

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTE 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

Bio-évaluation de la qualité des eaux de surface à Yaoundé : rôle des Annélides Oligochètes

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat/PhD en Biologie des Organismes
Animaux

Option : Hydrobiologie et Environnement

Par

MOUSSIMA YAKA Diane Armelle

Matricule 05W374

Master ès-Sciences

Sous la co-direction de

AJEAGAH Gideon

AGHAINDUM

Professeur

BILONG BILONG Charles Félix

Professeur



LISTE DES ENSEIGNANTS DE LA FACULTÉ DES SCIENCES

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 22 septembre 2021

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 Monique, *Maître de Conférences*

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

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

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (37)

N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1	BIGOGA DAIGA Jude	Professeur	En poste
2	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3	FOKOU Elie	Professeur	En poste
4	KANSCI Germain	Professeur	En poste
5	MBACHAM FON Wilfried	Professeur	En poste
6	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	Chef de Département
7	NINTCHOM PENLAP V. épouse BENG	Professeur	En poste
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	BOUDJEKO Thaddée	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
16	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
17	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Inspecteur de Service MINESUP
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
25	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
26	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste
27	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
28	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
29	KOTUE TAPTUE Charles	Chargé de Cours	En poste
30	LUNGA Paul KEILAH	Chargé de Cours	En poste
31	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
32	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Chargée de Cours	En poste
33	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
34	PECHANGOU NSANGO Sylvain	Chargé de Cours	En poste

33	FOUPOUAPOUOGNIGNI Yacouba	Assistant	En poste
34	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Assistant	En poste
35	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistante	En poste
36	OWONA AYISSI Vincent Brice	Assistant	En poste
37	WILFRIED ANGIE Abia	Assistante	En poste

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

1	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAARS/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	DZEUFJET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En Poste
6	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	<i>Vice Doyen/FMSB/UIYI</i>
7	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
8	KAMTCHOUING Pierre	Professeur	En poste
9	KEKEUNOU Sévilor	Professeur	En poste
10	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
11	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
12	NOLA Moïse	Professeur	En poste
13	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
14	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Inspecteur de service Coord.Progr./MINSANTE</i>
15	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	<i>En poste</i>

16	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
17	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste

18	JATSA BOUKENG Hermine épouse MEGAPTCHE	Maître de Conférences	En Poste
19	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
20	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
21	MONY Ruth épouse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
22	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
23	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste

24	ALENE Désirée Chantal	Chargée de Cours	En poste
25	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
26	BELLET EDIMO Oscar Roger	Chargé de Cours	En poste
27	DONFACK Mireille	Chargée de Cours	En poste
28	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
29	GOUNOUE KAMKUMO Raceline	Chargée de Cours	En poste
30	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste
31	MAHOB Raymond Joseph	Chargé de Cours	En poste
32	MBENOUN MASSE Paul Serge	Chargé de Cours	En poste
33	MOUNGANG Luciane Marlyse	Chargée de Cours	En poste
34	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
35	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
36	NGUEMBOK	Chargé de Cours	En poste
37	NJUA Clarisse Yafi	Chargée de Cours	Chef Div. UBA
38	NOAH EWOTI Olive Vivien	Chargée de Cours	En poste
39	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
40	TAMSA ARFAO Antoine	Chargé de Cours	En poste
41	YEDE	Chargé de Cours	En poste

42	AMPON NSANGO Indou	Assistant	En poste
43	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Assistant	En poste
44	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Assistante	En poste
45	FEUGANG YOUNSSI François	Assistant	En poste
46	FOKAM Alvine Christelle Epse KEGNE	Assistante	En poste
47	GONWOUO NONO Legrand	Assistant	En poste
48	KOGA MANG DOBARA	Assistant	En poste
49	LEME BANOCK Lucie	Assistante	En poste
50	NWANE Philippe Bienvenu	Assistant	En poste
51	YOUNOUSSA LAME	Assistant	En poste

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (31)

1	AMBANG Zachée	Professeur	Chef Division/UYII
2	BELL Joseph Martin	Professeur	En poste
3	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
4	MBOLO Marie	Professeur	En poste

5	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
6	YOUMBI Emmanuel	Professeur	Chef de Département
7	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste

8	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
9	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
10	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
11	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	CT/ MINESUP
12	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	CE / MINRESI
13	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
14	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	En poste
15	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
16	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste

17	DJEUANI Astride Carole	Chargé de Cours	En poste
18	GOMANDJE Christelle	Chargée de Cours	En poste
19	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
20	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Chargé de Cours	En poste
21	NGALLE Hermine BILLE	Chargée de Cours	En poste
22	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargé de Cours	En poste
23	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargé de Cours	En poste
24	ONANA JEAN MICHEL	Chargé de Cours	En poste

25	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Assistant	En poste
26	KABELONG BANAHO Louis-Paul- Roger	Assistant	En poste
27	KONO Léon Dieudonné	Assistant	En poste
28	LIBALAH Moses BAKONCK	Assistant	En poste
29	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Assistant	En poste
30	TAEDOUNG Evariste Hermann	Assistant	En poste
31	TEMEGNE NONO Carine	Assistant	En poste

4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (32)

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

9	NGAMENI Emmanuel	Professeur	<i>DOYEN FS UDs</i>
10	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>

11	ACAYANKA Elie	Maître de Conférences	En poste
12	EMADACK Alphonse	Maître de Conférences	En poste
13	KAMGANG YOUBI Georges	Maître de Conférences	En poste
14	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
15	KONG SAKEO	Maître de Conférences	En poste
16	NDI NSAMI Julius	Maître de Conférences	En poste
17	NJOMOU C. épse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste
18	NJOYA Dayirou	Maître de Conférences	En poste
19	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste

20	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Chargé de Cours	CS/ ENS Bertoua
21	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Chargé de Cours	En poste
22	KENNE DEDZO GUSTAVE	Chargé de Cours	En poste
23	KOUOTOU DAOUA	Chargé de Cours	En poste
24	MAKON Thomas Beaugard	Chargé de Cours	En poste
25	MBEY Jean Aime	Chargé de Cours	En poste
26	NCHIMI NONO KATIA	Chargé de Cours	En poste
27	NEBAH Née NDO SIRI Bridget NDOYE	Chargée de Cours	CT/ MINPROFF
28	NYAMEN Linda Dyorisse	Chargée de Cours	En poste
29	PABOUDAM GBAMBIE A.	Chargée de Cours	En poste

30	NJANKWA NJABONG N. Eric	Assistant	En poste
31	PATOUOSSA ISSOFA	Assistant	En poste
32	SIEWE Jean Mermoz	Assistant	En Poste

5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (40)

	DONGO Etienne	Professeur	Vice-Doyen/FSE/UIYI
2	GHO GOMU TIH Robert Ralph	Professeur	Dir. IBAF/UDA
3	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	Chef de Département UDS
4	NYASSE Barthélemy	Professeur	En poste
5	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Directeur/ MINESUP/ Chef de Département</i>
6	WANDJI Jean	Professeur	En poste

7	Alex de Théodore ATCHADE	Maître de Conférences	Vice-Doyen / DPSAA
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	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
13	KENMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste

14	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste
15	MBAZOA née DJAMA Céline	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	Sous/Direct. MINERESI
19	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	C.E/ MINESUP
20	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	C.S/ MINESUP
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	TIH née NGO BILONG E. Anastasie	Maître de Conférences	En poste
26	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
27	ZONDEGOUMBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste

28	KAMTO Eutrophe Le Doux	Chargé de Cours	En poste
29	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
30	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
31	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
32	SIELINOUE TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste

33	MESSI Angélique Nicolas	Assistant	En poste
34	MUNVERA MFIFEN Aristide	Assistant	En poste
35	NONO NONO Éric Carly	Assistant	En poste
36	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Assistante	En poste
37	TCHAMGOUE Joseph	Assistant	En poste
38	TSAFFACK Maurice	Assistant	En poste
39	TSAMO TONTSA Armelle	Assistante	En poste
40	TSEMEUGNE Joseph	Assistant	En poste

6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (25)

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	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	En poste
5	AMINOUE Halidou	Chargé de Cours	<i>Chef de Département</i>
6	DJAM Xaviera YOUH - KIMBI	Chargé de Cours	En Poste
7	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Chargé de Cours	En poste
8	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
9	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
10	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
11	MONTHÉ DJIADEU Valéry M.	Chargé de Cours	En poste

12	MOTO MPONG Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
13	OLLE OLLE Daniel Claude Delort	Chargé de Cours	Directeur adjoint Enset. Ebolowa
14	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
15	TINDO Gilbert	Chargé de Cours	En poste
16	TSOPZE Norbert	Chargé de Cours	En poste
17	WAKU KOUAMOU Jules	Chargé de Cours	En poste

18	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
19	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
20	HAMZA Adamou	Assistant	En poste
21	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Assistant	En poste
22	MAKEMBE. S. Oswald	Assistant	En poste
23	MESSI NGUELE Thomas	Assistant	En poste
24	MEYEMDOU Nadège Sylvianne	Assistante	En poste
25	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste

7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (35)

1	AYISSI Raoult Domingo	Professeur	Chef de Département
2	EMVUDU WONO Yves S.	Professeur	<i>Inspecteur MINESUP</i>

3	KIANPI Maurice	Maître de Conférences	En poste
4	MBANG Joseph	Maître de Conférences	En poste
5	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
6	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	En poste
7	NKUIMI JUGNIA Célestin	Maître de Conférences	En poste
8	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>Chef service des programmes & Diplômes/FS/UYI</i>
9	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	Directeur/AIMS Rwanda
10	TCHOUNDJA Edgar Landry	Maître de Conférences	En poste

11	BOGSO ANTOINE MARIE	Chargé de Cours	En poste
12	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	Chef Cellule MINPLAMAT
13	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
14	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
15	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
16	FOMEKONG Christophe	Chargé de Cours	En poste
17	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
18	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
19	MENGUE MENGUE David Joe	Chargé de Cours	En poste
20	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
21	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
22	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
23	TAKAM SOH Patrice	Chargé de Cours	En poste

24	TCHANGANG Roger Duclos	Chargé de Cours	En poste
25	TETSADJIO TCHILEPECK M. E.	Chargé de Cours	En poste
26	TIAYA TSAGUE N. Anne-Marie	Chargée de Cours	En poste

27	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
29	LOUMNGAM KAMGA Victor	Assistant	En poste
30	MBATAKOU Salomon Joseph	Assistant	En poste
31	MBIAKOP Hilaire George	Assistant	En poste
32	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
33	OGADOA AMASSAYOGA	Assistant	En poste
34	TCHEUTIA Daniel Duviol	Assistant	En poste
35	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Assistant	En poste

8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (21)

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

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

9	BODA Maurice	Chargé de Cours	En poste
10	BOUGNOM Blaise Pascal	Chargé de Cours	En poste
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	Assistant	En poste
15	LAMYE Glory MOH	Assistant	En poste
16	MEYIN A EBONG Solange	Assistante	En poste
17	MONI NDEDI Esther Del Florence	Assistante	En poste
18	NKOUDOU ZE Nardis	Assistant	En poste
19	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistante	En poste
20	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Assistante	En poste
21	TOBOLBAÏ Richard	Assistant	En poste

9. DEPARTEMENT DE PYSIQUE(PHY) (44)

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. UN</i>
4	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
5	KOFANE Timoléon Crépin	Professeur	En poste
6	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
7	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	En poste
8	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	Chef de Département
9	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
10	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
11	PEMHA Elkana	Professeur	En poste
12	TABOD Charles TABOD	Professeur	Doyen FS Univ/Bda
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	DG/HYDRO Mekin
17	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
18	ENYEGUE A NYAM épse	Maître de Conférences	En poste
19	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
20	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
21	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
22	MBANE BIOUELE César	Maître de Conférences	En poste
23	MBINACK Clément	Maître de Conférences	En poste
24	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
25	SAIDOU	Maître de Conférences	Chef de centre/IRGM/MINRESI
26	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
27	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
28	VONDOU Derbetini Appolinaire	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	Chef Cell. MINADER
34	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Chargé de Cours	En poste
35	MEL'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
36	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
37	OBOUNOU Marcel	Chargé de Cours	DA/Univ Inter Etat/Sangmalima
38	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	En poste

39	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Assistant	En poste
40	DJIOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Assistante	En poste
41	LAMARA Maurice	Assistant	En poste
42	OTTOU ABE Martin Thierry	Assistant	En poste
43	TEYOU NGOUPOU Ariel	Assistant	En poste
44	WANDJI NYAMSI William	Assistant	En poste

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

1	BITOM Dieudonné	Professeur	<i>Doyen / FASA / UDs</i>
2	FOUATEU Rose épouse YONGUE	Professeur	En poste
3	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
4	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	Chef de Département
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	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
12	GHOGOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	CD/Uma
13	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	<i>CT/ MINIMDT</i>
14	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	CEA/MINRESI
15	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
16	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
17	ONANA Vincent Laurent	Maître de Conférences	<i>Chef service Maintenance & du Matériel/UYII</i>
18	TCHAKOUNTE J. épouse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef.cell / MINRESI</i>
19	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
20	TEMDJIM Robert	Maître de Conférences	En poste
21	YENE ATANGANA Joseph Q.	Maître de Conférences	<i>Chef Div. /MINTP</i>
22	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>

23	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
24	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
25	ELISE SABABA	Chargé de Cours	En poste
26	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
27	EYONG JOHN TAKEM	Chargé de Cours	En poste
28	FUH Calistus Gentry	Chargé de Cours	<i>Sec. D'Etat/MINMIDT</i>
29	LAMILEN BILLA Daniel	Chargé de Cours	En poste
30	MBESSE CECILE OLIVE	Chargée de Cours	En poste
31	MBIDA YEM	Chargé de Cours	En poste

32	METANG Victor	Chargé de Cours	En poste
33	MINYEM Dieudonné-Lucien	Chargé de Cours	CD/Uma
34	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
35	NGO BIDJECK Louise Marie	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	TEMGA Jean Pierre	Chargé de Cours	En poste

41	FEUMBA Roger	Assistant	En poste
42	MBANGA NYOBE Jules	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 (01)	14 (10)	13 (05)	05 (02)	40 (18)
BPA	15 (01)	8 (06)	18 (05)	10 (03)	51 (15)
BPV	07 (01)	9 (01)	8 (06)	07 (01)	31 (9)
CI	10 (01)	09 (02)	10 (02)	03 (0)	32 (5)
CO	6 (0)	21 (05)	05 (02)	08 (02)	40 (9)
IN	2 (0)	1 (0)	14 (01)	08 (01)	25 (2)
MAT	2 (0)	8 (0)	15 (01)	09 (02)	34 (7)
MIB	3 (0)	5 (03)	06 (01)	06 (02)	20 (6)
PHY	15 (0)	14 (02)	09 (03)	08 (03)	46 (8)
ST	7 (1)	15 (01)	18 (05)	02 (0)	42 (7)
Total	75 (5)	104 (30)	116 (31)	66 (16)	361 (86)

Soit un total de **361 (86)** dont :

- Professeurs **75 (5)**
- Maîtres de Conférences **104 (30)**
- Chargés de Cours **116 (31)**
- Assistants **66 (16)**

() = Nombre de Femmes **86**

DÉDICACE

À

*Mes parents, Monsieur et Madame MOUSSIMA,
qui m'ont toujours servi de modèle.*

REMERCIEMENTS

Je rends grâce à Dieu Tout Puissant pour sa miséricorde et son accompagnement au quotidien.

Ce travail a été réalisé grâce au soutien de nombreuses personnes. Que chacune d'elles trouve dans cette phrase l'expression de ma profonde reconnaissance.

Je suis infiniment reconnaissante envers le Professeur AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, mon co-directeur de thèse, qui m'a initiée à la recherche. Sa rigueur scientifique, son dévouement au travail et ses nombreuses recommandations ont contribué à la qualité de ce travail. Merci Professeur pour la patience, les encouragements et la confiance que vous avez manifestés à mon égard.

Merci au Professeur BILONG BILONG Charles Félix qui, malgré ses occupations multiples, a endossé la responsabilité de mon co-encadrement. Merci pour ses conseils et ses critiques constructives qui ont grandement permis d'améliorer ce document.

J'exprime vivement 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 1, pour la solide formation reçue durant mon cursus universitaire. Mes remerciements vont particulièrement aux Professeurs ZÉBAZÉ TOGOUET Serge Hubert, NOLA Moïse, FOTO MENBOHAN Samuel, DJIETO LORDON Champlain et KEKEUNOU Sévilor, FOMENA Abraham, DIMO Théophile, KAMTCHOUING Pierre, TAN Paul VERNYUY, DJAMEN Dieudonné, NJIOKOU Flobert, ESSOMBA NTSAMA Claudine, DZEUFJET DJOMENI Paul Désiré, KAMGANG René, MEGNEKOU Rosette et ALENE Désirée Chantal.

Je témoigne ma gratitude au Dr. WOIN Noé, Directeur Général de l'Institut de Recherche Agricole pour le Développement (IRAD), pour tous les moyens mis à ma disposition pour la réalisation de cette thèse.

Je tiens à dire merci au Dr SUH Christopher, Chef de Division d'Audit, de la qualité et du contrôle de gestion à l'IRAD, pour le grand intérêt qu'il a manifesté vis-à-vis de mon travail.

Mes vifs remerciements à M. AGOUME Victor, le parrain que m'a attribué l'IRAD, pour ses conseils et les valeurs scientifiques qu'il m'a transmises.

Merci au Dr. Patrick Martin pour son soutien dans l'échantillonnage et l'identification des organismes à travers les documents mis à ma disposition et les précieuses orientations.

Un merci chaleureux aux Drs. TCHAKONTE Siméon, NYAMSI TCHATCHO Nectaire, NANA Paul Alain, TUEKAM KAYO Raoul, NOAH EWOTI Olive Vivien, MESSI

Lin Marcelin, KAPSO TCHOUANKEP Mireille, pour leur disponibilité et leurs connaissances mises à profit dans la réalisation de ce travail.

Je témoigne ma profonde reconnaissance à mes co-équipiers Dr. ASI QIGGLE ATUD, NJIAWOUA POUNTIGNI Eric, FOTSEU KOUAM Arnold, MOANONO Patrick. Leur accompagnement lors des multiples descentes sur le terrain a permis une collecte des données dans le respect des normes.

Je remercie mes collègues de l'IRAD Mesdames MFOPOU MEWOOU Clarisse (Chef du Laboratoire d'analyses des sols, plantes, eaux et engrais), MANGUELE FATOU Stevie Gaëlle, et Messieurs NDJE MBILE Jean Guy, MANGA ESSOUMA François, qui ont contribué aux analyses statistiques et à certaines analyses de laboratoire.

Je ne saurais oublier de remercier la grande équipe d'Hydrobiologie et Environnement de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I dont les membres se sont montrés proactifs et disponibles chaque fois qu'ils ont été sollicités.

Je remercie tout le personnel du Laboratoire de phytopathologie de l'IRAD pour son oreille attentive et ses réponses à mes préoccupations d'ordres académique et professionnelle.

Merci à mes amis TONFACK Rosine Michelle, BANGA MEDJO Pascale, DONGMO NOUMEDEM Calvin, TABI ECKEBIL Paule Pamela, KAMDJO TAKOUGOU Raoul Joël, ZING ZING Bertrand, SIMO Brice Hermann, pour leur soutien moral.

Je remercie affectueusement ma sœur MOUSSIMA YOUNGOU NGUENG Mireille Sandrine et mes frères MOUSSIMA ESSOH Brice Valéry, MOUSSIMA ETAME Basil, MOUSSIMA ETAME Christian Raoul et MOUSSIMA EWANE Franck Martial pour leurs multiples soutiens.

Toute ma gratitude également à mes amours d'enfants, mes beaux-frères ainsi que mes belles sœurs.

SOMMAIRE

LISTE DES ENSEIGNANTS DE LA FACULTÉ DES SCIENCES	i
DÉDICACE.....	xii
REMERCIEMENTS	xiii
SOMMAIRE	xv
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES	xvii
LISTE DES FIGURES	xviii
LISTE DES TABLEAUX.....	xx
LISTE DES ANNEXES.....	xxii
RÉSUMÉ.....	xxiii
ABSTRACT	xxv
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : REVUE DE LITTÉRATURE	5
I. 1. Gestion des cours d'eau dans la ville de Yaoundé	6
I.1.1. Gestion des déchets et pollution des cours d'eau	6
I.1.2. Usages des eaux de surface	8
I.2. Aperçu sur les méthodes d'évaluation de la pollution des cours d'eau	8
I.2.1. Variables physico-chimiques de caractérisation d'une eau	9
I.2.2. Bio-évaluation basée sur les oligochètes	13
I.3. Oligochètes aquatiques.....	15
I.3.1. Définitions	15
I.3.2. Classification et nomenclature.....	15
I.3.3. Diversité des oligochètes	16
I.3.4. Biologie des oligochètes	17
I.3.5. Critères morphologiques de distinction	18
I.3.6. Clé d'identification des familles.....	24
I.3.7. État de connaissance de la faune des oligochètes dulçaquicoles du Cameroun.....	27
I.3.8. Intérêt de l'étude des oligochètes aquatiques	27
CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES	28
II.1. Milieu d'étude	29
II.1.1. Géographie, climat et hydrographie	29

II.1.2. Végétation	31
II.1.3. Géologie et pédologie.....	31
II.1.4. Cadre d'étude	31
II.2. Matériel	40
II.2.1. Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques	40
II.2.2. Matériel de récolte et d'observation des oligochètes	40
II.3. Méthodes.....	41
II.3.1. Caractérisation de la qualité hydrologique des plans d'eau et physico-chimique des eaux	41
II.3.2. Étude des communautés d'oligochètes et de la qualité biologique de l'eau	44
II.3.3. Analyse statistique.....	47
CHAPITRE III :RÉSULTATS ET DISCUSSION	49
III.1. Résultats.....	50
III.1.1. Qualité abiotique des eaux	50
III.1.2. Typologie abiotique des stations.....	67
III.1.3. Qualité biologique des eaux	68
III.1.4. Influence des paramètres environnementaux sur les communautés d'oligochètes étudiées	113
III.1.5. Comparaison de l'Indice de Pollution Organique et de l'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments.....	118
III.2. Discussion.....	118
III.2.1. Caractérisation abiotique des stations d'étude	118
III.2.2. Caractérisation biotique des stations d'étude.....	122
III.2.3. Dynamique d'abondance des oligochètes et influence des paramètres environnementaux	127
III.2.4. Comparaison de l'Indice de Pollution Organique et de l'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments	130
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	131
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	135
ANNEXES	155
PUBLICATION ISSUE DE LA THÈSE	158

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

ACC	: Analyse Canonique des Redondances
AFD	: Analyse Factorielle Discriminante
APHA	: American Public Health Association
BGR	: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BUCREP	: Bureau Central des Recensements et des Etudes de Population
CEAEQ	: Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec
CUY	: Communauté Urbaine de Yaoundé
FTU	: Formazine Turbidity Units
GPS	: Global Positioning System
GSP	: Grande Saison des pluies
GSS	: Grande Saison Sèche
HYSACAM	: Hygiène et Salubrité du Cameroun
Ind	: Individu
INS	: Institut National de la Statistique
IOBS	: Indice Oligochète de Bio-indication de la qualité des Sédiments
IPO	: Indice de Pollution Organique
LASPEE	: Laboratoire d'Analyse des Sols, Plantes, Eau et Engrais
MDDEP	: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (Quebec)
MES	: Matières en Suspension
MINDUH	: Ministère du Développement Urbain et de l'Habitat
MINEPDEV	: Ministère de l'Environnement, de la Protection de la Nature et du Développement
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
PNDP	: Programme National de Développement Participatif
PSS	: Petite Saison Sèche
Pt-Co	: Platinum Cobalt Unit
SEEE	: Secrétariat d'Etat auprès du ministère de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement chargé de l'Eau et de l'Environnement
PSP	: Petite Saison des Pluies
SPSS	: Statistical Packages for Social Sciences
TDS	: Total Dissolved Solids
USP	: Unité de Salinité Pratique

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Pollution environnementale à Yaoundé.....	7
Figure 2 : Diversité des soies des oligochètes.....	21
Figure 3 : Représentation schématique de la localisation des organes reproducteurs au sein des familles d'oligochètes.....	22
Figure 4 : Position des pores mâles par rapport aux segments testiculaires.....	23
Figure 5 : Diagramme ombrothermique de la ville de Yaoundé	30
Figure 6 : Ville de Yaoundé présentant le réseau hydrographique du bassin versant du Mfoundi.....	30
Figure 7 : Site d'étude présentant les stations d'échantillonnage.	32
Figure 8 : Vues partielles des stations d'échantillonnage retenues sur le cours d'eau Nkié. ..	34
Figure 9 : Vues partielles des stations d'échantillonnage retenues sur le cours d'eau Biyéme.....	35
Figure 10 : Vues partielles de la station d'échantillonnage L1	36
Figure 11 : Vues partielles de la station d'échantillonnage L2 et d'un des étangs de multiplication d'alevins	37
Figure 12 : Vues partielles de la station d'échantillonnage L3.	38
Figure 13 : Vues partielles de la station d'échantillonnage M1	38
Figure 14 : Vues partielles de la station d'échantillonnage M2	39
Figure 15 : Vues partielles de la station d'échantillonnage M3.....	39
Figure 16 : Variations spatiales et saisonnières des valeurs de l'IPO enregistrées pendant la période d'étude.....	64
Figure 17 : Résultat de l'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) effectuée sur les variables environnementales mesurées dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude.....	67
Figure 18 : Photo de <i>Branchiura</i> sp.	69
Figure 19 : Photo de <i>Limnodrilus</i> sp.	70
Figure 20 : Photo de la région caudale de <i>Dero (Aulophorus)</i> sp.	71
Figure 21 : Photo de <i>Dero (Dero)</i> sp1.....	72
Figure 22 : Photo de <i>Dero (Dero)</i> sp2.....	73
Figure 23 : Photo de la région caudale <i>Dero (Allodero)</i> sp.....	73
Figure 24 : Photo de <i>Nais</i> sp.	74

Figure 25 : Photo de <i>Pristina</i> sp.1	75
Figure 26 : Photo de <i>Pristina</i> sp.2	76
Figure 27 : Photo de Lumbriculidae sp.	77
Figure 28 : <i>Eiseniella</i> sp.	77
Figure 29 : Variations spatiale et saisonnière des valeurs des indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou enregistrées pendant la période d'étude.	110
Figure 30 : Variations spatiale et saisonnière des valeurs de l'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments enregistrées pendant la période d'étude.	111
Figure 31 : Résultat de l'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) effectuée sur les variables biologiques mesurées dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude ;.....	112
Figure 32 : Résultats de l'Analyse Canonique de Redondance effectuée sur les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude.	114

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Tolérance à la salinité de quelques plantes.....	10
Tableau II : Critères d’acceptabilité des métaux dans les eaux de consommation et d’irrigation agricole	13
Tableau III : Clé d’identification des familles d’oligochètes	25
Tableau IV : Précipitations moyennes mensuelles de la ville de Yaoundé	29
Tableau V : Coordonnées géographiques des différentes stations d’échantillonnage dans le bassin versant du Mfoundi.....	33
Tableau VI : Classes de l’Indice de Pollution Organique en fonction des valeurs limites de chaque paramètre	43
Tableau VII : Niveaux de pollution en fonction des classes de l’Indice de Pollution Organique	44
Tableau VIII : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de la température, des MES, de la turbidité et de la couleur.....	52
Tableau IX : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de pH, d’alcalinité et de dioxyde de carbone dissous CO ₂ dissous.....	55
Tableau X : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types des TDS, de salinité et de l’oxygène dissous.....	58
Tableau XI : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de la conductivité électrique, des ions orthophosphate nitrite, nitrate et ammonium.....	61
Tableau XII : Teneurs de l’eau en éléments métalliques dans les stations d’échantillonnage et valeurs moyennes ± écart-types pour chaque type d’écosystème.....	65
Tableau XIII : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de la vitesse d’écoulement des eaux	66
Tableau XIV : Liste faunistique et richesse taxonomique des oligochètes dans les sites pendant la période d’étude.....	78
Tableau XV : Fréquence d’occurrence des taxa dans les différentes stations d’échantillonnage.....	79
Tableau XVI : Coefficient de similarité de Sørensen entre les peuplements d’oligochètes récoltés dans les différentes stations des types écosystèmes	80

Tableau XVII : Coefficient de similarité de Sørensen entre les peuplements d'oligochètes récoltés aux différentes stations d'échantillonnage.....	80
Tableau XVIII : Fréquence des groupes trophiques des oligochètes récoltés dans les différents Biotopes	81
Tableau XIX : Abondance des oligochètes dans les stations et les types d'écosystèmes	83
Tableau XX : Abondances relatives moyennes des familles d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes	85
Tableau XXI : Abondances relatives moyennes des sous-familles d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes.....	89
Tableau XXII : Abondances relatives moyennes des genres d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes	92
Tableau XXIII : Abondances relatives moyennes des morphotypes d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes.....	96
Tableau XXIV : Abondances relatives moyennes des groupes trophiques d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes	101
Tableau XXV : Abondances relatives moyennes des oligochètes des différents biotopes au sein des stations et des écosystèmes	104
Tableau XXVI : Valeurs moyennes des densités surfaciques des oligochètes.....	107
Tableau XXVII : Valeurs propres et pourcentages de variance expliquée par l'ACR	114
Tableau XXVIII : Abondances moyennes des taxa dans les substrats.....	115
Tableau XXIX : Valeurs des coefficients de corrélation de Spearman entre les variables abiotiques et les paramètres tailles et nombre de segments et abondance des oligochètes.....	117
Tableau XXX : Comparaison, par classe de qualité, des valeurs de l'Indice Oligochète de Bioindication des Sédiments et de l'Indice de Pollution Organique obtenus dans l'ensemble des stations durant la période d'étude	118

*

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1** : Récapitulatif des valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes
(Moy) \pm écart-types (σ) des paramètres physicochimiques mesurés pendant la
période d'étude, de l'Indice de Pollution Organique (IPO) et là l'Indice
Oligochète de Bio-indication des sédiments..... 156
- Annexe 2** : Matrice de corrélation entre les variables environnementales et biologiques....157

RÉSUMÉ

Au Cameroun, les grandes métropoles abritent la majorité de la population et présentent des insuffisances en terme de gestion des déchets. Ceux-ci se retrouvent généralement dans l'environnement sans traitement préalable et terminent leur course dans les plans d'eau de surface dont ils constituent la principale cause de dégradation de la qualité. Suite au désir formulé par les communautés urbaines d'aménager ces cours d'eau, il est question de doter les institutions en charge de cette mission d'outils d'évaluation fiables, permanents, écologiques et économiques de la qualité de ces milieux. Dans cet ordre, les oligochètes aquatiques constituent un groupe d'organismes de choix. La présente étude a pour but d'analyser la composition et la structure des peuplements d'oligochètes dans les eaux de surface de la ville de Yaoundé, en relation avec leur qualité. Onze (11) stations d'échantillonnage ont à cet effet été choisies sur deux cours d'eau (R1 à R5), trois lacs (L1 à L3) et trois marécages (M1 à M3) de ladite ville. Les prélèvements d'eau ont été effectués suivant un pas mensuel entre mars 2016 et février 2017. La caractérisation physico-chimique des stations a été faite suivant les méthodes standards. Les oligochètes ont été récoltés à l'aide d'un filet troubleau de 30 cm de côté et 100 µm d'ouverture de maille, fixés dans du formol 10 % puis conservés dans de l'éthanol 70 %. Les mégadrilles ont été examinés sous une loupe binoculaire alors que les microdrilles ont été montés entre lame et lamelle pour être observés au microscope aux objectifs 40 et 100. Toutes les stations échantillonnées ont montré des signes de pollution organique des eaux. L'Indice de Pollution Organique (IPO) a indiqué que cette contamination était modérée à forte. Les valeurs des matières en suspension (MES), de la couleur et de la turbidité ont été moyennes à fortes dans toutes les stations d'échantillonnage. Les taux de saturation en oxygène en deçà de 75 % et la légère basicité des eaux, associés aux observations énoncées plus haut, confirment l'état de déséquilibre écologique des milieux étudiés. L'Analyse Factorielle Discriminante (AFD), réalisée à partir des paramètres abiotiques, a distingué nettement trois types d'écosystèmes : les eaux des ruisseaux qui ont été les plus minéralisées ($369,7 \pm 0,99,5 \mu\text{S/cm}$), plus alcalines ($43,3 \pm 16,9 \text{ mg/l}$) et riches en TDS ($181,5 \pm 50,4 \text{ mg/l}$), celles des lacs ont été les plus chaudes ($28,82 \pm 0,97 \text{ }^\circ\text{C}$) tandis que celles des marécages sont les plus colorées ($138,5 \pm 119,0 \text{ PtCo}$), plus turbides ($33,4 \pm 41,1 \text{ FTU}$), plus riches en MES ($32,0 \pm 45,3 \text{ mg/l}$) et en nitrates ($4,32 \pm 3,72 \text{ mg/l}$). Les teneurs moyennes de cadmium et de mercure obtenues dans les marécages n'ont pas respecté les exigences de qualité des eaux piscicoles. Au sein de chaque type d'écosystème, les stations se sont distinguées principalement par le niveau de salinité de leurs eaux. Dans les ruisseaux, les stations R3, R4 et R5 ont été significativement plus minéralisées que les autres. Il en a été de même des stations L1 et L2 et de M1 dans les lacs et les marécages respectivement. La liste faunistique des oligochètes récoltés était constituée de 81,8 % de Naididae, de 9,1 % de Lumbriculidae et de 9,1 % de Lumbricidae. Ces relevés de 5748 individus étaient formés de 11 morphotypes identifiés au niveau des familles et des genres. Les genres *Branchiura*, *Limnodrilus* et *Nais* y ont été, chacun, représentés par 1 morphotype. Le genre *Dero*

en a compté 4 et le genre *Pristina* 2. Un Lumbriculidae ainsi que *Eiseniella* sp. ont également été échantillonnés à la station R3 où ils avaient un statut de taxons rares. *Pristina* sp.1 et *Pristina* sp.2 étaient omniprésents dans toutes les stations. *Branchiura* sp., *Limnodrilus* sp., *Dero* (*Aulophorus*) sp., *Dero* (*Dero*) sp.1 et *Dero* (*Dero*) sp. 2 ont changé de statut entre omniprésents et accessoires selon les stations. *Dero* (*Allodero*) sp. a été rare à la station R4. Le genre *Nais* a été récolté pour la première fois dans les eaux de surface au Cameroun et dans les stations R1 et R2. *Limnodrilus* sp. a quelques fois présenté une queue achète et rétrécie, signe d'une régénérescence. La perte de la région caudale de cet oligochète résulterait d'une attaque par des prédateurs ou d'une auto-amputation en vue de se débarrasser des métaux qui s'y seraient accumulés. Le coefficient de similarité de Sørensen a révélé une grande similitude biologique entre les types d'écosystèmes, ce qu'a confirmé l'analyse factorielle discriminante (AFD). Les indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou d'une part et, d'autre part, l'Indice Oligochète de Bio indication des Sédiments (IOBS) ont abouti à des conclusions quasi similaires, à savoir que toutes les stations échantillonnées étaient de mauvaise qualité biologique. La station R2 des ruisseaux a présenté une meilleure structuration. Plusieurs facteurs ont influencé la répartition des oligochètes dans les milieux aquatiques étudiés. La faible oxygénation des eaux a semblé favoriser l'installation des oligochètes des genres *Limnodrilus*, *Branchiura* et *Dero*, qui présentent des adaptations morphologiques et physiologiques aux conditions d'anoxie. La disponibilité de la matière organique dans les marécages aurait induit la dominance numérique de *Branchiura* sp. De même, la dominance des Naidinae et des Pristinae dans les lacs, et à la station R2 des ruisseaux (> 77,5 % de l'effectif global) a pu être déterminée par la présence de la végétation. Des corrélations positives significatives ont été trouvées entre les paramètres de minéralisation de l'eau et les abondances des espèces. Les oligochètes récoltés ont préférentiellement colonisé les substrats vaseux. Les saisons, en agissant sur le régime hydrographique, ont permis le développement de la végétation et, par ricochet, ont impacté sur la répartition des oligochètes dans l'eau. La comparaison des informations générées par l'indice de pollution organique (IPO) et l'indice oligochète de bio-indication de la qualité des sédiments (IOBS), a montré une plus grande fiabilité de l'IOBS.

Mots clés : Urbanisation, pollution, oligochètes aquatiques, écologie, bio-évaluation, IOBS, IPO.

ABSTRACT

In Cameroon, the large metropolies that house the majority of the population had inappropriate waste management. This waste generally ends up in the environment without prior treatment and ends up in surface water bodies, where it is the main cause of water quality degradation. Following the desire that is expressed by urban communities to reclaim these waterways, it is a question of providing the institutions in charge of this mission with reliable, permanent, ecological and economic working tools for the quality of these environments. In this respect, aquatic oligochaetes constitute a group of organisms of choice. The objective of this study is to investigate the composition and structure of oligochaete populations in the surface water of the city of Yaounde, in relation to their quality. Eleven sampling stations were selected on two rivers (R1 to R5), three lakes (L1 to L3) and three swamps (M1 to M3) in the city. The water samples were taken at monthly intervals between March 2016 and February 2017. The physico-chemical characterization of the stations were carried out according to standard methods for the examination of Water and Wastewater. Oligochaetes were collected using a 30 cm square, 100 μm mesh aperture haze net, fixed in 10% formalin, and then preserved in 70% ethanol. The megadriles were examined under a binocular loupe and the microdriles were mounted between slide and coverslip for microscopic observation at 40 and 100 objectives. All sampled stations showed signs of organic water pollution. According to the Organic Pollution Index (OPI) values, the pollution was essentially classified between moderate and heavy states. TSS, color and turbidity values were generally moderate to high at all sampling stations. Oxygen saturation rates below 75% and the slight basicity of the water associated with the above observations confirm the state of ecological pollution imbalance of the environments studied. The Discriminant Factor Analysis (DFA) carried out on the basis of abiotic parameters reveals a clear distinction between the three types of ecosystems. The waters of streams are the most mineralized, alkaline and rich in TDS; those of lakes are the warmest, while those of swamps are the most colored, the most turbid and the richest in Total Suspended Solids (TSS) and nitrate. The average cadmium and mercury levels obtained in the swamps do not meet the requirements for fish water quality. Within each ecosystem type, the stations are distinguished mainly by the salinity level of their water. In the streams, R3, R4 and R5 are significantly more saline than the other stations. The same applies to Municipal Lake (L1), Obili Lake (L2) and Tshinga Swamp (M1) respectively. The faunal list of oligochaetes collected is made up of 81.8% Naididae, 9.1% Lumbriculidae and 9.1% Lumbricidae. From a total of 5,748 individuals, 11 morphotypes were identified at family, genus or species level. The genera

Branchiura, *Limnodrilus* and *Nais* are each represented by 1 morphotype. One Lumbriculidae and *Eiseniella* sp were also identified at station R3 where they had a rare species status. *Pristina* spp were ubiquitous at all stations. *Branchiura* sp., *Limnodrilus* sp and *Dero* sp 1 to 3 changed status between ubiquitous and accessory depending on the station. The subgenus *Dero* (*alلودero*) was a rare morphotype characteristic of station R4. *Nais* sp which had never before been collected in surface waters in Cameroon was sampled at stations R1 and R2 of the Nkie stream. *Limnodrilus* sp. sometimes showed a bough and shrunken tail as a sign of regeneration. In the environments studied, the loss of the caudal region of this oligochaete could be due either to its cutting by predators, or to its self-amputation in order to get rid of the metals that would have accumulated in it, at the risk of releasing them into nature. Mature individuals of *Branchiura* sp. and *Limnodrilus* sp were collected throughout the year, a sign of their total bloom in the environment. The same is true for *Dero* spp, *Pristina* spp and *Nais* sp which showed no signs of sexual maturity during the entire study period, their sexual reproduction was being associated with the onset of unfavorable living conditions. Sørensen's similarity coefficient reveals a very high biological similarity between the ecosystem types. The SFM based on biological parameters confirms this result. The Shannon-Weaver diversity and Pielou equitability indices and the Oligochaete Sediment Bio-indication Index (OSBI) reveal almost similar information, i.e. the poor biological quality of all the stations sampled, despite the better organization of the R2 station. Several factors have influenced the distribution of oligochaetes in the aquatic environments studied. The unsatisfactory oxygenation of the water would have favored the preferential installation of *Limnodrilus* sp., *Branchiura* sp. and *Dero* spp. which are genera presenting morphological and physiological adaptations to anoxic conditions. The availability of organic matter in swamps would have induced the dominance of *Branchiura* sp. in these environments. Similarly, the dominance of Naidinae and Pristinae in the lakes, as well as at station R2 (> 77.5% of the total population) would be determined by the vegetation. Significant positive correlations ($p < 0.05$) were found between parameters indicating water mineralization and species abundances. The oligochaetes collected preferentially colonized muddy substrates. The seasons acting on the hydrographic regime allowed the development of vegetation, which in turn had an impact on the distribution of oligochaetes in the environment. The comparison of the information generated by the IPO and IOBS, shows a greater severity and stability of the IOBS. This tool would therefore provide more reliable information.

Key words: Urbanization, pollution, aquatic oligochaetes, ecology, bio-assessment, IOBS.

INTRODUCTION

L'urbanisation est un phénomène qui préoccupe de plus en plus la communauté internationale. Selon le rapport de ONU-Habitat (2019), plus de la moitié des habitants de la terre vit en zone urbaine. Ce phénomène, bien que pas développé de la même manière et à la même vitesse dans tous les pays, est un problème très délicat pour les pays africains. En effet, sur ce continent, du fait de l'inadéquation des services publics de base, l'empreinte écologique de l'urbanisation est plus forte et se traduit par de multiples formes de pollution (Ekeocha, 2020). A cet effet, l'un des principaux challenges auquel ces sociétés africaines doivent faire face est la gestion intégrée des cours d'eau.

Au Cameroun, les grandes métropoles sont aussi victimes de l'explosion démographique. Suite à la croissance brusque de leurs masses citadines, elles ont de plus en plus du mal à se conformer aux réglementations de collecte, de transport et de traitement des déchets fixées par la loi n° 96/12 du 5 août 1996, définissant le cadre relatif de gestion de l'environnement. Dans la ville de Yaoundé par exemple, les services publics de gestion des déchets présentent des insuffisances depuis la fin des années quatre-vingt (Ngambi, 2015). Ainsi, depuis des décennies, des tas d'immondices jonchent les rues. Les cours d'eau et les rigoles servent d'exutoires pour les déchets ménagers, les eaux vannes et les ruissellements orageux. Certains rejets industriels sont directement évacués dans l'environnement sans traitement préalable. Des données chiffrées révèlent que :

- plus de 50 % des déchets ménagers de Yaoundé sont abandonnés aux bons soins de la population (Kinie Foni Fouth, 2018) et finissent généralement dans la nature ;
- les eaux usées domestiques produites par 99,7 % de la population ne sont pas traitées avant le rejet dans l'environnement (Branchet *et al.*, 2019) ;
- environ 3 % des ménages défèquent à l'air libre (Nzouebet *et al.*, 2019) ;
- près de 4 % des ménages utilisent des latrines à canon (Mbang *et al.*, 2021) ;
- dans la zone industrielle, de nombreuses usines rejettent leurs effluents non traités dans la nature (Ndzié Souga, 2014).

Tous ces rejets terminent leur course dans les hydrosystèmes de la cité capitale, notamment dans les eaux de surface qui en constituent le réceptacle final. Cette situation est saisissante compte tenu des services vitaux que ces eaux rendent à la population. La rivière Mefou, par exemple, est une source d'alimentation du système de production d'eau potable de la ville de Yaoundé. L'Abiergue, cours d'eau extrêmement pollué qui reçoit les eaux noires, les rejets hospitaliers et autres déchets urbains, est la seule source d'approvisionnement en eau pour les maraîchers dans le quartier Nkolbisson (Mfopou Mewouo *et al.*, 2017). La pisciculture extensive ou intensive est souvent pratiquée dans des étangs de barrage (Dakwen *et al.*, 2019 ; Kenfack *et al.*, 2019).

En 2015, l'OMS a déclaré que les aliments cultivés dans un environnement pollué pourraient provoquer plus de 200 maladies allant de la diarrhée aux cancers chez l'homme. Il va sans dire que l'on gagnerait à préserver nos précieux cours d'eau plutôt qu'à essayer de réparer le tort créé par leur

mauvais état de santé. Selon Qiu (2013) et Schuetze & Chelleri (2013), la meilleure approche de gestion d'une source d'eau repose sur l'évaluation permanente et fiable de sa qualité et de sa quantité. Le projet de plan directeur d'urbanisme 2020 de la ville de Yaoundé avoue l'absence totale des systèmes de surveillance des pollutions de l'eau dans la cité et met l'accent sur la reconquête des cours d'eau (MINDUH-CUY, 2008). Afin de soutenir le gouvernement dans cette entreprise, il serait de bon ton de doter les institutions en charge de la gestion des milieux aquatiques d'outils d'évaluation stables, peu coûteux, et justes.

L'utilisation exclusive des outils physico-chimiques de surveillance de la qualité d'une eau présente de graves limites (MDDEFP, 2013). Elle donne un état de santé ponctuel du milieu et ne renseigne que sur les paramètres mesurés. Le recours aux indicateurs biologiques permet de combler ces lacunes (U.S. EPA, 2002). Ces derniers sont non seulement moins sensibles aux variations environnementales ponctuelles, mais tiennent en plus compte des effets synergiques, additifs ou antagonistes des polluants. Ainsi, ils renseignent sur l'état habituel du milieu, et permettent aux gestionnaires d'évaluer les impacts des différentes perturbations sur la faune et la flore aquatique (DREAL, 2013). Les indicateurs biologiques de pollution de l'eau sont entre autres : les macroinvertébrés benthiques, le zooplancton, les poissons, les oiseaux, les macrophytes, les algues, les bactéries. Les macroinvertébrés benthiques représentent le groupe le mieux indiqué pour l'évaluation de la qualité d'une eau (MDDEP, 2010). Du fait de sa grande diversité taxonomique (vers, mollusques, crustacés, larves d'insectes), ce groupe d'organismes colonise une grande variété d'habitats et constitue une partie très importante de la faune des écosystèmes d'eau douce (MDDEFP, 2013). Il est composé d'organismes sédentaires présentant des sensibilités variables aux différents stress environnementaux, relativement faciles à échantillonner, à conserver ; de plus, leur prélèvement affecte très peu la biocénose restante (MDDEP, 2008).

Plusieurs études de caractérisation des peuplements de macroinvertébrés benthiques des plans d'eau urbains ont déjà été menées au Cameroun. Plus de 200 taxa y ont déjà été identifiés. En 2012, Foto Menbohan *et al.* ont identifié 96 taxa de macroinvertébrés benthiques dans des rivières de la ville de Yaoundé. Ajeegah *et al.* (2013) ont dénombré 22 taxa dans le lac Obili à Yaoundé. Tchakonté (2016) en a dénombré 178 dans ceux de la ville de Douala, Kengne Fotsing (2018) a récolté 181 taxa de ce groupe d'organismes dans la région de l'Ouest Cameroun. L'étude de toute une communauté de macroinvertébrés pour l'évaluation de la qualité d'une eau, bien qu'étant très efficace, nécessite pour une meilleure interprétation la connaissance taxonomique d'une large gamme d'organismes et la réalisation d'un volume énorme d'analyses. La littérature montre que la qualité d'une eau peut aisément être évaluée grâce à l'étude des oligochètes (AFNOR, 2016 ; Vivien *et al.*, 2020) qui forment un taxon au sein des macroinvertébrés benthiques. Il s'agit de vers annelés aquatiques, à symétrie bilatérale, qui possèdent un clitellum (Timm & Martin, 2015). Ils colonisent aussi bien les

milieux oligotrophes que les eaux polluées dans lesquelles ils constituent l'un des taxa les plus abondants (Timm & Martin, 2015). Certains d'entre eux sont dotés des propriétés de bioaccumulation élevée, de résistance aux fortes températures, à une forte salinité et aux conditions d'anoxie (Martin & Ait Boughrou, 2012 ; Glasby *et al.*, 2021). Ces caractéristiques font de ces organismes un maillon important de nombreux hydrosystèmes de la ville de Yaoundé caractérisés par leur état de pollution avancée (Zébazé Togouet *et al.*, 2006 ; Ébang Menye *et al.*, 2012 ; Ajeegah *et al.*, 2014 et 2018a ; Kapso *et al.*, 2018).

Les méthodes oligochète d'évaluation de la qualité de l'eau ont fait leurs preuves en Suisse (Vivien *et al.*, 2015 et 2020). L'indice oligochète de bio-indication des sédiments d'une part et lacustre d'autre part, en abrégés IOBS et IOBL, permettent d'évaluer la contamination des sédiments fins ou sableux, permanents et stables des cours d'eau et des lacs respectivement, par les micropolluants organiques et minéraux. Au-delà d'être des outils de choix d'évaluation de la qualité des plans d'eau, les oligochètes sont également impliqués dans les processus de bioremédiation des hydrosystèmes. Les espèces endobenthiques y interviennent directement à travers la biodégradation, la bioaccumulation, la détoxification (Michaud *et al.*, 2005 ; Silva *et al.*, 2021), et indirectement à travers la modification des conditions physico-chimiques du milieu et la stimulation de l'activité bactérienne (Binet *et al.*, 1998 ; Warren & Haack, 2001 ; Gonzalez *et al.*, 2019).

Malgré leur grand intérêt pour la gestion intégrée de la ressource en eau en zone urbaine, les informations sur l'écologie des oligochètes dulçaquicoles au Cameroun sont jusqu'à ce jour encore sommaires. Il apparaît donc nécessaire d'approfondir les connaissances sur la composition et la structuration de leurs peuplements dans quelques plans d'eau de surface de la ville de Yaoundé, ceci en relation avec la qualité physico-chimique du milieu.

De façon spécifique, ce travail vise à :

- caractériser la qualité physico-chimique des eaux des différents sites retenus ;
- définir la structure et la distribution des peuplements d'oligochètes de ces sites ;
- évaluer la relation qui existerait entre la qualité d'un peuplement d'oligochètes et les caractéristiques abiotiques de chaque milieu ;
- comparer les informations générées par l'indice oligochète calculé à celles obtenues de l'indice de pollution organique.

Outre cette introduction et les références bibliographiques, ce mémoire s'articule autour de trois chapitres. Le premier chapitre, intitulé revue de la littérature, traite des généralités sur les oligochètes aquatiques ; le deuxième décrit la zone d'étude, le matériel et les méthodes utilisés pour atteindre les objectifs fixés. Le troisième chapitre est consacré à la présentation et à la discussion des résultats obtenus. Ce mémoire s'achève par une conclusion, des recommandations et des perspectives.

CHAPITRE I :

REVUE DE LITTÉRATURE

I. 1. Gestion des cours d'eau dans la ville de Yaoundé

I.1.1. Gestion des déchets et pollution des cours d'eau

Entre les années 1976 et 2005, la population de Yaoundé est passée de 313 706 à près de 2 000 000 d'habitants (BUCREP, 2010). Cet accroissement est l'une des principales causes de l'augmentation de la production des déchets dans cette ville. Selon Ngambi (2015), chaque habitant de Yaoundé produit en moyenne 0,8 kg de déchets solides par jour ; ce qui fait pour une population de deux millions d'habitants, une production totale journalière de 1 600 000 kg de déchets. La gestion de ces déchets a été confiée, par la communauté urbaine de Yaoundé ou CUY, à la Société privée « Hygiène et Salubrité du Cameroun » (en abrégé HYSACAM) dans le cadre d'un contrat de prestations. Cette dernière est chargée de la pré-collecte, de la collecte et de la mise en décharge des déchets solides provenant des ménages, des établissements artisanaux, du petit commerce, des bureaux et de l'administration (CUY, 2002). Les déchets provenant des exploitations industrielles ou commerciales, des hôpitaux et cliniques (déchets anatomiques et infectieux), des travaux publics et abattoirs ne sont pas à la charge de HYSACAM (Ngambi, 2015). Les producteurs doivent eux-mêmes les traiter ou les confier à des structures spécialisées, ce qui n'est pas toujours le cas (PNDP, 2009).

Seul 45 % de la population de Yaoundé bénéficie entièrement des services de HYSACAM (Kinie Foni Fouth, 2018). Il revient aux 55 % des habitants restants de pré-collecter eux-mêmes leurs déchets pour les déposer aux endroits accessibles à la société HYSACAM. Cependant, le faible taux de participation de la population fait obstacle à cette stratégie de pré-collecte. La conséquence est que près de 60 % des déchets ménagers de Yaoundé finissent dans la nature (cours d'eau, broussailles, caniveaux) ou sont incinérés à ciel ouvert (Ngambi, 2015 ; Kinie Foni Fouth, 2018). Une quantité très infime des déchets biodégradables est utilisée dans les jardins et les champs comme engrais organique.

Concernant les déchets liquides et les excréta, le système d'égout, quasi inexistant, ne couvre que 1 % des ménages de la ville de Yaoundé (Mbang *et al.*, 2021). Environ 3 % des ménages ne disposent pas de toilettes et défèquent à l'air libre (Nzouebet *et al.*, 2019). Près de 25 % des ménages utilisent des toilettes non améliorées et dans 15 % des cas, il s'agit de latrines à canon (Mbang *et al.*, 2021). La pollution industrielle, quant à elle, est liée à l'activité des entreprises telles que les Brasseries du Cameroun, la SOFAVINC, l'usine de fabrication de savons NOSA, la SOPECAM, l'entreprise SIM, la SITRACEL (Ndzie Souga, 2014). Les diverses pollutions causées par ces entreprises mettent en péril les hydrosystèmes de Yaoundé, réceptacles finaux de ces déchets (Figure 1).



Figure 1 : Quelques aspects de la pollution environnementale à Yaoundé.

A : déversement des déchets dans la rivière Biyemé à Biyem-Assi (Ngambi, 2015) ; B : dépôt sauvage sur la voie publique reliant le quartier Mballa 2 à Rue Manguiers (Ngambi, 2015) ; C: incinération des déchets à ciel ouvert à l'Université de Yaoundé 1 (Ngambi, 2015) ; D : toilettes à fond perdu sur l'Olezoa (Kapsu, 2018) ; E : effluents industriels non traités déversés dans la nature par SITRACEL (Ndzie Souga, 2014) ; F : dépotoir en plein air près de la Biyémé (Photo de Moussima)

I.1.2. Usages des eaux de surface

Dans la ville de Yaoundé, les eaux de surface ne sont pas directement prélevées par la population pour la consommation (INS, 2015). Néanmoins, elles alimentent la station de production d'eau potable de la Mefou à partir de laquelle la ville est en partie approvisionnée. Cette ressource est également très prisée pour de nombreuses pratiques agricoles, qui vont du maraîchage à la pisciculture en passant par le nettoyage des aliments destinés à la vente. Dans les bas-fonds du quartier Nkolbisson, les eaux utilisées pour irriguer les cultures proviennent exclusivement de l'Abiergué, cours d'eau reconnu pour son insalubrité criarde (Mfopou Mewouo *et al.*, 2017). De même, dans les bas-fonds des quartiers Ekounou, Mokolo, Etoug-ebe, Tsinga, Nkolondom, l'agriculture maraîchère est entretenue par des cours d'eau fortement pollués (Ajeegah & Fotseu Kouam, 2019 ; Yengué, 2019 ; Awono Ambene *et al.*, 2020). En 2014, Ndzie Souga a constaté que certains vendeurs de légumes nettoyaient leurs produits dans les ruisseaux qui traversent la ville. Nos travaux préliminaires nous ont également permis de constater que les eaux de l'Ewoué sont parfois utilisées pour nettoyer les porcs abattus dans le marché dit de Nvog-ada. Certains poissons d'eau douce vendus dans la ville proviennent de la pisciculture extensive pratiquée dans des étangs de barrage situés dans des zones marécageuses (Kenfack *et al.*, 2019). Dakwen *et al.*, (2019) ont mené des études sur des étangs de production piscicole alimentés par des cours d'eau urbains dans les quartiers périphériques de Simbock et Ekoumdoum. La liste des usages des eaux de surface de Yaoundé dressée par ces auteurs n'est pas exhaustive. Il est cependant important de relever que cette ressource, en plus d'entretenir les activités agropastorales, encadre également d'autres secteurs d'activités tels que les laveries d'automobiles et de vêtements dans la ville.

I.2. Aperçu sur les méthodes d'évaluation de la pollution des cours d'eau

Les variables physico-chimiques, bien que largement utilisées pour diagnostiquer les problèmes de pollution d'eau et de dégradation de l'habitat, ne permettent pas à elles seules de tirer des conclusions fiables sur la santé des écosystèmes (MDDEP, 2008 ; MDDEFP, 2013). Pour déterminer efficacement le niveau d'intégrité écologique des milieux naturels, il est nécessaire d'associer les variables biologiques aux paramètres physico-chimiques (MDDEP, 2011 ; MDDEFP, 2013).

I.2.1. Variables physico-chimiques de caractérisation d'une eau

I.2.1.1. Variables physiques

Les paramètres physiques les plus usuels de surveillance de la qualité d'une eau sont la température, les matières en suspension (MES), la turbidité et la couleur.

La température est un facteur clé dans l'environnement aquatique. Elle affecte la densité de l'eau, conditionne la solubilité des gaz ainsi que la vitesse des réactions chimiques et biochimiques qui se produisent dans le milieu (Derwich *et al.*, 2010). De ce fait, elle influence la distribution des espèces dans les hydrosystèmes. Le taux de multiplication des organismes dans un milieu aquatique est aussi très souvent fonction de la température ambiante. L'espèce d'oligochète *Branchiura sowerbyi* (Beddard, 1892) par exemple, atteint sa vitesse de reproduction maximale à la température de 25 °C (Aston & Milner, 1982 ; Bonacina *et al.*, 1994). *Limnodrilus hoffmeisteri* (Clapared, 1862) se multiplie également plus rapidement à 25 °C qu'à 15 °C et 20 °C (Haroldo *et al.*, 2009). La température des eaux de surface est déterminée par celle de l'air, ceci d'autant plus que la colonne d'eau est fine. Elle varie en fonction de la latitude, de l'altitude, de la saison, de l'heure et du débit (Rodier *et al.*, 2009).

Les matières en suspension (MES) représentent de fines particules de matières solides (minérales, organiques ou biologiques) véhiculées par l'eau dont la taille s'étend du micromètre à quelques millimètres (Rodier *et al.*, 2009). Elles sont toujours présentes dans les eaux superficielles ; elles interviennent dans le fonctionnement des hydrosystèmes par leurs effets d'adsorption d'ions et de micro-organismes. Leur teneur est fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des crues, des travaux, des rejets (Rodier *et al.*, 2009). En dehors des périodes de crues, les teneurs en MES inférieures à 25 mg/L sont acceptables pour les eaux de surface (Rodier *et al.*, 2009). Les teneurs élevées en MES peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous, compromettre le développement des organismes aquatiques en provoquant leur mort par colmatage des organes respiratoires (Camacho, 1992).

La turbidité et la couleur d'une eau sont liées à la présence de particules dans l'eau (MES, particules colloïdales). Tout comme les MES, les fortes valeurs de ces paramètres réduisent la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau et, par conséquent, diminuent la productivité des végétaux autotrophes phytoplanctoniques (Dajoz, 2000).

I.2.1.2. Variables chimiques

Le potentiel d'Hydrogène (pH) est l'un des paramètres les plus importants de surveillance de la qualité de l'eau. Il mesure la concentration des protons H⁺ contenus dans l'eau et donc son acidité ou son alcalinité sur une échelle logarithmique de 0 à 14. Sauf en cas de rejets particuliers, les valeurs de pH d'une eau sont fonction de la nature géologique du substrat (Leynaud & Verrel, 1980). Ainsi, sur les terrains acides comme ceux de Yaoundé (Nzenti & Belinga 2001), les valeurs de pH des eaux naturelles devraient être inférieures à 7. Dans un cours d'eau, les variations du pH sont inversement proportionnelles à la teneur de l'eau en CO₂ dissous. Les valeurs adéquates de ce paramètre favorisent le développement des organismes vivants. Dans les eaux d'irrigation, le pH devrait être compris entre 6,5 et 8,4 (FAO, 2003).

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement, mais très approximativement, la minéralisation globale d'une eau. L'interprétation des résultats doit se faire en fonction d'une analyse complète de l'eau car la conductivité, ne reflétant qu'une minéralisation globale, ne permet pas d'identifier les éléments chimiques mis en cause. Selon Goloma & Symoens (1990), une eau dont la conductivité électrique est inférieure à 100 µS/cm est faiblement minéralisée ; par opposition, celle dont la valeur de conductivité électrique est supérieure à 200 µS/cm est fortement minéralisée (Kouame, 2014). Dans les eaux d'irrigation, les valeurs de conductivité électrique inférieures à 70 µS/cm n'imposent aucune restriction à l'usage ; entre 70 et 300 µS/cm, la restriction à l'usage est légère à modérée ; au-dessus de 300 µS/cm, elle est sévère (FAO, 2003). Le tableau I présente la tolérance à la salinité de quelques plantes cultivées.

Tableau I: Tolérance à la salinité de quelques plantes (FAO, 2003)

Conductivité électrique de l'eau d'irrigation (µS/cm)					
<200	200-300	300-400	400-500	500-700	>700
Pommes de terre	Tomates	Arachides	Palmier dattier	Betterave sucrière	Coton
Poivrons	Concombre	Riz			
Carottes	Pastèques	Betteraves			
Oignons	Épinards				
Haricot					
Mais					

L'oxygène est présent dans l'eau. Il provient soit de l'air, soit de l'activité photosynthétique du plancton et des macrophytes (Arrignon, 1998), et traduit la qualité biologique du support aqueux (Rodier *et al.*, 2009). Sa solubilité est fonction de la température, de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité (Rodier *et al.*, 2009). Dans les conditions d'équilibre écologique normales, le taux de saturation en oxygène est au moins égal à 75 %. En deçà de 50 %, la situation est considérée comme critique (Foto Menbohan & Njiné, 1991).

Les formes d'azote généralement mesurées pour surveiller la qualité des hydrosystèmes sont l'azote ammoniacal (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-). Elles proviennent du lessivage des sols et de la minéralisation de la nécromasse. Les rejets domestiques, agricoles et industriels peuvent aussi concourir à l'enrichissement en azote des eaux superficielles. L'azote ammoniacal traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Cette forme est la plus rencontrée à proximité des foyers de pollution car elle est très instable et migre rapidement vers les autres formes d'azote (Rodier *et al.*, 2009). Avec l'élévation de la température et du pH, l'azote ammoniacal dans l'eau se transforme en ammoniac non ionisée (NH_3), forme toxique pour de nombreux organismes (Kourradi *et al.*, 2005). Les nitrates dans l'eau peuvent provenir de l'oxydation biologique de toutes les autres formes d'azote. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates varie entre 1 et 15 mg/L (Rodier *et al.*, 2009). La FAO (2003) présente les degrés de restriction des nitrates à l'usage agricole suivants : < 5 mg/l : aucune restriction, 5 - 30 mg/l : restriction légère à modérée, > 30 mg/l : restriction sévère. Les nitrites quant à eux proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. En l'absence de pollution, il y a très peu ou pas de nitrites dans les eaux. En dessous d'un centième de milligramme par litre, les eaux peuvent être considérées comme pures ; en présence de quelques dixièmes du milligramme par litre, l'eau est considérée sous l'action d'une autoépuration active ; la pollution de l'eau devient significative pour un taux de nitrites dépassant de 1 mg/L (Rodier *et al.*, 2009).

Les orthophosphates représentent la forme de phosphore biodisponible dans les milieux aquatiques (CEAEQ, 2007). Leur présence dans les eaux est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Les concentrations supérieures à 0,5 mg/L constituent un indice de pollution (Rodier *et al.*, 2009). Les sources de pollution de phosphore sont les eaux vannes, les effluents industriels, les effluents agricoles.

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence d'hydrogencarbonates (HCO_3^-), de carbonates (CO_3^{2-}), d'ions hydroxydes (OH^-) et, d'une façon plus limitée, d'ions silicates

(HSiO_3^{2-}) et phosphates (PO_4^{3-}). De ce fait, ce paramètre peut être influencé par des rejets urbains (phosphates, ammoniacale, matières organiques, etc.) ou industriels (apports acides ou basiques). Dans les régions à substrat acide, comme c'est le cas pour la ville de Yaoundé, l'alcalinité de l'eau devrait être comprise entre 25 et 50 mg/L (Rodier *et al.*, 2009).

La salinité désigne la masse totale de substances dissoutes dans un litre d'eau (Rodier *et al.*, 2009). C'est un paramètre très important qui conditionne l'aire de répartition des espèces vivantes dans un milieu en fonction de leur préférendum (Foussard & Etcheber, 2011). Selon Beisel *et al.* (2011), les niveaux de salinité globale compris entre 1 et 2 g/l constituent un seuil à partir duquel les biocénoses sont affectées.

Les éléments traces métalliques (ETM) proviennent essentiellement de la pollution industrielle. Leur ingestion peut causer des dommages graves à l'homme. Ils sont de ce fait très nocifs dans l'eau où ils peuvent se retrouver sous formes dissoutes (libres ou complexées notamment avec les matières organiques), de solides métalliques (précipités d'oxo-hydroxydes, d'hydroxydes amorphes, de complexes divers) ou encore adsorbés sur des matières en suspension (Rodier *et al.*, 2009). Leur disponibilité dans un milieu est fonction de la qualité physico-chimique de celui-ci (Li *et al.*, 2013). Les métaux les plus fréquemment retrouvés dans les eaux résiduaires sont le fer, l'aluminium, le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure et le nickel (Rodier *et al.*, 2009). Parmi les éléments suscités, le plomb, le cadmium et le mercure ont été identifiés comme des substances dangereuses prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (Burnol *et al.*, 2006). Le tableau II présente les valeurs limites de métaux acceptables dans les eaux de consommation suivant la Norme Camerounaise 207 (NC, 2014), dans les eaux d'irrigation suivant l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO, 2003), et dans les eaux piscicoles suivant le Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement au Maroc (SEEE, 2007).

Tableau II : Critères d'acceptabilité des métaux dans les eaux de consommation et d'irrigation agricole

Métaux	Norme Camerounaise pour la consommation (mg/l)	Limites FAO pour l'irrigation à long terme (mg/l)	Limites FAO pour l'irrigation à court terme (mg/l)	Limites SEEE pour la Pisciculture (µg/l)
Plomb	≤ 0,025	5	10	20
Cadmium	≤0,005	0,01	0,05	5
Mercuré	/	0,001	/	1
Nickel	≤0,05	0,2	2	/
Cuivre	≤0,05	0,2	5	40
Zinc	/	2	10	1300
Manganèse	≤0,05	0,2	10	0,1
Fer	/	5	20	/
Chrome	/	0,1	1	50

I.2.2. Bio-évaluation basée sur les oligochètes

Selon Tachet *et al.* (2010), les macroinvertébrés peuvent être classés en six groupes fonctionnels ou trophiques. Il s'agit des déchetteurs, des filtreurs, des détritivores, des brouteurs, des prédateurs et des omnivores. Les oligochètes aquatiques regroupent à la fois les détritivores, les brouteurs et les prédateurs (Martin & Ait-Boughrou, 2012). Ils constituent l'un des groupes les plus abondants et les plus diversifiés des communautés de macroinvertébrés (Moretto *et al.*, 2013 ; Baturina *et al.*, 2020). Ils colonisent différents biotopes des milieux aquatiques et se retrouvent aussi bien en surface de l'eau que dans les profondeurs des sédiments. Ainsi, il existe des oligochètes endobenthiques, épibenthiques et épiphytes (Martin & Ait-Boughrou, 2012). Leur dépendance aux substrats les rend sensibles aux variations des conditions environnementales (Baturina *et al.*, 2020). Tous ces traits écologiques sont très utiles dans la biosurveillance des cours d'eau (Charvet *et al.*, 1998 ; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007).

L'intégrité écologique d'un milieu naturel est régie par trois composantes, à savoir : une composante physique, une composante chimique et une composante biologique. L'altération de l'une de ces composantes se fait généralement ressentir dans la communauté biologique qui occupe le milieu (MDDEP, 2011). Cette dernière peut présenter des affections comportementales, morphologiques, ou physiologiques pouvant parfois aboutir à la mort, donc à une diminution de l'abondance de la population (Harrag, 2012 ; Timm, 2020). Les organismes qui nous renseignent sur l'état de santé du milieu sont qualifiés de bio-indicateurs. Par

définition, un bio-indicateur est un organisme (animal, végétal ou microbien), ou un ensemble d'organismes qui, par suite de leurs particularités écologiques, renseignent sur les éventuelles modifications abiotiques ou biotiques de l'environnement dues à un type particulier d'action humaine (Ramade, 2005). La mesure de l'effet des perturbations sur ces bio-indicateurs est la bio-évaluation ou bio-surveillance (MDDEFP, 2013).

Aujourd'hui, l'approche la plus utilisée en bio-surveillance des milieux aquatiques repose sur l'évaluation intégrée de la qualité des sédiments à partir d'un trio comprenant l'approche chimique, écotoxicologique et biologique (Chapman, 1990 ; Vivien *et al.*, 2016). Les oligochètes ont la particularité d'être, parmi les outils biologiques jusqu'ici développés, de bons indicateurs de la qualité des sédiments (Lafont *et al.* 2010 ; Rodriguez & Reynoldson, 2011, Vivien *et al.*, 2020). Ils vivent enfouis ou à la surface des sédiments. Certaines espèces se retrouvent également sur la végétation aquatique (Martin & Ait Boughrou, 2012 ; Mola *et al.*, 2018). Ils sont peu mobiles et comptent un grand nombre d'espèces ayant des niveaux de sensibilité différents à la pollution (Rodriguez & Reynoldson, 2011 ; Baturina *et al.*, 2020). Comme indices oligochètes, il existe entre autres, l'indice oligochète de bio-indication des sédiments (IOBS) et le pourcentage de tubificidés sans soie capillaire (TUSP).

L'IOBS renseigne sur la qualité biologique des sédiments fins/sableux. Il vaut 10 fois le rapport entre le nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes d'un relevé de sédiment et le pourcentage de tubificidés avec ou sans soies capillaires, matures et immatures confondus, qui prédominent dans le même relevé de sédiment (Afnor, 2016 ; Vivien *et al.*, 2020). Il comprend les 5 classes de qualité biologique des sédiments suivantes : très bonne ($\text{IOBS} \geq 6$), bonne ($3 \leq \text{IOBS} < 6$), moyenne ($2 \leq \text{IOBS} < 3$), médiocre ($1 \leq \text{IOBS} < 2$), mauvaise ($\text{IOBS} < 1$) (Afnor, 2016). Dans des sédiments présentant une granulométrie assez grossière (sableuse proche de graveleuse), cet indice peut atteindre des valeurs très élevées contrairement aux sables fins où il dépasse rarement 40 (Vivien *et al.*, 2011).

Le TUSP quant à lui indique le type dominant de pollution. Lorsqu'il est supérieur à 60, un effet micropolluant par les métaux est suspecté (Vivien *et al.*, 2011 et 2014). Des valeurs inférieures à 2, avec la prédominance des tubificidés munis de soies capillaires, renseignent sur une éventuelle dominance de la pollution par les PAH (Hydrocarbures Aromatiques polycycliques) et/ou la matière organique (Prygiel *et al.*, 1999 ; Vivien *et al.*, 2011 et 2014).

L'indice oligochète de bio-indication des sédiments est largement utilisé en Suisse (Vivien, 2013b ; Vivien & Lafont 2013 et 2015 ; Vivien *et al.*, 2014 et 2020). Dans la région genevoise, cet indice a déjà été appliqué à 26 cours d'eau entre 2010 et 2013, dans le cadre du programme de suivi de la qualité des cours d'eau du Service de l'écologie de l'eau (Vivien 2011

; 2012 ; 2013a ; 2014 ; Vivien *et al.* 2014 et 2016). Les sédiments ont été de bonne à très bonne qualité dans les zones peu impactées par l'activité humaine, et de qualité mauvaise, médiocre ou moyenne dans les zones agricoles, industrielles et urbaines.

Au Cameroun, les informations relatives aux oligochètes sont encore embryonnaires et l'indice oligochète de bio-indication des sédiments n'y est pas encore implémenté. Il est donc important que les chercheurs se penchent sur l'étude de ce compartiment.

I.3. Oligochètes aquatiques

I.3.1. Définitions

Les Oligochètes sont des vers segmentés à symétrie bilatérale, sétigères, qui possèdent un clitellum. Leurs soies, peu nombreuses, sont directement implantées dans la paroi du corps (Martin & Ait Boughrous, 2012).

Le Clitellum est un épaissement glandulaire de l'épithélium, en forme d'anneau ou de selle, ayant une longueur et un emplacement déterminés pour chaque espèce, et qui secrète un cocon à l'intérieur duquel seront pondus les œufs (Martin & Ait Boughrous, 2012).

I.3.2. Classification et nomenclature

Au-dessus du niveau familial, la classification des oligochètes laisse perplexe. Elle est fonction du système adopté et des progrès de la biologie moléculaire (Martin & Ait Boughrous, 2012). Dans ce document, l'approche de classification phylogénétique de Jamieson & Ferraguti (2006) est adoptée. Selon cette approche, les oligochètes, les Hirudinae (sangues et Acanthobdella) et les branchiobdellides sont, sur la base de leurs affinités génétiques, regroupés dans un même clade : celui des Oligochaeta ou Clitellata. Des études plus récentes menées par Struck *et al.* (2014) ont montré que le clade des Clitellata est lui-même imbriqué dans celui des Polychaeta. Les deux groupes se distinguent par la perte, chez les Clitellata, du stade larvaire et par leur adaptation aux habitats d'eau douce et terrestres (Kuo, 2017 ; Glasby *et al.*, 2021). L'arbre phylogénétique des oligochètes est donc le suivant :

Règne des Metazoa: eucaryotes, pluricellulaires,

Sous-règne des Eumetazoa : hétérotrophes, cellules organisées en tissus,

Infra-règne des Bilateria : symétrie bilatérale, polarité antéro-postérieure,

Phylum des Annelida : vers à sang rouge, corps segmenté en anneaux,

Classe des Oligochaeta / Clitellata : présence du Clitellum, développement direct.

Pour des raisons de commodité afin de pouvoir désigner les oligochètes sans toutefois inclure les Hirudinae et les branchiobdellides, le nom « oligochète » (en minuscule) sera utilisé, comme le propose Martin & Ait Boughrous (2012), pour désigner les « Oligochaeta sensus stricto ».

I.3.3. Diversité des oligochètes

Les oligochètes constituent un groupe d'organismes très diversifié qui se retrouvent aussi bien dans les mers, les estuaires, les eaux douces et les sols (Martin *et al.*, 2008 ; Timm & Martin, 2015). Ils représentent environ un tiers de toutes les espèces d'annélides connues (Glasby *et al.*, 2021). Environ 7585 espèces d'oligochètes réparties dans 35 familles ont, à ce jour, déjà été décrites (Wagner *et al.*, 2021). Suivant leur taille, on distingue les mégadriles et les microdriles (Timm & Martin, 2015). Les mégadriles correspondent au taxon des Crassiclitellata (Jamieson, 1988) caractérisés par un clitellum à couches cellulaires multiples. Ils mesurent entre 2 cm et 3 m de long (Avel, 1959) et comptent, à date, 21 familles (Wagner *et al.*, 2021). Les microdriles, par opposition, sont des vers fins et de petite taille, c'est-à-dire de 1 mm à quelques centimètres de long (Martin & Ait Boughrous, 2012). Ils comptent 11 familles entièrement aquatiques, à l'exception des Enchytraeidae qui ne le sont qu'en partie (Wagner *et al.*, 2021). Un groupe intermédiaire a récemment été évoqué par Wagner *et al.* (2021). Ils ressemblent aux vers de terre sans toutefois être des Crassiclitellata (Jamieson, 1988) et comptent 3 familles. Les récents changements dans la taxonomie des oligochètes correspondent à l'éclatement de certaines familles de mégadriles ainsi qu'à la fusion des ex-familles des Naididae, Tubificidae et Opistocystidae des microdriles en un groupe paraphylétique nommé Naididae (Wagner *et al.*, 2021).

Les Tubificinae sont originaires de l'hémisphère nord, mais plusieurs espèces endémiques ont été découvertes en zone tropicale (Timm & Martin 2015). Les Naidinae forment un groupe monophylétique excluant ainsi les Pristininae ; ils sont originaires des zones tropicales. L'adoucissement du climat dans les pays tempérés a favorisé leur prolifération et leur forte diversification dans cette zone (Erséus *et al.*, 2017). Plusieurs espèces de Naidinae sont d'ailleurs absentes en zone tropicale (Timm & Martin 2015). Les espèces de la famille Haplotaxidae sont connues sur tous les continents sauf en Antarctique. Des espèces de Propappidae et de Dorydrilidae ont été décrites dans la zone paléarctique ; les Lumbriculidae sont originaires de la zone holarctique et les Parvidrilidae se retrouvent en Amérique du nord (Timm & Martin, 2015).

I.3.4. Biologie des oligochètes

Les oligochètes aquatiques ont des modes de vie qui diffèrent d'un taxon à l'autre. Ils sont fouisseurs pour la plupart et vivent enfouis dans les sédiments où ils se nourrissent de bactéries, d'autres micro-organismes et de détritiques organiques (Martin & Ait Boughrous, 2012). C'est le cas, par exemple, des Enchytraeidae, des Naididae-Tubificidae, des Lumbriculidae (Zvereva & Timoshkin, 2017). D'autres, par contre, ont développé un style de vie de surface. Il s'agit principalement des Naididae-Naidinae et Pristininae (Martin & Ait Boughrous, 2012). Ils vivent soit parmi les végétaux et sont dits épiphytes (Naidinae), soit à la surface des sédiments et dans ce cas sont qualifiés d'épibenthiques (Pristininae). Ils sont principalement herbivores (se nourrissant d'algues microscopiques) mais certaines espèces appartenant au genre *Chaetogaster* peuvent être prédatrices de microinvertébrés (Zvereva & Timoshkin, 2017). Les Haplotaxidae sont prédateurs d'autres vers.

La diversité des oligochètes dans les eaux douces est, selon Timm & Martin (2015), déterminée par deux principaux facteurs que sont la température de l'eau et sa teneur en oxygène dissout, qui est généralement associée à l'enrichissement organique des sédiments. Les températures très élevées et les taux d'oxygène faibles peuvent donc expliquer la faible diversité des oligochètes dans les eaux tropicales. En effet, la spermatogenèse chez les oligochètes se fait à basse température (Timm & Martin, 2015). Les conditions froides sont donc nécessaires à leur reproduction. Certains taxons ont cependant trouvé le moyen de contourner cette contrainte. *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède, 1862) et *Branchiura sowerbyi* sont capables d'atteindre la maturité sexuelle et donc de se reproduire par voie sexuée aussi bien en zone tempérée que dans les pays tropicaux (Timm & Martin, 2015). *Branchiura sowerbyi* atteint d'ailleurs son taux de reproduction maximal autour de 25 °C (Aston & Milner, 1982 ; Bonacina *et al.*, 1994). *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) ainsi que *Stylodrilus heringianus* (Claparède, 1862), pour pallier aux fortes températures tropicales, se multiplient par parthénogenèse (Timm, 2020). Ce phénomène, qui permet de coloniser les milieux chauds à partir d'un seul individu, ne tient pas sur une longue période car les œufs issus de la parthénogenèse ne se développent plus après un certain nombre de générations (Timm, 2020). Ceci explique l'échec de la culture de *T. tubifex* à des températures de plus de 21 °C, observé par Baldo & Ferraguti (2005) en microcosme, ainsi que la faible représentativité de cette espèce en zone tropicale. A cet effet, seuls *L. hoffmeisteri*, *B. sowerbyi*, et certains Naidinae et Pristininae ont été récoltés dans les eaux chaudes (19 – 31 °C) des étangs de Mumbai en Inde (Timm & Martin, 2015). *Tubifex tubifex* bien qu'étant ubiquitaire n'y a pas été retrouvé.

Certains groupes d'oligochètes, qui préfèrent se reproduire par voie asexuée, s'épanouissent également très bien en eau chaude. C'est le cas des Naidinae qui se reproduisent essentiellement par paratomie (division au niveau des zones de bourgeonnement où la régénération a déjà commencé) ou par architomie, c'est-à-dire par fragmentation suivie d'une régénération (Martin & Ait Boughrous, 2012 ; Jelinek & Schmidt-Khaesas, 2016). Par ces modes de reproduction, ils sont capables de se multiplier continuellement tout au long de l'année et sont de ce fait extrêmement abondants dans les milieux aquatiques (Dejoux & Saint-Jean, 1972 ; Martin & Ait Boughrous, 2012). L'architomie est un mode de reproduction asexuée rencontré aussi chez certains lumbriculidés et tubificinés.

Pour faire face au défaut d'oxygène, certains taxons endobenthiques comme les Naididae et les Phreodrilidae possèdent dans leur sang de fortes teneurs d'érythrocrurine, des branchies, ou ont transformé leur extrémité caudale en tube respiratoire (Martin & Boughrous, 2012 ; Glasby *et al.*, 2021). Plusieurs espèces de Tubidicidae sont ainsi caractéristiques des milieux eutrophes et hypereutrophes. Il s'agit selon Rodriguez & Reynoldson (2011) entre autres de *Potamothrix vejdoskyi* (Hrabě, 1941), *P. moldaviensis* (Vejdovský et Mrázek, 1903), *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus* (Claparède, 1862), *B. sowerbyi* et *T. tubifex*. Les Almidae résistent également aux faibles taux d'oxygène et affectionnent les milieux marécageux, riches en substrat en décomposition (Martin & Ait Boughrous, 2012). Les Lumbricidae ne se retrouvent qu'accidentellement dans l'eau. Les Lumbriculidae, quant à eux, vivent dans les milieux bien oxygénés. Les espèces *Eclipidrilus lacustris* (Verrill, 1871) et *Stylodrilus herengianus* (Claparède, 1862) sont caractéristiques des milieux oligotrophes (Rodriguez & Reynoldson, 2011). Les Naididae sont très souvent polluo-résistants et tolèrent les faibles taux d'oxygène et de forte salinité (Martin & Ait Boughrous, 2012). Plusieurs auteurs les associent à la pollution organique des lacs (Milbrink, 1980 ; Pascar-Gluzman & Dimentman, 1984 ; Särkkä, 1994 ; Mason, 1996 ; Naime *et al.*, 2014 ; Findik & Aras, 2016 ; Girolli *et al.*, 2021).

Pour ce qui est des relations trophiques, il a été démontré que *L. hoffmeisteri* et *T. tubifex* se développent mieux dans des cultures mixtes qu'en culture pure. Pourtant, *T. tubifex* tout comme *Nais elinguis* (Müller, 1773) sont de piètres compétiteurs et se développent préférentiellement dans des conditions trophiques extrêmes où les autres espèces apparentées ou prédatrices sont rares (Timm & Martin, 2015).

I.3.5. Critères morphologiques de distinction

Les caractéristiques essentielles nécessaires à l'identification des oligochètes sont : la segmentation, les types des soies, leur arrangement dans les faisceaux, la disposition des

organes reproducteurs, la présence ou l'absence des organes photosensibles, du proboscis et des branchies.

I.3.5.1. Segmentation

Le corps des oligochètes présente trois régions que sont le prostomium, le soma et le pygidium. Le prostomium et le pygidium ne portent pas de segments (métamères). Le prostomium, qui se décompose en grec pro = devant et stoma = bouche, est un organe situé au-dessus de la bouche. Il fusionne avec le premier segment appelé péristomium (Timm & Martin, 2015). Le pygidium, venant du grec pygê qui veut dire fesse, est la région postérieure du corps des oligochètes ; il porte l'anus. Le soma porte tout le reste des organes et constitue la quasi-totalité du corps. Il est entièrement métamérisé. Par convention, les segments des oligochètes sont numérotés en chiffres romains (Timm & Martin, 2015). En principe, chaque segment porte 4 faisceaux de soies dont 2 en position dorso-latérale et 2 en position ventro-latérale. Le premier segment porteur de soies est généralement le segment II. Les Capilloventridae et les Parvidrilidae sont les seules familles où les soies débutent au niveau du segment III ou du segment IV. Chez les Phreodrilidae, les soies dorsales sont absentes au segment II. Chez les Naidinae, les soies dorsales sont présentes seulement à partir des segments IV, V ou VI, à l'exception des genres *Homochaeta* (Bretscher, 1896) et *Amphichaeta* (Tauber, 1879) chez lesquels elles débutent au segment II (Brinkhurst, 1986) et III (Martin & Ait Boughrous, 2012) respectivement. A la suite d'une division encore récente, les individus secondaires peuvent sembler posséder des soies à partir du segment II, ceci n'est en fait que la conséquence d'une régénération pas encore achevée.

I.3.5.2. Segmentation secondaire

Ces sont des anneaux plus étroits qui précèdent ou suivent les annélations primaires (Martin & Ait Boughrous, 2012). Ils sont présents dans la région antérieure du corps des Lumbriculidae des genres *Trichodrilus* Claparède, 1862 et *Stylodrilus* Claparède, 1862 (Martin & Ait Boughrous, 2012), et sont également caractéristiques des Phallodrilinae (genre : *Aktedrilus* Knöllner, 1935).

I.3.5.3. Soies

Les oligochètes présentent une grande diversité de soies. Celles-ci dérivent toutes des crochets sigmoïdes bifides et des soies capillaires (Timm & Martin, 2015). La combinaison du type et de la quantité des soies par faisceau constitue un caractère clé d'identification. En règle générale, les faisceaux ventraux ne contiennent que des soies sigmoïdes ou droites. Tous les autres types de soies, à l'exception des soies génitales, sont dorsaux.

Les soies capillaires sont fines, en forme de cheveux. Ces soies sont toujours regroupées dans les faisceaux dorsaux excepté chez les Capilloventridae et les Parvidrilidae qui en possèdent dans les faisceaux ventraux (Timm & Martin 2015), ce qui est un caractère primitif. Les soies capillaires peuvent être lisses, recouvertes partiellement ou totalement d'une pilosité (soies capillaires plumeuses), ou encore pourvues d'indentations sur un seul côté (soies capillaires denticulées) (Timm, 2012 ; Martin & Ait Boughrous, 2012). Ce dernier caractère n'est observable qu'à l'objectif à immersion (X100) du microscope. Selon Timm (2012), les soies capillaires n'ont pas de rôle vital mais sont utiles à la nage.

Les crochets se retrouvent aussi bien dans les faisceaux dorsaux que ventraux. Ils peuvent être droits ou sigmoïdes. Ils sont constitués d'une hampe en partie entale (implantées en partie à l'intérieur du corps), qui fait saillie à l'extérieur par une pointe ectale. Les variantes de pointes constituent un caractère d'identification utile. Ces dernières peuvent être simples, bifides à dents de longueur égale ou non, pectinées, palmées ou en forme d'aviron. La hampe présente en général un renflement, dit nodule, dont la position relative sur celle-ci est également un caractère utile d'identification. Quand il est présent, le nodule peut être proximal ou distal, ce qui dépend du point d'origine. Les crochets aident à ramper dans les terriers ou à la surface d'un substrat (Timm, 2012).

Les soies aciculaires, en forme d'aiguille, sont toujours dorsales. Ce sont de petites soies, fines et délicates, à pointe simple ou bifide, avec ou sans nodule. Elles sont typiques des Naidinae et Pristininae.

Les soies génitales apparaissent à la maturité sexuelle au détriment de certaines soies ventrales qui disparaissent. Elles se développent à proximité immédiate des pores génitaux, spermathécaux et/ou péniers. Les soies spermathécales, généralement uniques, présentent une extrémité distale effilée en forme de lame ou de gouttière. Ceci permet de transpercer le copulant pour provoquer la sécrétion des stimulants sexuels (Cuadrado & Martinez-Ansemil, 2001). Les soies péniennes sont en nombre variable selon chaque faisceau ventral. Elles sont généralement disposées en éventail et servent à l'accrochage des partenaires lors de la

copulation (Cuadrado & Martínez-Ansemil, 2001). La diversité des soies au sein des oligochètes est présentée à la figure 2.

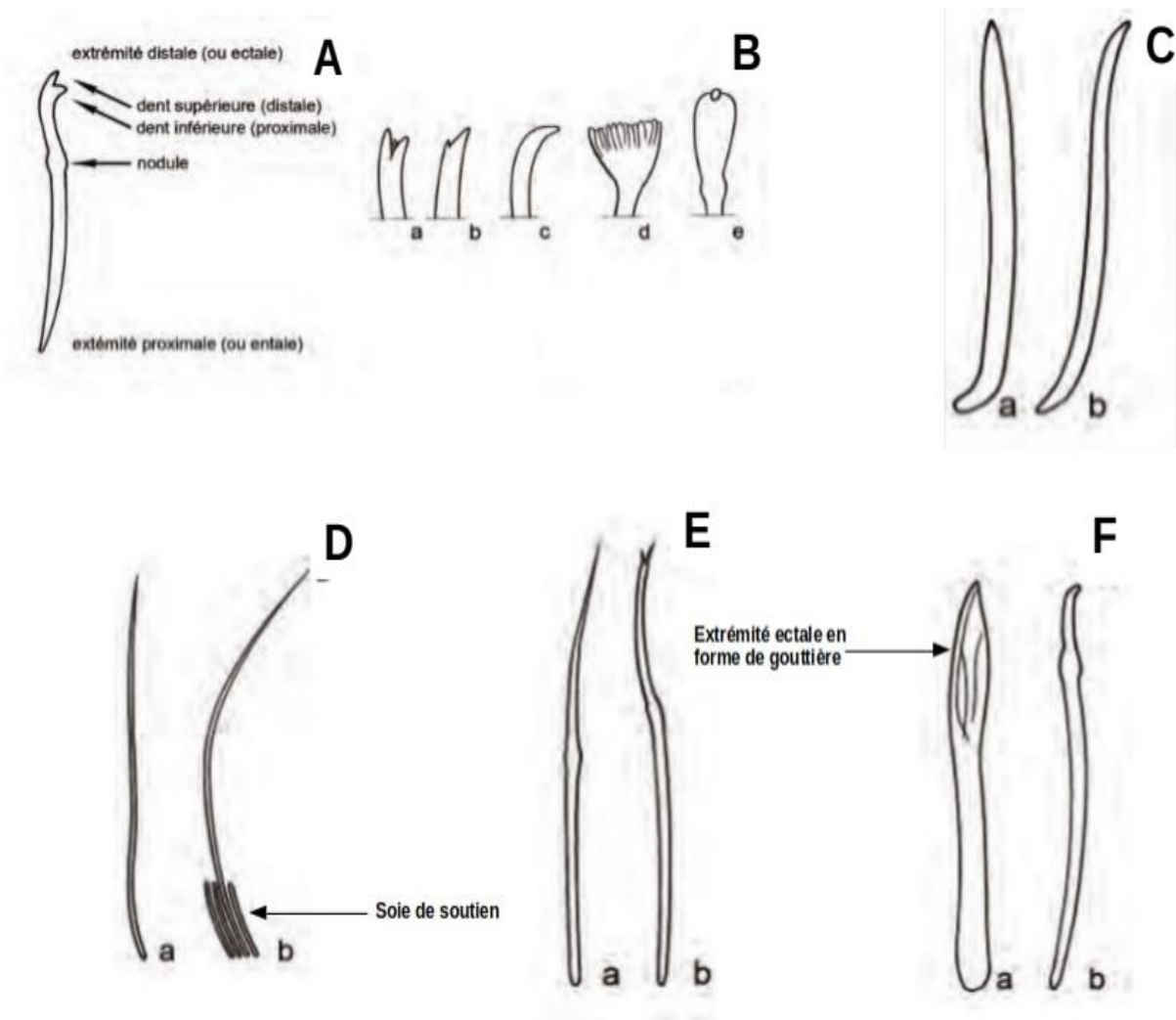


Figure 2 : Diversité des soies des oligochètes (Martin & Ait Boughrous, 2012).

A : crochet bifide nodulé ; B : Diversité des extrémités distales des crochets : a. bifide pectiné, b. à dent supérieure réduite, c. à pointe simple, d. palmé, e. en forme d'aviron ; C : crochet à pointe simple sans nodule : a. crochet droit, b. crochet sigmoïde ; D : Soies capillaires : a. sans, b. avec les soies de soutien ; E : Aiguilles dorsales (Naidinae) : a. à pointe simple, b. bifide à dent supérieure réduite ; F : Soies génitales modifiées : a. spermathécale, b. pénienne.

I.3.5.4. Organes reproducteurs

Les oligochètes sont hermaphrodites. Ils possèdent à la fois les testicules et les ovaires en nombre et localisation variables selon les familles (Figure 3). La formule génitale initiale des oligochètes, qui était de 2 paires de testicules et deux paires d'ovaires (Brinkhurst, 1984),

a été conservée chez les Haplotaxidae et les Lumbriculidae. Chez la plupart des vers, elle a évolué à deux (Naididae, Phreodrilidae, Parvidrilidae, Enchytraeidae, Propappidae) et trois paires de gonades (Almidae).

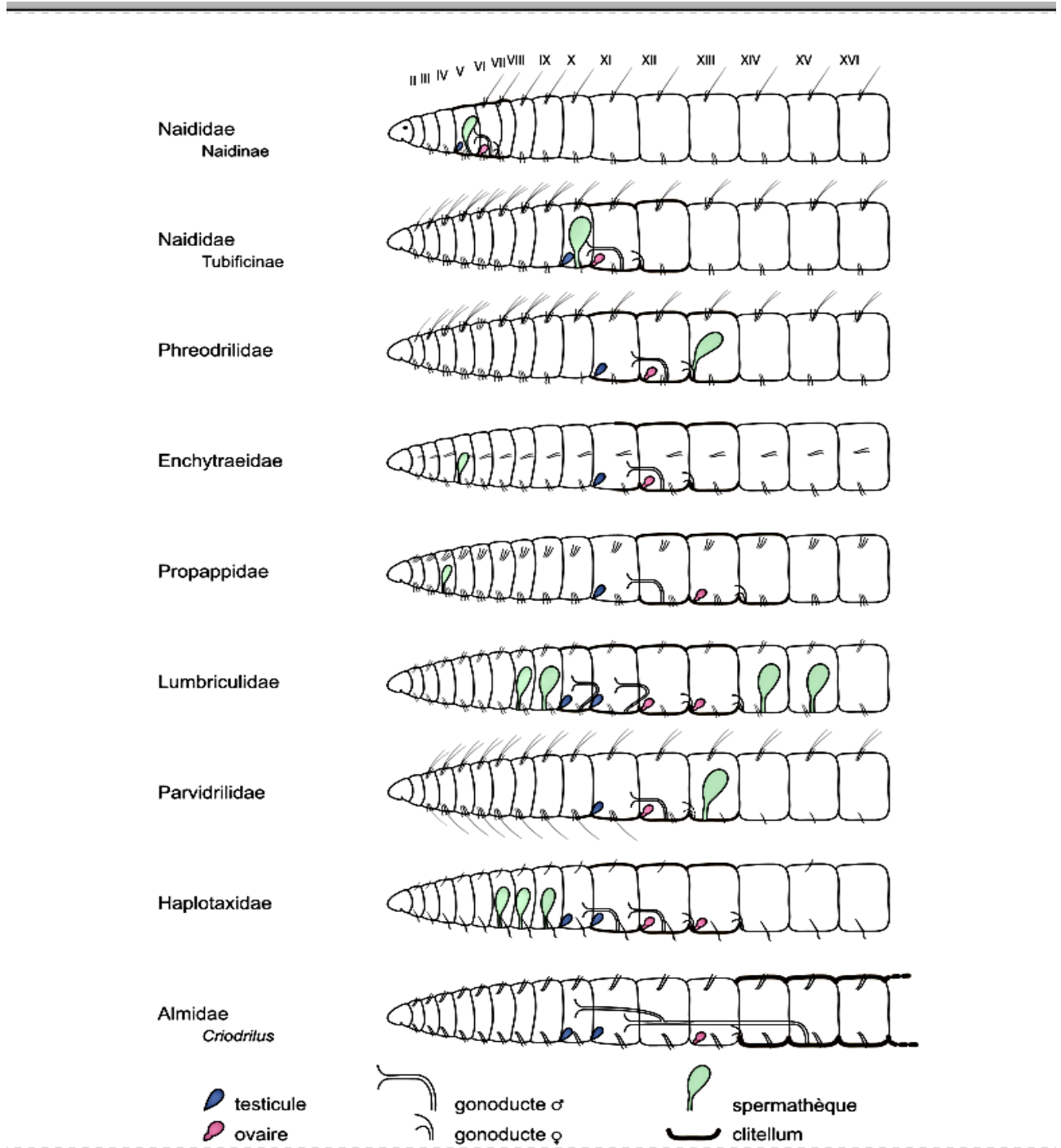


Figure 3 : Représentation schématique de la localisation des organes reproducteurs au sein des familles d'oligochètes (Martin & Ait Boughrous, 2012). II à XVI. Numéro de segments.

La position des pores mâles par rapport aux segments testiculaires est également un critère de classification (Figure 4). Trois termes (Michaelsen, 1928) ont été proposés pour décrire ces différentes dispositions (Timm & Martin, 2015). Ces pores sont soit : plésiopores chez la plupart des familles de microdriles, c'est à dire que leurs gonoductes aboutissent dans le segment qui suit immédiatement celui d'origine, soit prosopores chez les Lumbriculidae parce que les gonoductes aboutissent dans le segment d'origine, soit encore opisthopores chez les mégadriles car les gonoductes aboutissent dans plusieurs segments après le segment d'origine (Martin & Ait Boughrous, 2012). Pour repérer les pores génitaux, on se réfère à la virtuelle ligne des soies qui sépare plusieurs faisceaux de soies consécutifs dans le plan para sagittal de l'animal (Martin & Ait Boughrous, 2012).

Les vers matures se reconnaissent habituellement à la présence d'un clitellum. Il est habituellement situé au niveau des segments X à XIII chez la plupart des microdriles, des segments V à VIII chez les Naidinae et Pristininae. La région adjacente au clitellum apparaît souvent d'un blanc laiteux, en raison de la présence des spermatozoïdes et des œufs en voie de maturation, qui s'accumulent dans les vésicules séminales et les ovisacs. Il est important de noter qu'en dehors des périodes de reproduction, le clitellum, les appareils génitaux et les soies génitales régressent (Martin & Ait Boughrous, 2012).

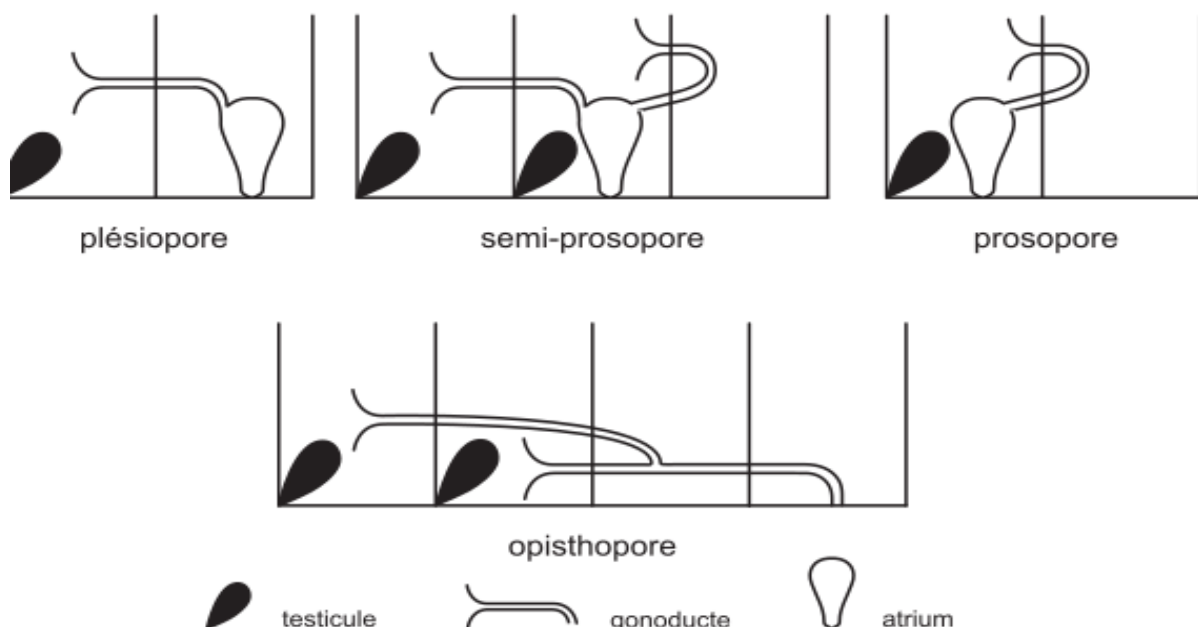


Figure 4 : Position des pores mâles par rapport aux segments testiculaires (Martin & Ait Boughrous, 2012).

I.3.5.5. Les organes photosensibles

La majorité des oligochètes est phototactique négatif (Timm & Martin, 2015). Cependant une paire d'yeux, parfois présente sur le segment II, est caractéristique des Naididae (Timm & Martin, 2015).

I.3.5.6. Le proboscis

Chez certains oligochètes, le prostomium peut être allongé en forme d'une trompe capable de rétraction ou non, très innervée, à fonction sensorielle ; il s'agit du proboscis (Martin & Ait Boughrous, 2012). Il existe surtout chez les Naididae et quelques genres de Lumbriculidae, notamment le genre *Rhynchelmis* (Vejdovský, 1876).

I.3.5.7. Les branchies

Les branchies sont très caractéristiques et permettent de reconnaître rapidement certains espèces ou genres (Martin & Ait Boughrous, 2012). *Branchiura sowerbyi* est pourvu de branchies caudales filamenteuses, irriguées par un vaisseau sanguin. Les espèces des sous-genres *Dero (Aulophorus)* (Müller, 1773) et *Dero (Dero)* (Müller, 1773) possèdent des branchies anales logées dans une fossette branchiale (Martin & Ait Boughrous, 2012 ; Glasby *et al.*, 2021). Celles du genre *Branchiodrilus* (Michaelsen, 1900) possèdent des branchies soutenues dans la région antérieure du corps par des soies capillaires (Timm & Martin, 2015 ; Glasby *et al.*, 2021). Les Phreodrilidae et particulièrement *Phreodrilus branchiatus* (Beddard, 1894) portent des branchies latérales (Glasby *et al.*, 2021).

I.3.6. Clé d'identification des familles

La clé d'identification des familles ci-dessous (Tableau III) a été générée sur la base des informations tirées des travaux de Timm (2009) et de Martin & Ait Boughrous (2012). La famille des Naididae y est représentée par deux groupes que sont les Naididae-Naidinae/Pristininae et les Naididae-Tubificides.

Tableau III : Clé d'identification des familles d'oligochètes (Timm, 2009 ; Martin & Ait Boughrous, 2012)

Caractéristiques	Familles									
	Lumbriculidae	Dorydrilidae	Haplotaxidae	Naididae- Naidinae/Pristininae	Naididae- Tubificidae	Propappidae	Enchytraeidae	Almidae	Lumbricidae	Sparganophilidae
Longueur (mm)	10-40	13-17	180-450	0,7-50	1,5-185	6-12	1,3-30	40-320	15-350	100-200
Section transversale (mm)	0,17-3,0	0,25-0,5	0,2-2	0,1-1,5	0,15-2,5	0,11-0,26	0,12-1,3	4-10	0,5-10	1-3
Yeux	Absents	Absents	Absents	Parfois présents	Absents	Absents	Absents	Absents	Absents	Absents
Proboscis	Parfois présent	Parfois présent	Absent	Parfois présent	Absent	Présent	Absent	Absent	Absent	Absent
Branchies	Absentes	absentes	Absentes	Parfois présentes	Parfois présentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes
Segmentations secondaires	Parfois présentes	présentes	Absentes	Absentes	Parfois présentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes
Faisceaux dorsaux en II	Oui	Oui	Généralement absents	Non/oui	Oui	Non	Oui/non	oui	oui	oui
Soies capillaires dorsales	Absentes	Absentes	Absentes	Généralement présentes	Parfois présentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes
Pénis circulaire, gaine pénienne	Absent	Absent	Absent	Absent	Parfois présent	Absent	Absent	Absent	Absent	Absent

Soies spermathecales modifiées	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes	Parfois présentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes
Soies péniennes modifiées	Absentes	Absentes	Absentes	Parfois présentes	Parfois présentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes	Absentes
Forme des crochets dorsaux	Pointe simple ou bifide à dent supérieure réduite	Pointe simple	Pointe simple, généralement absents dans les derniers segments	Pointe simple ou bifide (si présents)	Pointe simple, bifides, pectinés, palmés, en forme de gouttière	Pointe simple ou bifide à dent supérieure réduite	Pointe simple	Pointe simple	Pointe simple	Pointe simple
Nombre de crochets dorsaux / faisceau	2	2	0-1	0-15	2-17	3	(0-)2-10	2	2	2
Forme crochets ventraux	Pointe simple ou bifide à dent supérieure réduite	Pointe simple	Pointe simple	Pointe bifide	Pointe simple, pointe bifide avec dent supérieure réduite ou à dents intermédiaire	Pointe simple ou bifide à dent supérieure réduite	Pointe simple	Pointe simple	Pointe simple	Pointe simple
Nombre de crochets ventraux / faisceau	2	2	1	Supérieur à 2	Supérieur à 2	3	2-10	2	2	2
Position du clitellum	IX-XIII	Absent ou en X	X-XI	III-V, VI, VII ou VIII	VII, IX ou XI	XII	XI _{1/2} -XIII	XV-XVI	Segments inférieurs à XIX	(XIV) XV-XXVI (XXVII)
Pore mâle	IX, X et XI	X	XI-XII	V, VI, ou VIII	Généralement en XI parfois en VII, IX ou X	XII	XII	XV	XIII ou XV	XVII/XIX
remarques	Section transversale caudale de forme circulaire ou quadrangulaire		Long et filiforme		Section transversale caudale de forme circulaire ou quadrangulaire	Très petits, vers blancs	Généralement rigide	Section transversale caudale de forme quadrangulaire	Section transversale caudale de forme circulaire ou quadrangulaire, vers de terre	Grand mince, vers de terre, section transversale circulaire

I.3.7. État de connaissance de la faune des oligochètes dulçaquicoles du Cameroun

La documentation sur les oligochètes d'eau douce du Cameroun reste encore fragmentaire. Des études menées sur les macroinvertébrés ont donné lieu à quelques publications dont celles de Foto Menbohan *et al.* (2012), Ajeegah *et al.* (2013), Nyamsi Tchatcho *et al.* (2014), Tchakonté *et al.* (2014 et 2015), Onana *et al.* (2016), Ajeegah *et al.*, (2018b), Onana *et al.* (2019), Foto Menbohan *et al.* (2021). Fokam (2012) et Nana (2015) ont lors de leurs études de la faune microbienne des oligochètes récoltés dans la région du centre Cameroun, identifiés quelques taxons de ces organismes. Il s'agit de *Eupolytoreutus* sp., *Lumbricus* sp., *Alma emini* (Michaelsen, 1892) et *Alma nilotica* (Grube, 1855). Le seul article recensé, qui traite de la faune des oligochètes dulcicoles du Cameroun, est celui de Dahl (1957) sur le bord du Nyong dans les localités de Mpoume par Makak, Nenyanga. Cet auteur y a récolté 10 espèces d'oligochètes dont 4 espèces de Naididae à savoir *Branchiodrilus cleistochoeta* (Dahl, 1957), *Pristina bilobuta* (Bretscher, 1903), *P. amphibiotica* (Lastockin, 1927) et *P. menoni* (Aiyer, 1929), une espèce d'Enchytraeidae non identifiée, une espèce d'Eudrilinae : *Parascolex ruber* (Michaelsen, 1900) ; 4 espèces de Diplocardinae à savoir *Dichogaster foetida* (Savigny, 1826), *D. mundamensis* (Michaelsen, 1897), *D. bolau* (Michaelsen, 1891), *Dichogaster* sp. Tchakonté (2016) a identifié 5 familles d'oligochètes dans les cours d'eau de la ville de Douala. Il s'agit des Haplotaxidae, des Naididae-Naidinae, des Naididae-tubificides, des Lumbricidae et des Lumbriculidae. Par la suite, Kengne Fotsing (2018) en a identifié 3 autres dans les cours d'eau de l'Ouest Cameroun, à savoir celles des Lumbriculidae, des Lumbricidae et des Naididae-tubificides. Dans des cours d'eau non anthropisés de la zone forestière du Centre-Sud Cameroun, Nyamsi Tchatcho (2018) a inventorié 5 familles d'oligochètes : les Haplotaxidae, les Naididae-Naidinae, les Naididae-Tubificidae, les Sparganophidae et les Lumbriculidae.

I.3.8. Intérêt de l'étude des oligochètes aquatiques

En plus d'être d'excellents outils de surveillance des milieux aquatiques, les oligochètes en représentent un maillon important de réseaux trophiques. Ils sont une source de nourriture essentielle pour les poissons (Martin & Ait Boughrous, 2012). Les oligochètes endobenthiques interviennent dans l'évolution des sédiments. Par leur activité de bioturbation, ils influent sur la structure des sédiments et participent aux flux de certaines substances au travers de l'interface eau/sédiment (Martin & Ait Boughrous, 2012 ; Gonzalez *et al.*, 2019). Ils sont par ailleurs très impliqués dans le processus d'élimination des polluants des sédiments de l'eau. Leur intervention peut être soit directe, à travers la biodégradation, la bioaccumulation, la détoxification (Michaud *et al.*, 2005 ; Silva *et al.*, 2021), soit indirecte à travers la modification des conditions physico-chimiques du milieu et la stimulation de l'activité des bactéries sulfo-réductrices et métallo-réductrices (Binet *et al.*, 1998 ; Warren & Haack, 2001 ; Gonzalez *et al.*, 2019). Trung (2018) a mis en évidence l'importance de ce caractère dans la bioremédiation des eaux contaminées par du Cadmium et de l'Atrazine.

CHAPITRE II :

MATÉRIEL ET MÉTHODES

II.1. Milieu d'étude

II.1.1. Géographie, climat et hydrographie

La ville de Yaoundé, capitale politique du Cameroun, chef-lieu de la Région du Centre et du département du Mfoundi, est située en zone équatoriale sur la bordure Ouest du plateau Sud-camerounais. Elle s'étend sur 304 km², entre 03° 45' et 04° 00' de latitudes nord et entre 11° 20' et 11° 40' de longitudes est (Fouepe *et al.*, 2011). C'est une ville développée sur un plateau d'en moyenne 750 m d'altitude, découpé par des collines à versants convexes et des vallées à fonds plats, marécageux, localement appelées « élobis » (Franqueville, 1970). Le climat y est de type équatorial guinéen à quatre saisons (Suchel, 1972) qui sont :

- la grande saison sèche (GSS) qui va de mi-novembre à mi-mars ;
- la petite saison des pluies (PSP) qui s'étend de mi- mars à fin juin ;
- la petite saison sèche (PSS) de juillet à mi- août ;
- la grande saison des pluies (GSP) qui couvre la période de mi-août à mi- novembre.

Le tableau IV présente les niveaux moyens des précipitations mensuelles de la ville de Yaoundé, des années 1980 à 2012. La figure 5 présente les variations de valeurs moyennes des précipitations et le double des valeurs moyennes des températures dans la ville de Yaoundé entre les années 1951 et 2018.

Ce plateau, en pente vers le sud, est principalement drainé par la rivière Mfoundi, qui prend sa source sur les flancs du mont Fébé et se jette dans la Mefou. Le bassin versant du Mfoundi couvre une superficie de 97,7 km² dont 95 % étaient déjà entièrement anthropisées en 2012 (Ebang *et al.*, 2014). Il est constitué de nombreux cours d'eau à écoulement permanent que sont, entre autres, le Tongolo, le Ntem, l'Olezoa, l'Ekozoa, la Biyeme, l'Abiergue, le Mingoa, le Djoungolo, l'Ebogo, l'Ewoué, l'Odza, le Nkié. La figure 5 présente le réseau hydrologique du bassin du Mfoundi sur un fond de carte de la ville de Yaoundé

Tableau IV : Précipitations moyennes mensuelles de la ville de Yaoundé de 1980 à 2012

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Précipitations (mm)	16,6	48,45	151,51	193,27	240,04	192,82	81,4	135,07	204,16	267,56	133,69	29,33

Source : Données obtenues de la station météorologique de l'aéroport de Nsimalen (Yaoundé).

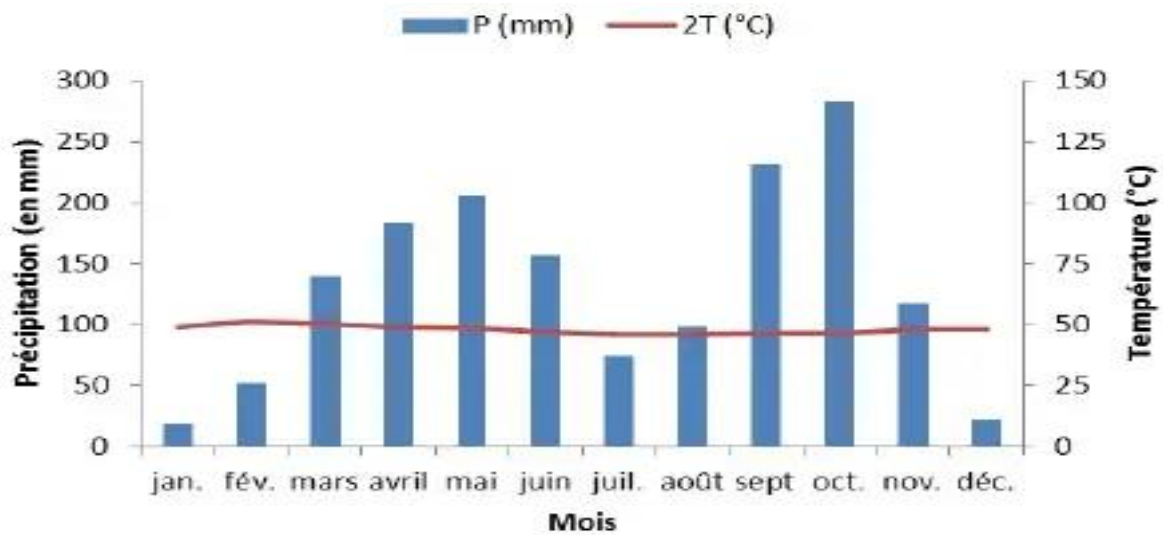


Figure 5 : Diagramme ombrothermique de la ville de Yaoundé, Période 1951-2018 (Nasser Ngouh *et al.*, 2020)

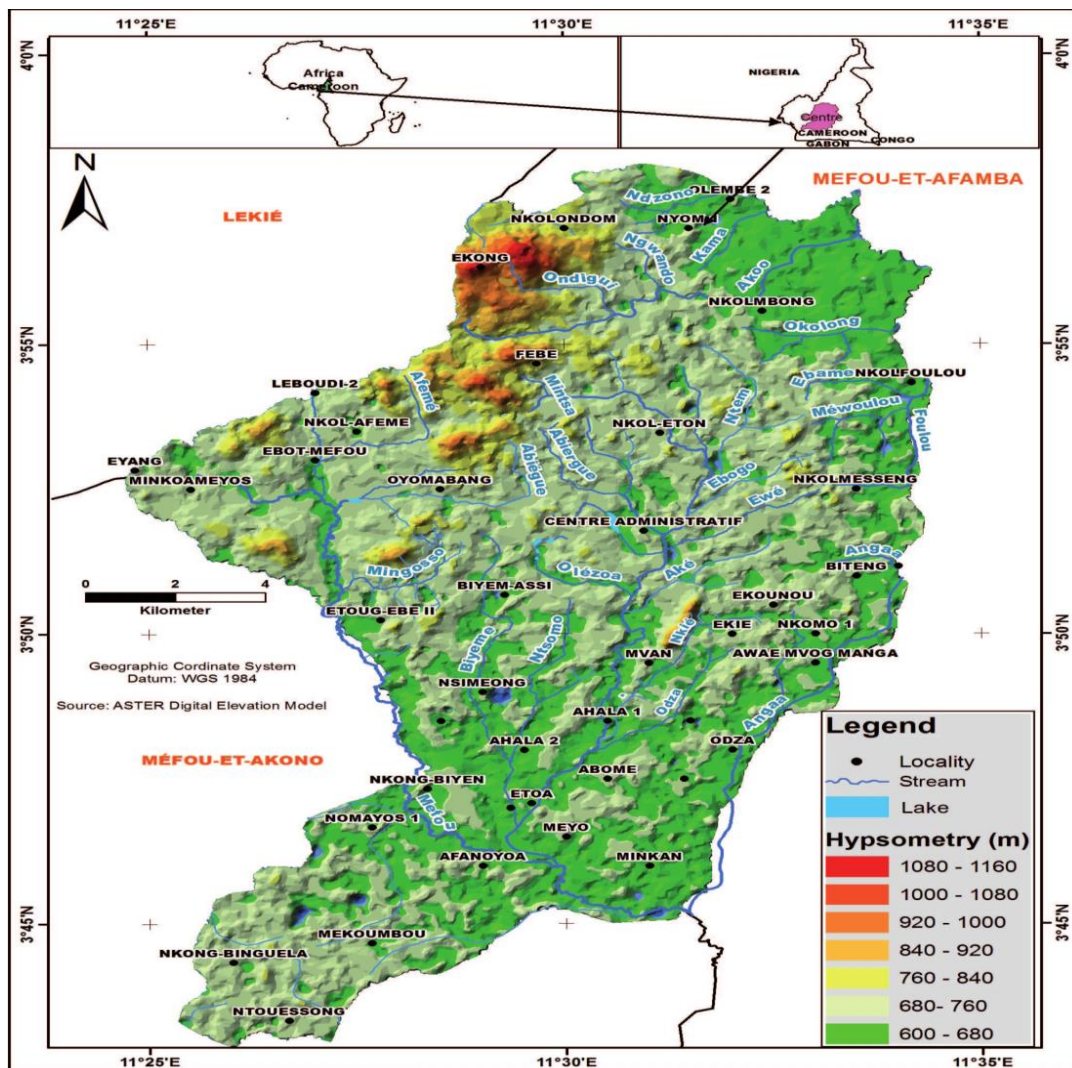


Figure 6 : Ville de Yaoundé présentant le réseau hydrographique du bassin versant du Mfoundi (Ndam Ngoupayou *et al.*, 2019).

II.1.2. Végétation

La végétation de Yaoundé correspondait initialement à une forêt dense semi-décidue toujours verte (Letouzey, 1968). Le trait floristique caractéristique de ces forêts est la forte présence des Sterculiaceae qui englobent des espèces appartenant au genre *Cola* (*C. altissima*, *C. lateritia*, *C. lepidota*, *C. gigantea*) ou d'autres espèces comme *Nesogordonia papaverifera*, *Triplochiton scleroxylon*, mais aussi des Ulmaceae qui regroupent surtout les espèces du genre *Celtis* (*C. tessmannii*, *C. soyauxii*, *C. adolfi-friderici*, *C. zenkeri*) (Letouzey, 1968). Au fil des années, cette végétation a été détruite à maints endroits et remplacée par des constructions humaines et des cultures domestiques. Il y a moins de 10 ans, les forêts naturelles de Yaoundé n'étaient plus que présentes dans les zones d'Etoug-Ebe, Mvog-Betsi, Nkolbisson, Oyomabang, Mont Febe et Nkolondom dans le secteur nord-ouest de la ville et de Simbock, Mbankomo, Odza dans la partie sud de la ville (Nkwemoh *et al.*, 2017). Il existe également dans la ville de Yaoundé, des espaces-verts aménagés constitués de fleurs, d'espèces ornementales d'arbres et de pelouse. Toute cette végétation limite l'érosion des sols, augmente leur capacité de rétention de l'eau tout en améliorant sa filtration (Nkwemoh *et al.*, 2017).

II.1.3. Géologie et pédologie

La série métamorphique de Yaoundé, affectée par l'orogénèse panafricaine, est majoritairement formée de gneiss et de migmatites à grenats provenant d'anciens sédiments granitisés (Nzenti & Belinga, 2001). La couverture pédologique développée sur ces formations est constituée de sols ferralitiques (rouges et jaunes) aux sommets et versants des interfluves et des sols hydromorphes dans les vallées (Ngon Ngon *et al.*, 2009). Les sols ferralitiques rouges, localisés sur les sommets des interfluves, sont très épais (plus de 15 m), argileux et acides (pH < 5,5). Ils sont formés de kaolinite, goethite, hématite, quartz et gibbsite (Onguene Mala, 1993). Les sols ferralitiques jaunes, retrouvés en bas des pentes, sont principalement composés d'argile et de fer. Les sols hydromorphes quant à eux, localisés dans les vallées ou zones marécageuses, sont de type peu évolué.

II.1.4. Cadre d'étude

Le bassin versant du Mfoundi (Figure 6) couvre une superficie de 37,54 Km² pour un périmètre de 27,72 Km et une longueur totale des cours d'eau de 54,39 Km. Il s'étend entre 3°51' et 3°55' de latitudes nord et 11°29' et 11°33' de longitudes est. Il draine six des sept arrondissements de la ville de Yaoundé et est constitué de 25 sous-bassins versants dont ceux

de Tongolo, Ntem, Olezoa, Ekozoa, Biyeme, Abiergue, Mingoa, Djoungolo, Ebogo, Ewoué, Odza, Nkié (Youmbi *et al.*, 2009). Le bassin versant du Mfoundi est caractérisé par un relief marqué de collines et de bas-fonds marécageux inondables. L'altitude de l'exutoire est d'environ 695 m tandis que les crêtes culminent à 1075 m (Srang, 1972). La situation précaire de l'assainissement dans la ville de Yaoundé, associée au développement de l'agriculture urbaine avec pour conséquence l'utilisation anarchique des engrais et pesticides, expose fortement les cours d'eau de ce réseau à la pollution.

Afin de réaliser la présente étude, onze (11) stations d'échantillonnage ont été choisies sur la base de l'hétérogénéité des milieux, de leur débit, de leur proximité des sources de pollution, et de l'accessibilité au point d'eau durant toute l'année. Ainsi, les milieux lotiques (5 stations sur des ruisseaux, soit 2 sur le Nkié et 3 sur la Biyéme) et les milieux lenticques (3 stations dans les lacs Municipal, Municipal annexe et Obili, et 3 stations dans des marécages

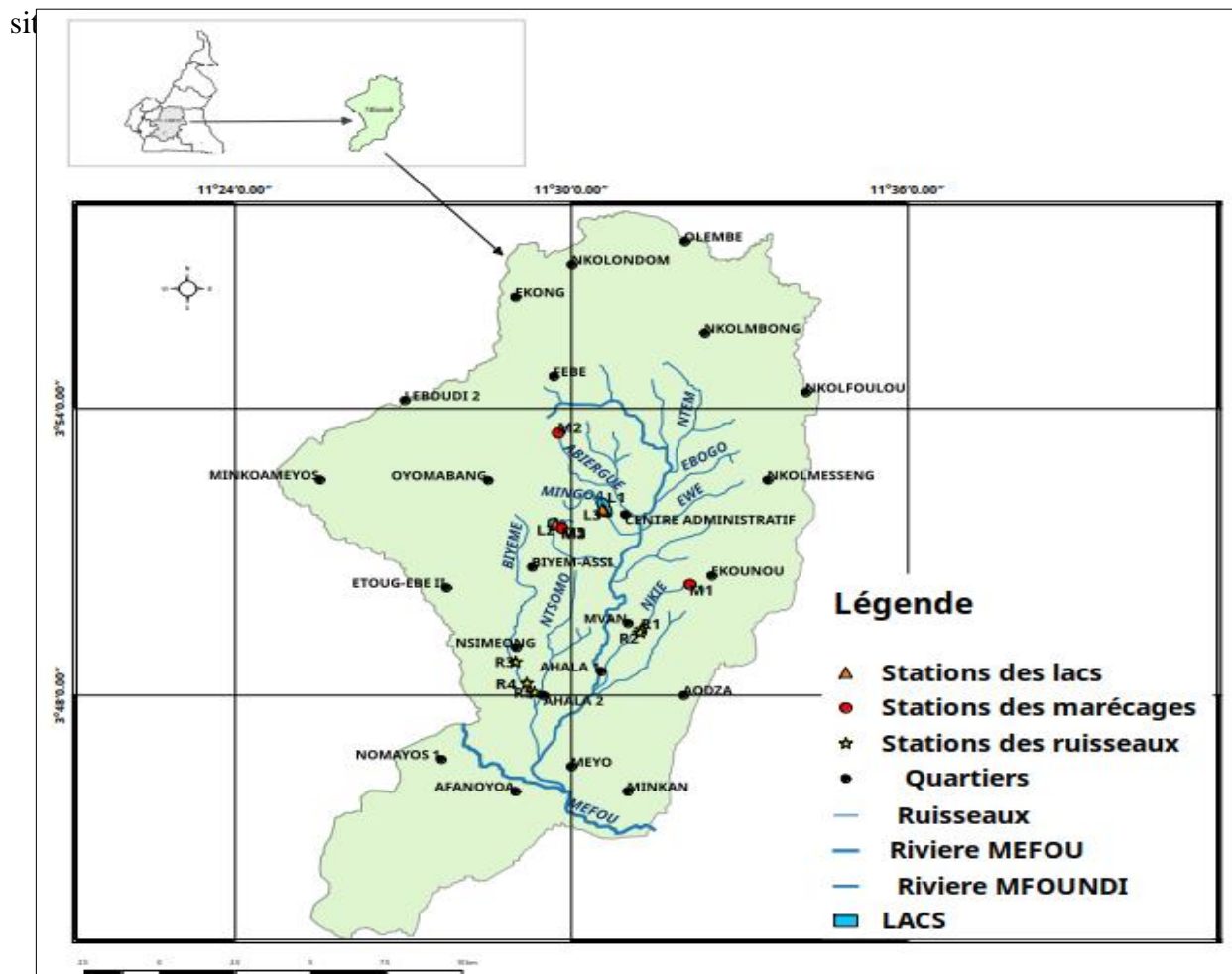


Figure 7 : Site d'étude présentant les stations d'échantillonnage (source: Ndam Ngoupayou *et al.*, 2019 ; digitalisée par Moussima).

Les coordonnées géographiques des points échantillonnage sont consignées dans le tableau V.

Tableau V : Coordonnées géographiques des différentes stations d'échantillonnage dans le bassin versant du Mfoundi

Nature du milieu		Stations d'échantillonnage	Coordonnées géographiques	
Milieu lotique	Ruisseaux	Cours d'eau Nkie	R1	3 ° 49' 22,7'' latitude, 11 ° 31' 15,4'' longitude, 694m altitude)
		Cours d'eau Nkie	R2	3 ° 49' 18,9'' latitude, 11 ° 31' 12,9'' longitude, 703m altitude)
		Cours d'eau Biyeme	R3	3 ° 48' 42,3'' latitude, 11 ° 29' longitude, 675m altitude ;
		Cours d'eau Biyeme	R4	3 ° 48' 15,1'' latitude, 11 ° 29' 12,3'' longitude, 675m altitude
		Cours d'eau Biyeme	R5	3 ° 48' 03,4'' latitude, 11 ° 29' 19,6'' longitude, 678 m altitude
Milieu lentique	Lacs	Lac Muncipal	L1	3 ° 51' 52,3'' latitude, 11 ° 30' 34,7'' longitude, 728m altitude
		Lac Obili	L2	3° 51' 35'' latitude Nord, 11°29' 43'' longitude Est, 720 m altitude
		Lac Municipal annexe	L3	3 ° 51' 53,9'' latitude, 11 ° 30' 32,7'' longitude, 727m altitude
	Marécages	Marécage d'Ekounou	M1	3 ° 50' 18,7'' latitude, 11 ° 32' 07,2'' longitude, 675m d'altitude
		Marécage de Tsinga	M2	3 ° 53' 28,5'' latitude, 11 ° 29' 45,8'' longitude, 752m altitude
		Marécage de Ngoa Ekelle	M3	3 ° 51' 30'' latitude, 11 ° 29' 50'' longitude, 729m d'altitude

II.1.4.1. Cours d'eau Nkié (R1 et R2)

Le Nkié est un affluent de la rive gauche du Mfoundi. Il prend sa source à Ekounou et traverse les quartiers Nvog-Mbi, Mvan, pour confluer avec le Mfoundi à Odza. Ce ruisseau de plus de 4 km de long est insalubre sur la majeure partie de son cours. Il reçoit les ordures ménagères, les matières fécales, les effluents des fermes, de laveries d'automobiles, et irrigue naturellement les cultures des populations riveraines. Deux stations d'étude nommées R1 et R2

(Figure 7) ont été retenues sur ce cours d'eau dans le quartier Mvan, à 200 m environ en contre bas du super marché Santa Lucia et des agences de Voyage. Au niveau de la station d'échantillonnage R1, le cours d'eau coule entre deux domiciles dont les habitants n'y déversent pas les déchets solides mais, de temps en temps, ont été surpris en train d'y déverser des eaux usées ménagères. Le substrat y est dominé par du sable fin et de l'argile. La station R2 est isolée dans une broussaille ; à 5 m environ de ce lieu, est creusé un puits fréquemment utilisé par la population du quartier. Autour de cette station poussent beaucoup d'herbes.



Figure 8 : Vue partielle des stations d'échantillonnage retenues sur le cours d'eau Nkié ; station R1 : (A, B), station R2 : (C, D).

II.1.4.2. Cours d'eau Biyémé (R3, R4, R5)

Long de plus de 11,6 km, la Biyémé prend sa source à Mvog-Béti et se jette dans le Mfoundi en rive droite dans la partie sud de la ville. Elle traverse les quartiers Obili, Biyem-Assi, Nsimeyong. Ses eaux sont généralement utilisées à des fins domestiques et agricoles. Sur ce cours d'eau, trois stations nommées R3 (au quartier Nsimeyong, lieu-dit Damas), R4 et R5 (à Ebom) ont été retenues (Figure 8).

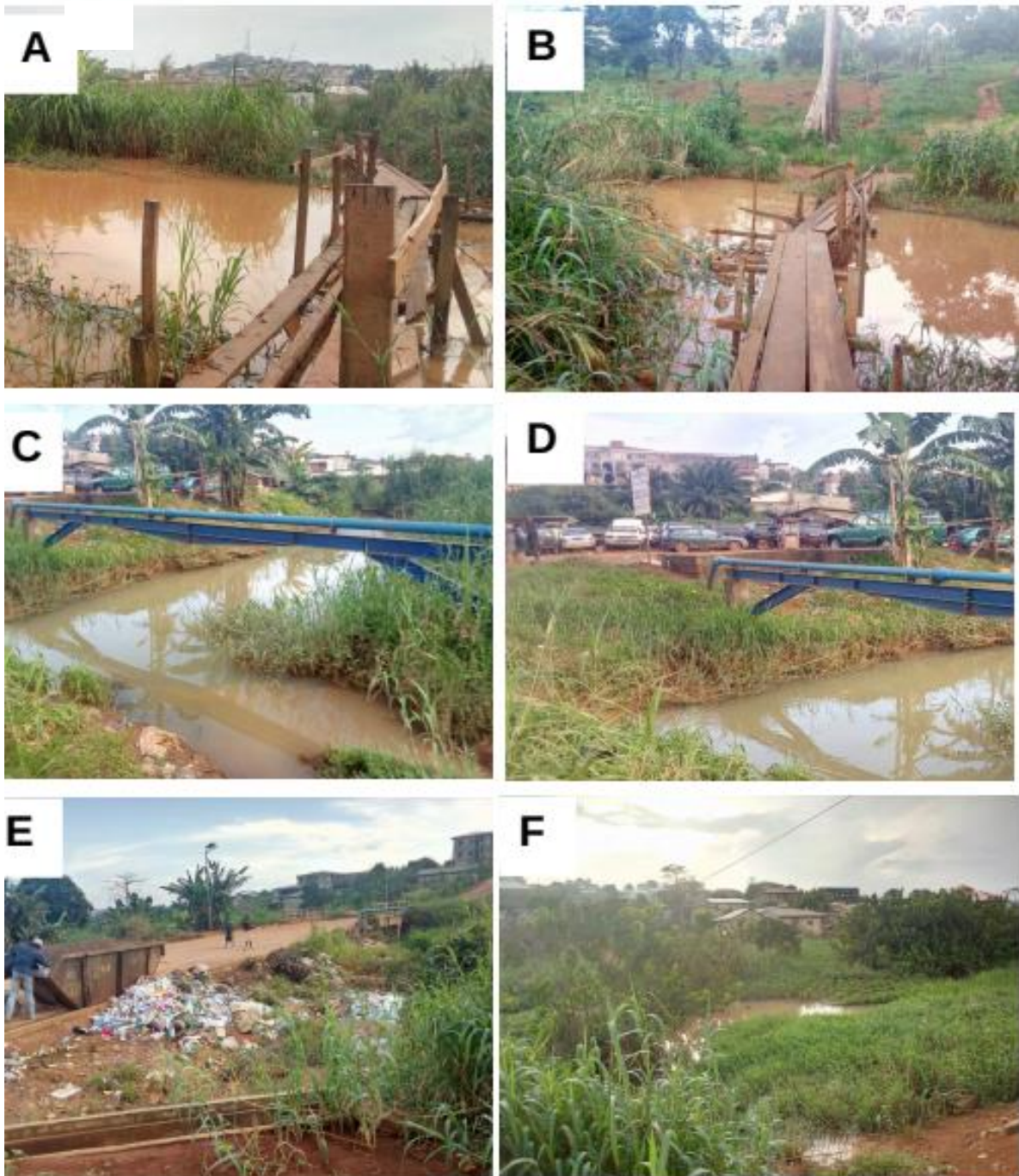


Figure 9 : Vue partielle des stations d'échantillonnage retenues sur le cours d'eau Biyémé ; station R3 : (A, B), station R4 : (C, D), station R5 : (E, F).

La station R3 est traversée par un pont. Sa rive gauche est exploitée par la population riveraine pour l'agriculture. La station R4, quant à elle, est à moins de deux mètres de distance environnée d'un garage et d'une laverie d'automobiles qu'elle approvisionne constamment en eau, et d'un bar. Elle est souvent sollicitée par les clients du bar qui n'hésitent pas à se mettre à l'aise dans le lit du cours d'eau quand l'envie leur prend. La végétation qui y pousse est caractéristique des zones de forte pollution organique. Le substrat à R3 et R4 est essentiellement vaseux. La dernière station retenue sur la Biyéme (R5) se trouve non loin d'une route en construction. La zone est très poussiéreuse en saison sèche et boueuse en saison des pluies. R5 se trouve près d'un bac à ordures qui, la plupart du temps, déborde de déchets. Le substrat à ce niveau est fait de sable et de vase.

II.1.4.3. Lac Municipal (L1)

Le lac Municipal (Figure 9) est un étang de retenue créé sur le cours de la Mingoa. Sa profondeur maximale est de 4m30. En 1990 sa superficie était de 75000 m² (Bilong Bilong *et al.*, 2004). Celle-ci s'est progressivement réduite par le développement des macrophytes tels que *Commelina benghalensis*, *Ipomea aquatica*, *Nymphaea alba*. Situé en plein centre-ville, il est entouré de bâtiments administratifs (ministères) et résidentiels. Les échantillons d'eau collectés à cette station sont composés, c'est-à-dire que les prélèvements ont été effectués dans la zone littorale, au niveau de l'embouchure, du débarcadère et de l'exutoire. A chaque descente sur le terrain, les vendeurs à la sauvette de chaussures et de sacs nettoyaient leur marchandise au niveau l'émissaire.



Figure 10 : Vue partielle de la station d'échantillonnage L1 ; embouchure (A), vue du large du lac Municipal (B).

II.1.4.4. Lac d'Obili (L2)

Le lac d'Obili (Figure 10) mesure environ 100 m de long et 60 m de large pour une colonne d'eau d'environ 2,5 m de hauteur maximale. Ce plan d'eau est formé sur l'Olezoa. Il est utilisé à des fins piscicoles et est bordé en rive gauche de petits étangs artificiels du MINEPIA (Ministère de l'Élevage, de la Pêche et des Industries Animales) servant à la multiplication des alevins. Sur ce site, les prélèvements ont été effectués dans la zone littorale dans l'herbier. Des échantillons composés ont été prélevés en plusieurs points en bordure du lac.

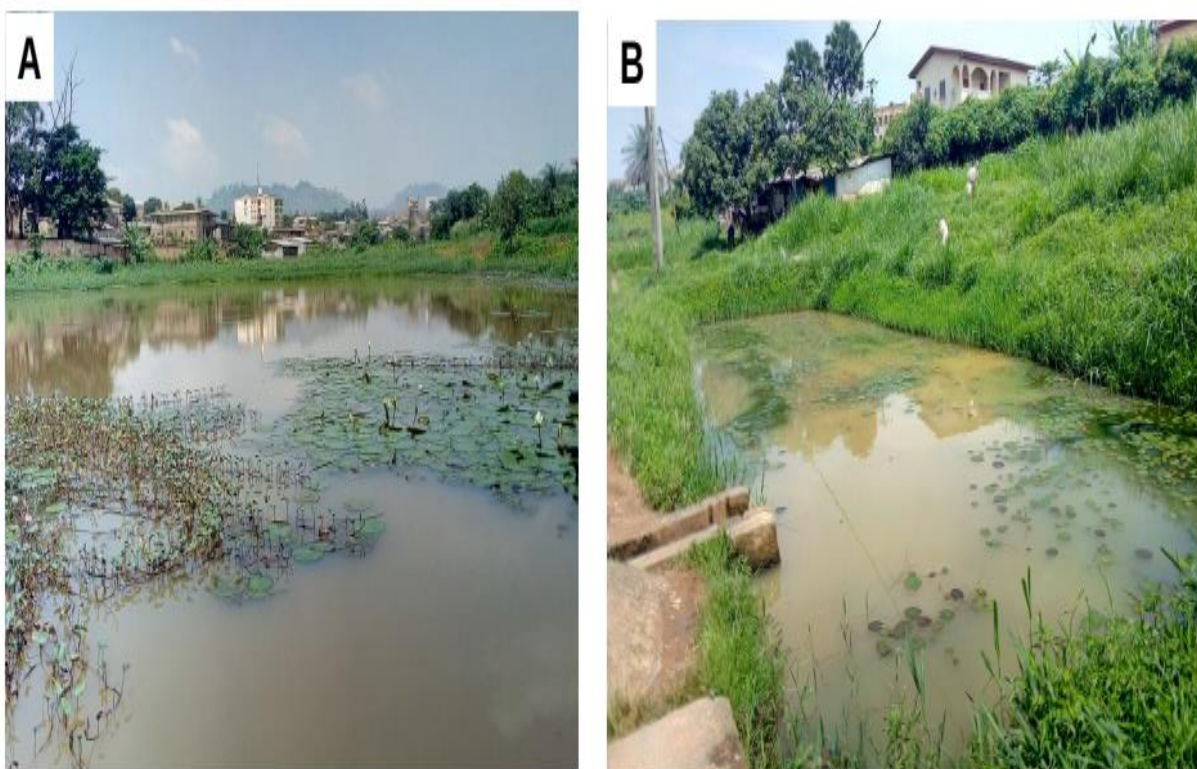


Figure 11 : Vue partielle de la station d'échantillonnage L2 et d'un des étangs de multiplication d'alevins ; lac Obili (A), étang de multiplication des alevins non fonctionnel (B).

II.1.4.5. Lac Municipal Annexe (L3)

La station L3 (Figure 11) est un petit étang de rétention. Il est alimenté par les eaux du Lac Municipal dont il est au moins trois fois plus petit. En bordure du lac annexe poussent les mêmes espèces de macrophytes qu'au lac Municipal. L'échantillonnage ici a été fait dans l'herbier à plusieurs endroits de la zone littorale du lac.



Figure 12 : Vue partielle de station d'échantillonnage L3 (A et B).

II.1.4.6. Marécage de Tsinga (M1)

Cette zone marécageuse, alimentée par l'Abiergué, se trouve à 100 m environ d'un garage automobile, d'un stade de football et à peine à 300 m du vaste marché dit du 8ième. Envahi de nombreuses espèces de macrophytes, à savoir *Echinochloa pyramidalis*, *Ipomea aquatica*, *Titonia diversiflora*, et *Commelina benghalensis*, ce marécage (Figure 12) sert de lieu de pâturage et d'abreuvement de nombreux troupeaux de bœufs. A certains endroits, le sol est majoritairement constitué d'argile et à d'autres de sable fin.

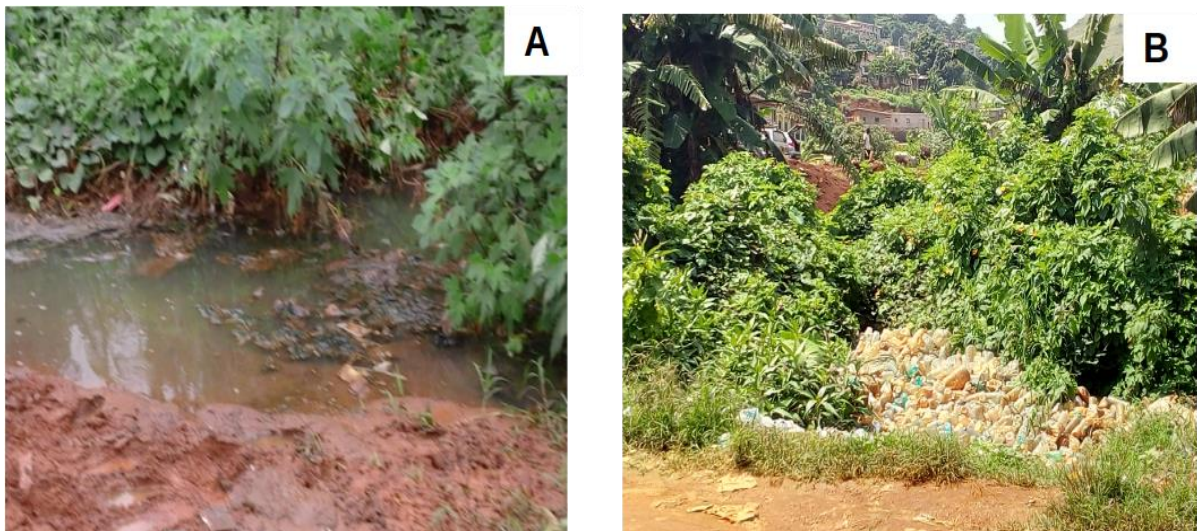


Figure 13 : Vue partielle de la station d'échantillonnage M1 ; vue partielle de la station d'échantillonnage (A), vue partielle du lit du cours d'eau présentant un dépotoir de bouteilles en plastique (B).

II.1.4.7. Marécage d'Ekounou (M2)

La station M1 (Figure 13) est située en contre-bas des bureaux de la Camwater. Elle est très difficile d'accès car située dans les bas-fonds, la route y conduisant est en pente abrupte et très accidentée. Ce marécage, où la population riveraine cultive des légumes, est formé par le Nkié. Lors de certaines descentes, cette station dégageait une forte odeur de pesticides et d'engrais. Son substrat est vaseux.

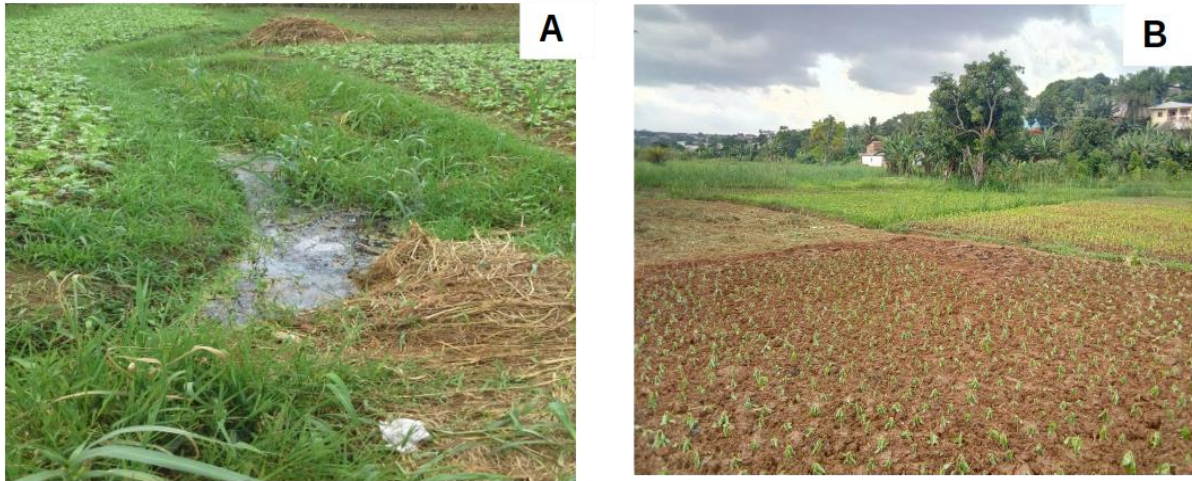


Figure 14 : Vue partielle de la station d'échantillonnage M2 ; vue partielle de la station d'échantillonnage (A), vue des maraîchages (B).

II.1.4.8. Marécage de Ngoa ékelle (M3)

La station M3 (Figure 14) est située sur le côté gauche de la piste Obili - Ngoa ékelle au lieu-dit « carrefour condom ». De petits champs de cultures s'y trouvent. Ce site est alimenté par le cours d'eau Olezoa qui, non loin de la station d'échantillonnage, sert de laverie des motos. Le substrat à cette station est essentiellement vaseux.



Figure 15 : Vue partielle de station d'échantillonnage M3.

II.2. Matériel

II.2.1. Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques

Au cours de cette étude, l'appareillage suivant a été utilisé pour la mesure des paramètres abiotiques des eaux :

- un chronomètre a permis d'évaluer la vitesse d'écoulement des eaux ;
- un thermomètre à alcool gradué au 1/10 °C a servi à mesurer la température de l'eau ;
- un pH-mètre de marque HACH HQ11d et de précision 0,1 UC a été utilisé pour déterminer le pH de l'eau ;
- un oxymètre de marque HACH HQ14d a servi à mesurer le taux de saturation en oxygène dissous dans l'eau ;
- un multimètre TDS-conductimètre de marque HACH HQ 14d, de précision 0,1, a servi à mesurer la salinité, la conductivité électrique et les solides totaux dissous ;
- des flacons en polyéthylène à double bouchage de 250 ml, 500 ml et 1000 ml ont permis le prélèvement des échantillons d'eau pour les analyses au laboratoire ;
- une glacière contenant des blocs réfrigérants a été utilisée pour le transport des échantillons d'eau ;
- une burette graduée a permis de titrer les ions alcalins ;
- un spectrophotomètre de marque HACH DR 2800 a été utilisé pour doser les nitrites, les nitrates, l'ammonium, les orthophosphates, les matières en suspension, la couleur, la turbidité.

II.2.2. Matériel de récolte et d'observation des oligochètes

Au cours de la récolte et de l'observation des oligochètes nous avons eu recours à :

- un troubleau de forme carrée, de 30 cm de côté, fixé à un manche et muni d'un filet conique de 100 µm d'ouverture de maille et de 50 cm de profondeur pour la collecte des annélides ;
- un tamis carré de 40 cm de côté et de 100 µm de vide de maille pour le tri des oligochètes ;
- une pince et une loupe manuelle pour la collecte des spécimens sur le terrain ;
- des flacons de 10ml contenant du formol 10 % pour la fixation des organismes ;
- de piluliers contenant de l'éthanol à 70 % pour la conservation des oligochètes ;
- un microscope de marque Lecia pour l'identification des oligochètes microdriles ;

- une loupe binoculaire à éclairage épiscopique de marque Olympus SZ30 pour l'identification des mégadriles.

II.3. Méthodes

Cette étude s'est déroulée en deux phases. D'une part, la prospection pour sélectionner les stations d'échantillonnage s'est étalée entre janvier et février 2016. D'autre part l'échantillonnage proprement dit des eaux suivant un pas mensuel, a duré un an, c'est à dire de mars 2016 à février 2017. Cette deuxième phase a permis de collecter les données abiotiques et biologiques dans les 11 stations retenues.

II.3.1. Caractérisation de la qualité hydrologique des plans d'eau et physico-chimique des eaux

II.3.1.1. Prélèvement des échantillons d'eau

Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène de 1000 cc, avant tout échantillonnage des macroinvertébrés. Ils ont été introduits dans une glacière contenant de la glace puis acheminés au laboratoire. Concernant l'analyse de chaque métal lourd, en raison de la persistance de ces éléments dans l'environnement, un seul prélèvement de sédiment a été effectué durant toute la période d'étude à l'aide d'un flacon de 500 cc.

II.3.1.2. Mesure des paramètres hydrologiques des plans d'eau et physico-chimiques des eaux

Ces paramètres ont été évalués à la fois sur le terrain et au laboratoire. Les mesures des paramètres physico-chimiques ont été effectuées suivant les recommandations de APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009).

II.3.1.2.1. Mesures in situ

La vitesse d'écoulement (V) de l'eau a été mesurée dans différents tronçons d'une station en déterminant, à l'aide d'un chronomètre, le temps mis par le bleu de méthylène (un colorant neutre non polluant) pour parcourir une distance connue. Pour chaque station, cinq séries de mesures ont été effectuées et les valeurs moyennes ont été calculées et rendues.

Pour la mesure de la température, le thermomètre a été plongé au 2/3 dans l'eau pendant 2 à 3 minutes. La montée du mercure a donné la valeur de la température en degré Celsius (°C).

Le pH (UC), le taux de saturation en oxygène dissous (% de saturation), la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$), la salinité (USP), et les solides totaux dissous (TDS en mg/l), ont également été mesurés in situ. Pour cela, les appareils de mesure, préalablement calibrés, ont été mis sous tension une quinzaine de minutes avant toute manipulation. Leurs sondes ont ensuite été plongées dans l'eau et la sélection de la fonction désirée a permis d'obtenir la valeur du paramètre directement sur l'écran d'affichage.

II.3.1.2.2. Mesures au laboratoire

Les échantillons d'eau transportés au laboratoire ont servi à la mesure des MES, de la turbidité, la couleur, l'alcalinité, le dioxyde de carbone (CO_2) dissous, les ions nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), orthophosphates (PO_4^{3-}).

Le CO_2 a été fixé sur le terrain en introduisant 20 ml de NaOH N/20, 2 ou 3 gouttes de phénolphthaléine, et de l'eau jusqu'au trait de jauge dans une fiole de 200 ml. Le mélange obtenu, de coloration rose, a été transvasé dans un flacon en polyéthylène de 250 ml à double bouchage et transporté au laboratoire pour la titration. Au laboratoire, 50 ml de cet échantillon ont été titrés avec du HCl N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en CO_2 , exprimée en mg/l , a été déterminée par la formule suivante :

$$\text{CO}_2 \text{ (mg/l)} = (\text{descente burette de HCl dans échantillon} - \text{descente burette de HCl dans le témoin}) \times 17,6.$$

L'alcalinité a été mesurée par volumétrie en titrant 50 ml d'un échantillon d'eau avec une solution d'acide sulfurique N/50, en présence du rouge vert de méthyle bromocrésol comme indicateur coloré. La fin de la réaction a été traduite par le virage de la solution du bleu au gris. Les résultats exprimés en mg/l de HCO_3^- ont été obtenus par la formule :

$$\text{Alcalinité (mg/l de HCO}_3^-) = (\text{descente de burette de l'acide sulfurique}) \times 20.$$

Les MES, la couleur, la turbidité ont été évaluées par colorimétrie au spectrophotomètre. Après calibrage et mise sous tension de l'appareil pendant quinze minutes, une cellule spectrophotométrique de 10 ml contenant l'échantillon a été introduite dans le spectrophotomètre. La teneur en MES exprimée en mg/l a été lue à la longueur d'onde $\lambda = 810$ nm ; la couleur exprimée en Pt-Co a été lue à la longueur d'onde $\lambda = 455$ nm, enfin la turbidité exprimée en FTU a été lue à la longueur d'onde $\lambda = 450$ nm.

La mesure des teneurs de l'eau en orthophosphates et en différentes formes d'azote (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) a été faite au spectrophotomètre. La teneur en orthophosphates (PO_4^{3-}) a été évaluée sur 10 ml d'échantillon avec comme réactif le Phosver III ; les résultats ont été exprimés en mg/L de PO_4^{3-} à la longueur d'onde $\lambda = 530$ nm. La teneur des nitrates a été

mesurée sur 10 ml de l'échantillon avec comme réactif le Nitriver V à la longueur d'onde $\lambda = 507 \text{ nm}$; les résultats ont été exprimés en mg/l de NO_3^- . La teneur en nitrites (NO_2^-) a été mesurée sur 10 ml d'échantillon avec comme réactif le Nitriver III à la longueur d'onde $\lambda = 500 \text{ nm}$; les résultats ont été exprimés en mg/l de. La concentration en azote ammoniacal, exprimée en mg/l, a été mesurée sur 10 ml d'échantillon d'eau brute en présence du sel de Rochelle et du réactif de Nessler ; la lecture a été faite à la longueur d'onde $\lambda = 425 \text{ nm}$.

Les métaux lourds, à savoir le plomb, le mercure, le cadmium, le zinc, le chrome et le fer, ont été dosés au Laboratoire National de CODIMLAB (Compagnie de Distribution du Matériel Médical et Équipement de Laboratoire) sis à Yaoundé, par spectrométrie d'absorption atomique, à l'aide d'un spectromètre à flamme de type Perkin-Elmer. Les résultats sont exprimés en mg/l.

II.3.1.3. Calcul de l'indice de Pollution Organique (IPO)

L'Indice de Pollution Organique ou IPO (Leclercq, 2001) a été calculé afin rendre compte, de manière synthétique, du degré de pollution organique des eaux dans les différentes stations pendant la période d'étude. Au cours de ce travail, seuls trois paramètres de base nécessaires à l'évaluation de la pollution organique ont été pris en compte. Il s'agit de l'azote ammoniacal, des nitrites et des orthophosphates. Pour chacun de ces paramètres, 5 classes de teneurs ayant une signification écologique sont définies (Tableau VI). 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 VII). Ainsi,

$$\text{IPO} = (\text{N}^\circ \text{ Classe DBO}_5 + \text{N}^\circ \text{ Classe NH}_4^+ + \text{N}^\circ \text{ Classe NO}_2^- + \text{N}^\circ \text{ Classe PO}_4^{3-}) / 4.$$

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

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

Tableau VII : Niveaux de pollution en fonction des classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) (Leclercq, 2001)

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.3.2. Étude des communautés d'oligochètes et de la qualité biologique de l'eau

II.3.2.1. Échantillonnage des oligochètes

Les échantillons des peuplements d'oligochètes ont été collectés aux mêmes emplacements et dates que les prélèvements destinés aux analyses physico-chimiques des eaux. L'échantillonnage des annélides a été fait à l'aide d'un troubleau suivant l'approche multihabitats proposée par Eymann *et al.* (2010). Il s'agit d'effectuer 20 coups de filet dans différents microhabitats : sédiments et macrophytes en bordure. A cet effet, le cadre du troubleau est déposé à même le substrat et traîné à contre-courant sur une distance de 50 cm en amont, pour les milieux lotiques. Dans les lacs, l'échantillonnage a été exclusivement fait dans la zone littorale et sur la végétation. La surface échantillonnée pour l'ensemble des 20 coups doit équivaloir à environ 3 m² dans une station d'environ 100 m de long. Chaque fois, le contenu du filet est lavé sur un tamis. Les spécimens des annélides sont ensuite collectés à l'aide d'une paire de pinces fines et d'une loupe à main.

II.3.2.2. Fixation des annélides sur le terrain et conservation

Les échantillons d'annélides de chaque station ont été introduits dans des flacons étiquetés contenant du formol 10 % (Martin & Ait Boughrous, 2012) puis transportés au laboratoire. Au laboratoire, les spécimens ont été lavés à l'eau distillée, tamisés, et transférés dans des piluliers étiquetés contenant de l'éthanol dénaturé à 70 % pour le stockage, en attendant leur identification (Martin & Ait Boughrous, 2012).

II.3.2.3. Identification des annélides

Hormis les espèces de grande taille pour lesquels un examen à la loupe binoculaire a été suffisant, l'identification des annélides a été faite au microscope optique de marque Lecia à l'objectif 40. Pour cela, les spécimens ont été montés entre lame et lamelle dans une goutte de glycérine ; grâce à son léger pouvoir éclaircissant, la glycérine a permis l'observation de la

structure des soies et de quelques structures internes à l'instar des gaines péniennes. Ces spécimens ont ensuite été remis dans de l'alcool 70 % pour des études ultérieures et une mise en collection. Pour l'identification des mégadriles, le nombre de segments de chaque spécimen a été compté et leurs différentes tailles ont été mesurées sur du papier millimétré ; ensuite certains spécimens ont été sectionnés transversalement à l'aide d'un scalpel pour mettre en évidence la forme de leur section.

L'identification des spécimens a été faite jusqu'au plus petit rang taxonomique possible à l'aide des clés proposées par Dahl (1957), Brinkhurst (1986), Timm (2009), Martin & Ait Boughrou (2012), Timm & Martin (2015). Les principaux critères qui ont servi à l'identification des individus ont été la taille, la coloration, la position du clitellum, les types et le nombre de soies, les formes de leurs dents, le numéro du segment où débutent les faisceaux dorsaux, la présence ou non des branchies, de la gaine pénienne ou du proboscis.

II.3.2.4. Analyses de la structure des peuplements d'oligochète

II.3.2.4.1. Richesse taxonomique, abondance et densité de peuplement

L'étude de la diversité faunistique des stations d'échantillonnage a tenu compte de la richesse spécifique (S), des abondances (n_i) et de la densité au mètre carré (d_i)

La valeur $d_i = n_i/s_i$ où la surface (s_i) est de 6 m² pour chaque lac et 3 m² pour chaque station de ruisseau et de marécage

II.3.2.4.2. Fréquence d'occurrence des taxa

Afin d'évaluer le niveau de colonisation d'une station par un taxon donné, les fréquences d'occurrence ont été calculées. Il s'agit du pourcentage (F) des relevés (p_i) dans lesquels un taxon est présent par rapport au nombre total (P_t) de prélèvements. Cinq statuts des taxons sont ainsi distingués (Dufrêne & Legendre, 1997):

$F = 100\%$: espèce omniprésente qui n'a pas de préférence d'habitat et apparaît dans tous les relevés,

$75\% < F < 100\%$: espèce régulière,

$50\% < F \leq 75\%$: espèce constante,

$25\% < F \leq 50\%$: espèce accessoire,

$F \leq 25\%$: espèce rare.

II.3.2.4.3. Coefficient de similarité de Sørensen

Le coefficient de similarité (S_s) de Sørensen (1948) a été calculé pour déterminer le taux de ressemblance entre deux peuplements d'oligochètes donnés, par exemple entre deux stations d'échantillonnage différentes. S_s varie entre 0 (quand les deux stations n'ont pas d'espèces communes) et 1 (lorsque les mêmes espèces existent dans les deux communautés). Sa formule est : $S_s = 2c / (a+b)$ où a est le nombre de taxons présents seulement dans la station 1, b est le nombre de taxons présents uniquement dans la station 2, et c le nombre de taxons communs aux deux stations (Sørensen, 1948).

II.3.2.4.4. Indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélou

Pour mettre en évidence la diversité globale d'un peuplement, l'indice de diversité H' de Shannon-Weaver a été calculé selon la formule :

$H' = -\sum p_i \log_2 p_i$ où $p_i = n_i/N$ est la proportion de chaque taxon i dont l'abondance est n_i et N est l'effectif total du peuplement.

H' est exprimé en unité d'information par individu ou bits par individu (bits/ind.). Il est compris entre 0 et $\log_2 S$. La diversité est maximale lorsque H' est égale à $\log_2 S$ (Lévêque & Balian, 2005). Dans un milieu naturel, quel que soit le groupe taxonomique étudié, H' varie généralement entre 0,5 pour une très faible diversité et 4,5 pour une forte diversité (Frontier & Pichod-Viale, 1998 ; Kouame, 2014).

La régularité de la distribution des espèces a été étudiée en calculant l'indice d'équitabilité (E) de Piélou qui vaut : $E = H'/H_{max}$ où $H_{max} = \log_2 (S)$ et S = nombre d'espèces du peuplement.

Cet indice varie entre 0 et 1 et traduit la qualité d'organisation d'un peuplement (Amanieu & Lasserre, 1982). Quand toutes les espèces tendent à avoir une même abondance, cet indice est proche de 1. Il est inférieur à 0,80 lorsqu'une ou quelques espèces dominent le peuplement (Da Fonseca, 1968 ; Kouame, 2014).

II.3.2.4.5. Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments

Dans l'optique d'une bio-évaluation des milieux aquatiques, l'intégrité de la qualité des sédiments a été évaluée à partir de l'indice oligochète de bio-indication des sédiments (Vivien *et al.*, 2020). Cet indice, noté IOBS, est calculé sur un peuplement de 100 oligochètes récoltés sur une même surface d'au moins 100 cm² de sédiments par la formule : $IOBS = 10 \times S \cdot T^{-1}$ où S = Nombre total de taxons identifiés dans le lot de 100 oligochètes et T = Pourcentage de

Tubificidae avec ou sans soie capillaires, matures et immatures. Au final, les sédiments sont : de mauvaise classe si $IOBS < 1$, de classe médiocre si $1 \leq IOBS < 2$, de classe moyenne si $2 \leq IOBS < 3$, de bonne classe si $3 \leq IOBS < 6$, enfin de très bonne classe si $IOBS \geq 6$. Les taxa retenues pour le calcul de l'IOBS sont ceux ayant un mode de vie strictement aquatique.

II.3.2.4.6. Traits fonctionnels

Dans cette étude, les dynamiques de la richesse taxonomique et des abondances en fonction des différentes classes fonctionnelles des oligochètes présentes ont été étudiées et comparées entre les stations.

II.3.3. Analyse statistique

Les données obtenues ont été analysées par des représentations graphiques et des méthodes d'analyse statistique.

II.3.3.1. Méthodes univariées

II.3.3.1.1. Test de corrélation de rang « ρ » de SPEARMAN

Le coefficient de corrélation des rangs (ρ) de Spearman a été calculé, pour évaluer la robustesse des relations entre les paramètres abiotiques et biologiques mesurés. Ainsi, lorsque deux variables sont plus ou moins fortement liées, ρ est plus ou moins proche de 1. Dans cette étude, les résultats ont été appréciés au seuil de sécurité de 99 % à 95 %. Cette analyse a été effectuée à l'aide du logiciel SPSS version 20.0.

II.3.3.1.2. Tests de comparaison des moyennes

La robustesse de la distribution spatiale des paramètres abiotiques, biologiques et des indices de qualité des hydrosystèmes a été évaluée à l'aide du test (H) de Kruskal-Wallis qui, a permis de déterminer si un paramètre varie de façon significative d'un écosystème à l'autre, d'une station à l'autre ou encore d'une saison à l'autre, et du test « U » de Mann-Whitney qui a permis de déceler la source de variation. L'analyse a été effectuée à l'aide du programme Statistica 7.1.

II.3.3.2. Méthode multivariée

II.3.3.2.1. Analyse Factorielle Discriminante (AFD)

La typologie des différentes stations d'échantillonnage a été déterminée par l'analyse factorielle discriminante (AFD), qui a permis de ressortir les paramètres biotiques ou abiotiques discriminants et leurs regroupements. A cet effet, le logiciel XLSTAT version 11.0 a été d'une aide inestimable.

II.3.3.2.2. Analyse Canonique de Redondance (ACR)

Les relations de dépendance entre les variables environnementales et les variables biologiques ont été recherchées à l'aide d'une Analyse Canonique de Redondance. Cette analyse recherche la combinaison des variables environnementales qui explique le mieux la dispersion des taxons. Elle consiste tout d'abord en la régression tour à tour de chaque variable expliquée sur les variables explicatives. De ces régressions multiples sont extraites des valeurs ajustées qui font l'objet d'une analyse en composantes principales (ACP) (Gourmey, 2012) qui, elle a été réalisée avec le logiciel SPSS version 20.0.

CHAPITRE III :

RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats

III.1.1. Qualité abiotique des eaux

Les valeurs extrêmes (minimum et maximum), de moyennes et d'écart-types des paramètres physico-chimiques mesurés ainsi que celles de l'Indice de Pollution Organique (IPO) sont rendues par station d'échantillonnage. Les variations spatio-temporelles (par stations groupées selon le type d'écosystème et par mois) de ces paramètres ainsi que leurs distributions saisonnières sont également présentées ci-dessous.

III.1.1.1. Variations spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques

III.1.1.1.1. Paramètres physiques

Les moyennes annuelles et saisonnières des paramètres physiques enregistrés durant les 12 mois d'étude et groupées en saisons sont présentées au tableau VIII.

Durant la période d'étude, la température moyenne de l'eau dans l'ensemble des ruisseaux a été de $25,44 \pm 0,95$ °C. La valeur maximale (27,1 °C) a été lue à R1 au mois de septembre et à R5 au mois de mai. La valeur minimale (21,9 °C) a été enregistrée à R1 en juin. La température des eaux des lacs a oscillé entre 27,5 °C (L1 au mois de mai) et 31 °C (L3 au mois d'avril) avec une valeur moyenne de $28,82 \pm 0,97$ °C. Dans les marécages, ce paramètre a présenté une moyenne de $26,52 \pm 1,31$ °C ; les températures minimales et maximales de 24 °C et 30 °C ont été enregistrées à M2, respectivement aux mois de juillet et de mai. Ces variations de température à l'intérieur de chaque écosystème n'étaient pas significatives. Le test U de Mann-Whitney a montré que les eaux des lacs étaient significativement plus chaudes que celles des marécages qui, elles-mêmes, étaient aussi significativement plus chaudes que celles des ruisseaux ($p < 0,05$).

Les valeurs de turbidité et de MES dans les ruisseaux ont oscillé entre 0 FTU (à R1, R3, R4 au mois d'octobre) et 126 FTU (à R1 en février) d'une part et, d'autre part, entre 0mg/l (à R4 en octobre) et 68mg/l (à R1 en février). Dans les lacs, les valeurs moyennes pour ces deux paramètres étaient de $28,2 \pm 28,9$ FTU et $18,7 \pm 12,4$ mg/l respectivement. Les maximums étaient lus à L3 au mois de juillet (113 FTU) pour la turbidité et au mois de février (52 mg/l) pour les MES. Les valeurs centrales de la turbidité et des MES étaient plus élevées dans les marécages ($33,4 \pm 41,1$ FTU et $32,0 \pm 45,3$ mg/l) ; il en a également été le cas pour les valeurs maximales (216 FTU et 244mg/l à M2) lues au mois d'octobre. Les valeurs minimales de 0 FTU et 0mg/l ont été relevées dans les trois types de milieux. Les eaux les moins troubles ont

été celles des lacs. Toutefois, aucune différence significative n'a été observée entre les mesures obtenues d'une station à l'autre, ni entre leurs moyennes acquises entre les écosystèmes ($p > 0,05$). Les relevés de la couleur ont été au maximum (528 Pt-Co) à R1 en février, minimum (28 Pt-Co) à R3 en mars, pour une moyenne de $126,0 \pm 96,9$ Pt-Co dans les ruisseaux ; au maximum (382 Pt-Co) à L2 en juin, minimum (21 Pt-Co) à L3 en mai, pour une moyenne de $114,7 \pm 76,7$ Pt-Co dans les lacs ; enfin au maximum (656 Pt-Co) à M2 en septembre, minimum (0) à M2 en mai, pour une moyenne de $138,5 \pm 119,0$ Pt-Co dans les marécages. Bien que les eaux des marécages aient paru plus colorées, aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les valeurs relevées pour ce paramètre ($p > 0,05$).

Les variations saisonnières de la couleur, des MES et de la turbidité sont apparues non significatives dans les stations échantillonnées. Concernant la température, cette variable n'a significativement varié qu'à la station M3 où les valeurs obtenues durant la petite saison des pluies (PSP) ont été plus élevées que celles acquises durant les grandes saisons sèche (GSS) et pluvieuse (GSP).

Tableau VIII : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de la température (°C), des MES (mg/l), de la turbidité (FTU) et de la couleur (Pt-Co).

Écosystèmes			Ruisseaux					Lacs			Marécages		
Paramètres/Stations		Saisons	R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	L3	M1	M2	M3
Température	Moy saison	PSP	24,75 ±2,58 ^a	25,93 ±0,81 ^a	25,07 ±0,55 ^a	25,43 ±0,93 ^a	26,17 ±0,95 ^a	28,50 ±1,32 ^a	29,73 ±1,48 ^a	28,80 ±1,76 ^a	26,70 ±1,22 ^a	27,93 ±2,53 ^a	27,60 ±0,17 ^a
		PSS	24,50 ±0,71 ^a	24,80 ±1,13 ^a	24,45 ±0,64 ^a	24,60 ±0,85 ^a	25,00 ±0,00 ^a	28,15 ±0,21 ^a	28,50 ±0,71 ^a	28,25 ±0,35 ^a	25,90 ±1,27 ^a	25,40 ±1,98 ^a	27,27 ±0,25 ^{ab}
		GSP	26,03 ±1,05 ^a	24,67 ±0,58 ^a	25,00 ±0,00 ^a	25,46 ±0,50 ^a	25,9 ±1,01 ^a	29,00 ±1,00 ^a	28,67 ±1,15 ^a	28,83 ±1,04 ^a	25,57 ±0,98 ^a	26,33 ±0,58 ^a	26,80 ±0,56 ^b
		GSS	26,25 ±0,96 ^a	25,64 ±0,59 ^a	25,75 ±0,65 ^a	25,86 ±0,73 ^a	25,39 ±0,36 ^a	28,50 ±0,58 ^a	29,20 ±1,10 ^a	28,78 ±0,35 ^a	26,86 ±1,47 ^a	26,03 ±0,82 ^a	26,30 ±1,15 ^b
	Moy an		25,3 ±1,52 ^a	25,38 ±0,85 ^a	25,18 ±0,65 ^a	25,48 ±0,82 ^a	25,67 ±0,75 ^a	28,57 ±0,83 ^a	29,18 ±1,11 ^a	28,71 ±0,92 ^a	26,35 ±1,31 ^a	26,48 ±1,62 ^a	26,74 ±1,00 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		25,44±0,95^c (27,1 - 21,9)					28,82±0,97^a (31 - 27,5)			26,52±1,31^b (30 - 24)		
MES	Moy saison	PSP	17,0 ±20,9 ^a	27,7 ±15,3 ^a	16,0 ±1,4 ^a	11,3 ±3,2 ^a	9,7 ±6,5 ^a	11,7 ±9,3 ^a	24,7 ±9,6 ^a	5,3 ±0,6 ^a	7,3 ±5,0 ^a	17,3 ±16,2 ^a	15,3 ±6,0 ^a
		PSS	12,5 ±6,4 ^a	49,0 ±19,8 ^a	16,5 ±2,1 ^a	26,5 ±13,4 ^a	30,0 ±17,0 ^a	30,5 ±13,4 ^a	21,5 ±2,1 ^a	28,5 ±20,5 ^a	29,0 ±8,5 ^a	91,0 ±69,3 ^a	38,5 ±16,3 ^a
		GSP	9,7 ±0,6 ^a	12,7 ±11,6 ^a	12,3 ±9,6 ^a	6,0 ±6,0 ^a	15,3 ±6,0 ^a	15,0 ±9,9 ^a	13,7 ±14,0 ^a	12,3 ±4,7 ^a	31,3 ±31,9 ^a	111,3 ±118,5 ^a	11,6 ±12,6 ^a
		GSS	25,3 ±30,7 ^a	22,4 ±15,7 ^a	15,3 ±9,9 ^a	15,3 ±9,9 ^a	15,4 ±9,7 ^a	23,3 ±9,5 ^a	18,6 ±13,9 ^a	25,3 ±39,1 ^a	19,8 ±21,5 ^a	19,3 ±13,6 ^a	23,3 ±19,4 ^a
	Moy. An		17,2 ±19,6 ^a	26,7 ±18,0 ^a	14,9 ±8,4 ^a	14,2 ±10,6 ^a	16,3 ±11,0 ^a	19,5 ±11,1 ^a	19,8 ±11,7 ^a	16,8 ±15,0 ^a	21,4 ±21,3 ^a	53,8 ±71,0 ^a	20,9 ±15,9 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		17,8±14,5^a (68 - 0)					18,7±12,4^a (52 - 0)			32,0±45,3^a (244 - 0)		
Turbidité	Moy saison	PSP	29,5	34,2	22,9	19,6	12,0	16,3	41,0	9,0	11,1	37,7	13,4

			±42,9 ^a	±31,1 ^a	±28,3 ^a	±11,2 ^a	±16,5 ^a	±17,6 ^a	±36,1 ^a	±8,5 ^a	±12,1 ^a	±22,2 ^a	±15,3 ^a
		PSS	26,0 ±1,4 ^a	75,2 ±43,6 ^a	34,0 ±15,6 ^a	48,0 ±24,0 ^a	64,5 ±44,6 ^a	59,4 ±41,9 ^a	34,9 ±2,9 ^a	71,3 ±59,0 ^a	66,5 ±50,2 ^a	24,4 ±4,8 ^a	61,0 ±48,5 ^a
		GSP	11,0 ±9,5 ^a	11,7 ±7,6 ^a	18,7 ±16,3 ^a	11,0 ±11,5 ^a	20,0 ±11,5 ^a	13,3 ±14,5 ^a	21,0 ±18,5 ^a	16,3 ±9,5 ^a	30,7 ±6,8 ^a	115,7 ±90,3 ^a	17,5 ±14,4 ^a
		GSS	35,0 ±60,8 ^a	34,6 ±22,3 ^a	19,8 ±23,0 ^a	26,4 ±18,8 ^a	28,0 ±20,4 ^a	27,0 ±21,5 ^a	26,1 ±33,6 ^a	30,4 ±43,3 ^a	17,0 ±12,1 ^a	15,3 ±7,2 ^a	20,8 ±7,2 ^a
	Moy. an		26,1 ±38,1 ^a	37,0 ±30,9 ^a	22,6 ±19,8 ^a	24,7 ±19,7 ^a	27,7 ±27,1 ^a	26,3 ±25,5 ^a	30,0 ±25,9 ^a	28,3 ±36,5 ^a	26,4 ±27,6 ^a	47,5 ±57,9 ^a	26,4 ±30,7 ^a
	Moy an (max-min) écosystème		27,6±27,4^a (126 - 0)					28,2±28,9^a (113 - 0)			33,4±41,1^a (216 - 0)		
Couleur	Moy saison	PSP	108,7 ±62,0 ^a	248,3 ±241,9 ^a	188,3 ±174,6 ^a	100,7 ±59,3 ^a	109,0 ±82,9 ^a	86,0 ±25,2 ^a	194,0 ±177,6	46,3 ±38,0	90,3 ±64,0	120,0 ±143,5	174,0 ±68,9 ^a
		PSS	113,0 ±18,4 ^a	173,0 ±24,0 ^a	210,0 ±58,0 ^a	171,0 ±59,4 ^a	174,5 ±55,9 ^a	124,5 ±46,0 ^a	192,5 ±34,7 ^a	211,0 ±158,4 ^a	114,5 ±17,7 ^a	115,2 ±21,9 ^a	270,7 ±91,5 ^a
		GSP	76,0 ±36,1 ^a	64,3 ±30,2 ^a	118,3 ±26,5 ^a	80,3 ±26,0 ^a	82,0 ±26,2 ^a	79,7 ±50,3 ^a	121,3 ±50,0 ^a	99,3 ±22,0 ^a	126,3 ±83,9 ^a	320,9 ±291,8 ^a	132,0 ±66,1 ^a
		GSS	173,5 ±236,7 ^a	101,0 ±50,5 ^a	87,8 ±42,2 ^a	121,6 ±27,6 ^a	98,4 ±24,6 ^a	88,0 ±47,0 ^a	109,6 ±54,0 ^a	103,8 ±47,4 ^a	75,4 ±40,8 ^a	80,5 ±95,6 ^a	129,7 ±38,5 ^a
	Moy an		122,8 ±133,6 ^a	141,8 ±131,1 ^a	140,9 ±95,5 ^a	115,5 ±48,3 ^a	109,0 ±53,9 ^a	91,5 ±40,2 ^a	146,4 ±95,4 ^a	106,1 ±78,9 ^a	99,3 ±55,5 ^a	156,3 ±178,6 ^a	160,1 ±87,0 ^a
	Moy an (max-min) écosystème		126,0±96,9^a (528 - 28)					114,7±76,7^a (382 - 21)			138,5±119,0^a (656 - 0)		

Moy = moyenne ; max = maximum ; min = minimum ; Valeurs en gras = moyennes annuelles, maximum et minimum au sein des écosystèmes ; valeurs en caractère simple = moyennes saisonnières et annuelles au sein des stations. Sur chaque colonne, moyennes saisonnières portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes saisonnières portant les lettres différentes en exposant = différence significative. Sur chaque ligne, moyennes annuelles (station et écosystèmes) portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes annuelles (stations et écosystèmes) portant les lettres différentes en exposant = différence significative.

III.1.1.1.2. Paramètres chimiques

Les moyennes annuelles et saisonnières de pH, d'alcalinité et de dioxyde de carbone dissous et leurs écart-types sont présentées dans le tableau IX

Les plus fortes valeurs de pH ont été enregistrées dans les lacs, avec un maximum (8,74) à L1 au mois de février, un minimum (6,77) à L3 au mois de septembre, et une moyenne de $7,60 \pm 0,49$. Concernant les ruisseaux, le pH était maximal (8,5) à R2 au mois de janvier et minimal (5) à R2 au mois de décembre, avec une moyenne de $7,51 \pm 0,53$; celui des marécages était maximal (8,17) à M2 au mois d'octobre, minimal (6,82) à M2 au mois de janvier, pour une moyenne de $7,51 \pm 0,35$. Les variations aussi bien inter- qu'intra-écosystémiques de ce paramètre étaient non significatives ($p > 0,05$).

Il en a été de même du CO₂ dissous dont les valeurs sont apparues relativement plus élevées dans les marécages (maximum = 103,84 mg/l à M2 au mois de juin, minimum = 1,76mg/l à M2 au mois de mai, moyenne = $22,40 \pm 19,09$ mg/l). Dans les lacs, les valeurs extrêmes de ce paramètre ont été de 47,52 mg/l à L1 au mois d'avril et 1,76 mg/l à L1 aux mois de mars et juin, ainsi qu'à L3 au mois de mars, pour une moyenne de $16,77 \pm 9,22$ mg/l. Dans les ruisseaux, la concentration de CO₂ dissous a varié entre 42,24 mg/l à R4 en janvier et 1,76 mg/l à R4 en juin, pour une moyenne de $17,18 \pm 7,53$ mg/l.

Les eaux des ruisseaux ont rendu des valeurs d'alcalinité significativement ($p < 0,05$) plus élevées (maximum = 80mg/l à R3 au mois de juin et à R4 aux mois de janvier et octobre, minimum = 8,9mg/l à R1 au mois de février, pour une moyenne de $43,3 \pm 16,9$ mg/l) que celles des lacs et des marécages étudiés. Au sein de ce type d'écosystème, l'alcalinité des eaux aux stations R1 et R2 est apparue significativement plus faible que dans les eaux des stations R3, R4 et R5 ($p < 0,05$). De manière générale, l'alcalinité des eaux était plus faible (maximum = 68mg/l à L2 en février, minimum = 4 mg/l à L1 en février, moyenne = $25,3 \pm 13,0$ mg/l) dans les lacs. Les eaux de la station L2 ont été significativement plus alcalines que celles de la station L3 ($p < 0,05$). Concernant les marécages, l'alcalinité moyenne des eaux était de $33,2 \pm 13,6$ mg/l. Ses valeurs entre les stations M1 et M2 étaient significativement différentes ($p < 0,05$).

Les valeurs moyennes saisonnières de ces paramètres n'ont pas varié significativement d'une saison à l'autre au sein des stations ($p > 0,05$).

Tableau IX : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de pH (UC), d'alcalinité (mg/l) et de dioxyde de carbone dissous CO₂ dissous (mg/l)

Écosystèmes		Ruisseaux					Lacs			Marécages			
Paramètres/Stations Saisons		R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	L3	M1	M2	M3	
pH	Moy saison	PSP	7,12 ±0,61 ^a	7,38 ±0,39 ^a	7,52 ±0,31 ^a	7,92 ±0,26 ^a	7,69 ±0,08 ^a	7,70 ±0,49 ^a	7,47 ±0,32 ^a	7,36 ±0,44 ^a	7,67 ±0,25 ^a	7,77 ±0,20 ^a	7,78 ±0,25 ^a
		PSS	7,24 ±0,71 ^a	7,18 ±0,06 ^a	7,42 ±0,04 ^a	7,56 ±0,23 ^a	7,54 ±0,07 ^a	7,46 ±0,19 ^a	7,32 ±0,08 ^a	7,19 ±0,06 ^a	7,33 ±0,18 ^a	7,34 ±0,21 ^a	7,50 ±0,48 ^a
		GSP	7,27 ±0,36 ^a	6,94 ±0,44 ^a	7,49 ±0,36 ^a	7,59 ±0,25 ^a	7,62 ±0,22 ^a	7,87 ±0,18 ^a	7,39 ±0,44 ^a	7,11 ±0,43 ^a	7,38 ±0,26 ^a	7,19 ±0,51 ^a	7,25 ±0,26 ^a
		GSS	7,45 ±0,30 ^a	7,15 ±1,29 ^a	7,81 ±0,50 ^a	7,97 ±0,37 ^a	7,89 ±0,36 ^a	8,10 ±0,66 ^a	7,88 ±0,60 ^a	7,82 ±0,35 ^a	7,67 ±0,25 ^a	7,59 ±0,50 ^a	7,49 ±0,35 ^a
	Moy an		7,29 ±0,36 ^a	7,14 ±0,83 ^a	7,59 ±0,37 ^a	7,80 ±0,34 ^a	7,72 ±0,28 ^a	7,83 ±0,48 ^a	7,56 ±0,49 ^a	7,42 ±0,45 ^a	7,55 ±0,28 ^a	7,49 ±0,42 ^a	7,48 ±0,37 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		7,51±0,53 ^a (8,5 - 5)					7,60±0,49 ^a (8,74 - 6,77)			7,51±0,35 ^a (8,17 - 6,82)		
Alcalinité	Moy saison	PSP	26,0 ±2,0 ^a	32,7 ±3,1 ^a	68,0 ±11,1 ^a	52,0 ±8,0 ^a	47,3 ±11,7 ^a	31,3 ±14,7 ^a	30,7 ±3,1 ^a	16,0 ±5,3 ^a	35,3 ±11,0 ^a	22,0 ±7,2 ^a	20,3 ±9,6 ^a
		PSS	25,0 ±1,4 ^a	23,5 ±4,9 ^a	44,0 ±19,8 ^a	50,5 ±3,5 ^a	49,5 ±0,7 ^a	27,0 ±4,2 ^a	30,5 ±2,1 ^a	14,0 ±0,0 ^a	47,0 ±7,1 ^a	20,0 ±2,8 ^a	37,0 ±11,3 ^a
		GSP	28,7 ±3,1 ^a	26,7 ±10,3 ^a	54,7 ±5,0 ^a	63,3 ±15,3 ^a	55,3 ±6,1 ^a	32,7 ±5,0 ^a	21,3 ±1,1 ^a	10,0 ±0,0 ^a	48,0 ±13,1 ^a	13,3 ±11,4 ^a	33,7 ±6,8 ^a

		GSS	31,0 ±21,6 ^a	27,6 ±9,3 ^a	51,3 ±11,0 ^a	53,2 ±17,9 ^a	50,6 ±8,2 ^a	27,5 ±19,6 ^a	37,6 ±18,0 ^a	16,3 ±5,7 ^a	42,0 ±8,0 ^a	37,0 ±13,5 ^a	32,7 ±6,5 ^a
	Moy. an		28,2 ±11,7 ^b	27,1 ±7,4 ^b	55,0 ±13,0 ^a	55,3 ±14,0 ^a	50,8 ±8,1 ^a	29,7 ±12,5 ^a	31,9 ±12,5 ^a	14,3 ±4,6 ^b	43,3 ±10,0 ^a	24,5 ±13,4 ^b	31,8 ±10,8 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		43,3±16,9^a (80 - 8,9)					25,3±13,0^c (68 - 4)			33,2±13,6^b (60 - 4)		
Dioxyde de carbone dissous	Moy saison	PSP	18,19 ±17,72 ^a	20,53 ±16,91 ^a	18,19 ±8,86 ^a	20,53 ±19,78 ^a	19,95 ±11,45 ^a	21,71 ±23,44 ^a	19,95 ±15,97 ^a	19,36 ±14,40 ^a	29,33 ±30,29 ^a	39,89 ±55,72 ^a	34,61 ±32,94 ^a
		PSS	19,07 ±0,42 ^a	8,23 ±9,15 ^a	15,99 ±2,69 ^a	19,71 ±0,49 ^a	19,71 ±0,49 ^a	19,51 ±2,28 ^a	11,44 ±8,71 ^a	15,67 ±0,24 ^a	22,53 ±4,48 ^a	25,63 ±8,16 ^a	39,54 ±28,81 ^a
		GSP	17,60 ±3,05 ^a	17,82 ±2,88 ^a	18,77 ±2,69 ^a	17,6 ±3,05 ^a	17,01 ±7,11 ^a	18,77 ±2,69 ^a	16,43 ±4,43 ^a	18,19 ±2,69 ^a	18,18 ±2,69 ^a	18,19 ±1,02 ^a	19,98 ±7,78 ^a
		GSS	14,52 ±3,90 ^a	14,43 ±6,27 ^a	17,6 ±1,44 ^a	14,22 ±3,35 ^a	14,78 ±4,24 ^a	11,44 ±8,19 ^a	16,90 ±3,43 ^a	12,32 7,47 ^a	17,25 ±1,92 ^a	16,28 ±1,69 ^a	14,08 ±3,34 ^a
	Moy. an		16,96 ±8,15 ^a	15,65 ±9,69 ^a	17,77 ±4,21 ^a	17,57 ±9,17 ^a	17,95 ±6,20 ^a	17,18 ±11,80 ^a	17,01 ±8,20 ^a	16,11 ±7,97 ^a	21,50 ±14,02 ^a	24,22 ±25,92 ^a	21,47 ±16,91 ^a
	Moy an (max-min) écosystème		17,18±7,53^a (42,24 - 1,76)					16,77±9,22^a (47,52 - 1,76)			22,40±19,09^a (103,83 - 1,76)		

Moy = moyenne ; max = maximum ; min = minimum ; Valeurs en gras = moyennes annuelles, maximum et minimum au sein des écosystèmes ; valeurs en caractère simple = moyennes saisonnières et annuelles au sein des stations. Sur chaque colonne, moyennes saisonnières portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes saisonnières portant les lettres différentes en exposant = différence significative. Sur chaque ligne, moyennes annuelles (station et écosystèmes) portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes annuelles (stations et écosystèmes) portant les lettres différentes en exposant = différence significative.

Les données de position et de dispersion des valeurs annuelles et saisonnière de TDS, de salinité et de d'oxygène dissous sont présentées dans le tableau X.

Avec une moyenne de $55,83 \pm 16,39$ %, les eaux des marécages ont été les mieux oxygénées. Dans ces milieux, le taux d'oxygène dissous a oscillé entre 80,2 % à M3 en avril et 22 % à M3 en Avril. Ce taux d'oxygénation a été intermédiaire dans les lacs (moyenne = $49,59 \pm 20,74$ %, maximum = 71,8 % à L1 en novembre, minimum = 0 % à L3 en juin). Dans les ruisseaux, la teneur de ce paramètre a varié entre 75,4 % à R1 en mai et 2,8 % à R5 en juin, avec une moyenne de $47,30 \pm 20,80$ %. Aucune différence significative entre ces valeurs n'a cependant été notée ($p > 0,05$).

Le degré de salinité moyenne dans les eaux des ruisseaux était de $0,19 \pm 0,11$ PSU, pour des valeurs minimale et maximale de 0,9 PSU à R3 en juin et 0,1 PSU à R1 en mai, juin et octobre. Les valeurs lues et correspondant à R3 ont été significativement plus élevées que celles correspondant à R1 et R2 ($p < 0,05$). Dans les marécages, la salinité des eaux a oscillé entre 0,9 PSU à M2 en juin et 0,06 PSU à M2 en février. Les données acquises dans ces deux derniers écosystèmes sont significativement plus élevées que celles obtenues pour les lacs ($p < 0,05$) soit maximum = 0,18 PSU à L1 en février, minimum = 0,05 PSU à L3 aux mois de février, mars, mai, juin, juillet, Août, septembre et octobre et à L2 aux mois d'avril et novembre.

La plus forte moyenne des TDS a été obtenue dans les ruisseaux soit $181,5 \pm 50,4$ mg/l, le maximum et le minimum ayant été de 249 mg/l à R3 en mars et 107mg/l à R1 en juin et octobre. Dans ces ruisseaux, les valeurs de ce paramètre sont apparues significativement plus faibles à R1 et R2 qu'à R3, R4 et R5 ($p < 0,05$). La plus faible moyenne a été enregistrée dans les lacs, soit $112,0 \pm 47,4$ mg/l) pour un maximum et un minimum de 220 mg/l à L3 en novembre et juin et de 51 mg/l à L3 en octobre. Ses valeurs des TDS ont été significativement inférieures à celles des ruisseaux et des marécages ($p < 0,05$). La station L3 s'est démarquée significativement de L1 et L2 par ses faibles valeurs de TDS ($p < 0,05$). Dans les marécages, la teneur de ce paramètre a varié entre 379 mg/l à M1 en mars et 62mg/l à M2 en février. Les valeurs des TDS ont été significativement plus élevées à M1 qu'à M2 et M3 ($p < 0,05$).

Les teneurs moyennes saisonnières des TDS sont apparues relativement plus élevées durant la PSP et plus faibles durant la GSP dans les stations lacustres et marécageuses (tableau XIII). Dans les ruisseaux, elles ont été relativement plus élevées durant la PSS et plus faibles durant la GSS. Toutefois, les différences observées ne sont pas significatives ($p > 0,05$). La salinité des eaux n'a pas aussi significativement varié d'une saison à l'autre au sein des stations. Il en a été de même du taux d'oxygène dissous.

Tableau X : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types des TDS (mg/l), de salinité (PSU) et de l'oxygène dissous (%).

Écosystèmes		Ruisseaux					Lacs			Marécages			
Paramètres/Stations	Saisons	R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	L3	M1	M2	M3	
TDS	Moy saison	PSP	111,7 ±5,7 ^a	131,0 ±10,2 ^a	235,3 ±13,0 ^a	221,3 ±13,3 ^a	205,0 ±36,3 ^a	149,7 ±21,9 ^a	139,7 ±15,9 ^a	54,0 ±2,0 ^a	206,7 ±22,2 ^a	124,3 ±22,5 ^a	188,7 ±56,9 ^a
		PSS	135,0 ±21,2 ^a	130,0 ±1,4 ^a	234,5 ±2,1 ^a	233,0 ±7,1 ^a	213,5 ±4,9 ^a	131,5 ±2,1 ^a	136,0 ±4,2 ^a	53,0 ±1,1 ^a	214,0 ±33,9 ^a	114,0 ±19,8 ^a	163,3 ±7,8 ^a
		GSP	111,0 ±3,1 ^a	136,0 ±9,5 ^a	224,3 ±7,6 ^a	228,0 ±12,5 ^a	197,0 ±37,3 ^a	109,3 ±46,2 ^a	119,0 ±8,7 ^a	107,7 ±97,3 ^a	195,7 ±86,4 ^a	103,7 ±12,9 ^a	146,2 ±12,0 ^a
		GSS	129,3 ±19,8 ^a	139,2 ±11,0 ^a	232,7 ±11,3 ^a	214,6 ±39,7 ^a	181,8 ±46,4 ^a	140,3 ±53,8 ^a	138,2 ±16,7 ^a	57,7 ±2,9 ^a	220,0 ±101,5	107,2 ±48,9 ^a	146,8 ±23,5 ^a
	Moy an		121,3 ±16,4 ^b	134,2 ±9,1 ^b	231,6 ±9,8 ^a	221,5 ±26,3 ^a	199,0 ±35,7 ^a	133,4 ±38,9 ^a	134,2 ±15,5 ^a	68,5 ±47,8 ^b	219,9 ±64,2 ^a	111,8 ±29,6 ^c	158,4 ±34,8 ^b
	Moy an (max - min) écosystème	181,5±50,4^a (249 - 107)					112,0±47,4^b (220 - 1)			163,4±63,0^a; (379 - 62)			
Salinité	Moy saison	PSP	0,10 ±0,01 ^a	0,12 ±0,01 ^a	0,45 ±0,39 ^a	0,21 ±0,02 ^a	0,20 ±0,03 ^a	0,14 ±0,02 ^a	0,10 ±0,04 ^a	0,08 ±0,06 ^a	0,20 ±0,03 ^a	0,37 ±0,46 ^a	0,15 ±0,02 ^a
		PSS	0,13 ±0,02 ^a	0,12 ±0,00 ^a	0,28 ±0,08 ^a	0,23 ±0,01 ^a	0,20 ±0,01 ^a	0,13 ±0,35 ^a	0,12 ±0,00 ^a	0,06 ±0,01 ^a	0,21 ±0,04 ^a	0,17 ±0,11 ^a	0,15 ±0,01 ^a
		GSP	0,10 ±0,01 ^a	0,13 ±0,01 ^a	0,21 ±0,01 ^a	0,22 ±0,01 ^a	0,15 ±0,19 ^a	0,14 ±0,05 ^a	0,09 ±0,03 ^a	0,07 ±0,04 ^a	0,23 ±0,02 ^a	0,10 ±0,01 ^a	0,14 ±0,01 ^a
		GSS	0,12 ±0,02 ^a	0,13 ±0,01 ^a	0,23 ±0,01 ^a	0,21 ±0,04 ^a	0,15 ±0,01 ^a	0,14 ±1,50 ^a	0,12 ±0,04 ^a	0,05 ±0,01 ^a	0,24 ±0,07 ^a	0,11 ±0,05 ^a	0,14 ±0,02 ^a

	Moy. an		0,11 ±0,01 ^b	0,13 ±0,01 ^b	0,29 ±0,20 ^a	0,22 ±0,03 ^{ab}	0,21 ±0,02 ^{ab}	0,14 ±0,03 ^a	0,11 ±0,03 ^a	0,07 ±0,03 ^a	0,22 ±0,05 ^a	0,18 ±0,23 ^a	0,14 ±0,02 ^a
	Moy an (max – min) écosystème		0,19±0,11^a (0,9 - 0,1)					0,10±0,04^b (0,18 - 0,05)			0,18±0,14^a (0,9 - 0,06)		
oxygène dissous	Moy saison	PSP	38,07 ±35,77 ^a	33,57 ±27,41 ^a	36,90 ±28,06 ^a	37,83 ±29,63 ^a	37,80 ±30,33 ^a	37,1 ±32,33 ^a	39,31 ±34,55 ^a	34,86 ±29,91 ^a	68,27 ±11,67 ^a	66,97 ±13,68 ^a	51,03 ±25,19 ^a
		PSS	53,72 ±17,09 ^a	54,24 ±19,04 ^a	54,80 ±17,11 ^a	54,48 ±18,98 ^a	54,55 ±18,31 ^a	53,02 ±22,46 ^a	57,56 ±17,46 ^a	55,58 ±18,70 ^a	61,54 ±9,57 ^a	63,73 ±8,03 ^a	60,76 ±8,63 ^a
		GSP	35,57 ±32,11 ^a	37,93 ±28,90 ^a	40,5 ±27,40 ^a	40,47 ±27,24 ^a	47,30 ±22,79 ^a	49,83 ±22,52 ^a	48,00 ±22,31 ^a	47,00 ±22,74 ^a	49,97 ±21,58 ^a	47,67 ±21,7 ^a	49,84 ±17,86 ^a
		GSS	60,50 ±7,91 ^a	63,24 ±8,11 ^a	57,88 ±8,17 ^a	56,35 ±14,40 ^a	56,10 ±14,51 ^a	49,95 ±23,47 ^a	63,02 ±7,21 ^a	60,13 ±34,54 ^a	50,98 ±20,93 ^a	60,28 ±7,20 ^a	56,08 ±15,50 ^a
	Moy. an		47,53 ±24,40 ^a	47,32 ±22,19 ^a	47,78 ±20,43 ^a	46,14 ±20,73 ^a	47,74 ±19,55 ^a	47,22 ±22,74 ^a	51,80 ±20,78 ^a	49,77 ±20,21 ^a	55,19 ±18,04 ^a	59,37 ±14,02 ^a	52,94 ±17,59 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		47,30±20,80^a (75,4 - 2,8)					49,59±20,74^a (71,8 - 0)			55,83±16,39^a (80,2 - 22)		

Moy = moyenne ; max = maximum ; min = minimum ; Valeurs en gras = moyennes annuelles, maximum et minimum au sein des écosystèmes ; valeurs en caractère simple = moyennes saisonnières et annuelles au sein des stations. Sur chaque colonne, moyennes saisonnières portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes saisonnières portant les lettres différentes en exposant = différence significative. Sur chaque ligne, moyennes annuelles (station et écosystèmes) portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes annuelles (stations et écosystèmes) portant les lettres différentes en exposant = différence significative.

Les moyennes annuelles et saisonnières de conductivité électrique, d'orthophosphates, de nitrites, de nitrates et d'ions ammonium ainsi que leurs écart-types sont présentées par le tableau XI.

La conductivité électrique des eaux a fluctué dans les ruisseaux entre 499 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à R3 en mars et 213 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à R1 en octobre ; dans les lacs, entre 382 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à L1 en février et 102 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à L3 en octobre ; dans les marécages entre 757 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en mars à M1 et 125 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à M2 en février. Avec une moyenne de $369,7 \pm 99,5 \mu\text{S}/\text{cm}$, les eaux des ruisseaux ont été significativement plus minéralisées ($p < 0,05$) que celles des marécages ($320,1 \pm 120,7 \mu\text{S}/\text{cm}$) qui, elles-mêmes, l'étaient plus que celles des lacs ($228,4 \pm 90,3 \mu\text{S}/\text{cm}$). Au sein des écosystèmes, les profils de décroissance de la conductivité électrique étaient les suivants : $R1 = R2 < R3 = R4 = R5$, $L3 < L1=L2$ et $M2=M3 < M1$ ($P < 0,05$).

Les relevés des teneurs des eaux en ions orthophosphates ont oscillé entre les maximums et les minimums suivants :

- 14,7 mg/l à R2 en mai et 0 mg/l à R1 en avril, mai et juin, à R2 en avril et juin, à R3 en juin et enfin à R5 en mars, avril, mai et novembre pour les ruisseaux ;
- 8,2 mg/l à L3 en mars et 0 mg/l à L1 en avril, mai, juin, à L2 en avril, juin, juillet, août et à L3 en avril et juin pour les lacs ;
- 13,6 mg/l à M3 en avril et 0 mg/l à M2 en juillet pour les marécages.

Le profil de décroissance des teneurs moyennes des eaux en ions orthophosphates était le suivant : $2,22 \pm 2,84 \text{ mg/l} \geq 2,08 \pm 2,87 \text{ mg/l} \geq 1,53 \pm 2,16 \text{ mg/l}$ pour les marécages, ruisseaux et lacs respectivement ($P > 0,05$).

Les concentrations moyennes des eaux en ions nitrites ont décliné de $1,97 \pm 3,92 \text{ mg/l}$ (pour les ruisseaux) à $1,56 \pm 1,95 \text{ mg/l}$ (pour les marécages) en passant par $1,80 \pm 3,01 \text{ mg/l}$ (pour les lacs). Aucune différence significative intra ou inter écosystémique n'a été trouvée ($p > 0,05$).

Les teneurs des eaux en nitrates ont fluctué entre les maximums et les minimums suivants :

- pour les marécages entre 16 mg/l à M2 en octobre et 0 mg/l à M3 en mai ;
- pour les lacs entre 16 mg/l à L1 en mai et 0 mg/l à L3 en mai ;
- pour les ruisseaux entre 7,5 mg/l à R3 en mars et 0,03 mg/l à R4 en février.

Dans le même ordre des environnements, le profil de décroissance des moyennes était $4,32 \pm 3,72 \text{ mg/l} > 2,54 \pm 2,65 \text{ mg/l} = 2,11 \pm 1,42 \text{ mg/l}$.

Malgré les variations de concentrations de l'ion ammonium observées entre les stations et environnements, leurs moyennes n'étaient guère significativement différentes ($p > 0,05$) ; elles ont baissé dans le sens suivant : $0,46 \pm 1,07 \text{ mg/l}$ pour les ruisseaux, $0,27 \pm 0,47 \text{ mg/l}$ pour les marécages et $0,25 \pm 0,53 \text{ mg/l}$ pour les lacs.

L'effet saison ne s'est pas fait ressentir sur les mesures de conductivité électrique, d'orthophosphates, de nitrites, de nitrates et d'ammonium ($p > 0,05$).

Tableau XI : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$), des ions orthophosphate (mg/l), nitrite (mg/l), nitrate (mg/l) et ammonium (mg/l).

Écosystèmes			Ruisseaux					Lacs			Marécages		
Paramètres/Stations		Saisons	R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	L3	M1	M2	M3
Conductivité électrique	Moy saison	PSP	224,0 $\pm 12,3^a$	263,3 $\pm 21,2^a$	472,0 $\pm 25,1^a$	430,7 $\pm 46,4^a$	409,3 $\pm 71,8^a$	300,0 $\pm 43,7^a$	283,7 28,1 ^a	109,0 $\pm 3,0^a$	412,3 $\pm 44,8^a$	220,0 $\pm 38,1^a$	320,7 $\pm 42,0^a$
		PSS	270,3 $\pm 41,9^a$	260,1 $\pm 2,9^a$	468,3 $\pm 4,7^a$	462,7 $\pm 18,8^a$	429,3 $\pm 9,5^a$	262,7 $\pm 3,8^a$	272,2 $\pm 8,8^a$	106,0 $\pm 4,24^a$	413,1 $\pm 42,6^a$	219,8 $\pm 29,5^a$	324,5 $\pm 37,1^a$
		GSP	222,0 $\pm 7,9^a$	272,0 $\pm 18,2^a$	438,0 $\pm 10,4^a$	456,0 $\pm 24,1^a$	441,0 $\pm 8,5^a$	283,3 $\pm 21,5^a$	189,3 $\pm 67,0^a$	154,7 $\pm 89,5^a$	405,0 $\pm 109,8^a$	204,0 $\pm 27,1^a$	285,4 $\pm 15,2^a$
		GSS	260,0 $\pm 39,0^a$	285,0 $\pm 17,6^a$	461,7 $\pm 25,0^a$	425,9 $\pm 80,4^a$	453,5 $\pm 22,4^a$	316,2 $\pm 105,3^a$	256,0 $\pm 84,5^a$	137,2 $\pm 38,6^a$	499,0 $\pm 145,1^a$	218,0 $\pm 95,1^a$	294,2 $\pm 46,5^a$
	Moy an		243,2 $\pm 32,8^b$	271,8 $\pm 18,6^b$	459,5 $\pm 22,2^a$	438,1 $\pm 55,9^a$	436,3 $\pm 38,6^a$	295,0 $\pm 62,1^a$	261,0 $\pm 55,9^a$	129,3 $\pm 47,7^b$	444,4 $\pm 112,3^a$	215,3 $\pm 54,7^c$	300,5 $\pm 39,1^c$
	Moy an (max - min) écosystème		369,7\pm99,5^a (499 - 213)					228,4\pm90,3^c (382 - 102)			320,1\pm120,7^b (757 - 125)		
Orthophosphate	Moy saison	PSP	0,00 $\pm 0,00^a$	4,90 $\pm 8,49^a$	3,14 $\pm 5,42^a$	3,01 $\pm 5,18^a$	0,03 $\pm 0,05^a$	0,00 0,00 ^a	0,93 $\pm 1,62^a$	1,00 1,73 ^a	1,37 $\pm 1,44^a$	5,03 $\pm 27,78^a$	5,03 $\pm 7,42^a$
		PSS	1,21 $\pm 0,86^a$	2,57 $\pm 2,50^a$	2,30 $\pm 1,44^a$	1,20 $\pm 1,55^a$	0,38 $\pm 0,29^a$	0,47 $\pm 0,33^a$	0,00 $\pm 0,00^a$	1,69 $\pm 0,59^a$	0,80 $\pm 0,30^a$	1,05 $\pm 1,48^a$	1,66 $\pm 1,29^a$
		GSP	2,70 $\pm 1,89^a$	3,77 $\pm 4,71^a$	1,09 $\pm 0,01^a$	2,51 $\pm 2,54^a$	2,49 $\pm 2,26^a$	1,50 $\pm 2,22^a$	1,91 $\pm 2,96^a$	2,57 $\pm 2,56^a$	3,43 $\pm 3,94^a$	2,39 $\pm 2,08^a$	2,27 $\pm 2,13^a$

		GSS	0,97 ±0,80 ^a	2,62 ±2,47 ^a	2,87 ±2,20 ^a	1,50 ±1,29 ^a	0,94 ±1,25 ^a	1,35 ±1,34 ^a	2,40 ±3,03 ^a	2,53 ±3,81 ^a	1,02 ±0,98 ^a	1,12 ±1,47 ^a	1,73 ±2,19 ^a
	Moy. an		1,20 ±1,38 ^a	3,65 ±4,48 ^a	2,40 ±2,75 ^a	2,06 ±2,73 ^a	1,09 ±1,58 ^a	0,90 ±1,35 ^a	1,69 ±2,48 ^a	2,02 ±2,49 ^a	1,70 ±2,16 ^a	2,40 ±2,41 ^a	2,57 ±3,83 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		2,08±2,87^a (14 - 7)					1,53±2,16^a (8,2 - 0)			2,22±2,84^a (13,6 - 0)		
Nitrites	Moy saison	PSP	5,34 ±0,10 ^a	4,67 ±5,68 ^a	4,74 ±5,01 ^a	5,40 ±5,50 ^a	3,17 ±11,45 ^a	6,19 ±8,57 ^a	2,01 ±1,71 ^a	2,70 ±2,51 ^a	3,44 ±3,50 ^a	3,94 ±4,05 ^a	2,44 ±2,31 ^a
		PSS	0,10 ±0,01 ^a	0,023 ±0,002 ^a	0,015 ±0,004 ^a	0,22 ±0,29 ^a	0,01 ±0,01 ^a	0,053 ±0,002 ^a	0,07 ±0,05 ^a	0,008 ±0,004 ^a	0,29 ±0,36 ^a	0,01 ±0,01 ^a	0,05 ±0,05 ^a
		GSP	0,02 ±0,01 ^a	0,03 ±0,01 ^a	0,17 ±,28 ^a	0,21 ±0,31 ^a	0,39 ±0,66 ^a	0,13 ±0,11 ^a	1,28 ±0,99 ^a	1,40 ±1,21 ^a	0,84 ±0,79 ^a	1,42 ±1,32 ^a	0,27 ±0,42 ^a
		GSS	1,78 ±2,30 ^a	0,29 ±0,43 ^a	0,86 ±1,44 ^a	0,78 ±0,88 ^a	2,18 ±2,40 ^a	2,52 ±3,68 ^a	1,85 ±1,79 ^a	1,36 ±0,91 ^a	1,60 ±1,09 ^a	1,90 ±1,11 ^a	0,89 ±0,67 ^a
	Moy. an		1,95 ±3,30 ^a	1,30 ±3,17 ^a	1,52 ±3,01 ^a	1,76 ±3,27 ^a	2,30 ±4,27 ^a	2,43 ±4,83 ^a	1,48 ±1,54 ^a	1,48 ±1,57 ^a	1,65 ±2,04 ^a	1,97 ±2,34 ^a	1,07 ±1,41 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		1,97±3,92^a (22 - 0)					1,80±3,01^a (16 - 0)			1,56±1,95^a (8,1 - 0,009)		
Nitrates	Moy saison	PSP	5,33 ±0,49 ^a	3,47 ±1,59 ^a	2,07 ±0,15 ^a	6,03 ±2,06 ^a	3,18 ±2,26 ^a	6,67 ±8,09 ^a	3,30 ±1,47 ^a	0,77 ±0,67 ^a	3,13 ±2,83 ^a	3,07 ±1,75 ^a	3,80 ±5,90 ^a
		PSS	2,00 ±0,14 ^a	2,25 ±0,92 ^a	4,25 ±0,78 ^a	2,20 ±0,71 ^a	2,65 ±0,35 ^a	3,20 ±2,40 ^a	4,35 ±0,92 ^a	1,60 ±0,71 ^a	3,40 ±1,27 ^a	3,20 ±0,14 ^a	3,57 ±2,40 ^a
		GSP	1,23 ±0,85 ^a	1,63 ±0,989 ^a	1,90 ±0,66 ^a	1,83 ±1,06 ^a	2,67 ±1,76 ^a	1,97 ±0,85 ^a	2,70 ±1,21 ^a	1,40 ±0,46 ^a	5,43 ±3,37 ^a	12,10 ±5,43 ^a	2,98 ±2,03 ^a

		GSS	1,80 ±1,32 ^a	1,44 ±0,75 ^a	2,68 ±3,22 ^a	1,04 ±0,99 ^a	1,37 ±0,93 ^a	1,90 ±0,98 ^a	1,72 ±1,29 ^a	1,98 ±1,44 ^a	3,84 ±3,31 ^a	2,93 ±2,01 ^a	3,38 ±2,44 ^a
	Moy. an		2,39 ±0,96 ^a	2,21 ±1,20 ^a	2,59 ±1,92 ^a	2,06 ±1,40 ^a	2,40 ±1,49 ^a	3,33 ±4,14 ^a	2,83 ±1,48 ^a	1,47 ±0,98 ^a	4,12 ±2,87 ^a	5,30 ±4,88 ^a	3,53 ±3,18 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		2,11±1,42^b (7,5 - 0,03)					2,54±2,65^b (16 - 0)			4,32±3,72^a (16 - 0)		
Azote ammoniacal	Moy saison	PSP	0,21 ±0,13 ^a	0,37 ±0,20 ^a	0,13 ±0,14 ^a	0,11 ±0,01 ^a	0,15 ±0,07 ^a	0,05 ±0,02 ^a	0,15 ±0,13 ^a	0,03 ±0,05 ^a	0,11 ±0,08 ^a	0,15 ±0,25 ^a	0,17 ±0,29 ^a
		PSS	0,51 ±0,42 ^a	0,69 ±0,16 ^a	1,00 ±0,91 ^a	0,32 ±0,06 ^a	0,24 ±0,08 ^a	0,48 ±0,35 ^a	0,28 ±0,13 ^a	0,21 ±0,16 ^a	0,15 ±0,02 ^a	0,17 ±0,01 ^a	0,25 ±0,26 ^a
		GSP	0,09 ±0,09 ^a	0,09 ±0,10 ^a	0,13 ±0,06 ^a	0,08 ±0,07 ^a	0,15 ±0,19 ^a	0,07 ±0,05 ^a	0,10 ±0,03 ^a	0,11 ±0,03 ^a	0,21 ±0,07 ^a	1,39 ±1,22 ^a	0,21 ±0,10 ^a
		GSS	0,92 ±1,52 ^a	0,62 ±1,00 ^a	2,09 ±3,61 ^a	0,38 ±0,49 ^a	0,15 ±0,1 ^a	0,95 ±1,51 ^a	0,20 ±0,17 ^a	0,23 ±0,14 ^a	0,10 ±0,06 ^a	0,16 ±0,04 ^a	0,22 ±0,16 ^a
	Moy. an		0,47 ±0,89 ^a	0,49 ±0,65 ^a	0,93 ±2,11 ^a	0,26 ±0,32 ^a	0,18 ±0,10 ^a	0,43 ±0,90 ^a	0,19 ±0,13 ^a	0,15 ±0,12 ^a	0,13 ±0,07 ^a	0,47 ±0,77 ^a	0,22 ±0,19 ^a
	Moy an (max - min) écosystème		0,46±1,07^a (7,5 - 0)					0,25±0,53^a (3,2 - 0)			0,27±0,47^a (2,26 - 0)		

Moy = moyenne ; max = maximum ; min = minimum ; Valeurs en gras = moyennes annuelles, maximum et minimum au sein des écosystèmes ; valeurs en caractère simple = moyennes saisonnières et annuelles au sein des stations. Sur chaque colonne, moyennes saisonnières portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes saisonnières portant les lettres différentes en exposant = différence significative. Sur chaque ligne, moyennes annuelles (station et écosystèmes) portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes annuelles (stations et écosystèmes) portant les lettres différentes en exposant = différence significative.

Les variations spatiales et saisonnières de l'Indice de Pollution Organique (IPO) sont présentées à la figure 16.

Durant la période d'étude, l'Indice de Pollution Organique (IPO) a varié entre 4,667 et 1 indiquant un état de pollution des eaux allant de nulle à très forte. Au sein d'un même type d'écosystème, les valeurs de l'IPO n'ont pas significativement varié ($p > 0,05$) d'une station à l'autre.

Dans 50 % des relevés effectués au niveau des marécages, les eaux étaient fortement polluées (IPO : 2 - 2,9). Dans cet écosystème, la pollution organique était plus marquée que dans les ruisseaux et les lacs. Dans ces deux derniers milieux, 50 % des mesures de l'IPO se situaient dans les intervalles 2 - 2,9 ou 3 - 3,9 traduisant des niveaux de pollution forte ou modérée.

Au niveau des marécages, les valeurs de l'IPO ont été comparables ($p > 0,05$) entre toutes les saisons. Par contre, concernant les ruisseaux et les lacs, les différences des valeurs d'IPO étaient significatives selon le profil suivant : $GSS < PSP < GSP$. Les valeurs obtenues durant la PSS sont comparables à la fois à celles apparues durant la petite saison des pluies et la grande saison sèche.

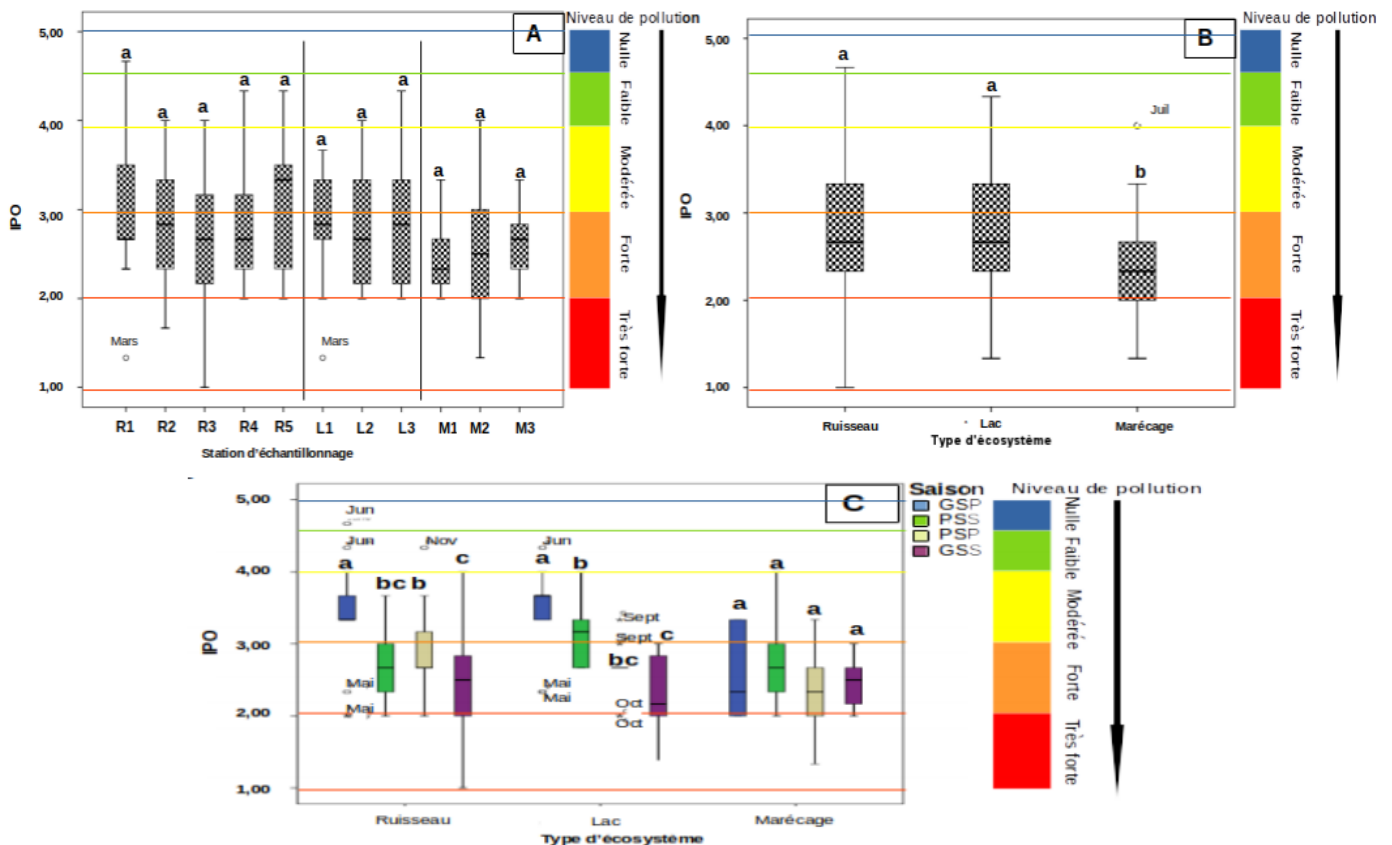


Figure 16 : Variations spatiales (A, B) et saisonnières (C) des valeurs de l'IPO enregistrées pendant la période d'étude.

R1-2 = Ruisseau Nkié 1 et 2 ; R3-5 = Ruisseau Biyéme 1-3 ; L1 = Lac Municipal ; L2 = Lac Obili ; L3 = Lac Municipal annexe ; M1 = Marécage Tsinga ; M2 = Marécage Ekounou ; M3 = Marécage Ngoa Ekellé ; GSS = Grande Saison Sèche ; PSP = Petite Saison des Pluies ; PSS = Petite Saison Sèche ; GSP = Grande Saison des Pluies ; Pour chaque figure, les boîtes à moustaches portant les mêmes lettres = différence non significative, celles portant des lettres différentes = différence significative.

III.1.1.1.3. Concentrations en éléments métalliques dans les milieux étudiés

Les teneurs des eaux en éléments traces métalliques dans les différentes stations d'échantillonnage sont présentées dans le tableau XII. Pour tous les métaux recherchés, les marécages ont d'une part rendu les plus fortes teneurs moyennes (Cd: $0,434 \pm 0,637$ µg/l, Pb : $0,088 \pm 0,083$ µg/l, Hg : $0,057 \pm 0,082$ µg/l, Zn : $0,932 \pm 1,187$ µg/l, Cr : $0,094 \pm 0,104$ µg/l, Fe : $116,108 \pm 67,848$ µg/l) et, d'autre part, les valeurs maximales pour le cadmium (16,4 µg/l à M3), le plomb (21,9 µg/l à M2), le mercure (21,9 µg/l à M3), le Zinc (5,21 µg/l à M2), le chrome (1,02 µg/l à M2) et le fer (321,8 µg/l à M1). Les ruisseaux ont été les moins riches en cadmium ($0,434 \pm 0,637$ µg/l), plomb ($0,088 \pm 0,083$ µg/l), et mercure ($0,057 \pm 0,082$ µg/l) alors que les lacs l'étaient plus en zinc ($0,816 \pm 0,196$ µg/l), chrome ($0,055 \pm 0,045$) et fer ($14,883 \pm 16,084$ µg/l).

Tableau XII : Teneurs de l'eau en éléments métalliques dans les stations d'échantillonnage et valeurs moyennes \pm écart-types pour chaque type d'écosystème

Types écosystèmes/stations		Éléments métalliques (µg/l)					
		Cd	Pb	Hg	Zn	Cr	Fe
Ruisseaux	R1	0,002	0,001	0	0,1	0,001	21,6
	R2	0,014	0,125	0	2,9	0,18	212,74
	R3	0,256	0,027	0,2	1,2	0,01	125
	R4	0,36	0,21	0,047	0,32	0,23	109,2
	R5	1,54	0,078	0,04	0,14	0,05	112
	Moyenne	$0,434 \pm 0,637$	$0,088 \pm 0,083$	$0,057 \pm 0,082$	$0,932 \pm 1,187$	$0,094 \pm 0,104$	$116,108 \pm 67,848$
Lacs	L1	2,74	0,001	0	0,87	0,102	11,47
	L2	1,41	0,003	0,45	0,98	0,05	32,4
	L3	2,04	0,47	0,01	0,6	0,012	0,78
	Moyenne	$2,063 \pm 0,665$	$0,158 \pm 0,270$	$0,153 \pm 0,257$	$0,816 \pm 0,196$	$0,055 \pm 0,045$	$14,883 \pm 16,084$
Marécages	M1	0,23	0,12	0,001	0	0,033	321,8
	M2	11,9	2,9	0,16	5,21	1,02	46,5
	M3	16,4	0,04	21,9	0,1	0,035	6,25
	Moyenne	$9,51 \pm 8,346$	$1,02 \pm 1,629$	$7,354 \pm 12,598$	$1,77 \pm 2,980$	$0,367 \pm 0,569$	$124,85 \pm 171,747$

III.1.1.4. Analyse temporelle de la vitesse d'écoulement des eaux dans les milieux étudiés

Dans les ruisseaux, la vitesse d'écoulement des eaux a fluctué entre 1,37 m/s à R5 en octobre et 0,04 m/s à R2 en février (tableau XIII). Les moyennes spatiales annuelles y ont varié significativement suivant le profil : $R5 > R1 = R3 = R4 > R2$. Ce paramètre était constant dans les lacs et les marécages. Dans les stations R1, R3, R4 et R5, la vitesse d'écoulement des eaux étaient plus élevées durant la petite saison des pluies et la grande saison des pluies. A la station R2, les plus fortes valeurs n'ont été lues que durant la grande saison des pluies.

Tableau XIII : Moyennes saisonnières, annuelles et écart-types de la vitesse d'écoulement des eaux

Écosystèmes		Ruisseaux					
Paramètres/Stations	Saisons	R1	R2	R3	R4	R5	
Vitesse	Moy saison	PSP	0,57±0,08 ^a	0,11±0,03 ^{ab}	0,44±0,06 ^a	0,87±0,06 ^a	1,15±0,12 ^a
		PSS	0,34±0,02 ^{ab}	0,08±0,01 ^b	0,34±0,03 ^{ab}	0,6±0,14 ^b	0,9±0,04 ^{ab}
		GSP	0,54±0,09 ^a	0,12±0,01 ^a	0,39±0,02 ^a	0,80±0,07 ^a	1,29±0,14 ^a
		GSS	0,29±0,05 ^b	0,08±0,03 ^b	0,23±0,05 ^b	0,61±0,10 ^b	0,86±0,31 ^b
		Moy an		0,43±0,14 ^b	0,09±0,03 ^c	0,34±0,1 ^b	0,71±0,15 ^b
	Moy an (max-min) écosystème			0,51±0,35 (1,37 - 0,04)			

Moy = moyenne ; max = maximum ; min = minimum ; Valeurs en gras = moyennes annuelles, maximum et minimum au sein des écosystèmes ; valeurs en caractère simple = moyennes saisonnières et annuelles au sein des stations. Sur chaque colonne, moyennes saisonnières portant la même lettre en exposant = différence non significative ; moyennes saisonnières portant les lettres différentes en exposant = différence significative.

III.1.2. Typologie abiotique des stations

Une Analyse Factorielle Discriminante (AFD) menée pour définir les variables abiotiques décrivant au mieux les stations d'échantillonnage a montré que la variance totale est fournie sur les deux premiers axes factoriels F1 (91,49 %) et F2 (8,51 %) soit 100 % de l'inertie totale (Figure 17). Trois groupes clairement distincts de stations d'étude correspondant aux différents types d'écosystèmes se dégagent du plan factoriel. Les ruisseaux se sont distingués par leurs plus fortes valeurs de vitesse d'écoulement des eaux, conductivité électrique, teneur en TDS et en ions alcalins. De plus, leur substrat est apparu essentiellement constitué de sable à certaines stations, et d'un mélange de sable et de vase à d'autres. Les eaux des marécages ont été remarquables par une plus forte coloration, teneur en dioxyde de carbone, nitrate et MES. Leur substrat était caractérisé par de la vase et parfois par le mélange sable-argile. Les eaux des lacs, quant à elles, étaient caractérisées par des valeurs plus élevées de pH, de température, de résistivité (inverse de la conductivité électrique) et un substrat constitué d'herbes.

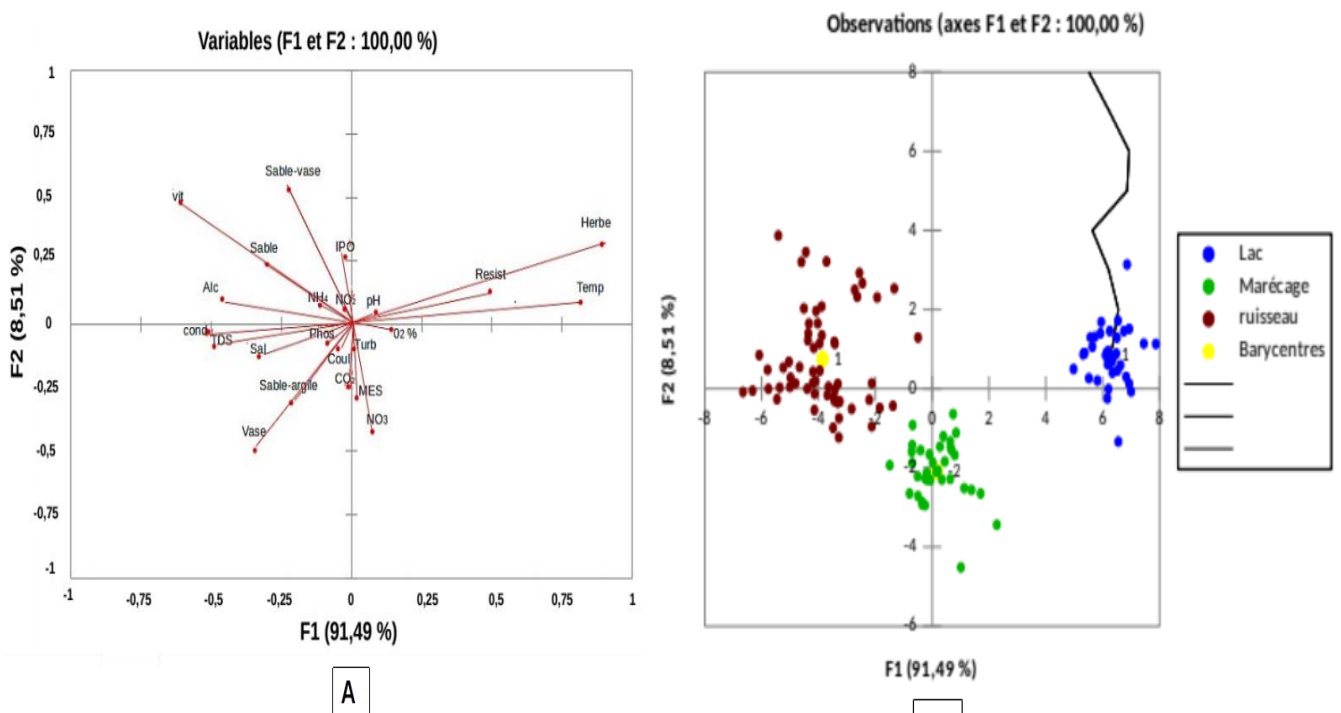


Figure 17 : Résultat de l'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) effectuée sur les variables environnementales mesurées dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude.

(A) carte distribution des variables descriptives ; (B) Biplot montrant la distribution des stations.

III.1.3. Qualité biologique des eaux

III.1.3.1. Caractéristiques morphologiques des taxons répertoriés

Un total de 11 morphotypes d'oligochètes ont été répertoriés. Ils sont répartis dans 3 familles (Naididae, Lumbriculidae et Lumbricidae) et 6 sous-familles dont 4 identifiées appartiennent à la famille des Naididae (Naidinae, Pristininae, Rhyacodrilinae et Tubificinae). Sur les onze (11) morphotypes répertoriés, un (1) a été identifié dans la famille des Lumbriculidae, 9 dans la famille des Naididae et précisément dans les genres *Branchiura* Beddard, 1892 (1), *Limnodrilus* Claparède, 1862 (1), *Dero* Oken, 1815 (4), *Nais* Müller, 1773 (1) et *Pristina* Ehrenberg, 1828 (2), et le dernier dans la famille des Lumbricidae à savoir *Eiseniella* sp. Au sein du genre *Dero*, 3 sous-genres ont été recensés ; il s'agit de *Dero* (*Aulophorus*), *Dero* (*Dero*) et *Dero* (*Allodero*) Sperber, 1948.

III.1.3.1.1. Diagnose du genre *Branchiura* (Beddard, 1892)

Les vers du genre *Branchiura* se distinguent par leur grande taille (2 - 19 cm), la présence des digitations branchiales dans la région caudale, et des soies dorsales bifides (Martin & Ait Boughrous, 2012).

- Description de *Branchiura* sp.

Les spécimens adultes étudiés (n = 1789) sont des vers de 23 à 110 mm de long pour une moyenne de 43 ± 20 mm. Ils sont composés de 100 à 456 segments (209 ± 88 segments) et possèdent un corps foncé (Figure 18A) caractérisé par des digitations branchiales dans la région caudale (Figure 18B). Les individus jeunes (n = 246) mesuraient entre 8 et 10 mm (9 ± 1 mm) de long avec 72 à 132 segments (92 ± 17 segments). Les soies dorsales débutent au niveau du segment II et sont de deux types. Il s'agit des soies capillaires dont le nombre varie de 1 et 4 par faisceau (Figure 18Ca) et des crochets sigmoïdes, bifides, à dent supérieure réduite (Figure 18Cb) au nombre de 4 à 7 par faisceau. Les faisceaux de soies ventrales (Figure 18Cc) portent jusqu'à 9 crochets chacun. Les soies génitales et les organes reproducteurs n'ont pas été observés. Le clitellum est positionné entre les segments X et XII.

Remarque : Ces spécimens ont été rangés dans le genre *Branchiura* en raison de leur grande taille, leurs digitations caudales et leurs soies dorsales bifides.

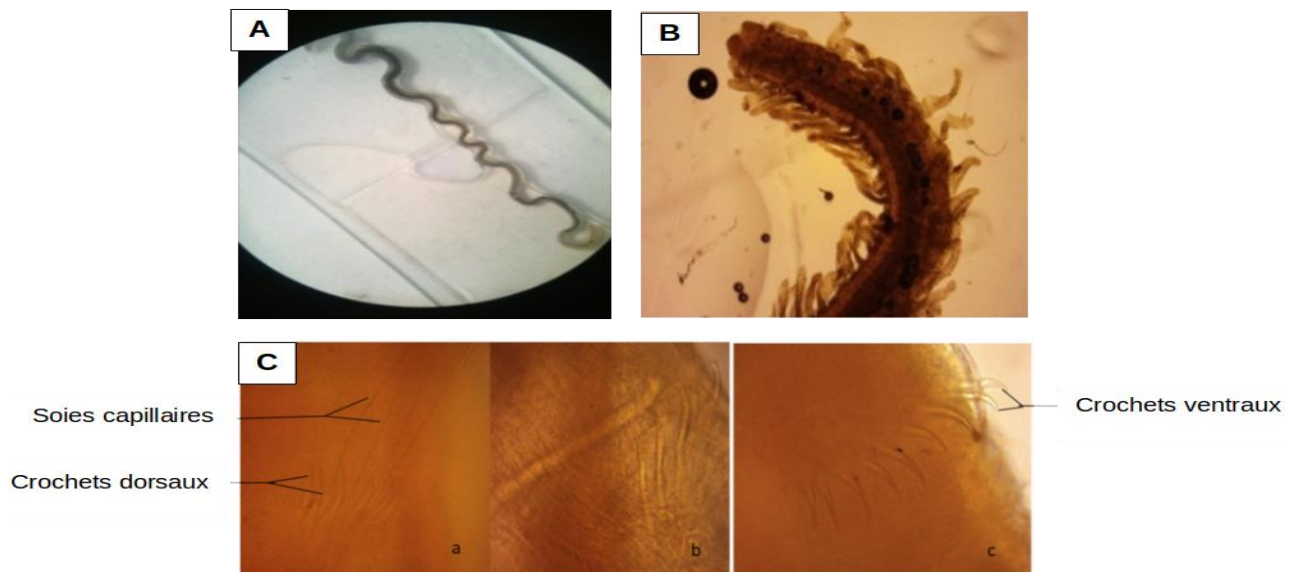


Figure 18 : Photo de *Branchiura* sp.

A : Morphologie générale ; B : Région caudale présentant les branchies digitiformes ; C : a-b. soies dorsales, c. soies ventrales.

III.1.3.1.2. Diagnose du genre *Limnodrilus* (Claparède, 1862)

Le principal caractère distinctif des vers du genre *Limnodrilus* est la présence de la gaine péniénne chez les individus matures. Martin & Ait Boughrous (2012) ont distingué 4 espèces dans ce genre. Ainsi *L. udekemianus* (Claparede, 1862) possède une gaine de 160 -200 μm de long, *L. profundicola* (Verrill, 1871) possède une gaine longue d'environ 300 μm , *L. hoffmeisteri* (Claparede, 1862) porte une gaine de longueur comprise entre 300 et 700 μm et *L. claparedeianus* (Ratzel, 1868) se distingue par sa longue gaine de plus de 1000 μm .

- Description de *Limnodrilus* sp.

Les spécimens adultes examinés ($n = 678$) présentent un corps fin et translucide (Figure 19A) et mesurent entre 21 et 54 mm (28 ± 9 mm). Ils portent 116 à 240 segments (134 ± 48 segments). Leur clitellum couvre les segments X à XIII. Le segment XI porte une gaine péniénne de 538.6 à 544 μm de longueur pour une moyenne de $540,3 \pm 2,5$ μm (Figure 19D et E). Les individus immatures ($n = 203$) portent 47 à 95 segments (67 ± 15 segments) et mesuraient 5 à 14 mm de long (10 ± 2 mm). Les faisceaux de soies dorsales et ventrales contiennent 3 à 7 crochets sigmoïdes à nodule distal. Ceux-ci sont bifides et leurs dents sont bombées dans leur partie ventrale sans toutefois se toucher (Figure 19B). La dent supérieure est légèrement plus longue que la dent inférieure. Certains individus échantillonnés donnent l'impression de porter 5 faisceaux de soies par segments ; toutefois il s'agit de soies d'un même

faisceau, orientées dans des sens opposés, qui paraissent doubles (figure 18C). Certains individus présentent une queue rétrécie (Figure 19F et G).

Remarque : les spécimens répondant à cette description ont été rangés dans le genre *Limnodrilus* en raison de la présence de la gaine pénienne chez les individus matures.

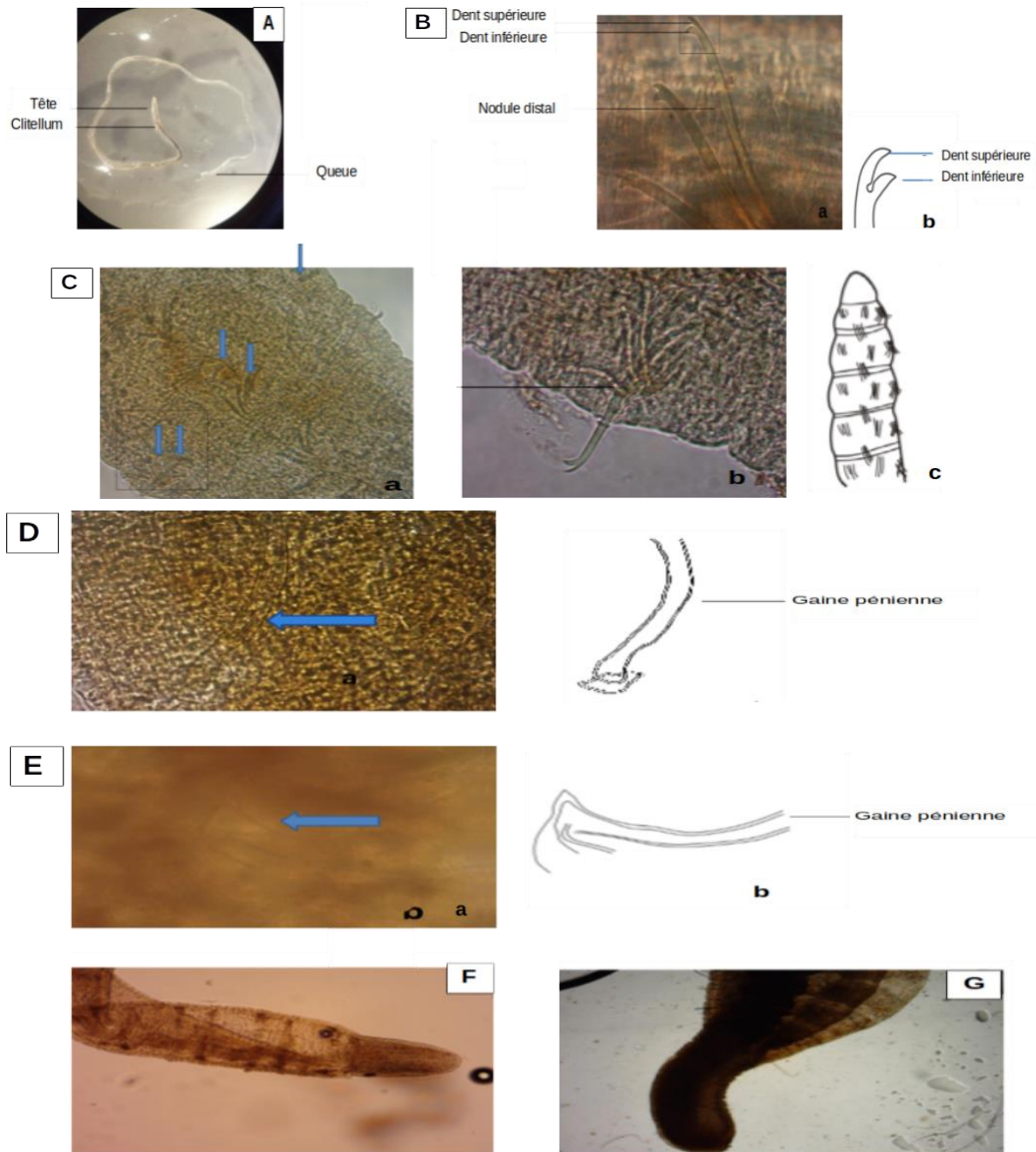


Figure 19 : Photo de *Limnodrilus* sp.

A : Morphologie générale ; B : a-b. Crochets ; C : a-c. Disposition des Faisceaux de soies chez certains individus immatures ; D : a-b, E : a-b. Gaine pénienne ; F-G. Région caudale rétrécie chez certains individus.

III.1.3.1.3. Diagnose du genre *Dero* (Oken, 1815)

Les traits distinctifs des vers du genre *Dero* sont : les soies dorsales qui débutent suivant les espèces au niveau des segments IV-VI, et la présence des papilles branchiales dans une fossette caudale (Martin & Ait Boughrous, 2012). Ce genre est constitué de trois sous-genres que sont : *Dero (Aulophorus)* qui se distingue par la présence des palpes (02) au niveau de la fossette branchiale, *Dero (Dero)* caractérisé par la fossette branchiale dépourvue de palpes, et *Dero (Allodero)* dont la fossette est rudimentaire et parfois absente (Brinkhurst, 1986).

- Description de *Dero (Aulophorus)* sp.

Les spécimens étudiés (n = 396) sont d'apparence translucide. Ils mesurent 4 à 5,5 mm de long ($4,4 \pm 0,4$ mm) et sont composés de 30 à 47 segments (39 ± 6 segments). Les faisceaux de soies dorsales débutent au segment V ; ils comportent, chacun, une soie capillaire et une soie aciculaire bifide de longueurs subégales. Les faisceaux de soies ventrales débutent au segment II et portent 1 à 5 crochets dont la dent supérieure est plus longue que la dent inférieure. Ce nombre de crochets diminue lorsqu'on évolue vers la région caudale. Ces vers sont munis de 3 paires de branchies contenues dans une fossette caudale, prolongée par une paire de palpes plus longues que les branchies (Figure 20). Aucun individu présentant les signes de maturité sexuelle n'a été observé.

Remarque : Ces vers ont été rangés dans le sous-genre *Dero (Aulophorus)* Müller, 1773 en raison de la paire de palpes qui prolonge la fossette branchiale caudale.

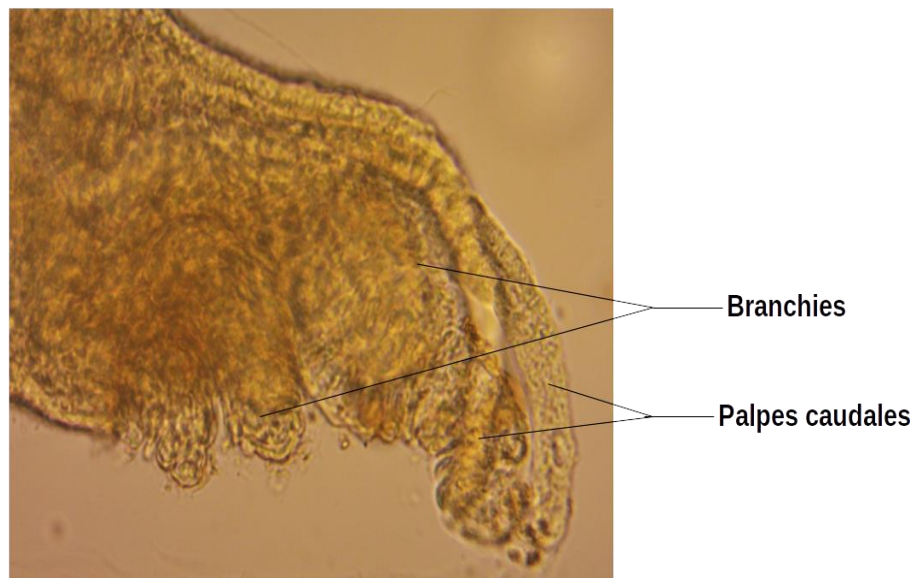


Figure 20 : Photo de la région caudale de *Dero (Aulophorus)* sp.

- Description de *Dero (Dero) sp.1*

Les individus ($n = 353$) récoltés mesurent 3 à 4 mm de long ($3,5 \pm 0,5$ mm) et comptent 17 à 40 segments (28 ± 8). Ils portent trois paires de branchies digitiformes contenues dans une fossette caudale ne possédant pas de palpe (Figure 21A). Les faisceaux de soies dorsales débutent au segment VI et comportent chacun 1 soie capillaire et 1 soie aciculaire bifide à dents subégales. Les crochets ventraux, au nombre de 4 à 5 par faisceau, sont plus longs et fins au niveau des segments II à V. Ils sont bifides avec la dent supérieure 2 fois plus longue que la dent inférieure dans les premiers segments (Figure 21B).

Remarque : Ces spécimens ont été rangés dans le sous-genre *Dero (Dero)* Müller, 1773 en raison de la fossette caudale non prolongée de palpes. Ils diffèrent de *Dero (Dero) sp1* par leurs branchies digitiformes.

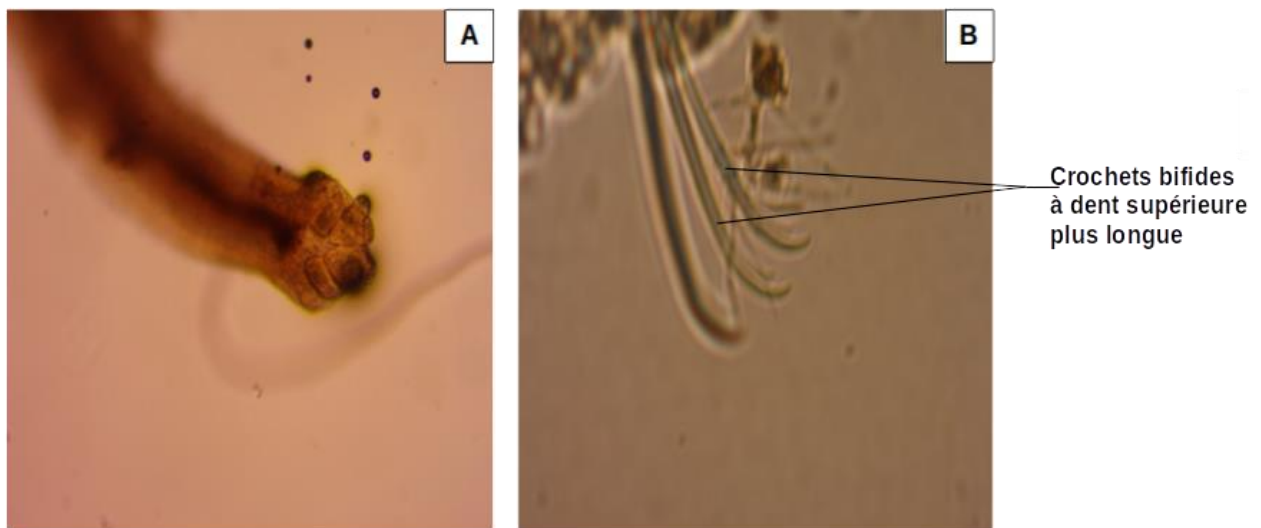


Figure 21 : Photo de *Dero (Dero) sp.1*.

A : branchies digitiformes ; B : Crochets ventraux.

- Description de *Dero (Dero) sp.2*

Les spécimens récoltés ($n = 542$) présentent sensiblement les mêmes caractéristiques que *Dero (Dero) sp.1*. Ils mesurent 2 à 4,5 mm de long ($2,6 \pm 0,7$) et comptent entre 18 et 56 (30 ± 10) segments (Figure 22A). Les faisceaux de soies dorsales débutent au segment VI et comportent chacun 1 soie capillaire et 1 soie aciculaire (Figure 22B). Les soies aciculaires sont bifides à dents sensiblement égales. Les faisceaux de soies ventrales débutent au segment II. Ils comprennent 4 crochets bifides à dent supérieure plus longue. Ils portent également 3 paires de branchies contenues dans une fossette caudale (Figure 22c).

Remarque : Cette espèce diffère de *Dero (Dero)* sp.2 par ses branchies de courte taille et non digitiformes.



Figure 22 : Photo de *Dero (Dero)* sp2.

A : Morphologie générale ; B : Région antérieure ; C : Région caudale

- **Description de *Dero (Allodero)* sp.**

Le seul spécimen de *Dero (Allodero)* sp. récolté mesure 2 mm et compte 17 segments. Ses faisceaux de soies dorsales débutent au segment VI et comportent chacun 1 soie capillaire et 1 soie aciculaire. Les faisceaux de soies ventrales, quant à eux, débutent au segment II. Ils sont constitués chacun de 3 à 6 crochets bifides à dents supérieures plus longues. Ce spécimen est muni de branchies caudales libres, non contenues dans des fossettes (Figure 23).

Remarque : Cet oligochète diffère des précédents *Dero* par l'absence de la fossette branchiale.



Figure 23 : Photo de la région caudale *Dero (Allodero)* sp.

III.1.3.1.4. Diagnose du genre *Nais* (Müller, 1773)

Les vers du genre *Nais* se distinguent par les soies dorsales qui débutent au niveau du segment VI, l'absence de branchies et le changement de forme des soies ventrales (droites, recourbées vers la droite ou vers la gauche) antérieures (Martin & Ait Boughrou, 2012).

- Description de *Nais* sp.

Les vers récoltés ($n = 15$) mesurent 2 à 3 mm de long ($2,4 \pm 0,5$) et portent 29 à 50 (37 ± 10) segments (Figure 24A). Les faisceaux de soies dorsales débutent au segment VI, comportent chacun 1 soie capillaire et 1 à 2 soies aciculaires bifides (Figure 24B et C). Les crochets ventraux, dont le nombre varie entre 3 et 6 par faisceau, sont bifides, avec la dent supérieure 2 fois plus longue que la dent inférieure dans les premiers segments. Au niveau des segments II à V, ces crochets sont plus longs et de forme variable. Les spécimens récoltés ne possèdent pas de branchies.

Remarque : Ces spécimens ont été rangés dans le genre *Nais* en raison de leurs soies dorsales qui débutent au niveau du segment VI, et leurs crochets ventraux antérieurs de forme droite, recourbée vers l'avant ou vers l'arrière du corps du ver.

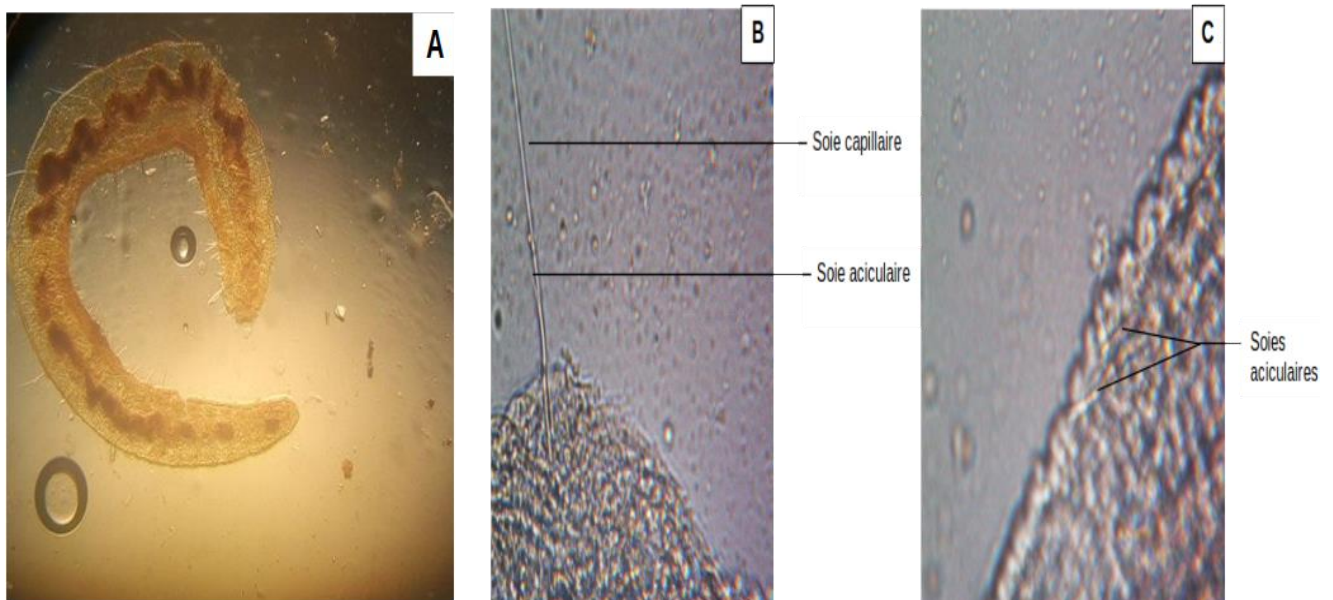


Figure 24 : Photo de *Nais* sp.

A : individu à soies ventrales antérieure de formes variable ; B : Faisceau de soies dorsales à une soie capillaire et une soie aciculaire ; C : Faisceau de soies dorsales à 2 soies aciculaires.

III.1.3.1.5. Diagnose du genre *Pristina* (Ehrenberg, 1828)

Les oligochètes du genre *Pristinina* se reconnaissent par la présence des soies dorsales à partir du segment II.

- Description de *Pristina* sp.1

Les spécimens récoltés ($n = 767$) mesurent entre 3 et 4,5 mm de long ($3,7 \pm 0,6$ mm). Ils sont composés de 19 à 42 (28 ± 7) segments. Ils sont munis d'un proboscis (Figure 25) ; ils portent 1 à 2 soies capillaires et 1 à 2 soies aciculaires dorsales bifides, à dents de longueur subégales. Ces soies dorsales débutent au niveau du segment II. Les faisceaux de soies ventrales comptent 5 à 7 crochets bifides à dent supérieure plus fine et plus longue.

Remarque : Ces oligochètes sont rangés dans le genre *Pristinina* en raison de leurs soies dorsales qui débutent au niveau du segment II.

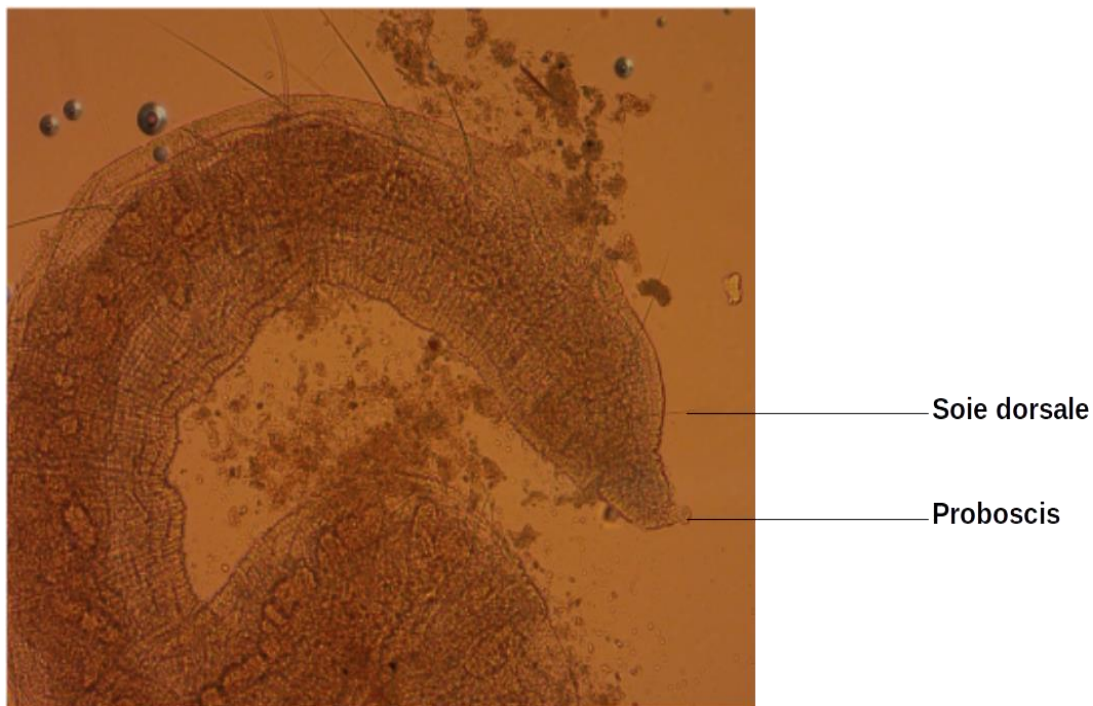


Figure 25 : Photo de *Pristina* sp.1

- Description de *Pristina* sp.2

Les spécimens récoltés ($n = 752$) mesurent de 2 à 3,5 mm ($2,3 \pm 0,4$ mm) de long et sont constitués de 20 à 50 (30 ± 7) segments. Le proboscis est absent (Figure 26). Les faisceaux de soies dorsales débutent au segment II et sont composés de 1 à 2 soies capillaires et 1 à 2 soies

aciculaires bifides, à dents de longueurs subégales. Les faisceaux de soies ventrales comptent 2 à 5 crochets bifides, à dent supérieure deux fois plus longue que la dent inférieure.

Remarque : Ces vers diffèrent de *Pristinina* sp.1 par l'absence du proboscis.

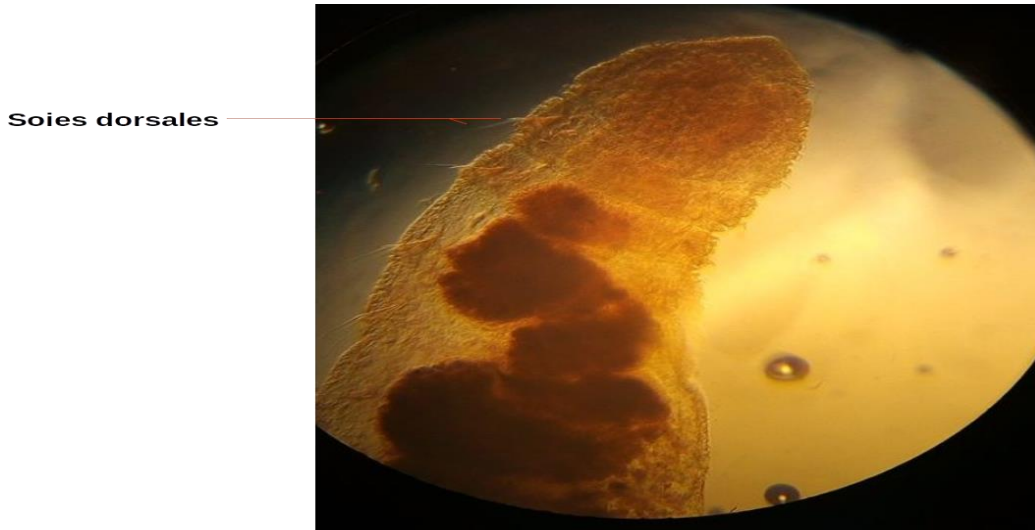


Figure 26 : Photo de *Pristina* sp.2

III.1.3.1.6. Diagnose de la famille des Lumbriculidae

Les caractères distinctifs des Lumbriculides sont : une taille moyenne de 10 – 40 mm, un corps plus ou moins transparent, la présence de deux crochets sigmoïdes, à pointe simple ou bifide dans tous les faisceaux de soies et des pores génitaux sur les segments IX à XII (Martin & Ait Boughrous, 2012).

- Description de Lumbriculidae sp.

Le spécimen récolté mesure 30 mm de long et porte 77 segments (Figure 27A). Il présente 2 crochets sigmoïdes à pointes simples dans tous les faisceaux de soies (Figure 27B). Ces faisceaux débutent au niveau du segment II. En raison de l'immaturation sexuelle apparente de l'individu récolté, l'identification s'est limitée à la famille.

Remarque : Cet oligochète est rangé dans la famille des Lumbriculidae en raison de sa taille moyenne, de son corps translucide et de ses 2 crochets sigmoïdes à pointes simples dans tous les faisceaux.

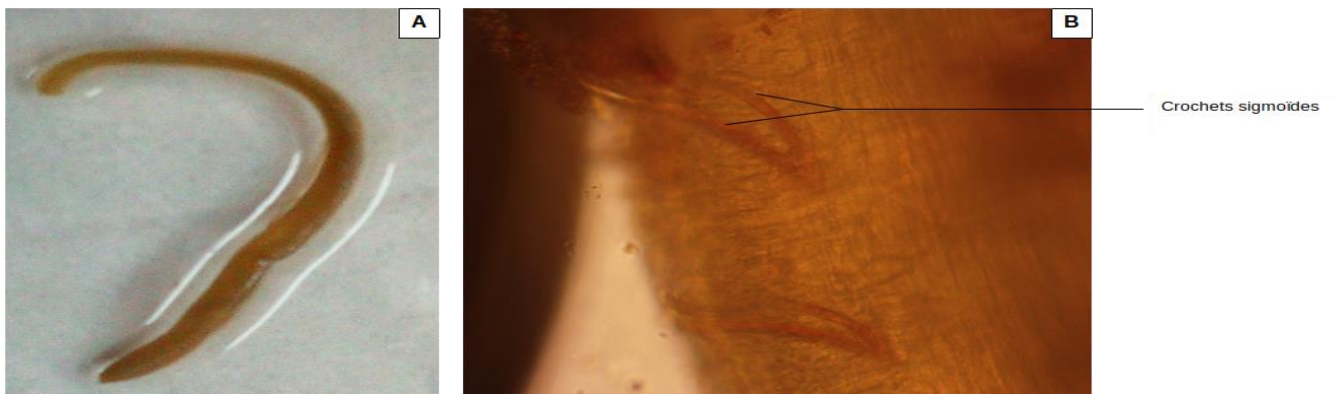


Figure 27 : Photo de Lumbriculidae sp.

A : Morphologie générale ; B : Crochets dorsaux

III.1.3.1.7. Diagnose du genre *Eiseniella* (Michaelsen, 1900)

Les oligochètes du genre *Eiseniella* présentent comme trait distinctif, la présence d'un gésier dans le segment numéro XVII du corps (Smith, 1917).

- Description de *Eiseniella* sp.

Les spécimens examinés ($n = 6$) mesurent 72 à 90 mm ($81,3 \pm 6,4$ mm) de long et comptent 246 à 290 segments (275 ± 16 segments). Ils ont une couleur foncée (Figure 28A). Tous les faisceaux de soies débutent au segment II. Toutes les soies sont des crochets sigmoïdes à pointe simple (Figure 28B). La section transversale de la partie postérieure du corps est quadrangulaire (Figure 28C), les faisceaux de soies dorsales et ventrales sont rapprochés, et le prostmium est epilobic (invaginé dans le peristomum). Le clitellum ni aucune soie génitale n'ont pu être observés.

Remarque : Ces vers ont été rangés dans le genre *Eiseniella* en raison de la section quadrangulaire des parties moyennes et postérieures de son corps.

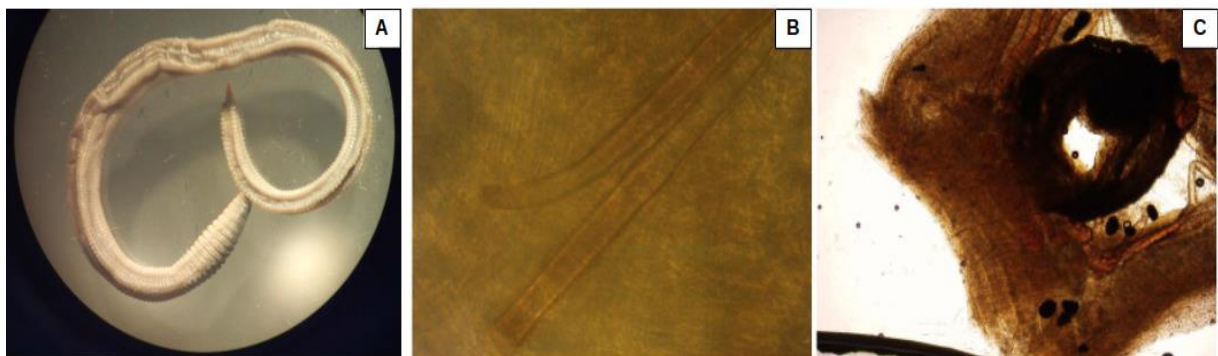


Figure 28 : *Eiseniella* sp.

A : Morphologie générale ; B : Crochets ; C: Coupe transversale

III.1.3.2. Structure des peuplements d'oligochètes

III.1.3.2.1. Composition taxonomique des peuplements d'oligochètes des sites d'étude

Le tableau XIV ci-dessous présente la liste faunistique des oligochètes de tous les sites. Ainsi, 11 morphotypes d'oligochètes ont été identifiés. Ils sont répartis dans trois 3 familles (81,8 % Naididae, 9,1 % Lumbriculidae et 9,1 % Lumbricidae), et 6 sous-familles. Avec quatre sous-familles (Naidinae, Pristininae, Rhyacodrilinae et Tubificinae) et 9 morphotypes, les Naididae étaient les plus diversifiés. Hormis chez les Pristininae et les Naidinae représentés par deux et cinq morphotypes respectivement, dans les autres sous-familles/familles, un seul morphotype a été mis en évidence.

Aucun oligochète n'a été trouvé dans la station L3. Le morphotype *Dero (Allodero) sp.* d'une part et, d'autre part, le Lumbriculidae et l'espèce *Eiseniella sp.* n'ont été récoltés que dans une seule station chacun à savoir R5 pour *Dero (Allodero) sp.* et R3 pour les deux autres.

Nais sp. a été échantillonné à R1 et R2 ; *Limnodrilus sp.* a colonisé 9 des 10 stations peuplées par des oligochètes. Les autres 6 morphotypes ont coexisté dans ces 10 stations.

En définitive, hormis L3, la richesse spécifique en oligochètes a été de 7 (à R2, R4, L1, L2, M1, M2 et M3), 8 à R1 et R5 et de 9 à R3.

Tableau XIV : Liste faunistique et richesse taxonomique des oligochètes dans les sites pendant la période d'étude

Classe	Famille	Sous -famille	Genre/espèce	Sites												
				R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	L3	M1	M2	M3		
« Oligochaeta »	Naididae	Rhyacodrilinae	<i>Branchiura sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	
		Tubificinae	<i>Limnodrilus sp.</i>	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	
		Naidinae	<i>Dero (Au.) sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
			<i>Dero (D.) sp.1</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
			<i>Dero (D.) sp.2</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
			<i>Dero (Al.) sp.</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Nais sp.</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		Pristininae	<i>Pristina sp.1</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
			<i>Pristina sp.2</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
		Lumbriculidae		Nd	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumbricidae		<i>Eiseniella sp.</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Richesse taxonomique totale	3	6	11	8	7	9	7	8	7	7	0	7	7	7		

Dero (Au.) = Dero (Aulophorus); Dero (D.) = Dero (Dero) ; Dero (Al.) = Dero (Allodero).

III.1.3.2.2. Fréquence d'occurrence des taxa dans les différentes stations d'échantillonnage

Selon le tableau XV des fréquences d'occurrence, tous les morphotypes récoltés dans les milieux marécageux étaient omniprésents. Ceux récoltés dans une seule station (*Dero (Allodero) sp.*, *Eiseniella sp.* et *Lumbriculidae sp.*) étaient rares ($F \leq 25 \%$). *Nais sp.* retrouvé dans 2 stations avait un statut de rare à R2 et d'accessoire ($25 \% < F < 50 \%$) à R1. Tous les *Pristininae* étaient omniprésents ($F = 100 \%$). Si *Limnodrilus sp.* a changé de statut entre accessoire, constante, régulier et omniprésent selon la station, *Branchiura sp.*, *Dero (Aulophorus) sp.*, *Dero (Dero) sp.1* d'une part et *Dero (Dero) sp.2*. d'autre part ont été pour le moins réguliers et constants respectivement.

Tableau XV : Fréquence d'occurrence des taxa dans les différentes stations d'échantillonnage

Famille	Sous -famille	Genre/espèce	Sites										
			R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	L3	M1	M2	M3
Types écosystèmes			Ruisseaux					Lacs			Marécages		
Naididae	Rhyacodrilinae	<i>Branchiura sp.</i>	O	O	O	O	O	R	R		O	O	O
	Tubificinae	<i>Limnodrilus sp.</i>	O		O	A	C	C	R		O	O	O
	Naidinae	<i>Dero (Au.) sp.</i>	R	O	O	O	O	O	O		O	O	O
		<i>Dero (D.) sp.1</i>	R	O	O	O	R	O	O		O	O	O
		<i>Dero (D.) sp.2</i>	O	O	O	C	C	O	C		O	O	O
		<i>Dero (Al.) sp.</i>					r						
		<i>Nais sp.</i>	A	r									
	Pristininae	<i>Pristina sp.1</i>	O	O	O	O	O	O	O		O	O	O
		<i>Pristina sp.2</i>	O	O	O	O	O	O	O		O	O	O
Lumbriculidae		Nd			r								
Lumbricidae		<i>Eiseniella sp.</i>			r								

O = taxon omniprésent ; R = taxon régulier ; C = taxon constant ; A = taxon accessoire ; r = taxon rare ; *Dero (Au.)* = *Dero (Aulophorus)*; *Dero (D.)* = *Dero (Dero)*; *Dero (Al.)* = *Dero (Allodero)*.

III.1.3.2.3. Similarité entre les peuplements d'oligochètes des différentes stations

Le calcul de l'indice de Sorensen à partir des relevés biologiques effectués sur le terrain a permis dresser les tableaux XVI et XVII ci-dessous.

Dans le tableau XVI, il apparaît que les écosystèmes lenticques (lacs et marécages) présentent 100 % de similitude, c'est-à-dire les mêmes taxa. Par contre, les peuplements de ces deux types hydrosystèmes affichent, chacun, 77,70 % de similitude avec les ruisseaux.

Le tableau XVII montre que, de toute évidence les communautés (terme que nous utilisons ici comme synonyme de peuplement sans tenir compte de l'aspect interactif) récoltées à L1, L2 et celles de M1, M2 et M3 sont similaires à celle de R4 ($S = 100\%$). Pour ce qui est des eaux circulantes, les peuplements d'oligochètes les plus dissemblables sont ceux de R2 et R3 ($S = 75\%$). Ceux qui se ressemblent le plus appartiennent aux mêmes ruisseaux à savoir R1 et R2, R4 et R5 ($S = 93,33\%$). Entre les autres stations des eaux lenticques et des eaux lotiques, les similarités fluctuent entre 85,71 % et 93,33 %.

Tableau XVI : Coefficient de similarité de Sørensen (%) entre les peuplements d'oligochètes récoltés dans les différentes stations des types écosystèmes

Écosystème	Ruisseaux	Lacs
Lacs	77,70	/
Marécages	77,70	100,00

Tableau XVII : Coefficient de similarité de Sørensen (%) entre les peuplements d'oligochètes récoltés aux différentes stations d'échantillonnage

Station	R1	R2	R3	R4	R5
R2	93,33				
R3	82,35	75,00			
R4	93,33	85,71	87,50		
R5	87,50	80,00	82,35	93,33	
L1	93,33	85,71	87,50	100,00	93,33
L2	93,33	85,71	87,50	100,00	93,33
M1	93,33	85,71	87,50	100,00	93,33
M2	93,33	85,71	87,50	100,00	93,33
M3	93,33	85,71	87,50	100,00	93,33

III.1.3.2.4. Groupes fonctionnels au sein des communautés d'oligochètes échantillonnées

Les oligochètes récoltés lors de cette étude ont été groupés suivant leurs niveaux trophiques et leurs habitats ou biotopes (tableau XVIII). Deux groupes trophiques à savoir les herbivores (représentés par les genres *Dero*, *Nais* et *Pristina*) et les détritivores (représentés par les genres *Branchiura*, *Limnodrilus*, *Eiseniella* et la famille Lumbriculidae) ont été répertoriés. Selon le biotope, les oligochètes épiphytes (*Pristina*), épibenthiques (*Dero*, *Nais*) et endobenthiques (*Branchiura*, *Limnodrilus*, *Eiseniella* et Lumbriculidae sp.) ont été échantillonnés. Les taxons endobenthiques récoltés étaient tous détritivores tandis que les taxons épibenthiques et épiphytes étaient herbivores. De façon globale, les herbivores ont été plus fréquents dans les ruisseaux, les lacs et les marécages que les détritivores. Dans le groupe des herbivores, les formes épibenthiques ont été proportionnellement plus abondantes et plus diversifiées dans tous les types d'écosystèmes que les formes épiphytes.

Tableau XVIII : Fréquence (%) des groupes trophiques des oligochètes récoltés dans les différents Biotopes

Groupe trophique	Biotope	Ruisseaux						Lacs			Marécages			
		R1	R2	R3	R4	R5	S _T	L1	L2	S _T	M1	M2	M3	S _T
Herbivore	Epibenthiques	50	50	33,3	42,8	50	45,4	42,8	42,8	42,8	42,8	42,8	42,8	42,8
	Epiphytes	25	25	22,2	28,6	25	18,2	28,6	28,6	28,6	28,6	28,6	28,6	28,6
Détritivore	Endobenthiques	25	25	44,5	28,6	25	36,4	28,6	28,6	28,6	28,6	28,6	28,6	28,6

ST= écosystème

III.1.3.2.5. Variations spatiales des abondances annuelles et saisonnières des peuplements d'oligochètes

Au total, 5748 individus d'oligochètes ont été récoltés dans 10 stations sur les 11 étudiées. Les 5 stations des ruisseaux à elles seules ont rendu 2591 individus (soit 45,08 % de l'abondance totale) dont 557 à R1, 348 à R2, 898 à R3, 524 à R4 et 264 à R5. Dans ce dernier

type d'écosystèmes, le profil de variation des abondances est le suivant $R3 > R1 = R4 > R2 = R5$. Les 3 stations marécageuses ont contribué à hauteur de 2537 oligochètes (873 à M1, 824 à M2 et 840 à M3) soit 44,14 % du peuplement global. Les milieux lacustres, avec 620 individus, ont donné la plus faible abondance, soit 10,79 % du peuplement global (tableau XVIII). Entre les stations lacustres d'un côté et marécageuses de l'autre côté, les effectifs n'ont pas différencié significativement ($p > 0,05$). Les abondances moyennes calculées pour les marécages ont été significativement supérieures à celles obtenues pour les ruisseaux ($p < 0,05$) qui, elles-mêmes, ont été significativement plus importantes que celles revenant aux lacs ($p < 0,05$).

Dans toutes les stations étudiées, les plus faibles abondances annuelles en oligochètes ont toujours été relevées durant la PSS ; les plus fortes abondances quant à elles ont été enregistrées soit en PSP, GSS ou GSP selon la station (tableau XIX).

Tableau XIX : Abondance des oligochètes dans les stations groupées en types d'écosystèmes

Écosystèmes		Ruisseaux					Lacs		Marécages		
Paramètres	Saisons	R1	R2	R3	R4	R5	L1	L2	M1	M2	M3
Abondance totale saisonnière	PSP	192	99	252	121	83	100	87	269	254	437
	PSS	79	41	117	82	47	56	48	119	103	113
	GSP	118	95	238	189	62	72	101	225	190	124
	GSS	168	113	291	132	72	98	58	260	277	166
Abondance totale ; moyenne annuelle		557 ; 47 ± 7 ^b	348 ; 29 ± 3 ^c	898 ; 75 ± 10 ^a	524 ; 44 ± 6 ^b	264 ; 22 ± 4 ^c	326 ; 28 ± 3 ^a	294 ; 25 ± 3 ^a	873 ; 73 ± 10 ^a	824 ; 69 ± 14 ^a	840 ; 70 ± 14 ^a
Abondance totale ; moyenne annuelle/ type d'écosystème		2591; 44 ± 22 ^b					620; 26 ± 8 ^c		2537; 71 ± 34 ^a		

Sur la même ligne, les moyennes annuelles des stations et des écosystèmes portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les moyennes annuelles des stations et des écosystèmes portant des lettres différentes en exposant = différence significative.

III.1.3.2.6. Variations intra-sites et intra-écosystème des abondances relatives des oligochètes

- Cas des familles

Les variations intra-sites et intra-écosystème des abondances relatives des spécimens des trois familles d'oligochètes récoltés sont présentées dans le tableau XX.

Au cours de ce travail, les Lumbricidae et Lumbriculidae n'ont été échantillonnés qu'à la station R3 où ils ont respectivement représenté $0,25 \pm 0,68$ % et $0,07 \pm 0,26$ % du peuplement. Toutes les autres stations ont exclusivement été colonisées par les Naididae.

Les variations saisonnières de ces fréquences montrent que la famille de Lumbricidae et celle de Lumbriculidae n'ont été représentées que durant la GSS à la station R3. La famille des Naididae, avec une proportion moyenne de $99,05 \pm 0,1$ %, a dominé cette communauté d'oligochètes. La famille des Lumbricidae et celle des Lumbriculidae y ont été respectivement représentées avec des proportions moyennes de $0,75 \pm 1,08$ % et $0,23 \pm 0,45$ %.

La famille des Naididae est divisée en deux groupes que sont les Naididae-tubificides et les Naididae Naidinae et Pristininae. Les Naididae-tubificides ont été significativement plus abondants ($p < 0,05$) dans les stations M2 (tubificides : $70,99 \pm 7,18$ % ; Naidinae et Pristininae: 29,01 %) et M3 (tubificides : $58,46 \pm 18,53$ % ; Naidinae, Pristininae: $41,54 \pm 18,53$ %). Les Naididae Naidinae et Pristininae quant à eux, ont été plus abondants ($p < 0,05$) dans les lacs (tubificides : $21,24 \pm 13,51$ % ; Naidinae et Pristininae: $78,76 \pm 13,51$ % à L1 ; tubificides : $19,76 \pm 9,84$ % ; Naidinae et Pristininae: $80,24 \pm 9,84$ % à L2) ainsi que dans les stations R2 (tubificides : $13,20 \pm 6,94$ % ; Naidinae et Pristininae: $86,80 \pm 6,94$ %) et R5 (tubificides : $37,17 \pm 13,44$ % ; Naidinae et Pristininae: $62,83 \pm 13,44$ %). Les proportions de ces deux groupes ont été similaires ($p > 0,05$) dans le reste des stations. Il s'est agi de R1 (tubificides : $55,62 \pm 11,20$ % ; Naidinae et Pristininae: $44,38 \pm 11,20$ %), R3 (tubificides : $50,23 \pm 7,28$ % ; Naidinae et Pristininae: $49,77 \pm 7,28$ %), R4 (tubificides : $51,76 \pm 17,49$ % ; Naidinae et Pristininae: $48,24 \pm 17,49$ %), et M1 (tubificides : $47,06 \pm 9,77$ % ; Naidinae et Pristininae: $52,94 \pm 9,77$ %). De façon globale, les Naididae Naidinae et Pristininae ont été plus abondants dans les lacs ($p < 0,05$) tandis que les tubificides l'ont été dans les ruisseaux et les marécages ($p < 0,05$).

Tableau XX : Abondances relatives moyennes des familles d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes

Écosystème	Station	Taxa (%saison / %an)								
		saison	Naididae-Naidinae, Pristinnae		Naididae-Tubificides		Lumbriculidae		Lumbricidae	
Ruisseaux	R1	PSP	47,97±19,37 ^a	44,38±11,20 ^a	52,03±19,37 ^a	55,62±11,20 ^a	/	/	/	/
		PSS	40,95±4,48 ^a		59,05±4,48 ^a		/		/	
		GSP	53,02±6,72 ^a		46,98±6,72 ^a		/		/	
		GSS	36,93±1,95 ^b		63,07±1,95 ^a		/		/	
	R2	PSP	85,39±11,52 ^a	86,80±6,94 ^a	14,61±11,52 ^b	13,20±6,94 ^b	/	/	/	/
		PSS	87,98±9,93 ^a		12,02±9,93 ^b		/		/	
		GSP	87,36±6,46 ^a		12,64±6,46 ^b		/		/	
		GSS	86,86±4,90 ^a		13,14±4,90 ^b		/		/	
	R3	PSP	48,04±7,57 ^a	49,77±7,28 ^a	51,96±7,57 ^a	49,28±7,24 ^a	/	/0,25±0,68 ^b	/	/0,07±0,26 ^b
		PSS	48,89±10,04 ^a		51,11±10,04 ^a		/		/	
		GSP	57,38±2,32 ^a		42,62±2,32 ^a		/		/	
		GSS	43,63±3,56 ^a		55,39±3,50 ^a		0,75±1,08 ^b		0,23±0,45 ^b	
	R4	PSP	72,75±19,23 ^a	48,24±17,49 ^a	27,25±19,23 ^b	51,76±17,49 ^a	/	/	/	/
		PSS	41,63±2,29 ^a		58,37±2,29 ^a		/		/	
		GSP	43,61±4,87 ^a		56,39±4,87 ^a		/		/	
		GSS	36,64±5,13 ^b		63,36±5,13 ^a		/		/	
	R5	PSP	45,53±10,36 ^a	62,83±13,44 ^a	54,47±10,36 ^a	37,17±13,44 ^b	/	/	/	/
		PSS	64,09±5,78 ^a		35,91±5,78 ^b		/		/	
		GSP	69,19±7,71 ^a		30,81±7,71 ^b		/		/	
		GSS	61,09±21,06 ^a		38,91±21,06 ^b		/		/	
	S_T		58,01±19,51^a		41,99±19,51^a		0,05±0,31^b		0,01±0,12^b	
Lacs	L1	PSP	73,98±12,93 ^a	78,76±13,51 ^a	26,02±12,93 ^b		/	/	/	/

		PSS	80,13±4,53 ^a		19,87±4,53 ^b	21,24±13,51 ^b	/	/		
		GSP	84,73±13,39 ^a		15,27±13,39 ^b	/	/			
		GSS	77,19±19,18 ^a		22,81±19,18 ^b	/	/			
	L2	PSP	74,89±6,28 ^a	80,24±9,84 ^a	25,11±6,28 ^b	19,76±9,84 ^b	/	/	/	
		PSS	88,58±9,09 ^a		11,42±9,09 ^b		/	/		
		GSP	88,09±5,22 ^a		11,91±5,22 ^b		/	/		
		GSS	74,21±9,89 ^a		25,79±9,89 ^b		/	/		
	S_T		79,85±11,71^a		20,15±11,71^b		/	/		
	Marécages	M1	PSP	44,99±8,81 ^a	52,94±9,77 ^a	55,01±8,81 ^a	47,06±9,77 ^a	/	/	/
			PSS	89,87±15,88 ^a		40,13±15,88 ^a		/	/	
GSP			55,14±9,18 ^a	44,86±9,18 ^a		/		/		
GSS			53,77±7,52 ^a	46,23±7,52 ^a		/		/		
M2		PSP	31,43±9,63 ^b	29,01±7,18 ^b	68,57±9,63 ^a	70,99±7,18 ^a	/	/	/	
		PSS	23,54±5,00 ^b		76,46±5,00 ^a		/	/		
		GSP	34,72±5,29 ^b		65,28±5,29 ^a		/	/		
		GSS	25,62±5,12 ^b		74,38±5,12 ^a		/	/		
M3		PSP	27,09±9,18 ^b	41,54±18,53 ^b	72,91±9,18 ^a	58,46±18,53 ^a	/	/	/	
		PSS	26,77±4,84 ^b		73,23±4,84 ^a		/	/		
		GSP	65,18±19,26,84 ^a		34,82±19,26 ^b		/	/		
		GSS	42,05±4,84 ^a		57,95±5,83 ^a		/	/		
S_T			41,16±15,89^b		58,83±15,89^a		/	/		

S_T = écosystème. Au sein de chaque station/écosystème et suivant les lignes, les proportions saisonnières/annuelles des familles portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les proportions saisonnières/annuelles des familles portant des lettres différentes en exposant = différence significative, les proportions des Naidinae/Pristininae et des tubificides portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les proportions des Naidinae/Pristininae et des tubificides portant des lettres différentes en exposant = différence significative.

- Cas des principales sous-familles (Tableau XXI)

Dans ce travail, la sous famille des Rhyacodrilinae a été la plus représentée (35,39 %) ; elle était suivie de celles des Pristininae (26,43 %) et des Naidinae (22,75 %). Les Tubificinae, quant à eux, ont représenté 15,31 % de toute la communauté d'oligochètes récoltés.

Concernant les stations des ruisseaux, les 4 principales sous-familles ont été codominantes à R1 (Tubificinae : $29,88 \pm 13,74$ %, Pristininae : $26,81 \pm 9,63$ %, Rhyacodrilinae: $25,74 \pm 9,99$ %, Naidinae : $17,57 \pm 6,34$ %). A la station R2, les Naidinae ($55,94 \pm 5,08$ %) ont significativement dominé ($p < 0,05$) les Pristininae ($30,84 \pm 3,44$ %) et les Rhyacodrilinae ($13,20 \pm 6,94$ %), les Tubificinae y ayant été absents. Les proportions des Rhyacodrilinae ($41,84 \pm 6,70$ %) et des Pristininae ($32,54 \pm 4,77$), à la station R3, ont été significativement plus importantes que celles des autres groupes taxonomiques ($p < 0,05$). A R4, les Rhyacodrilinae et les Naidinae ont dominé les autres taxons ($p < 0,05$). A la station R5, l'abondance relative des Tubificinae ($3,43 \pm 2,93$ %) a été significativement ($p < 0,05$) inférieure à celles des Rhyacodrilinae ($36,84 \pm 15,01$ %), des Naidinae ($31,48 \pm 13,49$ %) et des Pristininae ($28,25 \pm 8,52$ %).

Dans les lacs, les stations L1 et L2 ont suivi la même distribution. Les Naidinae et les Pristininae ont représenté plus de 75 % du peuplement global (Naidinae : $42,99 \pm 11,45$ % et $45,73 \pm 8,12$; Pristininae : $35,77 \pm 8,73$ % et $34,51 \pm 9,80$ % respectivement à L1 et L2).

A la station M1 des marécages, les Pristininae ($37,30 \pm 6,07$ %) et les Rhyacodrilinae ($32,96 \pm 4,30$ %) ont significativement ($p < 0,05$) dominé les Tubificinae ($14,09 \pm 12,45$ %) et les Naidinae ($15,64 \pm 4,87$ %). A la station M2, les spécimens appartenant à la sous-famille des Rhyacodrilinae ($65,02 \pm 7,70$ %) ont été largement plus abondants ($p > 0,05$) que ceux des autres taxons. A cette station, les Tubificinae ($5,98 \pm 5,00$ %) ont été les moins abondants ($p < 0,05$). A la station M3, le peuplement a été représenté à proportions quasiment équivalentes par les Tubificinae ($33,34 \pm 18,22$ %), les Rhyacodrilinae ($25,11 \pm 17,40$ %), les Pristininae ($22,82 \pm 9,51$ %) et les Naidinae ($18,71 \pm 10,35$ %).

Suivant l'approche écosystémique, les Rhyacodrilinae ont été plus abondants dans les stations des ruisseaux ($31,71 \pm 15,90$ %) et celles des marécages ($41,03 \pm 22,01$ %) tandis que les Naidinae et les Pristininae l'ont été dans les lacs ($44,36 \pm 9,81$ % et $35,14 \pm 9,10$ %).

Au niveau saisonnier, les abondances relatives des Rhyacodrilinae, des Tubificinae et des Naidinae sont apparues sensiblement égales ($p > 0,05$) à la station R1. Les Naidinae y ont été moins abondants durant la PSP ($11,23 \pm 3,60$ %), la PSS ($15,49 \pm 3,05$) et la GSS ($16,69 \pm 2,15$ %). A la station R2, les abondances relatives de ces taxa ont suivi le profil suivant : Naidinae > Pristininae > Rhyacodrilinae, à toutes les saisons. A la station R3, les Rhyacodrilinae ont obtenu les plus fortes abondances relatives durant la PSS. Ils ont codominé avec les Pristininae durant la PSP et la GSS et

avec les Pristininae et les Naidinae durant la GSP. A la station R4, les Rhyacodrilinae ont montré une dominance absolue durant les saisons sèches. Ils ont codominé avec les Tubificinae et les Naidinae durant la GSP. Durant la PSP, le peuplement d'oligochètes a été essentiellement représenté par les Naidinae ($43,57 \pm 14,43$ %). A la station R5, les Rhyacodrilinae ont codominé avec les Naidinae et les Pristininae durant la grande saison pluvieuse, avec les Naidinae durant les petite et grande saisons sèches et ont dominé seuls durant la PSP.

Dans les stations lacustres (L1 et L2), les Naidinae et les Pristininae ont dominé les peuplements d'oligochètes à toutes les saisons.

Concernant les stations marécageuses, les Pristininae ont dominé seuls à M1 durant la GSP et codominé avec les Rhyacodrilinae durant le reste des saisons. A la station M2, le peuplement a été à plus de 60 % constitué de Rhyacodrilinae à toutes les saisons. A la station M3, les Tubificinae ont, avec les Rhyacodrilinae, dominé le peuplement durant la PSP ($32,20 \pm 25,07$ % et $40,71 \pm 15,99$ % respectivement) et la PSS ($37,64 \pm 10,81$ % et $35,60 \pm 15,65$ % respectivement), et seuls durant la GSS ($42,41 \pm 15,41$ %). Lors de la GSP, les Naidinae ($33,86 \pm 9,95$ %) et les Pristininae ($31,32 \pm 9,31$ %) ont plus abondé que le reste de taxa ($p < 0,05$), les Tubificinae ($19,52 \pm 17,67$ %) et les Rhyacodrilinae ($15,0 \pm 12,82$ %) ayant des abondances comparables ($p > 0,05$).

Tableau XXI : Abondances relatives moyennes des sous-familles d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes

Écosystème	Station	Taxa (%saison / %an)								
		saison	Rhyacodrilinae		Tubificinae		Naidinae		Pristininae	
Ruisseaux	R1	PSP	23,28±11,34 ^{ab}	25,74±9,99 ^a	28,75±29,37 ^a	29,88±13,74 ^a	11,23±3,60 ^b	17,57±6,34 ^a	36,74±15,95 ^a	26,81±9,63 ^a
		PSS	29,51±4,02 ^a		29,54±8,50 ^a		15,49±3,05 ^b		25,46±10,43 ^{ab}	
		GSP	18,08±10,87 ^a		28,90±7,55 ^a		26,48±3,31 ^a		26,53±3,92 ^a	
		GSS	31,44±8,85 ^a		31,63±0,97 ^a		16,69±2,15 ^b		20,24±10,42 ^{ab}	
	R2	PSP	14,60±11,53 ^c	13,20±6,94 ^c	/	/	55,82±7,81 ^a	55,94±5,08 ^a	29,58±4,30 ^b	30,84±3,44 ^b
		PSS	12,02±9,93 ^c		/		58,69±8,92 ^a		29,29±1,01 ^b	
		GSP	12,64±6,47 ^c		/		56,82±0,49 ^a		30,53±1,62 ^b	
		GSS	13,14±4,91 ^c		/		53,98±0,82 ^a		32,88±4,49 ^b	
	R3	PSP	44,86±3,51 ^a	41,84±6,70 ^a	7,11±4,07 ^b	8,32±2,97 ^b	16,99±0,61 ^b	16,50±6,66 ^b	31,04±8,16 ^a	32,54±4,77 ^a
		PSS	45,63±5,13 ^a		5,48±4,92 ^c		20,21±5,36 ^b		28,69±4,69 ^b	
		GSP	32,45±1,18 ^a		10,18±1,15 ^b		23,82±1,67 ^{ab}		33,56±0,80 ^a	
		GSS	44,73±5,35 ^a		9,26±0,89 ^b		8,79±2,94 ^b		34,83±3,31 ^a	
	R4	PSP	27,25±19,24 ^b	40,95±2,97 ^a	/	10,81±13,61 ^b	43,57±14,43 ^a	31,36±10,27 ^a	29,17±4,93 ^b	16,88±8,01 ^b
		PSS	49,64±5,22 ^a		8,74±2,93 ^c		25,74±1,83 ^b		15,88±0,47 ^{bc}	
		GSP	31,57±5,33 ^a		24,82±1,29 ^a		31,30±2,25 ^a		12,31±2,69 ^b	
		GSS	53,92±15,62 ^a		9,44±1,89 ^c		25,06±4,45 ^b		11,58±2,08 ^c	
	R5	PSP	53,59±8,94 ^a	36,84±15,01 ^b	0,88±1,52 ^c	3,43±2,93 ^b	17,76±4,80 ^b	31,48±13,49 ^a	27,69±5,86 ^b	28,25±8,52 ^a
		PSS	33,91±2,96 ^{ab}		2,00±2,83 ^c		40,73±6,69 ^a		23,36±0,90 ^b	
		GSP	25,94±7,58 ^a		4,86±0,37 ^c		30,66±1,81 ^a		38,54±6,24 ^a	
		GSS	33,92±17,76 ^{ab}		4,99±3,76 ^c		37,75±18,35 ^a		23,34±7,92 ^b	
S_T		31,71±15,90^a		10,49±13,52^b		30,57±16,73^a		27,07±8,93^a		

Lacs	L1	PSP	14,95±6,92 ^b	12,55±6,87 ^b	11,07±14,51 ^b	8,69±11,49 ^b	42,83±12,00 ^a	42,99±11,45 ^a	31,14±1,03 ^a	35,77±8,73 ^a
		PSS	16,03±0,91 ^b		3,85±5,44 ^c		46,67±4,71 ^a		33,46±9,25 ^a	
		GSP	10,32±9,01 ^b		4,96±5,40 ^b		38,61±11,79 ^a		46,11±11,34 ^a	
		GSS	10,69±9,95 ^b		12,11±16,24 ^b		44,55±15,90 ^a		32,64±4,45 ^a	
	L2	PSP	14,91±1,17 ^{bc}	10,89±8,05 ^b	10,21±6,70 ^c	8,87±6,40 ^b	50,81±5,25 ^a	45,73±8,12 ^a	24,07±6,11 ^b	34,51±9,80 ^a
		PSS	7,85±4,04 ^c		3,57±5,05 ^c		55,00±7,07 ^a		33,57±2,02 ^b	
		GSP	6,95±1,85 ^b		4,96±4,51 ^b		43,55±0,98 ^a		44,53±4,77 ^a	
		GSS	12,36±13,73 ^b		13,44±5,83 ^b		38,92±7,51 ^a		35,28±9,99 ^a	
S_T	11,72±7,87^b			8,78±9,10^b		44,36±9,81^a		35,14±9,10^a		
Marécages	M1	PSP	47,96±3,58 ^a	32,96±14,30 ^a	7,05±5,25 ^b	14,09±12,45 ^b	10,13±3,74 ^b	15,64±4,87 ^b	34,87±5,33 ^a	37,30±6,07 ^a
		PSS	34,71±8,24 ^a		5,41±7,64 ^b		15,41±6,50 ^b		44,47±9,38 ^a	
		GSP	17,98±8,91 ^c		26,87±17,90 ^{bc}		17,62±3,15 ^c		37,53±6,66 ^a	
		GSS	32,04±14,63 ^a		14,14±7,33 ^b		18,39±3,55 ^b		35,38±4,15 ^a	
	M2	PSP	62,94±12,87 ^a	65,02±7,70 ^a	5,62±9,74 ^b	5,98±5,00 ^b	11,82±4,09 ^b	13,00±4,21 ^b	19,62±6,15 ^b	16,01±4,58 ^b
		PSS	67,61±7,23 ^a		8,82±2,22 ^b		10,93±5,17 ^b		12,61±0,16 ^b	
		GSP	61,31±8,62 ^a		3,97±3,46 ^c		17,18±3,34 ^b		17,54±2,16 ^b	
		GSS	68,06±2,23 ^a		6,31±3,03 ^b		11,78±3,70 ^b		13,85±1,65 ^b	
	M3	PSP	40,71±15,99 ^a	25,11±17,40 ^a	32,20±25,07 ^a	33,34±18,22 ^a	13,34±4,58 ^b	18,71±10,35 ^a	13,75±4,66 ^b	22,83±9,51 ^a
		PSS	35,60±15,65 ^a		37,64±10,81 ^a		12,55±3,60 ^b		14,21±1,24 ^b	
		GSP	15,30±12,82 ^b		19,52±17,67 ^b		33,86±9,95 ^a		31,32±9,31 ^a	
		GSS	15,54±14,59 ^b		42,41±15,41 ^a		14,47±9,95 ^b		27,58±4,99 ^b	
	S_T	41,03±22,01^a			17,80±17,21^b		15,78±7,23^b		25,38±11,24^b	

S_T = écosystème. Au sein de chaque station/écosystème et suivant les lignes, les proportions saisonnières/annuelles des taxons portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les proportions des taxons portant des lettres différentes en exposant = différence significative.

- **Cas des principaux genres**

Les principaux genres identifiés dans nos échantillons sont : *Branchiura*, *Dero*, *Pristina*, *Limnodrilus* et *Nais*. En raison du fait que seule la sous-famille des Naidinae a comptabilisé plus de deux genres (*Dero* et *Nais*), les variations des abondances relatives de ces groupes taxonomiques ne diffèrent de celles des sous-familles qu'aux stations R1 et R2 où ont été récoltés les oligochètes du genre *Nais* (tableau XXII). A ces stations, ces oligochètes ont présenté les plus faibles abondances relatives ($2,18 \pm 3,29$ % à R1 et $1,04 \pm 2,44$ % à R2). Ils ne sont apparus que durant la GSS ($6,55 \pm 1,20$ %) à la station R1 et durant la PSP ($2,15 \pm 3,66$) à la station R2.

Tableau XXII : Abondances relatives moyennes des genres d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes

Écosystème	Station	Taxa (%saison / %an)										
		saison	<i>Branchiura</i>		<i>Limnodrilus</i>		<i>Dero</i>		<i>Nais</i>		<i>Pristina</i>	
Ruisseaux	R1	PSP	23,28±11,34 ^{ab}	25,74±9,99 ^{ab}	28,75±29,37 ^a	29,88±13,74 ^a	11,23±3,60 ^b	15,39±7,35 ^b	/	2,18±3,29 ^c	36,74±15,95 ^a	26,81±9,63 ^{ab}
		PSS	29,51±4,02 ^a		29,54±8,50 ^a		15,49±3,05 ^a		/		25,46±10,43 ^a	
		GSP	18,08±10,87 ^a		28,90±7,55 ^a		26,48±3,31 ^a		/		26,53±3,92 ^a	
		GSS	31,44±8,85 ^a		31,63±0,97 ^a		10,14±1,38 ^b		6,55±1,20 ^b		20,24±10,42 ^{ab}	
	R2	PSP	14,60±11,53 ^c	13,20±6,94 ^c	/	/	51,67±4,17 ^a	54,90±4,66 ^a	4,15±3,66 ^c	1,04±2,44 ^d	29,58±4,30 ^b	30,84±3,44 ^b
		PSS	12,02±9,93 ^c		/		58,69±8,92 ^a		/		29,29±1,01 ^b	
		GSP	12,64±6,47 ^c		/		56,82±0,49 ^a		/		30,53±1,62 ^b	
		GSS	13,14±4,91 ^c		/		53,98±0,82 ^a		/		32,88±4,49 ^b	
	R3	PSP	44,86±3,51 ^a	41,84±6,70 ^a	7,11±4,07 ^b	8,32±2,97 ^b	16,99±0,61 ^b	16,50±6,66 ^b	/	/	31,04±8,16 ^a	32,54±4,77 ^a
		PSS	45,63±5,13 ^a		5,48±4,92 ^c		20,21±5,36 ^b		/		28,69±4,69 ^b	
		GSP	32,45±1,18 ^a		10,18±1,15 ^b		23,82±1,67 ^{ab}		/		33,56±0,80 ^a	
		GSS	44,73±5,35 ^a		9,26±0,89 ^b		8,79±2,94 ^b		/		34,83±3,31 ^a	
	R4	PSP	27,25±19,24 ^b	40,95±2,97 ^a	/	10,81±13,61 ^b	43,57±14,43 ^a	31,36±10,27 ^a	/	/	29,17±4,93 ^b	16,88±8,01 ^b
		PSS	49,64±5,22 ^a		8,74±2,93 ^c		25,74±1,83 ^b		/		15,88±0,47 ^{bc}	
		GSP	31,57±5,33 ^a		24,82±1,29 ^a		31,30±2,25 ^a		/		12,31±2,69 ^b	
		GSS	53,92±15,62 ^a		9,44±1,89 ^c		25,06±4,45 ^b		/		11,58±2,08 ^c	
	R5	PSP	53,59±8,94 ^a	36,84±15,01 ^b	0,88±1,52 ^c	3,43±2,93 ^b	17,76±4,80 ^b	31,48±13,49 ^a	/	/	27,69±5,86 ^b	28,25±8,52 ^a
		PSS	33,91±2,96 ^{ab}		2,00±2,83 ^c		40,73±6,69 ^a		/		23,36±0,90 ^b	
		GSP	25,94±7,58 ^a		4,86±0,37 ^b		30,66±1,81 ^a		/		38,54±6,24 ^a	
		GSS	33,92±17,76 ^a		4,99±3,76 ^b		37,75±18,35 ^a		/		23,34±7,92 ^a	
	S_T	31,71±15,90^a			10,49±13,52^b		29,92±16,83^a		0,64±1,97^c		27,07±8,93^a	

Lacs	L1	PSP	14,95±6,92 ^b	12,55±6,87 ^b	11,07±14,51 ^b	8,69±11,49 ^b	42,83±12,00 ^a	42,99±11,45 ^a	/	/	31,14±1,03 ^a	35,77±8,73 ^a
		PSS	16,03±0,91 ^b		3,85±5,44 ^b		46,67±4,71 ^a		/		33,46±9,25 ^a	
		GSP	10,32±9,01 ^b		4,96±5,40 ^b		38,61±11,79 ^a		/		46,11±11,34 ^a	
		GSS	10,69±9,95 ^b		12,11±16,24 ^b		44,55±15,90 ^a		/		32,64±4,45 ^a	
	L2	PSP	14,91±1,17 ^{bc}	10,89±8,05 ^b	10,21±6,70 ^c	8,87±6,40 ^b	50,81±5,25 ^a	45,73±8,12 ^a	/	/	24,07±6,11 ^b	34,51±9,80 ^a
		PSS	7,85±4,04 ^c		3,57±5,05 ^c		55,00±7,07 ^a		/		33,57±2,02 ^b	
		GSP	6,95±1,85 ^b		4,96±4,51 ^b		43,55±0,98 ^a		/		44,53±4,77 ^a	
		GSS	12,36±13,73 ^b		13,44±5,83 ^b		38,92±7,51 ^a		/		35,28±9,99 ^a	
S_T	11,72±7,87^b			8,78±9,10^b		44,36±9,81^a		/		35,14±9,10^a		
Marécages	M1	PSP	47,96±3,58 ^a	32,96±14,30 ^a	7,05±5,25 ^b	14,09±12,45 ^b	10,13±3,74 ^b	15,64±4,87 ^b	/	/	34,87±5,33 ^a	37,30±6,07 ^a
		PSS	34,71±8,24 ^a		5,41±7,64 ^b		15,41±6,50 ^b		/		44,47±9,38 ^a	
		GSP	17,98±8,91 ^b		26,87±17,90 ^{ab}		17,62±3,15 ^b		/		37,53±6,66 ^a	
		GSS	32,04±14,63 ^a		14,14±7,33 ^b		18,39±3,55 ^b				35,38±4,15 ^a	
	M2	PSP	62,94±12,87 ^a	65,02±7,70 ^a	5,62±9,74 ^c	5,98±5,00 ^b	11,82±4,09 ^{bc}	13,00±4,21 ^b		/	19,62±6,15 ^b	16,01±4,58 ^b
		PSS	67,61±7,23 ^a		8,82±2,22 ^b		10,93±5,17 ^b				12,61±0,16 ^b	
		GSP	61,31±8,62 ^a		3,97±3,46 ^c		17,18±3,34 ^b				17,54±2,16 ^b	
		GSS	68,06±2,23 ^a		6,31±3,03 ^b		11,78±3,70 ^b				13,85±1,65 ^b	
	M3	PSP	40,71±15,99 ^a	25,11±17,40 ^a	32,20±25,07 ^a	33,34±18,22 ^a	13,34±4,58 ^b	18,71±10,35 ^a		/	13,75±4,66 ^b	22,83±9,51 ^a
		PSS	35,60±15,65 ^a		37,64±10,81 ^a		12,55±3,60 ^b				14,21±1,24 ^b	
		GSP	15,30±12,82 ^b		19,52±17,67 ^b		33,86±9,95 ^a				31,32±9,31 ^{ab}	
		GSS	15,54±14,59 ^b		42,41±15,41 ^a		14,47±9,95 ^b				27,58±4,99 ^b	
	S_T	41,03±22,01^a			17,80±17,21^b		15,78±7,23^b		/		25,38±11,24^b	

S_T = écosystème. Au sein de chaque station/écosystème et suivant les lignes, les proportions saisonnières/annuelles des taxons portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les proportions des taxons portant des lettres différentes en exposant = différence significative.

- Cas des principaux morphotypes

Il s'agit, dans l'ordre décroissant de représentativité de : *Branchiura* sp. (31,29 %), *Pristina* sp.1 (14,10 %), *Limnodrilus* sp. (13,29 %), *Pristina* sp.2 (13,25 %), *Dero (Dero)* sp.2 (12,00 %), *Dero (Aulophorus)* sp. (8,39 %) et *Dero (Dero)* sp.1 (7,22 %).

Selon le tableau XXIII, *Branchiura* sp. a été le morphotype le plus abondant dans les ruisseaux ($31,71 \pm 15,90$ %) et les marécages ($41,03 \pm 22,01$ %). *Dero (Dero)* sp.2 a dominé dans les lacs ($24,94 \pm 12,15$ %). *Limnodrilus* sp. ($29,88 \pm 13,74$ %) a significativement dominé *Dero (aulophorus)* sp. ($4,58 \pm 2,79$ %), *Dero (Dero)* sp.1 ($4,05 \pm 3,34$ %), *Dero (Dero)* sp.2 ($6,76 \pm 2,35$ %), *Nais* sp. ($2,18 \pm 3,28$ %), *Pristina* sp.1 ($15,42 \pm 6,88$ %) et *Pristina* sp.2 ($11,38 \pm 4,36$ %) à la station R1. Son abondance était comparable à celle de *Branchiura* sp. ($25,74 \pm 9,99$ %) qui, elle-même, n'était pas significativement différente de celle de *Pristina* sp.1. A la station R2, les taxons les plus abondants ont été : *Dero (Dero)* sp.1 ($21,27 \pm 3,81$ %), *Dero (Dero)* sp.2 ($19,11 \pm 4,66$ %), *Pristina* sp.1 ($16,90 \pm 2,41$ %), et *Dero (Aulophorus)* sp. ($14,50 \pm 3,44$ %). Dans les stations R3, R4 et R5, *Branchiura* sp. a été significativement plus abondant ($p < 0,05$) que tous les autres taxons qui se valaient ($p > 0,05$) pour ce paramètre. A la station L1, *Dero (Dero)* sp.2 a eu la plus forte abondance relative ($27,88 \pm ,03$ %). Ce morphotype n'a cependant pas été significativement plus abondant que *Pristina* sp.2 ($18,98 \pm 8,78$ %) et *Pristina* sp1 ($16,78 \pm 4,4$ %). Avec *Pristina* sp.1 ($22,16 \pm 9,32$ %), *Dero* sp3 ($22,01 \pm 15,01$ %) a été significativement abondant que *Limnodrilus* sp. ($8,87 \pm 6,40$ %), *Dero (Dero)* sp.1 ($6,22 \pm 2,91$ %) et *Pristina* sp.2 ($12,34 \pm 6,11$ %). Leurs abondances n'ont pas été significativement différentes de celles de *Dero (Aulophorus)* sp. ($17,44 \pm 9,57$ %) et *Branchiura* sp. ($10,80 \pm 8,05$ %). Le peuplement d'oligochètes a été dominé par *Branchiura* sp. dans les stations M1 et M2 ($32,96 \pm 14,30$ % et $65,02 \pm 7,70$ % respectivement) et par *Limnodrilus* sp. dans la station M3 ($33,34 \pm 18,22$ %).

Le tableau XXII présente également les variations saisonnières des abondances relatives. A la station R1, *Limnodrilus* sp. a dominé *Dero (Aulophorus)* sp., *Dero (Dero)* sp.1, *Dero (Dero)* sp.2, *Nais* sp. et *Pristina* sp.2 à toutes les saisons. Ses abondances ont été comparables à celles de *Branchiura* sp. à toutes les saisons et de *Pristina* sp.1 durant la PSP. A la station R2, excepté *Nais* sp. ($4,15 \pm 3,65$ durant la PSP), les autres taxons ont eu des effectifs comparables à toutes les saisons. *Branchiura* sp. a dominé les autres morphotypes à toutes les saisons à la station R3, pendant les saisons sèches à la station R4 et pendant les PSP et PSS à la station R5. Durant la GSP, *Limnodrilus* sp. ($24,82 \pm 1,29$ %) a été plus abondant à R4 et *Dero (Aulophorus)* sp.1 ($14,57 \pm 1,10$ %), *Dero (Dero)* sp.1 ($9,71 \pm 0,73$ %), *Pristina* sp.1 ($17,36 \pm 8,78$ %) et *Pristina* sp.2 ($21,18 \pm 4,46$ %) à R5. Durant la PSP *Dero (Aulophorus)* sp. ($17,60 \pm 4,94$ %), *Dero (Dero)* sp.1 ($15,68 \pm 7,70$ %), *Pristina* sp. ($16,32 \pm 0,96$ %) ont été les plus abondants à la station R4. Durant la GSS les morphotypes

dominants à la station R5 ont été *Dero (Dero) sp.2* ($25,61 \pm 20,21$ %) et *Pristina sp.2* ($13,70 \pm 8,17$ %). Dans les lacs, *Dero (Dero) sp.2* a dominé à toutes les saisons à la station L1 et durant les PSP, PSS et GSP à la station L2. Durant la GSS, le morphotype le plus abondant à cette station a été *Dero (Dero) sp.* ($27,06 \pm 9,90$ %). Son effectif y a été comparable à celui de *Pristina sp.1* ($18,79 \pm 7,71$ %) et de *Pristina sp.2* ($16,48 \pm 7,71$ %). A la station M1, *Branchiura sp.* a été le plus abondant durant la PSP, Il a codominé avec *Pristina sp.1* ($20,54 \pm 2,33$ %) et *Pristina sp.2* ($23,90 \pm 7,04$ %) durant la PSS. Après *Limnodrilus. sp.*, *Pristina sp.2* ($22,18 \pm 3,10$ %), *Branchiura sp.* ($17,8 \pm 8,91$ %) et *Pristina sp.1* ($15,34 \pm 3,58$ %) ont été les plus abondants durant la GSP. Durant la GSS, *Branchiura sp.* et *Pristina sp.2* ($21,88 \pm 3,28$ %) ont eu les plus fortes abondances relatives. A M2, à l'exception de *Branchiura sp.*, les abondances des autres morphotypes ont été comparables à toutes les saisons. A la station M3, tous les morphotypes ont eu des effectifs équivalents durant la GSP.

Tableau XXIII : Abondances relatives moyennes des morphotypes d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes

Écosystème	Station	Taxa (%saison / %an)																	
		saison	<i>Branchiura</i> sp		<i>Limnodrilus</i> sp		<i>Dero (Aulophorus)</i> sp.		<i>Dero (Dero)</i> sp1		<i>Dero (Dero)</i> sp2		<i>Nais</i> sp.		<i>Pristina</i> sp.1		<i>Pristina</i> sp.2		
Ruisseaux	R1	PSP	23,28± 11,34 ^{ab}	25,74± 9,99 ^{ab}	28,75± 29,37 ^a	29,88± 13,74 ^a	3,75±0,48 ^b		4,58± 2,79 ^b	2,78± 1,29 ^b	4,05± 3,34 ^b	4,71± 2,21 ^b	6,76± 2,35 ^b	/	2,18± 3,28 ^b	22,21± 12,00 ^{ab}	15,42± 6,88 ^b	14,52± 4,01 ^b	11,38± 4,36 ^b
		PSS	29,51± 4,02 ^a		29,54± 8,50 ^a		6,63±3,09 ^b			2,58± 0,50 ^b		6,27± 0,55 ^b		/		9,96± 1,61 ^b			
		GSP	18,08± 10,87 ^{ab}		28,90± 7,55 ^a		7,68±0,77 ^b			9,31± 1,11 ^b		9,48± 2,32 ^b		/		14,60± 2,84 ^b			
		GSS	31,44± 8,85 ^a		31,63± 0,97 ^a		1,78±1,19 ^b			1,80± 1,20 ^b		6,54± 1,19 ^b		6,54± 1,19 ^b		13,68± 1,00 ^b		6,56± 1,27 ^b	
	R2	PSP	14,60± 11,53 ^{ab}	13,20± 6,94 ^{ab}	/	/	19,09±1,70 ^a		14,50± 3,44 ^a	20,35±4,98 ^a	21,27± 3,81 ^a	12,22± 1,39 ^{ab}	19,11± 4,66 ^a	4,15± 3,65 ^b	1,03± 2,44 ^b	17,35± 3,05 ^{ab}	16,90± 2,41 ^a	12,22± 1,39 ^{ab}	13,97± 2,88 ^a
		PSS	12,02± 9,93 ^a		/		14,64±0,50 ^a			22,02±4,20 ^a		22,02± 4,20 ^a		/		14,64± 0,5 ^a			
		GSP	12,64± 6,47 ^a		/		12,64±3,25 ^a			24,20±1,61 ^a		19,97± 1,07 ^a		/		17,95± 2,42 ^a			
		GSS	13,14± 4,91 ^a		/		12,40±1,99 ^a			19,38±3,79 ^a		22,19± 2,28 ^a		/		16,91± 2,52 ^a		15,96± 3,66 ^a	
	R3	PSP	44,86± 3,51 ^a	41,84±	7,11± 4,07 ^b	8,32± 2,97 ^b	5,62±0,80 ^b		5,61±	6,17± 1,45 ^b	6,12±	5,19± 0,28 ^b	4,75± 2,52 ^b	/	/	15,89± 7,23 ^b	17,84±	15,14± 1,14 ^b	14,69±

	PSS	45,63± 5,13 ^a	6,70 ^a	5,48± 4,92 ^b		5,98±0,02 ^b	3,08 ^b	8,73± 1,79 ^b	2,50 ^b	5,49± 3,54 ^b	/		12,46± 3,48 ^b	4,96 ^b	16,22± 8,16 ^b	3,19 ^b	
	GSP	32,45± 1,18 ^a		10,18± 1,15 ^b		9,60±2,61 ^b		8,00± 0,29 ^b		6,21± 3,23 ^b	/		18,70± 2,78 ^b		14,84± 3,51 ^b		
	GSS	44,73± 5,35 ^a		9,26± 0,89 ^{bc}		2,44±0,80 ^c		3,36± 1,54 ^c		2,97± 2,26 ^c	/		21,34± 2,45 ^b		13,48± 3,51 ^{bc}		
R4	PSP	27,25± 19,24 ^a		/		17,60±4,94 ^{ab}		15,68±7,70 ^{ab}		10,28± 2,24 ^b	/		12,85± 5,86 ^b		16,32± 0,96 ^{ab}		
	PSS	49,64± 5,22 ^a		8,74± 2,93 ^b		13,31±1,69 ^b		12,07±1,78 ^b		1,35± 1,91 ^b	/		7,38± 1,01 ^b		8,49± 0,55 ^b		
	GSP	31,57± 5,33 ^a	40,95± 2,97 ^a	24,82± 1,29 ^{ab}	10,81± 13,61 ^b	7,98±0,73 ^b	12,79± 4,25 ^b	7,98± 0,73 ^b	11,93± 4,81 ^b	15,33± 1,83 ^b	/	6,62± 6,87 ^b	6,39± 1,83 ^b	7,93± 4,22 ^b	5,91± 1,40 ^b	8,93± 4,65 ^b	
	GSS	53,92± 15,62 ^a		9,44± 1,89 ^b		13,04±1,48 ^b		12,01±3,77 ^b		/	/		5,68± 2,52 ^b		5,89± 1,09 ^b		
R5	PSP	53,59± 8,94 ^a		0,88± 1,52 ^c		10,07±7,68 ^{bc}		7,68± 2,10 ^{bc}		/	/		11,52± 3,15 ^{bc}		16,25± 2,70 ^b		
	PSS	33,91± 2,96 ^a		2,00± 2,83 ^c		12,81±1,15 ^{bc}		19,36±4,75 ^b		8,54± 0,77 ^{bc}	/		8,54± 0,77 ^{bc}		14,81± 1,67 ^{bc}		
	GSP	25,94± 7,58 ^a	36,84± 15,01 ^a	4,86± 0,37 ^b	3,43± 2,93 ^b	14,57±1,10 ^{ab}	10,22± 4,02 ^b	9,71± 0,73 ^{ab}	8,86± 5,88 ^b	6,36± 2,36 ^b	/	11,55± 15,15 ^b	17,36± 8,78 ^{ab}	11,85± 5,36 ^b	21,18± 4,46 ^a	16,39± 5,72 ^b	
	GSS	33,92± 17,76 ^a		4,99± 3,76 ^b		5,78±1,39 ^b		3,85± 2,63 ^b		25,61± 20,21 ^a	/		9,60± 1,70 ^b		13,70± 8,17 ^{ab}		
S_T	31,71±15,90^a			10,49±13,52^b		9,54±5,22^b		10,44±7,32^b		9,76±9,26^b		0,64±1,97^c		13,99±6,06^b		13,07±4,91^b	

Lacs	L1	PSP	14,95± 6,92 ^{ab}	12,55± 6,87 ^{bc}	11,07± 14,51 ^b	8,69±	9,85±5,61 ^b	10,40± 4,37 ^{bc}	5,40± 2,76 ^b	4,70± 1,68 ^{bc}	27,57± 3,85 ^a	27,88± 8,03 ^a	/	16,88± 0,78 ^{ab}	16,78± 4,34 ^{abc}	14,26± 1,75 ^{ab}	18,98± 8,78 ^{ab}
		PSS	16,03± 0,91 ^{bc}		3,85± 5,44 ^c		7,17±0,72 ^{bc}		5,51± 3,08 ^{bc}		33,97± 90 ^a		15,51± 11,05 ^{bc}			17,94± 1,81 ^b	
		GSP	10,32± 9,01 ^b		4,96± 5,40 ^b		11,54±4,01 ^b		4,24± 0,71 ^b		22,81± 7,76 ^{ab}		15,11± 2,68 ^b			30,99± 9,63 ^a	
		GSS	10,69± 9,95 ^b		12,11± 16,24 ^b		11,56±5,28 ^b		4,11± 0,43 ^b		28,86±11,63 ^a		18,60± 3,85 ^{ab}			14,03± 4,21 ^b	
	L2	PSP	14,91± 1,17 ^b	10,89± 8,05 ^{ab}	10,21± 6,70 ^b	8,87± 6,40 ^b	17,29±1,19 ^{ab}	17,44± 9,57 ^{ab}	3,45± 0,23 ^b	6,27± 2,91 ^b	30,05± 3,85 ^a	22,01± 15,01 ^a	/	15,91± 6,19 ^b	22,16± 9,32 ^a	8,15± 2,57 ^b	12,34± 6,11 ^{ab}
		PSS	7,85± 4,04 ^{bc}		3,57± 5,05 ^c		6,78±4,54 ^{bc}		7,85± 4,04 ^{bc}		40,35± 6,56 ^a		19,64± 7,57 ^b			13,92± 5,55 ^{bc}	
		GSP	6,95± 1,85 ^b		4,96± 4,51 ^b		11,88±0,20 ^b		5,91± 2,89 ^b		25,75± 1,97 ^a		34,58± 6,97 ^a			9,95± 4,73 ^b	
		GSS	12,36± 13,73 ^b		13,44± 5,83 ^b		27,06±9,90 ^a		7,85± 2,65 ^{bc}		4,00± 8,00 ^b		18,79± 5,36 ^{ab}			16,48± 7,71 ^{abc}	
	ST	11,72±7,87^{ab}			8,78±9,10^b		13,92±8,11^{ab}		5,48±2,46^b		24,94±12,15^a		/	19,47±7,62^{ab}		15,66±8,13^{ab}	
	Marécages	M1	PSP	47,96± 3,58 ^a	32,96± 14,30 ^a	7,05± 5,25 ^c	14,09± 12,45 ^{bc}	3,07±0,47 ^c	5,26± 2,01 ^c	1,22± 0,49 ^c	2,09± 1,00 ^c	5,82± 2,79 ^c	8,27± 2,75 ^c	/	11,72± 2,77 ^{bc}	14,71± 3,72 ^{bc}	23,13± 2,59 ^b
PSS			34,71± 8,24 ^a	5,41± 7,64 ^b		5,57±1,23 ^b		3,57± 1,23 ^b		8,25± 4,03 ^b		23 ;9± 7,04 ^a					
GSP			17,98± 8,91 ^{ab}	26,87± 17,90 ^a		6,75±1,37 ^b		2,19± 0,55 ^b		8,67± 1,80 ^b		15,34± 3,58 ^{ab}		22,18± 3,10 ^a			

	GSS	32,04± 14,63 ^a		14,14± 7,33 ^b		6,63±1,26 ^b		1,93± 0,75 ^b		9,82± 2,39 ^b	/		13,56± 1,23 ^b		21,81± 3,28 ^{ab}		
M2	PSP	62,94± 12,87 ^a	65,02± 7,70 ^a	5,62± 9,74 ^b	5,98± 5,00 ^b	3,47±1,60 ^b	3,36± 1,26 ^b	3,97± 2,71 ^b	4,44± 1,84 ^b	4,37± 0,70 ^b	5,17± 2,27 ^b	/	/	9,95± 2,92 ^b	7,14± 2,77 ^b	9,65± 3,24 ^b	8,86± 1,96 ^b
	PSS	67,61± 7,23 ^a		8,82± 2,22 ^b		1,95±0,18 ^b		3,90± 0,37 ^b		5,07± 4,60 ^b		/		5,71± 2,19 ^b		6,89± 2,03 ^b	
	GSP	61,31± 8,62 ^a		3,97± 3,46 ^b		4,80±0,72 ^b		4,80± 0,72 ^b		7,55± 1,91 ^b		/		8,54± 1,47 ^b		9,00± 0,68 ^b	
	GSS	68,06± 2,23 ^a		6,31± 3,03 ^b		2,92±0,36 ^b		4,80± 2,53 ^b		4,05± 1,05 ^b		/		4,71± 0,59 ^b		9,14± 1,45 ^b	
M3	PSP	40,71± 15,99 ^a	25,11± 17,40 ^{ab}	32,20± 25,07 ^a	33,34± 18,22 ^a	3,70±1,16 ^b	4,62± 3,27 ^c	4,14± 1,95 ^b	5,31± 3,53 ^c	5,48± 1,74 ^b	8,77± 4,78 ^c	/	/	7,66± 2,45 ^b	13,55± 7,23 ^{bc}	6,08± 2,26 ^b	9,27± 3,18 ^c
	PSS	35,60± 15,65 ^a		37,64± 10,81 ^a		3,55±0,31 ^b		5,44± 2,97 ^b		3,55± 0,31 ^b		/		6,16± 0,71 ^b		8,05± 1,95 ^b	
	GSP	15,30± 12,82 ^a		19,52± 17,67 ^a		9,11±3,96 ^a		10,15±2,68 ^a		14,59± 4,97 ^a		/		22,00± 6,27 ^a		9,31± 3,10 ^a	
	GSS	15,54± 14,59 ^b		42,41± 15,41 ^a		2,49±0,48 ^b		2,49± 0,48 ^b		9,48± 1,33 ^b		/		15,33± 3,87 ^b		12,24± 1,76 ^b	
S_T	41,03±22,01^a			17,80±17,21^b		4,42±2,40^{bc}		3,95±2,68^c		7,40±3,71^{bc}		/		11,80±5,88^{bc}		13,57±7,04^{bc}	

S_T = écosystème. Au sein de chaque station/écosystème et suivant les lignes, les proportions saisonnières/annuelles des taxons portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les proportions des taxons portant des lettres différentes en exposant = différence significative ; *Dero (Au.)* = *Dero (Aulophorus)* ; *Dero (D.)* = *Dero (Dero)* ; *Dero (Al.)* = *Dero (Allodero)*.

III.1.3.2.7. Variations intra-sites et intra-écosystème des abondances relatives des groupes fonctionnels d'oligochètes

- Groupes trophiques répertoriés

Le tableau XXIV montre que les herbivores ont été aussi abondants que les détritivores dans les ruisseaux et les marécages ($p > 0,05$) mais plus abondant dans les lacs ($p < 0,05$). Dans les stations R1 et R3, ces groupes d'organismes ont obtenu des abondances équivalentes peu importe la saison. A la station R2, les herbivores ont été plus abondants à toutes les saisons ($p < 0,05$). A R4, les herbivores ont dominé durant la PSP ($72,74 \pm 19,23$ %). Ils ont codominé avec les détritivores durant la PSP et la GSP et en grande partie remplacés par ces derniers durant la GSS ($63,36 \pm 5,19$ %). A la station R5, les deux groupes ont codominé durant la PSP et les herbivores ont été plus abondants durant le reste de saison ($p < 0,05$). Dans les lacs, les herbivores ont dominé à toutes les saisons ($p < 0,05$). Les détritivores ont été aussi abondants que les herbivores à M1, plus abondants à toutes les saisons à M2 ainsi que durant les PSP, PSS et GSS à M3 ($p < 0,05$).

Tableau XXIV : Abondances relatives moyennes des groupes trophiques d'oligochètes au sein des stations et des écosystèmes

Écosystème	Station	Groupes trophiques (%saison / %an)				
		saison	Détritivore		Herbivore	
Ruisseaux	R1	PSP	52,03±19,37 ^a	55,61±11,20 ^a	47,97±19,37 ^a	44,38±11,20 ^a
		PSS	59,05±4,48 ^a		40,95±4,48 ^a	
		GSP	46,98±6,72 ^a		53,02±6,72 ^a	
		GSS	63,07±1,95 ^a		36,93±1,95 ^b	
	R2	PSP	14,61±11,52 ^b	13,19±6,94 ^b	85,39±11,52 ^a	86,80±6,94 ^a
		PSS	12,02±9,93 ^b		87,98±9,93 ^a	
		GSP	12,64±6,46 ^b		87,36±6,46 ^a	
		GSS	13,14±4,90 ^b		86,86±4,90 ^a	
	R3	PSP	51,96±7,57 ^a	50,95±7,34 ^a	48,04±7,57 ^a	49,04±7,34 ^a
		PSS	51,11±10,04 ^a		48,89±10,04 ^a	
		GSP	42,62±2,32 ^a		57,38±2,32 ^a	
		GSS	56,37±3,56 ^a		43,63±3,56 ^a	
	R4	PSP	27,25±19,23 ^b	51,76±17,48 ^a	72,75±19,23 ^a	48,23±17,48 ^a
		PSS	58,37±2,29 ^a		41,63±2,29 ^a	
		GSP	56,39±4,87 ^a		43,61±4,87 ^a	
		GSS	63,36±5,13 ^a		36,64±5,13 ^b	
	R5	PSP	54,47±10,36 ^a	40,27±15,42 ^a	45,53±10,36 ^a	59,72±15,42 ^a
		PSS	35,91±5,78 ^b		64,09±5,78 ^a	
		GSP	30,81±7,71 ^b		69,19±7,71 ^a	
		GSS	38,91±21,06 ^b		61,09±21,06 ^a	
St				42,36±19,65^a	57,64±19,65^a	

Lacs	L1	PSP	26,02±12,93 ^b	21,23±13,50 ^b	73,98±12,93 ^a	78,76±13,50 ^a	
		PSS	19,87±4,53 ^b		80,13±4,53 ^a		
		GSP	15,27±13,39 ^b		84,73±13,39 ^a		
		GSS	22,81±19,18 ^b		77,19±19,18 ^a		
	L2	PSP	25,11±6,28 ^b	19,76±9,84 ^b	74,89±6,28 ^a	80,23±9,84 ^a	
		PSS	11,42±9,09 ^b		88,58±9,09 ^a		
		GSP	11;91±5,22 ^b		88,09±5,22 ^a		
		GSS	25,79±9,89 ^b		74,21±9,89 ^a		
	St			20,50±11,58^b	79,50±11,58^a		
	Marécages	M1	PSP	55,01±8,81 ^a	47,05±9,76 ^a	44,99±8,81 ^a	52,94±9,76 ^a
			PSS	40,13±15,88 ^a		89,87±15,88 ^a	
			GSP	44,86±9,18 ^a		55,14±9,18 ^a	
GSS			46,23±7,52 ^a	53,77±7,52 ^a			
M2		PSP	68,57±9,63 ^a	70,99±7,17 ^a	31,43±9,63 ^b	29,00±7,17 ^b	
		PSS	76,46±5,00 ^a		23,54±5,00 ^b		
		GSP	65,28±5,29 ^a		34,72±5,29 ^b		
		GSS	74,38±5,12 ^a		25,62±5,12 ^b		
M3		PSP	72,91±9,18 ^a	58,45±18,53 ^a	27,09±9,18 ^b	41,54±18,53 ^a	
		PSS	73,23±4,84 ^a		26,77±4,84 ^b		
		GSP	34,82±19,26 ^b		65,18±19,26,84 ^a		
		GSS	57,95±5,83 ^a		42,05±4,84 ^a		
St			58,83±15,88^a	41,17±15,88^a			

- **Habitats ou biotopes (Tableau XXV).**

Dans toutes les stations des ruisseaux, exceptée R2, les oligochètes endobenthiques ont été significativement plus abondants que les autres ($p < 0,05$). A R2, le groupe d'individus épibenthiques ont nettement dominé ($p < 0,05$). Ils ont également été les plus abondants avec les oligochètes épiphytes dans les stations L1 et L2 des lacs. Dans les stations M2 et M3 des marécages les individus endobenthiques ont été significativement plus abondants que les autres ($p < 0,05$). A la station M1, ils ont dominé avec les oligochètes épiphytes.

Les communautés d'oligochètes ont été essentiellement représentées par des taxons endobenthiques à toutes les saisons dans les stations R1, R3 des ruisseaux, et à la station M2 des marécages. De même, les oligochètes endobenthiques ont dominé, parfois avec les oligochètes épiphytes, à toutes les saisons dans les stations des lacs. A la station R2, le peuplement d'oligochètes a été constitué essentiellement des espèces endobenthiques durant les PSS, GSP et GSS ($p < 0,05$). Ils y ont été remplacés par les oligochètes épibenthiques durant la PSP ($p < 0,05$). A la station M2, les oligochètes endobenthiques et les oligochètes épiphytes ont eu des effectifs équivalents durant les PSS, GSP et GSS ($p > 0,05$). A la station M3, les taxons endobenthiques ont été les plus abondantes à toutes les saisons, excepté durant la GSP lorsqu'elles ont eu des effectifs comparables avec les espèces épibenthiques et épiphytes.

Tableau XXV : Abondances relatives moyennes des oligochètes des différents biotopes au sein des stations et des écosystèmes

Écosystème	Station	Biotopes (%saison / %an)						
		saison	Endobenthique		Epibenthique		Epiphyte	
Ruisseaux	R1	PSP	52,03±19,37 ^a	55,61±11,20 ^a	11,23±3,60 ^c	17,57±6,34 ^b	36,74±15,95 ^b	26,81±9,63 ^b
		PSS	59,05±4,48 ^a		15,49±3,05 ^b		25,46±10,43 ^b	
		GSP	46,98±6,72 ^a		26,48±3,31 ^b		26,53±3,92 ^b	
		GSS	63,07±1,95 ^a		16,69±2,15 ^b		20,24±10,42 ^b	
	R2	PSP	14,60±11,52 ^c	13,19±6,94	55,82±7,81 ^a	55,94±5,08 ^b	29,58±4,30 ^b	30,84±3,44 ^a
		PSS	12,02±9,93 ^c		58,69±8,92 ^a		29,29±1,01 ^b	
		GSP	12,64±6,46 ^c		56,82±0,49 ^a		30,53±1,62 ^b	
		GSS	13,14±4,90 ^c		53,98±0,82 ^a		32,88±4,49 ^b	
	R3	PSP	51,96±7,57 ^a	50,95±7,34	16,99±0,61 ^c	16,50±6,66 ^b	31,04±8,16 ^b	32,54±4,77 ^a
		PSS	51,10±10,04 ^a		20,21±5,36 ^b		28,69±4,69 ^b	
		GSP	42,62±2,32 ^a		23,82±1,67 ^b		33,56±0,80 ^{ab}	
		GSS	56,37±3,56 ^a		8,79±2,94 ^c		34,83±3,31 ^b	
	R4	PSP	27,25±19,23 ^b	51,76±17,48	43,57±14,43 ^a	31,36±10,27 ^a	29,17±4,93 ^b	16,88±8,01 ^b
		PSS	58,37±2,29 ^a		25,74±1,83 ^b		15,88±0,47 ^b	
		GSP	56,39±4,87 ^a		31,30±2,25 ^b		12,31±2,69 ^c	
		GSS	63,36±5,13		25,06±4,45 ^b		11,58±2,08 ^c	
	R5	PSP	54,47±10,36 ^a	40,27±15,42	17,76±4,80 ^b	31,48±13,49 ^a	27,69±5,86 ^b	28,25±8,52 ^a
		PSS	35,90±5,78 ^{ab}		40,73±6,69 ^a		23,36±0,90 ^b	
		GSP	30,80±7,71 ^a		30,66±1,81 ^a		38,54±6,24 ^a	
		GSS	38,90±21,06 ^a		37,75±18,35 ^a		23,34±7,92 ^b	
	S_T	42,36±19,65^a			24,52±10,27^b		27,07±8,73^b	

Lacs	L1	PSP	26,02±12,93 ^b	21,23±13,50 ^b	42,83±12,00 ^a		42,99±11,45 ^a	31,14±1,03 ^{ab}	35,77±8,73 ^a
		PSS	19,87±4,53 ^b		46,67±4,71 ^a			33,46±9,25 ^a	
		GSP	15,27±13,39 ^b		38,61±11,79 ^a			46,11±11,34 ^a	
		GSS	22,80±19,18 ^b		44,55±15,90 ^a			32,64±4,45 ^{ab}	
	L2	PSP	25,11±6,28 ^b	19,76±9,84 ^b	50,81±5,25 ^a		45,73±8,12 ^a	24,07±6,11 ^b	34,51±9,80 ^a
		PSS	11,42±9,09 ^c		55,00±7,07 ^a			33,57±2,02 ^b	
		GSP	11,91±5,22 ^b		43,55±0,98 ^a			44,53±4,77 ^a	
		GSS	25,79±9,89 ^a		38,92±7,51 ^a			35,28±9,99 ^a	
S_T	20,50±11,58^b			44,36±9,81^a			35,14±9,10^a		
Marécages	M1	PSP	55,00±8,81 ^a	47,05±9,76 ^a	10,13±3,74 ^c		15,64±4,87 ^b	34,87±5,33 ^b	37,30±6,07 ^a
		PSS	40,12±15,88 ^a		15,41±6,50 ^b			44,47±9,38 ^a	
		GSP	44,80±9,18 ^a		17,62±3,15 ^b			37,53±6,66 ^a	
		GSS	46,22±7,52 ^a		18,39±3,55 ^b			35,38±4,15 ^a	
	M2	PSP	68,56±9,63 ^a	70,99±7,17	11,82±4,09 ^b		13,00±4,21 ^b	19,62±6,15 ^b	16,01±4,58 ^b
		PSS	76,45±5,00 ^a		10,93±5,17 ^b			12,61±0,16 ^b	
		GSP	65,27±5,29 ^a		17,18±3,34 ^b			17,54±2,16 ^b	
		GSS	74,37±5,12 ^a		11,78±3,70 ^b			13,85±1,65 ^b	
	M3	PSP	72,90±9,18 ^a	58,45±18,53 ^a	13,34±4,58 ^b	18,71±10,35 ^b	13,75±4,66 ^b		22,83±9,51 ^b
		PSS	73,23±4,84 ^a		12,55±3,60 ^b		14,21±1,24 ^b		
		GSP	34,81±19,26 ^a		33,86±9,95 ^a		31,32±9,31 ^a		
		GSS	57,95±5,83 ^a		14,47±9,95 ^b		27,58±4,99 ^b		
	S_T	58,83±15,88^a			15,78±7,23^b			25,38±11,24^b	

S_T = écosystème. Au sein de chaque station/écosystème et suivant les lignes, les proportions saisonnières/annuelles des biotopes portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les proportions des groupes trophiques portant des lettres différentes en exposant = différence significative.

III.1.3.2.8. Densité surfacique des oligochètes (Tableau XXVI)

Dans les stations des ruisseaux, les densités surfaciques moyennes des oligochètes du genre *Branchiura* ont varié entre 13 ± 4 ind/m² (à R3 durant la PSP) et 1 ± 1 ind/m² (à R2 durant la PSS). Dans ces milieux, les oligochètes du genre *Limnodrilus* ont présenté des valeurs de densités moyennes comprises entre 8 ± 10 ind/m² (à R1 durant la PSP) et 0 ind/m² à R1 (à R2 à toutes les saisons et à R4 durant la PSP). Le genre *Dero* a affiché dans ces stations, des valeurs de densité surfacique moyenne allant de 2 ± 0 ind/m² (à R1 durant la PSS) à 7 ± 2 (à R3 durant la GSP). Le genre *Nais* n'a été récolté que dans les stations R1 (durant la GSS) et R2 (durant la PSS) où il a présenté une densité moyenne de 1 ± 1 ind/m². La densité des oligochètes du genre *Pristina* dans les stations des ruisseaux, quant à elle, a oscillé entre 9 ± 2 ind/m² (à R3 durant la GSP) et 2 ± 1 (à R4 durant la GSS, et à R5 durant la PSS, la GSP et la GSS). Le genre *Eiseneilla* et le genre non déterminé de Lumbriculidae ont été présents à R3 durant la GSS à une densité moyenne de 1 ± 1 ind/m². Au sein de toutes ces stations, ce paramètre n'a cependant pas varié significativement d'une saison à l'autre ($p > 0,05$).

Dans les lacs, les valeurs moyennes de densité surfacique de *Branchiura* ont varié entre 2 ± 1 ind/m² (à L1 durant la PSP, la PSS et à L2 durant la PSP) et 1 ± 1 ind/m² (à L1 durant la GSP, la GSS et à L2 durant la PSS). Celles de *Limnodrilus* ont varié entre 2 ± 1 ind/m² (à L1 durant la PSP) et 1 ± 1 ind/m² à pratiquement toutes les saisons dans les autres stations. Les valeurs moyennes de densité surfacique des oligochètes du genre *Dero* ont oscillé entre 5 ± 1 ind/m² (à L2 durant la PSP et la PSS) et 2 ± 1 ind/m² (à L2 durant la GSS). Le genre *Pristina* a présenté des valeurs de densité comprises entre 5 ± 1 ind/m² (à L2 durant la GSP) et 3 ± 1 ind/m² (durant la GSP, la GSS et à L2 durant la PSP et la PSS). Dans ces stations non plus, les variations saisonnières de densité surfacique n'ont été significatives ($p > 0,05$).

Dans les stations des marécages, les oligochètes appartenant au genre *Branchiura* ont présenté des valeurs de densité comprises entre 19 ± 10 ind/m² obtenue à M2 durant la PSP et 2 ± 2 ind/m² (à M3 durant la GSS). Les valeurs de densité de *Limnodrilus* ont fluctué 19 ± 1 ind/m² (à M3 durant la PSP) à 1 ± 1 ind/m² (à M2 durant la GSP). Les individus du genre *Dero* ont présenté des valeurs de densité moyenne comprises entre 6 ± 1 ind/m² (à M2 durant la PSP) et 2 ± 1 ind/m² (à M2 durant la PSS et à M3 durant la GSS). Les oligochètes du genre *Pristina* ont présenté des densités surfaciques allant de 11 ± 3 ind/m² (à M1 durant la PSP) à 3 ± 0 ind/m² (à M3 durant la PSS). Des variations saisonnières significatives n'ont été observées qu'à la station M3 des marécages, où les densités surfaciques des oligochètes du genre *Branchiura* obtenues durant la PSP ont été significativement plus importantes que celles obtenues durant la GSP et la GSS ($p < 0,05$). Celles obtenues durant la PSS n'étaient pas différentes des autres ($p > 0,05$), les oligochètes du genre *Limnodrilus* ont été significativement plus denses durant la PSP qu'à la GSS ($p < 0,05$), les valeurs obtenues durant la PSS et la GSS étant comparables à celles obtenues aux autres saisons ($p > 0,05$).

Tableau XXVI : Valeurs moyennes des densités surfaciques des oligochètes

Ecosystèmes	Stations	Saisons	Taxa (densité surfacique en ind/m ²)						
			<i>Branchiura</i>	<i>Limnodrilus</i>	<i>Dero</i>	<i>Nais</i>	<i>Pristina</i>	<i>Eiseniella</i>	Lumbriculidae nd
Ruisseaux	R1	PSP	5±2 ^a	8±10 ^a	3±1 ^a	0	7±2 ^a	0	0
		PSS	4±1 ^a	4±2 ^a	2±0 ^a	0	4±1 ^a	0	0
		GSP	3±2 ^a	4±1 ^a	4±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0
		GSS	5±2 ^a	4±1 ^a	2±1 ^a	1±1	3±1 ^a	0	0
	R2	PSP	2±2 ^a	0	6±1 ^a	1±1	4±1 ^a	0	0
		PSS	1±1 ^a	0	4±1 ^a	0	2±0 ^a	0	0
		GSP	2±1 ^a	0	6±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0
		GSS	2±1 ^a	0	6±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0
	R3	PSP	13±4 ^a	3±2 ^a	5±2 ^a	0	9±1 ^a	0	0
		PSS	9±3 ^a	2±2 ^a	4±1 ^a	0	6±1 ^a	0	0
		GSP	9±1 ^a	3±0 ^a	7±2 ^a	0	9±2 ^a	0	0
		GSS	11±2 ^a	3±1 ^a	3±1 ^a	0	8±1 ^a	1±1	1±1
	R4	PSP	5±4 ^a	0	6±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0
		PSS	7±2 ^a	2±1 ^a	4±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		GSP	7±2 ^a	6±1 ^a	7±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		GSS	6±2 ^a	2±3 ^a	3±1 ^a	0	2±1 ^a	0	0
	R5	PSP	6±3 ^a	1±1 ^a	2±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		PSS	3±1 ^a	1±1 ^a	4±1 ^a	0	2±1 ^a	0	0
		GSP	2±1 ^a	1±0 ^a	3±1 ^a	0	2±1 ^a	0	0
		GSS	3±2 ^a	1±1 ^a	3±1 ^a	0	2±1 ^a	0	0

Lacs	L1	PSP	2±1 ^a	2±2 ^a	4±2 ^a	0	3±2 ^a	0	0
		PSS	2±1 ^a	1±1 ^a	5±0 ^a	0	3±2 ^a	0	0
		GSP	1±1 ^a	1±1 ^a	3±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		GSS	1±1 ^a	1±2 ^a	4±2 ^a	0	3±1 ^a	0	0
	L2	PSP	2±1 ^a	1±1 ^a	5±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		PSS	1±1 ^a	1±1 ^a	5±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		GSP	1±1 ^a	1±1 ^a	5±1 ^a	0	5±1 ^a	0	0
		GSS	1±2 ^a	1±1 ^a	2±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
Marécages	M1	PSP	15±6 ^a	3±3 ^a	3±1 ^a	0	11±3 ^a	0	0
		PSS	8±5 ^a	2±2 ^a	3±1 ^a	0	9±2 ^a	0	0
		GSP	5±2 ^a	8±7 ^a	5±1 ^a	0	10±2 ^a	0	0
		GSS	8±5 ^a	3±2 ^a	4±1 ^a	0	8±1 ^a	0	0
	M2	PSP	19±10 ^a	2±3 ^a	4±1 ^a	0	6±1 ^a	0	0
		PSS	12±3 ^a	2±1 ^a	2±1 ^a	0	3±1 ^a	0	0
		GSP	14±4 ^a	1±1 ^a	4±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0
		GSS	16±3 ^a	2±1 ^a	3±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0
	M3	PSP	18±2 ^a	19±9 ^a	6±1 ^a	0	7±1 ^a	0	0
		PSS	7±4 ^{ab}	7±2 ^{ab}	3±1 ^a	0	3±0 ^a	0	0
		GSP	3±2 ^b	4±4 ^b	5±1 ^a	0	5±1 ^a	0	0
		GSS	2±2 ^b	7±4 ^{ab}	2±1 ^a	0	4±1 ^a	0	0

III.1.3.2.9. Mesure de la diversité des peuplements d'oligochètes

Les indices de diversité de Shannon-Weaver et de l'équitabilité de Pielou ont été calculés pour la période d'étude. Les plus fortes et faibles valeurs (figure 28) ont respectivement été relevées à R2 (1,70 - 1,87 bits/ind et 0,82 - 0,90) et M2 (0,85 - 1,47 et 0,41 - 0,71). Celles-ci ont été significativement différentes de celles des autres stations appartenant à leurs types d'écosystèmes. Ces deux indices ont été significativement plus faibles pour les marécages que pour les lacs et les ruisseaux ($p < 0,05$). Les plus faibles et fortes médianes de ces indices ont respectivement été relevées durant la GSP et la PSP dans les écosystèmes ruisseaux et marécageux et durant la PSP et la PSS dans les écosystèmes lacustres. Il n'existe cependant pas de différence significative entre les valeurs saisonnières de ces indices dans les lacs ($p < 0,05$) ; ce qui n'est pas le cas des ruisseaux et les marécages où les valeurs ont été significativement plus fortes à la GSP ($p < 0,05$).

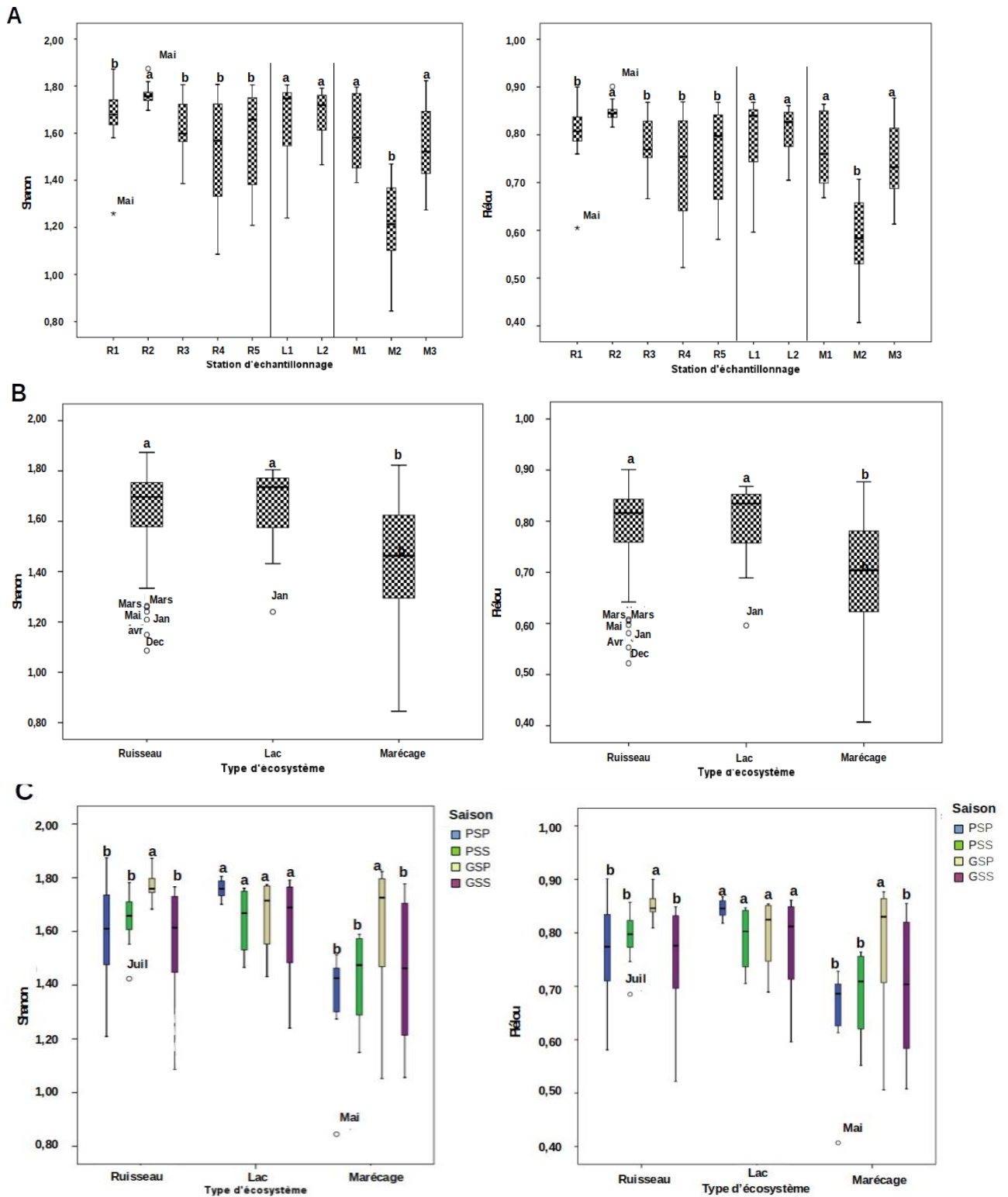


Figure 29 : Variation spatiale (A, B) et saisonnière (C) des valeurs des indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou enregistrées pendant la période d'étude.

R1-2 = Ruisseau Nkié 1 et 2 ; R3-5 = Ruisseau Biyéme 1-3 ; L1 = Lac Municipal ; L2 = Lac Obili ; L3 = Lac Municipal annexe ; M1 = Marécage Tsinga ; M2 = Marécage Ekounou ; M3 = Marécage Ngoa Ekellé ; GSS = Grande saison sèche ; GSP = Grande saison des pluies ; PSS = Petite saison sèche ; PSP = Petite saison des pluies.

III.1.3.2.10. Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments

Dans le cadre de cette étude, l'indice oligochète de bio-indication des sédiments n'a été calculé que dans les ruisseaux et les marécages. Durant toute la période d'étude, les valeurs de cet indice ont oscillé entre 3,96 (R1 au mois d'août) et 0,61 (R4 au mois de mars). A l'exception de R2 où 50 % des eaux échantillonnées ont rendu des valeurs de l'IOBS comprises entre 1 et 2, toutes les autres stations ont la plupart du temps présenté un IOBS < 1. Ce paramètre a été significativement plus élevé à R2 que dans les autres stations des ruisseaux ($p < 0,05$). Dans les marécages, il a été significativement plus bas à M2 ($p < 0,05$). L'IOBS était significativement plus élevé dans les ruisseaux que dans les marécages ($p < 0,05$). Les graphiques des variations saisonnières (Figure 29) montrent que la plus forte valeur médiane de cet indice a été obtenue durant la GSP et la plus faible durant la PSS, ceci aussi bien dans les ruisseaux que dans les marécages. Ces différences ne sont cependant pas significatives ($n > 0,05$).

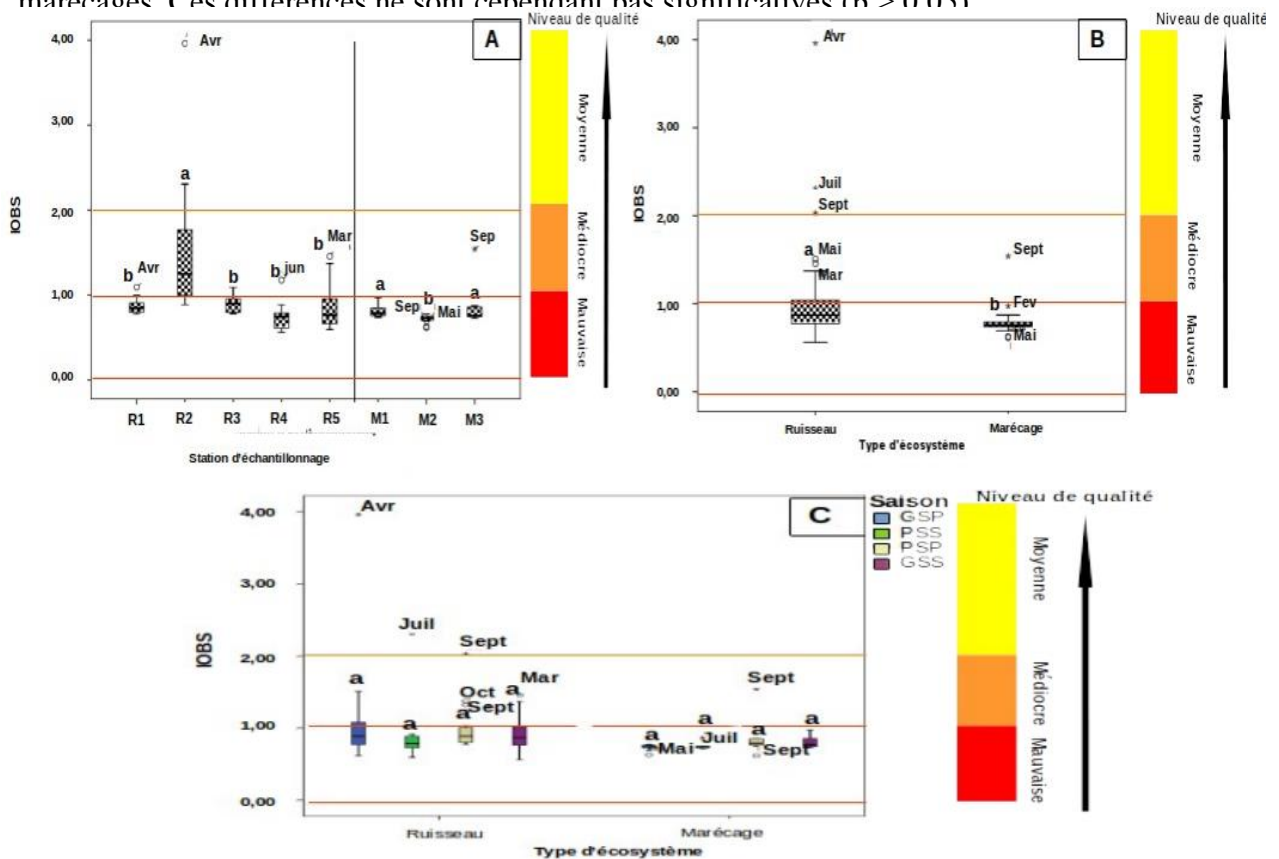


Figure 30 : Variation spatiale (A, B) et saisonnière (C) des valeurs de l'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments enregistrées pendant la période d'étude.

R1-2 = Ruisseau Nkié 1 et 2 ; R3-5 = Ruisseau Biyéme 1-3 ; L1 = Lac Municipal L2 = Lac Obili ; L3 = Lac Municipal annexe ; M1 = Marécage Tsinga ; M2 = Marécage Ekounou ; M3 = Marécage Ngoa Ekellé ; GSS = Grande saison sèche ; GSP = Grande saison des pluies ; PSS = Petite saison sèche ; PSP = Petite saison des pluies.

II.1.3.4. Typologie biotique des stations

La caractérisation des stations sur la base des peuplements d'oligochètes est présentée par la figure 30. Les niveaux de variance totale expliquée par les deux premiers axes factoriels sont de 83,32 % pour F1 et 16,68 % pour F2. Trois grands groupes assez diffus de sites d'étude correspondant aux différents types écosystèmes sont visualisés sur le graphique ; en effet, la frontière entre les lacs et les ruisseaux est floue. Celle entre les ruisseaux et les marécages l'est moins. Par contre, la limite entre les marécages et les lacs est très claire. Les ruisseaux se sont distingués par la présence des *Eiseniella* et *Lumbriculidae*, les plus fortes abondances des genres *Dero* et *Nais*, et des abondances moins fortes des genres *Pristina* et *Limnodrilus*. Les marécages ont été caractérisés par les plus fortes abondances des genres *Branchiura*, *Pristina* et *Limnodrilus*.

Les lacs, quant à eux, n'ont été caractérisés par aucun genre d'oligochètes.

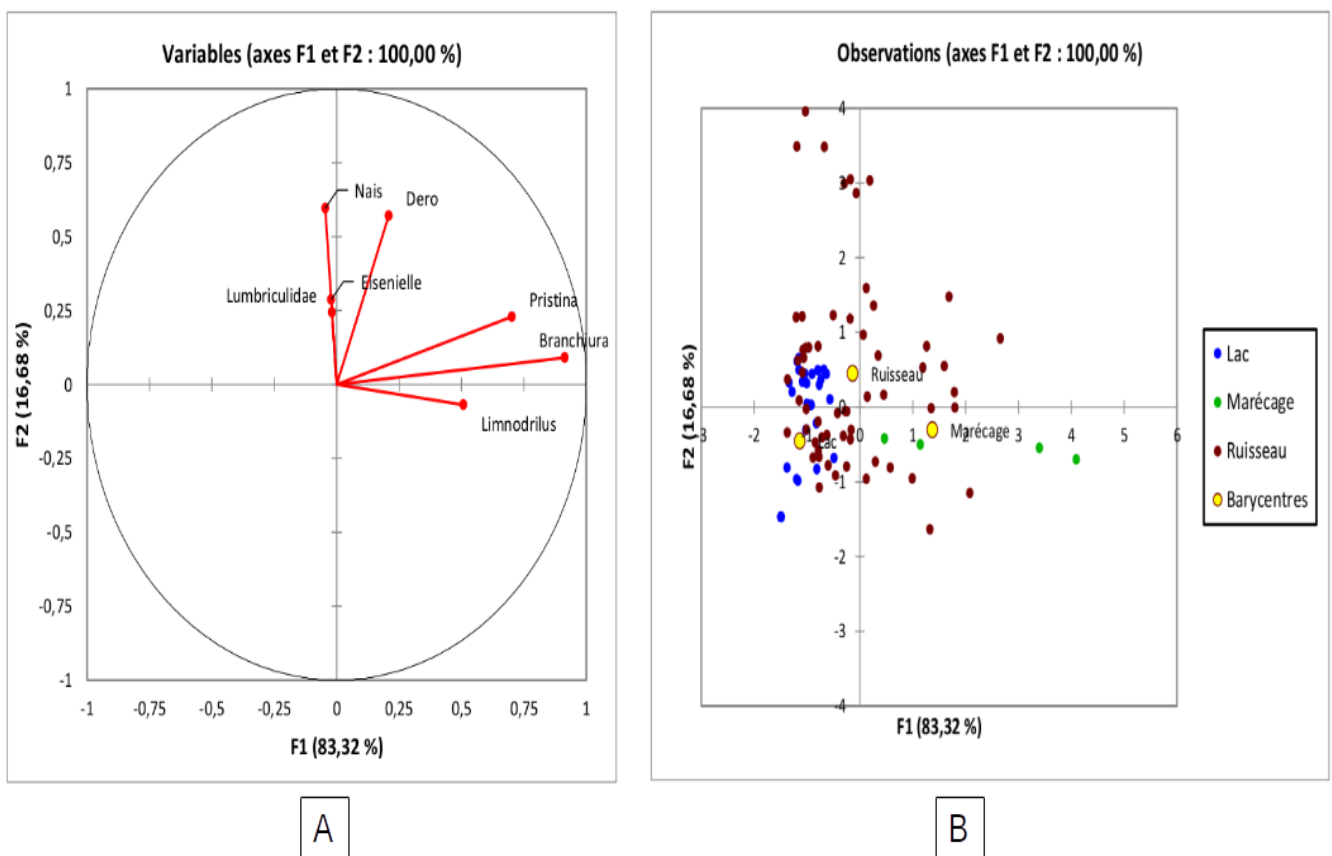


Figure 31 : Résultat de l'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) effectuée sur les variables biologiques mesurées dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude ;

A : carte de distribution des variables descriptives ; B : Biplot montrant la distribution des stations.

III.1.4. Influence des paramètres environnementaux sur les communautés d'oligochètes étudiées

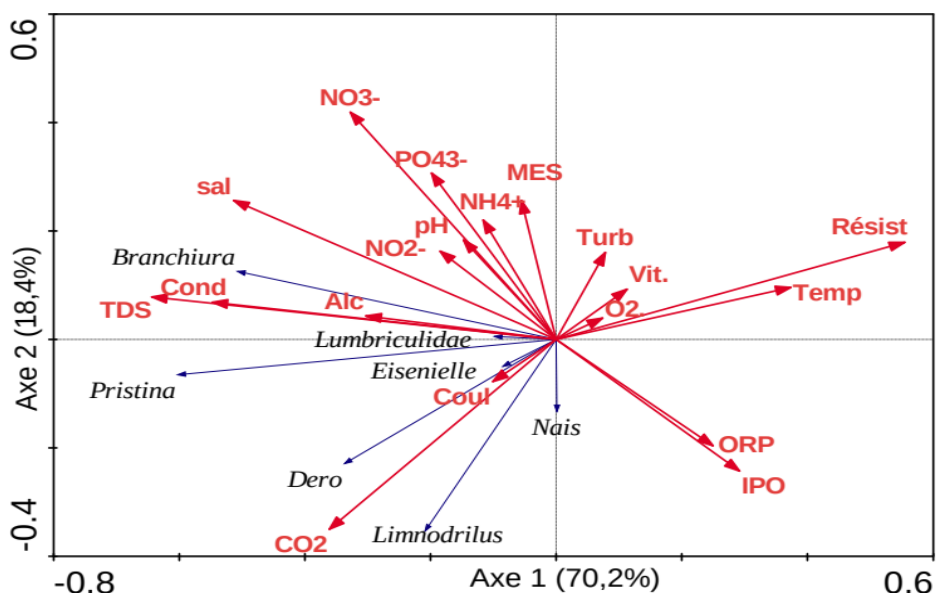
III.1.4.1. Facteurs physico-chimiques influençant la distribution des taxons d'oligochètes

Afin de mettre en évidence l'influence potentielle des paramètres physico-chimiques sur la distribution des oligochètes récoltés, une analyse Canonique de Redondance (ACR) a été réalisée.

Le tableau XXVII montre que la corrélation entre les oligochètes récoltés et les paramètres environnementaux est plus forte (0,59) sur l'axe 1 que sur les axes 2 et 3 où elle reste relativement modérée (0,44). Les deux premiers axes expliquent 88,6 % de la variance totale de la relation genre-environnement. L'axe 1 est fortement corrélé et négativement à la conductivité électrique (-0,5), aux TDS (-0,6) et à la salinité (-0,5). Il est modérément et négativement corrélé aux taux de dioxyde de carbone dissous (-0,4), à l'alcalinité (-0,3), aux nitrates (-0,3), et positivement corrélé à la température (0,4), à l'Indice de Pollution Organique (0,3). A cet axe 1, sont également fortement liées les abondances des genres *Branchiura* et *Pristina*. Ainsi, les conditions de forte conductivité électrique, salinité, teneur en TDS, d'assez forte teneur de dioxyde de carbone dissous, d'alcalinité, de nitrates, de faibles valeurs d'IPO et de température ont été propices aux développements des oligochètes appartenant à ces deux genres. L'axe 2 quant à lui est modérément et soit négativement corrélé aux taux de dioxyde de carbone dissous (-0,4) à l'IPO (-0,2), soit positivement corrélé aux nitrates (0,4), à l'orthophosphate (0,3), aux MES (0,3), à la salinité (0,3) et à l'ion ammonium (0,2). A cet axe est également fortement et positivement corrélé l'abondance des oligochète appartenant au genre *Limnodrilus*. Ces organismes seraient donc plus abondants dans les milieux modérément riches en dioxyde de carbone dissous, assez pauvre en MES, orthophosphate, nitrate et ions ammonium. Le genre *Dero* s'est développé presque aussi bien dans les seconds milieux que dans les premiers. Les genres *Nais*, *Eiseniella* ainsi que le Lumbriculidae indéterminé n'ont été significativement corrélés à aucun des axes considérés (Figure 31).

Tableau XXVII : Valeurs propres et pourcentages de variance expliquée par l'ACR

Paramètres	Axes			
	1	2	3	4
Valeurs propres	0,195	0,051	0,025	0,007
Corrélation espèces -environnement	0,585	0,443	0,441	0,395
Pourcentage cumulé de la variance totale données espèces	19,5	24,6	27,1	27,7
Relation espèces –environnement	70,2	88,6	97,6	100
Variables environnementales				
Température	0,3737	0,0959	0,1876	-0,0410
Conductivité électrique	-0,5478	0,0683	-0,3728	0,0046
Dioxyde de carbone	-0,3611	-0,3502	0,3711	-0,0486
Alcalinité	-0,3030	0,0428	-0,3528	-0,0392
TDS	-0,6441	0,0780	-0,2859	0,0982
MES	-0,0556	0,2562	0,2003	0,2839
Orthophosphate	-0,1987	0,3062	-0,0066	0,5852
Nitrates	-0,3277	0,4192	-0,0225	0,3673
Salinité	-0,5137	0,2560	0,1535	-0,0478
Ions Ammonium	-0,1163	0,2199	0,0983	-0,0799
IPO	0,2917	-0,2430	-0,2026	-0,0557



Figur **variables**
biotiques et abiotiques mesurées dans les différentes stations d'échantillonnage pendant
la période d'étude.

III.1.4.2. Distribution des abondances des genres d'oligochètes dans les types de substrats (Tableau XXVIII)

Dans les stations à substrat constitué d'un mélange de sable et d'argile, les oligochètes du genre *Branchiura* ont été significativement plus abondants ($p < 0,05$). Les genres *Limnodrilus*, *Dero* et *Pristina* y ont rendu des abondances comparables ($p > 0,05$). Les oligochètes appartenant au genre *Dero* ont significativement dominé ceux appartenant aux genres *Branchiura* et *Nais* dans les stations à substrat constitué essentiellement de sable ($p < 0,05$). Dans les stations à substrat vaseux, les genres *Branchiura* et *Pristina* ont co-dominé ($p < 0,05$). Dans les substrats sable-vase et herbe, tous les taxons récoltés ont eu des abondances quasiment égales ($p < 0,05$).

Concernant les variations inter-substrats, les genres *Branchiura* et *Limnodrilus* ont préférentiellement habité les stations à fond vaseux, ou constitués essentiellement de sable et d'argile. L'abondance de *Limnodrilus* dans le dernier substrat a cependant été comparable aux valeurs obtenues dans les milieux à substrats sablo-vaseux et herbeux. Les oligochètes du genre *Dero* ont rendu des abondances statistiquement similaires dans tous les types de substrats ($p > 0,05$). Le genre *Pristina*, quant à lui, a été plus abondant dans les stations à substrat vaseux que dans le reste de station ($p < 0,05$).

Tableau XXVIII : Abondances moyennes des taxa dans les substrats

Nature du substrat	Taxa (moyenne)						
	<i>Branchiura</i>	<i>Limnodrilus</i>	<i>Dero</i>	<i>Nais</i>	<i>Pristina</i>	<i>Eiseniella</i>	Lumbriculidae nd
Sable-argile	29±21 ^{a/a}	10±12 ^{b/ab}	8±3 ^{b/a}	1±1 ^{c/a}	12±5 ^{b/ab}	0	0
Sable	4±3 ^{b/b}	0	16±3 ^{a/a}	1±1 ^{b/a}	9±2 ^{ab/ab}	0	0
Vase	24±15 ^{a/a}	13±21 ^{b/a}	12±6 ^{b/a}	0	18±9 ^{a/a}	1±1 ^b	1±1 ^b
Sable-vase	9±6 ^{a/b}	1±1 ^{a/b}	7±3 ^{a/a}	0	7±2 ^{a/b}	0	0
herbe	3±3 ^{a/b}	2±3 ^{a/b}	8±7 ^{a/a}	0	6±6 ^{a/b}	0	0

Les lettres en exposant écrites en gras (lues sur une ligne) traduisent les variations des abondances moyennes des différents taxa dans chaque substrat ; les deuxièmes lettres en exposant écrites en non gras (lues sur une colonne) traduisent les variations inter-substrats des abondances moyennes du même taxon ; sur chaque ligne/colonne, les abondances moyennes portant la même lettre en exposant = différence non significative ; les abondances moyennes portant des lettres différentes en exposant = différence significative.

III.1.4.3. Facteurs environnementaux influençant la maturité, la croissance en longueur et la segmentation des oligochètes

Le tableau XXIX révèle que les abondances de *Branchiura* matures et immatures ont significativement été : positivement mais faiblement corrélées à la vitesse d'écoulement des eaux, positivement et modérément corrélées à la conductivité électrique, à l'alcalinité, aux TDS et à la salinité. Par ailleurs, elles ont été significativement et négativement corrélées à la température des eaux. Seules les abondances des organismes matures de ce genre ont été significativement et positivement corrélées aux ions nitrates tandis que celles des organismes immatures ont présenté des corrélations positives et significatives avec les ions orthophosphates et négatives avec l'Indice de Pollution Organique (IPO). Les abondances des oligochètes du genre *Limnodrilus* aussi bien matures qu'immatures ont été significativement et positivement corrélées à la conductivité électrique et à la salinité. Les effectifs des organismes matures ont en plus été significativement et négativement corrélés à la température des eaux et à l'IPO, et positivement bien que modérément corrélés à l'alcalinité. Les décomptes des oligochètes appartenant aux genres *Dero* et *Pristina* ont été significativement et négativement corrélés à la température des eaux ainsi qu'à la résistivité. Ils ont été fortement et positivement corrélés à la conductivité électrique, l'alcalinité, les TDS et la salinité. Dans le cas des oligochètes du genre *Pristina*, ils ont en plus été positivement et statistiquement corrélés aux ions Nitrites. Les abondances de ces groupes d'organismes n'ont pas varié significativement d'une saison à l'autre ($p > 0,05$).

La température et la résistivité des eaux échantillonnées ont été négativement et significativement corrélées à la taille ainsi qu'au nombre de segments que portaient les oligochètes des genres *Branchiura*, *Dero* et *Pristina*. La taille et la segmentation des spécimens des genres *Limnodrilus*, *Dero* et *Pristina* ont été positivement et significativement corrélées à la conductivité électrique, l'alcalinité et les TDS. Chez les genres *Dero* et *Pristina* uniquement, ces traits morphologiques ont été négativement et statistiquement corrélés à la teneur de l'eau en dioxygène dissous. Des corrélations positives et significatives entre la longueur des organismes, leur segmentation et la teneur de l'eau en dioxyde de carbone dissous ont été observées chez les oligochètes de genre *Branchiura*. Toujours chez ces derniers, la taille a été corrélée aux ions nitrates tandis que la segmentation a été corrélée aux ions nitrites.

Les saisons n'ont présenté aucune influence sur ces paramètres. ($p > 0,05$)

Tableau XXIX : Valeurs des coefficients de corrélation de Spearman entre les variables abiotiques et les paramètres tailles et nombre de segments et abondance des oligochètes

Taxon		Variable étudiées	Variables abiotiques													
Nom du genre	Stade		Vit.	Temp.	Cond.	Alca.	TDS	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	Sal.	IPO	CO ₂	NO ₂ ⁻	O ₂ %	Résist	pH
<i>Branchiura</i>	Mature	Abondance	0,176*	- 0,320**	0,387**	0,309**	0,411**	0,112	0,190*	0,434**	-0,151	0,160	0,190*	0,132	-0,379**	0,122
		Longueur	-0,375*	0,010	0,293	0,214	0,298*	0,100	0,306*	0,111	-0,020	0,355*	0,121	-0,296	-0,564**	0,036
		N segments	-0,307*	0,004	0,179	0,130	0,187	0,87	0,282	0,112	-0,014	0,369*	0,299*	-0,283	-0,433**	0,005
	Immature	Abondance	0,179*	- 0,442**	0,365**	0,335**	0,355**	0,175*	0,120	0,446**	-0,200*	0,001	0,120	-0,011	-0,388**	0,073
<i>Limnodrilus</i>	Mature	Abondance	0,179*	- 0,442**	0,403**	0,335**	0,355**	0,175*	0,120	0,446**	-0,200*	0,039	-0,026	0,143	-0,179*	0,036
		Longueur	-0,025	-0,020	0,358*	0,453**	0,376*	0,098	0,105	0,090	-0,006	0,158	0,062	-0,108	-0,490**	0,439*
		N segments	0,018	-0,021		0,384*	0,326*	0,104	0,115	0,100	-0,008	0,213	0,087	-0,099	-0,457**	0,417**
	Immature	Abondance	-0,087	-0,078	0,228**	0,152	0,270**	0,011	0,087	0,206*	-0,080	0,123	0,087	-0,017	-0,214*	-0,079
<i>Dero</i>	/	Abondance	0,106	- 0,252**	0,398**	0,358**	0,399**	0,077	0,034	0,350**	-0,076	0,089	0,148	-0,141	-0,398**	0,029
		Longueur	-0,373*	0,012	0,441*	0,345*	0,432**	0,069	0,269	0,101	-0,068	0,127	0,060	-0,390**	-0,760**	0,100
		N segments	0,378*	0,016	0,485**	0,409**	0,460*	0,059	0,267	0,092	-0,070	0,100	0,056	-0,390**	-0,778**	0,157
<i>Pristina</i>	/	Abondance	-0,046	- 0,330**	0,367**	0,294**	0,384**	0,008	0,012	0,397**	0,041	0,165	0,199*	0,066	0,389**	0,063
		Longueur	-0,377*	0,094	0,496**	0,412**	0,485**	0,010	0,220	0,092	0,090	0,150	0,048	-0,400**	-0,800**	0,100
		N segments	-0,421**	0,045	0,487**	0,401**	0,490**	0,015	0,156	0,106	0,067	0,096	0,049	-0,380*	-0,759**	0,054

* : corrélation est significative au seuil $p < 0,05$; **: corrélation est significative au seuil $p < 0,01$

III.1.5. Comparaison de l'Indice de Pollution Organique et de l'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments

Cette comparaison est faite dans le but de vérifier si les informations générées par les deux indices concordent ou sont contradictoires. Sur les 96 observations faites tout au long de cette étude dans les ruisseaux et les marécages, seuls 9 (9,4 %) ont appartenu au même niveau de classification. Un total de 87 discordances ont été notées dont 84 (87,5 %) ont présenté un niveau de classification plus élevé de l'IPO et 3 (3,1 %) un niveau de classification plus élevé de l'IOBS (tableau XXX).

En fonction du niveau de classement, 3/80 (3,8 %) observations ont concordé pour le niveau de classement 1 ; 77 résultats de l'IPO ont eu des classements plus élevés. Dans 69 % des cas, la différence de niveaux entre les deux indices n'a été que d'un rang ; 3 résultats sur 11 (36,4 %) de niveau de classement 2 ont concordé. Quatre observations de niveau de classement 3 ont été faites. 2 (50 %) ont coïncidé pour les deux indices. Une seule valeur de l'IOBS de niveau de classement 4 a été obtenue. Aucun résultat de niveau de classement 5 de l'IOBS n'a été obtenu.

Tableau XXX : Comparaison, par classe de qualité, des valeurs de l'Indice Oligochète de Bioindication des Sédiments (IOBS) et de l'Indice de Pollution Organique (IPO) obtenus dans l'ensemble des stations durant la période d'études

Niveau de classification	% concordance/nombre d'observations	% IPO plus élevé/nombre d'observations	% IOBS plus élevé /nombre d'observations
1	3,8/3	96,2/77	0
2	36,4/3	63,6/8	0
3	50/2	25/1	25/1
4	0	0	100/1
5	0	0	0
Tous les niveaux	9,40/9	87,50/84	3,10/3

III.2. Discussion

III.2.1. Caractérisation abiotique des stations d'étude

La caractérisation abiotique de chaque station d'échantillonnage a été faite. L'absence de variations saisonnières significatives au niveau des paramètres physiques, chimiques et hydrologiques analysés pourrait s'expliquer principalement par la variabilité peu accentuée des conditions climatiques entre les saisons dans la ville de Yaoundé. A cela, pourrait s'ajouter une

pression anthropique constante (Ebang *et al.*, 2014 ; Kinie Foni Fouth, 2018 ; Branchet *et al.*, 2019 ; Mbang *et al.* 2021) qui contribuerait à homogénéiser le milieu et à le maintenir dans le même état de santé. Kapso Tchouankep (2018) a également noté, dans les eaux de surface de la ville de Yaoundé, des variations saisonnières non significatives pour l'ensemble de ces paramètres, exceptée la salinité. Il en est de même d'Ebang *et al.* (2014) qui ont conclu à une faible variabilité saisonnière des conditions abiotiques dans la rivière Mfoundi à Yaoundé. Ces résultats ne concordent cependant pas avec ceux obtenus par Tchakonté (2016) dans des cours d'eau urbains de la ville de Douala, où les différences saisonnières significatives des paramètres physico-chimiques ont été relevées.

Les valeurs de température des eaux enregistrées tout au long de la présente étude s'apparentent à celles rendues par Foto Menbohan (2012) pour quelques cours d'eau du bassin versant du Mfoundi ainsi que par Ajeegah *et al.*, (2018a) pour les eaux du Mingoa. Les fortes valeurs relevées pourraient s'expliquer par l'exposition directe de ces plans d'eau tropicaux aux rayonnements solaires. Ceci a été le cas dans les lacs et les marécages certainement du fait du caractère lentique de ces milieux dont le faible débit imputable à une faible vitesse d'écoulement des eaux (Tableau XIII) favoriserait, selon Rodier *et al.* (2009), une meilleure pénétration de la lumière.

Les relevées des MES, de la couleur et de la turbidité ont globalement été moyennes à fortes dans tous les sites d'échantillonnage. Ces paramètres qui témoignent d'une concentration des particules solides dans les eaux traduiraient une pression anthropique certaine sur toutes nos stations d'étude. Les valeurs non satisfaisantes du taux d'oxygène dissous (< 75 %) soutiennent l'hypothèse d'un déséquilibre écologique des eaux étudiées. En effet, selon Foto Menbohan & Njiné (1991), le taux de saturation en oxygène dans un milieu naturel ne devrait pas être inférieur à 75 %. La tendance légèrement basique des eaux (Tableau IX) renforce également cette hypothèse. Selon Leynaud & Verrel (1980), les valeurs de pH d'une eau non contaminée sont fonction de la nature géologique du substratum. Les sols de la région du centre Cameroun étant acides (Nzenti & Belinga 2001 ; Asi *et al.*, 2020), la basicité des eaux étudiées aurait donc une origine exogène. Nagaraj (2014) a dans une telle situation souligné la contribution de l'urbanisation à l'augmentation du pH des eaux. Récemment, Nyamsi Tchatcho (2018) et Ajeegah *et al.* (2018c) ont obtenu des pH légèrement acides à neutres dans des cours d'eaux non anthropisés de notre région d'étude. La pollution dans le cadre de travail est donc sans conteste principalement due aux effluents domestiques, municipaux et agricoles. Ce résultat corrobore les travaux de Kapso *et al.*, (2018) effectués sur les eaux de surface dans la

ville de Yaoundé. Les valeurs de pH enregistrées restent tout de même favorables à la vie aquatique (SEEE, 2007) ainsi qu'à l'irrigation agricole (FAO, 2003).

Les concentrations en ions nitrates et orthophosphates ont fluctué durant toute la période d'étude, dans toutes les stations, et laissent croire à leur réintroduction constante dans le milieu. La corrélation positive et significative notée entre les teneurs en ions nitrates et les ions nitrites et ammonium justifie l'idée selon laquelle les ions nitrates présents dans un milieu résulteraient de la décomposition de la matière organique par le phénomène de nitrification. Cette matière organique proviendrait des quantités faramineuses de déchets constamment rejetés dans l'environnement sans traitement préalable. En effet, plus de la moitié des déchets produits par la population de Yaoundé ne sont pas pris en compte par les services publics de gestion des déchets et finissent dans la nature (Kenie Foni Fouth, 2018). Un niveau similaire de concentration des nitrates a été relevé par Foto Menbohan *et al.* (2019) sur le cours d'eau Konglo, à Mbalmayo (région du centre Cameroun), où la pollution serait également d'origine non industrielle. Les valeurs de nitrates relevées semblent malgré tout propices à l'agriculture (FAO, 2003). Celles des nitrites qui sont apparues supérieures à 0,5mg/l ne sont pas appropriées à la pisciculture (SEEE, 2007). Les stations marécageuses se sont révélées les moins adaptés aux activités piscicoles.

L'indice de pollution organique (figure 15) indique que toutes les stations échantillonnées ont été sujettes à une pollution organique modérée à forte. Ce résultat diffère légèrement de celui obtenu par Tchakonté (2016) sur des cours d'eau urbains de la ville de Douala où la pollution organique était forte à très forte. Ces cours d'eaux de Douala sont effet sujets à une plus forte industrialisation. Les résultats d'une analyse physico-chimique ayant un caractère ponctuel, les états extrêmes de cette pollution indiquent une pression anthropique peu ou très importante sur le milieu au moment de l'échantillonnage. La gamme (plus large) des variations de l'IPO obtenue dans les stations des ruisseaux (figure 15B) pourrait traduire leur plus forte aptitude à retrouver leur équilibre. Ces stations, au vu des valeurs de l'alcalinité (tableau IX), des TDS (tableau X) et de la conductivité électrique (tableau XI), subiraient pourtant une plus forte pression anthropique. Elles doivent leur plus haut potentiel auto-épuration au fait que les eaux circulantes se débarrassent plus facilement des déchets solides que les eaux calmes. Les faibles variations de l'indice de pollution organique dans les marécages montrent que ces milieux ont plus du mal à s'auto-remédier. Ils sont situés dans des bas-fonds, se renouvellent lentement et servent de réceptacle final pour de nombreux déchets produits dans la ville. Ceci justifierait leur plus faible aptitude à combattre la pollution. L'analyse factorielle discriminatoire effectuée (figure 16) suggère également une distinction

nette entre les différents types d'écosystèmes. Les ruisseaux auraient des eaux plus salines (salinité et conductivité électrique), plus alcalines et plus riches en TDS ; les lacs auraient des eaux plus chaudes et légèrement plus riches en nitrates que les ruisseaux ; quant aux marécages, ils seraient plus colorés, plus turbides, plus riches en MES et en nitrates.

Les teneurs des métaux lourds obtenues dans les fonds marécageux, bien qu'étant les plus élevées, sont restées en deçà de celles obtenues d'une part par Tchakonté (2016) dans les cours d'eaux de la ville de Douala et, d'autre part, par Kihampa (2013) dans les cours d'eau urbains de Dar es Salaam. Ceci pourrait se justifier par la faible industrialisation de notre zone d'étude comparativement aux villes de Douala et Dar es Salaam. Les eaux échantillonnées respectent encore les critères de qualité métallique fixés par la FAO (2003) pour l'irrigation agricole. Il n'en est pas de même des limites acceptables pour les pratiques piscicoles. Les teneurs moyennes de cadmium et de mercure obtenues pour les marécages ne cadrent pas avec les exigences de qualité des eaux piscicoles (SEEE, 2007).

Au sein de chaque type d'écosystème, certaines stations ont présenté des particularités. Dans les ruisseaux, les eaux des stations retenues sur la Biyéme (R3, R4 et R5) ont toutes été significativement plus salines, plus alcalines et plus riches en TDS que celles prises sur le Nkié (R1 et R2). Ceci s'expliquerait par la plus forte empreinte humaine sur Biyéme. En effet, ce ruisseau traverse d'immenses champs à R3, borde des garages d'automobiles et des bars très fréquentés à R4, et sert quasiment de dépotoir d'ordures à R5. Par opposition, la station R1 du Nkié sépare deux maisons d'habitation dont les occupants semblent assez disciplinés car ils ne déversent pas les ordures dans le lit du cours d'eau ; bien au contraire, les berges y sont constamment nettoyées. La station R2, quant à elle, est isolée dans une broussaille. Les valeurs de conductivité électrique plus élevées des eaux de la Biyéme imposent une plus grande restriction culturale que celles des eaux du Nkié. Leur salinité se situant dans la gamme 300-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, elle est tolérée par les plantes telles que l'arachide, le riz, la betterave, le palmier dattier (FAO, 2003). Les eaux du Nkié, dont la conductivité électrique est de l'ordre de 200 à 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sont tolérées par plus de cultures car aux plantes ci-dessus citées, s'ajoutent la tomate, le concombre, la pastèque, l'épinard (FAO, 2003). Concernant la pollution métallique, les eaux de toutes les stations des ruisseaux respectent les exigences de qualité pour les pratiques agricoles et piscicoles.

La conductivité électrique, les TDS et l'alcalinité ont également permis de scinder les stations des lacs en deux groupes. Leurs valeurs, plus élevées dans les stations L1 et L2, pourraient être expliquées par la situation des deux lacs directement dans le lit d'un cours d'eau. Le Lac municipal se trouve sur la Mingoa et le lac Obili sur l'Olezoa, deux cours d'eau dont

l'insalubrité a été constatée par de nombreux auteurs (Ekenguele *et al.*, 2008, Kapso *et al.*, 2018). Le lac annexe (L3) quant à lui est alimenté par les eaux du lac municipal qui auraient subi une amélioration. Les teneurs de métaux dans les lacs cadrent avec les exigences de qualité des eaux d'irrigation agricole et piscicole. Cependant, concernant le zinc, sa teneur dans les eaux de la station L2 se rapproche de la limite de concentration maximale admissible pour la pisciculture (tableau XII). Ce qui rend dangereuse l'activité de pêche qui s'exerce dans le milieu.

Pour ce qui est des marécages, la station M1 se distingue des stations M2 et M3 par ses fortes valeurs de TDS, de conductivité électrique et d'alcalinité. L'anthropisation vient une fois de plus justifier cette différence. En effet, la station M1 est située en contrebas d'un grand marché de la ville de Yaoundé et près d'un garage d'automobiles et des maisons d'habitation. Sa situation par rapport au garage d'automobiles expliquerait d'ailleurs sa plus forte concentration en fer. Les teneurs des eaux des stations M2 et M3 en cadmium dépassent les limites supérieures exigibles pour la pratique de la pisciculture. A la station M3, la concentration de mercure est supérieure à la limite fixée par la SEEE (2007) pour l'activité piscicole. Ces métaux (fer, cadmium, mercure) sont reconnus pour leur potentiel neurotoxique et néphrotoxique. De toutes ces eaux, celles qui offrent une plus large gamme pour la culture des plantes sont celles de M2.

III.2.2. Caractérisation biotique des stations d'étude

Avec un total de 11 morphotypes d'oligochètes collectés, la richesse taxinomique de nos sites d'étude est proche de celle trouvée dans des ruisseaux en Caroline du Sud (10 espèces) par Gillet *et al.* (2007), dans des plaines inondables du Brésil (13 espèces) par Ragonha *et al.* (2013), dans le lac Cuniã au Brésil (12 espèces) par Gomes *et al.* (2017). Cette richesse est à contrario largement inférieure à celle rapportée dans des ruisseaux de Russie (48 espèces) par Baturina (2012) ou dans le lac District en Turkey (45 espèces) par Yildiz (2016). Ainsi, la diversité biologique en oligochètes semble plus forte dans les zones tempérées que dans les zones tropicales. Ceci pourrait se justifier par deux principales raisons. La première est l'implication de la température des eaux. En effet, Timm & Martin (2015) et Timm (2020) ont montré une diminution de la diversité du peuplement d'oligochètes avec l'augmentation de la température de l'eau. Ils argumentent que la spermatogénèse se fait à basse température et, bien qu'étant hermaphrodites, les oligochètes pour la plupart se reproduisent par voie sexuée via une fécondation croisée. Ainsi très peu d'espèces peuvent survivre dans des conditions d'eau chaude (+25 °C). Il a d'ailleurs été constaté une corrélation négative significative entre ce

paramètre et l'abondance de nos organismes (tableau XXIX). La deuxième raison serait la dominance des Naididae dans nos peuplements. En effet, selon Timm (1980) cette famille d'oligochètes est originaire des zones tempérées du Nord où elle est mieux adaptée aux conditions environnementales et plus diversifiée. De plus, récemment Erséus *et al.* (2017) ont établi que les Naidinae (groupe monophylétique par exclusion des Pristininae) bien que originaires des zones tropicales, prolifèrent en zone tempérée du fait de l'adoucissement du climat avec les années.

Les peuplements d'oligochètes récoltés dans l'ensemble de nos stations d'étude étaient constitués à 81,8 % de Naididae. La dominance numérique de ce groupe a également été constatée par Tchakonté (2016) dans des cours d'eau urbains et péri-urbains de la ville de Douala (62,5 % de Naididae). Ces résultats ne s'accordent pas avec ceux de Nyamsi Tchatcho (2018) sur des cours d'eau peu anthropisés du Centre Sud Forestier ni d'Ajeegah *et al.* (2018b) dans le cours d'eau Ebongo à Ngoumou. Ils ont respectivement récolté 40 % et 0 % de Naididae dans leurs travaux. En effet, cette vaste famille d'oligochètes aquatiques est en majorité constituée d'espèces polluo-résistantes (Martin & Ait Boughrous, 2012). De nombreux auteurs tels Milbrink (1980), Pascar-Gluzman & Dimentman (1984), Särkkä (1994), Mason (1996), Naime *et al.* (2014), Findik & Aras (2016) et Girolli *et al.* (2021), les associent d'ailleurs, à la pollution organique des eaux. Ceci expliquerait leur dominance quasi absolue dans nos eaux polluées.

Parmi les 10 genres jusqu'ici identifiés dans les eaux de surface au Cameroun (*Parascolex* Michaelsen, 1900 ; *Dichogaster* Beddard, 1888 ; *Pristina* Ehrenberg, 1828 ; *Dero* Oken, 1815 ; *Branchiodrilus* Michaelsen, 1900 ; *Brachiura* Beddard, 1892 ; *Tubifex* Lamarck, 1816 ; *Sparganophilus* Benham, 1892 ; *Alluroide* Beddard, 1894 *et Eiseniella* Michaelsen, 1900), 4 (*Pristina*, *Dero*, *Brachiura* *et Eiseniella*) ont été retrouvés dans notre travail. L'absence totale d'oligochètes au niveau de la station L3 du lac municipal annexe est un fait assez inattendu, mais pourrait s'expliquer par la méthodologie d'échantillonnage peu adaptée à ce site dont les berges à fond rocailleux et en pente raide ont rendu le prélèvement difficile. L'omniprésence de *Dero* et de *Pristina* dans les stations restantes (Tableau XV) serait liée à la présence de végétation dans le lit du cours d'eau échantillonné. A cet effet, Baturina (2012) a associé la présence des Naidinae et Pristininae dans un hydrosystème à celle de la végétation dans le lit du cours d'eau. De même, Nijboer *et al.* (2004) ont trouvé une corrélation positive significative entre la couverture végétale et l'abondance des Naididae-Naidinae dans les eaux de surface au Pays-Bas. Les faibles fréquences d'échantillonnage des morphotypes des genres *Branchiura* et *Limnodrilus* dans les lacs (tableau XV) quant à elles pourraient s'expliquer par

le fait que l'échantillonnage à ces stations n'a été réalisé que dans l'herbier au niveau des berges, excluant les sédiments du fond.

Eiseneria sp. ainsi que Lumbriculidae sp., bien qu'ayant été échantillonnés à la station R3 du cours d'eau Biyémé, ont été définis comme taxons rares. Selon Martin & Ait Boughrou (2012), *Eiseneria tetraedra* est souvent récolté en bordure des cours d'eau. Il s'agit en fait d'une espèce riparienne, qui affectionne les milieux extrêmement riches en matière organique et ne se retrouve qu'accidentellement dans les cours. Les Lumbriculidae quant à eux sont pour la plupart oxyphiles et sténothermes (Akifumi, 2001 ; Martin & Ait Boughrou, 2012). Ces qualités ou caractéristiques des conditions environnementales extrêmes pourraient expliquer non seulement la faible abondance de ces organismes dans nos stations d'étude, mais aussi leur immaturité sexuelle, car les conditions environnementales ne seraient pas propices à leur épanouissement.

Les oligochètes du genre *Nais* ont été pour la première fois identifiés dans les eaux de surface au Cameroun et ceci au niveau des stations R1 et R2 du cours d'eau Nkié. Ce genre aurait pourtant une large répartition géographique ; en effet pour Martin & Ait Boughrou (2012), c'est le seul genre d'oligochètes réellement représenté dans toutes les régions biogéographiques. Un morphotype appartenant au sous-genre *Dero* (*Allodero*) a caractérisé la station R4 de la Biyémé. Ces organismes jusqu'ici très peu récoltés dans les cours d'eau vivent normalement dans l'urètre des grenouilles (Martin & Ait Boughrou, 2012). Cette localisation pourrait expliquer le fait que juste un individu ait été récolté. Aucun oligochète du genre *Limnodrilus* n'a été récolté dans la station R2 du cours d'eau Nkié. Les plus faibles valeurs de pH de l'eau obtenues à cette station justifieraient ce résultat. En effet, Roff & Kwiatkowski (1977) a par exemple associé l'absence de *Limnodrilus hoffmeisteri* dans des lacs aux faibles valeurs du pH des eaux.

Contrairement aux résultats obtenus par Tchakonté (2016) dans les eaux polluées de la ville de Douala, aucun oligochète du genre *Tubifex* n'a été récolté dans nos stations d'étude. Pourtant selon Zeybek *et al.* (2018), *T. tubifex* est très abondant dans les milieux pollués où il cohabite le plus souvent avec *Limnodrilus hoffmeisteri*. Il pourrait y avoir deux raisons à l'absence de *Tubifex* spp. dans nos milieux. La première serait leur piètre aptitude à l'ubiquisme. En effet, selon Nijboer *et al.* (2004) et Timm & Martin (2015), *T. tubifex* par exemple s'épanouit uniquement dans des conditions environnementales extrêmes qui limitent le développement d'autres macroinvertébrés benthiques. De plus, la pression de compétition ou de prédation constitue un facteur qui entrave son épanouissement dans les milieux aquatiques (Milbrink, 1983 ; Timm & Martin, 2015 ; Zeybek *et al.*, 2018). Dans nos stations d'étude,

l'observation chez certains oligochètes d'une queue achète et rétrécie, signe de régénérescence, pourrait justement y refléter une certaine pression de prédation dans le milieu. A ce propos, Kaliszewicz (2003) a mis en évidence la régénérescence chez *Stylaria lacustris* des parties antérieure, postérieure, et même des deux suite à leur section par des larves d'insectes. Il est important de noter que ce caractère pourrait tout aussi bien être une stratégie de décontamination de ces vers. Bouché *et al.* (2000) a observé chez *T. tubifex*, un phénomène d'amputation de la queue suite à une exposition à une dose de cadmium comprise entre 0,01 et 0,05 mg/l. L'animal, après avoir accumulé le métal dans sa queue, s'en débarrasse. Étant donné que les concentrations de cadmium obtenues à certaines stations sont au moins égales à celles rapportées par Bouché *et al.* (2000), *Limnodrilus* sp. pourrait avoir eu la même réponse à ce stress.

Une autre explication de l'absence de *Tubifex* spp. dans nos relevés pourrait être l'élévation de la température moyenne des eaux au-delà de 25 °C (tableau VIII). Dans de telles conditions, *T. tubifex* se reproduit par parthénogenèse pour coloniser le milieu (Timm, 2020). Ce même auteur a également constaté que la parthénogenèse ne permet pas de maintenir longtemps l'effectif d'une population de *T. tubifex* car, après un certain nombre de générations, les œufs issus de ce mode de reproduction ne se développent plus. Baldo & Ferraguti (2005) ont également observé l'échec de la culture en microcosme de *T. tubifex* à des températures supérieures à 21 °C. L'absence de *Tubifex* spp. dans nos peuplements, dominés par des organismes des genres *Branchiura*, *Limnodrilus*, *Dero* et *Pristina*, corrobore les résultats de Timm & Martin (2015) qui n'ont pas récolté *T. tubifex* dans les eaux chaudes (19–31 °C) des étangs de Mumbai en Inde mais ont plutôt trouvé *L. hoffmeisteri*, *B. sowerbyi* en plus de nombreux Naidinae et Pristininae.

Des individus matures de *Branchiura* spp. et de *Limnodrilus* spp. ont été récoltés tout au long de l'année. Ces taxons ont démontré leur capacité à se reproduire par voie sexuée autant en zone tropicale que tempérée (Timm & Martin, 2015). Une période de maturité étalée sur toute l'année a déjà été signalée pour *T. tubifex* et *L. hoffmeisteri* (Martinez-Ansemi, 1990) dans des rivières en Espagne. Par contre, *Dero* spp., *Pristina* spp. et *Nais* sp. n'ont présenté aucun signe de maturité sexuelle durant toute la période d'étude. Ces animaux se reproduisent préférentiellement par voie asexuée (Martinez-Ansemil, 1990 ; Martin & Ait Boughrou, 2012 ; Jelinek & Schmidt-Khaesas, 2016), leur reproduction sexuée étant associée à l'arrivée des conditions de vie défavorables.

Dans les ruisseaux, la station R3 du fait de sa plus grande diversité d'oligochètes endobenthiques a montré le plus faible taux de similarité avec les autres stations (tableau XVII).

Malgré la présence des espèces caractéristiques dans les ruisseaux, il existe une forte similarité entre les écosystèmes (tableau XVI). C'est également ce que révèle l'analyse factorielle discriminatoire menée à partir des caractères biotiques de nos stations d'étude (figure 30). Cette figure montre un chevauchement important des écosystèmes témoignant ainsi de l'absence d'une limite nette entre ces milieux.

Le degré d'organisation des communautés d'oligochètes de nos stations d'échantillonnage a été analysé par le biais des indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou (figure 28). Les faibles valeurs de ces indices indiquent une faible diversité des peuplements de nos milieux. Celles-ci ont été obtenues à M2 et s'expliqueraient par une nette dominance de *Branchiura* spp. dans ce site (65,78 %). Selon les remarques de Lévêque & Balian (2005) on pourrait qualifier cette station comme la plus instable. A contrario, R2 serait la station la plus stable de toute. Nos résultats corroborent ceux de Tchakonté (2016) qui a également obtenu des faibles valeurs de ces indices dans des cours d'eau de la ville de Douala. L'organisation biologique des écosystèmes montre que les assemblages des oligochètes des marécages sont significativement moins diversifiés que ceux des lacs et des ruisseaux ($p < 0,05$). Ceci pourrait dériver d'un état de stress plus dense dans ces milieux. Les indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou révèlent également une moins bonne structuration des peuplements des ruisseaux et des marécages durant la grande saison des pluies.

L'indice oligochète de bio-indication des sédiments (IOBS) a, à quelques détails près, livré la même information que l'indice de diversité de Shannon-Weaver associé à celui de l'équitabilité de Pielou. Les stations échantillonnées ont presque toutes été de mauvaise qualité ; seule la station R2 s'est distinguée des autres par la qualité médiocre de ses sédiments. Les marécages ont été de moins bonne qualité que les ruisseaux ($p < 0,05$) ; de même une moins bonne qualité des sédiments a été notée en GSP dans l'ensemble des stations des ruisseaux et des marécages. La corrélation positive et hautement significative obtenue entre ces trois indices (0,720) confirme la concordance des informations qu'ils fournissent. L'indice de Shannon-Weaver appliqué aux oligochètes aquatiques renseigne donc presque aussi efficacement sur la qualité du milieu que l'indice oligochète de bio-indication des sédiments.

Les oligochètes récoltés dans nos sites d'étude ont présenté certaines singularités morphologiques. Le morphotype *Branchiura* sp. portaient moins de soies que *B. sowerbyi* collecté en Amérique du nord (Kathman & Brinkhurst, 1998), en Europe (Timm, 2009) et au Maghreb (Martin & Ait Boghrous, 2012). En effet, le nombre de crochets ventraux du morphotype *Branchiura* récolté dans nos eaux était tout au plus 9 contre 14 en Amérique du nord et 16 en Europe. Dans le même ordre d'idée, les organismes du genre *Limodrilus* récoltés

bien qu'ils ressemblaient à *L. hoffmeisteri* du fait de la longueur de la gaine péniennne, portaient moins de segments que cette espèce déjà bien décrite ailleurs ; de plus les dents des crochets de nos spécimens ont une forme non encore définie. Des études moléculaires sont nécessaires pour révéler s'il s'agit de morphotypes différents d'un même complexe d'espèces tel qu'évoqué par Martin & Ait Boughrous (2012) pour *L. hoffmeisteri*. L'abondance apparente du nombre de faisceaux de soies observés chez certains individus de *Limnodrilus* sp. (figure 18) serait liée à leur immaturité car aucun individu adulte n'a présenté ce caractère.

III.2.3. Dynamique d'abondance des oligochètes et influence des paramètres environnementaux

La répartition des oligochètes dans les milieux aquatiques peut être influencée par de nombreux facteurs. Gillet *et al.* (2007) évoquent par exemple la disponibilité de la nourriture. Ils affirment que ces organismes sont non seulement sensibles à ce facteur mais qu'en plus, de par leur durée de vie courte, ils fournissent des réponses rapides à ses changements dans l'environnement. Ceci pourrait expliquer les variations d'abondance de la communauté d'oligochètes aux stations R1 et R3 contrairement aux autres stations étudiées. En effet, il a été constaté que R1 et R3 présentaient les plus fortes amplitudes de variation de l'IPO. Ces modifications plus importantes de la disponibilité des nutriments auraient à leur tour induit des changements dans les communautés d'oligochètes. Dans le même ordre d'idée, la disponibilité de la matière organique dans les marécages justifierait la dominance numérique significative dans les stations marécageuses prises dans leur globalité du genre *Branchiura* qui est connu détritivore (Martin & Ait Boughrous, 2012). Armendariz (2001) et Rodriguez & Renoldson (2011) ont également associé ce taxon aux milieux eutrophes. La corrélation positive significative entre son abondance et l'IPO conforte ce propos. Les taxons d'herbivores ont plutôt dominé dans les lacs (figure 36) où l'échantillonnage s'était essentiellement fait dans l'herbier.

Martin & Ait Boughrous (2012) suivis par Glasby *et al.* (2021) soulignent l'implication du niveau d'oxygénation des eaux dans l'organisation des communautés d'oligochètes. Pour ces auteurs, certaines espèces auraient développé des adaptations leur permettant de faire face à une faible oxygénation grâce à leur sang riche en érythrocrucorine (ce serait le cas de *Limnodrilus* spp. et *Tubifex* spp.) ou du fait de posséder des organes respiratoires particuliers tels que des branchies (probablement le cas de *Branchiura* spp, *Branchiodrilus* spp. et *Dero* spp.), des tubes respiratoires (*Aulodrilus* spp.). Ceci pourrait justifier la dominance des

abondances relatives des genres *Branchiura*, *Dero* et *Limnodrilus* dans toutes nos stations d'échantillonnage (Tableau XXII). Selon ces mêmes auteurs, ces espèces toléreraient également une forte salinité des eaux ; on comprend alors que les corrélations soient positives et significatives dans cette étude entre l'abondance de *Branchiura* sp., de *Limnodrilus* sp., de *Dero* spp. et la conductivité électrique et la salinité (Tableau XXIX).

La vitesse d'écoulement des eaux serait également un facteur important de la distribution des oligochètes dans les milieux aquatiques. Les Naidinae et les Pristininae en sont les plus sensibles et s'épanouissent mieux dans les eaux calmes (Martin & Ait Boughrou, 2012). Nos résultats semblent être en inadéquation avec cette assertion car des corrélations positives significatives ont été observées entre l'abondance de *Dero* spp. et la vitesse d'écoulement des eaux. Cependant, précisons que Glasby *et al.* (2021) spécifie qu'il s'agit des régimes torrentiels qui peuvent modifier les conditions physico-chimiques du milieu et affecter la stabilité des fonds. De plus, dans les stations R2 (caractérisée par les plus faibles vitesses d'écoulement des eaux des rivières 0,04 à 0,15 m/s), L1 et L2, les Naidinae et les Pristininae ont représenté plus de 77,5 % des effectifs d'oligochètes. L'analyse canonique de redondance (ACR) quant à elle (figure 31) a mis en évidence l'influence négative, bien que faible, de la vitesse d'écoulement des eaux sur l'abondance des oligochètes.

Dans nos milieux, l'influence de la vitesse d'écoulement des eaux sur la dynamique d'abondance des oligochètes semble atténuée par d'autres facteurs notamment la végétation. En effet, aux stations L1 et L2 des lacs, l'échantillonnage a été fait dans l'herbier. A la station R2, le cours d'eau est entièrement envahi par la végétation. Dans les stations R1, R3, R4 et R5, bien que la vitesse d'écoulement des eaux soit grande, la végétation est également très importante. Les Naidinae-Pristininae y représentaient 42,91 %, 48,89 %, 53,05 % et 57,20 % des effectifs sub-totaux. A la station M1, la dominance bien que non significative des Naidinae-Pristininae (50,86 %) est constatée en même temps que l'encombrement du plan d'eau par la végétation. Dans les stations M2 et M3 toujours des marécages par contre, les zones de prélèvement étaient constamment défrichées pour la pratique de l'agriculture et les Naidinae-Pristininae y ont été moins abondants.

Tout comme Ragonha *et al.* (2013) l'ont suggéré, la composition du substrat a joué un important dans la structure des peuplements d'oligochètes et leur distribution dans notre zone d'étude. Cependant, nos résultats ne concordent pas totalement avec ceux de ces auteurs qui ont noté une dominance des Naididae tubificides dans du sable riche en matière organique et des Naididae-Naidinae dans la boue beaucoup plus pauvre en matière organique. De même Schenkova *et al.* (2001) ont récolté plus de tubificides dans du sable fin riche en matière

organique et de Naidinae dans des milieux à substrat grossier et pauvre en matière organique. Dans notre étude, les Naididae tubificides (genres *Branchiura*, *Limnodrilus*) et les Naidinae-Pristinae ont colonisé préférentiellement les stations à substrat vaseux (tableau XXVIII). Les tubificides sont reconnus pour se développer mieux dans la matière organique (Martin & Ait Boughrou, 2012 ; Naime *et al.*, 2014 ; Findik & Aras, 2016 ; Girolli *et al.*, 2021). Quant aux espèces de Naidinae-Pristinae récoltées dans nos stations, elles seraient typiques des milieux pollués.

Des corrélations positives significatives ($p < 0,05$) ont été trouvées entre d'une part la conductivité électrique, la salinité, les TDS, l'alcalinité et, d'autre part, les abondances de *Branchiura sp.*, *Limnodrilus sp.*, *Dero spp.*, et *Pristina spp.* ; de même entre les ions nitrates et les abondances de *Branchiura sp.*, *Dero (Dero) sp2.*, et *Pristina sp2.* Ces paramètres physico-chimiques étant des indicateurs d'une pollution organique des eaux, ces corrélations trouvent tout leur sens. Schenková & Helešic (2006) ont obtenu des résultats similaires dans un petit ruisseau de la République Tchèque où l'abondance de la communauté d'oligochètes a été significativement et positivement corrélée à la conductivité électrique et aux nitrates. Schenkova *et al.* (2001) ont également relevé des corrélations positives significatives entre l'abondance de *L. hoffmeisteri*, une espèce typique des milieux eutrophes à hypereutrophes (Rodriguez & Renoldson, 2011), *Nais elinguis*, une espèce typique des milieux mésotrophes (Rodriguez & Renoldson, 2011), et la concentration des ions nitrates dans un cours d'eau en République Tchèque. La température des eaux était négativement et significativement corrélée aux abondances de *Branchiura sp.*, *Limnodrilus sp.*, *Dero spp.*, et *Pristina spp.* Ce paramètre physique qui a varié entre 21,9 °C et 31 °C, affecterait donc la multiplication des espèces à reproduction sexuée et celle des espèces à reproduction asexuée.

Mises à part les stations R1 (cours d'au Nkié), M2 (marécage d'Ekounou) et M3 (marécage de Ngoa Ekelle), dans les autres stations les oligochètes des genres *Dero* et *Pristina* ont dominé les peuplements à au moins une des saisons pluvieuses. Les saisons, en agissant sur le régime hydrographique, impactent le développement de la végétation et favorisent l'installation des groupes brouteurs. Nijboer *et al.* (2004) ont à cet effet trouvé, une corrélation positive et significative entre la couverture végétale et l'abondance des Naididae-Naidinae dans les eaux de surface au Pays-Bas. De même, Schenková & Helešic (2006) ont noté un développement maximal des Naidinae au printemps, quand l'ensoleillement est suffisant pour permettre le développement du périphyton.

III.2.4. Comparaison de l'Indice de Pollution Organique et de l'Indice Oligochète de Bio-indication des Sédiments

La comparaison entre l'IOBS et l'IPO a permis de démontrer une moins bonne précision de l'IOBS. En effet, dans 87,5 % des cas, les classes de qualité du milieu obtenues avec cet indice étaient moins bonnes que celles obtenues avec l'IPO. Les taux les plus élevés de discordance ont été constatés pour les classes de qualité extrêmes (classes 1 et 4) de l'IOBS. Autrement dit, ces deux indices s'accordent le mieux pour définir les classes de qualité du milieu médiocre à moyenne de l'IOBS. Ceci indique une plus faible sensibilité de cet indice aux variations environnementales, notamment en cas de pollution organique des eaux. Les outils utilisés dans l'évaluation de la qualité des eaux par ces indices pourraient expliquer cette remarque. En effet, comme l'a affirmé Moisan (2010), les paramètres physicochimiques ne donnent que l'état ponctuel de la qualité du milieu ; par contre, les communautés biologiques sont plus stables et ne réagissent qu'aux modifications fortes et/ou permanentes du milieu. Elles fournissent de ce fait des informations plus complètes sur la qualité des milieux aquatiques tout au moins.

**CONCLUSION,
RECOMMENDATIONS ET
PERSPECTIVES**

Dans l'optique de contribuer à la connaissance de la diversité et de l'écologie des oligochètes dulçaquicoles du Cameroun, la présente étude a été menée sur 11 stations d'échantillonnage choisies dans 2 cours d'eau, 3 lacs et 3 marécages de la ville de Yaoundé, de janvier 2016 à février 2017.

L'analyse des variables physicochimiques a révélé des variations saisonnières non significatives de tous les paramètres étudiés. Les fortes températures des eaux liées à celles de l'air résulteraient de l'absence de l'ombrage. Les valeurs moyennes à fortes des MES, de la couleur, de la turbidité associées au taux d'oxygénation non satisfaisant et au pH légèrement basique des eaux, ont révélé une forte anthropisation de toutes les stations d'étude. Les concentrations des ions nitrates et orthophosphates, qui n'ont cessé de fluctuer à toutes les stations durant toute la période d'étude, sont propices aux activités agricoles. Par contre, celles des ions nitrites se sont souvent trouvées au-dessus de la limite exigée pour les eaux piscicoles. Les corrélations positives et significatives trouvées entre les ions nitrates et les ions nitrites et ammonium suggèrent que les nitrates présents dans l'eau proviennent principalement de la décomposition de la matière organique. L'IPO a indiqué que toutes les stations ont été sujettes à une pollution organique essentiellement modérée à forte. De fortes teneurs d'alcalinité, de TDS et de conductivité électrique y ont également été relevées. Elles ont été significativement plus élevées dans les ruisseaux que dans les stations appartenant aux autres types d'écosystèmes. Les sédiments récoltés au fond des marécages ont été les plus riches en métaux lourds à savoir : le plomb, le cadmium, le mercure, le zinc, le fer et le chrome. Les valeurs des concentrations restent tout de même en deçà des limites fixées la FAO pour les eaux d'irrigation agricole. Les teneurs en cadmium et mercure obtenues dans ces stations ne respectent, par contre, pas les exigences de qualité des eaux piscicoles. L'AFD a montré une nette distinction entre les trois types d'écosystèmes. Les ruisseaux sont caractérisés par des eaux plus salines (salinité et conductivité électrique), plus alcalines et plus riches en TDS ; les lacs ont les eaux les plus chaudes tandis que les marécages sont plus colorés, plus turbides, plus riches en MES et en nitrates. Au sein de chaque écosystème, certaines stations se sont distinguées des autres par leur salinité, leur alcalinité et leur teneur en TDS. Ainsi R1 et R2 en ont été significativement plus pauvres que R3, R4 et R5. Ceci leur offre un plus fort potentiel cultural. Dans les lacs, la station L3 en a été significativement plus pauvre que L1 et L2. Il en a été de même pour M2 et M3 comparées à M1 pour les marécages.

Les analyses biologiques ont révélé la présence de 11 morphotypes d'oligochètes dans nos stations d'étude. La richesse du peuplement global récolté était constituée à 81,8 % de Naididae, 9,1 % Lumbricidae et 9,1 % Lumbriculidae. Parmi les 11 genres identifiés dans les eaux de surface au Cameroun (*Parascolex*, *Dichogaster*, *Pristina*, *Dero*, *Branchiodrilus*, *Branchiura*,

Tubifex, *Limnodrilus*, *Sparganophilus*, *Alluroide* et *Eiseniella*), 5 ont été retrouvés dans notre étude, il s'agit de *Pristina*, *Dero*, *Branchiura*, *Limnodrilus* et *Eiseniella*. Aucun oligochète n'a été récolté à L3. Les genres *Pristina* et *Dero* étaient omniprésents à toutes les autres stations, probablement en raison de la végétation aussi présente dans tous les plans d'eau. *Branchiura* et *Limnodrilus* ont été les second et troisième genres les plus fréquemment récoltés dans nos stations d'étude. *Eiseniella* sp. et *Lumbriculidae* sp., bien qu'ayant été échantillonnés à R3 y ont été qualifiés de taxons rares. Le genre *Nais* a été identifié pour la première fois dans les eaux de surface au Cameroun, et seulement dans les stations R1 et R2. Il en est de même du sous-genre *D. Allodero* identifié à R4. Contrairement aux études antérieures, aucun oligochète du genre *Tubifex* n'a été récolté dans nos stations d'étude. Certains oligochètes du genre *Limnodrilus* ont présenté une queue achète et plus fine pouvant être la résultante d'une régénérescence de cet organe suite à une amputation par des prédateurs ou en réaction à une accumulation des métaux dans le ver. Les espèces *Branchiura* sp. et *Limnodrilus* sp. ont porté peu de crochets ventraux et de segments que leurs homologues récoltées en Amérique du nord et en Europe. De plus, *Limnodrilus* sp. était muni des crochets aux dents de forme non définie.

De faibles valeurs des indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou ont été enregistrées à toutes les stations. La station R2 a présenté le meilleur degré d'organisation ; des informations quasi similaires ont également été données par l'IOBS. Toutes les stations d'échantillonnage ont été de qualité biologique mauvaise, exceptée R2 qui est jugée de qualité médiocre. Malgré la présence des espèces caractéristiques dans les ruisseaux, une forte similarité entre les peuplements des trois types d'écosystèmes a été mise en évidence, ce qu'a aussi révélé l'AFD.

La composition et la répartition des peuplements d'oligochètes dans nos milieux d'échantillonnage ont été influencées par de nombreux facteurs à savoir : la disponibilité de la nourriture (matière organique pour les formes endobenthiques, périphyton pour les brouteurs), la présence de la végétation (qui a fortement conditionné l'abondance des Naidinae et Pristininae dans les sites), la nature du substrat. La vase a été l'élément de base affectant la distribution de ces animaux ; le mélange de sable et d'argile a également été favorable au développement des Tubificidae. La faible oxygénation des eaux a déterminé la colonisation de nos stations essentiellement par les genres *Branchiura*, *Limnodrilus*, *Dero* qui ont développé des stratégies pour mieux respirer dans des milieux critiques. La vitesse d'écoulement des eaux quant à elle a été un facteur secondaire de répartition des oligochètes dans nos sites d'étude. Les genres *Dero* et *Pristina* se sont multipliés dans les eaux calmes cependant, leur distribution a été plus influencée par la présence de la végétation. La conductivité électrique, la salinité, les TDS, l'alcalinité ont également

été significativement et positivement corrélés aux abondances de *Branchiura* sp., *Limnodrilus* sp., *Dero* spp., et *Pristina* spp. Les saisons en agissent sur le régime hydrographique ont impacté le développement de la végétation favorisant ainsi l'installation des groupes brouteurs.

L'IOBS s'est montré moins sensible que l'IPO aux variations environnementales, ainsi il est plus stable et fiable pour évaluer de la qualité des eaux.

RECOMMANDATIONS

Cette étude met en lumière la diversité des oligochètes des plans d'eau de surface de la ville de Yaoundé et renseigne efficacement sur leur état de santé pitoyable. Nous recommandons donc aux pouvoirs publics :

- de mettre sur pied, en collaboration avec les chercheurs, un programme de restauration et de protection de ces hydrosystèmes. Un tel programme pourrait utiliser les oligochètes aquatiques comme outils de biomonitoring, en raison de leur fiabilité, leur faible coût d'utilisation, leur facilité d'échantillonnage, de ce que l'interprétation nécessite un volume peu important d'analyses et de leur forte implication dans la remédiation des eaux usées ;
- de renforcer les services de collecte des déchets et d'assainissement dans la ville.
- de mettre sur pied un modèle de gestion participative des cours d'eau impliquant à la fois pouvoirs publics et les usagers.

Aux populations, nous recommandons de :

- prendre conscience de ce que les déchets qu'elles rejettent dans l'environnement retournent à leurs assiettes sous forme d'eaux ou de produits agricoles (végétaux et animaux) contaminés ;
- d'adopter une attitude éco-citoyenne en recourant à des méthodes simples de traitement de leurs déchets (tri sélectif des déchets, compostage des déchets organiques, filtration des eaux troubles) avant rejet dans l'environnement.

PERSPECTIVES

Pour une caractérisation plus précise de la faune d'oligochètes du Cameroun, nous projetons d'identifier les organismes récoltés jusqu'au niveau de l'espèce. Cette étude ne constitue que les prémices d'un processus de lutte contre la pollution des cours d'eau urbains au Cameroun. Ainsi, nous envisageons d'étendre l'étude dans les autres villes du pays.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR (Association française de normalisation) NF T 90 – 393 (2016). Qualité de l'eau – échantillonnage, traitement et analyse des oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales. 31 p. Afnor EDITIONS.
- Aiyer, K.S.P. (1929). An account of aquatic Oligochaeta of Travancore. *Records of Indian Museum*, 30: 345 – 352.
- Ajeegah, G.A., Bikitbe, J.F., & Longo, F. (2013). Qualité bioécologique d'un milieu lacustre hyper-eutrophisé en zone équatoriale (Afrique Centrale) : peuplement de protozoaires ciliés et macro invertébrés benthos-aquatiques. *Afrique Science*, 09 (2) : 50 – 66
- Ajeegah, G.A., Fotseu Kouam, A.L. (2019). Dissemination of the resistant forms of intestinal worms in the marshy areas of the city of Yaounde (Cameroon): importance of some abiotic factors of the medium. *Applied Water Science*, 9:19. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0895-y>
- Ajeegah, G.A., Kekenou, S., Njiawoua Pountigni, E. N., & Foto Menbohan, S. (2014). Morphologie et abondance des stades de développement d'*Ilyocoris cimicoides* Linné 1758 (Heteroptera: Naucoridae) dans un lac anthropisé en zone tropicale (Cameroun). *Journal of Applied Bioscience*, 79: 6926 – 6937.
- Ajeegah, G.A., Mbainissem, M.S., Njiawouo, P., & Ngakomo, R.A. (2018b). Caractérisation physico-chimique et biologique des eaux en zone périurbaine en Afrique équatoriale : cas de Ngoumou au Centre du Cameroun. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 23 (1) : 33 – 43.
- Ajeegah, G.A., Mbondo Biying, S., & Kapso Tchouankep M. (2018a). Dynamique des formes de résistance des amibes entéropathogènes en milieu aquatique pollue (Yaoundé, Cameroun). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 73 (3): 242 – 254.
- Ajeegah, G.A., Yogback, G.E., Tchakonté, S., Nana, P.A., Bricheux, G., Sime-Ngando, T. & Djiéto-Lordon, C. (2018c). Biomorphologie des crustacés d'un cours d'eau peu anthropisé en forêt équatoriale au Cameroun. *Revue des Sciences de l'Eau*, 31(1): 29 – 40. <https://doi.org/10.7202/1047051ar>
- Akifumi, O. (2001). Oligochaetes in Lake Towada, Japan, an oligotrophic caldera. *Hydrobiologia*, 463: 83 – 92. <https://doi.org/10.1023/A:1013187104615>.
- Amanieu, M., & Lasserre, G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, 4 : 201 – 213.
- APHA/American Public Health Association (1990). Inorganic Nonmetallic Constituents. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (19e ed.) : 300 p Washington, D.C.

- Armendariz, I. (2001). The distribution and ecology of littoral Oligochaeta and Aphanoneura (Annelida) of the Natural and Historical Reserve of Isla Martín García, Río de la Plata River, Argentina. *Hydrobiologia*, 463 : 207 – 216.
- Arrignon, J. (1998). Presentations. In *Aménagement piscicole des eaux douces* (5e éd). Paris ; Londres ; New-York : Tec & doc : Lavoisier : 505 – 510.
- Asi, Q.A., Ajeegah, G.A., Okoa Amougou, & T.N. (2020). Distribution of Cryptosporidium and Cyclospora in the Soil Around the Wells and Springs in Yaounde and Environs: Role of Some Abiotic Factors of the Medium. *Journal of Biotechnology Research*, 6 (6): 41 – 49. DOI: <https://doi.org/10.32861/jbr.66.41.49>.
- Aston, R.J., & Milner, A.G.P. (1982). Conditions required for the culture of *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta: Tubificidae) in activated sludge. *Aquaculture*, 260 : 155 – 166.
- Avel, M. (1959). Classe des Annélides Oligochètes. In Grassé, P.P. (éd.). *Traité De Zoologie. Anatomie, Systématique, Biologie*. Paris : Masson et Cie (p 224 – 470).
- Awono-Ambene, H.P., Djieukap Njeyap, L., Patrick Akono Ntonga, P., Etang, J.D., Nkondjio, A.C., Ndo, C., Etame, J., Njiokou, F., & Zébazé Togouet, S.H. (2020). Soil-Transmitted Protozoans and Helminths from Market Gardening Sites of Yaoundé, Cameroon. *Journal of Environmental Science and Public Health*, 4 (2): 61-70. Doi: 10.26502/jesph.96120085.
- Baldo, L. & Ferraguti, M. (2005). Mixed reproductive strategy in *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae). *Journal of Experimental Zoology*, 303A : 168 – 177. <https://doi.org/10.1002/jez.a.144>.
- Baturina, M.A. (2012). Distribution and diversity of aquatic Oligochaeta in small Streams of the middle taiga. *Turkish Journal of Zoology*, 36 (1) : 75 – 84. Doi:10.3906/zoo-1002-64.
- Baturina, M.A., Makarevich, O.A., Zhukova, T.V. & Adamovich, B.V. (2020). Spatial Distribution of Oligochaetes (Annelida: Clitellata: Oligochaeta) in Lakes of the Naroch System (Belarus). Differing in Trophic Status. *Russian Journal of Ecology*, 51 (5) : 477 – 485.
- Beddard, F.E. (1892). A new branchiate Oligochate (*Branchiura sowerbyi*). *Quarterly Journal of Microscopical Science*, 33: 325 – 341.
- Beddard, F.E. (1894). A contribution to our knowledge of the Oligochaeta of Tropical East Africa. *Quarterly Journal of Microscopical Science*, 86 : 201 – 289.

- Beddard, F.E. (1888). On certain points in the structure of Urochaeta, >P. and Dichogaster, nov gen with further remarks on the nephrida of earthworms. *Quarterly Journal of Microscopical Science*, 29: 235 – 282.
- Beisel, J., Peltre, M., & Usseglio-Polatera, P. (2011). Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle – Rapport final mars 2011 CNRS UMR 7146. Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes. [Http://www.iksmcipms.org/servlet/is/410/Impact%20de%20la%20pollution%20saline.pdf?Command=dow81nloadcontent&filename=Impact%20de%20la%20pollution%20saline.pdf](http://www.iksmcipms.org/servlet/is/410/Impact%20de%20la%20pollution%20saline.pdf?Command=dow81nloadcontent&filename=Impact%20de%20la%20pollution%20saline.pdf) (Page consultée le 23 décembre 2018).
- Benham, W.B. (1892). A new English genus of aquatic Oligochaeta (*Spargmophilus*) belonging to the family Rhinodrilidae. *Quarterly Journal of Microscopical Science*, 34 : 155 – 179.
- Bilong Bilong, C.F., Atyame Nten, C.M., Njine, T. (2004). Structure de la guilde des monomères parasites branchiaux du poisson *Hemichromis fasciatus* au lac municipal de Yaoundé. *Journal of the Cameroon Academy of Sciences*, 4 (1): 33 – 40
- Binet, F., Fayolle, L., & Puissard, M. (1998). Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity. *Biology and Fertility of Soils*, 27 : 79 – 84.
- Bonacina, C., Bonomi, G., & Marzuoli, D. (1994). Quantitative observations on the population ecology of *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta, Tubificidae). *Hydrobiologia*, 278 : 267 – 274.
- Bouché, M.L., Habets, F., Biagianti-Risbourg, S., & Vernet, G. (2000). Toxic Effects and bioaccumulation of cadmium in the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46 (3) : 246 – 251.
- Branchet, P., Ariza C.N., Fenet, H., Gomez, E., Courant, F., Sebag, D., & Gonzalez, C. (2019). Anthropic impacts on Sub-Saharan urban water resources through their pharmaceutical contamination (Yaoundé, Center Region, Cameroon). *Science of The Total Environment*, 660 : 886 – 898. Doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.256.
- Bretscher K. (1896). Die Oligochaeten von Zürich in systematischer und biologischer Hinsicht. *Revue suisse de Zoologie*, 3: 499 – 532.
- Bretscher, K. (1903). Beitrag. Oligochaten aus Graubunden. *Revue Suisse de Zoologie*, 11: 113 – 122.
- Brinkhurst, R.O. (1984). The position of the Haplotaxidae in the evolution of Oligochaete annelids. *Hydrobiologia*, 115 : 25 – 36.

- Brinkhurst, R.O. (1986). Taxonomy of the genus *Tubificoides* Lastockin (Oligochaeta, Tubificidae) species with bifid setae. *Canadian Journal of Zoology*, 64 : 1270 – 1279.
- BUCREP/Bureau Central de Recensement et d'Etude de la Population (2010). Rapport de présentation des résultats définitifs du recensement au Cameroun. Yaoundé : 68 p.
- Burnol, A., Duro, L., & Grive, M. (2006). Éléments traces métalliques. Guide méthodologique, recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport final, N° INERIS-DRC-06-66246/DESP-r01a : 23 – 54.
- Camacho, A.I. (1992). The natural history of biospeleology. *Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, Monografias*, 7 : 680 p.
- CEAEQ/Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec (2007). Détermination des Orthophosphates dans l'eau : méthode calorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, MA. 3030-P1.0, *Revue*, 3 : 12 p.
- Chapman, P.M. (1990). The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of the total environment*, 97 (98) : 815 – 825.
- Charvet, S., Kosmala, A., & Statzner, B. (1998). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Für Hydrobiologie*, 142 : 415 – 432.
- Claparède E.R. (1862). Recherches anatomiques sur les Oligochetes. *Mémoires de la société de physique et d'histoire naturelle de Genève*, 16: 217 – 291.
- Cuadrado, S., & Martínez -Ansemil, E. (2001). External structures used during attachment and sperm transfer in tubificids (Annelida, Oligochaeta). *Hydrobiologia* : 463, 107 – 113
- CUY/Communauté Urbaine de Yaoundé (2002). Schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme : 102 p.
- Da Fonseca, A.F., Herpin, U., De Paula, A.M., Victoria, R.L., & Melfi, A.J. (2007). Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. *Scientia Agricola*, 64 (2) : 194 – 209.
- Dahl I.E. (1957). Results from the Danish Expedition to the French Cameroon, 1949-1950. *Bulletin de l'Institut français d'Afrique noire*, 1: 1154 – 1172.
- Dajoz, R. (2000). *Précis d'Ecologie* (7e éd). Paris : Dunod : 615 p.
- Dakwen, J.P., Zébazé Togouet, S.H., Belengfe Chinche, S., Noah Ewoti, O.V., Kapso Tchouankep, M., & Njiné, T. (2019). Influence of the Quality of Maintenance of Fish Ponds on the Biomass of Zooplankton *in situ* in Tropical Zone (Yaoundé-Cameroon-

- Central Africa). *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 4(3) : 62 – 72. Doi: 10.11648/j.ijnrem.20190403.11.
- Dejoux C, & Saint-Jean, L. (1972). Étude des communautés d'invertébrés d'herbiers du lac Tchad : recherches préliminaires. *Cahier de O.R.S.T.O.M., série Hydrobiologie*, 4 (1) : 61 – 83.
- Derwich, E., Benabidate, L., Zian, A., Sadki, O., & Belghity D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Larhyss journal*, 8 : 101 – 112.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 : 345 – 366.
- Ebang Menye D., Zebaze Togouet S.H., Foto Menbohan S., Kemka N., Nola M., Boutin C., Nguetsop V.F., Djaouda M., & Njiné T. (2014). Bio-écologie des diatomées épilithiques de la rivière Mfoundi (Yaoundé, Cameroun): diversité, distribution spatiale et influence des pollutions organiques. *Revue des Sciences de l'eau*, 25 (3) : 203 – 218.
- Ekenguele Nga, L., Myung Chae, J., Ombolo, A., Ngatcha, N., Ekodeck, G.E. & Lape, M.(2008) . Metals pollution in freshly deposited sediments from river Mingoa, main tributary to the Municipal Lake of Yaounde, Cameroon. *Geosciences Journal*, 12(4) : 337 – 347.
- Ekeocha, D.O. (2020). Urbanization, Inequality, Economic Development and Ecological Footprint: Searching for Turning Points and Regional Homogeneity. *Africa. Journal of Cleaner Production*, Article ID 125244. Doi:10.1016/j.jclepro.2020.125
- Erséus, C., Envall, I., De Wit, P., & Gustavsson, L.M. (2017). Molecular data reveal a tropical freshwater origin of Naidinae (Annelida, Clitellata, Naididae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*: 37p. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ympev.2017.07.016>.
- Eymann, J., Degreef, J., Häuser, C., Monje, J.C., Samyn, Y., & Vandenspiegel, D. (2010). Sampling, of continental freshwater. In *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring*. Volume 2 (part 1). Bruxelles : Abc taxa : 213 – 272.
- FAO. (2003). L'irrigation avec des eaux usées traitées, manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le Proche-orient et Bureau sous-régional pour l'Afrique du Nord : 68 p.
- Fındık, Ö., & Aras, S. (2016). Aquatic oligochaetes (Annelida: Clitellata) of seven lakes in the Ceyhan River basin (Turkey). *Biologia*, 71 (1): 44 – 48, 2016. Doi: 10.1515/biolog-2016-0007

- Fokam, Z. (2012). Etude morphologique et phylogénie des Ciliés Astomesendocommensaux d'Oligochètes terricoles de la région de Yaoundé et ses environs. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 164p.
- Foto Membohan, S. (2012). Recherche écologique sur le réseau hydrographique du Mfoundi (Yaoundé): Essai de biotypologie. Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 179 p.
- Foto Membohan, S., Dzavi, J., Nzongang, Kenfack, C., Biram À Ngon, E.B., & Ntchantcho, R. (2019). Impact of the Anthropogenic Activities on the Diversity and Structure of Benthic Macroinvertebrates in Tropical Forest Stream. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*, 15 (1) : 280 – 292
- Foto Membohan, S., Koji, E., Ajeagah, G.A., Bilong Bilong, C.F., & Njiné, T. (2012). Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *International Journal of Biosciences*, 11 (2) : 137 – 145.
- Foto Membohan, S., & Njiné, T. (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 Membohan, S., Nwaha, M., Biram à Ngon, E.B., Dzavi, J., Boudem, C.R., Sob Nangou, P.B., & Nyame Mbia, D. (2021) .Water Quality And Benthic Macroinvertebrates Of Tropical Forest Stream In South-West Region, Cameroon. *International Journals of Sciences and High Technologies*, 25 (1) : 183 – 192.
- Fouepe, T.A., Kuitcha, D., Sigha, N.L., & Ntonga, J.C. (2011). Impact de la vulnérabilité des ressources en eau de surface sur l'accès à l'eau potable des populations de la ville de Yaoundé : stratégies d'adaptation. 6^{ème} édition des journées scientifiques du 2^{ie} : 4p.
- Foussard, V., & Etcheber, H. (2011). Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la seine, de la Loire et de la Gironde ; Rapport CR1 CNRS, Univ. Bordeaux : 71 p.
- Franqueville, A. (1970). Le paysage urbain de Yaoundé. In *Etudes géographiques sur les villes du Cameroun. Yaoundé : ORSTOM* : 1 – 39 NOBRA SH 61.
- Frontier, S., & Pichod-Viale, D. (1998). *Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. Paris : Dunod : 447 p.

- Gillet, D.J., Holland, F.A., & Sanger, D.M. (2007). On the Ecology of Oligochaetes: Monthly Variation of Community Composition and Environmental Characteristics in Two South Carolina Tidal Creeks. *Estuaries and Coasts*, 30 (2) : 238 – 252
- Girolli, D.A., Lima, M.F., Sanches, N.A.O., Colombo-Corbi, V., Corbi, J.J., & Gorni, G.R. (2021). Aquatic oligochaetes (Annelida: Clitellata) in reservoirs in São Paulo State: list of occurrence and ecological observations on the species. *Biota Neotropica*, 21 (3): e20201152. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1152>
- Glasby, C.J., Erséus, C., & Martin, P. (2021). Annelids in extreme aquatic environments: diversity, adaptations and evolution. *Diversity*, 13: 98. <https://doi.org/10.3390/d13020098>.
- Goloma, S., & Symoens, J.J. (1990). Caractéristiques physiques et chimiques de quelques cours d'eau de Kisangani (Zaïre). *Bulletin des Séances. Academie Royale des Sciences d'Outre-Mer*, 35 : 145 – 157.
- Gomes, D.F., Sanches, O.A.N., Sahm, H.L., & Gorni, R.G. (2017). Aquatic oligochaeta (Annelida: Clitellata) in extractive reserve Lake Cuniã, Western Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 17(1): e20160232. [Http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0232](http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0232)
- Gonzalez, S.V., Johnston, E., Gribben, P.E., & Dafforn, K. (2019). The application of bioturbators for aquatic bioremediation: Review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 250 : Article ID 426e436
- Gourmey, A. (2012). Analyse statistique multivariée. Notes de cours, Institut de Mathématiques, Université de Neuchâtel Suisse : 76p
- Grube, E. 1855. Beschreibungen der neuer oder wenig bekannter Anneliden. *Archiv für Naturgeschichte* xxi
- Harrag, A. (2012). Bio-indication : Concepts et biosurveillance, Notes de cours. Sétif, Université Ferhat Abbas: 7p. <http://fr.calameo.com/read/0018058687a447e5d0152> (Page consultée le 5 janvier 2020). Humaine. Edition ANOR.
- Hrabě, S. (1941). Zur Kenntnis der Oligochaeten aus der Donau. *Acta Societatis Scientiarum Naturalium Moraviae*, 13 (12): 1 – 36.
- INS/Institut National de la Statistique (2015). Eau et assainissement. Dans Enquête par grappes à indicateurs multiples (MICS5), 2014. Rapport Final. Yaoundé, Cameroun : pp 99 – 116.
- Jamieson, B.G.M. (1988). On the phylogeny and higher classification of the Oligochaeta. *Cladistics*, 4 : 367 – 401. [Doi10.1111/j.1096-0031.1988.tb00520.x](https://doi.org/10.1111/j.1096-0031.1988.tb00520.x)

- Jamieson, B.G.M., & Ferraguti, M. (2006). Non-leech clitellata. In G. Rouse & F. Pleijel (Eds) *Reproductive biology and phylogeny of annelida*, p 235 – 392. Enfield: Science Publishers
- Jelinek, H., & Schmidt-Rhaesas, A., (2016). Taxonomic investigations on Naididae: *Pristina aequiseta* Bourne, 1891 and *Pristina foreli* (Piguet, 1906) (Annelida, Oligochaeta, Naididae) are distinct species. *Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg*, NF 49 : 53–71
- Kaliszewicz, A. (2003). Sublethal predation on *Stylaria lacustris*: a study of regenerative capabilities. *Hydrobiologia*, 501 : 83 – 92.
- Kapso Tchouankep, M. (2018). Dynamique d'abondance des amoebidés dans les milieux aquatiques à Yaoundé (Cameroun). Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 309p
- Kapso Tchouankep, M., Ajeegah, G.A., Nkeng, G. E., & Ngassam, P. (2018). Bio-characterization of some free-living Amoebae in surface water of the city of Yaounde: Relationship to Physico-chemical Parameters of the Medium. *Journal of Applied Biotechnology*, (6) 1 : 26 – 41.
- Kathman, R.D., & Brinkhurst, R.O. (1998). Key of Families. In *Guide to the freshwater oligochaetes of North America*. Aquatic Resources Center, Tennessee, USA : pp 28 – 209.
- Kenfack Atangana, J.A., Ducarme, C., & Micha, J-C. (2019). La pisciculture au Cameroun : bilan et perspectives. *International Journal of Biology and Chemical Science*, 13 (2): 1140 – 1161. DOI: <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v13i2.44>.
- Kengne Fotsing, J. (2018). Bio-évaluation des cours d'eau de la région Ouest du Cameroun à l'aide des macroinvertébrés benthiques et construction d'un indice multimétrique régional. Thèse de Doctorat/Ph.D. En cotutelle Université de Yaoundé I / Université de Lille : 222p.
- Kihampa, C. (2013). Heavy metal contamination in water and sediment downstream of municipal wastewater treatment plants, Dar es Salaam, Tanzania. *International Journal of Environmental Sciences*, 3 : 1407 – 1415.
- Kinie Foni Fouth, A. (2018). La gestion des déchets au Cameroun in *Environmental law and policy in Cameroon - Towards making Africa the tree of life*. Nomos Verlagsgesellschaft mbh : 397 – 417.
- Knollner, F. N. (1935). Okologische und systematische Untersuchungen über litorale und marine Oligochaten der Kieler Bucht. *Zoologische Jahrbücher*, 66: 425 – 512

- Kouamé, K.F. (2014). Biologie et écologie des adventices majeures de la riziculture dans la région du Bélier au Centre de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat. Université FHB Abidjan : 157 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» : 22p.
- Kuo, D.H. (2017). The polychaete-to-clitellate transition: An EvoDevo perspective. *Developmental Biology*, 427 : 230 – 240.
- Lafont, M., Jézéquel, C., Vivier, A., Breil, P., Schmitt, L., & Bernoud, S. (2010). Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 10 : 3 – 11.
- Lamarck, J.B. (1816). *Histoire naturelle des animaux sans vertèbres*. Verdier, Paris : 585p.
- Lastockin, D.A. (1927). Beitrage zur Oligochaetenfauna Russ-lands III. Fauna von Oligochaeta limicola in GouvernementsIwanowo-Woznesensk and Wladimir. *Izv. Ivanovo-Voznesensk Polytechnic Institute*, So: 65 – 76.
- Leclercq L. (2001). Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique, Document de travail : 44p
- Letouzey, R. (1968). *Etude phyto-geographique du Cameroun*. Edition Paul le Chevalier : 511p.
- Lévêque, C. & Balian, E.V. (2005). Conservation of freshwater biodiversity: does the real world meet scientific dream. *Hydrobiologia*, 542 : 25 – 26.
- Leynaud, G., & Verrel, J.L. (1980). *Modification du milieu aquatique sous l'influence des pollutions : la pollution des eaux continentales*. Paris : P. PESSON, Paris : 1 – 2.
- Li, H., Shi, A., Li, M., & Zhang, X. (2013). Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments. *Journal of Chemistry*, Article ID 434012: 11p. Doi: <http://dx.doi.org/10.1155/2013/434012>
- Martin, P., & Aït Boughrous, A. (2012). *Guide taxonomique des oligochètes dulçaquicoles du Maghreb* (édition). Volume 12. Bruxelles : Abc taxa : 194p.
- Martin, P., Martínez -Ansemil, E., Pinder, A., Timm, T., & Wetzel, M.J. (2008). Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. *Hydrobiologia* : 595, 117 – 127.

- Martinez-Ansemil, E. (1990). Étude biologique et écologique des Oligochètes aquatiques de la rivière Tambre et de ses milieux associés (Galice, Espagne). *Annales Limnologie*, 26 : 131 – 151.
- Mason C.F. (1996). *Biology of Freshwater Pollution*. Longman Group Limited, Essex: 82 – 88.
- Mbang, M., Ngnikam, E., Efon, B., Meukam, P., Fokou, S. (2021). Assainissement dans la parcelle et quantification des boues de vidanges dans la ville de Yaoundé au Cameroun. *Hal.archives-ouvertes* : 18p.
- MDDEF/Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – cours d'eau peu profond à substrat grossier*. Direction du suivi de l'état de l'environnement : 88 p.
- MDDEP/Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (2008). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*. Direction du suivi de l'état de l'environnement : 86p.
- MDDEP/Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble*. Direction du suivi de l'état de l'environnement : 39p
- MDDEP/Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (2010). *Guide d'identification des principaux Macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – surveillance volontaire des cours peu profonds*. Direction du suivi de l'état de l'environnement : 82p.
- Mfopou, Y.C.M., Traore, M., Kenmogne, P.P.N., Aboubakar, A., Manguelle, G.S.F., Maboune, S.A.T., Ndam, J.R.N., Gnankambary, Z., & Nacro, H.B. (2017). Structure of vegetables farming and farmer's perception of soil and water degradation in two periurban areas in Yaounde Cameroon. *Open Journal of Soil Science*, 7: 333 – 346. <https://doi.org/10.4236/ojss.2017.711024>.
- Michaelsen, W. (1891): Oligochaeten des Naturhistorischen Museums in Hamburg IV. *Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten*, 8: 1 – 42.
- Michaelsen, W. 1892. Beschreibung der von Herrn. Dr. Fr. Stuhlmann am Victoria Nyanza Gesammelten Terricolen. *Mitteilungen aus dem Naturhistorischen Museum in Hamburg*, 9(2): 29 – 42.

- Michaelsen, W. (1897): Die Terricolen des Mada-gassischen Inselgebiets. *Abhandlungen herausgegeben von der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, 21: 217 – 252.
- Michaelsen, W. (1900) Oligochaeta. *Das Tierreich 10*. Berlin, R. Friedländer and Sohn: 1 – 575.
- Michaelsen, W. (1928). Dritte Klasse der Vermes Polymera (Annelida) Clitellata Gürtelwürmer. In *Handbuch der Zoologie Vermes Polymera : Archannelida, Polychaeta, Clitellata, Priapulida, Sipunculida, Echiurida*. Hükenthal, W. & T. Krumbach (eds.). De Gruyter, W, Berlin und Leipzig 1928 bis 1934: 1 – 118.
- Michaud, A.L., Hare, L., & Campbell, P.G.C. (2005). Exchange rates of cadmium between a burrowing mayfly and its surroundings in nature. *Limnology and Oceanography*, 50 : 1707 – 1717.
- Milbrink, G. (1980). Oligochaete communities in pollution biology. The European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In *Aquatic Oligochaete Biology*. Brinkhurst, R. O. & D. G. Cook (eds.). Plenum Publishing Corporation, New York: 433 – 455.
- Milbrink, G. (1983). An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia*, 102 (2) : 89 – 97.
- MINDUH/CUY/Ministère du Développement Urbain et de l'Habitat, Communauté Urbaine de Yaoundé (2008). Plan directeur d'urbanisme de Yaoundé 2020. Rapport de présentation : 120 p.
- Mola, R.A.H., Shaldoum, M.A.F., & Alhussieny, M.A. (2018). Diversity of planktonic and epiphytic microinvertebrates associated with the macrophyte *Eichhornia crassipes* (Mart.) in River Nile at El-Qanater El-Khiria region, Egypt. *Journal of the Egyptian Academy of Environmental Development*, 19 (1): 117 – 132.
- Moretto, Y., Benedito, E., & Higuti, J. (2013). Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs, *Annales de limnologie*, 49 (1) : 65 – 78. <https://doi.org/10.1051/limn/2013040>.
- Müller, O.F. (1774). *Vermium terrestrium et fluviatilium, seu animalium infusoriorum, helminthicorum et testaceorum, non marinorum, succincta historia* (Vol. 2). Testacea. Havniae Lipsiae : 214 p.
- Nagaraj, S. (2014). Impact of urbanisation on water quality parameters : A case study of Ashtamudi lake kollam. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, 3 (6) : 140 – 147.

- Naime, R., Kara, D., Kökcü, A.C., & Ruzgar, M. (2014). Aquatic Oligochaeta (Annelida) of Dam Lakes Çatören and Kunduzlar (Turkey). *Zoosymposia* 9 : 70 – 76.
- Nana, P.L. (2015). Étude de la faune microbienne et des paramètres physico-chimiques du tractus digestif d'annélides oligochètes, récoltés à Ebebda et à Nkolbikogo (région du Centre Cameroun). Thèse de Doctorat / PhD, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 176p.
- Nascimento, H.L.S., & Alves G.R. (2009). The effect of temperature on the reproduction of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae). *Zoologia*, 26 (1): 191 – 193.
- Nasser Ngouh, A., Kpoumie, A., Nyembe Etame, G., Kohtem Lebga, A., Ndjeng Esse, & Ndam Ngoupayou, J.R. (2020). Caractérisation Hydrodynamique et Qualité des eaux de l'aquifère à nappe libre du bassin versant du Nkié (Yaoundé-Cameroun). *European Scientific Journal*, 16 (15) : 281 – 308.
- NC/Norme Camerounaise 207 (2014). Norme pour l'eau destinée à la consommation. Yaoundé : 11 p
- Ndam Ngoupayou, J.R., Bon, F.A., Ewodo Mboudou, G., Ngouh Abdou, N., & Ekodeck, G.E. (2019). Hydrogeological Characteristics of Shallow Hard Rock Aquifers in Yaounde (Cameroon, Central Africa). *Groundwater Hydrology* : 17p. DOI : 10.5772/intechopen.84631.
- Ndzie Souga, C. (2014). Pollution industrielle et agriculture périurbaine dans une métropole tropicale : le cas de l'entrée sud de la ville de Yaoundé (Cameroun). *Revista Universitară de Sociologie*. 2 : 29 – 39.
- Ngambi, J.R. (2015). Modes de gestion des déchets ménagers à Yaoundé. Dans Déchets solides ménagers dans la ville de Yaoundé (Cameroun) : de la gestion linéaire vers une économie circulaire. Thèse de doctorat en droit, Université du Maine : 490 p
- Ngon Ngon, G.F., Yongue-Fouateu, R., Bitom, D.L., & Bilong, P. (2009). A geological study of clayey laterite and clayey hydromorphic material of the region of Yaoundé (Cameroon): a prerequisite for local material promotion. *Journal of African Earth Sciences*, 55 : 69–78.
- Nijboer, R.C., Wetzel, M.J., & Piet, F.M. (2004). Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae, and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. *Hydrobiologia*, 520 : 127 – 141.
- Nkwemoh Anguh, C., Tchindjang, M., Ngwatung Afungang, R. (2017). The Impact of Urbanization on the Vegetation of Yaounde, (Cameroon). *International Journal of*

Innovative Research and Development, 6 (5) : 6-18. DOI: 10.24940/ijird/2017/v6/i5/MAY17007.

- Nyamsi Tchatcho, N.L. (2018). Macroinvertébrés benthiques du réseau hydrographique de la Méfou : habitat, diversité et dynamique des peuplements, évaluation de l'intégrité biologique des cours d'eau. Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 202p.
- Nyamsi Tchatcho, N.L., Foto Menbohan, S., Zébazé Togouet, S.H., Onana, F.M., Adandedjan, D., Tchakonté, S., Yémélé Tsago, C., Koji, E., & Njiné, T. (2014). Indice Multimétrique des Macroinvertébrés benthiques Yaoundéens (IMMY) pour l'évaluation biologique de la qualité des eaux de cours d'eau de la région du centre sud forestier du Cameroun. *European Journal of Scientific Research*, 123 (4) : 412 – 430.
- Nzenti, J.P., Belinga, E.S.M. (2001). Géologie de la région de Yaoundé et ses environs in *excursions géologiques dans le sud du Cameroun. 12 ème Conférence Internationale de la société Géologique Africaine*, Université de Yaoundé I : 19 – 30.
- Nzouebet, L.A.W., Kengne, S.E., Wafo, D.V.G., Wanda, C., Rechenburg, A., & Noumsi K.M.I. (2019). Assessment of the faecal sludge management practices in households of a sub-Saharan Africa urban area and the health risks associated: the case study of Yaoundé, Cameroon. *International Journal of Biology and Chemical Sciences*, 13 (5): 1 – 23. <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v13i5.1S>.
- OMS. (2015). WHO estimates of the global burden of foodborne diseases: foodborne disease burden epidemiology reference group 2007-2015. Rapport. Genève : 265p.
- Onana, F.M., Zébazé Togouet, S.H., Koji, E., Nyamsi Tchatcho, N.L. & Tchakonté, S. (2016). Influence of municipal and industrial pollution on the diversity and the structure of benthic macro-Invertebrates community of an urban river in Douala, Cameroon. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 8 : 120 – 133.
- Onana, F.M., Zebaze Togouet, S.H., Tamsa, A.A., Nyamsi Tchatcho, N.L., Tchakonte, S., Koji, E., Yemtsa Yemeli, A.W., & Mouto Makong, A.N.S. (2019) Comparing freshwater benthic macroinvertebrate communities in forest and urban streams of the coastal ecological region of Cameroon. *Open Journal of Ecology*, 9 : 521 – 537. <https://doi.org/10.4236/oje.2019.912034>
- Onguene Mala (1993). Présentation de la région étudiée: la colline de Minkoaméyos. *Différenciations pédologiques dans la région de Yaoundé (Cameroun) transformation d'un sol ferrallitique rouge en sol à horizon jaune et relation avec l'évolution du modelé*. Thèse de doctorat, Univ. Paris VI, Paris, France : 36 – 68.

- ONU-habitat (2019). Examen des progrès accomplis dans la mise en œuvre du Nouveau programme pour les villes et du programme de développement durable à l'horizon 2030. *Assemblée du programme des Nations Unies pour les établissements humains*. Rapport de la directrice exécutive : 16p.
- Pascar-Gluzman, C., & Dimentman, C. (1984). Distribution and Habitat Characteristics of Naididae and Tubificidae in the Inland Waters of Israel and the Sinai Peninsula. *Hydrobiologia*, 115: 197 – 205. [Http://dx.doi.org/10.1007/bf00027917](http://dx.doi.org/10.1007/bf00027917).
- PNDP/Programme National de Développement Participatif. (2009). Étude sur les systèmes appropriés de traitement des déchets médicaux. Rapport d'étude : 64 p.
- Prygiel, J., Rosso-Darmet, A., Lafont, M., Lesniak, C., & Ouddane, B. (1999). Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia*, 410 : 25 – 37.
- Qiu, Z. (2013). Comparative Assessment of Stormwater and Nonpoint Source Pollution Best Management Practices in Suburban Watershed Management. *Water*, 5 : 280 – 291.
- Ragonha, F.H., Chiaramonte, J.B., Fontes Junior, H.M., Ribeiro da Cunha, E., Benedito, E., & Takeda, M.A. (2013). Spatial distribution of aquatic Oligochaeta in Ilha Grande National Park, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*, 35 (1) : 63 – 70.
- Ramade, F. (2005). *Éléments d'écologie : Ecologie appliquée* (7e éd.) Dunod : 824 p.
- Rodier, J., Legube, B., Marlet, N., & Brunet, R. (2009). Eau résiduaire. In *L'analyse de l'eau* (9e éd.). Paris: Dunod : 963 – 1063.
- Rodriguez, P., Reynoldson, T.B. (2011). Ecology and Field Studies. In *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes*. New York: Springer : 29 – 77. DOI 10.1007/978-94-007-1718-3.
- Roff, J.C., & Kwiatkowski, R.E. (1977). Zooplankton and zoo-benthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. *Canadian Journal of Zoology*, 55 : 899 – 911.
- Särkkä, J. (1994). Lacustrine, Profundal Meiobenthic Oligochaetes as Indicators of Trophy and Organic Loading. *Hydrobiologia*, 278: 231 – 241. [Http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-0842-3_26](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-0842-3_26)
- Savigny, J.C. (1826). In. Cuvier, G. : Analyse des Travaux de l'académie royale des Sciences, pendant l'année 1821, partie physique. *Mémoires de l'Académie des Sciences de l'Institut de France Paris*, 5: 176 – 184.

- Schenkova, J., & Helesic, J. (2006). Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) In the Rokytná River, Czech Republic-a small highland stream. *Hydrobiologia*, 564 : 117 – 126.
- Schenkova, J., Komárek, O., & Zahrádková, S. (2001). Oligochaeta of the Morava and Odra River basins (Czech Republic): species distribution and community composition. *Hydrobiologia*, 463 : 235 – 240.
- Schuetze, T., & Chelleri, L. (2013). Integrating Decentralized Rainwater Management in Urban Planning and Design: Flood Resilient and Sustainable Water Management Using the Example of Coastal Cities in The Netherlands. *Water*, 5 : 593 – 616.
- SEEE/Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement, Maroc. (2007). Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation : 2p.
- Silva, J.M.C., Patrício Silva, L.A., Campos, D., Soares M.V.M., Pestana, J.L.T., & Gravato, C. (2021). Lumbriculus variegatus (oligochaeta) exposed to polyethylene microplastics: biochemical, physiological and reproductive responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207 111375.
- Smith, F. (1917). North american eart worms of the family lumbriculidae in the collection of the united states national museum. *Proceedings of the U.S. National Museum*, 52 (2174) : 157 – 182
- Sorenson, T. (1948) A Method of Establishing Groups of Equal Amplitudes in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter*, 5 : 1 – 34.
- Sperber, C. (1948). A taxonomical study of the Naididae. *Zoologiska Bidragen från Uppsala*, 28 : 1 – 296
- Srang, K. (1972). Hydrologie d'un bassin de zone urbaine : le Bassin versant de Yaoundé. ORSTOM : 46 p.
- Struck et al 2014 Struck, T.H., Purschke, G., Dordel, J., Hösel, C., Nesnidal, M.P., Diersing, F., Bleidorn, C., Paul, C., Hill, N., & Tiedemann, R. (2014). Phylogeny and evolution of Annelida based on molecular data. In *deep metazoan phylogeny: the backbone of the tree of life, new insights from analyses of molecules, morphology, and theory of data analysis*. Wägele, J.W., Bartolomaeus, T., Eds., De Gruyter: Berlin, Germany : 143 – 160p.

- Suchel B. 1972. La répartition des pluies et des régions pluviométriques au Cameroun. *Travaux et Documents de Géographie Tropicale*, 5 : 1 – 288.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). Introduction. *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie et écologie*. Paris : CNRS : p 9 – 50.
- Tauber, P. (1879). Annulata Danica. *En kritisk revision of de i Danmark fundne Annulata Chaetognatha, Gephyrea, Balanoglossi, Discophoreae, Oligochaetae, Gymnocopa og Polychaeta*. Copenhagen: Reitzel : 144p.
- Tchakonté, S. (2016). Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun). Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 233p
- Timm, T. (1980). Distribution of Aquatic Oligochaetes. In *Aquatic oligochaeta Biology*. R. O. Brinkhurst & D.G.Cook Eds. Plenum press, New York : 55 – 77.
- Timm, T. (2009). A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia*, 66 : 1 – 235.
- Timm, T. (2012) Life forms in Oligochaeta: a literature review. *Zoology in the Middle East*, 4: 71 – 82.
- Timm, T. (2020). Observations on the life cycles of aquatic Oligochaeta in aquaria. *Zoosymposia*, 17: 102 – 120.
- Timm, T., & Martin, P.J. (2015). Clitellata: Oligochaeta. In *Freshwater invertebrates, Ecology and general biology*. Thorp J.H. & Rogers D.C. (eds). Academic Press, Amsterdam, 1: 529–549. [https:// doi. org/ 10.1016/ B978-0- 12- 385026- 3. 00021-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385026-3.00021-8).
- Tomanova, S., & Usseglio-Polatera, P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology*, 170 : 243 – 255.
- Trung, K.H. (2018). Ingénierie écologique pour la biorémediation des systèmes aquatiques : effets du couplage de la bioturbation avec la phytoremediation sur le cadmium et l'atrazine. Thèse de doctorat en Ecologie fonctionnelle, École doctorale Sciences de l'univers, de l'environnement et de l'espace (Toulouse), Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement (Toulouse) : 305p
- US EPA/United States Environmental Protection Agency (2002). Summary of Biological Assessment Programs and Biocriteria Development for States, Tribes, Territories, and Interstate Commissions: Streams and Wadeable Rivers . Report # EPA-822-R-02-048. Office of Environmental Information and Office of Water. Washington District of Columbia, U.S.A. : 404p

- Vejdovský, F. (1876). Beiträge zur Oligochaetenfaunas Böhmens. *Sitzungsberichte der Königlich-Böhmischen Gesellschaft*. Prag 1875: 191–201.
- Vejdovský, F. & Mrázek, A. (1903). Ueber *Potamothrix (Clitellio?) Moldaviensis* n. g. n. sp. *Sitzungsberichte der königlichen böhmischen Gesellschaft der Wissenschaften*, 1902(24) : 1 – 7.
- Verrill, A.E. (1871). Notice of the invertebrate dredged in Lake Superior in 1871. *American Journal of Science and Arts*, 2: 449 – 452.
- Vivien, R. (2011). Application de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) aux bassins versants de l'Aire et de la Drize. Rapport scientifique. Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- Vivien, R. (2012). Application de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) sur l'Allondon, le Lion, le Charmilles et le nant des Crues. Rapport scientifique. Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- Vivien, R. (2013a). Evaluation de la qualité biologique et physicochimique des sédiments des cours d'eau du secteur Laire-Champagne -campagne 2012. Rapport scientifique. Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- Vivien, R. (2013b). Note sur la diversité des oligochètes aquatiques dans la région genevoise (Suisse). *Revue suisse de Zoologie*, 120 : 415 – 420
- Vivien, R. (2014). Evaluation de la qualité biologique et physicochimique des sédiments de la Seymaz, de l'Hermance, du Rouelbeau et de l'Abbaye de Presinge. Rapport scientifique. Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- Vivien, R., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Jan Pawlowski, J., Werner, I., Lafont, M., & Benoit J. D. Ferrari, J.D.B. (2020). High-throughput DNA barcoding of oligochaetes for abundance-based indices to assess the biological quality of sediments in streams and lakes. *Scientific Report*, 10:2041. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58703-2>.
- Vivien, R., & Lafont, M. (2013). Diversité des oligochètes aquatiques dans la région genevoise (Suisse). *Revue suisse de Zoologie*, 120 : 161 – 173.
- Vivien, R., & Lafont, M. (2015). Note faunistique sur les oligochètes aquatiques de la région genevoise et de Suisse. *Revue suisse de Zoologie*, 122 : 207 – 2012.

- Vivien, R., Lafont, M., & Ferrari, B.J.D. 2015. Utilisation des communautés d'oligochètes pour l'évaluation de la qualité biologique et du fonctionnement des cours d'eau : un bilan à partir de données genevoises (Suisse). *Archives des Sciences*, 68 : 105 – 116
- Vivien, R., Lafont, M., & Perfetta, J. (2011). Proposition d'un seuil de toxicité des métaux lourds des sédiments mis en évidence par les vers oligochètes dans quelques cours d'eau. *Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles*, 92 : 153 – 164.
- Vivien, R., Lejzerowicz, F., & Pawlowski, J. (2016). Next-generation sequencing of aquatic oligochaetes: comparison of experimental communities. *PLoS One* 11(2) : e0148644. Doi:10.1371/journal.pone.0148644
- Vivien, R., Tixier, G., & Lafont, M. (2014). Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area and Artois-Picardie basin (France) : proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 14 : 142 – 151.
- Wagner, F.M., Pat, H., Ocegüera-Figueroa, A., Martin, P., Schmelz, M.R., Wetzel, M.J., Wiklund, H., Maciolek, N.J., Kawauchi, G.Y., & Williams, J.D. (2021). Segmented worms (Phylum Annelida): a celebration of twenty years of progress through Zootaxa and call for action on the taxonomic work that remains. *Zootaxa*, 4979 (1): 190 – 211.
- Warren, L.A., & Haack, E.A. (2001). Biogeochemical controls on metal behavior in freshwater environments. *Earth-Science Reviews*, 54 : 261 – 320.
- Yengué, J.L. (2019). L'agriculture dans la ville africaine. Un avenir incertain ? Exemple de la ville de l'Ékozoa à Yaoundé (Cameroun). *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 73:105 – 116.
- Yildiz, S. (2016). Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) species in the lake district (Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 25 (10) : 4362 – 4373.
- Yombi, T.G.J., Feumba, R., Njitat, T.V., De Marsily, G., & Ekodeck, G.M. (2013). Pollution de l'eau souterraine et risques sanitaires à Yaoundé au Cameroun. *Comptes Rendus Biologies*, 336: 310 – 316. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.crv.2013.04.013>.
- Zébazé Togouet, S.H., Njiné, T., Kemka, N., Niyitegeka, D., Nola, M., Foto Membohan, S., Djuikom, E., Ajeagah, G.A., & Dumont, H.J. (2006). Biodiversity and spatial distribution of Rotifera in a shallow hypereutrophic tropical lake (Cameroun). *Journal of the Cameroon Academy of Sciences*, 6(3) : 149 – 165.
- Zeybek, M., Koşal, Ş.S., & Yıldız, S. (2018). The Aquatic Oligochaeta (Annelida) Fauna of the Karasu Stream. *Limnofish*. 4 (1) : 30 – 35. Doi: 10.17216/limnofish.363933.

Zvereva, Y.U.M., & Timoshkin, O.A. (2017). Feeding spectrum of a dominant splash zone enchytraeid, *Mesenchytraeus bungei* Michaelsen, 1901 (Annelida: Oligochaeta), in Lake Baikal (East Siberia). *Opuscula Zoologica Budapest*, 48 (2) : 11 – 20.

ANNEXES

**PUBLICATION ISSUE DE LA
THÈSE**