



**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 :

2018-2019

N° D'ORDRE :

.....15.....

THESE DE DOCTORAT

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

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Hydrobiologie

CANDIDAT

Nom : DJENE

**Prénoms : KOUAKOU
ROLAND**

**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)**

JURY

**Président : M. KOUADIO Yatty Justin, Professeur Titulaire,
Université Jean Lorougnon Guédé ; Daloa.**

**Directeur : M. BONY Kotchi Yves, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé ; Daloa.**

**Rapporteur : M. EDIA Oi Edia, Maître de Conférences,
Université Nangui Abrogoua ; Abidjan.**

**Examineurs : Mme. YEBOUE N'guessan Lucie, Maître de
Conférences, Université Jean Lorougnon Guédé ;
Daloa.**

**M. BERTE Siaka, Maître de Conférences,
Université Félix Houphouët Boigny ; Abidjan.**

Soutenue publiquement

le : 06 /06 /2020

TABLE DES MATIERES

DEDICACE.....	vi
REMERCIEMENTS	vii
LISTE S DES SIGLES ET ABREVIATIONS	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES	xiv
LISTE DES ANNEXES.....	xvii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : GENERALITES.....	6
1-1. Milieu d'étude.....	7
1-1-1. Situation géographique et caractéristique de la zone d'étude	7
1-1-2. Climat.....	7
1-1-3. Géologie et reliefs.....	8
1-1-4. Sols et végétation.....	9
1-1-5. Aspects socio-économiques.....	9
1-1-6. Hydrographie.....	9
1-2. Présentation des macro-invertébrés aquatiques.....	11
1-2-1. Caractères généraux.....	11
1-2-1-1. Insectes.....	11
1-2-1-2. Mollusques	13
1-2-1-3. Nématodes.....	14
1-2-1-4. Annelides	14
1-2-1-5. Crustacés	14
1-2-1-6. Arachnides	14
1-2-2. Eléments de biologie et d'écologie des macro-invertébrés aquatiques.....	15
1-2-2-1. Eléments de biologie.....	15
1-2-2-1-1. Respiration.....	15
1-2-2-1-2. Nutrition	15
1-2-2-1-3. Cycles biologique.....	16
1-2-2-2. Eléments d'écologie	17
1-2-2-2-1. Zones de vie des communautés de macro-invertébrés	17
1-2-2-2-2. Zonation des communautés dans un lac	18
1-2-3. Macro-invertébrés dulçaquicoles et bioévaluation	18
1-2-4. Echelles de tolérance des macro-invertébrés benthiques.....	20

1-2-5. Indices biotiques dans le monde.....	21
1-2-6. Influence des paramètres mésologiques sur les écosystèmes aquatiques	22
1-2-7. Définition de concepts liés à la bioindication	22
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES.....	24
2-1. Matériel.....	25
2-1-1. Matériel biologique	25
2-1-2. Matériel technique.....	25
2-1-2-1. Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques.....	25
2-1-2-2. Matériel de récolte et d'observation des macro-invertébrés aquatiques.....	25
2-2. Méthodes.....	27
2-2-1. Etude préliminaire et choix des stations	27
2-2-2. Description des différentes stations d'échantillonnage	29
2-2-2-1. Canaux.....	29
2-2-2-2. Etangs.....	30
2-2-2-3. Mares.....	32
2-2-2-4. Lacs.....	33
2-2-2-5. Ruisseaux.....	35
2-2-3. Evaluation de la qualité écologique de l'eau des stations.....	36
2-2-3-1. Mesure des paramètres physiques et chimiques des systèmes hydroécologiques	37
2-2-3-2. Echantillonnage, tri et identification des macro-invertébrés.....	38
a) <i>Echantillonnage des macro-invertébrés aquatiques</i>	38
b) <i>Tri et identification des organismes</i>	39
2-2-3-2. Analyse de la structure des communautés de macro-invertébrés	39
a) <i>Richesse taxonomique</i>	39
b) <i>Abondance relative des espèces</i>	39
c) <i>Pourcentage d'occurrence</i>	40
2-2-3-3. Diversité des communautés.....	40
a) <i>Indice de diversité Shannon-Weaver</i>	40
b) <i>Equitabilité de Pielou</i>	41
c) <i>Indice de Jaccard</i>	41
d) <i>Indice Chironomidae</i>	41
e) <i>Indice Oligochètes</i>	42
f) <i>Indice ET et Pourcentage ET</i>	42

g) <i>Indice ETC</i>	42
2-2-3-4. Groupe trophique fonctionnel.....	43
2-2-3-5. Tolérance ou intolérance à la pollution.....	43
2-2-4. Analyses statistiques des données	46
2-2-4-1. Analyses univariées	46
2-2-4-2. Analyses multivariées	46
a) <i>Analyse en Composantes Principales (ACP)</i>	47
b) <i>Analyse de Redondance (RDA)</i>	47
c) <i>Classification Hiérarchique Ascendante (CAH)</i>	48
d) <i>Cartes auto-organisatrices (SOM)</i>	48
e) <i>Analyse Factorielle Discriminante (AFD)</i>	50
f) <i>Méthode « Indval »</i>	51
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	53
3-1. Caractérisation des paramètres mésologique et physico-chimique des écosystèmes aquatiques urbains	54
3-1-1. Résultats.....	54
3-1-1-1. Paramètres mésologiques.....	54
3-1-1-2. Température.....	57
3-1-1-3. pH.....	57
3-1-1-4. Conductivité.....	62
3-1-1-5. Turbidité	62
3-1-1-6. Transparence	66
3-1-1-7. Oxygène dissous	70
3-1-1-8. Typologie des habitats	73
3-1-2. Discussion.....	76
3-2. Diversité taxonomique et structure des communautés de macro-invertébrés.....	79
3-2-1. Résultats.....	79
3-2-1-1. Analyse qualitatives des communautés de macro-invertébrés.....	79
3-2-1-1-1. Inventaire et composition des communautés de macro-invertébrés.....	79
3-2-1-1-2. Occurrences des taxons échantillonnés	88
3-2-1-1-3. Variations spatiales de la richesse taxonomique.....	89
3-2-1-1-4. Variations saisonnières de la richesse taxonomique.....	91
3-2-1-1-5. Similarité taxonomique entre les stations.....	93
3-2-1-1-6. Déterminisme de la richesse taxonomique.....	95

3-2-1-1-6-1. Ordination des échantillons en fonction des familles	95
3-2-1-1-6-2. Facteurs déterminant la diversité des familles de macro-invertébrés.....	99
3-2-1-2. Analyse quantitative des communautés de macro-invertébrés dans les stations hydroécologiques.....	101
3-2-1-2-1. Répartition spatiale des individus.....	101
3-2-1-2-2. Variations spatiales de l'abondance des principales classes de macro-invertébrés.....	103
3-2-1-2-3. Variations spatiales de l'abondance des principaux ordres de macro-invertébrés.....	104
3-2-1-2-4. Variations spatiales de l'abondance des principales familles de macro-invertébrés.....	106
3-2-1-2-5. Variations spatiales de l'abondance des principaux taxons de macro-invertébrés.....	109
3-2-1-2-6. Variations saisonnières des individus dans les stations	112
3-2-1-2-7. Variations saisonnières de l'abondance des principales classes de macro-invertébrés	113
3-2-1-2-8. Variations saisonnières de l'abondance des principaux Ordres de macro-invertébrés... ..	115
3-2-1-2-9. Variations saisonnières de l'abondance des principales familles de macro-invertébrés.....	118
3-2-1-2-10. Taxons caractéristiques des différents types d'habitats.....	122
3-2-1-2-11. Analyse de la diversité des communautés.....	123
3-2-1-2-11-1. Variations spatiales de l'indice de diversité de Shannon.....	123
3-2-1-2-11-2. Variations saisonnières de l'indice de diversité de Shannon.....	123
3-2-1-2-11-3. Variations spatiales de l'indice de l'équitabilité de Pielou (J)...	125
3-2-1-2-11-4. Variations saisonnières de l'indice de l'équitabilité de Pielou...	127
3-2-1-2-12. Relations entre les paramètres physico-chimiques et la répartition spatiale des principaux taxons de macro-invertébrés	128
3-2-1-2-13. Structure trophique des macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques urbains de Daloa... ..	130
3-2-2. Discussion.....	133
3-3. Evaluation de la qualité biologique des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa....	139
3-3-1. Résultats.....	139

3-3-1-1. Analyse de la qualité des eaux à partir des indices de diversité.....	139
3-3-1-1-1. Indice ET et Pourcentage en ET des écosystèmes aquatiques lotiques	139
3-3-1-1-2. Indice Ephéméroptères Trichoptères Coléoptères (ETC)	139
3-3-1-1-3. Abondance relative en Chironomidae.....	141
3-3-1-1-4. Abondance relative en Oligochètes.....	142
3-3-1-2. Analyse de la qualité des eaux à partir des indices Biologiques.....	144
3-3-1-2-1. Répartition spatiale des taxons indicateurs.....	144
3-3-1-2-2. Variations spatiales de l'indice FBI.....	144
3-3-1-2-3. Corrélation entre les indices étudiés.....	148
3-3-2. Discussion.....	150
CONCLUSION.....	152
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	156
ANNEXES.....	I
PUBLICATIONS ISSUES DE LA THESE.....	XI

DEDICACE

Je dédie ce mémoire à ma très chère mère Koffi Amino Odette pour tout son amour, son soutien et ses conseils. Malheureusement elle n'a pas pu être présente aujourd'hui pour voir le couronnement de tous ses efforts indéfectibles.

REMERCIEMENTS

Au Seigneur Tout Puissant qui m'a guidé tout au long de mes travaux et qui me fortifie à tout instant et en tout lieu, je dis merci et glorifie son nom.

Cette thèse n'aurait pas vu le jour sans le concours de certaines personnes qui de près ou de loin ont su apporter au moment propice leurs contributions. Je ne pourrai pas les citer toutes. Elle n'aurait pas pu se dérouler correctement sans le soutien de plusieurs personnes physiques et morales qu'il me plaît de remercier ici :

J'exprime toute ma gratitude à la Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), le Professeur **TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE** pour avoir autorisé mon inscription dans cette Université.

J'adresse mes sincères remerciements au Vice-Président chargé de la Pédagogie, de la Vie Universitaire, de la Recherche et de l'Innovation Technologique de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLOG), le Professeur **KONE Tidiani** pour avoir accepté notre inscription en Thèse de Doctorat, pour ses encouragements et sa disponibilité ;

Je dis un grand merci au Vice-Président chargé de la Planification et des Relations Extérieures de l'Université Jean Lorougnon Guédé, Docteur **AKAFFOU Doffou Sélastique** Maître de Conférences pour avoir accepté notre inscription en Thèse de Doctorat, pour ses encouragements et sa disponibilité ;

Je dis un grand merci au Directeur de l'UFR Environnement Docteur **KOUASSI Kouakou Lazare**, Maître de Conférences, pour avoir accepté que j'intègre son Unité de Formation et de Recherche. J'adresse mes remerciements pour ses encouragements et sa sollicitude ;

J'adresse ma reconnaissance au Docteur **KOFFI Béné Jean-Claude**, Maître de Conférences, Directeur du Laboratoire de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux (BioEcoTrop), pour m'avoir accepté dans son laboratoire. Merci pour son dévouement au travail bien fait et ses encouragements ;

J'ai une pensée toute particulière à l'endroit de Docteur **BONY Kotchi Yves**, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, Directeur scientifique de cette thèse qui a bien voulu nous confier la réalisation de ce travail tout en nous sacrifiant de son précieux temps. Merci de m'avoir fait confiance et m'initier à la Recherche scientifique. La rigueur scientifique, le dynamisme et la disponibilité constante déterminent l'homme de science que vous êtes. Vos qualités scientifique et humaine, votre grande disponibilité et surtout votre humilité suscitent

en nous une admiration et un profond respect. Vous avez su me transmettre vos connaissances dans le domaine de la recherche et m'aider à développer mon esprit critique. Que Dieu vous accorde longue vie et santé ;

Je remercie toute la communauté universitaire de l'Université Jean Lorougnon Guédé, notamment le Professeur **GNAKRI Dago**, pour m'avoir fait confiance et facilité mon insertion au sein de l'Université. Merci « Cher Maître » pour votre sens Managerial et de Leadership, Cela me reste à l'esprit. Sachez Professeur que vous resterez un modèle pour moi ; le Professeur **KOUADIO YATTI Justin**, pour avoir accepté mon inscription en Master et en Thèse de Doctorat. Merci Professeur pour votre sens du leadership et votre disponibilité. Je tiens à exprimer toute ma gratitude au Docteur **ALLOUKO Jean-Renaud**, Assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé pour son aide permanente, son dynamisme et ses conseils. Que Dieu vous accorde longue vie et santé ;

Mes remerciements vont à l'endroit du Docteur **KONAN Koffi Félix**, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour son soutien indéfectible et ses conseils. Docteur, je tiens à vous remercier sincèrement pour toute la disponibilité que vous avez manifestée à mon égard au plan scientifique et humain. Que Dieu vous accorde longue vie et santé ;

Je tiens à remercier Docteur **AYOLIE Koutoua Constant**, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé et sa famille pour leurs encouragements et aide qu'ils m'ont toujours apportés depuis le début de mes années universitaires à Daloa. Que Dieu vous accorde longue vie et santé ;

Je voudrais également exprimer toute ma reconnaissance au Docteur **EDIA Oi Edia**, Maître de Conférences à l'Université Nangui Abrogoua, qui m'a fait l'honneur d'apporter sa contribution à cette thèse en temps que rapporteur.

Je tiens à exprimer toutes ma gratitude au Docteur **YEBOUE N'guessan Lucie**, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé pour son aide, tous ces instants, ses encouragements, sa foi en mon travail, son encadrement académique et pour avoir accepté de juger ce travail en tant qu'examineur.

Mes remerciements vont au Docteur **BERTE Siaka**, Maître de Conférences à l'Université Félix Houphouët Boigny pour avoir accepté de juger ce travail en tant qu'examineur.

Toute ma sympathie et mes sincères remerciements vont aux membres du Laboratoire de Biodiversité et d'Ecologie Tropicale (BioEcoTrop) pour leur amitié et leur aide, notamment au cours des activités de cette thèse. Je voudrais remercier particulièrement **Mme. KIPRE Ouguimré Hortense Jusèle, M. KAMAGATE El Adj Issouf, M. N'DO Bi Boly Valérie, N'GUESSAN Konan Serge, KRA Yao Francis, KRESSOU Armand, ZAMBLE Bi Tah Thirolien, KOUASSI Cyrius, GANDON Saint Claire** et tous ceux que je n'ai pas pu citer dans ce document.

Je tiens à remercier tous les étudiants de la première promotion de Master de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes. Je voudrais remercier particulièrement **KOUA Attey Noël, YEBOUET Kouadio Felix, BOKO Brou Bernard, KOUASSI Kanga Justin, ZAN Golou Gizèle** et **ASSALE Adjo Yvette** pour leur soutien.

A ces remerciements, j'ai le grand plaisir d'associer toute ma famille particulièrement mon père **DJENE Konan**, ma mère feu **KOFFI Amoin Odette**, mes frères **DJENE Nicolas, DJENE Me Koffi Victor**, mes sœurs **DJENE Amani Liliane, DJENE Adjoua Nadia, DJENE Ahou Estelle**, mon cousin **TOSSOU Joël**, mes cousines **TOSSOU Grâce** et **TOSSOU Estère**, mon oncle **KOFFI Joachain** et sa famille pour leur compréhension, leur dévouement et leur encouragement.

Je dis un merci particulier à ma compagne **DIBI Marie Joëlle** pour sa compréhension, son soutien et ses encouragements.

Enfin, je tiens à remercier tous mes amis pour leur soutien et pour tous les bons moments passés ensemble. Je voudrais remercier particulièrement **BALLO Espérance Kouadio** pour ses appels et encouragements.

Je suis aussi très reconnaissant envers toutes ces nombreuses personnes qui n'ont pas pu être citées dans ce document et qui par leurs gestes ont contribué à la réalisation de ce travail.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACP	:	Analyse en Composantes Principales
AFD	:	Analyse Factorielle Discriminante
AFNOR	:	Agence Française de Normalisation
CANOCO	:	“ <i>Canonical Community Ordination</i> ” (Ordination canonique des communautés)
CN	:	Canal
EP	:	Etang Piscicole
EPA	:	Environmental protection Agency
ER	:	Etang Rizicole
ET	:	Ephéméroptères et Trichoptères
ETC	:	Ephéméroptères Trichoptères et Coléoptères
FBI	:	Indice Biotique Hilsenhoff pour une identification à la famille
GPS	:	<i>Global Positioning System</i>
HBI	:	Indice Biotique Hilsenhoff
IndVal	:	“ <i>Indicator Value</i> ” (Valeur Indicatrice)
LA	:	Lac
MA	:	Mare
MDDE	:	Ministère de l’écologie, du Développement durable et de l’Energie
NTU	:	Unité de Turbidité Néphélométrique
pH	:	potentiel Hydrogène
RDA	:	Analyse de Redondance
RU	:	Ruisseau
SASS	:	<i>South African Scoring System</i>
RGPH	:	Récensement Général de la Population et de l’Habitat
SODEXAM	:	Société d’Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronotique et Météorologique.
SOM	:	“ <i>Self-Organizing Map</i> ” (Cartes Auto-Organisatrices)
SP	:	Saison Pluvieuse
SS	:	Saison Sèche
WWF	:	World Wildlife found

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Échelle de tolérance des grands groupes taxonomique	21
Tableau II : Côtes de tolérance adaptées selon l'identification à la famille.....	44
Tableau III : Évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de l'indice biotique familial.....	46
Tableau IV : Données mésologiques des stations hydroécologiques.....	56
Tableau V : Poids factoriels des paramètres sur les deux premiers axes (F1 et F2) de l'ACP sur les paramètres physico-chimiques des eaux.....	73
Tableau VI : Composition et occurrences des taxons de macro-invertébrés dans les différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa.	81
Tableau VII : Proportion des macro-invertébrés constants, accessoires et accidentels aux différentes stations d'échantillonnage des différents écosystèmes de la ville de Daloa	88
Tableau VIII : Inventaire des macro-invertébrés constants aux différentes stations hydroécologiques de la ville de Daloa.....	89
Tableau IX : Indices de similarités taxonomiques de Jaccard exprimés en pourcentage de taxons communs entre les sites	94
Tableau X : Différentes tailles de carte de Kohonen et les erreurs de quantifications et de topographie correspondantes (la taille retenue est en gras)	95
Tableau XI : Résultats de la classification obtenue par l'analyse factorielle discriminante et le test "leave-one-out" de validation croisée.....	100
Tableau XII : Récapitulatif des abondances des macro-invertébrés récoltés aux différentes stations étudiées.....	103
Tableau XIII : Abondance relative par classes des principales familles de macro-invertébrés dans les stations de la ville de Daloa	107
Tableau XIV : Abondances relatives des principaux taxons de macro-invertébrés de la ville de Daloa.....	110
Tableau XV : Variation saisonnière de l'abondance des principales classes de macro--invertébrés échantillonnés dans la ville de Daloa	114
Tableau XVI : Variation saisonnière de l'abondance des principaux Ordres de macro-invertébrés échantillonnés dans la ville de Daloa	116
Tableau XVII : Variation saisonnière de l'abondance des principales familles de macro-invertébrés échantillonnés dans la ville de Daloa	120
Tableau XVIII : Taxons indicateurs des différents types d'Habitats de Daloa.....	122
Tableau XIX : Récapitulatif des valeurs des indices ET et pourcentage en ET dans les stations hydroécologiques lotiques de Daloa.....	139

Tableau XX : Pourcentage en Chironomidae calculés sur les écosystèmes aquatiques de Daloa	142
Tableau XXI : Pourcentage en Oligochètes calculés sur les écosystèmes aquatiques de Daloa.....	143
Tableau XXII : Taxons indicateurs des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa pris en compte pour le calcul de l'indice FBI	146
Tableau XXIII : Variations spatiales de l'indice biotique Hilsenhoff (FBI), la qualité de chaque station.....	148
Tableau XXIV : Coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les indices étudiés.....	149

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Situation de la zone d'étude	7
Figure 2 : Diagramme ombrothermique de Daloa à partir des moyennes des données de 2007 à 2017 (Source des données : SODEXAM)	8
Figure 3 : Matériel technique d'échantillonnage des paramètres mésologiques et des macro-invertébrés aquatiques	26
Figure 4 : Répartition des stations d'échantillonnage sur la carte de la ville de Daloa	28
Figure 5 : Vue partielle des canaux CN1, CN2, CN3 et CN4 au corridor Man.....	29
Figure 6 : Vue partielle des étangs EP1, EP2, EP3 et EP4 au corridor Man	31
Figure 7 : Vue partielle des étangs ER1, ER2, ER3 et ER4	31
Figure 8 : Vue partielle des mares MA1, MA2, MA3 et MA4	33
Figure 9 : Vue partielle des stations "Ancien Corridor Vavoua" LA1, "Bra Kanon 1"LA2, "Bra Kanon 2"LA3 et "Gbedji"LA4.....	35
Figure 10 : Vue partielle des stations RU1, RU2, RU3 et RU4.....	36
Figure 11 : Echantillonnage des macro-invertébrés avec le filet troubleau (a) et la benne van veen (b)	38
Figure 12 : Schéma simplifié de la carte auto organisatrice de Kohonen.....	49
Figure 13 : Variations spatiales de la température dans les différentes stations à Daloa de juin 2017-février 2018	58
Figure 14 : Variations saisonnières de la température dans les différentes stations à Daloa de juin 2017-février 2018	59
Figure 15 : Variations spatiales du pH dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	60
Figure 16 : Variations saisonnières du pH dans les différentes stations à Daloa de juin 2017-février 2018.....	61
Figure 17 : Variations spatiales de la conductivité dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.....	63
Figure 18 : Variations saisonnières de la conductivité dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	64
Figure 19 : Variations spatiales de la turbidité de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	65
Figure 20 : Variations saisonnières de la turbidité de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	67

Figure 21 : Variations spatiales de la transparence de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	68
Figure 22 : Variations saisonnières de la transparence de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	69
Figure 23 : Variations spatiales de l'oxygène dissous de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	71
Figure 24 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	72
Figure 25 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur la base des variables physiques et chimiques des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	74
Figure 26 : Classification hiérarchique des stations des différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018 à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques	74
Figure 27 : Variations des paramètres physico-chimiques entre les inter-groupes (GI : groupe I, GII : groupe II, GIII : groupe III) définis par la figure 26 à Daloa de juin 2017-février 2018	75
Figure 28 : Proportions relatives des Embranchements de macroinvertébrés aquatiques des stations des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	87
Figure 29 : Nombre de taxons collectés des Classes de macro-invertébrés aquatiques des stations des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	87
Figure 30 : Nombre de taxons collectés des Ordres de macro-invertébrés aquatiques des stations des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	87
Figure 31 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	90
Figure 32 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des différents types d'écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	91
Figure 33 : Variations saisonnières de la richesse taxonomique des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	92
Figure 34 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM sur la base des Familles de macro-invertébrés	97

Figure 35 : Distribution des échantillons dans la SOM à partir des données de présence/absence de macro-invertébrés	97
Figure 36 : Regroupement des Familles dans les groupes définis par la SOM	98
Figure 37 : Cercle de corrélation des variables environnementales discriminants les groupes dans le plan F1 x F2 de l'Analyse Factorielle Discriminante	99
Figure 38 : Cercle de corrélation des variables environnementales discriminant les groupes dans le plan Factoriel F1 x F2 de l'Analyse Factorielle Discriminante	100
Figure 39 : Pourcentages relatifs en abondances des (a) Embranchements et des (b) Classes de macro-invertébrés dans les stations hydroécologiques de juin 2017-février 2018	102
Figure 40 : Variations spatiales de l'abondance relative des principales classes de macro-invertébrés échantillonnés dans les écosystèmes aquatiques de juin 2017-février 2018	103
Figure 41 : Variations spatiales de l'abondance relative des principaux ordres de macro-invertébrés échantillonnés dans les écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	105
Figure 42 : Variations saisonnières de l'abondance relative des individus de macro-invertébrés échantillonnés dans les écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	112
Figure 43 : Variations spatiales de l'indice de diversité de shannon (H) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	124
Figure 44 : Variations saisonnières de l'indice de diversité de shannon (H) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	125
Figure 45 : Variations spatiales de l'indice de diversité d'équitabilité de Pielou (J) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa.....	126
Figure 46 : Variations saisonnières de l'indice de diversité d'équitabilité de Pielou (J) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018	128
Figure 47 : Analyse de redondance (RDA) de la répartition spatiale des principaux taxons de macro-invertébrés et des moyennes des paramètres physico-chimiques de juin 2017-février 2018	129
Figure 48 : Abondance relative globale des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.....	130
Figure 49 : Proportions globales en nombre d'individus des cinq groupes fonctionnels de macro-invertébrés inventoriés dans les canaux et les étangs piscicoles de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	131

Figure 50 : Proportions globales en nombre d'individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macro-invertébrés inventoriés dans étangs rizicoles et les mares de juin 2017-février 2018.....	131
Figure 51 : Proportions globales en nombre d'individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macro-invertébrés inventoriés dans les lacs et les ruisseaux de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	132
Figure 52 : Proportions en nombre d'individus des cinq groupes fonctionnels de macro-invertébrés aquatiques échantillonnés aux différents écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles et étangs rizicoles) de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.....	133
Figure 53 : Proportions en nombre d'individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macro-invertébrés aquatiques échantillonnés aux différents écosystèmes aquatiques (Mares, lacs et ruisseaux) de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018	133
Figure 54 : Pourcentages en ETC calculés sur les écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles et étangs rizicoles) de Daloa de juin 2017-février 2018.....	140
Figure 55 : Pourcentages en ETC calculés sur les écosystèmes aquatiques (mares, lacs et ruisseaux) de Daloa de juin 2017-février 2018	140
Figure 56 : Représentation des régressions entre l'indice biologique et les indices de diversités des stations d'étude.....	149

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Fiche de terrain de collectes des données mésologiques	II
Annexe 2 : Résultats de la valeur indicatrice des espèces associées aux types d'habitas	III
Annexe 3 : Profil de distribution des Familles de macro-invertébrés dans les échantillons	IV
Annexe 4 : Quelques exemples de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa ...	VI

INTRODUCTION

L'eau est une ressource indispensable à la vie dans tout écosystème. Le maintien de la qualité des eaux continentales est une préoccupation majeure pour les sociétés qui doivent subvenir à des besoins en eau de plus en plus importants, et ce, tant du point de vue qualitatif que quantitatif (Foto *et al.*, 2011)

Cependant, l'eau douce disponible pour maintenir le quotidien de l'Homme demeure un élément plutôt rare à la surface de la Terre. Elle représente seulement 2,5 % de l'hydrosphère, les autres 97,5 % étant de l'eau salée (Djabourabi, 2014). Les réserves les plus importantes de cette eau douce se trouvent dans les calottes glaciaires (environ 73,4 % à l'état solide) et dans le sol (environ 26 %) constituant les eaux souterraines. En fin de compte, les eaux de surface qui conditionnent l'existence des écosystèmes aquatiques superficiels, représentent seulement 0,6 % de cette eau douce (Barbault, 2003).

Aussi, ces écosystèmes d'eau douce jouent-ils un rôle déterminant dans la vie de nombreuses espèces végétales et animales, dont l'Homme. Ils constituent des réservoirs de la biodiversité dulçaquicole. Ils sont généralement utilisés pour les loisirs et pour bien d'autres services écosystémiques à savoir les services d'approvisionnement en eau potable et les services culturels. Cependant ces milieux aquatiques sont particulièrement menacés par l'urbanisation croissante et l'agriculture (Oertli *et al.*, 2000). C'est dans ce contexte que des systèmes d'évaluation et de surveillance de la qualité des eaux ont été élaborés.

Ces systèmes étaient basés sur des évaluations souvent réalisées à partir de mesures d'une série de paramètres physico-chimiques comparés par la suite à des normes ou critères de qualité éprouvés. Cette approche, bien qu'utile, souffre d'un certain nombre d'insuffisances (Karr *et al.*, 1986 ; Ohio-EPA, 1987). En effet, l'évaluation de la qualité de l'eau basée sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème. Elle ne renseigne pas suffisamment sur la qualité de l'habitat et n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques. Elle renseigne encore moins sur les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants. Il est apparu donc nécessaire d'avoir recours à d'autres méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau.

En effet, le sommet de la Terre de Rio en 1992 qui a eu pour résultat principal l'élaboration des conventions sur le développement durable et sur la biodiversité, a admis que les systèmes d'évaluation de la qualité des eaux de surface doivent désormais tenir compte des critères biologiques (Fishar & Williams, 2008). Ces systèmes ont donc été désignés sous le vocable de normes dites de "nouvelle génération" (Hart *et al.*, 1999). Cette nouvelle génération de systèmes de surveillance de la qualité des eaux de surface a consisté en la mise en place des indices

biotiques à partir des organismes aquatiques tels que les macro-invertébrés benthiques, les poissons et le plancton (Hellowell, 1986 ; Karr & Chu, 1997). La structure de ces communautés aquatiques reflète les conditions du bassin versant du fait de leur sensibilité remarquable aux changements de nombreux facteurs de leur environnement (Karr, 1987). Plusieurs groupes taxonomiques permettent d'effectuer le suivi de la qualité des écosystèmes aquatiques. Ce sont : les diatomées (Barbour *et al.*, 1999 ; Hill *et al.*, 2000), les macrophytes (Haslam, 1990 ; Small *et al.*, 1996), les amphibiens et les reptiles (Heyer *et al.*, 1994) qui ont prouvé leur efficacité comme indicateurs de pollution. Mais, plusieurs auteurs dont Hellowell (1986) ; Barbour *et al.* (1999), WFD (2003) et Gnohossou (2006) soulignent que l'on a plus d'intérêt à utiliser les macro-invertébrés pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques.

En effet, les macro-invertébrés benthiques sont des organismes dont la taille en fin de développement larvaire est supérieure au millimètre (Mary, 2000). Ils constituent un groupe très diversifié, et les organismes le composant sont représentés par les Insectes, les Mollusques, les Crustacés, les Vers et les Arachnides (Moisan & Pelletier, 2011). Les macro-invertébrés représentent un important maillon de la chaîne alimentaire dans les milieux aquatiques, puisqu'ils sont une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux (Tachet *et al.*, 2006). Selon Olivier *et al.* (2004), le fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques est étroitement dépendant du processus de dégradation de la matière organique. Or, dans les milieux aquatiques, celle-ci ne se dégrade que très lentement sous l'action des micro-organismes (bactéries et champignons hyphomycètes). Ce sont donc les invertébrés qui vont dissocier la matière organique en éléments plus fins facilitant ainsi, l'action des micro-organismes (Ben moussa *et al.*, 2014). En plus, les macro-invertébrés aquatiques sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, leur cycle de vie varié, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat (Moisan & Pelletier, 2014). Enfin, ils reflètent particulièrement bien l'état écologique des écosystèmes aquatiques en réagissant très vite aux changements survenant dans leur environnement. En effet, compte tenu du cycle de développement de type annuel de la majorité de ces invertébrés, les pollutions seront perçues même si les substances toxiques responsables ont disparu puisque la réponse de ces invertébrés intègre la durée permettant de détecter une pollution aiguë plusieurs mois après.

Plusieurs systèmes de surveillance de l'état d'intégrité biotique basé sur les macro-invertébrés ont été élaborés pour une gestion durable des milieux aquatiques (Hart *et al.*, 1999). Beck (1955) parle pour la première fois d'indice biotique en classant les macro-invertébrés selon leur tolérance face à une pollution organique. Mais, cet indice ne tient pas compte de la diversité

des organismes. Par la suite, beaucoup d'autres indices vont être élaborés. La majorité a été réalisée dans les pays européens. En Angleterre, on a par exemple le Trent Biotique Index (TBI) Woodiwiss (1964), le Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Chesters, 1980) et le Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage *et al.*, 1983).

Alors que les pays européens étudient les macro-invertébrés aquatiques dans le souci d'utiliser de façon durable leurs ressources en eau, les auteurs des pays africains à l'exception de l'Algérie (Haouchine, 2011), du Bénin (Gnohossou, 2006) et de l'Afrique du Sud (Dickens & Graham, 2002), limitent les études de ces invertébrés à la systématique et/ou à l'écologie descriptive. C'est le cas de la Côte d'Ivoire où les études consacrées aux macro-invertébrés aquatiques sont nombreuses mais, traitent très peu de leur utilisation dans l'évaluation de la qualité de l'eau. On peut citer les travaux de Dejoux *et al.* (1981), Diomandé *et al.* (2000), Yapo & Atsé (2010), Yapo *et al.* (2012) qui sont d'ordre systématique. Ceux de Yapo *et al.* (2007), N'zi *et al.* (2008), Diomandé *et al.* (2009), Yapo *et al.* (2013), Yapi *et al.* (2014) s'inscrivent dans l'écologie descriptive et ceux de Bony (2007) et Bony *et al.* (2008) donnent un aperçu sur la systématique, l'écologie et la biologie des Mollusques gastéropodes.

Les écosystèmes aquatiques de la Côte d'Ivoire, utilisés essentiellement pour l'approvisionnement en eau potable, l'abreuvement du bétail, la pêche et la production d'électricité forment un réseau hydrographique dense, en plus des quatre principaux fleuves (la Comoé, le Bandama, le Sassandra et le Cavally). A côté de ces grands cours d'eau, existent plusieurs petits hydrosystèmes répartis sur l'ensemble du territoire aussi bien en milieu urbain qu'en zones non aménagées. C'est le cas de la ville de Daloa où les écosystèmes aquatiques constitués essentiellement par de nombreux milieux lenticules et lotiques, ne cessent de subir des usages de types diverses. Ainsi, la ville de Daloa est en pleine expansion au point d'être le troisième pôle urbain du pays du point de vue démographique avec 173 107 habitants (RGPH, 1998) et passe à 261 789 habitants (RGPH, 2014). En effet, la densification démographique et l'intensification agricole urbaine avec les exploitations familiales sur le bassin versant de ces dits écosystèmes restent les causes potentielles de leur dégradation. Cette forte anthropisation du bassin de ces milieux aquatiques peut entraîner des perturbations notables dans leur fonctionnement. Aussi, la démographie galopante de la ville de Daloa entraîne des pressions sur son réseau hydrographique. Ces milieux sont sujets à des pollutions diverses dues aux activités industrielles, agricoles et ménagères qui pourraient entraîner leur dysfonctionnement et causer de nombreux dommages à l'Homme. Face à toutes ces menaces qui planent sur les écosystèmes d'eau douce, il est plus qu'urgent de prendre des mesures adéquates pour une gestion rationnelle et durable de ces milieux. Cependant, l'état d'intégrité biotique de ces

milieux est encore méconnu et n'a pas encore été évalué pour détecter la présence éventuelle de risques sanitaires.

L'objectif général de notre étude est d'évaluer la qualité écologique des hydrosystèmes de Daloa à partir des macro-invertébrés. De façon spécifique, il s'est agit :

- de caractériser l'environnement abiotique des différents hydrosystèmes de Daloa,
- de déterminer la composition taxonomique et la structure des peuplements de macro-invertébrés,
- Calculer des indices appropriés pour évaluer la qualité écologique des hydrosystèmes.

Hormis l'introduction et la conclusion, le contenu de ce manuscrit est articulé autour de trois chapitres :

- le premier chapitre fait référence aux généralités sur le milieu d'étude et les macro-invertébrés aquatiques,
- le second décrit le matériel et les méthodes utilisées dans la collecte et le traitement des données,
- le troisième chapitre est consacré à la discussion des résultats obtenus.

CHAPITRE I : GENERALITES

1-1 Milieu d'étude

1-1-1-Situation géographique et caractéristique de la zone d'étude

La ville de Daloa, zone géographique de la présente étude est située au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire entre les parallèles 6°30'00'' et 7°00'00'' de latitude Nord et entre les méridiens 6°00'00'' et 6°30'00'' de longitude Ouest. Chef-lieu de la région du Haut-Sassandra, elle est distante de la capitale politique Yamoussoukro et de la capitale économique Abidjan respectivement de 141 kilomètres et de 383 kilomètres (Alla, 1991). Le département de Daloa est limité au Nord par le Département de Vavoua, au Sud par celui d'Issia, à l'Est par les départements de Zuénoula et Bouaflé et à l'Ouest par le département de Zoukougbeu (Figure 1).

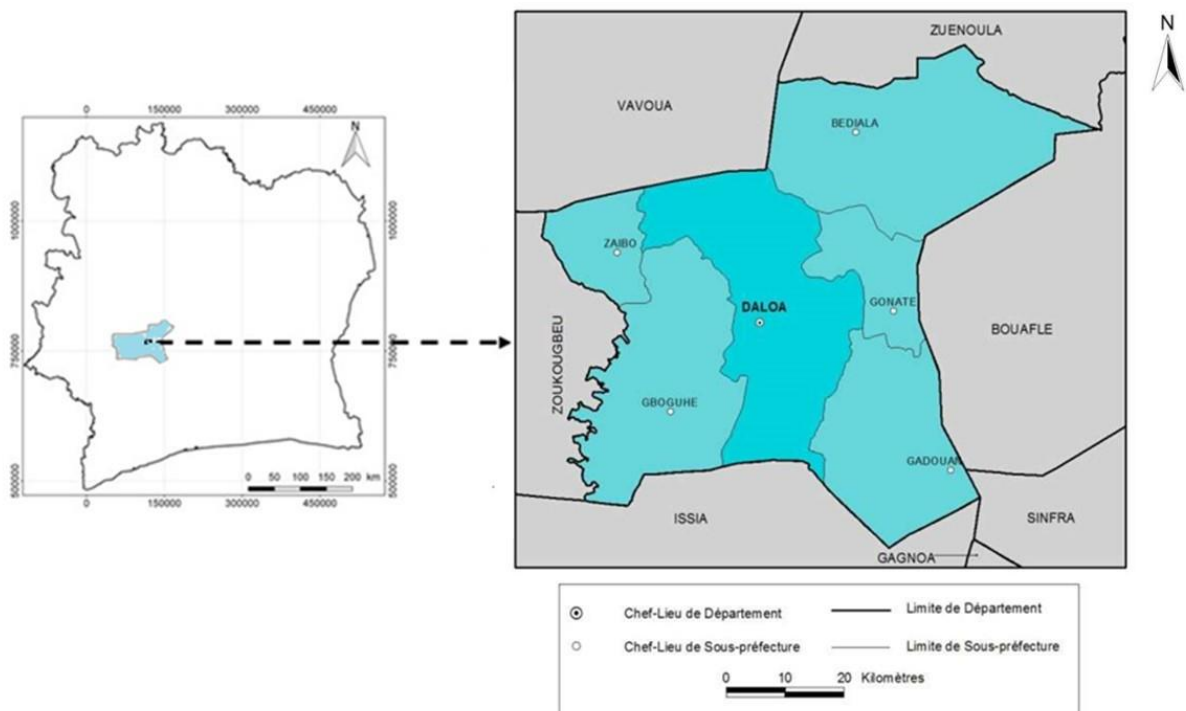


Figure 1 : Situation de la zone d'étude

1-1-2-Climat

La région de Daloa est caractérisée par un climat de type attéen à régime transitaire entre le climat équatorial et le climat tropical. Les précipitations moyennes mensuelles sont comprises entre 6,21mm et 183,34 mm par an et sont réparties entre mars et octobre. Une réduction des précipitations en novembre permet classiquement de distinguer deux saisons au

cours de l'année : la saison des pluies, de mars à octobre et la saison sèche de novembre à février (Figure 2).

Le climat est influencé par deux masses d'air de nature et d'origine différentes que sont l'harmattan et la mousson. L'harmattan, vent chaud sec, chargé souvent de fines poussières (pouvant donc engendrer des brouillards), souffle du Nord au Sud de la Côte d'Ivoire. Il prend naissance dans le désert du Sahara en activité pendant la saison sèche. Contrairement à l'harmattan, la mousson est plutôt un vent humide qui prend naissance dans l'Océan Atlantique et qui souffle du Sud au Nord de la Côte d'Ivoire pendant la saison des pluies.

La température moyenne est de 28,53°C et varie annuellement entre 26,1 et 30,8°C. La durée d'insolation annuelle est d'environ 1800 à 2000 heures. Ces faibles valeurs résultent d'une transparence atmosphérique limitée en raison de l'abondance de vapeur d'eau, de nuages et de poussière. C'est en août que les insolutions les plus faibles sont enregistrées, et entre décembre et mars qu'elles sont les plus élevées (Anonyme 1, 2016).

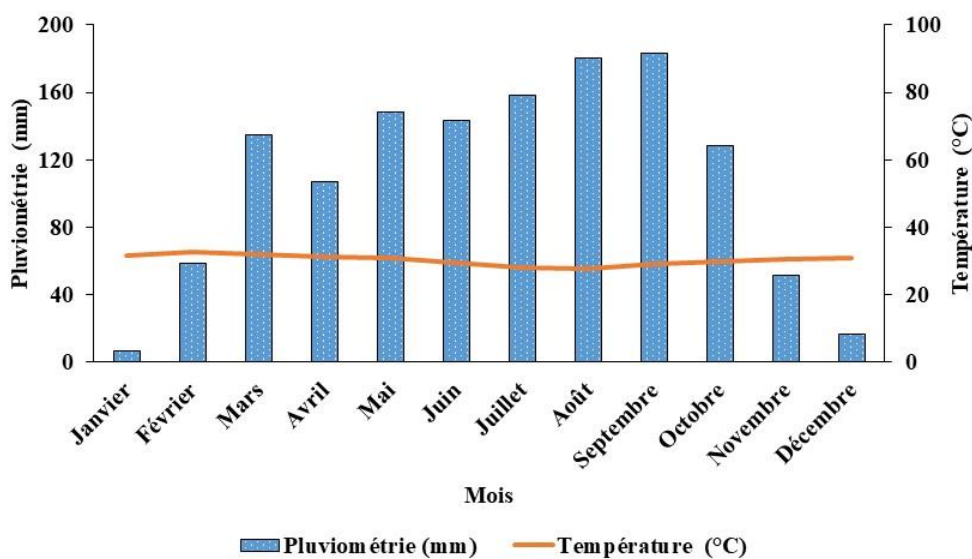


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de Daloa à partir des moyennes des données de 2007 à 2017 (Source des données : SODEXAM).

1-1-3-Géologie et reliefs

Le département de Daloa est situé dans une zone de transition ayant des caractères de glacis manifestes. Le trait principal est un abaissement en direction du Sud, plus marqué que dans le Nord. Les collines et vallonnements sont plus fréquents vers le Sud. Les buttes cuirassées ou reliefs résiduels sont en revanche moins marqués que dans le Nord de la Côte d'Ivoire et les reliefs individuels disparaissent. Les roches sont essentiellement granitiques mais

des systèmes phylliteux, schistes essentiellement, s'étirent çà et là en minces bandes (ruban filiforme, affleurement, etc. (Camil, 1984).

1-1-4- Sols et végétation

Sur les reliefs, les altérations ferralitiques sont profondes et terminées par des sols rouges à ocres, homogènes et filtrants, souvent gravillonnaires ou granuleux épais (sols remaniés). Ces sols sont adaptés aux cultures pérennes comme le caféyer ou le cacaoyer. Ceux de la région de Daloa, Bouaflé et Sinfra, issus de granites, ont un faciès remanié avec recouvrement et sont profonds. Ils présentent des caractères de fertilité supérieurs (Guillaumet et Adjanooun, 1971). Dans les bas-fonds, des sols gris clair à blancs, très sableux dominant. Vers l'aval, ils se colmatent progressivement et se couvrent de colluvions et d'alluvions argileuses (Dural, 1993).

Le département de Daloa est situé dans le secteur forestier mésophile de la forêt guinéenne dont le climax prédominant est la forêt dense humide semi-décidue (N'Guessan *et al.*, 2014). Dans les zones soumises à brûlis, la savane guinéenne domine. La forêt primaire a dans l'ensemble régressé et la forêt dégradée qui la remplace est caractérisée par un tapis de dicotylédones qui s'oppose au feu en saison sèche. De nouvelles espèces sont apparues, en particulier *Chromolaena odorata* communément appelé le "Sékou Touré". Elles colonisent les friches abandonnées depuis moins de 5 ans.

1-1-5-Aspects socio-économiques

La population de Daloa est passée de 60 837 habitants en 1975 avec une superficie de 838 ha à 261 789 habitants en 2012 avec une superficie de 530 500 ha puis à 266 000 habitants avec une superficie de 542 300 ha (Anonyme 2, 2015). Les activités principales dans le département de Daloa sont l'agriculture, l'agro-industrie, l'élevage et le commerce. Les principaux produits agricoles sont l'igname, le cacao, le manioc, le maïs, le riz, le café, le plantain, le coton et les produits maraîchers (Sangaré *et al.*, 2009).

1-1-6-Hydrographie

Le département de Daloa est irrigué par la Lobo qui se ramifie en Dé et Gore. Le réseau hydrographique de la ville de Daloa est constitué de divers écosystèmes aquatiques tels que les lacs, les étangs, les mares, les rivières naturelles et artificielles et des ruisseaux (Sangaré *et al.*, 2009).

La Lobo est un affluent du fleuve Sassandra qui prend sa source en Guinée, au Sud-Est de la Beyla. La Lobo, long de 290 km, prend sa source à 340 m d'altitude, à proximité de Séguela.

L'orientation générale est Nord-Sud. Sa pente moyenne de 0,65 % est faible. Son bassin hydrographique est situé au centre-Ouest de la Côte d'Ivoire à 25 Km de Daloa. Elle draine une superficie de 12745 Km² et parcourt 355 Km avec un périmètre de 530 km. Le lac Gbedji situé dans la partie Nord de la ville de Daloa prend sa source à partir de la ramification Dé de la Lobo. Ce lac à travers des ruisseaux et les canaux alimente les étangs de piscicultures et de rizicultures situés dans le quartier Kennedy de Daloa. Le lac Ancien Corridor Vavoua, les mares UJLoG et les Lac Bra Kanon 1 et Bra Kanon 2 prennent également leurs sources à partir du lac Gbedji. Le Lac Bra Kanon 1 coule vers le Sud de la ville de Daloa et alimente des rizières et des étangs situés dans les quartiers Manioc et Abattoir. En plus de ces écosystèmes aquatiques, il existe des bas-fonds qui prennent leurs sources à partir de la nappe souterraine.

1-2. Présentation des macro-invertébrés aquatiques

1-2-1. Caractères généraux

Les macro-invertébrés benthiques sont des organismes aquatiques visibles à l'œil nu, qui ne possèdent pas de colonne vertébrale habitent sur le fond des milieux aquatiques durant tout leur cycle de vie ou pour une partie seulement (Boissonault, 2006). On retrouve dans cette catégorie les larves d'Insectes aquatiques, quelques Insectes aquatiques adultes, les Crustacés, les Hydracariens, les Mollusques et les Vers (Moisan & Pelletier, 2011).

1-2-1-1. Insectes

La majorité des macro-invertébrés d'eau douce appartiennent à la classe des Insectes. Les principaux ordres d'Insectes aquatiques appartenant à cette catégorie d'organismes sont les suivants : Éphémères, Plécoptères, Trichoptères, Diptères, Coléoptères, Mégaloptères, Hémiptères, Odonates et Lépidoptères (Gagnon & Pedneau, 2006).

Les Insectes sont tous d'origine terrestre, la colonisation des eaux douces étant secondaire. Chez la majorité des Insectes aquatiques, les stades immatures (oeufs et larves) sont aquatiques. L'adaptation au milieu aquatique est rarement totale et pour de nombreuses espèces la reproduction implique le passage par le milieu terrestre représenté par le stade adulte (Tachet *et al.*, 2000). Les Insectes aquatiques se composent de deux grands groupes : les Holométaboles et les Hétérométaboles. Chez les Holométaboles (organismes à métamorphose complète), les larves présentent une morphologie très différente de celle des adultes et les ébauches des ailes sont internes. La larve grandit par mues successives (plusieurs stades larvaires) et son activité principale consiste à se nourrir pour grandir. Lorsque sa croissance est terminée, la larve se fixe sur un support ou s'immobilise sur le substrat et s'entoure d'une enveloppe protectrice : c'est la nymphe. Celle-ci est immobile et ne se nourrit pas. Lors d'une dernière mue, la nymphe se transforme en adulte. Les Coléoptères, les Trichoptères, les Lépidoptères, les Planipennes et les Diptères sont des Holométaboles. Chez les Hétérométaboles (Ephéméroptères, Odonates, Hémiptères), les larves ressemblent à de petits adultes sans ailes. Ces dernières se développent à l'extérieur du corps lors de mues successives, dans des fourreaux alaires. Elles seront définitivement formées au moment de la dernière mue, ce qui marque le passage du dernier stade larvaire au stade adulte. On parle ici de métamorphose incomplète (absence de stade nymphal). Une collecte de faune benthique contient essentiellement des formes larvaires d'insectes aquatiques, occasionnellement des nymphes et des adultes (Tachet *et al.*, 2003).

Les Ephéméroptères, appelés communément Ephémères, sont les plus anciens des Insectes aquatiques. Ils seraient apparus dès le Carbonifère, c'est à dire il y a 380 à 280 millions d'années. Ce sont des organismes Hétérométaboles dont les larves ressemblent morphologiquement aux adultes. Ces derniers ont une vie brève (1 à 3 jours), uniquement consacrée à la reproduction. En revanche, les larves, sont exclusivement aquatiques et peuvent vivre de quelques semaines à plusieurs mois. Celles-ci passent par une douzaine à une vingtaine de mues successives selon les espèces, avant d'émerger pour se métamorphoser en adulte (Tachet *et al.*, 2010).

Les Odonates constituent un ordre d'Insectes Hétérométaboles à larves exclusivement aquatiques. Celles-ci se reconnaissent parmi les larves de tous les autres insectes, grâce à leur labium spécialisé en un organe préhensile permettant la capture des proies (Tachet *et al.*, 2003).

Les Hétéroptères aquatiques, appelés communément « punaises d'eau douce », sont des insectes paurométaboles avec coexistence des larves et des adultes dans le même milieu. Il existe deux infra-ordres d'Hétéroptères aquatiques : les Gerromorpha et les Nepomorpha. Les premiers vivent à la surface ou près de la surface de l'eau et se caractérisent par la présence d'antennes longues. Les Nepomorpha, en revanche, strictement aquatiques avec larves et adultes vivant au sein de la colonne d'eau, présentent des antennes courtes, non visibles dorsalement (Mary, 2000).

Les Coléoptères sont des Insectes Holométaboles. Ils constituent en nombre d'espèces le principal ordre des Insectes. La présence d'une première paire d'ailes transformées en élytres chez l'adulte constitue la principale originalité du groupe. Environ 15% des espèces de Coléoptères sont identifiées comme aquatiques. Elles se rencontrent dans tous les habitats dulçaquicoles possibles : milieux superficiels et phréatiques, eaux douces et saumâtres, plaines ou montagnes. La grande majorité des Coléoptères aquatiques possède trois stades larvaires. Les larves sont très polymorphes et de taille variée de quelques millimètres à plusieurs centimètres de longueur. Leurs régimes alimentaires sont également diversifiés. On trouve des herbivores, des détritivores, des algivores et des carnivores. La nymphose a généralement lieu dans le milieu terrestre, dans une logette construite par la larve de dernier stade. Chez quelques familles, comme les Noteridae, la nymphose se passe en milieu aquatique dans un cocon rempli d'air (Calatayud & Le Ru, 2013).

Les Trichoptères sont des Insectes Holométaboles à larves et nymphes aquatiques et adultes aériens. Ces derniers ressemblent à de petits papillons de nuit, dont les ailes, repliées en toit au repos, sont couvertes de poils (Faessel & Monnier, 1985).

Les Diptères constituent l'ordre des Insectes le plus important après celui des Coléoptères. Ce sont des Insectes Holométaboles. Les adultes sont caractérisés par la présence d'une seule paire d'ailes qui correspondent aux ailes antérieures. Les ailes postérieures sont transformées en organes d'équilibration pour la stabilité du vol : ce sont les balanciers (Tachet *et al.*, 2000). Deux sous-ordres composent cet ordre d'Insectes. Les Nématocères présentent des antennes longues à plus de 6 articles. Les Brachycères ont les antennes toujours courtes et constituées de 3 articles. Comme chez les Coléoptères, la grande majorité des Diptères sont terrestres (Elouard, 1981).

Les Plécoptères appartiennent au groupe des Polynéoptères. Ils sont constitués d'insectes hémimétaboles. Ce qui signifie que la larve ressemble beaucoup à l'adulte aérien à quelques exceptions près (Le doare, 2006). Les larves sont très exigeantes quant à la qualité de leur milieu de vie (l'eau). Ils constituent de ce fait des indicateurs de l'état d'intégrité des milieux aquatiques (Merritt *et al.*, 2008). Les larves vivent sous des pierres, dans les mousses aquatiques ou des feuilles ou d'autres débris. Les adultes volent très mal et restent en général proche de l'eau.

1-2-1-2. Mollusques

Les Mollusques d'eau douce sont conchylières, c'est-à-dire qu'ils portent une coquille calcaire. Dans cet embranchement qui comprend 7 classes, seules deux sont présentes en eaux douces : Bivalves et Gastéropodes. Les Bivalves possèdent une coquille formée de deux valves articulées entre elles. Les Gastéropodes souvent nommés « escargots d'eau douce » sont en majorité hermaphrodites. Ils sont reconnaissables à leur coquille spiralée plus ou moins épaisse selon les espèces et l'âge de l'escargot. Les Prosobranches et les Pulmonés constituent les 2 sous-classes des Gastéropodes d'eau douce. Les Prosobranches, à coquille operculée, sont d'origine marine avec souvent des représentants en eau saumâtre. Les Pulmonés ne disposent pas d'opercule pour fermer leur coquille. Ils sont d'origine terrestre, l'adaptation à la vie en eau douce ayant été secondaire (Tachet *et al.*, 2000). La coquille des Mollusques appelée « test » est constituée de carbonate de calcium. Elle est sécrétée par le manteau partie dorsale du corps au fur et à mesure de la croissance de l'animal. Chez les Mollusques vivants, la coquille est recouverte d'une fine couche de substance cornée appelée périostacum qui assure la protection des couches calcaires. L'intérieur de la coquille est recouvert d'une couche de nacre. Chez les Gastéropodes, la coquille résulte schématiquement de l'enroulement d'un cône plus ou moins allongé autour d'un axe nommé columelle. On parle de coquille dextre lorsque l'enroulement vu depuis l'apex se fait dans le sens des aiguilles d'une montre, dans ce cas l'ouverture est à

droite de l'axe vertical, et de coquille senestre dans le cas contraire. En général, la coquille comporte plusieurs tours de spire séparés par des sutures. L'ouverture ou péristome est bordée par une lèvre ou labre. Chez les Prosobranches, l'opercule qui est une pièce chitineuse ou calcifiée fixée au pied de l'animal, vient obturer le péristome lorsque l'animal se rétracte. Cette pièce n'existe pas chez les Pulmonés (Lévêque, 1980).

1-2-1-3. Nématodes

Les Nématodes sont des vers non segmentés, délimités par une cuticule épaisse. Ils peuvent être libres ou parasites d'autres êtres vivants, végétaux ou animaux (Touzin, 2008). Ils se rencontrent dans tous les écosystèmes aquatiques (mares, ruisseaux, rivières, lacs etc.).

1-2-1-4. Annelides

Les Achètes, ou sangsues, se caractérisent par un corps dépourvu de soie, et sur leur face ventrale, par une ventouse antérieure où s'ouvre la bouche et une ventouse postérieure (Touzin, 2008).

Les Oligochètes sont des vers ciliés hermaphrodites. Ils vivent sur ou dans les substrats de tous les milieux aquatiques eaux courantes et eaux stagnantes (Touzin, 2008).

1-2-1-5. Crustacés

Les Ostracodes sont de petits Crustacés dont le corps est enfermé dans une « coquille » formée de deux valves. Les larves, appelées « nauplius », ont un mode de vie identique à celui des adultes.

Les Amphipodes et les Isopodes se caractérisent par un aplatissement du corps. Il est latéral chez les premiers et dorso-ventral chez les seconds. Les Amphipodes sont abondants dans les lacs et les cours d'eau. Certaines habitent des milieux particuliers comme les tourbières et les sources. Les Isopodes vivent surtout en eau courante, mais certaines espèces colonisent la zone littorale des eaux stagnantes (Martin & Davis, 2001).

1-2-1-6. Arachnides

Les Hydracariens sont des invertébrés de la classe des Arachnides, adaptés aux eaux douces. Peu d'espèces vivent dans les milieux saumâtres ou marins. Ils sont abondants sur le substrat des herbiers enracinés en marge des lacs et des étangs et certaines espèces vivent dans les eaux courantes (Peyrusse & Bertrand, 2001).

1-2-2. Eléments de biologie et d'écologie des macro-invertébrés aquatiques

1-2-2-1. Eléments de biologie

Selon la zone qu'ils occupent dans un plan d'eau, les macro-invertébrés ont des modes de respiration, de nutrition et de reproduction qui peuvent différer selon les espèces.

1-2-2-1-1. Respiration

C'est une fonction physiologique absolue pour tout être vivant animal. Alors pour l'assurer, les macro-invertébrés aquatiques ont adopté des stratégies spécifiques. Le mode respiratoire est très varié. Il peut se faire directement à travers les téguments pour les organismes primitifs, grâce à des branchies, avec un plastron respiratoire, avec un spiracle ou avec des vésicules hydrostatiques (Annani, 2013).

1-2-2-1-2. Nutrition

Le groupe trophique est un ensemble formé par des organismes utilisant le même mode d'alimentation. C'est en d'autres termes, l'ensemble des organismes qui ont la même manière de se procurer et d'ingérer leurs sources de nourriture. En identifiant le mode d'alimentation prédominant pour chaque taxon, des renseignements sur les qualités trophiques du milieu sont obtenus (Tachet, 2006).

Les sources de nourriture disponibles pour les macro-invertébrés peuvent être regroupées en plusieurs catégories à savoir les particules organiques de faible taille qui sont les microorganismes et les fins débris organiques, les végétaux morts ou vivants, les invertébrés morts ou vivants et les vertébrés principalement du fait du parasitisme. Le mode d'alimentation correspond à la manière dont les organismes se procurent et ingèrent leurs sources de nourriture. Cette ingestion peut se faire à l'aide de structures biologiques non spécifiques à savoir les absorbeurs, les primitives, les mangeurs de sédiments fins et les broyeurs ou spécialisées qui sont les racleurs, les filtreurs et les perceurs. Les filtreurs suspensivores et les fouisseurs benthiques se nourrissent principalement des particules organiques à savoir le phytoplancton, les débris de plantes terrestres et d'organismes aquatiques, les fèces et les résidus de produits pétroliers, etc..

Différents régimes alimentaires sont observés chez les insectes aquatiques. On distingue des carnivores comme les larves de Tanypodinae et de Tabanidae. Elles consomment des insectes et des petits Crustacés (Déjoux, 1981). Les adultes d'Odonates se nourrissent

essentiellement d'insectes de petites tailles. Leurs larves sont aussi carnivores et éventuellement cannibales (Testard, 2013). Les Hydracariens sont carnivores et se nourrissent de petits insectes et de vers. La plupart des Insectes aquatiques ont un régime alimentaire planctonique. C'est notamment le cas des larves de Simulies qui vivent fixées sur différents supports (Philippeau, 1992). Les Hydropsychidae sont des pêcheurs de plancton. Les détritivores consomment des particules organiques. On peut citer le cas des jeunes larves de Chironomidae qui ingèrent la pellicule détritique du fond. Les Amphipodes et Isopodes sont généralement détritivores et servent de proies notamment aux Planaires et aux sangsues (Tachet *et al.*, 2000). Les Collemboles se nourrissent de débris végétaux et Moisissures. Les Ostracodes se nourrissent de débris organiques de toute nature. Les larves se nourrissent de leur hôte, puis cessent de se nourrir et s'entourent d'une poche (le puparium) qui reste attachée à l'hôte. Les phytophages vivent aux dépens des végétaux aquatiques. Certaines larves de Chironomidae creusent des galeries dans les végétaux aquatiques pour ingérer les tissus. C'est aussi le cas de quelques larves d'Ephemeroptères qui dévorent les plantes aquatiques. Les Nepomorpha sont des prédateurs. Les Gerromorpha sont des prédateurs ou des charognards, ils se nourrissent de cadavres d'insectes ou d'autres invertébrés tombés à l'eau (Tachet *et al.*, 2000). Les rassembleurs correspondent aux mangeurs de substrat. Ils vivent dans les substrats meubles (sable, vase, ...) et ingèrent les sédiments fins qui renferment des quantités variables de débris organiques fins (microfaune et microflore). Comme exemple, il y a les Oligochètes, certains Diptères Chironomidae et certains Ephéméroptères Baetidae.

1-2-2-1-3. Cycles biologiques

Un cycle biologique est l'ensemble des étapes que doit traverser un individu au cours de sa vie. La durée du cycle est très variable selon les macro-invertébrés considérés. Elle peut s'écouler sur plusieurs mois ou sur plusieurs années. Ils sont donc reconnus comme des organismes intégrateurs des effets synergiques de diverses perturbations (Caquet, 2012). Les individus au stade les plus sensibles répondent rapidement aux perturbations tandis que les effets globaux seront observables au niveau de la communauté, sur une échelle de temps plus grande (EPA, 2012). De plus, comme leur mode de vie est essentiellement sédentaire, ils fournissent un portrait représentatif des conditions locales de leur habitat (Boissoneault, 2005 ; Anonyme 3, 2013). La croissance des Ostracodes se fait par mues successives (7 à 8 stades larvaires avant le stade adulte en général). Les Hydracariens sont des organismes sexués. Les œufs se transforment en larves obligatoirement parasites d'insectes.

Certains Hydracariens se déplacent en nageant, alors que d'autres rampent à la surface du substrat. La nymphe qui s'y développe durant quelques jours à quelques mois, s'évade de ce milieu protégé et devient libre. En tout point de vue, la nymphe ressemble en taille et en forme aux adultes mais elle n'a pas d'organe sexuel (Peyrusse & Bertrand, 2001).

1-2-2-2. Eléments d'écologie

Les macro-invertébrés présentent une très grande diversité de modes de locomotion. Les stratégies des organismes sont larges allant de la fixation au substrat (temporaire ou permanente) au vol en passant par l'enfouissement, la marche et la nage. En raison de leur importante diversité, les macro-invertébrés benthiques colonisent une grande variété d'habitats et de microhabitats (Anonyme 3, 2013). D'ailleurs, ils sont très utilisés dans le domaine de la bioindication puisqu'ils sont abondants dans la majorité des milieux aquatiques, en plus d'être faciles à identifier et à échantillonner (Vindimian & Garric, 1993 ; EPA, 2012). De plus, leur prélèvement a peu d'impact négatif sur le biotope en place (Barbour *et al.*, 1999). On retrouve les macro-invertébrés essentiellement sous les pierres, dans les sédiments à faible profondeur, dans les débris organiques ou à la surface des macrophytes (Boissonneault, 2005). D'ailleurs, ils peuvent coloniser des plans d'eau dont la petite taille permettrait seulement de supporter une faune ichthyenne très limitée, voire absente (Boissonneault, 2006 ; EPA, 2012). La structure des assemblages benthiques change lorsque leur environnement subit une perturbation. Ce qui permet une meilleure caractérisation de la distribution spatio-temporelle de la pollution (Anonyme 4, 2007 ; Banaru & Perez, 2010). De façon générale, les taxons les plus abondants dans les eaux polluées sont les Oligochètes, les Chironomidae et les Hirudinées (Sambba, 2008).

1-2-2-2-1. Zones de vie des communautés de macro-invertébrés

On regroupe les macro-invertébrés selon leur habitat. Les macro-invertébrés épibenthiques telles que les larves d'Insectes, les Isopodes et les Mollusques vivent à l'interface entre l'eau et le sédiment. Les macro-invertébrés suprabenthiques vivent au contact du sédiment mais peuvent aussi devenir pélagiques en se déplaçant dans la colonne d'eau. Nous avons par exemple les larves de Diptères et Crustacés Amphipodes). Les macro-invertébrés endobenthiques sont des organismes fouisseurs à savoir les Oligochètes, les Nématodes et les larves de Chironomidae (Pourriot & Meybeck, 1997).

1-2-2-2. Zonation des communautés dans un lac

Dans un lac, la répartition des macro-invertébrés varie selon la profondeur. La topographie d'un lac est la suivante : il y a d'abord la zone littorale peu profonde, une zone sublittorale un peu plus profonde et la zone profonde, qui correspond au fond du lac.

La zone littorale est la plus diversifiée et formée de macro-invertébrés épibenthiques (Gastéropodes, larves d'Ephémères et de Trichoptères...).

La zone sublittorale est une zone de changements de la température, de l'oxygène, de la répartition des algues. C'est donc une zone où la densité de macro-invertébrés se réduit.

Enfin, la zone profonde est peu diversifiée et regroupe surtout des larves de Chironomidae et des Oligochètes de petite taille. Certains organismes effectuent des migrations entre la zone profonde et la zone littorale. La zone profonde est utilisée comme refuge pour l'hibernation et la zone littorale pour la reproduction. On note que la zonation, dans les sédiments des organismes fouisseurs dépend de leur propre comportement. En effet, l'activité des larves de Chironomidae et des Oligochètes peut aller jusqu'à 50 cm de profondeur (en période d'hivernage) alors qu'elle est à 10 cm de profondeur en période d'alimentation (Pourriot & Meybeck, 1997).

1-2-3. Macro-invertébrés dulçaquicoles et bioévaluation

Parmi les communautés biologiques, celle des macro-invertébrés aquatiques est la plus utilisée pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Hellowell, 1986 ; Barbour *et al.*, 1999 ; WFD, 2003). Ces organismes sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. Ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques à court terme (allant jusqu'à quelques années) des multiples perturbations physiques (modifications de l'habitat), biologiques et chimiques dans les écosystèmes aquatiques. Ils sont abondants dans la plupart de ces écosystèmes et faciles à récolter. De plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour *et al.*, 1999). Le suivi des macro-invertébrés aquatiques est utile pour :

- ✓ évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques ;
- ✓ suivre l'évolution de l'état de santé d'un cours d'eau au fil du temps ;
- ✓ évaluer et vérifier l'effet d'une source de pollution connue sur l'intégrité de l'écosystème ;

- ✓ évaluer les impacts des efforts de restauration (habitat et qualité de l'eau) ;
- ✓ apporter un complément biologique au programme de surveillance de la qualité bactériologique et physicochimique des cours d'eau.

Les macro-invertébrés les plus couramment utilisés en tant que bioindicateurs sont les Insectes aquatiques, les Mollusques, les Vers annélides, les Crustacés d'eau douce et les Bivalves (Boissonneault, 2006). Ceux-ci sont sélectionnés sur la base de leur sensibilité respective aux perturbations.

Chez les Insectes, les larves d'Ephémères et de Plécoptères sont reconnues comme de bons bio-indicateurs de l'eutrophisation des eaux courantes en raison de leur sensibilité à la raréfaction de l'oxygène. Une étude a également démontré qu'elles présentent un bon potentiel en tant que bio-indicateurs de l'eutrophisation des étangs (Menetrey *et al.*, 2010). De plus, les larves d'Odonates sont utilisées comme bio-indicateurs de la salinité de l'eau puisqu'elles vivent presque exclusivement en eaux douces. Seules deux espèces africaines (*Ischnura senegalensis* et *Hemianax ephippiger*), reconnues pour leur tolérance à la salinité, peuvent se développer en eau saumâtre (N'diaye, 2010). Aussi, les larves d'Ephémères du genre *Ecdyonurus* dépendent-elles de la bonne oxygénation des cours d'eau, tandis que l'Eristalis Tenax (une espèce de mouche) est indicateur d'une eau fortement polluée par la matière organique (WWF, 2007). *Asellus aquaticus*, un crustacé aquatique vit dans les eaux douces stagnantes, ou à faible courant, qui sont riches en débris organiques. La prolifération de cette espèce constitue donc un indice de pollution organique. De plus, elle est sensible à la pollution par les nitrates et les pesticides, ainsi qu'à l'acidification et à la faible oxygénation des plans d'eau (Hullnudd, 2009).

Les Mollusques bivalves, tels que les huîtres, les moules et les pétoncles sont communément utilisés comme bio-indicateurs en raison de leur capacité à bioaccumuler les polluants (Environmental cultural, 2012). De plus, la plupart des spécimens de bivalves d'eau douce sont assez grands pour fournir une quantité de tissus suffisante pour procéder au dosage des polluants (Environmental cultural, 2012). De ce fait, ces familles de mollusques sont utiles pour réaliser des suivis à long terme de la contamination de l'eau (Kaiser, 2001). D'ailleurs, les moules (surtout la moule bleue) sont les bio-indicateurs de prédilection pour l'évaluation des impacts des travaux de dragage en zone estuarienne et côtière (Pelletier, 2013). Toutefois, l'utilisation des mollusques comporte un inconvénient important. Dans certains cas, il est difficile de

déterminer l'âge des individus, ce qui limite l'interprétation des résultats sur une échelle temporelle (Environmental cultural, 2012).

Chez les Annelides, les travaux de recherche ont mis en évidence la qualité biologique des sédiments. Elle est souvent évaluée grâce à l'étude des Oligochètes, qui sont des Vers annelés aquatiques et peu mobiles. L'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments (IOBS) permet d'évaluer la contamination des sédiments fins ou sableux, permanents et stables, par les micropolluants organiques et minéraux. Cependant, cette méthode n'est pas applicable dans les secteurs qui présentent une mobilité importante des sédiments quand les échanges avec l'eau sont limités par la surabondance de films biologiques ou de macrophytes (Anonyme 3, 2013). En milieu lacustre, on utilise l'Indice Oligochètes de Bio-indication Lacustre (IOBL) pour évaluer la capacité des sédiments à minéraliser les matières organiques présentes dans les sédiments lacustres profonds. Ce dernier est très semblable à l'IOBS, à la différence près que la profondeur des milieux à l'étude implique l'utilisation d'un matériel d'échantillonnage adapté, soit une benne ou un carottier (Aquabio, 2014). La sangsue est abondante dans les eaux calmes, chaudes et peu profondes, en particulier où le fond est recouvert de débris divers. Les études ont démontré que les sangsues peuvent accumuler de fortes doses de contaminants organiques. Elles sont de bons bio-indicateurs de la contamination d'origine organique (Jain *et al.*, 2010). D'ailleurs, une étude a révélé que les sangsues du genre *Erpobdella* permettent d'évaluer la présence de biphényles polychlorés (BPC) dans la couche superficielle des sédiments fluviaux (Macova *et al.*, 2009).

1-2-4. Echelles de tolérance des macro-invertébrés benthiques

Le pourcentage d'un ou deux taxons dominants est une variable souvent utilisée comme mesure de tolérance à la pollution. Ainsi, une communauté fortement dominée par quelques taxons peut indiquer la présence d'un stress. Des variables ou des indices basés sur le degré de tolérance à la pollution organique sont aussi fréquemment utilisés. Des côtes de tolérance, variant sur une échelle de 0 à 10, ont été attribuées aux différents taxons (familles) (Hilsenhoff, 1988 ; Bode *et al.*, 2002). Les taxons intolérants à la pollution (polluosensibles) ont des côtes basses alors que ceux considérés comme tolérants à la pollution (polluotolérants) ont des côtes élevées.

La variable calculée est l'indice Hilsenhoff (Klemm *et al.*, 2002). Ce dernier tient compte des côtes de tolérance de chacun des organismes composant la communauté. Selon le niveau d'identification atteint, l'indice Hilsenhoff prend différentes appellations :

- ✓ HBI : indice biotique Hilsenhoff, pour une identification au genre ;
- ✓ FBI : variante, pour une identification à la famille.

Généralement, les organismes les plus tolérants sont les Oligochètes, les Diptères (Chironomides). Ces organismes possèdent la capacité de bioaccumuler les contaminants et d'en survivre. Les organismes, les plus sensibles, sont généralement les Ephémères, Plécoptères et Trichoptères. Toutefois, dans chaque grand groupe on retrouve des taxons tolérants ou intolérants. Il faut alors effectuer une taxonomie à la famille pour être plus précis (Nahmani *et al.*, 2006).

Tableau I : Échelle de tolérance à la pollution des grands groupes taxonomiques (Nahmani *et al.*, 2006).

Échelle de tolérance	Groupe taxonomique
Sensible	Ephéméroptères
Sensible	Plécoptères
Sensible	Trichoptères
Moyen	Crustacés (Amphipodes, Isopodes)
Moyen	Mollusques (Gastéropodes, Bivalves)
Moyen	Odonates (Anisoptères, Zygoptères)
Moyen	Coléoptères
Moyen	Hémiptères
Moyen	Lépidoptères
Moyen	Mégaloptères
Moyen	Diptères (sauf Chironomides)
Tolérant	Diptères (Chironomides)
Tolérant	Annélides (Oligochètes, Sangsues)

1-2-5-Indices biotiques dans le monde

Les macroinvertébrés sont au cœur de plusieurs méthodes normalisées et reconnues par les gouvernements en Europe. La plupart de ces méthodes émanent du premier indice biotique élaboré en France par Verneaux & Tuffery (1967). Le Trent Biotique Index (TBI) a été adapté en France pour donner l'Indice Biotique (IB) (Verneaux & Tuffery, 1967). Celui-ci a subi beaucoup de modifications. Nous sommes passés d'abord, à l'Indice de Qualité Biologique Globale (IQBG) qui après des réajustements a conduit, à l'Indice Biologique de qualité Générale (IBG) (Verneaux *et al.*, 1982) puis, à l'Indice Biologique Global Les derniers réajustements vont donner naissance enfin, à l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992). En Irlande, nous avons le Q-index (Flanagan & Toner, 1972). En Belgique, il

a été développé l'Indice Biotique Belge (IBB) (De Pauw & Vanhooren, 1983). Au Portugal et en Espagne, le Iberian ASPT (IASPT) (Rodriguez & Wright, 1987) et le Iberian BMWP (IBMWP) (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988) ont vu le jour. En Italie, il a été mis en place l'Indice Biotico Esteso (IBE) (Ghetti, 1997). En Nouvelle-Calédonie, Mary (1999) a réalisé l'Indice Biotique de la Nouvelle-Calédonie (IBNC).

1-2-6. Influence des paramètres mésologiques sur les écosystèmes aquatiques

Les macro-invertébrés benthiques sont tous poikilothermes à température corporelle variant fortement en fonction de celle de l'environnement. Ils sont très dépendants de la température de leur milieu de vie car conditionnant leurs cycles biologiques (développement des œufs, croissance des larves, métabolisme). L'anoxie des eaux, la trophie du milieu et la nature des plantes aquatiques ainsi que la granulométrie des substrats sont des facteurs importants pour leur taille et abondance. Ainsi, les abondances les plus élevées sont retrouvées sur des sédiments fins et riches en détritiques (Bourassa, 1993). Les Oligochètes et les Chironomes sont les plus tolérants à l'anoxie grâce à un pigment rouge ressemblant à l'hémoglobine, leur permettant de survivre même avec de faibles quantités d'oxygène. Les modifications (ou destruction) des zones humides par l'homme affectent les communautés de macro-invertébrés (Brown *et al.*, 1997).

Les activités, essentiellement agricole et agropastorale, menées par les populations peuvent avoir des repercussions telle que la pollution sur les écosystèmes aquatiques. En effet, les populations des zones périurbaines font une mauvaise utilisation des intrants chimiques au cours de leurs activités agricoles (Anonyme 2, 2015). Ce qui aurait pour conséquence un enrichissement des écosystèmes aquatiques de la ville en éléments nutritifs drainés par les eaux de ruissellement. L'enrichissement de ces milieux est en partie accentué par les rejets issus des activités agropastorales menées par les populations riveraines.

1-2-7. Définition de concepts liés à la bioindication

Plusieurs concepts ont servi de base à la bioindication. Il s'agit de la notion de niche écologique, de la notion d'espèces polluosensibles et polluo-résistantes ; de bioaccumulation, bioamplification et bioconcentration, ainsi que du principe des indicateurs biotiques.

L'une des idées fondatrices de la bioindication est le concept de niche écologique. Par définition, la niche écologique d'une espèce correspond à l'ensemble des caractéristiques de son habitat, son régime alimentaire, ses relations intra-spécifiques et son rythme d'activité, ainsi

que sa place dans les réseaux trophiques et ses besoins en termes de reproduction (Ausset, 2013). Le concept de niche écologique traduit donc la relation fonctionnelle entre une espèce et son écosystème, déterminée par la combinaison de ses limites de tolérance par rapport aux différents facteurs biotiques et abiotiques. Lorsque ces besoins spécifiques ne peuvent être comblés en raison d'une perturbation, il en résulte un déséquilibre écologique (Kaiser, 2001) qui se manifeste par des variations des paramètres physiologiques ou morphologiques du bioindicateur (Lévêque & Mounolou, 2008).

Certaines espèces peuvent survivre exclusivement dans les milieux très peu ou pas pollués. Celles-ci sont alors qualifiées de polluosensibles. Par opposition à cette définition, les espèces polluo-résistantes peuvent se maintenir dans les milieux exposés à des niveaux de pollution plus importants (Lévêque & Mounolou, 2008).

Le phénomène de bioaccumulation consiste en l'assimilation de polluants dans un organisme (par adsorption ou incorporation) dont la concentration augmente dans le temps et devient plus élevée que dans l'environnement immédiat (Amiard & Amiard-Triquet, 2008).

La bioamplification quant à elle, se définit comme l'accumulation d'une substance le long d'une chaîne trophique via l'absorption de substances (généralement organiques) provenant des nutriments par l'épithélium de l'intestin (Amiard & Amiard-Triquet, 2008 ; Market *et al.*, 2003).

La bioconcentration fait référence à l'absorption directe de substances présentes dans le milieu environnant par le biais de tissus ou d'organes (Market *et al.*, 2003).

L'indice biotique correspond à une évaluation quantitative de la qualité des écosystèmes sur la base de l'abondance relative des espèces, de la présence/absence des espèces indicatrices (Caquet, 2012) ou en fonction de l'occurrence et de l'ampleur des changements observés chez les bioindicateurs (Melquiot, 2008). L'Indice Biologique Diatomique (IBD), l'Indice Biologique Macrophytique en rivière (IBMR) et l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) en sont des exemples (Touzin, 2008).

CHAPITRE II :

MATERIEL ET METHODES

2-1. Matériel

Les composantes du matériel sont le matériel biologique et le matériel technique.

2-1-1. Matériel biologique

Le matériel biologique est constitué des macro-invertébrés aquatiques.

2-1-2. Matériel technique

Le matériel technique comprend les appareils de mesure des paramètres physico-chimiques et le matériel de récolte et d'observation des macro-invertébrés aquatiques.

2-1-2-1. Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques

La caractérisation environnementale des stations a nécessité la détermination d'un certain nombre de paramètres physiques et chimiques. A cet effet :

- un multiparamètre portatif à affichage digital (*Cobra 4*) (Figure 3a) a été utilisé pour la mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau (notamment le pH, la température, le taux d'oxygène dissous, la conductivité et la turbidité). Cet appareil est muni de sondes spécifiques à chaque paramètre. Ainsi, une sonde à pH a servi pour la mesure de la température et du pH, une sonde à oxygène pour déterminer le taux d'oxygène dissous, une sonde à conductivité qui a permis de mesurer la conductivité et la turbidité ;
- un GPS (*Global Positioning System*) de marque *GARMIN eTrex Legend* (Figure 3b) a été utilisé pour rechercher des coordonnées géographiques des stations ;
- un appareil photo numérique (*Canon XSUS*) a servi pour les prises de vues ;
- une bouteille en plastique de 0,5 litre à moitié pleine a permis de mesurer la vitesse de l'eau selon la technique de McMahon *et al.* (1996) ;
- un disque de Secchi (Figure 3d) couplé à un ruban-mètre a permis d'évaluer la transparence et la profondeur de l'eau.

2-1-2-2. Matériel de récolte et d'observation des macro-invertébrés

L'échantillonnage des macro-invertébrés aquatiques a été effectué d'une part à l'aide d'un filet troubleau (Figure 3e) à ouverture carrée de 30 cm de côté, de 250 μm de vide de maille et muni d'un manche de longueur 1,5 m et d'autre part d'une benne à sédiment de type Van Veen constituée de deux mâchoires en acier inoxydable et d'une corde (Figure 3f). La surface d'emprisonnement de la benne est de 0,05 m².

Les échantillons de la benne van veen et du filet troubleau ont été fixés à l'alcool 70 % dans des boîtes en plastique d'une capacité de 1 litre.

Une loupe binoculaire de marque *LEICA EZ* (Figure 3c), des boîtes de pétri en verre à fond quadrillé et une pince entomologique ont été utilisées pour trier les organismes.

Des piluliers en verre et de l'alcool éthylique 70 % ont servi à la fixation et à la conservation des spécimens de macroinvertébrés.



Figure 3 : Matériel technique d'échantillonnage des paramètres mésologiques et des macroinvertébrés aquatiques :

a : Multi paramètre (*Cobra 4*), b : GPS (*GARMIN e-Trex*), c : loupe binoculaire, d : Disque de secchi, e : Filet troubleau, f : benne Van Veen

2-2. Méthodes

2-2-1. Etude préliminaire et choix des stations

L'étude préliminaire s'est déroulée en six mois. Elle nous a permis d'une part, de choisir les stations d'échantillonnage et d'autre part, de réunir tout le matériel nécessaire pour la réalisation de cette étude et de tester l'efficacité du matériel et de la méthode d'échantillonnage.

Le choix des stations d'échantillonnage a été effectué après une étude bibliographique et sur la base des enquêtes réalisées auprès de la population de la ville de Daloa. Les stations ont été sélectionnées en fonction de leur accessibilité et leur valeur écologique et socio-économique. Ainsi, dans le cadre de cette étude, 24 stations réparties selon les quatre points cardinaux en fonction de la présence des écosystèmes aquatiques ont été retenues dans la ville de Daloa (Figure 4). Après des visites de terrain, des habitats ont été sélectionnés sur chaque station retenue, selon leur stabilité et la présence d'habitats susceptibles d'héberger des macroinvertébrés c'est-à-dire berges, débris végétaux, parties submergées des plantes (Bellemare *et al.*, 2013). Pour la caractérisation abiotique des stations hydroécologiques une fiche de terrain a été établie.

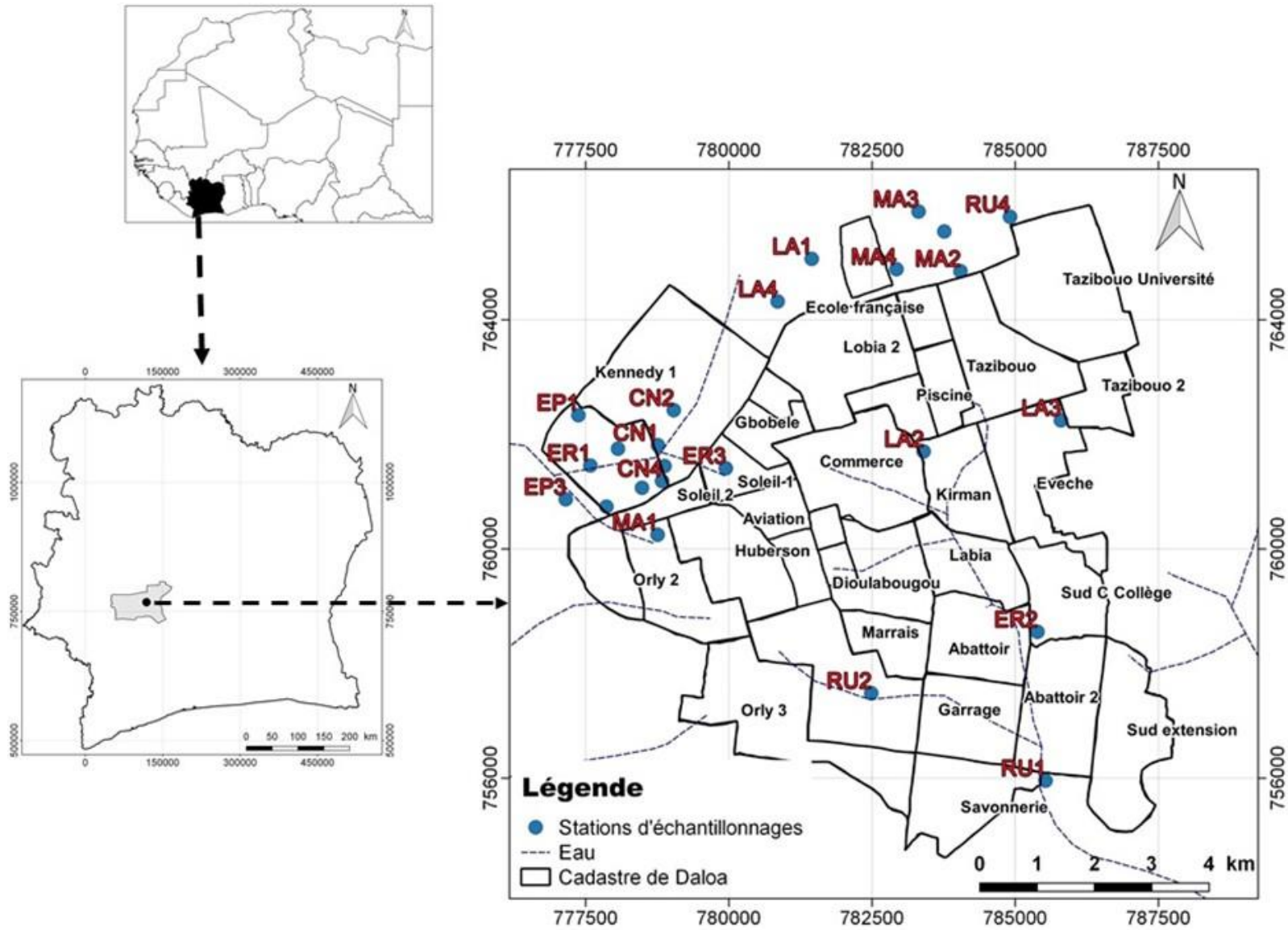


Figure 4 : Répartition des stations d'échantillonnage sur la carte de la ville de Daloa (Djene, 2019)

2-2-2. Description des différentes stations d'échantillonnage

2-2-2-1. Canaux

Les canaux retenus pour cette étude sont au nombre de quatre canaux (CN1, CN2, CN3 et CN4) et localisés au corridor Man (figure 5).

Les canaux CN1 et CN2 présentent environ 1 m de largeur du lit mouillé en moyenne. Ils sont localisés à 30 m du corridor situé à la sortie ouest de la ville sur l'axe Daloa-Man. Ils sont respectivement à 244 et 239 mètres d'altitude et aux coordonnées $06^{\circ}52'48.0''\text{N} - 006^{\circ}28'47.3''\text{W}$ et $06^{\circ}52'43.0''\text{N} - 006^{\circ}28'59.5''\text{W}$. L'eau a une largeur moyenne de 2 m. La vitesse du courant est environ 15 m/s. La végétation environnante est constituée de plantes herbacées. Ces stations sont aussi bordées sur les deux rives par des casiers de riziculture et des habitations rejetant des eaux usées et des ordures ménagères.

Les canaux CN3 et CN4 sont quant à eux situés à une altitude de 239 m et de coordonnées respectivement $06^{\circ}52'43.6''\text{N} - 006^{\circ}29'05.1''\text{W}$ et $06^{\circ}52'40.3''\text{N} - 006^{\circ}29'01.8''\text{W}$. Ils sont recouverts sur les rives droite et gauche par des casiers rizicoles. L'eau a une largeur moyenne de 2 m. Le taux de couverture de l'eau en végétaux est estimé par observation visuelle, et la pente à la station est moyenne avec une vitesse d'écoulement de l'eau estimée 20 m/s.



Figure 5 : Vue partielle des canaux CN1, CN2, CN3 et CN4 au corridor Man (Juin-Octobre 2017).

2-2-2-2. Etangs

Les huit étangs retenus pour cette étude sont tous localisés au corridor Man. Ils sont composés de quatre étangs de pisciculture (EP1, EP2, EP3 et EP4) (Figure 6) et quatre étangs de riziculture dénommés ER1, ER2, ER3 et ER4 représentés par la figure 7.

L'étang de pisciculture 1 (EP1) de 600 m² est situé à la sortie Ouest de la ville de Daloa à une altitude de 240 m et aux coordonnées 06°52'46.7''N - 006°28'59.4''W. Les bordures de EP1 sont entourées d'herbes sur la rive droite tandis que sur la rive gauche, on note la présence d'une ferme de poulet à moins de 100 m avec des pieds de bananiers. La végétation aux alentours est principalement composée de Poacées. Dans cet étang piscicole, on trouve les espèces *Oreochromis niloticus* et *Hemichromis bimaculatus*.

L'étang de pisciculture 2 (EP2) de 600 m² est situé à une altitude de 238 m aux coordonnées géographiques 06°52'47.4''N - 006°29'02.9''W. On note la présence de pieds de manioc à quelque mètre. Dans cet étang piscicole, on trouve les espèces *Oreochromis niloticus* et *Hemichromis bimaculatus*.

Les étangs EP3 et EP4 de 600 m² chacun, sont situés respectivement aux coordonnées 06°52'38.1''N - 006°28'54.2''W et 06°52'37.8''N - 006°28'55.1''W, aux altitudes 241 m et 242 m. L'on note la présence d'habitations et d'une source d'eau à proximité de la station qui est utilisée pour la consommation. Ces étangs ont une faible pente et les rives gauche et droite de ces étangs sont dominées par des Poacées. Dans ces étangs piscicoles, on trouve les espèces *Oreochromis niloticus* et *Hemichromis bimaculatus*.

Les étangs de riziculture ER1 et ER2 sont situés aux coordonnées 06°52'42.4''N - 006°29'03.7''W et 06°52'43.4''N - 006°29'05.0''W et aux altitudes respectives 241 et 245 m. Ils sont de forme rectangulaire d'environ 200 m². Ils sont bordés par des digues recouvertes des adventices. Ces étangs sont alimentés en eau à travers des canaux.

Les stations ER3 et ER4 sont quant à elles situées à gauche de l'axe Daloa-Man aux coordonnées 06°52'37.3''N - 006°28'57.0''W et 06°52'36.5''N - 006°28'56.0''W et d'altitude 236 et 243 m.



Figure 6 : Vue partielle des étangs EP1, EP2, EP3 et EP4 au corridor Man (Juin-Octobre 2017).

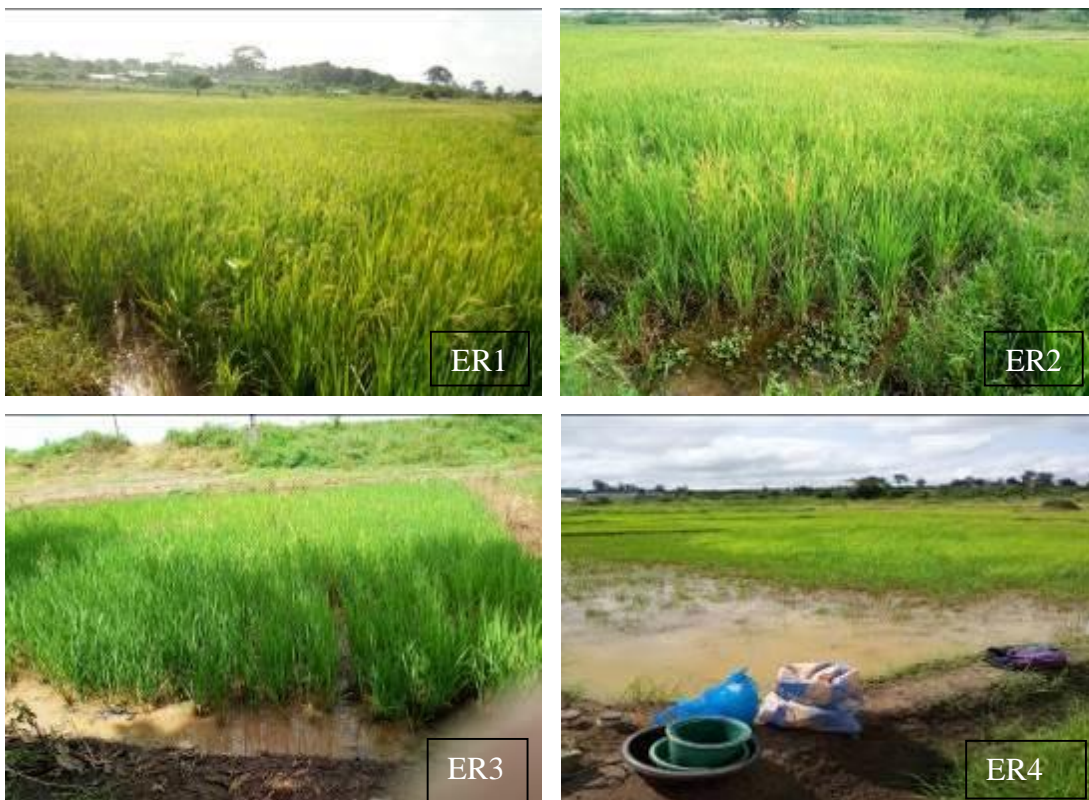


Figure 7 : Vue partielle des étangs ER1, ER2, ER3 et ER4 (Juin-Octobre 2017).

2-2-2-3. Mares

Les mares prospectées, représentées par la figure 8, sont localisées au corridor Man (MA1) et dans le périmètre de l'Université Jean Lorougnon Guédé (MA2, MA3 et MA4).

La station MA1 située aux coordonnées géographiques 06°52'37.2''N - 006°29'00.4''W a une largeur moyenne de 1,5 m avec une pente faible. Ses rives sont bordées d'herbacés avec des casiers rizicoles.

La mare MA2 située à 06°55'18.6"N - 006°25'58.3"W a une largeur de 7 m. On note une litière abondante avec des espèces végétales dominantes telles que *Cyperus longus* (Cyperaceae), *Imperata cylindrica* (Poaceae). Il faut relever aussi la présence d'activités humaines non loin de la station avec un champ de riz, des pépinières de cacaoyers et des habitations.

La station MA3 est située à 06°55'20.4"N - 006°25'58.4"W. La litière est peu abondante avec une végétation dominée par les fougères (Tavalliaceae, Pteridiaceae, Deunthetiaceae), *Cyperus longus* (Cyperaceae), *Imperata cylindrica* (Poaceae), *Chromolaena odorata* (Asteraceae) et *Opismenus* sp. Il faut noter l'absence d'activité humaine à côté de la station.

La station MA4 (06°55'12.0"N - 006°26'01.5"W) est une mare temporaire avec une longueur moyenne de 9,90 m et une largeur moyenne de 3,33 m. La végétation dominante est composée de fougères (Tavalliaceae, Pteridiaceae, Deunthetiaceae), de *Chromolaena odorata*, de *Sida accuta*, de *Elaeis guineensis* et de *Thalia geniculata* avec une absence de litière et une végétation dégradée. Il faut noter la présence d'une très forte activité humaine avec des carrières de sable.



Figure 8 : Vue partielle des mares MA1, MA2, MA3 et MA4 (Juin-Octobre 2017).

2-2-2-4. Lacs

Des campagnes d'échantillonnage ont été effectuées sur quatre lacs dans la ville de Daloa représentés à la figure 9. Ce sont le lac ancien corridor Vavoua (LA1), le lac Gbedji (LA4) et les lacs Bra Kanon 1 et 2.

La station ancien Corridor Vavoua (LA1) est également située à la sortie nord de la ville de Daloa ($06^{\circ}54'54.2''N$ - $006^{\circ}27'10.4''W$). Elle est séparée du lac Gbedji par la voie bitumée reliant les villes de Daloa et Vavoua. La pente à la station est faible (0,33%) avec une superficie d'environ 0,9 ha. Le lac qui constitue cette station est bordé sur sa rive gauche par une végétation constituée d'arbustes et de plusieurs herbacées dont *Chromolaena odorata*. La rive droite de ce plan d'eau est occupée non seulement par la même végétation que la rive gauche mais aussi par des cultures vivrières (maïs, manioc), des pépinières d'hévéa et une distillerie artisanale.

La station Bra Kanon 1 (LA2) est un lac artificiel localisé en pleine zone urbaine de Daloa ($06^{\circ}53'02.6''N$ - $006^{\circ}26'03.8''W$). Ce lac a une faible pente (0,44%) et une superficie d'environ 2,3 ha. Au niveau de la rive droite, se trouvent des herbacées dominées par les

Poacées et les fougères, des cocotiers et des déchets produits par les bœufs qui viennent régulièrement s'y abreuver. En plus, cette rive sert de lieu de lessive et de lavage de véhicules. A l'opposé de cette rive, on note la présence d'une église, des habitations occupées et en construction avec quelques herbacées.

La station Bra Kanon 2 (LA3) est également un lac artificiel qui se trouve du côté droit de l'axe Daloa-Bouaflé (06°53'12.4"N - 006°25'05.1"W). Sa superficie est estimée à 2,5 ha. Sur la rive droite de ce lac existe une porcherie et un monastère à l'intérieur duquel l'on trouve des pépinières d'hévéa et même une plantation d'hévéa. La pêche est l'activité principale sur ce plan d'eau.

Le lac Gbedji (LA4) est un lac artificiel situé à la sortie nord de la ville de Daloa (06°54'30.7"N - 006°27'26.9"W). Ce plan d'eau a une superficie estimée à 1,5 ha avec une pente faible (0,38 %). On y trouve aussi une végétation herbacée constituée en majorités de Poacées et de fougères. Sur la rive gauche, des cultures vivrières telles que le maïs, le manioc et le maraîcher et une plantation de cacaoyers sont observées. Il existe également une habitation avec des toilettes dont les canalisations débouchent directement sur le lac.



Figure 9 : Vue partielle des stations "Ancien Corridor Vavoua" LA1, "Bra Kanon 1" LA2, "Bra Kanon 2" LA3 et "Gbedji" LA4 (Juin-Octobre 2017).

2-2-2-5. Ruisseaux

Quatre ruisseaux ont été identifiés pour cette étude. Il s'agit des ruisseaux RU1, RU2, RU3 et RU4 représentés par la figure 10.

Le ruisseau RU1 est situé à la sortie sud de la ville de Daloa aux coordonnées $06^{\circ}52'34.5''\text{N}$ - $006^{\circ}28'59.2''\text{W}$ avec une pente moyenne. Sa rive gauche est occupée par l'axe routier Daloa-Issia. Sa rive droite par les casiers de riz et herbacées (Poaceae). Ce ruisseau large de 1,5 mètre.

Le ruisseau RU2 se trouve entre $06^{\circ}52'37.2''\text{N}$ - $006^{\circ}28'59.3''\text{W}$. Ces deux rives sont occupées par des herbacées et des casiers rizicoles. Sa pente est moyenne et a une largeur de 1 m.

Les ruisseaux RU3 et RU4 situés respectivement à $06^{\circ}55'17.6''\text{N}$ - $006^{\circ}25'56.9''\text{W}$ et $06^{\circ}55'14.0''\text{N}$ - $006^{\circ}25'55.1''\text{W}$ ont une largeur moyenne de 66 cm. La présence de litière, de

fougères, de *Sida accuta*, de *Elaeis guineensis*, de *Thalia geniculata* et une végétation peu dégradée avec des casiers rizicoles témoignent d'une activité humaine.



Figure 10 : Vue partielle des stations RU1, RU2, RU3 et RU4 (Juin-Octobre 2017).

2-2-3. Evaluation de la qualité écologique de l'eau des stations

Les écologistes qui évaluent l'environnement et la qualité écologique des écosystèmes aquatiques utilisent différentes approches, notamment celle utilisant des indices biotiques. La mesure de la qualité écologique de l'eau est une résultante de la combinaison des intégrités physique, chimique et biologique. Cependant, les conditions physiques et/ou chimiques de vie des communautés biologiques dégradées se reflètent généralement dans le rang de ces dernières (Moisan & Pelletier, 2014). L'analyse des échantillons benthiques est un indicateur important pour la mesure de l'intégrité écologique des hydrosystèmes qui se fonde sur une méthodologie employant plusieurs métriques. Ces métriques en plus des paramètres mésologiques sont réparties généralement dans trois catégories. Ce sont : la richesse taxonomique et la structure des communautés ; la structure trophique et la tolérance des taxons à la pollution (Reese, 2002 ; Merritt *et al.*, 2008).

- *La richesse taxonomique* : une plus grande richesse taxonomique et une communauté bien *structurée* indiquent en général une meilleure qualité de l'eau.
- *La structure trophique* : la présence ou l'absence de certains groupes fonctionnels (tels que les brouteurs et les filtreurs) peut indiquer une perturbation dans l'approvisionnement de la nourriture des animaux benthiques dans l'eau et les effets possibles d'une pollution chimique.
- *La tolérance à la pollution* : plusieurs organismes benthiques sont sensibles aux polluants tels que les métaux lourds et les déchets organiques. La présence en grand nombre de ces insectes indique que l'eau est susceptible d'être de bonne qualité, tandis que la dominance des taxons polluo-tolérants indique une eau de mauvaise qualité. Ainsi, des scores ou côtes de sensibilité ont été attribués aux différents taxons selon plusieurs approches.

2-2-3-1. Mesure des paramètres physiques et chimiques des systèmes hydroécologiques

Les paramètres physico-chimiques mesurés sont la température, le pH, la conductivité, la turbidité et l'oxygène dissous. Ces variables ont été mesurées *in situ* à chaque station d'échantillonnage entre 06 h et 08 h. Après le calibrage du multiparamètre et le raccordement des sondes des différents paramètres physico-chimiques à l'appareil, celui-ci a été mis sous tension. Les sondes spécifiques aux différents paramètres physico-chimiques ont été ensuite plongées simultanément dans l'eau en les agitant légèrement de sorte à provoquer un courant. La sélection de la fonction du paramètre désiré a permis d'obtenir la valeur de celui-ci sur l'écran d'affichage. Les valeurs stables des paramètres affichées sur l'écran du multiparamètre sont immédiatement notées sur des fiches de terrain.

La transparence a été déterminée à chaque station d'échantillonnage entre 06 h et 08 h du matin. La mesure de ce paramètre a été rendue possible en immergeant totalement le disque de Secchi jusqu'à un niveau plus bas par rapport au fond, au moyen d'une corde. La corde est ensuite tirée peu à peu pour faire remonter le disque jusqu'à ce qu'il redevienne visible et la limite supérieure de la portion de corde immergée est marquée par un ruban adhésif. La longueur de la limite marquée par le ruban adhésif au disque est mesurée à l'aide d'un ruban mètre gradué en centimètre.

2-2-3-2. Echantillonnage, tri et identification des macro-invertébrés

a) Echantillonnage des macro-invertébrés aquatiques

L'échantillonnage des macro-invertébrés a été effectué à un rythme saisonnier sur un cycle annuel. Il s'est déroulé en quatre campagnes de sept jours chacune de juin 2017 à février 2018. Les échantillons des herbiers ont été récoltés en submergeant le filet troubleau et en le traînant dans la colonne d'eau sur une surface de 1 m² (2 m x 0,5 m) pendant deux (2) minutes (Moisan, 2010 ; Bellemare *et al.*, 2013). Le contenu du filet est renversé dans un bocal étiqueté et fixé à l'alcool 70% pour être transporté au laboratoire.

Le sédiment a été échantillonné à l'aide de la benne Van Veen. Trois coups de benne ont été effectués à chaque station correspondant à une surface totale de 0,15 m². A cet effet, la benne (préalablement armée) a été descendue jusqu'au fond de l'eau. La corde a été maintenue le plus verticalement possible pour assurer la mise en place et la levée de la benne à un angle droit par rapport au fond. Dès que les mâchoires de la benne touchent le fond, la corde est tirée pour les refermer, ce qui permet d'emprisonner le sédiment. A la sortie de l'eau, le contenu de la benne a été lavé sur un tamis de 0,5 mm de vide de maille puis conservé dans des bocaux étiquetés après fixation avec de l'alcool à 70 %. Ces échantillons ont été, par la suite, transportés au laboratoire pour être triés et identifiés.

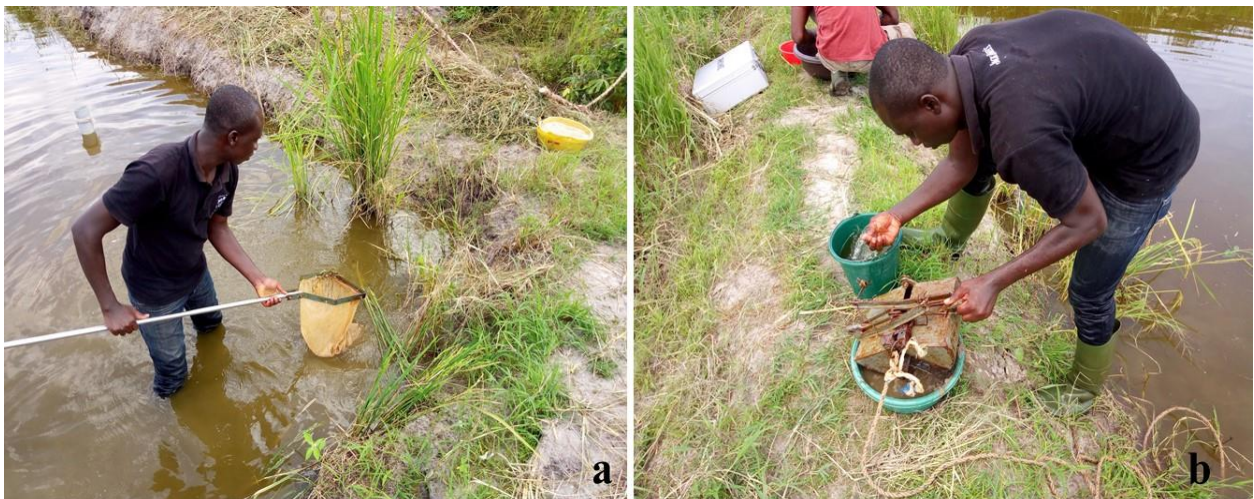


Figure 11 : Echantillonnage des macro-invertébrés avec le filet troubleau (a) et la benne van veen (b)

b) Tri et identification des organismes

Au laboratoire, les échantillons ont été rincés sur un tamis de 5 mm à l'aide de l'eau de robinet avec un jet à faible pression de façon à ne pas abîmer les spécimens afin d'éliminer le liquide de fixation. Le tri des échantillons a été réalisé dans une boîte de pétri en verre pour s'assurer que tout le contenu a été analysé) sous la loupe binoculaire. Ce tri a permis d'isoler les macro-invertébrés aquatiques qui ont été conservés dans des piluliers contenant de l'alcool 70%.

Après le tri, toujours sous la loupe binoculaire, les individus extraits ont été regroupés par type morphologique. Les individus ont été ensuite identifiés jusqu'au niveau taxonomique le plus fin possible à l'aide des ouvrages spécialisés (Dejoux, 1981 ; Cumberlidge, 1999 ; Mary, 2000 ; Day *et al.*, 2001 ; De Moor *et al.*, 2003 ; Brown, 2005 ; Tachet *et al.*, 2006 ; Forcellini *et al.*, 2011 et Mary, 2017). Les individus ont été également dénombrés.

2-2-3-2. Analyse de la structure des communautés de macro-invertébrés

Ces analyses sont basées sur l'inventaire des macro-invertébrés des milieux et portent sur des indices de diversité qui renseignent sur la structure des communautés d'organismes (Haouchine, 2011). La mesure de la richesse taxonomique et de la diversité est utile pour la caractérisation d'une communauté et d'un peuplement. Ces indices ont pour intérêt de rendre compte de l'abondance relative de chaque espèce, de comparer les communautés et comprendre comment elles évoluent dans l'espace et dans le temps (Dajoz, 1985).

a) Richesse taxonomique

La richesse taxonomique encore appelée diversité brute, correspond au nombre total d'espèces rencontrées dans un écosystème (Ramade, 2003). Elle est fonction de la complexité de l'habitat. Cet indice synthétique constitue un bon indicateur de la capacité d'accueil d'une station (Koumba *et al.*, 2017).

b) Abondance relative des espèces

Elle représente le rapport du nombre d'individus du taxon (*i*) présent par le nombre total d'individus (Ramade, 2003). Elle varie dans l'espace et dans le temps. L'expression de l'abondance relative est la suivante :

$$P_i = n_i / N$$

où P_i représente l'abondance relative de l'espèce (*i*), n_i le nombre d'individus de l'espèce (*i*) et N le nombre total d'individus

c) *Pourcentage d'occurrence*

Le pourcentage d'occurrence renseigne sur la préférence d'une espèce donnée pour un type d'habitat donné (Dajoz, 2000). Le calcul du pourcentage d'occurrence consiste à compter le nombre de fois que l'espèce i apparaît dans les échantillons. Ce nombre est exprimé en pourcentage du nombre total de relevés et donne des informations sur les espèces fréquemment rencontrées dans le milieu sans aucune indication sur l'importance quantitative des espèces rencontrées (Gray *et al.*, 1997 ; Paugy & Lévêque, 1999). Il se calcule comme suit :

$$F = F_i \times 100 / F_t$$

où F_i est égal au nombre de relevés contenant l'espèce i et F_t = nombre total de relevés effectués.

En fonction de la valeur de F , trois groupes d'espèces sont distingués selon Dajoz (2000): espèces constantes ($F > 50 \%$), espèces accessoires ($25\% < F \leq 50\%$) et espèces accidentelles ($F \leq 25\%$).

2-2-3-3. Diversité des communautés

a) *Indice de diversité Shannon-Weaver*

L'indice de diversité de Shannon (H) est couramment utilisé pour caractériser la diversité d'une station en se basant sur la diversité taxonomique. Il exprime le mieux la diversité des peuplements car il présente l'avantage de n'être subordonné à aucune hypothèse préalable sur la distribution des espèces (Barbault, 1981). Cet indice est indépendant de la taille de l'échantillon et prend en compte à la fois, la richesse taxonomique et l'abondance relative de chaque espèce, permettant ainsi de caractériser l'équilibre du peuplement d'un écosystème. Dans les milieux naturels, il est généralement compris entre 0,5 pour une faible diversité et 4,5 pour une forte diversité (Trouilhé, 2006).

Selon Ramade (1984), cet indice, exprimé en bits, est calculé par la formule suivante :

$$H = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

où n_i représente l'effectif de l'espèce (i), N l'effectif total, S le nombre des espèces et \log_2 le logarithme à base 2

La valeur de l'indice de diversité est maximale quand toutes les espèces sont représentées par le même nombre d'individus (Annani, 2013).

b) Equitabilité de Piélou

A partir de l'indice de diversité de Shannon, l'équitabilité est définie. Elle est calculée comme le rapport de la diversité spécifique réelle à la diversité maximale. L'équitabilité permet d'étudier la régularité de la distribution des espèces et de comparer les diversités de deux peuplements ayant des nombres d'espèces différents (Dajoz, 2000).

$$J = \frac{H}{\log_2(S)}$$

Où H est l'indice de diversité de Shannon pour un échantillon et S sa richesse spécifique.

L'équitabilité varie de 0 à 1. Elle est proche de 1 quand toutes les espèces tendent à avoir une même abondance dans un milieu naturel non perturbé et elle tend vers 0 lorsque la quasi-totalité des effectifs correspond à une seule espèce (Da Fronseca, 1968). Une valeur d'équitabilité supérieure à 0,80 est considérée comme l'indice d'un peuplement équilibré (Daget, 1976).

c) Indice de Jaccard

La similarité taxomique entre les stations d'échantillonnage est mise en évidence par l'indice de similarité de Jaccard (J). Cet indice a été utilisé pour évaluer la similarité des macroinvertébrés entre deux stations (Plafkin *et al.*, 1989). Il se calcule de la façon suivante :

$$J = \frac{S_{a-b}}{S_a + S_b - S_{a-b}} \times 100$$

où S_a est le nombre total d'espèces au site a, S_b le nombre total d'espèces au site b et S_{a-b} le nombre d'espèces communes à a et b

$J \geq 50\%$: Forte similarité ; $J < 50\%$: Faible similarité

d) Indice Chironomidae

L'indice Chironomidae (% Chir) 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).

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

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

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

e) *Indice Oligochètes*

L'indice Oligochètes (% Oli) représente le pourcentage de l'abondance en Oligochètes sur l'abondance totale des organismes présents dans une station. Une adaptation de cet indice a été réalisée dans cette étude.

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

Ainsi, la classification suivante est proposée (MDDEFP, 2013) :

- % Oli > 50 % : eau très polluée ;
- 5 % ≤ % Oli ≤ 50 % eau moyennement polluée ;
- % Oli < 5 % : eau faiblement polluée.

f) *Indice ET et Pourcentage ET*

L'association de l'indice ET et du pourcentage en ET permet d'approuver la qualité des milieux. L'indice ET est donné par le nombre de taxons présents appartenant aux ordres du complexe Ephéméroptères (E) et Trichoptères (T) dans une station (Koumba *et al.*, 2017). Cet indice a été calculé uniquement pour les milieux lotiques.

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

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).

$$\% \text{ ET} = \frac{\text{Abondance des taxons ET}}{\text{Abondance totale}} \times 100$$

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

ET ≤ 15 et % ET ≤ 30 % : eau de moyenne à très mauvaise qualité

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

g) *Indice ETC*

L'Indice du complexe Ephéméroptères Trichoptères Coléoptères (ETC) est déterminé grâce aux relevés des invertébrés aquatiques (insectes adultes, nymphes et larves) présents sur les différentes stations. L'indice biotique (ETC) d'une station est obtenu en divisant la totalité des

individus d'ETC présents sur cette station par le nombre total des individus échantillonnés multiplié par 100 (Mary, 2015).

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

% ETC > 5% : eau faiblement polluée ; % ETC ≤ 5 % : eau très polluée (Mary, 2015)

2-2-3-4. Groupe trophique fonctionnel

Pour chaque station, les différents taxons sont classés parmi les groupes fonctionnels d'alimentation suivants : broyeurs, prédateurs, racleurs de substrats, brouteurs, filtreurs, suceurs ou détritivores (Tachet *et al.*, 2006). La présence ou l'absence de certains groupes trophiques tels que les racleurs et les filtreurs peut indiquer une perturbation dans la source d'approvisionnement en nourriture des animaux benthiques (MDNR, 2003). L'abondance relative de chaque groupe fonctionnel a été calculée pour l'analyse. Elle représente le pourcentage de la somme du nombre d'individu d'un groupe trophique sur l'abondance totale des individus de la station.

$$\% \text{ Groupement fonctionnel} = \frac{\sum \text{des abondances du groupe trophique}}{\text{Abondance totale de la station}} \times 100$$

2-2-3-5. Tolérance ou intolérance à la pollution

Pour cette étude, l'indice Hilsenhoff est appelé FBI car le niveau taxonomique au moins atteint pour tous les individus dans nos échantillons est la famille. Les côtes attribuées à la famille sont indiquées dans le tableau II. Ce calcul se fait toujours selon la même formule (Hilsenhoff, 1988). Ainsi, à une station donnée, l'indice Hilsenhoff (HBI et FBI) se calcule comme suit :

$$\text{FBI} = \sum x_i t_i / n$$

Où x_i = nombre d'individus du $i^{\text{ème}}$ taxon ; t_i = tolérance du $i^{\text{ème}}$ taxon ; n = nombre d'individus composant l'échantillon.

Plus le résultat est élevé, plus le milieu est susceptible d'être touché par un stress. L'indice biotique d'Hilsenhoff (FBI), qui fournit l'information sur le niveau de pollution organique, utilise une échelle inverse d'évaluation qui varie de 0 à 10. Sur cette échelle, plus la valeur est élevée, plus le milieu est perturbé par la pollution organique. La côte finale de l'indice (une par station) est alors rapportée à l'échelle d'Hilsenhoff pour l'associer à une qualité de l'eau (Tableau III).








Tableau II : Côtes de tolérance adaptées selon l'identification à la famille(Hilsenhoff, 1988 ; Plafkin *et al.*, 1989 ; Hauer et Lamberti, 1996 Barbour *et al.*, 1999 ; Bode *et al.*, 2002)

Taxons	Scores	Taxons	Scores	Taxons	Scores	Taxons	Scores	Taxons	scores
Ephemeroptera	2	Plecoptera	1	Coleoptera		Odonata		Branchiobdellida	
Ameletidae	0	Capniidae	1	Carabidae	4	Aeshnidae	3	Branchiobdellidae	6
Baetidae	4	Chloroperlidae	1	Chrysomelidae	4	Cordulegastridae	3	Polychaeta	
Baetiscidae	3	Leuctridae	0	Curculionidae	5	Corduliidae	5	Sabellidae	6
Caenidae	7	Nemouridae	2	Dryopidae	5	Gomphidae	4	Mégaloptera	
Ephemerellidae	1	Peltoperlidae	0	Dytiscidae	5	Libellulidae	9	Sialidae	4
Ephemeridae	4	Perlidae	1	Elmidae	4	Macromiidae	3	Oligochaeta	8
Heptageniidae	4	Perlodidae	2	Gyrinidae	4	Calopterygidae	5	Haplotaxida	
Arthropleidae	5	Pteronarcyidae	0	Haliplidae	5	Coenagrionidae	9	Haplotaxidae	5
Isonychiidae	2	Taeniopterygidae	2	Heteroceridae	5	Lestidae	6	Lumbricida	6
Leptophlebiidae	2	Diptera		Hydraenidae	5	Lepidoptera		Lumbriculida	
Metretopodidae	2	Athericidae	2	Hydrophilidae	5	Arctiidae	5	Lumbriculidae	5
Oligoneuriidae	2	Blephariceridae	0	Lampyridae	5	Crambidae	5	Aeolosomatida	
Potamanthidae	4	Chaoboridae	8	Psephenidae	4	Nepticulidae	5	Aeolosomatidae	8
Siphonuridae	7	Ceratopogonidae	6	Scirtidae	5	Neuroptera	5	Tubificida	
Leptohiphidae	4	Chironomidae	8	Staphylinidae	5	Megaloptera		Enchytraeidae	10
Trichoptera		Culicidae	8	Arachnida	6	Corydalidae	0	Tubificidae	9
Apataniidae	3	Dixidae	1	Cladocera	8	Sialidae	4	Naididae	8
Brachycentridae	1	Dolichopodidae	4	Decapoda		Amphipoda		Hydroptilidae	4
Dipseudopsidae	5	Empididae	6	Cambaridae	6	Crangonyctidae	6	Lepidostomatidae	1
Glossosomatidae	0	Ephydriidae	6	Ostracoda	8	Gammaridae	4	Leptoceridae	4
Goeridae	3	Muscidae	6	Darwinulidae	8	Hauastauridae		Limnephilidae	4
Helicopsychidae	3	Phoridae	4	Unionoida		Hyaellidae	8	Uenoidae	3
Hydropsychidae	4	Nymphomyiidae	4	Margaritiferidae		Talitridae	8	Molannidae	6
				Unionidae	6				

Tableau II : (Suite)

Taxons	Scores	Taxons	Scores	Taxons	Scores	Taxons	Scores
Odontoceridae	0	Tipulidae	3	Bdellidae	8	Nematoda	5
Philopotamidae	3	Pulmonata		Glossiphoniidae	10	Platyheminthes	4
Phryganeidae	4	Ancyliidae	6	Veneroida		Nemertea	6
Polycentropodidae	6	Lymnaeidae	6	Dreisseinidae	8	Hydridae	5
Psychomyiidae	2	Physidae	8	Sphaeriidae	6	Aeolosomatida	
Rhyacophilidae	0	Planorbidae	7	Pisidiidae	8	Aeolosomatidae	8
Psychodidae	10	Prosobranchia		Copepoda	8		
Sciomyzidae	4	Bithyniidae	8	Isopoda			
Scathophagidae	6	Hydrobiidae	8	Asellidae	8		
Simuliidae	6	Pleuroceridae	6	Hemiptera			
Stratiomyidae	7	Valvatidae	8	Corixidae	5		
Syrphidae	10	Viviparidae	6	Veliidae	5		
Tabanidae	6	Hirudinea	10	Naucoridae	5		

Tableau III : Évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de l'indice biotique familial (Hilsenhoff, 1988)

Indice FBI	Qualité de l'eau	Degré de pollution organique	Couleur correspondante
0,00-3,50	Excellente	Pas de pollution organique apparente	
3,51-4,25	Très Bonne	Légère pollution organique	
4,26-5,00	Bonne	Pollution organique probable	
5,01-5,75	Moyenne	Pollution organique assez importante	
5,76-6,50	Médiocre	Pollution organique importante	
6,51-7,25	Mauvaise	Pollution organique très importante	
7,26 -10,00	Très mauvaise	Pollution organique sévère	

2-2-4. Analyses statistiques des données

Afin de déterminer les variations des paramètres abiotiques et biotiques, un certain nombre de méthodes statistiques ont été utilisées : des analyses univariées pour mesurer la variabilité spatio-temporelle des données collectées et des analyses bivariées et multivariées pour évaluer les corrélations entre les différents paramètres.

2-2-4-1. Analyses univariées

Le test de la normalité de Shapiro-Wilk a permis de tester la normalité des différentes données. Dans ce test, la valeur de la *p-value* a été utilisée pour analyser les résultats. En effet, lorsque la valeur de *p* est supérieure à 0,05, la distribution des variables suit une loi normale. Dans le cas contraire, elle ne suit pas une loi normale.

Les tests non paramétriques tels que le test de Kruskal-Wallis (comparaisons multiples) et le test U de Mann-Whitney (comparaison de deux échantillons) ont permis de faire les comparaisons inter et intra sujets. Le test de Kruskal-Wallis a été employé pour comparer les différents paramètres mesurés entre différentes stations d'échantillonnage. Le test de Mann-Whitney a par la suite été utilisé pour identifier des différences spécifiques entre les groupes pris deux à deux. En effet, la valeur de la « signification asymptotique » indique qu'il n'y a pas de différences significatives entre les variables quand elle est supérieure à 0,05, et inversement lorsque celle-ci est inférieure à 0,05.

Par ailleurs, le test G de proportion a été employé pour comparer les proportions des échantillons des stations selon les différentes distributions spatiales des macro-invertébrés. En outre, le test de corrélation de Spearman a été employé pour tester la corrélation entre les indices utilisés pour l'évaluation de la qualité des eaux. Cette méthode non paramétrique permet de mesurer l'intensité de la relation entre deux indices (Mary, 1999).

Les données recueillies ont été traitées à l'aide des logiciels statistiques XLSTAT v 7.5.2 sous Excel (Microsoft Office 2016) et le logiciel STATISTICA 7.2.

2-2-4-2. Analyses multivariées

Alors que les méthodes statistiques élémentaires ne traitent qu'une ou deux variables à la fois, les méthodes d'analyses multidimensionnelles s'intéressent à l'ensemble des observations. Quel que soit le domaine d'application, les techniques d'analyses multidimensionnelles ont un objectif commun qui consiste à extraire les tendances les plus marquantes d'une base de données et à éliminer les effets marginaux ou ponctuels qui perturbent la perception globale des

faits (Trouilhé, 2006). Ces méthodes d'analyses multidimensionnelles concernent les méthodes d'analyses factorielles et les méthodes de regroupement (Ouro-Boya, 2004).

Les méthodes d'analyses factorielles ont pour but de décrire des données consignées dans un tableau croisant des individus (« n » lignes) et des caractères ou variables (« p » colonnes) qui sont mesurés sur ces individus. Elles placent les individus dans un espace à plusieurs dimensions (ou axes) dans lequel chaque dimension correspond à une variable ou à une combinaison linéaire de plusieurs variables. La sélection des axes les plus pertinents permet d'avoir une représentation optimale, dans un espace réduit, de l'essentiel de l'information contenue dans le fichier de données. Il existe de nombreuses méthodes factorielles. La modélisation permet d'établir une corrélation entre deux groupes de données. Dans cette étude, l'analyse factorielle et la modélisation utilisées sont respectivement :

- ✓ l'Analyse en Composantes Principales (ACP) qui est applicable à des données qualitatives ou continues ;
- ✓ l'Analyse de Redondance (RDA)

a) Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée avec le logiciel Xlstat v2018 (sous Excel de Microsoft Office). L'ACP est couramment utilisée dans les études prenant en compte à la fois des paramètres physico-chimiques et les stations d'échantillonnage afin de les corrélérer (Reinhold-Dudok & den Besten, 1999 ; Kampa *et al.*, 2000 ; Lazaridou-Dimitriadou *et al.*, 2000). Elle a permis de caractériser les différentes stations d'échantillonnage à partir des paramètres physico-chimiques. C'est une méthode statistique factorielle descriptive dont l'objectif est de présenter sous forme graphique le maximum de l'information contenue dans un tableau de données de taille importante (Philippeau, 1992). Les données à traiter par l'ACP sont stockées dans un tableau rectangulaire ou matrice. Les lignes de cette matrice représentent les individus « n » sur lesquels sont mesurés des variables quantitatives « p » disposées en colonnes.

b) Analyse de Redondance (RDA)

L'Analyse de Redondance (Redundancy Analysis, RDA) a permis d'étudier la relation entre les paramètres physico-chimiques et les variations des abondances des macro-invertébrés dans les stations. Le logiciel CANOCO 4.5 (Canonical Community Ordination, version 4.5) a été utilisé. A cet effet, deux matrices de données macro-invertébrés-stations et paramètres

physicochimiques-stations ont été constituées. Cette analyse met en évidence les préférences environnementales des peuplements (Ter Braak & Smilauer, 2002). Le test de Monte Carlo a été effectué pour sélectionner les variables environnementales qui expliquent le mieux la répartition des macro-invertébrés (Manly, 1994). Le résultat est un graphe dans lequel les macro-invertébrés et les paramètres physico-chimiques sont représentés par des flèches. Les longueurs des flèches des taxons sont fonction de leurs importances et le rapprochement de ceux-ci aux paramètres met en évidence leurs préférences environnementales.

c) Classification Hiérarchique Ascendante (CAH)

Dans cette étude, les méthodes de regroupement hiérarchiques ont été utilisées afin d'obtenir des informations complémentaires par rapport à celles obtenues avec l'ACP et vérifier si deux observations contigues dans un espace réduit à deux composantes sont effectivement proches dans la réalité. La classification hiérarchique est une méthode qui ne sépare pas les individus en un nombre de classes fixé au départ par l'utilisateur. Cette méthode procède par agglomérations successives des individus jusqu'à ce qu'il ne reste plus qu'une classe composée des « n » individus de départ mais l'utilisateur arrête le processus au niveau qu'il aura choisi (Trouilhé, 2006). Elle a été réalisée à l'aide du logiciel PAST version 2.17c.

d) Cartes auto-organisatrices (SOM)

L'algorithme des cartes auto-organisatrices « *Self Organizing Maps (SOM)* » ou cartes de Kohonen (Kohonen, 1982, 1995) a été utilisé pour ordonner les sites d'études en fonction des variables environnementales et des assemblages des taxons. Ces modèles neuronaux artificiels partagent avec les algorithmes classiques d'ordination, l'idée de représenter des données multidimensionnelles dans un espace de dimension inférieure généralement un plan. Contrairement aux méthodes classiques, les *SOM* traitent avec beaucoup d'aisance les données extrêmes (grande abondance ou extrême rareté), très souvent contenues dans les bases de données écologiques (Brosse *et al.*, 2001 ; Giraudel & Lek, 2001). Lek *et al.* (1996, 2000), Brosse *et al.* (1999) et Laë *et al.* (1999) ont montré l'efficacité des réseaux de neurones en écologie qui est caractérisée pour la plupart du temps par des processus non linéaires. En effet, cette technique de classification non linéaire est capable de montrer des patrons simplifiés à partir des bases de données complexes en identifiant des groupes semblables (Kohonen, 2001). Les *SOM* se composent habituellement de deux couches de neurones. La couche d'entrée, constituée de la matrice du jeu de données, est directement reliée à la couche bidimensionnelle de sortie dite carte de Kohonen qui est composée par des neurones artificiels de sorti (Figure 12).

L'apprentissage est dit concurrentiel car il engendre une compétition d'activité des noeuds du modèle vis à vis des données d'entrée. Cet apprentissage est également dit non supervisé parce que les valeurs du jeu de données sont uniquement utilisées dans la couche d'entrée et aucune indication concernant les valeurs attendues dans la couche de sortie n'est apportée au système. Ce procédé recherche itérativement des similarités parmi les données observées et les représente dans la carte de sortie en préservant les voisinages. A la fin de l'apprentissage, 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.

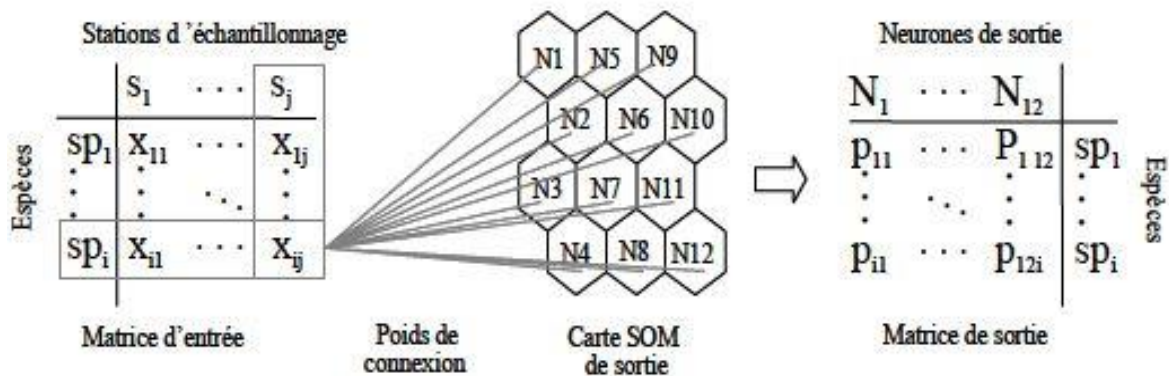


Figure 12 : Schéma simplifié de la carte auto organisatrice de Kohonen ;

D'après Aguilar Ibarra (2004), la couche d'entrée contient les données de présence/absence (x_{ij}) pour chaque observation ou station d'échantillonnage (s_j). Une fois que la SOM (a trouvé les poids de connexion (p_{ij}) en erreur minimale d'apprentissage, on obtient la carte et la couche de sortie.

L'objectif de l'apprentissage est d'ajuster les composantes des objets virtuels afin qu'ils reflètent la distribution des échantillons. Les étapes de l'algorithme des SOM se résument comme suite :

- (1) les objets virtuels sont initialisés par des objets choisis au hasard parmi les objets réels du jeu de données ;
- (2) un objet réel est choisi au hasard et présenté à la couche d'entrée ;
- (3) la distance entre cet objet et chaque objet virtuel est calculée ;
- (4) l'objet virtuel le plus proche est déclaré « neurone vainqueur » ou « Best Matching Unit (*BMU*) » ;
- (5) tous les neurones au voisinage du *BMU* sont modifiés (phase de mise en ordre et d'ajustement).

Le choix de la taille de la carte est un paramètre déterminant pour détecter au mieux l'écart entre les données. Si la carte est trop grande, c'est à dire si le nombre d'unités de la carte est largement supérieur au nombre d'échantillons, les données seront trop dispersées par le modèle. L'apprentissage se fait donc avec différentes tailles de carte et la taille optimale est choisie en minimisant les erreurs dites de quantification (QE) et de topographie (TE). Selon Kohonen (2001), la QE qui mesure la résolution de la carte est la moyenne des distances entre chaque vecteur d'entrée et son BMU . La TE représente la proportion des vecteurs de données pour lesquels les 1^{er} et 2^{ème} BMU ne sont pas adjacents et donc est utilisée pour mesurer la préservation de la typologie (Kiviluoto, 1996). La TE évalue la qualité de la carte, c'est à dire mesure si l'apprentissage de la carte de Kohonen est de qualité.

Une fois la carte de Kohonen obtenue, un algorithme d'analyse de classification hiérarchique basée sur la méthode Ward et la distance Euclidienne a ensuite permis de mettre en évidence des assemblages des objets réels sur la carte (Park *et al.*, 2003). Ces regroupements se sont faits sur la base des affinités en termes de peuplements des échantillons projetées dans les cellules de couche de sortie. L'interface SOM Toolbox (version 2) pour Matlab® qui a été utilisée, a été développée par l'Université de Technologie d'Helsinki et disponible sur le site :

<http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox/>.

e) Analyse Factorielle Discriminante (AFD)

L'AFD consiste à trouver la combinaison linéaire des variables explicatives qui maximisent la variance entre les groupes et réduisent au minimum la variance au sein des groupes. Des coefficients normalisés pour chaque variable environnementale sont calculés pour déterminer leur contribution dans la discrimination des groupes. Ensuite, la significativité de l'AFD est testée par le test de permutation de Monte Carlo (999 permutations). Enfin, le 'leave-one-out' contre-vérification est exécuté pour évaluer la capacité du modèle à prédire pour chaque groupe prédéfini l'appartenance de chacun des sites. Le processus 'leave-one-out' consiste au déplacement d'une observation de la matrice originale suivie de l'AFD sur les observations restantes pour prédire l'appartenance de l'observation omise au groupe. Cette opération est répétée pour toutes les observations de la matrice de données. Ainsi, pour un problème de classification à c -classes, l'AFD consiste à trouver le meilleur sous-espace de dimension $c-1$ qui permet de séparer en projection les différentes classes de données. Le critère de séparation (S) tend à ce que les centres de gravité projetés soient aussi séparés que possible, tandis que chaque sous-nuage doit se projeter de manière groupée autour de la projection de son centre de gravité. L'analyse factorielle discriminante a été appliquée pour identifier les variables

environnementales qui discriminent au mieux les groupes définis par la SOM à partir de la matrice de présence-absence (Wunderlin *et al.*, 2001 ; Konan, 2008). L'AFD a été réalisée avec le logiciel Xlstat v2018 (sous Excel d Microsoft Office).

f) Méthode « Indval »

La méthode des valeurs indicatrices « Indval : Indicator value » est une méthode permettant de sélectionner les taxons les plus indicateurs des conditions environnementales des groupes obtenus après une ordination (Dufrêne & Legendre, 1997). Le principe de la méthode « Indval » repose sur la définition du caractère indicateur d'une espèce. Une espèce est considérée comme indicatrice si elle est typique d'un groupe de relevés (elle est absente des autres groupes) et si elle est présente dans tous les relevés de ce groupe. Les espèces indicatrices donnent un sens écologique à une typologie de sites K. Elles fournissent des critères pour (a) comparer des typologies différentes obtenues par analyse des données (groupement) et (b) identifier les niveaux intéressants dans un dendrogramme.

Pour chaque espèce i dans chaque groupe de relevés j , on calcule le produit de A_{ij} par B_{ij} .

Toutes ces variables se calculent selon les formules :

- ✓ Spécificité d'une espèce pour un groupe (A_{ij})

$$A_{ij} = \frac{\text{Nombre d'individus } ij}{\text{Nombre d'individus } i}$$

- ✓ Fidélité de l'espèce pour un groupe (B_{ij})

$$B_{ij} = \frac{\text{Nombre de sites } ij}{\text{Nombre de site } i}$$

- ✓ Indval $_{ij}$

$$\text{IndVal}_{ij} = 100 \times A_{ij} \times B_{ij}$$

Où IndVal $_{ij}$ est la valeur indicatrice de l'espèce i dans le groupe de relevés j . ; A_{ij} = Nombre d'individus $_{ij}$ / Nombre d'individus $_i$; B_{ij} = Nombre de sites $_{ij}$ / Nombre de sites $_j$

La spécificité est maximale (100 %) quand l'espèce n'occupe qu'un groupe et la fidélité est maximale (100 %) lorsque l'espèce est présente dans tous les relevés d'un groupe. La valeur indicatrice de l'espèce est maximale (100 %) lorsque la spécificité et la fidélité sont maximales (Nahmani *et al.*, 2006).

L'outil utilisé pour exécuter les calculs de cette analyse est l'interface R studio.

Un taxon est considéré comme indicateur d'un habitat donné quand le test de permutation appliqué à ses différentes valeurs indicatrices est significatif avec une valeur seuil de 0,001 pour cet habitat (Thomas *et al.*, 2004 ; Edia, 2008 ; Kouamé, 2014).

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

3-1. Caractérisation des paramètres mésologiques et physico-chimique des écosystèmes aquatiques urbains

3-1-1. Résultats

3-1-1-1. Paramètres mésologiques

Les stations retenues pour cette étude sont composées de canaux, d'étangs, de mares, de lacs et de ruisseaux. Les coordonnées géographiques, le taux de couverture en végétaux, la profondeur maximale à la station, le type de substrat et la coloration de l'eau ont été déterminés (tableau IV).

Les profondeurs maximales des canaux CN1 et CN2 aux points d'échantillonnage varient entre 7,5 à 24,6 cm. Le substrat est constitué de graviers, de sable et des débris organiques. Le taux de couverture en végétaux varie respectivement de 78 % à 80 % dans les canaux CN1 et CN2. L'eau du canal CN1 est claire alors que celle du canal CN2 est légèrement claire.

L'eau des canaux CN3 et CN4 est claire avec une profondeur moyenne de 26,92 cm. Les sédiments sont composés de graviers, de sable et de feuilles mortes. Le taux de couverture de l'eau en végétaux est estimé à 50 %.

L'eau de EP1 est de couleur claire. Le substrat de cette station est dominé par le sable à 90 % puis d'argile à 8% et une légère présence de graviers fins. Le taux de couverture est de 1% et la profondeur moyenne de 36,57 cm.

La couleur de l'eau de l'étang piscicole 2 (EP2) est sombre. La couverture végétale est dominée par des herbacés à 2 %. Le substrat est dominé par le sable. Sa profondeur moyenne est estimée à 28 cm.

L'eau des étangs piscicoles 3 (EP3) et 4 (EP4) a une coloration claire. Les taux de couverture par les Nénuphars sont respectivement de 15 et 9 %. Les substrats en grande partie argileux contiennent des débris végétaux. Les profondeurs moyennes des étangs piscicoles EP3 et EP4 sont respectivement de 52,67 cm et 58,67 cm.

L'eau de l'étang rizicole ER1 est sombre et claire pour l'étang rizicole ER2. Leurs profondeurs se situent respectivement entre 8,37 et 5,58 cm. Les taux de couvertures respectives en végétaux de étangs rizicoles ER1 et ER2 sont estimés à 7 % et 10 %.

L'eau des stations ER3 et ER4 est de couleur sombre avec des profondeurs comprises entre 13,87 et 14 cm. Leur taux de couverture respectives en végétaux est de 10 % et 5 %.

La couleur de l'eau de la station MA1 est claire avec une profondeur moyenne estimée à 11,88 cm. Le substrat est de type sableux avec des débris végétaux. Le taux de couverture en végétaux de cette mare est de 20 %.

La mare MA2 a une profondeur de 18,17 cm au point d'échantillonnage avec une eau de couleur sombre. Le substrat est de type sableux avec des débris végétaux. Le taux de couverture en végétaux de cette eau est estimé à 30 %.

L'eau de la mare MA3 est claire pendant la période d'échantillonnage, avec une profondeur moyenne estimée à 21,33 cm. Le taux de couverture en végétaux de cette eau est estimé à 25%. Le substrat est en grande partie dominé par le sable et l'argile.

La station MA4 a une eau de couleur sombre avec une profondeur moyenne de 14,33 cm. Son substrat est de type vaseux. Le taux de couverture en végétaux de cette eau est de 0,5 %.

L'eau du lac 1 (LA1) est légèrement trouble. Le substrat est en grande partie sableux avec des débris végétaux. L'eau du lac LA2 est claire et le substrat majoritairement sableux avec beaucoup de débris végétaux. Quant au lac LA3, l'eau est légèrement sombre avec un substrat majoritairement argileux contenant des débris végétaux. Les taux de couvertures respectives des lacs LA1 et LA2 en végétaux sont respectivement 10 % et 80 %.

Le lac LA4 a une profondeur moyenne estimée à 36,17 cm. L'eau est d'aspect un peu trouble avec un substrat majoritairement sableux avec des débris végétaux (feuilles, branches). Le taux de couverture de cette eau en végétaux est estimé à 60 %.

Le ruisseau RU1 a une eau sombre. Le substrat est constitué de vase, sable et gravillon contenant des débris végétaux abondants (feuilles, branches). Ce ruisseau a un taux de couverture en hydrophytes de 90 %. Sa profondeur moyenne est de 14,92 cm.

L'eau du ruisseau RU2 est légèrement sombre et son substrat est constitué de vase avec une abondance de débris végétaux (feuilles, branches et tronc). Elle a un taux de couverture de 60 % en végétaux. Sa profondeur moyenne est 19,42 cm.

Les ruisseaux RU3 et RU4 ont une eau claire de profondeurs moyennes respectives de 9,85 et 18,50 cm. Leur substrat est dominé par le sable. Ils ont un taux de couverture de 10 % en végétaux.

Tableau IV : Données mésologiques des stations hydroécologiques

Stations	Codes	Hydrosystèmes	Taux de Couverture (%)	Coordonnées		Profondeur (cm)	Substrat	Coloration de l'eau
				Latitude	Longitude			
Corridor Man A1	CN1	Canal	78	06°52'48.0''	006°28'47.3''	31,5	Gravier	Claire
Corridor Man A2	CN2	Canal	85	06°52'43.0''	006°28'59.5''	41,42	Gravier	Légèrement claire
Corridor Man A3	CN3	Canal	50	06°52'43.6''	006°29'05.1''	26,92	Gravier	Claire
Corridor Man A4	CN4	Canal	50	06°52'40.3''	006°29'01.8''	44,08	Gravier et sable fin	Légèrement claire
Pisciculture 1	EP1	Etang	1	06°52'46.7''	006°28'59.4''	36,5	Argilo-sableux	Claire
Pisciculture 2	EP2	Etang	2	06°52'47.4''	006°29'02.9''	28	Argilo-sableux	Sombre
Pisciculture 3	EP3	Etang	15	06°52'38.1''	006°28'54.2''	52,67	Argilo-sableux	Claire
Pisciculture 4	EP4	Etang	9	06°52'37.8''	006°28'55.1''	58,67	Vase	Claire
Riziculture 1	ER1	Etang	7	06°52'42.4''	006°29'03.7''	8,37	Boue	Sombre
Riziculture 2	ER2	Etang	10	06°52'43.4''	006°29'05.0''	5,58	Boue	Claire
Riziculture 3	ER3	Etang	10	06°52'37.3''	006°28'57.0''	13,87	Boue	Sombre
Riziculture 4	ER4	Etang	5	06°52'36.5''	006°28'56.0''	14	Boue	Sombre
Corridor Man	MA1	Mare	20	06°52'37.2''	006°29'00.4''	11,88	Sableux	Claire
UJLOG 1	MA2	Mare	30	06°55'18.6''	006°25'58.3''	18,17	Sableux	Sombre
UJLOG 2	MA3	Mare	25	06°55'20.4''	006°25'58.4''	21,33	Argilo-sableux	Claire
UJLOG 3	MA4	Mare	0,5	06°55'12.0''	006°26'01.5''	14,33	Vase	Sombre
Ancien corridor	LA1	Lac	10	06°54'54.2''	006°27'10.4''	26,5	Gravier et sable	Légèrement sombre
Bra Kanon 1	LA2	Lac	85	06°53'02.6''	006°26'03.8''	36,9	Sableux	Claire
Bra Kanon 2	LA3	Lac	55	06°53'12.4''	006°25'05.1''	33,38	Argilo-sableux	Légèrement sombre
Gbedji	LA4	Lac	60	06°54'30.7''	006°27'26.9''	36,17	Argilo-sableux	Peu trouble
Manioc 1	RU1	Ruisseau	90	06°52'34.5''	006°28'59.2''	14,92	Vase	sombre
Manioc 2	RU2	Ruisseau	60	06°52'37.2''	006°28'59.3''	19,42	Vase	Légèrement sombre
UJLOG 4	RU3	Ruisseau	10	06°55'17.6''	006°25'56.9''	9,85	Sable	Claire
UJLOG 5	RU4	Ruisseau	10	06°55'14.0''	006°25'55.1''	18,5	Sable	Claire

3-1-1-2. Température

Les valeurs minimales et maximales de la température varient de 25,83 °C (CN3) à 33,53 °C (CN1) dans les canaux, de 27,07 °C (EP2) à 34,73 °C (EP2) dans les étangs piscicoles, de 25,60 °C (ER4) à 36,47 °C (ER2) dans les étangs rizicoles, de 25,27 °C (MA1) à 31,30 °C (MA1) dans les mares et de 25,83 °C (LA1) à 31,10 °C (LA2) dans les lacs (Figure 13 et 14). Elles fluctuent de 26,00 °C (RU1) à 32,67 °C (RU4) dans les ruisseaux. Les différences ne sont pas significatives d'une station à l'autre dans les différents types d'habitats (test de Kruskal-Wallis, p-value > 0,05).

Les valeurs maximales de températures des différents types d'habitat 33,53 °C ; CN1, 34,73 °C ; EP2, 36,47 °C ; ER2, 31,30 °C ; MA1, 31,10 °C ; LA2 et 32,67 °C ; RU4 ont été observées pendant la saison sèche. Les valeurs minimales 25,83 °C (CN3), 27,07 °C (EP2), 25,60 °C (ER4), 25,27 °C (MA1) et 26,00 °C (RU1) ont quant à elles été enregistrées en saison des pluies. Pour les lacs, la valeur minimale de la température 25,8 °C (LA1) est observée en saison sèche. Les variations de la température ne sont pas significatives d'une saison à l'autre dans les étangs rizicoles, (test de Mann-Whitney, p-value > 0,05) alors que les variations sont significatives au niveau des stations des canaux, des étangs piscicoles, des mares, des lacs et des ruisseaux (de Mann-Whitney, p-value < 0,05)

3-1-1-3. pH

Les variations du pH dans les différentes stations sont illustrées par les figures 15 et 16. Les valeurs minimale et maximale du pH des canaux fluctuent entre 7,07 (CN4) et 7,7 (CN3). Pour ce paramètre, les valeurs minimale et maximale observées dans les étangs piscicoles sont de 7,47 (EP1) et 9,4 (EP4), dans les étangs rizicoles de 7,15 (ER3) et 8,67 (ER2), dans les mares de 6,39 (MA4) et 7,65 (MA4), dans les lacs 6,5 (LA1) et 8,69 (LA2), dans les ruisseaux 6,18 (RU3) et 8,66 (RU2). Les variations du pH ne sont pas significatives d'une station à l'autre des stations issues des étangs rizicoles, étangs piscicoles, des mares, des lacs (test de Kruskal-Wallis, p-value > 0,05). Elles sont significatives au niveau des stations des canaux et des ruisseaux (tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, p-value < 0,05).

Les plus faibles valeurs de pH 7,47 (EP1), 6,5 (LA1), ont été mesurées pendant la saison sèche dans les étangs piscicoles et les lacs. Dans les canaux, les étangs rizicoles, les mares et les ruisseaux les pH minimum 7,07 (CN4), 7,15 (ER3), 6,39 (MA4), 6,18 (RU3) sont obtenus en saison pluvieuse. La saison sèche enregistre les valeurs élevées 7,7 (CN3), 9,4 (EP4), 8,67 (ER2), 8,66 (RU2) de pH dans les les canaux, les étangs piscicoles, les étangs rizicoles et les ruisseaux. Dans les lacs et les mares, les valeurs maximales respectives 8,69 et 7,65 du pH sont

obtenues pendant la saison pluvieuse. Les variations du pH ne sont pas significatives d'une saison à l'autre dans les lacs, (test de Mann-Whitney, p-value > 0,05) alors que les variations sont significatives au niveau des stations des canaux, des étangs piscicoles, les étangs rizicoles, des mares et des ruisseaux (de Mann-Whitney, p-value < 0,05).

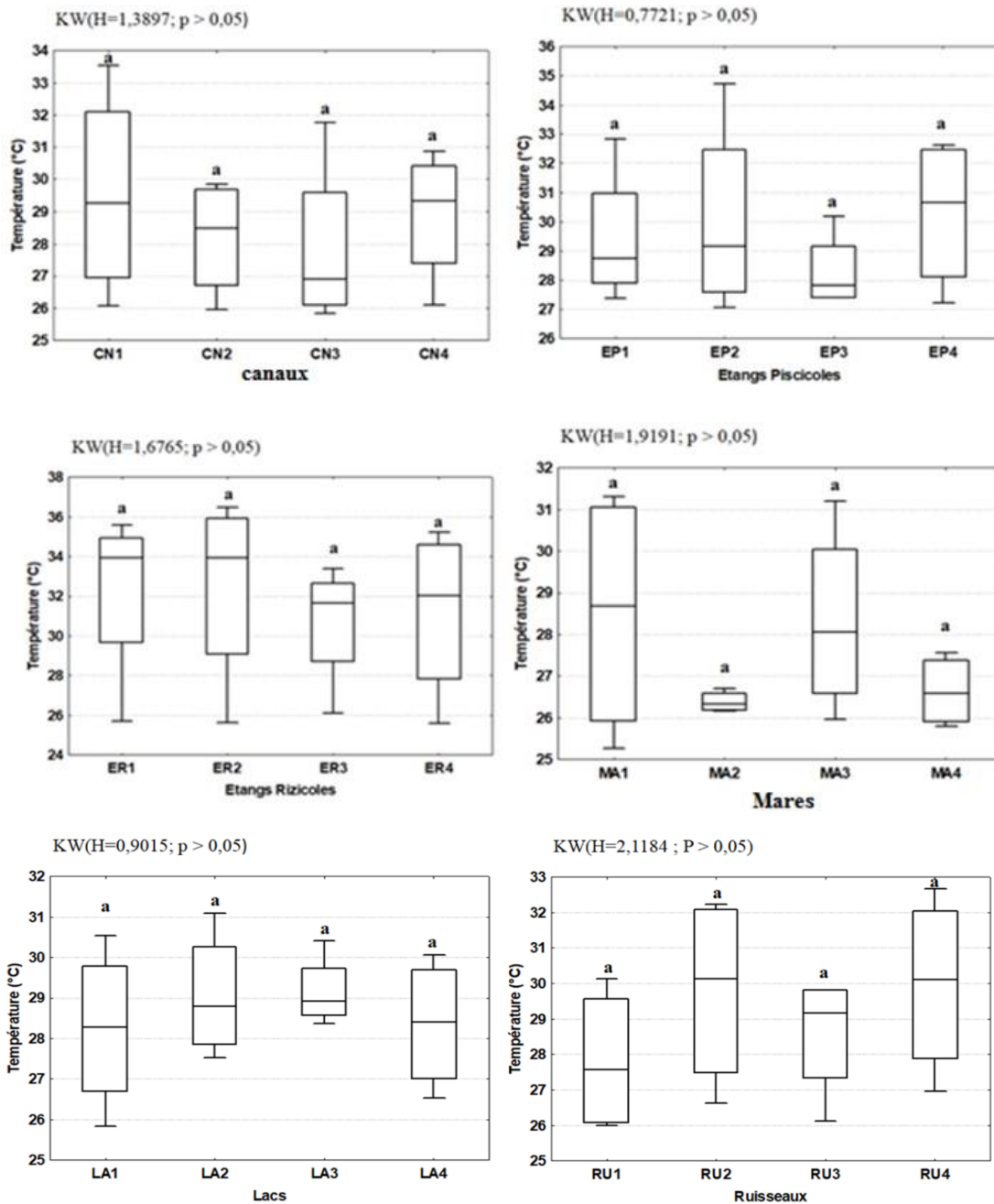


Figure 13 : Variations spatiales de la température dans les différentes stations à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux ; **EP** = Etangs piscicoles ; **ER** = Etangs rizicoles ; **MA**= Mares ; **LA** = Lacs et **RU** = Ruisseau : indique les types d'habitat aquatique de la ville de Daloa. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d'habitats indiquent les différentes stations par type d'habitat. Les stations ayant les mêmes lettres ne présentent pas de différences significatives selon les tests Kruskal-Wallis (KW) au seuil de 0,05.

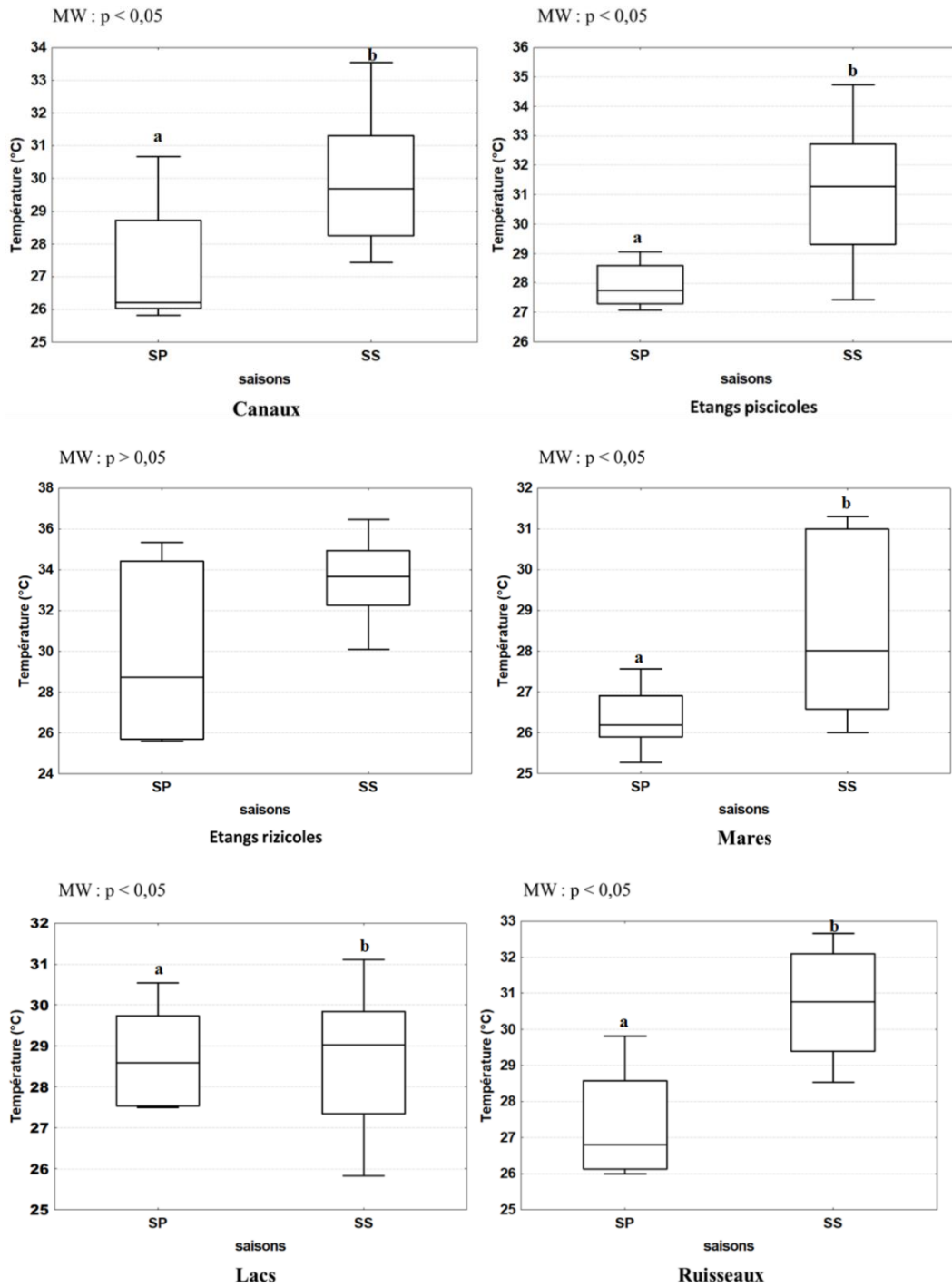


Figure 14 : Variations saisonnières de la température dans les différentes stations à Daloa de juin 2017-février 2018.

a, b indiquent les différences significatives selon le test de Man-Withney (MW) au seuil de 0,05. SS : saison sèche, SP : Saison pluvieuse.

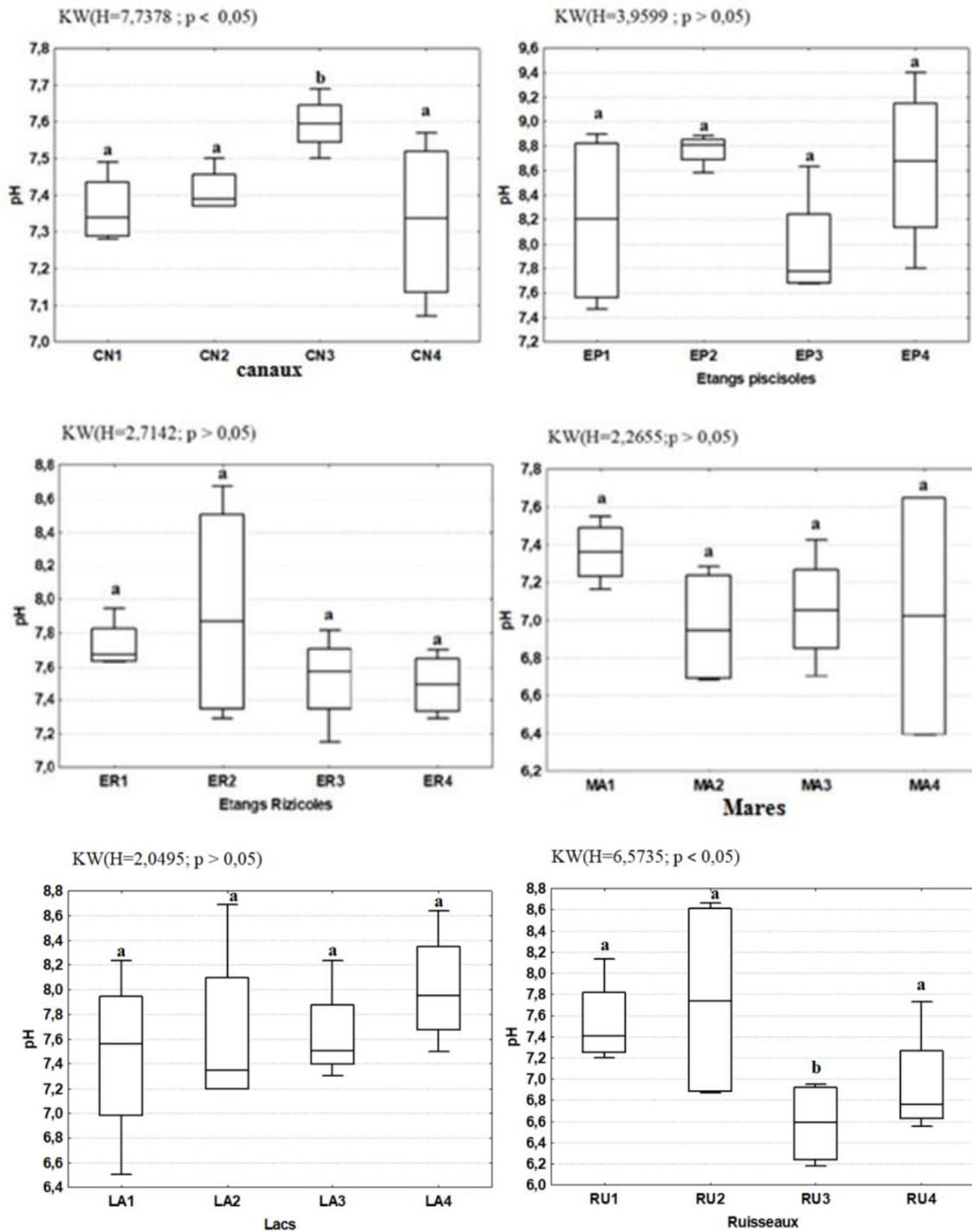


Figure 15 : Variations spatiales du pH dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux ; **EP** = Etangs piscicoles ; **ER** = Etangs rizicoles ; **MA**= Mares ; **LA** = Lacs et **RU** = Ruisseau) = indique les types d'habitat aquatique de la ville de Daloa. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d'habitat indiquent les différentes stations par type d'habitat. a, b =indiquent les différences observées au niveau des stations des différents écosystèmes aquatiques ; les stations ayant les mêmes lettres ne présentent pas de différences significatives selon les test Kruskal-Wallis (KW) et Mann-Whitney (MW) au seuil de 0,05.

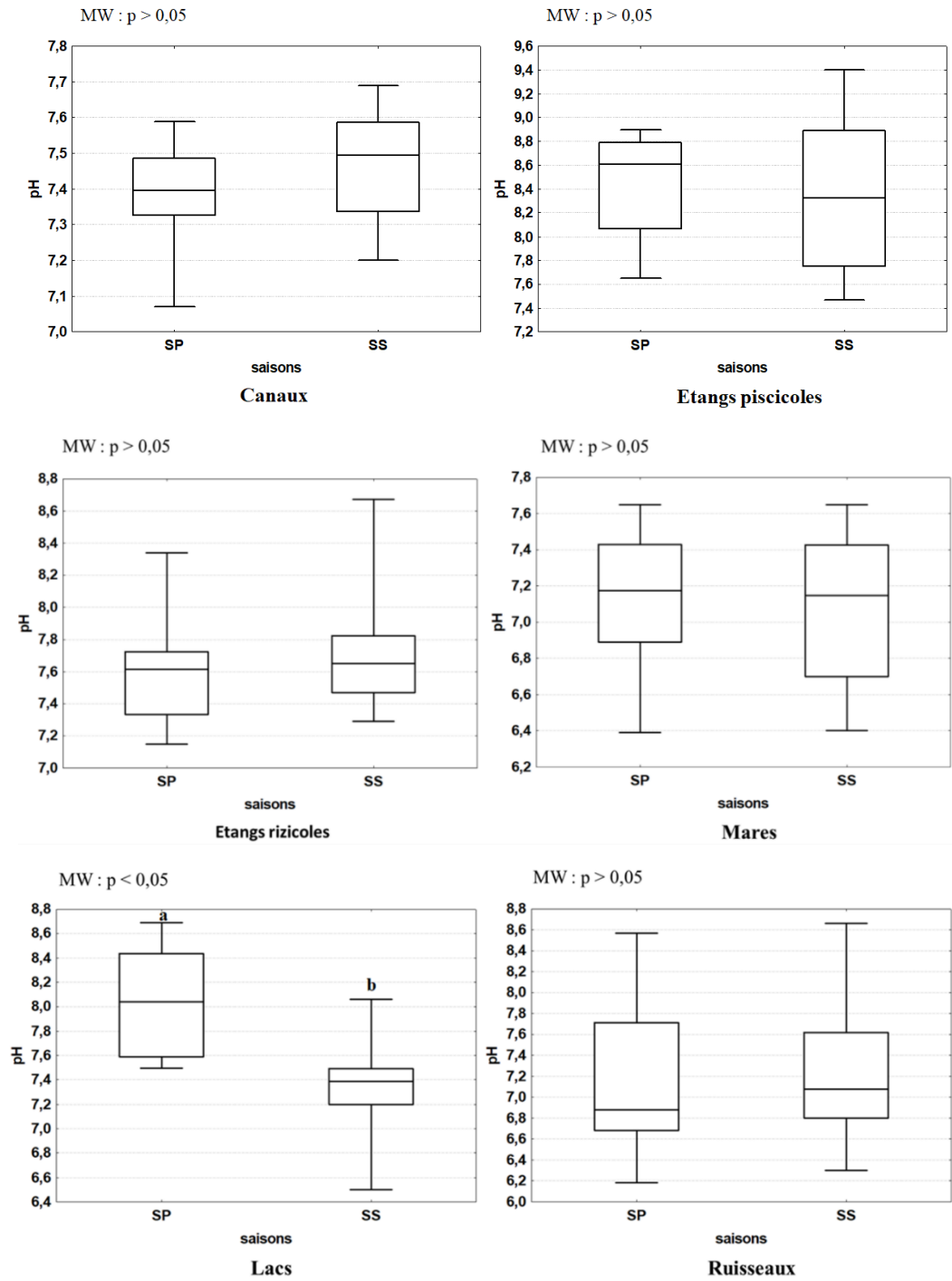


Figure 16 : Variations saisonnières du pH dans les différentes stations à Daloa de juin 2017- février 2018.

a, b indiquent les différences significatives selon le test de Man-Withney (MW) au seuil de 0,05.

SS : saison sèche, SP : Saison pluvieuse.

3-1-1-4. Conductivité

Au cours de la période d'étude, la conductivité de l'eau varie entre 225,87 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CN4) et 551,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CN1) dans les canaux ; de 120,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (EP1) à 560 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (EP4) dans les étangs piscicoles ; de 110,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ER4) à 520,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ER1) dans les étangs rizicoles et de 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (MA4) à 273,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (MA1) dans les mares. Les lacs et les ruisseaux présentent respectivement des valeurs allant de 57,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LA1) à 237,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LA2) et 79,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (RU3) à 352,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (RU1).

La conductivité présente des variations significatives d'une station à l'autre dans les différents écosystèmes (Kruskal-Wallis, p-value < 0,05) (Figure 17).

La conductivité est maximale en saison sèche dans les canaux (551,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dans les étangs piscicoles (560 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dans les étangs rizicoles (520,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dans les mares (273,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dans les lacs (237,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et les ruisseaux (352,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Elles sont minimales en saison des pluies dans les canaux (223,87 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dans les étangs piscicoles (120,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dans les lacs (57,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et dans les ruisseaux (79,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Dans les mares et les étangs rizicoles, les valeurs minimales ont été enregistrées pendant la saison sèche avec respectivement 58,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 110,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 18).

Les variations de la conductivité ne sont pas significatives d'une saison à l'autre dans les canaux, les étangs piscicoles, les étangs rizicoles, les mares, les lacs et les ruisseaux (test de Mann-Whitney, p-value > 0,05).

3-1-1-5. Turbidité

La variation spatiale de la turbidité des eaux des stations de la ville de Daloa évolue de 112 NTU (CN1) à 130 NTU (CN2, CN4) dans les canaux, de 59 NTU (EP2) à 92 NTU (EP4) dans les étangs piscicoles, de 70 NTU à 105 NTU (ER1) dans les étangs rizicoles, de 28 NTU (MA1) à 54 NTU (MA3) dans les mares, de 17 NTU (LA1) à 88 NTU (LA2) dans les lacs et de 28 NTU (RU4) à 128 NTU (RU1) dans les ruisseaux. Dans les canaux, les étangs piscicoles, les étangs rizicoles et les mares, la turbidité ne varie pas significativement d'une station à l'autre (test de Kruskal-Wallis, p-value > 0,05). En revanche elle diffère dans les lacs et les ruisseaux (tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney, p-value < 0,05).

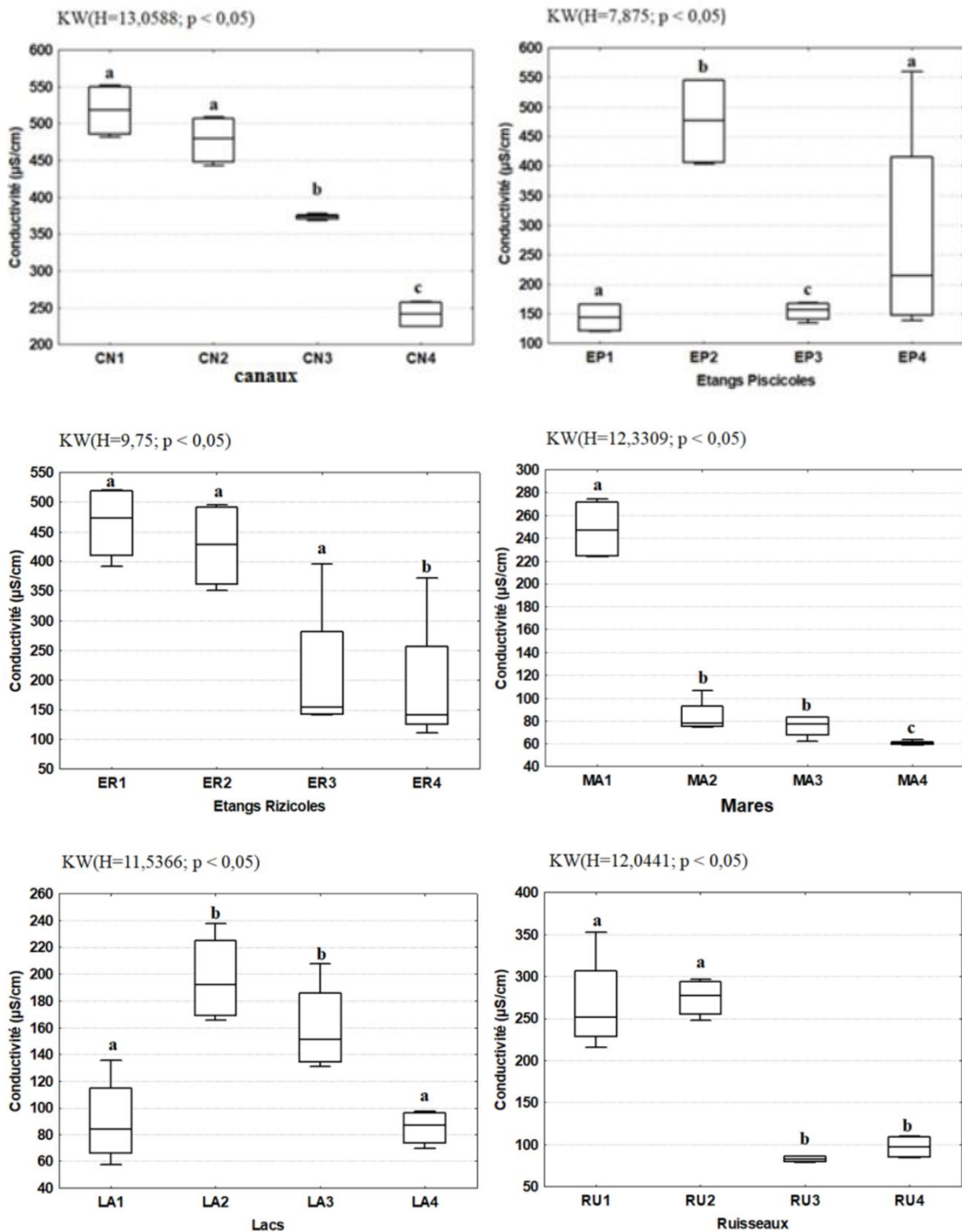


Figure 17 : Variations spatiales de la conductivité dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux ; **EP** = Etangs piscicoles ; **ER** = Etangs rizicoles ; **MA**= Mares ; **LA** = Lacs et **RU** = Ruisseau) = indiquent les types d’habitat aquatique de la ville de Daloa. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d’habitat indiquent les différentes stations par type d’habitat. a, b, c =indiquent les différences observées au niveau des stations des différents écosystèmes aquatiques ; les stations ayant les mêmes lettres ne présentent pas de différences significatives selon les tests Kruskal-Wallis (KW) et Mann-Whitney (MW) au seuil de 0,05.

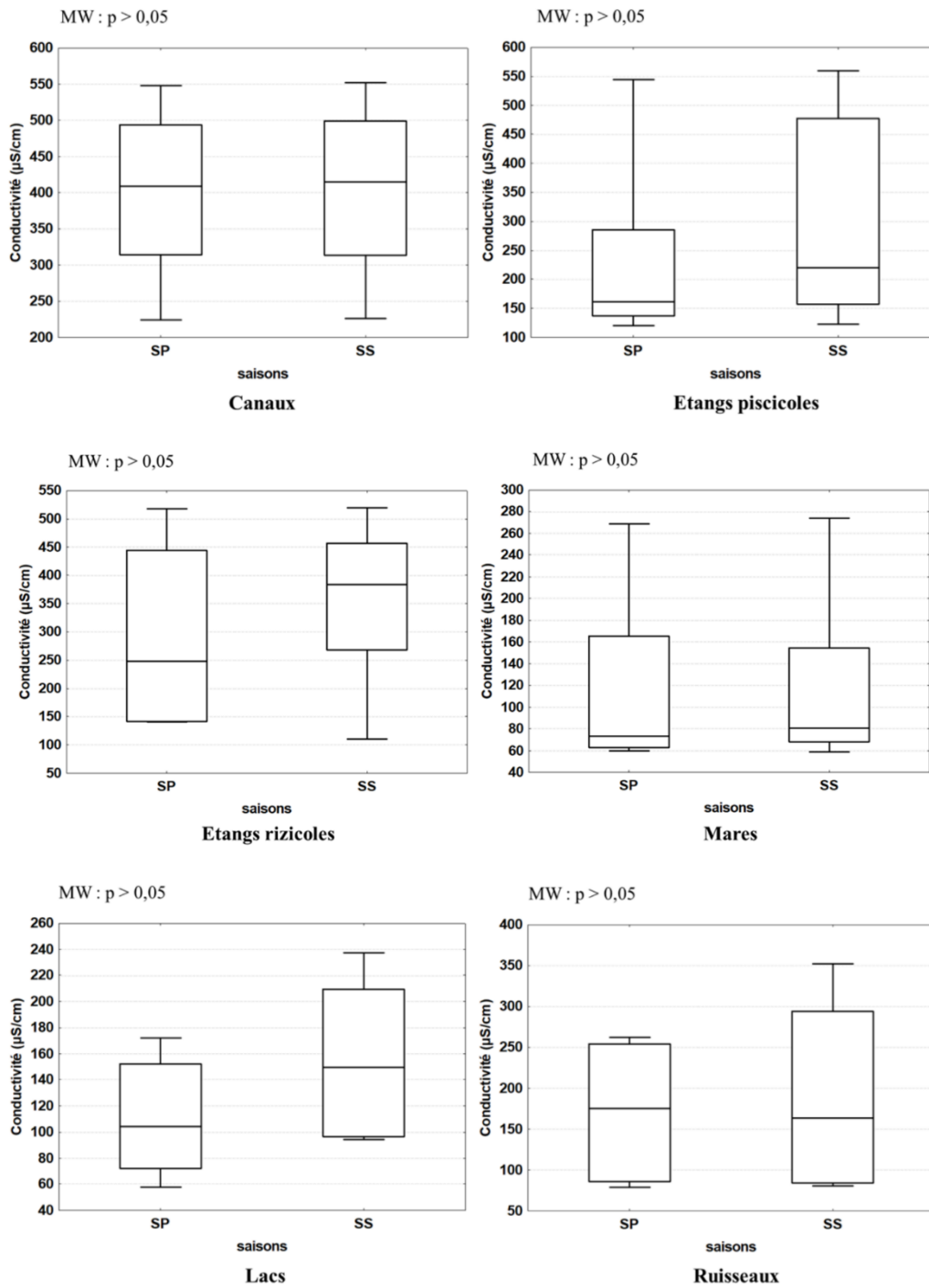


Figure 18 : Variations saisonnières de la conductivité dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

Pas de différences significatives selon le test de Man-Withney (MW) au seuil de 0,05. SS : saison sèche, SP : Saison pluvieuse.

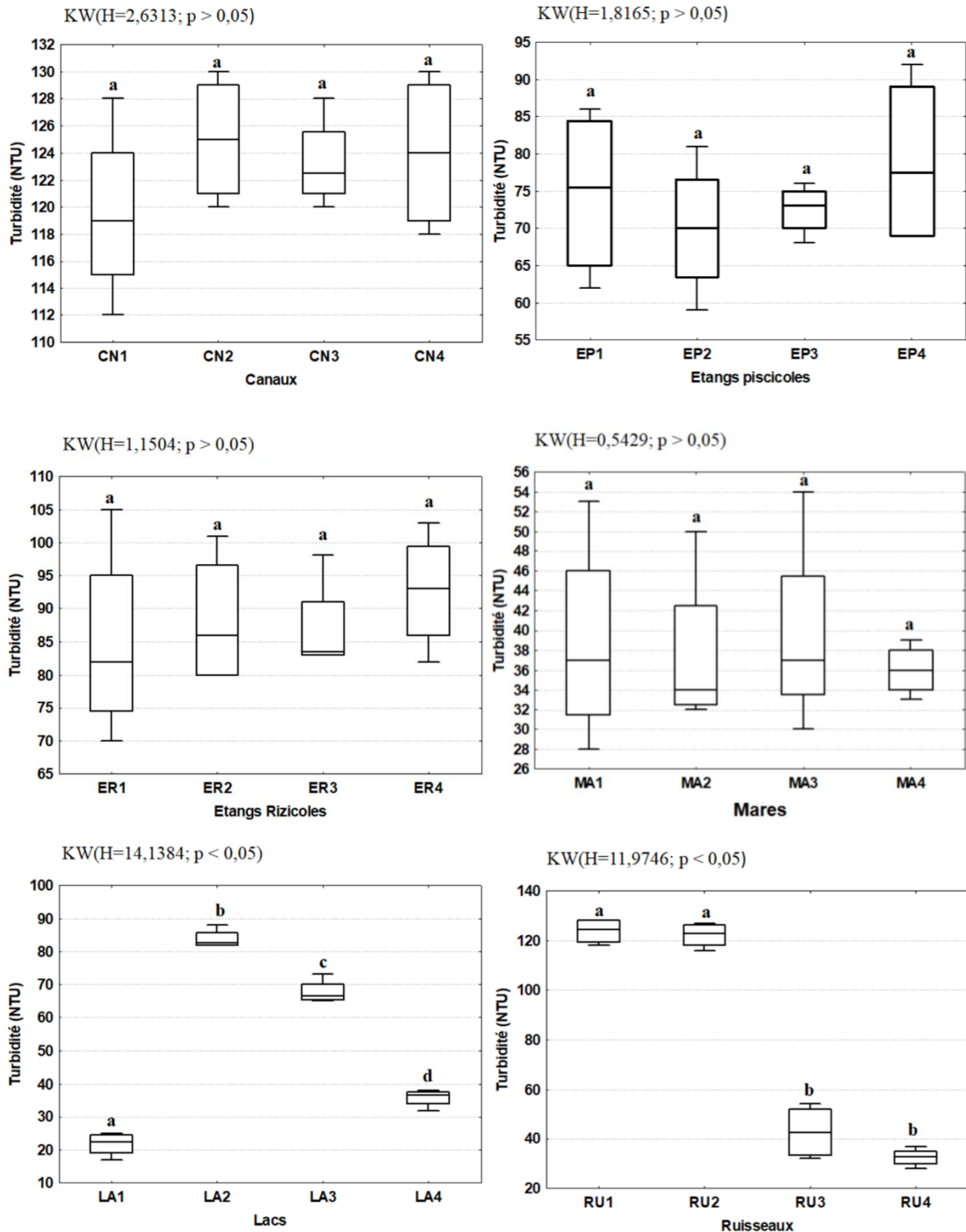


Figure 19 : Variations spatiales de la turbidité de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux ; **EP** = Etangs piscicoles ; **ER** = Etangs rizicoles ; **MA**= Mares ; **LA** = Lacs et **RU** = Ruisseau) indiquent les types d'habitat aquatique de la ville de Daloa. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d'habitat indiquent les différentes stations par type d'habitat. a, b, c =indiquent les différences observées au niveau des stations des différents écosystèmes aquatiques ; les stations ayant les mêmes lettres ne présentent pas de différences significatives selon les tests Kruskal-Wallis (KW) et Mann-Whitney (MW) au seuil de 0,05.

La variation saisonnière de la turbidité des stations de la ville de Daloa est présentée par la figure 20. Dans les différents écosystèmes exploités, les valeurs maximales de la turbidité lors de la saison sèche sont respectivement 92 NTU, 105 NTU, 88 NTU, 130 NTU et 130 NTU dans les étangs piscicoles, dans les étangs rizicoles, dans les lacs, dans les canaux et dans les ruisseaux. La valeur maximale de la turbidité lors de la saison pluvieuse est 54 NTU dans les mares. Les valeurs minimales sont observées pendant la saison sèche dans les canaux (112 NTU), dans les étangs piscicoles (59 NTU), les étangs rizicoles (70 NTU), les mares (30 NTU), les lacs (17 NTU) et les ruisseaux (28 NTU).

Les variations de la turbidité ne sont pas significatives d'une saison à l'autre dans les canaux, les étangs piscicoles, les étangs rizicoles, les lacs et des ruisseaux (test de Mann-Whitney, p -value $> 0,05$) alors qu'elles sont significatives au niveau des stations des mares (test de Mann-Whitney, p -value $< 0,05$).

3-1-1-6. Transparence

Les variations spatiales et saisonnières de la transparence des milieux d'étude sont illustrées par les figures 21 et 22. Les valeurs minimales et maximales de la transparence observées dans les stations sont respectivement de 4,78 cm (CN4) et 23,33 cm (CN3) pour les canaux, de 0,42 cm (EP2) et 21 cm (EP3) pour les étangs piscicoles, de 0,73 cm et 18,20 cm (ER2) pour les étangs rizicoles, de 2 cm (MA4) et 14,63 cm (MA2) pour les mares, de 5,67 cm (LA1) et 25,33 cm (LA4) pour les lacs et de 2,50 cm (RU4) à 23,33 cm (RU1) pour les ruisseaux.

Les variations de la transparence de l'ensemble des habitats ne sont pas significatives dans les stations étudiées (test Kruskal-Wallis, p -value $> 0,05$).

La saison sèche enregistre les valeurs maximales de la transparence dans les canaux avec 23,33 cm, dans les mares avec 14,63 cm, dans les lacs avec 25,33 cm et les ruisseaux avec 23,33cm. Quant à la saison pluvieuse, elle enregistre les valeurs maximales de ce même paramètre dans les étangs piscicoles avec 21 cm et les étangs rizicoles avec 18,20 cm.

Les valeurs minimales de la transparence sont observées pendant la saison sèche dans les canaux (4,78 cm), dans les mares (2 cm), les lacs (5,67 cm) et les ruisseaux (2,50 cm). Dans les étangs piscicoles et les étangs rizicoles, les valeurs minimales ont été enregistrées durant la saison pluvieuse avec respectivement 0,42 cm et 0,73 cm.

Les variations de la transparence de l'ensemble des deux saisons ne sont pas significatives (test Mann-Whitney, p -value $> 0,05$).

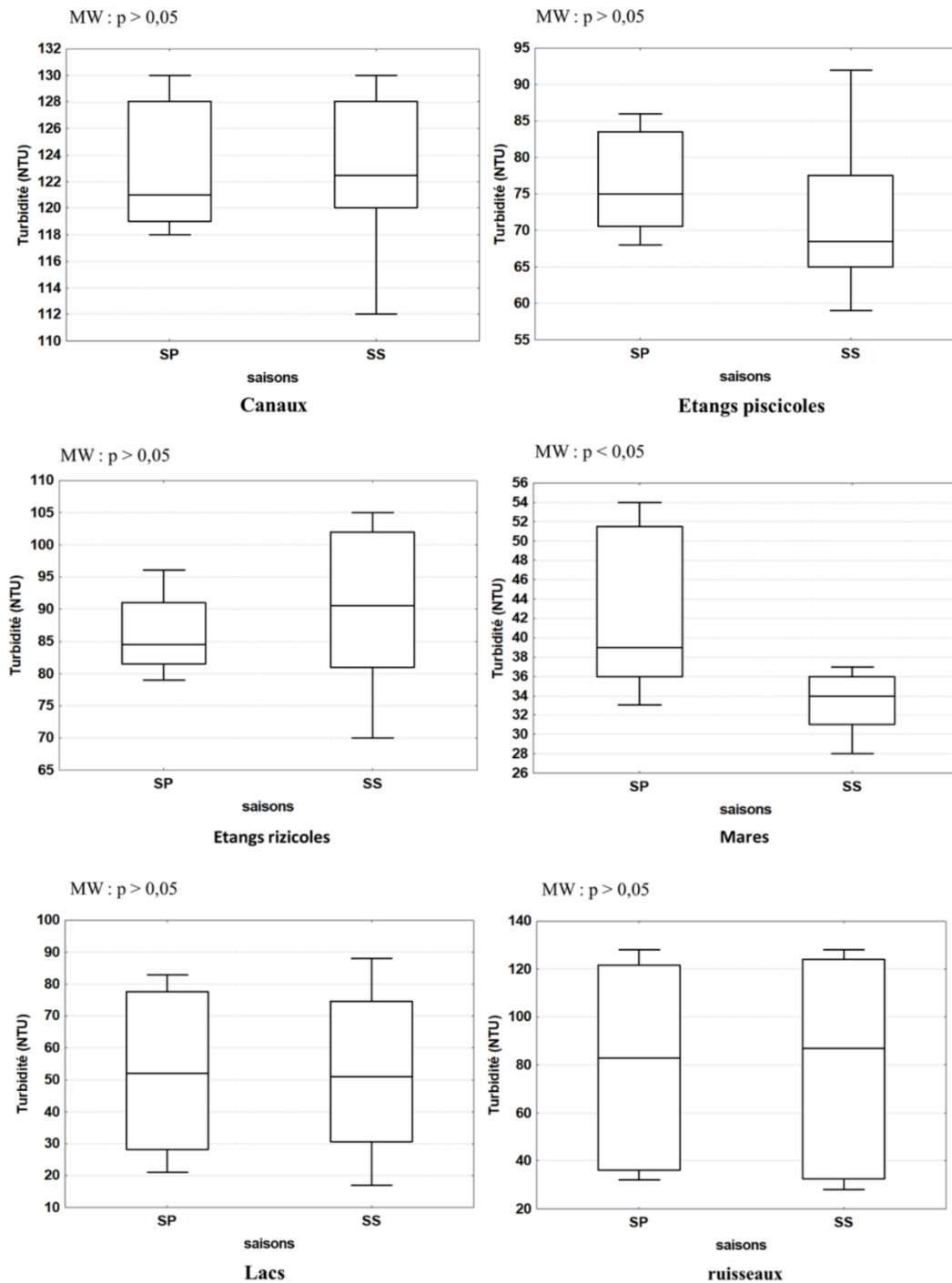


Figure 20 : Variations saisonnières de la turbidité de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

test Mann-Whitney (MW) au seuil de 0,05, SS : saison sèche, SP : Saison pluvieuse.

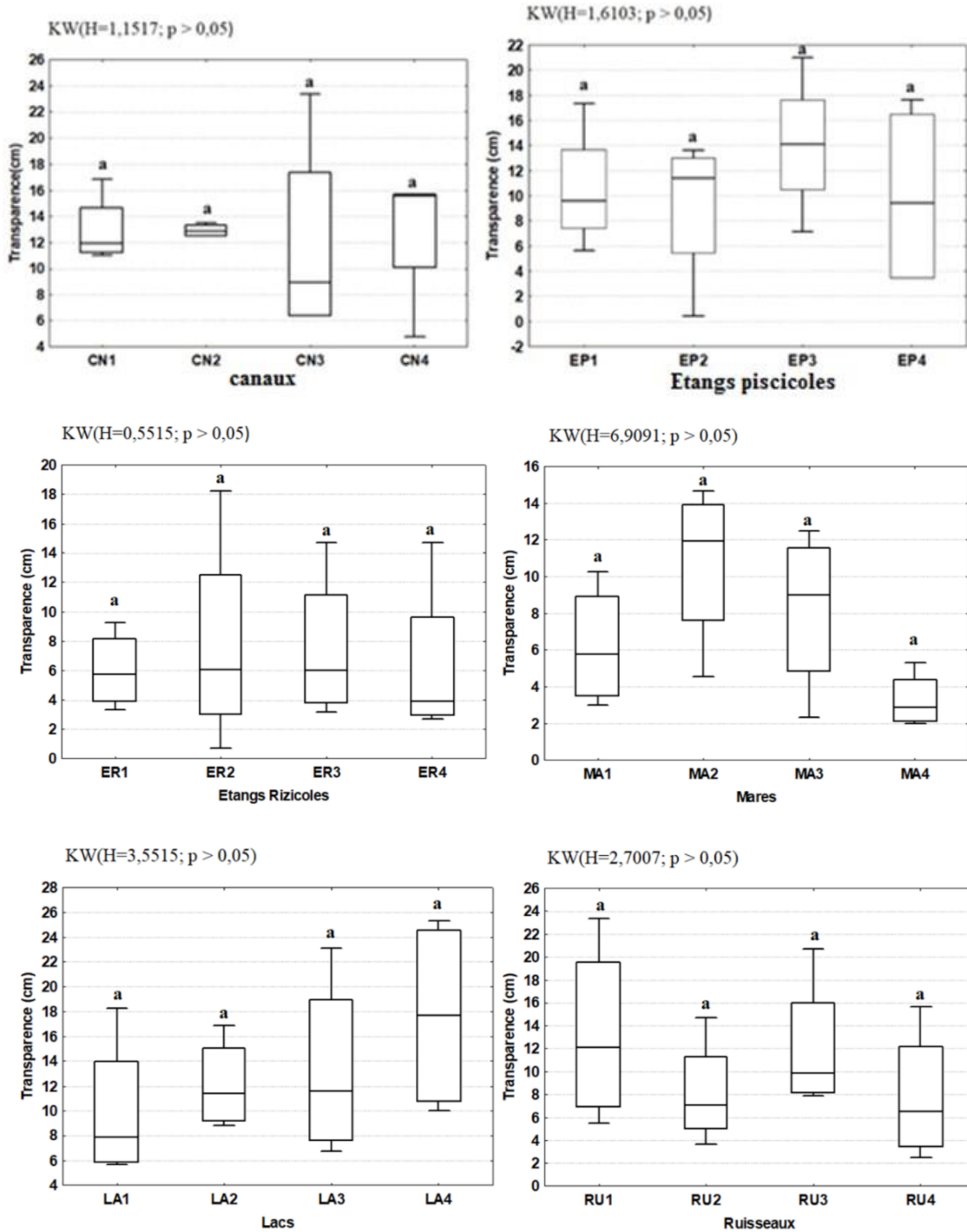


Figure 21 : Variations spatiales de la transparence de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux ; **EP** = Etangs piscicoles ; **ER** = Etangs rizicoles ; **MA**= Mares ; **LA** = Lacs et **RU** = Ruisseau) = indique les types d'habitat aquatique de la ville de Daloa. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d'habitat indiquent les différentes stations par type d'habitat. Les stations ayant même lettres ne présentent pas de différences significatives selon les tests Kruskal-Wallis (KW) au seuil de 0,05.

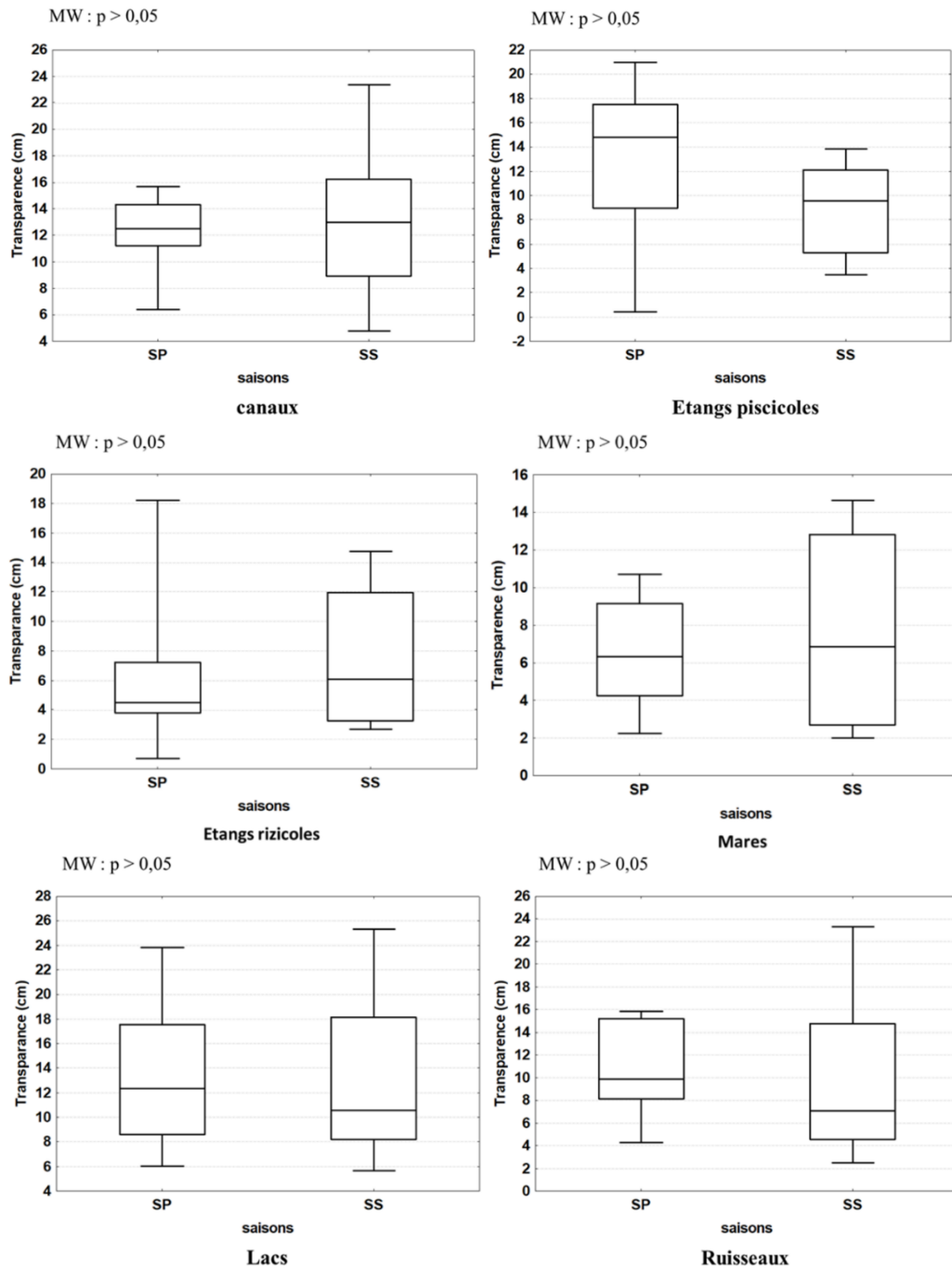


Figure 22 : Variations saisonnières de la transparence de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

test de Man-Withney (MW) au seuil de 0,05. SS : saison sèche, SP : Saison pluvieuse

3-1-1-7. Oxygène dissous

Les figures 23 et 24 font état des variations spatiales et saisonnières de l'oxygène dissous dans l'eau des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa pendant l'étude.

Pour ces habitats, les concentrations mesurées varient entre 0,69 mg/L (CN1) et 6,70 mg/L (CN4) dans les canaux, entre 4,04 mg/L (EP2) et 12,21 mg/L (EP3) dans les étangs piscicoles et entre 1,54 mg/L (MA1) et 7,52 mg/L (MA3) dans les mares. Les concentrations relevées oscillent de 1,34 mg/L (LA3) à 6,97 mg/L (LA4) pour les lacs ; de 2,74 mg/L (RU1) à 6,82 mg/L (RU4) pour les ruisseaux et de 0,29 mg/L (ER4) à 13,42 mg/L (ER2) pour les étangs rizicoles.

Sur l'ensemble des habitats, les variations de l'oxygène dissous des canaux, des étangs piscicoles et des mares ne sont pas significatives d'une station à l'autre (tests de Kruskal-Wallis p -value $> 0,05$). Dans les lacs, les étangs rizicoles et les ruisseaux, il y a des variations significatives entre les stations (test Kruskal-Wallis, p -value $< 0,05$).

Dans les canaux, les lacs et les ruisseaux, les valeurs les plus élevées de l'oxygène dissous ont été observées pendant la saison pluvieuse avec respectivement 6,70 mg/L, 6,97 mg/L et 6,84 mg/L. Les plus faibles valeurs quant à elles sont enregistrées pendant la saison sèche dans les canaux (0,69 mg/L), les étangs rizicoles (0,29 mg/L) et les ruisseaux (2,74 mg/L). Au niveau des étangs piscicoles la plus faible valeur (4,04 mg/L) a été mesurée pendant les saisons sèche et pluvieuse. Au niveau des mares, les valeurs maximale (7,52 mg/L) et minimale (1,54 mg/L) sont enregistrées durant les saisons sèche et pluvieuse.

Les variations de l'oxygène dissous de l'ensemble des deux saisons ne sont pas significatives (test Mann-Whitney, p -value $> 0,05$).

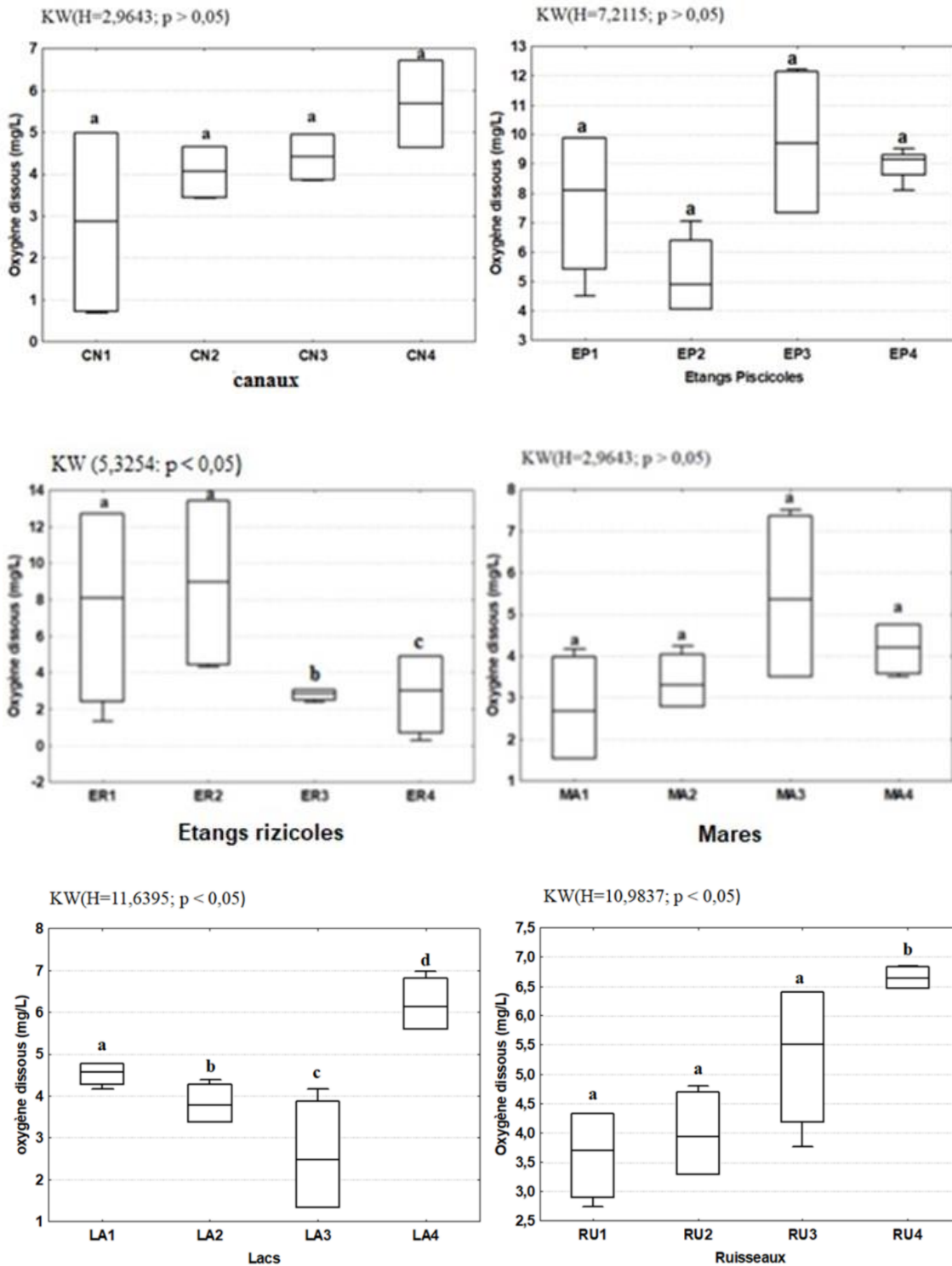


Figure 23 : Variations spatiales de l'oxygène dissous de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux ; EP = Etangs piscicoles ; ER = Etangs rizicoles ; MA= Mares ; LA = Lacs et RU = Ruisseau) = indique les types d'habitat aquatique de la ville de Daloa. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d'habitat indiquent les différentes stations par type d'habitat. a, b, c, d =indiquent les différences observées au niveau des stations des différents écosystèmes aquatiques. Les stations ayant même lettres ne présentent pas de différences significatives selon les tests Kruskal-Wallis (KW) au seuil de 0,05.

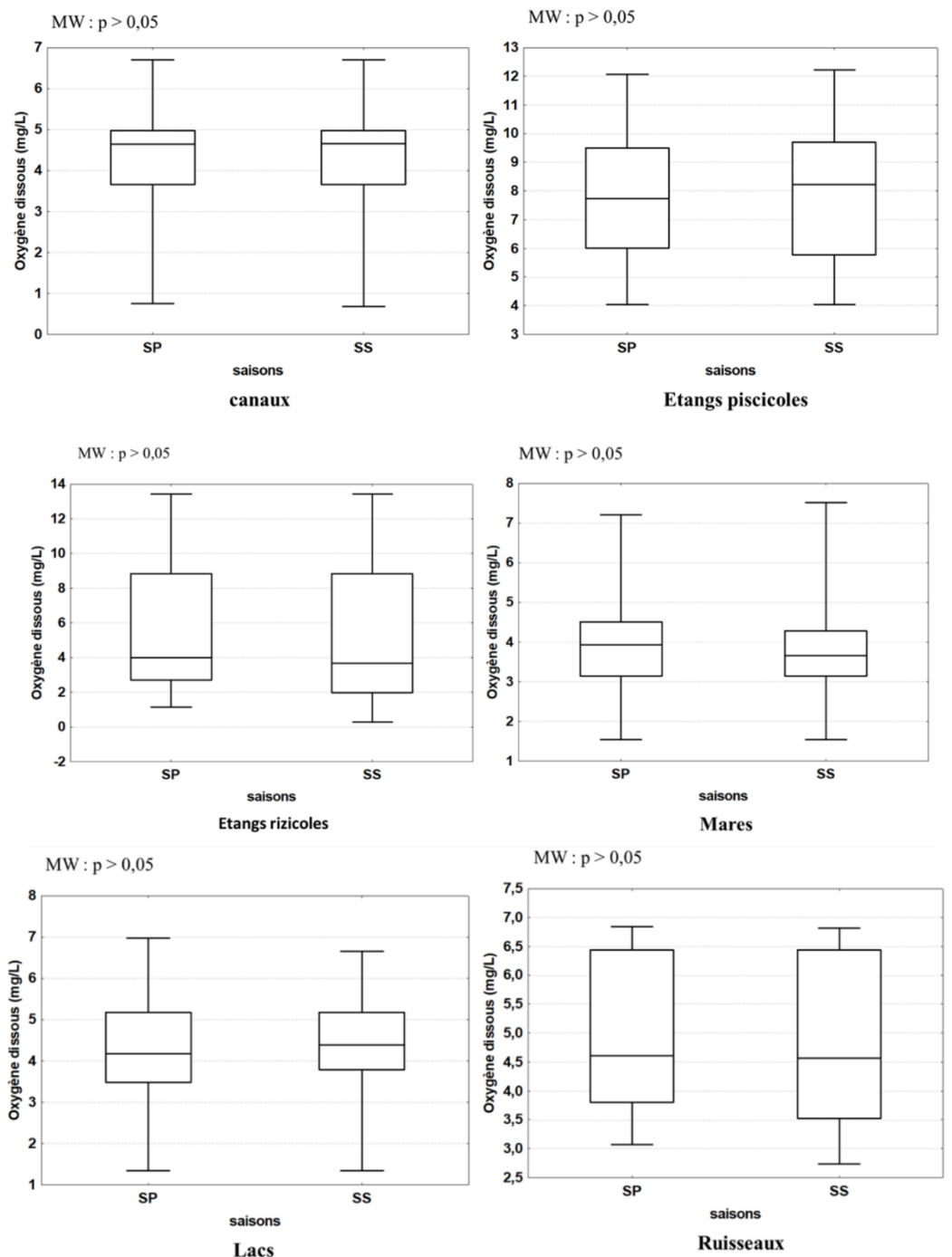


Figure 24 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous de l'eau dans les différents écosystèmes aquatiques de juin 2017-février 2018.

est de Man-Withney (MW) au seuil de 0,05. SS : saison sèche, SP : Saison pluvieuse

3-1-1-8. Typologie des habitats

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée sur la base des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations d'étude est présentée par la figure 25. Sur l'ACP, l'axe I a une valeur propre de 2,39 et représente 38,93% de l'information et l'axe II avec une valeur propre de 1,36 représente 23,10 % de l'information soit un total de 62,03% pour les deux axes.

Le cercle de corrélation révèle que le pH, la conductivité, la turbidité, l'oxygène dissous et la température sont positivement corrélés à l'axe I (tableau V). L'axe II est positivement corrélé à l'oxygène dissous alors qu'il est négativement corrélé à la turbidité.

Une analyse de classification hiérarchique a permis de regrouper les 24 sites hydroécologiques en trois groupes selon les paramètres physico-chimiques. Le groupe I est formé par les stations MA4, MA1, RU4, MA3, LA1, MA2 et RU3. Le groupe II est constitué des stations CN4, CN1, RU1, CN3, CN2, LA3, LA2, RU2, ER3 et ER4. Le groupe III comporte les stations EP3, EP1, ER1, ER2, EP2, EP4 et LA4 (Figure 26).

L'analyse des graphes montre que sur l'axe I, les étangs (EP1, EP2, EP3, EP4, ER1, ER2) et le lac LA4 sont caractérisés par des valeurs élevées du pH et de la température. En revanche, les stations du groupe I (MA4, MA1, RU4, MA3, LA1, MA2 et RU3) sont caractérisées par des valeurs faibles du pH et de la température. Le groupe III présente un pH et une température plus forte (test Kruskal-Wallis, p-value < 0,05) que les deux autres groupes.

Par ailleurs, les canaux (CN1, CN2, CN3 et CN4), les lacs (LA2 et LA3) et les ruisseaux (RU1 et RU2) sont caractérisés par des valeurs élevées de la conductivité et de la turbidité. Le groupe II présente une conductivité plus forte (test Kruskal-Wallis, p < 0,05) que les groupes I et III. La variation de la turbidité est significative au niveau des groupes I, II et III (test de Kruskal-Wallis, p-value < 0,05) (Figure 27).

Sur l'axe II, les stations du groupe III (EP1, EP2, EP3, EP4, ER1, ER2 et LA4) sont caractérisées par des valeurs élevées de l'oxygène dissous. Les stations du groupe II (CN1, CN2, CN3, CN4, RU1, RU2, LA2 et LA3) sont caractérisées par des valeurs élevées de la turbidité. En revanche, les stations du groupe I (MA4, MA1, RU4, MA3, LA1, MA2 et RU3) s'opposent aux valeurs élevées de la turbidité.

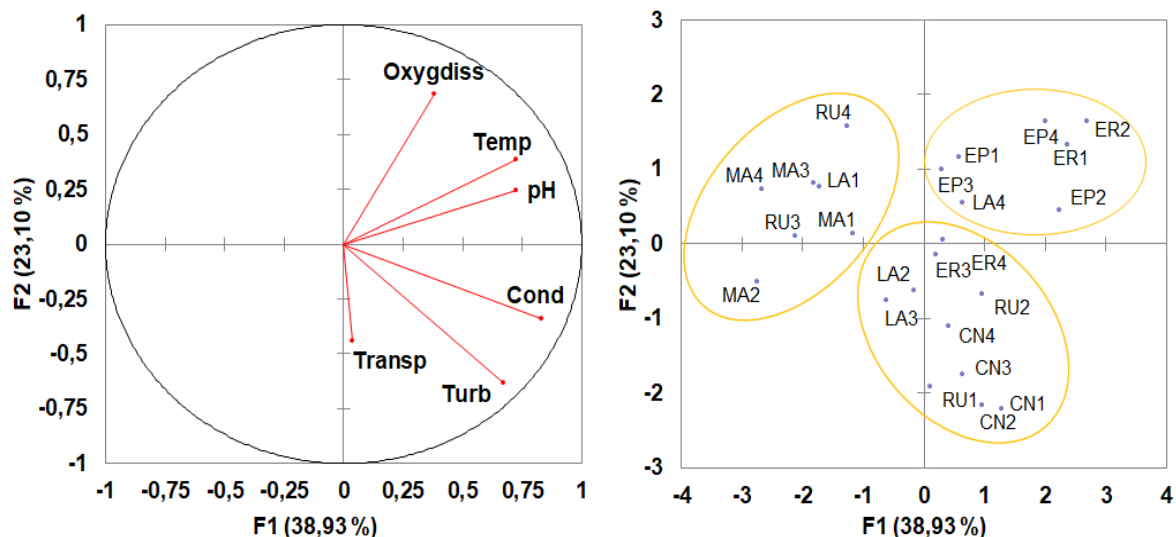


Figure 25 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur la base des variables physiques et chimiques des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018.

CN : Canaux, EP : Etangs piscicoles, ER : Etangs rizicoles, MA : Mares, LA : Lacs et Ruisseau : RU) de la ville de Daloa. Temp : température, Turb : turbidité, pH : potentiel d'Hydrogène, Cond : Conductivité, Oxygdiss : Oxygène dissous.

Tableau V : Poids factoriels des paramètres sur les deux premiers axes (F1 et F2) de l'ACP sur les paramètres physico-chimiques des eaux de Daloa de juin 2017-février 2018.

Paramètres	Axes factoriels	
	F1	F2
pH	0,724	0,247
Temp	0,726	0,387
Cond	0,83	-0,338
Oxygdiss	0,38	0,683
Transp	0,036	-0,443
Turb	0,67	-0,631

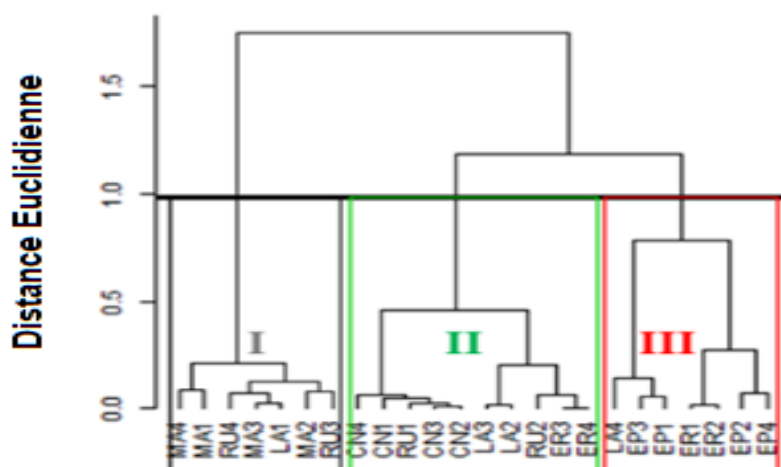


Figure 26 : Classification hiérarchique des stations des différents écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018 à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques
I, II, III = groupes observés

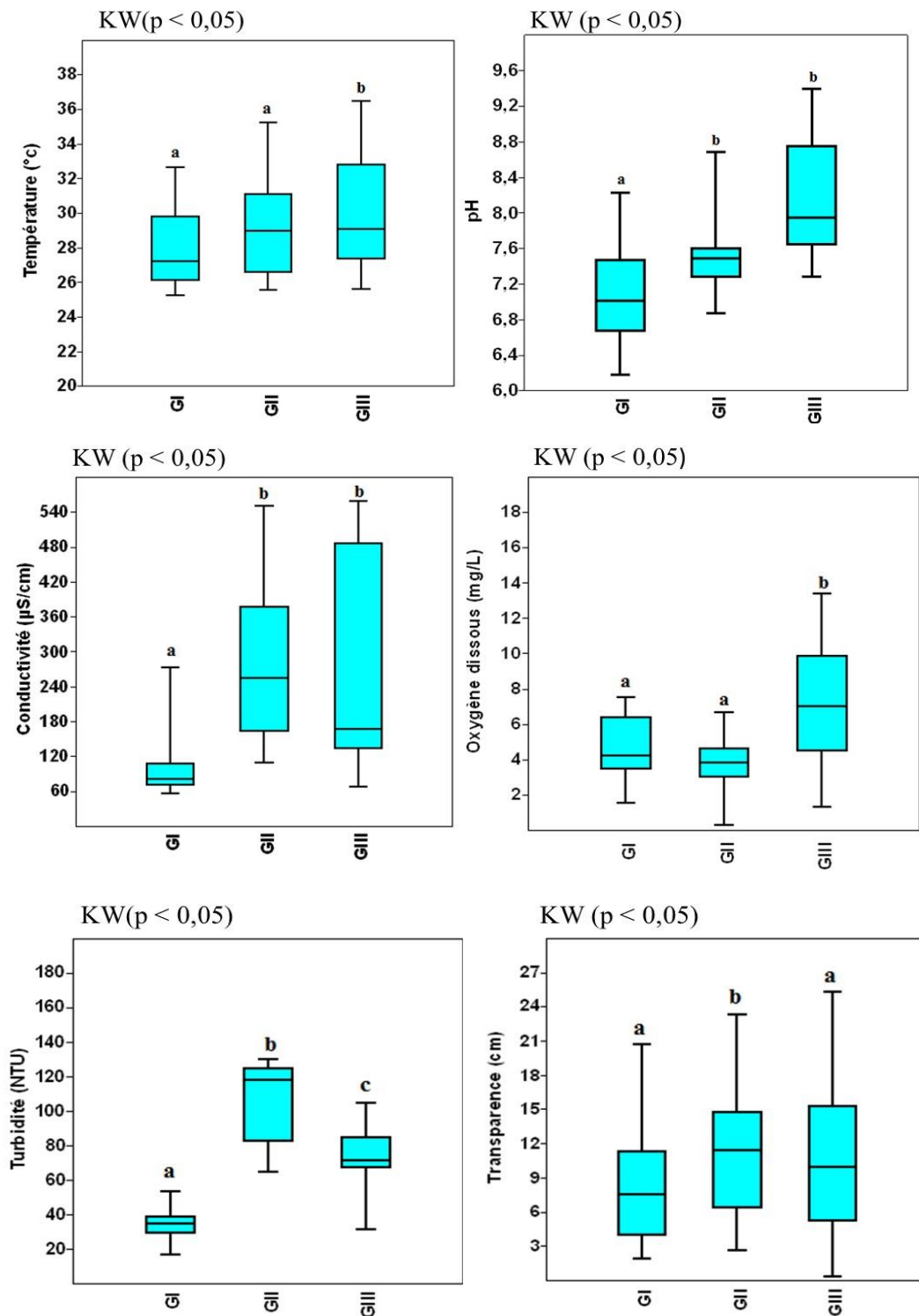


Figure 27 : Variations des paramètres physico-chimiques entre les inter-groupes (GI : groupe I, GII : groupe II, GIII : groupe III) définis par la figure 26 à Daloa de juin 2017-février 2018.

a, b, c =indiquent les différences observées au niveau des inter-groupes. Les inter-groupes n'ayant pas les mêmes lettres présentent de différences significatives selon les tests Kruskal-Wallis (KW) au seuil de 0,05.

3-1-2. Discussion

L'analyse des paramètres physico-chimiques des écosystèmes aquatiques urbains de Daloa révèle qu'il y a des variations au niveau spatial et saisonnier. Au niveau spatial, le pH présente une variation significative dans les canaux et les ruisseaux alors que la conductivité varie significativement dans tous les types d'habitats. Quant à la turbidité, elle présente des variations spatiales significatives seulement au niveau des lacs et des ruisseaux. Enfin, l'oxygène dissous varie significativement dans les étangs rizicoles, les lacs et les ruisseaux.

La température et la transparence n'ont pas présenté des variations spatiales significatives.

Au plan saisonnier, on remarque des variations significatives de la température dans les canaux, les étangs piscicoles, les mares, les lacs et les ruisseaux. Le pH également présente au niveau des lacs des différences significatives au niveau saisonnier. Quant à la turbidité, elle présente des variations saisonnières significatives au niveau des mares. Cependant, la transparence, la conductivité et l'oxygène dissous n'ont pas présenté des variations saisonnières significatives dans les différents habitats. Par ailleurs, la gamme de variations de la température au plan spatial indique que les eaux restent relativement chaudes.

Les milieux étudiés ayant des canopées ouvertes, ils reçoivent de ce fait la lumière solaire qui réchauffe les eaux. De nos résultats, il ressort que les valeurs moyennes de température dans les différents écosystèmes aquatiques étudiés varient entre 27,81°C (Ruisseau) et 32,50 °C (étangs rizicoles). Ces valeurs de température supérieures à 25 °C sont imputables à la température ambiante de la ville de Daloa qui est relativement élevée (en moyenne 28,5 °C). Ces valeurs sont conformes à celles observées par Lemoalle (2006) qui indiquent que dans les milieux tropicaux, les eaux demeurent presque toujours chaudes toute l'année avec une température moyenne toujours supérieure à 20°C. Ces fortes températures favorisent la vitesse des réactions chimiques et biologiques dans les différents niveaux trophiques par les décompositions bactériennes et la photosynthèse. Par ailleurs, les températures enregistrées pendant la période d'étude dans les lacs de la ville de Daloa (28,23 – 29,15°C) sont assez caractéristiques des lacs tropicaux. En effet, plusieurs études ont rapporté que les températures moyennes des eaux des lacs d'Amérique du Sud, d'Afrique et d'Asie sont, en général, supérieures à 28°C (Beeton, 1991 ; Frempong, 1995 et Roldán & Ruiz, 2001).

Au niveau de l'oxygène dissous, les variations spatiales observées dans les étangs rizicoles, les lacs et les ruisseaux peuvent s'expliquer d'une part par la présence de végétaux, notamment le riz, les organismes aquatiques et la température d'autre part. En effet, l'oxygène est régulièrement consommé par les organismes benthiques dans les réactions de respiration et de décomposition de la matière organique (Mary, 1999). En outre, la concentration en oxygène

dissous dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. L'oxygène de l'eau permet le processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène. Par ailleurs, les valeurs moyennes des concentrations en oxygène dissous des eaux de la ville de Daloa fluctuent entre 2,61mg/l et 9,73mg/l. Ces valeurs montrent que les eaux des stations de ces différents écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles, étangs rizicoles, lacs, mares et ruisseaux) sont peu oxygénées. Cette gamme de variation dans les écosystèmes aquatiques (canaux, étangs, mares, lacs et ruisseaux) de la ville de Daloa s'accommode à celles enregistrées dans plusieurs eaux douces d'Afrique comme le lac Buyo (Yapo, 2002) et Taabo (Aliko, 2012) où le taux d'oxygène dissous est compris entre 2 mg/l et 11 mg/l.

Les eaux des stations dans la ville de Daloa sont généralement basiques, hormis la mare (MA2) et les ruisseaux (RU3 et RU4) qui ont des valeurs de pH respectivement égales à 6, 96 ; 6,58 et 6,95. La basicité pourrait être liée au socle géologique sur lequel coulent ces eaux. En effet, le socle géologique de la région de Daloa serait constitué de roches calcaires. Ces roches calcaires en s'altérant sous l'action de l'eau, libèrent des ions calcium et des ions carbonates. Ces ions réagissent avec des ions hydroxydes pour donner l'hydroxyde de calcium responsable des caractères basiques de ces eaux. Ces résultats corroborent ceux de Delhumeau (1969) qui ont montré que le socle géologique du synclinal de la région de Nianga (Gabon) est constitué de roches calcaires à l'origine de la basicité des eaux de cette région. Par ailleurs, les différences observées au niveau des stations des canaux et des ruisseaux peuvent être la résultante des variations des pressions anthropiques sur les hydrosystèmes notamment ; les rejets d'eaux usées domestiques souvent basiques et chargées en particules minérales qui entraîneraient une modification de l'acidité des milieux.

L'ensemble des canaux, des étangs (EP2, ER1, ER2, ER3 et ER4) et des ruisseaux (RU1 et RU2) ont des conductivités élevées avec des valeurs supérieures à 250 μ S/cm. Ces fortes conductivités pourraient s'expliquer par le fait que les stations sont en zone urbaine où le renouvellement des eaux permettrait aux éléments nutritifs issus des lessivages des sols de se concentrer. Ces résultats pourraient s'expliquer également par le fait que les principales sources d'apport des minéraux sont les activités anthropiques modernes dont l'agriculture et l'élevage. En effet, la conductivité électrique renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau (Nouayti *et al.*, 2015). Les eaux riches en calcium et ions bicarbonates ont généralement des conductivités électriques élevées (Evrard, 1996).

Par ailleurs, le lac (LA1), les mares (MA2, MA3 et MA4) et les ruisseaux (RU3 et RU4), sont faiblement minéralisés (conductivité inférieure à 100 $\mu\text{s/cm}$). En effet, Goloma & Symoens (1990) ont établi une échelle du degré de minéralisation des eaux selon laquelle une eau dont la conductivité électrique est inférieure à 100 $\mu\text{S/cm}$ est faiblement minéralisée. Selon Arrignon (1998), cette situation est due à la charge croissante de sels dissous des environnements lotiques par rapport aux environnements lenticques.

Les eaux des mares sont relativement plus troubles en saison des pluies qu'en saison sèche. Ces résultats concordent bien avec ceux de Yapi *et al.* (2014) qui ont trouvé des valeurs de turbidité plus élevées en saison pluvieuse qu'en saison sèche dans une étude menée dans la région de Man (Ouest de Côte d'Ivoire). Cela traduit le fait que les eaux sont plus troubles quand il pleut ; conséquence du déversement des eaux de ruissellement dans les plans d'eau au cours de la saison pluvieuse.

3-2. Diversité taxonomique et structure des communautés de macro-invertébrés

3-2-1. Résultats

3-2-1-1. Analyse qualitatives des communautés de macro-invertébrés

3-2-1-1-1. Inventaire et composition des communautés de macro-invertébrés

La présente étude a permis de recenser un total de 243 taxons répartis en 93 familles appartenant à 22 ordres. Tous ces taxons sont regroupés en 03 Embranchements (Annélides, Arthropodes et Mollusques) et en 07 classes (Achètes, Oligochètes, Arachnides, Collemboles, Insectes, Ostracodes et Gastéropodes). Les Arthropodes sont les plus dominants avec 204 taxons (soit 83,95% de la richesse totale). Ils sont suivis des Mollusques avec 34 taxons ; soit 13, 99% et les Annélides avec 05 taxons soit 2,06%. Parmi les classes, les Insectes sont les mieux représentés avec 74 familles, 10 Ordres (Coléoptères, Dermaptères, Diptères, Hémiptères, Trichoptères, Odonates, Ephéméroptères, Lépidoptères, Orthoptères et Hyménoptères) et 195 taxons. Ils sont suivis des Gastéropodes avec 10 familles, 6 Ordres (Basommatophores, Mésogastéropodes, Littorinimorpha, Sorbéoconcha, Sylommatophores et Caenogasteropodes) et 34 taxons. Les Arachnides comptent 05 familles, 02 Ordres (Araneae et Trombidiformes) et 07 taxons pendant que les Achètes se composent d'un Ordre (Rhynchobdellida), 01 famille et 03 taxons. Quant aux Oligochètes, ils se présentent avec un Ordre (Haplotaxida), 02 familles et 02 taxons. Les Collemboles sont représentés par 01 famille, 01 Ordre (Entomobryomorpha) et 01 taxon. Enfin, les Ostracodes se composent d'une famille, 01 Ordre (Podocopides) et 01 taxon (Figure 28).

Parmi les Insectes, les groupes les mieux représentés sont les Hémiptères (21 familles), les Diptères (18 familles) et les Coléoptères (12 familles). Ils sont suivis des Trichoptères (07 familles), des Odonates (05 familles), des Ephéméroptères (04 familles), des Lépidoptères (03 familles), des Orthoptères (02 familles et 04 taxons), des Hyménoptères (01 famille) et les Dermaptères (01 famille). Dans cette classe, les 06 Ordres les plus diversifiés parmi les 10 sont : les Diptères (62 taxons), les Hémiptères (36 taxons), les Coléoptères (36 taxons) les Odonates (30 taxons), les Trichoptères (15 taxons) et les Ephéméroptères (06 taxons). Les Orthoptères, les Lépidoptères, les Hyménoptères et les Dermaptères comprennent respectivement 04 taxons, 03 taxons, 02 taxons et 01 taxon (Figure 29). La famille d'Insectes la plus diversifiée est celle des Chironomidae (Diptères) avec 27 taxons. Cette famille est suivie des familles de

Libellulidae (Odonates) avec 18 taxons, de Dytiscidae (Coléoptères) avec 14 taxons, de Culicidae (Diptères) avec 10 taxons et de Leptoceridae (Trichoptères) avec 05 taxons.

Les Mollusques Gastéropodes les plus dominants sont les Basommatophores (04 familles). Ensuite viennent les Mésogastéropodes (02 familles), les Littorinimorpha (02 familles), les Sorbéoconcha (01 famille) et les Stylommatophores (01 famille). Parmi ces Ordres, les plus diversifiés sont les Basommatophores (19 taxons), les Mésogastéropodes (06 taxons) et les Littorinimorpha (06 taxons). Ils sont suivis des Sorbeoconcha, des Stylommatophores et des Caenogasteropodes avec 01 taxon chacun. Les familles les plus diversifiées se composent de Planorbidae (11 taxons), des Ampullariidae (05 taxons) et les Pomatiopsidae (05 taxons). La classe des Arachnides est constituée des Araneae (04 familles et 06 taxons) et des Trombidiformes (01 famille et 01 taxon). Chez les Araneae, les familles Dictynidae et Tetragnathidae sont constituées de 02 taxons chacune pendant que les Lycosidae et Theridiidae présentent un taxon chacune.

La classe des Oligochètes comprend les Haplotaxida constitués de 02 familles (Lumbricidae et Tubificidae) qui comprennent chacune 01 taxon respectivement (*Eisenia* sp. et *Ophidonais serpentina*).

Les Achètes (Rhynchobdellida) comprennent 01 famille (Glossiphonidae) de 03 taxons (*Alboglossiphonia* sp., *Barbrania* sp. et *Helobdella europaea*).

La classe des Ostracodes comprend les Podocopida avec une famille (Darwinulidae) et 01 taxon (*Darwinula* sp.).

Les Collembolles regroupent les Entomobryomorpha avec une famille (Entomobryidae) et 01 taxon (*Orchesella cincta*) (Tableau VI).

Tableau VI : Composition et occurrences des taxons de macro-invertébrés dans les différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa.

Ordre	Familles	Taxons	Code	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4		
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Alboglossiphonia</i> sp.	Alb	***	***	***	***	*	-	***	**	***	**	**	*	**	*	*	-	**	***	***	**	***	***	*	-		
		<i>Barbrania</i> sp.	Bar	*	-	*	*	*	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Helobdella europaea</i>	Hel	***	*	*	**	-	-	*	*	*	*	*	-	-	*	-	-	-	-	*	**	*	**	*	*	-	
Haplotaxida	Lumbricidae	<i>Eisenia</i> sp.	Eis	-	***	*	-	***	*	-	***	***	***	***	**	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	*	*		
	Tubificidae	<i>Ophidonais serpentina</i>	Oph	***	***	***	***	***	***	***	***	**	**	***	***	***	***	***	***	***	***	**	**	***	**	***	**	**	
Araneae	Dictynidae	<i>Argyroneta aquatica</i>	Arg	-	-	-	-	-	*	*	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*		
		<i>Argyroneta</i> sp.	Ary	-	-	-	*	-	*	**	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	
	Lycosidae	<i>Arectina aquatica</i>	Are	**	**	***	**	**	**	***	***	**	-	-	**	**	**	***	***	***	***	-	**	***	*	*	**	*	
	Tetragnathidae	<i>Tetragnatha montana</i>	Tem	*	-	-	-	-	**	**	**	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	
		<i>Tetragnatha</i> sp.	Tet	*	-	-	*	***	*	-	**	**	-	-	*	*	-	**	**	*	*	-	-	*	-	*	**	-	
Theridiidae	<i>Latrodectus</i> sp.	Lat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-		
Trombidiformes	Pontarachnidae	<i>Litarachna lopezee</i>	Lit	*	**	*	*	**	*	*	*	*	-	*	*	-	**	*	-	***	**	***	***	**	***	-	-		
Entomobryomorpha	Entomobryidae	<i>Orchesella cincta</i>	Orc	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*		
Coléoptères	Coccinellidae	<i>Harmonia axyridis</i>	Har	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-		
	Curculionidae	<i>Bagous</i> sp.	Bag	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	**	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	
		<i>Neochetina</i> sp.	Neo	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Dryopidae	<i>Helichus</i> sp.	Hei	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Strina promontorii</i>	Stp	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Dytiscidae	<i>Bidessus</i> sp.	Bid	**	-	*	-	-	-	-	**	*	-	*	**	*	**	*	-	*	**	**	**	**	*	*	*	*	
		<i>Cybister tripunctatus</i>	Cyb	***	*	-	*	*	**	-	*	**	-	*	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	**	*	*	**	
		<i>Dineutus</i> sp.	Din	***	**	**	*	-	-	-	-	**	*	***	*	***	**	-	*	*	-	*	*	*	*	***	***	***	
		<i>Guignotus</i> sp.	Gui	-	-	-	*	**	-	-	*	-	-	*	*	-	*	-	-	-	-	-	*	-	*	*	*	-	
		<i>Hydaticus matruelis</i>	Hyd	*	*	-	-	-	-	-	-	-	*	*	*	-	-	*	*	-	*	*	-	-	**	*	*	-	
		<i>Hydaticus</i> sp.	Hys	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Hydrovatus</i> sp.	Hyo	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	
		<i>Hygrotus</i> sp.	Hyg	**	**	-	-	*	-	**	**	*	*	**	-	**	**	**	**	*	**	*	**	*	*	*	-	**	*
		<i>Hyphidrus</i> sp.	Hyp	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Laccophilinae</i> sp.	Lac	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	*	*	**	-	-	-	-	-	*	**	-	*	-	-	-	
		<i>Laccophilus luctuosus</i>	Lal	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	
		<i>Liodesus</i> sp.	Lio	***	**	*	*	**	-	***	***	**	**	***	***	***	***	**	***	**	*	**	***	***	***	***	***	***	
		<i>Methles cribatellus</i>	Mec	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	**	-	-	-	*	-	-	-	*	*	-	
		<i>Onychohydus</i> sp.	Ony	*	*	**	*	-	-	***	*	**	*	**	**	**	-	**	**	-	**	***	***	*	-	-	-	*	
	Elmidae	<i>Omotonus angolensis</i>	Omo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		<i>Potamodytes</i> sp.	Pot	*	*	***	***	***	**	*	*	**	**	**	*	*	-	-	*	*	*	*	*	*	*	***	*	-	
	Gyrinidae	<i>Aulonogyrus</i> sp.	Aul	-	-	-	-	**	-	*	*	***	-	**	**	***	*	**	-	**	*	**	-	-	**	**	**		
	Hydraenidae	<i>Pterosthetops brincki</i>	Pte	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-		
		<i>Hydrochus grandicollis</i>	Hyc	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Hydrochidae	<i>Hydrochus</i> sp.	Hyo	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		<i>Amphiops</i> sp.	Amp	***	***	**	***	***	***	***	***	**	**	*	***	***	**	**	**	*	**	***	***	-	*	***	*	*	
	Hydrophilidae	<i>Anacaena</i> sp.	Ana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

* = taxons accidentels, ** = taxons accessoires, *** = taxons constants, - = taxons absents.

Tableau VI : (Suite)

Ordre	Familles	Taxons	code	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4		
Coléoptères	Hydrophilidae	<i>Berosus</i> sp.	Ber	-	-	*	-	*	-	-	-	**	-	**	*	-	*	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-		
		<i>Coelostoma</i> sp.	Coe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	
		<i>Enochrus</i> sp.	Eno	*	**	*	**	**	-	**	**	**	**	**	**	**	*	*	**	*	*	*	**	-	*	**	**	*	
		<i>Hydrobiinae</i> sp.	Hyi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	
		<i>Hydrophilus pistaceus</i>	Hye	-	***	**	***	-	-	*	*	**	-	**	**	-	-	-	-	-	-	**	-	*	***	*	-	*	
		<i>Laccobius</i> sp.	Lap	*	*	*	**	-	**	*	*	*	-	-	-	*	*	-	-	*	-	-	**	*	-	-	*	-	
	<i>Laccobius starnuehleri</i>	Las	*	**	-	-	-	-	-	-	*	**	-	*	*	-	**	-	-	*	-	*	*	*	*	*	*		
	Limnichidae	<i>Limnichus</i> sp.	Lim	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Spercheidae	<i>Spercheus</i> sp.	Spe	-	*	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	
	Dermaptères	Forficulidae	<i>Forficula auriculata</i>	For	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	
Diptères	Anthomyiidae	<i>Delia echinata</i>	Del	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	*	-	*	-	-	-	*	-	-		
	Cecidomyiidae	<i>Pseudosphondylia</i> sp.	Pse	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	Bez	-	-	-	*	-	*	**	*	-	-	*	**	*	**	*	*	-	*	*	*	*	-	***	-	-	
		<i>Dasyhelea</i> sp.	Das	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	*	
		<i>Leptoconops</i> sp.	Lep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Smittia</i> sp.	Smi	**	-	-	-	-	*	-	*	*	*	*	**	*	*	**	**	*	*	*	*	**	-	*	**	**	**
	Chaoboridae	<i>Chaoborus cristallinus</i>	Cha	-	-	-	-	**	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Corethrella</i> sp.	Cor	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	
	Chironomidae	<i>Ablabesmyia appendiculata</i>	Abl	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	*	*	**	-	-	*	*	**	*	-	*	-	-	-	
		<i>Ablabesmyia dusoleili</i>	Abd	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	**	*	-	-	-	-	-	-	
		<i>Ablabesmyia pietipes</i>	Abp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Chironomus formosipennis</i>	Chi	**	-	*	*	***	***	**	*	-	-	**	**	***	**	***	***	*	**	**	**	**	*	*	***	*	*
		<i>Chironomus</i> sp.	Chs	-	*	*	-	***	**	**	**	**	**	-	*	**	*	***	***	*	**	**	**	*	***	*	***	***	**
		<i>Clinotanypus claripennis</i>	Cli	-	*	-	-	*	*	*	*	*	*	*	-	-	-	-	*	**	**	*	*	-	-	*	*	*	
		<i>Corynoneura</i> sp.	Cos	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	*	*	
		<i>Cricotopus kisantuensis</i>	Cri	-	-	-	-	-	-	*	*	**	-	*	-	-	-	**	**	***	-	*	*	-	-	*	***	*	
		<i>Cricotopus</i> sp.	Crs	-	-	-	*	*	-	**	*	*	*	-	-	-	*	-	*	*	*	*	*	**	-	-	-	-	
		<i>Cryptochironomus</i> sp.	Cry	-	-	-	-	**	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Harrisius</i> sp.	Has	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
		<i>Nilodorum brevibucca</i>	Nil	-	*	*	-	*	*	-	*	-	-	-	-	*	**	*	-	*	*	*	*	*	-	**	-	-	
		<i>Nilodorum brevipalpis</i>	Nib	-	*	*	-	***	**	**	**	**	*	-	-	*	*	**	*	*	*	**	**	**	***	*	**	-	-
		<i>Nilodorum fractilobus</i>	Nif	-	-	**	-	***	***	**	**	**	*	-	**	**	*	***	*	-	***	-	*	**	*	*	-	-	
		<i>Nilodorum rugosun</i>	Nir	-	-	-	-	***	*	*	**	*	*	-	-	*	***	-	-	-	**	*	*	*	*	-	-	-	
		<i>Polypedilum abyssiniae</i>	Pol	*	-	*	**	***	**	***	**	**	**	*	-	*	*	**	*	*	*	***	**	**	**	*	**	*	*
		<i>Polypedilum fuscipenne</i>	Pof	*	*	***	***	**	**	**	**	**	*	-	*	*	**	***	**	***	**	*	*	**	*	**	**	***	***
		<i>Polypedilum griseoguttatum</i>	Pog	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
		<i>Polypedilum laterale</i>	Poa	-	-	-	-	**	-	*	*	-	-	-	-	-	**	-	*	*	-	*	-	-	*	**	-	-	
		<i>Polypedilum longicrus</i>	Poo	*	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	**	*	*	*	-	-	-	-	-	-	*	-
<i>Polypedilum</i> sp.	Pos	**	**	**	***	***	***	**	**	**	*	*	*	**	**	***	***	***	**	***	***	**	**	**	***	***	***		
<i>Procladius</i> sp.	Pro	-	-	-	-	*	*	*	*	*	*	-	-	-	-	*	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*		
<i>Stictochironomus cafferarius</i>	Sti	-	-	*	-	**	-	-	*	*	*	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	*	*	-	-	-			
<i>Stictochironomus puripennis</i>	Stp	-	-	*	-	-	*	**	**	**	*	-	-	-	*	**	***	-	-	*	*	*	**	*	**	*			

* = taxons accidentels, ** = taxons accessoires, *** = taxons constants, - = taxons absents.

Tableau VI : (Suite)

Ordre	Familles	Taxons	code	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4	
Diptères	Chironomidae	<i>Stictochironomus sp</i>	Sts	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Tanypus fuscus</i>	Tan	-	-	**	-	*	*	*	***	**	-	-	**	-	***	***	**	**	**	*	*	-	-	*	**	**
		<i>Tanypus lacustris</i>	Tal	-	-	-	-	*	*	*	**	*	-	-	*	***	*	**	***	-	*	***	-	*	**	*	**	
	Culicidae	<i>Aedes aegypti</i>	Aed	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Aedes sp.</i>	Aes	*	-	-	-	***	*	***	**	*	*	-	***	-	**	*	-	***	**	**	*	-	-	-	-	
		<i>Anopheles coustani</i>	Ano	-	-	-	-	*	*	*	***	*	*	-	***	*	-	-	-	**	***	*	**	-	-	-	*	
		<i>Anopheles gambiae</i>	Ang	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Culex pipiens</i>	Cul	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Culex quinquefasciatus</i>	Cuq	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	
		<i>Culex sp.</i>	Cus	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Culiseta longiareolata</i>	Cua	*	*	-	-	-	-	-	*	**	-	**	*	*	-	-	-	-	*	**	*	-	*	-	-	
		<i>Mansonia sp.</i>	Man	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	
	<i>Mimomyia sp.</i>	Mim	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Dixidae	<i>Dixa sp</i>	Dix	-	-	-	-	-	*	*	**	*	*	-	**	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-		
	Dolichopodidae	<i>Condylostylus spp.</i>	Con	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Empididae	<i>Empis sp.</i>	Emp	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Limoniidae	<i>Metalimnobia sp.</i>	Mes	*	-	*	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	-	-	-	*	-	-	*	-	*	-		
	Muscidae	<i>Musca automnalis</i>	Mus	-	*	-	*	-	-	*	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Musca domestica</i>	Mud	*	-	-	*	-	-	*	*	-	*	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	*	*	-	*	
	Phoridae	<i>Megaselia scarlaris</i>	Meg	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-		
	Psychodidae	<i>Clogmia albipunctata</i>	Clo	-	-	-	-	-	*	-	*	**	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-		
		<i>Clogmia sp.</i>	Cls	**	-	*	-	-	-	-	-	*	-	*	*	-	*	-	-	-	*	*	-	-	***	-	*	
	Simuliidae	<i>Paracnephia sp.</i>	Par	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*		
<i>Simulium chutteri</i>		Sic	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Simulium damnosum</i>		Sim	-	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	**	**		
Stratiomyidae	<i>Odontomyia sp.</i>	Odo	*	**	-	-	-	-	-	-	-	**	-	**	-	*	-	-	-	*	*	-	-	-	-			
	<i>Stratiomyia sp.</i>	Str	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Syrphidae	<i>Eristalis sp.</i>	Eri	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Tabanidae	<i>Tabanus sp.</i>	Tab	-	*	-	-	-	**	-	*	-	**	*	*	**	*	*	**	*	-	*	*	-	**	*	**		
Tipulidae	<i>Conosia ivrorata</i>	Coi	**	**	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Ephéméroptères	Baetidae	<i>Labibetis sp.</i>	Cen	-	-	-	*	-	-	-	*	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
		<i>Cleon sp.</i>	Clp	***	***	**	***	**	***	**	**	**	*	***	***	***	***	***	***	**	**	***	***	***	***	**	**	
	Caenidae	<i>Caenis sp.</i>	Cae	-	-	-	-	-	-	***	-	-	-	-	-	-	**	*	-	-	-	-	***	-	-	*		
		<i>Caenomedae sp.</i>	Cas	-	-	-	-	-	-	**	*	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	*	-	-	-		
Leptophlebiidae	<i>Pelocarantha titan</i>	Pe1	***	*	***	***	***	***	***	***	***	*	***	***	**	**	***	*	***	**	***	***	***	**	***	*		
Polymitarcyidae	<i>Povilla adusta</i>	Pov	-	-	-	-	**	*	***	***	*	-	-	-	-	*	*	*	*	-	-	***	-	-	-			
Hémiptères	Anthocoridae	<i>Anthocoris nemoralis</i>	Ant	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	Aphididae	<i>Melanaphis sp.</i>	Mel	*	-	-	-	-	*	*	*	*	-	**	-	**	-	-	-	*	-	-	*	-	-			
		<i>Monaphis antennata</i>	Mon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-			
	Aphrophoridae	<i>Aphrodes sp.</i>	Aph	**	*	*	*	-	-	***	***	**	-	**	*	*	-	*	-	*	*	*	-	*	*			
	Belostomatidae	<i>Appasus sp.</i>	App	***	***	***	***	***	***	***	**	-	-	**	**	***	*	**	-	**	**	***	-	***	***	-		
<i>Diplonychus sp.</i>		Dip	***	**	***	***	***	***	*	***	**	**	-	**	**	**	*	**	-	**	**	***	*	**	***	*		

* = taxons accidentels, ** = taxons accessoires, *** = taxons constants, - = taxons absents.

Tableau VI : (Suite)

Ordre	Familles	Taxons	code	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4	
	Cicadellidae	<i>Cicadella viridis</i>	Cic	**	**	**	**	***	***	***	***	***	-	***	*	**	-	***	*	**	**	-	*	*	*	-	**	
	Cicadidae	<i>Pycna sp.</i>	Pyc	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	
	Corixidae	<i>Micronecta scutellaris</i>	Mic	-	-	**	**	-	-	*	*	-	-	-	-	**	**	***	*	*	-	*	**	-	-	*	-	-
		<i>Micronecta sp.</i>	Mis	-	*	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	*	*	**	-	*	-	-	**	*	*	-	-	-
		<i>Stenocorixa protrusa</i>	Ste	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cydnidae	<i>Sehirus cinctus</i>	Seh	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
	Geocoridae	<i>Geocoris sp.</i>	Geo	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Gerridae	<i>Eurymetra sp.</i>	Eur	*	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Gerisella sp.</i>	Ger	-	-	-	-	**	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
		<i>Limnogonus chopardi</i>	Lic	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	*	-	-	-	**	*
	Hydrometridae	<i>Hydrometra sp.</i>	Hym	-	-	-	-	*	-	***	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-
	Membracoidae	<i>Membracidae sp.</i>	Mem	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mesoveliidae	<i>Mesovelia sp.</i>	Mes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-
		<i>Mesovelia vittigera</i>	Mev	*	*	-	-	*	*	-	*	*	*	*	*	*	***	*	-	**	*	*	*	*	-	-	**	-
	Naucoridae	<i>Macrocoris flavicollis</i>	Maf	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-
		<i>Naucoris sp.</i>	Nau	*	-	-	-	-	-	*	*	*	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	***	-	-	-	*	*
	Nepidae	<i>Laccotrepes ater</i>	Laa	*	***	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	-	-	**	-	-
		<i>Laccotrepes sp.</i>	Lap	*	**	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	*	**	*	**	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Ranatra parvipes</i>	Ran	*	*	*	-	***	***	***	***	***	*	-	*	*	*	***	**	*	***	**	*	***	*	-	*	**
	Notonectidae	<i>Anisops sp.</i>	Ani	*	-	*	*	**	***	*	**	**	**	*	*	**	*	**	***	*	***	***	**	***	-	**	-	-
		<i>Enithares sp.</i>	Eni	*	-	**	-	-	-	-	*	**	*	*	*	**	*	-	-	-	-	-	*	*	-	*	-	-
		<i>Notonecta glauca</i>	Not	-	-	-	-	*	-	*	*	*	*	*	*	*	-	*	-	-	*	*	-	*	-	*	-	-
	Paraphrynoveliidae	<i>Paraphrynovelia sp.</i>	Pas	*	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
	Pentatomidae	<i>Dolycoris sp.</i>	Dol	*	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
		<i>Eysarcoris sp.</i>	Eys	**	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Rhaphigaster sp.</i>	Rhg	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pleidae	<i>Plea pullula</i>	Ple	**	-	-	*	-	*	**	*	-	-	-	-	-	**	-	**	-	-	-	***	-	-	-	-	-
	Veliidae	<i>Microvelia bourbonensis</i>	Mib	***	**	*	**	*	*	*	*	-	-	-	*	*	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
		<i>Microvelia sp.</i>	Miv	**	**	-	*	-	-	*	-	*	*	-	*	*	*	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Rhagovelia sp.</i>	Rha	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
Hyménoptères	Formicidae	<i>Pheidole sp.</i>	Phe	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Solenopsis sp.</i>	Sol	***	**	**	***	**	*	***	*	**	*	-	*	*	*	-	*	*	**	*	*	*	*	*	*	**	
Lépidoptères	Crambidae	<i>Hygraula sp.</i>	Hyl	-	-	*	*	**	*	***	*	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-
	Noctuidae	<i>Agrotis ipsilon</i>	Agr	*	*	-	*	*	-	*	***	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	Pyralidae	<i>Pyralidae sp.</i>	Pyr	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonates	Aeshnidae	<i>Anax impevator mauricianus</i>	Anm	*	-	-	*	-	*	*	*	*	-	*	-	-	*	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Ceragrion sp.</i>	Cer	-	*	-	-	-	**	***	**	*	-	-	**	-	*	**	-	-	**	**	-	*	*	*	*	-
	Coenagrionidae	<i>Coenagrioncnemis reuiniense</i>	Coe	**	**	**	*	***	***	***	***	***	**	-	*	*	***	*	*	**	**	**	**	**	*	*	**	*
		<i>Pseudagrion punctum</i>	Psp	-	-	-	-	**	**	**	**	*	*	-	*	*	*	**	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Pseudagrion wellani</i>	Psw	-	-	-	-	**	**	**	**	*	*	-	*	*	*	*	*	**	*	*	*	*	*	*	*	*
	Corduliidae	<i>Antipodochlora sp.</i>	Ans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	-
<i>Hemicordulia sp.</i>		Hem	-	-	-	-	-	*	***	*	-	-	-	*	-	-	**	-	*	***	**	**	**	*	*	*	*	

* = taxons accidentels, ** = taxons accessoires, *** = taxons constants, - = taxons absents.

Tableau VI : (Suite)

Ordre	Familles	Taxons	code	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4		
Libellulidae	Gomphidae	<i>Ictinogomphus</i> sp.	Ict	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	*	-	***	-	*	-	-		
		<i>Phyllomacromia bifasciata</i>	Phy	-	-	-	-	**	-	***	-	*	-	**	-	-	*	*	***	-	-	**	*	-	-	*	**		
		<i>Phyllomacromia</i> sp.	Phl	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	*	-	**	*	*	-	-	*	*	-	-	*	*		
		<i>Crenigomphus rennei</i>	Cre	*	-	*	-	-	-	-	-	**	*	**	-	*	*	*	*	-	-	*	-	-	**	**	**		
		<i>Paragomphus genei</i>	pag	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-		
	Libellulidae	<i>Brachythemis lacustris</i>	Bra	-	-	-	*	**	-	**	*	-	-	-	-	-	-	**	*	**	*	**	**	*	-	**	**	*	
		<i>Bradinopyga strachani</i>	Brs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	
		<i>Crocothemis erythraea</i>	Cro	-	-	-	-	-	-	***	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Diplacodes lefebvreii</i>	Dil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Hemicordulia atrovirens</i>	Hea	-	-	-	-	**	**	***	*	**	-	-	*	*	**	**	***	**	***	*	**	**	*	-	-	**	**
		<i>Hemicordulia olympica</i>	Heo	-	-	-	-	*	*	**	*	*	-	-	-	-	-	**	*	***	-	*	-	-	-	*	**	***	*
		<i>Macrodiplax cora</i>	Mac	-	-	-	-	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	
		<i>Olpogastra</i> sp.	Olp	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	
		<i>Orithetrum cafferum</i>	Ort	-	*	-	-	-	-	*	*	*	*	*	*	**	-	**	*	**	*	-	-	-	-	*	-	**	***
		<i>Orithetrum dorsalis</i>	Ord	*	-	-	-	*	-	*	-	*	-	*	*	**	-	**	*	*	*	-	-	-	-	-	*	**	**
		<i>Orithetrum</i> sp.	Ors	-	-	-	-	*	-	*	-	*	-	-	-	-	*	*	*	*	-	-	*	*	-	-	*	*	
		<i>Pantala flavescens</i>	Pan	-	*	-	-	**	*	*	*	*	-	-	*	*	**	**	**	**	**	-	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Parazyxomma flavicans</i>	Paf	-	-	-	-	*	**	*	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	*	*	*	**	-	*	*	*	
		<i>Tholymis tillarga</i>	Tho	-	-	-	-	*	-	**	-	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	*	
		<i>Trithemis weneri</i>	Tri	-	*	*	-	-	-	**	**	*	-	**	-	-	*	-	-	-	*	**	-	-	-	-	**	*	
<i>Urotherus</i> sp.	Uro	-	-	*	-	-	*	***	*	-	-	-	-	-	-	-	-	***	*	**	**	**	-	-	*	-			
<i>Zygonyx torrida</i>	Zyg	-	-	-	*	**	-	**	-	-	-	*	*	*	**	**	**	**	**	-	**	**	**	-	-	**	*		
<i>Zyxomma petiolatum</i>	Zyx	-	-	-	-	***	***	*	**	*	-	-	-	-	-	*	*	*	*	**	*	**	**	-	-	-	*		
Orthoptères	Acrididae	<i>Acrida</i> sp.	Acr	-	*	-	-	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		<i>Melanoplus</i> sp.	Mel	**	*	-	*	-	-	-	-	*	-	-	*	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	*	
	Gryllidae	<i>Acheta</i> sp.	Ach	**	-	**	**	*	-	-	-	-	-	*	*	-	**	*	-	*	-	*	*	*	*	-	*	-	
<i>Gryllus</i> sp.		Gry	*	*	-	*	*	*	***	-	*	-	-	-	-	-	-	-	**	*	-	-	-	-	-	-	*		
Trichoptères	Ecnomidae	<i>Ecnomus</i> sp.	Ecn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*		
		<i>Cheumatopsyche</i> sp.	Che	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	**	**	
	Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche thomassei</i>	Cht	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Protomacronema</i> sp.	Prs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	**	-	-	-	-	-	*	**	-	
		<i>Orthotrichia straeleni</i>	Ora	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	
	Hydroptilidae	<i>Oxyethira flagellata</i>	Oxy	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	*	
		<i>Oxyethira</i> sp.	Oxs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	
	Leptoceridae	<i>Ceraclea</i> sp.	Cep	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Leptocerus</i> sp.	Les	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	
		<i>Oecetis modesta</i>	Oem	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	**	*	
		<i>Oecetis</i> sp.	Oec	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Setodes</i> sp.	Set	-	-	*	-	*	-	**	*	-	-	-	-	-	-	***	*	-	-	-	-	*	-	-	**	***	
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	Cha	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Polycentropodidae	<i>Dipseudopsis capensis</i>	Dis	*	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	*	-	-	-	-	-	-	**	**			
Sericostomatidae	<i>Aclosma bispinosum</i>	Acl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-			

* = taxons accidentels, ** = taxons accessoires, *** = taxons constants, - = taxons absents.

Tableau VI : (Suite)

Ordre	Familles	Taxons	code	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4	
Podocopides	Darwinulidae	<i>Darwinula sp</i>	Dar	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-		
Basommatophores	Ampullariidae	<i>Lanistes ciliatus</i>	Lan	-	-	-	*	-	-	-	*	-	*	**	**	*	-	-	-	-	-	*	-	**	*	-	-	
		<i>Lanistes ovum</i>	Lao	*	*	-	**	-	-	*	-	**	*	-	***	-	-	*	-	*	-	***	-	**	***	-	-	
		<i>Pila africana</i>	Pil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	
		<i>Pila gradata</i>	Pig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-
	Lymnaeidae	<i>Pila ovata</i>	Pio	*	***	*	**	-	*	-	*	*	***	***	*	-	-	-	-	*	-	*	-	*	**	**	-	-
		<i>Lymnaea truneatula</i>	Lym	***	**	***	***	-	-	*	-	*	*	***	***	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	***	-	-
	Physidae	<i>Aplexa marmorata</i>	Apl	***	***	***	***	**	*	**	**	**	***	***	***	***	***	-	-	-	**	***	***	**	***	***	-	-
		<i>Aplexa waterloii</i>	Apw	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-
	Planorbidae	<i>Afrogyrus rodriguezensis</i>	Afr	-	-	-	-	-	-	***	**	*	-	-	-	-	-	-	*	*	*	**	*	*	-	-	-	-
		<i>Biomphalaria glabrata</i>	Bio	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	**	*	-	-	-	-	-
		<i>Biomphalaria pfeifferi</i>	Bip	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	**	-	-	-	-	-
		<i>Biomphalaria sp</i>	Bis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-
		<i>Bulinus beccarii</i>	Bub	-	**	**	-	-	-	-	-	-	***	-	***	*	*	-	-	-	*	*	**	-	***	***	-	-
		<i>Bulinus forskali</i>	Buf	*	***	*	***	-	-	*	-	**	*	***	**	**	*	-	-	-	-	*	-	-	*	**	-	*
<i>Bulinus nyassanus</i>		Bun	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	**	-	-	-	-	-	*	***	*	**	***	-	-	
<i>Bulinus tropicus</i>		But	-	*	-	***	-	-	***	-	*	*	**	**	**	-	-	-	-	*	**	***	**	***	***	-	-	
Tableau VI : (Suite et fin)	<i>Bulinus uncatatus</i>	Bus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	
	<i>Gyralium corinna</i>	Gyr	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	**	*	-	-	-	-	
	<i>Helisoma sp.</i>	Hep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	**	*	-	-	-	-	-	
Caenogasteropodes	Pachychilidae	<i>Potadoma sp.</i>	Pos	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Littorinimorpha	Pomatiopsidae	<i>Tomichia differens</i>	Tod	**	**	***	*	*	-	***	-	***	**	*	**	*	-	-	-	-	-	*	-	*	***	-	*	
		<i>Tomichia lirata</i>	Tol	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Tomichia rogersi</i>	Tor	**	**	-	***	-	*	-	-	-	*	-	***	***	*	-	-	-	-	*	-	*	**	***	-	-
		<i>Tomichia ventricosa</i>	Tov	***	**	**	*	-	-	-	-	-	**	*	**	***	*	-	-	-	*	*	-	*	**	***	-	-
	<i>Tomichia zwellendamensis</i>	Toz	*	***	**	***	-	-	*	-	*	**	-	**	-	-	-	-	-	-	*	**	-	-	**	-	-	
Tateidae	<i>Hemistomia sp.</i>	Hes	*	**	-	*	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Mésogastéropodes	Bithyniidae	<i>Bithynia tentaculata</i>	Bit	-	*	*	*	-	-	-	-	-	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	
		<i>Gabbiella africana</i>	Gab	**	**	*	-	-	-	-	-	-	*	*	*	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
	Hydrobiidae	<i>Limnitesa sulcata</i>	Lis	*	**	*	*	-	-	**	-	*	*	*	*	*	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	
		<i>Cleopatra bulimoides</i>	Cle	***	***	**	*	*	-	*	-	**	***	***	*	*	**	-	-	-	-	*	**	-	-	-	-	-
Sorbeoconcha	Thiaridae	<i>Lobogenes michaelis</i>	Lob	*	**	-	**	-	-	*	*	**	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	
		<i>Lobogenes pusilla</i>	Lop	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	**	-	-
Stylommatophores	Succineidae	<i>Melanoides tuberculata</i>	Met	***	***	***	***	**	*	***	***	***	***	***	***	***	*	-	-	**	***	***	***	***	***	*	**	
		<i>Oxyoma patentissima</i>	Oxp	-	-	*	-	-	-	-	**	*	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	

* = taxons accidentels, ** = taxons accessoires, *** = taxons constants, - = taxons absents.

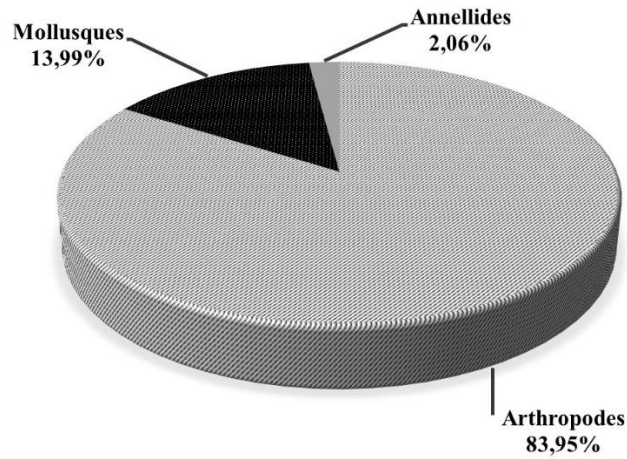


Figure 28 : Proportions relatives des Embranchements de macro-invertébrés aquatiques des stations des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

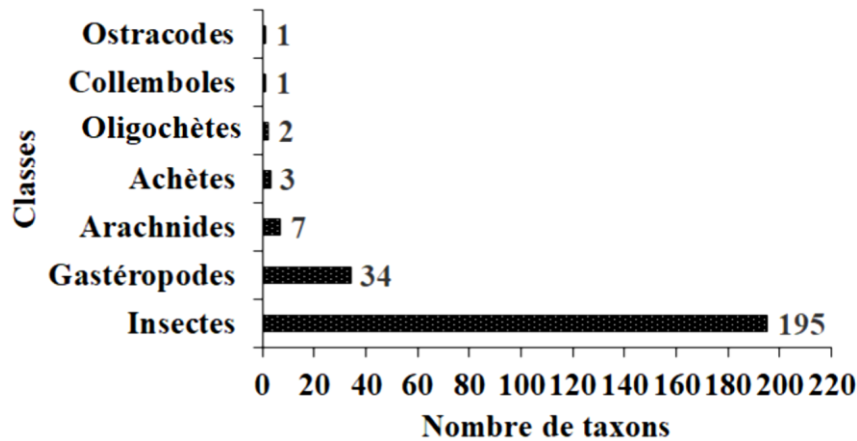


Figure 29 : Nombre de taxons collectés des Classes de macroinvertébrés aquatiques des stations des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

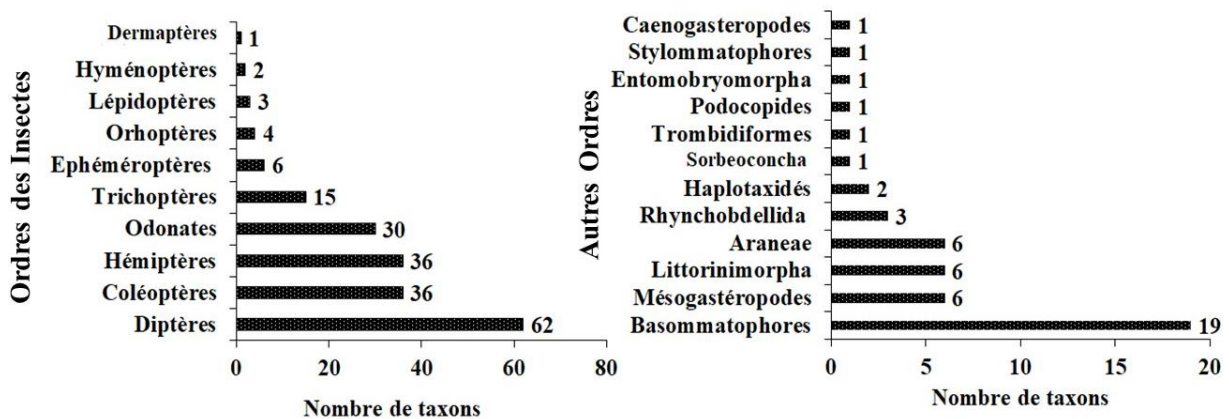


Figure 30 : Nombre de taxons collectés des Ordres de macro-invertébrés aquatiques des stations des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

3-2-1-1-2. Occurrences des taxons échantillonnés

Le tableau VII présente le pourcentage des taxons constants, accessoires et accidentels dans les stations. La plus faible proportion de taxons constants a été obtenue dans l'étang rizicole ER1 (8,49 %) et les plus fortes valeurs aux étangs piscicoles EP3 (33,61 %), EP1 (22,7 %), EP2 (20%), au canal CN4 (24,36%), au lac LA4 (23,75 %) et au ruisseau RU2 (20,04%). Le pourcentage des taxons accessoires varie de 15,38 % (CN4) à 36,46 % (MA2). Les taxons accidentels sont prédominants à toutes les stations avec des proportions comprises entre 44,05 % pour l'étang piscicole 1 (EP1) et 71,11 % pour l'étang rizicole 2 (ER2).

Tableau VII : Proportion des macro-invertébrés constants, accessoires et accidentels aux différentes stations d'échantillonnage des différents écosystèmes de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

Stations	Taxons constants %	Taxons accessoires %	Taxons accidentels %
CN1	19,79	19,8	60,44
CN2	15,12	31,4	53,49
CN3	17,14	25,71	57,14
CN4	24,36	15,38	60,26
EP1	22,7	33,33	44,05
EP2	20	17,33	62,67
EP3	33,61	15,97	50,42
EP4	14,15	26,42	59,43
ER1	8,49	32,08	59,43
ER2	13,33	15,56	71,11
ER3	17,78	28,89	53,33
ER4	15	30	55
MA1	16,25	20	63,75
MA2	15,63	36,46	47,92
MA3	15,73	22,47	61,8
MA4	15,63	20,31	64,06
LA1	15,85	29,27	54,88
LA2	9,18	28,57	62,24
LA3	17,35	31,63	51,02
LA4	23,75	17,5	58,75
RU1	13,24	23,53	63,24
RU2	26,04	21,88	52,08
RU3	9,41	29,41	61,18
RU4	9,72	26,39	63,89

Le tableau VIII présente la liste des taxons constants identifiés dans les différents types d'habitats. Les canaux regroupent cinq taxons constants : *Alboglossiphonia* sp. (Rhynchobdellida), *Ophidonais serpentina* (Oligochètes), *Appasus* sp. (Hémiptères) et *Diplonychus* sp. (Hémiptères) et *Aplexa marmorata* (Basommatophores). Quant aux étangs de pisciculture, ils sont caractérisés par sept taxons constants : *Ophidonais serpentina* (Rhynchobdellida), *Amphiops* sp., *Pelocarantha titan* (Ephéméroptères), *Appasus* sp. (Hémiptères), *Cicadella viridis* (Hémiptères), *Ranatra parvipes* (Hémiptères), *Coenagriocnemis reuniense* (Odonates). Les étangs rizicoles regroupent deux taxons constants : *Aplexa marmorata* (Basommatophores) et *Melanoides tuberculata* (Sorbeoconcha). Les mares regroupent trois taxons constants qui sont *Ophidonais serpentina* (Oligochètes), *Hygrotus* sp. (Coléoptères) et *Polypedilum* sp. (Diptères). Les lacs quant à eux enregistrent trois taxons constants ; il s'agit de *Litarachna lopezee* (Araneae), *Polypedilum* sp. (Diptères) et *Alboglossiphonia* sp. (Rhynchobdellida). Au niveau des ruisseaux, la seule espèce apparue constamment est *Liodessus* sp. (Coléoptères).

Tableau VIII : Inventaire des macro-invertébrés constants aux différentes stations hydroécologique de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

Stations	Taxons constants
Canaux	<i>Alboglossiphonia</i> sp. (75 %), <i>Ophidonais serpentina</i> (100 %), <i>Appasus</i> sp. (75 %), <i>Aplexa marmorata</i> (81,25 %), <i>Diplonychus</i> sp. (87,5 %)
Etangs piscicoles	<i>Ophidonais serpentina</i> (100 %), <i>Amphiops</i> sp. (75 %), <i>Pelocarantha titan</i> (81,25 %), <i>Appasus</i> sp. (93,75 %), <i>Cicadella viridis</i> (75 %), <i>Ranatra parvipes</i> (75 %), <i>Coenagriocnemis reuniense</i> (75 %)
Etangs rizicoles	<i>Aplexa marmorata</i> (87,5 %), <i>Melanoides tuberculata</i> (100 %)
Mares	<i>Ophidonais serpentina</i> (100 %), <i>Hygrotus</i> sp. (75 %) <i>Polypedilum</i> sp. (100 %)
Lacs	<i>Litarachna lopezee</i> (75 %), <i>Polypedilum</i> sp. (87,5 %), <i>Alboglossiphonia</i> sp. (100 %)
Ruisseaux	<i>Liodessus</i> sp. (75 %)

3-2-1-1-3. Variations spatiales de la richesse taxonomique

La figure 31 illustre les variations de la richesse taxonomique dans les stations prospectées. Dans les canaux et les étangs piscicoles, la richesse taxonomique varie respectivement de 21 taxons (CN4) à 66 taxons (CN1) et de 22 taxons (EP2) à 68 taxons (EP3). Au niveau des étangs rizicoles et des mares, le nombre de taxons enregistré oscille respectivement entre 12 taxons (ER2) et 58 taxons (ER1) et entre 13 (MA4) et 60 taxons (MA1). La gamme de variations de cet indice se situe entre 22 (LA1 et LA4) et 49 taxons (LA2) et entre 17 (RU4) et 56 (RU2)

respectivement dans les lacs et les ruisseaux. Le nombre de taxons ne varie pas de manière significative d'une station à l'autre dans les différents types écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa selon les résultats du test de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

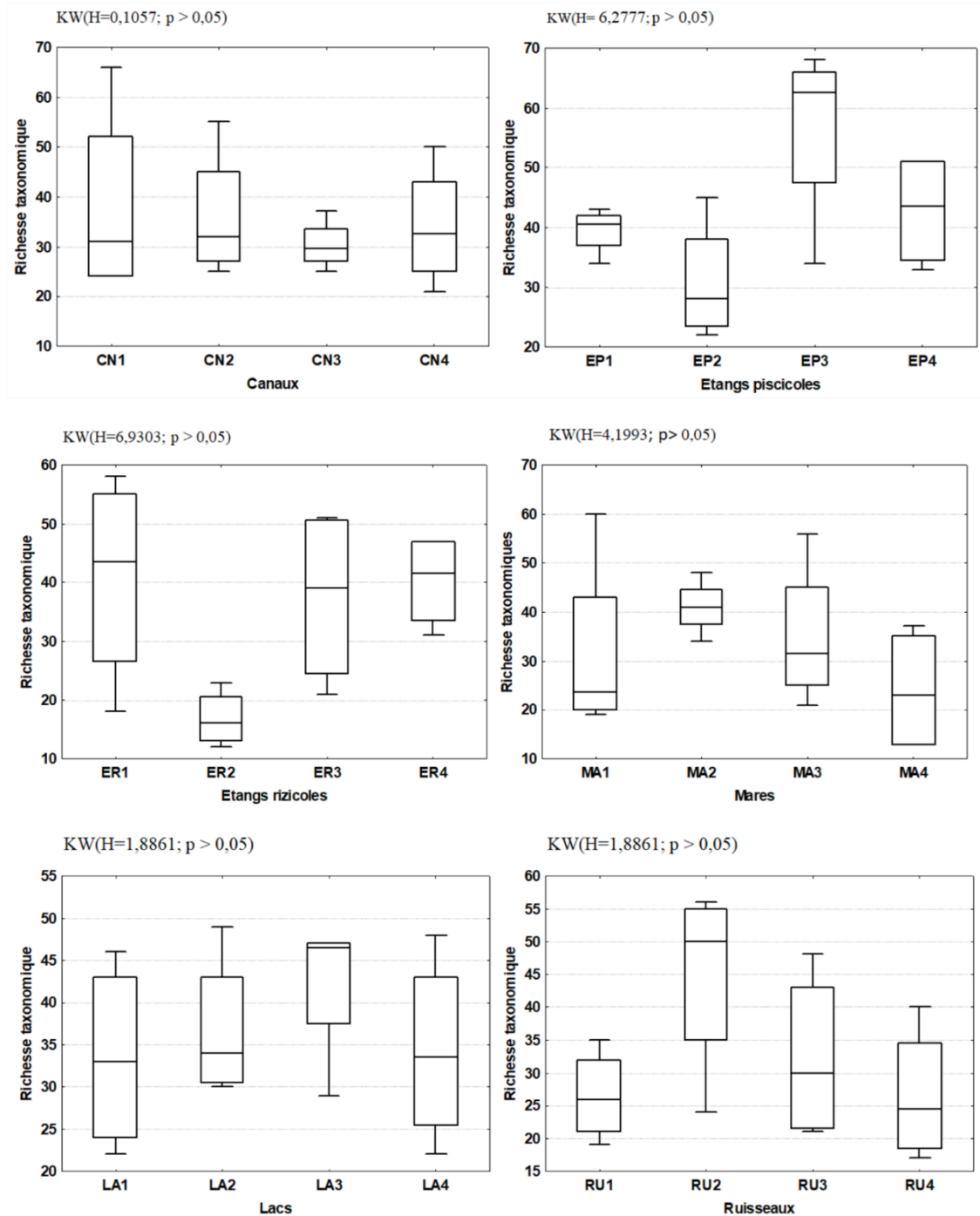


Figure 31 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018
 CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, MA = Mares, LA = Lacs et Ruisseau = RU) de la ville de Daloa d'Avril 2017-Février 2018.
 KW : Kruskal-Wallis

La figure 32 illustre les variations spatiales de la richesse taxonomique suivant les différents types d'habitats étudiés. L'écart des variations de la richesse taxonomique est plus important dans les étangs piscicoles (22-68), les canaux (21-66), les mares (13-60) et les étangs rizicoles (12-58) tandis que les plus faibles écarts ont été obtenus dans les lacs (22-49) et les ruisseaux (17-56). Sur l'ensemble des écosystèmes aquatiques de Daloa, la richesse taxonomique observée ne varie pas significativement d'un type d'habitat à l'autre (test de Kruskal-Wallis $p > 0,05$).

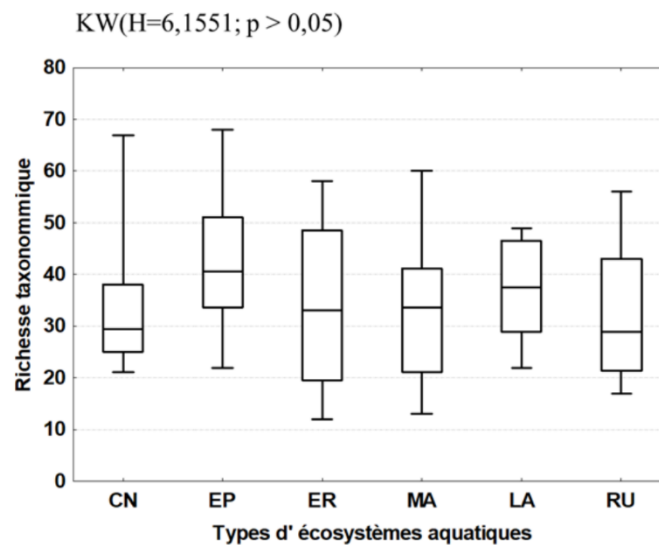


Figure 32 : Variations spatiales de la richesse taxonomique des différents types d'écosystèmes aquatiques de Daloa de juin 2017-février 2018.

CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, MA = Mares, LA = Lacs et Ruisseau : RU) de la ville de Daloa. KW = Kruskal-Wallis

3-2-1-1-4. Variations saisonnières de la richesse taxonomique

La figure 33 fait état des variations saisonnières de la richesse taxonomique. Au niveau des canaux, la plus faible valeur (45 taxons à la station CN4) et la plus grande valeur (76 taxons à la station CN1) de la richesse taxonomique sont obtenues en saison sèche.

Dans les étangs piscicoles, la richesse taxonomique est minimale (44 taxons à la station EP2) et maximale (98 taxons à la la station EP3) pendant la saison pluvieuse.

Au niveau des étangs rizicoles, le plus petit nombre de taxons (27 taxons à la station ER2) a été obtenu en saison sèche tandis que le plus grand nombre (75 taxons à la station ER3) a été observé pendant la saison pluvieuse.

Au niveau des mares, le nombre de taxons est plus faible (39 taxons à la station MA1) et plus élevé (71 taxons à la station M3) au cours de la saison sèche.

Dans les lacs, la valeur minimale de la richesse taxonomique (51 taxons à la station LA4) est observée pendant la saison pluvieuse et la valeur maximale (67 taxons à la station LA3) est enregistrée en saison sèche.

Dans les ruisseaux, la plus faible richesse taxonomique (33 taxons à la station RU4) est obtenue en saison sèche tandis que la plus forte valeur (76 taxons à la station RU2) est enregistrée en saison pluvieuse. Le nombre de taxons ne varie pas significativement d'une saison à une autre dans les différents écosystèmes de la ville de Daloa (test de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

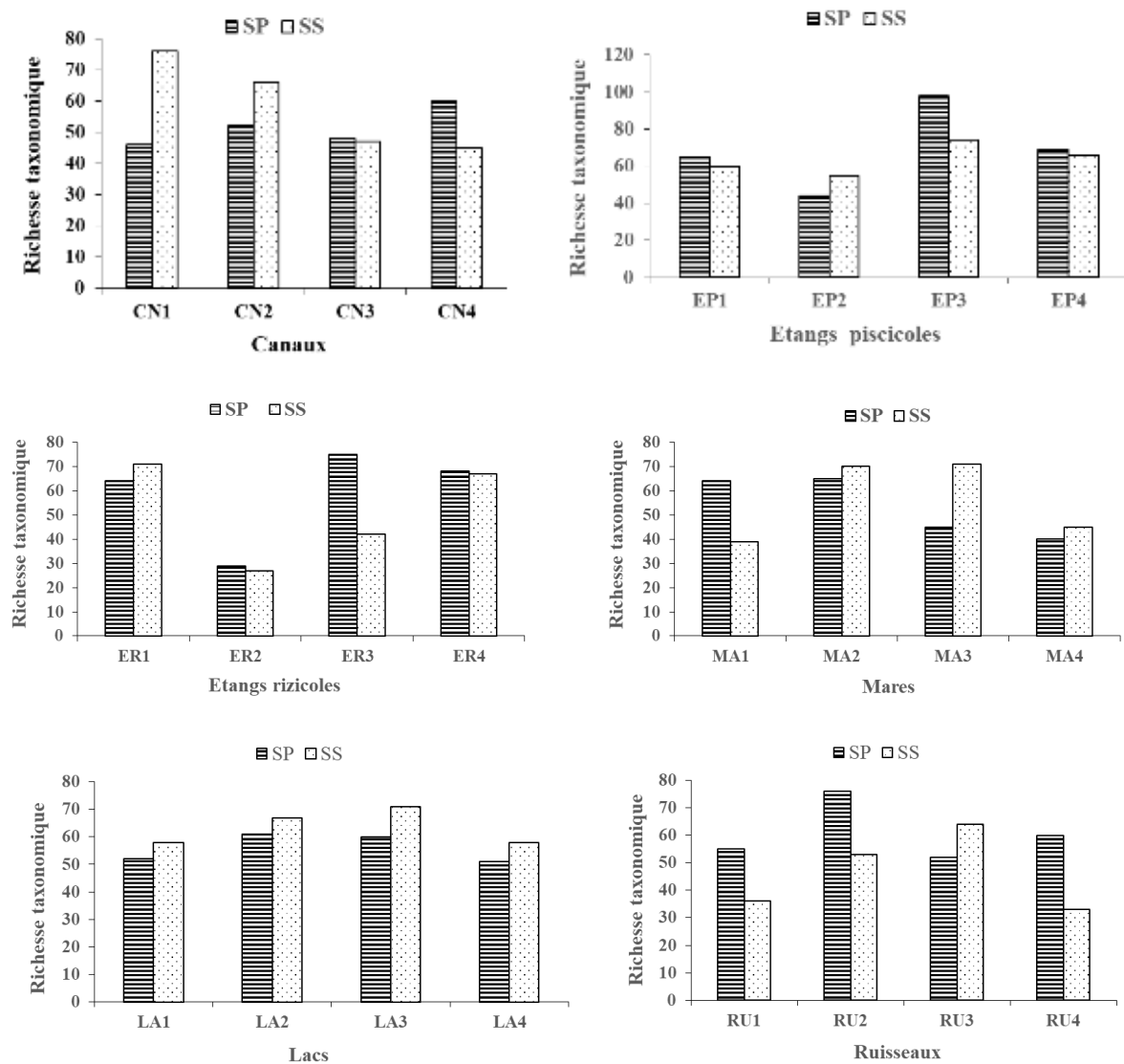


Figure 33 : Variations saisonnières de la richesse taxonomique des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

CN : Canaux, EP : Etangs piscicoles, ER : Etangs rizicoles, MA : Mares, LA : Lacs et Ruisseau : RU

SS=saison sèche, SP=saison pluvieuse

3-2-1-1-5. Similarité taxonomique entre les stations

Les indices de similarités de Jaccard (J) ont été calculés afin de comparer l'ensemble des stations étudiées deux à deux (Tableau IX).

Pour l'ensemble des stations, les valeurs de l'indice de similarité varient de 21 % à 55 %. L'étang piscicole EP3 indique une similarité de 52 % et 51 % respectivement avec l'étang piscicole EP4 et le lac LA3. L'étang rizicole ER1 avec l'étang rizicole ER3 et l'étang rizicole ER4 ont des indices de similarités respectivement évalués à 52 % et 53 %.

La mare MA2 présente une similarité avec la mare MA3 (55 %). L'étang rizicole ER4 présente des indices de Jaccard (J) évalués à 52 % et 54 % respectivement avec le lac LA3 et le ruisseau RU2. La mare MA2 indique une similarité de 52 % avec le ruisseau RU3. Les stations RU3 et RU4 présentent une ressemblance avec RU4 à 50 %. Les Lacs LA1 et LA2 présentent également une similarité respectivement avec les lacs LA2 et LA3 à 50 %.

Tableau IX : Indices de similarités taxonomiques de Jaccard exprimés en pourcentage de taxons communs entre les sites.

	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3
CN2	48%																						
CN3	44%	41%																					
CN4	48%	44%	47%																				
EP1	27%	26%	33%	30%																			
EP2	28%	26%	28%	25%	41%																		
EP3	34%	34%	33%	36%	47%	42%																	
EP4	32%	30%	34%	31%	42%	48%	52%																
ER1	48%	47%	41%	38%	41%	33%	46%	49%															
ER2	33%	34%	35%	28%	18%	15%	23%	23%	34%														
ER3	43%	41%	44%	42%	32%	28%	35%	40%	52%	35%													
ER4	43%	43%	47%	46%	39%	35%	41%	43%	53%	38%	52%												
MA1	40%	43%	43%	45%	38%	35%	40%	41%	46%	28%	40%	45%											
MA2	30%	26%	28%	25%	43%	35%	45%	43%	37%	18%	39%	39%	32%										
MA3	29%	27%	27%	26%	47%	34%	46%	44%	37%	18%	31%	36%	37%	55%									
MA4	22%	22%	25%	22%	40%	35%	40%	37%	34%	21%	23%	32%	32%	37%	46%								
LA1	36%	34%	36%	29%	44%	45%	42%	47%	45%	26%	40%	41%	37%	42%	43%	35%							
LA2	29%	32%	32%	30%	41%	34%	48%	45%	46%	24%	42%	40%	44%	38%	38%	31%	50%						
LA3	34%	32%	40%	39%	42%	37%	51%	45%	46%	29%	40%	52%	48%	46%	41%	36%	48%	50%					
LA4	31%	29%	36%	34%	44%	44%	49%	45%	39%	21%	36%	37%	40%	44%	40%	37%	46%	44%	46%				
RU1	33%	39%	38%	42%	30%	27%	31%	35%	38%	28%	46%	44%	44%	29%	29%	23%	34%	34%	39%	33%			
RU2	36%	43%	46%	40%	36%	34%	38%	40%	47%	34%	50%	54%	42%	40%	37%	33%	40%	48%	45%	36%	46%		
RU3	29%	25%	30%	23%	39%	31%	40%	36%	35%	21%	33%	32%	28%	52%	41%	43%	35%	30%	40%	34%	28%	36%	
RU4	29%	27%	28%	24%	33%	29%	38%	38%	36%	21%	33%	30%	30%	44%	40%	36%	28%	32%	34%	29%	26%	34%	50%

Les résultats des indices supérieurs ou égaux à 50% apparaissent en gras.

3-2-1-1-6. Déterminisme de la richesse taxonomique

3-2-1-1-6-1. Ordination des échantillons en fonction des familles

L'apprentissage de la SOM (Self-Organizing Map) réalisée sur la matrice présence/absence des Familles de macro-invertébrés aquatiques a permis de classer les 96 échantillons (24 stations x 4 campagnes). Cette classification s'est faite en fonction de la distribution et de la probabilité d'occurrence saisonnière des Familles de macro-invertébrés aquatiques. Une carte de 49 cellules (7 lignes x 7 colonnes) est retenue car à cette taille, les erreurs de quantification et de topographie sont les plus faibles (Tableau X).

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*6(42)	2,785	0,00
7*7(49)	2,755	0,00
8*6(48)	2,766	0,10

Les cellules de la carte auto-organisatrice ont été classées en quatre groupes (I à IV) à partir d'une analyse de classification hiérarchique avec la méthode Ward et la distance Euclidienne (Figure 34A). Les groupes sont illustrés par différents motifs sur la carte de Kohonen (Figure 34B).

Les groupes I et II sont dans la partie supérieure de la carte. Le groupe I rassemble les échantillons provenant majoritairement des stations MA1, MA3, MA4, RU3 et RU4 (test G, $p < 0,05$). Le groupe II est principalement caractérisé par les échantillons provenant des stations EP1, EP2, EP3, EP4, LA1, LA2, LA4 et MA2 (test G, $p < 0,05$). Les groupes III et IV sont dans la partie inférieure de la carte. Le groupe III renferme majoritairement les échantillons issus des stations ER1, ER4, ER3 et LA3. Enfin, le groupe IV est caractérisé par les échantillons provenant des stations CN1, CN2, CN3, CN4, ER2, RU2 et RU1 (test G, $p < 0,05$) (Figure 34).

La distribution de chacune des familles de macro-invertébrés dans chaque groupe défini par la SOM est montrée par la figure 35. La répartition est faite à partir de l'analyse de la contribution de chacune des 93 familles de macro-invertébrés dans chaque groupe.

Le groupe I se compose des familles suivantes : Cicadidae, Corduliidae, Culicidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrobiidae, Hydrophilidae, Hydropsychidae, Limnichidae, Pleidae, Sericostomatidae et Syrphidae.

S'agissant du groupe II, il se distingue par la présence des familles Anthochoridae, Aphididae, Aphrophoridae, Bithyniidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Coccinellidae, Coenagrionidae, Curculionidae, Darwinulidae, Dolichopodidae, Elmidae, Empididae, Forficulidae, Formicidae, Geocoridae, Gomphidae, Gryllidae, Hydrochidae, Hydroptilidae, Leptophlebiidae, Lumbricidae, Lymnaeidae, Membracoidae, Naucoridae, Noctuidae, Pentatomidae, Polycentropodidae, Pomatiopsidae, Pyralidae et Tipulidae.

Quant au groupe III, il se démarque par une forte présence de Acrididae, Aeshnidae, Ampullaridae, Anthomyiidae, Baetidae, Belostomatidae, Caenidae, Cecidomyidae, Chaoboridae, Cicadellidae, Corixidae, Crambidae, Cydnidae, Dictynidae, Dixidae, Ecnomidae, Entomobryidae, Hydraenidae, Hydrometridae, Leptoceridae, Libellulidae, Mesoveliidae, Muscidae, Nepidae, Notonectidae, Pachychilidae, Paraphrynoveliidae, Planorbidae, Polymitarcyidae, Pontarachnidae, Psychodidae, Simuliidae, Spercheidae, Stratiomyidae, Succineidae, Tabanidae, Tateidae, Tetragnathidae, Thiaridae et Tubificidae.

Enfin, le groupe IV se caractérise significativement par les familles comme Dryopidae, Gerridae, Glossiphonidae, Limoniidae, Lycosidae, Philopotamidae, Phoridae, Physidae, Theridiidae et Veliidae.

Le récapitulatif de la distribution des familles montre que le groupe III renferme plus de taxons (40 familles). Il est suivi du groupe II qui contient 31 familles. Les groupes I et IV rassemblent respectivement 12 et 10 familles (Figure 36).

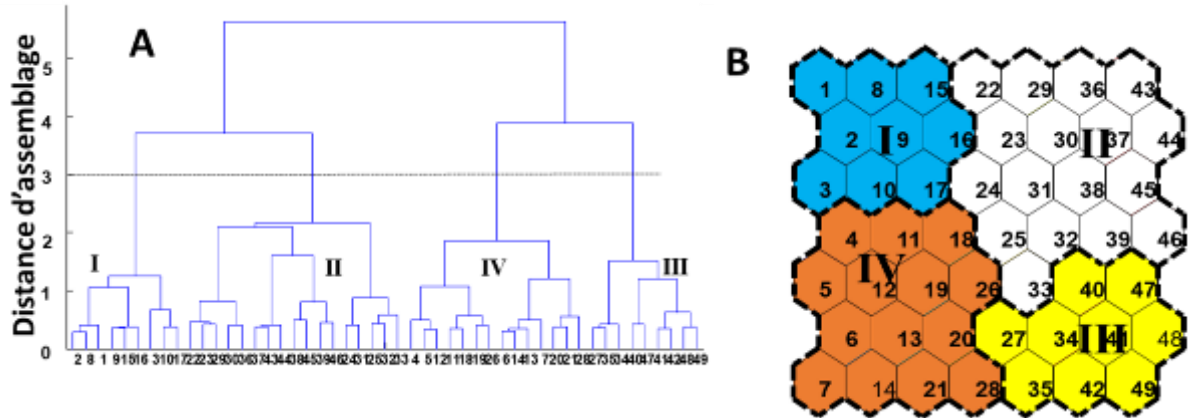


Figure 34 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM sur la base des Familles de macro-invertébrés.

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 49] 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 49.

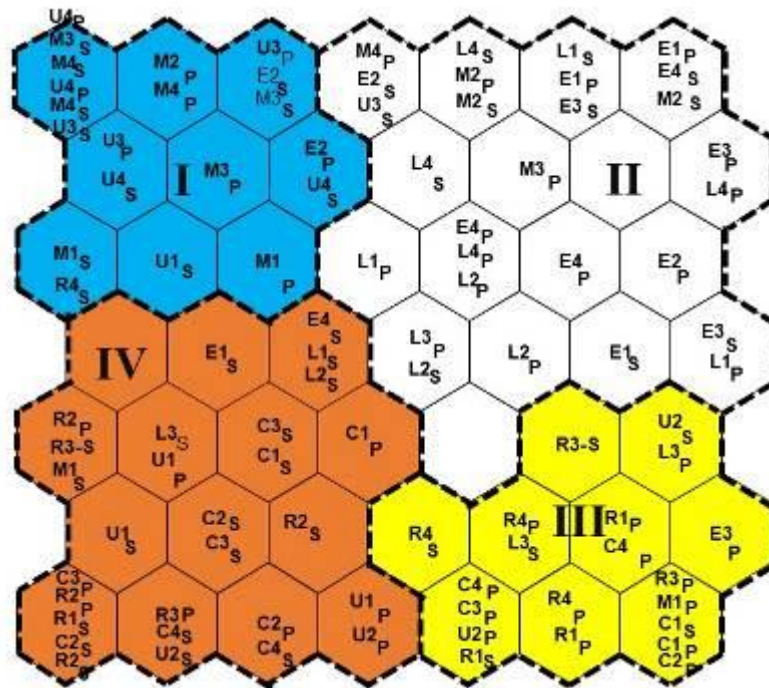


Figure 35 : Distribution des échantillons dans la SOM à partir des données de présence/absence de macro-invertébrés.

Les chiffres romains (I à IV) représentent les groupes définis ; S = saison sèche, P = saison des pluies Les numéros en chiffres arabes (1 à 4) désignent les stations d'échantillonnage. C : Canaux, R : Etang rizicole, L : Lac, M : Mare, U : Ruisseau, E : Etang piscicole.

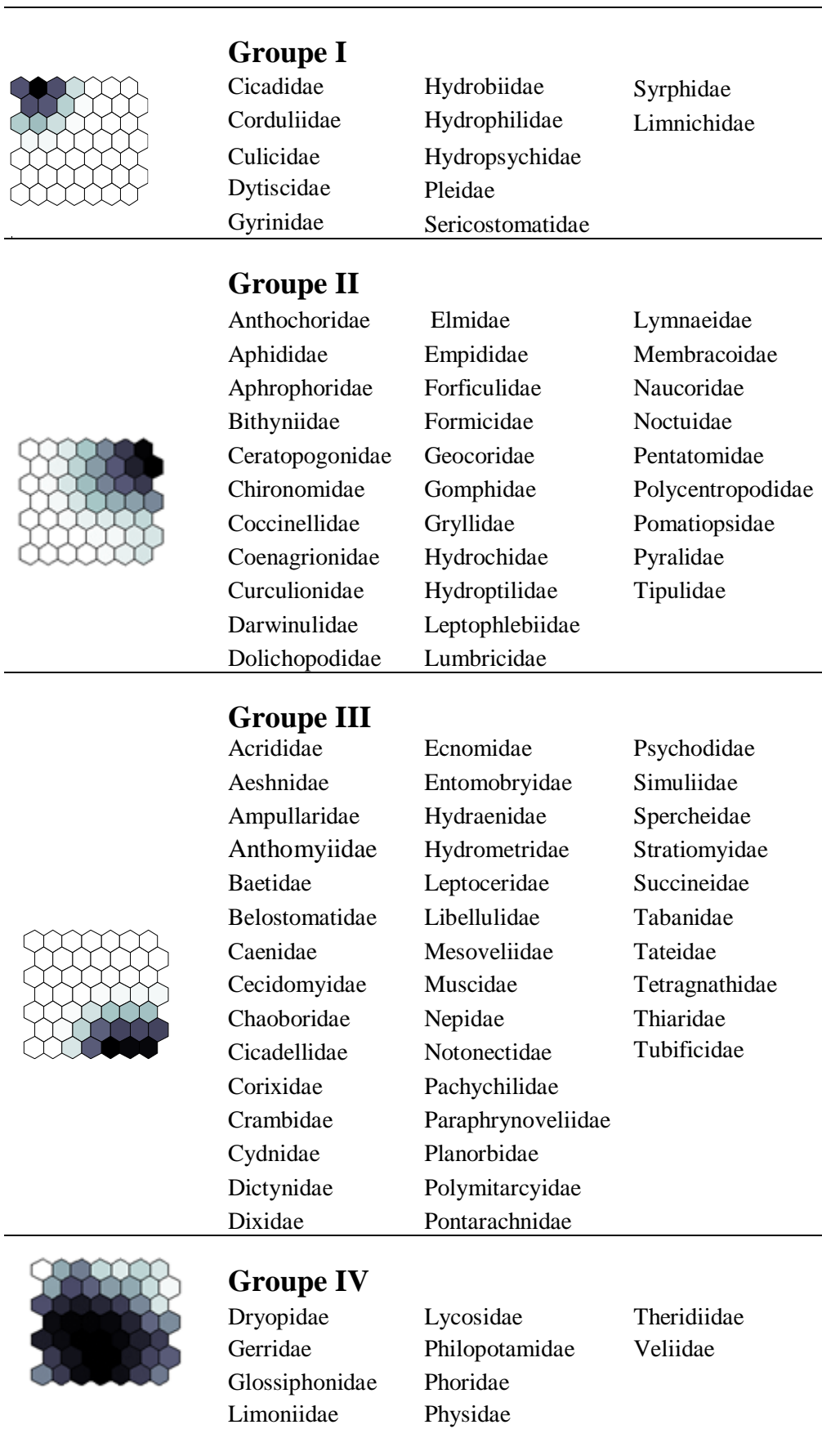


Figure 36 : Regroupement des Familles dans les groupes définis par la SOM

3-2-1-1-6-2. Facteurs déterminant la diversité des familles de macro-invertébrés

Une analyse factorielle discriminante (AFD) est réalisée sur les quatre groupes établis par la SOM (matrice de présence-absence des taxons) et six variables environnementales. Les variables originelles ont été regroupées en trois facteurs dont les deux premiers F1 (88,30 %) et F2 (11,34 %) expriment 99,64 % de l'information. Ces deux facteurs sont retenus pour l'ordination. L'AFD montre que les 4 groupes établis par la SOM se recouvrent.

Cette analyse montre une distinction entre les groupes (I et IV) comprenant moins de familles et les groupes (II et III) renfermant plus de familles. Les groupes I, III et IV sont négativement corrélés à l'axe F1 alors que le groupe II est positivement corrélé. Quant à l'axe F2, il met en opposition les barycentres des groupes I et III, respectivement situés des côtés positif et négatif de cet axe. En revanche, les groupes II et IV qui ont leurs barycentres sur l'axe F2 ne sont pas bien discriminés (Figure 37).

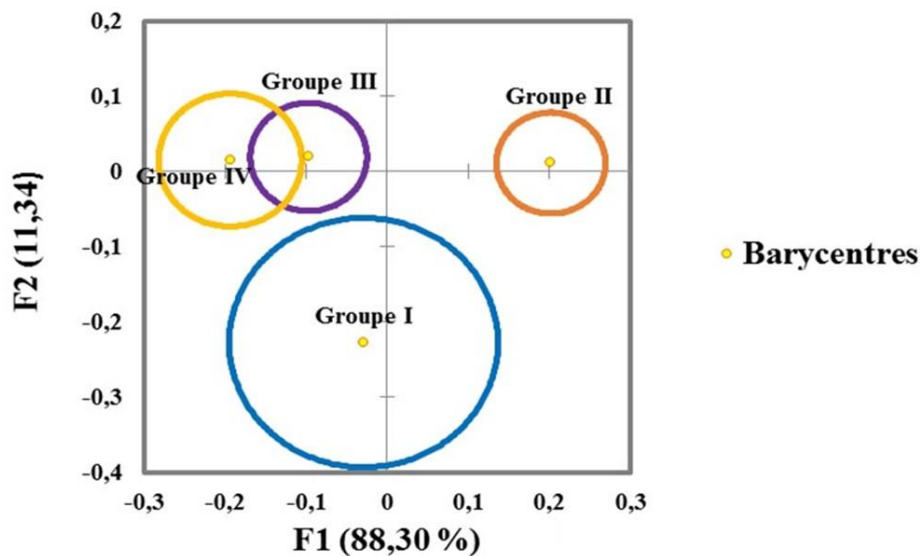


Figure 37 : Cercle de corrélation des variables environnementales discriminants les groupes dans le plan F1 x F2 de l'Analyse Factorielle Discriminante.

AFD effectuée sur les groupes établis par la SOM et des variables abiotiques ; 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). juin 2017-février 2018

Le test de permutation de Monte-Carlo (999 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 est présenté dans le tableau XI. La matrice de confusion établie par la technique de Jackknife indique que les groupes (I à IV) ont des taux de prédiction respectifs de

6,28 %, 72,50 %, 38,36 % et 22,17 %. Dans l'ensemble, 54,48 % des échantillons sont correctement classés dans les groupes définis par la SOM.

Tableau XI : Résultats de la classification obtenue par l'analyse factorielle discriminante et le test 'leave-one-out' de validation croisée

Groupes	Nombres d'échantillons	Nombre d'échantillons des groupes prédits				% de prédiction
		I	II	III	IV	
I	140	0	93	47	0	6,284
II	851	0	617	234	0	72,50
III	743	0	458	285	0	38,36
IV	994	0	272	222	0	22,172
Total	2228	0	1440	788	0	54,48%

Les variables environnementales du milieu discriminant les groupes définis par la SOM sont présentées par la figure 38. Globalement, les paramètres environnementaux sont fortement corrélés aux axes. Cependant, sur l'axe F1, la turbidité et la conductivité sont les paramètres les plus déterminants dans le regroupement des échantillons. Sur l'axe F2, c'est le pH qui discrimine les différents groupes.

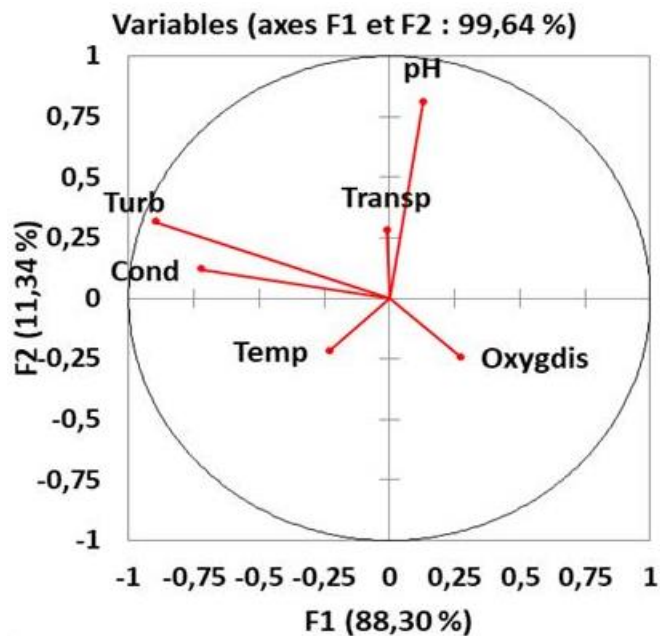


Figure 38 : Cercle de corrélation des variables environnementales discriminant les groupes dans le plan Factoriel F1 x F2 de l'Analyse Factorielle Discriminante.
Temp : température, **Turb** : turbidité, **pH** : potentiel d'Hydrogène, **Cond** : Conductivité, **Oxygdis** : Oxygène dissous.

3-2-1-2. Analyse quantitative des communautés de macro-invertébrés dans les stations hydroécologiques

3-2-1-2-1. Répartition spatiale des individus

Le tableau XII présente le récapitulatif des abondances des macro-invertébrés récoltés aux différentes stations étudiées. Un total de 31135 individus a été prélevé durant l'étude. La station ER1 a enregistré la plus forte abondance de macro-invertébrés avec 2500 individus. Elle est suivie des stations LA4, MA4 et EP4 avec respectivement 2312 individus, 2110 individus et 2084 individus. La plus faible abondance (407 individus) est enregistrée au niveau de la station RU4. Le nombre de macro-invertébrés collectés dans l'ensemble des stations des étangs rizicoles (6569 individus) est supérieur à celui des étangs piscicoles (6295 individus), des canaux (5338 individus), des lacs (5401 individus), des mares (4397 individus) et des ruisseaux (3135 individus).

Au niveau des embranchements, les Arthropodes sont les plus dominants et représentent 40,64 % (12653 individus) de la faune totale (Figure 39a). Les Mollusques occupent la deuxième place avec 35,76 % (11134 individus) et les Annélides occupent la troisième place avec 23,60 % (7348 individus).

Les Insectes constituent la classe de macro-invertébrés la plus abondante (Figure 39b). Elle compte 38,558 % du total des captures (12004 individus). Ils sont suivis des Gastéropodes 35,78 % (11134 individus), des Oligochètes 20,40 % (6349 individus), des Achètes 3,21 % (999 individus), des Arachnides 2,03 % (631 individus).

Tableau XII : Récapitulatif des abondances des macro-invertébrés récoltés aux différentes stations étudiées.

Types d'écosystèmes	Stations	Abondances	Abondance par écosystèmes
Canaux	CN1	1593	5338
	CN2	1390	
	CN3	1175	
	CN4	1180	
Etangs piscicoles	EP1	1489	6295
	EP2	979	
	EP3	1743	
	EP4	2084	
Etangs Rizicoles	ER1	2500	6569
	ER2	1466	
	ER3	1427	
	ER4	1176	
Mares	MA1	633	4397
	MA2	662	
	MA3	992	
	MA4	2110	
Lacs	LA1	817	5401
	LA2	1005	
	LA3	1267	
	LA4	2312	
Ruisseaux	RU1	818	3135
	RU2	1297	
	RU3	613	
	RU4	407	
Total		31135	31135

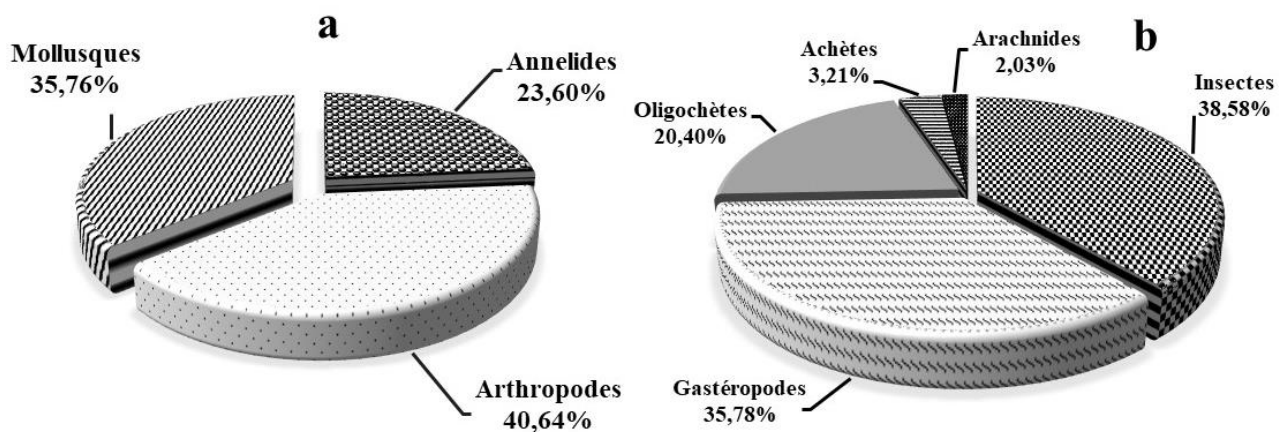


Figure 39 : Pourcentages relatifs en abondances des Embranchements (a) et des Classes (b) de macro-invertébrés dans les stations hydroécologiques de juin 2017-février 2018.

3-2-1-2-2. Variations spatiales de l'abondance des principales classes de macro-invertébrés

La figure 40 présente les variations spatiales des cinq principales classes de macro-invertébrés identifiées dans les écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa. La classe des Insectes qui représentent 60% des organismes dénombrés, domine les communautés de macro-invertébrés aux étangs piscicoles (EP1, EP2, EP3), aux mares (MA1, MA2), au lac (LA2) et aux ruisseaux (RU3 et RU4). Quant à la classe des Gastéropodes, elle domine à plus de 50% dans le canal (CN2), dans tous les étangs rizicoles, dans le lac (LA4) et dans le ruisseau RU2. Aux stations EP4, MA3 et MA4, les Oligochètes dominent avec respectivement 59,31 %, 55,14%, 68,34 %. Les Arachnides et les Achètes affichent des proportions de moins de 20 % aux stations où ils ont été recoltés.

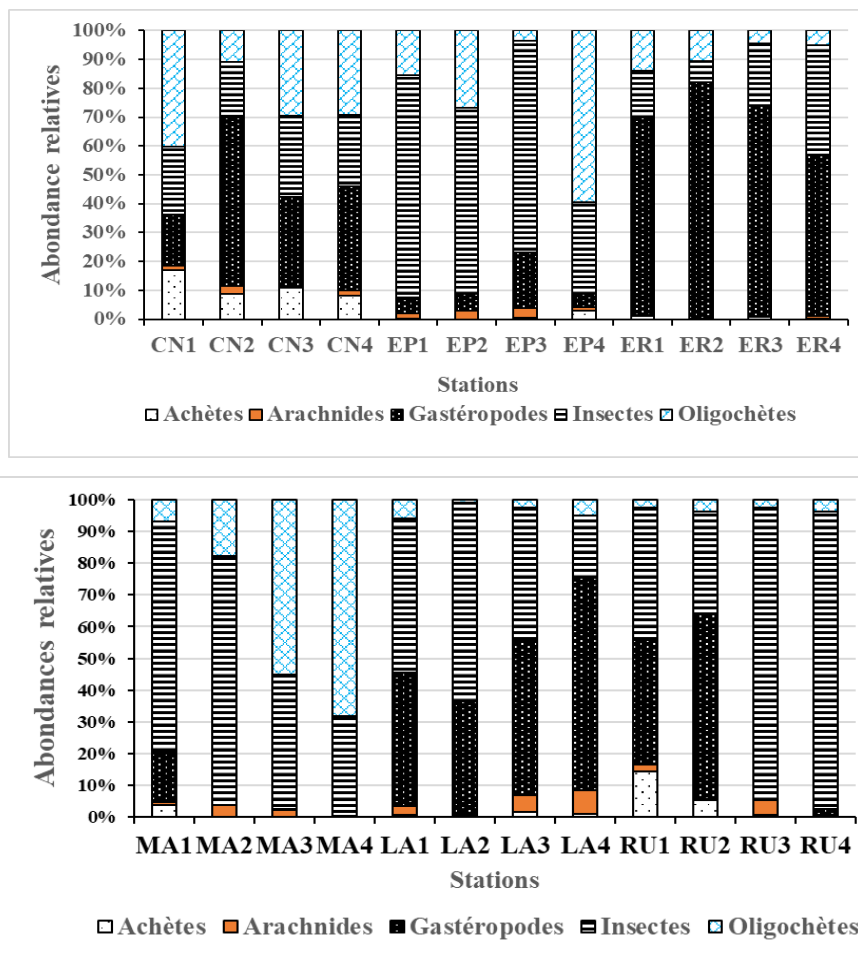


Figure 40 : Variations spatiales de l'abondance relative des principales classes de macro-invertébrés échantillonnées dans les écosystèmes aquatiques de juin 2017- février 2018

Canaux = CN, Etangs piscicoles = EP, étangs rizicoles = ER, lacs : LA, Mares = MA, Ruisseau = RU

3-2-1-2-3. Variations spatiales de l'abondance des principaux ordres de macro-invertébrés

La figure 41 présente les variations spatiales des principaux ordres de macro-invertébrés. Ces ordres constituent au moins 5 % des effectifs totaux des ordres rencontrés. Ainsi, les ordres des Rhynchobdellida (Achètes), des Haplotaxida (Oligochètes), des Trombidiformes (Arachnides), des Littorinimorpha, Basommatophores, Mésogastéropodes et Sorbeoconcha (Gastéropodes), ainsi que six Ordres d'Insectes (les Coléoptères, les Diptères, les Odonates, les Trichoptères, les Ephéméroptères et les Hémiptères) ont été retenus.

Au niveau des canaux, les Haplotaxida dominent aux stations CN1, CN3 et CN4 avec une proportion de plus de 25 %. Au canal CN3, les Trombidiformes sont les plus abondants avec un pourcentage de plus de 25 %.

L'ordre des Diptères est plus important à la station EP1 avec un pourcentage de plus de 30% tandis que les Haplotaxida sont prépondérants aux stations EP2 et EP4 avec des abondances relatives respectives de 25 % et 60 %. L'étang piscicole EP3 est dominé par les Ephéméroptères avec une abondance relative de plus 25 %.

Les Sorbeoconcha sont plus abondants (abondance relative > 40 %) dans les étangs rizicoles ER1 et ER2 alors que les Basommatophores sont majoritaires dans les étangs rizicoles ER3 et ER4 avec des proportions respectives de 30 % et 40 %.

Dans les mares, les Haplotaxida sont dominants aux stations MA3 et MA4 avec plus de 50 % des abondances. Les Diptères sont prépondérants à la station MA1 avec 35 % des abondances relatives. Dans la mare MA2, les Diptères et les Odonates dominent cette communauté avec 25 % des abondances relatives. Les Sorbeoconcha sont majoritaires dans les lacs LA1, LA3 et LA4 avec des proportions respectives de 40 %, 25 % et 65 %. Dans le lac LA2, ce sont les Diptères qui sont dominants avec 30 % des abondances relatives.

Au niveau des ruisseaux, les Diptères et les Trichoptères sont dominants aux stations RU3 et RU4 avec 25 % des abondances relatives chacun. Les Ephéméroptères sont prépondérants dans le ruisseau RU1 avec 20 % des abondances. Les Basommatophores quant à eux sont plus abondants dans le ruisseau RU2 avec plus de 20 % des abondances relatives.

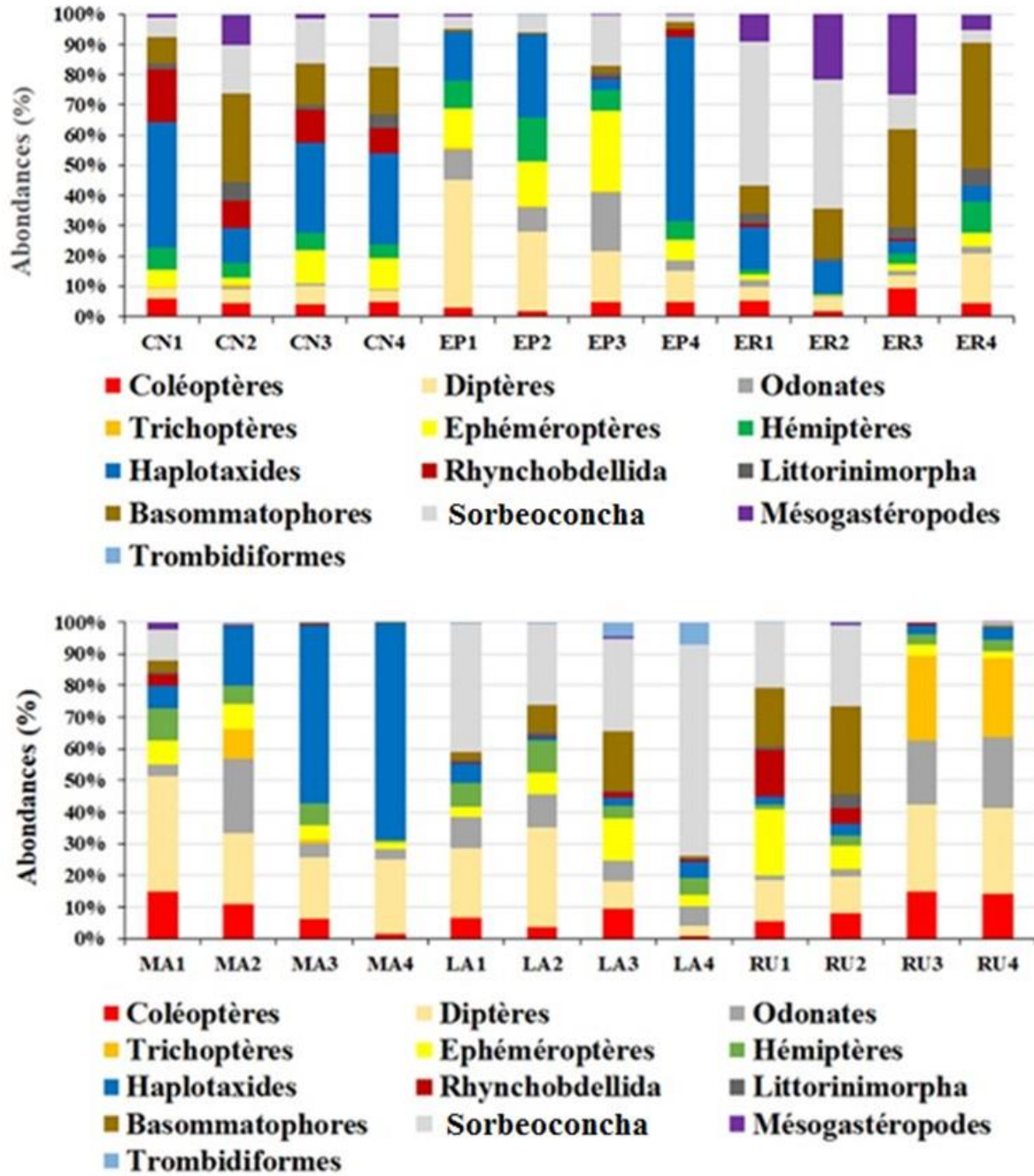


Figure 41 : Variations spatiales de l'abondance relative des principaux ordres de macro-invertébrés échantillonnés dans les écosystèmes aquatiques à Dalaa de juin 2017-février 2018

Canaux = CN, Etangs piscicoles = EP, étangs rizicoles = ER, lacs : LA, Mares = MA, Ruisseau = RU. Les chiffres arabes 1, 2, 3, 4 associés aux sigles des types d'habitats indiquent les différentes stations par type d'habitat.

3-2-1-2-4. Variations spatiales de l'abondance des principales familles de macro-invertébrés

Le tableau XIII présente les variations spatiales des principales familles de macroinvertébrés. Ces familles sont celles qui représentent au moins 5 % des effectifs des familles de macroinvertébrés rencontrés au moins à une des stations. Parmi les 93 familles de macroinvertébrés récoltés, 22 d'entre elles se sont révélées principales. Dans ces principales familles, 12 appartiennent à la classe des Insectes (Baetidae, Belostomatidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Culicidae, Ditiscidae, Hydrophilidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Notonectidae, Hydropsychidae), sept (07) à la classe des Gastéropodes (Ampullariidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Pomatiopsidae, Thiaridae, Hydrobiidae), et un (01) à la classe des Achètes (Glossiphonidae), un (01) à la classe des Oligochètes (Tubificidae) et un (01) à la classe des Arachnides (Pontarachnidae).

Dans les canaux, les familles principales dominantes sont les Tubificidae [(44,35 %, CN1), (30,53 %, CN3), (31,83 % CN4)] et les Physidae (20,73 %, CN2).

Au niveau des étangs piscicoles, la famille des Chironomidae est prépondérante à la station EP1 avec 46,08 % des abondances relatives. Les Tubificidae sont dominants aux stations EP2 (29,37 %) et EP4 (64,57 %) tandis que dans l'étang piscicole EP3. Les Thiaridae sont majoritaires avec 19,32% des abondances relatives. La famille des Thiaridae est également prépondérante dans les étangs rizicoles ER1, ER2 avec des abondances respectives de 51,13 % et 44,83 %. Les Hydrobiidae (26,17 %) et les Lymnaeidae (20,50 %) dominent les communautés respectivement dans les étangs rizicoles ER3 et ER4.

Au niveau des mares, les Tubificidae (Oligochètes) sont abondants aux stations MA2, MA3 et MA4 avec des pourcentages respectives 22,24 %, 63,24 % et 70,74 %. Quant à la mare MA1, elle referme les Chironomidae en majorité avec une proportion de 27,71 %. Les Thiaridae sont les plus abondants dans les lacs LA1, LA3 et LA4 avec des pourcentages respectifs de 43,32 %, 31,53% et 69,29%. A l'exception des autres lacs, les Chironomidae dominent les communautés du lac LA2 avec 31,10 % de l'abondance relative.

Au niveau des ruisseaux, les Thiaridae sont prépondérants aux stations RU1 et RU2 avec des proportions respectives de 20,87% et 27,65% tandis que les Chironomidae sont majoritaires aux stations RU3 et RU4 avec des pourcentages de 28,87% et 26,56%.

Tableau XIII : Abondance relative par classe des principales familles de macro-invertébrés dans les stations de la ville de Daloa

Classes	Familles	Canaux				Etangs piscicoles				Etangs rizicoles			
		CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4
Insectes	Baetidae	4,85	2,27	5,37	6,64	5,51	11,34	8,4	1,67	0,69	0,07	2,42	3
	Leptoplebiidae	1,25	0,16	5,91	4,15	6,59	4,54	16,94	4,97	1,17	0,29	0,32	2,4
	Belostomatidae	2,84	3,81	4,39	1,94	4,03	0,79	1	0,78	0,26	-	1,45	0,9
	Notonectidae	0,49	-	0,27	0,09	0,62	9,98	0,36	1,99	0,35	0,36	0,81	5,2
	Chironomidae	1,73	0,89	6	3,6	46,08	24,38	16,58	9,42	3,12	0,14	1,77	5,6
	Culicidae	0,35	0,08	-	0,09	0,78	3,06	1,78	0,68	1,04	4	1,37	12,10
	Libellulidae	0,07	0,24	0,18	0,28	5,12	2,95	6,05	1,57	0,91	0,36	0,64	1,9
	Coenagrionidae	0,14	0,4	0,27	0,09	5,04	5,22	14,59	1,73	0,82	-	0,24	0,4
	Dytiscidae	1,94	0,81	0,81	0,92	1,24	0,34	3,99	3,51	1,3	0,64	7,17	1,8
	Hydrophilidae	4,09	3,32	2,69	2,68	1,09	0,79	1,07	0,84	3,51	0,79	2,5	2,6
	Hydropsychidae	-	0,65	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-
	Leptoceridae	-	-	0,09	-	0,08	0,11	0,28	0,05	-	-	-	-
Gastéropodes	Ampullaridae	1,25	6,8	1,79	0,92	-	0,34	0,07	0,16	2,08	6,84	13,04	1
	Lymnaeidae	2,49	1,7	2,42	3,69	-	-	0,07	-	0,09	1	10,23	20,5
	Physidae	5,68	20,73	9,49	9,78	0,7	0,11	0,28	1,67	6,54	9,14	8,78	19,4
	Planorbidae	0,07	1,94	0,27	2,12	-	-	2,49	0,37	1,17	0,14	4,43	6,8
	Hydrobiidae	0,9	10,2	1,07	0,65	0,7	-	0,21	0,16	8,05	21,98	26,17	2,2
	Pomatiopsidae	2,01	6,4	1,52	4,61	0,31	0,11	1,49	-	3,55	1,07	4,27	6,5
	Thiaridae	6,72	17,33	15,4	16,97	4,89	6,24	19,22	2,67	51,13	44,83	12,88	4,8
Oligochètes	Tubificidae	44,35	12,15	30,53	31,83	16,93	29,37	4,48	64,57	12,99	8,21	0,56	2,5
Arachnides	Pontarachnidae	0,07	0,24	0,09	0,09	0,16	0,34	0,07	0,05	0,04	-	0,16	0,2
Achètes	Glossiphonidae	18,71	9,88	11,46	8,86	0,23	-	0,5	3,14	1,21	0,36	0,81	0,2

Tableau XIII : (Suite et fin)

Classes	Familles	Mares				Lacs				Ruisseaux			
		MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4
Insectes	Baetidae	5,02	7,03	1,27	1,87	2,04	6,07	7,22	1,00	20,61	1,76	2,55	1,56
	Leptophlebiidae	4,22	1,52	1,16	0,10	1,50	1,38	7,04	1,40	0,90	6,30	1,49	0,94
	Belostomatidae	8,23	0,95	0,81	-	2,04	1,28	0,86	0,14	1,02	2,18	0,21	0,31
	Notonectidae	0,40	0,76	1,85	0,30	2,04	6,39	0,69	4,17	-	0,34	-	-
	Chironomidae	27,71	22,05	19,54	23,60	19,07	31,10	5,67	3,13	11,65	8,74	28,87	26,56
	Culicidae	1,00	0,76	0,23	0,10	3,00	1,70	1,80	0,14	0,13	0,08	0,21	0,63
	Libellulidae	1,61	15,40	2,89	1,67	2,59	4,05	4,04	1,59	0,77	1,01	15,07	20,94
	Coenagrionidae	2,21	7,22	1,39	0,30	6,54	5,32	1,46	3,67	0,38	0,84	1,06	0,63
	Dytiscidae	12,05	4,94	4,16	1,03	3,81	2,02	7,30	0,54	2,82	5,04	15,29	13,13
	Hydrophilidae	4,62	6,84	1,62	0,15	2,86	1,17	2,32	0,09	2,56	1,60	1,91	2,19
	Hydropsychidae	-	3,80	-	0,10	-	-	-	-	-	0,17	7,43	3,13
Leptoceridae	-	5,13	1,04	-	-	0,11	-	0,18	-	-	21,87	25,00	
Gastéropodes	Ampullariidae	0,40	-	0,12	-	0,54	-	0,86	-	2,05	3,28	-	-
	Lymnaeidae	1,00	-	-	-	-	-	-	-	5,76	2,77	-	-
	Physidae	2,21	-	-	-	1,50	3,09	7,99	0,14	2,43	15,04	-	-
	Planorbidae	1,00	-	0,35	0,05	0,95	6,18	11,34	0,59	8,71	8,91	0,21	0,94
	Hydrobiidae	1,81	-	-	-	-	0,21	0,34	-	-	0,25	-	0,31
	Pomatiopsidae	0,80	-	-	-	0,41	1,17	0,34	0,23	1,28	4,62	-	0,31
	Thiaridae	12,25	0,19	-	-	43,32	26,94	31,53	69,29	20,87	27,65	0,21	0,63
Oligochètes	Tubificidae	8,84	22,24	63,24	70,74	6,54	0,85	2,66	5,21	2,69	3,45	2,97	2,81
Arachnides	Pontarachnidae	-	0,95	0,23	-	0,54	0,43	4,73	7,43	0,26	0,34	-	-
Achètes	Glossiphonidae	4,62	0,19	0,12	-	0,68	0,53	1,80	1,09	15,11	5,63	0,64	-

3-2-1-2-5. Variations spatiales de l'abondance des principaux taxons de macro-invertébrés

Le tableau XIV présente les variations spatiales des principaux taxons de macro-invertébrés. Ces taxons constituent au moins 5 % des effectifs des taxons rencontrés au moins à une des stations. Les insectes sont principalement représentés par 14 taxons (*Diplonychus* sp., *Liodessus* sp., *Chironomus formosipennis*, *Nilodorum brevivalpis*, *Nilodorum fractilobus*, *Polypedilum fuscipenne*, *Polypedilum* sp., *Smittia* sp., *Aedes* sp., *Pelocarantha titan*, *Cloeon* sp., *Pseudagrion punctum*, *Trithemis weneri* et *Setodes* sp.). Les Gastéropodes sont représentés par 5 taxons (*Aplexa marmorata*, *Cleopatra bulimoides*, *Lymnaea truneatula*, *Melanoïdes tuberculata* et *Pila ovata*). Ensuite, il y a un (01) taxon d'Oligochètes (*Ophidonais serpentina*), un (01) taxon d'Achètes (*Alboglossiphonia* sp) et un (01) taxon d'Arachnides (*Litarachna lopezsea*).

L'espèce *Ophidonais serpentina* (Oligochètes) domine les communautés de macro-invertébrés dans les canaux CN1, CN3 et CN4 avec des abondances respectives de 50, 63 %, 34,69 % et 37,46 %. Les taxons *Melanoïdes tuberculata* et *Aplexa marmorata* sont prépondérants dans le canal CN2 avec des abondances de 21,04 % et 24,68 %.

L'espèce *Ophidonais serpentina* (Oligochètes) est également majoritaire dans les étangs piscicoles EP1, EP2 et EP4 avec des proportions respectives de 21,94 %, 38,89 % et 74,34 %. *Pelocarantha titan* (Insectes) et *Melanoïdes tuberculata* (Gastéropodes) dominent dans l'étang piscicole EP3 avec des pourcentages respectifs de 22,69 % et 25,74 %.

L'espèce *Melanoïdes tuberculata* est prépondérante dans les étangs rizicoles ER1 et ER2 avec des abondances respectives de 59,83 % et 46,76 %. Dans l'étang rizicole ER3, l'espèce *Cleopatra bulimoides* est dominante avec 32,17 %. Dans l'étang rizicole ER4 l'espèce *Lymnaea truneatula* est dominante avec 29,71 %.

L'espèce *Ophidonais serpentina* est en majorité dans les mares MA2, MA3 et MA4 avec des fortes abondances respectives de 40,48%, 80,92% et 78,81%. Les espèces *Smittia* sp. et *Melanoïdes tuberculata* sont prépondérantes dans la mare MA1 avec 14,39 % et 14,88 % des abondances relatives, dans les lacs LA1, LA2, LA3 et LA4 avec respectivement 56,58 %, 40,22 %, 44,48 % et 76,96%, dans les ruisseaux RU1(27,63 %) et RU2(37,69 %). L'espèce *Setodes* sp. est majoritairement représentée dans les ruisseaux RU3 et RU4 avec 35 % et 41,44 % des abondances relatives.

Tableau XIV : Abondances relatives des principaux taxons de macro-invertébrés de la ville de Daloa de juin 2017-Février 2018

Classes	Taxons	Canaux				Etangs piscicoles				Etangs rizicoles			
		CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4
Insectes	<i>Aedes</i> sp.	0,08	-	-	-	0,91	2,25	2,10	0,24	0,25	4,02	-	12,03
	<i>Chironomus formosipennis</i>	0,55	-	0,51	0,11	4,95	5,71	1,62	0,18	-	-	0,30	0,87
	<i>Pelocarantha titan</i>	1,42	0,20	6,71	4,89	8,59	6,01	22,69	5,72	1,37	0,30	0,40	3,48
	<i>Polypedilum</i> sp.	1,11	0,29	1,12	1,19	15,98	7,36	8,67	1,27	0,10	0,15	1,09	0,72
	<i>Nilodorum fractilobus</i>	-	-	0,71	-	11,93	1,05	0,48	2,35	1,32	-	0,20	2,61
	<i>Polypedilum fuscipenne</i>	0,08	0,20	0,71	1,09	2,73	4,05	2,00	0,24	0,05	-	0,20	1,16
	<i>Nilodorum brevivalpis</i>	-	0,10	1,42	-	9,61	8,56	4,96	1,51	0,25	-	-	0,43
	<i>Pseudagrion punctum</i>	-	-	-	-	2,93	1,20	9,34	0,48	0,20	-	0,10	0,29
	<i>Smittia</i> sp.	0,24	-	-	-	-	0,30	-	0,06	0,05	0,15	0,89	0,29
	<i>Trithemis weneri</i>	-	0,10	0,10	-	-	-	0,19	0,18	0,20	-	0,30	-
	<i>Cloeon</i> sp.	5,54	2,75	6,10	7,71	7,18	15,02	11,25	1,81	0,71	0,07	2,98	3,91
	<i>Diplonychus</i> sp.	1,58	2,26	2,64	1,74	4,04	0,30	0,86	0,60	0,30	-	1,49	0,58
	<i>Setodes</i> sp.	-	-	0,10	-	0,10	-	0,29	0,06	-	-	-	-
<i>Liodessus</i> sp.	0,55	0,29	0,10	0,33	0,51	-	2,48	3,37	0,71	0,22	4,57	1,01	
Gastéropodes	<i>Aplexa marmorata</i>	6,41	24,68	9,87	10,53	0,91	0,15	0,38	1,93	7,65	9,53	9,43	27,97
	<i>Cleopatra bulimoides</i>	0,79	12,00	1,22	0,54	0,91	-	0,19	-	9,12	22,93	32,17	3,19
	<i>Lymnaea truneatula</i>	2,85	2,06	2,75	4,34	-	-	0,10	-	0,10	1,04	12,61	29,71
	<i>Melanoides tuberculata</i>	7,67	21,04	17,50	19,98	6,37	8,26	25,74	3,07	59,83	46,76	15,89	6,96
	<i>Pila ovata</i>	1,34	8,06	2,03	0,33	-	0,45	-	0,12	1,62	6,11	15,69	0,58
Achètes	<i>Alboglossiphonia</i> sp.	19,07	10,91	11,60	9,66	0,20	-	0,57	2,41	0,91	0,15	0,79	0,29
Arachnides	<i>Litarachna lopezzei</i>	0,08	0,29	0,10	0,11	0,20	0,45	0,10	0,06	0,05	-	0,20	0,29
Oligochètes	<i>Ophidonais serpentina</i>	50,63	14,75	34,69	37,46	21,94	38,89	6,01	74,34	15,20	8,56	0,70	3,62

Tableau XIV : (Suite et fin)

Classes	Taxons	Mares				Lacs				Ruisseaux			
		MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4
Insectes	<i>Aedes</i> sp.	-	1,04	0,30	-	1,25	0,95	2,18	0,15	-	-	-	-
	<i>Chironomus formosipennis</i>	12,20	3,81	1,04	15,97	5,52	30,52	0,48	0,15	5,93	3,09	3,18	1,10
	<i>Pelocarantha titan</i>	5,12	2,77	1,48	0,11	1,96	2,07	9,94	1,56	1,19	8,59	3,18	1,66
	<i>Polypedilum</i> sp.	4,88	9,69	3,99	1,32	8,90	3,82	3,52	1,26	2,03	1,15	26,36	12,71
	<i>Nilodorum fractilobus</i>	2,20	5,19	0,30	-	1,60	-	0,48	0,60	0,51	0,11	-	-
	<i>Polypedilum fuscipenne</i>	2,44	5,19	1,63	0,27	0,71	-	0,24	0,40	1,69	0,92	12,73	12,15
	<i>Nilodorum brevipalpis</i>	0,98	0,69	0,30	0,33	1,42	2,86	0,24	0,40	0,17	1,37	-	-
	<i>Pseudagrion punctum</i>	-	3,11	1,48	0,05	2,67	-	0,36	1,51	0,34	0,34	0,91	1,10
	<i>Smittia</i> sp.	14,39	0,69	1,92	0,22	1,78	0,16	0,24	-	0,34	2,75	0,91	1,66
	<i>Trithemis weneri</i>	-	0,69	-	-	0,36	0,95	-	-	-	-	1,82	11,60
	<i>Cloeon</i> sp.	6,10	12,80	1,63	2,09	2,67	9,06	10,18	1,11	27,29	2,41	5,45	2,76
	<i>Diplonychus</i> sp.	8,29	0,69	0,59	-	1,78	1,11	0,48	0,15	0,68	1,72	0,45	-
	<i>Setodes</i> sp.	-	8,65	1,04	-	-	-	-	0,20	-	-	35,00	41,44
<i>Liodessus</i> sp.	8,29	2,08	2,96	0,82	0,18	0,95	2,91	0,20	1,86	3,78	2,27	7,73	
Gastéropodes	<i>Aplexa marmorata</i>	2,68	-	-	-	1,96	4,61	11,27	0,15	2,88	20,39	-	-
	<i>Cleopatra bulimoides</i>	0,49	-	-	-	-	0,16	0,48	-	-	-	-	-
	<i>Lymnaea truneatula</i>	1,22	-	-	-	-	-	-	-	7,63	3,78	-	-
	<i>Melanooides tuberculata</i>	14,88	0,35	-	-	56,58	40,22	44,48	76,96	27,63	37,69	0,45	1,10
	<i>Pila ovata</i>	-	-	-	-	0,53	-	0,12	-	0,51	1,60	-	-
Achète	<i>Alboglossiphonia</i> sp.	5,12	0,35	0,15	-	0,89	0,64	1,94	1,16	15,42	5,15	0,91	-
Arachnides	<i>Litarachna lopezzei</i>	-	1,73	0,30	-	0,71	0,64	6,67	8,25	0,34	0,46	-	-
Oligochètes	<i>Ophidonais serpentina</i>	10,73	40,48	80,92	78,81	8,54	1,27	3,76	5,78	3,56	4,70	6,36	4,97

3-2-1-2-6. Variations saisonnières des individus dans les stations

Les variations saisonnières des abondances des macroinvertébrés de l'ensemble des écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles, étangs rizicoles, lacs, mares et ruisseaux) de la ville de Daloa sont illustrées par la figure 42. Les plus grandes abondances sont enregistrées au niveau de la saison sèche avec des effectifs respectifs de 3259 individus dans les canaux, 3688 individus dans les étangs piscicoles, 3623 individus dans les étangs rizicoles, 3076 individus dans les mares et de 2856 individus dans les lacs.

Au niveau des ruisseaux, 1780 individus ont été récoltés pendant la saison pluvieuse tandis que l'on a enregistré 1355 individus durant la saison sèche.

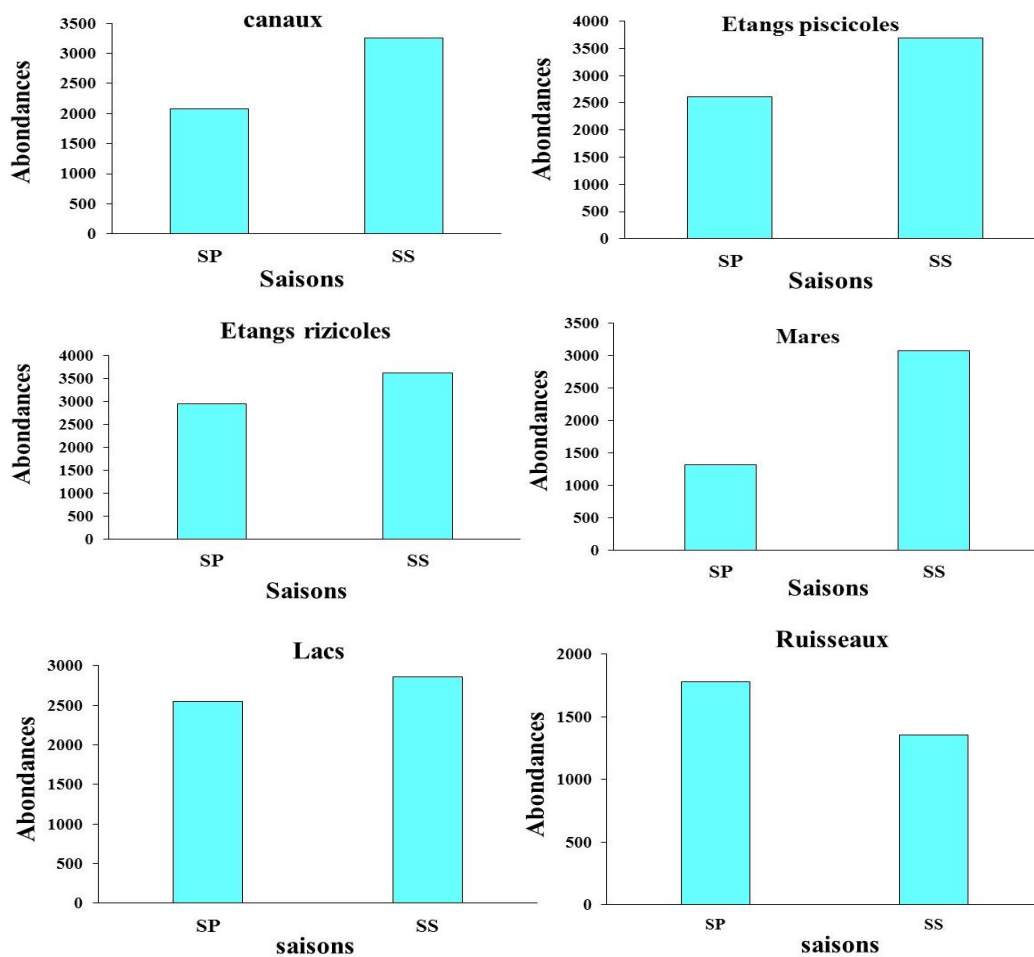


Figure 42 : Variations saisonnières de l'abondance relative des individus de macro-invertébrés échantillonnés dans les écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-Février 2018
SP : Saison pluvieuse, SS : Saison sèche

3-2-1-2-7. Variations saisonnières de l'abondance relative des principales classes de macro-invertébrés

Le tableau XV fait état de la répartition saisonnière de l'abondance relative des cinq classes de macro-invertébrés récoltées aux 24 stations d'échantillonnage.

Les Achètes ont enregistré leur forte abondance relative en saison sèche avec 15,82 % dans le canal CN1. La valeur maximale de l'abondance relative des Achètes est observée pendant la saison pluvieuse dans le canal CN1 avec 21,34 %.

L'abondance relative la plus élevée des Arachnides a été observée en saison sèche avec 7,78 % dans le lac LA4. La valeur maximale de l'abondance relative des Arachnides est observée pendant la saison pluvieuse dans le lac LA4 avec 6,83 %.

La forte abondance relative des Gastéropodes est observée au cours de la saison sèche avec 79,35 % dans l'étang rizicole ER3. Les Gastéropodes ont été plus abondants en saison pluvieuse dans l'étang rizicole ER2 avec 89,12 %.

Dans le ruisseau RU3, les Insectes sont plus abondants en saison pluvieuse avec 98,74 %. La même station RU3 est majoritairement constituée des Insectes pendant la saison sèche avec 87,43 %.

Les Oligochètes ont été plus abondants en saion sèche dans le mare MA4 avec 71,1 %. Ils sont préponderants en saison pluvieuse dans la mare MA3 avec 65,79 %.

Tableau XV : Variation saisonnière de l'abondance des principales classes de macro-invertébrés échantillonnés dans la ville de Daloa de juin 2017-Février 2018

Stations	Classe									
	Achète		Arachnide		Gastéropode		Insecte		Oligochète	
	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP
CN1	15,82	21,34	1,5	2,44	14,79	28,96	22,39	27,44	45,49	19,82
CN2	7,25	10,85	4,63	0,34	67	47,97	17	20,51	4,13	20,34
CN3	10,97	10,74	0,51	0,26	28,44	36,32	20,79	43,22	39,29	9,46
CN4	11,46	6,36	3,66	0,65	24,63	42,21	30,24	21,95	30	-
EP1	0,44	-	2,48	1,12	6,28	5,22	68,03	84,45	22,77	9,2
EP2	-	-	3,26	2,3	8,9	-	70,18	51,15	17,66	46,56
EP3	0,98	0,09	6,23	1,86	2,95	28,36	81,97	68,37	8,87	1,33
EP4	3,49	-	0,64	4,37	4,71	6,64	20,49	84,97	70,66	6,01
ER1	2,14	0,08	0,08	0,49	55,76	82,25	16,76	14,67	25,26	2,51
ER2	-	1,33	-	-	79,16	89,12	7,81	6,37	13,04	3,18
ER3	0,5	0,96	-	0,8	79,35	64,37	13,56	32,42	6,59	1,44
ER4	-	0,28	1,51	0,56	24,84	75,56	62,63	22,33	11,02	1,26
MA1	11,68	-	2,03	0,46	31,98	8,94	40,1	86,93	14,21	3,67
MA2	0,25	-	4,95	1,16	0,25	-	76,49	81,78	18,07	17,05
MA3	0,22	-	4,42	0,19	0,88	-	51,88	34,01	42,6	65,79
MA4	-	-	0,049	4,49	-	1,124	28,85	88,76	71,1	5,62
LA1	0,59	0,63	3,85	2,29	5,03	68,06	78,11	27,77	12,43	1,25
LA2	0,6	0,39	0,4	0,79	36,35	34,26	61,04	64,54	1,61	-
LA3	2,68	0,19	6,69	3,27	46,32	51,73	40,16	44,81	4,15	-
LA4	1,89		7,78	6,83	60,88	74,69	21,05	17,71	8,41	0,77
RU1	7,91	17,35	5,53	0,35	62,06	29,03	19,37	51,86	5,14	1,42
RU2	8,11	2,6	0,49	0,43	76,49	42,05	12,41	50,29	2,48	4,62
RU3	-	-	7,49	0,42	0,27	0,42	87,43	98,74	4,01	0,42
RU4	-	-	1,61	0,35	0,81	2,13	92,74	94,33	4,84	3,19

SS : Saison sèche, SP : Saison pluvieuse, CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, LA = Lacs, RU = Ruisseaux, - = Absent

3-2-1-2-8. Variations saisonnières de l'abondance des principaux ordres de macro-invertébrés

Le tableau XVI présente les variations saisonnières des principaux Ordres de macro-invertébrés.

Les Coléoptères dominent dans la mare MA1 avec 18,05 % en saison pluvieuse et dans le ruisseau RU4 en saison sèche avec 34,71 %. L'ordre des Diptères est prépondérant en saison pluvieuse à la station EP1 (53,94 %) et en saison sèche à la station ER4 (35,5 %). L'ordre des Epheméroptères est plus important dans l'étang piscicole EP3 en saison sèche avec 38,83 % des abondances relatives tandis qu'il est plus représenté en saison pluvieuse à la station CN3 avec 19,48 %. L'ordre des Hémiptères est majoritaire avec 14,49 % dans le lac LA2 en saison des pluies. Les Hémiptères (14,65 %) sont majoritairement représentés dans l'étang piscicole EP1. L'ordre des Trichoptères est abondant dans le ruisseau RU3 avec 38,72 % en saison pluvieuse et dans le ruisseau RU4 avec 23,14 % en saison sèche. L'ordre des Odonates est dominant en saison sèche au niveau de la mare MA2 avec 18,53 % des abondances. Les Odonates (30,83 %) sont majoritairement représentés dans la mare MA2 en saison pluvieuse.

L'ordre des Littorinimorpha domine parmi les communautés de macro-invertébrés récoltés en saison sèche dans l'étang rizicole ER3 avec 4,85 % des abondances et avec 8,48 % dans le canal CN2 en saison pluvieuse. L'ordre des Mésogastéropodes est prépondérant en saison pluvieuse à la station ER2 (15,38 %) et en saison sèche à la station ER3 (38,72 %). L'ordre des Sorbeoconcha est dominant dans le lac LA4 en saison pluvieuse avec 74,48 % des abondances relatives. Il est abondant en saison sèche dans lac LA4 avec 60,42 % des abondances. Les Basommatophores (35,18 %) dominent au canal CN2 en saison sèche. Les Basommatophores (59,12 %) sont prépondérants à l'étang rizicole ER4 pendant la saison pluvieuse.

L'ordre des Rhynchobdellida est prépondérant en saison pluvieuse avec 22,65 % et en saison sèche avec 16,24 % à la station CN1.

L'ordre des Haplotaxides domine dans l'étang piscicole EP4 en saison sèche avec une abondance relative de 71,32 %. Cet Ordre est plus abondant dans l'étang piscicole EP2 en saison pluvieuse avec 48,13 %.

L'ordre des Trombidiformes est prépondérant en saison pluvieuse avec 6,52 % et en saison sèche avec 7,66 % à la station LA4.

Tableau XVI : Variation saisonnière de l'abondance relative des principaux Ordres de macro-invertébrés échantillonnés dans la ville de Daloa de juin 2017-Février 2018

Classes	Ordres	SAISONS	Canaux				Etangs piscicoles				Etangs rizicoles			
			CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4
Insecte	Coléoptère	SS	5,442	5,41	5,06	5,48	3,17	1,68	3,44	4,87	7,01	1,46	6,47	6,96
		SP	7,44	3,22	2,07	4,23	2,79	1,69	5,54	4,25	3,1	2,38	13,21	2,68
	Diptère	SS	3,24	1,75	2,07	1,3	28,09	33,07	19,6	3,34	3,34	5,69	4,98	35,5
		SP	3,55	8,31	14,28	5,43	53,94	11,186	15,32	47,11	5,63	1,06	3,17	4,66
	Ephéméroptère	SS	4,95	0,81	6,62	16,97	12,08	16,38	38,83	5,4	1,99	0	0,49	4,26
		SP	8,73	4,074	19,48	6,88	13,23	12,203	20,59	13,06	1,55	1,32	5,01	4,95
	Hémiptère	SS	7,79	6,22	5,45	4,69	14,65	15	7,07	5,75	1,99	0,27	1,369	12,58
		SP	5,17	3,39	6,49	4,1	4,7	13,22	6,83	8,2	1,63	0,79	6,02	8,62
	Trichoptère	SS	0,16	0,13	0,129	-	1,35	0,15	0,72	0,05	-	-	-	-
		SP	-	1,35	-	-	0,12	-	0,09	-	-	-	-	-
	Odonate	SS	0,24	0,94	0,38	0,52	9,81	5,81	17,24	0,88	2,15	0,36	0,12	3,82
		SP	0,64	0,16	0,77	0,39	10,43	13,55	20,4	16,1	2,61	0,79	3,01	1,13
Gastéropode	Littorinimorpha	SS	1,78	4,46	1,68	1,04	-	0,15	0,18	-	3,18	0,55	4,85	4,49
		SP	2,58	8,48	1,03	6,22	0,5	-	1,85	-	3,51	2,38	2,34	6,36
	Mésogastéropodes	SS	0,56	16,23	1,16	0,52	1,35	-	0,9	-	9,48	23,87	38,72	6,29
		SP	3,23	2,37	2,33	1,32	-	-	0,18	0,91	8,57	15,38	10,03	4,66
	Sorbeoconcha	SS	4,79	16,23	16,62	19,84	4,83	8,4	1,27	2,7	30,59	36,36	13,2	1,34
		SP	12,29	15,95	11,42	14,3	3,94	-	24,28	1,51	65,11	61,53	9,03	5,94
	Basommatophore	SS	7,96	35,18	9,48	4,96	0,3	0,61	0,9	2,05	12,66	18,36	22,66	13,25
		SP	12,62	21,22	21,55	21,19	0,89	-	3,32	2,12	5,63	9,81	45,31	59,12
Achète	Rhynchobdellida	SS	16,24	7,84	11,16	12,27	0,45	-	1,08	3,52	2,15	-	0,49	-
		SP	22,65	10,86	10,9	6,49	-	-	0,09	0	0,08	1,32	1	0,28
Oligochète	Haplotaxide	SS	46,71	4,46	40	32,11	23,56	18,22	8,7	71,32	25,33	13,03	6,6	11,46
		SP	21,03	20,37	9,61	29,4	9,41	48,13	1,38	6,68	2,53	3,18	1,5	1,27
Arachnide	Trombidiforme	SS	0,081	0,27	0,12	0,26	0,3	0,45	-	0,05	0,07	-	-	-
		SP	-	0,16	-	-	-	-	0,09	-	-	-	0,33	0,28

SP : Saison pluvieuse, SS : Saison sèche, CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, LA = Lacs, MA = Mares, RU = Ruisseaux, - = Absents

Tableau XVI : (Suite et fin)

Classes	Ordres	Saisons	Mares				Lacs				Ruisseaux				
			MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4	
Insectes	Coléoptères	SS	7,32	14,88	11,16	0,34	14,77	2,41	11,38	0,47	7,17	4,34	22,15	34,71	
		SP	18,05	4,58	2,23	28,57	1,06	4,83	6,53	0,97	4,97	11,39	4,68	5,07	
	Diptères	SS	13,08	19,58	18,13	23,31	42,76	36,42	9,05	3,94	8,43	3,17	29,73	18,18	
		SP	47,22	27,08	20,67	25	8,10	26,76	8,46	2,43	14,56	18,83	23,40	31,15	
	Ephéméroptères	SS	11,51	9,92	7,20	1,83	2,20	4,23	10,97	3,08	1,68	1,34	2,33	0,82	
		SP	5,55	4,58	2,23	9,52	4,26	9,86	16,53	3,70	29,12	12,85	5,10	2,53	
	Hémiptères	SS	8,37	6,26	7,90	0,69	12,26	5,84	4,80	8,76	2,10	2,17	4,37	9,09	
		SP	11,34	5,41	6,14	2,38	4,26	14,49	3,46	1,46	1,06	3,80	2,12	1,44	
	Trichoptères	SS	-	9,92	2,55	0,05	-	-	-	0,31	-	0,33	18,65	23,14	
		SP	-	9,16	-	1,19	-	0,20	-	-	-	-	38,72	25,72	
	Odonates	SS	-	18,53	6,51	2,48	8,49	12,27	4,12	4,18	0,42	0,50	17,20	8,26	
		SP	5,09	30,83	2,79	26,19	10,23	8,24	9,81	8,56	1,95	3,65	25,10	28,62	
	Gastéropodes	Littorinimorpha	SS	-	-	-	-	0,31	-	0,27	-	2,95	3,51	-	-
			SP	0,92	-	-	-	0,42	2,21	0,38	0,48	0,53	4,96	-	0,36
Mésogastéropodes		SS	2,09	-	-	-	-	0,20	1,10	-	-	0,50	-	-	
		SP	2,31	-	-	-	-	0,20	0,19	-	-	0,73	-	0,36	
Sorbeoconcha		SS	28,79	0,26	-	-	-	21,52	22,77	60,42	40,50	42,07	-	0,82	
		SP	1,38	-	-	-	67,80	29,37	38,65	74,48	11,90	11,24	0,42	0,36	
Basommatophores		SS	2,09	-	0,93	-	5,03	14,68	23,32	0,78	22,78	31,05	0,29	-	
		SP	4,39	-	-	1,19	1,27	2,81	12,50	0,58	16,69	24,96	-	1,08	
Achètes	Rhynchobdellida	SS	12,04	0,26	0,23	-	0,62	0,60	2,74	1,89	8,43	8,18	0,87	-	
		SP	-	-	-	-	0,63	0,40	0,19	0	17,41	2,62	-	-	
Oligochètes	Haplotaxides	SS	14,65	19,06	44,88	71,27	13,20	1,60	4,25	8,45	5,49	2,50	4,37	4,95	
		SP	3,70	18,33	65,92	5,95	1,27	-	-	0,77	1,42	4,67	0,42	3,26	
Arachnides	Trombidiformes	SS	-	1,31	0,47	-	0,31	0,20	5,21	7,66	-	0,33	-	-	
		SP	-	-	-	-	0,64	0,60	3,27	6,52	0,36	0,29	-	-	

SP : Saison pluvieuse, SS : Saison sèche, CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, LA = Lacs, MA = Mares, RU = Ruisseaux, - = Absents

3-2-1-2-9. Variations saisonnières de l'abondance des principales familles de macro-invertébrés

Le tableau XVII présente les variations saisonnières des 22 principales familles de macro-invertébrés dont 12 appartiennent à la classe des Insectes (Baetidae, Belostomatidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Culicidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Notonectidae, Hydropsychidae), 07 à la classe des Gastéropodes (Ampullariidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Pomatiopsidae, Thiaridae et Hydrobiidae), une (01) issue de la classe des Achètes (Glossiphonidae), une (01) issue de la classe des Oligochètes (Tubificidae) et une (01) de la classe des Arachnides (Pontarachnidae). La famille des Tubificidae (Oligochètes) est majoritaire avec 100 % (MA4) en saison sèche. Cette famille domine avec une abondance de 100 % dans les mares MA2 et MA3 en saison pluvieuse. Les Baetidae domine en saison sèche dans le canal CN4 avec 57,45 % alors qu'ils sont abondants en saison pluvieuse dans le ruisseau RU1 avec 58,39 %. Les Hydrophilidae sont en majorité dans l'étang rizicole ER1 en saison sèche avec une proportion de 44,44 %. Dans l'étang rizicole ER2, les Hydrophilidae sont abondants en saison pluvieuse avec une abondance de 20 %. Dans l'étang rizicole ER3, les Dytiscidae sont prépondérants en saison sèche avec 46,91 %. La famille des Dytiscidae domine également dans l'étang rizicole ER3 en saison pluvieuse avec 33,77 %. La famille des Culicidae domine en saison sèche avec une abondance de 54,93 % à la station ER4. Les Culicidae dominent en saison pluvieuse avec 3,37 % à la station EP3. Le canal CN2 est marqué par une forte abondance des Belostomatidae en saison sèche avec un pourcentage de 40 %. Les Belostomatidae sont prépondérants en saison pluvieuse dans le canal CN2 avec une abondance de 19,74 %.

Dans la mare MA4, les Chironomidae dominent avec une abondance de 86,52 % en saison sèche. La famille des Chironomidae est abondante en saison pluvieuse dans l'étang piscicole EP1 avec 68,91 %. L'étang piscicole EP3 est marqué par une forte abondance des Coenagrionidae en saison sèche avec un pourcentage de 15,43 %. Les Coenagrionidae sont prépondérants en saison pluvieuse dans le lac LA4 avec une abondance de 36,49 %. Dans le ruisseau RU3, les Hydropsychidae dominent avec une abondance de 7,42 % en saison sèche. La famille des Hydropsychidae est abondante en saison pluvieuse dans le canal CN2 avec 10,53 %. Dans le ruisseau RU4, les Leptoceridae sont prépondérants en saison sèche avec 26,04 %. La famille des Leptoceridae domine dans le ruisseau RU3 en saison pluvieuse avec 33,67 %. Dans l'étang piscicole EP3, les Leptophlebiidae dominent avec une abondance de 36,17 % en saison sèche. La famille des Leptophlebiidae est abondante en saison pluvieuse dans l'étang rizicole ER2 avec 26,67 %. Les Notonectidae sont en majorité dans le lac LA4 en saison sèche

avec une proportion de 42,23 %. Dans l'étang rizicole ER4, les Notonectidae sont abondants en saison pluvieuse avec une abondance de 33,56 %.

Dans la mare MA2, les Libellulidae dominant avec une abondance de 17,39 % en saison sèche. La famille des Libellulidae est abondante en saison pluvieuse dans le ruisseau avec 27,88 %.

Dans l'étang rizicole ER4, les Lymnaeidae dominant avec une abondance de 36,27 % en saison sèche. La famille des Lymnaeidae est abondante en saison pluvieuse dans l'étang piscicole EP4 avec 31,16 %. Dans le canal CN2, les Ampullaridae dominant avec une abondance de 10,67 % en saison sèche. La famille des Ampullaridae est abondante en saison pluvieuse dans l'étang rizicole ER3 avec 25,81 %. La famille des Thiaridae est abondante en saison sèche avec une abondance de 55,44 % dans le lac LA2. Les Thiaridae dominant également dans le lac LA1 avec une abondance de 94,14 % en saison pluvieuse. Dans le canal CN2, les Physidae dominant avec une abondance de 28,80 % en saison sèche. La famille des Physidae est abondante en saison pluvieuse dans l'étang rizicole ER4 avec 33,39 %. Dans le lac LA3, les Planorbidae dominant avec une abondance de 24,88 % en saison sèche. La famille des Planorbidae est abondante en saison pluvieuse dans le ruisseau RU4 avec 37,50 %. Dans l'étang rizicole ER4, les Pomatiopsidae dominant avec une abondance de 19,60 % en saison sèche. La famille des Pomatiopsidae est abondante en saison pluvieuse dans le ruisseau RU4 avec 12,50 %. La famille des Hydrobiidae est abondante en saison sèche avec une abondance de 47,96 % dans l'étang rizicole ER3. Les Hydrobiidae dominant également dans l'étang rizicole ER2 avec une abondance de 14,41 % en saison pluvieuse. Dans le canal CN1, les Glossiphonidae dominant avec une abondance de 20,86 % en saison sèche. La famille des Glossiphonidae est abondante en saison pluvieuse dans le ruisseau RU1 avec 36,03 %.

La famille des Pontarachnidae domine dans le lac LA4 en saison sèche avec une abondance de 9,67 %. La famille des Pontarachnidae est abondante dans le lac LA4 en saison pluvieuse avec un pourcentage de 7,87 %.

Tableau XVII : Variation saisonnière de l'abondance des principales familles de macro-invertébrés échantillonnés dans la ville de Daloa

Classes	Familles	Saisons	Canaux				Etangs piscicoles				Etangs rizicoles				Mares				Lacs				Ruisseau			
			CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4
Insectes	Baetidae	SS	29,84	7,50	15,94	57,45	13,90	19,30	5,32	7,09	8,64	-	2,47	6,57	33,33	11,86	5,66	6,93	0,90	7,22	18,41	5,83	2,22	1,69	1,56	1,04
		SP	20,00	28,95	25,00	14,06	3,13	13,07	15,73	5,04	1,41	6,67	18,54	10,96	1,82	4,70	1,32	1,69	11,71	12,67	19,23	6,76	58,39	7,27	4,08	1,92
	Belostomatidae	SS	18,32	40,00	22,46	4,26	12,03	0,93	2,66	5,32	1,23	-	2,47	-	8,33	1,19	1,89	-	6,73	2,17	1,67	1,46	6,67	10,17	-	1,04
		SP	9,23	19,74	11,84	13,28	1,15	2,30	0,64	-	2,82	-	10,60	6,16	13,14	1,34	2,63	-	-	2,05	2,88	-	1,82	7,27	0,51	-
	Chironomidae	SS	9,94	2,50	10,86	4,26	46,79	43,95	25,80	15,25	6,17	-	18,52	14,08	38,33	22,92	42,14	86,52	47,09	60,65	10,88	22,33	42,22	23,73	35,16	18,75
		SP	9,23	11,84	34,21	27,34	68,91	20,00	21,83	57,56	43,66	13,33	4,64	17,81	41,97	38,93	67,11	28,81	31,53	42,47	19,23	15,54	26,28	32,73	23,47	32,21
	Coenagrionidae	SS	0,52	5,00	0,72	1,06	6,42	6,27	15,43	2,13	1,23	-	-	0,94	-	6,72	6,92	0,75	3,59	9,75	5,02	13,11	-	-	0,39	-
		SP	1,53	1,32	1,31	-	6,74	14,60	23,60	11,34	11,97	-	1,99	1,37	4,01	14,09	0,66	3,39	36,04	7,88	2,40	36,49	1,09	3,64	2,04	0,96
	Culicidae	SS	2,61	1,25	-	-	1,34	5,58	1,06	1,77	13,58	71,79	17,28	54,93	1,67	0,40	1,26	0,19	8,52	2,53	7,95	1,46	2,22	-	-	-
		SP	-	-	-	0,78	0,82	2,30	3,37	3,36	1,41	0,00	1,99	2,74	1,46	2,01	-	1,69	2,70	3,08	0,96	-	-	0,36	0,51	0,96
	Dytiscidae	SS	8,90	7,50	5,79	5,32	1,34	0,23	3,99	22,34	6,17	8,97	46,91	6,57	10,00	8,70	19,50	0,56	11,21	3,25	24,27	1,46	20,00	35,59	25,00	36,46
		SP	16,92	5,26	0,65	3,91	1,81	1,53	6,58	1,68	14,08	13,33	33,77	2,73	19,71	2,68	3,29	30,51	2,70	3,42	12,98	6,08	4,74	14,18	4,08	3,37
	Hydrophilidae	SS	24,60	32,50	20,28	13,83	2,41	0,93	1,06	4,26	44,44	10,26	9,88	6,10	5,00	12,65	6,29	0,19	8,97	0,72	8,79	0,49	17,78	5,08	3,13	6,25
		SP	18,46	19,73	1,31	12,50	0,82	2,30	1,77	1,68	6,34	20,00	15,23	8,90	7,30	2,68	2,63	3,39	0,90	3,08	2,88	0,68	4,38	5,82	0,51	0,48
	Hydropsychidae	SS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,53	-	0,19	-	-	-	-	-	3,39	7,42	1,04
		SP	-	10,53	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-	4,03	-	1,69	-	-	-	-	-	-	8,16	4,33
	Leptoceridae	SS	-	-	0,72	-	0,27	0,23	1,06	0,35	-	-	-	-	-	9,49	5,66	-	-	-	-	1,94	-	-	14,45	26,04
		SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,01	-	-	-	0,34	-	-	-	-	33,67	26,44
	Leptophlebiidae	SS	2,09	-	21,01	11,70	7,22	4,88	36,17	25,18	6,79	-	2,47	2,35	3,33	2,37	0,63	-	2,24	0,36	15,06	5,83	6,67	11,86	1,17	-
		SP	21,53	2,63	24,34	26,56	9,54	14,60	16,37	10,08	11,27	26,67	1,32	13,01	6,93	1,34	5,92	3,39	5,41	4,11	22,12	12,84	1,46	24,73	2,04	1,44
Notonectidae	SS	3,14	-	1,45	1,06	1,34	16,00	-	13,12	3,09	3,85	-	1,40	-	0,79	1,26	1,12	3,14	1,44	3,35	42,23	-	5,08	-	-	
	SP	1,53	-	0,65	0,00	0,49	14,61	0,80	0,42	2,11	13,33	6,62	33,56	0,73	1,34	9,21	-	7,21	19,18	-	3,38	-	0,36	-	-	
Libellulidae	SS	-	3,75	0,72	1,06	6,95	1,62	7,45	3,19	8,64	5,13	-	7,04	-	17,39	8,81	3,56	7,62	11,91	4,60	3,88	2,22	3,39	11,72	9,38	
	SP	1,53	-	0,65	1,56	6,58	14,61	9,15	8,82	4,93	6,67	5,30	2,73	2,92	24,83	7,24	25,42	1,80	1,71	17,31	18,24	1,82	3,64	20,92	27,88	

SP : Saison pluvieuse, SS : Saison sèche, CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, LA = Lacs, MA = Mares, RU =

Ruisseaux, - = Absents

Tableau XVII : (Suite et fin)

Classes	Familles	Saisons	Canaux				Etangs piscicoles				Etangs rizicoles				Mares				Lacs				Ruisseaux				
			CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4	
Gastéropodes	Lymnaeidae	SS	2,82	-	0,97	0,37	-	-	-	-	0,20	-	13,79	36,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,36	-	-	
		SP	3,94	4,50	10,04	6,58	-	-	0,30	-	-	4,20	10,48	31,16	10,00	-	-	-	-	-	-	-	16,54	1,50	-	-	
	Ampullariidae	SS	1,87	10,67	0,32	1,49	-	1,67	-	0,22	3,54	8,92	10,34	5,88	0,00	-	0,50	-	4,84	-	1,16	-	4,21	2,68	-	-	
		SP	-	3,90	8,61	1,01	-	-	0,30	-	1,21	1,80	25,81	0,74	4,00	-	-	-	0,30	-	1,74	-	2,94	7,49	-	-	
	Thiaridae	SS	6,15	19,41	20,71	28,25	15,76	30,55	10,14	3,40	37,76	40,62	16,61	5,88	48,25	1,25	-	-	-	55,44	38,60	76,27	50,53	48,28	-	14,29	
		SP	16,66	20,39	21,05	18,21	29,81	-	78,04	13,51	80,59	69,67	14,52	7,79	12,00	-	-	-	94,14	82,49	70,03	89,89	24,63	23,05	50	12,50	
	Physidae	SS	5,52	28,80	10,03	3,35	0,99	0,55	-	2,36	10,62	11,49	3,76	13,72	1,75	-	-	-	17,74	14,51	13,49	0,20	3,68	19,35	-	-	
		SP	12,71	16,91	21,05	16,36	6,73	-	1,19	-	4,35	4,80	22,85	33,39	18,00	-	-	-	-	0,56	12,20	0,12	4,41	23,35	-	-	
	Planorbidae	SS	-	2,59	0,48	1,86	-	-	7,25	-	1,28	0,10	0,63	1,96	1,75	-	1,50	-	3,23	23,32	24,88	0,80	20,53	8,24	5,88	-	
		SP	0,43	1,74	-	3,04	-	-	8,90	18,92	1,42	0,30	13,71	12,24	6,00	-	-	16,67	1,48	7,34	8,71	0,59	10,66	18,86	-	37,50	
	Pomatiopsidae	SS	2,18	4,85	2,10	1,12	-	0,56	1,45	-	3,83	0,62	6,11	19,60	-	-	-	-	1,61	-	0,47	-	3,68	4,02	-	-	
		SP	3,50	10,62	1,91	7,93	3,85	-	5,93	-	4,35	2,70	3,76	8,34	8,00	-	-	-	0,59	6,21	0,70	0,59	1,10	10,18	-	12,50	
	Hydrobiidae	SS	0,52	19,09	1,45	-	4,43	-	2,90	-	11,70	26,67	47,96	-	3,51	-	-	-	-	0,52	0,70	-	-	0,57	-	-	
		SP	3,51	1,73	1,43	1,18	-	-	0,30	8,11	6,77	14,41	5,11	4,08	10,00	-	-	-	-	0,56	0,35	-	-	-	-	-	
	Achètes	Glossiphoniidae	SS	20,86	9,38	13,91	17,47	1,48	-	8,70	4,43	2,65	-	0,63	-	20,18	1,25	0,50	-	3,23	1,55	4,65	2,39	10,53	9,39	17,65	-
			SP	30,70	13,88	20,09	8,26	-	-	0,30	-	0,10	1,50	1,61	0,37	-	-	-	-	0,89	1,13	0,35	-	36,03	5,39	-	-
Arachnides	Pontarachnidae	SS	0,10	0,32	0,16	0,37	0,99	1,67	-	0,07	0,10	-	-	-	-	6,25	1,00	-	1,61	0,52	8,84	9,67	-	0,38	-	-	
		SP	-	0,22	-	-	-	-	0,30	-	-	-	0,54	0,37	-	-	-	-	0,89	1,69	5,92	7,87	0,74	0,60	-	-	
Oligochètes	Tubificidae	SS	59,95	4,85	49,83	45,72	76,35	65,00	69,57	89,51	28,32	11,58	0,15	16,66	24,56	91,25	96,50	100,00	67,74	4,15	7,21	10,67	6,84	1,72	76,47	85,71	
		SP	28,50	26,03	15,79	37,43	59,62	100,00	4,45	59,46	1,21	0,60	1,61	1,48	32,00	100,00	100,00	83,33	1,78	-	-	0,94	2,94	9,58	50	37,50	

SP : Saison pluvieuse, SS : Saison sèche, CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, LA = Lacs, MA = Mares, RU =

Ruisseaux, - = Absents

3-2-1-2-10. Taxons caractéristiques des différents types d'habitats

La méthode IndVal a été utilisée pour déterminer les valeurs indicatrices des taxons caractéristiques des différents types d'habitats de la ville de Daloa. Le résultat de l'analyse indique que sur les 243 taxons retenus, seulement 22 taxons se révèlent indicateurs d'au moins un niveau de la classification soit 9,05% de la richesse taxonomique prise en compte (Tableau XVIII). Concernant les canaux, les 03 taxons indicateurs sont : une espèce de rhynchobdellida (*Alboglossiphonia* sp.), un Diptère (*Conosia ivrorata*) et un Mollusque (*Hemistomia* sp.). Quant aux étangs piscicoles, ils se caractérisent par 9 taxons dont trois Diptères (*Nilodorum fractilobus*, *Nilodorum rugosun*, *Chaoborus crystallinus*), un Ephéméroptère (*Povilla adusta*), deux Araneae (*Tetragnatha montana*, *Argyroneta* sp.), deux Hémiptères (*Hydrometra* sp., *Gerisella* sp.) et un Odonate (*Crocothemis erythraea*). Deux taxons constitués d'un Oligochète (*Eisenia* sp.) et d'un Coléoptère (*Berosus* sp.) se sont révélés indicateurs dans les étangs rizicoles. Un taxon appartenant à l'ordre des Coléoptères (*Helichus* sp.) s'est révélé indicateur dans les mares. Six taxons se sont révélés indicateurs dans les lacs. Il s'agit d'un Trombidiforme (*Litarachna lopezee*), de quatre Mollusques (*Biomphalaria pfeifferi*, *Helisoma* sp., *Biomphalaria glabrata* et *Gyraulus corinna*) et d'un Odonate (*Ictinogomphus* sp.). Les ruisseaux se caractérisent par une espèce indicatrice de l'ordre des Trichoptères (*Oxyethira flagellata*).

Tableau XVIII : Taxons indicateurs des différents types d'habitats de Daloa de juin 2017-février 2018

Types d'habitats	Ordres	Taxons indicateurs
Canaux	Rhynchobdellida	<i>Alboglossiphonia</i> sp.
	Diptère	<i>Conosia ivrorata</i>
	Basommatophore	<i>Hemistomia</i> sp.
Etangs piscicoles	Diptères	<i>Nilodorum fractilobus</i> , <i>Nilodorum rugosun</i> , <i>Chaoborus crystallinus</i>
	Ephéméroptère	<i>Povilla adusta</i>
	Araneae	<i>Tetragnatha montana</i> , <i>Argyroneta</i> sp.
	Hémiptères	<i>Hydrometra</i> sp.
Etangs rizicoles	Odonate	<i>Crocothemis erythraea</i>
	Haplotaxide	<i>Eisenia</i> sp.
	Coléoptère	<i>Berosus</i> sp.
Mares	Coléoptère	<i>Helichus</i> sp.
Lacs	Trombidiforme	<i>Litarachna lopezee</i>
	Basommatophore	<i>Biomphalaria pfeifferi</i> , <i>Helisoma</i> sp., <i>Biomphalaria glabrata</i> , <i>Gyraulus corinna</i>
	Odonate	<i>Ictinogomphus</i> sp.
Ruisseaux	Trichoptères	<i>Oxyethira flagellata</i>

3-2-1-2-11. Analyse de la diversité des communautés

3-2-1-2-11-1. Variations spatiales de l'indice de diversité de Shannon

Les variations spatiales de l'indice de diversité de Shannon aux différentes stations des différents types d'écosystèmes étudiés sont présentées par la figure 43. Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon (H) varient entre un minimum $H = 1,67$ bits (CN4) et un maximum de $H = 3,15$ bits (CN2) dans les canaux. Dans les étangs piscicoles, la valeur la plus faible (0,73 bit) et la plus élevée (3,50 bits) sont notées à la station EP4. Dans les étangs rizicoles l'indice considéré fluctue entre 1,24 (ER2) et 2,89 (ER4). La gamme de variation de cet indice dans les mares est de 0,99 (MA3) et 3,4 (MA1). Au niveau des lacs, l'indice oscille entre 0,89 (LA1) et 3,12 (LA3). Dans les ruisseaux, l'indice oscille entre 1,84 (RU1) et 3,3 (RU2).

L'indice de diversité de Shannon (H) ne varie pas significativement d'une station à une autre dans les canaux, les étangs piscicoles, les mares, les lacs et les ruisseaux (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Il y a des différences significatives de cet indice dans les étangs rizicoles ER1, ER3 et ER4 (test de Kruskal-Wallis, $p\text{-value} < 0,05$).

3-2-1-2-11-2. Variations saisonnières de l'indice de diversité de Shannon

Les variations saisonnières de l'indice de diversité de Shannon aux différentes stations étudiées sont illustrées par la figure 44. Au niveau des canaux, la plus faible valeur de l'indice (2,35 bit ; CN1) est obtenue en saison sèche (SS) tandis que la valeur la plus élevée (3,12 bits ; CN3) est observée en saison des pluies. Dans les étangs piscicoles, la valeur minimale (1,58 bits) et la valeur maximale (3,65 bits) sont enregistrées à la station EP4 respectivement en saison sèche (SS) et en saison pluvieuse (SP). La saison pluvieuse (SP) enregistre la plus petite valeur de H (1,54 bit) à la station ER2, tandis que la valeur la plus élevée (3,31 bits) est observée aux stations ER3 et ER4 respectivement en saison pluvieuse (SP) et en saison sèche (SS) dans les étangs rizicoles. Dans les mares, la valeur minimale (1,21 bit) est notée à la station MA4 en saison sèche (SS) et la valeur maximale (3,47 bits) aux stations MA1 et MA2 en saison pluvieuse (SP). Au niveau des lacs, l'indice de diversité de Shannon est plus élevé en saison sèche (SS) avec la valeur de 3,38 bits à la station LA1 et plus faible en saison pluvieuse (SP) avec la valeur de H égale 1,39 bit à la station LA4. Les valeurs minimale (2,40 bits) et maximale (3,53 bits) de H sont observées à la station RU2 respectivement en saison sèche (SS) et en saison pluvieuse (SP). L'indice de Shannon calculé ne varie pas significativement d'une saison à une autre dans les différents écosystèmes de la ville de Daloa (test de Mann-Whitney, $p\text{-value} > 0,05$).

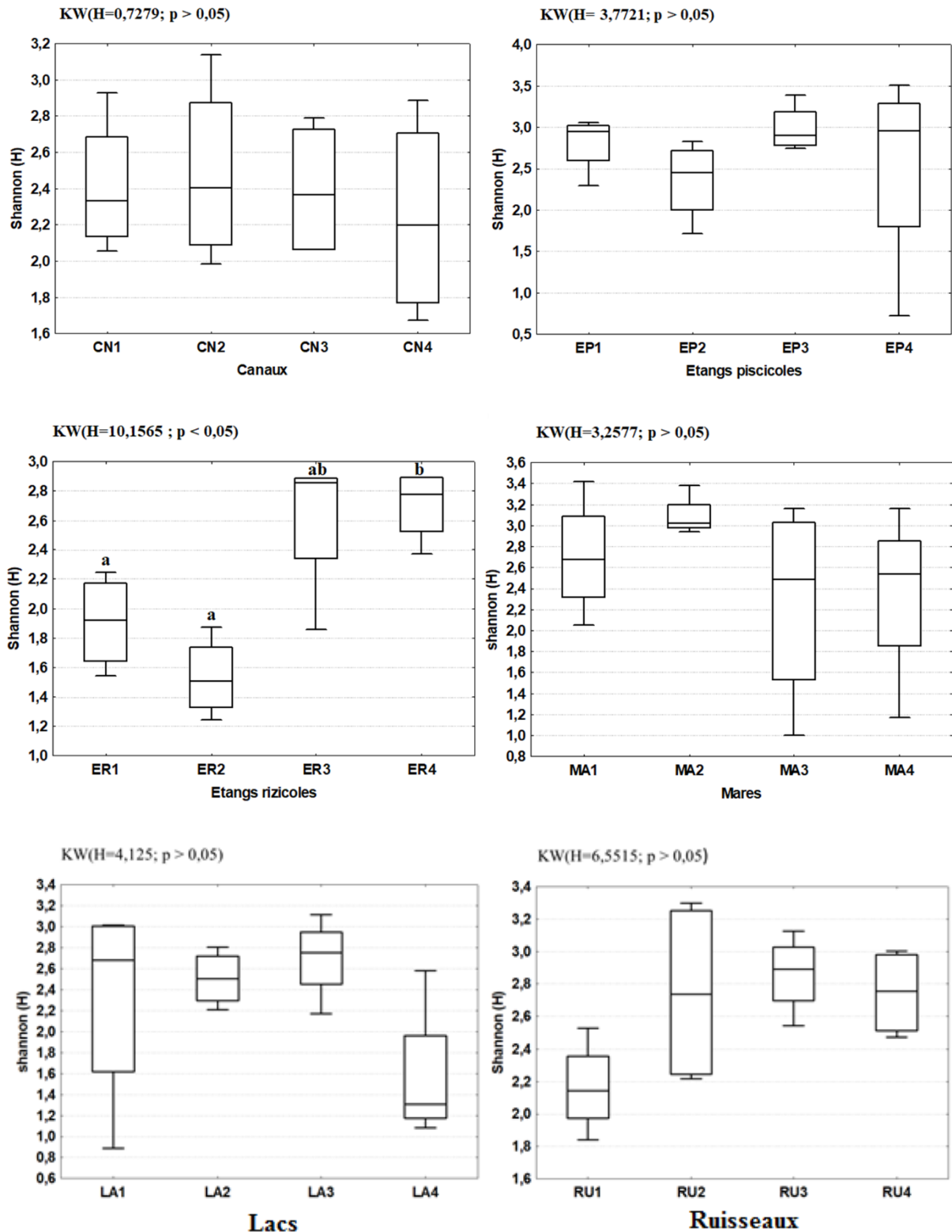


Figure 43 : Variations spatiales de l'indice de diversité de shannon (H) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa de juin 2017-février 2018

(CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER=Etangs rizicoles, MA= Mares, LA= Lacs et RU= Ruisseau) de la ville de Daloa. KW : Kruskal-Wallis, a, b=différence entre stations des types d'habitats.

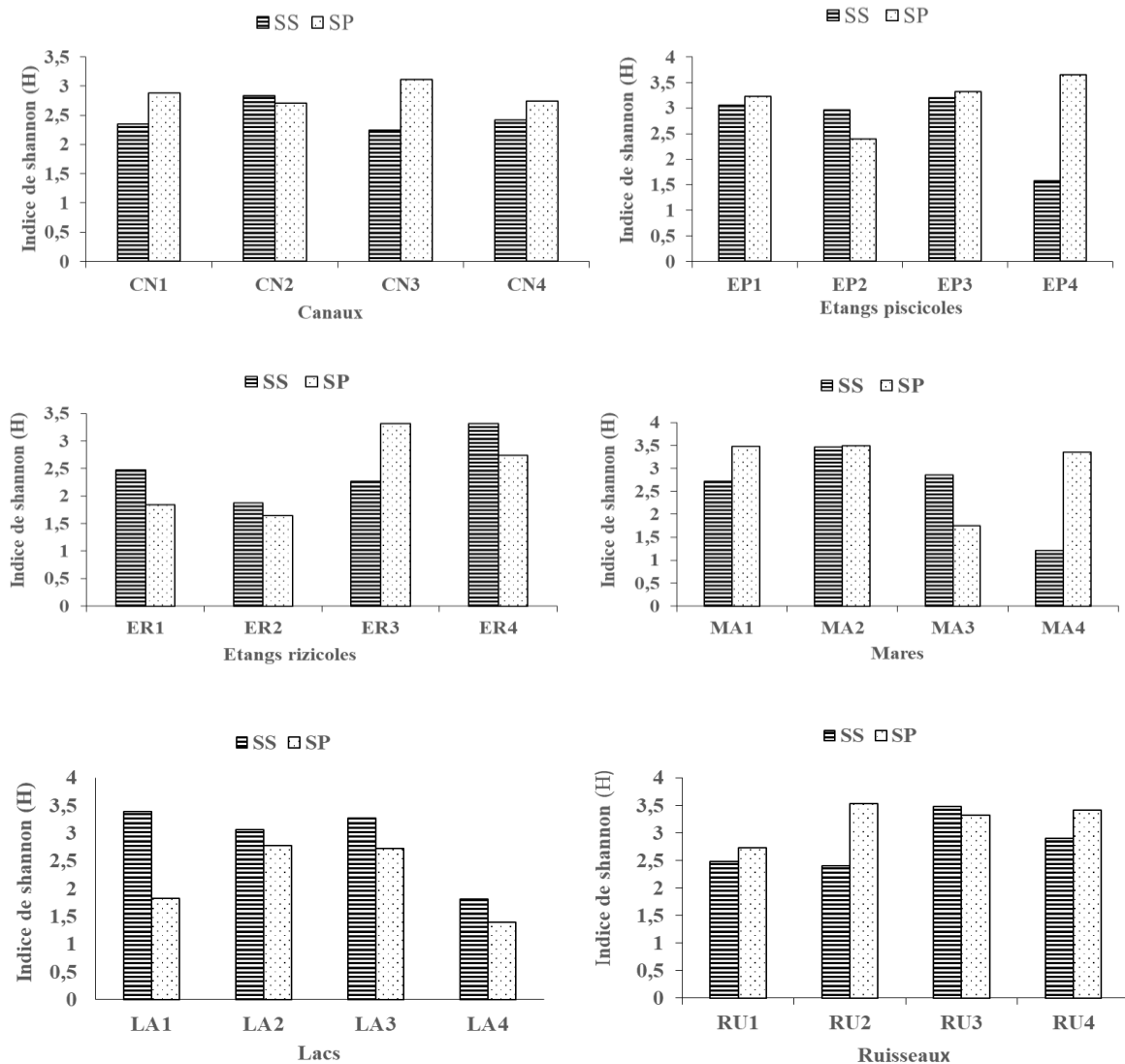


Figure 44 : Variations saisonnières de l'indice de diversité de shannon (H) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa juin 2017-février 2018.

CN=Canaux, EP= Etangs piscicoles, ER=Etangs rizicoles, MA= Mares, LA=Lacs et RU=Ruisseau) de la ville de Daloa. SP : Saison Pluvieuse, SS : Saison Sèche.

3-2-1-2-11-3. Variations spatiales de l'indice de l'équitabilité de Pielou (J)

Les variations spatiales de l'équitabilité sont représentées par la figure 45. Les valeurs de l'indice de l'équitabilité de Pielou calculé pour les communautés recensées aux différentes stations pendant la période de l'étude ont fluctué entre 0,53 (CN1) et 0,83 (CN3) dans les canaux ; 0,20 (EP4) et 0,90 (EP4) dans les étangs piscicoles ; 0,43 (ER1) et 0,87 (ER3) dans les étangs rizicoles ; 0,32 (MA4) et 0,99 (MA4) dans les mares ; 0,29 (LA1) et 0,91 (LA1) dans les lacs. Enfin, l'indice varie de 0,54 (RU1) à 0,92 (RU3) dans les ruisseaux.

Les différents indices d'équitabilité calculés indiquent qu'il n'y a pas de différences significatives sur le plan spatial respectivement au niveau des canaux, des étangs piscicoles, des mares et des lacs de la ville de Daloa (test Kruskal-Wallis, p -value $> 0,05$).

En revanche, l'équitabilité varie significativement d'une station à une autre au niveau des étangs rizicoles ER2 et ER4 et des ruisseaux RU2 et RU3 (tests Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney p -value $< 0,05$)

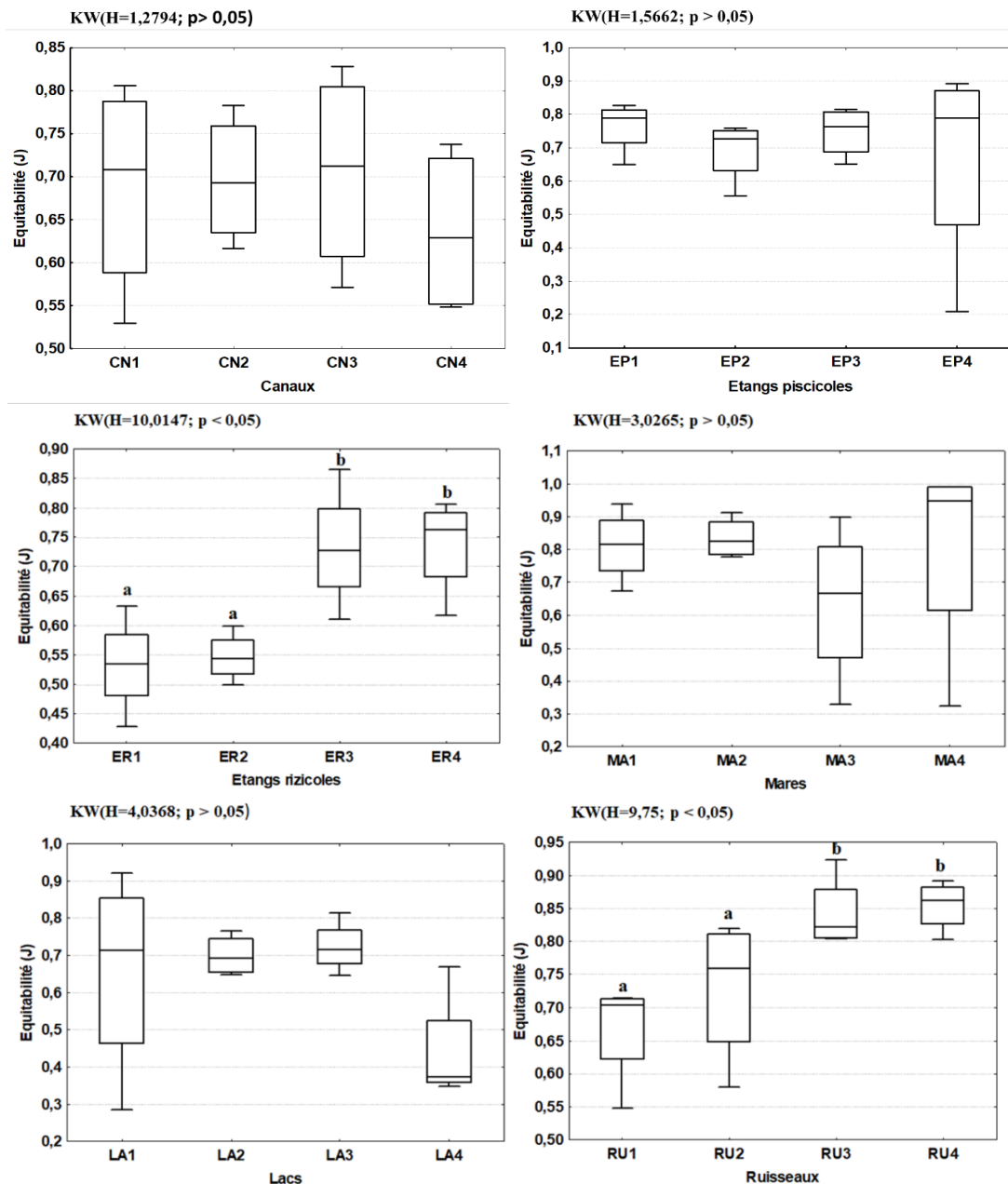


Figure 45 : Variations spatiales de l'indice de diversité d'équitabilité de Pielou (J) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa
 CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER=Etangs rizicoles, MA= Mares, LA= Lacs et RU= Ruisseau) de la ville de Daloa. KW : Kruskal-Wallis, a, b =différence entre stations des types d'habitats (juin 2017-février 2018).

3-2-1-2-11-4. Variations saisonnières de l'indice de l'équitabilité de Piélou

Les variations saisonnières de l'indice d'équitabilité de Piélou aux différentes stations d'études sont présentées par la figure 46.

Dans les canaux, les différentes valeurs minimale et maximale de l'indice d'équitabilité sont 0,54 (CN1) et 0,81 (CN3) respectivement en saison sèche (SS) et en saison pluvieuse (SP). Pendant la saison pluvieuse, à la station EP4, la valeur de l'indice est élevée (0,86) et faible en saison sèche (0,37) dans les étangs piscicoles.

Au niveau des étangs rizicoles, la valeur la plus élevée de l'indice d'équitabilité est observée en saison sèche à la station ER4 (0,79) et la plus faible est enregistrée en saison pluvieuse à la station ER1 (0,44).

Dans les mares, l'indice d'équitabilité est maximum (0,91) en saison pluvieuse et minimum (0,32) en saison sèche à la station MA4. Les valeurs de l'indice d'équitabilité de Piélou calculé pour les communautés recensées aux différentes stations des lacs ont évolué entre 0,36 (LA4 en saison pluvieuse) et 0,83 (LA1 en saison sèche). Par ailleurs, dans les ruisseaux, les valeurs de l'indice d'équitabilité sont échelonnées entre 0,60 (RU2 en saison sèche) et 0,83 (RU3 en saison sèche et pluvieuse).

L'équitabilité calculé ne varie significativement d'une saison à une autre dans les différents écosystèmes de la ville de Daloa (test de Mann-Whitney : p-value >0,05).

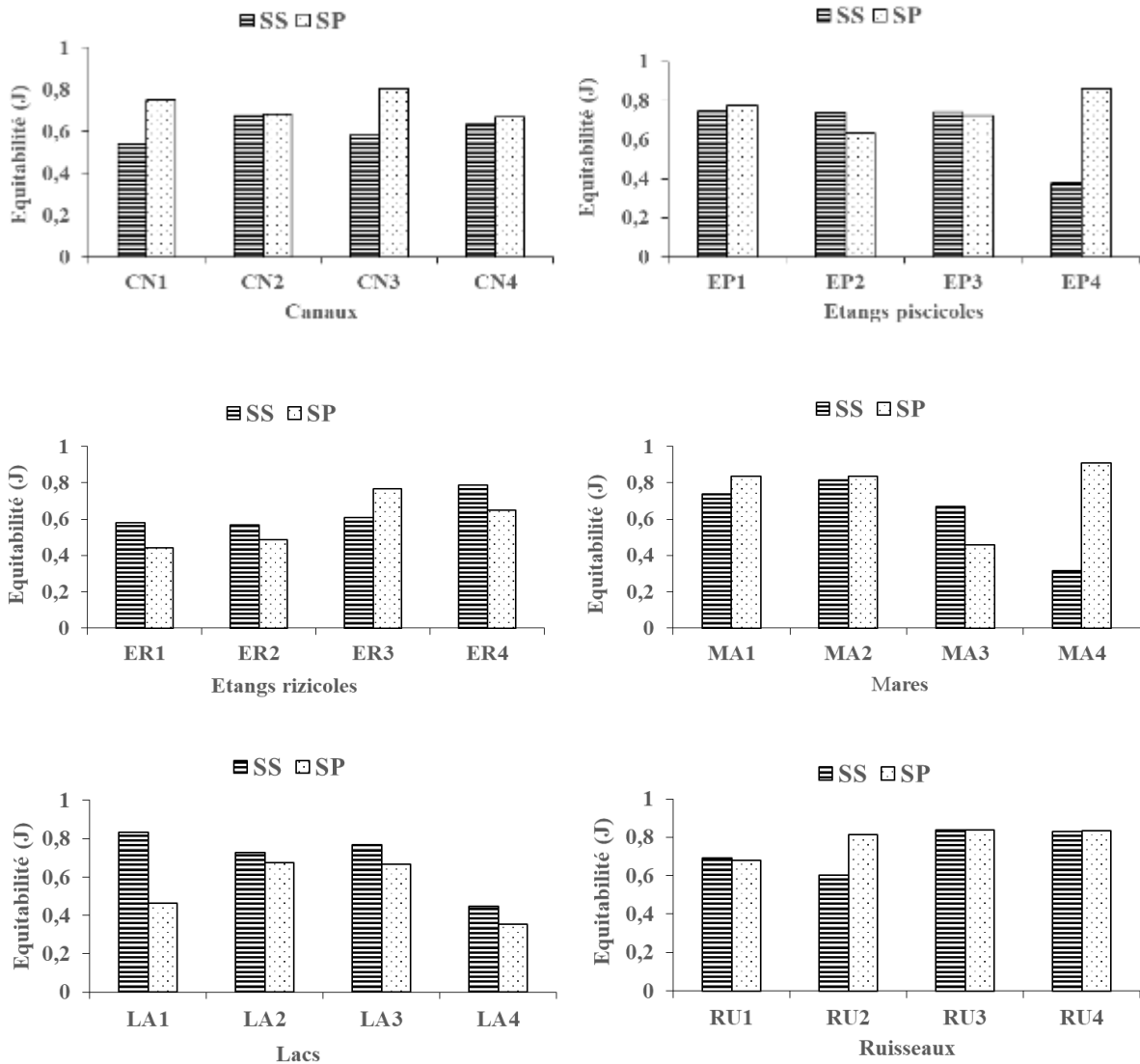


Figure 46 : Variations saisonnières de l'indice d'équitabilité (J) des communautés de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa juin 2017-Février 2018.

(CN : Canaux, EP : Etangs piscicoles, ER : Etangs rizicoles, MA : Mares, LA : Lacs et Ruisseau : RU) de la ville de Daloa SP : Saison Pluvieuse, SS : Saison Sèche.

3-2-1-2-12. Relations entre les paramètres physico-chimiques et la répartition spatiale des principaux taxons de macro-invertébrés

Une analyse de redondance (RDA) a été réalisée entre six paramètres physico-chimiques et les abondances des 22 principaux taxons de macro-invertébrés échantillonnés dans les écosystèmes aquatiques urbains de Daloa. La représentativité de tous les axes est très significative ($p\text{-value} = 0,014$). L'axe I exprime 63,07 % de l'information, l'axe II 24,10 % soit un total de 87,17 % pour les deux axes (Figure 47).

La température et la turbidité influencent le plus la présence des macro-

invertébrés dans les différentes stations d'échantillonnage. Sur l'axe I, les taxons *Aedes* sp., *Cleopatra bulimoides*, *Lymmaea truneatula* et *Melanoïdes tuberculata* sont négativement et fortement associés à la température dans canaux CN1 et CN4, dans les étangs rizicoles et dans les lacs LA2 et LA3. Sur l'axe II, les taxons *Alboglossiphonia* sp., *Diplonychus* sp., *Smittia* sp., *Ophidonnais serpentina* et *Chirinomus formosipennis* sont associés fortement et positivement à la turbidité et à la conductivité dans les ruisseaux RU1 et RU2 et dans les canaux CN2 et CN3. Les taxons *Thritthemis Werner*, *Setodes* sp., *Pseudagrion punctum*, *Litarachna lopezia* et *Polypedilum fuscipenne* sont associés fortement et positivement à l'oxygène dissous et à la transparence dans les étangs piscicoles EP1, EP3 et EP4 et dans les mares MA1, MA2 et MA3.

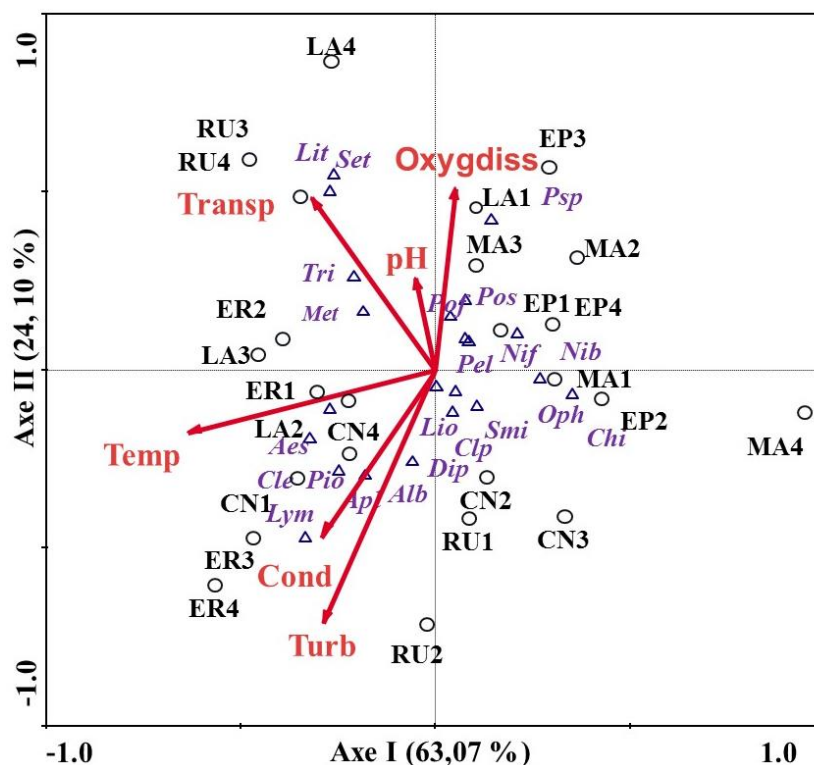


Figure 47 : Analyse de redondance (RDA) de la répartition spatiale des principaux taxons de macro-invertébrés et des moyennes des paramètres physico-chimiques de juin 2017-février 2018.

Aes=*Aedes* sp., Alb=*Alboglossiphonia* sp., Apl=*Aplexa marmorata*, Cle=*Cleopatra bulimoides*, Cle=*Cleon* sp., Chi=*Chirinomus formosipennis*, Dip=*Diplonychus* sp., Lio=*Liodessus* sp., Lym=*Lymmaea truneatula*, Lit=*Litarachna lopezia*, Met=*Melanoïdes tuberculata*, Nib=*Nilodorum brevipalpis*, Nif=*Nilodorum fractilobus*, Oph=*Ophidonnais serpentina*, Pel=*Pelocarantha titan*, Pio=*Pila ovata*, Pof=*Polypedilum fuscipenne*, Pol=*Polypedilum* sp., Psp=*Pseudagrion punctum*, Smi=*Smittia* sp., Set=*Setodes* sp., Tri=*Thritthemis Werner*,
Cond= Conductivité, Oxygdiss=Oxygène dissous, pH=Potentiel d'Hydrogène, Turb=Turbidité, Temp=Température, Transp=Transparence. Ecosystèmes aquatiques de la ville de Daloa (CN=canaux, EP=Etangs piscicoles, ER=Etangs rizicoles, LA=Lacs, MA = Mares, RU=Ruisseaux).

3-2-1-2-13. Structure trophique des macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques urbains de Daloa

Les macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa sont répartis en cinq groupes fonctionnels : les collecteurs, les détritivores, les herbivores, les filtreurs et les prédateurs. Du point de vue quantitatif, les prédateurs sont les plus nombreux avec 33,13 % des abondances relatives totales (Figure 48). Ce groupe est suivi des détritivores (25,24 %), des collecteurs (24,49 %) et des herbivores (16,82 %). Les filtreurs sont très peu représentés avec une proportion de 0,32 %.

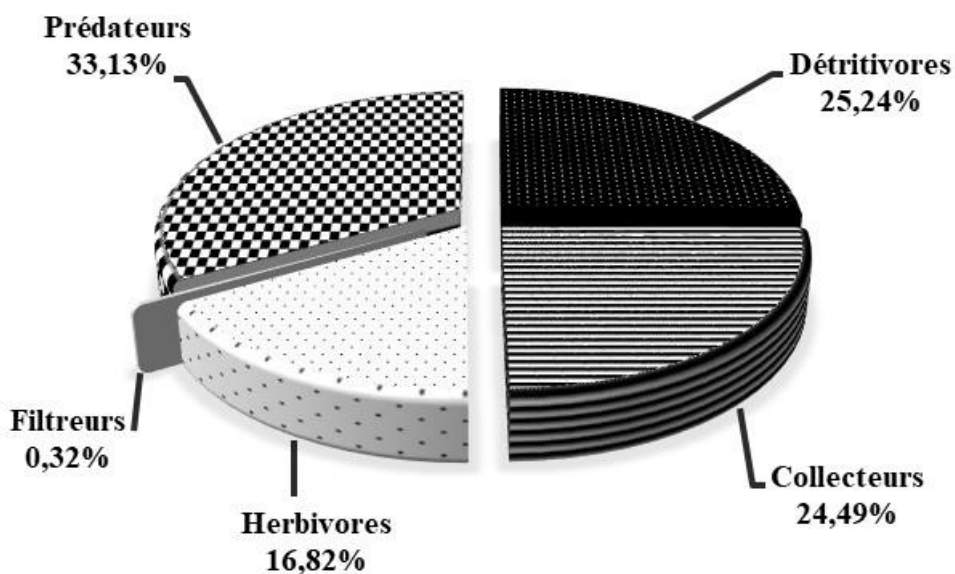


Figure 48 : Abondance relative globale des cinq groupes fonctionnels alimentaires des macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

Dans les canaux, les collecteurs et les prédateurs avec respectivement 30,39 % et 27,43 % dominent la richesse taxonomique (Figure 49). Ces deux groupes sont suivis des herbivores (23,06 %) et des détritivores (18,94 %). Les filtreurs ne représentent que 0,19 %. Dans les étangs piscicoles, les prédateurs et les collecteurs sont abondants avec des proportions respectives de 46,11 % et 37,04 %. Ils sont suivis des détritivores et des herbivores avec des abondances respectives des 13,66 % et 3,16 %. Les filtreurs sont très peu représentés avec une proportion de 0,03 %.

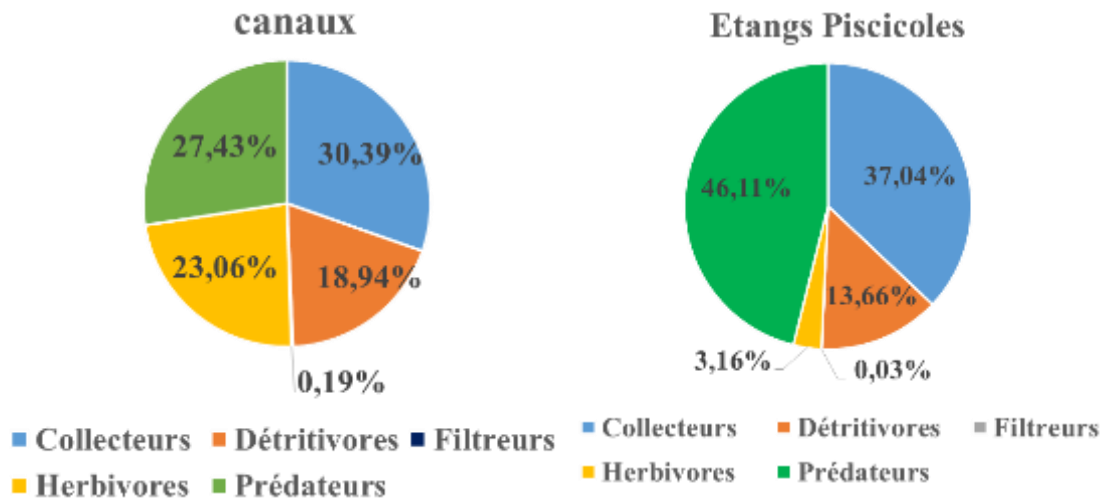


Figure 49 : Proportions globales en nombre d’individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macro-invertébrés inventoriés dans les canaux et les étangs piscicoles de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

Les groupes fonctionnels alimentaires majoritaires dans les étangs rizicoles sont les herbivores et les détritivores avec des pourcentages respectifs de 39,74% et 32,56 %. Ils sont suivis des prédateurs (16,90 %), des collecteurs (10,67 %) et des filtreurs (0,12 %). Dans les mares, les groupes les plus prépondérants sont les collecteurs et les prédateurs avec des abondances respectives de 61,04 % et 30,71 %. Les autres groupes (Détritivores, herbivores et filtreurs) sont peu abondants avec des pourcentages respectives de 6,05 %, 1,57 % et 0,63 % (Figure 50).

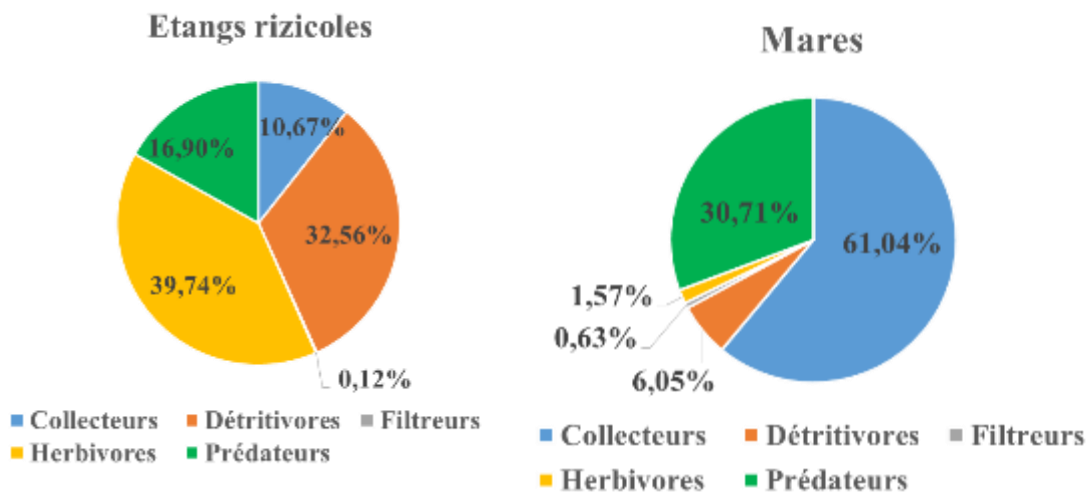


Figure 50 : Proportions globales en nombre d’individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macroinvertébrés inventoriés dans étangs rizicoles et les mares de juin 2017-février 2018.

Dans les lacs, les groupes trophiques fonctionnels dominants sont les détritivores (49,51 %) et les prédateurs (35,85 %) (Figure 51). Les autres groupes (herbivores, collecteurs et filtreurs) sont respectivement représentés avec des proportions de 7,76 %, 6,80% et 0,09 %. Les prédateurs sont majoritairement représentés dans les ruisseaux avec un pourcentage de 48,87 %. Ils sont suivis des détritivores (24,40 %), des herbivores (18,92 %), des collecteurs (6,25 %) et des filtreurs (1,56 %).

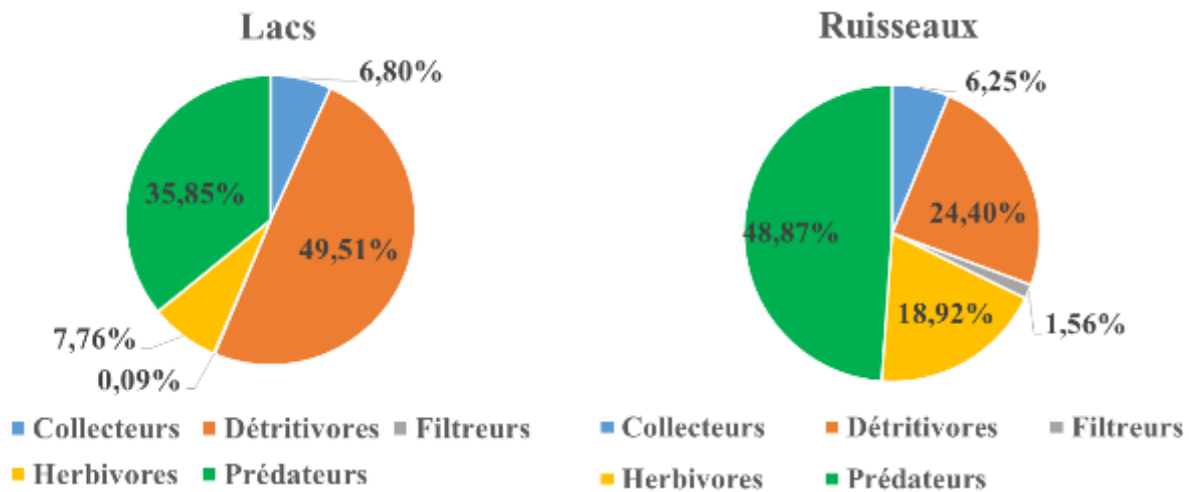


Figure 51 : Proportions globales en nombre d’individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macro-invertébrés inventoriés dans les lacs et les ruisseaux de la ville de Daloa d’Avril 2017-Février 2018.

La répartition de ces groupes par station (Figure 52) révèle que les collecteurs dominent dans les canaux CN3 et CN4 à plus de 30% et dans le canal CN1 à plus de 40% ; tandis que dans le canal CN2, les herbivores sont prépondérants à plus de 40 %. Les prédateurs sont abondants dans les étangs piscicoles EP1 (abondance > 60 %), EP2 et EP3 (abondance > 40 %) alors que dans l’étang piscicole EP4, les collecteurs ont une proportion maximale de plus de 60 %. Les détritivores sont en majorité dans les étangs rizicoles ER1 et ER2 avec des proportions de plus de 40%. Les herbivores affichent des proportions de plus de 50 % dans les étangs rizicoles ER3 et ER4.

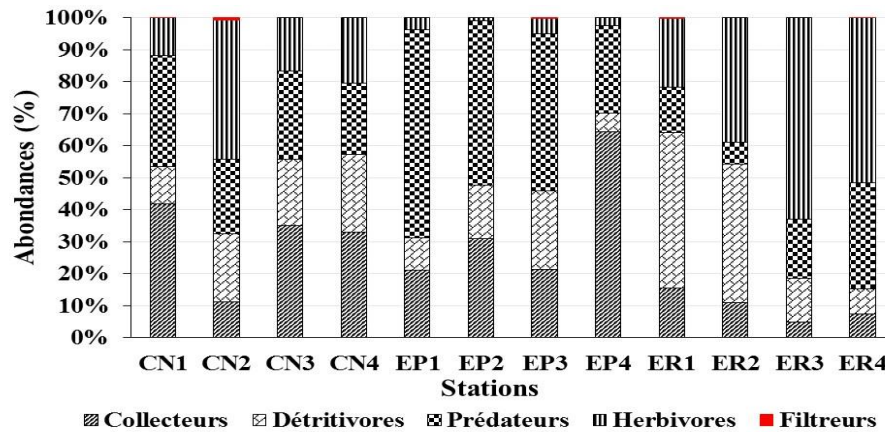


Figure 52 : Proportions en nombre d’individus des cinq groupes fonctionnels de macro-invertébrés aquatiques échantillonnés aux différents écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles et étangs rizicoles) de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

La répartition spatiale en fonction des stations (Figure 53) indique une abondance relative maximale de plus de 60% des collecteurs dans les mares MA3 et MA4. Dans la mare MA2, les prédateurs dominent avec une proportion de plus de 60% tandis que les détritivores sont abondants dans la mare MA1 avec une proportion maximale de 40%. Dans les lacs LA1 et LA2, les groupes trophiques fonctionnels prépondérants sont les prédateurs (abondance > 40 %). Les détritivores dominent dans les lacs LA3 et LA4 avec des pourcentages respectifs de 40 % et 70%. Les prédateurs affichent une proportion de plus de 75 % dans les ruisseaux RU3 et RU4. Les groupes fonctionnels alimentaires qui sont majoritaires dans le ruisseau RU2 sont les détritivores, les herbivores et les prédateurs avec une proportion similaire de 30 %.

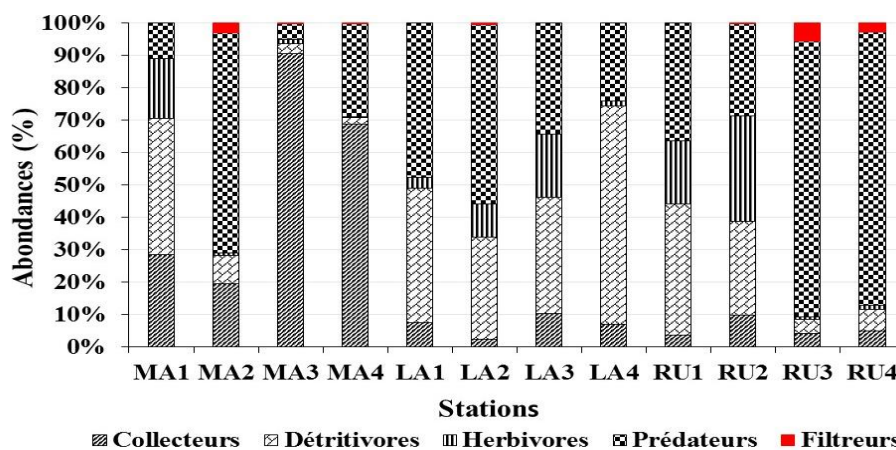


Figure 53 : Proportions en nombre d’individus des cinq groupes fonctionnels alimentaires de macroinvertébrés aquatiques échantillonnés aux différents écosystèmes aquatiques (mares, lacs et ruisseaux) de la ville de Daloa de juin 2017-février 2018.

3-2-2. Discussion

Les écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa présentent une très bonne richesse taxonomique des macro-invertébrés aquatiques. Ce sont 243 taxons qui ont été inventoriés dans ces différents écosystèmes aquatiques (canaux, étangs rizicoles, étangs piscicoles, mares, lacs et ruisseaux). Cette richesse est due probablement à la méthode d'échantillonnage, aux types d'habitats prospectés et au matériel d'échantillonnage utilisé. En effet, lors de cette étude, en plus du filet troubleau, la benne Van Veen a été utilisée. L'association de ces deux engins d'échantillonnage a permis de prospecter des habitats plus diversifiés donc susceptibles d'abriter des taxons plus ou moins différents ; d'où la valeur élevée de la richesse taxonomique. Diomandé *et al.* (2009) qui ont utilisé seulement la benne Ekman dans la rivière Agneby ont recolté 80 taxons.

La richesse taxonomique ne varie pas considérablement d'une station à l'autre. En effet, elle dépend des conditions écologiques ; un habitat hétérogène, offrant une variété de niches écologiques, favorise la prolifération de différents taxons. Cette richesse taxonomique de la communauté des macro-invertébrés de la ville de Daloa est majoritairement composée d'Insectes qui représentent 195 taxons des 243 taxons inventoriés soit 80,25 %. Les Mollusques Gastéropodes représentent le second groupe le plus diversifié avec 34 taxons soit 13,99 % de la faune totale. Ce résultat corrobore plusieurs études qui ont montré la prédominance de la classe des Insectes dans les milieux aquatiques (Mboye, 2009 ; Mboye, 2012 ; Mboye, 2014 ; Allouko *et al.*, 2016). Cette dominance des insectes en termes de richesse taxonomique serait due au fait qu'ils représentent, selon Gagnon & Pedneau (2006), le groupe taxonomique le plus diversifié parmi les macro-invertébrés aquatiques, près de 95% des organismes présents dans le milieu (Lee *et al.*, 2006). La forte représentativité de ces deux groupes zoologiques, Insectes et Mollusques, a également été signalée par Masifwa *et al.* (2001) dans le lac Victoria en Ouganda. Aussi, Diomandé *et al.* (2009) ont-ils observé que les insectes représentent le groupe zoologique dominant au sein de la communauté de macro-invertébrés inventoriée dans la rivière Agneby, la plus importante rivière littorale de la Côte d'Ivoire. Au sein de cette classe, les Ordres des Diptères (62 taxons), les Hémiptères (36 taxons), les Coléoptères (36 taxons) et les Odonates avec 30 taxons avec respectivement 31,79 %, 18,46 %, 18,46 %, 15,38 % sont les mieux représentés. Cependant, de façon globale, la diversité de ces Insectes est plus grande dans les milieux lenticques que lotiques. Nos résultats corroborent ceux de Dejoux *et al.* (1981), de Déthier (1986) et de Mary (2000). Ces auteurs ont souligné que les Hémiptères aquatiques sont plus rencontrés en eaux stagnantes ou calmes qu'en eaux courantes. Aussi, la richesse taxonomique des Hémiptères aquatiques ne varie pas en fonction de la saison, mais plutôt selon

la nature des milieux étudiés. Ils se rencontrent aussi bien en grande saison des pluies qu'en saison sèche comme l'a fait remarquer Haouchine (2011) dans une étude menée sur les macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie en Algérie. Selon le même auteur, ces organismes sont répartis dans les différents milieux aquatiques selon les exigences écologiques de chacun. En général, la composition faunistique de la macrofaune benthique des 24 stations étudiées concorde avec celle des eaux douces africaines (Durand & Lévêque, 1991, Diomandé *et al.*, 2009).

Le peuplement des macro-invertébrés benthiques récoltés montre l'absence totale de Plécoptères. Ainsi, de nombreux travaux (Dakki, 1986 ; Chergui *et al.*, 1990 ; Giudicelli *et al.*, 1985 ; Mathuriau, 2002) mentionnent que les Plécoptères se limitent aux seules eaux courantes bien oxygénées de hautes altitudes avec des microhabitats diversifiés. La rareté ou même l'absence des Plécoptères dans certains cours d'eau d'Afrique semble être due aux températures élevées (Berrahou *et al.*, 2001). En Côte d'Ivoire, seuls des individus de la famille des Perlidae ont été récoltés (Dejoux *et al.*, 1981).

La famille la plus diversifiée est celle des Chironomidae avec 27 taxons. Les travaux de Kaboré *et al.* (2015) sur le lac de barrage de Bagré au centre du Burkina Faso confirment cette dominance des Chironomidés au niveau du benthos des milieux humides. En outre, de nombreux auteurs affirment que cette famille regroupe un grand nombre de sous familles, tribus, genres et espèces vivant dans des habitats très variés. Certains sont très polluo-sensibles et d'autres polluo-tolérants (Mathuriau, 2002). Les taxons *Alboglossiphonia* sp., *Ophidonais serpentina*, *Appasus* sp., *Aplexa marmorata* et *Diplonychus* sp. sont apparus constamment dans les canaux. Le taxon *Diplonychus* sp. de la famille des Belostomatidae est plus répandu dans les canaux. Cette situation serait due au fait que ce taxon ne subit presque pas l'influence des caractéristiques physico-chimiques dans les milieux aquatiques. Ce taxon est reconnu comme étant un des vecteurs et/ou un des hôtes potentiels du procaryote *Mycobacterium ulcerans*, agent responsable de l'ulcère de Burili (Doannio *et al.*, 2011). Ces canaux où l'on retrouve ce taxon sont fréquentés par les populations riveraines pour la riziculture, la pêche, la baignade et bien d'autres activités. Celles-ci peuvent être infectées par les parasites qui peuvent provoquer chez ces personnes cette énorme plaie difficilement guérissable (Ulcère de Burili). Cela corrobore les constats faits sur le terrain dans la ville de Daloa où il y a une prévalence de l'ulcère de Burili. La présence de ce taxon laisse suggérer que l'eau de ces écosystèmes aquatiques constituerait un risque sanitaire pour les populations riveraines qui effectuent pratiquement des activités domestiques dans cette eau.

Des espèces diptériennes de la famille des Chironomidae ont été constamment récoltées dans les écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa, il s'agit de *Polypedilum* sp., *Polypedilum fuscipenne*, *Polypedilum abyssiniae*, *Chironomus formosipennis*, *Chironomus* sp., *Nilodorum brevialpis*, *Nilodorum fractilobus* et *Tanypus fuscus*. Ces espèces sont pour la plupart typiquement africaines (Dejoux *et al.*, 1971) et présentent une grande répartition géographique. Elles sont plus adaptées aux milieux à courant lent (Dejoux, 1969 ; Lévêque *et al.*, 1983) et à fond vaseux. La forte abondance des populations de Chironomidae s'expliquerait par leur tolérance aux conditions extrêmes (Di Giovanni *et al.*, 1996). Par conséquent, ces organismes s'avèrent presque toujours numériquement prédominants, dans les milieux lenticules et lotiques (Di Giovanni *et al.*, 1996). Les Dytiscidae constituent le groupe le plus important des Coléoptères aquatiques, groupe d'ailleurs bien homogène et bien distinct des autres Adepnaga aquatiques. Ils sont inféodés principalement aux eaux peu courantes, polluées, coulant sur des fonds meubles (sables, limons, matières organiques) et riches en végétation aquatiques (macrophytes, algues). La composition taxonomique connaît des perturbations temporelles suite aux changements hydrologiques qui s'opèrent entre les saisons consécutives. Les autres groupes d'organismes appartenant aux différentes classes de Crustacé et de Collembolés sont faiblement collectés.

Les individus de macro-invertébrés récoltés dans les canaux, les étangs piscicoles, les étangs rizicoles, les mares et les lacs de la ville de Daloa sont plus abondants en saison sèche qu'en saison pluvieuse. La forte abondance de cette macrofaune benthique observée pourrait être liée à la période de captures. Ainsi, on note que les mois secs sont globalement en faveur de l'augmentation de l'abondance des taxons de macro-invertébrés. En effet, selon Mary & Archaimbault (2011), plusieurs taxons montrent de grandes abondances durant les moments de régimes plus stables ; c'est-à-dire en saison sèche.

Les paramètres déterminants dans le regroupement des macro-invertébrés sont la conductivité, le pH et la turbidité. Ce constat résulterait d'une forte influence des matières organiques sur les peuplements des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa. Les rejets domestiques dans le milieu naturel modifient les caractéristiques physico-chimiques des eaux et, par conséquent, favorisent le développement des espèces saprophiles (Mary, 1999). Dans un écosystème aquatique, la répartition des macro-invertébrés dépend surtout de la vitesse du courant, de la granulométrie du substrat, de la quantité de lumière incidente, de la transparence des eaux et de l'enrichissement en nutriments (Mary, 1999).

Les valeurs élevées de l'indice de Shannon et de l'équitabilité indiquent que les communautés des écosystèmes aquatiques étudiées sont diversifiées et équilibrées. D'après Frontier (1998), dans les milieux exceptionnellement diversifiés, l'indice de diversité de Shannon ne dépasse guère 4,5. En outre, selon Amanieu et Lasserre (1982) et Dajoz (2000), plus l'équitabilité est proche de 1, plus le peuplement est équilibré et stable. Au contraire, une faible équitabilité (proche de 0) traduit un déséquilibre du peuplement suite à la pullulation d'un nombre limité d'espèces due à une cause naturelle ou anthropique. Un indice de diversité est d'autant plus élevé que les conditions du milieu favorisent l'installation de nombreuses espèces (Dajoz, 1985). Voelz & Macarthur (2000) ont montré que la distribution des macroinvertébrés est influencée par un grand nombre de facteurs de l'environnement telle que la disponibilité d'aliments (Peeters *et al.*, 2004), les conditions hydrauliques (Voelz *et al.*, 2000), la composition du substrat (Sandin, 2009), l'augmentation de la charge nutritive (Buss *et al.*, 2002 ; Camargo *et al.*, 2004) et la compétition et la prédation (Pianka, 1983 ; Feminella & Resh, 1990). Les communautés des macroinvertébrés sont très sensibles à la variabilité environnementale. Par conséquent, la diversité des espèces présentes et leur abondance peut apporter des indications importantes sur la qualité du milieu aquatique. De plus, certains auteurs ont indiqué que la faune invertébrée de différents habitats répond différemment aux variations de la qualité de l'eau (Parsons & Norris, 1996 ; Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003 ; Soldner *et al.*, 2004). L'interaction de ces facteurs détermine quelques gradients dans la richesse d'invertébrés. Toutefois, chacune des stations présente une forte diversité liée aux conditions du milieu. En effet, dans les différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa, les substrats principaux rencontrés sont des sables, argiles et limons, vase. Ces substrats permettent une libération des nutriments favorables au développement des macroinvertébrés. Cette observation diffère de celle de Quinn & Hickey (1990) qui ont mis en exergue l'influence des substrats sur la densité et la richesse taxonomique des invertébrés aquatiques. Ils ont trouvé que les substrats de leur milieu d'étude sont constitués de blocs de pierres et du sable. Selon Death (1995) et Massolou (2008, 2010), la stabilité d'habitats et les interactions biotiques pourraient être des facteurs importants dans la structure des communautés de macroinvertébrés. Il se trouve que les communautés de macroinvertébrés sont beaucoup plus importantes dans les sites stables comparativement aux sites instables.

Les informations sur les réseaux trophiques et l'écologie alimentaires des invertébrés des cours d'eaux tropicaux d'Afrique sont rares. Les quelques travaux de référence concernent le Kenya (Dobson *et al.*, 2002 ; Masese *et al.*, 2014). L'assignation des macro-invertébrés à des groupes

fonctionnels trophiques dans la présente étude a permis d'identifier les différences dans la composition fonctionnelle des communautés de macro-invertébrés. Globalement les prédateurs étaient les plus diversifiés. La proportion des différents groupes trophiques, en terme du nombre de taxon variait entre les stations étudiées. Ceci met en évidence le rôle prépondérant de l'environnement abiotique dans la structuration des communautés. La structure trophique des macro-invertébrés inventoriés au niveau des écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles, étangs rizicoles, lacs, mares et ruisseaux) de Daloa renferme cinq groupes qui sont des prédateurs, des détritivores, des collecteurs, des herbivores et des filtreurs. L'analyse révèle que les collecteurs et les prédateurs dominent les communautés de macro-invertébrés rencontrés dans les canaux, les étangs piscicoles et les mares. Dans les lacs et les ruisseaux, les groupes trophiques fonctionnels dominants sont les détritivores et les prédateurs. Les groupes fonctionnels alimentaires majoritaires dans les étangs rizicoles sont les herbivores et les détritivores. Les filtreurs sont très peu représentés dans les canaux, les étangs rizicoles, les mares, les lacs et les ruisseaux. Le nombre des prédateurs augmente avec la disponibilité des proies, notamment les détritivores. En effet, les organismes prédateurs se reproduiraient proportionnellement à la disponibilité de la nourriture. Le taux de croissance des prédateurs serait donc une fonction croissante des proies (Kouamé, 2014). Autrement dit, l'auteur souligne que lorsque le nombre de proies disponibles augmente, un prédateur peut d'abord réagir en modifiant son taux de prédation (réponse fonctionnelle) et ensuite augmenter ses effectifs (réponse numérique).

La prolifération des collecteurs et le faible nombre de filtreurs dans les mares expliquent une abondance de matières organiques accumulées (Edia, 2008 ; Adandédjan *et al.*, 2012).

Cependant, la faible proportion des filtreurs et collecteurs dans les étangs rizicoles, les lacs et les ruisseaux témoigne de la présence d'une eau possédant encore une capacité d'épuration (Edia, 2008 ; Adandédjan *et al.*, 2012).

3-3. Evaluation de la qualité biologique des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa

3-3-1. Résultats

3-3-1-1. Analyse de la qualité des eaux à partir des indices de diversité

3-3-1-1-1. Indice ET et Pourcentage en ET des écosystèmes aquatiques lotiques (canaux et ruisseaux)

Le tableau XIX présente le récapitulatif des valeurs des indices Ephéméroptères et Trichoptères ET et pourcentage en ET dans écosystèmes aquatiques lotiques (canaux et ruisseaux) de la ville de Daloa. Les valeurs des indices ET des différentes stations fluctuent de 2 à 12. Dans les canaux, les valeurs de l'indice ET varient de 3 (stations CN3 et CN4) à 5 (station CN2) alors que le pourcentage en ET fluctue entre 2,81 % (CN2) et 10,81 % (CN3).

Dans les ruisseaux, l'indice ET varie de 2 (RU1) à 12 (RU3) pendant que le pourcentage en ET fluctue entre 7,56 % (RU2) et 28,55 % (RU3).

Tableau XIX : Récapitulatif des valeurs des indices ET et pourcentage en ET dans les stations hydroécologiques lotiques de Daloa de juin 2017-février 2018.

Stations	ET	% ET
CN1	4	5,65
CN2	5	2,81
CN3	3	10,81
CN4	3	9,92
RU1	2	20,54
RU2	3	7,56
RU3	12	28,55
RU4	8	26,29

ET : complexe Ephéméroptères et Trichoptères, % ET : Pourcentage en Ephéméroptères et Trichoptères

3-3-1-1-2. Indice Ephéméroptère Trichoptère Coléoptère (ETC)

La figure 54 présente les valeurs du pourcentage en Ephéméroptères, Trichoptères et Coléoptères (% ETC) calculées à partir des données faunistiques des 24 stations de l'étude.

Le pourcentage en ETC évalué aux différentes stations des canaux, des étangs piscicoles et des étangs rizicoles a varié entre 2,05 % (ER2) et 29,9 % (EP3). Selon le pourcentage en Ephéméroptères Trichoptères et Coléoptères, tous les canaux, les étangs piscicoles et trois

stations (ER1, ER3 et ER4) sur quatre des étangs rizicoles présentent une eau faiblement polluée et une station (ER2) une eau très polluée.

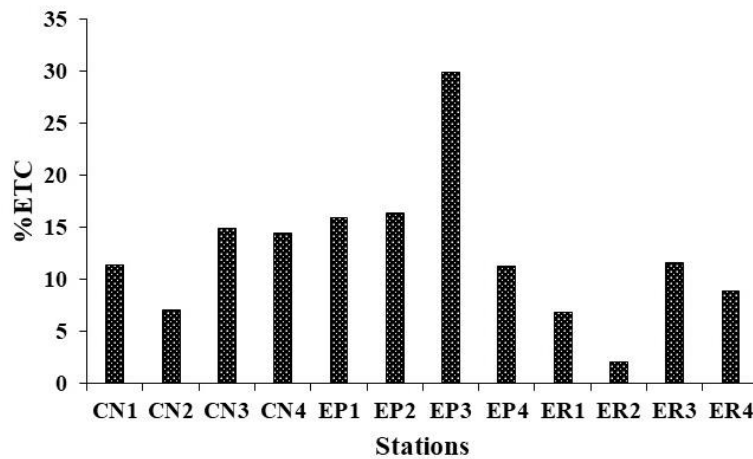


Figure 54 : Pourcentages en ETC calculés sur les écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles et étangs rizicoles) de Daloa de juin 2017-février 2018.

Au niveau des mares, des lacs et des ruisseaux, le pourcentage en Ephéméroptères, Trichoptères et Coléoptères a varié entre 3,07 % (MA4) et 42,7 % (RU3). Selon le pourcentage en Ephéméroptères Trichoptères et Coléoptères, tous les ruisseaux et trois stations sur quatre (LA1, LA2 et LA3) des lacs ont une eau faiblement polluée et une station (LA4) une eau très polluée. Selon le pourcentage en Ephéméroptères, Trichoptères et Coléoptères, les mares présentent trois stations ayant une eau faiblement polluée (MA1, MA2 et MA3) et une station ayant une eau très polluée (LA4) (Figure 55).

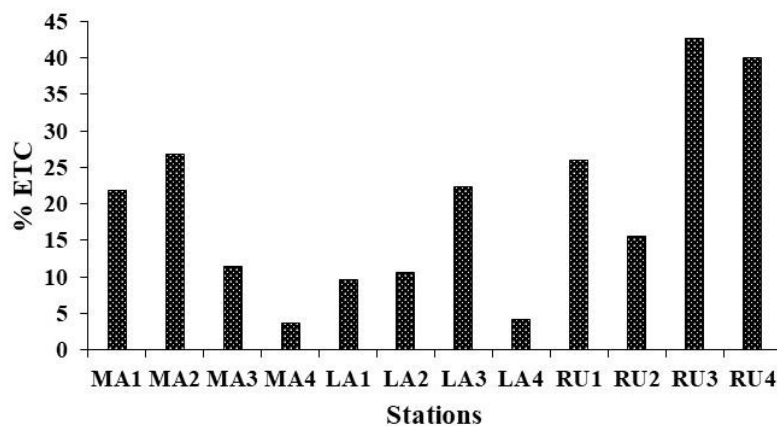


Figure 55 : Pourcentages en ETC calculés sur les écosystèmes aquatiques (mares, lacs et les ruisseaux) à Daloa de juin 2017-février 2018

3-3-1-1-3. Abondance relative en Chironomidae

Le tableau XX présente les valeurs du pourcentage en Chironomidae calculées à partir des données faunistiques des 24 stations de l'étude. Le pourcentage en Chironomidae évalué aux différentes stations des canaux a varié entre 3,2 % (CN1) et 6,04% (CN3).

Selon le pourcentage en Chironomidae, trois stations sur quatre des canaux présentent une eau non polluée.

Dans les étangs piscicoles, le pourcentage en Chironomidae a varié entre 10,17 % (EP4) et 40,97% (EP1). Selon le pourcentage en Chironomidae, les étangs piscicoles présentent deux stations ayant une eau moyennement polluée (EP1 et EP2) et deux stations ayant une eau faiblement polluée (EP3 et EP4).

Le pourcentage en Chironomidae évalué aux différentes stations des étangs rizicoles a varié entre 4,13 % (ER3) et 16,24 % (ER4). Selon le pourcentage en Chironomidae, trois stations sur quatre des étangs rizicoles ont une eau non polluée.

Au niveau des mares, le pourcentage en Chironomidae a varié entre 19,05 % (MA3) et 36,18 % (MA1). Selon le pourcentage en Chironomidae, trois stations sur quatre des étangs rizicoles ont une eau moyennement polluée.

Dans les lacs, le pourcentage en Chironomidae fluctue entre 3,24 % (LA4) et 31,24% (LA2). Selon le pourcentage en Chironomidae, les lacs présentent deux stations ayant une eau moyennement polluée (LA1 et LA2), une station ayant une eau faiblement polluée (LA3) et une station ayant une eau non polluée (LA4).

Dans les ruisseaux, le pourcentage en Chironomidae a varié entre 11,41 % (RU2) et 26,54% (RU4). Selon le pourcentage en Chironomidae, les ruisseaux présentent deux stations ayant une eau faiblement polluée (RU1 et RU2) et deux stations ayant une eau moyennement polluée (RU3 et RU4).

Tableau XX : Pourcentages en Chironomidae calculés sur les écosystèmes aquatiques de Daloa de juin 2017-février 2018

Stations	%Chi	Qualités
CN1	3,2	NP
CN2	4,46	NP
CN3	6,04	FP
CN4	3,9	NP
EP1	40,97	MP
EP2	25,43	MP
EP3	15,72	FP
EP4	10,17	FP
ER1	4,44	NP
ER2	4,5	NP
ER3	4,13	NP
ER4	16,24	FP
MA1	36,18	MP
MA2	21,15	MP
MA3	19,05	FP
MA4	23,27	MP
LA1	21,3	MP
LA2	31,24	MP
LA3	8,68	FP
LA4	3,24	NP
RU1	12,47	FP
RU2	11,41	FP
RU3	25,61	MP
RU4	26,54	MP

% Chi=pourcentage en chironomidae, NP : Non polluée, MP : Moyennement polluée,

FP : Faiblement polluée

3-3-1-1-4. Abondance relative en Oligochètes

Le tableau XXI présente les valeurs du pourcentage en Oligochètes calculées à partir des données faunistiques des 24 stations de l'étude.

Le pourcentage en Oligochètes évalué aux différentes stations des canaux a varié entre 3,81 % (CN2) et 40,18% (CN1). Selon le pourcentage en Oligochètes, trois stations (CN1, CN3 et CN4) sur quatre des canaux présentent une eau moyennement polluée et une autre station (CN2) avec une eau faiblement polluée.

Dans les étangs piscicoles, le pourcentage en Oligochètes a varié entre 3,61 % (EP3) et 59,31 % (EP4). Selon le pourcentage en Oligochètes, les étangs piscicoles présentent deux stations ayant une eau moyennement polluée (EP1 et EP2), une station ayant une eau faiblement polluée (EP3) et une station ayant une eau très polluée (EP4).

Le pourcentage en Oligochètes évalué aux différentes stations des étangs rizicoles a varié entre 4,34 % (ER3) et 13,96 % (ER1). Selon le pourcentage en Oligochètes, trois stations (ER1, ER2

et ER4) sur quatre des étangs rizicoles ont une eau moyennement polluée et une station (ER3) avec une eau faiblement polluée.

Au niveau des mares, le pourcentage en Oligochètes a varié entre 6,95 % (MA1) et 68,34 % (MA4). Selon le pourcentage en Oligochètes, les mares présentent deux stations ayant une eau moyennement polluée (MA1 et MA2) et deux stations ayant une eau très polluée (MA3 et MA4).

Dans les lacs, le pourcentage en Oligochètes fluctue entre 0,8 % (LA2) et 5,88 % (LA1). Selon le pourcentage en Oligochètes, trois stations sur les quatre ont une eau faiblement polluée (LA2, LA3 et LA4) et une station (LA1) ayant une eau moyennement polluée.

Concernant les ruisseaux, le pourcentage en Oligochètes a varié entre 2,28 % (RU3) et 3,69 % (RU4). Selon le pourcentage en Oligochètes, tous les ruisseaux présentent une eau faiblement polluée.

Tableau XXI : Pourcentages en Oligochètes calculés sur les écosystèmes aquatiques de Daloa de juin 2017-février 2018

Stations	% Oli	Qualités
CN1	40,18	MP
CN2	3,81	FP
CN3	29,36	MP
CN4	29,24	MP
EP1	15,45	MP
EP2	26,66	MP
EP3	3,61	FP
EP4	59,31	TP
ER1	13,96	MP
ER2	10,5	MP
ER3	4,34	FP
ER4	5,1	MP
MA1	6,95	MP
MA2	17,67	MP
MA3	55,14	TP
MA4	68,34	TP
LA1	5,88	MP
LA2	0,8	FP
LA3	2,45	FP
LA4	4,97	FP
RU1	2,57	FP
RU2	3,16	FP
RU3	2,28	FP
RU4	3,69	FP

% Oli : Pourcentage OligochètesMP : Moyennement polluée, FP : Faiblement polluée,

TP : Très polluée

3-3-1-2. Analyse de la qualité des eaux à partir des indices Biologiques

3-3-1-2-1. Répartition spatiale des taxons indicateurs

Le récapitulatif des taxons indicateurs pris en compte dans le calcul de l'indice biotique est présenté dans le tableau XXII. Au total, 51 taxons ont été collectés dans les différents écosystèmes échantillonnés de la ville de Daloa pour l'indice Hilsenhoff (FBI). Le plus grand nombre de taxons indicateurs a été enregistré dans l'étang piscicole (EP3) avec 36 taxons et le plus petit dans l'étang rizicole (ER2) avec 19 taxons. Les canaux (CN1, CN2), les étangs piscicoles (EP3, EP4), les étangs rizicoles (ER1, ER3), la mare (MA2) et le ruisseau RU4 abritent la majorité des taxons indicateurs. Les 51 familles utilisées pour le calcul de l'indice Hilsenhoff (FBI) comprennent une famille d'Arachnide (Dictynidae), 6 familles de Coléoptères (Curculionidae, Dytiscidae, Elmidae, Gyrinidae, Hydrochidae et Hydrophilidae), 13 familles de Diptères (Ceratopogonidae, Chaoboridae, Chironomidae, Culicidae, Empididae, Muscidae, Phoridae, Psychodidae, Simuliidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Tabanidae et Tipulidae), 04 familles d'Ephéméroptères (Baetidae, Caenidae, Leptophlebiidae et Polymitarciidae), 05 familles d'Hémiptères (Corixidae, Gerridae, Mesoveliidae, Naucoridae et Velliidae), 03 familles de Lépidoptères (Crambidae, Noctuidae et Pyralidae), 05 familles appartenant au groupe des Mollusques (Bithyniidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae et Planorbidae), 05 familles d'Odonates (Aeshnidae, Coenagrionidae, Corduliidae, Gomphidae et Libellulidae), 02 familles d'Oligochètes (Lumbricidae et Tubificidae), une famille d'Ostracode (Darwinulidae), une famille de Rhynchobdellida (Glossiphonidae) et 05 familles de Trichoptères (Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Philopotamidae et Polycentropodidae).

3-3-1-2-2. Variations spatiales de l'indice FBI

Le tableau XXIII présente les valeurs de l'indice FBI calculées à partir des données faunistiques des 24 stations de l'étude.

L'indice FBI évalué aux différentes stations des canaux a varié entre 4,82 (CN2) et 6,42 (CN1). Selon l'indice FBI, deux stations (CN3 et CN4) sur quatre des canaux présentent une eau de qualité moyenne, une station (CN1) a une eau médiocre et une autre station (CN2) a une eau de bonne qualité.

Dans les étangs piscicoles, l'indice FBI a varié entre 4,51 (EP3) et 7,26 (EP4). Selon l'indice FBI, les étangs piscicoles présentent une station (EP1) ayant une eau de qualité médiocre, une station (EP2) ayant une eau de qualité moyenne, une station (EP3) ayant une eau de bonne qualité et une station (EP4) ayant une eau de très mauvaise qualité.

L'indice FBI évalué aux différentes stations des étangs rizicoles a varié entre 3,44 (ER1) et 5,68 (ER4). Selon l'indice FBI calculé, les étangs rizicoles ER1, ER2, ER3 et ER4 présentent respectivement une eau de qualité excellente, très bonne, bonne et moyenne.

Au niveau des mares, l'indice FBI a varié entre 5,24 (MA1) et 8,41 (MA4). Selon l'indice FBI, les mares présentent deux stations (MA3 et MA4) ayant une eau de qualité très mauvaise, une station (MA1) ayant une eau de qualité moyenne et une station (MA2) ayant une eau de qualité médiocre.

Dans les lacs, l'indice FBI fluctue entre 1,51 (LA4) et 4,59 (LA2). Selon l'indice FBI, deux stations (LA1 et LA3) sur les quatre ont une eau de très bonne qualité, une station (LA4) ayant une eau de qualité excellente et une station (LA2) ayant une eau de bonne qualité.

Concernant les ruisseaux, l'indice FBI a varié entre 4,12 (RU2) et 5,8 (RU4). Selon le pourcentage de l'indice FBI, les ruisseaux RU1, RU2, RU3 et RU4 présentent respectivement une eau de qualité bonne, très bonne, moyenne et médiocre.

Tableau XXII : Taxons indicateurs des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa pris en compte pour le calcul de l'indice FBI

Taxons indicateurs	Stations d'échantillonnage																							
	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4
Aeshnidae	+			+		+	+	+	+		+			+				+	+	+		+	+	+
Baetidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Bithyniidae	+	+	+	+					+	+	+	+	+						+			+		
Caenidae															+	+	+						+	
Ceratopogonidae	+			+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chaoboridae						+																		+
Chironomidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Coenagrionidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Corduliidae						+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Corixidae		+	+	+				+	+			+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		
Crambidae				+	+	+	+					+		+	+	+		+	+	+	+		+	
Culicidae	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Darwinulidae										+			+										+	
Curculionidae								+	+				+		+	+								+
Dictynidae				+		+	+	+				+												+
Dytiscidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Elmidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
Empididae		+	+					+																
Gerridae	+				+	+	+	+							+		+	+	+				+	+
Glossiphonidae	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	
Gomphidae	+		+						+	+	+		+	+	+	+				+		+	+	+
Gyrinidae					+		+	+	+		+	+	+	+	+		+	+	+			+	+	+
Hydrobiidae	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+					+	+			+		+
Hydrochidae		+				+		+					+		+									
Hydrophilidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hydropsychidae		+						+						+		+						+	+	+

Tableau XXII : (Suite et fin)

Taxons indicateurs	Stations d'échantillonnage																							
	CN1	CN2	CN3	CN4	EP1	EP2	EP3	EP4	ER1	ER2	ER3	ER4	MA1	MA2	MA3	MA4	LA1	LA2	LA3	LA4	RU1	RU2	RU3	RU4
Hydroptilidae	+				+									+									+	+
Leptoceridae			+		+	+	+	+						+	+			+		+			+	+
Leptophlebiidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Libellulidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lumbricidae		+	+		+	+		+	+	+	+	+				+						+	+	+
Lymnaeidae	+	+	+	+			+		+	+	+	+	+								+	+		
Mesoveliidae	+	+			+	+		+	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+			+	
Muscidae	+	+		+			+	+	+		+		+	+						+	+			+
Naucoridae	+						+	+	+					+					+	+			+	+
Noctuidae	+	+		+	+		+	+	+		+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+
Philopotamidae		+																						
Phoridae		+																		+				
Physidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+		
Planorbidae	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polycentropodidae	+				+									+	+								+	+
Polymitarciidae					+	+	+	+	+					+	+	+	+			+				
Psychodidae	+		+			+		+	+		+	+		+		+		+	+			+		+
Pyralidae		+																						
Simuliidae		+	+	+	+				+												+	+	+	+
Stratiomyidae	+	+							+		+		+				+	+						
Syrphidae	+																							
Tabanidae		+				+		+		+	+	+	+	+	+	+			+	+		+	+	+
Tipulidae	+	+					+																	
Tubificidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veliidae	+	+	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+			+		+				
Totaux	31	32	23	25	27	25	36	33	32	19	31	28	28	32	28	22	22	29	29	27	22	29	29	30

Tableau XXIII : Variations spatiales de l'indice biotique Hilsenhoff (FBI), la qualité de chaque station

Stations	Indice biotique FBI	Qualité	Couleur
CN1	6,42	Médiocre	Jaune
CN2	4,82	Bonne	Vert foncé
CN3	5,6	Moyenne	Vert clair
CN4	5,4	Moyenne	Vert clair
EP1	6,14	Médiocre	Jaune
EP2	5,72	Moyenne	Vert clair
EP3	4,51	Bonne	Vert foncé
EP4	7,26	Très mauvaise	Rouge
ER1	3,44	Excellente	Violet
ER2	3,91	Très Bonne	Cyan
ER3	4,89	Bonne	Vert foncé
ER4	5,68	Moyenne	Vert clair
MA1	5,24	Moyenne	Vert clair
MA2	6,47	Médiocre	Jaune
MA3	7,4	Très mauvaise	Rouge
MA4	8,41	Très mauvaise	Rouge
LA1	3,61	Très Bonne	Cyan
LA2	4,59	Bonne	Vert foncé
LA3	3,81	Très Bonne	Cyan
LA4	1,51	Excellente	Violet
RU1	4,64	Bonne	Vert foncé
RU2	4,12	Très Bonne	Cyan
RU3	5,49	Moyenne	Vert clair
RU4	5,8	Médiocre	Jaune

CN = Canaux, EP = Etangs piscicoles, ER = Etangs rizicoles, LA = Lacs, MA = Mares, RU = Ruisseaux

3-3-1-2-3. Corrélation entre les indices étudiés

Les corrélations entre les différents indices calculés sont présentées par le tableau XXIV et la figure 56. L'indice de Shannon est significativement corrélé au pourcentage en chironomidae (% Chi) ($r = 0,552$; $p=0,006$). Il est également corrélé significativement mais négativement au pourcentage d'Oligochètes (% Oli) ($r = -0,532$; $p= 0,08$). Quant à l'indice biotique FBI et le pourcentage en Oligochète (% Oli), ils sont significativement corrélés ($r = 0,618$; $p= 0,002$). Par ailleurs la richesse taxonomique ne présente aucune corrélation avec les indices calculés.

L'analyse de la figure 58 montre que l'indice biologique FBI évolue dans le même sens que le pourcentage Oligochètes. En revanche, il y a une dispersion entre l'indice biologique et la richesse taxonomique, l'indice de shannon et % Chironomidae.

Tableau XXIV : Coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les indices étudiés

Variables	Rt	Shannon_H	% Chi	% Oli
Rt				
Shannon_H	0,273			
% Chi	-0,111	0,552		
% Oli	-0,199	-0,532	-0,149	
FBI	-0,106	0,050	0,329	0,618

Rt : Richesse taxonomique, Chi : pourcentage en Chironomidae, % Oli : Pourcentage Oligochètes, FBI : Indice biotique d’Hilsenhoff. La valeur en gras indique une corrélation significative entre les deux indices ($p \leq 0,05$)

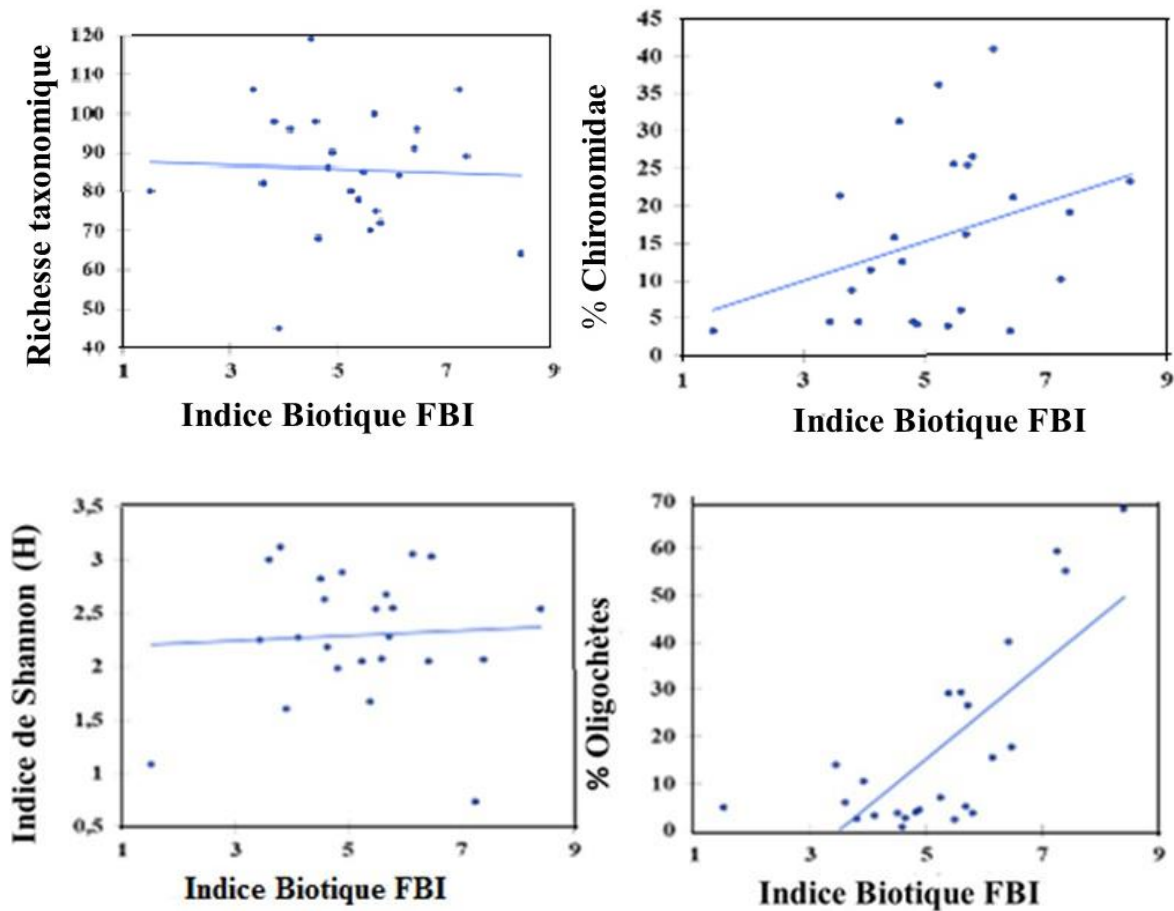


Figure 56 : Représentation des régressions entre l’indice biologique et les indices de diversités des stations d’étude

3-3-2. Discussion

Les macroinvertébrés benthiques ont été utilisés pour analyser la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa. Ces macroinvertébrés ont la réputation d'être sensibles aux changements des conditions de leur habitat inhérent aux activités anthropiques. Ainsi, ces organismes constituent un important atout pour les techniques de suivi qui permettrait de mieux évaluer les effets de l'aménagement et de la conservation d'un habitat donné (Cairns & Pratt, 1993). A cet effet, les pourcentages de taxons Epheméroptères et Trichoptères sont compris entre 2,81 % et 28,55 % avec trois stations de ruisseaux ayant des pourcentages en ET supérieurs à 20 %. Au regard des valeurs de ces indices calculés, les ruisseaux présentent une eau de meilleure qualité par rapport à celles des canaux. Ces résultats sont semblables à ceux observés sur le Biyéme, un cours d'eau anthropisé de même condition écologique (Foto *et al.*, 2011). Par ailleurs, les valeurs des indices Epheméroptères, Trichoptères des différentes stations étudiées varient entre 2 et 12. Ces valeurs observées sur le plan spatial confirment les caractères sensibles de cet indicateur dont les valeurs baissent drastiquement avec la moindre modification du milieu (Carliste *et al.*, 2007). Les valeurs de ces deux métriques sont relativement faibles ; ce qui stipule que les eaux sont de qualité moyenne. En effet, l'ensemble des écosystèmes aquatiques lotiques urbains de Daloa, a enregistré des valeurs des indices ET et du pourcentage en ET inférieures au seuil respectif de 15 et 30 % qui indiquent un milieu aquatique de très bonne qualité en Nouvelle-Calédonie indiqué par Mary (2015).

Parmi ces indices, l'Indice Biotique FBI (aussi appelé « Indice biotique d'Hilsenhoff ») est une méthode standardisée utilisée en écologie appliquée pour déterminer la qualité biologique d'un cours d'eau. La présente méthode est basée sur la présence ou l'absence de certains taxons bioindicateurs (Hilsenhoff, 1988). Excepté le canal 2 (CN2), l'étang piscicole 3 (EP3), les étangs rizicoles 1 (ER1), 2 (ER2), 3 (ER3), les lacs et les ruisseaux 1 (RU1) et 2 (RU2) qui présentent une qualité écologique d'excellente à bonne à partir l'indice biotique d'Hilsenhoff calculé, les autres stations d'échantillonnage indiquent une qualité moyenne à très mauvaise. En effet, les écosystèmes aquatiques urbains de Daloa présentent en majorité un état d'intégrité biotique dégradé à partir des indices FBI calculés. La mare 4 (MA4) ayant l'état d'intégrité écologique le plus mauvais présente une diversité taxonomique en grande partie dominée par les taxons indicateurs appartenant aux groupes les plus tolérants à la dégradation tels que les Odonates (Coenagrionidae et Libellulidae), les Oligochètes (Lumbricidae), les Diptères (Chironomidae, Culicidae, Psychodidae et Simuliidae) et les Mollusques (Planorbidae).

Concernant les indices Chironomidae et Oligochètes, les canaux et les étangs rizicoles ont enregistré les plus faibles valeurs par rapport aux autres écosystèmes. Trois stations sur quatre

de ces milieux ont des valeurs de l'indice Chironomidae inférieures à 5 % ; ce qui indique des eaux faiblement polluées alors que les autres stations présentent des états d'eaux moyennement et très polluées. Ce résultat pourrait s'expliquer d'une part, par un faible niveau de pollution en matières organiques des canaux et étangs rizicoles et la relation au niveau des aménagements agricoles des stations d'autre part. En effet, les canaux desservent les étangs rizicoles en eau. Ce résultat montre aussi que les eaux des canaux subissent moins de pressions anthropiques. Dans l'ensemble, une faible pollution est enregistrée pour tous les écosystèmes aquatiques urbains de Daloa ce qui est marqué par une présence modérée des taxons sensibles à la pollution et une légère prolifération des taxons résistants à la pollution dont la présence est liée à l'abondance de la matière organique des eaux usées. Il s'agit principalement des Oligochètes, des Tubificidae et des Diptères *Chironomini* sp. Dumnicka (2002) et Grzybkowska (1993) ont montré une augmentation de densité des Oligochètes et des Chironomidae dans les écosystèmes aquatiques affectés par la pollution organique. Les Chironomidae sont plus tolérants à la pollution et peuvent avoir des mécanismes de recolonisation plus efficaces (Pires *et al.*, 2000). De même, Giudicelli *et al.* (1981) ont montré que la pollution se traduit principalement par une augmentation de la densité des communautés des habitats lénitiques (Diptères et Oligochètes) où se dépose la matière organique. Les activités industrielles peuvent nuire à la qualité de l'eau, en modifiant la chimie de l'eau par des rejets de substances polluantes, tout comme elles peuvent réduire la quantité d'eau, par les prélèvements liés à certaines activités.

L'habitat aquatique peut également subir des altérations de divers types. Par ailleurs, plusieurs espèces sont sensibles au stress occasionné par différentes activités anthropiques. Lorsqu'elles sont exposées au stress, on remarque des changements dans la communauté : des espèces sensibles disparaissent et les espèces plus résistantes prolifèrent. Les différents métriques et indices biologiques ont été représentés afin de vérifier s'il y a une concordance entre eux. Le pourcentage d'Oligochètes, est corrélé à l'axe de l'indice Hilsenhoff à la famille (FBI) qui met en exergue une pollution de type organique. Toutes les autres métriques ne sont pas corrélées avec l'indice Hilsenhoff à la famille (FBI).

CONCLUSION

Ce travail a permis d'étudier la composition et la structure des macro-invertébrés de certains écosystèmes aquatiques (canaux, étangs piscicoles, étangs rizicoles, mares, lacs et ruisseaux) de la ville de Daloa et d'apprécier leur qualité. En outre, il a permis de faire une caractérisation physico-chimique de ces écosystèmes.

Les paramètres physico-chimiques des écosystèmes aquatiques de Daloa révèlent qu'il y a des variations au niveau spatial et saisonnier.

L'ensemble des communautés de macroinvertébrés recoltés dans ces écosystèmes aquatiques est bien diversifié avec 243 taxons repartis sur trois embranchements : Arthropodes, Annélides et Mollusques.

L'inventaire des macro-invertébrés dans la ville de Daloa a mis en évidence 7 classes repartis en 22 ordres et 93 familles. Parmi ces différentes classes, les Insectes ont constitué le groupe taxonomique le plus abondant et le plus diversifié.

La richesse taxonomique des communautés de macro-invertébrés est majoritairement dominée par les Arthropodes qui représentent 204 des taxons collectés, suivis des Mollusques avec 34 taxons. Dans ces deux groupes, les ordres des Basommatophores (Mollusques), des Diptères, des Coléoptères et des Hémiptères (Arthropodes) sont les plus diversifiés.

La composition faunistique des Mollusques est dominée par l'ordre des Basommatophores. Les familles de Mollusques les plus diversifiées sont les Planorbidae, les Ampullariidae et les Pomatiopsidae. Chez les Arthropodes, 12 familles se sont révélées principales. Il y a les Baetidae, Leptophlebiidae, Notonectidae, Belostomatidae, Chironomidae, Culicidae, Libellulidae, Coenagrionidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Hydropsychidae et Leptoceridae.

Les occurrences des macro-invertébrés indiquent que cinq taxons (*Alboglossiphonia* sp., *Ophidonais serpentina*, *Appasus* sp., *Aplexa marmorata*, *Diplonychus* sp) sont fréquents dans les canaux, sept taxons (*Ophidonais serpentina*, *Amphiops* sp., *Pelocarantha titan*, *Appasus* sp., *Cicadella viridis*, *Ranatra parvipes*, *Coenagriocnemis reuniense*) dans les étangs de piscicultures, deux taxons (*Aplexa marmorata*, *Melanoides tuberculata*) dans les étangs rizicoles, trois (*Ophidonais serpentina*, *Hygrotus* sp. *Polypedilum* sp.) dans les mares, trois (*Ophidonais serpentina*, *Hygrotus* sp. *Polypedilum* sp.) dans les lacs et un seul taxon (*Liodessus* sp.) dans les ruisseaux.

La majorité des organismes collectés dans les écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa est dominée par les taxons accidentels (occurrence ≤ 50 %).

L'analyse de la similarité taxonomique entre les communautés ne montre aucune différence significative des communautés dans des stations appartenant à un même écosystème.

En ce qui concerne la composition des communautés, il apparaît que la richesse taxonomique ne varie pas significativement d'une station à une autre et d'une saison à une autre.

Une stabilité des peuplements a été enregistrée pour une même typologie de stations (indices de diversité de Shannon et l'équitabilité respectivement compris entre 0,73 et 3,50 et entre 0,21 et 0,99) dans les écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa.

La turbidité, la conductivité et le pH sont les plus déterminants dans le regroupement des taxons de macroinvertébrés des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa.

Le nombre de macro-invertébrés collectés dans l'ensemble des stations des étangs rizicoles est supérieur à celui des étangs piscicoles, des canaux, des lacs, des mares et des ruisseaux. Les variations saisonnières des abondances des principaux groupes montrent qu'à toutes les saisons, les Arthropodes ont été plus abondants que les Mollusques. Au niveau des embranchements, les Arthropodes sont les plus dominants. Les Insectes constituent la classe de macro-invertébrés la plus abondante. Les plus grandes abondances ont été enregistrées pendant la saison sèche dans les canaux, les étangs piscicoles, les étangs rizicoles, les mares et les lacs.

L'analyse des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les macro-invertébrés montre que la turbidité, la température, la transparence, la conductivité et l'oxygène dissous influencent fortement la répartition écologique des principaux taxons des macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques de la ville de daloa.

Du point de vue de l'organisation trophique, le groupe des prédateurs et des collecteurs apparaissent le plus dominant dans les canaux, dans les étangs piscicoles et les mares. Le groupe des prédateurs et des détritivores domine dans les lacs et les ruisseaux. Dans les étangs rizicoles les groupes fonctionnels alimentaires majoritaires sont les herbivores et les détritivores.

Les métriques utilisées telles que le pourcentage en Oligochètes et l'indice FBI indiquent globalement que les canaux, les étangs piscicoles et rizicoles présentent une eau de qualité assez bonne, les mares quant à elles présentent une eau de qualité mauvaise et les lacs et les ruisseaux présentent une eau de bonne qualité. Le pourcentage en Oligochètes pourrait être le mieux adapté pour l'évaluation des hydrosystèmes de la Côte d'Ivoire car il a été fortement significative avec deux indices à savoir l'indice de diversité de Shannon et l'indice biologique FBI.

Nous recommandons au monde scientifique de mettre en place un système de suivi-évaluation de l'état écologique des écosystèmes aquatiques.

Au population locale de réduire considérablement l'utilisation des pesticides et intrants agricoles comportants des composés organiques. Aussi réduire l'usage des écosystèmes aquatiques pour des besoins domestiques tels que les ouvrages d'assainissement de base et les latrines.

En perspectives, il serait judicieux d'étendre la caractérisation de la qualité des eaux à tout le réseau hydrographique afin de faire un état des lieux des macro-invertébrés présents et d'évaluer l'état de santé écologique de ces milieux aquatiques.

Aussi mener des études sur les compétences vectorielles des différents groupes de macro-invertébrés susceptibles d'être des vecteurs ou hôtes potentiels à travers des analyses en biologie moléculaire.

REFERENCES

- Adandédjan D., Lalèyè P., Gourène G. (2012). Macroinvertebrates communities of a coastal lagoon in southern Benin, West Africa. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 6(3): 1233-1252.
- AFNOR (1992). Détermination de l'indice Biologique Global Normalisé IBGN. Essai des eaux, NF T90-350, 9 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 ès sciences, Institut National Polytechnique de Toulouse (France), 178 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.
- Aliko N.G. (2012). Analyse d'un peuplement piscicole en milieu lacustre : application au lac de barrage de Taabo (bassin du Bandama, Côte d'Ivoire). Caractérisation de la population d'une espèce exploitée dans le lac (*Distichodus rostratus* Günther, 1864). Thèse de Doctorat en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé Abidjan (Côte d'Ivoire) 148 p.
- Alla D.A. (1991). Dynamisme de l'espace péri-urbain de Daloa, étude Géographique. Thèse de Doctorat de troisième cycle de l'Université de Cocody (Abidjan), Côte d'Ivoire, 318 p.
- Allouko J.R., Bony K.Y., Edia O.E. & Konan K.F. (2016). Composition, distribution and abundance of Macroinvertebrates in Aghien lagoon (Ivory Coast; West Africa). *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 5(6): 10104-10111.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, SP : 201-213.
- Amiard J. & Amiard-Triquet C. (2008). Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Paris, Lavoisier, 400 p.
- Annani F. (2013). Essai de biotypologie des zones humides du Constantinois. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie (Annaba), 227 p.
- Anonyme 1 (2016). Projet de renaissance des infrastructures et de gestion urbaine en Côte d'Ivoire (PRICI), Rapport final, 204 p.

- Anonyme 2 (2015). Etudes monographiques et économiques des districts de Côte d'Ivoire. Ministère d'Etat, Ministère du plan et du développement. Note de synthèse, 69 p.
- Anonyme 3 (2013). Guide de surveillance biologique basée sur les macro-invertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), Direction du suivi de l'état de l'environnement, 2^e édition ; 88 p.
- Anonyme 4 (2007). Protocole de mesure de la transparence de l'eau. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs et Conseil Régional de l'Environnement des Laurentides, Québec, Canada, 6 p.
- Aquabio (2014). Macrophytes. In : Aquabio, Pôles d'activités. <http://www.aquabio-conseil.fr/nos-poles-d-activites/macrophytes.html>, consulté le 20 décembre 2019
- Armitage P.D., Pardo L., Fursel M.T & Wright J.F. (1983). The performance of a new Biological Water Quality Score System based on Macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17 : 333-347.
- Arrignon J. (1998). Aménagement piscicole des eaux douces. Edition Lavoisier Paris (France), 640 p.
- Ausset A. (2013). Qu'est-ce qu'une niche écologique ? Ecologie et biodiversité. <http://Suite101.fr/article/qu'est-ce-qu'une-niche-ecologique-a10437>
- Banaru D. & Perez T. (2010). Bio-indicateurs-Biomarqueurs, Notes de cours. Marseille, Université de Marseille (France), 15 p.
- Barbault R. (1981). Ecologie des populations et des peuplements. Des théories aux faits. Masson, édition, Paris (France), 208 p.
- Barbault R. (2003). Ecologie générale : structure et fonctionnement de la biosphère. 5^{ème} édition, Dunod, Paris (France) 326 p.
- 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. 2nd edition, *U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water*. Washington, EPA 841 p.

- Beck W.M. (1955). Suggested method for reporting biotic data. Sewage and industrial wastes. In *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman et Hall Edition. New York. 1193-1197
- Beeton A. M. (1991). Limnology of the Nam Ngum reservoir, Laos. *Verhandlungen internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, (24): 1436-1444.
- Bellemare M-C., Richard R., Garand G. & Beisner PH.D. (2013). Rapport de caractérisation du cours d'eau Papineau-Lavoie de Laval, GRIL-UQAM, Québec, 27 p.
- Ben Moussa A., Chahlaoui A., Rour E. & Chahboune M. (2014). Diversité taxonomique et structure du macrofaune benthique des eaux superficielles de l'oued khoumane. Moulay idriss Zerhoun, Maroc. *Journal of Materials and Environmental Science*, 1 : 183-198.
- Berrahou A., Cellot B. & Richoux P. (2001). Distribution longitudinale des macroinvertébrés benthiques de la Moulouya et de ces principaux affluents (Maroc). *Annales Limnologique*, 37 : 223-235.
- 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, NYS Department of Environmental Conservation, 41 p.
- [<http://www.dec.state.ny.us/website/dow/bwam/sbuqa02.pdf>].
- Boissonneault Y. (2005). L'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires. In : OBVRL, Caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière de loup (Maurice). http://www.obvrl.ca/_admin/pdf/suivi_caractertisation/A.%20rapport%20complet%202005.pdf.
- Boissonneault Y. (2006). Le suivi écologique des rivières au Québec : comparaison des bio-indicateurs basés sur les invertébrés et les diatomés benthiques. Mémoire de maîtrise, Université de Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec (Canada), 137 p.
- Bony K.Y. (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 de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE), Paris (France) 228 p.
- Bony K.Y., N.C. Kouassi, D. Diomandé, G. Gourène, M. Verdoit-Jarraya & Pointier J.P. (2008). Ecological conditions for the spread of the invasive snail *Physamarmorata* (Pulmonata : Physidae) in Ivory Coast. *African Zoology*, Volume 43 (1) : 53-60.
- Bourassa N. (1993). Effet de la trophie et de la taille du substrat sur le spectre de taille des invertébrés benthiques en ruisseaux. Mémoire de Master de University of Ottawa (Canada), 58 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.
- Brosse S., Giraudel J.L. & Lek S. (2001). The temporal dynamic of fish population assemblage and community structure. *Ecological Modelling*, 146 (1-3) : 159-166.
- Brown D.S. (2005). Freshwater Snails of Africa and their medical importance. Edition Taylor and Francis Ltd, London, 673 p.
- Brown S.C., Smith K & Batzer D. (1997). Macroinvertebrate responses to wet-land restoration in Northern New York. *Environmental Entomology*, 26 :1016-1024
- Buss D.F., Baptista D.F., Silveira M.P., Nessimian J.L., & Dorville L.F. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in South-East Brazil. *Hydrobiologia*, 481 : 125-136.
- Cairns J. & Pratt J.R. (1993). A history of Biological monitoring using Benthic Macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, 10: 27.
- Calatayud, P. A., & Le Ru, B. (2013). Les pièces buccales et l'alimentation des insectes. *Interactions insectes-plantes*, 107 p.
- Camargo J.A., Alonso A. & De La Puente M. (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded bergers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Publishers*, 96 : 233-249.
- Camil J. (1984). Pétrographie et chronologie des ensembles granulites archéens et formations associées de la région de Man (Côte d'Ivoire). Implications pour l'histoire géologique du

- craton ouest africain. Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Abidjan, Côte d'Ivoire, 306 p.
- Caquet T. (2012). Des invertébrés pour la bio-indication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives. *In* : Bio-indicateurs pour la caractérisation des sols, journée technique nationale, 7^e édition, Paris 16 octobre 2012, Rennes, ADEME : 41-68.
- Carlisle D. M., Meador M.R., Moulton Ii S.R. & Ruhl P. M. (2007). Estimation and application of indicator values for common Macroinvertebrates genera and families of the United States. *Ecological Indicators* 7: 22-23.
- Chergui H., Chavanon G., Berrahou A., & Melhaoui M., (1990). À propos des Plécoptères du Maroc oriental. *Bulletin Institution. Science.Rabat.*, 14 : 51-53.
- Chesters R.K. (1980). Biological Monitoring Working Party. The 1978 National testing exercise. Technical Memorendum, Department of Environment, *Water Data Unit*, 19 : 1-37.
- Cumberlidge N. (1999). The freshwater crabs of West Africa : family Potamonautidae. Institut de Recherche pour le Développement (IRD), collection "Faune et flore tropicales", Paris (France), 382 p.
- Da Fronseca C (1968). Théorie de l'information et diversité spécifique. *Bulletin du Musée National d'Histoire Naturelle*, Paris (France), 2^{ème} édition, 38 : 961-968.
- Daget J., (1976). Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris (France), 200 p.
- Dajoz R. (1985). Précis d'écologie. Ecologie fondamentale et appliquée. 5^{ème} édition, Gauthier Villard, Paris (France), 505 p.
- Dajoz R. (2000). Précis d'Ecologie. Ecologie fondamentale et appliquée 7^{ème} édition, Dunod, Paris, France, 615 p.
- Dakki M. (1986). Recherches hydrobiologiques sur le Haut Sebou (Moyen-Atlas). Une contribution à la connaissance faunistique, écologique et historique des eaux courantes sud-méditerranéennes. Thèse d'État, Université Mohamed V, Faculté Rabat (Maroc), 214 p.
- Day J.A., Stewart B.A, Moor I.J. & Louw A.E. (2001). Guide to the freshwater invertebrates of southern Africa Crustacea. Crustacea III. Bathynellacea, Amphipoda, Isopoda, Spelaeogriphacea, Tanaidacea, Decapoda. *Édit. Water Research Commission*, rapport n° TT 141/101, Prétoira (Afrique du Sud), 151 p.

- Death R.G. (1995). Spatial patterns in benthic invertebrate community structure: Products of habitat stability or are they habitat specific? *Freshwater Biology*, 33 : 455-467.
- Dejoux C. (1969). Les insectes aquatiques du lac Tchad - Aperçu systématique et bio-écologique. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 17: 900-906.
- Dejoux C. (1981). Les Chironomides. In Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. Tome II. J. -R. Durand & Lévêque C. (Eds) : 583-616.
- Dejoux C., Lauzanne L. & Lévêque C. (1971). Nature des fonds et répartition des organismes benthiques dans la région de Bol (archipel est du lac Tchad). *Cahier ORSTOM., série Hydrobiologie* : 213-225.
- Dejoux C., Elouard J.M., Forge P. & Maslin J.L. (1981). Catalogue iconographique des Insectes aquatiques de Côte d'Ivoire. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), ORSTOM 42, 178 p.
- Delhumeau M. (1969). Etude des sols de la région de Mouila en relation avec l'évolution karstique du schisto-calcaire de la Nyanga, *Cahiers de l'ORSTOM., série Pédologie*, vol. III (3) : 417- 434.
- De Moor I.J., Day J.A. & De Moor F.C. (2003). Guide to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Insecta I. Ephemeroptera, Odonata & Plecoptera. Rapport N° TT 207/03 *Water Research*, 7 : 160-212.
- De Pauw N. & Vanhooren G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100 : 153-168.
- Déthier M. (1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Insectes. Hétéroptères aquatiques et ripicoles (genres et principales espèces). *Association française de limnologie*, 40 p.
- Dickens C.W.S. & Graham P.M. (2002). The South African Scoring System (SASS) Version 5 rapid bioassessment methods for bergers. *African Journal of Aquatic Sciences*, 27 : 1-10.
- Di Giovanni M.V., Goretti E. & Tamanti V. (1996). Macrobenthos in Montedoglio Reservoir, central Italy. *Hydrobiologia*, 321 : 17-28.

- Diomandé D., Bony K.Y., Edia O.E., Konan K.F. & Gourène G. (2009). Diversité des macro-invertébrés benthiques de la rivière Agnéby (Côte d'Ivoire ; Afrique de l'Ouest). *European Journal of Scientific Research*, 35(3) : 368-377.
- Diomandé 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. Centre de Recherches Océanologiques, Abidjan*, 17 (1), 1-31.
- Djabourabi A. (2014). Impact de facteurs environnementaux et de micro-algues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves). Thèse de Doctorat en Sciences de la Mer, Faculté des sciences, Département des Sciences de la Mer, Université Badji Mokhtar-Annaba (Alger, République Algérienne Démocratique et Populaire), 210 p.
- Doannio J.M.C., Konan K.L., Dosso F.N., Koné A.B., Konan Y.L., Sankaré Y., Ekaza E., Coulibaly N.D., Odéhour K.P., Dosso M., Sess E.D., Marsollier L. & Aubry J. (2011). *Micronecta* sp. (Corixidae) et *Diplonychus* sp. (Belostomatidae), deux hémiptères aquatiques hôtes et/ou vecteurs potentiels de *Mycobacterium ulcerans* agent pathogène de l'ulcère de Buruli en Côte d'Ivoire. *Médecine Tropicale*, 71: 53-57.
- Dobson M. A., Magana J. & Ndewga. F. (2002). Detritivores in Kenyan highland streams : more evidence for the paucity of shredders in the tropics ? *Freshwater. Biological*. 47 : 909–919.
- Dufrêne M. (1992). Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. Thèse de Doctorat, Université Catholique de Louvain, Belgique, 194 p.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 : 345-366.
- Dumnicka E. (2002). Upper Vistula River, response of aquatic communities to pollution and impoundment.X. Oligochètes taxocens, *Policates journal Ecology*, 50, 237-247
- Dural D. (1993). Perspectives de développement piscicole dans les bas-fonds périurbains de la ville de Daloa (Centre-ouest ivoirien), mémoire de Maîtrise de l'Université de Montpellier (France), 70 p.
- Durand J.R. & Lévêque C. (1991). Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne (Tome II). Paris, France : ORSTOM, 483 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, Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 171 p.
- Elouard J.M. (1981). Diptère: Caractères généraux, clés, systématiques et familles peu importantes. In: (Durand Jean-Réné, Levêque Christian (Ed)). Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahelo-soudanienne: tome 2. Paris *ORSTOM*, (45), 553-567
- Environmental cultural (2012). Is the traditional knowledge of Insects Important. *In: Ethnobiology and Biocultural Diversity: Proceedings of the Seventh International Congress of Ethnobiology* University of Georgia Press, 207 p.
- EPA (2012). Biological assessments and criteria : crucial Components of Water quality programs. *In: EPA, Bioindicators for assessing Ecological Integrity of Prairie Wetlands.* http://water.epa.gov/typewetlands/assessment/pph2_4.cfm. 188 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.
- Faessel, B. & Monnier, A. (1985). Les trichoptères-Données biologiques, éthologiques et écologiques. Clés de détermination larvaire des familles et des principaux genres en France. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, no 299, 1-41.
- Feminella J.W. & Resh V.H. (1990). Hydrologic influences, disturbance, and intraspecific competition in a stream caddisfly population. *Ecology*, 71 : 2083-2094.
- Fishar M.R. & Williams W.P. (2008). The development of a Biotic Pollution Index for the Berger Nile in Egypt. *Hydrobiologia*, 598 : 17-34.
- Flanagan P.J. & Toner P.F. (1972). The national survey of Irish rivers. A report on water quality. Dublin. *An Foras Forbartha*, 21 p.
- Forcellini M., Mathieu C. & Merigoux S. (2011). Atlas des Macro-invertébrés des eaux douces de l'île de la Réunion. Office de l'eau de la réunion-CNRS, 137 p.
- Foto M.S., Zebaze T.S.H., Nyamsi T.N.L., Ajeegah G.A. & Njiné 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(2) : 291-300.
- Frempong E. (1995). Limnological research and training in Ghana: the past, present and perspectives for the future development. *In: Wetzel R. G. & Gopal B., (eds). Limnology in Developing Countries. International Association for Limnology (SIL), New Delhi: 1-39.*
- Frontier S. & Pichod-Viale D. (1998). Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Dunod, Paris, France, 447 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.
- Ghetti P.F. (1997). Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acqua corrente. Provincia Autonoma di Trento, 143 p.
- Giraudel J.L. & Lek S. (2001). A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling*, 146 (1-3) : 329-339.
- Giudicelli J. Dakki M. & Dia A. (1985). Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Verein. International. Verein Limnology.*, 22 : 2094-2101.
- Giudicelli J., Legier P., Musso J.J., & Prevot G. (1981). Impacts des pollutions organiques sur deux cours d'eau de la région méditerranéenne. Recherches sur la validité des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux courantes en région méditerranéenne. Univ. Aix-Marseille III, Laboratoire de Biologie. Animale. (Écologie), Ministère de l'Environnement (Comité Eau) contrat n° 78-128, 96 p.
- Gnohossou P.M. (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 de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, France, 188 p.

- Goloma S. & Symoens J.J. (1990). Caractéristiques physiques et chimiques de quelques cours d'eau de Kisangani (Zaire). *Bulletin des Séances Académie Royale, Sc. Outre-Mer*, 35 : 145-157.
- Gray A.E., Mulligan T.J., & Hannah R.W. (1997). Food habits, occurrence, and population structure of the bat ray, *Myliobatis californica*, in Humboldt Bay. *California Environment Biology of Fish*, 49 : 227-238.
- Grzybkowska M. (1993). *Chironomidae* w bentosie i dryfie odcinków rzek o różnej rzędowości w Polsce Środkowej. Łódź : *Acta University. Lodz*, 119 p.
- Guillaumet J.L. & Adjanohoun E. (1971). La Végétation. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. *Mémoire ORSTOM*, 50, Paris (France) : 156-264.
- Haouchine S. (2011). Recherches sur la faunistique et l'écologie des macro-invertébrés 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 ouzou de Rabat (Maroc), 157 p.
- Hart B.T., Maher B. & Lawrence I. (1999). New generation water quality guidelines for ecosystem protection. *Freshwater Biology*, 41 : 347-359.
- Haslam S.M. (1990). River pollution: an ecological perspective. *Belhaven Press*, New York. 253 p.
- Hauer, F.R., Lamberti & G.A. (1996). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. ISBN : 0-12-332906-X. 696 pp.
- Hellawell J.M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier, London, 546 p.
- Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.A.C. & Foster M.S. (1994). Measuring and monitoring biological diversity : a standard method for amphibians. *Smithsonian Institution Press*, Washington. 364 p.
- Hill B.H., Herlihy A.T., Kaufmann P.R., Stevenson R.J., MC-Cormick F.H. & Johnson C.B. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 : 50-67.

- Hilsenhoff W.L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1) : 65-68.
- Hullnudd (2009). Les crustacés de la source du Ruisseau Saint-Roch. La Marne, 12 p.
- Iliopoulou-Georgudaki J., Kantzaris V., Katharios P., Kaspiris Georgiadis P. & Montesantou B. (2003). An application of different bioindicators for assessing water quality : a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecology Indice*, (2) : 345-360.
- Jain A., Singh B., Singh H.B. & Singh S. (2010). Exploring biodiversity as bioindicators for water pollution. In: Banaras Hindu University, National Conférences on Biodiversity, Development and Poverty Alleviation, 118 p.
- http://www.upsbdborg/pdf/Souvenir_2010/8.
- Kaboré I., Moog O., Alp M., Guenda W., Koblinger T., Mano K., Ouéda A., Ouédraogo R., Trauner D. & Melcher A.H. (2015). Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. *Hydrobiologia*, 20 p.
- Kaiser J. (2001). Bioindicators and biomarkers of environmental pollutions and risk assessment. Hartford, Science Publishers, 304 p.
- Kampa E., Artemiadou V. & Lazaridou-Dimitriadou M. (2000). Ecological quality of the river Axios (N. Greece) during spring and summer, 1997. *Belgium Journal of Zoology*, 130, 21-27.
- Karr J.R. (1987). Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework. *Environmental Management*, 11: 249-256.
- Karr J.R. & Chu E.W. (1997). Biological monitoring: Essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 3: 993-1004.
- Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R. & Schlosser I.J. (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication* 5, 28 p.
- Kiviluoto K. (1996). Topology preservation in self-organizing maps. *Proceedings of ICNN'96, IEE International Conference on Neural Networks*. IEEE Service Center, Piscataway: 294 - 299.

- Klemm, D. J., Lewis P. A., Fulk F. & Lazorchak J. M. (2002). 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, 256 p
- Kohonen T. (1982). Self - Organized formation of topologically correct features maps. *Biological Cybernetics*, 43: 59 - 69.
- Kohonen T. (1995). Self - Organizing Maps. Springer-Verlag, Series in Informatique Sciences, Heidelberg, 362 p.
- Kohonen T. (2001). Self - Organizing Maps (3rd Edition). Springer-Verlag, Berlin, Germany, 501 p.
- Konan K.F. (2008). Composition, structure et déterminisme de la diversité ichthyologique des rivières côtières du SudEst de la Côte d'Ivoire (Soumié - Eholié - Ehania - Noé). Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 186 p.
- Kouamé K.M. (2014). Diversité, structure et réponse fonctionnelle des macro-invertébrés à l'invasion du lac de Taabo (Côte d'Ivoire) par la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, 1883. Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé Abidjan (Côte d'Ivoire) 201 p.
- 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 macro-invertébrés et qualité des cours d'eau du Parc National de Moukalaba Doudou (sud-ouest du Gabon). *Entomologie Faunistique*, 70 (1-3) : 107-120.
- Laë R., Lek S. & Moreau J. (1999). Predicting fish yield of African lakes using neural networks. *Ecological Modelling*, 120 : 325 - 335.
- Lazaridou-Dimitriadou M., Artemiadou V., Yfantis G., Mourelatos S. & Mylopoulos Y. (2000). Contribution to the ecological quality of Aliakmon River (Macedonia, Greece): a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 410 : 47-58.
- Le doare J. (2006). Inventaire des Plecopteres de France : premier Bilan. *Insectes*, 141 : 25-29.
- Lee S.J., Park J.H. & Ro T.H. (2006). Ephemeropteran community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho Berger. *Entomological Research*, 36: 98-106.

- Lek S., Delacoste M., Baran P., Dimopoulos I., Lauga J. & Aulagnier S. (1996). Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling*, 90: 39-52.
- Lek S., Giraudel J.L. & Guégan J.F. (2000). Neuronal networks: algorithms and architectures for ecologists and evolutionary ecologists: Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution. *In* : Lek S. & Guégan J. F. (Eds.) Springer-Verlag, Berlin, pp 3-27.
- Lemoalle J. (2006). La diversité des milieux aquatiques. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'Homme (Lévêque C. & Paugy D., eds). Editions IRD, Paris, France, 11-30.
- 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. ORSTOM, *Hydrobiologie* : 114-139
- Lévêque C. & Mounolou J.C. (2008). Biodiversité : dynamique biologique et conservation. 2ème édition, Dunod Paris (France) 259 p.
- Macova S., Harustiakova D., Kolarova J., Machova J., Zlabek V., Vykusova B., Randak T., Velisek J., Poleszczuk G., Hajslova J., Pulkrabova J. & Svobodova Z. (2009). Leeches as senior-bioindicators of river contamination by PCBs. *Sensors (Basel)*, 9 (3): 1807-1820.
- Manly B.F.J. (1994). *Multivariate Statistical Methods. A primer. Second edition.* Chapman & Hall, London, 215 p.
- Market B.A., Breure A.M. & Zechmeister H.G. (2003). *Bioindicateurs and Biomonitoring. Principals, concepts and applications.* Vienne, Elsevier, 997 p.
- 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. (1999). *Caractérisations physico-chimiques et biologiques des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macro-invertébrés benthiques.* Thèse de Doctorat, Université Française du Pacifique, Nouvelle Calédonie (France), 181 p.

- Mary N. (2000). Guide d'identification des macro-invertébrés 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. (2015). Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC) et Indice Biosédimentaire (IBS) : guide méthodologique et technique, DAVAR NC / OEIL / CNRT "Nickel & son environnement", 78 p.
- Mary N. (2017). Les macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Guide d'identification. Version révisée 2017. DAVAR Nouvelle-Calédonie, OEIL, CNRT, 182 p.
- Mary N. & Archaimbault V. (2011). Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie et Indice Biosédimentaire : guide technique, DAVAR, Pôle de l'Observatoire de la Ressource en Eau, 58 p.
- Masese F. O., N. Kitaka J., Kipkemboi G. M., Gettel K. & McClain. M. E. (2014). Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams : evidence for a diverse shredder guild. *Freshwater. Science.* 33 : 435-45
- Masifwa W.F., Twongo T. & Denny P. (2001). The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452 : 79-88.
- Massolou A.M. (2008). Diagnostic écologique des cours d'eau forestiers par la caractérisation des macro-invertébrés benthiques dans la forêt classée de la Mondah. Mémoire de fin de cycle pour le Diplôme d'Ingénieur de Conception des Eaux et Forêts. Ecole Nationale des Eaux et Forêts (Gabon), 56 p.
- Massolou A.M. (2010). Utilisation des traits bioécologiques des macroinvertébrés comme outils complémentaires à l'indice Biologique global Normalisé pour l'évaluation des risques de pollution des écosystèmes aquatiques. Master II, Recherche Université de Montpellier 2, France, 77 p.
- Mathuriau C. (2002). Les macroinvertébrés des cours d'eau andins du Sud-est de la Colombie : écologie et bioindication. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 309 p.
- Mboye B. (2009). Contribution à la caractérisation de peuplements de Macro-invertébrés afin d'établir la faisabilité d'indicateur de suivi de perturbation des milieux dans deux

- écosystèmes aquatiques aux environs de Libreville. Mémoire de Master II. Faculté des Sciences, Université de Montpellier 2, France, 23 p.
- Mboye B. (2012). Inventaire de la plaine Wanga. *Rapport de mission*, Libreville, 12 p.
- Mboye B. (2014). Etude préliminaire du bassin de l'Ivindo. *Rapport de mission*, Libreville, 16 p.
- McMahon T.E., Zalé A.V. & Orth D.J. (1996). Aquatic habitat measurements. *In : Fisheries Techniques*, Murphy B.R., Willis D.W. (eds). *American Fisheries Society*, Bethesda, Maryland, USA : 83-120.
- MDDEFP (2013). Guide de surveillance biologique basée sur les macro-invertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, *Ministère Du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs Direction du suivi de l'état de l'environnement*, 2^{ème} édition, 88 p.
- MDNR (2003) Freshwater benthic macro-invertebrates: useful indicators of water quality. Maryland Department of Natural Resources, 16 p.
http://www.dnr.state.md.us/streams/pubs/ea99_2rev2003.pdf
- Melquiot P. (2008). Normes AFNOR pour la biosurveillance de l'environnement. *In : Actualités-news-Environnement*, pollution de l'air-Air ambiant. <http://www.actualites-news-environnement.com/19257-normes-afnor-biosurveillance-environnement.html>, consulté le 24 janvier 2014
- Menetrey N., Oertli B., Satori M., Wagner A. & Lachavanne B. (2010). Eutrophisation: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for pounds? *Hydrobiologia*, 597, 1: 125-135.
- Merritt R.W., Cummins K.W., & Berg M. B. (2008). An Introduction to the Aquatic Insects of North America, 4^{ème} édition, *Dubuque (Iowa)*, Kendall/Hunt Publishing Company, 158 p.
- Moisan J. (2010). Guide d'identification des principaux macro-invertébrés benthiques d'eau douce du Québec. 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 : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p.
- Moisan J. & Pelletier L. (2011). Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Cours d'eau peu profonds à substrat meuble. Direction du suivi

- de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-61166-0 (PDF), 39 p.
- Moisan J. & Pelletier L. (2014). Réponses des macro-invertébrés benthiques à la contamination métallique Site minier de Notre Dame de Montauban, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 24 p.
- N'diaye A. (2010). Module de formation des formateurs sur le suivi des Odonates. *In* : Wetlands International Afrique, Projet de démonstration Bassin du fleuve Gambie, 118 p.
http://cmsdata.iucn.org/downloads/module_odonates_fr.
- N'Guessan. A.H. N'Guessan. K.F. Kouassi. K.P. Kouamé. N.N. & N'Guessan. P.W. (2014). Dynamique des populations du foreur des tiges du cacaoyer, *Eulophonotus myrmeleon* Felder (Lépidoptère : Cossidae) dans la région du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 83 : 7606-7614.
- N'Zi G.K., Gooré B.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., Lavelle P. & Rossi J.P. (2006). Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution? *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2): 385-396.
- Nouayti N., Khattach D. & Hilali M. (2015). Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique de haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc), *Journal Mater. Environtal. Society* 6 (4) : 1068-1081.
- Oertli B.D., Biggs R., Cereghino Grillas, Jolly A. & Lachavanne J.B. (2005). Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*. 15 : 535-540.
- Ohio-EPA (1987). Interoffice Communication Regarding ARMCO's Elimination of Blast Furnace Blowdown in Outfall 001. From Mike Zimmerman, Southwest District Office. To Bob Phelps and John Kirwin, Industrial Waste Water, Central Office. August 21, 1987, 188 p.

- Olivier D., Gessner O.M., François G. & Eric C. (2004). Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 41 : 365 - 378.
- Ouro-Boya B.S. (2004). Evaluation de l'état d'une eau de rivière par l'analyse multidimensionnelle utilisant des paramètres caractéristiques de la matière organique dissoute. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France, 216 p.
- Park Y. S., Chang J., Lek S., Cao W. & Brosse S. (2003). Conservation strategies for endemic fish threatened by the three Gorges Dam. *Conservation Biology*, 17 : 1748 - 1758.
- Parsons M. & Norris R.H. (1996). The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biological*, 36 : 419-434.
- Paugy D. & Lévêque C. (1999). Régimes alimentaires et réseaux trophiques. In : Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie et utilisation par l'homme. Lévêque, C. et Paugy D. (éds.), IRD, Paris : 167-190.
- Peeters E.T.H., Gylstra R., & Vos J.H. (2004). Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia*, 519 : 103-115.
- Pelletier (2013). Projet de restauration des sédiments du port de Gaspé, Québec : protocole pour le suivi biologique des mollusques. In BAPE, Projet de restauration, au sud du quai, au port de Gaspé (Sandy Beach). http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/restauration_port_gaspe/documents/DA2.pdf.
- 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.
- Pianka E.R. (1983). *Evolutionary ecology*, (3rd ed.) Harper and Row, New York, NY, USA, 416 p.
- Pires A.M., Cowx I.G. & Coelho M. (2000). A benthic macroinvertebrate community of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435 : 167-175.
- 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. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D. 118 p.
- Pourriot R. & Meybeck M. (1997). *Limnologie générale*. Paris, Masson. 956 pp.
- 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. (1984). *Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale*, édition Mac-Graw-Hill, Paris (France) 209 p.
- Ramade F. (2003). *Elément d'écologie : Ecologie fondamentale*. Dunos édition, Paris (France) 2, 190 p.
- Reese V.J. (2002). *A guide to common freshwater Invertebrates of North America*. Jr. *McDonald and Woodward Publishing Company*, Blacksburg, Virginia (USA), 442 p
- Reinhold-Dudok V.H.H.C. & den Besten P.J. (1999). The relation between macroinvertebrate assemblages in the Rhine-Meuse delta (The Netherlands) and sediment quality. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2 :19-38.
- RGPH. (1998). *Enquête démographique et de santé, République de Côte d'Ivoire*, 296 p.
- RGPH. (2014). *Recensement Général de la population et de l'Habitat. Résultat global du secretariat des techniques permanent du comité technique de RGPH*, 26 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.
- Roldán G. & Ruiz E. (2001). Development of limnology in Colombia. *In: Limnology in Developing Countries*, Association for Limnology (SIL), New Delhi: 69-119.
- 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.
- Sambba A. (2008). Eau et écosystèmes aquatiques, des indicateurs intégrateurs. *In : Cre-Mauricie, L'agroenvironnement en Mauricie : les indicateurs de nos actions*.

- http://www.cre-mauricie.com/table_agroenvironnement/présentation_indices_%202008_04-04.
- Sandin L. (2009). The effects of catchment land-use, near-stream vegetation, and river hydromorphology on benthic macroinvertebrate communities in a South-Swedish catchment”: *Fundamental and Applied Limnology*, 174 (1) : 75-87.
- Sangaré A. Koffi E. Akamou F. & Fall C.A. (2009). Etat des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture. Second rapport, 65 p.
- Small A.M., Adey W.H., Lutz S.M., Reese E.G. & Roberts D.L. (1996). A macrophyte-based rapid biosurvey of stream water quality: restoration at the watershed scale. *Restoration Ecology*, 4: 124-145.
- Soldner M., Stephen I., Ramos L., Angus R., Claire wells N., Grosso A. & Crane M. (2004). Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research*. : 38, 863-874.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P. & Usseglio-Polatera P. (2000). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie. Cnrs (Eds), Paris (France) 588 p.
- Tachet H., Richoux P., Bourneaux M. & Usseglio-Polatera P. (2003). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. Cnrs (Eds), 587 p.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P. & Usseglio-Polatera P. (2006). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie, Paris (France), 587 pp.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2010). Invertébrés d'eau douce : systémaque, biologie, écologie. Nouvelle édition revue et augmentée, 606 p.
- Ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows user's guide : Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, 351 p.
- Testard P. (2013). Stockage et transfert d'éléments. *In* : Balades naturalistes, Rôle des macrophytes littoraux dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres. <http://baladesnaturalistes.hautefort.com/archive/2013/02/20/macrophytes-littoraux-et-ecosystemes-lacustres.html>, consulté, le 05 mars 2014, 188 p.

- Thomas F., Folgarait P., Lavelle P. & Rossi J.P. (2004). Soil macrofaunal communities along an abandoned rice field chronosequence in Northern Argentina. *Applied Soil Ecology*, 27 : 23-29.
- Touzin D. (2008). Utilisation des macro-invertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval (Canada), 41 p.
- Trouilhé M-C. (2006). Etude biotique et abiotique de l'habitat préférentiel de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans l'ouest de la France. Implications pour sa gestion et sa conservation. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences Fondamentales et Appliquées, Université de Poitiers, France, 260 p.
- Verneaux J. & Tuffery G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité des eaux courantes. Indice biotique, *Annales scientifiques de l'Université de Besançon. Zoologie et physiologie*, 2 : 79-89.
- Verneaux J., Galmiche P., Janier F. & Monnot A. (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). *Annales Scientifiques de l'Université, Besançon, Biologie Animale* : 11-21.
- Vindimian E. & Garric J. (1993). Bio-essais et bioindicateurs de toxicité dans le milieu naturel. In Division biologie des écosystèmes aquatiques, CEMAGREF Lyon http://www.km-dev.com/eaufrance/francais/études/pdf/étude_17.
- Voelz N.J. & Macarthur J.V. (2000). An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity. Conservation.*, 9 : 1543-1570.
- Voelz N.J., Shien S., et Ward J.V. (2000). Long-term monitoring of benthic macroinvertebrate community structure: A perspective from a Colorado river. *Aquatic Ecology.*, 34, 261-278.
- 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), 30 p.
[<http://cwss.www.de/workshops/wfd/Ecological-Classification-Guidance.pdf>].
- Woodiwiss F.S. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry Industries* 11: 443-447.

- 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.
- WWF (2007). Macro-invertébrés, les habitants du fond de la rivière : importance des macro-invertébrés dans les cours d'eau. In WWF, Riverwatch: Facsheet Macro-invertébrés. http://assets.wwf.ch/downloads/riverwatch_facsheet_nov_fr_07.
- Yapi Y.G., Touré M., Boka O.M., Tia E., Boby O.A-M. & Kadjo K.A. (2014). Dynamique des populations de *Biomphalaria pfeifferi* et de *Bulinus globosus* en zone d'endemie schistosomienne en Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, 10 (17) : 339-363.
- Yapo O.B. (2002). Contribution à l'évaluation de l'état trophique du lac de Buyo (Sud- Ouest de la Côte d'Ivoire) : étude analytique et statistique des paramètres physico-chimiques et biologiques. Thèse de Doctorat de l'Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 276 p.
- Yapo M.L. & Atsé B.C., (2010). Etude taxonomique de trois espèces de coléoptères inventoriées dans des étangs piscicoles au sud de la Côte d'Ivoire. *Fiche Technique & Document de Vulgarisation*, 43-46.
- Yapo M.L., Atsé B.C., Dietoa Y.M. & Kouassi P. (2007). Composition spécifique et abondance des insectes aquatiques des étangs piscicoles de basse Côte d'Ivoire. *Journal Ivoirien Océanologie Limnologie*. (1) : 22-30.
- Yapo M. L., Atsé B. C. & Kouassi P. (2012). Inventaire des insectes aquatiques des étangs de piscicoles au sud de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences* 58 : 4208-4222.
- Yapo M.L., Atsé B.C. & Kouassi P. (2013). Composition, abundance and diversity of aquatic insects in fishponds of southern Ivory Coast, West Africa. *Faunistic Entomology* 66 : 123-133.

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"/> poissons morts <input type="checkbox"/> croissance d'algues excessives <input type="checkbox"/> feux de forêt <input type="checkbox"/> autre, à préciser :			

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			

Annexe 2 : Résultats de la valeur indicatrice des espèces associées aux types d'habitats.

Group 1 #sps. 17

	A	B	stat	p.value
Alb	0.6591	1.0000	0.812	0.001 ***
Coi	0.8889	0.2500	0.471	0.009 **
Ach	0.5862	0.3750	0.469	0.174
Hes	0.8571	0.2500	0.463	0.013 *
Me1	0.6316	0.2500	0.397	0.251
Pas	0.8000	0.1875	0.387	0.071
For	1.0000	0.1250	0.354	0.160
Pos	1.0000	0.1250	0.354	0.168
To1	1.0000	0.1250	0.354	0.168
Do1	0.6000	0.1875	0.335	0.209
Cha	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Cus	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Eri	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Lim	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Pyr	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Str	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Sts	1.0000	0.0625	0.250	1.000

Group 2 #sps. 19

	A	B	stat	p.value
Nif	0.6101	0.6875	0.648	0.004 **
Pov	0.6984	0.5625	0.627	0.001 ***
Nir	0.6348	0.5000	0.563	0.004 **
Tem	0.8182	0.3750	0.554	0.001 ***
Hym	0.7500	0.3125	0.484	0.010 **
Ary	0.9048	0.2500	0.476	0.022 *
Ger	0.8000	0.2500	0.447	0.018 *
Chb	1.0000	0.1875	0.433	0.019 *
Cro	0.7500	0.2500	0.433	0.016 *
Pro	0.5385	0.2500	0.367	0.318
Arg	0.7000	0.1875	0.362	0.110
Hyh	1.0000	0.1250	0.354	0.151
Acr	0.8000	0.1250	0.316	0.300
Aed	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Cep	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Mem	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Mim	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Phe	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Ste	1.0000	0.0625	0.250	1.000

Group 3 #sps. 5

	A	B	stat	p.value
Eis	0.8018	0.7500	0.775	0.001 ***
Las	0.7875	0.2500	0.444	0.422
Ber	0.5833	0.3125	0.427	0.046 *
Ana	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Ang	1.0000	0.0625	0.250	1.000

Group 4 #sps. 9

	A	B	stat	p.value
Hei	1.0000	0.1875	0.433	0.021 *
Abp	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Ac1	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Di1	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Hys	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Lep	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Oec	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Omo	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Pte	1.0000	0.0625	0.250	1.000

Group 5 #sps. 13

	A	B	stat	p.value
Lit	0.8798	0.8125	0.846	0.001 ***
Bip	1.0000	0.2500	0.500	0.003 **
Hep	1.0000	0.2500	0.500	0.003 **
Ict	0.7500	0.3125	0.484	0.011 *
Bid	0.5294	0.4375	0.481	0.706
Bio	0.9167	0.2500	0.479	0.017 *
Gyr	0.8636	0.2500	0.465	0.011 *
Ans	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Bis	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Cor	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Mes	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Mon	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Seh	1.0000	0.0625	0.250	1.000

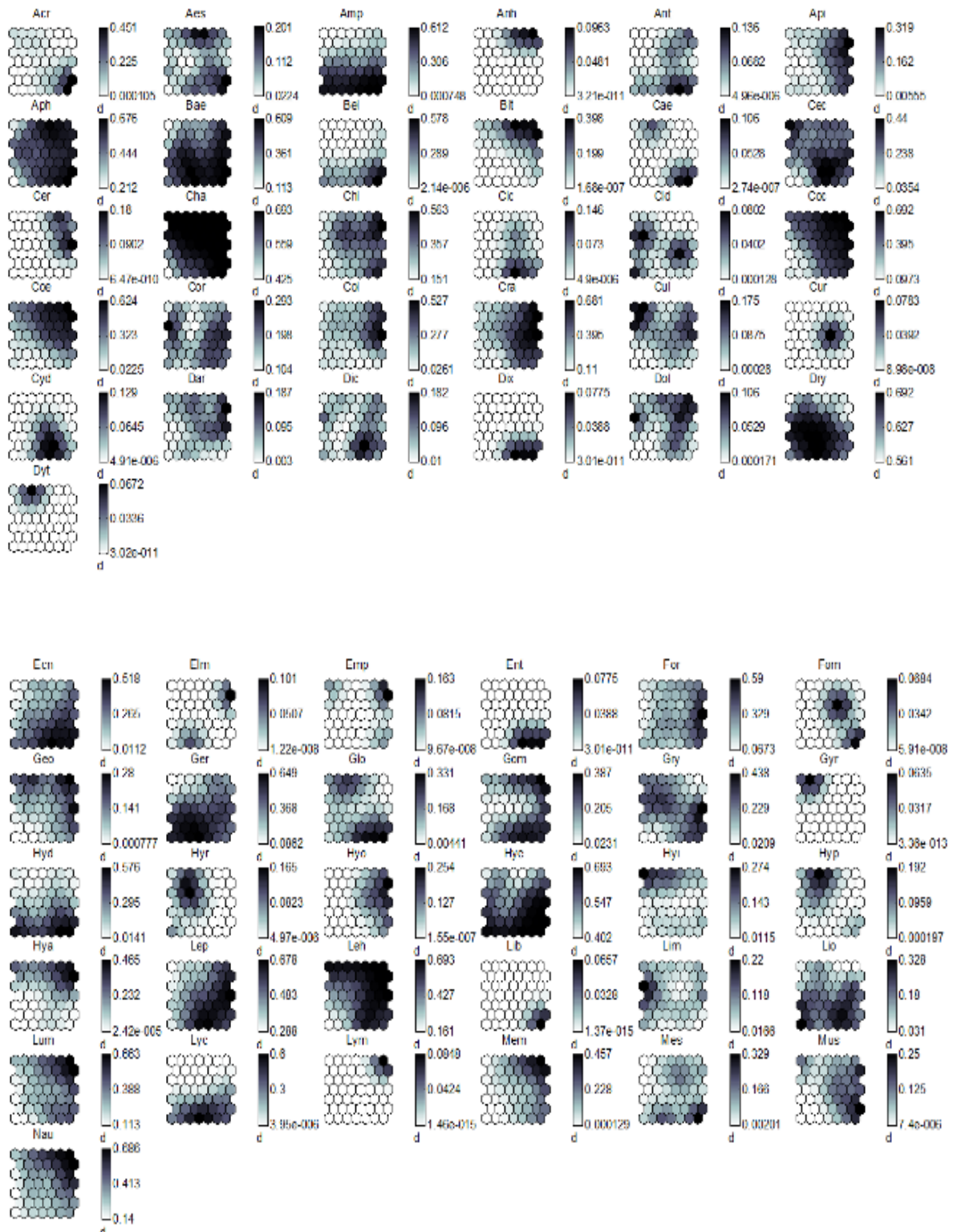
Group 6 #sps. 13

	A	B	stat	p.value
Oem	0.9118	0.1875	0.413	0.070
Oxy	0.8889	0.1875	0.408	0.047 *
Pig	1.0000	0.1250	0.354	0.164
Par	0.8333	0.1250	0.323	0.178
Brs	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Bus	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Coe	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Ecn	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Has	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Hyi	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Lat	1.0000	0.0625	0.250	1.000
pag	1.0000	0.0625	0.250	1.000
Pil	1.0000	0.0625	0.250	1.000

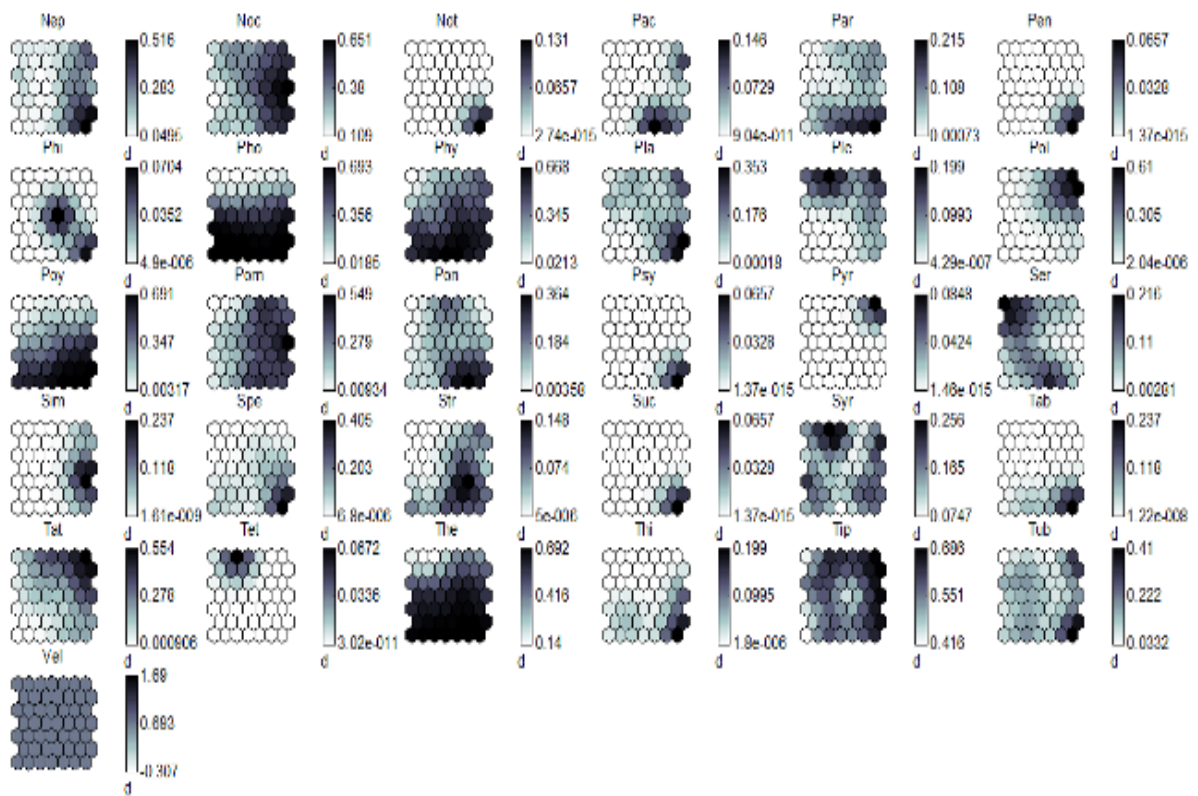
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Annexe 3 : Profil de distribution des Familles de macro-invertébrés dans les échantillons

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



Annexe 3 : (Suite et fin)



Annexe 4 : Quelques exemples de macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques à Daloa

Annelides

Achète



Helobdella europaea



Alboglossiphonia sp



Barbrania sp

Oligochètes



Eisenia sp



Ophidonais serpentina

Mollusques

Gasteropodes



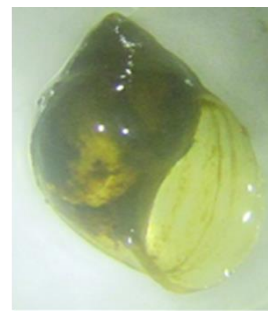
Lanistes ciliatus



Lanistes ovum



Pila gradata

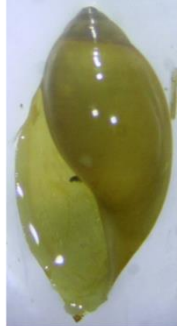
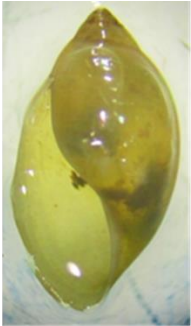


Pila ovata

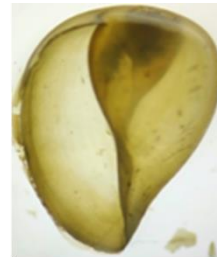
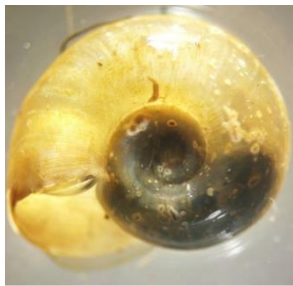
Annexe 4 (Suite)

Mollusques

Gasteropodes



Aplixa marmorata *Aplixa waterloti* *Afrogyrus rodriguezensis* *Biomphalaria glabrata*



Biomphalaria pfeifferi *Bulinus beccarii* *Bulinus forskali* *Bulinus nyassanus*

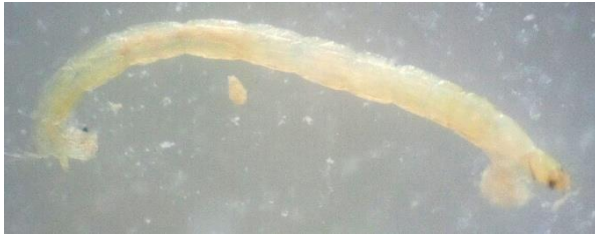


Bulinus tropicus *Helisoma sp* *Potadoma sp* *Tomichia differens*

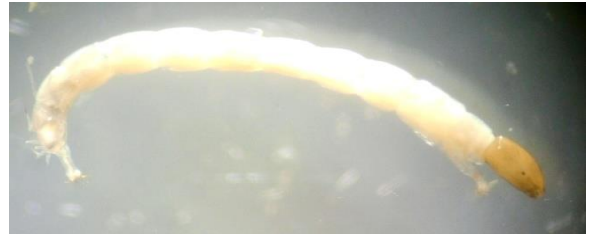
Annexe 4 (Suite)

Arthropodes

Insectes



Stictochironomus cafferarius



Cricotopus kisantuensis



Procladius sp



Chironomus sp



Nilodorum fractilobus



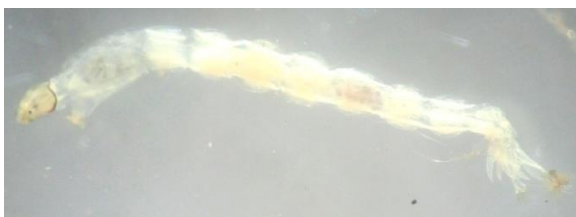
Stictochironomus puripennis



Tanypus lacustris



Clinotanypus claripennis



Tanypus fuscus



Corynoneura sp.

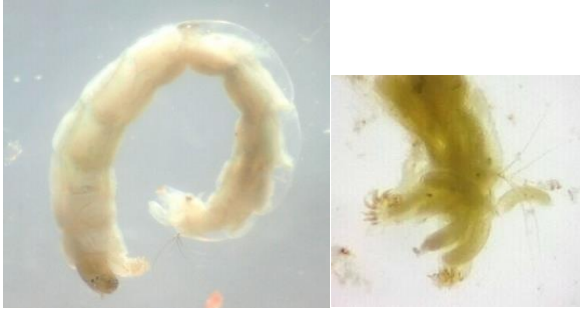


Nilodorum brevibucca



Smittia sp.

Annexe 4 (suite)



Nilodorum brevipalpis



Chironomus formosipennis



Metalimnobia sp.



Leptoconops sp.



Tabanus sp.



Odontomyia sp.



Chaoborus cristallinus



Clogmia sp.



Ablabesmyia pietipes



Bezzia sp.



Coquillettidia sp.



Condyllostylus spp



Dasyhelea sp.



Ablabesmyia appendiculata



Polypedilum longicrus



Clogmia albipunctata



Polypedilum abyssiniae



Simulium damnosum



Paracnephia sp.



Corethrella sp



Aedes sp



Culex quinquefasciatus



Culiseta longiareolata

PUBLICATIONS ISSUES DE LA THESE

Djéné K. R., Allouko J. R., Bony K. Y., N'Do Bi B. V., Kamagaté E. A. 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.

Djéné K. R., Bony K. Y., Allouko J. R., Kamagaté E. A. I., Konan K F., 2019. Aquatic Macroinvertebrates diversity and assessment of urban water quality with the use of EPTC index in Daloa (Côte d'Ivoire; West Africa). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 14(4), 1-7.

RESUME

Les communautés des macro-invertébrés des différents écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa situé au centre-ouest de la Côte d'Ivoire ont été explorées. Cette étude a pour objectif d'évaluer l'état d'intégrité biotique des écosystèmes aquatiques de la ville à partir des macro-invertébrés. Sur chaque station trois points d'échantillonnage ont été retenus. Les macro-invertébrés aquatiques ont été récoltés à un rythme saisonnier à l'aide d'un filet troubleau et d'une benne van veen. Un total de 243 taxons appartenant à 93 Familles et à 22 Ordres a été recensés. Les macroinvertébrés de ces écosystèmes sont dominés en termes de richesse taxonomique par les Insectes. Ensuite viennent les Gastéropodes, les Arachnides, les Achètes, les oligochètes, les Collembolés et les Ostracodes. Parmi les Insectes les groupes les mieux représentés sont les Hémiptères, les Diptères et les Coléoptères. Les réseaux de neurone supervisés ont montré que les variables qui contribuent plus dans la prédiction de la diversité des macro-invertébrés aquatiques sont la conductivité, la turbidité et le pH. Le suivi spatio-temporel de plusieurs paramètres physico-chimique (pH, Température, oxygène dissous, conductivité, turbidité, transparence) et biologique nous a fourni l'image d'une pollution relativement intense. Cette pollution se traduit par une charge minérale et organique relativement importantes dans ces différents écosystèmes. Les macro-invertébrés des écosystèmes aquatiques de la ville de Daloa sont repartis en cinq groupes fonctionnels : les collecteurs, les détritivores, les herbivores, les filtreurs et les prédateurs. Du point de vue quantitatif les prédateurs et les détritivores sont les plus abondants. Les métriques et les indices biotiques tels que le pourcentage de Chironomidae, d'Oligochètes, et l'indice biotique d'Hilsenhoff (FBI) augmentent dans les eaux de mauvaise qualité. Par contre la richesse taxonomique, l'équitabilité, le pourcentage en Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, l'équitabilité, l'indice de diversité de Shannon diminuent avec l'augmentation de la dégradation de la qualité de l'eau. L'organisation des communautés aux différentes stations est étroitement liée aux conditions du milieu : régime hydrologique, caractéristiques chimiques, végétation riveraine, conditionnant ainsi la richesse taxonomique et l'abondance des macro-invertébrés.

Mots clés : *macroinvertébrés, intégrité biotique, aquatiques, écosystèmes, diversité, Daloa,*

ABSTRACT

The macroinvertebrate communities of the different aquatic ecosystems of the city of Daloa located in west-central Côte d'Ivoire were explored. This study aims to assess the state of biotic integrity of the city's aquatic ecosystems from macroinvertebrates. At each station three sampling points were selected. Aquatic macroinvertebrates were harvested to a seasonal rhythm with a kick net and a tipper van veen. A total of 243 taxa belonging to 93 families and 22 orders were recorded. The macroinvertebrates of these ecosystems are dominated in terms of taxonomic richness by insects. Then come the gastropods, the arachnids, the achetes, the oligochaetes, the collembolans and the ostracodes. Among the best represented groups are insects Hemiptera, Coleoptera and Diptera. Supervised neural networks have shown that the variables that contribute most to the predictive diversity of aquatic macroinvertebrates are conductivity, turbidity and pH. The spatio-temporal monitoring of several physicochemical parameters (pH, temperature, dissolved oxygen, conductivity, turbidity, transparency) and biological has given us the image of a relatively intense pollution. This pollution results in a relatively high mineral and organic load in these different ecosystems. Macroinvertebrates of aquatic ecosystems in the city of Daloa are divided into five functional groups: collectors, scavengers, herbivores, filter feeders and predators. From a quantitative point of view, predators and detritivores are the most abundant. Metrics and biotic indices such as the percentage of Chironomidae, Oligochaetes, and the Biotic Hilsenhoff Index (FBI) increase in poor quality waters. On the other hand, the taxonomic richness, the equitability, the percentage in Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, the equitability, the Shannon diversity index decrease with the increase of the deterioration of the quality of the water. The organization of the communities at the different stations is closely linked to the conditions of the environment: hydrological regime, chemical characteristics, riparian vegetation, thus conditioning the taxonomic richness and abundance of macroinvertebrates.

Key words: *macroinvertebrate, biotic integrity, aquatic, ecosystems, diversity, Daloa,*