

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR –
ANNABA

جامعة باجي مختار -
عنابة



FACULTÉ DES SCIENCES
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUÉE

Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat

Domaine : SCIENCE DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : BIOLOGIE ANIMALE

Spécialité : BIOLOGIE ANIMALE ET ENVIRONNEMENT

Intitulé

Impact de la pollution environnementale sur la biodiversité des
Oligochètes terrestres et rapport avec la qualité des sols dans la région
d'Annaba

Presentée par : M^{me} BENNOUR Afef

Directrice de thèse : M^{me} HABES Dahbia (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. SOLTANI N.	Président	Université Badji Mokhtar - Annaba
Dr. CHOUAHDA S.	Examinatrice	Université Badji Mokhtar – Annaba
Pr. MAAMCHA O.	Examinatrice	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. TINE S.	Examineur	Université de Tébessa
Pr. ZAIDI N.	Examinatrice	Université 20 Aout 1955 - Skikda

Année universitaire : 2020/2021

REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie **Allah** le Tout-Puissant de m'avoir aidé à accomplir ce travail et de m'avoir guidé vers ce chemin du savoir et de la science. **Louange à L'Éternel**

Mes remerciements vont en premier lieu aux membres de jury :

Je ne saurais commencer sans remercier Madame **Dahbia HABES** (Professeur à l'Université Badji-Mokhtar -Annaba) d'avoir accepté de diriger cette thèse, elle a suivi minutieusement le déroulement de cette investigation. Elle a été toujours exigeante et rigoureuse. Merci à vous de m'avoir fait bénéficier de votre expérience, et de vos conseils avisés qui m'ont énormément aidé à m'affirmer et à évoluer en tant que jeune chercheuse. Je lui adresse ici toute ma reconnaissance.

Monsieur **Noureddine SOLTANI** (Professeur au Département de biologie et Directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université Badji-Mokhtar -Annaba) pour l'honneur qu'il me fait de présider le jury malgré les nombreuses tâches qui lui incombent, mais aussi de m'avoir accueillie et permis de réaliser ce travail dans d'excellentes conditions. Il a été toujours très disponible et ouvert à la discussion, ce qui m'a permis de bénéficier de son grand savoir. Je le remercie particulièrement pour sa confiance, sa générosité. Je vous exprime toute ma gratitude.

Mes remerciements vont également au Madame **Ouided DAAS MAAMCHA**, Professeur à l'université Badji-Mokhtar Annaba, qui a bien voulu prendre part à ce jury, et examiner mon travail.

Je remercie Monsieur **Samir TINE**, Professeur à l'université de Tebessa, pour avoir accepté d'être rapporteur de cette thèse et me faire l'honneur de juger ce travail.

Merci également à Mademoiselle **Nedjouda ZAIDI**, Professeur à l'Université 20 Août 1955 – Skikda d'avoir accepté de faire partie de ce jury et d'évaluer ce travail de recherche.

Je remercie Madame **Salima CHOUAHDA**, Maître de conférences à l'université Badji-Mokhtar Annaba, pour avoir accepté d'examiner mon travail.

Je tiens à remercier Monsieur **Mohamed BENSLAMA**, responsable de laboratoire des sols et développement durable au département de Biologie à l'université Badji-Mokhtar Annaba, pour ses conseils et son aide.

Je remercie tous mes collègues du Laboratoire de biologie Animale appliquée de l'université Badji Mokhtar Annaba pour l'aide, la gentillesse et pour les moments agréables que nous avons partagés sur le terrain et au Laboratoire.....Les ingénieurs de notre laboratoire...et des autres laboratoires pédagogiques du département de Biologie...

Dédicace

Ce travail est dédié à l'être le plus cher à mon cœur mon très chère Papa, que Dieu paix à son âme et qui aurait voulu tend me voir aujourd'hui là. On me disant d'aller toujours le plus loin que possible.

Mille merci ne suffisent pas pour exprimer ma grande gratitude À ma mère **Abla** qui m'a soutenu au long de ma vie dans les moments difficiles et dans mes études.

À ma belle-mère **Kheira** qui m'a soutenu dans les moments difficiles.

À mon mari **Hichem** pour son soutien, ses encouragements et sa disponibilité m'ont été précieux pour accomplir ce travail.

À mes frères, et mes sœurs.

À mon beau -père, mes belles-sœurs et mon beau-frère **Mahdi**.

À la fleur de ma vie **Racha**

Que ce travail soit le témoignage de ma profonde reconnaissance et de mon affection, car grâce à votre aide que ce travail a pu voir le jour...

Qu'Allah les protège pour moi!

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.....	1
2. MATERIL ET METHODES.....	6
2.1. Présentation des sites d'étude.....	6
2.2. Climat	7
2.3. Analyse des propriétés physico-chimique du sol	8
2.4. Technique d'échantillonnage, inventaire et clés d'identification	13
2.5. Morphométrie et identification des espèces.....	15
2.6. Indices écologiques.....	16
2.6.1. Indices de composition.....	16
2.6.2. Indices de structures.....	17
2.7. Matériel Biologique.....	18
2. 8. Impacts des facteurs abiotiques sur les lombrics.....	23
2.9. Extraction, dosage des éléments traces métalliques et des biomarqueurs	24
2.9.1 Extraction et dosage des éléments traces métallique.....	24
2.9.1.1 Dosage du sol par Spectrométrie de fluorescence X.....	24
2.9.1.2. Dosage du corps de ver de terre par Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA)	24
2.9.2 Extraction et dosage des biomarqueurs.....	25
2.9.2.1. Dosage de l'acétylcholinestérase	25
2.9.2.2. Dosage de la glutathion S-transférase	26
2.9.2.3. Dosage des protéines	26
2.10. Traitements statistiques des données.....	27
3. RESULTATS.....	28
3.1. Détermination des espèces dans les zones d'étude.....	28
3.2. Structure des Oligochètes Terrestres recensés.....	33
3.3. Biométrie des espèces	36
3.4 Indices écologiques.....	38
3.5. Caractéristiques physico-chimiques des sols d'échantillonnage.....	44

3.6. Concentration des éléments traces métalliques dans les sols étudiés...	48
3.7. Concentration des éléments traces métalliques dans le corps	63
3.8. Dosage des biomarqueurs du stress environnemental chez <i>Lumbricus Terrestris</i>	70
3.8.1. Activité saisonnière de l'acétylcholinestérase.....	70
3.8.2. Activité saisonnière de la glutathion S-transférase	72
4. DISCUSSION.....	75
4.1. Inventaire et structure des Oligochètes terrestres.....	75
4.2. Biométrie des espèces	76
4.3. Etude écologique	76
4.3. Paramètres physico-chimiques des sols	77
4.4. Dosage des éléments traces métalliques dans les sols	77
4.5. Mesure des biomarqueurs du stress environnemental	80
4.7.1. Activité de l'acétylcholinestérase	80
4.7.2. Activité de la glutathion S-transférase	81
5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	83
6. RESUMES.....	85
Français.....	85
Anglais.....	86
Arabe.....	87
7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	88
8. ANNEXES.....	108
Annexe 1.....	108
1. Protocole détaillée de l'analyse granulométrique	108
2. Clé d'identification des espèces de vers de terre inventoriées.....	111
Annexe 2: Données statistiques	114
Annexe 3 : Valorisation scientifique	117

Liste des figures

N°	Titre	Page
1	Schéma représentatif de sites d'étude (photo personnelle).	6
2	Diagramme ombrothermique de la station d'Annaba (moyenne 1972-2017; source: NOAA, 2018).	7
3	Cadre d'échantillonnage de 0.25m ² .	15
4	Vers de terre dans une boîte plastique étiquetée	15
5	Distribution global des familles lombriciennes dans chaque domaine biogéographique (Hendrix <i>et al.</i> , 2008).	19
6	Morphologie d'un ver de terre (d'après Sims et Gerard, 1999).	20
7	Anatomie interne du ver de terre (Buch, 1991).	21
8	Les organes reproducteurs (Gauer, 2007).	21
9	Cycle de vie d'un individu <i>Lumbricus terrestris</i> (photo personnelle).	22
10	Morphologie de <i>Lumbricus terrestris</i> : (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	29
11	Morphologie d' <i>Apporectodea trapezoides</i> : (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	29
12	Morphologie d' <i>Apporectodea caliginosa</i> : (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	30
13	Morphologie d' <i>Eisenia fetida</i> : (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	30
14	Morphologie d' <i>Allolobophora chlorotica</i> : (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	31
15	Morphologie d' <i>Aporrectodea rosea</i> : (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	31
16	Morphologie d' <i>Octodrilus complanatus</i> : (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	32

17	Morphologie de <i>Lumbricus castaneus</i> : (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).	32
18	Structure des Oligochètes au niveau des sites étudiés durant l'automne (Septembre, Octobre et Novembre) de l'année 2014.	33
19	Structure des Oligochètes au niveau des sites étudiés durant l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).	34
20	Structure des Oligochètes au niveau des sites étudiés durant le Printemps (Mars, Avril et Mai) de l'année 2015.	35
21	Variation saisonnière du pH eau dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).	44
22	Variation saisonnière du taux de salinité dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).	45
23	Variation saisonnière du taux de matière organique dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).	45
24	Variation saisonnière de l'humidité dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).	46
25	Variation saisonnière de porosité dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).	46
26	Variation saisonnière du teneur en calcaire actif dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).	47
27	Concentration de calcium dans le sol des sites étudiés (µg/g de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).	49
28	Concentration de Fer dans le sol des sites étudiés (µg/g de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).	50
29	Concentration de Manganèse dans le sol des sites étudiés (µg/g de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).	52
30	Concentration de Zinc dans le sol des sites étudiés (µg/g de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).	53
31	Concentration de Cuivre dans le sol des sites étudiés (µg/g de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).	55
32	Concentration de Chrome dans le sol des sites étudiés (µg/g de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).	56

33	Concentration de Plomb dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	58
34	Concentration de l'Arsenic dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	59
35	Concentration de mercure dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	61
36	Concentration de Nickel dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	62
37	Concentration de Manganèse dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	64
38	Concentration de Zinc dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	65
39	Concentration de Calcium dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	67
40	Concentration de Plomb dans le corps de <i>L.terrestris</i> étudiés le corps des vers des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	68
41	Concentration de Fer dans le corps de <i>L.terrestris</i> étudiés le corps des vers des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).	70
42	Activité spécifique la glutathion S-transférase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans la partie post-clitélienne du corps de <i>L. terrestris</i> récoltés dans différents sites ($m \pm s$; $n=3$).	72
43	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de <i>L. terrestris</i> récoltés dans différents sites ($m \pm s$; $n=3$).	74

Liste des tableaux

N°	Titre	Page
1	Coordonnées géographiques des sites étudiés dans le Nord-Est de l'Algérie.	7
2	Moyennes mensuelles de : Température (°C) et Précipitations (mm) enregistrées à ANNABA (Septembre 2014 - Mai 2015) (Station météorologique d'Annaba)	8
3	La gamme de pH des sols (Gauchers & Solter, 1981).	8
4	Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Gauchers, 1968 ; Soltner, 1981).	10
5	Echelle de la conductivité électrique du sol (Delaunois, 1976).	10
6	Classification des sols d'après leurs teneurs en calcaire, (Duchauffour, 1970).	11
7	Classification des sols d'après leur porosité (Delaunois, 1976).	13
8	Principales caractéristiques des trois catégories écologiques de vers de terre décrites par Bouché (1972 ; 1977).	14
9	Catégorie de la fréquence selon Dajoz (1985).	16
10	Catégories de la constance Selon Dajoz (1971).	17
11	Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.	27
12	Positions systématique des différentes espèces d'Oligochètes terrestres inventoriés dans la région d'étude.	28
13	Moyenne des poids (g), diamètres (mm) et longueurs (cm) des Oligochètes dans les trois sites durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).	36
14	Moyenne des poids (g), diamètres (mm) et longueurs (cm) des Oligochètes dans les trois sites durant la période de l'hiver (Décembre, Janvier et Février 2014/2015).	37
15	Moyenne des poids (g), diamètres (mm) et longueurs (cm) des Oligochètes dans les trois sites durant la période de printemps (Mars, Avril et Mai 2015).	38
16	Richesse totale et moyenne des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).	38

17	Fréquence centésimale (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).	39
18	La constance (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).	39
19	Indice de diversité de Shanon-Weaver (H') et l'équitabilité (E) des Oligochètes dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).	40
20	Richesse totale et moyenne des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).	40
21	Fréquence centésimale (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).	41
22	La constance (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).	41
23	Indice de diversité de Shanon-Weaver (H') et l'équitabilité (E) des Oligochètes dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).	42
24	Richesse totale et moyenne des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).	42
25	Fréquence centésimale (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).	43
26	La constance (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).	43
27	Indice de diversité de Shanon-Weaver (H') et l'équitabilité (E) des Oligochètes dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).	44
28	Caractérisation granulométrique des sols (Horizon 0-25 cm).	47
29	Concentration de calcium dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	48
30	Concentration de Calcium dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	48
31	Concentration de Fer dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	50
32	Concentration de Fer dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	50

33	Concentration de Manganèse dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	51
34	Concentration de Manganèse dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	51
35	Concentration de Zinc dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey: les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	53
36	Concentration de Zinc dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	53
37	Concentration de Cuivre dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	54
38	Concentration de Cuivre dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$).Analyse de la variance à deux critères de classification.	54
39	Concentration de Chrome dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	56
40	Concentration de Chrome dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$).Analyse de la variance à deux critères de classification.	56
41	Concentration de Plomb dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	57
42	Concentration de Plomb dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	57
43	Concentration de l'Arsenic dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	59
44	Concentration de l'Arsenic dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$).Analyse de la variance à deux critères de classification.	59

45	Concentration de mercure dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	60
46	Concentration de Mercure dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	60
47	Concentration de Nickel dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	62
48	Concentration de Nickel dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	62
49	Concentration de Manganèse dans le corps des vers des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	63
50	Concentration de Manganèse dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	63
51	Concentration de Zinc dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	65
52	Concentration de Zinc dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	65
53	Concentration de Calcium dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	66
54	Concentration de Calcium dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	66
55	Concentration de Plomb dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	68

56	Concentration de Plomb dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	68
57	Concentration de Fer dans le corps des sites étudiés le corps des vers des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	69
58	Concentration de Fer dans le corps de <i>L.terrestris</i> des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m\pm s$, $n=3$).Analyse de la variance à deux critères de classification.	69
59	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de <i>Lumbricus terrestris</i> récoltés dans différents sites ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	71
60	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de <i>Lumbricus terrestris</i> récoltés dans différents sites ($m\pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	71
61	Activité spécifique de la glutathion S-transférase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéine) dans la partie post-clitélienne du corps de <i>L. terrestris</i> récoltés dans différent sites ($m\pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).	73
62	Activité spécifique de la Glutathion S-transférase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans dans la partie post-clitélienne du corps de <i>Lumbricus terrestris</i> récoltés dans différent sites ($m\pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.	73
63	Limites de détection des métaux lourds (g/Kg) dans les sols (AFNOR, 1996).	79

Liste des abréviations

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration

MO : Matière organique

CE : conductivité électrique

CaCO₃ : calcaire total

ETM : Eléments traces métalliques

Fe : Fer

Mn : Manganèse

Pb : Plomb

Zn : Zinc

Ca : Calcium

Cu : Cuivre

Cr : Chrome

As : Arsenic

Hg : Mercure

Ni : Nickel

SAA : Spectrophotométrie d’Absorption Atomique

XRF : Spectrométrie de fluorescence X

S : Richesse spécifique

F : Fréquence centésimale

C : Constance

H’ : Indice de Shanon– Weaver

E : Indice de l’Equirépartition

AChE : Acétylcholinestérase

GST : Glutathion S-transférase

Introducción

1. Introduction

La pollution est définie comme : « l'introduction par l'homme dans l'environnement de substances ou d'énergie susceptibles de provoquer des dommages à la santé des espèces vivantes (hommes, ressources vivantes et systèmes écologiques) et de mettre en cause le concept d'une utilisation légitime de l'environnement » (Alloway, 1995). De nombreuses substances toxiques telles que les pesticides, les rejets atmosphériques et les effluents sont susceptibles d'altérer la vitalité des organismes vivants et sont souvent qualifiés de substances polluantes ou nuisibles (Meyer, 1991). La majeure partie des substances n'atteint pas la cible et peut donc se disperser dans l'environnement et rejoint l'atmosphère, le sol, et les eaux (Murati, 2012). Dans ce contexte, une nouvelle discipline en biologie a été mise en place: L'écotoxicologie qui a émergé au cours de ces dernières années, permettant aux scientifiques et aux gestionnaires de l'environnement d'assurer la protection des écosystèmes menacés (Valavanidis *et al.*, 2006). Cette discipline a été conçue à la suite d'une prise de conscience des effets que pourraient entraîner l'introduction et la dispersion de polluants chimiques dans l'environnement. Sa finalité est d'évaluer l'impact des substances chimiques produites et exploitées par l'homme sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels, afin d'évaluer l'incidence à tous les niveaux d'organisation biologique (Persic, 2004).

La qualité du sol quant à elle, peut-être définie comme « étant la capacité d'un sol à maintenir la production biologique, la qualité de l'environnement et de promouvoir la santé des plantes, des animaux et de l'homme » (Doran *et al.*, 1996) ou encore comme étant : « La capacité du sol à fonctionner comme un système vivant. Les sols en bonne santé maintiennent en leur sein une diversité d'organismes qui contribuent à combattre les maladies des plantes, les insectes et les adventices, s'associent de façon bénéfique et symbiotique aux racines, recyclent les nutriments essentiels, améliorent la structure du sol et la rétention des eaux et des nutriments, le tout contribuant à améliorer la production végétale » (FAO, « Save and grow », 2011).

Le sol est de moins en moins considéré comme une simple « boîte noire » dont l'utilité se limite à l'apport de nutriments nécessaires à la croissance des plantes (Lavelle & Spain, 2001). En effet, le sol contient un des assemblages les plus complexes d'organismes vivants, qui interagissent avec les composantes organiques et inorganiques d'un sol (Puga Freitas, 2012).

La faune du sol, que l'on répartit habituellement en fonction de la taille des organismes qui la composent en trois groupes distincts, micro-, méso- et macrofaune, recouvre de nombreux taxons, comprenant eux-mêmes des centaines voire des milliers d'espèces (Bachelier, 1978 ; Dindal, 1990). C'est donc une source de biodiversité importante qu'il convient de préserver car ces organismes ont des rôles essentiels pour le maintien de la qualité du sol, que l'on peut définir comme l'aptitude à fournir un certain nombre de biens et de services écosystémiques utiles pour les sociétés humaines (Daily *et al.*, 1997 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Wall, 2004). Ainsi, la faune du sol participe à la décomposition de la matière organique et à la biodisponibilité des nutriments pour les plantes et les microorganismes du sol. Elle joue également dans la création et la conservation de la structure du sol (Mayeux et Savanne, 1996).

Parmi la composante biotique de ce système, les invertébrés du sol sont des acteurs importants dans ces interactions. De ce fait, ils ont un impact majeur au niveau des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol, assurant le maintien de la

capacité du sol à délivrer des services écosystémiques (Lavelle, 2002; Lavelle *et al.*, 2006). Ces services écosystémiques concernent l'approvisionnement en eau, le cycle des nutriments, la formation des sols, la régulation du climat ou encore le contrôle de l'érosion. Parmi les invertébrés du sol, les vers de terre sont probablement les acteurs les plus importants dans la formation des sols, dans le maintien de la structure et de la fertilité des sols. Ils représentent la biomasse animale la plus importante des sols dans la plupart des écosystèmes terrestres (Puga freitas, 2012).

Le terme d' « ingénieurs de l'écosystème » a été utilisé par Jones *et al.* (1994) et Lawton (1994) pour désigner des organismes qui, directement ou indirectement, modifient les ressources disponibles pour d'autres organismes en provoquant des changements physiques de l'état des matériaux biotiques et abiotiques tels que le ver de terre, le termite ou la fourmi. Ils sont considérés comme les principaux ingénieurs de l'écosystème sol en zone tropicale (Jones *et al.*, 1994 ; Lavelle, 1996) en raison de leurs activités de fousseur, d'alimentation et de moulage (Edwards, 2004; Frouz *et al.*, 2014; Andriuzzi *et al.*, 2016).

Les vers de terre, aussi appelés lombriciens (annélides, oligochètes) représentent une composante majeure de la macrofaune du sol dans la plupart des écosystèmes terrestres. En 1994, plus de 3600 espèces de vers de terre, réparties en 15 familles, avaient été recensées dans le monde, auxquelles s'ajoutent plus de 60 nouvelles espèces chaque année. On estime à 7000 environ le nombre total d'espèces, la majorité vivant sous les tropiques (Lavelle *et al.*, 1998). Ils jouent un rôle clé dans la formation du sol et la décomposition de la matière organique (Bottinelli *et al.*, 2020). Ils survivent, se reproduisent et améliorent la bioremédiation des sols malgré la présence de métaux lourds, de pesticides, d'huiles de moteur usées et d'autres contaminations organiques (Spurgeon *et al.*, 1994; Adeyi *et al.*, 2018; Luo *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018; Maja Sruta *et al.*, 2019).

Le terme métaux lourds, « heavy metal », implique aussi une notion de toxicité. Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker et Walker, 1989). Dans ce contexte, nous utiliserons le terme « métaux lourds » dans le sens de l'impact toxique sur les humains et les environnements. Les vers de terre sont plus sensibles aux teneurs en métaux lourds que les autres invertébrés dans le sol (Bengtsson *et al.*, 1992) et leur capacité à accumuler des métaux lourds souvent plus élevée que pour d'autres espèces animales (Beyer *et al.*, 1982). Cependant, les métaux lourds ont des effets variables en fonction des espèces, du stade de développement, du mode de vie (lieu de vie et régime alimentaire) et de leur capacité d'adaptation face à la pollution. Ces effets varient également suivant la nature du métal, sa forme chimique et les propriétés du sol (Ma *et al.*, 2002).

Plusieurs éléments font du ver de terre un bon candidat pour l'étude de la contamination de l'écosystème terrestre. Cet organisme est en effet en contact direct et constant avec le sol. La surface externe de son épiderme est très vascularisée, ce qui permet une entrée directe des contaminants présents dans le milieu, lors d'un processus très semblable à l'absorption pulmonaire chez les organismes supérieurs. Son mode alimentaire fournit également une autre porte d'entrée aux contaminants via l'ingestion de particules de sol (Lanno *et al.*, 2004). Ces animaux peuvent donc être contaminés par des éléments exogènes suite à une exposition cutanée ou par ingestion (Vijver *et al.*, 2003). Plusieurs études ont démontré que les vers bioaccumulent et bioconcentrent les contaminants (Hopkin, 1989). Ces derniers peuvent alors

être distribués vers des niveaux trophiques supérieurs via la chaîne alimentaire car les vers sont des proies de choix pour de nombreux animaux (Cooke *et al.*, 1992 ; Edwards et Bohlen, 1992). De plus, des modifications chimiques peuvent survenir dans le tractus alimentaire du ver pouvant rendre les contaminants plus disponibles pour les plantes. Ainsi que la décomposition et la minéralisation de vers morts peuvent aussi entraîner un relargage des contaminants bioaccumulés dans l'environnement (Ireland, 1975, 1983).

La reproduction du ver de terre peut être altérée par la présence d'un stress dans son environnement. Le succès reproductif du ver de terre peut effectivement être compromis par l'action directe d'un contaminant, mais également par un changement de distribution énergétique en réponse à un stress (Morgan *et al.*, 1999). En effet, différents mécanismes à fort coût énergétique sont mis en place chez l'organisme dans l'espoir de s'acclimater ou de s'adapter aux stress auxquels il est soumis (Postma *et al.*, 1995). De ce fait, la proportion d'énergie disponible chez l'animal pour la production de biomasse (croissance et/ou reproduction) peut être réduite. Les invertébrés du sol peuvent donc être utilisés comme des éléments bioindicateurs de la contamination d'un écosystème terrestre (Morgan et Morgan, 1988 ; Dallinger, 1994).

De plus, les vers de terre sont reconnus comme étant des outils de biosurveillance efficaces (Ribera et St-Denis, 1999), en particulier pour mesurer les effets des métaux (Morgan et Morgan, 1988; Edwards et Bohlen, 1992; Dallinger, 1994 ;Liu *et al.*, 2020), des pesticides et des HAPs (Edwards et Bohlen, 1992; Booth *et al.*,2000 ; yan *et al.*, 2021) et des explosifs (Robidoux *et al.*, 2000a , 2005). Enfin, les oligochètes terrestres s'avèrent être également un groupe largement utilisée pour le suivi écotoxicologique de la pollution d'un sol par l'analyse de biomarqueurs enzymatiques témoins des perturbations de leur état physiologique (Saint-Denis *et al.*, 2001 ; Brown *et al.*, 2004 ; Lukkari *et al.*, 2004 ; Xiao *et al.*, 2006 ; Gambi *et al.*, 2007 ; Reinecke *et al.*, 2007 ; Huang *et al.*, 2020).

Un biomarqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant (Lagadic *et al.*, 1997).

On distingue généralement 3 types de biomarqueurs (Lagadic *et al.*, 1997) ; les biomarqueurs d'exposition qui indiquent que le polluant présent dans le milieu a pénétré dans l'organisme. Généralement, ces biomarqueurs sont le résultat de l'interaction du polluant avec des molécules biologiques; les biomarqueurs d'effet qui permettent de montrer que le polluant a pénétré dans l'organisme et a exercé un effet toxique ou non sur une cible. Ils peuvent être spécifiques ou non; les biomarqueurs traduisant une variation de la sensibilité qui peuvent mettre en évidence des phénomènes de résistance.

Ainsi, chez les Invertébrés, sont mesurés des biomarqueurs mettant en évidence des réponses génotoxiques (tests micronoyaux, adduits à l'ADN), des réponses neurotoxiques (activité cholinestérase) et la capacité des individus à mobiliser des systèmes de défense en présence de toxiques : Biotransformation, métabolisation ou détoxification enzymatique (métallothionéines, Glutathion-S-transférase : GST, éthoxyrésorufine O-déséthylase : EROD, etc.) ; réaction du système antioxydant (superoxydismutase, catalase, etc.) ; réactions immunitaires...

Aujourd'hui, il y a un regain d'intérêt pour les vers de terre conduit par des préoccupations environnementales et économiques, particulièrement dans les domaines de la biodiversité, la systématique et l'évolution. Ainsi que la nécessité d'apprécier leur fonction en écologie

appliquée (King *et al.*, 2008), comprendre leur rôle dans les secteurs d'agriculture durable, horticoles et forestiers et l'exploitation de leur potentiel dans la restauration des sols endommagés et le recyclage des déchets organiques (Blakemore, 2000d ; Lavelle et Spain, 2001). L'une des premières étapes de cette compréhension est à identifier les espèces qui sont en cause, de comprendre leurs fonctions et de déterminer leur répartition régionale (Blakemore, 1999).

Les lombriciens sont généralement bien connus en Europe humide et à un moindre degré dans les pays méditerranéens de l'Europe occidentale. Cette faune est vraisemblablement similaire à celle de l'Afrique du Nord (Bouché, 2003). Darwin (1890), montre que les vers de terre sont distribués dans tout le monde sous la forme de quelques genres. L'identification des vers de terre montre qu'il y a plus de 3000 espèces dans le monde, dont une centaine en France. Les vers de terre représentent environ 70% de la biomasse animale terrestre dans les zones tempérées (Vigot et Cluzeau, 2014). Dans la plupart des écosystèmes terrestres, ce sont les lombrics qui dominent la macrofaune du sol. En Europe, il existe 400 et en Suisse 40 espèces de vers de terre (Pfiffner, 2013).

En Algérie, les travaux relatifs aux lombriciens restent encore insuffisants. Cette espace biogéographique très diversifié sur le plan climat, sol et végétation depuis le littoral au désert, pourrait révéler une grande diversité lombricienne avec certainement des espèces très adaptées à la sécheresse (Bazri, 2015). Les études relatives à ce sujet sont difficiles, d'une part l'identification et la classification de ces organismes demeurent difficiles par manque de taxonomistes qualifiés (Rougerie *et al.*, 2009), et d'autre part l'étude des vers de terre n'est pas évidente à réaliser en raison de plusieurs contraintes liées à la nature des sols et à la complexité de ces organismes (Decaëns, 2010). Sauf que la collection de Baha (1997), dans la zone de la Mitidja, une plaine côtière au Sud d'Alger, a révélé 11 espèces, dont *Allolobophora chlorotica* nouvellement découverte en Afrique du Nord, trois autres espèces non encore inventoriées en Algérie, ainsi qu'une cinquième, *Prosellodrilus doumandjii*, décrite comme nouvelle espèce par Baha et Berra (2001). Omodeo *et al.* (2003) estiment que la biodiversité est faible sur l'ensemble du territoire Maghrébin (Maroc, Algérie et Tunisie). En effet, ils n'ont signalé que 38 espèces dont 24 se trouvent en Algérie. Dans le Constantinois, Ouahrani (2003) a déterminé 11 espèces et dans la vallée du Soummam dans la Kabylie, Ouahrani et Gheribi (2008), ont également rajouté un nouveau taxon (*Hydrilus ghaniae*) à la liste des vers de terre d'Algérie. Kherbouche *et al.* (2012) ont signalé 5 espèces. Zeriri (2013), a recensé 4 espèces dans la région d'Annaba, Bazri (2015), a inventorié 18 espèces lombriciennes dans l'Est algérien. Récemment, Bouazdia (2017) a recensé 5 espèces regroupés dans la famille lumbricidae dans la région de Tebessa.

La présente étude s'inscrit dans le programme de biosurveillance de la qualité du sol dans la région d'annaba (Nord-Est de l'Algérie) qui abrite diverses sources polluantes incluant les complexes sidérurgiques Sider d'El-Hadjar, phosphatier de Fertial-Asmidal et métallurgique d'El Allelik ainsi que 260 petites et moyennes entreprises de l'industrie agro-alimentaire (Halimi, 2010). L'industrie métallurgique est connue pour ses fortes émissions de métaux lourds. Additionnées à la pollution urbaine, ces sources sont à l'origine des diffusions de matières polluantes variées affectant l'ensemble des écosystèmes de cette région.

Dans ce contexte on a choisi trois sites différents par rapport à la proximité ou leur éloignement des zones industrielles : El Bouni et Sidi Ammar proches de plusieurs complexes industriels, et El-Tarf éloigné des sources de pollution.

L'étude comprend:

- Un inventaire, biométrie et indices écologiques des espèces des oligochètes terrestres existant dans ces sites afin de choisir une espèce bioindicatrice qui sera retenue pour la biosurveillance.
- Analyse physico-chimique des sols des divers sites retenus (température, pH, salinité, humidité, matière organique, porosité et calcaire) et dosage des éléments traces métalliques (Calcium, Fer, Manganèse, Zinc, Cuivre, Chrome, Plomb, Arsenic, Mercure et Nickel) dans le sol afin de rechercher des corrélations avec la distribution des espèces des oligochètes inventoriées.
- Dosage de quelques éléments traces métalliques (Calcium, Fer, Plomb, Manganèse et Zinc), de l'acétylcholinestérase et de la glutathion S transférase chez l'espèce la plus abondante et la plus fréquente *Lumbricus terrestris* utilisée comme espèce sentinelle pour évaluer la qualité des sols.

Matériel et méthodes

2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation des sites d'étude

2.1.1. El-Tarf

C'est une daïra de la wilaya d'El-Tarf, située à 60Km à l'Est de la ville d'El-Hadjar. Elle a une superficie de 111,4 km². Elle bénéficie d'un climat humide. Elle est frontalière avec les Daïras d'El-Chatt au Nord, El-Kala à l'Est, Zrizer au Sud et Bouteldja à l'Ouest. C'est une zone agricole plus loin des usines industriels. Les coordonnées géographiques des différents sites sont données dans le **tableau 1**.

2.1.2. El Bouni

Située à environ 8 Km au sud de la ville d'Annaba, la commune d'El Bouni se trouve au contre bas du pied montagne de l'Edough, encadré par le Nord d'Annaba et de Seraidi, par le Sud d'El Hadjar, de Berrahel et de Sidi Ammar, à l'Est par El Tarf et par l'Ouest l'Oued Aneb, elle est considérée comme la 2ème commune de la Wilaya d'Annaba. El Bouni est caractérisée par un ensemble d'activités industrielles (le complexe phosphaté, Asmidal, le complexe de sidérurgique d'ISPAT...) qui sont considérés comme des sources principales de la pollution.

2.1.3. Sidi Ammar

Située à 12 Km de la ville d'Annaba près du complexe sidérurgique d'El Hadjar qui est considéré comme une source principale de la pollution. Elle couvre 45 km², dont 3 % de la superficie de la Wilaya d'Annaba et 12 % de sa population, alors Sidi Ammar est parmi les principales communes de la Wilaya.

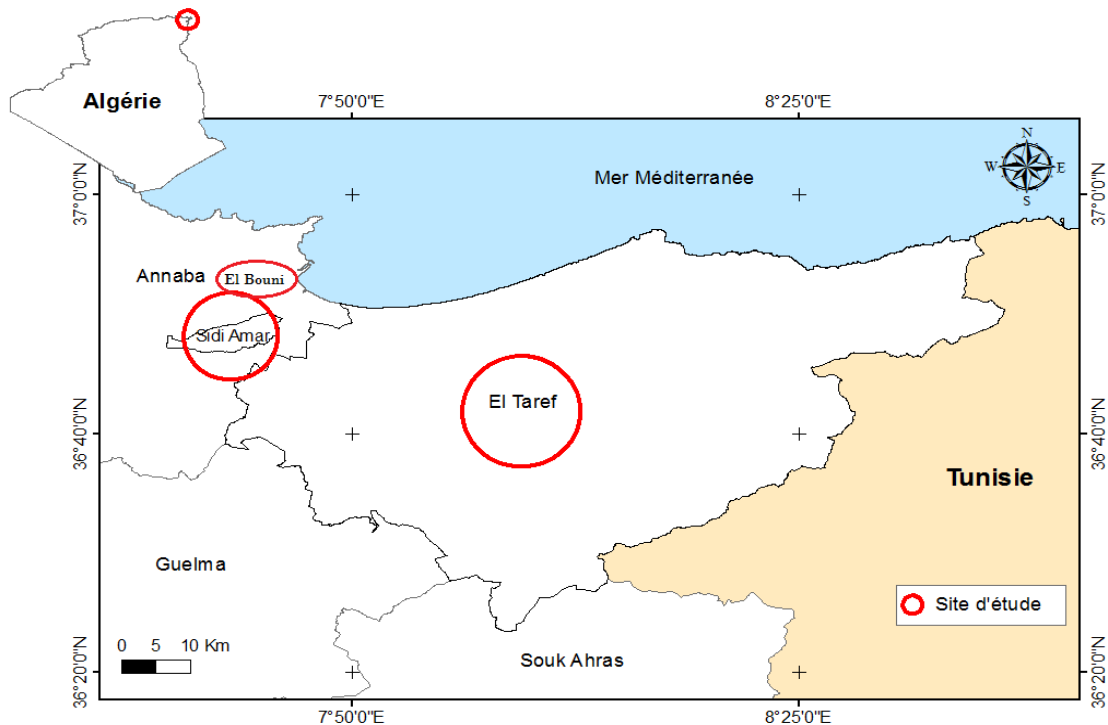


Figure 1. Schéma représentatif de sites d'étude (photo personnelle).

Tableau 1. Coordonnées géographiques des sites étudiés dans le Nord-Est de l'Algérie.

Sites	Nord	Est
El Tarf	36°46'0,58''	8°19'01,84''
El Bouni	36° 50' 20''	7° 39' 50''
Sidi Ammar	36°48'00,36''	7°44'00,00''

2.2. Climat

La région d'Annaba appartient à l'étage bioclimatique humide avec un climat méditerranéen, caractérisé par un hiver humide et doux et un été chaud et sec. Les variations mensuelles des précipitations et des températures basées sur les données climatiques fournies par NOAA, 2018 (National Oceanic and Atmospheric Administration) montrent des températures moyennes de 12°C pour la saison froide et 23,5°C pour la saison chaude, et un total pluviométrique moyen respectivement de 263 mm et 25 mm. Le total pluviométrique annuel moyen est de 613mm et la température annuelle moyenne est d'environ 18°C (**figure 2**).

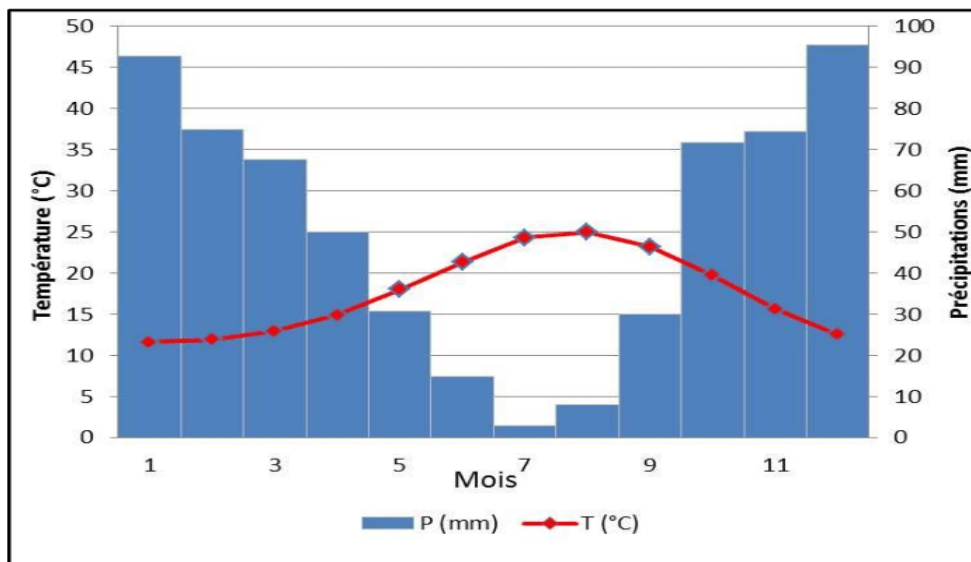


Figure 2. Diagramme ombrothermique de la station d'Annaba (moyenne 1972-2017; source: NOAA, 2018).

Les températures et précipitations de la région d'étude enregistrées durant la période de collecte des vers sont récapitulées dans le tableau 2. Ces résultats montrent que la plus haute température (25°C) est enregistrée en mois de septembre 2014 alors que la plus faible valeur est signalée pendant le mois de février 2015. D'autre part, on remarque que la période hivernale est la plus arrosée avec un max de 225,3 mm en mois de décembre.

La chaleur et la sécheresse estivale se prolongent durant le mois de septembre qui enregistre en moyenne 25°C et 23,2 mm.

Tableau 2. Moyennes mensuelles : Température (°C) et Précipitations (mm) enregistrées à ANNABA (Septembre 2014 - Mai 2015) (Station météorologique d'Annaba)

Mois Paramètres	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Température (°C)	25	21,3	17,7	12,4	11,1	10,0	13,1	15	19,6
Précipitation (mm)	23,2	64,1	43,8	225,3	127,0	187,4	94,9	1,4	25,1

2.3. Analyse des propriétés physico-chimique du sol

2.3.1. Technique d'échantillonnage et préparation des sols

Les échantillons de sol ont été prélevés manuellement à une profondeur d'environ 10-30 cm à l'aide d'une truelle (Koranteng-Addo *et al.*, 2011). Les échantillons ont été prélevés mensuellement dans chaque site durant la période du mois de Septembre 2014 jusqu'au mois de Juin 2015. Ces échantillons ont été conservés dans des sacs en polyéthylène et transportés dans le laboratoire où ils ont été séchés à l'air libre jusqu'à l'analyse. Les analyses ont été réalisées au niveau de laboratoire des sols et développement durable au département de Biologie.

2.3.2. PH eau

L'Acidité effective (pH-eau) a été mesurée par un pH-mètre de paillasse sur le surnageant d'une suspension de sol avec un rapport sol/solution 1/5, dans de l'eau distillée après une agitation pendant 1 heure et décantation. On compare les valeurs du pH selon l'échelle suivante (Tableau 4).

Tableau 3. La gamme de pH des sols (Gauchers & Solter, 1981).

pH	Désignation des sols
3 - 4,5	Extrêmement acides
4,5 - 5	Très fortement acides
5 - 5,5	Très acides
5,5 - 6	Acides
6 - 6,75	Faiblement acides
6,75 - 7,25	Neutres
7,25 - 8,5	Alcalins
8,5	Très alcalins

2.3.3. L'humidité du sol

Le calcul de l'humidité se fait par la pesée avant et après dessiccation de 5g de sol dans une étuve à 105°C pendant 24h selon le protocole NF ISO 11465 :1993.

2.3.4. Dosage de la matière organique

Elle est déterminée selon la méthode d'Anne (1945) selon les étapes suivantes :

On met 0,5 g de sol dans un erlenmeyer, on ajoute 10 ml de bichromate de potassium (8%) avec 15 ml d'acide sulfurique concentré. On laisse bouillir pendant 5 mn sur une plaque chauffante, puis refroidir, transvaser le contenu dans une fiole de 100 ml et ajouter de l'eau jusqu'au trait de jauge. On prend 20 ml de la solution, on l'ajoute à 100 ml d'eau distillée puis on ajoute 2 à 3 gouttes de diphénylamine et une pincée de Naf. On titre la solution avec le sel de Mohr (0,2 N) jusqu'à virage de la solution qui passera de la couleur violette à la couleur verte, la quantité de sel de Mohr utilisée est **X**.

On fait un témoin dans les mêmes conditions que l'échantillon, mais sans sol, soit **Y** la quantité de sel de Mohr utilisée pour le titrage du témoin. (**Tableau 5**).

La matière organique est calculée à partir de la relation suivante :

$$C\% = (Y-X) \times 0,615 \text{ mg} \times (100/20) \times (100/P) \times (1/1000)$$

Y : la quantité de sel de Mohr utilisée pour titrer le témoin.

X : la quantité de sel de Mohr utilisée pour l'échantillon à doser.

0,615 : facteur d'équivalence entre le sel de Mohr et le carbone (en mg).

100/20 : on utilise 20 ml à partir de 100 ml.

P : poids du sol sec (1g).

1,72: coefficient de passage du carbone à la matière organique.

$$\% \text{ matière organique} = \% C \times 1,72$$

Tableau 4. Classification des sols d’après leur teneur en matière organique (Gauchers, 1968 ; Soltner, 1981).

Matière organique (%)	Appréciation
<1	Extrêmement faible
1-1,5	Très faible
1,5-2,5	Faible
2,5-3,5	Moyen
3,5-4,5	Moyennement élevé
4,5-5	Elevé
>5	Très élevé

2.3.4. Conductivité électrique

La conductivité électrique est la mesure du degré de la salinité du sol étudié (Delaunoy, 1976). La détermination de la conductivité électrique se fait sur extrait de sol (rapport sol /eau = 1/2,5) à l’aide d’un conductimètre.

Tableau 5. Echelle de la conductivité électrique du sol (Delaunoy, 1976).

Conductivité électrique (ms/cm)	Salure
0 – 0,6	Non salé
0,6 – 1,4	Peu salé
1,4 – 2,4	Salé
2,4 – 6	Très salés

2.3.5. Calcaire

Pour la détermination du calcaire total, on utilise la propriété de carbonates de calcium de se décomposer sous l’action d’un acide en eau et CO₂ (Duchauffour, 1970). On décompose par un acide fort (acide chlorhydrique) le carbonate de calcium contenu dans l’échantillon de sol et on mesure le volume de gaz carbonique dégagé par la réaction à la température et à la pression atmosphérique :



Le volume de gaz carbonique dégagé lors de la réaction est mesuré à l'aide de calcimètre de Bernard. En comparant les deux volumes, on détermine le taux de carbonates exprimé en carbonate de calcium de l'échantillon de sol. Introduire la prise d'essai de poids P dans une erlènemyer muni d'une extension latérale en doigt contenant 5 mL d'HCl, fermé la fiole on la raccrochant au calcimètre ; faire couler l'HCl sur l'échantillon du sol pour attaquer le carbonate de calcium, si le sol contient le calcaire, il se produit un dégagement du CO₂ déplaçant l'eau dans la colonne de calcimètre d'un volume V₁. Procéder de la même manière avec un témoin constitué de 0,3 g CaCO₃ pur, soit V₂ le volume obtenu. Pour calculer le pourcentage du CaCO₃ on applique la formule suivante :

$$\text{CaCO}_3 = \frac{30V_1}{V_2}$$

Tableau 6. Classification des sols d'après leurs teneurs en calcaire, (Duchauffour, 1970).

Calcaire (%)	Désignation des sols
0 – 5	Peu calcaire
5 -15	Moyennement calcaire
15 – 30	Calcaire
>30	Très calcaire

2.3.6. Porosité

La détermination de la porosité (Delaunoy, 1976) totale de petits agrégats de terre conduit à l'évaluation de la porosité texturale ou l'estimation de la porosité minimale d'assemblage. La partie de l'espace poral qui est à l'origine de la diminution de la porosité totale des blocs de terre est due aux fissures et aux canalicules est appelée la porosité structurale. Elle comprend deux paramètres, densité apparente et la densité réelle.

2.3.6.1. Densité apparente

Mettre un morceau d'agrégat de la terre dans l'étuve pendant 24 heures, peser l'agrégat après séchage (P₁). Puis plonger l'agrégat dans une solution de paraffine chaud, laisser au repos 5 à 10 minutes, après peser l'échantillon avec la paraffine (P₂). Puis on replonge l'agrégat dans une éprouvette contenant un volume d'eau distillé 50 ml et on note le changement de volume (V).

La densité apparente est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Densité apparente} = \frac{\text{Masse échantillon}}{\text{Volume échantillon}} \times 100$$

P₁ : poids de l'échantillon

P₂ : poids de l'échantillon + paraffine

V : volume du sol + paraffine

2.3.6.2. Densité réelle

Dans une fiole de 50 ml on met 10 g du sol et on pèse (P₁), puis on complète par l'eau distillée dégazée jusqu'à 50 ml et on les pèse (P₂).

La densité réelle calculée par la formule suivante :

$$\text{Densité réelle} = \frac{10}{10 + (P_2 - P_1)}$$

P₁ : poids de la fiole + sol

P₂ : poids de la fiole + l'eau dégazé + le sol

La porosité exprimée par la formule suivante :

$$\text{Porosité} = \frac{\text{Densité réelle} - \text{Densité apparente}}{\text{Densité réelle}} \times 100$$

Tableau 7. Classification des sols d'après leur porosité (Delaunois, 1976).

Porosité (%)	Désignation des sols
< 10	porosité faible
10-20	porosité assez faible
20-30	porosité assez forte
> 30	porosité forte

2.3.7. Granulométrie

L'analyse granulométrique a été effectuée selon le protocole standardisé des fractionnements granulométriques en utilisant la technique de la pipette de Robinson pour récolter les différentes fractions par sédimentations à des temps précis (loi de Stokes) (**Annexe 1**).

2.4. Technique d'échantillonnage, inventaire et clés d'identification

Les vers de terre appartiennent au sous ordre des lombrics (*Lumbricina*), sous division de la sous-classe des Oligochètes (*Oligochaeta*) appartenant à l'embranchement des annélides (*Annelidae*). Bouché (1977) a distingué 3 classes écologiques distinctes de vers de terre en France, suivant des paramètres morphologiques et comportementaux (physiologiques) reflétant leurs mode de vie et activité dans le sol (**Tableau 8**).

Les épigés

Les épigés sont de petite taille (10 à 30 mm) et vivent généralement au niveau de la litière et dans les matières organiques en décomposition. On les trouvera également dans les excréments des grands herbivores ou dans le bois humides en cours de décomposition. Ces espèces sont localisées en surface et sont donc particulièrement sensibles à la prédation, aux variations climatiques et aux facteurs anthropiques tels que le labour des horizons de surface et l'usage de produits phytosanitaires. Les vers de terre épigés jouent un rôle important dans le recyclage de la matière organique (Bouché, 1977 ; Lee, 1985).

Les anéciques

Les vers de terre sont des individus de taille moyenne à géante, dans le cas des espèces méditerranéennes, (10 à 110 cm) vivant dans des galeries verticales à subverticales plus ou moins ramifiées et s'ouvrant en surface. Au cours de l'ingestion du sol et de l'enfouissement de la matière organique, ils assurent un mélange intime de la matière organique et de la fraction minérale des différents horizons du sol. Ces espèces, localisées sur toute la hauteur du profil, disposent d'une forte musculature leur permettant de s'adapter à des compacités de sol relativement élevées et de résister aux pressions anthropiques connues en sols cultivés (Bouché, 1977).

Les endogés

Les endogés sont de taille variable (1 à 20 cm). Ils représentent 20 à 50% de la biomasse des terres fertiles et vivent en permanence dans le sol où ils creusent des galeries d'orientation quelconque. Ces vers se nourrissent de terre plus ou moins riche en matière organique et se déplacent donc beaucoup pour satisfaire leurs besoins alimentaires. Lavelle (1981) précise cette classification en fonction de la richesse en matière organique du sol qu'ils ingèrent. Il existe trois sous-catégories d'endogés : polyhumiques, mésohumiques, et oligohumiques. Les endogés qui ingèrent le sol le plus pauvre en matière organique sont des oligohumiques. Les endogés ont été couramment observés près des racines (Bouché, 1977).

Tableau 8. Principales caractéristiques des trois catégories écologiques de vers de terre décrites par Bouché (1972 ; 1977) (MO = Matière Organique)

	Espèce épigée	Espèce anécique	Espèce endogée
Alimentation	Litière décomposée à la surface du sol, peu ou pas d'ingestion de sol	MO décomposée à la surface du sol, dont une part est emmenée dans les galeries, un peu d'ingestion de sol	Sol minéral avec préférence pour matériau riche en MO
Pigmentation	Sombre, souvent ventrale et dorsale	Moyennement sombre, souvent uniquement dorsale	Peu ou pas pigmenté
Taille adulte	Petite à moyenne (10-30mm)	Grande (10-110 cm)	Moyenne (1-20 cm)
Galeries	Pas, quelques galeries dans 1ers cm de sol par espèces Intermédiaires	Grandes galeries verticales et permanentes dans horizon minéral	Galeries continues, extensives, subhorizontales, souvent dans les 15 premiers cm de sol
Mobilité	Mouvements rapides en réponse à perturbation	Retrait rapide dans galerie mais plus lents que les épigés	Généralement lents
Longévité	Relativement courte	Relativement longue	Intermédiaire
Temps de génération	Court	Long	Court
Prédation	Très importante, surtout par les Oiseaux, Mammifères et Arthropodes prédateurs	Importante, surtout quand ils sont en surface	Faible (quelques oiseaux fouisseurs), et Arthropodes prédateurs

L'échantillonnage a été effectué dans trois sites : El Bouni, Sidi Ammar (sites pollués) et El Tarf (site non pollué). L'échantillonnage a été réalisé durant une période du mois de Septembre 2014 jusqu'au mois de Juin 2015 en zones urbaines et rurales.

Les échantillons ont été récoltés de la manière suivante :

Nous avons limité une parcelle de dimension **50x50 cm (Fig.3)**, nous avons creusé à une profondeur de **20 cm** à l'aide d'une pelle, cette opération va être répétée pour chaque site d'échantillonnage. Les échantillons prélevés ont été photographiés à l'aide d'un smartphone, puis placés dans des boîtes avec de la terre et étiquetés avec leur coordonnées (zone et date) (**Fig.4**), et ont été ramenés au laboratoire jusqu'à leur détermination.



Figure 3. Cadre d'échantillonnage de 0.25m²



Figure 4. Vers de terre dans une boîte plastique étiquetée

2.5. Morphométrie et identification des espèces

L'étude morphométrique des vers de terre, portant sur quatre caractères biométriques (la longueur, le diamètre du corps, le nombre de segment et le poids) a été réalisée sur des adultes, à l'aide du matériel suivant :

- le poids à l'aide d'une balance électronique au moyen d'une pince fine souple.
- la longueur à l'aide d'une règle.
- le diamètre à l'aide un papier millimètre.
- le nombre de segment à l'aide d'une loupe de poche.

Après fixation dans l'éthanol à 80% leur détermination a été effectuée à l'aide des clés d'identification établie par (Bouché ,1972 ; Sims et Gérard, 1999). Les principaux critères pris en considération sont : La taille, la forme du corps, coloration et pigmentation, forme et position du clitellum, les soies, le prostomium et la position des pores mâles. (**Annexe 1**)

2.6. Indices écologiques

Les indices écologiques étudiés dans notre étude sont : l'indices de composition (La richesse totale et moyenne, la fréquence, la constance), l'indice de Shannon-Waever et l'indice d'équirépartition.

2.6.1. Indices de composition

2.6.1.1. Richesse spécifique (ou totale) et moyenne:

La richesse totale d'un peuplement (Blondel, 1975) est le nombre d'espèces (**S**) rencontrées dans la région d'étude, tandis que la richesse moyenne (**S'**) est le quotient du nombre total d'individus (**Ki**) pour chacune des espèces sur le nombre total de relevés (**N**) effectués, c'est-à-dire :

$$S' = Ki / N$$

2.6.1.2. Fréquence centésimale (F)

La fréquence (**F**) permet d'étudier la distribution d'une espèce dans une région donnée et de dire si elle est commune, rare ou très rare. La fréquence déterminée selon la méthode de (Dajoz, 1985). Elle est donnée par la formule suivante :

$$F = (ni \times 100) / N$$

ni : le nombre d'individus de l'espèce prise en considération.

N : le nombre total d'individus.

Tableau 9. Catégorie de la fréquence selon Dajoz (1985).

Fréquence (%)	Catégorie
> 50	Espèce commune
25 - 50	Espèce rare
< 25	Espèce très rare

2.6.1.3. Constance (C)

La constance (**C**) est le rapport exprimé sous la forme de pourcentage du nombre de relevés contenant l'espèce **i** prise en considération, divisé par le nombre total de relevés (Dajoz, 1971); elle s'exprime de la manière suivante :

$$C = p / N \times 100$$

P : le nombre de relevés contenant l'espèce.

N : le nombre de relevés effectués.

Tableau 10. Catégories de la constance Selon Dajoz (1971).

Constance (%)	Catégorie
100	Omniprésente
$75 \% \leq C < 100$	Constante
$50 \% \leq C < 75$	Régulière
$25 \% \leq C < 50$	Accessoire
$5 \leq C < 25$	Accidentelle
≤ 4	Rare

2.6.2. Indices de structures

2.5.2.1. Indice de diversité de Shanon – Weaver (1948)

L'indice de diversité de Shanon et Weaver (H') est une mesure de la diversité spécifique, couramment employé, en relation avec les fréquences relatives des différentes espèces de l'échantillon. Il est calculé par la formule :

$$H' = - \sum (p_i \ln p_i)$$

Où : p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce ; avec $p_i = n_i/N$; n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon ; N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Proportionnel au logarithme du nombre d'espèce, cet indice permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Sa valeur varie de 0 à $\log S$. La valeur 0 correspond à une seule espèce dans l'échantillon. Il sera maximal lorsque $n_i = N/S$, *i.e.* lorsque toutes les espèces sont équiprobables, et correspond à un prélèvement équilibré et diversifié (Legendre et Legendre, 2012).

2.6.2.2. Equitabilité (équirépartition)

L'indice d'équitabilité de Pielou (1966), qui accompagne souvent l'indice de Shannon, est défini par la formule :

$$E = H'/H'_{max}$$

Où : $H'_{max} = \log S$;

Cet indice permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 à 1. Si E tend vers 1, le peuplement est en équilibre, la distribution des individus entre les espèces est équitable. A l'inverse, une équitabilité qui tend vers 0 caractérise un peuplement déséquilibré (Legendre et Legendre, 2012).

2.7. Matériel Biologique

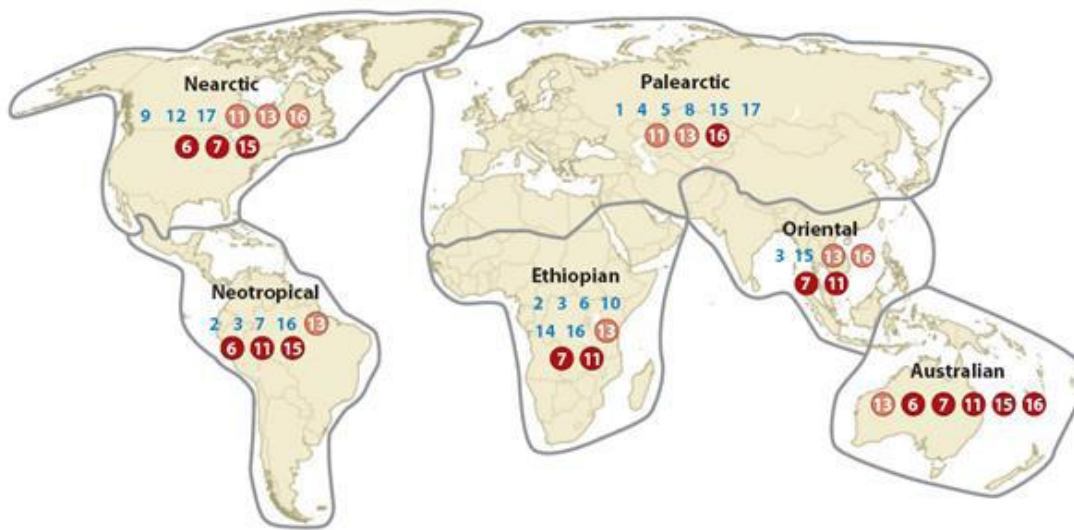
2.7.1. Systématique

La classification des annélides oligochètes, la plus récente, est publiée dans la base de données de la faune d'Europe (Jong *et al.*, 2014) :

Règne	Animalia
Sous-règne	Eumetazoa
Phylum	Annelida
Classe	Oligochaeta
Sous-classe	Diplotesticulata
Super-ordre	Megadrili
Ordre	Opisthopora
Sous-ordre	Lumbricina
Super-famille	Criodriloidea
Famille	Criodrilidae
Super-famille	Eudriloidea
Famille	Eudrilidae
Super-famille	Lumbricoidea
Famille	Ailoscolecidae
Famille	Glossoscolecidae
Famille	Hormogastridae
Sous-famille	Hormogastrinae
Sous-famille	Vignysinae
Sous-famille	Xaninae
Famille	Lumbricidae
Sous-famille	Diporodrilinae
Sous-famille	Lumbricinae
Sous-famille	Spermophorodrilinae
Super-famille	Megascolecoida
Famille	Acanthodrilidae
Famille	Megascolecidae
Famille	Ocnerodrilidae
Famille	Octochaetidae
Super-famille	Sparganophiloidea
Famille	Sparganophilidae
Sous-classe	Tubificata
Ordre	Tubificida
Sous-ordre	Enchytraeina
Super-famille	Enchytraeoida
Famille	Enchytraeidae
Famille	Propappidae

2.7.2. Distribution géographique

Les lombriciens sont généralement bien connus en Europe humide et à un moindre degré dans les pays méditerranéens de l'Europe occidentale (Bouché, 1972). Cette faune est vraisemblablement similaire à celle de l'Afrique du Nord (Omodeo *et al.*, 1987; Bouché, 2003). En effet les deux rives de la méditerranée ont connu un contact direct bien avant le mésozoïque et le cénozoïque (Bouillin, 1986). Selon Hendrix *et al.* (2008), la distribution actuelle des grandes familles est présentée dans la **figure 5**. Les grandes lignes de distributions de vers de terre ont été fixées par l'évolution géologique et biologique : la diversification, la dispersion et l'extinction au cours des aires géologiques (James, 2004). Sur les petites échelles spatio-temporelles, les changements climatiques et les processus écologiques affectent les distributions de vers de terre.



1 Ailoscolecidae ; 2 Alluroididae ; 3 Almidae ; 4 Biwadriidae ; 5 Criodrilidae ; 6 Eudrilidae ; 7 Glossoscolecidae ; 8 Hormogastridae ; 9 Komarekionidae ; 10 Kynotidae ; 11 Lumbricidae ; 12 Lutodrilidae ; 13 Megascolecidae ; 14 Microchaetidae ; 15 Moniligastridae ; 16 Ocnodrilidae ; 17 Sparganophilidae.

Figure 5. Distribution globale des familles lombriciennes dans chaque domaine biogéographique (Hendrix *et al.*, 2008).

2.7.3. Morphologie et anatomie d'un ver de terre

D'après Lavelle et Spain (2001), les vers de terre sont des animaux qui appartiennent à la macrofaune du sol. Ils se distinguent par une anatomie allongée et circulaire. Leurs corps sont constitués par une série de nombreux anneaux successifs appelés « métamères » (de 60 à 200), lesquels ont tous une anatomie à peu près semblable et se répétant régulièrement. Chez les lombricidés et quelques familles, chaque segment du tronc est caractérisé par la présence de quatre paires de soies de positions variables. Il porte également deux pores néphrétiques. Le tout donne un aspect bien caractéristique, vermiforme, ce qui favorise leur pénétration dans le sol.

Le corps des vers de terre est donc annelé, composé d'anneaux. Le premier segment est appelé "Prostomium", le second "Peristomium" et le dernier "Pygidium" (Sims et Gerard, 1999).

Comme tous les Oligochètes terrestres les vers de terre n'ont ni yeux, ni tête distincte. Cependant ils possèdent une forte densité de cellules sensorielles. La région antérieure est plus effilée et porte la bouche ; alors que la région postérieure, parfois plus renflée et légèrement aplatie, porte l'anus. D'une manière générale, le corps est composé des parties suivantes (Fig. 6) :

A- Le prostomium : Partie la plus antérieure, située immédiatement en avant de la bouche, ce n'est pas un véritable segment (métamère) et il ne possède ni soies ni cavité coelomique, il est plus ou moins fusionné avec le péristomium.

B- Le metastomium (soma) : Il constitue l'essentiel du corps du ver de terre. La première partie qui délimite l'orifice buccal se nomme « péristomium ». Chez l'adulte le soma peut être divisé par rapport au Clitellum en trois zones.

a- La zone antérieure (anté-clitélienne) : Elle possède une forte densité de cellules sensorielles et contient le cerveau. Sa morphologie est modifiée par le développement musculaire qui a un rôle mécanique important pour la pénétration des vers de terre dans le sol.

b- Le clitellum : Il est sous forme d'un fer à cheval à annulaire chez quelques familles, il sécrète un cocon qui reçoit les oeufs et les spermatozoïdes en période de reproduction.

c- La zone post-clitélienne : Elle se présente comme une succession de segments similaires. Sa fonction est essentiellement mécanique et digestive, elle permet aux vers de terre de s'accrocher à l'orifice du terrier lorsqu'ils explorent la surface du sol.

C- Le pygidium : Il ne comporte pas de cavité coelomique, donc n'est pas considéré comme un métamère. Il entoure l'anus.

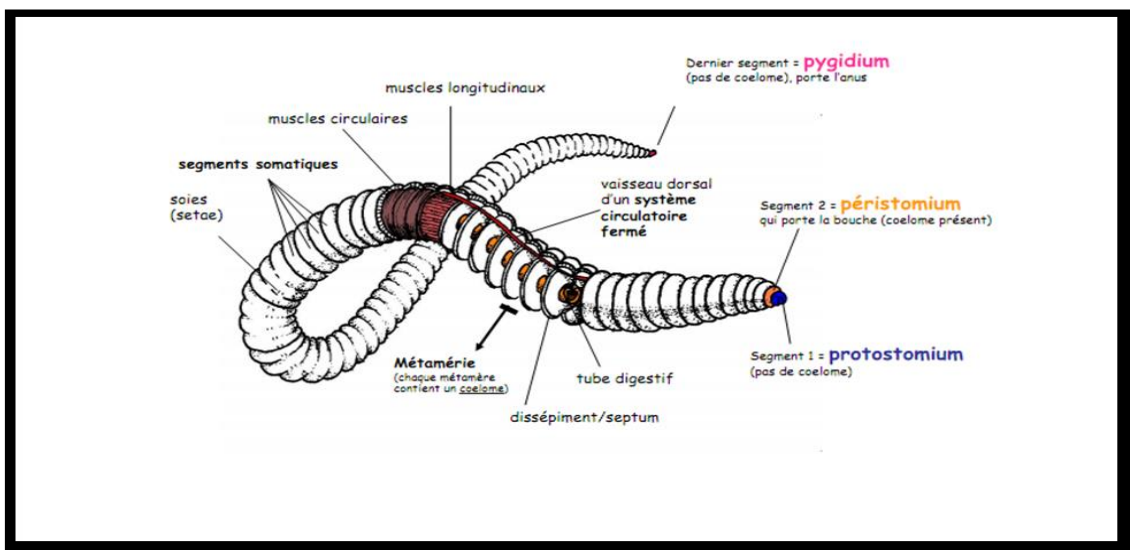


Figure 6. Morphologie d'un ver de terre (d'après Sims et Gerard, 1999).

En ce qui concerne l'anatomie du ver de terre (fig.7), elle est caractérisée par la présence d'organes axiaux, s'étendant sur toute la longueur du corps de l'animal (appareil circulatoire, appareil digestif et chaîne nerveuse), d'organes métamériques pairs se répétant dans chaque segment (néphridies, cavités coelomiques, ganglions nerveux) et d'organes à localisation stricte comme les structures génitales (testicules et vésicules séminales de l'appareil génital mâle, ovaires, oviductes et spermathèques de l'appareil femelle). En outre, il prouve une symétrie bilatérale nette (Sims et Gerard, 1999).

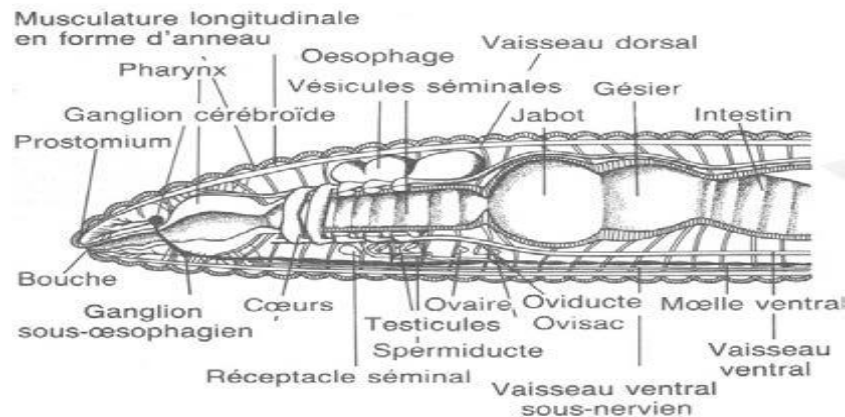


Figure 7. Anatomie interne du ver de terre (Buch, 1991)

2.7.4. Reproduction et longévité

Les vers de terre sont hermaphrodites, l'autofécondation a été rarement observée. Les vers de terre se reproduisent en mieux au printemps et en automne, si les conditions de température et d'humidité dans le sol sont favorables (Herger, 2003 ; Vigot et Cluzeau , 2014). L'accouplement des vers se fait de nuit à la surface des sols (Bachelier, 1978 ; Herger, 2003). La maturité sexuelle des individus se caractérise par l'épaississement de la peau dans la partie antérieure (clitellum) ; la présence d'un mucus collant et spécial ; des poils clip protègent les côtés du ventre rapprochés et des gamètes qui se produisent dans les ouvertures reproductrices mâles. Les organes reproducteurs mâles sont sur les segments 9, 10, 11, 12 et 15 qui portent l'orifice. Les organes reproducteurs femelles sont sur les segments 13 et 14 qui portent l'orifice (**Fig. 8**). Cependant, des adultes de *Lumbricus terrestris* ont été maintenus à 30 ans d'espérance de vie (Sims et Gerard, 1985). Certaines espèces géantes peuvent prendre des années pour atteindre le stade de maturité et se reproduisent que tous les deux ou trois ans, tel que *Megascolides australis* (Van Praagh, 1992).

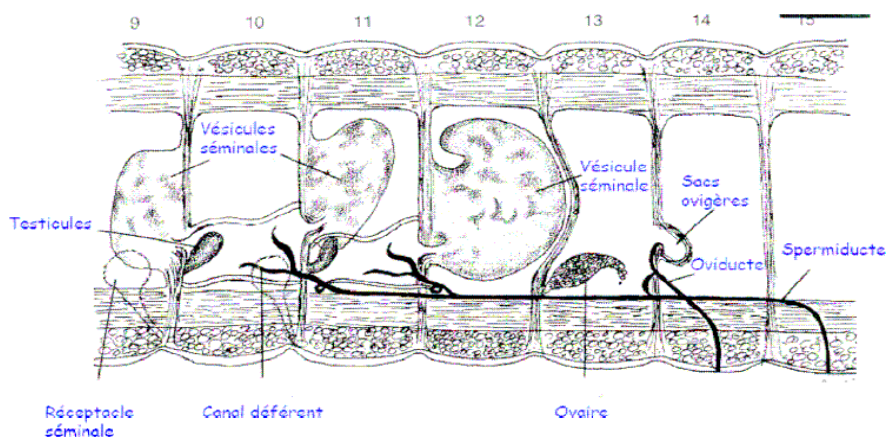


Figure 8. Les organes reproducteurs (Gauer, 2007).

2.7.5. Cycle de vie

Les vers adultes produisent plusieurs cocons par an, en fonction de leur âge et les conditions dans lesquelles ils se trouvent (Lee, 1985). L'espèce *L. terrestris* peut produire entre 10 à 25 cocons par an en fonction des conditions de température (Butt, 1993). Un ou plusieurs individus immatures, appelés juvéniles, vont progressivement acquérir des caractères sexuels secondaires externes liés à l'accouplement ; il sera alors au stade subadulte. Un clitellum, organe lié au processus de ponte, va ensuite se former et permet au ver de devenir sexuellement mature pour pouvoir se reproduire à son tour ; le ver est alors adulte. Le temps de maturation varie beaucoup entre espèces et dépend des conditions du milieu (température, humidité, nourriture). *L. terrestris* devient mature généralement en 1 an (Lakhani et Satchell, 1970) alors qu'il ne lui suffira que de quelques mois pour atteindre la maturité sexuelle. L'espèce *L. terrestris* peut vivre plusieurs années en conditions de laboratoire (Lakhani et Satchell, 1970). (Fig. 9)

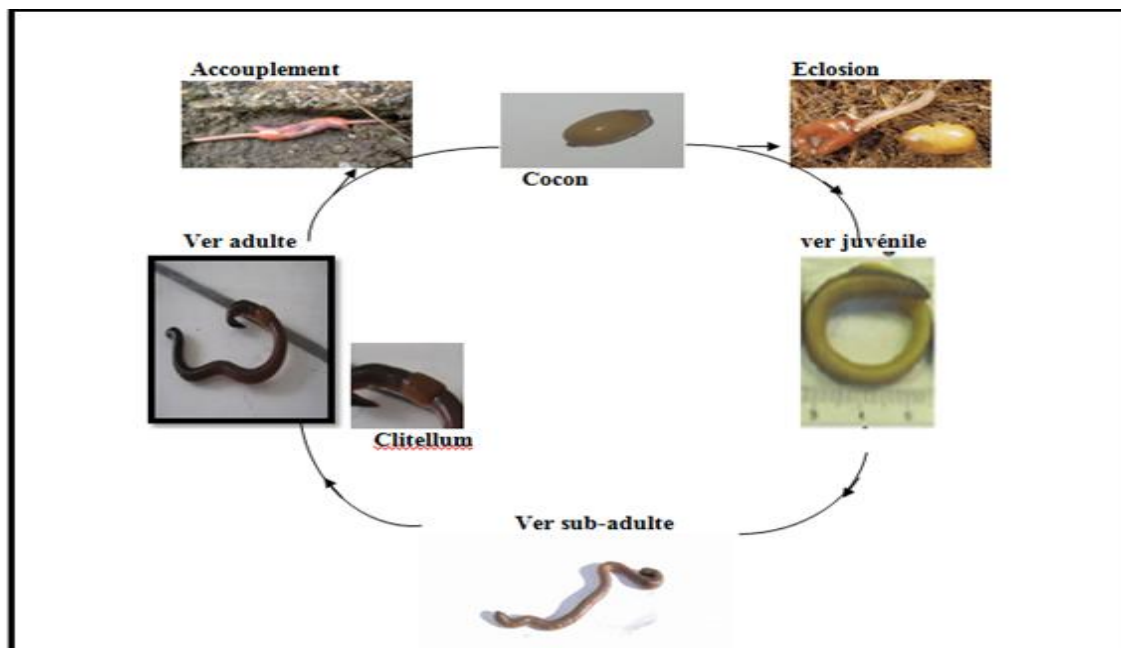


Figure 9. Cycle de vie d'un individu *Lumbricus terrestris* (photo personnelle).

2.7.6. Cycle des activités

Les vers de terre ne peuvent plus réguler leur température corporelle (Herger, 2003). Chaque espèce peut vivre et activer à une gamme des températures bien précises (Bachelier, 1978) Les lombrics travailleront efficacement à des températures allant de 15 °C à 25 °C (Morin *et al.*, 2004).

L'activité et la reproductivité arrivent au maximum au printemps et en automne (Herger, 2003), exactement en (mars – avril) et en (septembre – octobre) (Schmutz, 2013). Pendant les périodes sèches et chaudes les vers de terre ne peuvent plus résister la survie à la surface (Herger, 2003). Ils se retirent dans les profondeurs du sol et s'enroulent sur eux-mêmes dans une cavité sphérique consolidée donc ils rentrent en estivation (Bachelier, 1978 ; Schmutz, 2013). Egalement en hiver, le gel sévère rend impossible la prise de nourriture et la vie dans la couche supérieure du sol (Herger, 2003). Ils se retirent dans la partie non gelée de leurs galeries et s'installent (Schmutz, 2013). Ils réduisent leur surface corporelle, ce qui réduit l'évaporation de leur fluide. Dès que les conditions extérieures sont favorables à nouveau, les vers se réveillent à une nouvelle activité (Herger, 2003).

2.7.7. Nutrition

Les vers de terre se nourrissent par des plantes mortes (Pfiffner *et al.*, 2007;Schmutz, 2013). Ils peuvent manger les feuilles et les résidus de culture, Les bactéries, les algues, les protozoaires et même les champignons mycélium (Herger, 2003 ; Peloser, 2008), et même les nématodes et les rotifères (Konig, 2007).

Selon Bachelier (1978), les vers peuvent ingérer même le sol avec les résidus de culture. Cette ingestion de terre par les vers varie selon les espèces, les sols, les saisons et la nature des matériaux végétaux. De plus les vers de terre ingèrent les micro-organismes vivants et des micro et méso-faunes vivantes ou mortes.

D'après Dallerac (2005) ; Dominguez *et al.* (2009) ; Martin *et al.* (2011), le régime alimentaire des vers de terres est variable. Il est en fonction du groupe écologique. Les vers épigés se nourrissent de la litière bien fragmentée préalablement (résidus de feuilles et autres parties végétales mortes), Les endogés consomment la matière organique dispersée dans la partie minérale du sol. Les anéciques viennent se nourrir par les déchets végétaux en surface.

2.8. Impacts des facteurs abiotiques sur les lombrics

Les vers de terre sont influencés par les facteurs hydro-édaphiques du milieu. Qui agissent directement sur leurs développements.

2.8.1. Facteurs hydriques

D'après Herger (2003), si le sol engorge d'eau ou se dessèche périodiquement, les vers ne peuvent plus vivre. Bachelier (1978) montre que, les vers de terre absorbent continuellement par la peau de l'eau qu'ils rejettent ensuite par les néphridies et l'intestin.

La quantité d'eau rejetée par les néphridies atteint à elle seule 60 % du poids du corps par jour, les vers de terre s'enfoncent dans le sol quand il se dessèche pour ne pas mourir, se roulent en boule puis ils se déshydratent partiellement pouvant perdre jusqu'à la moitié de leur eau ; leur léthargie cesse avec le retour de l'eau et leur réimbibition. Dans des régions, la léthargie va jusqu'à la diapause avec création des cellules d'estivation, la para-diapause est une forme de léthargie déterminée par la déshydratation du milieu et ne modifiant que très faiblement la teneur en eau de l'animal. La diapause dépend d'une régulation interne, vraisemblablement d'origine endocrine. Elle se caractérise par l'arrêt de l'activité génitale, avec réduction des organes sexuels glandulaires et vacuité du tube digestif.

2.8.2. Facteurs édaphique

Les facteurs édaphiques sont présentés par des facteurs physiques, physicochimiques et chimiques.

2.8.2.1. Température

D'après Chaoui (2010), les vers de terre ont besoin d'une température allant de 0°C à 35°C (la température optimale étant de 25°C). Et selon Herger (2003), les vers de terre peuvent vivre à des températures compris entre 0° et 25°C. Mais la plupart des espèces leur température optimale est de 10 à 15 °C où leur activité est optimale. L'espèce *Eseinia fetida* a une tolérance à température entre 0-30 °C (Naturland, 2010).

2.8.2.2. Texture

Herger (2003), enregistre que les vers de terre préfèrent les sols argileux qui sont brassés avec la matière organique et les excréments d'autres animaux du sol dans le tube digestif des vers de terre. Selon Bachelier (1978), les vers sont plus abondants dans les sols limoneux, argilo-limoneux et argilo-sableux que dans les sables, les graviers et les argiles.

2.8.2.3. PH

Selon Bachelier (1978) et Herger (2003), les vers de terre ont une large gamme de pH. Il y a des espèces acidophiles, des espèces basophiles et des espèces ubiquistes ou indifférentes. D'une manière générale, les vers de terre sont peu sensibles au pH, pour autant qu'il ne tombe pas en dessous de pH 4,4.

2.8.2.4. Salinité

La sensibilité des vers de terre est variée selon l'espèce et le type de sel. Selon Bachelier (1978), il y a des espèces euryhalines mais les vers fouisseurs se rencontrent rarement où la salinité de la solution du sol excède 0,4 %. Et d'après Chaoui (2010), L'ammonium est le principal facteur de salinité. Les vers de terre sont repoussés par une salinité supérieure à 5 mg/g. Par conséquent, si la matière première est pauvre en sel, le fumier des vers (lombricompost) le sera aussi.

2.9. Extraction, dosage des éléments traces métalliques et des biomarqueurs

2.9.1. Extraction et dosage des éléments traces métalliques

2.9.1.1. Dosage du sol par Spectrométrie de fluorescence X

La spectrométrie de fluorescence X (XRF) est une méthode de détermination rapide des compositions élémentaires totales des échantillons de sol. Elle ne nécessite aucune étape de minéralisation pour préparer la solution d'essai à analyser.

Les échantillons de sol ont été séchés, homogénéisés et tamisés à des tailles de particules de 250 µm. Les analyses ont été effectuées à l'aide d'un spectromètre à fluorescence X, Thermo Scientific Niton-XRF-950. Le nom de l'échantillon, le spectre et la composition élémentaire sont stockés dans une bibliothèque dédiée. Chaque échantillon de sol a été analysé deux fois pendant 120 s à l'aide de quatre filtres à rayons X, pour jusqu'à 40 éléments cristallins.

2.9.1.2. Dosage du corps de ver de terre par Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA)

Cinq éléments traces métalliques (Ca, Fe, Mn, Pb et Zn) choisis pour leur présence dans les poussières métalliques émises par le complexe de Sider, ont été mesurés dans le corps des vers. L'extraction des éléments traces dans le corps des vers a été réalisée via une attaque à l'acide nitro-perchlorique chaud (HNO₃ / HClO₄; 4 v / 1 v). Plus précisément, 50 mg de la poudre fine corporelle, préalablement séchée à l'étuve à 60 C pendant 72 h, ont été placés en présence de 8 ml du mélange d'acide nitro-perchlorique dans des flacons en téflon. Après 2 h de minéralisation à 110 C, 50 ml d'acide nitrique à 0,5% ont été ajoutés. Les solutions ainsi obtenues ont été filtrées et maintenues au froid (4 ° C) jusqu'au dosage. Les éléments traces métalliques ont été mesurés directement lors de la minéralisation ou après dilution à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique Perkin Elmer (PinAAcle 900T, USA) en mode flamme. Les valeurs sont exprimées en microgrammes par gramme de matière sèche.

L'extraction et le dosage des éléments traces métalliques dans le sol ou dans le corps de ver de terre ont été effectués au niveau de l'Unité de Service Commun pour la Recherche " Spectromètre d'Absorption Atomique" à la Faculté des Sciences de Bizerte, Université de Carthage, Tunisie.

2.9.2. Extraction et dosage des biomarqueurs

Le dosage de L'acétylcholinestérase (AChE) et la glutathion S-transférase (GST) est effectué sur des vers adultes qui ont été disséqués pour récupérer le première partie de la partie anté-clitélienne pour la détermination de l'activité AChE tandis qu'une partie de la partie post-clitélienne du corps a été utilisée pour l'analyse GST. Les protéines ont été déterminées selon la méthode de Bradford (1976).

2.9.2.1. Dosage de l'acétylcholinestérase

La méthode de dosage de l'acétylcholinestérase (AChE) a été réalisée selon Ellman *et al.* (1961). Elle consiste à fournir à l'enzyme un substrat, l'acétylthiocholine (ASCh), dont l'hydrolyse catalysée, libère de la thiocholine (SCh) et de l'acide acétique. La quantité de thiocholine obtenue est proportionnelle à l'activité enzymatique; on la révèle grâce à une méthode colorimétrique faisant intervenir un ion (le dithiobisnitrobenzoate ou DTNB) qui se lie avec la thiocholine pour former un complexe de couleur jaune que l'on dose à 412 nm. Les échantillons sont homogénéisés pendant quelques secondes dans 1 ml de solution détergente (38,03 mg éthylène glycol tris-beta aminoéthyl étherNNN'N' ou EGTA, 1 ml triton X 100%, 5,845 g NaCl (1 N), 80 ml tampon tris 10 mM à pH 7) à l'aide d'un homogénéiseur à ultrasons dans une cuve remplie de glace puis centrifugés à 9000 tours/mn pendant 15 mn. Le surnageant est utilisé immédiatement comme source d'enzyme pour la mesure de l'activité AChE. L'activité spécifique de l'AChE est déterminée comme suit: 100 µl du surnageant sont additionnés à 100 µl de DTNB (39,6 g de DTNB, 15 mg CO₃HNa, dans 10 ml de tampon tris 0,1 M, pH 7) et 1 ml du tampon tris (0,1 M, pH 7). Après 3 à 5 mn de repos nécessaire pour épuiser la réaction spontanée, 100 µl du substrat acétylthiocholine iodide (Sigma R) (118 mg ASCh dans 5 ml d'eau distillée) sont ajoutés. La lecture des densités optiques, s'effectue à 412 nm toutes les 4 minutes pendant 20 minutes contre un blanc où le surnageant a été remplacé par un volume équivalent de solution détergente (100 µl). L'activité spécifique de l'AChE est déterminée par la formule suivante:

$$\text{AChE (nM/min/mg de protéines)} = \frac{\Delta\text{DO} \times \text{Vt}}{1,36 \times \text{Vs} \times \text{mg de protéines}}$$

ΔDO: Densité optique.

Vt: Volume total de la cuve (0,1 ml du surnageant + 0,1 ml du DTNB + 1 ml de tampon tris + 0,1 ml du substrat ASCh).

Vs: Volume du surnageant (0,1 ml).

1,36: Coefficient d'extinction (concernant le DTNB à 412 nm).

mg de protéines: Quantité de protéines exprimée en mg.

2.9.2.2. Dosage de la glutathion S-transférase

La mesure de l'activité de la glutathion S-transférase (GST) est déterminée selon la méthode de Habig *et al.* (1974). Elle est basée sur la réaction de conjugaison entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2,4 dinitrobenzène) en présence d'un cofacteur le glutathion (GSH) et mesurée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre visible /UV (GENESYS TM8). Les échantillons sont homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 trs/mn pendant 30 mn et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme. Le dosage consiste à faire réagir 200 µl du surnageant avec 1,2 ml du mélange CDNB (1 mM) /GSH (5 mM) [20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml éthanol, 100 ml tampon phosphate (0,1 M, pH 6)]. La lecture des absorbances est effectuée toutes les 1 mn pendant 5 minutes à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 200 µl d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant.

L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{\Delta D_o / mn}{9,6} \times \frac{V_t}{V_s} \quad / \quad \text{mg de protéines}$$

X: micromole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (µM/mn/mg de protéines).

Δ Do: pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

9,6: coefficient d'extinction molaire du CDNB (mM⁻¹ cm⁻¹).

Vt: volume total dans la cuve : 1,4 ml [0,2 ml surnageant + 1,2 ml du mélange CDNB/GSH].

Vs: volume du surnageant dans la cuve: 0,2 ml.

mg de protéines: quantité de protéines exprimée en mg.

2.9.2.3. Dosage des protéines

Les protéines sont quantifiées selon la méthode de Bradford (1976), qui consiste à additionner une fraction aliquote de 100 µl du surnageant ou de la gamme étalon à 4 ml du réactif colorant bleu brillant de coomassie (BBC) G250 [100 mg BBC, 50 ml éthanol 95 °C, agitation pendant 2 heures, 100 ml acide orthophosphorique 85 %, et complété à 1000 ml eau distillée] et l'albumine sérum de boeuf (BSA, Sigma) comme standard.

La lecture des absorbances s'effectue à une longueur d'onde de 595 nm au spectrophotomètre visible (JENWAY 6300). La gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une protéine standard, l'albumine sérum de boeuf (BSA) titrant 1 mg/ml [1 mg BSA, 1 ml eau distillée] (**Tableau 11**).

Tableau 11. Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Quantité de solution mère de BSA (μl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillée (μl)	100	80	60	40	20	0
Réactif BBC (ml)	4	4	4	4	4	4
Quantité de BSA (μg)	0	20	40	60	80	100

2.10. Traitements statistiques des données

L'analyse statistique des données est effectuée avec le logiciel MINITAB d'analyse et traitement statistique des données version (Version 16, PA State College, USA) disponible au Laboratoire de Biologie Animale Appliquée. La répartition des mesures biologiques (inventaire, indices écologiques, paramètres physico-chimiques, métaux lourds et biomarqueurs) répond à une loi normale et ces paramètres sont exprimées par leur moyenne et leur l'écart type établie sur un effectif ou un nombre de répétitions précisées dans les figures et les tableaux. La démonstration statistique des effets recherchés est réalisée à l'aide de tests paramétriques. Différents tests statistiques ; ANOVA à un, deux et trois critères de classification, test de Tukey et test de corrélation. Le niveau de signification est $p < 0,05$.

Résultats

3. Résultats

3.1. Détermination des espèces dans les zones d'étude

L'échantillonnage mené, dans divers sites de la région d'Annaba, en zones urbaines et rurales, a mis en évidence la présence de plusieurs espèces d'Oligochètes terrestres. Les espèces identifiées sont au nombre de huit : *Lumbricus terrestris* (Fig.10), *Apporectodea trapezoides* (Fig.11), *Aporrectodea caliginosa* (Fig.12), *Eisenia fetida* (Fig.13), *Allolobophora chlorotica* (Fig.14), *Aporrectodea rosea* (Fig.15), *Octodrilus complanatus* (Fig.16) et *Lumbricus castaneus* (Fig.17). La position systématique des différentes espèces d'oligochètes terrestres identifiées dans la région d'Annaba est donnée dans le (Tableau 12).

Tableau 12. Positions systématique des différentes espèces d'Oligochètes terrestres inventoriés dans la région d'étude.

Ordre	Sous-ordre	Famille	Classe	Espèce (nom scientifique)
<i>Haplotaxida</i>	Lumbricina	lumbricidae	<i>Clitellata</i>	<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny, 1826)
				<i>Lumbricus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)
				<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)
				<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)
				<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826)
				<i>Apporectodea trapezoides</i> (Dugès, 1828)
				<i>Octodrilus complanatus</i> (Dugès, 1828)
<i>Opisthopora</i>			<i>Oligochaeta</i>	<i>Eisenia fetida</i> (Savigny, 1826)

***Lumbricus terrestris* (Linné, 1758)**

C'est une espèce épi-anécique (Bouché, 1972) Caractérisée par une pigmentation rouge-vineux ; Elle est grosse avec un aplatissement caudal ; Un prostomium tanylobique; Des soies étroitement géminées et bien visibles ; Un clitellum orangé située entre 32-37 segments ; Pores dorsaux bien visibles situés en (8-9) segments ; La longueur est entre 0.9-30.5 cm ; Le poids d'un ver est entre 0.5-0.7g (**Fig. 10**).

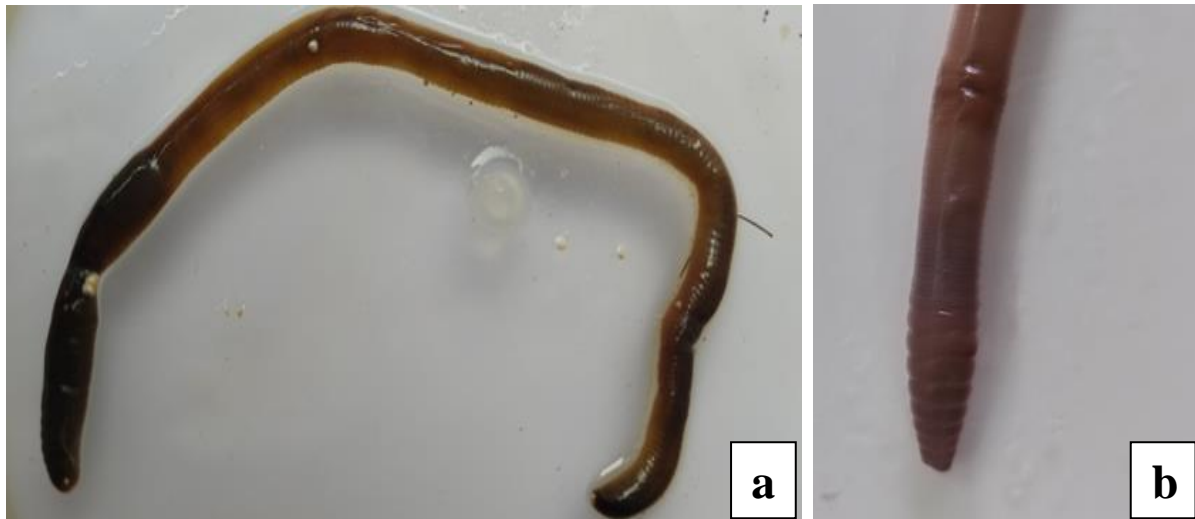


Figure 10. Morphologie de *Lumbricus terrestris*: (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Apporectodea trapezoides* (Dugés, 1828)**

C'est une espèce anécique (Bouché, 1972). Elle est caractérisée par la couleur brun foncé avec gradient dorso-ventral; une longueur, un diamètre et un nombre de segments statistiquement différent des autres. De plus, son clitellum est compris entre le 26 (27) ème et 34ème segment et les tubercules pubères entre le 31ème et le 33ème segment. (**Fig.11**).



Figure 11. Morphologie d'*Apporectodea trapezoides*: (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826)**

C'est une espèce endogée (Bouché, 1972). Elle est caractérisée par la couleur grise (ver gris) avec des gradients dorso-ventral et antéro-postérieur. D'autre part, cette espèce a une longueur, un diamètre et un nombre de segments statistiquement différent des autres. De plus, son clitellum est compris entre le 27ème et 34ème segment et les tubercules pubères entre le 31ème et le 33ème segment. (**Fig.12**).



Figure 12. Morphologie d'*Apporectodea caliginosa*: (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Eisenia fetida* (Savigny, 1826)**

C'est une espèce épigée (Bouché, 1972). Elle a une couleur exceptionnelle avec des segments marron et des régions inter-segmentales jaunes claires. De plus, *E. foetida* se distingue des autres espèces par sa longueur, diamètre et nombre de segments. Exceptionnellement, *E. foetida* a une longueur proche de celle d'*A.rosea*. D'autre part, cette espèce a un clitellum compris entre le 26ème et 32ème segment et des tubercules pubères entre le 28ème et le 30ème segment (**Fig. 13**).



Figure 13. Morphologie d'*Eisenia fetida* : (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826)**

C'est une espèce endogée (Bouché, 1972). Elle a un prostomium épilobique, Des soies étroitement géminées ; Un clitellum en selle située entre 29-37 segments ; Pores dorsaux bien visibles situés en (4-5) segments ; La longueur est entre 3-8 cm ; Le poids d'un ver est entre 0.5-0.7g (Fig. 14).



Figure 14. Morphologie d'*Allolobophora chlorotica* : (a) aspect général (x1), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826)**

C'est une espèce endogée (Bouché, 1972). Cette espèce est caractérisée par la couleur rose claire. Cette espèce a une longueur comparable à celle d'*E.foetida*. En plus, *A. rosea* a un clitellum compris entre le 25(26) ème et 33ème segment et des tubercules pubères entre le 29ème et le 31ème segment (Fig. 15).

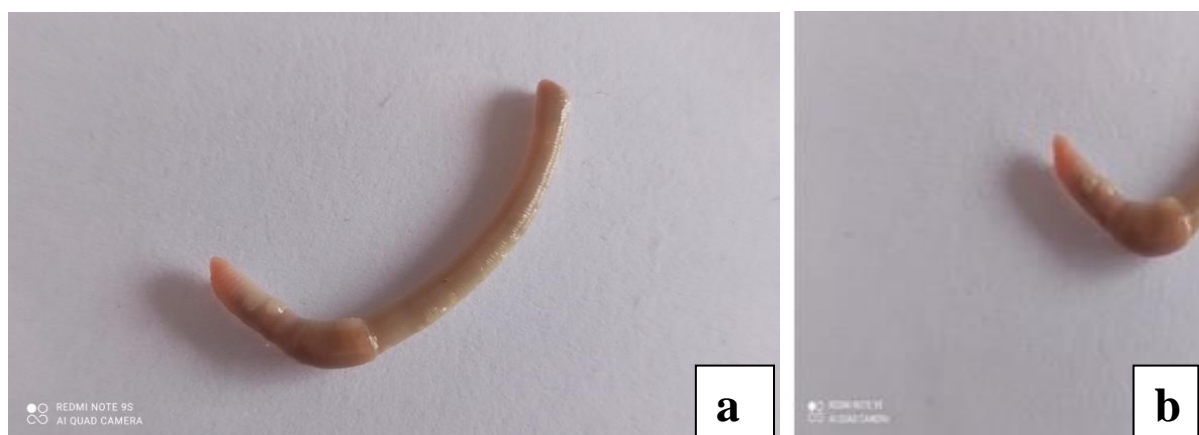


Figure 15. Morphologie d'*Aporrectodea rosea*: (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Octodrilus complanatus* (Dugès, 1828)**

C'est une espèce anécique (Bouché, 1972). Elle est caractérisée par une pigmentation rouge ; Elle est grosse avec un aplatissement caudal; Un prostomium épilobique ; Des soies étroitement géminées et bien visibles ; Un clitellum située entre 27-28-29 segments ; Pores dorsaux bien visibles situés en (8-9) segments ; La longueur est entre 4-8 cm ; Le poids d'un ver est entre 0.5-0.7g (Fig.16).



Figure 16. Morphologie d'*Octodrilus complanatus*: (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

***Lumbricus castaneus* (Savigny, 1826)**

C'est une espèce épigée (Bouché, 1972) varie du marron à brun violet, ventre brun ou jaune, clitellum orange compris entre le 26ème et 35ème segment et des tubercules pubères entre le 31ème et le 34ème segment .Ils mesurent généralement 30 à 70 mm avec 80 à 100 segments. Se distingue grâce à ses reflets irisés (Fig.17).

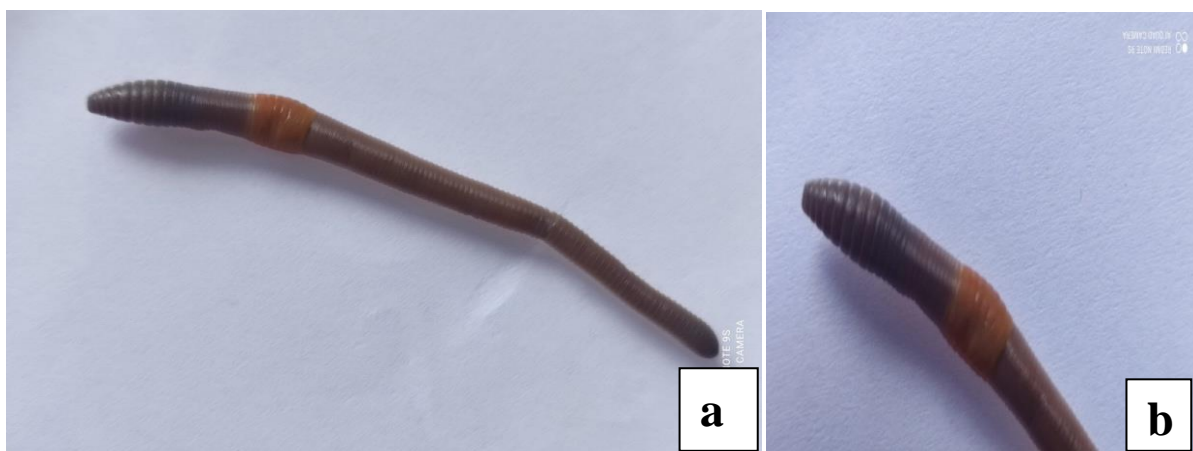
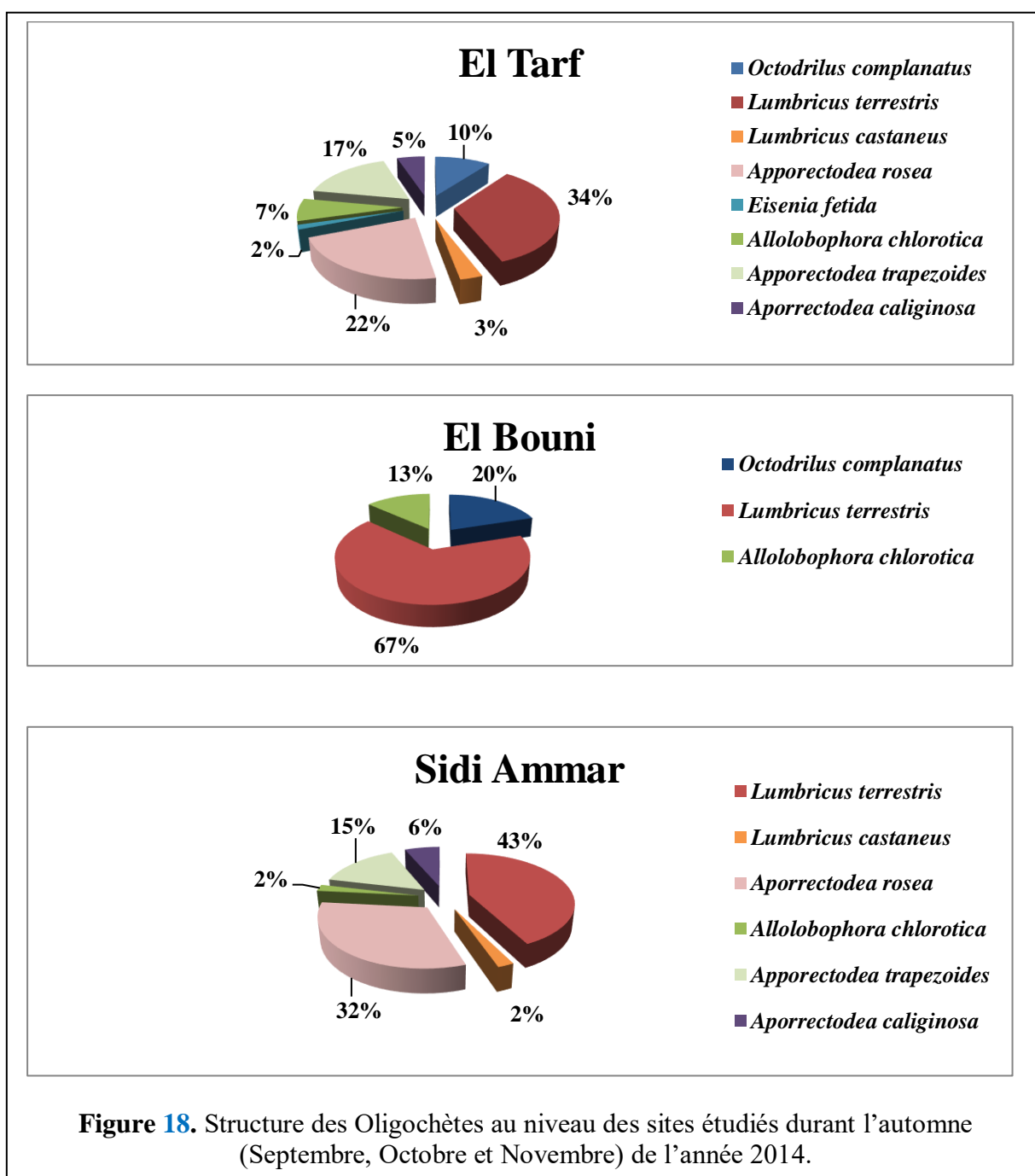


Figure 17. Morphologie de *Lumbricus castaneus* : (a) aspect général (x2), (b) région clitellienne (x2) (photo personnelle).

3.2. Structure des Oligochètes Terrestres recensés

3.2.1. Structure des Oligochètes en période automnale

Durant la période automnale (Septembre, Octobre et Novembre 2014) au niveau des sites étudiés : El Tarf, El Bouni et Sidi Ammar, nous avons récoltés 198 individus d'Oligochètes terrestres avec des dominances inégales entre les espèces. *Lumbricus terrestris* présente un pourcentage du nombre d'individus majoritaire dans tous les sites (Fig. 18). Ce pourcentage varié entre 67% à El Bouni, 43% à Sidi Ammar et 34% à EL Tarf. *Apporectodea rosea* présente un pourcentage important à Sidi Ammar (32%) et El Tarf (22%). On signale un pourcentage très faible pour les autres espèces qui varie entre 2% à 15% avec l'absence de quelques espèces à El Bouni par rapport aux autres sites.



3.2.2. Structure des Oligochètes en période hivernale

Dans la période hivernale nous avons recensés 139 individus des Oligochètes terrestres (Fig. 19). L'espèce *Lumbricus terrestris* présente une dominance maximale d'individus au niveau d'El Tarf (29%) et El Bouni (65%). Au niveau du site de Sidi Ammar on remarque que l'espèce dominante est *Apporectodea rosea* avec un pourcentage de 40%. Alors que les plus faibles pourcentages reviennent aux autres espèces 1% à 17% avec l'absence de quelques espèces à El Bouni et Sidi Ammar.

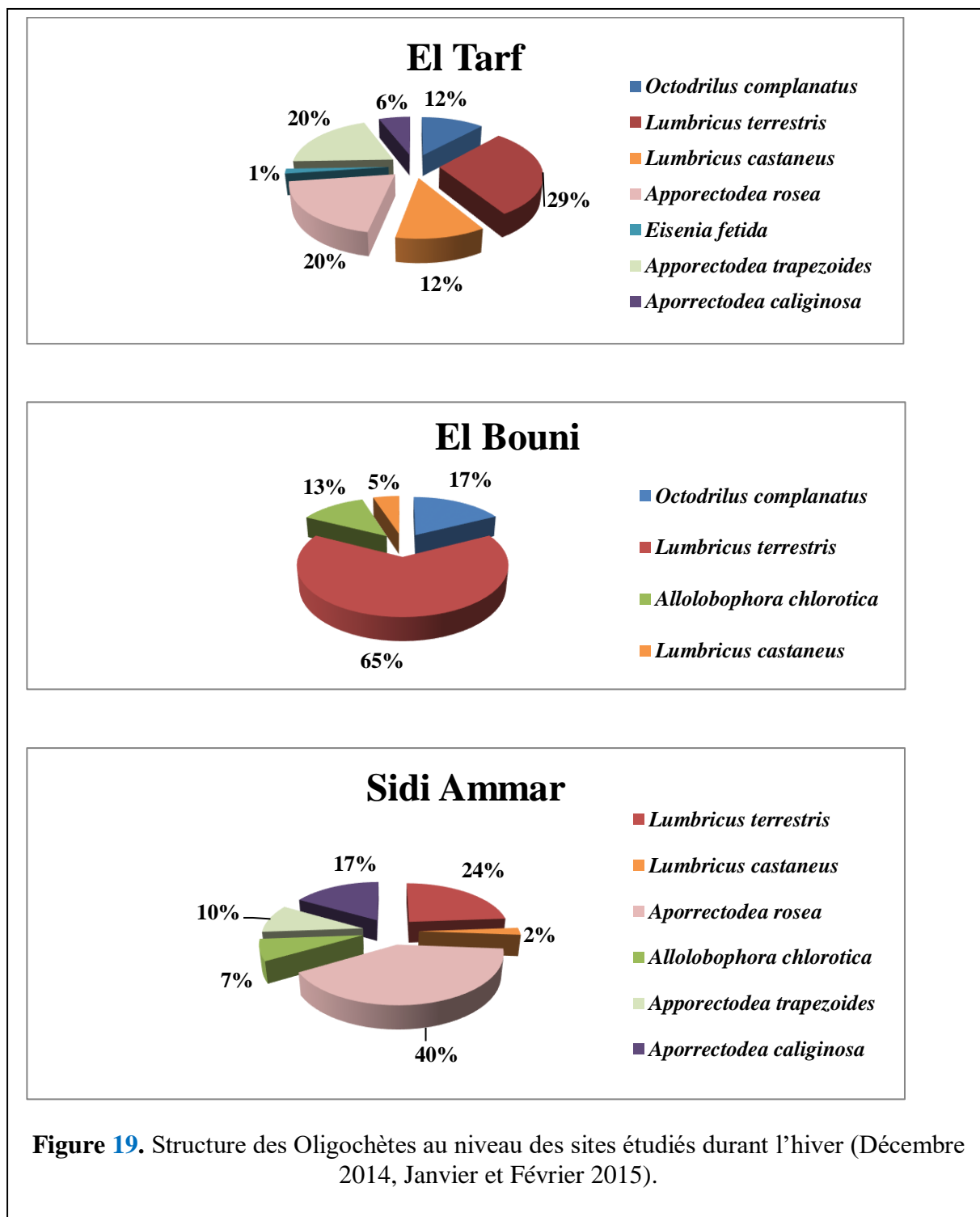
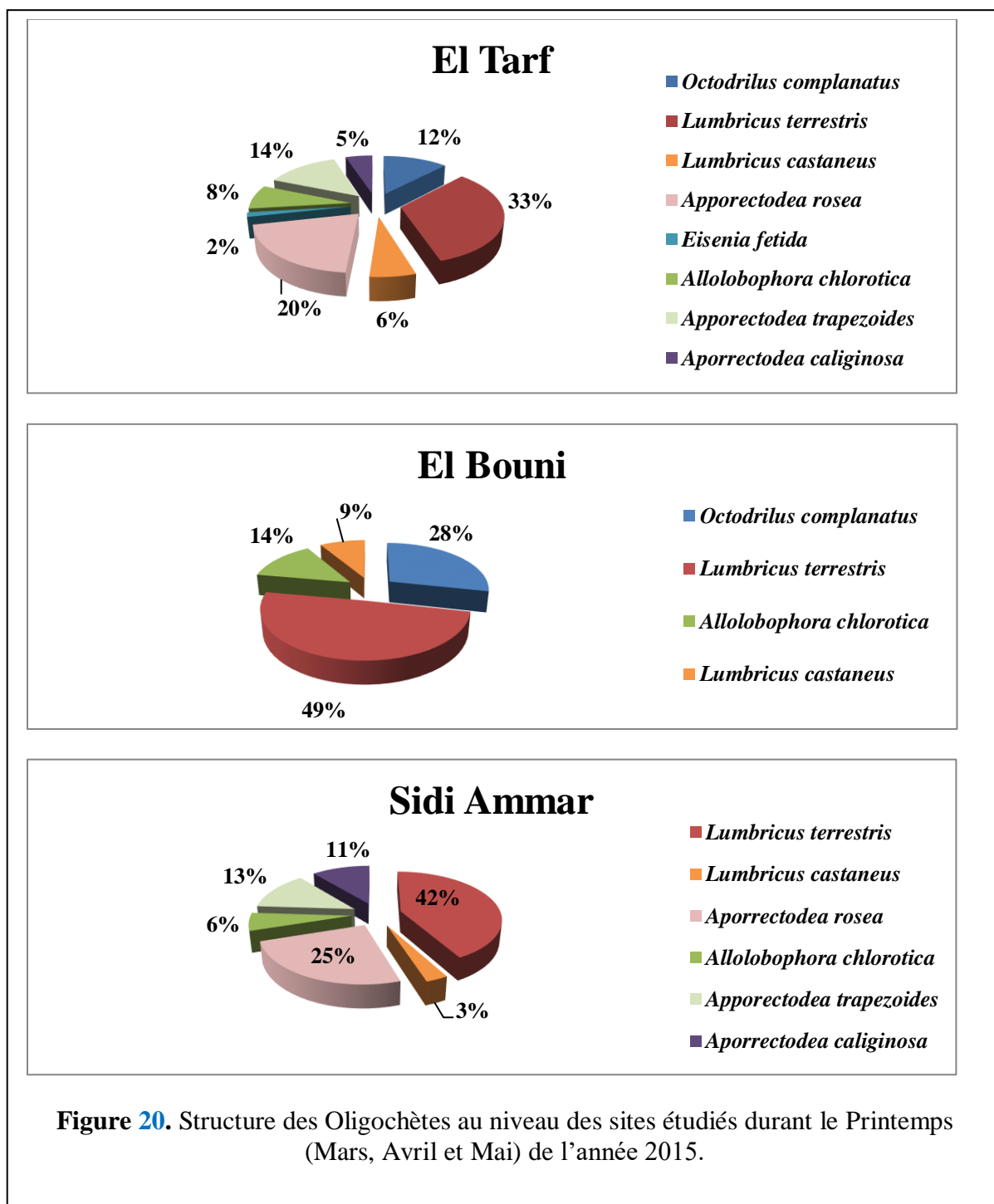


Figure 19. Structure des Oligochètes au niveau des sites étudiés durant l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).

3.2.3. Structure des Oligochètes en période printanière

Pendant la période printanière nous avons collectés 378 individus des Oligochètes terrestres dans les sites étudiés. Sur le plan dominance *Lumbricus terrestris* est l'espèce dominante dans tous les sites avec un pourcentage maximale (49%) à El-Bouni, 42 % à Sidi Ammar et El Tarf (33%). *Apporectodea rosea* présente un pourcentage important à El Tarf et Sidi Ammar de 20% et 25% respectivement. Au niveau de site El Bouni l'espèce *Octodrilus complanatus* présente un pourcentage de 28%, les autres espèces ont des faibles pourcentages varient entre 2% à 14% avec l'absence de quelques espèces au niveau de Sidi Ammar et El Bouni (Fig. 20).



3.3. Biométrie des espèces

La biométrie est caractérisée par le poids (g), la longueur (cm), le diamètre (mm) et le nombre du segment.

3.3.1. Données biométriques en période automnale

Les résultats de biométrie des Oligochètes terrestres récoltées au niveau des sites d'étude durant la période automnale sont mentionnés dans le **tableau 13**. Ces résultats montrent que le poids le plus élevé est enregistré chez l'espèce *Octodrilus complanatus* $1,27 \pm 0,34$ g ; cette espèce a un poids relativement important par rapport aux autres espèces ; elle est suivie par *Lumbricus terrestris* qui présente un poids de $0,94 \pm 0,43$ g. Le poids le plus faible a été enregistré chez *Aporrectodea rosea* avec une moyenne de $0,17 \pm 0,09$ g. Concernant le diamètre *Octodrilus complanatus* ($13,40 \pm 2,30$ mm) est le ver qui a un grand diamètre suivi par *Lumbricus terrestris* ($3,70 \pm 1,38$ mm) et l'espèce *Aporrectodea rosea* présente le plus faible diamètre de $2,10 \pm 0,21$ mm. Les résultats de la longueur montrent que *Octodrilus complanatus* présente une grande longueur $16,40 \pm 3,51$ cm, suivi par *Lumbricus terrestris* $13,05 \pm 0,80$ cm ; et la petite longueur a été remarqué chez *Lumbricus castaneus* avec une moyenne de $4,050 \pm 0,15$.

Tableau 13. Moyenne des poids (g), diamètres (mm) et longueurs (cm) des Oligochètes dans les trois sites durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).

Paramètres Espèces	Poids	Diamètre	Longueur	Nombre de segment
<i>Lumbricus terrestris</i>	$0,94 \pm 0,43$	$3,70 \pm 1,38$	$13,05 \pm 0,80$	$149,00 \pm 3,94$
<i>Lumbricus castaneus</i>	$0,43 \pm 0,08$	$2,700 \pm 0,48$	$4,050 \pm 0,15$	$97,30 \pm 1,70$
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	$0,17 \pm 0,04$	$2,600 \pm 0,51$	$5,35 \pm 0,63$	$85,50 \pm 4,97$
<i>Allolobophora chlorotica</i>	$0,24 \pm 0,02$	$2,350 \pm 0,24$	$10,350 \pm 0,47$	$81,10 \pm 1,66$
<i>Aporrectodea rosea</i>	$0,17 \pm 0,09$	$2,10 \pm 0,21$	$4,740 \pm 0,55$	$146,50 \pm 2,42$
<i>Octodrilus complanatus</i>	$1,27 \pm 0,34$	$13,40 \pm 2,30$	$16,40 \pm 3,51$	$184,00 \pm 2,24$
<i>Aporrectodea trapezoides</i>	$0,41 \pm 0,06$	$2,35 \pm 0,24$	$11,000 \pm 0,33$	$99,10 \pm 1,37$

3.3.2. Données biométriques en période hivernale

Pendant la période hivernale on remarque que l'espèce *Octodrilus complanatus* est volumineuse avec un poids de $0,68 \pm 0,21$ g ; elle est suivie par *Lumbricus terrestris* qui présente un poids de $0,52 \pm 0,14$ g. Par contre le poids faible est enregistré chez l'espèce *Allolobophora chlorotica* $0,19 \pm 0,05$ g. La valeur de diamètre la plus élevée est signalé chez l'espèce *Octodrilus complanatus* $13,80 \pm 1,64$ mm et la plus faible chez l'espèce *Aporrectodea trapezoides* $2,00 \pm 0,00$ mm. Les résultats de la longueur montrent que les espèces plus longues sont *Octodrilus complanatus*, *Lumbricus terrestris* avec des moyennes de $16,00 \pm 2,74$ cm et $15,40 \pm 0,46$ cm respectivement ; et les espèces de faible longueurs sont *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus castaneus* avec des valeurs respectives de $4,20 \pm 0,25$ cm, $4,13 \pm 0,23$ cm (**Tableau 14**).

Tableau 14. Moyenne des poids (g), diamètres (mm) et longueurs (cm) des Oligochètes dans les trois sites durant la période de l'hiver (Décembre, Janvier et Février 2014/2015).

Paramètres Espèces	Poids	Diamètre	Longueur	Nombre de segment
<i>Lumbricus terrestris</i>	$0,52 \pm 0,14$	$3,20 \pm 0,82$	$15,40 \pm 0,46$	$148,50 \pm 3,37$
<i>Lumbricus castaneus</i>	$0,41 \pm 0,06$	$2,25 \pm 0,35$	$4,13 \pm 0,23$	$96,70 \pm 1,88$
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	$0,24 \pm 0,06$	$2,36 \pm 0,23$	$10,15 \pm 0,33$	$83,63 \pm 3,23$
<i>Allolobophora chlorotica</i>	$0,19 \pm 0,05$	$2,20 \pm 0,25$	$7,85 \pm 0,41$	$79,00 \pm 3,94$
<i>Aporrectodea rosea</i>	$0,21 \pm 0,08$	$2,15 \pm 0,24$	$4,20 \pm 0,25$	$147,50 \pm 2,64$
<i>Octodrilus complanatus</i>	$0,68 \pm 0,21$	$13,80 \pm 1,64$	$16,00 \pm 2,74$	$184,00 \pm 2,24$
<i>Aporrectodea trapezoides</i>	$0,35 \pm 0,03$	$2,00 \pm 0,00$	$10,22 \pm 0,34$	$99,36 \pm 0,80$

3.3.3. Données biométriques en période printanière

Les résultats de la biométrie pendant la période printanière sont mentionnés dans le **tableau 15**. Ces résultats révèlent que l'espèce *Octodrilus complanatus* présente la moyenne la plus élevée du poids ($1,12 \pm 0,13$ g) et l'espèce *Aporrectodea rosea* a la plus faible moyenne ($0,21 \pm 0,08$ g). On ce qui concerne le diamètre, l'espèce *Octodrilus complanatus* présente la valeur la plus élevée $15,60 \pm 0,55$ mm et l'espèce *Aporrectodea rosea* présente un diamètre minimale $2,15 \pm 0,24$ mm. Les valeurs de la longueur les plus élevés sont enregistrés chez *Octodrilus complanatus*, *Lumbricus terrestris* avec des valeurs respectives de $18,00 \pm 2,24$ cm et $16,40 \pm 0,46$ cm. La plus faible valeur a été signalée chez *Aporrectodea rosea* ($4,9 \pm 0,57$ cm).

Tableau 15. Moyenne des poids (g), diamètres (mm) et longueurs (cm) des Oligochètes dans les trois sites durant la période de printemps (Mars, Avril et Mai 2015).

Paramètres Espèces	Poids	Diamètre	Longueur	Nombre de segment
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,8 ± 0,19	2,30 ± 0,35	16,40 ± 0,46	147,00 ± 2,58
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,43 ± 0,07	2,15± 0,24	5,20 ± 0,25	97,20 ± 2,04
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,29 ± 0,05	2,36 ± 0,23	7,13 ± 0,23	85,909 ± 4,369
<i>Allolobophora chlorotica</i>	0,35 ± 0,02	2,15 ± 0,24	10,40 ± 0,39	77,000 ± 2,582
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,22 ± 0,07	2,35 ± 0,24	4,90 ± 0,57	148,50 ± 2,42
<i>Octodrilus complanatus</i>	1,12 ± 0,13	15,60 ± 0,55	18,00 ± 2,24	184,00 ± 2,24
<i>Aporrectodea trapezoides</i>	0,38 ± 0,05	2,18 ± 0,25	10,50 ± 0,39	100,09 ± 2,21

3.4 Indices écologiques

3.4.1. Automne

3.4.1.1. Indices de composition

Le **tableau 16** montre que la région de l'Est Algérien est riche en différentes espèces des oligochètes terrestres exprimées par 8 espèces à El Tarf, El Bouni et Sidi Ammar. Pendant la période Automnale, la valeur maximale de la richesse moyenne est obtenue à El Tarf de 45.33 et la valeur minimale est à El Bouni de 5 ; ainsi un nombre important d'individus à El Tarf (136) mais faible à El Bouni (15) et à Sidi Ammar (47).

Tableau 16. Richesse totale et moyenne des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).

Sites paramètres	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
Richesse totale	8	3	6
Nombre total d'individus	136	15	47
Nombre de relevées	3	3	3
Richesse moyenne	45,33	5	15,66

D'après les résultats mentionnés dans le **tableau 17**, on remarque que l'espèce *Lumbricus terrestris* est l'espèce la plus fréquente dans tous les sites étudiés suivi par l'espèce *Aporrectodea rosea* qui présente un pourcentage de 32% à Sidi Ammar et 22% à El Tarf. En général, la fréquence varie d'un site à l'autre en fonction des conditions climatiques des régions ; elle est supérieure à 25% chez *Lumbricus terrestris* dans les trois sites d'étude donc c'est une espèce rare par contre chez les autres espèces la fréquence est inférieure à 25% dans tous les sites ce qui explique qu'elles sont des espèces très rares.

Tableau 17. Fréquence centésimale (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).

Sites Espèces	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
<i>Octodrilus complanatus</i>	10,29	20	/
<i>Lumbricus terrestris</i>	33,82	66,66	42,55
<i>Lumbricus castaneus</i>	2,94	/	2,12
<i>Aporrectodea rosea</i>	22,05	/	31,91
<i>Eisenia fetida</i>	1,47	/	/
<i>Allolobophora chlorotica</i>	7,35	13,33	2,12
<i>Apporectodea trapezoides</i>	16,91	/	14,89
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	5,14	/	6,38

Les résultats de la constance des Oligochètes terrestres pendant la période d'Automne indiquant que les espèces *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus* et *Allolobophora chlorotica* sont des espèces **omniprésentes** dans tous les sites étudiés (**Tableau 18**).

Les autres espèces *Aporrectodea rosea*, *Apporectodea trapezoides* et *Aporrectodea caliginosa* présentent un pourcentage de 66,66 % ($50 \leq C \leq 75\%$) ce qui explique que ce sont des espèces **régulières** à Sidi Ammar et El Tarf. *Octodrilus complanatus* est **régulière** à El Tarf et El Bouni. *Eisenia fetida* (33,33 %) est une espèce **accessoire** à El Tarf ($25 \leq C \leq 50\%$).

Tableau 18. La constance (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).

Sites Espèces	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
<i>Octodrilus complanatus</i>	66,66	66,66	/
<i>Lumbricus terrestris</i>	100	100	100
<i>Lumbricus castaneus</i>	100	100	100
<i>Aporrectodea rosea</i>	66,66	/	66,66
<i>Eisenia fetida</i>	33,33	/	/
<i>Allolobophora chlorotica</i>	100	100	100
<i>Apporectodea trapezoides</i>	66,66	/	66,66
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	66,66	/	66,66

3.4.1.2. Indices de structures

Le **tableau 19** indique que l'indice de diversité de Shanon – Weaver (**H'**) varie entre 1,89 à Sidi Ammar et 2,94 à El Tarf.

L'équitabilité (**E**) ou l'équirépartition est la dimension fondamentale de la diversité qui permet de comparer les structures des peuplements, les résultats varient entre 0,07 et 0,42 donc $E < 1$; ce qui signifie que les différentes populations ne sont pas en équilibre entre elles.

Tableau 19. Indice de diversité de Shanon-Weaver (**H'**) et l'équitabilité (**E**) des Oligochètes dans les différents sites d'étude durant la période de l'automne (Septembre, Octobre et Novembre 2014).

Sites Paramètres	El Tarf	El-Bouni	Sidi Ammar
Shanon-Weaver	2,94	1,89	2,77
Equitabilité	0,07	0,42	0,19

3.4.2. Hiver

3.4.2.1. Indices de composition

Pendant la saison de l'hiver la richesse totale (**S**) est maximale de 7 espèces dans le site d'El-Tarf suivi par Sidi Ammar 6 espèces et minimale à EL Bouni avec 4 espèces. Pour la richesse moyenne (**S'**), le site d'El-Tarf présente la valeur maximale 19 et la valeur minimale à El Bouni 13,33. (**Tab. 20**).

Tableau 20. Richesse totale et moyenne des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).

Sites Paramètres	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
Richesse totale	07	04	06
Nombre total d'individus	57	40	42
Nombre de relevées	3	3	3
Richesse moyenne	19	13,33	14

D'après les résultats de la fréquence en période hivernale, on remarque que l'espèce *Lumbricus terrestris* est la plus fréquente dans tous les sites étudiés, suivi par *Aporrectodea rosea* avec des fréquences importantes 40,47% au niveau de Sidi Ammar et 17,54% à El Tarf (**Tab. 21**).

Tableau 21. Fréquence centésimale (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).

Sites Espèces	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
<i>Octodrilus complanatus</i>	10,52	17,5	/
<i>Lumbricus terrestris</i>	26,31	65	23,8
<i>Lumbricus castaneus</i>	10,52	05	2,38
<i>Aporrectodea rosea</i>	17,54	/	40,47
<i>Allolobophora chlorotica</i>	12,28	12,5	7,14
<i>Apporectodea trapezoides</i>	17,54	/	9,52
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	5,26	/	16,66

Les valeurs de la constance (%) des Oligochètes terrestres révèlent que les espèces : *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus* et *Allolobophora chlorotica* présentent un pourcentage de (100%) dans les trois sites ; ce qui explique que ce sont des espèces **omniprésentes** dans la région de l'est Algérien en période hivernale. Les autres espèces sont **régulières** (Tab.22).

Tableau 22. La constance (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).

Sites Espèces	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
<i>Octodrilus complanatus</i>	66,66	66,66	/
<i>Lumbricus terrestris</i>	100	100	100
<i>Lumbricus castaneus</i>	100	100	100
<i>Aporrectodea rosea</i>	66,66	/	66,66
<i>Allolobophora chlorotica</i>	100	100	100
<i>Apporectodea trapezoides</i>	66,66	/	66,66
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	66,66	/	66,66

3.4.2.2. Indices de structures

Les résultats de l'indice de diversité de Shanon-Weaver (H') en période hivernale montrent une variation entre 1,95 et 3,51. En ce qui concerne l'équitabilité (E) ou l'équirépartition les résultats montrent qu'elle varie entre 0,16 à 0,27 donc $E < 1$; ce qui signifie que les différentes populations sont très peu équilibrées (**Tab.23**).

Tableau 23. Indice de diversité de Shanon-Weaver (H') et l'équitabilité (E) des Oligochètes dans les différents sites d'étude durant la période de l'hiver (Décembre 2014, Janvier et Février 2015).

Sites Paramètres	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
Shanon-Weaver	3,3	1,95	3,51
Equitabilité	0,19	0,16	0,27

3.4.3. Printemps

3.4.3.1. Indices de composition

Le **tableau 24** montre que la région de l'Est Algérien est riche en différentes espèces des oligochètes terrestres en période printanière. On remarque que le site d'El Tarf est le plus riche en oligochètes avec 8 espèces, la richesse est minimale au niveau de site d'El Bouni 4 espèces. Concernant la richesse moyenne, la valeur maximale est obtenue à El Tarf de 65,66 et minimale à El Bouni de 27. On signale un nombre important d'individus a été récolté à El Tarf (197).

Tableau 24. Richesse totale et moyenne des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).

Sites Paramètres	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
Richesse totale	08	04	06
Nombre total d'individus	197	81	100
Nombre de relevées	3	3	3
Richesse moyenne	65,66	27	33,33

D'après les résultats mentionnés dans le **tableau 25**, on remarque que l'espèce *Lumbricus terrestris* présente un pourcentage majoritaire dans les sites ; El Bouni, Sidi Ammar et El-Tarf. Des fréquences importantes chez les autres espèces au niveau des sites d'El Tarf suivi par Sidi Ammar.

Tableau 25. Fréquence centésimale (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).

Sites Espèces	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
<i>Octodrilus complanatus</i>	12,18	28,39	/
<i>Lumbricus terrestris</i>	32,99	49,38	42
<i>Lumbricus castaneus</i>	6,09	8,64	03
<i>Aporrectodea rosea</i>	20,30	/	25
<i>Eisenia fetida</i>	1,52	/	/
<i>Allolobophora chlorotica</i>	8,12	13,58	06
<i>Apporectodea trapezoides</i>	13,70	/	13
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	5,07	/	11

Le tableau 26 illustre les valeurs de la constance (%), *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus* et *Allolobophora chlorotica* présentent un pourcentage de 100% dans tous les sites, donc elles sont omniprésentes. On remarque que les autres espèces présentent les mêmes valeurs 66,66% donc elles sont régulières sauf l'espèce *Eisenia fetida* (33,33 %) est une espèce accessoire.

Tableau 26. La constance (%) des espèces récoltées dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).

Sites Espèces	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
<i>Octodrilus complanatus</i>	66,66	66,66	/
<i>Lumbricus terrestris</i>	100	100	100
<i>Lumbricus castaneus</i>	100	100	100
<i>Aporrectodea rosea</i>	66,66	/	66,66
<i>Eisenia fetida</i>	33,33	/	/
<i>Allolobophora chlorotica</i>	100	100	100
<i>Apporectodea trapezoides</i>	66,66	/	66,66
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	66,66	/	66,66

3.4.3.2. Indices de structures

L'indice de diversité de Shanon – Weaver (H') pendant la saison de printemps varie entre 2,25 à El Bouni et 2,98 à El Tarf. L'équitabilité (E) ou l'équirépartition est presque stable de 0,05 à El Tarf et 0,09 à El Bouni et Sidi Ammar, les différentes populations ne sont pas en équilibre entre elles $E < 1$ (Tab. 27).

Tableau 27. Indice de diversité de Shanon-Weaver (H') et l'équitabilité (E) des Oligochètes dans les différents sites d'étude durant la période du printemps (Mars, Avril et Mai 2015).

Sites \ Paramètres	El Tarf	El Bouni	Sidi Ammar
Shanon-Weaver	2,98	2,25	2,76
Equitabilité	0,05	0,09	0,09

3.5. Caractéristiques physico-chimiques des sols d'échantillonnage

3.5.1. Variation saisonnière du pH eau

Les mesures du pH de sol dans la zone d'étude montrent des variations saisonnières relativement constantes (**Fig.21**).

La valeur la plus élevée est enregistrée en Hiver dans le site d'El Bouni 8,31 et la valeur la plus faible 7,58 au niveau de Sidi Ammar au printemps. Ces résultats indiquent que les sols étudiés sont des sols alcalins ($pH > 7,5$) durant la période d'étude (Automne, Hiver, Printemps).

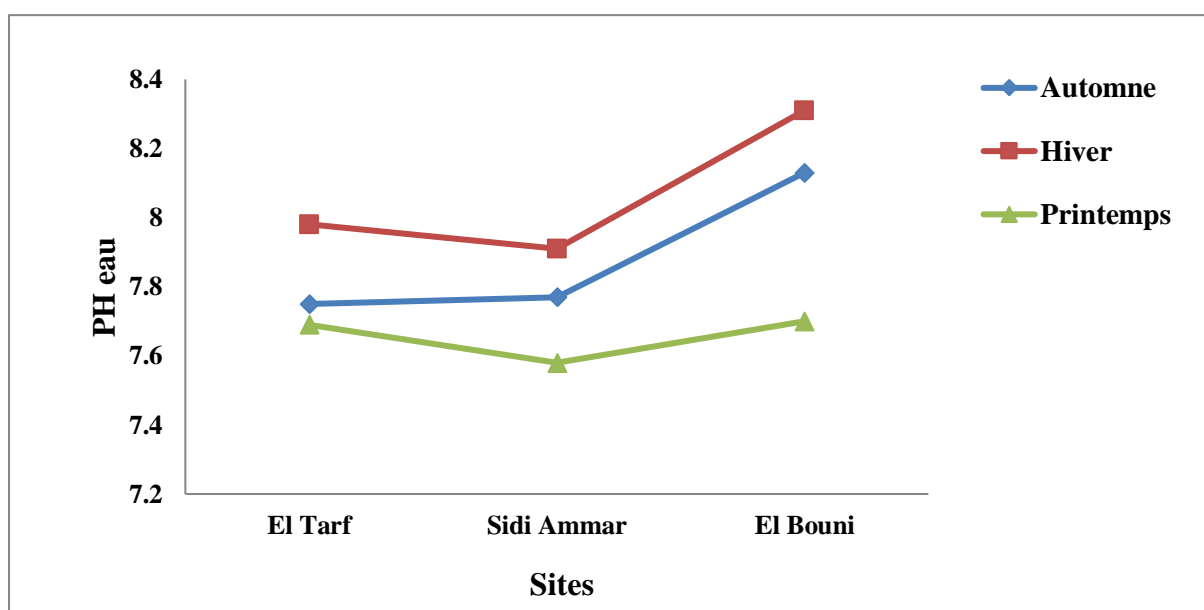


Figure 21. Variation saisonnière du pH eau dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.5.2. Variation saisonnière de la conductivité électrique

Les variations saisonnières des valeurs de la conductivité électrique sont enregistrées dans **la figure 22**. Les variations saisonnières des valeurs de la salinité sont stables dans chaque site. On remarque que dans le site El Tarf les valeurs varient de 0,28 à 0,37 qui est inférieure à 0,6 ms/cm ce sont des sols qui ne sont pas salés, par contre le site de Sidi Ammar (1,46 à 1,79) présente des sols salés et les sols de site El Bouni sont peu salés (0,5 à 1,34).

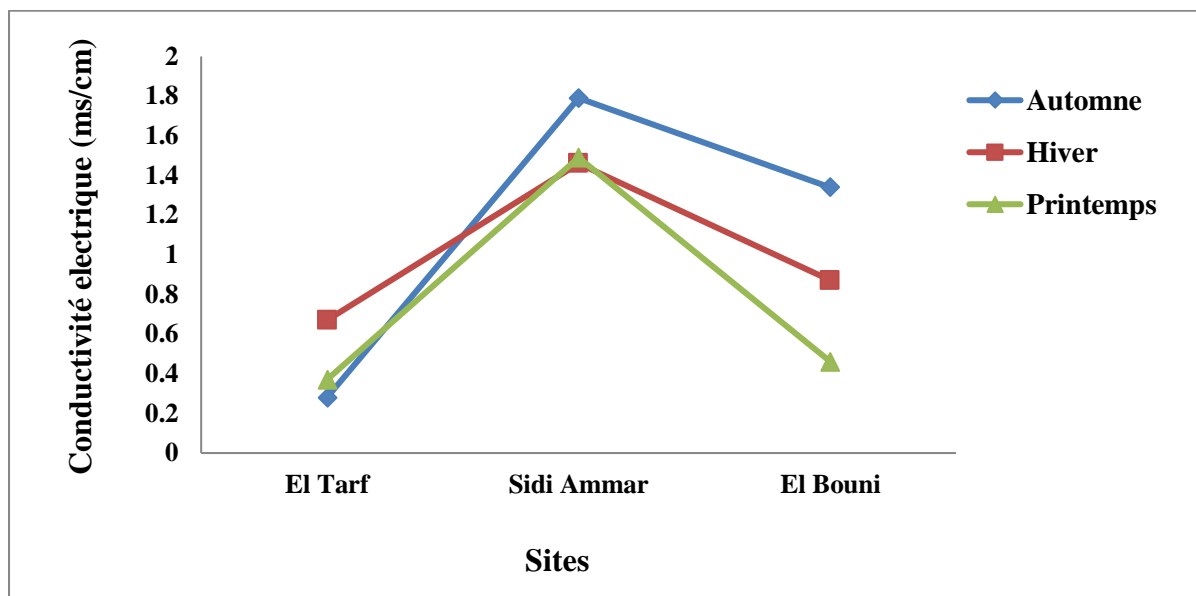


Figure 22. Variation saisonnière du taux de conductivité électrique dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.5.3. Variation saisonnière de l'Humidité

La figure 24 montre les variations saisonnières de l'humidité. Le site El Tarf révèle des valeurs maximales 12,8 en Automne par contre des valeurs minimales sont enregistrées à El Bouni 4,49 au Printemps. Ces résultats montrent que le site El Tarf est plus humide que Sidi Amar et El Bouni.

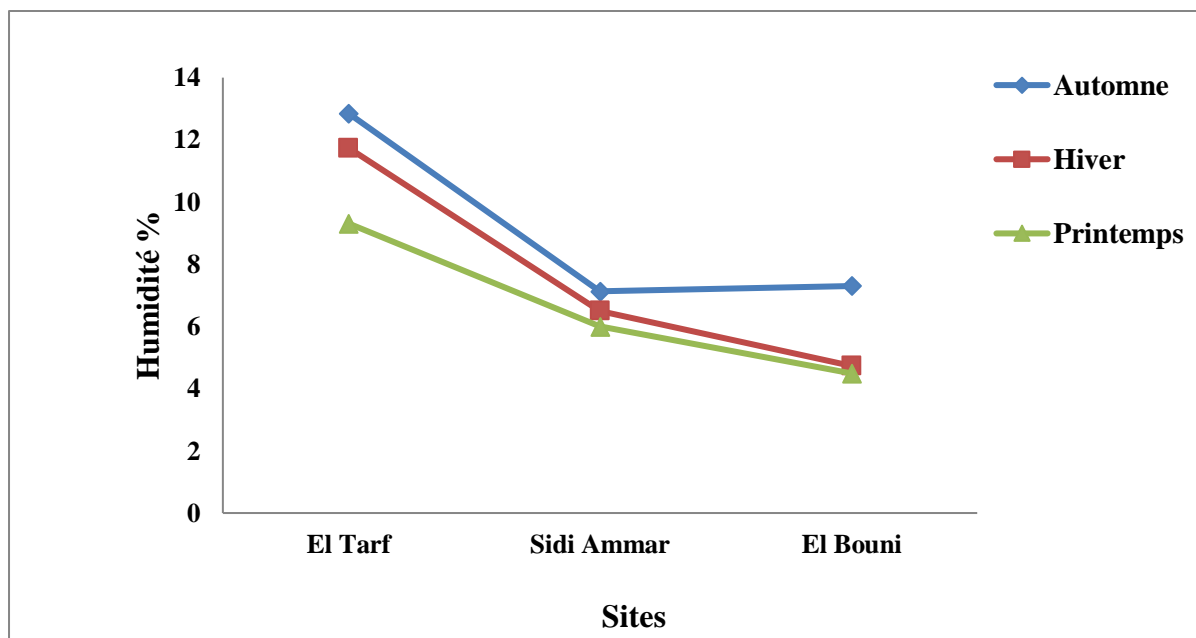


Figure 24. Variation saisonnière de l'humidité dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.5.4. Variation saisonnière de la Matière organique

Les résultats sont mentionnés dans la **figure 23**. Les sols étudiés contiennent un pourcentage très élevés > 5% au niveau de site El Tarf varie de 12,23 % en Automne à 6,62% en printemps ce qui signifie que ce site est très riche en matière organique, par contre le pourcentage est moins élevé au niveau de Sidi Ammar (4,48 et 4,85) et El Bouni (3,52 et 3,08) en Hiver et Printemps respectivement donc ces deux sites sont moins riche en matière organique.

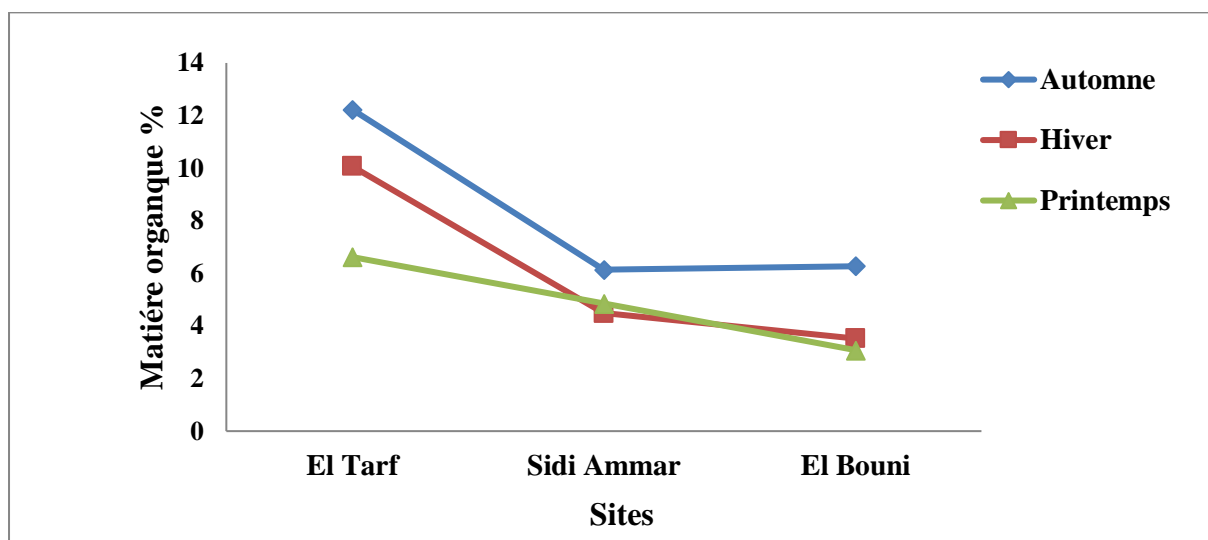


Figure 23. Variation saisonnière du taux de matière organique dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.5.5. Variation saisonnière de la porosité

Les résultats du taux de la porosité sont mentionnés dans la **figure 25**.

Les valeurs les plus faibles enregistrées en Automne 25,33% au niveau de Sidi Ammar. Ce site a une porosité assez forte. Les sites El Tarf et El Bouni ont une porosité forte avec des valeurs maximales enregistrées à El Bouni 53,66% en Hiver.

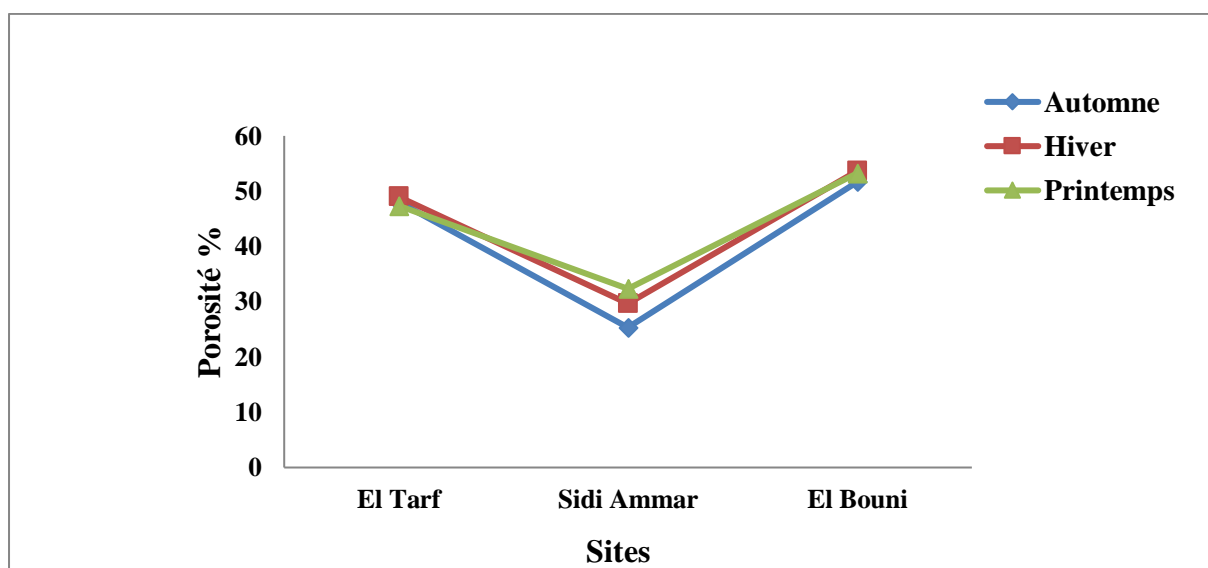


Figure 25. Variation saisonnière de porosité dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.5.6. Variation saisonnière du calcaire

La figure 26 présente les variations saisonnières du teneur en calcaire.

La teneur la plus élevée en calcaire a été enregistrée à El Tarf en Hiver 7,21% et la plus faible teneur a été remarquée à El Bouni en Automne (0,71%). Cela montre que le site El Tarf est moyennement calcaire et les sites Sidi Ammar, El Bouni sont peu calcaire.

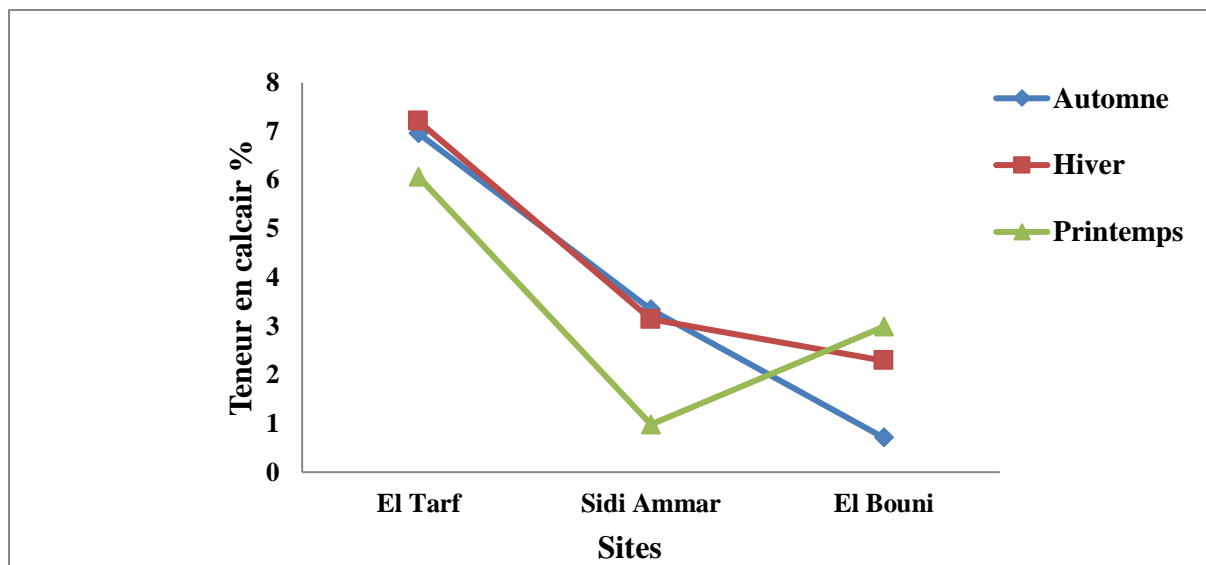


Figure 26. Variation saisonnière du teneur en calcaire dans les sites d'étude durant la période de Septembre 2014 à Mai 2015 (m±s, n=3).

3.5.7. Caractérisation granulométrique des sols

La répartition granulométrique en fonction des classes texturales présentée dans le **tableau 29**, souligne le caractère équilibré de nos sols.

En reportant les pourcentages de sables, limons et argiles dans le triangle de texture proposé par le Groupe d'études pour les problèmes de pédologie appliquée [GEPPA](**Annexe 1 , fig . 1**), nos sols ont une texture : Limono-argilo-sableuse dans le site El Tarf, argilo-limoneuse à El Bouni et limono-argileuse au niveau de Sidi Ammar.

Tableau 28. Caractérisation granulométrique des sols (Horizon 0-25 cm)

Site	Limon%	Argile %	Sable fin %	Sable gros %
El Tarf	05	25	35	30
El Bouni	40	40	16,9	3,1
Sidi Ammar	70	25	3,3	1,7

Le test de corrélation entre l'abondance des espèces et les paramètres physico-chimiques du sol de notre région d'étude révèlent que l'humidité et le calcaire affectent l'abondance des espèces (**Annexe 2, Tab. 1**).

3.6. Concentration des éléments traces métalliques dans les sols étudiés

3.6.1. Comparaison des concentrations de Calcium (Ca) dans le sol

Les résultats obtenus de calcium dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X (**Tableau 29** et **Fig.27**) révèlent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale, avec une concentration maximale à Sidi Ammar $4577,3 \pm 111,7$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $712,8 \pm 17,4$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). On remarque que les valeurs les plus faibles sont enregistrées en période printanière. La valeur maximale enregistrée au niveau de Sidi Ammar $3431,5 \pm 185,9$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et minimale au niveau de El Tarf $535 \pm 32,8$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de calcium grâce au test de Tukey (**Tableau 29**) entre les deux saisons pour les trois sites d'étude (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf) permet d'identifier deux groupes ; groupe A englobe l'automne et groupe B englobe le printemps.

D'un autre coté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe deux classes en automne ; classe A regroupe Sidi Ammar et El Bouni, classe B regroupe El Tarf. Pendant le printemps on signale trois classes ; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Calcium indique un effet site, effet saison et interaction site/saison hautement significatifs ($P < 0,001$) (**Tableau 30**).

Tableau 29. Concentration de calcium dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Saison \ Site	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$4577,3 \pm 111,7$ A a	$4171,6 \pm 265,3$ A a	$712,8 \pm 17,4$ B a
Printemps	$3431,5 \pm 185,9$ A b	$2467 \pm 75,2$ B b	$535 \pm 32,8$ C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 30. Concentration de Calcium dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	38324969	19162485	923,94	0,000 ***
Saison	1	4584927	4584927	221,07	0,000 ***
Site*saison	2	1790068	895034	43,15	0,000 ***
Erreur	12	248880	20740		
Total	17	44948845			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

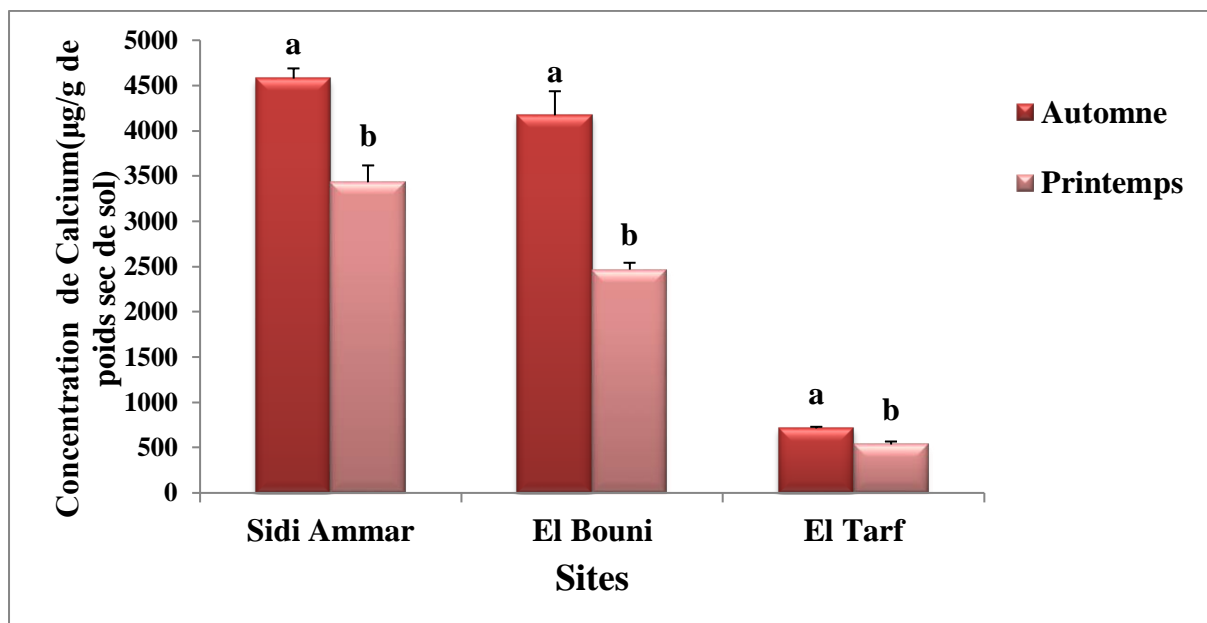


Figure 27. Concentration de calcium dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.2. Comparaison des concentrations de Fer (Fe) dans le sol

Les concentrations de fer ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 31** et **figure. 28**.

Les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale avec une concentration maximale à Sidi Ammar $8586,5 \pm 254,6$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $3193,2 \pm 45,5$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). Les faibles concentrations de fer sont enregistrées au printemps, on signale que la valeur la plus élevée est mentionnée au niveau de Sidi Ammar $6190,6 \pm 320,9$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et la plus faible au niveau de El Tarf $2598,4 \pm 66,4$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de fer grâce au test de Tukey (**Tableau 31**) entre les deux saisons pour tous les sites (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf) révèle qu'il existe deux groupes ; groupe A renferme l'automne et groupe B englobe le printemps.

D'un autre côté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en automne ; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf. En printemps on signale deux classes ; classe A englobe Sidi Ammar, El Bouni et classe B englobe El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Fer indique un effet site, effet saison et l'interaction site/saison ($P < 0,001$) hautement significatifs (**Tableau 32**).

Tableau 31. Concentration de Fer dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	8586,5 \pm 254,6 A a	7552,1 \pm 231,2 B a	3193,2 \pm 45,5 C a
Printemps	6190,6 \pm 320,9 A b	5413,2 \pm 432,8 A b	2598,4 \pm 66,4 B b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 32. Concentration de Fer dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	67743177	33871589	489,63	0,000 ***
Saison	1	13156603	13156603	190,19	0,000 ***
Site*saison	2	2847068	1423534	20,58	0,000 ***
Erreur	12	830129	69177		
Total	17	84576978			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

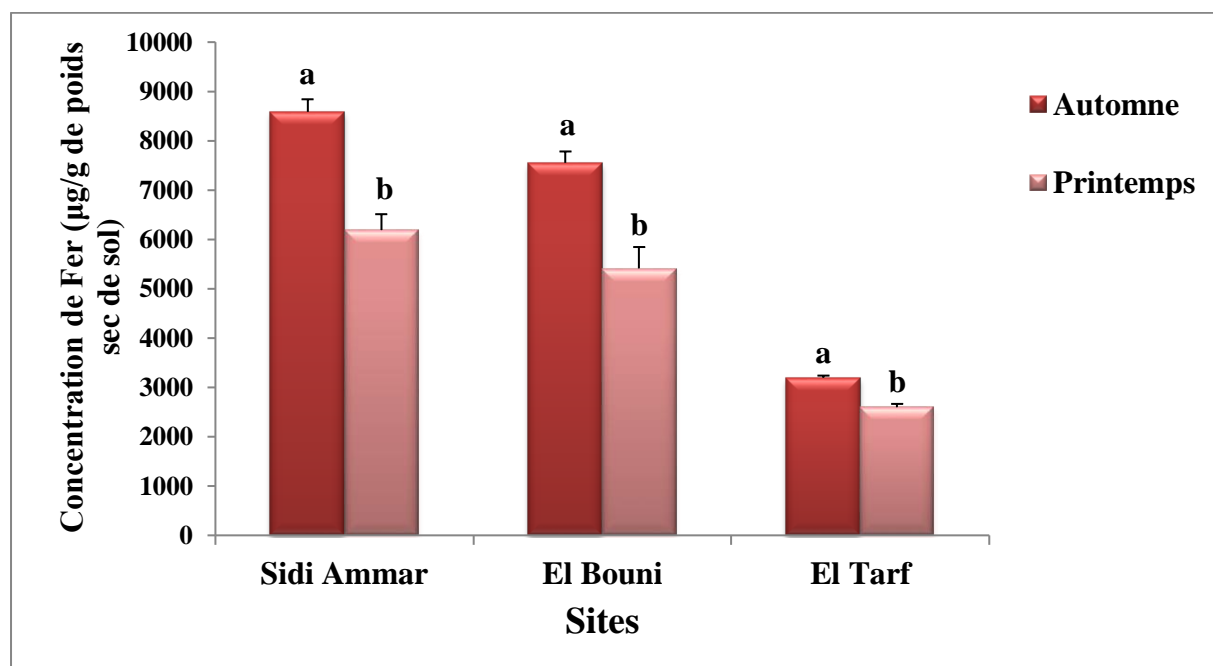


Figure 28. Concentration de Fer dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.3. Comparaison des concentrations de Manganèse Mn dans le sol

Les concentrations de manganèse ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par la Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 33** et **figure.29**. Les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale, avec une concentration maximale à Sidi Ammar $610,29 \pm 19,62$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $384,01 \pm 9,53$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). On constate que les valeurs les plus faibles sont enregistrées au printemps, la valeur maximale est observée au niveau du site Sidi Ammar $322,26 \pm 4,54$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et la valeur minimale à El Tarf $197,42 \pm 7,32$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de manganèse grâce au test de Tukey (**Tableau 33**) entre les deux saisons indique qu'il existe deux groupes à Sidi Ammar ; le premier groupe englobe l'automne, le deuxième groupe englobe le printemps. Pour les sites d'El Bouni et El Tarf on remarque qu'il existe deux groupes ; le premier groupe englobe l'automne et le deuxième groupe englobe le printemps.

D'un autre côté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en automne ; classe A regroupe Sidi Ammar et classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf. Au printemps on remarque l'existence de deux classes ; classe A englobe Sidi Ammar et El Bouni et classe B englobe El Tarf.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Manganèse montre un effet site, effet saison et interaction site/saison ($P < 0,001$) hautement significatifs. (**Tableau 34**)

Tableau 33. Concentration de Manganèse dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$610,29 \pm 19,62$ A a	$528,03 \pm 5,43$ B a	$384,01 \pm 9,53$ C a
Printemps	$322,26 \pm 4,54$ A b	$320,69 \pm 6,76$ A b	$197,42 \pm 7,32$ B b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 34. Concentration de Manganèse dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	100878	50439	484,12	0.000 ***
Saison	1	232528	232528	2231,81	0.000 ***
Site*saison	2	8616	4308	41,35	0.000 ***
Erreur	12	1250	104		
Total	17	343272			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

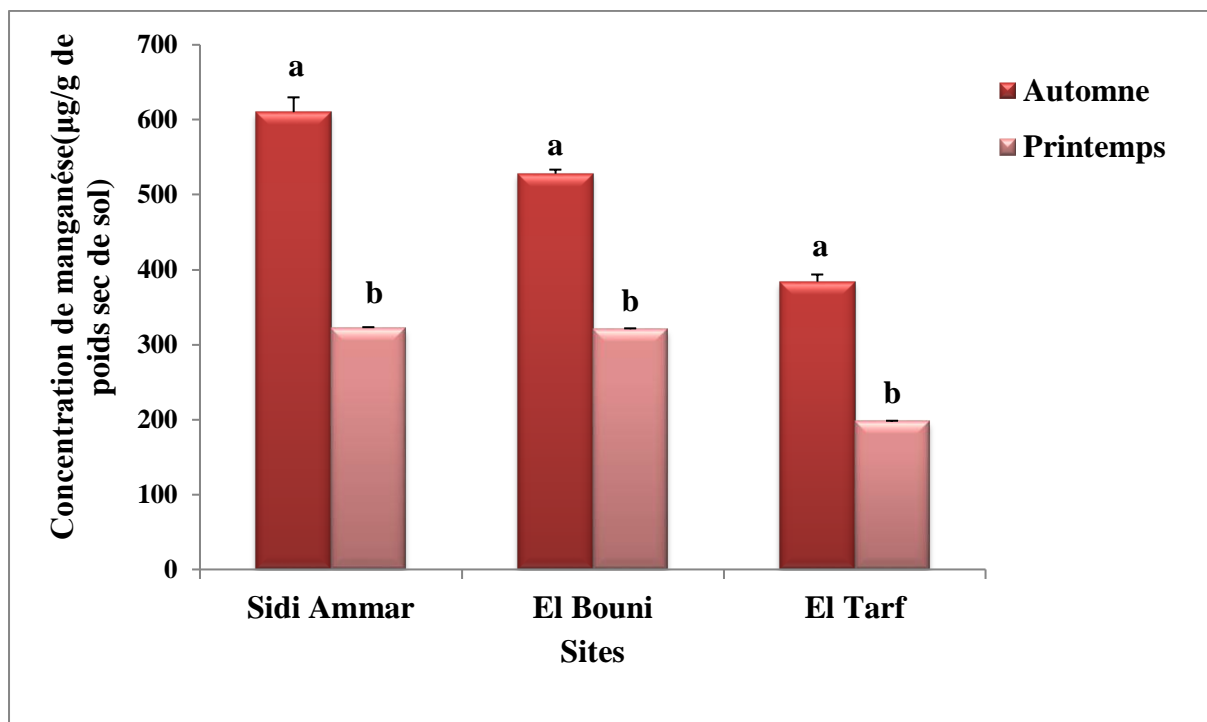


Figure 29. Concentration de Manganèse dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.4. Comparaison des concentrations de Zinc (Zn) dans le sol

Les concentrations de zinc ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 35**, **figure.30**. En effet, les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale avec une concentration maximale à Sidi Ammar $175,19 \pm 5$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $71,54 \pm 6,37$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). En période printanière, la valeur la plus élevée mentionnée à Sidi Ammar $151,58 \pm 6,6$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et la plus faible à El Tarf $24,70 \pm 0,85$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de zinc grâce au test de Tukey (**Tableau 35**) entre les deux saisons d'un même site indique qu'il existe deux groupes pour les trois sites (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf) ; le premier groupe englobe l'automne et le deuxième groupe englobe le printemps.

D'un autre côté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en automne ; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf. Concernant le printemps on remarque aussi qu'il existe trois classe : classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Zinc montre un effet site, effet saison ($P < 0,001$) hautement significatifs et interaction site/saison ($P < 0,01$) très significatifs (**Tableau 36**).

Tableau 35. Concentration de Zinc dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey: les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	175,19 \pm 5 A a	139,81 \pm 0,92 B a	71,54 \pm 6,37 C a
Printemps	151,58 \pm 6,6 A b	98,69 \pm 0,39 B b	24,70 \pm 0,85 C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 36. Concentration de Zinc dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) pendant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	40587,9	20293,9	1099,13	0.000 ***
Saison	1	6223,6	6223,6	337,07	0.000 ***
Site*saison	2	439,7	219,9	11,91	0.001 **
Erreur	12	221,6	18,5		
Total	17	47472,7			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

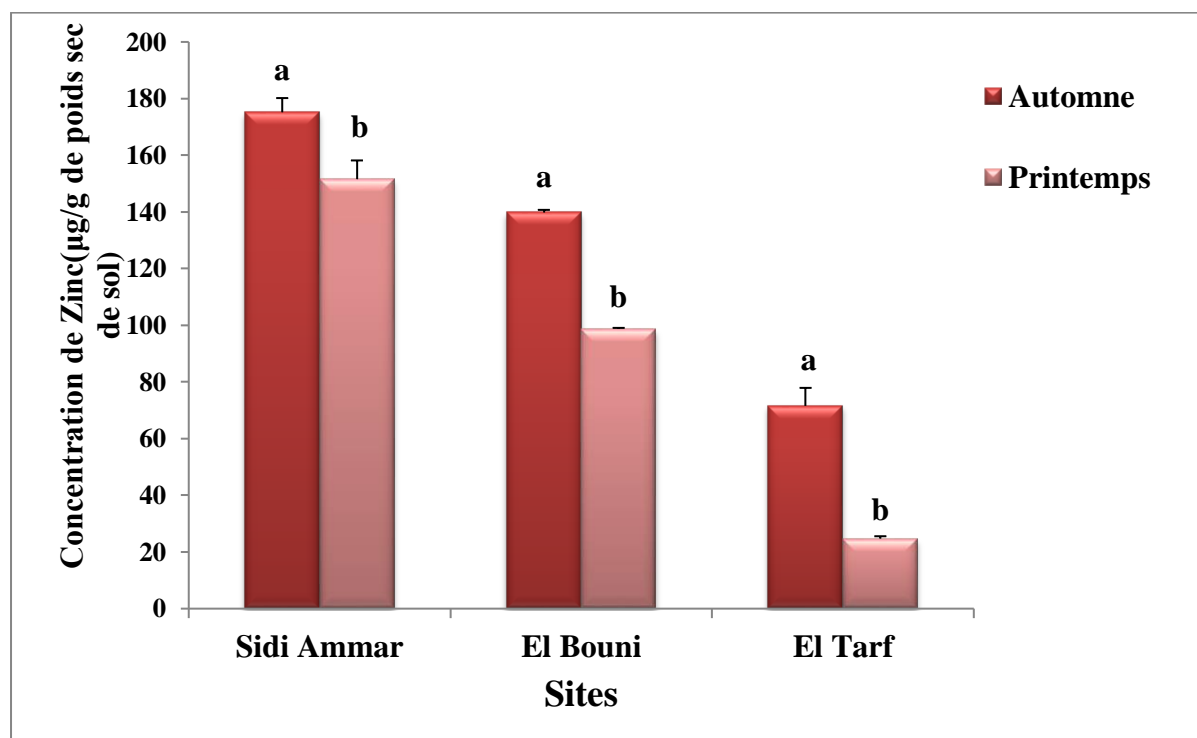


Figure 30. Concentration de Zinc dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.5. Comparaison des concentrations de Cuivre (Cu) dans le sol

Les concentrations obtenus de Cuivre dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X (**Tableau 37, Fig. 31**) révèlent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale, avec une concentration maximale à Sidi Ammar $55,26 \pm 1,29$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $29,72 \pm 0,89$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). On remarque que les valeurs les plus faibles sont enregistrées en période printanière, la valeur maximale est enregistrée au niveau de Sidi Ammar $45,96 \pm 0,46$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et minimale au niveau d'El Tarf $20,05 \pm 0,25$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de cuivre grâce au test de Tukey (**Tableau 37**) entre les deux saisons au sein d'un même site permet d'identifier 2 groupes pour les trois sites (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf): le premier groupe englobe l'automne, le deuxième groupe englobe le printemps.

D'un autre coté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe deux classes en automne ; classe A regroupe Sidi Ammar et El Bouni, classe B regroupe El Tarf. Concernent le printemps on remarque l'existence de trois classes ; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni, classe C regroupe El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Cuivre indique un effet site, effet saison ($P < 0,001$) hautement significatifs et l'interaction site/saison ($p=0,671$) non significatif (**Tableau 38**).

Tableau 37. Concentration de Cuivre dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$55,26 \pm 1,29$ A a	$54,04 \pm 0,74$ A a	$29,72 \pm 0,89$ B a
Printemps	$45,96 \pm 0,46$ A b	$43,96 \pm 0,29$ B b	$20,05 \pm 0,25$ C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 38. Concentration de Cuivre dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	2491,14	1245,57	2216,38	0.000 ***
Saison	1	422,05	422,05	751,00	0.000 ***
Site*saison	2	0,46	0,23	0,41	0,671 ^{NS}
Erreur	12	6,74	0,56		
Total	17	2920,39			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

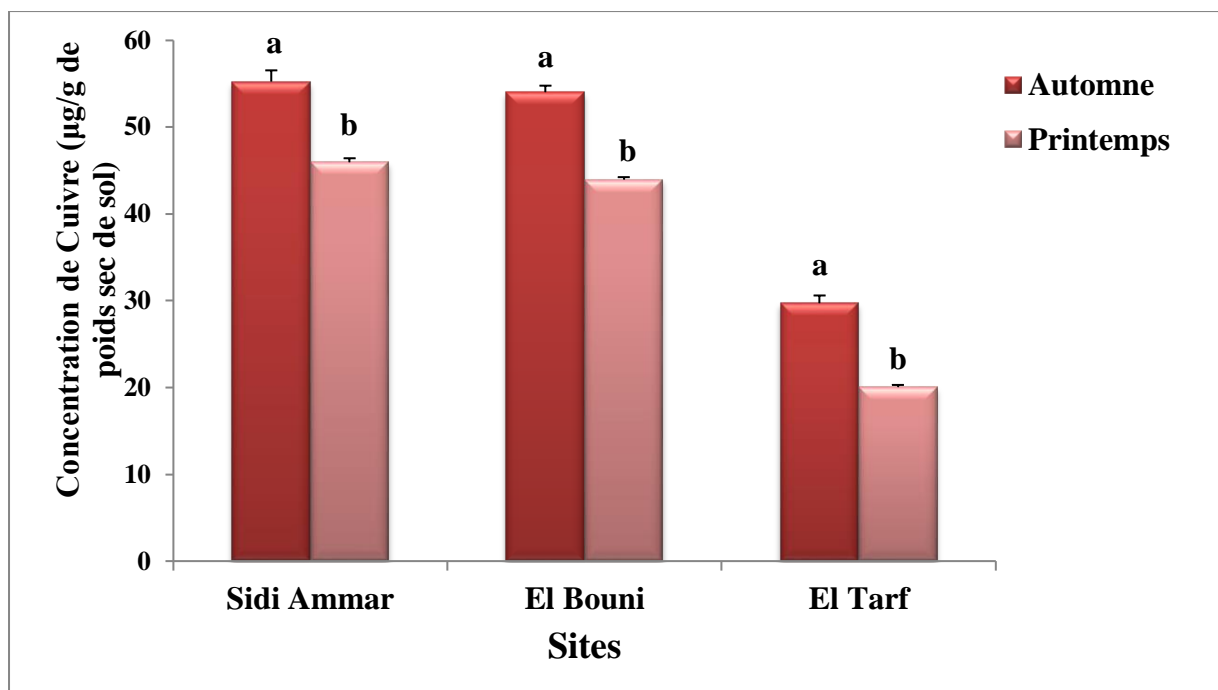


Figure 31. Concentration de Cuivre dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.6. Comparaison des concentrations de Chrome (Cr) dans le sol

Les concentrations de chrome ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 39** et **figure.32**. En effet les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale avec une concentration maximale à Sidi Ammar $94,33 \pm 0,45$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $34,65 \pm 0,85$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). Les faibles concentrations de chrome sont enregistrées au printemps : On signale que la valeur la plus élevée mentionnée au niveau d'El Bouni $92,58 \pm 0,60$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et la plus faible au niveau de El Tarf $22,50 \pm 0,75$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de chrome grâce au test de Tukey (**Tableau 39**) entre les deux saisons pour les sites (Sidi Ammar et El Tarf) révèle qu'il existe deux groupes ; le premier groupe englobe l'automne et le deuxième englobe le printemps. Le site d'El Bouni révèle un seul groupe englobe l'automne et le printemps.

D'un autre côté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe deux classes en automne ; classe A regroupe El Bouni et Sidi Ammar, classe B regroupe El Tarf. Pendant le printemps en remarque l'existence deux classes aussi : classe A regroupe Sidi Ammar et El Bouni et classe B regroupe El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Chrome indique un effet site, effet saison et interaction site/saison ($P < 0,001$) hautement significatifs (**Tableau 40**).

Tableau 39. Concentration de Chrome dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	94,33 \pm 0,45 A a	93,70 \pm 0,46 A a	34,65 \pm 0,85 B a
Printemps	91,93 \pm 0,85 A b	92,58 \pm 0,60 A a	22,50 \pm 0,75 B b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 40. Concentration de Chrome dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	16673,7	8336,85	17926,14	0.000 ***
Saison	1	122,7	122,72	263,88	0.000 ***
Site*saison	2	109,1	54,56	117,31	0,000 ***
Erreur	12	5,6	0,47		
Total	17	16911,1			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

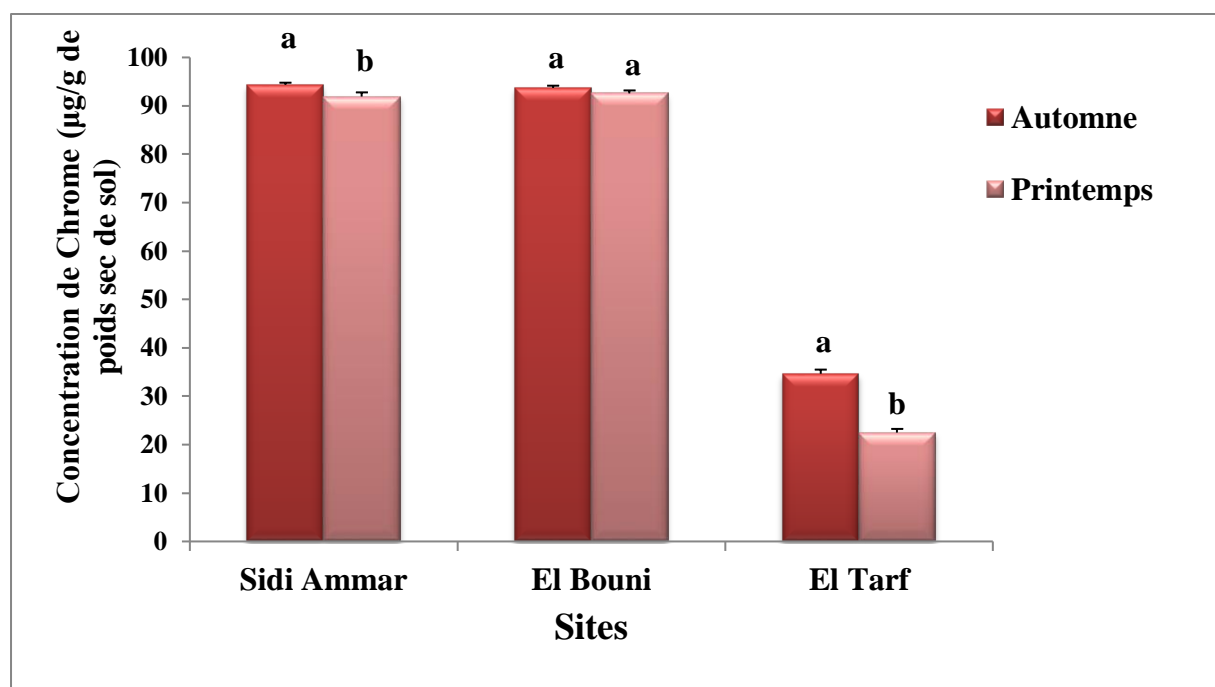


Figure 32. Concentration de Chrome dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.7. Comparaison des concentrations de Plomb (Pb) dans le sol

Les concentrations de Plomb ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 41 et figure.33**. Les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale, avec une concentration maximale à El Bouni $59,4 \pm 1,05$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $22,50 \pm 1,01$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). Les valeurs les plus faibles sont enregistrées en période printanière, avec une valeur maximale à El Bouni $43,53 \pm 0,6$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une valeur minimale à El Tarf $11,1 \pm 0,44$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de plomb grâce au test de Tukey (**Tableau 41**) entre les deux saisons pour les trois sites (El Tarf, El Bouni et Sidi Ammar) montre qu'il existe deux groupes ; groupe A englobe l'automne et groupe B englobe le printemps.

D'un autre coté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en automne ; classe A regroupe El Bouni, classe B regroupe Sidi Ammar, classe C regroupe El Tarf. Pendant le printemps on signale trois classes; classe A regroupe El Bouni, classe B regroupe Sidi Ammar et une classe C regroupe El Tarf.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (site, saison) des concentrations du Plomb montre un effet site, effet saison et interaction site/saison hautement significatifs ($P < 0,001$) (**Tableau 42**).

Tableau 41. Concentration de Plomb dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	El Bouni	Sidi Ammar	El Tarf
Automne	$59,4 \pm 1,05$ A a	$52 \pm 0,46$ B a	$22,50 \pm 1,01$ C a
Printemps	$43,53 \pm 0,6$ A b	$33,03 \pm 0,58$ B b	$11,1 \pm 0,44$ C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 42. Concentration de Plomb dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	3886,57	1943,28	3585,72	0,000 ***
Saison	1	1068,91	1068,91	1972,35	0,000 ***
Site*saison	2	43,44	21,72	40,08	0,000 ***
Erreur	12	6,50	0,54		
Total	17	5005,43			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

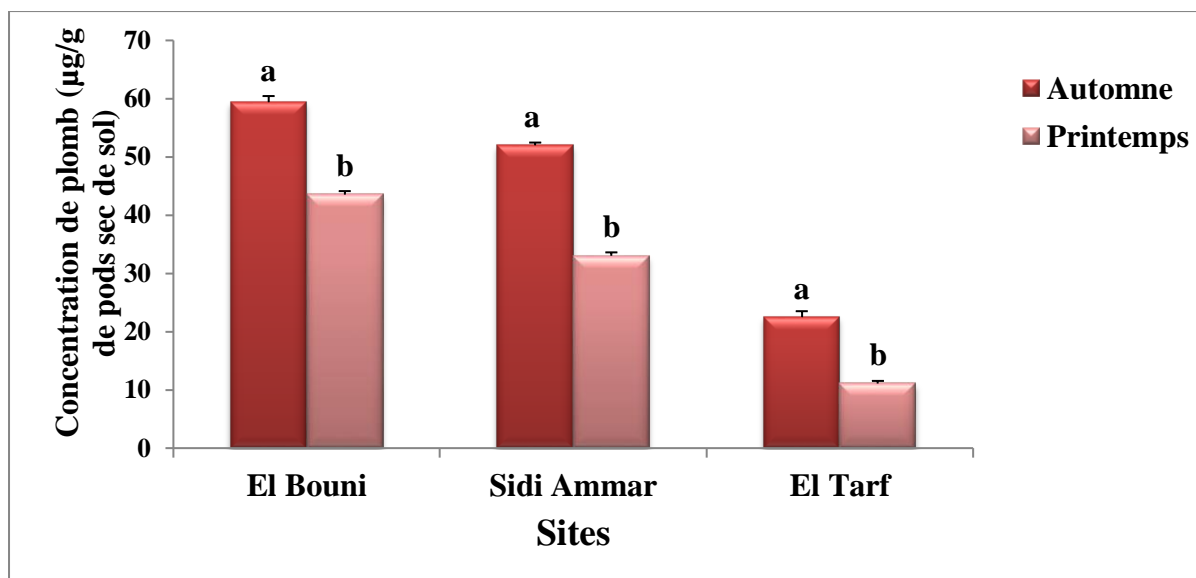


Figure 33. Concentration de Plomb dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.8. Comparaison des concentrations de l'Arsenic (As) dans le sol

Les concentrations obtenues d'arsenic dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X (**Tableau 43, Fig.34**) révèlent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale, avec une concentration maximale à El Bouni $22,99 \pm 0,95$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $9,70 \pm 0,53$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). On remarque que les valeurs les plus faibles sont observées en période printanière. La valeur maximale enregistrée au niveau de El Bouni $22,09 \pm 0,97$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol), la valeur minimale au niveau de El Tarf $8,07 \pm 0,57$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations d'arsenic grâce au test de Tukey (**Tableau 43**) entre les deux saisons pour les sites de Sidi Ammar et El Bouni montre qu'il existe un seul groupe englobe l'automne et le printemps. Le site d'El Tarf permet d'identifier deux groupes: le premier groupe englobe l'automne, le deuxième groupe englobe le printemps.

D'un autre côté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en automne; classe A regroupe El Bouni, classe B regroupe Sidi Ammar et classe C regroupe El Tarf. Pendant le printemps, on remarque l'existence de trois classes aussi ; classe A regroupe El Bouni, classe b regroupe Sidi Ammar et classe C regroupe El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de l'Arsenic montre un effet site ($P < 0,001$) hautement significatif, effet saisons ($P < 0,01$) très significatif et l'interaction site/saison ne révèlent aucun effet significatif ($P > 0,05$) (**Tableau 44**).

Tableau 43. Concentration de l’Arsenic dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d’une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	El Bouni	Sidi Ammar	El Tarf
Automne	22,99 \pm 0,95 A a	15,20 \pm 0,40 B a	9,70 \pm 0,53 C a
Printemps	22,09 \pm 0,97 A a	14,33 \pm 0,66 B a	8,07 \pm 0,57 C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d’une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d’un même site entre les deux saisons.

Tableau 44. Concentration de l’Arsenic dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	563,229	281,614	556,40	0.000 ***
Saison	1	5,814	5,814	11,49	0.005 **
Site*saison	2	0,556	0,278	0,55	0,591 ^{NS}
Erreur	12	6,074	0,506		
Total	17	575,673			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

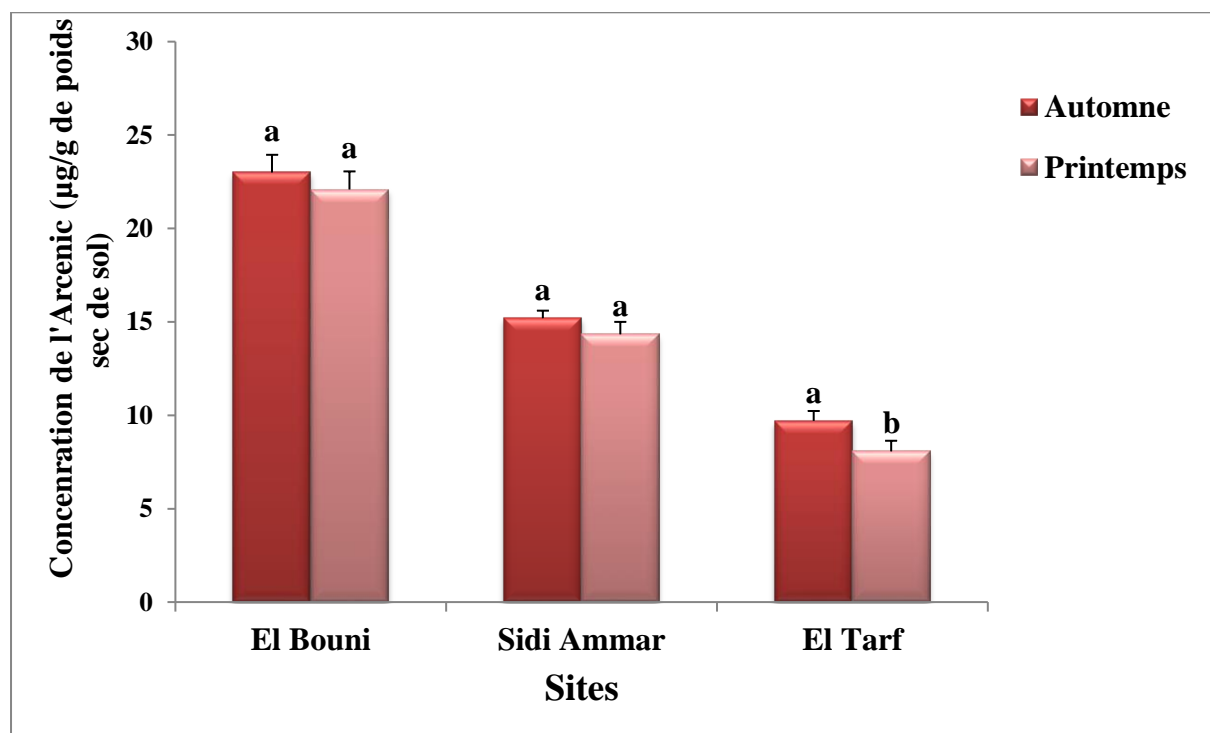


Figure 34. Concentration de l’Arsenic dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.9. Comparaison des concentrations de mercure (Hg) dans le sol

Les concentrations de mercure ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 45, figure.35**. En effet les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale avec une concentration maximale à El Bouni $2,75 \pm 0,13$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $1,77 \pm 0,15$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). Les faibles concentrations de mercure sont enregistrées au printemps. On signale que la valeur la plus élevée est toujours mentionnée au niveau de El Bouni $2,61 \pm 0,10$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et la plus faible au niveau de El Tarf $1,56 \pm 0,20$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de mercure grâce au test de Tukey (**Tableau 45**) entre les deux saisons pour les trois sites (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf) révèle qu'il existe un seul groupe englobe l'automne et le printemps.

D'un autre coté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe deux classes en automne ; classe A regroupe Sidi Ammar et El Bouni, classe B regroupe El Tarf. Pour le printemps il existe deux classes ; classe A regroupe Sidi Ammar et El Bouni, classe B regroupe El Tarf.

L'ANOVA à deux critère de classification (site, saison) des concentrations de Mercure indique un effet site ($P < 0,001$) hautement significatif, effet saison et interaction site/saison non significatifs ($P > 0,05$) (**Tableau 46**).

Tableau 45. Concentration de mercure dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$2,44 \pm 0,08$ A a	$2,75 \pm 0,13$ A a	$1,77 \pm 0,15$ B a
Printemps	$2,34 \pm 0,14$ A a	$2,61 \pm 0,10$ A a	$1,56 \pm 0,20$ B a

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 46. Concentration de Mercure dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	3,25674	1,62837	80,41	0.000 ***
Saison	1	0,09534	0,09534	4,71	0,051 NS
Site*saison	2	0,00914	0,00457	0,23	0,801 NS
Erreur	12	0,24300	0,02025		
Total	17	3,60423			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

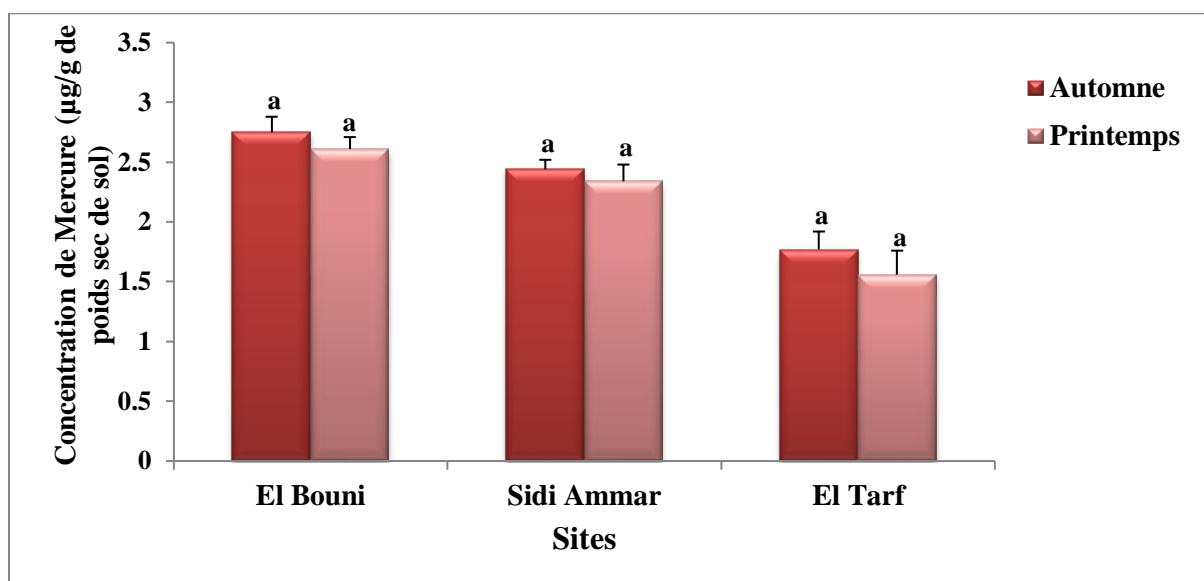


Figure 35. Concentration de mercure dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.6.10. Comparaison des concentrations de Nickel (Ni) dans le sol

Les concentrations de nickel ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) dans le sol des sites étudiés par Spectrométrie de fluorescence X sont mentionnées dans le **tableau 47** et **figure.36**. Les résultats obtenus montrent que les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période automnale, avec une concentration maximale à El Bouni $55,00 \pm 0,38$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et une concentration minimale à El Tarf $26,99 \pm 0,47$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol). On observe que les valeurs les plus faibles sont enregistrées au printemps, la valeur maximale est enregistrée à El Bouni $46,41 \pm 0,44$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) et la valeur minimale à El Tarf $22,57 \pm 0,94$ ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol).

La comparaison des concentrations de nickel grâce au test de Tukey (**Tableau 47**) entre les deux saisons pour le site de Sidi Ammar révèle qu'il existe deux groupes ; premier groupe englobe l'automne et le deuxième englobe le printemps. Pour le site d'El Bouni on remarque qu'il existe deux groupes ; le premier englobe l'automne et le deuxième englobe le printemps.

Le site d'El Tarf présente deux groupes ; le premier englobe l'automne et le deuxième englobe le printemps.

D'un autre côté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en automne ; classe A regroupe El Bouni, classe B regroupe Sidi Ammar et classe C regroupe El Tarf. Pendant le printemps on signale trois classes aussi, classe A regroupe El Bouni, classe B regroupe Sidi Ammar et classe C regroupe El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Nickel indique un effet site, effet saison et interaction site/saison ($P < 0,001$) hautement significatifs (**Tableau 48**).

Tableau 47. Concentration de Nickel dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	El Bouni	Sidi Ammar	El Tarf
Automne	55,00 \pm 0,38 A a	48,27 \pm 0,67 B a	26,99 \pm 0,47 C a
Printemps	46,41 \pm 0,44 A b	44,03 \pm 0,81 B b	22,57 \pm 0,94 C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 48. Concentration de Nickel dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	2299,38	1149,69	2699,82	0,000 ***
Saison	1	148,72	148,72	349,25	0,000 ***
Site*saison	2	18,19	9,09	21,35	0,000 ***
Erreur	12	5,11	0,43		
Total	17	2471,40			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

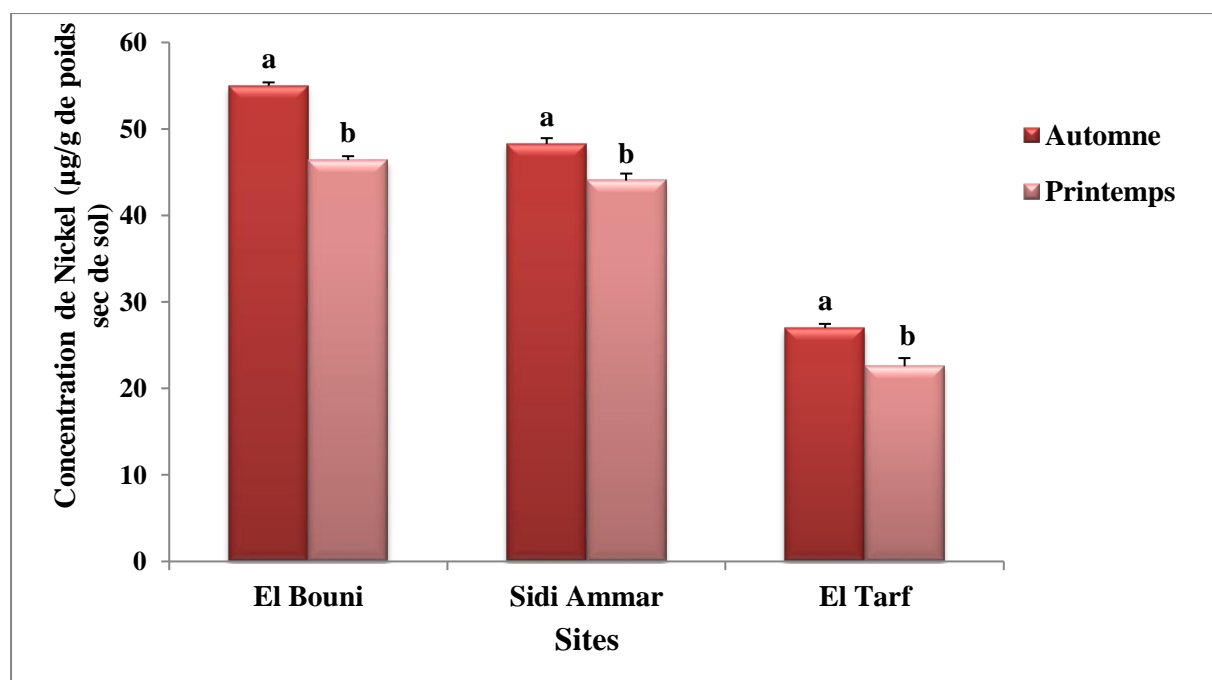


Figure 36. Concentration de Nickel dans le sol des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de poids sec de sol) durant la période la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.7. Concentration des éléments traces métalliques dans le corps de *Lumbricus terrestris*

3.7.1. Comparaison des concentrations de manganèse Mn dans le corps de *L.terrestris*

Les teneurs en manganèse accumulées dans le corps de *L.terrestris* dans les différents sites étudiés ont été effectués par Spectrométrie d’Absorption Atomique (SAA) et se représentées dans **Le tableau 49** et **figure 37**.

Les fortes teneurs sont enregistrées en période automnale, avec une valeur maximale en Mn de $300,68 \pm 9,65$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) à Sidi Ammar et une valeur minimale de $133,91 \pm 4,13$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) à El Tarf. Les faibles teneurs sont enregistrées en période printanière avec une valeur maximale à Sidi Ammar ($228,71 \pm 2,33\mu\text{g/g}$ de matière sèche), et une valeur minimale au niveau d’El Tarf ($92,69 \pm 2,89$ $\mu\text{g/g}$ de matière sèche).

La comparaison des teneurs de Mn grâce au test de Tukey (**Tableau 49**) entre les deux saisons pour les trois sites (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf) permet d’identifié deux groupes: groupe A englobe l’automne, groupe B englobe le printemps.

Le test de Tukey entre les sites d’une même saison montre qu’il existe trois classes en automne ; classe A englobe le site de Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf. Au printemps on remarque trois classes ; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B englobe El Bouni et classe C regroupe le site d’El Tarf.

L’ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des données sur les concentrations de Manganèse indique des effets site, saison et interaction site-saison ($P < 0,001$) hautement significatifs (**Tableau 50**).

Tableau 49. Concentration de Manganèse dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$300,68 \pm 9,65$ A a	$162,30 \pm 2,59$ B a	$133,91 \pm 4,13$ C a
Printemps	$228,71 \pm 2,33$ A b	$137,82 \pm 4,70$ B b	$92,69 \pm 2,89$ C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d’une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d’un même site entre les deux saisons.

Tableau 50. Concentration de Manganèse dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	74824,3	37412,1	1468,58	0.000***
Saison	1	9477,5	9477,5	372,03	0.000***
Site*saison	2	1740,3	870,2	34,16	0.000***
Erreur	12	305,7	870,2		
Total	17	86347,8			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

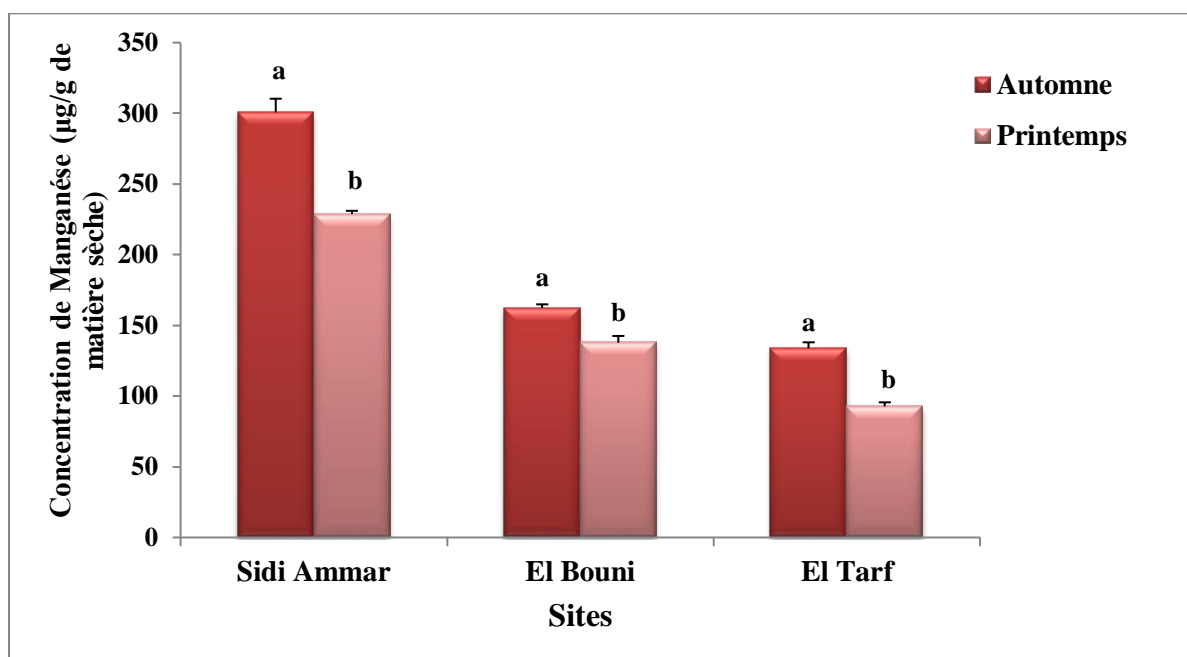


Figure 37. Concentration de Manganèse dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.7.2. Comparaison des concentrations de Zinc (Zn) dans le corps de *L.terrestris*

Les teneurs de Zinc ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés par la SAA sont mentionnées dans le **tableau 51** et **figure 38**. Les résultats obtenus montrent que les plus fortes teneurs sont enregistrées en période automnale, avec une valeur maximale de $135,84 \pm 11,77$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) à Sidi Ammar et une valeur minimale de $34,65 \pm 0,65$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) à El Tarf. Les plus faibles teneurs sont enregistrées en période printanière avec une teneur maximale au niveau de Sidi Ammar ($96,23 \pm 13,43$ $\mu\text{g/g}$ de matière sèche). La teneur minimale a été enregistrée au niveau d'El Tarf ($14,61 \pm 1,07$ $\mu\text{g/g}$ de matière sèche).

La comparaison des teneurs de zinc grâce au test de Tukey (**Tableau 51**) entre les deux saisons pour les trois sites (El Tarf, El Bouni et Sidi Ammar) permet d'identifier deux groupes: groupe A englobe l'automne et groupe B englobe le printemps.

Le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes pour les deux saisons (automne et printemps) ; classe A englobe le site de Sidi Ammar, deuxième classe B regroupe El Bouni et une troisième classe C regroupe le site d'El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des données sur les concentrations de Zinc montre des effets site, saison ($P < 0,001$) hautement significatifs et l'interaction site-saison ($P > 0,05$) non significatif (**Tableau 52**).

Tableau 51. Concentration de Zinc dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	135,84 \pm 11,77 A a	102,01 \pm 6,87 B a	34,65 \pm 0,65 C a
Printemps	96,23 \pm 13,43 A b	71,46 \pm 4,41 B b	14,61 \pm 1,07 C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 52. Concentration de Zinc dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	26138,7	13069,4	202,63	0.000 ***
Saison	1	4068,6	4068,6	63,08	0.000 ***
Site*saison	2	287,8	143,9	2,23	0.150 NS
Erreur	12	774,0	64,5		
Total	17	31269,1			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

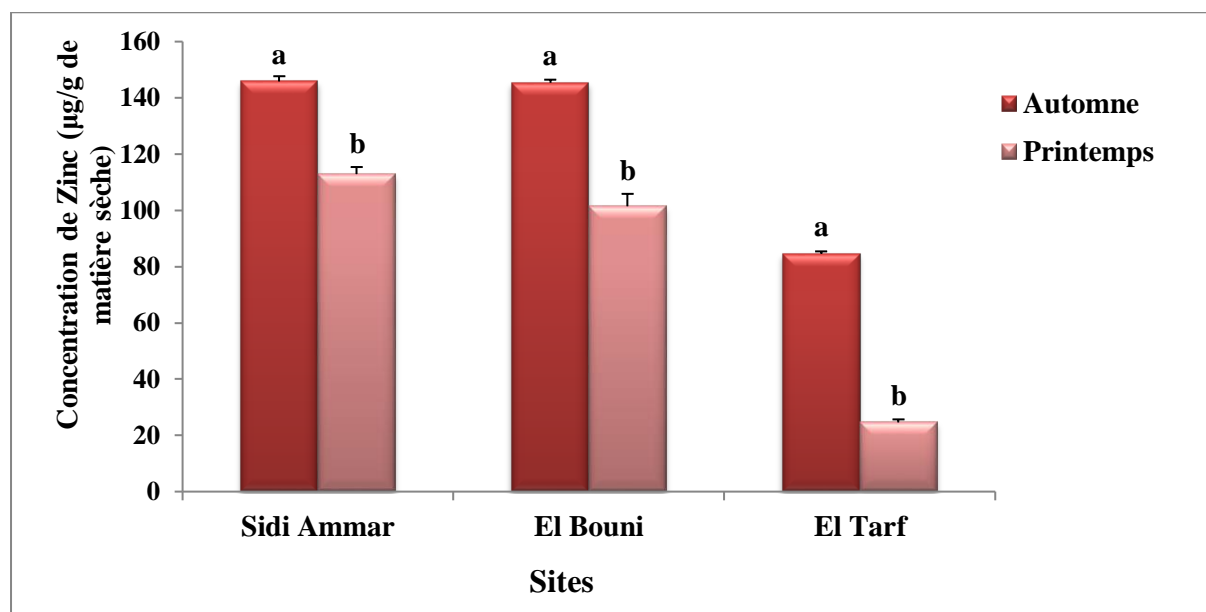


Figure 38. Concentration de Zinc dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.7.3. Comparaison des concentrations de Ca dans le corps de *L. terrestris*

Les teneurs de Calcium ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) dans le corps de *L. terrestris* des sites étudiés par la SAA sont mentionnées dans le **tableau 53** et **figure 39**. Les résultats obtenus montrent que les plus fortes teneurs sont enregistrées en période automnale, avec une valeur maximale de $2774,4 \pm 130,2$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) à Sidi Ammar et une valeur minimale ($513,1 \pm 65,3 \mu\text{g/g}$ de matière sèche) à El Tarf. Les plus faibles teneurs sont enregistrées au printemps avec une moyenne maximale de $969,8 \pm 6,5$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) au niveau de Sidi Ammar et minimale ($252,9 \pm 38,4 \mu\text{g/g}$ de matière sèche) au niveau de site d'El Tarf.

La comparaison des teneurs de Calcium grâce au test de Tukey (**Tableau 53**) entre les deux saisons permet d'identifier deux groupes pour les trois sites: groupe A englobe l'automne et groupe B englobe le printemps.

Le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe deux classes pour les deux saisons (automne, printemps) ; classe A englobe Sidi Ammar et El Bouni, classe B regroupe le site d'El Tarf.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Calcium montre un effet site, effet saison et interaction site/saison ($P < 0,001$) hautement significatives (**Tableau 54**).

Tableau 53. Concentration de Calcium dans le corps de *L. terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$2774,4 \pm 130,2$ A a	$2552,2 \pm 104,0$ A a	$513,1 \pm 65,3$ B a
Printemps	$969,8 \pm 6,5$ A b	$906,2 \pm 53$ A b	$252,9 \pm 38,4$ B b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 54. Concentration de Calcium dans le corps de *L. terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	25270264	12635132	895,79	0.000 ***
Saison	1	13703234	13703234	971,52	0.000 ***
Site*saison	2	4892445	2446222	173,43	0.000 ***
Erreur	12	169260	14105		
Total	17	44035203			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

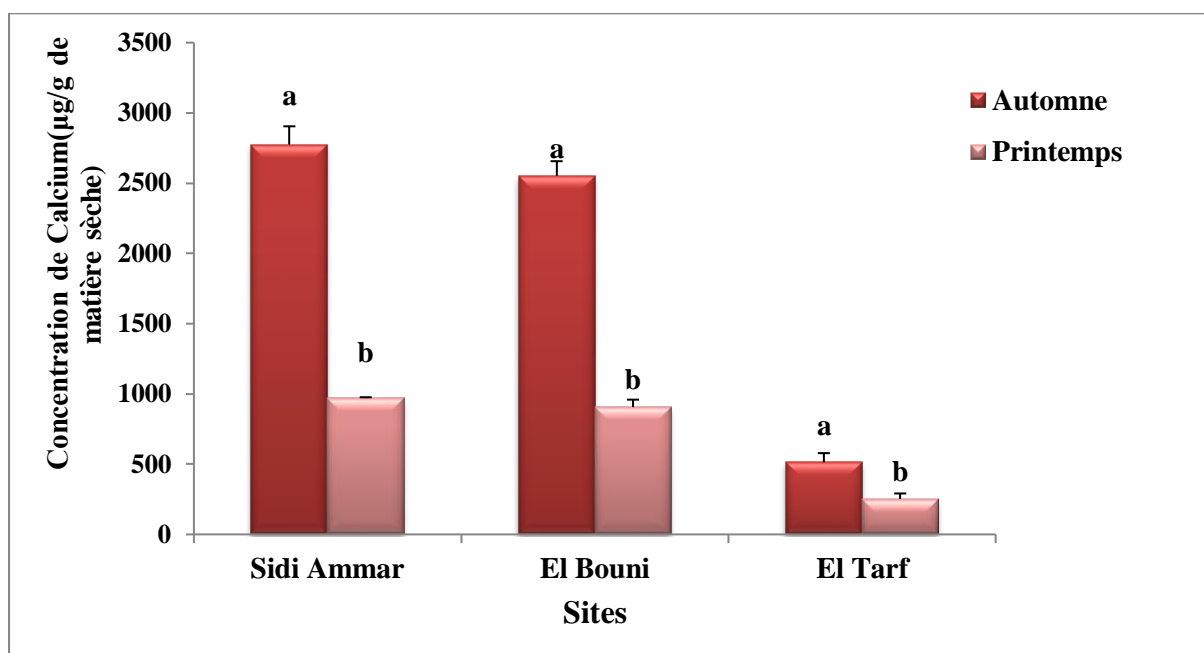


Figure 39. Concentration de Calcium dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés (µg/g de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 (m±s, n=3).

3.7.4. Comparaison des concentrations de (Pb) dans le corps de *L.terrestris*

Les teneurs en Plomb (µg/g de matière sèche) dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés par la SAA sont mentionnées dans le **tableau 55** et **figure 40**. Les résultats obtenus montrent que les plus fortes teneurs sont enregistrées en période automnale, avec une valeur maximale de $16,62 \pm 0,09$ (µg/g de matière sèche) à El Bouni et une valeur minimale de $11,23 \pm 0,25$ à EL Tarf. Les plus faibles teneurs sont enregistrées au printemps avec une moyenne maximale à El Bouni ($15,21 \pm 0,32$ µg/g de matière sèche) et minimale à El Tarf de $10,64 \pm 0,58$ (µg/g de matière sèche).

La comparaison des teneurs en Plomb grâce au test de Tukey (**Tableau 55**) entre les deux saisons permet d'identifier un seul groupe pour les sites (Sidi Ammar et El Tarf): groupe A englobe l'automne et le printemps. Le site El Bouni présente deux groupes ; groupe A englobe l'automne et groupe B englobe le printemps.

Le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes pour les deux saisons (automne, printemps) ; première classe A englobe le site d'El Bouni, deuxième classe B regroupe le site de Sidi Ammar et troisième classe C regroupe le site d'El Tarf.

L'ANOVA à deux critères de classification (site, saison) des données sur les concentrations de Plomb montre un effet site, effet saison ($P < 0,001$) hautement significatives, et l'interaction site-saison n'a aucun effet significatif ($p > 0,05$) (**Tableau 56**).

Tableau 55. Concentration de Plomb dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	El Bouni	Sidi Ammar	El Tarf
Automne	16,62 \pm 0,09 A a	15,54 \pm 0,27 B a	11,23 \pm 0,25 C a
Printemps	15,21 \pm 0,32 A b	14,62 \pm 0,63 B a	10,64 \pm 0,58 C a

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 56. Concentration de Plomb dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	85,5746	42,7873	261,44	0.000 ***
Saison	1	4,2224	4,2224	25,80	0.000 ***
Site*saison	2	0,5071	0,2536	1,55	0,252 NS
Erreur	12	1,9639	0,1637		
Total	17	92,2680			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

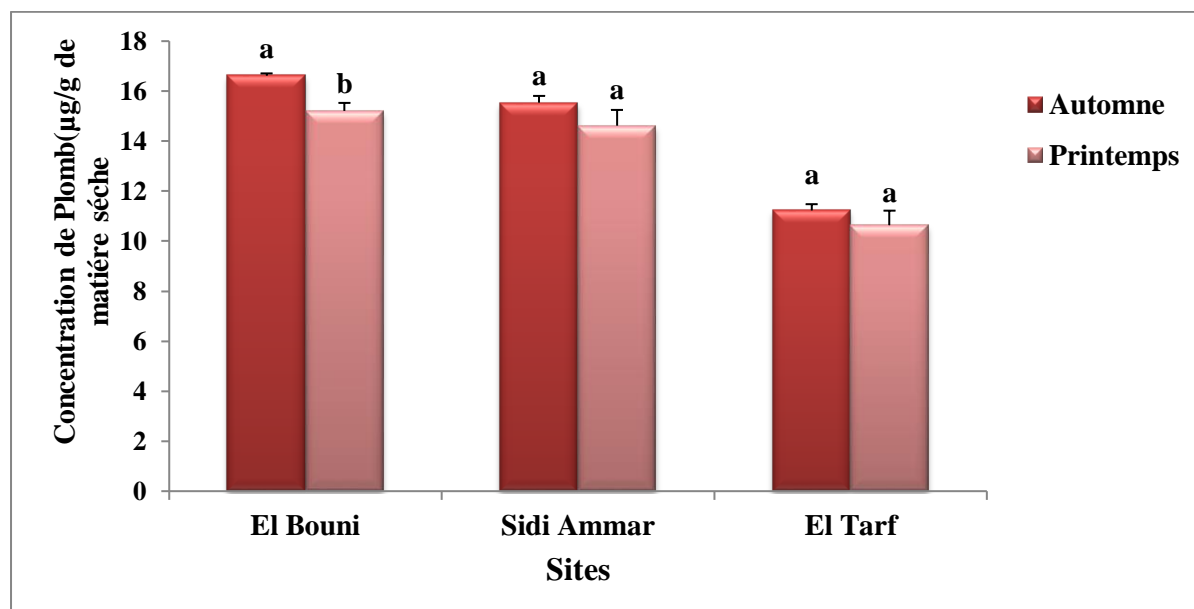


Figure 40. Concentration de Plomb ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

3.7.5. Comparaison des concentrations de Fer (Fe) dans le corps de *L.terrestris*

Les teneurs en Fer ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) dans le corps de *L.terrestris* dans les sites étudiés par la SAA sont mentionnées dans le **tableau 57** et **figure.41**. Les résultats obtenus montrent que les plus fortes teneurs sont enregistrées en période automnale, avec une valeur maximale de $5351,2 \pm 203,2$ ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) à Sidi Ammar et une valeur minimale de $2998,0 \pm 166,8$ à EL Tarf. Les plus faibles teneurs sont enregistrées au printemps avec une moyenne maximale à Sidi Ammar ($4607,8 \pm 207,8$ sèche).

La comparaison des teneurs en Fer grâce au test de Tukey (**Tableau 57**) entre les deux saisons pour les trois sites (Sidi Ammar, El Bouni, El Tarf) permet d'identifier deux groupes : groupe A englobe l'automne et groupe B englobe le printemps.

Le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe deux classes en automne ; classe A englobe le site de Sidi Ammar, El Bouni et classe B englobe le site El Tarf. Pendant le printemps on signale trois classes ; classe A englobe le site de Sidi Ammar, classe B regroupe le site d'El Bouni et classe C regroupe le site d'El Tarf.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (site, saison) des concentrations de Fer révèle un effet site, effet saison ($P < 0,001$) hautement significatives, et l'interaction site/saison non significatif (**Tableau 58**).

Tableau 57. Concentration de Fer dans le corps de *L.terrestris* ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) des sites étudiés durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site \ Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	$5351,2 \pm 203,2$ A a	$5005,7 \pm 149,9$ A a	$2998,0 \pm 166,8$ B a
Printemps	$4607,8 \pm 207,8$ A b	$4052,8 \pm 68,1$ B b	$2468,4 \pm 137,4$ C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les deux saisons.

Tableau 58. Concentration de Fer dans le corps de *L.terrestris* des sites étudiés ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	16948957	8474479	321,22	0.000 ***
Saison	1	2477293	2477293	93,90	0.000 ***
Site*saison	2	134398	67199	2,55	0,120 NS
Erreur	12	316584	26382		
Total	17	19877233			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

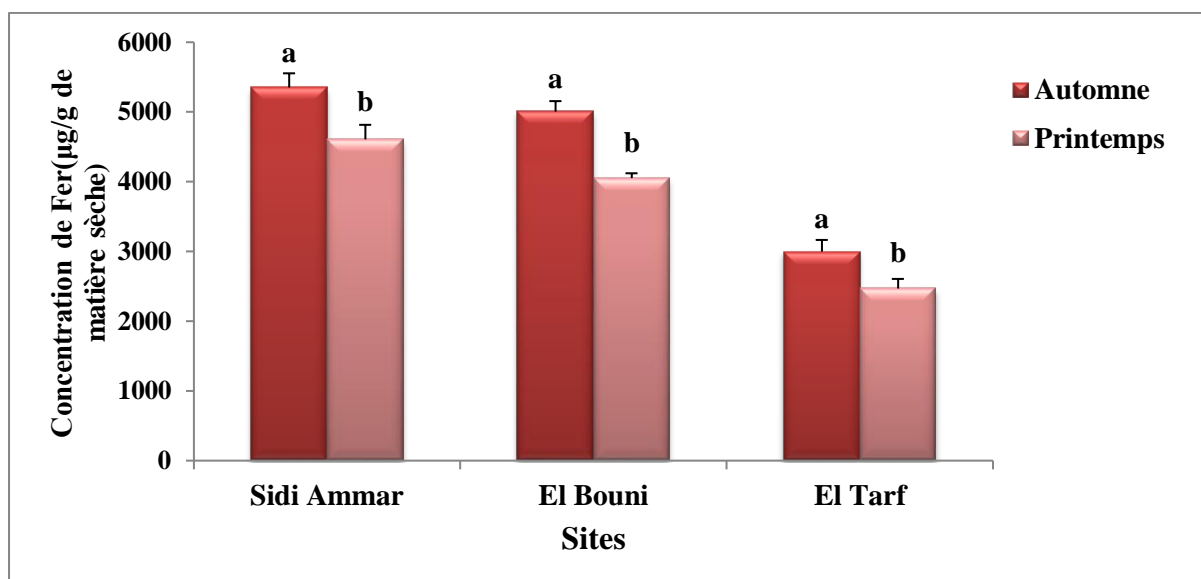


Figure 41. Concentration de Fer dans le corps de *L. terrestris* ($\mu\text{g/g}$ de matière sèche) des sites étudiés durant la période automnale 2014 et printanière 2015 ($m \pm s$, $n=3$).

Le test de corrélation entre les éléments traces métalliques et les paramètres physicochimiques révèlent que l'humidité et le calcaire affecte la mobilité des ETMs tandis que le pH, conductivité électrique, matière organique et porosité n'ont pas d'effet sur la mobilité des ETMs. (Annexe 2, Tab. 6).

3.7. Dosage des biomarqueurs du stress environnemental chez *Lumbricus terrestris*

3.7.1. Activité saisonnière de l'acétylcholinestérase

L'activité de l'AChE ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de *Lumbricus terrestris* est variable dans chaque site entre les saisons (Tab. 59 et Fig 42). L'inhibition la plus élevée a été enregistrée à El Bouni en période automnale avec une moyenne de $90,31 \pm 3,18$ ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines), par contre la plus faible a été observée au niveau de El Tarf en période printanière avec une moyenne de $258,02 \pm 3,10$ ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines).

La comparaison de l'activité de l'AChE grâce au test de Tukey (Tab.59) entre les trois saisons indique qu'il existe deux groupes dans les trois sites d'étude (Sidi Ammar, El Bouni, EL Tarf) ; le premier groupe englobe l'automne et l'hiver, le deuxième groupe englobe le printemps.

D'un autre coté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe une seule classe en Hiver ; classe A regroupe les trois sites (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf). Pour l'Automne et le printemps on remarque qu'il existe deux classes ; classe A regroupe les sites (Sidi Ammar et El Bouni) et classe B regroupe le site El Tarf. L'analyse de la variance à deux critères de classification révèle un effet site, effet saison et l'interaction site-saison ($P \leq 0,001$) hautement significatives (Tab.60).

Tableau 59. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de *Lumbricus terrestris* récoltés dans différents sites ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Site Saison	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	91,77 \pm 3,82 A a	90,31 \pm 3,18 A a	118,25 \pm 8,03 B a
Hiver	100,03 \pm 7,22 A a	97,04 \pm 3,11 A a	113,00 \pm 11,30 A a
Printemps	167,61 \pm 10,18 A b	163,03 \pm 7,80 A b	258,02 \pm 3,10 B b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en mi nuscules comparent les moyennes d'un même site entre les saisons.

Tableau 60. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de *Lumbricus terrestris* récoltés dans différents sites ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	12077,9	6038,9	120,08	0.000***
Saison	2	53614,5	26807,2	533,03	0.000***
Site*saison	4	7054,3	1763,6	35,07	0.000***
Erreur	18	905,3	50,3		
Total	26	73651,9			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

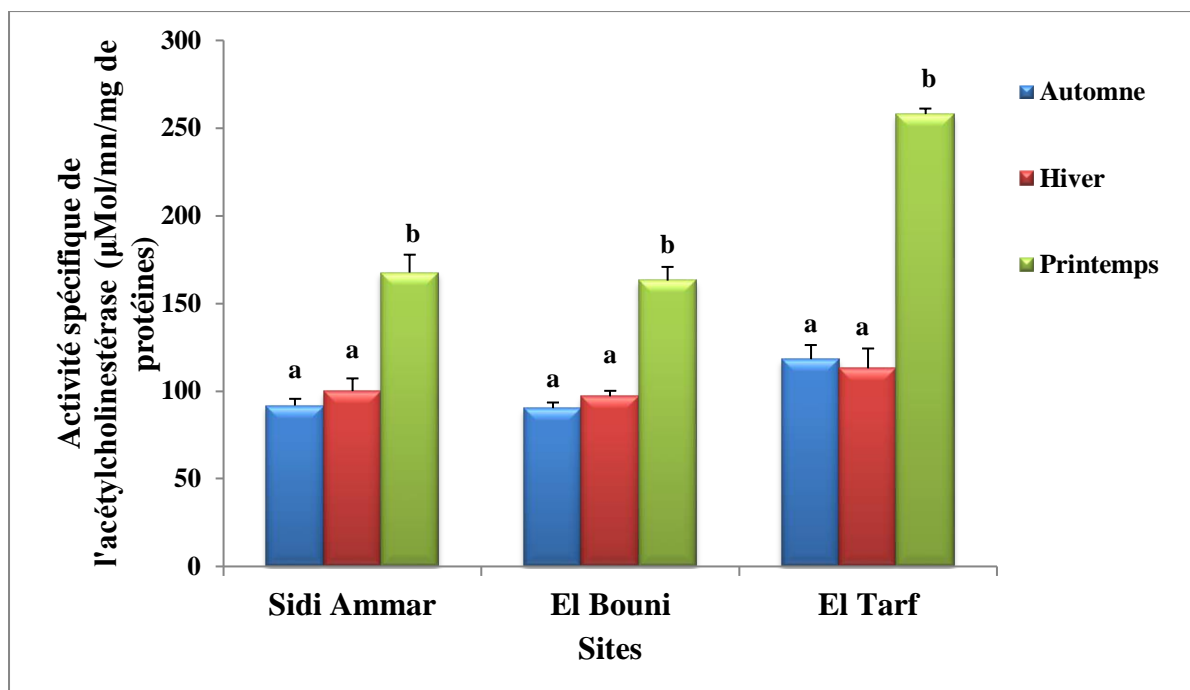


Figure 42. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) dans la partie anté-clitélienne du corps de *L. terrestris* récoltés dans différents sites ($m \pm s$; $n=3$).

Le test de corrélation entre l'AChE, les paramètres physico-chimiques du sol et les ETMs révèlent que les paramètres physico-chimiques ont une faible relation avec l'activité de l'acétylcholinestérase tandis que le Fer, Manganèse, Zinc et Plomb affectent l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (**Annexe 1, Tab. 4 ; 5**).

3.7.2. Activité saisonnière de la glutathion S-transférase

L'activité de la glutathion S-transférase déterminée au niveau de la partie post-clitélienne du corps de *Lumbricus terrestris* selon la méthode de Habig *et al.* (1974) dans les trois sites d'études pendant la période de Septembre 2014 à Mai 2015; elle est exprimée en $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéine.

Le taux de GST ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) dans la partie post-clitélienne du corps de *Lumbricus terrestris* est variable dans chaque site entre les saisons. Le taux le plus élevé a été enregistré au niveau de la population de Sidi Ammar en période automnale avec une moyenne de $552,28 \pm 11,01 \mu\text{Mol}/\text{m}/\text{mg}$ de protéines, par contre le taux le plus faible a été observé au niveau d'El Tarf ($57,60 \pm 8,73 \mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) en période d'Hiver (**Tab. 61 et Fig 43**).

La comparaison du taux de la GST grâce au test de Tukey (**Tab.61**) entre les trois saisons indique qu'il existe trois groupes à Sidi Ammar; le premier groupe englobe l'automne, deuxième groupe englobe le printemps et le troisième englobe l'Hiver. Pour le site d'El Bouni on remarque qu'il existe deux groupes ; le premier englobe l'automne et le deuxième regroupe les saisons (Hiver et Printemps). Le dernier site El Tarf enregistre deux groupes le premier groupe englobe l'automne, deuxième groupe englobe le printemps et l'Hiver.

D'un autre coté le test de Tukey entre les sites d'une même saison montre qu'il existe trois classes en période Automnale ; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf. En Hiver on remarque trois classes aussi ; classe A englobe Sidi Ammar, classe B englobe El Bouni et classe C englobe El Tarf. Pendant le printemps on signale trois classes; classe A regroupe Sidi Ammar, classe B regroupe El Bouni et classe C regroupe El Tarf.

ANOVA à deux critère de classification (site, saison) des taux de la GST montre un effet site, un effet saison et l'interaction site/saison ($P < 0,001$) hautement significatives (**Tableau 62**).

Tableau 61. Activité spécifique de la glutathion S-transférase ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéine) dans la partie post-clitélienne du corps de *L. terrestris* récoltés dans différent sites ($m \pm s$, $n=3$). Test de Tukey : les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Saison \ Site	Sidi Ammar	El Bouni	El Tarf
Automne	552,28 \pm 11,01 A a	399,11 \pm 10,66 B a	170,67 \pm 11,48 C a
Printemps	305,08 \pm 18,16 A b	164,02 \pm 5,70 B b	79,61 \pm 6,39 C b
Hiver	196,36 \pm 4,62 A c	156,20 \pm 16,76 B b	57,60 \pm 8,73 C b

Les lettres en majuscules comparent les moyennes d'une même saison entre les sites, tandis que les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même site entre les saisons.

Tableau 62. Activité spécifique de la Glutathion S-transférase ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) dans la partie post-clitélienne du corps de *Lumbricus terrestris* récoltés dans différent sites ($m \pm s$, $n=3$). Analyse de la variance à deux critères de classification.

Source	DL	SS	MS	F	P
Site	2	279121	139561	1093,87	0.000***
Saison	2	284918	142459	1116,58	0.000***
Site*saison	4	50591	12648	99,13	0.000***
Erreur	18	2297	128		
Total	26	616926			

NS : non significatif * significatif ($P < 0,05$) ** très significatif ($P < 0,01$) *** hautement significatif ($P < 0,001$)

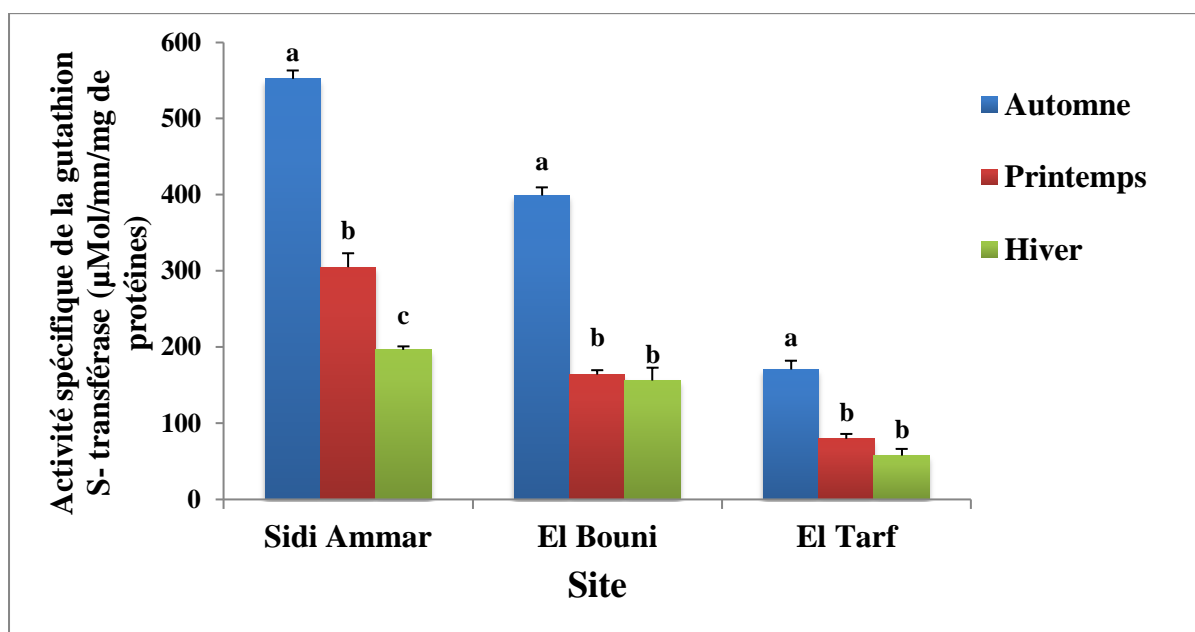


Figure 43. Activité spécifique de la glutathion S-transférase ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ de protéines) dans la partie post-clitélienne du corps de *L. terrestris* récoltés dans différents sites ($m \pm s$; $n=3$)

Le test de corrélation entre la GST, les paramètres physico-chimiques du sol et les ETMs révèlent que paramètres physico-chimiques ont une faible relation avec l'activité de la glutathion-S-transférase tandis que le calcium, Fer, Manganèse, Zinc et Plomb affectent l'activité spécifique de la glutathion-S- transférase (**Annexe 2, Tab. 2 ; 3**).

Discussion

4. Discussion

4.1. Inventaire et structure des oligochètes terrestres

Les études sur les vers de terre en Algérie sont très limitées. La synthèse bibliographique de la diversité des Oligochètes révèle la présence de 41 espèces signalées par plusieurs auteurs. Le nombre d'espèces déterminées variable dans les différentes régions du pays. Dans notre étude, la détermination des différentes espèces a été faite selon la clé d'identification de Bouché (1972) ; Sims et Gérard (1999) qui se base sur la morphologie externe et la biométrie. Nous avons recensé 8 espèces lombriciennes représentées par la famille Lumbricidae.

L'espèce *Lumbricus terrestris* (Linnaeus, 1758) est la plus dominante dans notre étude, elle est présente dans tous les sites et durant toutes les saisons, elle a été rencontrée pour la première fois dans l'Est Algérien et surtout dans la région d'Annaba.

Allolobophora chlorotica (Savigny, 1826) est présente dans tous les sites : El Tarf , El Bouni et Sidi Ammar. Elle a été recensée dans la Kabylie (Kerbouche *et al.*, 2012); dans l'Est de l'Algérie (Bazri *et al.*, 2013) ; dans le territoire du bassin de Kebir-Rhumel (El Okki *et al.*, 2013) ; à Annaba (Zeriri ,2013) et recement à Tebessa (Bouazdia, 2017).

Aporrectodea rosea (Savigny, 1826) est rencontrée dans deux sites : El Tarf et Sidi Ammar. Elle a été recensée aussi dans la vallée de la Soummam dans la Kabylie (Kherbouche *et al.*, 2012) dans l'Est de l'Algérie (Bazri *et al.*,2013) ;dans la région d'Annaba (Zeriri ,2013); dans le bassin de Kebir-Rhumel (El Okki *et al.*, 2013) et dans la région de Tebessa (Bouazdia.,2017).

Eisenia fetida (Savigny, 1826) Cette espèce est présente uniquement dans la station d'El Tarf. Elle a été recensée dans l'Est algérien (Bazri *et al.*, 2013); à Annaba (Zeriri,2013); dans le bassin de Kebir-Rhumel (El Okki *et al.*, 2013) ; dans la région de Tebessa (Bouazdia,2017).

Octodrilus complanatus (Dugés, 1828) est présente dans deux sites : El Tarf et El Bouni. Elle a été recensée aussi par Omodeo *et al.*(2003) à (Alger, Constantine et Hammam Righa) ; par Baha (1997) dans le secteur de Metidja ; Bazri *et al.*(2013) dans l'Est algérien; Zeriri (2013) à Annaba et dans le bassin de Kebir-Rhumel (El Okki *et al.*, 2013) .

Apporectodea trapezoides (Dugés, 1828) cette espèce est observée dans deux sites El Tarf et Sidi Ammar. Elle a été recensée dans l'Est algérien (Bazri *et al.*, 2013) et dans le bassin de Kebir-Rhumel (El Okki *et al.*, 2013).

Lumbricus castaneus (Savigny, 1826) est observée dans tous les sites. Elle a été rencontrée pour la première fois dans l'Est Algérien et surtout dans la région d'Annaba.

Aporrectodea caliginosa (Savigny, 1826) présente dans deux sites : El Tarf et Sidi Ammar. Elle a été recensée aussi dans le secteur de Metidja (Baha, 1997); dans la vallée de la Soummam dans la Kabylie (Kherbouche *et al.*, 2012) dans l'Est de l'Algérie (Bazri *et al.*, 2013) ; et dans la région de Tebessa (Bouazdia., 2017).

4.2. Biométrie des espèces

L'étude biométrique des caractères des espèces des Oligochètes terrestres inventoriées dans la région d'Annaba durant la période d'étude, nous a permis de montrer que les moyennes les plus élevées du poids ont été enregistrées durant la période automnale, le poids le plus élevé est enregistré chez l'espèce *Octodrilus complanatus* ($1,27 \pm 0,34$ g) et les autres moyennes pondérales sont entre (0,17-0,94 g). Concernent le diamètre la période automnale révèle des moyennes plus élevées par rapport aux périodes (hivernale et printanière) sauf chez *Octodrilus complanatus* qui présente le plus grand diamètre ($15,60 \pm 0,55$ mm) en période printanière et l'espèce *Aporrectodea rosea* présente le plus faible diamètre ($2,10 \pm 0,21$ mm) en période automnale. Les résultats de la longueur montrent que durant la période printanière les espèces atteignent des longueurs maximales par rapport aux autres périodes. On suppose que l'augmentation et la diminution du poids et du diamètre est peut être du à la pollution. Ces résultats sont confirmés par les travaux de Pizl et Josen (1995) qui affirment que l'augmentation de la teneur en métaux lourds au delà d'un certain seuil réduit la densité des vers et influe négativement sur leur croissance pondérale. Par contre, le nombre des segments aucune variation n'a été enregistrée, des résultats similaires ont été observés en France (Bouché, 1972 ; Sims et Gérard, 1999).

4.3. Etude écologique

D'après les données écologiques obtenues on peut dire que le site d'El-tarf est plus riche en espèces d'Oligochètes avec une richesse totale de 8 espèces en automne et printemps et diminue à 7 espèces en hiver. Des travaux antérieurs ont montrés que la richesse totale varie d'une région à l'autre en Algérie. Elle a été exprimée par 11 espèces dans la zone de la Mitidja (Baha, 1997) et dans le Constantinois Algérien (Ouahrani, 2003) ; 5 espèces dans la Kabylie (Kherbouche *et al.*, 2012) ; 18 espèces dans l'Est algérien (Bazri, 2015) ; 5 espèces dans la région de Tebessa (Bouazdia and Habes, 2017). Selon Fragoso *et al.* (1997) la biodiversité des vers de terre est modifiée par la destruction du couvert végétal et les habitats naturels et leurs remplacement par les cultures et les agro écosystèmes ; ce qui réduit la richesse spécifique, le nombre d'espèces indigènes ainsi que le nombre de groupes écologiques en favorisant la prédominance des endogés. De plus des études sur la dynamique des communautés lombriciennes exotiques dans des forêts d'Amérique du Nord ont montré que les rigueurs du climat empêchent la dispersion des vers de terre (Jasmine *et al.*, 2013).

A cela s'ajoutent les activités d'aménagement humaines et les nombreux mécanismes d'introductions d'espèces de vers de terre qui contraignent les distributions et les changements dans la structure des communautés lombriciennes dans les différents biotopes (Reynolds, 1995 ; Bohlen *et al.*, 2004a ; Gough *et al.*, 2008a ; Fahey *et al.*, 2012).

L'indice de Shannon –Weaver (H') varie entre 1,89 et 2,94 Bits durant la période automnale ; de 1,95 à 3,51 Bits en période hivernale et entre 0,16 et 0,27 en période printanière. On remarque que la valeur de l'indice de diversité diminue avec la richesse des Oligochètes ; ces résultats sont en accord avec ceux du Bouazdia & Habes (2017) dans la région de Tebessa.

L'équipartition dans les différents sites tend vers zéro ($E < 1$) ce qui nous prouve que les différentes populations ne sont pas en équilibre entre elles.

4.4. Paramètres physico-chimiques des sols

Les études des paramètres physico-chimiques sont d'une importance majeure dans la dynamique des espèces terrestres (Viard-La Rocca, 2004). Les vers de terre sont généralement absents dans les sols très acides ($\text{pH} < 3,5$) et sont peu nombreux dans les sols à $\text{pH} < 4,5$ (Curry, 1998). Selon Bachelier (1978) et Herger (2003), les vers de terre ont une large gamme de pH. Il y a des espèces acidophiles, des espèces basophiles et des espèces ubiquistes ou indifférentes. D'une manière générale, les vers de terre sont peu sensibles au pH, et il existe un pH optimal pour chaque espèce (Edward et Bohlen, 1996). Le pH mesuré du sol de notre étude est un pH alcalin ($\text{pH} > 7,5$). Selon la littérature les sols neutres et alcalins sont favorables à la prolifération des Lombricidae alors que les sols acides sont défavorables pour les vers de terre (Spurgeon and Hopkin., 1996). En ce qui concerne la conductivité électrique, Elle définit la quantité totale en sels solubles correspondant à la salinité globale du sol. Elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol (Baize, 1989). Les valeurs des moyennes des sols étudiés changent de 0,28 à 0,37 qui sont inférieure à 0,6 ms/cm dans le site El Tarf, ceci explique que les sols ne sont pas salés, par contre le site de Sidi Ammar (1,46 à 1,79) sont des sols salés et les sols de site El Bouni sont peu salés (0,5 à 1,34). La matière organique contrôle en grande partie les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol et influence en conséquence les propriétés fonctionnelles du sol (Loveland & Webb, 2003). La diminution de la teneur en matière organique des sols a été identifiée comme étant parmi les principales menaces sur les sols cultivés (European Commission, 2002). Les sols de notre étude présentent des valeurs qui varient entre 12,23 % en Automne à 6,62% au printemps à El Tarf ; donc on peut dire que ce site est très riche en matière organique, par contre le pourcentage est moins élevés au niveau de Sidi Ammar (4,48 et 4,85) et El Bouni (3,52 et 3,08) en Hiver et Printemps respectivement ce qui signifie que ces deux sites sont riche en matière organique. L'humidité hygroscopique représente la quantité d'eau que peut retenir un sol soumis aux conditions naturelles d'assèchement (Godin, 1984 ; Lazaridou- Dimitriadou & Saunders, 1986). Lorsque les conditions de température et d'humidité du sol deviennent défavorables, la survie, la fécondité et la croissance des lombriciens sont affectées (Lee, 1985). La température, l'humidité du sol sont les facteurs clés qui régulent l'abondance et l'activité des vers en milieu naturel (Satchell, 1967 ; Hartensein et Amico, 1983 ; Sims et Gerard, 1999) et les populations lombriciennes répondent relativement rapidement à des variations de ces facteurs du milieu. Les résultats obtenus montrent que cette humidité est comprise entre 4,49 et 12,8 %. Ces valeurs sont en relation avec la texture du sol, car les sols argilo-limoneux à texture fine retiennent plus d'eau que les sols sableux à structure particulaire (Baize & Jabiol, 1995). Les résultats du dosage du calcaire montrent que ce sont des sols peu calcaires à moyennement calcaires. Le taux du calcaire est en rapport avec la nature du pH eau et la matière organique (Duchaufour, 1989) et la porosité (Duthil, 1971). Le site de Sidi Ammar a une porosité assez forte avec des valeurs plus faibles en Automne 25,33%. Les sites El Tarf et El Bouni ont une porosité forte avec des valeurs maximales enregistrés à El Bouni 53,66% en Hiver. Nos sols ont une texture : Limono-argilo-sableuse dans le site El Tarf, argilo-limoneuse à El Bouni et limono-argileuse au niveau de Sidi Ammar. Les vers sont plus abondants dans les sols limoneux, argilo-limoneux et argilo-sableux que dans les sols sableux, les graviers et les argiles (Guild, 1948).

4.5. Dosage des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont naturellement présents dans la croûte terrestre, mais des quantités croissantes de métaux sont rejetées dans l'environnement par les activités

humaines. La pollution des sols par les ETM est devenue une préoccupation mondiale (Hou *et al.*, 2017; Weissmannova et Pavlovsky, 2017; Rodriguez-Eugenio *et al.*, 2018), en particulier dans les zones urbaines, car le sol urbain semble être plus contaminé que les sols agricoles et naturels (Ajmone-Marsan et Biasioli, 2010). Dans les sols urbains, les sources anthropogéniques d'ETM comprennent les émissions provenant du trafic, les rejets industriels et les déchets municipaux (McLlwaine *et al.*, 2017; Jia *et al.*, 2018). Alors que les ETM dangereux les plus courants dans les sols à savoir (l'arsenic As, le chrome Cr, le cuivre Cu, le mercure Hg, le nickel Ni, le plomb Pb et le zinc Zn) peuvent être non dégradables, persistent et se bioaccumulent et se bioamplifient dans les chaînes alimentaires (Knox *et al.*, 2000). Les ETM ont tendance à s'accumuler dans le sol, et parfois dans les réseaux trophiques, ce qui représente, au-delà de certaines concentrations et durées d'exposition, un risque important pour la santé des organismes vivants, y compris les humains (Tyler *et al.*, 1989).

L'exposition aux métaux lourds peut causer des altérations cytologiques et ultra structurales très importantes au niveau des tissus des invertébrés (Frías *et al.*, 2008). L'utilisation des vers de terre a été principalement concentrée sur les effets des métaux lourds (Lukkari *et al.*, 2004). L'accumulation chez les Oligochètes est en outre un facteur agissant sur leur propre faculté de détoxification. Plusieurs voies d'intoxication sont possibles chez les Oligochètes. De par leur vie terricole, ils sont en contact perpétuel avec les toxiques du sol via le tégument, et ils les ingèrent également dans la mesure où ils sont géophages (Grelle, 1998). La détoxification peut se faire par stockage plus ou moins définitif des métaux dans des granules spécifiques (les chloragosomes) au sein de cellules entourant l'intestin (les chloragocytes) (Ireland et Richard, 1981). Ces granules peuvent être larguées dans le liquide coelomique, excrétés via les nephridies ou bien stockés de façon permanente avec d'autres déchets dans les derniers segments. Ils pourront ensuite être perdus par autotomie (Andersen et Laursen, 1982). Chez certaines espèces possédant des glandes calcifères très actives (excrétant le calcium excédentaire dans le tube digestif), le plomb peut également être éliminé par leur intermédiaire. D'autre part, les métaux peuvent également être stockés dans les cellules intestinales et éliminés par simple desquamation. La bioaccumulation chez les Oligochètes est donc fonction non seulement des paramètres physico-chimiques du sol, mais aussi de la biologie de l'animal et de l'espèce considérée (Grelle, 1998). Les vers de terre sont plus sensibles aux teneurs en métaux lourds que les autres invertébrés dans le sol et leur capacité à accumuler des métaux lourds est souvent plus élevée que pour d'autres espèces animales (Bengtsson *et al.*, 1992).

Les sols étudiés contiennent des concentrations des ETM qui varient en fonction de la proximité des sites à la source de pollution (Suna *et al.*, 2010; Modrzewska and Wyzkowski, 2014). Les niveaux les plus élevés de Fe, Mn et Zn ont été trouvés dans des échantillons de sol adjacents à plusieurs usines industrielles, et notamment la lixiviation des poussières générées par le complexe sidérurgique Sider. Les concentrations de métaux dans le sol et les tissus semblent diminuer avec l'éloignement des principales sources de pollution par les métaux lourds dans la zone d'étude. La dispersion des contaminants peut également être influencée par des conditions météorologiques telles que le vent, les précipitations ou l'intensité de la circulation motorisée (Piron-Frenet *et al.*, 1994; Garcia and Millan, 1998). Dans la présente étude, Le site de Sidi Amar est le plus pollué avec des teneurs maximales en Mn, Zn, Cu, Cr, et surtout Ca et Fe en raison de leur proximité avec le complexe sidérurgique Sider d'El Hadjar (Maas *et al.*, 2010) suivi par le site d'El Bouni qui présente des teneurs maximales en Pb, As, Hg et Ni, cela est dû à sa proximité avec les sources de pollution, telles que les industries métallurgiques, le complexe de Fertial et l'utilisation de pesticides dans

l'agriculture, et ceci est conforme aux plusieurs travaux (Larba et Soltani, 2014; Belabed et Soltani, 2018; Douafer *et al.*, 2020) qui ont montré que la pollution par les éléments métalliques est omniprésente dans la région d'Annaba.

Des variations saisonnières importantes ont été observées pour les concentrations des ETM. Les concentrations des ETM dans les sols étudiés sont élevées en automne par rapport au printemps; cela peut être dû à la lixiviation des polluants par des conditions météorologiques, telles que le vent (Piron-Frenet *et al.*, 1994), les précipitations ou l'intensité du trafic motorisé (Garcia et Millan, 1998 ; Douafer *et al.*, 2020).

Les concentrations des ETM trouvées dans les tissus des vers de terre sont parallèles aux doses trouvées dans les sols. Les vers de terre peuvent accumuler efficacement des métaux par exemple, Cd, Cu, Zn et Pb (Morgan et Morgan, 1999; Demuyneck *et al.*, 2014; Luo *et al.*, 2014). Nannoni *et al.* (2014) ont constaté que les concentrations de métaux dans les vers de terre *Nicodrilus caliginosus* collectés dans les sols de la zone urbaine de Sienna variait de 0,65 à 5,6 mg/kg. Nannoni *et al.* (2011) ont rapporté qu'*Allolobophora rosea* et *N.caliginosus* avaient des concentrations similaires des métaux dans leurs tissus. Pendant le processus d'accumulation de métal dans les tissus, les vers de terre ont leur propre désintoxication mécanismes pour résister à la contamination métallique (Zhou *et al.*, 2016 a, Zhou *et al.*, 2016 b; Chen *et al.*, 2017).

De plus, les vers de terre habitués à l'environnement contaminé peuvent acquérir une plus grande capacité à résister au stress des sols fortement contaminés par les métaux. En revanche, la capacité des vers de terre exposés à des sols fortement contaminés à détoxifier les métaux peut diminuer, ou leur forme physique peut même diminuer dans des environnements non contaminés en raison du coût d'adaptation des mécanismes de résistance (Anderson *et al.*, 2017; Ikeda *et al.*, 2018).

Tableau 46. Limites de détection des métaux lourds (g/Kg) dans les sols (AFNOR, 1996).

Métaux lourds	Concentrations*
Cd	2
Cr	150
Cu	100
Pb	100
Zn	300
Fe	nd
Mn	nd

*: nd: non disponible

4.6. Mesure des biomarqueurs du stress environnemental

L'empoisonnement par les pesticides et les métaux lourds et d'autres perturbations dans l'habitat naturel des vers de terre peuvent entraîner un déséquilibre écologique (Luo *et al.*, 1999; Rao *et al.*, 2003; Weber 2007). De ce fait, l'utilisation d'organismes bioindicateurs pour la biosurveillance écotoxicologique s'impose grâce à des biomarqueurs qui rendent compte des niveaux de pollution auxquels sont soumis ces organismes. Ces dernières années, l'utilisation de biomarqueurs chez les vers de terre a fait l'objet d'une attention accrue. En ce qui concerne les tests de toxicité standard, l'approche des biomarqueurs peut offrir plus d'informations sur la réponse au stress de l'organisme à des substances toxiques individuelles et à des mélanges (Kammenga *et al.*, 2000 ; Scott-Fordsmand *et Weeks*, 2000 ; Hankard *et al.*, 2004 ; Svendsen *et al.* , 2004). Il existe un intérêt croissant pour l'augmentation des connaissances sur les réponses biologiques des vers de terre aux polluants afin de normaliser une série de biomarqueurs couvrant les paramètres moléculaires à l'organisme entier en réponse à la pollution chimique du sol (Beliaeff *et Burgeott*, 2002 ; Handy *et al.*, 2003).

Dans ce travail on s'est intéressé à l'activité de ces deux biomarqueur : Acétylcholinestérase (AChE) et glutathion S-transférase (GST).

4.6.1. Activité de l'acétylcholinestérase

L'acétylcholinestérase (AChE) est considérée comme la principale cholinestérase chez les vers de terre (Lionetto *et al.*, 2012 ; Rault *et al.* , 2007). L'AChE est le site cible d'inhibition essentiellement par : les Organophosphorés et les Carbamates à la fois *in vivo* et dans des conditions *in vitro* (Ribera *et al.*, 2001 ; Silva *et al.*, 2004 ; Kavitha *et Venkateswara*, 2008), certains ETMs, herbicides (triazines, paraquat) et autres molécules neurotoxiques (Herbert *et al.*, 1995 ; Bocquéné *et al.*, 1997 ; Forget *et al.*, 1999 ; Dellali *et al.*, 2001 ; Belabed & Soltani, 2013). Cette enzyme hydrolyse l'acétylcholine, neurotransmetteur impliqué dans la transmission cholinergique (Trotter *et al.*, 1991 ; Heath *et al.*, 1997). L'inhibition de l'AChE induite par les xénobiotiques conduit à une accumulation d'acétylcholine au niveau des synapses cholinergiques, phénomène susceptible de provoquer des perturbations comportementales affectant plus particulièrement la locomotion et l'équilibre (Zinkl *et al.*, 1991 ; Saglio *et al.*, 1996). De plus l'AChE joue un rôle majeur dans la neurotransmission et les activités musculaires (Wang *et al.*, 2015; Hackenberger *et al.*, 2018). L'inhibition de l'activité de l'AChE s'est également révélée intéressante dans le cadre d'étude de la qualité des milieux terrestre (Viar-La Rocca, 2004).

L'activité de l'AChE est induite par plusieurs contaminants tels que les pesticides (Jordaan *et al.*, 2012 ; Velki and Hackenberger, 2013a), les métaux lourds (Calisi *et al.*, 2013) et d'autres composés organiques (Hackenberger *et al.*, 2012). Le potentiel de certains ions métalliques à réduire l'activité de l'acétylcholinestérase chez les poissons et les invertébrés a été démontré dans plusieurs études réalisées dans des conditions *in vitro* et *in vivo* (Hamza-Chaffai *et al.*, 1998; Frasco *et al.*, 2005; Costa *et al.*, 2007; Pretto *et al.*, 2010).

Dans notre étude l'inhibition de l'AChE est maximale en automne par rapport au printemps et hiver, également dans les trois sites d'étude. Cette variation entre saisons peut s'expliquer par des variations climatiques et environnementales (Xu and Tao., 2004), comme les précipitations, la température et l'humidité qui influencent principalement à la physiologie et l'activité des vers de terre. Egalement en hiver, le gel sévère rend impossible la prise de

nourriture et la vie dans la couche supérieure du sol (Herger, 2003). Ils se retirent dans la partie non gelée de leurs galeries et s'installent (Schmutz, 2013). Ils réduisent leur surface corporelle, ce qui réduit l'évaporation de leur fluide donc des facteurs environnementaux défavorables, où l'exposition aux polluants du milieu est réduite.

L'activité de l'AChE est faible au niveau des sites El Bouni et Sidi Ammar par rapport au site d'El tarf, à cause d'une pollution d'origine industrielle (complexe Sider, Ferroviaire et Asmidal) et le trafic routier. Ces résultats sont confirmés par les travaux de Larba and Soltani (2014) utilisent *Helix aspersa* et de Douafer *et al.* (2020) utilisent *Cantareus aspersus* comme bioindicateur de la pollution des sols dans le nord-est de l'Algérie. Des observations similaires ont été rapportées en Italie sur *L. terrestris* face à une pollution métallique (Calisi *et al.*, 2011).

La diminution de l'activité de l'AChE chez les vers de terre par différents types de polluants a été démontrée chez *Eisenia fetida* traitée par carbamate le méthiocarbe (Calisi, 2009), *Eisenia andrei* et *Lumbricus rubellus* exposées au deltaméthrine (Velki and Hackenberger, 2013a ; Velki and Hackenberger, 2013b), *Metaphire posthuma* exposée au cyperméthrine (Ratnasekhar *et al.*, 2015), *Octadrilus complanatus* exposée au Méthomyl (Zeriri *et al.*, 2012) et la combinaison des métaux lourds et du siduron chez *Eisenia fetida* (Li *et al.*, 2020).

Chez d'autres organismes cette diminution a été observée chez le mille-pattes *Eupolybothrus nudicornis* exposé à l'analogue d'ecdystéroïde bisacylhydrazine (RH-0345) (Soucha *et al.*, 2015), les poissons : *Oryzias latipes* exposé au deltaméthrine (Zhu *et al.*, 2015) et *Gambusia affinis* exposé à un insecticide néonicotinoïde (actara) (Cheghib *et al.*, 2020) et récemment l'exposition alimentaire des escargots *Theba pisana* aux nanoparticules d'argent (AgNPs) pendant deux semaines a provoqué des altérations de toutes les réponses au stress immunitaire, génétique et oxydatif (Radwan *et al.*, 2019).

En outre, l'activité de l'AChE varie selon les sites et les saisons et cette variation est probablement due aux deux facteurs exogènes (variation des facteurs du milieu, disponibilité des polluants) et endogènes (état physiologique de l'animal) (Boussoufa *et al.*, 2012).

4.6.2. Activité de la glutathion S-transférase

La glutathion S-transférase (GST) est une enzyme de biotransformation de phase II. Cette enzyme est largement distribuée dans le règne animal (Livingstone, 1991), elle agit spécifiquement sur de nombreux substrats en offrant aux cellules, outre une fonction essentielle dans le transport intracellulaire, une protection contre les effets nocifs de nombreuses substances (Contardo et Wiegand, 2008). La GST catalyse la réaction de conjugaison du glutathion (GSH) et des xénobiotiques, y compris les pesticides organophosphorés, et les aldéhydes cytotoxiques produits lors de la peroxydation lipidique. La GST sert également d'enzyme de détoxification de phase II importante pour excréter et éliminer les produits du métabolisme de phase I (Furst, 2002; Otitoju et Onwurah, 2007; Zhang *et al.*, 2009). Une augmentation du niveau de GST peut entraîner une meilleure protection contre les effets toxiques des pesticides et peut donc être utilisée comme biomarqueur pour surveiller la pollution (Oruc *et al.*, 2004). De ce fait GST joue également un rôle clé dans la désintoxication de différents contaminants xénobiotiques chez les vers de terre (LaCourse *et al.*, 2009; Yang *et al.*, 2012 b; Zhao *et al.*, 2017).

Nos résultats présentent une induction significative de l'activité de la GST en automne au niveau des trois sites d'étude (Sidi Ammar, El Bouni et El Tarf), et elle diminue

progressivement en hiver. Cette variation peut s'expliquer par la saison et les conditions environnementales (les précipitations, la température, l'humidité) qui influencent sur le taux d'accumulation des polluants, en particulier les métaux lourds (Kooistra *et al.* 2001; Rodriguez *et al.*, 2008).

De plus, l'induction de l'activité au niveau des sites (Sidi Ammar et El Bouni) par rapport au site d'El Tarf peut se traduire par une pollution provenant des zones industrielles de la production d'engrais phosphoriques, FERTIAL, et des pesticides (Asmidal), le complexe sidérurgique Sider, d'El-Hadjar et le complexe métallurgique FERROVIAL ; ces activités métallurgiques ont des apports diffus d'origine lointaine (poussières, aérosols) pouvant parcourir des centaines de kilomètres à partir de leur sources avant de se déposer (Godin *et al.*, 1985 ; Hopkin, 1989 ; Merian *et al.*, 2004) ou soit des apports ponctuels localisés d'origine proche liée aux activités industrielles de longues durées (Baize, 1997). Le site d'El Tarf reste un site moins pollué grâce à l'éloignement des principales sources de pollution. Ceci est conforme avec des études réalisées dans la forêt de Séraïdi (Otmani *et al.*, 2018) et en Turquie (Kılıc, 2011).

Des études antérieures ont montré la sensibilité de la GST du ver de terre aux métaux lourds et à l'exposition aux pesticides (Aly and Schroder., 2008 ; Booth *et al.*., 2000 ; Lukkari *et al.*, 2004 ; Maity *et al.*, 2008 ; Saint-Denis *et al.*, 2001).

De plus, la stimulation de l'activité de la GST a été observée chez d'autres espèces exposées aux différents polluants : chez l'Annélide polychète *Perinereis nuntia* après exposition au Cd (Won *et al.*, 2011) et notamment chez beaucoup d'espèces exposées à un stress métallique parmi lesquels: *Helix aspersa* (Larba and Soltani 2014; Bairi *et al.*, 2018), *Perinereis cultrifera* (Snani *et al.*, 2015), *Donax trunculus* (Amira *et al.*, 2018; Amamra *et al.*, 2019) . Concernant les polluants organiques, on note une activité significativement élevée Chez les chenilles *Amsacta albistriga* traité par lambda-cyhalothrine (Muthusamy *et al.*, 2013), et également une induction de la GST avec le flucycloxyuron (pesticide) chez *G. affinis* (Zaidi et Soltani, 2011) et avec l'insecticide néonicotinoïde, Actara, sur les crevettes *Palaemon adspersus* (Berghiche *et al.*, 2018).

Des études similaires ont révélé une induction de la GST chez les vers de terre tels que : l'étude de Zeriri *et al.*(2012) sur *Octodrilus complanatus* traité par le Méthomyl ; *L.terrestris* exposée aux Sekator et l'engrais triphosphate (Mekahlia *et al.*, 2015) ; *A.caliginosa* exposée à des concentrations sub-létale de Karaté Zeon et Sekator (Bouazdia., 2017) et récemment, Owagboriaye *et al.*(2020) ont mis en évidence une augmentation de l'activité GST chez trois espèces de vers de terre (*Alma millsoni*, *Eudrilus eugeniae* et *Libyodrilus violaceus*) exposées à l'herbicides à base de glyphosate (GBH) et une induction de l'activité GST chez *Metaphire californica* dans des sols contaminés au Cd (Wang *et al.*, 2020). Par contre, Gao *et al.* (2007) ont trouvé que l'herbicide albendazole inhibe l'activité GST dans le corps entier, la région antérieure, la région postérieure du vers *E. foetida*. Cette inhibition a été observée chez la même espèce (*E. foetida*) exposée au thifluzamide (Yao *et al.*, 2019). De plus, aucun effet n'a été observé sur l'activité de la GST chez les vers exposés au carbamate carbaryl (Rebera *et al.*, 2001) ou au métaux Pb et Zn (Maity *et al.*, 2008).

*Conclusion et
perspectives*

5. Conclusion et perspectives

Notre étude a pour objectif l'impact de la pollution environnementale sur la biodiversité des Oligochètes terrestres et rapport avec la qualité des sols dans la région d'Annaba.

Dans ce contexte, pour refléter la qualité des sols, on a réalisé un inventaire des Oligochètes terrestres dans trois sites : Sidi Ammar, El Bouni (proches de plusieurs complexes industriels) et un site témoin El Tarf éloigné des sources de pollution, une étude des indices écologiques et des propriétés physicochimiques des sols ont été réalisées d'un part ; d'autre part, une étude toxicologique de quelques éléments traces métalliques a été effectuée dans le sol et le corps de ver de terre. Ainsi qu'une analyse biochimique des biomarqueurs de stress environnemental (AChE et GST) a été quantifiée chez l'espèce la plus abondante *L.terrestris*.

Les résultats obtenus de l'inventaire, nous a permis de recenser huit espèces de vers de terre appartenant toutes à la famille des Lumbricidae: *Apporectodea trapezoides*, *Aporrectodea caliginosa*, *Lumbricus terrestris*, *Eisenia fetida*, *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus castaneus* et *Octodrilus complanatus*. L'étude biométrique des caractères morphométrique (poids, diamètre, longueur, nombre de segments) des espèces des Oligochètes terrestres inventoriées dans la région d'Annaba durant la période d'étude, nous a permis de montrer que : Quelque soit l'espèce, il n y a pas des différences significatives en ce qui concerne le nombre de segments par contre il y a des différences entre saisons concernent le poids, diamètre et la longueur.

Les indices écologiques montrent que la richesse totale estimée est de 8 espèces au niveau de site: El Tarf en automne et printemps et de 7 espèces en hiver. La richesse moyenne révèle un nombre important d'individus au niveau d'El Tarf (65,66) en période printanière et faible à El Bouni (5) en période automnale. La fréquence centésimale montre que l'espèce *Lumbricus terrestris* est l'espèce la plus fréquente durant toute la période d'étude et avec des pourcentages différents entre les sites. La constance indique que les espèces *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus* et *Allolobophora chlorotica* sont des espèces **omniprésentes** (C=100%) dans les trois sites et durant toute la période d'étude. Les résultats de l'indice de structure montrent que les populations des Oligochètes ne sont pas en équilibre entre eux (L'équitabilité tend vers le zéro).

Les résultats d'analyse physicochimique des sols montrent que les sols des trois sites sont alcalins ; riches en matière organique ; moyennement calcaire à peu calcaire ; peu salés à salés, de texture argilo-limoneuse (à el Bouni), limono-argileuse (à Sidi Ammar) et Limono-argilo-sableuse (à El Tarf); ces sols ont une porosité assez forte à forte. De plus, ces paramètres ont une faible relation avec l'activité spécifique de l'AChE et la GST tandis que l'humidité et le calcaire affectent l'abondance des espèces et la mobilité des ETM.

Le dosage des éléments traces métalliques dans le sol et le corps de ver de terre montrent qu'il y a une contamination qui reste en dessous des normes. Il révèle que la pollution des sols augmente en période automnale. De plus, la pollution est plus importante au niveau de Sidi Ammar suivi par El Bouni et El Tarf.

Le dosage des biomarqueurs (AChE et GST) au cours des trois saisons (automne, hiver et printemps), mettent en évidence une inhibition de l'AChE et une induction de l'activité de la GST chez les deux sites proche des sources de pollution (Sidi Ammar, El Bouni) par contre au

niveau du site témoin El Tarf on remarque une augmentation de l'activité de l'AChE et une diminution de la GST. Cette variation de l'activité enzymatique se traduit par l'induction du système de détoxification par différents xénobiotiques essentiellement les métaux (ETM), sous l'effet de plusieurs facteurs tel que les propriétés physicochimiques des sols, qui affecte la biodisponibilité des métaux dans le sol, les conditions climatiques et environnementales agissent sur les activités physiologiques des vers, en influençant l'accumulation et le transfert des xénobiotiques vers la chaîne alimentaire.

A l'avenir, il serait intéressant Faire :

- Identification génétique des espèces des Oligochètes Terrestres algérien : certaines espèces peuvent être endémiques à la région, et il est important de le signaler.
- Dosage d'un biomarqueur de la pollution métallique (les métallothionéines) et d'autres enzymes de détoxifications (GPx, LDH et SOD) est envisagé afin d'obtenir des informations complémentaires sur l'action de ces éléments traces métalliques.
- Etablir des références ou des critères de la qualité d'un sol, sur des bases chimiques et/ou toxicologiques (définir les seuils des métaux dans le sol).
- Développer des méthodes d'évaluation des risques, pour caractériser l'impact écotoxicologique (mesurer un risque).

Résumés

Résumé

La présente étude s'inscrit dans un programme de biosurveillance de la qualité des écosystèmes terrestres en utilisant une espèce bioindicatrice de pollution et vise l'évaluation de la pollution des sols dans trois sites: Sidi Ammar, El Bouni (proches de plusieurs complexes industriels) et un site témoin El Tarf éloigné des sources de pollution durant l'année 2014/2015. Un inventaire et étude écologique (Indices de composition, Indices de structures) des Oligochètes terrestres a été réalisé afin de choisir une espèce bioindicatrice qui sera utilisée dans l'évaluation de la qualité des sols dans la région d'Annaba. Une analyse physico-chimique des sols des divers sites retenus (température, pH, salinité, humidité, matière organique, porosité, calcaire et granulométrie) et dosage de quelques éléments traces métalliques (Calcium, Fer, Plomb, Manganèse et Zinc) dans le corps des vers de terre et (Calcium, Fer, Manganèse, Zinc, Cuivre, Chrome, Plomb, Arsenic, Mercure et Nickel) dans le sol. Des dosages de l'acétylcholinestérase (biomarqueur de neurotoxicité) et de la glutathion S-transférase (biomarqueur du stress oxydatif) ont été réalisés sur les vers collectés dans les trois sites.

Les espèces inventoriées sont au nombre de huit : *Lumbricus terrestris* (Linné, 1758), *Apporectodea trapezoides* (Dugés, 1828), *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826), *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), *Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826), *Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826), *Lumbricus castaneus* (Savigny, 1826) et *Octodrilus complanatus* (Dugès, 1828). La richesse spécifique varie en fonction des sites et des saisons. Les valeurs les plus élevées sont observées au printemps et en automne et les plus basses en hiver. L'espèce *Lumbricus terrestris* (Linnaeus, 1758) en raison de son abondance et sa fréquence dans les différents sites d'étude, a été retenue comme espèce bioindicatrice de la pollution.

Le dosage des éléments traces métalliques (Ca, Fe, Pb, Zn et Mn) dans le corps des vers par spectrométrie d'absorption atomique montre que le site de Sidi Ammar présente les teneurs les plus élevées suivi par le site d'El bouni puis le site d'El Tarf et ces teneurs sont élevées en période automnale par rapport au période printanière. Le dosage des éléments traces métalliques (Ca, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, As, Hg et Ni) dans le sol par Spectrométrie de fluorescence X montre que les plus fortes teneurs sont enregistrées dans le site de Sidi Ammar et El Bouni et les faibles teneurs sont enregistrées à El Tarf. La mesure des biomarqueurs montre une variation saisonnière ainsi qu'une différence entre les sites. Une forte contamination a été observée à Sidi Ammar suivie par El Bouni mis en évidence par une diminution de l'activité de l'AChE et une augmentation de la GST, tandis que la plus faible contamination a été enregistrée à El Tarf par une augmentation de l'activité de l'AChE et la diminution de la GST. Cette contamination est en rapport avec les sources de pollution (activités industrielles). Le site le moins pollué est celui d'El Tarf. Globalement les réponses sont corrélées avec les teneurs en métaux lourds des sols des différents sites ; les plus marquées sont enregistrées en automne.

Mots clés: Biodiversité, Oligochètes terrestres, Biomarqueurs, Bioindicateur, Sols, Métaux lourds.

Abstract

The present study is a part of a biomonitoring program of the quality of terrestrial ecosystems using bioindicator species of pollution and aims to assess the soil pollution in three sites: Sidi Ammar, El Bouni (close to several industrial complexes) and El Tarf control site far from sources of pollution during 2014/2015. In this study, an inventory and ecological study (composition indices, structure indices) of terrestrial oligochaetes was carried out in order to choose the bioindication species which will be used in the evaluation of the quality of soils in the region of Annaba. A physico-chemical analysis of the soils of the various sites selected (temperature, pH, salinity, humidity, organic matter, porosity, limestone and grain size) and determination of some trace metal elements (Calcium, Iron, Lead, Manganese and Zinc) in the body of earthworms and (Calcium Iron, Manganese, Zinc, Copper, Chromium, Lead, Arsenic, Mercury and Nickel) in the soil. Assays for acetylcholinesterase (neurotoxicity biomarker) and glutathione S-transferase (oxidative stress biomarker) were performed on the worms collected at the three sites. There are eight species: *Lumbricus terrestris* (Linné, 1758), *Aporrectodea trapezoides* (Dugés, 1828), *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826), *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), *Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826), *Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826), *Lumbricus castaneus* (Savigny, 1826) and *Octodrilus complanatus* (Dugès, 1828). The specific richness varies according to the sites and the seasons. The highest values are observed in spring and autumn and the lowest in winter. The species *Lumbricus terrestris* (Linné, 1758) due to its abundance and frequency in different study sites, was selected as a bioindicator of pollution. The determination of metal trace elements (Ca, Fe, Pb, Zn and Mn) in the body of earthworms by atomic absorption spectrometry shows that the Sidi Ammar site presents the highest levels followed by the El Bouni site and then the El Tarf site. The determination of metal trace elements (Ca, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, As, Hg and Ni) in the Fluorescence Spectrometry X shows that the highest grades are entered in the Sidi site. Strong contamination was observed in Sidi Ammar followed by El Bouni highlighted by a decrease in stain activity and an increase in GST, while the lowest contamination was recorded at El Tarf by an increase in the task activity and reduce it. This contamination is related to sources of pollution (industrial activities). The least polluted site is El Tarf. Overall the answers are correlated with the heavy metal contents of the soils of the different most marked sites are recorded in autumn. The measurement of the biomarkers shows a variation.

keywords: biodiversity. Terrestrial Oligochaetes. Biomarkers . Bioindicator. Heavy metals.

ملخص

الدراسة الحالية هي جزء من برنامج الرصد الحيوي لجودة النظم البيئية الأرضية باستخدام مؤشر بيولوجي لأنواع التلوث وتهدف إلى تقييم تلوث التربة في ثلاثة مواقع: سيدي عمار ، البوني (بالقرب من عدة مجمعات صناعية) وموقع شاهد الطارف بعيداً عن مصادر التلوث خلال 2015/2014. في هذه الدراسة ، تم إجراء جرد ودراسة بيئية (مؤشرات التركيب ، مؤشرات البنية) للقلّة الأرضية من أجل اختيار أنواع المؤشرات الحيوية التي ستستخدم في تقييم جودة التربة في منطقة عنابة. تحليل فيزيائي-كيميائي لتربة المواقع المختارة (درجة الحرارة ، درجة الحموضة ، الملوحة ، الرطوبة ، المواد العضوية ، المسامية ، الحجر الجيري وحجم الحبوب) وتحديد بعض المعادن الثقيلة (الكالسيوم ، الحديد ، الرصاص ، المنغنيز والزنك) في جسم ديدان الأرض و (كالسيوم الحديد ، المنغنيز ، الزنك ، النحاس ، الكروم ، الرصاص ، الزرنيخ ، الزئبق والنيكل) في التربة. تم إجراء فحوصات أسيتيل كولينستريز (المرقم الحيوي للسمية العصبية) والجلوتاثيون S-ترانسفيراز (المرقم الحيوي المؤكسد للإجهاد) على الديدان التي تم جمعها في المواقع الثلاثة. هناك ثمانية أنواع *Lumbricus terrestris* (Linné, 1758), *Apporectodea trapezoides* (Dugés, 1828), *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826), *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), *Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826), *Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826), *Lumbricus castaneus* (Savigny, 1826) *et Octodrilus complanatus* (Dugès, 1828). يختلف الثراء النوعي باختلاف المواقع والمواسم ، أعلى القيم تلاحظ في الربيع والخريف والأدنى في الشتاء.

النوع *Lumbricus terrestris* (Limaeus, 1758) لكثرتة وتكراره في مواقع الدراسة المختلفة أخذ كمؤشر حيوي للتلوث.

إن تحديد المعادن الثقيلة (Zn and Mn ،Pb ،Fe ،Ca) في جسم الديدان بواسطة مطياف الامتصاص الذري يوضح أن موقع سيدي عمار يحتوي على أعلى محتويات يليه موقع البوني ثم موقع الطارف وهذه المحتويات عالية في فترة الخريف مقارنة بفترة الربيع. إن تحديد المعادن الثقيلة (Zn ،Mn ،Fe ،Ca ،Cu ،Cr ،Pb ،As ،Ni and Hg) في التربة عن طريق مطياف التآلق بالأشعة السينية يوضح أن أعلى محتويات مسجلة في موقع سيدي عمار و يتم تسجيل مستويات البوني والمنخفضة في الطارف موسمياً وكذلك الفرق بين المواقع. لوحظ تلوث عالي في سيدي عمار يليه البوني بدليل انخفاض نشاط AChE وزيادة في GST، بينما سجل أقل تلوث في الطرف بزيادة في نشاط سبوت وانخفاض في GST. يرتبط هذا التلوث بمصادر التلوث (الأنشطة الصناعية). الموقع الأقل تلوثاً هو موقع الطارف. بشكل عام ، ترتبط الاستجابات بمحتويات المعادن الثقيلة في تربة المواقع المختلفة ، ويتم تسجيل أكثرها تميزاً في الخريف. يُظهر قياس المرقم الحيوي تبايناً.

الكلمات الرئيسية: التنوع البيولوجي ، القلة الأرضية ، التربة ، مؤشر بيولوجي ، المعادن الثقيلة.

Références
Bibliographiques

Références Bibliographiques

A

Adeyi, A.O., Nneji, L.M., Adeyi, E.O., Somade, O.T., Agbaogun, B.K., 2018. Combined use of earthworm (*Alma millsoni*) and bacterium (*Bacillus* sp.) improved the bioremediation of spent engine oil contaminated soil. *Chem. Ecol.* 34, 532-547.

Agence Française de Normalisation (AFNOR), 1996. Qualité des sols. Recueil des normes françaises. AFNOR, Paris.

Ajmone-Marsan, F., Biasioli, M., 2010. Trace elements in soils of urban areas. *Water Air and Soil Pollution* 213, 121–143.

Alloway, J. B., 1995. “Soil Pollution and Land Contamination”, in *Pollution: Causes, Effects and Control*, ed. R. M. Harrison. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 318.

Aly, M.A. and Schroder, P., 2008. Effect of Herbicides on Glutathione S-Transferases in the Earthworm, *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 15, 143-149.

Amamra, F., Sifi, K., Kaouachi, N. and Soltani, N., 2019. Evaluation of the impact of pollution in the gulf of Annaba (Algeria) by measurement of environmental stress biomarkers in an edible mollusk bivalve *Donax trunculus*. *Fresenius Environmental Bulletin* ,28(2) 908-915.

Amira, A., Merad, I., C. Marisa R. Almeida c, Guimaraes, L. and Soltani, N., 2018. Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): Implication of metal accumulation in sediments. *C. R. Geoscience* 350,173–179.

Andersen, C., Laursen, J., 1982. Distribution of heavy metals in *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa* and *A. Rosea* measured by atomic absorption and Xray fluorescence spectrometry. *Pedobiologia*, 24: 347-356.

Anderson, C., Cunha, L., Sechi, P., Kille, P., Spurgeon, D., 2017. Genetic variation in populations of the earthworm, *Lumbricus rubellus*, across contaminated mine sites. *BMC Genet.*18 (1), 97.

Andriuzzi, W.S., Schmidt, O., Brussaard, L., Faber, J.H., Bolger, T., 2016. Earthworm functional traits and interspecific interactions affect plant nitrogen acquisition and primary production. *Appl. Soil Ecol.* 104, 148-156.

Anne, P., 1945. Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. *Ann. agron.*, 15, 161-172.

B

- Bachelier, G., 1978.** La faune des sols, son écologie et son action, IDT N°38. ORSTOM, Paris, 391 pp .
- Bachelier G., 1978.** La faune des sols son écologie et son action. O.R.S.T.O.M, Paris, 400 p.
- Baha, M., 1997.** The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. Trop. Zool.10 : 247-254.
- Baha, M. &Berra, S., 2001.** *Proselodrilus doumandjii* n. sp.,a new lumbricid from Algeria.Trop. Zool.14: 87-93.
- Bairi, Y., Sifi, K and Soltani, N., 2018.**Growth and Responses of Biomarkers in the Snail *Helix aspersa* (Mollusca, Gastropoda) Used as Bioindicator of Soil Pollution in Northeast of Algeria.Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions, Advances in Science, Technology & Innovation,339-341. https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_107.
- Baize, D., 1989.**Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, Paris. 172 p.
- Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA, Paris, 408 p.
- Baize, D., &Jabiol, B., 1995.**Guide pour la description des sols.Collection techniques et pratiques,INRA, Paris, 375 p.
- Baker, A.J.M. and Walker, P.L., 1989.**Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy metal tolerance in plants -Evolutionary aspects. Shaw, A. (Eds). CRC Press, 155-177.
- Bazri, K., Ouahrani, G., Gheribi-Aoulmi, Z. et Diaz Cosin, D., 2013a.** La diversité des lombriciens dans l'Est algérien depuis la côte jusqu'au désert. *ecologia mediterranea*. Vol. 39(2).
- Belabed, S. & Soltani, N., 2013.**Acute toxicity of cadmium on *Donax trunculus*: acetylcholinesterase, glutathione S-transferase activities and pattern of recovery. *European Journal of Experimental Biology*, 3(2), 54-61.
- Belabed, S. and Soltani, N., 2018.** Effects of cadmium concentrations on bioaccumulation and depuration in the marine bivalve *Donax trunculus*. *Euro Mediterr J Environ Integr* 3:19.<https://doi.org/10.1007/s41207-018-0054-0>.
- Beliaeff, B. and Burgeott, T., 2002.** Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environ Toxicol Chem*; 21:1316–22.
- Bengtsson, G., Ek, H. & Rundgren, S., 1992.**Evolutionary response of earthworms to long-term metal exposure.Oikos 63, 289–297.

- Berghiche, H., Touati, K., Chouahda, S. and Soltani, N., 2018.** Impact of the neonicotinoid insecticide, Actara, on the shrimp *Palaemonad spersus*: *Biomarkers measurement*. *ASTRJ*, 533–534. https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_162.
- Beyer, W.N., Chaney, R.L. & Mulhern, B.M., 1982.** Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 11, 381–385.
- Blakemore, R.J., 2000 d.** Ecology of earthworms under the “Haughley Experiment” of organic and conventional management regimes. *Biological Agriculture & Horticulture*. 18 (2): 141-159.
- Blakemore, R.J., 1999.** The diversity of exotic earthworms in Australia. a status report. Proceedings of “The Other 99%”, edited by W. Ponder and D. Lunney, Transactions of the Royal Zoological Society of NSW. 182-187 pp.
- Blondel, J., 1975.** L’analyse des peuplements d’oiseaux, élément d’un diagnostic écologique laméthode d’échantillonnage fréquentiels progressifs (EFP). *La terre et la vie*, 29, 533.289.
- Bocquené, G., Galgani, F. & Walker, H., 1997.** Les cholinestérases, biomarqueurs de neurotoxicité. *Biomarqueurs enécotoxicologie– Aspects fondamentaux*. Masson, Papis : 209-204.
- Bottinelli, N., Kaupenjohann, M., M’arten, M., Jouquet, P., Souc’emarianadin, L., Baudin, F., Tran, T.M., Rumpel, C., 2020.** Age matters: fate of soil organic matter during ageing of earthworm casts produced by the anecic earthworm *Amyntas khami*. *Soil Biol. Biochem.* 148, 107906.
- Bouazdia, K., 2017.** Exploration des Oligochètes dans une zone semi-aride et évaluation de l’impact de xénobiotique sur des espèces non visées : les lombriciens. Thèse de doctorat en Biologie. 129p.
- Bouché, M.B., 2003.** Vers de terre, de Darwin à nos jours. Un révélateur heuristique. Académie des Sciences et lettres de Montpellier. Séance du 02/06/2003, Conférence n°3826. Montpellier, France.
- Bouché, M.B., 1972.** Lombriciens de France: Ecologie et Systématique. *INRA Ann. Zool. Ecol. Anim.* Publication, France, 671 pp.
- Bouché, M.B., 1977.** Stratégies lombriciennes. *In*: Lohm, U. et Persson, T. (eds), *Soil organism as components of ecosystems. Biol. Bull. (Stockolm)*, 122-132pp.
- Bouillin J. P., 1986.** Le bassin maghrébin: une ancienne limite entre l'Europe et l'Afrique à l'ouest des Alpes. *Bull Soc. Géol. France*, 8e sér. 2: 547-548.
- Boussoufa, D., Ghazali, N., Masmoudi, W & El Cafsi, M., 2012.** Suivi saisonnier de l’activité acétylcholinestérase et de quelques métaux traces chez le bivalve *Donax trunculus* du golfe de Tunis. *Journal de la Société Chimique de Tunisie*, 14: 83-94.

Booth, L.H., Heppelthwaite, V. and Mc Glinchy, A., 2000. The Effect of Environmental Parameters on Growth, Cholinesterase Activity and Glutathione S-Transferase Activity in the Earthworm *Aporectodea caliginosa*. *Biomarkers* , 5, 46-55.

Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein dye binding, *Analytical Biochemistry*, 72, 248-254.

Brown, P.J., Long, S.M., Spurgeon, D.J., Svendsen, C. & Hankard, P.K., 2004. Toxicological and biochemical responses of the earthworm *Lumbricus rubellus* to pyrene, a non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon. *Chemosphere* 57, 1675-1681.

Buch, W. 1991. Le ver de terre au jardin. Arts Graphiques Européens. 124 p.

Butt, K. R., 1993. Reproduction and growth of three deep-burrowing earthworms (Lumbricidae) in laboratory culture in order to assess production for soil restoration. *Biol. Fertil. Soils* 16, 135-138.

C

Calisi, A., Lionetto, M.G., Schettino, T., 2011a. Biomarker response in the earthworm *Lumbricus terrestris* exposed to chemical pollutants. *Sci. Total Environ.* 409, 4456–4464.

Calisi, A., Lionetto, M.G. and Schettino, T., 2009. Pollutant-Induced Alterations of Granulocyte Morphology in the Earthworm *Eisenia foetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* , 72, 1369-1377. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.03.010>

Calisi, A., Zaccarelli, N., Lionetto, M.G. and Schettino, T., 2013. Integrated biomarker analysis in the earthworm *Lumbricus terrestris*: application to the monitoring of soil heavy metal pollution. *Chemosphere.* 90, 2637–2644.

Chaoui, H., 2010. Vermicompostage (ou lombricompostage) : Le traitement des déchets organiques par les vers de terre. N° 10-010, Ontario, 8p.

Cheghib, Y., Chouahda, S. and Soltani, N., 2020. Side-effects of a neonicotinoid insecticide (actara) on a non-target larvivorous fish *Gambusia affinis*: Growth and biomarker responses. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 46: 167–172.

Chen, X., Wang, X., Gu, X., Jiang, Y., Ji, R., 2017. Oxidative stress responses and insights into the sensitivity of the earthworms *Metaphire guillelmi* and *Eisenia fetida* to soil cadmium. *Sci. Total Environ.* 574, 300-306.

Cluzeau, D., Peres, G et Thomas, F., 2004. L'importance de la biodiversité du sol : le cas du ver de terre. Dossier Vers de terre, extrait de la revue TCS n° 27, Mars / Avril / Mai 2004 : 14-23.

Contardo, J.V., Wiegand, C., 2008. Biotransformation and antioxidant enzymes of *Lumbriculus variegatus* as biomarkers of contaminated sediment exposure. *Chemosphere*, 70, 1879–1899.

Costa, J.R.M.A., Mela, M., da Silva de Assis, H.C., Pelletier, E., Ferreira Randi, M.A. and de Oliveira Ribeir, C.A., 2007. Enzymatic inhibition and morphological changes in *Hoplias malabaricus* from dietary exposure to lead (II) or methylmercury. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67, 82–88.

Cooke, A. S., Greig-Smith, P. W. & Jones, S. A., 1992. "Consequences for vertebrate wildlife of toxic residues in earthworm prey". In *Ecotoxicology of earthworm*, P. W. Greig-Smith, H. Becker, P. J. Edwards and F. Heimbach (eds). Amdover (UK): Intercept. P. 109-115.

Curry, J. P., 1998. Factors affecting earthworm abundance in soils. In: Edwards, C. A.(eds), *Earthworm Ecology*. Boca Raton, St. Lucie Press, pp. 389.

D

Daily, G.C., Alexander, S. & Ehrlich, P.R., 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology.*, 2: 1-18.

Daget, J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie 8 ; P.165-170 en Masson (Paris, New York).

Dajoz, R., 1971. Précis d'Ecologie. Dunod, Paris, France.

Dajoz, R., 1985. Précis d'écologie. Ed. Bordas, Paris, 505 p.

Dallinger, R., 1994. "Invertebrate organisms as biological indicators of heavy metals pollution". *Appl. Biochem. Biotechnol.*, vol. 14, no. 2, p. 27-31.

Dallerac, M., 2005. Influence de la fertilisation basique calcique et magnésienne sur la population lombricienne. N°16, Ed: Chambre Syndicale, Paris, p 4.

Darwin, C., 1890. The formation of vegetable mould, through the action of worms, with observations on their habits, New York, Appleton & Company, 348 p.

Decaëns, T., 2010. Macro ecological patterns in soil communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 19, 3: 287-302.

Delaunois, A., 1976. Travaux pratique de pédologie générale.

Dellali, M., Gnassia-Barelli, M., Romeo, M. & Aissa, P., 2001. The use of acetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussates* and *Mytilus galloprovincialis* in biomonitoring of Bizerta lagoon. *Comp. Biochem. Physiol. C.*, 130, 227-235.

Demuyneck, S., Succiu, I.R., Grumiaux, F., Douay, F., Leprêtre, A., 2014. Effects of field metal-contaminated soils submitted to phytostabilisation and fly ash aided phytostabilisation on the avoidance behaviour of the earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 107, 170-177.

Dindal, D.L., 1990. Soil biology guide. Wiley and sons Inc., New-York, 1349 pp.

Dominguez, J., Aira, M and Brandom, M. G., 2009. El papel de las lombrices de en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. Mayo 2009. AEET: 20-31.

Doran, J.W., Jones, A.J. & America, S.S.S.o., 1996. Methods for assessing soil quality. Soil Science Society of America.

Duchaufour, P., 1970. Précis de pédologie. Ed Masson et Cie. Paris.

Duchaufour, P., 1989. Pédologie et groupes écologiques : Rôle du type d'humus et du pH. Bulletin d'écologie, n°20.

Duthil, J., 1971. Eléments d'écologie et d'agronomie : connaissance du milieu. Sciences de la vie. Tome I. Baillière, Paris, 265p.

E

Edwards, C. A. & Bohlen, P. J., 1992. "The effects of toxic chemicals on earthworms". *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 125, p. 23-100.

Edwards, C. A. & Bohlen, P. J., 1996. Biology and Ecology of Earthworms 3rd ed. Chapman and Hall, London, 426 pp.

Edwards, C.A., 2004. The Importance of Earthworms as Key Representatives of the Soil Fauna, pp. 3-11.

Ellman, G.L., Courtney, K.D., Andres, V. & Featherstone, R.M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol*, 7, 88-95.

El-Okki, M., Sahli, L and Rached, O., 2013. Conference: *6th International Oligochaete Taxonomy Meeting, Palmeira de Faro (Portugal), 22th to 25th April.*

European Commission., 2002. Communication of 16 April 2002 from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. COM 2002, 179 final.

F

Forget, J., Pavillon, J.F., Bellaeff, B. & Boquené, G., 1999. Joint action of pollutants combinations (pesticides and metals) on survival (LC50 value) and acetylcholinesterase activity of *Tigriopus brevicornis* (Copepoda, Harpacticoida). *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(5), 912-918.

Frasco, M., Fournier, D., Carvalho, F. and Guilhermino, L., 2005. Do metals inhibit cholinesterase (AChE). Implementation of assay conditions for the use of AChE activity as a biomarker of metal toxicity. *Biomarkers*. 10, 360–375.

Frías E, Abad R., Aidée C., NevárezV., Isidro L., Páez O., Lozan O., Domenico V., 2008. Histological effects of a combination of heavy metals on Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* juveniles. *Aquatic Toxicology* .89 ,152–157.

Frouz, J., _Spaldo_nov_a, A., Fri_cov_a, K., Bartu_ska, M., 2014. The effect of earthworms (*Lumbricus rubellus*) and simulated tillage on soil organic carbon in a long-term microcosm experiment. *Soil Biol. Biochem.* 78, 58-64.

Furst, A., 2002. My saga with earthworms. *Food Chem. Toxicol.* 40, 789–791.

G

Gambi, N., Pasteris, A. & Fabbri, E., 2007. Acetylcholinesterase activity in the earthworm *Eisenia andrei* at different conditions of carbaryl exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 145, 678-685.

Gao, YH., Sun, ZJ., Liu, YQ., Sun, XS., Li, YR., Bao, YZ. and Wang, GC., 2007. Effect of albendazole anthelmintics on the enzyme activities of different tissue regions in *Eisenia fetida*. *European Journal of soil biology*, 43, 246-251.

Garcia, R. and Millan, E., 1998. Assessment of Cd, Pb and Zn contamination in road side soils and grasses from Gipuzkoa (Spain). *Chemosphere.* 37(8),1615–1625.

Gauchers, F., & Soltser H., 1981. Base de la production végétale : le sol, Edition Techniques agricoles.

Gauchers, F., 1968. Traité de pédologie agricole. Le sol et ces caractéristiques agronomiques.

Gauer, M., 2007. Biologie animale. Université Louis Pasteur Strasbourg, Strasbourg. 68p.

Godin, M., Feinbert, M.H. & Ducauze, C.J., 1985. Modeling of soil contamination by air - borne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, 10, 97-114.

Godin, P.M., 1984. Analyse et traitement des sols pollués. Projet de cahier technique, Secrétariat chargé de l'environnement, 155p.

Grelle C., 1998. Impact des métaux lourds sur les peuplements de macroinvertébrés de la faune du sol Influence du cadmium et du plomb sur différents aspects de la physiologie de deux modèles biologiques : *Lithobius forficatus* (Myriapode Chilopode) et *Eisenia fetida* (Annélide Oligochète). Thèse de doctorat, Université Des Sciences Et Technologies De Lille Ufr de Biologie.181 9-20.

Guild, W. J. M. L., 1948. The effect of soil type on the structure of earthworm populations. *Ann. Appl. Biol.* 35, 181-192.

Gupta, S.K. and Sundararaman, V., 1988. Carbaryl induced changes in the earthworm *Pheretima posthuma*. *Indian J. Exp. Biol.* 26 : 688–693.

H

Habig, W.H., Pabst, M.J., &Jakoby, W.B., 1974. Gluthation-S-transferases: the first enzymatic step in mercuric acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, 249, 7130–7139.

Hackenberger, D.K., Palijan, G., Lončarić, Ž., Glavaš, O.J. and Hackenberger, B.K., 2018. Influence of soil temperature and moisture on biochemical biomarkers in earthworm and microbial activity after exposure to propiconazole and chlorantraniliprole. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 148, 480–489.

Hackenberger, B.K., Velki, M., Stepić, S. and Hackenberger, D.K., 2012. The effect of formalin on acetylcholinesterase and catalase activities, and on the concentration of oximes, in the earthworm species *Eisenia andrei*. *Eur.J.SoilBiol.*50, 137–143.

Halimi, M., 2010. Rapport interne annuel. Association Nationale pour la Protection de l'Environnement et la lutte contre la Pollution, Wilaya d'Annaba, 30 p.

Hamza-Chaffai, A., Roméo, M., Gnassia-Barelli, M. and El Abed, A., 1998. Effect of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Ruditapes decussatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 397–404.

Handy, R.D., Galloway, T.S., Depledge, M.H., 2003. A proposal for the use of biomarkers for the assessment of chronic pollution and in regulatory toxicology. *Ecotoxicology* ;12:331–43.

Hankard, P.K., Svendsen, C., Wright, J., Wienberg, C., Fishwick, S.K., Spurgeon, D.J et al., 2004. Biological assessment of contaminated land using earthworm biomarkers in support of chemical analysis. *Sci Total Environ*;330:9–20.

Hartenstein, R. and Amico, L., 1983. Production and carrying capacity for the earthworm *Lumbricus terrestris* in culture. *Soil Biol. Biochem.* 15, 51-54.

Heath, A.G., Cech, J.J. Jr., Brink, L., Moberg, P., Zinkl, J.G., 1997. Physiological responses of fathead minnow larvae to rice pesticides. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 37, 280-288.

Hendrix, P.F., Callahan, M.A., Drake, J.M., 2008. Pandora's box contained bait: the global problem of introduced earthworms. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 593–613. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173426

Herbert, A., Guilhermino, L., Assis, H.C.S. & Hansen, P.D., 1995. Acetylcholinesterase activity in aquatic organisms as pollution biomarker. *Zeitschrift Angewandte Zool.*, 3, 1-5.

Herger, P., 2003. Regenwürm Zentrum für angewandte Ökologie Schattweid, Natur Museum Luzern, Wolhusen. 49 p.

Hou, D.Y., O'Connor, D., Nathanail, P., Tian, L., Ma, Y., 2017. Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: a critical review. *Environ. Pollut.* 231, 1188–1200.

Hopkin, S.P., 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. *Elsevier Applied science*, NY, USA, 366 p.

Huang, C., Wang, W., Yue, S., Adeel, M., Qiao, Y., 2020. Role of biochar and *Eisenia fetida* on metal bioavailability and biochar effects on earthworm fitness. *Environ. Pollut.* 263, 114586.

I

Ikeda, H., Fukumori, K., Shoda-Kagaya, E., Takahashi, M., Ito, M.T., Sakai, Y., Matsumoto, K., 2018. Evolution of a key trait greatly affects under ground community assembly process through habitat adaptation in earthworms. *Ecol.Evol.* 8 (3), 1726-1735.

Ireland, M. P., 1975. "Distribution of lead, Zinc and calcium in *Dendrobaena rubida* (oligochaete) living in soil contaminated by base metal mining in Wales". *Comp. Biochem. Physiol. B.*, vol. 52, p. 551-555.

Ireland, M. P., 1983. "Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworm". In: *Earthworm ecology from Darwin to vermiculture*. J. E. Satchell (eds). London (UK): Chapman and Hall. p. 247-265.

Ireland, M.P., Richard, K.S., 1981. Metal content, after exposure to cadmium of two species of earthworms differing in calcium metabolic activity. *Environ. Pollut.* 26A: 6978.

J

James, S.W., 2004. Planetary processes and their interactions with earthworm distributions and ecology. In Edwards CA. (ed.): *Earthworm Ecology*, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, FL. (USA), pp. 53–62. ISBN: 0-8493-1819-X

Jia, Z., Li, S., Wang, L., 2018. Assessment of soil heavy metals for eco-environment and human health in a rapidly urbanization area of the upper Yangtze Basin. *Sci. Rep.* 8,3256 .

Jordaan, M.S., Reinecke, S.A. and Reinecke, A.J., 2012. Acute and sublethal effects of sequential exposure to the pesticide azinphos-methyl on juvenile earthworms (*Eisenia andrei*). *Ecotoxicology.* 21(3), p. 649-661.

Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386.

Jong, Y., Verbeek, M., Michelsen, V., De Place Bjørn, P., Los, W., Steeman, F., and Penev, L., 2014. Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Biodiversity Data Journal*, 2, 4034. DOI:10.3897/BDJ.2.4034

K

Kammenga, J.E., Dallinger, R., Donker, M.H., Kohler, H.R., Simonsen, V., Triebkorn, R et al., 2000. Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological risk assessment. *Rev Environ Contam Toxicol* 2000; 164:93–147.

Kavitha, P., Venkateswara Rao, J., 2008. Toxic effects of chlorpyrifos on antioxidant enzymes and target enzyme acetylcholinesterase interaction in mosquito fish, *Gambusia affinis*. *Environ. Toxicol. Pharmacol*, **26**, 192–198.

Kherbouche, D., Bernhard-Reversat, F., Moali, A. & Lavelle, P., 2012. The effect of crops and farming practices on earthworm communities in Soummam valley, Algeria. *European Journal of Soil Biology*.(48): 17-23.

Kılıc, G.A., 2011. Histopathological and biochemical alterations of the earthworm (*Lumbricus terrestris*) as biomarker of soil pollution along Porsuk River Basin (Turkey). *Chemosphere*. 83,1175–1180.

King, R.A., Tibble, A.L. & Symondson W.O.C., 2008. Opening a can of worms: unprecedented sympatric cryptic diversity within British lumbricid earthworms. *Molecular Ecology*. Vol.17: 4684-4698.

Konig, C., 2007. Les vers de terre. Futura-Sciences (www.futura-sciences.com).

Kooistra, L., Leuven, RSEW., Nienhuis, PH., Wehrens, R. and Buydens, LMC., 2001. Procedure for incorporating spatial variability in ecological risk assessment of Dutch river floodplains. *Environ Manag* 28:359– 373.

Koranteng-Addo, E.J, Owusu-Ansah, E, Boamponsem, L.K., Bentum, J.K., & Arthur, S, 2011. Levels of zinc, copper, iron and manganese in soils of abandoned mine pits around the Tarkwagold mining area of Ghana. *Advances in Applied Science Research*, 2 (1), 280-288.

Knox, A., Seamans, J.C., Mench, M.J., Vangronseveld, J., 2000. Remediation of metal-and radionuclides- contaminated soils by in situ stabilization techniques. In: Islandar, I.K. (Ed.), *Environmental Restoration of Metals-contaminated Soils*. Lewis Publishers, Boca Raton.

L

LaCourse, E.J., Hernandez-Viadel, M., Jefferies, J.R., Svendsen, C., Spurgeon, D.J., Barrett, J., Morgan, A.J., Kille, P. and Brophy, P.M., 2009. Glutathione transferase (GST) as a candidate molecular-based biomarker for soil toxin exposure in the earthworm *Lumbricus rubellus*. *Environ. Pollut.* 157, 2459-2469.

- Lanno, R, Wells, J., Conder, J., Bradham, K. and Basta, N., 2004.**"The bioavailability of chemicals in soil for earthworms". *Ecotoxicology and environmental safety*, vol. 57, no. 1, p. 39-47.
- Lavelle, P. & Spain, A.V., 2001.** Soil Ecology. Kluwer Academic Publishers.
- Lavelle, P., 2002.** Functional domains in soils. *Ecol. Res.*, 17, 441-450.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. & Rossi, J.P., 2006.** Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur J Soil Biol*, 42, Supplement 1, S3-S15.
- Lavelle, P., 1996.** Diversity of soil fauna and soil function. *Biol. Intern.* 33, 3-16.
- Lavelle, P., Pashanasi, B., Charpentier, F., Gilot, C., Rossi, J.P., Derouard, L., Andre, J., Ponge, J.F. & Bernier, N., 1998.** Large-scale effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics, in: Edwards C.A. (Ed.), *Earthworm Ecology*, St. Lucie Press, Boca Raton, USA, 103–122.
- Lavelle, P. & Spain, A., 2001.** Soil Ecology, Kluwer Scientific Publications, ISBN 0-7923-7123-2, Amsterdam, the Netherlands.
- Lavelle, P., 1981.** Stratégie de reproduction chez les vers de terre. *Acta. Oecol. Gener.*, 2: 117-133.
- Lavelle, P., Spain, A.V., 2001.** *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, 654 p.
- Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.C. and Ramade, F., 1997.** Biomarqueurs en écotoxicologie. Collection Écologie, Masson, Paris, 419 p.
- Lakhani, K.H. & Satchell; J.E., 1970.** Production of *Lumbricus terrestris* L. *Journal of animal Ecology*. 39, 473-492.
- Larba, R. and Soltani, N., 2014.** Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environ Monit Assess* 186(8):4987–4995. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3753-2>.
- Lawton, J. H., 1994.** What do species do in ecosystems. *Oikos* 71, 367-374.
- Lazaridou-Dimitriadou, M., & Saunders, D., 1986.** The influence of humidity, photoperiod, and temperature on the dormancy and activity of *Helix lucorum* L. (Gastropoda, Pulmonata). *Jornal Moll Stud*, 52, 180–189.
- Lee, K. E., 1985.** Earthworms: their ecology and relationship with soils and land use. New York, 411 pp.
- Legendre P., Legendre L.F., 2012.** Numerical ecology. 3rd Ed., Elsevier, Amsterdam (The Netherlands). 853 p. ISBN-13: 978-0-444-53868-0.

- Li, X., Wang, M., Jiang, R., Zheng, L., Chen, W., 2020.** Evaluation of joint toxicity of heavy metals and herbicide mixtures in soils to earthworms (*Eisenia fetida*). *Journal of Environmental Sciences*. 94 :137–146.
- Linnaeus, C., 1758.** Tomus I. Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Editio decima, reformata. Holmiae. (*Laurentii Salvii*). [1-4], 1-824.
- Lionetto, M.G., Calisi, A. and Schettino, T., 2012.** Earthworms biomarkers as tools for soil pollution assessment. In: Hernandez- Soriano, M.C. (Ed.), Soil Health and Land Use Management. InTech-Open Access Publisher in Science, Technology and Medicine, Rijeka (Croatia), 305–332.
- Liu, P., Yang, Y., Li, M., 2020.** Responses of soil and earthworm gut bacterial communities to heavy metal contamination. *Environmental Pollution* 265: 114921.
- Livingstone, D. R., 1991.** Organic xenobiotic metabolism in marine invertebrates. *Advcomp environ. Physiol*, 7, 46-185.
- Loveland, P., & Webb, J., 2003.** Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review: *Soil and Tillage Research*, 70, 1-18.
- Lukkari, T., Taavitsainen, M., Soimasuo, M., Oikari, A and Haimi, J., 2004.** Biomarker responses of the earthworm *Aporrectodea tuberculata* to copper and zinc exposure: differences between populations with and without earlier metal exposure. *Environmental Pollution* 129, 377-386.
- Lukkari, T., Taavitsainen, M., Vaisanen, A. and Haimi, J., 2004.** Effects of Heavy Metals on Earthworms along Contamination Gradients in Organic Rich Soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 340-348.
- Luo, Y., Zang, Y., Zhong, Y., Kong, Z.M., 1999.** Toxicological study of two novel pesticides on earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere* 39, 2347–2356.
- Luo, W., Verweij, R.A., van Gestel, C., 2014.** Determining the bioavailability and toxicity of lead contamination to earthworms requires using a combination of physicochemical and biological methods. *Environ. Pollut.* 185, 1-9.
- Luo, Y., Wu, L., Teng, Y., Song, J., Liu, W., Zhang, H., Tu, C., 2018.** Contamination processes and bioremediation of typical persistent toxic substances in agricultural soils in China. In: Luo, Y., Tu, C. (Eds.), Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China. Springer Singapore, Singapore, pp. 3-13.

M

- Ma, Y., Dickinson, N.M. & Wong, M.H., 2002.** Toxicity of Pb/Zn mine tailings to the earthworm *Pheretima* and the effects of burrowing on the metal availability. *Biol. Fertil. Soils* 36, 79-86.
- Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., Benyacoub, S., Gi-raudoux, P., 2010.** Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*.158, 2294–2301.
- Maity, S., Roy, S., Chaudhury, S. and Bhattacharya, S., 2008.** Antioxidant Responses of the Earthworm *Lampito mauritii* Exposed to Pb and Zn Contaminated Soil. *Environmental Pollution*, 151, 1-7.
- Maja Sruta, S.M., Hockner, Martina, Sommer, Simone, 2019.** Earthworms and cadmium-heavy metal resistant gut bacteria as indicators for heavy metal pollution in soils, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 171, 843-853.
- Martin, C., Naim, P., Carion, J. F et Dholland, F., 2011.** Les lombriciens: outils de gestion des agro-systèmes. 14 et 15 décembre 2011, ACCES et NANTES, Versailles –Lyon. 27 p.
- Mayeux, V. & Savanne, D., 1996.** La faune, indicateur de la qualité des sols. Ademe, Direction Scientifique Service Recherche impacts et milieux, 62 pp.
- McIlwaine, R., Doherty, R., Cox, S.F., Cave, M., 2017.** The relationship between historical development and potentially toxic element concentrations in urban soils. *Environ. Pollut.*220, 1036–1049.
- Mekahlia, M.N., Tine, S., Menasria, T., Amieur, H. and Salhi, H., 2015.** In Vitro Biomarker Responses of Earthworm *Lumbricus terrestris* Exposed to Herbicide Sekator and Phosphate Fertilizer. *Water Air Soil Pollut*, 227:15.
- Merian,E., Anke,M., Ihnat, M. &Stoeppler, M., 2004.** Metals and their compounds in the environment. *Occurrence, analysis and biological relevance*.2nd Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 1806.
- Meyer, K., 1991.** La pollution des sols en Suisse, rapport thématique du programme national de recherche sol, Liebefeld, Berne, 241 p.
- Millenium Ecosystem Assessment., 2005.** Ecosystems and human well-being, Synthesis, Disponible sur <http://millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> (consulté en août 2008), 155 pp.
- Modrzewska, B. and Wyszowski, M., 2014.** Trace metals content in soils along the state road 51(northeastern Poland). *Environ Monit Assess.*186, 2589–2597.

Möller, A., Müller, H. W., Abdullah, A., Ab-delgawad, G. and Utermann, J., 2005. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*. 124, 63–71.

Morgan, J.E., and Morgan, A.J., 1999. The accumulation of metals (Cd, Cu, Pb, Zn and Ca) by two ecologically contrasting earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*): implications for ecotoxicological testing. *Appl. Soil Ecol.* 13, 9-20.

Morgan, A. J., Stürzenbaum, S. R., Winters, C. & Kille, P., 1999. "Cellular and molecular aspects of metal sequestration and toxicity in earthworms". *Invertebrate reproduction and development*, vol. 36, no. 1-3, p. 17-24.

Morgan, J. E. & Morgan, A. J., 1988. "Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils". *Environ. Pol.*, vol. 54, p. 123-138.

Morin, É., Dussault, C et Comtois, C., 2004. Guide pratique le lombricompostage une façon écologique de traiter les résidus organiques; éco-quartier & environnement Québec. Québec. 20p.

Murati, M., 2012. Etude d'élimination de trois herbicides : Atrazine, Sulcotrione et Méso-trione, en milieu aqueux par les procédés électrochimiques d'oxydation avancée. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, France. 140p.

Muthusamy, R., Suganya, R., Gowri, M. and Shivakumar, M.S., 2013. Biochemical mechanisms of organophosphate *Octodrilus complanatus* and pyrethroid resistance in red hairy caterpillar *Amsacta albistriga* (Lepidoptera: Arctiidae). *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* 12(1), 47-52.

N

Nannoni, F., Protano, G., Riccobono, F., 2011. Uptake and bioaccumulation of heavy elements by two earthworm species from a smelter contaminated area in northern Kosovo. *Soil Biol. Biochem.* 43, 2359-2367.

Nannoni, F., Rossi, S., Protano, G., 2014. Soil properties and metal accumulation by earthworms in the Siena urban area (Italy). *Appl. Soil Ecol.* 77, 9-17.

Naturland., 2010. Vermikompostho chwertiger Dünger zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, Naturland, Germany. 23 p.

O

Omodeo, P., Rota, E. & Baha, M., 2003. The megadrile fauna (Annelida :Oligochaeta) of Maghreb: a biogeographical and ecological characterization. *Pedobiologia.* 47: 458 – 465.

Omodeo, P. & Martinucci, G.B., 1987. Earthworms of Maghreb. On earthworms. In: A.M. BonviciniPaglia I. & P. Omodeo (eds), Selected Symposia and Monographs U.Z.I., 2, Mucchi, Modena : 235-250.

Oruc, E.O., Sevgiler, Y. and Uner, N., 2004. Tissue-Specific Oxidative Stress Responses in Fish Exposed to 2,4-D and Azinphosmethyl. *Comparative Biochemistry and Physiology: Toxicology & Pharmacology*. 137, 43-51.

Otitoju, O. and Onwurah, I.N.E., 2007. Glutathione S-transferase (GST) activity as a biomarker in ecological risk assessment of pesticide contaminated environment. *Afr. J. Biotechnol.* 6 (12) : 1455–1459.

Otmani, H., Tadjine, A., Moumeni, O., Zeriri, I., Amamra, R., Djekoun Bensoltane, S., Djebbar, M. R., and Berrebbah, H., 2018. Biochemical responses of the earthworm *Allolobophora caliginosa* exposed to cadmium contaminated soil in the Northeast of Algeria. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 87, 1 12.

Ouahrani, G., 2003. Lombritechniques appliquées aux évaluations et aux solutions environnementales. Thèse de Doc. Etat. Université Mentouri. 230 p.

Ouahrani, G. & Gheribi-Aoulmi, Z., 2008. Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia Mediterranea*.33: 73-84.

Owagboriayea, F., Dedekeb, G., Bamideleb, J., Aladesidab, A., Isiborc, P., Feyisolad, R. and Adelekea, M., 2020. Biochemical response and vermiremediation assessment of three earthworm species (*Alma millsoni*, *Eudrilus eugeniae* and *Libyodrilus violaceus*) in soil contaminated with a glyphosate-based herbicide. *Ecological Indicators* 108:105678.

P

Pelosi, C, 2008. Modélisation de la dynamique d'une population de vers de terre *Lumbricus terrestris* au champ contribution à l'étude de l'impact de systèmes de culture sur les communautés lombriciennes. Th. Doc., Ecole doctoral. ABIES. Paris.141 p.

Peršić, A., 2004. Modalités de contamination par les polluants organiques persistants des réseaux trophiques lagunaires. Application de la méthode des isotopes stables. Thèse de Doctorat, Université Paris XI. 207p.

Pfiffner, L., Messerli, N., Bauchhenss, J., 2007. Bodenfruchtbarkeit Bodenlebewesen Regenwurm –so lebter, FiBL & Liebegg, Gränichen.2p.

Pfiffner, L., 2013. Regenwürmer baumeister fruchtbarer böden. FiB .Schweiz. 6p.

Piron-Frenet, M., Bureau F. and Pineau, A., 1994. Lead accumulation in surface roadside soil: its relationship to traffic density and meteorological parameters. *The Science of the Total Environment*.144, 297–304.

Pizl V., Josens G., 1995. Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environmental Pollution.*, **90**: 7-14.

Postma, J. F., Mol, S., Larsen, H. & Admiraal, W., 1995. "Life cycle changes and zinc shortage in cadmium-tolerant midges, *Chironomus riparius* (Diptera), reared in the absence of cadmium". *Environ. Toxicol.Chem.*, vol. 14, no. 1, p. 117122.

Pretto, A., Loro, V.L., Morsch, V.M., Moraes, B.S., Menezes, C., Clasen, B., Hoehme, L. and Dressler, V., 2010. Acetylcholinesterase activity, lipid peroxidation, and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdiaquelen*) exposed to cadmium. *Arch. Environ. Aquat.Toxicol.* **58**, 740–745.

Puga Freitas, R., 2012. Effet du ver de terre *Aporrectodea caliginosa* sur la croissance des plantes, leur développement et leur résistance aux pathogènes. Thèse de doctorat, Université Paris-Est. 174p.

R

Radwan, M.A., El-Gendy, K.S., Gad, A.F., Khamis, A.E. and Eshra, E.H., 2019. Responses of oxidative stress, genotoxicity and immunotoxicity as biomarkers in *Theba pisana* snails dietary exposed to silver nanoparticles. *Chemistry and Ecology.* **35** (7), 613-630.

Rao, J.V., Pavan, Y.S., Madhavendra, S.S., 2003. Toxic effects of chlorpyrifos on morphology and acetylcholinesterase activity in the earthworm, *Eisenia foetida*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **54** (3), 296–301.

Ratnasekha, Ch, Amit Kumar, S., Pathya, P., Prem, N. S.& Mohana Krishna, R. M., 2015. Identifying the metabolic perturbations in earthworm induced by cypermethrin using gas chromatography-mass spectrometry based metabolomics. *Sci. Rep.* **5**, 15674.

Rault, M., Mazzia, C. and Capowiez, Y., 2007. Tissue Distribution and Characterization of Cholinesterase Activity in Six Earth-worm Species. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B :Biochemistry & Molecular Biology.* **147**, 340-346.

Reinecke, S.A. & Reinecke, A.J., 2007. Biomarker response and biomass change of earthworms exposed to chlorpyrifos in microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **66**, 92-101.

Ribera, D., Narbonne, J.F., Arnaud, C., Saint-Denis, M., 2001. Biochemical responses ofThe earthworm *Eisenia fetida Andrei* exposed to contaminated artificial soil, effects of carbaryl. *Soil BiolBiochem.* **33**,1123-1130.

Ribera, D. & Saint-Denis, M., 1999. "Le ver *Eisenia fetida* : Intérêts et perspectives en écotoxicologie terrestre". *Écotoxicologie*, vol. 124, no. 4, p. 411-420.

Robidoux, P.Y., Bardai, G., Sarrazin, M., Paquet, L., Gong, P., Hawari, J. &Sunahara, G. 1., 2000a. "Ecotoxicological risk assessment of an antitank firing range contaminated with

explosives". NRCC Report 43317. National Research Council, Biotechnology Research Institute, Montreal, Québec. 64p.

Robidoux, P. Y., Svendsen, C., Sarrazin, M., Thiboutot, S., Ampleman, G., Hawari, J., Weeks, J. M. & Sunahara, G. 1., 2005. "Assessment of a 2,4,6-Trinitrotoluene Contaminated Site Using *Aporrectodea rosea* and *Eisenia andrei* in Mesocosms". *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 46, p. 1-11.

Rodriguez, JA., Nanos, N.; Grau, JM., Gil, L. and Lopez-Arias, M., 2008. Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural top soils. *Chemosphere* 70(6):1085–1096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.056>

Rodriguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., Pennock, D., 2018. Soil Pollution: A Hidden Reality. FAO, p. 142.

Rougerie, R., Decaëns, T., Deharveng, L., Porco, D., James, S.W., Chang, C.H., Richard, B., Potapov, M., Suhardjono, Y. & Hebert, P.D.N., 2009. DNA barcodes for soil animal taxonomy. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 44: 789-801.

S

Saglio, P., Trijasse, S., Azam, D., 1996. Behavioral effects of waterborne carbofuran in gold fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **31**, 232 -238.

Saint-Denis, M., Narbonne, JF., Arnaud, C., & Ribera, D., 2001. Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil: effects of lead acetate. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 395-404.

Satchell, J. E., 1967. Lumbricidae. In: Burges, A. & Raw, F. (eds), *Soil Biology*. Academic Press, London, pp. 259-322.

Schmutz, R., 2013. Vers de terre architects des sols fertiles. N°1619.FiBL, Suisse, 6p.

Scott-Fordsmand, J.J, Weeks, J.M., 2000. Biomarkers in earthworms. *Rev Environ Contam Toxicol*;165:117–59.

Sims, R.W. & Gerard, B.M., 1999. Earthworms. FSC Publications, London, 167 pp.

Sims, R.W. et Gerard, B.M., 1985. Earthworms. Keys and notes to the identification and study of the species. Synopsis of the British fauna (New species). Brill, leiden. n°. 31. 171 pp.

Silva, J. P., Sousa, S., Rodrigues, J., Antunes, H., Porter, J. J., Gonçalves, I., Ferreira-Dias, S., 2004. Adsorption of acid orange 7 dye in aqueous solutions by spent brewery grains. *Sep. Purif. Technol*, **40**, 309-315.

Snani, M., Meghlaoui, Z., Maamcha, O., Daas, T. and Scaps, P., 2015. Laying period and biomarkers of the polychaete *Perinereis cultrifera* from the eastern coast of Algeria subjected to marine pollution. *Journal of Entomology and Zoology Studies*; 3(3): 249-254.

Soucha , M., Daas-Maamcha, O., Daas, T., Scaps, P., 2015. Effects of stress on brain acetylcholinesterase activity of a centipede *Eupolybothrusnudicornis*. *Journal of Entomology and Zoology Studies (JEZS)*; 3(3): 391-395

Spurgeon, D. & Hopkin, S., 1996. Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zinc to the earthworm *Eisenia fetida*. *Pedobiologia* 40, 80-96.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., Jones, D.T., 1994. Effects of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 84, 123-130.

Svendsen, C., Spurgeon, D.J., Hankard, P.K., Weeks, J.M., 2004. A review of lysosomal membrane stability measured by neutral red retention: is it a workable earthworm biomarker. *Ecotoxicol Environ Saf*; 57:20–9.

Suna, Y., Zhou, Q., Xie, X. and Liu, R., 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*. 174, 455–462.

T

Trotter, D.M., Kent, R.A., Wong, P., 1991. Aquatic fate and effect of carbofuran. *Critic. Rev. Environ. Contr*, 21, 137-176.

Tyler, G., Pahlsson, A.M.B., Bengtsson, G., Baath, E., Tranvik, L., 1989. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates - a review. *Water Air and Soil Pollution* 47, 189–215.

V

Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M. & Scoullou, M., 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 64: 178-189.

Van Praagh, B., 1992. The biology and conservation of the Giant Gippsland earthworm *Megascolide saustralis* McCoy, 1878. *Soil Biology & Biochemistry*. 24(12): 1363-1369.

Velki, M. and Hackenberger, B.K., 2013 a. Biomarker responses in earthworm *Eisenia andrei* exposed to pirimiphos-methyl and deltamethrin using different toxicity tests. *Chemosphere*. 90(3), 1216-1226.

Velki, M. and Hackenberger, B.K., 2013b. Different sensitivities of biomarker responses in two epigeic earthworm species after exposure to pyrethroid and organophosphate insecticides. *Arch Environ Contam Toxicol*. Oct ; 65(3) :498-509.

Viard-La rocca, B., 2004. Mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme : Croissance et bioaccumulation par le gastéropode terrestre *hélix aspersa aspersa*. Thèse en Sciences de la Vie, Université de Metz, 266 p.

Vigot, M & Cluzeau, D., 2014. Les vers de terre. Chambre d'Agriculture de la Vienne. Vienne. 10p.

Vijver, M. G., Vink, J. P. M., Miermans, C. J. H. & Van Gestel, C. A M., 2003. "Oral sealing using glue: a new method to distinguish between intestinal route and dermal uptake of metals in earthworms". *Soil. Biol. Biochem.*, vol. 35, p. 125132.

W

Wall, D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science.*, **304**: 1629-1633.

Wang, K., Mu, X., Qi, S., Chai, T., Pang, S., Yang, Y., Jiang, J., 2015. Toxicity of a neonicotinoid insecticide, guadipyr, in earthworm (*Eisenia fetida*). *Ecotoxicol. Environ. Safety* **114**, 17–22.

Wang, K., Qiao, Y., Zhang, H., Yue, S., Li, H., Ji, X., Liu, L.J.E., Safety, E., 2018. Bioaccumulation of heavy metals in earthworms from field contaminated soil in a subtropical area of China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **148**, 876-883.

Wang, K., Qiao, Y., Li, H. and Huang, C., 2020. Use of integrated biomarker response for studying the resistance strategy of the earthworm *Metaphire californica* in Cd contaminated field soils in Hunan Province, South China. *Environmental Pollution* **260**:114056.

Weber, G.B.C., 2007. The role of earthworms as biological indicators of soil contamination. *Bull. USAMV-CN.* **64**, 1–2.

Weissmannova, H.D., Pavlovsky, J., 2017. Indices of soil contamination by heavy metals - methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environ. Monit. Assess.* **189**, 616.

Won, E. J., Kim, R. O., Rhee, J. S., Park, G. S., Lee, J., Shin, K. H., Lee, Y. M. and Lee, J.S., 2011. Response of glutathione S-transferase (GST) genes to cadmium exposure in the marine pollution indicator worm, *Perinereis nuntia*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, **154**: 82–92.

X

Xiao, N., Jing, B., Ge, F. & Liu, X., 2006. The fate of herbicide acetochlor and its toxicity to *Eisenia fetida* under laboratory conditions. *Chemosphere* **62**, 1366-1373.

Xu, S. & Tao, S., 2004. Coregionalization analysis of heavy metals in the surface soil of Inner Mongolia. *Science of the Total Environment*, 320, 73-87.

Y

Yan, X., Wang, J., Zhu, L., Wang, Li, S., Mo Kim, Y., 2021. Oxidative stress, growth inhibition, and DNA damage in earthworms induced by the combined pollution of typical neonicotinoid insecticides and heavy metals. *Science of the Total Environment* 754 : 141873.

Yang, X.X., Song, Y.F., Kai, J.R., Cao, X.F., 2012b. Enzymatic biomarkers of earthworms *Eisenia fetida* in response to individual and combined cadmium and pyrene. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 86, 162-167.

Yaoa, X., Zhanga, F., Qiaoa, Z., Yua, H., Suna, S., Lia, X., Zhanga, J. and Jianga, X., 2019. Toxicity of thifluzamide in earthworm (*Eisenia fetida*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 109880.

Z

Zaidi, N. and Soltani N., 2011. Environmental risks of two chitin synthesis inhibitors on *Gambusia affinis*: Chronic effects on growth and recovery of biological responses. *Biological Control*, **59**: 106-113.

Zeriri, I., Tadjine A. and Grara N., Belhaouchet N., Berrebbah H and Djebar M R. (2012). Potential toxicity of an insecticide of the family of carbamates on a bioindicator model of the pollution the earthworm (Oligochaeta, Lumbricidae). *Annals of Biological Research*, 3 (11), 5367-5373.

Zeriri, I., 2013. Toxicité potentielle d'un insecticide sur un invertébré de la famille des coelomates. Thèse de doctorat en Biologie animale. Université Badji Mokhtar Annaba 156 p.

Zhang, X., Lu, Y., Shi a, Y., Chen, C., Yang, Z., Li, Y., Feng, Y., 2009. Antioxidant and metabolic responses induced by cadmium and pyrene in the earthworm *Eisenia fetida* in two different systems: contact and soil tests. *Chem. Ecol.* 25 (3), 205– 215.

Zhao, Y., Li, G., Qi, D., Sun, L.Q., Wen, C.L. and Yin, S.Z., 2017. Biomarker responses of earthworms (*Eisenia fetida*) to soils contaminated with Perfluorooctanoic Acid. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (27), 22073-22081.

Zhou, D., Ning, Y., Wang, B., Wang, G.D., Su, Y., Li, L., Wang, Y., 2016a. Study on their influential factors of Cd²⁺ on the earthworm *Eisenia fetida* in oxidative stress based on factor analysis approach. *Chemosphere* 157, 181-189.

Zhou, D.X., Ning, Y.C., Liu, J.B., Deng, J., Rong, G.H., Siqin, B., Liu, Y.J., 2016b. Effects of oxidative stress reaction for the *Eisenia Fetida* with exposure in Cd²⁺. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (21), 21883-21893.

Zhu, J., Huan, C., Si, G ., Yang, H ., Yin, L ., Ren, Q., Ren, B., Fu, R ., Miao, M. and Ren, Z.,2015. The acetylcholinesterase (AChE) inhibition analysis of medaka (*Oryziaslatipes*) in the exposure of three insecticides. *Pak. J. Pharm.Sci* ; 28 (2) : 671-674.

Zinkl, J.G., Lockhart, W.L., Kenny, S.A. and Ward, F.J., 1991.The effects of cholinesterase inhibiting insecticides on fish. *In: Cholinesterase-Inhibiting Insecticides* (Mineau P., ed.). New York: Elsevier.233-254

Annexes

Annexes

Annexe 1

1. Protocole détaillée de l'analyse granulométrique

Le principe de cette méthode consiste à :

- Détruire la matière organique par une attaque à l'eau oxygénée ;
- Disperser les particules par un dispersant énergétique, l'hexamétophosphate de sodium, et par agitation mécanique ;
- Effectuer des prélèvements à l'aide de la pipette ROBINSON, dans des flacons à sédimentation à des profondeurs et à des moments déterminés en appliquant la loi de Stokes.

- Le premier prélèvement correspond au poids de l'argile et limons fins (après 3 minute et 54 secondes de décantation à une température de 29°C et à une profondeur de 10 cm).

- Le deuxième prélèvement correspond au poids de l'argile (après 8 heures de sédimentation à une profondeur qui dépend de la température de la suspension).

Détermination du facteur de correction dû à l'hexamétophosphate de sodium :

- Agiter l'éprouvette contenant seulement la solution d'hexamétophosphate de sodium et faire un prélèvement à la pipette Robinson.

- Mettre le volume prélevé dans une capsule tarée et faire sécher à l'étuve à 105°C.

Détermination de la fraction supérieure à 0,05

- Remettre en suspension les particules par agitation

- superposer deux tamis de mailles à 0,2 mm et 0,05 mm

- Récupérer le contenu de chaque tamis dans une capsule tarée à l'aide de jets de pissette et faire sécher à l'étuve à 105°C. Le tamis de maille égale à 0,2 mm contiendra les sables grossiers, le tamis de maille égale à 0,05 mm contiendra les fins.

Détermination de la fraction inférieure à 0,05 mm (Limon grossier).

- Ajuster au volume de 1000 ml de l'eau distillée la fraction inférieure à 0,05 récupérée après tamisage.

- Agiter l'éprouvette et prélever rapidement cette fraction à la pipette Robinson

- Récupérer le contenu de la pipette à sécher à l'étuve à 105°C.

En considérant que les prélèvements sont de 20 ml, que le poids de la prise d'essai est de 15 g et que le volume total de la suspension est de 1000 ml, ceci en tenant compte

du facteur de correction 100/100-H, et par la différence avec le poids de la capsule vide, nous déterminons les poids suivants :

P : Prise d'essai

P1 : poids des argiles, limons fins et l'hexametaphosphate de sodium

P2 : poids des argiles et l'hexametaphosphate de sodium

P3 : Poids d'hexametaphosphate

P4 : Poids de sables fins

P5 : poids de sables grossiers

P6 : poids d'argile, limons fins, limons grossier et l'hexamétaphosphate sodium

U : Volume de la pipette Robinson

V : Volume totale de la suspension soit 1000 ml

MO : Pourcentage de la matière organique

H : humidité résiduelle

CaCO₃ : pourcentage de CaCO₃ de l'échantillon (si la décarbonisation n'a pas été réalisée, CaCO₃ = 0)

$$\% \text{ d'argile} = \frac{(P2 - P3).V.100}{\left(P - \left(\frac{P}{100}\right). (MO + H + CaCO_3)\right). U}$$

$$\% \text{ de limons fins} = \frac{(P1 - P2).V.100}{\left(P - \left(\frac{P}{100}\right). (MO + H + CaCO_3)\right). U}$$

$$\% \text{ de limons grossiers} = \frac{(P6 - P1).V.100}{\left(P - \left(\frac{P}{100}\right). (MO + H + CaCO_3)\right). U}$$

$$\% \text{ de sables fins} = \frac{P4 \cdot 100}{\left(P - \left(\frac{P}{100}\right) \cdot (MO + H + CaCO3)\right)}$$

$$\% \text{ de sables grossiers} = \frac{P5 \cdot 100}{\left(P - \left(\frac{P}{100}\right) \cdot (MO + H + CaCO3)\right)}$$

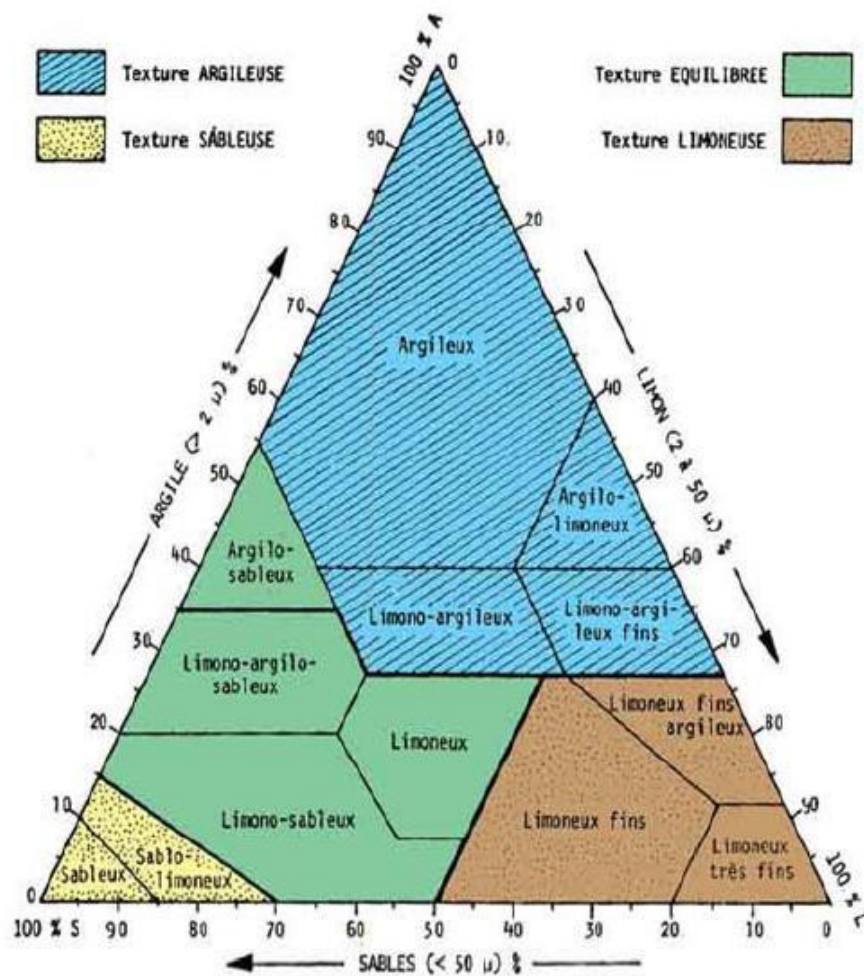


Figure 1. Triangle des textures (Baize, 1989).

**Clé d'identification des espèces de vers de terre inventoriées (Bouché, 1972 ;
Sims et Gérard, 1999)**

Espèce	<i>Lumbricus terrestris</i> (L. herculeus pour Bouché, 1972)	<i>Aporrectodea giardi</i>	<i>Lumbricus castaneus</i>
Catégorie écologique	anéциque	anéциque, assez monotypique	épigé, assez monotypique
Diamètre	6-10mm	5-7mm	2-4mm
Longueur	90-350 mm	90-350 mm 150-250 mm	30-45 (70)
Poids	5-15 g	1,5-3,2 g	140-350 mg
Nombre de segments	(120) 140-155 (160)	183-203	(72) 85-90 (100)
Pigmentation	rouge-vineux, gradient dorsal antéro- postérieur (A/P) et dorso-ventral (D/V)	faiblement irisée brun-noir foncé avec gradients A/P et D/V	rouge vineux, gradients A/P et D/V
Forme	gros, aplatissement caudal	aplatissement clitellien et caudal	cylindrique avec aplatissement caudal
Soies	gémínées, bien visibles	étroitement gémínées	étroitement gémínées
Prostomium	tanylobique	épilobique, fermé	tanylobique
Puberculum	33-36	forme de selle (26) 27-35 (36)	forme de selle (27) 28-33 (34)
Clitellum	32-37, orangé	forme de selle (26) 27-35 (36)	forme de selle (27) 28-33 (34)
Pore mâle	15	en fente verticale, en 15	punctiforme en 15
Pores dorsaux	(7-8) 8-9	bien visibles, 1er en 11-12	bien visibles, 1er en 6- 7 (rarement en 5-6 ou 7-8)

Espèces	<i>Allolobophora</i> ou <i>Aporrectodea rosea</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i> (<i>N. caliginosius caliginosus</i> , Bouché, 1972)	<i>Aporrectodea icterica</i>	<i>Allolobophora chlorotica</i>
Catégorie écologique	endogé (polymorphe)	endogé (polymorphe)	endogé, assez monotypique	endogé (polymorphe)
Diamètre	2-6 mm	3,5-7 mm	3-6 mm	3-7 mm
Longueur	25-85 mm	40-180 mm	50-140 mm	30-80 mm
Poids	150-280 mg	180-840 mg	700-980 mg	500-700 mg
Nombre de segments	(104) 120-140 (165)	120-246	(132) 150-170 (200)	80-138
Pigmentation	non pimenté, corps rose pâle à gris rosé, partie antérieure très rosée	non pigmenté corps gris-rose, partie antérieure rouge-rosée	sans, rosâtre à blanc	pigmentation verte ou rosée avec gradients A/P et D/V
Forme	assez fin, petit à moyen, enroulement post-mortem	aplatissement caudal	cylindrique avec aplatissement clitellien	cylindrique avec aplatissement clitellien faible
Soies	étroitement géminées	étroitement géminées (partie postérieure)	étroitement géminées	étroitement géminées
Prostomium	épilobique, fermé	épilobique, fermé	épilobique, fermé	épilobique
Pore mâle	en 15, rond avec point dedans	15	en fente verticale, en 15	en fente verticale, en 15
Puberculum	29-30 (31) en 2 bandelettes, élargissement puberculien	31-33, forme de lunettes	(30) 31-37, forme de gouttière	30-36, forme de bandelette, avec 3 paires de cupules ventrales, en 31, 33, 35
Clitellum	(25) 26-31 (33) partie ventrale aplatie, jaune clair, orange ou marron	27-34, forme de selle, gris-terne	forme de selle (27) 28-38 (39)	forme de selle 29-37
Reproduction	biparentale inconnue, apparemment parthénogénétique	obligatoirement biparentale, surtout dans sol, rarement à surface	inconnue, apparemment obligatoirement biparentale	obligatoirement biparentale, copulation dans sol
Pores dorsaux	4-5 (5-6), bien visible	(9-10) 10-11 (parfois 11-12), bien visible	bien visibles, 1 ^{er} en 4-5	bien visibles, 1 ^{er} en 4-5

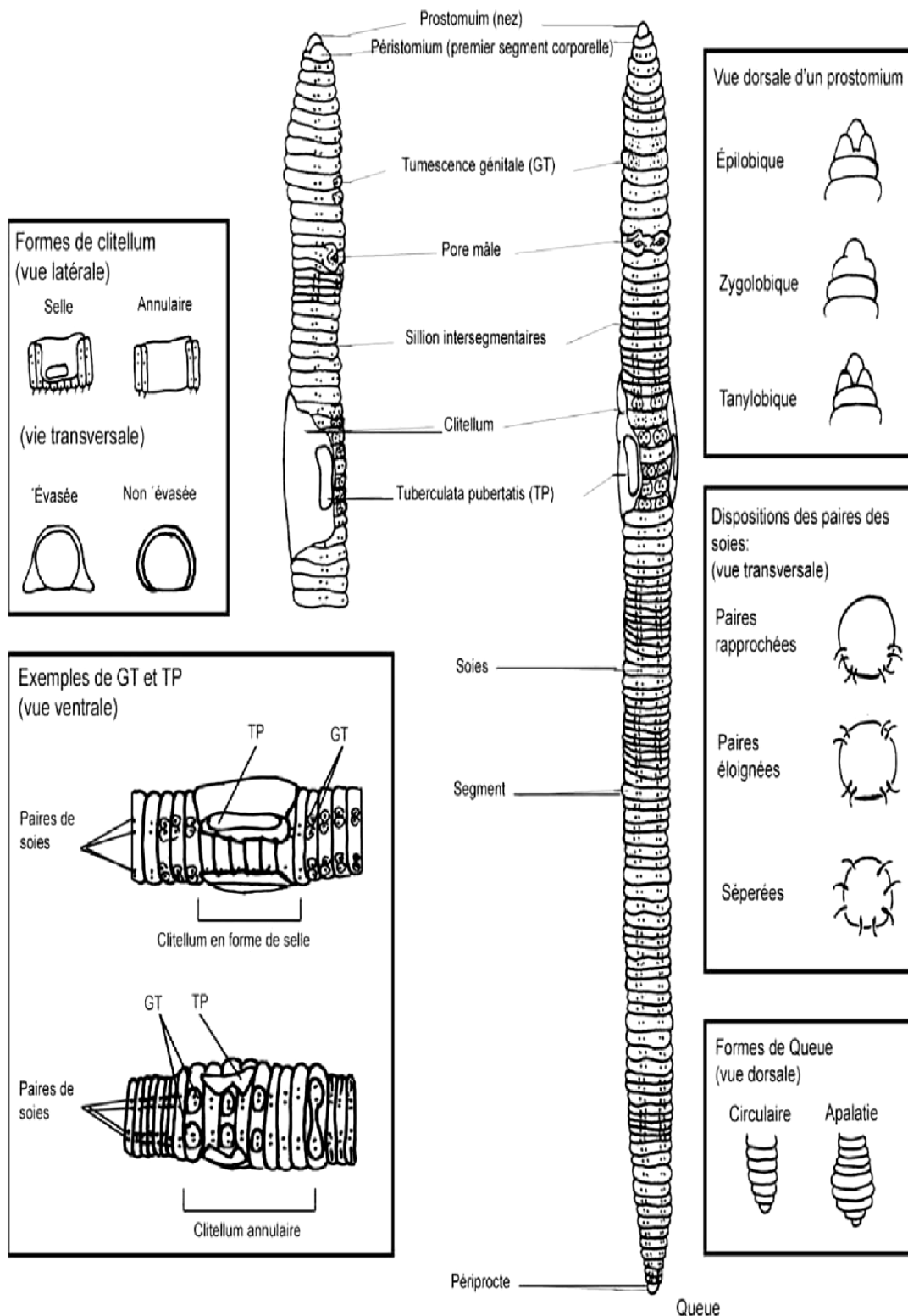


Figure 2. Schéma des caractères externes observables chez les vers de terre (Bouché, 1972).

Annexe 2. Données statistiques

Tableau 1. Corrélations: Abondance; pH; CE; H; MO; CaCO₃; P

	Abondance Ca ⁺⁺	pH	CE	H
MO				
pH	-0,538 0,136			
CE	0,183 0,638	-0,119 0,761		
H	0,743 0,022	-0,149 0,703	0,260 0,499	
MO	0,659 0,053	-0,118 0,763	0,387 0,304	0,978 0,000
CaCO ₃ 0,755	0,803	-0,196	-0,077	0,832
0,019	0,009	0,612	0,844	0,005
P	-0,268	0,423	-0,530	0,127
0,124	0,195			
	0,485	0,257	0,142	0,746
0,750	0,615			

Tableau 2. Correlations: GST; PH; CE; H; MO; CaCO₃; p

	GST	PH	CE	H	MO	Ca ⁺⁺
PH	-0,058 0,883					
CE	0,531 0,141	-0,119 0,761				
H	-0,306 0,423	-0,149 0,703	0,260 0,499			
MO	-0,190 0,624	-0,118 0,763	0,387 0,304	0,978 0,000		
CaCO ₃	-0,579	-0,196	-0,077	0,832	0,755	
	0,103	0,612	0,844	0,005	0,019	
p	-0,568	0,423	-0,530	0,127	0,124	0,195
	0,111	0,257	0,142	0,746	0,750	0,615

Tableau 3. Correlations: GST; Ca; Fe; Mn; Zn; pb

	GST	Ca	Fe	Mn	Zn
Ca	0,911 0,011				
Fe	0,937 0,006	0,992 0,000			
Mn	0,920 0,009	0,777 0,069	0,837 0,038		
Zn	0,911 0,011	0,951 0,004	0,947 0,004	0,781 0,067	
pb	0,953 0,003	0,982 0,000	0,990 0,000	0,864 0,026	0,974 0,001

Tableau 4. Correlations: AchE; PH; CE; H; MO; CaCO₃; P

	AchE	PH	CE	H	MO	Ca++
PH	-0,594 0,092					
CE	-0,537 0,136	-0,119 0,761				
H	0,059 0,880	-0,149 0,703	0,260 0,499			
MO	-0,077 0,844	-0,118 0,763	0,387 0,304	0,978 0,000		
CaCO ₃	0,251 0,515	-0,196 0,612	-0,077 0,844	0,832 0,005	0,755 0,019	
P	0,152 0,697	0,423 0,257	-0,530 0,142	0,127 0,746	0,124 0,750	0,195 0,615

Tableau 5. Correlations: AchE; Ca; Fe; Mn; Zn; pb

	AchE	Ca	Fe	Mn	Zn
Ca	-0,657 0,157				
Fe	-0,710 0,114	0,992 0,000			
Mn	-0,916 0,010	0,777 0,069	0,837 0,038		
Zn	-0,733 0,098	0,951 0,004	0,947 0,004	0,781 0,067	
pb	-0,775 0,070	0,982 0,000	0,990 0,000	0,864 0,026	0,974 0,001

Tableau 6. Correlations: Ca; Fe; Mn; Zn; pb; PH; CE; H; MO; Ca++; p

	Ca	Fe	Mn	Zn	pb	PH	CE	H		
MO	CaCO ₃									
Fe	0,992 0,000									
Mn	0,777 0,069	0,837 0,038								
Zn	0,951 0,004	0,947 0,004	0,781 0,067							
pb	0,982 0,000	0,990 0,000	0,864 0,026	0,974 0,001						
PH	0,381 0,456	0,401 0,431	0,583 0,224	0,212 0,686	0,395 0,438					
CE	0,213 0,686	0,253 0,628	0,587 0,220	0,438 0,385	0,380 0,457	0,130 0,806				
H	-0,628 0,182	-0,583 0,225	-0,085 0,873	-0,511 0,300	-0,500 0,312	0,062 0,906	0,515 0,296			
MO	-0,491 0,323	-0,439 0,383	0,078 0,884	-0,336 0,515	-0,337 0,514	0,120 0,820	0,683 0,135	0,972 0,001		
CaCO ₃	-0,837	-0,770	-0,376	-0,756	-0,753	-0,316	0,079	0,775		
0,675	0,038	0,073	0,462	0,082	0,084	0,542	0,882	0,070		
0,141										
p	-0,508 0,304	-0,513 0,298	-0,412 0,417	-0,630 0,180	-0,539 0,270	0,371 0,469	-0,423 0,403	0,148 0,780	0,092 0,862	0,196 0,709
Cell Contents: Pearson correlation										
P-Value										

Annexe 3. Valorisation scientifique

Publications catégorie(A) (01):

BENNOUR, A., HABES, D., SOLTANI, N., 2020. Assessment of soil quality in Annaba area (Northeast Algeria) using the earthworm *Lumbricus terrestris*: bioindicative stress response and heavy metal contamination. *Fresenius Environmental Bulletin*. 29 (11): 9635-9643.

Communication internationale

Bennour , A., Habes, D. et Soltani, N., 2016. Biodiversité des Oligochètes terrestres dans la région d'Annaba : inventaire et biométrie. 1^{er} colloque International d'Ecophysiologie Animale et Biodiversité, Alger ; Algérie. (Communication affichée).

Bennour, A., Habes, D. et Soltani, N., 2017. Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Lumbricus terrestris* (Oligochètes terrestres) dans la région d'Annaba (Algérie). XI^{ème} congrès international qualité des produits et de l'Environnement traitement et valorisation des rejets effets sur la santé Humaine, Mahdia ; Tunisie.(Communication affichée).

Communication nationale

Bennour, A., Habes, D. et Soltani, N., 2017. Etude des Oligochètes terrestres de la région d'Annaba : inventaire et indices écologiques. 2^{ème} Colloque National sur la Biodiversité en Skikda, Algérie. (Communication affichée).

Bennour, A., Habes, D. et Soltani, N., 2017. Mesure de l'activité spécifique d'un biomarqueur de détoxification (GST) chez *Lumbricus terrestris* dans la région d'Annaba (Algérie). Séminaire national sur les applications des sciences de la Nature et de la Vie. Béjaïa, Algérie. (Communication orale).

Bennour, A., Habes, D. et Soltani, N., 2019. Contribution à l'étude de la Biodiversité des lombriciens dans la région d'Annaba. Première journée scientifique sur la Biodiversité, des gènes aux écosystèmes : méthodes innovantes d'évaluation. Tebessa, Algérie. (Communication affichée).

ASSESSMENT OF SOIL QUALITY IN ANNABA AREA (NORTHEAST ALGERIA) USING THE EARTHWORM *LUMBRICUS TERRESTRIS*: BIOINDICATIVE STRESS RESPONSES AND HEAVY METAL CONTAMINATION

Afef Bennour, Dahbia Habes, Nouredine Soltani*

Laboratory of Applied Animal Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, 23000-Annaba, Algeria

ABSTRACT

Previous works has shown that the heavy metal pollution is major in the region of Annaba (Northeast Algeria). The aim of this study was to assess the impact of anthropogenic activities on soil quality using *Lumbricus terrestris* as a bioindicator. Soil samples and earthworms were collected during the autumn and spring at two sites: Sidi Amar located near to several industrial factories, while El Tarf situated in a rural area far from any anthropogenic contamination. The activities of glutathione S-transferase (GST) and acetylcholinesterase (AChE), biomarkers of oxidative stress and neurotoxicity, respectively were measured in earthworms. The concentrations of heavy metals (Pb, Zn, Mn, and Fe) in soils and earthworm tissues were analyzed using atomic absorption spectrophotometry. The GST and AChE activities and the heavy metal concentrations were found to vary between sites and by season. Marked biomarker responses are noticed during the autumn at the site closest to potential sources of pollution. These bioindicative stress response correlated with increasing metal concentration detected in soil and tissue samples. Thus, the difference recorded between the two sites is linked to their level of pollution, while the effect of seasons may be due to rains which promote leaching of heavy metals in soils. *L. terrestris* could serve as an useful biological indicator of soil contamination.

KEYWORDS:

Soils, *Lumbricus terrestris*, Biomarkers, Heavy metals, Northeast Algeria.

INTRODUCTION

The city of Annaba, a major economic hub and tourism center in East Algeria, is marked by an increasing level of pollution mostly heavy metal contamination [1-6]. Several studies have been carried out to understand the impact of pollution in the aquatic environment [7-11] in comparison to the

terrestrial ecosystem [5, 12]. Soil pollution has increased during the last decades because of industrial activities, the intensive use of pesticides and fertilizers in agriculture, urban waste and atmospheric deposition. The risks mainly consist of soil fertility decrease, soil structure alteration, disturbance of the balance between flora and fauna residing in the soil, contamination of the crops, and contamination of groundwater [13-15]. Earthworms are an essential component of the soil fauna and biomass [16-18]. and considered as important terrestrial model organisms in toxicity assays [19,20] and soil biomonitoring [21, 22].

Biomarkers include a variety of molecular, cellular, or physiological alterations measurable in organisms in response to pollutants or other environmental stress factors [23]. The glutathione S-transferase (GSTs) are a multiple-enzyme family involved in phase-II detoxification processes and are used as biomarkers of exposure to several groups of pollutants in invertebrates [24]. The activity of acetylcholinesterase (AChE) is considered as a biomarker of exposure to various types of chemicals such as organophosphates, carbamate insecticides [25], heavy metals, synthetic detergents, fuel oil components, and algal toxins [26, 27]. Heavy metals (HM) can enter the soil from different sources, such as pesticides, fertilizers, organic and inorganic amendments, mining, industrial emissions and effluents, smelters, wastes and sludge residues [28, 29].

Earthworm biomarkers have been scarcely investigated under field conditions [30, 31]. Therefore, the aim of this study was to test *L. terrestris* as a bioindicator of soil metal contamination in Northeast Algeria. In a first serie of experiment the activities of GST and AChE, two selected biomarkers of oxidative stress and neurotoxicity respectively, were measured in earthworms sampled at two distinct sites according to their level of pollution during two seasons (autumn, spring). Then, the heavy metal (Pb, Zn, Mn, and Fe) concentrations were determined in soils and earthworms. Data obtained are discussed as function sites (level of exposition to potential sources of pollution) and seasons (season/rains). They provide information about envi-

ronmental risks of heavy metals and the potential use of this earthworm species as a biological indicator of soil contamination.

MATERIALS AND METHODS

Study area and sampling sites. The region of Annaba (Northeast Algeria) is characterized by a Mediterranean climate known by long hot and dry summer, mild and wet winter. The collection of earthworms and soil samples was carried out during the autumn (2016) and spring (2017) from two sites: El Tarf (36°46'0.58''N - 8°19'01.84''E) situated in a rural area was used as a control site due to its location far from motorized traffic and other anthropogenic sources of metal contamination, and Sidi Amar (36°48'00.36''N - 7°44'00.00''E) located near to several industrial factories like those involved in the production of steel products (Sider) and metallic construction (Ferovial) (Fig. 1). The characteristic of soils and the geographical position of sampling sites are presented in table 1. The climate of the area is Mediterranean, with an average annual temperature of 18°C to 20.5°C and an annual rainfall ranging from 650 to 1.000 mm [32]. The monthly variations of rains during the years 2016 and 2017 are indicated in tables 2. The rainfall is characterized by two periods; a wet period (Winter-Spring), followed by a dry period (Summer-Autumn) that may affect soil metals' leaching.

Biomarker measurements. Adult worms were collected with a shovel during the autumn (September, October, November) 2016 and spring (March, April, May) 2017 at both study sites, and transported to the laboratory. Adults (fresh weight 1.27 ± 0.34 g) were dissected to recover the pre-clitellar part for determination AChE activity while the middle part of the body was used for GST analysis. The activity of GST was determined [33] as previously described [12]. Briefly, the samples were homogenized in 1 ml of phosphate buffer (0.1 M, pH 6). The homogenate is centrifuged (14.000 rpm for 30 min) and the recovered supernatant will serve as the enzyme source. The assay consists in reacting 200 μ l of the supernatant with 1.2 ml of the CDNB (1 mM) / GSH (5 mM) mixture. The absorbance was read every minute for 5 minutes at 340 nm. The specific activity is expressed as μ mol/min/mg protein. The activity of AChE was measured following the procedure [34] as recently described [7]: 100 μ l of the supernatant are added to 100 μ l of DTNB and 1 ml of tris buffer (0.1 M, pH 7). 100 μ l of the substrate acetylthiocholine iodide are added. The absorbance was read at 412 nm every 4 minutes for 20 minutes against a blank. AChE activity was expressed as μ mol/min/mg protein). Proteins were determined according to the method of Coomassie Brilliant Blue G-250 dye-binding method [35] with bovine serum albumin as a standard. The absorbance was measured at 595 nm.

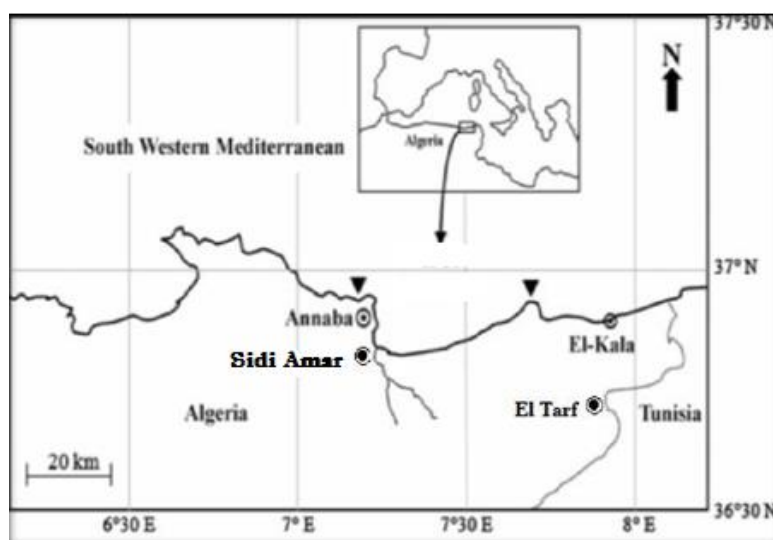


FIGURE 1
Location of sampling sites: Sidi Amar and El Tarf.

TABLE 1
Geographical location of sampling sites and their soil characteristics.

Station	Soil type	pH	Geographical Coordinate
El Tarf (garden)	sandy-loam	7.80	36°46'0.58''N - 8°19'01.84''E
Sidi Amar (field)	Loamy clay	7.76	36°48'00.36''N - 7°44'00.00''E

TABLE 2
Monthly rainfall (mm) in the two studied sites (Annaba and El Tarf) in 2016 and 2017.

Month	Annaba		El Tarf	
	2016	2017	2016	2017
Januar	92	116	32	100
Februar	47	66	24	66
March	94	7	40	3
April	42	24	21	28
May	19	0	19	3
June	4	22	24	9
Jully	2	2	2	4
August	2	0	1	3
September	32	4	6	11
October	33	100	12	19
November	09	207	49	72
December	19	98	30	60
Total	395	646	260	378

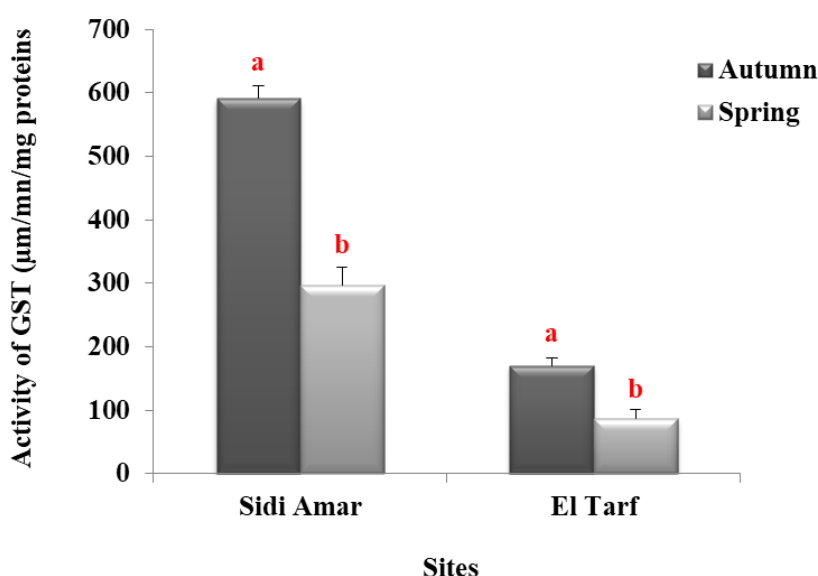


FIGURE 2

Specific activity of GST ($\mu\text{Mol/mn/mg}$ of proteins) in the body of *L. terrestris* collected from two sites in autumn 2016 and spring 2017 ($m \pm \text{SD}$; $n=3$; for each site, mean values followed by the same letter are not significantly different at $p > 0.05$).

Heavy metal analysis. Four heavy metals (Fe, Mn, Pb and Zn) chosen for their presence in metallic dust emitted by the complex of Sider, were measured in soils. The soil samples were dried, homogenized and sieved at 250 μm particle sizes. The analyzes were carried using a X-ray fluorescence spectrometer, Thermo Scientific Niton-XRF-950. The sample name, spectrum and elemental composition are stored in a dedicated library. Each soil sample was analyzed two times for 120 s using four X-ray filters, for up to 40 cristal elements. The HM extraction in the body of worms was performed *via* hot nitro-perchloric acid ($\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$; 4 v/1 v) attack. Specifically, 50 mg of the body fine powder, previously dried in an oven at 60 C for 72 h, was placed in the presence of 8 ml of the nitro-perchloric acid mixture in teflon bottles. After 2 h of mineralization at 110 C, 50 ml of 0.5% nitric acid was added. The solutions thus

obtained were filtered and kept cold (4 °C) until the assay. HM were measured directly upon mineralization or after dilution using a Perkin Elmer atomic absorption spectrophotometer (PinAAcle 900T, USA) in flame mode. The values are expressed in micrograms per gram of dry matter.

Statistical tests. Data are expressed as mean \pm standard deviation (SD) and were subjected to a two-way analysis of variance (ANOVA). Differences between sites were determined by Tukey's test. The numbers of repeats are given with the results. All statistical analyses were performed using Minitab Software (Version 16, Penn State College, PA, USA) with $p < 0.05$ considered as a statistically significant difference.

RESULTS

Glutathione S-transferase and acetylcholinesterase activity. Results of GST activities determined in earthworms collected from the two study sites (polluted and control) during the autumn and spring are presented in figure 2. The activity of GST vary between sites and seasons. The highest value was recorded at Sidi Amar and in the autumn ($591.51 \pm 19.53 \mu\text{Mol}/\text{min}/\text{mg}$) compared to spring ($296.74 \pm 28.79 \mu\text{Mol}/\text{min}/\text{mg}$), while the lowest activity was observed at El Tarf ($86.61 \pm 14.93 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protein) during the spring compared to autumn ($170.67 \pm 11.48 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protein). Two-way ANOVA (season, site) revealed a significant effect of site ($F_{1, 11} = 763.12$; $p < 0.001$), season ($F_{1, 11} = 275.12$; $p < 0.001$) and site / season interaction ($F_{1, 11} = 85.09$; $p < 0.001$).

The AChE activity was found to vary between the two seasons for each site (Fig. 3). During the autumn the highest inhibition of AChE activity was observed at Sidi Amar ($60.15 \pm 22.37 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protein) while the lowest at El Tarf ($287.25 \pm 21.14 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protein). Two-way ANOVA revealed significant effects of both seasons ($F_{1, 11} = 140.43$; $p < 0.001$) and site ($F_{1, 11} = 45.19$; $p < 0.001$), and no significant season-site interaction ($F_{1, 11} = 3.89$; $p = 0.084$).

Concentrations of heavy metals in soils and earthworms. The concentrations of the most important heavy metals (Mn, Zn, Pb, and Fe) were measured in soil samples at each site (Table 3). Globally; the average concentration of each metal

recorded exhibited the following decreasing order: Fe > Mn > Zn > Pb. At the two sites higher values were measured in samples collected during the autumn. The highest concentrations are recorded at the site of Sidi Amar. Two-way ANOVA (season, site) revealed for each heavy metal the following indications: Fe levels showed significant effects of season, site and season-site interaction ($p < 0.001$); Mn, significant effects of season ($p < 0.001$), site ($p < 0.001$), and season-site interaction ($p < 0.05$); for Zn and Pb, we note only significant effects of site ($p < 0.001$).

The concentrations recorded in earthworms also exhibited the following decreasing order: Fe > Mn > Zn > Pb (Table 4). At the two sites, higher values were recorded in the autumn compared to the spring. Moreover, the contents of heavy metal in the tissues differed between the two sites. The highest values are recorded at the site of Sidi Amar and the lowest heavy metal contents were registered in the site of El Tarf. The data of each heavy metal was subjected to a two-way ANOVA (season, site). For Fe concentrations ANOVA revealed a significant effect of site ($p < 0.000$) and no significant effects of season ($p = 0.180$) and season-site interaction ($p = 0.622$); for Mn, a significant effect of season ($p = 0.004$) and site ($p = 0.000$) and no significant effect of season-site interaction ($p = 0.786$); for Zn, significant effect due to season, site and season-site interaction ($p < 0.001$), and for Pb significant effects of season, site and season-site interaction ($p < 0.001$) were observed. They are a significant correlation between the concentration of heavy metals in tissues and in soils.

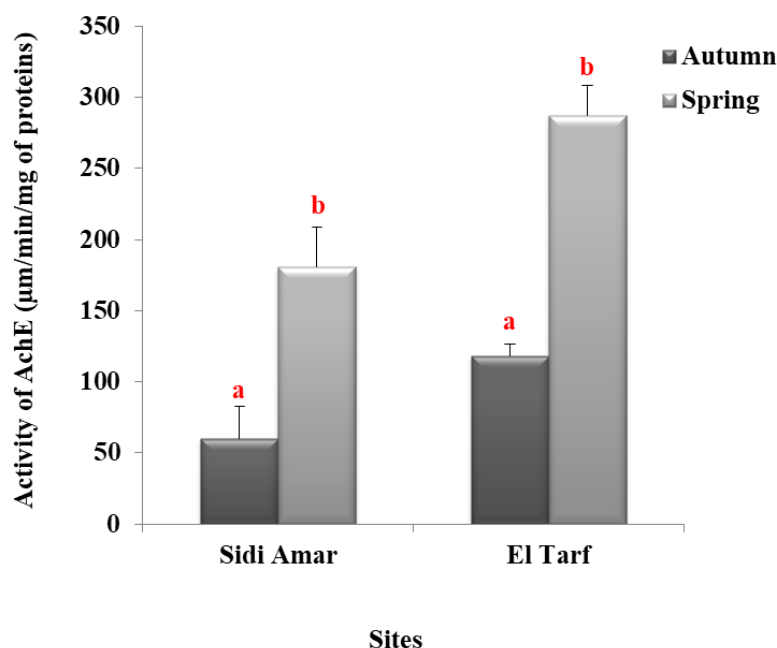


FIGURE 3

Specific activity of AChE ($\mu\text{Mol}/\text{mn}/\text{mg}$ of proteins) in the pre-clitellar part of *L. terrestris* collected from two sites in autumn 2016 and spring 2017 ($m \pm \text{SD}$; $n=3$; for each site, mean values followed by the same letter are not significantly different at $p > 0.05$).

TABLE 3
Soil concentrations of heavy metals ($\mu\text{g/g}$) in the different sites in autumn 2016 and spring 2017 ($m \pm \text{SD}$; $n = 3$; for each metal, the average values followed by different lowercase letters are significantly different at $p < 0.05$).

Season	Site /	Sidi Ammar		El Tarf	
	Heavy metal				
Autumn	Fe	8576.6 ± 592.3	a	3029.8 ± 183.4	b
	Mn	650.29 ± 96.05	a	366.67 ± 25.33	b
	Zn	178.58 ± 31.92	a	68.21 ± 21.46	b
	Pb	52.17 ± 14.45	a	21.50 ± 1.90	b
Spring	Fe	6608.6 ± 336.6	a	2820.6 ± 101	b
	Mn	332.26 ± 14.37	a	188.42 ± 18.19	b
	Zn	155.19 ± 9.71	a	23.00 ± 2.97	b
	Pb	43.33 ± 2.00	a	20.43 ± 2.87	b

TABLE 4
Body concentrations of heavy metals ($\mu\text{g/g}$) in the different sites in autumn 2016 and spring 2017 ($m \pm \text{SD}$; $n = 3$; for each metal, the average values followed by different lowercase letters are significantly different at $p < 0.05$).

Season	Site	Sidi Ammar		El Tarf	
	Heavy metals				
Autumn	Fe	5055.2 ± 648.2	a	2764.6 ± 542.9	b
	Mn	307.12 ± 3.41	a	133.82 ± 10.15	b
	Zn	130.68 ± 27.14	a	35.25 ± 2.75	b
	Pb	31.49 ± 3.18	a	11.88 ± 0.34	b
Spring	Fe	4441.1 ± 647.4	a	2468.4 ± 137.4	b
	Mn	262.73 ± 33.71	a	95.24 ± 5.85	b
	Zn	25.71 ± 5.34	a	13.02 ± 3.84	b
	Pb	14.55 ± 0.16	a	10.79 ± 0.86	b

TABLE 5
Regulatory limits of heavy metal concentrations ($\mu\text{g/g}$) in soils according to AFNOR U44-041 (na : not available).

Heavy metals	Concentrations
Cd	2×10^3
Cr	150×10^3
Cu	100×10^3
Pb	100×10^3
Zn	300×10^3
Fe	na
Mn	na

DISCUSSION

In the last decade, the soil area polluted by atmospheric fine particles enriched with metals and metalloids has increased [36], especially due to the development of metal recycling activities [37, 38]. Furthermore, earthworm biomarkers represent useful tools in soil monitoring and assessment as an early warning of adverse ecological effects [39]. Most studies have been carried out under laboratory condition [30, 31]. AChE and GST are potential biomarkers involved in organisms' antioxidant mechanisms and can protect cells against adverse effects of reactive oxygen species (ROS) and xenobiotics. GST, a cytosolic enzyme, plays a crucial role in the detoxification and biotransformation of a number of electrophilic compounds by consumption of glutathione. Increased level of GST may result into better protection against toxic effects of

pesticides and hence can be used as biomarker for monitoring pollution [40]. Previous studies have shown the sensitivity of earthworm GST to the heavy metals and the pesticide exposure [41-43]. AChE is considered as the main cholinesterase in earthworms [31,44]. It is a significant enzyme that play crucial role in the transmission mechanism of nervous system. The neurotransmission takes place at cholinergic synapses by rapid hydrolysis of acetylcholine (neurotransmitter) to choline and acetate [45]. In our study, a significant induction of GST activities were recorded in worms from Sidi Amar compared to individuals of El Tarf considered as a control site. This increase may result in pollution from Ferovial and Sider complex situated near Sidi Amar; these metallurgical activities have diffuse sources of distant origin (dust, aerosols) which can travel hundreds of kilometers from their sources

before settling [46, 47]. This is in accordance with a previous report made in Turkey [48].

The activity of AChE is induced by several contaminants such as pesticides [49, 50], heavy metals [51] and other organic compounds [52]. The potential of some metallic ions to depress the activity of acetylcholinesterase in fish and invertebrates has been demonstrated in several studies performed under *in vitro* and *in vivo* conditions [53-55]. In the present work the inhibition of AChE is maximal in spring in the two sites (Sidi Amar and El Tarf) and relatively less in autumn. This variation between seasons can be explained by variations in environmental factors [56] like rainfall, temperature and humidity. Inhibition of AChE in the Sidi Amar site may be due to metallic matter emitted by Sider complex confirming a previous report using *Helix aspersa* as bioindicator of soil pollution [5]. Similar observations have been reported in Italy [51]. Recently, dietary exposure of *Theba pisana* snails to silver nanoparticles (AgNPs) for two weeks caused alterations of all immune, genetic and oxidative stress responses [57].

The soils studied contain concentrations of HM which vary according to the proximity of sites to the source of pollution [5, 58, 59]. The highest levels of Fe, Mn, and Zn were found in soil samples adjacent to several industrial factories, and especially leaching of dust generated by the steel complex, Sider. The concentrations of metals in soil and tissue seems to decrease with increasing distance from the major sources of heavy metal pollution in the study area. The dispersion of contaminants may also be influenced by meteorological conditions such as wind, rainfall or motorized traffic intensity [60, 61]. As shown in table 5, the soil concentrations of HM recorded the different sites located in Northeast Algeria were below the standards (AFNOR, 1996) and are in agreement with natural background values [62]. The site of Sidi Amar is the most polluted with maximum levels of Mn, Zn and especially Fe because of their proximity to the Sider steel complex [63]. The concentrations of HM found in tissues of earthworms are parallel to those found in soils. HM have variable intensity effects on earthworms depending on the species [64, 65]. Significant seasonal variations were observed for HM concentrations. The HM concentrations in soils studied are high in autumn compared to spring; this may be due to the leaching of pollutants by rain [56, 60]. In addition, rainfall is higher in 2017 in comparison to 2016.

CONCLUSION

Overall, the results obtained show a strong pollution gradient of the Annaba region according to the proximity of pollution sources. The highest contamination levels were observed at Sidi Amar,

near the Sidersteel complex. In addition, the heavy metal content of the earthworms collected on the polluted site (Sidi Amar) is markedly high compared to the control site (El Tarf). This was highlighted by decrease in the AChE activity and an increase in the GST at Sidi Amar compared to El Tarf. *L. terrestris* is a useful species for assessment of soil quality.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank Pr. N. Sleimi (Common Service Unit for Research "Atomic Absorption Spectrometer" at the Faculty of Science of Bizerte, University of Carthage, Tunisia) for heavy metal analysis. This study was financed by the Algerian Fund for Scientific Research and by the Ministry of Higher Education and Scientific Research of Algeria (CNEPRU and PNR projects, Pr. N. Soltani).

REFERENCES

- [1] Abdenmour C., Smith B.D., Boulakoud M.S., Samraoui B. and Rainbow P.S. (2000). Trace metals in shrimps and sediments from Algerian water. *J. Catalo. Mat. Env.* 3, 9-12.
- [2] Abdenmour, C., Smith, B.D., Boulakoud, M.S., Samraoui, B. and Rainbow, P.S. (2004). Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from North-East Algeria. *Hydrobiologia.* 432, 217-227.
- [3] Beldi, H., Gimbert, F., Maas, S., Scheifler, R. and Soltani, N. (2006). Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research.* 1(4), 85-90.
- [4] Soltani, N., Amira, A., Sifi, K. and Beldi, H. (2012). Environmental monitoring of the Annaba gulf (Algeria): measurement of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution ecotoxicology. *Bull. Soc. Zool. Fr.* 137, 47-56.
- [5] Larba, R. and Soltani, N. (2014). Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environ. Monit. Asses.* 186, 4987-4995.
- [6] Amira, A., Merad, I., C. Marisa R. Almeida c, Guimaraes, L. and Soltani, N. (2018). Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): Implication of metal accumulation in sediments. *C. R. Geoscience.* 350, 173-179.
- [7] Zaidi, N. and Soltani, N. (2011). Environmental risks of two chitin synthesis inhibitors on *Gambusia affinis*: chronic effects on growth and recovery of biological responses. *Biological Control.* 59(2), 106-113.

- [8] Amira, A., Sifi, K. and Soltani, N. (2011). Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *Eur. J. Exp. Biol.* 1(2), 7- 16.
- [9] Rabei, A., Hichami, A., Beldi, H., Bellenger, S., Khan, N.A. and Soltani, N. (2018). Fatty acid composition, enzyme activities and metallothioneins in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from polluted and reference sites in the Gulf of Annaba (Algeria): Pattern of recovery during Transplantation. *Environmental Pollution.* 237, 900-907.
- [10] Drif F., Abdennour, C., Ciğerci, I. H., Muddasir Ali, M., Mansouri, O. and Messarah, M. (2019). Preliminary Assessment of Stress and Genotoxicity Biomarkers in Bivalve Molluscs from the Gulf of Annaba, Algeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 102, 555–559.
- [11] Sifi, K. and Soltani, N. (2019). Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusk *Donax trunculus* (Mollusca: Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria): correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan Research.* 39 (1), 44-52.
- [12] Hamdi-Ourfella, A.N. and Soltani, N. (2014). Soil quality of two sites in Northeast Algeria: use of a bioindicator species of soil pollution). *J. Mater. Environ. Sci.* 5, S2: 2527-2533.
- [13] Schreck, E., Geret, F., Gontier, L. and Treilhou, M. (2008). Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa nocturna*. *Chemosphere.* 71(10), 1832-1839.
- [14] Sanchez-Hernandez, J.C., Mazzia, C., Capowiez, Y. and Rault, M. (2009). Carboxylesterase activity in earthworm gut contents: potential ecotoxicological implications. *Comparative Biochemistry and Physiology.* C. 150, 503–511.
- [15] Calisi, A., Lionetto, M. G. and Schettino, T. (2011). Biomarker response in the earthworm *Lumbricus terrestris* exposed to chemical pollutants. *Science of the Total Environment.* 409, 4456–4464.
- [16] Bouche, M.B. (1992). Earthworm species and ecotoxicological studies. In: Greig- Smith, P.W., Becker, H., Edwards, P.J., Heimbach, F. (Eds.), *Ecotoxicology of Earthworms*. Intercept Press Ltd., Andover (UK), pp: 20–35.
- [17] Sizmur, T. and Hodson, M.E. (2009). Do earthworms metal impact mobility and availability in soil ? A review. *Environ. Pollut.* 157, 1981–1989.
- [18] Barlett, M.D., Briones, M.J.I., Neilson, R., Schmidt, O., Spurgeon, D. and Creamer, R.E. (2010). A critical review of current methods in earthworm ecology: from individuals to populations. *Eur. J. Soil Biol.* 46, 67–73.
- [19] Capowiez, Y., Dittbrenner, N., Rault, M., Triebkorn, R., Hedde, M. and Mazzia, C. (2010). Earthworm cast production as a new behavioural biomarker for toxicity testing. *Environmental Pollution.* 158 (2), 388-393.
- [20] Nannoni, F., Protano, G. and Riccobono, F. (2011). Uptake and bioaccumulation of heavy elements by two earthworm species from a smelter contaminated area in northern Kosovo. *Soil Biology and Biochemistry.* 43 (12), 2359-2367.
- [21] Reinecke, A.J. and Reinecke, S.A. (2004). Earthworms as test organisms in ecotoxicological assessment of toxicant impacts on ecosystems. In: Edwards, C.A. (Ed.), *Earthworm Ecology*. CRC Press, Boca Raton, FL. 299–320.
- [22] Sanchez-Hernandez, J.C., (2006). Earthworms biomarkers in ecological risk assessment. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 188, 85–126.
- [23] Belhaouchet N., Djebar M.R., Meksem L., Grara N., Zeriri I. and Berrebah H., (2012). Evaluation of the biomarkers of the oxidative stress induced by abiopesticide : The Spinosad on an alternat model : *Helix aspersa*. *Journal of Applied Sciences Research.* 8(8), 4199-4206.
- [24] Howari, F.M. and Banat, K.M. (2001). Assessment of Fe, Zn, Cd, Hg and Pb in the Jordan and Yarmouk river sediments in relation to their physicochemical properties and sequential extraction characterization. *Water, Air Soil Pollut.* 132, 43–59.
- [25] Coeurdassier, M., Saint-Denis, M., Gomot-de Vauflery, A., Ribera, D. and Badot, P. M. (2001). The garden snail (*Helix aspersa*) as bioindicator of organophosphorous exposure: effects of dimethoate on survival, growth and acetylcholinesterases activity. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 20, 1951–1957.
- [26] Amiard-Triquet, C., Altmann, S., Amiard, J. C., Ballan- Dufrançais, C., Baumard, P. and Budzinski, H. (1998). Fate and effects of micropollutants in the Gironde estuary, France: a multidisciplinary approach. *Hydrobiologia.* 373(374), 259–279.
- [27] Guilhermino, L., Barros, L., Silva, M. C. and Soares, A.M. (1998). Should the use of inhibition of cholinesterases as a specific biomarker for organophosphate and carbamate pesticides. *Biomarkers.* 3,157–164.
- [28] Capri, E. and Trevisan, M. (2002). Heavy metals of agricultural origin in soils and groundwater, first ed. Pitagora Editrice, Bologna (in Italian).

- [29] Wuana, R.A. and Okieimen, F.E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecol.* 1, 1–20.
- [30] Weeks, J.M., Spurgeon, D.J., Svendsen, C., Hankard, P.K., Kammenga, J.E.K., Dallinger, R., Kohler, H.R., Simonsen, V. and Scott-Fordsmann, J. (2004). Critical analysis of soil invertebrate biomarkers: a field case study in Avonmouth, UK. *Ecotoxicology.* 13, 817–822.
- [31] Lionetto, M.G., Calisi, A. and Schettino, T. (2012). Earthworms biomarkers as tools for soil pollution assessment. In: Hernandez-Soriano, M.C. (Ed.), *Soil Health and Land Use Management*. InTech-Open Access Publisher in Science, Technology and Medicine, Rijeka (Croatia), 305–332.
- [32] Debieche, T.H., (2002). Evolution of water quality (salinity, nitrogen and heavy metals) under the effect of saline, agricultural and industrial pollution - Application to the low plain of Seybouse (North-East of Algeria). Thèse d'Etat, Faculté des Sciences et Techniques, Université de Franche-Comté.
- [33] Habig, W.H., Pabst, M.J. and Jacobi, W.B. (1974). The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem.* 249, 7130–7139.
- [34] Ellman, G.L., Courtney, K.D., Andres, V. and Featherstone, R.M. (1961). A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.* 38, 84.
- [35] Bradford, M.M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the Principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72, 254–278.
- [36] Schreck, E., Foucault, Y., Geret, F., Pradere, P. and Dumat, C. (2011). Influence of soil ageing on bioavailability and ecotoxicity of lead carried by process waste metallic ultrafine particles. *Chemosphere.* 85 (10), 1555-1562.
- [37] Uzu, G., Sobanska, S., Aliouane, Y., Pradere, P. and Dumat, C. (2009). Study of lead phyto-availability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution.* 157(4), 1178-1185.
- [38] Foucault, Y., Durand, M.J., Tacke, K., Schreck, E., Geret, F., Leveque, T., Pradere, P., Goix, S. and Dumat, C. (2013). Use of ecotoxicity test and ecoscores to improve the management of polluted soils: case of a secondary lead smelter plant. *Journal of Hazardous Materials.* 246-247, 291-299.
- [39] Rodriguez-Castellanos, L. and Sanchez-Hernandez, J.C. (2007). Earthworm biomarkers of pesticide contamination: current status and perspectives. *J. Pest. Sci.* 32, 360–371.
- [40] Oruc, E.O., Sevgiler, Y. and Uner, N. (2004). Tissue-Specific Oxidative Stress Responses in Fish Exposed to 2,4-D and Azinphosmethyl. *Comparative Biochemistry and Physiology: Toxicology & Pharmacology.* 137, 43-51.
- [41] Saint-Denis, M., Narbonne, J.F., Arnaud, C. and Ribera, D. (2001). Biochemical Responses of the Earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil: effects of lead acetate. *Soil Biology and Biochemistry.* 33, 395-404.
- [42] Lukkari, T., Taavistsainen, M., Vaisanen, A. and Haimi, J. (2004). Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 59, 340-348.
- [43] Aly, M.A. and Schroder, P. (2008). Effect of Herbicides on Glutathione S-Transferases in the Earthworm, *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research.* 15, 143-149.
- [44] Rault, M., Mazzia, C. and Capowicz, Y. (2007). Tissue Distribution and Characterization of Cholinesterase Activity in Six Earthworm Species. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B : Biochemistry & Molecular Biology.* 147, 340-346.
- [45] Soreq, H. and Zakut, H. (1993). *Human Cholinesterase and Anticholinesterase*. Academic Press, New York.
- [46] Hopkin S.P. (1989). *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier Applied science, NY, USA, 366 p.
- [47] Merian E., Anke M., Ihnat M. and Stoeppler M. (2004). *Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance*. 2nd Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 1806.
- [48] Kılıc, G.A., (2011). Histopathological and biochemical alterations of the earthworm (*Lumbricus terrestris*) as biomarker of soil pollution along Porsuk River Basin (Turkey). *Chemosphere.* 83,1175–1180.
- [49] Jordaan, M.S., S.A. Reinecke, and Reinecke, A.J. (2012). Acute and sublethal effects of sequential exposure to the pesticide azinphosmethyl on juvenile earthworms (*Eisenia andrei*). *Ecotoxicology.* 21(3), p. 649-661.
- [50] Velki, M. and Hackenberger, B.K. (2013a). Biomarker responses in earthworm *Eisenia andrei* exposed to pirimiphos-methyl and deltamethrin using different toxicity tests. *Chemosphere.* 90(3), 1216-1226.
- [51] Calisi, A., Zaccarelli, N., Lionetto, M.G. and Schettino, T. (2013). Integrated biomarker analysis in the earthworm *Lumbricus terrestris*: application to the monitoring of soil heavy metal pollution. *Chemosphere.* 90, 2637–2644.

- [52] Hackenberger, B.K., Velki, M., Stepić, S. and Hackenberger, D.K. (2012). The effect of formalin on acetylcholinesterase and catalase activities, and on the concentration of oximes, in the earthworm species *Eisenia andrei*. *Eur.J.SoilBiol.*50,137–143.
- [53] Hamza-Chaffai, A., Roméo, M., Gnassia-Barelli, M. and El Abed, A. (1998). Effect of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Ruditapes decussatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 397–404.
- [54] Frasco, M., Fournier, D., Carvalho, F. and Guilhermino, L. (2005). Do metals inhibit cholinesterase (AChE)? Implementation of assay conditions for the use of AChE activity as a biomarker of metal toxicity. *Biomarkers.* 10, 360–375.
- [55] Costa, J.R.M.A., Mela, M., da Silva de Assis, H.C., Pelletier, E., Ferreira Randi, M.A. and de Oliveira Ribeir, C.A. (2007). Enzymatic inhibition and morphological changes in *Hoplias malabaricus* from dietary exposure to lead(II) or methylmercury. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67, 82–88.
- [56] Xu, S. and Tao, S. (2004). Coregionalization analysis of heavy metals in the surface soil of Inner Mongolia. *Science of the Total Environment.* 320, 73-87.
- [57] Radwan, M.A., El-Gendy, K.S., Gad, A.F., Khamis, A.E. and Eshra, E.H. (2019). Responses of oxidative stress, genotoxicity and immunotoxicity as biomarkers in *The bapissana* snails dietary exposed to silver nanoparticles. *Chemistry and Ecology.* 35 (7), 613-630.
- [58] Suna, Y., Zhoua, Q., Xiea, X. and Liua, R. (2010). Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials.* 174, 455–462.
- [59] Modrzewska, B. and Wyszowski, M. (2014). Trace metals content in soils along the state road 51(northeastern Poland). *Environ Monit Assess.*186, 2589–2597.
- [60] Piron-Frenet, M., Bureau F. and Pineau, A. (1994). Lead accumulation in surface roadside soil: its relationship to traffic density and meteorological parameters. *The Science of the Total Environment.* 144, 297–304.
- [61] Garcia, R. and Millan, E. (1998). Assessment of Cd, Pb and Zn contamination in roadside soils and grasses from Gipuzkoa (Spain). *Chemosphere.* 37(8), 1615–1625.
- [62] Möller, A., Müller, H. W., Abdullah, A., Abdelgawad, G. and Utermann, J. (2005). Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma.* 124, 63–71.
- [63] Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., Benyacoub, S., Giraudoux, P. (2010). Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution.* 158, 2294–2301.
- [64] Weltj, L., (1998). Mixture toxicity and tissue interactions of Cd, Cu, Pb and Zn in earthworms (*Oligochaete*) in laboratory and field soils: a critical evaluation of data. *Chemosphere.* 36, 2643-2660.
- [65] Morgan, J.E. and Morgan, A.J. (1999). The accumulation of metals (Cd, Cu, Pb, Zn and Ca) by two ecologically contrasting earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*): implications for ecotoxicological testing. *Applied Soil Ecology.* 13, 9-20.

Received: 30.12.2019

Accepted: 07.08.2020

CORRESPONDING AUTHOR

Noureddine Soltani

Laboratory of Applied Animal Biology
Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University,
23000-Annaba, Algeria

e-mail: noureddine.soltani@univannaba.org