci pour sa participation à ce jury.

Au Docteur KONAN Koffi Mexmin, Maître de conférences à l'Université NANGUI ABROGOUA, nous vous sommes reconnaissant d'avoir accepté d'être membre du jury de cette thèse.

Au Docteur N'ZI Konan Gervais, Maître de Conférences à l'Université Félix HOUPHOUET-BOIGNY d'Abidjan, nous exprimons notre gratitude pour sa contribution à l'amélioration de ce mémoire. Merci cher Maître d'avoir accepté d'instruire cette de thèse de Doctorat.

Nous remercions le Docteur ALLOUKO Jean Renaud, Maître-Assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé qui a bien voulu nous accompagner dans ce travail et contribuer à l'améliorer. Merci aussi aux Docteurs DJENE Kouakou Roland et KRESSOU Armand, pour votre aide permanente et votre disponibilité.

Nous remercions tous les enseignants-chercheurs membres du Laboratoire de Biodiversité et d'Ecologie Tropicale (BioEcoTrop) qui nous ont permis d'améliorer la qualité de ce document

par des critiques constructives tout au long de la rédaction. Nous pensons particulièrement aux Docteurs ASSEMIAN N'Guessan Emmanuel, KOUAME Kouamé Martin, KONE Kinanpara, TRA Bi Crolaud, DJIRIEOULOU Kémomadjèhi Claver.

A nos amis qui ont déjà présenté publiquement leurs travaux de thèse : Dr KOUASSI Appollinaire, Dr ASSI Romuald, Dr BAMBA Kramoko, Dr SIMARO Siriki, nous adressons nos sincères remerciements pour leur soutien moral et leur contribution à divers niveaux de la réalisation de ce travail.

Toute notre sympathie et nos sincères remerciements vont aux membres du "*Advanced Agriculture Water and environment Research Group*" (AWE-RG) pour leur Appui lors de nos travaux de thèse. Nous pensons notamment à Mme KIPRE Ouguimré Hortense Jusèl et N'DO Bi Boly Valérie.

Nos sincères remerciements vont également à l'endroit des Docteurs DOFFOU Richard Jean-Olive et KOUAME Toto de l'Université Félix HOUPHOUET-BOIGNY d'Abidjan, nos deux compagnons de mission pour avoir bravé avec nous toutes les intempéries jours et nuits sur le fleuve Cavally.

Que toute l'équipe qui a participé à la collecte des données soit assurée de notre reconnaissance pour les immenses efforts déployés sur le terrain. Nous disons merci au pêcheur Ferdinand ; au personnel technique feu Essai et à toutes les communautés résidant dans les localités visitées.

Enfin, nos remerciements vont à l'endroit de toute notre famille pour leur affection, leur soutien matériel et leur patience. Il s'agit en particulier de nos oncles KAMAGATE Daouda et KAMAGATE Bema Drissa, nos tantes KAMAGATE Manzara, KAMAGATE Aminata, KAMAGATE Massogonan et KAMAGATE Fatoumata ; nos sœurs chéries KAMAGATE Awa, KAMAGATE Mariam, KAMAGATE Boundjara et KAMAGATE Salimata, ainsi que nos frères KAMAGATE Yssouf, KAMAGATE Souleymane, KAMAGATE El Hadj Mahaman, KAMAGATE Moussa, KAMAGATE El Hadj Seydou, KAMAGATE Daouda, KAMAGATE Drissa, KAMAGATE Mohamed et à tous.

Il nous plait de remercier également mon épouse Mademoiselle DOUMBIA Naminata et mes enfants pour leurs soutien sans failles, surtout dans les moments de doute, qui malgré eux ont pu supporter mes absences de longues durées durant ces travaux de recherches. A vous, tous mes sentiments.

Nous ne pouvons nommer ici toutes les personnes qui de près ou de loin qui nous ont aidé et encouragé qu'elles soient vivement remerciées.

À tous ceux qui ont toujours cru en moi... en particulier ma famille et tous ceux qui m'aiment, je vous dédie ce travail en guise d'estime.

LISTE DES SIGLES, ABREVIATIONS ET ACRONYMES

Afa : Affluents amont

AFD : Agence Française de Développement

Afi : Affluents aval

Afm : Affluents médian

AFNOR : Association française de normalisation

AQEM : Système d'évaluation pour la qualité écologique des cours d'eaux et des fleuves dans l'ensemble de l'Europe

ASPT : *Average Score Per Taxon*

BMWP : *Biological Monitoring Working Party*

CNRA : Centre National de Recherches Agronomiques

Cpa : Cours principal amont

Cpi : Cours principal aval

Cpm : Cours principal médian

EPT : Epheméroptère, Plécoptère et Trichoptère

EPTC : Epheméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères

GPS : *Global Positioning System*

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé

IBNC : Indice Biotique de la Nouvelle Calédonie

IBS : Indice Biosédimentaire

IndVal : *“Indicator Value”* (Valeur Indicatrice)

MDDEP : Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs

MDDEFP : Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs

MOGED : Maîtrise des Outils de Gestion de l'Environnement pour le Développement

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

SASS : *South African Scoring System*

SMI : Société des Mines d'Ity

SOM : "Self-Organizing Map" (Cartes Auto-Organisatrices)

TDS : Taux de solides dissous

U.S. EPA : *United States Environmental Protection Agency*

WFD : *Water Framework Directive*

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Indices et Méthodes d'échantillonnage.....	30
Tableau II : Coordonnées des stations d'échantillonnages entre Mai 2015 et Avril 2016.....	37
Tableau III : Scores de sensibilité des taxons indicateurs de l'Indice Biosédimentaire (IBS) et l'Indice «Biological Monitoring Working Party» (BMWP)	63
Tableau IV : Classes de qualité biologique pour l'indice IBS et BMWP respectivement selon Mary (2015) et Armitage (1983).....	63
Tableau V : Valeur moyenne \pm écart-type des paramètres de l'environnement général de l'habitat des stations échantillonnages du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.....	73
Tableau VI : Valeurs moyennes saisonnières \pm écart-type des paramètres de l'environnement général de l'habitat mesurés en saisons sèche et pluvieuse dans les différentes zones du cours supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016.....	74
Tableau VII : Compositions et occurrences des taxons de macroinvertébrés benthiques dans les différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.....	100
Tableau VIII : Proportions (%) des catégories des taxons de macroinvertébrés benthiques définies sur la base de l'occurrence dans les différentes stations échantillonnées dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.....	105
Tableau IX : Résultats du test de similarité de Jaccard traduisant les similarités taxonomiques entre les différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.....	115
Tableau X : Différentes tailles de la carte de Kohonen et les erreurs de quantification et de topographie correspondantes.....	115
Tableau XI : Regroupement des taxons dans les groupes définis par la SOM	121
Tableau XII : Résultats de la classification obtenue par l'analyse factorielle discriminante et le test "leave-one-out" de validation croisée.....	124
Tableau XIII : Récapitulatif des abondances des macroinvertébrés benthiques récoltés aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.	125
Tableau XIV : Valeurs moyennes des indices de diversité calculés sur les 21 stations d'étude de mai 2015 à avril 2016.....	159
Tableau XV : Variations saisonnières des indices biocénétiques.....	159

Tableau XVI : Variation spatiale de l'indice biotique BMWP et la classe de qualité des différentes stations d'étude dans le bassin supérieur du fleuve Cavally.....	160
Tableau XVII : Variation spatiale de l'indice biotique IBS et la classe de qualité des différentes stations d'étude dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai.	162
Tableau XVIII : Coefficients de corrélation de Spearman entre les indices biocénétiques étudiés et les indices biotiques.....	163
Tableau XIX : Coefficients de corrélation de Spearman entre les indices biotiques, les indices biocénétiques et les paramètres physico-chimiques des différentes stations d'échantillonnage.	164

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude de Mai 2015 à Juin 2016.....	7
Figure 2 : Diagramme ombrothermique du bassin supérieur du fleuve Cavally dans le département de Zouan-Hounien de 1998 à 2015	13
Figure 3 : Matériels utilisés pour l'observation (c et e), la localisation (f), les mesures des paramètres environnementaux (a, b et d) et les prélèvements (g et h) au cours des travaux de recherches sur le fleuve Cavally de Mai 2015 à Avril 2016	34
Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés sur le bassin supérieur du fleuve Cavally entre Mai 2015 et Avril 2016.....	36
Figure 5 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Zanhounien (S1) en mai 2015	38
Figure 6 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Gumgba (S2) en mai 2015.....	38
Figure 7 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Duepleu-cavally (S3) en mai 2015.....	39
Figure 8 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Lieupleu-Cavally (S4).....	39
Figure 9 : Vue partielle de la rivière Kloga à la station Duepleu-Gouhoga (S5) en mai 2015	40
Figure 10 : Vue partielle de la rivière Gouhoga à la station Duepleu-Gouhoga (S6) en mai 2015	40
Figure 11 : Vue partielle de la rivière à la confluence du fleuve Cavally station Lieupleu Ile (S7) en mai 2015.	41
Figure 12 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Walter Cavally (S8) en mai 2015.....	42
Figure 13 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Tehadia cavally (S9) en mai 2015....	42
Figure 14 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Daupleu cavally (S10) en mai 2015 .	43
Figure 15 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Floleu cav-Sien (S11) en mai 2015 ..	43
Figure 16 : Vue partielle de la rivière Dounapont à la station SMI- Ity (S12) en mai 2015	44
Figure 17 : Vue partielle de la rivière Tropieu à la station Walter rivières (S13) en mai 2015	44
Figure 18 : Vue partielle de la rivière Gninpieu à la station Floleu Gninpieu (S14) en mai 2015	45
Figure 19 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Floleu cav-gnouleu (S15) en mai 2015.....	46
Figure 20 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Soclaleu Cavally (S16) en mai 2015	46
Figure 21 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Gueioceupleu Cavally (S17) en mai 2015	47
Figure 22 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Glareu (S18) en mai 2015	47
Figure 23 : Vue partielle de la rivière Mourai à la station S19 en mai 2015.....	48

Figure 24 : Vue partielle de la rivière Youeu à la station S20 en mai 2015	48
Figure 25 : Vue partielle de la rivière Neaga à la station S21 en mai 2015	49
Figure 26 : Schéma simplifié de la carte auto organisatrice de Kohonen	69
Figure 27 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la température des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	75
Figure 28 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la conductivité des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	76
Figure 29 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) du Potentiel redox des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	77
Figure 30 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de l'oxygène dissous des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	78
Figure 31 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) du pH des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally	79
Figure 32 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) du taux de solides dissous (TDS) des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally	80
Figure 33 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la transparence des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	81
Figure 34 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la vitesse du courant des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	82
Figure 35 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la de la teneur en nitrate des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	83
Figure 36 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la de la teneur en Orthophosphate des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally	84
Figure 37 : Variation spatiale et temporelle des teneurs en métaux lourds (mercure, arsenic) et du cyanure mesurés dans les différents secteurs du cours supérieur du fleuve Cavally	85
Figure 38 : Analyse en composantes principales sur les variables physico-chimiques (21 stations x 13 paramètres x 4 campagnes)	87
Figure 39 : Classification hiérarchique des 21 stations à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques	85
Figure 40 : Diversité taxonomique des des embranchements de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	95
Figure 41 : Diversité taxonomique des des principaux classes de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally	97

Figure 42 : Diversité taxonomique des Ordres d’Insectes (A), Autres Ordres (B) de macroinvertébrés benthiques du fleuve Cavally	98
Figure 43 : Proportions en termes de nombre de taxons des ordres principaux de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations prospectées dans le bassin supérieur du Cavally	99
Figure 44 : Proportions globales en nombre de taxons des groupes trophiques fonctionnels de macroinvertébrés benthiques inventoriés dans le bassin supérieur fleuve Cavally.....	107
Figure 45 : Proportions en nombre de taxons des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques aquatiques échantillonnés aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally	107
Figure 46 : Proportions en nombre de taxons des groupes trophiques fonctionnels de macroinvertébrés benthiques échantillonnés à chaque saison aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	108
Figure 47 : Abondance relative globale des groupes trophiques fonctionnels de macroinvertébrés benthiques dans le bassin supérieur du fleuve Cavally	108
Figure 48 : Abondance relative des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally	109
Figure 49 : Abondance relative des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques des benthiques échantillonnés à chaque saison aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally	110
Figure 50 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	111
Figure 51 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques des différents types de milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally	112
Figure 52 : Variations saisonnières de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques des différents types de milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally	116
Figure 53 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM sur la base des taxons de macroinvertébrés benthiques.....	117
Figure 54 : Distribution des échantillons dans la SOM à partir des données de présence/absence de macroinvertébrés benthiques	114
Figure 55 : Profil de distribution des taxons à partir des échantillonnages.....	119
Figure 56 : Boîtes à moustache indiquant la différence de richesse taxonomique entre les groupes définis par la SOM.....	122

Figure 57 : Analyse factorielle discriminante (AFD) sur les groupes (I à IV) établis par la SOM et les variables physico-chimiques	123
Figure 58 : Cercle de corrélation des variables environnementales discriminants les groupes dans le plan F1 x F2 de l'Analyse Factorielle Discriminante.	124
Figure 59 : Pourcentage numérique de principales classes de macroinvertébrés prélevées sur l'ensemble des stations du bassin supérieur du fleuve Cavally.	123
Figure 60 : Variations spatiales de l'abondance relative des classes de macroinvertébrés benthiques prélevés sur l'ensemble des stations du fleuve Cavally	127
Figure 61 : Proportion numérique globale des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques échantillonnés sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally.....	128
Figure 62 : Pourcentage numérique des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally	129
Figure 63 : Proportion numérique globale des principales familles de macroinvertébrés benthiques échantillonnés sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016.....	131
Figure 64 : Pourcentage numérique des principales familles de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally	131
Figure 65 : Proportion numérique globale des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally	133
Figure 66 : Pourcentage numérique des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally	133
Figure 67 : Variations saisonnières des abondances globales des macroinvertébrés benthiques récoltés dans le bassin supérieur du fleuve Cavally	135
Figure 68 : Variations saisonnières des abondances des macroinvertébrés benthiques récoltés dans les différentes sections du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	136
Figure 69 : Variations saisonnières des abondances des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques récoltés dans les différentes sections du bassin supérieur du Cavally.	137
Figure 70 : Variations saisonnières des abondances relatives des principales familles de macroinvertébrés benthiques récoltés dans les différentes sections du bassin supérieur du Cavally.	138
Figure 71 : Variations saisonnières des abondances relatives des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du fleuve Cavally.	139

Figure 72 : Variations spatiales de l'indice de diversité de Shannon du peuplement de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally.	140
Figure 73 : Variations saisonnières de l'indice de Shannon des communautés de macroinvertébrés benthiques des différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally.	142
Figure 74 : Variations spatiales de l'équitabilité du peuplement de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally.....	143
Figure 75 : Variations saisonnières de l'équitabilité des communautés de macroinvertébrés benthiques des différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally.	144
Figure 76 : Analyse de Redondance (RDA) des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques et des variables environnementales du bassin supérieur du fleuve Cavally	146
Figure 77 : Typologie abiotique des stations et les taxons indicateurs associés avec les valeurs indicatrices entre parenthèses	148

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Fiche de terrain de collecte des données météorologiques..... ii

Annexe 2 : PUBLICATION ISSUE DE LA THESE iii

INTRODUCTION

Les ressources en eau sont primordiales pour le développement des activités humaines (Guerquin *et al.*, 2003). Elles sont utilisées pour la production d'électricité, l'industrie, l'irrigation et surtout pour l'approvisionnement en eau potable (Malmqvist & Rundle, 2000). Par ailleurs, elles procurent une variété de biens et services à l'humanité, ce qui en fait le bien le plus précieux qu'il importe de gérer et de protéger au mieux pour préserver la vie (Gleick, 1993). Pourtant, les écosystèmes aquatiques, milieux producteurs et régénérateurs de la ressource en eaux sont de plus en plus menacés par les activités humaines, réduisant ainsi davantage les ressources en eau utilisables par les hommes, tant du point de vue qualitatif que quantitatif.

La dégradation de ces milieux aquatiques, devenue une préoccupation majeure pour nos sociétés contemporaines, est placée en tête de liste des problèmes environnementaux du siècle (Amis *et al.*, 2007). En effet, selon Bennetti *et al.* (2012), ces milieux constituent les écosystèmes les plus pollués de la planète, car ils sont actuellement le déversoir de presque tous les déchets issus des activités humaines. Ces milieux font face à des processus continus de dégradation à telles point que dans certains cas, ils ne sont plus capables d'entretenir leur biote natif ou encore de fournir les différents services écosystémiques qui leur sont généralement associés.

L'évaluation de l'impact des différentes pressions anthropiques sur les ressources en eaux est centrée sur l'analyse des structures des organismes biologiques tels que les algues, les poissons et les macroinvertébrés benthiques (Sanogo *et al.*, 2014). Ces réponses des peuplements biologiques au stress aquatiques sont complexes et passent par la compréhension des réponses à différentes échelles de l'organisation biologique : individus, populations et peuplements. Ainsi, le suivi biologique renseigne sur les effets combinés des produits chimiques, de l'effet des pics de contamination ainsi que de l'impact des perturbations écologiques comme l'eutrophisation, la présence d'espèces exotiques ou encore, la dégradation des habitats. C'est donc en tant que témoins de l'état de leur milieu que sont utilisés ces organismes comme indicateurs biologiques. Les outils de biosurveillance sont donc généralement utilisés pour mesurer la réponse des organismes aux perturbations de leurs milieux et la restauration des écosystèmes aquatiques à la suite de perturbations anthropiques (Rosenberg & Resh, 1993). Leur utilisation permet d'établir un diagnostic de l'état des écosystèmes et de leurs peuplements organiques, de vérifier de façon synthétique et globale l'ampleur de la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat. Ils permettent également de protéger la biodiversité et d'améliorer la compréhension des relations entre les composantes physiques, chimiques et biologiques d'un

écosystème (Hershey & Lamberti, 2001). Bien que l'étude des paramètres physico-chimiques soit largement utilisée pour diagnostiquer les problèmes de pollution de l'eau, le recours aux indicateurs biologiques constitue une méthode d'évaluation plus complète et plus informative. Différents groupes d'espèces sont utilisés comme des outils de biosurveillance. Parmi ces espèces, les macroinvertébrés benthiques demeurent l'un des groupes les plus utilisés (Resh & Jackson, 1993 ; Warwick *et al.*, 2002 ; Ysebaert *et al.*, 2002 ; Varandas & Cortes, 2010). Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes dont la taille en fin de développement larvaire est supérieure au millimètre, ne possédant pas de colonne vertébrale et habitant le fond et la surface des plans et des cours d'eau (Cabioc'h *et al.*, 1992). Ces derniers sont des organismes sédentaires, sensibles aux modifications de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques (Camargo *et al.*, 2004 ; Woodcock & Huryn, 2007). Ils ont un cycle de vie relativement long, qui permet l'intégration avec le temps des agents de stress environnementaux et de leurs effets cumulatifs. En outre, ils constituent un groupe d'organismes très diversifié, permettant à différentes espèces de réagir et de répondre de manière variée à plusieurs types de perturbations. Les macroinvertébrés benthiques se retrouvent aussi dans la grande majorité des écosystèmes aquatiques et constituent un des premiers maillons de la chaîne alimentaire des cours d'eau (Diomandé *et al.*, 2009). Ils sont à la base de nombreux indices biotiques à travers le monde à l'instar du Trent Biotique index (TBI) de Woodiwiss (1964) et de l'indice BMWP en Angleterre ; de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) ; et de l'Indice Oligochète de Bioindication des Sédiments (IOBS) en France (AFNOR, 1992) ; de l'Indice Biosédimentaire (IBS), de l'Indice Biotique de la Nouvelle Calédonie (IBNC) (Mary, 1999) et de l'indice South African Scoring System (SASS) en Afrique du Sud (Dickens & Graham, 2002).

En Côte d'Ivoire, plusieurs travaux relatifs aux macroinvertébrés benthiques ont été effectués notamment dans le cadre des programmes de lutte contre les simulies, agents vecteurs de l'onchocercose dans le nord du pays (Lévêque *et al.*, 1983 ; Stazner *et al.*, 1984). D'autres études relatives à la systématique (Déjoux *et al.*, 1981) et à l'écologie (Diétoa, 2002 ; Diomandé *et al.*, 2009 ; Edia *et al.*, 2010) ont été menées dans le sud en vue d'une part de faire l'inventaire faunistique des insectes aquatiques et d'autre part de montrer leur importance dans le régime alimentaire des espèces de poissons. Par contre, l'étude sur la sensibilité des macroinvertébrés aquatiques à la pollution et leurs utilisations comme indicateurs biologiques reste peu documenté. Des études relatives à l'utilisation des macroinvertébrés pour l'évaluation de la qualité des eaux ont été réalisées sur la lagune Aghien (Allouko, 2019) et sur les plans d'eau urbains de Daloa (Djéné, 2020). En revanche, dans le bassin du Cavally, excepté les travaux de Doffou (2019) la diversité du peuplement ichtyologique et l'écologie alimentaire de *Micralestes*

eburneensis Daget, 1964) et celle de Toto (2019) sur la diversité taxonomique des crustacés, les études consacrées à la macrofaune benthique en générale et celles de leurs utilisation comme bioindicateurs pour l'évaluation de la qualité des eaux sont quasi- inexistantes. Compte tenu de la rareté des données sur la qualité biologique du fleuve, il était nécessaire d'entreprendre la présente étude afin de fournir une base de données sur les macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally.

A l'image des autres grands bassins continentaux aquatiques de la Côte d'Ivoire, le bassin transfrontalier du Cavally est soumis à de fortes pressions anthropiques (Naho, 1988 ; Ettien, 2010), qui pourraient perturber son équilibre naturel. La portion du fleuve Cavally traversant la Côte d'Ivoire notamment le secteur sous influence minière de la SMI (Société Minière d'Ity) est vraisemblablement sujet à une forte anthropisation. Dans cette région, les principales activités exercées par les populations sont l'agriculture, la pêche et surtout l'extraction minière (Naho, 1988 ; Ettien, 2010). Cette zone abrite l'un des plus importants sites miniers du pays. Les répercussions de ces activités en parallèle avec les processus du changement global sont susceptibles de fragiliser le continuum fluvial et, au final, d'altérer le fonctionnement global de l'écosystème.

L'objectif général de cette étude est d'évaluer à partir des macroinvertébrés benthiques l'impact des activités humaines sur l'état et le fonctionnement écologique du fleuve Cavally. Il s'agit spécifiquement de :

- caractériser l'environnement abiotique du fleuve Cavally ;
- déterminer la composition taxonomique et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques ;
- déterminer la qualité écologique des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally à partir des valeurs indicielles des macroinvertébrés benthiques.

Ce mémoire de thèse est structuré en trois chapitres :

- Le premier chapitre, relatif aux généralités, fait d'abord référence au milieu étudié en décrivant au niveau géographique, géologique, hydrologique et anthropique le bassin du fleuve Cavally. Il présente également les généralités sur les macroinvertébrés benthiques aquatiques et les indices biotiques d'évaluation de la qualité des eaux ;
- Le deuxième chapitre est consacré à la description des outils et aux différentes méthodologies utilisées pour l'atteinte les objectifs fixés dans le cadre de ce travail ;

- Quant au troisième chapitre, il présente les données d'étude et la discussion des résultats obtenus. Le présent manuscrit s'achève par une conclusion et des perspectives de recherche.

CHAPITRE I : GENERALITES

1.1- GENERALITES SUR LE MILIEU D'ETUDE

1.1.1- Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude se situe dans le Département de Zouan-hounien à l'extrême ouest de la Côte d'Ivoire entre 6°40' et 7°40' N et 7°40' et 8°20' W. Ce Département s'étend sur une superficie de 12284 Km². Il est limité au Nord, par le Département de Danané, à l'Est, par les Départements de Bangolo et de Blolequin, au Sud par les Départements de Toulepleu et à l'Ouest par la république du Libéria. La population de la région est estimée à 195082 habitants (RGPH, 2014). Il regroupe les sous-préfectures de Banneu, Bin-houyé, Goulaleu, Téapleu, Yeleu et Zouan-Hounien. Ce Département est traversé par l'un des grands fleuves de la Côte d'Ivoire : le Cavally (Figure 1). Le milieu d'étude est défini comme une portion du fleuve Cavally située dans la partie montagneuse de la Côte d'Ivoire plus précisément aux alentours de la mine d'Ity près de Zouan-Hounien. Les potentialités agricoles du Département de Zouan-hounien sont nombreuses et variées, elle est l'une des plus grandes productrices des principales cultures d'exportation du pays (café, cacao, palmier à huile et hévéa etc...).

Parallèlement aux plantations industrielles de caféiers, cacaoyers et d'hévéa, il y a aussi de petites exploitations villageoises de caféiers, de cacaoyers, de cultures vivrières maraîchères, etc. A côté de ces activités agricoles se développe une importante activité basée sur l'exploitation des ressources minières. La localité d'Ity est celle qui abrite la plus grande unité industrielle d'extraction d'or de la Côte d'Ivoire (mines d'or d'Ity). Elle est située à 15 Km au sud-est de la ville de Zouan-Hounien. Cette zone minière à ciel ouvert est exploitée par la Société des Mines d'Ity (SMI), à proximité de cette mine existent de petites exploitations artisanales clandestines (Ettien, 2010). Le site d'exploitation de la mine d'or d'Ity se trouve à environ 500 mètres du fleuve Cavally qui est une source d'approvisionnement en eau des populations.

1.1.2- Géologie et géomorphologie

Le bassin versant du Cavally appartient au domaine archéen de la dorsale de Man. Ce domaine a été affecté par des déformations tectoniques très importantes attribuées à deux orogénèses, à savoir, l'orogénèse léonienne et l'orogénèse libérienne. Il est caractérisé par les reliefs les plus accidentés de la Côte d'Ivoire. L'essentiel du domaine archéen (plus de 80%) est constitué par les formations libériennes qui se trouvent essentiellement dans la région de Man. Ces formations sont composées de granulites, de migmatites et d'amphibolo-pyroxénites qui sont des méta-sédiments catazonaux.

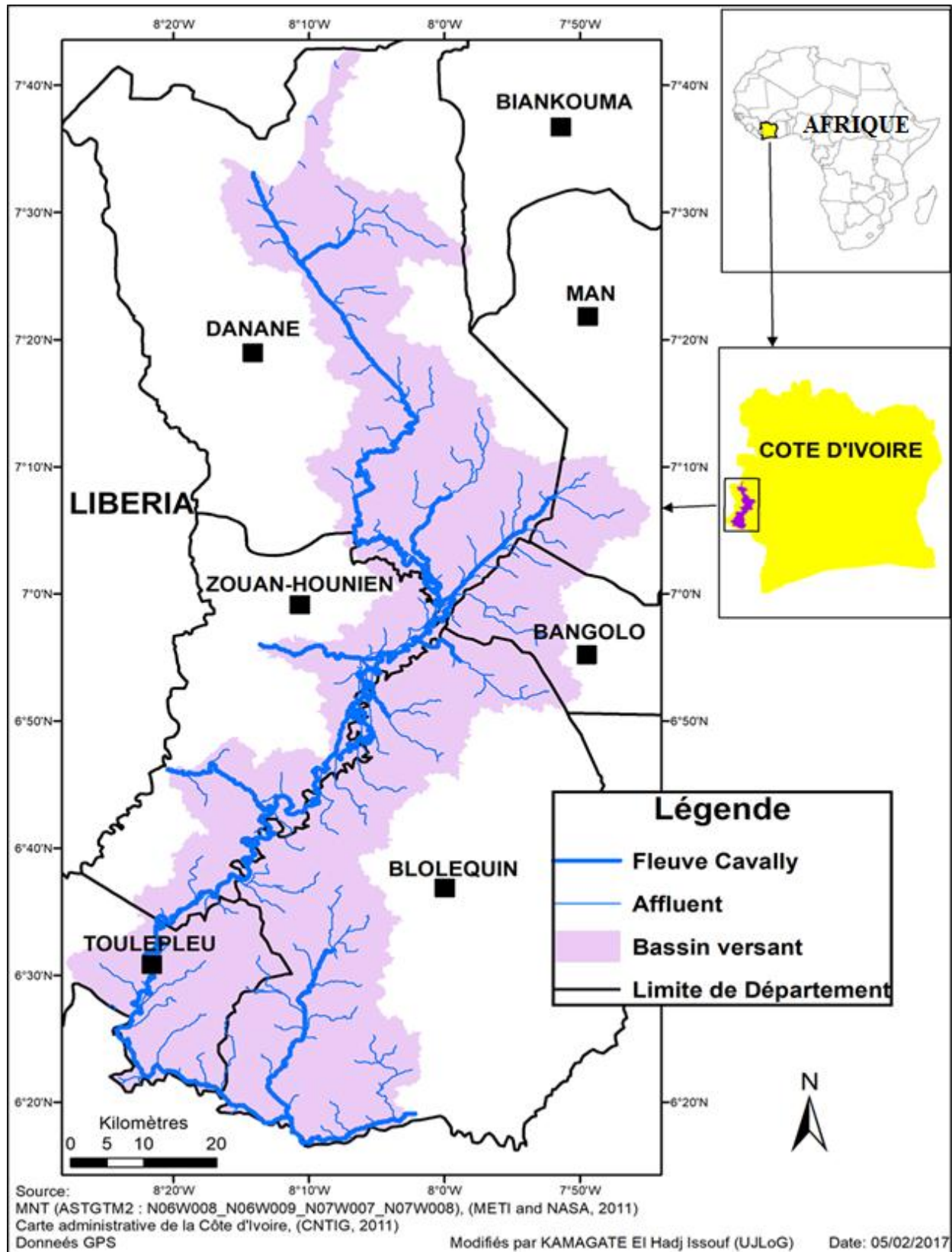


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude de Mai 2015 à Juin 2016 (CNTIG, 2011)

Elles occupent essentiellement l'Ouest et le Sud-ouest de la Côte d'Ivoire (Kouamélan, 1996). A ces formations libériennes, sont associées de nombreuses reliques de formations léoniennes essentiellement représentées par un complexe de base cristallin constitué de migmatites et de gneiss granulitiques, connu aussi sous le nom de granito-gneiss et les ceintures de roches supracrustales qui reposent en discordance sur les granito-gneiss (Wood, 1972). A ces deux ensembles s'associent des granites et des charnockites sous forme d'intrusion dans le socle granito-gneissique, ou sous forme de mobilisât anatectique (Kouamélan, 1996).

1.1.3- Relief

La Côte d'Ivoire occupe une partie des panneaux méridionaux plongeant vers le Golfe de Guinée. Son relief est relativement peu accidenté. Elle ne possède pas de hautes montagnes à l'exception de la région de Man, à l'Ouest, avec quelques sommets de plus de 1000 m tels que le Mont Tonkpi (1200 m) et le Mont Nimba (1752 m) et au Nord-ouest (Kouamélan, 1996).

Le bassin du Cavally, comporte les reliefs les plus élevés du pays. Ce secteur est réduit à quelques sommets du massif des Dans (Mont Momy, Mont Tonkpi, Mont Dou, Mont Zo, Mont Guéton, Mont Mla etc...) et la partie supérieure de la façade ivoirienne du massif du Mont Nimba. Ce massif marque la frontière entre le Libéria, la Guinée et la Côte d'Ivoire et culmine à 1752 m d'altitude. Au piémont des grandes collines, apparaît des glacis jusqu'à la latitude de Taï où se développe une région confuse dans le détail, dont les caractères de glacis sont encore manifestes (Girard *et al.*, 1971). Il présente également une série de bas-plateaux qui s'enchaîne par endroit avec des zones très accidentées aux contours variant entre des pentes moyennes et des altitudes dépassant parfois les 1000 m (Rougerie, 1960). La plupart des versants des montagnes, abrupts et fracturés, ainsi que les vallées encaissées, sont exposés à un risque élevé d'érosion.

1.1.4- Types de sol

Les sols dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire sont dans l'ensemble de type ferralitique fortement désaturés à fertilité chimique moyenne et présentent de fortes pentes où l'érosion est très violente d'une manière générale (Perraud & De La Souchère, 1971). Il y existe également des sols développés sur des roches basiques, des sols hydromorphes dans les bas-fonds et des sols minéraux en région montagneuse (Akachibi, 2016). Selon Perraud & De La Souchère (1971), le bassin du Cavally est caractérisé, sur les massifs montagneux, par des sols à substrat très homogène, constitué

essentiellement de granite riche en éléments calco-magnésiens et en particulier en hypersthène, biotite et hornblende. Sur ces massifs, le sol est trop peu épais. L'horizon humifère constituant la partie superficielle de ce sol épais de 4 à 8 centimètres, de teinte brun foncé, à structure grumeleuse et à texture argilo-sableuse, tend à se réduire et même à disparaître dans les zones de fortes pentes. Dans les bas-fonds s'étendent de vastes zones donnant des sols grisâtres, parfois franchement blancs, plus ou moins hydromorphes, caractérisés en profondeur par des arènes grossières quartzieuses et micacées dans les zones granitiques, et par des sables fins et des limons dans les zones schisteuses.

1.1.5- Hydrologie

La Côte d'Ivoire bénéficie d'un vaste réseau hydrographique, répartis sur l'ensemble du territoire. Les eaux de surface se composent de cours d'eau, de retenues d'eau ainsi que des lagunes situées dans la zone côtière. Les principaux bassins versant sont constitués par la Comoé, le Sassandra, le Bandama et le Cavally (Kouassi, 2001) dont l'orientation générale est Nord-sud.

La Région du Tonkpi est irriguée par les fleuves Sassandra à l'Est et Cavally à l'Ouest avec chacun, de nombreux affluents qui favorisent une végétation constituée à 80% de forêt humide (Durand *et al.*, 1994). Le bassin du Cavally est l'un des bassins hydrographique les plus importants de la Côte d'Ivoire, qui coule en Guinée, au Liberia et en Côte d'Ivoire. Il prend sa source au Nord du Mont Nimba (Guinée) à une altitude voisine de 600 mètres et se jette dans le Golfe de Guinée à 20 kilomètres à l'Ouest de Tabou. Sur la plus grande partie de son parcours, il matérialise la frontière naturelle entre le Liberia et la Côte d'Ivoire. Ce cours d'eau d'une longueur de 700 km couvre un bassin versant de 28800 Km² avec un débit moyen annuel estimé à 575 m³/s (Tapé, 2000). La Côte d'Ivoire possède environ 15000 km² de son bassin versant. Le réseau hydrographique principal, tourné vers le drainage atlantique se nourrit d'un réseau secondaire divergent, fortement incisé en vallées étroites et encaissées descendant toute la zone montagneuse (Avenard, 1971). A la source, le Cavally se nomme Djougou ; il ne reçoit que de très petits affluents jusqu'à Toulepleu, il reçoit en rive gauche le Dire. Avant la zone des rapides de Taï, le Cavally reçoit en rive gauche, le Doui, le Goin, le Doue, le Debe, et en rive droite le Dren. A Taï, il reçoit le N'ce, et une zone de rapides commence et s'étend jusqu'à Grabo. Le Hana et le Neka viennent grossir le Cavally en rive gauche et le Doube, le Gbeh et le Gi en rive droite. La pente moyenne de ce fleuve est de 0,85 mètre par kilomètre ; elle atteint, dans la zone des rapides, environ 1 mètre par kilomètre. A noter que les

chutes de Seledio ne dépassent pas 1 mètre de hauteur. Au point de vue hypsométrie, seulement 16 % du bassin se trouvent au-dessus de 400 m d'altitude, 27 % au-dessus de 300 m d'altitude ; plus de la moitié du bassin est au-dessus de 200 m d'altitude. Dans cette région la saison des moyennes et hautes eaux s'étend de Mars à Octobre. Les crues atteignent leur maximum en Septembre. L'étiage très soutenu a lieu en Janvier-Février.

1.1.6- Végétation

La Région Ouest de la Côte d'Ivoire appartient à une vaste zone forestière qui couvre à la fois le Liberia, la Côte d'Ivoire et l'Ouest du Ghana (Dian *et al.*, 1974). Selon Guillaumet et Adjanooun (1971), elle appartient au domaine ombrophile de la forêt guinéen, ou encore appelé « étage guinéo-équatorial supérieur » qui est caractérisé par une végétation sempervirente. C'est le lieu des forêts denses humides de montagne dans lesquelles l'on trouve des dômes granitiques hébergeant une végétation très spéciale. Cette forêt doit sa particularité à la coexistence des taxons de forêts sempervirentes, de forêts semi-décidues et des prairies sommitales dans des biotopes rapprochés, en réponse au climat d'altitude et au substrat (N'Guessan *et al.*, 2010). Les précipitations et l'altitude conditionnent en grande partie l'importance et la variabilité de la végétation. Sa flore est riche de 1535 taxons. Lequel, en Côte d'Ivoire est réduit à quelques sommets du massif des Dans et la partie supérieure de la façade ivoirienne du massif du Mont Nimba.

Sur les hauts sommets, à une altitude moyenne de 1000 m, on distingue la forêt dense humide montagnarde, essentiellement constituée de *Parinari excelsa* (Chrysobalanaceae) (Aubréville, 1949 ; Schnell, 1952). A cette altitude, les formations végétales concernées sont soumises à des régimes thermiques plus bas, à une pluviométrie plus élevée (2000 mm) et à une humidité atmosphérique également plus élevée (75-80%). Cette forêt est aussi caractérisée d'une part par la présence quasi permanente de brouillard et d'autre part par la faiblesse de l'évapotranspiration (Aubréville, 1949 ; Schnell, 1952). D'après Guillaumet & Adjanooun (1971), cette forêt présente une strate supérieure relativement homogène. La voûte se situe entre 25 et 35 m. Le sous-bois est dégagé et on y rencontre que peu de lianes dont aucune ne semble être caractéristique. Il y a beaucoup d'épiphytes sur les frondaisons et les fûts des arbres. Les mousses hépatiques et les lichens y sont abondants, sur les affleurements rocheux et sur les troncs humides des arbres. On y rencontre également beaucoup de Ptéridophytes (*Cyathea inanniana* ; *Asplenium dregeanuin*, *Tectaria fernandensis*, *T. puberula*, *Elaphoglossuin* sp., *Polypodiirm* sp.) avec quelques espèces

caractéristiques des lieux. Toutefois, la composition floristique est dominée par les Acanthaceae, Fougères, *Nervilia*.

Il est également relevé un développement des forêts galeries le long des cours d'eau temporaires et permanents, où les conditions d'humidité permettent la formation d'une strate arborescente supérieure. Cette forêt est liée au bourrelet de berge. Elle est très uniforme le long de toutes les rives des cours d'eau, elle ne subit que des inondations de courte durée.

1.1.7- Climat

La plupart des grands cours d'eau de la Côte d'Ivoire ont un régime hydrologique mixte. Du fait de l'étendue de leur bassin de réception, ils subissent des influences multiples (Girard *et al.*, 1970), en relation avec les différents régimes climatiques auxquels ils sont soumis (Iltis & Lévêque, 1982). Le Cavally, se rattache au régime de montagne à son extrémité supérieure, puis dans son cours moyen et inférieur reçoit respectivement les affluences du régime équatorial de transition atténué et du régime équatorial de transition (Eldin, 1971 ; Girard *et al.*, 1971).

La zone d'étude appartient au domaine du climat montagnard de l'Ouest de la Côte d'Ivoire (Eldin, 1971 ; Aka, 1991). C'est un climat de type azonale, très influencé par des facteurs orographiques locaux, du fait de la localisation de l'aire concernée à l'extrémité occidentale des reliefs de la dorsale guinéenne (Avenard *et al.*, 1971). Ce climat est caractérisé par une pluviométrie abondamment supérieure à 1600 mm et par l'alternance d'une saison des pluies longue et d'une saison sèche courte. La saison pluvieuse (de Février à Novembre) est marquée par des pluies intenses de Juin à Octobre avec un pic des précipitations en Septembre. La saison sèche se situe entre Décembre et Janvier (Figure 2). L'analyse des données pluviométriques mensuelles indique que les hauteurs des pluies sont comprises entre 16 mm (Janvier) et 358 mm (Septembre). En revanche, les pluies sont faibles en Janvier et Décembre. On distingue également des mois à pluviométrie moyenne, notamment les mois de Mars, Avril et Mai.

Dans cette région, les températures moyennes mensuelles présentent une certaine homogénéité. Elles varient de 23,6 (Août) à 26,3 °C (Avril) avec une température moyenne annuelle de 25 °C. Les mois les plus chauds de l'année sont ceux de Février, Mars et Avril. Les plus faibles températures sont enregistrées en Juillet et Août. Les températures moyennes annuelles les plus basses de toute la Côte d'Ivoire sont enregistrées dans cette zone, celles-ci sont généralement inférieures à 25° C avec une humidité qui oscille entre 80 % et 85 % (CNRA, 2009).

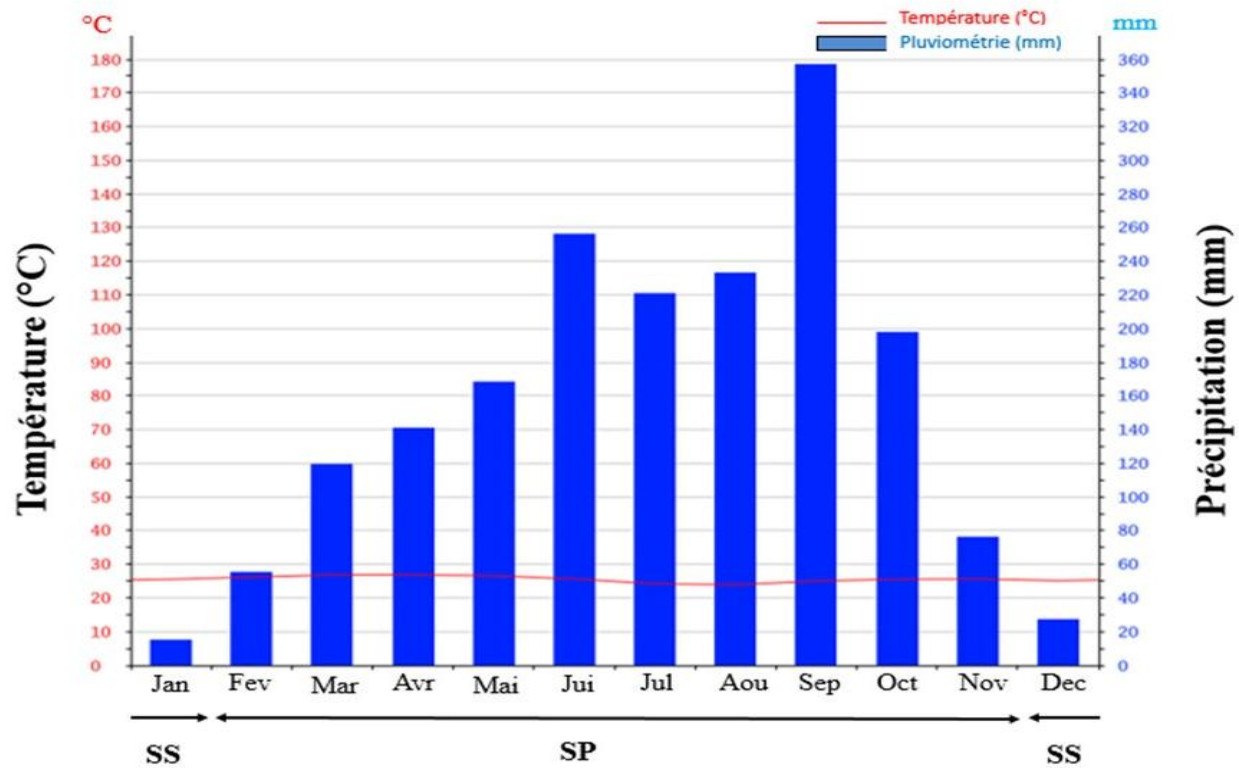


Figure 2 : Diagramme ombrothermique du bassin supérieur du fleuve Cavally dans le département de Zouan-Hounien de 1998 à 2015 (Sources : Anonyme 1, 2015)

1.1.8- Contexte socio-économique dans le bassin versant du Cavally

Dans le bassin du fleuve Cavally, les activités humaines exercées pour la survie des populations riveraines passent par l'exploitation des ressources naturelles. Dans la Région du Tonpki, les activités humaines qui ont un impact direct sur la dégradation des terres et des eaux sont le plus souvent : l'agriculture, l'élevage, l'exploitation minière, l'urbanisation, l'extraction d'agrégats (sable et gravier), l'exploitation forestière etc...

L'Ouest de la Côte d'Ivoire est une zone de forte concentration de population à cause de la présence du fleuve Cavally et de ses affluents qui offrent de très larges possibilités pour l'agriculture, l'élevage, la pêche fluviale et même la navigation, sans oublier que cette région est une zone est

une zone carrefour et point de relais entre la Côte d'Ivoire, la Guinée et le Liberia (Ettien, 2010 ; Kouassi *et al.*, 2017).

1.1.8.1- Agriculture

La région semi montagneuse de la Côte d'Ivoire est une région à forte potentialité agricole et variée. Elle présente des milieux écologiques très diversifiées (montagnes, plaines, plateaux, bas-fonds) qui offrent des aptitudes culturelles variées. Les cultures pérennes d'exportation (le café, le cacao et l'hévéa), grandes consommatrices de forêts humides sont cultivées tout le long du fleuve Cavally. Celles-ci contribuent ainsi avec la pression démographique à la réduction des forêts, laissant la place à des jachères à *Chromolaena odorata* et à des plantations de caféier, de cacaoyer, de palmier à huile, et d'hévéa... (CNRA, 2009).

Cependant, les cultures vivrières telles que le riz, le manioc et la banane plantain sont les plus favorisées (CNRA, 2009). Les populations pratiquent une agriculture itinérante sur brûlis et pluriculturelle, qui sert à la consommation familiale ainsi qu'à la vente sur les marchés locaux des villes de la région.

Le petit élevage y est aussi pratiqué, qu'il soit caprin, avicole ou bovin, c'est un élevage extensif ou plutôt divagant. Pour les petits ruminants et volailles, il s'agit d'un élevage familial sans vocation commerciale, en ce qui concerne les bovins, il est développé notamment pour la production des produits laitiers.

1.1.8.2- Pêche

Le poisson représente 6/10^{ième} des protéines animales consommées par les ivoiriens (Anonyme 2, 1982). Dans le bassin du Cavally, la pêche artisanale est le type de pêche qui est pratiqué aussi bien dans le fleuve, dans les rivières que dans les lacs. Cependant on note la présence de certaines fermes piscicoles aux abords du fleuve Cavally, développées à la faveur du projet BAD-Ouest (CNRA, 2009). Cette activité est le plus souvent le fait des populations riveraines. La pêche de subsistance est pratiquée par les femmes dans les étangs et les hommes sur le cours principal du fleuve. Les pêcheurs opèrent dans le lit principal du fleuve mais également sur les affluents dans de petits canoës, en utilisant des filets maillants dormants, des seines de plages, des nasses, des lignes à main et des grandes épuisettes coniques. Souvent, les épuisettes et les seines de plage sont équipées de filets à petites mailles, et même avec des toiles moustiquaires qui sont particulièrement destructives pour les stocks, car ils capturent tout, y compris les poissons juvéniles. Dans les saisons de basses eaux ou d'étiage certains affluents sont coupés et vidés avec des épuisettes pour la capture des poissons et des crevettes.

1.1.8.3- Développement et urbanisation

La Côte d'Ivoire est l'un des pays les plus urbanisés de la sous-région Ouest Africaine. Elle détient l'un des taux d'urbanisation les plus élevés en Afrique. Avec 45,7% de sa population vivant en ville en 1999 ce taux atteignait 55,5% en 2015 et les prévisions annoncent qu'il s'élèvera pour les années à venir (MEDD, 1999).

La très forte concentration des populations autour des mines dans le Département de Zouan-hounien est la base d'une pression démographique extrême qui fait payer un lourd tribut à l'environnement et plus particulièrement sur les milieux aquatiques. La localité rurale d'Ity, située à 500 mètres du complexe minier, connaît également une expansion démographique et spatiale liée à sa proximité avec la mine et à la construction par l'unité d'exploitation minière des équipements sociaux et de logements (Ettien, 2005). Ainsi la population d'Ity qui était de 153 habitants en 1988 a été estimée à 2542 habitants en 2002 (INS, 2014). Cet accroissement de la densité de la population humaine s'est accompagné d'une augmentation des pollutions chimiques et organiques du fleuve cavally, occasionnant des modifications substantielles de la morphologie des berges à travers l'extraction de sable et de gravier, des dragages du lit principal du fleuve et des affluents. Ces activités accélèrent l'érosion de la ligne des berges et modifient les apports de sédiments et des nutriments par les eaux de ruissellement, affectant le potentiel nourricier de certaines zones.

La forte croissance urbaine a malheureusement entraîné d'importants problèmes environnementaux, sociaux et sanitaires notamment dans les grandes agglomérations comme Danané, Zouan-hounien. Il s'agit de la prolifération des bidonvilles, des problèmes de gestion des déchets ménagers, industriels et médicaux. L'expansion rapide et inefficace de la superficie urbaine est souvent aussi liée à une modification des systèmes de drainage provoquant des inondations et la pollution de l'environnement. Le développement de l'urbanisation et les aménagements divers (lotissements, zones d'activités, parkings, décharges, campings, construction de routes et de bâtiments etc...) se réalisent parfois aux dépens des écosystèmes naturels par des opérations de remblaiement dans le cadre de politiques de planification de l'espace.

1.1.8.4- Industries minières

La géologie de la Côte d'Ivoire est favorable à plusieurs types de minéralisation. On rencontre donc plusieurs indices de ressources minérales sur l'ensemble du territoire ivoirien (Kramo *et al.*, 2008). L'Ouest montagneux est la principale zone minière du pays avec des ressources importantes en exploitation ou non. Le Département de Zouan-Hounien renferme d'importants

gisements aurifères. A la faveur de ses potentialités minières, et surtout grâce à la politique de développement du secteur minier (Soro, 2011), Ity a bénéficié en 1990, d'une unité industrielle d'exploitation des gisements d'or conduite aujourd'hui par le groupe minier ENDEAVOR Mining - Société des Mines d'Ity (ENDEAVOR Mining - SMI). En effet, dans cette zone, l'or est exploité de façon traditionnelle depuis 1940 par des orpailleurs en majorité d'origine étrangère au détriment des populations autochtones fortement attachées à l'agriculture (Papon, 1973 ; MOGED, 2015). L'installation de l'unité industrielle minière moderne a suscité un espoir pour Ity et ses environs car elle devrait permettre le désenclavement de la localité et l'épanouissement des villageois (Ettien, 2005). Selon Ettien (2005), l'exploitation industrielle des gisements miniers visant à accroître et diversifier l'économie nationale pour un développement durable reste une activité productrice d'effets positifs et négatifs car elle entraîne des mutations spatiales et socio-économiques à l'échelle locale.

Le développement de l'industrie minière, pourrait accélérer la dynamique spatiale enclenché en milieu rural par l'agriculture. Ainsi, les modifications de l'espace du terroir d'Ity induit par l'avènement de l'exploitation industrielle des gisements d'or se manifestent par des mutations spatiales avec l'apparition des sites d'activités minières. Aussi, de nombreuses pistes et sols nus se sont ajoutés aux types d'occupations traditionnelles du sol déjà existant (Ettien, 2010). L'orpaillage clandestin fait également partie des activités économiques de la région, non loin de l'exploitation industrielles. Malgré son interdiction depuis les indépendances, il a toujours connu un développement considérable. Les orpailleurs artisanaux exploitent les interstices des carrières pour la recherche de l'or.

1.1.9- Différents activités sur les écosystèmes aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally

Dans le bassin du Cavally, les diverses activités exercées par les populations sont susceptibles de dégrader la qualité de l'ensemble des ressources en eau (Ettien, 2010). Parmi lesquelles, il y a :

- la pollution agricole liée à l'utilisation abusive d'engrais et de pesticides ;
- les pollutions domestiques et urbaines. Ce type de pollution est liée aux eaux résiduaires urbaines qui sont un mélange d'eaux ménagères, d'eaux résiduaires d'origine industrielle et d'eaux pluviales ;
- le drainage minier acide (DMA) est un phénomène chimique résultant de l'oxydation du soufre contenu dans les résidus miniers sulfureux exposés à l'air libre et aux intempéries. Le terme DMA désigne à la fois le mécanisme d'acidification et les eaux d'écoulement acide qui en

dérivent (Olivier, 2009). En effet, les minerais exploités dans les mines de métaux, comme les mines de cuivre, de zinc, de plomb, d'or ou d'argent, contiennent communément des minéraux sulfurés, tels que l'arsénopyrite, l'arsenic, la galène (riche en plomb) qui sont dangereux pour la santé et l'environnement (Roamba, 2014) ;

- les activités minières sont à l'origine d'un accroissement des phénomènes d'érosion et de sédimentation. Dans les mines à ciel ouvert comme celle d'Ity, la pollution physique par les sédiments est très importante. Les flancs des déchets miniers sont faits de matériaux faciles à éroder. Ce qui peut parfois provoquer une érosion désastreuse et de sérieux problèmes de sédimentation. Ces grandes exploitations coupent parfois le réseau de drainage naturel et modifient les phénomènes de ruissellement et d'érosion des bassins fluviaux (Roamba, 2014 ; Lankouandé & Maradan, 2013).

1.2- MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

1.2.1- Définition

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes dont la taille en fin de développement larvaire ou au stade imaginal, est rarement inférieure au millimètre (Cabioc'h *et al.*, 1992). Visibles à l'œil nu, ils ne possèdent pas de colonne vertébrale ou de cartilage. Ces organismes vivent au fond des ruisseaux, rivières, lacs ou marais, leur habitat est fait de matière submergée comme de la litière, des branches, des débris de bois et des algues (Touzin, 2008).

En eau douce, les macroinvertébrés benthiques sont majoritairement représentés par les Insectes (quasi absents des milieux marins et les eaux très saumâtres) qui constituent généralement le groupe taxonomique le plus diversifié. Ces derniers représentent près de 95 % des macroinvertébrés benthiques présents en zone lotique (Lee *et al.*, 2006 ; MDDEFP, 2013). On les trouve sous la forme de larves, de nymphes et de quelques adultes aquatiques. Les principaux ordres d'Insectes aquatiques sont les suivants : Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Diptères, Coléoptères, Mégaloptères, Hémiptères, Odonates et Lépidoptères

(Gagnon & Pedneau, 2006). Les macroinvertébrés benthiques comprennent aussi les Vers, les Mollusques, les Crustacés et les Arachnides.

Dans les systèmes lenticques, les communautés de macroinvertébrés benthiques se distinguent en deux principaux groupes (Pöllabauer & Bargier, 2004) :

- les macroinvertébrés benthiques vivant sur le fond qui comprennent des groupes tels que les larves d'Odonates (larves de Libellules) marchant sur le fond, les Mollusques, les Vers, les larves de Trichoptères et de Diptères, etc. ;
- et les macroinvertébrés pélagiques et de surface tels que les Hétéroptères (punaises aquatiques), sous-ordre des Hémiptères, les Coléoptères, les Acariens qui restent une partie du temps en surface où ils font des va-et-vient entre la surface et le fond.

1.2.2- Caractères généraux des macroinvertébrés benthiques

➤ *Arthropodes*

- *Insectes aquatiques*

Ce sont des invertébrés appartenant à l'embranchement des Arthropodes (animaux aux pattes articulées). Le corps d'un Insecte comprend trois parties :

- la tête porte une paire d'antennes, des yeux (yeux composés et ocelles chez les larves et adultes d'hémimétaboles et chez les adultes d'holométaboles) ou simplement des stemmates chez les larves d'holométaboles ainsi que trois paires de pièces buccales (Kouamé, 2014).
- le thorax est composé de trois segments portant trois paires de pattes (hexapodes) et deux paires d'ailes (tous les Insectes ne sont pas ailés mais tous les invertébrés ailés sont des Insectes).
- l'abdomen comprend en général 11 segments ne portant pas d'appendices articulés sauf chez certaines larves d'hémimétaboles qui possèdent des cerques sur le onzième segment abdominal ainsi que des adultes dont les huitième et neuvième segments abdominaux portent des appendices génitaux (Edia, 2008).

Au niveau des Insectes holométaboles, il existe une nette différence entre la larve et l'adulte. Chez les larves d'holométaboles, de fausses pattes (pseudopodes, pygopodes) ou des bourrelets locomoteurs peuvent se mettre en place au niveau du thorax comme au niveau de l'abdomen, mais ne correspondent pas aux appendices (Tachet *et al.*, 2003).

- *Crustacés*

Ce sont des invertébrés Arthropodes, le plus souvent aquatique, ayant deux paires d'antennes, des yeux composés, un tégument chitineux plus ou moins imprégné de calcaire, une respiration

branchiale et des anneaux (libres ou soudés) portant chacun une paire d'appendices chez la plupart des espèces (Martin & Davis, 2001). Leur corps, généralement recouvert d'une solide carapace, est essentiellement constitué d'éléments répétitifs, les métamères de 19 segments répartis en trois régions ou tagmes : la tête ou céphalon (5 segments), le thorax ou péréion (8 segments) et l'abdomen ou pléon (6 segments). Parmi les Arthropodes, les Crustacés se caractérisent notamment par :

- au moins cinq paires de patte ;
- des appendices biramés (la rame externe ou exopodite peut disparaître) ;
- deux paires d'antennes (A1 et A2);
- un céphalon à 5 métamères (portant les appendices A1, A2, Md, Mx1 et Mx2) (Martin & Davis, 2001).

- Arachnides

Les Arachnides (Arachnida) sont une classe d'Arthropodes chélicérés, souvent insectivores.

Ce groupe comprend, entre autres, les araignées, les scorpions et les acariens.

Les Acariens (trop petit pour être coupé) ont quatre paires de pattes articulées (sauf la larve encore très jeune qui n'en possède que trois paires). Les Acariens mesurent entre 0,1 et 0,6 mm. Ils ont tous la forme d'une petite boule pas plus grande que la tête d'une épingle. En raison de la fusion des différentes régions du corps, la morphologie des Acariens est unique. Les seules traces visibles de la segmentation d'origine sont les appendices, les pièces buccales et les pattes. Les pièces buccales, les chélicères et les pédipalpes sont souvent fortement modifiées en relation avec l'alimentation correspondante (Peyrusse & Bertrand, 2001).

➤ Mollusques

Les Mollusques sont présents dans la plupart des milieux d'eau douce africains. Selon Lévêque (1980), les Mollusques se distinguent des autres organismes aquatiques par la présence d'une coquille calcaire constituée d'une seule pièce chez les Gastéropodes et de deux pièces articulées chez les Lamellibranches (appelés également Pélécy-podes ou Bivalves).

Les Gastéropodes sont des Mollusques qui possédaient primitivement une symétrie bilatérale qui se trouve profondément altérée chez les espèces actuelles. La coquille des Gastéropodes est constituée d'une seule pièce qui sert de protection au corps de l'animal. Leur corps mou, non segmenté, dépourvu d'appendices articulés, se divise en trois grandes régions :

- la tête qui porte une paire de tentacules contractiles à la base desquelles se trouvent les yeux.
- La bouche comprend généralement une mâchoire chitineuse sur la face dorsale et une radula (sorte de langue râpeuse) sur la face ventrale ;

- le pied est un organe musculueux souvent bien développé qui sert à la locomotion (reptation, fouissement) ;
- la masse viscérale enveloppée dans une membrane, le manteau, qui sécrète la coquille. Cette masse viscérale comprend les principaux organes.

Chez les Gastéropodes, on note l'existence d'une cavité palléale formée par un repli du manteau, dans laquelle débouchent l'anus et l'orifice urinaire. Cette cavité palléale abrite une branchie chez les Prosobranches (Lévêque, 1980). Les Pulmonés n'ont pas de branchies mais possèdent une cavité pulmonaire à plafond très vascularisé. Contrairement aux Gastéropodes terrestres, leurs yeux sont placés à la base des tentacules.

Les Bivalves appelés autrefois lamellibranches sont des Mollusques comprimés latéralement ayant conservé leur symétrie bilatérale (Lévêque, 1980). Ils sont dépourvus de tête individualisée, de pharynx, de radula et de glandes salivaires. Leur corps est protégé par une coquille composée de deux valves indépendantes mais articulées entre elles dorsalement et dans le plan médian au niveau de la charnière par un ligament. La bouche entourée de quatre palpes ciliés s'ouvre directement dans l'œsophage. Ces Mollusques possèdent quatre palpes labiaux et un byssus qui permet la fixation sur les substrats durs. Le pied musculueux est comprimé en forme de languette et permet surtout à l'animal de s'enfouir dans le sédiment. Deux replis du manteau délimitent une cavité palléale à l'intérieur de laquelle sont situées les branchies. Les sexes sont généralement séparés avec souvent un hermaphrodisme successif.

➤ *Annélides*

Les Annélides, regroupent l'ensemble des vers annelés. Ils sont métamérisés, c'est-à-dire que leur corps est constitué d'une succession de segments. Ces segments peuvent être identiques : on parle alors de métamérie homonome, ou différents : on parle de métamérie hétéronome. Trois segments ne sont pas considérés comme des métamères (car ils ne possèdent pas de sacs coelomiques), il s'agit du premier (appelé prostomium), du second (peristomium) et du dernier (pygidium). Le prostomium porte les organes sensoriels, le péristomium porte la bouche et le pygidium, l'anus. Les seuls Annélides à ne pas être segmentés sont les échiuriens et les sipunculien (Touzin, 2008). Chaque métamère est composé de deux sacs coelomiques remplis de liquide. Ces cavités jouent le rôle de squelette hydrostatique, protégeant les organes internes des chocs. Elles servent également au transport des hormones, ainsi que des gamètes chez certaines espèces. Certains Annélides ont la particularité de posséder un clitellum, qui est un renflement de certains métamères (ou anneaux) de l'animal sécrétant un cocon muqueux dans lequel sont déposés les œufs. Ce mucus sert de protection hydrique et de réserve nutritive (une

sorte d'exo-vitellus) aux embryons (Touzin, 2008). L'embranchement des Annélides se subdivise en trois classes : Polychètes, Oligochètes et Achètes.

1.2.3- Biologie et écologie

1.2.3.1- Cycles biologiques

Le cycle biologique des macroinvertébrés benthiques est très variable selon le groupe considéré. Chez les Insectes, la reproduction est bisexuelle ou parthénogénétique (reproduction à partir d'un ovule non fécondé) (Zahradnik & Chvala, 1991). Certains partenaires sexuels peuvent se retrouver à l'aide de leurs yeux (Libellules, Ephéméroptères) ou d'un organe auditif (certains Diptères). Chez d'autres groupes comme les Lépidoptères, les deux sexes s'attirent à l'odeur car les femelles sécrètent des phéromones (substances odorantes) que les mâles perçoivent à grande distance. Ainsi, de nombreux Diptères effectuent des mouvements spécifiques leur permettant de retrouver un partenaire de la même espèce. Dierl & Ring (1992) notent que l'œuf constitue le premier stade de développement des Insectes. Ce développement aboutit à la formation d'une larve. Du stade larvaire au stade imaginal, l'Insecte subit un ensemble de modifications appelé métamorphose. Certains Insectes comme les Aptérygotes (sans ailes) ne subissent pas de véritables métamorphoses car leurs larves ne se distinguent guère des imagos : ce sont des amétaboles. En revanche, chez les Ptérygotes (Insectes ailés), l'on distingue deux types de développement : les métamorphoses incomplètes (Insectes hémimétaboles) et les métamorphoses complètes (Insectes holométaboles) (Zahradnik & Chvala, 1991). Les hémimétaboles, encore appelés exoptérygotes, présentent un mode de développement plus primitif et progressif ; les larves ressemblent fortement aux adultes. L'âge adulte et par conséquent la maturité sexuelle sont acquis après la dernière mue (ecdysis) larvaire. Les holométaboles (endoptérygotes) diffèrent des précédents par leur aspect vermiforme, l'absence d'ébauches alaires et par le stade nymphal qui s'intercale entre les stades larvaire et imaginal. Les larves de ce groupe d'Insectes se distinguent nettement des adultes.

Le cycle vital (durée de vie) des Insectes varie de quelques semaines (par exemple, les Diptères Simuliidae) à des années (par exemple, les Plécoptères Perlidae). Sur l'ensemble des 27 ordres d'Insectes décrits, seuls 12 possèdent des représentants ayant au moins une phase de leur développement adaptée à la vie aquatique (Elouard, 1981).

Les Gastéropodes aquatiques, quant à eux, sont généralement à sexe séparés (mais certaines espèces sont hermaphrodites). Le cycle de vie est souvent annuel et la ponte des œufs a lieu en saison chaude. Les Bivalves vivent souvent plusieurs années (Mouthon, 1995). Les Bivalves

sont soit gonochoriques, soit hermaphrodites, selon les familles concernées (Mouthon & Kuiper, 1987).

Les Acariens sont des animaux sexués ayant un cycle de vie constitué de quatre étapes : l'œuf, le stade larvaire, le stade nymphal et l'adulte. Les œufs éclosent en larves à six pattes, qui muent plusieurs fois avant de passer au stade nymphal. Sous forme de nymphes, les Acariens muent une à trois fois de plus avant de se transformer en adultes à huit pattes. Leur durée de vie est variable. La croissance de l'œuf à l'adulte peut durer plusieurs semaines. Cependant, en conditions optimales, le développement peut se réduire à quelques jours. À l'état adulte, les acariens peuvent vivre plusieurs mois (Peyrusse & Bertrand, 2001).

La reproduction chez les Annélides est sexuée et asexuée. Ils sont généralement hermaphrodites. Lors de l'accouplement, le sperme est transféré d'un individu à l'autre et stocké dans le réceptacle séminal où il est entreposé. La fertilisation des œufs a lieu après accouplement. La durée de vie des Annélides est variable. Des espèces peuvent vivre de quelques semaines à plusieurs mois, rarement plusieurs années en aquariums (Tim, 1982). Par exemple, il est probable que la durée de vie des Oligochètes est moins élevée dans la nature.

Quant aux Crustacés, leur développement s'effectue par une série de mues et de métamorphoses déclenchées et contrôlées par des hormones (Klaus, 2001). Il débute avec une larve nageuse caractéristique, la larve *nauplius*, qui évolue au sein du plancton (chez certaines espèces toutefois, les premières étapes du développement se déroulent dans l'œuf). Le sexe semble être en partie déterminé par des sécrétions hormonales, à l'opposé de ce que l'on observe chez les insectes, pour lesquels le déterminisme du sexe est uniquement lié aux chromosomes. Les crustacés peuvent vivre selon l'espèce de plusieurs mois à des années. Par exemple, les crevettes peuvent vivre jusqu'à 7 ans (Klaus, 2001).

1.2.3.2- Habitat et niche écologique

Selon le compartiment occupé dans le milieu aquatique, on peut distinguer 2 grands groupes :

- macroinvertébrés pélagiques et de surface ;
- macroinvertébrés benthiques du fond.

Parmi les macroinvertébrés benthiques, on distingue selon Cheruvilil *et al.* (2002) :

- les macroinvertébrés épibenthiques, qui vivent à l'interface entre l'eau et le sédiment tels que les larves d'insectes, les isopodes et les mollusques ;

- les macroinvertébrés suprabenthiques, qui vivent au contact du sédiment mais qui peuvent aussi devenir pélagiques en se déplaçant dans l'eau (larves de Diptères et crustacés Amphipodes) ;

- les macroinvertébrés endobenthiques, qui sont des organismes fousseurs tels que les Oligochètes, les Nématodes et les larves de Chironomes.

Généralement, les Insectes n'effectuent pas tout leur cycle de vie dans un seul type d'habitat. Les lieux où ils grandissent, se reproduisent et trouvent leur nourriture sont le plus souvent différents. En effet, selon Elouard (1981), la majorité des Insectes possèdent des phases préimaginales (larvaire et nymphale) franchement aquatiques. C'est le cas des Trichoptères, Odonates, Epheméroptères, Plécoptères et de la majorité des Nématocères. Certains Insectes de la famille des Sisyridae possèdent des larves aquatiques et des nymphes arboricoles. Par contre, certains Coléoptères sont aquatiques aux stades larvaire et imaginal. D'autres Insectes ne sont pas franchement aquatiques mais plutôt subaquatiques ou simplement hydrophiles. C'est le cas de nombreux Diptères Brachycères, des Collembolés, des Hétéroptères de la famille des Veliidae et de celle des Hygrometridae.

1.2.3.3- Ecologie alimentaire des macroinvertébrés benthiques

Tout écosystème, en particulier ceux des milieux aquatiques, peut être décrit comme la juxtaposition de différents niveaux trophiques constituant le réseau trophique. Un niveau trophique regroupe tous les organismes dont le mode de nutrition est identique ou très similaire du point de vue des aliments ingérés. En d'autres termes, le groupe fonctionnel alimentaire regroupe les individus ayant les mêmes fonctions alimentaires et informent sur l'équilibre entre les différentes stratégies alimentaires (moyens d'acquisition de la nourriture et morphologie) (Goaziou, 2004). En effet les invertébrés présentent une position clé dans les écosystèmes aquatiques en tant que consommateurs intermédiaires dans les chaînes alimentaires pélagiques et benthiques (Persoone & Janssen, 1993). Ils interagissent, d'une part, avec les producteurs primaires en les consommant et régulant leur croissance et, d'autre part, avec la macrofaune pélagique et benthique qui les consomme. Ces organismes aquatiques présentent divers modes d'alimentation (Tachet *et al.*, 2003). Ainsi ils sont constitués d'organismes fragmenteurs (broyeurs), filtreurs, rassembleurs (ou collecteurs), racleurs et prédateurs (Cummins & Klug, 1979 ; Cummins & Wilzbach, 1985 ; Tachet *et al.*, 2003).

Le mode d'alimentation des macroinvertébrés benthiques varient entre les différents groupes. On distingue ainsi :

- les brouteurs comme les Coléoptères Curculionidae, Trichoptères Limnephilidae et certains Plécoptères Neumouridae, Diptères Tipulidae se nourrissent des algues se développant sur le substrat ;
- les collecteurs et filtreurs mangeurs de sédiments (des Simuliidae (Diptères) Trichoptères *Hydropsyche sp.* (Hydropsychidae) et *Philopotamus sp.* (Philopotamidae), les Oligochètes, certains Diptères Chironomidae, certains Ephéméroptères Baetidae, Hydropsychidae, Ephéméroptères *Oligoneuriella*) qui récupèrent la matière organique contenue dans l'eau et les alluvions ;
- les déchiqueteurs (Ephéméroptères Heptageniidae, Trichoptères Glossosomatidae) qui fragmentent les feuilles mortes et débris végétaux ;
- les prédateurs (Odonates, larves des Trichoptères *Neureclipsis*) qui se nourrissent d'autres invertébrés
- et, finalement, les omnivores comme certains Limnephilidae (Trichoptères). Certaines espèces participent activement au contrôle des populations d'insectes nuisibles (moustiques, mouches etc...) pour l'homme (Borror & White, 1999).

Nombre de travaux accordent une attention particulière à l'étude des réseaux trophiques, puisqu'elle permet de relier la structure des communautés à leur rôle dans le fonctionnement des écosystèmes (les rivières) au travers des flux d'énergie et de matière organique (Vannote *et al.*, 1980 ; Rosi-Marshall & Wallace, 2002 ; Woodward & Hildrew, 2002).

Le régime alimentaire est un trait biologique qui, comme de nombreux autres traits (mode de déplacement, de reproduction etc...), peut être significativement influencé par les pressions anthropiques. Ces pressions peuvent ainsi profondément modifier la structure trophique (Caquet 2006 ; Anderson & Cabana, 2009) et/ou les flux de matière organique (DeBruyn & Rasmussen, 2002) au niveau de l'écosystème. En effet, une perturbation résultant d'un stress environnemental entraînera une instabilité de la dynamique alimentaire et, de surcroît, un déséquilibre dans les groupes de fonctions alimentaires. Il apparaît donc que l'étude de la structure trophique des communautés benthiques peut apporter des indications sur les conséquences des pressions anthropiques non seulement sur les assemblages benthiques mais également au niveau du système « rivière » dans son ensemble, du fait des modifications des flux de matière organique. Ces critères trophiques se sont substitués aux procédés complexes comme les interactions trophiques, la production et l'accessibilité à la ressource alimentaire (Cummins *et al.*, 1989). Cependant, bien que ces animaux se révèlent être d'assez bons indicateurs (Cummins & Klug, 1979 ; Wallace *et al.*, 1977), la difficulté à attribuer aux

individus un groupe de fonctions alimentaires a contribué à fortement limiter l'utilisation de ces métriques (Karr & Chu, 1997).

1.3- BIOSURVEILLANCE DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

1.3.1- Outils biologiques d'évaluation des écosystèmes aquatiques

La gestion optimale et la protection des ressources en eau et des écosystèmes associés nécessitent le développement et l'utilisation de critères permettant d'analyser le degré de protection de l'intégrité écologique. Les organismes intègrent différents types et degrés d'impacts environnementaux qui surviennent à une variété d'échelles spatiales et temporelles (St-Jacques & Richard, 2002). Les méthodes biologiques d'évaluation de la qualité de milieux aquatiques reposent sur l'utilisation des réponses des communautés biologiques bioindicatrices pour évaluer les perturbations environnementales en vue d'élaborer des programmes de contrôle de qualité de l'eau (Matthews *et al.*, 1982).

1.3.2- Historique de la biosurveillance ou monitoring des milieux aquatiques à l'aide des macroinvertébrés benthiques

La notion de bioindicateurs de la qualité des eaux date du milieu du XIX^{ème} siècle quand Kolenati et Cohn ont observé que les organismes présents dans les eaux polluées étaient différents de ceux rencontrés dans les eaux de bonne qualité (Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003). Cette approche basé sur la constatation écosystémique des perturbations selon laquelle les animaux et les végétaux se regroupent en associations ou biocénoses selon leurs préférences ou leurs exigences vis-à-vis des différents facteurs physico-chimiques et biotiques de l'environnement (Ohio, 1988 ; Karr, 1987). Les programmes de suivi biologique (ou monitoring) ont vu le jour en Europe au début du XX^{ème} siècle, à un moment où la dégradation des écosystèmes aquatiques constituait une menace pour la santé des populations. Les premières études étaient plutôt descriptives et portaient essentiellement sur la dynamique des nutriments et des transferts d'énergie dans ces systèmes (Rosenberg & Resh, 1993). Par la suite, des études plus appliquées ont porté sur les communautés d'invertébrés benthiques qui ont servi de bases pour les études portant sur la qualité des eaux. C'est ainsi que le système saprobique a vu le jour en 1908, puis développé par Kolkwitz et Marsson en Allemagne. Ce système consiste à utiliser les taxons indicateurs afin de déterminer le degré de pollution organique des eaux de surface. Par exemple, les vers turbificidés sont considérés tolérants à la pollution, alors que les Trichoptères sont intolérants (Rosenberg & Resh, 1996). Le développement de ce premier

indice saprobique a permis l'introduction des notions d'indicateurs des conditions environnementales (Kolkwitz & Marsson, 1909). En outre, les travaux de Woodiwiss (1960, 1964) en Angleterre ont permis la mise en place du premier indice biotique appelé Trent Biotic Index (TBI). La plupart des méthodes actuelles de suivi biologique dérivent de ce premier indice biotique Anglo-saxon (Harding, 1981). Puis, avec l'avancement des connaissances, plusieurs autres indices ont été mis en place en fonction de la situation géographique du cours d'eau concerné à l'intérieur du territoire ou en fonction des Etats (Allemagne, Etats-Unis etc.....).

1.3.3- Macroinvertébrés benthiques et qualité des eaux

L'utilisation des communautés de macroinvertébrés benthiques pour évaluer la qualité d'un milieu repose sur le caractère intégrateur des espèces qui la composent. La structure de leurs communautés est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les écosystèmes aquatiques, et peut fournir une foule d'informations sur la qualité de l'eau et de l'habitat (Woodcock & Huryn, 2007). Ces organismes utilisés pour détecter plusieurs types de pollution, comme la pollution organique et aux métaux lourds, de même que pour détecter une acidification du milieu (Camargo *et al.*, 2004). Le suivi des milieux aquatiques permet de constater de façon synthétique et globale l'intégrité écologique de ceux-ci. Il existe plusieurs communautés biologiques ou bioindicateurs possibles pour suivre la santé générale des écosystèmes aquatiques. Cependant, les plus utilisées sont les macroinvertébrés benthiques (Hellowell, 1986 ; Barbour *et al.*, 1999 ; WFD, 2003).

Cette communauté biologique présente l'avantage d'être présent et abondant dans aussi bien les milieux lotiques que lentiques (Chessman, 1995 ; Camargo *et al.*, 2004). Par ailleurs, ils sont facile à être échantillonner et identifier (Rosenberg & Resh, 1996). Ces organismes sont ubiquiste ce qui les expose grandement aux perturbations et à la modification de leur environnement. Ces organismes intègrent plusieurs composantes du milieu, comme l'habitat et les contaminants, puisqu'ils ont une durée de vie assez longue pouvant varier de quelques mois à quelques années (Camargo *et al.*, 2004). De plus, ils intègrent de façon significative les effets des différentes perturbations du milieu, tant au niveau des pollutions organique, chimique que physique en vue de fournir une image représentative de la qualité du milieu (De Pauw & Vanhooren, 1983). En outre, ils sont peu mobiles et ne peuvent échapper aux perturbations qui surviennent dans leur environnement (Barbour *et al.*, 1999), ce qui en fait des bons témoins des conditions locales (Harper & Cloutier, 1989; Tachet, 2002 ; Camargo *et al.*, 2004). Ils constituent un groupe très diversifié comprenant des taxons de sensibilités écologiques

différents, qui peuvent couvrir un large spectre de réponses face aux différents types de pollutions et de dégradations qui peuvent survenir dans leur habitat (Chessman, 1995 ; Camargo *et al.*, 2004). En effet ils constituent un large éventail de degré de tolérance connu à la pollution, permettant de fournir des informations solides pour l'interprétation des effets cumulatifs imprévisibles de l'exposition à la pollution (Barbour *et al.*, 1999). Par exemple, les Plécoptères, les Trichoptères à fourreau et les Ephéméroptères sont bien connus en tant que des groupes les plus sensibles à la pollution (Hynes, 1957), alors que les Diptères et les vers sont les taxons les plus polluorésistants. Des variables numériques, telles que les indices simples qui en découlent permettent l'évaluation des écosystèmes aquatiques sur une base comparable (Barbour *et al.*, 1999).

1.3.4- Indices biotiques d'évaluation de la qualité des eaux basées sur les macroinvertébrés benthiques

Les méthodes de bioévaluation des écosystèmes aquatiques focalisées sur le compartiment macrobenthique utilisent généralement des métriques qui décrivent la structure des assemblages, l'abondance ou la richesse de groupes taxonomiques indicateurs (Rosenberg & Resh, 1993 ; Hering *et al.*, 2006). En raison de leurs exigences écologiques, les espèces indicatrices peuvent être utilisées comme indicateurs écologiques d'un type particulier de perturbation, de conditions d'habitats, de changements environnementaux et d'impacts des perturbations sur les écosystèmes (Niemi & McDonald, 2004). La valeur indicatrice des macroinvertébrés benthiques est à l'origine de nombreux indices de diagnostic de la qualité des écosystèmes aquatiques à l'instar de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992) et de l'Indice Oligochète de Bioindication des Sédiments (IOBS) (AFNOR, 2002).

1.3.4.1- Types d'indices et méthodes d'évaluation de la qualité des eaux

La préoccupation pour la protection des ressources naturelles en eau ne cesse de s'accroître et oblige la communauté scientifique à réfléchir à des moyens de préserver la ressource en eau, mais également à lui garantir une bonne qualité pour les générations futures. La surveillance biologique par les macroinvertébrés benthiques est reconnue, à travers le monde, comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau (Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003). De nombreux pays ont adopté des systèmes d'indicateur biotique qui leur est propre et qui est adapté aux peuplements benthiques d'une région ou d'un territoire donnée. En Europe, il existe de nombreux « outils diagnostiques » de la qualité des eaux à partir des macroinvertébrés benthiques. Ainsi, en Angleterre, parallèlement à la création du Trent Biotic

Index (TBI), le Chandler's Biotic Index a été conçu au début des années 1970 (Chandler, 1970). Il est à l'origine du *Biological Monitoring Working Party Score* (BMWP) créée en 1980 en Angleterre par Chester auquel est souvent associé « *Average Score Per Taxon* » (Armitage *et al.*, 1983). En France, dès les années 60, le concept d'indices biocénétiques s'est développé et a connu une véritable impulsion avec notamment, la mise au point des premiers indices biotique (IB) par Tuffery & Verneaux (1967), inspiré principalement des méthodes bioindicatrices européenne déjà existante (méthodes anglo-saxonnes). En effet, depuis l'Indice Biotique élaboré par Tuffery & Verneaux (1967), l'IBGN est l'aboutissement d'une succession d'indices pratiqués en multi-substrats de plus en plus sophistiqué : avec l'Indice de Qualité Biologique Global (IQBG) en 1976, l'Indice de Qualité Biologique Potentielle (IQBP) destiné à révéler les potentialités biogènes du cours d'eau, et en 1982, l'Indice Biologique de qualité Générale (IBG ; Verneaux *et al.*, 1982) maintenant appelé l'Indice biologique global normalisé IBGN (Leclercq, 2001), pour lequel le nombre d'échantillons a été augmenté par rapport aux indices précédents (Lair *et al.*, 1996). Depuis sa normalisation en 1992, cet indice est employé dans certains pays limitrophes de la France (Fundación, 2003), ainsi qu'au Québec (Sandin *et al.*, 2000). Réactualisé en 2004 (AFNOR, 2004), la détermination de l'IBGN s'appuie donc sur une méthode plus fine et précise que les précédents indices (IB, IQBG, IQBP et IBG) et offre une meilleure prise en compte de l'ensemble des niveaux typologiques (amplitude typologique et conditions biogéographiques) des systèmes d'eau courante en s'appuyant sur les travaux de biotypologie de Verneaux (Verneaux, 1973). Il permet, à l'échelle d'une station, d'évaluer la qualité biologique de l'eau mais également d'évaluer l'état des habitats constituants du site. Il donne la possibilité aux gestionnaires de suivre l'évolution temporelle et spatiale (amont/aval) de l'état biologique de l'eau courante d'une station et d'évaluer l'effet d'une perturbation sur la faune des invertébrés du milieu. Avec les exigences imposées par la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE), la nouvelle politique européenne sur l'eau qui préconise d'évaluer les milieux aquatiques à l'aide d'approche indiquant l'ensemble des impacts biologiques induits par les différentes pressions subies par le milieu, l'IBGN a évolué pour donner l'Indice Biologique Global DCE (IBG DCE) afin de prendre en compte de nouveaux paramètres (Wiederkehr, 2015).

Tout comme la France, plusieurs pays européens ont également développé différents indices biologiques basés sur les macroinvertébrés (Tableau I) et certains ont même conçu des modèles de prédiction qui mettent en rapport les communautés d'invertébrés observés d'un site d'étude ou d'un groupe de station avec celle qui devrait normalement s'y trouver dans des conditions « vierges de toute présence humaine ».

On distingue :

- en Grande-Bretagne : le Trend Biotic Index (TBI) (Woodiwis, 1960), le Extended Biotic Index (ETBI) (Woodiwis, 1960 ; Metcalfe, 1989), le Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Chesters, 1980) et le Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage *et al.*, 1983) ;
- en Irlande : le Q- index (Flanagan & Toner, 1972)
- en Belgique : l'Indice Biotique Belge (IBB) (De Pauw & Vanhooren, 1983) ;
- en Espagne et au Portugal : le Iberian BMWP (IBMWP) (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988) et le Iberian ASPT (IASPT) (Rodriguez & Wright, 1987)
- en Italie : l'Indice Biotico Esteso (IBE) (Ghetti, 1997)
- en France : l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (Verneaux *et al.*, 1982 ; AFNOR, 1992).
- et en Afrique : le South African Scoring System (SASS) (Chutter, 1998).

Aux Etats-Unis, les premiers programmes de monitoring étaient basés sur les techniques qualitatives européennes, et ce, jusqu'en 1970. Ensuite les techniques d'échantillonnage et d'analyses américaines ont évolué vers une plus grande approche quantitative jugée plus précis et détaillées. Cependant, la tendance actuelle est de revenir aux méthodes qualitatives (Rapid Assessment), car les méthodes quantitatives utilisées sont très coûteuses en temps et en argent (Resh, 1996). Ces méthodes de bioévaluation, dites « rapides » RBA (*Rapid Biological Assessment*) offrent l'avantage d'être attractives pour les gestionnaires en produisant des résultats facilement interprétables dans un délai plus court et à un coût plus faible que les autres méthodes (Resh & Jackson, 1993 ; Lenat & Barbour, 1994 ; Resh, 1995 ; Resh *et al.*, 1995 ; Growns *et al.*, 1997). Couramment employé aux États-Unis, le *Rapid Bioassessment Protocol* II et III (RBP II et RBP III) ont été remaniées et ont donné lieu en 1999 à la mise en service des *Rapid Bioassessment Protocols* (RBPs) (Plafkin *et al.*, 1989 ; Barbour *et al.*, 1999). Ces protocoles américains d'évaluation rapide ont ensuite été adoptées en Europe sous la dénomination de système d'évaluation pour la qualité écologique des cours d'eaux et des fleuves dans l'ensemble de l'Europe (AQEM) et dans d'autres pays comme l'Australie (Chessman, 1995 ; AQEM consortium, 2002).

Tableau I : Indices et méthodes d'échantillonnage

IBB Indice Biotique Belge	<i>Echantillonnage.</i> Tous les habitats sont échantillonnés en remuant les sédiments ou la végétation. Les zones profondes peuvent être échantillonnées à l'aide de substrats artificiels.
Belgique De Pauw & Vanhooren (1983)	<i>Appareil de prélèvement.</i> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine («kick-net») ou un filet emmanché type troubleau («hand-net») <i>Niveau de détermination.</i> Famille ou genre.
IBGN Indice Biologique Global Normalisé	<i>Echantillonnage.</i> Sur un secteur de longueur égale à 10 fois la largeur du lit, huit échantillons sont collectés sur des substrats différents dans des gammes de vitesses différentes.
France AFNOR (1992)	<i>Appareil de prélèvement.</i> Filet Suber, surface connue. <i>Niveau de détermination.</i> Ordre ou famille.
IBS Indice Biosédimentaire Nouvelle-Calédonie Mary (1999)	<i>Echantillonnage.</i> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied de manière à déloger les animaux. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet Surber. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
BMWP Biological Monitoring Working Party Score Angleterre Chester (1980)	<i>Echantillonnage.</i> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied de manière à déloger les animaux. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
SASS South African Scoring System Afrique du Sud Chutter (1998)	<i>Echantillonnage.</i> Les habitats sont échantillonnés après avoir été perturbés avec le pied. La durée ou la surface est fonction de l'habitat échantillonné. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
RBP II and III Rapid Bioassessment Protocol II et III Etats-Unis Plafkin <i>et al.</i> (1989)	<i>Echantillonnage.</i> Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne les graviers et galets en donnant 2 à 3 coups de filet dans une succession de radiers ou de plats. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine ou filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille pour le RBP II et amélioration au genre ou à l'espèce pour le RBP III.
RBPs Rapid Bioassessment Protocols Etats-Unis Barbour <i>et al.</i> (1999)	<i>Echantillonnage.</i> <i>Procédure mono-habitat.</i> Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne un minimum de 2m ² de graviers (et galets) en donnant 2 à 3 coups de filet dans différentes gammes de vitesse d'un radier ou dans une succession de radiers (ou de plats). <i>Procédure multi-habitats.</i> Echantillonnage dans la proportion de leur représentation. Un total de 20 coups de filet est effectué sur la longueur du tronçon pour collecter un maximum de substrats. <i>Appareil de prélèvement.</i> <i>Procédure mono-habitat.</i> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine ou un filet troubleau. <i>Procédure multi-habitats.</i> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » (« D-Framed pond net »). <i>Niveau de détermination.</i> Famille voire genre ou espèce.

1.3.4.2- Examen critique des différentes méthodes d'évaluation biologique

Tous ces indices biotiques d'évaluation de la qualité de l'eau basés sur l'observation des communautés macroinvertébrés benthiques varient selon la catégorie concernée. Certaines d'entre elles permettent d'apprécier la qualité globale d'un milieu aquatique, sans chercher à définir avec précision la nature de la perturbation. C'est le cas par exemple de l'IBGN pour les cours d'eau français (AFNOR, 2004) ou de l'Indice Biologique Belge (IBB) approuvé en Belgique (De Pauw & Vanhooren, 1983). Pour ces méthodes, la note de l'indice est calculée à partir d'une table à double entrée prenant en compte la richesse taxonomique et le groupe indicateur qui correspond aux taxons les plus polluosensibles.

Certaines méthodes se focalisent sur un type de perturbation en particulier les pollutions de type organique. Par exemple, l'indice anglais *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Hawkes, 1979), l'indice *Iberian Biological Monitoring Working Party Score* d'Espagne (IBMWP) réalisé pour la Péninsule Ibérique (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), l'Indice Biosédimentaire (IBS) élaboré en Nouvelle-Calédonie par Mary (1999) ou l'indice *South African Scoring System* (SASS) mis au point en Afrique du Sud (Chutter, 1998). Ces méthodes sont fondées sur la présence de taxons indicateurs caractérisés par un coefficient de polluosensibilité (score) qui leur a été attribué en fonction de leur tolérance vis-à-vis des facteurs spécifiques du milieu. L'indice de qualité du milieu est calculé à l'aide de formules impliquant l'ensemble des taxons indicateurs ou encore par différentes métriques (Mary, 1999). La méthode indicielle adoptée au cours de cette étude est basée sur cette dernière approche.

CHAPITRE II :

MATERIEL ET METHODES

2.1- MATERIEL

2.1.1- Matériel de mesure des paramètres environnementaux

2.1.1.1- Paramètres physico-chimiques

Pour cette étude, la mesure des paramètres physico-chimiques du milieu a été réalisée avec différents types d'appareils. Il s'agit :

- d'un Multiparamètre portatif à affichage digital de type LDO de marque *Hach HQ 40d* auquel ont été raccordées (Figure 3a) :

- ✓ une sonde à pH pour la mesure du pH, de la température et du potentiel redox ;
- ✓ une sonde à oxygène pour la détermination du taux d'oxygène dissous ;
- ✓ une sonde à conductivité pour la mesure de la conductivité ;

- un multiparamètre portatif de marque *HANNA* et de type HI98129 a servi pour la mesure du TDS (*Taux de Solides Dissous*) (Figure 3b);

- des flacons en polyéthylène de 500 mL pour le prélèvement d'échantillons d'eau à analyser au laboratoire ;

- un disque de Secchi métallique pour la détermination de la transparence de l'eau (Figure 3d) ;

- une glacière contenant des blocs réfrigérants a été utilisée pour la conservation des échantillons d'eau.

2.1.1.2- Autres matériel de caractérisation de l'habitat

Les caractéristiques de l'habitat ont été déterminées grâce à :

- un appareil GPS (*Global Positioning System*) de modèle *GARMIN eTrex Legend* pour la détermination des coordonnées géographiques des stations d'échantillonnages (Figure 3f) ;

- une bouteille en plastique de 0,5 L à moitié pleine, un chronomètre et un décimètre pour l'estimation de la vitesse du courant à la surface de l'eau ;

- une corde (lestée pour la profondeur) graduée pour la détermination de la profondeur et de la largeur du cours d'eau.

- un appareil photographique numérique de marque *Canon* pour la prise de vue des stations d'échantillonnage (Figure 3c).

2.1.2- Matériel d'échantillonnage et d'observation des macroinvertébrés benthiques

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques a été réalisé à l'aide d'un filet troubleau (Figure 3g) et d'une benne *Van Veen* (Figure 3h). Le filet troubleau est composé d'un filet de 250 μm de vide de maille, encadré par une armature métallique de forme carrée de 30 cm de

côté munie d'une manche de 1,5 mètre de long. La benne *Van Veen* en acier inoxydable avec une surface d'échantillonnage de 0,05 m² est raccordée à une corde.

- Des bocaux d'une capacité d'un litre ont été utilisés pour la conservation des échantillons de macroinvertébrés recueillis ;

- l'alcool 70° ou du formol 3,5 % ont servi à la fixation et à la conservation des échantillons de macroinvertébrés pour les analyses en laboratoire ;

- un tamis de vide de maille égal à 500 μ m a servi pour le rinçage du contenu de chaque flacon en vue d'en éliminer le formol.

- une boîte de pétri en verre et une pince entomologique ont été utilisées pour le tri des organismes échantillonnés.

- une loupe binoculaire de type *LEICA EZ* (grossissement 40x) a été utilisée pour l'observation des organismes récoltés (Figure 3e).



Figure 3 : Matériels utilisés pour l'observation (c et e), la localisation (f), les mesures des paramètres environnementaux (a, b et d) et les prélèvements (g et h) au cours des travaux de recherches sur le fleuve Cavally de Mai 2015 à Avril 2016.

a : Multiparamètre *Hach HQ 40d* ; **b** : Multiparamètre *HANNA* ; **c** : un appareil photographique numérique de marque *Canon* ; **d** : disque de Secchi métallique ; **e** : Loupe binoculaire ; **f** : GPS de modèle *GARMIN eTrex Legend* ; **g** : Filet troubleau ; **h** : Benne *Van Veen*.

2.2- METHODES

2.2.1- Choix des stations d'échantillonnage

La présente étude s'est déroulée sur le cours supérieur du fleuve Cavally et ses affluents. Cette portion du fleuve est située dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire plus précisément aux alentours de la mine d'or d'Ity. Une étude prospective effectuée dans la zone d'étude a permis d'orienter le choix des stations étudiées. A cet effet, plusieurs stations d'échantillonnage ont été prospectées sur l'ensemble du bassin de cette section du cours d'eau et l'effort a été fait de couvrir au maximum les différents secteurs d'amont en aval. Les principaux critères de sélection des stations d'étude sont :

- l'accessibilité des sites à toute période ;
- le type d'occupation du bassin versant ;
- la zonation hydrologique du fleuve représentée par le gradient amont-aval ;
- la présence ou non des sources potentielles de perturbations (village, plantations, mines, orpailages, élevages...) susceptibles de modifier la qualité des eaux du fleuve.

En revanche, les points d'échantillonnage sur chaque station ont été sélectionnés en fonction de leur stabilité et leur capacité à héberger les macroinvertébrés (berges, débris végétaux, parties submergées des plantes, sédiments...) (Bellemare *et al.*, 2013).

Le choix des sites permet autant que possible de mettre en évidence l'impact potentiel des activités anthropiques sur la qualité des eaux comme l'ont préconisé St-Onge (1999) et Jones *et al.* (2005). Trois secteurs d'échantillonnage (amont, médian et aval) sont alors sélectionnés sur le cours principal et les affluents du fleuve à *priori* suivant le gradient longitudinal, tel que proposé par le concept du continuum fluvial (Vannote *et al.*, 1980)..

Le premier secteur d'échantillonnage est localisé en amont de la zone minière d'Ity. Cette zone constitue la zone de référence, où l'activité minière (orpillage et exploitation industrielle) est quasi inexistante. Le deuxième secteur d'échantillonnage est situé dans la zone minière d'Ity. Le troisième secteur d'échantillonnage est quant à lui situé en aval de la zone minière d'Ity.

Au total, 21 stations d'échantillonnage ont été retenues dont 12 sur le cours principal (Cpa ; Cpm ; Cpi) et 9 sur les affluents (Afa ; Afm ; Afi). Ces stations ont été numérotées de S1 à S21 en partant de l'amont (vers Danané) vers l'aval du site minier (vers Toulepleu).

Il s'agit de :

- 7 stations dans le secteur amont dont quatre (S1, S2, S3 et S4) dans le lit principal du fleuve (Cpa) et de trois (S5, S6 et S7) dans les affluents (Afa) ;

- 7 stations dans le secteur médian dont quatre (S8, S9, S10 et S11) dans le lit principal du fleuve (Cpm) et trois (S12, S13 et S14) sur les affluents (Afm) ;

- et 7 stations dans le secteur aval dont quatre (S15, S16, S17 et S18) dans le lit principal du fleuve (Cpi) et trois (S19, S20 et S21) sur les affluents (Afi) ;

La localisation et les coordonnées des stations d'échantillonnage retenues sur la section du bassin versant du fleuve Cavally explorées sont présentées dans la Figure 4 et le tableau II.

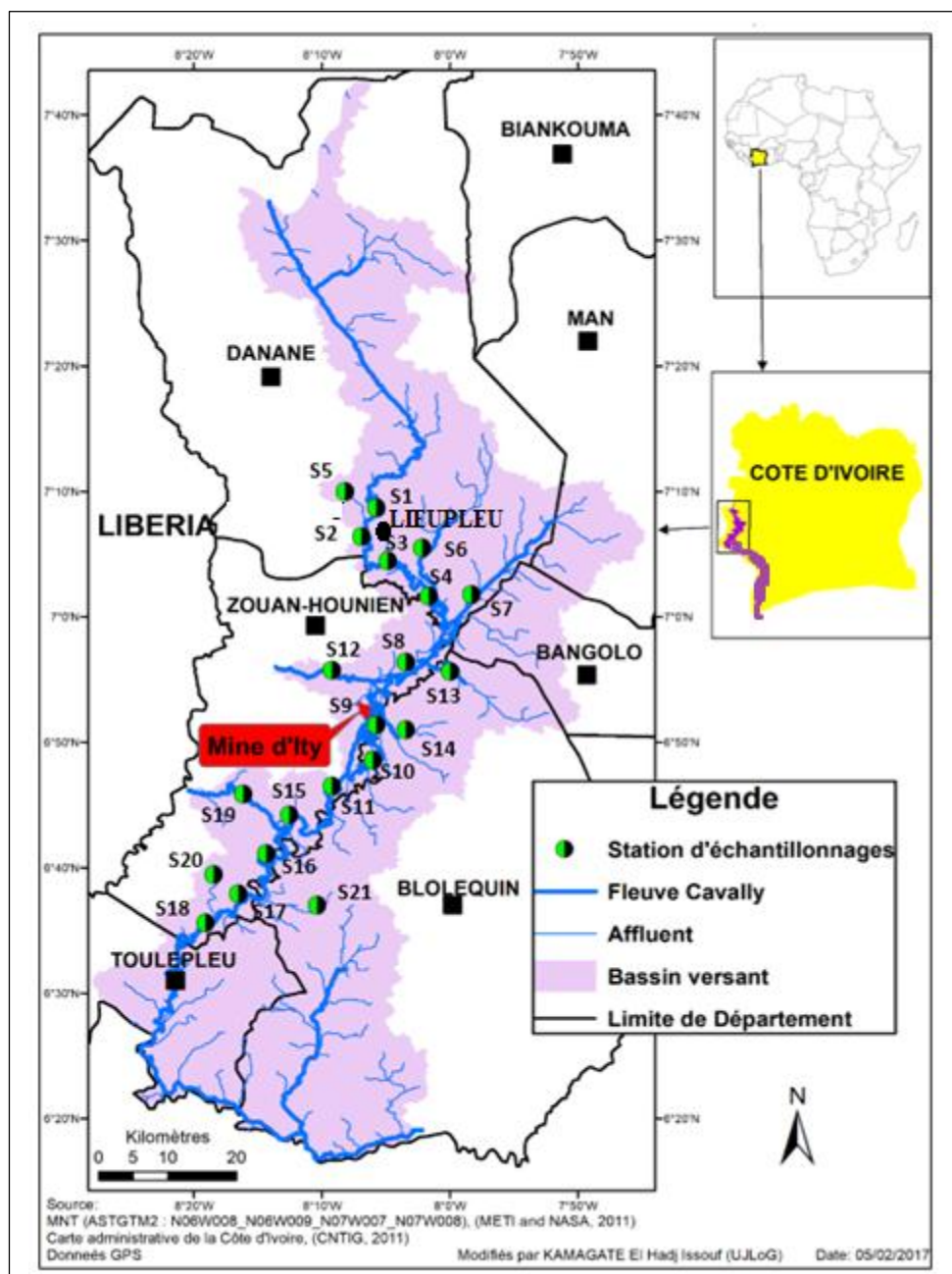


Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés sur le bassin supérieur du fleuve Cavally entre Mai 2015 et Avril 2016

Tableau II : Coordonnées des stations d'échantillonnages entre mai 2015 et avril 2016

Gradient Longitudinal du fleuve	Type de milieux	Code des secteurs	Dénomination des stations	Codes des stations	Coordonnées GPS en UTM (N)	Coordonnées GPS en UTM (W)
Amont	Lit principal	Cpa	Zanhounien	S1	598402	786051
			Gumgba	S2	598020	724091
			Duepleu-cav	S3	599019	784094
			Lieupleu-cav	S4	598635	784543
	Affluent	Afa	Duepleu-Kloga	S5	598177	785729
			Duepleu-Gouhoga	S6	597725	785102
			lieupleu-ile-pont	S7	598641	784535
Zone intermédiaire	Lit principal	Cpm	Walter Cavally	S8	599444	760655
			Tehadia cavally	S9	599591	759146
			Daapleu cavally	S10	600256	758421
			Floleu cav-Sien	S11	598006	755776
	Affluent	Afm	SMI-Iti	S12	596457	760804
			Walter rivière	S13	599370	760633
			Floleu riv-gninpieu	S14	597643	755902
Aval	Lit principal	Cpi	Floleu cav-gnouleu	S15	598122	755721
			Soclaleu cav	S16	597611	752074
			Gueiocepleu cav	S17	587006	742170
			Glareu	S18	583094	738210
	Affluent	Afi	Mourai	S19	576206	747798
			Youeu gueiocepleu	S20	585283	742987
			Neaga	S21	582108	738200

2.2.2- Description des stations d'échantillonnage

2.2.2.1- Stations de la section amont

Les stations de la section amont sont situées dans le Département de Danané à 35 Km de la mine d'Iti. Les caractéristiques propres à chacune de ces stations d'échantillonnage sont ci-dessous présentées :

➤ Stations du cours principal amont (Cpa)

- **La station S1** est proche du village de Lieupleu en amont du pont des lianes (Figure 5). L'eau y est transparente et le courant est rapide. Elle est soumise à une très faible pression humaine. Les rives droite et gauche de la station S1 sont bordées d'une végétation ripisylve dense. Le substrat est essentiellement constitué de rocher et de blocs de pierre. La profondeur moyenne est de 1,31 m et la largeur de 57,75 m. A cette station, s'observe une importante présence d'affleurements rocheux. La présence du pont de liane à 200 m draine chaque année un flux massif de touristes vers cette station. La pente à la station est faible.



Figure 5 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station (S1) Zanhounien en mai 2015

- **La station S2** se situe proche du village de Lieupleu en aval du pont des lianes (Figure 6). Cette station est bordée en rive droite par des plantations de cacaoyer et à gauche par une forêt ripisylve dense. La profondeur moyenne est de 1,02 m et la largeur de 58,41 m. Le substrat est essentiellement composé de blocs de rochers. Le courant est vif et agité. La pente à la station est forte.



Figure 6 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station (S2) Gumgba en mai 2015

- Située aux abords du village de Lieupleu, la **station S3** (Figure 7) est constituée de substrat rocheux avec des débris végétaux incrustés sous les pierres. La végétation bordante est constituée d'arbres et d'arbustes de taille distincte en rives gauche et d'une forêt ripisylve. L'écoulement de l'eau est mouvementé avec parfois des rapides. La profondeur moyenne est de 1,46 m et la largeur moyenne à cette station de 49,41 m.



Figure 7 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station (S3) Duepleu-Cavally en mai 2015

- **La station S4** (Figure 8) est proche du village de Lieupleu à cinquante mètre en aval du pont des lianes (Figure 6). Le sable (70 %) et les blocs pierres (15 %) sont les substrats dominants. La proportion des bois morts-feuillages-racines est élevée. Sur les berges et sur les rochers, les populations riveraines viennent y faire la vaisselle et la lessive. L'eau y est transparente et le fond visible. L'écoulement de l'eau est rapide. La largeur et la profondeur moyennes sont respectivement de 59,58 m et 1,94 m.



Figure 8 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station (S4) Lieupleu-Cavally en mai 2015

➤ **Les stations des affluents de la section amont (Afa)**

• **La station S5** est située sur un des affluents du nom de Kloga à 1 km de la confluence avec le fleuve Cavally (Figure 9). Elle est caractérisée par un substrat dominé par le sable et l'argile. La vitesse du courant est ralentie par les feuilles immergées. La végétation environnante est composée de plantations de cacaoyers. Cette station se trouve à proximité du village de Duepleu. Les berges sont plates (pente à la station faible). La largeur et la profondeur sont respectivement de 1,81 m et 0,28 m. La canopée est recouverte à 95 %.



Figure 9 : Vue partielle de la rivière Kloga à la station (S5) Duepleu-Gouhoga en mai 2015

• **La station S6** est aussi située sur un affluent à 3 Km du point de contact avec le lit principal du fleuve (Figure 10). Sur sa rive droite se trouve un étang piscicole et à gauche des casiers rizicoles. L'eau est claire et transparente avec un fond visible constitué de sable et d'argile. La profondeur et la largeur moyenne sont respectivement de l'ordre de 0,27 m et 1,62 m. La vitesse du courant est modérée. La canopée est ouverte à 95 %.



Figure 10 : Vue partielle de la rivière Gouhoga à la station (S6) Duepleu-Gouhoga en mai 2015

- **La station S7** se trouve près du village de Lieupleu, 10 m en avant du point de confluence entre le fleuve et l'affluent (Figure 11). Le substrat dominant est constitué de sable et de gravier fin. La végétation aquatique est faible avec des berges peu inclinées. La vitesse du courant est modérée (0,28 m/s) et la canopée est faiblement recouverte (13,75 %). La largeur et la profondeur moyenne sont respectivement de 8,25 m et 0,88 m.



Figure 11 : Vue partielle de la rivière à la confluence du fleuve Cavally station (S7) Lieupleu Ile en mai 2015.

2.2.2.2- Stations de la section médiane

Le cours intermédiaire est situé dans la zone minière, dans le périmètre d'exploitation de la société minière d'Ity dans le département de Zouan-hounien. Le lit principal du fleuve traverse la parcelle d'exploitation industrielle de la société minière d'Ity (SMI).

➤ **Les stations du cours principal en section médiane (Cpm)**

- **La station S8** est située à quelques mètres des installations d'extraction industrielle de la société minière d'Ity (SMI) (Figure 12). Le déblayage de grande surface végétale sur les rives droite et le stockage des déchets miniers à l'air libre sur les pentes du dôme entraîne un drainage minier important vers cette station. A cette station, l'eau du fleuve est brune, le substrat est dominé par l'argile à 52,5 % avec un mélange de sable/débris végétaux. La station est bordée d'une forêt galerie sur sa rive gauche. La canopée est recouverte à 20 %. La largeur et la profondeur moyennes sont respectivement de 55,41 m et 2,69 m. La pente à la station est forte.



Figure 12 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Walter Cavally (S8) en mai 2015

- **La station S9** située dans la partie médiane du fleuve (Figure 13), elle a une canopée ouverte estimée à 30 %. Elle est bordée par une forêt ripisylve. Le substrat est dominé par le sable et l'argile parsemé de tronc et de branches d'arbres. La largeur moyenne est de 38,25 m et la profondeur moyenne 2,31 m. L'eau est colorée et l'écoulement est modérée.



Figure 13 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Tehadia cavally (S9) en mai 2015

- **La station S10** est située à 1 Km en aval des installations d'extraction industrielle de la Société Minière d'Ity (SMI). Le substrat du lit est hétérogène avec une dominance d'argile et de gravier. Cette station est surplombée en rive gauche par le village de Dahapleu et en rive droite par des embarcations de fortune qui servent pour la traversée et la pêche (Figure 14). La largeur et la profondeur sont respectivement de 50,41 m et de 2,43 m. Les berges sont occupées par de grands arbres donnant une canopée supérieure couverte à 25 %. Les berges sont fortement inclinées (45-80°) et le courant y est modéré.



Figure 14 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Daapleu cavally (S10) en mai 2015

- **La station de prélèvement S11** de Floleu Cavally, est située dans le périmètre de la SMI en aval des exploitations d'extraction (Figure 15). La canopée à la station est faiblement fermée à 25 %. Le substrat de la section mouillée de cette station est majoritairement sableux avec présence de limon par endroit et d'argile. La largeur et la profondeur moyennes respectives à cette station sont de 29,16 m et 1,14 m. On y remarque également des signes visibles d'orpaillage, l'eau est de couleur brune. Le relief de la berge a une pente faible.



Figure 15 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Floleu cav-Sien (S11) en mai 2015

- **La station S12** (Figure 16) est située à l'entrée principale de la SMI avec une canopée supérieure à 30 %. Le substrat est majoritairement constitué de débris végétaux en décomposition. La largeur du lit mouillé et la profondeur sont plus respectivement de 22,41 m et 0,41 m. Les berges sont peu inclinées (5-15°). Le courant est très faible à cette station. On y

trouve les plantes marécageuses. L'écoulement est fortement modifié par un seuil aménagé sur un pont.



Figure 16 : Vue partielle de la rivière Dounapont à la station SMI- Ity (S12) en mai 2015

- **La station S13** est localisée dans un effluent minier provenant de la SMI rejoignant le cours principal de la rivière non loin de la station S8 (Figure 17). Le substrat est essentiellement constitué de vase et d'argile. La largeur et la profondeur sont faibles à cette station (respectivement de 13,41 m et 0,92 m). La canopée est recouverte à 70 % et les berges sont fortement inclinées (pente supérieure à 45°). Elle se distingue également par une prolifération d'algues à la surface de l'eau.



Figure 17 : Vue partielle de la rivière Tropieu à la station Walter rivière (S13) entre Mai 20

La station S14, proche du village de Floleu est située sur la rivière Gninpieu (Figure 18). Elle est caractérisée par une canopée peu couverte (36,66 %), marquée par la présence d'arbres et d'arbustes dans le lit de la rivière. Non loin de cette station, il y a un dépôt d'ordures ménagères.

Le fond du cours d'eau à cette station est majoritairement sableux et graveleux. La largeur et la profondeur moyenne sont respectivement de 17,08 m et 0,49 m. Le courant est faible.



Figure 18 : Vue partielle de la rivière Gninpieu à la station Floleu Gninpieu (S14) en mai 2015

2.2.2.3- Les stations de la section aval

Les stations du tronçon aval sont situées en aval de la zone minière d'Ity près de la ville de Bin Houin à 45 Km de la ville de Zouhan Houien. Ce secteur est une zone agricole avec quelques sites d'orpaillage. Les stations situées sur son cours principal (S15, S16, S17 et S18) reçoivent toutes les eaux venant de la zone minière d'Ity et les effluents agricoles des plantations installées sur les berges. Quant aux stations situées sur les affluents (S19, S20 et S21) de cette section, ils prennent leur source dans des zones exemptes d'activité d'orpaillage.

- **La station Cavally gnouleu (S15)** est située en aval de la zone d'orpaillage de Floleu (Figure 19). La vitesse du courant est rapide et l'écoulement est modifié par l'extraction du sédiment par les orpailleurs et les troncs d'arbres morts. La pente à la station est forte et on observe sur les rives droite et gauche la présence d'une végétation ripisylve. L'eau a un aspect trouble avec un fond à substrat composé majoritairement de sable et d'argile. La canopée est faiblement couverte (5 à 10 %). La largeur et la profondeur moyennes sont respectivement de 58,33 m et de 2,29 m.



Figure 19 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Floleu cav-gnouleu (S15) mai 2015

- **La station Cavally Soclaleu (S16)**, dans la partie aval du fleuve à 20 Km de la zone minière (Figure 20), est caractérisée par un substrat sableux et argileux parsemé des troncs et de branches d'arbres morts. Les rives droite et gauche sont dominées par une végétation ripisylve. Les berges sont très inclinées et la canopée est estimée à 40 %. Cette section a une largeur et une profondeur moyenne respectives de 63,66 m et 3,61 m avec une vitesse moyenne de l'eau de 1,56 m/s. La canopée est recouverte à 40 %.



Figure 20 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Soclaleu Cavally (S16) en mai 2015

- Située en aval dans le Département de Bin-houin à 55 km de la mine d'Ity, **la station de Cavally Gueiocepleu (S17)** est bordée par une végétation ripisylve (Figure 21). La canopée au point de prélèvement est évaluée à 15 %. Le substrat est dominé par de l'argile compacte et des gravions. La profondeur et la largeur moyenne sont respectivement de 2,99 m et de 60 m. Il faut noter que cette station reçoit les eaux venant de la zone minière d'Ity.



Figure 21 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Gueioceupleu Cavally (S17) entre mai 2015

- **La station de Cavally Glareu (S18)** est située en aval dans le Département de Bin-houin à 65 km de la mine d'Ity (Figure 22). Cette station a un substrat constitué de vase, de sable et de gravier. La canopée est estimée à 35 % avec la présence d'une végétation ripisylve sur les rives droite et gauche. A cette station, les valeurs moyennes de la profondeur et de la largeur du fleuve sont respectivement de 2,53 m et 51,25 m. La pente à la station est forte (pente supérieure à 45°).



Figure 22 : Vue partielle du fleuve Cavally à la station Glareu (S18) en mai 2015

- **La station Mourai (S19)** est également située dans le Département de Bin-houin sur une rivière du même nom que ladite station (Figure 23). Cet affluent du Cavally prend sa source à des latitudes inférieures à la zone minière. La surface du plan d'eau est dégagée et les berges

faiblement inclinée. Le substrat est dominé par le sable fin. L'eau à un aspect clair, la largeur de ce plan d'eau varie entre 20 et 35 m tandis que la profondeur moyenne est de 1,31 m.



Figure 23 : Vue partielle de la rivière Mourai à la station (S19) entre mai 2015

- **La station S20** est localisée sur un affluent de la partie aval du fleuve dans le Département de Bin-houin (Figure 24). La canopée est ouverte. La profondeur et la largeur moyenne du fleuve sont respectivement de 2,08 m et 44,16 m. La végétation aquatique est importante et les berges sont occupées par les formations herbacées. Le courant est faible et l'écoulement est fortement ralenti par les végétaux immergés qui tapissent le fond du lit et les pièges à poisson installés dans le lit.



Figure 24 : Vue partielle de la rivière Youeu à la station (S20) entre mai 2015

- **La station S21** est située sur un affluent du nom de Neaga dans le Département de Bin-houin (Figure 25). Le substrat du lit est hétérogène et dominé par les débris organiques (débris

végétaux, troncs d'arbres morts, vase). Un pont de fortune a été construit à cette station. La largeur et la profondeur du lit sont respectivement de 7 m et 0,96 m. Les berges sont occupées par de grands arbres avec une vaste zone d'inondation donnant une canopée supérieure à 50 %. Le courant y est lent et l'eau a un aspect trouble. L'eau de cette station sert pour le ménage des populations des villages environnants.



Figure 25 : Vue partielle de la rivière Neaga à la station (S21) entre mai 2015

2.2.3- Collecte des données

Les trois composantes de l'intégrité écologique telles que définies par Younes-Baraille *et al.* (2005) ; Vanden Bossche & Usseglio-polatera (2005) et Ndaruga *et al.* (2004) ont été prises en compte dans cette étude : l'intégrité physique à travers les données sur l'habitat aquatique, l'intégrité chimique par les analyses d'eau et l'intégrité biologique par les communautés de macroinvertébrés benthiques en place.

Ainsi, les prélèvements ont été effectués selon un rythme saisonnier durant un cycle annuel entre Mai 2015 et Avril 2016 en tenant compte des caractéristiques du climat et du régime hydrologique (crue, étiage, les transitions crue-étiage et étiage-crue) du cours d'eau. Les échantillons ont été prélevés à la fréquence de deux fois par saison (saison des pluies et saison sèche) pour permettre le renouvellement de la faune d'une part et pour boucler le cycle de reproduction des espèces étudiées d'autre part. Quatre (4) campagnes de collecte des données de terrain ont été réalisées. Dans chaque station et lors de chaque campagne, trois prélèvements ont été effectués par station, représentant les principaux habitats biogènes repérés sur la station (Resh & McElravy, 1993).

2.2.3.1- Mesure des caractéristiques mésologiques

Une description de l'environnement général de l'habitat a été réalisée afin de connaître les effets physiques des perturbations et pour mieux expliquer les effets observés sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Les différentes observations ont concerné la nature du substrat et les paramètres hydromorphologiques. Ainsi, la vitesse moyenne du courant a été estimée en chronométrant le déplacement d'une bouteille en plastique de 0,5 L à moitié pleine d'eau sur une distance déterminée de 6 m (McMahon *et al.*, 1996 ; Gordon *et al.*, 1994 ; Soldner *et al.*, 2004). La vitesse est alors égale à la distance parcourue (6 m) rapportée au temps moyen (en secondes). Trois mesures ont été faites dans chaque station d'étude.

La mesure de la transparence a été réalisée par immersion totale suivie d'une remontée progressive du disque de Secchi jusqu'à ce qu'il redevienne perceptible. Ainsi, la valeur de la transparence du cours d'eau correspond à la profondeur limite à laquelle le disque est visible.

La largeur moyenne du cours d'eau (section mouillée) a été mesurée en joignant les deux rives du cours d'eau à l'aide d'une corde graduée.

La profondeur moyenne de la lame d'eau a été mesurée à l'aide d'une corde lestée graduée plongée jusqu'au fond de l'eau.

En plus, la pente à la station, la nature du substrat, la granulométrie du substrat (absence/présence d'humus, de débris, de vase, de sable, de cailloux, de blocs), pourcentage de couverture de végétaux aquatiques, la topographie du fond, la canopée, la végétation et les influences anthropiques ont été évaluées visuellement dans chaque point d'échantillonnage (Gordon *et al.*, 1994 ; Arab *et al.*, 2004 ; Rios & Bailey, 2006).

2.2.3.2- Mesure des variables physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été mesurés *in situ* entre 7 h et 8h30 sur chaque station d'étude au cours des quatre campagnes d'échantillonnage. Les appareils de mesure ont d'abord été préparés par calibrage avec les différentes solutions d'étalonnage. Ils ont été mis sous tension dix à quinze minutes avant toute manipulation, puis leurs sondes respectives ont été plongées dans l'eau. La valeur de chaque paramètre sélectionné est notée après affichage et stabilisation à une valeur fixe sur l'écran numérique du multiparamètre. Les paramètres mesurés sont : la température, le pH, le taux d'oxygène dissous, le potentiel redox, la conductivité et le taux de solide dissous (TDS). Pour chaque station d'étude, trois mesures de chaque paramètre ont été effectués et la valeur moyenne a été retenue.

Des échantillons d'eau pour le dosage des composés ioniques ont été prélevés à l'aide d'une bouteille Niskin de 1 litre sur les différents secteurs du gradient longitudinal puis conservés dans des flacons en polyéthylène de 1 L et 500 mL. Ces échantillons sont ensuite conservés au frais dans une glacière à 4°C pour être analysés au laboratoire. Les composés ioniques dosés sont le nitrate (NO_3^-), l'orthophosphate (PO_4^-) et le cyanure selon les protocoles normalisés de l'Association Française de Normalisation (AFNOR, 2004). Des prélèvements de sédiment ont été également réalisés pour les analyses des métaux lourds et du cyanure. Ces mesures concernent le Mercure, l'Arsenic et le cyanure. Le choix des éléments (Mercure, l'Arsenic et le cyanure) a été arrêté en fonction des moyens techniques, en référence aux travaux réalisés dans les secteurs d'étude sur des organismes aquatiques (poissons, crevettes) et en tenant compte des activités polluantes reconnues.

Le nitrate a été déterminé selon la norme ISO 7890-3 de décembre 1988 qui consiste au dosage spectrométrique à 415 nm d'un composé jaune issu de la réaction des nitrates avec l'acide sulfosalicylique, après traitement à l'alcali. Au niveau de l'orthophosphate, il s'est agi de doser au spectromètre le phosphate obtenu après minéralisation de l'échantillon à chaud en présence d'acide sulfurique et de persulfate de sodium (norme NF ISO 6878 d'avril 2005).

La détermination du cyanure total, a été réalisée en deux étapes. La première étape a consisté à distiller l'échantillon pour éliminer les interférences et dissocier la plupart des complexes cyanurés. Dans la seconde étape, les cyanures extraits sont libérés sous forme d'acide cyanhydrique et réagissent avec une solution de chloramine-T en milieu tamponné pour former du chlorure de cyanogène. Le chlorure de cyanogène ainsi formé réagit avec l'acide isonicotinique et l'acide barbiturique pour former un complexe rouge dont l'absorbance à 600 nm est proportionnelle à la concentration des cyanures.

Les métaux lourds (mercure, arsenic) ont été déterminés par la méthode de spectrométrie d'absorption atomique. Dans les sédiments du fleuve, l'arsenic et le mercure ont été déterminés respectivement selon les normes ISO 1185 et NF EN 1483. Pour déterminer les concentrations de ces paramètres dans la chair des poissons et des crevettes, les normes suivantes ont été utilisées : NF EN 15111 pour l'arsenic et NF EN 13805 pour le mercure.

2.2.3.3- Etude des macroinvertébrés benthiques

2.2.3.3.1- Echantillonnage des macroinvertébrés benthiques

Parallèlement à la caractérisation physique et chimique des biotopes, des échantillons de la macrofaune aquatique ont été collectés de façon à ce que les substrats ne soient pas trop perturbés par le piétinement, pour éviter une dérive des macroinvertébrés benthiques. Plusieurs biotopes distincts ont été prospectés, à savoir les pierres (à l'intérieur et à l'extérieur du courant), la végétation (végétation marginale et aquatique) et les sédiments (gravier, sable et boue). Dans chaque station un échantillon constitué des prélèvements dans chacun des trois biotopes (pierres, végétation et sédiment) a été réalisé à chaque campagne.

Les techniques d'échantillonnage ont été définies en fonction de la morphologie du cours d'eau telles que préconisées par Wasson *et al.* (2002). Ainsi, dans les habitats situées sur les berges et les milieux peu profond, les macroinvertébrés benthiques ont été prélevés en utilisant un filet troubleau et une benne *Van veen*. Lors de l'échantillonnage, l'ouverture du filet est submergée puis placée à contre-courant et le filet est traîné légèrement sur le fond en passant par le maximum d'habitats possibles en faisant des mouvements de va-et-vient sur une surface de 1 m² (2 m x 0,5 m) pendant deux (2) minutes. Avec les pieds, on brasse les substrats inférieurs (roches, sable, boue etc...), la végétation aquatiques et tous les débris qui flottent ou qui sont submergés pour y déceler les macroinvertébrés benthiques qui pourraient y être restés accrochés.

Dans les milieux profonds et les sédiments, les macroinvertébrés benthiques ont été récoltés à l'aide d'une benne *Van veen*. A chaque station, trois coups de benne ont été effectués correspondant à une surface totale de 0,15 m². L'échantillonnage commence par l'ouverture et le calage des deux mâchoires de la benne par une cloche surmontée d'une corde de 20 m de longueur. L'opération d'échantillonnage consiste à faire descendre la benne dans l'eau jusqu'au substrat (sédiment) puis à déclencher la fermeture des mâchoires par décrochement de la cloche. Ainsi en se refermant, les mâchoires emprisonnent le sédiment à l'intérieur de la benne qui est alors remontée.

Les échantillons récoltés par station sont lavés sur un tamis (vide de maille : 500 μ m) afin d'éliminer les débris ou de réaliser un pré-tri en supprimant les éléments les plus grossiers (pierres, galets). Cette opération permet de réduire le volume de l'échantillon et de limiter les risques de détérioration de la faune. Le refus du tamis est conservé dans des bocaux étiquetés contenant du formaldéhyde 3,5 %. Les échantillons sont ramenés au laboratoire pour être triés, identifiés et analysés.

2.2.3.3.2- Tri et identification des organismes

Au laboratoire, les échantillons sont soigneusement lavés à l'eau de robinet sur un tamis de vide de maille égal à 500 μm pour éliminer le formol (Meire *et al.*, 1994 ; Laine, 2003 ; Ysebaert *et al.*, 2003) Les organismes directement visibles sont retirés des tamis. Le refus du tamis est ensuite récupéré puis observé sous une loupe binoculaire de type *LEICA EZ* au grossissement 40x. Les organismes triés sont conservés dans des piluliers étiquetés contenant de l'alcool à 70°.

L'identification des organismes a été menée au niveau taxonomique le plus bas possible (ordre, famille, genre ou espèce) en fonction du groupe considéré (disponibilité des clés de détermination), du stade de développement et de l'état des spécimens. Les spécimens sont regroupés puis dénombrés, en utilisant les clés d'identification de Dejoux *et al.* (1981) ; Brown (1994) ; Cranston (1996) ; Diomandé *et al.* (2000) ; Harrison (2002) ; De Moor *et al.* (2003) , Monod (1966, 1980) et Tachet *et al.* (2003 ; 2006).

2.2.4- Méthodes d'analyse des communautés de macroinvertébrés

2.2.4.1- Pourcentage d'occurrence (F)

Le pourcentage d'occurrence (F) permet d'obtenir la constance d'un taxon dans un milieu donné. Il renseigne sur les préférences de milieu (habitat) d'un taxon donné et fournit des informations sur les taxons fréquemment rencontrés dans un hydrosystème sans aucune indication sur l'importance quantitative des taxons rencontrés (Lauzanne, 1976 ; Hyslop, 1980). C'est le rapport exprimé en pourcentage entre le nombre d'échantillons (p_i) où le taxon (i) apparaît et le nombre total d'échantillons (P_t) de l'unité biocénotique considérée (Dajoz, 2000). Il s'obtient selon la formule suivante :

$$F = \frac{p_i \times 100}{P_t}$$

Selon la valeur de F, Albertoni *et al.* (2007) fait la classification suivante :

- taxons constants ($F > 50 \%$) ;
- taxons accessoires ($25 \% < F < 50 \%$) ;
- taxons accidentels ($F < 25 \%$).

2.2.4.2- Abondance relative

L'abondance relative représente le quotient du nombre d'individus du taxon (i) présent par rapport au nombre total d'individus (Ramade, 2003). L'abondance relative traduit l'importance numérique d'un taxon dans une communauté. Elle est aussi bien variable dans l'espace que dans le temps et son expression est la suivante :

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

P_i = abondance du taxon i ; n_i = nombre d'individus du taxon i ; N = nombre total d'individus. Ainsi, l'abondance relative a permis de déterminer les principales familles et taxons de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du Cavally. Ces familles ou taxons sont celles qui représentent au moins 5 % de l'effectif total de macroinvertébrés benthiques récoltés à chaque station de prélèvement (Wasson *et al.*, 2002 ; Edia, 2008).

2.2.4.3- Diversité des communautés de macroinvertébrés

2.2.4.3.1- Richesse taxonomique

La richesse taxonomique ou diversité brute est le nombre total de taxons rencontrés dans un écosystème donné (Ramade, 2003). Elle est une mesure simple de la qualité d'un milieu. Elle constitue un bon indicateur de la capacité d'accueil d'une station (Aliaume *et al.*, 1990). Une augmentation de ce paramètre suggère que le biotope est favorable au développement de nombreux taxons (Resh *et al.*, 1995). Tous les taxons dont la proportion est inférieure à 5 % sont regroupés sous l'appellation « autres ».

2.2.4.3.2- Indice de diversité de Shannon (H')

L'indice de diversité de Shannon & Weaver (Shannon & Weaver, 1963), couramment utilisé en écologie, permet de qualifier la diversité des peuplements d'un habitat en se basant sur la diversité taxonomique. Il mesure le degré d'organisation du peuplement (Amanieu & Lasserre, 1982). Celui-ci, indépendant d'une hypothèse de distribution ou de la taille de l'échantillon, est basé sur l'abondance relative de chaque taxons que l'on observe (Daget, 1979 ; Ramade, 1994). Une valeur élevée de l'indice de diversité de Shannon correspond à une communauté composée de plusieurs taxons dont les densités sont semblables (Le Bris, 1988), ce qui correspond habituellement à des conditions favorables du milieu. À l'inverse, une valeur faible traduit des

conditions de vie difficiles qui permettent à peu de taxons de s'établir. De plus, en l'absence de compétition, ces taxons sont souvent présents en grand nombre (Dajoz, 1982). La diversité maximale correspond à $\text{Log}_2(S)$, S étant le nombre total de taxons. Dans les milieux naturels, quel que soit le groupe taxonomique étudié, selon Frontier & Pichod-Viale (1998), H' est généralement compris entre 0,5 pour une très faible diversité (dominance marquée d'un taxon) et 4,5 pour une forte diversité (communauté complexe ou codominance de plusieurs taxons). La formule pour calculer l'indice de Shannon-Wiener (H') est la suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} (p_i \times \log_2 p_i)$$

Où : p_i = proportion du i e taxon sur le nombre total des organismes (i variant de 1 à S).

S = nombre total de taxons dans l'échantillon.

2.2.4.3.3- Indice d'équitabilité (J)

L'indice d'équitabilité de Piélou (1969), aussi appelé indice de régularité (Frontier, 1976) ou équirépartition (Blondel, 1979) permet d'étudier l'équilibre des peuplements, c'est-à-dire la régularité de la distribution des taxons dans un écosystème donné (Hill, 1973) qui correspond à une équirépartition des effectifs. Il rend compte de la qualité d'organisation d'un peuplement, cet indice permet également de comparer les diversités de deux peuplements ayant des nombres de taxons différents (Dajoz, 2000 ; Ramade, 2003).

L'équitabilité est dérivé de celui de l'indice Shannon & Weaver. C'est le rapport de la diversité réelle (H') à la diversité maximale ($H'_{\text{max}} = \text{Log}_2(S)$) (Zar, 1984 ; 1999). Cet indice varie de 0 à 1 (Amanieu & Lasserre, 1982 ; Dajoz, 2000). Il est maximal quand les taxons du peuplement ont des abondances identiques dans un milieu naturel non perturbé (peuplement équilibré et stable) (Brower *et al.*, 1998). Il tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur un seul taxon, qui résiste aux conditions du milieu que les autres (peuplement déséquilibré) (Da Fronseca, 1968). Il a pour formule :

$$E = \frac{H'}{\text{Log}_2 S}$$

Où H' = indice de diversité de Shannon et S = nombre total de taxons.

2.2.4.4- Similarités taxonomiques entre les stations

L'indice de similarité de Jaccard (I) mesure le degré de similarité des peuplements de macroinvertébrés entre les différents habitats et regroupe les stations suivant leur composition taxonomique sur la base de la présence/absence des taxons (Legendre & Legendre, 1998).

Il se calcule à l'aide de la formule suivante :

$$I = \frac{Nc}{(N1 + N2 - Nc)}$$

Où Nc : nombre de taxons commun aux stations 1 et 2 et N1 et N2 : nombre de taxons présents respectivement aux stations 1 et 2. I varie de 0 (quand il n'y a pas de taxons communs) à 1 (lorsque les mêmes taxons existent dans les deux communautés). Lorsque $I \leq 0,5$, alors les stations présentent une faible similarité taxonomique.

2.2.4.5- Structure trophique des communautés de macroinvertébrés

La détermination du mode d'alimentation prédominant pour chaque taxon permet d'obtenir des renseignements sur les qualités trophiques du milieu. Ainsi, pour chaque station, les différents taxons sont classés parmi les groupes fonctionnels d'alimentation suivants : brouteurs, prédateurs, détritivores, filtreurs, collecteurs. Cette classification est basée sur les groupes trophiques définis par Cummins & Klug (1979), Cummins & Wilzbach (1985) et Tachet *et al.* (2003). L'objectif de cette analyse est de relier les caractéristiques globales de la structure trophique des communautés benthiques à leur rôle dans le fonctionnement des écosystèmes. La répartition des macroinvertébrés benthiques en groupes trophiques est mise en évidence afin de connaître les différences globales de la structure trophique des communautés d'invertébrés de chaque station. La répartition globale entre les différents groupes trophiques en pourcentage par rapport à l'abondance totale d'invertébrés présents pour chaque station est également examinée.

2.2.5- Evaluation de la qualité biologique de l'eau

L'analyse des données de macroinvertébrés benthiques permet d'évaluer l'état de santé biologique des cours d'eaux. Ce diagnostic des effets de stress sur les communautés peut être apprécié par une approche multimétrique. Pour parvenir à cet objectif, on compare les communautés de macroinvertébrés benthiques testées avec une ou des communautés vivant dans des habitats comparables, mais peu ou pas soumises à des agents stressants.

Le protocole d'étude proposé envisage d'associer l'estimation des indices biocénétiques classiques (Richesse taxonomique, diversité taxonomique, composition taxonomiques...) à des indices biologiques basés sur l'utilisation de taxons indicateurs de pollutions.

Pour caractériser la qualité biologique des stations d'échantillonnage du fleuve Cavally, les stations du cours principal et celles des affluents ont été toutes considérées. La valeur indicienne de chaque station est calculée en considérant la liste faunistique globale combinant les données de quatre campagnes de prélèvements.

2.2.5.1- Indices biocénétiques

Les indices biocénétiques encore appelées métriques sont des mesures simples qui consistent à calculer des variables exprimant différents aspects de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques. Une combinaison de ces indices est susceptible de restituer un certain nombre d'informations (stabilité, complexité de la mosaïque d'habitats, diversité des niches écologiques proposées, potentialités trophiques) sur la communauté faunistique et sur l'habitat dans lequel les organismes étudiés se développent. Il est possible de classer ces différents métriques par catégories en fonction du type d'informations qu'elles fournissent sur la richesse taxonomique, la diversité et la composition taxonomiques, sur la capacité de tolérance ou intolérance à la pollution et sur l'organisation de la chaîne alimentaire (Goaziou, 2014). Les métriques telles que la richesse en taxons EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères), le Pourcentage relatif en Chironomidae et Oligochètes sont généralement évaluées.

2.2.5.1.1- Indice EPT et Pourcentage EPT

L'indice EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) mesure la polluosensibilité globale du peuplement. Il correspond à la somme des taxons appartenant aux ordres des Ephéméroptères (E), Plécoptères (P) et Trichoptères (T) présent dans une station. Ces trois ordres d'insectes sont considérés comme les plus sensibles à la pollution et aux perturbations (Klemm *et al.*, 1990 ; Resh *et al.*, 1995; Barbour *et al.*, 1999). Dans ce travail, en raison de l'absence des Plécoptères dans les échantillons récoltés, l'indice EPT devient l'indice ET pour désigner l'ensemble des taxons se rapportant aux ordres des Ephéméroptères et Trichoptères (Mary, 2015). Un nombre peu élevé de taxons ET (Ephéméroptères et Trichoptères) est généralement liée à une augmentation des perturbations (Nyamsi *et al.*, 2014 ; Mary, 2015). Un indice ET compris entre 15 et 20 est indicateur d'une eau de très bonne qualité (Mary, 2015).

Chaque indice ET doit être confronté à la référence de son hydroécocorégion d'après Wasson *et al.* (2002).

L'indice ET se calcule comme suit :

$$\text{Indice ET} = \sum_{i=1}^{i=n} \text{Taxons (E + T)}$$

Quant au pourcentage en ET, il représente le pourcentage de l'abondance des taxons du complexe ET sur l'abondance totale des organismes présents dans un site (Koumba *et al.*, 2017).

$$\% \text{ ET} = \frac{\text{Abondance des taxons ET}}{\text{Abondance totale}} \times 1$$

Lorsque :

15 < ET < 20 et % ET > 30 % : eau de très bonne qualité (Mary, 2015)

ET ≤ 15 et % ET ≤ 10 % : eau de moyenne à très mauvaise qualité (Mary, 2015)

La qualité de l'eau se dégrade progressivement avec la baisse des valeurs de ces deux indices.

2.2.5.1.2- Pourcentage de Baetidae

L'indice Baetidae (% Beat) représente le pourcentage de l'abondance en Baetidae sur l'abondance totale des Ephéméroptères présents dans une station.

$$\% \text{ Baetidae} = \frac{\text{Abondance en Baetidae}}{\text{Abondance des Ephéméroptères}} \times 100$$

% Baetidae tend vers 0 quand eau faiblement polluée

% Baetidae tend vers +∞ quand eau très polluée (Courtney & Cléments, 2000)

2.2.5.1.3- Indice Chironomidae

L'indice Chironomidae (% C) représente le pourcentage de l'abondance en Chironomidae sur l'abondance totale des organismes présents dans une station (Rosa *et al.*, 2014 ; Koumba *et al.*, 2017).

$$\% C = \frac{\text{Abondance en Chironomidae}}{\text{Abondance totale}} \times 100$$

Ainsi, Mary (1999 ; 2015) propose la classification suivante :

- % C > 75 % : eau très polluée ;
- 20 % < % C < 75 % : eau moyennement polluée ;
- 5 % < % C < 20 % eau faiblement polluée ;
- % C < 5 % : eau non polluée.

2.2.5.2- Indice Biologique

Outre les indices de diversité étudiés ci-dessus, d'autres indices qui servent d'outils de diagnostic de la qualité des eaux ont été utilisés. Ces outils se fondent sur la faune macrobenthique récoltée sur une station donnée et plus particulièrement sur la présence de taxons dits « indicateurs ». Ces taxons indicateurs sont caractérisés par un coefficient de polluosensibilité appelé score qui leur est attribué en fonction de leur tolérance vis-à-vis des facteurs spécifiques du milieu (Mary & Archaimbault, 2012) (Tableau III). La somme des scores de ces taxons est ensuite calculée à l'aide de formules. Ainsi, compte tenu de l'inexistence des données sur la sensibilité (tolérance ou l'intolérance) des taxons à la pollution pour la Côte d'Ivoire, l'indice IBS (Indice Biosédimentaire de la Nouvelle Calédonie) adapté pour l'évaluation des eaux en milieu minier et l'indice BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score*) ont été adaptés sur les données faunistiques des stations de prélèvement du fleuve Cavally afin d'évaluer sa santé biologique.

2.2.5.2.1- Indice Biosédimentaire (IBS)

L'Indice Biosédimentaire (IBS) a été élaboré en Nouvelle Calédonie par Mary (2011) pour évaluer les perturbations de type mécanique générées par les activités qui induisent un apport de particules sédimentaires, notamment fines, dans les cours d'eaux : exploitations minières anciennes et/ou actuelles, travaux de décapage et de terrassement pour des aménagements divers (routes et pistes essentiellement). Le domaine d'utilisation de l'IBS s'étend des stations de mesure exemptes de pollution sédimentaire aux stations très polluées par les sédiments fins, ce qui est conforme au continuum fluvial soumis à cette étude qui est une zone minière sujette à une pollution de type sédimentaire (Ettien, 2005). Aussi la zone biogéographique d'application de l'IBS, zone tropicale, est comparable à celle du Cavally.

$$IBS = \frac{1}{n} \sum_{k=0}^n S_i$$

Où n = nombre de taxons indicateurs et S_i = score du taxon i pour l'indice calculé.

2.2.5.2.2- Biological Monitoring Working Party Score (BMWP)

L'indice biologique BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) est une procédure pour mesurer la qualité de l'eau en utilisant les familles des macroinvertébrés benthiques en tant qu'indicateurs. Créé par Chester en 1980 en Angleterre, il est souvent associé à l'ASPT « Average Score Per Taxon » (Armitage *et al.*, 1983). L'indice BMWP est basé sur les familles des macroinvertébrés benthiques à qui ont été attribués des scores allant de 1 à 10 selon leur niveau de polluosensibilité à la pollution (Tableau III). Les scores les plus élevés ont été assignés aux organismes les plus sensibles et les scores les plus faibles aux organismes tolérants. La note finale de qualité de l'eau est obtenue en additionnant les scores de chaque taxon présent dans l'échantillon, ce qui donne une indication sur l'état de santé biologique du cours d'eau (Armitage, *et al.*, 1983). L'avantage de l'indice BMWP est qu'il donne une correspondance raisonnable entre la classification chimique et les scores biologiques et il peut mesurer l'effet de la pollution sur une longue période. Il y a quelques exemples d'utilisation du système des scores BMWP dans des secteurs tropicaux et subtropicaux (Bhattacharya *et al.*, 1995). Un bon exemple est en Thaïlande où l'application du système BMWP a été examinée dans deux fleuves et canaux principaux. Un type d'étude semblable a été conduit dans les fleuves indiens où l'indice BMWP a été également employé avec succès (Mustow, 2002).

$$BMWP = \sum_{k=0}^n S_i$$

Où n = nombre de taxons indicateurs et S_i = score du taxon i pour l'indice calculé.

2.2.5.2.3- Attribution de scores aux taxons indicateurs pour la détermination de l'IBS et BMWP

Dans le cadre de cette étude, les scores ont été attribués aux taxons indicateurs sur la base des gradients de sensibilité défini par Mary (2001 ; 2015) dans le cadre de l'indice IBS et de Armitage *et al.* (1983) pour l'indice BMWP.

Les valeurs des scores se situent entre 1 et 10, les plus bas scores sont assignés aux taxons polluo-tolérants et les plus hauts scores à ceux sensibles à la pollution. Le Tableaux III présente les scores actuellement utilisés pour l'IBS et le BMWP.

2.2.5.2.4- Détermination des classes de qualités biologiques

Pour caractériser la qualité biologique des stations d'échantillonnage du fleuve Cavally, les stations du cours principal et celles des affluents ont été toutes considérées. La valeur indicielle de chaque station est calculée en considérant la liste faunistique globale combinant les données de quatre campagnes de prélèvements. Pour une station donnée les notes de qualité des indices biotiques respectifs (IBS et BMWP) sont obtenues en additionnant les scores des taxons indicateurs identifiés. Une valeur moyenne de qualité ASPT (*Average Score Per Taxon*) peut être située à partir de la valeur propre de l'indice BMWP. Pour l'indice IBS, la note indicielle varie de 0 à 10 et de 0 à 100 pour l'indice BMWP.

Tableau III : Scores de sensibilité des taxons indicateurs de l'Indice Biosédimentaire (IBS) et l'Indice «Biological Monitoring Working Party» (BMWP) respectivement selon Mary (2001 ; 2015) et Armitage *et al.* (1983)

Taxon	Score		Taxon	Score		Taxon	Score	
	IBS	BMWP		IBS	BMWP		IBS	BMWP
Hydrachnidae	4		Hémiptères			Psychodidae	8	
Oligochètes	7	1	Belostomidae	5		Simuliidae	5	2
Glossiphonidae		3	Corixidae	5	5	Tabanidae	6	
Crustacés			Dytiscidae		5	Tipulidae		5
Atyidae	7		Gerridae	9	5	Chironomidae		
Palaemonidae	9		Hydrometridae	7	5	<i>Chironominus</i>	4	2
Mollusques			Naucoridae		5	Orthoclaadiinae	2	
Planorbidae		3	Nepidae		5	Tanypodinae	3	
Melanoides	4		Notonectidae	10	5	Ephéméroptères		
Sphaeriidae		3	pleidae		10	Baetidae	5	4
Gastéropodes			Veliidae	9		Leptophlebiidae		10
Ancylidae		6	Pyralidae	4		Pelocarantha	10	
Lymnaeidae		3	Odonates			Oligoneuridae		
Sphaeriidae		3	Aeshnidae	5	8	Trichoptères		
Thiaridae			Coenagrionidae	5	6	Hydropsychidae	5	5
Coléoptères			Corduliidae	10	8	Hydroptilidae	2	6
Dytiscidae	3	5	Gomphidae		8	Leptoceridae	7	10
Elmidae		5	Diptères			Philopotamidae	7	
Gyrinidae	5	5	Ceratopogonidae	2				
Hydraenidae	5	5	Culicidae	9				
Hydrophilidae	3	5	Limoniidae	6				

Après le calcul de l'indice, les valeurs obtenues sont traduites en classes de qualité biologique selon l'indice. Ce qui permet d'apprécier la qualité biologique du cours d'eau à la station étudiée. Les échelles de qualité varient de très bonne qualité à mauvais qualité biologique selon la valeur de l'indice (Tableau IV).

Tableau IV : Classes de qualité biologique à partir de l'Indice Biosédimentaire (IBS) et l'Indice «Biological Monitoring Working Party» (BMWP) respectivement selon Mary (2015) et Armitage *et al.* (1983)

IBS	Qualité	Couleurs	BMWP	Qualité	Couleurs
$IBS \leq 4,35$	Mauvaise	Rouge	$0 < BMWP \leq 10$	Mauvaise	Rouge
$4,35 < IBS \leq 4,90$	Médiocre	Orange	$11 < BMWP \leq 40$	Médiocre	Orange
$4,90 < IBS \leq 5,45$	Moyenne	Jaune	$41 < BMWP \leq 70$	Moyenne	Jaune
$5,45 < IBS \leq 6,00$	Bonne	Vert	$71 < BMWP \leq 100$	Bonne	Vert
$IBS > 6,00$	Très bonne	Bleu	$BMWP > 100$	Très bonne	Bleu

2.2.6- Traitements statistiques des données

Plusieurs types d'analyses statistiques (univariées et multivariées) ont été utilisés au cours de cette étude pour traiter l'ensemble des données biotiques et abiotiques.

Les analyses univariées ont servi à mesurer la variabilité spatio-temporelle des données collectées. Ce sont les tests *ANOVA*, de Kruskal-wallis et le test de Mann-Whitney.

Les analyses multivariées effectuées ont permis de mettre en relation les peuplements de macroinvertébrés et les paramètres de l'environnement, afin de faciliter l'identification des patrons de composition et de distribution. Chaque fois que possible, des approches analytiques multiples ont été conduites pour déterminer statistiquement la relation entre la richesse spécifique et les paramètres abiotiques qui influencent les conditions locales dans chaque milieu (Angermeier & Winston, 1998). Ce sont, l'Analyse en Composante Principale (ACP), les Analyses de Classification Hiérarchique Ascendante (CHA), les Analyses de Redondance (RDA), les Analyses Factorielle Discriminante (AFD) et la Cartes auto-organisatrices (SOM).

2.2.6.1- Analyses univariées

2.2.6.1.2- Analyses de variance

Les tests statistiques d'analyse des variances ont été utilisés pour comparer les variabilités (spatiale ou saisonnière) des paramètres physico-chimiques mesurés et des indices biotiques relatifs à la distribution des macroinvertébrés benthiques.

L'analyse de variance à un facteur (ANOVA) est un test qui permet de comparer différentes populations à partir d'échantillons extraits de chacune d'elles (Legendre & Legendre, 1984). Elle consiste à faire une comparaison multiple de moyennes de plusieurs populations normales et de même variance à partir d'échantillons aléatoires et indépendants les uns des autres. Ce test permet de savoir s'il existe ou non une variabilité parmi ces moyennes pour chacun des critères de classification considérés. Si l'analyse conduit au rejet de l'hypothèse $H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k$ pour un critère de classification, cela ne signifie nullement que les moyennes des groupes formés par ce critère sont toutes différentes les uns des autres. L'interprétation d'une telle analyse est basée sur la valeur de F du test de Fischer (F test). L'obtention des valeurs de p (p-value) est faite par comparaison des valeurs de F aux valeurs critiques du tableau de F. Pour des valeurs de $p < 0,05$ (limite de signification), les différences observées sont statistiquement significatives tandis que ces différences ne sont pas significatives à $p > 0,05$.

L'ANOVA a été utilisée pour apprécier d'une part, la variation spatio-temporelle des paramètres hydromorphologiques et hydro-édaphiques.

Les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis (comparaisons multiples) et le test U de Mann-Whitney (comparaison de deux échantillons) ont été réalisés pour les comparaisons inter et intra sujet entre la distribution spatiale et temporelle des paramètres dans les différentes stations et parties du fleuve (en amont, dans la zone intermédiaire et en aval).

Le test de Kruskal-Wallis, équivalent non-paramétrique de l'ANOVA à un seul facteur, permet de comparer les rangs d'objets (> 2) indépendants afin de savoir s'ils appartiennent ou pas à une même population. Dans cette étude, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé, dans un premier temps, pour comparer la distribution spatiale et temporelle des paramètres physiques, chimiques et les captures des taxons (nombre de taxon, diversité des taxons) entre les stations de prélèvements.

Lorsqu'une différence significative est mise en évidence entre les objets considérés (stations ou partie du fleuve), une comparaison deux à deux des distributions permet, dans un deuxième temps, de rechercher les distributions qui sont responsables de l'hétérogénéité. Cette comparaison deux à deux a été faite à l'aide du test U de Mann-Whitney, équivalent non paramétrique du test t ou du test de Cochran.

Par ailleurs, le test G de proportion a été employé pour comparer les proportions des échantillons des stations selon les différentes distributions spatiales des macroinvertébrés définies par la SOM.

Le niveau de significativité a été pris à $p < 0,05$. Les logiciels PAST v 2.17c et STATISTICA v 7.1 ont été utilisés pour ces analyses statistiques.

2.2.6.1.3- Méthode «Indval»

La méthode des valeurs indicatrices « Indval » de Dufrêne & Legendre (1997) permet d'apporter des éclairages quantitatifs à la notion espèces indicatrices. Un taxon est dit indicateur d'un groupe de condition environnementale donnée, si elle est typique d'un groupe de relevés, absente des autres groupes et présente dans tous les relevés de ce groupe. La valeur indicatrice telle que définit par Dufrêne & Legendre (1997) est un indice synthétique qui prend en compte à la fois la fidélité et la spécificité de chaque taxon par rapport à un groupe d'échantillon. Une espèce a une forte spécificité lorsque l'ensemble des données la concernant sont contenues dans un même groupe de sites. Un taxon est considéré comme fidèle lorsque l'ensemble des sites constituant un groupe est effectivement occupé par le taxon. Ces deux notions (fidélité et spécificité), ne sont pas prises en compte dans les simples analyses de l'abondance, de la fréquence d'occurrence ou de diversité. Indval permet donc de tester l'existence d'espèces spécialistes (présentes dans une gamme restreinte de site) et d'espèces dites « ubiquistes », ou

« généralistes » (présentes dans tous les milieux avec une forte abondance et une fréquence élevée). La première étape de l'analyse consiste en la définition des typologies des sites. Dans la présente étude, les typologies de sites ont été définies à partir de la zonation longitudinale du cours d'eau dans la zone d'étude (amont, médian et aval). La seconde étape revient à identifier les espèces indicatrices correspondantes aux divers groupes de sites. Les espèces indicatrices se définissent comme les espèces les plus caractéristiques de chaque groupe, trouvées la plupart du temps dans un seul groupe de la typologie et présentes dans la majorité des sites appartenant à ce groupe.

Ainsi, la valeur indicatrice du taxon i pour le groupe j exprimée en % est calculée en utilisant la formule suivante :

$$\mathbf{IndVal}_{ji} = 100 \times \mathbf{A}_{ij} \times \mathbf{B}_{ij}$$

Où \mathbf{IndVal}_{ij} est la valeur indicatrice du taxon i dans le groupe de relevés j .

\mathbf{A}_{ij} (= $\text{Abondance}_{ij} / \text{Abondance}_i$) est une mesure de la spécificité du taxon i vis-à-vis du groupe j , et \mathbf{B}_{ij} (= $\text{Nombre de sites}_{ij} / \text{Nombre de sites}_j$) est une mesure de la fidélité du taxon i vis-à-vis du groupe j . Une procédure de randomisation est appliquée pour tester si la valeur indicatrice du taxon dans un groupe est significativement différente ($\alpha = 0,05$) de celle des autres groupes. Aussi les taxons ayant des valeurs indicatrices supérieures ou égales à 25% sont pris en compte (Nahmani & Rossi, 2003) car elles impliquent que le taxon soit présent dans au moins 50% des sites d'un groupe donné et que ce groupe héberge au moins 50% de l'abondance du taxon (Dufrêne & Legendre, 1997). L'outil statistique utilisé pour exécuter cette analyse est le logiciel R (Ihaka & Gentleman, 1996). Cet outil est téléchargeable gratuitement sur le site : <http://cran.r-project.org/> (Thioulouse *et al.*, 1997).

2.2.6.2- Analyses multivariées

2.2.6.2.1- Coefficient de corrélation des rangs de Spearman

Pour mettre en évidence les relations entre les indices biologiques et les indices de diversité calculés, le coefficient de corrélation linéaire de Spearman a été utilisé (Dagnelie, 2000). Ce coefficient de corrélation (r) mesure l'intensité du lien qui existe entre deux caractéristiques ou variables qualitatives quelconque linéaires ou approximativement linéaires. Le coefficient de corrélation de Pearson varie entre -1 et 1. Ces valeurs extrêmes indiquent une corrélation parfaite entre les indices considérés (Djabourabi, 2014 ; Mary, 1999).

2.2.6.2.2- Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique factorielle descriptive. Elle permet de trouver à partir d'un ensemble n d'objets dans un espace de p descripteurs, une représentation graphique dans un espace réduit de k dimensions ($k \ll p$) qui conserve "le meilleur résumé", au sens du maximum d'information contenue dans un tableau de données de taille importante (Philippeau, 1992). Son but est de créer, à partir de combinaisons linéaires des variables initiales, de nouvelles variables synthétiques non corrélées entre elles et de variance décroissante appelées composantes principales de manière à minimiser la perte d'information lors de la réduction de dimension, c'est-à-dire de minimiser la variance totale (Legendre & Legendre, 1998). Dans cette étude, l'ACP a permis d'établir une classification de toutes les stations de prélèvement en fonction de l'ensemble des facteurs environnementaux étudiés dans le bassin du fleuve Cavally. Cette analyse multivariée a été réalisée à l'aide du logiciel STATISTICA v 7.1.

2.2.6.2.2- Classification Hiérarchique Ascendante

L'Analyse de Classification Ascendante est une technique de classification qui permet de regrouper des entités écologiques (taxons, stations, espèces etc....) ayant des caractéristiques similaires (Everitt, 1980 ; Piélou, 1969). Dans la pratique, elle consiste, à partir d'une matrice d'entités décrites par un nombre de descripteurs ou variables à rechercher la distance entre ces entités. La méthode de regroupement et la distance la plus utilisées sont la méthode de Ward et la distance euclidienne. Le résultat est un diagramme appelé dendrogramme dans lequel deux entités sont d'autant plus proches qu'elles présentent des paramètres biotiques et abiotiques similaires pour la variable considérée.

Dans ce travail, cette analyse a été utilisée pour mettre en évidence les stations à variables environnementales semblables et les peuplements benthiques semblables. Elle a été effectuée à l'aide du logiciel STATISTICA v 7.1.

2.2.6.2.3- Cartes auto-organisatrices (SOM)

Les cartes auto-organisatrices « *Self Organizing Maps (SOM)* » ou cartes de Kohonen (Kohonen, 1982, 1995 et 2001) ont été utilisées pour faire la typologie du cours d'eau sur la base de la matrice présence/absence des taxons. Cette méthode de classification non linéaire a

déjà prouvé son efficacité dans les études écologiques (Chon *et al.*, 1996) y compris celles des invertébrés (Céréghino *et al.*, 2003). Elle a, en outre, l'avantage de représenter visuellement des profils simplifiés à partir des bases de données complexes en identifiant des groupes semblables (Lek *et al.*, 2000 ; Kohonen, 2001). Contrairement aux méthodes classiques, la *SOM* traite avec beaucoup d'aisance les données extrêmes (taxons rares par exemple), très souvent contenues dans les bases de données écologiques (Lek *et al.*, 1996, 2000 ; Brosse *et al.*, 1999).

La *SOM* se compose habituellement de deux couches de neurones. La couche d'entrée, constituée de la matrice de données (n échantillons) est directement reliée à la couche bidimensionnelle de sortie dite carte de Kohonen, composée de neurones artificiels de sortie ou nœuds (Figure 26). Le nombre de nœuds est choisi à la suite de l'apprentissage (processus de mixage des données) du réseau de neurones qui se fait avec différentes tailles de carte. La taille retenue correspond à celle dont les erreurs de quantification (*QE*) et de topographie (*TE*) sont minimisées (Alhoniemi *et al.*, 2000). La *SOM* estime les intensités de connexion (les poids) entre les couches d'entrée et de sortie en utilisant un procédé concurrentiel dit « non supervisé » décrit par Kohonen (2001). Cette particularité est liée au fait qu'aucune indication sur les classes résultantes susceptibles d'être obtenues n'est fournie au système. Ce procédé recherche itérativement des similarités entre les données observées et les représente dans la carte de sortie en préservant les voisinages. A la fin de l'apprentissage (processus de mixage des données), une carte est obtenue et dans chaque hexagone se trouve un objet virtuel pour lequel les valeurs des descripteurs ont été calculées. Ces objets virtuels représentent la distribution des objets réels. Enfin, la *SOM* produit une matrice de sortie avec les valeurs finales des poids, où les neurones de sortie se trouvent en lignes et les espèces en colonnes (Figure 26). La réalisation de la « *SOM* » a été effectuée en utilisant l'interface « *SOM toolbox* » (version 6.1) (Alhoniemi *et al.*, 2000) sous MATLAB (Mathworks, 1999).

2.2.6.2.4- Analyse Factorielle Discriminante (AFD)

L'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) est une analyse de classification qui permet d'attribuer un ensemble d'objets nouveaux à des catégories prédéterminées d'objets. L'AFD consiste à trouver la combinaison linéaire des variables explicatives qui maximisent la variance entre les groupes et qui la minimise au sein des groupes. Dans cette étude, l'AFD a permis d'identifier les variables environnementales qui déterminent les regroupements définis par la *SOM* à partir de la matrice présence/absence (Wunderlin *et al.*, 2001). Les paramètres influençant les patrons de diversité ont été retenus selon les poids factoriels qui leur sont associés. Les poids ayant une valeur absolue supérieure à 0,5 ont été plus spécifiquement consi-

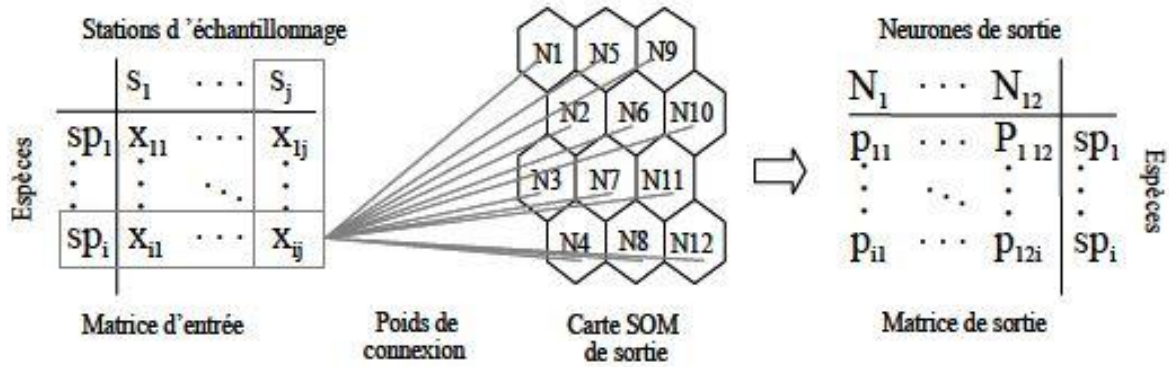


Figure 26 : Schéma simplifié de la carte auto organisatrice de Kohonen d'après Aguilar Ibarra (2004).

La couche d'entrée contient les données de présence/absence (x_{ij}) pour chaque échantillon (s_j) ; une fois que la SOM (*Self Organizing Map*) a trouvé les poids de connexion (p_{ij}) en erreur minimale d'apprentissage, on obtient la carte et la couche de sortie).

dérés (Villanueva, 2004). Le test de permutation de Monte Carlo ($n = 1000$ permutations aléatoires) a été effectué afin d'apprécier la fiabilité de l'AFD (Manly, 1991). Par ailleurs, le test de validation croisé ou "leave-one-out" a été exécuté pour estimer la capacité du modèle à prédire l'appartenance de chaque échantillon à chaque groupe prédéfini (Efron, 1983). L'AFD a été réalisée avec le logiciel Xlstat v. 2018 (sous Excel Microsoft Office).

2.2.6.2.5- Analyse de Redondance (RDA)

L'Analyse de Redondance (RDA) est réalisée dans le but de dégager d'éventuelles corrélations entre la distribution des entités écologiques (taxons ou espèces) et les variables environnementales (Ter Braak, 1988). A cet effet, une matrice taxons/stations et une matrice variables environnementales/stations sont constituées sur la base des abondances des différents taxons. La RDA est couplée à des tests de Monte Carlo qui permettent de sélectionner les variables environnementales qui expliquent le mieux la distribution des espèces. Les résultats de cette analyse sont présentés sous forme de diagramme où les positions relatives des variables environnementales sont représentées par des flèches. La longueur de la flèche traduit l'importance de la variable environnementale et sa direction indique comment la variable environnementale est corrélée aux divers axes des taxons. L'angle entre les flèches montre les corrélations entre les variables et l'emplacement des taxons par rapport aux flèches met en évidence les préférences environnementales de chaque taxon.

Dans ce travail, la RDA a permis de mettre en évidence les principaux facteurs environnementaux influençant la distribution des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques. Cette analyse a été réalisée à l'aide du logiciel CANOCO 4.5 (Canonical Community Ordination, version 4.5).

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Des parties de ce chapitre ont fait l'objet d'une publication dans une revue indexée à Impact Factor (voir annexe).

Kamagaté E.A.I., Allouko J.R., Bony K.Y., Konan K.F. 2018. Diversity and Spatial Distribution Pattern of Benthic Macroinvertebrates of the Cavally River (Ivory Coast, West Africa). *International Research Journal of Advanced Engineering and Science*, Vol. 4 (1) : 10-16.

3.1- CARACTERISTIQUES ABIOTIQUES DES MILIEUX AQUATIQUES DU BASSIN SUPERIEUR DU FLEUVE CAVALLY

3.1.1- Résultats

3.1.1.1- Paramètres hydromorphologiques et hydro-édaphiques

Les valeurs moyennes de quelques caractéristiques de l'habitat propres à chaque station échantillonnée sont résumées dans le tableau V.

Le pourcentage des végétaux aquatiques et le taux de couverture de la canopée varient respectivement de $5,00 \pm 0,00$ % à $70,83 \pm 18,33$ % et de $5,00 \pm 0,00$ % à $93,75 \pm 2,50$ %. Le taux des plantes aquatiques le plus élevé ($70,83 \pm 18,33$ %) a été enregistré à la station S12. Le plus faible taux des végétaux aquatiques ($5,00 \pm 0,00$ %) a été noté dans la station S11, S15, S17, S19 et S20. Quant au taux de couverture de la canopée, la valeur la plus élevée ($93,75 \pm 2,50$ %) à été enregistré à la station S5 et la valeur la plus faible ($5,00 \pm 0,00$ %) a été notée dans la station S20. Ces paramètres n'ont révélé aucune différence significative entre les secteurs du cours d'eau (ANOVA; $p > 0,05$).

Les profondeurs et les largeurs moyennes enregistrées dans les différents milieux aquatiques du Cavally augmentent en générale d'amont en aval du cours d'eau. Les profondeurs et les largeurs moyennes respectives les plus élevées ($3,61 \pm 1,90$ m et $63,66 \pm 17,55$ m) ont été notée à la station S16 et les plus faibles ($0,27 \pm 0,11$ m et $1,62 \pm 0,75$) à la station S6. La comparaison des profondeurs et des largeurs a montré des différences significatives entre les différents milieux aquatiques et entre les différents stations (ANOVA; $p < 0,05$).

Les substrats généralement identifiés dans l'ensemble du bassin sont constitués de blocs, gravier grossier, gravier fin, sable et d'argile. Le substrat varie d'une station à une autre et d'un secteur à un autre. Ainsi, l'amont est dominé par les substrats rocheux dans le lit principal (Cpa) avec des taux fluctuant entre 70 % et 80 % alors que les affluents (Afa) sont essentiellement constitués de substrat sablo-argileux dans avec une présence de gravier fin. Le lit principal (Cpm) de la zone médiane est dominé par un substrat sableux (entre 25 % et 32,5 %) et argileux (entre 16,67 % et 52,50 %) avec une présence relativement faible de gravier grossier et de gravier fin. Les substrats sableux (entre 25 % et 30 %) et argileux (entre 20 % et 62,50 %) dominent également dans les affluents de la zone médiane (Afm). Le substrat de la zone en aval est dominé par la composante sable - argile (40 %), suivi du gravier fin (18 %) et du gravier grossier (4 %). Le sable domine entre 20 % et 57,5 % et l'argile entre 20 % et 60 % dans le lit principal (Cpi) et dans les affluents, la

composante sable et argile domine respectivement entre 40 % et 80 % et entre 10 % et 40 %. Les paramètres hydromorphologiques tels que la profondeur et la largeur paraissent également plus élevés dans le lit principal que sur les affluents contrairement aux paramètres hydro-édaphiques (canopée, substrat, végétaux aquatiques).

Les variations saisonnières des paramètres hydromorphologiques et hydro-édaphiques sont présentées dans le tableau VI. Les caractéristiques hydromorphologiques (profondeur et la largeur) présentent des différences significatives entre la saison sèche et pluvieuse (ANOVA; $p < 0,05$) alors que les caractéristiques hydro-édaphiques (canopée, substrat, végétaux aquatiques) ne diffèrent pas significatives d'une saison à l'autre (ANOVA; $p > 0,05$).

Les valeurs moyennes minimales respectives de la profondeur et de la largeur sont observées pendant la saison sèche dans la partie amont ($0,63 \pm 0,06$ m et $1,46 \pm 8,22$ m), médiane ($0,40 \pm 0,12$ m et $13,17 \pm 12,58$ m) et aval ($1,33 \pm 0,64$ m et $28,78 \pm 18$ m). Les valeurs moyennes maximales quant à elles sont enregistrées pendant la saison des pluies dans la partie amont ($1,68 \pm 1,25 \pm 0,06$ m et $61,12 \pm 20,94$ m), médiane ($2,69 \pm 0,75$ m et $44,17 \pm 17,51$ m) et aval ($3,53 \pm 1,46$ m et $59,95 \pm 13,93$ m).

Les variations saisonnières du taux des végétaux aquatiques et du taux moyen de couverture de la canopée évolue de $7,5 \pm 2,67$ % à $24,17 \pm 3,62$ % dans la partie amont, de $8,75 \pm 2,31$ % à $40 \pm 31,62$ % dans la partie médiane et de $6,25 \pm 2,31$ % à $23,33 \pm 21,40$ % dans la partie aval. Les proportions les plus élevées de ce paramètres ont été notée pendant la saison des pluies. Tout comme le taux des végétaux aquatiques, le taux de couverture de la canopée présente les proportions les plus élevées pendant la saison des pluies avec des valeurs respectives de $43,33 \pm 39,45$ % en amont, de $50,56 \pm 25,52$ % dans la partie médiane et de $36,25 \pm 14,82$ % en aval. Les valeurs minimales du taux de couverture de la canopée lors de la saison sèche sont de $15,00 \pm 9,26$ % en amont, de $13,33 \pm 6,05$ % dans la partie médiane et de $28,61 \pm 23,49$ % en aval.

Le type de substrat observé ne présente pas une différence significative entre la saison des pluies et la saison sèche (ANOVA; $p > 0,05$).

Tableau V : Valeur moyenne \pm écart-type des paramètres hydromorphologiques et hydro-édaphiques des stations échantillonnages du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Zone	Stations	Prof (m)	Larg (m)	Veg aq (%)	Canop (%)	Blocs (%)	Gra Gro (%)	Gra fin (%)	Sab (%)	Arg (%)	
Amont	Cpa	S1	1,31 \pm 0,56	57,75 \pm 31,16	8,75 \pm 2,50	39,16 \pm 9,04	77,50 \pm 5,00	12,50 \pm 5,00	5,00 \pm 0,00	5,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00
		S2	1,02 \pm 0,14	58,41 \pm 17,83	7,50 \pm 2,88	30,00 \pm 0,00	80,00 \pm 0,00	2,50 \pm 0,50	1,25 \pm 2,50	16,25 \pm 7,50	0,00 \pm 0,00
		S3	1,46 \pm 1,07	49,41 \pm 16,25	6,25 \pm 2,50	30,00 \pm 3,09	80,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	5,00 \pm 0,00	5,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00
		S4	1,94 \pm 1,40	59,58 \pm 7,16	7,50 \pm 2,88	24,16 \pm 8,92	70,00 \pm 8,16	7,91 \pm 3,43	7,083 \pm 2,50	15,00 \pm 5,77	0,00 \pm 0,00
	Afa	S5	0,28 \pm 0,06	1,81 \pm 0,62	6,25 \pm 2,50	93,75 \pm 2,50	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	45,00 \pm 10	45,00 \pm 0,00
		S6	0,27 \pm 0,11	1,62 \pm 0,75	35,00 \pm 7,96	12,50 \pm 1,90	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	50,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00
		S7	0,88 \pm 1,90	8,25 \pm 4,95	11,25 \pm 6,29	13,75 \pm 1,08	5,00 \pm 34,49	5,00 \pm 4,08	20,25 \pm 4,80	64,75 \pm 7,76	5,00 \pm 0,00
Zone intermédiaire	Cpm	S8	2,69 \pm 0,86	55,41 \pm 10,87	15,00 \pm 10,00	20,00 \pm 1,54	0,00 \pm 0,00	2,50 \pm 0,50	12,50 \pm 5,00	32,50 \pm 5,00	52,50 \pm 15,00
		S9	2,31 \pm 0,25	38,25 \pm 8,30	8,75 \pm 2,50	30,00 \pm 1,57	0,00 \pm 0,00	3,75 \pm 2,50	18,75 \pm 2,50	35,00 \pm 4,08	42,50 \pm 5,00
		S10	2,43 \pm 0,77	50,41 \pm 4,68	8,33 \pm 2,35	25,00 \pm 7,07	0,00 \pm 0,00	23,33 \pm 12,24	36,67 \pm 9,42	23,33 \pm 4,71	16,67 \pm 4,08
		S11	1,14 \pm 0,89	29,16 \pm 16,35	5,00 \pm 0,00	25,00 \pm 7,02	0,00 \pm 0,00	17,50 \pm 2,88	27,50 \pm 14,43	25,00 \pm 5,77	30,00 \pm 11,54
	Afm	S12	0,41 \pm 0,10	22,41 \pm 5,00	70,83 \pm 18,33	31,66 \pm 9,86	0,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00	30,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00
		S13	0,92 \pm 0,10	13,41 \pm 24,38	16,25 \pm 9,46	70,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	2,50 \pm 0,50	10,00 \pm 0,00	25,00 \pm 10,00	62,50 \pm 12,58
		S14	0,49 \pm 0,27	17,08 \pm 9,15	20,00 \pm 0,00	36,66 \pm 7,46	0,00 \pm 0,00	17,50 \pm 2,88	22,50 \pm 8,66	30,00 \pm 0,00	30,00 \pm 11,54
Aval	Cpi	S15	2,29 \pm 1,06	58,33 \pm 8,21	5,00 \pm 0,00	25,00 \pm 10,00	0,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00
		S16	3,61 \pm 1,90	63,66 \pm 17,55	6,25 \pm 2,50	40,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00	57,50 \pm 5,00	22,50 \pm 5,00
		S17	2,99 \pm 1,43	60 \pm 4,69	5,00 \pm 0,00	15,00 \pm 10,00	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00
		S18	2,53 \pm 0,62	51,25 \pm 3,94	10,00 \pm 0,00	35,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00	60,00 \pm 0,00
	Afi	S19	1,31 \pm 0,24	35,50 \pm 1,13	5,00 \pm 0,00	26,66 \pm 6,66	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	8,75 \pm 7,5	77,50 \pm 25,00	13,75 \pm 17,5
		S20	2,08 \pm 0,88	44,16 \pm 6,66	5,00 \pm 0,00	5,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	20,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00	40,00 \pm 0,00
		S21	0,96 \pm 0,59	7,00 \pm 1,41	60,00 \pm 0,00	57,08 \pm 7,24	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00	80,00 \pm 0,00	10,00 \pm 0,00

Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval. Veg aq = Végétaux aquatiques ; Prof = profondeur ; Lar = largeur ; Vit = vitesse ; Cano = canopée ; Bloc = blocs ; Gra Gro = gravier grossier ; Gra fin = gravier fin ; Sab = sable ; Arg = argile.

Tableau VI : Valeurs moyennes saisonnières ± écart-type des paramètres hydromorphologiques et hydro-édaphiques mesurés en saisons sèche et pluvieuse dans les différentes zones du cours supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016

Gradient	Milieu	Saisons	Prof (m)	Larg (m)	Veg aq (%)	Canop (%)	Blocs (%)	Gra Gro (%)	Gra fin (%)	Sab (%)	Arg (%)	
Amon t	Cpa	Sp	1,68 ± 1,25 ^a	61,12 ± 20,94 ^a	7,5 ± 2,67	36,67 ± 20,24	75 ± 7,56	8,96 ± 6,48	4,79 ± 3,50	11,25 ± 7,44	0,00 ± 0,00	
		Ss	1,20 ± 0,23 ^a	51,46 ± 15,26 ^a	7,5 ± 2,67	15,00 ± 9,26	78,75 ± 3,54	7,5 ± 3,78	4,37 ± 1,77	9,37 ± 6,78	0,00 ± 0,00	
	Afa	Sp	1,20 ± 0,28 ^a	2,67 ± 7,14 ^b	24,17 ± 3,62	43,33 ± 39,45	12,5 ± 2,8	1,67 ± 0,4	8,33 ± 4,08	31,83 ± 22,00	30 ± 24,49	
		Ss	0,63 ± 0,06 ^a	1,46 ± 8,22 ^b	10,83 ± 7,36	36,67 ± 15,24	25 ± 3,8	1,67 ± 0,25	8,33 ± 2,58	38,33 ± 18,34	26,67 ± 20,65	
	Média n	Cpm	Sp	2,69 ± 0,75 ^a	44,17 ± 17,51	10,56 ± 9,76	13,33 ± 6,05	0 ± 0,00	13,89 ± 10,68	32,77 ± 14,81	27,22 ± 7,72	26,11 ± 17,72
			Ss	2,13 ± 0,87 ^a	35,00 ± 13,81	8,75 ± 2,31	30,00 ± 18,32	0 ± 0,00	10 ± 12,25	35,00 ± 7,9	23,00 ± 5,82	32,00 ± 15,11
Afm		Sp	0,82 ± 0,71 ^b	20,37 ± 14,30 ^{ab}	31,39 ± 24,58	50,56 ± 25,52	0 ± 0,00	11,67 ± 6,36	26,67 ± 13,31	30,00 ± 8,54	31,67 ± 16,57	
		Ss	0,40 ± 0,12 ^b	13,17 ± 12,58 ^b	40 ± 31,62	41,67±25, 31	0 ± 0,00	8,33 ± 6,83	21,67 ± 14,37	26,67 ± 8,16	43,33 ± 23,38	
Aval		Cpi	Sp	3,53 ± 1,46 ^a	59,95 ± 13,93	6,87 ± 2,59	36,25 ± 14,82	0 ± 0,00	7,5 ± 4,8	22,5 ± 11,64	33,75 ± ±15,97	36,25 ± 16,85
			Ss	2,19 ± 0,70 ^a	56,67 ± 4,84	6,25 ± 2,31	31,25 ± 19,41	0 ± 0,00	7,5 ± 4,8	22,5 ± 11,64	35 ± 17,72	35 ± 17,72
	Afi	Sp	1,58 ± 0,89 ^a	29,00 ± 17,34	23,33 ± 21,40	30,56 ± 24,48	0 ± 0,00	0 ± 0,00	14,17 ± 6,64	61,67 ± 24,01	24,17 ± 17,44	
		Ss	1,33 ± 0,64 ^a	28,78 ± 18,24	23,33 ± 21,40	28,61 ± 23,49	0 ± 0,00	0 ± 0,00	11,67 ± 6,83	70 ± 23,66	18,33 ± 16,93	

a, b = indiquent les différences observées au niveau des saisons, les saisons ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis ANOVA, p = seuil de significativité de 0,05 ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval. Veg aq = Végétaux aquatiques ; Prof = profondeur ; Lar = largeur ; Vit = vitesse ; Cano = canopée ; Bloc = blocs ; Gra Gro = gravier grossier ; Gra fin = gravier fin ; Sab = sable ; Arg = argile.

3.1.1.2- Variations spatiales et saisonnières des paramètres physico-chimiques

3.1.1.2.1- Température

Les variations spatiales et saisonnières de la température des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally sont illustrées par la figure 27. Les valeurs extrêmes de température de l'eau varient entre 18,5 °C à la station S5 de l'affluent amont et 29,2 °C à la station S10 du cours principal médian. Les stations du secteur médian présentent les valeurs les plus élevées (29,2 à 20,9 °C) comparativement aux stations de la partie amont (18,5 à 26,5 °C) et aval (28,2 à 22,1 °C).

Les variations de la température ne diffèrent pas significativement d'une station à une autre (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Par contre, les variations saisonnières sont significatives entre la saison des pluies et la saison sèche dans les différents secteurs du Cavally (test de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$). La valeur maximale de 29,2 °C est notée pendant la saison des pluies et la valeur minimale de 18,5 °C est enregistrée pendant la saison sèche.

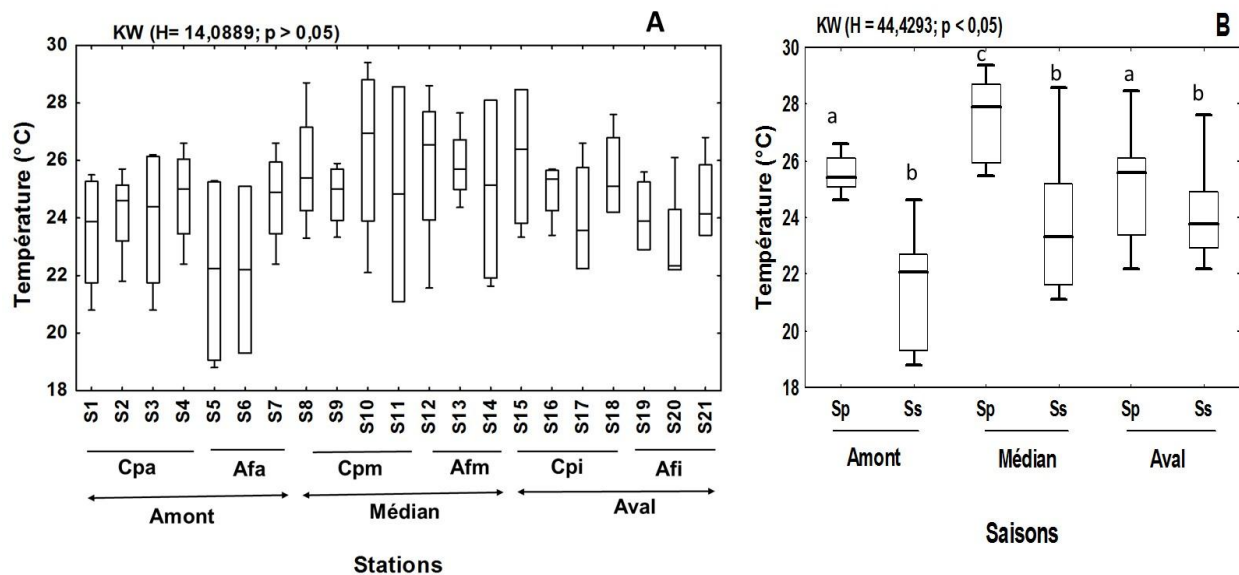


Figure 27 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la température des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.2- Conductivité

L'évolution spatiale et saisonnière de la conductivité des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally ainsi que les résultats du test de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney sont présentés sur la figure 28. Les valeurs de conductivité enregistrées au cours de l'étude présentent des variations significatives entre les affluents de l'amont, du cours médian et celles des autres stations (test Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$). Cependant, les différences ne sont pas significatives d'une saison à une autre (test Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). La plus forte valeur de la conductivité est enregistrée à la station S5 de l'affluent de la partie amont ($180,32 \mu S \cdot cm^{-1}$) et la plus faible valeur est enregistrées à la station S9 du lit principal du cours médian ($22,5 \mu S \cdot cm^{-1}$). La plus forte valeur ($180,32 \mu S \cdot cm^{-1}$) est observée pendant la saison sèche et la plus faible ($22,5 \mu S \cdot cm^{-1}$) pendant la saison des pluies.

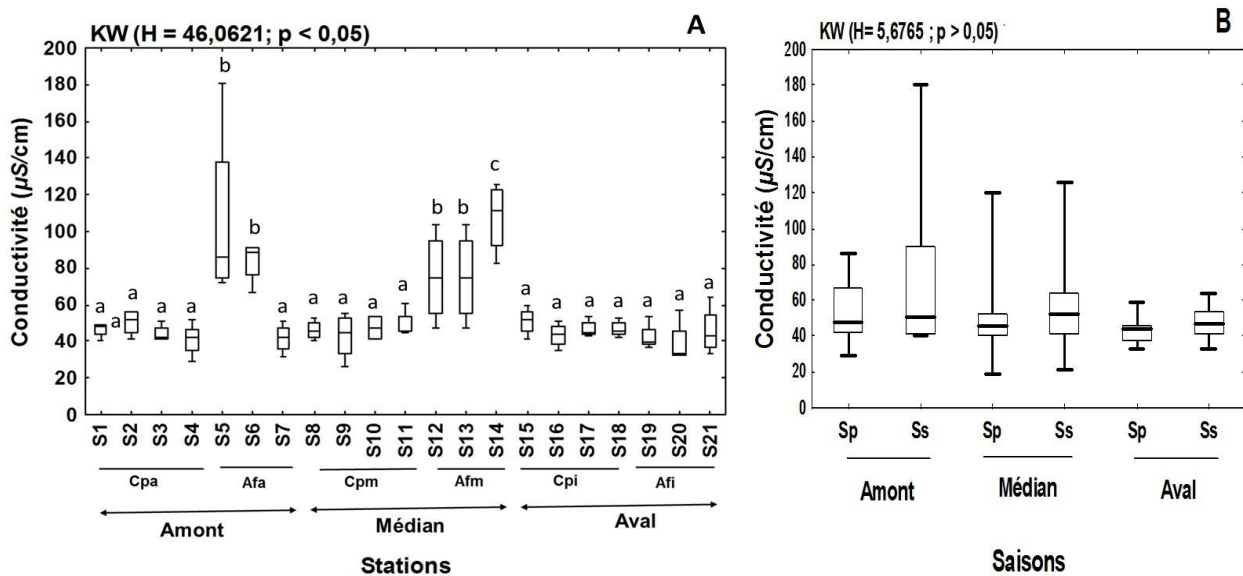


Figure 28 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la conductivité électrique des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), $p =$ seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.3- Potentiel redox

La figure 29 fait état des variations spatiales et saisonnières du potentiel redox des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally. Les variations du potentiel redox dans les différents secteurs d'études sont plus élevées dans les stations amont que dans les stations médian et aval, avec des variations respectives de 49 à 371 mV, de 41 à 121 mV et de 33 à 123 mV dans le lit principal et de 5 à 270 mV, de 45 à 128 mV et de 70 à 135 mV respectivement dans les affluents amont, médian et aval. La plus forte valeur est obtenue à la station S2 (371 mV) du lit principal de la partie amont et la plus faible valeur à la station S5 (5 mV) de l'affluent situé en amont du cours d'eau. Le potentiel redox ne varie pas significativement entre les stations et entre les saisons (test Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). La saison sèche (amont) présente les valeurs extrêmes minimales (5 mV) et maximales (371 mV) de potentiel redox.

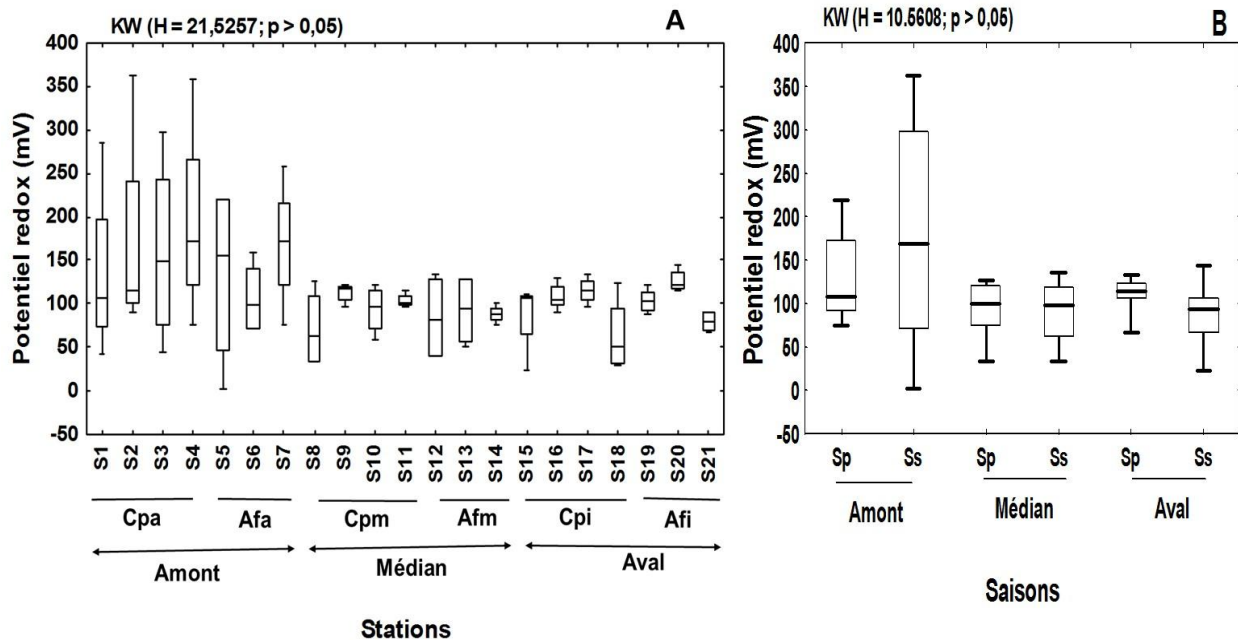


Figure 29 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) du Potentiel redox des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; **KW** : test de Kruskal-Wallis ; au seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.4- Oxygène dissous

Les variations spatiales et saisonnières de l'oxygène dissous des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally sont illustrées par la figure 30. La concentration minimale de l'oxygène dissous (0,8 mg/L) a été obtenue dans la partie médiane à la station S12 et la maximale (9,7 mg/L) en amont à la station S1. Les valeurs extrêmes minimales (0,8 mg/L) et maximales (9,7 mg/L) de l'oxygène dissous ont été observées durant la saison sèche. L'oxygène dissous présente des variations significatives d'une station à l'autre et entre la saison des pluies et la saison sèche des différents secteurs du fleuve (tests de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$).

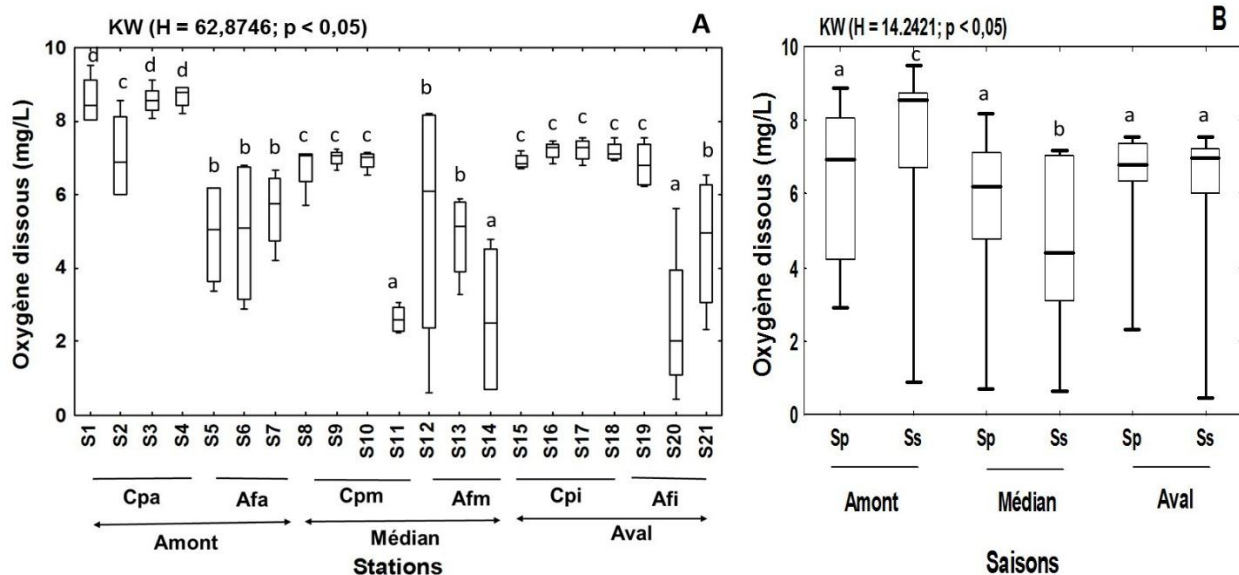


Figure 30 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de l'oxygène dissous des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c, d = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), $p =$ seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.5- pH

Les variations du pH des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally sont illustrées par la figure 31. De l'amont vers l'aval, les valeurs de pH diminuent progressivement en indiquant généralement des eaux alcalines ($pH > 7$). La plus faible valeur du pH (6,3) a été enregistrée au niveau de la station S11, située sur le lit principal du cours médian. Alors que la valeur la plus

élevée (10,8) est notée en amont du lit principal aux stations S3 et S4. La saison des pluies a enregistré les valeurs maximales (10,8) et minimales (6,3) du pH. Les variations de pH sont significatives entre les stations et entre la saison des pluies et la saison sèche dans les secteurs amont et médians (tests de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$).

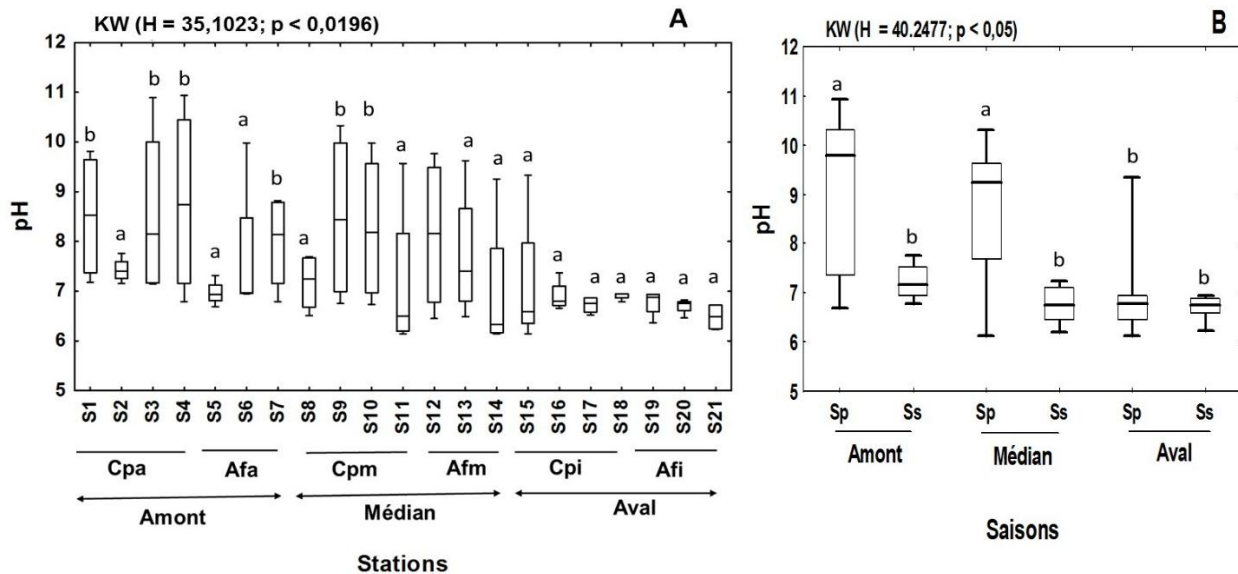


Figure 31 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) du pH des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), $p =$ seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.6- Taux de Solides Dissous (TDS)

La dynamique spatio-temporelle du Taux de Solides Dissous (TDS) des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally est présentée par la figure 32. Dans l'ensemble les valeurs du TDS varient significativement d'une station à une autre (tests de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$). Il y a des variations spatiales significatives entre les stations des affluents entre elles et avec les stations du cours principal (test Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$). Les affluents présentent les variations du Taux de Solides Dissous les plus importantes (11 à 61 ppm) comparativement aux stations du lit principal (13 à 32 ppm). La gamme des valeurs de ce paramètre s'échelonne entre 11 ppm à la station S20 de l'affluent de l'aval et 61 ppm à la station S14, situé sur un affluent du cours médian. Au niveau saisonnier, le TDS oscillent entre 11 ppm en saison

sèche et 61 ppm en saison des pluies. Le TDS ne présentent pas de différence significative entre la saison des pluies et la saison sèche (tests de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

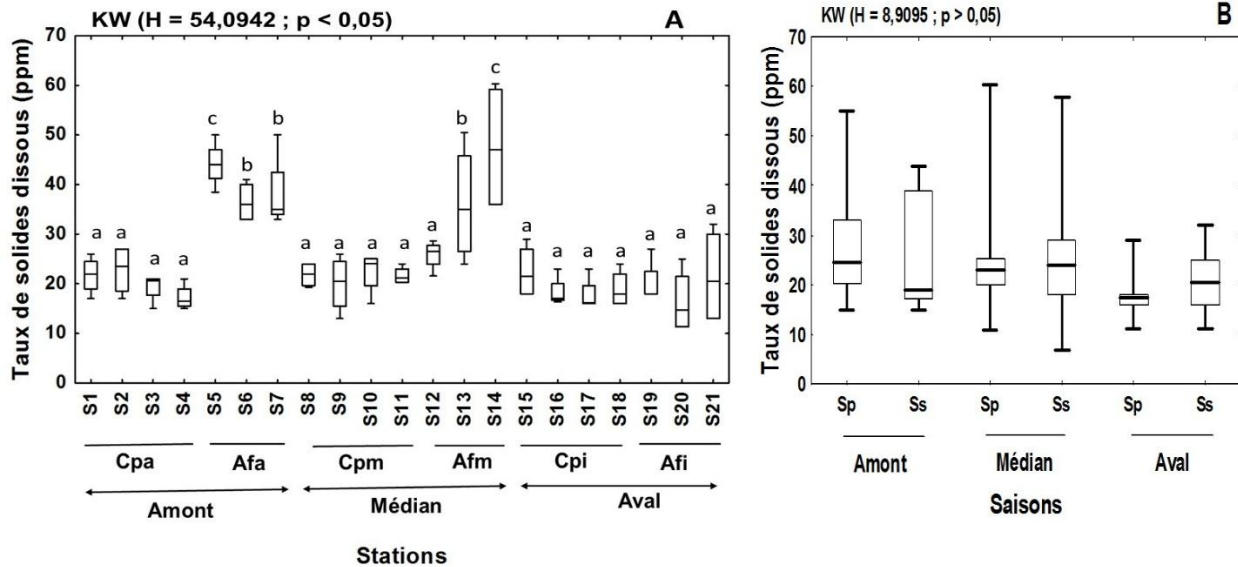


Figure 32 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) du taux de solides dissous (TDS) des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.7- Transparence

La figure 33 présente les variations spatiales et saisonnières de la transparence des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally. La transparence de l'eau mesurée sur le bassin supérieur du fleuve Cavally varie entre 0,10 m et 1,52 m. Les valeurs les plus élevées (1,52 m) ont été enregistrées en amont dans le lit principal du fleuve aux stations S1 et S2. La plus petite valeur (0,1 m) de transparence a été obtenue sur un affluent de l'aval à la station S19. De façon générale l'eau contenue dans le lit principal du fleuve est beaucoup plus transparente que celle des affluents. Les résultats du test de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney montrent une différence significative ($p < 0,05$) de la transparence de l'eau entre stations de même secteur de cours d'eau mais aussi avec des stations de différents secteurs. Par ailleurs, la variation de la transparence de l'eau n'est pas significative entre les saisons (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). En outre la saison sèche a enregistré les valeurs extrêmes maximale (1,52 m) et minimale (0,10 m) de la transparence.

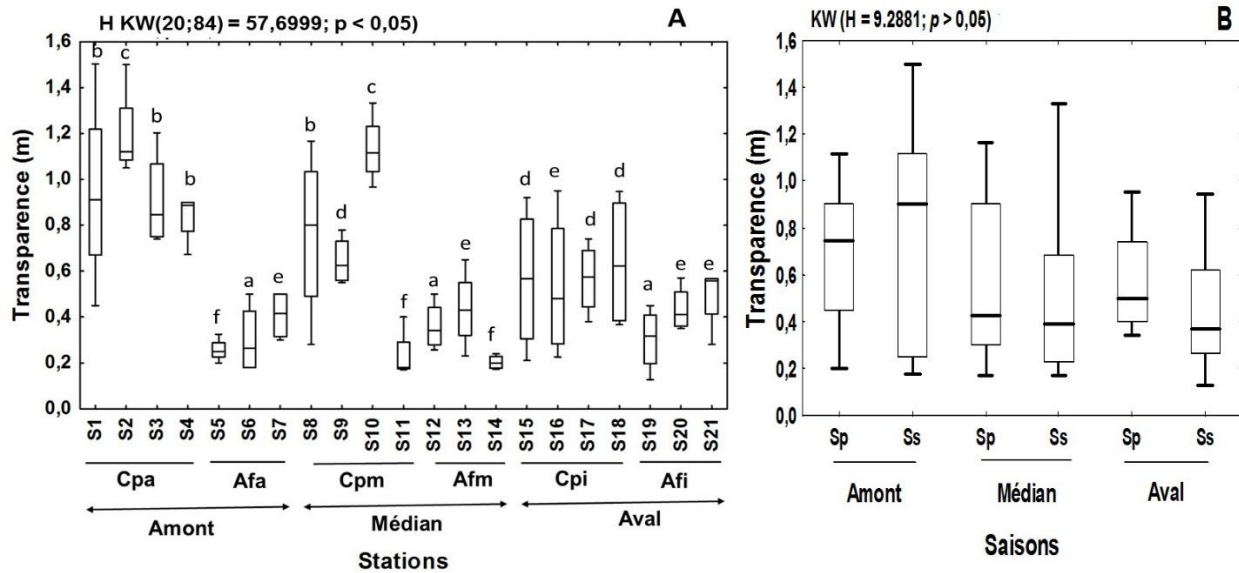


Figure 33 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la transparence des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c, d, e, f = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.8- Vitesse du courant de l'eau

Les variations spatiales et saisonnières de la vitesse du courant dans les eaux sur le bassin supérieur du fleuve Cavally sont présentées par la figure 34. La vitesse du courant est maximale (1,54 m/s) à la station S1 et minimale (0,06 m/s) à la station S5. Ce paramètre présente des variations élevées aux stations du lit principal alors qu'elles sont relativement faibles aux stations des affluents. Le courant a été plus fort en amont (0,06 à 1,54 m/s) et faible dans la zone médiane (0,08 à 0,72 m/s) et en aval (0,08 à 0,84 m/s). La vitesse du courant varie significativement d'une station à l'autre dans les différents secteurs du cours d'eau (test de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney, $p < 0,05$). En revanche, elle ne diffère pas significativement entre la saison des pluies et la saison sèche (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). La saison des pluies a enregistré la valeur maximale (1,54 m/s) et minimale (0,06 m/s) de la vitesse du courant.

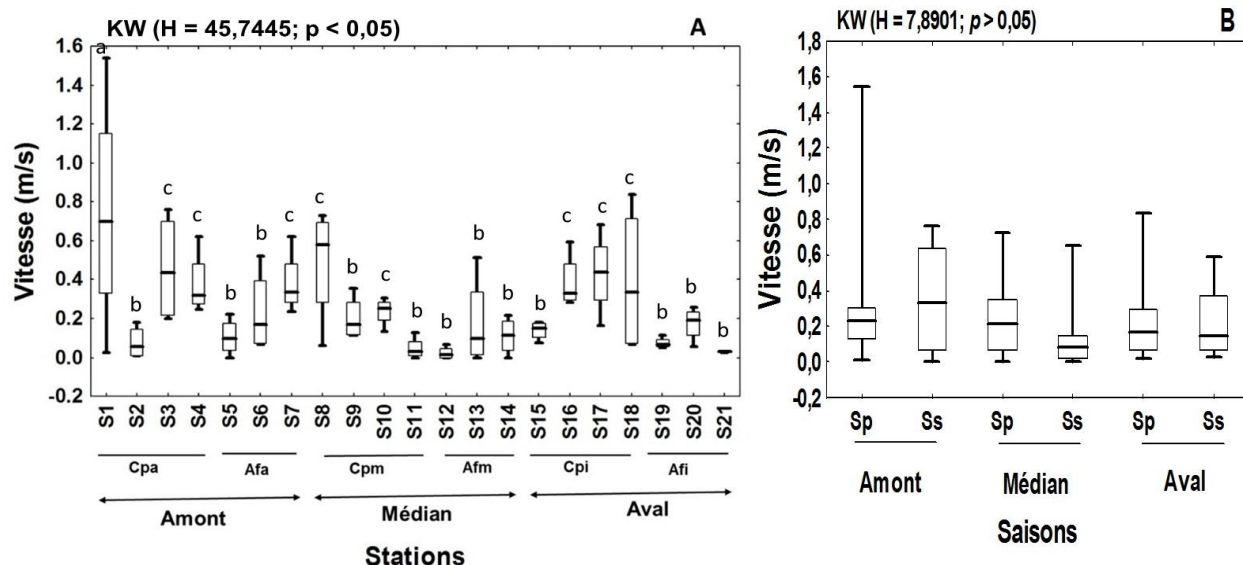


Figure 34 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la vitesse du courant des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), $p =$ seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.9- Nitrate

La figure 35 présente les variations spatiales et saisonnières de la concentration en Nitrate dans les eaux des différentes stations étudiées du fleuve Cavally. Globalement les stations du cours médian spécifiquement celles du lit principal (Cpm) se démarquent des autres stations avec de fortes valeurs de teneur en nitrate. Les teneurs en nitrate évoluent de $0,98 \text{ mg.l}^{-1}$ dans l'affluent du cours médian (Afm) à $13,52 \text{ mg.l}^{-1}$ dans le lit principal du cours médian (Cpm). La teneur maximale ($13,52 \text{ mg.l}^{-1}$) en nitrate a été enregistrée durant la saison des pluies, tandis que la valeur minimale ($0,98 \text{ mg.l}^{-1}$) est obtenue pendant la saison sèche. L'évolution spatiale de la teneur en nitrate varie significativement entre les stations du lit principal du secteur médian (Cpm) et les stations des autres secteurs du fleuve (tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Par contre, ce paramètre ne varie pas significativement entre la saison des pluies et la saison sèche (test de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

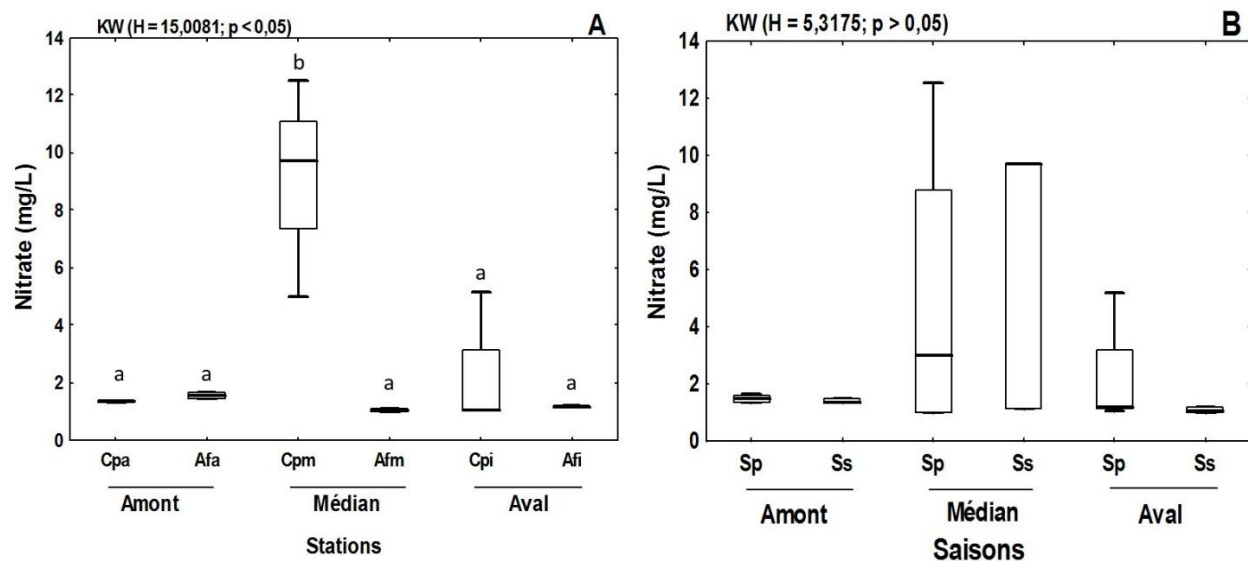


Figure 35 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la de la teneur en nitrate des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), $p =$ seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.10- Orthophosphate

Les variations spatio-temporelles de la teneur en orthophosphate enregistrée dans les eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally sont illustrées par la figure 36. Les valeurs les plus élevées ($1,17 \text{ mg.l}^{-1}$) ont été enregistrées dans les stations du lit principal du cours médian (Cpm) et la plus faible teneur ($0,03 \text{ mg.l}^{-1}$) dans les affluents de l'aval (Afi). La plus forte teneur ($1,17 \text{ mg.l}^{-1}$) en orthophosphate est obtenue pendant la saison des pluies alors que, la plus faible ($0,03 \text{ mg.l}^{-1}$) est observée durant la saison sèche. Il y a une différence significative de la teneur en orthophosphate entre les stations du lit principal et les affluents du cours médian avec les différentes stations des autres secteurs (test de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Aussi, la teneur en orthophosphate varie significativement entre la saison sèche et la saison des pluies (test de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, $p < 0,05$)

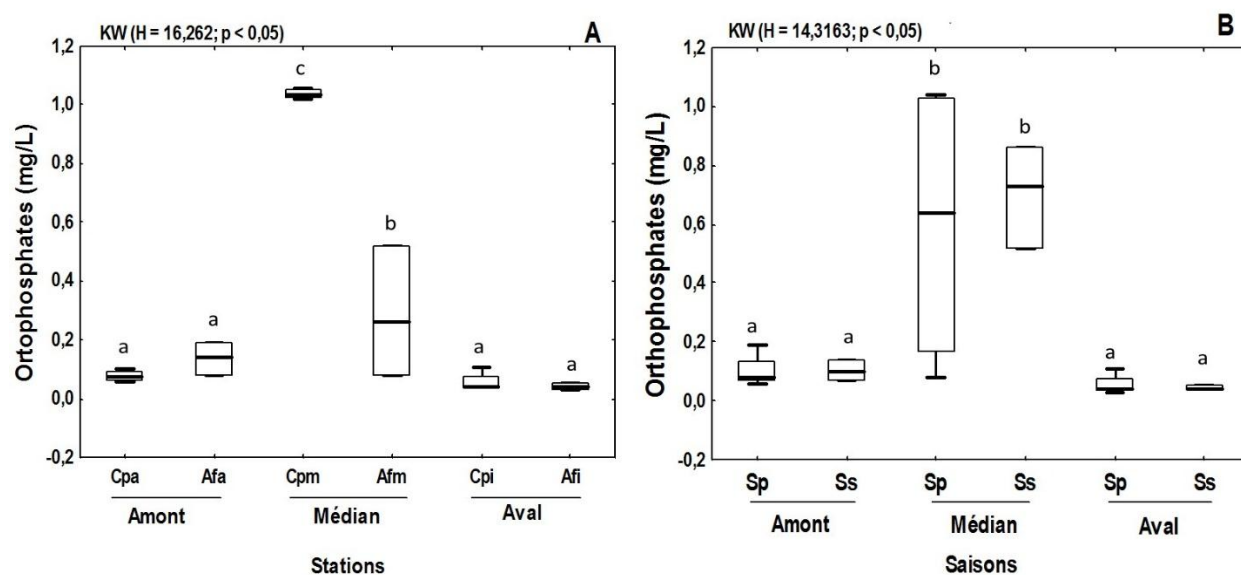


Figure 36 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de la de la teneur en phosphate des eaux du bassin supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.2.11- Métaux lourds et cyanure total

La figure 37 présente les teneurs en métaux lourds (cyanure, mercure et arsenic) dans les eaux des différents secteurs étudiés dans le bassin supérieur du fleuve Cavally. Le secteur du cours médian présente des valeurs de concentration en Mercure (Hg) supérieur à 0,001 mg/Kg. Alors que, les secteurs amont (Cpa et Afa) et les affluents de l'aval (Afi) du fleuve enregistrent des concentrations d'Hg inférieures à 0,001 mg/Kg. La concentration maximale 0,00595 mg/Kg en Mercure (Hg) a été mesurée dans les affluents du secteur médian (Afm) et la minimale 0,00007 mg/Kg dans les secteurs amont (Cpa et Afa) et les affluents de l'aval (Afi). Cette tendance reste la même pour l'arsenic (As), pour lequel les maxima des concentrations 31,9 et 30,9 mg/Kg sont respectivement observés dans le lit principal (Cpm) et les affluents (Afm) du secteur médian, tandis que les teneurs minimales 0,84 mg/Kg sont enregistrées dans les affluents de l'aval (Afi) du fleuve. Contrairement au mercure et à l'arsenic, le dosage du cyanure dans les différents secteurs de la zone d'étude révèle des teneurs inférieures au seuil de détection (limite de détection rapportée est de 0,004 mg/L). Les résultats des tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney révèlent que les teneurs en mercure et de l'arsenic présentent des différences significatives ($p < 0,05$) entre les stations du secteur médian et celles des stations de l'amont et de l'aval. Par contre, pour le Cyanure ces tests ne révèlent aucune variation significativement des teneurs entre les secteurs du cours d'eau ($p > 0,05$).

En ce qui concerne les variations saisonnières des métaux lourds et du cyanure, la plus forte teneur en mercure (0,00595 mg/Kg) est enregistrée durant la saison des pluies alors que la plus faible (0,00007 mg/Kg) est obtenue durant la saison sèche. De même, la plus forte (31 mg/Kg) teneur d'arsenic est notée en saison des pluies et la plus faible (0,84 mg/Kg) durant la saison sèche. Les saisons sèches et pluvieuses correspondent respectivement aux valeurs maximales (0,001 mg/L) et minimales (0,0001 mg/L) du cyanure. Par ailleurs, la dynamique saisonnière des teneurs en métaux lourds varie significativement entre les saisons dans différents secteurs (tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, $p < 0,05$) alors que celui du cyanure ne varie pas significativement d'une saison à l'autre (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$)

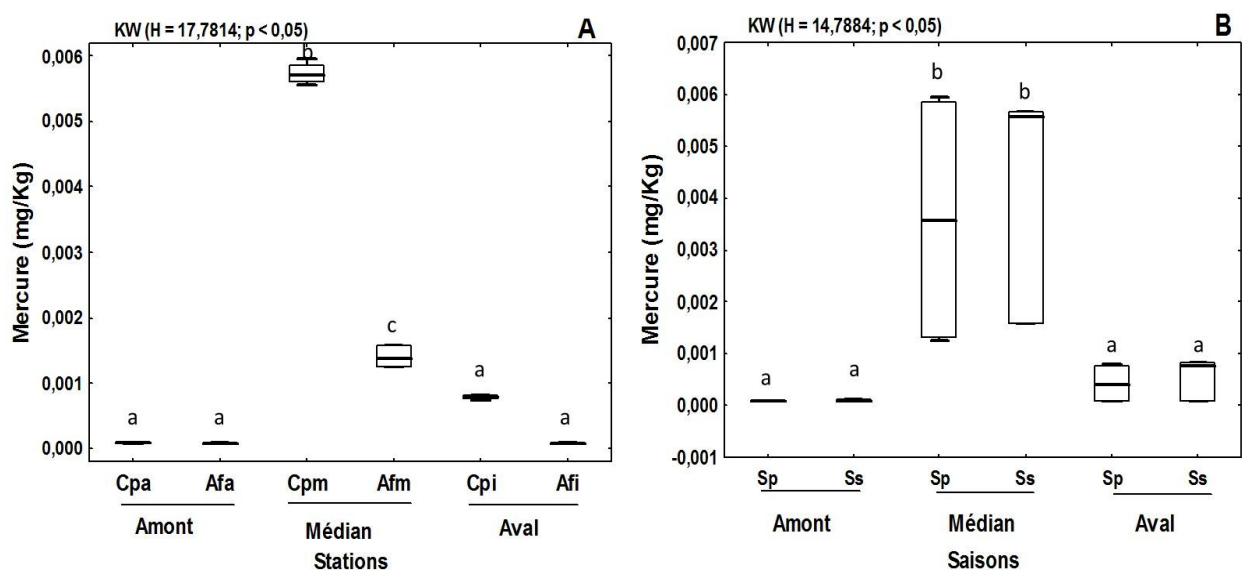


Figure 37 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) des teneurs en métaux lourds (Mercure, Arsenic) et du cyanure mesurés dans les différents secteurs du cours supérieur du fleuve Cavally étudiées de mai 2015 à avril 2016

Sp : Saison des pluies ; **Ss** : Saison sèche ; **Cpa** : lit principal amont ; **Afa** : Affluents amont ; **Cpm** : lit principal moyen ; **Afm** : Affluents moyen ; **Cpi** : lit principal aval ; **Afi** : Affluents aval ; a, b, c = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), $p =$ seuil de significativité de 0,05.

3.1.1.3- Typologie abiotique des stations d'échantillonnage

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques a permis d'établir la typologie abiotique des différentes stations (Figure 38). Les résultats de cette analyse indiquent que les deux premiers axes (F1 et F2) représentent 59,55 % de la variance totale avec 31,79 % d'inertie pour le premier axe et 27,76 % pour le second axe. Le cercle de corrélation (Figure 38A) indique que la température, l'orthophosphate, le nitrate, le mercure et l'arsenic sont fortement et négativement corrélés à l'axe

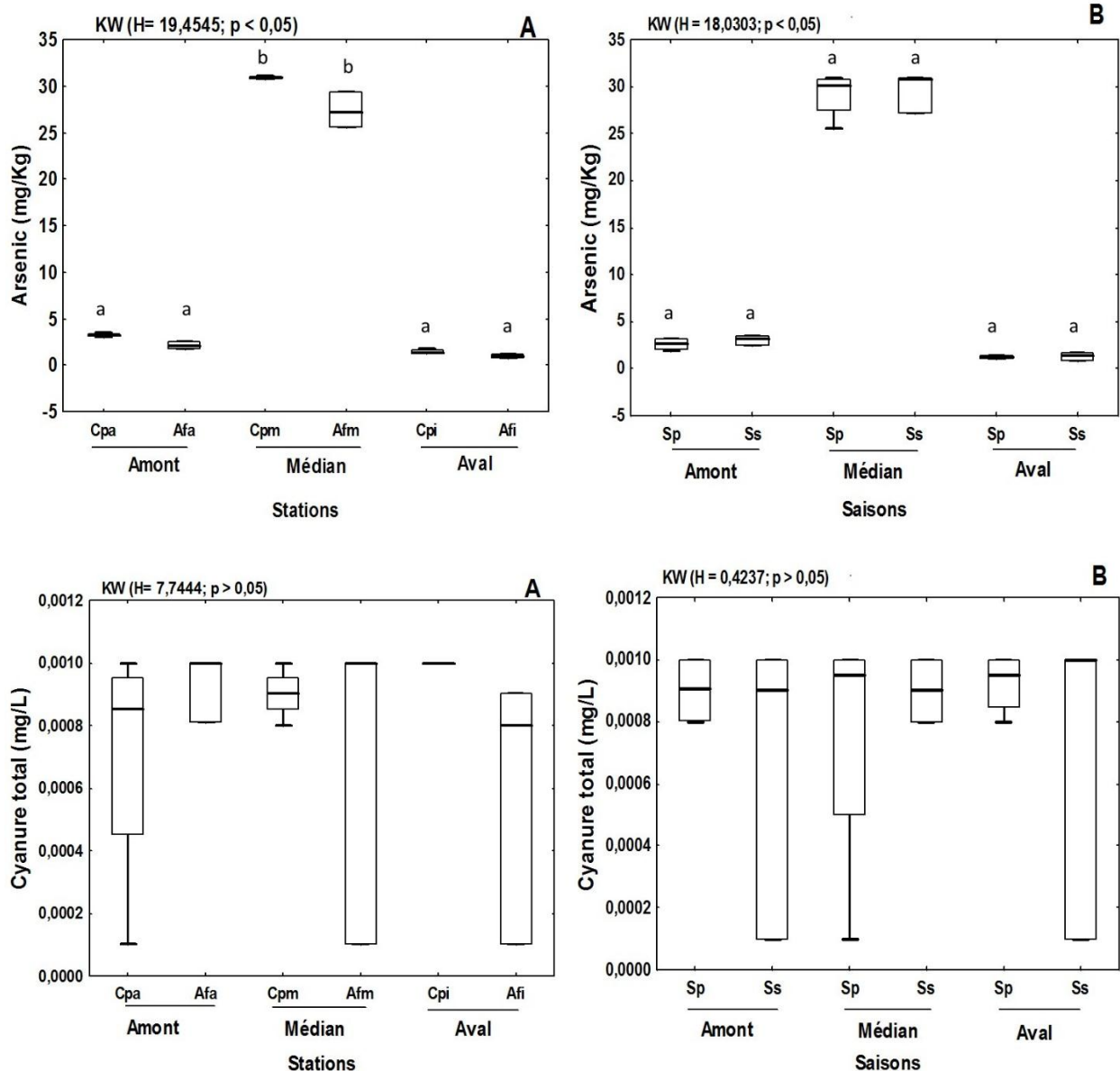


Figure 37 (suite et fin) : Variations spatiales et saisonnières des teneurs en métaux lourds (Mercure, Arsenic) et du Cyanure mesurés dans les différents secteurs du cours supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.

Sp : Saison des pluies ; **Ss :** Saison sèche ; **Cpa :** lit principal amont ; **Afa :** Affluents amont ; **Cpm :** lit principal moyen ; **Afm :** Affluents moyen ; **Cpi :** lit principal aval ; **Afi :** Affluents aval ; a, b = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

F1 alors que, le potentiel redox est positivement corrélé à cet axe. Quant à l'axe F2, il est corrélé positivement à la conductivité et au Taux de Solides Dissous et négativement à l'oxygène dissous, à la transparence, à la vitesse de l'eau et au pH.

La carte factorielle F1 x F2 (Figure 38B) permet de répartir les stations d'échantillonnage selon leurs caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques. Selon l'axe F1, les stations S7, S9, S10, S11, S16, S17, S19 et S20 sont positivement corrélées avec des valeurs élevées de la température, de l'Orthophosphate, du Nitrate, du Mercure et de l'Arsenic, mais négativement corrélées avec des valeurs élevées de potentiel redox. A l'opposé, les stations S8, S12, S15, S18 et S21 sont positivement corrélées par des valeurs élevées du potentiel redox alors qu'elles sont négativement caractérisées par des valeurs élevées de la température, de l'orthophosphate, du nitrate, du mercure et de l'arsenic.

Selon l'axe F2, les stations S5, S6 S13 et S14 sont positivement caractérisées par des valeurs élevées des paramètres liées à la minéralisation (conductivité et du Taux de Solides Dissous). En revanche, ces stations (S5, S6 S13 et S14) sont négativement corrélées avec des valeurs élevées de l'oxygène dissous, de la transparence, de la vitesse et du pH. Par contre, les stations S1, S2, S3, S4 sont positivement caractérisées par des valeurs élevées de l'oxygène dissous, de la transparence, de la vitesse et du pH. Cependant, ces stations (S1, S2, S3, S4) sont négativement corrélées aux valeurs élevées de la conductivité et du Taux de Solides Dissous.

La corrélation des variables environnementales et des stations de prélèvement par une analyse de classification hiérarchique (ACH) permet de regrouper les stations présentant des similarités au niveau des paramètres physico-chimiques et hydromorphologiques. Ainsi, quatre groupes de stations (groupe I, II III et IV) ayant des ressemblances au niveau de la qualité physico-chimique et hydromorphologiques des eaux peuvent être distingués (Figure 39) :

- Le groupe I renferme dans le secteur médian du fleuve Cavally la station S8 du lit principal et la station S12 des affluents, dans le secteur aval, les stations S15, S18 du lit principal, ainsi que la station S21 des affluents.
- Le groupe II est constitué des stations issus des affluents de la partie amont (S7), du lit principal du secteur médian S9, S10, S11 et des stations du lit principal S16, S17 et des affluents de la partie aval S19 et S20.
- Le groupe III rassemble essentiellement les stations des affluents de la partie amont S5, S6 et médian S13 S14.
- Le groupe IV englobe toutes les stations localisées sur le lit principal en amont de la mine d'Ity (S1, S2, S3, S4).

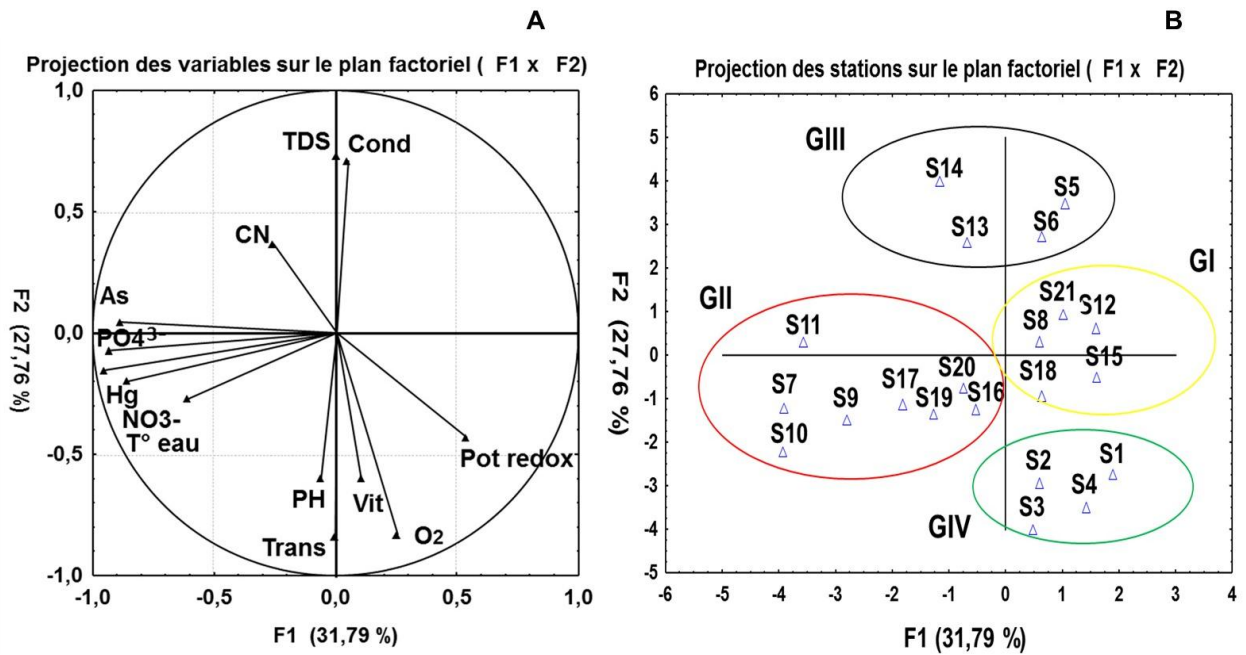


Figure 38 : Analyse en composantes principales sur les variables physico-chimiques (21 stations x 13 paramètres x 4 campagnes) de mai 2015 à avril 2016 : A) cercle de corrélations sur le plan factoriel F1 x F2, B) carte factorielle des stations sur le plan factoriel F1 x F2.

T° eau = Température de l'eau ; Cond = Conductivité ; O2 = Oxygène dissous ; Pot redox = Potentiel redox ; pH : potentiel d'Hydrogène ; TDS = Taux de solides dissous ; Trans = Transparence ; Prof = profondeur ; Lar = largeur ; Vit = vitesse ; Hg = Mercure ; As= Arsenic ; CN= Cyanure ; NO3= Nitrate ; PO4= Orthophosphate total ; GI, GII, GIII et GIV = groupes observés.

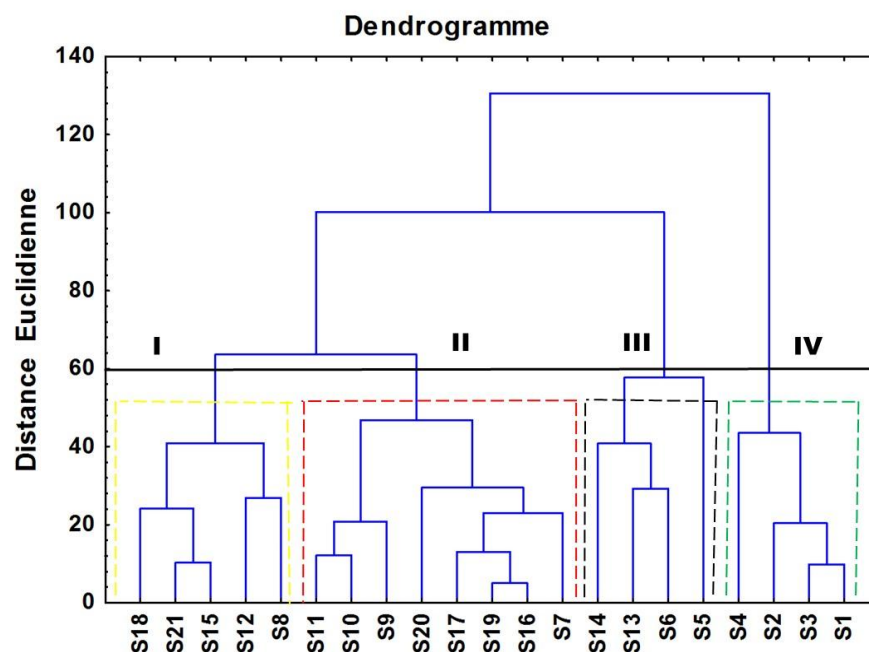


Figure 39 : Classification hiérarchique des 21 stations du bassin supérieur du fleuve Cavally à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de mai 2015 à avril 2016 : S1 à S21 = stations ; GI, GII, GIII et GIV = groupes observés.

3.1.2- Discussion

La caractérisation des différents paramètres de l'environnement général des eaux du bassin supérieur du fleuve cavally a été faite. Ces résultats indiquent que les valeurs de la vitesse du courant (1,18 m/s) et de la canopée sont supérieures en amont que dans les cours moyen et aval du fleuve. Par contre, le taux de couverture des plantes aquatiques (22,48 %) paraît plus élevé dans le cours moyen, alors que la profondeur (2,16 m) et la largeur (43,6 m) moyenne présentent les valeurs les plus importantes en aval du cours d'eau. Les substrats identifiés dans l'ensemble du bassin sont généralement constitués de blocs, gravier grossier, gravier fin, sable et argile. Cette situation laisse penser à une mosaïque d'habitat caractérisé par une hétérogénéité des conditions hydromorphologiques et hydro-édaphiques du cours d'eau. Cette remarque a été faite par Bony *et al.* (2015) dans le bassin supérieur du fleuve cavally. Aboua (2012) a également fait les mêmes observations dans le fleuve Bandama où le fond est essentiellement dominé par les roches, les graviers, le sable et le mélange argile-boue.

Les paramètres physico-chimiques des eaux du bassin supérieur du Cavally le long du profil longitudinal semblent principalement influencés par la position des stations sur le gradient longitudinal et secondairement par la saison.

Les mesures de température des eaux effectuées dans le fleuve Cavally indiquent que les valeurs varient entre $18,5 \pm 1,50$ à $29,2 \pm 0,94$ °C dans les stations prospectées avec une moyenne annuelle de $25,2 \pm 0,86$ °C. Cette gamme de variation est semblable à celle enregistrée par. Les variations obtenues par Yao *et al.* (2005) dans le fleuve Comoé, ainsi que celles de Aboua (2007) ; Koné (2009) et Berté (2009) dans le fleuve Bandama sont également proche à celle du Cavally. Cet intervalle de variation est assez caractéristique des conditions de températures naturelles des cours d'eaux des milieux aquatiques tropicaux en général (Iltis & Lévêque, 1982 ; Alhou, 2009). Les valeurs extrêmes et les variations les plus élevées sont enregistrées dans la zone intermédiaire (zone minière) du bassin supérieur du Cavally. Cette élévation de la température moyenne de la zone minière par rapport au reste des autres zones peut résulter de plusieurs mécanismes, à s'avoir : la destruction du couvert forestier au profit de l'activité minière, l'activité agricole et de l'installation des habitations près du fleuve. En effet, l'élimination du couvert végétal sur les berges entraîne une augmentation de l'incidence directe du rayonnement solaire sur la rivière qui induit une élévation de la température de l'eau. Par contre, une variation saisonnière significative de la température est observée. Les fortes valeurs obtenues en saison pluvieuse seraient liées aux apports en eaux de ruissellement des effluents terriers plus chauds. En outre, cette différence de température est le reflet du caractère tropical de la région où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très sévères

(Djabourabi, 2014). Ces températures sont comparables à celles des fleuves côtiers du Sud de la Côte d'Ivoire (Kouassi & Adingra, 2005). Ainsi, selon Welcome (1985), les facteurs qui déterminent la variation de la température des eaux des écosystèmes aquatiques sont entre autres, le degré d'insolation, le couvert végétal et les conditions climatiques locales.

Les teneurs en oxygène dissous mesurées au cours de cette étude oscillent entre $0,47 \pm 0,02$ mg.L⁻¹ dans les affluents du cours inférieur à $9,5 \pm 0,69$ mg.L⁻¹ dans le cours principal des stations amont. Ces variations sont semblables à celles des eaux continentales (Azrina *et al.*, 2005 ; Callisto *et al.*, 2004 ; N'Zi *et al.*, 2008). En outre, ces résultats montrent une diminution de la quantité d'oxygène dissous de l'amont vers l'aval du cours d'eau. Egalement, ces teneurs en oxygène dissous sont plus élevées dans le cours principal par rapport à celles des affluents. Ce gradient décroissant d'oxygène dissous correspond à un gradient croissant de température et de matière organique donc d'activités anthropiques, ainsi qu'une diminution progressive de la vitesse du courant le long du continuum fluvial du Cavally. Un tel gradient a également été noté sur certaines rivières ivoiriennes (Niamien-Ebrottié, 2010). Par contre, cette stratification longitudinale est contraire aux observations faite par Edia (2008) et Konan (2008) dans les rivières côtières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. En effet, la baisse du taux d'oxygène dissous de l'amont vers l'aval peut s'expliquer par les apports de grandes quantités de matières organiques, par les rejets domestiques et industriels, la remise en suspension des sédiments par les eaux de ruissellement, notamment dans la partie médiane du cours d'eau comme en témoigne les fortes valeurs de TDS. Ces conditions contribuent, de façon plus ou moins importante, aux déficits d'oxygène dans la zone intermédiaire et aval où la principale activité est l'exploitation minière moderne (SMI) et l'orpaillage artisanale clandestin. À cet effet, Hicham (2002) certifie que la dégradation bactérienne aérobie des détritiques et de la matière organique issus des eaux usées non traitées des secteurs miniers est consommatrice de grandes quantités d'oxygène. Cette consommation sera d'autant plus importante avec l'augmentation de la température et du taux de solides dissous (Belaud, 1996 ; Camara, 2013). Hébert & Légaré (2000) déclare qu'une eau froide est plus oxygénée qu'une eau chaude. L'oxygénation de l'eau résulterait des faibles températures dues aux conditions climatiques locales et des facteurs mécaniques (agitation par le vent) qui représentent le principal facteur de brassage des eaux (Millet, 1989 ; Belaud, 1996 ; Schlumberger, 2002). Par ailleurs, les mesures d'oxygène dissous dans les différents hydrosystèmes (cours principal et affluents) du bassin supérieur du Cavally, indique une différence bien marquée entre les teneurs du cours principal et celles des affluents. Les amplitudes de variation des taux d'oxygène dissous entre les eaux du cours principal et celles des affluents peut atteindre jusqu'à $2,8$ mg.L⁻¹ en amont et $1,6$ mg.L⁻¹ en aval et semble

être due à la morphologie du lit principal qui engendre des débits élevés et rapide de la masse d'eau. En effet, selon Graham *et al.* (1999) l'oxygénation des milieux aquatiques est assurée par les conditions variables de lumière, de précipitations, de vent et les turbulences créées par celle-ci à la surface de l'eau. A l'inverse, la faible oxygénation des affluents serait liée à leurs taille réduite, à la faiblesse du courant, de l'importance des végétaux aquatiques et aux rejets d'activités humaines (vaisselle, lessive, maraîchage, baignade...) qui induisent entre autres de grande quantité de matières organiques en décompositions et un faible brassage des eaux.

Les valeurs du potentiel redox (Eh) enregistrées dans les eaux du bassin supérieur du Cavally oscillent entre 5 et 370 mV. On note une nette augmentation des valeurs enregistrées en s'éloignant des zones à fortes influences anthropiques. Toutes les stations éloignées des sources de pollution potentielle présentent un Eh relativement élevé, c'est à dire que l'on assiste à une certaine zonation du potentiel redox autour de la zone minière. Cette évolution du pouvoir oxydant est vraisemblablement attribuable d'une part à l'oxydation des matières organiques dans les eaux des secteurs exempts d'activités minières, et d'autre part à la dilution par les eaux très oxygénées provenant de la amont du cours d'eau. Cette constatation paraît semblable à celle de l'oxygène dissous. Ce qui montre bien une substitution des eaux plus oxygénées par des eaux à aspect réducteur provenant de la zone minière. Ces observations sont similaires à celles rapportées par Diomandé *et al.* (2019) dans la rivière Meno dans le Parc National de Taï au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Hicham (2002) a également observé des eaux à tendance réductrice dans des sites sous influence directe de décharge d'ordures ménagères en France.

Concernant le taux de solides dissous et la conductivité, les stations situées sur les affluents du fleuve présentent généralement des valeurs plus élevées que celles des stations du lit principal. A l'opposé, il a été constaté une variation contraire de la transparence par rapport aux deux derniers paramètres. Cette situation traduit qu'à ces sites le taux de solides dissous et les teneurs en sels dissous seraient liés à une pollution organique d'origine anthropique. En effet, les stations d'échantillonnage situé sur les affluents sont le plus souvent de petite taille ou proches des agglomérations et sont soumis à de multiples usages. Une observation similaire a été faite dans certaines régions de la Côte d'Ivoire, notamment au nord par Koné *et al.* (2013) et au sud par Bony (2007). Globalement, la conductivité moyenne relevée ($53,52 \pm 7,07 \mu S/cm$) indiquent des eaux faiblement minéralisées selon la classification établie par Goloma & Symoens (1990). Pour l'ensemble des stations échantillonnées, les valeurs moyennes oscillent en générale entre $45 \pm 6,6$ et $73 \pm 8,6 \mu S/cm$. Cependant, certaines stations étudiées présentent des valeurs plus élevées ($> 100 \mu S/cm$). C'est notamment le cas en saison sèche de certains affluents de la partie amont et médiane du cours d'eau. Les valeurs moyennes notées par

Kouamé (2010) et Gbalo (2019) dans le Sassandra (respectivement de 107,05 et 112,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont supérieures aux résultats obtenus dans cette étude. Par contre, d'autres auteurs (Iltis & Lévêque, 1982 ; Yao, 2006) ont obtenues des valeurs semblables aux nôtres à Gansé (51,4 et 47,73 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans le fleuve Comoé. Dans le Bandama, Aboua (2007) constate une augmentation sensible de la conductivité du cours principal vers les affluents secondaires et tertiaires. Cette tendance a également été observée au cours de cette étude et traduirait ainsi une croissance de la teneur globale en sels naturels qui proviendraient de la minéralisation globale de la matière organique (Rodier *et al.*, 2009). Selon Arrignon (1998), le contact entre les cours d'eau et les terrains traversés charge celles-ci en sels électrolytables dissous. De ce fait, les affluents à faible débit, concentrent et drainent toutes les décharges issus des agglomérations urbaines à proximité et tous les sels divers issus des sources diffuses de pollution agricole et minière. Par ailleurs, la conductivité baisse de manière importante dans le cours principal compte tenu des débits importants qui agissent comme un facteur de dilution sur les concentrations ioniques tel que observé par Bengen *et al.* (1992) dans le bassin de la rivière Garonne en France et Evrard (1996) dans les rivières wallonnes en Belgique. L'évolution du taux des solides totaux dissous (TDS) est positivement proportionnelle à celle de la conductivité comme l'indique les résultats de l'ACP. Les eaux rencontrées dans le fleuve Cavally étant faiblement minéralisées, il va s'en dire que les taux des solides dissous seront peu élevés. Les faibles taux obtenus dans la partie aval du fleuve pourraient être attribués aux processus naturels d'autoépuration rapide du cours d'eau. Aussi, pourrait être en lien avec le substratum géologique qui libèrerait très peu de sels hydrolysables. Ces observations confirment bien le climat forestier de type montagnard du bassin versant de la zone d'étude. À cet effet, Lecerf (2005) puis Moss (2007) soulignent que la faible minéralisation des rivières de forêt serait due en partie à un cycle très rapide des éléments biogènes de l'écosystème forestier. Ces valeurs de conductivité et de TDS concordent avec celles obtenues par Foto *et al.* (2010) dans les cours d'eau en zone de forêt au Cameroun et s'éloignent de celles enregistrées par Tchakonté (2016) dans les cours d'eaux périurbain de Douala.

La transparence de l'eau mesurée sur le bassin supérieur du fleuve Cavally, varie entre 0,1 m et 1,52 m. Les valeurs enregistrées montrent qu'elle est plus élevée en amont que la zone médiane et aval du cours d'eau. Cette situation serait due à l'accumulation de particules (sable, limon, détritits, ...) issues de l'orpaillage clandestin dans les zones aval du fleuve. Ces résultats corroborent ceux de Gourène *et al.* (2002) qui indiquent que la transparence est en général plus faible en aval qu'en amont des cours d'eau côtiers. De plus, la transparence des eaux du lit principal du fleuve est beaucoup plus élevée que celle des affluents. Sylvaine (2012) a indiqué

que les pollutions d'origine mécanique, liées au transport de matières en suspension, telles que celles observées sur les terrains miniers participent à l'augmentation de la turbidité. Il a également été indiqué par Hudson-Edwards (2001) que l'aspect plus ou moins trouble de l'eau près des terrains miniers serait fortement lié aux eaux de drainage qui affectent inévitablement les plaines d'inondations avoisinantes, les sédiments et les eaux de surfaces.

Les valeurs de pH mesurées dans le bassin supérieur du Cavally s'échelonnent entre 6,3 et 10,9, pour une moyenne de $7,57 \pm 0,83$. Pour la présente étude, une variation spatio-temporelle est observée entre les affluents et le lit principal. Ce paramètre évolue également plus ou moins selon les saisons. Les résultats obtenus suggèrent que la majorité des stations d'étude présentent des eaux de tendance neutre à légèrement basiques. Ces résultats sont en cohérence avec ceux de Diomandé *et al.* (2019) sur la rivière Memo du même bassin que celui de notre étude et de Mary (1999) dans le bassin versant minier de la Nouvelle Calédoniens. Cet aspect alcalin des eaux du bassin versant a été signalé dans plusieurs études dont Kouassi *et al.* (2012) ; Kouamé (2011) ; Kouamélan (1996). Ces valeurs élevées de pH peuvent être expliquées par la nature géologique des roches des bassins versants (influence des granites calco-alcalins, granitogneiss, roches basiques et ultrabasiqes) et par les teneurs importantes des eaux en Bicarbonates (Kouassi *et al.*, 2012 ; Jourda *et al.*, 2015). En effet Mounjid *et al.* (2014) attribuent l'alcalinité de ces eaux aux activités photosynthétiques importantes du phytoplancton et à la nature lithologique des terrains que ces eaux traversent (Dussart, 1966 ; Debyser, 1955). Certaines des stations présentent toutefois des valeurs de pH acide, fluctuant en fonction des périodes d'échantillonnage. En saison des pluies l'alcalinité des eaux est beaucoup prononcée de l'ordre de 8,5, alors qu'en saison sèche les valeurs moyennes de pH se situent autour de la neutralité 6,8 c'est-à-dire très proche de 7. Ces résultats sont contraires à ceux, obtenus par Mary (1999) au niveau du bassin minier de la Nouvelle Calédonie. La baisse du pH en saison sèche fait suite au rejet d'effluents de nature acide provenant de site d'orpaillage et de pêche artisanale, et qui sont déversés dans le cours principal du fleuve. Aussi, la faiblesse du courant pendant cette période favorise l'accumulation de matière organique végétale dans l'eau. La décomposition et la minéralisation de cette litière libère des acides organiques qui contribuent à la réduction du pH de l'eau (Yao *et al.*, 2009). Ces résultats concordent avec ceux relevés sur d'autres cours d'eau qui traversent les zones à activités anthropiques intenses (Slim *et al.*, 2000). Suivant les travaux de Falconbridge (2001) et Watson (1974) ont établi que les valeurs de pH proches de la neutralité à légèrement alcalin (entre 6,5 et 9,5) caractérisent les eaux naturelles où la vie aquatique se développe de manière optimale.

Par ailleurs, l'analyse des sels nutritifs et des métaux lourds tels que le mercure et l'arsenic révèlent que ces paramètres présentent des différences significatives entre les stations à l'exception du Cyanure. Les teneurs moyennes les plus élevées du Nitrate, de l'Orthophosphate, du Mercure et de l'Arsenic ont été obtenues dans les stations intermédiaires et dans le lit principal de la partie aval du fleuve. L'augmentation des teneurs du nitrate et des métaux lourds dans ces zones serait liée à l'effet cumulé des sources anthropiques et des processus naturels. Selon Dartois & Daboval (1999), les engrais chimiques tels que l'azote, le potassium et le phosphore exploités en agriculture ne sont pas entièrement utilisés par les végétaux cultivés. Une partie de ces éléments nutritifs est emportée vers les ruisseaux et rivières par ruissellement de surface. Les concentrations en nitrate et en orthophosphate du fleuve sont comprises respectivement entre 0,98 et 13,52 mg/L et entre 0,04 à 0,28 mg/L, ce qui n'excède pas la norme internationale OMS fixée à 50 mg/L pour le nitrate et celle en orthophosphate qui doit être inférieure à 5 mg/L (Norme OMS, 2008). Ces teneurs traduisent donc un faible apport en sels nutritifs du lessivage et du ruissellement des terres agricoles fertilisées vers les cours d'eaux et pourraient justifier la préférence des activités extraction de l'or au profit de l'agriculture dans cette zone. Ces valeurs sont semblables à celles relevées par Toto (2019) dans le même bassin. Quant aux métaux lourds en l'occurrence le mercure et l'arsenic, les valeurs sont respectivement comprises entre 0,0001 et 0,006 mg/Kg et de 0,005 à 31,9 mg/Kg. Les valeurs obtenues dans les différents secteurs du bassin hydrographique sont inférieures aux valeurs tolérantes admises à l'exception du secteur médian à proximité des zones minières et le cours principal de la partie aval où les concentrations sont au-dessus des valeurs guide de l'OMS pour les eaux de surface ; pour le mercure ($Hg < 0,001$ mg/Kg) et l'arsenic ($As < 0,01$ mg/Kg). Doffou (2019) avait également fait de telles constatations au niveau du bassin supérieur du fleuve Cavally. Ces valeurs relativement élevées dans le secteur minier du bassin supérieur du fleuve Cavally se justifient par le fait que les analyses ont été effectuées sur les sédiments prélevés dans le lit du cours d'eau et non dans la colonne d'eau. En effet, depuis les années 1940 et 1950, il existait d'intenses activités d'orpaillage dans la zone (Papon, 1973) et depuis l'implantation de l'industrie minière dans la zone dans les années 1990, l'orpaillage clandestin s'est développé avec des méthodes d'exploitation utilisant de plus en plus de produit chimique (Ettien, 2005). Ces métaux de masse atomique supérieure dits "lourds" tels que le plomb, l'arsenic, le mercure et le cadmium sont toxiques pour les organismes aquatiques même à l'état de traces et peuvent même entrer dans la chaîne trophique (Duhet, 1992).

3.2- COMPOSITION ET STRUCTURE DES COMMUNAUTES DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES DU BASSIN SUPERIEUR DU FLEUVE CAVALLY

3.2.1- Résultats

3.2.1.1- Analyse qualitative des communautés

3.2.1.1.1- Composition taxonomique globale

Le Tableau VII présente la composition taxonomique et les occurrences des communautés de macroinvertébrés benthiques recensées dans le bassin supérieur du fleuve Cavally. Au total, 112 taxons appartenant à 03 embranchements (Annélides, Mollusques et Arthropodes), 06 classes (Clitellates, Bivalves, Gastéropodes, Arachnides, Malacostracés et Insectes), 51 familles et 17 ordres ont été récoltés (Figure 40). Les Arthropodes sont les plus dominants avec 91 taxons (soit 81,25 % de la richesse totale). Ils sont suivis des Mollusques avec 15 taxons ; soit 13,39 % et les Annélides avec 06 taxons soit 5,36%.

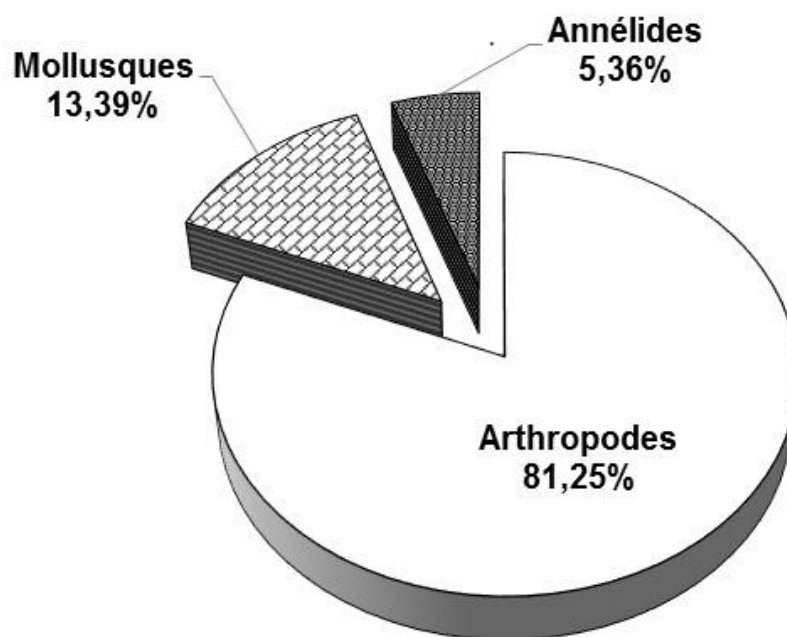


Figure 40 : Diversité taxonomique des embranchements de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

La classe qui renferme le plus grand nombre de taxons est celle des Insectes (87 taxons, soit 79,28 % des taxons inventoriés) qui comprend 7 ordres (soit 41,17 % des ordres recensés) et 38 familles (soit 74,51% des familles inventoriées). Parmi ces 07 ordres, celui des Hémiptères est le plus

diversifié avec 11 familles (soit 21,56 % des familles) et 22 taxons (soit 19,64% des taxons), suivi des Odonates avec 5 familles et 19 taxons, des Diptères (9 familles et 17 taxons) et des Coléoptères (5 familles et 17 taxons). Les ordres des Ephéméroptères et des Trichoptères sont respectivement représentés par 4 familles (7 taxons) et 3 familles (5 taxons). Quant aux Lépidoptères, ils sont constitués d'un taxon appartenant à une famille (Figure 42A).

La deuxième classe la mieux représenté est celui des Gastéropodes, comprenant 13 taxons (soit 11,71 % des taxons inventoriés) répartis en 2 ordres (Basommatophores, Ceanogastéropodes,) et 4 familles (Ancyliidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Thiaridae). Dans ce groupe, les Basommatophores sont les mieux représentés avec 3 familles (Ancyliidae, Lymnaeidae, Planorbidae) et 10 taxons. Ensuite, suivent les Ceanogastéropodes constitués d'une famille (Thiaridae) et de 3 taxons (*Cleopatra* sp., *Melanoides tuberculata* et *Potadoma* sp.). Les Veneroïde et les Eulamellibranche sont tous deux respectivement composés d'une famille (Sphaeriidae et Corbulidae) et d'un taxon (*Pissidium punctifera* et *Corbula* sp.) chacun. Les familles de Gastéropodes présentant le plus de taxons sont celles des Planorbidae et des Thiaridae avec respectivement 8 et 3 taxons (Figure 42B).

La classe des Clitellates est constituée de 2 ordres (Haplotaxida, Rhynchobdellida), 3 familles (Tubificidae, Glossiphonidae, Salifidae) et 6 taxons (Oligochètes, *Potamothrix*, *Glossiphonia* sp., *Helobdella* sp., *Barbonia weberi*, Salifidae) soit 5,41 % des taxons inventoriés. Les taxons observés appartiennent dans leur grande majorité à la famille des Glossiphonidae et des Salifidae avec 2 taxons chacune.

Les Malacostracés, quant à eux, sont représentés par deux taxons (soit 1,80 % des taxons inventoriés), *Caridina* sp. et *Macrobrachium vollenhovenii* appartenant respectivement à la famille des Atyidae, Palaemonidae et à l'ordre des Décapodes. Les autres classes restants (Araneae et Trombidiformes) sont respectivement représentés par une famille (Tetragnathidae et Hydrachnidae) et un taxon (*Tetragnatha* sp. et *Hydracarien*) chacun (soit 2 % des taxons inventoriés) (Figure 41).

Dans l'ensemble, la famille des Libellulidae compte le plus grand nombre de taxons (10) suivie des Planorbidae (8 taxons), des Chironomidae (7 taxons), des Gerridae (6 taxons), des Dytiscidae (6 taxons), des Hydrophilidae (5 taxons), des Gyrinidae (4 taxons), des Gomphidae (4 taxons) et des Veliidae (4 taxons). Les autres familles sont peu diversifiées avec au plus 3 taxons. Par ailleurs, 29 familles ont été observées avec chacune un seul taxon.

Les Trichoptères et les Ephéméroptères qui sont généralement cités parmi les groupes sensibles à la pollution totalisent 11 taxons, soit 9,82 % de la richesse taxonomique, tandis que les Chironomidae et les Mollusques considérés comme des groupes tolérants à la pollution

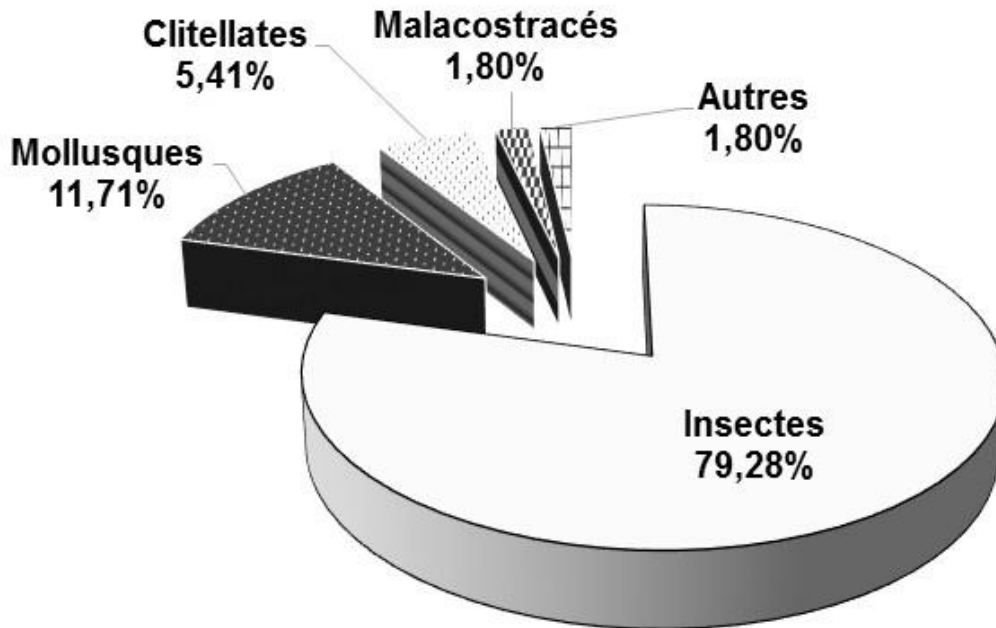


Figure 41 : Diversité taxonomique des des principales classes de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Dans l'ensemble, la famille des Libellulidae compte le plus grand nombre de taxons (10) suivie des Planorbidae (8 taxons), des Chironomidae (7 taxons), des Gerridae (6 taxons), des Dytiscidae (6 taxons), des Hydrophilidae (5 taxons), des Gyrinidae (4 taxons), des Gomphidae (4 taxons) et des Veliidae (4 taxons). Les autres familles sont peu diversifiées avec au plus 3 taxons. Par ailleurs, 29 familles ont été observées avec chacune un seul taxon.

Les Trichoptères et les Ephéméroptères qui sont généralement cités parmi les groupes sensibles à la pollution totalisent 11 taxons, soit 9,82 % de la richesse taxonomique, tandis que les Chironomidae et les Mollusques considérés comme des groupes tolérants à la pollution totalisent 22 taxons, soit 19,64 %. Il faut également signaler la présence des Tubificidae, Glossiphonidae, Salifidae qui sont des familles très polluotolérantes. Les taxons de ce groupe représentent 5,37 % de l'effectif total des taxons de macroinvertébrés. Il est à noter qu'aucun taxon de Plécoptère n'a été observé.

L'analyse de la composition spécifique du peuplement de la macrofaune benthique récoltée dans le bassin du Cavally, indique que 26 taxons ont été observés dans toutes les parties du fleuve d'amont en aval. La partie médiane du cours d'eau présente la plus grande richesse taxonomique avec un total de 89 taxons. Ces taxons sont répartis en 47 familles et 17 ordres. Ensuite, vient la partie amont qui héberge 71 taxons appartenant à 35 familles et 12 ordres. Enfin, la plus faible

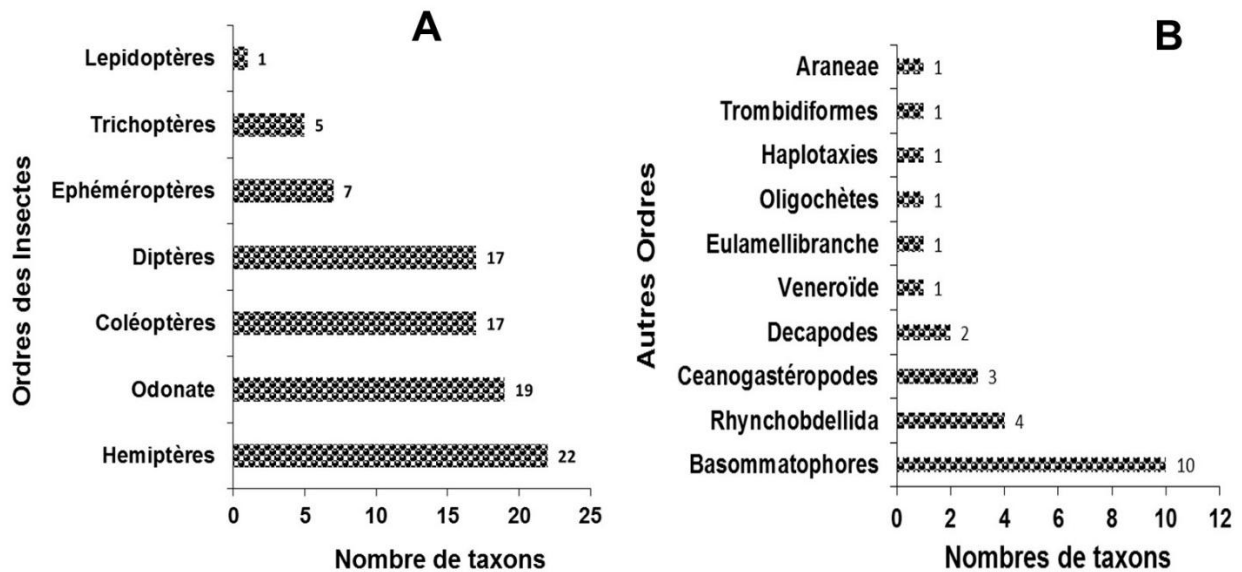


Figure 42 : Diversité taxonomique des Ordres des Insectes (A), Autres Ordres (B) de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

richesse taxonomique est enregistrée en aval de la section du fleuve où 42 taxons provenant de 26 familles et 11 ordres ont été récoltés. Parmi les taxons observés, 17 taxons sont exclusivement rencontrés dans la partie amont, 30 dans la partie intermédiaire (médiane) et 3 dans la zone aval (*Parazyxomma flavicans* ; *Elassoneuria* sp. et *Eriopterini* sp.) du cours d'eau.

Concernant la répartition des taxons entre les affluents et le lit principal, on recense 84 taxons appartenant à 46 familles et 14 ordres au niveau des affluents et 96 taxons regroupés en 47 familles et 17 ordres dans le lit principal du Cavally. On note que tous les taxons des affluents ont été retrouvés dans le lit principal du fleuve.

Au niveau des stations, aucun taxon n'est commun à toutes les stations étudiées. Seul 12 taxons sont présents dans plus de la moitié des stations échantillonnées. Il s'agit de *Libellula*, *Anisops* sp., *Limnogonus* sp., *Diplonychus* sp., *Chironominae*, *Aulonogyrus* sp., *Indoplanorbis exustus*, *Ranatra* sp., *Eurytra* sp., *Hyphydrus* sp., *Orectogyrus* sp. et des Oligochètes. En outre, plus de la moitié des taxons sont présent dans moins de 10 % des stations.

53 taxons issus de 29 familles et 10 ordres sont recensés en amont dans le lit principal (Cpa) du fleuve. 9 taxons sont spécifiques à cette zone. Dans les affluents de cette partie amont (Afa), ce sont 44 taxons regroupés en 26 familles et 12 ordres qui sont répertoriés. Les taxons *Helobdella* sp., *Barbonia Weberi*, *Bulinus natalensis*, *Bullinus* sp., *Elmis* sp., *Gerris* sp., *Rhagovelia* sp., *Olpogastra* sp. ne sont relevés qu'à ces stations.

Dans le lit principal de la partie médiane du fleuve (Cpm), 67 taxons sont collectés. Ces taxons appartiennent à 39 familles et 13 ordres. 6 taxons (*Glossiphonia* sp., *Physa turriculata*, *Hydrocanthus micans*, *Neptosternus* sp., *Tipula* sp., *Urothemis* sp.) ne sont rencontrés qu'à ces stations. Dans les affluents (Afm) de cette même zone, 71 taxons regroupés en 47 familles et 17 ordres sont répertoriés. 14 taxons sont inféodés à ces stations.

En aval du fleuve, notamment dans le lit principal (Cpi), on dénombre 28 taxons classés en 17 familles et 10 ordres. *Elassoneuria* sp. est collecté uniquement à ces stations. Quant aux affluents en aval (Afi), ils sont riches de 35 taxons appartenant à 22 familles et 10 ordres. Il importe de noter qu'aucun taxon n'est exclusif aux stations des affluents en aval (Tableau VII).

La figure 43 indique les proportions en termes de nombre de taxons des différents ordres de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations prospectées. L'ordre des Hémiptères est le plus repartis dans toutes les stations à l'exception de 5 stations (S2, S5, S6, S12 et S19) dans lesquelles elle présente des proportions inférieures à 25 %. Dans les stations S2 et S19, les Coléoptères sont les représentés avec respectivement 35 % et 30 % de la richesse taxonomique. Les Basommatophores et les Diptères sont respectivement dominants dans les stations S5 (35 %) et S12 (20 %). Enfin les autres ordres sont plus représentés à la station S6 avec 25 % de la richesse taxonomique.

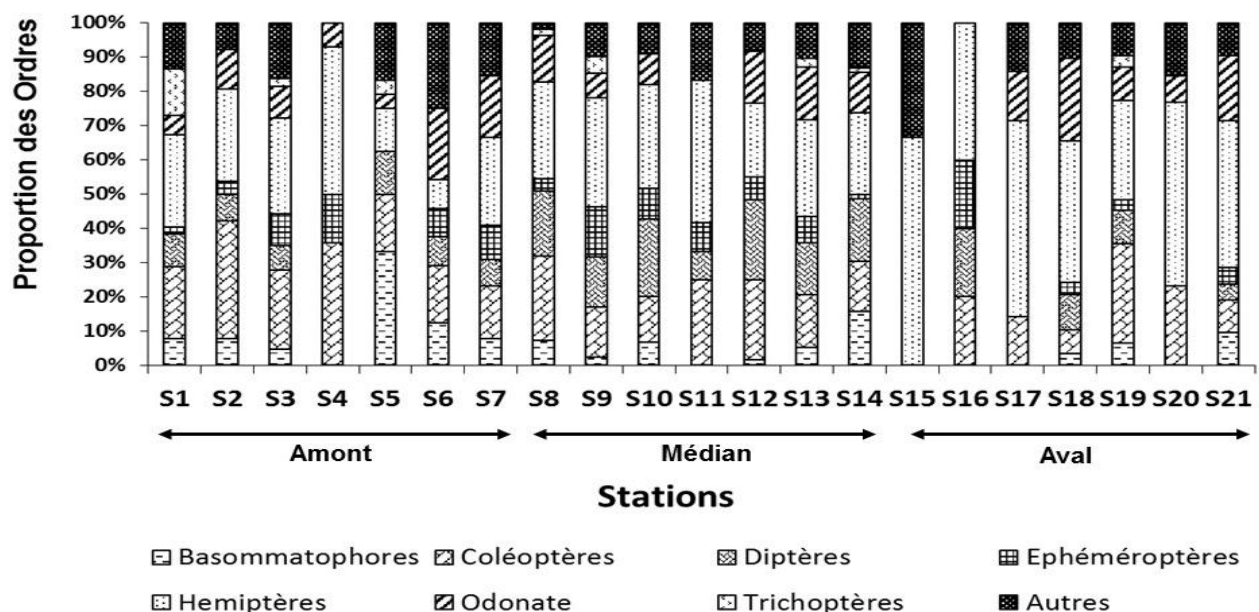


Figure 43 : Proportions en termes de nombre de taxons des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations prospectées dans le bassin du Cavally de mai 2015 à avril 2016.

S1 à S21 = stations ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

Tableau VII : Composition et occurrence des taxons de macroinvertébrés benthiques dans les différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Classes	Ordre	Famille	Taxons	Acr	Amont			Médian			Aval																
					Cpa			Afa			Cpm			Afm			Cpi			Afi							
					S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21		
Arachnides	Araneae	Tetragnathidae	<i>Tetragnatha</i> sp.	Tet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	**	-	-	-	**	-	-	-		
	Trombidiformes	Hydrachnidae	<i>Hydracarien</i>	Hya	-	-	-	-	-	-	-	-	*	**	-	**	-	***	-	-	-	-	**	-	-		
Clitellates	Haplotaxides	-	-	Oli	***	-	*	-	-	**	-	*	**	**	**	-	*	**	**	**	-	-	-	-	**		
		Tubificidae	<i>Potamothrix</i>	Poh	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	
	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia</i> sp.	Glo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		Salifidae	<i>Barbonia Weberi</i> <i>Salifidae</i>	Baw Sal	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Malacostracés	Décapodes	Atyidae	<i>Caridina</i> sp.	Ats	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	**	-	-	***	**	***	**	**		
		Palaemonidae	<i>Macrobrachium vollenhovenii</i>	Mav	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	**	-	**	-	
Gastéropodes	Basommatophores	Ancylidae	<i>Ferrissia fontinalis</i>	Fef	*	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-		
		Lymnaeidae	<i>Lymnaea peregra</i>	Lyp	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	**	-	-	
		Planorbidae	<i>Afrogyrus</i> sp.	Afr	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Biomphalaria pfeifferi</i>	Bip	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-
			<i>Bulinus forskali</i>	Buf	-	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	*	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Bulinus natalensis</i>	Bun	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Bulinus truncatus</i>	But	-	-	*	-	-	-	-	-	-	**	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Bullinus</i> sp.	Bul	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Indoplanorbis exustus</i>	Ine	**	**	*	-	-	***	**	**	**	*	-	*	-	*	*	**	-	-	-	**	-	-	***
		<i>Physa turriculata</i>	Phy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cénogastéropodes	Thiaridae	<i>Cleopatra</i> sp.	Cle	-	-	*	-	-	**	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		<i>Melanoides tuberculata</i>	Met	**	**	***	-	-	***	***	**	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Potadoma</i> sp.	Pot	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

* = taxon accidentel ; ** = taxon accessoires ; *** = taxon constants ; - = taxons absents ; Acr = Acronyme.

Tableau VII (suite)

Classes	Ordre	Famille	Taxons	Acr	Amont							Médian						Aval							
					Cpa				Afa			Cpm				Afm		Cpi				Afi			
					S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21
Bivalves	Veneroïde	Sphaeriidae	<i>Pissidium punctifera</i>	Pip	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	
	Eulamellibranche	Corbulidae	<i>Corbula</i> sp.	Cor	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	
Insectes	Coléoptères	Dytiscidae	<i>Bidesus</i> sp.	Bid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	
			<i>Hydaticus</i> sp.	Hyd	-	**	*	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Hydrocanthus micans</i>	Hym	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Hyphydrus</i> sp.	Hyp	*	-	*	**	-	-	-	*	*	**	**	**	**	**	**	**	-	-	**	-	-
			<i>Laccophilus</i> sp.	Lac	-	**	*	**	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-
			<i>Neptosternus</i> sp.	Nep	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Coléoptères	Elmidae	<i>Elmis</i> sp.	Elm	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			<i>Potamodytes</i>	Pod	**	**	**	-	-	**	-	*	-	*	-	*	*	-	-	-	**	-	-	-	
		Gyrinidae	<i>Aulonogyrus</i> sp.	Aul	-	**	**	-	-	-	**	-	**	**	-	-	-	**	-	-	**	**	-	**	
			<i>Dineutus</i> sp.	Din	-	**	-	-	**	**	-	**	*	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	
	<i>Orectogyrus</i> sp.		Ore	**	**	*	**	**	**	*	-	-	**	-	-	-	-	-	**	**	**	**	**		
	Insectes	Hydraenidae	<i>Hydraena borbonica</i>	Hyb	-	-	-	-	**	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		Hydrophilidae	<i>Amphiops</i> sp.	Amp	-	-	*	-	**	-	-	-	-	*	-	**	-	**	-	-	-	**	**	-	
			<i>Coelestoma</i> sp.	Coe	-	**	-	-	-	-	-	*	-	*	-	**	-	-	-	-	-	**	**	-	
<i>Enochrus</i> sp.			Eno	-	-	-	-	-	-	-	*	*	**	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Hydrophilus</i> sp.			Hyl	**	-	-	-	-	-	-	**	**	*	-	**	*	-	-	-	-	**	-	-		
<i>Laccobius</i> sp.		Lab	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	**	-	-	-	-	-	-			
Diptères	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	Bez	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-			
		<i>Ceratopogon</i> sp.	Cer	-	**	-	-	-	-	-	*	*	-	-	**	**	**	-	-	-	-	-	-		
	Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp.	Cha	-	**	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	Chironomidae	<i>Ablabesmyia pietipes</i>	Abp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-			
		<i>Chironominae</i>	Chi	**	-	**	-	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	-		
<i>Cricotopus</i> sp.		Cri	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-				
<i>Cryptochironomus</i> sp.	Cry	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-					

* = taxon accidentel ; ** = taxon accessoires ; *** = taxon constants ; - = taxons absents ; Acr = Acronyme.

Tableau VII (suite)

Classes	Ordre	Famille	Taxons	Acr	Amont							Médian						Aval								
					Cpa				Afa			Cpm				Afm		Cpi				Afi				
					S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21	
Diptères	Chironomidae	<i>Orthoclaadiinae</i>	<i>Oth</i>	-	-	-	-	-	-	-	**	-	*	-	*	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	
		<i>Polydillum Fuscipenne</i>	<i>Pol</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Tanypodinae</i>	<i>Tan</i>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-
	Culicidae	<i>Aedes</i> sp.	<i>Aed</i>	-	-	-	-	**	-	-	*	-	*	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-
		<i>Culex</i> sp.	<i>Cul</i>	-	-	-	-	-	-	-	*	-	**	-	***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Limoniidae	<i>Eriopterini</i> sp.	<i>Eri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	**	
	Psychodidae	<i>Psychodidae</i>	<i>Psy</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Simuliidae	<i>Simulium</i>	<i>Sim</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.	<i>Tab</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	
	Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.	<i>Tip</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Insectes	Baetidae	<i>Afrobaetodes reitteri</i>	<i>Afe</i>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		<i>Baetis</i> sp.	<i>Bae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Centroptilum</i> sp.	<i>Cen</i>	-	-	-	-	-	**	**	***	**	**	**	**	***	*	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ephéméroptères	<i>Adenophlebiodes</i> sp.	<i>Aden</i>	-	-	*	**	-	**	**	*	*	**	-	-	*	-	-	-	-	-	-	**	-	-	
		<i>Leptophlebiide</i>	<i>Lep</i>	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Pelocarantha titan</i>	<i>Pet</i>	-	**	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	**	
	Oligoneuriidae	<i>Elassoneuria</i> sp.	<i>Ela</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-		
	Belostomidae	<i>Diplonychus</i> sp.	<i>Dip</i>	*	-	***	**	-	**	**	***	**	*	-	-	*	***	**	***	**	***	-	-	**	-	
	Corixidae	<i>Micronecta</i> sp.	<i>Mic</i>	*	-	-	-	-	-	-	**	-	*	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Stenocorixa protusa</i>	<i>Stp</i>	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gerridae	<i>Edrymetropsis carayoni</i>	<i>Edc</i>	*	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	<i>Eurymetra</i> sp.	<i>Eur</i>	*	**	**	**	**	-	-	*	*	*	-	-	**	**	-	***	-	**	-	-	-	-		
	<i>Gerris</i> sp.	<i>Ger</i>	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	<i>Gerrisella</i> sp.	<i>Gei</i>	-	-	-	**	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	<i>Limnogonus</i> sp.	<i>Lim</i>	*	***	**	**	-	**	**	***	**	***	***	**	*	***	**	***	**	***	***	***	***	***	***	

* = taxon accidentel ; ** = taxon accessoires ; *** = taxon constants ; - = taxons absents ; Acr = Acronyme.

Tableau VII (suite)

Classes	Ordre	Famille	Taxons	Acr	Amont							Médian						Aval							
					Cpa				Afa			Cpm				Afm		Cpi				Afi			
					S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21
Hémiptères		Gerridae	<i>Rhagadotarsus hutchinsoni</i>	Rhh	**	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	***	***	-	-	***	
		Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	Hyr	-	**	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	*	**	-	-	-	-	-	**	-
		Naucoridae	<i>Laccoris</i> sp.	Lao	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			<i>Naucoris</i> sp.	Nau	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-
		Nepidae	<i>Laccotrephes ater</i>	Laa	-	-	-	**	-	-	-	*	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-
		Notonectidae	<i>Anisops</i> sp.	Ani	*	***	**	-	**	-	**	***	*	***	-	**	*	***	-	-	***	***	***	**	***
			<i>Notonectidae</i>	Not	*	-	-	-	**	-	-	-	*	*	**	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
		Pleidae	<i>Plea</i> sp.	Ple	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Ranatridae	<i>Ranatra</i> sp.	Ran	-	-	-	-	-	-	-	**	*	*	-	*	-	**	-	-	***	**	**	***	**
		Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	Mir	**	**	*	-	-	-	*	-	-	-	-	*	*	**	-	-	-	**	-	**	**
	<i>Rhagovelia infernalis</i>		Rhi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Rhagovelia reitteri</i>		Rhr	**	-	*	-	-	-	-	-	*	*	***	-	*	**	-	-	-	**	-	**	-	
	<i>Rhagovelia</i> sp.		Rha	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Insectes	Lepidoptères	Pyralidae	<i>Pyralidae</i>	Pyr	*	**	*	-	-	-	*	-	-	**	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Aeshnidae	<i>Anax imperator</i>	Ana	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Coenagrionidae	<i>Ceriagrion</i> sp.	Cei	*	-	-	-	-	-	-	**	-	*	-	**	-	-	-	-	**	-	**	-	-	
		<i>Pseudagrion punctum</i>	Psp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	**	-	-	-	-	-	-	-	
	Coenagrionidae	<i>Pseudagrion</i> sp.	Pse	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	*	-	**	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Phyllomacromia</i> sp.	Phy	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	
	Odonates	<i>Ictinogomphus</i> sp.	Ict	-	-	-	-	-	**	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Microgomphus</i> sp.	Moi	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		Gomphidae	<i>Neurogomphus</i> sp.	Neu	-	**	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	***	-	-	**	-
			<i>Phyllogomphus aethiops</i>	Pha	-	**	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	**	-	-	-
	Libellulidae	<i>Bradinopyga strachani</i>	Brs	-	-	-	-	**	**	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Crocothemis</i> sp.	Cro	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	*	*	**	-	-	-	-	-	-	-	

* = taxon accidentel ; ** = taxon accessoires ; *** = taxon constants ; - = taxons absents ; Acr = Acronyme.

Tableau VII (suite et fin)

Classes	Ordre	Famille	Taxons	Acr	Amont							Médian						Aval										
					Cpa				Afa			Cpm				Afm		Cpi				Afi						
					S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21			
Insectes	Odonate	Libellulidae	<i>Libellula</i>	Lib	*	**	*	**	-	***	*	***	*	**	-	***	*	***	-	-	-	**	***	-	**			
			<i>Olpogastra</i> sp.	Olp	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			<i>Orthetrum</i> sp.	Ort	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	***	-	-	-	-	-	
			<i>Parazyxomma flavicans</i>	Paf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	**	
			<i>Trithemis annulata</i>	Tra	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			<i>Urothemis</i> sp.	Uro	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			<i>Zygonyx</i> sp.	Zyg	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	
			<i>Zygonyx torridus</i>	Zyt	-	-	*	-	-	-	-	-	-	**	*	*	-	-	*	**	-	-	-	***	-	-	**	
					Hydropsychidae	<i>Hydropsychides</i>	Hyo	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-
					Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.	Hyt	*	-	*	-	-	-	-	*	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptères		Leptoceridae	<i>Leptocerus</i> sp.	Let	**	-	-	-	**	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-			
			<i>Parasetodes</i> sp.	Par	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		Philopotamidae	<i>Philopotamus</i> sp.	Phi	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Nombre total de taxons par station					31	21	25	11	17	18	27	40	27	47	10	33	29	43	3	5	7	21	22	12	16			
Nombre total de taxons par type de milieu					53				44			67				71		28				35						
Nombre total de taxons par gradient					71							89						42										
Nombre total de taxons					112																							

* = taxon accidentel ; ** = taxon accessoires ; *** = taxon constants ; - = taxons absents ; Acr = Acronyme.

3.2.1.1.2- Occurrence des taxons de macroinvertébrés benthiques

La classification des taxons en fonction de leur fréquence d'apparition dans les différentes stations d'études a permis de les regrouper en trois catégories : les taxons constants, les taxons accessoires et les taxons accidentels (cf Tableau VII). Les stations S16 et S17 ont enregistré les plus grands pourcentages de taxons constants (100 % chacune) alors qu'elles n'ont enregistrées aucun taxon accidentel. De même, les stations S4, S5, S6 et l'ensemble des stations de la partie aval n'ont enregistrées aucun taxon accidentel. Les stations S15 et S9 n'ont enregistré aucun taxon constant alors que cette dernière station présente avec la station S13 les pourcentages les plus élevés de taxons accidentels (respectivement 78 % et 86 %). En revanche, la station S15 compte le taux le plus élevé de taxons accessoires (100 %) tandis que cette catégorie est la plus faiblement représentée au niveau des stations S16 et S17.

L'analyse des occurrences selon le gradient longitudinal montre que 26 taxons sont présents dans toutes les parties du continuum fluvial d'amont en aval. Parmi ces taxons, 8 semblent ubiquistes. Il s'agit de *Libellula* sp, *Anisops* sp., *Limnogonus* sp., *Diplonychus* sp., *Chironominae*, *Aulonogyrus* sp., *Indoplanorbis exustus* et des Oligochètes. Ces taxons dans leur grande majorité sont soit constants ou accessoires dans les prélèvements. Le tableau VIII présente les proportions des catégories de taxons définies sur la base de l'occurrence selon le gradient longitudinal. Dans les stations Afa, Cpi et Afi, la majorité des taxons sont accessoires. Par ailleurs, les taxons accidentels sont les plus prépondérants aux stations Cpm (68,5 %). Par contre dans le lit principal amont (Cpa) et les affluents du cours médian (Afm) aucune catégorie de taxons n'est dominante. Toutefois, les taxons accidentels sont les plus nombreux avec respectivement 45,5 % et 43,6 %.

Tableau VIII : Proportions (%) des catégories des taxons de macroinvertébrés benthiques définies sur la base de l'occurrence dans les différentes stations d'échantillonnage dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = stations ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval.

Catégories %	Amont				Moyen				Aval												
	Cpa		Afa		Cpm		Afm		Cpi		Afi										
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21
Taxons constants	13	19	16	9	29	28	4	18	0	6	20	12	3	33	0	100	100	19	27	8	25
Taxons accessoires	26	81	20	91	71	72	37	20	22	21	80	30	10	67	100	0	0	81	73	92	75
Taxons accidentels	61	0	64	0	0	0	59	63	78	73	0	58	86	0	0	0	0	0	0	0	0

3.2.1.1.3- Structure trophique des communautés de macroinvertébrés benthiques

Les taxons de macroinvertébrés benthiques récoltés dans le bassin supérieur du fleuve Cavally ont été répartis en 5 groupes trophiques fonctionnels : prédateur, herbivores, collecteurs, détritivores et filtreurs (Figure 44). D'une manière générale, une nette dominance des prédateurs est observée dans la communauté benthique du bassin supérieur du Cavally. Ce groupe fonctionnel représente 65% de l'ensemble des taxons répertoriés. Il est suivi des herbivores (12 %), des collecteurs (11%) et des détritivores (8%). Les filtreurs ne représentent que 4 % de la richesse taxonomique. Pour l'ensemble des différentes parties du bassin supérieur du Cavally, les prédateurs sont les groupes trophiques dominants. Ce groupe trophique représente presque toujours au moins 65% du nombre total des taxons dans les saisons et ne dépasse jamais 15 % pour les herbivores, les détritivores, les collecteurs et les filtreurs. En outre, les proportions des herbivores et des détritivores baissent progressivement de l'amont vers l'aval, alors que celle des collecteurs augmente graduellement de l'amont vers l'aval. Les filtreurs sont les moins représentés à toutes les stations. Aucun taxon de filtreurs n'est présent dans la partie aval du fleuve (Figure 45). De même que la variation spatiale, la variation saisonnière des groupes trophiques est dominée par les prédateurs en saison sèche comme en saison pluvieuse. La plus forte et la plus faible richesse des groupes trophiques ont été observées pendant la saison des pluies respectivement dans le cours médian et en aval du fleuve (Figure 46).

En termes de pourcentage numérique globale, les prédateurs (52%) sont les groupes fonctionnels prédominants dans le peuplement étudié. Les collecteurs sont le deuxième groupe le mieux représenté (27%), mais d'autres groupes, tels que les détritivores (13 %) et les herbivores (8 %) sont relativement peu abondants, en particulier les filtreurs (0,002%) (Figure 47).

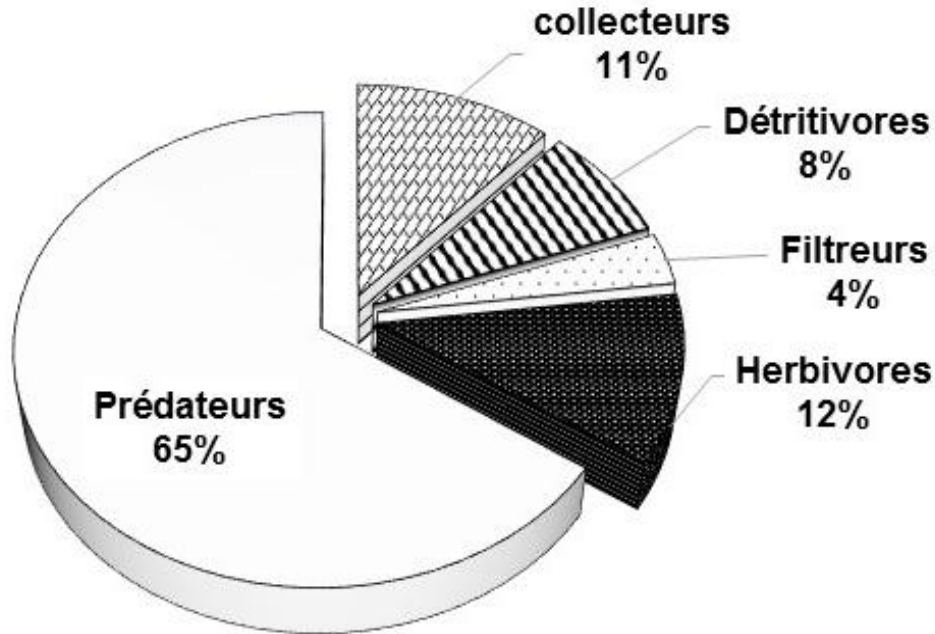


Figure 44 : Proportions globales en nombre de taxons des groupes trophiques fonctionnels de macroinvertébrés benthiques inventoriés dans le bassin supérieur fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

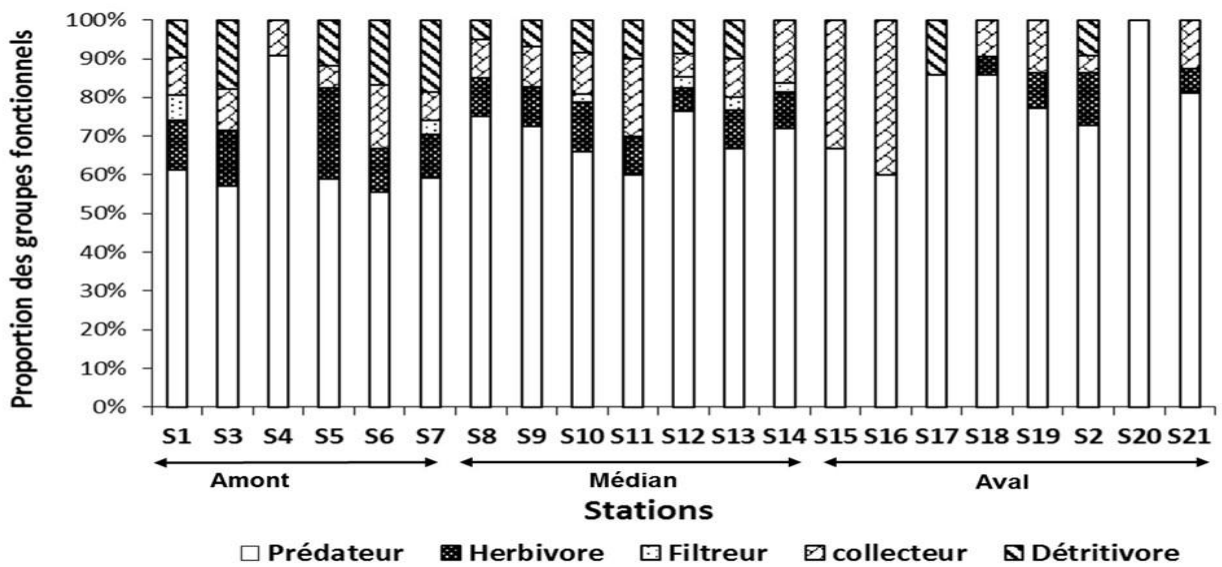


Figure 45 : Proportions en nombre de taxons des groupes trophiques fonctionnels de macroinvertébrés benthiques aquatiques échantillonnés aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016. S1 à S21 = stations.

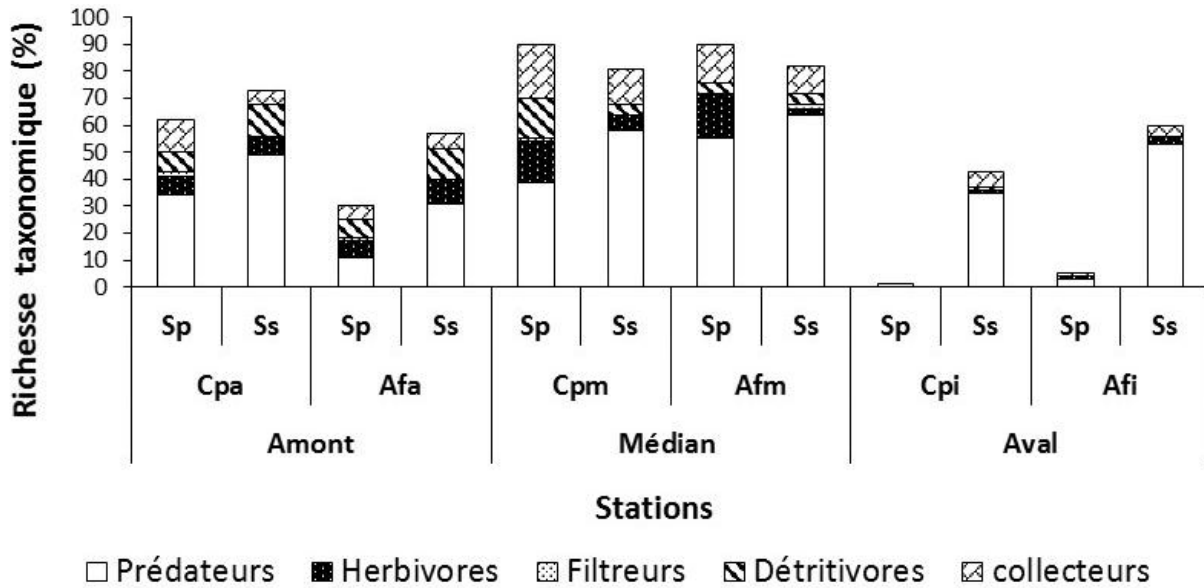


Figure 46 : Proportions en nombre de taxons des groupes trophiques fonctionnels de macroinvertébrés benthiques échantillonnés à chaque saison aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = stations ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval ; **Ss** = saison des pluies ; **Sp** = Saison sèche.

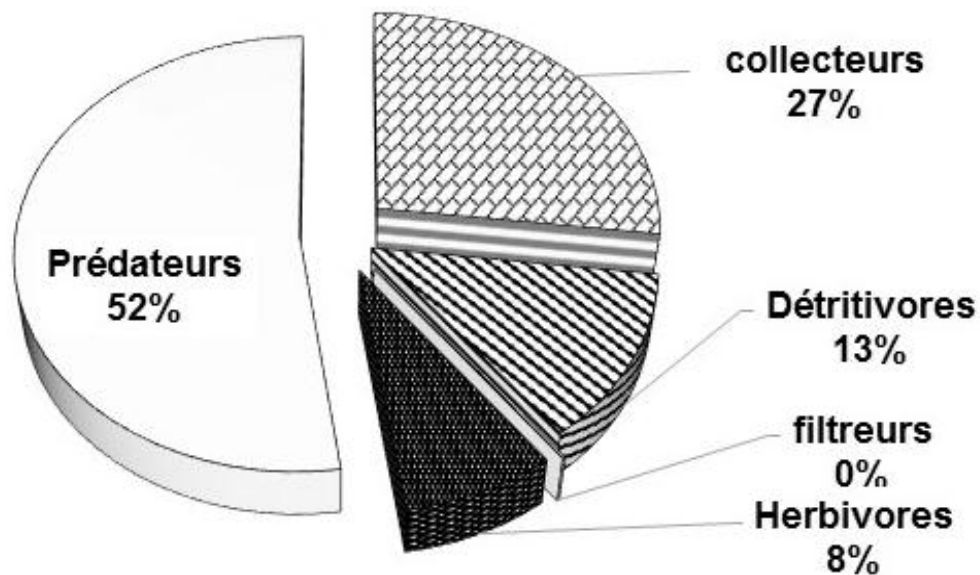


Figure 47 : Abondance relative globale des groupes fonctionnels trophiques de macroinvertébrés benthiques dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

La répartition spatio-temporelle des abondances des groupes trophiques est similaire à celle de leur distribution globale avec une abondance relative très importante des prédateurs dans toutes les stations du gradient amont-aval, à l'exception de certains affluents de la partie aval (stations S5, S6) et médiane (stations S9, S10, S13) où ils affichent des abondances moins importantes que celles des détritivores (50 %) et collecteurs (50 %) (Figure 48).

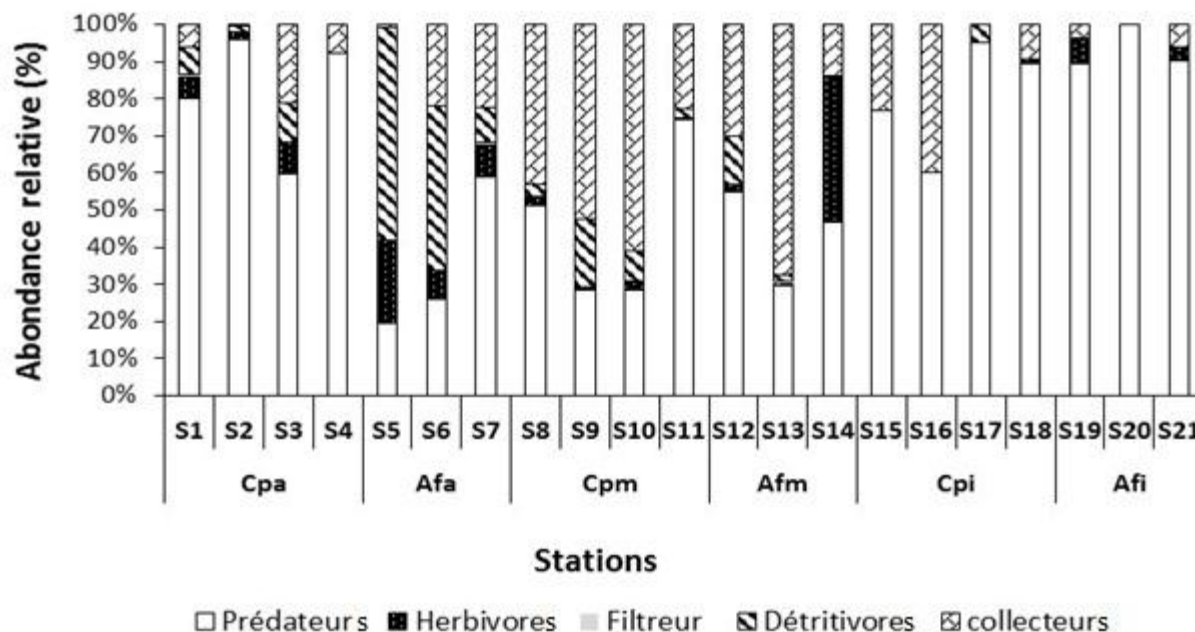


Figure 48 : Abondance relative des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Stations : **Cpa**= lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

L'évolution saisonnière des effectifs des groupes trophiques fonctionnels (Figure 49) indique dans l'ensemble une prédominance des prédateurs et des collecteurs dans toutes les parties du continuum fluvial (amont-aval) et à toutes les saisons. Exception faite des affluents de la partie amont du fleuve (Afa) où en saison sèche comme en saison des pluies, les prédateurs viennent en seconde position des groupes fonctionnels dominant les effectifs après les détritivores. Dans le cours médian (Cpm et Afm), ce sont les collecteurs qui dominent le peuplement pendant la saison des pluies. Par ailleurs, hors mis les affluents de la partie amont du fleuve (Afa) cités ci-dessus les filtreurs et dans une moindre mesure les détritivores semblent être le groupe trophiques

fonctionnels les moins représentés en terme de proportion numérique dans la majeure partie des stations du bassin supérieur du fleuve Cavally et ce à toutes les périodes.

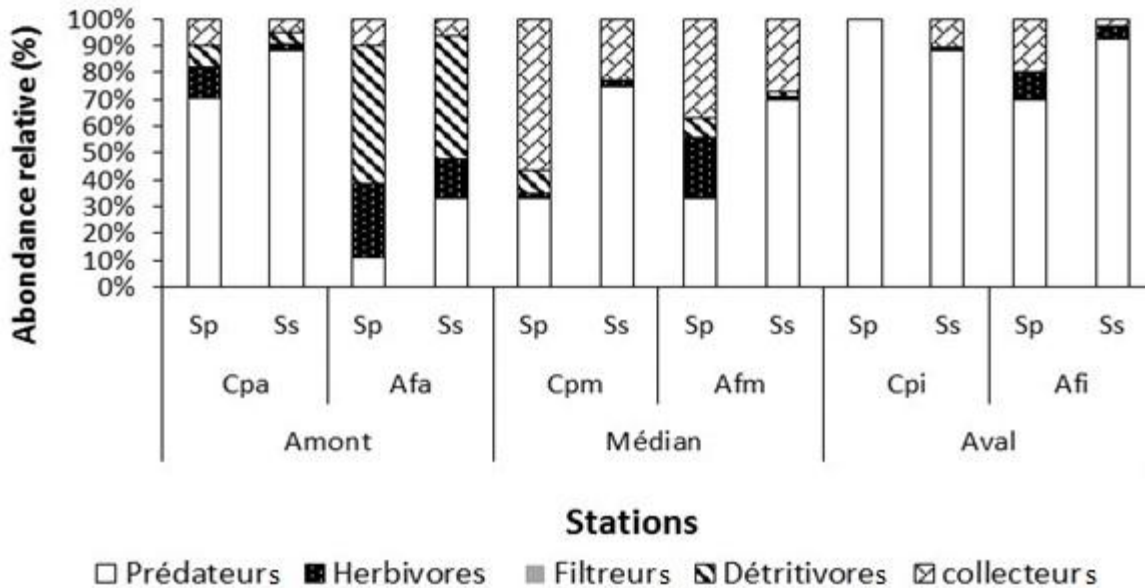


Figure 49 : Abondance relative des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques échantillonnés à chaque saison dans les différents secteurs du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Stations : **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval ; **Ss** = saison des pluies ; **Sp** = Saison sèche.

3.2.1.1.4- Variations spatiales de la richesse taxonomique

Les variations spatio-temporelles de la richesse taxonomique dans les différentes stations du fleuve sont illustrées par la figure 50. Dans le lit principal et les affluents de la partie amont, la richesse taxonomique varie respectivement de 1 taxons (S2 et S4) à 20 taxons (S1) et de 1 taxons (S5) à 17 taxons (S7). Au niveau du lit principal et des affluents du secteur médian, le nombre de taxons enregistré oscille respectivement entre 1 taxons (S11) et 68 taxons (S8) et entre 1 (S14) et 45 taxons (S14). La gamme de variations de cet indice se situe entre 1 (S15, S16, S17 et S18) et 24 taxons (S18) et entre 1 (S19, S20 et S21) et 22 (S19) respectivement dans le lit principal et les affluents de la partie aval. Le nombre de taxons ne varie pas de manière significative d'une station à l'autre dans la partie amont et aval. Par contre, elle varie significativement entre les stations du secteur médian (test de (test de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

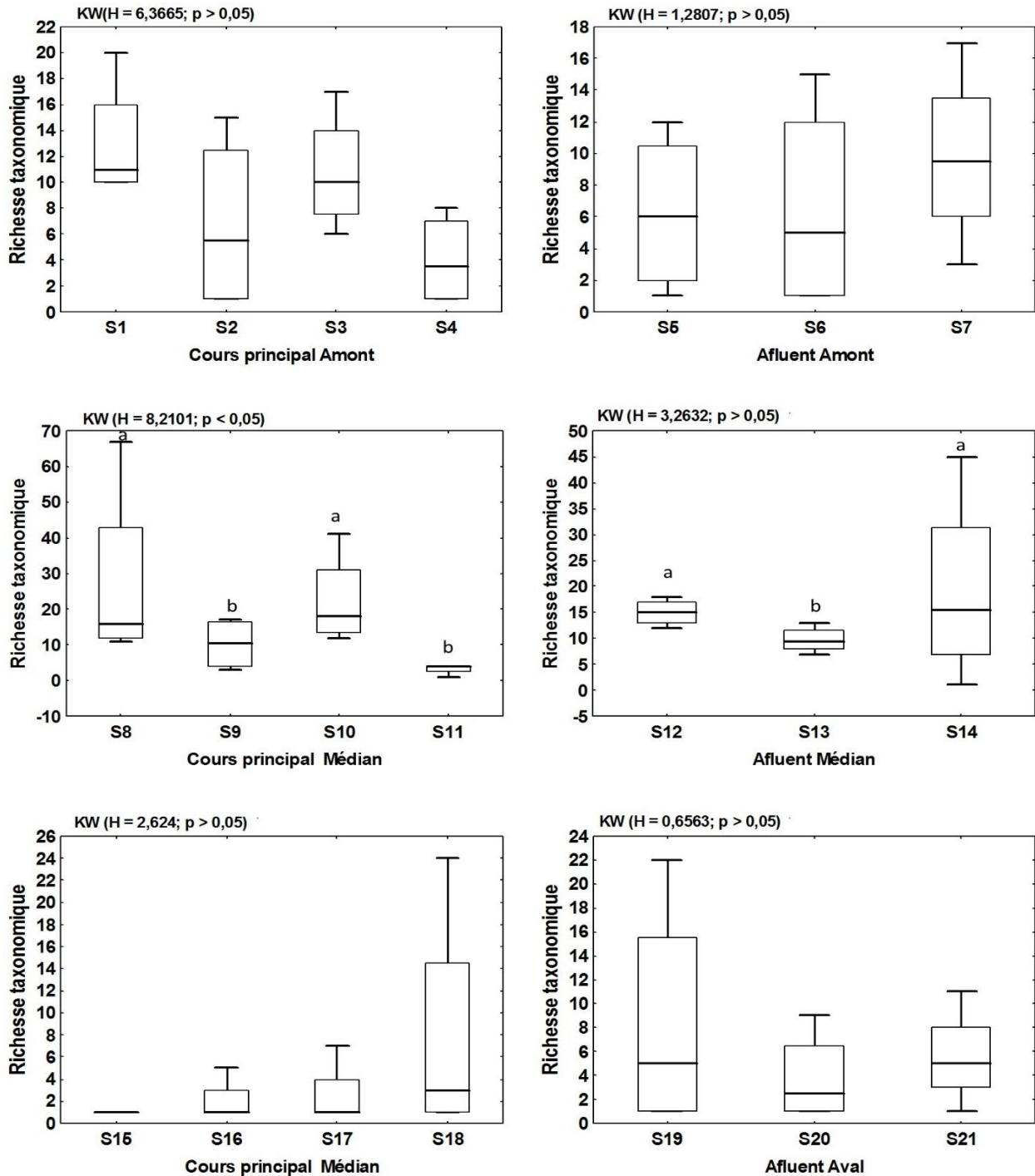


Figure 50 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = Stations ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval ; a, b = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

La figure 51 illustre les variations spatiales de la richesse taxonomique suivant les différents types de milieux étudiés. L'écart des variations de la richesse taxonomique est plus important dans le lit principal (22-68) et les affluents (21-66) de la section médiane tandis que les plus faibles écarts ont été obtenus dans le lit principal (respectivement 1-20 et 1-25) et les affluents (respectivement 1-18 et 1-22) de la partie amont et aval. Sur l'ensemble des milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally, la richesse taxonomique observée varie significativement d'un type de milieu à un autre et d'un secteur à un autre (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Les variations de la richesse taxonomique sont significatives entre la partie amont, médiane et la partie aval. Toutefois, les variations ne sont significatives entre la partie amont et médiane (test de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

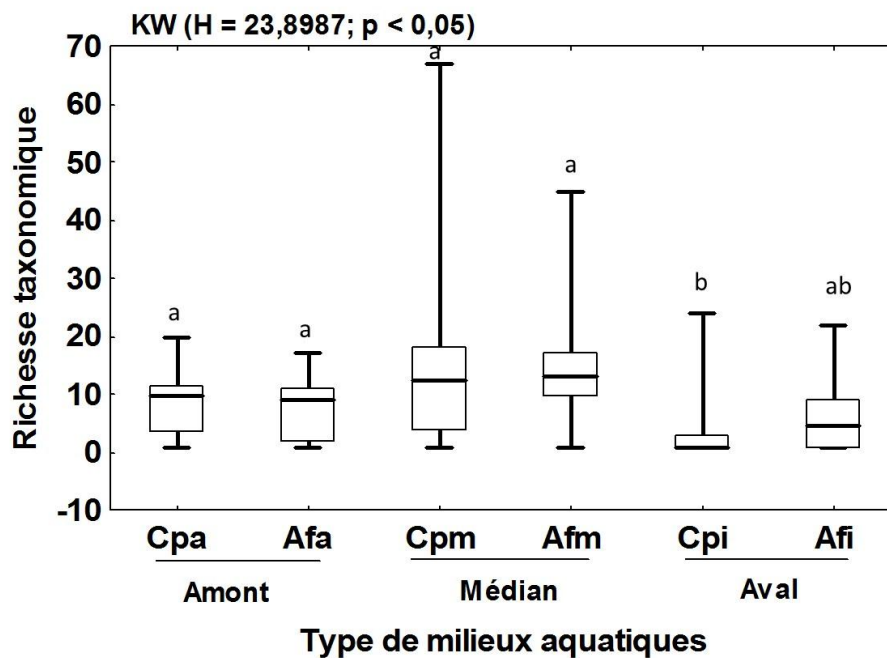


Figure 51 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques des différents types de milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.

Cpa = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval ; a, b = indiquent les différences observées au niveau des stations et des saisons, les milieux aquatiques ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW), p = seuil de significativité de 0,05.

3.2.1.1.5- Variations saisonnières de la richesse taxonomique

La figure 52 fait état des variations saisonnières de la richesse taxonomique. Au niveau le lit principal de la partie amont (Cpa), la plus faible valeur (5 taxons à la station S4) et la plus grande valeur (32 taxons à la station S1) de la richesse taxonomique sont respectivement obtenues en saison sèche et en saison des pluies. Dans les affluents de la partie amont (Afa), la plus faible valeur (8 taxons à la station S6) de la richesse taxonomique est enregistrée pendant la saison sèche, alors que la plus grande valeur (20 taxons à la station S7) est obtenue la pendant la saison des pluies. Dans le secteur médian, la richesse taxonomique est minimale (5 taxons à la station S11 et 18 taxons à la station S13) et maximale (80 taxons à la station S8 et 58 taxons à la station S14) respectivement dans le lit principal (Cpm) et les affluents (Afm) pendant la saison des pluies. Au niveau de la partie aval, le plus petit nombre de taxons est obtenu pendant la saison sèche dans le lit principal (1 taxons à la station S15) et pendant la saison des pluies dans les affluents (4 taxons à la station S20) tandis que le plus grand nombre est observé pendant la saison sèche dans le lit principal (24 taxons à la station S18) et les affluents (22 taxons à la station S19). Le nombre de taxons ne varie pas significativement d'une saison à une autre dans les différents secteurs du fleuve Cavally (test de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

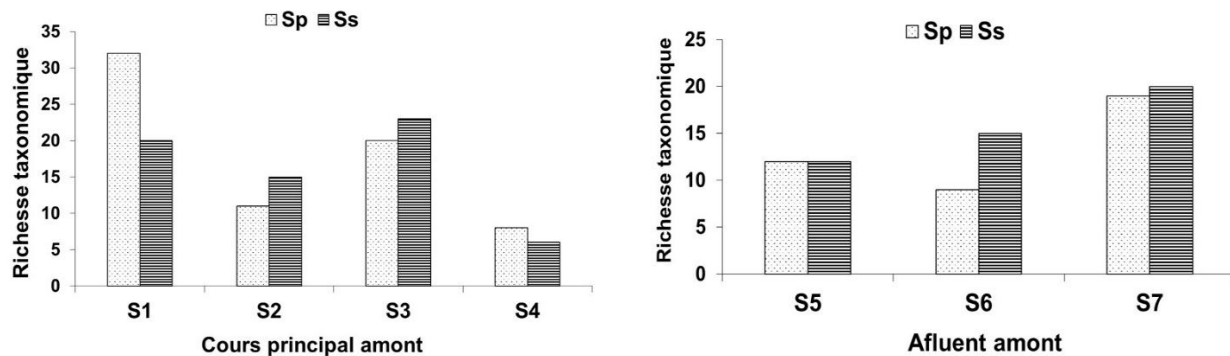


Figure 52 : Variations saisonnières de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques des différents types de milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.

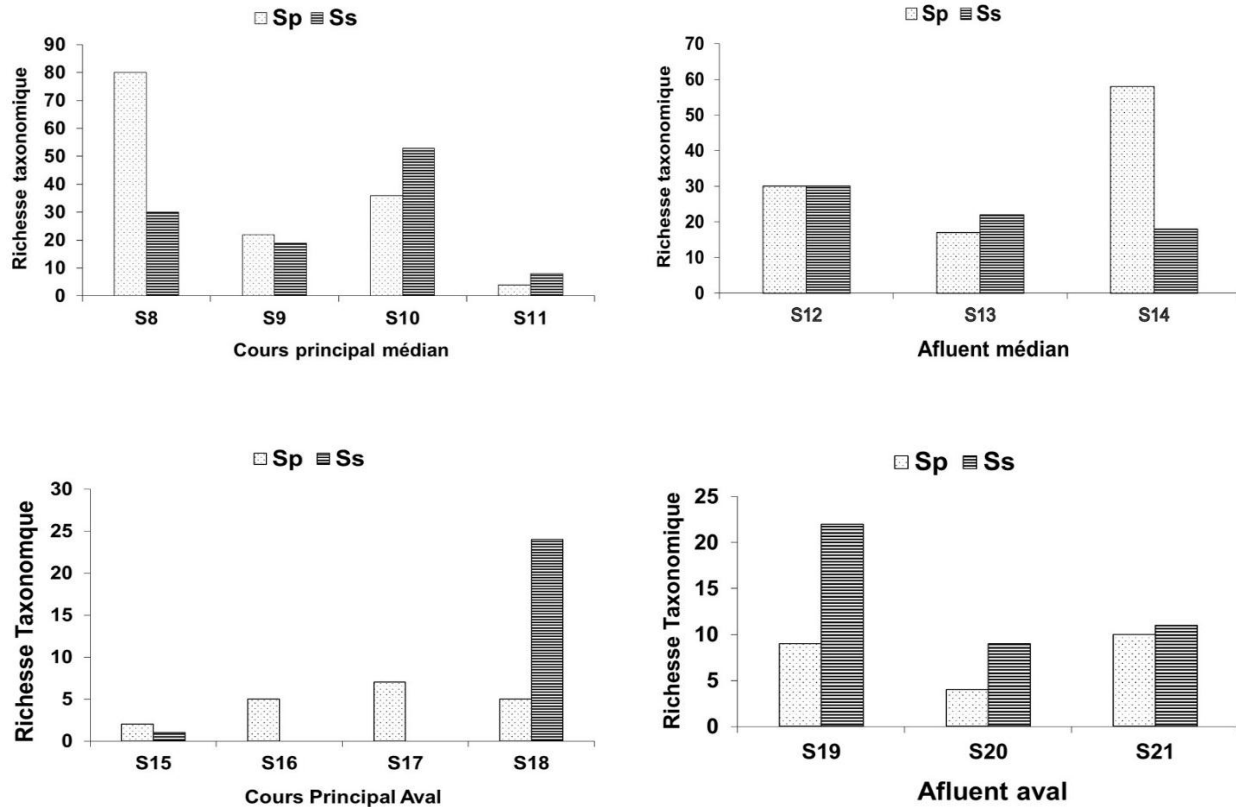


Figure 52 (suite et fin): Variations saisonnières de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques des différents types de milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016.

3.2.1.1.6- Similarité taxonomique entre les stations

L'indice de similarité de Jaccard (I) a été utilisé pour mesurer le degré de l'homogénéité du peuplement de macroinvertébrés entre les différentes stations suivant leur composition taxonomique sur la base de la présence/absence des taxons (Tableau IX).

L'analyse de la similarité taxonomique dans le bassin supérieur du fleuve Cavally révèle que les communautés benthiques des différents secteurs d'échantillonnage ont très peu de taxons en commun ($I \leq 0,5$). Toutefois, pour un même secteur d'échantillonnage le lit principal et les affluents présentent des niveaux de ressemblance taxonomique très proche.

Pour l'ensemble des secteurs, les valeurs de l'indice de similarité varient de 0,25 à 0,75. Le lit principal amont (Cpa) indique une similarité de 0,75 avec les affluents amont (Afa). Le lit principal (Cpm) et les affluents (Afm) du secteur médian indiquent une similarité de 0,75. Au niveau de la

partie aval, le lit principal (Cpi) et les affluents (Afi) présentent également une similarité de 0,67. En revanche, toutes les valeurs de la similarité de Jaccard entre les stations du lit principal de différents secteurs et avec les affluents d'autres secteurs sont inférieures à 0,5

Tableau IX : Résultats du test de similarité de Jaccard traduisant les similarités taxonomiques entre les différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016. Les résultats du test supérieurs ou égaux à 0,5% apparaissent en gras.

Secteur de cours d'eau	Cpa	Afa	Cpm	Afm	Cpi	Afi
Cpa	1					
Afa	0,75	1				
Cpm	0,49	0,48	1			
Afm	0,43	0,46	0,75	1		
Cpi	0,32	0,25	0,28	0,26	1	
Afi	0,41	0,37	0,42	0,36	0,67	1

3.2.1.1.7- Déterminisme de la richesse taxonomique

3.2.1.1.7.1- Profil de distribution des macroinvertébrés benthiques

La carte auto organisatrice de Kohonen SOM (Self-Organizing Map) a été utilisée pour analyser la matrice de présence/absence des taxons de macroinvertébrés benthiques du fleuve Cavally. Cette matrice a permis de classer 84 échantillons (4 campagnes x 21 stations). Sur la base des valeurs minimales des erreurs de quantification et de topographie (Tableau X), une carte de Kohonen de 64 cellules (8 lignes x 8 colonnes) a été retenue pour projeter les échantillons. Cette projection a permis d'obtenir une classification des échantillons qui prend en compte la distribution et la probabilité d'occurrence des macroinvertébrés benthiques dans les échantillons.

Tableau X : Différentes tailles de carte de Kohonen et les erreurs de quantification et de topographie correspondantes (la taille retenue est en gras).

Taille de la carte	Erreur de quantification	Erreur topographique
7*7 (49)	1,665	0,000
8*6 (48)	1,675	0,000
8*7 (56)	1,628	0,000
8*8 (64)	1,589	0,000
9*6 (54)	1,636	0,000
9*5 (45)	1,684	0,000

La figure 53A présente la classification hiérarchique des 64 cellules de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Ces cellules sont réparties en quatre groupes (I à IV) à la distance euclidienne 3 selon la méthode de Ward et la distance euclidienne. Les groupes sont illustrés par différents motifs sur la carte de Kohonen (Figure 53B). Chaque assemblage, représenté sur la carte de la figure 54 avec le même motif, regroupe les échantillons ayant des compositions spécifiques similaires. Le groupe I occupe la partie supérieure gauche de la carte et regroupe de façon significative les échantillons issus des stations du lit principal de la partie médiane (S9 et S11) et aval (S17 et S18) ainsi que les affluents de la partie aval (S20 et S21) du fleuve avec respectivement 27 %, 18 % et 27 % des échantillons de ce groupe (test G, $p < 0,05$). Le groupe II situé dans la partie inférieure gauche de la carte, rassemble essentiellement les échantillons des stations du lit principal de la partie amont (S2, S3, S4) et médiane (S8 et S10) et des affluents de la partie aval (S19 et S21) représentant respectivement 27 %, 18 % et 27 % des échantillons de ce groupe (test G, $p < 0,05$). En ce qui concerne le groupe III, il est dans la partie supérieure droite de la carte et est dominé significativement par les échantillons des stations du lit principal (S15, S16, S17 et S18) et des affluents (S19, S20 et S21) aval. Ce groupe réunit également 17 % et 14 % des échantillons provenant respectivement des stations du lit principal (S2, S3, S4) et des affluents amont (S5, S6, S7) de la partie amont. Enfin, le groupe IV logé dans la partie inférieure droite de la carte, renferme en majorité les prélèvements provenant respectivement des stations du lit principal (22 % et 30 %) et des affluents (19 % et 30 %) de la partie amont et médiane du fleuve (test G ; $p < 0,05$).

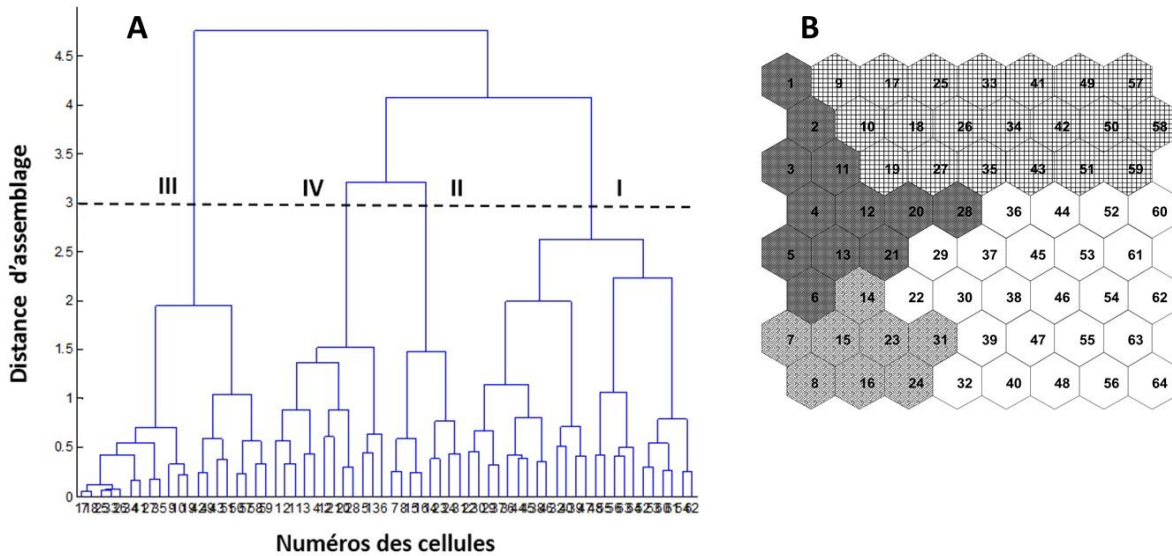


Figure 53 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM sur la base des taxons de macroinvertébrés benthiques.

A = classification hiérarchique des cellules de la carte de Kohonen avec la méthode Ward et la distance Euclidienne comme distance d'assemblage (les nombres [1 à 64] correspondent aux numéros de cellules de la carte de Kohonen ; les chiffres romains [I à IV] représentent les groupes retenus). B = Carte de Kohonen avec les cellules numérotées de 1 à 64.

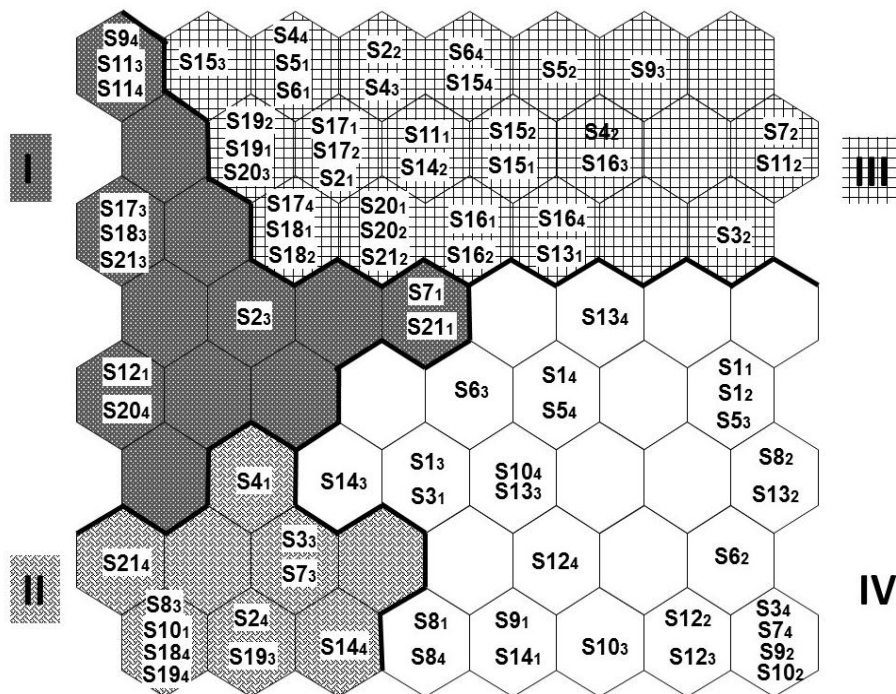


Figure 54 : Distribution des échantillons dans la SOM à partir des données de présence/absence de macroinvertébrés benthiques.

Les chiffres romains (I à IV) représentent les groupes définis ; S1 à S21 = stations d'échantillonnage ; les indices (1 à 4) : numéros des échantillons.

La figure 55 présente le profil de distribution de chaque taxon dans les groupes définis par la SOM. La répartition est faite à partir de l'analyse de la contribution de chacun des 112 taxons de macroinvertébrés benthiques dans chaque groupe. Les acronymes de la figure 56 sont définis dans le tableau VII à la page 100 La distribution des taxons dans les différents assemblages est résumée par le tableau XI. Cette distribution montre que les groupes I et II sont dominés par les Hémiptères avec respectivement 46,7 % et 31,6 % et les Odonates 20 % et 26,3 %. Le groupe III se distingue par la prépondérance des taxons de l'ordre des Coléoptères (33,3 %). La richesse taxonomique du groupe IV est dominée par les Diptères (16,7 %), les Coléoptères (15,3 %), Odonates (12,5 %) et Basommatophores (11,1 %). La plus forte richesse taxonomique (72) a été observée dans le groupe IV. Ce groupe est suivi du groupe II avec 19 taxons, puis du groupe I qui renferme 15 taxons. Quant au groupe III, il enregistre la plus faible richesse taxonomique avec 6 taxons.

Les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney appliqués sur la richesse taxonomique des différents groupes révèlent qu'il existe une différence hautement significative ($p < 0,05$) entre le nombre de taxons enregistrés dans chaque groupe (Figure 56). Les groupes I et III présentent les plus faibles richesses taxonomiques comparativement aux groupes II et IV (test de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Le groupe IV renferme le plus grand nombre de taxons. Par ailleurs, aucune différence significative n'est notée entre les groupes I et III d'une part, et entre les groupes II et IV d'autre part (Mann-Whitney, $p > 0,05$).

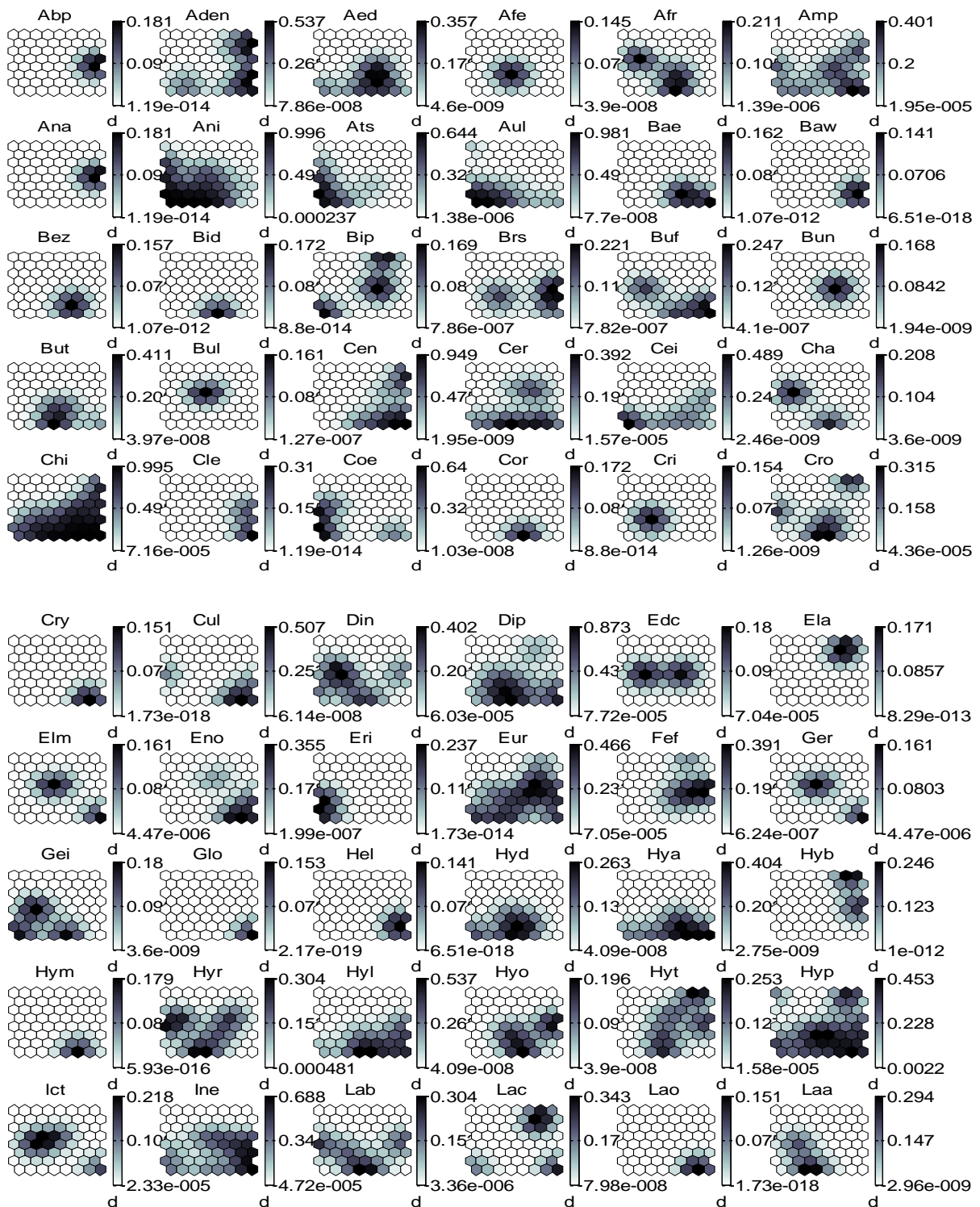


Figure 55 : Profil de distribution des taxons à partir des échantillonnages de mai 2015 à avril 2016.

Couleur sombre = forte probabilité de présence ; couleur claire = faible probabilité de présence. d = échelle ; voir tableau X pour les acronymes des taxons

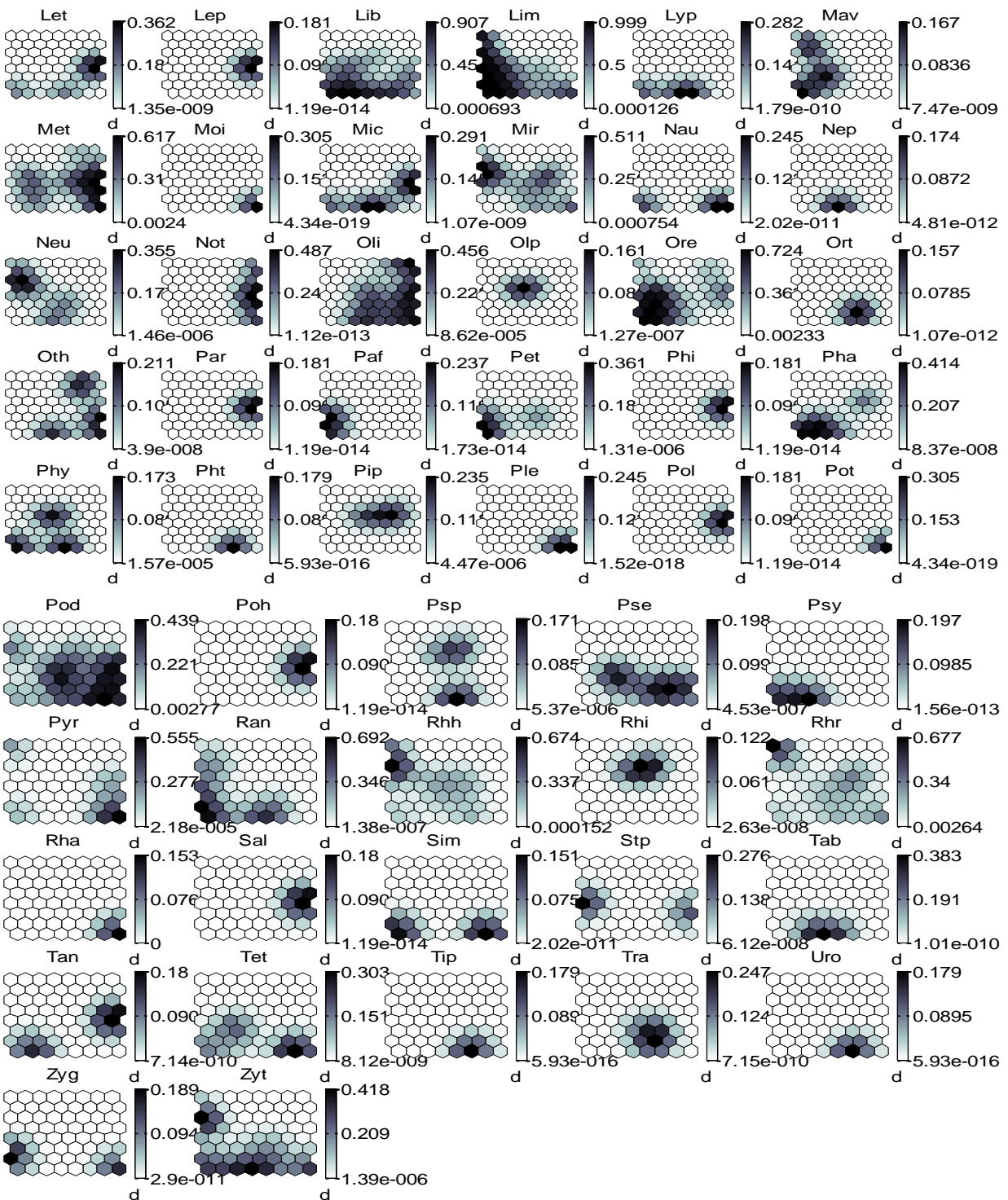


Figure 55 (suite et fin) : Profil de distribution des taxons à partir des échantillonnages de mai 2015 à avril 2016.

Couleur sombre = forte probabilité de présence ; couleur claire = faible probabilité de présence ; d = échelle ; voir tableau X pour les acronymes des taxons.

Tableau XI : Regroupement des taxons dans les groupes définis par la SOM

	Groupe I			
	<i>Afrobaetodes reitteri</i> <i>Afrogyrus</i> sp. <i>Bullinus</i> sp. <i>Chaoborus</i> sp. <i>Edrymetropsis carayoni</i>	<i>Elmis</i> sp. <i>Gerris</i> sp. <i>Hydrometra</i> sp. <i>Microvelia</i> sp. <i>Neurogomphus</i> sp.	<i>Olpogastra</i> sp. <i>Phyllomacromia</i> sp. <i>Rhagadotarsus hutchinsoni</i> <i>Rhagovelia reitteri</i> <i>Stenocorixa protusa</i>	
	Groupe II			
	<i>Anisops</i> sp. <i>Caridina</i> sp. <i>Aulonogyrus</i> sp. <i>Ceriagrion</i> sp. <i>Coelestoma</i> sp.	<i>Diplonychus</i> sp. <i>Eriopterini</i> sp. <i>Gerrisella</i> sp. <i>Laccotrephes ater</i> <i>Libellula</i>	<i>Limnogonus</i> sp. <i>Macrobrachium vollenhovenii</i> <i>Orectogyrus</i> sp. <i>Pelocarantha titan</i> <i>Parazyxomma flavicans</i>	<i>Phyllogomphus aethiops</i> <i>Psychodidae</i> <i>Ranatra</i> sp. <i>Zygonyx</i> sp.
	Groupe III			
	<i>Elassoneuria</i> sp. <i>Hydraena borbonica</i> <i>Hydroptila</i> sp. <i>Laccophilus</i> sp. <i>Orthoclaudiinae</i>	<i>Rhagovelia infernalis</i>		
	Groupe IV			
	<i>Ablabesmyia pietipes</i> <i>Adenophlebiodes</i> sp. <i>Aedes</i> sp. <i>Amphiops</i> sp. <i>Anax imperator</i> <i>Baetis</i> sp. <i>Barbonia Weberi</i> <i>Bezzia</i> sp. <i>Bidesus</i> sp. <i>Biomphalaria pfeifferi</i> <i>Bradinopyga strachani</i> <i>Bulinus forskali</i> <i>Bulinus natalensis</i> <i>Bulinus truncatus</i> <i>Centropilum</i> sp. <i>Ceratopogon</i> sp. <i>Chironominae</i> <i>Cleopatra</i> sp. <i>Corbula</i> sp.	<i>Cricotopus</i> sp. <i>Crocothemis</i> sp. <i>Cryptochironomus</i> sp. <i>Culex</i> sp. <i>Dineutus</i> sp. <i>Enochrus</i> sp. <i>Eurymetra</i> sp. <i>Ferrissia fontinalis</i> <i>Glossiphonia</i> sp. <i>Helobdella</i> sp. <i>Hydaticus</i> sp. <i>Hydracarien</i> <i>Hydrocanthus micans</i> <i>Hydrophilus</i> sp. <i>Hydropsychide</i> <i>Hyphydrus</i> sp. <i>Ictinogomphus</i> sp. <i>Indoplanorbis exustus</i> <i>Laccobius</i> sp.	<i>Laccoris</i> sp. <i>Leptocerus</i> sp. <i>Leptophlebiide</i> <i>Lymnaea peregra</i> <i>Melanoides tuberculata</i> <i>Microgomphus</i> sp. <i>Micronecta</i> sp. <i>Naucoris</i> sp. <i>Neptosternus</i> sp. <i>Notonectidae</i> <i>Oligochètes</i> <i>Orthetrum</i> sp. <i>Parasetodes</i> sp. <i>Philopotamus</i> sp. <i>Physa turriculata</i> <i>Pissidium punctifera</i> <i>Plea</i> sp. <i>Polydilum Fuscipenne</i> <i>Potadoma</i> sp.	<i>Potamodytes</i> <i>Potamothenix</i> <i>Pseudagrion punctum</i> <i>Pseudagrion</i> sp. <i>Pyrilidae</i> <i>Rhagovelia</i> sp. <i>Salifidae</i> <i>Simulium</i> <i>Tabanus</i> sp. <i>Tanypodinae</i> <i>Tetragnatha</i> sp. <i>Tipula</i> sp. <i>Trithemis annulata</i> <i>Urothemis</i> sp. <i>Zygonyx torridus</i>

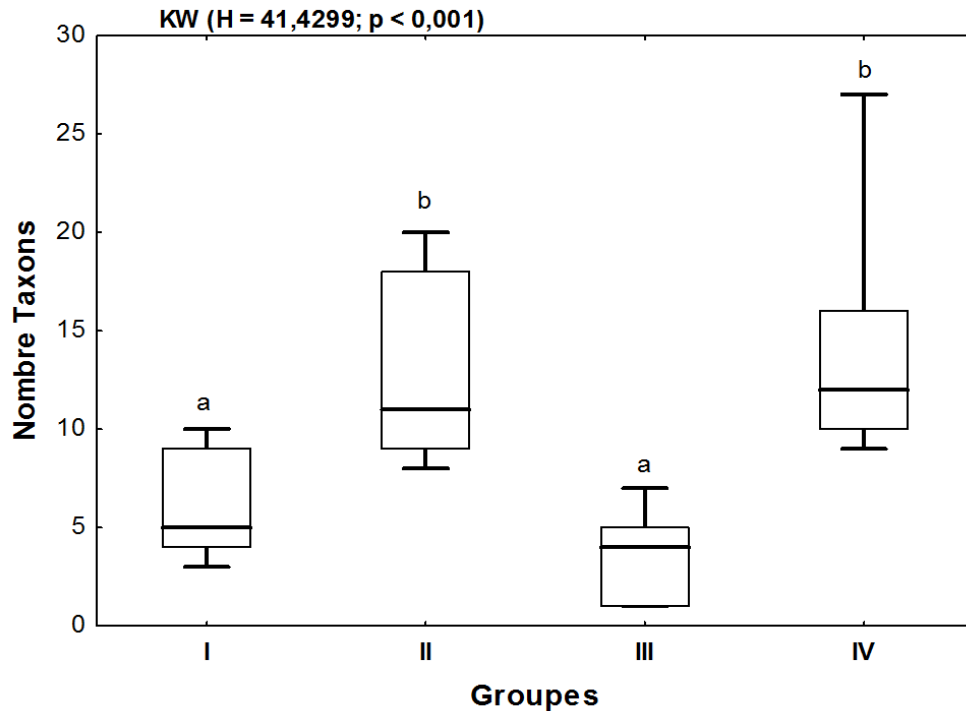


Figure 56 : Boîtes à moustache indiquant la différence de richesse taxonomique entre les groupes définis par la SOM.

Les lignes inférieure, médiane et supérieure de chaque boîte à moustache représentent respectivement le deuxième quartile, la médiane et le troisième quartile ; les lignes horizontales de part et d'autre de la boîte désignent le maximum et le minimum. ; a, b = Indiquent les différences observées au niveau des stations ; les stations ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney au seuil de significativité de 0,05. KW = test de Kruskal-Wallis; U = test de Mann-Whitney.

3.2.1.1.7.2- Facteurs déterminant la diversité des macroinvertébrés benthiques

Une Analyse Factorielle Discriminante (AFD) effectuée à partir des groupes établis par la SOM (matrice de présence-absence des taxons) et des variables abiotiques a permis d'identifier les facteurs qui contribuent à la discrimination de ces groupes.

Les deux premiers axes F1 (66,91 %) et F2 (21,28 %) exprimant 88,19 % des variances totales (Figure 57A) ont été retenus pour l'ordination des groupes. Le résultat de L'AFD (Figure 57B) indique que les 4 groupes se recouvrent partiellement. Cette analyse permet une distinction entre les groupes I et III comprenant moins de taxons et les groupes II et IV. Le barycentre du groupe IV positivement corrélé à l'axe F1 se démarque de ceux des groupes I, II et III qui lui sont négativement corrélés. Quant à l'axe F2, il met en opposition les barycentres des groupes I, III et II, IV respectivement situés des côtés négatif et positif de cet axe.

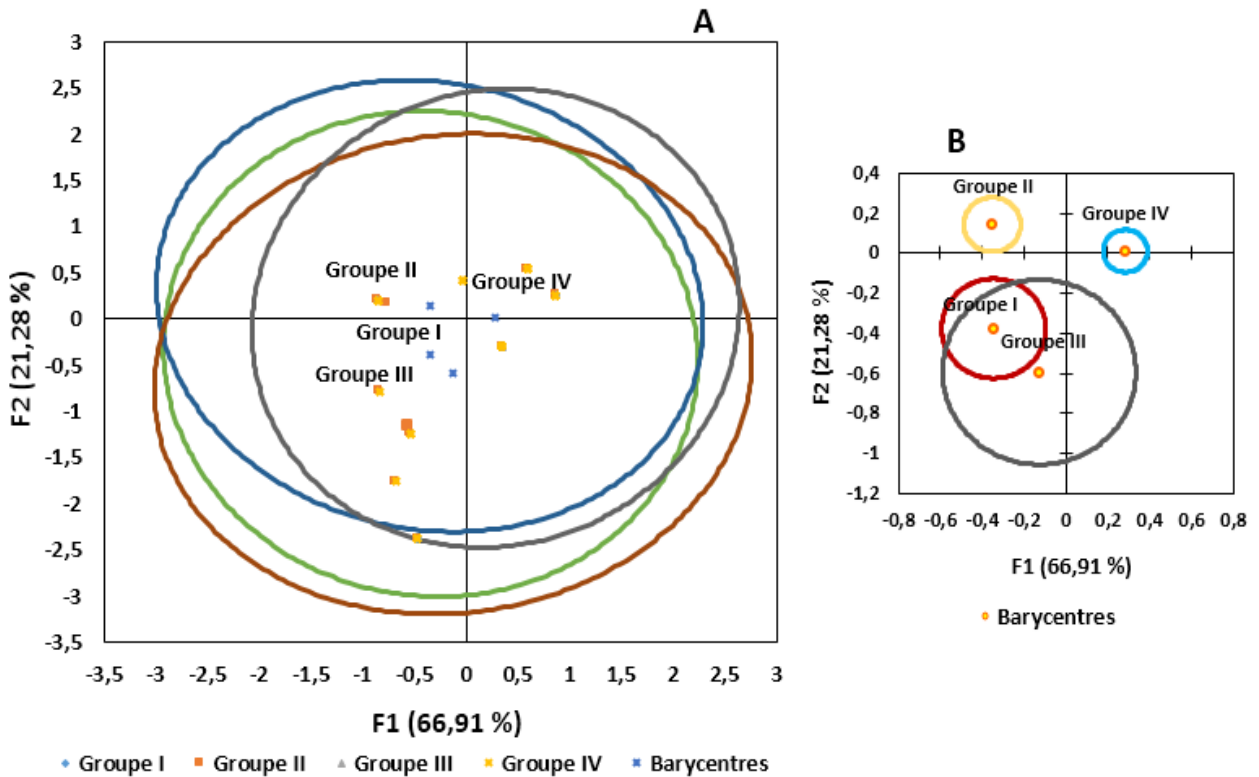


Figure 57 : Analyse factorielle discriminante (AFD) sur les groupes (I à IV) établis par la SOM et les variables physico-chimiques.

A = AFD effectuée sur les groupes établis par la SOM et des variables abiotiques ; **B** = Situation sur les axes de l'AFD des barycentres des groupes (Le barycentre des échantillons d'un même groupe est marqué par le chiffre romain [I à IV] du nom de ce groupe).

Le test de permutation de Monte-Carlo (1000 permutations) révèle que les groupes sont correctement prédits ($p < 0,05$). Le résultat du test d'évaluation de la qualité des prédictions des différents groupes (Tableau XII) montre qu'au total, 57,94 % des échantillons ont été correctement prédits. Toutefois, la meilleure prédiction a été obtenue dans le groupe IV (85,96 %). Les trois autres groupes (I, II et III) avec respectivement de 8 %, 34,13 % et 5 % des proportions sont très faiblement prédits.

Tableau XII : Résultats de la classification obtenue par l'analyse factorielle discriminante et le test 'leave-one-out' de validation croisée : les nombres d'échantillons bien prédits sont en gras.

Groupes	Nombre d'échantillons	Nombres d'échantillons des groupes prédits				% de prédiction
		I	II	III	IV	
I	62	0	15	0	47	8 %
II	208	0	71	0	137	34,13 %
III	18	0	4	0	14	5 %
IV	342	0	48	0	294	85,96 %
Total	630	0	138	0	492	57,94 %

La figure 58 présente les variables environnementales du milieu discriminant les groupes définis par la SOM. Dans l'ensemble, les paramètres environnementaux ne sont pas fortement corrélés aux axes. Ainsi, sur l'axe F1, aucun paramètre ne discrimine significativement le regroupement des échantillons. Cependant, sur l'axe F2, la vitesse et la transparence sont les paramètres les plus déterminants dans le regroupement des échantillons.

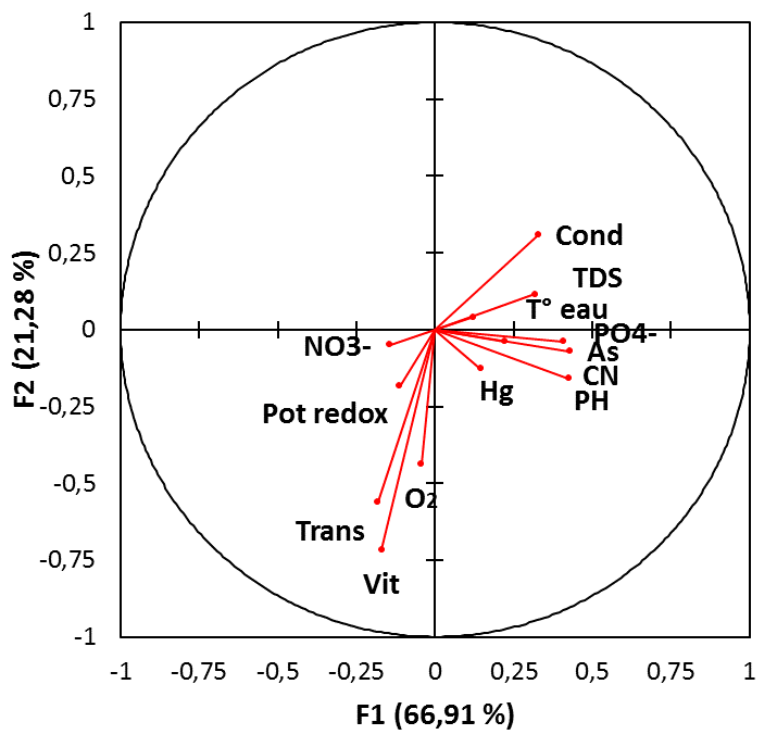


Figure 58 : Cercle de corrélation des variables environnementales discriminants les groupes dans le plan F1 x F2 de l'Analyse Factorielle Discriminante.

T° eau = Température de l'eau ; Cond = Conductivité ; O₂ = Oxygène dissous ; Pot redox = Potentiel redox ; pH : potentiel d'Hydrogène ; TDS = Taux de solides dissous ; Trans = Transparence ; Vit = vitesse ; CN = Cyanure ; As = Arsenic ; NO₃- = Nitrate ; PO₄- = Orthophosphate ; Hg = Mercure.

3.2.1.2- Analyse quantitative du peuplement de macroinvertébrés benthiques

3.2.1.2.1- Distribution spatiale des abondances

3.2.1.2.1.1- Abondance des grands groupes taxonomiques

L'échantillonnage de la macrofaune benthique du fleuve Cavally a permis de recenser un total de 7076 individus. La répartition spatiale des abondances de macroinvertébrés benthiques est indiquée dans le tableau XIII. L'abondance maximale est observée à la station S8 (1208 individus) alors que l'abondance minimale est notée à la station S16 (5 individus). Au niveau des différents types de milieux échantillonnés, les effectifs les plus élevés (2501 individus) et les plus faibles (134 individus) sont respectivement enregistrés dans le lit principal médian (Cpm) et aval (Cpi). Globalement dans les différents secteurs du gradient longitudinal, le secteur médian présente la plus forte abondance (3921 individus). Elle est suivie de la zone amont (2559 individus) alors que, la partie aval enregistre la plus faible abondance (596 individus).

Tableau XIII : Récapitulatif des abondances des macroinvertébrés benthiques récoltés aux différentes stations du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Stations = **S1** à **S21** ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours médian ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

gradient longitudinal	types de milieux	Stations	Abondance	Abondance par type de milieu	Abondance par gradient	Abondance totale
Amont	Cpa	S1	425	1325	2559	7076
		S2	629			
		S3	231			
		S4	40			
	Afa	S5	849	1234		
		S6	165			
		S7	220			
Médian	Cpm	S8	1208	2501		
		S9	332			
		S10	821			
		S11	140			
	Afm	S12	577	1420		
		S13	348			
		S14	495			
Aval	Cpi	S15	13	134	596	
		S16	5			
		S17	21			
		S18	95			
	Afi	S19	300	462		
		S20	80			
		S21	82			

L'analyse des effectifs montre que les Insectes dominent la communauté benthique du fleuve avec 79 % des individus prélevés, suivi des Gastéropodes avec 16 % des individus prélevés. Ces deux classes renferment plus de 95 % de l'abondance totale. Les Crustacés et les Clitellates représentent respectivement 3 % et 1 % de l'abondance numérique totale. L'ensemble des autres classes à savoir Arachnides et Bivalves compte pour moins de 1 % de l'effectif total (Figure 59). En outre, les insectes sont abondants dans tous les secteurs et les stations du fleuve excepté les affluents S5 et S19 où dominent respectivement les Gastéropodes et les Crustacés. Les Clitellates et les autres classes (Arachnides et Bivalves) enregistrent de faibles abondances dans toutes les stations (Figure 60).

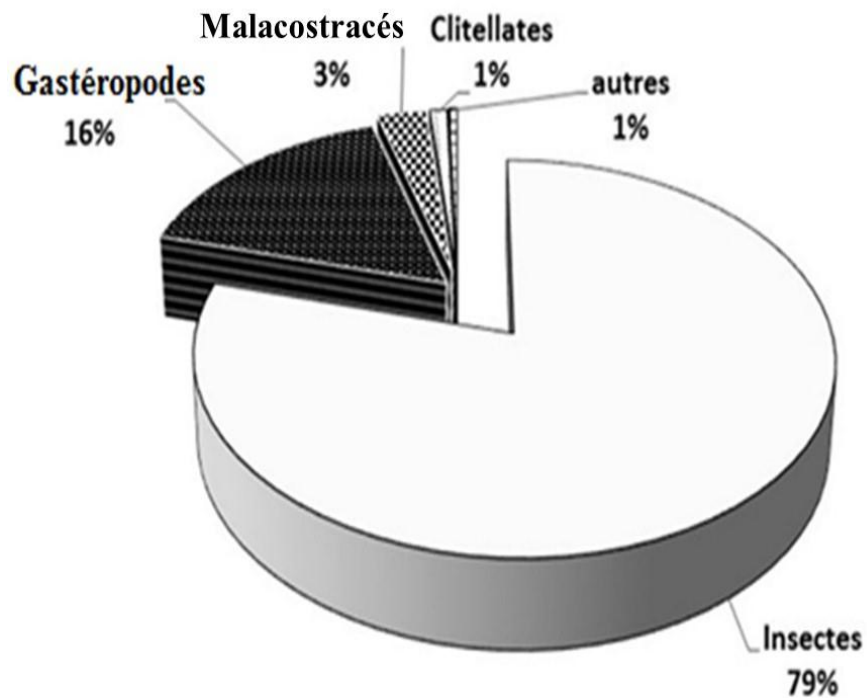


Figure 59 : Pourcentage numérique des principales classes de macroinvertébrés prélevées sur l'ensemble des stations du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

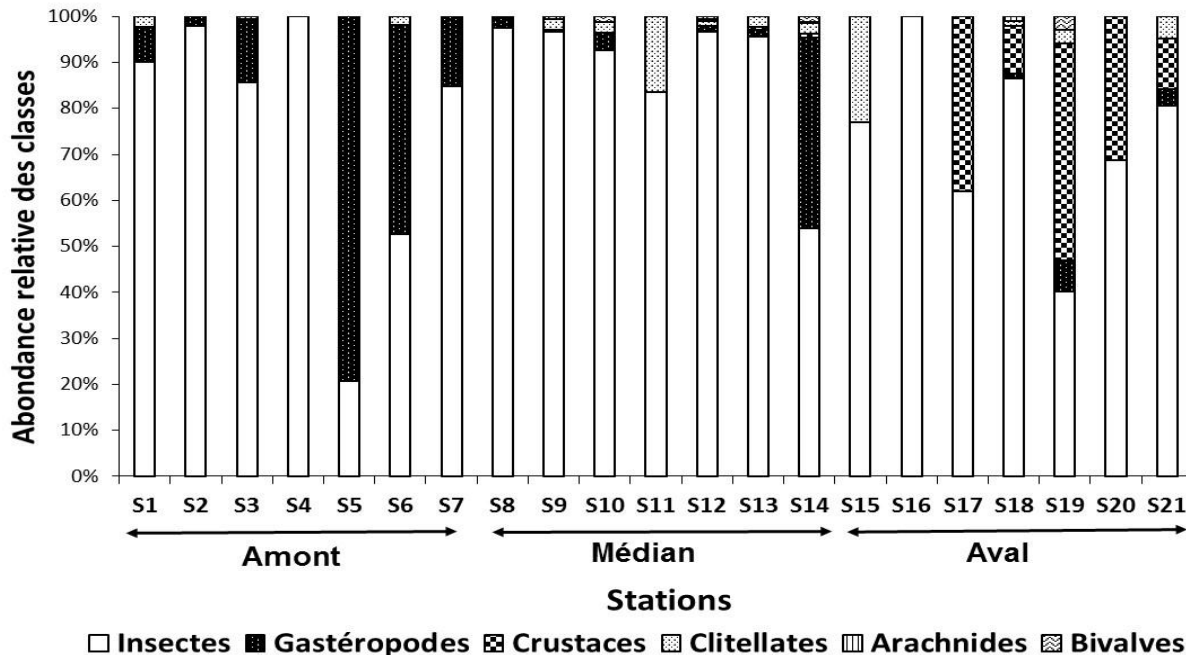


Figure 60 : Variations spatiales de l'abondance relative des principales classes de macroinvertébrés benthiques prélevés sur l'ensemble des stations du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016. S1 à S21 : Stations

3.2.1.2.1.2- Répartition spatiale des abondances relatives des principaux ordres

La figure 61 présente les proportions numériques globales des principaux ordres de macroinvertébrés récoltés dans le bassin supérieur du fleuve Cavally.

L'ordre des Diptères présentent la proportion numérique la plus importante avec 30 % des effectifs de macroinvertébrés benthiques, suivis des Hémiptères (20 %) ; des Coléoptères (18 %) ; des Cénogastéropodes (8 %) ; des Basommatophores (8 %) ; des Ephéméroptères (7 %). Les autres ordres, à savoir les Odonates; les Décapodes ; les Oligochètes, les Trichoptères, les Rhynchobdellida, les Lepidoptères, les Eulamellibranche, les Veneroides, les Haploixida, les Trombidiformes et les Araneae sont représentés chacun par moins de 5 % de l'abondance total dans l'ensemble du bassin supérieur du Cavally. Ils ne seront donc pas pris en compte dans cette analyse. La répartition spatiale des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques indique qu'au niveau du secteur amont, l'ordre des Coléoptères est la plus abondante avec 34 % des effectifs de macroinvertébrés. Les Coléoptères sont respectivement suivis des Cénogastéropodes (23 %), des Hémiptères (21 %), des Basommatophores (10 %) et des Diptères (6 %). L'ensemble des autres

ordres ne compte que pour 6 % des effectifs. Au niveau du secteur médian, l'ordre des Diptères domine le peuplement de macroinvertébrés avec plus de 49 % des organismes dénombrés. Après les Diptères, viennent les Hémiptères (19 %) et les Ephéméroptères (11 %). Ils sont suivis des Coléoptères (10 %) et des Basommatophores (6 %). Tous les autres ordres rassemblent 7 % des effectifs.

Dans la partie aval, les autres ordres ($n < 5$ %) représentent plus de la moitié des effectifs récoltés avec une proportion de 53 %. Ils sont suivis des Hémiptères (33 %) et des Coléoptères (14 %) (Figure 63).

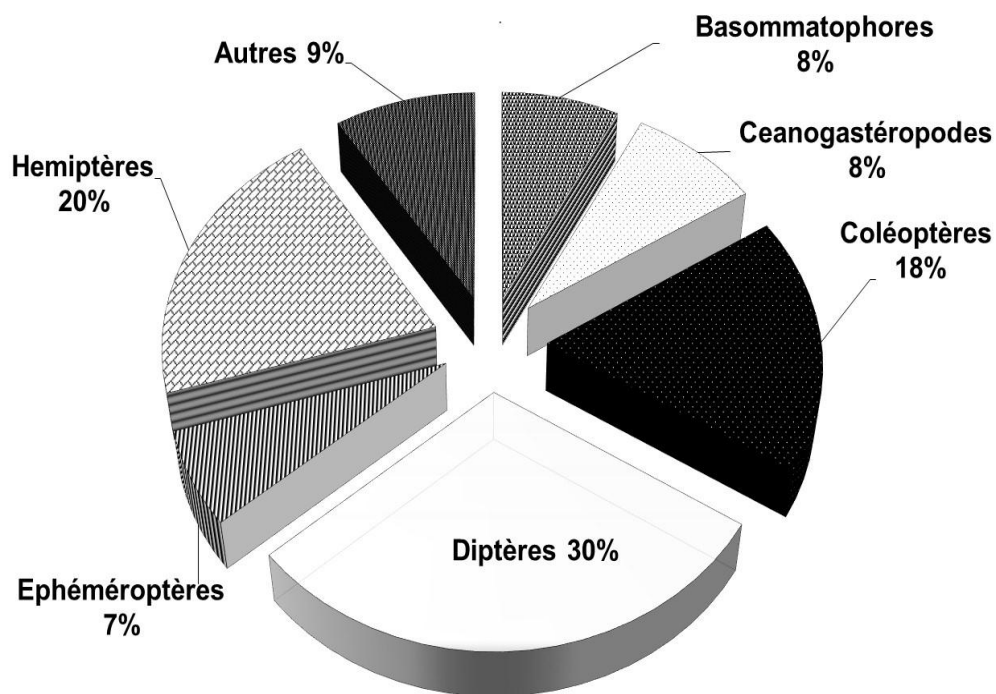


Figure 61 : Proportion numérique globale des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques échantillonnés sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016

3.2.1.2.1.3- Variations spatiales des abondances relatives des principales familles

La figure 62 indique l'abondance relative des principales familles de macroinvertébrés benthiques rencontrées sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally. Ces familles sont celles qui représentent au moins 5 % de l'effectif total des macroinvertébrés benthiques récoltés.

Dans l'ensemble, la famille de Chironomidae domine le peuplement avec une abondance de 23 %

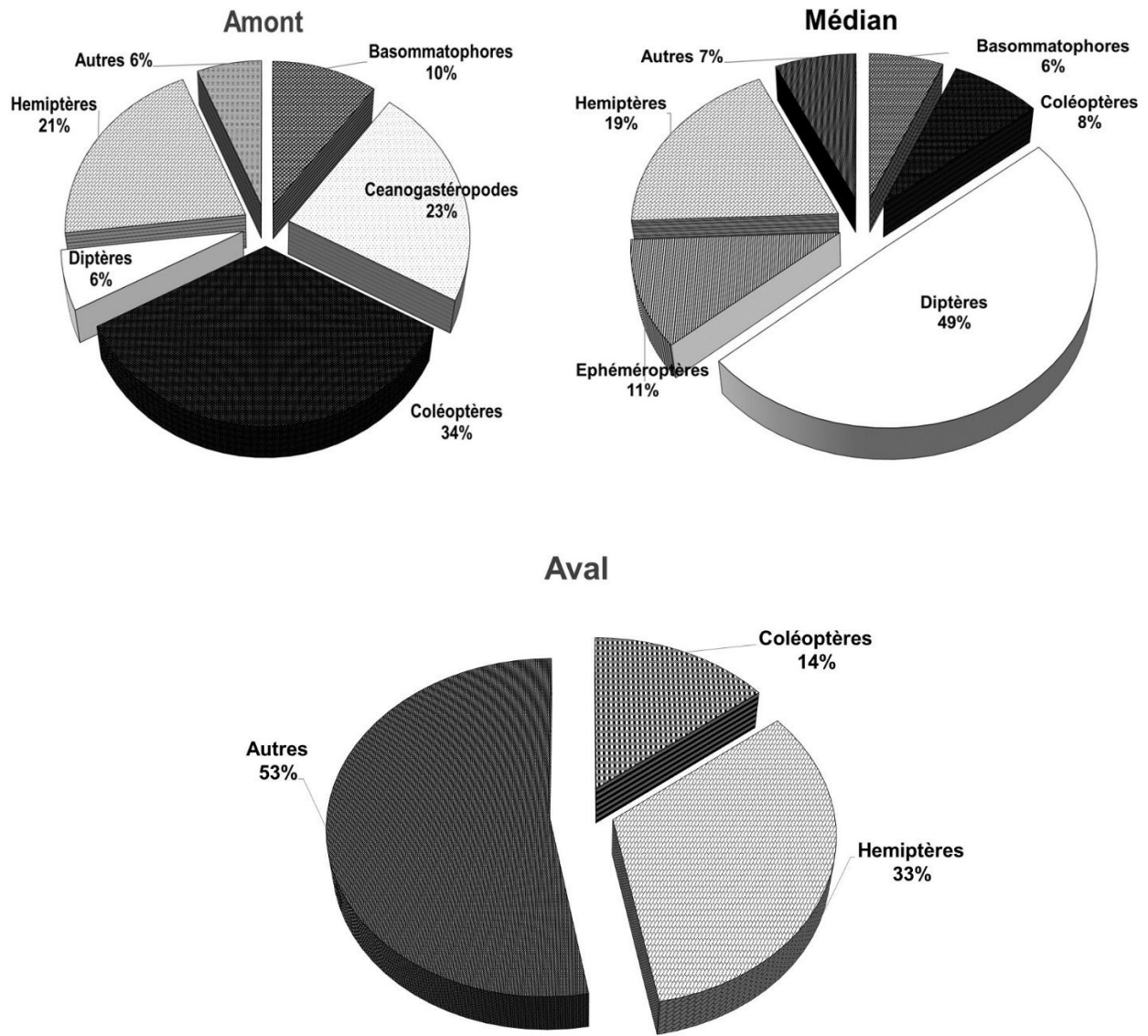


Figure 62 : Pourcentage numérique des principaux ordres de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016

Cpa = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours médian ; **Afm** = Affluents cours médian ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

des individus. Cette famille est suivie par celle des Gyrinidae (12 %), Thiaridae (9 %), Notonectidae (7 %), Gerridae (7 %), Ceratopogonidae (6 %) et Planorbidae (5 %). Les autres familles représentent 31 % de l'effectif total des macroinvertébrés (Figure 63).

La repartition des familles dans les différents secteurs du fleuve montre que les proportions numériques varient d'une zone à une autre. Dans la partie amont du fleuve, les Gyrinidae (45 %) sont les familles les plus représentées dans le lit principal (Cpa) alors qu'au niveau des affluents (Afa) ce sont les Thiaridae (45 %) qui dominent les effectifs. Les Chironomidae et les Ancyliidae sont les familles principales les plus faiblement représentées respectivement dans le Cpa et Afa.

Au niveau du secteur Médian, les Chironomidae constituent les familles les plus abondantes tant dans le lit principal (Cpm) que dans les affluents (Afm) avec des pourcentages respectifs de 42 % et 28 %. Par contre, les familles principales les plus faiblement représentées sont celles des Leptophlebiidae (7 %) et des Baetidae et Hydrophilidae (5 %) respectivement dans le lit principal et les affluents. Dans la partie aval, les Gerridae (27 %), Palaemonidae (14 %), Notonectidae (14 %), Gyrinidae (12 %) et Libellulidae (10 %), sont dominants dans le lit principal (Cpi). Les Atyidae sont prépondérants dans les affluents (Afi) avec 36 % des abondances relatives. Les familles les moins importantes sont les Chironomidae (7 %) et Ranatridae (7 %) dans le lit principal et Gerridae, Ranatridae et Libellulidae dans les affluents avec des proportions respectifs de 5 % chacune (Figure 64).

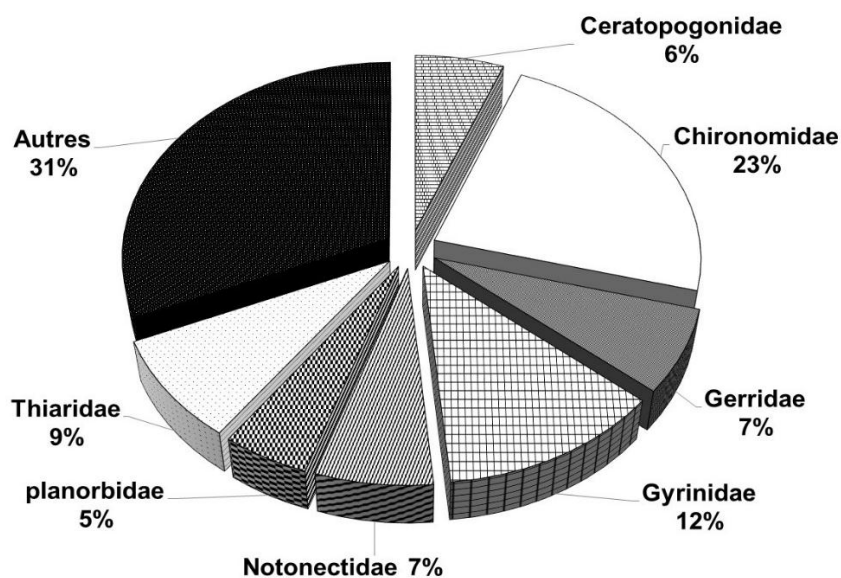


Figure 63 : Proportion numérique globale des principales familles de macroinvertébrés benthiques échantillonnés sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016

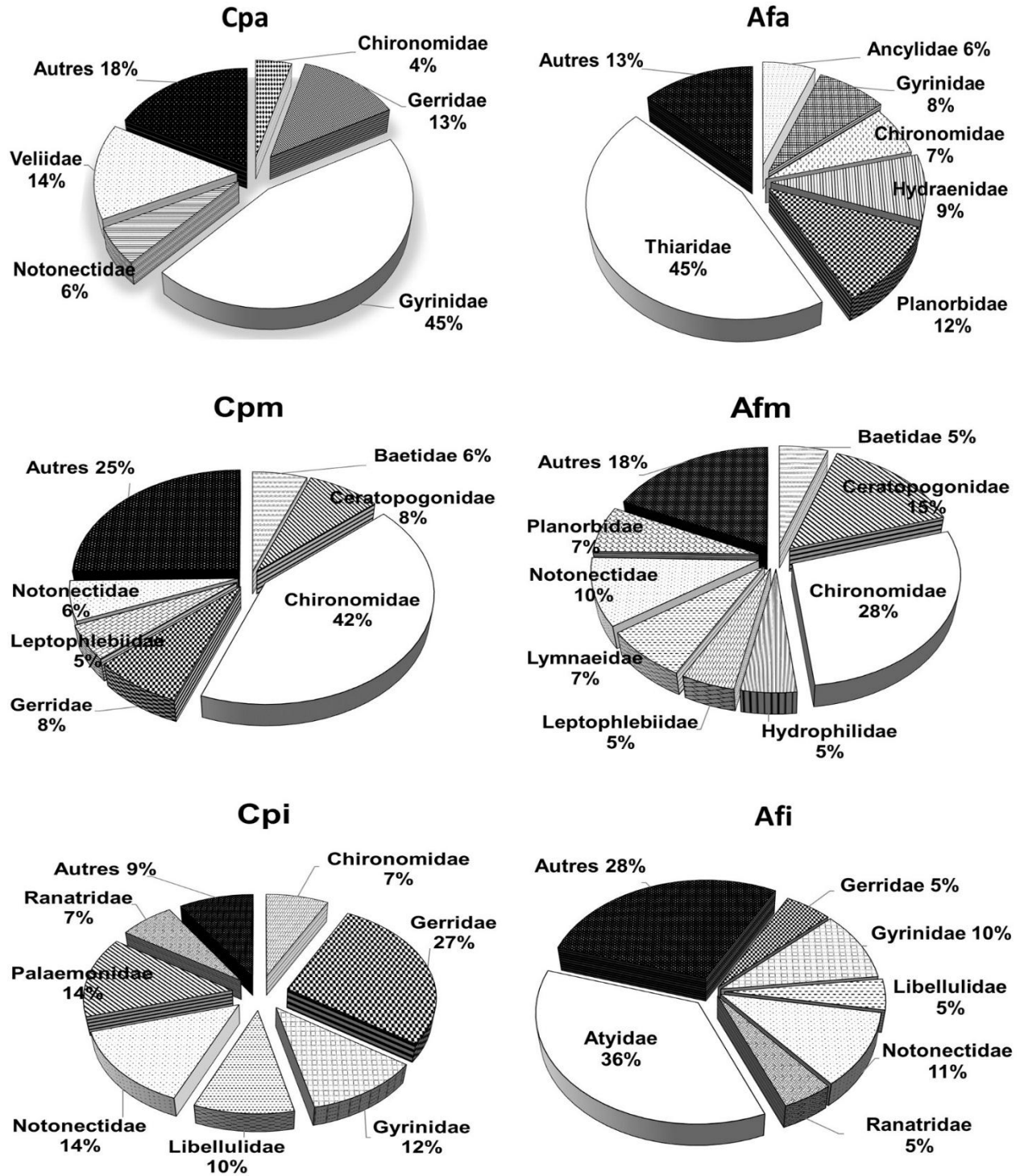


Figure 64 : Pourcentage numérique des principales familles de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016. **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours médian ; **Afm** = Affluents cours médian ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

3.2.1.2.1.4- Répartition spatiale des abondances relatives des principaux taxons

La figure 65 présente la répartition spatiale des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques dans l'ensemble du bassin supérieur du fleuve Cavally. La grande majorité des taxons recensés (plus 68 % des taxons) sont très faiblement représentés en termes d'abondance, car ils représentent moins de 5 % de l'effectif totale dans chaque section du fleuve. Ainsi, 35 taxons contribuent considérablement aux effectifs de macroinvertébrés benthiques dans le bassin supérieur du fleuve. Sur l'ensemble des secteurs considérés, les Chironominae sont les taxons dominants en termes de pourcentage numérique. Il représente 25 % des individus. Ce taxon est suivi par celui de *melanoides tuberculata* avec 10 % des effectifs. Les taxons, *Orectogyrus* sp. (9 %), *Ceratopogon* sp. (7 %) et *Anisops* sp. (9 %) présentent des effectifs plus réduits. Les autres taxons ($n < 5$ %) occupent 42 % de l'effectif.

Dans le secteur amont, *Orectogyrus* sp. et *melanoides tuberculata* sont les taxons les plus importants en termes d'effectif respectivement dans le lit principal (Cpa) et les affluents (Afa). Leurs proportions respectives sont de 31 % pour *Orectogyrus* sp. et 44 % pour *melanoides tuberculata*. Les taxons les moins représentés sont *Anisops* sp. (4 %) et *Eurymetra* sp. (4 %) pour le lit principal et *Hydraena borbonica* (9 %), *Indoplanorbis exustus* (8 %), Chironominae (7 %) et *Ferrissia fontalis* (6 %), pour les affluents.

Au niveau du secteur Médian, les Chironominae constituent les taxons les plus abondants tant dans le lit principal (Cpm) que dans les affluents (Afm) avec des pourcentages respectifs de 46 % et 27 %. Par contre, les taxons les plus faiblement représentés sont ceux de *Ceratopogon* sp. (9 %), *Centroptilum* sp. (6 %), *Anisops* sp. (5 %), et *Adenophlebiodes* sp (5 %) dans le lit principal et *Lymnaea peregra* (7 %), *Indoplanorbis exustus* (6 %) et *Centroptilum* sp. (5 %) dans les affluents.

Dans la partie aval, *Limnogonus* sp (16 %), *Macrobrachium vollenhovenii* (13 %) et *Anisops* sp. (5 %) sont dominants dans le lit principal (Cpi) alors que *Caridina* sp est prépondérante dans les affluents (Afi) avec 36 % des abondances relatives. Les taxons les moins importantes sont les Chironominae (6 %), *Ranatra* sp. (6 %), *Rhagadotarsus hutchinsoni* (5 %) et *Aulonogyrus* sp. (8 %) pour le lit principal et *Aulonogyrus* sp. (8 %), *Ranatra* sp. (5 %) et *Limnogonus* sp (5 %) pour les affluents (Figure 66).

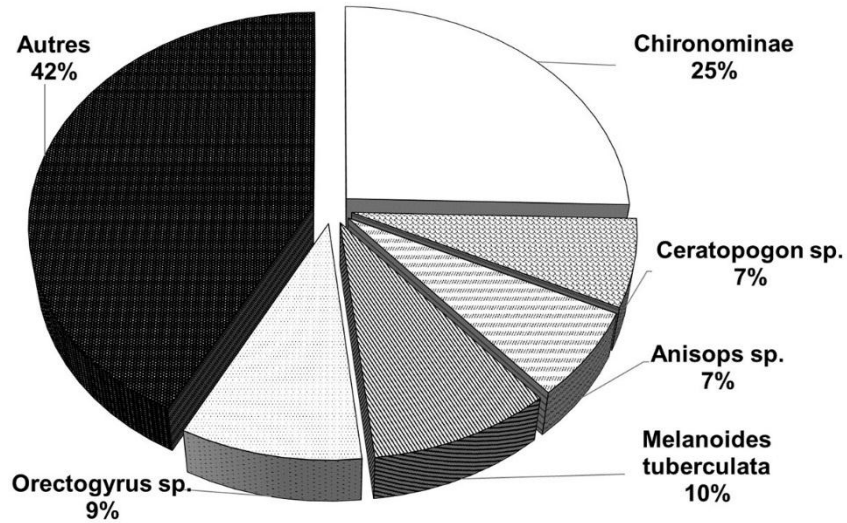


Figure 65 : Proportion numérique globale des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés sur l'ensemble du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016

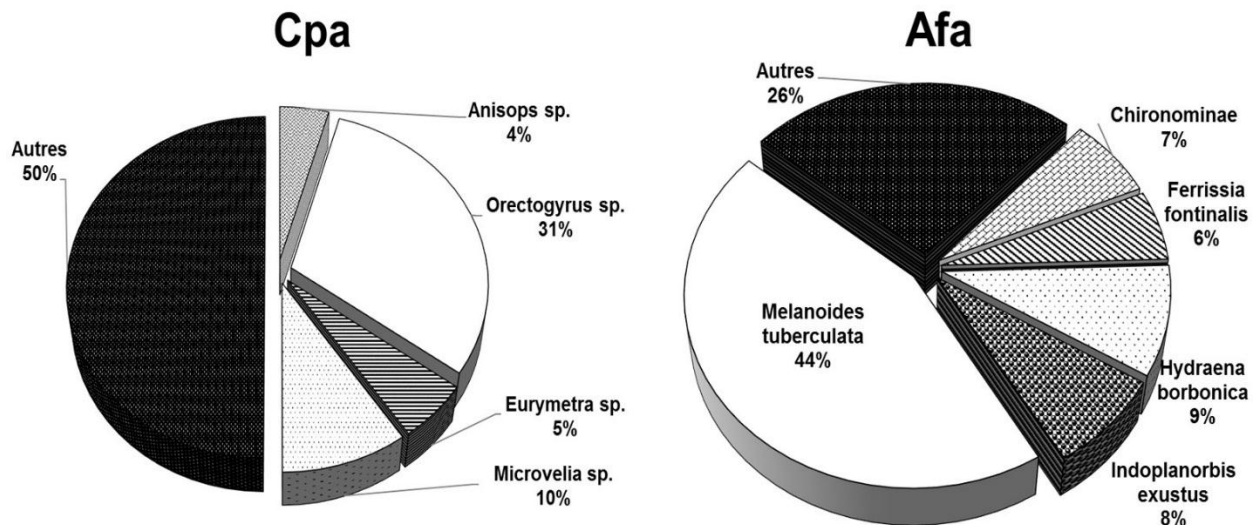


Figure 66 : Pourcentage numérique des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016.

Cpa = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours médian ; **Afm** = Affluents cours médian ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

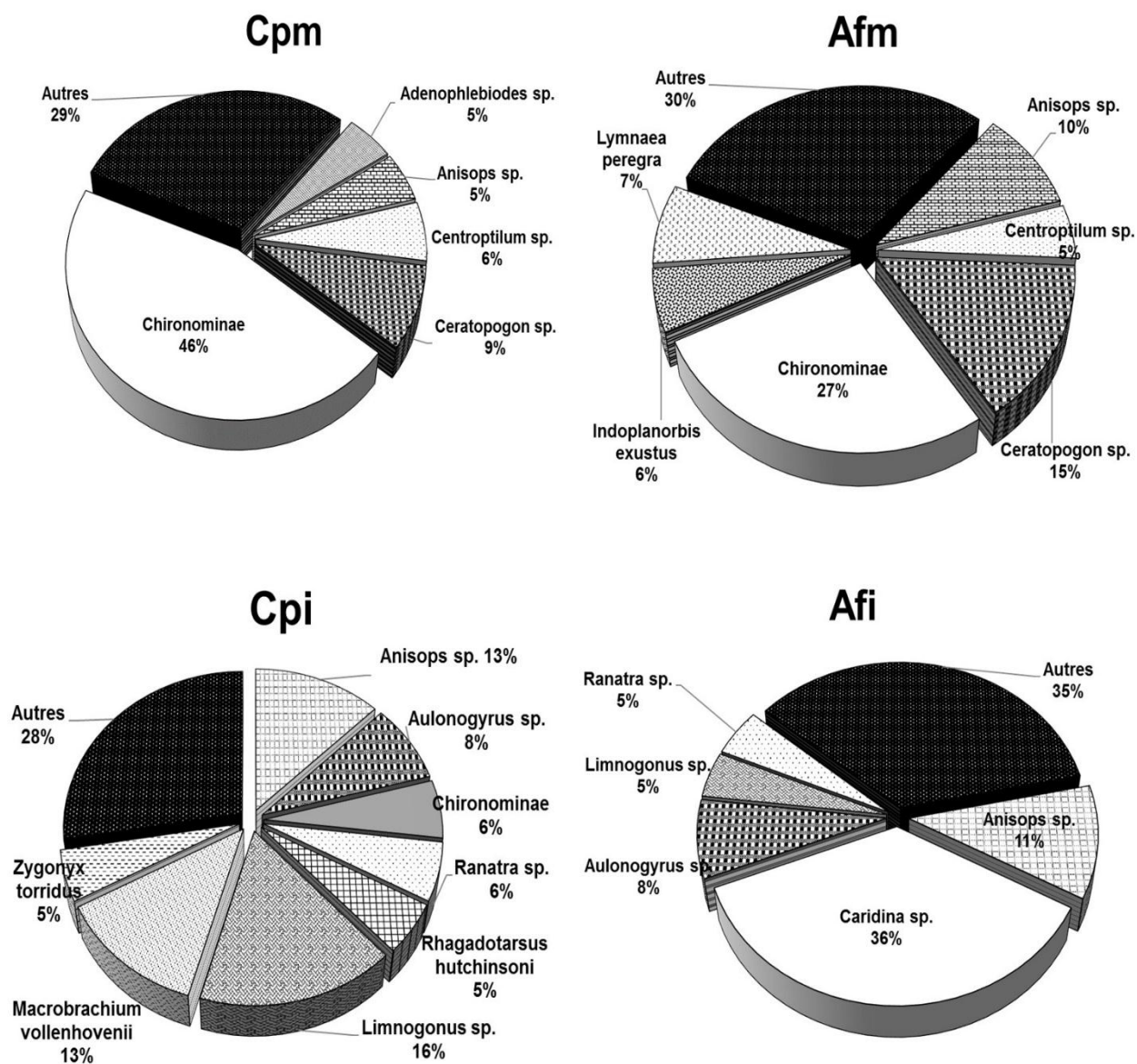


Figure 66 (suite et fin) : Pourcentage numérique des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016.

Cpa = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours médian ; **Afm** = Affluents cours médian ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval.

3.2.1.2.2- Répartition saisonnière des abondances

3.2.1.2.2.1- Variations saisonnières de l'abondance totale du peuplement

Les variations saisonnières des abondances totales des macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally sont présentées par la figure 67. La saison sèche présente la plus forte abondance totale avec 3577 individus contre 3499 individus en saison des pluies.

La repartition saisonnière des abondances au niveau des secteurs montre que les plus faibles et les grands effectifs de macroinvertébrés benthiques capturés sont enregistrés pendant la saison des pluies. Les pics d'effectifs sont observés dans le secteur médian à proximité des sites miniers singulièrement dans le lit principal (Cpm) (1955 individus) et dans les affluents (Afm) (936 individus). De même, les abondances les plus faibles ont été enregistrées pendant la saison des pluies dans le secteur aval avec 1 individu dans le lit principal (Cpi) et 20 individus dans les affluents (Afi). Par contre, au niveau des secteurs amont (Cpa et Afa) et aval (Cpi et Afi) le nombre d'individus est plus important pendant la saison sèche. Ainsi, pendant la saison sèche, le lit principal Cpa compte 1059 individus capturés contre 442 individus dans les affluents Afi (Figure 68).

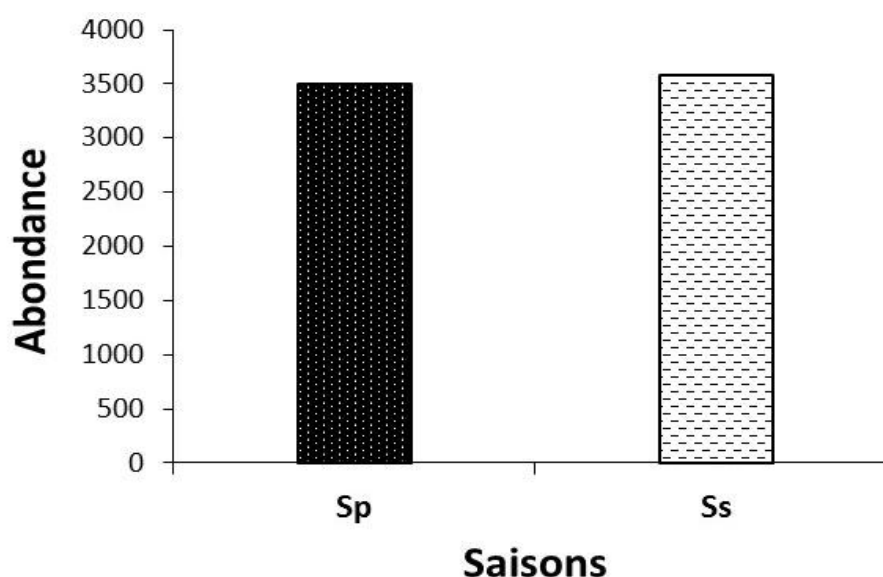


Figure 67 : Variations saisonnières des abondances globales des macroinvertébrés benthiques récoltés dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Sp = Saison des pluies, Ss = Saison sèche.

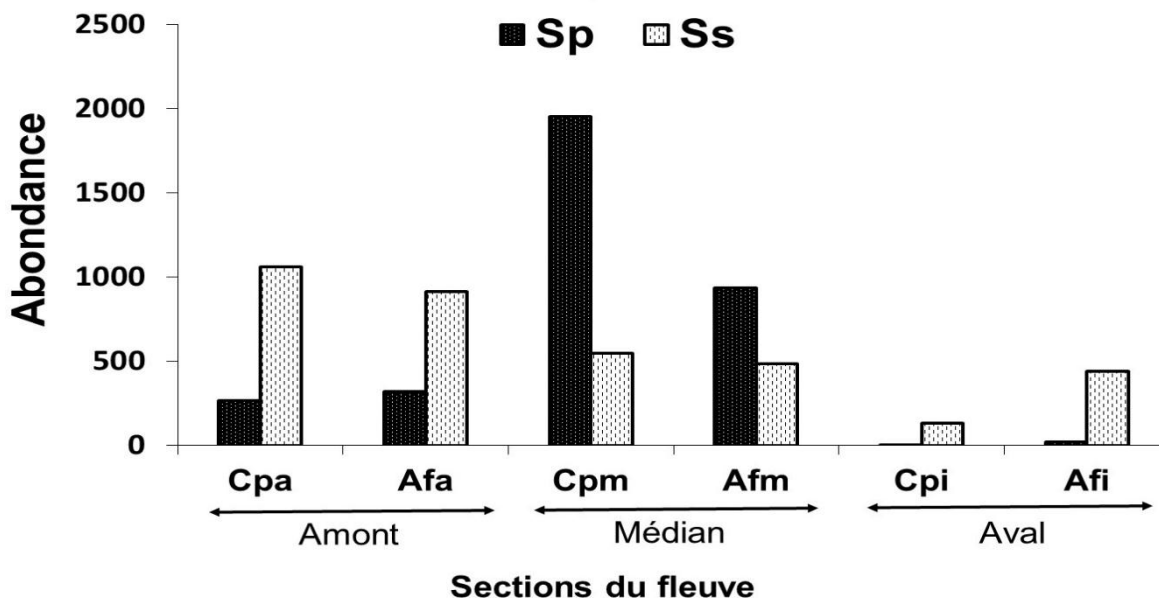


Figure 68 : Variations saisonnières des abondances globales des macroinvertébrés benthiques récoltés dans les différentes sections du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Cpa = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours médian ; **Afm** = Affluents cours médian ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval. **Sp** : Saison de pluie, **Ss** : Saison sèche.

3.2.1.2.2.- Variations saisonnières des abondances relatives des principaux ordres

Les variations saisonnières des abondances des huit principaux ordres de macroinvertébrés benthiques récoltés dans les différents secteurs du bassin supérieur du fleuve Cavally sont illustrées par la figure 69. Dans le secteur amont, les communautés de macroinvertébrés sont dominées par les Coléoptères durant la saison sèche avec 42 % des effectifs, alors pendant la saison des pluies ce sont les Cénogastéropodes qui dominent avec 28 % des effectifs. Au niveau du secteur Médian, la structure du peuplement est surplombée numériquement par les effectifs des Diptères, quelle que soit la saison considérée. Cet ordre représente en nombre d'individus près de 60 % de l'abondance en saison des pluies et 30 % en saison sèche. En plus des Diptères, les Hémiptères présentent également des effectifs relativement élevés (plus de 30 % de l'abondance) pendant la saison sèche.

Dans le secteur aval, les Hémiptères domine le peuplement à toutes les saisons. Il représente 62 % des individus pendant la saison des pluies et 32 % pendant la saison sèche. En plus de ce taxon, les Décapodes sont apparus abondants pendant la saison sèche avec 32 % des effectifs.

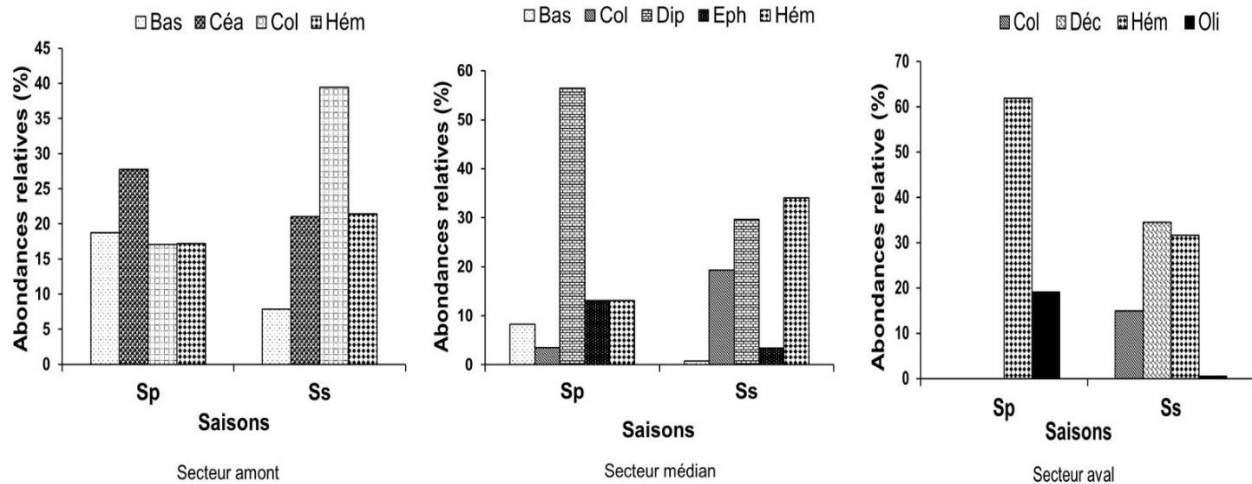


Figure 69 : Variations saisonnières des abondances relatives des principaux ordres de macroinvertébrés récoltés dans les différents secteurs du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016.

Sp = Saison des pluies, **Ss** = Saison sèche, **Bas** = Basommatophores, **Cea** = Ceanogastéropodes, **Col** = Coléoptères, **Hém** = Hémiptères, **Dip** = Diptères, **Eph** = Ephéméroptères, **Déc** = Décapodes, **Oli** = Oligochètes.

3.2.1.2.2.3- Variations saisonnières de l'abondance relatives des principales familles

La figure 70 fait état de la répartition saisonnière de l'abondance relative des dix principales familles de macroinvertébrés récoltées dans les différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally. La famille des Thiaridae est majoritaire en saison sèche (33 % des abondances) dans le secteur amont. Cette famille domine également en saison pluvieuse avec celle des Gyrinidae. Ils représentent respectivement 22 % et 33 % des effectifs de famille dans le secteur amont. Une forte abondance de Chironomidae est observée dans le secteur médian à toutes les saisons. Il représente près de la moitié des individus récoltés (45 %) pendant la saison des pluies et 22 % des effectifs de famille pendant la saison sèche. Cette famille domine en saison sèche avec le Gerridae (22 %). Dans le secteur aval, la famille des Notonectidae et celle des Atyidae dominent le peuplement de macroinvertébrés respectivement pendant la saison des pluies (48 %) et pendant la saison sèche (31 %).

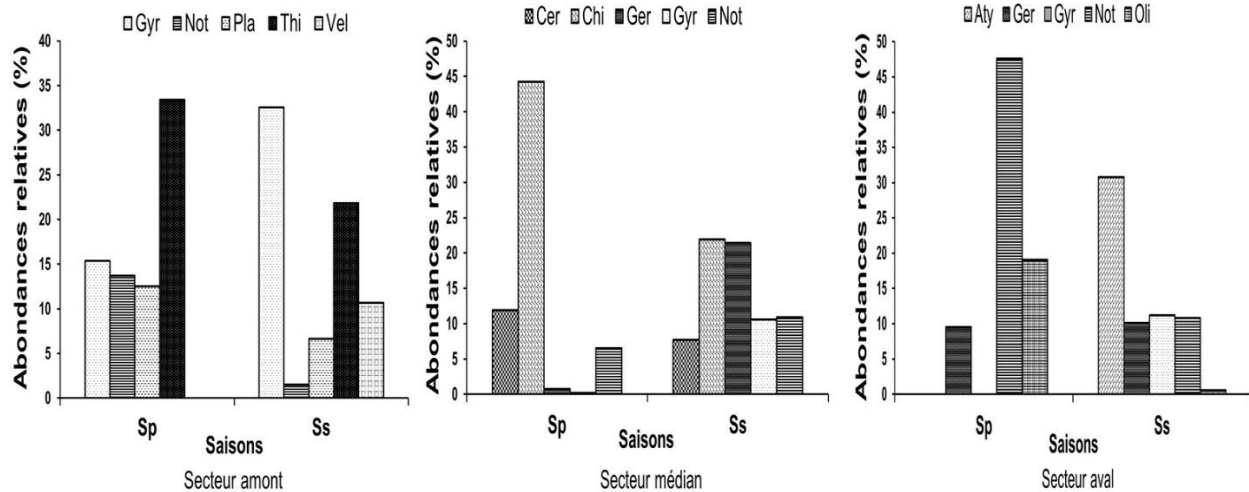


Figure 70 : Variations saisonnières des abondances relatives des principales familles de macroinvertébrés benthiques récoltés dans les différentes sections du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016.

Sp = Saison des pluies, **Ss** = Saison sèche, **Aty** = Atyidae, **Cer** = Ceratopogonidae, **Chi** = Chironomidae, **Ger** = Gerridae, **Gyr** = Gyridae, **Not** = Notonectidae, **Pla** = Planorbidae, **Thi** = Thiaridae, **Oli** = Oligochètes, **Vel** = Veliidae.

3.2.1.2.2.4- Variations saisonnières des abondances des principaux taxons

Les variations temporelles de l'abondance des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques sont présentées par la figure 71. Les principaux taxons sont ceux qui constituent au moins 5 % de l'abondance relative récoltés dans un secteur au moins. Dans le secteur amont, *Melanoides tuberculata* et *Orectogyrus sp.* sont les taxons les plus représentés à toutes les saisons. Ils représentent respectivement 34 % et 15 % de l'effectif des taxons durant la saison des pluies et 22 % et 26 % pendant la saison sèche. Ces taxons sont suivis d'*Anisops sp.* et de *Ferrissia fontinalis* avec respectivement 14 % et 10 % de l'abondance pendant la saison des pluies. Les Chironominae dominent les communautés de macroinvertébrés du secteur médian durant la saison pluvieuse et la saison sèche. En saison pluvieuse, ce taxon représente avec *Ceratopogon sp.* plus de la moitié des individus (61 %) avec des proportions respectives de 48 et 13 %. En revanche, pendant la saison sèche, il constitue avec *Limnogonus sp.* près de la moitié des effectif (48 %) avec des proportions respectives de 25 et 23 %. Dans le secteur aval, *Anisops sp.* (52 %) est numériquement abondant durant la saison des pluies. Par contre, durant la saison sèche *Caridina sp.* (34 %) et *Anisops sp.* (12 %) sont abondants.

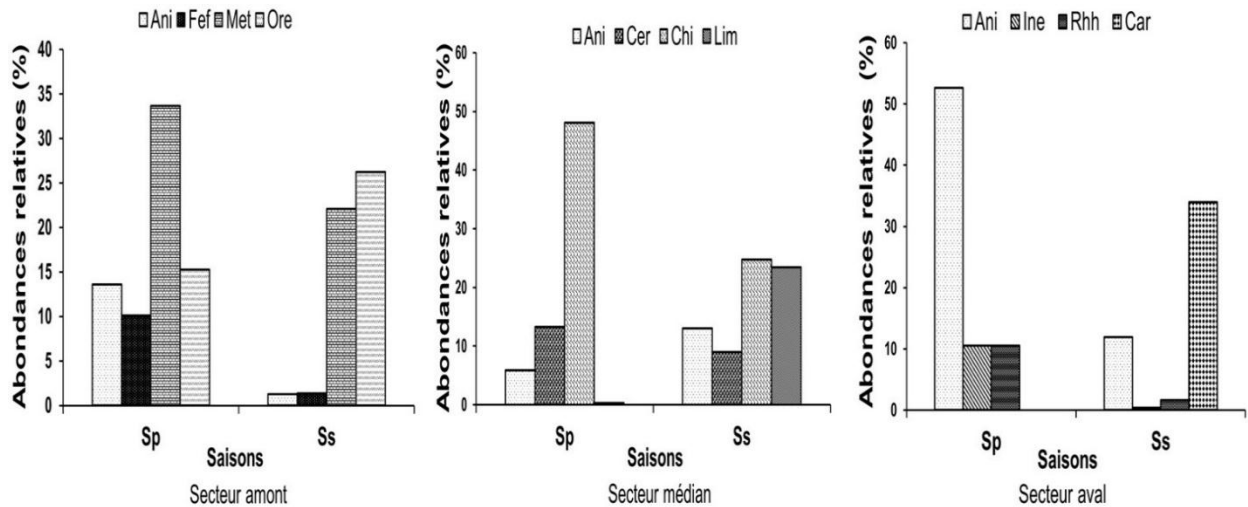


Figure 71 : Variations saisonnières des abondances relatives des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les différents secteurs du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Sp = Saison des pluies, Ss = Saison sèche, Ani = *Anisops* sp., Car = *Caridina* sp., Chi = Chironominae, Cer = *Ceratopogon* sp. Ine = *Indoplanorbis exustus*, Met = *Melanoides tuberculata*, Lim = *Limnogonus* sp., Rhh = *Rhagadotarsus hutchinsoni*, Fef = *Ferrissia fontinalis*.

3.2.1.2.3- Analyse de la diversité du peuplement de macroinvertébrés

3.2.1.2.3.1- Variations spatiales et saisonnières de l'indice de Shannon

3.2.1.2.3.1.1- Variations spatiales de l'indice de Shannon

Les variations spatiales des indices de diversité de Shannon (H') dans les différentes stations échantillonnages sont présentées sur la figure 72. L'indice de Shannon (H') présente une variation irrégulière suivant le gradient amont-aval. Les variations de l'indice de diversité de Shannon (H') dans le secteur amont oscillent entre un minimum $H= 0,61$ bits (S6) et un maximum $H= 2,53$ bits (S2). Dans le secteur médian, la valeur la plus faible (0,91 bits) et la plus élevée (2,20 bits) de l'indice de Shannon sont observées respectivement à la station S11 du lit principal et la station S14 située sur les affluents (Afa). Au niveau de la partie aval, l'indice de Shannon oscille entre 0,23 bits (S18) et 2,65 (S18) dans le lit principal. Cette variation ne présente pas de différence significative d'une station à l'autre dans le secteur amont et dans les affluents du secteur médian et aval (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Par contre, il existe une différence significative de l'indice de Shannon entre les stations du lit principal de la partie médiane et aval. Les variations des stations S8 et S10 sont non significatives alors qu'elles diffèrent de celles des stations S9 et

S11 (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Les variations de l'indice de Shannon sont aussi significatives entre la station S9 et S11 (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

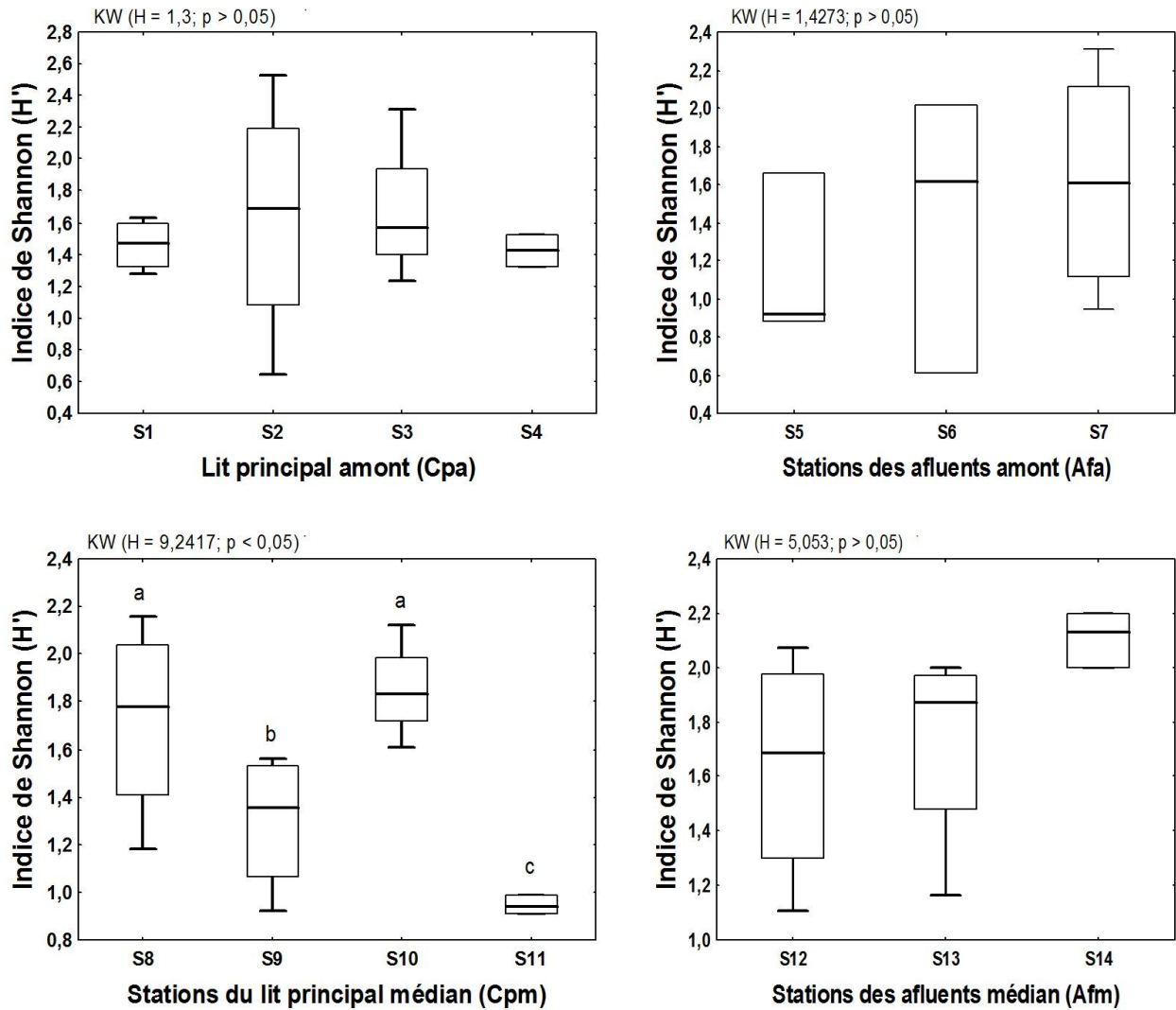


Figure 72 : Variations spatiales de l'indice de diversité de Shannon du peuplement de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = stations prospectées ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval. ; Sp : Saison de pluie. Ss : Saison sèche ; a, b, c = Indiquent les différences observées au niveau des stations ; les stations et les saisons ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney au seuil de significativité de 0,05. KW = test de Kruskal-Wallis; U = test de Mann-Whitney.

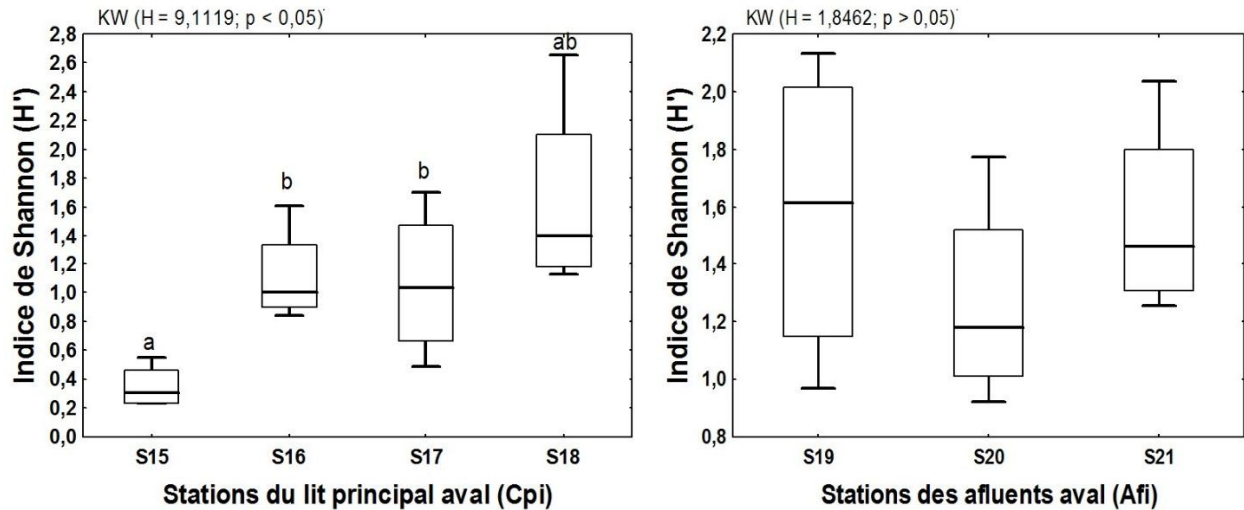


Figure 72 (suite et fin) : Variations spatiales de l'indice de diversité de Shannon du peuplement de macroinvertébrés benthiques aux différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = stations prospectées ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval. ; Sp : Saison de pluie. Ss : Saison sèche ; a, b, c = Indiquent les différences observées au niveau des stations ; les stations et les saisons ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney au seuil de significativité de 0,05. KW = test de Kruskal-Wallis; U = test de Mann-Whitney.

3.2.1.2.3.1.2- Variations saisonnières de l'indice de Shannon

La figure 73 présente les variations saisonnières de l'indice de Shannon des communautés de macroinvertébrés dans les milieux aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally. Dans le secteur amont, la valeur minimale (0,61 bits) de l'indice de Shannon a été enregistrée durant la saison sèche dans les affluents (Afa). Cependant, la valeur maximale (2,53 bits) est observée pendant la saison des pluies dans le lit principal (Cpa). Dans le secteur médian, les valeurs de l'indice de Shannon varient entre 0,91 bits en toute saison dans le lit principal (Cpm) et 2,20 bits durant la saison sèche dans les affluents (Afm). Sur la partie aval, la valeur maximale (2,65 bits) de l'indice de Shannon a été enregistrée durant la saison sèche et pluvieuse aussi bien dans le lit principal (Cpi) que dans les affluents (Afi). Quant à la valeur minimale (0,23 bits), elle a été observée durant la saison pluvieuse et sèche dans le lit principal (Cpi). L'indice de Shannon ne diffère pas significativement entre la saison sèche et la saison pluvieuse dans le secteur amont et médian (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Par contre, il varie significativement entre la saison

sèche et la saison pluvieuse dans la partie aval (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$ et Mann-Whitney, $p < 0,05$).

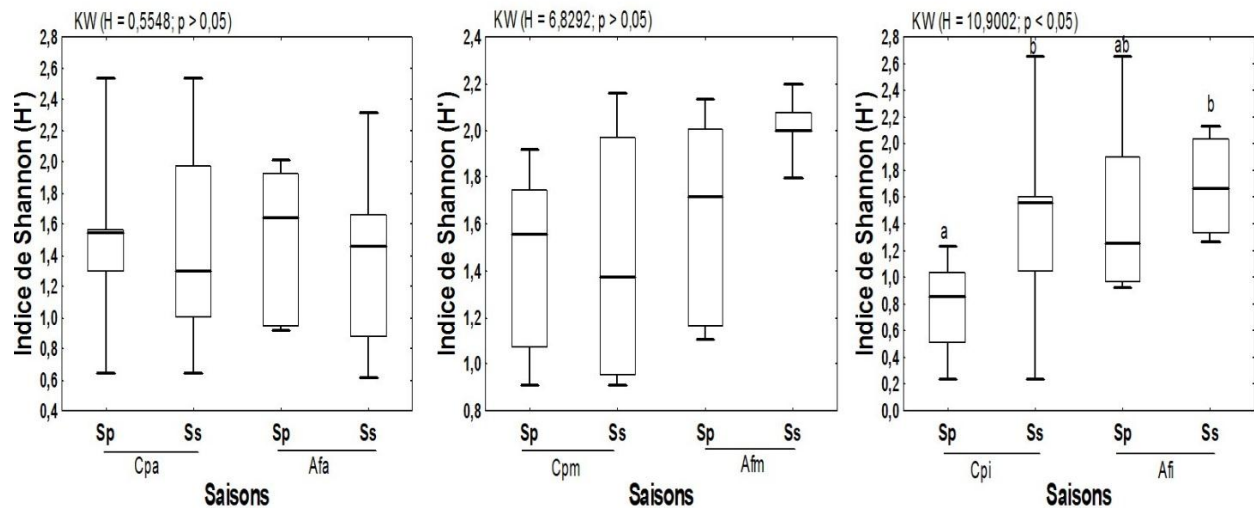


Figure 73 : Variations saisonnières de l'indice de Shannon des communautés de macroinvertébrés benthiques des différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = stations prospectées ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval. ; **Sp** : Saison de pluie, **Ss** : Saison sèche ; **a**, **b** = Indiquent les différences observées au niveau des stations ; les stations et les saisons ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney au seuil de significativité de 0,05. KW = test de Kruskal-Wallis; U = test de Mann-Whitney.

3.2.1.2.3.2- Variations spatiales et saisonnières de l'indice d'équitabilité

3.2.1.2.3.2.1- Variations spatiales de l'indice d'équitabilité

La figure 74 présente la variation spatiale de l'indice d'équitabilité des communautés des macroinvertébrés benthiques dans le bassin supérieur du Cavally. Cette variation spatiale de l'équitabilité ne fluctue pas de façon significative entre les stations des différents secteurs d'échantillonnages à l'exception des affluents de la partie aval (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Cette différence se situe entre la station S19 et les stations S20 et S21. Les variations de cet indice au niveau de la partie amont indiquent les valeurs minimales (0,19) et maximales (1) à la station S2 du lit principal (Cpa). Dans le secteur médian, la valeur de l'indice d'équitabilité varie entre un minimum 0,19 (S8) et un maximum de 0,95 (S9). La gamme de variation de cet indice dans la partie aval est de 0,35 à la station S19 et de 1 aux stations S15, S18 et S21.

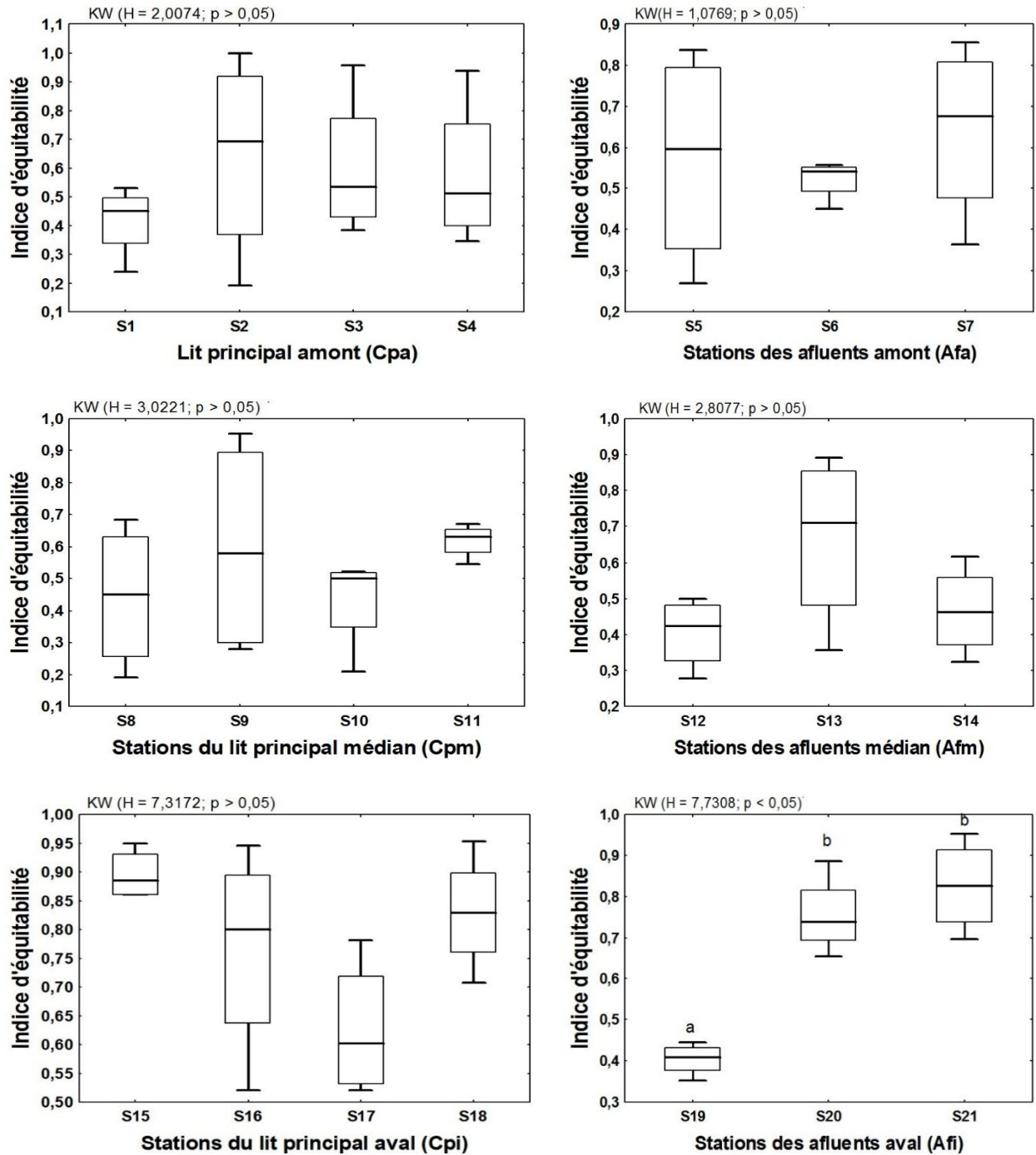


Figure 74 : Variations spatiales de l'indice d'équitabilité des communautés des macroinvertébrés benthiques aux différentes stations d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à S21 = stations prospectées ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval. ; **Sp** : Saison de pluie. **Ss** : Saison sèche ; **a, b, c** = Indiquent les différences observées au niveau des stations ; les stations et les saisons ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney au seuil de significativité de 0,05. KW = test de Kruskal-Wallis; U = test de Mann-Whitney.

3.2.1.2.3.2.2- Variations saisonnières de l'indice d'équitabilité

La figure 75 indique les variations saisonnières de l'équitabilité dans les différents secteurs échantillonnés. Aux stations du secteur amont, l'équitabilité atteint sa valeur minimale (0,19) en saison sèche et sa valeur maximale (0,19) en saison des pluies dans le lit principal (Cpa). Dans le secteur médian, la valeur la plus faible (0,19) et la plus élevée (1) de l'équitabilité est notée en saison des pluies respectivement dans le lit principal (Cpm) et les affluents (Afm). Relativement à la partie aval, les valeurs extrêmes minimale (0,35) et maximale (0,95) ont été obtenues dans les affluents (Afm) respectivement en saison des pluies et en saison sèche. Dans les secteurs d'échantillonnages, les variations saisonnières de l'équitabilité ne présentent pas de différences significatives (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

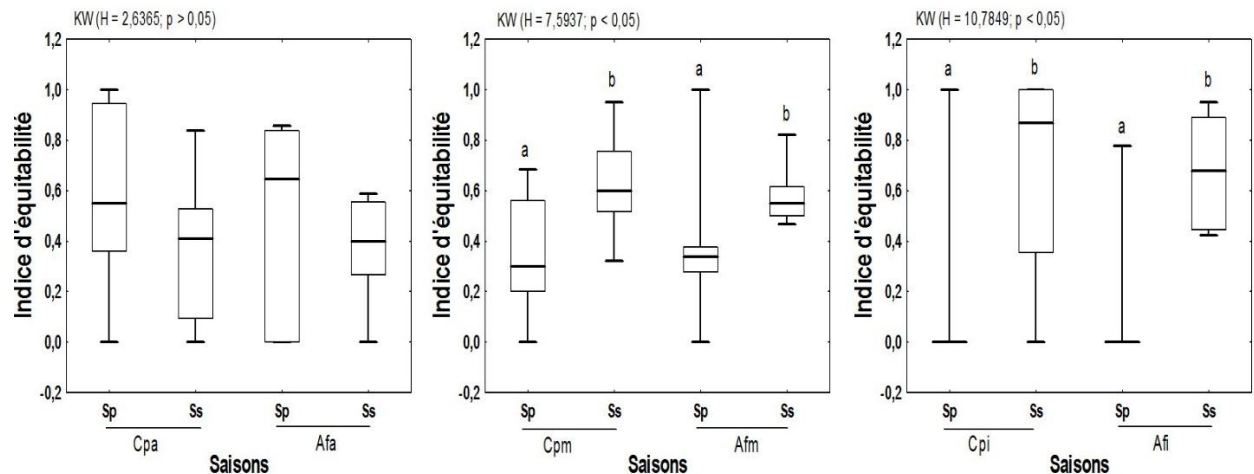


Figure 75 : Variations saisonnières de l'équitabilité des communautés de macroinvertébrés benthiques des différents secteurs d'échantillonnage du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

S1 à **S21** = stations prospectées ; **Cpa** = lit principal Amont ; **Afa** = Affluent Amont ; **Cpm** = lit principal cours moyen ; **Afm** = Affluents cours moyen ; **Cpi** = lit principal Aval ; **Afi** = Affluents Aval ; **Sp** : Saison de pluie, **Ss** : Saison sèche ; **a**, **b** = Indiquent les différences observées au niveau des stations ; les stations et les saisons ayant les mêmes lettres ne présentent pas de variations significatives selon les tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney au seuil de significativité de 0,05. KW = test de Kruskal-Wallis; U = test de Mann-Whitney.

3.2.1.2.4- Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des principaux macroinvertébrés benthiques

L'influence des paramètres environnementaux sur l'abondance des principaux taxons (supérieure à 5 % des effectifs) des macroinvertébrés benthiques a été recherchée à l'aide d'une Analyse de Redondance (RDA). Le test de permutation de Monte-carlo (1000 permutation) indique que le résultat de cette analyse est significatif ($p < 0,05$). Les deux premiers axes (axes 1 et 2) utilisés pour l'expression des résultats de la RDA cumulent 62,54 % de l'inertie totale avec respectivement 36,63 % et 25,91 % des informations.

L'ordination des variables environnementales dans le plan factoriel F1 x F2 indique que la conductivité, le taux de solides dissous, la température, le potentiel redox, le pH, l'Orthophosphate et l'Arsenic influencent fortement la répartition des abondances des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques dans le bassin supérieur du fleuve Cavally (Figure 76). L'axe 1 est fortement et négativement corrélé à l'Orthophosphate et à l'Arsenic, alors qu'il est fortement et positivement associé à la température de l'eau et au Nitrate. Cet axe dans sa partie positive regroupe les taxons tels que *Diplonychus* sp., Chironominae, *Anisops* sp., *Chaoborus* sp., Oligochètes, *Aulonogyrus* sp., *Centroptilum* sp., *Adenophlebiodes* sp., *Lymnaea peregra*, *Zygonyx torridus*, Orthoclaadiinae, *Hyphydrus* sp., *Ceratopogon* sp., *Limnogonus* sp., *Lymnaea peregra*, *Gerrisella* sp., *Hydrometra* sp dans le secteur médian du fleuve.

Selon l'axe 2, on note une forte association positive entre *Orectogyrus* sp., *Hydraena borbonica*, *Ferrissia fontinalis*, *Melanoides tuberculata*, *Microvelia* sp., *Laccophilus* sp., *Rhagadotarsus hutchinsoni*, *Indoplanorbis exustus*, *Eurymetra* sp., *Dineutus* sp., *Gerris* sp., *Rhagovelia reitteri* et le potentiel redox, la conductivité, le taux de solides dissous, le pH dans le secteur amont du fleuve. Ces associations sont en revanche, négativement corrélées aux concentrations de Mercure et à la profondeur. Cependant, ces derniers paramètres caractérisent les fortes abondances de *Elassoneuria* sp., *Macrobrachium vollenhovenii*, *Caridina* sp., *Ranatra* sp., *Neurogomphus* sp. dans le secteur aval du fleuve.

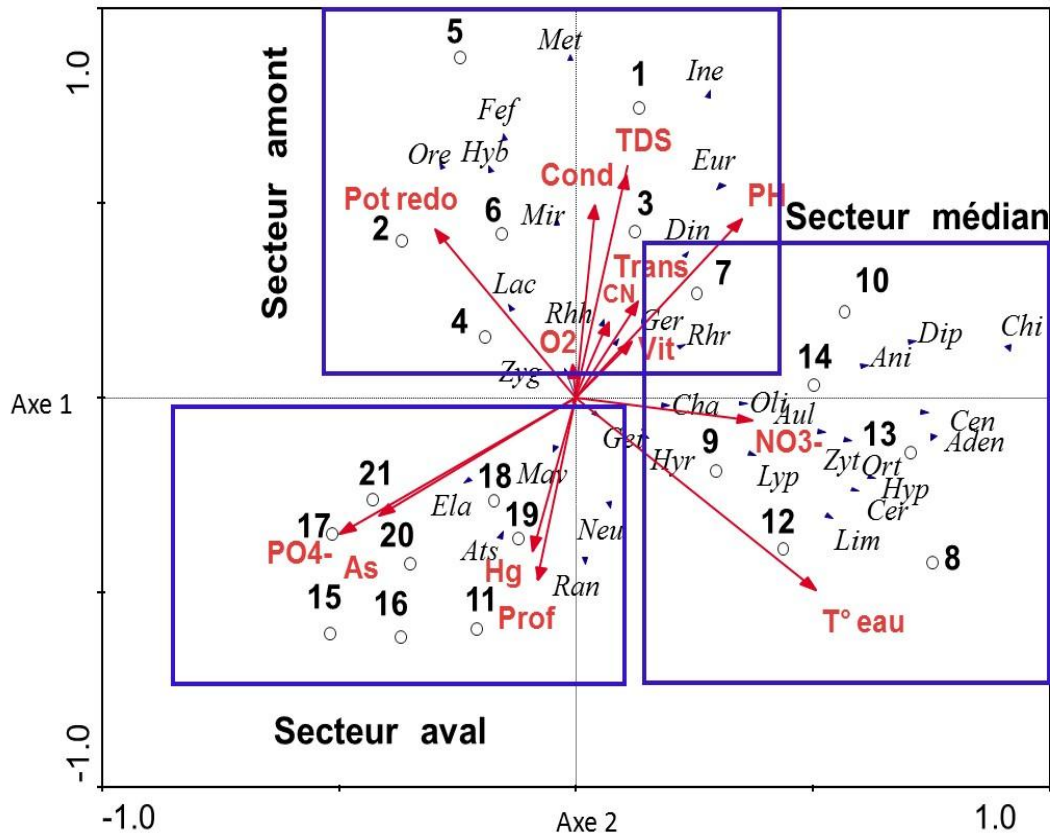


Figure 76 : Analyse de Redondance (RDA) des principaux taxons de macroinvertébrés benthiques et des variables environnementales du bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

T° eau = Température de l'eau ; **Cond** = Conductivité ; **O₂** = Oxygène dissous ; **Pot redox** = Potentiel redox ; **pH** : potentiel d'Hydrogène ; **TDS** = Taux de solides dissous ; **Trans** = Transparence ; **Vit** = Vitesse ; **Prof** = profondeur ; **NO₃⁻** = Nitrate ; **PO₄⁻** = Orthophosphate ; **Hg** = Mercure ; **As** = Arsenic ; **CN** = Cyanure. Voir le tableau VII à la page 100 pour les acronymes des taxons.

3.2.1.2.5- Taxons indicateurs des différents types d'habitat

Les valeurs indicatrices des taxons caractéristiques de différentes stations du gradient longitudinal (amont-aval) ont été définies. Cette analyse se base sur la typologie abiotique des différentes stations d'échantillonnage. A partir de cette typologie, trois niveaux de hiérarchisation des taxons indicateurs ont été établies (Figure 77). Ainsi, le premier niveau de la classification renferme toutes les stations d'échantillonnage. Le deuxième niveau distingue les stations faiblement minéralisées (S1, S2, S3, S4) de ceux qui le sont fortement (S5, S6, S13, S14, S7, S8, S9, S10, S11, S12, S15, S16, S17, S18, S19, S20, S21). Quant au troisième niveau, il subdivise les stations fortement minéralisées en deux sous-groupes selon la situation géographique des stations sur le plan longitudinal (amont-aval) du fleuve Cavally et la proximité des sources de pollution.

Les stations S7, S8, S9, S10, S11, S12, S15, S16, S17, S18, S19, S20, S21 sont situées à proximité et en aval des zones d'orpaillage. Le dernier sous-groupe de stations minéralisées S5, S6, S13, S14, est localisé sur des affluents dans des zones de rejets proches de la confluence avec le fleuve Cavally.

Les résultats obtenus par la méthode *IndVal* ont permis d'élaborer un schéma synthétique des différents groupes de taxons caractéristiques des différentes stations (Figure 77). Ces résultats indiquent que sur les 112 taxons, seulement 18 se révèlent indicateurs d'au moins un niveau de la classification soit 16,07 % de la richesse taxonomique pris en compte. Ces taxons qui ont une valeur indicatrice supérieure à 25 % et/ou pour qui le test de permutation est significatif appartiennent à 8 ordres. Il s'agit, par ordre décroissant de nombre de taxons des Coléoptères et Hémiptères (5 taxons chacun), des Basommatophores (3 taxons), des Ceanogastéropodes, Décapodes, Odonate, Ephéméroptères, Diptères (5 taxons chacun). Sur cet ensemble, 9 taxons ont été identifiés comme ayant des valeurs indicatrices significatives à la suite du test de permutation. Ces taxons concernent, par ordre croissant de valeurs indicatrices, *Laccophilus* sp. (39,4 %), *Bulinus forskali* (42,9 %), *Bradinopyga strachani* (43,3 %), *Microvelia* sp. (48,3 %), *Ferrissia fontinalis* (49,3 %), *Potamodytes* (50,4 %), *Melanoides tuberculata* (60,9 %), *Eurymetra* sp. (51,6 %) et *Orectogyrus* sp. (64,0 %).

Le premier niveau de la typologie rassemble tous les 18 taxons qui se sont montrés indicateurs de ce niveau.

Au second niveau, 4 taxons ont été identifiés comme indicateurs des stations faiblement minéralisées. Ces taxons se répartissent comme suit : 3 Coléoptères (*Orectogyrus* sp., *Potamodytes*, *Laccophilus* sp.) et 1 Hémiptère (*Microvelia* sp.). Quant aux stations fortement minéralisées, elles sont spécifiées par 5 taxons dont 2 Basommatophores (*Ferrissia fontinalis*, *Bulinus forskali*), 1 Odonate (*Bradinopyga strachani*), 1 décapode (*Caridina* sp.) et 1 Diptère (*Ceratopogon* sp.).

Relativement au troisième niveau, les stations faiblement minéralisées conservent ses trois taxons du niveau antérieur. Quant aux stations minéralisées de rejets proches des zones de confluence avec le fleuve Cavally, elle se distinguent par un taxon (*Ranatra* sp.) appartenant à l'ordre des Hémiptères, de 3 taxons (*Ferrissia fontinalis*, *Bulinus forskali*) appartenant aux Basommatophores et d'un taxon (*Bradinopyga strachani*) appartenant à l'ordre des Odonates qui apparaissent comme indicateurs de ces stations.

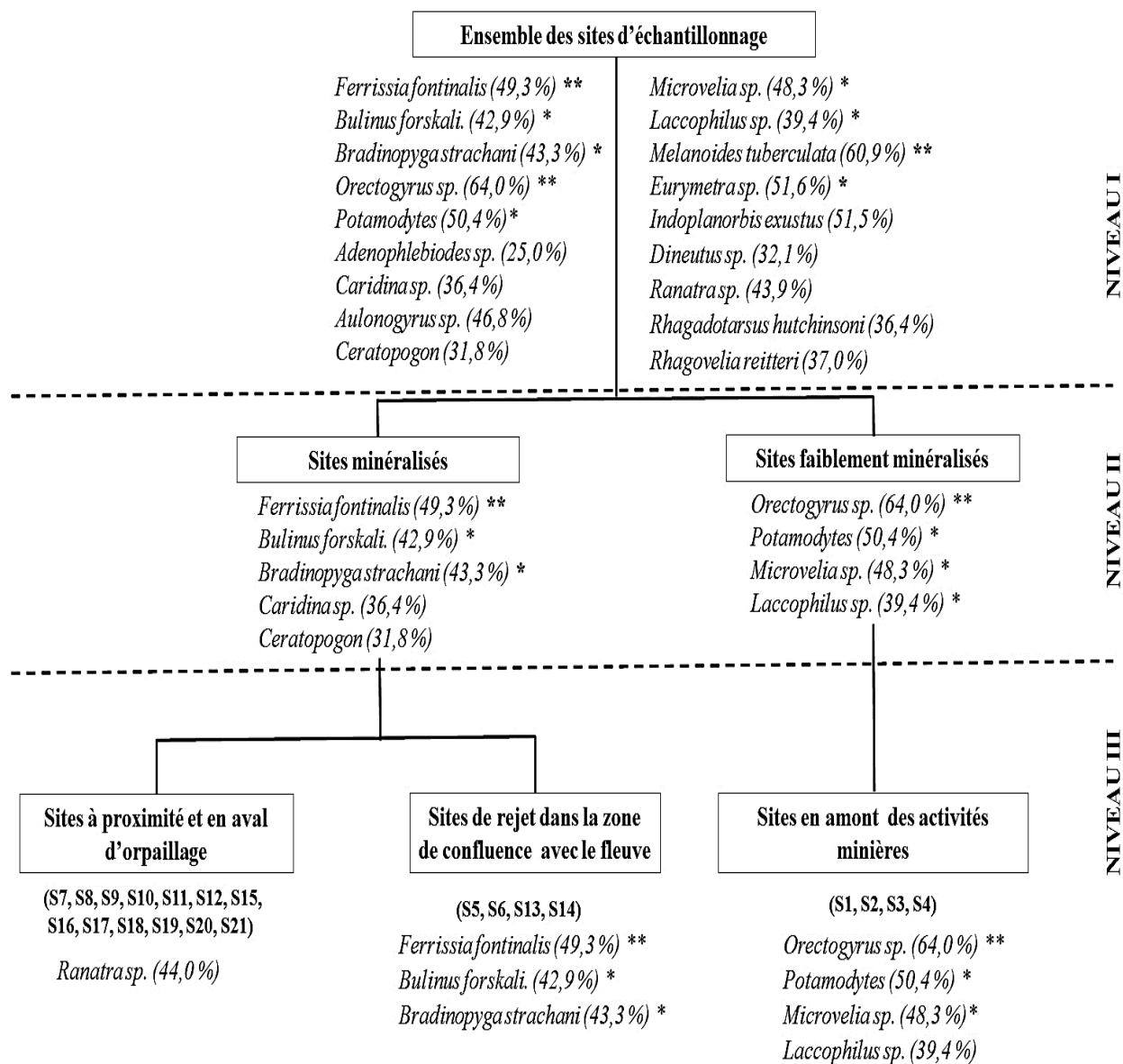


Figure 77 : Typologie abiotique des stations et les taxons indicateurs associés avec les valeurs indicatrices entre parenthèses.

(* et **) = Test *t* de Student significatif ; S1 à S21= stations d'échantillonnage.

3.2.2- Discussion

L'inventaire des macroinvertébrés aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally a permis de relever 112 taxons. Les Insectes dominent largement la composition faunistique du peuplement d'invertébrés benthiques tant du point de vue qualitatif que quantitatif. Les Mollusques représentent le second groupe zoologique le plus diversifié avec 15 taxons. Cette diversité constitue un résultat acceptable au regard de ceux observés dans les eaux douces africaines en général (Durand & Lévêque, 1980, 1981) et en particulier d'Afrique Occidentale (Cumberlidge & Huguet, 2003 ; Diomande & Gourène, 2005 ; Cumberlidge, 2006 ; N'Zi *et al.*, 2008 ; Diomande *et al.*, 2009 ; Sarr *et al.*, 2011 ; Yapo *et al.*, 2012 ; Sanogo *et al.*, 2014 ;). Par exemple en Côte d'Ivoire, dans les grands bassins fluviaux de taille comparable, comme la Comoé, Yao (2006) a établi une liste de 90 taxons contre 38 pour Sankaré (1991). Dans la rivière Agnéby, Diétoa (2002) et Diomande *et al.* (2009) ont respectivement inventorié 69 et 50 taxons avec différents outils d'échantillonnages. Edia *et al.* (2007) ont recensés une richesse taxonomique de 119 taxons pour un ensemble de quatre rivières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. La prédominance des Insectes dans la composition taxonomiques des macroinvertébrés benthiques a été rapportée par plusieurs auteurs (Durand & Lévêque, 1981 ; Diomande, 2009 ; Foto *et al.*, 2011 ; Tshijik *et al.*, 2016). Elle serait attribuable d'une part, à leurs fortes variétés intra-génériques au sein des écosystèmes aquatiques d'eau douce (Gagnon & Pedneau, 2006 ; Lee *et al.*, 2006) et à leurs grandes plasticités écologiques d'autre part. D'une manière générale, la structure de la macrofaune benthique du bassin supérieur du Cavally rappelle aussi celle du peuplement dressé par plusieurs auteurs (Diomandé *et al.*, 2009 ; Foto *et al.*, 2011 ; Camara, 2013 ; Nyamsi *et al.*, 2014 ; Onana *et al.*, 2016 ; Tchakonté, 2016) dans les cours d'eaux anthropisés des régions tropicales africaines. Parmi les Insectes, les Hémiptères, les Odonates, les Diptères et les Coléoptères sont les mieux diversifiés et les plus importants en termes d'effectifs. Les autres groupes à savoir les Ephéméroptères, Trichoptères, Décapodes etc.... sont très faiblement représentés.

Comme on peut le constater, la composition est en grande partie dominée par les taxons dits polluo-tolérants qui se développent principalement dans des milieux soumis à des perturbations d'origine anthropique que naturelle. Les représentants de ces groupes sont notamment les *Chironominae*, les Oligochètes, les *Hydracarien*, les *Bulinus* sp, les *Melanoides tuberculata* et les *Diplonychus* sp. qui sont connus pour leur prédilection pour les milieux pollués. Surtout que, les taxons dits sensibles (Ephéméroptères, Trichoptères etc....) à la pollution sont très peu représentés voir même absents de la liste des taxons récoltés dans les stations d'études. Cette situation pourrait s'expliquer par l'influence directe de rejet d'importantes quantités d'eaux

usées domestiques, urbains, industriels (minière) et agricole qui entraînent très probablement la dégradation des écosystèmes aquatiques du bassin supérieur du fleuve Cavally. En effet, dans cette portion du Cavally, l'orpillage est omniprésent dans tous les secteurs du cours d'eau, tant dans le lit principal du cours d'eau que dans les affluents primaire et secondaire. Par conséquent, le fleuve reçoit un apport constant et régulier d'effluent minier toxique provenant de l'exploitation industrielle et artisanale de l'or.

L'analyse de la répartition des communautés de macroinvertébrés montre que les stations de la partie amont sont plus riches en taxons que celles de la partie aval. Ce résultat est contraire au concept de river continuum fluvial prôné par Vannote *et al.* (1980), mais elle est conforme aux conclusions de plusieurs travaux qui ont révélé que les stations localisées en aval des activités anthropiques présentent plutôt des faibles valeurs de la richesse taxonomique et de la diversité de Shannon (Khalaf *et al.*, 2009 ; Karrouch & Chhlaoui, 2009 ; Onana *et al.*, 2016 ; Tchakonté *et al.*, 2016 ; Tshijik *et al.*, 2016). Les stations du lit principal en amont du fleuve sont les plus riches en taxons après celles du cours médian. Ces stations sont les moins perturbées, le courant est rapide, l'eau est transparente et bien oxygénée avec peu de matières en suspension. Le substrat est majoritairement composé de blocs rocheux non colmatés ce qui favorise une faune d'invertébrés riche, diversifiée et polluotolérante. Ces conditions, contribuent sans doute de manière considérable aux conditions particulièrement favorables à la présence d'un peuplement très diversifié, sans toutefois atteindre la diversité maximale. La macrofaune est dominée par les Epheméroptères, les Trichoptères et les Coléoptères, qui sont indicateurs des milieux faiblement pollués comme signalé par Usseglio-Polatera *et al.* (2000). De tels résultats sont en adéquation avec ceux de Beauger (2008) dans les rivières à charge de fond graveleuse de France. Au regard de tout ce qui précède, les stations de ce secteur du cours d'eau pourraient être considérées comme des sites de références dans des programmes de biosurveillance, du moment qu'ils respectent les exigences énoncées par Meffe & Carroll (1997) et Dallas (2000). Selon ces auteurs, un cours d'eau dont les communautés biologiques présentent une structure homogène et qui subit moins de perturbation peut être considéré comme une zone de référence dans les programmes de biosurveillance. Toutefois, la relative faiblesse de sa richesse par rapport à celle de la zone médiane est à mettre en relation avec les conditions locales. En effet, les principaux substrats rencontrés dans la partie amont du cours d'eau ne permettent pas une libération des nutriments favorables au développement des macroinvertébrés de petite taille. Cette observation a été faite par Quinn & Hickey (1990) en Nouvelle Zélande qui ont mis en exergue l'influence des substrats sur la densité et la richesse taxonomique des invertébrés aquatiques. Pour les affluents en amont par contre, le peuplement semble être significativement

différent de ceux des autres stations en amont, avec une prédominance des Mollusques. Ces affluents abritent 67% de la faune malacologique inventoriée dans cette étude. Les plus importantes familles qui colonisent ces habitats sont celles des Planorbidae (avec *Biomphalaria pfeifferi*, *Bulinus forskali*, *Indoplanorbis exustus*) et des Thiaridae (*Melanoides tuberculata*). Selon Esenowo & Ugwumba (2010), ces taxons sont ubiquistes et relativement tolérants aux variations des paramètres physico-chimiques de l'environnement comme en témoigne les valeurs des paramètres liés à la minéralisation (conductibilité et TDS) et sont habituellement présents dans une large gamme d'habitats. La nature vaseuse et détritique du substrat dans ces stations pourrait également favoriser le développement des Mollusques (Oyenankan, 1979). D'après de nombreux travaux (Bouzidi, 1989 ; Tachet *et al.*, 2006 ; Egonmwan, 2008 ; Karrouch, 2010) la végétation, la teneur en calcium, la nature du substrat et la vitesse du courant d'eau contribuent considérablement dans la répartition et la prolifération des Mollusques dans les eaux continentales.

Bien que les stations du cours médian abritent une richesse spécifique très importante, elles hébergent néanmoins moins de taxons sensibles. Ceci est probablement dû à des perturbations, parfois locales, qui causent la diminution, voire la disparition de certaines espèces au profit d'autres. Selon Himmi *et al.* (2005), les impacts subits par les écosystèmes sont en faveur de la prolifération d'une faune aquatique ubiquiste au dépend de certaines espèces à grande valeur écologique et qui disparaissent progressivement du milieu. En effet, le cours médian du bassin supérieur du Cavally est soumis à de nombreuses activités anthropiques, dont l'une des plus importantes est l'exploitation minière. Ces activités entraînent des perturbations hydrologiques importantes qui influencent le déplacement des organismes benthiques qui y vivent. Toutes ces perturbations environnementales sont les causes plausibles d'une modification des habitats aquatiques et de la prolifération de certains taxons pollutotolérants (Gourène *et al.*, 1999; Yao *et al.*, 2005 ; Yao, 2006). Townsend (1989) souligne également l'importance de la diversité des habitats et conceptualise le rôle de l'hétérogénéité spatio-temporelle de l'habitat dans la structuration des écosystèmes lotiques "*Patch Dynamics Concept*". L'hétérogénéité de l'habitat produit des refuges susceptibles d'augmenter l'élasticité des communautés benthiques face à des perturbations. De plus, la fréquence des perturbations est un facteur important à prendre en compte. Son influence, notamment sur la biodiversité, a été étudiée par plusieurs auteurs. Ward & Stanford (1983) ont transposé la théorie de Connell (1978) sur les perturbations intermédiaires aux écosystèmes lotiques. L'application de cette théorie permet à Ward & Stanford (1983) de conclure que les perturbations de fréquence relativement élevées et d'intensité intermédiaire, incapable d'entraîner la disparition ou l'extinction des espèces se

traduiraient par une forte hétérogénéité spatio-temporelle et un état de non-équilibre, avec la coexistence de nombreuses espèces.

Les macroinvertébrés aquatiques étant très sensibles aux changements de leurs habitats, l'écoulement des effluents miniers toxiques vers l'aval du cours d'eau en l'occurrence le lit principal, ainsi que le colmatage du fond des cours d'eau par les sédiments conduisent à la perte d'habitats de certains organismes aquatiques et à la modification des paramètres physico-chimiques de l'eau. De plus, l'absence d'une gestion adéquate des déchets solides et liquides des agglomérations urbaines et industriels autour du fleuve engendre une amplification des effets des perturbations sur la diversité des peuplements benthiques. Ces effets additifs entraînent une modification dans le fonctionnement des écosystèmes et mènent à une diminution de la richesse taxonomique. La faible diversité spécifique observée dans la partie aval ainsi que l'importance des taxons pollutotolérants reflète bien cet état de fait.

Par ailleurs, la richesse spécifique des stations situées sur les affluents est plus élevée que celles du lit principal, en raison des conditions favorables que celle-ci offre pour le développement d'une faune plus diversifiée et adaptée. Ben moussa *et al.* (2014) ont constaté que la faiblesse du courant, la présence des végétaux aquatiques et de débris végétaux constituent des abris compatibles et de source de nourriture propice à la prolifération de certains taxons

L'étude comparative montre des différences significatives dans la composition taxonomique entre les différentes stations d'échantillonnage. De plus, l'indice de similarité de Jaccard montre très peu d'homogénéité taxonomique entre les différentes stations et entre les stations d'un même secteur longitudinal. Cette forte dissemblance dans la répartition des communautés benthiques serait la conséquence d'une dégradation de la qualité écologique du fleuve. Nonobstant le fait que certains taxons tels que *Libellula* sp., *Anisops* sp., *Limnogonus* sp., *Diplonychus* sp., *Chironominae*, *Aulonogyrus* sp., *Indoplanorbis exustus* et les Oligochètes sont ubiquistes avec une large répartition au sein des différentes stations et des différents secteurs du cours d'eau. Ces observations sont contraires à celles d'Edia (2007), qui avait obtenu des communautés presque homogènes dans un ensemble de quatre cours d'eau côtier du Sud-Est de la Côte d'Ivoire.

L'organisation fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés benthiques dans les stations d'étude du bassin supérieur du Cavally met en évidence un dysfonctionnement trophique, lié à la dominance tant qualitative que quantitative des prédateurs, alors que les filtreurs sont les plus faiblement représentés. Les proportions des différents groupes trophiques varient entre les différents secteurs étudiés. La proportion des prédateurs tend à augmenter graduellement de l'amont vers l'aval du cours d'eau. La grande diversité de ce groupe

fonctionnel alimentaire pourrait dépendre de la nature des aliments disponibles (Tudorancea *et al.*, 1988 ; Getachew *et al.*, 1996). A cet effet, Caldwell *et al.* (1980) affirment qu'il existe une forte corrélation positive entre la grande disponibilité des proies et la diversité des prédateurs. L'importance de ce mode d'acquisition de la nourriture avait déjà été évoquée par plusieurs auteurs comme étant une réponse adaptative des organismes face à des perturbations de leur milieu (Sturner & Hessen, 1994 ; Mondy, 2012). Cette composition fonctionnelle laisse transparaître le rôle manifeste de facteurs abiotiques dans la structuration des communautés. Puisque dans les cours d'eaux naturels, les modifications progressives des conditions physiques (largeur, profondeur, débit, courant, température...) de l'amont à l'aval engendrent un gradient continu des ressources trophiques disponibles qui détermine la distribution des organismes en fonction des différentes stratégies développées par les espèces pour exploiter les ressources alimentaires (Vannote *et al.*, 1980). Ces résultats sont en accord avec les travaux d'autres études en milieu tropical (Camara, 2013 ; Kouamé, 2014 ; Nathalie, 2017 ; Allouko, 2019).

En outre, d'autres aspects comme la qualité de la ressource alimentaire peuvent expliquer la rareté des organismes détritivores. Gonçalves *et al.* (2007) ont évoqué le rôle prépondérant de la qualité de la litière végétal dans la nutrition des organismes détritivores. En général, les végétaux des forêts tropicales possèdent de fortes teneurs en composés réfractaires tel que la lignine, la cuticule et la présence de composés défensifs (Stout, 1989 ; Canhoto & Graça, 1999 ; Gessner *et al.*, 1999 ; Rier *et al.*, 2002 ; Goncalves *et al.*, 2007 ; Gessner *et al.*, 2010). De telles litières végétales sont difficilement assimilées par les organismes détritivores (Gessner *et al.*, 2010). A l'inverse des organismes herbivores, les collecteurs deviennent de plus en plus importants de l'amont vers l'aval. Ces organismes correspondent aux mangeurs de substrats. Ils ont la particularité d'ingérer les sédiments fins qui renferment des quantités variables de débris organiques fins (microfaune et microflore). Leurs proportions s'accroissent avec l'augmentation des perturbations sédimentaires qui prédominent visiblement dans la partie médiane du cours d'eau. Ces perturbations entraînent par contre, une forte turbidité des eaux qui entrave l'activité photosynthétique et donc la production des organismes autotrophes photosynthétiques et par ricochet la survie des organismes herbivores. De plus, la faible minéralisation du bassin supérieur du fleuve Cavally pourrait également contribuer significativement à une faible production primaire, limitant de ce fait les organismes herbivores. Quant aux filtreurs, leur faible proportion obtenue le long du gradient longitudinal serait liée au colmatage des substrats préférentiels de ces organismes, qui ont enregistré des changements physiques importants.

Il convient toutefois d'apporter une nuance importante à l'estimation des traits fonctionnels trophiques et au régime alimentaire. Cette appréciation ne peut être absolue et statique, dans la mesure où certains taxons ont un spectre alimentaire strict, alors que d'autres en revanche peuvent prélever leur nourriture à différents niveaux trophiques (Wantiez, 1994). C'est pourquoi certains auteurs ont défini sept groupes trophiques alors que d'autres se limitent à cinq (Cummins & Klug, 1979). En effet, de nombreuses études (Roeding & Smock, 1989 ; Felten *et al.*, 2008 ; Monoury, 2013 ;) s'accordent sur le fait que les macroinvertébrés soient capables d'élargir leurs préférences alimentaires en fonction de la plus ou moins grande disponibilité des proies qu'ils consomment habituellement. Comme l'on noté Céréghino (2006) et Felten *et al.* (2008), certains macroinvertébrés présentent des habitudes de vie et des comportements de nourrissage variés en fonction des ressources présentes dans le milieu. De même, il est établi que les habitudes alimentaires changent en fonction du stade de développement de l'organisme et des perturbations des milieux (Mihuc, 1997).

La biotopologie des stations par la SOM sur la base de la matrice présence/absence des taxons dans les stations des écosystèmes considérés met en évidence deux catégories d'échantillons, en rapport avec le gradient longitudinal amont-aval et sur la base de la composition des différents secteurs du cours d'eau. Il s'agit des échantillons à faible richesse taxonomique (groupes I et III) et de ceux qui sont riches en taxons (groupes II et IV). Le groupe I réunit principalement les échantillons associés au lit principal du cours médian et les affluents de l'aval. Ces échantillons, ainsi que ceux du groupe III, affiliés au lit principal amont (Cpa) et aval (Cpi) bénéficient des conditions de vie (vitesse du courant, une bonne oxygénation de l'eau, transparence et potentiel redox) beaucoup plus favorables pour le développement d'une faune polluosensibles. Le groupe II, rassemble quant à lui, la plupart les échantillons issus du lit principal de la partie amont (Cpa) et des affluents de l'aval (Afi). Il se distingue par la présence de nombreuses espèces sensibles. Les caractéristiques hydromorphologiques de ces milieux concourent à une faible minéralisation. Enfin, le groupe IV, abrite majoritairement les échantillons provenant des stations (secteur médian) les plus perturbées, en raison de leur degré de minéralisation et de concentration de métaux lourds relativement plus élevé par rapport aux autres assemblages. Ces échantillons regroupent bon nombre de taxons majoritairement tolérants à la dégradation de la qualité de l'eau. L'étude de la distribution des communautés du bassin supérieur du Cavally montre ainsi que les assemblages faunistiques sont fonction de la combinaison de plusieurs variables environnementales. Des études et travaux semblables (Frissel *et al.*, 1986 ; Hughes *et al.*, 1986 ; Omernik, 1987) ont déjà fourni des schémas explicites de la connaissance implicite du fonctionnement des cours d'eau. Ces travaux arrivent

à la conclusion que les paramètres biotiques des cours d'eau de même région et/ou section longitudinale tendent à être semblables, et ces caractéristiques tendent à différer quand les cours d'eau appartiennent à des secteurs plus distincts.

L'analyse quantitative des communautés révèle des différences significatives entre les stations de la partie amont, la partie médiane et celle des stations en aval des activités minières. Cette différence serait liée aux conditions locales déjà évoquées précédemment. De plus, le fonctionnement temporaire de certains affluents pourrait grandement affecter la capacité d'accueil de ces points de prélèvements. Aussi, les dépôts de sédiments fins qui s'étalent et recouvrent le substrat du fond à l'aval du cours d'eau ainsi que la mise en solution de grande quantité d'éléments chimiques et minéraux toxiques sont connus pour affecter la survie, la croissance et la reproduction des macroinvertébrés benthiques et leurs effectifs (Roberge, 1996 ; Gaëlle, 2004 ; Lachance *et al.*, 2008 ; Hussain & Pandit, 2012 ;). Cette observation rejoint l'assertion faite par Kamb (2013) selon laquelle, la qualité de l'habitat se révèle être une caractéristique déterminante du milieu vis-à-vis de la nature, de l'abondance et de la structure des peuplements des macroinvertébrés benthiques.

En général, l'abondance des macroinvertébrés du bassin supérieur du Cavally est principalement dominée par les Diptères de la famille des Chironomidae. Ces résultats confirment leur capacité et leur aptitude à coloniser les niches écologiques hétérogènes (Caryou *et al.*, 2000 ; Tchakonté, 2016). Ces observations sont en accord avec les résultats obtenus par Foto *et al.* (2010) sur le Nga au Cameroun. Cette prépondérance est liée à l'abondance des *Chironominae*, *Ceratopogon*, *Chaoborus sp.*, *Orthoclaadiinae*. Ces organismes sont des taxons ayant une large distribution géographique, leurs abondances sont liées à leur reproduction continue toute l'année (Dejoux, 1981). L'importance numérique de ces taxons dans la faune benthique des eaux douces continentales Africaine est connue (Dejoux, 1981 ; Dejoux *et al.*, 1981). Cette situation a été rapportée par Foto *et al.* (2011) dans le fleuve de Biyéme (Cameroun) ; Diomandé *et al.* (2009) dans le fleuve d'Agnéby (Côte d'Ivoire). Leurs proliférations dans la partie moyenne et aval révèlent une détérioration de l'état écologique des eaux du fleuve au niveau de ces stations. Foto *et al.* (2011) ont noté l'émergence de ces taxons dans les milieux urbains fortement anthropisés du Cameroun. Contrairement aux autres stations, les affluents situés très loin en aval des activités minières présentent une abondance spécifique distincte de celle des autres stations. La dominance des Atyidae de l'espèce des *Caridina sp.* et *Macrobrachium vollenhovenii* laisse penser à une probable amélioration des paramètres environnementaux par l'installation d'une faune polluo-sensible (Huxley, 1980 ; Foto *et al.*, (2011 ; 2012)). Cette théorie d'une possible récupération de l'intégrité écologique se base d'une

part sur les observations de Cissé (1997) qui avait remarqué une diminution de la concentration des polluants chimiques au fur et à mesure qu'on s'éloigne des sources de pollution et d'autre part de la présence dans les échantillons des individus de la famille des Atyidae considéré comme indicateur de bonne qualité de l'eau par Foto *et al.* (2011 ; 2012).

En parallèle, il est à noter la présence considérable des Hémiptères dans presque toutes les stations étudiées en l'occurrence le lit principal et les affluents du cours médian. Ces Insectes bénéficient d'une distribution hétérogène et constituent le deuxième groupe le plus abondant dans ce travail. Ils sont principalement représentés par les Gerridae (*Limnogonus* sp. ; *Gerrisella* sp.) et Notonectidae (*Anisops* sp). La prépondérance de ces Insectes témoigne d'une relative dégradation de certains secteurs du cours d'eau comme l'ont noté Moisan (2010) et Hessé *et al.* (2014). Nos résultats sont également corroborés par ceux de Mary (2000) et de Djéné *et al.* (2018). Quant aux Coléoptères, ils sont essentiellement représentés par la famille des Gyrinidae qui constitue le groupe le plus important des Coléoptères aquatiques du Cavailly. La prédominance de cette famille est particulièrement liée à l'abondance des taxons comme *Orectogyrus* sp., *Aulonogyrus* sp. Ces taxons abondent en saison sèche surtout dans les stations amont du lit principal où ils atteignent près de 50% des effectifs comparativement au secteur médian et aval. Les facteurs qui influencent favorablement la répartition des éléments de ce groupe sont entre autre la végétation immergée, le substrat à granulométrie grossière, la température de l'eau et les potentialités trophiques (Lounaci, 1987 ; Mebarki, 2001). Nos résultats sont conformes à ceux de Compin & Céréghino (2003) et Foto *et al.* (2012) qui ont prouvé qu'une diminution de la richesse et de l'abondance de certains groupes de Coléoptères (Elmidae, Gyrinidae, et Haliplidae) dans les cours d'eau anthropisés était clairement liée à la dégradation de la qualité de l'eau et des habitats. D'ailleurs, Hilsenhoff (1988) ; Bode *et al.* (2002) et Sánchez-Fernández *et al.* (2006) ont également identifié ces taxons comme étant de bons indicateurs d'eau peu perturbées. Aussi, l'abondance remarquable des mollusques dans les affluents de la partie amont serait certainement dûe à la richesse du substrat en détritux et la nature alcaline de l'eau comme rapporté dans les travaux d'Aldridge *et al.* (2007) et Garg *et al.* (2009). Brown (1994) stipule en effet que l'interaction entre les paramètres physico-chimiques de l'eau joue un rôle primordial sur les fluctuations des populations malacologiques. Cette communauté, composée pour l'essentiel des Thiaridae du genre *Melanoides*, est capable d'intégrer des situations écologiques fort diverses, ce qui constitue une expression de leur degré d'euryécie générale. La pullulation de ces taxons témoigne de leurs caractères invasifs (Bony *et al.*, 2013).

En ce qui concerne la dynamique temporelle des effectifs de peuplement des macroinvertébrés, elle connaît une faible variabilité suite aux changements hydrologiques qui s'opèrent entre les saisons. Cependant, les abondances relatives ont de façon perceptible variée au cours des saisons pour deux raisons principales selon Lévêque *et al.* (1983) : la variabilité saisonnière des conditions environnementales des différentes stations et les modifications progressives induites par les pollutions dans les habitats de macroinvertébrés qui motivent en effet diverses réponses biologiques qui évincent lentement plusieurs espèces (Pombo *et al.* 2002). Ainsi les taxons *Anisops* sp., *Ferrissia fontinalis*, *Lymnaea peregra* et *Indoplanorbis exustus* abondants en saison pluvieuse sur le lit principal, ont vu leurs effectifs décroître en saison sèche. A l'inverse d'autres taxons tels que *Caridina* sp., *Aulonogyrus* sp., *Diplonychus* sp. et *Rhagadotarsus hutchinsoni* abondent en saison sèche et s'avère limités en saison pluvieuse. Selon les études réalisées par Mary (2011), Allouko (2019), plusieurs taxons montrent de grandes abondances durant les moments de régimes plus stables c'est-à-dire en saison sèche ; ce que confirment les résultats obtenus dans le Cavally au cours de ces travaux.

L'étude de l'organisation du peuplement benthique des différentes stations du bassin supérieur du Cavally a été faite sur la base des indices de diversité de Shannon et de l'équitabilité. Les valeurs de ces indices fluctuent respectivement entre 0 et 2,65 et entre 0,28 à 0,98. Globalement, l'indice de Shannon montre une grande instabilité dans la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques d'une station à une autre. Alors que, les valeurs d'équitabilité obtenues sont relativement importantes et au-dessus de la moyenne. Ce qui traduit une distribution plus ou moins équilibrée des communautés de macroinvertébrés du bassin supérieur du Cavally. Cette variabilité est en revanche moins importante entre les différentes saisons et confirme ainsi le faible vacillement temporel des paramètres physico-chimique du milieu. Fisher *et al.* (1982) ont en effet émis le principe selon lequel l'indice de diversité est d'autant plus élevé que les conditions du milieu favorisent l'installation de nombreux taxons. Par contre, une diversité faible résulte de condition défavorable et la prédominance de quelques espèces sur l'ensemble des autres taxons.

L'interaction entre les principaux taxons de macroinvertébrés benthiques et les paramètres environnementaux montre que la conductivité, le taux de solides dissous, la température, le potentiel redox, le pH, la profondeur, le Nitrate, l'Orthophosphate, le Mercure et l'Arsenic sont les variables physiques et chimiques qui influencent le plus la dynamique des peuplements dans le bassin supérieur du fleuve Cavally. Ce constat pourrait résulter de l'accumulation des sels nutritifs et métaux lourds dans le cours d'eau. En effet, les types d'occupations du sol et les

activités exercées par les populations pour leurs survies sont la cause probable d'une répartition hétérogène des communautés de macroinvertébrés benthiques. Ces activités sont pourvoyeuses de grandes quantités d'intrants chimiques qui contribuent à la minéralisation du cours d'eau après lessivage des sols. Pourtant ces facteurs liés à la minéralisation sont connus pour influencer de façon significative la présence et le maintien des communautés aquatiques dans les cours d'eau (Camargo & Alonso, 2004). Edia (2008) a rapporté des corrélations significatives entre la composition en espèce et le pH, la température et l'oxygène dissous dans les rivières de Soumié, d'Ehania, de Tanoé et d'Eholié dans le Sud-est de la Côte d'Ivoire. Diomandé *et al.* (2001) dans la rivière Bia au sud Côte d'Ivoire ont observé des résultats semblables. Kouadio (2011) a observé une corrélation positive significative entre la densité des macroinvertébrés et la température de l'eau dans les lagunes Aby, Ebrié et Grand-Lahou de Côte d'Ivoire. Selon Ross *et al.* (1991), la température est l'un des facteurs environnementaux les plus importants contrôlant la densité des insectes aquatiques. En outre, l'augmentation de la température de l'eau accélère l'activité d'alimentation des taxons benthiques prédateurs tels que les Chironomidae.

Au nombre des macroinvertébrés collectés le long du bassin supérieur du fleuve Cavally, les Basommatophores (*Bulinus forskalii*, *Ferrissia fontinalis*) et les Odonates *Bradinopyga strachani* se sont révélés indicateurs des stations relativement minéralisées comme indiqué par Diomandé (2001) et Bony *et al.* (20013). Les espèces *Laccophilus sp.*, *Potamodytes*, *Orectogyrus sp.* (Coléoptères) et *Microvelia sp.* (Hémiptères) sont indicateurs au second niveau pour les stations faiblement minéralisées. Ces taxons, apparaissent également parmi les taxons indicateurs des stations de pollution spécifiques au troisième niveau. Cela suggère que ces taxons ont des affinités pour des types de pollutions spécifiques. Ainsi, les taxons des sites fortement minéralisés apparaissent au troisième niveau sur les stations de rejets dans la zone de confluence avec le lit principal du fleuve. De même, les taxons affiliés aux stations faiblement minéralisés réapparaissent au troisième niveau sur les stations en amont des sources de pollution minière. Par ailleurs, certains taxons qui ne sont pas indicateurs au deuxième niveau d'hierarchisation, le sont au troisième niveau. Ils seraient donc associés à des stations de pollution spécifique. C'est le cas de *Ranatra sp.*, qui est inféodé aux stations relativement minéralisées situés à proximité ou à l'aval des zones d'orpaillage.

3.3- QUALITE BIOLOGIQUE DES EAUX DU BASSIN SUPERIEUR DU FLEUVE CAVALLY

3.3.1- Résultats

3.3.1.1- Analyse de la qualité des eaux à partir des indices biocénotiques

3.3.1.1.1- Variations spatiales des indices biocénotiques

Le tableau XIV ci-dessous présente les indices biocénotiques calculés par stations et par secteurs d'étude à partir de la liste faunistique dressée dans le tableau VII à la page 100. Les Plécoptères étant absents des échantillons du Cavally, l'indice ET représente la richesse taxonomique en Insectes appartenant aux ordres des Epheméroptères et Trichoptères récoltés. Les valeurs des indices ET des stations oscillent entre 0 (S15, S17, S20, S21) et 6 (S1). La somme des taxons ET au niveau des secteurs amont et médian est plus importante que celle de la partie aval. Les stations du lit principal (Cpa, Cpm, Cpi) présente les valeurs les plus élevées de l'indices ET par rapport aux stations situées sur les affluents (Afa, Afm, Afi).

Dans l'ensemble des stations du bassin supérieur du Cavally, le pourcentage relatif en Epheméroptères et Trichoptères (% ET) fait apparaitre les plus faibles valeurs (aucun taxon) aux stations aval du fleuve (S15, S17, S20) alors que le secteur médian (S9, S13) affiche les plus fortes proportions. Par ailleurs, l'indice Chironomidae (% C) fluctue entre 0 % (S2, S4, S15, S17, S20, S21) et 54,2 % (S10). Selon l'indice Chironomidae les valeurs les plus faibles sont obtenues dans les secteurs amont et aval et les plus fortes dans le secteur médian du fleuve. La valeur de cet indicateur est inférieure à 5 % dans le lit principal du secteur amont (Cpa) et dans les affluents de la partie aval (Afi). Ce qui témoigne d'une eau de bonne qualité biologique dans ces secteurs du cours d'eau. Dans les affluents de la partie amont (Afa) et dans le lit principal du secteur aval (Cpi), cette valeur se situe nettement au-dessus de 5%, caractéristique des eaux faiblement polluées. Les valeurs maximales (54,2 % et 50 %) sont respectivement obtenues dans le lit principal et les affluents du cours médian. Ces valeurs sont caractéristiques des milieux moyennement pollués. En ce qui concerne l'indice de Shannon, les valeurs moyennes varient entre 0,79 (S15) à 2,77 (S3). Les valeurs de ces indices présentent une variation irrégulière suivant le gradient amont-aval. Certaines stations de l'amont (S1, S3, S6, S7), du cours médian (S8, S10, S12, S14) ainsi que de l'aval (S18, S19, S20, S21) indiquent des valeurs relativement élevées. D'autres comme S2, S11, S15, S16 et S17 montrent de faibles valeurs.

Tableau XIV : Valeurs moyennes des indices biocénétiques calculés sur les 21 stations d'étude du bassin supérieur du Cavally de mai 2015 à avril 2016

Gradient longitudina		Stations	Rs	ET	% ET	% C	%Baetidae/E	H'
Amont	Cpa	S1	31	6	4,5	3,5	16,67	2,49
		S2	22	1	0,5	0	0	1,26
		S3	28	3	7,4	10,8	0	2,77
		S4	11	1	7,5	0	0	1,88
	Afa	S5	17	1	0,1	0,94	nd	1,53
		S6	18	2	4,2	20	71,43	2,08
		S7	27	2	5,9	20	61,54	2,74
Médian	Cpm	S8	40	3	8,4	37,4	31,63	2,4
		S9	28	4	24,1	45,5	78,20	1,94
		S10	47	3	11,57	54,2	51,58	2,19
		S11	10	1	2,1	6,43	100	1,66
	Afm	S12	34	2	11,6	30,2	100	2,16
		S13	30	2	16,1	50	5,36	1,89
		S14	43	2	3,2	9,9	0	2,74
Aval	Cpi	S15	3	0	0	0	nd	0,79
		S16	5	1	20	20	0	1,61
		S17	7	0	0	0	nd	1,7
		S18	21	1	1,05	8,4	0	2,67
	Afi	S19	22	2	0,67	3,3	0	2,09
		S20	12	0	0	0	nd	2,09
		S21	16	0	1,22	0	0	2,3

ET= indice Ephéméroptères (E) et Trichoptères (T) ; (% Beat) = pourcentage de l'abondance en Baetidae sur l'abondance totale des Ephéméroptères ; Rs = richesse spécifique ; nd : non déterminé ; S1 à S21 = stations prospectées ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal médian ; Afm = Affluents médian ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval ; Sp : Saison de pluie, Ss : Saison sèche.

3.3.1.1.2- Variations saisonnières des indices biocénétiques

Le suivi saisonnier de la qualité des eaux du bassin supérieur du Cavally à travers les indices biocénétiques (ET, %ET, % C) ne montre de variation significative (test de Mann-Whitney, $p > 0,5$) (Tableau XV). La comparaison des valeurs indicielles entre la saison pluvieuse et la saison sèche indique que la qualité du milieu n'est pas fonction des variations saisonnières.

Tableau XV : Variations saisonnières des indices biocénétiques

Indices biocénétiques	Sp	Ss
Richesse (Rs)	86	89
ET	9	9
%ET	12	2
% C	36,4	9,6
Shannon	2,74	3
Equitabilité	0,62	1

3.3.1.2- Analyse de la qualité des eaux à partir des indices biologiques

3.3.1.2.1-Variations spatiales des indices biologiques

3.3.1.2.1.1-Variations spatiales de l'indice BMWP

Les scores des indices biologiques BMWP ont été évalués à chacune des stations d'échantillonnage (Tableau XVI). La plupart des stations (20 stations sur 21) présentent des notes BMWP comprises dans les gammes de valeurs 11 et 100, indiquant des eaux de qualité médiocre à très bonne en matière de pollution organique. Certaines d'entre elles ont des valeurs BMWP plus basses telle que la station S15 traduisant des eaux de mauvaise qualité ($0 \leq \text{BMWP ASPT} \leq 10$). La station S10 située sur le lit principal du cours médian obtient les notes les plus élevées des campagnes de suivi de la pollution organique, reflétant des eaux de très bonne qualité.

Globalement, les notes BMWP obtenues sur les stations amont et médian indiquent des eaux de qualité passable à bonne en ce qui concerne les perturbations organiques, excepté les stations S4, S11 ainsi que S10 indiquant respectivement des eaux de qualité médiocre et très bonne. Les notes indicelles (6 à 52) des stations aval du cours d'eau traduisent en général des eaux de qualité passable à mauvaise. Toutefois quelques stations se démarquent en indiquant des eaux de bonne qualité, il s'agit singulièrement de la station S19.

Tableau XVI : Variations spatiales de indice biotique BMWP et la classe de qualité des différentes stations d'étude dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Gradient longitudinal	Stations	Indice BMWP	Classe de Qualité	
Amont	Cpa	S1	94	bonne
		S2	64	Passable
		S3	72	bonne
		S4	38	Médiocre
	Afa	S5	54	Passable
		S6	60	Passable
		S7	71	bonne
Médian	Cpm	S8	96	bonne
		S9	76	bonne
		S10	100	Très bonne
		S11	27	Médiocre
	Afm	S12	64	Passable
		S13	87	bonne
Aval	Cpi	S14	95	bonne
		S15	6	Mauvaise
		S16	12	Médiocre
		S17	23	Médiocre
	Afi	S18	52	Passable
		S19	81	bonne
		S20	33	Médiocre
		S21	37	Médiocre

S1 à S21 = stations prospectées ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval.

3.3.1.2.1.2-Variations spatiales de l'indice IBS

L'indice IBS présente, quant à lui, des notes comprises entre 4,75 et 8,67, indiquant des eaux de qualité médiocre à très bonne. La grande majorité des stations échantillonnées présentent des eaux de bonne à très bonne qualité en termes de pollution sédimentaire ($5,45 < IBS \leq 6$). A l'inverse, certaines stations ont obtenues des notes comprises au seuil de $4,90 < IBS \leq 5,45$, indiquant des eaux de qualité passable, c'est notamment le cas des stations S4, S6 et S12. D'autres stations encore sont à la limite de la qualité médiocre, en l'occurrence la station S16.

Dans l'ensemble, les valeurs moyennes de cet indice vont de 5,63 à 6,30 dans le secteur amont (Cpa, Afa), reflétant des eaux de bonne qualité à très bonne. Néanmoins deux des stations (S4 et S6) positionnées dans ce secteur du cours d'eau présentent des eaux de qualité passable. Dans les stations du cours médian (Cpm et Afm) les notes de l'indice IBS fluctuent de 5,47 à 6,5 montrant des eaux de bonne à très bonne qualité, à l'exception de la station S12 qui dénote d'une eau de qualité passable. La note IBS la plus faible, de l'ordre de 4,75, a été retrouvée sur la station S16 dans la partie aval du cours d'eau, témoignant d'une eau de qualité médiocre. Pourtant, la grande majorité des stations du secteur aval (6 stations sur 7) attestent d'une eau de qualité bonne à très bonne quant aux pollutions de type mécanique. Toutefois, la note indicielle (IBS) obtenue dans le secteur aval est contradictoire avec le faible nombre de taxons indicateurs récoltés. Rappelons qu'un seuil de 10 taxons indicateurs a été fixé pour le calcul de l'IBS (Mary & Archambault, 2012).

3.3.1.3- Corrélation entre les indices étudiés et les paramètres physico-chimiques

Une analyse de corrélation de Spearman a été menée sur les différentes valeurs des indices calculés dans chaque station d'étude. Les résultats de cette analyse sont présentés par le tableau XVIII.

La richesse spécifique et l'indice Beat sont significativement corrélés ($r = 0,95$; $p < 0,05$) et présentent tous deux de fortes corrélations avec le % ET (respectivement $r = 0,50$ et $r = 0,56$; $p < 0,05$), l'indice ET (respectivement $r = 0,82$ et $r = 0,82$; $p < 0,05$), Margalef (respectivement $r = 0,95$ et $r = 0,95$; $p < 0,05$), l'indice de Shannon (respectivement $r = 0,64$ et $r = 0,72$; $p < 0,05$), le % C ($r = 0,66$ et $r = 0,70$; $p < 0,05$) et à l'indice BMWP (respectivement $r = 0,95$ et $r = 0,90$; $p < 0,05$). L'indice d'équitabilité quant à lui ne présente aucune corrélation significative avec la majorité des autres indices biotiques et de diversité ($p > 0,05$).

Tableau XVII : Variations spatiales des indices biotiques IBS et la classe de qualité des différentes stations d'étude dans le bassin supérieur du fleuve Cavally de mai 2015 à avril 2016

Gradient longitudinal		Stations	Indice IBS	Classe de Qualité
Amont	Cpa	S1	5,63	bonne
		S2	6	Très bonne
		S3	5,69	bonne
		S4	5,2	Passable
	Afa	S5	6,3	Très bonne
		S6	5,33	Passable
		S7	6,18	Très bonne
Médian	Cpm	S8	5,47	bonne
		S9	5,69	bonne
		S10	5,91	bonne
		S11	6,5	Très bonne
	Afm	S12	5,21	Passable
		S13	5,63	bonne
		S14	5,95	bonne
Aval	Cpi	S15	7	Très bonne
		S16	4,75	Médiocre
		S17	8,67	Très bonne
		S18	7,2	Très bonne
	Afi	S19	5,79	bonne
		S20	7,38	Très bonne
		S21	7,63	Très bonne

S1 à S21 = stations prospectées ; Cpa = lit principal Amont ; Afa = Affluent Amont ; Cpm = lit principal cours moyen ; Afm = Affluents cours moyen ; Cpi = lit principal Aval ; Afi = Affluents Aval.

Par contre, l'indice ET présente une corrélation significative positive avec presque la totalité des autres indices biotiques et de diversité. Il est également souligner une très forte corrélation positive entre le pourcentage en % ET et le pourcentage en % C ($r = 0,82, p < 0,05$) et une forte corrélation négative avec l'indice IBS ($r = -0,78 ; p < 0,05$). En ce qui concerne les indices biotiques, on observe une forte corrélation positive entre l'indice BMWP, l'indice ET, % C, l'indice Shannon, (respectivement $r = 0,86 ; r = 0,57$ et $r = 0,87 ; p < 0,05$). De même, l'indice biosédimentaire IBS est fortement et négativement corrélé à l'indice ET, % ET et au % C (respectivement $r = -0,59 ; r = -0,78$ et $r = -0,56 ; p < 0,05$). Par ailleurs, l'indice BMWP est corrélé négatif de façon non significatif à l'indice IBS et à l'équitabilité, puis une relation positif non significatif avec % ET et % C.

Tableau XVIII : Coefficients de corrélation de Spearman entre les indices biocénétiques étudiés et les indices biotiques ($*p < 0,05$)

Variables	Richesse	ET	% Beat	% ET	% C	Shannon	Equitability_J	IBS	BMWP
Richesse spécifique	1								
ET	0,82*	1							
% Beat	0,95*	0,82*	1						
% ET	0,5*	0,67*	0,56*	1					
% C	0,66*	0,74*	0,70*	0,82*	1				
Shannon	0,64*	0,51*	0,72*	0,24	0,34	1			
Equitability_J	-0,43	-0,35	-0,28	-0,15	-0,28	0,33	1		
IBS	-0,35	-0,59*	-0,36	-0,78*	-0,56*	-0,03	0,22	1	
BMWP	0,95*	0,86*	0,90*	0,46	0,61*	0,57*	-0,47	-0,37	1

Le tableau XIX donne les valeurs de la corrélation de Spearman entre les indices de diversité, les biotiques et les paramètres de l'environnement. Parmi ces paramètres environnementaux, l'on note que le pH, le TDS et l'Arsenic présentent une corrélation significative avec les variables biologiques. Cependant, de simples relations non significatives ont par ailleurs été relevées entre ces variables environnementales et les autres descripteurs biologiques (Indice ET, % C, BMWP, IBS, Richesse spécifique, % ET). Ainsi, il existe une corrélation positive et significative entre le pH, l'indice ET et % ET et négative avec IBS. L'Equitabilité est fortement et négativement influencée par le TDS. En outre, les concentrations en Arsenic agissent considérablement et négativement sur la richesse spécifique et le % C.

Tableau XIX : Coefficients de corrélation de Spearman entre les indices biotiques, les indices biocénétiques et les paramètres physico- chimiques des différentes stations d'échantillonnage. Les corrélations significatives (*p < 0,05) sont en gras

Variables	RS	ET	% Beat	% ET	% Olig	% C	Shan	Equi	IBS	BMWP	Cond	O2	Redox	PH	TDS	T°eau	Trans	Vit	Prof	NO3-	PO4-	CN	Hg	As
RS	1																							
ET	0,82*	1																						
% Beat	0,95*	0,83*	1																					
% ET	0,50*	0,67*	0,56*	1																				
% Olig	0,11	0,20	0,14	0,13	1																			
% C	0,66*	0,74*	0,69*	0,82*	0,16	1																		
Shan	0,64*	0,51*	0,72*	0,24	0,02	0,34	1																	
Equi	-0,43	-0,35	-0,28	-0,15	-0,22	-0,28	0,33	1																
IBS	-0,35	-0,59*	-0,36	-0,78*	0,07	0,56*	-0,03	0,22	1															
BMWP	0,95*	0,86*	0,91*	0,46	0,13	0,61*	0,57*	-0,47	-0,37	1														
Cond	0,04	-0,04	0,02	-0,27	0,43	0,00	-0,25	-0,36	0,20	0,10	1													
O2	-0,07	0,21	0,01	0,21	-0,18	-0,06	-0,02	0,23	-0,29	-0,01	-0,25	1												
Redox	-0,19	0,05	-0,14	-0,05	-0,33	-0,27	-0,16	0,08	-0,09	-0,08	-0,18	0,34	1											
PH	0,41	0,63*	0,49	0,57*	0,07	0,42	0,15	-0,32	-0,54*	0,42	-0,11	0,35	0,51*	1										
TDS	0,28	0,21	0,32	-0,09	0,36	0,18	-0,04	0,51*	0,05	0,38	0,78*	-0,39	-0,02	0,16	1									
T° eau	0,32	0,12	0,30	0,41	0,27	0,44	0,09	-0,15	-0,16	0,21	0,08	-0,07	-0,61*	0,01	0,04	1								
Trans	0,16	0,27	0,29	0,29	-0,14	0,10	0,17	0,11	-0,16	0,18	-0,32	0,71*	0,43	0,46	-0,14	0,00	1							
Vit	0,13	0,36	0,32	0,26	-0,15	0,27	0,39	0,43	-0,19	0,20	-0,14	0,57*	0,30	0,34	-0,05	-0,10	0,64*	1						
Prof	-0,19	-0,05	-0,11	0,11	-0,16	0,07	0,02	0,45	0,10	-0,16	-0,34	0,54*	-0,02	-0,13	-0,44	0,23	0,56*	0,62*	1					
NO3-	0,35	0,36	0,36	0,42	0,03	0,43	0,03	-0,30	-0,37	0,25	0,22	-0,20	0,19	0,52*	0,29	0,11	-0,19	-0,08	0,50*	1				
PO4-	-0,26	-0,18	-0,08	-0,11	-0,05	-0,01	-0,03	0,38	0,05	-0,24	0,38	0,29	-0,08	-0,09	0,25	0,11	0,13	0,53*	0,29	0,034	1			
CN	-0,08	0,04	-0,01	-0,05	0,10	0,13	-0,03	0,20	0,19	-0,05	0,35	0,04	0,05	-0,02	0,29	0,05	-0,01	0,42	0,30	0,21	0,61*	1		
Hg	-0,08	-0,15	-0,11	0,12	0,22	0,24	-0,16	0,15	0,07	-0,18	0,30	-0,03	-0,55*	-0,30	-0,04	0,73*	-0,25	-0,04	0,34	0,14	0,43	0,49	1	
As	0,59*	-0,45	-0,49	-0,43	-0,31	0,53*	-0,24	0,45	0,24	-0,51*	-0,08	0,55*	0,21	-0,21	-0,23	-0,34	0,25	0,30	0,37	0,52*	0,53*	0,26	-0,04	1

3.3.2- Discussion

Les résultats des analyses des métriques biocénétiques et de structure le long du bassin supérieur du Cavally révèlent une variabilité intra-stations. L'existence de cette hétérogénéité dans les valeurs de différentes métriques peut être parfois importante au sein même des stations appartenant à un même secteur du gradient longitudinal. Par conséquent, la richesse taxonomique couplée à différentes métriques étudiées met en évidence une discontinuité dans la succession amont aval des communautés d'invertébrés benthiques le long du continuum fluvial. Mais, elle pourrait plutôt correspondre à un gradient croissant de perturbation, en partie liée à l'artificialisation des rives notamment dans le secteur médian. Ainsi, la richesse taxonomique et la diversité maximale apparaît dans la partie amont et le cours médian contrairement au secteur aval. Cette richesse caractérisant les différents secteurs du cours d'eau augmente en général de l'amont vers le cours médian où elle atteint sa valeur maximale, puis diminue fortement dans les stations du lit principal du secteur aval, avant de se stabiliser à de fortes valeurs dans les affluents en aval. Ces observations pourraient s'expliquer par l'hypothèse selon laquelle la biodiversité est accrue par l'hétérogénéité spatio-temporelle des conditions du milieu (Ward & Stanford 1983 ; Ngameni *et al.*, 2017), qui procure aux communautés un large éventail de possibilités de développement (Feminella & Resh, 1990). Inversement, la biodiversité est réduite dans les milieux à conditions constantes ou très instables. De même pour le pourcentage du complexe ET, l'indice ETC, Indice de Shannon et l'indice Margalef montrent les valeurs les plus élevée dans les stations du cours médian. Les valeurs de ces métriques sur les stations d'études du cours médian sont assez élevées comparativement aux autres stations situées sur le lit principal de la zone aval aux activités minières et à un degré moindre les stations de la partie amont et celles des stations affluentes du secteur aval du fleuve. Si les stations S8, S10 et S12 enregistrent le plus fort pourcentage du complexe ET dans le cours médian, la richesse ETC passe des valeurs supérieures à 10 dans quatre sur sept des stations du cours médian à deux sur sept dans la partie amont, et jusqu'à des valeurs inférieure à 10 dans l'ensemble des stations de la section aval. Les indices de diversité de Shannon et de Margalef ainsi que la majorité des indices calculés, évoluent dans le même ordre de grandeur que les précédentes métriques annoncées. Ces métriques ne sont toutefois pas suffisamment discriminantes, dans le cas présent, pour séparer les sites perturbés des sites de référence. D'après les hypothèses du sens de variation de ces métriques en réponse à une perturbation, elles devraient diminuer suite à la dégradation des conditions environnementales. Quant à la richesse et l'abondance des Ephéméroptères, Trichoptères et Coléoptères (indice ETC) et des

taxons les plus polluosensibles tels que préconisé par Rosenberg & Resh (1993), elle devrait également diminuer lorsque les conditions biologiques du milieu se dégradent. Ces métriques, qui à priori, devraient indiquer les plus faibles valeurs dans les stations soumises à de fortes perturbations anthropiques montre plutôt à certains endroits proche ou à l'aval des pollutions, de fortes valeurs. On pourrait alors supposer que, ces résultats, très contrastés met en évidence une rupture dans la succession amont-aval. Il pourrait également montrer un impact non significatif des pollutions sur les milieux aquatiques ou encore favoriserait le développement d'une faune variée et abondante en taxons polluo-résistants. Mais, malgré la forte richesse taxonomique, il a été observé une faible richesse des taxons Epheméroptères, Trichoptères polluosensibles et l'absence totale des Plécoptères comme l'indique l'indice ET. Cette forte richesse des groupes de macroinvertébrés aquatiques polluo-tolérants au détriment des Epheméroptères et des Trichoptères polluosensibles, semble indiquer un milieu perturbé (Adandédjan, 2012 ; Carvalho *et al.*, 2006). Des travaux similaires réalisés en rivière par Carlisle *et al.* (2007) ; Edia *et al.* (2010) ; Diomandé *et al.* (2009), et en lagune par Gnohossou (2006), indiquent par ailleurs que l'abondance et la richesse spécifique des Epheméroptères et des Trichoptères baisse avec la pression des activités anthropiques. Ces organismes, sont réputés vivre dans des eaux bien oxygénées avec des microhabitats diversifiés (Demoulin, 1981 ; Mathuriau, 2002 ; Edia *et al.*, 2007). Ceux-ci tendent à disparaître lorsque le cours d'eau devient pollué. Les Plécoptères sont des bioindicateurs de premier ordre, ils constituent avec les Trichoptères et les Epheméroptères les groupes les plus sensibles aux polluants (Haouchine, 2001). Par conséquent, la faible proportion de ces trois groupes dans le bassin minier du Cavally traduit à priori la mauvaise santé des milieux (Alhou *et al.*, 2009 ; Jun *et al.*, 2012 ; Fagrouch *et al.*, 2011). La rareté de ces taxons dans les cours d'eaux des régions tropicales d'Afrique a été révélé par plusieurs auteurs (Dejoux *et al.*, 1981 ; Chahlaoui, 1996 ; Haouchine, 2001 ; Aboukacem, 2007). A cet effet, DeLong & Brusven (1998) considèrent que les perturbations d'origine anthropique peuvent causer une diminution de la diversité des macroinvertébrés sensibles et une dominance des généralistes plus tolérants. Ainsi, aux stations de référence (secteur amont), il y a neuf genres d'Epheméroptère alors qu'aux stations du cours médian et aval, on en dénombre respectivement six et trois. Sachant que les Epheméroptères et Trichoptères sont généralement sensibles à la pollution, la note légèrement supérieure de l'indice ET dans les secteurs amont, suggère que ces stations ne sont pas perturbées même si le nombre de taxons récoltés reste inférieur à celui des eaux de bonne qualité. A l'inverse, l'abondance relative du complexe ET va à l'encontre des résultats escomptés, les stations du cours médian en compte plus que les stations situées en amont des perturbations. Toutefois, ces

abondances relatives élevées sont surtout expliquées par l'accroissement des effectifs de deux taxons, les Baetidae (ordre des Ephéméroptères) et des Hydropsychidae (ordre des Trichoptères). Contrairement aux autres taxons du complexe ET, ces deux familles sont reconnues pour augmenter en effectif lorsque les effets de la pollution (habituellement organique) augmentent (Barbour *et al.*, 1999). L'importance relative des Baetidae par rapport aux autres familles d'Ephéméroptères au niveau des stations du cours médian semble être favorisée par la pollution aux métaux lourds comme l'atteste les données chimiques. Ces taxons, bien qu'appartenant aux ordres d'Ephéméroptères, peuvent tolérer différents types de polluant que d'autres genres polluo-tolérants (Courtney & Cléments, 2000) et recoloniser rapidement les sites les plus perturbés (Kiffney et Cléments, 1994). Plusieurs études (Clements, 1994 ; Maret *et al.*, 2003) issus de différents milieux ont montré que ces taxons se rencontrent en grand nombre dans des sites fortement contaminés par les métaux. Cette métrique est visiblement la plus sélective et performante dans le cas présent pour détecter les sites les plus pollués des sites de référence. Les résultats de comparaison de la sensibilité à la pollution de plusieurs variables souvent citées dans la documentation scientifique permet de confirmer le caractère sélectif de cette métrique.

Quant au pourcentage de Chironomidae et d'Oligochètes, il fait apparaître les incidences écologique des rejets polluants (charge organique ; micropolluants organiques et métalliques) (Durocher, 2016). Malgré une identification relativement peu poussée, ces indices montrent qu'en générale ce sont les sites du cours médian qui affichent les proportions moyenne les plus élevées et se démarque du reste des taux dans les autres sites. Par conséquent, la prolifération des effectifs de ces taxons reflèterait la présence d'une importante pollution de type organique et sédimentaire. Selon Sloane & Norris (2003) ainsi que Clements (1994), un accroissement de la concentration des éléments métalliques s'accompagne souvent par une augmentation de la richesse et de l'abondance de Chironomidae et des taxons polluo-tolérants, qui peut réduire la richesse spécifique. Le peuplement de ces stations est fait pour la plupart du temps de taxon à répartition ubiquiste dont leur distribution est peu exigeante vis-à-vis de la qualité du milieu. La faible valeur du rapport ET/Chironomidae donne une bonne illustration du stress environnemental que subissent ces tronçons (médian et aval) du cours d'eau qui offre par ailleurs des conditions idoines au développement de Chironomidae.

Globalement les indices multimétriques étudiés fournissent une vision intégrée de la structure et du fonctionnement des communautés de macroinvertébrés. Ces métriques expriment plusieurs aspects de la communauté sous forme de données chiffrables. Dans le bassin supérieur du Cavally, l'analyse synthétique de l'ensemble des métriques met en évidence une pollution

croissante du cours d'eau de l'amont vers l'aval. Par ailleurs, les stations des affluents, particulièrement ceux de l'aval, montre des caractéristiques d'un milieu en bonne santé, semblable à celles du tronçon amont. Par contre, les affluents de cette dernière partie sont comparables à celles des milieux perturbés du cours médian.

Tout comme les indices biocénotiques, les résultats d'analyse des indices biologiques montrent une nette dégradation des secteurs médians et aval. Les scores BMWP obtenus sur les stations du bassin supérieur du Cavally vont de 6 à 100, indiquant des eaux de qualité mauvaise à bonne en matière de pollution organique. Les classes de qualité de l'indice BMWP chutent de la qualité bonne à passable dans le tronçon amont de passable à médiocre voir même mauvaise dans le tronçon aval en terme de pollution organique. L'IBS présente, quant à lui, des notes comprises entre 4,75 et 8,67, indiquant globalement des eaux de qualité médiocre à très bonne en matière de pollution sédimentaire. Cet indice s'avère peu sélectif dans le cas présent dans la distinction des impacts des pollutions sédimentaires entre les stations des secteurs amont (référence) et celles des milieux sous influence d'intenses activités anthropiques. Puisque les valeurs de l'IBS montrent une variation inter-secteur faible et sont restées dans la même classe de qualité à quelque exception près où on observe des écarts considérables. Dans l'ensemble, trois quart des stations étudiées sont de qualité biologique bonne voire très bonne alors qu'un quart est de qualité insatisfaisante (passable à médiocre). Certaines stations proches et à l'aval immédiat des sites miniers, fortement impactées par les activités d'orpaillage entre autres, atteignent de manière surprenante un bon état écologique. Même si les procédures de calcul sont pertinentes, les valeurs d'indice obtenues pour les stations « testé » semblent donc surestimer l'état écologique de ces stations. Plusieurs hypothèses permettraient d'expliquer ce phénomène. En effet, la richesse taxonomique étant un élément indispensable à considérer pour expliquer la note indicielle, un seuil minimum de 10 taxons a été fixé par Mary & Archambault (2012) comme préalable pour le calcul et une interprétation efficace de l'indice l'IBS. Cependant, il apparaît que dans cette étude, l'indice l'IBS a été calculé pour certaines stations (notamment du secteur aval) avec un nombre de taxons inférieur au seuil fixé. En accord avec les travaux réalisés en Nouvelle-Calédonie par Mary & Archambault (2012) dans les sites miniers, qui signifient que dans les points de prélèvement où un faible nombre de taxa indicateurs est récolté, les notes indicielles IBS peuvent être contradictoires et difficilement interprétables. Ceux-ci recommandent par conséquent dans ce cas-ci d'argumenter les valeurs obtenues en fonction des caractéristiques du milieu, d'autant plus s'ils témoignent d'une qualité biologique bonne ou très bonne. En outre, les valeurs déclassantes de l'indice IBS peuvent être

également élucidées par le caractère rémanent et résilience des milieux lotiques. Mary & Archambault (2012) notent que, selon les conditions météorologiques et hydrologiques, l'impact et l'intensité des perturbations mécaniques, notamment l'altération des habitats par colmatage des fonds peut être différente selon qu'on soit en milieu lotiques ou lentiques. Il en résulte que, les théories expliquant les réponses des écosystèmes aux différentes perturbations environnementales ne prennent pas suffisamment en compte la complexité des systèmes aquatiques (Cairns, 1990). Plus récemment, Mary & Archambault (2015) mettaient en évidence que, l'évaluation des perturbations d'ordre sédimentaire peut être affectée quand des perturbations de type organique viennent s'y ajouter, c'est à dire qu'elle sera soit masquée, soit diminuée, soit amplifiée en fonction de la nature et de l'importance de la perturbation organique. Ce qui peut justifier certaines notes relativement élevées que l'on trouve dans les secteurs présentant des signes d'altération organique, mais avec généralement un environnement préservé en matière de pollution mécanique. Dans ce cas, le guide technique de l'IBS propose d'ailleurs d'interpréter les notes indicielles avec précaution et privilégié le contexte local pour expliquer le fonctionnement de l'hydrosystème. Burton & Allan (1986) postulent que les effets interactifs entre les polluants sédimentaires et la matière organique sont importants et interviennent dans la sensibilité des espèces. Ainsi, la pollution sédimentaire semble être diminuée par la présence de matières organiques, ces dernières ayant un effet déterminant sur la spéciation des polluants (Guerold & Pihan, 1989).

CONCLUSION

Le présent travail a permis d'étudier la composition et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du Cavally en relation avec les conditions environnementales et leurs implications dans l'évaluation de la qualité biologique de l'eau.

Les variations des paramètres abiotiques sont plus marquées au niveau spatial que saisonnier. A l'exception de la température des eaux, du potentiel redox et du Cyanure, tous les autres paramètres mesurés varient significativement d'une station à l'autre. Les valeurs des paramètres physico-chimiques de qualité sont comprises dans la gamme des valeurs qui supporte un développement optimale de la vie aquatique. Les éléments métalliques en traces présentent également des teneurs en-dessous de la norme de potabilité admise par l'OMS au niveau des eaux de surface, à l'exception des zones minières qui affichent souvent des concentrations supérieures à la norme OMS.

La macrofaune recensée dans cette étude se compose de 7076 individus repartis en 6 groupes zoologiques, 7 ordres, 51 familles et 112 taxons. La composition des communautés de macroinvertébrés benthiques qui colonise ces stations révèle une prépondérance des Insectes. Il constitue avec les Mollusques l'essentielle des communautés de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du Cavally. La composition faunistique des Mollusques est dominée par la famille de Planorbidae en termes de richesse taxonomique et de Thiaridae en termes d'abondance. Quant aux Insectes, l'ordre des Hémiptères est la plus diversifié et celle des Diptères la plus abondante. Les Chironominae, *Ceratopogon*, *Orectogyrus* sp., *Centroptilum* sp., *Limnogonus* sp., *Anisops* sp., *Melanoides tuberculata* sont les taxons les plus prépondérants.

La richesse taxonomique dans le bassin supérieur du Cavally présente une distribution irrégulière. La richesse spécifique augmente tout d'abord avec la dégradation des milieux pour atteindre un maximum dans les zones intermédiaires ; pour décroître ensuite dans les zones situées plus en aval. Pour deux des secteurs du continuum fluvial, la partie médiane et aval, le lit principal hébergent moins d'individus que les affluents, alors que dans la partie amont, la richesse taxonomiques du lit majeur est plus élevé que celle des affluents.

L'analyse des occurrences des macroinvertébrés benthiques indiquent que *Libellula*, *Anisops* sp., *Limnogonus* sp., *Diplonychus* sp., *Chironominae*, *Aulonogyrus* sp., *Indoplanorbis exustus* et des Oligochètes sont les taxons les plus fréquentes dans les communautés benthiques du bassin supérieur du fleuve Cavally. La majorité des organismes collectés sur le bassin supérieur du fleuve Cavally sont des taxons accessoires. La similarité taxonomique entre les stations du bassin supérieur du Cavally montre une indépendance significative des communautés entre les différentes stations d'études. Contrairement à la composition taxonomique, l'organisation

trophique du peuplement benthique montre une certaine similarité. Le groupe fonctionnel des prédateurs constituent, du point de vue richesse et pourcentage numérique, le plus important des peuplements. Le réseau trophique, encore relativement diversifié et équilibré au niveau du secteur amont et médian du fleuve, apparaît très dégradé et simplifié sur les stations aval.

La dynamique spatio-temporelle des abondances de macroinvertébrés benthiques indique que le nombre d'organismes collectés au niveau des stations du lit principal est supérieur à celui des stations situées sur les affluents à l'exception de la partie amont où les effectifs sont plus importants dans les affluents. Les Coléoptères (*Aulonogyrus* sp., *Orectogyrus* sp.) et les Hémiptères (*Eurymetra* sp., *Gerrisella* sp., *Microvelia* sp.) représentent la majorité des taxons enregistrés dans les stations du lit principal de la partie amont alors qu'au niveau des stations situées sur les affluents de cette même partie ce sont les Cénogastéropodes (*Melanoides tuberculata*) qui dominent les effectifs. Dans le cours médian, les taxons tels Chironominae, *Ceratopogon* sp., *Anisops* sp., *Centroptilum* sp., *Limnogonus* sp. constituent plus de la moitié des individus récoltés. Les taxons Orthoclaadiinae, *Limnogonus* sp., *Laccophilus* sp. et les Oligochètes sont prépondérants dans le lit principal de la partie aval alors *Caridina* sp. domine les effectifs dans les affluents aval.

La corrélation entre paramètres physico-chimiques et l'abondance des macroinvertébrés benthiques a révélé que les variables environnementales que sont la conductivité, le taux de solides dissous, la température, le potentiel redox, le pH, l'orthophosphate et l'arsenic influencent significativement la structure des macroinvertébrés benthiques dans le bassin supérieur du Cavally.

L'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau de l'ensemble du bassin supérieur du Cavally a été rendue possible par l'utilisation d'une approche multimétrique. La richesse taxonomique des stations couplées à différentes métriques (indices de diversité, indice de Shannon, ET etc.....), montrent une variabilité spatiale de la qualité de l'eau. Dans le cas présent, certains indices biocénotiques de qualité de l'eau tel qu'ET, % ET et ETC ne se sont pas avérés sensible pour discriminer les stations les plus polluées de celles des moins polluées. Par contre, plusieurs autres métriques de qualité de l'eau ont cependant démontré leur potentiel. Il s'agit de l'indice Oligochètes (% Olig) et celui du pourcentage en Chironomidae (% C). De même, le rapport entre le nombre d'individu ET et celui des Chironomidae (ET/C), ainsi que le pourcentage d'Ephéméroptères excluant les Baetidae ont également été discriminant.

L'étude de la qualité biologique appréciée par les méthodes BMWP et IBS montre également une hétérogénéité de la qualité de l'eau dans les différentes stations prospectées. Dans l'ensemble, les valeurs indiciaires classent les eaux du bassin supérieur du Cavally entre la

qualité bonne et mauvaise en matière de pollution organique. La qualité de l'eau des stations est en générale bonne à passable dans les stations de la partie amont et médian, tandis que celles de la partie aval sont médiocre à mauvaise. Concernant l'indice IBS, les classes de qualité de l'eau fluctuent couramment entre très bonne et passable en termes de pollution sédimentaire. La qualité de l'eau des stations est e généralement très bonne à passable dans les stations de la partie amont et bonne à passable dans la partie médian, tandis que celles de la partie aval sont très bonne à médiocre en matière sédimentaire.

Au regard des résultats obtenus, pour une gestion adéquate et une exploitation durable des ressources aquatiques, le maintien du bon état écologique des eaux du bassin supérieur du Cavally s'avère nécessaire. Il serait souhaitable d'étendre les stations d'échantillonnage à l'ensemble des bassins hydrographiques de la Côte d'Ivoire, afin de disposer d'une banque de données concernant la faune de nos cours d'eaux, avec leur exigence et valence écologique, et d'établir les codes de sensibilité propre à chaque espèce. Ceci pour permettre la mise en place d'un indice biotique propre aux cours d'eau ivoirienne. Aussi, prévenir les risques sanitaires par l'étude des compétences vectorielles des différents groupes de macroinvertébrés benthiques susceptibles d'être des vecteurs ou hôtes potentiels à travers des analyses en biologie moléculaire. En outre, en vue de mieux prévenir des risques de perturbations des milieux aquatiques, une surveillance permanente de la qualité des eaux et la gestion des modes d'occupation des bassins versants sont nécessaire au niveau gouvernemental.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE

- Aboua B.R.D. (2007). Etablissement de l'indice d'intégrité biotique d'un bassin côtier de la Côte d'Ivoire : cas de la rivière Boubo. Mémoire de DEA, Spécialité : Hydrobiologie, UFR Biosciences, Université de Cocody, Abidjan, (Côte d'Ivoire), 67 p.
- Aboua B.R.D. (2012). Développement d'un indice d'intégrité biotique piscicole pour la préservation de la biodiversité du fleuve Bandama. Thèse de doctorat, Spécialité : Hydrobiologie, UFR Biosciences, Université de Cocody, Abidjan, (Côte d'Ivoire), 227 p.
- Aboukacem A. (2007). Étude hydrobiologique comparative des oueds Boufekrane et Ouislane à la traversée de la ville de Meknès. Impact sur la Sante et l'Environnement. Thèse d'Etat, Faculté des Sciences, Université Moulay Ismail, Meknès (Maroc), 159 p.
- Adandédjan D. (2012). Diversité et déterminisme des peuplements de macroinvertébrés benthiques de deux lagunes du Sud-Bénin : la Lagune de Porto-Novo et la Lagune Côtière. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Université d'Abomey-Calavi, Benin, 261 p.
- AFNOR (1992). Détermination de l'indice biologique global normalise (IBGN). NF T 90-350. Association Française de Normalisation, Paris, 11 p.
- AFNOR (2004). Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T 90-350, Association Française de Normalisation, Paris, 9 p.
- AFNOR (2002). Qualité de l'eau-Détermination de l'indice oligochète de bioindication des sédiments (IOBS). NF T 90-390. Association Française de Normalisation, Paris, 15 p.
- Agences de l'Eau (1993). Etude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales. Synthèse bibliographique. Etude inter-Agences 35, 259 p.
- Aguilar Ibarra A. (2004). Les peuplements de poissons comme outil pour la gestion de la qualité environnementale du réseau hydrographique de la Garonne. Thèse de doctorat, facultés des sciences, Institut National Polytechnique de Toulouse (France), 178 p.
- Aka K. (1991). La sédimentation quaternaire sur la marge de la Côte d'Ivoire : Essai de modélisation. Thèse de Doctorat, Facultés des sciences naturelle, Université Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 320 p.

- Akachibi (2016). Le parc national du mont Sangbé, Côte d'Ivoire, 2 p.
- Alba-Tercedor J., Sanchez-Ortega A. (1988). Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en de Hellawell, 1978. *Limnetica*, 4: 51-56.
- Albertoni E.F., Prellvitz L.J. & Palma-Silva C. (2007). Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 67(3) : 499-507.
- Aldridge D.C., Fayle T.M. & Jackson N. (2007). Freshwater mussel abundance predicts biodiversity in UK lowland rivers. *Aquatic Conservation: Marine Freshwaters Ecosystem*, 17 : 554-564
- Alhoniemi E., Himberg J., Parhankangas J & Vesanto J. (2000). SOM toolbox. Disponible à <http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox> (dernière consultation, juin 2009).
- Alhou B., Micha J.C., Dodo A. & Awaiss A. (2009). Etude de la qualité physicochimique et biologique des eaux du fleuve Niger à Niamey. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3 : 240-254.
- Aliaume C., Lasserre G. & Louis M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 23(3) : 231-250.
- Allouko Jean-Renaud. (2019). Diversité des communautés de macroinvertébrés benthiques et leur contribution à l'évaluation de la qualité des eaux de la lagune Aghien (Sud-Est, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'État, Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution, Spécialité : Hydrobiologie, Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa, Côte d'Ivoire, 155 p.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. Actes symposium international sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, *Oceanologica Acta*, n° spécial : 201-213.
- Amis M.A., Rouget M., Balmford A., Thuiller W., Kleynhans C.J., Day J. & Nel J. (2007). Predicting freshwater habitat integrity using land-use surrogates. *Water SA* 33, 215-

222.

- Anderson C. & Cabana G. (2009). Anthropogenic alterations of lotic food web structure: Evidence from the use of nitrogen isotopes. *Oikos*, 118 : 1929-1939.
- Angermeier P.L. & Karr J.R. (1994). Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *Bioscience*, 44: 690-697.
- Anonyme 1. (2015) : Source de données de la Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique, Station d'Abidjan, 10 p.
- Anonyme 2. (1982). Géographie CM (République de Côte d'Ivoire). Editions CEDA, 86 p.
- AQEM consortium (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002, 98 p.
- Arab A., Lek S., Lounaci A. & Park Y.S. (2004). Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie. International Journal of Limnology*, 40 : 317-327.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.T. & Furse M.T. (1983). The performance of the new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*, 17(3) : 333–347.
- Arrignon J. (1998). Aménagement piscicole des eaux douces. 5^{ème} Edition Lavoisier Tec et Doc, 640 p.
- Aubreville A. (1949). Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale. Société Edition Maritimes et col, Paris, 351 p.
- Avenard J. M. (1971). Aspects de la géomorphologie. *In* : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire, *Mémoire ORSTOM*, Paris (France), 50 : 7–72.
- Azrina Z.M., Yap K.C., Rahim Ismail A., Ismail A. & Tan G.S. (2005). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16 : 184-210.

- Baptista D.F., Dorvillé L.F.M., Buss D.F. & Nessimian J.L. (2001). Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 295-304.
- Barbour M.T, Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. Second edition EPA 841-B-99-002, 339 p.
- Beauger A. (2008). Impact de la capture d'un chenal fluvial par une ancienne gravière, sur la distribution des macroinvertébrés benthiques dans trois seuils successifs. *Revue des Sciences de l'Eau*, 21(1) : 87-98.
- Bellemare M.C., Richard R., Garand G. & Beisner P.D. (2013). Rapport de caractérisation du cours d'eau Papineau-Lavoie de Laval. *GRIL-UQAM*, 27 p.
- Belaud A. (1996). Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Ed, collection Polytech, 207 p.
- Ben moussa A., Chahlaoui A., Rour E. & Chahboune M. (2014). Diversité taxonomique et structure de la macrofaune benthique des eaux superficielles de l'oued khoumane Moulay idriss Zerhoun. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 5(1) : 183-198.
- Bengen D., Lim P. & Beland A. (1992). Qualité des eaux de trois bras morts de la Garonne : variabilité spatio-temporelle. *Revue des Sciences de l'Eau*, 5 (2) : 131-156.
- Bennetti C.J., Perez-Bilbao A. & Garrido J. (2012). Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters : 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts, *Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse*, Dr. Voudouris (Ed.), In Tech editor, 95-122.
- Berté S. (2009). Biologie et écologie de *Distichodus rostratus* (Günther, 1864) dans un hydrosystème particulier en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Ufr Biosciences, Université de Cocody, Abidjan (Cote d'Ivoire), 180 p.
- Bhattacharya D., Kabir B.N. & Ali K. (1995). *Industrial Growth and Pollution in Bangladesh: A sectoral Analysis*, Paper presented in the Symposium "Environment and Sustainable

- Development with Special Reference to Bangladesh". North-South University, Dhaka, Bangladesh, 83 p.
- Blondel J. (1979). Biogéographie et écologie. Masson, Paris, 173 p.
- Bode R.W., Novak M.A., Abele L.E., Heitzman D.L. & Smith A.J. (2002). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York). Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Water Assessment and Management, Division of Water, Department of Environmental Conservation, 89 p.
- Bony Y.K. (2007). Biodiversité et écologie des mollusques gastéropodes en milieu continental ivoirien (bassins de la Mé, de l'Agnéby et du Banco). Traits d'histoire de vie d'une espèce invasive *Indoplanorbis exustus* (Deshayes, 1834). Thèse de doctorat en co-tutelle, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan-Côte d'Ivoire) et Ecole Pratique des Hautes Etudes de Perpignan (France), 228 p.
- Bony K. Y., Konan K. F., Edia O. E., Kouassi N. C., Diomandé D. & Ouattara A. (2013). Anatomie et stratégies de reproduction de *Indoplanorbis exustus* (Deshayes, 1834), un mollusque invasif d'eau douce en Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *Journal of Applied Biosciences*, 71 : 5742-5752.
- Bony Y.K., Konan K.F., Niamien-ebrotte E.J. & Assemian G.N. (2015). Etude hydrobiologique du fleuve Cavally dans la zone d'influence de la SMI. Rapport d'étude – SMI-ENDEAVOR MINING / Cabinet 2D Consulting Afrique, 59 p.
- Borror D.J. & White R.E. (1999). Le guide des insectes du Québec et de l'Amérique du Nord, Les guides Peterson, Québec (Canada), 408 p.
- Boutet-Berry L. (2000). La problématique des plans d'eau. Conseil Supérieur de la Pêche Délégation Régionale Centre, Pays de Loire, Poitou-Charentes, 36 p.
- Bouzidi A. (1989). Recherches hydrobiologiques sur les cours d'eau des massifs du Haut-Atlas (Maroc). Bio-écologie des macroinvertébrés benthiques et distribution spatiale des peuplements. Thèse d'état, Faculté Science et Technique de St Jerome, Université d'Aix-Marseille III, France, 190 p.

- Brosse S., Dauba F., Oberdorff T. & Lek S. (1999). Influence of some topographical variables on the spatial distribution of lake fish during summer stratification. *Archiv für Hydrobiologie*, 145 : 359-371.
- Brower J.E., Zar J. H. & Ende C.N.V. (1998). Field and laboratory methods for general ecology. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, 273 p.
- Brown D.S. (1994). Freshwater snails of Africa and their medical importance. Taylor and Francis Ltd, London, 608 p.
- Burton T.H. & Allan J.W. (1986). Influence of pH, aluminum and organic matter on stream invertebrates. *Can. Journal Fish Aquatic*. 43 : 1285-1299.
- Cabioc'h J., Floc'h J., Letoquin A., Boudouresque C., Meinesz A. & Verlaque M. (1992). Guide des Algues des mers d'Europe. Delachaux et Niestlé (Eds.), Paris, 231 p.
- Cain D.J., Luoma S.N. & Wallace W.G. (2004). Linking metal bioaccumulation of aquatic insects to their distribution patterns in a mining impacted river. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(6) : 1463-1473.
- Caldwell J.P., Thorp J.H. & Jervey T.O. (1980). Predator-prey relationships among larval dragonflies, salamanders and frogs. *Oecologia*, 46 : 285-289.
- Callisto M., Goulart M., Medeiros A.O., Moreno P. & Rosa C.A. (2004). Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, Yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra Do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64 : 743-755.
- Camara I.A. (2013). Composition, structure et déterminisme des macroinvertébrés benthiques de la rivière Banco (Parc National du Banco, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Option : Ecologie et aménagement des écosystèmes aquatiques, Ufr des sciences et gestion de l'environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 151 p.
- Camargo J.A., Alonso A. & De La Puente M. (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Publishers*, 96 : 233-249.

- Canhoto C. & Graça M.A.S. (1999). Leaf Barriers to Fungal Colonization and Shredders (*Tipula lateralis*) Consumption of Decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, 37(3) : 163–172.
- Caquet T. (2006). Use of carbon and nitrogen stable isotope ratios to assess the effects of environmental contaminants on aquatic food webs. *Environmental Pollution*, 141, 54-59.
- Carlisle D.M., Meador M.R., Moulton S. R. & Ruhl P.M. (2007). Estimation and application of indicator values for common macroinvertebrate genera and families of the United States. *Ecological Indicators*, 28 : 7-22.
- Carvalho S., Barata M., Pereira F., Gaspar M.B., da Fonseca L.C. & Pousao-Ferreira P. (2006). Distribution patterns of macrobenthic species in relation to organic enrichment within aquaculture earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin*, 52 : 1573-1584.
- Cayrou J., Compin A., Giani N. & Céréghino R. (2000). Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour Garonne (France). *International Journal of Limnology*, 36 : 189–202.
- 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.
- Céréghino R., Park Y.S., compin A. & Lek S. (2003). Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *Journal of the North American Benthological Society*, 22 : 442-456.
- Chahlaoui A. (1996). Etude Hydrobiologique de l'Oued Boufekrane-Impact sur l'environnement et la santé, Thèse d'état en Biologie, Université Moulay Ismail Faculté des Science, Meknès, Maroc, 256 p.
- Chandler J.R. (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69 : 415-422.
- Cheruvilil K.S., Soranno P.A., Madsen J.D. & Roberson M.J. (2002). Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophytes. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2) : 261-277.

- Chessman B.C. (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20 : 122-129.
- Chesters R.K. (1980). Biological Monitoring Working Party. The 1978 National testing exercise. Technical Memorandum, Department of Environment, *Water Data Unit*, 19 : 1-37.
- Chon T.S., Park Y.S. & Park J.H. (2000). Determining temporal pattern of community dynamics by using unsupervised learning algorithms. *Ecological Modelling*, 132 : 151-166.
- Chon T.S., Park Y.S., Moon K.H. & Cha E. (1996). Patternizing community by using an artificial neural network. *Ecological Modelling*, 90 : 69-78.
- Chutter F.M. (1998), Research on the rapid biological assessment of water quality impacts in streams and rivers. Report to the Water Research Commission by Environmentek CSIR. WRC report No. 422/98, 102 p.
- Cissé N. (1997). Évaluation hydro-écologique du bassin du Niger Supérieur. Freshwater contamination (Proceedings of Rabat Symposium S4, April-Mai 1997). IAHS Publ. N° 243: 27-33.
- Clements W.H. (1994). Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. *Journal of the North American Benthological Society*, 13(1) : 30-44.
- CNRA (2009). Centre national de recherche agronomique. La direction régionale de Man en quelques mots et chiffres, Janvier 2009, Man (Côte d'Ivoire), 12 p
- CNTIG (2011). Centre National de Télédétection et d'information géographique. Carte et Atlas, Abidjan, Côte d'Ivoire.
- Compin A. & Céréghino R. (2003). Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators*, 3 : 135-142.
- Connell J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Sciences*, 199 : 1302-1310.

- Courtney L.A. & Clements W.H. (2000). Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1) : 112-127.
- Cranston P. (1996). Identification guide to the Chironomidae of New South Wales. Australian Water Technologies Pty Ltd. West Ryde, Australia. 375 p.
- Cumberlidge N. & Huguet D. (2003). Les Crustacés Décapodes du Nimba et de sa région, (Hilgendorf 1893), 211–229 p.
- Cumberlidge N. (2006). Inventaire rapide des crustacés décapodes de la préfecture de Boke en Guinée, 38–46.
- Cummins K.W. & Klug M.J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 10 : 147-172.
- Cummins K.W. & Wilzbach M.A. (1985). Field Procedures for Analysis of Functional Feeding Groups of Stream Macroinvertebrates. Contribution 1611, Apalachian Environmental Laboratory, Université de Maryland, Frostburg, 18 p.
- Cummins K.W., Wilzbach M.A., Gates D.M., Perry J.B. & Taliaferro W.B. (1989). Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39(1) : 24-30.
- Daget J. (1979). Les modèles mathématiques en écologie. Collection d'écologie. Edition Masson, 172 p.
- Dagnelie (2000). Statistique théorique et appliquée, Tome 2, inférences à une et deux dimensions. Bruxelles-université de boeck et larcier, 206 p.
- Dajoz R. (1985). Précis d'écologie. Ecologie fondamentale et appliquée. 5ème édition, Gauthier Villard, Paris, 505 p.
- Dajoz R. (2000). Précis d'écologie. 7ème Edition. Dunod, Paris, 615 p.
- Dallas H.F. (2000). The Derivation of Ecological Reference Conditions for Riverine Macroinvertebrates. Rapport, Institute for water quality studies, Department for water affairs and forestry. South Africa, 152p.
- Dartois J. & Daboval B. (1999). Vingt cinq ans d'assainissement des eaux usées industrielle au Quebec : un bilan. Ministère de l'Environnement du Quebec, Quebec, 81 p.

- De Pauw N. & Vanhooren G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100 :153-168.
- DeBruyn A.M.H. & Rasmussen J.B. (2002) Quantifying assimilation of sewage-derived organic matter by riverine benthos. *Ecological Applications*, 12 : 511-520.
- Debyser J. (1955). Etude sédimentologique du système lagunaire d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Revue de l'Institut Française de Pétrole*, 1(5) : 319-334.
- Dejoux C. (1981). Les Chironomides. *In* : Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. Tome II. Durand J.R. & Lévêque C. (Eds) : 583-616.
- Dejoux C., Elouard J.M., Forge P. & Maslin J.L. (1981). Catalogue Iconographique des Insectes Aquatiques de Côte d'Ivoire. Rapport ORSTOM, Bouaké (Côte d'Ivoire), 172p.
- Delong M.D. & Brusven M.A. (1998). Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22(3) : 445-457.
- De Moor I.J., Day A.J. & De Moor C.F. (2003). Guide to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Volume 7 : Insecta I : Ephemeroptera, Odonata and Plecoptera. Report N° TT 207/03 WRC, South Africa, 288p.
- Demoulin G. (1981). Ephéméroptères. *In* : Flore et faune Aquatiques de l'Afrique Sahélo-soudanienne. Tome II. ORSTOM, Paris (France), 407-443.
- Dian B., Monier Y., Hirschberger F., Cotten A., Berron H., Schmidt M., Coulibaly S., Hauhouot A., Filleron J.C., Koby A., Arnaud J.C. & Ouata N. (1974). Découverte aérienne de la Côte d'Ivoire, 217 p.
- Dickens C.W.S & Graham P.M. (2002). The South African Scoring System (SASS) Version 5 rapid bioassessment method for rivers. *African Journal of Aquatic Science*, 27: 1–10
- Dierl W. & Ring W. (1992). Guide des Insectes : Description, Habitat et Moeurs. Delachaux et Nestlé, Paris (France), 237 p.
- Diétoa Y.M. (2002). Entomofaune et stratégies alimentaires des poissons du genre *Brycinus* (Characidae) en milieux fluviatiles et lacustre (Bassins Bia et Agnéby ; Côte d'Ivoire).

- Thèse de Doctorat, Option : Ecologie et aménagement des écosystèmes aquatiques, Ufr des sciences et gestion de l'environnement, Université Nangui Abrogoua, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 261 p.
- Diomandé A., Kamelan T.M., Bamba M., Berté S., Kouamélan E.P. (2019). Qualité Des Eaux D'un Hydrosystème Forestier Sous Protection Dans Le Parc National De Taï (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest). *European Journal of Scientific Research*, 151(4) : 437-444.
- Diomande D. & Gourène G. (2005). Premières données sur la macrofaune benthique de l'hydrosystème fluvio-lacustre de la Bia (Côte d'Ivoire). *Sciences et Nature*, 2(2) : 167-176.
- Diomande D. (2001). Macrofaune benthique et stratégies alimentaires de *Synodontis bastiani* Daget, 1948 et *S. schall* (Bloch & Schneider, 1801) (Bassins de la Bia et Agnébi ; Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Ufr des sciences et gestion de l'environnement, Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan (Côte d'Ivoire), 255 p.
- Diomandé D., Bony K.Y, Edia O.E., Konan K.F & Gourène G. (2009). Diversité des Macroinvertébrés benthiques de la Rivière Agnéby (Côte d'Ivoire ; Afrique de l'Ouest). *European Journal of Scientific Research*, 35(3) : 368-377.
- Diomande D., Gourène G., Sankaré Y. & Zabi S.G. (2000). Synopsis de la classification des larves et des nymphes de Diptères Chironomidae des écosystèmes dulçaquicoles de l'Afrique de l'Ouest. Clés de détermination des sous-familles, des tribus et des genres. *Archives Scientifiques du Centre de Recherches Océanologiques*, 17 : 1-31.
- Djabourabi A. (2014). Impact de facteurs environnementaux et de microalgues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves). Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar –Annaba, Algérie, 181 p.
- Djéné K.R. (2020). Diversité des macro-invertébrés et leur utilisation dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques urbains de Daloa (centre-Ouest, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat U.F.R. environnement, Mention : Écologie, Biodiversité et Evolution. Université Jean Lorougnon Guede (Daloa, Côte d'Ivoire), 178 p.
- Djéné K.R., Allouko J.R., Bony K.Y., N'Do Bi B.V. & Kamagate E.H.I. (2018). Spatial distribution pattern of Hemiptera community (Heteroptera) in the urban water bodies of

- Daloa (Côte d'Ivoire, West Africa). *International Journal of Fauna and Biological Studies*, 5(1) : 165-170.
- Doffou R.J.O. (2019). Influence de l'orpaillage sur la diversité du peuplement ichthyologique et l'écologie alimentaire d'une espèce endémique (*Micralestes eburneensis* Daget, 1964) dans le fleuve Cavally (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat U.F.R. environnement, Mention : Écologie, Biodiversité et Evolution. Université Jean Lorougnon Guede (Daloa, Côte d'Ivoire), 150 p.
- Downes B.J., Lake P.S., Schreiber E.S.G. & Glaister A. (2000). Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123 : 569-581.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 : 345-366.
- Duhet D. (1992). Les métaux dans l'environnement marin de la Nouvelle-Calédonie. Recherches bibliographiques, essai de synthèse, perspectives de recherches. Orstom, 128 p.
- Durand J.R. & Lévêque C. (1980). Flore et Faune Aquatiques de l'Afrique Sahelo-soudanienne. Tome I. Publ. O.R.E.S.T.O.M. I.D.T, 112 p.
- Durand J.R. & Lévêque C. (1981). Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahélo-soudanienne. Tome II. Edition de L'ORSTOM, Paris (France), 517 p.
- Durand J.R., Dufour P., Guiral D. & Zabi S.G.F. (1994). Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires. Éditions de l'ORSTOM, Paris (France), 546 p.
- Durocher J. (2016). Qualité de l'eau - Échantillonnage, traitement et analyse des oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales, Office International de l'Eau, 1021 p.
- Dussart B. (1966). Limnologie. L'étude des eaux continentales, Maison GauthierVillars, Paris, 672 p.
- Edia O.E. (2008). Diversité taxonomique et structure des peuplements de l'entomofaune des rivières côtières Soumié, Eholié, Ehania, Noé (Sud-est, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat.

- Ufr. Science et Gestion de l'environnement, Option : Écologie et aménagement des écosystèmes aquatiques. Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 152 p.
- Edia O.E., Brosse S., Ouattara A., Gourène G., Winterton P., Lek-Ang S. (2007). Aquatic Insect Assemblage Patterns in Four West-African Coastal Rivers. *Journal of Biological Sciences*, 77 : 1130-1138.
- Edia O.E., Gevrey M., Ouattara A., Brosse S., Gourène G. & Lek S. (2010). Patterning and predicting aquatic insect richness in four West-African coastal rivers using artificial neural networks. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 398 (06) : 1-6.
- Efron B. (1983). Estimating the error rate of a prediction rule: some improvements on cross-validation. *Journal of American Statistical Association*, 78 : 316-331.
- Egonmwan R.I. (2008). The ecology and habitats of *Tympanotomus fuscatus* var. *radula* (L) (Prosobranchia: Potamididae). *Journal of Biology Sciences*, 8 : 186-190.
- Eldin E. (1971). Le climat. In : Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, 50, Paris (France), 73-108.
- Elouard J.M. (1981). Diptères : caractères généraux, clés systématiques et familles peu importantes. In : Flore et Faune Aquatiques de l'Afrique Sahelosoudanienne. Edition Durand J.R. & Lévêque C, Tome II, Paris, 553-567.
- Esenowo I.K. & Ugwumba A.A.A. (2010). Composition and abundance of macrobenthos in Majidun River, Ikorodu Lagos state, Nigeria. *Research Journal of Biological Sciences*, 5(8) : 556-560.
- Ettien D.Z. (2005). Étude d'évaluation de l'impact des exploitations minières sur l'environnement et les populations en Afrique occidentale : Cas de la mine d'or d'Ity dans la région semi-montagneuse de l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Apport du Système d'Informations Géographiques (S.I.G) et de la télédétection. Thèse Unique de Doctorat, UFR STRM, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan Côte d'Ivoire), 178 p.

- Ettien D.Z. (2010). Exploitation industrielle des gisements d'or et dynamique spatiale du terroir d'Ity dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Une étude à base de la télédétection, RGLL, N°08, Décembre, 169-183.
- Everitt B. (1980). Cluster analysis. Tome 2. New York, USA. Wiley & Sons, 5 p.
- Evrard M. (1996). Utilisation des exuvies nymphales de Chironomidae (Diptera) en tant qu'indicateurs biologiques de la qualité des eaux de surface wallonnes. Thèse de Doctorat, Facultés Universitaires Notre Dame de la Paix Namur (Belgique), 204 p.
- Fagrouch A., Berrahou A. & Halouani El. H. (2011). Impact d'un effluent urbain de la ville de Taourirt sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques de l'oued Za (Maroc oriental). *Revue des sciences de l'eau*, 24(2) : 87-101.
- Falconbridge N.S. (2001). Etude environnementale sur la qualité de l'eau et des sédiments en milieu continental. Projet Koniambo, 86 p.
- Felten V., Tixier G., Guerold F., De Billy V.D.C. & Dangles O. (2008) Quantification of diet variability in a stream amphipod: implications for ecosystem functioning. *Fundamental and Applied Limnology*, 170 : 303-313.
- Feminella J.W. & Resh V.H. (1990). Hydrologie influences, disturbance, and intraspecific competition in a stream caddisfly population. *Ecology*, 71 : 2083-2094.
- Fisher S.G., Gray L.J., Grimm N.B. & Bush D.E. (1982). Temporal succession in a desert stream ecosystem following fresh flooding. *Ecology Monography*, 52 : 93-110.
- Flanagan P.J. & Toner P.F. (1972). The national survey of Irish rivers. A report on water quality. Dublin. *Annual Foras Forbartha*, 21 p.
- Foto M.S., Koji E., Zebaze T.S.H., Ajeegah G.A. & Bilong B.C.F. (2012). Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *International Journal of Biosciences*, 2 (11) :137 – 145.
- Foto M.S., Zebaze T.S.H., Nyamsi T.N.L. & Njiné T. (2010). Macroinvertébrés benthiques du cours d'eau Nga: essai de caractérisation d'un référentiel par des analyses biologiques. *European Journal of Scientific Research*, 43(1) : 96-106.

- Foto M.S., Zebaze T.S.H., Nyamsi T.N.L., Ajeegah G.A. & Njine T. (2011). Evolution Spatiale de la diversité des Peuplements de Macroinvertébrés benthiques dans un cours d'eau Anthropisé en Milieu Tropical (Cameroun). *European Journal of Scientific Research*, 55: 291-300.
- Frissel C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environment and Management*, 10 : 199 -214.
- Frontier S. & Pichod-Viale D. (1998). Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Dunod, Paris (France), 447 p.
- Frontier S. (1976). Etude de la décroissance des valeurs propres dans une analyse en composantes principales : comparaison avec le modèle du bâton brisé. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 25 : 67-75.
- Fundación P. (2003). Desarrollo de la metodología y normalización de ensayos de determinación de los índices de diversidad ecológica en los ríos andaluces de acuerdo a la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE de la Unión Europea, 90 p.
- Gaëlle T.B. (2004). Effets sur les écosystèmes aquatiques lenticques des émissions de polluants provenant de différents modes de valorisation/élimination de déchets - Application à des mâchefers d'UIOM et à des boues de dragage de canaux. Thèse de Doctorat, Spécialité : Biologie et Bio chimie Appliquées, Université de Savoie, France, 300 p.
- Gagnon E. & Pedneau J. (2006). Surveillance Volontaire (SurVol) Benthos, guide du volontaire, programme de surveillance volontaire des petits cours d'eau. CVRB, Québec (Canada), 25 p.
- Garg R.K., Rao R.J. & Saksena D.N. (2009). Correlation of molluscan Diversity with physico-chemical characteristics of water of Ramsagar reservoir, India. *International Journal of Biodiversity Conservation*, 1(6) : 202-207.
- Gbalo B.M.B. (2019). Diversité et statut de conservation de l'ichtyofaune du lac de Buyo à Guessabo (Bassin du fleuve Sassandra) au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Mémoire de Master de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Option : Gestion et

- Conservation de la faune sauvage, Université Jean Lorougnon Guedé (Daloa, Côte d'Ivoire), 47 p.
- Gessner M.O., Chauvet E. & Dobson M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85(2) : 377-384.
- Gessner M.O., Swan C. M., Dang C. K., McKie B. G., Bardgett R. D., Wall D. H. & Hattenschwiler S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6) : 372–380.
- Getachew T., Bowen S.H., Abebe E. & Tadesse Z. (1996). Soumis pour publication. Seasonal effects on diet quality for phytoplanktivorous *Oreochromis niloticus* in Lake Tana, Ethiopia. *Journal of Environnement Fish Biology*, 18 p.
- Ghetti P.F. (1997). Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualita degli ambienti di acqua correnti. Provincia Autonoma di Trento, 143 p.
- Girard G., Sircoulon J. & Touchebouef P. (1971). Aperçu sur les régimes hydrologiques. *in* : Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. Mém. ORSTOM, Paris, n°50, 109-155.
- Gleick P.H. (1993). Water resources: A long-range global evaluation. *Ecology Law Quarterly*, 20(1) : 141 -149.
- Gnohossou M.P. (2006). 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, Discipline /Ecologie : Environnement Aquatique, Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 169 p.
- Goaziou Y. (2004). Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques. Rapport de stage, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2004/0158, collection no QE/146, 37 p.
- Goloma S. & Symoens J.J. (1990). Physical and chemical characteristics of some rivers of Kisangani (Zaire). *Bulletin des Séances Académie Royale*, 35 : 145-157.

- Gonçalves J.F., Graça M.A. & Callisto M. (2007). Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, 52(8) : 1440–1451.
- Gordon N.D., McMahon T.A. & Finlayson B.L. (1994). Stream Hydrology, an Introduction for Ecologists. John Wiley & Sons, New York, 526 p.
- Gourène G., N'goran J. Y., Traoré K. S. & Ouattara A. (2002). Caractérisation de l'environnement physico-chimique des poissons d'un bassin côtier Ouest africain (Agnébi : Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, 14 : 139-151.
- Gourène G., Teugels G.G., Hugueny B. & Thys Van Den Audenaerde D.F.E. (1999). Evaluation et conservation de la diversité ichthyologique d'un bassin ouest-africain après la construction d'un barrage. *Cybium*, 23 : 147-160.
- Graham D.W., Miles D., de Noyelles F. & Smith V.H. (1999). Development of small outdoor microcosms for studying contaminant transformation rates and mechanisms under various water column conditions, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (6) : 1124-1132.
- Growns J.E., Chessman B.C., Jackson J.E. & Ross D.G. (1997). Rapid assessment of Australian rivers using macroinvertebrates: cost and efficiency of 6 methods of sample processing. *Journal of Natural American Benthological Society*, 16 : 682-693.
- Guerold F. & Pihan J.C. (1989). L'acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence. Impact sur les populations de macroinvertébrés benthiques. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Sciences*, 2 (4) : 621–640.
- Guerquin F., Ahmed T., Ikeda T., Ozbilen V. & Schuttelaar M. (2003). Les actions pour l'eau dans le monde. Faire jaillir l'eau pour tous. World Water Council, Japan Water Resources Association, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation, 31 p.
- Guillaumet J. L. & Adjanohoun. E. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Le Milieu Naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris (France), 161-262.
- Haouchine S. (2011). Recherches sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de Kabylie. Mémoire de Magister. Option : Ecologie et

- biodiversité animale des écosystèmes continentaux, Faculté des Sciences Biologiques et Sciences Agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi ousou, Algérie, 157 p.
- Harding J. (1981). Macrophytes as monitors of river quality in the southern NWWA Area. NWW Authority Rivers Division, Volume TS-BS-81-2, 54 p.
- Harper P.P. & Cloutier L. (1989). Effets des travaux de drainage sur la faune benthique d'un ruisseau agricole (Ruisseau des Anges, St. Roch-de-l'Achigan, Cté de Montcalm). Ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche, France, 83 p.
- Harrison A.D. (2002). Chironomidae. *In: Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa*. Vol. 9: Diptera. WRC report No TT 201/02. DWAF, Pretoria, South Africa, 110-158.
- Hawkes H.A. (1979). Invertebrates as indicator of River water quality in biological indication of water quality. John Wiley and Sons, New York. Jhingran VG (1975). Fish and fisheries of India. Hindustan Publishing Corporation (Indian), Delhi, Indian, 954 p.
- Hébert S. & Légaré S. (2000). Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Quebec, *Envirodoq*, volume. no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p.
- Hellawell J.M. (1986). Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Londres, Elsevier, 546 p.
- Hering D., Johnson R.K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz K. & Verdonshot P.F.M. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51: 1757-1785.
- Hershey E.A. & Lamberti G.A. (2001) Aquatic insect ecology. *In: Ecology and classification of North America freshwater invertebrates*, second edition. Academic Press. Thorp, H.I & A.P. Covish, Ed., 1056 p.
- Hessé A.S., Imbert E., Karabaghli C., Mangot S. & Saadat S. (2014). Les macroinvertébrés benthiques : bioindicateurs de la qualité de nos rivières. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 6 p.

- Hicham K. (2002). Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France). Thèse de Doctorat de 3ème Cycle, UFR des Sciences et Techniques, Spécialité : Sciences de l'eau et de l'environnement, Institut des Sciences de l'Environnement, France, 169 p.
- Hill M.O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54 : 427-432.
- Hilsenhoff W.L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of North America Benthological Society*, 7 : 65–68.
- Himmi O. (2005). Les macroinvertébrés benthiques du complexe de Zones humides du bas Loukkos. Rapport Inédit, 50 p.
- Hudson-Edwards K.A. (2001). "Sources, distribution and storage of heavy metals in the Rio Pilcomayo, Bolivia." *Journal of Geochemical Exploration*, 72(3) : 229-250.
- Hughes R.M., Larsen D.P & Omernik J.M. (1986). Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environnement Management*, 10 : 629 –635.
- Hussain Q.A. & Pandit A.K. (2012) Macroinvertebrates in streams: a review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 4 : 114–123.
- Huxley T.H.H. (1980). L'Ecrevisse. Introduction à l'étude de la Zoologie. *Librairie Gerner Baillière et Cie*, 260 p.
- Hynes H.B.N. (1957). The use of invertebrates as indicators of river pollution. Proceedings of the Linnean Society of New South Wales London, 170 : 165-169.
- Hyslop E.J. (1980). Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411 - 429.
- Ihaka R. & Gentleman R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5 : 299-314.

- Iliopoulou-Georgudaki J., Kantzaris V., Katharios P., Kaspiris P., Georgiadis Th. & Montesantou B. (2003). An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2 : 345-360.
- Iltis A. & Lévêque C. (1982). Caractéristiques physico-chimiques des rivières de Côte d'Ivoire. *Revue d'Hydrobiologie tropicale* 15(2) : 115-130.
- INS (2014). Recensement Général de la population et de l'Habitat, résultats globaux, Institut nationale de la statistique, Abidjan, Côte d'Ivoire, 12 p.
- Jones C., Craig B. & Dmytrow N. (2005). Le réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario. Le réseau d'évaluation et de surveillance écologiques, Environnement Canada, p. 15.
- Jourda J.P., Kouame K.J., Saley M.B., Eba L.E., Anani A.T. & Biemi J. (2015). Détermination des zones potentiellement favorables à l'implantation de forages manuels à partir d'analyse multicritère et d'un SIG : cas de la Côte d'Ivoire. *Revue des Sciences de l'Eau*, 28(2) : 119-137.
- Jun Y.C., Won D.H., Lee S.H., Kong D.S. & Hwang S.J. (2012). A Multimetric Benthic Macroinvertebrate Index for the Assessment of Stream Biotic Integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9 : 3599-3628.
- Kamb T.J.-C. (2013). Etude de la structure et de la dynamique des peuplements des Macroinvertébrés benthiques d'un système lotique: Cas de la rivière Lukunga Kinshasa/R.D. Congo Mémoire de DEA, Université Pédagogique Nationale (UPN), Kinshasa, Congo RDC, 80 p.
- Karr J.R. & Chu E.W. (1997). Biological monitoring: Essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 3: 933-1004.
- Karr J.R. (1987). Biological monitoring and environmental assessment: A conceal framework. *Environmental Management*, 11 : 249-256.
- Karrouch L. & Chhlaoui. (2009). Bioévaluation de la qualité des eaux de l'Oued Boufekrane (Meknes, Maroc). *Biomatec Echo*, 3 : 6-17

- Karrouch L. (2010). Bio-évaluation de la qualité des eaux courantes de la région Meknès (Centre- Sud, Maroc). Impact sur l'environnement et la sante. Thèse doctorat des sciences en biologie, Faculté des sciences de Meknès, Maroc, 216 p.
- Khalaf G., Slim K., Abi-Ghanem C., Nakhle K. & Fakhri M. (2009). Caractérisation et corrélations des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du Nahr El Bared. *Lebanese Science Journal*, 1 : 3-21.
- Kiffney P.M. & Clements W.H. (1994). Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. *Journal of the North American Benthological Society*, 13(4) : 511-523.
- Klaus A. (2001). The biology of Decapod crustacean larvae. *Balkema publishers*, 14 : 14-20.
- Klemm D.J., Lewis P.A., Fulk F. & Lazorchak J.M. (1990). Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters, Cincinnati (Ohio), U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental monitoring systems laboratory, EPA, 256 p.
- Kohonen T. (1982). Self-Organizing formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics*, 43 : 59-69.
- Kohonen T. (1995). Self-Organizing Maps. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 362 p.
- Kohonen T. (2001). Self-Organizing Maps, 3rd édition. Springer-Verlag, Berlin, 501 p.
- Kolkwitz R. & Marsson M. (1909). Okologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue des gesamten Hydrobiologie and Hydrographie*, 2(1-2) : 126-152.
- Konan K.F. (2008). Composition, structure et déterminisme de la diversité ichtyologique des rivières côtières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire (Soumié - Eholié - Ehania - Noé). Thèse de Doctorat. U.F.R. Science et Gestion de l'environnement, Option : Écologie et aménagement des écosystèmes aquatiques, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 143 p.
- Koné K., Bony K.Y., Konan K.F., Edia O.E., Gnagne T. & Gourène G. (2013). Freshwater snail dynamics focused on potential risk of using urine as fertilizer in Katiola, an endemic area

- of Schistosomiasis (Ivory Coast ; West Africa). *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 1(5) : 110-115.
- Koné N. (2009). Étude du peuplement ichthyologique du fleuve Bandama : secteur Yamoussoukro-Bouafle (Cote d'Ivoire) et variation spatio-temporelle. Mémoire de Diplôme d'Etude Approfondie, UFR Biosciences, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 62 p.
- Kouadio K.N. (2011). Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des lagunes de Côte d'Ivoire : Aby, Ebrié et Grand-Lahou. Thèse de doctorat, UFR science et gestion de l'environnement, Option : Ecologie et Aménagement des Ecosystèmes Aquatiques, Université d'Abobo-Adjamé, bidjan, Côte d'Ivoire, 145 p.
- Kouamé K. F. (2011). Gestion intégrée des ressources en eau en Afrique tropicale humide. Cas du bassin versant du N'zo à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des systèmes d'informations géographiques et de la modélisation hydrologique. Thèse de Doctorat, Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 250 p.
- Kouamé K.A. (2010). Diversité biologique et habitudes alimentaires de quelques espèces de poissons dans le cours inférieur du bassin du fleuve Sassandra (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université Cocody-Abidjan (Côte d'Ivoire), 219 p.
- Kouamé M.K. (2014). Diversité, structure et réponse fonctionnelle des macroinvertébrés benthiques à l'invasion du lac de Taabo (Côte d'Ivoire) par la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms Laubach, 1883. Thèse de doctorat des Sciences et gestion de l'environnement, Option : Ecologie et Aménagement des Ecosystèmes Aquatiques, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte D'Ivoire), 143 p.
- Kouamélan A.N. (1996). Géochronologie et géochimie des formations archéennes et protérozoïque de la dorsale de Man en Côte d'Ivoire. Implications pour la transition archéenprotérozoïque. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1, Mémoire Géosciences Rennes, n° 73, France, 289 p.
- Kouassi A.M. & Adingra A.A. (2005). Surveillance hydrologique des eaux de la lagune Ebrié au niveau d'Abidjan, Fiches techniques et documents de vulgarisation, CRO, Abidjan, Côte d'Ivoire, 1-18.

- Kouassi C. (2001) : Lutte contre les végétaux aquatiques envahissants de Côte d'Ivoire. Volet biodiversité (zooplancton et ichyofaune). Rapport technique, CNRA/CIAPOL, 124 p.
- Kouassi M.A., Ahoussi K.E., Koffi B.Y., Aké Y.A. & Biemi J. (2012). Caractérisation hydrogéochimique des eaux des aquifères fissurés de la zone Guiglo-Duekoué (Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(2) : 504-518.
- Kouassi K.L., Konan K.F & Konan K.S. (2017). Etat des lieux du fleuve Cavally dans le département de Zouan-Hounien (Ouest Côte d'Ivoire) : Aperçu de la géomorphologie, l'hydrologie, l'hydrochimie et l'hydrobiologie. Rapport d'étude – SMI-ENDEAVOR MINING / UJLOG (Daloa, Côte d'Ivoire), 58p.
- Koumba M., Mipounga H.K., Koumba A.A., Koumba C.R.Z., Mboye B.R., Liwouwou J.F., Mbega J.D. & Mavoungou J.F. (2017). Diversité familiale des macroinvertébrés benthiques et qualité des cours d'eau du Parc National de Moukalaba Doudou (Sud-Ouest du Gabon). *Entomologie Faunistique*, 70(1-3) : 107-120.
- Kramo K.B., Coulibaly Y., Pothin K.B.K. & Kadio E. (2008). Mineralogical and chemical characters of the Aféma Shear Zone Gold Mineralization, southe-east of Ivory Coast: Example of the Hermann Mine. *European Journal of Scientific Research*, 21(1) : 154-163.
- Lachance S., Dubé M., Dostie R. & Bérubé P. (2008). Temporal and spatial quantification of fine-sediment accumulation downstream of culverts in brook trout habitat. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137 : 1826- 1838.
- Laine A.O. (2003). Distribution of soft-bottom macrofauna in the deep open Baltic Sea in relation to environmental variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57 : 87-97.
- Lair N. (2006). A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications*, 22 : 567-593.
- Lankouandé G.D. & Maradan D. (2013). Coût de l'inaction de la gestion des produits [Rapport final 2013] Projet IPE Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (MEDD). Ouagadougou, Burkina Faso, 48 p

- Lauzanne L. (1976). Régimes alimentaires et relations trophiques des poissons du lac Tchad. *Cahier de l'ORSTOM, série Hydrobiologie*, 10 (4) : 267 - 310.
- Le Bris H. (1988). Fonctionnement des écosystèmes benthiques côtiers au contact d'estuaires : la rade de Lorient et la baie de Vilaine. Thèse de Doctorat 3 ème cycle, Université Bretagne Occidentale, Brest (France), 311 p.
- Lecerf A. (2005). Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Étude du processus de décomposition des litières. Thèse de Doctorat, Option : Ecologie et Evolution, Université de Toulouse III- Paul Sabatier, France, 223 p.
- Lee S.J., Park J.H. & Ro T.H. (2006). Ephemeroptera community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho Berger. *Entomological Research*, 36 : 98-106.
- Legendre L. & Legendre P. (1984).- La structure des données écologiques. *Ecologie numérique*, Tome 2. Masson, Paris, France, 335 p.
- Legendre P. & Legendre L. (1998). Numerical Ecology. 2nd English edition. *Elsevier Science BV*, Amsterdam, 853 p.
- Lek S., Giraudel J.L. & Guégan J.F. (2000). Neuronal networks: algorithms and architectures for ecologists and evolutionary ecologists. *In: Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution*. Lek S. & Guégan J.F. (Eds.), Springer - Verlag, Berlin, 3-27.
- Lenat D.R. & Barbour M.T. (1994). Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water-quality monitoring: rapid bioassessment. *In: Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis, Boca Raton, Florida. Loeb S.L. & Spacie A. (editors), 187-215.
- Lévêque C. (1980). Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahelosoudanienne. *In : Aquatic animals*, Edition IRD, Paris : 18-73.
- Lévêque C., Dejoux C. & Iltis A. (1983). Limnologie du fleuve Bandama, Côte d'Ivoire. *Hydrobiologia*, 100 : 113-141.

- Lounaci A. (1987). Recherches hydrobiologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'Oued Aissi (grande Kabylie). Thèse de Magister, U.S.T.H.B., Algérie 133 p.
- Malmqvist B. & Rundle S. (2000). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation*, 29(2) : 134-153.
- Manly B.F.J. (1991). Randomization and Monte Carlo Methods in Biology. Chapman and Hall, London, 281 p.
- Maret T.R., Cain D.J., MacCo D.E & Shortt T.M. (2003). Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(4) : 598-620.
- Margalef R. (1958). Information theory in ecology. *Genetique System.*, 3: 36-71.
- Martin J.W. & Davis G.E. (2001). An updated classification of the recent Crustacea. *Natural History Museum of Los Angeles County, Sciences serie*, 39, 132 p.
- Mary N. & Archaimbault V. (2012). Amélioration des méthodes indicielles d'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.
- Mary N. & Archaimbault V. (2015). Suivi des macro-invertébrés benthiques dans la zone d'activités de Vale NC. Rapport annuel 2015 Milieux lotiques, Études et Recherches Biologiques, 46 p.
- Mary N. (1999). Caractérisations physicochimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle Calédonie, proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques. Thèse de doctorat, Discipline : Ecologie (67ème Section), Université Française du Pacifique, Nouméa, Nouvelle Calédonie, 181 p.
- Mary N. (2000). Guide d'identification des macroinvertébrés benthiques des rivières de la Nouvelle Calédonie. Ministère de l'Environnement, Service de l'Eau (Paris), Province Nord et Province Sud de la Nouvelle-Calédonie, 92 p.

- Mary N. (2011). L'indice Biotique de la Nouvelle Calédonie (IBNC) et l'Indice Biosédimentaire (IBS). Guide Méthodologique et Technique, 58 p.
- Mary N. (2015). Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC) et Indice Biosédimentaire (IBS) : guide méthodologique et technique, DAVAR NC / OEIL / CNRT "Nickel & son environnement", 78 p.
- Mathuriau C. (2002). Les macroinvertébrés benthiques des cours d'eau andins du Sud-est de la Colombie : écologie et bioindication. Thèse de Doctorat, Option : Ecologie et Evolution, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 309 p.
- Matthews R.A., Buikema Jr., Cairns A.L., Rodgers J. & Jr J.H. (1982). Biological monitoring. Part IIA. Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research*, 16 : 129-139.
- Mc Mahon T.E., Zale A.V. & Orth D.J. (1996). Aquatic habitat measurements. *In* : Fisheries Techniques, Murphy B.R., Willis D.W. (éditions). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, United States of America, 83-120.
- MDDEFP (2013). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013. Ministère Du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Direction du suivi de l'état de l'environnement, 2ème édition, 88 p.
- Mebarki M. (2001). Etude hydrobiologique de trois réseaux hydrographiques de Kabylie (Parc National du Djurdjura, Oued Sébaou et Oued Boghni) : faunistique, écologie et biogéographie des macroinvertébrés benthiques. Thèse de Magister, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou (Algerie), 114 p.
- MEDD (1999). Ministère de l'environnement et du développement durable rapport pays national du développement durable en Côte d'Ivoire dans la perspective de rio+20, l'avenir que nous voulons. Côte d'Ivoire, 45 p.
- Meffe G.K & Carroll. (1997). Principles of conservation biology. 2nd edition, Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 127 p.

- Meire P.M., Seys J., Buijss J. & Coosen J. (1994). Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier?. *Hydrobiologia*, 282/283 : 157-182.
- Metcalf 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.
- Mihuc T.B. (1997). The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater Biology*, 37 :455-462.
- Millet B. (1989). Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanology Acta*, 12:37-46.
- MOGED (2015). Impact de l'exploitation de la mine d'or d'Ity sur la population et l'environnement de la région (Côte d'Ivoire) MOGED 6, 12: 55, 4 p.
- Moisan J. (2010). Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2550-58416-2, 82 p.
- Mondy C. (2012). De la communauté à l'individu : apport des traits des invertébrés benthiques dans la bio-évaluation des cours d'eau. Thèse de Doctorat, Mention : Écotoxicologie, Biodiversité, Écosystèmes, Université de Lorraine, France, 362 p.
- Monod T. (1966). Crevettes et crabes des côtes occidentales de l'Afrique. Réunion des spécialistes C. S. A sur les crustacées, Zanzibar, 1964. Mémoires de l'Institut fondamental d'Afrique noire, DAKAR, Sénégal, pp.106-234.
- Monod T. (1980). Décapodes. Tome I. In : Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. Durand J. R. & Leveque C. (éds.). ORSTOM, 44, Paris (France): 369-389.
- Monoury E. (2013). Fonctionnement écologique des zones de dépôt dans les ruisseaux : contribution des invertébrés benthiques aux processus de décomposition des litières et de bioturbation. Thèse de Doctorat, Option : Ecologie et Evolution, Université Toulouse 3 Paul Sabatier, France, 205 p.

- Moor I.J. & Day. (2003). Hemiptera, Megaloptera, Neuroptera, Trichoptera et Lepidoptera, volume 8, Insecta II, 207p.
- Moss B. (2007). The art and science of lake restoration. *Hydrobiology*, 58 : 15-28.
- Mounjid J., Cohen N., Fadlaoui S., Belhouari A. & Oubraim S. (2014). Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique du cours d'eau Merzeg (périurbain de Cassablanca, Maroc). *Larhyss Journal*, 18 : 31 -51.
- Mouthon J. & Kuiper J.G.J. (1987). Inventaire des Sphaeriidae de France. SFF, Paris (France), 60 p.
- Mouthon J. (1995). Les Mollusques dulcicoles du Bassin de la Loire ; premier inventaire et caractéristiques des peuplements du fleuve. *Vertigo* n°5, Bulletin de l'association Française pour l'étude des Mollusques continentaux, 3–12.
- Mustow S.E. (2002) Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia*, 479 : 191-229.
- N'Guessan F.K., Koulibaly A., Porembski S., Traore D. & Ake L.A. (2010). La biodiversité : Etat des lieux et facteurs de menace. In : Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest, Tome III. Konaté S. & Kampmann D (eds). Abidjan & Frankfurt/Main (Côte d'Ivoire & Allemagne), 160-170.
- N'Zi K.G., Gooré Bi G., Kouamélan E.P., Koné T., N'Douba V. & Ollevier F. (2008). Influence des facteurs environnementaux sur la répartition spatiale des crevettes dans un petit bassin ouest africain- rivière Boubo- Côte d'Ivoire. *Tropicultura*, 26(1) : 17-23.
- Nahmani J. & Rossi J.P. (2003). Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *Comptes Rendus de Biologie*, 326 : 295-303.
- Naho J. (1988). Cycle supergène de l'or en milieu ferrallitique. Exemple du gisement d'or d'Ity en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 132 p.
- Nathalie S.D.T. (2017). Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatiques : diversité et implication dans le fonctionnement écosystémique des cours d'eau de Guinée. Thèse de

- Doctorat, Option : Ecologie et Evolution, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 170 p.
- Ndaruga A.M., Ndiritu G.G., Gichuki N.N. & Wamicha W.N. (2004). Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*, 42 : 208-216.
- Ngameni T.N., Patricia B.A.F. & Mpoame M. (2017). Bioévaluation De La Qualité Des Eaux Du Cours D'eau Menoua En Zone Périurbaine De Dschang, Ouest Cameroun. *European Scientific Journal*, 13(27) : 1857 – 7881.
- Nianmien-Ebrottié J.E. (2010). Composition, structure et déterminisme de la diversité des microalgues des rivières Soumié, Eholié, Ehania et Noé (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Science et Gestion de l'environnement, Option : Écologie et aménagement des écosystèmes aquatiques. Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 138 p.
- Niemi G.J. & McDonald M.E. (2004). *Application of ecological indicators. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35 : 89-111.
- Nyamsi T.N.L., Foto M.S., Zebaze T.S.H., Onana F.M., Adandedjan D., Tchakonte S., Yemele T.C., Koji E. & Njine T. (2014). Indice Multimétrique des Macroinvertébrés benthiques Yaoundéens (IMMY) pour l'évaluation biologique de la qualité des eaux de cours d'eau de la Région du Centre Sud Forestier du Cameroun. *European Journal of Scientific Research*, 123(4) : 412-430.
- Ohio EPA (1988). Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume 1. The role of biological data in water quality assessment. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio, 117 p.
- Olivier M.J. (2009). Chimie de l'environnement, 6ème édition, Les productions Jacques Bernier, 55 p.
- Omernik J.M. (1987). Ecoregions of the conterminous United States (With map). *Annual Association of American Geograph*, 77 : 118-125.

- OMS (2008). Guidelines for Drinking-water Quality, Third edition, incorporating the first and second Addenda, Recommendations, Geneva, Volume 1, 515 p.
- Onana F.M., Zebaze T.S.H., Koji E., Nyamsi T.N.L. & Tchakonte S. (2016). Influence of municipal and industrial pollution on the diversity and the structure of benthic macro-invertebrates community of an urban river in Douala, Cameroon. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 8 : 120-133.
- Oyenankan J.A. (1979). The ecology of genus *Pachymelania* in Lagos Lagoon. *Archive Hydrobiology*, 86 : 515-522.
- Papon A. (1973). Géologie et minéralisation du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Synthèse des travaux de l'opération SASCA 1962-1968. Mémoire du Bureau des Ressources. Géologique et Minière, N° 80, Paris (France), 284 p.
- Perraud A. & De la Souchère (1971). Les sols de la Côte d'Ivoire. *In* : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, 50, Paris (France), 269-389.
- Persoone G. & Janssen C.R. (1993). Freshwater invertebrate toxicity tests. *In*: Handbook of ecotoxicology, Calow P. (Eds), Blackwell Scientific Publications, Oxford, 51-65.
- Peyrusse V. & Bertrand M. (2001). Les Acariens aquatiques de France. *Insectes*, 123(4) : 3-6
- Philippeau G. (1992). Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales ? Service des Etudes Statistiques – ITCF, 63 p.
- Pielou E.C. (1969). An introduction to mathematical ecology. Wiley Intersciences, New York, 285 p.
- Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.K. & Hughes R.M. (1989). Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. United State. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington D.C., EPA 440-4-89-001.
- Pöllabauer C. & Bargier N. (2004). Rapport d'Etude de suivi de l'impact d'un site pilote d'extraction minière sur la faune aquatique de la doline de l'usine pilote, du Creek de la Baie Nord et du Déversoir. Bureau d'étude Erbio, 66 p.

- Pombo L., Elliot M. & Rebelo J.E. (2002). Changes in the fish fauna of the Rio de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology*, 61 : 167-181.
- Quinn J.M. & Hickey C.W. (1990). Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24 : 387-409.
- Ramade F. (2003). Elément d'écologie : Ecologie fondamentale. Dunos, (Eds.), Paris, France, 2, 190 p.
- Ramade F. (1994). Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale. 2ème Edition. Ediscience, Paris, 579 p.
- Resh H.V. (1996) Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. *In: Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, 645-667.
- Resh V.H. (1995). Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. *In: Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Davis W.S. & Simon T.P. (Eds). Lewis, Boca Raton, Florida, 167-177.
- Resh V.H. & Jackson J.K. (1993). Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. *In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London: 195-223.
- Resh V.H. & Mac Elravy. (1993). Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. *In: Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Rosenberg D.M. & Resh V.H. (Eds). Chapman & Hall NY, 159-194.
- Resh V.H., Norris R.H. & Barbour M.T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates, *Australian Journal of Ecology*, 20: 108-121.
- RGPH (2014). Recensement Général de la population et de l'Habitat. Résultat global du secretariat des techniques permanent du comité technique de RGPH. Institut national de la statistique, Abidjan, Côte d'Ivoire, 26 p.

-
- Rier S.T., Tuchman N.C., Wetzel R.G. & Teeri J.A. (2002). Elevated-CO₂-induced changes in the chemistry of quaking aspen (*Populus tremuloides* Michaux) leaf litter: subsequent mass loss and microbial response in a stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(1) : 16–27.
- Rios S.L. & Bailey R.C. (2006). Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, 553 : 153-160.
- Roamba J. (2014). Risques environnementaux et sanitaires sur les sites d'orpillage au Burkina Faso : cycle de vie des principaux polluants et perceptions des orpilleurs (cas du site Zougnazagmligne dans la commune rurale de Bouroum, région du centre-nord). Mémoire de Master en ingénierie de l'eau et de l'environnement option : Eau et Assainissement, 2IE (Ouagadougou, Burkina Fasso), 101p.
- Roberge J. (1996). Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'environnement et de la Faune du Québec, 68 p.
- Rodier, J., (2009) Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9ème éd., Dunod. Paris, 1579 p.

- Rodriguez P. & Wright J.F. (1987). Biological evaluation of the quality of three Basque water courses. Proceedings of the 2nd International Basque Congress, Leioa (Espagne), 2 : 223-243.
- Roeding C.E & Smock L.A. (1989). Ecology of macroinvertebrate shredders in a low-gradient sandy-bottomed stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 : 149-161.
- Rosa B.J.F.V., Rodrigues L.F.T., Da Gama Alves R. & De Oliveira G.S. (2014). Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 : 7771-7779.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Freshwater Biomonitoring and benthic Macroinvertebrates. *Kluwer Academic Publishers*, 473 p.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1996). Use of aquatic insects in biomonitoring. In: An Introduction to the Aquatic Insects of North America, Third Edition. Edited by R.W. Merritt and K. W. Cummins. *Kendall/Hunt Publishing Company*, 862 p.
- Rosi-Marshall E. & Wallace J. (2002). Invertebrate food webs along a stream resource gradient. *Freshwater Biology*, 47 : 129-141.
- Ross S.T. (1991). Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species?. *Environmental Biology Fisheries*, 30 : 359-368.
- Rougerie G. (1960). Le façonnement actuel des modes en Côte d'Ivoire. Mémoire. Institut Fondamental d'Afrique Noire, 58, 542 p.
- Sánchez-Fernández D., Abellán P., Mellado A., Velasco J. & Millán A. (2006). Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic systems?. The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation*, 15 : 4507– 4520.
- Sandin L., Sommerhäuser M., Stubauer I., Hering D. & Johnson R. (2000). Stream assessment methods, stream typology approaches and outlines of a European stream typology.- AQEM, 43 p.

- Sankaré Y. (1991). Étude comparative de la macrofaune associée aux racines de *Pistia stratiotes*. L (Araceae) du barrage d'Ayamé II et du fleuve Comoé (Côte d'Ivoire). *Journal Ivoirien d'Océanologie et de Limnologie*, 1 (2) : 131-138.
- Sanogo S., Kabre T.J.A. & Cecchi P. (2014). Inventaire et distribution spatio-temporelle des macroinvertébrés bioindicateurs de trois plans d'eau du bassin de la Volta au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8 (3) : 1005-1029.
- Sarr A., Kinzelbach R. & Diouf M. (2011). Diversité spécifique et écologie des mollusques continentaux de la basse vallée du Ferlo(Sénégal). *MalaCo*, 7 : 383-390.
- Schlösser I.J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
- Schlumberger O. (2002). Mémento de pisciculture d'étang. 4eme édition Cemagref, 237 p.
- Schnell R. (1952). Végétation et flore de la région montagneuse du Nimba (Afrique occidentale française), Mémoire 22 de l'Institut Française d'Afrique noire, Dakar, 604 p.
- Shannon E.C. & Weaver W. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois press, 117 p.
- Slim K., Saad Z. & Khalaf G. (2000). Estimation de la qualité des eaux du Nahr Beyrouth. Utilisation de l'indice diatomique de polluo-sensible (IPS). *Cahier de l'Association Scientifique Européenne Eau et Santé*, 5 : 51 -60.
- Sloane P.I.W. & Norris R.H. (2003). Relationship of AUSRIVAS-based macroinvertebrate predictive model outputs to a metal pollution gradient. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(3) : 457-471.
- Soldner M., Stephen I., Ramos L., Angus R., Wells N. C. Grosso A. Crane M. (2004). Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research*, 38 : 863-874.
- Soro B. (2011). Agriculture et matières premières en Côte d'Ivoire : Le cacao, le café, le coton, l'or, le sucre (...) en chute libre / La crise financière internationale sévit, Le Mandat, 43 p. <http://www.koffi.net/koffi/rechercheMultiple/a/43/Retirer>, consulté le 02/09/2017

- Stazner B., Dejoux C. & Elouard J.M. (1984). Field experiments on the relationships between drift and benthic densities of aquatic insects in tropical stream (Ivory Coast). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 17 (4): 319-334.
- Sterner R.W. & Hessen D.O. (1994). Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 25 : 1-29.
- St-Jacques N. & Richard Y. (2002). Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996, Québec, Ministère de l'environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n°ENV/2002/0293, rapport n° EA/2002-04, 75 p.
- St-Onge J. (1999). Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5. *In* : Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique, ministère de l'Environnement (Eds.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN 990224, rapport n°EA-14 p.
- Stout R.J. (1989). Effects of Condensed Tannins on Leaf Processing in Mid-Latitude and Tropical Streams: A Theoretical Approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(7) : 1097–1106.
- Sylvaine G. (2012). Origine et impact des pollutions liées aux activités minières sur l'environnement (eau-sol-atmosphère) et la santé, cas d'Oruro (Bolivie). Thèse de Doctorat, Spécialité : Environnement et Santé, Université Toulouse-Toulouse III, Toulouse, France, 170 p.
- Tachet H. (2002). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. CNRS Edition. 587 p.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2006). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie. 2ème (Eds), CNRS, Paris (France), 588 p.
- Tachet H., Richoux P., Bourneau M. & Usseglio-Polatera P. (2003). Invertébrés d'Eau Douce ; Systématique, Biologie, Ecologie. (Eds), CNRS, Paris (France), 587 p.
- Tapé J.G. (2000). Structures spatio-temporelles des peuplements de poissons démersaux du plateau continental de Côte d'Ivoire. Analyse de deux séries de campagnes de chalutage

- (1978-1986, 1993-1995). Thèse de Doctorat 3ème cycle ; UFR Biosciences, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 119 p.
- Tchakonte S. (2016). Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun). Thèse de Doctorat/PhD. Université de Yaoundé, Cameroun, 200 p.
- Ter Braak C.J.F. (1988). Partial canonical correspondence analysis. *In: Classification and related methods of data analysis* (Bock H.H., Eds.). Amsterdam, North Holland, 551-558.
- Tessier C., Cattaneo A., PinelAlloul B., Hudon C. & Borcard D. (2008). Invertebrate communities and epiphytic biomass associated with metaphyton and emergent and submerged macrophytes in a large berger. *Aquatic Sciences*, 70(1) : 10-20.
- Thioulouse J., Chessel D., Doledec S. & Olivier J.M. (1997). ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7 : 75-83.
- Tim T. (1982). Potential age of the aquatic Oligochaeta. *In: Processing 2nd International Symposium Aquatic Oligochaeta Biology*. Pallanza, Italy, 21-24.
- Toto K. (2019). Peuplement des crevettes d'eau douce et régime alimentaire de trois espèces du genre *Macrobrachium* [*M. vollenhovenii* (Herklots, 1857), *M. macrobrachion* (Herklots, 1851) et *M. dux* (Lenz, 1910)] du cours supérieur du fleuve Cavally (Côte d'Ivoire) dans un environnement d'exploitation minière. Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Spécialité : Hydrobiologie, l'Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire, 154 p.
- Touzin D. (2008). Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec. Mémoire Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval (Canada), 41 p.
- Townsend C.R. (1989). The Patch Dynamics Concept of stream community ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 8: 36-50.
- Tshijik J-C.K., Akaibe D., Micha J-C. & Pwema V.K. (2016). Analyse comparative de la diversité taxonomique et de la qualité écologique de l'eau des rivières Lukunga et Mangengenge à Kinshasa. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 16 : 260-271.

- Tudorancea C., Fernando C.H. & Paggi J.C. (1988). Food and feeding ecology of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) juveniles in lake Awassa (Ethiopia). *Archive of Hydrobiology Supplement* 79 (2/3) : 267-289.
- Tuffery G. & Verneaux J. (1967). Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes, Trans. Sect. P. & P., Cerafer, 23 p.
- 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.
- Vanden Bossche J-P. & Usseglio-Polatera P. (2005). Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, 551 : 253-271.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedel J.R. & Cushing C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1) : 130 - 137.
- Varandas S.G. & Cortes R.M.V. (2010). Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166 : 201-221.
- Verneaux J. & coll. (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un Indice Biologique de qualité Générale (IBG). *Annual Sciences University. Franche-Comté Besançon, Biology animal*, 4(3) : 11-21.
- Verneaux J. (1973). Cours d'eau de Franch-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie, Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Besançon, France, 260 p.
- Villanueva M.C. (2004). Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest : adaptations aux pressions environnementales. Thèse de Doctorat, Spécialité : Ecologie/ Environnement Aquatique, Institut National Polytechnique de Toulouse (France), 219 p.

- Wantiez L. (1994). Réseaux trophiques de l'Ichtyofaune des fonds meubles lagonaires de Nouvelles-Calédonie. *Lifes Sciences*, 317 : 847-856.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1983). The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic systems. *In: Dynamics of lotic ecosystems*. Fontaine T.D. & Bartell S.M. (Eds). *Annal Arbor Sciences*, Michigan (USA), 347-356.
- Warwick R.M., Ashman C.M., Brown A.R., Clarke K.R., Dowell B., Hart B., Lewis R.E., Shillabeer N., Somerfield P.J. & Tapp J.F. (2002). Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events. *Marine Ecology Progress Series*, 234 : 1-13.
- 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.
- Watson SW. (1974). Protozoology.in: *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. Buchanan R. E. & Gibbons N. E (Eds). Williams and Wilkins, Baltimore: 450-456.
- Welcomme R.L. (1985). River fisheries. FAO Fisheries technical paper 262, Rome, Italie 330 p.
- WFD (2003). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, A Ecological Status (ECOSTAT), 28 p.
- Wiederkehr J. (2015). Experimental study of uncertainties on the macrophyte index (IBMR) based on species identification and cover. *Ecological Indicators*, 50 : 242-250.
- Wood R. (1972). Early Precambrian Kambui schist Belt, Southern Sierra Leone and the surrounding basement. *Natural Physical Science*, 236 :14.
- Woodcock T.S. & Huryn A.D. (2007). The response of macroinvertebrates production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwater biology*, 52: 177-196.
- Woodiwiss F.S. (1964). The biological system of stream classification used by the River Trent Board. *Chemical Industrie*, 14: 443-447.

- Woodiwiss F.S. (1960). Trent Biotic Index of pollution 2nd Quinquennial Abstract of Statistics relating to the Trend Watershed. Trent River Authority, 98 p.
- Woodward G. & Hildrew A.G. (2002). Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 777-798.
- Wunderlin D.A., Diaz M.P., Ame M.V., Pesce S.F., Hued A.C. & Bistoni M.A. (2001). Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia river basin (Cordoba-Argentina). *Water Research*, 35 : 2881-2894.
- Yao K.M., Metongo B.S., Trokourey A. & Bokra Y. (2009). La pollution des eaux de la zone urbaine d'une lagune tropicale par les matières oxydables (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *International Journal of Biology and Chemical Science*, 3(4) : 755-770.
- Yao S.S. (2006). Étude de la diversité biologique et de l'écologie alimentaire de l'ichtyofaune d'un hydrosystème Ouest africain : cas du bassin de la Comoé (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, UFR Biosciences, spécialité : Hydrobiologie, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 280 p.
- Yao S.S., Kouamélan E.P., Koné T., N'Douba V., Gooré Bi G., Ollevier F. & Thys van den Audenaerde D.F.E. (2005). Fish communities along environmental gradients within the Comoé River basin, Côte d'Ivoire. *African Journal of Aquatic Science* 30 (2) : 185-194.
- Yapo M.L., Atse B.C. & Kouassi P. (2012). Inventaire des insectes aquatiques des étangs piscicoles au sud de la Côte d'Ivoire. *Journal of Biosciences*, 58 : 4208-4222.
- Younes-Baraille Y., Garcia X-F. & Gagneur J. (2005). Impact of the longitudinal and seasonal changes of the water quality on the benthic macroinvertebrate assemblages of the Andorran streams. *Compte Rendu Biologies*, 328 : 963-976.
- Ysebaert T., Herman P.M.J., Meire P., Craeymeersch J., Verbeek H. & Heip C.H.R. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57 : 335-355.
- Ysebaert T., Meire P., Herman P.M.J. & Verbeek H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress*, 225: 79-95.

Zahradnik J. & Chvala M. (1991). *La Grande Encyclopédie des Insectes*. Collection Grund, Paris (France), 511 p.

Zar J.H. (1999). *Biostatistical analysis*. Fourth edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 662 p.

Zar J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 718 p.

ANNEXES

Annexe 1: Fiche de terrain de collecte des données mésologiques

RELEVÉS DE TERRAIN - DONNÉES MÉSOLOGIQUES

1- IDENTIFICATION DE LA STATION			
Nom		Date...../...../.....	Heure.....h.....
Code		Organisme	Nom de l'opérateur
Coordonnées de la station: X (N)		Y (W)	altitude m

2- ENVIRONNEMENT GENERAL				
Environnement global berge droite	<input type="checkbox"/> forêt	<input type="checkbox"/> cultures	<input type="checkbox"/> zone urbanisée	<input type="checkbox"/> zone agricole
	<input type="checkbox"/> Autre, à préciser			
Environnement global berge gauche	<input type="checkbox"/> forêt	<input type="checkbox"/> cultures	<input type="checkbox"/> zone urbanisée	<input type="checkbox"/> zone agricole
	<input type="checkbox"/> Autre, à préciser			
Pente à la station	<input type="checkbox"/> faible <input type="checkbox"/> moyenne <input type="checkbox"/> forte			
Granulométrie (%)	Blocs (>20mm)	Graviers grossiers (2-20mm)	Graviers fins (0,2-2mm)	Sables (0,05-0,2mm) Argiles (<0,05)
Substrats	<input type="checkbox"/> Vase <input type="checkbox"/> Sable <input type="checkbox"/> Gravillon <input type="checkbox"/> Gravier <input type="checkbox"/> propre <input type="checkbox"/> débris végétaux <input type="checkbox"/> périphyton <input type="checkbox"/> autre, à préciser			Débris végétaux <input type="checkbox"/> feuilles <input type="checkbox"/> branches <input type="checkbox"/> tronc
Végétation aquatique (%).....	Profondeur	Largeur	Canopée	
Sources interférence	<input type="checkbox"/> traces d'hydrocarbures <input type="checkbox"/> présence de bétail <input type="checkbox"/> rejet d'eaux usées			
Phénomène anormal observé	<input type="checkbox"/> odeur et/ou couleur inhabituelle de l'eau <input type="checkbox"/> croissance d'algues excessives <input type="checkbox"/> autre, à préciser :		<input type="checkbox"/> poissons morts <input type="checkbox"/> feux de forêt	

3- CONDITIONS D'OBSERVATION	
Hydrologie :	<input type="checkbox"/> étiage sévère <input type="checkbox"/> basses eaux, étiage normal <input type="checkbox"/> moyennes eaux <input type="checkbox"/> hautes eaux
Traces de laisses de crues ou pluie importante ayant précédé l'échantillonnage (à préciser) ? : <input type="checkbox"/> non <input type="checkbox"/> oui quand ? (nb jours):	
Météo :	<input type="checkbox"/> soleil <input type="checkbox"/> nuageux <input type="checkbox"/> pluie fine <input type="checkbox"/> crépuscule
Couleur eau :	<input type="checkbox"/> claire <input type="checkbox"/> légèrement trouble <input type="checkbox"/> trouble Fond visible : oui <input type="checkbox"/> non <input type="checkbox"/>
Vitesse de l'eau:	

4- CARACTERISATION PHYSIQUE ET CHIMIQUE DE LA STATION							
Conductivité				NO ₂ ⁻		MES	
Oxygène dissous				NO ₃ ⁻			
DBO ₅				NH ₄ ⁺			
pH				NTK			
Température				PO ₄ ³⁻			
TDS / Turbidité				DCO			

PUBLICATION ISSUE DE LA THESE

Kamagaté E.A.I., Allouko J.R., Bony K.Y., Konan K.F. 2018. Diversity and Spatial Distribution Pattern of Benthic Macroinvertebrates of the Cavally River (Ivory Coast, West Africa). *International Research Journal of Advanced Engineering and Science*, Vol. 4 (1) : 10-16.

RESUME

L'inventaire et la distribution des peuplements de macroinvertébrés benthiques ont été étudiés pour la première fois dans le bassin supérieur du fleuve Cavally en Côte d'Ivoire dans une zone d'intenses activités minières. La présente étude a pour but de caractériser la macrofaune benthique et d'évaluer la qualité écologique de ce cours d'eau à travers les paramètres physico-chimiques et le degré d'organisation du peuplement. Pour ce faire, trois zones d'échantillonnages ont été prospectées (l'amont de la zone minière, la zone minière et l'aval de la zone minière). La collecte des données a été faite à un rythme saisonnier entre Mai 2015 à Juin 2016 dans 21 stations suivant le gradient longitudinal à l'aide d'une benne *Van Veen* (0,15 m² de sédiment par échantillon) et d'un filet troubleau (500 µm vide de maille). Au total 112 taxons appartenant à 51 Familles et à 17 Ordres ont été recensés. La macrofaune de ce bassin est dominée numériquement et en termes de richesse taxonomique par les Insectes suivis des Mollusques. Dans ces deux groupes, les Hémiptères, les Odonates, les diptères, les Coléoptères et les Basommatophores sont les plus diversifiés. La composition faunistique des Mollusques est dominée par les Thiaridae et les Planorbidae, avec pour principaux taxons *M. tuberculata* et *I. exustus*. Concernant les Insectes, les familles les Chironomidae, les Gerridae, Notonectidae, sont dominantes en termes d'abondances. Les Chironomidae (Chironominae) sont les plus importantes familles des communautés benthiques. L'organisation trophique de stations, indique une prépondérance des prédateurs. La composition taxonomique entre différentes stations et zone d'étude est très hétérogène. Les analyses ont, en outre, indiquées que la distribution des espèces de macroinvertébrés benthiques du bassin supérieur du Cavally sont principalement influencée par la conductivité, le taux de solides dissous, la température, le potentiel redox, le pH, l'Orthophosphate et l'Arsenic. La diversité des peuplements et les indices biologiques utilisés indiquent globalement que l'eau du fleuve Cavally est de qualité Bonne à mauvaise selon les différents secteurs du fleuve et serait soumise à des pollutions de type organique et sédimentaire.

Mots-clés : activités minières, physico-chimique, macroinvertébrés benthiques, pollution des cours d'eau, Cavally, Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

The inventory and the distribution of the settlements of macroinvertébrés benthic were studied for the first time in the upstream reservoir of the Cavally river in Côte d'Ivoire in a area of intense mining activities. The purpose of the present study is to characterize the benthic macrofauna and to evaluate ecological quality this river through the physicochemical parameters and the degree of organization of the settlement. With this intention, three area of samplings were prospected (upstream of the mining area, the mining area and downstream of the mining area). The data-gathering was made at seasonal intervals between May 2015 at June 2016 in 21 stations according to the longitudinal gradient using a bucket *Van Veen* (0,15 m² of sediment per sample) and of a net troubleau (500 µm vacuum of mesh). On the whole 112 let us taxa belonging 51 Familles and incorporating 17 orders were listed. The macrofauna of this basin is dominated numerically and in terms of taxonomic richness by the Insects followed by Molluscs. In these two groups, Hémiptères, Odonates, the diptera ones the Coleopters and Basommatophores are diversified. The faunistic composition of Molluscs is dominated by Thiaridae and Planorbidae, with for principal let us taxa *M. tuberculata* and *I. exustus*. Concerning the Insects, the families Chironomidae, Gerridae, Notonectidae, are dominant in terms of abundances. Chironomidae (Chironominae) are the most significant families of the benthic communities. The trophic organization of stations, indicates a preponderance of the predatory ones. The taxonomic composition between various stations and area of study is very heterogeneous. The analyses, moreover, indicated that the distribution of the species of macroinvertebrate benthic of the upstream reservoir of Cavally is mainly influenced by conductivity, the rate of dissolved solids, the temperature, the potential redox, the pH, Orthophosphate and Arsenic. The diversity of the settlements and the biological indices used state overall that the water of the Cavally river is of good quality to bad according to various sectors' of the river and would be subjected to pollution of type the organic and sedimentary.

Key words: mining activities, physic-chemical, macroinvertebrate benthic, pollution of the rivers, Cavally River, Côte d'Ivoire.