

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I
UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTÉ DES SCIENCES
FACULTY OF SCIENCE

DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES

DEPARTMENT OF ANIMAL BIOLOGY AND PHYSIOLOGY

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

LABORATORY OF HYDROBIOLOGY AND ENVIRONMENT

**Structure des communautés de macroinvertébrés
benthiques de quelques mangroves du littoral
camerounais : influence des facteurs
environnementaux**

THÈSE

Présentée et soutenue le 22 décembre 2022 en vue de l'obtention du diplôme de

Doctorat/Ph.D en Biologie des Organismes Animaux

Option : **Hydrobiologie et Environnement**

Par

MOANONO Patrick Georges Thiery

Matricule : 12R1158

Master ès-Sciences



Devant le jury composé de :

Président : **FOMENA Abraham**, Professeur, Université de Yaoundé I

Rapporteur : **ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert**, Professeur, Université de Yaoundé I

Membres : **AJEAGAH Gideon AGHAINDUM**, Professeur, Université de Yaoundé I ;
NGUETSOP Victor, Professeur, Université de Dschang ;
FOTO MENBOHAN Samuel, Maître de Conférences, Université de Yaoundé I.

Année 2022

REPUBLIQUE DU CAMEROUN
Paix - Travail – Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
FACULTE DES SCIENCES

B.P. 812 Yaoundé
Tél: (237) 242239584
Fax: (237) 242234496



REPUBLIC OF CAMEROON
Peace – Work – Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I
FACULTY OF SCIENCE

P.O. BOX 812 Yaoundé
Phone: (237) 242239584
Fax: (237) 242234496

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES
DEPARTMENT OF ANIMAL BIOLOGY AND PHYSIOLOGY

ATTESTATION DE CORRECTION

Nous soussignés, membres du jury de soutenance de la **Thèse de Doctorat/Ph.D en Biologie des Organismes Animaux**, Option : **Hydrobiologie et Environnement**, de Monsieur **MOANONO PATRICK GEORGES THIERY**, matricule **12R1158**, soutenance autorisée par la correspondance N° 222-2022/UYI/CRFD-SVSE/URFD-SV/ad du Recteur de l'Université de Yaoundé I en date du 8 novembre 2022 sur le sujet intitulé : « **Structure des communautés de macroinvertébrés benthiques de quelques mangroves du littoral camerounais : influence des facteurs environnementaux** », attestons que les corrections exigées au candidat lors de cette évaluation, qui a eu lieu le **22 décembre 2022** dans la **salle Multimédia** de la **Faculté des Sciences**, ont réellement été effectuées et que le présent document peut être déposé sous sa forme actuelle.

En foi de quoi, la présente attestation lui est délivrée pour servir et valoir ce que de droit.

Fait à Yaoundé, le..... **16 JAN 2023**

Examineurs




Le Président du Jury





Le Chef de Département


Bilong Bilong
Professeur

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I Faculté des Sciences Division de la Programmation et du Suivi des Activités Académiques		THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I Faculty of Science Division of Programming and Follow-up of Academic Affairs
LISTE DES ENSEIGNANTS PERMANENTS		LIST OF PERMANENT TEACHING STAFF

ANNÉE ACADEMIQUE 2021/2022

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION 31 OCTOBRE 2022

ADMINISTRATION

DOYEN : TCHOUANKEU Jean- Claude, *Maître de Conférences*

VICE-DOYEN / DPSAA: ATCHADE Alex de Théodore, *Maître de Conférences*

VICE-DOYEN / DSSE : NYEGUE Maximilienne Ascension, *Professeur*

VICE-DOYEN / DRC : ABOSSOLO ANGUE Monique, *Maître de Conférences*

Chef Division Administrative et Financière : NDOYE FOE Florentine Marie Chantal, *Maître de Conférences*

Chef Division des Affaires Académiques, de la Recherche et de la Scolarité DAARS : AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (39)

N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1.	BIGOGA DAIGA Jude	Professeur	En poste
2.	BOUDJEKO Thaddée	Professeur	En poste
3.	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
4.	FOKOU Elie	Professeur	En poste
5.	KANSCI Germain	Professeur	En poste
6.	MBACHAM FON Wilfred	Professeur	En poste
7.	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	<i>Chef de Département</i>
8.	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste

9.	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10.	ATOGHO Barbara MMA	Maître de Conférences	En poste
11.	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste
12.	BELINGA née NDOYE FOE F. M. C.	Maître de Conférences	Chef DAF / FS
13.	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
14.	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
15.	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
16.	KOTUE TAPTUE Charles	Maître de Conférences	En poste
17.	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Doyen FS / UDs
18.	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
19.	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
20.	NGUEFACK Julienne	Maître de Conférences	En poste
21.	NJAYOU Frédéric Nico	Maître de Conférences	En poste
22.	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste

23.	AKINDEH MBUH NJI	Chargé de Cours	En poste
24.	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
25.	BEBOY EDJENGUELE Sara Nathalie	Chargé de Cours	En poste
26.	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
27.	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste

28.	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
29.	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
30.	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Chargé de Cours	En poste
31.	LUNGA Paul KEILAH	Chargé de Cours	En poste
32.	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
33.	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Chargée de Cours	En poste
34.	OWONA AYISSI Vincent Brice	Chargé de Cours	En poste
35.	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
36.	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Chargé de Cours	En poste
37.	WILFRED ANGIE Abia	Chargé de Cours	En poste

38.	FOUPOUAPOUOGNIGNI Yacouba	Assistant	En poste
39.	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Chargée de Cours	En poste

2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (51)

1.	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAASR/FS</i>
2.	BILONG BILONG Charles-Félix	Professeur	Chef de Département
3.	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4.	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste
5.	DZEUFLET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En Poste
6.	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeure	<i>Vice Doyen/FMSB/UYY</i>
7.	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
8.	KEKEUNOU Sévilor	Professeur	En poste
9.	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
10.	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
11.	NOLA Moïse	Professeur	En poste
12.	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
13.	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Inspecteur de service</i> <i>Coord.Progr./MINSANTE</i>
14.	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste

15.	ALENE Désirée Chantal	Maître de Conférences	<i>Chef Service/</i> <i>MINESUP</i>
16.	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
17.	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
18.	GOUNOUE KAMKUMO Raceline épouse FOTSING	Maître de Conférences	En poste
19.	JATSA BOUKENG Hermine épouse MEGAPTCHÉ	Maître de Conférences	En Poste
20.	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
21.	MBENOUN MASSE Paul Serge	Maître de Conférences	En poste
22.	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
23.	MONY Ruth épouse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
24.	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
25.	NGUEMBOCK	Maître de Conférences	En poste

26.	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
-----	-----------------	-----------------------	----------

27.	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
28.	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Chargé de Cours	En poste
29.	DONFACK Mireille	Chargée de Cours	En poste
30.	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Chargée de Cours	En poste
31.	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
32.	FEUGANG YOUNSSI François	Chargé de Cours	En poste
33.	GONWOUO NONO Legrand	Chargé de Cours	En poste
34.	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste
35.	KOGA MANG DOBARA	Chargé de Cours	En poste
36.	LEME BANOCK Lucie	Chargée de Cours	En poste
37.	MAHOB Raymond Joseph	Chargé de Cours	En poste
38.	METCHI DONFACK MIREILLE FLAURE EPSE GHOU MO	Chargé de Cours	En poste
39.	MOUNGANG Luciane Marlyse	Chargée de Cours	En poste
40.	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
41.	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
42.	NJUA Clarisse Yafi	Chargée de Cours	<i>Chef Div. Uté Bamenda</i>
43.	NOAH EWOTI Olive Vivien	Chargée de Cours	En poste
44.	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
45.	TAMSA ARFAO Antoine	Chargé de Cours	En poste
46.	YEDE	Chargé de Cours	En poste
47.	YOUNOUSSA LAME	Chargé de Cours	En poste

48.	AMBADA NDZENGUE GEORGIA ELNA	Assistante	En poste
49.	FOKAM Alvine Christelle Epse KEGNE	Assistante	En poste
50.	MAPON NSANGO Indou	Assistante	En poste
51.	NWANE Philippe Bienvenu	Assistant	En poste

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (33)

1.	AMBANG Zachée	Professeur	<i>Chef DAARS /UYII</i>
2.	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
3.	MBOLO Marie	Professeur	En poste
4.	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
5.	YOUNBI Emmanuel	Professeur	<i>Chef de Département</i>
6.	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste

7.	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
8.	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
9.	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
10.	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	<i>DAAC /UDla</i>
11.	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	<i>CE / MINRESI</i>
12.	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste

13.	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	<i>CT / MINRESI</i>
14.	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
15.	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
16.	ONANA JEAN MICHEL	Maître de Conférences	En poste

17.	DJEUANI Astride Carole	Chargé de Cours	En poste
18.	GOMANDJE Christelle	Chargée de Cours	En poste
19.	GONMADGE CHRISTELLE	Chargée de Cours	En poste
20.	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
21.	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Chargé de Cours	En poste
22.	NGALLE Hermine BILLE	Chargée de Cours	En poste
23.	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargé de Cours	En poste
24.	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargé de Cours	En poste
25.	NSOM ZAMBO EPSE PIAL ANNIE CLAUDE	Chargé de Cours	<i>En détachement/UNESCO MALI</i>
26.	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Chargé de Cours	En poste
27.	KABELONG BANAHOU Louis-Paul-Roger	Chargé de Cours	En poste
28.	KONO Léon Dieudonné	Chargé de Cours	En poste
29.	LIBALAH Moses BAKONCK	Chargé de Cours	En poste
30.	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Chargé de Cours	En poste
31.	TAEDOUNG Evariste Hermann	Chargé de Cours	En poste
32.	TEMEGNE NONO Carine	Chargé de Cours	En poste
33.	MANGA NDJAGA JUDE	Assistant	En poste

4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (31)

1.	AGWARA ONDOH Moïse	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	Florence UFI CHINJE épouse MELO	Professeur	<i>Recteur Univ.Ngaoundere</i>
3.	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	<i>Ministre Chargé deMiss.PR</i>
4.	NANSEU Njiki Charles Péguy	Professeur	En poste
5.	NDIFON Peter TEKE	Professeur	CT MINRESI
6.	NDIKONTAR Maurice KOR	Professeur	<i>Vice-Doyen Univ. Bamenda</i>
7.	NENWA Justin	Professeur	En poste
8.	NGAMENI Emmanuel	Professeur	<i>DOYEN FS Univ.Ngaoundere</i>
9.	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>

10.	ACAYANKA Elie	Maître de Conférences	En poste
11.	EMADACK Alphonse	Maître de Conférences	En poste
12.	KAMGANG YOUNBI Georges	Maître de Conférences	En poste
13.	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
14.	KENNE DEDZO GUSTAVE	Maître de Conférences	En poste
15.	KONG SAKEO	Maître de Conférences	En poste
16.	MBEY Jean Aime	Maître de Conférences	En poste
17.	NDI NSAMI Julius	Maître de Conférences	En poste
18.	NEBAH Née NDOSIRI Bridget NDOYE	Maître de Conférences	<i>CT/ MINPROFF</i>
19.	NJIOMOU C. épse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste

20.	NJOYA Dayirou	Maître de Conférences	En poste
21.	NYAMEN Linda Dyorisse	Maître de Conférences	En poste
22.	PABOUDAM GBAMBIE AWAWOU	Maître de Conférences	En poste
23.	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste

24.	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Chargé de Cours	<i>Chef Service/ ENS Bertoua</i>
25.	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Chargé de Cours	En poste
26.	KOUOTOU DAOUDA	Chargé de Cours	En poste
27.	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
28.	NCHIMI NONO KATIA	Chargé de Cours	En poste
29.	NJANKWA NJABONG N. Eric	Chargé de Cours	En poste
30.	PATOUOSSA ISSOFA	Chargé de Cours	En poste
31.	SIEWE Jean Mermoz	Chargé de Cours	En Poste

5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (38)

1.	DONGO Etienne	Professeur	<i>Vice-Doyen/FSE/UUI</i>
2.	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	<i>Chef de Département UDS</i>
3.	NYASSE Barthélemy	Professeur	En poste
4.	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Directeur/ MINESUP/ Chef de Département</i>
5.	WANDJI Jean	Professeur	En poste
6.	MBAZOA née DJAMA Céline	Professeur	En poste

7.	Alex de Théodore ATCHADE	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen / DPSAA</i>
8.	AMBASSA Pantaléon	Maître de Conférences	En poste
9.	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	En poste
10.	FOLEFOC Gabriel NGOSONG	Maître de Conférences	En poste
11.	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
12.	KAMTO Eutrophe Le Doux	Maître de Conférences	En poste
13.	KENMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
14.	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
15.	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste
16.	MKOUNGA Pierre	Maître de Conférences	En poste
17.	MVOT AKAK CARINE	Maître de Conférences	En poste
18.	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	<i>Chef de Cellule MINRESI</i>
19.	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	<i>C.E.A/ MINESUP</i>
20.	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	<i>DAAC/Uté Bertoua</i>
21.	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
22.	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
23.	TAGATSING FOTSING Maurice	Maître de Conférences	En poste
24.	TCHOUANKEU Jean-Claude	Maître de Conférences	<i>Doyen /FS/ UYI</i>
25.	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
26.	ZONDEGOUNBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste

27.	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
28.	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
29.	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
30.	SIELINOUE TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
31.	MESSI Angélique Nicolas	Chargé de Cours	En poste
32.	TCHAMGOUE Joseph	Chargé de Cours	En poste

33.	TSAMO TONTSA Armelle	Chargé de Cours	En poste
34.	TSEMEUGNE Joseph	Chargé de Cours	En poste

35.	MUNVERA MFIFEN Aristide	Assistant	En poste
36.	NONO NONO Éric Carly	Assistant	En poste
37.	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Assistante	En poste
38.	TSAFFACK Maurice	Assistant	En poste

6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (22)

1.	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef Div.MINESUP</i>
2.	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	<i>Chef Dpt ENS/Chef IGA.MINESUP</i>

3.	NDOUNDAM René	Maître de Conférences	En poste
4.	TSOPZE Norbert	Maître de Conférences	En poste

5.	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	<i>Sous-Directeur/MINFOPRA</i>
6.	AMINOUE Halidou	Chargé de Cours	<i>Chef de Département</i>
7.	DJAM Xaviera YOUH - KIMBI	Chargé de Cours	En Poste
8.	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Chargé de Cours	En poste
9.	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
10.	HAMZA Adamou	Chargé de Cours	En poste
11.	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Chargé de Cours	En poste
12.	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
13.	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
14.	MONTHÉ DJIADEU Valéry M.	Chargé de Cours	En poste
15.	OLE OLE Daniel Claude Delort	Chargé de Cours	<i>Directeur adjoint ENSET. Ebolowa</i>
16.	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste

17.	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
18.	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
19.	MAKEMBE. S . Oswald	Assistant	En poste
20.	MESSI NGUELE Thomas	Assistant	En poste
21.	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste
22.	NZEKON NZEKO'O ARMEL JACQUES	Assistant	En poste

7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (30)

1.	AYISSI Raoult Domingo	Professeur	Chef de Département
----	-----------------------	------------	----------------------------

2.	KIANPI Maurice	Maître de Conférences	En poste
3.	MBANG Joseph	Maître de Conférences	En poste
4.	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
5.	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	En poste
6.	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>Chef Service des Programmes & Diplômes/FS/UYI</i>
7.	TAKAM SOH Patrice	Maître de Conférences	En poste

8.	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	<i>Directeur/AIMS Rwanda</i>
9.	TCHOUNDJA Edgar Landry	Maître de Conférences	En poste

10.	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	<i>Chef Cellule MINEPAT</i>
11.	BOGSO ANTOINE MARIE	Chargé de Cours	En poste
12.	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
13.	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
14.	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
15.	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
16.	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
17.	MENGUE MENGUE David Joe	Chargé de Cours	<i>Chef Dpt /ENS Uté Bertoua</i>
18.	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
19.	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
20.	OGADOA AMASSAYOGA	Chargée de Cours	En poste
21.	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	<i>En stage</i>
22.	TCHEUTIA Daniel Duviol	Chargé de Cours	En poste
23.	TETSADJIO TCHILEPECK M. E.	Chargé de Cours	En poste

24.	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
25.	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
26.	LOUMNGAM KAMGA Victor	Assistant	En poste
27.	MBATAKOU Salomon Joseph	Assistant	En poste
28.	MBIAKOP Hilaire George	Assistant	En poste
29.	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
30.	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Assistant	En poste

8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (22)

1.	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	NYEGUE Maximilienne Ascension	Professeur	<i>VICE-DOYEN / DSSE/FS/UYI</i>
3.	NWAGA Dieudonné M.	Professeur	En poste

4.	ASSAM ASSAM Jean Paul	Maître de Conférences	En poste
5.	BOUGNOM Blaise Pascal	Maître de Conférences	En poste
6.	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
7.	KOUITCHEU MABEKU Epse KOUAM Laure Brigitte	Maître de Conférences	En poste
8.	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
9.	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste

10.	BODA Maurice	Chargé de Cours	En position d'absence irrégulière
11.	ESSONO OBOUGOU Germain G.	Chargé de Cours	En poste
12.	NJIKI BIKOÏ Jacky	Chargée de Cours	En poste
13.	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	En poste
14.	ESSONO Damien Marie	Chargé de Cours	En poste
15.	LAMYE Glory MOH	Chargé de Cours	En poste
16.	MEYIN A EBONG Solange	Chargée de Cours	En poste

17.	NKOUDOU ZE Nardis	Chargé de Cours	En poste
18.	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Chargée de Cours	En poste
19.	TOBOLBAÏ Richard	Chargé de Cours	En poste

20.	MONI NDEDI Esther Del Florence	Assistante	En poste
21.	NKOUÉ TONG ABRAHAM	Assistant	En poste
22.	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistante	En poste

9. DEPARTEMENT DE PYSIQUE(PHY) (43)

1.	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2.	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Professeur	En poste
3.	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Professeur	<i>Vice-Recteur. Uté Ngaoundéré</i>
4.	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
5.	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
6.	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	En poste
7.	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	<i>Chef de Département</i>
8.	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
9.	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
10.	PEMHA Elkana	Professeur	En poste
11.	SAIDOU	Professeur	<i>Chef de centre/IRGM/MINRESI</i>
12.	TABOD Charles TABOD	Professeur	<i>Doyen FSUniv/Bda</i>
13.	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
14.	WOAFO Paul	Professeur	En poste
15.	ZEKENG Serge Sylvain	Professeur	En poste

16.	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	<i>DG/HYDRO Mekin</i>
17.	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
18.	BOYOMO Marthe	Maître de Conférences	<i>DA / ENSPY</i>
19.	ENYEGUE A NYAM épse BELINGA	Maître de Conférences	En poste
20.	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
21.	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
22.	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
23.	MBINACK Clément	Maître de Conférences	En poste
24.	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Maître de Conférences	En poste
25.	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
26.	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
27.	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
28.	VONDOU DerbetiniAppolinaire	Maître de Conférences	En poste
29.	WAKATA née BEYA Annie	Maître de Conférences	<i>Directeur/ENS/UYI</i>

30.	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
31.	CHAMANI Roméo	Chargé de Cours	En poste

32.	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
33.	FOUEDJIO David	Chargé de Cours	<i>Chef Cell. MINADER</i>
34.	MEL'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
35.	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
36.	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	<i>Absente depuis Janvier 2022</i>
37.	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Chargé de Cours	En poste
38.	DJIOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Chargée de Cours	En poste
39.	OTTOU ABE Martin Thierry	Chargé de Cours	En poste
40.	TEYOU NGOUPOU Ariel	Chargé de Cours	En poste

41.	KAMENI NEMATCHOUA Modeste	Assistant	En poste
42.	LAMARA Maurice	Assistant	En poste
43.	NGA ONGODO Dieudonné	Assistant	En poste
44.	WANDJI NYAMSI William	Assistant	En poste

10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (42)

1.	BITOM Dieudonné-Lucien	Professeur	<i>Doyen / FASA / UDs</i>
2.	FOUATEU Rose épse YONGUE	Professeur	En poste
3.	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
4.	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	<i>Chef de Département</i>
5.	NGOS III Simon	Professeur	En poste
6.	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
7.	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste

8.	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen / DRC</i>
9.	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	<i>Directeur/Projet Barrage Memve'ele</i>
10.	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	En poste
11.	FUH Calistus Gentry	Maître de Conférences	<i>Sec. D'Etat/MINMIDT</i>
12.	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
13.	GHOGOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	<i>Chef de Département /Uté Maroua</i>
14.	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	CT/ MINIMDT
15.	NGO BIDJECK Louise Marie	Maître de Conférences	En poste
16.	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	CEA/MINRESI
17.	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
18.	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
19.	ONANA Vincent Laurent	Maître de Conférences	<i>Chef service Maintenance & du Matériel/UYII</i>
20.	TCHAKOUNTE J. épse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef.cell / MINRESI</i>
21.	TCHOUANKOUÉ Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
22.	TEMGA Jean Pierre	Maître de Conférences	En poste
23.	YENE ATANGANA Joseph Q.	Maître de Conférences	<i>Chef Div. /MINTP</i>
24.	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>

25.	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
26.	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
27.	ELISE SABABA	Chargé de Cours	En poste

28.	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
29.	EYONG JOHN TAKEM	Chargé de Cours	En poste
30.	MAMDEM TAMTO LIONELLE ESTELLE	Chargé de Cours	En poste
31.	MBESSE CECILE OLIVE	Chargée de Cours	En poste
32.	MBIDA YEM	Chargé de Cours	En poste
33.	METANG Victor	Chargé de Cours	En poste
34.	MINYEM Dieudonné	Chargé de Cours	CD/ Uté Maroua
35.	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
36.	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
37.	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargé de Cours	En poste
38.	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
39.	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
40.	FEUMBA Roger	Chargé de Cours	En poste
41.	MBANGA NYOBE Jules	Chargé de Cours	En poste
42.	NGO'O ZE ARNAUD	Assistant	En poste

Répartition chiffrée des Enseignants de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I

NOMBRE D'ENSEIGNANTS					
DÉPARTEMENT	Professeurs	Maîtres de Conférences	Chargés de Cours	Assistants	Total
BCH	8 (00)	14 (10)	15 (05)	02 (01)	39 (16)
BPA	14 (01)	12 (08)	21 (06)	04 (02)	51 (17)
BPV	06 (01)	10(01)	16 (09)	01 (00)	33 (11)
CI	09(01)	14(04)	08 (01)	00 (00)	31 (06)
CO	06 (01)	20 (04)	08 (03)	04 (01)	38(09)
IN	02 (00)	02 (00)	12 (01)	06 (00)	22 (01)
MAT	01 (00)	08 (00)	14 (01)	07 (01)	30 (02)
MIB	03 (01)	06 (02)	10 (03)	03 (02)	22 (08)
PHY	15 (01)	13 (02)	11 (03)	04 (00)	43 (06)
ST	07 (01)	16 (03)	18 (04)	01 (00)	42(08)
Total	71 (07)	115 (34)	133 (36)	32 (07)	351 (84)

Soit un total de **351 (84)** dont :

- Professeurs **71 (07)**
- Maîtres de Conférences **115 (34)**
- Chargés de Cours **133 (36)**
- Assistants **32 (07)**

() = Nombre de Femmes **84**

DÉDICACE

À

Mes parents,

Ma feu Maman, ANKAMTSENE SIDIBE Mary Nadine, épouse MOANONO

Et

Mon père, MOANONO MENKEUM Modeste,

MERCI !

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord rendre grâce au Seigneur Jésus-Christ pour la vie, la santé physique, spirituelle, morale et les moyens financiers qu'il m'a accordés durant toutes ces années d'études universitaires.

Plusieurs personnes ont contribué à l'élaboration de cette Thèse de Doctorat/Ph.D. Tout d'abord je tiens à remercier le Professeur **ZÉBAZÉ TOGOUET Serge Hubert**, pour avoir accepté de diriger cette Thèse et surtout pour la confiance qu'il m'a témoignée depuis ma sélection en Master II, sa compréhension pendant les moments difficiles et pour tout ce qu'il a fait pour l'aboutissement de ce travail. Il m'a toujours considéré comme son fils biologique, qu'il reçoive ici le témoignage de mon attachement indéfectible et de mon respect le plus profond.

Qu'il me soit permis de dire un merci tout particulier au Professeur **NOLA Moïse**, Chef du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement. J'exprime toute ma gratitude à l'endroit de tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I pour la formation reçue. Particulièrement, je dis un immense merci aux Professeurs **BILONG BILONG Charles Félix**, **AJEAGAH Gidéon AGHAINDUM**, **FOTO MENBOHAN Samuel**, **FOMENA Abraham**, **BILANDA Danielle Claude**, **MEGNEKOU Rosette**, **KEKEUNOU Sévilor** et **DJIETO LORDON Champlain** dont leurs enseignements, leurs conseils scientifiques, le dynamisme, la simplicité et l'humour permanents ont été pour moi, des sources d'inspiration et d'encouragement.

J'aimerais par la suite remercier le Professeure **DENIS Françoise**, enseignante à l'Université du Mans, pour avoir accepté sans toutefois me connaître, de collaborer à l'élaboration de ce travail. Je suis infiniment reconnaissant pour la collaboration dans le cadre de ma bourse de mobilité AUF-SCAC, pour l'accueil en France, pour les connaissances acquises durant mon stage et pour tous ses conseils. Je témoigne toute ma gratitude aux enseignants du laboratoire Molécule Mer Santé (MMS) du Mans en France, à savoir Professeure **CASSE Nathalie**, Professeure **CARUSO Aurore**, Professeur **MOUGET Jean-Luc** et au Docteur **VOTSI Irène** du Laboratoire Manceau de Mathématiques - LMM EA 3263.

Je tiens également à remercier les Docteurs **CHINCHE Sylvie BELENGFE**, **TUEKAM KAYO Raoul**, **NYAMSI TCHATCHO Nectaire**, **NOAH EWOTI Vivien Olivier**, **MOUNGANG MARLYSE** et **TAMSA ARFAO Antoine**, pour m'avoir transmis des éléments scientifiques essentiels à la réalisation de cette thèse.

Le renforcement des capacités des Doctorants à travers des formations continues m'a permis non seulement d'actualiser et d'approfondir mes connaissances, utiles pour les programmes de recherches à travers l'organisation des collègues doctoraux. C'est dans ce cadre que nous avons

effectué un stage du 01^{er} Avril au 31 juillet 2021 au Mans en France. A cet effet, nous ne saurions continuer sans toutefois remercier l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF), la Directrice AUF Afrique Centrale et Grands Lacs, Madame **Aïssatou SY-WONYU** et le coordonnateur des programmes, le Professeur **François DJOCGOUE**. Nous remercions également le Service de Coopération et d'Action Culturelle (SCAC) de l'Ambassade de France au Cameroun, pour le financement de mon stage.

Le travail de terrain et même au laboratoire n'étant pas une mission facile, plusieurs personnes se sont impliquées pour l'aboutissement de ce travail. Il s'agit de **KOUEDEUM KUEPPO Éric**, **NANFACK DONGMO Rodrigue** et **SOB NANGOU**. Par la suite mes camarades de laboratoire **POUNTOUGNIGNI Farikou**, **OWONA EDOA François Désiré**, **TSOMENE Pierre**, **NWAHA Mathias**, **FOTSEU KOUAM Arnold** et Mesdames **BOUDEM TSANE Cécile Rita** et **TAYOU Blandine**, à qui je tiens à témoigner tout particulièrement ma sympathie et ma reconnaissance.

Du fond du cœur, j'aimerais témoigner toute ma gratitude et ma reconnaissance à ma copine, Madame **ESSO Eugenie Anne Sophie**. Elle a été là depuis le début de ce travail, merci pour les conseils, le soutien et les motivations qui ont été pour moi un carburant.

J'aimerais remercier mes grand-mères, Mesdames **EMERY Justine**, **AMBA BEFOLO Madeleine** et **AMOA Christine**, pour le soutien financier, affectif et moral. Je vous porte dans mon cœur. Il me tient à cœur de remercier mes tantes **AMOA Joan Audrey**, **Christelle DIOP**, **Gabrielle Laure SCHULER**, **Annie Huguette SCHULER**, **Sandra SCHULER**, **NGUELE Léonardine**, **AZANG ANKAMTSENE Mireille**, **AMOA Christine épouse MEDZI**, **MOUDON Vanessa**, **ESSAH Flore** et mes oncles **EMERY Paul Éric**, **MBOMBOUE Fabrice**, **MEYANGA AMBA Olivier**, **ANKAMTSENE Jean-Blaise**, feu **ANKAMTSENE SOUA Herve Jean-Bruno**, pour leurs soutiens multiformes et leurs encouragements. Je remercie mes frères et sœurs, **ANKAMTSENE MOANONO Serge Michael**, **TOUM MOANONO Michelle Blanche**, **MOANTSONG MOANONO Line Pascal**, **ADOUGUE MOANONO Paule Ingrid** et **MINLAK MOANONO Franck Jordan**. Je pense également à mon frère **AYATOULLAY Ibrahim**. Merci pour l'amour que vous m'avez toujours témoigné ainsi que vos innombrables prières en mon endroit.

Très affectueusement, j'adresse une pensée particulière à mes amis : **NGOUNDO SOMPOUAM Jeandeu**, **NKOUE SOM Bonté Modeste**, **MANDOH Christelle**, **AMEWAS Marie Claude**, **HOT MBAGA Arnaud**, **BIGOUMBE Saint Romain**, **MAMPOMO BISSA Landry**, **NONO Alex**, **Hiba REZZAG**, **Feriel KHIAR**, **Madialé GUEYE**. A toutes ces nombreuses personnes qui, de près ou de loin, ont contribué par quelque façon que ce soit à l'aboutissement de ce travail et que je n'ai pas pu citer, j'adresse mes sincères remerciements. Soyez-en bénis.

SOMMAIRE

LISTE PROTOCOLAIRE DE LA FACULTE DES SCIENCES.....	i
DÉDICACE	xi
REMERCIEMENTS	xii
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES	xxi
RESUME.....	xxii
ABSTRACT	xxiv
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I: REVUE DE LA LITTERATURE	5
I-1-Généralités sur les écosystèmes de mangroves.....	6
I-1-1- Fonctionnement des écosystèmes de mangroves	6
I-1-2- Distribution des mangroves au Cameroun	9
I-1-3- Description du milieu estuarien	11
I-1-4- Importance et rôle de la mangrove	11
I-1-5- Services écosystémiques rendus par la mangrove	13
I-2- Pressions anthropiques sur les écosystèmes de mangroves	14
I-3- Méthodes d'évaluation de la pollution et dégradation des eaux de mangroves.....	17
I-4- Synthèse bibliographique sur les macroinvertébrés benthiques des mangroves du Cameroun	20
I-5- Macroinvertébrés comme outil de bioévaluation de la santé des hydrosystèmes.....	25
CHAPITRE II: MATERIEL ET METHODES	27
II-1- MATÉRIEL	28
II-1-1- Présentation de la zone d'étude	28
II-1-2- Description des stations d'étude	30
II-2- MÉTHODES	36
II-2-1- Granulométrie et caractérisation des terriers	36
II-2-2- Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau	37
II-2-3- Evaluation des Macroinvertébrés benthiques	41
II-2-4- Analyse des résultats.....	43
CHAPITRE III: RESULTATS ET DISCUSSION	50
III-1- RESULTATS	51
III-1-1- Caractérisation physicochimique des eaux et ganulométrie des sédiments de mangroves étudiées	51
III-1-2- Diamètre, densité et profondeur des terriers de crabes	68
III-1-3- Caractérisation abiotique des stations	69
III-1-4- Macroinvertébrés benthiques obtenus dans les mangroves étudiées	73
III-1-5- Caractérisation biologique des peuplements de macroinvertébrés benthiques recensés aux différentes stations.....	116

III-1-6- Influence des paramètres abiotiques sur la faune des macroinvertébrés benthiques	119
III-1-7- Statut de conservation des espèces identifiées	126
III-2- DISCUSSION	126
III-2-1- Physico-chimie des eaux de mangroves étudiées	126
III-2-2- Dynamique de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques.....	133
III-2-3- Dynamique d'abondance de la macrofaune benthique.....	137
III-2-4- Biotypologie de la macrofaune benthique	139
III-2-5- Quelques éléments de la biologie des crabes.....	142
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES.....	143
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	147
ANNEXES.....	165
LISTE DES PUBLICATIONS ISSUES DE LA THÈSE	179
LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES.....	179

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Fonctionnement d'une mangrove	9
Figure 2 : Carte de la distribution des zones de mangrove le long de la côte camerounaise	10
Figure 3 : Répartition géographique de l'estuaire.....	11
Figure 4 : Dégradation de la mangrove par des coupures pour bois de chauffe et implantation des campements de pêche	15
Figure 5 : Schéma récapitulatif des facteurs de dégradation de la mangrove et ses conséquences	17
Figure 6 : Schémas des différents segments de Crustacés	23
Figure 7 : Photos de quelques Crustacés des mangroves.	24
Figure 8 : Photos de quelques Mollusques des mangroves.	25
Figure 9 : Carte de distribution des stations d'échantillonnage.....	29
Figure 10 : Vues partielles des stations d'échantillonnage des mangroves d'influence dulcicole	31
Figure 11 : Vues partielles des stations d'échantillonnage des mangroves d'eau saumâtre.....	35
Figure 12 : Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice.....	49
Figure 13 : Variations spatiales des valeurs mensuelles de la température, des Matières en Suspension, de la turbidité et de la couleur	53
Figure 14 : Variations spatiales des valeurs mensuelles du pH, de la salinité, de la conductivité et de l'oxygène dissous	56
Figure 15 : Variations spatiales des valeurs mensuelles des nitrates, nitrites, orthophosphates et de l'azote ammoniacal.....	58
Figure 16 : Variations spatiales des valeurs mensuelles de l'oxydabilité, l'alcalinité, le dioxyde de carbone dissous et les solides totaux dissous.....	60
Figure 17 : Variations spatiales des valeurs saisonnières des ions chlorures , sodium et potassium	62
Figure 18 : Variation des valeurs de l'Indice de Pollution Organique sur le plan spatial et temporel durant la période d'étude.....	63
Figure 19 : Variation des concentrations moyennes des métaux lourds dans les sédiments et dans l'eau	65
Figure 20 : Hiérarchisation des stations d'échantillonnage à partir des données abiotiques obtenues pendant la période d'étude.....	70

Figure 21 : Analyse en Composantes Principales effectuée à partir des données physicochimiques granulométriques et des métaux lourds dans les différentes stations.....	72
Figure 22 : Fréquences d'occurrence des taxons aux différentes stations d'échantillonnage durant la période d'étude	82
Figure 23 : Courbe de rarefaction de la richesse spécifique	83
Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique durant la période d'étude	84
Figure 25 : Variation de la richesse spécifique en fonction du régime des marées	84
Figure 26 : Variation de la richesse spécifique en fonction des espèces de mangroves et de la végétation associée.	85
Figure 27 : Abondances relatives des macroinvertébrés benthiques dans les différentes mangroves étudiées et distribution des abondances relatives des différents embranchements.....	86
Figure 28 : Abondances relatives des Macroinvertébrés Benthiques récoltés au sein des mangroves étudiées.....	87
Figure 29 : Abondances relatives des Macroinvertébrés Benthiques aux différentes stations en fonction du régime des marées.....	88
Figure 30 : Abondance des différentes classes de Macroinvertébrés Benthiques au sein des stations d'échantillonnage.....	89
Figure 31 : Variation saisonnière de l'abondance des classes des Macroinvertébrés Benthiques	90
Figure 32 : Variation des abondances des classes de Macroinvertébrés Benthiques en fonction des mares.	91
Figure 33 : Variations spatiales de l'abondance relative des principaux ordres de Macroinvertébrés Benthiques	92
Figure 34 : Variations saisonnières de l'abondance relative des ordres de Macroinvertébrés Benthiques	94
Figure 35 : Variation de l'abondance relative des Macroinvertébrés Benthiques récoltés en fonction du régime des marées.....	95
Figure 36 : Variation spatiale de l'abondance relative des différentes familles des macro-invertébrés benthiques identifiés.....	96
Figure 37 : Variations saisonnières de l'abondance relative des différentes familles de Macroinvertébrés Benthiques	98

Figure 38 : Variation de l'abondance relative des différentes familles de Macroinvertébrés Benthiques en fonction du régime des marées.	99
Figure 39 : Variations de l'indice de diversité H' de Shannon et Weaver.	103
Figure 40 : Variations de l'indice de Pielou.	104
Figure 41 : Classification Hiérarchique des cellules de la Self-Organizing Maps par la méthode de Ward	106
Figure 42 : Distribution des échantillons sur la carte Self-Organizing Maps à partir de la matrice d'abondances des spécimens macroinvertébrés aquatiques	107
Figure 43 : Patron de distribution des taxons de macroinvertébrés récoltés sur la carte Self-Organizing Maps, réalisé à partir de la matrice d'abondance.....	108
Figure 44 : Distribution des taxons de macro-invertébrés aquatiques dans les différents groupes définis par la Self-Organizing Maps.....	110
Figure 45 : Profils des groupes alimentaire (A), respiratoire (B) et de déplacement (C) des différents taxons obtenus au sein des mangroves étudiées.	111
Figure 46 : Morphologie générale de la carapace de <i>Pachymelania fusca</i>	112
Figure 47 : Morphologie générale de la carapace de <i>Tympanotonus fuscatus</i>	113
Figure 48 : Morphologie générale de <i>Vitta glabrata</i>	113
Figure 49 : Morphotype de <i>Parasesarma</i> sp.....	114
Figure 50 : Morphotype de <i>Pachygrapsus</i> sp.	114
Figure 51 : Morphologie de <i>Macrobrachium macrobrachion</i>	115
Figure 52 : Morphotype de <i>Palaemon serratus</i>	116
Figure 53 : Analyse en Composantes Principales effectuée avec les familles de macroinvertébrés benthiques des mangroves étudiées	117
Figure 54 : Analyse en Composantes Principales effectuée avec les espèces de macro-invertébrés benthiques des mangroves étudiées.....	118
Figure 55 : Analyse Canonique de Correspondances (ACC) des taxons de macroinvertébrés aquatiques et des paramètres abiotiques de la composante aquatique de la mangrove	122
Figure 56 : Hiérarchisation des stations d'échantillonnage à partir des données faunistiques des macroinvertébrés benthiques obtenus pendant la période d'étude	123
Figure 57 : Corrélation entre la densité de trous des terriers et l'abondance des crabes	124

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Produits tirés des mangroves.....	12
Tableau II : Classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) en fonction des valeurs limites de chaque paramètre.....	41
Tableau III : Classification du niveau de pollution en fonction des classes de valeurs de l'indice de pollution organique (IPO)	41
Tableau IV : Résultats de l'analyse granulométrique dans les différentes stations étudiées	67
Tableau V : Variation du diamètre, densité et profondeur des terriers de crabes.....	67
Tableau VI : Concentrations moyennes des métaux lourds dans l'eau des mangroves étudiées	68
Tableau VII : Concentrations moyennes des métaux lourds dans les sédiments des mangroves étudiées	69
Tableau VIII : Liste des abondances des différentes espèces récoltées au sein des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole.....	76
Tableau IX : Liste des abondances des différentes espèces récoltées au sein des stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre.....	81
Tableau X : Indice de Similarité de Sørensen (%) entre les peuplements de macroinvertébrés benthiques récoltés aux différentes stations d'échantillonnage...	105
Tableau XI : Différentes tailles de la carte de Kohonen, erreurs de quantification et de topographie correspondantes	106
Tableau XII : Valeurs propres et pourcentages cumulés des quatre premiers axes de l'Analyse Canonique de Correspondances.....	121
Tableau XIII : Dimensions de la carapace des espèces de crabes identifiées.....	125

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Régime des marées en fonction des stations et mois d'échantillonnage.....	165
Annexe 2 : Récapitulatif des valeurs moyennes (Moy) \pm écart-types (σ), minimales (Min), maximales (Max) des paramètres physicochimiques mesurés.....	166
Annexe 3 : Matrice des corrélations significatives entre les variables physicochimiques et biologiques.....	170
Annexe 4 : Matrice des corrélations significatives entre la granulométrie et la biologie.....	171
Annexe 5 : Statut de conservation des espèces identifiées.....	172
Annexe 6 : Courbes de variation mensuelle des paramètres physico-chimiques	173

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

ACC :	Analyse Canonique des Correspondances
ACH :	Analyse de Classification Hiérarchique
ACP :	Analyse en Composantes Principales
ANSES :	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation
APHA :	American Public Health Association
CCLME :	Canary Current Large Marine Ecosystem Project
CEAEQ :	Centre d'Expertise et d'Analyse Environnementale du Québec
CVUC :	Communes et Villes Unies du Cameroun
CWCS :	Cameroon Wildlife Conservation Society
DSCE :	Document de Stratégie pour la Croissance et l'Emploi
ID :	Influence dulcicole
ES :	Eau Saumâtre
Envi-Rep :	Environnement de la République
FAO :	Food and Agriculture Organization
FTU :	Formazine Turbidity Unit
INRA :	Institut National de Recherche Agronomique
MIB :	Macroinvertébrés benthiques
MINEPDED :	Ministère de l'Environnement pour la Protection de la nature et du Développement Durable
NSR :	National Skills Registry
ONG :	Organisation Non Gouvernementale
ProPSFE :	Programme d'appui au Programme Sectoriel Forêts – Environnement
SAA :	Spectrophotométrie à Absorption Atomique
SIESAM :	Syndicat Intercommunal de l'Eau et de l'assainissement de Mayotte
SPANB :	Stratégie et Plan d'Action National pour la Biodiversité
SOM :	Self-Organizing Maps
TE :	Topographic Error
QE :	Quantization Error
UC :	Unité Conventionnelle
WCMC :	World Conservation Monitoring Centre

RESUME

Une étude a été menée durant la période de novembre 2019 à novembre 2020 dans les mangroves de Mouanko et de l'île de Manoka avec pour objectif principal d'évaluer la biodiversité des macroinvertébrés des mangroves de la côte du littoral camerounais en relation avec les facteurs abiotiques de cet environnement. Quatorze (14) stations d'échantillonnage ont été retenues à raison de 4 stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole et 10 dans les mangroves d'eau saumâtre. Les analyses physicochimiques et la caractérisation de l'habitat ont été effectuées suivant les méthodes standards. L'évaluation de la morphométrie et la densité des terriers a été effectuée suivant des techniques adaptées. L'utilisation d'un troubleau de 400 μm d'ouverture de maille, les captures à la main et les excavations de terriers, ont permis d'échantillonner la faune des macroinvertébrés. L'analyse des variables abiotiques montre que les eaux des mangroves étudiées sont légèrement basiques ($7,59 \pm 0,65$ UC), moyennement oxygénées ($65,36 \pm 16,34$ %), faiblement riches en nitrites ($0,08 \pm 0,12$ mg/L), nitrates ($6,82 \pm 3,67$ mg/L) et orthophosphates ($0,05 \pm 0,14$ mg/L). Les stations situées en zone d'influence dulcicole sont moins minéralisées et moins salées que celles situées en eau saumâtre. Les teneurs en éléments métalliques sont inférieures aux normes environnementales en la matière (SEQ-Eau, 2003). Les substrats sont essentiellement limoneux et sableux. Concernant les terriers, les densités fluctuent entre 7 et 103 T/m², les profondeurs sont toutes inférieures à 20 cm et la plupart des terriers ont un diamètre d'ouverture supérieur ou égal à 2 cm. La faible densité des terriers, les fortes concentrations de MES, turbidité et couleur, ainsi que la prolifération des espèces végétales associées aux *Rhizophora* observées dans les stations situées en zone d'influence dulcicole, témoigneraient de l'état avancé de dégradabilité desdites mangroves. Sur le plan faunistique, 6094 organismes appartenant à 73 espèces ont été recensées. Ces espèces se répartissent en 3 embranchements (Arthropodes, Mollusques et Annélides), 5 classes (Malacostracés, Insectes, Gastéropodes, Bivalves et Oligochètes), 12 ordres et 27 familles. En termes d'abondance, l'embranchement des Mollusques a été dominant (63,01 %), suivi des Arthropodes (36,92 %) et enfin des Annélides (0,07 %). En revanche, l'embranchement des Arthropodes représente le groupe le plus riche avec 54 espèces (soit 73,97 % de la richesse taxonomique relative). La richesse taxonomique dans les mangroves étudiées est plus élevée dans les stations situées en eau saumâtre par rapport à celles situées dans les mangroves d'influence dulcicole. Elle est aussi plus élevée en marée basse qu'en marée haute. Parmi les espèces végétales de mangrove recensées, les stations ayant pour espèce végétale *Rhizophora racemosa* ont enregistré la plus forte richesse taxonomique (45 espèces) tandis que les stations où coexistent des espèces végétales associées (*Nypa fruticans* et *Acrostichum aureum*) ont enregistré la plus faible richesse taxonomique (19 espèces). Les indices de diversité de

Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou montrent que les stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre présentent une faune plus diversifiée ($H' > 3$ bits/ind) et mieux répartie ($J' = 0,55 \pm 0,04$). De même, ces indices ont montré des valeurs plus élevées en marée basse qu'en marée haute. L'Analyse Canonique de Correspondance (ACC) et le test de corrélation de Spearman révèlent l'influence de certains facteurs abiotiques sur la faune. Les faibles teneurs en oxygène influencent négativement la majorité d'espèces de Crustacés (Décapodes) qui sont pourtant témoins de la stabilité de l'écosystème. Par contre, les fortes teneurs de salinité leur sont favorables. Cependant, les fortes températures au sein des mangroves sont favorables au développement des taxons polluo-tolérants (Chironomidae et *Tymapanotonos fuscatus*), tandis qu'elles sont néfastes à la croissance des espèces de crabes du genre *Perisesarma*. La caractérisation biologique des stations à travers l'Analyse en Composantes Principales (ACP) révèle que les principales familles de crabes se trouvent essentiellement dans les stations situées en eau saumâtre. Il s'agit des Grapsidae, Sesarmidae, Geryonidae, Ocypodidae et Portunidae. Par ailleurs, le test de régression linéaire révèle une corrélation entre le nombre de crabes et la densité des terriers ($R^2 = 0,68$; $p < 0,01$; $y = 3,52 + 0,95x$). Les groupes faunistiques abrités par les mangroves sont essentiellement détritivores (38,35 %) et filtreurs (36,98 %), les organismes ont une respiration soit branchiale (48 %), soit Branchiale et pulmonaire (42 %), enfin, leur mode de locomotion est principalement la marche (59 %) et la nage (34 %). Toutefois, certains organismes vivent fixés aux branches de palétuviers comme les Bivalves. Les analyses physicochimiques, biologiques et la caractérisation de l'habitat montrent que les milieux aquatiques des mangroves prospectées sont de bonne qualité écologique. Cependant, celles situées en zone d'influence dulcicole (Biako et Logbayang à Mouanko) et la station du camp du BIR (Manoka) présentent déjà des indices de dégradabilité avancée.

Mots clés : Mangrove, Macroinvertébrés, Biotypologie, Côte du littoral, Abiotique, Cameroun

ABSTRACT

A study was carried out from November 2019 to November 2020 in the mangroves of Mouanko and Manoka Island with the main objective of evaluating the biodiversity of macroinvertebrates of the Cameroonian coast line mangrove in relation with the abiotic factors of this environment. Fourteen (14) sampling stations were selected of which 4 stations located within the freshwater mangroves and 10 within the brackish water of mangroves. Physico-chemical analyses and habitat characterisation were carried out according to standard methods. The evaluation of the morphometry and burrow density was carried out using adapted techniques. The macrofauna was sampled using a 400 μm mesh, hand-captures and burrow excavations. The analysis of abiotic variables shows that the water of the mangroves studied are slightly basic (7.59 ± 0.65 UC), averagety oxygenated (65.36 ± 16.34 %), poorly rich in nitrites (0.08 ± 0.12 mg/L), nitrates (6.82 ± 3.67 mg/L) and orthophosphates (0.05 ± 0.14 mg/L). The stations located in fresh water are less mineralised and less salty than those located in the brackish water. Metallic element levels are below the environmental standards in this area (SEQ-Eau, 2003). The substrates are mainly silty and sandy. As far as burrows are concerned, densities fluctuate between 7 and 103 T/m², depths are all less than 20 cm and most burrows have a diameter greater than or equal to 2 cm. The low density of the burrows, the high concentrations of suspended solids, turbidity and colour, as well as the proliferation of plant species associated with *Rhizophora* observed within the stations located in fresh water, would testify to the advanced state of degradability of these mangroves. In terms of fauna, 6094 organisms belonging to 73 species were recorded. These taxa are divided into 3 Phyla (Arthropods, Molluscs and Annelids), 5 classes (Malacostracans, Insects, Gastropods, Bivalves and Oligochaetes), 12 orders and 27 families. In terms of abundance, the phylum Mollusca was dominant (63.01%), followed by Arthropoda (36.92%) and finally Annelida (0.07%). In contrast, the phylum Arthropoda was the highest group with 54 species (73.97% of the total species richness). The taxonomic richness in the mangroves studied is higher in the stations located in brackish water than in those located in the fresh water. The results also show that this richness is higher at low tide than at high tide. Among the mangrove plant species recorded, the stations with *Rhizophora racemosa* as species recorded the highest taxonomic richness (45 species), while the stations with associated plant species (*Nypa fruticans* and *Acrostichum aureum*) recorded the lowest taxonomic richness (19 species). Shannon and Weaver's diversity and Pielou's equitability indices show that the stations located in brackish water mangroves have a more diverse ($H' > 3$ bits/ind) and better distributed fauna ($J = 0.55 \pm 0.04$). Similarly, the specific diversity and equi-partition of taxa were higher at low tide than at high tide. The Canonical Correspondence Analysis (CCA) and Spearman correlation test reveal the influence

of certain abiotic factors on the fauna. Low oxygen levels have a negative influence on the majority of crustacean species (Decapods), which are nevertheless witnesses to the stability of the ecosystem. On the other hand, high salinity levels are favourable to them. However, the high temperatures within the mangroves are favourable to the development of pollutant taxa (Chironomidae and *Tymapanotonos fuscatus*), while they are harmful to crab species (*Perisesarma*). The biological characterisation of the stations through principal component analysis (PCA) reveals that the main families of crabs are essentially found in the stations located in brackish water. These are the Grapsidae, Sesarmidae, Geryonidae, Ocypodidae and Portunidae. Furthermore, the linear regression test revealed a correlation between the number of crabs and the density of burrows ($R^2 = 0.68$; $p < 0.01$; $y = 3.52 + 0.95x$). The faunal groups sheltered by the mangroves are essentially detritus feeders (38.35 %) and filter feeders (36.98 %), the organisms have either branchial (48 %) or double respiration (branchial and pulmonary) (42 %), and their mode of locomotion is mainly walking (59 %) and swimming (34 %). Nevertheless, some organisms live attached to mangrove branches, such as bivalves. The physicochemical and biological analysis and the characterisation of the habitat show that the mangroves surveyed are of good ecological quality. Nevertheless, some mangroves, notably those located in fresh water (Biako and Logbayang in Mouanko) and the BIR camp station (Manoka) already show advanced degradability indices.

Keywords: Mangrove, Macro-invertebrates, Biotypology, littoral coast, Abiotic, Cameroon

INTRODUCTION

Les mangroves se réfèrent habituellement à un complexe de zones humides influencées par les marées et constituées de forêts marécageuses et autres habitats associés dans la zone intertidale sous les latitudes tropicales et subtropicales (Banque Mondiale, 2004). Elles sont principalement composées de palétuviers, arbres dont les racines en forme d'échasses s'enfoncent dans les vases ou les limons des estuaires et des lagunes saumâtres. Ces espèces d'arbres sont diversifiées comme des *Rhizophora mangle* et *Rhizophora racemosa*, qui se développent sur des sédiments fins et colloïdaux de type vase et argile (Sinsin *et al.*, 2018).

Sur le plan écologique, les eaux de mangroves offrent une multitude de milieux propices à l'alimentation et au développement des poissons, des crustacés et des mollusques, dont elles constituent un lieu de reproduction (frayère) (Nagelkerken *et al.*, 2000). Elles constituent la base de la productivité des eaux marines, et l'arrière mangrove recèle d'importantes potentialités pour l'aquaculture en eaux saumâtres (Youmbi *et al.*, 1991). Les mangroves jouent également un rôle de stabilisation de la côte en formant une barrière contre l'avancement du front de mer (érosion côtière) et constituent un énorme potentiel en termes de ressources ligneuses, aquatiques et d'espèces d'animaux marins (Envi-Rep Cameroun, 2010). Par ailleurs, les populations riveraines de la mangrove tirent d'importants revenus de l'exploitation du bois, de la pêche, de la riziculture, de l'extraction du sel, du maraîchage et d'autres activités, notamment la récolte de miel et des plantes médicinales (Sinsin *et al.*, 2018).

Malgré ces fonctions, cet environnement est de plus en plus soumis à de fortes pressions anthropiques auxquelles s'ajoutent les effets des changements climatiques et l'érosion côtière (PANGIRE, 2009). La pression démographique sans cesse croissante pousse souvent les populations riveraines à une occupation et exploitation abusives des espaces à mangroves, parfois dans un cadre non légiféré par la loi. D'après Salgado et McGuinness (2010), le premier facteur de menace de la faune des macroinvertébrés dans les mangroves est la perte d'habitats.

Le Cameroun, fait partie des dix-huit pays possédant les plus grandes mangroves à travers le monde (WCMC, 1992). De ce fait, il a ratifié plusieurs accords internationaux et a mis sur pied des programmes régionaux et nationaux en vue de la préservation des écosystèmes et de gestion des ressources naturelles (PANGIRE, 2009). Il s'agit entre autres du ProPSFE (Programme d'appui au Programme Sectoriel Forêts – Environnement) et de la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique. Cette dernière offre un cadre d'action globale sur la biodiversité avec pour objectif de garantir la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage équitable de ses avantages. Afin d'honorer à ces obligations, le Cameroun, en 1999, a élaboré sa première Stratégie et le Plan d'Action National pour la Biodiversité (SPANB II) qui a été officiellement validée en 2000. La mise en œuvre de la SPANB II, dix ans après sa validation, a été

confrontée au défi majeur de l'évolution des tendances et des nouveaux enjeux qui la rendent inadaptée, en tant que cadre stratégique d'intervention ou solution aux questions liées à la biodiversité. La vision 2030 du Cameroun pour la croissance et le développement, et ses orientations prioritaires définies dans la Stratégie Nationale pour le Développement (SND30) fournit des options de développement pour renforcer les secteurs clés de la production qui sont largement tributaires de la biodiversité (SND30, 2020). Le ProPSFE (Programme d'appui au Programme Sectoriel Forêts – Environnement), cadre de référence des interventions qui concourent à la réalisation des objectifs de la politique forestière nationale, identifie désormais la protection des ressources des mangroves comme activité prioritaire. C'est dans cette perspective que le gouvernement camerounais à travers le Ministère de l'Environnement s'est engagé à sensibiliser les populations sur le rôle et l'importance écologique des mangroves.

Si les menaces sus indiquées n'avaient pas un réel impact sur les écosystèmes de mangroves, ces accords et programmes n'auraient pas été ratifiés et mis en place. En plus de ce qui précède, la faune que regorgent les mangroves, notamment les macroinvertébrés benthiques est également à préserver. Dans ce milieu, on rencontre des espèces de crustacés et même de poissons endémiques, et certaines espèces de crabes classées menacées et vulnérables selon la liste rouge de l'UICN (Mvogo *et al.*, 2019 ; UICN, 2021). Sur le plan écologique les macroinvertébrés restent les meilleurs bioindicateurs de la qualité de l'eau, mieux encore de l'écosystème entier (FAO, 2007).

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes animaux dépourvus de squelette interne osseux, visibles à l'œil nu et qui effectuent une partie ou l'entièreté de leur cycle de vie en milieu aquatique (Tachet *et al.*, 2010). La plupart d'entre eux sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, leur durée de cycle de vie varié, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. Les macroinvertébrés benthiques sont présents et abondants dans tous les types de milieux aquatiques (Chessman, 1995 ; Camargo *et al.*, 2004). Ils sont faciles à récolter et, de plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour *et al.*, 1999). La structure de la communauté des macroinvertébrés benthiques est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les milieux aquatiques, mais aussi pour fournir une foule d'informations sur la qualité de l'eau et de l'habitat (Woodcock et Huryn, 2007).

La plupart des travaux effectués dans les écosystèmes de mangroves au Cameroun ont porté sur les espèces végétales qui la composent (Ajonina *et al.*, 2008 ; Ajonina *et al.*, 2009 ; Ajonina, 2010). Concernant la faune de macroinvertébrés benthiques des mangroves, les travaux de Kotté-Mapoko *et al.* (2017 ; 2021), Ngo-Massou *et al.* (2014 ; 2018 ; 2021) et le rapport du MINEPDED (2017) sur les zones humides camerounaises ont montré que les crustacés et mollusques représentent

la faune de macroinvertébrés benthiques la plus abondante des écosystèmes de mangroves. Cependant, très peu d'informations sont disponibles sur les facteurs abiotiques qui pourraient influencer la structure de la faune des macroinvertébrés benthiques ; de même peu d'études ont montré la distribution de ladite faune en fonction du type de milieu aquatique (dulcicole et salé), et des espèces végétales de mangroves. De plus, malgré les multiples intérêts nutritionnels et économiques que fournit la faune des macroinvertébrés benthiques des mangroves (principalement les Crustacés, Coquillages et Crevettes), leur exploitation reste concentrée dans les localités de Mouanko et Manoka sans véritables études menées sur les facteurs régulant leur développement. C'est pour remédier à cette carence d'informations que la présente étude s'est fixée pour objectif principal d'évaluer la structure de la faune des macroinvertébrés benthiques en relation avec les facteurs abiotiques du milieu dans quelques zones de mangroves des localités de Mouanko et Manoka, en vue d'une évaluation de l'état de ces écosystèmes. Les objectifs spécifiques assignés à ce travail sont :

- déterminer les paramètres physico-chimiques et granulométriques des eaux et sédiments des mangroves de la zone côtière du littoral camerounais ;
- décrire la structure des macroinvertébrés benthiques qui peuplent les mangroves côtières du littoral camerounais ;
- caractériser les terriers de crabes ;
- établir l'influence des facteurs environnementaux sur la biodiversité des macroinvertébrés benthiques des mangroves étudiées.

Le présent mémoire se subdivise en trois chapitres dont le premier est consacré à la revue de la littérature, le deuxième chapitre présente le matériel et les méthodes utilisés pour atteindre les objectifs sus cités. La présentation des résultats obtenus, les interprétations afférentes et la discussion qui en découlent font l'objet du troisième chapitre. La conclusion, des recommandations et des perspectives de recherche viendront enfin clore cette étude.

CHAPITRE I :
REVUE DE LA LITTERATURE

I-1-Généralité sur les écosystèmes de mangroves

I-1-1- Fonctionnement des écosystèmes de mangroves

Les mangroves constituent des écotones puisqu'elles sont l'interface entre le milieu terrestre et le milieu aquatique (CWCS, 2006). Ce sont des zones de transition écologique entre deux écosystèmes différents. Ce sont des zones humides où l'eau représente l'un des principaux facteurs d'influence des espèces floristiques, faunistiques et des habitats. Elles présentent donc des sols régulièrement saturés en eau dits hydromorphes induisant certaines modifications, notamment d'ordre physico-chimique. Ces écosystèmes sont composés de quatre compartiments à savoir l'eau, la faune, le sédiment et la végétation, tous liés les uns aux autres (Figure 1).

I-1-1-1- Mouvements d'eau

Dans la mangrove, l'eau est en grande partie à l'origine de la circulation des matières en suspension, du déplacement du sédiment, et de la dynamique particulière des mangroves (structure, régénération) (Chiu *et al.*, 2004). En milieu côtier en général, ces mécanismes sont principalement dus aux variations des niveaux d'eau lors de la marée et aux courants créés par le mouvement de la houle. La mangrove est quotidiennement inondée et exondée par le jeu des marées, ce qui engendre des conditions oxygènes et anoxiques dans le sédiment, de transport des éléments nutritifs, de dilution et d'export des litières et de matière organique vers le lagon (Herteman, 2010). La circulation des eaux douces provenant des cours d'eau ainsi que des pluies durant la saison humide joue également un rôle important : apport de nutriments et de matière organique d'origine terrigène et apport d'eau douce indispensable (Herteman, 2010). En effet, Dans les mangroves, l'azote se trouve sous formes d'azote organique, d'azote ammoniacal (NH_4^+), de nitrites (NO_2^-), de nitrates (NO_3^-), ou associé à d'autres composés (CEAEQ, 2007). Cet azote provient du sol et de la minéralisation de la nécromasse (feuilles de palétuviers par exemple). Toutefois, l'activité humaine peut accélérer le processus d'enrichissement de l'eau en cet élément par apport d'effluents urbains et industriels, rejet d'eaux usées domestiques, lessivage des sols agricoles fortement enrichis en engrais et en pesticides (Bhat *et al.*, 2013). L'intense activité bactérienne de dégradation de cette matière organique a pour conséquence un appauvrissement en oxygène des eaux et même dans les eaux du sédiment.

La nature, la texture et la faible porosité du sédiment constitué principalement par un dépôt argileux, font que l'eau circule préférentiellement en surface et que les mouvements hyporhéiques et horizontaux de la nappe sont très faibles (CCLME, 2014). Ces mouvements conditionnent les processus biochimiques qui se déroulent dans le sédiment, et structurent les populations de palétuviers et de crabes selon plusieurs gradients (salinité, granulométrie, potentiel redox, éléments nutritifs) établis de l'amont vers l'aval (Marchand *et al.*, 2004).

I-1-1-2- Sédiment

Le sédiment est le siège des réactions biogéochimiques de nitrification, dénitrification, décomposition de la matière organique, puisqu'il contient les bactéries indispensables à la réalisation de ces processus (Kitheka, 1996 ; Hughes, 1998). L'activité des populations bactériennes impliquées dans ces processus ainsi que leur répartition sont conditionnées par les propriétés physicochimiques et la texture du sédiment (Kitheka, 1996 ; Hughes, 1998). Les paramètres tels que la température, le pH, le potentiel redox, la composition chimique du sol ou encore la salinité conditionnent considérablement la cinétique de ces processus (CCLME, 2014). La structure des sédiments est fortement influencée par l'écoulement des eaux, mais aussi par les phénomènes de bioturbation induits par la macrofaune, en particulier les crabes (Nobbs et Blamires, 2015). En effet, le caractère hydromorphe du sédiment argileux de certaines mangroves limite la porosité et empêche les processus d'infiltration des eaux. Par ailleurs, le sédiment stocke les éléments nutritifs nécessaires à la nutrition des espèces végétales et animales (Marchand *et al.*, 2004). Bien que dans les sédiments de mangroves, les teneurs en éléments nutritifs azotés et phosphorés soient naturellement faibles, la végétation y puise une partie des ressources nécessaires à son développement. En filtrant la partie superficielle du sédiment, les crabes détritivores se nourrissent également grâce aux nutriments présents.

I-1-1-3- Faune

Les mangroves sont un écosystème irremplaçable et unique qui abrite une importante faune, et font partie des écosystèmes les plus productifs au monde (FAO, 2009). Elles abritent une grande variété de formes de vie : des oiseaux migrateurs, mammifères aquatiques et des serpents en plus des espèces associées de la flore (FAO, 2009). Les racines aériennes de leurs arbres forment une toile complexe, abritant une multitude d'espèces animales (poissons, mollusques, crustacés) et elles servent de zones d'accouplement, de refuges et de pépinières pour un nombre impressionnant d'autres espèces (Penha-Lopes *et al.*, 2009 ; Penha-Lopes *et al.*, 2011). Les quantités énormes de poissons et d'invertébrés vivant dans ces eaux côtières fournissent un point migratoire important pour plusieurs oiseaux. Cependant, parmi les organismes sus cités, les mollusques et surtout les crabes constituent la faune des macroinvertébrés benthiques la plus importante de la composante aquatique de la mangrove (Budiarsa et Rizal, 2014).

En effet, les crabes sont des éléments clés pour la compréhension du fonctionnement de la mangrove et peuvent être qualifiés d'espèces ingénieurs de ces écosystèmes. Leur activité bioturbatrice liée à la construction des terriers modifie la structure des sédiments et influe sur les flux mêmes des nutriments (Cadamuro, 1999). En déterminant sa macroporosité, ils aèrent le sédiment hydromorphe des mangroves, favorisant ainsi les processus aérobie tels que la nitrification

(Herteman, 2010). Le volume dégagé par le forage des terriers augmente la capacité d'infiltration des eaux et favorise ainsi les possibilités d'échange entre l'eau interstitielle et le sédiment (Cannicci *et al.*, 2009). D'autre part, en enfouissant et ingérant les feuilles de palétuviers tombées au sol, les crabes participent aux processus de décomposition de la matière organique, et contribuent à l'enrichissement en nutriments du sédiment (Chapman, 2007). Enfin, la forte prédation sur les propagules de palétuviers est un facteur de pression important dans le recrutement des jeunes palétuviers, et contribue à la structuration de la végétation.

I-1-1-4- Flore

En l'état actuel des connaissances sur la taxonomie, six (6) espèces indigènes et une espèce introduite forment le fond floristique ligneux des mangroves du Cameroun en particulier et de celles de toute la côte atlantique dans le Golfe de Guinée en général (Ajonina, 2008 ; 2010). Elles sont ordinairement regroupées sous le terme de palétuviers. Il s'agit d'espèces indigènes que sont : *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae), *Avicennia germinans* (Avicenniaceae), *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erecrus* (Combretaceae) ; et d'une espèce introduite, *Nypa fruticans* (Arecaceae). Ces six (6) espèces de palétuviers vivent le plus souvent, en association avec plus de 40 autres espèces de plantes considérées comme « espèces compagnes » ou « accidentelles » (Dika, 2010). Parmi ces plantes considérées comme les plus couramment observées il y a : *Drepanocarpus lunatus*, *Dalbergia ecastaphylum*, *Hibiscus tiliaceus*, *Phoenix reclinata*, *Acrostichum aureum*, *Pandanus candelabrum*, *Raphia palma pinus*, *Sesuvium portulacastrum*, *Alchorneacordifolia*, *Annonaglabra*, *Elaeis guinensis*, *Athocleista vogeli*, *Bambusa vulgaris*, *Coco nucifera*, *Eremospatha wendlandiana*, *Guiborutia demensei*, *Raphia palma-pinus*, etc (Ajonina *et al.*, 2009).

Cette végétation joue un rôle primordial dans la circulation des eaux au sein de la mangrove par l'intermédiaire des perturbations induites par les troncs et les racines (Din, 2001), la construction sédimentaire puisqu'elle augmente la stabilité du substrat vaseux et favorise le dépôt des matières en suspension (Wolanski, 1995 ; Furukawa et Wolanski, 1996) et la composition des sédiments via l'incorporation d'une partie de la litière (Betoulle *et al.*, 2001). De plus, cette végétation crée des niches écologiques diversifiées propices à la faune carcinologique. Les feuilles et les propagules des palétuviers sont une source de nourriture indispensable puisque de nombreuses espèces de crabes présents sont herbivores (Figure 1). Les autres espèces, détritivores, s'en nourrissent également mais sous une forme dégradée. La grande consommation en eau et l'absorption racinaire importante des palétuviers leur confèrent un rôle de filtre vis-à-vis des nutriments dans le sédiment (Stefano *et al.*, 2009).

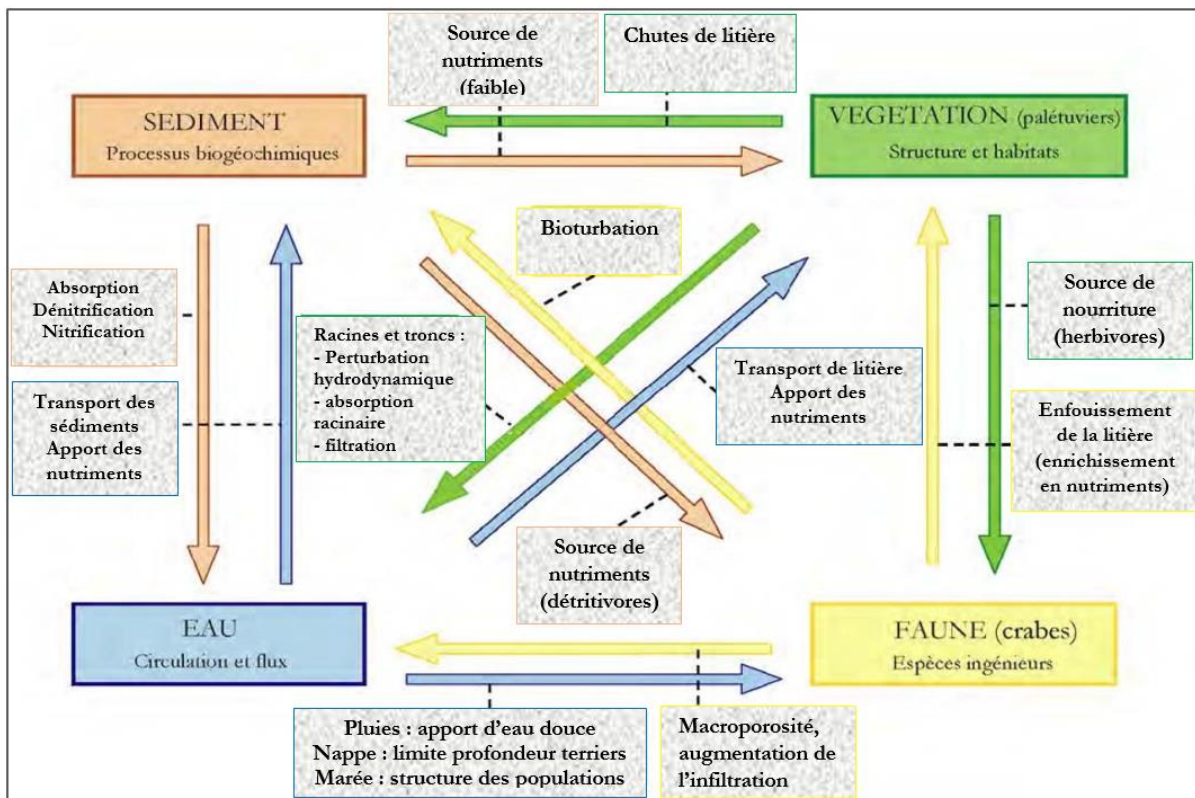


Figure 1 : Fonctionnement d'une mangrove (SIESAM, 2013)

I-1-2- Distribution des mangroves au Cameroun

Au Cameroun, les mangroves se localisent dans le Golf de Guinée entre 2° 45' – 4° 50'N de latitude et 8° 30' – 9° 00'E de longitude (Waffo, 2009). Elles représentent 30 % des 500 km de côte qui part d'Akwa Yafé à la frontière avec le Nigéria au Rio Ntem à la frontière avec la Guinée Equatoriale (Waffo, 2009). Les avancées de ces dernières années dans le domaine des technologies d'observation de la terre et dans le domaine des techniques et méthodes de traitement numérique de l'information spatiale offrent un énorme potentiel pour la cartographie des ressources naturelles. Elles permettent ainsi de mieux connaître l'environnement même dans les zones cloisonnées et difficiles d'accès, aux conditions naturelles extrêmement rudes comme les mangroves.

Du Nyong jusqu'à Campo, la mangrove se présente sous forme de petites parcelles isolées et ne sont pas exploitées par les populations locales qui trouvent les bois de forêt comme produit de substitution et le milieu aquatique des mangroves qui le constitue comme ressource en protéines, à travers la faune qu'elle regorge. Dans cette zone, en dehors des embouchures de la Lokoundjé et du Ntem, les mangroves ont été détruites par les populations pour la construction des habitations, si bien qu'elles n'existent que par endroits et sont isolées en petites poches dont certaines sont très visibles le long de la route entre Lokoundjé et Kribi. Le long du littoral camerounais, la superficie recouverte par des mangroves est de l'ordre de 2 749 km² (Waffo, 2009 ; Envi-Rep Cameroun, 2010). Pour plus

de visibilité, un zonage en 4 parcelles a été effectué en privilégiant la contiguïté spatiale (Figure 2). Ainsi, on distingue du Nord au Sud :

- la zone 1 : zone du Rio Del Rey qui va de la frontière avec le Nigeria jusqu'à Njangassa. Elle couvre une superficie d'environ 218000 ha (ONEQUIP, 2009 ; Ajoniana, 2010).
- la zone 2 : zone de Tiko qui va de Limbe à Mougangué sur l'embouchure du Mungo.
- la zone 3 : zone de Douala-Edéa qui va de Mougangué à l'embouchure de la Sanaga. Les zones 2 et 3 représentent la mangrove de l'Estuaire du Cameroun et couvrent une superficie d'environ 18000 ha. Elle couvre la réserve de Manoka, Mouanko et Edea (Ajonina, 2010)
- la zone 4 : Mangrove de l'Estuaire du Rio Ntem, zone de Kribi-Campo qui va du Nyong à la rivière Ntem. Elle couvre une superficie d'environ 2000 ha, c'est la plus petite zone de mangroves. Ces mangroves se trouvent essentiellement aux embouchures des fleuves Ntem, Lobé, Lokoundjé et Nyong (Ajonina, 2010). Ces écosystèmes sont le plus souvent rencontrés au niveau des estuaires.

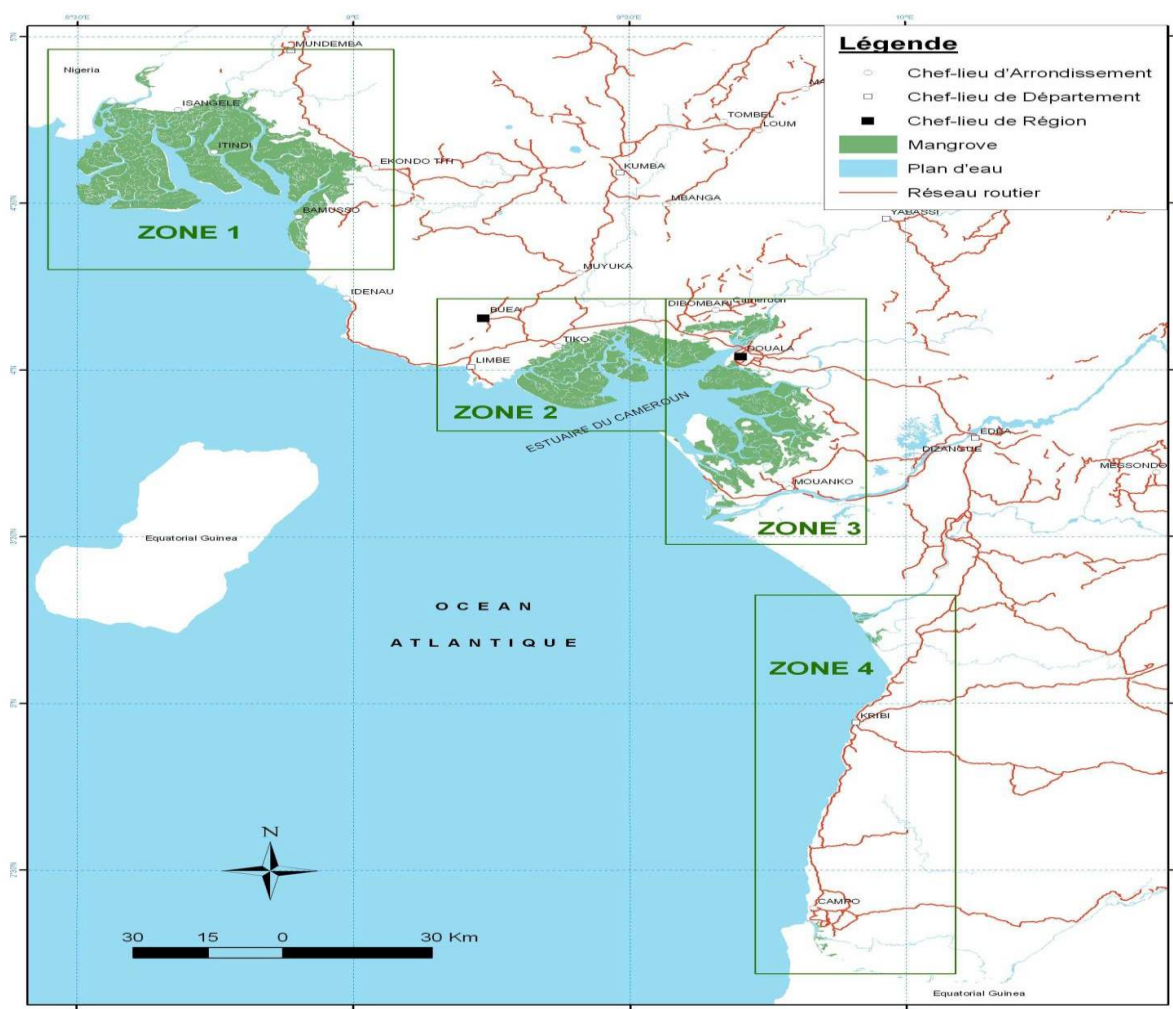


Figure 2 : Carte de la distribution des zones de mangrove le long de la côte camerounaise (Envi-Rep Cameroun, 2010)

I-1-3- Description du milieu estuarien

Un estuaire est une portion de l'embouchure d'un fleuve où l'effet de l'océan (mer) dans lequel il se jette est perceptible (Ducrotoy, 2010). C'est un système physique et écologique dynamique incluant des zones humides comme les mangroves. Plusieurs facteurs se combinent, de façon complexe, pour expliquer l'abondance des organismes post-larves et juvéniles dans les estuaires et le rôle nourricier joué par ceux-ci. Les deux facteurs les plus souvent avancés sont la concentration en ressource trophique et la turbidité. En effet les courants fluviaux, côtiers et tidaux ont généralement pour conséquence d'accumuler la matière organique détritique ou minérale en aval de l'estuaire (Wolanski *et al.* 1990). L'accumulation, dont l'importance est modulée selon la saison (Wattayakorn *et al.*, 1990), constitue un "volume oscillant turbide" révélé par un panache de turbidité. L'estuaire est considéré comme "une avancée de la mer dans une vallée fluviale jusqu'à la limite supérieure de la zone d'influence des marées, dans laquelle on distingue en fonction du régime hydrosédimentaire trois secteurs: a) un estuaire marin ou inférieur, ouvert sur la mer. Les eaux de mangroves de cette partie de l'estuaire ont généralement des salinités très élevées ; b) un estuaire intermédiaire où se réalise un mélange intense des eaux douces et marines, c'est la zone d'eau saumâtre ; c) un estuaire supérieur ou fluvial (zone d'influence dulçicole), caractérisé par de l'eau douce mais sujet à une alternance marégraphique quotidienne (Kazmierczak et Foussard, 2018) (Figure 3).

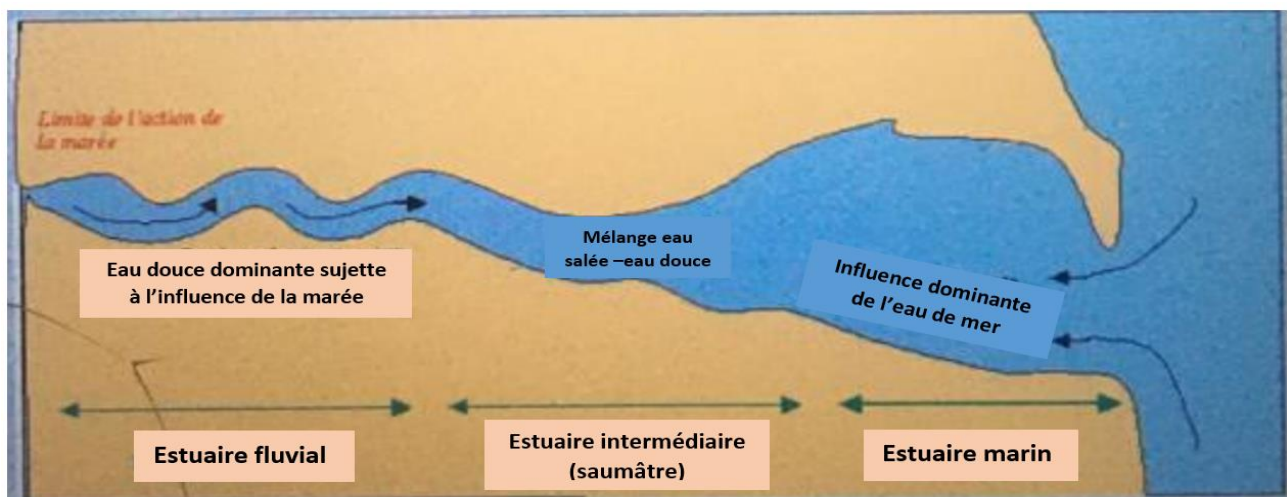


Figure 3 : Répartition géographique de l'estuaire (Kazmierczak et Foussard, 2018)

I-1-4- Importance et rôle de la mangrove

I-1-4-1- Importance économique et sociale

La mangrove est le lieu d'intenses activités économiques menées par une population riveraine en croissance continue. Au Cameroun, cette population estimée à environ 500 000 habitants (ONEQUIP, 2008) est composée de plusieurs nationalités : camerounais, nigériens, béninois et ghanéens dont les activités essentielles sont la pêche, l'extraction de sable, la collecte d'autres

produits halieutiques comme les coquillages, le fumage du poisson, la chasse, l'agriculture, la coupe et la commercialisation du bois de palétuvier utilisé pour la fabrication de matériel de pêche. Bien qu'informelles, les filières économiques sont complexes et bien organisées (MINEPDED, 2017) : c'est le cas des filières commerciales du sable, du bois de service et du bois d'énergie. Les différentes criques des zones de mangroves constituent le réseau de voies de communication côtière privilégié pour le transport des biens et des personnes dans ces zones où le transport terrestre est souvent déficient (MINEPDED, 2017). Enfin les mangroves camerounaises présentent de grandes potentialités pour la crevetticulture et la pisciculture, mais qui ne sont pas actuellement exploitées (Envi-Rep Cameroun, 2010).

Les Hommes utilisent les mangroves pour de nombreuses raisons. Elles sont une source directe d'alimentation, principalement en coquillages, homards, crabes mais aussi d'autres organismes vivant dans les arbres et à la surface ou en-dessous de l'eau (Fromard, 2000). Les arbres des mangroves sont coupés pour le bois de chauffe, le charbon et la construction de pontons et de maisons et sont aussi utilisés comme substrat pour l'élevage d'huîtres. Les feuilles de certaines espèces de mangrove sont utilisées comme fourrage pour plusieurs herbivores. Les palmiers présents dans les mangroves sont parfois exploités pour la production d'alcool et leurs feuilles sont utilisées comme source de fibres et pour couvrir les maisons (Ellison, 2008). Le tableau I donne une gamme de produits tirés des mangroves.

Tableau I : Produits tirés des mangroves (Envi-Rep Cameroun, 2010)

Domaine d'activité	Produits
Pêche	Abris attirant le poisson, crabes, gambas, huîtres.
Construction	Bois d'œuvre, charpente, gros œuvre, traverses de chemin de fer, bois de mine, construction de bateaux, pilots pour les docks, madriers et perches, lambris, chaume ou nattes, piquets de clôture et panneaux de particules.
Combustible	Bois de chauffe et charbon de bois
Textile	Fibres synthétiques, teinture pour vêtements, tanin pour la protection du cuir.
Papiers	Papier toilette, papiers de bureau et cartons
Aliments, médicaments et boissons	Sucre, alcool, huile de friture, miel, vinaigre, substitut du thé, boissons fermentées, garnitures de desserts, condiments (écorce), confiserie et légumes.
Agriculture	Fourrage, zones idéales pour la riziculture
Articles ménagers	Colle, graisse pour cheveux, manches d'outils, mortier à riz, jouets, allumettes et encens.
Autres produits forestiers	Boîtes pour le fumage du poisson, caouthouc en feuille et plantes médicinales.
Chasse	Oiseaux, mammifères, reptiles et autres animaux sauvages.

I-1-4-2- Rôles de la mangrove

Les écosystèmes de mangroves sont importants pour la régulation des processus naturels et le maintien de la diversité biologique des zones côtières et de nombreuses espèces d'intérêt économique comme les poissons, les crevettes et les crabes (Theuerkauff, 2018). Les mangroves constituent un milieu de frayère pour de nombreuses espèces de poissons et des crustacés, et jouent également un rôle important pour la stabilisation des littoraux et la protection des côtes contre les vagues et l'érosion due à l'avancée du front de mer ; elles modèrent les effets des tempêtes et des cyclones côtiers ; elles constituent des abris et l'habitat d'une faune diversifiée, notamment avifaune (Alongi, 2008 ; Nagelkerken *et al.*, 2008). La faible profondeur et la forte turbidité de ce milieu limitent donc la présence de prédateurs et favorisent donc les stades juvéniles vulnérables dans d'autres milieux (Theuerkauff, 2018). De plus, la forte charge en matière organique dans les écosystèmes de mangroves apporte une source alimentaire non négligeable pour les juvéniles (Lee, 2008 ; Nagelkerken *et al.*, 2008). Elles forment également un réservoir à nutriments et permettent la réduction des quantités excessives de polluants. Les avantages indirects des mangroves sont également très divers. À l'échelle mondiale, la valeur économique totale pour la seule production de crevettes, crabes et mollusques issus des mangroves est estimée à plus de 4 milliards de dollars par an (Ellison, 2008). Ouvertes sur la mer et localisées au niveau des embouchures des fleuves, les écosystèmes de mangroves sont tributaires des eaux fluviales et constituent le maillon d'une chaîne complexe transfrontalière très importante sur le plan national et international (Nagelkerken *et al.*, 2008).

D'autre part, la capacité des mangroves à retenir les sédiments et absorber les nutriments les rend adaptées au traitement organique des eaux usées, bien qu'elles accumulent dans leurs racines des métaux lourds pouvant endommager leurs tissus et entraîner des perturbations dans la chaîne alimentaire (Walters *et al.*, 2008). Les effluents issus des bassins d'élevage intensifs de crevettes peuvent aussi être traités de manière efficace par les mangroves ; on estime cependant que de 2 à 22 hectares de forêt de mangrove sont nécessaires pour filtrer organiquement les déchets générés par un hectare de bassins d'élevage de crevettes (Walters *et al.*, 2008).

I-1-5- Services écosystémiques rendus par la mangrove

Les écosystèmes tropicaux, fort de leur biodiversité et de leurs fonctions écologiques, assurent des services écosystémiques indispensables au bien-être humain (Carrière et Claudet, 2014). Ce nouveau concept est paradoxal car il révèle une vision utilitariste de la nature mais permet de replacer les humains au coeur des écosystèmes. Ce concept s'est infiltré au travers des disciplines et va peut-être durablement, à l'instar de celui de biodiversité, modifier notre pratique de l'écologie tropicale

(Barbier, 2007 ; Beaune *et al.*, 2013). Les mangroves fournissent plusieurs services écosystémiques à l'humanité. D'une part, ces forêts tropicales jouent un rôle considérable dans les cycles biogéochimiques, dont celui du carbone (C). On estime par exemple qu'elles renferment environ 40 % du carbone stocké dans la végétation terrestre mondiale. La photosynthèse transforme le dioxyde de carbone (CO₂) atmosphérique en composés organiques, qui sont ensuite fixés sous forme de tissus, et plus indirectement de composés organiques du sol (Barbier, 2007 ; Beaune *et al.*, 2013). A l'inverse, la respiration des plantes et des microorganismes décomposeurs émet du CO₂. D'autre part, pour la protection du littoral, les récifs coralliens, les herbiers marins et les mangroves sont des barrières naturelles agissant pour la protection des côtes (Beaune *et al.*, 2013). Ces écosystèmes limitent le phénomène d'érosion côtière en absorbant de 70 à 90 % de l'énergie des vagues, et diminuent ainsi les dommages engendrés lors d'événements climatiques extrêmes (Carrière et Claudet, 2014). De la même façon, les lagons protégés par des barrières de corail sont généralement des zones calmes favorisant les services d'approvisionnement et de tourisme générateurs de revenus.

I-2- Pressions anthropiques sur les écosystèmes de mangroves

Les Hommes convertissent les mangroves depuis plus de 500 ans (FAO, 2007). Aujourd'hui, les mangroves sont soumises à des pressions presque partout où elles sont présentes, par exemple, pour créer des bassins à crevettes et des champs de riz, et pour des usages comme les plantations de palmiers à huile et l'expansion urbaine, cette dernière représentant aujourd'hui dans certaines régions une menace sérieuse (Alongi, 2008). Le Cameroun a perdu plus de 30 % de sa forêt de mangroves entre 1980 et 2006 au rythme de 3 000 ha/an (MINEPDED, 2017). Parmi les activités dégradant les écosystèmes de mangroves au Cameroun, on note la déforestation, la pêche, l'exploitation du sable, les activités industrielles et le développement des infrastructures près des mangroves.

I-2-1- Déforestation et gestion des ressources forestières

D'après le rapport du MINEPDED (2017), 14557,2 ha de forêt de mangroves ont été détruites par déforestation entre 2000 et 2015 dans les localités de Mouanko, Manoka et Dizangue. Cette activité qui accompagne la pêche est bien installée dans toute la zone de mangrove du Cameroun. Autour de toutes les pêcheries, la recherche du bois (coupe et ramassage) est quotidienne (Figure 4). Le bois est utilisé pour le fumage du poisson, pour la construction des fumoirs, pour la construction ou la réfection des habitations, pour la fabrication des pirogues, pour la production du latex qui sert à la coloration et à la conservation des filets de pêche, etc (MINEPDED, 2017). Le bois de palétuvier est également coupé et vendu en ville pour servir de perches dans les constructions urbaines au Cameroun et au Nigeria. En raison de toutes ces sollicitations, le commerce de bois entre les villages

et tout le long de la côte est florissant. Le *Rhizophora* (palétuvier rouge), une des essences les plus abondantes dans la mangrove camerounaise est aussi la plus utilisée. Les arbres de 10 à 20 cm de diamètre sont sectionnés en pièces de 1,5 à 2,5 mètres maximum, afin de faciliter le transport par pirogue. À Cap Cameroun, ces petits exploitants sont même organisés au sein d'une association, la « Firewood Cutters Union ».



Figure 4 : Déforestation de la mangrove du Rio del Rey

I-2-2- Pratiques de pêche dans les zones de mangroves

La pêche représente la principale activité économique des zones de mangrove du Cameroun. La pêche industrielle est assez limitée (CWCS, 2010). En revanche, la pêche artisanale est très répandue et est pratiquée par des pêcheurs rattachés à des campements mobiles ou fixes. Cette activité est le moteur d'une chaîne d'autres activités qui rentrent dans ce qu'on peut appeler la filière pêche. Les acteurs de la filière pêche représentent le plus grand groupe d'exploitants des ressources naturelles des mangroves. Ce groupe est dominé par les jeunes, surtout dans le Rio Del Rey et à l'Estuaire du Cameroun où les pêcheurs vivent dans des campements provisoires, loin de leurs familles. En revanche, une augmentation des effectifs de pêcheurs a été notée dans les villages et campements autour de Biako, Yoyo, l'île de Manoka, etc.

I-2-3- Exploitation du sable

L'exploitation du sable est l'une des activités importantes dans les zones de mangroves et tout particulièrement celles proches des grandes agglomérations (Douala, Tiko, Edéa, etc.). À Youpwè (Douala), l'extraction artisanale de sable est estimée à plus de 4 tonnes par jour (ONEQUIP, 2008). Tout comme les perches de palétuviers exportées au Nigeria, le sable de l'estuaire du Cameroun est actuellement exporté en très grande quantité vers la Guinée Équatoriale pour les besoins de constructions.

I-2-4- Développement industriel

Parmi les autres activités pratiquées dans les zones de mangroves, il y a l'agriculture industrielle conduite par les sociétés telles que SOCAPALM, HEVECAM et CDC qui font les cultures de palmier à huile, d'hévéa, de bananier et de thé à une échelle industrielle (Envi-Rep, 2010 ; MINEPDED, 2017). Ces sociétés sont plus localisées dans la bande côtière de la région du Sud-ouest, dans les zones de Djizangue, Mouanko et sont aussi aux environs de Kribi. Elles utilisent beaucoup d'engrais, de pesticides et d'herbicides dont le lessivage affecte les zones de mangroves. Il s'agit des produits qui génèrent des nitrites, des phosphates, du chlore et qui sont susceptibles de provoquer des phénomènes d'eutrophisation en milieu de mangrove (Figure 4). Il en résulte une réduction de la productivité naturelle de ces milieux. Les plantations industrielles rencontrées dans la zone abritent d'importantes cités ouvrières. Cette diversité présage une grande variété d'activités dont celles des zones rurales et celles des villes industrielles et touristiques.

I-2-5- Urbanisation et développement des établissements humains

La croissance démographique couplée aux conditions de vie de plus en plus difficiles dans les zones urbaines côtières pousse les riverains à converger vers les zones de mangroves (Ajonina *et al.*, 2009). Cette colonisation entraîne non seulement l'exploitation des forêts de mangroves, mais aussi l'augmentation des déchets domestiques et ménagers (Figure 5). Dans cet environnement, les pêcheurs ne sont plus les seuls habitants de l'espace des mangroves qui à certains endroits changent radicalement d'activités (MINEPDED, 2017). Les fabricants de pirogues, les mécaniciens hors-bord, les agriculteurs purs, l'administration des pêches et les autorités traditionnelles qui se présentaient comme des facilitateurs des activités du secteur des pêches ne sont plus les seuls.

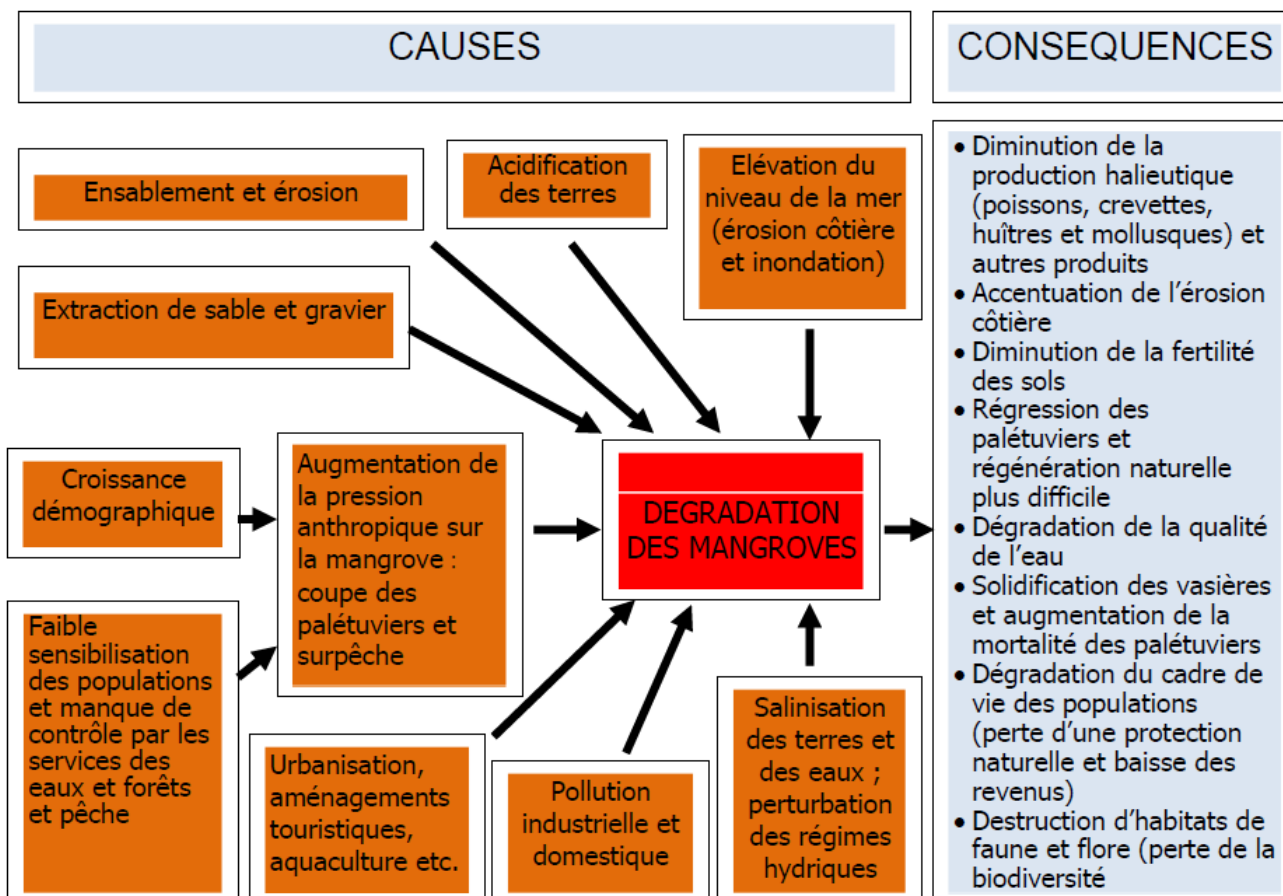


Figure 5 : Schéma récapitulatif des pressions exercées sur la mangrove et conséquences associées (MINEPDED, 2017)

I-3- Méthodes d'évaluation de la pollution et dégradation des eaux de mangroves

L'évaluation des milieux aquatiques s'est longtemps arrêtée exclusivement sur l'étude des paramètres abiotiques, notamment les paramètres physico-chimiques, sans toutefois s'intéresser à l'aspect biotique, qui pourtant s'avère capital pour une évaluation intégrée. Cette première démarche s'est montrée limitée, car elle évaluait uniquement les stress ponctuels de l'environnement sans toutefois offrir une vision à plus long terme. C'est pourquoi l'ajout de l'aspect bioécologique qui prend en compte la durée s'avère plus complète et informative, et nous renseigne mieux sur l'état global des écosystèmes ciblés (Chouinard, 2010).

I-3-1- Caractérisation physicochimique des eaux de mangroves

La nature physicochimique et les caractéristiques mésologiques des eaux de mangrove expliquent la présence ou l'absence de certaines espèces animales et conditionnent leur développement (Tufféry, 1980). Autrement dit, la diversité biologique et structurelle des milieux aquatiques est étroitement liée à l'intégrité abiotique du milieu (Moisan et Pelletier, 2008). En effet, chaque organisme est sensible à différents facteurs abiotiques de son milieu de vie (température, pH,

salinité, teneurs en oxygène dissous, vitesse du courant, etc.) et présente des seuils de tolérance minimum et maximum pour chacun de ces facteurs. L'écart entre ce minimum et ce maximum est appelé valence écologique. Celle-ci représente l'adaptation de l'organisme à son biotope (Gaujous, 1993 ; Ramade, 2005). Plusieurs variables physico-chimiques sont prises en compte dans le suivi de la qualité des milieux aquatiques et l'évaluation de leurs influences sur la biodiversité.

I-3-1-1- Variables physiques

Plusieurs paramètres physiques sont utilisés pour la caractérisation des milieux aquatiques humides. Il s'agit entre autres de la température (°C), des Matières En Suspension (MES) (mg/L), la turbidité (FTU) et la couleur (Pt.Co). La température est un facteur clé, influençant la biologie et la distribution des espèces dans les milieux aquatiques, qui sont pour la plupart poïkilothermes (Giller et Malmqvist, 1999). D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air d'autant plus que la profondeur est faible. Elle dépend de la latitude, de l'altitude, de la saison, de l'heure et du débit (Rodier *et al.*, 2009). En plus de cela, dans les mangroves la température dépend également du degré de canopée formée par les branches de palétuviers et de l'eau marine qui arrive dans la mangrove. Les teneurs en MES dans les mangroves proviennent en majorité des feuilles de palétuviers (Cannicci *et al.*, 2009). Une forte concentration en MES présente des effets néfastes sur la faune aquatique. Elle peut constituer un facteur limitant pour l'installation et le développement de la faune benthique en provoquant sa mort suite au colmatage des organes respiratoires (Camacho, 1992). La turbidité et les valeurs de la couleur augmentent avec les MES ; elles réduisent la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau et par conséquent, diminuent la productivité des végétaux autotrophes phytoplanctoniques (Dajoz, 2000). Dans les mangroves, la turbidité et la couleur sont fortement liées à teneur en MES issue des débris de feuilles de palétuviers et aussi à la qualité de l'eau qui arrive à travers les marées (Cannicci *et al.*, 2009).

I-3-1-2- Variables chimiques

Le pH (UC) est l'un des premiers indicateurs d'une altération chimique de la qualité des eaux car, il varie avec la nature géologique du lit et du bassin versant, celle des apports d'effluents industriels et domestiques, en fonction des eaux de la mer, mais aussi avec l'activité biologique (Jullian *et al.*, 2005). Ses valeurs sont inversement proportionnelles à la teneur de l'eau en CO₂ (mg/L) dissous. Toutefois, la solution tampon déterminée par l'ensemble des réactions du système eau – carbonates insolubles – CO₂ dissous – bicarbonates solubles, constitue un milieu vital stable capable de maintenir un pH favorable au développement des organismes vivants (Angelier, 2003). Dans les mangroves la nature du pH des eaux est généralement régie par l'impact des eaux marines et des apports de déchets industriels (Rogers, 1996).

La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) est proportionnelle à la quantité de sels minéraux et sa mesure constitue une bonne indication du degré de minéralisation d'une eau. Elle varie en fonction de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat, des confluences ou des afférences souterraines et de la pollution du support aqueux (Camacho, 1992 ; Jullian *et al.*, 2005). Dans les écosystèmes de transition comme les mangroves, la conductivité des eaux est fonction des degrés de brassage des eaux et de minéralisation des débris végétaux (Chiu *et al.*, 2004).

L'oxygène dissous (mg/L) est une variable chimique dont la teneur possède une signification propre relative à la qualité biologique du milieu aqueux (Rodier *et al.*, 2009). Les conditions d'équilibre écologique normales exigent un taux de saturation en oxygène d'au moins 75 %, la situation devenant critique en deçà de 50% (Foto Menbohan et Njiné, 1991). Rodier *et al.* (2009) soulignent que les variations de la teneur de l'eau en oxygène dissous sont inversement proportionnelles à celles des matières organiques fermentescibles, des hydrocarbures et des détergents et de germes aérobies. Une meilleure oxygénation de l'eau notamment à l'interface eau/sédiment est favorable à l'installation des communautés benthiques (Devidal *et al.*, 2007).

L'azote (mg/L) dans les milieux aquatiques se trouve sous différentes formes, notamment, sous forme d'azote organique, d'azote ammoniacal (NH_4^+), de nitrites (NO_2^-), de nitrates (NO_3^-), ou associé à d'autres composés (CEAEQ, 2007). Dans les eaux naturelles, l'azote provient du sol et de la minéralisation de la matière organique morte (nécromasse). Toutefois, l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement de l'eau en cet élément par l'apport d'effluents urbains et industriels, le rejet d'eaux usées domestiques, le lessivage des sols agricoles fortement enrichis en engrais et en pesticides (Jullian *et al.*, 2005 ; Jain, 2012 ; Bhat *et al.*, 2013). D'après CEAEQ (2007), la teneur en ions NH_4^+ est très élevée dans les eaux riches en matières organiques lorsque le pourcentage de saturation en oxygène est insuffisante pour assurer son oxydation en nitrates. Par ailleurs, une augmentation excessive de la température transforme l'ion NH_4^+ en NH_3 qui est toxique pour de nombreux organismes (Kourradi, 2005). Quant aux nitrites, c'est la forme intermédiaire de l'azote qui ne se maintient dans les eaux que lorsque le milieu est insuffisamment oxygéné. Leur rémanence indique un état de pollution organique (Foto Menbohan et Njiné, 1991). Les orthophosphates ou « phosphore réactif » représentent la forme de phosphate biodisponible dans les milieux aquatiques (CEAEQ, 2007). Une concentration élevée des eaux en cet élément est indicatrice d'une pollution par les eaux usées et les effluents industriels contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques (INRA, 2005). Les fortes teneurs en orthophosphates entraînent généralement des blooms algaux avec, pour conséquence, une réduction de l'éclairement en profondeur, l'anoxie nocturne, les variations diurnes de pH et à long terme l'eutrophisation (Devidal *et al.*, 2007). L'écosystème mangrove est connu pour être très riche en matière organique étant donné la forte

production de biomasse qui y est réalisée. Cependant la mangrove est aussi un écosystème nutriments-déficient, notamment en azote (Alongi, 1998 ; Zhang *et al.*, 2008).

L'alcalinité (mg/L de HCO_3^-) d'une eau témoigne de la présence conjuguée d'hydrogénocarbonates (HCO_3^-), de carbonates (CO_3^-) et d'ions hydroxydes (OH^-). Les variations de cette composante sont à rapprocher de celles des degrés de minéralisation des eaux et d'oxydation des composés organiques, mais aussi de la teneur en anhydride carbonique (Lévêque et Balian, 2005). Les eaux provenant des terrains calcaires et surtout des terrains gypseux présentent des duretés très élevées, tandis que celles qui s'écoulent sur les terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux affichent des duretés très faibles (Rodier *et al.*, 2009).

L'oxydabilité (mg/L) renseigne sur la teneur de l'eau en matières organiques biodégradables qui, en milieu naturel, proviennent essentiellement du lessivage des sols, de la ripisylve et du métabolisme des organismes aquatiques (Lecerf, 2005). Les teneurs élevées de ces variables dans les mangroves traduisent généralement un apport de matières organiques provenant de la décantation des eaux de cours d'eau, rivières et d'une pollution endogène (Failler *et al.*, 2010).

I-4- Synthèse bibliographique sur les macroinvertébrés benthiques des mangroves du Cameroun

La documentation sur les macroinvertébrés benthiques des mangroves est relative aux travaux de Kottè-Mapoko *et al.* (2017 ; 2021), Ngo-Massou *et al.* (2014 ; 2018 ; 2021), MINEPDED (2017) et Envi-Rep (2010).

Kottè-Mapoko *et al.* (2017 ; 2021) ont mené des études sur la distribution des mollusques et l'impact des activités anthropiques dans les mangroves côtières du Cameroun, notamment dans les localités de Limbé, Tiko, Douala, Yoyo, Londji et Kribi. Ces travaux ont permis d'identifier 34 taxons de mollusques, répartis en 2 classes, (bivalves et gastéropodes) et 15 familles. Parmi les familles obtenues, les Neritinae et Pachymelaniidae ont été les plus diversifiées avec respectivement 8 et 7 espèces. *Pachymelania fusca* a été l'espèce la plus abondante et a été retrouvée dans toutes les stations prospectées. Quant-aux espèces, *Theodoxus* sp., *Theodoxus niloticus*, *Neritina glabrata*, *Neritina adansoniana* ont été les plus largement réparties à travers les habitats, car on les retrouve à la fois au niveau des racines de mangroves, du substrat et des bois morts.

Ceux de Ngo-Massou *et al.* (2014 ; 2018) ont porté sur la biologie et la distribution des crabes de mangroves dans l'estuaire du fleuve Wouri à Douala. Ces travaux ont révélé que les crabes apparaissent comme le groupe le plus important de l'épifaune de mangrove ; Leur distribution semble être influencée par certains paramètres biotiques et abiotiques. Au total, 3016 individus ont été capturés, répartis en 12 espèces, neuf genres et cinq familles. *Perisesarma kamermani* (De Man,

1883) a été le plus abondant (29%), *Cardisoma armatum* (Herklots, 1851) a été le moins abondant (0,23 %) tandis que *Chiromates angolense* était l'espèce la plus fréquente (13,47 %). Cependant La structure de la macrofaune benthique est intimement liée aux facteurs environnementaux. Ces travaux ont montré des relations entre les crabes et la végétation. Il existe également une zonation des crabes le long d'un gradient de salinité, de pH et de température de l'eau. La zone de *Rhizophora* semble être la plus attractive tant en qualité qu'en quantité des espèces de crabes (Guiral *et al.*, 1999).

Les travaux de Ngo-Massou *et al.* (2021) ont porté sur les facteurs de croissance de l'espèce *Cardisoma armatum* (Brachyura : Gecarcinidae) dans les mangroves de la zone côtière de Kribi. 111 morphotypes de *C. armatum* ont été récoltés, soit 51 femelles (45,95 %) et 60 mâles (54,05 %). Les tests statistiques effectués montrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les abondances de mâles et les abondances de femelles obtenues. Concernant les facteurs de croissance, il existe une corrélation significative entre la largeur de la carapace du crabe et le poids de l'organisme. Les conditions environnementales (disponibilité des ressources) des mangroves sont propices à la croissance de *C. armatum*. On note également une croissance (K) plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche.

Les travaux du MINEPDED (2017) ont été réalisés dans le cadre de la Gestion Communautaire Durable et Conservation des Ecosystèmes de Mangroves au Cameroun avec pour thème central : les mangroves du Cameroun, état des lieux et gestion. Ils recensent les principaux groupes de macroinvertébrés dans la faune aquatique récoltée à savoir les crustacés et les mollusques. Les crustacés ont été distribués dans toutes les zones de mangroves prospectées. En effet, les plus couramment observés dans les embouchures d'estuaires ont été : *Nematopalemon hastatus* (écrevisses ou njanga), crevette des estuaires et abondamment exploitée dans la pêche artisanale par les communautés locales ; *Penacus kerathusus* ou crevette tigrée ; *Parapenaeopsis atlantica* ; *Panaeus notialis* et plusieurs espèces de crabes qui peuplent les mangroves telles que : *Ginossis pelii*, *Cardiosoma armatum*, *Geryon maritae* et *Panopeus africanus*. Plusieurs espèces de mollusques ont été recensées, notamment *Pugilina morio*, *Thais coronata*, *Corbula trigona*, *Crassostrea gasar*, *Littorina angulifera*, *Loripes aberrans*, *Nassa argentea*, *Neritima adansoniana*, *Tagelus angulanus*, *Pachymeliana fuscatus*, *Pachymeliana aurita*, *Tais callifera*, *Melampus liberanus*, etc.

Le rapport Envi-Rep (2010) a porté sur les études préliminaires de la deuxième phase du projet de conservation et de gestion participative des écosystèmes de mangroves au Cameroun. Cette étude a été menée dans quelques zones de mangroves du Rio del rey, de l'estuaire du Cameroun et du Nyong-campo. Trois classes de macroinvertébrés benthiques ont été récoltées, les crustacés, les gastéropodes et les bivalves. Parmi les crustacés, 5 espèces de crevettes ont été recensées (*Panaeus notialis*, *Nematopalaemon hastatus*, *Parapenaeus atlantica*, *Panaeus monodon*, *Macrobrachium*

spp.) et 2 espèces de crabes (*Callinectes* sp., *Ocypoda ippeus*). Trois espèces de gastéropodes ont été identifiées: *Anadara senilis*, *Sepia* sp. et *Mytilus tenuistriatus*. *Crassostrea gasar* et *Crassostrea rufa* ont constituées les deux principales espèces de bivalves récoltées.

La majorité de ces études se sont principalement focalisées sur les études de biodiversité, sans toutefois établir des liens entre les paramètres abiotiques du milieu et l'influence des éventuelles sources de pollution. Ces études montrent également que, les macroinvertébrés benthiques des mangroves sont principalement composés des mollusques et des crustacés.

I-4-1- Crustacés

Les crustacés appartiennent au phylum des arthropodes et sont reconnaissables à leur squelette externe et à leurs appendices articulés (Poupin et Juncker, 2010). Le squelette externe (exosquelette) des crustacés est constitué d'une carapace chitineuse imprégnée de sels minéraux. Le corps, de symétrie bilatérale, est segmenté en métamères. Chaque métamère porte une paire d'appendices. La tête comprend cinq paires d'appendices, les antennules et antennes, à fonction sensorielle, et les mandibules, maxillules et maxilles, à fonction trophique (Poupin et Juncker, 2010). Le corps comprend un thorax et un abdomen. Les crustacés sont pour la majorité des organismes marins. Certains ont colonisé les écosystèmes dulçaquicoles (rivières, étangs etc.) et d'autres, comme les cloportes ou le crabe de cocotier, les environnements terrestres humides (Day *et al.*, 2001). Les crustacés demeurent néanmoins inféodés à l'eau, au moins durant une partie de leur cycle de vie. Leur taille est très variable selon les espèces : de quelques dixième de mm jusqu'à 4 m de long pour l'araignée des mers japonaise (Gasparini, 2004). Les deux tiers environ des espèces connues de crustacés appartiennent à la classe des malacostracés.

La figure 6 illustre les segments de quelques spécimens du groupe de Malacostracés Décapodes, qui comprend les langoustes, les crevettes, les bernard l'ermite et les crabes (Day *et al.*, 2001 ; Poupin et Juncker, 2010). Ce groupe suscite un vif intérêt au niveau des pêcheries avec de nombreuses espèces communes, facilement accessibles et souvent identifiables à l'oeil nu (Tachet *et al.*, 2010). Dans la sous-classe des Malacostracés qui est la plus importante en termes de diversité et de biomasse, le corps peut être divisé en trois segments : le céphalon qui est constitué de la fusion des cinq premiers somites portant chacun une paire d'appendices, le péréion qui a huit segments portant chacun, fondamentalement, une paire de péréiopodes, et le pléon constitué de six segments portant chacun une paire de pléopodes. Cette sous-classe est constituée de trois ordres qui sont : les Décapodes, les Isopodes et les Amphipodes. Les Décapodes constituent le groupe le plus abondant dans les mangroves.

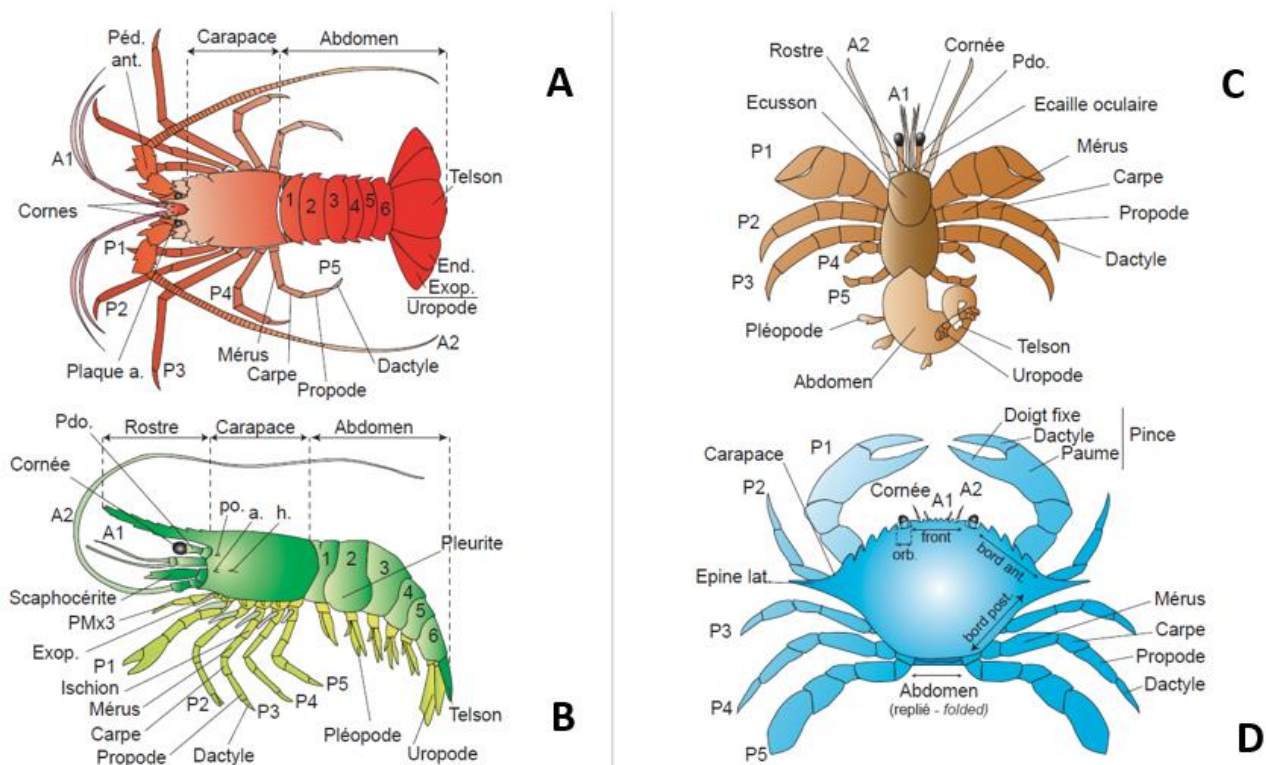


Figure 6 : Schémas des différents segments de Crustacés (Poupin et Juncker, 2010). A. 1-6 = Somites abdominaux ; a. = Epine antennaire ; A1 = Antennule ; A2 = Antenne ; bord ant. = bord antéro-latéral ; bord post. = bord postéro-latéral ; Cornes = Cornes supra-orbitaires ; Ecusson = Ecusson céphalothoracique ; End. = Endopode ; Epine lat. = Epine latérale ; Exop. = Exopode ; front = Bord frontal ; h. = Epine hépatique ; Orb. = Orbite ; P1-P5 : Périopodes 1-5 ; Pdo. = Pédoncule oculaire ; Péd. ant. = Pédoncule antennaire ; Plaque a. = Plaque antennulaire ; PMx3 = Troisième maxillipède ; po. = Epine post-orbitaire. **A** = Langouste Astacidea ; **B** = Crevette Dendobranchiata ; **C** = Bernad l'ermite Anomoure ; **D** = Crabe Brachyura.

Les Décapodes sont caractérisés par la présence d'une carapace céphalothoracique qui recouvre complètement les bases des périopodes dont les trois premières paires sont transformées en maxillipèdes. Très souvent, le quatrième et/ou le cinquième périopode sont transformés en pinces. Les yeux sont toujours pédonculés. Chez les Macroures (crevettes et écrevisses), l'abdomen est allongé, aplati latéralement et la sixième paire de pléopodes forme avec le telson, une palette natatoire (Figure 7C). Chez les Brachyours (crabes), l'abdomen est très réduit et replié sous le thorax (Figure 7A) (Day *et al.*, 2001). Par ailleurs, Les anomoures (pagures), constituent un groupe taxonomique d'une variété morphologique inhabituelle (Poupin et Juncker, 2010). Les espèces s'y caractérisent par la réduction de leur cinquième paire de pattes, souvent cachée sous la chambre branchiale et utilisée pour le nettoyage des branchies (Figure 7B). Cette particularité donne l'impression trompeuse que les anomoures ne possèdent que huit pattes.

Les Amphipodes (Figure 7E,F) se caractérisent par un aplatissement latéral du corps et la présence de deux paires d'antennes sensiblement égales. La première paire de périopodes est

annexée aux pièces buccales (maxillipèdes), les péréiopodes 2 et 3 sont transformés en pinces et les 5 autres ont une fonction locomotrice (Day *et al.*, 2001). La différenciation entre le péréion et le pléon n'est pas très nette. Les pléonites (segments abdominaux) sont libres et les 3 premiers portent chacun une paire de pléopodes, tandis que les 3 derniers ont chacun une paire d'uropodes.

Chez les Isopodes, le corps est fortement aplati dorso-ventralement (Figure 7D) et porte deux paires d'antennes dont la première est beaucoup plus longue que la seconde. La première paire de péréiopodes est transformée en maxillipèdes, les 7 autres sont semblables et ont une fonction locomotrice. Le pléon est court et les pléonites peuvent être libres ou fusionnés de façon variable selon les taxa. Le sixième pléonite est généralement uni au telson et forme avec lui le pléotelson. Ce dernier porte latéralement une paire d'uropodes fourchus plus ou moins allongés (Tachet *et al.*, 2010).

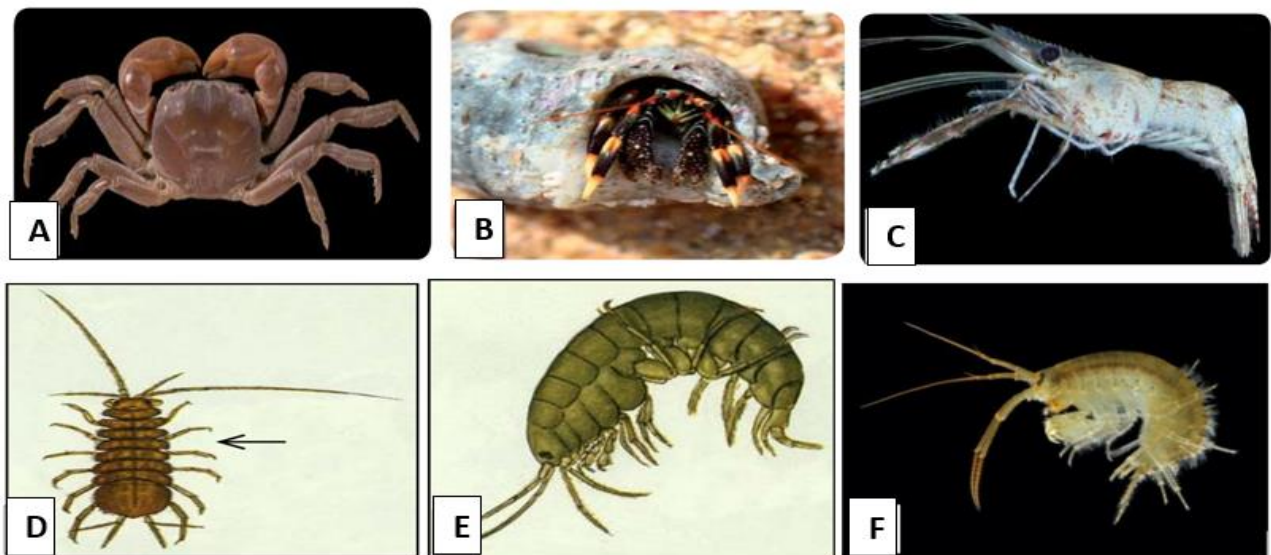


Figure 7 : Photos de quelques Crustacés. **A** = famille des Ocypodidae ; **B** = famille des diogenidae ; **C** = famille des Palaemonidae ; **D** = famille des Asellidae ; **E,F** = famille des Gammaridae. (Poupin et Juncker, 2010)

I-4-2- Mollusques

Les Mollusques sont fondamentalement des métazoaires triploblastiques coelomates, protostomiens, hyponeuriens, à symétrie bilatérale, à corps mou non segmenté dépourvu d'appendices articulés et protégés dans une coquille calcaire. Les individus échantillonnés dans les mangroves peuvent être répartis en deux classes selon que la coquille est formée de deux valves articulées (Bivalves ou Lamellibranches) ou d'une seule pièce (Gastéropodes) (Lioris et Rhcababo, 1984). Chez les Bivalves, la symétrie bilatérale primitive est conservée, contrairement aux Gastéropodes qui se distinguent par sa disparition au profit d'un enroulement hélicoïdal de la masse viscérale (Lecointre et Guyader, 2001). Les Bivalves (Figure 8F) sont caractérisés par une coquille composée de deux valves articulées au niveau de la charnière par un ligament. L'ouverture de la

coquille est assurée par l'élasticité des ligaments tandis que la fermeture est assurée par la contraction des muscles adducteurs. Les Bivalves sont soit gonochoriques, soit hermaphrodites selon les familles.

La classe des Gastéropodes se subdivise principalement en deux sous-classes (Prosobranches et Pulmonés) au sein des mangroves. Chez les Prosobranches, la coquille est toujours spiralée et fermée par un opercule calcaire ou corné lorsque l'animal se retire dans sa coquille (Figure 8B). La plupart des gastéropodes des mangroves ont une coquille dextre (ouverture de la coquille à droite) (Figure 8C), comportant des varices sur la coquille et peut être conique ou plus ou moins aplatie. Chez les Pulmonés, il n'y a pas d'opercule, la coquille est soit enroulée dans le plan, soit spiralée conique dextre ou senestre (Tachet *et al.*, 2010). La reproduction est essentiellement sexuée, on note cependant quelques rares cas de parthénogénèse dans certains taxons ; les sexes sont généralement séparés chez les Prosobranches, contrairement aux Pulmonés chez qui il y a toujours hermaphrodisme (De Moor et Day, 2002).

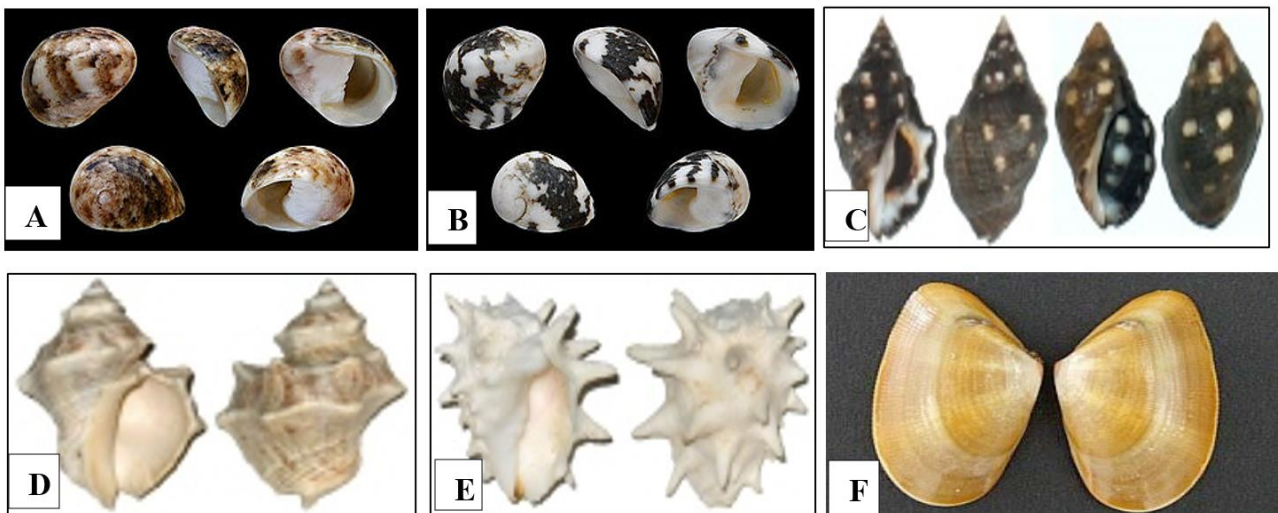


Figure 8 : Photos de quelques coquilles de mollusques des mangroves. **Gastéropodes :** A,B = famille des Neritidae ; C,D,E = famille des Thaididae ; **Bivalves :** F = famille des Unionidae. (Bouchet et Roccoi, 2005).

I-5- Macroinvertébrés comme outil de bioévaluation de la santé des hydrosystèmes

En pratique, pour une évaluation informative et complète, le diagnostic biologique de la santé des hydrosystèmes aquatiques se fonde généralement sur la présence ou non des organismes appelés bioindicateurs. Les bioindicateurs sont des organismes qui permettent de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible, leurs modifications naturelles ou provoquées (Blandin, 1986). Ils permettent d'obtenir un portrait plus précis de l'intégrité d'un écosystème par rapport à l'analyse chimique de la colonne d'eau ou de la dimension physique de l'écosystème (Yoder et Rankin, 1995). Un bon bioindicateur doit avoir des exigences écologiques

très spécifiques afin qu'on puisse faire un lien direct entre sa présence/absence et une particularité environnementale (Leclercq, 2001). Les outils biologiques de suivi ont la capacité d'intégrer, et donc de refléter, les conditions générales qui règnent dans un écosystème aquatique. Ils représentent ainsi une meilleure approche qui permet d'évaluer l'effet des diverses influences sur l'environnement (Simon, 1999). Parmi les différentes composantes faunistiques aquatiques, les macroinvertébrés benthiques bénéficient d'une longue histoire en termes d'outils de bioindication (Rodier *et al.*, 2009). En effet, depuis les premiers essais d'utilisation des invertébrés dans l'identification des pollutions organiques au début du 20^{ème} siècle (Kolkwitz et Marsson, 1908, 1909), ces organismes sont devenus le maillon biologique le plus couramment utilisé pour l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques (Reyjol *et al.*, 2013). Ils sont à la base de nombreux indices biologiques. Leur diversité spécifique, leur ubiquité et leur capacité de déplacement relativement réduite par rapport aux poissons, en font d'excellents témoins de la qualité présente et passée de l'eau et de l'habitat qu'ils occupent (Tachet *et al.*, 2002).

D'après Gillikin (2004), les macroinvertébrés benthiques constituent également les meilleurs indicateurs de l'état de santé d'une mangrove. En effet, la surveillance biologique est reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité des écosystèmes de mangroves (Barbour *et al.*, 1999 ; WFD, 2003). Elle permet de vérifier de façon synthétique et globale l'ampleur de la dégradation de la qualité de l'eau. Ainsi, la surveillance biologique et la surveillance physicochimique des eaux de mangroves sont considérées comme des outils complémentaires. Le choix des macroinvertébrés pour la bioindication se justifie en raison de leur sédentarité, leur cycle de vie varié, leur grande diversité taxonomique et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. L'utilisation des macroinvertébrés dans l'évaluation de la qualité de l'eau présente de nombreux avantages. Elle permet de passer en revue les effectifs biologiques, c'est-à-dire intégrateurs d'un certain nombre de conditions physiques et chimiques. Elle prend en compte d'une part, la rémanence des organismes, c'est-à-dire leur capacité à témoigner d'une pollution plus ou moins ancienne et, d'autre part, les conditions de pollutions toxiques intermittentes et organiques modérées (Friedrich *et al.*, 1992). Elle permet de détecter les changements les plus subtils tout comme les sources de pollution diffuse (Barbour *et al.*, 1999).

Ces organismes constituent d'importants maillons du réseau trophique en milieu aquatique, puisqu'ils sont une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux. De par leur caractère sédentaire, ils réagissent aux perturbations soit en mourant, soit en résistant ; ils intègrent ainsi les effets cumulatifs et synergiques à court terme des multiples perturbations physiques, chimiques et biologiques du cours d'eau (Colas *et al.*, 2014).

CHAPITRE II :

MATERIEL ET METHODES

II-1- MATÉRIEL

II-1-1- Présentation de la zone d'étude

Cette étude a été menée à Mouanko et sur l'île de Manoka, deux localités situées dans la Région du Littoral et dans les Départements de la Sanaga maritime et du Wouri respectivement.

Mouanko est une Commune d'une superficie de 1378 km² située entre 9°35 et 9°40 de longitude Est et entre 3°15 et 3°45 de latitude Nord. La principale activité dans la ville est la pêche qui occupe 90 % de la population active. Le tourisme encore restreint, pourrait véritablement se développer du fait des 100 km de plage (Yoyo) sur l'Océan Atlantique (CVUC, 2014).

Mouanko est régie par un climat tropical côtier à deux saisons, mais beaucoup plus humide que les zones de haute altitude, par suite des précipitations très abondantes (Suchel, 1972 ; Suchel, 1988 ; Sighomnou, 2004). Mouanko couvre la frange côtière au sud de 4° N, jusqu'à la localité d'Edéa. La répartition saisonnière des pluies est monomodale et caractérisée par une longue saison des pluies qui s'étend de mars à novembre. Elle est marquée par des précipitations très abondantes et suivie d'une courte saison sèche de décembre à février (Suchel, 1972 ; Sighomnou, 2004). Les températures dans cette zone sont élevées (moyenne mensuelle de 24 à 29 °C à Douala-Edéa), avec de faibles variations mensuelles. Ces caractéristiques favorisent le développement des mangroves. Les vents soufflent généralement suivant une direction Sud-Ouest/Nord-Est avec des vitesses inférieures à 3 m/s. Ces vitesses peuvent atteindre des valeurs comprises entre 5 et 14 m/s, une ou deux fois par mois. Les sols dans la zone sont de type ferrallitique, hydromorphe, sablonneux de couleur allant de rouge à noir (Din, 2001). Son hydrographie est constituée par le fleuve de la Sanaga (avec la Kwa-kwa) et un bras de la mer (océan Atlantique). La mangrove constitue la principale végétation sur sa partie côtière (Onana, 2018). Sur des niveaux surélevés à la cote, la végétation présente une diversification d'espèces avec une stratification complète allant des grands arbres jusqu'à la strate herbacée.

Manoka est la plus grande île du Cameroun avec une superficie de 88 km², située entre le 3°51'19'' longitude Nord et 9°36'53'' latitude Est. Situé en dessous du 4°N, l'île de Manoka a un climat similaire à celui de Mouanko c'est-à-dire tropical côtier à deux saisons, une courte saison sèche allant de décembre à février, ensuite une longue saison de pluies allant de mars à novembre (Suchel, 1972 ; Sighomnou, 2004). A Mouanko comme à Manoka, on enregistre de fortes précipitations, environ 4000 mm/an, la moyenne des températures annuelles de 26,7°C et d'un rythme de marées semi-diurne d'amplitude moyenne de 2,5 m (Sighomnou, 2004). La mangrove couvre la moitié de l'île, sur les côtes Nord et surtout Est (Onana, 2018). Elle présente deux paysages particuliers. Une zone de grands palétuviers, dense, presque toujours inondée, difficilement pénétrable caractérise la mangrove externe à *Rhizophora racemosa*. En arrière de cette zone apparaît un peuplement de

Rhizophora harrisonii, dont la taille et la densité diminuent en s'éloignant du rivage, puis lui succède un mélange de fougères (*Acrostichum aureum*) et de zones herbeuses (Din, 2001).

Dans l'ensemble, 14 stations d'échantillonnage ont été retenues (Figure 9). Les critères ayant guidé notre choix sont le niveau d'exploitation et/ou de déforestation de la mangrove, la présence d'une éventuelle source de pollution, les types de végétations associées à la mangrove, le type du bassin versant sur lequel se développe la mangrove, la proximité des maisons d'habitation ou de campements de pêche et les types de micro-habitats présents.

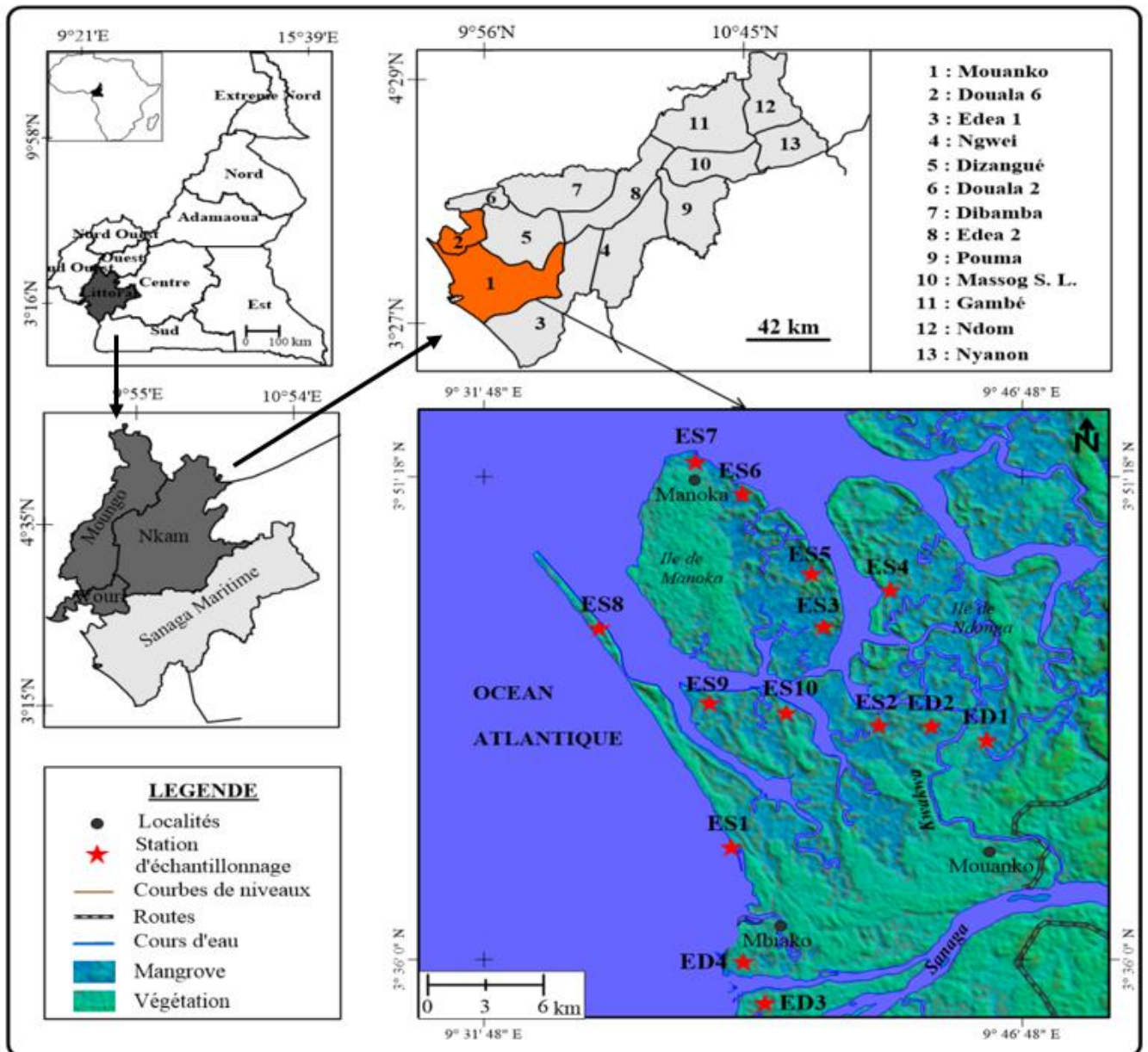


Figure 9 : Carte de distribution des stations d'échantillonnage

II-1-2- Description des stations d'étude

Les 14 stations étudiées ont été scindées en deux groupes suivant la salinité des eaux : d'une part les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole (dans l'estuaire fluvial), et d'autre part les stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre (dans l'estuaire intermédiaire). Dans les mangroves d'influence dulcicole, quatre (4) stations ont été retenues, désignées par ED1, ED2, ED3 et ED4. Tandis que dans les mangroves d'eau saumâtre dix (10) stations ont été retenues nommées ES1 à ES10. Notons que l'accès aux différentes stations d'échantillonnage a été effectué à l'aide d'une pirogue Hors-bord, équipée d'un moteur YAMAHA 40 Chevaux.

II-1-2-1- Stations d'échantillonnage dans les mangroves d'influence dulcicole

II-1-2-1-1- Station ED1

Cette station a pour coordonnées 3° 43' 32''N et 9° 45' 20''E et est située à 20 m d'altitude. La station ED1 est située dans le village Logbayang, sur la rive droite du cours d'eau Kwa-kwa (bras de la Sanaga) et à environ 30 km de l'océan Atlantique (Figure 10A). C'est une zone de mangrove faiblement impactée par les activités anthropiques. On note, cependant, la présence d'arbustes au sol et des maisons d'habitation à environ 200 m. La végétation dominante de la mangrove est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne (8 à 12 m). On observe également, à cette station, la présence de plusieurs terriers creusés par des crabes. Les substrats sont à prédominance limoneux.

II-1-2-1-2- Station ED2

La station ED2 a pour coordonnées 3° 43' 59''N et 9° 44' 12''E, elle se trouve à 15 m d'altitude. Elle est située non loin du village Logbayang sur la rive gauche du cours d'eau Kwa-kwa à 2 km de la station ED1. C'est une zone de mangrove ne présentant aucune trace d'exploitation anthropique. La végétation principale est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne (6 à 12 m) (Figure 10B). Les substrats sont à prédominance limoneux.

II-1-2-1-3- Station ED3

La station ED3 a pour coordonnées 3°35'1''N et 9°39'37''E, elle se trouve à 13 m d'altitude. Cette station se trouve dans le village Mbiako sur la rive gauche du fleuve Sanaga, à environ 5 km de l'océan Atlantique. Elle est essentiellement alimentée par les eaux en provenance du fleuve d'eau Sanaga. Sa végétation dominante est de type *Rhizophora mangle* et *Nypa fruticans* de taille moyenne et grande (5 - 8 m) formant une canopée. Cette station se caractérise par des coupes des troncs d'arbres par les populations avoisinantes pour le feu de bois (Figure 10C). On note également la présence à cette station de plusieurs terriers creusés par des crabes. Les substrats sont à prédominance limoneux.

II-1-2-1-4- Station ED4

La station ED4 a pour coordonnées 3°35'33''N et 9°38'46''E, elle se trouve dans le village Mbiako et à 13 m d'altitude. Elle se situe à environ 2,5 km de la station 8 et à 3 km de l'océan Atlantique ; c'est une zone de régénéscence des mangroves par l'ONG CWCS installée à Mouanko (Figure 10D). Cette zone est également marécageuse, principalement alimentée par les eaux en provenance du fleuve Sanaga. La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle* de petite taille (3 – 5 m) et *Nypa fruticans*. C'est une station relativement dégradée par les activités anthropiques notamment les coupes de troncs d'arbres pour le feu de bois. Les substrats sont à prédominance limoneux.

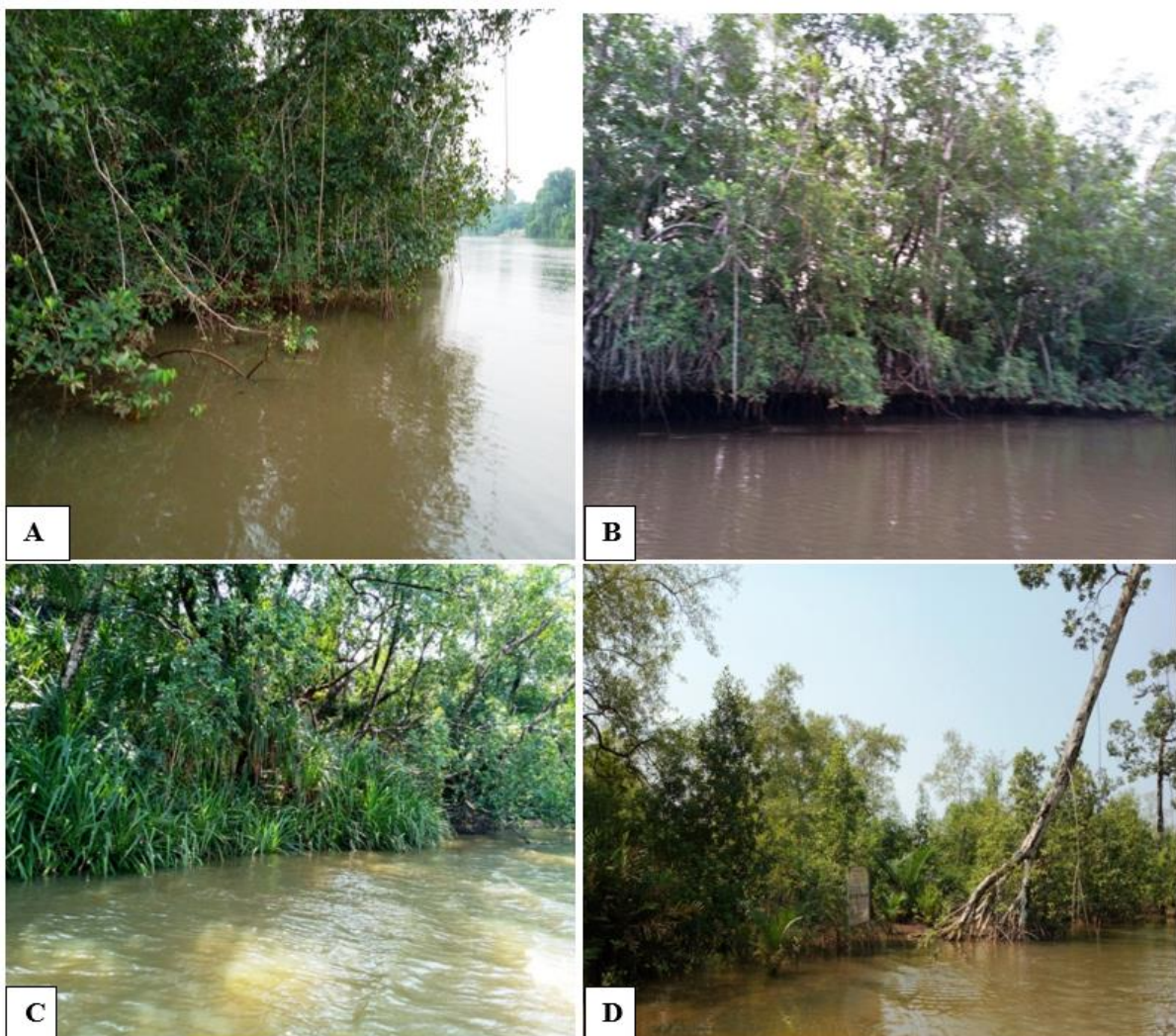


Figure 10 : Vues partielles des stations d'échantillonnage des mangroves d'influence dulcicole, ED1 (A) ; ED2 (B) ; ED3 (C) ; ED4 (D)

II-1-2-2- Stations d'échantillonnage en eau saumâtre

II-1-2-2-1- Station ES1

Cette station a pour coordonnées 3° 40' 17''N et 9° 38' 55''E et est située à 2 m d'altitude. La station ES1 est située dans la réserve forestière du village Yoyo à environ 2 km de l'océan Atlantique. L'accès a été facilité à travers une piste frayée par les pêcheurs et les coupeurs de bois (Figure 11A). Cette station est caractérisée par une mangrove fortement dégradée par l'activité anthropique notamment, l'exploitation forestière (parc à bois de mangroves) et la pêche artisanale. C'est également un site de transit pour le transport des marchandises par pirogue. La végétation dominante est une mangrove de type *Rhizophora mangle* et *Rizophora racemosa* de petite taille (2 à 4 m), avec une coexistence des fougères (*Acrusticum aurerium*). On note la présence à cette station de plusieurs terriers creusés par des crabes dans le sédiment. Les substrats sont à prédominance sableux.

II-1-2-2-2- Station ES2

La station ES2 a pour coordonnées 3° 43' 55''N et 9° 42' 17''E, elle se trouve à 15m d'altitude. Elle est située sur la rive gauche du cours d'eau Kwa-kwa, à environ 6 km de la station ES3. L'accès s'est fait en pirogue motorisée en remontant le cours Kwa-kwa. Cette station se caractérise par la présence de débris de bois morts jonchant le sol et d'une énorme couche de boue. La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de moyenne taille (3 à 8 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m). Aucune activité anthropique n'est perceptible à cette station (Figure 11B). On note également la présence à cette station de plusieurs terriers creusés par des crabes. Les substrats sont à prédominance sableux.

II-1-2-2-3- Station ES3

Elle a pour coordonnées 3°46'28''N et 9°41'42''E et est située à 10 m d'altitude. Cette station se trouve au niveau de l'estuaire du Cameroun à environ 3 km de l'océan Atlantique. C'est une zone de mangrove peu anthropisée dont la végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne et grande (3 à 12 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m) qui forme une légère canopée (Figure 11C). Les substrats sont à prédominance limoneux.

II-1-2-2-4- Station ES4

Elle a pour coordonnées 3°47'36''N et 9°42'12''E et est située à une altitude de 1 m. Cette station est située dans le village Mapa dans une frange de mangrove près de l'île de Ndonga, elle est située au niveau de l'estuaire à 3,5 km de la station ES3. C'est une zone de mangrove ne présentant

aucune trace d'activité anthropique et dont la végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne et grande (3 à 10 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m) qui forment une légère canopée. Elle est caractérisée par la présence de troncs d'arbre dans l'eau et le sol (Figure 11D). Les substrats sont à prédominance limoneux.

II-1-2-2-5- Station ES5

La station ES5 a pour coordonnées 3° 47' 42''N et 9° 41' 39''E, elle est située à une altitude de 1 m. Elle est située dans le village Garambéré II à l'estuaire du Cameroun et se trouve à environ 1 km de la station ES4. C'est une Zone de mangrove marquée par la présence d'une dizaine de maisons dans un rayon de 10 m autour de la station (Figure 11E). C'est également une zone de pêche (présence des filets de pêche le long de la station). Elle est alimentée par les eaux en provenance de l'océan Atlantique et du cours d'eau Kwa-kwa. La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne et grande (5 à 10 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m) qui forment une légère canopée. Les substrats sont à prédominance limoneux.

II-1-2-2-6- Station ES6

La station ES6 a pour coordonnées 3° 51' 5''N et 9° 38' 54''E, elle est située à une altitude de 2 m (Figure 11F). Cette station est située dans le village Number II Creek sur l'île de Manoka (Douala 6°) à l'estuaire du Cameroun à environ 6 km de la station ES5. C'est une Zone de mangroves marquée par la présence des habitations en aval de la station (200 – 300 m) ; elle est alimentée par les eaux en provenance de l'océan Atlantique (majoritairement) et du cours d'eau Kwa-kwa. La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne (3 à 8 m) qui forment une canopée. Les substrats sont à prédominance sableux.

II-1-2-2-7- Station ES7

La station ES7 a pour coordonnées 3° 51' 59''N et 9° 37' 45''E, elle est située à une altitude de 1 m. elle est située dans le village Number I Creek à environ 7 km de l'océan Atlantique sur l'île de Manoka (Douala 6°) à l'estuaire du Cameroun et à environ 2 km de la station ES6. Cette station est de type plage (Figure 11G). C'est une Zone de mangrove "blanche" proche de l'embouchure des cours d'eau Wouri et Dibamba, elle est fortement dégradée par les activités anthropiques issues des habitations, notamment par les rejets d'ordures (déchets de poisson ; bouteilles, défécation à l'air libre). On note aussi la présence d'un débarcadère de bateaux en provenance de la ville de Douala et la présence d'un camp militaire (camp du BIR). Elle est alimentée majoritairement par les eaux en provenance de l'océan Atlantique. Les substrats sont à prédominance sableux.

II-1-2-2-8- Station ES8

La station ES8 a pour coordonnées 3° 47' 28''N et 9° 34' 57''E, elle est située à une altitude de 1m. Elle est localisée dans le village Youme I et se trouve à environ 2 km de l'océan Atlantique. C'est une zone de mangrove exempte de toute habitation humaine et est marquée par une présence constante d'animaux sauvages (Figure 11H). C'est une station située aux embouchures des fleuves Wouri et Dibamba. On note également la présence de branches de raphia au sol et de déchets ménagers solides apportés par les mouvements de l'eau. La végétation dominante est de type *Nypa fructicans* (palmiers) et du *Rhizophora mangle* de grande taille (jusqu'à 14 m), celui-ci forme une grande canopée au niveau de cette station. Les substrats sont à prédominance sableux.

II-1-2-2-9- Station ES9

La station ES9 a pour coordonnées 3° 44' 46''N et 9° 37' 8''E, elle est située à 4m d'altitude. Cette station se trouve au village Moukouke I et située à 6 et 4 km de l'océan atlantique et la station ES8 respectivement (Figure 11I). C'est une mangrove naturelle, située à l'estuaire du Cameroun et dominée par une végétation de type *Acrusticum aurerium* (Fougère de mangroves), *Nypa fructicans* et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 6 m). Les substrats sont à prédominance sableux.

II-1-2-2-10- Station ES10

Elle a pour coordonnées 3° 44' 33''N et 9° 39' 28''E et se situe à 3 m d'altitude. Cette station se trouve dans le village Nkamba, à environ 8 et 2 km de l'océan Atlantique et de la station 6 respectivement. C'est une zone de mangrove non perturbée par les activités anthropiques, qui se trouve à l'estuaire. Le mouvement des eaux y est relativement faible. Elle est caractérisée par une végétation dominée par le *Rhizophora mangle* de taille moyenne (7 m) qui forme une forte canopée (Figure 11J). On note également la présence à cette station de plusieurs terriers creusés par des crabes. Les substrats sont à prédominance sableux.

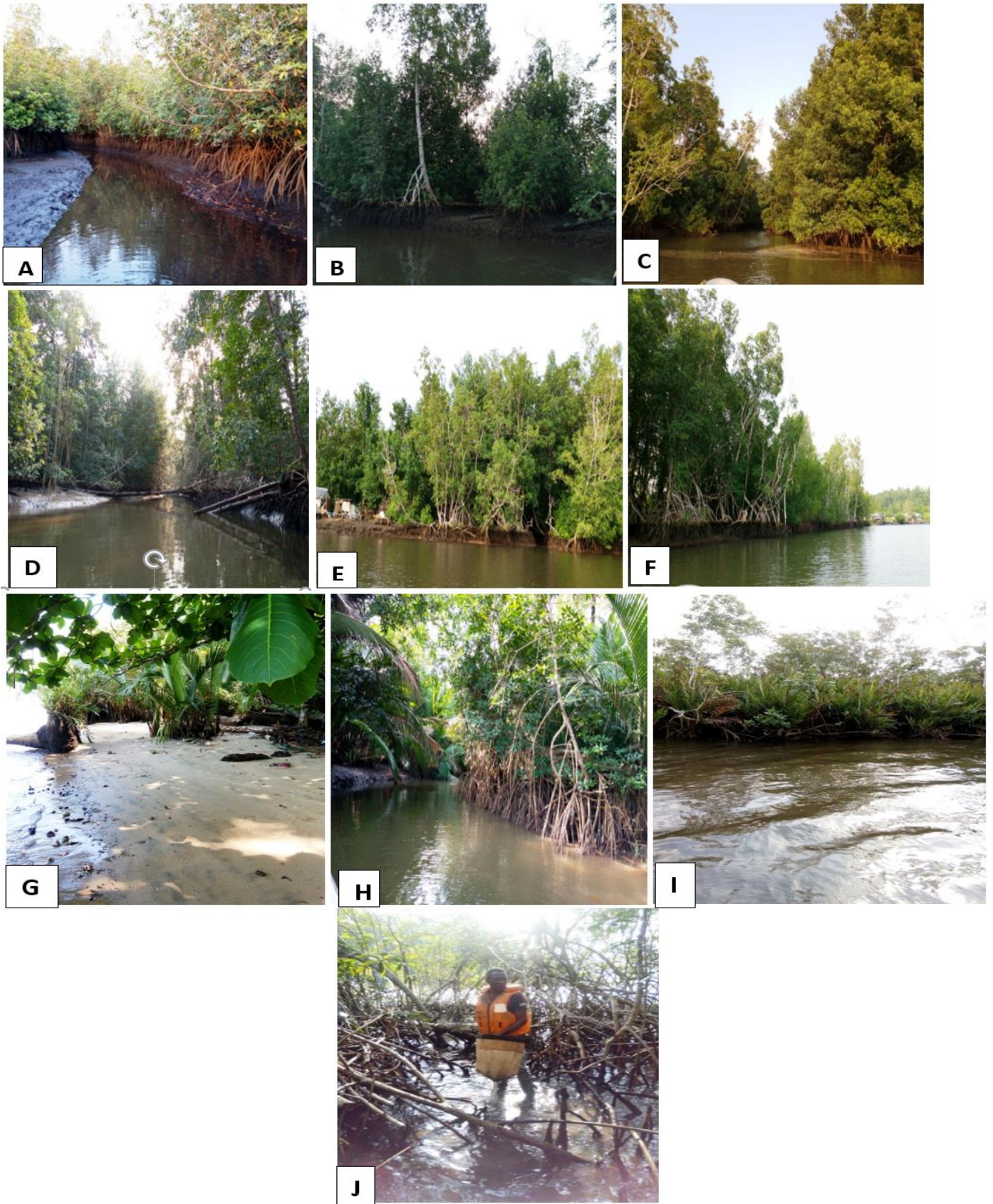


Figure 11 : Vues partielles des stations d'échantillonnage des mangroves d'eau saumâtre, ES1 (A) ; ES2 (B) ; ES3 (C) ; ES4 (D) ; ES5 (E) ; ES6 (F) ; ES7 (G) ; ES8 (H) ; ES9 (I) ; ES10 (J)

II-2- MÉTHODES

La présente étude s'est effectuée en deux phases. La phase préliminaire de juillet à octobre 2019 a été consacrée à la prospection des sites abritant les mangroves sur la côte du littoral camerounais et au choix des stations d'échantillonnage. La seconde phase de novembre 2019 à novembre 2020 avait pour but de collecter des échantillons suivant un pas mensuel de prélèvement pour des analyses physicochimiques et biologiques dans les 14 stations retenues. Les analyses granulométriques et le dosage des métaux lourds ont été réalisés deux fois (soit une fois par saison).

II-2-1- Granulométrie et caractérisation des terriers

II-2-1-1- Granulométrie du sédiment

La granulométrie a été déterminée par la méthode internationale utilisant la pipette de Robinson Kohn suivant le protocole ci-après :

- prendre 20 g de l'échantillon prélevé, le sécher au soleil et le mettre dans un bécher ;
- ajouter 10 mL d'eau de javel pour détruire le ciment (matière organique, oxyde de fer et d'aluminium) ;
- ajouter 20 mL d'héxamétaphosphate de sodium pour disperser les constituants minéraux et passer à l'agitateur rotatif pendant 2h ;
- verser la solution dans une « allonge » en ajoutant de l'eau jusqu'à atteindre 1000 mL ;
- à l'aide de la pipette de Robinson et à une pipette de 10 mL on procède au prélèvement qui se fait en 3 phases :
 - à 46 secondes après la première agitation, on obtient la masse des argiles et des limons (grossiers et fins) ;
 - à 4 minutes 48 secondes après la deuxième agitation, on obtient la masse des argiles et des limons fins ;
 - à 8 heures après la troisième agitation on obtient la masse des argiles.
- avec la solution restante, on passe au lavage du sable. Ensuite le rinçage se fait jusqu'à l'obtention d'une eau claire au-dessus du sable. Après séchage à l'étuve, on tamise avec un tamis de 200 µm pour séparer les sables grossiers des fins. Après prélèvement, les solutions recueillies sont placées à l'étuve à 40°C pour le séchage. On procède alors à la pesée connaissant au préalable le poids de l'assiette contenant chaque échantillon et enfin on détermine le pourcentage de chaque échantillon.

II-2-1-2- Typologie des terriers

La densité des terriers a été évaluée sur une surface de 100 m², comme recommandé par Mouton et Felder (1996) et Gemert *et al.* (2019) pour estimer des densités de crabes afin d'évaluer le rôle

écologique de l'hétérogénéité des habits des mangroves. Les comptages de terriers se sont faits sur une petite aire délimitée de 1 m². Le résultat obtenu dans 1 m² a ainsi été ramené à l'ensemble de la surface retenue (100 m²). Le comptage s'est fait en distinguant les petits terriers d'un diamètre inférieur à 5 mm, les gros terriers d'un diamètre supérieur à 2 cm et les terriers moyens de taille intermédiaire. Ces comptages ont été réalisés une fois en saison sèche et une en saison pluvieuse. Quant aux profondeurs de terriers, elles ont été mesurées au moyen d'une règle graduée.

II-2-2- Mesure des paramètres physicochimiques de l'eau

Les mesures des paramètres physicochimiques se sont déroulées à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant les recommandations de APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009). Les mesures et les prélèvements d'eau ont été réalisés avant l'échantillonnage de la faune de macro-invertébrés benthiques afin d'éviter toute perturbation du milieu susceptible de biaiser les résultats.

II-2-1-1- Paramètres mesurés *in situ* (Rodier *et al.*, 2009)

La température (°C), le pH (UC), la conductivité électrique (mS/cm), les solides totaux dissous (TDS en mg/L) et la salinité (mg/L) ont été déterminés à l'aide d'un multiparamètre de marque LAQUA HORIBA PC 220. Parallèlement, l'oxygène dissous (en % de saturation) a été déterminé à l'aide d'un Oxymètre de marque HACH HQ14d.

Les appareils de mesure ont préalablement été calibrés puis mis sous tension. Les sondes ont été ensuite plongées dans l'eau et la sélection de la fonction du paramètre désiré a permis d'obtenir la valeur de celui-ci sur l'écran d'affichage.

L'humidité de l'air a été mesurée à l'aide d'un Hygromètre de marque ThermoPro TP65. Les valeurs ont été données en pourcentage d'humidité (%).

Le CO₂ a également été fixé sur le terrain suivant le protocole ci-après : 20 mL d'hydroxyde de sodium (NaOH) N/20 ont été introduits dans une fiole jaugée de 200 mL en présence de quelques gouttes de phénolphtaléine comme indicateur coloré. Le volume de la fiole a ensuite été complété avec l'échantillon d'eau jusqu'au trait de jauge. Le mélange de coloration rose a été transvasé dans un flacon de 250 mL à double bouchage puis ramené au laboratoire dans une enceinte réfrigérée.

II-2-1-2- Paramètres mesurés au laboratoire

Les autres paramètres physicochimiques ont été mesurés au laboratoire. Les échantillons d'eau ont été prélevés sans faire de bulles à chaque station et selon un rythme mensuel pendant toute la période d'étude à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 250 et 1000 mL et transportés en enceinte réfrigérée (environ 4°C). Les analyses ont été effectuées suivant les recommandations de Rodier *et al.* (2009) dans les 48 heures qui ont suivi les prélèvements.

II-2-1-2-1- Matières En Suspension

Les teneurs en matières en suspension (MES) ont été déterminées de façon directe à l'aide d'un spectrophotomètre HACH DR/2010 et la lecture a été faite à la longueur d'onde 810 nm. Après étalonnage de l'appareil à la longueur d'onde indiquée avec de l'eau distillée, la cellule spectrophotométrique contenant 10 cc d'échantillon est introduite dans l'appareil afin des lire la valeur qui s'affiche à l'écran quelque temps après. Les valeurs sont données en mg/L.

II-2-1-2-2- Couleur

La couleur a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre HACH DR/2010. La lecture a été faite à la longueur d'onde 455 nm et les valeurs obtenues ont été exprimées en unité Platinum Cobalt (Pt.Co).

II-2-1-2-3- Turbidité

La turbidité a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre HACH DR/2010 à la longueur d'onde 450 nm. Les valeurs obtenues ont été exprimées en FTU (Formazine Turbidity Unit).

II-2-1-2-4- Alcalinité

Au laboratoire, 50 mL de chaque échantillon d'eau ont été prélevés et introduits dans un bécher. Le titrage a été effectué à l'acide sulfurique (H_2SO_4) N/50 en utilisant le rouge vert de méthyl bromocrésol comme indicateur coloré. La fin du dosage a été marquée par la disparition de la coloration violette. Les résultats exprimés en mg de HCO_3^- /L ont été obtenus en multipliant la valeur de la descente burette par 20.

II-2-1-2-5- Oxydabilité

La mesure a été faite selon le protocole suivant : à un volume de 200 mL de l'échantillon sont ajoutés 2 mL de carbonate monosodique. Le mélange est porté à ébullition sur une plaque chauffante. On ajoute 20 mL de permanganate de potassium ($KMnO_4$) en maintenant le mélange à ébullition pendant 10 minutes. L'ensemble est ensuite ramené à température ambiante. Un volume de 5 mL d'acide sulfurique (H_2SO_4) 25% et 20 mL de sel de Mohr sont ensuite ajoutés. La solution ainsi constituée sera titrée avec du permanganate de potassium ($KMnO_4$) N/80. Les résultats exprimés en mg/L de O_2 sont calculés par la formule : $[(Q-Q_0) / 2 * 3.95]$ avec Q = descente burette échantillon et Q_0 = descente burette témoin.

II-2-1-2-6- Azote ammoniacal

La teneur en azote ammoniacal a été déterminée par colorimétrie en utilisant la méthode de Nessler. La lecture a été faite à la longueur d'onde 425 nm du spectrophotomètre de marque HACH DR/2010. Les résultats ont été exprimés en mg/L de NH_4^+ .

II-2-1-2-7- Nitrates

La teneur en nitrate a été déterminée par spectrophotométrie en utilisant un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Le protocole de dosage est le suivant : remplir un tube de 20 mL d'eau de l'échantillon, ajouter à cela une cuillère de Nitratest Powder et un comprimé de Nitratest tablet, ensuite secouer le mélange jusqu'à dissolution complète du comprimé. Laisser reposer l'ensemble de la solution pour décantation. Remplir une cellule spectrophotométrique de 10 mL du surnageant, ajouter à cela un comprimé de Nitricol, écraser ce comprimé et remuer pour dissolution. Attendre 10 min jusqu'à développement complet de la coloration et lire au spectrophotomètre Wagtech à 63 nm de longueur d'onde. Un témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon proprement dit. Le résultat a été donné en mg/L de nitrate.

II-2-1-2-8- Nitrites

La concentration en nitrite a été déterminée par spectrophotométrie à l'aide d'un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Après homogénéisation de l'échantillon, un volume de 10ml a été prélevé puis introduit dans une cellule spectrophotométrique ; ensuite nous avons écrasé un comprimé de Nitricol (réactif) à l'intérieur de la solution jusqu'à dissolution, après cela nous avons laissé reposer pendant 10 min pour développement complet de la couleur. La lecture s'est faite au spectrophotomètre à 64 nm de longueur d'onde. Le résultat a été donné en mg/L de nitrite. Il faut noter que le témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon proprement dit.

II-2-1-2-9- Orthophosphates

La teneur en phosphate a été déterminée par spectrophotométrie en utilisant un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Nous avons procédé ainsi qu'il suit : remplir 10mL d'eau de l'échantillon dans une cellule spectrophotométrique, y introduire une pastille de phosphate HR, écraser et remuer jusqu'à dissolution complète. Attendre 10 min jusqu'à développement complet de la couleur et enfin lire au spectrophotomètre Wagtech à la longueur d'onde de 70 nm. Le résultat affiché à l'écran est donné en mg/L de phosphate. Il faut noter que le témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon proprement dit.

II-2-1-2-10- Potassium

La concentration en potassium a été déterminée par spectrophotométrie à l'aide d'un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Après avoir remué l'échantillon, un volume de 10 mL a été prélevé puis introduit dans une cellule spectrophotométrique ; ensuite nous avons écrasé un comprimé de Potassium K (réactif) à l'intérieur de la solution jusqu'à dissolution et développement complet de la couleur. La lecture s'est faite directement au spectrophotomètre à 30 nm de longueur d'onde. Le résultat a été donné en mg/L de potassium. Il faut noter que le témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon proprement dit.

II-2-1-2-11- Chlorure

La concentration en chlorures a été déterminée par spectrophotométrie à l'aide d'un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Après avoir remué l'échantillon, un volume de 10 mL a été prélevé puis introduit dans une cellule spectrophotométrique ; ensuite nous avons écrasé un comprimé de Chloridol (réactif) à l'intérieur de la solution jusqu'à dissolution, après cela nous avons laissé reposer pendant 10 min pour développement complet de la couleur. La lecture s'est faite au spectrophotomètre à 51 nm de longueur d'onde. Le résultat a été exprimé en mg/L de chlore. Le témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon.

II-2-1-2-12- Sodium

Dans une cellule spectrophotométrique, on introduit 25 mL d'échantillon, on y ajoute 2 à 3 gouttes d'hydrogénotartrate de sodium et une gélule de NaD II. La mesure se fait au spectrophotomètre HANNA Iris 810 à la longueur d'onde 589 nm et le résultat en mg/L de sodium.

II-2-1-2-13- Calcul de l'Indice de Pollution Organique (IPO)

L'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001) a été calculé pour rendre compte de manière synthétique du degré de pollution organique des eaux dans les différentes stations pendant la période d'étude. Plus la valeur de l'IPO est élevée, plus le niveau de pollution organique est faible. Le calcul de cet indice est basé sur trois paramètres (NH_4^+ , NO_2^- et PO_4^{3-}) résultant généralement des pollutions organiques. Pour chacun des paramètres, 5 classes de teneurs ayant une signification écologique sont définies (Tableau II). L'IPO correspond à la moyenne des numéros de classe de chaque paramètre et les valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution (Tableau III).

Tableau II : Classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) en fonction des valeurs limites de chaque paramètre (Leclercq, 2001).

Classes	Paramètres		
	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)
5	< 0,1	≤ 5	≤ 15
4	0,1 - 0,9	6-10	16 - 75
3	1 - 2,4	11-50	76 - 250
2	2,5 - 6	51 - 150	251 - 900
1	> 6	> 150	> 900

Tableau III : Classification du niveau de pollution en fonction des classes de valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO)

Moyennes des classes	5,0 – 4,6	4,5 – 4,0	3,9 – 3,0	2,9 – 2,0	1,9 – 1,0
Niveau de pollution organique	Nulle	Faible	Modérée	Forte	Très forte

II-2-1-2-14- Mesure des métaux lourds dans l'eau et les sédiments

Deux mesures des métaux lourds ont été faites, une en saison sèche (février 2020) et l'autre en saison pluvieuse (août 2020). Ces mesures ont été faites par Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA). L'échantillon de boue a été séché dans une étuve à 70 °C pendant 4 heures. Il a été ensuite émotté avant d'être passé sur un tamis de 2 mm. La partie inférieure à 2 mm a ensuite été broyée afin d'obtenir une poudre de granulométrie inférieure à 250 µm. La minéralisation a été réalisée sur 0,5 g de poudre d'échantillon avec 3 mL d'acide chlorhydrique et 1 ml d'acide nitrique agité à l'aide d'un agitateur. Cette étape s'est réalisée sous une hôte. Le mélange a ensuite été chauffé jusqu'à ébullition dans un bain de sable. Après avoir récupéré le minéralisât, les mêmes volumes d'acide ont été ajoutés. Le tout a été filtré avec un papier filtre de porosité 0,45 millipores. Les éléments traces métalliques Cu, Pb, Ni, Fe, Zn, Cd, Mn, Cr, Si et Al ont ensuite été dosés suivant les méthodes préconisées par Rodier *et al.* (2009).

II-2-3- Evaluation des Macroinvertébrés benthiques

II-2-3-1- Méthodes d'échantillonnage

Très peu d'études ont été menées dans les habitats littoraux en Afrique et au Cameroun en particulier, précisément dans les mangroves. Cette lacune dans l'étude des populations benthiques des mangroves est principalement liée aux difficultés d'échantillonnage (NSR, 2001). Nonobstant ces entraves, plusieurs méthodes ont servi à la réalisation de ce travail. D'une part, l'échantillonnage des macroinvertébrés s'est fait suivant l'approche multi habitat proposée par Stark *et al.* (2001), adaptée

de Barbour *et al.* (1999), qui consiste à effectuer dans chaque station, un total de 20 coups de filet dans différents micro-habitats. Dans ce cas précis, le matériel utilisé pour le prélèvement de la macrofaune benthique est un échantillonneur de type troubleau, constitué d'un cadre métallique de 30 cm × 30 cm, monté sur un manche en acier de 150 cm de long, et muni d'un filet conique de 400 µm de maille et 50 cm de profondeur. A cet effet, le cadre du troubleau est déposé à même le substrat et traîné sur une distance de 50 cm dans le sens opposé du courant de l'eau ou des vagues. La surface échantillonnée pour l'ensemble des 20 coups équivaut à environ 3 m², dans une station d'environ 100 m de long dans un quadrat délimité. Chaque fois, le contenu du filet est lavé sur un tamis de forme carrée de 40 cm de côté et 400 µm de vide de maille. Les spécimens sont ensuite collectés à l'aide d'une paire de pinces fines et d'une loupe à main.

La méthode du « dipping » (Pointier, 1982 ; Bony *et al.*, 2008) a été utilisée pour l'échantillonnage des crevettes et quelques crabes. Cette méthode consiste à récolter les crustacés pendant environ 30 min à l'aide de l'épuisette et permet d'estimer la densité par unité de temps. Le troubleau nous a servi d'épuisette.

Par ailleurs la méthode de "recherche à vue" a été utilisée pour les Mollusques et Crabes. Les espèces visibles à l'œil nu sont recherchées dans tous les milieux favorables (racines de palétuviers, substrat vaseux, morceaux de bois, sous les pierres, troncs d'arbre, etc.) et sont ramassées à la main ("hand-picking") (Pokryszko et Cameron, 2005 ; Pokryszko *et al.*, 2006).

La méthode d'excavation des terriers à la main a également été adoptée dans les stations abritant des terriers dans le but de capturer des crabes. Les outils ayant permis de réaliser cette méthode étaient : une pelle (de maçonnerie) sans manche qui servait au creusage, et une baignoire dans laquelle la terre creusée était versée afin de procéder au tri des organismes.

Les organismes ainsi collectés ont été fixés avec de l'éthanol 95° et ramenés au laboratoire pour identification. Avant la fixation, les différentes colorations ont été notées.

II-2-3-2- Tri, identification et dénombrement

Ces opérations ont été menées au laboratoire de la manière suivante : les spécimens ont été regroupés dans des boîtes de Pétri sur la base de leurs caractères morphologiques, puis identifiés, dénombrés et conservés dans des piluliers étiquetés contenant de l'éthanol à 95°. Les spécimens ont été identifiés au moins au rang taxonomique du genre et dans une certaine mesure de possibilité à l'espèce, sous une loupe binoculaire à éclairage épiscopique de marque Olympus SZ30, ceci à l'aide des clés d'identification spécifiques. Un pied à coulisse digital numérique de marque Hardened Stainless Steel, de précision 0,01 mm a été utilisé pour les mensurations des spécimens de crabes.

Pour le cas général des macroinvertébrés benthiques, la clé de Tachet *et al.* (2010) a été utilisée ; concernant les crustacés, les clés ci-après ont été utilisées : Monod (1980) ; Powell (1980) ; Bruce et Thomas (1991), Cumberlidge (1999), Day *et al.* (2001) ; De Moor et Day (2002). Enfin, pour les mollusques gastéropodes et bivalves, nous avons utilisé les clés d'identification de Bouchet et Rocroi (2005 ; 2010) et Brown (1994).

II-2-4- Analyse des résultats

Les logiciels et tableurs EXCEL, XL-STAT 2010, RStudio, EstimateS, SAS, STATISTICA et SPSS 20.0 ont été utilisés au cours de cette étude. Ils ont permis de mettre en place des tableaux, schémas, courbes, graphiques et diagrammes nécessaires aux interprétations des résultats.

II-2-4-1- Richesse taxonomique, abondance et densité du peuplement

La richesse spécifique (S) indique le nombre d'espèces recensées dans un milieu et à un moment donné. Elle renseigne sur la variabilité des niches écologiques d'une station (Alliaume *et al.*, 1990).

L'abondance pour sa part, désigne le nombre d'individus (N) d'une espèce ou d'un groupe taxonomique dans un prélèvement donné.

La densité indique le nombre d'individus d'une espèce ou d'un groupe taxinomique récoltés par unité de volume ou de surface. Pour cette étude, la densité surfacique (D_i) exprimée en ind/m² a été calculée selon la formule ci-dessous :

$$D_i = \frac{N_i}{S} ; \quad \text{où } N_i \text{ représente le nombre d'individus appartenant à l'espèce } i \text{ tandis que } S \text{ correspond à la surface de prélèvement.}$$

II-2-4-2- Fréquence d'occurrence des taxa

La fréquence d'occurrence (F) exprimée en pourcentage, renseigne sur la constance d'une espèce ou d'un taxon dans un habitat donné sans aucune indication sur son importance quantitative (Dajoz, 2000). On distingue :

- les espèces omniprésentes qui apparaissent dans tous les relevés (100 %) ;
- les espèces régulières, présentes dans 75 à < 100 % des relevés ;
- les espèces constantes, présentes dans 50 à < 75 % des relevés ;
- les espèces accessoires présentes dans 25 à < 50 % des relevés ;
- et les espèces rares présentes dans moins de 25 % des relevés (Dufrêne et Legendre, 1997).

Cet indice est basé sur la matrice de présence/absence et se calcule à partir de la relation ci-dessous :

$F = \frac{P_i \times 100}{P_t}$; où P_t est le nombre total de prélèvement et p_i le nombre de prélèvement où l'espèce i est présente.

II-2-4-3- Coefficient de similarité de Sørensen (1948)

Ce coefficient sera utilisé pour évaluer sur le plan biologique, le pourcentage de ressemblance entre les peuplements des différents groupes de macroinvertébrés récoltés dans des stations différentes prises 2 à 2. Il sera calculé par la formule :

$S = \frac{2C}{a+b} 100$; où S = coefficient de similarité ; a = nombre de taxons présents dans la station 1 ; b = nombre de taxons présents dans la station 2 ; C = nombre de taxons commun aux deux stations.

II-2-4-4- Indice de diversité (H') de Shannon et Weaver (1948)

Cet indice permettra de mesurer la diversité taxonomique des macroinvertébrés. Il se calcule par la formule :

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \log_2 P_i ; \text{ Où } P_i = \text{abondance relative du taxon } i$$

Lorsque H' tend vers zéro, le peuplement a tendance à être représenté par un seul taxon. Si par contre H' tend vers $\log_2 S$, tous les taxons constitutifs du peuplement ont presque la même abondance (S = nombre total de taxons dans l'échantillon) (Lévêque et Balian, 2005).

II-2-4-5- Equitabilité (J) de Piélou (1966)

L'indice J de Piélou a été calculé dans chaque site pour déterminer le degré de dominance d'un taxon face aux autres. L'indice de Piélou varie de 0 à 1 et s'exprime par la formule qui suit :

$$J = \frac{H'}{\log_2 S} ; \text{ Où } H' = \text{Indice de Shannon et Weaver et } S = \text{Richesse spécifique totale}$$

J varie de 0 lorsque le milieu est dominé par une espèce à 1 lorsqu'il y'a équirépartition des individus dans le peuplement.

II-2-4-6- Succès d'échantillonnage (SE) (Colwell, 2013)

Il a été évalué par l'estimateur théorique Chao-2 de la richesse spécifique car cet estimateur tient compte du nombre d'espèces indétectables et des biais pouvant être causés par les méthodes d'échantillonnage. La formule est la suivante :

$SE = (S/ST) * 100$; Où S = richesse spécifique obtenue ; ST = richesse spécifique attendue.

➤ **Evaluation de la richesse spécifique attendue**

Elle a été calculée à partir des estimations non paramétriques de Chao-2 suivant la formule :

$$\text{Chao-2 (S2)} \quad S_2 = S_{\text{obs}} + (Q_1^2/2Q_2).$$

Où $S_{\text{Chao 1}}$ et $S_{\text{Chao 2}}$ = richesse spécifique estimée ; S_{obs} = richesse spécifique observée ; F_1 = nombre d'espèces représentées par un seul individu ; F_2 = nombre d'espèces représentées par deux individus ; Q_1 = nombre d'espèces uniques dans un échantillon ; Q_2 = nombre d'espèces communes aux différents lots échantillonnés.

➤ **Courbe de raréfaction de la richesse spécifique**

Les richesses spécifiques attendues ont permis de tracer les courbes de raréfaction, à l'aide du tableur Excel 2013. De telles courbes indiquent le nombre cumulé d'espèces nouvelles trouvées au fur et à mesure qu'on échantillonne aléatoirement les individus d'une communauté. Elles estiment le nombre d'espèces attendues pour un certain nombre d'individus.

II-2-4-7- Analyses univariées et multivariées

II-2-4-7-1- Analyses univariées

Le coefficient de corrélation des rangs de Spearman a été calculé pour mesurer les degrés de liaison entre les variables abiotiques d'une part, et entre les variables abiotiques et biologiques d'autre part. Ce coefficient se calcule selon la formule ci-dessous :

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n}$$

Avec n = nombre total d'observations ; d_i = différence entre les rangs des deux séries de mesures considérées.

Ces degrés de liaison ont aussi été évalués par les tests de régression linéaire. En effet, le but était d'expliquer une variable Y à l'aide d'une variable X . La variable Y est appelée variable dépendante, ou variable à expliquer et les variables X_j ($j=1, \dots, q$) sont appelées variables indépendantes, ou variables explicatives. La régression diffère de l'analyse de la corrélation où toutes les variables jouent un rôle symétrique (pas de variable dépendante versus indépendante). Toutefois, tout comme dans le contexte de l'analyse de la corrélation, il faut être prudent lorsqu'on formule des relations de causalité. L'existence d'une relation entre X et Y n'implique pas nécessairement une relation de causalité entre elles. Les régressions linéaires ont été réalisées pour montrer le degré d'influence de la marée sur des paramètres physico-chimiques des eaux de mangrove, et pour montrer

le lien entre la densité des trous de terriers et l'abondance des crabes. Une équation du type $y = ax + b$ accompagnée d'un graphe de régression ont ensuite été générés.

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (test H) a été utilisé pour vérifier sur le plan spatial et saisonnier, la signification des différences (ou similarités) de variances des paramètres abiotiques, de la richesse taxonomique et de l'indice de diversité de Shannon et Weaver, relatifs à la distribution des macroinvertébrés benthiques. Dans ce cas, deux hypothèses sont émises : une hypothèse nulle selon laquelle les médianes des échantillons à comparer ne diffèrent pas significativement, et une seconde hypothèse alternative selon laquelle il existe une différence significative entre les médianes des échantillons à comparer. L'analyse est effectuée à l'aide du programme Statistica 7.1 qui nous donne la valeur de p (p-value). Si cette valeur est inférieure à 0,05 ($p < 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée. Dans le cas contraire ($p \geq 0,05$) elle est vérifiée. Ce test de rangs considère que la variable étudiée est quantitative et qu'elle a été mesurée avec au moins une échelle ordinale (rangs). Le test se fonde sur l'hypothèse que les différents échantillons à comparer suivent la même distribution ou qu'ils ont des distributions avec la même médiane. C'est pourquoi, l'interprétation du test de Kruskal-Wallis est très voisine de l'ANOVA paramétrique à un facteur, sachant qu'il se base sur des rangs et non des moyennes (StatSoft France, 2005).

Chaque fois que le test de Kruskal-Wallis a montré une différence significative entre les variances des échantillons comparés, le test de comparaison multiple de rangs ou le test U de Mann-Whitney a été utilisé pour une comparaison deux à deux, afin d'isoler les échantillons qui diffèrent significativement.

II-2-4-7-2- Analyses multivariées

II-2-4-7-2-1- Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'ACP est une méthode multivariée d'ordination dont le but est de décrire les relations existantes entre les colonnes d'un tableau à plusieurs variables et s'applique à un ensemble de variables numériques. L'ACP est très pratique lorsque l'on travaille sur un ensemble d'observations ayant des valeurs quantitatives (Krzanowski, 1988 ; Kakaï, 2016). Le principe de cette analyse est de créer, à partir de combinaisons linéaires des variables initiales, de nouvelles variables synthétiques non corrélées entre elles et de variance décroissante appelées composantes principales (Legendre et Legendre, 1979). Cette méthode permet de visualiser les ressemblances entre les observations et les liaisons entre les variables. Elle est couramment utilisée pour le traitement de données physicochimiques (Feuillade, 1972 ; Carrel *et al.*, 1986 ; Dolédec et Chessel, 1994).

L'ACP a été utilisée pour établir la typologie abiotique et biotique des échantillons sur la base de l'ensemble des paramètres environnementaux mesurés et des taxons des macroinvertébrés

benthiques identifiés à chaque station d'échantillonnage tout au long de l'étude. Cette méthode de statistique factorielle descriptive a pour objectif de présenter sous forme graphique, le maximum d'informations contenues dans un tableau de données de taille importante (Philippeau, 1992). La matrice de données est composée des échantillons « n » en ligne sur lesquels sont mesurées des variables quantitatives « p » disposées en colonnes. Ces analyses ont été réalisées à l'aide de logiciel XLSTAT 2007.

II-2-4-7-2-2- Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

L'Analyse Canonique des Correspondances réalise les analyses de gradients indirectes habituelles comme l'analyse en composantes principales et l'analyse factorielle des correspondances. Son exécution nécessite deux fichiers de données, la matrice espèces-sites et la matrice variables environnementales-sites. Pour cette étude, l'ACC a permis de mettre en relation les abondances des principaux taxa de macro-invertébrés benthiques et les variables environnementales après avoir subi une transformation logarithmique [$\log(X + 1)$] (Ter et Smilauer, 2002). Elle a permis de déterminer les facteurs abiotiques influençant l'abondance des taxons dans les différents groupes définis par la Self-Organizing Maps (SOM) (Kohonen, 2001). Seuls les taxons ayant une abondance totale d'au moins 10 individus ont été utilisés dans cette étude. La pertinence de l'analyse a été d'abord vérifiée grâce au test de permutation de Monte-Carlo (Manly, 1991) sur 499 permutations aléatoires (McQuoid et Godhe, 2004). Le résultat de cette analyse est présenté par un graphique sur lequel sont projetées les variables abiotiques, les espèces et les sites d'échantillonnage. L'Analyse Canonique des Correspondances a été effectuée grâce au logiciel XLSTAT 2021.

II-2-4-7-2-3- Analyse de Classification Hiérarchique (ACH)

L'ACH une des méthodes de classification qui consiste à rassembler des objets dans des classes de plus en plus larges, sur la base de certaines mesures de similarité ou de dissimilarité (la distance euclidienne) (Krzanowski, 1988 ; Glèlè *et al.*, 2016). Les résultats de ce type de classification sont habituellement représentés sous la forme d'un dendrogramme. Cette méthode se distingue de toutes les autres par le fait qu'elle utilise une analyse de la variance approchée afin d'évaluer les distances entre les classes (Ward, 1963).

L'ACH a été utilisée pour regrouper les échantillons par campagne en fonction d'une part, de leurs similarités abiotiques, et d'autre part, de la similarité de peuplements des Macroinvertébrés benthiques sur la base des abondances moyennes des taxons en utilisant le logiciel XLSTAT 2021. La similarité a été employée dans cette analyse de classification ascendante (Williams *et al.*, 1971). Le principe de cette analyse est de regrouper des individus selon leurs ressemblances et les représenter

sous la forme d'un arbre de classification. Le nombre de groupes n'est pas connu a priori. L'élaboration de cet arbre est ascendante, par regroupement successif des individus. L'arbre de classification relie un individu à un autre ou à un sous-groupe d'individus issus eux-mêmes de regroupements antérieurs. Lorsque l'on coupe l'arbre au niveau du dernier regroupement, on obtient deux groupes d'individus. Si la division est effectuée au niveau de l'avant-dernier regroupement, on obtient trois groupes (Mccune et Grace, 2002). L'application de l'ACH est également possible à une classification numérique pour regrouper des variables plutôt que des individus. On obtient ainsi des groupes de variables dont les valeurs se ressemblent. Plus le nombre de groupes est faible, plus la quantité d'information retenue sera moindre. En général, le nombre de groupes à retenir est choisi de sorte qu'au moins 50 % des informations du tableau de départ soient prises en compte (Glèlè Kakai, 2016).

II-2-4-7-2-4- Réseau de Neurones Artificiels : cartes auto-organisatrices

L'extension Self-Organizing Maps (SOM) ou cartes auto-organisatrices du modèle de Réseau de Neurones Artificiels (RNA) développé par Kohonen (2001) a été utilisée pour établir la biotypologie des stations sur la base de la matrice d'abondance des taxa. Cette analyse permet d'effectuer une classification non linéaire capable de montrer des patrons simplifiés et d'identifier des groupes semblables à partir des bases de données complexes (Kohonen, 1982, 2001). Cette méthode a déjà prouvé son efficacité dans les analyses écologiques, y compris celles des invertébrés aquatiques (Song *et al.*, 2009 ; Kouadio, 2011 ; Camara, 2013 ; Milošević *et al.*, 2014). Elle a, en outre, l'avantage de représenter visuellement des relations non linéaires (Lek *et al.*, 2000 ; Park *et al.*, 2003) et de traiter aussi facilement les données très hétérogènes (grande abondance ou, au contraire, extrême rareté) souvent contenues dans les bases de données écologiques (Brosse *et al.*, 2001 ; Giraudel et Lek, 2001).

La SOM se compose habituellement de deux couches de « neurones » (entrée et sortie). La couche d'entrée est la matrice d'abondance des taxa. Elle est directement reliée à une couche bidimensionnelle de sortie dite carte de Kohonen, composée de neurones artificiels de sortie ou nœuds (Figure 12). La SOM estime les intensités de connexion (ou poids synaptiques) entre les couches d'entrée et de sortie en utilisant un procédé concurrentiel non supervisé décrit par Kohonen (2001). Celui-ci recherche itérativement des similarités parmi les données observées et les représente dans la carte de sortie. La SOM peut « apprendre » en utilisant divers nombres de neurones de sortie pour trouver une taille appropriée, facile à interpréter et avec une erreur faible d'« apprentissage ». Le nombre de nœuds est choisi en minimisant l'erreur dite de quantification (QE, Quantization Error) et l'erreur de topographie (TE, Topographic Error). L'erreur de quantification mesure la résolution de

la carte tandis que l'erreur de topographie est utilisée pour mesurer la préservation de la typologie (Kiviluoto, 1996). A la fin du processus d'apprentissage, une carte de plusieurs hexagones est obtenue, il y a dans chaque hexagone un échantillon virtuel pour lequel la composition spécifique est calculée. Ainsi, cette carte peut être utilisée de plusieurs façons, en affichant les échantillons réels ou la distribution des espèces ou encore en combinant les deux représentations (Giraudel et Lek, 2001). Une fois la carte de Kohonen obtenue, il peut être difficile de distinguer les frontières entre différents sous-ensembles. Un algorithme d'analyse de classification hiérarchique basé sur la méthode de Ward et la distance Euclidienne permet ensuite de mettre en évidence les assemblages des échantillons réels sur la carte (Park *et al.*, 2003). Enfin, la SOM produit une matrice de sortie avec les valeurs finales des poids, où les neurones de sortie se trouvent en lignes et les espèces en colonnes. L'interface SOM Toolbox (version 6.1) pour Matlab a été utilisée pour la réalisation de la SOM.

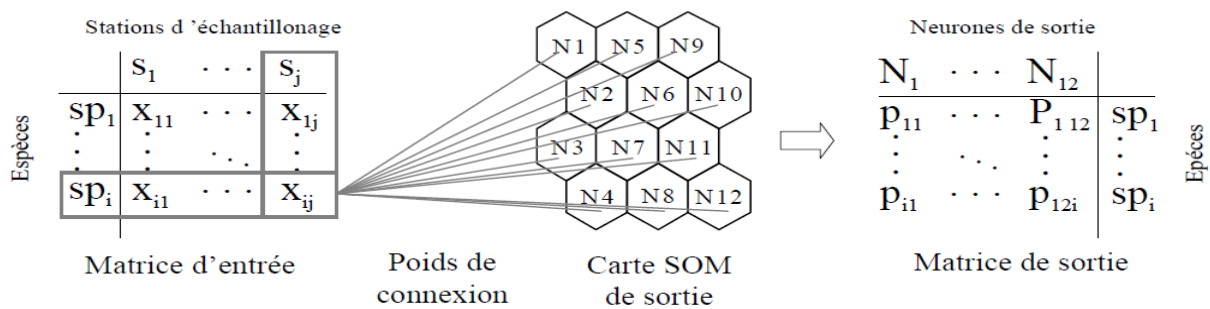


Figure 12 : Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice (SOM). La matrice ou couche d'entrée contient les données d'abondance (X_{ij}) pour chaque station d'échantillonnage (S_j). Une fois que la SOM a trouvé les poids de connexion (P_{ij}) en erreur minimale d'apprentissage, on obtient la carte et la matrice de sortie (d'après Aguilar *et al.*, 2005).

CHAPITRE III :

RESULTATS ET DISCUSSION

III-1- RESULTATS

III-1-1- Caractérisation physicochimique des eaux et granulométrique des sédiments de mangroves étudiées

III-1-1-1- Paramètres physiques des eaux de mangroves

Les différents régimes de marées mensuels et les courbes de variation mensuelle des paramètres physico-chimiques sont illustrés à l'annexe (1 et 6 respectivement).

La température des eaux dans les mangroves d'influence dulcicole a varié entre 25,7 et 32 °C, autour d'une moyenne de $28,46 \pm 1,66$ °C (Figure 13A). La plus faible température a été obtenue à la station ED1 en septembre 2020 en marée haute, tandis que la plus grande valeur de température a été obtenue à la station ED4 au mois d'avril 2020 en marée haute également. Le test U de Mann-Whitney révèle des différences significatives entre les stations d'influence dulcicole ($p < 0,05$). Ces différences se situent entre ED1 et ED4, et entre ED2 et ED4. Par ailleurs, dans les mangroves situées en eau saumâtre, la température a oscillé entre 25,4 (ES4, août) et 32,8 (ES1, avril) autour d'une moyenne de $28,65 \pm 1,56$ °C (Figure 13B). Aucune différence significative n'a été révélée par le test de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$) entre les stations prospectées.

Les matières en suspension (MES) dans les mangroves d'influence dulcicole ont présenté des valeurs oscillant entre 1 et 126 mg/L, avec une moyenne de $19,75 \pm 20,10$ mg/L (Figure 13C). Le pic a été observé au mois d'avril et à la station ED1 (126 mg/L). Cependant le test de Kruskal-Wallis ne révèle aucune différence significative entre les stations étudiées ($p = 0,27$). Par contre dans les stations situées en eau saumâtre, les MES ont varié entre 1 et 147 mg/L (Figure 13D), avec une moyenne de $11,84 \pm 17,07$ mg/L. La valeur maximale (147 mg/L) a été enregistrée à la station ES1 au mois d'octobre 2020 en période de crue. Aucune différence significative n'a été révélée entre ces différentes stations.

La turbidité dans les mangroves d'influence dulcicole a varié entre 1 et 140 FTU, valeurs obtenues respectivement aux stations ED2 au mois de février (saison sèche) et ED1 au mois de juin (saison pluvieuse) (Figure 13E). L'ensemble des valeurs a oscillé autour de $39,20 \pm 31,33$ FTU. Aucune différence significative n'a été révélée entre ces stations ($p = 0,95$). En eau saumâtre par contre, les valeurs de la turbidité ont oscillé entre 1 et 300 FTU (Figure 13F). La valeur la plus élevée obtenue durant toute la période d'étude a été enregistrée en eau saumâtre à la station ES1 au mois d'août. La moyenne générale obtenue dans les mangroves d'influence dulcicole a été de $27,52 \pm 37,22$ FTU. Le test U de Mann-Whitney a révélé plusieurs différences significatives. D'une part entre les stations ES1 et ES6, ES1 et ES8, ES1 et ES9, et entre ES1 et ES10 ($p < 5\%$) ; et d'autre part entre les

stations ES2 et ES4, ES2 et ES6, ES2 et ES7, ES2 et ES8, ES2 et ES9, et entre ES2 et ES10 ($p < 5\%$).

Les valeurs de la couleur obtenues dans les mangroves d'influence dulcicole durant la période d'étude ont varié entre 8,3 et 97,6 Pt.Co (Figure 13G) autour d'une moyenne de $69,1 \pm 18,36$ Pt.Co. La valeur la plus élevée (97,6 Pt.Co) a été enregistrée à la station ED3 au mois de septembre (mois de fortes précipitations dans la zone d'étude). Le test de Kruskal-Wallis indique une homogénéité ($p = 0,91$) des valeurs entre les stations durant la période d'étude. Par ailleurs, la valeur moyenne obtenue au sein des stations situées en eau saumâtre ($63,58 \pm 15,18$ Pt.Co) a été moins élevée que celle obtenue en milieu d'influence dulcicole. Toutefois en eau saumâtre les valeurs ont oscillé entre 8,4 et 88 Pt.Co (Figure 13G), obtenues respectivement aux stations ES1 (novembre 2020) et ES8 (mai 2020). Aucune différence significative n'a été obtenue entre les stations ($p = 0,07$).

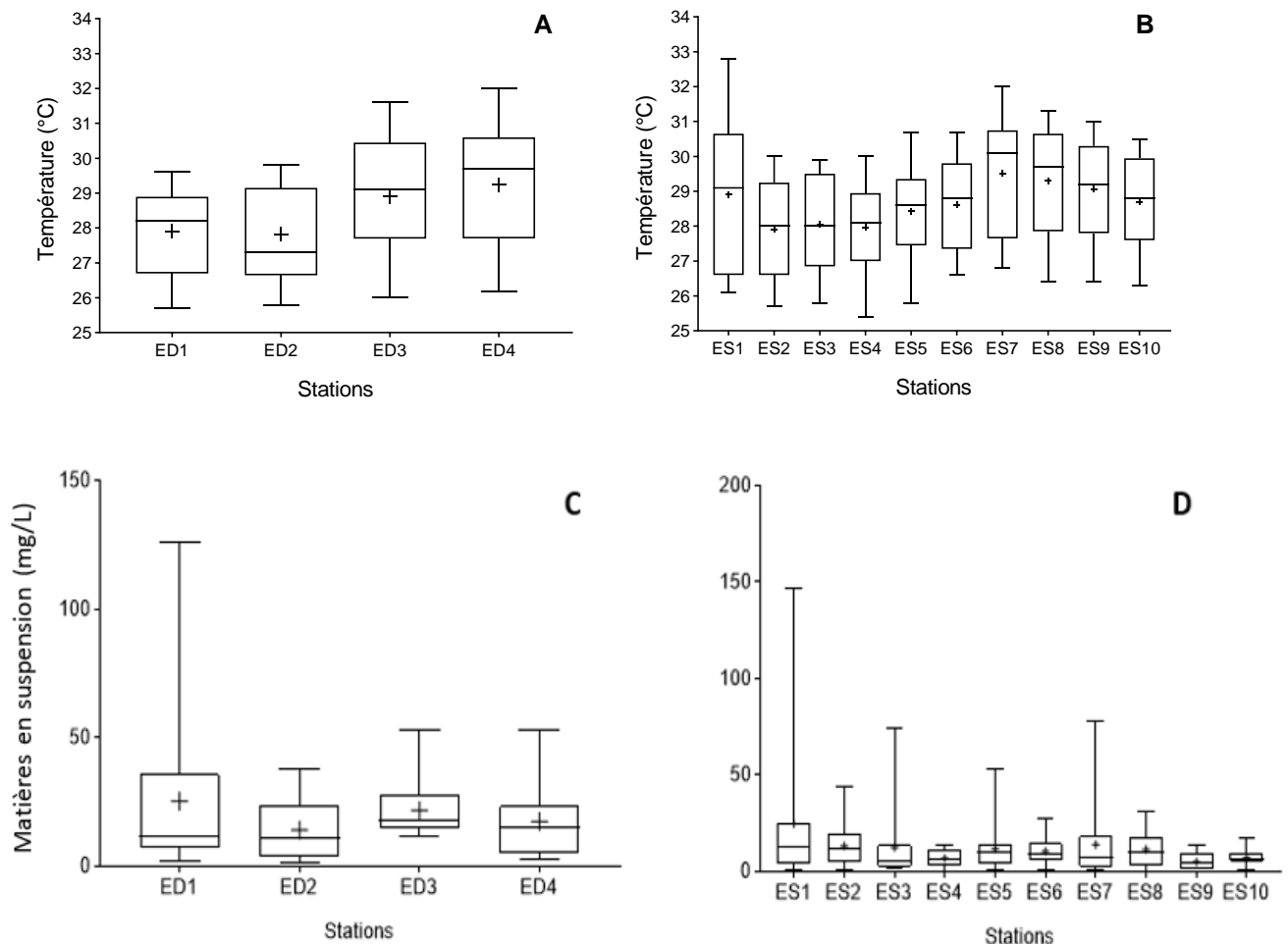


Figure 13 : Variation spatiale des valeurs annuelles de la température (A et B) et des matières en suspension (MES) (C et D) pendant la période d'étude.

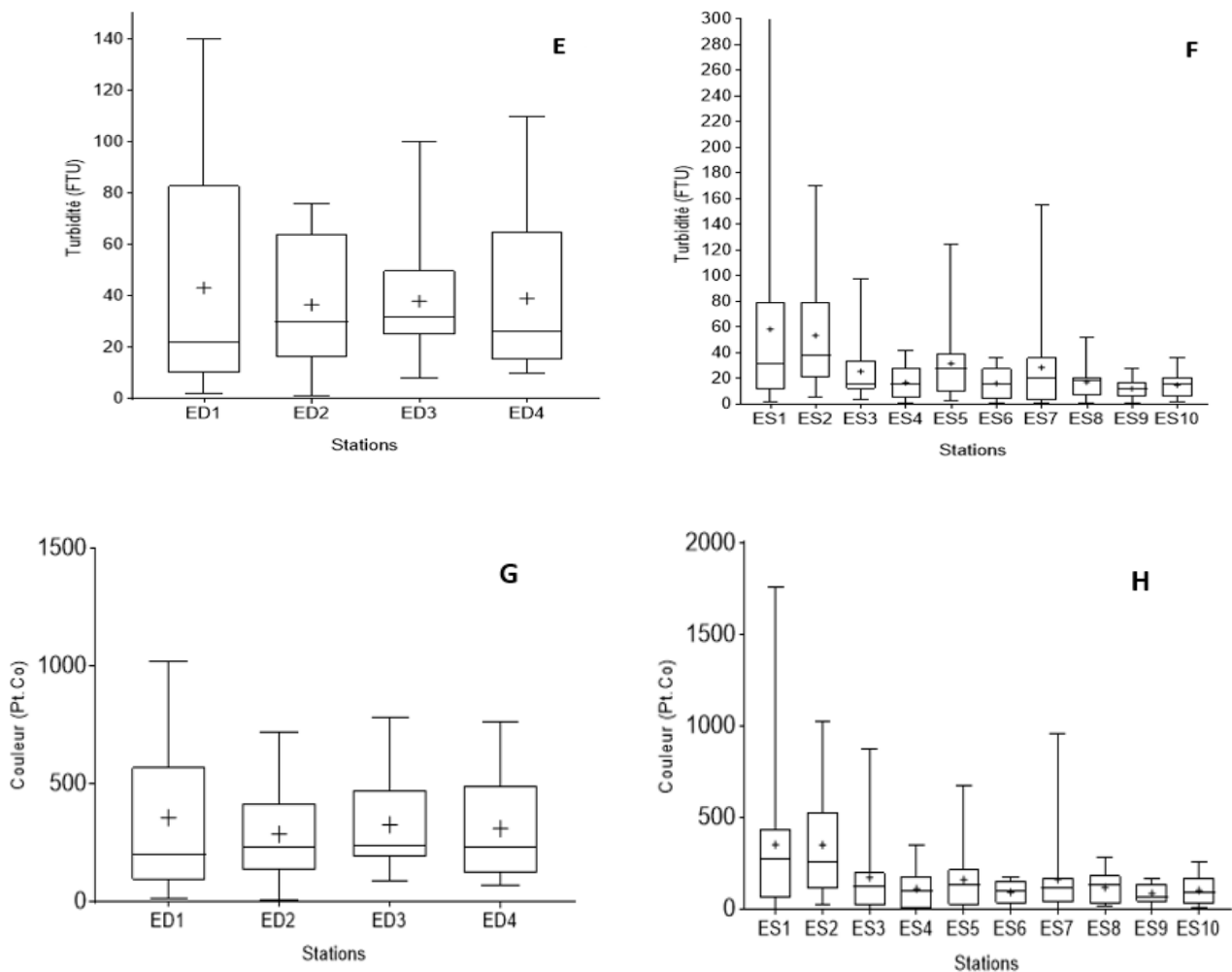


Figure 13 (suite et fin) : Variation spatiale des valeurs annuelles de turbidité (E et F) et de couleur (G et H) pendant la période d'étude.

III-1-1-2- Paramètres chimiques des eaux de mangroves

Les profils de variation du pH dans les mangroves d'influence dulcicole comme dans les mangroves d'eau saumâtre ont été relativement similaires. Dans les mangroves d'influence dulcicole, le pH a varié entre 5,85 et 9,55 UC (Figure 14A). Ces valeurs ont respectivement été obtenues à la station ED2 en novembre 2019 pendant la marée haute, et ED1 en octobre 2020 pendant la marée basse. Ces valeurs oscillent autour d'une moyenne de $7,7 \pm 0,77$ UC. Cependant, aucune différence significative n'est observée entre les valeurs obtenues aux différentes stations étudiées en zone d'influence dulcicole ($p = 0,67$). Concernant les mangroves situées en eau saumâtre, les valeurs ont oscillé entre 6,94 et 9,87 UC (Figure 14B). Les valeurs obtenues oscillent autour d'une moyenne de $7,71 \pm 0,52$ UC. La plus grande valeur de pH a été obtenue à la station ES3 au mois d'octobre (saison

des pluies) pendant la marée basse. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les valeurs obtenues dans les différentes stations étudiées ($p = 0,48$).

La salinité a présenté deux profils de variations différents, qu'on soit dans les mangroves d'influence dulcicole ou d'eau saumâtre. Dans les mangroves d'influence dulcicole, les valeurs ont été faibles contrairement aux valeurs obtenues en eau saumâtre. Elles oscillent entre 9,6 et 703 mg/L (Figure 14C) dans les stations d'influence dulcicole, tandis qu'en eau saumâtre elles varient entre 102 et 14600 mg/L (Figure 14D). La moyenne obtenue en zone d'influence dulcicole est de $74,25 \pm 145,10$ mg/L et en eau saumâtre elle est de $5647,77 \pm 4012,17$ mg/L. Le pic observé en zone d'influence dulcicole a été obtenu à la station ED2 au mois de janvier 2020 pendant la marée haute, tandis que celui observé en eau saumâtre a également été observé en marée haute à la station ES7 au mois de mars 2020. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations d'influence dulcicole ($p = 0,54$). Par contre, le test U de Man Whitney a révélé plusieurs différences significatives entre les valeurs obtenues dans les mangroves situées en eau saumâtre. Ces différences se situent d'une part entre les stations ES1 et ES6, ES7, ES8, ES9 et ES10 ($p < 5\%$), et d'autre part entre les stations ES2 et ES5, ES6, ES7, ES8, ES9, ES10 ($p < 5\%$).

La conductivité a présenté le même profil de variation que la salinité, avec des valeurs élevées en eau saumâtre et basses dans les stations d'influence dulcicole. Dans les mangroves d'influence dulcicole, ces valeurs ont oscillé entre 12,53 et 1359 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 14E) tandis qu'en eau saumâtre, elles ont varié entre 51 et 24900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 14F). Ces valeurs ont respectivement été obtenues aux stations ED2 au mois de février 2020 (marée haute) et ED2 au mois de janvier 2020 (marée haute) pour ce qui est de la zone d'influence dulcicole, tandis qu'en eau saumâtre ces valeurs ont été obtenues aux stations ES2 au mois d'octobre 2020 (marée basse) et ES7 au mois de mars 2020 (marée basse). Les valeurs ont oscillé autour d'une moyenne de $134,3 \pm 245,19$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de $9974,04 \pm 7119,19$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivement en zone d'influence dulcicole et en eau saumâtre. Le test de Kruskal-Wallis ne montre aucune différence significative entre les valeurs de la conductivité obtenues dans les stations d'influence dulcicole ($p = 0,71$). Par contre, en eau saumâtre le test U de Man Whitney révèle des différences significatives. Ces différences sont observées d'une part entre les stations ES1 et ES4, ES5, ES6, ES7, ES8, ES9, ES10 ($p < 5\%$), et d'autre part entre les stations ES2 et ES3 à ES10 ($p < 5\%$), entre ES3 et ES6, ES7 ($p < 5\%$).

Le pourcentage de saturation en oxygène dissous a présenté des profils semblables dans les stations situées en zone d'influence dulcicole qu'en eau saumâtre. Au sein des mangroves d'influence dulcicole, les valeurs oscillent entre 8,3 (ED4, novembre 2020) et 97,6 % (ED3, septembre 2020), autour d'une moyenne de $69,81 \pm 18,36$ %. Dans les mangroves situées en eau saumâtre, le pourcentage de saturation en oxygène dissous varie entre 8,4 (ES1, novembre 2020) et 88 % (ES8,

mai 2020), autour d'une moyenne de $63,58 \pm 15,18$ %. Les valeurs les plus faibles (8,3 et 8,4 %) ont toutes été obtenues en marée basse. Par contre les valeurs les plus élevées (97,6 et 88 %) ont respectivement été obtenues en marée basse et en marée haute. Aucune différence significative n'a été révélée aussi bien entre les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole que dans les mangroves d'eau saumâtre.

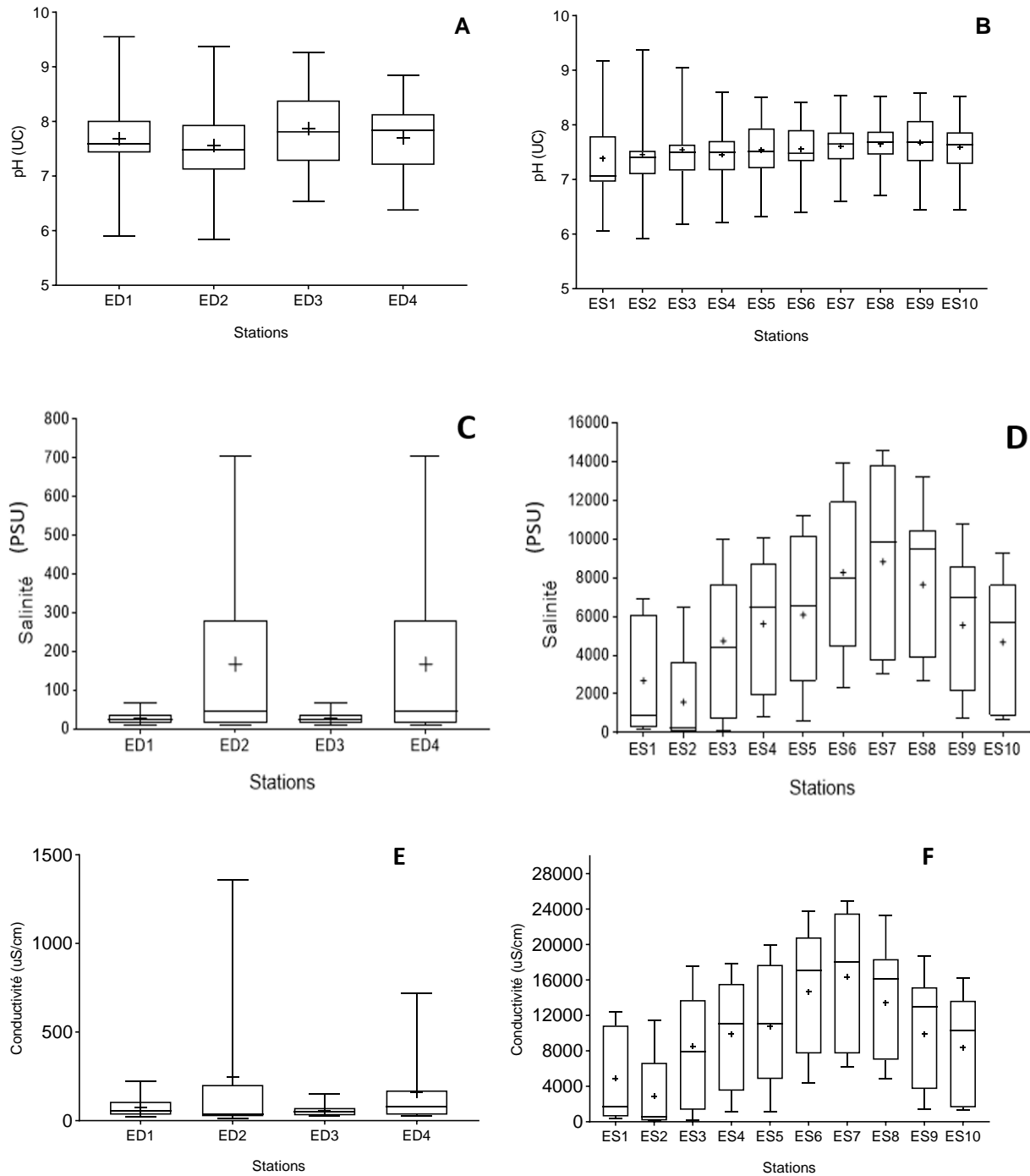


Figure 14 : Variation spatiale des valeurs annuelles du pH (A et B), de la salinité (C et D), de la conductivité électrique (E et F) pendant la période d'étude.

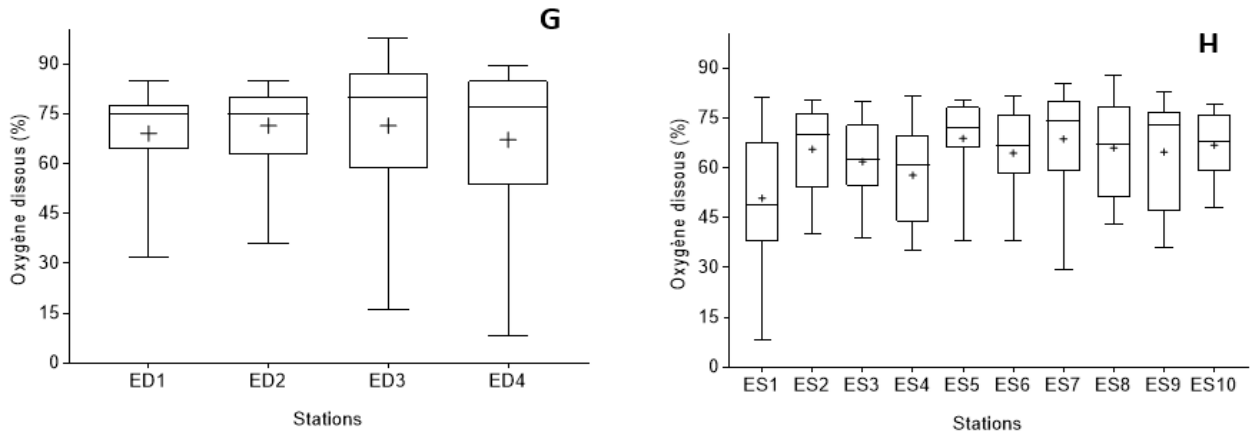


Figure 14 (suite et fin) : Variation spatiale des valeurs annuelles de l'oxygène dissous (G et H) pendant la période d'étude.

Les concentrations en nitrates dosées pendant toute la période d'étude ont relativement varié d'une station à l'autre. Au sein des mangroves d'influence dulcicole, les concentrations en nitrates ont oscillé entre 0,94 et 14,4 mg/L, autour d'une moyenne de $5,58 \pm 3,14$ mg/L. La plus faible concentration en nitrate a été obtenue à la station ED1 au mois de novembre 2019 en marée haute, tandis que la plus grande concentration a été obtenue à la station ED4 au mois de janvier 2020 en marée basse. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations étudiées ($p = 0,87$). Dans les mangroves situées en eau saumâtre, les valeurs oscillent entre 0,84 et 18 mg/L, autour d'une moyenne de $7,32 \pm 3,76$ mg/L. Les 18 mg/L représentant la plus grande valeur de nitrate obtenue durant toute notre période d'étude a été mesurée à la station ES1 au mois de février en marée haute. Le test de Kruskal-Wallis réalisé entre les différentes stations situées en eau saumâtre n'a révélé aucune différence significative ($p = 0,6$).

Les concentrations en nitrites obtenues durant toute la période d'étude ont été inférieures à 1 mg/L. Dans les mangroves d'influence dulcicole, ces concentrations varient entre 0,01 et 0,41 mg/L. Les stations ayant les plus fortes concentrations ont été ED3 (0,39 mg/L) et ED2 (0,41 mg/L). Ces valeurs ont respectivement été obtenues aux mois de juillet et novembre 2020, toutes en marée basse. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ($p = 0,24$). Par contre dans les mangroves situées en eau saumâtre, les concentrations de nitrites ont fluctué entre 0 et 0,9 mg/L, autour d'une moyenne de $0,09 \pm 0,13$ mg/L. Ce pic de nitrite (0,9 mg/L) a été obtenu à la station ES7 au mois de novembre 2019 (saison sèche) et en marée basse. Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre plusieurs stations. Ces différences se situent entre ES1 et ES3, ES5, ES6, ES7 et ES8 ; entre ES5 et ES8, et enfin entre ES7 et ES8 ($p < 5\%$).

Tout comme les nitrites, les concentrations en orthophosphates obtenues durant toute la période d'étude ont été inférieures à 1 mg/L. En zone d'influence dulcicole, ces concentrations ont

oscillé entre 0 et 0,84 mg/L au tour d'une moyenne de $0,05 \pm 0,12$ mg/L. Plusieurs valeurs nulles ont été enregistrées, notamment à la station ED2 en février (marée haute), et à la station ED3 aux mois de décembre 2019 (marée haute) et novembre 2020 (marée basse). Aucune différence significative n'a été enregistrée entre les différentes stations des mangroves d'influence dulcicole ($p = 0,35$). Au sein des mangroves situées en eau saumâtre, on a également enregistré plusieurs concentrations nulles, notamment aux stations ES2 (juillet 2020, marée basse), ES3 (mars 2020, marée haute), ES4 (novembre 2019, marée haute), ES6 (février 2020, marée haute) entre autres. La plus grande valeur (0,91 mg/L) a été mesurée à la station ES7 au mois de novembre 2020 en marée basse. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ($p = 0,12$).

L'azote ammoniacal a atteint des valeurs plus élevées en eau saumâtre que dans les stations d'influence dulcicole. Cette forme azotée a varié entre 0 et 0,75 mg/l dans les mangroves situées en zone d'influence dulcicole, tandis qu'en eau saumâtre les concentrations ont oscillé entre 0 et 2,14 mg/l. Ce pic (2,14 mg/l) a été obtenu à la station ES8 en novembre 2019 en période de marée haute. Cependant le test de Kruskal-Wallis réalisé, que ce soit entre les stations situées en zone d'influence dulcicole tout comme en eau saumâtre n'a révélé aucune différence significative ($p > 5\%$).

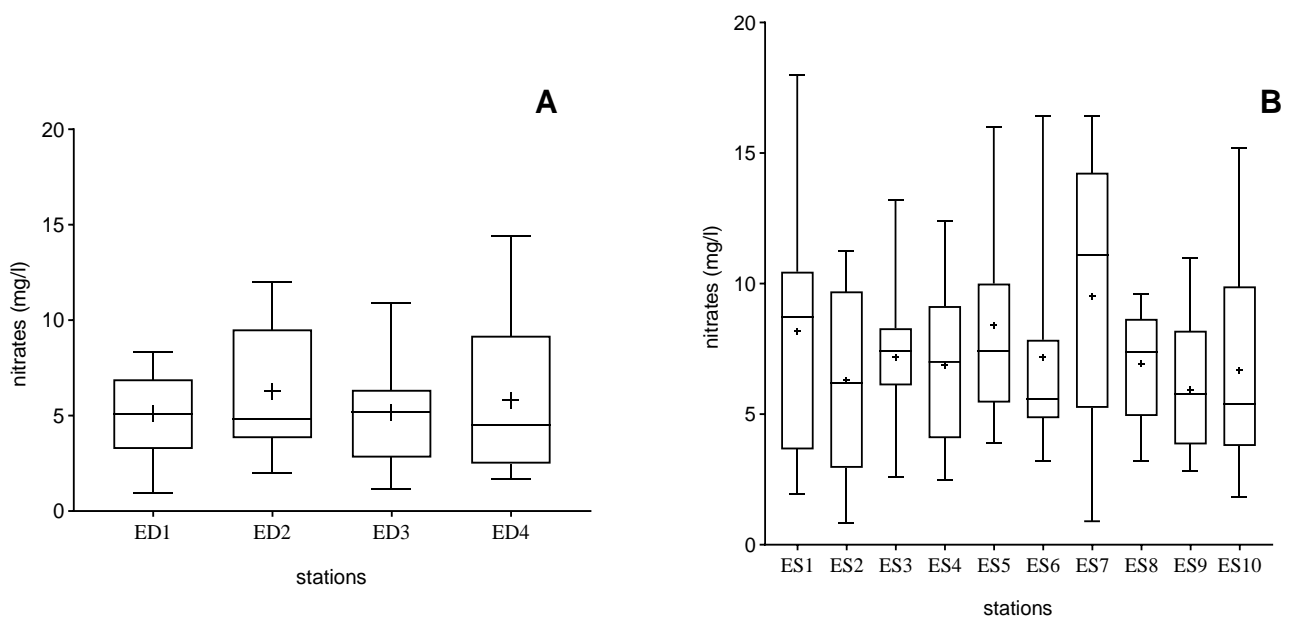


Figure 15 : Variation spatiale des valeurs annuelles des ions nitrates (A et B) pendant la période d'étude.

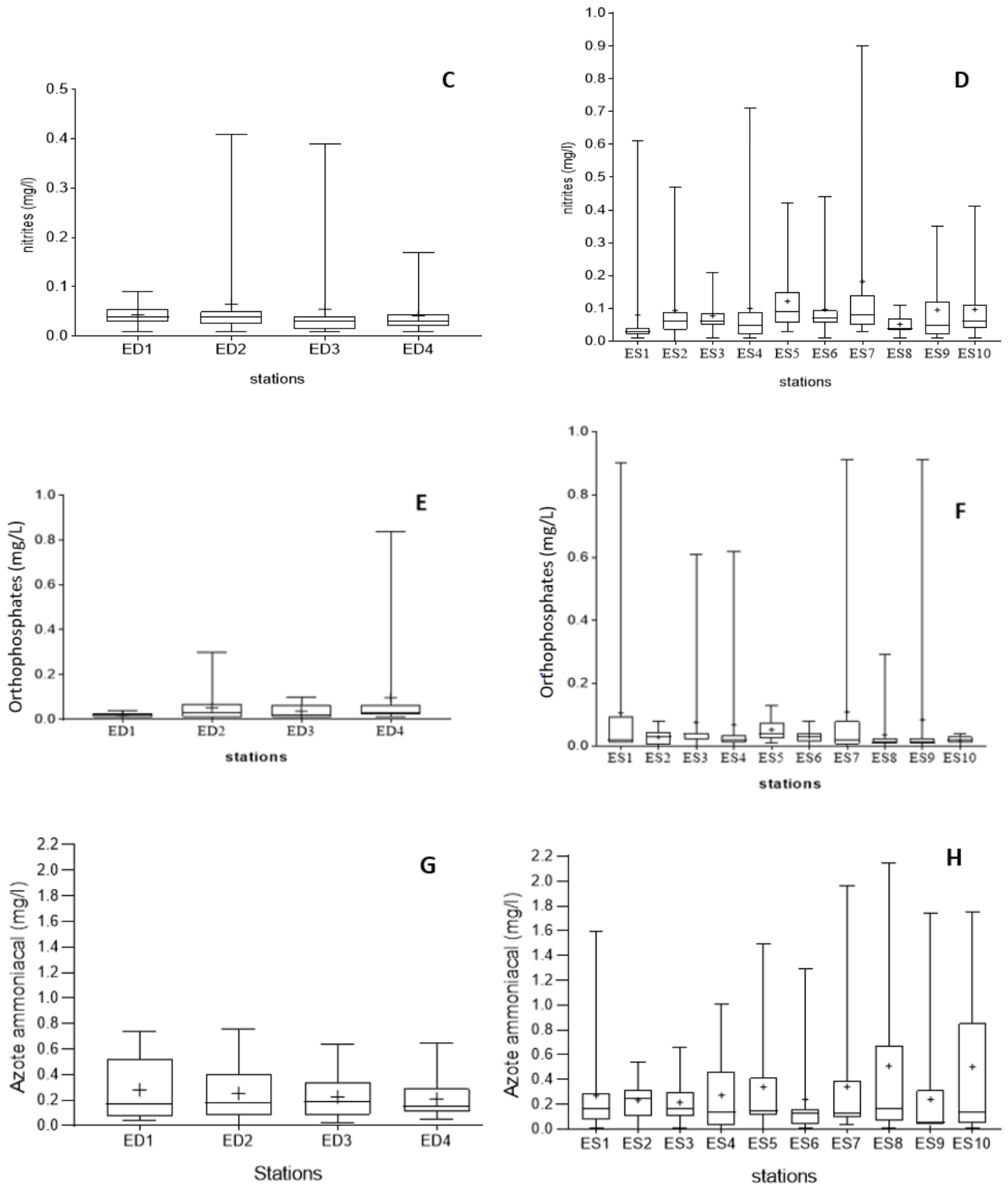


Figure 15 : Variation spatiale des valeurs annuelles des nitrites (C et D), des orthophosphates (E et F) et de l'azote ammoniacal (G et H) pendant la période d'étude.

Les concentrations en matières organiques oxydables (oxydabilité) ont presque été similaires dans les deux milieux prospectés. Au sein des mangroves d'influence dulcicole, les valeurs de

l'oxydabilité oscillent entre 0,39 et 21,53 mg/L, autour d'une moyenne de $6,17 \pm 5,11$ mg/L (Figure 16). La plus faible valeur a été obtenue à la station ED2 au mois de mai 2020 (saison pluvieuse, marée basse), tandis que la valeur la plus élevée a été obtenue à la station ED4 au mois de septembre 2020 (saison pluvieuse, marée basse). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les valeurs des stations ($p = 0,48$). Concernant les mangroves d'eaux saumâtres, la concentration minimale a été de 0,19 mg/L, valeur obtenue à la station ES3 en mai 2020 (saison pluvieuse, marée haute). Le pic de concentration (34,65 mg/L) a été obtenu à la station ES4 au mois de juin 2020 (saison pluvieuse, marée haute). La valeur moyenne a été légèrement supérieure à celle obtenue dans les mangroves d'influence dulcicole ($7,68 \pm 5,95$ mg/L). Aucune différence significative n'a été signalée entre les différentes valeurs obtenues au niveau des stations ($p = 0,81$).

Concernant le pourcentage en ions alcalins entre les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole, les valeurs oscillent entre 2 et 16 mg/L (Figure 16), autour d'une moyenne de $5,92 \pm 3,52$ mg/l. Le pic obtenu au sein de ces stations a été enregistré à la station ED2 au mois de juillet en marée basse. Le test H de Kruskal-Wallis ne montre aucune différence significative entre les valeurs obtenues au sein des différentes stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole ($P = 0,6$). En revanche au sein des mangroves d'eau saumâtre les concentrations varient entre 2 et 30 mg/L, autour d'une moyenne de $7,58 \pm 4,38$ mg/L (Figure 16). La station ES7, située dans la réserve de l'île de Manoka a enregistré la plus grande concentration en ions alcalins durant toute la période d'étude (30 mg/L). Aucune différence significative n'a été signalée entre les stations ES1 à ES10, d'après le test de Kruskal-Wallis ($p = 0,72$).

Les teneurs en CO₂ dissous au sein des mangroves d'influence dulcicole ont oscillé entre 1,76 et 35,2 mg/L (Figure 16E), pour une moyenne de $15,59 \pm 11,79$ mg/l. La station ED2 située sur le fleuve Kwa-Kwa a enregistré les valeurs les plus élevées (33,44 et 35,2 mg/l), respectivement obtenues au mois de décembre 2019 en marée basse, et au mois de novembre 2019 en marée haute. Le test H de Kruskal-Wallis ne révèle aucune différence significative entre les stations situées en zone d'influence dulcicole ($p = 0,92$). Dans les stations situées en eau saumâtre en revanche, les valeurs sont nettement plus élevées que celles situées en zone d'influence dulcicole. On note des valeurs oscillant entre 1,76 et 38,72 mg/l, autour d'une moyenne de $23,77 \pm 9,05$ mg/L. Le pic de CO₂ (38,72 mg/l) a été relevé à plusieurs stations, notamment aux stations ES5, ES6, ES7 et ES9. Aucune différence significative n'a été relevée durant la période d'étude ($p = 0,9$).

Les profils de variation des Solides Totaux Dissous (STD) ont été similaires à ceux de la conductivité, notamment avec les concentrations les plus faibles obtenues dans les mangroves d'influence dulcicole. En effet, les teneurs en STD dans les mangroves d'influence dulcicole ont varié entre 14,66 et 967 mg/L, respectivement enregistrées à la station ED1 au mois de juillet 2020 (marée

basse) et à la station ED2 en janvier 2020 (marée haute). Ces valeurs ont varié autour de $102,64 \pm 193,19$ mg/l. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre ces stations ($p = 0,5$). Par contre, dans les stations situées en eau saumâtre, les valeurs ont oscillé entre 35 et 17690 mg/L, autour d'une moyenne de $6952,20 \pm 5033,85$ mg/L. Les plus grandes concentrations ont été obtenues aux stations ES6, ES7 et ES8, toutes très proches de l'Océan Atlantique. Le test U de Man Whitney a révélé des différences significatives entre plusieurs stations. Notamment entre les stations ES1 et ES4 à ES10 ($p < 0,05$) et entre les stations ES2 et ES3 à ES10 ($p < 0,05$).

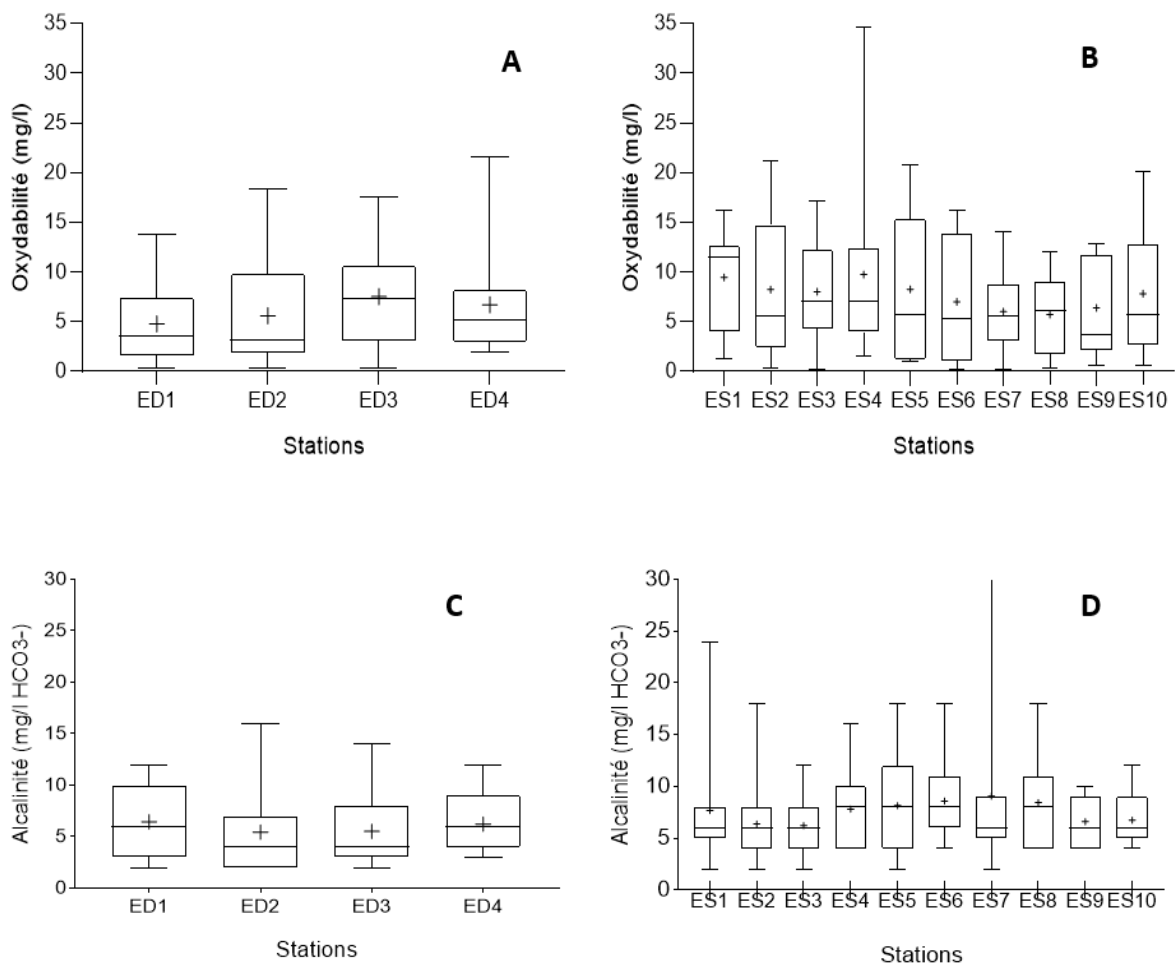


Figure 16 : Variation spatiale des valeurs annuelles de l'oxydabilité (A et B) et l'alcalinité (C et D) pendant la période d'étude

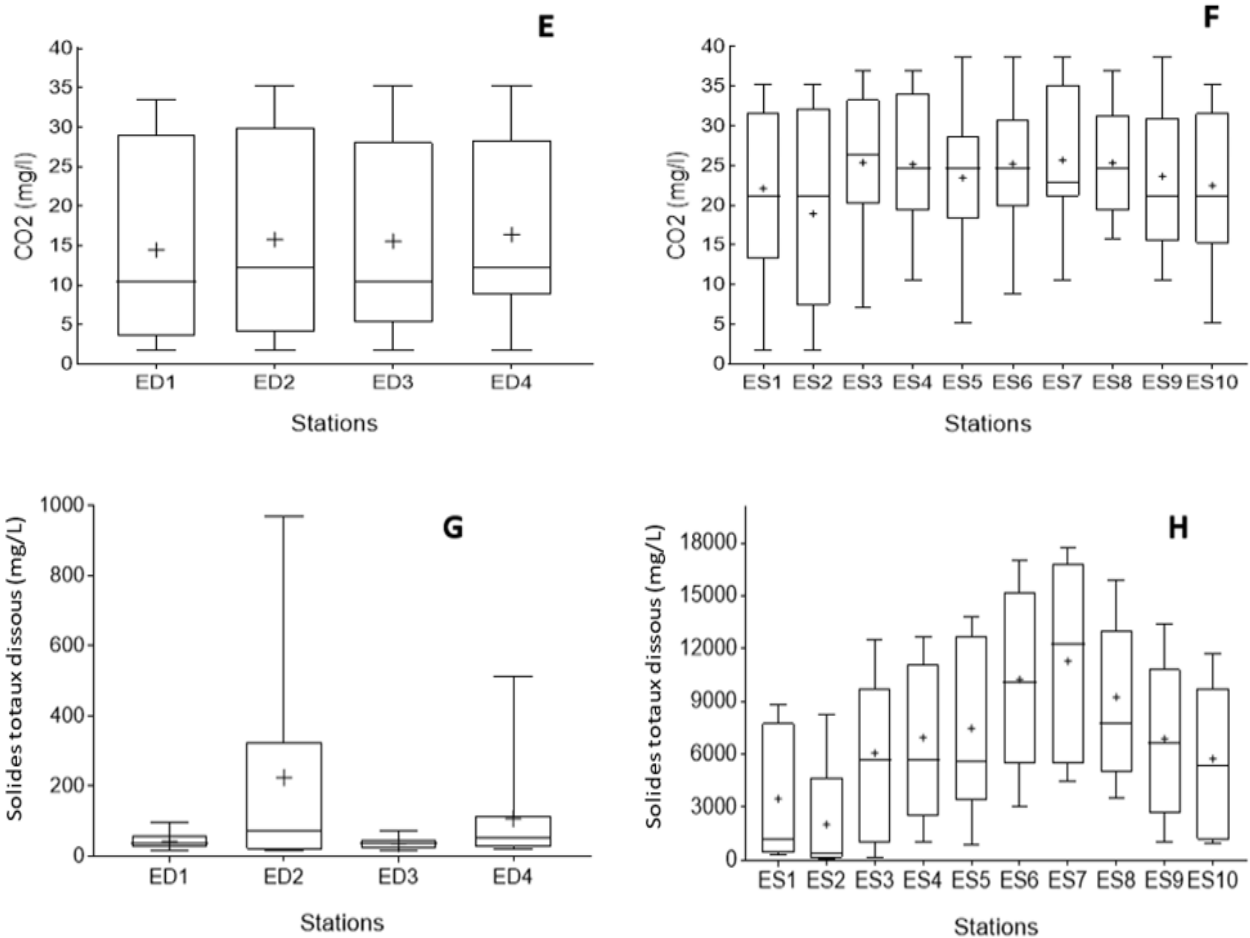


Figure 16 (suite et fin): Variation spatiale des valeurs annuelles du CO₂ dissous (E et F) et les Solides Totaux Dissous (TDS) (G et H) pendant la période d'étude.

Les concentrations en chlore dans les eaux de mangroves étudiées ont varié entre 0,4 et 295 mg/L autour d'une moyenne de $72,62 \pm 78$ mg/L (Figure 17). Cependant notons que les stations situées en zone d'influence dulcicole ont présenté les plus faibles concentrations en chlore, avec un maximum de concentration située à 45 mg/L, obtenu à la station ED1 au mois de juillet 2020 (saison pluvieuse). Les stations situées au sein des mangroves d'eau saumâtre quant à elles, présentent les valeurs les plus élevées de chlore, à savoir 275, 290 et 295 mg/L, respectivement obtenues aux stations ES3, ES5 et ES1 au mois de juillet 2020 (saison pluvieuse). Sur le plan spatial, le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ($p = 0,65$), tandis que le test U de Man Whitney révèle qu'il existe une différence très significative entre les valeurs obtenues pendant les deux saisons ($p = 0,0001$).

Les concentrations de l'eau en ion sodium obtenues fluctuent entre 0,01 et 73,4 mg/L autour d'une moyenne de $5,04 \pm 5,77$ mg/L (Figure 17). Les concentrations en sodium les plus faibles ont été obtenues au sein des mangroves situées en eau saumâtre, notamment à la station ES5 (0,01 mg/L),

ES2 (0,04 mg/L) et ES10 (0,09). Parallèlement, la station ED4 située dans la mangrove du fleuve Sanaga (mangrove d'influence dulcicole) enregistre la concentration la plus élevée (73,40 mg/L). D'autre part, le test U de Man Whitney révèle l'existence d'une différence significative entre les valeurs des deux saisons de prélèvement ($p = 0,03$). Aucune différence significative n'est à signaler sur le plan spatial ($p = 0,87$).

Pour ce qui est de l'ion potassium, les concentrations obtenues en eau saumâtre sont largement supérieures à celles obtenues en zone d'influence dulcicole (Figure 17). Dans les stations de mangroves d'influence dulcicole, elles varient entre 2,3 et 3,5 mg/L, tandis qu'en eau saumâtre les valeurs se situent entre 2,40 et 67,20 mg/L. Ces valeurs gravitent autour de $2,81 \pm 0,39$ mg/L et $25,85 \pm 16,94$ mg/L, respectivement en eau douce et en eau saumâtre. Le test U de Mann-Whitney révèle des différences significatives entre les valeurs obtenues aux différentes stations. Ces différences se situent principalement entre les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole et celles situées au sein des mangroves d'eau saumâtre ($p < 0,05$).

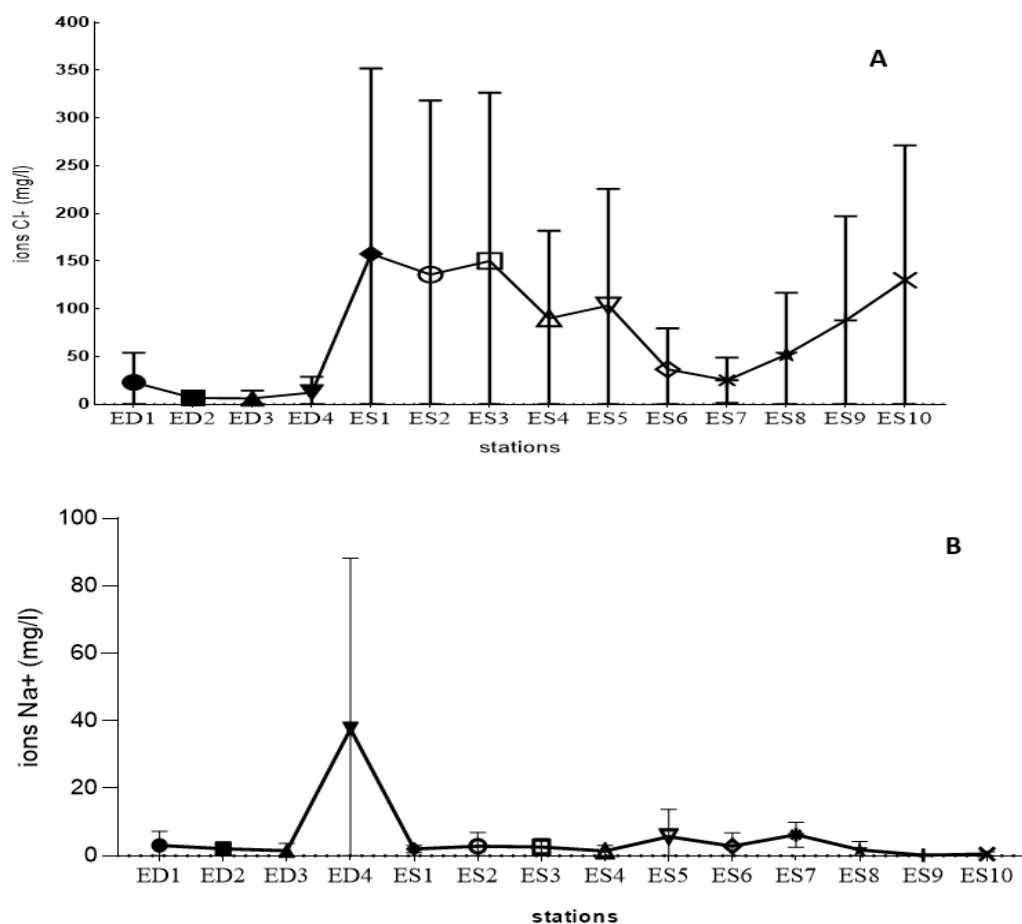


Figure 17 : Variation spatiale des valeurs saisonnières des ions Chlorures (Cl⁻) (A) et Sodium (Na⁺) (B) pendant la période d'étude.

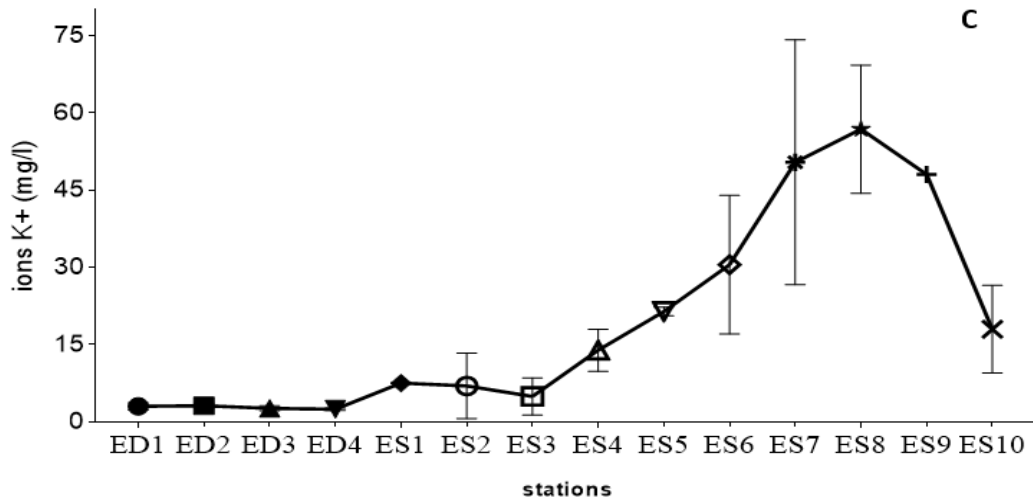


Figure 17 (suite et fin) : Variation spatiale des valeurs saisonnières des ions Potassium (K^+) (C) pendant la période d'étude.

III-1-1-3- Indice de Pollution Organique (IPO)

L'IPO généré à partir des concentrations en orthophosphate (PO_4^{3-}), azote ammoniacal (NH_4^+) et nitrite (NO_2^-) est représenté à la figure 18. Sur le plan spatial tout comme temporel (mensuel), les valeurs de l'IPO ont présenté des profils de variation similaires. En effet, les valeurs oscillent entre 1,67 (ES1 en octobre 2020) et 4,67 (ES9 en mai 2020) autour d'une moyenne de $3,66 \pm 0,47$ (Figure 18). La plupart de ces valeurs se situent entre 3 et 4, indiquant d'après la grille de classification de Leclercq (2001) une pollution modérée des mangroves prospectées. Sur le plan spatial le test de Kruskal-Wallis ne révèle aucune différence significative. Par contre sur le plan temporel, le test U de Mann-Whitney révèle plusieurs différences significatives. Ces différences se situent entre les mois d'octobre et février, entre les mois d'octobre et mars, et entre les mois d'octobre et septembre.

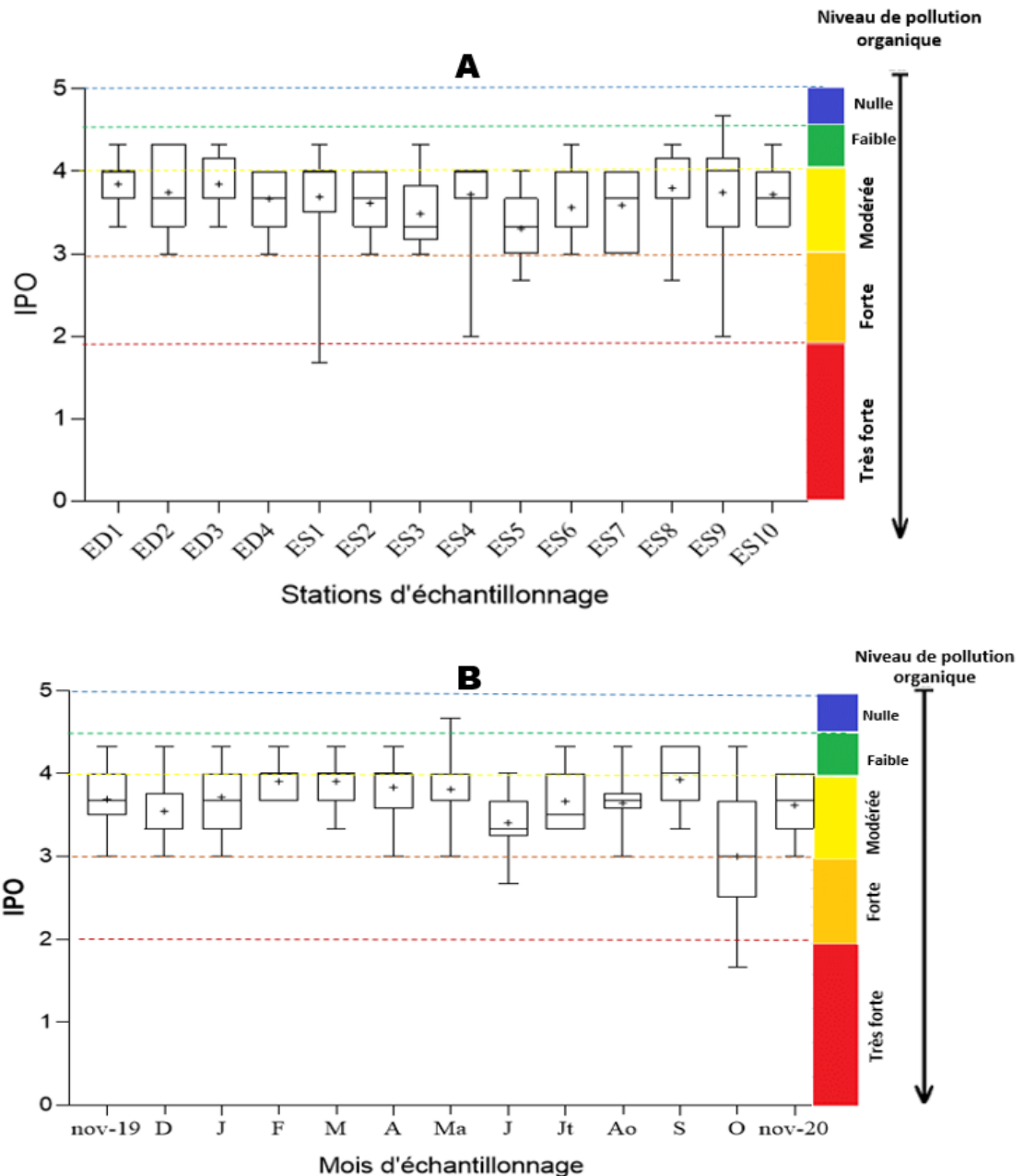


Figure 18 : Variation des valeurs de l’IPO sur le plan spatial (A) et temporel (B) durant la période d’étude. Nov-19 = Novembre 2019, D = décembre, J = janvier, F = février, M = mars, A = avril, Ma = mai, J = juin, Jt = juillet, Ao = août, S = septembre, O = octobre, Nov-20 = novembre 2020

III-1-1-4- Concentration en éléments métalliques dans les mangroves

La figure 19 présente les concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les sédiments et l’eau des mangroves étudiées.

Le plomb dans les sédiments a varié entre 0 et 2,28 $\mu\text{g/g}$ respectivement aux stations ES10 et ED4. Tandis que dans l’eau, il a varié entre 0,005 et 8,14 $\mu\text{g/L}$ respectivement aux stations ES10 et ED4. La plus grande concentration en plomb a été obtenue dans l’eau (8,14 $\mu\text{g/L}$). Pour ce qui est du

zinc, dans les sédiments il a varié entre 0,055 (ES9) et 14,45 (ED4) $\mu\text{g/g}$, tandis que dans l'eau il a varié entre 0,16 (ES7) et 17,6 $\mu\text{g/L}$ (ED4). La plus grande concentration en zinc dans les mangroves étudiées a été obtenue dans l'eau. Globalement le cadmium a présenté des faibles valeurs dans l'ensemble des mangroves étudiées. Dans les sédiments, ses valeurs ont oscillé entre 0,07 (ES7) et 7,05 (ES4) $\mu\text{g/g}$, tandis que dans l'eau il a oscillé entre 0,02 (ES9) et 6,1 (ES2) $\mu\text{g/L}$. Le fer dans les sédiments a varié entre 0,49 (ES8) et 2,43 (ED2), tandis que dans l'eau il a varié entre 0,075 (ES7) et 6,2 (ES9) $\mu\text{g/L}$. La plus grande concentration (6,2 $\mu\text{g/L}$) a été obtenue dans l'eau des mangroves. La silice a oscillé entre 0,63 (ED3) et 10,9 (ED2) $\mu\text{g/g}$ dans les sédiments, tandis que dans l'eau elle a varié entre 0,08 (ES4) et 5,37 (ED1) $\mu\text{g/L}$. La plus grande concentration a été obtenue dans les sédiments 10,9 $\mu\text{g/g}$.

Les concentrations en cuivre obtenues durant la période d'étude ont été faibles dans les sédiments et dans l'eau des mangroves. On note des moyennes de $0,69 \pm 0,63$ $\mu\text{g/g}$ dans les sédiments et $0,43 \pm 0,79$ $\mu\text{g/L}$ dans l'eau. Les concentrations en manganèse dans les sédiments ont fluctué entre 0,25 (ES10) et 5,33 (ES2) $\mu\text{g/g}$. Dans l'eau elles ont fluctué entre 0,01 (ES7) et 13,9 (ES2) $\mu\text{g/L}$ dans l'eau. Pour ce qui est du nickel, la valeur la plus élevée (19,14 $\mu\text{g/g}$) a été obtenue dans les sédiments. Par contre la moyenne globale la plus élevée (2,62 \pm 3,08 $\mu\text{g/L}$) a été obtenue dans l'eau des mangroves. Les concentrations en chrome dans les sédiments ont varié entre 0,005 (ES7) et 6,7 (ES2) autour d'une moyenne de $1,09$ (ES7) \pm 1,68 (ES2). Dans l'eau elles ont varié entre 0,015 et 7,9 autour d'une moyenne de $1,32 \pm 2,02$. La plus grande concentration en aluminium (5,91 $\mu\text{g/L}$) a été obtenue dans l'eau à la station ED4.

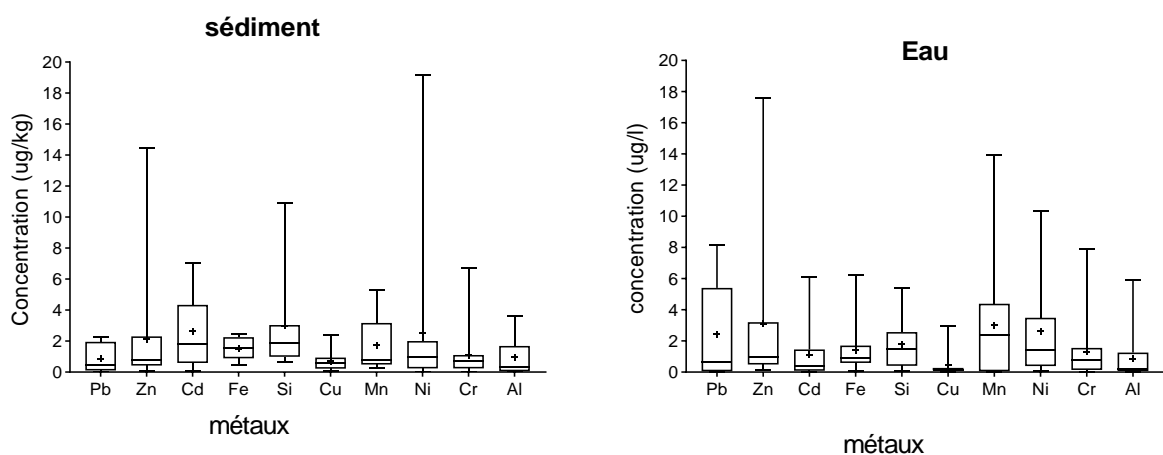


Figure 19 : Variation des concentrations moyennes des métaux lourds dans les sédiments et dans l'eau des mangroves étudiées. Pb : plomb ; Zn : zinc ; Cd : cadmium ; Fe : fer ; Si : silice ; cu : cuivre ; Mn : manganèse ; Ni : nickel ; Cr : chrome ; Al : aluminium.

Les teneurs moyennes en éléments traces métalliques au sein des stations sont illustrées par les tableaux IV et V. Au niveau de la station ED1, les éléments métalliques les plus abondants dans les eaux de mangroves sont la silice ($5,37 \pm 5,69 \mu\text{g/L}$) et le plomb ($4,05 \pm 4,03 \mu\text{g/L}$) tandis que dans les sédiments, ce sont plutôt le manganèse ($4,70 \pm 1,93 \mu\text{g/kg}$) et la silice ($3,84 \pm 2,30 \mu\text{g/kg}$). La station ED2 quant-à-elle est plus concentrée en silice dans les eaux ($4,22 \pm 2,36 \mu\text{g/L}$) comme dans les sédiments ($10,9 \pm 4,24 \mu\text{g/kg}$). A la station ED3, les concentrations en éléments traces métalliques sont dans l'ensemble très faibles, excepté le zinc qui a une concentration de $3,05 \pm 2,25 \mu\text{g/kg}$ dans les sédiments. A la station ED4, on enregistre de fortes concentrations en zinc dans l'eau ($17,60 \pm 15,97 \mu\text{g/L}$), en nickel ($10,33 \pm 13,95 \mu\text{g/L}$) et en plomb ($8,14 \pm 0,36 \mu\text{g/L}$), tandis que dans les sédiments ce sont plutôt le nickel ($19,14 \pm 0,00 \mu\text{g/kg}$), le zinc ($14,45 \pm 4,31 \mu\text{g/kg}$) et la silice ($10,38 \pm 9,77 \mu\text{g/kg}$). D'après ces résultats, les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole sont plus concentrées en silice, zinc, nickel et plomb.

La station ES1 est plus concentrée en cuivre ($2,98 \pm 2,24 \mu\text{g/L}$) dans l'eau et en silice dans les sédiments ($1,92 \pm 0,57 \mu\text{g/kg}$). Par ailleurs à la station ES2, les teneurs en manganèse, zinc et chrome sont les plus abondantes dans l'eau tout comme dans les sédiments. La station ES3 a été plus concentrée en manganèse ($4,85 \pm 4,87 \mu\text{g/L}$) et en plomb ($5,35 \pm 4,17 \mu\text{g/L}$) dans les eaux et en cadmium dans les sédiments ($3,02 \pm 2,43 \mu\text{g/kg}$). Concernant la station ES4, les teneurs en zinc ($6,5 \pm 5,37 \mu\text{g/L}$), manganèse ($6 \pm 4,38 \mu\text{g/L}$) et plomb ($5,6 \pm 4,94 \mu\text{g/L}$) ont été plus abondantes dans les eaux tandis que le cadmium ($7,05 \pm 6,14 \mu\text{g/kg}$) et le nickel ($5,96 \pm 2,80 \mu\text{g/kg}$) étaient plus abondants dans les sédiments. Le manganèse ($2,32 \pm 1,81 \mu\text{g/L}$) et le cadmium ($3,67 \pm 4,11 \mu\text{g/kg}$) ont été les plus abondants au sein de la station ES5 respectivement dans les eaux et sédiments. A la station ES6 les teneurs en métaux ont été faibles dans l'eau, tandis que dans les sédiments les teneurs en cadmium ($6,35 \pm 8,98 \mu\text{g/kg}$) et en silice ($2,77 \pm 2,07 \mu\text{g/kg}$) ont été les plus abondantes. Les concentrations en éléments trace métallique ont dans l'ensemble été très faibles au sein de la station ES7 excepté l'élément aluminium dans les sédiments ($3,03 \pm 0,90 \mu\text{g/kg}$). L'élément manganèse a été le métal le plus abondant au sein de la station ES8 ($3,4 \pm 4,80 \mu\text{g/L}$ dans l'eau et $3,13 \pm 0,58 \mu\text{g/kg}$). La station ES9 a été plus concentrée en fer ($6,2 \pm 8,76 \mu\text{g/L}$) dans l'eau et en cadmium ($6,60 \pm 9,34 \mu\text{g/kg}$) dans les sédiments. Enfin, au niveau de la station ES10 les teneurs en métaux dans l'eau ont été très faibles et seul l'aluminium a présenté une teneur élevée dans les sédiments ($3,63 \pm 1,44 \mu\text{g/kg}$). Au vu des résultats précédents, il ressort que le manganèse et le cadmium sont les éléments les plus abondants des mangroves situées en eau saumâtre. Ces éléments sont suivis par la silice, le zinc, le plomb et l'aluminium.

Tableau IV : Concentrations moyennes des métaux lourds dans l'eau des mangroves étudiées

	Pb	Zn	Cd	Fe	Si	Cu	Mn	Ni	Cr	Al
Moyenne \pm écart-type ($\mu\text{g/L}$)										
ED1	4,05 \pm 4,03	1,88 \pm 1,01	0,17 \pm 0,24	2,24 \pm 1,42	5,37 \pm 5,69	0,15 \pm 0,21	3,65 \pm 3,46	1,32 \pm 1,81	0,17 \pm 0,24	0,50 \pm 0,55
ED2	0,13 \pm 0,17	2,12 \pm 0,82	0,7 \pm 0,00	0,72 \pm 0,96	4,22 \pm 2,36	0,24 \pm 0,22	0,23 \pm 0,04	1,38 \pm 1,85	0,35 \pm 0,49	0,15 \pm 0,16
ED3	0,005 \pm 0,007	0,21 \pm 0,22	0,09 \pm 0,11	1,45 \pm 0,07	1,62 \pm 2,16	0,15 \pm 0,20	1,05 \pm 1,39	1,17 \pm 0,66	1,37 \pm 1,73	0,11 \pm 0,16
ED4	8,14 \pm 0,36	17,60 \pm 15,97	0,70 \pm 0,98	1,15 \pm 1,06	2,37 \pm 0,26	0,13 \pm 0,16	4,24 \pm 5,87	10,33 \pm 13,95	0,92 \pm 0,67	5,91 \pm 2,10
ES1	1,45 \pm 1,48	0,71 \pm 0,70	2,11 \pm 2,98	0,71 \pm 0,07	1,95 \pm 1,33	2,98 \pm 2,24	2,50 \pm 0,00	1,68 \pm 0,67	2,16 \pm 2,90	0,2 \pm 0,28
ES2	7,25 \pm 8,27	9 \pm 7,63	6,10 \pm 7,07	0,79 \pm 1,00	3,16 \pm 0,02	0,18 \pm 0,16	13,90 \pm 1,13	7,76 \pm 9,38	7,9 \pm 4,52	0,06 \pm 0,02
ES3	5,35 \pm 4,17	1,70 \pm 2,39	1,25 \pm 0,07	0,96 \pm 1,32	2,28 \pm 0,38	0,14 \pm 0,15	4,85 \pm 4,87	2,75 \pm 0,91	0,85 \pm 0,63	1,2 \pm 0,42
ES4	5,6 \pm 4,94	6,5 \pm 5,37	3,16 \pm 1,49	1,52 \pm 0,73	0,83 \pm 1,14	0,13 \pm 0,18	6 \pm 4,38	5,2 \pm 7,21	2,13 \pm 2,95	1,4 \pm 0,98
ES5	0,63 \pm 0,57	0,85 \pm 0,1	0,41 \pm 0,007	0,26 \pm 0,26	0,15 \pm 0,02	0,09 \pm 0,02	2,32 \pm 1,81	1,47 \pm 2,02	0,505 \pm 0,61	0,09 \pm 0,01
ES6	0,4 \pm 0,0	0,45 \pm 0,62	0,2 \pm 0,28	0,85 \pm 0,28	1,12 \pm 1,52	1,25 \pm 0,70	0,02 \pm 0,02	0,46 \pm 0,61	0,73 \pm 0,94	0,26 \pm 0,04
ES7	0,03 \pm 0,02	0,16 \pm 0,11	0,05 \pm 0,07	0,08 \pm 0,04	0,08 \pm 0,00	0,16 \pm 0,22	0,01 \pm 0,01	0,09 \pm 0,12	0,01 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02
ES8	0,79 \pm 0,99	1,09 \pm 1,42	0,41 \pm 0,51	2,3 \pm 1,13	1,37 \pm 1,02	0,39 \pm 0,53	3,4 \pm 4,80	2,92 \pm 4,07	1,32 \pm 0,59	0,20 \pm 0,23
ES9	0,07 \pm 0,09	0,73 \pm 1,03	0,02 \pm 0,00	6,2 \pm 8,76	0,48 \pm 0,68	0,01 \pm 0,007	0,01 \pm 0,02	0,005 \pm 0,007	0,03 \pm 0,01	1,95 \pm 0,77
ES10	0,05 \pm 0,04	0,49 \pm 0,37	0,1 \pm 0,01	0,21 \pm 0,18	0,15 \pm 0,11	0,06 \pm 0,07	0,08 \pm 0,00	0,16 \pm 0,09	0,07 \pm 0,05	0 \pm 0,00

Tableau V : Concentrations moyennes des métaux lourds dans les sédiments des mangroves étudiées

	Pb	Zn	Cd	Fe	Si	Cu	Mn	Ni	Cr	Al
Moyenne \pm écart-type ($\mu\text{g/kg}$)										
ED1	1,16 \pm 1,62	0,96 \pm 0,41	1,06 \pm 0,74	2,26 \pm 0,55	3,84 \pm 2,30	0,23 \pm 0,31	4,70 \pm 1,93	0,52 \pm 0,67	0,77 \pm 0,00	0,18 \pm 0,06
ED2	0,13 \pm 0,17	2,05 \pm 0,91	0,62 \pm 0,10	2,43 \pm 1,46	10,9 \pm 4,24	0,21 \pm 0,26	0,29 \pm 0,04	2,17 \pm 0,74	0,71 \pm 0,00	0,88 \pm 0,15
ED3	0,43 \pm 0,02	3,05 \pm 2,25	1,74 \pm 1,03	1 \pm 0,01	0,62 \pm 0,82	1,51 \pm 0,88	0,73 \pm 0,98	0,21 \pm 0,00	1,84 \pm 1,10	0,47 \pm 0,53
ED4	2,27 \pm 0,04	14,45 \pm 4,31	1,93 \pm 0,36	2,30 \pm 0,79	10,38 \pm 9,77	1,10 \pm 0,01	3,35 \pm 2,02	19,14 \pm 0,00	1,23 \pm 0,65	2,38 \pm 1,63
ES1	0,75 \pm 0,78	0,31 \pm 0,44	1,59 \pm 0,67	1,07 \pm 1,03	1,92 \pm 0,57	0,74 \pm 1,03	0,61 \pm 0,36	0,42 \pm 0,47	0,11 \pm 0,00	0,07 \pm 0,07
ES2	2,25 \pm 1,71	1,16 \pm 1,56	2,17 \pm 0,26	0,88 \pm 0,29	1,92 \pm 1,03	0,06 \pm 0,07	5,33 \pm 0,60	1,49 \pm 0,57	6,70 \pm 0,00	0,02 \pm 0,02
ES3	1,96 \pm 1,27	0,59 \pm 0,79	3,02 \pm 2,43	1,89 \pm 0,99	1,86 \pm 0,14	0,89 \pm 0,00	0,65 \pm 0,29	1,57 \pm 0,56	0,76 \pm 0,00	0,76 \pm 0,02
ES4	0,54 \pm 0,70	4 \pm 1,07	7,05 \pm 6,14	1,63 \pm 0,71	1,22 \pm 0,02	0,44 \pm 0,52	2,45 \pm 0,25	5,96 \pm 2,80	0,67 \pm 0,00	0,19 \pm 0,07
ES5	0,36 \pm 0,43	0,35 \pm 0,16	3,67 \pm 4,11	2,20 \pm 2,49	1,63 \pm 2,07	0,06 \pm 0,07	1,20 \pm 0,09	1,57 \pm 0,52	0,005 \pm 0,007	0,05 \pm 0,05
ES6	0,25 \pm 0,34	1,16 \pm 0,18	6,35 \pm 8,98	1,51 \pm 1,35	2,77 \pm 2,07	0,32 \pm 0,38	0,51 \pm 0,72	0,02 \pm 0,02	1,07 \pm 1,51	0,07 \pm 0,07
ES7	0,01 \pm 0,00	0,48 \pm 0,67	0,07 \pm 0,09	0,9 \pm 1,10	0,83 \pm 0,38	0,65 \pm 0,77	0,83 \pm 0,22	0,25 \pm 0,12	0,56 \pm 0,77	3,03 \pm 0,90
ES8	1,97 \pm 0,45	0,59 \pm 0,70	0,35 \pm 0,40	0,49 \pm 0,69	2,43 \pm 0,47	0,60 \pm 0,23	3,13 \pm 0,58	1,95 \pm 0,07	0,60 \pm 0,07	0,13 \pm 0,00
ES9	0,005 \pm 0,007	0,05 \pm 0,03	6,60 \pm 9,34	1,68 \pm 0,54	1,04 \pm 0,98	0,56 \pm 0,54	0,41 \pm 0,38	0 \pm 0,00	0,02 \pm 0,02	1,47 \pm 0,73
ES10	0 \pm 0,00	0,45 \pm 0,48	0,50 \pm 0,68	0,52 \pm 0,73	0,74 \pm 0,00	2,40 \pm 1,55	0,25 \pm 0,22	0,44 \pm 0,00	0,28 \pm 0,22	3,63 \pm 1,44

III-1-1-5- Granulométrie des sédiments

Les résultats des analyses granulométriques sont donnés dans le tableau VI. L'examen de ces données montre que la nature du substrat des sédiments varie en fonction des stations et de la proximité ou non avec l'océan Atlantique. Deux types de substrats prédominent dans les mangroves de Mouanko et Manoka, à savoir les substrats sableux et les substrats limoneux. Les stations ES1, ES2, ES8, ES9, ES10, situées à Mouanko et les stations ES6 et ES7 situées à Manoka ont un substrat de type sableux. Tandis que les stations ED1 à ED4, situées à Mouanko et les stations ES3, ES4, ES5, situées à Manoka ont un substrat limoneux. Le substrat dans les mangroves d'influence dulcicole (ED1 à ED4) a été limoneux.

Tableau VI : Résultats de l'analyse granulométrique dans les différentes stations étudiées

Stations	Granulométrie (%)					Nature du substrat
	Sg	Sf	Ar	Lf	Lg	
ED1	4,05	1,11	20,54	52,57	21,73	Limoneux
ED2	11,27	3,67	31,43	48,45	5,18	Limoneux
ED3	3,45	9,32	42,15	39,01	6,07	Limoneux
ED4	2,76	10,43	26,10	43,98	16,73	Limoneux
ES1	75,61	3,10	8,72	11,20	1,37	Sableux
ES2	45,36	14,85	13,00	21,35	5,44	Sableux
ES3	1,76	1,08	27,52	47,93	21,72	Limoneux
ES4	2,97	6,18	23,31	37,95	29,59	Limoneux
ES5	3,17	1,98	21,19	51,09	22,57	Limoneux
ES6	38,34	29,78	2,11	11,45	18,32	Sableux
ES7	56,25	40,80	1,52	1,30	0,15	Sableux
ES8	59,75	30,47	5,08	4,00	0,70	Sableux
ES9	51,09	11,09	5,40	23,11	9,31	Sableux
ES10	40,73	13,82	6,23	20,50	18,72	Sableux

Sg = Sable grossier (élément de diamètre compris entre 0,2 mm et 2 mm); Sf = Sable fin (élément de diamètre compris entre 20 µm et 0,2 mm); Ar = Argile (élément de diamètre inférieur à 2 µm); Lf = Limon fin (élément de diamètres compris entre 2 et 10 µm); Lg = Limon grossier (élément de diamètres compris entre 10 et 20 µm)

III-1-2- Diamètre, densité et profondeur des terriers de crabes

Le tableau VII ci-dessous présente la densité de terriers de crabes évaluée au sein des stations d'étude. Globalement, la densité de terriers obtenue varie entre 7 et 103 T/m² autour d'une moyenne de 62,21 ± 33,19 T/m². Les plus faibles densités de terriers ont été obtenues dans les mangroves d'influence dulcicole, notamment aux stations ED1 et ED3 (7 T/m²) situées dans le cours d'eau Kwa-Kwa et le fleuve Sanaga, respectivement. Les stations ES2 (103 T/m²) et ES7 (95 T/m²) situées dans les mangroves d'eau saumâtre (estuaire du Cameroun) ont présenté les plus densités de terriers. En

terme de diamètre, les gros terriers ($\Phi \geq 2$ cm) ont été observés à de plus fortes densités (473 T/m²), suivis des terriers moyens (299 T/m²). Donc la plupart des terriers dans les mangroves prospectées ont un diamètre supérieur ou égal à 2 cm.

Les profondeurs moyennes des terriers (Tableau VII) ont varié entre 4,5±2,12 et 19,5±3,53. Les stations ED1, ED3 et ED4, situées dans les mangroves d'influence dulcicole ont présenté les plus faibles profondeurs ($P \leq 5,5$ cm). Tous les terriers situés dans les mangroves d'eau saumâtre aussi bien à Mouanko comme à Manoka ont des profondeurs moyennes supérieures ou égales à 10 cm, excepté la station ES8 ($P = 9,75 \pm 1,06$).

Tableau VII : Variation du diamètre, densité et profondeur des terriers de crabes

	Diamètre (Φ)			Densité (m ²)	Profondeur (cm)
	$\Phi \leq 5$ mm	$5 \text{ mm} \leq \Phi \leq 2$ cm	$\Phi \geq 2$ cm		
ED1	1	2	4	7	5,5±0,70
ED2	0	6	44	50	11±0,00
ED3	2	4	1	7	4,5±2,12
ED4	3	6	1	10	5±1,41
ES1	7	20	55	82	19,5±3,53
ES2	2	21	80	103	12,75±2,47
ES3	26	4	51	81	13,75±0,35
ES4	11	63	19	93	18±0,00
ES5	2	19	33	54	10,75±1,06
ES6	14	35	22	71	15±0,00
ES7	10	45	40	95	17,5±2,12
ES8	8	21	27	56	9,75±1,06
ES9	12	41	32	85	15,16±1,04
ES10	1	12	64	77	12,60±3,51
Total	99	299	473		

III-1-3- Caractérisation abiotique des stations

Une Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) a été réalisée à partir des données physico-chimiques, granulométriques, des terriers et des métaux lourds. Trois principaux groupes ont été obtenus (Figure 20). Le premier groupe I en bleu, est exclusivement constitué des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole, à savoir ED1 à ED4. Le second groupe II en jaune, est composé des stations ES6 à ES10 situées dans les mangroves d'eau saumâtre, précisément dans l'estuaire du Cameroun à Manoka (ce sont les stations ayant les plus fortes valeurs de salinité). Enfin le groupe III en gris, est composé des stations ES1 à ES5, stations situées au sein des mangroves d'eau saumâtre de Mouanko (aux concentrations en sels inférieures à celles situées à Manoka).

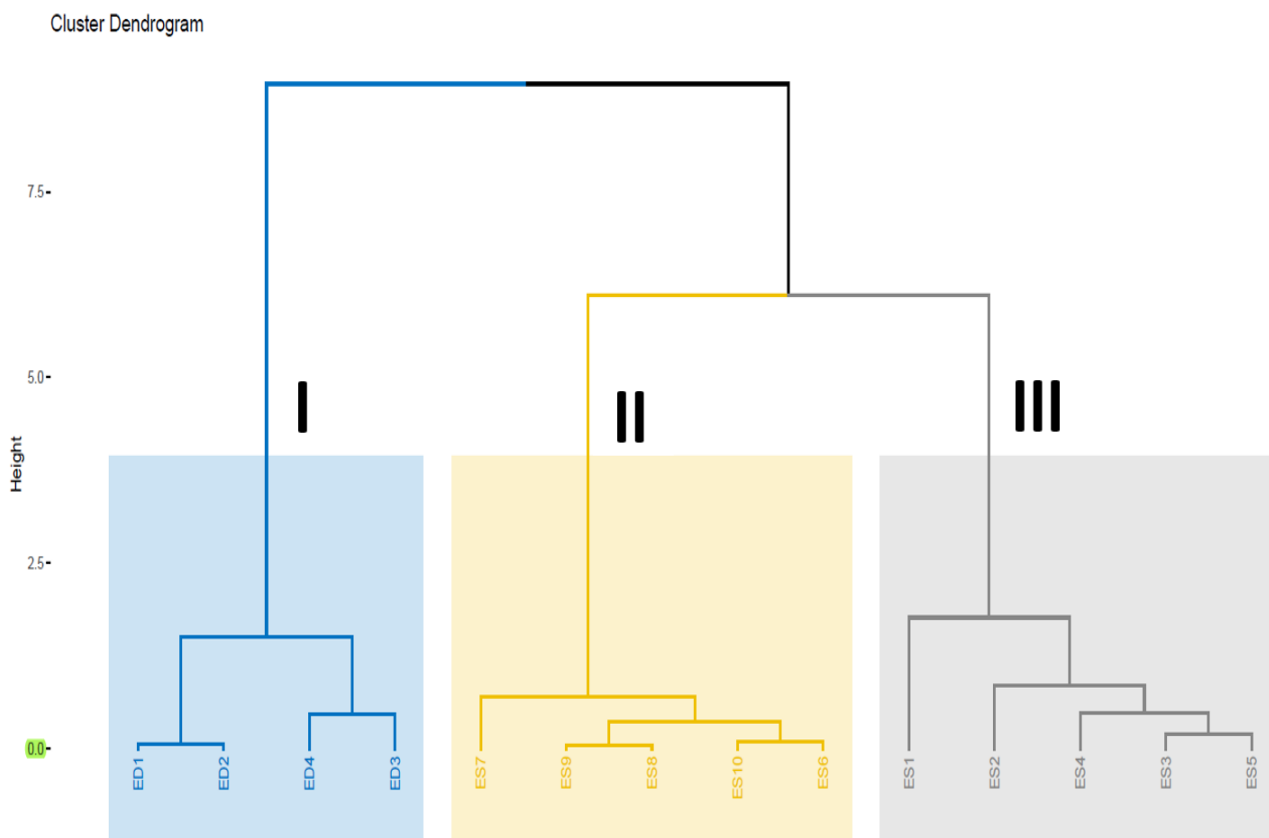


Figure 20 : Analyse de Classification Hiérarchique des stations d'échantillonnage à partir de données abiotiques obtenues pendant la période d'étude ; NB : les chiffres romains I, II et III désignent les groupes constitués.

Une ACP a ensuite été réalisée à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques, granulométriques et des métaux lourds (Figure 21). Cette ACP nous a permis de relever les différentes corrélations existantes et de regrouper les stations d'étude en fonction de leurs affinités. Sur la figure 21A, seuls les axes F1 (33 %) et F2 (19,2 %) ont été considérés, car ils cumulent 52,20 % de l'inertie totale. La figure 21B illustre le cercle de corrélations qui existent entre les différents paramètres physicochimiques, granulométriques et des métaux lourds. Trois principaux groupes ont été formés (Figure 21C). Le groupe 1 (marqué en bleu) montre que les stations ED1, ED2, ED3 et ED4 situées dans les mangroves d'influence dulcicole présentent les mêmes caractéristiques, et sont significativement et négativement corrélées à l'axe F1. Les stations ES1, ES2, ES3, ES4 et ES5 incluses dans le groupe 3 (marqué en gris) révèlent des affinités entre elles tout en participant positivement à la formation de l'axe F2. Enfin, les stations ES6, ES7, ES8, ES9 et ES10 du groupe 2 (marqué en jaune) sont positivement corrélées à l'axe F2.

Le Biplot (Figure 21C) généré a permis de caractériser chaque groupe de stations révélé par l'ACH en fonction de leurs caractéristiques abiotiques. En effet, le groupe I composé des stations

ED1, ED2, ED3 et ED4 est principalement caractérisé par des eaux chargées en matières en suspension (MES), fortement turbides, très colorées, humides et avec un substrat de type limoneux. Les concentrations de quelques métaux (silice, zinc, nickel, plomb, manganèse et fer) sont élevées par rapport aux autres stations. Les stations ES6, ES7, ES8, ES9 et ES10 logées dans le groupe II sont principalement caractérisées par des eaux fortement salées, des fortes concentrations de conductivité et solides totaux dissous, des fortes valeurs de l'alcalinité, des fortes températures et CO₂, et des fortes concentrations en formes d'azotes. Le substrat est de type sableux. Enfin, les stations ES1, ES2, ES3, ES4 et ES5 situées dans le groupe III sont principalement caractérisées par des eaux fortement chargées de matières organiques (oxydabilité), des fortes teneurs en ions chlorure, potassium et sodium, et ayant des teneurs relativement élevées en orthophosphates.

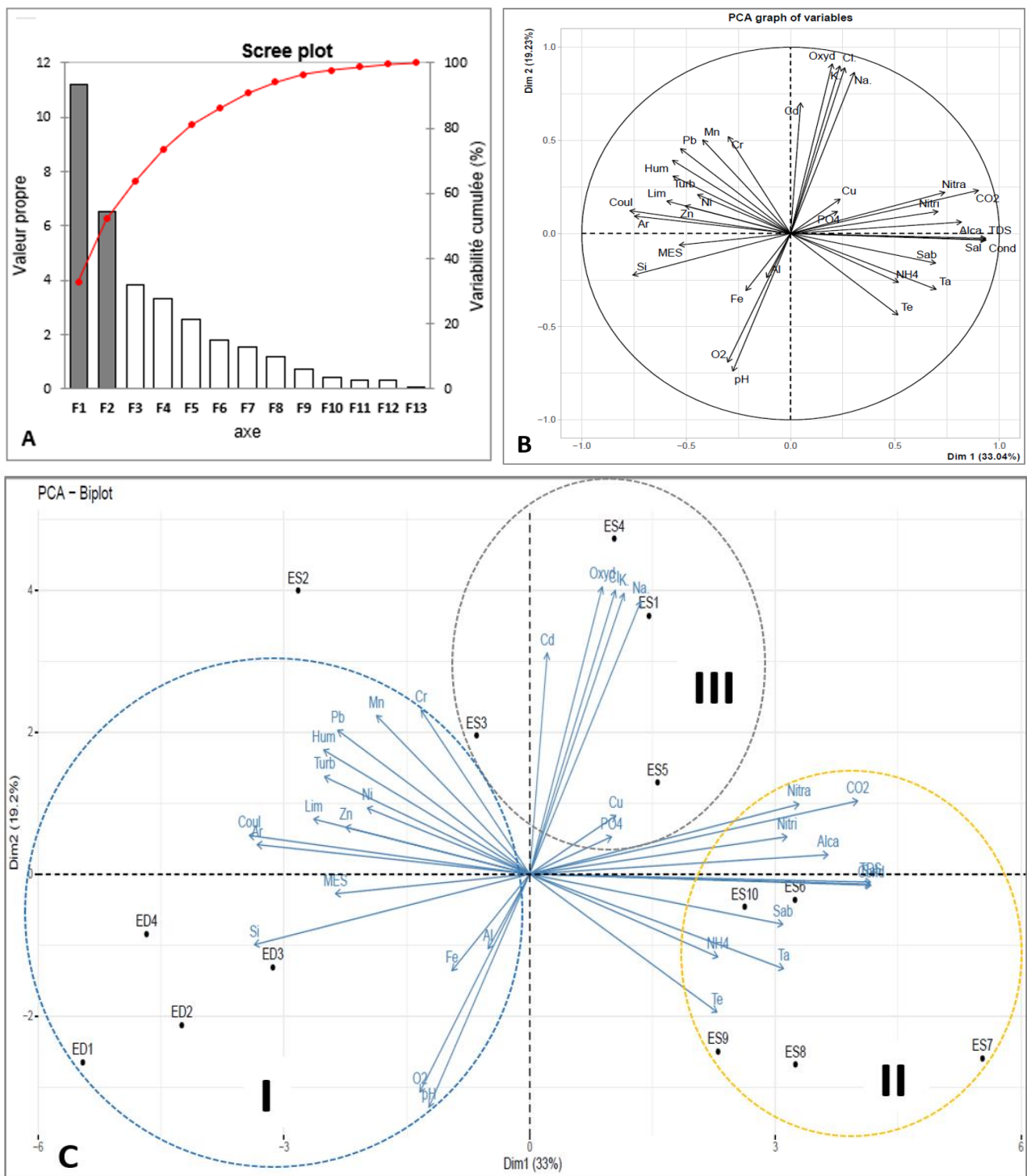


Figure 21 : Analyse en Composantes Principales effectuée à partir des données physicochimiques granulométriques et des métaux lourds dans les différentes stations : (A) Histogramme des valeurs propres, (B) cercle de corrélations ; (C) Biplot montrant les corrélations et la distribution des échantillons sur le plan factoriel F1 * F2. Acronymes : O2 = oxygène ; Fe = fer ; Al = aluminium ; Si = silice ; MES = matières en suspension ; Zn = zinc ; Ni = nickel ; Cr = chrome ; mn = manganèse ; turb = turbidité ; Ar (%) = argile ; Cd = cadmium ; coul = couleur ; Na+ = ion sodium ; Cl- = ion chlorure ; K+ = ion potassium ; Cu = cuivre ; PO4 = orthophosphate ; NH4 = azote ammoniacal ; Te= température de l'eau ; Ta = température ambiante ; CO2 = gaz carbonique.

III-1-4- Macroinvertébrés benthiques obtenus dans les mangroves étudiées

III-1-4-1- Diversité et répartition des taxons

Sur l'ensemble des 14 stations retenues au cours de cette étude, 6094 spécimens de macroinvertébrés ont pu être récoltés. Soixante-treize taxons ont été identifiés soit, 69 au rang de l'espèce, 3 au rang de la famille et 1 au rang de l'ordre. Ces taxons sont répartis en 3 embranchements (Arthropodes, Mollusques et Annélides), 5 classes (Malacostracés, Insectes, Gastéropodes, Bivalves et Oligochètes), 12 ordres (Décapodes, Amphipodes, Isopodes, Diptères, Caenogastropodes, Neogastropodes, Cycloneritimorphes, Pulmonés, Littorinomorphes, Venoroidés, Mytilidés et Clitellates) et 27 familles.

En termes d'abondance, l'embranchement des Mollusques est dominant avec 3840 individus, soit 63,01 % de l'abondance totale ; ensuite l'embranchement des Arthropodes avec 2250 individus obtenus, soit 36,92 % de l'abondance totale ; et enfin l'embranchement des Annélides avec 4 individus, soit 0,07 % de la faune totale obtenue.

L'embranchement des Arthropodes a été le plus riche avec 54 espèces (soit 73,97 % de la richesse spécifique totale). Ces espèces sont réparties en 2 classes (Malacostracés et Insectes), 4 ordres (Décapodes, Amphipodes, Isopodes et Diptères) et 17 familles. L'embranchement des Arthropodes est suivi par celui des Mollusques, avec 18 espèces (soit 24,66 % des espèces), réparties en 2 classes (Gastéropodes et Bivalves), 7 ordres (Caenogastropodes, Neogastropodes, Cyclonérimorphes, Pulmonés, Littorinimorphes, Veneroidés et Mytilidés) et 9 familles. L'embranchement des Annélides a été le moins riche avec 1 seule espèce (1,37 % de la richesse spécifique globale), de la famille des Tubificidae (classe des Oligochètes, ordre des Clitellates).

La classe des Malacostracés (Crustacés) constitue la plus riche avec 53 espèces (soit 72,60 % de la richesse spécifique globale) appartenant à 3 ordres et 16 familles. Ensuite c'est la classe des Gastéropodes, avec 14 espèces (soit 19,16 % des espèces) appartenant à 5 ordres et 6 familles. La classe des Bivalves compte 4 espèces (soit 5,48 % des espèces), réparties en 3 ordres et 3 familles. Enfin, les classes des Insectes et Oligochètes ont été les moins riches avec chacune 1 espèce (soit 1,38 % des espèces). Parmi les ordres identifiés, celui des Décapodes a été le plus riche en nombre d'espèces (51 espèces), soit 69,86 % de la richesse spécifique globale. Cet ordre est suivi par les Caenogastropodes, Cycloneritimorphes et Veneroidés avec respectivement 5, 4 et 3 espèces chacun. Les ordres des Neogastropodes et Pulmonés possèdent chacun 2 espèces. Enfin, les Amphipodes, Diptères, Isopodes, Littorinimorphes, Mytilidés et les Clitellates ont été les ordres les moins riches avec chacun 1 espèce.

Parmi les 27 familles obtenues, les plus riches sont celles des Palaemonidae (16 espèces), Sesarmidae (12 espèces), Grapsidae (6 espèces) et Ocypodidae (5 espèces). Viennent ensuite les

familles de Neritidae (4 espèces), Diogenidae (3 espèces), Thiaridae (3 espèces). Les familles de Potamididae, Muricidae, Sphaeridae, Lymneidae sont représentées par 2 espèces chacune, et, les familles des Penaeidae, Pasiphaeidae, Atyidae, Xanthidae, Geryonidae, Portunidae, Paguridae, Astacidae, Nephropidae, Gammaridae, Chironomidae, Littorinidae, Corbiculidae, Mytilidae et les Tubificidae par 01 espèce chacune.

III-1-4-1-1- Mangroves d'influence dulcicole

Au cours de cette étude, 2225 organismes de macroinvertébrés benthiques (MIB) ont été récoltés au sein des mangroves d'influence dulcicole. A cet effet, 36 morphotypes (dont 35 au rang de l'espèce et 1 au rang de la famille) ont été identifiés. Ces organismes se répartissent en 3 embranchements (Arthropodes, Mollusques et Annélides), 5 classes (Crustacés, Insectes, Gastéropodes, Bivalves et Oligochètes), 7 ordres et 15 familles (Tableau VIII). Les MIB obtenus au sein des mangroves d'influence dulcicole représentent 36,51 % de l'abondance globale obtenue, et 49,31 % de la richesse spécifique totale. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 24 espèces, soit 66,67 % de la richesse spécifique obtenue au sein des mangroves d'influence dulcicole. L'embranchement des Mollusques suit avec 11 espèces, soit 30,55 % de la richesse spécifique. Enfin, l'embranchement des Annélides est le moins riche avec 1 seule espèce présente, soit 2,78 % de la richesse spécifique totale obtenue dans les mangroves d'influence dulcicole.

La station ED1 avec une abondance de 503 organismes et une richesse spécifique de 22 espèces est la station la plus riche des 4 stations situées en zone d'influence dulcicole. Ces espèces se répartissent en 3 embranchements (Arthropodes, Mollusques et Annélides), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Oligochètes), 4 ordres (Décapodes, Caenogastropodes, Cyclonéritimorphes et Clitellates) et 11 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 14 espèces (soit 63,63% des taxons), suivi des Mollusques avec 7 espèces (soit 31,82 % des taxons) et enfin les Annélides avec 1 espèce soit 5,55 % des taxons obtenus à cette station. Les classes sus-citées renferment les mêmes répartitions d'espèces que celles des embranchements précédemment illustrés. L'ordre des Décapodes renferme 14 espèces, celui des Caenogastropodes 5 espèces, les Cyclonéritimorphes 2 espèces et les Clitellates renferment 1 espèce. Les familles des Palaemonidae (crevettes) et Thiaridae (mollusques) sont les plus riches, avec respectivement 7 et 3 espèces chacune. Les familles les moins riches sont : les Penaeidae, Pasiphaeidae, Sesarmidae, Geryonidae, Diogenidae et Tubificidae, avec 1 espèce chacune. *Vitta glabrata* et *Pachymelania fusca* sont les espèces les plus abondantes de la station ED1 (N = 267 et 63 respectivement).

La station ED2 enregistre une abondance de 548 organismes et une richesse spécifique de 17 espèces (soit 47,22 % des taxons obtenus dans les mangroves d'influence dulcicole). Ces espèces sont

réparties en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Malacostracés, Gastéropodes et Bivalves), 4 ordres (Décapodes, Caenogastropodes, Cycloneritimorphes et Veneroïda) et 7 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche (9 espèces) et le moins abondant (67 individus), tandis que l'embranchement des Mollusques est le moins riche (8 espèces) et le plus abondant (481 individus) à cette station. La classe des Malacostracés est la plus riche avec 9 espèces (soit 52,94 % des taxons). Elle est composée d'un seul ordre et 3 familles. La classe des Gastéropodes est composée de 2 ordres, 3 familles et 7 espèces et celle des Bivalves est composée d'une seule espèce. Les familles les plus riches obtenues à cette station sont celles des crevettes Palaemonidae (5 espèces), des crabes Sesarmidae (3 espèces) et des mollusques Thiaridae (3 espèces). Les espèces *Pachymelania fusca* et *Vitta glabrata* sont les espèces les plus abondantes (N = 299 et 148 respectivement) à cette station.

La station ED3 est composée de 14 espèces (38,89 % des taxons) et d'une abondance de 413 individus (soit 18,56 % de l'abondance des stations d'influence dulcicole). Ces individus se répartissent en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Insectes), 5 ordres (Décapodes, Diptères, Caenogastropodes, Cycloneritimorphes et Litorinomorphes) et 8 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 8 espèces, 4 familles, 2 ordres et 2 classes. Les classes des Malacostracés et des Gastéropodes contiennent chacune 7 espèces tandis que celle des Diptères n'est constituée que d'un seul taxon (Chironomidae). Les familles de Palaemonidae et Sesarmidae sont les plus diversifiées avec chacune 3 espèces. Elles sont suivies par les Thiaridae et Potamididae (2 espèces chacune). *Vitta glabrata*, *Pachymelania fusca* et *Palaemon pandaliformis* sont les espèces les plus abondantes de la station ED3, avec respectivement 145, 72 et 71 individus.

La station ED4 quant-à-elle compte 21 espèces et une abondance de 761 individus récoltés. L'ordre des Décapodes est le plus diversifié avec 5 familles et 11 morphotypes. Ces spécimens sont répartis en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Bivalves), 5 ordres et 10 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 11 espèces et le moins abondant avec 107 individus, tandis que celui des Mollusques est le moins riche (10 espèces) et le plus abondant (654 individus). L'embranchement des Arthropodes ne comporte qu'une seule classe, 1 ordre et 5 familles, tandis que celui des Mollusques enregistre 2 classes, 4 ordres et 5 familles. Les familles les plus riches sont celles des Palaemonidae (5 espèces), les Thiaridae (3 espèces) et les Neritidae (3 espèces). En revanche, les espèces les plus abondantes rencontrées à cette station sont : *Pachymelania fusca* (349 individus) et *Tympanotonus fuscatus* (95 individus).

Tableau VIII : Liste des abondances des différentes espèces récoltées dans les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole.

Embranchements	Classes	Ordres	Familles	Genres/Espèces	Acronyme	ED1	ED2	ED3	ED4	Total
Arthropoda	Crustacea	Decapoda	Palaemonidae	<i>Macrobrachium macrobrachion</i>	Mma	0	32	19	27	78
				<i>Macrobrachium vollehovenii</i>	Mvol	13	0	0	10	23
				<i>Macrobrachium niloticum</i>	Mnil	2	3	0	0	5
				<i>Macrobrachium felicinum</i>	Mfel	2	0	0	0	2
				<i>Macrobrachium raridens</i>	Mrar	4	0	0	4	8
				<i>Macrobrachium</i> sp.	Mssp.	35	10	0	1	46
				<i>Palaemonotes zariquieyi</i>	Pzar	0	2	0	0	2
				<i>Palaemon pandaliformis</i>	Ppan	0	0	71	45	116
				<i>Palaemon</i> sp.	Palsp	6	3	30	0	39
				<i>Leander tenuicornis</i>	Lter	11	0	0	0	11
			Penaeidae	<i>Penaeus semisulcatus</i>	Psem	14	0	0	4	18
			Pasiphaeidae	<i>Pasiphaea</i> spp.	Pasi	1	0	0	0	1
			Grapsidae	<i>Geograpsus</i> spp.	Gsp.	3	10	5	3	21
				<i>Metopograpsus</i> spp.	Msp	3	0	0	1	4
			Sesarmidae	<i>Guinearma</i> spp.	Guisp	0	0	5	0	5
				<i>Sesarma</i> spp.	Ssp	0	2	0	0	2
				<i>Parasesarma plicatum</i>	Ppli	0	0	0	3	3
				<i>Parasesarma asperum</i>	Pasper	0	0	9	0	9
				<i>Parasesarma</i> spp.	Psp	0	2	1	5	8
				<i>Perisesarma</i> spp.	Perisp	6	3	0	0	9
			Geryonidae	<i>Geryon</i> spp.	Gery	4	0	0	0	4
Diogenidae	<i>Clibanarius humilis</i>	Chum	1	0	0	0	1			
	<i>Clibanarius striolatus</i>	Cstrio	0	0	0	4	4			
Mollusca	Insecta	Basommatophora	Chironomidae	Non identifiée	Chiro	0	0	3	0	3
Mollusca	Gasteropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	<i>Pachymelania byronensis</i>	Pbyro	20	1	24	1	46
				<i>Pachymelania fusca</i>	Pfus	63	299	72	349	783
				<i>Pachymelania aurita</i>	Paaur	6	0	0	2	8
			Potamididae	<i>Tympanotonos fuscatus radula</i>	Radul	8	4	3	66	81
				<i>Tympanotonos fuscatus</i>	Tyfus	8	9	7	95	119

Tableau VIII : (suite et fin)

Embranchements	Classes	Ordres	Familles	Genres/Espèces	Acronyme	ED1	ED2	ED3	ED4	Total
				<i>Theodoxus niloticus</i>	Tnil	24	1	0	3	28
				<i>Vitta rubricata</i>	Rubr	0	14	0	42	56
		Cycloneritimorpha	Neritidae	<i>Vitta glabrata</i>	Glabr	267	148	145	70	630
		littorinomorpha	Littorinidae	<i>Littoraria undulata</i>	Undul	0	0	19	23	42
	Bivalve	Veneroidea	Corbiculidae	<i>Corbicula</i> spp.	Corbi	0	5	0	0	5
			Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> spp.	Sphae	0	0	0	3	3
Annelide	Oligicheta	Clitellata	Tubificidae	<i>Chaetogaster</i> spp.	Chaeto	2	0	0	0	2
Totaux	5	7	15	36		503	548	413	761	2225

III-1-4-1-2- Mangroves des eaux saumâtres

Les mangroves situées en eau saumâtre enregistrent un total de 66 taxons dont 62 identifiés au rang de l'espèce, 3 au rang de la famille et 1 au rang de l'ordre. Ces taxons se répartissent en 3 embranchements (Arthropodes, Mollusques et Annélides), 5 classes (Crustacés, Insectes, Gastéropodes, Bivalves et Oligochètes), 13 ordres et 25 familles (Tableau IX). L'embranchement des Arthropodes est le plus riche car compte 48 espèces, soit 72,72 % de la richesse spécifique obtenue au sein des mangroves d'eau saumâtre. Ces taxons sont répartis en 2 classes (Malacostracés et Insectes), 4 ordres (Décapodes, Amphipodes, Isopodes et Basommatophores) et 15 familles. L'embranchement des Mollusques suit avec 17 taxons (soit 25,76 % des taxons obtenus en eau saumâtre), 2 classes (Gastéropodes et Bivalves), 8 ordres et 9 familles. Enfin l'embranchement des Annélides est le moins diversifié avec 1 espèce (*Chaetogaster* sp.). Les classes les plus riches sont : les Malacostracés avec 47 espèces (soit 71,21 % des taxons) et les Gastéropodes avec 13 espèces (soit 19,70 % des taxons). L'ordre le plus diversifié est celui des Décapodes avec au total 45 espèces (soit 68,18 % des taxons) et 12 familles. Concernant les familles, les Palaemonidae et Sesarmidae sont les plus riches avec respectivement 13 et 11 espèces.

La station ES1 enregistre la plus grande abondance et la plus grande richesse taxonomique avec respectivement 991 individus récoltés et 27 morphotypes identifiés (40,91 % des taxons). Ces morphotypes se répartissent en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Bivalves), 8 ordres et 13 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 16 espèces tandis que celui des Mollusques compte 11 espèces. De même l'ordre des Décapodes représente la plus grande richesse taxonomique avec notamment 14 espèces sur les 27 identifiées. Parmi les familles identifiées, les Palaemonidae et les Sesarmidae sont les plus riches (6 et 5 espèces respectivement). En termes d'abondance la famille des Potamididae est la représentative avec 630 spécimens récoltés. *Tympanotonus radula* et *Tympanotonus fuscatus* (Gastéropodes) sont

les espèces les plus abondantes (377 et 253 respectivement). Parmi les espèces de crabes identifiées, *Parasesarma* sp. est la plus abondante (43 individus).

A la station ES2, un total de 452 individus ont été récoltés et 24 morphotypes identifiés (soit 36,36 % des taxons). Ces individus sont répartis en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Bivalves), 5 ordres et 10 familles. L'ordre des Décapodes est le plus diversifié avec 5 familles, 17 espèces (70,83 % des taxons identifiés à ES2) et une abondance de 235 individus, soit 52 % de l'abondance d'individus de cette station. Il est suivi par l'ordre des Caenogastropodes qui compte 2 familles et 4 espèces. Les ordres de Neogastropodes, Cycloneritimorphes et Veneridés sont les moins diversifiés avec chacun une famille et une espèce identifiées. *Tympanotonus fuscatus* et *Tympanotonus radula* (Gastéropodes) sont les espèces les plus abondantes avec respectivement 113 et 89 individus chacun. *Pachygrapsus* sp. représente l'espèce de crabe la plus abondante (N = 29) à cette station.

La station ES3 enregistre 18 taxons (espèces/genres) appartenant à 8 familles, 5 ordres, 3 classes et 3 embranchements (Arthropodes, Mollusques et Annélides). Les 18 espèces récoltées à cette station représentent 27,27 % de la richesse spécifique des eaux saumâtre. Une abondance de 246 organismes a été obtenue. Les Décapodes représentent l'ordre le plus riche de cette station avec 3 familles et 12 espèces (soit 66,67 % des taxons de cette station). L'ordre des Caenogastropode suit avec 2 familles et 3 espèces. Enfin, les Neogastropodes, les Clitellates et les Littorinomorphes constituent les ordres les moins riches avec chacun une famille et une espèce. *Pinaxia coronata* et *Macrobrachium macrobrachion* sont les espèces les plus abondantes de cette station avec respectivement 81 et 43 organismes chacun. *Guinearma* sp. représente l'espèce de crabe la plus abondante de cette station (N = 38).

A la station ES4, un total de 225 organismes a été récolté. Ces individus sont répartis en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Bivalves), 4 ordres, 6 familles et 18 espèces. Parmi ces espèces, *Pinaxia coronata* représente la plus abondante (N = 63). Comme dans les précédentes stations, l'ordre des Décapodes présente la richesse taxonomique la plus importante avec notamment 3 familles (Palaemonidae, Grapsidae et Sesarmidae) et 13 espèces (dont 8 espèces de crabes et 5 espèces de crevettes). Ensuite les ordres de Caenogastropodes et Neogastropodes viennent avec chacun une famille et 2 espèces. L'ordre des Mytilidés est le moins diversifié avec une seule espèce (*Mytilus edulis*). L'espèce de crabe la plus abondante a été *Parasesarma plicatum*.

La station ES5 a enregistré un total de 332 organismes, répartis en 2 embranchements, 3 classes, 6 ordres, 12 familles et 21 morphotypes (soit 31,82 % des taxons d'eau saumâtre). Les crustacés sont les plus représentés avec 2 ordres, 7 familles et 14 espèces, suivis par les Gastéropodes

avec 3 ordres, 4 familles et 6 espèces. L'ordre des Insecte a été le moins représenté avec une seule espèce. Les Décapodes sont les plus représentés avec 6 familles et 13 espèces. Parmi toutes les espèces identifiées à cette station, *Palaemon serratus* a été la plus abondante (N = 89). D'autre part, *Parasesarma* sp. représente l'espèce de crabe la plus abondante à cette station (N = 23).

La station ES6 enregistre une abondance de 400 individus et 22 morphotypes identifiés (33,33 % des taxons). Ces morphotypes se répartissent en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Bivalves), 6 ordres et 13 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 16 espèces tandis que celui des Mollusques compte 6 espèces. De même l'ordre des Décapodes représente la plus grande richesse taxonomique avec 16 espèces sur les 22 identifiées. Parmi les familles identifiées, celle des Palaemonidae est la plus riche (5 espèces) et la plus abondante (129 individus). *Palaemon pandaliformis* (crevette) et *Pinaxia coronata* (Gastéropode) sont les espèces les plus abondantes (77 et 71 respectivement). Parmi les espèces de crabes identifiées, *Pachygrapsus* sp. est la plus abondante (38 individus).

La station ES7 est la deuxième station la plus peuplée avec au total 475 organismes récoltés, soit 12,27 % de l'abondance des individus obtenus en eau saumâtre. Au cours de cette étude, 2 embranchements, 3 classes, 5 ordres, 13 familles et 22 morphotypes (soit 33,33 % des morphotypes obtenus au sein des mangroves situées en eau saumâtre) ont été observés à cette station. Les Décapodes ont été les plus diversifiés avec 8 familles et 13 espèces/genres. Ils sont suivis par les Caenogastropodes avec 2 familles et 5 espèces/genres, et les Neogastropodes avec une famille et 2 espèces. Les Amphipodes et les Basommatophores ont été les ordres les moins riches avec chacun une famille et une seule espèce. L'espèce la plus abondante rencontrée à cette station est *Tympanotonus fuscatus radula* avec une abondance de 138 individus. *Uca major* a été l'espèce de crabe la plus abondante à cette station (N = 80).

La station ES8 est composée de 21 espèces (soit 31,82 % des taxons) et une abondance de 309 individus (soit 7,99 % de l'abondance des stations en eau saumâtre). Ces individus se répartissent en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Insectes et Gastéropodes), 6 ordres (Décapodes, Amphipodes, Basommatophores, Neogastropodes, Pulmonés et Littorinomorphes) et 10 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 17 espèces, 7 familles, 3 ordres et 2 classes. La classe des Crustacés est la plus diversifiée avec 2 ordres, 6 familles et 16 espèces. Elle est suivie par les Gastéropodes avec 3 ordres, 3 familles et 4 espèces. Les Insectes sont les moins représentés avec 1 morphotype. Les familles de Palaemonidae et Sesamidae sont les plus riches avec respectivement 7 et 4 espèces. Elles sont suivies par les Grapsidae et Muricidae (2 espèces chacune). Les familles de Diogenidae, Gammaridae, Geryonidae, Chironomidae, Lymnaeidae et Littorinidae ne sont représentées que par une seule espèce chacune.

Pinaxia coronata a été l'espèce la plus abondante de la station (N = 66) tandis que *Pachygrapsus* sp. a été l'espèce de crabe dominante (N = 33).

La station ES9 enregistre une abondance de 223 individus et 19 morphotypes identifiés (soit 28,79 % des taxons). Ces morphotypes se répartissent en 2 embranchements (Arthropodes et Mollusques), 3 classes (Crustacés, Gastéropodes et Bivalves), 7 ordres et 12 familles. L'embranchement des Arthropodes est le plus riche avec 11 espèces tandis que celui des Mollusques compte 8 espèces. L'ordre des Décapodes présente la plus grande richesse taxonomique avec notamment 11 espèces sur les 19 identifiées. Parmi les familles identifiées, celle des Palaemonidae est la plus riche (4 espèces) et la plus abondante (68 individus). *Macrobrachium macrobrachion* (crevette) et *Littoraria undulata* (Gastéropode) sont les espèces les plus abondantes (33 et 28 respectivement). Parmi les espèces de crabes identifiées, *Pachygrapsus gracilis* est la plus abondante (20 individus).

La station ES10 abrite 24 morphotypes (soit 36,36 % des taxons) répartis en 2 embranchements, 3 classes, 10 ordres et 15 familles. Les Crustacés sont les plus diversifiés avec notamment 2 ordres, 6 familles et 13 espèces. Les Gastéropodes suivent avec 5 ordres, 6 familles et 8 espèces. Les Bivalves sont les moins représentés avec 3 ordres, 3 familles et 3 espèces. *Littoraria undulata* représente l'espèce la plus abondante de cette station (N = 46), tandis que *Parasesarma* sp. est l'espèce de crabe la plus représentée (N = 17).

Tableau IX : Liste des abondances des différentes espèces récoltées au sein des stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre

Embranchements	Classes	Ordres	Familles	Genres/Espèces	Acronyme	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	Total				
Arthropodes	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	<i>Macrobrachium macrobrachion</i>	Mma	0	17	48	16	1	0	0	7	33	1	123				
				<i>Macrobrachium vollehovenii</i>	Mvol	3	10	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	19		
				<i>Macrobrachium niloticum</i>	Mnil	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	11	0	14		
				<i>Macrobrachium raridens</i>	Mrar	0	0	0	0	12	4	0	0	0	0	0	0	16		
				<i>Macrobrachium sp.</i>	Msp.	0	2	3	0	2	0	0	31	12	0	0	0	50		
				<i>Palaemonotes turcorum</i>	Ptur	74	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81		
				<i>Palaemonotes spp.</i>	Ptessp	22	18	16	0	0	0	0	0	0	0	0	4	60		
				<i>Palaemon elegans</i>	Pele	0	0	0	0	0	27	1	15	0	0	0	0	43		
				<i>Palaemon pandaliformis</i>	Ppand	0	0	0	0	7	77	0	12	0	5	0	0	101		
				<i>Palaemon serratus</i>	Pser	30	49	0	33	91	11	0	0	0	16	0	0	230		
				<i>Palaemon spp.</i>	Psp.	0	6	0	3	0	0	9	16	0	5	0	0	39		
			<i>Palaemon longirotris</i>	Plon	10	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	14			
			<i>Palaemon xiphias</i>	Pxi	11	0	0	2	17	10	0	20	12	0	0	0	72			
			Atyidae	<i>Caridina spp.</i>	Csp.	0	0	0	0	2	4	5	0	1	0	0	12			
			Grapsidae	<i>Geograpsus spp.</i>	Gsp	2	18	7	0	0	0	5	0	1	0	0	33			
				<i>Pachygrapsus propinquus</i>	Ppro	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2			
				<i>Pachygrapsus gracilis</i>	Pgra	0	0	2	1	0	18	0	0	20	11	0	52			
				<i>Pachygrapsus spp.</i>	Pasp	0	29	0	9	6	38	0	33	1	2	0	118			
				<i>Metagrapsus spp.</i>	Msp.	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	7			
				<i>Metopograpsus spp.</i>	Mesp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1			
				Sesarmidae	<i>Sesarma rubinofforum</i>	Srub	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
					<i>Sesarma reticulatum</i>	Sreti	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3		
					<i>Guinearma spp.</i>	Guisp	10	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	48		
					<i>Guinearma alberti</i>	Galb	0	23	0	10	0	0	0	0	0	0	0	33		
			<i>Sesarma spp.</i>		Ssp.	0	18	2	4	21	0	3	0	18	11	0	77			
			<i>Parasesarma plicatum</i>		Ppli	14	0	8	47	0	4	0	0	0	0	0	73			
			<i>Parasesarma longicristatum</i>		Plongi	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	7			
			<i>Parasesarma samawati</i>		Psama	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	7			
			<i>Parasesarma spp.</i>		Parasp	43	5	12	6	23	7	0	7	9	17	0	129			
			<i>Perisesarma indiarum</i>		Pind	0	0	0	4	0	0	0	24	0	0	0	28			
			<i>Perisesarma spp.</i>	Perisp	21	22	0	9	3	0	0	0	0	0	0	55				
			Ocypodidae	<i>Uca spp.</i>	Uca	0	2	0	0	0	0	6	0	0	0	0	8			
				<i>Uca major</i>	Umaj	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	80			
				<i>Uca neocultrimana</i>	Uneo	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6			
				<i>Tubuca spp.</i>	Tsp	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
			Xanthidae	<i>Minuca spp.</i>	Msp	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	6			
			Geryonidae	<i>Leptodus spp.</i>	Lsp	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10			
			Portunidae	<i>Geryon spp.</i>	Gery	0	0	0	0	0	0	9	1	0	0	0	10			
			Decapoda	<i>Callinectes sapidus</i>	Csapi	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	21			
				Diogenidae	<i>Clibanarius longitarsus</i>	Clongi	0	0	0	0	0	10	2	0	0	0	0	12		
					<i>Clibanarius humilis</i>	Chum	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4		
				<i>Clibanarius striolatus</i>	Cstrio	2	5	0	0	1	5	6	17	1	1	0	38			
				Paguridae	Non identifiée	Pag	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
				Astacidae	Non identifiée	Asta	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	3			
				Nephropidae	<i>Homarus gammarus</i>	Hgam	0	0	0	0	0	12	0	0	0	2	14			
				Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus spp.</i>	Gamm	1	0	0	0	49	0	4	1	0	0	55		
				Isopoda	Non identifiée	Non identifiée	Iso	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2		
				Basommatophora	Chironomidae	Non identifiée	Chiro	0	0	0	0	2	0	3	1	0	0	6		
			Mollusques	Bivalve	Gastropoda	Thiaridae	<i>Pachymelania byronensis</i>	Pbyro	9	4	0	0	0	12	0	1	0	26		
							<i>Pachymelania fusca</i>	Pfusca	38	5	2	0	8	0	54	0	19	0	126	
							<i>Pachymelania aurita</i>	Paaur	40	0	0	0	1	0	4	0	3	1	49	
						Caenogastropoda	Potamididae	<i>Tympanotonos fuscatus radula</i>	Radul	253	89	2	2	37	12	138	0	0	20	553
								<i>Tympanotonos fuscatus</i>	Tyfus	377	113	3	1	17	11	75	0	0	8	605
						Neogastropoda	Muricidae	<i>Thais blanfordi</i>	Blanf	0	0	0	3	0	0	1	2	0	1	7
								<i>Pinaxia coronata</i>	Coro	0	3	81	63	29	71	35	66	26	23	397
Cycloneritimorpha	Neritidae	<i>Vitta rubricata</i>				Rubr	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6			
		<i>Vitta glabrata</i>				Glabr	9	1	0	0	1	1	0	0	4	20	36			
		<i>Neritodryas cornea</i>				Cornea	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
Pulmonata	Lymnaeidae	<i>Galba spp.</i>				Galba	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3			
		<i>Lymnaea spp.</i>				Lymsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1			
Gastropoda	littorinomorpha	Littorinidae				<i>Littoraria undulata</i>	Undul	0	0	7	0	0	56	0	31	28	46	168		
						Venerida	Corbiculidae	<i>Corbicula spp.</i>	Corbi	7	2	0	0	0	0	0	12	1	22	
								<i>Pisidium spp.</i>	Pisi	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
			<i>Sphaerium spp.</i>	Sphae	1			0	0	0	0	0	0	0	0	2	3			
			Mytilida	Mytilidae	<i>Mytilus edulis</i>	Mytil	0	0	0	6	0	0	0	11	16	33				
Annelide	Oligicheta	Clitellata	Tubificidae	<i>Chaetogaster spp.</i>	Chaeto	0	0	2	0	0	0	0	0	2						
Totaux	5	13	25	66		991	452	246	225	332	400	475	309	223	216	3869				

III-1-4-2- Fréquences d'occurrence des espèces aux différentes stations d'étude

Le calcul des différentes fréquences d'occurrence des taxons de macroinvertébrés benthiques récoltés pendant les 13 mois d'échantillonnage au niveau de chaque station montre que les espèces rares sont les plus dominantes, avec une proportion de 87,45 %. Elles sont suivies par les espèces accessoires (6,90 %), les espèces constantes (4,45 %) et les espèces régulières (1,20 %). Aucune espèce omniprésente n'a été enregistrée durant la période d'étude (Figure 22). Au niveau des stations, qu'on soit dans les mangroves d'influence dulcicole ou en eau saumâtre, les espèces rares représentent au moins 77 % du peuplement, ceci allant jusqu'à 95,45 % (ES6). Concernant les espèces accessoires, les stations ED3 et ES5 ont enregistré les plus grandes proportions (14,29 et 14,28 respectivement). Les espèces mises en évidence à cet effet sont : *Pachymelania fusca* et *Vitta glabrata* pour la station ED3, et *Palaemon serratus*, *Tympanotonus radula* et *Tympanotonus fuscatus* pour la station ES5. Les pourcentages des espèces constantes varient entre 3,57 % (ES1) et 11,77 % (ED2). A la station ED2, lesdites espèces constantes sont notamment *Pachymelania fusca* et *Vitta glabrata*. Seules les stations ES1, ES2 et ES3 ont enregistré des espèces régulières. Ces espèces régulières sont : *Tympanotonus radula*, *Tympanotonus fuscatus* et *Pinaxia coronata*. La plupart des espèces accessoires, constantes et régulières appartiennent à la classe des Gastéropodes.

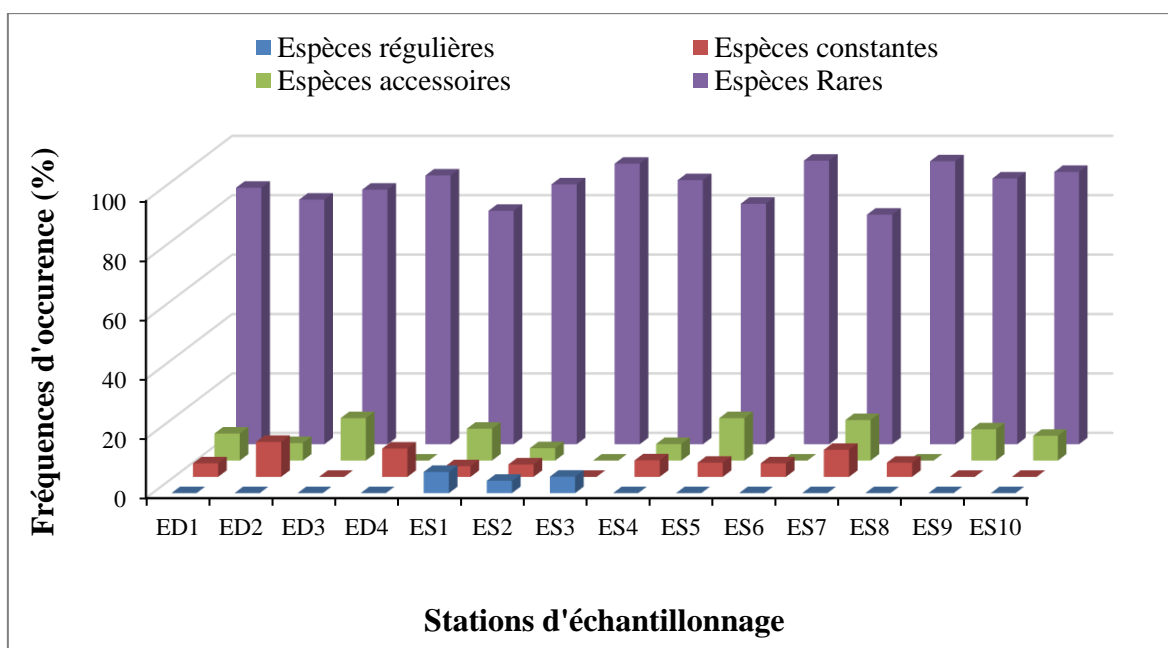


Figure 22 : Fréquences d'occurrence des taxons aux différentes stations d'échantillonnage durant la période d'étude

III-1-4-3- Estimation du Succès d'échantillonnage (SE) et tracé de la courbe de raréfaction

La courbe de raréfaction obtenue après calcul des richesses spécifiques cumulées est illustrée à la figure 23. Cependant, la richesse spécifique minimale qui aurait pu être obtenue dans cette étude est de 66,43. Tandis que la richesse spécifique maximale aurait pu être de 79,57. Le succès d'échantillonnage calculé à partir des richesses spécifiques obtenue et attendue est donc de 86,13 %.

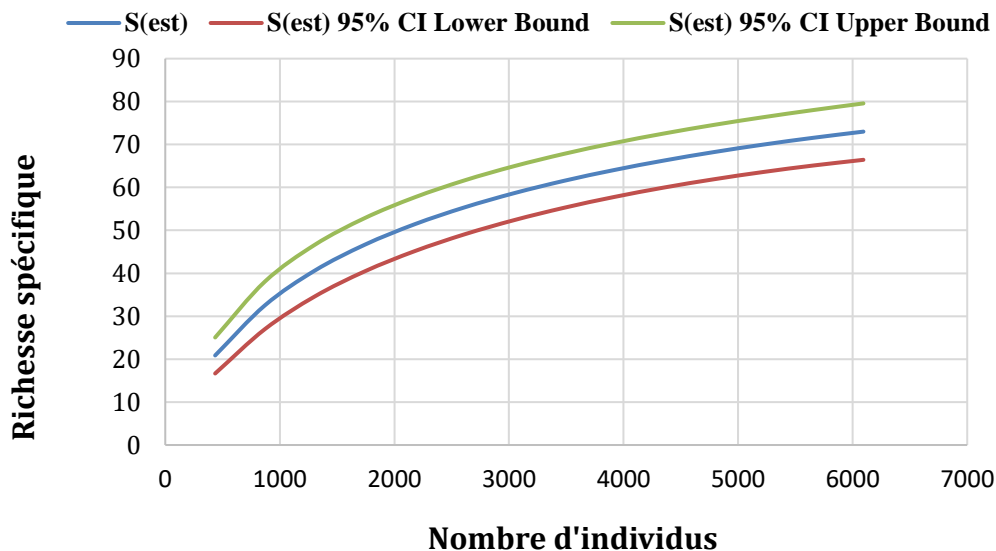


Figure 23 : Courbe de raréfaction de la richesse spécifique. **S (est) :** richesse spécifique obtenue ; **S (est) 95% CI Lower Bound :** richesse spécifique minimale qui aurait pu être obtenue ; **S (est) 95% CI Upper Bound :** richesse spécifique maximale qui aurait pu être obtenue.

III-1-4-4- Variations de la richesse spécifique

III-1-4-4-1- Variation spatio-temporelle

Globalement, la richesse spécifique obtenue au sein des mangroves, à chaque station d'échantillonnage et d'un mois à l'autre, a varié entre 0 et 11 (Figure 24). La richesse spécifique par campagne d'échantillonnage et par station varie autour de $3,39 \pm 2,15$ espèces. Durant la période d'étude, plusieurs stations et à des campagnes d'échantillonnage différentes ont présenté des richesses spécifiques nulles, il s'agit notamment des stations ED2, ED3, ES3, ES4 au mois de novembre 2019, la station ES6 au mois de novembre 2020. Par contre les plus fortes richesses taxonomiques ont été obtenues en avril 2020 à la station ED2 (10) et en mars 2020 à la station ES2 (11). Le test U de Man Whitney a révélé des différences significatives sur le plan spatial et temporel ($p < 0,05$). Sur le plan spatial, plusieurs différences significatives ont été retenues, notamment entre les stations ES1 et toutes les autres, entre ES2 et ED3, ES3 et ES9. Cependant sur le plan temporel, des différences significatives sont enregistrées entre les mois de novembre 2019 et de mars 2020, entre avril 2020 et octobre 2020, entre avril 2020 et novembre 2020, et entre mai 2020 et novembre 2020.

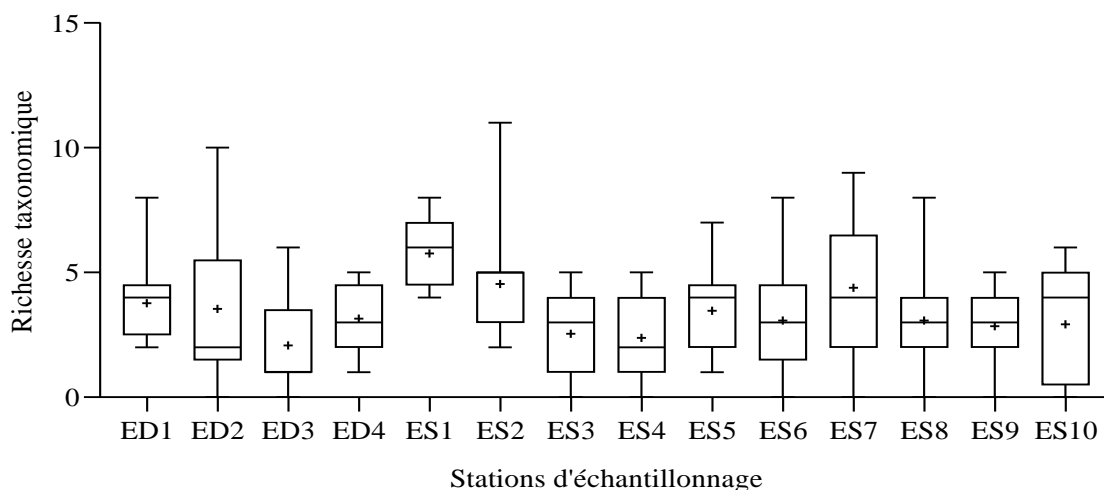


Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique durant la période d'étude

III-1-4-4-2- Variation de la richesse spécifique en fonction du régime des marées

La richesse spécifique au cours de cette étude a varié d'une station à l'autre que l'on soit en marée haute ou en marée basse. Elle a varié entre 2 et 20 espèces (Figure 25). Les plus faibles valeurs de la richesse spécifique ($S = 2$) ont été obtenues en marée haute, respectivement aux stations ED2 et ED3 situées dans les mangroves d'influence dulcicole. Cependant, les valeurs les plus élevées ($S = 19$ et 20) ont également été obtenues en marée haute respectivement aux stations ES8 et ES20 situées dans les mangroves d'eau saumâtre. La comparaison des valeurs de la richesse spécifique montre qu'elle est plus élevée en marée basse ($13,5 \pm 3,69$) qu'en marée haute ($12,21 \pm 5,63$). Le test de Kruskal-Wallis ne révèle aucune différence significative entre les différentes valeurs obtenues ($p \geq 0,05$).

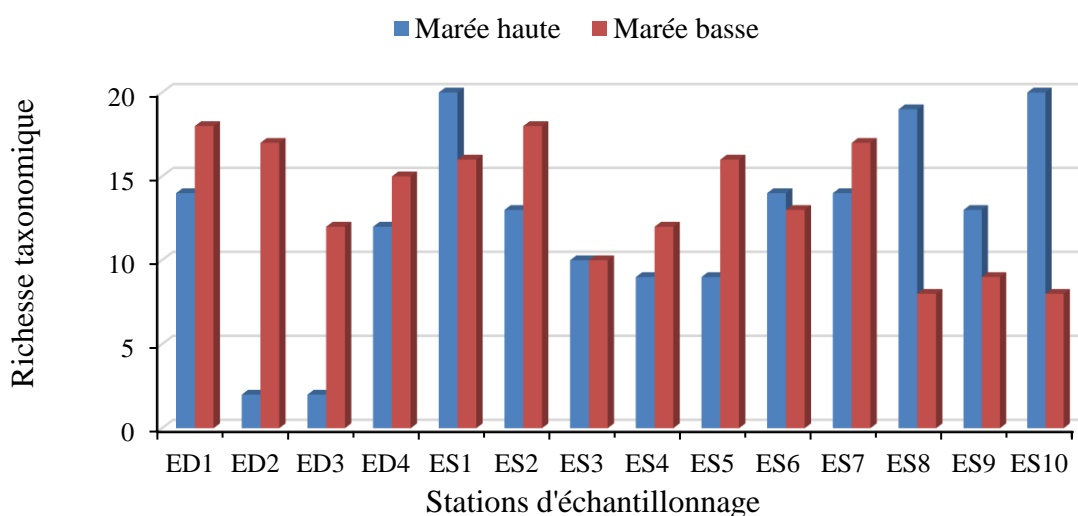


Figure 25 : Variation de la richesse spécifique en fonction du régime des marées

III-1-4-4-3- Variation de la richesse spécifique en fonction du type de végétation

Huit groupes de végétation suivant l'occupation des stations d'échantillonnage ont été retenus. Le groupe I est composé des palétuviers à *Rhizophora racemosa*, le groupe II *Rhizophora mangle* et du *Nypa fructicans*, le groupe III du *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle* et *Nypa fructicans*, le groupe IV du *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle* et *Acrostichum aureum*, le groupe V du *Rhizophora racemosa* et *Rhizophora mangle*, le groupe VI du *Laguncularia racemosa*, le groupe VII du *Rhizophora mangle*, *Nypa fructicans* et *Acrostichum aureum*, et le groupe VIII du *Rhizophora mangle*. Suivant cette répartition, les groupes I et V ont enregistré les plus grandes richesses taxonomiques, soient 45 (sur 73) et 43 (sur 73) taxons respectivement. Ensuite viennent les groupes II et IV avec 28 et 27 taxons respectivement. Les groupes VIII, VI, III et VII suivent enfin avec respectivement 24, 22, 21 et 19 taxons chacun (Figure 26).

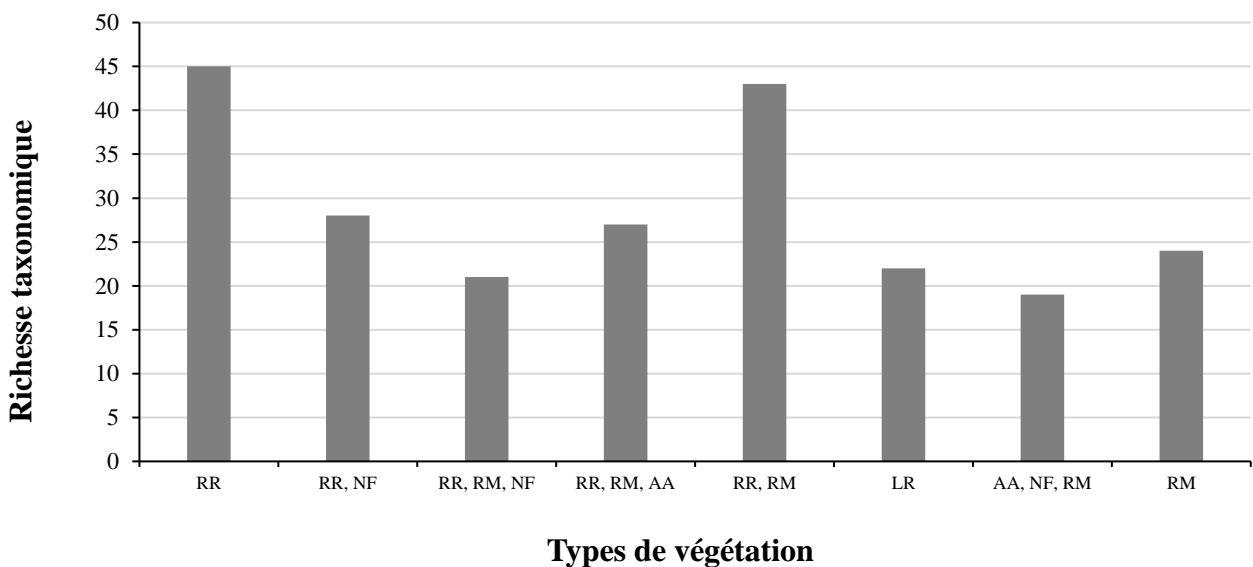


Figure 26 : Variation de la richesse spécifique en fonction des types de mangroves et de la végétation associée. RR = *Rhizophora racemosa* ; RM = *Rhizophora mangle* ; NF = *Nypa fructicans* ; AA = *Acrostichum aureum* ; LR = *Laguncularia racemosa*

III-1-4-5- Structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques

III-1-4-5-1- Dynamique d'abondance

La figure 27 présente d'une part (A) la répartition des abondances de macroinvertébrés benthiques entre les différentes mangroves prospectées et d'autre part (B) la distribution des abondances relatives des différents embranchements obtenus. Sur les 6094 individus récoltés les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole ont enregistré 2225 organismes, soit 36,51 % de l'abondance totale. Cependant les stations situées au sein des mangroves d'eau saumâtre ont pu enregistrer 3869 individus de MIB, soit 63,49 % de l'abondance totale. En ce qui concerne les abondances relatives des différents embranchements, les Mollusques ont été les plus abondants avec

3840 individus dénombrés, soit 63,01 % de l'abondance totale. Ils sont directement suivis par l'embranchement des Arthropodes qui a enregistré 2250 individus, soit 36,92 % de l'abondance totale. Les Annélides ont été les moins abondants avec seulement 4 spécimens obtenus, soit 0,07 % de l'abondance totale.

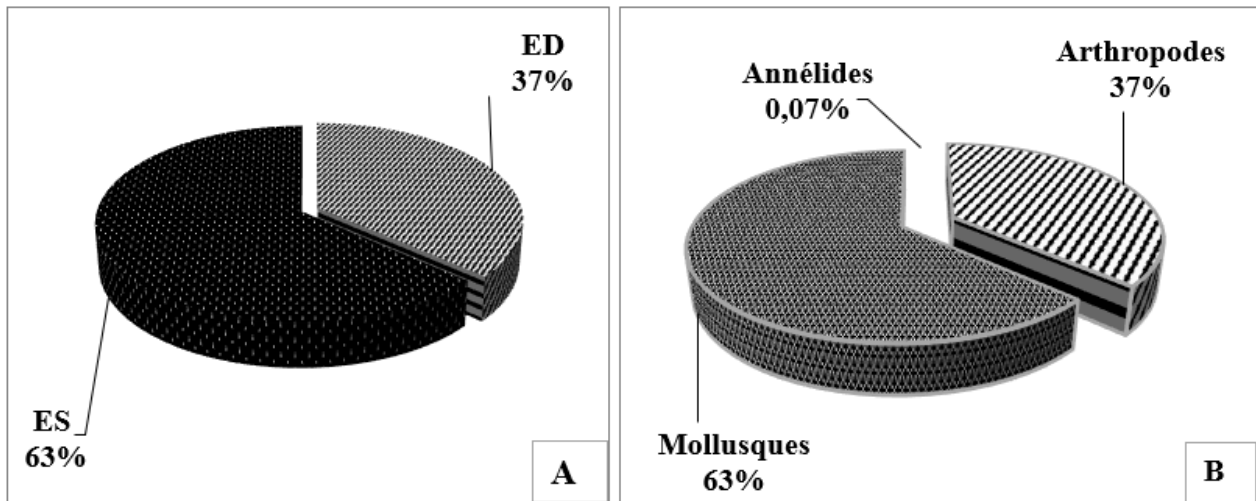


Figure 27 : Abondance relative des macroinvertébrés benthiques dans les différentes mangroves étudiées (A) et abondances relatives des différents embranchements (B) ; ED : Mangrove d'influence dulcicole, ES : Mangrove d'eau saumâtre.

D'après la distribution d'abondance des MIB, la station ES1 est la plus dominante avec 991 individus, soit 16,26 % de l'abondance totale. Elle est suivie par les stations ED4 avec 761 individus (12,48 %), ED2 avec 548 individus (9 %) et ED1 avec 503 individus (8,25 %). Les stations ES7, ES2, ED3, ES6 suivent avec respectivement 7,8 %, 7,42%, 6,78 % et 6,55% de l'abondance totale. Les stations ES3, ES4, ES5, ES9 et ES10 possèdent toutes des abondances relatives inférieures à 5,5 % et sont de ce fait les moins abondantes parmi toutes les autres stations.

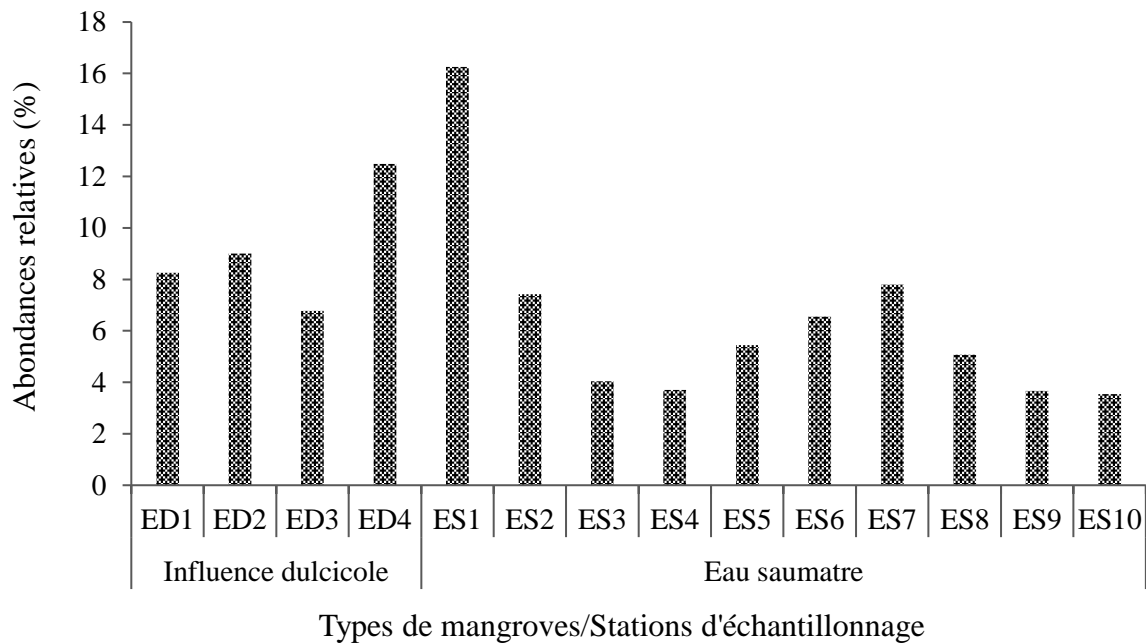


Figure 28 : Abondance relative des MIB récoltés au sein des mangroves étudiées

La figure 29 illustre les variations d'abondances des MIB en fonction du régime des marées aux différentes stations d'échantillonnage. Les plus grandes abondances relatives, 8,72 % et 7,84 %, ont été enregistrées en marée basse, respectivement aux stations ES1 (eau saumâtre) et ED2 (mangroves d'influence dulcicole). Les abondances relatives suivantes (7,53 % et 6,61 %) ont été obtenues en marée haute à la station ES1 et en marée basse à la station ED3. La plus faible abondance a été de 10 individus (soit 0,16 % de l'abondance totale) et a été obtenue en marée haute à la station ED3. Le calcul des abondances cumulées indique qu'en marée haute 2723 organismes ont été obtenus, pour une moyenne de $194,5 \pm 112,99$ individus/échantillonnage. Tandis qu'en marée basse 3371 organismes ont été enregistrés avec une moyenne de $240,78 \pm 167,59$ individus/échantillonnage.

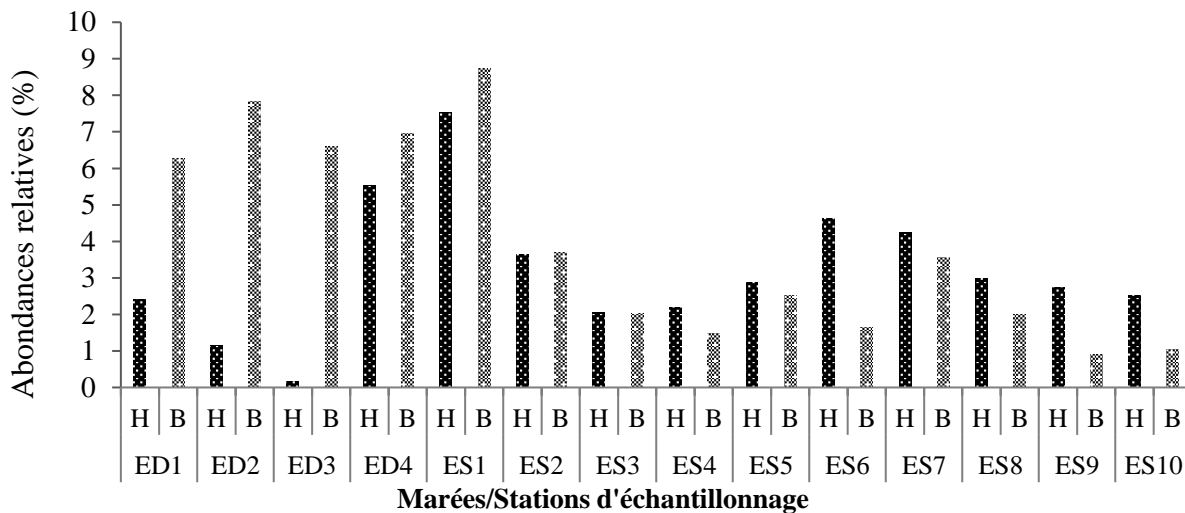


Figure 29 : Abondances relatives des MIB aux différentes stations en fonction du régime des marées ; H : marée haute, B : marée basse

III-1-4-5-1-1- Variation spatiale des abondances des différentes classes de MIB

D'après la distribution spatiale des abondances des classes des MIB, toutes les stations situées au sein des mangroves d'influence dulcicole sont dominées par la classe des Gastéropodes, avec pour proportions respectives 78,72 %, 86,86 %, 65,37 % et 80,81 % de l'abondance totale obtenue à chaque station (Figure 30). Les stations ES1, ES7 et ES10 situées au sein des mangroves d'eau saumâtre sont également dominées par les Gastéropodes avec pour abondances relatives 74,17 %, 67,15 % et 55,56 % respectivement. Quant aux autres stations, notamment ES2, ES3, ES4, ES5, ES6, ES8 et ES9, elles sont toutes dominées par la classe des Crustacés avec des abondances respectives de 52 %, 60,57 %, 66,67 %, 71,38 %, 61,75, 67 % et 53,36 %. Les classes les moins représentées sont celles des Insectes et des Oligochètes. Les Insectes ne sont présents qu'aux stations ED3 (3 individus) et ES5 (2 individus). Tandis que les Oligochètes sont présents au sein des stations ED2 (2 individus) et ES3 (2 individus).

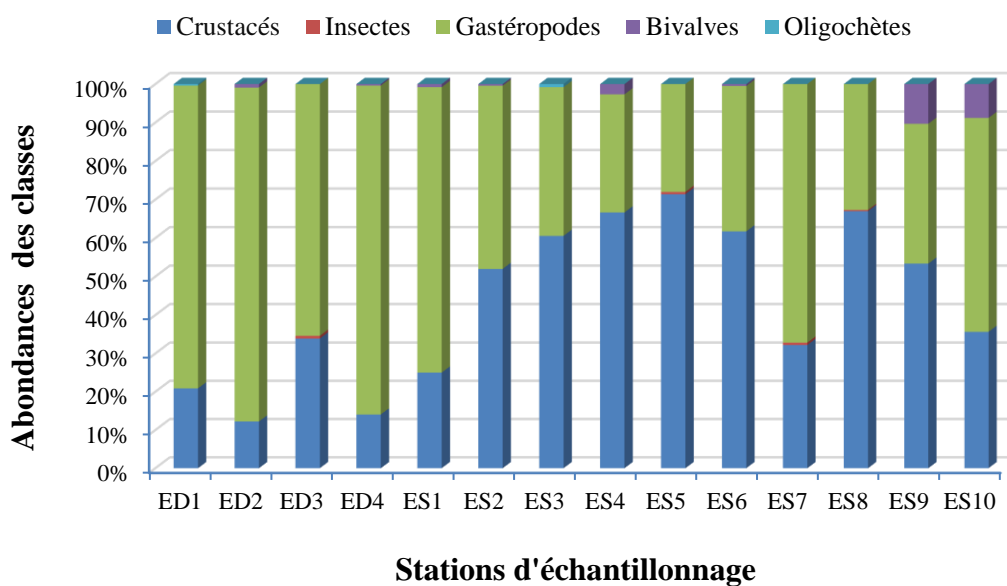


Figure 30 : Abondance relative des différentes classes de MIB dans les stations d'échantillonnage pendant la période d'étude

III-1-4-5-1-2- Variation saisonnière des abondances des différentes classes de MIB

La figure 31 présente la variation saisonnière de l'abondance des classes obtenues au sein des différentes stations d'échantillonnage durant la période d'étude. D'après les résultats des analyses, les Gastéropodes sont dominants à toutes les saisons au niveau des stations situées au sein des mangroves d'influence dulcicole (abondances relatives respectives $\geq 60\%$), excepté à la station ED3 en saison sèche où les Crustacés sont les plus abondants (53,28 %) (Figure 31A). En ce qui concerne la mangrove d'eau saumâtre, à la station ES1, la classe des Gastéropodes domine tout le peuplement avec des abondances relatives de 82,91 % en saison sèche et 70,07 % en saison pluvieuse. Au niveau des stations ES2 et ES3, les Gastéropodes prédominent en saison sèche (57,72 % et 59,52 % respectivement) tandis que les Crustacés ont été prédominants en saison pluvieuse (56,87 % et 64,42 % respectivement). Les Crustacés ont été prédominants à toutes les saisons au niveau des stations ES4, ES5, ES6 et ES8. A la station ES7, les Gastéropodes ont été prédominants en saison sèche (89,68 %) tandis que les Crustacés ont prédominé en saison pluvieuse (65,46 %) comme ce qui a été observé en ES2 et 3. Enfin, au niveau des stations ES9 et ES10, les Crustacés ont prédominé en saison sèche (86,17 % et 63,23 % respectivement), et les Gastéropodes en saison pluvieuse (53,49 % et 65,54 % respectivement) (Figure 31B).

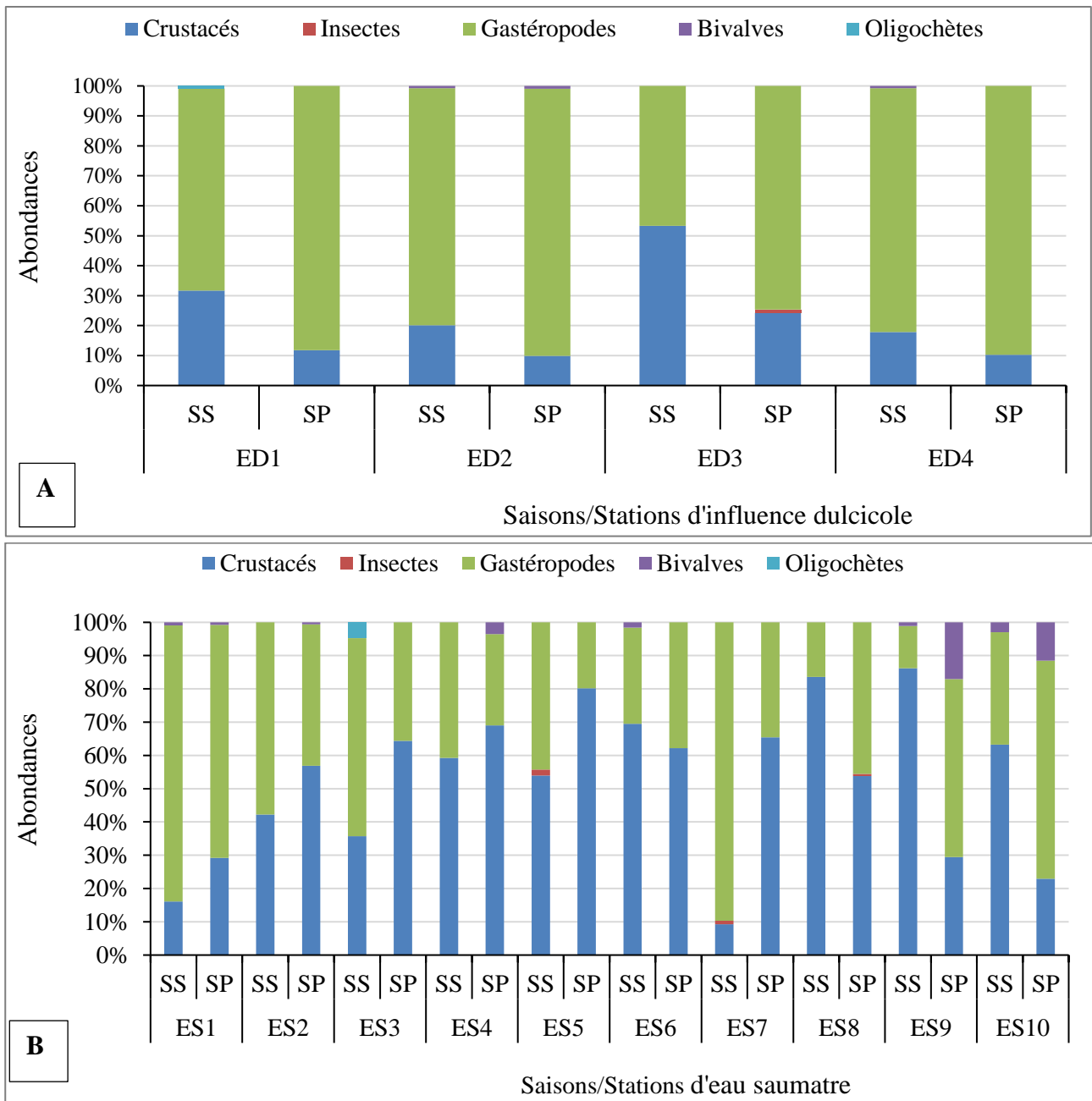


Figure 31 : Variation saisonnière de l'abondance relative des classes des MIB pendant la période d'étude

III-1-4-5-1-3- Variation des abondances des différentes classes de MIB en fonction du régime des marées

La variation des abondances des classes de MIB en fonction des marées montre que les Gastéropodes sont prédominants au niveau des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole qu'on soit en marée haute ou en marée basse (Figure 32A). Les Gastéropodes ont prédominé en marée haute et en marée basse au niveau des stations ES1, ES7 et ES10. Cependant au niveau des ES3, ES4, ES5 et ES8 ce sont les Crustacés les plus dominants en marée haute tout comme en marée basse. A la station ES2, les Gastéropodes prédominent en marée haute (61,88 % de l'abondance totale

obtenue en ES2) et les Crustacés en marée basse (67,56 % de l'abondance totale obtenue en ES2). Enfin au niveau des stations ES6 et ES9, les Crustacés ont prédominé en marée haute tandis que les Gastéropodes ont prédominé en marée basse.

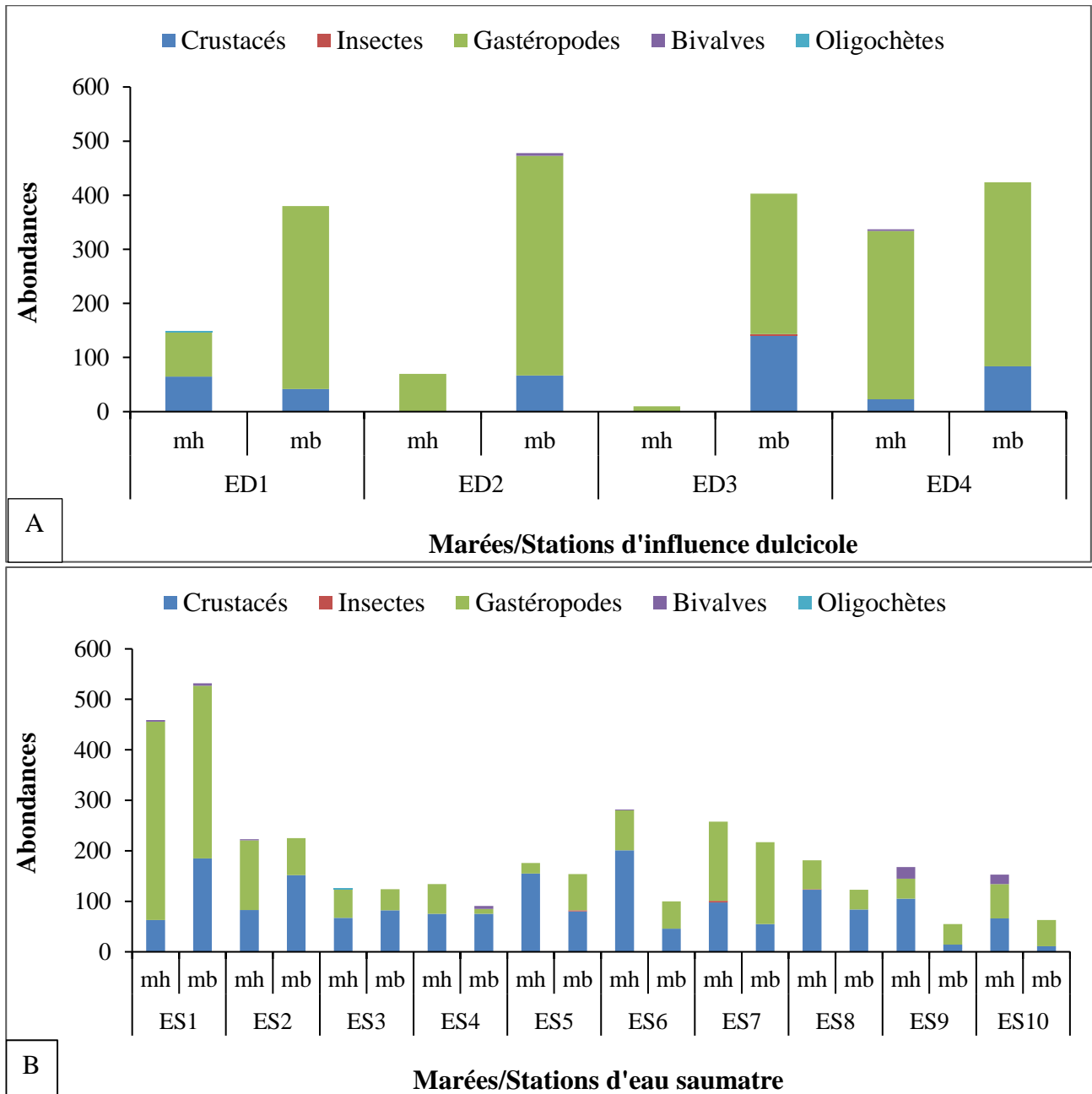


Figure 32 : Variation des abondances des classes de MIB en fonction des marées ; mh : marée haute, mb : marée basse

III-1-4-5-2- Variation spatiale, saisonnière et en fonction du régime des marées de l'abondance des différents ordres de MIB

L'analyse des différentes abondances des ordres de MIB sur le plan spatial révèle la prédominance des ordres des Décapodes, Cycloneritiformes et Caenogastropodes sur l'ensemble

des 14 stations étudiées (Figure 33). En effet, au niveau des stations situées au sein des mangroves d'influence dulcicole, ces 3 ordres cumulent respectivement 99,60 %, 99,08 %, 94,67 % et 96,58 % de l'abondance totale à chaque station. L'ordre des Cycloneritimorphes a été le plus dominant aux stations ED1 (57,85 %) et ED3 (35,10 %). Tandis que celui des Caenogastropodes a été le plus abondant au niveau des stations ED2 (57,11 %) et ED4 (67,41 %). En revanche, au niveau des stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre, l'ordre des Décapodes a enregistré les plus grandes abondances relatives à presque toutes les stations, notamment ES2 (51,99 %), ES3 (60,56 %), ES4 (66,66 %), ES5 (56,62 %), ES6 (61,75 %), ES8 (66,66 %), ES9 (53,36 %) et ES10 (35,18 %). Les stations ES1 et ES7 quant à elles ont été dominées par les Caenogastropodes et les Décapodes, avec des abondances relatives de 72,35 % et 24,82 % pour la station ES1, et 59,58 % et 31,36 % pour la station ES7.

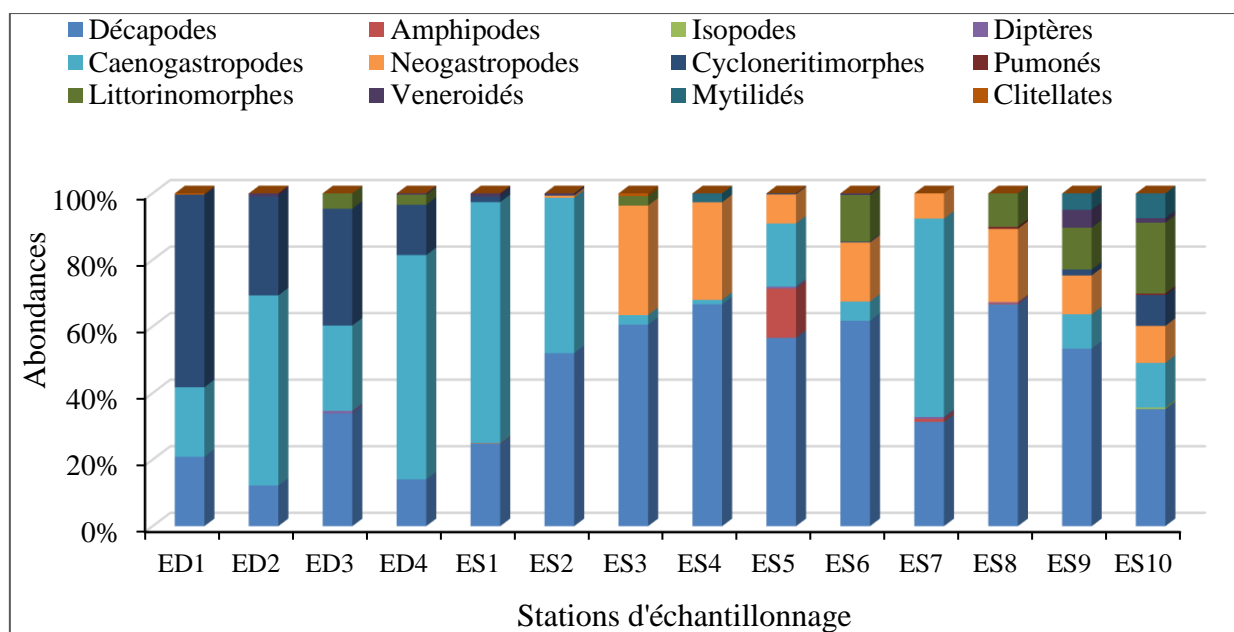


Figure 33 : Variation spatiale de l'abondance relative des principaux ordres de MIB pendant la période d'étude

La variation saisonnière des abondances relatives des ordres de MIB récoltés au sein des 14 stations d'échantillonnage pendant la période d'étude est illustrée par la figure 34. A la station ED1, l'ordre des Cycloneritimorphes a dominé le peuplement à toutes les saisons, avec des abondances relatives de 52,67 % en saison sèche et 56,90 % en saison pluvieuse. Cet ordre est suivi par celui des Décapodes en saison sèche (31,39 %) et des Caenogastropodes en saison pluvieuse (25 %). Les autres ordres obtenus à cette station représentent moins de 15 % du peuplement que l'on soit en saison sèche ou en saison pluvieuse. A la station ED2, l'ordre des Cycloneritimorphes domine en saison sèche (53,22 %) tandis que celui des Caenogastropodes domine en saison pluvieuse (66,27 %). Les

Décapodes (53,28 %) et les Cycloneritimorphes (39,85 %) ont principalement dominé le peuplement respectivement en saison sèche et en saison pluvieuse à la station ED3. Ils ont été suivis par les Cycloneritimorphes et Caenogastropodes en saison sèche, et par les Caenogastropodes et Décapodes en saison pluvieuse. Cependant, à la station ED4, les Caenogastropodes ont dominé le peuplement à toutes les saisons, avec des abondances relatives de 77,16 % en saison sèche et 57,63 % en saison pluvieuse (Figure 34A).

A la station ES1, l'ordre des Caenogastropodes a principalement dominé le peuplement en saison sèche comme en saison pluvieuse avec des abondances relatives de 82,91 et 67,40 % respectivement (Figure 34B). Ils ont été suivis par celui des Décapodes en saison sèche et des Cycloneritimorphes en saison pluvieuse. Au niveau des stations ES4, ES5, ES6, ES8 et ES9, l'ordre des Décapodes a prédominé dans tout le peuplement et à toutes les saisons, avec des abondances relatives variant entre 29,46 % (ES9, saison pluvieuse) et 86,17 % (ES9, saison sèche). Dans les stations ES2 et ES7, les ordres de Caenogastropodes et Décapodes ont principalement été les plus dominants en saison sèche et en saison pluvieuse respectivement. Cette prédominance se traduit avec des abondances relatives de 57,78 % (Caenogastropodes) et 56,87 % (Décapodes) à la station ES2, et 81,85 % (Caenogastropodes) et 64,94 % (Décapodes) à la station ES7. La station ES3 a été dominée par l'ordre des Neogastropodes en saison sèche (47,61 %) et celui des Décapodes en saison pluvieuse (64,42 %). Enfin, à la station ES10, les Décapodes ont dominé en saison sèche (61,76 %) et l'ordre des Littorinomorphes a dominé en saison pluvieuse (31,08 %).

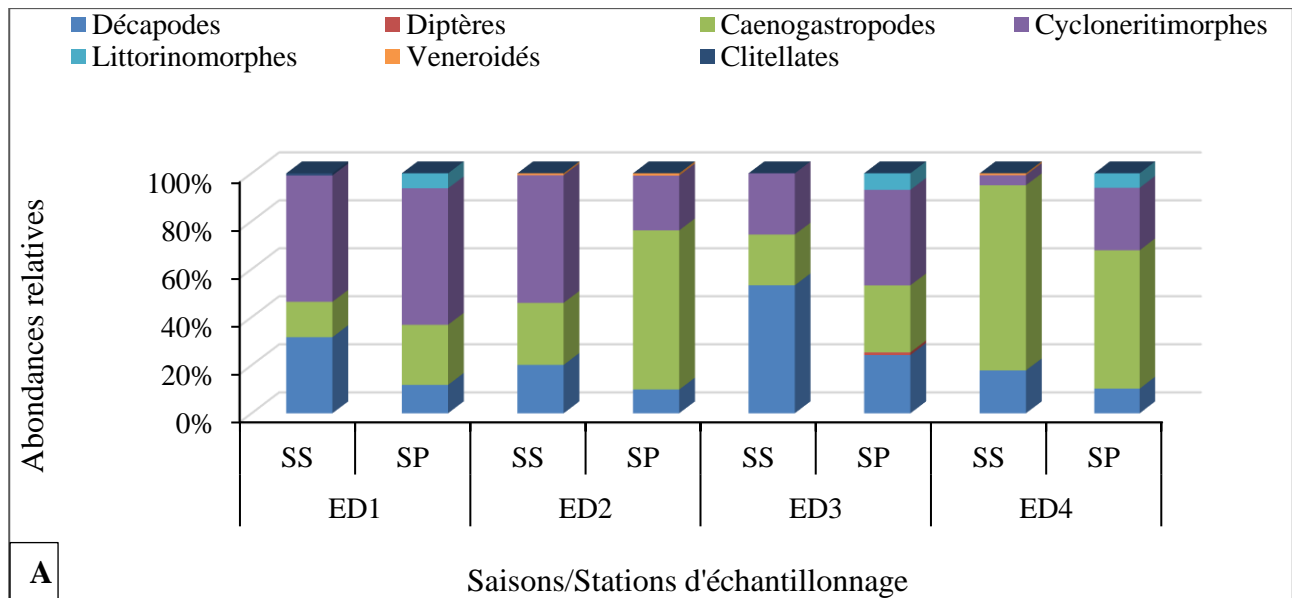


Figure 34 : Variation saisonnière de l'abondance relative des ordres de MIB dans chaque station ; SS = Saison sèche et SP = Saison pluvieuse.

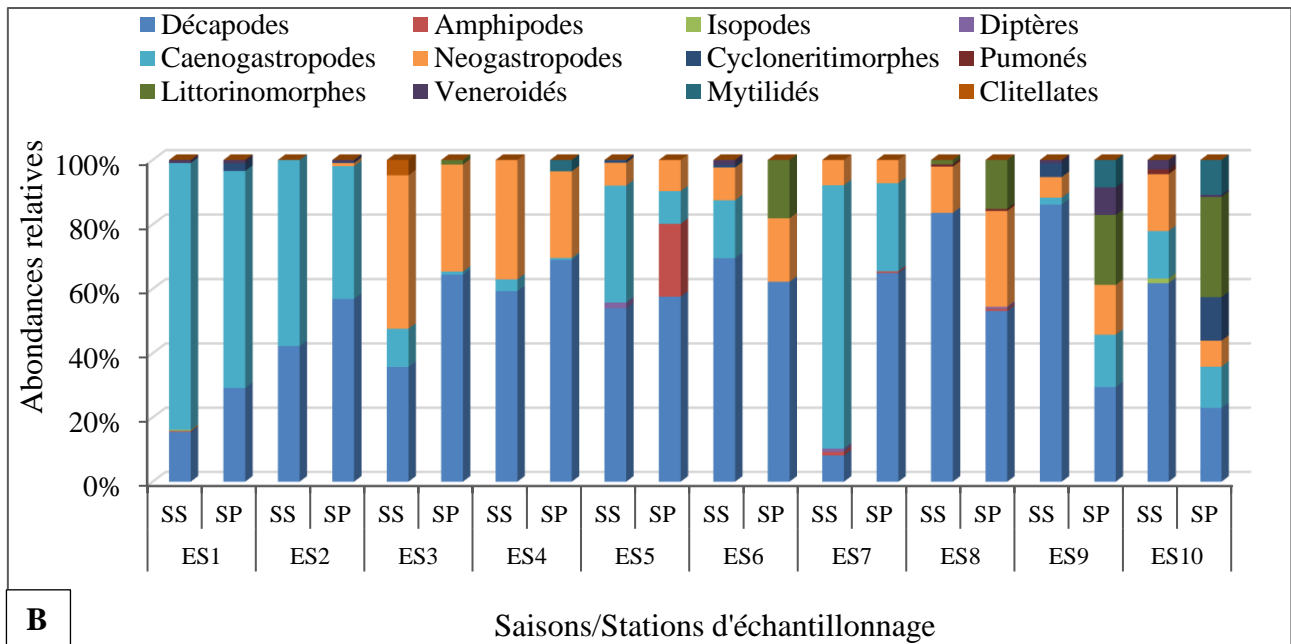


Figure 34 (suite et fin): Variation saisonnière de l'abondance relative des ordres de MIB dans chaque station ; SS = Saison sèche et SP = Saison pluvieuse.

La figure 35 illustre la variation de l'abondance relative des MIB identifiés en fonction des marées dans toutes stations d'échantillonnage. A la station ED1, l'ordre des Décapodes a prédominé en marée haute (43,91 %) tandis que celui des Cycloneritimorphes a été le plus abondant en marée basse (67,36 %). La station ED2 a respectivement été dominée par l'ordre des Cycloneritimorphes (94,28 %) en marée haute et celui des Caenogastropodes (64,64 %) en marée basse (Figure 35A). Concernant la station ED3, seul l'ordre des Caenogastropodes (100 %) a été enregistré en marée haute tandis qu'en marée basse le peuplement a été dominé par les ordres de Cycloneritimorphes (35,98 %) et Décapodes (34,73 %). A la station ED4 l'ordre des Caenogastropodes a été le plus abondant en marée haute (71,81 %) comme en marée basse (63,91 %).

Les stations ES1 et ES7 ont principalement été dominées par l'ordre des Caenogastropodes en marée haute comme en marée basse avec pour abondances relatives de 83,66 % (mh) et 62,59 % (mb) à la station ES1, et 53,10 % (mh) et 67,28 % (mb) à la station ES7. A la station ES2, les Caenogastropodes (60,53 %) sont plus abondants en marée haute, alors qu'en marée basse, ce sont plutôt les Décapodes qui dominent le peuplement avec 67,55 %. Aux stations ES3, ES4, ES5, ES6 et ES8, l'ordre des Décapodes prédomine en marée haute comme en marée basse, avec des abondances relatives supérieures ou égales à 50 %. Au niveau des stations ES9 et ES10, l'ordre des Décapodes domine en marée haute (62,5 % pour ES9 et 42,48 % pour ES10) tandis qu'en marée basse l'ordre des Caenogastropodes (38,18 %) est plus abondant à la station ES9 et celui des Littorinomorphes (66,67 %) à la station ES10 (Figure 35B).

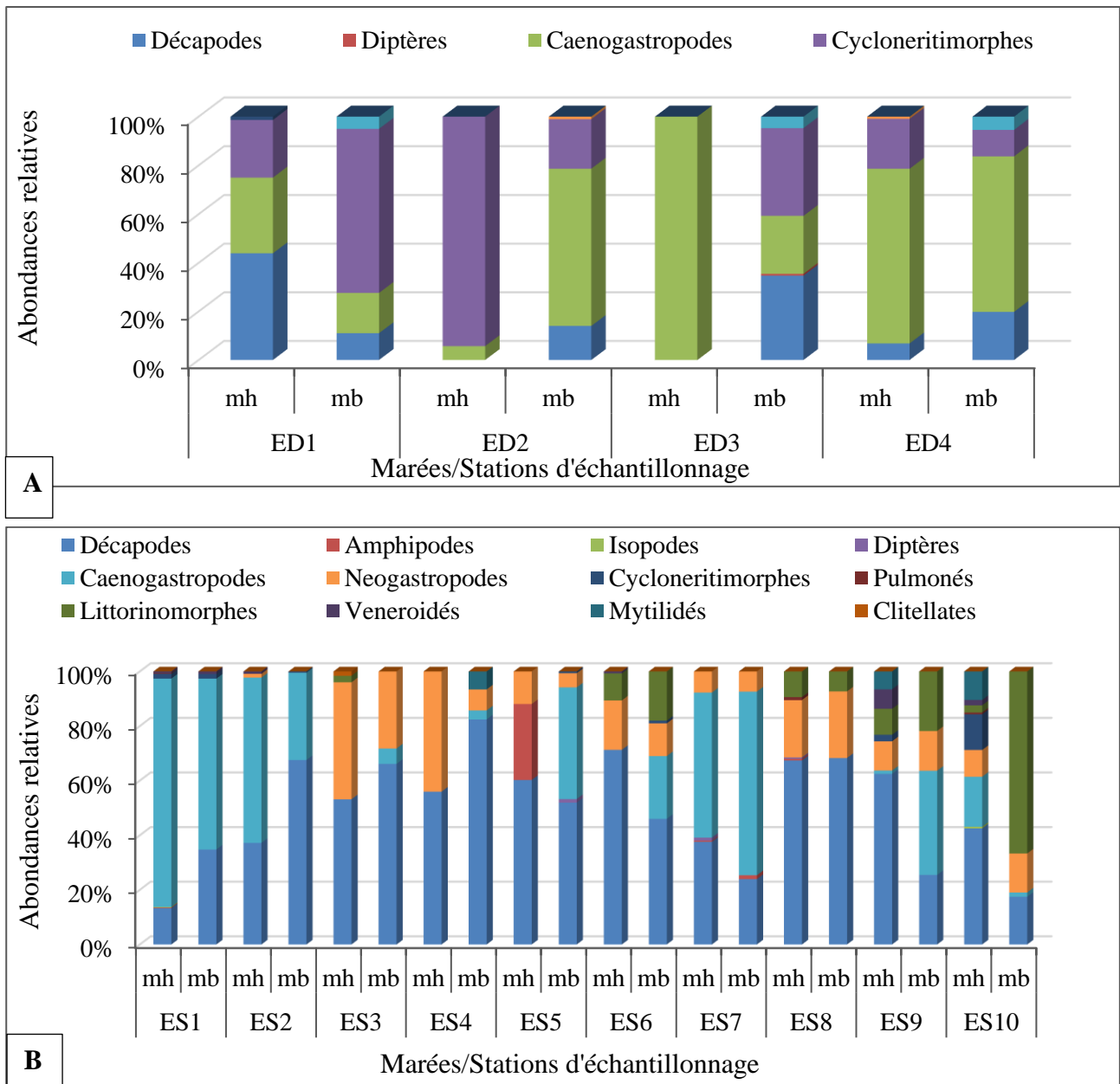


Figure 35 : Variation de l'abondance relative des MIB récoltés en fonction du régime des marées ; mh : marée haute, mb : marée basse

III-1-4-5-3- Variation spatiale, saisonnière et en fonction du régime des marées de l'abondance des différentes familles de MIB

Pour une meilleure lisibilité, les familles prises en compte dans cette partie du travail ne concernent que celles ayant enregistré une abondance globale d'au moins 50 individus de macroinvertébrés benthiques durant toute la période d'étude.

A cet effet donc, 11 familles ont été retenues, il s'agit des Palaemonidae, Grapsidae, Sesarmidae, Ocypodidae, Diogenidae, Gammaridae, Thiaridae, Potamididae, Muricidae, Neritidae et Littorinidae (Figure 36). A la station ED1 la famille des Neritidae a été la plus dominante, avec une

abondance relative de 60,37 % de l'effectif total. Les Thiaridae (55,24 %) et Neritidae (30,01 %) ont largement dominé le peuplement à la station ED2. Cependant à la station ED3, les familles de Neritidae et Palaemonidae ont été les plus prédominantes, avec des abondances relatives de 35,36 % et 29,26 % respectivement. Enfin à la station ED4 ce sont plutôt les familles de Thiaridae (46,68 %) et Potamididae (21,35 %) qui dominent.

La famille des Potamididae (64,35 %) a supplanté toute la faune de macroinvertébrés benthiques à la station ES1 tandis qu'à la station ES2 ce sont les familles de Potamididae (44,88 %) et Palaemonidae (24,22 %) les plus représentées. A la station ES3, ce sont les Muricidae (33,20 %) et Palaemonidae (28,68 %) qui dominent le peuplement en totalisant 61,88 % d'abondance relative à cette station. Les crabes Sesarmidae (36,52 %) et les gastéropodes Muricidae (30,13 %) dominent à la station ES4 tandis que les crevettes Palaemonidae (39,88 %) et gastéropodes Potamididae (16,56%) sont les plus abondants à la station ES5. Aux stations ES6 et ES8, ce sont les Palaemonidae et Muricidae qui dominent les peuplements avec des abondances relatives cumulées de 53,76 % (ES6) et 56,71 % (ES8). Les familles de Potamididae (48,74 %) et Ocypodidae (19,67) dominent la macrofaune obtenue à la station ES7 avec une abondance relative cumulée de 68,41 %. A la station ES9 les familles de Palaemonidae (34,34 %) et Littorinidae (14,14) ont présenté les abondances relatives les plus élevées. Enfin, à la station ES10 ce sont les familles de Littorinidae (23,83 %), Sesarmidae (14,50 %) et Potamididae (14,50 %) qui ont été les plus abondantes, en cumulant 52,83 % des peuplements.

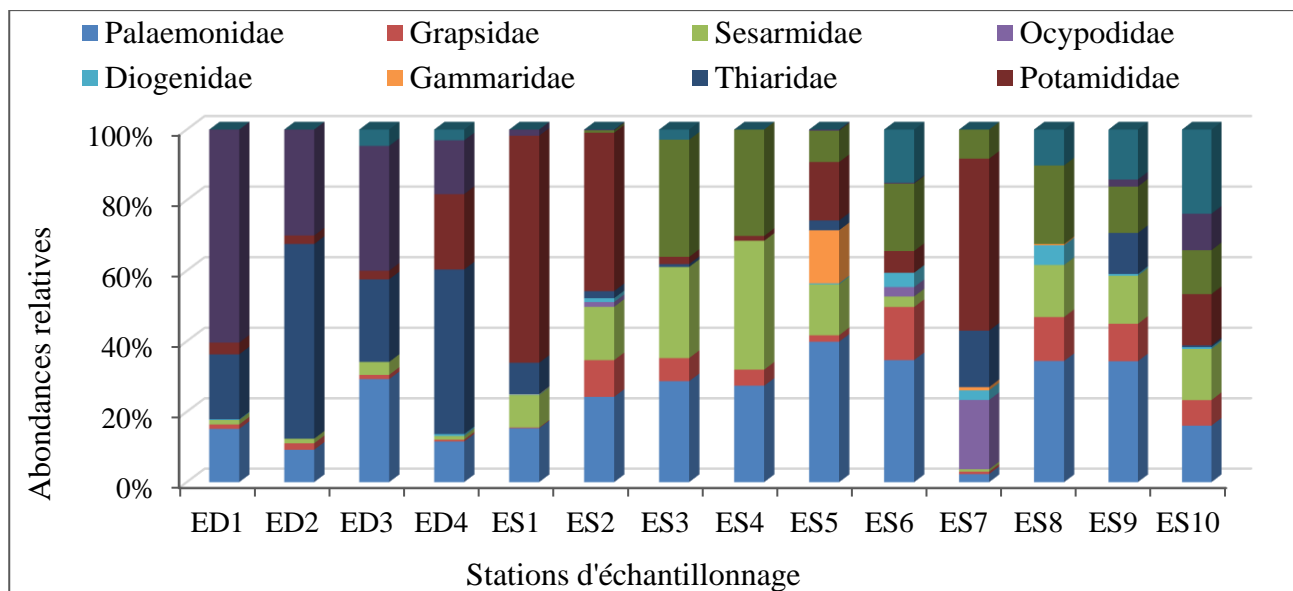


Figure 36 : Variation spatiale de l'abondance relative des différentes familles des macroinvertébrés benthiques identifiés pendant la période d'étude

Les abondances relatives des principales familles de macro-invertébrés ayant eu un total global minimum 50 individus sont illustrées à la figure 37. L'analyse de ces résultats montre que la station ED1 est dominée à toutes les saisons par la famille des Neritidae, avec 58,70 % en saison sèche et 59,45 % en saison pluvieuse (Figure 37A). Cependant à la station ED2 les Neritidae dominent en saison sèche (55 %) et les Thiaridae en saison pluvieuse (68,22 %). A la station ED3 la famille des Palaemonidae (53,28 %) ont été les plus abondants en saison sèche, tandis qu'en saison pluvieuse ce sont plutôt les Neritidae (43,47 %) et les Thiaridae (30,43 %) qui étaient plus abondants, en totalisant 73,90 % de la macrofaune obtenue à cette station. Au niveau de la station ED4, les familles de Thiaridae et Potamididae totalisent 78,39 % de la faune, ce qui constitue les familles dominantes de la station ED4 en sèche. En revanche, en saison pluvieuse à la station ED4, ce sont les familles des Thiaridae (39,18 %) et Neritidae (33,27 %) qui ont été les plus abondantes. La station ES1 a été principalement dominée par la famille de Potamididae en saison sèche (71,47 %) tout comme en saison pluvieuse (62,61 %). A la station ES2, la famille de Potamididae (57,77 %) domine en saison sèche, tandis qu'en saison pluvieuse ce sont les familles de Potamididae (40 %) et Palaemonidae (22,25 %) les plus dominantes. La station ES3 a été dominée par les Muricidae (50 %) en saison sèche et par les Palaemonidae (32,21 %) et Muricidae (33,17 %) en saison pluvieuse. Pour ce qui est de la station ES4, en saison sèche les Palaemonidae (38,21 %) et Muricidae (37,03 %) ont dominé le peuplement, tandis qu'en saison pluvieuse ce sont les Sesarmidae (46,67 %) et Muricidae (27,87 %) qui ont été les plus abondants. Les familles de Palaemonidae (43,51 %) et Potamididae (32,40 %) en saison sèche, et celles des Palaemonidae (38,60 %) et Gammaridae (22,80 %) en saison pluvieuse ont été les plus représentées à la station ES5. La famille des Palaemonidae a été la plus abondante à la station ES6, ceci à toutes saisons. A la station ES7, les Potamididae (63,37 %) et Ocypodidae (52,43 %) ont surplânté le peuplement, respectivement en saison sèche et en saison pluvieuse. Au niveau des stations ES8 et ES10 les Palaemonidae et Sesarmidae ont dominé en saison sèche, tandis que la famille des Muricidae a été la plus représentée en saison pluvieuse. Enfin à la station ES9 la famille des Palaemonidae (57,47 %) a été dominante en saison sèche, tandis que celles des Littorinidae (26,17 %), Thiaridae (19,62 %) et Muricidae (18,62 %) ont été les plus abondantes en saison des pluies (Figure 37B).

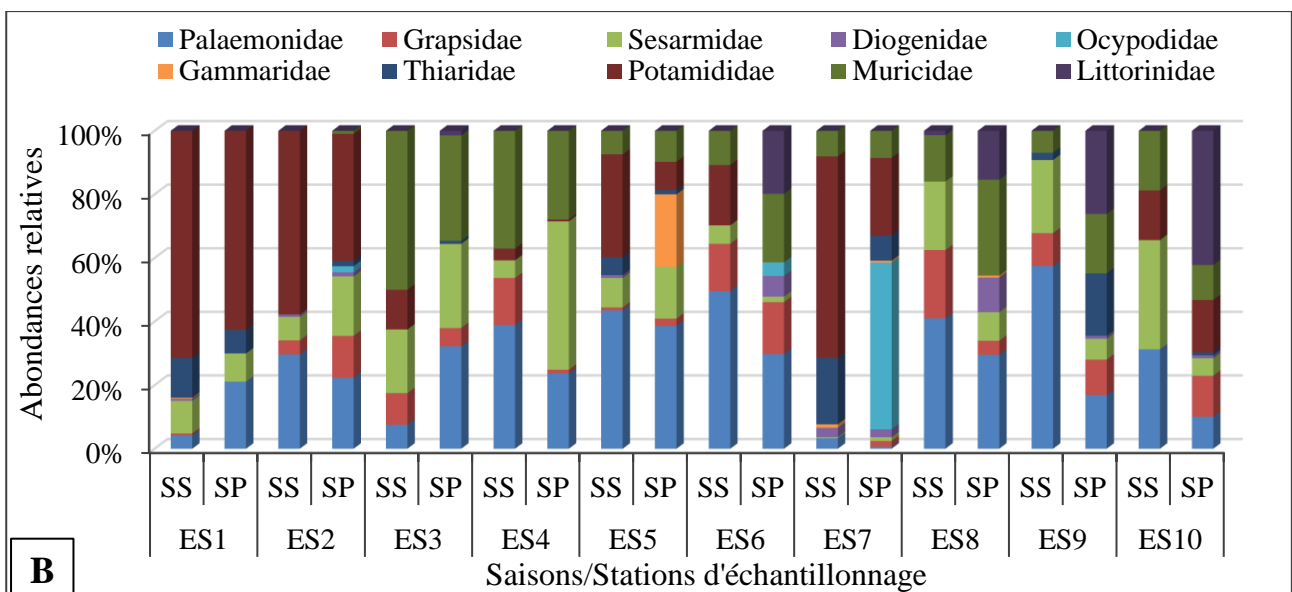
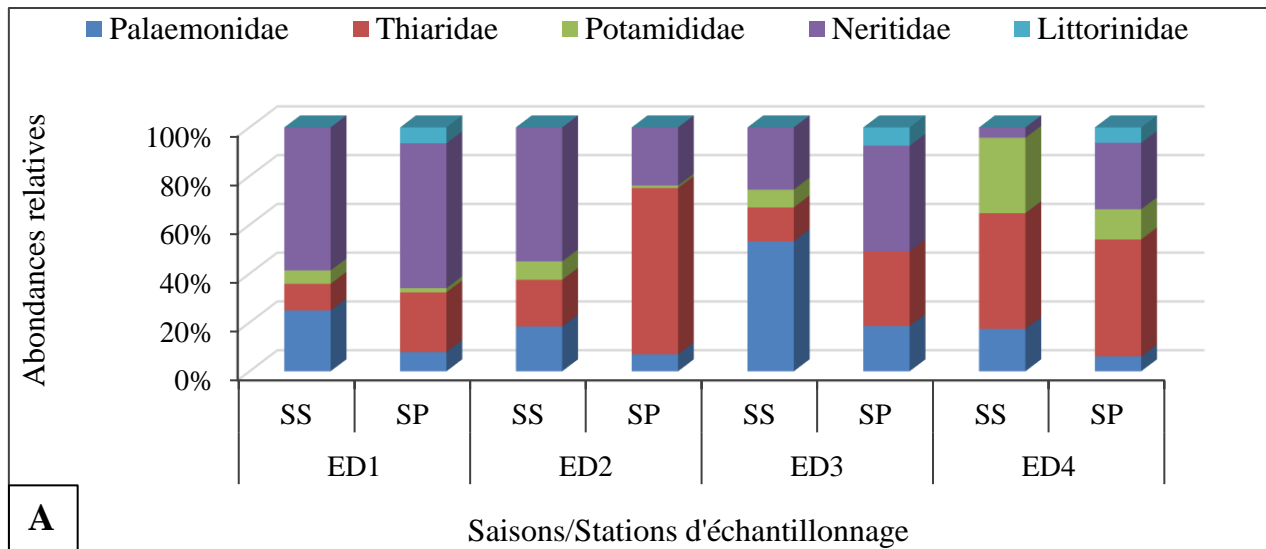


Figure 37 : Variations saisonnières de l'abondance relative des différentes familles de MIB dans chaque station ; SS = Saison sèche et SP = Saison pluvieuse.

La figure 38 présente les variations en fonction du régime des marées des principales familles (celles ayant des abondances d'au moins 50 individus) obtenues durant la période d'étude. Au sein des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole, les familles de Palaemonidae (37,21 %), Neritidae (94,28 %), Potamididae (100 %) et Thiaridae (61,18 %), ont été les plus prédominantes en marée haute, respectivement aux stations ED1, ED2, ED3 et ED4. En revanche, en marée haute ce sont les familles de Neritidae (70,52 %), Thiaridae (65,79 %), Neritidae (38,15 %) et Thiaridae (37,25 %) qui ont dominé les peuplements aux stations sus mentionnées (Figure 38A).

Au sein des stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre, plus spécifiquement dans les stations ES1, ES2 et ES7, les Potamididae ont supplanté les peuplements en marée haute comme en marée basse. Concernant les stations ES5, ES6, ES8 et ES9, la famille des Palaemonidae domine les

peuplements en marée haute. Cependant en marée basse, les Palaemonidae et Potamididae codominent aux stations ES5 et ES6 ; tandis qu'aux stations ES8 et ES9 les Grapsidae et les Thiaridae sont les taxons les plus nombreux. A la station ES3 les Muricidae (43,54 %) et les Sesarmidae (42,74 %) sont les familles les plus abondantes en marée haute, tandis que la famille des Palaemonidae (52,42 %) est la plus observée à marée basse. Pour ce qui est de la station ES4, les familles de Sesarmidae (49,25 %) et Muricidae (44,03 %) ont prédominé en marée haute, tandis que les crevettes Palaemonidae (64,71 %) ont dominé en marée basse. Enfin à la station ES10 les Potamididae (25,45 %) et Sesarmidae (22,72 %) ont dominé en marée haute, alors que la famille des Littorinidae a surplânté le peuplement en marée basse (Figure 38B).

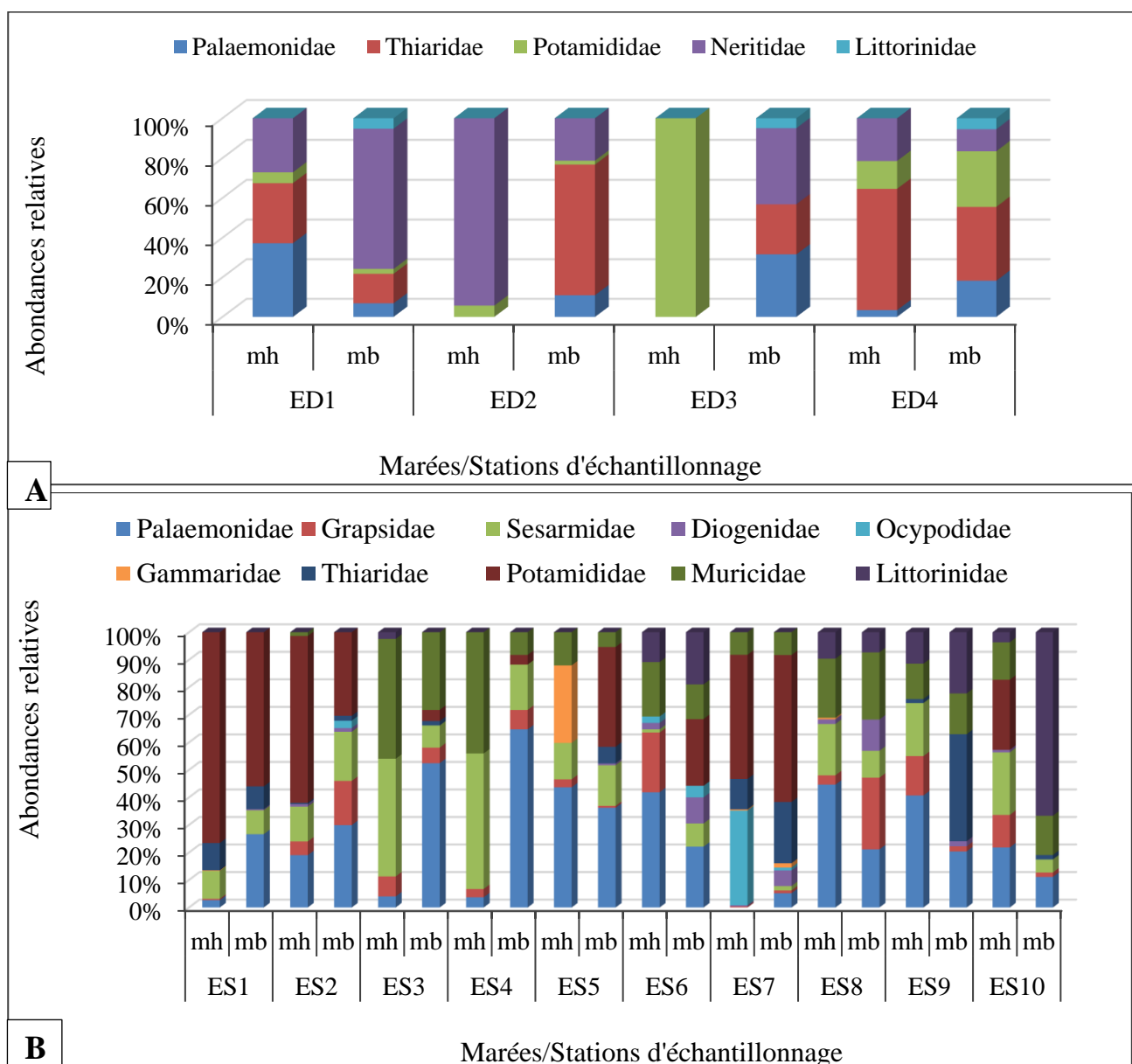


Figure 38 : Variation de l'abondance relative des différentes familles de MIB en fonction du régime des marées. mh : marée haute ; mb : marée basse

III-1-4-5-4- Variation spatiale, saisonnière et en fonction du régime des marées de l'abondance des différentes espèces de macro-invertébrés benthiques

Les espèces *Pachymelania fusca*, *Vitta glabrata*, *Tympanotonus fuscatus* et *Palaemon pandaliformis* ont été les plus dominantes au sein des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole. En effet, l'espèce *Vitta glabrata* représente 53,08 % de l'abondance totale à la station ED1. A la station ED2, l'espèce *Pachymelania fusca* domine le peuplement avec une abondance relative de 54,56 %. Au niveau de la station ED3 les espèces *Vitta glabrata*, *Pachymelania fusca* et *Palaemon pandaliformis* ont été les plus abondantes, avec des abondances relatives de 35,11 %, 17,43 % et 17,19 % respectivement. L'espèce *Pachymelania fusca* a été la plus représentée à la station ED4, avec une abondance relative de 45,86 %. Pour les stations situées au sein des mangroves d'eau saumâtre, les espèces dominantes sont différentes. Aux stations ES1, ES2 et ES7, les espèces *Tympanotonus fuscatus* et *Tympanotonus fuscatus radula* ont été les plus fréquemment observées. Cependant dans les stations ES3, ES4 et ES8 c'est l'espèce *Pinaxia coronata* qui domine les peuplements. L'espèce *Palaemon serratus* (28,26 %) a été la plus abondante à la station ES5. Concernant la station ES6, deux espèces ont été les plus abondantes, à savoir *Palaemon pandaliformis* (19,25 %) et *Pinaxia coronata* (17,75 %). A la station ES9 les espèces *Macrobrachium macrobrachion* (14,80 %) et *Littoraria undulata* (12,56 %) ont dominé les peuplements. Enfin à la station ES10 les espèces *L. undulata* et *P. coronata* ont été les plus abondantes.

Sur le plan saisonnier, les abondances spécifiques au niveau des stations ont varié d'une espèce à l'autre, d'une saison à l'autre et d'un milieu à l'autre. Cependant, certaines espèces ont été prédominantes à toutes les saisons à certaines stations. Il s'agit des stations ED1 dominée par l'espèce *Vitta glabrata* (52,68 % en SS et 49,01 % en SP), ED4 dominée par *Pachymelania fusca* (46,19 % en SS et 45,53 % en SP). Les stations ES1 et sont dominées par *Tympanotonus fuscatus* avec respectivement 47,15 % en SS et 33,78 % en SP pour ES1 et ES2 (31,85 % en SS et 22,36 % en SP pour ES2). ES3 dominée par le gastéropode *Pinaxia coronata* (47,62 % en SS et 33,17 % en SP) et ES5 est dominée par la crevette *Palaemon serratus* (24,78 % en SS et 29,03 % en SP). Au niveau des autres stations les espèces ont varié d'une saison à une autre. C'est le cas de la station ED2 dominée par l'espèce *Vitta glabrata* en saison sèche (53,22 %) et *Pachymelania fusca* en saison des pluies (65,09 %) ; aux stations ED3 et ES6 l'espèce *Palaemon pandaliformis* a été la plus abondante en saison sèche tandis qu'en saison pluvieuse ce sont plutôt les espèces *Vitta glabrata* (ED3) et *Pinaxia coronata* (ES6) qui ont prédominé. La station ES4 a été dominée par *Pinaxia coronata* en saison sèche (33,33 %) et par *Parasesarma plicatum* en saison des pluies (27,48 %) ; *Tympanotonus fuscatus* en saison sèche (41,63 %) et *Uca major* (41,23 %) en saison pluvieuse ont constitué les espèces dominantes de la station ES7. A la station ES8 l'espèce de crevette *Macrobrachium macrobrachion*

a été la plus abondante en saison sèche tandis que *Pinaxia coronata* a dominé en saison pluvieuse (29,11 %). Enfin pour les stations ES9 et ES10, en saison sèche *Macrobrachium macrobrachion* (ES9) et *Palaemon serratus* (ES10) ont été les plus abondantes, tandis que l'espèce *Littoraria undulata* a dominé en saison pluvieuse.

L'annexe 6 présente les espèces obtenues à chaque station suivant le régime des marées. D'après ces données, les stations ED1 et ED3 ont été dominées en marée basse par l'espèce *Vitta glabrata* et en marée haute par les espèces *Macrobrachium* sp. (ED1) et *Tympanotonus fuscatus* (ED3). La station ED2 a été dominée par l'espèce *Vitta glabrata* en marée haute (94,28 %) et *Pachymelania fusca* en marée basse (62,55 %). Quant aux stations ED4, ES1 et ES2, elles ont toutes été dominées par l'espèce *T. fuscatus* en marée haute comme en marée basse. Pour les stations ES3 et ES4, elles ont été dominées par l'espèce *Pinaxia coronata* en marée haute et par les espèces *Macrobrachium macrobrachion* (ES3) et *Palaemon serratus* (ES4) en marée basse. Au niveau des stations ES5 et ES7, l'espèce *Tympanotonus fuscatus radula* a été la plus abondante en marée haute ; cependant en marée basse *Palaemon serratus* a dominé à la station ES5 (38,06 %) et *Uca major* à la station ES7 (31 %). De même pour les stations ES6 et ES10, durant la période d'étude, l'espèce *Littoraria undulata* a été la plus abondante en marée haute ; cependant en marée basse les espèces *Palaemon pandaliformis* (ES6) et *Tympanotonus fuscatus radula* (ES10) ont été les plus abondantes. La station ES8 a quant à elle été dominée par l'espèce *P. coronata* en marée haute et par *Pachygrapsus* sp. en marée basse. Enfin à la station ES9 les espèces *M. macrobrachion* en marée haute et *P. fusca* en marée basse ont été les plus abondantes, avec des abondances relatives de 19,04 % et 34,54 % respectivement.

III-1-4-6- Variations spatiales, saisonnières et en fonction du régime des marées de l'Indice de diversité de Shannon et Weaver

Sur le plan spatial, l'indice de diversité spécifique H' de Shannon-Weaver a varié entre 2,02 bits/ind à la station ED2 et 3,74 bits/ind à la station ES10. L'indice de diversité H' de Shannon-Weaver augmente des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole à celles situées dans les mangroves d'eau saumâtre (Figure 39A). En effet, toutes les stations des mangroves d'influence dulcicole ont révélé des valeurs de l'indice $H' < 3$ bits/ind. Par contre au niveau des stations d'eau saumâtre les valeurs de l'indice H' sont supérieures à 3 bits/ind, excepté la station ES1 qui a révélé une valeur $H' = 2,93$ bits/ind.

Sur le plan saisonnier l'indice de diversité H' a varié entre 1,74 bits/ind obtenu en saison des pluies à la station ED2 et 3,53 bits/ind obtenu en saison des pluies à la station ES2. Durant toute la période d'étude, les valeurs de la diversité spécifique H' ont été plus élevées en saison des pluies

qu'en saison sèche (Figure 39B), excepté aux stations ED2 et ES5. En effet, la moyenne globale de la diversité H' a été de $2,87 \pm 0,43$ bits/ind en saison des pluies, contre $2,57 \pm 0,38$ bits/ind en saison sèche. Le test de Kruskal-Wallis révèle que les variations saisonnières de l'indice de diversité de Shannon et Weaver ne sont pas significatives ($p > 0,05$).

Suivant le régime des marées, les valeurs de l'indice de diversité H' de Shannon et Weaver ont fluctué entre 0,31 bits/ind en marée haute (ED2) et 3,72 bits/ind en marée haute (ES10). Ces valeurs ont été plus élevées en marée basse qu'en marée haute, avec des moyennes respectives de $2,72 \pm 0,52$ bits/ind et $2,48 \pm 0,96$ bits/ind (Figure 39C). Le test de Kruskal-Wallis révèle que les variations en fonction des marées de l'indice de diversité de Shannon et Weaver ne sont pas significatives ($p > 0,05$) au sein des stations.

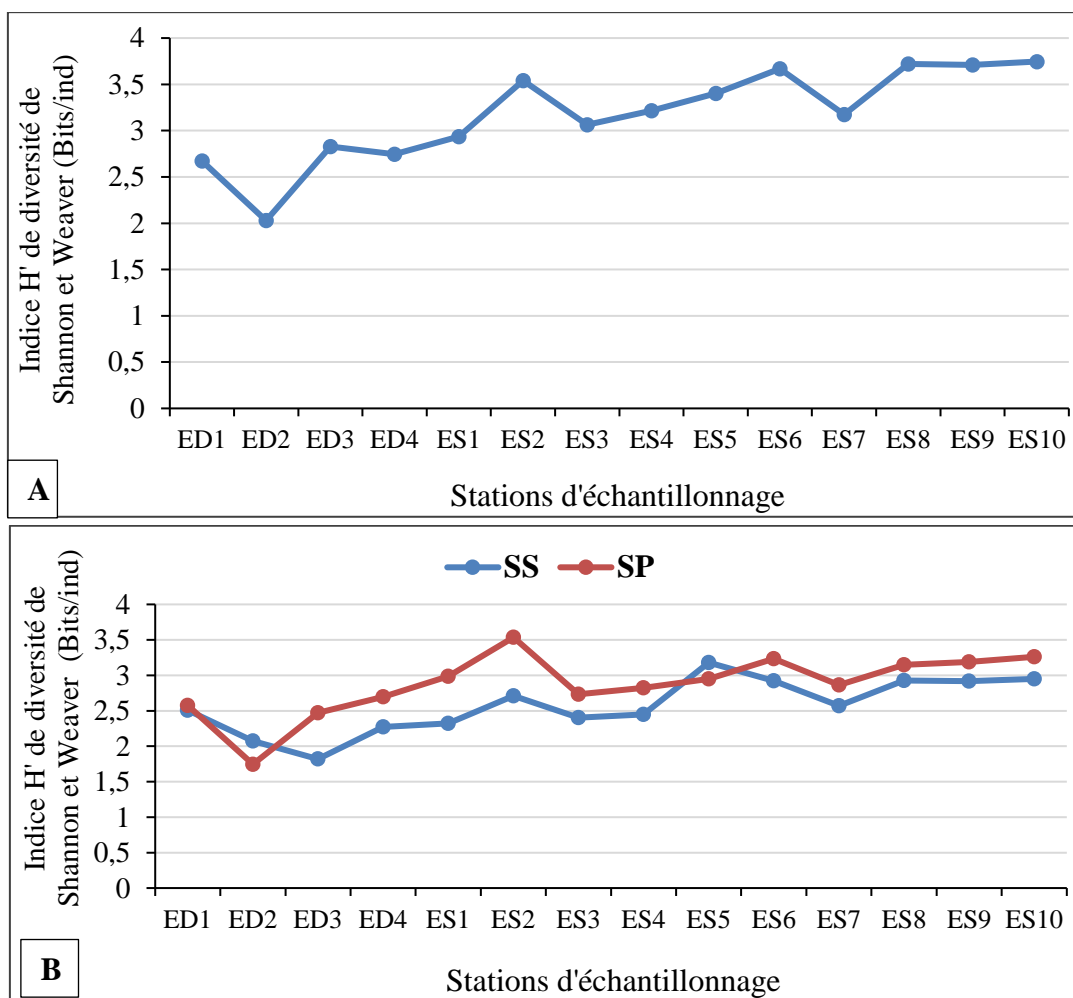


Figure 39 : Variation de l'indice de diversité H' de Shannon-Weaver sur le plan spatial et saisonnier; **SS** : Saison Sèche, **SP** : Saison des Pluies

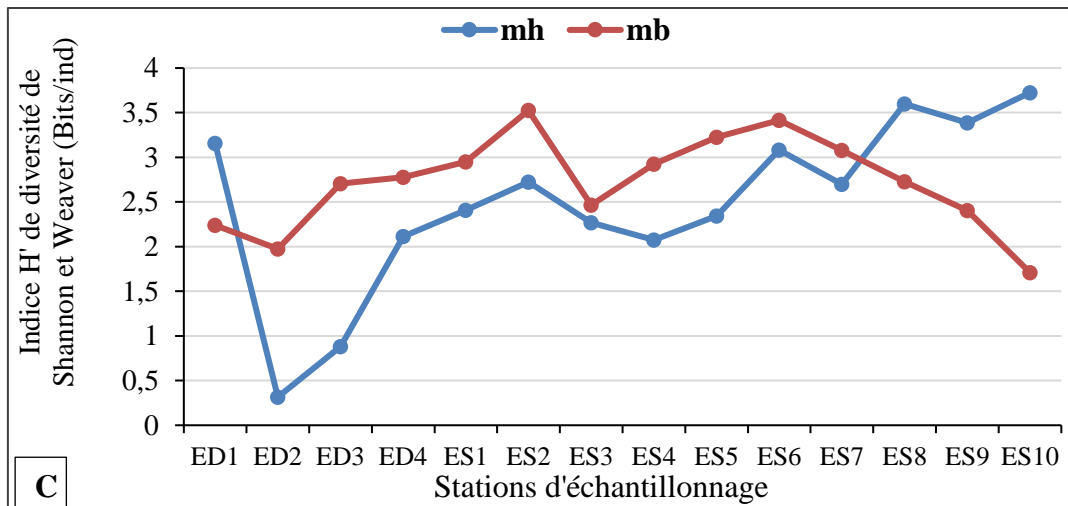


Figure 39 (suite et fin): Variations de l'indice de diversité H' de Shannon-Weaver suivant le régime des marées ; **mh** : marée haute, **mb** : marée basse

III-1-4-7- Variations spatiales, saisonnières et en fonction des marées de l'Indice d'Équitabilité J de Pielou

Les indices d'équitabilité J de Pielou ont présenté les mêmes profils de variations que les indices de diversité de Shannon et Weaver. Sur le plan spatial, l'indice d'équitabilité J de Pielou a varié entre 0,32 (ED2) et 0,61 (ES10). L'analyse des résultats permet d'observer que les valeurs de cet indice sont plus élevées au sein des stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre (Figure 40A). En effet, la valeur moyenne obtenue au sein desdites stations est de $0,55 \pm 0,04$, contre $0,41 \pm 0,05$ obtenue au sein des stations des mangroves d'influence dulcicole (bien que la différence ne soit pas significative $p > 0,05$). Cela permet donc d'affirmer que la faune des macro-invertébrés benthiques des mangroves d'eau saumâtre est mieux répartie (tend vers l'équirépartition) que celle d'influence dulcicole.

Sur le plan saisonnier, l'indice d'équitabilité J de Pielou a varié entre 0,28 et 0,57 (toutes deux en en saison pluvieuse). En saison sèche comme en saison pluvieuse les valeurs de l'indice J' ont été inférieures à 0,5 (Figure 40B). Ces résultats traduisent donc le fait que les stations ne sont pas réparties équitablement. La valeur moyenne obtenue en saison sèche a été de $0,42 \pm 0,06$, tandis qu'en saison pluvieuse elle a été de $0,46 \pm 0,07$. Le test de Kruskal-Wallis révèle que les variations saisonnières de l'indice d'équitabilité de Pielou ne sont pas significatives ($p > 0,05$).

Suivant le régime des marées, les valeurs de l'indice d'équitabilité J de Pielou ont varié entre 0,14 et 0,60 (toutes deux en marée haute). En effet, les valeurs moyennes de cet indice, en marée haute comme en marée basse ont toutes été inférieures à 0,5. Néanmoins la figure 40C montre que les valeurs moyennes de cet indice J sont supérieures en marée basse qu'en marée haute. Cependant,

aucune différence significative n'a été révélée par le test de Kruskal-Wallis entre les stations aux différentes marées ($p > 0,05$).

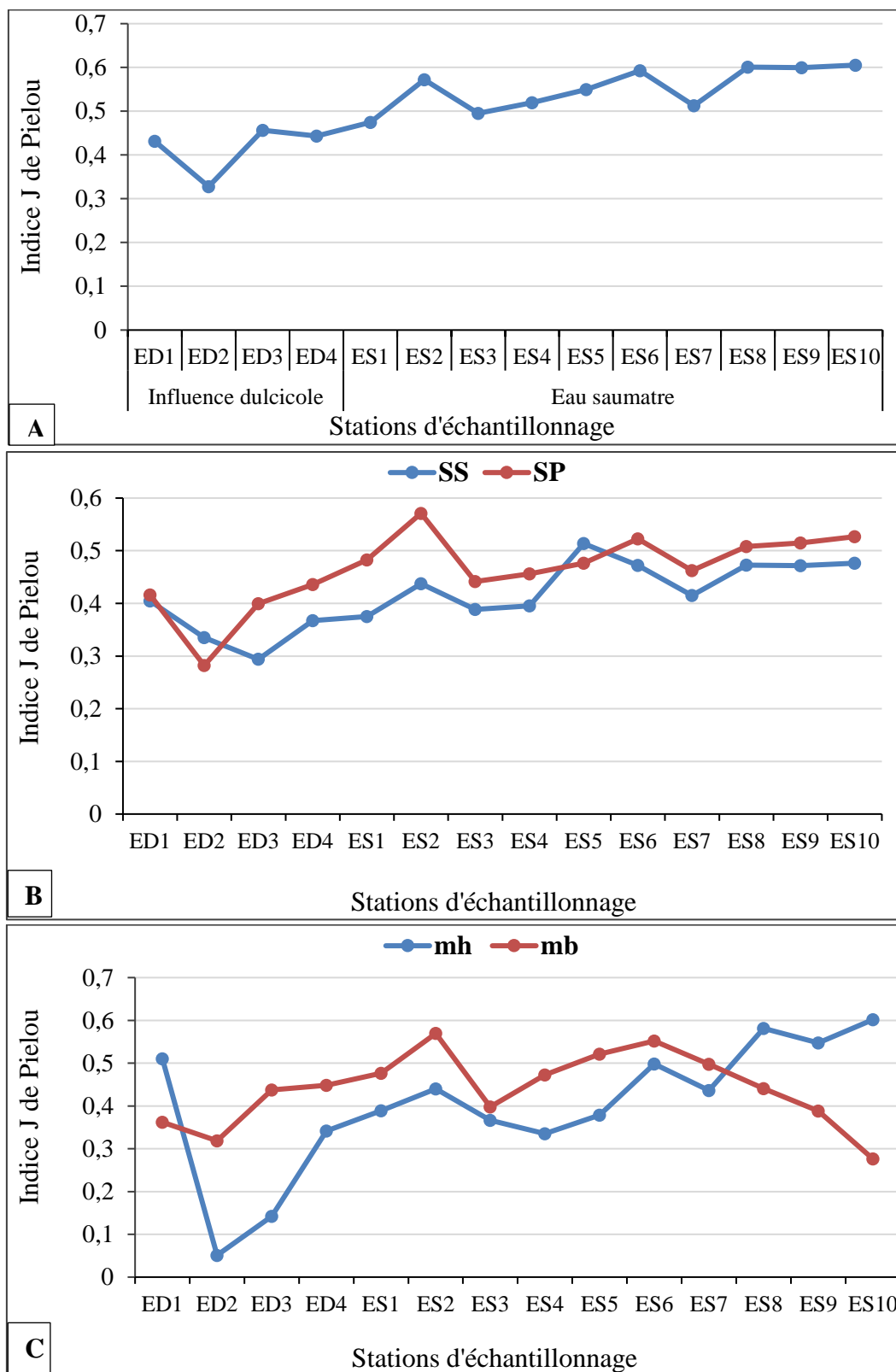


Figure 40 : Variations de l'indice de Pielou sur le plan spatial (A), temporel (B) et du régime des marées (C); SS : saison sèche, SP : saison pluvieuse, mh : marée haute, mb : marée basse.

III-1-4-8- Coefficient de similarité de Sørensen

Les degrés de ressemblance et de dissemblance entre les peuplements de macro-invertébrés benthiques obtenus au sein des différentes stations d'étude prises 2 à 2 sont illustrés dans le tableau X. D'après ce tableau de résultats, toutes les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole présentent un taux de ressemblance supérieur à 50 %, excepté entre les stations ED1 et ED3 où le taux de ressemblance est de 38,88 %. Concernant les stations situées au sein des mangroves d'eau saumâtre, il existe un taux supérieur ou égal à 50 % dans près de 18 % des analyses de stations prise 2 à 2. Les autres stations restantes présentent un faible taux (inférieur à 50 %) de ressemblances. Enfin, entre les deux grands milieux, seules les stations ED3 et ES3 révèlent un taux de 50 % de similitude. Cela laisse comprendre le caractère dissemblant en matière de variété spécifique entre les milieux de mangrove d'influence dulcicole et ceux situés en eau saumâtre.

Tableau X : Indice de Similarité de Sørensen (%) entre les peuplements de macro-invertébrés benthiques récoltés aux différentes stations d'échantillonnage

	ED1	ED2	ED3	ED4	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10
ED1														
ED2	51,28													
ED3	38,89	58,06												
ED4	55,81	57,89	57,14											
ES1	32,65	45,45	39,02	50										
ES2	39,13	48,78	47,36	40	54,9									
ES3	30	45,71	50	35,89	35,55	42,85								
ES4	15	40	25	30,76	35,55	52,38	44,44							
ES5	32,55	36,84	40	42,85	45,83	57,78	41,02	46,15						
ES6	18,18	19,51	33,33	41,86	32,65	39,13	35	45	55,81					
ES7	40,9	14,63	22,22	32,55	24,49	39,13	25	30	46,51	31,81				
ES8	18,6	26,31	28,57	19,04	29,16	35,55	30,76	46,15	47,61	37,2	37,2			
ES9	24,39	50	24,24	45	30,43	51,16	48,64	43,24	60	43,9	34,14	40		
ES10	26,08	43,9	36,84	44,44	47,05	58,33	47,61	47,61	53,33	47,82	34,78	44,44	51,16	

NB : les valeurs en **gras** sont celles qui ont un taux de ressemblance d'au moins 50 %

III-1-4-9- Biotypologie des stations

La figure 41 illustre la carte auto-organisatrice de Kohonen (SOM : Self-Organizing Maps). Cette carte a été réalisée sur la base de la matrice d'abondances des espèces de macroinvertébrés identifiées au sein des 182 échantillons (14 stations × 13 sorties de terrain) prélevés. Sur la base des valeurs minimales des erreurs de quantification et de topographie (Tableau XI), une carte de Kohonen de 72 cellules (9 lignes × 8 colonnes) a été retenue pour projeter les échantillons.

Tableau XI : Différentes tailles de la carte de Kohonen, erreurs de quantification et de topographie correspondantes

Taille de la carte	Erreur de quantification	Erreur de topographie
64 (8 × 8)	0,728	0,022
56 (7 × 8)	0,742	0,005
49 (7 × 7)	0,751	0,016
42 (6 × 7)	0,757	0,005
72 (9 × 8)	0,735	0,000

Par la suite, une classification hiérarchique a été réalisée pour regrouper les 72 cellules de la carte auto-organisatrice de Kohonen selon leurs affinités taxonomiques et déterminer les limites entre les groupes formés (seuls les taxons ayant une abondance d'au moins 10 individus ont été retenus pour cette analyse). Ces cellules sont réparties en trois groupes (I à III) à la distance euclidienne 1,7 selon la méthode de Ward (Figure 42).

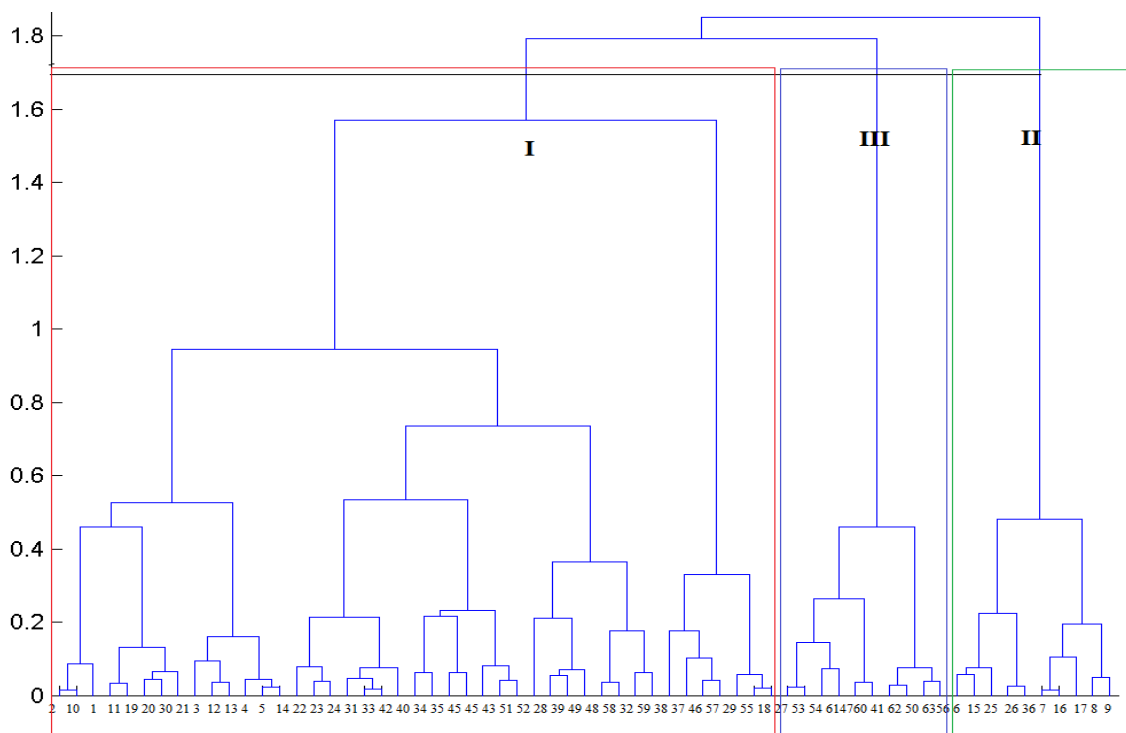


Figure 41 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM par la méthode de Ward ; I, II, III = groupes identifiés ; les nombres 1 à 72 correspondent aux numéros de cellules de la carte SOM.

La carte de Kohonen (Figure 42) montre la distribution des 182 échantillons dans les différents groupes. Le groupe II situé sur l'angle inférieur gauche est composé de 33 échantillons. Ces échantillons sont essentiellement constitués des stations situées au sein des mangroves d'influence

dulcicole à différents mois d'échantillonnage. Le groupe III situé sur l'angle inférieur droit couvre 36 échantillons, parmi lesquels 5 échantillons de mangroves d'influence dulcicole (ED1-a, ED3-b, ED4-c, ED4-d et ED4-g) et 31 échantillons d'eau saumâtre. Enfin le groupe I quant à lui regroupe 113 échantillons, soient 13 échantillons d'eau douce et 100 échantillons d'eau saumâtre.

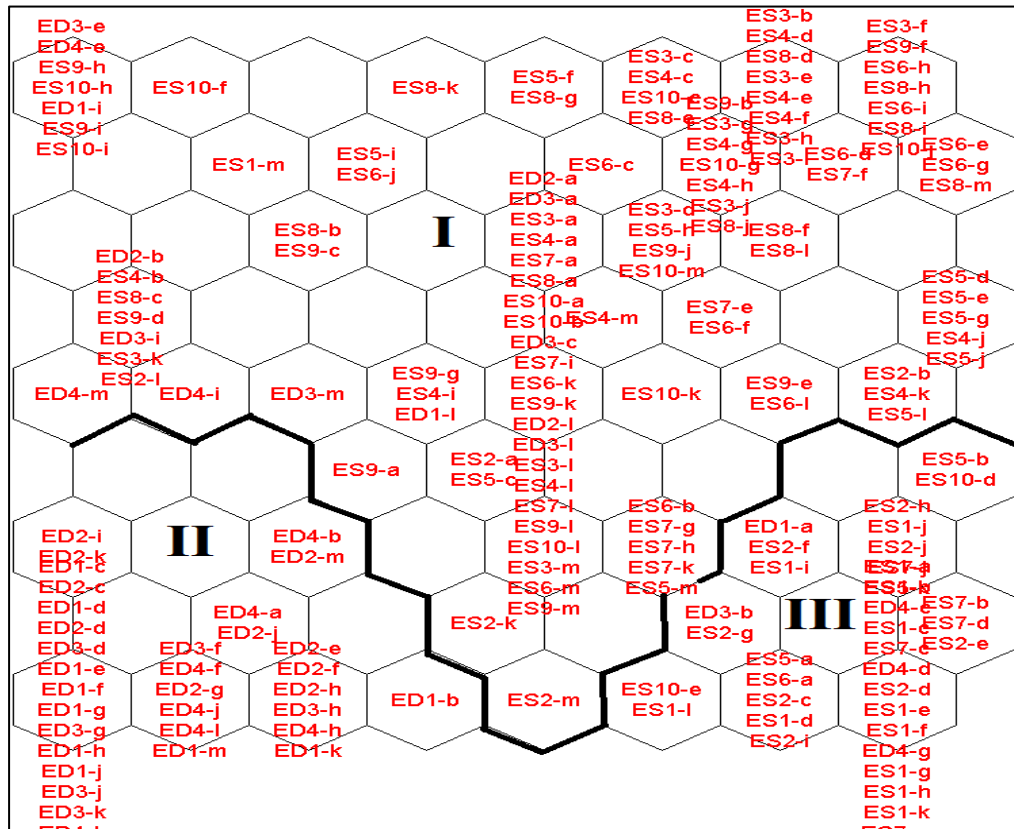


Figure 42 : Distribution des échantillons sur la carte SOM à partir de la matrice d'abondances des spécimens macroinvertébrés aquatiques : I à III = groupes identifiés ; les lettres a à m représentent les 13 mois d'échantillonnage (a = novembre 2019, b = décembre 2019, c = janvier 2020, d = février 2020, ..., m = novembre 2020)

Le profil de probabilité de distribution des taxons de macroinvertébrés benthiques recensés par les différents groupes de la SOM est illustré à la figure 44. La synthèse de cette répartition est indiquée sur la figure 42 qui montre que le groupe I enregistre la plus forte richesse taxonomique avec 34 taxons, le groupe II suit avec 21 taxons et enfin le groupe III vient avec 15 taxons.

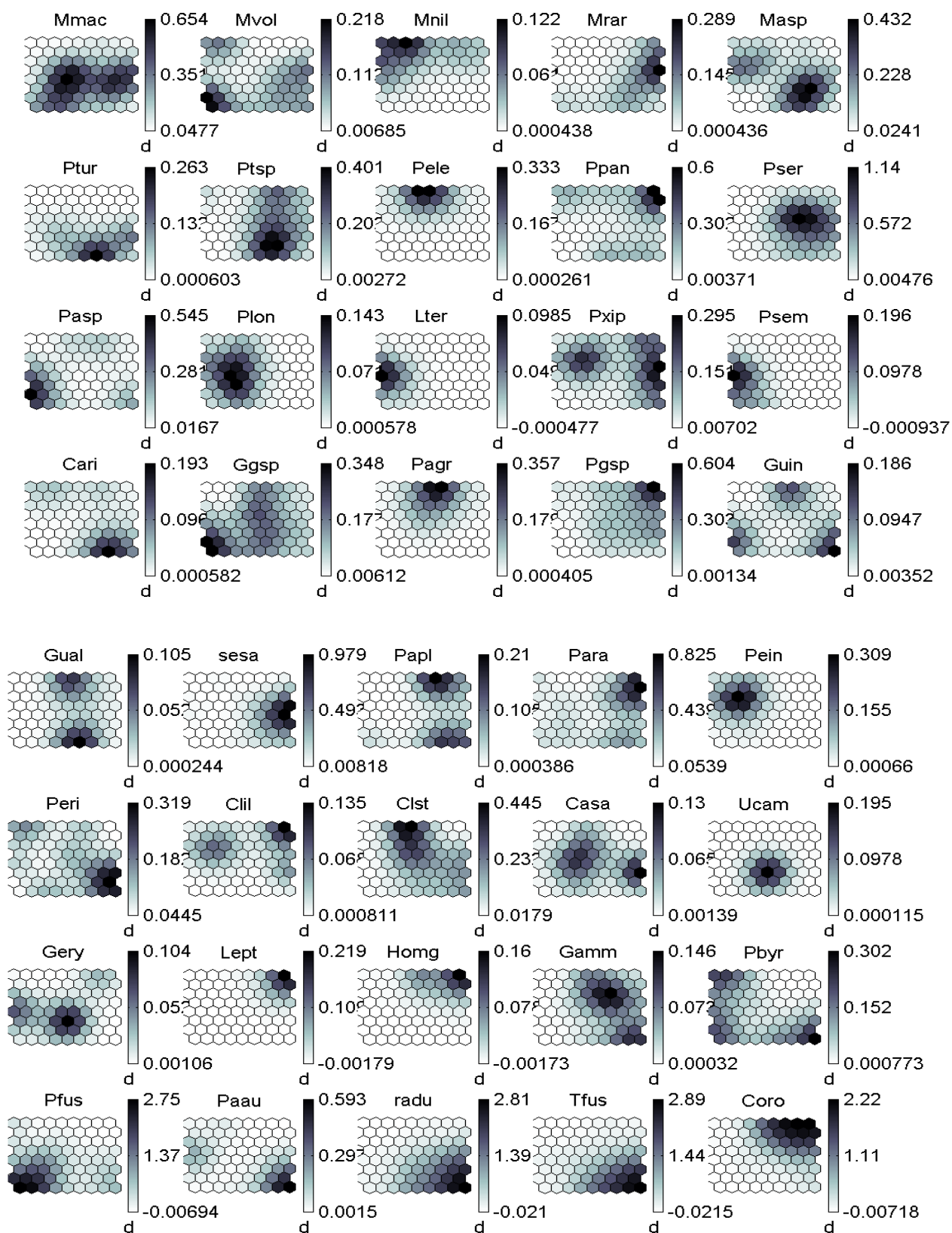


Figure 43 : Patrons de distribution des taxons de macroinvertébrés récoltés sur la carte SOM, réalisé à partir de la matrice d'abondance : couleur sombre = forte probabilité de présence ; couleur claire = faible probabilité de présence ; d = échelle ; voir tableau 9 pour les acronymes des taxons.

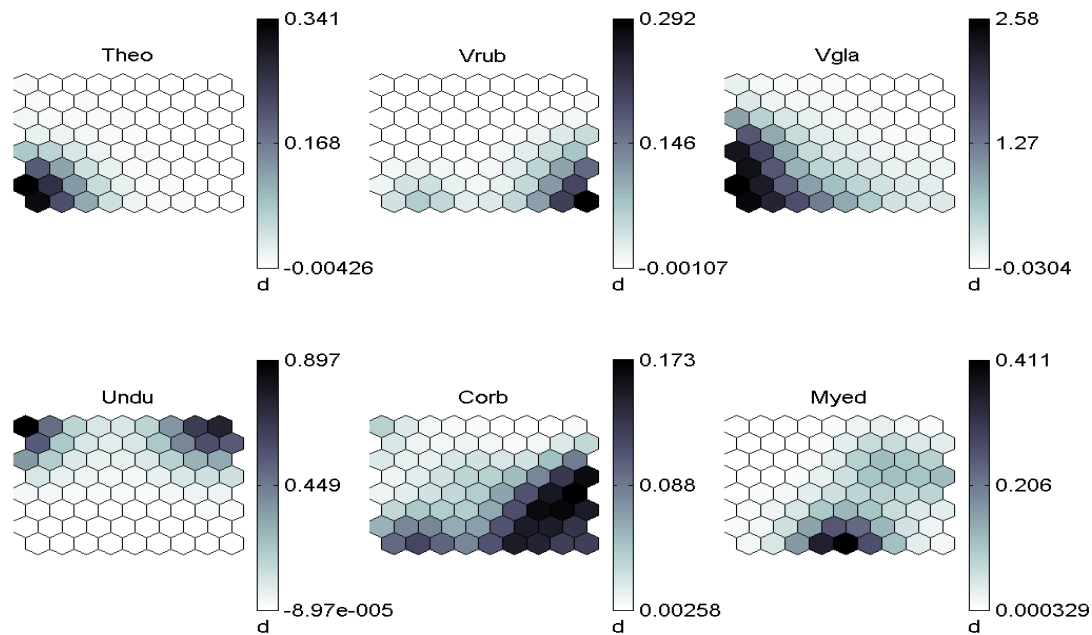
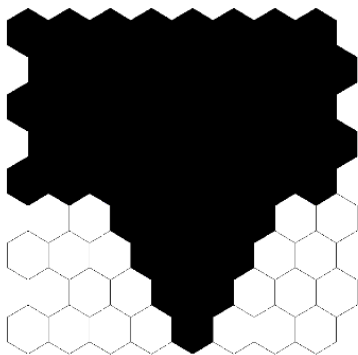
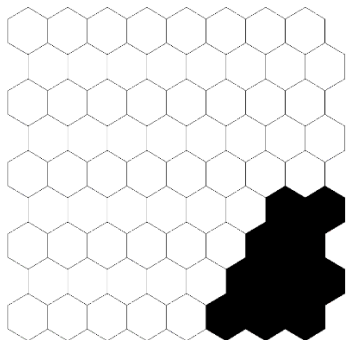


Figure 43 (suite et fin) : Patrons de distribution des taxons de macroinvertébrés récoltés sur la carte SOM, réalisé à partir de la matrice d'abondance : couleur sombre = forte probabilité de présence ; couleur claire = faible probabilité de présence ; d = échelle ; voir tableau 9 pour les acronymes des taxons.

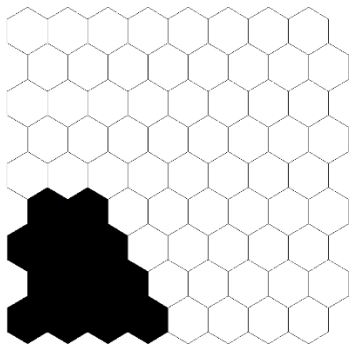


Macrobrachium macrobrachium ; *Macrobrachium niloticus* ; *Palaemon elegans* ; *Palaemon serratus* ; *Palaemon longirotris* ; *Palaemon xiphias* ; *Pachygrapsus gracilis* ; *Parasesarma* sp. ; *Perisesarma indiarum* ; *Clibanarius longitarsus* ; *Uca major* ; *Leptodus* sp. ; *Homarus gammarus* ; *Gammarus* sp. ; *Pinaxia coronata* ; *Littoraria undulata* ; *Mytilus edulis* ; *Corbicula* sp. ; *Pachymelania fusca* ; *Geryon* sp. ; *Pachymelania byronensis* ; *Clibanarius striolatus* ; *Perisesarma* sp. ; *Sesarma* sp. ; *Parasesarma plicatum* ; *Guinearma alberti* ; *Macrobrachium vollenhovenii* ; *Macrobrachium raridens* ; *Macrobrachium* sp. ; *Palaemonotes* sp. ; *Palaemon pandaliformis* ; *Palaemon* sp. ; *Guinearma* sp.



Palaemonotes turcorum ; *Caridina* sp. ; *Callinectes sapidus* ; *Pachymelania aurita* ; *Tympanotonus fuscatus radula* ; *Tympanotonus fuscatus* ; *Vitta rubricata* ; *Corbicula* sp. ; *Pachymelania fusca* ; *Geryon* sp. ; *Pachymelania byronensis* ; *Clibanarius striolatus* ; *Perisesarma* sp. ; *Sesarma* sp. ; *Parasesarma plicatum* ; *Guinearma alberti* ; *Macrobrachium vollenhovenii* ; *Palaemonotes* sp. ; *Palaemon pandaliformis* ; *Palaemon* sp. ; *Guinearma* sp.

Figure 44 : Distribution des taxons de macroinvertébrés benthiques dans les différents groupes définis par la SOM illustrée à la figure 42.



Leander tenuicornis ; *Penaeus semisulcatus* ; *Geograpsus* sp. ;
Pachymelania fusca ; *Theodoxus niloticus* ; *Vitta glabrata* ; *Vitta rubricata* ;
Corbicula sp. ; *Geryon* sp. ; *Pachymelania byronensis* ;
Perisesarma sp. ; *Macrobrachium vollenhovenii* ; *Macrobrachium raridens* ;
Palaemon sp. ; *Guinearma* sp.

Figure 44 (suite et fin) : Distribution des taxons de macroinvertébrés benthiques dans les différents groupes définis par la SOM illustrée à la figure 42.

Sur les 34 espèces recensées dans le Groupe I, 17 y sont retrouvées exclusivement, il s'agit de *Macrobrachium macrobrachion* ; *Macrobrachium niloticus* ; *Palaemon elegans* ; *Palaemon serratus* ; *Palaemon longirotris* ; *Palaemon xiphias* ; *Pachygrapsus gracilis* ; *Parasesarma* sp. ; *Perisesarma indiarum* ; *Clibanarius longitarsus* ; *Uca major* ; *Leptodus* sp. ; *Homarus gammarus* ; *Gammarus* sp. ; *Pinaxia coronata* ; *Littoraria undulata* ; *Mytilus edulis* (soit 14 espèces de crustacés et 3 espèces de gastéropodes prosobranches). Les 17 autres espèces sont retrouvées à la fois au groupe I et dans les deux autres groupes. Dans le Groupe II seuls 8 taxons sont caractéristiques de ce groupe, il s'agit de *Palaemonotes turcorum* ; *Caridina* sp. ; *Callinectes sapidus* ; *Pachymelania aurita* ; *Tympanotonus fuscatus radula* ; *Tympanotonus fuscatus* ; *Vitta rubricata* ; *Corbicula* sp. Les 13 autres espèces sont retrouvées dans les deux autres groupes. Enfin, parmi les 15 taxons obtenus dans le Groupe III, 12 lui sont caractéristiques, il s'agit de *Leander tenuicornis* ; *Penaeus semisulcatus* ; *Geograpsus* sp. ; *Pachymelania fusca* ; *Theodoxus niloticus* ; *Vitta glabrata* ; *Pachymelania byronensis* ; *Perisesarma* sp. ; *Macrobrachium vollenhovenii* ; *Macrobrachium raridens* ; *Palaemon* sp. ; *Guinearma* sp. Les 3 taxons restants sont aussi rencontrés dans les deux autres groupes (I et II).

III-1-4-9- Alimentation, respiration et déplacement des groupes taxonomiques obtenus

Les ouvrages de Poupin et Juncker (2010), et Tachet *et al.* (2010), ainsi que les observations faites sur le terrain ont permis de définir et classer les différents groupes trophiques rencontrés au sein des mangroves étudiées. A cet effet, trois principaux groupes ont pu être identifiés, à savoir, les omnivores, les filtreurs et les détritivores (Figure 45A). Le groupe des détritivores domine l'ensemble de la faune récoltée avec 28 taxons, soit 38,85 % de l'ensemble des taxons identifiés. Ce groupe est essentiellement composé des crabes et gastéropodes pulmonés. Il est suivi par le groupe des filtreurs, avec 27 taxons soit 36,98 % de la faune identifiée. Ces filtreurs sont composés essentiellement des

crevettes et bivalves. Enfin le groupe des omnivores avec 18 taxons soit 24,67 % de la richesse taxonomique. Ces omnivores concernent spécifiquement les crabes Grapsidae et les gastéropodes prosobranches.

Quatre modes respiratoires ont été recensés à partir des ouvrages de Poupin et Juncker (2010), et Tachet *et al.* (2010), à savoir, la respiration branchiale, la respiration pulmonaire, la double respiration (branchiale et pulmonaire) et la respiration par des siphons (Figure 45B). 48 % des taxons (35 taxons) ont une respiration branchiale, 42 % (31 taxons) une double respiration, 7 % (5 taxons) une respiration par les siphons respiratoires et 3 % (2 taxons) une respiration pulmonaire. La respiration branchiale est majoritairement retrouvée chez les crevettes et gastéropodes prosobranches, la double respiration chez les crabes, la respiration au moyen des siphons chez les bivalves et la respiration pulmonaire chez les gastéropodes pulmonés.

Pour ce qui de la mobilité des macroinvertébrés benthiques récoltés, trois (3) modes ont été identifiés. Il s'agit des marcheurs, nageurs et des organismes le plus sédentaires (fixés) (Figure 45C). 59 % des taxons identifiés ont pour mode de locomotion la marche. Il s'agit entre autres des crabes et des gastéropodes. 34 % des taxons obtenus se déplacent le plus souvent en nageant. Il s'agit notamment des crevettes ainsi que les crustacés isopodes. 7 % vivent le plus souvent fixés. Parmi toute la faune identifiée seuls les bivalves vivent le plus souvent fixés au niveau des branches de palétuviers.

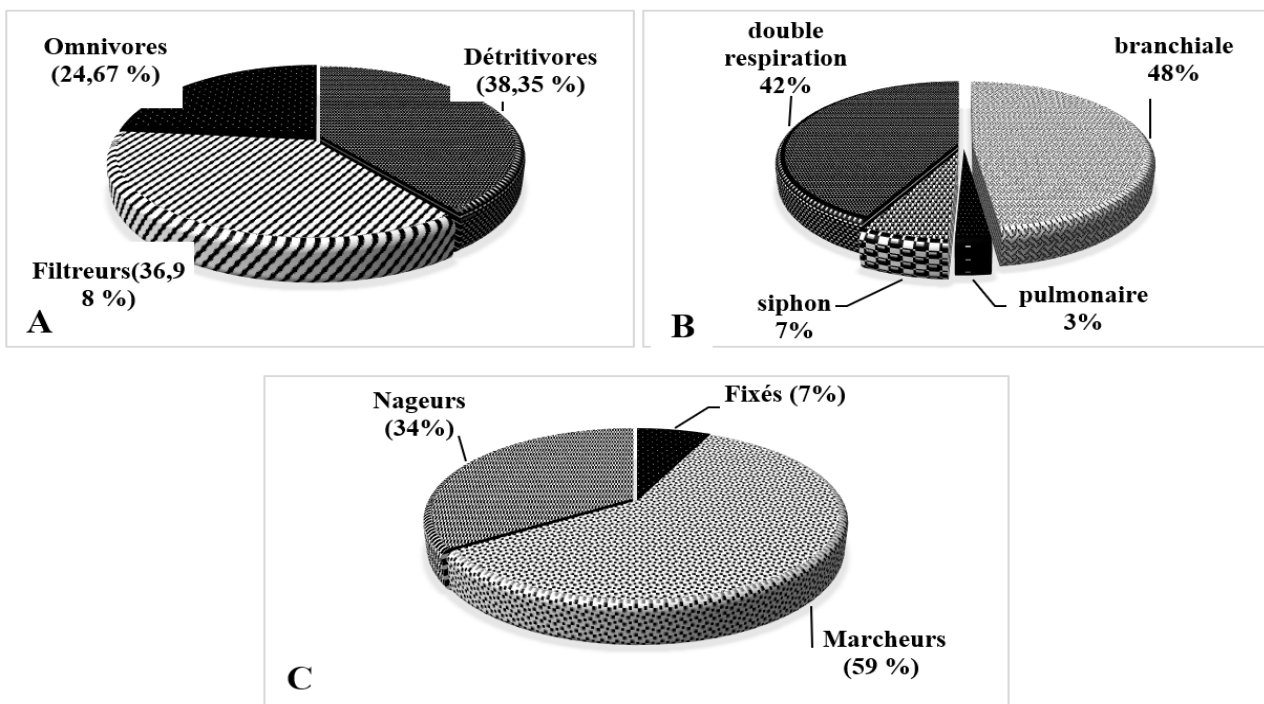


Figure 45 : Profils des groupes alimentaire (A), respiratoire (B) et de déplacement (C) des différents taxons obtenus au sein des mangroves étudiées.

III-1-4-10- Caractéristiques morphologiques de quelques espèces prédominantes recensées

Les spécimens présentés dans cette partie représentent les espèces les plus prédominantes de toute la faune récoltée.

III-1-4-10-1- Espèces de mollusques

III-1-4-10-1-1- *Pachymelania fusca* (Gmelin, 1791)

C'est une espèce spécifique des eaux à faible salinité et aussi à eaux saumâtres côtières, de taille 45 × 16 mm (45 mm de long et 16 mm de large), avec des tours de spire surélevés et formant une seule ligne sculpture très variée. Ces spires forment un enroulement sous forme de machine à écraser. L'ouverture de la carapace est dextre avec un apex généralement arrondi. La carapace est généralement marronne (elle se décolore en présence de l'alcool). L'apex porte plusieurs granulations.



Figure 46 : Morphologie générale de la carapace de *Pachymelania fusca*

III-1-4-10-1-2- *Tympanotonus fuscatus* (Linnaeus, 1758)

Taille 80 × 25 mm spires bien rangées avec la présence de plusieurs granules sur la carapace. Cette espèce compte entre 6 à 10 tours de spire en fonction de l'état de l'individu. La carapace présente des bourrelets sous forme de dos d'âne. Opercule corné et multi spiral. Il vit préférentiellement en eau saumâtre.



Figure 47 : Morphologie générale de la carapace de *Tympanotonus fuscatus*

III-1-4-10-1-3- *Vitta glabrata* (Sowerby, 1849)

Espèce de très petite taille (7,5 × 8,5 mm), avec une surface lisse. La carapace de cette espèce présente des ornements en plusieurs motifs de couleur. Leur opercule est dépourvu d'apophyse. Ils ont généralement une coloration noire, avec des motifs bruns foncés.

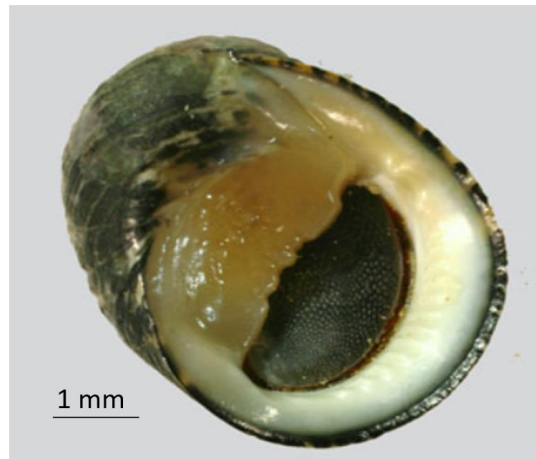


Figure 48 : Morphologie de la carapace de *Vitta glabrata*

III-1-4-10-2- Espèces de crabes

III-1-4-10-2-1- *Parasesarma* sp.

Carapace carrée, sans épine antérolatérale. Périopodes P2 à P5 ayant des pinces en crochet. Les soies des pattes sont couvertes de tubercules écailleux et courtes. L'intérieur de la pince du crabe est relativement lisse, bien que de nombreuses crêtes et granules soient présents sur la partie mobile. Ces crêtes et granules sont plus petits chez les crabes femelles et juvéniles que chez les males. La partie supérieure des pattes ambulatoires de ces crabes est large par rapport au membre inférieur.



Figure 49 : Morphotype de *Parasesarma* sp.

III-1-4-10-2-2- *Pachygrapsus* sp.

Carapace nettement striée sur les régions gastrique, hépatique et branchiale ; régions cardiaque et intestinale lisses ou seulement avec de courtes stries ; marges latérales fortement convergentes vers l'arrière, avec une dent derrière l'angle exorbitale. Front 0,6 fois la largeur exorbitaire ; bord antérieur droit. Marge infra-orbitaire presque lisse, tout au plus légèrement granulée ; sans encoche externe. Face externe des chélas lisse et régulièrement convexe, parfois avec une faible strie près du bord inférieur, devenant plus évidente sur la face externe du doigt fixe ; marge dorsale de la paume avec une faible carène et plusieurs stries obliques sur la face interne ; marge dorsale du dactyle tuberculée. Extrémité des doigts en forme de cuillère. Pattes ambulatoires avec quelques longues soies éparses. Tergites abdominaux lisses. Abdomen mâle avec le sixième somite plus large que le telson, le sixième somite et le telson ne formant pas de triangle.



Figure 50 : Morphotype de *Pachygrapsus* sp.

III-1-4-10-3- Espèces de crevettes

III-1-4-10-3-1- *Macrobrachium macrobrachion* (Bate, 1968)

Les deux premières paires de pattes sont dissemblables, elles sont terminées par une pince. Les doigts sont tapissés de petites soies (Figure 51). Seule la deuxième paire est plus développée (plus puissante) avec un carpe simple et non divisé. Les doigts des trois dernières paires de pattes (P₃ - P₅) se terminent avec des pinces en crochets. Le rostre porte une épine hépatique. Rostre plus ou moins étroit ; avec une partie du P2 à pubescence feutrée (bord inférieur du mérus ou au moins les doigts).



Figure 51 : Morphologie de *Macrobrachium macrobrachion*

III-1-4-10-3-2- *Palaemon serratus* (Pennant, 1777)

Mandibule munie d'un palpe. Rostre avec au moins 3 dents ventrales. 3 dents en arrière de l'orbite, carpe de la deuxième paire de péréiopodes plus court ou presque aussi long que la pince. Partie libre de la branche la plus courte du fouet antennaire plus longue que la moitié de la partie fusionnée. Rostre grêle, recourbé vers le haut, avec une grande partie de sa moitié distale dépourvue de dents dorsales, et avec 4 à 6 dents ventrales ; les deux dernières dents dorsales du rostre situées en arrière de l'orbite. Pas de chromatophores sombres sur la moitié ventrale du rostre. Abdomen avec des stries verticales sombres.



Figure 52 : Morphotype de *Palaemon serratus*

III-1-5- Caractérisation biologique des peuplements de macroinvertébrés benthiques recensés aux différentes stations

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée, d'une part, à partir des différentes familles obtenues (Figure 53A) et, d'autre part, à partir des différentes espèces (Figure 53B). L'ACP réalisée à partir des familles a révélé que la dimension 1 (28,93 %) et la dimension 2 (26,79 %) cumulent 55,72 % de la variance totale. Notons que, les familles utilisées dans cette analyse sont celles ayant présenté au moins 1 % de l'abondance relative de l'ensemble de la faune obtenue. La carte obtenue permet de répartir les différentes familles en 4 groupes. Le groupe 1 participe négativement à la construction de l'axe 1 et est constitué des familles variant de la même façon. Ce groupe est composé des familles de Palaemonidae, Grapsidae et Sesarmidae. Les stations ES1, ES2, ES3 et ES4 se définissent par ce groupe. Le groupe 2 participe positivement à la formation de la dimension 1. Il est constitué uniquement de la station ES7 (située près de l'océan Atlantique) et abrite les familles de Geryonidae, Ocypodidae et Portunidae. Le groupe 3 révèle une corrélation significative et négative avec l'axe 2. Il est constitué essentiellement de trois stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole (ED1, ED2 et ED4) et des familles de Thiaridae, Neritidae et Penaeidae. Enfin le groupe 4 est corrélé significativement et positivement à l'axe 2. Il est constitué des familles de Diogenidae et Muricidae et se présente essentiellement aux stations ES6 et ES8.

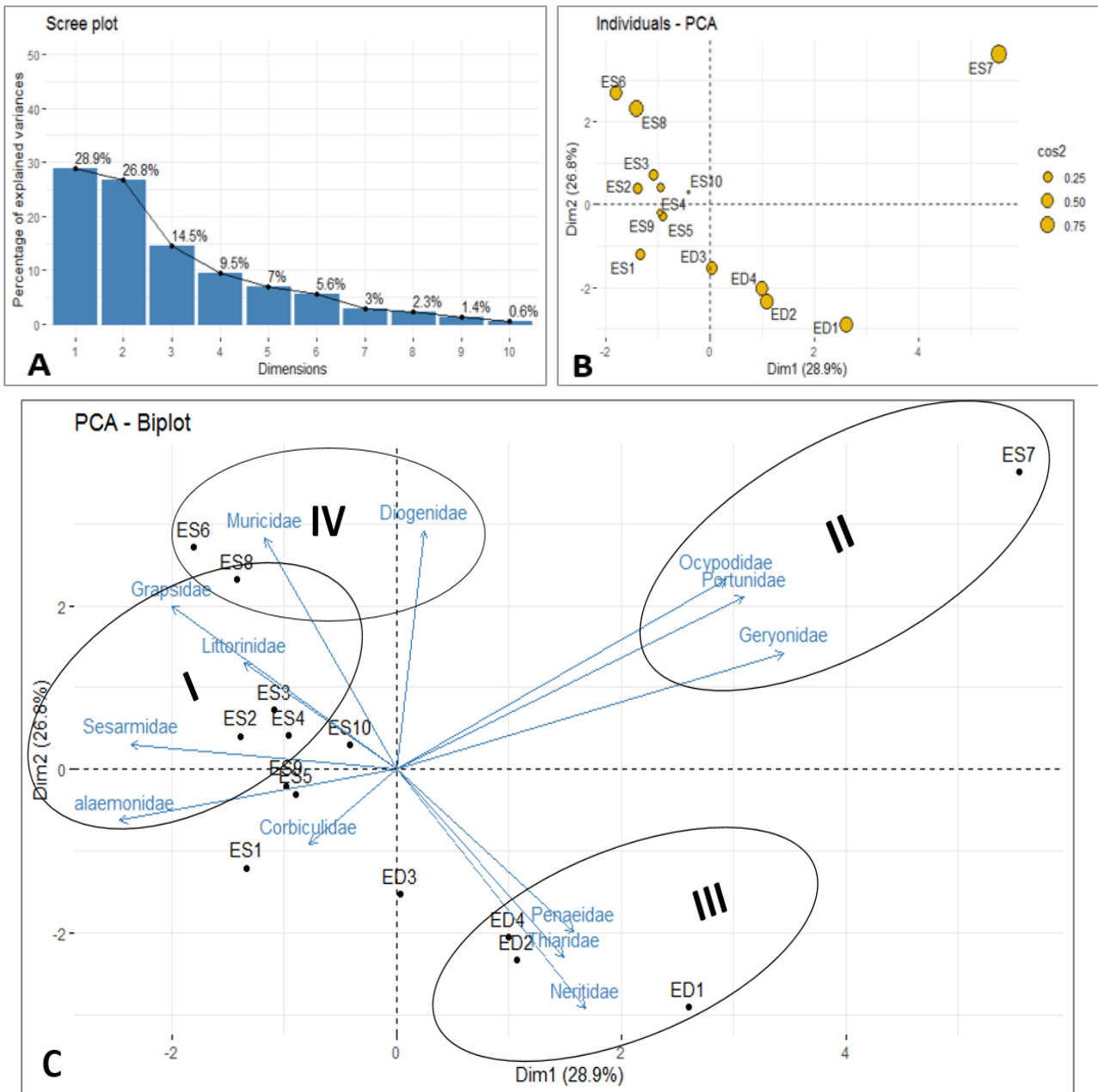


Figure 53 : Analyse en Composantes Principales effectuée sur les familles de macroinvertébrés benthiques des mangroves étudiées : (A) Histogramme des valeurs propres ; (B) projection des observations et des dimensions 1 et 2 ; (C) Biplot montrant la distribution des différentes familles dans les dimensions 1 et 2.

L'ACP réalisée à partir de la distribution des différentes espèces est illustrée à la figure 54. L'analyse des résultats montre que les dimensions 1 (18,10) et 2 (16,89) cumulent 34,99 % de la variance totale. En effet, 4 groupes sont issus de ces deux dimensions, à savoir le groupe 1, constitué des espèces suivantes : *Palaemon elegans*, *Pachygrapsus gracilis*, *Pachygrapsus sp.*, *Minuca sp.*, *Clibanarius longirostris*, *Thais blanfordi* et *Littoraria undulata*. Ces espèces sont significativement et négativement corrélées à la dimension 1 et ont été observées plus particulièrement aux stations ES6

et ES8. Le groupe 2 est constitué des espèces *Palaemon turcorum*, *Palaemonotes* sp., *Palaemon longirostris*, *Perisesarma* sp., *Pachymelania aurita*, *Tympanotonus fuscatus radula* et *Tympanotonus fuscatus*. Ces espèces observées majoritairement au sein de la station ES1 participent très significativement et positivement à la formation de l'axe F1. Le groupe 3 est formé des espèces *Macrobrachium vollenhovenii*, *Macrobrachium* sp., *Penaeus semisulcatus*, *Metopograpsus* sp., *Pachymelania bryonensis*, *Pachymelania fusca*, *Theodoxus niloticus* et *Neritina glabrata*. Ces espèces participent significativement et négativement avec les stations ED1, ED2 et ED4 à la formation de l'axe F2. Enfin, le groupe 4 formé de deux espèces principales, *Palaemon xiphias* et *Parasesarma* sp. est significativement et positivement corrélé à la dimension 2. Au total seules 24 espèces sont significativement corrélées aux deux dimensions (1 et 2) illustrées par la figure 54. Les autres espèces sont liées aux dimensions 3, 4 et 5.

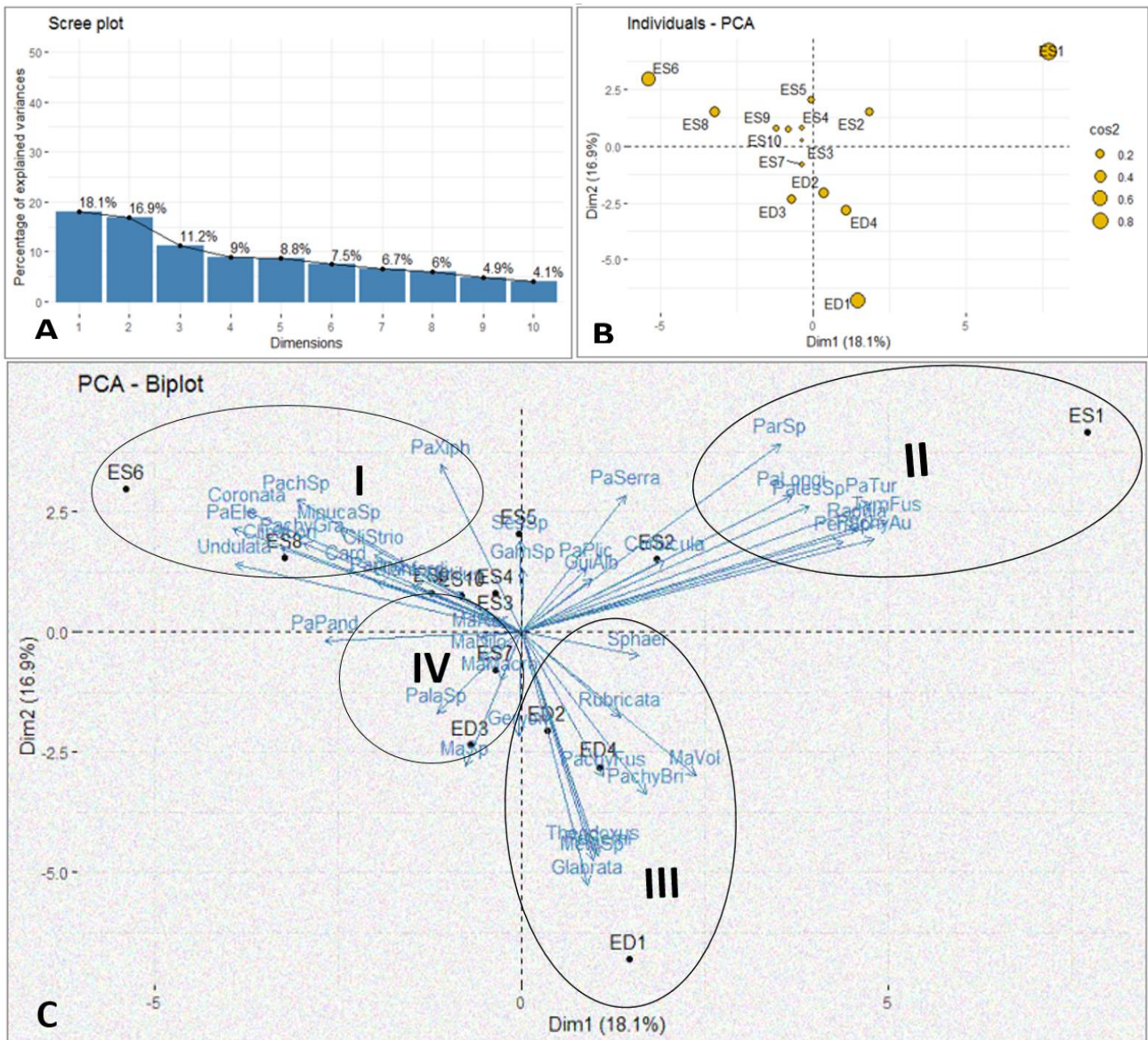


Figure 54 : Analyse en Composantes Principales effectuée sur les espèces de macroinvertébrés benthiques des mangroves étudiées : (A) Histogramme des valeurs propres ; (B) projection des

observations et des dimensions 1 et 2 ; (C) Biplot montrant la distribution des différentes espèces dans les dimensions 1 et 2.

III-1-6- Influence des paramètres abiotiques sur la faune des macroinvertébrés benthiques

III-1-6-1- Influence des paramètres physicochimiques des eaux de mangrove sur la distribution des macroinvertébrés benthiques

L'influence des paramètres abiotiques sur la faune récoltée a été déterminée par le test de corrélation r de Spearman. Le tableau de corrélations est illustré à l'annexe 3. D'après les résultats obtenus, 29 espèces ont été corrélées aux paramètres physico-chimiques. L'oxygène dissous des eaux de mangrove a présenté des corrélations significatives et négatives avec les espèces *Parasesarma plicatum* ($r = -0,217^{**}$), *Caridina* sp. ($r = -0,155^*$), *Parasesarma* sp. ($r = -0,183^*$), *Mytilus edulis* ($r = -0,152^*$) et *Corbicula* sp. ($r = -0,182^*$). L'azote ammoniacal a été d'une part, négativement corrélé aux espèces *Pachygrapsus gracilis* ($r = -0,159^*$), *Pinaxia coronata* ($r = -0,198^{**}$) et *Littoraria undulata* ($r = -0,200^{**}$), et d'autre part positivement corrélé à l'espèce *Caridina* sp. ($r = 0,237^{**}$). L'espèce *Thais blanfordi* s'est révélée être influencée négativement aux orthophosphates ($r = -0,151^*$). Les ions nitrites ont été négativement corrélés aux espèces *Vitta glabrata* ($r = -0,243^{**}$) et *Pachymelania fusca* ($r = -0,197^*$), et positivement corrélés aux espèces *Pinaxia coronata* ($r = 0,169^*$) et *Littoraria undulata* ($r = 0,146^*$). L'augmentation des concentrations en nitrates a influencé négativement l'abondance des espèces *Pachymelania byronensis* ($r = -0,184^*$) et *Sphaerium* sp. ($r = -0,165^*$).

La température des eaux de mangrove a influencé négativement l'espèce *Perisesarma* sp. ($r = -0,186^*$) et positivement les espèces appartenant à la famille des Chironomidae ($r = 0,151^*$) et l'espèce *Tympanotonus radula* ($r = 0,172^*$). Tout comme la température de l'eau, la température ambiante a également influencé négativement les activités et l'abondance de l'espèce de crabe *Perisesarma* sp. ($r = -0,159^*$). L'augmentation en gaz carbonique (CO_2) a été corrélée négativement avec l'espèce *Vitta glabrata* ($r = -0,316^{**}$), *Theodoxus niloticus* ($r = -0,176^*$), et positivement à *Pinaxia coronata* ($r = 0,205^{**}$) et *Tympanotonus radula* ($r = 0,171^*$).

La salinité, facteur déterminant de la répartition des espèces de la macrofaune benthique dans la mangrove a influencé plusieurs espèces. D'une part elle a eu une influence négative sur les espèces *Geograpsus* sp. ($r = -0,169^*$), *Vitta glabrata* ($r = -0,497^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = -0,400^{**}$), *Pachymelania byronensis* ($r = -0,199^{**}$) et *Theodoxus niloticus* ($r = -0,199^{**}$). D'autre part, elle a été favorable à l'épanouissement des espèces *Pachygrapsus* sp. ($r = 0,200^{**}$), *Pachygrapsus gracilis* ($r = 0,205^{**}$), *Pinaxia coronata* ($r = 0,545^{**}$), *Leptodus* sp. ($r = 0,156^*$) et *Gammarus* sp. ($r = 0,199^{**}$). La conductivité électrique a eu la même influence sur les espèces récoltées. D'une part

négativement sur les espèces *Vitta glabrata* ($r = -0,498^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = -0,382^{**}$), *Pachymelania byronensis* ($r = -0,185^*$), *Theodoxus niloticus* ($r = -0,201^{**}$), et d'autre part positivement sur les espèces *Pachygrapsus* sp. ($r = 0,194^{**}$), *Pachygrapsus gracilis* ($r = 0,200^{**}$), *Pinaxia coronata* ($r = 0,534^{**}$), *Leptodus* sp. ($r = 0,160^*$), *Gammarus* sp. ($r = 0,197^{**}$) et *Galba* sp. ($0,161^*$). L'augmentation du pH de l'eau a été corrélée négativement avec les espèces *Caridina* sp. ($r = -0,200^{**}$), *Tympanotonus radula* ($r = -0,157$), *Sphaerium* sp. ($r = -0,177^*$), et positivement aux espèces *Metopograpsus* sp. ($r = 0,149^*$) et *Littoraria undulata* ($r = 0,153^*$). Les matières en suspension (MES) ont été négativement corrélées à *Palaemon elegans* ($r = -0,171^*$) et positivement corrélées à *Palaemonotes turcorum* ($r = 0,151^*$), *Vitta glabrata* ($r = 153^*$), *Pachymelania fusca* ($r = 0,164^*$) et *Pachymelania byronensis* ($r = 0,183^*$). La turbidité quant à elle a été négativement corrélée à *Pinaxia coronata* ($r = -0,188^*$), *Thais blanfordi* ($r = -0,162^*$), et positivement corrélée à *Persisesarma* sp. ($r = 0,191^{**}$), *Vitta glabra* ($r = 0,220^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = 0,200^{**}$) et *Pachymelania byronensis* ($r = 0,157^*$). La couleur a été corrélée négativement à *Pachygrapsus* sp. ($r = -0,236^{**}$), *Pachygrapsus gracilis* ($r = -0,250^{**}$), *Pinaxia coronata* ($r = -0,303^{**}$), et positivement à *Pachygrapsus propinquus* ($r = 0,120^*$), *Vitta glabrata* ($r = 0,275^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = 0,299^{**}$), *Pachymelania byronensis* ($r = 0,197^{**}$) et *Theodoxus niloticus* ($r = 0,184^*$). L'abondance des ions alcalins dans les eaux de mangrove a été favorable à l'épanouissement de *Pinaxia coronata* ($r = 0,186^*$) tout comme l'oxydabilité élevée a été favorable à l'épanouissement de l'espèce de crabe *Minuca* sp. ($r = 0,156^*$). Les ions chlorures ont influencé négativement les espèces *Palaemon* sp. ($r = -0,163^*$), *Vitta glabrata* ($r = -0,297^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = -0,170^*$), et positivement *Palaemon serratus* ($r = 0,154^*$), *Palaemonotes turcorum* ($r = 196^{**}$), *Palaemonotes* sp. ($r = 0,239^{**}$), *Pinaxia coronata* ($r = 0,168^*$) et *Littoraria undulata* ($r = 0,151^*$). Concernant les ions sodium, ils ont été défavorables à l'épanouissement de l'espèce *Pachygrapsus* sp. ($r = -0,210^{**}$) et favorables à l'épanouissement de *Tympanotonus radula* ($r = 0,174^{**}$). Les ions potassium quant à eux ont été corrélés négativement à *Vitta glabrata* ($r = -0,387^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = -0,273^{**}$), et positivement à *Pinaxia coronata* ($r = 0,303^{**}$) et *Thais blanfordi* ($r = 0,148^*$). Enfin l'augmentation de l'humidité à certaines périodes dans la mangrove a été défavorable à l'épanouissement des espèces *Pachygrapsus gracilis* ($r = -0,198^{**}$) et *Tympanotonus radula* ($r = -0,169^*$).

III-1-6-2- Classification de la faune des macroinvertébrés benthiques en fonction des stations et des variables abiotiques

L'Analyse Canonique de Correspondances (ACC) a permis de déterminer l'influence des facteurs abiotiques (paramètres physico-chimiques de l'eau, métaux lourds, granulométrie, profondeur et densité des terriers) sur la distribution des principaux taxons de macroinvertébrés

obtenus. Cette influence a été faite en tenant compte de leurs stations d'échantillonnage. Les quatre axes exploités dans cette analyse cumulent 61,34 % de l'inertie totale (Tableau XII).

Tableau XII : Valeurs propres et pourcentages cumulés des quatre premiers axes de l'Analyse Canonique de Correspondances

Axe	1	2	3	4
Valeurs propres	0,61526	0,44184	0,23938	0,2195
Pourcentage cumulé (%)	24,9	17,88	9,686	8,882

La partie positive de l'axe 1 est caractérisée par les taxons *Neritina glabrata*, *Theodoxus niloticus*, *Pachymelania fusca*, *Metopograpsus* sp. et *Penaeus semisulcatus*. Ces espèces sont positivement corrélées aux matières en suspension (MES), à l'oxygène dissous, à la couleur, au pH, à la silice et au substrat argileux. Par contre sa partie négative regroupe les stations ES1, ES2, ES3, ES5, ES8, ES9 et ES10, toutes situées en eau saumâtre. Ces stations abritent principalement les espèces *Pasiphaea* sp., *Guinearma alberti*, *Parasesarma* sp., qui sont influencées majoritairement par les teneurs de l'eau en éléments azotés (nitrate et nitrite), l'oxydabilité, la salinité, les solides totaux dissous (TDS), l'alcalinité, les ions calcium, potassium, chlorure, la densité ainsi que la profondeur des terriers. L'axe 2 regroupe dans sa partie positive les espèces *Tympanotonus fuscatus*, *Tympanotonus radula*, *Pachymelania aurita* et *Palaemonotes turcorum*. Ces espèces sont principalement influencées, de manière positive par les teneurs en orthophosphates et les fortes turbidités des eaux. Ces caractéristiques ont été identifiées à la station ES7. Cependant dans la partie négative de l'axe 2, la station ES6 a présenté les meilleures conditions à l'épanouissement des espèces *Pinaxia coronata*, *Littoraria undulata*, *Perisesarma indiarum*, *Pachygrapsus* sp., *Palaemon pandaliformis* et *Palaemon elegans*. L'axe 3 a montré la préférence du substrat limoneux (station ES4) pour les espèces *Gammarus* sp. et *Palaemon serratus*. Par ailleurs, l'axe 4 montre d'une part l'influence du zinc sur l'espèce *Vitta rubricata*, d'autre part l'influence positive des caractéristiques intrinsèques de la station ED1 sur les espèces *Pachymelania byronensis* et *Geryon* sp.

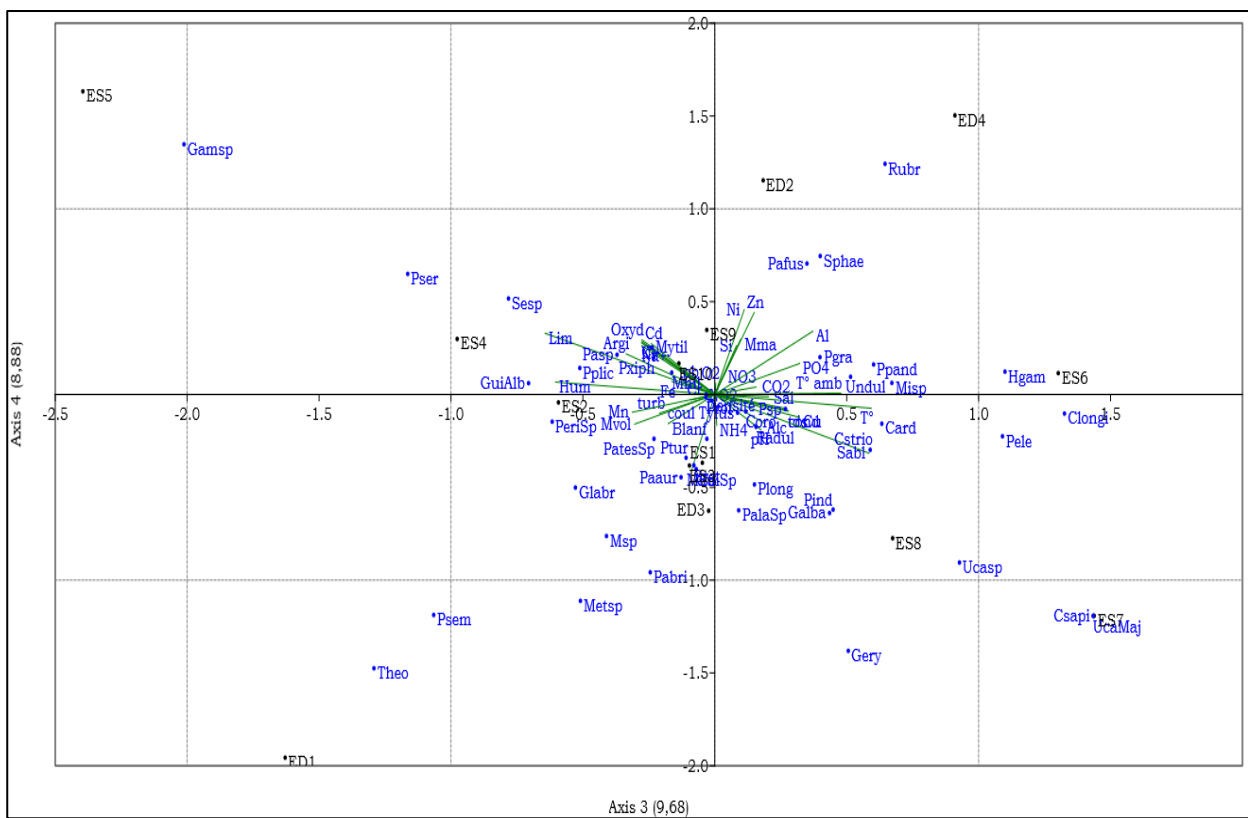
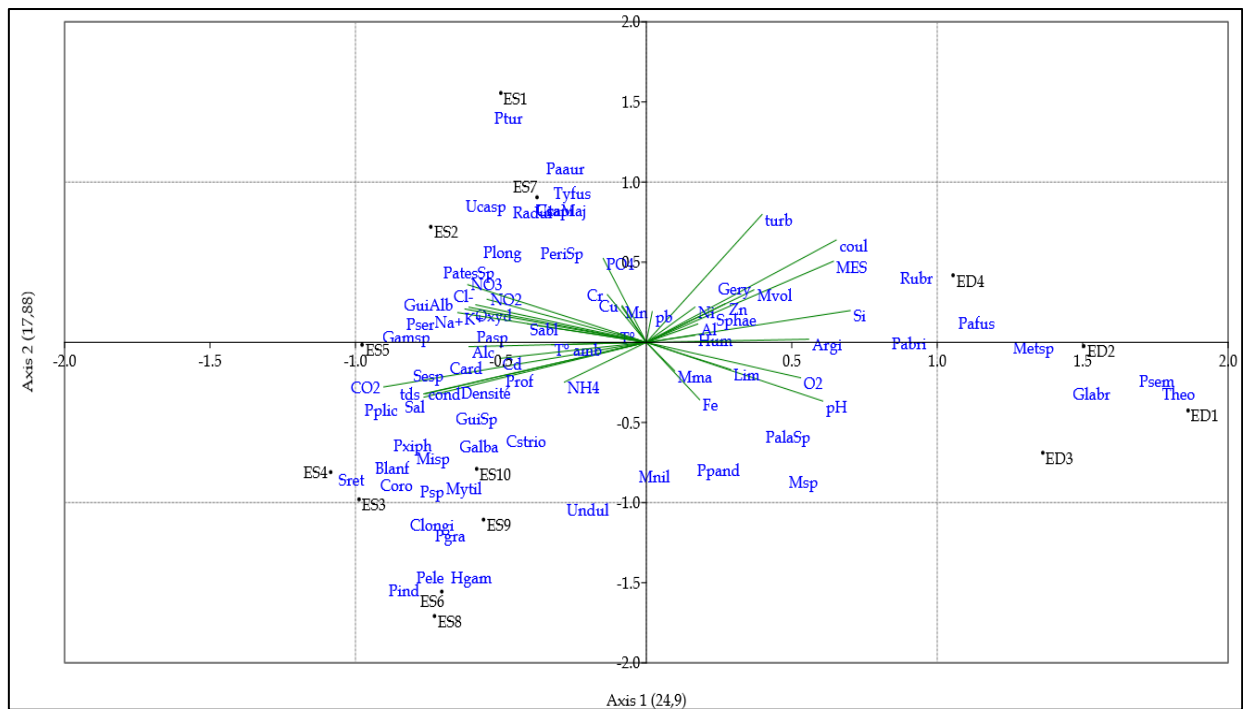


Figure 55 : Analyse Canonique de Correspondances (ACC) des taxons de macroinvertébrés aquatiques et des paramètres abiotiques de la composante aquatique de la mangrove (Sal = Salinité, T° = Température, Alc = Alcalinité, NH₄= Ammonium, Cond = Conductivité, O₂ = Oxygène dissous, NO₃ = Nitrates, NO₂ = Nitrites, Oxyd = Oxydabilité, PO₄³⁻ = Orthophosphates, , MES = Matières en suspension, TDS = Solides Totaux Dissous, Turb = Turbidité, Coul = Couleur, Cl- = ion chlorure, Na⁺ = ions sodium, K⁺ = ion potassium, T°amb = température ambiante, Pb = plomb, Cd = cadmium, Ni = nickel, Zn = zinc, Fe = fer, Si = silice, Cr = chrome, Mn = manganèse, Cu = cuivre, Al = aluminium, Sabl = sable, Argi = argile, Lim = limon, Prof = profondeur ; (Pour les taxons, voir tableau 9 dans la rubrique acronymes).

Une ACH a ensuite été réalisée avec les groupes de taxons obtenus afin de regrouper les stations en fonction de leur similarité taxonomique. A cet effet, trois principaux groupes ont été obtenus (Figure 56). Le groupe II est constitué uniquement de la station ES1 qui est située dans le village Yoyo, surnommée station parc à bois à cause de l'exploitation des arbres de palétuviers. Le groupe III regroupe les stations ES6 et ES8 situées à proximité l'une de l'autre à l'estuaire du Cameroun. Enfin le groupe I regroupe les 11 stations restantes suivant leurs affinités taxonomiques. Dans ce groupe, toutes les stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole excepté la station ED1, présentent plus d'affinité entre elles, pareillement pour les stations situées en eau saumâtre.

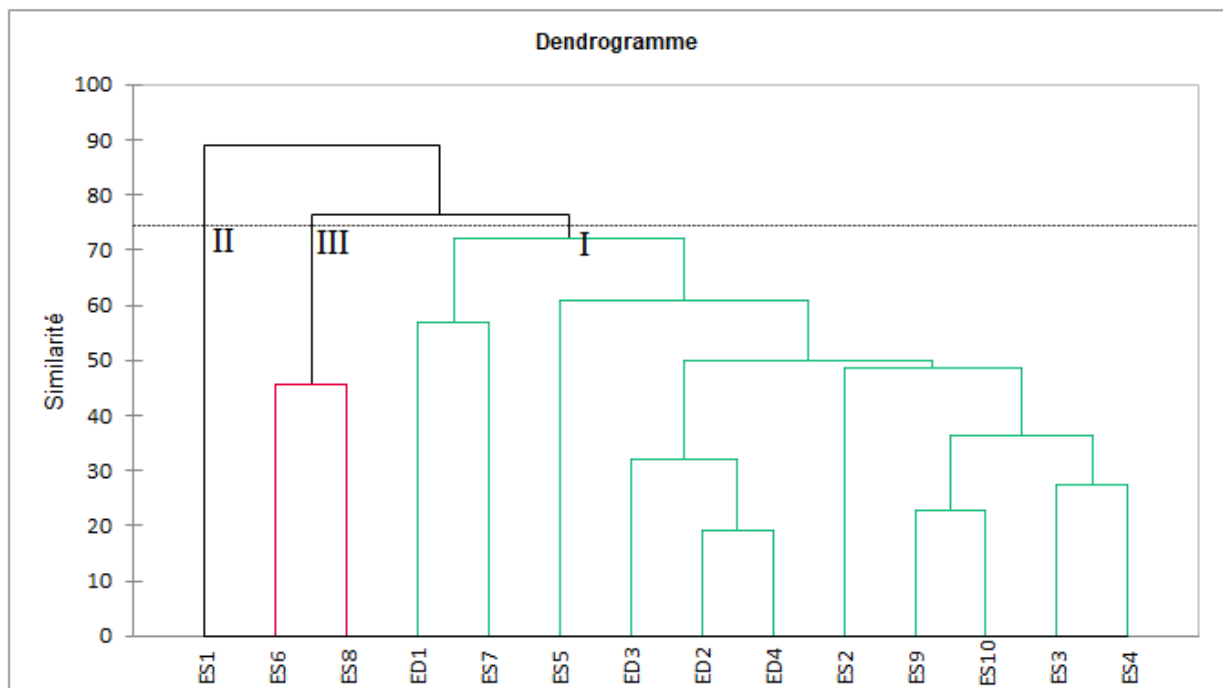


Figure 56 : Analyse en Composante Hiérarchique des stations d'échantillonnage à partir des données faunistiques des macroinvertébrés benthiques obtenus pendant la période d'étude ; NB : les chiffres romains I, II et III désignent les groupes constitués.

III-1-6-4- Relation entre la densité des terriers et l'abondance des crabes

Le test de corrélation r de Spearman a révélé un lien direct entre la densité de terriers et l'abondance de crabes. En effet, le nombre de crabes obtenus à chaque station est positivement corrélé au nombre de trous de terriers au m^2 ($r = 0,259$; $p < 0,01$). La droite de régression donnée à la figure 57 illustre le rapport entre cette densité et l'abondance de crabes ($R^2 = 0,68$; $p < 0,01$; Equation de régression : $y = 3,52 + 0,95x$).

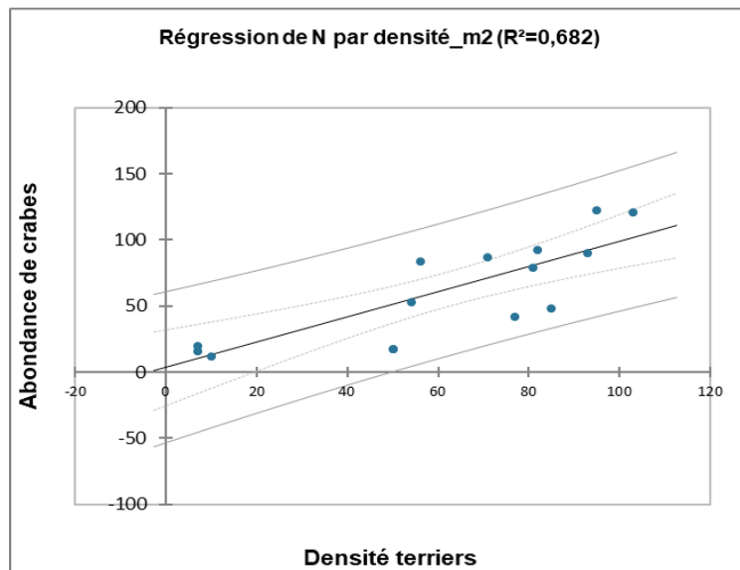


Figure 57 : Corrélation entre la densité de trous de terriers et l’abondance de crabes

Les tailles et diamètres de la carapace des différentes espèces de crabes récoltées sont illustrées dans le tableau XIII. L’espèce *Pachygrapsus gracilis* a présenté le plus faible diamètre ($11,33 \pm 2,51$ mm) et la plus faible longueur ($8,66 \pm 1,15$ mm) de la carapace. Cependant, l’espèce *Callinectes sapidus* a eu le plus grand diamètre de la carapace ($27,66 \pm 2,51$ mm) tandis que *Geryon* sp. a obtenu la plus longue carapace ($19,33 \pm 2,08$ mm).

Tableau XIII : Morphométrie de la carapace des espèces de crabes identifiées

	Longueur carapace		Diamètre carapace	
	Moyenne (mm)	Écart-type	Moyenne (mm)	Écart-type
<i>Geograpsus</i> sp.	11	2	18,33	4,04
<i>Pachygrapsus propinquus</i>	9,33	0,57	12,33	2,30
<i>Pachygrapsus gracilis</i>	8,66	1,15	11,33	2,51
<i>Pachygrapsus</i> sp.	17	2,64	22	1,73
<i>Metagrapsus</i> sp.	14,66	3,05	15,33	1,52
<i>Metopograpsus</i> sp.	10,33	1,15	12,33	1,52
<i>Sesarma rubinofforum</i>	20	1	24,33	1,52
<i>Sesarma reticulatum</i>	19	1,73	22,66	2,08
<i>Guinearma</i> spp.	13,33	2,08	17,66	2,08
<i>Guinearma alberti</i>	11,8	0,72	13,26	1,10
<i>Sesarma</i> sp.	14,33	0,57	19,66	1,52
<i>Parasesarma plicatum</i>	17,33	1,52	20,33	3,21
<i>Parasesarma longicristatum</i>	13,66	0,57	17	1
<i>Parasesarma samawati</i>	15	2,64	17,66	3,21
<i>Parasesarma asperum</i>	14,66	3,055	23,33	3,21
<i>Parasesarma</i> sp.	16,33	2,08	22,66	3,05
<i>Perisesarma indiarum</i>	11,66	0,57	15,66	2,08
<i>Perisesarma</i> sp.	13	2	16,66	2,51
<i>Uca</i> sp.	13,66	2,51	24	4
<i>Uca major</i>	12,33	1,52	23,66	2,30
<i>Uca neocultrimana</i>	10,33	0,57	24,66	0,57
<i>Tubuca</i> sp.	12,66	2,08	21,66	2,51
<i>Minuca</i> sp.	11,66	2,51	16	2
<i>Leptodus</i> sp.	16	2	23,33	1,15
<i>Geryon</i> sp.	19,33	2,08	25,66	2,08
<i>Callinectes sapidus</i>	15,66	0,57	27,66	2,51

III-1-6-5- Relation substrat - faune

Parmi les substrats obtenus (sable, argile et limons) au sein des mangroves étudiées, certains ont plus été mieux affectionnés que d'autres par les espèces de macro-invertébrés benthiques identifiées (Annexe 4). C'est le cas des espèces *Palaemonotes turcorum* ($r = 0,166^*$), *Palaemon longirostris* ($r = 0,157^*$), *Clibanarius striolatus* ($r = 0,177^*$), *Uca* sp. ($r = 0,149^*$), *Pachymelania aurita* ($r = 0,237^{**}$), *Tympanotonus radula* ($r = 0,296^{**}$), *Tympanotonus fusacatus* ($r = 0,323^{**}$), *Galba* sp. ($r = 0,187^*$) *Corbicula* sp. ($r = 0,174^*$) qui se développent et affectionnent les sables grossiers, d'où les corrélations positives obtenues. Cependant des corrélations positives ont été obtenues entre les espèces *Palaemon elegans* ($r = 0,176^*$), *Parasesarma longicristatum* ($r = 0,186^*$), *Clibanarius striolatus* ($r = 0,259^{**}$), *Callinectes sapidus* ($r = 0,209^{**}$), *Uca* sp. ($r = 0,214^{**}$) et le substrat de nature sable fin. Par contre des corrélations négatives ont été obtenues entre les espèces *Vitta glabrata*, *Theodoxus niloticus*, *Chaetogaster* sp. et les substrats sableux. Les espèces

Macrobrachium macrobrachion ($r = 0,216^{**}$), *Pachymelania fusca* ($r = 0,213^{**}$) et *Vitta glabrata* ($r = 0,359^{**}$) ont été corrélées positivement au substrat argileux. Les espèces *Palaemon elegans*, *Clinectes sapidus*, *Uca* sp., *Tympanotonus radula*, entre autres ont été corrélées négativement au substrat argileux. En revanche, les espèces *Pinaxia coronata* ($r = 0,200^{**}$), *Theodoxus niloticus* ($r = 0,222^{**}$) et *Vitta glabrata* ($r = 0,417^{**}$) ont été corrélées positivement aux substrats limoneux (Annexe 4).

III-1-7- Statut de conservation des espèces identifiées

Sur les 43 espèces recensées dans la RED LIST de l'UICN (2021), 27 (soit 62,79 %) sont classées à Données Insuffisantes (DI), et 16 (soit 37,21 %) sont classées à Préoccupation Mineure (PM) (Annexe 5).

Toutes les espèces de Crustacés sont classées espèces à Données Insuffisantes (DI). En effet, ce sont des espèces dont les informations sur l'écologie et la distribution sont insuffisantes pour faire une évaluation directe ou indirecte de son risque d'extinction. Excepté les espèces ci-après : *Macrobrachium macrobrachion*, *Macrobrachium niloticum*, *Macrobrachium vollehovenii* et *Homarus gammarus* qui sont des espèces à Préoccupation Mineure (PM). Elles sont dites à préoccupation mineure (PM) du fait qu'elles ne se trouvent pas menacées ou Quasi menacées. Ces espèces sont généralement communes et répandues. Concernant les Mollusques, toutes les espèces obtenues (Prosobranches, pulmonés et bivalves) sont classées à Préoccupation Mineure (PM).

III-2- DISCUSSION

III-2-1- Physico-chimie des eaux de mangroves étudiées

La qualité des eaux au sein des mangroves étudiées a varié en fonction de la zone d'étude, du régime des marées, de la période d'échantillonnage et des activités qui s'y déroulent.

Concernant les températures des eaux de mangroves, elles ont été légèrement plus élevées en eau saumâtre ($28,64 \pm 1,55$ °C) qu'en zone d'influence dulcicole ($28,46 \pm 1,66$ °C). Ces résultats sont dus essentiellement à l'heure de prélèvement et à la température ambiante. En effet, les prélèvements au sein des mangroves d'influence dulcicole s'effectuaient entre 6h et 7h du matin pour les stations ED1 et ED2, et entre 15H30 et 17h pour les stations ED3 et ED4. Tandis que ceux réalisés au sein des mangroves d'eau saumâtre avaient lieu en pleine matinée. Cela se justifie d'ailleurs par les moyennes des températures ambiantes en zone d'influence dulcicole (28,98 °C) et en eau saumâtre (30,51 °C). D'autre part, les plus faibles valeurs obtenues durant toute la période d'étude ont été enregistrées aux mois de septembre (ED1) et août (ES4) correspondant à la saison des pluies, tandis que les plus grandes ont été enregistrées au mois d'avril (ED4 et ES1). Cela justifierait le fait que les

températures des eaux au sein des mangroves seraient également influencées par les saisons. Ces valeurs élevées de température sont similaires à celles obtenues par Jamabo et Chinda (2010) dans les mangroves du Delta du Nigeria (28,5 - 30 °C). Par ailleurs, l'analyse des résultats permet de constater que les valeurs les plus élevées de température ont été obtenues en marée haute. Cela serait lié au fait que les eaux venues par les marées au sein des mangroves auraient des températures élevées, caractéristiques des zones côtières. D'après Peltre (1983) les eaux en milieu marin tropical possèdent des températures élevées par rapport à d'autres milieux aquatiques.

Les eaux des mangroves étudiées ont révélé des pH moyens légèrement supérieurs à 7 UC en zone d'influence dulcicole ($7,70 \pm 0,77$ UC) comme en eau saumâtre ($7,71 \pm 0,52$ UC). Ces valeurs indiquent que les eaux des mangroves étudiées sont légèrement basiques. Cette basicité serait due principalement à l'abondance des ions alcalins (ions hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes) contenus dans les eaux de mer arrivant dans les mangroves par le biais des marées. Renaudin (2001) souligne à cet effet que, le pH des eaux marines et des environnements marins est compris entre 7,5 et 8,4 UC. Ces valeurs sont similaires à celle obtenue (7,40 UC) par Theuerkauff *et al.* (2018) au sein des mangroves de l'île de Mayotte. En revanche, elles sont plus élevées que celles obtenues par Ngo-Massou (2014) au sein des mangroves du fleuve Wouri (pH < 7) (milieu d'eau douce). C'est pourquoi les plus faibles valeurs obtenues durant la période d'étude ont été obtenues aux stations d'influence dulcicole (dans le fleuve Kwa-Kwa), confirmant ainsi le très faible impact des marées à ces stations.

Les concentrations en matières en suspension (MES) ont été relativement faibles durant la période d'étude (moyenne : $19,75 \pm 20,09$ mg/L en zone d'influence dulcicole et $11,84 \pm 17,07$ mg/L en eau saumâtre). Néanmoins, quelques valeurs élevées ont été enregistrées, à savoir 126 mg/L (ED1) dans les mangroves d'influence dulcicole et 147 mg/L (ES1) en eau saumâtre. Ces valeurs sont élevées par rapport à celles le plus souvent observées dans les cours d'eau forestiers et périurbains (Sujitha *et al.*, 2011 ; Foto Menbohan *et al.*, 2012 ; Tchakonté, 2016). En effet l'augmentation des particules en suspension au sein des mangroves serait liée d'une part à la chute des feuilles de palétuviers sous l'action des vents, et d'autre part à l'érosion du substrat lors des remontées de marées. Ce constat a également été fait par Wolanski (1995) et Marchand *et al.*, (2011) dans les eaux des mangroves de la nouvelle Calédonie. Les feuilles de palétuviers une fois tombées dans les eaux sont dégradées sous l'action des microorganismes et les détritiques sont remis en suspension, augmentant ainsi la concentration en MES. Des résultats similaires avaient également été enregistrés par le MINEPDED (2017) dans le rapport de l'état des mangroves du Cameroun.

Le profil de variation de la turbidité a été similaire à celui des Matières En Suspension (MES), d'où la corrélation significative et positive obtenue entre ces deux paramètres ($r = 0,451$; $p < 0,01$). Les valeurs élevées obtenues au sein des stations ED1 (140 FTU) et ES1 (300 FTU) sont

essentiellement dues aux particules en suspension provenant des débris de feuilles de palétuviers. En effet, ces deux stations sont situées dans des zones dégradées et à forte fréquentation (ED1 située dans une zone marécageuse et ES1 située dans la zone dite Park à bois dans le village Yoyo). Ces caractéristiques contribueraient à la remise en suspension de plusieurs particules, augmentant ainsi la turbidité de l'eau. Des valeurs similaires (> 100 FTU) ont été obtenues par Bosire *et al.* (2005) et Nfotabong (2011) dans les mangroves de Kribi (Cameroun). De plus la mangrove est le milieu tampon par lequel tous les déchets organiques et industriels (à l'origine de l'augmentation de la turbidité) issus des fleuves, cours d'eau et rivières transitent avant de se déverser dans la mer. Les valeurs moyennes de la couleur ont été très élevées durant la période d'étude, à savoir $320,26 \pm 247,02$ Pt.Co dans les mangroves d'influence dulcicole et $171,11 \pm 230,62$ Pt.Co dans les mangroves d'eau saumâtre. Ces valeurs seraient également dues à la quantité de matière organique retrouvée au sein des mangroves. D'où la corrélation très significative et positive obtenue entre ces deux paramètres ($r = 0,493$; $p < 0,01$). Ces valeurs sont largement supérieures à celles le plus souvent rencontrées dans des cours d'eau urbains comme périurbains qui regorgent moins de MES que les mangroves. C'est le cas des travaux de Tchakonté (2016) qui a obtenu des concentrations comprises entre 0 et 130 Pt.Co.

Contrairement aux cours d'eau et rivières où les pourcentages de saturation en oxygène dissous dépassent les 75 % (Foto Menbohan *et al.*, 2013 ; Ngoay-Kossy, 2018), les mangroves sont par essence des milieux pauvres en oxygène (Failler, 2010). Les résultats (moyennes) obtenus durant cette étude à savoir $69,81 \pm 18,36$ % aux stations d'influence dulcicole et $63,58 \pm 15,18$ % en eau saumâtre vient reconforter cette thèse. En effet, dans les mangroves le déclin ou la pauvreté en oxygène proviendrait de la consommation par les organismes benthiques, de la décomposition de la matière organique et de la présence en suspension d'éléments consommateurs d'oxygène (Villanueva, 2004). La faible activité photosynthétique serait aussi à l'origine de la faible oxygénation au sein des mangroves étudiées. En effet, les longues branches de *Rhizophora* créent une grande canopée au sein des stations, ce qui empêcherait considérablement la pénétration de la lumière dans les eaux et cela conduirait à une très faible activité photosynthétique. Les mêmes observations ont été faites par Gallois (2006) dans les mangroves de l'archipel des Bijagos (25 à 60% d'oxygénation) en Guinée-Bissau et dans les mangroves de l'île de Mayotte en France (< 60 %) (Herteman, 2010). Aussi l'absence d'un brassage constant des eaux de mangrove pourrait également être à l'origine de cette faible oxygénation.

La subdivision des stations d'échantillonnage dans cette étude a été faite grâce aux valeurs de la salinité. Dans les mangroves d'influence dulcicole, les valeurs de la salinité ont été inférieures à 800 mg/L tandis qu'en eau saumâtre la valeur moyenne a été de $5570,44 \pm 4103,77$ mg/L. Dans l'ensemble, les valeurs élevées de la salinité dans les eaux saumâtres résultent du brassage des eaux

douces et des eaux marines. De ce fait, la quantité de sel au sein des eaux de mangroves a été fonction de l'impact de la marée dans ladite station, car plus une station est proche de l'Océan Atlantique, plus la salinité est élevée. C'est d'ailleurs pourquoi les stations ES5, ES6, ES7 et ES8 enregistrent les plus fortes valeurs de la salinité (moyenne > 6000 mg/L). D'autre part, les différences significatives observées entre les valeurs au sein des stations sont dues pour la plupart au régime des marées. Car en marée haute les valeurs de la salinité au sein de toutes les stations augmentent directement. C'est pourquoi les stations ES5 au mois de février (11200 mg/L), ES6 au mois d'avril (13930 mg/L), ES7 au mois d'avril (14590 mg/L) et ES8 au mois d'avril (13220 mg/L) ont enregistré les plus grandes valeurs durant la période d'étude. Renaudin (2001) stipule que les eaux de mer sont essentiellement chargées des ions minéraux qui impactent significativement sur la qualité des milieux environnants. D'où la corrélation significative et positive obtenue entre la salinité et les éléments minéraux tels que le chlore ($r = 0,162$; $p < 0,05$) et le potassium ($r = 0,698$; $p < 0,01$). Mfilinge *et al.* (2005) et Molnar *et al.* (2013) ont également marqué dans leurs travaux le fort impact de l'eau de mer sur la qualité physico-chimique des eaux de mangrove.

La conductivité électrique et les solides totaux dissous (TDS) ont été élevés par rapport aux valeurs le plus souvent rencontrées dans les cours d'eau et rivières. Dans les mangroves d'influence dulcicole les fortes valeurs de la conductivité (12,53 – 1359 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et des TDS (14,66 – 967 mg/L) seraient liées, d'une part, à la forte activité minéralisatrice des débris de branches et de feuilles de palétuviers. D'autre part, par des apports permanents et diffus d'eaux usées domestiques, communales et industrielles fortement minéralisées, charriées par les eaux des fleuves Sanaga et Kwa-Kwa. Cependant en plus des activités minéralisatrices, l'approvisionnement constant des eaux fortement minéralisées par les marées a été à l'origine des valeurs élevées de la conductivité (51 – 24900 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et des TDS (35 – 17690 mg/L) en eau saumâtre. C'est pourquoi les pics de valeurs de la conductivité et TDS observés aux stations ES5, ES6, ES7 et ES8 sont dus non seulement à leur proximité avec l'Océan Atlantique (distance < 15 km), mais davantage au fait que ces valeurs ont toutes été obtenues en période de haute marée. Les valeurs obtenues par Ngo-Massou *et al.* (2014) (moyenne : 12488,89 \pm 1,42 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ont été supérieures à celles enregistrées durant cette étude. Cette disproportionnalité est due au fait que les études de cette dernière ont été effectuées à Douala, qui est une zone fortement industrialisée et dont tous les déchets sont déversés dans le fleuve Wouri qui abrite les mangroves de ladite ville. Montgomery (1992) souligne d'ailleurs que, les effluents d'industries chimiques sont très souvent chargés en polluants minéraux divers (organiques, sulfurés, phosphatés, silicatés, métalliques, etc.).

Les sels nutritifs à savoir l'azote ammoniacal (≤ 2 mg/L), les nitrites (< 1 mg/L) et les orthophosphates (< 1 mg/L) ont été faibles et ont très peu varié durant la période d'étude. Ces faibles

teneurs seraient liées à une utilisation quasi absence des intrants agricoles azotés et phosphorés près des zones prospectées, qui sont généralement à l'origine des fortes concentrations en ces éléments dans des milieux aquatiques. En effet, la mangrove est un écosystème nutriments-déficient, notamment en azote (Alongi, 1998 ; Zhang *et al.*, 2008). De plus les nutriments stockés dans l'eau et le sédiment des mangroves sont assimilés ou utilisés par les palétuviers et les crabes (Herteman, 2010). Par ailleurs, durant la période d'étude, aucun sachet de détergeant n'a été retrouvé au sein des stations d'étude, ce qui renseignerait sur le fait que les populations environnantes utilisent très peu ces produits chimiques, d'où la très faible concentration en orthophosphates. Ces résultats sont similaires aux concentrations en azote ammoniacal ($< 1,5$ mg/L), nitrites (< 1 mg/L) et orthophosphates (< 1 mg/L) contenues dans le rapport Envi-Rep (2010) effectué au sein des mangroves du Rio Del Rey, de Douala et d'Edea. En revanche, les teneurs en nitrates ont été élevées durant la période d'étude ($0,94 - 14,4$ mg/L en zone d'influence dulcicole et $0,84 - 18$ mg/L en eau saumâtre). Ces teneurs légèrement élevées seraient dues aux processus de nitrification par les bactéries de la matière organique engendrée par les feuilles et débris de palétuviers (Rogers, 1996 ; Chiu *et al.*, 2004).

Les valeurs élevées de l'oxydabilité, notamment $21,53$ mg/L d' O_2 (ED4) et $34,65$ mg/L d' O_2 (ES4) seraient causées principalement par une pollution organique endogène. Cette pollution organique endogène proviendrait essentiellement de la chute des feuilles de palétuviers sous l'action des forts courants de vent marin. Une fois tombées au sol, ces feuilles sont dégradées non seulement par les crabes, et aussi oxydées par les bactéries, ce qui entraîne une augmentation de la teneur en matières organiques dans les eaux. D'après Betouille (2001) et Gallois *et al.* (2006), le premier facteur de pollution organique dans la mangrove est la dégradation des branches et feuilles de palétuviers. Ils affirment que les feuilles de palétuviers et autres éléments végétaux tombés dans l'eau sont décomposés par des bactéries et des champignons, soit directement à la surface de l'eau (ils forment alors un film), soit sur le fond vaseux de la mangrove entraînant une augmentation des teneurs en éléments organiques.

Les concentrations de l'alcalinité obtenues en eau saumâtre ($7,58 \pm 4,38$ mg/L) ont été supérieures à celles obtenues dans les mangroves d'influence dulcicole ($5,92 \pm 3,50$ mg/L). Cela est dû au fait que les eaux saumâtres regorgent plus de minéraux alcalins que les eaux douces, à savoir les ions Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- , etc. Durant cette étude, les concentrations en potassium et en chlore ont largement été supérieures en eau saumâtre ($25,85 \pm 20,37$ mg/L de K^+ et $96,88 \pm 103,72$ mg/L de Cl^-) qu'en zone d'influence dulcicole ($2,81 \pm 0,48$ mg/L de K^+ et $11,98 \pm 15,47$ mg/L de Cl^-). Ces teneurs sont dues à un approvisionnement constant en eau de mer au sein des mangroves. Le sodium quant à lui a été légèrement plus abondant dans les mangroves d'influence dulcicole. Cela est dû au pic ($73,4$

mg/L) obtenu à la station ED4 au mois d'octobre en marée haute. En effet, cette station est proche de celles situées en eau saumâtre et subit une influence considérable des marées.

Concernant l'Indice de Pollution Organique (IPO), sur le plan spatial comme temporel les valeurs obtenues indiquent une pollution organique modérée. Seules les stations ES1, ES4, ES9 et le mois d'octobre 2020 indiquent une pollution organique forte à très forte. Ces derniers stades de pollution organique (forte à très forte) sont causés d'une part, par la pollution endogène induite par les feuilles et branches de palétuviers. D'autre part à travers les activités menées tout autour de chaque station d'échantillonnage. En effet, au sein de ces stations d'échantillonnage nombreuses activités y sont pratiquées, notamment l'exploitation du bois de palétuviers, l'extraction du sable, les rejets de déchets domestiques, l'accostage des bateaux de pêche, entre autres. Ces activités participent de ce fait à l'augmentation de la matière organique. Par ailleurs, les mangroves constituent des réceptacles de déchets venant des cours d'eau voisins et du milieu marin. C'est pourquoi Failler *et al.* (2010) affirment que les mangroves sont des zones de décantation des eaux provenant des cours d'eau, fleuves et rivières avant de se jeter dans la mer. En revanche, la plupart des stations prospectées dans la présente étude sont moins polluées que les cours d'eau urbains prospectés par Tchakonté (2016) dans la ville de Douala (pollution très forte). En effet, nonobstant les fortes pollutions organiques que subissent ces deux types de milieux, les mangroves développent une grande capacité bio épuratrice vis-à-vis de la matière organique (Herteman, 2010). C'est ce qui pourrait expliquer la différence entre les cours d'eau et les zones de mangroves qui reçoivent et subissent une forte pollution organique.

Les concentrations en métaux lourds dans les eaux et sédiments ont été très faibles durant la période d'étude. En effet, les résultats obtenus dans cette étude ont été confrontés à plusieurs autres. Concernant les mesures de métaux faites dans les eaux de mangroves, les résultats ont été confrontés à ceux de Tchakonté (2016) qui a dosé des métaux lourds dans les eaux de quelques cours d'eau urbains et péri urbains de la ville de Douala. Ses résultats, à l'instar du Mn (1,3 – 215,3 mg/L), Fe (25,9 – 2758,3 mg/L), Ni (0 – 3612 mg/L), Cu (1,4 – 93,8 mg/L), Zn (0 – 823,1 mg/L), Cd (0 – 3787 mg/L) et Pb (4,1 – 2839,4 mg/L) ont été largement supérieurs à ceux obtenus dans la présente étude (où le Zn a présenté la plus grande teneur dans l'eau à savoir $17,60 \pm 15,97 \mu\text{g/L}$). Ces résultats sont dus au fait que les mangroves étudiées ne sont pas en contact direct avec des effluents industriels qui sont l'une des causes majeures de pollution par les métaux lourds au sein des milieux aquatiques. Or les cours d'eau prospectés par Tchakonté (2016) sont situés dans une ville fortement industrialisée où ils constituent les réceptacles terminaux de tous les rejets y afférents.

Les concentrations des métaux dosés dans les sédiments des mangroves étudiées ont été comparées à celles obtenues par Lindsey *et al.* (2005) dans les sédiments des mangroves de Punta Mala au Panama. Lindsey *et al.* (2005) ont obtenu les résultats suivants : Pb (78,2 mg/kg), Zn (105

mg/kg), Cd (10 mg/kg), Fe (9827 mg/kg), Cu (56,3 mg/kg), Mn (105 mg/kg), Ni (27,3 mg/kg) et Cr (23,3 mg/kg) dans des mangroves fortement industrialisées. Ces résultats sont extrêmement supérieurs à ceux obtenus dans la présente (où la plus grande teneur a été celle du Ni, à savoir 19,14 µg/kg). Tout comme dans l'eau, les faibles teneurs en métaux dans les sédiments des mangroves étudiées confirment, d'une part l'absence d'industries à proximité des zones étudiées et des pratiques telles que la combustion des charbons (à l'origine de plusieurs métaux dans l'environnement). Et d'autre part, le caractère phyto épurateur qui est conféré à la mangrove. A ce sujet, Analuddin *et al.* (2017), Nguyen *et al.* (2017) et Richter *et al.* (2016) stipulent que les palétuviers peuvent accumuler des métaux lourds et immobiliser d'autres polluants tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans des plaques de fer formées sur leurs racines. Les teneurs en métaux obtenus dans la présente étude sont également inférieures à celles obtenues par Tam et Wong (2000) dans des mangroves de Hong Kong en proie à des contaminations anthropiques, domestiques, animales et industrielles élevées.

La nature limoneuse ($2\ \mu\text{m} \leq \text{taille} < 20\ \mu\text{m}$) et sableuse ($20\ \mu\text{m} \leq \text{taille} < 2\ \text{mm}$) du sédiment obtenu au sein des mangroves étudiées aurait deux origines principales. D'une part, elle provient des sources terrigènes, signifiant que les particules proviennent de l'érosion des terres émergées. Cette source est enrichie par divers apports tels que les apports éoliens, glaciaires, sans oublier les apports fluviaux et/ou de ruissellement qui constituent à eux seuls l'apport cumulé le plus important (Schneider, 2001) ; dans le cas des sédiments marins (la plupart des stations situées dans les mangroves d'eau saumâtre), l'apport lié à l'érosion propre des côtes a été considérable. D'autre part, cette nature est d'origine endogène, désignant les particules qui proviennent du bassin de sédimentation comme les débris de macrophytes (feuilles de palétuviers) ou encore les fragments de coquilles d'organismes (Schneider, 2001). Cette nature limono-sableuse est similaire à celle obtenue par Herteman (2010) au sein de trois faciès de mangrove sur l'île de Mayotte (France). Cette texture du sédiment est différente de celle généralement rencontrée dans les milieux aquatiques situés en terre ferme (NgonNgon *et al.*, 2005) où l'on rencontre généralement beaucoup de sédiment argileux (taille $< 2\ \mu\text{m}$). Car au sein de la mangrove, les sédiments jouent un rôle assez important dans les processus biogéochimiques. En effet, les sables et limons ayant des tailles généralement plus grandes que l'argile possèdent de meilleures capacités d'infiltration et de perméabilité (Saenger, 2002). Ce sont ces processus d'infiltration et de perméabilité élevée des limons et sables, associés aux activités bioturbatrices des crabes, qui seraient à l'origine de la circulation de l'oxygène et des nutriments au sein des sédiments dans la mangrove. La nature limoneuse des sédiments dans toutes les mangroves d'influence dulcicole, et sableuse au sein de celles situées en eau saumâtre serait principalement due à l'impact plus ou moins important des érosions des terres entre diverses stations en fonction de la

proximité avec celle-ci. Car il existe en effet un gradient granulométrique de la terre vers le lagon (Herteman, 2010).

La présente étude a révélé que les densités moyennes de terriers au sein des mangroves de la côte du littoral Cameroun varient autour de $62,21 \pm 33,19 \text{ T/m}^2$. Ces valeurs sont plus élevées que celles révélées par Herteman (2010) au sein de certaines mangroves de Mayotte ($32,16 \pm 9 \text{ T/m}^2$). Cette disparité pourrait être liée aux activités qui se déroulent dans la zone d'étude. En effet, les travaux de Herteman (2010) ont porté sur des mangroves fortement impactées par des eaux usées domestiques qui réduiraient ainsi les populations de crabes à l'origine des terriers. L'analyse comparative entre les résultats obtenus à Mayotte et ceux du littoral Cameroun renforce l'idée selon laquelle le nombre de trous de terriers au m^2 est corrélé à la densité de crabes (Warren, 1990). La présente étude confirme cette hypothèse à travers la corrélation positive ($R^2 = 0,68$; $p < 0,01$; Equation de régression : $y = 3,52 + 0,95x$) obtenue entre l'abondance de crabes et la densité des trous de terriers (figure 7).

Les profondeurs des trous de terriers mesurées dans le cadre de ce travail sont inférieures ($< 20 \text{ cm}$) à celles obtenues par Herteman (2010) ($30 - 50 \text{ cm}$). D'après Stieglitz *et al.* (2000), Koo *et al.* (2007), Kristensen et Thorup-Kristensen (2007) la plupart des terriers ont des profondeurs comprises entre 50 cm et 1 m . Ce décalage aussi important pourrait être dû au fait que les terriers n'ont pas une orientation absolument verticale, et donc pourraient avoir des ramifications souterraines. Un aspect qui aurait été négligé lors de cette évaluation. Il serait donc souhaitable de penser à des méthodes d'évaluation des profondeurs plus sophistiquées, qui prendraient en compte les différentes ramifications des trous de terriers afin de mieux évaluer leurs profondeurs.

Les mesures de diamètre, montrent une prédominance des tailles d'ouverture des terriers supérieures à 2 cm . Le diamètre des trous de terriers est lié à la largeur de la carapace des crabes (Mouton et Felder, 1996 ; Skov et Hartnoll, 2001). C'est pourquoi les terriers de diamètre d'ouverture supérieur à 2 cm sont les plus abondants du fait de la prédominance des espèces appartenant aux genres *Perisesrama* et *Parasesarma*, dont la largeur de la carapace est généralement comprise entre $1,9 - 6 \text{ cm}$ (De Man, 1895).

III-2-2- Dynamique de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques

Les résultats de la richesse taxonomique obtenue durant cette étude ont été comparés dans un premier temps aux résultats obtenus dans d'autres mangroves, et dans un second temps cette richesse taxonomique a été comparée à celles obtenues au sein des cours d'eau (en dehors de la mangrove).

D'une part, la richesse spécifique obtenue dans cette étude (73 espèces) a été inférieure par rapport à celle (122 espèces) obtenue par Ahmed *et al.* (2015) au sein des mangroves du Sud Sinai en

Égypte., elle a été similaire à celle obtenue par Kumar et Khan (2013) (76 espèces) dans les mangroves du Pondicherry en Inde, et relativement élevée par rapport aux résultats obtenus par Rumisha *et al.* (2015) au sein des mangroves du Dar es Salam en Tanzanie (56 espèces) et de ceux de Choshin *et al.* (2014) (55 espèces) obtenus au sein des mangroves du Park national de Xuan Thuy au Vietnam. Ces différentes disparités sont dues à plusieurs facteurs explicatifs, à savoir, les techniques d'échantillonnage employées, la fréquence et période d'échantillonnages (marée haute ou marée basse), le nombre de sites prospectés, le nombre de microhabitats présents au sein de la mangrove prospectée, la zone de mangrove franchie, le niveau taxonomique retenu lors des identifications des spécimens, entre autres. En effet la différence existante entre les 73 espèces obtenues dans cette étude et les 122 espèces obtenues par l'auteur sus cité est liée au fait que les échantillonnages se sont plus réalisés dans cette étude dans la zone avant de la mangrove (les premiers 20 m de la forêt de mangrove en entrant), or les travaux d'en face ont prospecté la mangrove jusqu'à 150 m en profondeur, d'où la présence probable d'autres espèces ; de plus les travaux d'en face ont révélé la présence des micro habitats tels que les rochers, ce qui n'a pas été vu dans le présent travail. Ahmed *et al.* (2015) soulignent d'ailleurs que la richesse taxonomique est positivement corrélée au nombre de micro habitats. Cependant, la supériorité de la richesse taxonomique de la présente étude aux 55 et 56 taxons obtenus dans les travaux sus cités, est liée d'une part, à la période d'échantillonnage très courte dans les travaux d'en face (6 mois et 4 mois respectivement), et d'autre part, au niveau taxonomique d'identification (parmi ces 55 et 56 taxons, plus de 15 sont de l'ordre de la famille). D'après Stefano *et al.* (2009) et Duke *et al.* (2000), la variation de la richesse taxonomique de la macrofaune benthique dans la mangrove est fonction des conditions intrinsèques à la mangrove étudiée et du niveau d'exploitation et de pollution de ladite mangrove.

D'autre part, la richesse taxonomique obtenue dans les mangroves étudiées (73 taxons) est très inférieure à celles obtenues par Tchakonté (2016) (178 taxa) dans les cours d'eau urbains et périurbains de la ville de Douala, Foto Menbohan *et al.* (2012 et 2013) (197 taxons) dans les cours d'eau urbains et périurbains de la ville de Yaoundé et de Ngoay-kossy (2018) (114 taxons) dans les cours d'eau périurbains (Nguito et Pala) en République Centrafricaine. Ces différences en termes de richesse taxonomique sont dues au fait que la mangrove est un écosystème très sélectif à cause des conditions qui y règnent. Ces conditions sont entre autres la faible quantité d'oxygène, la variation constante des quantités d'eau et les fortes concentrations en sels dissous. C'est pourquoi Aller J et Stupakoff (1996), et Aller J et Aller C (2014) soulignent que la richesse taxonomique de la macrofaune benthique au sein des mangroves est généralement plus faible que celle des autres écosystèmes aquatiques à cause des perturbations physiques et le stress environnemental perpétuels que subissent les écosystèmes de mangrove. Par ailleurs, en comparant les différentes richesses

taxonomiques des mangroves à celles des cours d'eau, une principale remarque a été faite : les insectes représentent environ 65 % de la richesse taxonomique au sein des cours d'eau (urbains et périurbains). En effet, les travaux de Tchakonté (2016) révèlent 142 taxons d'insectes sur les 178 identifiés (soit 79,77 % des taxons), les travaux de Foto Menbohan *et al.* (2012 et 2013) révèlent 129 taxons d'insectes sur 197 (soit 65,48 % des taxons) et les travaux de Ngoay-kossy (2018) révèlent 78 taxons d'insectes sur 114 au total (soit 66,66 % des taxons). D'après les travaux de Tachet *et al.* (2010) et Colas *et al.* (2013) les insectes en dehors des EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Tricoptères) pullulent dans les écosystèmes aquatiques généralement dégradés, aux environnements insalubres et fortement pollués en matières organiques et déchets domestiques. En revanche dans cette étude, une seule espèce d'insecte (appartenant à la famille des Chironomidae) a été identifiée sur les 73 taxons obtenus. De plus, les travaux de Rumisha *et al.* (2015) et ceux de Choshin *et al.* (2014) n'ont révélé aucune espèce d'insecte dans leurs différents relevés. Nous pouvons à cet effet conclure que les insectes représentent à peine 2 % de la macrofaune benthique dans les écosystèmes de mangroves. D'après le rapport de l'ANSES (2010), en dehors des poissons, les espèces aquatiques les plus consommées demeurent les crustacés, ensuite les mollusques et enfin les insectes. C'est dire qu'en dépit du fait que les cours d'eau renferment une richesse taxonomique relativement plus élevée que celle des mangroves, les écosystèmes de mangrove hébergent des espèces (crustacés et mollusques) essentiellement comestibles pour les populations.

Sur le plan spatial, la présente étude révèle que la richesse taxonomique obtenue au sein des mangroves d'eau saumâtre est supérieure à celle des eaux d'influence dulcicole. En eau saumâtre la moyenne taxonomique est de $21,6 \pm 2,87$ taxons, tandis que dans les mangroves d'influence dulcicole elle est de $18,5 \pm 3,69$ taxons. Cette inégalité serait liée au fait que les stations situées au sein des mangroves d'eau douce seraient plus impactées par des activités anthropiques et présentaient quelques fois des signes d'une pollution avancée. En effet, ces stations se situent à la fois dans des zones de régénérescence des mangroves et des milieux marécageux. D'après Kumar et Khan (2013) la structure de la macrofaune au sein des mangroves est supposée être fonctionnellement liée aux facteurs environnementaux qui favorisent ou défavorisent la prolifération de certaines espèces.

Suivant les espèces de végétation de la mangrove, la richesse taxonomique de la macrofaune benthique a également varié. Tang et Yu (2007) ont d'ailleurs émis l'hypothèse selon laquelle il existe un gradient et une diversité spécifique de la macrofaune benthique en fonction des espèces de mangrove. Dans la présente étude, la richesse taxonomique a été plus abondante (45 taxons) au sein des mangroves appartenant à l'espèce *Rhizophora racemosa*. Les caractéristiques de cette espèce de mangrove, à savoir une grande taille (pouvant atteindre 30 m de haut), un diamètre assez élevé (2 m), une grande capacité autoépuration (Ajonina, 2008 ; Ajonina *et al.*, 2008 ; Ajonina, 2010) entre autres,

seraient à l'origine de cette préférence pour les espèces macroinvertébrés benthiques. En effet, leurs grandes branches empêcheraient le réchauffement et l'exposition des espèces de la macrofaune, le diamètre élevé du tronc de *Rhizophora racemosa* augmenterait la surface d'occupation des espèces de macroinvertébrés, et leur grande capacité autoépuration rendrait le milieu moins pollué que d'autres. Des conditions idéales pour la croissance et le développement des crabes et mollusques. La capacité du *Rhizophora racemosa* à pouvoir héberger un plus grand nombre d'espèces de la macrofaune a également été constatée par Bouchet (1977) au sein des mangroves sénégalaises. En plus des caractéristiques intrinsèques du *Rhizophora racemosa*, il convient de mentionner que cette espèce couvre une grande partie des espaces prospectés. Ajonina (2008) et Ajonina *et al.* (2009) indiquent d'ailleurs que le *Rhizophora racemosa* occupe plus de 90 % des surfaces couvertes par les mangroves au Cameroun. En revanche, les plus faibles richesses taxonomiques ont été constatées au sein des mangroves associées à d'autres végétations comme *Acrostichum aureum* (la fougère) et le *Nypa fruticans* (sorte de palmier). Cette prolifération d'espèces associées dans la mangrove témoigne d'une perturbation et d'une dégradation du milieu. D'où les faibles richesses taxonomiques (21 et 19 taxons). Ajonina (2008) et Folega *et al.* (2014) soulignent à cet effet que, l'expansion et le développement des espèces telles que *Acrostichum aureum*, *Nypa fruticans*, *Drepanocarpus lunatus* seraient des indicateurs de dégradation de la mangrove.

Le régime des marées n'a pas eu une assez grande influence sur la variation et la dynamique du nombre d'espèces rencontrées à chaque station, mais plutôt sur le nombre d'individus récoltés que l'on soit en marée basse ou en marée haute.

Dans le cas spécifique de la faune de crabes, la présente étude fait état d'une biodiversité de crabes regroupée en 6 familles, 14 genres et 26 espèces. Ces résultats sont supérieurs aux 5 familles, 9 genres et 12 espèces de crabes obtenus par Ngo-Massou *et al.* (2014) au sein des mangroves du fleuve Wouri (Cameroun). Ils sont également supérieurs à ceux de Herteman (2010) qui a recensé 6 familles, 8 genres et 13 espèces au sein des mangroves de Malamani sur l'île de Mayotte en France. D'un point de vue général, ces différences sont dues à plusieurs facteurs, notamment la durée de l'étude, les heures et méthodes d'échantillonnage, le nombre de stations. Pour ce qui est de la durée, les études au sein de la mangrove devraient se faire sur de longues périodes, car c'est un milieu en perpétuel changement. Par ailleurs les échantillonnages de crabes devraient également être faits dans la nuit, car les crabes au coucher du soleil sortent de leurs terriers. Concernant les stations, la multiplication des stations d'étude, la prise en compte des différents milieux aquatiques (eau douce, eau saumâtre et eau salée) dans la mangrove seraient des facteurs déterminants des études de biodiversité de crabes au sein de la mangrove. Ce qui n'a pas été le cas dans les travaux de Ngo-Massou *et al.* (2014), qui a travaillé sur 6 stations d'étude en plein centre urbain. D'après les travaux

de Nobbs et Blamires (2015), et Salgado-Kent et McGuinness (2010), la distribution et la richesse faunistique des crabes dans la mangrove sont fonction des caractéristiques intrinsèques de la mangrove étudiée, ainsi que de l'approche méthodologique de l'étude au sein de cet écosystème.

III-2-3- Dynamique d'abondance de la macrofaune benthique

Plusieurs facteurs ont contribué à la fluctuation des abondances quantitatives de la faune de macroinvertébrés benthiques.

Globalement, les Mollusques ont été les plus abondants avec 3840 individus dénombrés, soit 63,01 % de l'abondance totale. Tandis que les Annélides ont été les moins abondants avec seulement 4 spécimens obtenus, soit 0,07 % de l'abondance totale. La forte abondance des mollusques dans la mangrove est liée à plusieurs facteurs. Premièrement, ce sont des organismes très peu mobiles, qui vivent le plus souvent accrochés aux branches de palétuviers ou lorsqu'ils sont en mouvement se déplacent très lentement. Cela permet à ce qu'ils soient très facilement récoltés. D'après Hampartzoumian (1971), les mouvements ralentis et moins fréquents des mollusques participent à leur disponibilité au sein des milieux aquatiques et les rend facilement capturables.

Les mollusques sont d'autant plus abondants au sein des mangroves à cause de leur mode de vie. En effet, ce sont ces organismes qui peuplent le plus souvent des bas-fonds ou fonds (comme les mangroves) et qui possèdent la capacité remarquable de résister à la sécheresse et de vivre en anhydrobiose. C'est-à-dire que par suite d'un dessèchement du milieu, ils entrent en vie ralentie et restent dans cet état jusqu'au retour des conditions favorables (Thiam et Diallo, 2010). Dans cet état, les bivalves tels que *Mytilus edulis*, *Corbicula* sp., *Sphaerium* sp., s'enfouissent dans les sédiments ou restent accrochés aux débris végétaux et se cachent dans leurs coquilles en ne laissant que leurs siphons à l'extérieur. En effet, les siphons sont des prolongements de lobes du manteau permettant à l'animal, caché dans le substrat, de respirer et de se nourrir en assurant des courants d'eau chargée en oxygène et en particules alimentaires (organismes planctoniques par exemple). Ils servent également à l'élimination des particules non ingérées (pseudofèces), à l'excrétion et à l'émission des gamètes (Vitonis *et al.*, 2012). Ce sont, en général, des suspensivores. C'est donc grâce à ces siphons, à la fois inhalant (qui porte en général des tentacules en travers de l'ouverture afin de limiter l'entrée de trop grosses particules ou d'intrus) et exhalant (souvent de plus petit diamètre, porte une membrane fine, la membrane valvulaire ou valvule qui peut être ou non lobée et porte parfois de fins tentacules) que ces organismes parviennent à survivre pendant de longues périodes instables de la mangrove.

Parmi les mollusques récoltés au sein des mangroves étudiées, la prédominance en termes d'abondance des espèces telles que *Tympanotonus fuscatus*, *Pachymelania fusca*, *Tympanotonus fuscatus radula*, *Vitta glabrata* et *Pinaxia coronata*, est due non seulement à leur capacité à résister

aux phénomènes d'inondation et d'exondation de la mangrove, mais aussi à leur capacité à résister aux fortes concentrations en sels et à vivre dans des conditions anoxiques hautement prononcées (Villanueva, 2004). Les mangroves pouvant être assimilées à des milieux aquatiques temporaires, seuls les organismes pouvant présenter une résistance particulière à l'assèchement et à la déshydratation peuvent bien se développer. C'est le cas des espèces qui ont été citées plus haut. Daget (1991) a pu mettre en évidence ce mécanisme d'anhydrobiose chez plusieurs espèces de mollusques prosobranches, aux rangs desquels les espèces sus mentionnées. Ces résultats sont similaires, d'une part à ceux de Kotté-Mapoko *et al.* (2017), qui a mentionné la prédominance des espèces *Tympanotonus fuscatus*, *Pachymelania fusca*, *Tympanotonus fuscatus radula*, *Vitta glabrata* dans les mangroves de Kribi, Tiko et Limbé (Cameroun). Et d'autre part, à ceux de Bouchet (1977) qui a échantillonné dans certaines mangroves du Sénégal et dont le constat a été le même. Les prosobranches ont été les mollusques les plus abondants au sein des mangroves prospectées. En effet, sur les 18 espèces de mollusques identifiées, 12 appartiennent à la sous classe des prosobranches et représentent quantitativement plus de 80 % de la faune des mollusques. Leur prédominance au sein de la mangrove serait liée à leur organisation anatomique, notamment à la présence d'un opercule au niveau de leur structure interne (Brown, 1994). Cet opercule les protège contre l'ensoleillement, contre les variations du niveau de salinité et contre les prédateurs. En effet, lorsque les conditions du milieu deviennent non satisfaisantes et contraignantes, les prosobranches ont la capacité de refermer leur opercule, jouant ainsi le rôle de porte d'accès à l'animal. La prédominance des mollusques dans les mangroves ainsi que le rôle de l'opercule ont également été mentionnés par de Kotté-Mapoko *et al.* (2017) et Bouchet et Rocroi (2005).

Suivant le régime des marées, les abondances ont considérablement varié. Les abondances cumulées en marée basse ont été de 3369 individus contre 2725 individus en marée haute. Cette différence s'explique par le fait qu'en marée basse, les mangroves sont facilement accessibles et donc permettent un échantillonnage plus aisé des organismes. Par contre en marée haute, l'inondation des mangroves fait en sorte que certains habitats ne soient pas prospectés, notamment les terriers, les bois morts au sol et bien d'autres. Cela a une incidence sur non seulement la qualité de l'échantillonnage mais aussi la quantité des organismes récoltés. C'est pourquoi Sinsin *et al.* (2018) mentionnent que la destruction et la non prise en compte de certains habitats est le premier facteur de diminution de la biodiversité.

Pour le cas spécifique des crabes, les individus de la famille de crabes Sesarmidae ont été les plus abondants. En effet, ce groupe constitue la faune de crabes la plus dense, la plus riche en espèce (plus de 250) (Naruse et Ng, 2012 ; Brösing *et al.*, 2014) et ayant la plus grande biomasse au sein de la mangrove (Frusher *et al.*, 1994 ; Emmerson, 2001). Cette configuration est essentiellement due,

d'une part à leur régime alimentaire généralement herbivore qui tout au long de l'année recycle de grandes quantités de produits primaires, notamment les feuilles de palétuviers (Robertson et Daniel, 1989). D'autre part à leur capacité à résister aux conditions anoxiques temporaires du milieu et aux fluctuations régulières de la salinité de l'eau.

Parmi les ordres identifiés, celui des Décapodes a été le plus riche, avec 51 espèces sur les 73 identifiées, soit 69,86 % de la richesse taxonomique totale. Cette richesse taxonomique des décapodes est largement supérieure aux 37 espèces de décapodes recensées dans tout le bassin versant du Nyong par Yogback (2021). Le premier facteur pouvant expliquer cette différence est que, les crustacés décapodes sont fondamentalement marins (Poupin et Juncker, 2010). Et donc s'épanouissent le mieux dans des conditions de salinité relativement élevée. C'est en faveur des mouvements d'eau et des migrations que certains individus de décapodes se sont retrouvés dans tous les autres types de milieux (dulçaquicoles et terrestres), jusqu'à une adaptation complète de certaines espèces au milieu d'eau douce (Poupin et Juncker, 2010). Contrairement aux cours d'eau (rivières et fleuve) où la forte charge du milieu en matière organique nuit le plus souvent aux crustacés, au sein des mangroves ce facteur ne s'illustre pas comme étant un critère de sélection. Parmi les espèces de décapodes obtenues, les crevettes *Palaemon serratus*, *Palaemon pandaliformis* et *Macrobrachium macrobrachion* ont été les plus abondantes (Tableaux VIII et IX). Ces espèces ont principalement été abondantes au sein des mangroves situées en eau saumâtre (ES2, ES3, ES6 et ES9). Des stations caractérisées par une faible anthropisation de la mangrove et où le *Rhizophora racemosa* et le *Rhizophora mangle* constituent la végétation dominante. D'après Poupin et Juncker (2010), à l'interface entre milieu marin et eau douce (les mangroves notamment), les estuaires sont traditionnellement un milieu de grande diversité biologique de crevettes.

III-2-4- Biotypologie de la macrofaune benthique

La carte SOM a permis de regrouper les espèces obtenues en trois (3) principaux groupes. Les espèces du groupe II notamment *Vitta glabrata*, *Theodoxus niloticus*, *Pachymelania fusca*, *Leander tenuicornis* ont principalement été rencontrées au sein des stations situées dans les mangroves d'influence dulcicole. D'après les analyses physicochimiques, la quasi-totalité des stations situées au sein de ces mangroves sont caractérisées, une forte charge en MES, une couleur remarquable des eaux, une forte abondance des matières organiques et un très faible taux de saturation en oxygène dissous. De plus les stations situées au sein de ces mangroves sont caractérisées par une coexistence d'autres espèces végétales (*Nypa fructicans*...), une abondance d'arbustes morts au sol, une prolifération des *Raphia* (espèce marécageuse). L'analyse de la SOM ainsi que des paramètres physicochimiques permettent donc de dire que les taxons sus cités seraient des indicateurs d'une mangrove fortement

impactée par les activités anthropiques. Et donc sont des taxons polluo-tolérants. Les liens entre SOM et paramètres physico-chimiques sus cités ont d'ailleurs été confirmés par le test de corrélation de Spearman ainsi qu'avec l'ACC. Le groupe III de la SOM constitué à majorité des stations situées en eau saumâtre révèle la présence des taxons pouvant tolérer les fluctuations permanentes de la salinité, l'anoxie du milieu et les perturbations diverses de leur environnement. Il s'agit entre autres de *Pachymelania aurita*, *Tympanotonus fuscatus*, *Tympanotonus fuscatus radula*, *Vitta rubricata*, *Corbicula* sp. Ces caractéristiques ont également été observées par Kottè-Mapoko *et al.* (2017). Le groupe I par contre est composé à majorité des crustacés décapodes qui sont des taxons polluosensibles.

La prédominance des détritivores au sein des mangroves étudiées est liée à l'abondance des espèces de crabes (majoritairement), des insectes Chironomidae et des gastéropodes pulmonés. En effet l'abondance des feuilles de palétuviers, des propagules, des débris de branches, des déchets organiques issus de la décantation des eaux provenant des cours d'eau environnants, constituent la principale source d'alimentation des crabes. D'après Dahdouh-Guebas *et al.* (1999), les feuilles de palétuviers représentent au moins 85 % des contenus stomacaux des Sesarmidae. Par ailleurs, les travaux de Theuerkauff (2018) montrent que les crabes de la famille des Ocypodidae se nourrissent du microbenthos (détritus). Les Ocypodidae saisissent le sédiment en utilisant leur petite pince et en la plaçant dans la cavité buccale au niveau de laquelle les particules sont triées et ingérées (microalgues, nématodes, bactéries (Theurkauff, 2018)). Les omnivores (second groupe en terme de richesse taxonomique) constitués de certains crabes Grapsidae et des gastéropodes prosobranches consomment tout au sein des mangroves (détritus, chair fraîche, microorganismes, feuilles...). Cependant les filtreurs (troisième groupe en terme de richesse taxonomique) constitués essentiellement des crevettes et des bivalves filtrent l'eau de mangroves et consomment de préférence les organismes planctoniques (zooplancton et phytoplancton) et certains micro-organismes. Ils filtrent également de l'eau afin de retenir des fines particules en suspension et des bactéries.

La prédominance des gastéropodes prosobranches parmi les taxons à respiration branchiale est due à la composition et au fonctionnement de leurs branchies. Malgré le manque d'oxygène naturel de l'écosystème de mangrove et l'assèchement constant du milieu (marée basse), les gastéropodes prosobranches oxygènent en permanence leur organisme. En effet, leurs branchies possèdent plusieurs ramifications branchiales (lamelles) pouvant leur permettre d'emprisonner une grande quantité d'oxygène afin de couvrir leurs besoins lorsque le milieu devient anoxique (Zabi et Loeuff, 1992). Cependant, l'abondance des taxa à double respiration émane d'une adaptation au milieu de mangrove qui est un écosystème en perpétuel fluctuation de par les épisodes anoxiques provoqués lors des exondations des mangroves. En effet, les caractéristiques des mangroves (zone intertidale)

ont imposé à la plupart des crabes et pagures du milieu une respiration bimodale, vivant à la fois dans l'eau et dans l'air (en marée basse) (Theuerkauff, 2018). Le poumon développé par certains crabes de mangroves se situe principalement dans la cavité branchiale et est issu d'une adaptation morphologique du branchiostégite et/ou possède une origine cutanée. De plus, certains crabes vivant dans des terriers et sur les plages sableuses et respirant dans l'air (y compris pendant la marée haute en piégeant une bulle d'air dans le terrier) ont développé un poumon au niveau de leurs péréiopodes (Maitland, 1986). La faible représentativité des pulmonés est due à la nature contraignante de l'écosystème de mangrove. Due notamment aux fortes concentrations de salinité et l'instabilité permanente de l'écosystème.

Concernant les modes de déplacement, la prédominance des marcheurs au sein des mangroves est liée à l'instabilité de l'écosystème. En ce sens que, lorsque les conditions deviennent défavorables et/ou qu'il n'y a plus d'eau au sein des mangroves, les organismes tels que les crabes doivent pouvoir se déplacer pour la recherche de la nourriture ou encore rentrer dans leurs terriers. Ces crabes constituent avec les mollusques gastéropodes les principaux organismes marcheurs de l'écosystème de mangrove. Ceci à travers leurs péréiopodes (crabes) et pieds (gastéropodes). La majorité des espèces de crevettes ne pouvant pas creuser des terriers pour se réfugier et/ou encore se mouvoir facilement lorsque la mangrove s'assèche, sont le plus souvent entraînées par les mouvements d'eau. En effet, ce sont des espèces ayant pour principal mode de locomotion la nage. Cette nage est assurée par les pléopodes (5 au total) portés sur leur abdomen. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle lorsque la mangrove est complètement asséchée il devient difficile de les rencontrer. Les bivalves quant à eux vivent le plus souvent fixés aux branches de palétuviers au sein de l'écosystème de mangrove. Deux principales raisons justifient ce mode vie. D'une part, cela leur permet d'éviter d'être entraînés par les marées au niveau du large au risque d'être consommés par des poissons. D'autre part cela leur permet d'échapper à certains prédateurs terrestres comme l'espèce *Pinaxia coronata* (Bouchet, 1977).

L'Analyse Canonique de Correspondances (ACC) a révélé que la prolifération des espèces *Tympanotonus fuscatus radula*, *Tympanotonus fuscatus*, *Pachymelania aurita* et *Palaemonotes turcorum* serait fortement influencée par des fortes concentrations en orthophosphates et turbidités au niveau de la station ES7 (station du camp du BIR de Manoka). D'après l'état dégradé de cette station (voir description des stations d'échantillonnage) couplé à la présence des indices de pollution domestique (présence des orthophosphates), ces espèces pourraient figurer parmi les organismes bioindicateurs d'une mangrove impactée. En revanche, cette analyse révèle que la station ES6 présenterait les conditions abiotiques favorables à l'épanouissement des espèces telles que *Pachygrapsus* sp., *Palaemon pandaliformis*, *Palaemon elegans*, *Palaemon indiarum*, *Pinaxia coronata*. D'après l'état de la station ES6 (voir description des stations d'échantillonnage), ces

espèces proliféreraient au sein des stations très peu impactées par les activités anthropiques et/ou par la pollution organique exogène, contrairement aux espèces retrouvées à la station ES7. A ce propos, Colas *et al.* (2014) soulignent que les organismes aquatiques intègrent divers types et degrés de perturbations environnementales qui se produisent sur une variété d'échelles spatio-temporelles.

III-2-5- Quelques éléments de la biologie des crabes

L'analyse des tailles des espèces de crabes identifiées ($11,33 \pm 2,51 \times 8,66 \pm 1,15 - 27,66 \pm 2,51 \times 19,33 \pm 2,08$ mm) montre que la plupart des individus capturés sont encore à l'état juvénile. En effet, le diamètre de carapace des espèces des genres *Perisesarma*, *Parasesarma*, *Callinectes*, *Uca*, atteignent généralement les 60×90 mm à l'état adulte (De Man, 1895 ; Stimpson, 1858 ; Shih, 2015). La présence exclusive de juvéniles pourrait s'expliquer par le fait que les crabes viennent se reproduire au sein des mangroves. Une fois la reproduction achevée, les jeunes acquièrent une taille minimale avant de migrer vers les fleuves environnants ou la mer. D'où l'absence des crabes de grande taille. La durée de cette période de croissance varie selon la disponibilité des ressources. Ces résultats confirment l'analyse selon laquelle les mangroves constituent pour les crabes un milieu de reproduction et d'alimentation (Gemert, 2019).

CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

La structure et la biotypologie des macroinvertébrés benthiques associées aux facteurs abiotiques du milieu ont été étudiées dans les mangroves de la côte du littoral camerounais.

Sur le plan physicochimique, les analyses révèlent que les eaux de mangroves étudiées sont faiblement oxygénées, légèrement basiques et contiennent très peu de substances azotées et phosphatées. Les températures au sein des mangroves sont fonction de la taille des branches de *Rhizophora* et des températures ambiantes. Les paramètres tels que la salinité, la conductivité, les solides totaux dissous, les ions chlorures, potassium et sodium sont plus ou moins élevés, en fonction de l'impact des marées dans la mangrove, qu'on soit dans les mangroves d'influence dulcicole ou d'eau saumâtre. Les teneurs en éléments traces métalliques sont faibles par rapport aux normes environnementales en la matière, témoignant ainsi le faible impact des rejets industriels au sein des mangroves étudiées.

Les analyses granulométriques ont révélé la prédominance de deux types de substrats au sein des mangroves étudiées, les substrats limoneux et les substrats sableux. Les stations situées au sein des mangroves d'influence dulcicole ont toutes présenté un substrat limoneux, tandis qu'en milieu saumâtre, seules les stations ES3, ES4 et ES5 ont révélé un substrat limoneux et le reste un substrat sableux. La densité, le diamètre et la profondeur des terriers ont varié d'un écosystème à l'autre (eau douce et eau saumâtre) et en fonction de l'état de la mangrove. Les mangroves situées en eau saumâtre ont révélé les plus fortes densités de terriers.

Concernant la faune, 6094 spécimens de macroinvertébrés ont été récoltés. Ces spécimens sont répartis en 3 embranchements (arthropodes, mollusques et annélides), 5 classes, 12 ordres, 27 familles et 73 espèces. La richesse taxonomique obtenue au sein des mangroves étudiées (73 taxons) est très inférieure à celles recensées par plusieurs auteurs au sein des cours d'eau urbains, périurbains et forestiers. Cette disparité se doit au caractère très sélectif de l'écosystème de mangrove. L'embranchement des mollusques a présenté les plus fortes abondances d'individus tandis que celui des Arthropodes a été le plus riche et diversifié. Cependant, les résultats obtenus montrent que la richesse taxonomique dans les mangroves d'influence dulcicole est composée de 23 morphotypes de crustacés, 9 taxons de gastéropodes, 2 taxons de bivalves, 1 taxon d'oligochète et 1 taxon d'insecte, pour un total de 36 morphotypes différents. Ces espèces sont principalement dominées par *Pachymelania fusca* (35,19 %), *Vitta glabrata* (28,31 %), *Tympanotonus fuscatus* (5,34 %) et *Palaemon pandaliformis* (5,21 %). En revanche, 66 morphotypes ont été obtenus au sein des mangroves d'eau saumâtre. Ces taxons se répartissent en 47 taxons de Crustacés, 13 taxons de gastéropodes, 4 bivalves, 1 oligochète et 1 insecte. Les espèces les plus abondantes sont *Tympanotonus fuscatus* (15,63 %), *Tympanotonus fuscatus radula* (14,29 %), *Pinaxia coronata*

(10,26 %) et *Palaemon serratus* (5,94 %). La forte richesse taxonomique de la macrofaune et la forte diversité spécifique des Crustacés Décapodes obtenues au sein des mangroves situées en eau saumâtre semblent témoigner du faible impact des activités anthropiques et de la pollution d'origine exogène, contrairement aux mangroves d'influence dulcicole. C'est d'ailleurs pourquoi l'indice de diversité de Shannon et Weaver est faible dans les mangroves d'influence dulcicole ($H' < 3$ bits/ind) comparativement à celui des mangroves situées en eau saumâtre ($H' > 3$ bits/ind).

L'analyse des résultats a permis de révéler que la coexistence d'autres espèces de végétation au sein des mangroves, comme le *Nypa fructicans*, témoigne d'une dégradation et de la pollution de cet écosystème. Cette relation s'est clairement illustrée par la faible richesse taxonomique de la macrofaune observée au sein des stations où coexistaient plusieurs autres espèces de végétation. La présente étude révèle que la salinité des eaux, l'espèce de mangrove, le régime des marées, l'oxygénation des eaux et l'anthropisation constituent les principaux facteurs pouvant influencer l'abondance, la distribution et la diversité des macro-invertébrés au sein des mangroves. De plus, les coupes de branches de palétuviers pour utilisation comme bois de chauffage par les populations riveraines entraîne une perte d'habitats pour cette macrofaune benthique, les laissant ainsi sans abri et à la merci de tous les prédateurs, ce qui entraîne une diminution et même une disparition de plusieurs taxons importants de l'écosystème.

Fort de ce constat, nous recommandons aux pouvoirs publics de :

- Mettre sur pied un cadre légal qui pourra réguler les exploitations des ressources des mangroves et l'occupation de ces espaces. Cela permettra de contrôler l'occupation des mangroves et limiter les exploitations abusives des ressources naturelles issues de ces écosystèmes, notamment, le bois de mangrove et les ressources halieutiques (poissons, crabes, crevettes, crabes, bivalves, entre autres) y afférentes ;
- Sensibiliser les populations riveraines sur l'importance de la végétation des mangroves dans la protection contre les inondations de plus en plus fréquentes. Cette démarche consistera à faire comprendre aux populations riveraines que les mangroves protègent la mer de la terre et la terre de la mer. Car sans les mangroves, les eaux de mer (Océan) envahiraient toutes les villes côtières ;
- Sensibiliser les populations riveraines sur l'impact néfaste des rejets des déchets chimiques sur la macrofaune benthique des écosystèmes de mangroves. En effet, les déchets chimiques constituent un poison pour la faune juvénile des crabes, crevettes et de nombreuses larves d'insectes ;

- Accompagner les chercheurs dans leurs missions. Cet accompagnement devra principalement être axé sur le financement des travaux de recherche, à travers des programmes préalablement conçus.

Aux chercheurs :

- Étendre les études sur les autres mangroves de la côte camerounaise en y mettant un accent sur les descriptions taxonomiques des espèces. Cela permettra de recenser toutes les espèces de la macrofaune qui peuplent les mangroves camerounaises. ;
- Réaliser des échantillonnages dans les mangroves en tenant compte des différents faciès. Des travaux antérieurs et l'analyse des résultats de la faune obtenue dans la présente étude ont montré que la distribution des macroinvertébrés benthiques au sein des mangroves est fonction de la distance avec la côte.

A partir des constats clairs, plusieurs interrogations ont été soulevées au terme de ce travail :

- (1) Si la capacité autoépuratrice des mangroves a pu être évaluée et confirmée ailleurs, la contextualisation au sein des mangroves camerounaises pourrait apporter une aide dans les procédés de traitement des déchets urbains. C'est pourquoi nous comptons pour nos travaux futurs évaluer les capacités biorémediatrices des mangroves camerounaises ;
- (2) De plus, durant les campagnes d'échantillonnage sur le terrain, il a été constaté qu'à partir de 18 heures, au coucher du soleil, les crabes sortaient de leurs terriers et pouvaient alors se déplacer superficiellement. Cela les rendait un peu plus facilement capturables qu'en journée. C'est pourquoi pour nos travaux futurs, des échantillonnages nocturnes seront réalisés afin d'avoir une idée précise de la faune de crabes qui peuple les mangroves camerounaises ;
- (3) Enfin, plusieurs travaux ont démontré que les crabes constituent une macrofaune benthique d'importance écologique dans les mangroves, de par les terriers qu'ils creusent, leur impact dans la régulation de la régénération des palétuviers, à travers la consommation des propagules, et leur rôle dans les processus biogéochimiques des sédiments. Cependant aucune clé d'identification de crabes du milieu côtier n'existe au Cameroun à notre connaissance. C'est pourquoi nous comptons dans nos travaux futurs réaliser des études taxonomiques des crabes de la mangrove. Ces études seront basées essentiellement sur les descriptions morphologiques et des analyses biomoléculaires.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Ahmed R., Fouda M., Nahed A. (2015). Macroinvertebrates fauna of mangrove in South Sinai, Egypt. *International Journal of Advanced Research*, 3 ; 11: 1577-1594

Ajonina G., Ndiame A., Kairo J. (2008). Current status and conservation of mangroves in Africa: An overview. *World Rainforest Movement*. Bulletin 133. 6 p.

Ajonina G., Tchikangwa B., Chuyong G., Tchamba M. (2009). The challenges and prospects of developing a community based generalizable method to assess mangrove ecosystems vulnerability and adaptation to climate change impacts: Experience from Cameroon. *FAO Nature and Faune* 24 (1) :16-25

Ajonina G. (2008). Inventory and modelling mangrove forest stand dynamics following different levels of wood exploitation pressures in the Douala-Edea Atlantic coast of Cameroon, Central Africa. *Mitteilungen der Abteilungen für Forstliche Biometrie, Albert-Ludwigs- Universität Freiburg*. 215 p.

Ajonina G. (2010). Rapport final de réalisation du mandat. Consultation Project GEF PPG, 36p.

Aller J & Aller C. (2004). Physical disturbance creates bacterial dominance of benthic biological communities in tropical deltaic environments of the Gulf of Papua. *Continental Shelf Research* 24 : 2395–2416.

Aller J & Stupakoff I (1996). The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the Amazon shelf as indicators of physical processes. *Continental Shelf Research*, 16 : 717–751.

Alliaume C., Lasserre G., Louis M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichthyologiques des herbiers à Thalassia du Grand cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Hydrobiologie Tropicale*, 23 : 231-250.

Alongi M. (1998). Mangroves and salt marshes. *Coastal Ecosystem Processes*. CRC Press, 43-92

Alongi D. (2008). Mangrove forests : resilience, protection from tsunamis and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76 : 1–13.

ANSES. (2010). Consommation des poissons, mollusques et crustacés : aspects nutritionnels et sanitaires pour l'Homme. Rapport, 193 p.

Analuddin, K., Sharma, S., Jamili, X., Septiana, A., Sahidin, I., Rianse, U., Nadaoka, K. (2017). Heavy metal bioaccumulation in mangrove ecosystem at the coral triangle ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia. *Marine Pollution*. 15 p.

Angelier E. (2003). Ecology of streams and rivers. Science Publisher, Inc. *Enfield*. 211-213.

APHA (1998). Standard method for examination of water and wastewater. *American Public Health Association*, 20th edition, Washington, DC, 1150 p.

Banque Mondiale. (2004). Evaluation Environnementale du Programme de Relance des Activités Economiques et Sociales de la Casamance (PRAESC). Rapport. Final, Buursink, *International Consultants in Environmental*, 124 p.

- Beaune D., Bretagnolle F., Bollache L., Bourson C., Gottfried M., Fruth B. (2013).** Ecological services performed by the bonobo (*Pan paniscus*): seed dispersal effectiveness in tropical forest. *Journal of Tropical Ecology*, 29: 367-380.
- Barbier E (2007).** Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy* 49: 178–229.
- Barbour T., Gerritsen J., Snyder D., Stribling B. (1999).** Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd edition, U.S. Environmental protection agency, office of water, washington, D. C., EPA 841 – B – 99-002. 11
- Betoulle J., Fromard F., Fabre A., Puig H. (2001).** Characterization of litter and its contributions to soil nutriment in a mangrove of Guyana. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* ; 79 : 238-249.
- Bhat S., Meraj G., Yaseen S., Bhat A., Pandit A. (2013).** Assessing the impact of anthropogenic activities on spatio-temporal variation of water quality in Anchar Lake, Kashmir Himalayas. *International Journal of Environmental Sciences*, 3 : 1625-1640.
- Blandin P. (1986).** Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17 (4): 215-307.
- Boer B. (1993).** Anomalous pneumatophores and adventitious roots of *Avicennia mariana* (Forsk). Vierh mangroves two years after the 1991 Gulf War oil spill in Saudi Arabia. *Marine Pollution Bulletin*, 27 : 207-211.
- Bony Y., Kouassi C., Diomande D., Gourene G., Verdoit-Jarraya M., Pointier P. (2008).** Ecological conditions for the spread of the invasive snail *Physa marmorata* (Pulmonata: physidae) in Ivory Coast. *African zoology*, 43:53-60.
- Bouchet P. (1977).** Distribution des mollusques dans les mangroves du Sénégal. *Malacologia*, 16 (1): 67 - 74
- Bouchet P. & Rocroi J. (2005).** Classification and Nomenclator of Gastropod Families. *Malacology*. 47 (2): 1-397.
- Bouchet P. & Rocroi J-P (2010).** Nomenclator of Bivalve Families ; with a classification of bivalve families by Bieler R., Carter J.G., Coan E.V. *Malacology*, 52 (2), 1-184.
- Bosire J., Kairo G., Kazungu J., Koedam N., Dahdouh-Guebas, F. (2005).** Predation on Propagules Regulates Regeneration in a High-Density Reforested Mangrove Plantation. *Marine Ecology Progress Series*, 299, 149-155.
- Brösing A., Spiridonov V., Al-Aidaros A., Türkay M. (2014).** Description of a new genus and new species of Sesarmidae (Decapoda: Brachyura) from the Farasan Islands, Saudi Arabia, Red Sea. *Journal of Crustacean Biology*, 34 : 273–282.
- Brosse S., Giraudel L., Lek S. (2001).** The temporal dynamic of fish population assemblages and community structure. *Ecological Modelling*, 146: 159-166.

Brown D. (1994). Freshwater Snails of Africa and their Medical Importance. CRC Press, Taylor & Francis Ltd. Ed, London, 2nd revised edition, 609 p.

Bruce R., Miller W., Langdale G., Laften J., Thomas A. (1991). Cropping system effects on interrill soil loss in Georgia Piedmont. *Soil Science Society of America Journal*. 55 (2) : 460 - 466

Budiarsa A & Rizal S. (2014). Community structure of macrozoobenthos in mangrove ecosystem, Kutai National Park, East Kalimantan. *International Journal of Science and Engeneering*. 7 (1) : 91-94.

Cadamuro L. (1999). Structure et dynamique des Ecosystèmes inondables (forêts marécageuses, mangroves) du bassin du Sinnamary (Guyane française). Thèse, Université de Toulouse III, Paul Sabatier, 228 p.

Camacho A. (1992). The natural history of biospeleology. *Museo Nacional de Ciencias Naturales*, Madrid, Monografias, (7) 680 p.

Camara A. (2013). Composition, structure et déterminisme des macroinvertébrés de la rivière Banco (Parc National du Banco ; Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Nangui Abrogoua, 151p.

Camargo J., Alonso A., De La Puente M. (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Publishers*, 96: 233-249.

Carrel G., Barthelemy D., Auda Y., Chessel D. (1986). Approche graphique de l'analyse en principales normée : utilisation en hydrobiologie. *Acta Œcologica, Œcologia Generalis*, 7 : 189 - 203

Carrière S & Claudet J. (2014). Services écosystémiques des mangroves, écologie tropicale. CNRS. 104 p.

CCLME (Canary Current Large Marine Ecosystem Project). (2014). Définition d'indicateurs et élaboration d'un système de suivi des mangroves dans l'espace CCLME. Rapport final d'Etude. 23 p.

CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec). (2007). Détermination des Orthophosphates dans l'eau : méthode calorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec, MA. 3030-P1.0, Revue, 3, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 12 p.

Chapman P. (2007). Do not disregard the benthos in sediment quality assessments. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 633–635.

Chessman B. (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20:122-129.

Chiu C., Lee S., Chen T., Tian G. (2004). Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69 : 185-189.

Choshin H., Van Tu D., Cuong N., Anh T. (2014). Relationship of macroinvertebrate species and mangrove species in Xuan Thuy National Park, Vietnam. *Journal of Vietnamese Environment*, 6 (2): 89-100

Chouinard H. (2010). L'intégrité écologique des cours d'eau : analyse de méthodes de suivi et proposition d'une méthode adaptée au Parc National d'Ifrane. Faculté des Sciences, Université de Sherbrooke, M.E.I/M.Env. 126 p.

Colas F., Archambault V., Férard F., Bouquerel J., Roger C., Devin S. (2013). Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia*, 703: 149-164.

Colas F., Vigneron A., Felten V., Devin S. (2014). The contribution of a niche-based approach to ecological risk assessment: Using macroinvertebrate species under multiple stressors. *Environmental Pollution*, 185 : 24-34.

Colwell R. (2013). EstimateS : Statitical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at : <http://purl.oclc.org/estimates.org>. 17 p.

Cumberlidge N. (1999). The freshwater crabs of West Africa. Family Potamonautidae. *Faune et Flore Tropicales*. 36 : 1 – 382

CVUC. (2014). Carte communale et administrative de Mouanko, Sanaga-maritime, littoral Cameroun. 575 p.

CWCS. (2006). Cameroon Wildlife Conservation Society. Vision de conservation de la réserve Douala – Edéa. Carte du parc national de Douala-Edéa intégrant la zone d'extension. 100 p.

CWCS. (2010). Activity Report 2009 - Rapport d'activités 2009. Cameroon Wildlife Conservation Society, 43 p.

Daget. (1961). Note sur les Spathopsis (Mutelidae) de l'Ouest Africain. *Journal de Conchyl*, CI : 63 – 77

Dahdouh-Guebas F., Giuggioli M., Oluoch A., Vannini M., Cannicci S. (1999). Feeding habits of non-Ocypidid crabs from two mangrove forests in Kenya. *Bull Marine Science*. 64, 291–297.

Dajoz R. (2000). Précis d'Ecologie. 7^{ème} édition, Dunod, Paris, France, 615 p.

Day A., Stewart A., De Moor J., Louw E. (2001). Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa, Volume 4: Crustacea III. Water Research Commission Report, No. TT 141/101, Pretoria-South Africa, 151 p.

De Man G. (1895). Bericht über die von Herrn Schiffscapitän Storm zu Atjeh, an den westlichen Küsten von Malakka, Borneo und Celebes sowie in der Java-See gesammelten Decapoden und Stomatopoden. *Zoologische Jahrbücher, Abtheilung für Systematik, Geographie und Biologie der Thiere* 9: 75–218.

De Moor I. & Day J. (2002). Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa, Volume 6: Arachnida & Mollusca. Chapter 3: Mollusca. Water Research Commission Report, No. TT 182/02, Pretoria-South Africa, 42-125.

Devidal S., Richard-Sirois C., Pouet M., Thomas O. (2007). Solutions curatives pour la restauration des lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'Environnement et du Développement Durable, Université de Sherbrooke, Québec, 51 p.

Dika E. (2010). Essai de boisement et reboisement des mangroves de Ntem: Evolution sylvicole en pépinières communautaires et l'influence tidale. Mémoire d'Ingénieur des Eaux, Forêts et de Chasse, Université de Dschang.

Din N. (2001). Mangroves du Cameroun, statut écologique et perspectives de gestion durable. Thèse de Doctorat d'Etat. Université de Yaoundé I. 252 p.

Dolédec S. & Chessel D. (1994). Co-inertia analysis: an alternative method for studying species - environment relationships. *Freshwater Biology*, 31 : 277-294.

Ducrottoy J. (2018). Les milieux estuariens et littoraux. *Lavoisier*. ISBN : 978-2-7430-2339-3. 435 p.

Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 : 345-366.

Duke C., Burns K., Swannell R., Dalhaus O., Rupp R. (2000). Dispersant use and bioremediation strategy as alternate means of reducing impacts of large oil spills on mangroves: The Gladstone field trials, *Marine Pollution Bulletin* 4 (7-12): 403-412

Ellison A. (2008). Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research*, 59: 2–15.

Emmerson W. (2001). Aspects of the population dynamics of *Neosarmatium meinerti* at Mgazana, a warm temperate mangrove swamp in the East Cape, South Africa, investigated using an indirect method. *Hydrobiologia*, 449: 221-229.

Envi-Rep Cameroun. (2010). Etudes préliminaires de la deuxième phase du projet de conservation et de gestion des écosystèmes de mangrove au Cameroun. Rapport du Ministère de l'Environnement et du développement durable. 125 p.

Failler P., Petre F., Maréchal P. (2010). Détermination de la valeur socio-économique des récifs coralliens, des mangroves et des herbiers de phanérogames de la Martinique. Plan d'actions national IFRECOR 2006- 2010. Thème d'Intérêt Transversal « Socio-économie » Rapport final, 154.

FAO. (2007). The world's mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper No. 153. Assesment Working. 77 p

FAO. (2009). L'importance des forêts de mangrove pour la pêche, la faune sauvage et les ressources en eau en Afrique. *Nature et faune*, 24 (1) : 151 p

Feuillade M. (1972). Croissance d'*Oscillatoria rubescens* et variations quantitatives de la chlorophylle et des différents caroténoïdes en fonction d'éclairement. Information Systems Division, National Agricultural Library, 3: 21–31.

Folega F., Zhang C., Woegan A., Wala K., Dourma M., Batawila K., Zhao X., Akpagana K. (2014). Structure and ecology of forest plant community in Togo. *Journal of tropical forest science*, 26 (2): 225 - 239

Foto Menbohan S. & T. Njiné. (1991). Influence de la pollution organique sur la diversité des peuplements de ciliés de deux cours d'eau urbains au Cameroun. *Annales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I, Série Sciences Naturelles et Vie*, 7 : 281-294.

Foto Menbohan S., Koji E., Ajeegah G., Bilong Bilong C., Njiné T. (2012). Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *International Journal of Biosciences*, 2: 137-145.

Friedrich G., Chapman D., Beim A. (1992). The use of biological material. In: D. Chapman, water quality assessment: a guide to the use of biota, sediment and water in environmental monitoring, edition Chapman & Hall. Pp 171-238.

Fromard F. (2000). Les mangroves de Mayotte. Analyse écologique et propositions de restauration. LET-CNRS Toulouse, Espaces Mayotte, 61 p.

Frusher S., Giddins R., Smith T. (1994). Distribution and Abundance of Grapsid Crabs (Grapsidae) in a Mangrove Estuary - Effects of Sediment Characteristics, Salinity Tolerances, and Osmoregulatory Ability. *Estuaries*; 17: 647-654.

Furukawa K & Wolanski E. (1996). Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and Salt Marshes*, 1 (1): 3 - 10

Gallois D., Van I., Louisy P., Daudet J. (2006). La mangrove : une forêt tropicale particulière, à l'origine d'une biodiversité remarquable. Rapport, Aquarium de la porte dorée. 10 p.

Gasparini S. (2004). Les Copépodes. Observatoire Océanologique de Villefranche, Fiche Technique, Université Pierre et Marie Curie, 10 p.

Gaujous D. (1993). La pollution des milieux aquatiques. Technique et documentation - *Lavoisier*, Paris. 212 p.

Gemert A., Elliot S., Megevand L., Lignot J. (2019). Les crabes de mangroves comme bioindicateurs de l'état de santé des mangroves de Mayotte: influence écologique de l'hétérogénéité des habitats. 63 p.

Giller P. & Malmqvist B. (1999). The biology of rivers and streams. Oxford University Press, Oxford. 296 p.

- Giraudel L. & Lek S. (2001).** A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling*, 146 : 329-339.
- Glèlè Kakaï R., Salako V., Padonou E., Lykke A. (2016).** Méthodes statistiques multivariées utilisées en Ecologie. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20 :139-157.
- Guiral D., Albaret J., Baran E., Bertrand F., Debenay J., Diouf J., Loeuff L. (1999).** Les écosystèmes de mangrove. Paris IRD, ISBN 2-7099-1426-3. 63-130
- Hampartzoumian A. (1971).** Les mangroves dans le Monde. Thèse de Doctorat, Institut de Géographie, Bordeaux, 132 p.
- Herteman M. (2010).** Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Thèse de Doctorat PhD. Université Paul Sabatier - Toulouse III. 322 p.
- Hebert P., Cywinska A., Ball S., DeWaard J. (2003).** Biological identifications through DNA barcodes, Proceedings of the Royal Society of London, Londres, Royal Society, b: *Biological Sciences*, vol. 270, n° 1512, p. 313-321
- Hughes C. E., Binning P., Willgoose G. R. (1998).** Characterisation of the hydrology of an estuarine wetland. *Journal of Hydrology*, 211 : 34–49.
- INRA. (2005).** L'émergence d'une ingénierie écologique des milieux aquatiques. Institut National de la Recherche Agronomique : Direction de l'information et de la communication - 147, rue de l'Université - 75338. Paris Cedex 07, 144 p.
- Jain S. (2012).** Date palm biotechnology: current status and prospective-an overview. *Emirates Journal Food Agriculture*. 24 (5) : 386 - 399
- Jamabo N. & Chinda A. (2010).** Aspects of the Ecology of *Tympanotonus fuscatus* var *fuscatus* (Linnaeus, 1758) in the Mangrove Swamps of the Upper Bonny River, Niger Delta, Nigeria. *Curr.Res. J. Biol. Sci.*2 (1): 42-47
- Jullian E., Hirbe A., Ker B.N., Liu R.Z. (2005).** “Qualité de l'eau du bassin versant de l'Ardèche.” Université de Paris 7 - Denis – Diderot, UFR des Sciences Physiques de la Terre (IUP Génie de l'Environnement), 149 p.
- Kazmierczak L & Foussard V. (2018).** Evaluation de la qualité hydro-morphosédimentaire des eaux de transition de Métropole : application de l'indicateur hypsométrique. Rapport final. Université de ROUEN. 88 p.
- Kitheka J. (1996).** Water circulation and coastal trapping of brackish water in a tropical mangrove dominated bay in Kenya. *Limnology and Oceanography*, 41 : 169-176.

Kiviluoto K. (1996). Topology preservation in Self-Organizing Maps. Proceedings of the IEEE International Conference on Neural Networks, October 1996. IEEE Service Center, New York: pp 294-299.

Kottè-Mapoko E., Ngo-Massou V., Essomè-Koum L., Emane J., Nyamsi M., Tchoffo R., Ndongo Din. (2017). Molluscs' Composition and Distribution in Mangroves of the Cameroon Central Coast. *International Journal of Research Studies in Biosciences (IJRSB)*. 5 (5): 4-13.

Kottè-Mapoko E., Ngo-Massou V., Essomè-Koum L., Nyamsi M., Konango A., Ndongo Din. (2021). Dynamic of mangrove associated molluscs in anthropized areas of the Cameroon coastline. *Scientific Research*, 11 (8): 565-579

Kohonen T. (1982). Self-Organized formation of topologically correct features maps. *Biological Cybernetics*, 43: 59-69.

Kohonen T. (2001). Self-Organizing Maps (3rd Edition). Springer-Verlag, Berlin, Germany, 501 p.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1908). Ökologie der pflanzliche Saprobien. Beiträge zur Lehrevon der biologischen Gewässerbeurteilung. Berichte der Deutschen Botanischen gesellschaft, (26): 505-519.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der gesamten. Hydrobiologie und Hydrography, 2 : 126-152.

Koo B., Kwon K., Hyun. (2007). Effect of environmental conditions on variation in the sediment-water interface created by complex macrofaunal burrows on a tidal flat. *Journal of Sea Research* ; 58 : 302-312.

Kouadio N. (2011). Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des lagunes de Côte d'Ivoire : Aby, Ebrié et Grand-Lahou. Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 162 p.

Kourradi R., Benmassaoud F., Benazzou T., Menioui M. (2005). Distribution spatio-temporelle de quelques métaux lourds dans les sédiments de l'estuaire du Bou Regreg. Société Marocaine de Nutrition, Journée d'Etude sur : « Eau : vecteur de Développement Humain ». 22 p.

Kristensen H & Thorup-Kristensen K. (2007). Effects of vertical distribution of soil inorganic nitrogen on root growth and subsequent nitrogen uptake by field vegetable crops. *Soil Use and Management*, 23: 338-347

Krzanowski W. (1988). Principles of multivariate analysis. *A user's perspective*. Clarendon Press, Oxford, 608 p.

Kumar P. & Khan A. (2013). The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, India. *Aquatic Biosystems*. 9 (15) : 2045-2106

- Lioris D. & Rhababo J. (1984).** Guide d'identification des ressources marines vivantes au Maroc ; 140 : 193-201.
- Lee Y. (2008).** Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *J. Sea Res.* 59, 16–29. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.002>
- Lecerf A. (2005).** Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Etude du processus de décomposition des litières. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse III, 159 p.
- Lecointre G. & Guyader L. (2001).** Classification phylogénétique du vivant. Belin Ed., Paris (France), 543 p.
- Leclercq L. (2001).** Intérêt et limite des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Haute-Fagnes, Belgique, Document de travail, 44 p
- Legendre L. & Legendre P. (1979).** Ecologie Numérique. Masson (Eds), Paris (France), 1-2, 247 p.
- Lek S., Giraudel L., Guégan F. (2000).** Neuronal networks: algorithms and architectures for ecologists and evolutionary ecologists. In: Lek S. & Guégan J.F. (Eds.): Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution. Springer - Verlag, Berlin : 3-27.
- Lévêque C. & Balian E. (2005).** Conservation of freshwater Biodiversity: does the real world meet scientific dream. *Hydrobiologia*, 542: 25-26.
- Lindsey H., James M., Hector M. (2005).** An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Marine Pollution Bulletin*, 50 : 547–552
- Maitland P. (1986).** Crabs that breathe air with their legs - *Scopimera* and *Dotilla*. *Nature* 319, 493–495. <https://doi.org/10.1038/319493a0>
- Manly B.F.J. (1991).** Randomization and Monte Carlo Methods in Biology. Chapman & Hall, London, 281p.
- Marchand C., Baltzer F., Lallier-Verges E., Alberic P. (2004).** Pore-water chemistry in mangrove sediments : relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine Geology*, 208 : 361-381.
- Marchand C., Lallier-Vergès E., Allenbach M. (2011).** Redox conditions and heavy metals distribution in mangrove forests receiving effluents from shrimp farms (Teremba Bay, New Caledonia). *Journal Soils Sediments* 11, 529–541.
- Mccune B. & Grace B. (2002).** Analysis of Ecological Communities. *Oregon*, USA. 300 p.
- McGuinness & Salgado K. (2010).** Spatial and temporal variation in relative numbers of grapsis crabs (Decapoda : Grapsidae) in northern Australian mangrove forest. *The Beagle : Records of the Museums and Art galleries of the Northern Territory*, 26 (1) DOI : 10.5962/p287463

McQuoid M.R. & Godhe A. (2004). Recruitment of coastal planktonic diatoms from benthic versus pelagic cells: Variations in bloom development and species composition. *Limnology and Oceanography*, 49 : 1123-1133.

Mfilinge L., Meziane T., Bachok Z., Tsuchiya M., (2005). Litter dynamics and particulate organic matter outwelling from a subtropical mangrove in Okinawa Island, South Japan. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 63, 301–313.

Milošević D., Stojković M., Čerba D., Petrović A., Paunović M., Simić V. (2014). Different aggregation approaches in the chironomid community and the threshold of acceptable information loss. *Hydrobiologia*, 727 : 35-50.

MINEPDED. (2017). Les mangroves du Cameroun : état des lieux et gestion. Rapport, 190 p.

Moisan J. & Pelletier L. (2008). Guide de surveillance biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec - Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 86 p.

Molnar N., Welsh T., Marchand C., Deborde J., Meziane T., (2013). Impacts of shrimp farm effluents on water quality, benthic metabolism and N-dynamics in a mangrove forest (New Caledonia). *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 117, 12–21

Monod T. (1980). Décapode. In : Durand J. R. et Levêque C. (eds.), Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne, Paris, *ORSTOM*, 1 (44) : 369-389.

Montgomery W. (1992). Environmental Geology. *Brown Publishers*, New York, USA, 465 p.

Mouton E & Felder D. (1996). Burrow distributions and population estimates for the fiddler crabs *Uca spinicarpa* and *Uca longisignalis* in a Gulf of Mexico salt marsh. *Estuaries*, 19: 51-61.

Mvogo N., Von R., Cumberlidge N. (2019). Taxonomic revision of the endemic Cameroonian freshwater crab genus *Louisea* Cumberlidge, 1994 (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Potamonautidae), with descriptions of two new species from Nkongssamba and Yabassi. *ZooKeys* 881: 135–164. <https://doi.org/10.3897/zookeys.881.36744>

Nagelkerken I., Van Der Velde G., Gorissen M., Meijer J., Van't Hof T., Den Hartog C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 51, 31– 44.

Nagelkerken I., Blaber M., Bouillon S., Green P., Haywood M., Kirton G., Meynecke O., Pawlik J., Penrose M., Sasekumar A., Somerfield J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review *Aquatic. Bot.* 89, 155–185.

Naruse T. & Ng N. (2012). Establishment of a new genus for *Cyclograpsus lophopus* Nobili, 1905, within Sesamididae Dana, 1851 (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Zootaxa* 3572 : 63–68

Neveu A., Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Papy F. (2001). L'eau dans l'espace rural. Vie et Milieu Aquatique, Paris : INRA, France, 105 p.

Nfotabong A. (2011). Impact of Anthropogenic Activities on the Vegetation Structure of Mangrove Forests in Kribi, the Nyong River Mouth and Cameroon Estuary. Ph.D. Thesis, Université Libre de Bruxelles-ULB, Belgium/The University of Douala, Cameroon.

Ngoay-Kossy J. (2018). Diversité des macroinvertébrés benthiques et qualité physicochimique des eaux de deux ruisseaux : Nguitto et Pala en République Centrafricaine (RCA). Université de Yaoundé I, Faculté des Sciences. Thèse Ph.D. 184 p.

Ngo-Massou., Essomè-Koum., Kottè-Mapoko., Ndongo Din. (2014). Biology and Distribution of Mangrove Crabs in the Wouri River Estuary, Douala, Cameroon. *Journal of Water Resource and Protection*, 6, 236-248

Ngo-Massou., Kenne., Kottè-Mapoko., Ndongo Din. (2018). Brachyuran crab diversity and abundance patterns in mangroves of Cameroon. *Region studies in Marine Sciences*, 24 (1): 324-335.

Ngo-Massou., Kottè-Mapoko., Ndongo Din. (2021). Growth characteristics of edible Land crab *Cardisoma armatum* (Brachyura: Gecareinidae) from Kribi mangroves, Cameroon. *International Journal of Animal Science and Technology*. 5 (1): 19-26.

Ngon Ngon G., Yongue R., Bonnet J., Bilong P., Lecomte G. (2005). Etude de quelques propriétés physiques et mécaniques de deux argiles kaolinitiques de la région de Yaoundé (Cameroun). *Silicates Industriels*, 70 (1-2), 33-39.

Nguyen L., Nguyen A., Richter O., Pham M., Nguyen P. (2017). Ecophysiological responses of young mangrove species *Rhizophora apiculata* (Blume) to different chromium contaminated environments. *Science of the Total Environment*. 574, 369-380.

Nobbs M & Blamires S. (2015). Spatiotemporal distribution and abundance of mangrove ecosystem engineers: burrowing crabs around canopy gaps. *Ecosphere* 6, 1–13. <https://doi.org/10.1890/ES14-00498.1>

NSR Environmental consultants PTY LTD. (2001). koniambo project, marine environment baseline-literature review. Final report. Victoria, Australia. 50 p.

Onana M. (2018). Cartographie des écosystèmes du Cameroun. *International Journal of Biology and Chemistry Sciences*. 12 (2) : 940-957

ONEQUIP. (2008). Rapport contrat ONEQUI/SNH sur l'élaboration d'un programme de suivi et de vitalité des mangroves camerounaise, 144 p.

PANGIRE. (2009). Etat des lieux du secteur, connaissance et usages des ressources en eau. Ministère de l'eau et de l'énergie, Cameroun. Global Water Partnership. Rapport. 199 p.

Park S., Céréghino R., Compin A., Lek S. (2003). Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling*, 160: 265-280.

Peltre L. (1983). Le milieu physique tropical. *B.T.I.* 379-381

Penha-Lopes, G., Torres, P., Narciso, L., Cannicci, S., Paula, J. (2009). Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 381, 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.08.009>

Penha-Lopes, G., Torres, P., Cannicci, S., Narciso, L., Paula, J. (2011). Monitoring anthropogenic sewage pollution on mangrove creeks in southern Mozambique: A test of *Palaemon concinnus* Dana, 1852 (Palaemonidae) as a biological indicator. *Environ Pollut.* 159, 636–645. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.029>

Philippeau G. (1992). Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales. Service des Etudes Statistiques – ITCF, 63 p.

Pokryszko B. & Cameron D. (2005). Geographical variation in the composition and richness of forest snail faunas in northern Europe. *Records of the Western Australian Museum*, 68: 115–132.

Pokryszko B., Cameron D., Long D. (2006). Snail faunas in southern English calcareous woodlands: rich and uniform, but geographically differentiated. *Journal of Conchology*, 39 (1): 13–40.

Por F & Dor I. (1984). Hydrobiology of the mangal: The ecosystem of the mangrove forests. Cloth Hardback.

Poupin J & Juncker M. (2010). Guide des crustacés décapodes du pacifique Sud. ISBN. 323p.

Powell C. (1980). The genus *Macrobrachium* in West Africa, I: *Macrobrachium thysi*, a new large-egged species from the Côte d'Ivoire (Crustacea: Decapoda-Palaemonidae). *Revue de Zoologie Africaine*, 94: 317-326.

Profitt C (1997). Managing oil spills in mangrove ecosystems ; effects, remediation, restoration and modelling. OCS Study MMS97. 0003 New Orleans U.S Depts. Of the Interior; Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region. 76 p.

Ramade F. (2005). Eléments d'écologie: Ecologie appliquée. 4^eédition, Dunod, Paris, France, 864 p.

Renaudin V. (2001). Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres. Lavoisier tec Doc, 11 p.

Reyjol Y., Spyrtos V., Basilico L. (2013). Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Perspectives en vue du 2^e cycle DCE – Eaux de surface continentale, 30 p.

Richter O., Nguyen A., Nguyen L., Nguyen P., Biester H., Schmidt P. (2016). Phytoremediation by mangrove trees: Experimental studies and model development. *Chemistry and. Engeneering Journal.* 294, 389–399.

Robertson A., Daniel P. (1989). The influence of crabs on litter processing in high intertidal mangrove forests in tropical Australia, *Ecologia*, 78: 191–198

Rogers J. (1996). Nutrient Dynamics and Productivity in Mangrove Ecosystems.

Rodier J., Legube B., Marlet N., Brunet R. (2009). L'analyse de l'eau. 9^e édition, Dunod, Paris, France, 1579 p.

Rumisha C., Shukura H., Lyimo J., Margarina J. (2015). Benthic macroinvertebrate assemblages in mangroves and open intertidal areas on the Dar es Salaam coast. *African Journal of Aquatic Science*. 40 (2): 1-9

Saenger P. (2002). Mangrove ecology, silviculture and conservation. *Kluwer academic publishers*. 360 p.

Salgado-Kent C. & McGuinness K. (2010). Spatial and temporal variation in relative numbers of grapsid crabs (Decapoda: Grapsidae) in northern Australian mangrove forests. *The Beagle*, 26, 79–87.

Schneider G. (2001). Boues de curage des cours d'eau. CE, 43, 146-147. Source <http://www.inra.fr/dpenv/curage.htm>

SEQ-Eau (Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau) - MEDD & Agences de l'eau. (2003). Grilles d'évaluation version 2.

Shih H. (2015). *Uca (Xeruca)*, a new subgenus for the Taiwanese fiddler crab *Uca formosensis* Rathbun, 1921 (Crustacea Decapoda: Ocypodidae), based on morphological and molecular evidence. *Zootaxa*, 3974 : 151–169.

SIESAM. (2013). Etude de la capacité bioremédiatrice de la mangrove de Mayotte. 22 p.

Sighomnou D. (2004). Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du Cameroun : perspectives d'évolution des ressources en eau. Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des sciences de l'Université de Yaoundé 1. 292 p.

Simon T. (1999). Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities. CRC Press, Boca Raton, Florida, 671 p.

Sinsin Brice., Assogbadjo Achille., Adanguidi Jean., Ahouansou Simon., Sogbohossou. (2018). Inventaire floristique et faunistique des écosystèmes de mangroves et des zones humides côtières du Bénin. Project TCP/BEN/3502. 100 p.

Skov M. & Hartnoll R. (2001). Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab *Uca annulipes* (H. Milne Edwards). *Hydrobiologia*, 449: 201-212

Song M., Leprieur F., Thomas A., Lek-Ang S., Chon T., Lek S. (2009). Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne river catchment (SW France). *Aquatic Ecology*, 43: 999-1009.

SPANB. (2012). Version II. Gouvernement camerounais. 189 p.

Stark J., Boothroyd G., Harding S., Maxted R., Scarsbrook R. (2001). Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams. New Zealand Macro-invertebrates working group, report no.1, Ministry for the Environment and Sustainable Management, fund project no. 5103, 57 p.

StatSoft France (2005). STATISTICA (logiciel d'analyse de données), version 7.1. www.statsoft.fr

Stefano C., Fabrizio B., Farid D., Sara F., Carlos L., Adriano M., Elisha J., Gil P., Jose P. (2009). Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84. 305–317

Stergiou K. (2002). Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharping Ockham's razor. *Fisheries Research* 55: 1-9.

Stieglitz T., Ridd P., Muller P. (2000). Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp. *Hydrobiologia*, 421 : 69-76

Stimpson W. (1858). Crustacea Ocyphodoidea. Prodrômus descriptionis animalium evertibratorum, quae in Expeditione ad Oceanum Pacificum Septentrionalem a Republica Federata missa, Cadwaladaro Ringgold et Johanne Rodgers ducibus, observavit et descripsit, Pars V. *Proceedings of the Academy of Natural Science*, Philadelphia, 10 : 93–110.

Stratégie Nationale de Développement 2020-2030. (2020). Ministère de l'économie de la planification et de l'aménagement du territoire. 243 p.

Suchel B. (1972). La répartition des pluies et les régimes pluviométriques au Cameroun. Travaux et document de géographie tropicale (C.E.G.CNRS), 5: 1-288.

Suchel B. (1988). Les climats du Cameroun, Thèse de Doctorat d'Etat. 4 tomes, Bordeaux, 88 p + atlas

Sujitha P., Mitra Dev D., Sowmya P., Mini Priya R. (2011). Physico-Chemical parameters of Karamana River Water in Trivandrum District, Kerala, India. *International Journal of Environmental Sciences*, 2 : 472-490.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Poletera P. (2002). *Invertébrés d'eau douce, (systématique, biologie, écologie)*. CNRS Edition Paris, 587 p.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2010). *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie et écologie*. CNRS édition, Paris, France, 588 p.

- Tam NFY & Wong Y. (2000).** Variation spatiale des métaux lourds dans les sédiments de surface des mangroves de Hong Kong. *Pollution de l'environnement*, 110 (2) : 195-205
- Tang. & Yu. (2007).** Spatial zonation of macrobenthic fauna in Zhanjiang Mangrove Nature reserve, Guangdong, China. *Acta Ecologica Sinica*, 27 (5) : 1703-1714
- Tchakonte S. (2016).** Diversité et structure des peuplements de macro invertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun). Thèse de Doctorat/Ph.D, Université de Yaoundé, 205 p.
- Ter Braak C & Smilauer P. (2002).** CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Window user's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Micro-computer Power, Ithaca, New York, USA, 351 p.
- Theuerkauff D. (2018).** Effets des rejets d'eaux usées domestiques sur la physiologie et l'écologie des crabes de mangroves (Sesarmidae et Ocypodidae). Thèse de Doctorat/Ph.D, Université de Montpellier. 274 p.
- Thiam N & Diallo A. (2012).** Intégration de la biodiversité d'eau douce dans le processus de développement en Afrique : mobilisation de l'information et sites de démonstration. Projet de démonstration du bassin du fleuve Gambie. *Wetlands International Afrique*. 44 p.
- Thollot P & Wantiez L. (1994).** Les mangroves du Littoral du Grand Nouméa. Inventaire, caractérisation écologique et pressions anthropiques. Rapport, 60 p.
- Tuffery G. (1980).** Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes ; Révélateurs biologiques de la pollution. In: P. Pesson (édition). La pollution des eaux continentales ; Incidence sur les biocénoses aquatiques, Paris, Bordas, pp 243-280.
- UICN. (2021).** Identification et validation des zones clés pour la biodiversité des eaux douces d'Afrique Occidentale. *Gland Suisse*. 978-2-8317-2163
- Villanueva M. (2004).** Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest : adaptations aux pressions environnementales. Doctorat/Ph.D, Institut National Polytechnique de Toulouse, 272 p.
- Vitonis V., Zaniratto P., Machado M., Passos D. (2012).** Comparative studies on the histology and ultrastructure of the siphons of two species of Tellinidae (Mollusca: Bivalvia) from Brasil. *Zoologia*. 29 (3) : 219-226
- Waffo U. (2009).** Menaces sur la mangrove au Cameroun. Maitrise. Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I. 15 p.
- Walters B., Ronnback P., Kovacs M., Crona B., Hussain A., Badola R., Primavera J., Barbier, E., Dahdouh-Guebas F. (2008).** Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89: 220–236.

Ward J. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistical Association*, 58: 1-236.

Wardrop J., Wagstaff P., Pfennig J., Leader., Connolly R. (1996): The distribution, persistence and effects of petroleum hydrocarbons in mangroves impacted by the “Era” oil spill. Final phase I report. Adelaide: Office of the Environment Protection Authority, South Australian Dept. of Environment and Natural Resources. 63 p.

Warren J. (1990). Role of Burrows as Refuges from Subtidal Predators of Temperate Mangrove Crabs. *Marine Ecology-Progress Series*; 67: 295-299

Wattayakorn G., Wolansky E., Kjerjve B. (1990). Mixing, trapping and outwelling in the klong ngao mangrove swamp, thailand. *Estuarine coastal and shelf Science* 31 : 667-688.

WCMC. (1992). Structure and natural regeneration status of woody plants of berbere afro-montane moist forest, Bale zone, South East Ethiopia; Implication to biodiversity conservation. *Open Journal of Forestry*, Vol. 7. 585 p.

WFD. (2003). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, an Ecological Status (ECOSTAT), 28 p.

Williams W., Lance G., Dale M., Clifford H. (1971). Controversy concerning the criteria for taxonomic strategies. *Computer Journal*, 14: 1-162.

Woodcock T. & Huryn A. (2007). The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwater Biology*, 52:177-196.

Yoder C. & Rankin E. (1995). Biological response signatures and the area degradation value: new tools for interpreting multimetric data. Biological assessment and criteria: tools for water resources planning and decision making (Chapter 17). *Lewis Publisher, Florida*. 263-286.

Wolanski E., Mazda Y., King B., Gay S. (1990). Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook channel, a giant mangrove swamp, Australia ; *Estuarine and Coastal Shelf Science* 31 : 555-579.

Wolanski E. (1995). Transport of sediment in mangrove swamps. *Hydrobiologia*; 295: 31-42.

Yogback G. (2021). Biodiversité des Crustacés Décapodes dans le fleuve Nyong et ses affluents : aspect abiotique, croissance et quelques éléments de reproduction. Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I. 218 p.

Youmbi T., Djama T. Gabche C. (1991). Reproductive patterns of *Sardinella maderensis* with emphasis on Cameroon. *Journal of Applied Ichthyology*, 7 (1): 60-63

Zhang Y., Dong J., Zhihao Y., Wang Y. (2008). Phylogenetic diversity of nitrogen-fixing bacteria in mangrove sediments assessed by PCR–denaturing gradient gel electrophoresis. *Archives of Microbiology*. 10 p.

Zhigang Wu., Junli Feng., Jishuang Chen., Shunhua Xu., Zhiyuan Dai. (2009). Phylogenetic analysis and species identification of popular shrimp species in southeast China using the first internally transcribed spacer of ribosomal DNA. *Aquaculture research*. 18 (1) : 214 - 223

ANNEXES

Annexe 1 : Régime des marées en fonction des stations et mois d'échantillonnages. mh= marée haute ; mb= marée basse ; nov-19 = novembre 2019 ; D= décembre ; J= janvier ; F= février ; M= mars ; A= avril ; Ma= mai ; J= juin ; Jl = juillet ; Ao= aout ; S= septembre ; O= octobre ; Nov-20= novembre 2020.

		nov-19	D	J	F	M	A	Ma	J	Jl	Ao	S	O	nov-20
Stations d'eau douce	ED1	mh	mh	mb	mb	mb	mh	mb	mb	mb	mb	mh	mb	mb
	ED2	mh	mb	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	ED3	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	ED4	mh	mb	mb	mb	mb	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
Stations d'eau saumâtre	ES1	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	ES2	mb	mb	mh	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mh
	ES3	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb	mb
	ES4	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	ES5	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	ES6	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	ES7	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	ES8	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	ES9	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb
	ES10	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb

Annexe 2 : Récapitulatif des valeurs moyennes (Moy) ± écart-types (σ), minimales (Min), maximales (Max) des paramètres physicochimiques mesurés ; T°= température ; NH4+= azote ammoniacal ; O2= oxygène dissous ; CO2= dioxygène dissous.

		ED1	ED2	ED3	ED4
Salinité (mg/L)	Moy ± σ	27,75±16,61	166,96±252,06	25,87±16,25	76,40±105,91
	Min	9,6	9,7	11,6	11,8
	Max	66,2	703	72,4	350
NH4+ (mg/L)	Moy ± σ	0,28±0,26	0,25±0,21	0,22±0,16	0,20±0,16
	Min	0,04	0	0,02	0,05
	Max	0,74	0,76	0,64	0,65
Oxydabilité (mg/L)	Moy ± σ	4,79±4,20	5,61±5,50	7,54±5,49	6,72±5,31
	Min	0,4	0,39	0,4	1,98
	Max	13,8	18,4	17,58	21,53
Alcalinité (mg/L)	Moy ± σ	6,46±3,47	5,46±4,25	5,53±3,57	6,23±2,89
	Min	2	2	2	3
	Max	12	16	14	12
CO2 (mg/L)	Moy ± σ	14,48±12,15	15,80±12,62	15,60±12,39	16,46±11,42
	Min	1,76	1,76	1,76	1,76
	Max	33,44	35,2	35,2	35,2
Orthophosphates (mg/l)	Moy ± σ	0,02±0,01	0,05±0,08	0,03±0,03	0,09±0,22
	Min	0,01	0	0	0,01
	Max	0,04	0,3	0,1	0,84
Nitrates (mg/L)	Moy ± σ	5,09±2,23	6,28±3,30	5,17±3,02	5,80±4,00
	Min	0,94	1,98	1,18	1,7
	Max	8,32	12	10,93	14,4
Nitrites (mg/L)	Moy ± σ	0,04±0,02	0,06±0,10	0,05±0,10	0,04±0,04
	Min	0,01	0,01	0,01	0,01
	Max	0,09	0,41	0,39	0,17
Turbidité (FTU)	Moy ± σ	43,15±43,16	36,53±26,21	38±23,66	39,07±32,17
	Min	2	1	8	10
	Max	140	76	100	110
MES (mg/L)	Moy ± σ	25,38±33,47	14,23±12,21	21,84±11,42	17,53±15,47
	Min	2	1	12	3
	Max	126	38	53	53
O2 (%)	Moy ± σ	69,15±14,32	71,41±13,23	71,43±21,90	67,24±23,67
	Min	32	36	16	8,3
	Max	85	84,9	97,6	89,4
Couleur (Pt.Co)	Moy ± σ	356,92±334,15	286,30±216,55	327,46±207,10	310,38±234,57
	Min	15	7	90	70
	Max	1020	720	780	760

TDS (mg/L)	Moy ± σ	43,00±25,06	224,28±334,82	36,60±17,31	106,70±144,77
	Min	14,66	14,87	17	19,47
	Max	97,7	967	72	513
Conductivité (µS/cm)	Moy ± σ	73,71±57,42	243,91±421,97	57,49±34,49	162,11±220,78
	Min	21	12,53	25	27,6
	Max	224	1359	150	721
pH (UC)	Moy ± σ	7,69±0,78	7,56±0,82	7,87±0,82	7,70±0,70
	Min	5,91	5,85	6,54	6,38
	Max	9,55	9,37	9,26	8,85
Température (°C)	Moy ± σ	27,90±1,33	27,81±1,39	28,90±1,74	29,24±1,85
	Min	25,7	25,8	26	26,2
	Max	29,6	29,8	31,6	32
Chlore (mg/L)	Moy ± σ	23,05±31,04	6,45±7,84	6,25±8,13	12,20±16,68
	Min	1,1	0,9	0,5	0,4
	Max	45	12	12	24
Sodium (mg/L)	Moy ± σ	3,15±4,12	2,09±1,56	1,57±2,16	37,66±50,54
	Min	0,23	0,99	0,04	1,92
	Max	6,07	3,2	3,1	73,4
Potassium (mg/L)	Moy ± σ	3±0,70	3,15±0,49	2,65±0,49	2,45±0,21
	Min	2,5	2,8	2,3	2,3
	Max	3,5	3,5	3	2,6
T°ambiante (°C)	Moy ± σ	26,83±2,10	27,58±2,17	30,77±3,04	30,75±2,87
	Min	24	23,6	25,2	24,8
	Max	30	31	34,9	34,7

		ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10
Salinité (mg/L)	Moy ± σ	2686,35±2929,98	1584,74±2256,04	4742,07±35,37,85	5615±3461,66	6087,46±3884,70	8278,46±4059,03	8833,84±4737,76	7650,76±3591,85	5548,76±3558,29	4676,92±3316,48
	Min	197,6	23,3	102	790	600	2340	3010	2660	766	682
	Max	6890	6440	9970	10040	11200	13930	14600	13220	10790	9290
NH4+ (mg/L)	Moy ± σ	0,27±0,41	0,23±0,16	0,210,17	0,27±0,35	0,34±0,43	0,23±0,37	0,34±0,51	0,50±0,71	0,23±0,46	0,50±0,59
	Min	0,01	0	0,01	0	0	0,01	0,04	0,01	0	0,01
	Max	1,59	0,54	0,66	1,01	1,49	1,29	1,96	2,14	1,74	1,75
Oxydabilité (mg/L)	Moy ± σ	9,45±4,76	8,22±7,42	8,04±5,16	9,76±8,63	8,25±7,27	7,00±6,06	6,02±4,27	5,74±3,95	6,41±4,86	7,82±6,08
	Min	1,2	0,4	0,19	1,58	1	0,2	0,2	0,4	0,6	0,6
	Max	16,2	21,13	17,2	34,65	20,73	16,2	14,02	12,05	12,84	20,15
Alcalinité (mg/L)	Moy ± σ	7,69±5,64	6,38±4,15	6,23±2,89	7,84±3,69	8,15±4,65	8,61±3,86	9,07±7,64	8,46±4,33	6,61±2,36	6,76±2,52
	Min	2	2	2	4	2	4	2	4	4	4
	Max	24	18	12	16	18	18	30	18	10	12
CO2 (mg/L)	Moy ± σ	22,15±10,36	18,96±12,31	25,40±8,75	25,17±8,20	23,49±9,16	25,26±8,38	25,72±8,07	25,36±6,80	23,68±9,33	22,51±9,06
	Min	1,76	1,77	7,04	10,56	5,28	8,8	10,56	15,84	10,56	5,28
	Max	35,2	35,2	36,96	36,96	38,72	38,72	38,72	36,96	38,72	35,2
Orthophosphates (mg/L)	Moy ± σ	0,10±0,24	0,03±0,02	0,07±0,16	0,06±0,16	0,05±0,03	0,03±0,02	0,10±0,24	0,03±0,07	0,08±0,24	0,01±0,01
	Min	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
	Max	0,9	0,08	0,61	0,62	0,13	0,08	0,91	0,29	0,91	0,04
Nitrates (mg/L)	Moy ± σ	8,19±5,29	6,29±3,40	7,18±2,69	6,87±2,95	8,40±3,80	7,18±4,15	9,51±5,09	6,94±2,12	5,93±2,51	6,68±4,06
	Min	1,94	0,84	2,6	2,48	3,9	3,2	0,9	3,2	2,84	1,84
	Max	18	11,25	13,2	12,4	16	16,4	16,4	9,6	11	15,2
Nitrites (mg/L)	Moy ± σ	0,08±0,16	0,09±0,12	0,07±0,05	0,1±0,18	0,12±0,10	0,09±0,10	0,18±0,26	0,05±0,02	0,09±0,11	0,09±0,10
	Min	0,01	0	0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01
	Max	0,61	0,47	0,21	0,71	0,42	0,44	0,9	0,11	0,35	0,41
Turbidité (FTU)	Moy ± σ	58,38±78,66	53,61±46,01	25,53±24,79	16,84±13,32	31,61±31,27	16,30±12,18	28,69±41,77	17,23±13,16	12,07±7,44	14,92±9,75
	Min	2	6	4	1	3	1	1	1	1	2
	Max	300	170	98	42	125	36	155	52	28	36
MES (mg/L)	Moy ± σ	24,84±38,95	13,38±11,76	12,53±19,37	7±4,70	11,76±13,51	10,61±7,01	14,15±20,47	11,69±9,73	5,15±4,94	7,30±4,46
	Min	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
	Max	147	44	74	14	53	27	78	31	14	17
O2 (%)	Moy ± σ	50,85±20,82	65,61±13,00	61,84±12,86	57,76±14,67	68,90±12,24	64,47±13,71	68,72±16,23	66,03±14,70	64,83±16,56	66,83±10,06
	Min	8,4	40	39	35	38	38	29,4	43	36	48
	Max	81	80,3	80,1	81,6	80,5	81,75	85,3	88	83	79
Couleur (Pt.Co)	Moy ± σ	352,69±458,37	350,76±289,12	173,15±228,18	~169~ 111,53±108,64	160,69±180,29	93,07±64,05	162,92±248,90	118,46±91,90	85,69±55,70	102,15±81,73
	Min	1	20	1	1	2	2	2	15	2	4
	Max	1760	1020	870	350	670	175	960	280	165	260

TDS (mg/L)	Moy ± σ	3489,61±3699,73	2049,51±2898,92	6079,69±4450,12	6951,07±4334,23	7495,30±4839,46	0261,92±5029,10	11296,96±5287,64	9252,76±4312,03	6887,30±4431,91	5757,92±4127,98
	Min	293	35	153	1060	845	3020	4490	3500	1046	940
	Max	8800	8260	12480	12660	13830	16970	17690	15900	13420	11670
Conductivité (µS/cm)	Moy ± σ	4903,53±5173,27	2894,53±4038,11	8503,15±6213,18	9922,53±6140,06	10767,53±6720,57	4695,76±6921,70	16355,23±7272,90	13420,46±6090,36	9920,84±6281,80	8356,84±5813,40
	Min	412	51	215	1193	1191	4350	6240	4900	1466	1320
	Max	12380	11470	17530	17810	19900	23800	24900	23300	18710	16230
pH (UC)	Moy ± σ	7,71±0,67	7,59±0,68	7,73±0,78	7,65±0,52	7,67±0,42	7,72±0,47	7,76±0,42	7,77±0,36	7,79±0,41	7,69±0,40
	Min	7,01	6,96	7,08	7,1	7,17	7,13	7,05	7,11	7,19	6,94
	Max	9,17	9,37	9,87	8,76	8,5	8,96	8,53	8,52	8,59	8,52
Température (°C)	Moy ± σ	28,90±2,12	27,91±1,43	28,04±1,40	27,96±1,23	28,43±1,42	28,60±1,39	29,51±1,63	29,30±1,56	29,06±1,45	28,70±1,31
	Min	26,1	25,7	25,8	25,4	25,8	26,6	26,8	26,4	26,4	26,3
	Max	32,8	30	29,9	30	30,7	30,7	32	31,3	31	30,5
Chlore (mg/L)	Moy ± σ	157,50±194,45	136±182,43	150,25±176,42	90±91,92	103,50±122,32	36,60±42,99	25,15±23,82	52,05±64,98	87,75±109,24	130±141,42
	Min	20	7	25,5	25	17	6,2	8,3	6,1	10,5	30
	Max	295	265	275	155	190	67	42	98	165	230
Sodium (mg/L)	Moy ± σ	2,01±1,08	2,9±4,04	2,59±2,55	1,43±1,68	5,70±8,05	2,89±3,91	6,28±3,70	1,77±2,49	0,18±0,06	0,54±0,63
	Min	1,25	0,04	0,78	0,24	0,01	0,12	3,66	0,01	0,14	0,09
	Max	2,78	5,76	4,4	2,63	11,4	5,66	8,9	3,54	0,23	0,99
Potassium (mg/L)	Moy ± σ	7,55±0,07	7±6,36	4,95±3,60	13,90±4,10	21,40±0,84	30,50±13,43	50,40±23,75	56,80±12,44	48±00	18±8,48
	Min	7,5	2,5	2,4	11	20,8	21	33,6	48	48	12
	Max	7,6	11,5	7,5	16,8	22	40	67,2	65,6	48	24
T°ambiante (°C)	Moy ± σ	30,95±4,00	27,96±2,08	28,17±1,86	29,40±2,85	29,84±2,48	29,69±2,46	33,03±3,69	31,86±2,99	32,88±5,36	31,28±3,09
	Min	24,1	23,8	24,3	25,3	26,5	25,6	26,3	27	26,2	26,2
	Max	40,9	30,6	30,6	35,2	34,5	34	40,3	36,4	43,4	35,7

Annexe 3 : Matrice des corrélations significatives entre les variables physico-chimiques et biologiques ; (' = $p < 0,05$; '' = $p < 0,01$; le signe – indique une corrélation négative)

	Oxygène	NH4+	Orthophosphate	Nitrite	T°	T° ambiante	Salinité	pH	MES	Turbidité	Nitrate	TDS	CO2	Alcalinité	Oxydabilité	Couleur	Conductivité	Chlore	Sodium	Potassium	Humidité
<i>Pachygrapsus</i> sp.							0,200''									-0,236''	0,194''		-0,210''		
<i>Pachygrapsus gracilis</i>		-0,159'					0,205''									-0,250''	0,200''				-0,198''
<i>Geograpsus</i> sp.							-0,169'														
<i>Pachygrapsus propinquus</i>																0,120'					
<i>Caridina</i> sp.	-0,155'	0,237''						-0,200''													
<i>Metopograpsus</i> sp.								0,149'													
<i>Palaemon serratus</i>																		0,154'			
<i>Palaemon</i> sp.																		-0,163'			
<i>Palaemonotes turcorum</i>									0,151'									0,196''			
<i>Palaemonotes</i> sp.																		0,239''			
<i>Palaemon elegans</i>										-0,171'											
<i>Parasesarma plicatum</i>	-0,217''																				
<i>Parasesarma</i> sp.	-0,183'																				
<i>Perisesarma</i> sp.					-0,186'	-0,159'				0,191''											
<i>Minuca</i> sp.															0,156'						
<i>Pinaxia coronata</i>		-0,198''		0,169'			0,545''			-0,188'			0,205''	0,186'		-0,303''	0,534''	0,168'		0,303''	
<i>Thais blanfordi</i>			-0,151'							-0,162'										0,148'	
<i>Vitta glabrata</i>				-0,243''			-0,497''		0,153'	0,220''			-0,316''			0,275''	-0,498''	-0,297''		-0,387''	
<i>Pachymelania fusca</i>				-0,197'			-0,400''		0,164'	0,200''						0,299''	-0,382''	-0,170'		-0,273''	
Chironomidae					0,151'																
<i>Tympanotonos fuscatus radula</i>					0,172'			-0,157'					0,171'						0,174''		-0,169'
<i>Leptodus</i> sp.							0,156'										0,160'				
<i>Gammarus</i> sp.							0,199''										0,197''				
<i>Pachymelania byronensis</i>							-0,199''		0,183'	0,157'	-0,184'					0,197''	-0,185'				
<i>Theodoxus niloticus</i>							-0,199''						-0,176'			0,184'	-0,201''				
<i>Corbicula</i> sp.	-0,182'																				
<i>Mytilus edulis</i>	-0,152'																				
<i>Littoraria undulata</i>		-0,200''		0,146'				0,153'										0,151'			
<i>Sphaerium</i> sp.								-0,177'			-0,165'										
<i>Galba</i> sp.																	0,161'				

Annexe 4 : Matrice des corrélations significatives entre la granulométrie et la biologie (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; le signe – indique une corrélation négative)

	Sable grossier	Sable fin	Argile	Limon fin	Limon grossier
<i>Macrobrachium macrobrachion</i>			0,216**	0,150*	
<i>Palaemonotes turcorum</i>	0,166*				
<i>Palaemon elegans</i>		0,176*	-0,177*	-0,166*	
<i>Palaemon longirotris</i>	0,157*				
<i>Caridina</i> sp.			-0,172*		
<i>Parasesarma longicristatum</i>		0,186*	-0,214*	-0,158*	
<i>Clibanarius striolatus</i>	0,177*	0,259**	-0,209**	-0,215**	-0,182*
<i>Callinectes sapidus</i>		0,209**	-0,209**	-0,209**	-0,209**
<i>Uca</i> sp.	0,149*	0,214**	-0,186*	-0,195**	-0,205**
<i>Pachymelania fusca</i>			0,213**	0,153*	-0,225**
<i>Pachymelania aurita</i>	0,237**				
<i>Tympanotonus fuscatus radula</i>	0,296**		-0,173*	-0,248**	-0,246**
<i>Tympanotonus fusacatus</i>	0,323**			-0,245**	
<i>Pinaxia coronata</i>			-0,164*		0,200**
<i>Theodoxus niloticus</i>		-0,155*		0,222**	
<i>Vitta glabrata</i>	-0,190**	-0,268**	0,359**	0,417**	
<i>Galba</i> sp.	0,187*			-0,166*	-0,166*
<i>Littoraria undulata</i>			-0,149*		
<i>Corbicula</i> sp.	0,174*				-0,150*
<i>Chaetogaster</i> sp.		-0,157*			

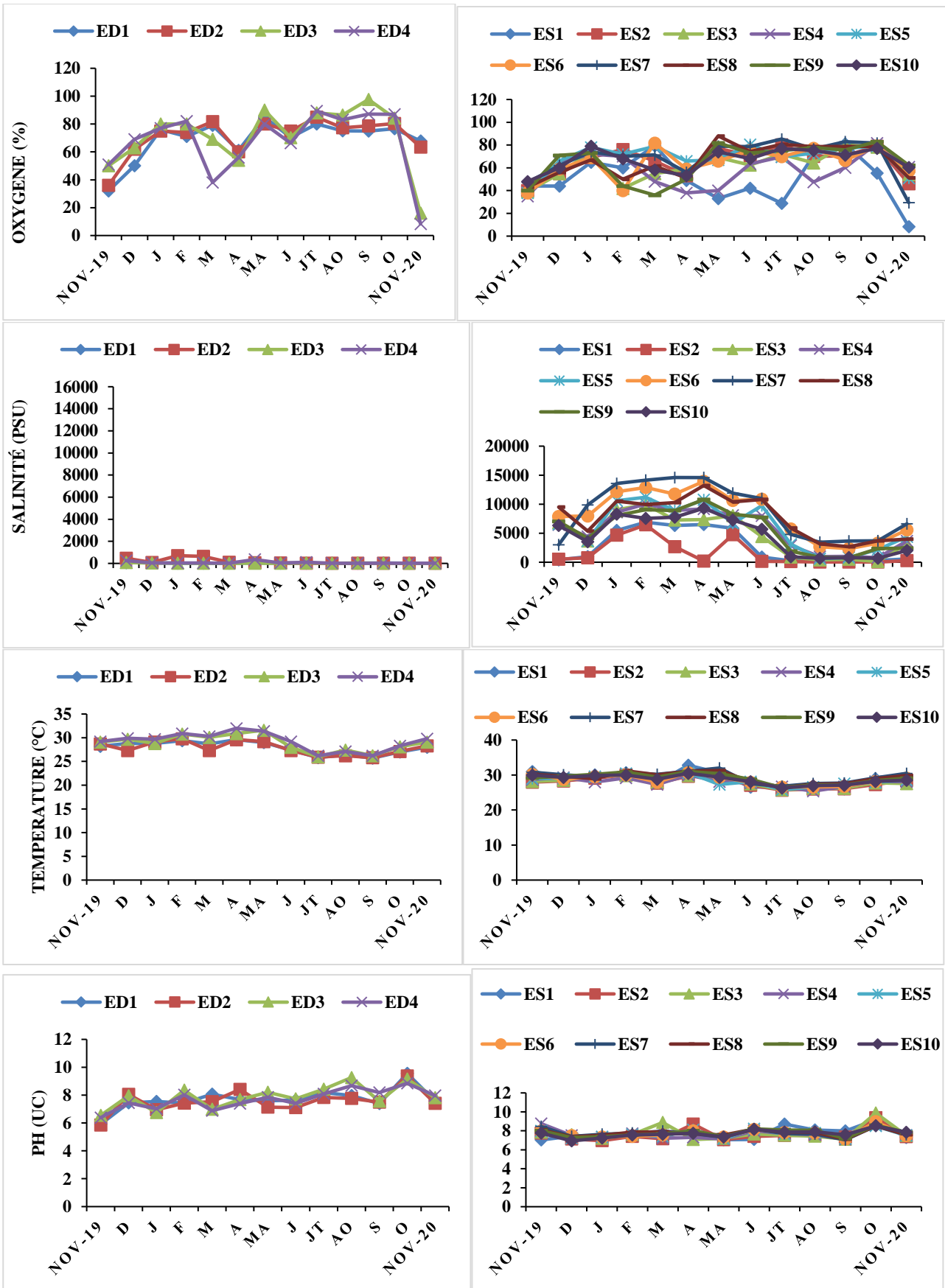
Annexe 5 : Statut de conservation des espèces identifiées. PM : préoccupation mineure ; DI : Données Insuffisantes.

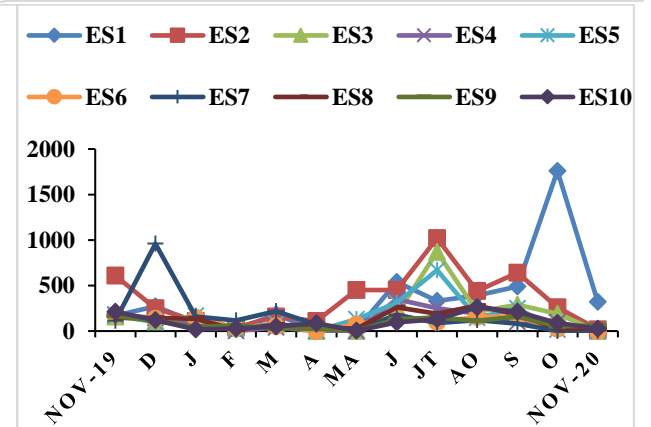
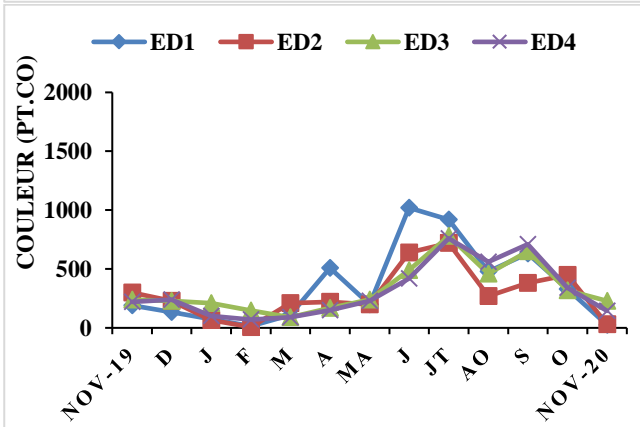
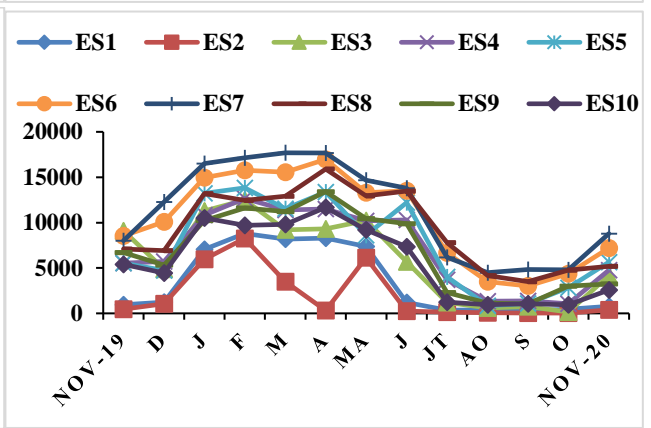
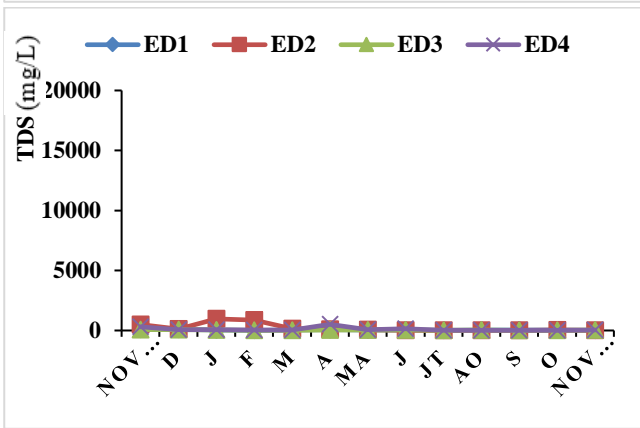
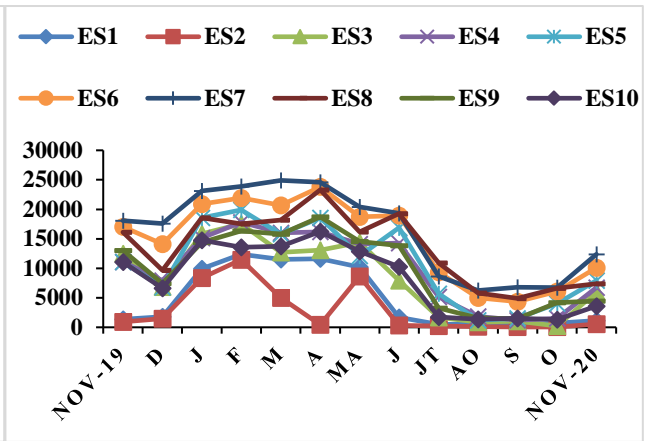
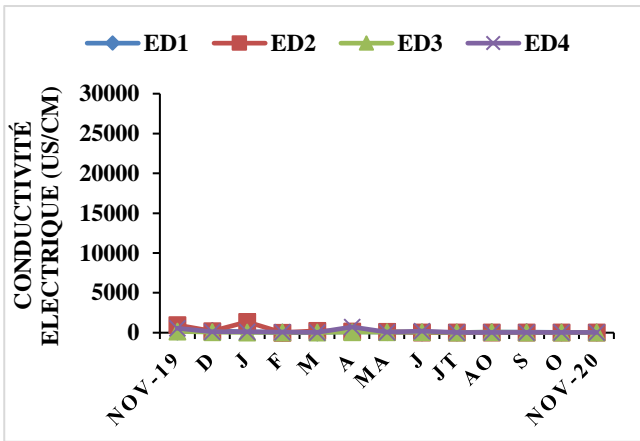
Espèces	Statut
<i>Macrobrachium macrobrachion</i>	PM
<i>Macrobrachium vollenhovenii</i>	PM
<i>Macrobrachium niloticum</i>	PM
<i>Macrobrachium felicinum</i>	DI
<i>Macrobrachium raridens</i>	DI
<i>Palaemonotes zariquieyi</i>	DI
<i>Palaemonotes turcorum</i>	DI
<i>Palaemon elegans</i>	DI
<i>Palaemon pandaliformis</i>	DI
<i>Palaemon serratus</i>	DI
<i>Palaemon longirotris</i>	DI
<i>Leander tenuicornis</i>	DI
<i>Palaemon xiphias</i>	DI
<i>Penaeus semisulcatus</i>	DI
<i>Pachygrapsus propinquus</i>	DI
<i>Pachygrapsus gracilis</i>	DI
<i>Sesarma rubinofforum</i>	DI
<i>sesarma reticulatum</i>	DI
<i>Guinearma alberti</i>	DI
<i>Parasesarma plicatum</i>	DI
<i>Parasesarma longicristatum</i>	DI

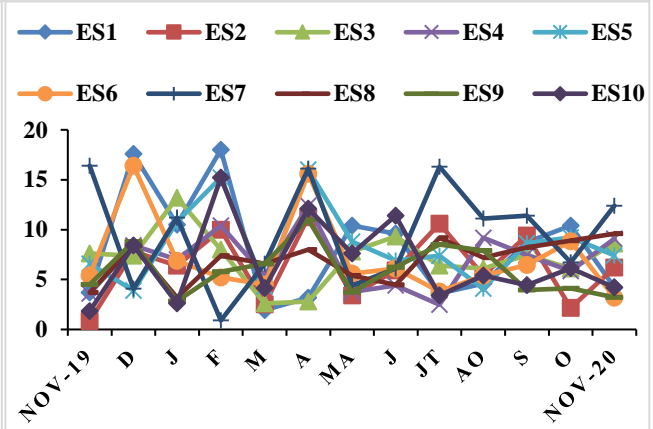
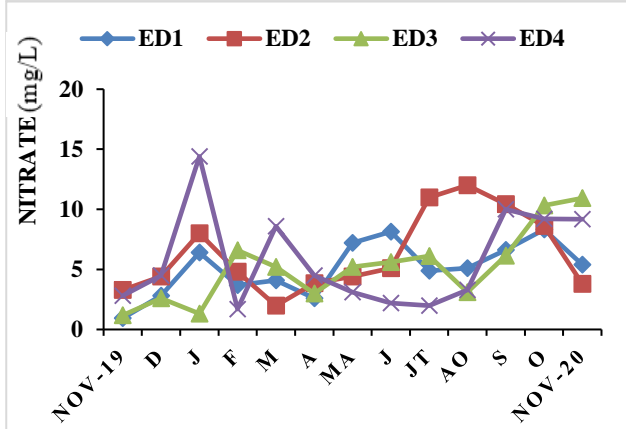
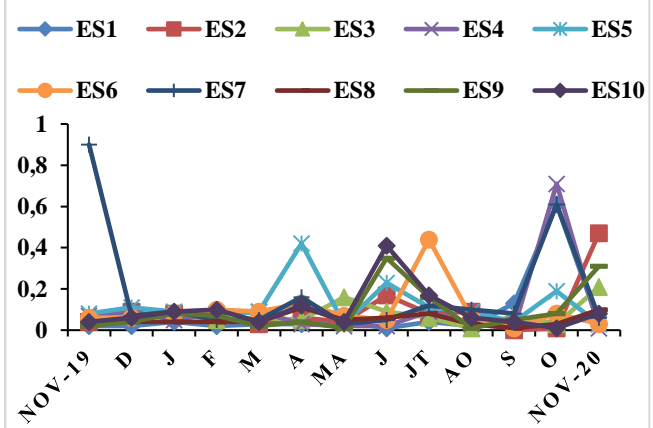
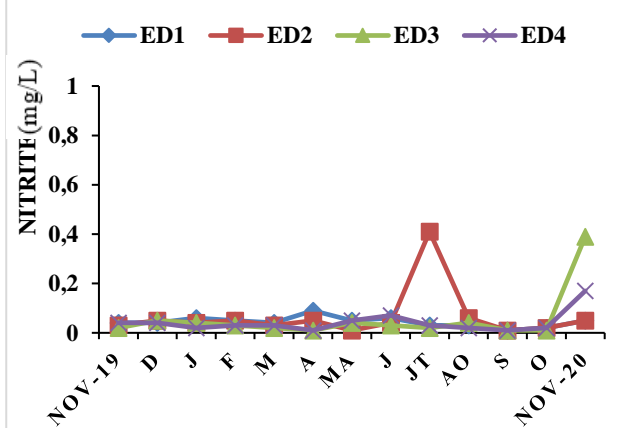
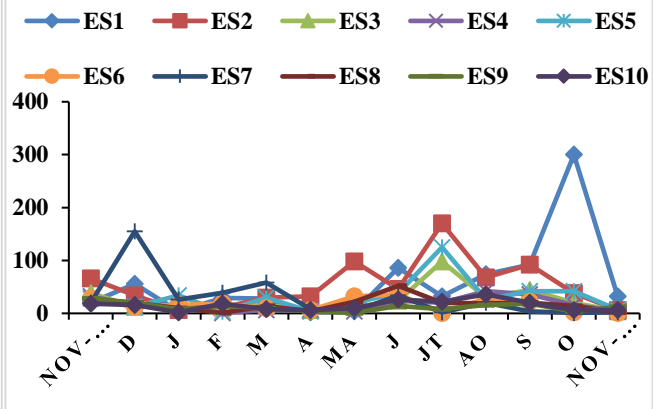
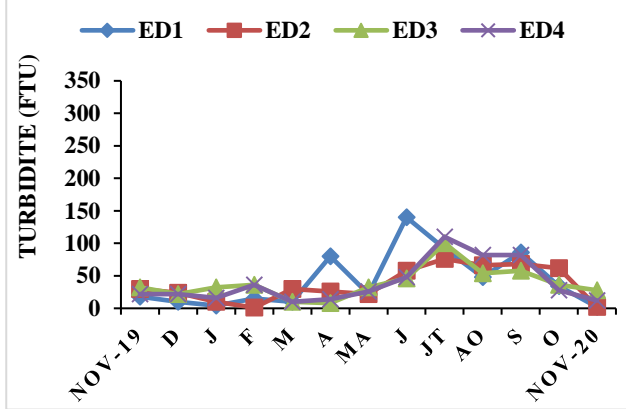
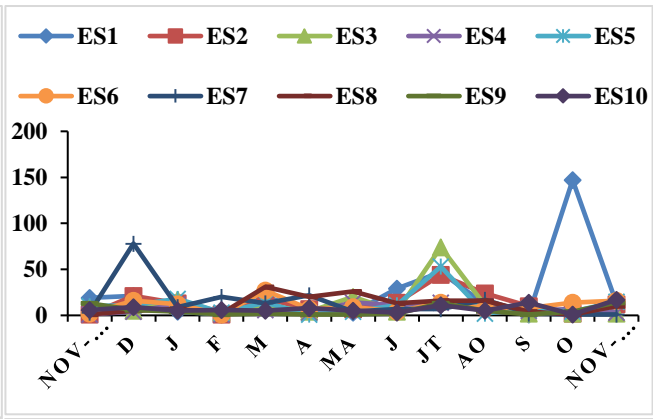
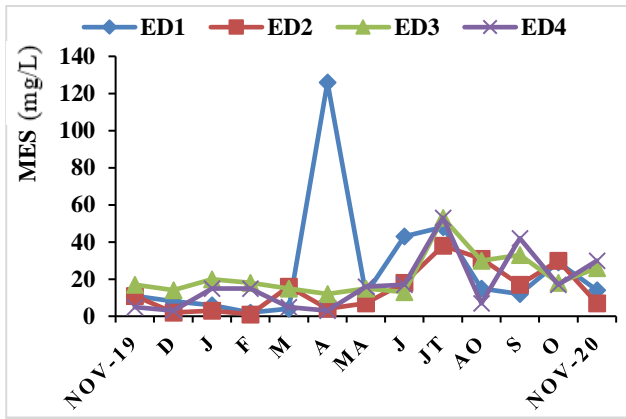
<i>Parasesarma samawati</i>	DI
<i>Parasesarma asperum</i>	DI
<i>Perisesarma indiarum</i>	DI
<i>Uca neocultrimana</i>	DI
<i>Callinectes sapidus</i>	DI
<i>Clibanarius longitarsus</i>	DI
<i>Clibanarius humilis</i>	DI
<i>Clibanarius striolatus</i>	DI
<i>Homarus gammarus</i>	PM

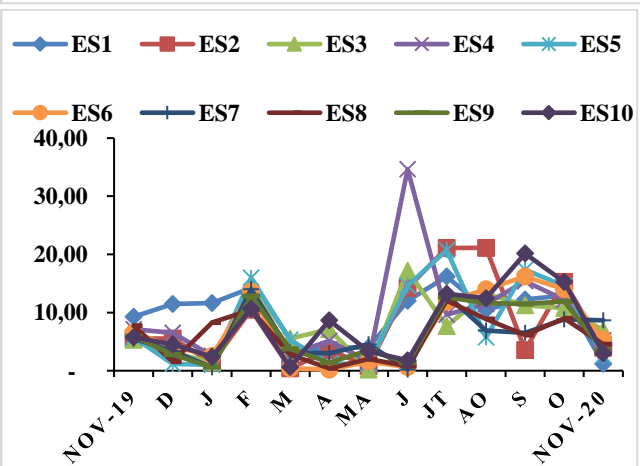
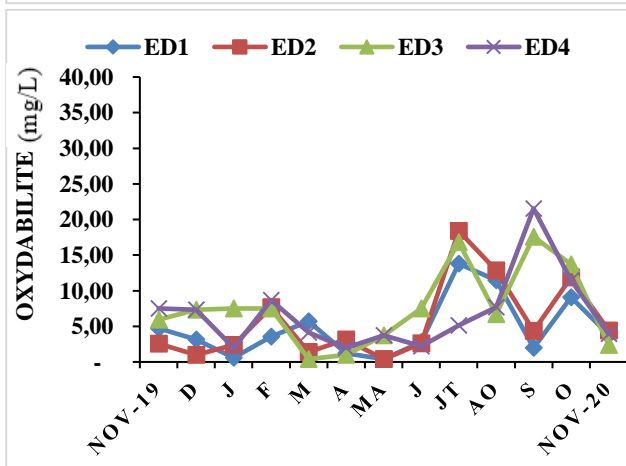
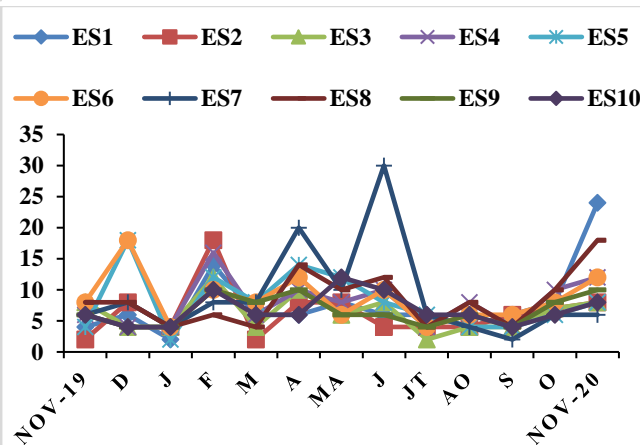
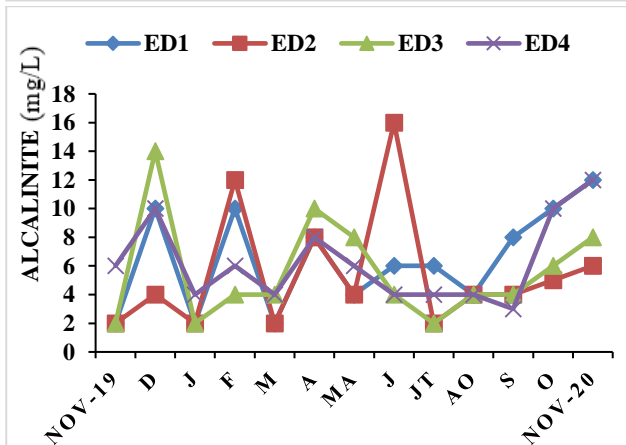
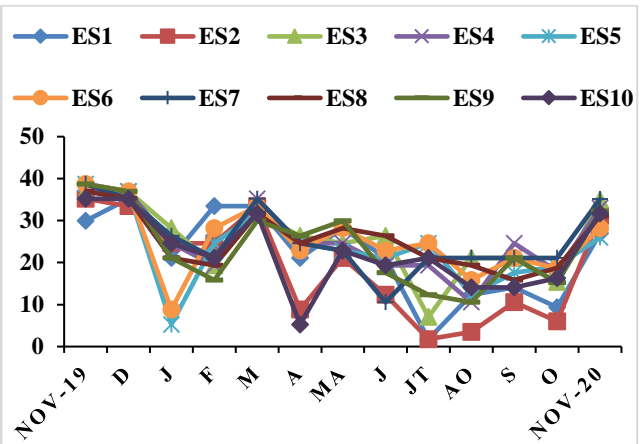
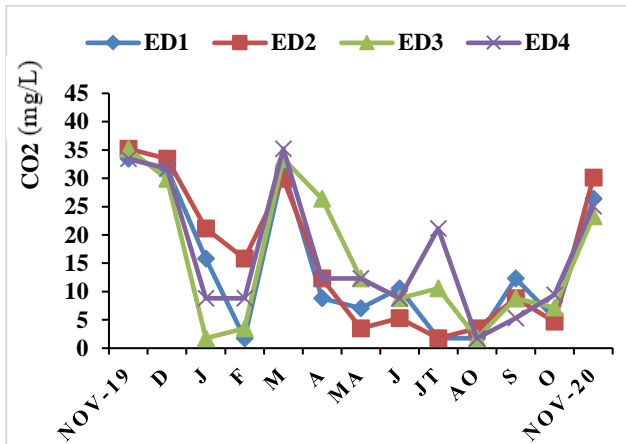
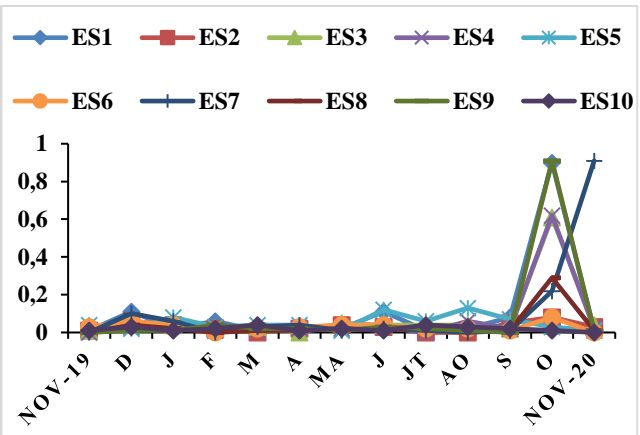
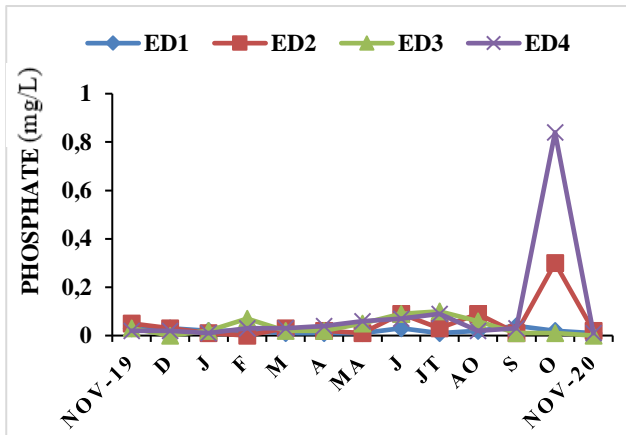
<i>Pachymelania byronensis</i>	PM
<i>Pachymelania fusca</i>	PM
<i>Pachymelania aurita</i>	PM
<i>Tympanotonos fuscatus radula</i>	PM
<i>Tympanotonos fuscatus</i>	PM
<i>Thais blanfordi</i>	PM
<i>Pinaxia coronata</i>	PM
<i>Theodoxus niloticus</i>	PM
<i>Vitta rubricata</i>	PM
<i>Vitta glabrata</i>	PM
<i>Neritodryas cornea</i>	PM
<i>Littoraria undulata</i>	PM
<i>Mytilus edulis</i>	PM

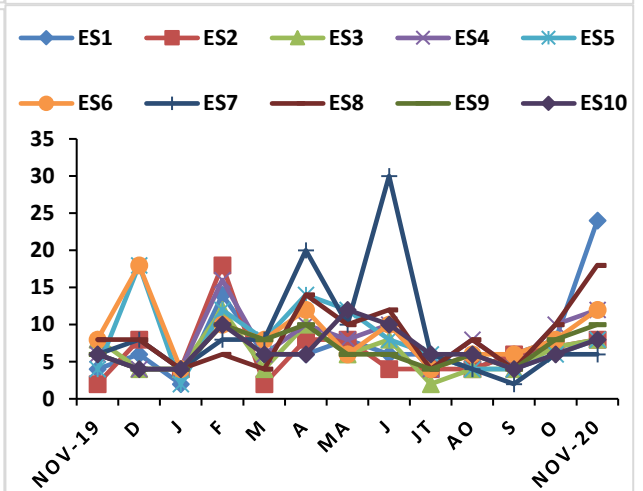
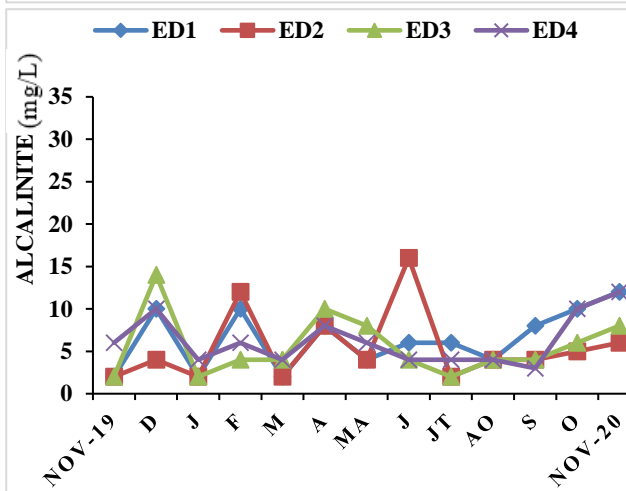
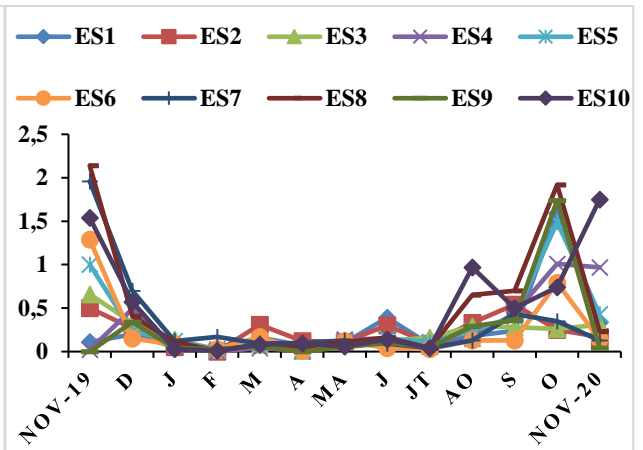
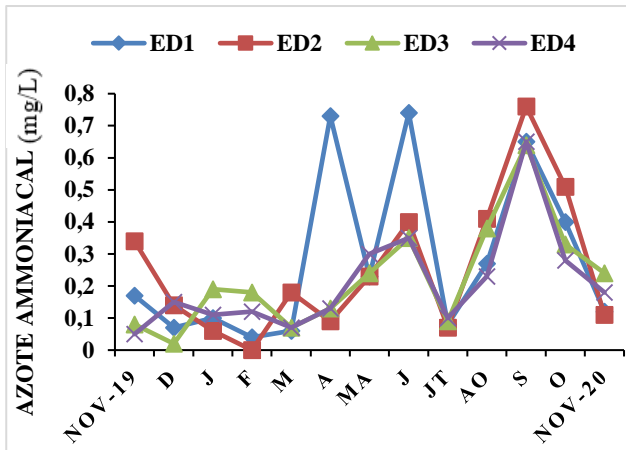
Annexe 6 : Courbes de variation mensuelle des paramètres physico-chimiques











LISTE DES PUBLICATIONS ISSUES DE LA THÈSE

Moanono P., Boudem T., Tuekam K., Nanfack D., Kuedeum K., Denis F., Zébazé T. (2021). Biodiversity of the malacological fauna of some mangroves of the Cameroonian littoral: Influence of abiotic factors. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 9 (4): 41 - 48

Moanono P., Françoise D., Irène V., Sob N., Chinche B., Owona E., Hiba R., Zébazé T. (2022). Biodiversity and influence of the living environment of brachyuran crabs (Decapods) in the mangroves of the Cameroon coast. *Scientia Marina*. 24 p. (Article en cours de publication, déjà révisé)

LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DES TRAVAUX DE LA THÈSE ET PRÉSENTÉES AUX CONFÉRENCES NATIONALES ET INTERNATIONALES

- 1- Séminaires des chercheurs (Club Sandwich) du Laboratoire Mer Molécules Santé de l'Université du Mans (FRANCE). 2021. Mai 2021.
- 2- 3^{ème} Regroupement du Collège Doctoral Régional MATHINBIO à l'Université catholique d'Afrique Centrale (Campus de Nkolbisson) dans le cadre de la bourse AUF. Du 30 Octobre au 04 Novembre 2020.
- 3- 28^{ème} Conférence annuelle des Biosciences (Dschang). Du 30 novembre au 4 décembre 2021.
- 4- 4^{ème} Regroupement du Collège Doctoral Régional MATHINBIO à l'Université catholique d'Afrique Centrale (Campus d'Ekounou) dans le cadre de la bourse AUF. Du 6 au 10 décembre 2021.