

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة عمار ثليجي بالأغواط
UNIVERSITE AMAR TELIDJI LAGHOUAT

كلية العلوم
FACULTE DES SCIENCES
قسم البيولوجيا
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
Laboratoire des Sciences Biologiques et Agronomiques (LSBA)



Thèse
Présentée en vue de l'obtention du diplôme de
Doctorat *LMD*
Spécialité : Parasitologie ET interactions négatives

Laboratoire des Sciences
Biologiques et Agronomiques

THEME

**Bio-écologie et phénomène de parasitisme chez les
cyprinidés : cas du genre *Pseudophoxinus***

Présenté par :

SALHI Selma

Directeur de thèse : M. Chaïbi Rachid..... « Prof » Université de Laghouat

Devant le jury :

Président(e) : M. Saidi Radhwane..... « Prof » Université de Laghouat

Examineurs :

M. Sibachir Abdelkrim..... « Prof » Université Batna 2

M. Chafaa Smail..... « Prof » Université Batna 2

M. Benaceur Farouk..... « MCA » Université de Laghouat

Soutenu publiquement le : 02 / 06 /2022.

Dédicaces

Je dédie ce travail à mes parents, mes frères et sœurs.

Selma Salhi

Remerciements

Premièrement, je remercie le bon Dieu pour la patience, la force, et la volonté qui m'a donné pendant toute cette longue période d'étude.

J'ai eu la chance d'être examiné par, M. le Professeur SIBACHIR Abdelkrim, le Doyen du département de Science de la Nature et de la Vie l'Université de Batna 2. Je l'exprime toute mon immense reconnaissance pour son aide précieux, conseils judicieux, qui m'encourage toujours et m'a pas lésiné en corrigeant le travail que j'ai fait, ainsi qu'en me donnant des conseils importants dans la recherche scientifique durant mes années de recherche.

Je remercie chaleureusement mon examinateur le Professeur CHAFAA Smail du département d'écologie et environnement à Université de Batna 2 pour sa disponibilité, son aide, conseils et pour ses grandes valeurs humaines.

Je remercie infiniment mon directeur de thèse M. le Professeur CHAIBI Rachid, Chef du département d'écologie et environnement à l'Université de Laghouat pour sa disponibilité, sa motivation, et ces conseils.

Au terme de ce modeste travail, je tiens à remercier vivement SAIDI Radhwane, professeur à l'Université de Laghouat, pour m'avoir fait l'honneur de présider le jury de ce travail, de me corriger ce travail et de m'encourager. Qu'il trouve ici l'expression de mon profond respect.

M. Farouk BENACEUR, Maître de conférences 'A' à l'université de Laghouat d'avoir accepté d'évaluer ce manuscrit en qualité d'examineur. Qu'il trouve ici le témoignage de ma gratitude.

Je n'oserai laisser passer inaperçue une personne qui m'a aidé, m'encourage toujours et qui est très gentil : le Professeur LAOUAR RABAH du département de géologie, faculté de sciences de la terre, Université de Badji Mokhtar -Annaba-.

Mes immenses remerciements à Docteur BADACHE Hocine de l'université de Tunis El Manar -Tunisie- pour son aide, conseils et son soutien au cours de ma recherche.

Sans oublier d'énoncer un grand remerciement à Dr. HAMIDOUCHE Mohamed du Centre de recherche en technologies industrielles, Cheraga -Algérie- pour son aide, ses conseils et sa disponibilité. Je tiens à remercier M. ATTIR Badredinne Maître de conférences 'A' à l'Université de Biskra, et M. GHAZI Cherif Maître de conférences 'B' à l'Université de Ghardaïa pour leurs précieux conseils et disponibilités lors de la réalisation de ce travail. Et enfin un remerciement aux techniciens du laboratoire de l'Algérienne des Eaux (ADE- unité de Laghouat), laboratoire de recherche L.S.B.A de l'Université de Laghouat, Laboratoire de Direction Centrale Recherche et Développement / Direction Laboratoires & Carothèque Centrale, Hassi Messaoud-, ainsi les techniciens de Laboratoire de l'écologie de l'Université de Batna 2 pour leurs aides dans la réalisation des différentes analyses durant ma recherche. À tous ceux que j'aurais oubliés bien involontairement, merci.

Table des matières	
Table des matières	i
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vii
Liste des Abréviation	xi
Introduction	1
Chapitre I : Partie bibliographique	3
I. 1. Inventaire systématique des espèces des poissons recensées en Algérie entre 1842 et 2021	3
I. 2. Origine, aspect trophique et statut de conservation des espèces de poissons de l'Algérie signalées selon l'UICN	6
I. 3. Protection	9
I. 4. Facteurs de menaces de l'ichtyofaune en Algérie	11
I.5. La famille des cyprinidés	11
I. 5. 1. Morphologie générale et clés d'identification du genre <i>Pseudophoxinus</i>	12
I. 5. 2. Classification	12
I. 5. 3. Répartition géographique du genre <i>Pseudophoxinus</i>	13
I. 5. 4. Ecologie et biologie du genre <i>Pseudophoxinus</i>	13
I. 5. 5. Intérêts piscicoles et perspectives	14
Chapitre II : Partie expérimentale	15
II.1. Situation géographique de la wilaya de M'sila	15
II. 2. Paysage et reliefs	16
II. 3. Aperçu pédologique	16
II. 4. Aperçu hydrologique	18
II. 4. 1. Ravins (Les Oueds)	18
II. 4. 2. Les nappes	18
II. 5. Végétation	18
II. 5. 1. Formation forestière	19
II. 5. 2. Formation steppique	19
II. 6. Aperçu du climat	19
II. 6. 1. Caractérisation climatique	20
II. 6. 1. 1. Température	20
II. 6. 1. 2. Précipitations	22
II. 6.2. Synthèse Climatique	23

II. 6. 2. 1. Diagramme ombrothermique de Gaussen & Bagnouls	23
II. 6. 2. 2. Climagramme d'Emberger	24
II. 7. Caractéristiques générales de la zone d'étude	25
II. 7. 1. Localisation géographique d'Oued El Mellah (wilaya de M'sila)	25
II. 7. 2. Espèces animales identifiées à Oued El Mellah	27
II. 7. 3. Espèces végétales identifiées à Oued El Mellah	28
II. 8. Matériels et méthodes de l'étude	30
II. 8. 1. Chronologie des sorties sur terrain	30
II. 8. 2. Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau d'Oued El Mellah	31
II. 8. 2. 1. Analyse physico-chimique de l'eau de l'habitat	31
II. 8. 2. 2. Paramètres de pollution	34
II. 9. Les bioindicateurs de pollution	35
II. 9. 1. Dosage des micropolluants dans la chair de poisson étudié et les microalgues de l'Oued El Mellah	35
II. 9. 2. Dosage des micropolluants dans l'eau	36
II. 9. 3. Analyse statistique	36
II. 10. Méthodes de capture et identification de l'hôte	38
II. 11. Biométrie de l'hôte	39
II. 12. Détermination de l'âge	40
II. 13. Définition des paramètres sexuels	41
II. 14. Isolement de la vessie de natation	42
II. 15. Reproduction	42
II. 16. Régime alimentaire	42
II. 16. 1. Prélèvement et conservation des tubes digestifs	43
II. 16. 2. Analyse de contenu de tube digestif	43
II. 16. 2. 1. Analyse quantitative	43
II. 16. 2. 2. Analyse qualitative	44
II. 17. Parasitisme	44
II. 17. 1. Isolement, dénombrement et identification des parasites	44
a. Monogènes branchiales	44
b. Etude d'autres ectoparasites	44
c. Parasites du tube digestif	45
d. Parasites dans la vessie natatoire	45

II. 17. 2. Exploitation par des modèles mathématiques	45
II. 17. 3. Exploitation par analyse statistique	46
Chapitre III : Résultats et discussion	47
III. 1. Qualité physico-chimique de l'eau de Oued El Mellah étudié	47
III. 1. 1. Paramètres physico-chimiques	47
a. Température	47
b. pH	48
c. Turbidité	49
d. Conductivité électrique	50
e. Salinité	52
f. Oxygène dissous	53
III. 1. 2. Minéralisation globale	54
g. Dureté totale (TH)	54
h. Chloride (Cl^-)	55
i. Calcium (Ca^{2+})	56
j. Sodium (Na^+)	57
k. Potassium (K^+)	58
l. Magnésium (Mg)	60
m. Sulfates du sodium (Na_2SO_4)	61
III. 2. 3. Les oligoéléments	62
n. Fer (Fe^{2+})	62
o. Aluminium (Al^{3+})	63
p. Manganèse (Mn)	64
q. VI. 2. 4. Les sels minéraux	66
r. Azote ammoniacale (NH_4^+)	66
s. Nitrate (NO_3^-)	67
t. Orthophosphate (PO_4^{3-})	68
u. Nitrate (NO_2^-)	69
III. 3. Evaluation des micropolluants (Pb, du Fe, et du Cu) via différents substrats dans l'Oued El Mellah (M'sila).	70
III. 4. Morphométrie et les comportements « alimentaire et reproductif » du <i>Pseudophoxinus</i> de O. El Mellah	75
III. 4. 1. Spectre alimentaire	75

III. 4. 2. Variation saisonnière des paramètres morphométriques des poissons à tube digestif plein et vide.	78
III. 4. 3. Variation saisonnière des proies ingérées par le poisson.	81
III. 4. 4. Autres paramètres morphométriques	89
III. 5. Diversité de la population parasitaire de poisson étudié	92
III. 5. 1. Monogènes	92
a. <i>Dactylogyrus sp.</i>	92
b. <i>Gyrodactylus sp.</i>	92
III. 5. 2. Protozoaires	93
c. <i>Trichodinae sp.</i>	93
d. Les œufs des cestodes	94
III. 6. Détermination des communautés parasitaires	94
III. 7. Variation saisonnière du parasitisme chez le <i>Pseudophoxinus</i> d'O. El Mellah	96
Conclusion et perspectives	100
Références	102
Résumé	
Annexes	

Liste des tableaux

N	Titre	Page
1	Systématique des espèces de poissons signalées en Algérie des années (1842 – 2021).	4
2	Origine, écologie trophique et statut de conservation fournis par l'UICN des espèces de poissons de l'Algérie (A : autochtone, I : introduite, E : endémique, CR : danger d'extinction, EN : en danger, VU : vulnérable, NT : quasi menacée, LC : données insuffisantes, NE : statut non évaluée).	7
3	Caractéristiques de la station météorologique de M'sila.	19
4	Températures moyennes mensuelles (° C), les minimums et les maximums de la station météorologique de la province de M'sila.	20
5	Valeurs thermiques corrigées de la zone d'étude (entre 1980-2019)	21
6	Précipitations mensuelles moyennes pour la station météorologique de M'sila (1981-2019).	22
7	Précipitations mensuelles moyennes pour la région de l'Oued El Mellah par extrapolation.	22
8	Moyennes mensuelles thermiques et pluviométriques corrigés de la zone d'étude selon la règle de Bagnouls et Gaussen (1953) ($P \leq 2T$).	23
9	Étages bioclimatiques déterminées pour le secteur de M'sila & Oued El Mellah.	25
10	Timing et objectifs des sorties réalisées lors de l'étude.	30
11	Relation entre la minéralisation de l'eau et la conductivité mesurée.	51
12	Récapitulatif des moyennes des résultats de l'analyse des micropolluants (Pb, Fe et Cu) via les différents substrats (en mg/l).	71
13	Résultats de dosage des micropolluants (Pb, Fe et Cu) dans les différents tissus du poisson <i>Pseudophoxinus</i> selon leur âge (en mg/l).	71
14	Variation du coefficient de vacuité saisonnière (V%) pour <i>Pseudophoxinus sp.</i>	76
15	Abondance relative (R%) des composés ingérés par <i>Pseudophoxinus sp.</i>	76
16	Coefficient d'occurrence (C%) des composés ingérés par <i>Pseudophoxinus sp.</i>	77
17	Variation saisonnière des paramètres morphométriques de <i>Pseudophoxinus sp.</i> à tube digestif plein.	83
18	Variation saisonnière des paramètres morphométriques de <i>Pseudophoxinus sp.</i> à tube digestif vide.	84

19	Variations saisonnières des items présents dans le tube digestif analysé de <i>Pseudophoxinus sp.</i> avec un tube digestif plein.	85
20	Statistiques descriptives et corrélation des paramètres métriques du <i>Pseudophoxinus</i> de Oued El Mellah.	90
21	Statistiques descriptives et corrélation par sexe de la population du genre <i>Pseudophoxinus</i> de Oued El Mellah.	91
22	Prévalence et intensité moyenne des parasites.	95
23	Prévalence et valeurs d'intensité moyenne des parasites selon les classes de taille des espèces hôtes.	96
24	Prévalence et valeurs d'intensité moyenne des parasites selon les sexes du poisson.	96

Liste des figures

N	Titre	Page
Fig. 1	Statuts écologiques de l'ichtyofaune Algérienne selon l'origine.	8
Fig. 2	L'ichtyofaune Algérienne répartie en pourcentage selon les statuts trophiques.	9
Fig. 3	Photo représente le genre <i>Pseudophoxinus</i> du ravin El Mellah.	12
Fig. 4	Carte de situation géographique et administrative de la wilaya de M'sila.	18
Fig. 5	Diagramme ombrothermique de Gaussen et Bagnouls de la zone d'étude (O. El Mellah).	24
Fig. 6	Situation géographique d'Oued d'El Mellah – Algérie.	26
Fig. 7	Photographie montrant l'Oued d'El Mellah.	27
Fig. 8	Le genre <i>Pseudophoxinus</i> sp. et le barbeau d'Oued El Mellah.	27
Fig. 9	<i>Argania spinosa</i> d'O. El Mellah.	28
Fig. 10	<i>Astragalus armatus</i> d'O. El Mellah.	28
Fig. 11	<i>Atriplex halimus</i> d'O. El Mellah.	29
Fig. 12	<i>Peganum harmala</i> d'O. El Mellah.	29
Fig. 13	Planche représentative des différents échantillons de l'eau et d'appareillage de mesure des différents paramètres physicochimique de l'eau.	35
Fig. 14	Planche représentative des étapes de l'analyse de dosage des micropolluants dans la chair du poisson par le spectrophotomètre (ICP-OES) : Optima 8000.	37
Fig. 15	Filet simple pour la capture des poissons.	38
Fig. 16	Différents caractères métriques portés sur le genre <i>Pseudophoxinus</i> (Longueur totale : LT ; longueur standard : LS ; longueur de la tête ou céphalique : Lcep ; longueur prés dorsale : Lpd ; longueur pré-pectorale : Lpp ; longueur poste pectorale : LPp ; longueur pré-anale : Lpa ; hauteur du corps : Hc ; hauteur pré-caudale : Hpc ; diamètre orbitaire : Do ; longueur poste orbitaire : LPo ; et la longueur pré-orbitaire : Lpo).	39
Fig. 17	Les étapes de la détermination de l'âge.	40
Fig. 18	Lecture des écailles (détermination de l'âge du poisson).	41
Fig. 19	Ovaires de la femelle du genre <i>Pseudophoxinus</i> sp.	41
Fig. 20	Vessie natatoire du genre <i>Pseudophoxinus</i> étudié.	42
Fig. 21	Variations saisonnières de la température de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	48

Fig. 22	Variations saisonnières de pH de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	49
Fig. 23	Variations saisonnières de la turbidité (NTU) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	50
Fig. 24	Variations saisonnières de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	52
Fig. 25	Variations saisonnières des concentrations de la salinité (‰) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	53
Fig. 26	Variations saisonnières d'oxygène dissous (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	54
Fig. 27	Variations saisonnières de la dureté totale (TH (mg/l)) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	55
Fig. 28	Variations saisonnières de concentration de Cl^- (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	56
Fig. 29	Variations saisonnières de concentration de Ca^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	57
Fig. 30	Variations saisonnières de concentration de Na^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	58
Fig. 31	Variations saisonnières de concentration de K^+ (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	59
Fig. 32	Variations saisonnières de concentration de Mg (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	60
Fig. 33	Variations saisonnières de concentration de Na_2SO_4 (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	62
Fig. 34	Variations saisonnières de concentration de Fe^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	63
Fig. 35	Variations saisonnières de concentration de Al^{3+} (mg/l) dans l'eau (Décembre 2018-Novembre 2019).	64
Fig. 36	Variations saisonnières de concentration de Mn (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	65
Fig. 37	Variations saisonnières de concentration de NH_4^+ (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	67

Fig. 38	Variations saisonnières de concentration de NO_3^- (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	68
Fig. 39	Variations saisonnières de concentration de PO_4^{3-} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).	69
Fig. 40	Variations saisonnières de concentration de NO_2^- (mg/l) de l'eau (Décembre 2018-Novembre 2019).	70
Fig. 41	Bioaccumulation de Pb dans la chaire du poisson selon les classes d'âges.	72
Fig. 42	Bioaccumulation de Fe dans la chaire du poisson selon les classes d'âges.	72
Fig. 43	Bioaccumulation de Cu dans la chaire du poisson selon les classes d'âges.	73
Fig. 44	Variation saisonnière du régime alimentaire et des paramètres morphométriques de <i>Pseudophoxinus sp.</i> à tube digestif plein.	79
Fig. 45	Variation saisonnière des paramètres morphométriques de <i>Pseudophoxinus sp.</i> à tube digestif vide.	80
Fig. 46	La fraction animale (<i>Ecdyonurus sp.</i> , <i>Austrosimulium sp.</i> et les œufs du poisson ; respectivement) ingérés par le <i>Pseudophoxinus</i> d'O. El Mellah.	82
Fig. 47	<i>Chironomus sp.</i> alimentée par le genre <i>Pseudophoxinus</i> étudié.	82
Fig. 48	La fraction végétale (<i>Navicula sp.</i> , <i>Spirogyra sp.</i> et <i>Melosira sp.</i> , respectivement) ingérés par le <i>Pseudophoxinus</i> étudié.	82
Fig. 49	Variations de nombre des rayons C : Caudale, D : Dorsale, A : Anale, et P : Pectorale, chez <i>Pseudophoxinus</i> de l'Oued El Mellah.	89
Fig. 50	Présentation des données métriques du <i>Pseudophoxinus</i> de l'Oued El Mellah (La longueur céphalique (Lcep); la hauteur du corps (Hc); le diamètre de l'œil (DO); la longueur pré dorsale (Lpd); la longueur poste-pectorale (LPp); la longueur prépectorale (Lpp); la longueur pré-anale (Lpa) ; longueur poste orbitaire (LPo) ; et la longueur pré-orbitaire (Lpo) ; la hauteur précaudal (Hpc)).	90
Fig. 51	<i>Dactylogyrus sp.</i> (a), <i>Gyrodactylus sp.</i> (b) et <i>Trichodinæ sp.</i> (c) respectivement dans les branchies <i>Pseudophoxinus</i> (grossissement 40x).	93
Fig. 52	Œufs des cestodes existants dans le tube digestif de <i>Pseudophoxinus sp.</i> (X40) de Oued El Mellah.	94
Fig. 53	Variations saisonnières de la prévalence des parasites des branchies de <i>Pseudophoxinus</i> dans l'est de l'Algérie.	97

Liste des abréviations

A : Espèce autochtone

NA : Nombre des rayons de la nageoire anale

AAT : Azote ammoniacal total

Al³⁺ : Aluminium

C : Nombre des rayons de la nageoire caudale

C% : Coefficient d'occurrence

Ca²⁺ : Calcium

CE : Conductivité électrique

Cl⁻ : Chloride

CR : Espèce en danger d'extinction

D : Nombre des rayons de la nageoire dorsale

DD : Données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pas pu être réalisée faute de données suffisantes)

Do : Diamètre de l'œil

E : Espèce endémique

EN : Espèce en danger

Fe²⁺ : Le Fer

G% : Rapport gonadosomatique

H% : Rapport hépatosomatique

Hc : Hauteur du corps

HF : Acide Fluorique

Hpc : Hauteur précaudale

I : Espèce introduite

K⁺ : Potassium

LC : données insuffisantes

Lcep : Longueur céphalique

Lpa : Longueur pré-anale

Lpd : Longueur pré dorsale

Lpo : Longueur poste-orbitaire

LPo : Longueur pré-orbitaire

LPp : Longueur poste-pectorale

Lpp : Longueur pré-pectorale

Ls : Longueur standard

Lt : Longueur totale

m : Masse éviscérée

M : Masse totale

Mg : Magnésium

Mn : Manganèse

Na²⁺ : Sodium

Na₂SO₄ : Sulfates de sodium

NE : Statut non évaluée

NH⁴⁻ : Azote Ammoniacale

NO₂⁻ : Nitrite

NO³⁻ : Nitrate

NT : Espèce quasi menacée

O. El Mellah : Oued El Mellah

O₂ : Oxygène dissous

P : Précipitations annuelles moyennes exprimées en mm

NP : Nombre des rayons de la nageoire pectorale

P% : Prévalence

pH : Mesure du potentiel Hydrogène

PO⁴⁻ : Orthophosphate

Q2 : Le quotient pluviométrique d'Emberger

R% : Abondance relative

T : Température

TH : Dureté totale

T_{max} : Température maximale du mois le plus chaud exprimée en degrés Celsius.

T_{min} : Température minimale du mois le plus froid exprimée en degrés Celsius.

V% : Coefficient de vacuité

VU : Espèce vulnérable

Introduction

Introduction

Les écosystèmes aquatiques, comptent parmi les écosystèmes les plus productifs du monde, sont importants non seulement pour les processus biologiques qui s'y déroulent, mais aussi pour la diversité floristique et faunistique qu'ils abritent. Ils jouent un rôle important dans le contrôle de la sédimentation et de l'érosion, la régulation du régime des eaux, le maintien de la qualité de l'eau et la réduction de la pollution (Tomi, 2010). Malgré leur importance, et la diversité bioécologique qu'ils renferment ; les éléments biologiques et écologiques des milieux aquatiques sont peu étudiés.

Le poisson est l'un des groupes des animaux vertébrés les plus étudiés dans les milieux aquatiques, et il est extrêmement important sur le plan écologique qu'économique. La pêche est une ressource renouvelable importante dans la plupart des pays d'Afrique subsaharienne ; le poisson est non seulement un produit de grande valeur commerciale en raison de la croissance rapide de la population et de la demande sans cesse croissante, mais il fournit également les protéines animales essentielles qui peuvent aider les populations locales à équilibrer leur régime alimentaire. En effet, qu'il provienne de la mer ou de l'eau douce, le poisson a toujours été considéré comme un produit de subsistance abondant et inépuisable (Leveque *et al.*, 1988).

Les cyprinidés, c'est une famille de poisson la plus connue. Elle regroupe notamment les carpes, les goujons, les vairons et associées (les barbus), ainsi que les poissons rouges. Communément appelée famille des carpes ou famille des ménés. Cette famille appartient à l'ordre Cypriniformes, dont les familles et genres regroupent plus des deux-tiers des espèces de poissons connus. Le nom de famille est un dérivé du grec ancien « kyprinos » (Nelson, 1994).

Les travaux concernant l'ichtyofaune dulçaquicole de l'Afrique du nord en général et de l'Algérie en particulier n'ont pas connu un grand essor, comme c'est le cas pour les écosystèmes marins. Il s'agit souvent d'études anciennes qui ont été effectuées depuis le siècle dernier par des chercheurs tels que : (Pellegrin, 1920 - 1921 - 1939 ; Dieuzeide, 1927 - 1932 ; Cauvet, 1930). L'ichtyofaune des eaux continentales d'Algérie se caractérise par la prédominance de la famille des *Cyprinidés* (Elvira, 1997 ; Azeroual *et al.*, 2000). Cette famille occupe quasiment tous les étages bioclimatiques, et représente 24% des espèces recensées et 44 % des espèces introduites (Bacha et Amara, 2007).

Le genre *Pseudophoxinus*, appartient à la famille des cyprinidés, Pérée *et al.* (2010) ont montré qu'il existe 14 clades distincts de *Pseudophoxinus* en Méditerranée ; tandis que de

nombreux travaux (ex : Collares-Pereira 1983 ; Dieuzeide et Champagne 1950 ; Vaillant, 1904) ont rapporté qu'il existe trois espèces en Afrique du Nord : *P. punicus*, *P. callensis* et *P. chaignoni*. On outre, autres études publiées sur le genre *Pseudophoxinus* dans le monde, on peut citer l'étude de Küçük & Güçlü, (2014) en Turquie, ainsi les études de Zardoya et Doadrio (1999) en Grèce.

En Algérie, Les études concernant les poissons d'eau douce en général et les *Pseudophoxinus* en particulier sont peu nombreuses, en citant a titre exemple les études de : Bouhaddad (1993,1998), Zouakh *et al.*, (2004), Meddour *et al.*, (2005). La seule étude sur ce genre au niveau de d'oued El-Mellah est celle de Marfoua *et al.*, (2017), qui a étudié l'aspect morphométrique pour montrer l'existence ou non d'un dimorphisme sexuel entre les mâles et les femelles. Attir (2017) dans sa thèse a signalé la présence des protozoaires au niveau des branchies de genre *Pseudophoxinus* étudié. Cependant, les études sur le régime alimentaire, et morphométrie durant les saisons, ainsi l'importance épidémiologique et écologique du genre *Pseudophoxinus* faisaient généralement défaut de manière surprenante.

Les objectifs visés par cette thèse sont les suivants :

- (1) De faire une caractérisation typologique et physico-chimiques d'Oued El-Mellah,
- (2) D'étudier quelques aspects liés à la biologie (période de reproduction, bioaccumulation des micropolluants à travers la chaine alimentaire) et à l'écologie de l'espèce (comportement alimentaire, et morphométrie durant les saisons).
- (3) D'étudier le phénomène de parasitisme et de déterminé les indices épidémiologiques.
- (4) De contribuer à déterminer leurs rôles dans la structure et le fonctionnement de Oued El Mellah.

L'étude a porté sur la croissance, la reproduction, le régime alimentaire, et le phénomène de parasitisme du genre *Pseudophoxinus sp.*, afin de contribuer à déterminer leurs rôles dans la structure et le fonctionnement de Oued El Mellah où il est considéré comme un genre du poisson naturelle essentiel de l'écosystème et du patrimoine qu'il convient de préserver.

Chapitre I :

Partie bibliographique

Chapitre I : Partie bibliographique

I. 1. Inventaire systématique des espèces des poissons recensées en Algérie entre 1842 et 2021

L'objectif de ce chapitre ; est de présenter une mise à jour des connaissances de la diversité des poissons d'eau douce en Algérie, ainsi de montrer l'état actuel des espèces de poissons des continentales natives ou introduites et de mettre en valeur leurs statuts écologiques. Afin de mettre l'état de connaissance de la diversité de l'histoire de l'ichtyofaune autochtone et introduite en Algérie, notre inventaire est basé sur : (i) les résultats de Chaibi (2013) dans sa thèse (ou il a signalé la présence de 67 espèces de poissons d'eau douce dans l'Algérie), (ii) une collection des données d'observations personnelles et des publications (thèses et articles).

Donc suite aux résultats obtenus par Chaibi (2013), nous avons donc établi un inventaire des poissons indigènes et introduits des eaux continentales algériennes aussi complet que possible, basé sur la littérature de différentes sources (Tab. 1) : Fishbase (2006 et 2021) (<https://fishbase2021.sciencesconf.org/>) et l'UICN ont élaboré la classification par famille et noms scientifiques (2021).

Le tableau ci-dessous (Tab. 1) décrit la liste des espèces de poisson la plus exhaustives possible dans les eaux continentales algérienne entre 1842 et 2021. Un total de 70 espèces appartient de 23 familles.

Les Cyprinidés dominant avec 24 espèces (34 %), suivis par les Cichlidés avec 8 espèces (10 %). La majorité des espèces ont été découvertes entre 1842 et 1911. Deux autres espèces ont été signalées récemment aux wilayas de Chlef et Mascara par Brahimi, *et al.* (2017) : *Luciobarbus mascarensis* et *Luciobarbus chelifensis*. Tandis que *Poecilia sphenops* a été découvert dans le nord du Sahara algérien par Ghazi (2020). Cependant, la taxonomie des poissons de l'Algérie reste jusqu'à ce jour incomplète.

Tableau 1 : Systématiques des espèces de poissons signalées en Algérie des années (1842 – 2021).

Familles	Espèces	Auteurs	Nom commun
Clupeidae	<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010)	Gaspereau
	<i>Alosa fallax fallax</i> (Lacepede, 1803)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011)	Alose feinte
Salmonidae	<i>Salmo trutta macrostigma</i> (Duméril, 1858)	Bacha & Amara (2007), Moreau et al., 1988, Kara (2011), Fishbase (2010), Gervais (1867)	Truite à grosse taches ou truite de corse
	<i>Salmo trutta trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011), Bo Delling & Doadrio (2005)	Truite commune
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011)	Truite arc-en-ciel
Cyprinidae	<i>Barbus nasus</i> (Günther, 1874)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011)	Barbeau
	<i>Barbus callensis</i> (Valenciennes, 1842)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), LeBerre (1989), Guichenot (1850), Gervais (1853), Rafael & Doadrio (1999), Fishbase (2010), Meddour (2010), Pellegrin (1939)	Barbeau
	<i>Luciobarbus chelifensis</i>	Brahimi, Freyhof, Henrard & Libois 2017	Barbeau
	<i>Luciobarbus mascarensis</i>		
	<i>Barbus deserti</i> (Blecker, 1863)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), LeBerre (1989), Fishbase (2010), Lhote (1942)	Barbeau du désert
	<i>Barbus leptopogon</i> (Schimper, 1834)	IUCN (2010), Fishbase (2010), Guichenot (1850), Gervais (1853)	Barbeau
	<i>Cyprinus carpio carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Guichenot (1850), Kara (2011), Fishbase (2010), Meddour (2010)	Carpe commune
	<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), Meddour (2010)	Carpe grande bouche
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), Meddour (2010)	Carpe argentée
	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), Meddour (2010)	Carpe herbivore
	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Kara (2011), Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Pseudorasbora
	<i>Pseudophoxinus punicus</i> (Pellegrin, 1920)	Meddour (2010), IUCN (2010), Lévêque & Daget, 1984	
	<i>Pseudophoxinus callensis</i> (Guichenot, 1850)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), LeBerre (1989), Fishbase (2010), Meddour (2010), Gervais (1853, 1867)	Ablette d'orient
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011)	Gardon rouge
	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011)	Ablette
	<i>Carassius auratus auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011)	Carpe dorée
	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Meddour (2010)	Carassin prusse, Carpe de Giebel
	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011)	Carassin commun
	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Karali & Echikh (2005)	Chevaine
	<i>Leuciscus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Karali & Echikh (2005)	Gardon
	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Karali & Echikh (2005), Kara (2011), Bacha & Amara (2007)	La Tanche

	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011)	Aspe
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Kara (2011)	Rotengle
	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011)	La Brème commune
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), IUCN (2001), Gervais, 1853, Gervais (1867)	Anguille
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), IUCN (2001), Garcia-Berthou & Moreno-Amich (1991), Wildekamp et al (1986)	<i>Aphanius</i> d'Espagne
	<i>Aphanius saourensis</i> (Blanco et al., 2006)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase, (anonyme) (2010)	<i>Aphanius</i> saharien
	<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), LeBerre (1989), Fishbase (2010), IUCN (2001), Chaoui et al (2006)	<i>Aphanius</i> de Corse
	<i>Aphanius apodus</i> (Gervais, 1853)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (anonyme) (2010), Gervais (1867)	
Poeciliidae	<i>Gambusia affinis</i> (Baird & Girard 1853)	Kara (2011), LeBerre (1989)	Gambusie
	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard 1859)	Kara, Bacha & Amara (2007), Chaoui et al (2006)	Gambusie
	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	Kara (2011)	Guppy
	<i>Poecilia sphenops</i>	Ghazi (2020)	Molly
Esocidae	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Moreau et al., (1988), Kara (2011), Fishbase (2010), Guichenot (1850), Gervais (1853)	Grand brochet
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Joël
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010), Meddour (2010)	Mulet gris ou Muge
	<i>Liza ramada</i> (Risso, 1810)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010), Meddour (2010)	Mulet capiton, Ramada ou Mulet blanc
	<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Mulet doré
	<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Muge sauteur ou Mulet sauteur
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Mulet à grosse lèvres
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Bar ou Loup
	<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)	Bacha & Amara (2007)	Bar tacheté ou Bar moucheté
Gobiidae	<i>Gobius paganellus</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010), Gervais (1867)	Gobie paganel
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	Bacha & Amara (2007), Gervais (1867)	Gobie marbrée
Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	Kara (2011), Moreau et al., (1988), Fishbase (2010)	Achigan à grande bouche, Perche ou Black-bass
	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011), Meddour (2010)	Perche soleil
Percidae	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), Meddour (2010), Khatal et Remili, A(1992)	Sandre ou Perche-Brochet
	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011)	Perche

Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011), anonyme (2004), Gervais (1867)	Tilapia du Nil
	<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852)	Bacha & Amara (2007), Moreau et al., (1988), Kara (2011), Fishbase (2010)	Tilapia du Mozambique
	<i>Oreochromis macrochir</i> (Boulenger, 1912)	Bacha & Amara (2007), Moreau et al., (1988), Kara (2011), Fishbase (2010)	Longfin Tilapia
	<i>Tilapia zillii</i> (Gervais, 1848)	Bacha & Amara (2007), Moreau et al., (1988), Kara (2011), LeBerre (1989), Fishbase (2010)	Tilapia zillii
	<i>Astatotilapia desfontainii</i> (Lacépède 1802)	Lévêque (1990), Kara (2011), Bacha & Amara (2007), Le Berre (1989), Fishbase (2010), Gervais (1867)	Spare de Desfontaines
	<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Gill 1862)	Le Berre (1989), Kara (2011), Bacha & Amara (2007)	Acara rouge
	<i>Sarotherodon galilaeus galilaeus</i> (Linnaeus, 1758)	Kara (2011)	Tilapia de Galilée
Blenniidae	<i>Salarias fluviatilis</i> (Asso, 1801)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010), IUCN (2001)	Blennie
Clariidae	<i>Clarias anguillaris</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010)	Mudfish
	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), LeBerre (1989), Fishbase (2010), Okonkwo & Obiakor (2010), Leszek et al., (2008), Cauvet (1915)	Silure de l'Oued Imhrou, Harmouth lazera
Siluridae	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010)	Silure glane
Petromyzontidae	<i>Petromyzon marinus</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), Kara (2011), Fishbase (2010)	Lamproie marine
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	IUCN (2010), Fishbase (2010)	Flet commun, flet européen, flie, flondre
Syngnathidae	<i>Syngnathus abaster</i> (Risso, 1827)	Bacha & Amara (2007), Fishbase (2010)	Syngnathe des lagunes
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Bacha & Amara (2007), kara (2011), Fishbase (2010)	Epinoche, Gervais (1867)
Alestidae	<i>Brycinus macrolepidotus</i> (Valenciennes, 1850)	Fishbase (2006)	<i>Brycinus</i>
Acipenseridae	<i>Acipenser sturio</i> (Linnaeus, 1758)	Fishbase (2010), IUCN (2001)	Esturgeon

I. 2. Origine, aspect trophique et statut de conservation des espèces de poissons de l'Algérie signalées selon l'UICN

Selon l'étude de Chaibi (2013) et l'UICN (2014-2021), le statut écologique des espèces inventoriées est déterminé en fonction de leur répartition selon leurs sources, leurs groupes trophiques et leur état de conservation et représenté dans le tableau 2.

Tableau 2 : Origine, écologie trophique et statut de conservation fournis par l'UICN des espèces de poissons de l'Algérie (A : autochtone, I : introduite, E : endémique, CR : danger d'extinction, EN : en danger, VU : vulnérable, NT : quasi menacée, LC : données insuffisantes, NE : statut non évaluée).

Espèces	Origine	Aspect trophique	Statut de conservation de l'UICN
<i>Alosa alosa</i> ; <i>Alosa fallax fallax</i> ; <i>Liza aurata</i> ; <i>Dicentrarchus labrax</i> ; <i>Gobius paganellus</i> ; <i>Pomatoschistus marmoratus</i> ; <i>Salaria fluviatilis</i> ; <i>Petromyzon marinus</i> ;	A	Carnivore	LC
<i>Salmo trutta macrostigma</i> ; <i>Atherina boyeri</i> ; <i>Syngnathus abaster</i>			DD
<i>Anguilla anguilla</i> ; <i>Acipenser sturio</i>			CR
<i>Aphanius iberus</i> ;			EN
<i>Dicentrarchus punctatus</i> ; <i>Hemichromis bimaculatus</i>			NE
<i>Astatotilapia desfontainii</i>	E		EN
<i>Salmo trutta trutta</i> ; <i>Oncorhynchus mykiss</i> ; <i>Pseudorasbora parva</i> ; <i>Gambusia affinis</i> ; <i>Gambusia holbrooki</i> ; <i>Poecilia reticulata</i> ;	I		NE
<i>Aspius aspius</i> ; <i>Esox lucius</i> ; <i>Sander Lucioperca</i> ; <i>Perca fluviatilis</i> ; <i>Silurus glanis</i> ; <i>Platichthys flesus</i> ; <i>Gasterosteus aculeatus aculeatus</i> ;	I		LC
<i>Micropterus salmoides</i> ;	I		NE
<i>Tilapia zillii</i> ;	A	Herbivore	NE
<i>Sarotherodon galilaeus galilaeus</i> ;			VU
<i>Ctenopharyngodon idella</i> ; <i>Oreochromis niloticus</i> ;	I		NE
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> ;			LC
<i>Barbus nasus</i> ;	A	Omnivore	NT
<i>Barbus callensis</i> ; <i>Leuciscus rutilus</i> ; <i>Aphanius fasciatus</i> ; <i>Mugil cephalus</i> ; <i>Liza ramada</i> ; <i>Liza saliens</i> ; <i>Chelon labrosus</i> ; <i>Brycinus macrolepidotus</i> ;			LC
<i>Barbus deserti</i> ; <i>Luciobarbus chelifensis</i> ; <i>Luciobarbus mascarensis</i> ; <i>Clarias anguillaris</i> ;			NE
<i>Barbus leptopogon</i> ; <i>Pseudophoxinus punicus</i> ; <i>Pseudophoxinus callensis</i> ;			DD
<i>Cyprinus carpio carpio</i> ;			VU
<i>Oreochromis macrochir</i>	VU		
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> ; <i>Alburnus alburnus</i> ; <i>Carassius carassius</i> ; <i>Leuciscus cephalus</i> ; <i>Tinca tinca</i> ; <i>Abramis brama</i> ;	I		LC
<i>Carassius auratus auratus</i> ; <i>Carassius gibelio</i> ; <i>Poecilia sphenops</i> ; <i>Lepomis gibbosus</i> ; <i>Clarias gariepinus</i> ;			NE
<i>Oreochromis moussambicus</i>			NT

<i>Aphanius saourensis</i>	E		CR
<i>Aphanius apodus</i>			DD
<i>Aristichthys nobilis ; Hypophthalmichthys molitrix</i>	I	Omnivore Planctophage	NE

(Chaibi, 2013).

Selon le tableau ci-dessus (Tab. 2 et Fig. 1), l'ichtyofaune continentale Algérienne se distingue par la présence des espèces autochtones et introduites, avec des taux de 48 % et 47 % (34 et 33 espèces) pour les deux groupes, respectivement. Les espèces menacées représentent 5 % de la richesse globale, soit trois espèces : *Cyprinus carpio carpio*, *Oreochromis macrochir* et *Sarotherodon galilaeus* (Fig.1). Les espèces endémiques signalées par Chaibi, (2013) diffèrent selon leur statut de conservation : *Astatotilapia desfontainii* et *Aphanius saourensis* sont en danger, tandis que *Aphanius apodus* a des données insuffisantes. On trouve aussi que l'ensemble de 30 espèces soit 42% sont des espèces pour laquelle le risque de disparition est faible (LC), 33% sont des espèces non encore confrontées aux critères de la Liste rouge (NE), 4,5 % des espèces sont en danger critique d'extinction, 3 % sont en danger et 4,5 % sont vulnérables, 3% sont quasi menacées et 10% sont pauvres en données (DD).

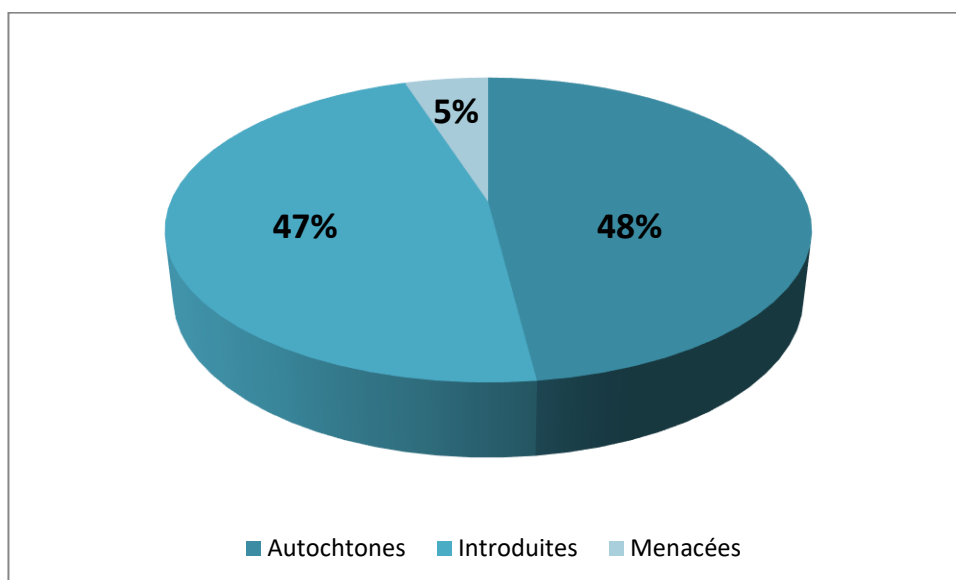


Figure 1 : Statut écologiques de l'ichtyofaune Algérienne selon l'origine.

L'écologie trophique des espèces ichtyologiques Algérienne fait montrer l'existence de quatre groupes selon leurs spectres alimentaires.

Les omnivores et les carnivores sont les groupes les plus dominants avec respectivement 46% soit 32 espèces et 44% soit 31 espèces. Le groupe des espèces herbivore devient en troisième position avec 7% et 5 espèces. Le dernier groupe qui représente les espèces omnivores-planctophages ou son pourcentage égale 3% soit 2 espèces (Fig. 2).

Les omnivores sont les espèces qui ont un régime alimentaire mixte (végétaux et animaux aquatiques), les carnivores ou carnassiers sont les mangeurs des animaux, les herbivores sont les phytophages ou les consommateurs des végétaux aquatiques, et les espèces planctophages sont les consommateurs de plancton (phyto et zooplancton).

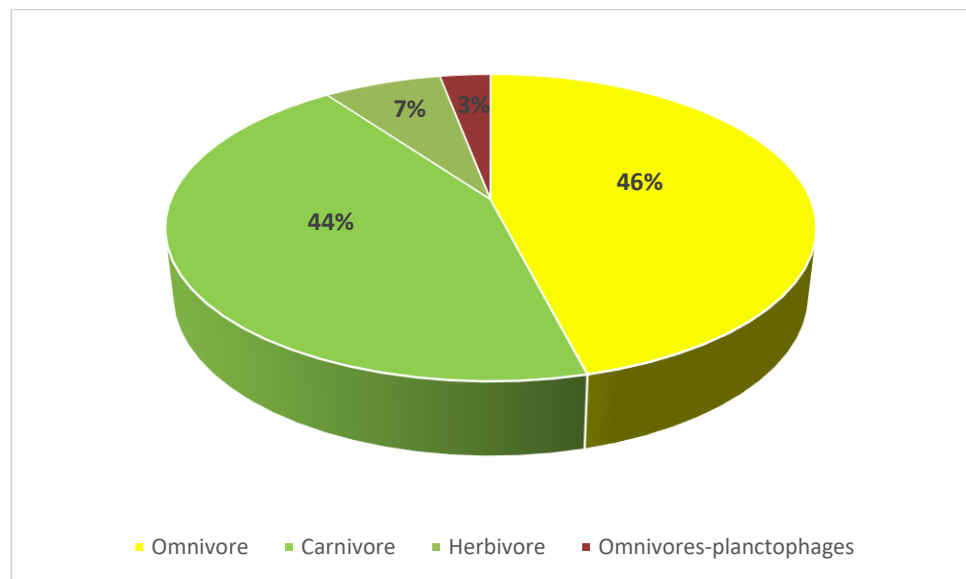


Figure 2 : L'ichtyofaune Algérienne répartie en pourcentage selon les statuts trophiques.

I. 3. Protection

Les espèces de poissons d'eau douce et aquaculture nécessitent une grande protection, est pour cela, en Algérie, il existe des textes réglementaires énonçant les espèces qui doivent être protégées et les étapes à suivre pour sauver une espèce menacée ou en voie de disparition, d'après FAO, (2010) on peut citer :

❖ A l'échelle nationale

✓ Loi n° 102 de 1983 relative aux réserves naturelles

- Article premier : En application des dispositions de la présente loi, on entend par réserve naturelle toute zone de terre ou d'eaux côtières ou intérieures caractérisée par ce qu'elle contient d'êtres vivants, de plantes, d'animaux, de poissons ou de

phénomènes naturels d'ordre culturel, scientifique, valeur touristique ou esthétique.

- Article 2 : Il est interdit de mener des actions, comportements, activités ou procédures qui détruiraient, endommageraient ou détérioreraient l'environnement naturel, ou nuiraient à la faune, à la vie marine ou végétale, ou porteraient atteinte à son niveau esthétique dans l'aire protégée. En particulier, sont interdits :
 - Chasser, transporter, tuer ou déranger des créatures sauvages ou marines, ou accomplir des actes qui les élimineraient.
 - Chasser, prendre ou transporter des organismes ou des matières organiques telles que des coquillages, des récifs coralliens, des roches ou de la terre à quelque fin que ce soit.
 - Destruction ou transfert de végétaux situés dans l'aire protégée.
 - Endommager ou détruire des formations géologiques ou géographiques, ou des zones qui abritent des espèces animales ou végétales ou leur reproduction.
 - Introduction d'espèces exotiques dans l'aire protégée
- ✓ Les premières caractéristiques générales concernant la circulation des poissons se trouvent dans la loi n° 88-08 de 1988 relative aux activités vétérinaires et à la protection de la santé animale. Dans ce contexte, l'autorité vétérinaire nationale peut interdire ou restreindre le mouvement ou le transport d'animaux et de produits animaux ayant fait l'objet d'une inspection vétérinaire. Si nécessaire, l'autorité peut ordonner l'isolement ou le confinement des animaux.
- ✓ Ensuite, en 2001, la loi régissant la pêche et l'aquaculture stipule que les mesures d'hygiène et de santé liées à l'acquisition, la vente, la conservation, le stockage, la transformation, la manipulation, le transit, le débarquement et l'exposition des différents produits de la pêche et de l'aquaculture sont réglementées.
- ❖ A cet égard, le décret n°04-188 de 2004 fixant les modalités de capture, de transport, de commercialisation et d'introduction de géniteurs, de larves, d'alevins et de naissains dans les milieux aquatiques, ainsi que les modalités de capture, de transport, d'entreposage, d'importation et de commercialisation des produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, destinés à la reproduction, à l'élevage ou à la recherche scientifique déclare que toutes les opérations d'entreposage, d'importation, d'exportation, de transport, d'entreposage et de commercialisation des produits de la pêche et de l'aquaculture sont interdites.

❖ A l'échelle internationale

L'Algérie est membre de l'Organisation internationale de la santé animale et est signataire de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), de la Convention sur la diversité biologique (CDB) et de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) (OIE).

L'Algérie a ratifié le protocole de Carthagène sur la sécurité biologique et s'est engagée à respecter le protocole de Kyoto.

En revanche, l'Algérie n'est pas membre de l'Organisation mondiale du commerce (OMC), mais y participe en tant qu'observateur.

L'Algérie est signataire de la Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles au niveau régional.

I. 4. Facteurs de menaces de l'ichtyofaune en Algérie

Naturels : Les longues périodes de sécheresse ; Les crues et modification de propriétés physico-chimiques de l'eau ; **Prédation** surtout par les oiseaux piscivores ; Les **parasites** et eutrophisation.

Anthropiques : Introduction de certaines espèces nuisibles ; Surexploitation des eaux de surface dans l'irrigation ; Pollution par les eaux usées ou par l'évacuation des déchets des usines dans les oueds

I. 5. La famille des cyprinidés

Parmi les vertébrés vivants, la classe des poissons représente le groupe le plus diversifié où on estime environ 24618 espèces appartiennent de 482 familles (Nelson, 1994). Environ 10000 espèces de poisson occupent les eaux douces. Ces dernières possèdent un degré particulièrement élevé d'endémisme, ce qui attribue aux régions géographiques où ils habitent, un caractère de patrimoine unique. Cependant, l'influence humaine continue à menacer cette richesse.

La famille des cyprinidés avec environ 300 genres et plus de 2400 espèces, représente le groupe le plus diversifié en espèce de poisson dans les eaux douces, montrant une large distribution à travers le monde. Cette famille caractérisée par (i) une petite taille pour la majorité des espèces et qui ne dépasse pas quelques centimètres dans la longueur (ii) Elle est caractérisée par un important polyphylétisme et par de larges différenciations écologiques (iii) elle représente une importante source de protéines, surtout sur le plan alimentaire, en particulier en Asie du Sud-Est (Bruslé et Quignard, 2001).

I. 5. 1. Morphologie générale et clés d'identification du genre *Pseudophoxinus*

Pseudophoxinus, dénommé « Lablette ou Phoxinelle » ; est un petit poisson appartient à la famille des Cyprinidés. Ce genre représente avec le barbeau 83.33% de la famille des cyprinidés (voir plus de 2000 espèces et approximativement 340 genres) (Rafael & Doadrio, 1998) (fig. 3).

Avec un corps fusiforme et une queue fourchue, sans barbillons ni lèvres (LeBerre, 1989). La bouche est terminale et le museau est arrondi. Au milieu de la distance ventro-anale, la nageoire dorsale apparaît. Elle présente un bord supérieur convexe. Des ponctuations noires sont fréquentes sur la nageoire caudale. La longueur totale atteint jusqu'à 107mm. Selon Economidis (1995) la taille de *Pseudophoxinus kervillei* peut atteindre 13cm. En Algérie, Guichenot (1850) à donner sa remarque sur la taille des spécimens sahariens, et il a constaté qu'ils sont plus grands que celles de Tell, elle atteignant une longueur totale de 80 mm. Selon le même auteur, Guichenot (1850) ; la partie dorsale de l'espèce est de couleur brune ou vert olive. Le ventre et les flancs sont argentés. De l'œil à la queue, il existe une court une bande latérale noire assez distincte, et sa formule méristique est : P 14 ; V 8 ; LL 37-43 ; D III-7 ; A III 7-8 (9).



Figure 3 : Photo représente le genre *Pseudophoxinus* d'Oued El Mellah (photo originale 2020).

I. 5. 2. Classification

Classification systématique du genre *Pseudophoxinus* décrite par Banarescu, (1989), est représentée ci-dessous.

Embrochement :	Vertébrés
Super classe :	Osteichthyens
Classe :	Acténoptérygiens
Sous- classe :	Neoptérygiens
Ordre :	Cypriniformes
Sous-ordre :	Cyprinoidés
Famille :	Cyprinidés
Genre :	<i>Pseudophoxinus</i>

I. 5. 3. Répartition géographique du genre *Pseudophoxinus*

Il est limité en Afrique au Nord-Est du Maghreb (Algérie, Tunisie), et répartis en majorité en Asie et en Europe (Guichenot, 1850). Selon Banareescu (1989), l'Asie orientale et méridionale, sont considérées comme les centres de distribution des *Cyprinidae*. Plus de sous-familles endémiques ou quasi endémiques sont présentés en Asie orientale, la variété des *Barbinae termophiles* rendre l'Asie méridionale présente une diversité plus spécialisée.

I. 5. 4. Ecologie et biologie du genre *Pseudophoxinus*

Habitats, Le genre *Pseudophoxinus* vit dans des collections d'eau douce à courant calme dont la température varie de 12 à 24°C. Le *Pseudophoxinus* fréquente les eaux claires oligotrophes, limpides et faiblement courantes de la zone à truite mais aussi des zones à ombre avec le barbeau. Il recherche des habitats peu profonds, riches en abris (herbiers, branches, racines...) et évite les fonds vaseux, préférant les substrats pierreux : galets et graviers de diamètre 5-50 mm (Bruslé et Quignard, 2001).

Régime alimentaire, Concernant son régime alimentaire, le genre *Pseudophoxinus* mange les algues d'eau douce, larves d'insectes, zooplacton (Economidis, 1995). D'après Bruslé et Quignard, (2001), le *Pseudophoxinus* est un omnivore vorace, consommant aussi bien du matériel végétal (Diatomées, algue filamenteuses) que du matériel animal (larves d'insectes Chironomies, œufs de poissons).

Reproduction, La première maturité sexuelle est acquise à l'âge de 2 ans ou 3 ans (respectivement 41 mm-1g -et 47 mm-1,7 g- pour les mâles et les femelles, respectivement). Et elle est plus précoce (1 an) dans les régions les plus chaudes (1 à 2 ans et 35 – 40 mm) (Bruslé et Quignard, 2001).

Sa période de reproduction est entre février - avril chez la majorité des espèces de ce genre, néanmoins elle est entre janvier et mars chez *pseudophoxinus kervillei* (Kottelat et Freyhof,

2007). Bruslé & Quignard, (2001) ont trouvés que le *pseudophoxinus* des lacs, recherche les émissaires d'eau courante pour sa reproduction, et la ponte se situe entre mai et mi-juin, juillet-aout dans les régions froides, à une température de 10 – 12°C. La femelle dépose ses œufs de 1 à 1.8 mm de diamètre sur un fond de gravier de 2 à 3 cm d'épaisseur ou dans les interstices entre les pierres ou ils adhèrent, en eau peu profonde et faiblement courante (20 - 30 cm/ s). La maturation ovocytaire étant asynchrone, la ponte est fractionnée, soit 4 à 5 pontes émises pendant la saison de reproduction étalée sur un mois. Les mêmes auteurs (Bruslé & Quignard, 2001) ont mentionné aussi que la fécondité absolue varie de 1 000 à 5 000 ovocytes et la fécondité relative de 500 à 900 ovocytes/ g de poids corporel. Et à chaque ponte, la femelle libère 200 à 1 000 ovocytes.

I. 5. 5. Intérêts piscicoles et perspectives

Le *Pseudophoxinus* est un genre de poisson de la famille des cyprinidés, il a un rôle primordial dans les milieux aquatiques tel que les barrages et autres, il est donc utilisé comme agent dans la lutte biologique contre les moustiques (Bendali *et al.*, 2001), nous constatons donc aussi qu'il rentre dans la chaîne trophique. Le genre *Pseudophoxinus* avec la truite *Salmo trutta*, redoutent la pollution, il constitue donc un bon indicateur de qualité des eaux. En outre ce petit poisson a été utilisé comme modèle de laboratoire, en particulier comme modèle biologique d'étude des cellules nerveuses photo réceptrices de l'épiphyse (Bruslé et Quignard, 2001).

Chapitre II :

Partie expérimentale

Chapitre II : Partie expérimentale

II. 1. Situation géographique de la wilaya de M'sila

La wilaya de M'sila (Fig. 4) est située au sud-est d'Alger à 250 km, et à 130 km de la mer (Golfe de Bejaïa) derrière l'écran montagneux des chaînes de l'Atlas Tellien (Djurdjura, Bibans, Babors) et des crêtes des montagnes d'El Hodna. Elle est située à 35 ° 40' de latitude Nord et 4 ° 30' de longitude Est, et sur une altitude d'environ 500m. La wilaya de M'sila est située dans la zone semi-aride, occupe une position privilégiée dans la partie centrale du nord de l'Algérie. Sa position géographique donne à cette région un aspect écologique unifié représenté par la prédominance de la steppe, elle fait partie de la région des hautes plaines du centre et couvre une superficie de 18175Km² du territoire national.

D'un point de vue administratif, la wilaya de M'sila compte 15 daïras et 47 communes. Elle est limitée par les facteurs suivants : La province de Bordj Bou Arreridj au Nord, la province de Sétif au Nord-Est, la province de Batna à l'Est, la province de Biskra au Sud-Est, la province de Djelfa au Sud, la province de Médéa à l'Ouest et la province de Bouira au Nord-Ouest.

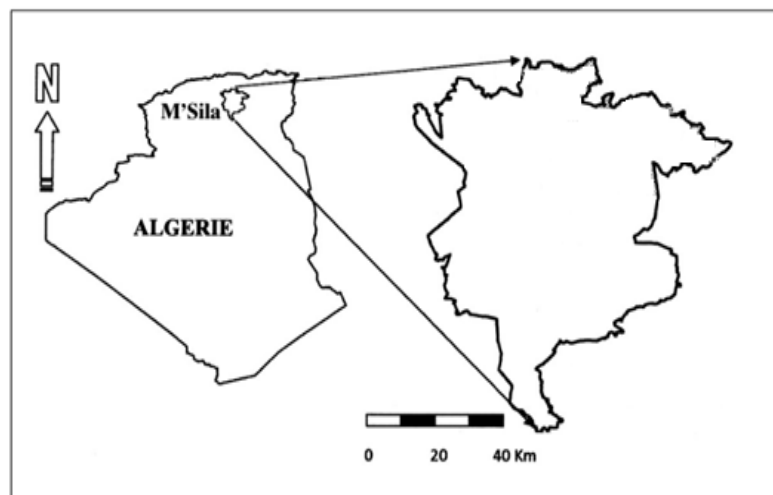


Figure 4 : Carte de situation géographique et administrative de la wilaya de M'sila

(Cherif *el al.*, 2012).

II. 2. Paysage et reliefs

M'sila est une région enclavée, prise entre les reliefs des deux Atlas (tellien et saharien). Par sa situation géographique, elle présente un aspect biologique cohérent, avec des zones planes représentant environ 1 029 945 ha, et une prédominance des parcours steppiques, notamment sahariens (D.S.A, 2012).

II. 3. Aperçu pédologique

Les sols constituent une partie importante des biotopes qui composent les écosystèmes continentaux. Selon Ramade (2003), la pédosphère est formée par l'interaction de deux compartiments biosphériques : l'atmosphère et les couches superficielles de la lithosphère. D'après la D.S.A. (2012), la province de M'Sila, présente sept différents types de sols, on distingue :

❖ Sols minéraux bruts

Ils sont généralement constitués de lithosols et de régosols, et on les trouve au pied des montagnes et sur certaines collines. On peut les trouver dans les roches mères dures et tendres (calcaire et grès) (marnes). L'horizon est assez étroit, en grande partie minéral et non structuré.

❖ Sols peu évolués

Ce type de sol se trouve sur des dépôts fluviaux calcaires dont la texture est très variée. Du fait de la sédimentation, ils peuvent parfois présenter une stratification granulométrique. A l'exception des pseudo-mycéliums mélangés à du gypse, la teneur en calcaire varie (de 5 à 35 %) selon la provenance du matériel alluvial.

❖ Vertisols

Les vertisols ne couvrent qu'une surface minime et ne se trouvent que dans des dayas et des dépressions particulières, ainsi que sur des marnes. Les sols ont une texture fine à extrêmement fine, ce qui leur confère des caractéristiques de l'horizon (fissures de retrait et faces luisantes) toujours calcaires.

❖ Sols calco-magnésiens

Le grès ou le calcaire dur est la roche mère que l'on peut observer à différentes profondeurs (10-60 cm). La teneur et la répartition du calcaire sont très variables ; elle est inférieure à 1 % dans l'horizon de surface, mais peut augmenter au contact de la roche-mère dans le groupe des sols bruns calcaires. Les sols à croûte de gypse, qui peuvent se former au-dessus ou au-dessous de la croûte calcaire, sont les plus courants. On les trouve sur les glaciers anciens et polygéniques.

❖ Sols isohumiques

Ces sols se trouvent dans des contextes topographiques variés, notamment des glacis polygéniques incrustés du Quaternaire ancien et moyen, ainsi que des glacis actuels. Au milieu du profil, le profil calcaire est variable, avec du mycélium diffus, du pseudo-mycélium, des grappes et des nodules. On trouve dans ces sols des croûtes de gypse localisées et une salinisation profonde due à une nappe phréatique. Ils vivent sur de vastes étendues, soit sablo-éoliennes, soit argileuses comme dans les dayas.

❖ Sols hydromorphes

Ces sols se trouvent sur les bordures des chotts, dans les dépressions inter-dunaires et alluviales, et dans les dayas particulières, et ils occupent une surface relativement faible. Au niveau de la zone de battement de la nappe phréatique peu profonde, on observe fréquemment un horizon d'accumulation de gypse et parfois une croûte calcaire.

❖ Sols halomorphes

Ils sont principalement situés de part et d'autre du bord de Chott El-Hudna. Elles se forment dans des alluvions à texture grossière (parfois moyenne) fréquemment recouvertes de sable éolien. La salinité très élevée, soit immédiatement à partir de la surface, soit à faible profondeur, due à la faible profondeur de la nappe phréatique (1 à 3 cm). Par ailleurs, ces sols se trouvent sur des alluvions calcaires à texture fine ou moyenne au nord du cordon dunaire dans les zones d'épandage (anciennes et actuelles) des principaux ravins.

II. 4. Aperçu hydrologique

Le réseau hydrographique est extrêmement divers. Les plus importants oueds sont : Leham, Chairoued, El K'sob, El Hamel et Bou-Sâada. Les Oueds du nord commencent dans les montagnes d'El Hodna et mènent au chott. Comme les pluies tombent fréquemment sous forme d'averses et que les Oueds transportent d'énormes quantités de particules solides, le réseau laisse assez bien ses traces sur les formations lithologiques des plaines et des hautes plaines (D.A.S, 2012).

Il existe au moins 22 cours d'eau permanents et temporaires qui alimentent le Chott, auxquels il faut ajouter les sources d'eau douce, ainsi qu'une douzaine d'aquifères.

II. 4. 1. Les ravins (Les Oueds)

Les différents Oueds débouchent dans le Chott, où l'on peut distinguer deux réseaux importants :

- ➔ Au nord : L'Oued K'sob draine les eaux du versant nord des montagnes d'El Hodna.
- ➔ Au Sud : Oued Bou-sâada, Oued Echaih, et Oued El Mellah (où nous avons mené nos recherches) drainent ceux des versants de l'Atlas saharien.

II. 4. 2. Les nappes

La wilaya de M'sila possède un grand potentiel en eaux souterraines. De nombreuses formations aquifères sont présentes dans la structure hydrogéologique d'El Hodna, qui s'étend sur différentes couches du Jurassique au Quaternaire.

Dans toute la wilaya, il existe deux types d'eaux souterraines :

- ➔ Nappe phréatique : Comme ces eaux sont fortement chargées et saumâtres, elles sont sous-utilisées.
- ➔ Nappe profonde : Les captages les plus importants sont celles d'El Hodna (133 000 000 m³/an) et d'Ain-Rich (8 000 000 m³/an) (D.S.A., 2012).

II. 5. Végétation

Par sa position géographique entre le Tel et le Sahara, la wilaya de M'sila est caractérisée par une importante richesse écosystémique ainsi un couvert végétal n'est pas négligeable. Les principales formations végétales de la province de M'sila sont les suivantes :

II. 5. 1. Formation forestière

La région de M'Sila présente une végétation naturelle très fascinante, notamment des formations de haute altitude avec *Cedrus atlantica*, *Pinus halepensis*, et *Juniperus phoenicea* (Rebbas *et al.*, 2014), que les auteurs caractérisent sous plusieurs étiquettes : forêt claire, forêt clairsemée, maquis, garrigue (Kaabeche, 1990).

II. 5. 2. Formation steppique

La steppe couvre une partie considérable de la province (environ 63% du territoire) et est constituée principalement de *Stipa tenacissima*, *Artemisia herba alba* (formation de basse altitude), et de steppes à plantes psammophiles. Ces dernières formations se trouvent principalement dans nord-ouest de la wilaya. Ces formations abritent une végétation riche et diversifiée qui présente une valeur économique et écologique.

II. 6. Aperçu du climat

Les changements climatiques ont un impact important sur la répartition et la survie des êtres vivants. La température, les précipitations, l'humidité, l'évaporation, le vent, la lumière, la pression atmosphérique, le relief et la nature du sol, et la proximité ou la distance de la mer sont autant d'influences.

Le climat de la wilaya de M'sila est continental, avec un été sec, extrêmement chaud et un hiver trop froid. Les données climatiques utilisées proviennent de la station météorologique de la wilaya de M'sila (Tab. 3).

Afin de disposer d'autant d'informations que possible sur la zone d'étude et en fonction de la disponibilité du réseau météorologique existant. Nous avons exploité les données de 39ans et le tableau ci-après montre l'emplacement et les caractéristiques de la station météorologique du réseau régional utilisées dans cette enquête.

Tableau 3 : Caractéristiques de la station météorologique de M'sila.

Caractéristiques de la station	Coordonnées géographiques		Altitude (m)	Données disponibles	Interval (ans)
	Latitude	Longitude			
Wilaya de M'sila	35°66' Nord	4°5' Sud	442	P(mm), T°C, Vent (km/h), H°.	1980-2019

(Station météorologique de M'sila, 2019)

II. 6. 1. Caractérisation climatique

Le comportement de l'atmosphère en termes d'humidité, de pluie, de température, de lumière et de vent détermine le climat (Boudy, 1952). Il est essentiel à la propagation des êtres vivants puisqu'ils ne peuvent survivre qu'à l'intérieur de limites précises imposées par une variété de conditions climatiques (Dajoz, 1996).

Parmi les paramètres climatiques, on peut distinguer un ensemble de composantes énergétiques constituées de la lumière et de la température, de facteurs hydrologiques comme les précipitations, l'humidité, et de facteurs mécaniques comme le vent et les chutes de neige (Ramade, 2003). La station météorologique de M'sila a fourni les données climatiques (1981-2019) utilisées et exploitées dans cette étude (Tab. 4 et 5).

II. 6. 1. 1. Température

Le tableau 4, représente les données réelles de la station météorologique au niveau du chef-lieu de la province de M'sila.

Tableau 4 : Températures moyennes mensuelles (° C), les minimums et les maximums de la station météorologique de la province de M'sila.

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
T _{max}	14,63	16,77	19,91	24,51	28,92	35,66	38,81	39,18	31,86	26,26	19,88	14,75
T _{min}	4,48	4,92	7,91	10,9	15,88	21,02	24,53	23,8	20,74	18,24	8,59	4,91
T _{moy}	10,2	12,08	15,4	18,69	24,06	29,59	33,24	32,2	26,91	21,25	14,56	10,67

(Station météorologique de M'sila, 2019)

L'absence d'une station météorologique au niveau de notre site d'étude (Oued El Mellah) nous a orienté à extrapoler les données du tableau 5, via le facteur altitude. Ces extrapolations des valeurs sont effectuées selon un gradient altitudinal de 100 m de dénivelé, calculé sur la base de 0,7 °C pour le maximum (T_{max}) et 0,45 °C pour le minimum (T_{min}) (Seltzer, 1946).

Nous avons :

$$\begin{array}{l} T \rightarrow 100 \text{ m} \\ X (^{\circ}\text{C}) \rightarrow y \end{array} \quad \left. \vphantom{\begin{array}{l} T \rightarrow 100 \text{ m} \\ X (^{\circ}\text{C}) \rightarrow y \end{array}} \right\}$$

On calcul la différence entre les altitudes " Y " :

$Y = \text{Altitude du ravin El Mellah} - \text{Altitude de la province de M'sila}$

$$\rightarrow 553 - 442 = 111 \text{ m}$$

Alors: $Y = 111 \text{ m}$

* En outre:

$$T \rightarrow 100 \text{ m}$$

$$X (^{\circ}\text{C}) \rightarrow 111 \text{ m}$$

* Alors que $T_{\max}$:

$$0,7 ^{\circ}\text{C} \rightarrow 100 \text{ m}$$

$$X (^{\circ}\text{C}) \rightarrow 111 \text{ m}$$

$$T_{\max} = \frac{(0,7 \times 111)}{100}$$

** Tandis que $T_{\min}$:

$$0,45 ^{\circ}\text{C} \rightarrow 100 \text{ m}$$

$$X (^{\circ}\text{C}) \rightarrow 111 \text{ m}$$

$$T_{\min} = \frac{(0,45 \times 111)}{100}$$

*** Pour la (T_{moy}), faites la somme de ($T_{\max}$) et ($T_{\min}$) et divisez le résultat par "2" pour chaque mois.

$$T_{\text{moy}} = \frac{T_{\max} + T_{\min}}{2}$$

Alors, les données météorologiques propres à notre station d'étude sont récapitulées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5 : Valeurs thermiques corrigées de la zone d'étude (entre 1980-2019).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
$T_{\max}$	15,41	17,55	20,69	25,29	29,70	36,44	39,59	39,96	32,64	27,04	20,66	15,53
$T_{\min}$	4,98	5,42	8,41	11,4	16,38	21,52	25,03	24,3	21,24	18,74	9,09	5,41
T_{moy}	10,19	11,49	14,55	18,35	23,04	28,98	32,31	32,13	26,94	22,89	14,88	10,47

Selon le tableau ci-dessus des valeurs thermiques corrigées, nous constatons que la température présente des variations mensuelles avec un écart de $22,12 ^{\circ}\text{C}$ entre le mois le plus chaud (Juillet $32,31 ^{\circ}\text{C}$) et le mois le plus froid (Janvier $10,19 ^{\circ}\text{C}$).

II. 6. 1. 2. Précipitations

Selon Emberger (1952) & Lacoste et Salanon (2001), la distribution des précipitations dans les pays méditerranéens est assez inégale, avec un déficit considérable en été.

Le tableau 6, contient les moyennes pluviométriques mensuelles de la région fournie par la station météorologique de M'sila et portant sur 38 ans : de 1981 à 2019. L'extrapolation des données pluviométriques et selon le fait de la situation géographique de notre zone d'étude (Tab. 7), qui est située sur le versant sud, les calculs de ces valeurs se feront selon le gradient pluviométrique, qui augmente, de 20 mm tous les 100 m d'altitude sur le versant sud (Seltzer, 1946).

Tableau 6 : Précipitations mensuelles moyennes pour la station météorologique de M'sila (1981-2019).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
P(mm)	15,36	8,48	9,7	12,24	13,94	8,07	2,36	3,33	11,78	17,24	11	11,56	125,06

(Station météorologique de M'sila, 2019)

L'indice correctif a été fait par extrapolation dont le gradient pluviométrique augmente de 20 mm tous les 100 m d'altitude sur le versant sud et de 40 mm sur le versant nord (Seltzer, 1946). Comme la zone du ravin de l'oued El Mellah est située sur le versant sud, nous avons pris le gradient pluviométrique de 20 mm par an pour 100 m de dénivelé.

$$\begin{array}{l} 20 \text{ mm} \rightarrow 100 \text{ m} \\ X \rightarrow 111 \text{ m} \end{array} \quad \left. \vphantom{\begin{array}{l} 20 \text{ mm} \rightarrow 100 \text{ m} \\ X \rightarrow 111 \text{ m} \end{array}} \right\}$$

$$\rightarrow X = \frac{(20 \times 111)}{100} \quad X = \frac{22,2}{12 \text{ mois}} \rightarrow X = 1,85 \text{ mm}$$

Tableau 7 : Précipitations mensuelles moyennes pour la région de l'Oued El Mellah par extrapolation.

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	cumul
P(mm)	17,21	10,33	11,55	14,09	15,79	9,92	4,21	5,18	13,63	19,09	12,85	13,41	147,26

Avec un cumul annuel de 147,26 mm, les fluctuations saisonnières des précipitations dans la wilaya de M'sila restent généralement faibles. La différence de précipitation entre le mois le plus pluvieux (octobre 19,09 mm) et celui le plus sec (Juillet 4,21 mm), qui reflète clairement l'effet de l'étage bioclimatique sur le phénomène de précipitation dans la région de M'sila.

II. 6. 2. Synthèse Climatique

Le bioclimat représente la transposition des données du climat physique en facteurs affectant la vie et le développement des organismes vivants. Différentes méthodes ont été développées pour définir schématiquement le bioclimat d'une région, il se rapporte à trois types d'expressions : les indices climatiques, les synthèses graphiques et les bilans hydriques.

Afin de caractériser de manière objective le climat de la zone d'étude, nous avons développé le diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gaussen (1957) et le climagramme d'Emberger (1971).

II. 6. 2. 1. Diagramme ombrothermique de Gaussen & Bagnouls

Selon Mutin (1977), et Dajoz (2000), le diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gaussen permet de définir les conditions bioclimatiques d'une région par l'importance de la saison sèche. Bagnouls et Gaussen (1953) définissent le mois sec comme celui où les précipitations exprimées en millimètres, sont inférieures ou égales à deux fois la température moyenne en degrés *Celsius* ($P \leq 2T$).

La construction du diagramme se fait en reportant sur l'axe des abscisses les mois de l'année considérés, et en ordonnées les précipitations à droite et les températures moyennes à gauche, de sorte que 1° C correspond à 2 mm (Frontier *et al.*, 2004) (Tab. 8).

Tableau 8 : Moyennes mensuelles thermiques et pluviométriques corrigés de la zone d'étude selon la règle de Bagnouls et Gaussen (1953) ($P \leq 2T$).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2T °C	20.38	22.98	29.1	36.7	46.08	57.96	64.62	64.26	53.88	45.78	29.76	20.94
P (mm)	17,21	10,33	11,55	14,09	15,79	9,92	4,21	5,18	13,63	19,09	12,85	13,41

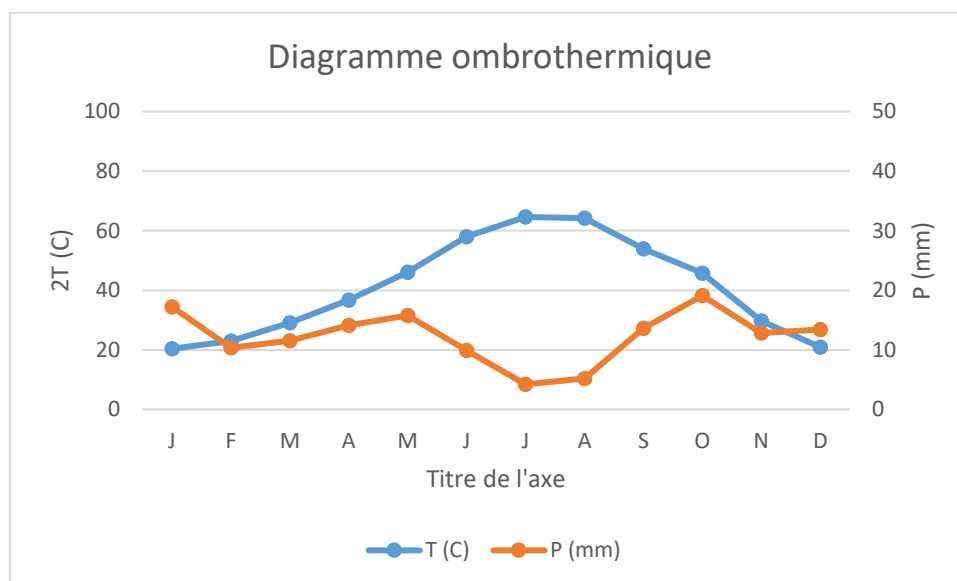


Figure 5 : Diagramme ombrothermique de Gaussen et Bagnouls de la zone d'étude (O. El Mellah).

La représentation graphique du diagramme ombrothermique de la région d'Oued El Mellah (fig. 5), fait ressortir de deux périodes ; l'une est sèche, qui dure quatre (04) mois de Juin, Juillet, Aout et Septembre. La seconde période est tempérée, et dure huit (08) mois entre Octobre et Mai.

II. 6. 2. 2. Climagramme d'Emberger

Le quotient pluviométrique d'Emberger permet de classer les différents climats méditerranéens (Dajoz, 1985-2003).

C'est un quotient qui est fonction de la température maximale ($T_{\max}$) du mois le plus chaud, de la minimale ($T_{\min}$) du mois le plus froid en degrés Celsius et de la pluviométrie annuelle moyenne (P) en mm. Ce quotient est d'autant plus élevé que la région est humide (Stewart, 1969 ; Dajoz, 1985 ; & Faurie *et al.*, 1998-2003). Il est calculé par la formule suivante :

$$Q2 = 3,43 \times \frac{P}{(T_{\max} - T_{\min})}$$

P: Précipitations annuelles moyennes exprimées en mm

T_{max}: Température maximale du mois le plus chaud exprimée en degrés Celsius.

T_{min}: Température minimale du mois le plus froid exprimée en degrés *Celsius*.

Ce quotient n'est réellement établi que pour la région méditerranéenne. En fonction de la valeur de ce coefficient, on distingue les zones suivantes :

- Humide pour $Q2 > 100$
- Tempéré pour $100 > Q2 > 50$
- Semi-aride pour $50 > Q2 > 25$
- Aride pour $25 > Q2 > 10$
- Désert pour $Q2 < 10$

Le tableau 9 ci-dessous indique la valeur Q2 calculée pour la zone d'étude et l'étage bioclimatique auquel ils appartiennent.

Tableau 9 : Étages bioclimatiques déterminées pour le secteur de M'sila & Oued El Mellah.

Région	P _{mm}	T _{max} (°C)	T _{min} (°C)	Q2	Les étages Bioclimatique
M'sila	125,06	39,18	4,48	12,36	Aride a Hiver tempéré
Oued El Mellah	147,26	39,96	4,98	14,44	Aride a Hiver tempéré

Ces valeurs montrent que la wilaya de M'sila a été classée dans l'étage bioclimatique aride a hiver tempéré, alors que la région de l'Oued El Mellah était dans l'étage bioclimatique aride a hiver tempéré.

II. 7. Caractéristiques générales de la zone d'étude

II. 7. 1. Localisation géographique d'Oued El Mellah (wilaya de M'sila)

L'Oued permanent d'El Mellah est situé à environ 100 km de la capitale de la wilaya de M'sila et à environ 14 km au nord de la commune de Bensrou (Fig. 6 et 7). Il s'écoule des montagnes désertiques de l'Atlas et se jette dans le Shott El Hodna. La profondeur d'Oued El Mellah varie de quelques centimètres à 2 mètres. Il est caractérisé par un stade bioclimatique aride à fluctuation modérée, et la profondeur de l'eau y varie en fonction du pourcentage des précipitations saisonnières et de la température. Certains paramètres environnementaux sont

contrôlés périodiquement, la température maximale enregistrée étant en août ($39,96^{\circ}\text{C}$), tandis que la température minimale a été enregistrée en décembre ($5,41^{\circ}\text{C}$). La quantité cumulée de pluie était de $147,26 \text{ mm}^3$; l'oxygène dissous atteint les valeurs : $12,2 \text{ mg l}^{-1}$ en hiver, et $8,33$ en été. Tandis que le pH était $8,36$ dans la période estivale et la valeur $8,31$ dans la période hivernale. La température élevée en été (mai à août) provoque l'évaporation de l'eau et par conséquent la diminution du volume d'eau dans le ravin.

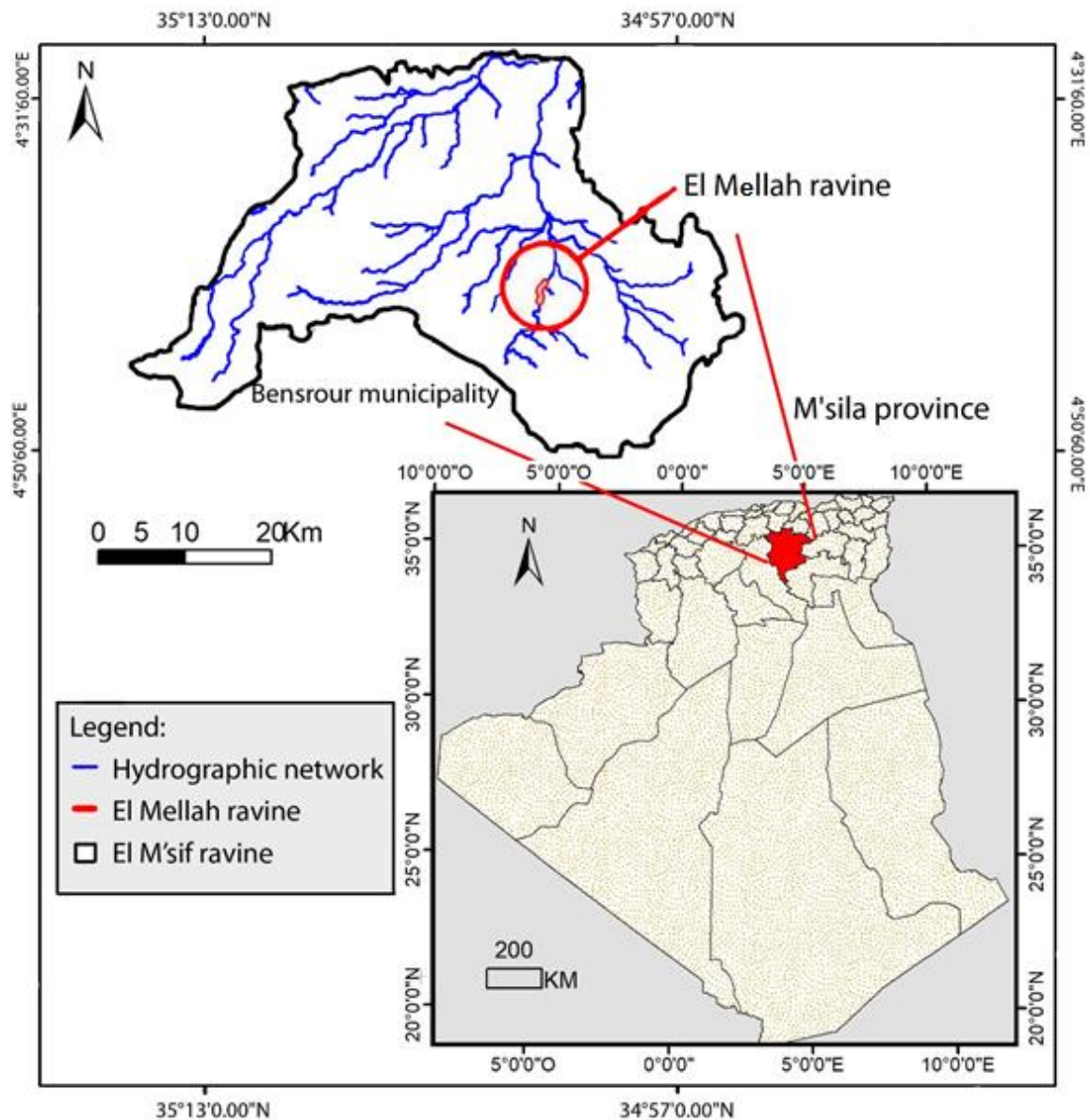


Figure 6 : Situation géographique d'Oued d'El Mellah – Algérie (Salhi *et al.*, 2021).



Figure 7 : Photographie montrant l'Oued El Mellah (Photo originale, 2020).

II. 7. 2. Espèces animales identifiées à Oued El Mellah

Les eaux de l'Oued El Mellah abritent deux genres endémiques de la famille des *Cyprinidae* : le genre *Pseudophoxinus* sp. (le poisson étudié, et le genre *Barbus* sp. (Fig. 8) (Marfoua *et al.*, 2017). En plus de ça on signale sur terrain la présence de quelques espèces animales, végétales et insectes : deux genres de grenouilles *Crapauds* sp., et *Barbarophryne* sp., une tortue de genre : *Mauremys* sp., un serpent : *Hemorrhois* sp., un lézard : *Tarentola* sp., et certaines espèces d'insectes comme : Les araignées, et les coléoptères.

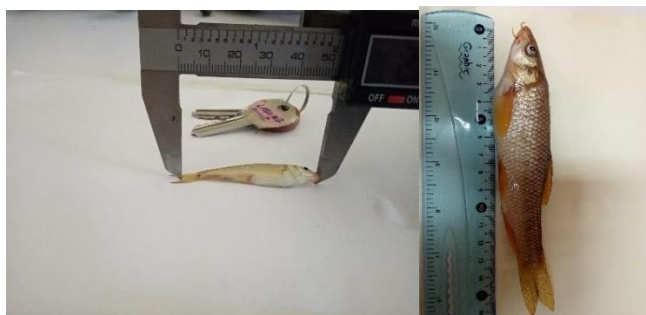


Figure 8 : Le genre *Pseudophoxinus* sp. et le barbeau d'Oued El Mellah (Photo originale 2020).

II. 7. 3. Espèces végétales identifiées à Oued El Mellah

Quatre espèces des plantes trouvées aux bords de l'Oued El Mellah : *Argania spinosa*, *Astragalus armatus*, *Atriplex halimus*, et *Peganum harmala* (Figs. 9, 10, 11, et 12) respectivement. L'identification des plantes se fait au niveau de la direction des forêts de la wilaya de Batna (D.F.B).



Figure 9 : *Argania spinosa* d'O. El Mellah (photo originale, 2020).



Figure 10 : *Astragalus armatus* d'O. El Mellah (photo originale, 2020).



Figure 11 : *Atriplex halimus* d'O. El Mellah (photo originale, 2020).



Figure 12 : *Peganum harmala* d'O. El Mellah (photo originale, 2020).

II. 8. Matériels et méthodes de l'étude

II. 8. 1. Chronologie des sorties sur terrain

L'échantillonnage a été effectué mensuellement au cours de la période comprise entre Décembre 2018 et Novembre 2019. Le tableau 10 décrit les principaux descripteurs de l'étude.

Tableau 10 : Timing et objectifs des sorties réalisées lors de l'étude.

Date	Descripteurs
22 Décembre 2018	Première sortie de prospection et choix des sites de prélèvement. - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
25 Janvier 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
10 Février 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
12 Mars 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
05 Avril 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
12 Mai 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
05 Juin 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
14 Juillet 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
08 Aout 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
15 Septembre 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
17 Octobre 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs
21 Novembre 2019	-Echantillonnage de l'eau - Capture des poissons - inventaire de la végétation existante dans le site - détermination des facteurs perturbateurs

Dans cette partie de la thèse, nous sommes intéressées à développer deux axes de la recherche ; la première traite tous qui est aspect biotique de la station de l'étude tel que la caractérisation physico-chimique de l'eau et la recherche des indicateurs de pollution. Alors que le second axe de recherche s'intéresse par l'analyse et l'étude du modèle biologique ; à savoir leur biologie, écologie et phénomène de parasitisme.

II. 8. 2. Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau d'Oued El

Mellah

II. 8. 2. 1. Analyse physico-chimique de l'eau de l'habitat

Sur les sites que nous avons prospectés, nous nous sommes intéressés à 20 paramètres caractérisant la qualité de l'eau. Il s'agit de la température en °C, le pH, la turbidité (NTU) et la conductivité électrique (Cond en μs) ; mesurés *in-situ* en utilisant un « Multi-paramètre ». Les paramètres mesurés *in vitro* sont : salinité, oxygène dissous (O_2), nitrites (NO_2^-), TH, Mn, (PO_4^-), Cl^- , Fe^{2+} , NO_3^- , Na_2SO_4 , Ca^{2+} , Mg, Al^{3+} , NH_4^+ , Na^{2+} , K^+ .

Les paramètres mesurés avec leurs unités ainsi que les périodes d'étude pour chaque site sont rapportés dans le Tableau 13.

Les analyses de laboratoire ont été réalisées au niveau des laboratoires de l'Algérienne des eaux (A.D.E.L) de la Wilaya de Laghouat.

❖ Mesure du potentiel Hydrogène (pH)

Après avoir mis l'électrode du pH-mètre, suivie de la lecture de la valeur sur l'appareil.

❖ Température

Nous avons placé l'électrode du thermomètre et le résultat était en degrés Celsius (°C).

❖ Conductivité électrique

Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre dont les résultats sont exprimés en Micro Siemens/cm.

❖ Turbidité

Après avoir mis l'électrode du Turbidimètre, suivie de la lecture de la valeur sur l'appareil.

❖ Salinité

La mesure de la salinité se fait par un conductimètre affichant une salinité exprimée en g.l^{-1} .

❖ Oxygène dissous selon ISO 5813/5814

Comme suit :

- On dépose le flacon de 126 ml dont le bouchon en verre rodé est entièrement rempli d'eau. L'eau est laissée s'écouler pendant un certain temps en l'amenant au fond de la bouteille par un tube en verre.
- On introduit tout près du fond du flacon avec une pipette à deux traits de 1ml (1ml du mélange "NaOH + KI" puis de même 1ml de MnCl_2).
- On ferme soigneusement le flacon sans laisser entrer de bulles d'air, en humidifiant d'abord le bouchon.
- La bouteille est retournée plusieurs fois et le précipité d'hydroxyde de manganèse est laissé à décanter.
- Lorsque la partie supérieure du liquide est complètement clarifiée, 2,5 ml d'acide chlorhydrique sont versés.
- On ferme le flacon et on agite jusqu'à dissolution complète du précipité.
- Le contenu du flacon est transféré dans un erlenmeyer et quelques gouttes de solution d'amidon sont ajoutées.
- On titre avec une solution de thiosulfate de sodium (0.01N) jusqu'à décoloration complète. Le résultat était en unité mg/l d'oxygène.

❖ Dureté totale ($\text{TH} = \text{CaCO}_3$) selon ISO 6059

10 ml de l'échantillon d'eau, mettre 3 gouttes de tampon pH (12) et une goutte de NET (Le Noir Ériochrome T) puis titrage par l'EDTA.

❖ Chlorides (Cl^-) selon ISO 9297

Nous avons déposé 100 ml d'échantillon avec 1 ml d'indicateur K_2CrO_4 (B) et bien mélanger, puis titrer avec une solution de nitrate d'argent 0.02 N, jusqu'à coloration rougeâtre, ajoute 1 ml de la solution étalon chlorures de sodium (0.02 mol / l), jusqu'à ce que la coloration disparaisse.

❖ Calcium (Ca^{2+}) selon ISO 6058

10 ml de l'échantillon d'eau, mettre 3 ou 4 gouttes de tampon pH (10), puis un calque sur clip, et enfin un titrage à l'EDTA.

❖ Sodium (Na^+) et Potassium (K^+) selon ISO 9964/3

Mesurer l'échantillon directement avec un spectrophotomètre à flamme : Photomètre à flamme PFP7 (JENWAY). Cependant, avant de le lire, l'élément à mesurer doit être calibré par une courbe d'étalonnage.

❖ Magnésium (Mg^{2+}) selon ISO 6058

La concentration de Mg peut être calculée à partir de la dureté totale TH comme suit :

$$[TH] = [Ca^{2+}] * (M_{Ca})^{-1} + [Mg^{2+}] * (M_{Mg})^{-1}$$

$$\rightarrow [Mg^{2+}] = [TH] - [Ca^{2+}] * (M_{Ca})^{-1} / (M_{Mg})^{-1}$$

❖ Sulfates de sodium (Na_2SO_4) selon ISO 9280

Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un bécher. Ajouter 5 gouttes de l'indicateur méthylique orange. Titrer avec de l'acide sulfurique.

Calculer :

$$HCO_3^- = (\text{Volume } H_2SO_4 \times \text{Normalité } H_2SO_4 / \text{Volume d'eau à analyser}) \times 1000$$

❖ Fer (Fe^{2+}) Selon ISO 6332

Prendre V = 50 ml d'eau à analyser dans un erlenmeyer de 100 ml, ajouter 1 ml de solution de chlorhydrate d'hydroxylamine. Mélanger bien. Ajouter 2 ml de tampon acétate. Ajouter 2 ml de la solution de phénanthroline 1.10, et conserver dans l'obscurité pendant 15 min. Passer enfin au Spectro pour la mesure à la longueur d'onde de 510 nm. Le résultat est donné en mg/l.

❖ Aluminium (Al^{3+})

Prélever V = 50 ml d'eau à analyser dans un erlenmeyer de 100 ml, ajouter 1 ml de solution d'ériocyanine, agiter, et laisser reposer pendant 20 min puis passer au spectro à 560 nm, en présence d'aluminium l'ériocyanine vire au violet-rouge. Expression des résultats : Le résultat est donné en mg/l.

❖ Manganèse (Mn) selon ISO 6333

Comme suit :

- 1- Après avoir réglé le zéro, le message suivant s'affiche.
- 2- Sortir la cuvette de la chambre de mesure et la vider, à l'exception de quelques gouttes de l'échantillon.
- 3- Ajouter une pastille de DPD N°1 à l'échantillon en la retirant directement de sa feuille de protection, puis l'écraser à l'aide d'un agitateur propre.
- 4- Versez l'échantillon d'eau dans la cuvette, jusqu'à la marque de 10 ml, fermez le couvercle et mélangez le contenu en agitant la cuvette, jusqu'à ce que toutes les particules soient complètement dissoutes.
- 5- Placez immédiatement la cuvette dans la chambre de mesure et fermez le couvercle du photomètre.
- 6- Appuyez sur la touche TEST.
- 7- Attendez 2 min pour observer la réaction de la coloration.

8- Mesurez directement l'échantillon avec un photomètre Lovibond PC 22. Le résultat exprimé en mg/l d'iode est affiché.

II. 8. 2. 2. Paramètres de pollution

❖ Azote Ammoniacale (NH_4^+)

Prendre 40 ml d'eau à analyser ; ajouter 1 ml de réactif I ; ajouter 1 ml de réactif II, et ajuster à 50 ml avec de l'eau distillée. Attendre 1 heure 30. Enfin, passer au Spectro pour la mesure au spectrophotomètre UV-Visible, lire à 543 nm. L'apparition d'une coloration verdâtre indique la présence de NH_4^+ . (Le résultat est donné directement en mg/l).

❖ Nitrite (NO_2^-) selon ISO 6777

Prenez 50 ml d'eau à analyser, ajoutez 0,5 ml du réactif mélangé. Attendre 10 min. L'apparition de la coloration rose indique la présence de NO_2^- . Passer enfin au Spectre pour une mesure au spectrophotomètre UV-Visible, lire à 543 nm. Le résultat est donné directement en mg/l.

❖ Nitrates selon ISO 7890/3

Prélever 10 ml de l'échantillon à analyser. Ajouter 3 gouttes de NaOH à 30%, et 1 ml de salicylate de sodium. Evaporer à sec au bain-marie ou dans un four à 80°C. Reprendre le résidu avec 2 ml de H_2SO_4 et laisser reposer 10 minutes. Ajouter 15 ml d'eau distillée. Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium puis passer au Spectre à 415 nm. Le résultat est donné directement en mg/l.

❖ Orthophosphate selon ISO 6878

40 ml d'eau à analyser. Ajouter 1 ml d'acide ascorbique, et 2 ml de réactif mélangé. Attendre 10 minutes pour le développement de la couleur bleue. Lire à une longueur d'onde de 880 nm. Le résultat est donné directement en mg/l.

La figure ci-dessous (Fig. 13) représente les échantillons et les différents appareils utilisés dans l'analyse physico-chimique de l'eau.

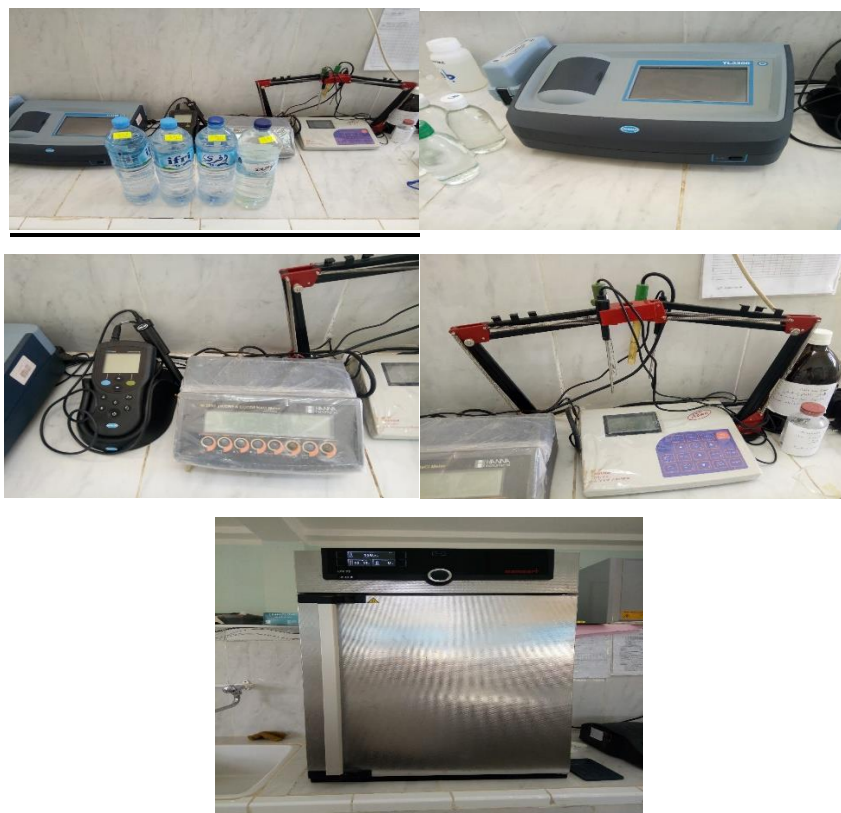


Figure 13 : Planche représentative des différents échantillons de l'eau et d'appareillage de mesure des différents paramètres physicochimique de l'eau (photos originales, 2019).

II. 9. Les bioindicateurs de pollution

II. 9. 1. Dosage des micropolluants dans la chair de poisson étudié, et les microalgues de l'Oued El Mellah

La méthode qu'on a suivie dans cette étude est référenciée par : (Réf : Norme NF X 31-147).

❖ Mode opératoire

La calcination doit être effectuée de la manière suivante :

- Peser à 0.5 mg près, 0.250 g de l'échantillon préparé pour l'essai dans une capsule en quartz ou en platine ;
- Placer la capsule dans un four puis augmenter progressivement la température jusqu'à 450 °C en 1 heure environ ;
- Maintenir la température dans le four pendant 3 heures, puis retirer la capsule et laisser refroidir à température ambiante.

Une fois l'étape de la calcination ou du prétraitement est terminée, il faut procéder comme suit :

- Transféré le résidé obtenu dans une capsule en PTFE à l'aide de quelques millilitres d'eau déminéralisé ;
- Opéré sous hotte plastique et équipée d'un système de captage des vapeurs ;
- Ajouter 5 ml d'acide fluorhydrique (HF) et 1,5 ml d'acide perchlorique, puis porter sur plaque chauffante et laisser évaporer à sec ($T \approx 160^{\circ}\text{C}$);
- Ajouter au résidu 1ml d'acide chlorhydrique et quelques millilitres d'eau déminéralisée;
- Porter sur une plaque chauffante pour dissolution à chaud du résidu.
- Transféré la solution dans une fiole jaugée de 50 ml en polypropylène et compléter au volume par de l'eau déminéralisé;
- En cas de trouble, révélant une mise en solution incomplète, centrifuger ou filtrer la solution avant analyse (le rapporter au procès verbale);
- Après digestion il faut procéder à une filtration avec le Papier filtre avant l'analyse par ICP ou SAA (Fig. 21, représente le principe du spectrophotomètre (ICP-OES) : Optima 8000).

- Enfin, pour la lecture des résultats, nous utilisons la spectrométrie d'émission optique par plasma à couplage inductif (ICP-OES) : Optima 8000, les étapes de l'analyse de dosage des micropolluants dans la chaire du poisson sont représentées dans la fig. 14.

II. 9. 1. Dosage des micropolluants dans l'eau

Les étapes impliquées dans le dosage des métaux lourds dans l'eau de Oued El Mellah sont les mêmes étapes précédentes, à l'exception qu'il n'y a pas d'une étape de pré-traitement (calcination).

- **Remarque :**

On fait quatre répétitions pour l'eau et les microalgues séparément. Et on calcule les moyennes des résultats obtenus.

IV. 9. 2. Analyse statistique

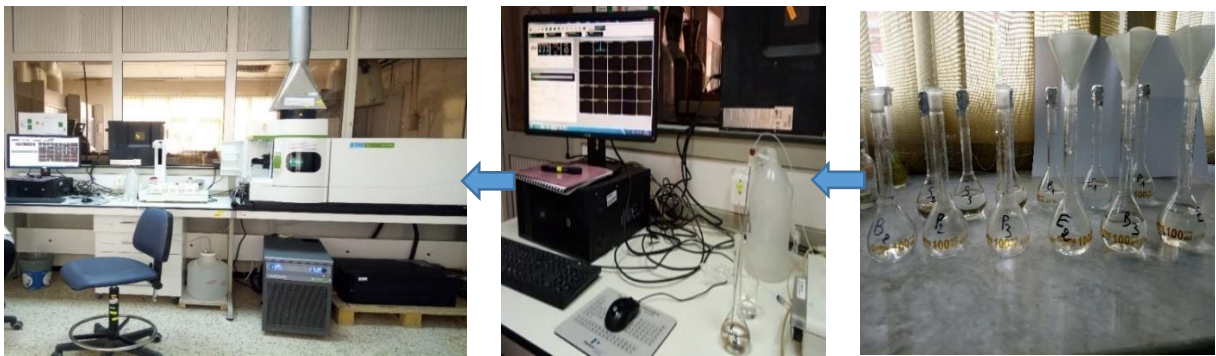
Une analyse de corrélation (par le logiciel " IBM SPSS Statistiques version 25 " (SPSS Version 25, SPSS Inc. Chicago, Illinois, USA, 2017) a été appliquée pour analyser l'évolution des paramètres morphométriques de tous les poissons au tube digestif vide et plein durant les saisons, et un autre test de corrélation entre les bioaccumulations des métaux lourds dans la chaire du poisson selon son âge.



1- Peser 0,250 g de la chair du poisson

2- placer le dans un four à 450°C pendant 2 heures

3- La digestion par les acides



6- Lecture des résultats

5- Calibration et préparation
Optima 8000 pour la lecture

4- Filtration des solutions à de spectrophotomètre (ICP-OES): analyser

Figure 14 : Planche représentative des étapes de l'analyse de dosage des micropolluants dans la chaire du poisson par le spectrophotomètre (ICP-OES) : Optima 8000 (photos originales, 2019).

II. 10. Méthode de capture et identification de l'hôte

L'obtention d'un échantillon représentatif est l'un des principaux problèmes dans l'étude de la structure et de l'organisation de la population. Les poissons ont été échantillonnés à des fréquences inégales (l'effectif change d'une sortie à une autre). L'échantillonnage a été fait par un engin appelé le verveux.

Il s'agit d'un filet maillant avec des compartiments de capture et une feuille de nylon tonofilament de forme cylindrique ou conique. Lorsque les poissons sont capturés, l'ouverture est fixée à un cadre métallique, qui maintient le filet ouvert. C'est un filet simple, tendu à la main, qui est le plus souvent utilisé dans les cours d'eau peu profonds (figure 15). La partie supérieure est constituée de flotteurs (qui maintiennent l'ouverture à la verticale) tandis que la partie arrière est constituée de poids en plomb (qui maintiennent le filet en place sur le fond) (Cheikh *et al.*, 2006).



Figure 15 : Filet simple pour la capture des poissons (photo originale, 2019).

Les poissons sont transportés au laboratoire le plus rapidement possible après leur capture, soit pour être analysés, soit pour être congelés et traités ultérieurement. Les spécimens sont transportés de deux façons : soit dans un état vivant, ou bien dans un état mort dans le but d'étudier la parasitologie, la morphométrie et la biométrie. Il est également possible de les conserver *in-situ* dans une solution d'éthanol.

L'identification de ce genre a été confirmée par deux spécialistes en ichtyologie continentale (Chaibi, 2014) :

- Nicolas Poulet (ONEMA : Office National de l'eau et des milieux aquatiques, Paris).
- Frédéric Santoul (ECOLAB Université de Toulouse III).

Les deux spécialistes sont d'accords que les spécimens observés de l'oued El-Mellah appartiennent au genre *Pseudophoxinus*.

II. 11. Biométrie de l'hôte

Les caractères morphométriques et méristiques étudiés ont été choisis en se basant sur des recherches antérieurs similaires portant sur les mensurations standards des poissons (Doadrio *et al.*, 2002 ; Trabelsi *et al.*, 2004). Un total de douze caractères morphométriques ont été mesurés : la longueur totale (**Lt**) ; la longueur standard (**Ls**) ; la longueur céphalique (**Lcep**) ; la hauteur du corps (**Hc**) ; le diamètre de l'œil (**Do**) ; la longueur pré dorsale (**Lpd**) ; la longueur poste-pectorale (**Lpp**) ; la longueur prépectorale (**Lpp**) ; la longueur pré-anale (**Lpa**) ; longueur poste orbitaire (**Lpo**) ; et la longueur pré-orbitaire (**Lpo**) ; la hauteur précaudal (**Hpc**). Aussi la mesure de la masse totale (**M**), la masse éviscéré (**m**) et le sexe. Les mensurations sont prises au millimètre près, à l'aide d'un pied à colis pour les longueurs, et une balance de précision (0.0001g) pour les poids totale et éviscéré (Fig. 16).

Nous avons également réalisé un ensemble de quatre caractères numériques : le nombre de rayons de la nageoire dorsale (**D**) ; le nombre de rayons de la nageoire caudale (**C**) ; le nombre de rayons de la nageoire pectorales (**NP**) ; le nombre de rayons de la nageoire anale (**NA**) et la nature du sexe. L'âge a été déterminé par scalimétrie (écaille mesurée) (Lea, 1910), ces dernières ont été prises à partir du flanc gauche du corps, entre l'extrémité de la nageoire pectorale et le début de la dorsale.

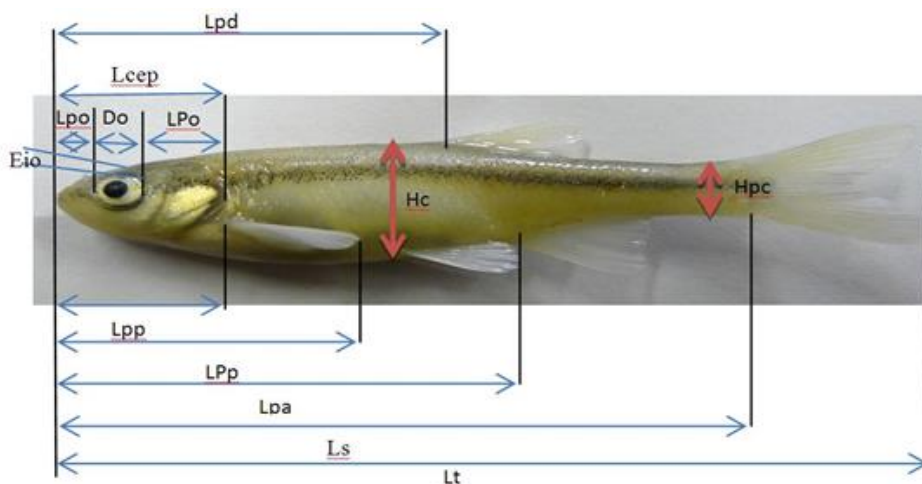


Figure 16 : Différents caractères métriques portés sur le genre *Pseudophoxinus*. (Longueur totale : **Lt** ; longueur standard : **Ls** ; longueur de la tête ou céphalique : **Lcep** ; longueur prés dorsale : **Lpd** ; longueur pré-pectorale : **Lpp** ; longueur poste pectorale : **Lpp** ; longueur pré-anale : **Lpa** ; hauteur du corps : **Hc** ; hauteur pré-caudale : **Hpc** ; diamètre orbitaire : **Do** ; longueur poste orbitaire : **Lpo** ; et la longueur pré-orbitaire : **Lpo**) (Marfoua *et al.*, 2017).

II. 12. Détermination de l'âge

L'âge peut être estimé directement par la lecture de pièces anatomiques telles que les écailles, les otolithes, les opercules, les vertèbres et les rayons des nageoires, ou indirectement

en évaluant la distribution de toute caractéristique quantifiable (caractère métrique), et la répartition de cette distribution dans les classes d'âge (Daget et Leguen, 1975 ; Do-chi, 1977). Les écailles utilisées pour la détermination de l'âge ont été prélevées dans la partie latéro-dorsale. Cette zone est celle où les écailles apparaissent très clair (Boetet et Le Louaran, 1985). Ils ont été nettoyés à l'eau du robinet après avoir été enlevées. Les écailles ont ensuite été montées à sec entre la lame et le couvre-objet, du ruban adhésif reliant les extrémités, à raison de quatre écailles par individu (Fig. 17).

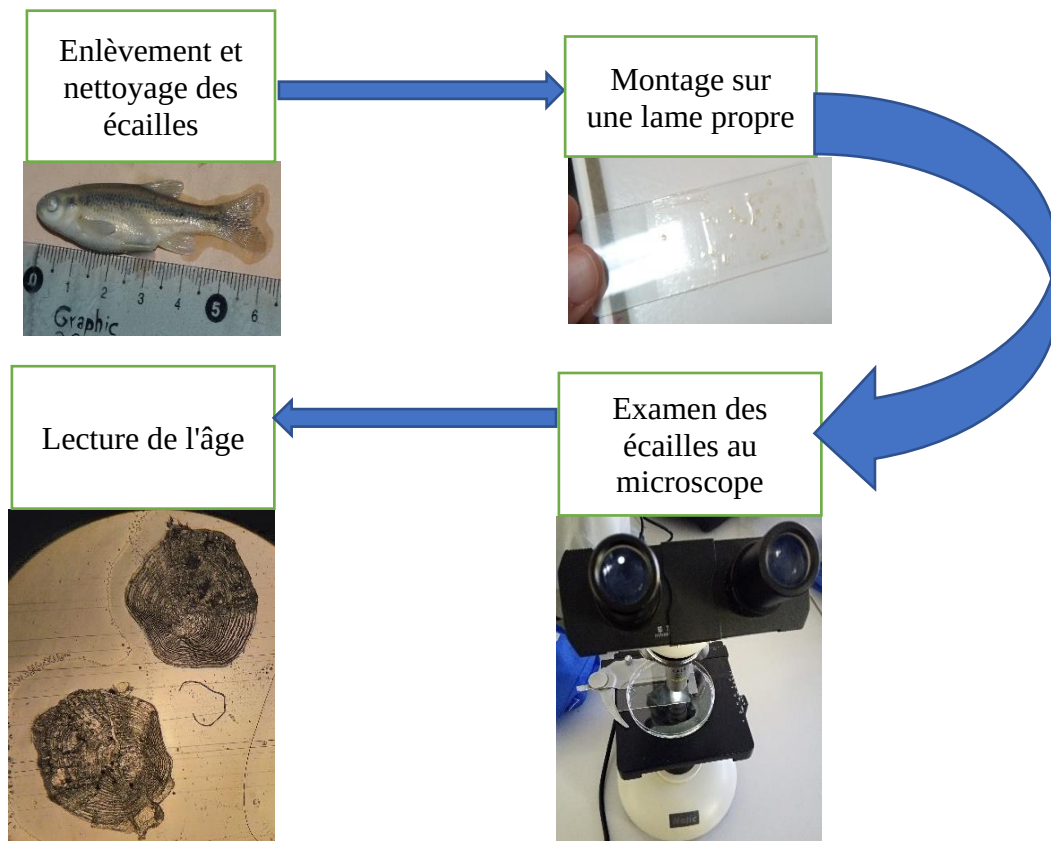


Figure 17 : Les étapes de la détermination de l'âge (photos originales, 2020).

❖ Lecture des écailles

La lecture des écailles est plus claire si le prélèvement est effectué juste avant ou pendant la phase d'arrêt de croissance. La lecture est simple, pour chaque anneau d'arrêt de croissance on note un an (Fig. 18).

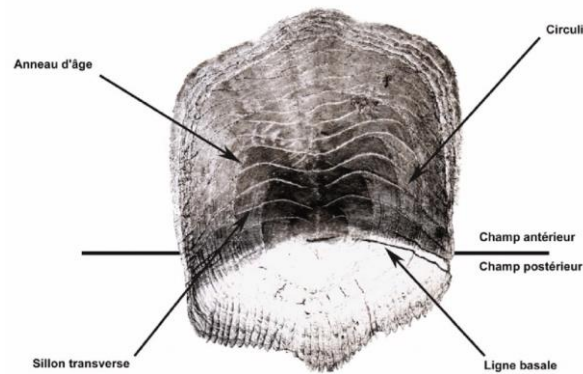


Figure 18 : Lecture des écailles (détermination de l'âge du poisson) (Jean-Luc *et al.*, 2001).

II. 13. Définition des paramètres sexuels

Les *Cyprinidae* sont une famille de poissons (*Barbus* ainsi que *Pseudophoxinus*). Les mâles des *Cyprinidae* présentent des excroissances cutanées pendant le frai, en particulier sur la tête et la moitié antérieure du corps (Muus et Dahlstrom, 2003). D'après le même auteur, les gonades de *Barbus* et *Pseudophoxinus* ont la forme de deux lobes allongés qui pendent contre la paroi abdominale (Fig. 19). Les testicules sont de couleur blanc laiteux, jumelés et souvent aplatis. Les ovaires, comme les testicules, sont appariés, fusiformes et cylindriques, et sont normalement plus grands que les testicules. Pendant la saison de reproduction, ils sont de couleur jaune orangé.



Figure 19 : Ovaires de la femelle du genre *Pseudophoxinus* sp. (photo originale, 2019).

II. 14. Isolement de la vessie de natation

La vessie natatoire est un organe d'équilibre rempli d'air qui exerce également des activités respiratoires, sensorielles et de production de sons (Muus et Dahlstrom, 2003 ; Larouche *et al.*, 2019) (Fig. 20).

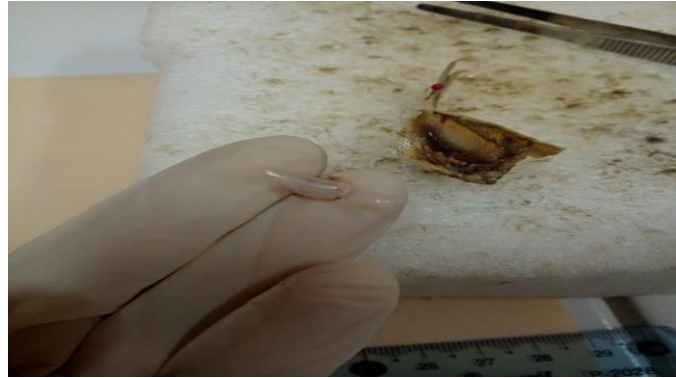


Figure 22 : Vessie natatoire du genre *Pseudophoxinus* étudié (photo originale, 2019).

Ouvrir la cavité abdominale, en commençant par l'anus et en allant vers l'avant. Une fois le tube digestif enlevé, la vessie natatoire est retirée avec des pinces, placée dans une boîte de Pétri, et de l'eau distillée ajoutée.

II. 15. Reproduction

❖ Indice hépatosomatique (H%)

Selon (Lahaye, 1980)

$$H(\%) = \frac{r \times 100}{m} \quad (4)$$

Où, (r) est la masse du foie (en g) et (m) est la masse du poisson éviscéré (en g).

❖ Indice Gonadosomatique (G%)

Selon (Lahaye, 1980)

$$G(\%) = \frac{g \times 100}{m} \quad (5)$$

Où, (g) est la masse des gonades (en g) pour les mâles et les femelles séparément et (m) est la masse du poisson éviscéré (en g).

II. 16. Régime alimentaire

II. 16. 1. Prélèvement et conservation des tubes digestifs

Après la dissection des poissons, le contenu du tube digestif (de l'œsophage à l'ouverture anale) a été collecté, pesé et conservé dans des flacons contenant une solution de formol à 4%, étiquetés et placés au réfrigérateur (à T = -4 C°).

II. 16. 2. Analyse de contenu de tube digestif

Le contenu digestif a été observé à l'aide d'une loupe binoculaire de laboratoire (BRESSER Science, marque ETD-201) et d'un microscope optique (marque OPTIKA B-383). Les proies observées ont été identifiées et classées selon leur nature (animale et/ou végétale). Le genre des insectes et des éléments phytoplanctoniques a été identifié à l'aide des clés d'identification établies par Craig (2019), Delaunay (2020), Diomande *et al.* (2000), Marquié *et al.* (2018).

II. 16. 2. 1. Analyse quantitative

En fonction des catégories de proies obtenues, différents indices ont été utilisés pour l'analyse quantitative et qualitative du régime alimentaire. Les indices calculés sont ceux décrits par (Hynes, 1950) pour déterminer le régime alimentaire et l'activité alimentaire du contenu du tube digestif. Il convient de mentionner que ces indices ont également été utilisés par plusieurs autres chercheurs tels que (Mimeche *et al.*, 2018), (Benabid, 1990 ; Cherghou *et al.*, 2002 ; Kraiem, 1980). Les indices utilisés sont listés ci-dessous.

✓ **Coefficient de vacuité (V%)**

$$V(\%) = \frac{E \times 100}{X} \quad (1)$$

Où, (E) est le nombre de tubes digestifs vides et (X) est le nombre total de tubes digestifs examinés.

✓ **Abondance relative (R%)**

$$R(\%) = \frac{N \times 100}{P} \quad (2)$$

Où (N) est le nombre total d'une catégorie de proies et (P) est le nombre total de toutes les catégories de proies.

✓ Coefficient d'occurrence (C%)

$$C(\%) = \frac{D \times 100}{F} \quad (3)$$

Où, (D) est le nombre de poissons dont le tube digestif contient une proie donnée et (F) est le nombre de tubes digestifs examinés en entier.

II. 16. 2. 2. Analyse qualitative

Le logiciel " IBM SPSS Statistiques version 25 " (SPSS Version 25, Spss Inc. Chicago, Illinois, USA, 2017) a été utilisé pour toutes les analyses statistiques. Une analyse de variance unidirectionnelle (test ANOVA unidirectionnel) a été appliquée pour analyser le changement dans le nombre de proies, dans le cas des tubes digestifs pleins. L'effet des changements de saison sur tous les critères étudiés a également été pris comme paramètre d'étude.

II. 17. Parasitisme**❖ Dissection des poissons**

Mettre le poisson sur le côté, soulevez l'opercule avec une pince et trouvez les organes, coupez l'opercule au niveau de l'œil et en remontant vers la bouche avec les grands ciseaux. Coupez une branchie avec son arc osseux à l'aide de pinces et de ciseaux et placez-la dans une tasse remplie d'eau distillé.

II. 17. 1. Isolement, dénombrement et identification des parasites**a. Monogènes branchiales**

Les branchies ont été isolées et examinées séparément. Elles ont été immergées dans de l'eau distillée pour faciliter le détachement des monogènes et examinées à la loupe binoculaire, puis au microscope optique à un grossissement de (4X10). Tous les genres de parasites ont été identifiés en utilisant les clés d'identification de (Margolis *et al.*, 1984). Et le dénombrement se fait sous microscope optique (4X10).

b. Étude d'autres ectoparasites

Le rinçage des branchies avec de l'eau distillée facilite le détachement des ectoparasites en particulier les protozoaires dans la boîte de Pétri, ils sont ensuite mis sur des lames avec

étalement du liquide branchial, et le comptage a été effectué sous un microscope optique (4X10).

c. Parasites dans le tube digestif (mésoparasites)

Cette étape permet à détecter les mésoparasites qui existent dans le tube digestif du poisson.

Les étapes suivies sont présentées ci-dessous.

A- Ouvrir la cavité abdominale en partant de l'anus et en allant vers l'avant.

B- Couper le système digestif au niveau de l'œsophage à l'ouverture anale; extraire tous les organes et les mettre dans une boîte de Pétri, ou un plateau en plastique et ajouter de l'eau distillée.

C- Ouvrir le tube digestif avec les ciseaux, récupération, dénombrement des parasites et conservation.

d. Parasites dans la vessie natatoire

Après avoir isolé et ouvert la vessie natatoire avec d'une paire de ciseaux, la recherche des parasites se fait de manière macroscopique en utilisant une loupe binoculaire.

II. 17. 2. Exploitation par des modèles mathématiques

La terminologie suivante a été utilisée pour décrire les infestations parasitaires (Margolis *et al.* 1982) :

❖ Prévalence (P)

$$P = \frac{n}{N} \times 100$$

Où, (n) est le nombre d'individus de l'hôte infectés par un parasite particulier et (N) est le nombre d'hôtes examinés.

❖ Intensité (In)

$$In = \frac{np}{ni}$$

Où, (np) est le nombre total d'individus d'un parasite particulier dans un échantillon d'une espèce hôte et (ni) est le nombre d'individus infectés de l'espèce hôte.

Fig. 23, représente une planche représentative de matériel utilisé pour l'identification des proies trouvés dans le tube digestif et les différents parasites du poisson étudié.

II. 17. 3. Exploitation par analyse statistique

Une analyse de corrélation a été effectuée pour voir l'interaction entre la prévalence parasitaire des trois genres des parasites branchiales (*Trichodinae sp.*, *Gyrodactylus sp.* et *Dactylogyrus sp.*) et les classes de tailles de l'hôte *Pseudophoxinus sp.*

Chapitre III :

Résultats et discussion

Chapitre III : Résultats et discussion

III. 1. Qualité physico-chimique de l'eau d'Oued El Mellah étudié

Les résultats des analyses physico-chimiques effectuées *in-situ* et dans la station d'Algérienne des eaux de la wilaya de Laghouat. Nous avons présenté nos résultats en fonction des saisons, tenant compte les valeurs max, min et moyenne. Un total des 20 mesures ont été effectués dont quelques paramètres qui traite l'aspect physico-chimiques et d'autres donnent une idée sur les différents polluants existent dans le milieu.

III. 1. 1. Paramètres physico-chimiques

a. La température

La température de l'eau présente des fluctuations similaires tout au long de l'année. La plus basse valeur est enregistrée en hiver et la plus élevée en été. Nos relevés font apparaître l'existence de 2 périodes : l'une froide et l'autre chaude illustrée par des températures comprises entre 9,19 et 10,49°C et 27,98 et 31,31°C, respectivement (Fig. 21).

La différence de température entre le mois le plus chaud (août) et le mois le plus froid (janvier) est de 22,12°C. Ceci est le reflet du caractère méditerranéen de la région où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très sévères.

La température est un élément majeur dans l'étude et le contrôle de la qualité des eaux souterraine ou de surface. Les eaux souterraines conservent sa fraîcheur constante, alors que la température des eaux de surface varie en fonction de diverses causes, dont la saisonnalité, la profondeur, l'altitude et autres. Jane *et al.* (2021), à signaler que la température globale des eaux de surface des lacs a augmenté de 0,38°C chaque décennie depuis les années 1980 en raison de l'augmentation des températures atmosphériques, tandis que la concentration en oxygène a diminué de 0,11 mg/l par décennie. La température des eaux profondes est restée largement constante, mais la différence de densité entre les eaux profondes et les eaux de surface a augmenté en raison de l'augmentation de la température des eaux de surface.

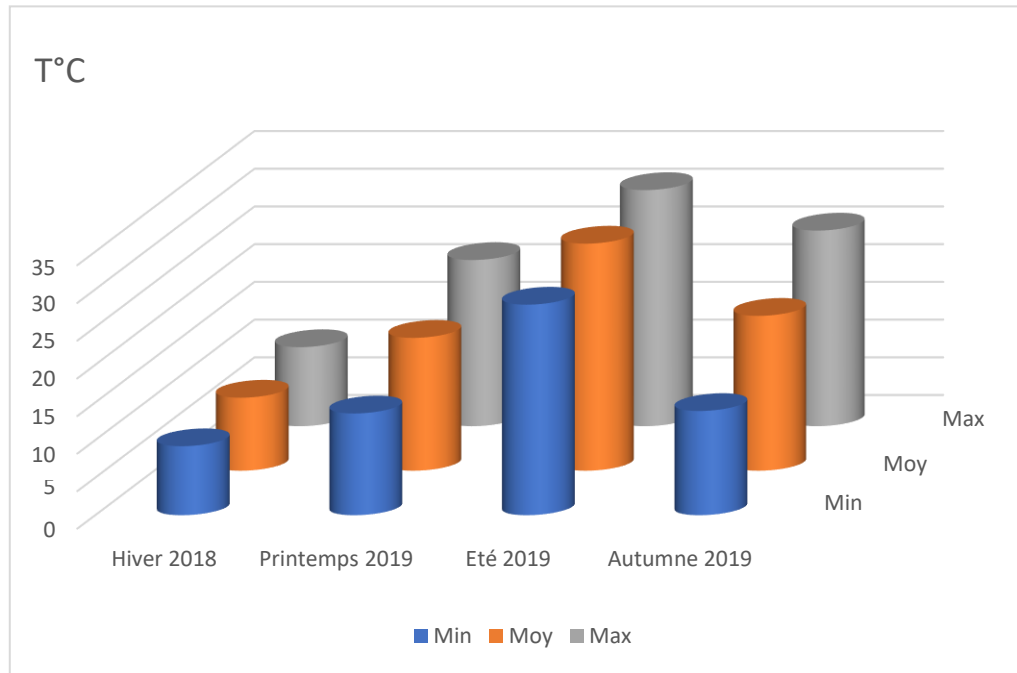


Figure 21 : Variations saisonnières de la température de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

b. Potentiel Hydrogène pH

Ce paramètre présente une évolution très similaire dans le site échantillonné. Le pH de l'eau de l'Oued est légèrement alcalin ; les valeurs enregistrées sont en effet comprises entre 8,31 en hiver et 8,36 en été (Fig. 22). Cette alcalinité s'explique par l'écoulement et la ventilation du milieu comme cela a été confirmé par Chakroun (1985) lors de son étude sur les plans d'eau tunisiens.

Selon Hecker *et al.* (1996), le pH des eaux naturelles se situe généralement entre 6,5 et 8,5. Lorsque le pH descend en dessous de 4,5 des irritations des muqueuses peuvent apparaître et l'eau devient très caustique et acide. Le même auteur a divisé l'eau en trois types selon leur pH : eau acide (pH < 5,5), eau neutre (pH 5,5 à 7,4) et eau alcaline (pH > 7,4). Les eaux dont le pH est supérieur à 8 ou inférieur à 6 sont rares dans la pratique, mais un pH plus élevé peut se produire dans des circonstances d'eutrophisation. Bien que le pH n'ait aucune valeur sanitaire, il s'agit d'un concept important pour évaluer l'agressivité de l'eau. Le pH des eaux naturelles se situe entre 6 et 7. Il indique la quantité et la composition des ions minéraux dans l'eau, ainsi que les problèmes potentiels de corrosion et la présence de métaux dangereux (Grogg, 2012). L'absence d'une véritable source de contamination, comme des eaux usées, explique l'alcalinité.

La concentration d'ammoniac, qui est toxique pour les poissons augmente lorsque le pH s'élève (Rodier *et al.*, 2005). Selon Stum *et al.* (1991) ; et Martin (1995) la photosynthèse a une influence considérable sur ce paramètre abiotique car la présence de phytoplancton dans l'Oued, libère de l'oxygène dans l'eau lors de la photosynthèse, ce qui consomme du CO₂ et augmente le pH.

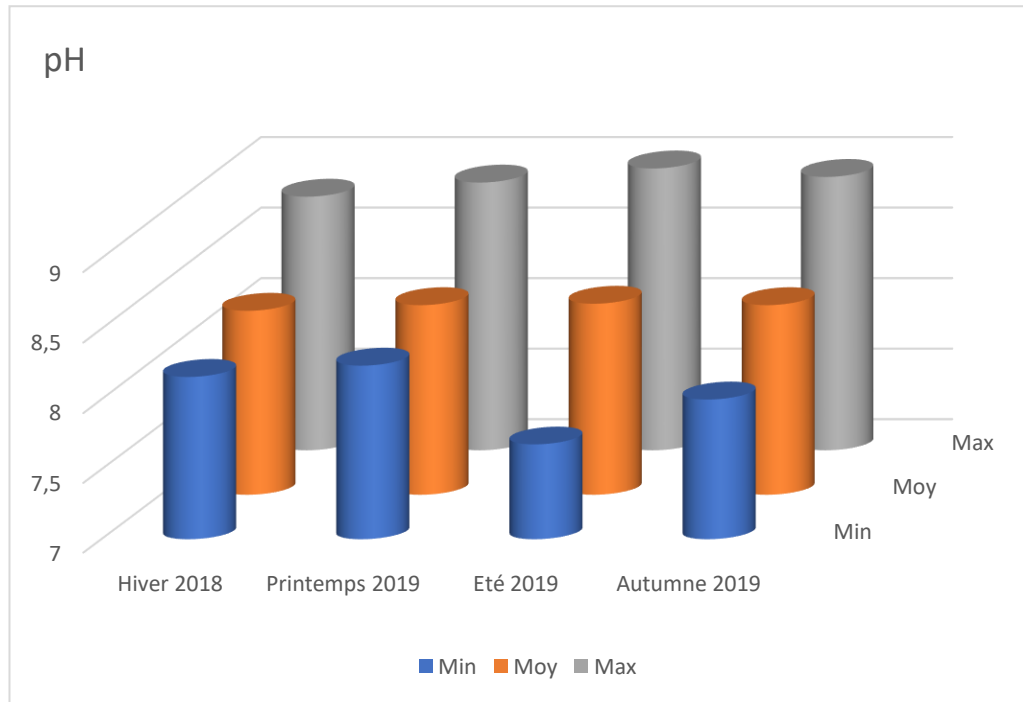


Figure 22 : Variations saisonnières de pH de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

c. Turbidité

Nos résultats montrent que la turbidité de l'eau varie entre 0,502 NTU (Nephrometrie Turbidity Unit) en automne et 0,951 NTU en hiver (Fig. 23). La turbidité est la réduction de la transparence de l'eau due à la présence de matière non dissoute.

Selon l'Agence de Protection de l'Environnement (1999), l'intensité de la turbidité permet de classer l'eau suivant les normes ci-après :

- NTU < 30 NTU : l'eau est claire ;
- 30 < NTU < 50 NTU : Eau moyennement trouble ;
- NTU > 50 NTU : pour une eau trouble.

Les résultats de la turbidité moyenne obtenus dans la station étudiée en fonction des saisons sont nettement inférieurs à la valeur de guide fixée à 30 NTU pour une eau de turbidité

claire. Selon Dussart (1992), l'augmentation de la transparence coïncide avec une baisse de la densité des microalgues. La transparence d'un plan d'eau varie en fonction de la quantité de particules en suspension (argile, limon, etc.) et du phytoplancton présent dans l'eau (Balvay, 1985).

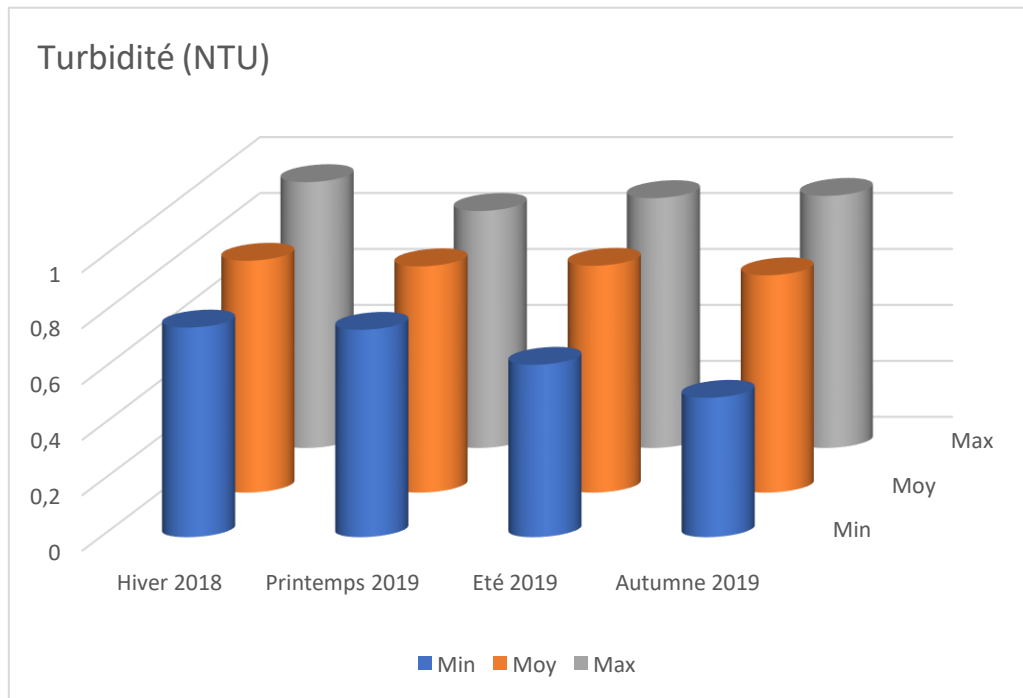


Figure 23 : Variations saisonnières de la turbidité (NTU) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

d. Conductivité électrique

Sa mesure reflète le degré de sels dissous dans l'eau, et donc son pouvoir conducteur, et est généralement représentée en $\mu\text{S}/\text{cm}$. Il est possible qu'elle soit employée comme indicateur de pollution dans les études environnementales pour mettre en évidence les apports considérables de sels provenant de sources naturelles (bassin versant) et/ou de sources artificielles (pollution). Les valeurs mesurées dans l'eau d'Oued El Mellah varient entre 4570 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hiver et 7574 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en automne (Fig. 24). On peut en déduire qu'une eau dont la conductivité est inférieure à 1200 est pauvre en ions (Michel, 1987).

Selon Rejsek (2002), la mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution. Dans le tableau 14 nous rapportons la relation entre la minéralisation de l'eau et la conductivité

Tableau 14 : Relation entre la minéralisation de l'eau et la conductivité mesurée.

Conductivité en $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation de l'eau	Conductivité moyenne mesurée
100 <	Très faible	
Entre 100 et 200	Faible	
Entre 200 et 333	Moyenne	
Entre 333 et 666	Moyenne accentuée	
Entre 666 et 1000	Importante	
1000 >	Elevée	Hiver-printemps-été-Automne

Une conductivité élevée indique d'une part que l'eau est salée, et d'autre part qu'il y a une présence des ions dangereux à la santé et la corrosivité de l'eau (Chaibi, 2013). La conductivité est généralement causée par le lessivage du sol. Une certaine quantité de sels minéraux est spontanément dissoute à la suite de ce lessivage. Elle peut également avoir pour origine telle, la température de l'eau, les apports d'eau contaminée provenant des activités humaines (dégivrage des routes, agriculture, développement urbain, activités industrielles) et les variations du débit des cours d'eau qui se jettent dans le ravin (la conductivité augmente lorsque le débit est faible, car il y a une plus grande concentration d'ions, et diminue lorsque le débit est élevé) sont autant de facteurs qui influencent l'augmentation de la turbidité (Hade, 2002).

Selon (Hade, 2002) la conductivité est influencée par d'autres paramètres tels que :

- ✓ La géologie du bassin versant,
- ✓ Les apports d'eau souterraine,
- ✓ La température de l'eau,
- ✓ Les variations de débit des ruisseaux et des rivières qui alimentent l'Oued.
- ✓ Les apports d'eau contaminée provenant des activités humaines.

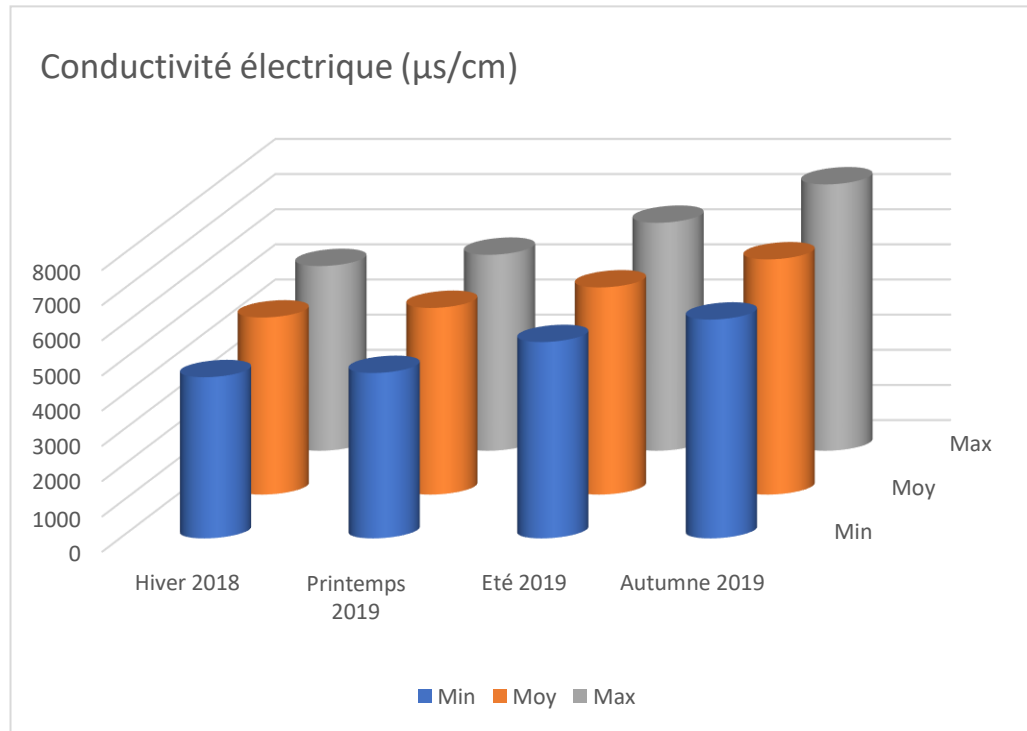


Figure 24 : Variations saisonnières de la conductivité électrique ($\mu\text{s/cm}$) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

e. Salinité

La salinité est définie comme la quantité de sels dissous présents dans l'eau (Bouchar, 2010). Si l'eau contient beaucoup de sels de calcium ou de sels minéraux en général, elle est dite dure ou calcaire. Lorsque ces éléments sont déficients, elle devient douce (Rejsek, 2002). En effet, nous notons que la salinité enregistrée le long de la période d'étude ne présente pas de grandes différences sachant que les teneurs moyennes notées varient de 1,752 ; 2,417 ; 2,58 et 3,49 ‰ respectivement (Fig. 25).

Le degré de salinité permet de classer l'eau selon les catégories suivantes : Eau douce ($S\text{‰} < 0,5 \text{ g/l}$), eau douce à saumâtre (0,5 à 5 g/l), eau saumâtre à salée (18 à 30 g/l) et eau salée ($S\text{‰} > 30 \text{ g/l}$) (Hecker et al., 1996). Dans notre cas, les résultats de la salinité obtenus nous permettent de classer les sites étudiés dans la catégorie d'une eau douce à saumâtre. Il est clair de dire que la salinité est directement liée au rapport évaporation / précipitation. Les travaux de Hacini *et al.* (2008) sur les fluctuations de la salinité en fonction de la température et de l'évaporation ont souligné ce fait.

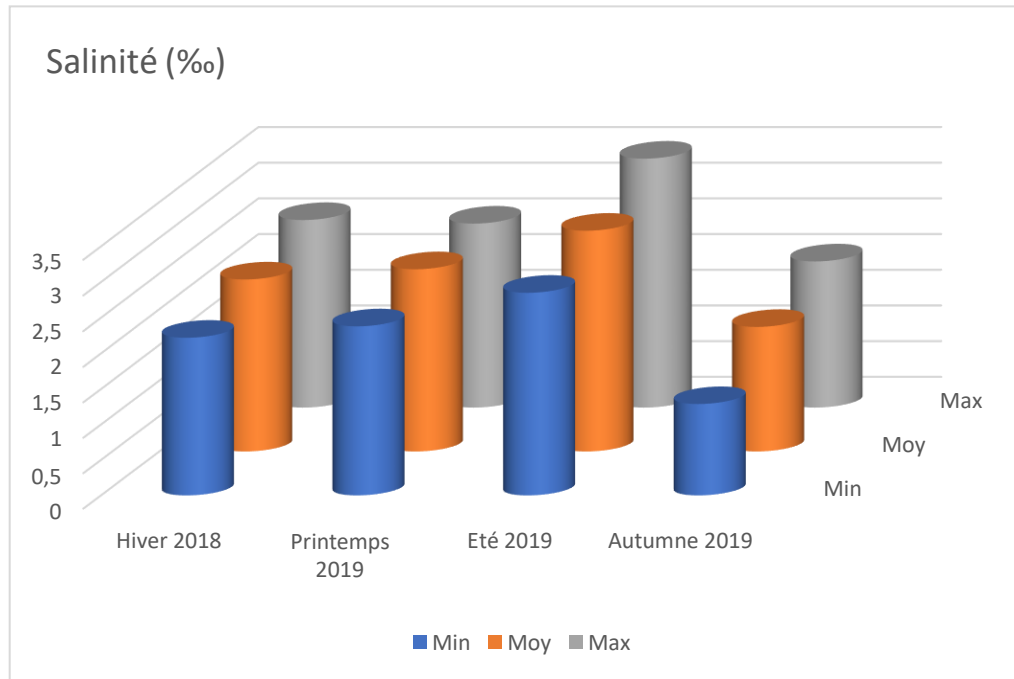


Figure 25 : Variations saisonnières de concentration de la salinité (‰) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

f. Oxygène dissous

Les valeurs rapportées varient de 8 en été et 12,8 mg/l en printemps, ce qui pourrait être attribué à la présence d'énormes quantités d'algues dans le ravin (Fig. 26). L'oxygène dissous est un paramètre intermédiaire indispensable entre les composantes minérales et organiques dans les milieux lacustres (Dussart, 1992). C'est un paramètre important pour l'écologie des milieux étudiés. Elle est nécessaire à la respiration des êtres vivants hétérotrophes. La concentration d'oxygène gazeux dissous dans l'eau est mesurée en milligrammes par litre. Les principales sources d'oxygène dissous, sont l'atmosphère et les activités photosynthétiques des algues et des plantes aquatiques. La solubilité de l'oxygène (maximum 9 mg/l à 20°C) limite la quantité d'oxygène dissous disponible (Dufour et Selpoukha, 1975). De nombreux facteurs l'influencent, notamment la température de l'eau, la vitesse de dissolution des composants dans le milieu et la pression partielle de l'oxygène dans l'atmosphère (Nehme, 2014). De plus, la présence de grands volumes de matière organique dans l'eau, qui est souvent d'origine anthropique, peut entraîner un déficit en oxygène dissous dans le milieu aquatique. Ceci est lié aux bactéries qui décomposent la matière organique et qui consomment l'oxygène du milieu (Hull *et al.*, 2008 ; Diaz, 2001).

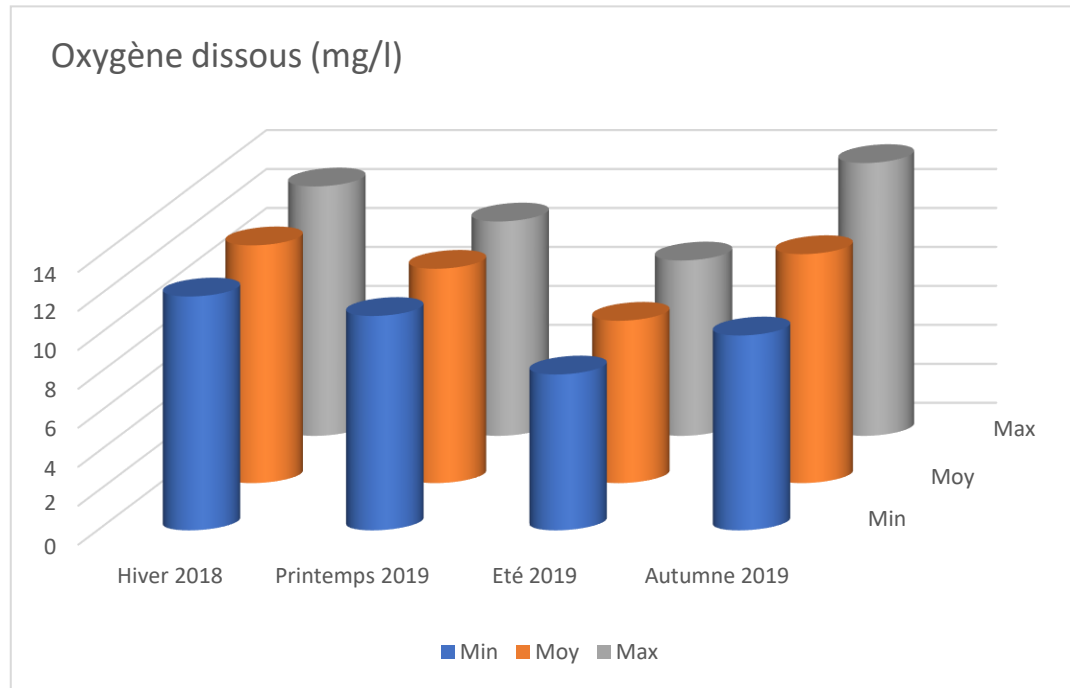


Figure 26 : Variations saisonnières d'oxygène dissous (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

III. 1. 2. Minéralisation globale

g. Dureté totale (TH = CaCO_3)

Les valeurs de TH enregistrées sur les quatre saisons sont extrêmement élevées (Fig. 27). La dureté de l'eau, également appelée titre hydrotimétrique, est une mesure de la concentration de sels de calcium et de magnésium dissous dans l'eau. Lorsque les sels sont dissous dans l'eau en excès, ils produisent une combinaison insoluble avec le savon, qui perd une partie de son pouvoir détergent et ne mousse que difficilement. Une eau ayant un titre hydrotimétrique élevé est dite " dure ", tandis qu'une eau ayant un titre hydrotimétrique plus faible est dite " douce " (D.A.E.L, 2016). Selon Sawyer et McCarty (1967), les roches sédimentaires ainsi que l'infiltration et le ruissellement du sol sont les principales causes naturelles de la dureté de l'eau. L'eau dure se trouve généralement dans les endroits où la terre végétale est lourde et les roches calcaires. Bien que les cations créent la dureté, celle-ci est généralement divisée en deux catégories : la dureté carbonatée (temporaire) et la dureté non carbonatée (permanente).

En fonction de la concentration de carbonate de calcium (CaCO_3) dans l'eau, le degré de dureté peut être défini comme suit : Une eau douce a une dureté de 0 à 60 mg/L ; une eau

moyennement dure à une dureté de 60 à 120 mg/L ; une eau dure a une dureté de 120 à 180 mg/L ; une eau très dure a une dureté de 180 mg/L et plus (Thomas, 1953).

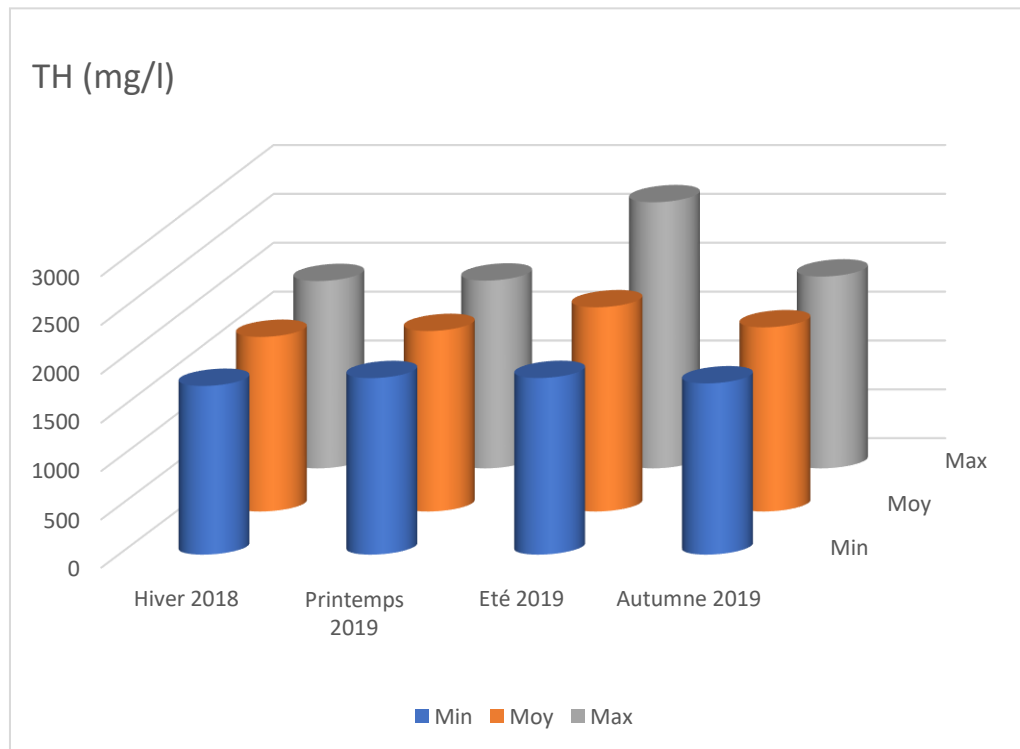


Figure 27 : Variations saisonnières de la dureté totale (TH (mg/l)) de l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

h. Chlorides (Cl⁻)

Les niveaux de chlorure (Cl⁻) sont élevés en fonction des saisons et atteignent son maximum en été (899,525 mg/l) et une valeur minimale en automne (863,425 mg/l) (Fig. 28). Les chlorures peuvent être trouvés en différentes quantités dans toutes les eaux. Ils peuvent provenir de différents endroits : (i) l'eau percole à travers un sol salé ; (ii) l'infiltration d'eau de mer dans les eaux souterraines, et (iii) les activités des humains et des machines (D.A.E.L, 2016), (iv) Peut être attribuée à la dissolution des dépôts de sel (N.A.S, 1974) (iv) Salage des routes pour faire fondre la glace et la neige (Murray et Ennst, 1976) (v) les effluents des usines chimiques (Little, 1971) (vi) l'exploitation des puits de pétrole (Pettyjohn, 1971) (vii) eaux d'égouts (Pettyjohn, 1972) (viii) l'écoulement des eaux d'irrigation (Bond et Straub, 1973) (xi) eaux de lixiviation des déchets (Schneider, 1970).

Une eau contenant une quantité excessive de chlorures est corrosive pour les réseaux de distribution et dangereuse pour les plantes. Une variation importante des chlorures dans le temps peut être interprétée comme un signe de contamination (D.A.E.L, 2016).

Selon Diem (1962), la teneur en chlorure des aliments varie considérablement ; les plantes comestibles ont souvent une concentration inférieure à 0,5 mg/g, tandis que la viande et le poisson présentent des valeurs allant jusqu'à 1,0 et 1,5 mg/g, respectivement.

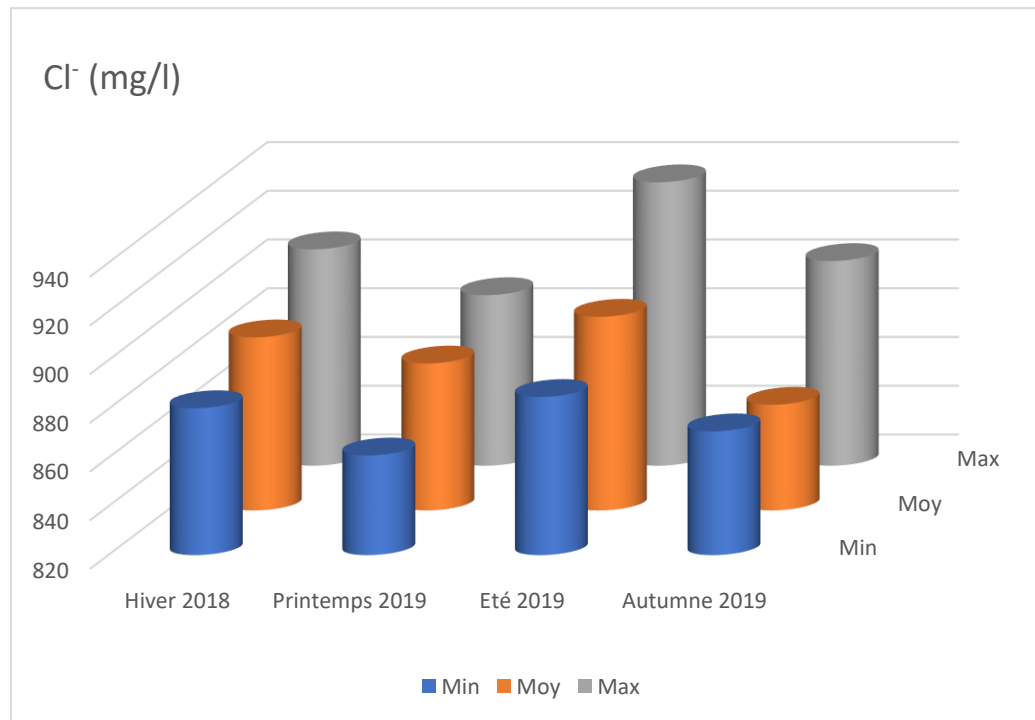


Figure 28 : Variations saisonnières de concentration de Cl^- (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

i. Calcium (Ca^{2+})

Les concentrations de « Ca » varient de 80 à 314 mg/l durant toutes les saisons (Fig. 29). Le calcium est le cinquième élément le plus répandu dans le monde. L'altération des roches, en particulier du calcaire, et l'entraînement du sol dans les eaux d'infiltration, le lessivage et le ruissellement contribuent tous à son introduction dans le système d'eau douce (Day, 1963). Le calcium dans le sol a une teneur moyenne de 1,37 104 mg/kg (Klein, 1975). Overrein (1972), a découvert que l'acidité de l'eau de pluie avait un effet considérable sur le lessivage du calcium du sol.

Le calcium est un métal alcalino-terreux que l'on trouve en abondance dans la nature, notamment sous forme de carbonates dans les roches calcaires. Le calcium est l'élément le plus commun dans l'eau potable, c'est un composant primaire de la dureté de l'eau. L'eau de pluie et les citernes ne contiennent que des traces de carbonates, avec de très petites quantités sous forme de sulfates de chlorure ou d'autres composés (D.A.E.L, 2016).

D'après D.A.E.L (2016), les niveaux de CaCO_3 dans une eau de bonne qualité se situent entre 250 et 350 mg/l. Une eau contenant plus de 500 mg/l de CaCO_3 a des conséquences importantes pour l'utilisation domestique et l'approvisionnement des chaudières.

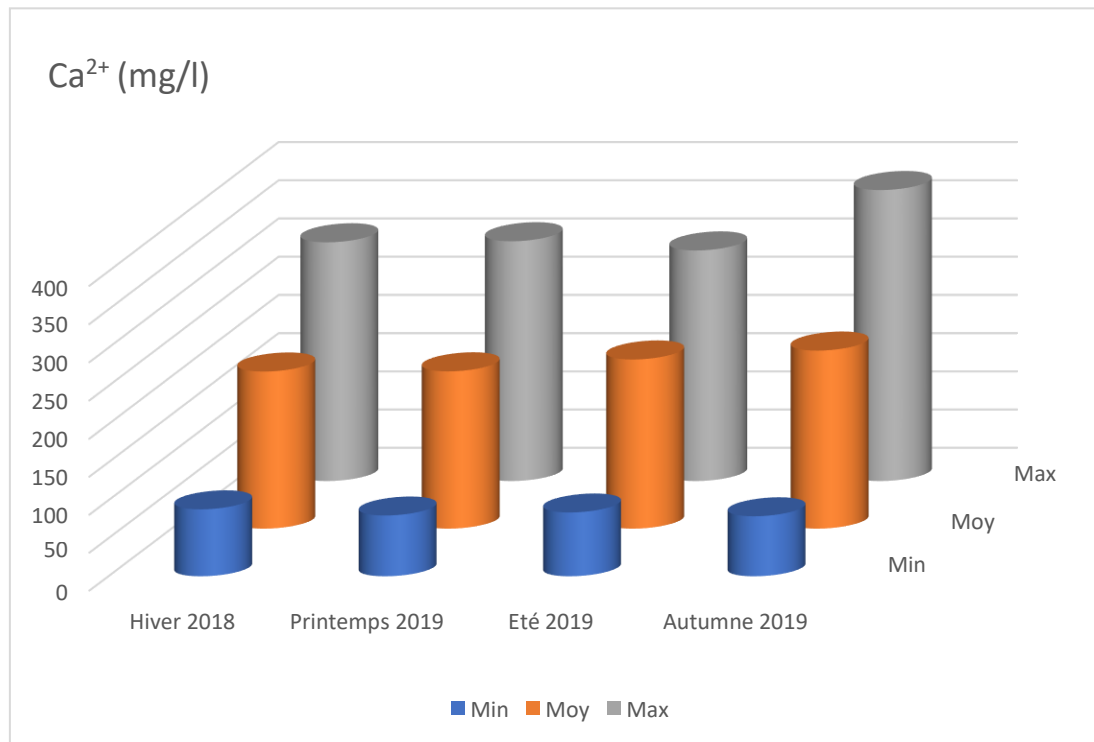


Figure 29 : Variations saisonnières de concentration de Ca^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

j. Sodium (Na^{2+})

La concentration de sodium dans l'eau varie d'une saison à une autre. Les résultats de notre dosage de cet élément montrent des niveaux de Na comprises entre 20 et 24 mg/l (Fig. 30). Le sodium dans l'eau provient des formations géologiques contenant du chlorure de sodium et de la décomposition des sels minéraux. Il n'existe pas de valeur limite définie pour

les doses admissibles de sodium dans l'eau ; cependant, une eau trop riche en sodium devient saumâtre et a une saveur désagréable (A.D.E.L., 2016).

La salinisation anthropique perturbe les fonctions et les services écosystémiques, dégrade les systèmes biologiques et peut affecter négativement la santé et le bien-être humains (Herbert *et al.*, 2015 ; Kaushal, 2016 ; Berger *et al.*, 2019). À des concentrations élevées, les sels sont toxiques pour de nombreux organismes d'eau douce, bien que les sensibilités varient selon les espèces (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013 ; Kefford *et al.*, 2016). Généralement, les petits invertébrés d'eau douce sont les plus sensibles à l'augmentation de la salinité, tandis que les grands vertébrés sont généralement les plus tolérants (CCME, 2011).

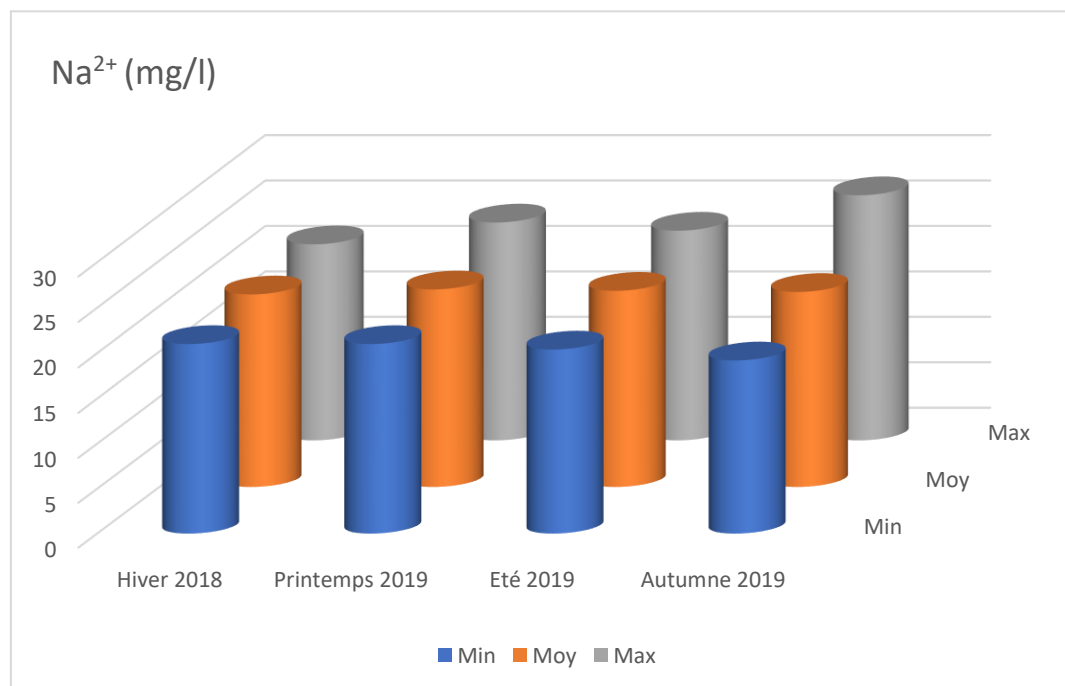


Figure 30 : Variations saisonnières de concentration de Na^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

k. Potassium (K^+)

Le potassium (K^+) présente des concentrations variant durant les saisons avec des valeurs entre 1,9 et 2,9 mg/l ; ces valeurs sont qualifiées comme très faible concentration et ne peuvent présenter aucun risque sur la santé des populations ou une perturbation environnementale (Fig. 31). Dans la nature et plus précisément dans les cours d'eau, les concentrations en potassium varient entre 10 et 15 mg/l (D.A.E.L, 2016).

Le potassium (K) est vital pour la nutrition des plantes et des animaux, car il est impliqué dans de nombreux processus physiologiques différents. Chez les plantes, K participe à l'osmorégulation (Ford et Wilson, 1981) ; Dhindsa *et al.*, 1975), influence les activités enzymatiques (Sodek *et al.*, 1980 ; Murata et Akazawa, 1986) et est impliqué dans le métabolisme énergétique (Gajdanowicz *et al.*, 2011). Chez les animaux, K joue un rôle crucial dans le fonctionnement nerveux (Hodgkin et Horowicz, 1959 ; Takeuchi et Takeuchi, 1960), influence également les activités enzymatiques (Schwartz et Laseter, 1964 ; Schweet *et al.*, 1957 ; Garrahan *et al.*, 1969 ; Gruener et Avi-Dor, 1966 ; Reuben et Cohn, 1970) et affecte l'équilibre de base (Dersjant-Li, 2000). Carolina Wenzel *et al.*, (2021) ont étudié la croissance, la conversion alimentaire, la composition corporelle et les indicateurs de bien-être des juvéniles de poisson-chat africain (*Clarias gariepinus*) traités avec quatre concentrations de K ($K_0 = 2$, $K_{200} = 218$, $K_{400} = 418$ et $K_{600} = 671 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), et trouvent que la croissance, la conversion alimentaire et la composition corporelle finale n'étaient pas affectées, le temps d'alimentation et le repos individuel augmentaient significativement avec l'augmentation de K^+ . L'activité de nage et le comportement agonistique ont été significativement réduits sous des concentrations accrues de K^+ .

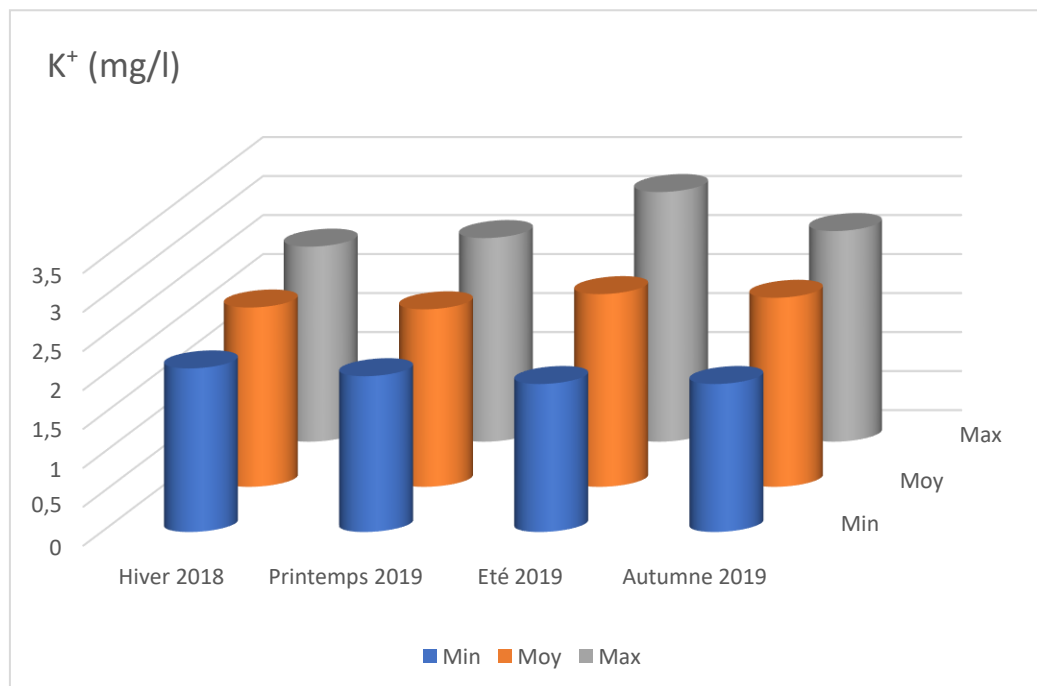


Figure 31 : Variations saisonnières de concentration de K^+ (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

1. Magnésium (Mg^{2+})

Le Magnésium " Mg ", présente des concentrations dépassant les 200 mg/l pendant toute la période de l'étude (Fig. 32). Le magnésium est le septième élément le plus répandu dans la nature. On le trouve dans la giobertite ("magnésite"), la dolomite, l'olivine, la serpentine, le talc et l'amiante, et il constitue 2,5 % de la croûte terrestre (Day, 1963 ; Bech, 1966 ; M.O.E, 1976). Selon Hankin (1970) et Schroeder (1974), les teneurs moyennes de magnésium relevées dans les aliments se diffère entre eux, et sont les suivantes : poissons et fruits de mer, 0,35 mg/g; viande, 0,27 mg/g; céréales et grains, 0,8 mg/g; produits laitiers, 0,15 mg/g; légumes, 0,22 mg/g; fruits, 0,08 mg/g; noix, 1,97 mg/g; huiles et corps gras, 0,007 mg/g.

C'est un élément crucial pour la croissance, agissant comme un élément plastique dans les os et un élément dynamique dans les systèmes enzymatiques et hormonaux. Le magnésium est un composant important de la dureté de l'eau. Il donne à l'eau un goût désagréable à une concentration de 100 mg/l et pour les personnes sensibles (D.A.E.L, 2016).

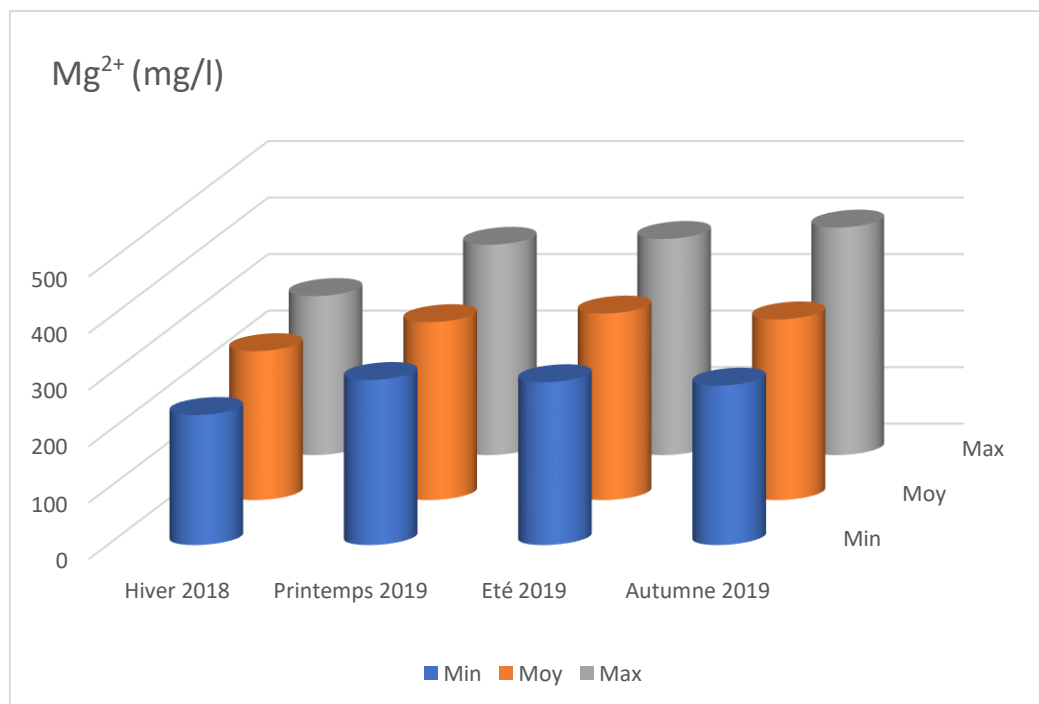


Figure 32 : Variations saisonnières de concentration de Mg^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

m. Sulfates de sodium (Na_2SO_4)

Les valeurs enregistrées de “ Na_2SO_4 ” dans la station de l’étude présentent des valeurs saisonnières comprises entre 314 et 491 mg/l (Fig. 33). Les sulfates ont une concentration maximale admissible de 200 mg/l (SO_4) et une concentration maximale admissible de 400 mg/l (SO_4), selon la réglementation américaine (SO_4). L'O.M.S. retient également ce dernier chiffre de 400 mg/l, mais l'organisme peut tolérer des doses plus élevées sans effets secondaires majeurs autres qu'un effet laxatif transitoire. Dans certaines situations, des concentrations de sulfates supérieures à 300 mg/l peuvent provoquer une attaque du béton et accélérer la corrosion du fer. Enfin, de grandes quantités (quelques centaines de milligrammes par litre) peuvent causer des problèmes d'irrigation et d'arrosage en agriculture. Une eau dont la concentration est supérieure à 480 mg/l est impropre à l'irrigation. Dans les cours d'eau naturels, la concentration en ions sulfate varie. Il s'agit d'une substance organique d'origine animale qui résulte de la dissolution modeste des sulfates de calcium dans les roches gypseuses et de l'oxydation des sulfures dans les roches (pyrites). Le cycle du soufre commence par la décomposition de divers déchets organiques par des bactéries hétérotrophes, qui rejettent ensuite le sulfure d'hydrogène des protéines dans le sol. En général, les sulfates se trouvent dans les eaux dures sous forme de sulfates de magnésium, de sodium et/ou de calcium. Ils peuvent provoquer des troubles gastro-intestinaux (notamment chez les jeunes) et confèrent à l'eau un goût désagréable en grande quantité (D.A.E.L, 2016).

Les sulfates en solution peuvent être transformés en sulfures, qui se volatilisent ensuite sous forme de sulfure d'hydrogène dans l'air, ou précipités sous forme de sel insoluble, ou absorbés par les organismes vivants (Delisle et Schmidt, 1977). Les sulfates sont rejetés dans le milieu aquatique par les déchets des entreprises qui utilisent des sulfates et de l'acide sulfurique, comme les mines et les aciéries, les usines de papeterie kraft, les usines textiles et les tannerie (Delisle et Schmidt, 1977 ; McKee et Wolf, 1963).

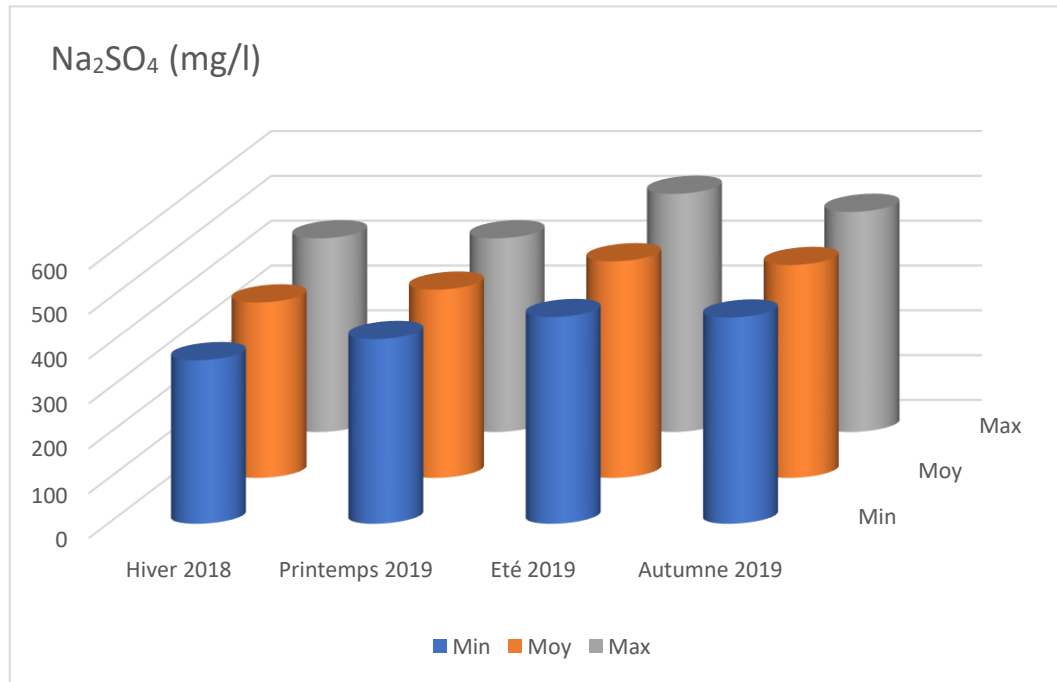


Figure 33 : Variations saisonnières de concentration de Na_2SO_4 (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

III. 1. 3. Les oligoéléments

n. Fer (Fe^{2+})

Les résultats du dosage du Fer par méthode « ISO 63323 » indique des valeurs qui varient de 0,01 à 0,09 mg/l sur les quatre saisons (Fig. 34). Et sont des valeurs extrêmement faibles et non toxiques.

Le fer est le quatrième élément trace le plus abondant dans la croûte terrestre, et c'est aussi le plus largement distribué. Il a un large éventail d'utilisations secondaires en chimie et est couramment utilisé dans la métallurgie. Les eaux de surface peuvent contenir jusqu'à 0,5 mg/l de fer, qui peut provenir de traversées de terrain ou d'une contamination industrielle ; dans les eaux de distribution, il est généralement dû à la corrosion des conduites d'alimentation. Ce métal ferreux est soluble dans l'eau, mais il précipite si l'on élimine le dioxyde de carbone et si on oxyde l'air (A.D.E.L, 2016).

Le fer fait partie du groupe des oligo-éléments essentiels nécessaires au maintien de la fonction cellulaire et fait partie intégrante de nombreuses enzymes contenant des métaux. Cependant, même les métaux essentiels, selon leur concentration, peuvent exercer des effets bénéfiques ou nocifs sur la vie végétale, animale et humaine. Les métaux pénètrent dans l'environnement aquatique à partir de diverses sources naturelles et anthropiques. La

contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds peut être confirmée dans l'eau, les sédiments et les organismes (Förstner et Wittman, 1983). Cette situation est dangereuse, car contrairement à d'autres polluants (principalement organiques), les métaux ne sont pas dégradés ou éliminés de l'écosystème. Les métaux-traces peuvent être absorbés par les poissons, à la fois par la chaîne alimentaire et à partir de l'eau (Hadson, 1988) et finissent par se retrouver dans les poissons, où ils s'accumulent dans divers organes et tissus. L'absorption de métaux par les poissons peut être aussi importante que l'absorption de métaux par l'eau et l'importance relative des différentes voies d'absorption est variable (Kraal *et al.*, 1995).

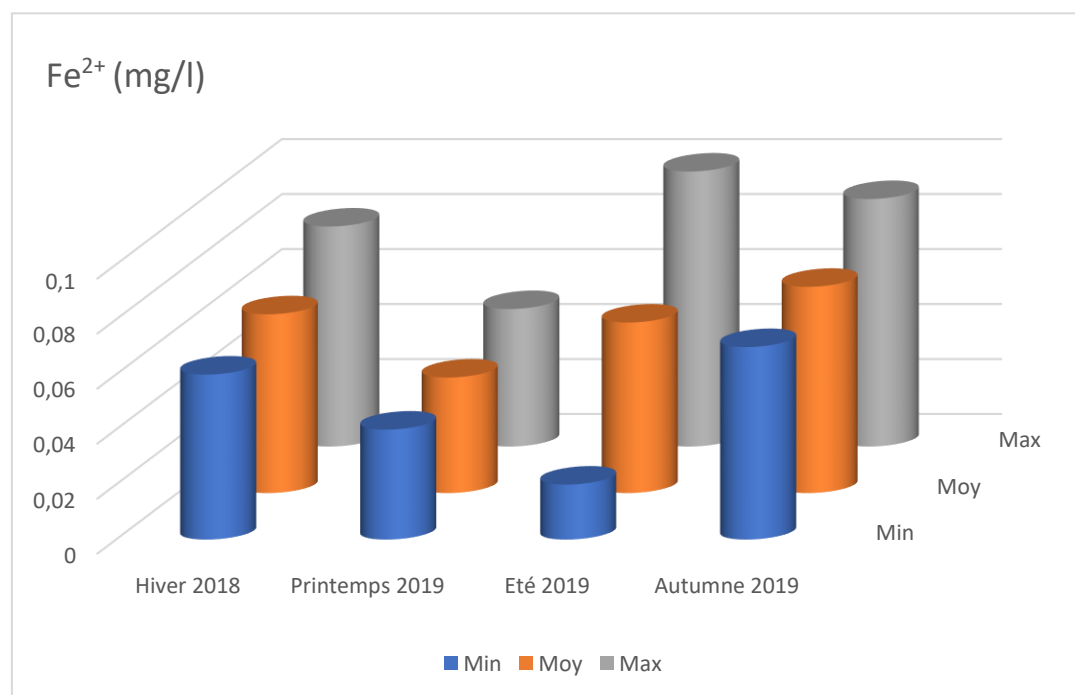


Figure 34 : Variations saisonnières de concentration de Fe^{2+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

o. Aluminium (Al^{3+})

Pendant les quatre saisons, les valeurs des moyennes calculées de " Al^{3+} " sont comprises entre 3,09 et 6,16 mg/l (Fig. 35). La directive des Communautés européennes indique comme teneur en aluminium dans l'eau destinée à la consommation humaine un niveau guide de 0,05 mg/l et une concentration maximale admissible de 0,2 mg/l (D.A.E.L, 2016), donc l'eau de l'Oued El Mellah est considérée comme une eau toxique par l' Al^{3+} .

Lorsqu'il est en solution et en milieu acide, il existe sous forme de Al^{3+} . Dans une solution dont le pH est progressivement absorbé, il précipite sous forme de trihydroxyde $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui se dissout sous forme d'aluminate AlO_2 . Les effets toxiques de l'aluminium dissous (Al) sur le biote aquatique ont été identifiés dans certaines des premières recherches sur les effets écologiques des dépôts acides (Driscoll *et al.*, 1980 ; Keller *et al.*, 2019). La poursuite des recherches a montré les effets nocifs de l'aluminium sur une multitude d'espèces de poissons (Haines et Baker 1986 ; Baker *et al.*, 1993), de macro-invertébrés (Baldigo *et al.*, 2009), de zooplancton (Havens et Heath 1989), de diatomées (Passy *et al.*, 2006) et d'autres formes de biote aquatique (Sparling et Lowe 1996 ; Gensemer et Playle 1999). Aucune espèce de poisson n'a été identifiée comme tolérante à des formes nocives d'Al autres que celles qui peuvent tolérer des conditions anoxiques (Poleo *et al.*, 2017).

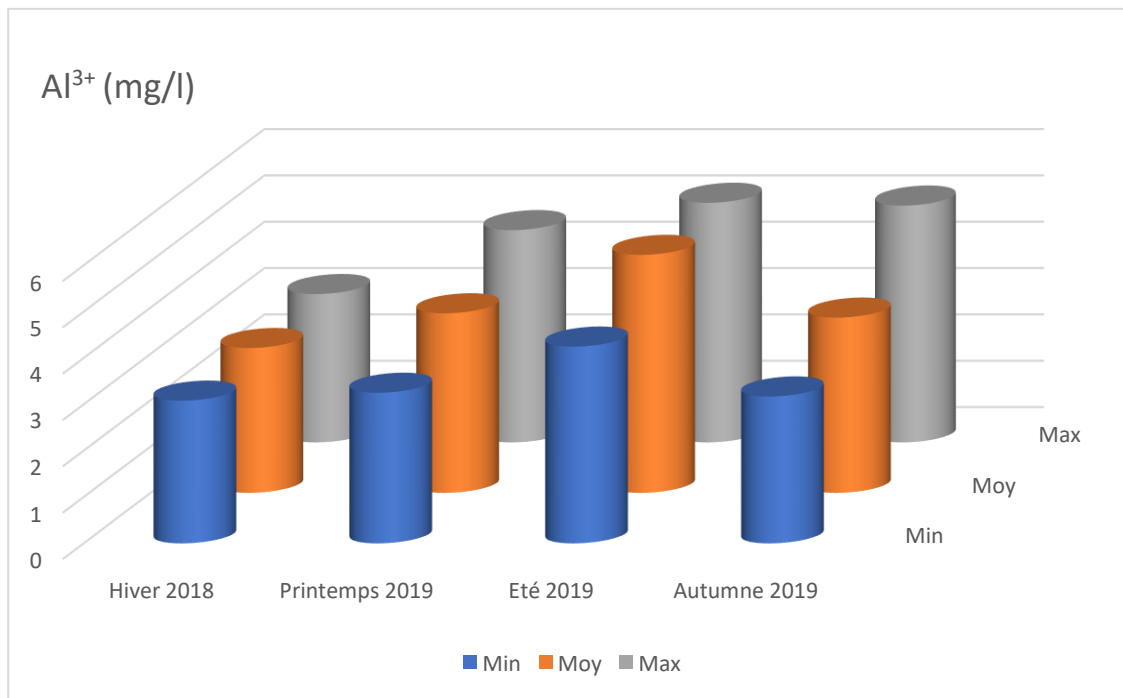


Figure 35 : Variations saisonnières de concentration de l' Al^{3+} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

p. Manganèse

Toutes les valeurs de "Mn" documentées dans l'ensemble des saisons varient entre 2,85 et 4,80 mg/l (Fig. 36). Lorsqu'il y a une attaque par l'eau de la roche support en milieu réducteur, ou en présence de bactéries spécifiques, certaines eaux souterraines présentent des

concentrations de l'ordre de 1 mg/l. Les eaux de surface présentent généralement une concentration inférieure à 0,05 mg/l (D.A.E.L., 2016). Comparant les valeurs trouvées de Mn dans l'eau de l'Oued, par rapport au seuil décrit par la direction d'Algérie des eaux, tel que on trouve que les valeurs mesurées sont élevées, donc l'eau d'Oued El Mellah est contaminée avec le Mn.

Le manganèse (Mn) est un élément omniprésent dans le manteau terrestre et est présent dans la plupart des roches et des types de sol (Homoncik, *et al.*, 2010). C'est un constituant important d'un certain nombre d'enzymes et de cofacteurs, ce qui rend des traces essentielles pour de nombreuses espèces (Roth *et al.*, 2010). Il est généralement associé à la production d'acier et de batteries, et constitue un ingrédient important de produits tels que les céramiques, les vernis, les engrais et les pesticides. De fortes concentrations de Mn sont couramment trouvées dans les rejets de l'exploitation minière, de la fonte et d'autres processus industriels (ATSDR, 2012). Richardson *et al.* (1988) ont également signalé que les microalgues peuvent former des micro-environnements à pH élevé et à forte teneur en oxygène, ce qui favorise la formation de colloïdes d'oxyde de Mn insolubles. Par conséquent, par rapport à d'autres métaux, la spéciation complexe du Mn peut présenter des difficultés pour déterminer les conditions d'exposition lors des tests de toxicité en laboratoire et des analyses chimiques détaillées sont essentielles pour mesurer des concentrations d'exposition précises.

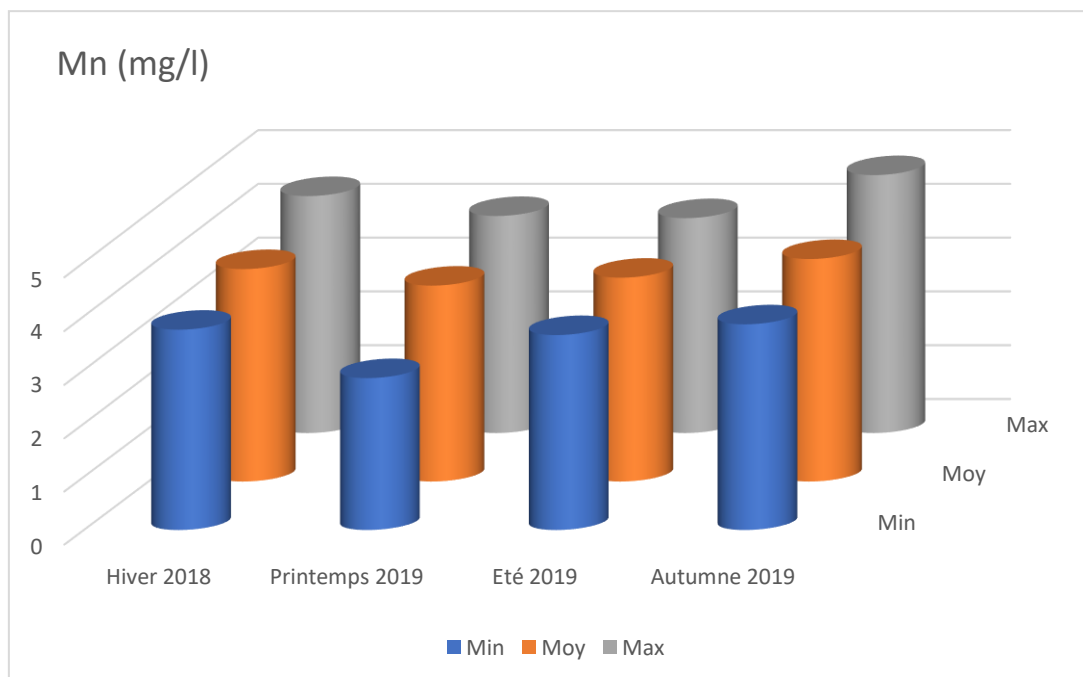


Figure 36 : Variations saisonnières de concentration de Mn (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

III. 1. 4. Les sels minéraux

q. Azote ammoniacal (NH_4^+)

Les valeurs moyennes mesurées de " NH_4^+ " varient entre 0,30 à 0,74 mg/l (Fig. 37). Ce type d'azote est couramment présent dans l'eau et indique généralement une décomposition incomplète des matières organiques. Parce qu'il est oxydé dans l'environnement par des micro-organismes (nitrification), l'ammoniac est un élément important du cycle de l'azote. Il constitue une source majeure d'azote accessible dans le milieu naturel (Raven et Johnson, 1989). Si on trouve de l'ammonium dans les eaux de surface (une rivière ou un lac) ou dans les eaux souterraines peu profondes, il faut en rechercher la source dans les déchets animaux. En général, l'oxydation transforme rapidement l'ammoniac en nitrites et nitrates ; la présence de quantités importantes d'azote ammoniacal dans l'eau indique généralement une contamination récente par des matières organiques en décomposition. La contamination est une préoccupation à ce stade (A.D.E.L., 2016).

Le type prédominant d'échange de AAT (azote ammoniacal total) entre les poissons et l'eau est le « NH_3 » ; une petite molécule non chargée qui diffuse facilement à travers les membranes riches en phospholipides. Même en eau de mer, où la perméabilité des branchies au NH_4^+ est plus élevée qu'en eau douce, le NH_4^+ ne peut pas facilement pénétrer les membranes lipidiques (via les canaux branchiaux) en raison de sa charge et de sa taille (Wood, 1993). Cela explique pourquoi le NH_3 est 300 à 400 fois plus toxique que le NH_4^+ , et pourquoi la toxicité de l'AAT est mesurée en NH_3 par convention. La toxicité de l'AAT ne peut cependant pas être attribuée simplement à la forme NH_3 , car la toxicité des deux formes d'AAT fluctue en fonction du pH ambiant. Le NH_3 serait le plus dangereux pour les crevettes d'eau douce (*Macrobrachium*), et les salmonidés à un pH élevé ($\text{pH} > 8$) et le NH_4^+ dans des milieux plus acides ($\text{pH} < 7$) et en eau douce (Armstrong *et al.*, 1978 ; Thurston *et al.*, 1981). À notre connaissance, il n'existe aucune information sur l'eau de mer.

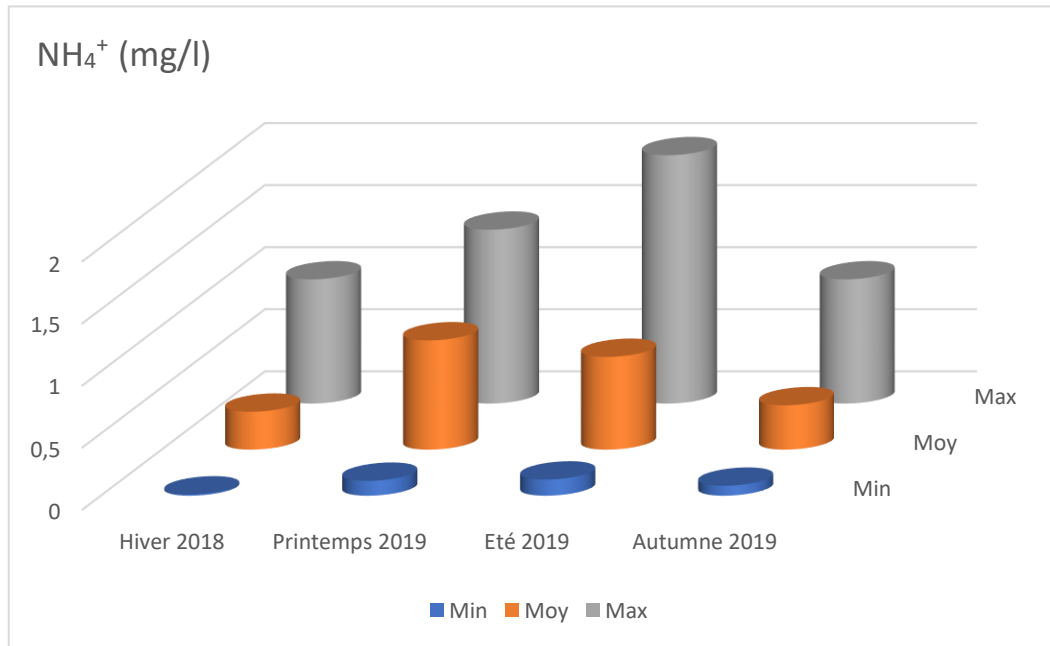


Figure 37 : Variations saisonnières de concentration de NH_4^+ (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

r. Nitrates (NO_3^-)

Des concentrations moyennes enregistrées par saison pour l'automne, l'hiver, le printemps et l'été avec respectivement 18,625 mg/l, 18,675 mg/l, 18,125 mg/l et 20,597 mg/l (Fig. 38). Et donc il y a une contamination avec le nitrate, car d'après Mouelhi, (2000) et Turki, (2002), dans les eaux de surface, les concentrations naturelles de nitrates ne dépassent pas 3 mg/l. L'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates, et la nature des zones de drainage joue un rôle important dans leur présence. Certains chercheurs ont découvert un lien entre les nitrates et le régime des pluies. Les fluctuations saisonnières des nitrates sont importantes et liées à la formation du phytoplancton (Rejsek, 2002). Une fertilisation excessive et/ou des pratiques culturales inadaptées sont les causes des excédents d'azote. Les rejets excessifs d'azote par les animaux en sont la cause dans la région. Les phénomènes d'hypoxie aquatique augmentent en fréquence et en intensité à mesure que les concentrations de nutriments, tels que les nitrates, continuent d'augmenter. Concentrations de nutriments, comme les nitrates, continuent d'augmenter en raison des activités humaines. De nombreuses espèces de poissons peuvent modifier leur comportement et leur physiologie pour faire face aux baisses d'oxygène, mais ces stratégies compensatoires peuvent être compromises par des niveaux élevés de pollution par les nitrates (Gomez Isaza *et al.*, 2021). Le nitrate est présent naturellement à de faibles concentrations ($12 \text{ mg} > \text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), mais les activités humaines ont

augmenté les concentrations de nitrate à des niveaux records (Galloway *et al.*, 2004 ; Camargo *et al.*, 2005). Les concentrations de nitrates peuvent aujourd'hui dépasser 100 mg NO₃⁻ . L⁻¹ dans les eaux de surface et 400 mg NO₃⁻ . L⁻¹ dans les eaux souterraines (Gu *et al.*, 2013 ; Goeller *et al.*, 2019 ; Mayo *et al.*, 2019).

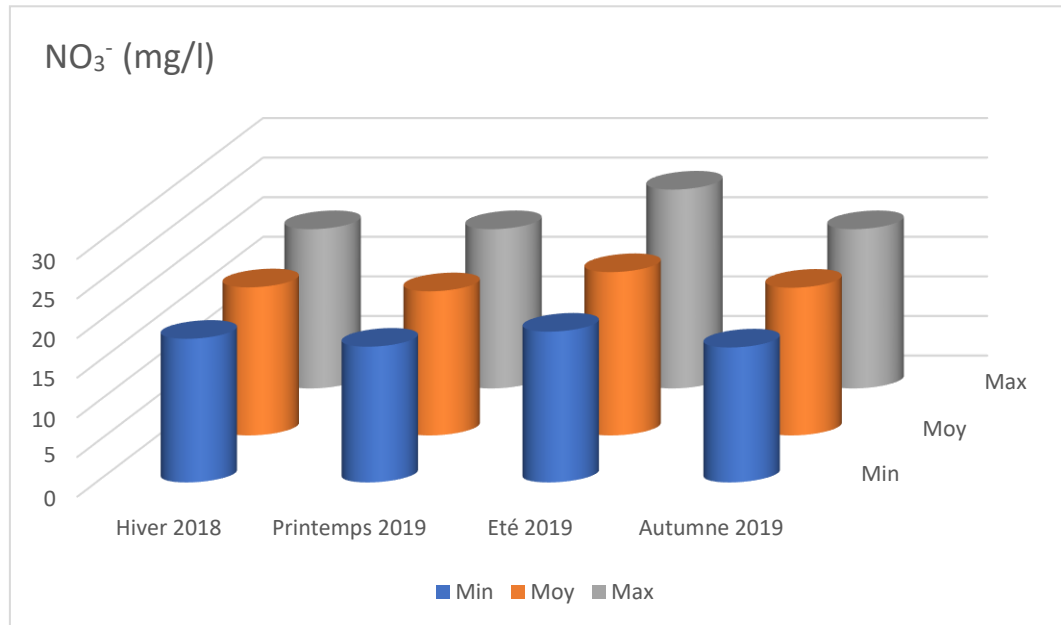


Figure 38 : Variations saisonnières des concentrations de NO₃⁻ (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

s. Orthophosphate (PO₄³⁻)

Dans notre étude, le dosage des orthophosphates indique des valeurs totales faibles pour l'oued El-Mellah allant de 0,01 mg/l à 0,13 mg/l. La valeur maximale est enregistrée durant la saison estivale (0,13 mg/l), ce qui est inférieur à la valeur guide de 0,5 mg/l qui permet de suspecter la pollution d'eau (Fig. 39). Le facteur limitant le plus courant dans les eaux douces est le phosphore (Sommer, 1989). Les orthophosphates (PO₄³⁻), une forme solide soluble du phosphore, sont la principale source de phosphore pour le phytoplancton, même à de faibles concentrations (Grogg, 2012). Les orthophosphates sont rapidement digérés par les plantes en milieux aquatiques, mais ils sont également rapidement recyclés (Pourriot et Meybeck, 1995). Selon Rejsek (2002), les eaux de surface peuvent être contaminées par des rejets domestiques ou par le lessivage de terres cultivées renfermant des engrais phosphatés ou traités par certains pesticides. Cette contamination entraîne un développement important des algues microscopiques mais aussi macroscopiques, qui caractérise le phénomène d'eutrophisation. Par

ailleurs, il signale que pour des pH compris entre 5 et 8, seules les formes H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} d'Orthophosphates existent en quantités appréciables.

Par conséquent, elle constitue une menace pour les organismes vivants de l'environnement (mortalité) (Burford *et al.*, 2003). Ce phénomène d'eutrophisation est causé par l'abus d'engrais chimiques dans l'agriculture, les exploitations animales intenses et les rejets anthropiques (Billen *et al.*, 2007).

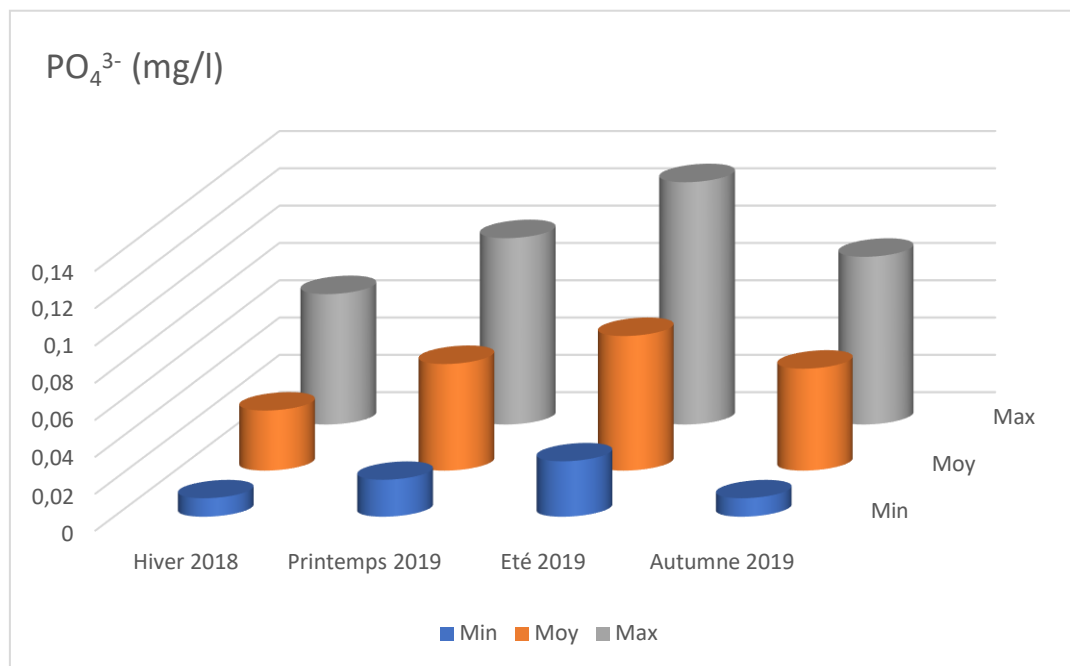


Figure 39 : Variations saisonnières de concentration de PO_4^{3-} (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

t. Nitrite (NO_2^-)

Les niveaux de nitrites (NO_2^-) dans notre étude étaient extrêmement bas, variant entre 0,00 mg/l et 0,04 mg/l dans l'Oued (Fig. 40). La forme intermédiaire entre l'ammonium et les nitrates produits par les mécanismes de nitrification est le nitrite (NO_2^-). Sa présence dans le milieu aquatique provoque un déséquilibre dans l'oxygénation de la flore bactérienne du milieu aquatique, ou ralentit les processus bactériens à basse température (Benkaddour, 2018). Selon Meybeck, (1982 et 1989), les concentrations de nitrates dans les eaux souterraines et de surface sont généralement inférieures à 1 mg. La teneur naturelle en N-NO_3^- des cours d'eau est inférieure à 0,2 mg dans les systèmes exempts d'activités humaines. 1ère L. Yocom (1982), a

découvert un lien entre les concentrations de nitrates dans l'habitat et les concentrations extérieures. L'apport d'éléments azotés (mais pas de phosphore) dans les milieux aquatiques entraîne leur dysfonctionnement et perturbe les populations animales ou végétales qui sont naturellement associées. Diverses études ont établi des liens entre la réduction des populations d'amphibiens et la teneur en nitrates dans l'eau ou la quantité d'engrais azotés appliquée. Cette altération des populations peut également entraîner l'apparition de microbes nuisibles ou émettant des poisons, rendant l'eau impropre à certains usages (Oldham *et al.*, 1997 ; Bishop *et al.*, 1999 ; Rouse *et al.*, 1999).

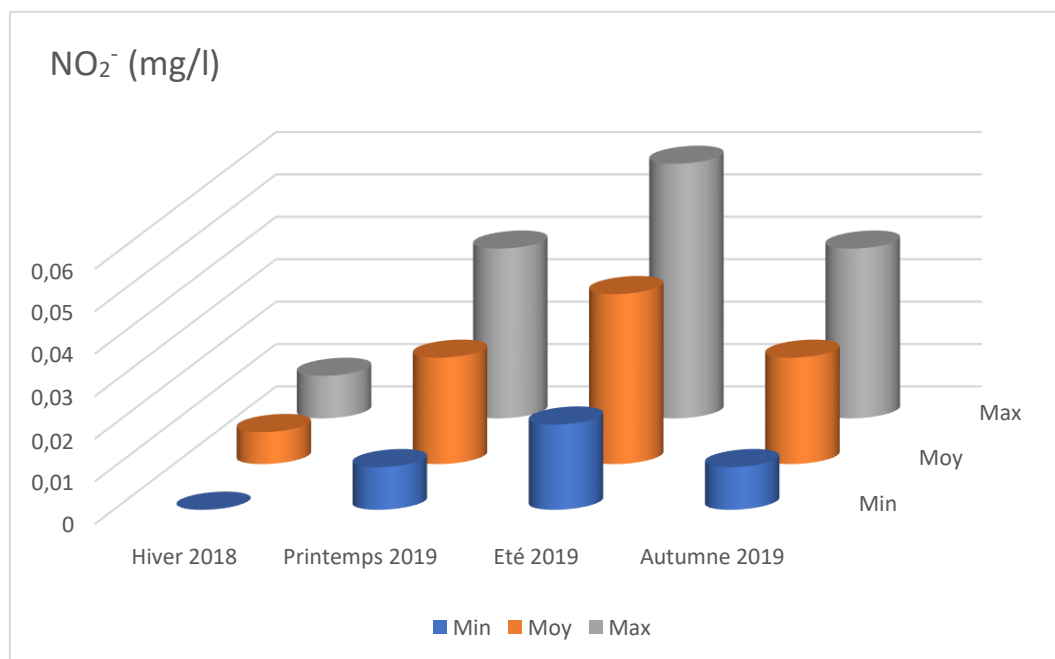


Figure 40 : Variations saisonnières des concentrations de NO_2^- (mg/l) dans l'eau d'Oued El Mellah (Décembre 2018-Novembre 2019).

III. 2. Evaluation des micropolluants (Pb, du Fe, et du Cu) via différents substrats dans l'Oued El Mellah (M'sila)

Les tableaux ci-après (Tab. 12 et 13) présentent les résultats des dosages des micropolluants dans l'eau, microalgues (Pb, Fe et Cu) et tissu du poisson *Pseudophoxinus* selon leur âge.

Tableau 15 : Récapitulatif des moyennes des résultats de l'analyse des micropolluants (Pb, Fe et Cu) via les différents substrats (en mg/l).

Micropolluants	Eau (mg/l)	Microalgue (mg/l)
Pb	0,025	2,34
Fe	0,0525	2,465
Cu	0,765	2,592

Tableau 16 : Résultats de dosage des micropolluants (Pb, Fe et Cu) dans les différents tissus du poisson *Pseudophoxinus* selon leur âge (en mg/l).

Age de Poisson (ans)					
	[0+ - 1]	[1+ - 2]	[2+ - 3]	[3+ - 4]	[4+ - 5]
Pb (mg/l)	0,056	0,11	0,19	0,91	2,18
Fe (mg/l)	0,446	0,65	0,82	1,47	2,62
Cu (mg/l)	2,16	2,78	2,95	3	3,032

Toutes les analyses ont été effectuées par la méthode de dosage des métaux lourds de : « Norme NF X 31-147 ». Le tableau 15 présente les moyennes des résultats de différentes concentrations en Pb, Fe, et ceux de Cu dans les différents milieux : eaux, et microalgues. Le tableau 16, et les figures 41, 42 et 43 expriment les résultats des concentrations de ces mêmes micropolluants dans le tissu de *Pseudophoxinus* selon leurs âges.

D'après les résultats de notre dosage (Fig. 41, 42 et 43), nous constatons :

Pour le Plomb (Pb) ; la plus faible concentration a été observée au niveau de l'eau avec 0,025 (mg/l), et la plus forte concentration a été enregistrée chez les microalgues avec une valeur de 2,34 mg/l.

Pour le fer (Fe) ; avec une valeur de 0,0552 mg/l et 2,465 mg/l comme faible et forte dose dans l'eau et les microalgues, respectivement.

Le cuivre (Cu) ; cet élément présente une nette bioaccumulation à travers les différents substrats du l'eau, microalgues et tissus du poisson avec respectivement : 0,765 ; 2,592 et 3,032 mg/l. D'après ces résultats on peut dire que la règle ou la théorie de bioconcentration ou bioaccumulation a été bien vérifiée pour le cuivre.

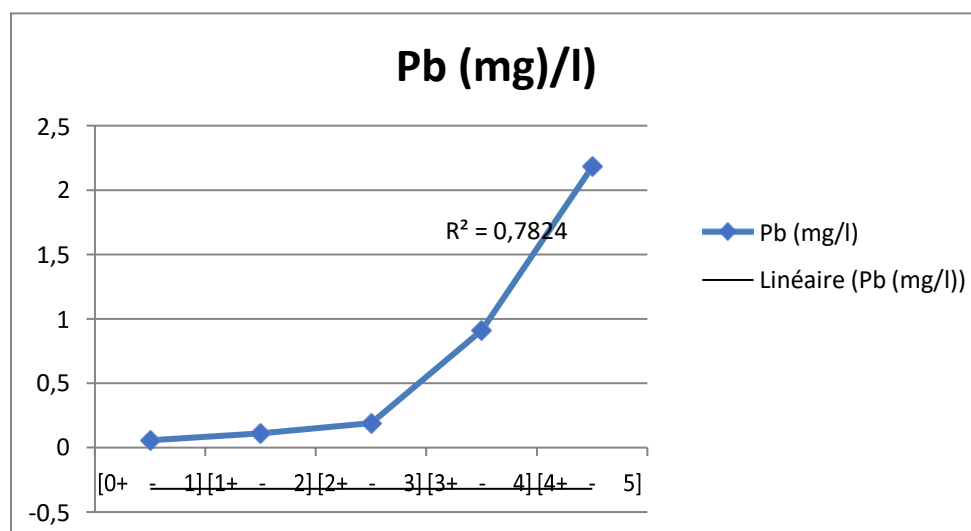


Figure 41 : Bioaccumulation de Pb dans la chaire du poisson selon les classes d'âges.

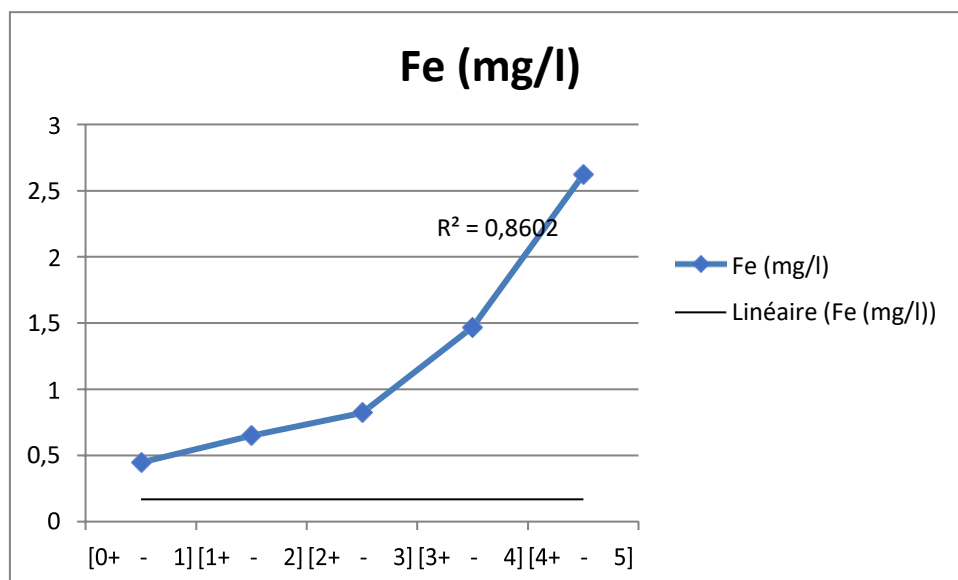


Figure 42 : Bioaccumulation de Fe dans la chaire du poisson selon les classes d'âges.

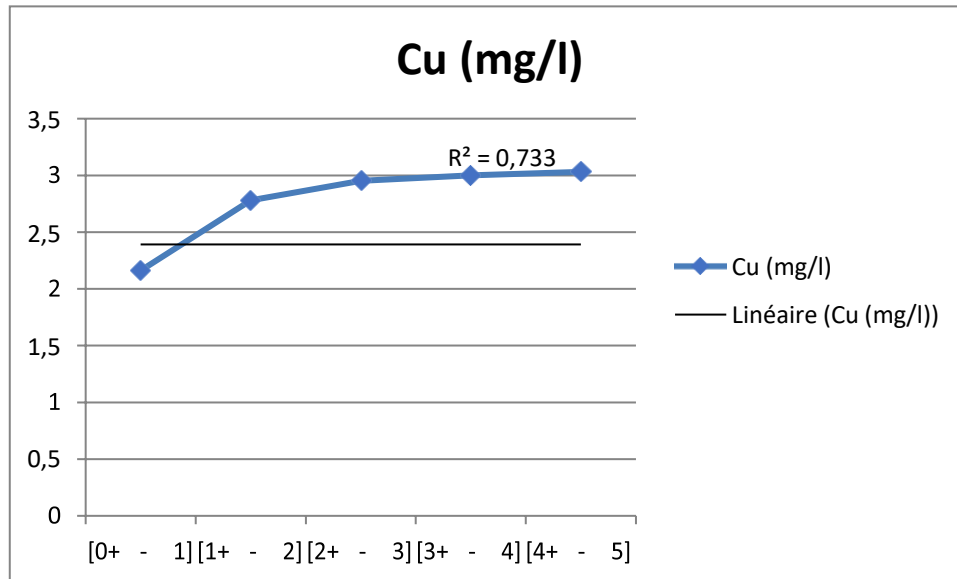


Figure 43 : Bioaccumulation de Cu dans la chair du poisson selon les classes d'âges.

L'environnement aquatique est le destinataire éventuel des polluants provenant de sources naturelles et anthropiques (Naz *et al.*, 2018). Les métaux lourds sont omniprésents dans la biosphère, où ils font partie de l'environnement naturel des produits chimiques. Les activités anthropiques ont également introduit d'énormes quantités de métaux dans l'environnement (Cheista *et al.*, 2006 ; Yaqub et Javed, 2012). La prise de conscience des dangers potentiels causés par divers métaux lourds dans les environnements aquatiques a suscité un grand intérêt pour l'utilisation des poissons comme indicateurs pour surveiller les carcinogènes et les mutagènes environnementaux (VanDer-Oost *et al.*, 2003). La présence de polluants dans l'environnement aquatique influence le système immunitaire, la santé et la survie des poissons (Sweet et Zelikoff, 2001).

Selon nos résultats on remarque que les concentrations de ces micropolluants sont minimales dans l'eau, et elles augmentent dans les tissus. Les teneurs les plus élevées de ces micropolluants (Pb, Fe et Cu) sont enregistrées dans les tissus des poissons de grand âge. D'après l'OMS (Organisation Mondiale de Santé), les valeurs de concentration de Fer (Fe) dans l'eau ne dépassent pas 200 µg/l. En quantité inférieure à la norme légale de 2000 µg/l, le cuivre contenu dans l'eau n'est pas néfaste pour la santé, alors que pour le plomb, en 2016 la teneur de plomb (Pb) dans l'eau n'a pas dépassé 3,6 µg/l, les valeurs qu'on a obtenues dans l'eau de l'Oued respectent les normes conseillées par l'OMS. L'augmentation de la concentration de ces micropolluants dans les différents tissus (poisson et microalgues) explique bien le phénomène de bioaccumulation. Les poissons peuvent accumuler des métaux lourds à partir de leur

alimentation et de l'eau (Evans, 1987). Les métaux lourds pénètrent principalement dans le corps du poisson par les branchies, la peau et la nourriture (Ni *et al.*, 2005).

L'analyse de corrélation entre les concentrations des métaux lourds et les âges des poissons analysés, montre qu'il y a une haute signification ($P > 0,05$), et cela explique la relation entre la concentration de chaque métal et l'âge du poisson étudié. Cela signifie que la bioaccumulation des métaux lourds dans la chair du poisson augmente avec son âge, contrairement à l'étude de Barnabas *et al.* (2014), où il constate une diminution de la teneur en métaux lourds dans les plus gros poissons par rapport aux plus petits. Ces résultats sont similaires à celle de Grassé (1958) qui déclare que les cyprinidés sont considérés comme polluorésistants d'où leur large répartition géographique. On peut citer quelques études de bioaccumulation des métaux lourds dans les différentes parties du corps du poisson, tel que celle de Mariusz (2010) qui a déclaré que chez le sanglier, l'accumulation de plomb et de cadmium dans les muscles et le foie augmente avec l'âge. Alors que l'étude de Has-Schön, (2015) a conclu que l'accumulation significative de métaux lourds dans les tissus de la carpe et du poisson-chat est en corrélation avec l'âge et la masse corporelle. L'étude de Rajkowska et Protasowicki (2012), présente les concentrations de fer, manganèse, zinc et cuivre dans des tissus sélectionnés de deux espèces de poissons : le brochet (*Esox lucius L.*) et la brème (*Abramis brama L.*) vivant dans les lacs Insko et Wisola, au nord-ouest de la Pologne. Les lacs diffèrent dans leur statut trophique. Ils ont constaté que la rate, les reins et le foie accumulaient les plus grandes quantités de Fe. Dans le cas des autres métaux, les niveaux les plus élevés ont été trouvés, comme suit : Mn dans la peau, les branchies et les gonades, Zn dans le tube digestif et les branchies, Cu dans le foie. Ils ont observé aussi que la teneur en métaux lourds dans les gonades des poissons dépendait du sexe.

Selon Dione *et al.*, (2018), les polluants, ainsi que les éléments nécessaires à la survie des organismes aquatiques, se concentrent dans les poissons, car les poissons ont besoin de polluants, tels que les métaux lourds qui font l'objet de notre enquête. Certains de ces métaux se trouvent sous leurs formes naturelles. Mais d'autres sont déversés directement dans le milieu aquatique de ravin El Mellah par les engrais utilisés en agriculture dans cette région ou bien des eaux usées domestiques proviennent des habitations vivant auprès de cet Oued. L'être humain est soumis à la contamination par les poissons au-delà d'une certaine concentration exacte de chaque métal dans les muscles, Noppe (1995) a signalé l'impact de chacun des métaux mentionnés auparavant (Cu, Fe et Pb) dans leurs concentrations élevées, sur l'être humain comme suit :

- Le cuivre (Cu) est nécessaire au métabolisme des poissons, mais il est toxique pour l'homme. Selon des études, les poissons absorbent le cuivre même dans les cours d'eau non pollués.
- Chez les animaux, le fer (Fe) est nécessaire à la respiration cellulaire. Bien qu'il soit un puissant catalyseur de certains événements métaboliques, il est dangereux à des niveaux élevés.
- L'effet toxique du plomb (Pb) dépend du cycle de vie du poisson, du pH de l'eau, de la dureté de l'eau et de la présence de déchets organiques. Le Pb est l'un des métaux les plus dangereux pour l'homme et les animaux. Pour les créatures marines, il ne démontre pas d'accumulation le long de la chaîne alimentaire. Et on ne sait pas quel rôle il joue dans les systèmes biologiques.

III. 4. Morphométrie et les comportements alimentaire et reproductif du *Pseudophoxinus* de O. El Mellah

III. 4. 1. Spectre alimentaire

Comme on peut le voir dans les tableaux 14, 15 et 16, dans le cas de *Pseudophoxinus* sp., sur 320 tubes digestifs examinés, 145 ont été trouvés vides, ce qui représente un coefficient de vacuité de 45,3%. Le pourcentage le plus élevé de tubes digestifs vides a été observé en été avec 23,7%, tandis que le plus faible a été observé au printemps avec 5,3%. Par ailleurs, les tubes digestifs complets analysés de *Pseudophoxinus* sp. contenaient deux catégories d'aliments, à savoir la fraction végétale et la fraction animale. La fraction animale était représentée essentiellement par les "Insectes" qui sont le type le plus abondant et le plus diversifié (divisé en trois genres), tandis que la composante poisson ne représente qu'un faible pourcentage et se limite à une seule proie représentée par les œufs du poisson étudié lui-même. D'autre part, l'abondance relative des insectes a montré son maximum en hiver et surtout pour *Chironomus* sp. avec 3,4%. Alors que, l'abondance relative maximale trouvée pour les plantes (phytoplancton) est celle de la spirogyre au printemps avec 14,0%. En se référant au tableau 2, le coefficient d'occurrence des proies globales de *Pseudophoxinus* sp. révèle certaines des proies préférentielles rencontrées dans les tubes digestifs analysés, qui sont le phytoplancton (diatomées) représenté par *Melosira* sp. et *Spirogyra* sp. avec le même taux maximum de 25,1% en automne. En ce qui concerne les insectes, à savoir *Chironomus* sp., *Austrosimilium* sp. et *Ecdyonorus* sp., les trois insectes présentent la même valeur de coefficient d'occurrence

maximale avec un taux de 16,6% qui s'observe en hiver. On note également que le poisson en été ne mange pas d'insectes, ni de phytoplancton de genre *Navicula sp.*, et qu'il ne dépend uniquement que sur les proies *Melosira sp.* et *Spirogyra sp.* Des proportions importantes de sable ont également été découvertes dans le tube digestif plein de *Pseudophoxinus sp.* avec un coefficient d'occurrence maximal de 12,8% en hiver.

Tableau 14 : Variation du coefficient de vacuité saisonnier (V%) pour *Pseudophoxinus sp.*

Saisons	V%
Hiver 2018	9,7
Printemps 2019	5,3
Été 2019	23,8
Automne 2019	6,6

Tableau 15 : Abondance relative (R%) des proies ingérées par *Pseudophoxinus sp.*

Proies	R% Hiver 2018	R% Printemps 2019	R% Été 2019	R% Automne 2019
<i>Chironomus sp.</i>	3,4	1,7	0	2,2
<i>Austrosimulium sp.</i>	2,6	1,7	0	10,9
<i>Ecdyonurus sp.</i>	2,3	1,6	0	2,1
Oeufs de poisson	0	2,9	0	0
<i>Navicula sp.</i>	2,1	1,2	0	0,8
<i>Spirogyra sp.</i>	12,3	14	0,7	11,7
<i>Melosira sp.</i>	11,3	1,9	0,6	10,6
Sable et debris (approximative)	65	75	98	61,7
Total	99	100	100	100

Tableau 16 : Coefficient d'occurrence (C%) des composés ingérés par *Pseudophoxinus sp.*

Les éléments	C% Hiver 2018	C% Printemps 2019	C% Été 2019	C% Automne 2019
<i>Chironomus sp.</i>	16,6	10,3	0	10,9
<i>Austrosimulium sp.</i>	10,6	10,3	0	10,9
<i>Ecdyonurus sp.</i>	10,6	10,3	0	10,9
Ouefs de poisson	0	2,9	0	0
<i>Navicula sp.</i>	23,4	22,3	0	14,9
<i>Spirogyra sp.</i>	24,6	24	18,3	25,1
<i>Melosira sp.</i>	24,6	24	18,3	25,1
Sable	12,8	10	12,5	12,2

Les boxplots des paramètres morphométriques, de l'indice hépatosomatique (H), de l'indice gonadosomatique (G) et de tous les nutriments des poissons à tube digestif plein sont présentés dans la figure 44 (a-n). Une variation saisonnière peut être clairement observée avec des valeurs maximales en hiver et au printemps, et des valeurs minimales en été pour la masse totale (M), la masse éviscérée (m), la longueur totale (Lt) et la longueur standard (Ls). L'indice (H) a affiché sa valeur maximale en été et en hiver tandis que ses valeurs minimales sont apparues au printemps. L'indice (G) des mâles et des femelles a atteint sa valeur maximale au printemps et sa valeur minimale en été. D'autre part, les éléments ingérés par les poissons ont montré leur quantité et leur diversité maximales (nombre de proies) en hiver, suivi par l'automne et le printemps, avec la présence d'œufs de *Pseudophoxinus sp.* mangées exclusivement au printemps, tandis que les quantités et le nombre minimaux de proies alimentées par le poisson étudié peuvent être notés en été avec une absence totale d'insectes. En ce qui concerne les poissons au tube digestif vide, les boxplots présentés dans la figure 45 (a-g) ont également montrés un changement saisonnier évident de tous les paramètres morphométriques ((M), (m), (Lt), (Ls)) avec des valeurs maximales et minimales en été et en automne, respectivement, tandis que l'indice (H) a révélé sa valeur maximale en été et en automne et son minimum au printemps. Par ailleurs, l'indice (G) des femelles a présenté ses valeurs maximales et minimales au printemps et en été, respectivement. Il est à noter que la variation saisonnière de l'indice (G) des mâles ne peut être pas étudiée dans ce cas, car un seul mâle a été trouvé au printemps. Les résultats sont présentés dans les tableaux 17, 18, et 19.

III. 4. 2. Variation saisonnière des paramètres morphométriques des poissons à tube digestif plein et vide

Le Tableau 17 présente la variation saisonnière des paramètres morphométriques pour les poissons à tube digestif plein. Deux points importants à noter la présence d'adiposité chez tous les poissons analysés, et le fait que les poissons de sexe indéfini sont les plus nombreux, puis les femelles, tandis que les mâles sont les moins nombreux. De plus, l'analyse ANOVA à unidirectionnel (pour 175 poissons avec un tube digestif plein) confirme que la variation saisonnière des paramètres morphométriques est hautement significative avec ($P = 0,001^{***}$). Sinon, le test post-hoc (test de Tukey) regroupe les paramètres morphométriques (M) et (m) en trois groupes : (a) été, (b) automne, et (c) hiver avec printemps, tandis que (Lt) et (Ls) sont classés en quatre groupes : (a) été, (b) automne, (bc) printemps et (c) hiver. Le test post-hoc de l'indice H présente trois groupes : (a) printemps, (b) été, (ab) hiver et automne. L'indice G pour les mâles présente trois groupes : (a) été, (b) automne (c) hiver et printemps, tandis que l'indice G pour les femelles est divisé en quatre groupes : (a) été, (b) automne, (c) hiver et (d) printemps.

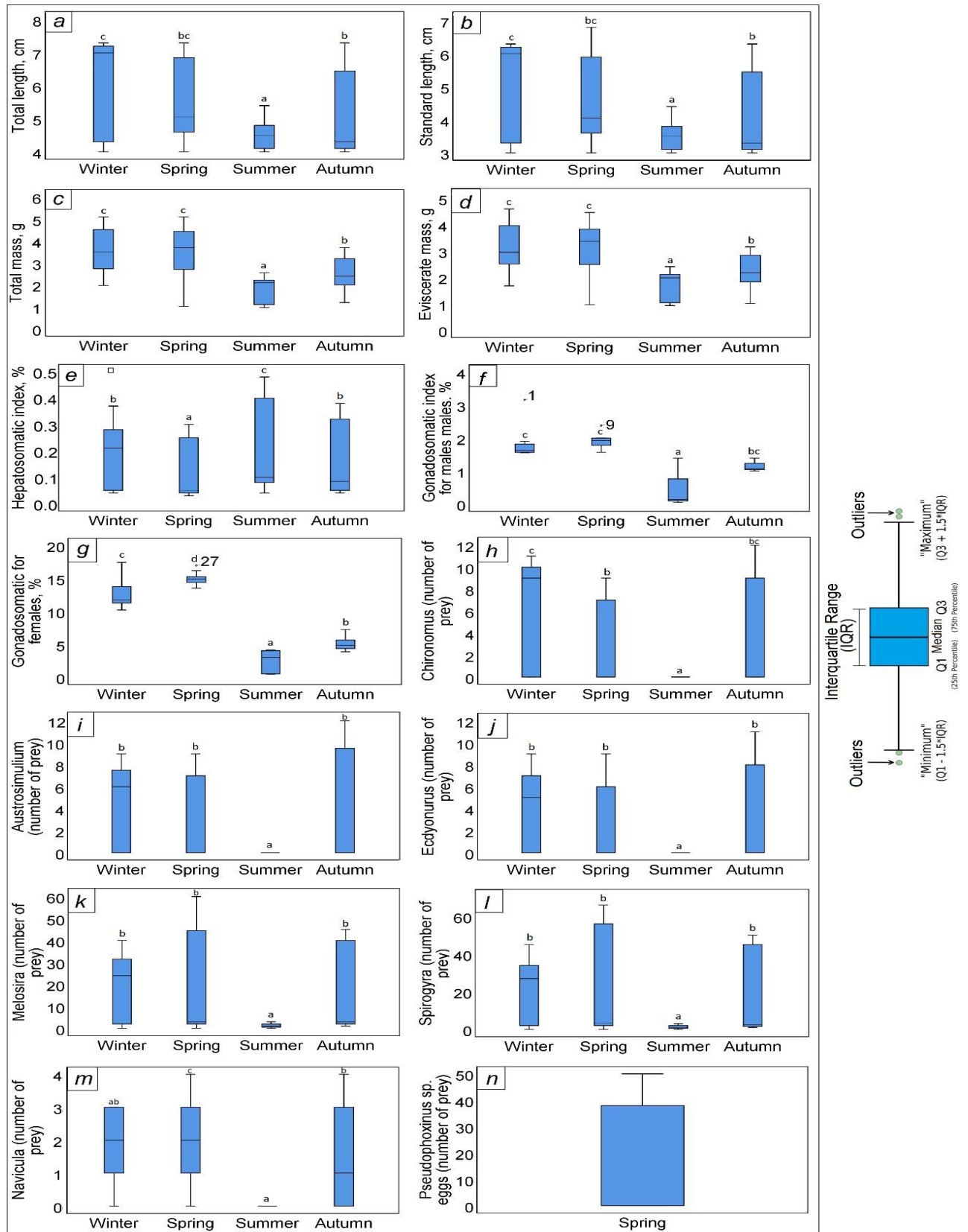


Figure 44 : Variation saisonnière du régime alimentaire et des paramètres morphométriques de *Pseudophoxinus* sp. à tube digestif plein.

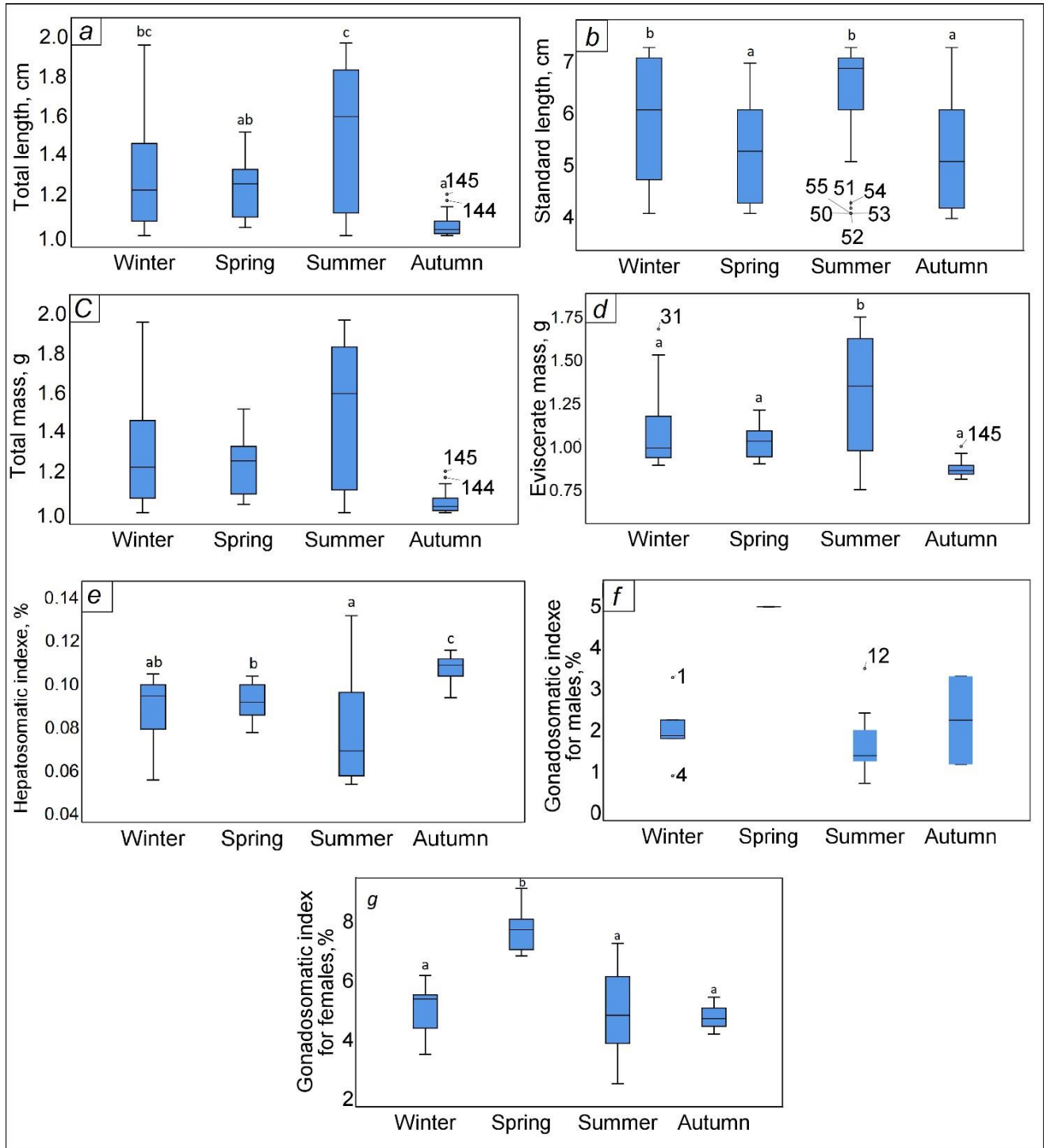


Figure 45 : Variation saisonnière des paramètres morphométriques de *Pseudophoxinus sp.* à tube digestif vide.

Le Tableau 18 présente les variations saisonnières des paramètres morphométriques des poissons à tube digestif vide. Par rapport aux poissons à tube digestif plein, on peut noter l'absence d'adiposité chez les poissons à tube digestif vide. Cependant, les poissons de sexe

indéfini restent toujours les plus nombreux, suivis par les femelles puis les mâles. Les résultats du test ANOVA pour 145 poissons dans ce cas montrent également que la variation saisonnière de tous les paramètres morphométriques est hautement significative, avec $P = 0,001^{***}$. Cependant, les indices H et G montrent des variations saisonnières relativement significatives, avec $P = 0,051^{**}$ et $P = 0,004^{**}$ respectivement. Selon les résultats du test Tukey, les paramètres morphométriques (Lt), (Ls), (m) sont divisés en deux groupes : (a) hiver, automne et printemps, et (b) été. (M) est divisé en quatre groupes : (a) automne, (ab) printemps, (bc) hiver et (c) été. L'indice H comporte quatre groupes : (a) été, (b) printemps, (ab) hiver et (c) automne. L'indice G pour les femelles présente deux groupes : (a) hiver avec automne et printemps, et (b) été, tandis que l'indice G pour les mâles ne peut pas être réalisé par les tests de Tukey parce qu'il n'y a qu'un seul mâle au printemps, bien qu'il y ait une variation saisonnière significative observée par le test ANOVA ($P = 0,004^{**}$).

III. 3. 3. Variation saisonnière des proies ingérées par le poisson

Le Tableau 19 montre la variation saisonnière des proies ingérées par 175 poissons à tube digestif plein. La première observation est que les poissons de moins de deux ans d'âge ne mangent que du phytoplancton, alors que les poissons de plus de deux ans mangent des insectes en plus du phytoplancton dans toutes saisons, sauf en été où ils ne mangent que du phytoplancton. D'autre part, les résultats du test ANOVA de 7705 éléments ingérés montrent que la variation saisonnière soit dans le nombre ou le type de nutriments ingérés par les poissons analysés est très significative, avec $P = 0,001^{***}$. De plus, les nutriments ingérés par les poissons ont été regroupés par test post-hoc (Tukey) comme suit :

(1) Concernant les éléments de la fraction animale (fig. 46 et 47) : *Austrosimulium sp.* et *Ecdyonurus sp.* représentent deux groupes : (a) été et (b) hiver, automne et printemps, tandis que *Chironomus sp.* présente quatre groupes : (a) été, (b) printemps, (bc) automne, et (c) hiver.

(2) En ce qui concerne les éléments de la fraction végétale (fig. 48) : *Spirogyra sp.* et *Melosira sp.* sont classés en deux groupes : (a) été, (b) printemps, hiver et automne, tandis que *Navicula sp.* représente quatre groupes : (a) été, (ab) hiver, (b) automne, et (c) printemps.

(3) Concernant la fraction *Pseudophoxinus sp.* (Œufs du poisson étudié) (fig. 46) : L'ANOVA et le test de Tukey ne peuvent pas être réalisés car les poissons mâles ne mangent pas les œufs des femelles sauf pendant la période de reproduction (au printemps).

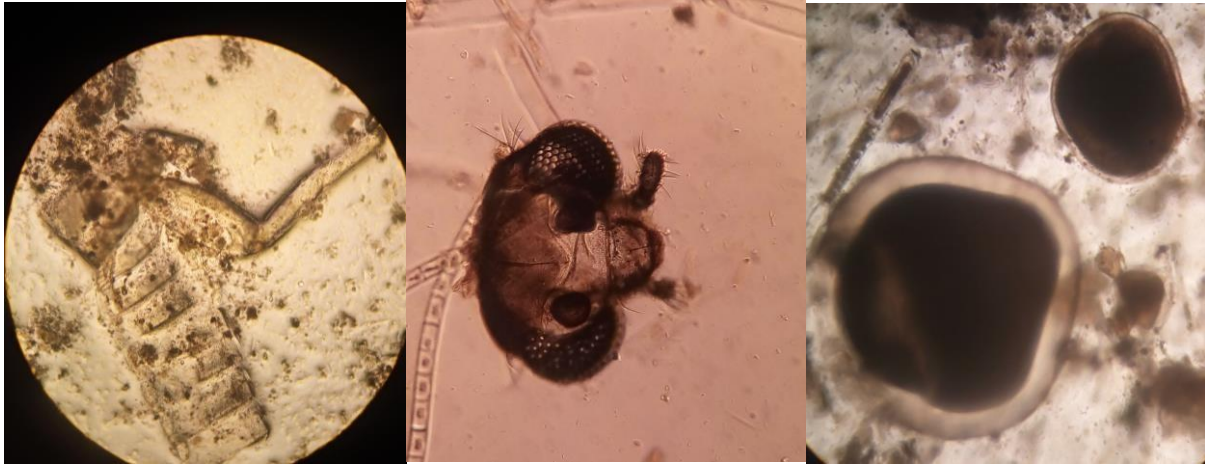


Figure 46 : La fraction animale (*Ecdyonurus* sp. *Austrosimulium* sp. et les œufs du poisson ; respectivement) ingérés par le *Pseudophoxinus* d'O. El Mellah (photo originale, 2019).



Figure 47 : *Chironomus* sp alimentée par le genre *Pseudophoxinus* étudié (photo originale, 2019).

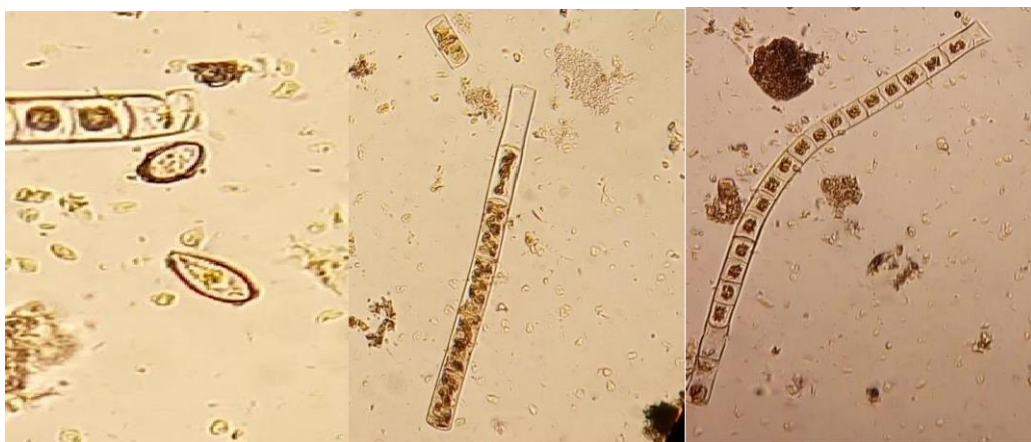


Figure 48 : La fraction végétale (*Navicula* sp., *Spirogyra* sp. et *Melosira* sp., respectivement) ingérés par le *Pseudophoxinus* étudié (photo originale, 2019).

Tableau 17 : Variation saisonnière des paramètres morphométriques de *Pseudophoxinus sp.* à tube digestif plein.

Variables	Saisons	Nombre des poissons selon les classes d'âge (ans)					Sexe			Adiposité		No.	Min	Max	Moyenne $\pm$ SD
		[0+ - 1]	[1+ - 2]	[2+ - 3]	[3+ - 4]	[4+ - 5[	I	F	M	Présent	Absent				
Masse totale (M), g	Hiver	7	9	10	9	9	16	21	7	26	18	44	1,98	5,10	3,575 $\pm$ 0,157 (c)
	Printemps	7	10	9	9	9	26	13	5	18	25	44	1,02	5,10	3,538 $\pm$ 0,166 (c)
	Été	7	9	9	9	9	35	5	3	18	25	43	0,98	2,56	1,800 $\pm$ 0,088 (a)
	Automne	7	9	9	10	9	25	16	3	19	25	44	1,20	3,70	2,530 $\pm$ 0,120 (b)
Masse éviscérée (m), g	Hiver	7	9	10	9	9	16	21	7	26	18	44	1,68	4,60	3,127 $\pm$ 0,874 (c)
	Printemps	7	10	9	9	9	26	13	5	18	25	44	0,97	4,46	3,075 $\pm$ 0,849 (c)
	Été	7	9	9	9	9	35	5	3	18	25	43	0,93	2,41	1,699 $\pm$ 0,549 (a)
	Automne	7	9	9	10	9	25	16	3	19	25	44	1,01	3,16	2,253 $\pm$ 0,682 (b)
Longueur total (Lt), cm	Hiver	7	9	10	9	9	16	21	7	26	18	44	4,00	7,30	6,059 $\pm$ 1,423 (c)
	Printemps	7	10	9	9	9	26	13	5	18	25	44	4,00	7,30	5,581 $\pm$ 0,174 (bc)
	Été	7	9	9	9	9	35	5	3	18	25	43	4,00	5,40	4,490 $\pm$ 0,400 (a)
	Automne	7	9	9	10	9	25	16	3	19	25	44	4,00	7,30	5,184 $\pm$ 1,249 (b)
Longueur standard (Ls), cm	Hiver	7	9	10	9	9	16	21	7	26	18	44	3,00	6,30	5,059 $\pm$ 1,423 (c)
	Printemps	7	10	9	9	9	26	13	5	18	25	44	3,00	6,80	4,604 $\pm$ 1,188 (bc)
	Été	7	9	9	9	9	35	5	3	18	25	43	3,00	4,40	3,490 $\pm$ 0,400 (a)
	Automne	7	9	9	10	9	25	16	3	19	25	44	3,00	6,30	4,184 $\pm$ 1,249 (b)
Indice Gonadosomatique (%) (G.males)	Hiver	0	0	3	1	4	0	0	7	7	0	7	1,56	1,00	1,872 $\pm$ 0,581 (c)
	Printemps	0	0	0	3	2	0	0	5	5	0	5	1,57	2,00	1,930 $\pm$ 0,299 (c)
	Été	0	0	0	3	0	0	0	3	3	0	3	1,05	1,39	0,526 $\pm$ 0,749 (a)
	Automne	0	0	0	3	0	0	0	3	3	0	3	1,00	1,39	1,156 $\pm$ 0,205 (bc)
Indice Gonadosomatique (%) (G.females), %	Hiver	0	0	7	8	6	0	21	0	21	0	21	10,19	17,41	0,120 $\pm$ 0,031 (c)
	Printemps	0	0	0	6	7	0	13	0	13	0	13	13,50	16,16	0,149 $\pm$ 0,009 (d)
	Été	0	0	0	2	3	0	5	0	5	0	5	0,44	4,13	0,024 $\pm$ 0,018 (a)
	Automne	0	0	0	7	9	0	16	0	16	0	16	3,86	7,23	0,046 $\pm$ 0,013 (b)
Indice Hépatosomatique (H), %	Hiver	7	9	10	9	9	16	21	7	26	18	44	0,040	0,37	0,187 $\pm$ 0,017 (b)
	Printemps	7	10	9	9	9	26	13	5	18	25	44	0,030	0,30	0,131 $\pm$ 0,016 (a)
	Été	7	9	9	9	9	35	5	3	18	25	43	0,040	0,48	0,212 $\pm$ 0,026 (c)
	Automne	7	9	9	10	9	25	16	3	19	25	44	0,030	0,38	0,171 $\pm$ 0,020 (b)

Nombre totale des poissons analysés : No. = 175 / P-value de test one-way ANOVA : *: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$ and ***: $P < 0,001$ / H: Indice

Hépatosomatique / G: Indice Gonadosomatique pour les mâles et les femelles de *Pseudophoxinus sp.* / M : Males / F : Femelles / I : Indéfini.

Tableau 18 : Variation saisonnière des paramètres morphométriques de *Pseudophoxinus sp.* à tube digestif vide.

Variables	Saisons	Nombre des poissons selon les classes d'âge (ans)					Sexe			Adiposité		No.	Min	Max	Moyenne $\pm$ SD
		[0+ - 1]	[1+ - 2]	[2+ - 3]	[3+ - 4]	[4+ - 5]	I	F	M	Présent	Absent				
Masse totale (M), g	Hiver	8	6	6	6	5	14	11	6	0	31	31	1,00	1,92	1,282 $\pm$ 0,259 (bc)
	Printemps	6	4	4	2	1	10	6	1	0	17	17	1,04	1,50	1,229 $\pm$ 0,139 (ab)
	Été	7	9	20	16	24	39	21	16	0	76	76	1,00	1,93	1,456 $\pm$ 0,354 (c)
	Automne	7	8	2	2	2	16	3	2	0	21	21	1,00	1,07	1,053 $\pm$ 0,059 (a)
Masse éviscérée (m), g	Hiver	8	6	6	6	5	14	11	6	0	31	31	0,87	1,40	1,061 $\pm$ 0,207 (a)
	Printemps	6	4	4	2	1	10	6	1	0	17	17	0,88	1,19	1,005 $\pm$ 0,091 (a)
	Été	7	9	20	16	24	39	21	16	0	76	76	0,73	1,73	1,285 $\pm$ 0,342 (b)
	Automne	7	8	2	2	2	16	3	2	0	21	21	0,79	0,94	0,852 $\pm$ 0,057 (a)
Longueur totale (Lt), cm	Hiver	8	6	6	6	5	14	11	6	0	31	31	4,00	7,20	5,741 $\pm$ 1,202 (b)
	Printemps	6	4	4	2	1	10	6	1	0	17	17	4,00	6,90	5,252 $\pm$ 1,009 (a)
	Été	7	9	20	16	24	39	21	16	0	76	76	4,00	7,20	6,313 $\pm$ 0,944 (b)
	Automne	7	8	2	2	2	16	3	2	0	21	21	3,90	7,20	5,138 $\pm$ 1,049 (a)
Longueur standard (Ls), cm	Hiver	8	6	6	6	5	14	11	6	0	31	31	3,00	6,20	4,645 $\pm$ 1,444 (a)
	Printemps	6	4	4	2	1	10	6	1	0	17	17	3,00	5,80	4,252 $\pm$ 1,009 (a)
	Été	7	9	20	16	24	39	21	16	0	76	76	3,00	6,20	5,313 $\pm$ 0,944 (b)
	Automne	7	8	2	2	2	16	3	2	0	21	21	2,94	6,10	4,035 $\pm$ 0,962 (a)
Indice Gonadoso m-atique (G _{females}), %	Hiver	0	0	5	1	5	0	11	0	0	11	11	0,033	0,060	0,487 $\pm$ 0,008 (a)
	Printemps	0	0	3	2	1	0	6	0	0	6	6	0,067	0,090	0,076 $\pm$ 0,008 (b)
	Été	0	0	6	3	7	0	17	0	0	17	17	0,024	0,071	0,048 $\pm$ 0,015 (a)
	Automne	0	0	1	0	2	0	3	0	0	3	3	0,040	0,053	0,046 $\pm$ 0,006 (a)
Indice Gonadoso m-atique (G _{males}), %	Hiver	0	0	1	3	2	0	0	6	0	6	6	0,017	0,021	0,019 $\pm$ 0,008
	Été	0	0	5	3	8	0	0	16	0	16	16	0,010	0,023	0,015 $\pm$ 0,007
	Automne	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2	2	0,006	0,032	0,021 $\pm$ 0,015
Indice Hepatoso m-atique (H), %	Hiver	8	6	6	6	5	14	11	6	0	31	31	0,05	1,103	0,087 $\pm$ 0,014 (ab)
	Printemps	6	4	4	2	1	10	6	1	0	17	17	0,07	1,102	0,090 $\pm$ 0,007 (b)
	Été	7	9	20	16	24	39	21	16	0	76	76	0,05	1,130	0,075 $\pm$ 0,021 (a)
	Automne	7	8	2	2	2	16	3	2	0	21	21	0,09	1,114	0,105 $\pm$ 0,005 (c)

Nombre totale des poissons analysés : No. = 175 / P-value de test one-way ANOVA : *: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$ and ***: $P < 0,001$ / H: Indice

Hépatosomatique / G: Indice Gonadosomatique pour les mâles et les femelles de *Pseudophoxinus sp.* / M : Males / F : Femelles / I : Indéfini.

Tableau 19 : Variations saisonnières des items présents dans le tube digestif analysé de *Pseudophoxinus sp.* avec un tube digestif plein.

Variables	Saisons	N _o .	Présence ou absence de proies (+ : présence, - : absence) en fonction des classes d'âge des poissons (ans).					Sexe			Moyenne ± SD	Max	Min
								I	F	M			
			[0+ - 1]	[1+ - 2]	[2+ - 3]	[3+ - 4]	[4+ - 5[						
<i>Chironomus sp.</i>	Hiver	260	-	-	+	+	+	0	21	7	5,909 ± 4,604 (c)	11,00	0,00
	Printemps	129	-	-	-	+	+	0	13	5	2,931 ± 3,611 (b)	9,00	0,00
	Été	0	-	-	-	-	-	0	0	0	0,000 ± 0,000 (a)	0,00	0,00
	Automne	172	-	-	-	+	+	0	16	3	3,909 ± 4,649 (bc)	12,00	0,00
<i>Austrosimulium sp.</i>	Hiver	197	-	-	+	+	+	0	21	7	4,477 ± 3,540 (b)	9,00	0,00
	Printemps	132	-	-	-	+	+	0	13	5	3,000 ± 3,741 (b)	9,00	0,00
	Été	0	-	-	-	-	-	0	0	0	0,000 ± 0,000 (a)	0,00	0,00
	Automne	185	-	-	-	+	+	0	16	3	4,204 ± 4,958 (b)	12,00	0,00
<i>Ecdyonurus sp.</i>	Hiver	173	-	-	+	+	+	0	21	7	3,931 ± 3,329 (b)	9,00	0,00
	Printemps	122	-	-	-	+	+	0	13	5	2,772 ± 3,415 (b)	9,00	0,00
	Été	0	-	-	-	-	-	0	0	0	0,000 ± 0,000 (a)	0,00	0,00
	Automne	161	-	-	-	+	+	0	16	3	3,659 ± 4,313 (b)	11,00	0,00
	Printemps	224	-	-	-	+	+	0	0	5	12,444 ± 20,771	11,00	0,00
<i>Melosira sp.</i>	Hiver	871	+	+	+	+	+	16	21	7	19,795 ± 14,819 (b)	40,00	0,00
	Printemps	915	+	+	+	+	+	25	13	5	20,795 ± 23,422 (b)	60,00	0,00
	Été	48	+	+	+	+	+	18	3	2	1,116 ± 0,878 (a)	3,00	0,00
	Automne	820	+	+	+	+	+	25	16	3	18,636 ± 19,430 (b)	45,00	1,00
<i>Spirogyra sp.</i>	Hiver	947	+	+	+	+	+	16	21	7	21,522 ± 16,089 (b)	0,00	45,00
	Printemps	1081	+	+	+	+	+	24	13	5	24,568 ± 27,402 (b)	0,00	66,00
	Été	50	+	+	+	+	+	21	2	2	1,162 ± 0,897 (a)	0,00	3,00
	Automne	901	+	+	+	+	+	25	16	3	20,477 ± 21,920 (b)	1,00	50,00
<i>Navicula sp.</i>	Hiver	164	+	+	+	+	+	13	21	7	1,863 ± 1,002 (ab)	3,00	0,00
	Printemps	91	+	+	+	+	+	21	13	5	2,068 ± 1,283 (c)	4,00	0,00
	Été	0	-	-	-	-	-	0	0	0	0,000 ± 0,000 (a)	0,00	0,00
	Automne	62	+	+	+	+	+	7	16	3	1,409 ± 1,435 (b)	4,00	0,00
<i>Ouefs du poisson</i>	Printemps	224	-	-	-	+	+	0	0	5	12,444 ± 4,895	50,00	0,00

Nombre de proies (items) présentes dans le tube digestif des poissons étudiés : No. = 7705

Valeur P du test one-way ANOVA analyse de variance : *: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$ and ***: $P < 0,001$. / M : Males / F : Femelles / I : Indéfini.

Comme mentionné, les études précédentes sur la morphométrie et le régime alimentaire du *Pseudophoxinus sp.* étudié sont presque inexistantes. Fiasson (1989) a fourni des informations générales sur la famille des *Cyprinidae* dans le nord de l'Algérie, qui est la famille du poisson *Pseudophoxinus sp.* étudié. Parmi les informations fournies ; la longueur totale du poisson, qui est d'environ 10 ,7 cm. Malheureusement, cette information ne peut pas être comparée à nos résultats car les conditions de l'étude, telles que la période pendant laquelle

l'étude a été réalisée, ainsi que le sexe des poissons étudiés et le lieu exact de l'étude n'ont pas été mentionnés. Selon la littérature, la seule étude réalisée jusqu'à présent sur le poisson *Pseudophoxinus sp.* dans le ravin d'El Mellah, en Algérie, est celle de Marfoua *et al.* (2017). Cependant, les résultats de cette étude ne peuvent pas être comparés à notre présent travail, car leurs observations sont limitées à un seul paramètre morphologique, à savoir la longueur totale (Lt) du poisson, alors que notre étude prend en considération tous les paramètres morphométriques. Le régime alimentaire des poissons, c'est un aspect important dans notre étude, n'a pas été pris en considération dans leur étude. Même pour la longueur totale, les résultats ne peuvent pas être comparés car leur étude de (Lt) était limitée uniquement à la période de décembre à mai, alors que notre étude s'étend de décembre à novembre (une année). De plus, notre étude a suivi le changement saisonnier de la longueur totale des poissons, alors que leur étude a suivi la longueur totale du poisson par le changement du sexe (mâle et femelle). La seule chose que l'on peut déduire en comparant l'étude de Marfoua *et al.* (2017) avec notre étude est que la longueur totale moyenne enregistrée dans leur étude pour les mâles et les femelles (7,2 et 7,4 cm, respectivement) se situe dans la plage de variation de la longueur totale moyenne de notre étude ($4,49 \pm 0,40$ en été à $6,05 \pm 1,42$ cm en hiver).

La première caractéristique prise en compte concernant le régime alimentaire des poissons étudiés dans cette étude est le coefficient de vacuité. Ce dernier varie considérablement avec le changement des saisons. Il est significativement plus faible au printemps qu'en hiver, ce qui peut s'expliquer par la disponibilité en macro invertébrés et micro invertébrés dont se nourrissent les poissons dans l'Oued. En été, l'élévation de la température entraîne une augmentation de la température de l'eau et une diminution du niveau d'eau dans l'Oued. En conséquence, il y a une diminution de la quantité de proies des poissons plus des mouvements du poisson intense, ce qui est très possible en raison de leur recherche de nourriture. Cela conduit également à une plus faible quantité de proies ingérées par le poisson par rapport aux autres saisons, ainsi qu'à un coefficient de vacuité plus élevé. En effet, il a été remarqué que le coefficient de vacuité le plus élevé a été enregistré pendant l'été.

L'étude des variations saisonnières du spectre alimentaire de *Pseudophoxinus sp.* montre que la nature et le nombre d'espèces ingérées par le poisson varient selon les saisons, avec une prédominance du phytoplancton (*Melosira sp.* et *Spirogyra sp.*) et du zooplancton (*Chironomus sp.* et *Ecdyonurus sp.*) en automne et en hiver. Ces derniers sont importants pour la période de reproduction (Encina, 1999 ; Santos *et al.*, 2013) qui suit ces deux saisons, en raison de leur contenu calorique élevé et de leur faible mobilité qui facilite leur capture (Easton

& Orth, 1992). Selon Puccinelli *et al.* (2019), le phytoplancton (diatomées) qui est abondant dans le tube digestif des poissons étudiés se distribue dans tous les écosystèmes aquatiques, et ils représentent les composants les plus essentiels et prédominants de l'assemblage benthique et planctonique. Toute cette végétation algale vivant en eau douce est une source de nourriture pour le zooplancton, qui à son tour représente un nutriment important pour les poissons vivant dans les lacs et les rivières (Vivier & Manguin, 1943). De plus, l'étude de l'évolution saisonnière des populations phytoplanctoniques par Fqih Berrada *et al.* (2000) a montré que l'évolution et la croissance des diatomées atteignent un pic algal au printemps et en été grâce aux conditions environnementales adéquates (climat, physico-chimie de l'eau et apport en oxygène), en plus de l'enrichissement du ravin en éléments minéraux causé par la présence d'une zone d'eutrophisation (zone agricole). Ceci pourrait bien expliquer la dépendance des poissons au phytoplancton dans une large mesure dans leur régime alimentaire et l'abondance relative accrue du phytoplancton dans le tube digestif des poissons étudiés.

Les différents taxons d'éléments ingérés par les poissons ont pu être classés en trois groupes : Un premier groupe d'algues qui est toujours présent dans le contenu du tube digestif des poissons à tube digestif plein pendant toutes les saisons dont l'abondance relative est généralement élevée. Un deuxième groupe d'insectes dont la présence dans le contenu du tube digestif est faible et limitée à quelques saisons. Un troisième groupe d'œufs présent uniquement en période de reproduction (printemps), où les mâles mangent une partie des œufs de leurs femelles. Cette diversité alimentaire est une indication de la richesse et de l'abondance des espèces proies potentielles dans le biotope du poisson étudié (Adamek & Obridlik, 1977 ; Lobon-Cervia & De Diego, 1988). Nous avons également remarqué qu'en raison du nombre élevé de petites proies, le comptage des proies a l'inconvénient de favoriser les petites proies (zooplancton et phytoplancton) et de sous-estimer les plus grandes proies (insectes) (Bouhbouh, 2002). De même, nous avons remarqué que la présence d'adiposité chez les poissons adultes au tube digestif plein pourrait être directement liée à la présence de nutriments dans leur tube digestif. En effet, cette adiposité ne peut être observée chez les poissons dont le tube digestif est vide. Il faut noter que certains éléments ingérés par les poissons tels que le sable ne sont pas inclus, car ils ne peuvent pas être comptés ; leur présence dans le tube digestif des poissons peut être fortement liée au comportement benthique des poissons (Lobon-Cervia & De Diego, 1988) et au mode de capture de la nourriture avec la collecte et le raclage (Grandmottet, 1983). Selon Kraiem (1996), le sable ingéré ayant un rôle important dans la fragmentation de la nourriture ingérée par les poissons.

On constate que le changement de saison influence significativement la variabilité du régime alimentaire (quantité et diversité) et les paramètres biométriques des poissons étudiés. Volkoff & Rønnestad (2020) indiquent que la plupart des genres de poissons sont des ectothermes, la température affecte donc fortement leur physiologie, leur taux métabolique et donc leur bilan énergétique, leur comportement locomoteur et alimentaire. Elle influence également la capacité/le désir des poissons de se procurer de la nourriture, et la façon dont ils transforment la nourriture par la digestion, la façon dont ils absorbent les nutriments dans le tractus gastro-intestinal et la façon dont ils stockent l'énergie excédentaire. En outre, Moullec *et al.* (2018) ont souligné que la température a un effet significatif et majeur sur la biométrie (physiologie), la croissance et la reproduction des poissons. De même, Doney *et al.* (2012) ont poursuivi en disant que la température a un effet sur les écosystèmes d'eau douce et la disponibilité de la nourriture, on peut donc affirmer ici que le changement de climat au cours des saisons obligerait les poissons à adapter leur régime alimentaire aux conditions environnementales, et cela influence sur le changement des paramètres morphométriques. Dans une étude récente, Giannetto & Innal, (2021) ont montré que la baisse du niveau d'eau et la sécheresse climatique sont les menaces qui affectent le plus les communautés de poissons.

En plus de l'effet du changement de saison et du sexe du poisson, le régime alimentaire de *Pseudophoxinus sp.* dans le ravin d'El Mellah diffère entre les juvéniles et les adultes, où les juvéniles sont phytophages et ne consomment que des diatomées (aucune présence de proies animales dans leur tube digestif). Alors que les adultes ont un régime phytophage à tendance omnivore (présence de proies animales dans leur tube digestif en plus des proies phytoplanctoniques).

Autrement, la présence de fraction d'œufs dans le tube digestif de tous les mâles au printemps est probablement due au fait que les mâles de *Pseudophoxinus sp.* devenus cannibales pendant la saison de reproduction, où ils mangent les œufs de ses femelles. Cela peut être dû au fait qu'ils estiment que la première série d'œufs n'était pas assez bonne et qu'ils ne méritent pas de les garder comme dans le cas du poisson blenny (Takegaki *et al.*, 2011), ou peut-être qu'ils mangent sélectivement les œufs quand ils ne se développent pas aussi rapidement que les autres comme dans le cas du poisson gobie des sables (Forsgren *et al.*, 1996).

D'autre part, la difficulté de déterminer le sexe des poissons âgés de moins de 2 ans est due à la petite taille de leurs gonades. Quelques exceptions ont été enregistrées au printemps, qui représente la saison de reproduction, où le gonflement de leurs gonades à cette saison les

rend bien visibles (Boët, 1980). Ceci rétrécit le bol alimentaire de l'animal, et on constate donc qu'il y a congestion et pas assez d'espace pour une grande quantité de nourriture. Par conséquent, on a remarqué que l'abondance relative la plus faible des éléments a été enregistrée au printemps. Ces résultats sont en accord avec ceux de Marfoua *et al.* (2017) qui ont confirmé que la saison de reproduction du poisson étudié est exactement entre février et mars, ce qui entraîne l'augmentation de la masse des gonades et par conséquent l'augmentation de l'indice gonadosomatique (G) pour les mâles et les femelles au printemps, d'autre part, la variation saisonnière de l'indice hépatosomatique (H) du poisson étudié indique que ce poisson stocke les réserves nécessaires à la maturation des gonades dans son foie.

III. 3. 4. Autres paramètres morphométriques

Les autres paramètres morphométriques comme le nombre des rayons C : Caudale, D : Dorsale, A : Anale, et P : Pectorale, sont présentés dans les boxplots ci-dessous. Les rayons anaux varient entre 8 et 10 rayons, dorsales entre 8 et 13, pectorales entre 10 et 13 alors que le nombre des rayons caudale elles est entre 19 et 23 (Fig. 52).

Tandis que les paramètres biométriques nommés : la longueur céphalique (**Lcep**); la hauteur du corps (**Hc**); le diamètre de l'œil (**DO**); la longueur pré dorsale (**Lpd**); la longueur post-pectorale (**Lpp**); la longueur prépectorale (**Lpp**); la longueur pré-anale (**Lpa**) ; longueur poste orbitaire (**Lpo**) ; et la longueur pré-orbitaire (**Lpo**) ; la hauteur précaudal (**Hpc**) sont présentés dans la figure 53, et le test de corrélation (Tab. 22) présentent une forte corrélation positive entre tous ces paramètres, cela signifie que tous les paramètres biométriques changeront en fonction de l'âge du poisson (*Pseudophoxinus*).

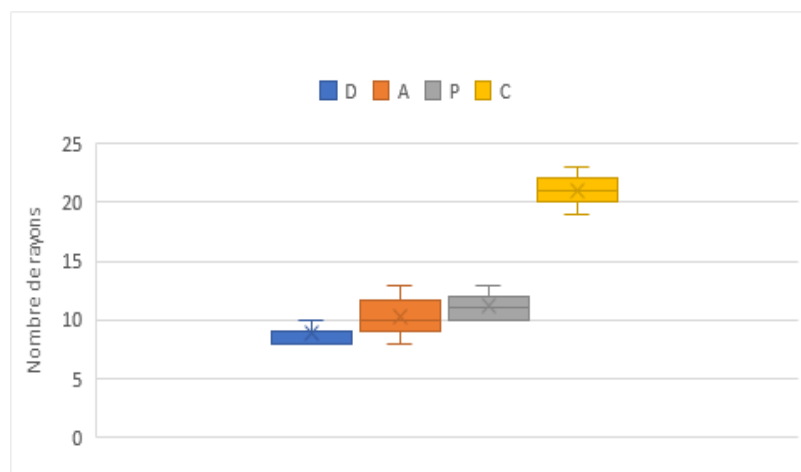


Figure 49 : Variations de nombre des rayons C : Caudale, D : Dorsale, A : Anale, et P : Pectorale, chez le *Pseudophoxinus* de l'Oued El Mellah.

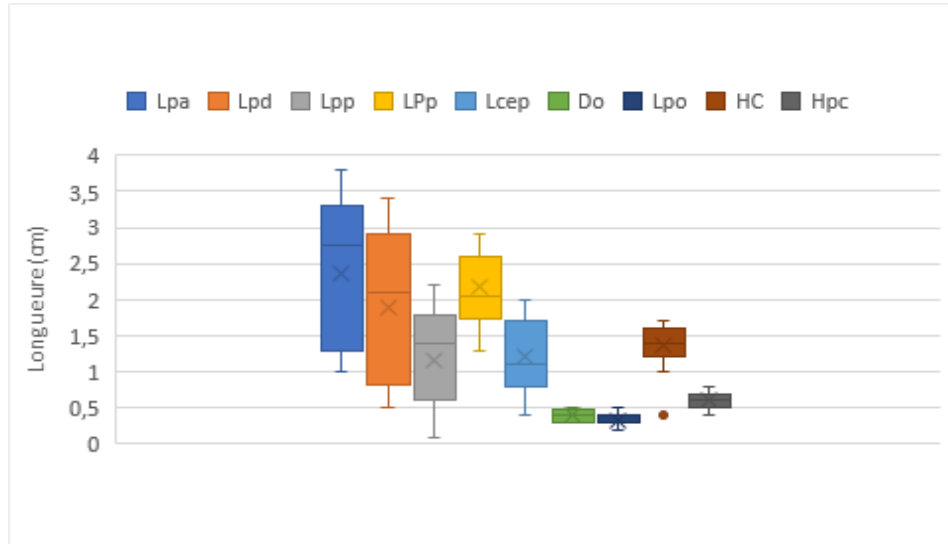


Figure 50 : Présentation des données métriques du *Pseudophoxinus* de l'Oued El Mellah (La longueur céphalique (**Lcep**); la hauteur du corps (**Hc**); le diamètre de l'œil (**DO**); la longueur pré dorsale (**Lpd**); la longueur poste-pectorale (**Lpp**); la longueur prépectorale (**Lpp**); la longueur pré-anale (**Lpa**) ; longueur poste orbitaire (**Lpo**) ; et la longueur pré- orbitaire (**Lpo**) ; la hauteur précaudal (**Hpc**)).

Tableau 20 : Statistique descriptive et corrélation des paramètres métriques du *Pseudophoxinus* de l'Oued El Mellah.

Paramètres	Moyenne ± SD	Les valeurs de « r et P »	Lt	Ls	Lpa	Lpd	Lpp	LPp	Lcep	Do	Lpo	Hc	Hpc
Lt	5.820 ±1,310	R P		0,997*** 0,00	0,982*** 0,00	0,971*** 0,00	0,962*** 0,00	0,916*** 0,00	0,905*** 0,00	0,636*** 0,00	0,505*** 0,00	0,752*** 0,00	0,361*** 0,001
Ls	4,830 ±1,323	R P	0,997*** 0,00		0,979*** 0,00	0,968*** 0,00	0,961*** 0,00	0,909*** 0,00	0,898*** 0,00	0,630*** 0,00	0,497*** 0,00	0,750*** 0,00	0,345*** 0,001
Lpa	2,351 ±1,037	R P	0,982*** 0,00	0,979*** 0,00		0,991*** 0,00	0,952*** 0,00	0,912*** 0,00	0,905*** 0,00	0,615*** 0,00	0,479*** 0,00	0,720*** 0,00	0,363*** 0,001
Lpd	1,889 ±1,040	R P	0,971*** 0,00	0,968*** 0,00	0,991*** 0,00		0,947*** 0,00	0,907*** 0,00	0,900*** 0,00	0,601*** 0,00	0,446*** 0,00	0,712*** 0,00	0,363*** 0,001
Lpp	1,164 ±0,615	R P	0,962*** 0,00	0,961*** 0,00	0,952*** 0,00	0,947*** 0,00		0,906*** 0,00	0,896*** 0,00	0,587*** 0,00	0,466*** 0,00	0,710*** 0,00	0,333*** 0,002
LPp	2,177 ±0,488	R P	0,916*** 0,00	0,909*** 0,00	0,912*** 0,00	0,907*** 0,00	0,906*** 0,00		0,994*** 0,00	0,636*** 0,00	0,429*** 0,00	0,689*** 0,00	0,332*** 0,002
Lcep	1,222 ±0,489	R P	0,905*** 0,00	0,898*** 0,00	0,905*** 0,00	0,900*** 0,00	0,896*** 0,00	0,994*** 0,00		0,632*** 0,00	0,444*** 0,00	0,681*** 0,00	0,331*** 0,002
Do	0,396 ±0,073	R P	0,636*** 0,00	0,630*** 0,00	0,615*** 0,00	0,601*** 0,00	0,587*** 0,00	0,636*** 0,00	0,632*** 0,00		0,806*** 0,00	0,357*** 0,00	0,217*** 0,041
Lpo	0,327 ±0,075	R P	0,505*** 0,00	0,497*** 0,00	0,479*** 0,00	0,446*** 0,00	0,466*** 0,00	0,429*** 0,00	0,444*** 0,00	0,806*** 0,00		0,357*** 0,01	0,217*** 0,042
Hc	1,363 ±0,246	R P	0,752*** 0,00	0,750*** 0,00	0,720*** 0,00	0,712*** 0,00	0,710*** 0,00	0,689*** 0,00	0,681*** 0,00	0,419*** 0,00	0,357*** 0,001		0,290*** 0,006
Hpc	0,602 ±0,136	R P	0,361*** 0,001	0,345*** 0,001	0,363*** 0,001	0,363*** 0,001	0,333*** 0,002	0,332*** 0,002	0,331*** 0,002	0,219*** 0,041	0,217*** 0,042	0,290*** 0,006	

((L); la longueur totale ; la longueur standard (Ls); la longueur céphalique (**Lcep**); la hauteur du corps (**Hc**); le diamètre de l'œil (**DO**); la longueur pré dorsale (**Lpd**); la longueur poste-pectorale (**Lpp**); la longueur prépectorale (**Lpp**); la longueur pré-anale (**Lpa**) ; longueur poste orbitaire (**Lpo**) ; et la longueur pré-orbitaire (**Lpo**) ; la hauteur précaudal (**Hpc**)).

Tableau 21 : Statistique descriptive et corrélation par sexe de la population du genre *Pseudophoxinus* de l'Oued El Mellah.

Paramètres	Age	Moyenne $\pm$ SD	Max	Min	Les valeurs de « R et P »	Age	L	M
L _f	[2 - 3]	6,971 $\pm$ 0,442	7,3	6	R	0,15		0,282*
	[3+ - 4]	6,513 $\pm$ 0,718	7,3	4,8	P	0,913		0,37
	[4+ - 5]	6,792 $\pm$ 0,848	7,3	4,3				
M _f	[2+ - 3]	3,492 $\pm$ 0,107	3,66	3,4	R	0,282*	0,754**	
	[3+ - 4]	3,784 $\pm$ 0,808	4,76	2,16	P	0,37	0,001	
	[4+ - 5]	4,194 $\pm$ 0,920	5,1	2,4				
L _m	[2+ - 3]	6,900 $\pm$ 0,100	7	6,8	R	0,193		0,884**
	[3+ - 4]	6,160 $\pm$ 0,854	7	4,7	P	0,443		0,001
	[4+ - 5]	7,175 $\pm$ 0,050	7,2	7,1				
M _m	[2+ - 3]	3,480 $\pm$ 0,034	3,5	3,44	R	0,548*	0,884**	
	[3+ - 4]	3,374 $\pm$ 0,962	4,45	2,16	P	0,19	0,001**	
	[4+ - 5]	4,820 $\pm$ 0,178	5	4,6				

L_f: Longueur totale des femelles / M_f: Masse totale des femelles. / L_m: Longueur totale des mâles / M_m: Masse totale des mâles.

Le nombre de rayons de la nageoire dorsale, caudale, anale et pectorale estimé chez les mâles et les femelles du genre *Pseudophoxinus* (Fig. 49) est identique à celui décrit par LeBerre (1989), avec (D13 ; A11, C23 et P14) en correspondance. De plus, dans le genre *Pseudophoxinus*, les caractéristiques métriques sont les mêmes chez les deux sexes. En Outre, L'analyse de la croissance linéaire ou relative entre d'une part la longueur totale **Lt** et les autres longueurs à savoir **LS; LPD; LCEP; Lpp; LPP; LPA; HC; HPC** (Tab. 20 et 21) et entre la longueur totale **Lt** et la masse totale **M** du corps (Tab. 21) d'autre part, fait ressortir que :

- De très forte croissance linéaire positive au seuil de signification $\alpha = 0,05$; c'est-à-dire la longueur totale et les autres longueurs présentent une isométrie et les organes croître au même rythme.
- Une bonne croissance relative a été observée chez les mâles entre la longueur totale **Lt** et la masse totale **M**.

Dakhil-Abbes et Kraiem (2008) à mentionner que trois nouvelles espèces du genre *Pseudophoxinus* sont décrites en Turquie. *Pseudophoxinus elizavetae* sp. n. se distingue de toutes les autres espèces du genre par sa bouche terminale ; le diamètre des yeux est inférieur à la longueur du museau ; la ligne latérale est incomplète.

En Tunisie, la systématique de ce genre offre de nombreuses zones d'ombre. En effet, le statut spécifique de *P. punicus* a été confirmé par des études antérieures. Cependant, les deux autres espèces *P. callensis* et *P. chaignoni* font l'objet d'hypothèses contradictoires en raison de leurs similitudes mutuelles sur le plan morpho-anatomique. Certains auteurs tels que (Vaillant, 1904 ; Boulenger, 1911 ; Pellegrin, 1920 ; Dieuzeide et Champagne, 1950 ; Collares-Pereira,

1983) ont appuyés sur les caractères morphométriques incluant la couleur du corps et des nageoires et la forme des écailles, afin de prouver la coexistence de ces deux espèces. Cependant, d'autres auteurs tels que (Bertin et Esteve, 1948 ; Almaça, 1979 ; Kraïem, 1983 ; Boumaïza et Quignard, 1996) ont constaté que les paramètres méristiques montrent de larges chevauchements, et que les caractères morphométriques sont trop insuffisants pour distinguer les deux formes comme des espèces différentes.

III. 5. Diversité de la population parasitaire des poissons étudiés

III. 5. 1. Monogènes

a. Le genre *Dactylogyrus* sp. (Fig. 50). (Diesing, 1850)

Taxonomie

Genre :	<i>Dactylogyrus</i>
Phylum :	Plathelminthes
Classe :	Monogenea
S/Classe :	Monopistocotylea
Ordre :	Dactylogyridea
Famille :	Dactylogyridae
Genre :	<i>Dactylogyrus</i> sp.
Localisation dans l'hôte :	Branchies de <i>Pseudophoxinus</i>

b. Le genre *Gyrodactylus* sp. (Fig. 50) (Von Nordmann, 1832)

Taxonomie

Genre :	<i>Gyrodactylus</i> sp.
Phylum :	Plathelminthes
S/Phylum :	Rhabditophora
Classe:	Neodermata
S/Classe :	Monopisthocotylea
Ordre:	Gyrodactylidea
Genre :	<i>Gyrodactylus</i> sp.,
Localisation sur l'hôte :	Branchies de <i>Pseudophoxinus</i>

III. 5. 2. Les Protozoaires

c. Le genre *Trichodina* sp. (Fig. 51). (Ehrenberg, 1831)

Taxonomie

Phylum :	Alveolata
S/Phylum :	Ciliophora
Classe :	Oligohymenophorea (Ciliata)
S/Classe :	Peritrichia
Ordre :	Peritrichida Mobilida
S/Ordre :	Mobilina
Famille :	Trichodinidae
Genre :	<i>Trichodina</i> sp.
Localisation sur l'hôte :	Branchies de <i>Pseudophoxinus</i>

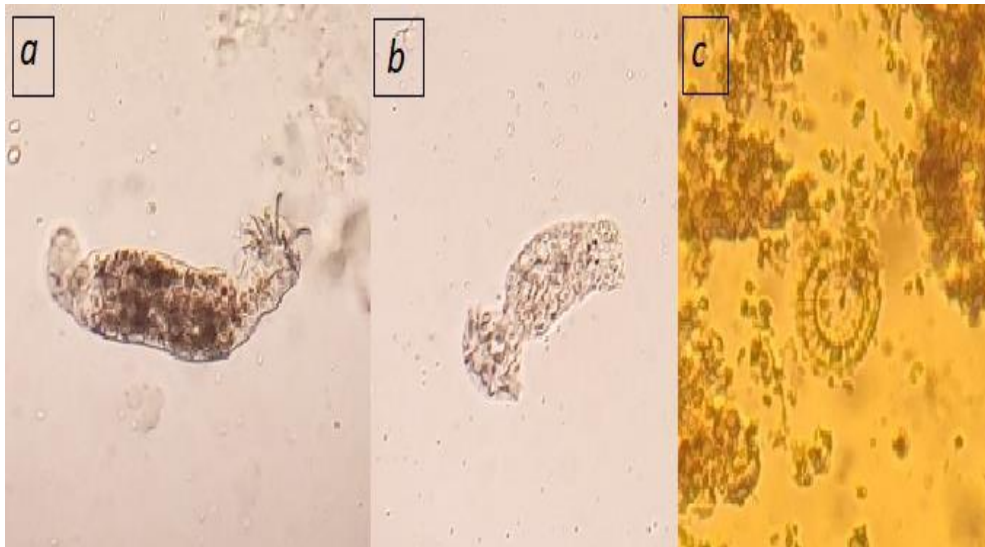


Figure 51 : *Dactylogyrus* sp. (a), *Gyrodactylus* sp. (b) et *Trichodinidae* sp. (c) respectivement dans les branchies *Pseudophoxinus* (grossissement 40x) (Photo originale, 2020).

d. Les œufs des cestodes

Taxonomie : Les œufs de cestodes récoltés sont comptés (25 œufs), mais non identifiés.

Localisation : Tube digestif (Fig. 52).



Figure 52 : Œufs des cestodes du tube digestif de *Pseudophoxinus* sp. (X40) Oued El Mellah (Photo originale, 2020).

III. 6. Détermination des communautés parasites

Sous observation microscopique, toute la surface du corps et les organes internes (foie, tractus gastro-intestinal, nageoires, yeux, vessie natatoire) ont été examinés pendant la dissection, et tous les parasites ont été identifiés en utilisant les clés d'identification de (Margolis *et al.*, 1984 ; Van As & Basson, 1989). Selon Bush *et al.* (1997), tous les niveaux de l'intensité moyenne, et de la prévalence des espèces de parasites ont été calculés.

Au total, il y a 144 des 175 spécimens de *Pseudophoxinus* sp. ont été trouvés infectés par une ou plusieurs genres parasite. Le poisson étudié a été trouvé infecté par deux monogènes : *Dactylogyrus* sp. et *Gyrodactylus* sp., et un protozoaire : *Trichodinae* sp. (Fig. 54). Tandis que dans le tube digestif on trouve que les œufs des cestodes (25 œufs) dans la saison chaude.

Le parasite dominant était le *Gyrodactylus* sp. avec un total de 506 individus comptés sur 131 des spécimens infectés. *Trichodinae* sp. était le deuxième genre de parasite dominant, avec un total de 416 parasites enregistrés trouvés dans 112 poissons examinés.

Le tableau 22 représente la prévalence et l'intensité moyenne de tous les genres des

parasites enregistrés, tandis que le tableau 23 montre l'intensité moyenne et la prévalence des parasites dans les poissons hôtes en fonction de leurs classes de taille. En comparant entre les classes de taille ; toutes les variables évaluées changent selon les classes de taille du poisson étudié, où les valeurs maximales de l'intensité des *Trichodinae sp.*, *Dactylogyrus sp.* ont été trouvées dans la classe de taille III de l'hôte, tandis que la prévalence maximale de ces deux genres des parasites sont enregistrées dans la classe de taille I. Il y avait une corrélation positive entre la longueur de l'hôte et l'abondance de *Dactylogyrus sp.*

Notez que tous les genres de parasites (*Trichodinae sp.*, *Dactylogyrus sp.*, et *Gyrodactylus sp.*) ont été trouvés dans toutes les classes de taille. *Gyrodactylus sp.* a la prévalence et l'intensité moyenne maximales dans la classe de taille I par rapport aux autres parasites.

Les tableaux 24 représentent l'intensité moyenne et la prévalence des parasites en fonction du sexe du poisson étudié. La proportion des femelles, des mâles et des poissons de sexe indéfini était de 31,43%, 10,29%, 58,29%, respectivement. Le niveau le plus élevé d'intensité moyenne des trois parasites *Dactylogyrus sp.*, *Gyrodactylus sp.* et *Trichodinae sp.* était chez les mâles par rapport aux deux autres classes de sexe (femelles et poissons de sexe indéfini), où ses valeurs étaient de 9,6, 6,7 et 6,5 respectivement. La valeur de prévalence des trois parasites atteint leurs maximum chez les poissons de sexe indéfini, *Gyrodactylus sp.* acquiert 38,2%, *Trichodinae sp.* atteint 30,8% et *Dactylogyrus sp.* a 24%.

Tableau 22 : Prévalence et intensité moyenne des parasites.

Le parasite	nf	P (%)	Int
<i>Trichodinae sp.</i>	112	64%	3,7
<i>Dactylogyrus sp.</i>	94	53,7%	3,4
<i>Gyrodactylus sp.</i>	131	74,8%	3,8

nf, nombre de poissons infectés; P, prévalence (%); Int, intensity moyenne

Tableau 23 : Prévalence et valeurs d'intensité moyenne des parasites selon les classes de taille des espèces hôtes.

Classes taille	I	II	III
Longueur (cm)	4 – 5	5,1 – 6	6,1 – 7.3
<i>Trichodinae sp.</i>			
Prévalence (%)	31,4%	5,7%	26,8%
Intensité moyenne	3,6	2,9	4
Nombre total des parasites no	199	29	188
<i>Dactylogyrus sp.</i>			
Prévalence (%)	25,7%	6,2%	21,7
Intensité moyenne	2,5	3,6	4,5
Nombre total des parasites no	116	36	173
<i>Gyrodactylus sp.</i>			
Prévalence (%)	38,2%	7,4%	29,1%
Intensité moyenne	4	3,7	3,6
Nombre total des parasites no	270	49	187

ni, nombre des poissons infectés ;

Tableau 24 : Prévalence et valeurs d'intensité moyenne des parasites selon les sexes du poisson.

Sexe	Espèces	Prévalence (%)	Intensité moyenne	Nombre total des parasites no
Indéfinite	<i>Trichodinae sp.</i>	30,8%	3,1	171
	<i>Dactylogyrus sp.</i>	24%	2,1	89
	<i>Gyrodactylus sp.</i>	38,2%	3,7	251
Femelle	<i>Trichodinae sp.</i>	22,8%	3,4	136
	<i>Dactylogyrus sp.</i>	19,4%	1,8	64
	<i>Gyrodactylus sp.</i>	26,2%	2,9	134
Male	<i>Trichodinae sp.</i>	10,2%	6,5	117
	<i>Dactylogyrus sp.</i>	10,2%	9,6	173
	<i>Gyrodactylus sp.</i>	10,2%	6,7	121

III. 7. Variation saisonnière du parasitisme chez le *Pseudophoxinus* d'O. El Mellah

On remarque que les prévalences changent avec le changement de la température durant les saisons. La prévalence saisonnière de *Gyrodactylus sp.* et *Dactylogyrus sp.* chez *Pseudophoxinus* montre un cycle saisonnier défini dans leurs infestations. *Gyrodactylus* est présent pendant toutes les saisons, avec une valeur de prévalence plus élevée en été 2019 avec une valeur de 81,3%, et une valeur de prévalence plus faible enregistrée en hiver avec 59% (Fig. 53).

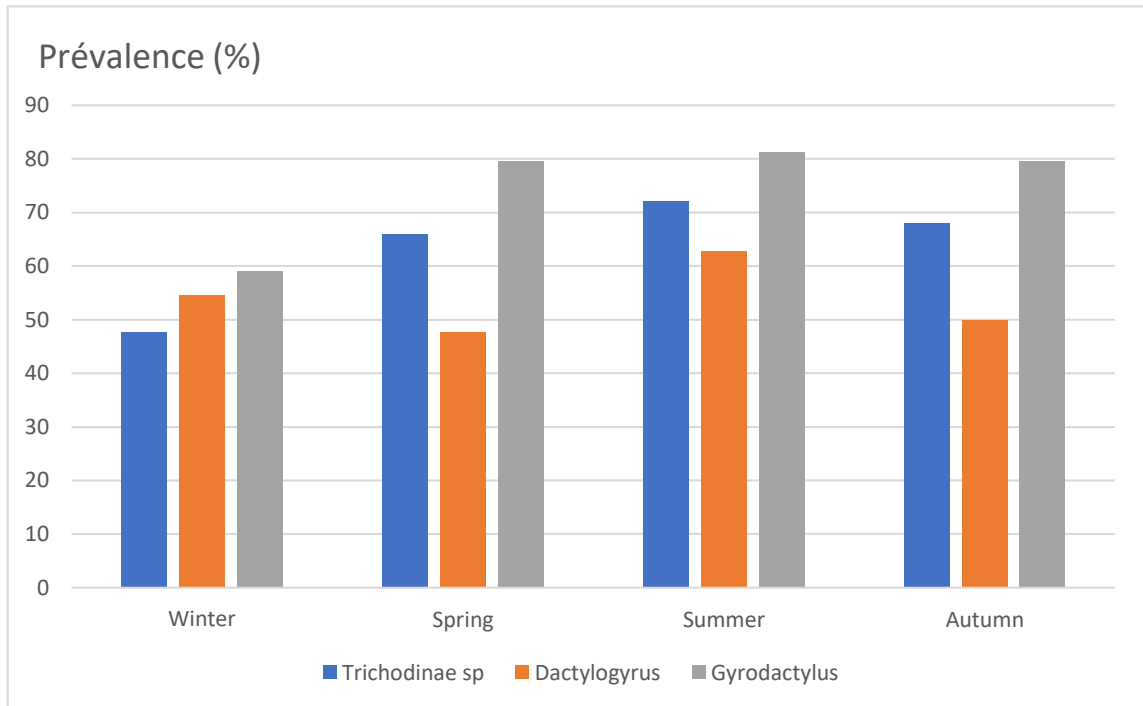


Figure 53 : Variations saisonnières de la prévalence des parasites des branchies de *Pseudophoxinus* dans l'est de l'Algérie.

Deux monogènes et un protozoaire ont été trouvés dans les branchies du poisson hôte (*Pseudophoxinus* sp.) : *Trichodinae* sp. (64%) (protozoaire), *Dactylogyrus* sp. (53,7%) (helminthe), et *Gyrodactylus* sp. (74,8%) (helminthe). *Gyrodactylus* sp. était le parasite dominant. Cette différence dans la prévalence des parasites peut être due aux caractéristiques écologiques et à la résistance du poisson hôte au parasite (Aydogdu *et al.*, 2014). Comme mentionné ci-dessus, les études précédentes sur le phénomène de parasitisme de *Pseudophoxinus* sp. étudiés dans sont pratiquement absentes. Seulement Attir (2017), a fourni l'analyse de l'infection parasitaire du *Pseudophoxinus* étudié, mais seulement pour 9 poissons, et nous donne les résultats suivants : 6 sont parasités par des Protozoaires avec un nombre de 90, et absence d'autres formes parasitaires, et il constate que les mâles sont plus parasités avec 7 poissons hôtes, contrairement aux femelles où seulement 2 poissons sont parasités. Les indices parasitaires calculés par Attir (2017) sont relativement élevés, la prévalence ($P = 66,66\%$; l'abondance $A = 10$; l'intensité $I = 15$), Malheureusement, cette information ne peut pas être comparée avec nos résultats en raison de la période pendant laquelle l'étude a été réalisée, où son étude a été limitée à une période (hiver), alors que cette étude a suivi le changement saisonnier dans l'infection parasitaire, ainsi que le taux d'infestation par le parasite selon les classes de taille des poissons. La seule chose que nous pouvons comparer entre la

présente étude et celle d'Attir (2017) est que les mâles sont les plus parasités. Dans l'étude actuelle, l'intensité moyenne des parasites atteint son maximum chez les poissons de sexe indéterminé. Cela peut expliquer le fait que le nombre de poissons de sexe indéfini est le plus grand par apport aux mâles et aux femelles. Attir (2017) a trouvé seulement des protozoaires dans les branchies des poissons étudiés (sans enregistrer exactement quelle l'espèce parasitaire), tandis que dans cette étude nous trouvons des monogènes (*Gyrodactylus sp.* et *Dactylogyrus sp.*) et un protozoaire (*Trichodinae sp.*). Des protozoaires ont été signalés sur tous les continents des poissons sauvages et d'élevage ainsi que des poissons d'aquarium. Cette distribution cosmopolite a été considérée comme le résultat d'introductions actives de poissons d'élevage et d'aquarium, notamment de truites, de poissons rouges et de carpes. Cependant, il pourrait tout aussi bien exister des populations indigènes sur des poissons sauvages dans de nombreuses régions d'Eurasie, d'Afrique et d'Amérique. Les infections rapportées en Afrique, en Ouganda et en Afrique du Sud étaient apparemment le résultat d'introductions de poissons infestés (Paperna, 1982). *Trichodinae sp.* est un protozoaire signalé par Attir (2017) dans les branchies de différents poissons hôtes (*Tilapia nilotica*, *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius* et *Tilapia zillii*). Des travaux similaires sont menés dans le Sahara algérien par (Chaïbi, 2013) qui a mentionné sa présence dans la peau de *Barbus sp.*, *Cyprinus carpio* et *Aphanius fasciatus*. Ghazi, (2014) et Beghoura, (2014) ont signalé la présence de ce parasite dans *T. zillii*, *H. bimaculatus* et *Aphanius fasciatus*. Loucif *et al.* (2009) ont décrit l'infestation d'*Anguilla anguilla* par *Trichodina sp.* au lac Tonga, au lac El-Mellah et à Obéira dans le nord-est de l'Algérie.

Le taux d'infection des trois parasites a atteint sa valeur maximale dans la classe de taille II, plusieurs études démontrent les relations entre la longueur du poisson et les infestations endohelminthiques du poisson hôte, comme les études de (Aydogdu, 2014 ; Nie & Kennedy, 1991), tandis que Ozer (2007) élucide la relation entre l'infestation par *Trichodina* et la longueur du poisson. En plus de la relation entre la longueur du poisson et l'infestation du parasite, il y avait une relation entre le dimorphisme sexuel du poisson hôte et les valeurs d'infection du parasite. L'abondance des parasites monogéniques (helminthes) change en fonction du dimorphisme sexuel du poisson hôte. Dans le cadre de cette étude et alors que le pourcentage d'infection de *Gyrodactylus sp.* et *Dactylogyrus sp.* était plus élevé chez les mâles (même chose pour *Trichodina*). Le dimorphisme sexuel donne une caractéristique biologique différente du poisson hôte qui à son tour influence les taux d'infection par le parasite et les variétés de parasites chez le mâle et la femelle (Pickering et Christie, 1980).

Les Monogènes sont de petits vers plats ectoparasites, non segmentés, des vertébrés. Les espèces de Monogénean ont un cycle de vie direct et ont montré un cycle saisonnier définissant leurs infections. La reproduction et la survie des parasites monogéniques sont toujours influencées par la température de l'eau, qui a un impact direct d'une part sur la dynamique des populations de parasites (Scott et Nokes, 1984 ; Jansen et Bakke, 1991), et d'autre part sur la détermination de la réponse immunitaire des poissons infectés (Aaltonen *et al.*, 1994), ceci explique le changement saisonnier dans l'abondance des parasites monogéniques, et c'est probablement l'explication du fait du changement dans l'abondance de *Trichodina sp.* pendant les saisons. En Turquie, les taux d'infection par *Gyrodactylus* et la densité moyenne d'infection ont été enregistrés comme étant les plus élevés au printemps (Hanzelova et Zitnan, 1985). Dans l'étude d'Ozer et Erdem (1999), les infections de *Gyrodactylus* chez (*Cyprinus carpio*) ont atteint leur maximum en été. Dans une autre étude contribuant à ces données, le nombre maximum et la forte infection de parasites ont été observés à la fois au printemps et en été (Kutlu, 2005). De plus, dans cette étude, le taux le plus élevé de *Gyrodactylus* et des deux autres parasites a été mentionné en été. Plusieurs auteurs tels que (Žitňan & Hanzelová, 1982 ; Valtonen *et al.*, 1990 ; Appleby, 1996) ont décrit les modèles saisonniers dans l'apparition des parasites monogéniques, tandis que Kennedy (1969) a poursuivi en disant que les parasites sont observés pour différer selon la saison, et ont été liés au comportement alimentaire et l'abondance des invertébrés qui sont dans le rôle de l'hôte intermédiaire du parasite dans l'environnement. Dans l'étude actuelle, les parasites (monogéniques et protozoaires) semblent être thermophiles, car ils atteignent leurs pics en été avec le taux le plus élevé de moyenne et *Trichodinæ sp.* était le parasite le plus thermophile. Les résultats obtenus dans l'étude d'Attir (2017) sur les monogéniens montrent l'infestation dans les branchies de *Tilapia zillii* (Lac de Megarine, les Drains de Zaouia Labedia) et *Barbus biscarensis* (Barrage Fontaine des Gazelles) par *Dactylogyrus sp.* et l'infestation de *Tilapia nilotica* par *Gyrodactylus sp.* dans le lac de Megarine et Zaouia Labedia, des résultats similaires obtenus par certains auteurs (Chaibi, 2013, Ghazi, 2014, Beghoura, 2014), Meddour (1988) a décrit pour la première fois l'infestation de *Barbus callensis* par *Dactylogyrus* à Oued Bounamoussa, Une prévalence de 93,86% dans le lac Tonga et 73,95% dans le lac Oubeira par l'infestation à *Pseudodactylogyrus anguillae* chez *Anguilla anguilla* (Loucif *et al.*, 2009).

Conclusion et perspectives

Conclusion et perspectives

Les résultats obtenus par l'étude du genre *Pseudophoxinus* et son environnement, ainsi que sa caractérisation éco-biologique et la communauté de parasites qu'il héberge, nous ouvrent un grand nombre de conclusions.

Il ressort de la caractérisation du biotope que :

- la qualité saisonnière de l'eau d'Oued El Mellah est de type douce, salée et peu polluée avec quelques micropolluants (tels-que : Fe^{2+} , NH_4^+ , Pb, et NO_3^-), caractérisés par un pH légèrement alcalin et une température variante entre 9.2 et 31.3 °C.

Il ressort de l'étude biométrique que :

- l'espèce présente une isométrie de croissance ;
- la ponte chez le *Pseudophoxinus* étudié est printanière ;
- le poisson présente un régime alimentaire omnivore dont la composition varie avec la saison et l'âge du poisson.

- le changement saisonnier montre son impact sur les paramètres morphométriques du poisson étudié, en particulier la longueur totale (Lt) et poids totale (M), avec une valeur très significative par le test ANOVA unidirectionnel (P de 0,001***).

Ces résultats démontrent que le genre *Pseudophoxinus* étudié est ectothermique et que sa physiologie et sa morphologie influencent par le changement climatique et les variations de température au cours des différentes saisons.

L'écologie trophique

- Non seulement la morphologie du poisson, mais aussi son comportement alimentaire, telles que la quantité et la diversité, qui sont fortement influencés par le changement de saisons. Ceci est dû au changement dans la disponibilité de la nourriture, la diversité des espèces de proies dans le biotope du poisson et la variation des conditions climatiques.

- L'entrée dans la saison de reproduction a également une influence sur le régime alimentaire du poisson, car il préfère les zooplanctons à cette période en raison de leur contenu calorique élevé.

Ces résultats ont montré l'opportunisme de *Pseudophoxinus sp.* et sa grande adaptabilité aux conditions environnementales (climatiques et nutritionnelles). En d'autres termes, cette plasticité a permis au poisson étudié de vivre et de coloniser différentes zones avec des conditions environnementales variées.

Aspect épidémiologique

- L'étude parasitaire de *Pseudophoxinus* prouve qu'il est infesté par trois genres de parasites dans leurs branchies : *Dactylogyrus sp.*, *Gyrodactylus sp.* (helminths) et *Trichodinae sp.* (Protozoaire), ainsi que la présence d'œufs des cestodes dans leur tube digestive.

- Les males sont les plus parasités que les femelles ; le test de corrélation confirme aussi qu'il y'a une forte relation entre la prévalence parasitaire de *Dactylogyrus sp.* et les classes d'âges de l'hôte.

- La prévalence saisonnière de *Gyrodactylus sp.* Et de *Dactylogyrus sp.* chez le genre *Pseudophoxinus sp.* hôte montre un cycle saisonnier défini dans leurs infestations.

- *Gyrodactylus* est présent pendant toutes les saisons, avec une valeur de prévalence plus élevée au printemps-été 2019 (81.3%), et une valeur de prévalence plus faible en hiver avec 59%.

Les résultats obtenus nous ouvrent un grand nombre de perspectives d'étude ; il serait donc intéressant :

- d'entreprendre des études similaires sur plusieurs cycles et dans divers biotopes en élargissant l'échantillonnage et en calculant l'âge des poissons ;
- d'identifier et dénombrer les hôtes intermédiaires des ectoparasites rencontrés
- de déterminer les types de cohabitation et d'évaluer l'impact de ces espèces parasites sur l'embonpoint et la croissance des poissons ;
- de procéder à une étude approfondie de la systématique du ce *Pseudophoxinus* étudié par une étude phylogénique.
- il serait souhaitable d'utiliser des techniques d'observation microscopique, en particulier électroniques, pour un meilleur diagnostic en parasitologie, ainsi que l'usage des méthodes d'études biochimiques pour voire les interactions entre l'infestation parasitaire et les perturbations métaboliques chez l'hôte.

L'importance des résultats de cette étude est une vision beaucoup plus claire des aspects biologiques et écologiques du genre *Pseudophoxinus sp.* endémique en Algérie. De telles études nous aideraient à déterminer des stratégies (tels que la création des milieux aquacoles, etc.) pour la préservation de ce type de poisson dans son habitat qui vive dans les régions arides d'Afrique du Nord en général, et en Algérie en particulier, où elle est considérée comme une espèce naturelle essentiel de l'écosystème et du patrimoine qu'il convient de préserver.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

Armstrong, D.A., Chippendale, D., Knight, A.W., Colt, J.E., (1978). Interaction of ionized and un-ionized ammonia on short-term survival and growth of prawn larvae, *Macrobrachium rosenbergii*. Biol. Bull., 154, 15-31.

Aaltonen, T. M., Jokinen, E. I., and Valtoten, E. T., (1994). Antibody-synthesis in roach (*Rutilus rutilus*) – analysis of antibody-secreting cells in lymphoid organs with ELISPOT-assay. Fish Shellfish Immun., 4(2), 129 – 140. doi: <https://doi.org/10.1006/fsim.1994.1011>

Appleby, C., (1996). Seasonal occurrence, topographical distribution and transmission of *Gyrodactylus callariatis* (Monogenea) infecting juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the Oslo Fjord, Norway. J. Fish Biol., 48: 1266 – 1274.

U.S. EPA, (1999). Guidance manual for compliance with the interim enhanced surface water treatment rule: turbidity provisions. United States Environmental Protection Agency (EPA 815-R-99-01branch0), pagination multiple.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), (2012). Toxicological profile for Manganese. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Available:

Attir, B., Meddour, A., Sibachir, A., Ghazi, Ch., et Ghouri, S., (2017). First report of *Cichlidogyrus cubitus* Dossou, 1982 (*Dactylogyridea*; *Ancyrocephalidae*) on *Tilapia zillii* in North West Africa, Journal of Applied Environmental and Biological Sciences, 7(3)127-138.

B

Boudy, P., (1952). Guide du forestier en Afrique du Nord. Ed. La maison rustique. Paris. 505p.

Bagnouls, F., et Gaussen, H., (1953). Saison sèche et indice xérothermique. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 88: 193-240.

Bagnouls, F., & Gaussen, H., (1957). “Les Climats Biologiques et Leur Classification.” *Annales de Géographie* 66 (355): 193–220.
<https://doi.org/10.3406/geo.1957.18273>.

Bech, A.V., (1966). (dir. de publ.). The technology of magnesium and its alloys. 3e édition. (Cité par la McGraw-Hill encyclopedia of science and technology. McGraw-Hill [1966].)

Bond, R., Straud CP., (eds) (1973-). Handbook of environmental control, *Revue Chemical Rubber Co* Cleveland, OH, Vol. 1-4. (Boca Raton, FL : CRC Press). P : 09-94.
See : <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-sulphide-sulfure-eau/alt/water-sulphide-sulfure-eau-eng.pdf>

Boet, P. et Le Louarn, H., (1985). La croissance du poisson. Techniques d'étude. In : *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles* (Gerdeaux et Billard eds.) : 125-142.

Balvay, G. (1985). Structure et fonctionnement du réseau trophique dans les retenues artificielles. *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*. INRA, Paris, pp. 39-66.

Banarescu, P., (1989). Zoogeography and history of the freshwater fish fauna of Europe. In : *The freshwater fishes of Europe*, Vol. 1 II, Ed. Aula Verlag, Wiesbaden, 88-103.

Benabid, M. (1990). Bioécologie de deux espèces du barbeau (*Barbus callensis* (Gthr.) et *Barbus labeobarbus fritschi* (Val.) d'un cours d'eau du Haut-Atlas du Maroc. Thèse de Doctorat, Université de Marrakech, Morocco, 170p.

Baker, J.P., Warren-Hicks, W.J., Gallagher, J., Christensen, S.W., (1993). Fish population losses from adirondack lakes: the role of surface water acidity and acidification *Water Resour. Res.*, 29, pp: 861-874.

Bouhaddad, R., (1993). Distribution des espèces du genre *Barbus* en Algérie. *Cah. Ethol.* 13: 185-188.

Bouhaddad, R., et Asselah, B., (1998). Biodiversité comparée de l'ichtyofaune des eaux douces algériennes (Sahara et Nord) et maghrébine. *Santé Plus*, 61: 19-22.

Burford, M.A., & Petrson, E.L., (1998). Effect of different nitrogen sources on phytoplankton composition in aquaculture ponds. *Aquat. Microb. Ecol.* 15 :277-284.

Bishop, C. A., Mahnony, N. A., Struger, J., Ng, P., Pettit, K.E., (1999), Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). *Environ. Monitor. Assess.*, 59, 21-43.

Bruslé, S., et Quinard, J.P., (2001). Biologie des poissons d'eau douce européens, Ed.Tech. et Doc., Lavoisier, Paris. France. 625p.

Bury, N, and Grosell M., (2003). Iron acquisition by teleost fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 135 (2): 97-105. doi : [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(03\)00021-8](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(03)00021-8)

Billen, G., Garnier, J., Mouchel, J. M., and Silvestre, M., (2007). The Seine system : Introduction to a multidisciplinary approach of the functioning of a regional river system. *Science of the Total Environment*, 375(1-3), 1-12.

Bacha, .M, Amara, R., (2007). Les poissons des eaux continentales d'Algérie. Étude de l'ichtyofaune de la Soummam. *Cybiu* 31(3):351-358.

Bouchar, F., (2010). Mesure de Salinité- réalisation d'un conductimètre. TENUM Toulouse. V. 1.2, P : 24.

Barnabas, K., Carl Moses, M., Jean-Bosco T., & Ali, A., (2014). Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du Lac Tchad, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(2): 468-480, <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v8i2.7>

Beghoua, L., (2014). Connaissance et impact de la parasitofaune sur la bio-écologie des poissons eaux continentales de la région du Sahara septentrional (Algérie). Mémoire de magister en Biologie animale. Université d'Oum El Bouaghi (Algérie). P : 182.

Berger, E., Fro"r, O., and Schäfer, RB., (2019). Salinity impacts on river ecosystem processes: a critical mini-review. *Phil. Trans. R. Soc. B* 374, 20180010, doi : <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0010>

Baldigo, B.P., Scott, B.P., Lawrence, G.B., Paul, E.A., (2020). Declining aluminum toxicity and the role of exposure duration on brook trout mortality in acidified streams of the Adirondack Mountains, New York, USA *Environ. Toxicol. Chem.*, 39, pp. 623-636.

C

Cauvet G., (1930). Conseils pratiques pour l'élevage des poissons d'ornement en Algérie. *Bull Stat Aquac Castiglione* 2:9–78.

Chakroun-Marzouk, N. (1985). Biologie des espèces du genre *Pagrus* (*P. caeruleostictus*, *P. pagrus*, *P. auriga*), Poissons Téléostéens des côtes Tunisiennes. Thèse 3ème. Cycle, Biol. Mar. Océanogr., Univ. Tunis, 177pp.

Cherghou, S., Khodjari, M., Yaakoubi, F., Benabid, M., & Babdi A., (2002). Contribution à l'étude du régime alimentaire du barbeau (*Barbus barbus callensis* Valenciennes, 1842) d'un cours d'eau du Moyen-Atlas (Maroc) : Oued Boufekrane. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(1), 153–163.

Camargo, J.A., Alonso, A., and Salamanca. A., (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58 :1255–1267.

Cheikh Bye, O. I., Pierre, L., Mohamed, E.L., & Moustapha, O.B., (2006). Catalogue des engins de pêche artisanale en Mauritanie. Institut Mauritanien de recherche océanographiques et des pêches. P 64.

Cheista, M.E., Rosenberg, C.E., Fink, N.E. and Sallibian, A., (2006). Serum protein profile and blood cell counts in adult toads *Bufo arenarum* (Amphibia: Anura; Bufonidea): effects of sub-lethal lead acetate. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50, 384-391.

CCME., (2011). Canadian Water Quality Guidelines for the protection of aquatic life. See : <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/337> , date de consultation : 11/3/2022. 22/4/2022.

Cherif, K., Boudrissa, A., Hamdi Cherif, M., et Harrat, Z., (2012). Un programme social pour la lutte physique contre la leishmaniose cutanée zoonotique dans la wilaya de M'sila en Algérie, *Santé publique* 2012, volume 24 (6), pp. 511-522. Voir : <https://www.cairn.info/revue-sante-publique-2012-6-page-511.htm>

Chaibi, R., (2013). Connaissance de l'ichtyofaune des eaux continentales de la région des Aurès et du Sahara septentrional avec sa mise en valeur. Thèse de Doctorat en sciences Biologique. Université de Biskra. Algérie. P : 237.

Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B.J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R.B., Schulz, C-J., (2013). Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environ. Pollut.* 173, 157–167. doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011>

Craig, D.A., (2019). Redescription of *Austrosimulium bancrofti* (Taylor) (Diptera: Simuliidae): Australia's second-worst problem black fly. *Zootaxa*, 4700(4), 535–556.

D

Dieuzeide, R., (1927). L'Oued Réghaia. Bull. Stat. Aquic. Pêche Castiglione 2:161–171.

Dieuzeide, R., (1932). L'empoisonnement des eaux de l'Oued Mazafran. Bull. Stat. Aquic. Pêche Castiglione 2:189–207.

Diem, K., (1962). (dir. de publ.). Documenta Geigy, tables scientifiques, 5e édition. J.R. Geigy, Bâle, Suisse, p. 501.

Day, E.H., (1963). The chemical elements in nature. George C. Harrap & Co, London, U.K., 372 p.

Dhindsa, R.S., Beasley, C.A., and Ting, I.P., (1975). Osmoregulation in cotton fiber: Accumulation of potassium and malate during growth. Plant Physiol. 56, 394–398.

Dufour P, et Slepoukha, M., (1975). L'Oxygène dissous en lagune Ebrié: influences de l'hydroclimat et des pollutions. Documents Scientifiques, Centre de Recherches Océanographiques, Abidjan, 6:75–118.

Daget, J., et Le Guen, C., (1975). Les critères d'âge chez les poissons. In : Problèmes d'Ecologie. La Démographie des Populations de Vertébrés. Lamotte M. & F. Bourlière, eds : pp.253-289.

Do-Chi, T., (1977). Détermination statistique de l'âge : Quelques méthodes de décomposition d'un échantillon en composantes Gaussiennes. Océanis, Fasc.10 : 503-530.

Delisle, C.E., et Schmidt, J.W., (1977). The effects of sulphur on water and aquatic life in Canada. Dans : Sulphur and its inorganic derivatives in the Canadian environment. NRCC No. 15015, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa. P : 09-94. See : <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-sulphide-sulfure-eau/alt/water-sulphide-sulfure-eau-eng.pdf>

Dajoz, R., (1985). Précis d'écologie. 5 ème édition, Ed. Dunod. Paris, 505 p.

Dussart B., (1992). Limnologie. L'étude des eaux continentales. 2ème édition. Collection "Faunes et flores actuelles", 680 p.

Dajoz, R., (1996). Précis d'écologie. Ed. Dunod. Paris. 551p.

Dersjant-Li, Y., (2000). Impact of dietary cation anion difference in fish and pigs: A comparative study. Ph.D. Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. P : 166.

Diomande, D., Gourene, G., Sankare, Y., & Zabi, S.G. (2000). Synopsis de la classification des larves et des nymphes de diptères chironomidae des écosystèmes dulçaquicoles de l'Afrique de l'Ouest : clés de détermination des sous-familles, des tribus et des genres. Archives Scientifiques, 17(1), 1–31.

Dajoz, R., (2000). Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 615 p.

Diaz, RJ., (2001). Overview of hypoxia around the world. Journal of environmental quality, 30:275–281.

Driscoll, C.T., Lawrence, G.B., Bulger, A.J., Butler, T.J., Cronan, C.S., Eagar, C., Fallon-Lambert, K., Likens, G.E., Stoddard, J.L., (2001). Weathers Acidic deposition in the northeastern United States: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies Bioscience, 51, pp. 180-198.

Doadrio, I., Carmona, J.A., & Fernandez-Delgado, C., (2002). Etude morphométrique de l'Aphanius (Actinopterygii, Cyprinodontiformes) de la péninsule ibérique avec la description d'une nouvelle espèce. Folia Zool., 51, 67-79.

Dajoz, R., (2002). Les Coléoptères. Carabidés et ténébrionidés. Ed. Lavoisier, Tec et Doc., 522 p.

Dajoz, R., (2003). Les coléoptères Carabidés et Ténébrionidés: Ecologie et Biologie. Ed. Lavoisier Tec et Doc., Londres, Paris, New York, 522 p.

Dural, M., Göksu, M.Z.L. & Özak, A.A., (2007). Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. Food Chemistry. 102(1):415-421. doi: 10.1016/j.foodchem.2006.03.001

D.S.A : Direction des Services Agricoles M'sila 2012.

D.A.E.L : Direction d'Algérie des eaux de la wilaya de Laghouat 2016.

Dione, CT., Diagne, I., et Ndiaye, M., (2018). Contamination Métallique D'une Espèce De Poisson (Brama Brama) De La Côte Dakaroise, European Scientific Journal, (14):12, 1857 – 7881, doi : <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n12p374>

Delaunay, M., (2020). Comment faciliter l'identification de l'entomofaune ? : Construction, évaluation et amélioration de clés d'identification numériques. Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle ; Paris, France, 270p.

E

Emberger, L., (1952). Sur le Quotient pluviothermique. G.R.Ac. sc., 234: 2508-25-11.

Evans, D.H., (1987). The fish gill: site of action and model for toxic effects of environmental pollutants, 71: 47–58. doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.877147>

Economidis, P.S., (1995). Endangered freshwater fishes of Greece. *Biological Conservation* 72:201-211.

Elvira, B., (1997). Taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): an updated review. *Folia Zool.* 46 (Suppl. 1):1-14.

F

Ford, C.W., and Wilson, J.R., (1981). Changes in Levels of Solutes during Osmotic Adjustment to Water Stress in Leaves of Four Tropical Pasture Species. *Aust. J. Plant Physiol.* 8, 77–91.

Förstner, U., Wittman, G.T.W., (1983). *Metals pollution in the aquatic environments*. Berlin: Springer; p. 486.

Faurie C., Ferra Ch., Medori P. et Devaux J., (1998). *Ecologie, Approche scientifique et pratique*. 4e édition, Ed. Tec et Doc (Lavoisier), 339 p.

Faurie C., Ferra Ch., Medori P., Devaux J. et Hemptienne J-L., (2003). *Ecologie, Approche scientifique et pratique*. 4e édition, Ed. Tec et Doc (Lavoisier), 407 p.

Frontier, S.; Pichod-Viale, D.; Leprêtre, A.; Davoult, D., et Luczak, Ch., (2004). *Ecosystèmes. Structure, Fonctionnement, Evolution*. 3e édition. Ed. Dunod. Paris, 549 p.

F.A.O., (2010). *Global Forest Resources Assessment 2010*, FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome (URL: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>)

G

Guichenot, A., (1850). Histoire naturelle des reptiles et poissons de l'Algérie. In: Exploration Scientifique de l'Algérie pendant les années 1840, 1841, 1842. Sciences Physiques. Zoologie. V. Paris. P : 147.

Grassé, P., (1958). Traité de zoologie : anatomie, systématique, biologie. Tome XIII, (fascicules I, II et III) : Agnathes et Poissons. 27-9, P : 278-280.

Gruener, N., and Avi-Dor, Y., (1966). Temperature-dependence of activation and inhibition of rat-brain adenosine triphosphatase activated by sodium and potassium ions. Biochem. J. 100, 762–767.

Garrahan, P.J., Pouchan, M.I., and Rega, A.F., (1969). Potassium Activated Phosphatase from Human Red Blood Cells. The Mechanism of Potassium Activation. J. Physiol. 202, 305–327.

Gensemer, R.W., Playle, R.C., (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 29, pp. 315-450.

Galloway, J.N., Denterner, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Haowarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, J.P., et al., (2004). Nitrogen cycles : past, present, and future. Biogeochemistry 70:153–226.

Gajdanowicz, P., Michard, E., Sandmann, M., Rocha, M., Corrêa, L.G.G., Ramírez-Aguilar, S.J., Gomez-Porras, J.L., González, W., Thibaud, J.-B., Van Dongen, J.T., et al. (2011). Potassium (K⁺) gradients serve as a mobile energy source in plant vascular tissues. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 108, 864–869.

Groga, N. (2012). Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Univ-Toulouse (INP Toulouse), 224P.

Gu, B., Ge, Y., Chang, S.X., Luo, W., and Chang, J., (2013). Nitrate in groundwater of China: sources and driving forces. Glob Environ Chang 23:1112–1121.

Ghazi, C., (2014). Étude bioécologique de l'ichtyofaune dans quelques hydrosystèmes du Sahara septentrional. Mémoire de Magister en Écologie Saharienne et Environnement. P : 138.

Goeller, B.C., Febria, C.M., Warburton, H.J., Hodsden, K.L., Collins, K.E., Devlin, H.S., Harding, J.S., and McIntosh, A.R., (2019). Springs drive downstream nitrate

export from artificially drained agricultural headwater catchments. *Sci Total Environ* 671:119–128.

Ghazi, C., (2020). Contribution a l'étude bioécologique de l'ichtyofaune continentale du Sahara Septentrional (Algérie), Thèse de Doctorat en sciences Biologique. Université de Ouergla. Algérie. P : 197.

Gomez Isaza, FD., Cramp, RL., Franklin, CE., (2021). Exposure to Nitrate Increases Susceptibility to Hypoxia in Fish, *Physiological and Biochemical Zoology*, 94(2):124–142. doi : 10.1086/713252

H

Hynes, H.B.N. (1950). The Food of Fresh-Water Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a Review of Methods Used in Studies of the Food of Fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19(1), 36-58. <https://doi.org/10.2307/1570>

Hodgkin, A.L., and Horowicz, P., (1959). The Influence of Potassium and Chloride Ions on the Membrane Potential of Single Muscle Fibres. *J. Physiol.* 148, 127–160.

Hankin, J.H., Margen, S. et Goldsmith, N.F., (1970). Contribution of hard water to calcium and magnesium intakes of adults. *J. Am. Diet. Assoc.*, 56:212.

Hanzelova, V., Zitnan, R., (1985). Epizootiologic importance of the concurrent monogenean invasion in carp. *J. Helminthologia*, 22: 277-283.

Haines, T.A., Baker, J.P., (1986). Evidence of fish population responses to acidification in the eastern United States *Water Air Soil Pollut.*, 13, pp: 605-629.

Hadson, PV., (1988). The effect of metabolism on uptake, disposition and toxicity in fish. *Aquatic Toxicology*. 11(1–2):3–18. doi: [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(88\)90003-3](https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90003-3).

Havens, K.E., Heath, R.T., (1989). Acid and aluminum effects on freshwater zooplankton: an in situ mesocosm study *Environ. Pollut.*, 62, pp: 195-211.

Hecker, N., Costa, L.T., Farinha, J.C., & Tomas Vives, P., (1996). Inventaire des zones humides Méditerranéennes : Collecte des données. Publication medwet/Wetlands International/Instituto da Conservação da Natureza. Volume II, Lisbonne. 99p.

Hecker, N., Costa, L.T., Farinha, J.C., et Tomas Vives, P. (1996). Inventaire des zones humides Méditerranéennes : Collecte des données. Publication medwet/Wetlands International/Instituto da Conservação da Natureza. Volume II, Lisbonne, 99p.

Gurer, H., and Ercal, N., (2000). Can antioxidants be beneficial in the treatment of lead poisoning?, 29(10), P: 927-945, doi : [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(00\)00413-5](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(00)00413-5)

Hade, A., (2002). Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Éditions Fides, 360 p.

Hacini, M., Kherci, N. & Oelkers, E., (2008). Mineral precipitation rates during the complete evaporation of the Merouane Chott ephemeral lake. *Geochimica et cosmochimica Acta*, v.72, iss.6, 1597 p.

Hull, V., Parrella, L., Falcucci, M., (2008). Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 211:468–480.

Homoncik, SC., Macdonald, AM., Heal, KV., Dochartaigh, BE., Ngwenya, BT., (2010). Manganese concentrations in Scottish groundwater. *Science of Total Environmental* 408: 2467-2473. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=102&tid=23>

Herbert, ER., Boon, P., Burgin, AJ., Neubauer, SC., Franklin, RB., Ardón, M., Hopfensperger, KN., Lamers, L.P.M., Gell, P., (2015). A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere* 6, art206. doi: <https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1>

Has-Schön, E., alvan, B., Vukovića R., Galović, D., Bogut A., Horvatić, J., (2015). Distribution and age-related bioaccumulation of lead (Pb), mercury (Hg), cadmium (Cd), and arsenic (As) in tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) and European catfish (*Sylurus glanis*) from the Buško Blato reservoir (Bosnia and Herzegovina), *Chemosphere* 135, 289–296, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.015>

J

Jansen, PA., Bakke, TA., (1991). Temperature-dependent reproduction and survival of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Platyhelminthes: Monogenea) on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Parasitology*, 102:105–112.

Jean-Luc, B., Aprahamiam, M., Sabatié, M.R., et Alexandrino, P.J., (2001). Guide pour l'interprétation des écailles et l'estimation de l'âge chez les aloses (*Alosa* spp.) de la façade Atlantique-Est et de la Méditerranée-Ouest, 357/360:485-531, doi: 10.1051/kmae:2001001

K

Kennedy, C.R., (1969). Seasonal incidence and development of the Cestoda *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas) in the river Avon. *Parasitology*, 59: 783-794.

Klein, D.H., (1975). Fluxes, residence times and sources of some elements to Lake Michigan. *Water Air Soil Pollut.*, 4 : 3.

Kraiem, M.M. (1980). Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. XXI Contribution à l'étude du régime alimentaire de *Barbus barbus* (L. 1758) (poissons, cyprinidae). *Bulletin Français de Pisciculture*, 278, 1-10. <https://doi.org/10.1051/kmae:1980005>

Kaabech, M., (1990). Les groupements végétaux de la région de Bousaada (Algérie) ; essai de synthèse sur la végétation steppique du Meghreb. Thèse, Université Paris -Sud, (ORSAY), 104p + annexe.

Kraal, MH., Kraak, MH., de Groot, C.J., Davids, C., (1995). Uptake and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by carp (*Cyprinus carpio*) *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 31(2):179–183. doi: <https://doi.org/10.1006/eesa.1995.1060>.

Kutlu, H. L., (2005). An investigation on anatomy, morphology and ecology of metazoan parasites of *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (common carp) from Lake Karamik (Afyonkarahisar), Afyon Kocatepe University, Institute of Science, MSc Thesis, 64.

Kottelat, M., et Freyhof, J., (2007). Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol & Freyhof, Berlin, xiv + 646 pp.

Küçük, F., et Güçlü, S.S., (2014). A new *Pseudophoxinus* (Teleostei, Cyprinidae) species from Asi River Drainage (Turkey), *Zookeys*. Vol: 411: 56-66. <https://doi.org/10.3897/zookeys.411.6833>

Kaushal, SS., (2016). Increased salinization decreases safe drinking water. *Environ. Sci. Technol.* 50, 2765–2766. doi : <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00679>

Kefford, B.J., Buchwalter, D., Cañedo-Argüelles, M., Davis, J., Duncan, R.P., Hoffmann, A., and Thompson, R., (2016). Salinized rivers: degraded systems or new habitats for salt-tolerant faunas? *Biol. Lett.* 12, 20151072, doi : 10.1098/rsbl.2015.1072

Ju-Wook, L., Hoon, Ch., Un-ki, H., Ju-Chan, K., Yue, J.K., Kwang, K., and Jan-Hwan, K., (2019). Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress,

neurotoxicity, and immune responses in fish: A review, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, V: 68, p: 101-108, doi : <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>

Keller, W., Heneberry, J., Edwards, B.A., (2019). Recovery of acidified Sudbury, Ontario, Canada, lakes: a multi-decade synthesis and update *Environ. Rev.*, 27, pp: 1-16.

Jane, S.F., Hansen, G.J.A., Kraemer, B.M. et al. (2021). Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature* 594, 66–70. DOI : <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>

L

Little, A.D., (1971). Inorganic chemical pollution of fresh water. *Water. Quality Data Book*, Vol. 2. Environmental Protection Agency, 18010 DPV, P : 24-26.

Lahaye, J. (1980). Les cycles sexuels chez les poissons marins. *Oceanis*, 6(7): 637-654.

Leveque, C., Bruton, M., et Ssentongo, G. (1988). Biologie et Ecologie des Poissons d'eau douce Africains. ORSTÜM Coll.Trav. Et Doc. Paris, pp 303-324.

LeBerre M., (1989). Faune du Sahara.1- Poissons-Amphibiens-Reptiles. Le chevalier-Chabaud (Edit.). 333p.

Lévêque C., (1990). (Jan.) [ref. 19786] Relict tropical fish fauna in central Sahara. *Bijdragen tot de Dierkunde* v. 1 (no. 1): 39-48.

Lea, E., (1910). On the methods used in the herrings investigations, *Publ. Circ. Const. Int. Exp. Mer*, Copenhagen, (53) 7-175.

Lacoste, A., et Salanon, R., (2001). Élément de biogéographie et d'écologie R une compréhension de la biosphère par l'analyse des composantes majeures des écosystèmes. Ed. Nathan, Paris, 318 p.

Larouche, M., Paradis, Y., Hatin, D., Brodeur, P. et Sirois, P., (2019). Barotraumatisme chez les poissons d'eau douce et impact de la perforation de la vessie natatoire pour en réduire les effets, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, 40 p. et 3 annexes.

Lisa Carolina Wenzel, LC., Strauch, SM., Presas-Basalo, FX., Wasenitz, B., and Palm, HW., (2021). Effects of Dissolved Potassium on Growth Performance, Body Composition, and Welfare of Juvenile African Catfish (*Clarias gariepinus*), *Environmental Impacts of Land-Based Aquaculture*, 6 :(2). doi : <https://doi.org/10.3390/fishes6020011>

M

McKee, J.E. and Wolf, H.W. (1963). Water Quality Criteria. California State Water Quality Control Board Publication, 3-A, 548p.

Murata, T., and Akazawa, T., (1968). Enzymic mechanism of starch synthesis in sweet potato roots: I. Requirement of potassium ions for starch synthetase. Arch. Biochem. Biophys. 126, 873–879.

Muus, B.J., et Dahlstrom, P., (1968). Poisson d'eau douce. Edition: BLV. Munich, 224 p.

Murray, D.M., & Ennst, V.F.W., (1976). An economic analysis of the environmental impact of highway de-icing salts. National Technical Information Service Publication 253, U.S. Department of Commerce, Springfield, VA. p. 268.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. (1976). Hazardous substances list and handbook. Rapport no ARB-TDA-33-76, Hazardous Substances Program, Air Resources Branch. P : 11-87. See: <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-magnesium-eau/alt/water-magnesium-eau-fra.pdf> , date de consultation : 2/4/2022.

Mutin, G., (1977). La Mitidja - Décolonisation et espace géographique. Ed. Office pub. Univ. Alger, 607 p.

Meybeck, M., (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. Amer. J. Sci., 282, 401-450.

Margolis, L., Esch, G.W., Holmes J.C., Kuris, A.M., & Shad, G.A., (1982). The use ecological termes in parasitology (Report of an ad hoc commitee of the American Society of Parasitologists). *Journal of Parasitology*, 68, 131-133.

Margolis, L., & Kabata, Z. (1984). General introduction, p. 1-4. In L. Margolis and Z. Kabata [cd.] Guide to the parasites of fishes of Canada. Part I. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74: 209 p.

Meybeck, M., (1989). The quality of rivers : from pristine stage to global pollution. *Palaeogeogr. Palaeocl.*, 75, 283-309.

Michel R., (1987). Atlas du phytoplankton marin “DIATOMOPHYCEES Volume II”. Muséum National d'Histoire Naturelle. 250p.

Meddour, A., (1988). Parasites of freshwater fishes from Lake Oubeira, Algeria. Thesis of Master of Science, Department of Zoology, the University of Liverpool, U.K. Lac Oubeira, Algérie. European Journal of Scientific Research, 48, 1:129-141.

Martin C.W., (1995). Water quality: an overview. In: Proc. 1995 Soc. Am. For. Conf., October 28–November 1, 1995. Portland, Maine. Pp.121–126.

Mouelhi, S., (2000). Etude écologique de la retenue de Sidi Salem : Aspects physicochimiques des eaux et dynamique des peuplements zooplanctoniques. Thèse de doctorat en sciences biologiques, université de Tunis II. pp. 21 – 126.

Meddour, A., Roubah, K., Meddour, B.K., Loucif, N., Remili, A. et Khatal, Y., (2005). Expérimentations sur la reproduction artificielle de Sander luceoperca Hypophthalmichthys momitrix Aristichthys nobilis en Algérie. Sciences et Technologie C, 23 : 63-71.

Loucif, N., Meddour, A. et Samraoui, B., (2009). Biodiversité des parasites chez *Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758 dans le Parc National d'El-Kala–Algérie. European Journal of Scientific Research, 25(2) : 300-309.

Mariusz, R., (2010). Chemical composition of wild boar meat and relationship between age and bioaccumulation of heavy metals in muscle and liver tissue, Food Additives & Contaminants: Part A, 27 (4), 464–472, 4, doi : <https://doi.org/10.1080/19440040903493785>

Monteiro, S. M., Oliveira, E., Fontainhas-Fernandes, A., & Sousa, M. (2012). Effects of sublethal and lethal copper concentrations on the gill epithelium ultrastructure of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. Zoological Studies, 51(7), 977–987.

Morsi, A., (2016). Ecologie du barbeau de l'Algérie, *Luciobarbus callensis* (Valenciennes, 1842) (*Cyprinidae*) dans Oued El-Harrach et de ses affluents (nord de l'Algérie). Thèse de Doctorat en sciences Biologique. Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie – EL- Harrach Alger. Algérie. P : 189.

Marfoua, M., Souffi, I., Chaibi, R., & Sibachir, A., (2017). Caractérisation biologique et écologique d'un poisson d'eau douce (Genre *Pseudophoxinus*) dans l'Est Algérien. Journal Algérien des Régions Arides, 12(2), 84-92.

Mimeche, F., Zedam, A., Chafaa, S., Mimeche, H., & Biche, M. (2018). Étude saisonnière du régime alimentaire du barbeau *Luciobarbus callensis* (Valencienne 1842) dans le réservoir de K'sob (M'Sila, Algérie). Revue des Sciences de l'Eau, 31, 163–171. <https://doi.org/10.7202/1051698ar>

Marquié, J., Lefrançois, E., Boutry, S., Coste, M., & Delmas, F. (2018). Guide d'identification : les diatomées benthiques des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie vol.2. OEIL (Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie), 2, 58 p.

Mayo, A.L., Ritter, D.J., Bruthans, J., and Tingey, D., (2019). Contributions of commercial fertilizer, mineralized soil nitrate, and animal and human waste to the nitrate load in the Upper Elbe River Basin, Czech Republic. *Hydro Res* 1:25–35.

N

National Academy of Sciences. (1974). Nutrient and toxic substances in water for livestock and poultry. National Academy Press, Washington, DC. Animal feeding. P :93.

Nie, P., Kennedy, C. R. (1991). Occurrence and seasonal dynamics of *Pseudodactylogyrus anguilla* (Yin and Sproston) (Monogenea) in eel, *Anguilla anguilla* (L.), in England. *J. Fish Biol.* 39, 897–900.

Nelson, J.S., (1994). Fishes of the world. Third edition. John Wiley & Sons, Inc., New York. 600 p.

Noppe, K., (1995). Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons, Mémoire de soutenance, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. P : 92.

Ni, I.H., Chan, S.M., and Wang, W.X., (2005). Influences of salinity on the biokinetics of Cd, Se, and Zn in the intertidal mudskipper, *Periophthalmus cantonensis*. *Chemosphere*, 61, 1607-1617.

Nehme, N., (2014). Evaluation de la qualité de l'eau du bassin inférieur de la rivière de Litani, Liban: approche environnementale. Thèse de Doctorat. Université de Lorraine (France), 359 p.

Naz, S., Javed, M., Chatha, A.M., (2018). Investigation of acute toxicity of lead-manganese mixture to fish under laboratory conditions, *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19(2) 934-94, doi : 10.22092/ijfs.2018.117476.

O

Overrein, L.N., (1972). Sulfur pollution patterns observed: leaching of calcium in forest soil determined. *Ambio*, 1 : 145.

Ozer, A., (2007). *Trichodina modesta* Lom, 1970 (Ciliophora: Peritrichia) infestations of an endemic Toothcarp *Aphanius danfordii* Boulenger, 1890 (Pisces: Cyprinodontidae) in Sinop, Turkey, *Journal of Natural History*; 41(41–44): 2543–2549. 10.1080/00222930701739724

Oldham, R. S., Latham, D. M., Hilton-Brown, D., Towns, M., Cooke, A. S., Burn, A., (1997). The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival. *Ag. Ecosyst. Environ.*, 61, 69-74.

P

Pettyjohn, W.A., (1971). Water pollution by oil-field brines and related industrial wastes in Ohio. *Ohio J. Sci.*, 71 : 257.

Pettyjohn, W.A., (1972). Water quality in a stressed environment. Burgess Publishing Co., MN. *Biochemistry and Physiology*, 135(2): 97-105.

Pickering, A. D., Christie, P. (1980). Sexual differences in the incidence and severity of ectoparasitic infestation of the brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*. 1980 16 6 669-683. ISSN: 0022-1112. doi: 10.1111/j.1095-8649.1980.tb03746.x

Paperna, I., (1982). Parasites, infections et maladies des poissons en Afrique documents techniques, N7, F.A.O. Rome, 202p.

Pellegrin, J., (1921). Les poissons des eaux douces de l'Afrique du Nord française (Maroc, Algérie, Tunisie, Sahara). *Mém. Soc. Sci. Nat. Maroc*. 1: 1-217.

Pourriot, R., et Meybeck, M., (1995). Limnologie générale. Masson, Paris. Collection press, Belle W. Baruch libr. Mar. Sci., Il: 1-24.

Özer, A., and Erdem, O., (1998). Ectoparasitic protozoa fauna of the common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) caught in the Sinop Region of Turkey. *Journal of Natural History*, 32: 441-454.

Passy, S.I., Ciugulea, I., Lawrence, G.B., (2006). Diatom diversity in chronically versus episodically acidified adirondack streams *Int. Rev. Hydrobiol.*, 91, pp: 594-608.

Pellegrin, J., (1920). Sur deux Cyprinidés nouveaux d'Algérie et Tunisie appartenant au genre *Phoxinellus*. *Bulletin Musée Histoire National* 26,372-375.

Poleo, B.S., Schjolden, J., Sorensen, J., Nilsson, G.E., (2017). The high tolerance to aluminium in crucian carp (*Carassius carassius*) is associated with its ability to avoid hypoxia *PloS One*, 12 (6) e0179519

R

Reuben, J., and Cohn, M., (1970). Magnetic Resonance Studies of Manganese (II) Binding Sites of Pyruvate Kinase temperature effects and frequency dependence of proton relaxation rates of water. *J. Biol. Chem.* 245, 6539–6546.

Ralston, J.G., (1971). De-icing salts as a source of water pollution. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. Chlorure (11/87). See : <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-chloride-chlorure-eau/alt/water-chloride-chlorure-eau-fra.pdf>

Richardson, L.L., Aguilar, C., Neilson, K.I., (1988). Manganese oxidation in pH and microenvironments produced by phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 33: 352-363.

Raven, P.H., et Johnson, G.B., (1989). *Biology*. Times Mirror/Mosby College Publishing. New York ISBN 0-8016-4041-5.

Rafael Z. & Doadrio I., (1998). Phylogenetic relationships of Iberian Cyprinids: Systematic and biogeographical implications. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265 :1365-1372.

Rouse, J. D., Bishop, C. A., Struger, J., (1999). Nitrogen pollution : An assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Perspect.*, 107, 799-803.

Rejsek, F., (2002). Analyse des eaux, Aspects réglementaire et techniques. Série : Sciences et techniques de l'environnement. Paris, 360p.

Ramade, F., (2003). Élément d'écologie : écologie fondamentale (3eéd). Ed. Dunod. Paris. 690p.

Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J.P., Chambon, P., Champsaur, H. & Rodi, L. (2005). L'analyse de l'eau : eaux naturelle, eau résiduaires et l'eau de mer. 8ème Ed. Dounod, paris, 1383p.

Roth, J., Ponzoni, S., Aschner, M., (2010). Manganese Homeostasis and Transport. In: Banci L, editor. *Metallomics and the Cell*: Springer Netherlands. pp: 169-201.

Rajkowska, M., Protasowicki, M., (2012). Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophic in Northwestern Poland, *Environ Monit Assess*, 185(4): 3493–3502, doi: 10.1007/s10661-012-2805-8

Rebbas, K., (2014). Développement durable au sein des aires protégées algériennes, cas du Parc National de Gouraya et des sites d'intérêt biologique et écologique de la région de Béjaïa. Thèse de doctorat. Université Ferhat Abbas. Sétif. Algérie. 192p.

S

Seltzer, P., (1946). Le climat de l'Algérie, Recueil de données météo. Institut de Technologie Agricole, Mostaganem (Algérie). 142p.

Schweet, R.S., Holley, R.W., and Allen, E.H., (1957). Amino Acid Activation in Hog Pancreas. Arch. Biochem. Biophys. 71, 311–325.

Schwartz, A., and Laseter, A.H., (1964). A sodium-and potassium-stimulated adenosine triphosphatase from cardiac tissues—II: The effects of ouabain and other agents that modify enzyme activity. Biochem. Pharmacol. 13, 337–340.

Schneider, W.J., (1970). Hydrologic implications of solid-waste disposal. U.S. Geol. Surv. Circ. 601-F, 22 pp.

Schroeder, H.A., (1974). The poisons around us : toxic metals in food, air and water. Indiana University Press. XII, 144 p.

Sawyer, CN., & McCarty, PL. (1967). Chemistry for sanitary engineers. 2nd Ed., McGraw–Hill, New York, Pp.518.

Sodek, L., Lea, P.J., and Mifflin, B.J., (1980). Distribution and Properties of a Potassium-dependent Asparaginase Isolated from Developing Seeds of *Pisum sativum* and Other Plants. Plant Physiol. 65, 22–26.

Sommer, U., (1989). Nutrient status and nutrient competition of phytoplankton in a shallow, hypertrophic lake. Limnol. Oceanogr. 34, 1162-1173.

Stumm, W., and Morgan, J.J., (1981). Aquatic Chemistry : An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. 2nd Edition, John Wiley & Sons Ltd., New York. NY, 780 pp.

Scott, M. E., Nokes, D.J. (1984). Temperature-dependent reproduction and survival of *Gyrodactylus bullatarudis* (Monogenea) on guppies (*Poecilia reticulata*). Parasitology, 89: 221 – 227.

Sparling, D.W., Lowe, T.P., (1996). Environmental hazards of aluminum to plants, invertebrates, fish, and wildlife Rev. Environ. Contam. Toxicol., p:145-127

Stewart, P., (1969). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique. Quelques réflexions. Bull. Int. Nat. Agr. ELHarrach, pp: 24-25.

Sweet, L.I. and Zelikoff, J.T., (2001). Toxicology and immune toxicology of mercury a comparative review in fish and humans . Journal of Toxicology and Environmental Health, 4, 161-205.

Sabullah, M. K., Ahmad, S. A., Shukor, M. Y., Gansau, A. J., Syed, M. A., Sulaiman, M. R., & Shamaan, N. A., (2015). Heavy metal biomarker: Fish behavior, cellular alteration, enzymatic reaction and proteomics approaches. International Food Research Journal, 22(2), 435–454.

T

Thomas, J.F.J., (1953). Industrial water resources of Canada. Water Survey Rep. No. 1. Scope, procedure, and interpretation of survey studies. Imprimeur de la Reine, Ottawa. P : 02-79. See : <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-hardness-durete-eau/alt/water-hardness-durete-eau-fra.pdf>

Takeuchi, A., and Takeuchi, N., (1960). On the Permeability of End-Plate Membrane during the Action of Transmitter. J. Physiol. 154, 52–67.

Thurston, R.V., Russo, R.C., Vinogradov, G.A., (1981). Ammonia toxicity to fishes. The effects of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. Environ. Sci. Tech., 15, 837-840.

Turki, S., (2002). Contribution à l'étude bio-écologique des rotifères, cladocères, copépodes des eaux continentales tunisiennes et dynamique saisonnière du zooplancton de la retenue de barrage Bir M'chergua. Thèse de Doctorat en Sciences Biologiques. Université de Tunis El Manar / INSTM. 225 p.

Trabelsi, M., Maamouri, F., Quignard, J.P., Boussaïd, M. and Faure, E., (2004). Morphometric or morpho-anatomal and genetic investigations highlight allopatric speciation in Western Mediterranean lagoons within the *Atherina lagunae* species (Teleostei, Atherinidae). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61: 713–723.

Toumi, I., (2010). Contribution à l'étude bioécologique du peuplement ichthyologique de la region du Souf. Thèse de Magister en sciences Biologique. Université de Biskra. Algérie. 138 pp.

V

Valtonen, E. T., Prost, M., Rahkonen, R., (1990). Seasonality of two gill monogeneans from two freshwater fish from an oligotrophic lake in northeast Finland. *Int. J. Parasitol.*, 20: 101 – 107.

VanDer-Oost, R.V., Beyer, J., and Vermeil, N.P.E., (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13, 57-149.

W

Wood, CM., (1993). Ammonia and urea metabolism and excretion. In *The Physiology of Fishes*, Evans D.H. editor, 379-425.

Y

Yocom, J. E., (1982). Indoor/outdoor air quality relationships: a critical review. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 32, 500-606.
York. 600 p.

Yaquub, S. and Javed, M., (2012). Acute toxicity of waterborne and dietary cadmium and cobalt for fish. *International Journal of Agriculture and Biology*, 14, 276-280.

Z

Zardoya, R., et Doadrio, I., (1999). Molecular evidence on the evolution-ary and biogeographical patterns of European cyprinids. *J. Mol.Evol.* 49, 227–237.

Žitnan, R., Hanzelova, V., (1982). Seasonal dynamics of the invasion cycle of *Gyrodactylus shulmani* Ling Mo-En, 1962 (Monogenea). *Folia Vet.*, 26: 183 – 194.

Zouakh, D.E., Bouhaddad, R., Moula, M., et Cherbi, M., (2004). Ichtyofaune, macrofaune benthique et peuplement Zooplanctonique des hydrosystèmes du Hoggar et du Tassili. *Bull. Soc. Zool. Fr*, 103: pp. 55-80.

Zahedi, S., Vaezzade, H., Rafati, M. and Zarei Dangesaraki, M., (2014). Acute toxicity and accumulation of iron, manganese and aluminum in Caspian Kutum fish (*Rutilus kutum*). *Iranian Journal Toxicology*, 8(24), 1028-1033.

المخلص

تهدف الأطروحة الحالية إلى معرفة البيولوجيا البيئية والأهمية الوبائية لأسماك المياه العذبة من جنس *Pseudophoxinus* من مقاطعة المسيلة بالجزائر والتي لم يتم تقييم وضعها البيئي من قبل UICN (الاتحاد العالمي للحفاظ على البيئة). من ديسمبر 2018 إلى نوفمبر 2019، تم جمع ما مجموعه 320 فردًا، منهم 43 ذكرًا و 96 أنثى و 181 غير محدد.

تم أخذ العينات (صيد الأسماك) باستخدام شبكة صيد بحجم فتحات 10 مم. تم إحضار العينات التي تم التقاطها حية في مبرد إلى المختبر، ثم تم قياسها ووزنها على الفور (تم قياس معلمات الطول باستخدام Vernier بدقة 0.01 مم، بينما تم وزن كبد العينة باستخدام ميزان الدقة الإلكتروني G & G مع بدقة 0.0001 جم). لوحظت محتويات الجهاز الهضمي باستخدام مجهر مكبرة (ماركة Bresser Science، ETD-201)، بينما تم تحديد الجنس والعمر من خلال الملاحظة تحت المجهر البصري. كما تم أخذ الغدد التناسلية ووزنها. تمت الإشارة إلى الطريقة التي اتبناها في دراسة مقارنة المعادن الثقيلة بواسطة: (المرجع: معيار NF X 31-147). بينما تم إجراء التحليل الفيزيائي والكيميائي للمياه وفقًا للمعايير الدولية المعروفة.

تظهر النتائج المورفومترية أن الإناث تظهر أحجامًا أكبر مقارنة بالذكور (6.792 ± 0.848 و 7.175 ± 0.050 على التوالي) وطول عمر أفضل (4 سنوات للإناث و 4 سنوات للذكور أيضًا). ومع ذلك، لم يلاحظ أي شكل من أشكال ازدواج الشكل الجنسي بين الذكور والإناث. من ناحية أخرى، يظهر كلا الجنسين صيغة عديدة ثابتة لأشعة الزعفة: الذيلية، الظهرية، الصدرية، والشرجية: $C19 \pm 4$ ؛ $D8 \pm 5$ ؛ $P10 \pm 4$ و $A8 \pm 3$ ، والتي لا تقهر أبدًا وجود ازدواج الشكل الجنسي. يُظهر التطور المشترك لتقارير H (مؤشر الكبد و G) مؤشر جسدي أن *Pseudophoxinus* في وادي الملاح يتكاثر بين فبراير ومايو. يُظهر فحص 175 جهازًا هضميًا وتحليل طيف الطعام أن الأسماك تكون آكلة للحوم في موسم البرد، آكلة للأعشاب في الموسم الحار و آكلة للحوم مع ميل قوي إلى أكل الحشرات خلال فترة التكاثر. فيما يتعلق بالطيفيات لجنس *Pseudophoxinus*، فقد تم التعرف على الطيفيات الداخلية والطيفيات الخارجية وفقًا لمعاييرها التشرحية الشكلية، وبالتالي تم تجميعها في ثلاث فئات: 416 Protozoa فردًا من جنس *Trichodina* (325، sp. Monogenea فردًا من جنس *Dactylogyrus sp*، و 506 فردًا من *Gyrodactylus sp*)، بينما كان عدد بيض Cestodae هو 25؛

يظهر تطور المؤشرات الطفيلية وفقًا للحجم ووفقًا للجنس أنه بغض النظر عن الجنس والأحجام، فمن المحتمل أن تتعرض العينات للتطفل بدرجات متفاوتة.

الكلمات المفتاحية: *Pseudophoxinus*، قياس التشكل، التكاثر، النظام الغذائي، حيوانات الطفيليات، وادي الملاح، الجزائر.

Abstract

The present thesis aims to give a knowledge about the eco-biology and the epidemiological importance of a freshwater fish, the genus *Pseudophoxinus*, from the province of M'sila, Algeria, whose ecological status is not yet evaluated by the UICN (International Union for Conservation of Nature). From December 2018 to November 2019, a total of 320 individuals were collected, including 43 males, 96 females and 181 undefined.

Sampling (fish catching) was carried out using a fishing net, with a mesh size of 10 mm. The captured specimens were brought alive in a cooler to the laboratory, then immediately measured and weighed (The length parameters were measured using a Vernier with the precision of 0.01 mm, while, the specimen's liver was weighed using a G & G Electronic precision balance with an accuracy of 0.0001 g). The digestive contents were observed using a magnifying binocular (Bresser Science, ETD-201 brand), whereas the gender and age were determined by observation under an optical microscope. The gonads were also taken and weighed. The method we followed in the heavy metals assay study is referenced by: (Ref: Standard NF X 31-147). While the physicochemical analysis of the water has been made following well-known international standards.

Morphometric results show that the females exhibit larger sizes compared to the males (6.792 ± 0.848 and 7.175 ± 0.050 respectively) and better longevity (4 years for females and 4 years for also males). However, no form of sexual dimorphism between males and females has been observed. On the other hand, both sexes show stable numerical formula of fin rays: caudal, dorsal, pectoral, and anal: $C19 \pm 4$; $D8 \pm 5$; $P10 \pm 4$ and $A8 \pm 3$, which do not explain the existence of sexual dimorphism. The combined evolution of the H (hepatosomatic index) and G (gonadosomatic index) reports show that the *Pseudophoxinus* of Wadi El-Mellah reproduces mainly between February and May. The examination of 175 digestive tracts and the analysis of food spectrum show that the fish is omnivorous in the cold season, herbivorous in the hot season and omnivorous with strong carnivorous tendency (insects) during the reproduction period. Regarding the parasitofauna of the genus *Pseudophoxinus*, endo and ectoparasites were identified according to their morpho-anatomical criteria; thus, grouped into three classes: Protozoa (416 individuals of the genus *Trichodina* sp.), Monogenea (325 individuals of the genera *Dactylogyrus* sp., and 506 individuals of *Gyrodactylus* sp.), While the counting of Cestodae eggs was 25;

The evolution of the parasitic indices, according to the size and sex, shows that, whatever these parameters are, the specimens are likely to be parasitized to varying degrees.

Keywords : *Pseudophoxinus*, Morphometry, Reproduction, Diet, Parasitofauna, Oued El-Mellah, Algeria.

Résumé

La présente thèse vise à donner une connaissance sur l'éco-biologie et l'importance épidémiologique d'un poisson d'eau douce, le genre *Pseudophoxinus* sp. de la wilaya de M'sila -Algérie, dont le statut écologique n'est pas encore évalué par l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature). De décembre 2018 à novembre 2019, un total de 320 individus ont été collectés, dont 43 mâles, 96 femelles et 181 indéterminés.

L'échantillonnage (capture de poissons) a été réalisé à l'aide d'un filet simple, avec une maille de 10 mm. Les spécimens capturés ont été amenés vivants au laboratoire dans une glacière, puis immédiatement mesurés et pesés (les paramètres de longueur ont été mesurés à l'aide d'un Vernier avec une précision de 0,01 mm, tandis que le foie du spécimen a été pesé à l'aide d'une balance de précision G & G Electronic avec une précision de 0,0001 g). Le contenu digestif a été observé à l'aide d'une loupe binoculaire (Bresser Science, marque ETD-201), tandis que le sexe et l'âge ont été déterminés par observation au microscope optique. Les gonades ont également été prélevées et pesées. La méthode que nous avons suivie pour l'étude du dosage des métaux lourds est référencée par : (Réf : Norme NF X 31-147). Tandis que l'analyse physico-chimique de l'eau a été faite suivant des normes internationales bien connues.

Les résultats morphométriques montrent que les femelles présentent des tailles plus importantes que les mâles ($6,792 \pm 0,848$ et $7,175 \pm 0,050$ respectivement) et une meilleure longévité (4 ans pour les femelles et 4 ans pour les mâles également). Cependant, aucune forme de dimorphisme sexuel entre mâles et femelles n'a été observée. D'autre part, les deux sexes présentent une formule numérique stable des rayons des nageoires : caudale, dorsale, pectorale et anale : $C19 \pm 4$; $D8 \pm 5$; $P10 \pm 4$ et $A8 \pm 3$, ce qui n'explique pas l'existence du dimorphisme sexuel. L'évolution combinée des rapports H (indice hépatosomatique) et G (indice gonadosomatique) montre que le *Pseudophoxinus* de Oued El-Mellah se reproduit principalement entre février et mai. L'examen de 175 tubes digestifs et l'analyse du spectre alimentaire montrent que le poisson est omnivore pendant la saison froide, herbivore pendant la saison chaude et omnivore avec une forte tendance carnivore (insectes) pendant la période de reproduction. En ce qui concerne la parasitofaune du genre *Pseudophoxinus*, les endo et ectoparasites ont été identifiés selon leurs critères morpho-anatomiques et ont été regroupés en trois classes : Protozoaires (416 individus du genre *Trichodina* sp.), Monogènes (325 individus des genres *Dactylogyrus* sp., et 506 individus de *Gyrodactylus* sp.), Alors que le comptage des œufs de Cestodes était de 25 ;

L'évolution des indices parasitaires, en fonction de la taille et du sexe, montre que, quels-que soient ces paramètres, les spécimens sont susceptibles d'être parasités à des degrés divers.

Mots clés : *Pseudophoxinus* sp., Morphométrie, Reproduction, Régime alimentaire, Parasitofaune, Oued El-Mellah, Algérie.

Annexes

Annexes

Annex 1 :

❖ Appareillage

- Un four à moufle ;
- Balance de précision ;
- Des capsules en quartz ou en platine ;
- Des capsules en polytétrafluoroéthylène (PTFE) (ouverture ≈ 5 cm) ;
- Une plaque chauffante réglée à température de 160 °C environ ;
- Une fiole jaugée de 50 et de 100 ml en polypropylène lavé par une solution de 10% HNO_3 ;
- Pipette graduée de 10 ml (graduation de 0,1 ml) ;
- Pissette d'eau ultra-pure pour le rinçage ;
- Papier filtre 0.45 μm ;
- Entonnoir lavé préalablement par une solution de 10% HNO_3 ;
- Hotte.

❖ Réactifs

- Eau déminéralisé ou désionisée ($\lambda < 0,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$) ;
- Acide chlorhydrique, à 38 % (m/m) ($\rho = 1.19 \text{ g.ml}^{-1}$) ;
- Acide fluorhydrique à 48% (m/m) ($\rho = 1.16 \text{ g.ml}^{-1}$) ;
- Acide perchlorique à 70% (m/m) ($\rho = 1.67 \text{ g.ml}^{-1}$) ;
- Acide nitrique à 68% (m/m) ($\rho = 1.41 \text{ g.ml}^{-1}$).

Annex 2 :

(1) Observation sous une
loupe binoculaire



(2) Observation
microscopique



Figure : Planche représentative de matériel utilisé pour l'identification des proies trouvés dans le tube digestif et les différents parasites du poisson étudié.