

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



UNIVERSITE BATNA 2
FACULTE DES SCIENCES



DEPARTEMENT DE BIOLOGIE DES ORGANISMES

Thèse présentée en vue de l'obtention de doctorat sciences en biologie

Option : Biologie et physiologie animale

Intitulée

**Exploration des Oligochètes dans une zone semi-aride et évaluation de
l'impact de xénobiotiques sur des espèces non visées : les lombriciens**

Présenté par :

Mr. BOUAZDIA Karim

Devant le jury composé de :

MCA. I. CHAFAA

Président

Université Batna 2

Pr. D. HABES

Directrice de thèse

Université Badji Mokhtar –Annaba

Pr. A. SIBACHIR

Examineur

Université Batna 2

Pr. N. SOLTANI

Examineur

Université Badji Mokhtar –Annaba

Pr. H. BOUDJELIDA

Examineur

Université Badji Mokhtar –Annaba

ANNEE UNIVERSITAIRE : 2018-2019

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tous ceux qui, de près ou de loin ont contribué à ce travail.

Me remerciements vont à Mme. HABES Dahbia ma directrice de thèse pour ses conseils avisés et nos discussions enrichissantes.

Le remercie les membres de jury :

- Mr. Chafaa
- Mr. Sibachir
- Mr. Soltani
- Mr. Boudjelida

Pour m'avoir l'honneur d'accepter de juger ce memoire.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	1
MATERIEL ET METHODES.....	8
1. Matériel biologique.....	8
1.1. Biologie et écologie des lombriciens.....	8
1.1.1. Systématique.....	9
1.1.2. Morphologie.....	9
1.1.2.1. Prostomium.....	9
1.1.2.2. Soma.....	10
1.1.2.3. Pigydium.....	10
1.1.2.4. Soies.....	11
1.1.3. Le cycle de vie.....	12
1.1.4. Ecologie des lombriciens.....	16
1.1.5. Régime alimentaire.....	17
2. Présentation de la zone d'étude.....	19
2.1. Situation géographique.....	19
2.2. Climat.....	20
2.3. Végétation.....	21
2.4. Sites d'échantillonnage.....	21
2.4.1. Elma Labiod.....	21
2.4.2. Plaine El Merdja.....	22
2.4.3. Chabrou.....	23
2.4.4. Ain Zarroug.....	23
2.4.5. El Hammamet.....	24
2.5. Prélèvement d'échantillons.....	24
2.5.1. Travaux de terrain.....	24
2.5.2. Travaux de laboratoire.....	26
2.5.2.1. Rinçage et tri des vers de terre.....	26
2.5.2.2. Identification des vers de terre.....	26
2.6. Paramètres physico-chimiques du sol des sites d'étude.....	27
2.7. Indices écologiques.....	28
2.7.1. Fréquence centésimale (Abondance relative AR %).....	28
2.7.2. Richesse spécifique totale (S)	28
2.7.3. Fréquence d'occurrence (Constance) (C %).....	28
2.7.4. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')	29
2.7.5. Equitabilité de Pielou (équirépartition)	29
3. Etude toxicologique.....	31
3.1. Matériel biologique.....	31
3.2. Présentation des pesticides.....	31
3.2.1. L'insecticide Karaté Zeon.....	31
3.2.1.1. Mode d'action.....	32

3.2.1.2. Traitement.....	33
3.2.2. l'herbicide Sekator OD.....	33
3.2.2.1. Mode d'action.....	33
3.2.2.2. Traitement.....	35
3.3. Préparation du sol artificiel.....	35
3.4. Conditions expérimentales.....	35
3.5. Tests de toxicité.....	36
3.5.1. Mortalité observée.....	36
3.5.2. Mortalité corrigée.....	36
3.5.3. Transformation angulaire.....	36
3.5.4. Analyse des probits.....	36
3.5.5. Intervalle de confiance.....	37
3.6. Inhibition de la croissance pondérale.....	37
3.7. Effet sur la reproduction.....	37
3.8. Effet sur la morphologie.....	38
3.9. Analyse statistique.....	38
4. Dosage enzymatique.....	39
4.1. Activité Acétylcholinestérase (AChE)	39
4.2. Activité Glutathion S-Transférase (GST)	40
4.3. Activité Catalase (CAT)	40
4.4. Dosage des protéines.....	41
RESULTATS ET DISCUSSION.....	43
I. Inventaire et indices écologiques.....	44
1. Introduction.....	44
2. Résultats.....	44
2.1. Paramètres physico-chimiques du sol.....	44
2.2. Inventaire et biodiversité	45
2.2.1. Morphologie des vers de terre	46
2.2.1.1. <i>Aporrectodea caliginosa</i>	47
2.2.1.2. <i>Aporrectodea rosea</i>	47
2.2.1.3. <i>Aporrectodea longa</i>	48
2.2.1.3. <i>Eisenia foetida</i>	48
2.2.2. Les indices écologiques.....	49
2.2.2.1. l'abondance.....	49
2.2.2.2. Fréquence centésimale (Abondance relative AR %)......	49
2.2.2.3. Richesse totale (S)	50
2.2.2.4. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H') et de l'équitabilité.....	51
2.2.3. Densité et biomasse.....	51
2.2.3.1. Densité totale.....	51
2.2.3.2. Densité relative au stade de développement.....	52
2.2.3.3. La biomasse.....	53
3. Discussion.....	54
3.1. Inventaire.....	54

3.2. Biodiversité.....	55
II. Etude toxicologique.....	58
1. Introduction.....	58
2. Résultats.....	58
2.1. Toxicité.....	58
2.1.1. Toxicité de l'herbicide Sekator OD.....	59
2.1.1.1. Sensibilité aux différentes concentrations de Sekator OD.....	59
2.1.1.2. Evaluation des concentrations létales CL50 et CL90.....	60
2.1.2. Toxicité de l'insecticide Karaté Zeon.....	61
2.1.2.1. Sensibilité aux différentes concentrations de Karaté Zeon	61
2.1.2.2. Evaluation des concentrations létales CL50 et CL90.....	62
2.2. Inhibition de la croissance.....	63
2.2.1. L'herbicide Sekator OD.....	63
2.2.2. L'insecticide Karaté Zeon.....	64
2.3. Effet sur la reproduction.....	64
2.3.1. L'herbicide Sekator OD.....	64
2.3.2. L'insecticide Karaté Zeon.....	65
2.4. Effet sur la morphologie.....	66
2.4.1. L'herbicide Sekator OD.....	66
2.4.2. l'insecticide Karaté Zeon.....	66
3. Discussion.....	67
3.1. Etude toxicologique.....	68
3.1.1. Toxicité de l'herbicide Sekator OD.....	69
3.1.2. Toxicité de l'insecticide Karaté Zeon.....	69
3.2. Inhibition de la croissance.....	70
3.2.1. L'herbicide Sekator OD.....	71
3.2.2. L'insecticide Karaté Zeon.....	72
3.3. Effet sur la reproduction.....	73
3.3.1. L'herbicide Sekator OD.....	73
3.3.2. L'insecticide Karaté Zeon.....	73
3.4. Effet sur la morphologie.....	74
3.4.1. L'herbicide Sekator OD.....	74
3.4.2. l'insecticide Karaté Zeon.....	74
III. Dosage enzymatique.....	76
1. Introduction.....	77
2. Résultats.....	79
2.1. Effet sur le contenu en protéines.....	79
2.2. Effets sur les enzymes.....	81
2.2.1. Effets de l'herbicide Sekator OD.....	81
2.2.1.1. Effet sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (AchE).....	81
2.2.1.2. Effet sur l'activité spécifique de la GST.....	83
2.2.1.3. Effet sur l'activité spécifique de la catalase.....	84
2.2.2. Effet de l'insecticide Karaté Zeon.....	85

2.2.2.1. Effet sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (AChE).....	85
2.2.2.2. Effet sur l'activité spécifique de la GST.....	86
2.2.2.3. Effet sur l'activité spécifique de la catalase.....	87
3. Discussion.....	88
3.1. Activité de l'acétylcholinestérase.....	88
3.2. Activité de la glutathion S-transférase.....	90
3.3. Activité de la catalase.....	91
CONCLUSION.....	94
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	97
RESUMES.....	125
Français.....	126
Anglais.....	127
Arabe.....	128

LISTE DES FIGURES

Figure	Titre	Page
Figure 1	prostomium et peristomium de vers de terre	10
Figure 2	Vue dorsale et latérale des prostomiums	10
Figure 3	Pygidium de vers de terre	11
Figure 4	Dispositions des soies chez le ver de terre	11
Figure 5	Soies d'un ver de terre	12
Figure 6	La reproduction et la formation de cocons chez les vers de terre	13
Figure 7	cocons de vers de terre	13
Figure 8	Cycle de vie d'un individu <i>Aporrectodea caliginosa</i>	14
Figure 9	les organes externes liés à l'accouplement	15
Figure 10	Représentation schématique des relations fonctionnelles entre les vers de terre et leur environnement externe	16
Figure 11	vers de terre en état de diapause	17
Figure 12	Localisation géographique de la région et des sites d'étude	19
Figure 13	Diagramme ombrothermique de Tébessa	20
Figure 14	parcelle agricole à la limite d'oued El Adaila à Elma Labiod	22
Figure 15	Prairie localisée dans la plaine d'Elmerdja	22
Figure 16	Prairie localisée dans le site de Chabrou	23
Figure 17	Oued localisée dans le site d'Ain Zarroug	23
Figure 18	Prairie localisée dans le site d'El Hammamet	24
Figure 19	Méthodes de prélèvement des vers de terre	25
Figure 20	Tri manuel des vers de terre	25
Figure 21	Tri et comptage des vers selon leur stade de maturité	26
Figure 22	Détermination du poids et de la longueur des vers de terre	26
Figure 23	Prélèvement de sols sur les sites étudiés	27
Figure 24	L'insecticide Karaté Zeon	31

Figure 25	L'herbicide Sekator OD	33
Figure 26	les constituants du sol artificiel	35
Figure 27	Morphologie d' <i>A. caliginosa</i>	47
Figure 28	Morphologie d' <i>A. rosea</i>	47
Figure 29	Morphologie d' <i>A. longa</i>	48
Figure 30	Morphologie d' <i>E foetida</i>	48
Figure 31	pourcentage des différentes espèces recensées dans les différents sites pendant la période d'étude	50
Figure 32	diversité (H') et l'équitabilité (E) des vers de terre dans les différents sites étudiés	51
Figure 33	Histogramme de la densité moyenne des vers de terre dans les différents sites au cours de la période d'étude ($m \pm s$, $n=4$)	52
Figure 34	histogramme de la densité des vers adultes et juvéniles au cours de la période d'étude dans les différents sites ($m \pm s$, $n=4$)	52
Figure 35	Histogramme de la biomasse des vers de terre au niveau des sites échantillonnés au cours de la période d'étude ($m \pm s$, $n=4$)	53
Figure 36	Effet de l'herbicide Sekator OD à différentes concentrations sur le taux de croissance des vers de terre <i>A. caliginosa</i> en fonction du temps	64
Figure 37	Effet de l'insecticide Karaté Zeon à différentes concentrations sur le taux de croissance des vers de terre <i>A. caliginosa</i> en fonction du temps	65
Figure 38	Effet du sekator sur le taux d'éclosion des vers de terre	66
Figure 39	Effet de Karaté Zeon sur le taux d'éclosion des vers de terre	66
Figure 40	les anomalies morphologiques des vers exposés à l'insecticide Karaté Zeon dans le sol artificiel.	67
Figure 41	Inhibition de l'activité acétylcholinestérase par un contaminant	77
Figure 42	Enzymes du système antioxydant et place de la catalase	79
Figure 43	Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine (μg)	80
Figure 44	Effets du de sekator et karaté appliqués à la concentration sublétales dans le sol artificiel sur le contenu en protéines des vers de terre (μg /individu) à différentes périodes 1, 2, 4, 7 et 14 jours ($m \pm s$, $n=3$)	81
Figure 45	Effets du sekator à la concentration sub-létale chez les individus adultes	82

d'*A.Caliginosa* sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines)
($m \pm s$, n=3)

- Figure 46** Effets du sekator à la concentration sub-létale chez les individus adultes d'*A.Caliginosa* sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, n=3) **83**
- Figure 47** Effets du sekator à la concentration sub-létale chez les individus adultes d'*A.Caliginosa* sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, n=3) **84**
- Figure 48** Effets du Karaté Zeon à la concentration sub-létale chez les individus adultes de *A.Caliginosa* sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, n=3) **85**
- Figure 49** Effets du Karaté Zeon à la concentration sub-létale chez les individus adultes de *A.Caliginosa* sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, n=3) **86**
- Figure 50** Effets du Karaté Zeon à la concentration sub-létale chez les individus adultes de *A.Caliginosa* sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, n=3) **87**

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Titre	Page
Tableau 1	température moyenne (C°) et précipitation totale (mm) pour les deux saisons étudiées	21
Tableau 2	Propriétés Physiques, chimiques et environnementales de λ - cyhalothrine	32
Tableau 3	Propriétés Physiques, chimiques et environnementales des matières actives de l'herbicide Sekator OD	34
Tableau 4	Les constituants du sol artificiel	35
Tableau 5	Dosage de la catalase	41
Tableau 6	Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage	41
Tableau 7	Paramètres physico-chimiques du sol dans les cinq sites d'étude	45
Tableau 8	dates de collecte des vers de terre dans les différents sites d'étude	45
Tableau 9	Comparaison entre les caractéristiques des différentes espèces de vers de terre collectées dans les sites d'étude	46
Tableau 10	Nombre d'individus (ni) des différentes espèces récoltés pendant la période d'étude	49
Tableau 11	Fréquence centésimale (%) des espèces inventoriées dans les sites d'étude	49
Tableau 12	La richesse totale dans les sites étudiés	50
Tableau 13	Effet des concentrations croissantes de l'herbicide Sekator OD sur le taux de mortalité observée de <i>A. Caliginosa</i> à différent temps d'exposition	60
Tableau 14	Toxicité de l'herbicide Sekator OD. Classement des concentrations à différent temps d'exposition	60
Tableau 15	concentrations létales (CL50 et CL90) en ml/l de Sekator OD et leurs intervalles de confiance après 7, 14, 21 et 28 jours d'exposition	61
Tableau 16	les différents paramètres statistiques	61
Tableau 17	Effet des concentrations croissantes de l'insecticide Karaté Zeon sur le taux de mortalité observée de <i>A. Caliginosa</i> à différent temps d'exposition	62
Tableau 18	Toxicité de l'insecticide Karaté Zeon. Classement des concentrations à différent temps d'exposition	63
Tableau 19	concentrations létales (CL50 et CL90) en mg/kg de Karaté Zeon et leurs intervalles de confiance après 7, 14, 21 et 28 jours d'exposition	63

Tableau 20	les différents paramètres statistiques relatifs à l'analyse des probits	64
Tableau 21	Effets du Sekator appliqué dans le sol artificiel sur le contenu en protéines des vers de terre (μg / individu) à différentes périodes 1, 2, 4, 7 et 14 jours ($m \pm \text{sem}$, $n=4$)	80
Tableau 22	Effets du sekator chez les individus adultes de <i>A. Caliginosa</i> sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, $n=3$)	82
Tableau 23	Effets du sekator chez les individus adultes de <i>A. Caliginosa</i> sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, $n=3$)	83
Tableau 24	Effets du sekator chez les individus adultes de <i>A. Caliginosa</i> sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, $n=3$)	84
Tableau 25	Effets du Karaté Zeon chez les individus adultes de <i>A. Caliginosa</i> sur l'activité spécifique de l'AchE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, $n=3$)	85
Tableau 26	Effets du Karaté Zeon chez les individus adultes de <i>A. Caliginosa</i> sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, $n=3$)	86
Tableau 27	Effets du Karaté Zeon chez les individus adultes de <i>A. Caliginosa</i> sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) ($m \pm \text{sem}$, $n=3$)	87

INTRODUCTION

Pour donner une idée de l'importance de la vie dans les sols, disons que, dans un bon sol de prairie de nos régions renfermant 4 % en poids de matières organiques, l'ensemble des êtres vivants peut constituer 20 % de cette matière organique. D'après les différents auteurs (Quastel, 1955; Bessard, 1960; Seifert, 1965), les champignons et les algues pourraient représenter dans ce sol hypothétique environ 1 kg de matière vivante au mètre carré, les bactéries 1 kg, les actinomycètes 300 g, les vers de terre 100 à 200 g, les autres métazoaires 50 à 100 g et les protozoaires 10 à 20 g, soit un total approximatif de 2,5 kg de matière vivante au mètre carré, dont 10 % environ pour la faune.

Plusieurs embranchements du règne animal ont d'importants rameaux adaptés à la vie dans les sols. Arbitrairement, on parle souvent, selon la taille des animaux, de microfaune, mésofaune, macrofaune et mégafaune (Bachelier, 1978). 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 (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 un rôle dans la création et la conservation de la structure du sol (Mayeux et Savanne, 1996).

La macrofaune comprend des animaux d'environ 4 à 80 mm, à savoir les lombricidés ou vers de terre, les insectes supérieurs, les myriapodes, de nombreux ordres d'arachnides, les mollusques, quelques crustacés et quelques autres groupements de moindre importance (Bachelier, 1978). La macrofaune joue un rôle clé dans la régulation des propriétés physiques des sols et de la biodiversité des organismes plus petits (microflore, microfaune et mésofaune) (Lavelle et Spain, 2001).

D'un point de vue écologique, les lombriciens correspondent au groupe de la macrofaune du sol le plus important en termes de biomasse et d'activité. Ils possèdent un grand nombre d'activités directement en relation avec l'état écologique d'un sol (Römbke et *al.*, 2005) ; ils sont capables par leurs activités de changer leur habitat ou même d'en créer de nouveaux pour les autres organismes (Brown, 1995 ; Maraun et *al.*, 1999). En 1994, plus de 3600 espèces de vers de terre avaient été recensées dans le monde, auxquelles s'ajoutaient plus de soixante nouvelles espèces chaque année. On estime à 7 000 environ le nombre total d'espèces, la majorité vivant sous les tropiques (Lavelle, 1998).

Aujourd'hui, il y a un regain d'intérêt pour les vers de terre, particulièrement dans les domaines de la biodiversité et la systématique. 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, 2000 ; Lavelle et Spain, 2001).

Les travaux de Bouché, 2003 suggèrent que les lombriciens soient 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). En effet les deux rives de la méditerranée ont connu un contact direct bien avant le mésozoïque et le cénozoïque (Bouillin, 1986). Ainsi, il serait judicieux de s'intéresser à la biodiversité des lombriciens dans le Nord-africain en tenant compte d'une part des conditions climatiques et d'autre part des relations phylogéniques avec les vers de terre de l'Europe méditerranéenne.

Par ailleurs, le sol est un milieu vivant. Il semble alors possible que l'utilisation de pesticides puisse avoir un effet sur les populations présentes. Parmi les principaux acteurs biologiques des sols, deux indicateurs sont retenus de part leurs rôles majeurs : les microorganismes et les lombriciens (Schreck, 2008).

C'est dans les années 40 que les premiers pesticides de synthèse sont apparus sur le marché, avec des résultats très positifs quant à l'augmentation des rendements agricoles. Vingt ans plus tard, les premières accusations d'atteinte à la santé des gens et à l'environnement se firent entendre (Carson, 1962). Le débat sur les risques encourus et les bénéfices recueillis de la lutte chimique s'est prolongé depuis et l'on a consacré de très nombreux travaux de recherche à mieux connaître l'impact des pesticides sur l'environnement (Hayo & van der Werf, 1996).

On estime que 2,5 millions de tonnes de pesticides sont appliqués chaque année sur les cultures de la planète (Pimentel, 1995). L'Algérie est classée parmi les pays qui utilisent de grandes quantités de pesticides, dont l'Association Algérienne pour la protection de l'environnement tire la sonnette d'alarme, l'Algérie est un grand consommateur de pesticides: 30000 tonnes sont épandues chaque année (Chiali et *al.*, 2013). Ainsi, il existe aujourd'hui une pharmacopée très importante offrant aux divers utilisateurs une gamme variée de produits aux diverses activités sensées pouvoir répondre aux problèmes de protection des plantes et d'une façon générale aux problèmes posés par les organismes vivants nuisibles. Cette abondance de

substances peut être un aspect intéressant mais nécessite, en contrepartie, un grand nombre de recherche menés par des laboratoires publics et industriels.

D'autre part, l'évolution des produits et l'apparition de substances de plus en plus actives se traduisant par une diminution des quantités appliquées comme l'indique les données suivantes :

- Pour les insecticides :
Avant 1975, elles étaient de 150 à 1000 g/ha.
Après, elles sont passées avec les pyrethrinoides à 5-50 g/ha.
- Quant aux herbicides, la situation est identique :
Jusque vers les années 1980, les doses étaient de 500 à 2000 g/ha, pour les triazines, par exemple. Puis après, avec les sulfonilurées, les doses ont atteint la vingtaine de grammes (chlor-sulfuron) et même moins que la dizaine de grammes pour le metsulfuron méthyle.

Cette évolution a plusieurs conséquences. D'abord, d'un point de vue technologique car l'application uniforme d'aussi petites quantités nécessite la mise en œuvre de préparations spécialement formulées et de matériels d'épandage particulièrement précis. D'un point de vue environnemental, elle soulève cependant deux difficultés. L'une est liée à la grande activité biologique des produits récents qui, certes, permet d'en utiliser peu, mais qui ne met pas à l'abri d'effets nocifs sur des cibles non visées malgré leur grande spécificité. L'autre concerne la difficulté de la détection et du dosage des substances actives qui se retrouvent dans le sol et les eaux à des concentrations très petites, ce qui limite beaucoup la description de leur devenir (Calvet, 2005).

Parmi ces pesticides figurent deux produits largement utilisés en Algérie :

- L'insecticide Karaté Zeon : c'est un insecticide pyrethrinoides très utilisé par les agriculteurs. En France ce produit est le plus utilisé par les viticulteurs de la cave coopérative avec 23,57 % (Schrek, 2008).
- L'herbicide Sekator OD : c'est un herbicide de type sulfonilurée très utilisé pour le contrôle des adventices dicotylédones présents dans les champs de blé dur et de blé tendre. Les pesticides sulfonilurées sont considérés parmi les plus nocifs pour les vers de terre avec les nicotinoides, strobilurines, triazols, carbamates et les organophosphates (Pelosi et *al.*, 2013b). Malgré que les données concernant les sulfonilurées soient encourageantes, leurs propriétés écotoxicologiques doivent être soigneusement vérifiées (Bergman et Pugh, 2012).

Au cours des deux dernières décennies, les problématiques de sols contaminés et de déchets solides ont connu une hausse dans l'ensemble des pays industrialisés, entraînant un besoin d'élaboration de méthodes de caractérisation toxicologique plus performantes. Les invertébrés du sol sont considérés comme de bons indicateurs de la qualité du sol (Lokke & Van Gestel, 1998) et certains d'entre eux, particulièrement les vers de terre, présentent un intérêt particulier, car ils peuvent être exposés aux contaminants par différentes voies (phase aqueuse, phase vapeur et ingestion de la phase solide). Certaines espèces sont ubiquistes et représentatives de la faune indigène tout en étant faciles à élever en laboratoire. Par conséquent, les lombriciens sont proposés comme bioindicateurs de la biodiversité et de la qualité du sol (Mayeux et Savanne, 1996 ; Fragoso et *al.*, 1997 ; Decaëns et *al.*, 1999) ainsi que de l'impact environnemental des systèmes de culture (Chabert, 1999 ; Paoletti, 1999).

Bien qu'avant leur homologation, des tests de toxicité des pesticides soient réalisés sur les vers de terre, l'application de tels produits peut modifier la diversité taxonomique des communautés (Cluzeau et *al.*, 1987 ; Cluzeau et Fayolle, 1988 ; Tebrügge et Düring, 1999).

En Algérie, les travaux relatifs à la biodiversité des lombriciens restent encore insuffisants. Ainsi, les efforts d'Omodeo et Martinucci (1987), couvrant 83 localités réparties sur la Tunisie, l'Algérie et le Maroc, ont rajouté trois nouvelles espèces pour la science (*Octodrilus maghrebinus*, *Octodrilus kabylianus* et *Eisenia xylophila*) et ont inventorié 12 autres espèces. 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). D'autre part, Bazri (2015) a recensé dix-huit espèces à l'Est algérien. Parmi les stations exploitées dans cette dernière étude figure Tébessa avec simplement un seul site à côté d'une rivière où se développe une végétation à base des roseaux.

Cet espace biogéographique pourrait révéler une 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).

Donc, on s'est intéressé dans un premier temps, à travers un inventaire de la macrofaune réalisé dans la région de Tébessa, à identifier les différentes espèces de vers de terre. Notre deuxième objectif a porté sur l'évaluation de la toxicité de deux pesticides couramment

utilisés en Algérie (l'herbicide Sekator OD et l'insecticide Karaté Zeon) chez l'espèce de vers de terre la plus répandue à Tébessa *A. caliginosa*, où les critères d'évaluation sont : la mortalité, le taux de croissance, la reproduction et la morphologie. Le troisième objectif a été réservé à la mesure des activités enzymatiques Acétylcholinestérase, Glutathion-S-Transférase et Catalase chez les vers traités à la dose sub-létale.

1. Matériel biologique :

1.1. Biologie et écologie des lombriciens

Les annélides Oligochètes sont des animaux typiquement métamérisés, à symétrie bilatérale. Contrairement aux Polychètes, ils possèdent un petit nombre de soies qui ne sont pas portées par des parapodes. Les soies sont groupées en faisceaux au nombre de quatre par segment, deux latéraux dorsaux et deux latéraux ventraux. Les Oligochètes sont pourvus d'un vaste coelome divisé en sacs coelomiques, un par segment, par des cloisons issues de la paroi du corps, les septa (Lausanne, 1980).

1.1.1. 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	Diplostegata
Super-ordre	Megadrili
Ordre	Opisthopora
Sous-ordre	Lumbricina
Super-famille	Criodriloidae
Famille	Criodrilidae
Super-famille	Eudriloidae
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	Megascolecoidea
Famille	Acanthodrilidae
Famille	Megascolecidae
Famille	Ocnerodrilidae
Famille	Octochaetidae
Super-famille	Sparganophiloidea
Famille	Sparganophilidae
Sous-classe	Tubificata
Ordre	Tubificida
Sous-ordre	Enchytraeina
Super-famille	Enchytraeioidea
Famille	Enchytraeidae
Famille	Propappidae

1.1.2. Morphologie :

La morphologie externe et l'anatomie interne des oligochètes est détaillée dans des ouvrages généraux tels que Avel (1959). Lorsque les vers de terre ne sont pas pigmentés, ils sont qualifiés d'albiniques (Bouché, 1972) quoique leur teinte apparente puisse être assez variée, elle dépend en effet, de la coloration interne des organes, du fluide cœlomique, du tube digestif et de son contenu. Leur corps est mou, toujours humide grâce à un léger mucus. Ils se déplacent en contractant et allongeant alternativement leurs segments. Signalons que les vers de terre ont une odeur caractéristique, généralement assez discrète (Baha, 2008).

Le corps d'un ver de terre est composé de trois régions successives, le prostomium, le soma et le pygidium avec des soies implantées dans la paroi du corps.

1.1.2.1. Prostomium :

Le prostomium (Fig. 1) (du grec *pro*, devant et *stoma*, bouche) est de forme triangulaire, c'est un petit organe situé au-dessus de la bouche et fusionné avec le premier segment ou péristomium (du grec *peri*, autour). Comme son nom l'indique, ce premier segment entoure la bouche. Extérieurement, il possède avec le segment adjacent des limites variables qui sont utilisées en systématique (Fig. 2) (Bouché, 1972).

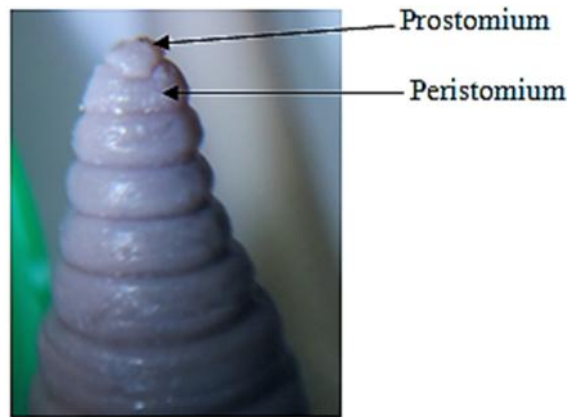


Figure 1. Prostomium et peristomium de vers de terre (photo personnelle)

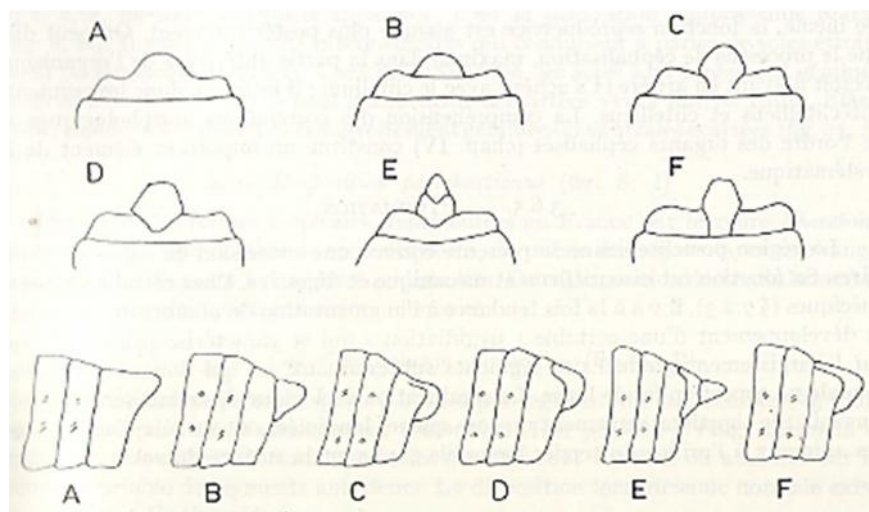


Figure 2. Vues dorsales et latérales des prostomiums. (A) zygolobique, (B) prolobique, (C) epilobique ouvert, (D) epilobique fermé, (E) subdivisé et (F) tanylobique (Bouché, 1972).

1.1.2.2. Soma :

Le soma constitue la quasi-totalité du corps. Il est entièrement métamérisé (ou segmenté), c'est-à-dire le corps est constitué par une série de nombreux anneaux successifs appelés les métamères (Fig. 3). Chez l'adulte, le soma peut être subdivisé extérieurement, et par rapport au clitellum, en trois zones : Anteclitellienne, Clitellienne, Posteclitellienne.

1.1.2.3. Pigydium :

Le pygidium (du grec *pygê*, fesse) est le dernier segment de l'animal (Fig. 3), dépourvue de cavité coelomique et qui entoure l'anus.

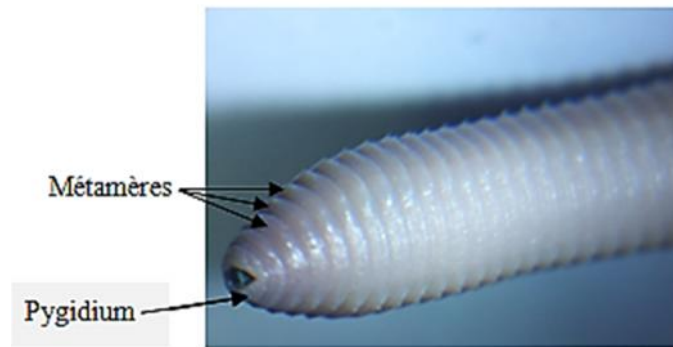


Figure 3. Pygidium de vers de terre (photo personnelle)

1.1.2.4. Soies :

Les soies constituent l'un des caractères principaux utilisés pour l'identification des vers de terre (Fig. 4 et 5). Elles sont de nature double, protéique, chitineuse et sont rigides. Les soies sont groupées en faisceaux dans chaque segment, excepté le prostomium, le peristomium et quelques segments postérieurs. Chaque soie est implantée dans la paroi du corps dans un sac et chaque segment contient le plus souvent quatre faisceaux : deux latéraux-dorsaux et deux latéraux-ventraux. Il existe deux types de disposition de soie : type lombricienne (possède 8 soies par segment qui se répartissent en 4 paires) et perichaetienne (possède plus de 8 soies par segment qui se répartissent autour de la circonférence du corps). Les écarts entre les soies sont variables mais constants au niveau d'un même segment et à l'intérieur d'une population, ce qui conduit à l'usage fréquent de ce caractère en taxonomie.

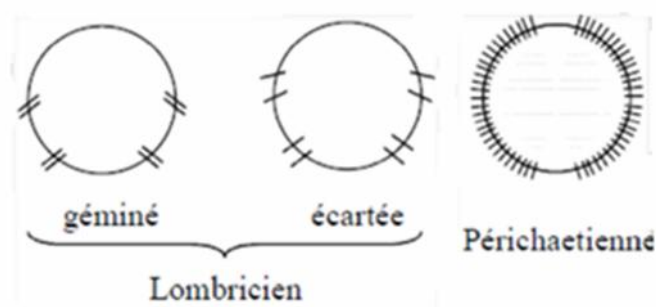


Figure 4. Dispositions des soies chez le ver de terre (Bouché, 1972).

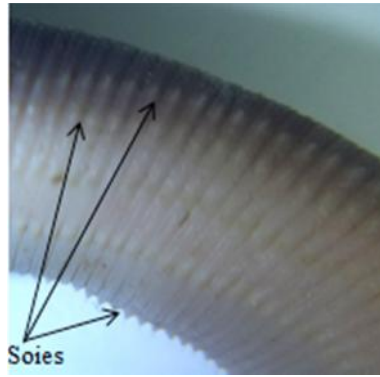


Figure 5. Soies d'un ver de terre (photo personnelle)

1.1.3. Le cycle de vie :

Tous les vers de terre sont originellement hermaphrodites, mais nombreuses espèces sont parthénogénétiques (Cosín et *al.*, 2011). Certaines espèces sont obligatoirement bi-parentales, comme *Lumbricus terrestris* alors que d'autres peuvent se reproduire sans accouplement, par autofertilisation ou parthénogénèse (Sims et Gerard, 1999 ; Cosín et *al.*, 2011; Fernandez et *al.*, 2012).

Un échange de spermatozoïdes a lieu lors d'un accouplement, qui se produit généralement à la surface du sol, lorsque les conditions sont favorables. Quelques jours plus tard, le clitellum (partie renflée formant une bague sur le corps d'un ver de terre adulte) glisse le long de la partie antérieure du ver et le cocon, encore appelé œuf ou zygote, contenant des gamètes mâles et femelles, est émis dans le sol sous forme d'une capsule fermée aux deux extrémités (Pelosi, 2008) (Fig. 6).

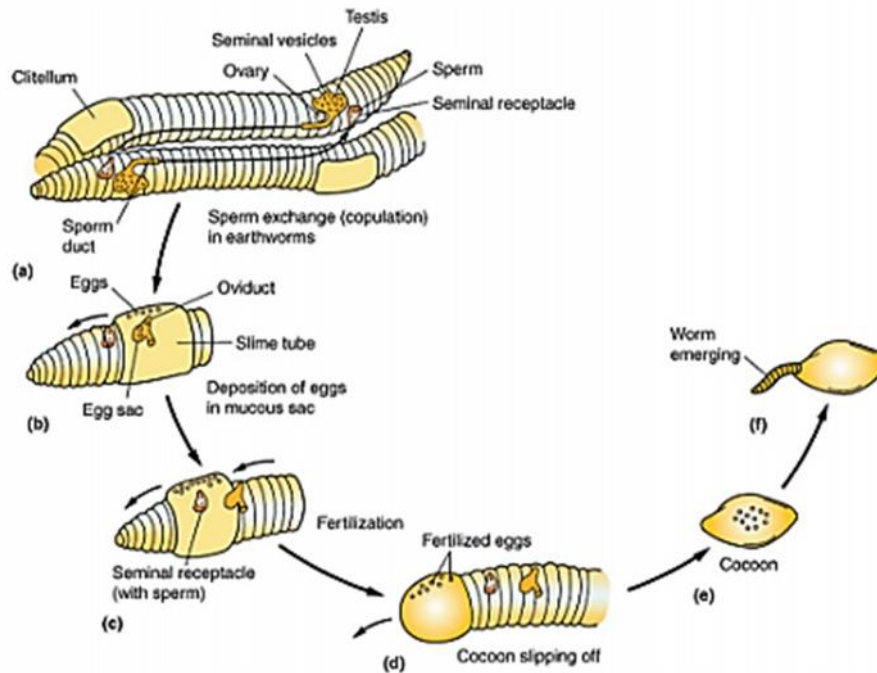


Figure 6. La reproduction et la formation de cocons chez les vers de terre. (a) le sperme est échangé pendant la copulation. (b) les œufs sont déposés dans un sac de mucus. (c) les œufs sont fertilisés. (d) le cocon glisse hors du vers. (e) le cocon est déposé. (f) les vers juvéniles émergent du cocon dans 2 à 3 semaines (Holley, 2017)

Les cocons (Fig. 7) sont résistants aux conditions défavorables comme la sécheresse ou une modification de la température (Edwards et Bohlen, 1996). Parmelee et Crossley (1988) et Edwards et *al.* 1995 suggèrent qu'ils peuvent être, pour certaines espèces comme *L.rubellus*, les seules formes de vie existantes pendant les mauvaises périodes. Le dessèchement du sol provoque la déshydratation du cocon, ce qui peut retarder le développement embryonnaire (Evans et Guild, 1948 ; Gerard, 1967).



Figure 7. Cocons de vers de terre (photo personnelle)

Les vers adultes produisent plusieurs cocons par an, en fonction de leur âge (Svendsen et al., 2005) et les conditions dans lesquelles ils se trouvent (Lee, 1985). Une synthèse de plusieurs études par Satchell (1967) montre qu'*Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea longa* et *Octolasion cyaneum*, qui sont des espèces anéciques ou endogées, produisent entre 3 à 13 cocons par an alors que les épigés *Lumbricus rubellus*, *Lumbricus castaneus* et *Dendrobaena rubidus* sont capables d'en produire entre 42 à 106 par an. 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, éclosent quelques temps plus tard (Fig. 8).

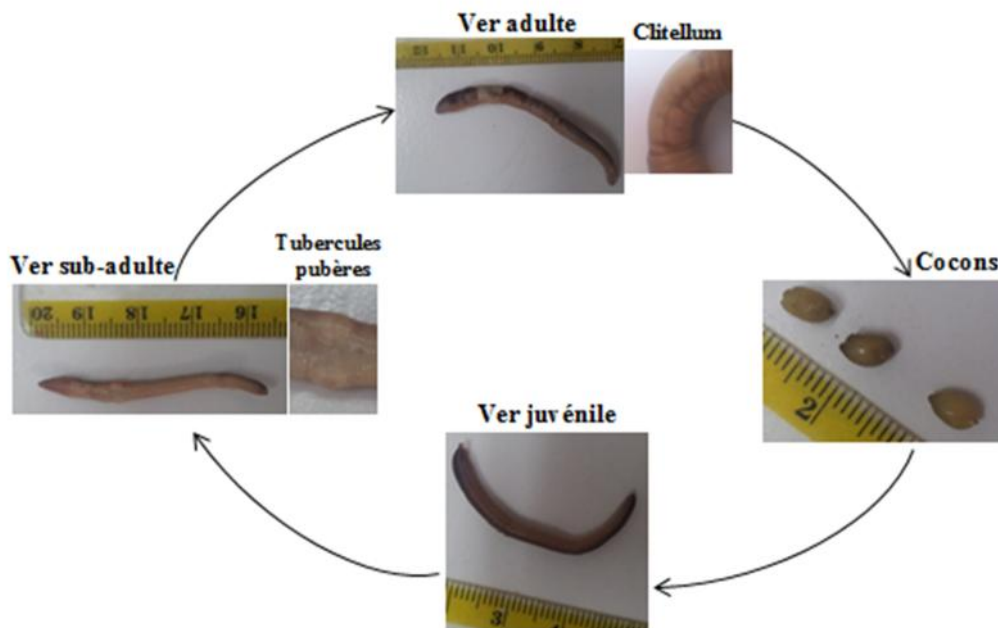


Figure 8. Cycle de vie d'un individu *Aporrectodea caliginosa* (photo personnelle)

Le ver de terre juvénile va progressivement acquérir des caractères sexuels secondaires externes liés à l'accouplement comme le puberculum tuberculeux ou les pores sexuels, il sera alors au stade sub-adulte. Un clitellum, organe lié au processus de ponte, va ensuite se former et permettre au ver de terre de devenir sexuellement mature pour pouvoir se reproduire à son tour ; il devient alors adulte (Pelosi, 2008) (Fig. 9).

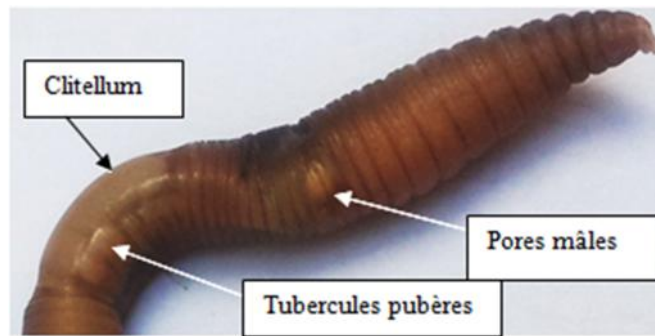


Figure 9. Les organes externes liés à l'accouplement (photo personnelle).

Le temps de maturation varie beaucoup entre espèces et dépend des conditions de milieu (température, humidité, nourriture). Boström et Lofs (1996) rapportent qu'un juvénile *A. caliginosa* devient mature en 3 à 6 semaines. Au champ, *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 en conditions de laboratoire (Daniel et *al.*, 1996 ; Lowe et Butt, 2002).

Les vers de terre ont une durée de vie dépendante de l'espèce, de leur biotope et des conditions dans lesquelles ils vivent. Ainsi, l'espèce *L. terrestris* peut vivre plusieurs années en conditions de laboratoire (Lakhani et Satchell, 1970) alors qu'en conditions naturelles et particulièrement en système cultivé, il est exposé à des risques qui diminuent son espérance de vie à quelques mois (Satchell, 1967).

Le cycle de vie des vers de terre est influencé par le biotope dans lequel ils évoluent. Ainsi, le taux de survie, la croissance et le taux de reproduction, mesurés dans des conditions favorables de laboratoire, dépassent les valeurs atteintes en milieu naturel, où les conditions climatiques et l'approvisionnement en nourriture sont variables et parfois loin d'être optimaux (Lofs-Holmin, 1982; Whalen et Parmelee, 1999). La température et la teneur en eau du sol sont les variables environnementales clés qui influencent la croissance, la survie, la fécondité et l'activité de *L. terrestris* (Satchell, 1967; Hartensein et Amico, 1983; Sims et Gerard, 1999). Enfin, la qualité et la quantité de la matière organique du sol (Curry, 1998) ainsi que le type de sol et le pH sont des facteurs du milieu qui gouvernent fortement la présence des communautés lombriciennes dans les différents biotopes. En effet, si une espèce est présente dans une parcelle, on peut considérer qu'elle est adaptée au type de sol et au pH de celle-ci.

En outre, Edwards et Bohlen (1996) expliquent que les sols pauvres en matière organique ne supportent généralement pas de grandes densités de vers de terre.

1.1.4. Ecologie des lombriciens :

Les vers de terre se nourrissent de la matière organique présente dans le sol qu'ils ingèrent. Le lombric participe alors au brassage des horizons organiques et minéraux, à l'aération et au drainage du sol (Fig. 10).

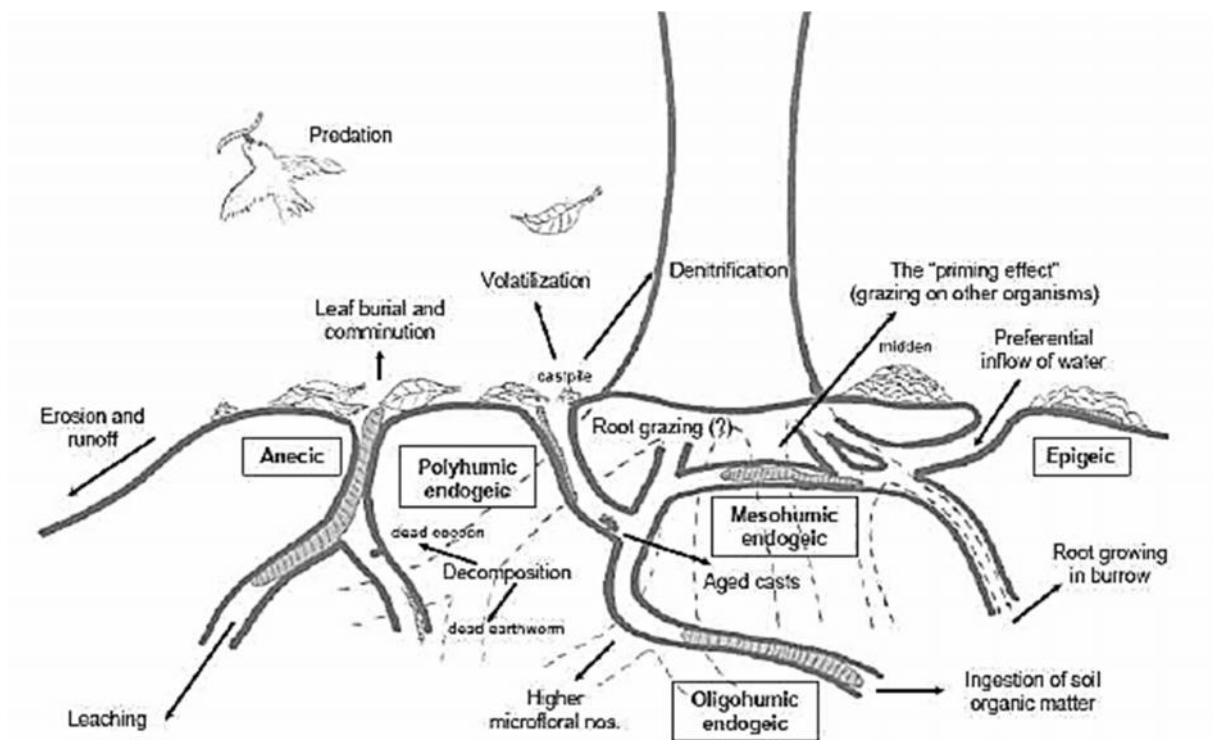


Figure 10. Représentation schématique des relations fonctionnelles entre les vers de terre et leur environnement externe (Doubé et Brown, 1998).

Ainsi, les lombrics sont de bons indicateurs de l'état de vie d'un sol pour différentes raisons (Römbke et *al.*, 2005) :

- Ils participent au fonctionnement de l'écosystème sol (décomposition et structure).
- Grâce à leur comportement et leur morphologie, ils sont en contact à la fois avec la phase solide du sol et avec la phase aqueuse (directement en lien avec le cheminement des pesticides).
- La plupart des espèces de lombriciens sont très sensibles à de faibles niveaux de pollution.
- Leurs réactions aux stress sont mesurables et reproductibles en champ mais surtout en laboratoire.
- A l'heure actuelle beaucoup de choses concernant leur biologie, leur écologie sont connues.

Selon Bouché (1977), Edwards et Lofty (1977) et Lee (1985) on distingue 3 grands groupes écologiques de lombriciens (il existe en réalité de nombreux intermédiaires entre ces extrêmes).

Les épigés présentent des cycles de vie courts (1 à 2 ans) et sont soumis à une forte prédation. Ils sont typiques des sols de litière et de forêts, petits, grêles et rougeâtres. Ils se nourrissent de litière (en surface du sol) et de microflore mais ingèrent peu de sol.

Les endogés creusent des galeries profondes et horizontales dans le sol. Ils sont de taille variable, dépigmentés, pourvus d'une musculature développée. De durée de vie moyenne, ils rentrent en diapause en cas de sécheresse (Fig. 11). Ils se nourrissent essentiellement de feuilles en décomposition à la surface du sol et de sol.



Figure 11. Vers de terre en état de diapause (photo personnelle).

Les anéciques ont un mode de vie mixte, ils creusent des galeries verticales. Ils sont longs et de couleur foncée, à vie longue (jusqu'à 10 ans), protégés dans leurs galeries. Ils se nourrissent de microflore et de sol plus ou moins enrichi de matière organique. Par ces mouvements verticaux, ils agissent fortement sur la structure du sol.

1.1.5. Régime alimentaire

Le régime alimentaire des vers de terre (lombrics) est moins lié à la nature de l'aliment qu'à sa taille. Les vers de terre sont omnivores (Edwards et Bohlen, 1996; Sims et Gerard, 1999) car, s'ils se nourrissent principalement des fragments de matériel végétal plus ou moins dégradés et incorporés dans le sol, ils ingèrent également des microorganismes vivants, des champignons, de la micro- et de la mésofaune vivante ou morte. On distingue deux régimes alimentaires chez les vers de terre : d'une part, les détritivores, qui se nourrissent de litière végétale et de racines mortes situés à la surface ou dans les horizons de surface, riches en matières organiques. Il s'agit principalement des anéciques et des épigés. D'autre part, les vers de terre géophages qui ingèrent de grandes quantités de sol au niveau des horizons plus

profonds. Ce sont essentiellement des endogés. Perel (1977) distinguait ainsi les vers de terre qui « fabriquent » l'humus de ceux qui le consomment.

2. Présentation de la zone d'étude :

2.1. Situation géographique : La wilaya de Tébessa fait partie des hautes plaines constantinoises. Elle est située à l'extrême Nord-est de l'Algérie. Elle est délimitée au Nord par la wilaya de Souk-ahras, à l'Ouest par la wilaya d'Oum el Bouaghi et Khenchela, au Sud par la wilaya d'El Oued et à l'Est, sur 300 Km de frontières, par la Tunisie. La wilaya de Tébessa avec ses 13878 Km², se rattache naturellement à l'immense étendue steppique du pays (Fig. 12)

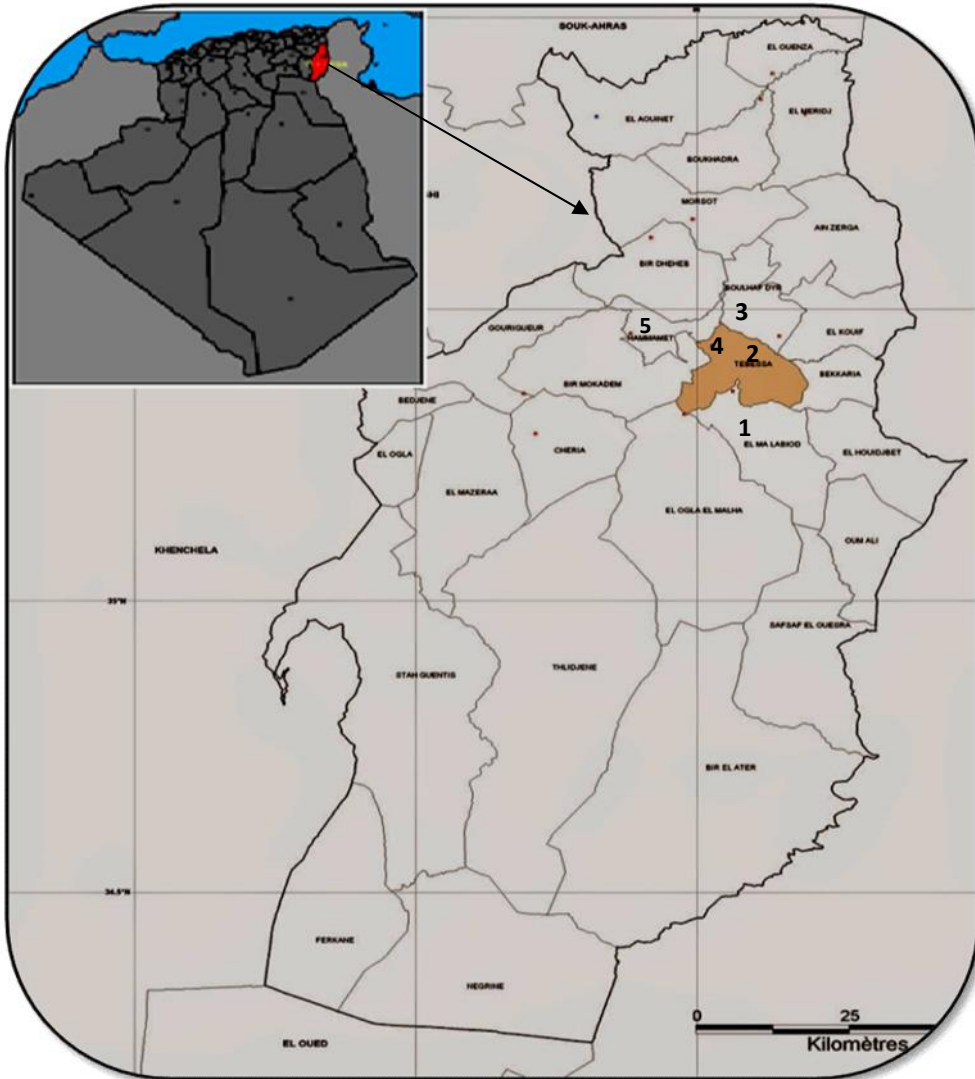


Figure 12. Localisation géographique de la région et des sites d'étude.

2.2. Climat :

La région de Tébessa appartient à l'étage bioclimatique semi-aride, caractérisé par un hiver froid et un été très chaud. L'analyse des variations mensuelles des précipitations et des températures basée sur les données climatiques fournies par la station météorologique de Tébessa sur une période s'étalant sur 43 ans (2006-2015) montre que la température moyenne est de l'ordre de 16,54°C avec un maximum au mois de juillet avec 27,48°C et un minimum au mois de janvier avec 6,57°C. Le mois le plus arrosé est le mois de septembre avec une moyenne mensuelle de 49,24 mm alors que le mois le moins pluvieux est juillet avec une moyenne de 14,6 mm (Fig. 13).

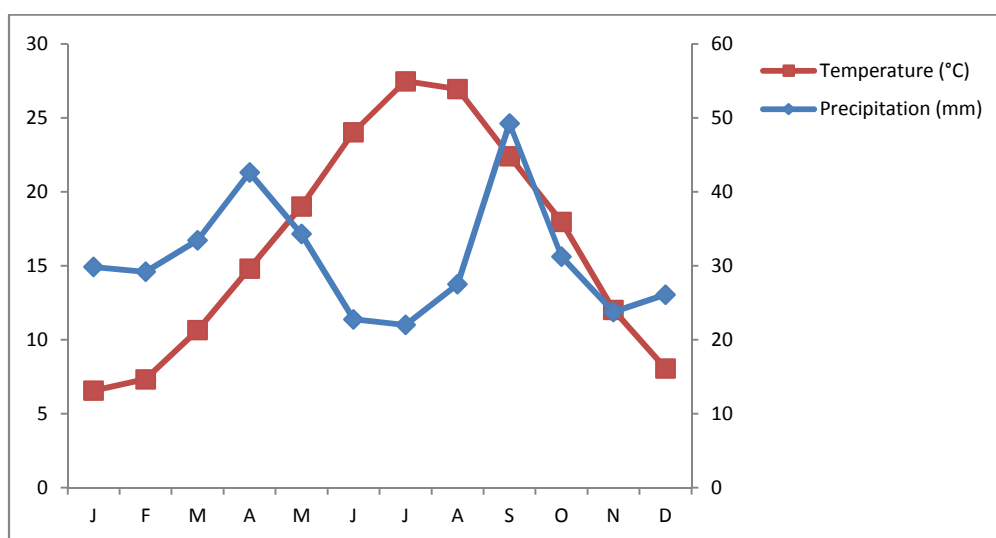


Figure 13. Diagramme ombrothermique de Tébessa (1972-2015).

Les températures et précipitations de la région d'étude enregistrées durant la période de collecte des vers sont récapitulées dans le tableau 1. Ces résultats montrent que la plus haute température (17,2°C) est enregistrée en mois d'avril 2016 alors que la plus faible valeur est signalée pendant le mois de février 2015. D'autre part, on remarque que l'année 2015 est la plus arrosée avec un max de 66,7 mm en mois de février.

Tableau 1 : Température moyenne (C°) et précipitation totale (mm) pour les deux saisons étudiées.

Année	Mois	Température moyenne (C°)	Précipitation moyenne (mm)
2015	Janvier	6,2	30,4
	Février	5,8	66,7
	Mars	9,6	42,7
	Avril	12,4	1,3
2016	Janvier	8,6	13,4
	Février	9,8	4,3
	Mars	10,7	32,3
	Avril	17,2	18,1

2.3. Végétation :

La steppe est essentiellement composée d'une strate herbacée assez variée d'espèces vivaces et éphémères. Trois espèces y dominent traditionnellement la flore, à savoir l'alfa (*Stipa tenacissima* L.), l'armoise (*Artemisia herba alba* L.) et la fausse alfa (*Lygeum spartum*). Plus d'une trentaine d'autres espèces y végètent à différentes périodes de l'année. L'alfa et l'armoise occupent à elles seules près de 7.000.000 d'hectares tandis que le *Lygeum* sp occupe 3.000.000 d'hectares. De nombreuses espèces halophiles occupent des sols salins aux alentours des chotts : *Atriplex halimus*, *Atriplex glauca*, *Suaeda fruticosa*, *Frankenia thymifolia*, *Salsola sieberi* et *Salsola vermiculata* (Mohammedi et al., 2006).

Les forêts occupent une superficie de 171000 ha. On rencontre principalement des plantations de pin d'Alep (*Pinus halepensis*) et des terres agricoles à production céréalière, maraichère et phénicicole.

2.4. Sites d'échantillonnage :

2.4.1. Elma Labiod (35°10'39.6"N 08°10'48"E):

C'est une parcelle cultivée de céréales située dans la commune d'Elma Labiod. Cette parcelle, localisée à 30 km au sud de la commune de Tébesa, est à la bordure d'oued El Adaila (Fig. 14).

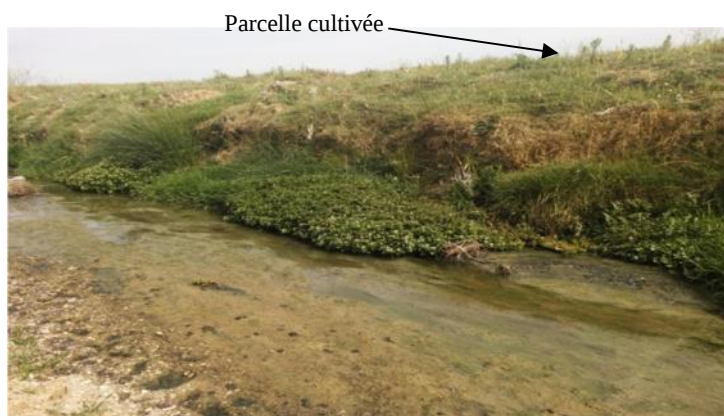


Figure 14. Parcelle agricole à la limite d'oued El Adaila à Elma Labiod (photo personnelle, 2016)

2.4.2. Plaine El Merdja (35°24'53.9"N 08°07'57.2"E):

La plaine El Merdja est localisée au Nord-est de la wilaya de Tébessa. Elle est limitée à l'Est par la route nationale qui mène à El Kouif, à l'Ouest par l'aéroport de Tébessa et au Nord par Djebel Dyr. Cette plaine est traversée par une nappe phréatique, ce qui lui confère une certaine humidité. Le site étudié dans cette plaine est représenté par une prairie en voie d'urbanisation intense (Fig. 15). Cette intervention anthropique a causé ces dernières années la réduction de la flore en passant de 148 espèces recensées à seulement trois espèces. En plus des espèces herbacées, ce site renferme des arbres dont certains abritent des nids de cigogne (*ciconia ciconia*) et de héron garde bœuf (*Ardea ibis*).



Figure 15. Prairie localisée dans la plaine d'Elmerdja (photo personnelle, 2015)

2.4.3. Chabrou (35°26'49.8"N 08°05'30.9"E) :

Il s'agit d'une prairie située dans la commune de Boulhef Dyr cernée par des parcelles cultivées de céréales. Cette prairie est distante de 6 km au nord de la commune de Tébessa (Fig. 16).



Figure 16. Prairie localisée dans le site de Chabrou (photo personnelle, 2015)

2.4.4. Ain Zarroug (35°26'59.9"N 08°01'19.2"E):

Il s'agit d'un oued localisé à 10 km à l'ouest de la commune de Tébessa (Fig.17). Ce site est entouré de terrains agricoles de production céréalière.



Figure 17. Oued localisée dans le site d'Ain Zarroug (photo personnelle, 2016)

2.4.5. El Hammamet (35°27'52.9"N 07°54'54.6"E):

Il s'agit d'une prairie localisée dans la commune d'El Hammamet à 20 km à l'ouest de la commune de Tébessa (Fig. 18). Cette prairie est à la limite d'un site pollué par les eaux usées.



Figure 18. Prairie localisée dans le site d'El Hammamet (photo personnelle, 2016)

2.5. Prélèvement d'échantillons :

L'étude des communautés lombriciennes nécessite un minimum de 3 répétitions par parcelle, en identifiant une zone représentative du milieu. Selon l'hétérogénéité de la parcelle, une augmentation des répétitions est souhaitable. Les variations saisonnières et fluctuations journalières (températures et luminosité) ont une influence sur la qualité de la capture des individus de certaines espèces. Il est important de réaliser les prélèvements lors de la période d'activité des lombriciens : en sortie d'hiver-début de printemps et en automne. Les prélèvements ne sont pas réalisables sur sols gelés et en cas de fortes températures et de fort ensoleillement (Peres et *al.*, 2011). De ce fait, quatre prélèvements sont réalisés chaque mois.

2.5.1. Travaux de terrain :

L'échantillonnage des vers de terre est en effet une étape clé de l'estimation de l'état d'une communauté et elle nécessite l'utilisation d'un protocole adapté et efficace (Pelosi, 2008). Comme beaucoup d'organismes vivants, les populations des vers de terre ont une distribution ni uniforme ni aléatoire, mais se distribuent habituellement selon des groupes spatiaux. En pratique, les sites d'échantillonnages doivent être distants au moins 20-50 mètres pour avoir plus d'espèces et de conditions (Valckx et *al.*, 2011).

Nous avons utilisé une méthode physique pour extraire les animaux du sol (Bouché, 1972). A l'aide d'une pelle délimiter un rectangle (environ 25x25cm) avec une profondeur d'environ 30 cm afin de prélever le sol et le déposer dans une grande bâche (Fig. 19).



Figure 19. Méthode de prélèvement des vers de terre.

On récupère les vers de terre par un tri manuel, puis on les dépose dans un récipient daté et étiqueté contenant le sol et des résidus végétaux. Les récipients sont ensuite ramenés au laboratoire pour l'identification (Fig. 20).



Figure 20. Tri manuel des vers de terre (photo personnelle).

2.5.2. Travaux de laboratoire

2.5.2.1. Rinçage et tri des vers de terre

Récupérer les vers de terre et les placer dans un récipient contenant de l'eau pour les rincer. Certains vers sont très petits, et demandent une capacité d'observation particulière.

Pour chacune des boîtes :

- Compter le nombre de vers présents: les vers adultes endommagés représentant une partie antérieure intacte (clitellum compris) sont pris en compte pour l'identification et l'abondance. Cependant, les vers endommagés avec seulement la partie postérieure sont exclus du comptage.
- Déterminer ensuite la masse totale (y compris tous les vers endommagés).

Ensuite, les vers collectés sont triés et comptés selon leur stade de maturité (Fig. 21):

- **Juvéniles:** Sans clitellum ni tubercules pubères.
- **Sub-adultes:** Avec seulement les tubercules pubères.
- **Adultes:** Ayant un clitellum ainsi que des tubercules pubères.

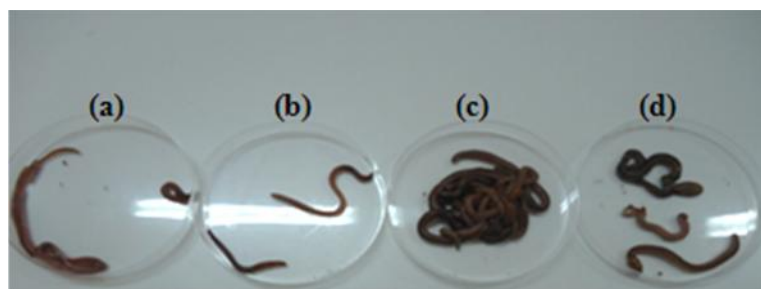


Figure 21. Tri et comptage des vers selon leur stade de maturité : (a) Juvéniles. (b) sub-adultes. (c) Adultes. (d) Endommagés (photo personnelle).

2.5.2.2. Identification des vers de terre :

Les adultes sont d'abord étudiés morphologiquement, à l'état vivant (avant conservation) en notant le poids, la longueur, le diamètre du corps (Fig. 22), la couleur du tégument, et le gradient de coloration (Baha, 2008).



Figure 22. Détermination du poids (A) et de la longueur (B) des vers de terre (photo personnelle).

Les vers de terre sont ensuite fixés dans de l'alcool à 70%, puis observés sous la loupe binoculaire en vue d'une identification basée sur des caractéristiques externes. La détermination des espèces s'est effectuée au laboratoire en se basant sur les clés de Sim et Gerard (1985) et Bouché (1972).

Les principaux critères pris en considération sont :

- La répartition des soies
- Le type de prostomium
- La position des pores mâles
- Le nombre et la position des segments du clitellum
- Le nombre et la position des segments des tubercules pubères.

2.6. Paramètres physico-chimiques du sol des sites d'étude:

Afin de mieux interpréter nos résultats, il est essentiel de connaître les facteurs naturels environnementaux qui peuvent influencer la dynamique des espèces existantes.

Un prélèvement de sol dans l'horizon 0-30 cm (Fig. 23) pour l'analyse physico-chimique a été effectué à chaque point de collecte. L'ensemble de ces analyses sont effectuées au niveau du laboratoire Fertial à Annaba.

La texture du sol (proportions des différents constituants : sable, limon et argile), le pH, le rapport carbone/azote, les carbonates, la matière organique et l'azote total sont les paramètres à déterminer.



Figure 23. Prélèvement de sols sur les sites étudiés

2.7. Indices écologiques :

Un peuplement peut être caractérisé par sa composition taxonomique mais aussi par sa densité, sa richesse, sa diversité spécifique. Les indices suivants ont été déterminés :

2.7.1. Fréquence centésimale (Abondance relative AR %) :

La fréquence centésimale (%) est le pourcentage des individus de l'espèce (n_i) par rapport au total des individus N toutes espèces comptées (Faurie et *al.*, 2003). Elle permet de préciser la place occupée par les effectifs de chaque espèce trouvée dans les biotopes.

Elle s'exprime :

$$AR\% = n_i/N \times 100$$

n_i : Nombre d'individus d'une espèce i .

N : Nombre total des individus toutes espèces comptées.

2.7.2. Richesse spécifique totale (S)

La richesse spécifique totale est le nombre d'espèces contractées au moins une seule fois au terme de N relevés effectués. Elle permet de déterminer l'importance numérique des espèces présentes.

Celles-ci, plus elles sont nombreuses et plus les relations existant entre elles et avec le milieu seront complexes (Magurran, 2004). On appelle richesse spécifique (S) le nombre d'espèces (ou morphoespèces) présent dans un assemblage. La richesse spécifique n'est cependant qu'une première approche de la diversité, car elle ne tient pas compte des différences entre les effectifs des espèces.

2.7.3. Fréquence d'occurrence (Constance) (C %) :

La constance (C) est le rapport du nombre de relevés contenant l'espèce étudiée (P_i) au nombre total de relevés (P), exprimé en pourcentage (Dajoz, 2006).

$$C\% = p_i/P \times 100$$

C : Fréquence (%)

P_i : Nombre de relevés contenant l'espèce i

P : Nombre total de relevés.

Bigot et Bodot (1973) distinguent cinq catégories d'espèces selon leur constance :

$C=100\%$ Espèce omniprésente.

$50\% < C < 100\%$ Espèce constante.

$25\% < C < 49\%$ Espèce accessoire.

10% < C < 24% Espèce accidentelle.

C < 10% Espèce très accidentelle (sporadique).

2.7.4. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')

La diversité d'un peuplement exprime le degré de complexité de ce peuplement. Elle s'exprime par un indice qui intègre à la fois, la richesse du peuplement et les abondances spécifiques. Parmi les indices disponibles permettant d'exprimer la structure du peuplement, nous avons retenu celui de Shannon Weaver (1963).

$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i \quad \text{Où } P_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i : effectif de l'espèce i .

N : effectif total du peuplement.

H' est exprimé en Bit (Binary digit : Unité binaire d'information).

Cet indice mesure le degré de complexité d'un peuplement. Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèces dont la distribution d'abondance est équilibrée. Par contre, une valeur faible de cet indice correspond à un peuplement caractérisé par un petit nombre d'espèces pour un grand nombre d'individus, soit à un peuplement dans lequel il y a une espèce dominante (Magurran, 1988).

2.7.5. Equitabilité de Pielou (équirépartition)

L'équitabilité correspond au rapport de la diversité observée (H') à la diversité maximale ($H'_{\max} = \log_2 S$). Il est calculé par la formule suivante (Faurie et al., 2003). Elle permet d'estimer et de comparer la diversité. Cet indice se calcule suivant l'équation :

$$E = H' / \log_2 S$$

H' : indice de Shannon, S : nombre total des espèces recensées.

D'après Rebzani-Zahaf (in Alioua et al., 2012), cet indice nous renseigne sur l'état d'équilibre du peuplement selon lequel cinq classes ont été établies:

- $E > 0,80$: peuplement en équilibre.
- $0,80 > E > 0,65$: peuplement en léger déséquilibre.
- $0,65 > E > 0,50$: peuplement en déséquilibre.
- $0,50 > E > 0$: peuplement en déséquilibre fort.
- $E = 0$: peuplement inexistant.

Cet indice varie de 0 à 1. En effet, il tend vers 0 lorsqu'une espèce domine largement, et il est égal à 1, lorsque toutes les espèces ont la même abondance (Frontier et al., 2008). De plus, une valeur de E proche de 1 signifie que l'espace écologique est plein. Le milieu apporte

les conditions nécessaires au bon développement des espèces. Il n'y a pas d'espèces prédominantes, la compétition alimentaire est équilibrée. Une valeur proche de 0 indique un déséquilibre dans la distribution taxonomique. Le milieu est plus favorable au développement de certaines espèces pouvant être préjudiciables à d'autres.

3. Etude toxicologique

3.1. Matériel biologique :

Les vers de terre utilisés dans cette étude appartiennent à l'espèce dominante dans la région de Tébéssa qui est *A. caliginosa*. Ces vers sont obtenus de la plaine d'Elmerdja qui est considéré comme un site non pollué. D'autre part, ce site n'abrite que deux espèces (Tab: 11) avec des caractéristiques très différentes, ce qui facilite leur distinction.

Selon le Muséum national d'Histoire naturelle (2003-2017), l'espèce *A. caliginosa* est classée comme suit :

Domaine : Biota

Règne : Animalia Linnaeus, 1758

Phylum : Annelida Lamarck, 1809

Classe : Clitellata

Sous-Classe : Oligochaeta Grube, 1850

Ordre : Crassiclitellata Jamieson, 1988

Sous-Ordre : Lumbricina

Famille : Lumbricidae Claus, 1876

Genre : *Aporrectodea* Örley, 1885

Espèce : *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826)

3.2. Présentation des pesticides :

3.2.1. L'insecticide Karaté Zeon :

Karaté Zeon est un pyréthrinoïde agissant à faible dose (Fig. 24). C'est l'insecticide le plus polyvalent du marché : il est homologué sur plus de 150 cultures et pour plus de 200 ravageurs (Syngenta Agro AG, 2014).

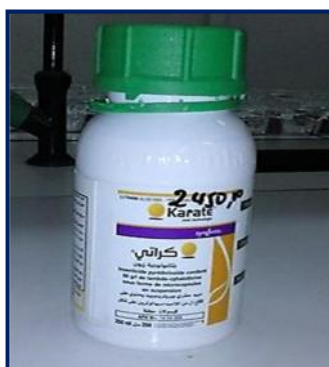


Figure 24. L'insecticide Karaté Zeon

3.2.1.1. Mode d'action :

La matière active de Karaté Zeon est lambda cyhalothrine (100g/l) (Tab: 2). Cette dernière agit contre différents ravageurs notamment les pyrales, les tordeuses, les cicadelles et les thrips. Elle appartient à la famille chimique des pyréthrinoïdes de synthèse (Schreck, 2008). La formulation Zeon permet d'envelopper la matière active dans une microcapsule. Cette formulation permet d'éviter les désagréments connus des pyréthrinoïdes. Les microcapsules sont essentiellement plus petites que chez des insecticides microcapsulés conventionnels. Les microcapsules se brisent au contact de la feuille libérant la matière active lors du traitement (Syngenta Agro, 2016). En effet, ce pyréthrinoïde provoque chez les arthropodes ravageurs un effet « Knock down » (Kd). L'effet Kd est dû à la fixation du pyréthrinoïde sur le canal sodium «voltage-dépendant», situé sur la membrane plasmique des cellules nerveuses (Schreck, 2008). L'organisme cible présente des mouvements non coordonnés et entre ensuite en ataxie plus ou moins réversible.

Tableau 2 : Propriétés physiques, chimiques et environnementales de λ - cyhalothrine (CDPR, 2007)

Propriétés	Résultats
Formule moléculaire	$C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$
Poids moléculaire (g/mol)	449.9
Densité (g/ml à 25°C)	1.33
Point d'ébullition (°C à 0,2 mmHg)	187–190
Solubilité dans l'eau (mg/l à 20°C)	0.005
Demi-vie d'hydrolyse pH 5 pH 7 pH 9	Stable Stable 8.66
Demi-vie de photodécomposition L'eau à pH 5 et à 25°C Sol	24.5 53.7
Facteur de bioconcentration (BCF) (poissons)	2,240
Adsorption de sol Koc (cm^3/g) Demi-vie de dégradation de sol : sol aérobie Demi-vie aquatique de dégradation : aquatique aérobie	247,000–330,000 42.6

3.2.1.2. Traitement :

L'insecticide Karaté Zeon est dissout dans l'eau distillée à différentes concentrations (0,003 ; 0,033 ; 0,131 ; 0,327 ; 3,27 et 32,7 mg matière active/kg de sol) (Maitre et *al.*, 2012 ; Joann et *al.*, 2012) puis mélangé avec le sol artificiel. D'autre part, les boîtes témoins ne reçoivent que de l'eau distillée.

3.2.2. L'herbicide Sekator OD:

Sekator OD (Fig. 25) est un herbicide qui offre une performance pour le contrôle des adventices dicotylédones présents dans les champs de blé dur et de blé tendre. Il assure une efficacité remarquable sur plus de 30 espèces dicotylédones notamment les plus difficiles à détruire telles que : gaillet, chardon...etc

La dose homologuée pour cet herbicide est de 150 ml/ha sur les adventices dicotylédones du blé dur et blé tendre (Bayer Crop Science). Cette dose est relativement faible et les résidus dans le sol qui varient entre 0,01-0,07 ng/g peuvent réduire la croissance des plantes (Moyer et *al.* 1990).



Figure 25. L'herbicide Sekator OD

3.2.2.1. Mode d'action :

La matière active de l'herbicide Sekator est de 25g/l iodosulfuron-methyl-sodium + 100g/l amidosulfuron + 250g/l mefenpyr-diethyl (Tab: 3).

L'iodosulfuron-methyl-sodium et l'amidosulfuron sont absorbés par voie foliaire, ils sont véhiculés par systémie ascendante et descendante dans l'adventice.

Ils bloquent la synthèse des acides aminés responsables de la division cellulaire dans les méristèmes des plantes en inhibant l'acétolactase synthétase (ALS).

Le mefenpyr-diethyl assure une haute sélectivité sur blé, il agit comme catalyseur :

- Amélioration de la dégradation des 2 substances actives dans la culture.
- Réduction de l'assimilation et de la translocation de l'herbicide dans la culture.

La formulation Odési, innovation brevetée par Bayer CropScience, offre une nouvelle dimension en matière de désherbage :

- une meilleure rétention du produit au niveau des feuilles.
- un meilleur étalement des gouttelettes sur la surface de la feuille.
- une meilleure absorption des substances actives (Bayer Crop Science).

Tableau 3 : Propriétés Physiques, chimiques et environnementales des matières actives de l'herbicide Sekator OD (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/401.htm>)

		Iodosulfuron-méthyl-sodium	Amidosulfuron
Formule chimique		C ₁₄ H ₁₃ IN ₅ NaO ₆ S	C ₉ H ₁₅ N ₅ O ₇ S ₂
Masse moléculaire (g/mol)		529.24	369.41
Solubilité - dans l'eau à 20°C (mg/l)		25000	3070
point de fusion (°C)		152	179
point d'ébullition (°C)		Se décompose avant l'ébullition	Se décompose avant l'ébullition
dégradation dans le sol (jours) (aérobique)	Dégradation time DT50 (typique)	2.7	21
	DT50 (laboratoire à 20°C)	2.7	16.6
	DT50 (terrain)	3.2	-
	DT90 (laboratoire à 20°C)	22.5	55
	DT90 (terrain)	28	-
Hydrolyse aqueuse DT50 (jours) à 20°C et pH 7	valeur	Stable	Stable
	Note	pH sensitif: DT50 4 jours à pH 4, 31 jours à pH 5, 365 jours à pH 6 et pH 7, 362 jours à pH 9, tous à 20°C	pH Stable 7-9, DT50 >365 jours; DT50 34 jours à pH 5

3.2.2.2. Traitement :

L'herbicide Sekator OD est dissout dans l'eau distillée à différentes concentrations (0,01 ; 0,025 ; 0,05 ; 0,075 et 0,1 ml/l) (Žaltauskaitė et Brazaitytė, 2011) puis mélangé avec le sol artificiel. Les boîtes témoins ne reçoivent que de l'eau distillée.

3.3. Préparation du sol artificiel :

Les sols naturels provenant d'une source particulière ne sont pas toujours disponibles tout au long de l'année, et des organismes indigènes ainsi que la présence de micropolluants peuvent influencer sur l'essai; il est donc recommandé d'utiliser un substrat artificiel, le sol artificiel décrit par la Ligne directrice n° 207 de l'Organisation de Coopération Economique et de Développement (OECD) (Tab : 4 et Fig. 26). Plusieurs espèces d'essai peuvent survivre, se développer et se reproduire dans ce sol (OCDE, 2010).

Tableau 4: Les constituants du sol artificiel

Composant	Proportion
Tourbe	10 %
Sable de quartz	70 %
Argile kaolinique	20 %
Carbonate de calcium	≤ 1 %

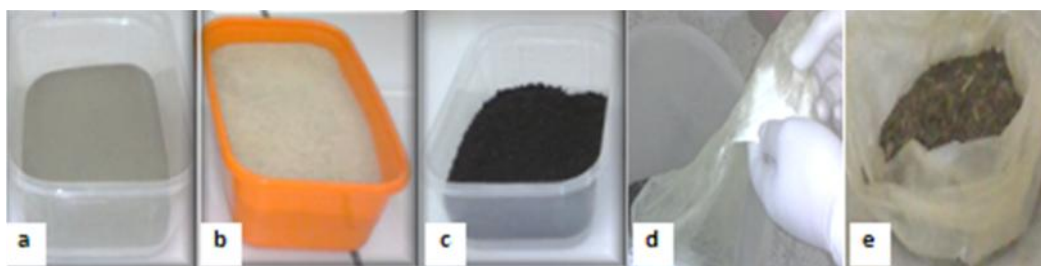


Figure 26. Les constituants du sol artificiel : (a) argile (b) sable (c) tourbe (d) carbonate de calcium CaCO_3 (e) fumier.

3.4. Conditions expérimentales :

Selon Heimbach, (1984), l'élevage est réalisé un mois avant les expériences pour une meilleure adaptation dans les terrariums qui contiennent le sol de collecte. Tous les vers de terre analysés ont préalablement été nettoyés avec de l'eau, séchés avec du papier absorbant. Ils ont ensuite été mis sur du papier filtre, dans des boîtes de Pétri pendant 24 heures.

L'objectif est de vider leur estomac du sol ingéré. Les vers de terre utilisés dans cette étude étaient des adultes avec un clitellum bien développé. Chaque semaine on pèse les terrariums afin de remplacer l'humidité perdue en ajoutant de l'eau distillée. La mortalité a été comptée chaque semaine en enlevant le sol artificiel, et la toxicité a été calculée pour l'insecticide examiné. Des vers de terre sont considérés morts quand ils ne réagissent pas à un stimulus mécanique au niveau de la région antérieure de leur corps.

Les conditions de l'expérimentation sont :

- ✓ Photopériode : 12h de lumière/ 12h d'obscurité.
- ✓ Température : $20 \pm 2^\circ\text{C}$.
- ✓ pH : ajusté à 6
- ✓ Humidité : 35%
- ✓ Boîtes en plastique : de dimensions (26x16,5x12cm) (Heimbach, 1984).

3.5. Tests de toxicité :

Le but de ces essais est de préciser les concentrations létales 50 et 90 (CL50 et CL90) des deux pesticides à l'égard de *A. caliginosa*. Les essais sont conduits avec 4 répétitions comportant chacune 10 individus. De plus, la mortalité des vers de terre est suivie pendant 28 jours.

3.5.1. Mortalité observée

Le pourcentage de mortalité observée chez les vers traités par les pesticides à différentes concentrations ainsi que les témoins est déterminé selon la formule suivante:

$$\text{Mortalité observée} = \frac{\text{Nombre de vers morts après traitement}}{\text{Nombre total de vers traités}} \times 100$$

3.5.2. Mortalité corrigée

Le pourcentage de mortalité observée est corrigé par la formule d'Abbott (1925) qui permet d'éliminer la mortalité naturelle.

$$\text{Mortalité corrigée} = \frac{\text{Mortalité observée chez les traités} - \text{mortalité observée chez les témoins}}{100 - \text{mortalité observée chez les témoins}} \times 100$$

3.5.3. Transformation angulaire

Les pourcentages de mortalité corrigée subissent une transformation angulaire selon Bliss (1938), cité par Fisher & Yates (1957). Les données normalisées font l'objet d'une analyse de la variance à un critère de classification; suivie par le classement des concentrations par le test de Tuckey.

3.5.4. Analyse des probits

Les pourcentages de mortalité corrigée subissent une transformation en probits (Fisher & Yates, 1957). Le logarithme décimal des concentrations en fonction du probit nous permet de déterminer la droite de régression à partir de laquelle les CL50 et CL90 sont estimées (Finney, 1971).

3.5.5. Intervalle de confiance

La méthode de Swaroop et *al.* (1966) précise l'intervalle de confiance (IC) avec une probabilité de 95 %:

-Limite supérieure = CL50 x FCL50

-Limite inférieure = CL50 / FCL50

Aussi deux paramètres sont nécessaires:

-Le 1^{er} paramètre est le S (Slope), donné par la formule suivante:

$$S = (CL84 / CL50 + CL50 / CL16) / 2$$

-Le 2^{ème} paramètre est la FCL50 donnée par la formule suivante:

$$FCL50 = \text{Anti log } C$$

$$C = \log S \times 2, 77 / \sqrt{N}$$

S: Slope

N : Nombre total des vers testés

3.6. Inhibition de la croissance pondérale :

Pendant 28 jours et après chaque semaine, les vers de terre vivant sont comptés et pesés après rinçage et séchage.

Le taux de croissance des vers est déterminé selon l'équation suivante (Martin, 1986) :

$$C_n = \ln \frac{P_t}{P_0} \times 100$$

Où :

C_n : est le taux de croissance pour la concentration n.

P_t : est le poids après t jours d'exposition.

P_0 : est le poids au jour 0.

3.7. Effet sur la reproduction :

Les vers adultes sont retirés des terrariums après 28 jours. Ensuite, ces terrariums sont suivis pendant 28 jours supplémentaires. A la fin de la période de suivi, les cocons et les vers juvéniles sont collectés et comptés (Garcia et *al.*, 2011). Enfin, le taux d'éclosion des cocons est calculé pour chaque traitement (Mailin et *al.*, 2015).

3.8. Effet sur la morphologie :

Pour évaluer l'effet des pesticides utilisés sur la morphologie des vers de terre, on a observé attentivement les changements que subissent ces animaux pendant toute la période d'étude chez les différentes séries témoins et traitées.

3.9. Analyse statistique :

Pour déterminer les différences entre les moyennes des traitements, l'analyse de variance a été effectuée à l'aide du logiciel Minitab (Version 16, Penn State College, PA, USA). En cas de différences significatives, le test de Tukey (HSD) a été utilisé pour séparer les moyennes des différents traitements. Tous ces paramètres ont été analysés au seuil de signification de 5%.

Pour le calcul des concentrations létales, les données obtenues sont traitées par le logiciel Prism (GraphPad software, La Jolla California, USA).

4. Dosage enzymatique

Le dosage de l'acétylcholinestérase, de la glutathion S-transférase et de la catalase a été déterminé à partir de vers témoins et traités au pesticides (Concentration sub létale CL10-14 jours) à différents temps d'exposition (1, 2, 4, 7 et 14 jours).

4.1. Activité Acétylcholinestérase (AChE)

La méthode de dosage de l'acétylcholinestérase (AChE) la plus courante est celle de 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 thiocholine en présence de DTNB (acide 5,5'-dithio-bis-2-nitrobenzoïque) forme un complexe de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm. Les parties antérieures (6 à 7 segments) des vers témoins et traités sont homogénéisés pendant quelques secondes dans 1 ml de solution détergente (38,03 mg éthylène glycol tris-beta aminoéthyl éther NNN'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 (Sonifer B-30) 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.

Le dosage de l'AChE est réalisé sur une fraction aliquotée de 100 µl du surnageant dont on additionne 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 412nm 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:

$$\text{AChE } (\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg de protéines}) = \frac{\Delta\text{DO}/\text{min} \times \text{Vt}}{1,36 \times 10^4 \times \text{Vs}} / \text{mg de protéines}$$

DO: Densité optique.

Δ DO : Pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

1,36 x 10⁴ : Coefficient d'extinction molaire du DTNB.

Vt: Volume total dans la cuve : 1,3 ml (0,1 ml du surnageant + 0,1 ml du DTNB + 1 ml de tampon tris (0,1 M, pH 7) + 0,1 ml du substrat ASCh).

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

mg de protéines: Quantité de protéines exprimée en mg.

4.2. Activité Glutathion S-Transférase (GST)

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) est mesurée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre visible/UV (GENESYS TM8). Les segments médians des vers sont homogénéisés dans 1 ml du tampon phosphate (0,1 M, pH 6) à l'aide d'un broyeur à ultrasons dans une cuve remplie de glace. L'homogénat ainsi obtenu est centrifugé à 14000 tours/mn pendant 30 mn et le surnageant servira au dosage de l'activité de la GST.

Le dosage de l'activité spécifique de la GST consiste à faire réagir: une fraction aliquote de 0,2 ml est ajoutée à 1,2 ml du mélange CDNB (1 mM) - GSH (5 mM); (20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml tampon phosphate 0,1 M, pH 6). La lecture se fait contre un blanc préparé dans les mêmes conditions avec 0,2 ml d'eau distillée remplaçant le surnageant. La variation de la densité optique due à l'apparition du complexe CDNB-GSH est mesurée toutes les 1 min pendant 5 min à 340 nm dans un spectrophotomètre UV. L'activité spécifique de la GST est déterminée par la formule suivante:

$$\text{GST } (\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg de protéines}) = \frac{\Delta\text{DO}/\text{min} \times \text{Vt}}{9,6 \times \text{Vs}} / \text{mg de protéines}$$

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

Vt: Volume total dans la cuve : 1,4 ml (1,2 ml du mélange CDNB/GSH + 0,2 ml de surnageant).

9,6: Coefficient d'extinction molaire du CDNB.

Vs: Volume du surnageant utilisé dans le dosage (0,2 ml).

mg de protéines: Quantité de protéines exprimée en mg.

4.3. Activité Catalase (CAT)

L'activité de la catalase (CAT) est déterminée selon la méthode de Claiborne (1985). Elle est mesurée à 240 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV par la variation de la densité optique consécutive à la dismutation du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂). Les segments de la partie postérieure des vers sont homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (50 mM, pH 7). L'homogénat est centrifugé à 15000 tours pendant 10 mn et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme. Le dosage est réalisé selon le tableau suivant :

Tableau 5: Dosage de la catalase

	Volume de surnageant (µl)	Volume du tampon phosphate (µl)	Solution H ₂ O ₂ (µl)
Blanc	0	800	200
Echantillon	50	750	200

La lecture des absorbances est effectuée toutes les 5 secondes pendant 30 secondes à une longueur d'onde de 240 nm. L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

$$\text{CAT } (\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg de protéines}) = \frac{\Delta\text{DO}/\text{min}}{0,040} / \text{mg de protéines}$$

ΔDO : $\Delta\text{DO}/\text{min}$ (blanc) - $\Delta\text{DO}/\text{mn}$ (Echantillon)

0,040 : coefficient d'extinction molaire du peroxyde d'hydrogène

4.4. Dosage des protéines

Le dosage des protéines a été effectué selon la méthode de Bradford (1976), qui consiste à additionner à une fraction aliquote de 100 µl du surnageant ou de la gamme étalon, 4 ml de réactif du bleu brillant de coomassie (BBC) (G 250, Merck). La solution de BBC se prépare comme suit : dissoudre 50 mg de BBC dans 25 ml d'éthanol 95°. Après une agitation de 2 heures, on ajoute 50 ml d'acide orthophosphorique à 85% et on complète à 500 ml avec de l'eau distillée. La présence des protéines dans l'échantillon se révèle par une coloration bleue. L'absorbance est lue au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 595 nm. La gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution d'albumine de sérum de bœuf (BSA) (Sigma, France) titrant 1 mg/ml (Tab : 6).

Tableau 6 : Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Quantité 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

I. Inventaire et indices écologiques

1. Introduction :

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). En effet les deux rives de la méditerranée ont connu un contact direct bien avant le mésozoïque et le cénozoïque (Bouillin, 1986). Ainsi, il serait judicieux de s'intéresser à la biodiversité des lombriciens dans le Nord-africain en tenant compte d'une part des conditions climatiques et d'autre part des relations phylogéniques avec les vers de terre de l'Europe méditerranéenne.

En Algérie, les travaux relatifs à la biodiversité des lombriciens restent encore insuffisants. Cet 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. 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).

Notre étude a pour objectif de réaliser un inventaire des vers de terre dans la région de Tébessa ainsi que leur relation avec le climat, les caractéristiques météorologiques (précipitation, température) et les caractéristiques physico-chimiques du sol. D'autre part, des indices écologiques de structure et de composition sont calculés afin d'apprécier la biodiversité de la région d'étude.

2. Résultats :

2.1. Paramètres physico-chimiques du sol :

Les analyses physico-chimiques des prélèvements de sol (Tab : 7) montrent des différences de texture entre les différents sites étudiés. Ainsi, dans les sites d'El Hammamet et Ain Zarroug le sol est argileux alors que les sites d'Elmerdja et Elma Labiod le sol est sablo-limoneux. D'autre part, le pH du sol est alcalin dans tous les sites. Enfin, la matière organique prend des valeurs différentes où la plus faible valeur (1,09) est enregistrée à Chabrou et la plus forte valeur (3,34) caractérise le site d'El Merdja.

Tableau 7: Paramètres physico-chimiques du sol dans les cinq sites d'étude.

	El Hammamet	Elma Labiod	El Merdja	Chabrou	Ain Zarroug
Sable (%)	20	44	40	28	16
Limon (%)	28	40	44	36	24
Argile (%)	52	16	16	36	60
pH eau	8,2	8,53	8,34	7,81	8,2
C/N	7,69	7,7	5,55	3,34	8,23
Carbonates	34,6	17,7	48,35	56,62	36,12
Matière organique	1,19	1,59	3,34	1,09	2,83
Azote total	0,09	0,12	0,35	0,19	0,2

2.2. Inventaire et biodiversité :

Parmi 1707 individus collectés, 438 (25,66 %) sont des adultes reliés à 80 prélèvements pendant la période d'étude (Tab : 8). Quatre espèces sont identifiées, appartenant à la famille Lumbricidae, comprenant *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Eisenia foetida*, et *Aporrectodea longa*.

Tableau 8 : Dates de sorties mensuelles dans les différents sites d'étude.

	Elmerdja	Ain zarroug	ElHammamet	Elma Labiod	Chabrou
Dates	-	-	-	-	12/12/2014
	19/01/2015	-	15/01/2016	23/01/2016	15/01/2015
	09/02/2015	09/02/2015	12/02/2016	13/02/2016	01/02/2015
	03/03/2015	05/03/2015	15/03/2016	15/03/2016	16/03/2015
	20/04/2015	20/04/2015	16/04/2016	22/04/2016	10/04/2015

2.2.1. Morphologie des vers de terre :

Dans les cinq sites explorés, on a récolté quatre espèces appartenant à la famille Lumbricidae. Chaque espèce a ses propres caractéristiques (Tab : 9). Ainsi, *A. longa* est l'espèce ayant la plus grande taille suivie par *A. caliginosa*. Par contre, *E. foetida* et *A. rosea* ont les plus petites tailles. D'autre part, la couleur des différentes espèces varie de rose claire au marron.

Tableau 9: Comparaison entre les caractéristiques des différentes espèces de vers de terre collectées dans les sites d'étude.

Espèce Caractéristique	<i>A. caliginosa</i>	<i>A. rosea</i>	<i>E. foetida</i>	<i>A. longa</i>
Longueur (mm)	40-200 (A)	35-130 (B)	40-120 (B)	170-220 (C)
Diamètre (mm)	3-6 (A)	3-5 (B)	3-5 (C)	6-7 (D)
Nombre de segments	111-194 (A)	52-162 (B)	54-118 (C)	95-167 (D)
Couleur	Marron	Rose clair	Marron clair avec régions inter- segmentales jaunes	Marron
Forme	Cylindrique avec aplatissement caudal	Cylindrique avec aplatissement clitellien	Cylindrique avec aplatissement caudal	Cylindrique avec aplatissement caudal et clitellien
Prostomium	Epilobique	Epilobique	Epilobique	Epilobique
Clitellum	27-34	25(26)-33	26-32	26-35
Tubercula pubertatis	31-33	29-31	28-30	31-34
Setae	gémisés	gémisés	gémisés	gémisés
Spermatheques	9-10-11	9-10-11	9-10-11	9-10-11

Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les différentes espèces pour chaque caractéristique, $P < 0.05$ (ANOVA avec le test de Tukey HSD).

2.2.1.1. *Aporrectodea caliginosa* :

Cette espèce est présente dans les différents sites étudiés (Fig. 27). Elle est caractérisée par la couleur marron 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 27^{ème} et 34^{ème} segment et les tubercules pubères entre le 31^{ème} et le 33^{ème} segment.

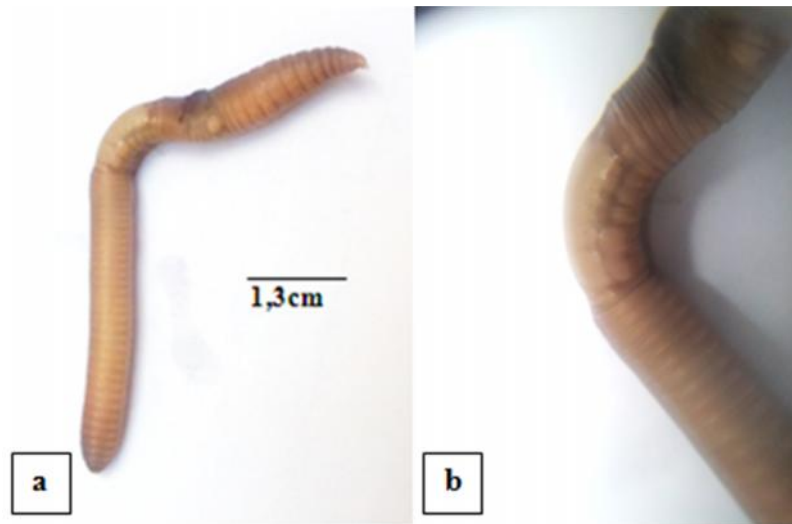


Figure 27. Morphologie d'*A. caliginosa*, (a) aspect général, (b) région clitellienne (photo personnelle).

2.2.1.2. *Aporrectodea rosea* :

On a remarqué la présence de cette espèce dans les différents sites d'étude. Cette espèce est caractérisée par la couleur rose claire. D'autre part, elle a une longueur, un diamètre et un nombre de segments statistiquement différents des autres espèces. Inversement, 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 33^{ème} segment et des tubercules pubères entre le 29^{ème} et le 31^{ème} segment (Fig. 28).

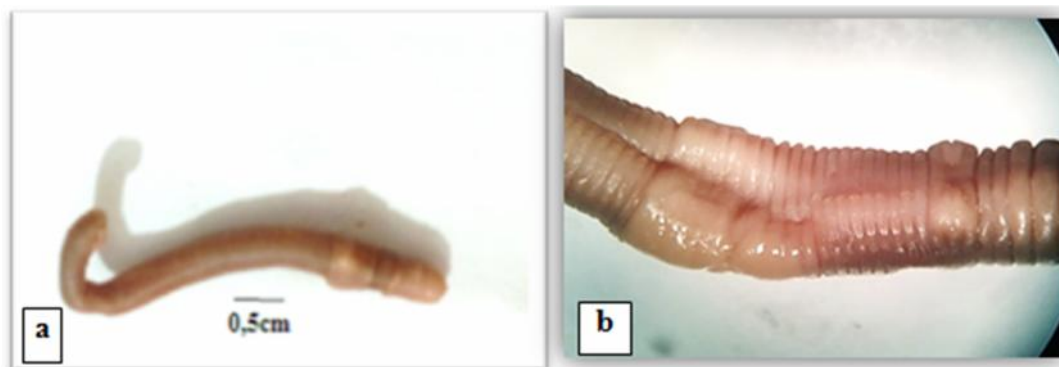


Figure 28. Morphologie d'*A. rosea* : (a) aspect général, (b) région clitellienne (photo personnelle).

2.2.1.3. *Aporrectodea longa* :

Cette espèce est présente dans trois sites avec la plus faible proportion (5,25 %). Morphologiquement, *A. longa* a une taille supérieure des autres espèces collectées où sa longueur et son diamètre ont les valeurs les plus élevées. Par contre, le nombre de segments chez cette espèce est inférieur à celui d'*A. caliginosa*. En plus, *A. longa* a un clitellum compris entre le 26^{ème} et 35^{ème} segment et des tubercules pubères entre le 31^{ème} et le 34^{ème} segment (Fig. 29).

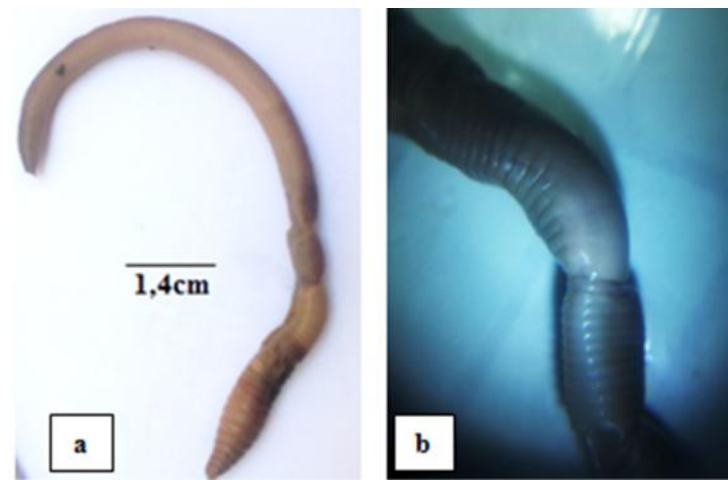


Figure 29. Morphologie d'*A. longa*, (a) aspect général, (b) région clitellienne (photo personnelle).

2.2.1.3. *Eisenia foetida* :

Cette espèce n'apparaît que dans les sites d'Elma Labiod et El Hammamet. 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 26^{ème} et 32^{ème} segment et des tubercules pubères entre le 28^{ème} et le 30^{ème} segment (Fig. 30).



Figure 30. Morphologie d'*E. foetida*, (a) aspect général, (b) région clitellienne (photo personnelle).

2.2.2. Les indices écologiques :

Les indices écologiques étudiés sont les indices de composition et les indices de structure en l'occurrence : l'abondance, la richesse totale, la fréquence centésimale, la diversité et l'équitabilité.

2.2.2.1. L'abondance :

Le nombre d'individus des différentes espèces est très variable. Les espèces retrouvées en grand nombre dans les différents sites sont *A.caliginosa* et *A.rosea*. Par contre, *A.longa* est présente avec un nombre réduit au niveau de trois sites. D'autre part, *E.foetida* n'est présente qu'au niveau d'El Hammamet et Elma Labiod (Tab : 10).

Tableau 10: Nombre d'individus (ni) des différentes espèces récoltés pendant la période d'étude.

	Elmerdja	Ain zarroug	El Hammamet	Elma Labiod	Chabrou
<i>A.caliginosa</i>	111	25	16	83	18
<i>A.rosea</i>	7	11	8	24	29
<i>E.foetida</i>	0	0	70	13	0
<i>A.longa</i>	0	21	1	1	0

2.2.2.2. Fréquence centésimale (Abondance relative AR %) :

Les pourcentages des différentes espèces représentés dans le tableau 11 et la figure 31, révèlent une dominance d'*A. caliginosa* au niveau des sites d'Elmerdja, Ain Zarroug et Elma Labiod. Par contre, dans les sites d'El Hammamet et Chabrou *A. caliginosa* est en deuxième position.

Tableau 11: Fréquence centésimale (%) des espèces inventoriées dans les sites d'étude.

	Elmerdja	Elma Labiod	Ain zarroug	Chabrou	El Hammamet
<i>A.caliginosa</i>	94,07	68,60	43,86	38,30	16,84
<i>A.rosea</i>	5,93	19,83	19,30	61,70	8,42
<i>E.foetida</i>	0,00	10,74	0,00	0,00	73,68
<i>A.longa</i>	0,00	0,83	36,84	0,00	1,05

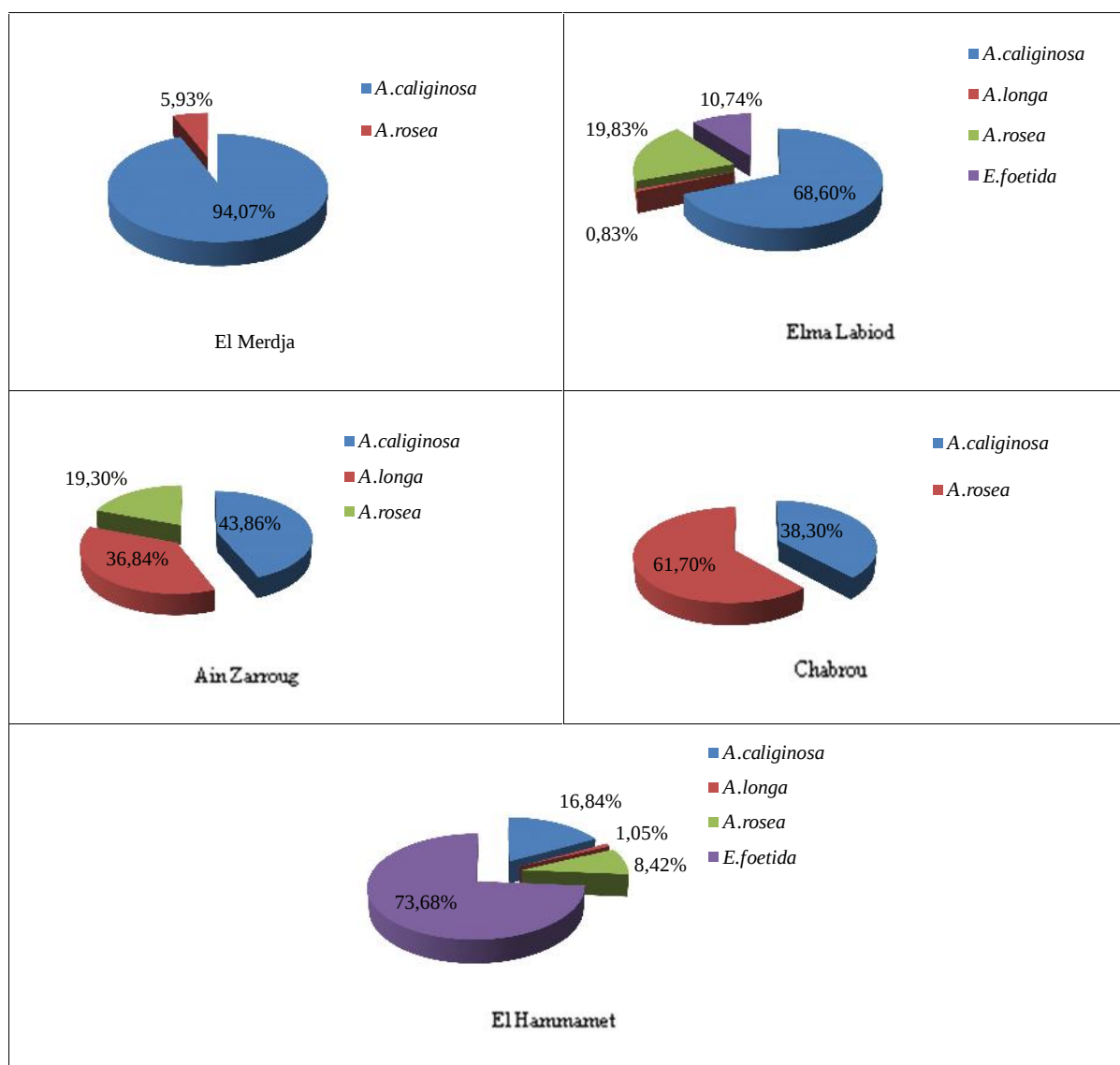


Figure 31. Pourcentage des différentes espèces recensées dans les différents sites pendant la période d'étude.

2.2.2.3. Richesse totale (S) :

Les résultats montrent que la richesse totale n'est pas homogène dans les différents sites (Tab : 12). Elle varie de 2 espèces à Elmerdja et Chabrou à 4 espèces à El Hammamet et Elma Labiod.

Tableau 12: La richesse totale dans les sites étudiés

	Elmerdja	Ain zarroug	El Hammamet	Elma Labiod	Chabrou
Richesse totale (S)	2	3	4	4	2

2.2.2.4. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H') et de l'équitabilité:

Les résultats relatifs aux indices de diversité et d'équitabilité sont indiqués sur la figure 32. La diversité (H') des peuplements de vers de terre varie considérablement entre les cinq sites étudiés. Le site d'Elmerdja est caractérisé par la plus faible valeur avec 0,25 Bit. Par contre, le site d'Ain Zarroug représente la plus haute valeur avec 1,51 Bit. Les valeurs de l'équitabilité montrent que les sites d'Elmerdja, El Hammamet et Elma Labiod sont déséquilibrés alors que les autres sites sont en état d'équilibre.

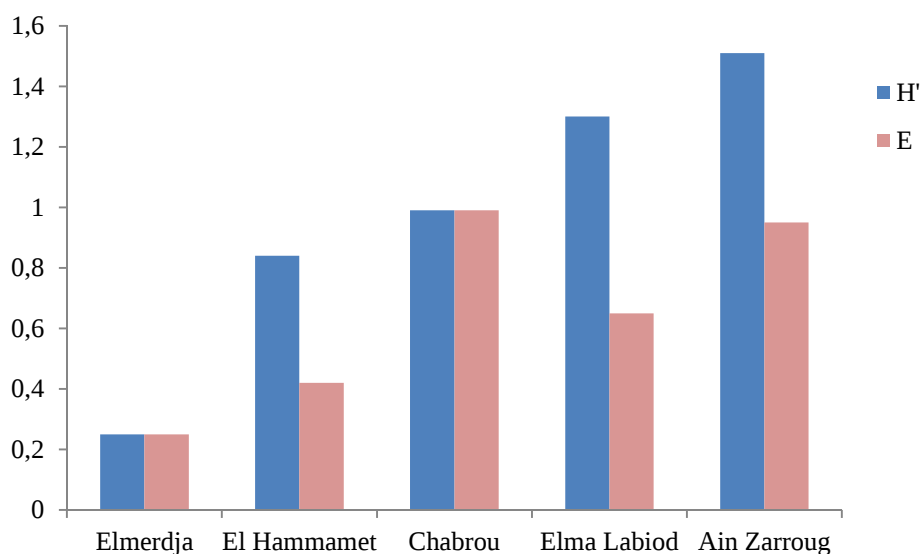


Figure 32. La diversité (H') et l'équitabilité (E) des vers de terre dans les différents sites étudiés.

2.2.3. Densité et biomasse :

2.2.3.1. Densité totale :

La densité moyenne des vers de terre (Fig. 33) est calculée sur les différents sites d'échantillonnage. On a remarqué que la densité en vers varie significativement en fonction du site ($p=0,0009$) et de l'interaction site*temps ($p=0,011$) mais pas en fonction du temps ($p=0,78$). La densité la plus élevée est enregistrée en mois de mars avec un maximum de 226 individus/m² à Elmerdja.

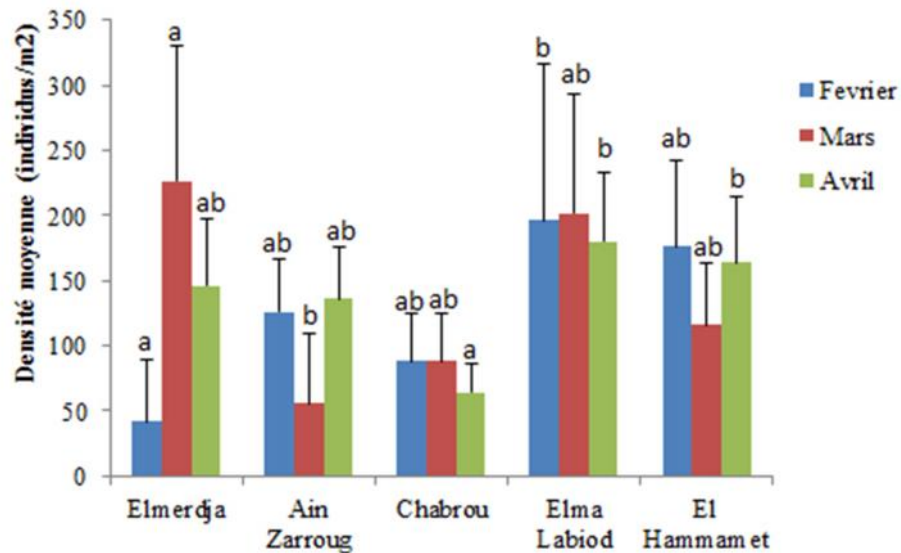


Figure 33. Histogramme de la densité moyenne des vers de terre dans les différents sites au cours de la période d'étude ($m \pm s$, $n=4$).

(Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les différents sites pour chaque mois, $P < 0.05$ (ANOVA avec le test de Tukey HSD)).

2.2.3.2. Densité relative au stade de développement:

On note une différence très hautement significative entre la proportion des vers juvéniles et celle des vers adultes (Fig. 34) dans tous les sites ($p < 0.000$). Par contre, cette différence n'était pas significative en fonction du temps ($p=0.922$).

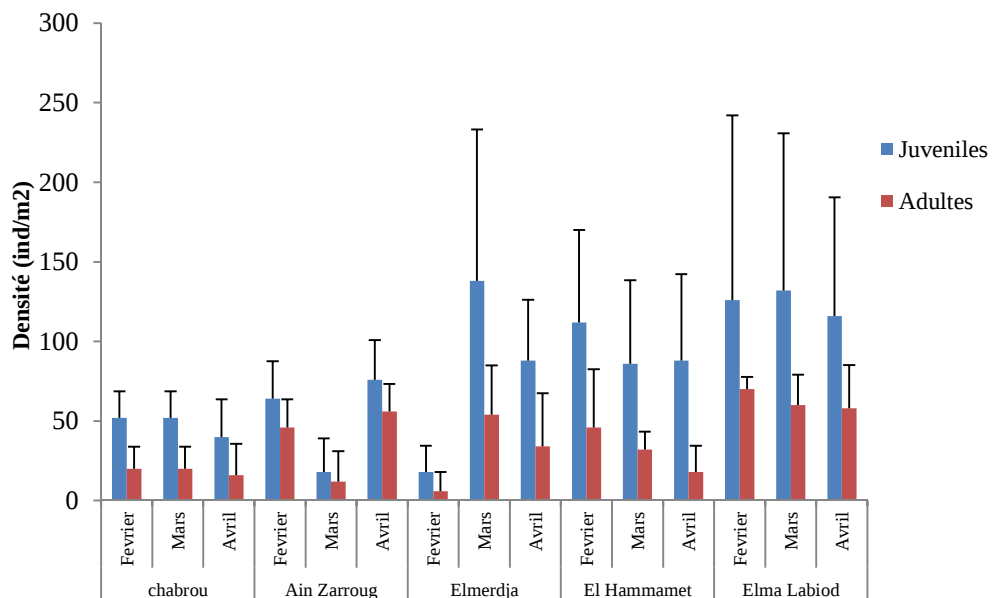


Figure 34. Histogramme de la densité des vers adultes et juvéniles au cours de la période d'étude dans les différents sites ($m \pm s$, $n=4$).

2.2.3.3. La biomasse :

La biomasse moyenne des vers de terre (Fig. 35) varie significativement en fonction du temps ($p < 0,000$) et du site ($p = 0,0001$). Elle atteint un maximum de $260,89 \text{ g/m}^2$ au site d'Elma Labiod en mois de mars et un minimum à Chabrou en mois d'avril avec une valeur de $19,20 \text{ g/m}^2$. D'autre part, on constate que les plus hautes valeurs de la biomasse sont enregistrées pendant le mois de mars.

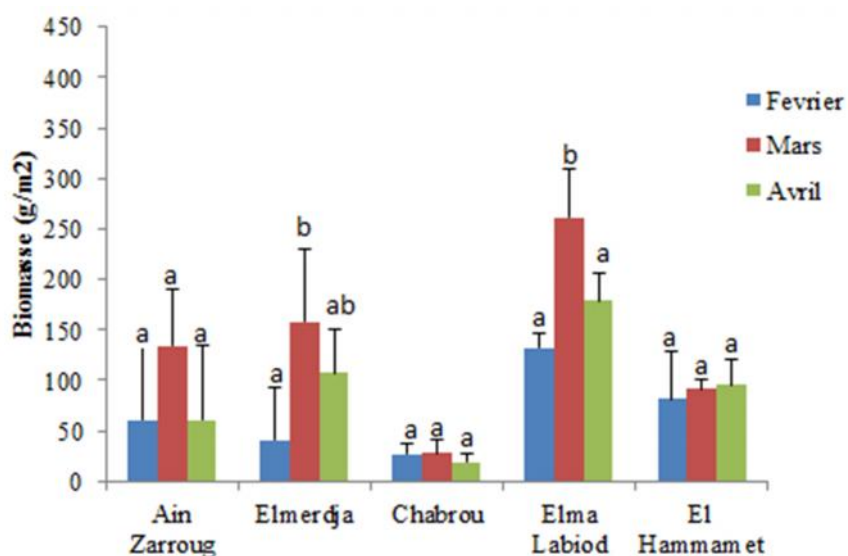


Figure 35. Histogramme de la biomasse des vers de terre au niveau des sites échantillonnés au cours de la période d'étude ($m \pm s$, $n=4$).

Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les différents mois pour chaque site, $P < 0.05$ (ANOVA avec le test de Tukey HSD).

3. Discussion :

3.1. Inventaire :

Les vers de terre collectés dans les différents sites d'étude sont identifiés selon les clés de Sim et Gerard, 1985 et Bouché 1972. La nomination adoptée est celle de Sim et Gerard, 1985 où on n'a pas recours au sous espèces comme dans le cas de l'espèce *A.caliginosa* qui est représentée par un complexe englobant différents taxons parmi lesquels figure l'espèce *Nicodrilus (Nicodrilus) caliginosus meridionalis* selon Bouché, 1972 et qui est appelée aussi *A.trapezoide* par Blakemore, 2006.

Nous avons recensé 4 espèces lombriciennes représentées par la famille Lumbricidae. Dans ces 4 taxons trouvés, 3 sont signalé par El Okki et *al.*, 2014 dans l'Oued kebir, Bazri, 2015 à l'Est algérien, Omodeo et Martinucci, 2003 dans le terrain du Maghreb et 2 espèces sont signalées par Baha, 1997 dans le Mitidja et Zerriri et *al.*, 2012 dans la région de Annaba.

D'après nos résultats, la faune lombricienne de la région d'étude est dominée par les deux espèces *A.caliginosa* et *A.rosea* avec une proportion de 75,8 % dans tous les sites explorés. Ces résultats sont en concordance avec ceux de Baha, 1997, El Okki et *al.*, 2014 et Bazri, 2015. Ce dernier a remarqué que l'espèce *A.trapezoide* est la plus abondante avec un pourcentage de dominance combinée (PDC=50,37 %) ce qui confirme nos résultats où *A.caliginosa* domine avec une proportion de 57,76 % dans l'ensemble des sites explorés (55,77 % dans les prairies, 68,59 % dans les terrains cultivés et 43,86 % dans le Oued).

A. caliginosa est une espèce d'origine paléarctique avec une distribution mondiale. Bien que typiquement est une espèce holarctique, elle a été introduite dans le monde entier grâce aux pratiques culturelles européennes et l'utilisation répandue de cette espèce comme appât de pêche de poissons (Blakemore, 2006), ainsi elle est considérée comme espèce peregrine sensu Michaelsen (1903). Smith (1917), Stephenson (1930) et Omodeo (1948) l'ont caractérisé comme l'espèce de vers de terre la plus communément trouvée.

D'autre part, l'espèce *A. rosea* présente dans tous les sites est une espèce assez commune dans le paléarctique entier. Il parait que ses besoins écologiques sont très similaires à ceux d'*A. caliginosa* (Omodeo & Martinucci, 1987).

L'espèce *E. foetida* n'a été collectée que dans les sites d'El Hammamet et Elma Labiod. C'est une espèce d'origine européenne, elle appartient au groupe des vers épigés (Bouché, 1977). Cette catégorie écologique vit sur ou près de la surface du sol, typiquement dans les couches de la litière des forêts ou dans les matériaux riches en

matière organique (comme le compost) et ne creuse pas (Lee, 1985 ; Römcke et *al.*, 2005). Aussi, c'est une espèce ubiquitaire avec une distribution mondiale (Domínguez & Edwards, 1997).

Enfin, on a décrit pour la première fois en Algérie l'espèce anécique *A. longa* avec la plus faible proportion (5,25 %) dans trois sites : Elma Labiod, Ain Zarroug et El Hammamet. Cela représente un résultat surprenant et reste énigmatique nécessitant une étude plus détaillée surtout sur le plan anatomique.

C'est une espèce pérégrine d'origine Atlantique (Csuzdi & Zicsi, 2003). Elle est très répandue dans les régions tempérées du nord (Paléarctique, l'Amérique du nord), introduite en Amérique du sud, l'Afrique, l'Asie, l'Australie et la New Zealand (Csuzdi & Zicsi, 2003 ; Sims, & Gerard, 1999). Les mêmes résultats sont constatés par Mihailova (1966) en Bulgarie et Baker et *al* (2002) en Australie où les espèces anéciques sont rares. Aussi, Jänsch et *al* (2013) ont noté que cette espèce est la moins fréquente. Cette situation contrarie celle des autres prairies dans le monde où les vers anéciques peuvent constituer une large proportion de la faune des vers de terre et contribuer significativement à la structure du sol et à sa fertilité (Lavelle, 1983).

3.2. Biodiversité :

Nos résultats montrent que la richesse totale n'est pas homogène dans les différents sites. Elle varie de 2 espèces dans les prairies d'Elmerdja et de Chabrou à 4 espèces dans le terrain labouré et cultivé d'Elma Labiod. Ces résultats sont en concordance avec ceux de Berry & Karlen, 1993 et de Sims & Gerard, 1999 qui ont constaté que les hauts niveaux de perturbation contribuent à la réduction du nombre d'espèces et la dominance par le genre *Aporrectodea*. Ainsi, le site d'Elmerdja qui subit une urbanisation intense est le moins diversifié où *A. caliginosa* est largement dominante. Par contre, la prairie d'El Hammamet qui est à la périphérie d'une zone polluée et la parcelle d'Elma Labiod à la limite d'oued El Adaila abrite 4 espèces parmi lesquelles figure le vers de fumier (*E. foetida*).

D'autre part, la densité moyenne des vers de terre est calculée sur les différents sites d'échantillonnage. Les valeurs élevées de la densité sont enregistrées en mois de mars avec un maximum de 226 individus/m² à Elmerdja. Cependant, Le site de Chabrou abrite les plus faibles valeurs de densité le long de la période d'étude.

Cela peut être expliqué par les conditions climatiques. Ces dernières, notamment l'humidité du sol habituellement sec dans notre terrain d'étude, ne sont pas très favorables au développement et à la dispersion des vers de terre et limitent leurs biodiversité (Omodeo

et *al.*, 2003). Selon Jasmine et *al.* 2013, des études sur la dynamique des communautés lombriciennes exotiques dans des forêts d'Amérique du Nord sur sols acides ont montré que les rigueurs du climat empêchent la dispersion des vers de terre. D'autre part, Evans et Guild, 1948 rapportent que la production de cocons par les Lombrics devient quatre fois plus importante quand la température s'élève de 6 à 16°C. De plus, Lee, 1985 constate que lorsque les conditions de température et d'humidité du sol deviennent défavorables, la survie, la fécondité et la croissance des lombriciens sont affectées. Ainsi, le site d'Elmerdja exploré pendant la saison 2015 qui est la plus arrosée abrite les plus hautes valeurs de densité.

D'autre part, le type et la texture du sol peuvent agir sur la distribution et l'abondance des lombriciens (Guild, 1948, Edwards et Bohlen, 1996 ; Curry, 1998). Ainsi, la teneur en carbone organique du sol est un facteur clé influençant sur l'abondance des vers de terre (Gregor Ernst et *al.*, 2006). Edwards et Bohlen (1996) expliquent que les sols pauvres en matière organique ne supportent généralement pas de grandes densités de vers de terre. Ainsi, le site de Chabrou caractérisé par un sol pauvre en matière organique (1,09) abrite de faibles densités de vers.

Les niveaux de perturbation du sol peuvent être aussi mis en cause. Ainsi, Après la comparaison de la structure des communautés lombriciennes dans plusieurs agroécosystèmes, Fragoso (1993) a trouvé que les deux déterminants les plus importants de ces communautés étaient le temps de perturbation et la qualité des pratiques. Ainsi, dans les prairies récemment perturbées (Fragoso, 1992) et les terrains cultivés avec un minimum de pratiques agricoles (Arteaga, 1992), les vers indigènes restent un composant important. D'autre part, dans les terrains cultivés avec de haut niveau de pratiques agricoles (labour, pesticides) pendant de longue durée montrent une augmentation de la quantité des vers exotiques à la fois dans les prairies (Fragoso, 1993 ; Lavelle et *al.*, 1981) et dans les terrains cultivés (Fragoso, 1993).

Enfin, le résultat de la faible abondance des vers de terre, par rapport aux gammes de variation des abondances et des biomasses lombriciennes sur l'ensemble des sites du programme bio-indicateur 2 en Bretagne (Cluzeau et *al.*, 2012), est en concordance avec les travaux de Lagerlo et *al.* (2002) qui ont trouvé que le nombre des lombriciens dans une prairie abandonnée non cultivée est plus faible qu'une parcelle adjacente cultivée. D'autre part, Scheu (1992) trouve une abondance et une biomasse dans une parcelle abandonnée 11 ans plus faibles que des parcelles abandonnées 2 ans. A l'opposé, Pizl (1992) trouve que les populations de vers de terre augmentent de densité et de biomasse après 2 ans

d'abandonnement de parcelle. Cette faiblesse d'abondance est peut être une réponse au changement de la qualité et de la quantité de matière organique disponible comme les changements des communautés de plantes (Bohlen *et al.*, 1997; Hubbard *et al.*, 1999).

D'autre part, On note la présence en grande proportion de vers juvéniles, durant toute la période d'étude et dans tous les sites, par rapport à la proportion des adultes. Cette différence de proportion a été remarquée par Poier & Richter in Bobby & Hartge., 1995, qui ont constaté que le ratio des vers adultes aux juvéniles était de 1:5. De la même façon, BauchhenB (1991) a trouvé que les vers juvéniles étaient présents avec des proportions supérieures aux adultes dans les fermes conventionnelles.

Cette grande proportion de juvéniles n'est pas surprenante vu la période de collecte (printemps). Dans cette saison, l'activité et l'abondance des vers est à son pic, où l'éclosion de récents juvéniles a un effet remarquable (Reynolds 1977; Shakir and Dindal 1997).

La biomasse moyenne des vers de terre varie en fonction du temps et du site. Elle atteint un maximum de 361,62g/m² au site d'Elma Labiod en mois de mars et un minimum à Chabrou en mois d'avril avec une valeur de 20,57g/m². D'autre part, on constate que les plus fortes valeurs de la biomasse sont enregistrées pendant le mois de mars.

Ces différences de biomasse peuvent être la cause de la dominance d'un site par une espèce particulière. En conséquence, la biomasse élevée enregistrée dans le site d'Elma Labiod peut être due à la dominance par l'espèce *A. caliginosa* qui manifeste des poids supérieurs à l'espèce dominante (*E. foetida*) du site d'El Hammamet.

II. Etude toxicologique

1. Introduction :

Les pesticides généralement utilisés en grande culture sont les herbicides, les fongicides et les molluscicides. Leur nuisibilité vis-à-vis des populations lombriciennes dépend du type d'application (épandage de granulés, pulvérisation, etc.), de la période d'application, de la matière active qu'ils renferment, de la fréquence et de l'intensité d'application mais également du comportement des vers de terre et des conditions climatiques (Edwards et Bohlen, 1996). Les espèces épigées sont les plus exposées aux effets néfastes des pesticides car ils vivent à la surface du sol. Les anéciques, bien qu'ils se nourrissent en surface, et les endogés, semblent moins affectés par l'application de tels produits chimiques.

Bien qu'avant leur homologation, des tests de toxicité des pesticides soient réalisés sur les vers de terre, l'application de tels produits peut modifier la diversité taxonomique des communautés (Cluzeau et *al.*, 1987 ; Cluzeau et Fayolle, 1988 ; Tebrügge et Düring, 1999).

Même si peu d'herbicides semblent avoir un effet vraiment néfaste sur les populations de vers lorsqu'ils sont employés aux doses préconisées (Bachelier, 1978 ; Lee, 1985), certaines molécules utilisées comme fongicides, comme le Carbendazim (Cook et Swait, 1975) ou le Thiabendazole (Roark et Dale, 1979), sont reconnues comme pouvant avoir un effet dépressif sur les densités lombriciennes. L'application d'herbicides peut également provoquer des effets indirects importants car ils réduisent la quantité de ressource nutritive disponible pour les vers (Pelosi, 2008). De la même façon, les insecticides et les fongicides peuvent réduire le nombre de vers présent dans une parcelle (Schreck, 2008).

L'objectif de cette étude est de déterminer l'effet de deux pesticides (l'herbicide Sekator OD et l'insecticide Karaté Zeon) sur la mortalité, la croissance, la reproduction et la morphologie des vers de terre en conditions de laboratoire.

2. Résultats :

2.1. Toxicité :

L'efficacité d'un pesticide est appréciée dans le temps par la détermination de la mortalité des individus. La mortalité observée (%) est corrigée à partir d'une mortalité naturelle après exposition des individus adultes de *A. Caliginosa* à plusieurs concentrations et à différents temps.

2.1.1. Toxicité de l'herbicide Sekator OD :

2.1.1.1. Sensibilité aux différentes concentrations de Sekator OD :

Après traitement avec l'herbicide Sekator OD à différentes concentrations (0,01 ; 0,025 ; 0,05 ; 0,075 et 0,1 ml/L), nous avons mentionné dans le tableau 13 le taux observé de mortalité à différent temps d'exposition. Il est de l'ordre de $0,00 \pm 0,00$ % chez les séries témoins après 7 jours et augmente chez les séries traitées jusqu'à $27,50 \pm 12,58$ % pour la concentration la plus élevée après 28 jours d'exposition. D'autre part, les séries traitées avec la plus faible concentration montrent un faible taux de mortalité pendant la période d'étude.

Tableau 13 : Effet des concentrations croissantes de l'herbicide Sekator OD sur le taux de mortalité observé de *A. Caliginosa* à différent temps d'exposition ($m \pm s$, $n=4$).

Temps (jours) Traitement	7	14	21	28
Témoin	0,00 $\pm$ 0,00	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00
0,01 ml/l	0,00 $\pm$ 0,00	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00
0,025 ml/l	5,00 $\pm$ 5,77	10,00 $\pm$ 0,00	10,00 $\pm$ 0,00	15,00 $\pm$ 5,77
0,05 ml/l	7,50 $\pm$ 5,00	10,00 $\pm$ 0,00	12,50 $\pm$ 5,00	25,00 $\pm$ 5,77
0,075 ml/l	7,50 $\pm$ 5,00	15,00 $\pm$ 5,77	15,00 $\pm$ 5,77	27,50 $\pm$ 5,00
0,1 ml/l	12,50 $\pm$ 5,00	15,00 $\pm$ 5,77	22,50 $\pm$ 9,57	27,50 $\pm$ 12,58

Le tableau 14 représente le classement des concentrations de l'herbicide Sekator OD, par la méthode de la plus petite différence significative, après son application dans le sol artificiel à différent temps.

Tableau 14: Toxicité de l'herbicide Sekator OD. Classement des concentrations à différent temps d'exposition.

Temps (jours) Concentration	7	14	21	28
0,01 ml/l	A	A	A	A
0,025 ml/l	AB	AB	A	AB
0,05 ml/l	BC	AB	A	BC
0,075 ml/l	BC	B	AB	C
0,1 ml/l	C	B	B	C

2.1.1.2. Evaluation des concentrations létales CL50 et CL90 :

L'étude de l'effet léthal induit par l'herbicide Sekator OD après son application est résumée dans le tableau 15. Les résultats montrent que les valeurs des CL50 et CL90 diminuent au cours du temps. D'autre part, les concentrations létales calculées à différents temps dépassent les valeurs des concentrations testées.

Tableau 15: concentrations létales (CL50 et CL90) en ml/l de Sekator OD et leurs intervalles de confiance après 7, 14, 21 et 28 jours d'exposition.

Temps d'exposition (jours)	CL50 [limite inférieure ; limite supérieure]	CL90 [limite inférieure ; limite supérieure]
7	5,09 [0,89 ; 29,05]	305,515 [53,54 ; 1743,43]
14	2,91 [0,64 ; 13,21]	59,319 [13,08 ; 269,00]
21	0,63 [0,24 ; 1,60]	4,868 [1,90 ; 12,49]
28	0,30 [0,14 ; 0,68]	3,222 [1,44 ; 7,22]

Le tableau 16 résume les différents paramètres statistiques liés à l'analyse des probits. Les valeurs des coefficients de régression sont proches de 1 indiquant une forte liaison entre la concentration de l'herbicide et le taux de mortalité.

Tableau 16 : les différents paramètres statistiques relatif à l'analyse des probits

Temps d'exposition (jours)	Equation de régression	Slope	Coefficient de régression (R^2)
7	$y = 0,7x + 4,47$	0,710	0,831
14	$y = 0,99x + 4,54$	0,990	0,740
21	$y = 1,43x + 5,28$	1,438	0,929
28	$y = 1,25x + 5,64$	1,254	0,945

2.1.2. Toxicité de l'insecticide Karaté Zeon :

2.1.2.1. Sensibilité aux différentes concentrations de Karaté Zeon :

Après traitement avec l'insecticide Karaté Zeon à différentes concentrations (0,003 ; 0,033 ; 0,131 ; 0,327 ; 3,27 et 32,7 mg/kg), nous avons mentionné dans le tableau 17 le taux observé de mortalité à différent temps d'exposition. Il est de l'ordre de $7,50 \pm 5,00$ % chez les séries témoins et augmente chez les séries traitées jusqu'à $75,00 \pm 10,00$ % pour la concentration la plus élevée après 28 jours d'exposition. D'autre part, les séries traitées avec la plus faible concentration montrent un faible taux de mortalité pendant la période d'étude.

Tableau 17 : Effet des concentrations croissantes de l'insecticide Karaté Zeon sur le taux de mortalité observée de *A. Caliginosa* à différent temps d'exposition ($m \pm s$, $n=4$).

Temps (jours) Traitement	7	14	21	28
Témoin	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00	7,50 $\pm$ 5,00
0,003 mg/kg	7,50 $\pm$ 5,00	10,00 $\pm$ 8,16	10,00 $\pm$ 8,16	12,50 $\pm$ 12,58
0,033 mg/kg	7,50 $\pm$ 5,00	10,00 $\pm$ 8,16	15,00 $\pm$ 10,00	15,00 $\pm$ 10,00
0,131 mg/kg	10,00 $\pm$ 8,16	15,00 $\pm$ 12,91	15,00 $\pm$ 12,91	15,00 $\pm$ 12,91
0,327 mg/kg	15,00 $\pm$ 12,91	22,50 $\pm$ 5,00	27,50 $\pm$ 12,58	30,00 $\pm$ 8,16
3,27 mg/kg	42,50 $\pm$ 22,17	42,50 $\pm$ 22,17	42,50 $\pm$ 22,17	47,50 $\pm$ 25,00
32,7 mg/kg	60,00 $\pm$ 21,60	70,00 $\pm$ 14,14	70,00 $\pm$ 14,14	75,00 $\pm$ 10,00

Le tableau 18 représente le classement des concentrations de l'insecticide Karaté Zeon, par la méthode de la plus petite différence significative, après son application dans le sol artificiel à différent temps.

Tableau 18: Toxicité de l'insecticide Karaté Zeon. Classement des concentrations à différent temps d'exposition.

Temps (jours) Concentration	7	14	21	28
0,003 mg/kg	A	A	A	A
0,033 mg/kg	A	A	A	A
0,131 mg/kg	A	A	A	A
0,327 mg/kg	A	A	AB	AB
3,27 mg/kg	B	B	B	B
32,7 mg/kg	B	C	C	C

2.1.2.2. Evaluation des concentrations létales CL50 et CL90 :

L'étude de l'effet léthal induit par l'insecticide Karaté Zeon après son application a été résumée dans le tableau 19. Les résultats indiquent que les valeurs des CL50 tendent à diminuer au cours du temps passant de 18,069 mg/kg après 7 jours à 9,725 mg/kg après 28 jours.

Tableau 19 : concentrations létales (CL50 et CL90) en mg/kg de Karaté Zeon et leurs intervalles de confiance après 7, 14, 21 et 28 jours d'exposition.

Temps d'exposition (jours)	CL50 [limite inferieure ; limite supérieure]	CL90 [limite inferieure ; limite supérieure]
7	18,07 [4,984 ; 65,51]	594,76 [164,05 ; 2156,30]
14	16,09 [3,395 ; 76,28]	2791,03 [588,79 ; 13230,19]
21	13,25 [2,691 ; 65,24]	2484,34 [504,55 ; 12232,19]
28	9,72 [1,96 ; 48,14]	2570,81 [519,38 ; 12724,83]

Le tableau 20 résume les différents paramètres statistiques liés à l'analyse des probits. Les valeurs des coefficients de régression sont proches de 1 indiquant une forte liaison entre la concentration de l'insecticide et le taux de mortalité.

Tableau 20 : les différents paramètres statistiques relatif à l'analyse des probits.

Temps d'exposition (jours)	Equation de régression	Slope	Coefficient de régression (R^2)
7	$y = 0,85x + 3,93$	0,849	0,959
14	$y = 0,59x + 4,28$	0,599	0,917
21	$y = 0,56x + 4,35$	0,568	0,965
28	$y = 0,54x + 4,45$	0,550	0,915

2.2. Inhibition de la croissance pondérale :

2.2.1. L'herbicide Sekator OD :

La figure (36) met en évidence l'évolution du taux de croissance des vers de terre en fonction du temps et en présence de concentrations croissantes de Sekator. Ainsi, nous remarquons que chez les vers de terre témoins et traités, le taux de croissance pondérale tend à augmenter après 7, 14 et 21 jours d'exposition. Par contre, après 28 jours le taux de croissance tend à diminuer significativement ($p=0,020$). Ainsi, à la plus forte concentration le taux de croissance prend une valeur négative (-3,57%) après 28 jours d'exposition.

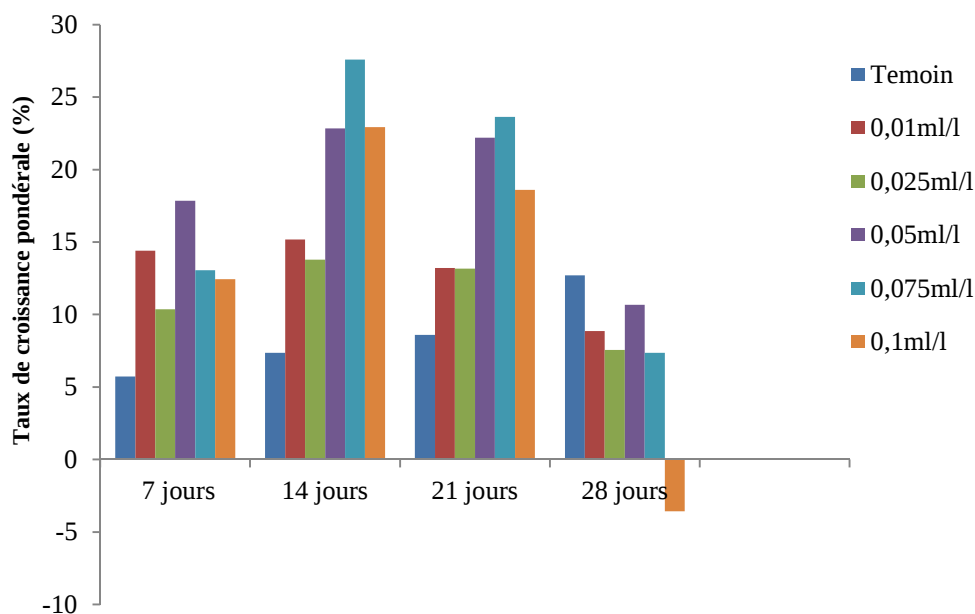


Figure 36. Effet de l'herbicide Sekator OD à différentes concentrations sur le taux de croissance pondérale des vers de terre *A. caliginosa* en fonction du temps.

2.2.2. L'insecticide Karaté Zeon :

Le taux de croissance pondérale des vers de terre exposés à des concentrations croissantes de l'insecticide Karaté Zeon est suivi pendant 28 jours (Fig. 37). Ainsi, nous remarquons que chez les vers de terre témoins, le taux de croissance tend à augmenter le long de la période d'étude. Les séries traitées par les quatre premières concentrations manifestent une croissance réduite par rapport à celle des séries témoins. Cette inhibition devient de plus en plus accentuée au cours du temps. Exceptionnellement, les plus fortes concentrations (3,27 et 32,7 mg/kg) induisent une diminution intense du taux de croissance des vers de terre en prenant des valeurs négatives durant toute la période d'exposition.

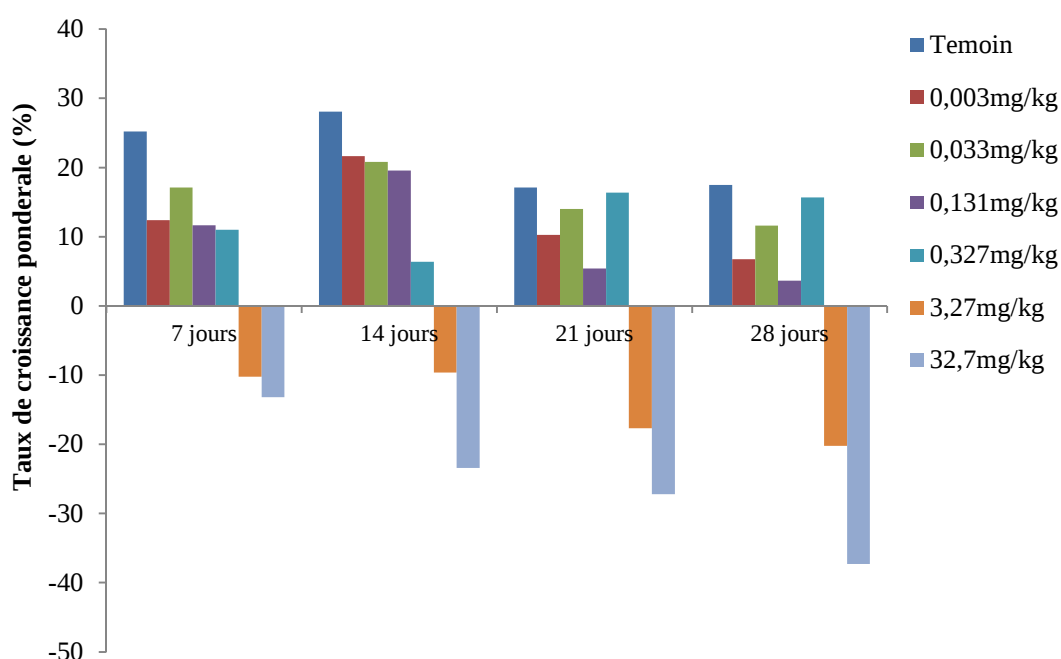


Figure 37. Effet de l'insecticide Karaté Zeon à différentes concentrations sur le taux de croissance pondérale des vers de terre *A. caliginosa* en fonction du temps.

2.3. Effet sur la reproduction :

2.3.1. L'herbicide Sekator OD :

Le taux d'éclosion chez *A. caliginosa* est réduit sous l'effet des différentes concentrations utilisées. Cette réduction n'est significative que sous l'effet des deux plus hautes concentrations (0,075 et 0,1 ml/l) par rapport aux séries témoins ($p < 0,05$) (Fig. 38).

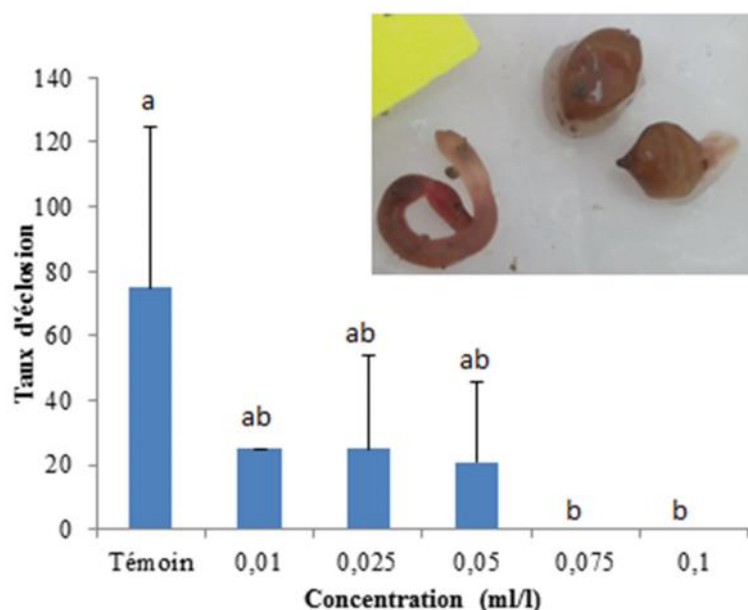


Figure 38. Effet du sekator OD sur le taux d'éclosion des vers de terre

Les différentes lettres indiquent une différence significative du taux d'éclosion entre les différentes concentrations, $P < 0.05$ (ANOVA avec le test de Tukey HSD).

2.3.2. L'insecticide Karaté Zeon :

Le taux d'éclosion chez *A. caliginosa* est réduit sous l'effet des différentes concentrations utilisées. Ainsi, on observe qu'il n'y a pas d'éclosion chez les séries traitées avec la plus forte concentration (Fig. 39).

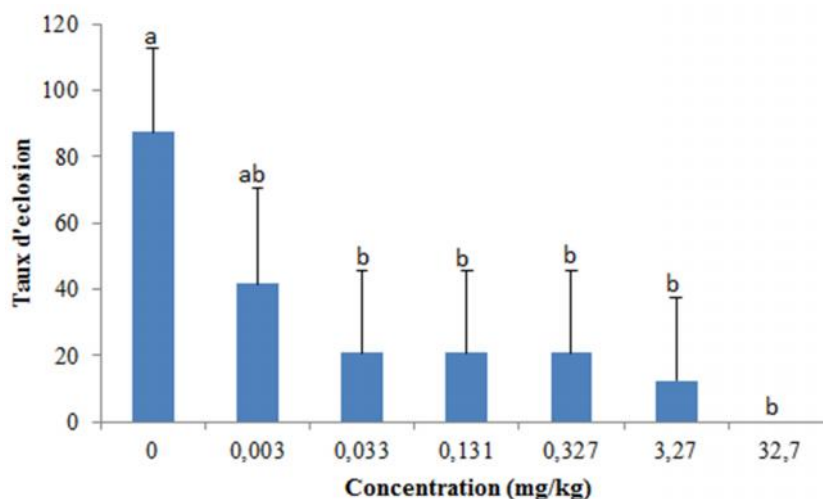


Figure 39. Effet de Karaté Zeon sur le taux d'éclosion des vers de terre

Les différentes lettres indiquent une différence significative du taux d'éclosion entre les différentes concentrations, $P < 0.05$ (ANOVA avec le test de Tukey HSD).

2.4. Effet sur la morphologie :

2.4.1. L'herbicide Sekator OD :

Aucune altération morphologique n'a été signalée chez les vers de terre exposés aux différentes concentrations de l'herbicide Sekator OD.

2.4.2. L'insecticide Karaté Zeon :

Des changements morphologiques tels que la constriction et le gonflement paraissent à la région antérieure des vers traités avec les concentrations les plus élevées (3,27 et 32,7 mg/g) après 4 semaines d'exposition. En plus, une dégénérescence accentuée de la partie postérieure est remarquée conduisant à une fragmentation du corps de l'animal (Fig. 40).



Figure 40. (A et B), les anomalies morphologiques des vers exposés à l'insecticide Karaté Zeon dans le sol artificiel.

3. Discussion :

3.1. Etude toxicologique :

L'utilisation de bio-indicateurs en toxicologie et écotoxicologie est une pratique courante dans le monde entier. Parmi les bioindicateurs, les vers de terre, escargots et les microorganismes du sol sont largement utilisés car ils sont la cible immédiate des produits phytosanitaires. Les vers de terre sont utilisés comme bioindicateurs pour évaluer la santé du sol en raison de leur disponibilité, facilité de manipuler et leur capacité d'améliorer la structure et la fertilité du sol (Mahajan et *al.*, 2007 ; Curry et *al.*, 2008 ; Muthukaruppan et Ganasekaran, 2010).

3.1.1. Toxicité de l'herbicide Sekator OD :

Des essais de toxicité chronique sur des individus adultes de *A. Caliginosa* exposés à l'herbicide Sekator OD à différentes concentrations (0,01 ; 0,025 ; 0,05 ; 0,075 et 0,1 ml/L) ont été effectués afin d'estimer les concentrations létales 50 (CL50) et 90 (CL90) ainsi que leurs intervalles de confiances à 95% à différents temps d'exposition (7, 14, 21 et 28 jours). Les concentrations létales pour les CL50 à 7, 14, 21, 28 jours respectivement sont de l'ordre de 5,09 ; 2,91; 0,63 et 0,30 ml/L. Alors que celles des CL90 correspondent à 305,51 ; 59,32 ; 4,87 et 3,22 ml/L.

Nos résultats sont inférieurs à ceux de pesticide properties database (2017) où la CL50 de l'amidosulfuron et de d'iodosulfuron-méthyl-sodium chez le vers de terre *Eisenia foetida* après 14 jours d'exposition dépasse 1000 mg/kg. Aussi, National Registration Authority for Agricultural and Veterinary Chemicals (2002) rapporte que la CL50 du trifloxysulfuron sodium après 14 jours d'exposition est supérieure à 748 mg/kg de sol. L'herbicide sulfometuron méthyl manifeste une toxicité chez *E. foetida* avec des concentrations CL50 égales à 560,7 et 448,6 mg/kg après 7 et 14 jours respectivement (Wang et *al.*, 2012).

Cette différence de valeurs de la CL50 peut être expliquée par la différence de la réponse entre les deux espèces. Ainsi, Ma et Bodt (1993) ont montré que l'insecticide chlorpyrifos a une variation considérable de toxicité vis-à-vis des différentes espèces de vers de terre traités. *E. fetida* and *E. Andrei* sont les espèces recommandées dans les tests d'écotoxicité afin d'évaluer la pollution du sol. Cependant, des études ont démontrées que ces espèces ne sont pas les plus sensibles aux contaminants de l'environnement tels que les produits agrochimiques (Juan et *al.*, 2014). Par exemple, Pelosi et *al.* (2013) ont révélé que

les espèces *Eisenia* sont moins sensibles aux pesticides par rapport à *Lumbricus terrestris* et *A. caliginosa*. Nos résultats confirment cette révélation où les valeurs des concentrations létales chez *A. caliginosa* sont inférieures à celles chez *E. foetida*.

L'analyse statistique des données révèle des effets temps et doses significatifs. Cette significativité de la relation statistique entre les concentrations d'herbicides et la toxicité aiguë et chronique chez les invertébrés a été prouvée par plusieurs auteurs (Carejeira et al. 1998; Pereira et al. 2000).

D'autre part, les données toxicologiques révèlent une faible toxicité du Sekator OD à l'égard d'*A. Caliginosa*. Ce résultat est confirmé par Kamrin, (1997) qui a remarqué que les sulfonilurées ont une faible toxicité aiguë chez les mammifères et d'autres espèces animales. La plupart des sulfonilurées ont une faible toxicité aiguë par voie orale avec des valeurs de DL50 chez les rats dépassant 5000 mg/kg. Via la voie dermique, ils sont légèrement toxiques avec DL50 supérieures à 2000 mg/kg chez les lapins. Ils sont, en général, légèrement toxiques par inhalation chez les rats avec des valeurs de CL50 qui dépassent 5 mg/L. A l'opposé, l'herbicide Sekator OD manifeste une très haute toxicité aiguë vis-à-vis de l'invertébré *Daphnia magna*. Même la plus petite concentration (0,01 ml/L) provoque la mort de cette espèce et la mortalité atteint 100% à la plus forte concentration. Toutes les concentrations ont été létales après 48 h d'exposition (Zaltauskaite1 et Brazaityte., 2011). Plusieurs études ont démontré que les herbicides sulfonilurées peuvent avoir un effet toxique sur les microorganismes (Burnet et Hodgson, 1991 ; Forlani, et al., 1995).

3.1.2. Toxicité de l'insecticide Karaté Zeon :

Des essais de toxicité chronique sur des individus adultes de *A. Caliginosa* exposés à l'insecticide Karaté Zeon à différentes concentrations (0,003 ; 0,033 ; 0,131 ; 0,327 ; 3,27 et 32,7 mg/kg) ont été effectués afin d'estimer les concentrations létales 50 (CL50) et 90 (CL90) ainsi que leurs intervalles de confiances à 95% à différents temps d'exposition (7, 14, 21 et 28 jours). Les concentrations létales exprimées en mg/kg sont de l'ordre de 18,07 ; 16,09 ; 13,25 et 9,72 à 7, 14, 21, 28 jours respectivement pour les CL50 alors que celles des CL90 correspondent à 594,76 ; 2791,03 ; 2484,34 et 2570,81 respectivement.

La valeur de CL50 obtenues après 14 jours d'exposition est inférieure à celle de Frampton et al (2006) et Garcia et al (2011) où les CL50 sont de l'ordre de 100 et 229 mg/kg respectivement chez *E. fetida*. Cette différence de toxicité est peut être due à la différence de la réponse entre les différentes espèces.

Selon la littérature, il paraît que tous les pyréthrinés ont une faible toxicité aiguë (CL50 > 1000 mg/kg) chez les oligochètes (Inglesfield, 1989). L'information sur les effets chroniques de cet insecticide chez les vers oligochètes est très limitée. Garcia et *al* (2012) ont prouvé, en se basant sur les valeurs de CL50, que la toxicité de lambda cyhalotrine chez les souches européennes et tropicales d'*E. fetida* est largement supérieure. Dans les tests de toxicité chronique, les valeurs de CL50 chez la souche tropicale d'*E. fetida* dans un sol artificiel tropical est de l'ordre de 7,7 mg/kg. Cette dernière valeur est proche de nos résultats où les CL50 obtenues après 21 et 28 jours sont 13,25 et 9,72 mg/kg respectivement.

Selon World Health Organization (1990), lambda cyhalotrine provoque l'apparition des symptômes de toxicité chez les chiens à la plus haute concentration testée. Des études de laboratoire indiquent que cette matière active a la potentialité d'être accumulée chez les poissons traduisant une très forte toxicité (Maund et *al.*, 1998). De plus, cet insecticide est très toxique chez les poissons et les invertébrés aquatiques ainsi que les abeilles après ingestion ou contact. À l'inverse, chez les oiseaux ce produit a une faible toxicité (World Health Organization, 1990). Les pyréthrinés interfèrent avec le fonctionnement normal du système nerveux des invertébrés. Leurs toxicité chez les organismes non cibles du sol est observée même à des concentrations plus faibles que celles recommandées aux agriculteurs (Förster et *al.*, 2006 ; Jänsch et *al.*, 2005 ; Wanner et *al.*, 2004 ; Framptom & Brink, 2007 ; Wang et *al.*, 2012). Notre étude confirme que l'espèce *A. Caliginosa* dominante dans la région de Tébéssa est plus sensible à l'insecticide que *E. fetida*.

3.2. Inhibition de la croissance pondérale:

Vermeulen et *al.*, 2001 expliquent que la mortalité, en tant qu'une mesure de la sensibilité d'une population à un produit chimique, n'est pas un paramètre écologique pertinent ni sensitif. Même si les molécules influent sur la survie des vers de terre, elles peuvent influencer sur d'autres paramètres, conduisant à la réduction de la population et/ou de l'activité des vers de terre, ce qui peut influencer sur le fonctionnement du sol (Lal et *al.* 2001; Luo et *al.* 1999; Slimak, 1997). L'explication est que le stress causé par la présence de contaminants peut détourner de l'énergie de la croissance, la reproduction et/ou de l'activité de creuser.

3.2.1. L'herbicide Sekator OD :

Nous remarquons que chez les vers de terre témoins et traités avec les différentes concentrations de l'herbicide Sekator OD, le taux de croissance tend à augmenter après les trois premières périodes d'exposition. Par contre, après 28 jours le taux de croissance tend à diminuer significativement ($p=0,009$) chez les séries traitées. Ainsi, à la plus forte concentration le taux de croissance prend une valeur négative (-3,57%) après 28 jours d'exposition.

Nos résultats sont comparables à ceux de Hem, (2017) où les herbicides sulfuron et pinoxaden causaient une inhibition significative de la croissance des vers *E. foetida* après 15, 30, 45 et 60 jours d'exposition. Aussi, Kamrin & Montgomery (2000) ont constaté que les composés sulfonylurées ont causé une baisse de gain de poids, une augmentation du poids du foie, mais généralement à des doses élevées. Ces effets sont causés par le primisulfuron-méthyl chez les chiens à la dose de 125 mg/kg/jour pendant une année, et par le sulfometuron-méthyl à la dose 25 mg/kg/jour chez les mêmes animaux pendant le même délai. Chez les rats, ces effets apparaissent à des doses nettement plus élevées, 180 et 375 mg/kg/jour respectivement pendant 90 jours. De la même façon, Tina & Carsten (1998) ont confirmé l'effet inhibiteur de croissance des sulfonylurés chez les microorganismes *Pseudomonas fluorescents* extrait du sol. Les résultats de Zaltauskaite & Brazaityte (2011) suggèrent que les herbicides sulfonylurées qui passent dans les eaux usées et les rivières peuvent avoir des effets inhibiteurs sur la croissance des plantes aquatiques et des invertébrés.

La perte de poids a été rapporté après intoxication par les organochlorines (Martikainen, 1996) les fongicides et les herbicides chez *E. foetida* et *L. terrestris* (Helling et al., 2000). Choo & Baker (1998) ont trouvé que l'endosulfan réduit significativement le poids des juvéniles de *A. trapezoide* après 5 semaines d'exposition à la dose recommandée. Dans des essais de laboratoire, les deux produits fenamiphos et methiocarb réduisaient le poids des vers de terre quand appliqués aux doses recommandées. L'inhibition de croissance des animaux traités est peut être due à la réduction de la prise d'aliments et l'utilisation de la majeure partie de l'énergie des aliments absorbés dans le métabolisme (Lett et al., 1976). Si la prise d'aliments ou l'assimilation sont réduites, il y aura moins d'énergie et de protéines pour la croissance, et donc le taux de croissance va chuter. La perte de poids paraît un bon indicateur du stress physiologique relié au degré d'intoxication et au temps d'exposition (Frampton et al., 2006).

3.2.2. L'insecticide Karaté Zeon :

On a suivi l'évolution du poids des vers *A. caliginosa* en fonction du temps et en présence de concentrations croissantes de l'insecticide Karaté Zeon. Ainsi, on a constaté que chez les vers de terre traités par les quatre premières concentrations manifestent une croissance réduite par rapport à celle des séries témoins. Cette inhibition devient de plus en plus accentuée au cours du temps. Exceptionnellement, les plus fortes concentrations (3,27 et 32,7 mg/kg) induisent une diminution intense du taux de croissance des vers de terre qui prend des valeurs négatives durant toute la période d'exposition. Ces résultats sont confirmés par Hamir. et *al.*, 2012 qui rapporte que les pesticides affectent la croissance de *E. fetida* où il y a une perte de poids ou un ralentissement de la croissance. Maitre et *al.*, 2012 ont constaté que lambda cyhalotrine influe sur la croissance de l'espèce *A. trapezoide* où les séries témoins et traitées montrent un gain de poids avec une différence significative aux doses 6 et 8 mg/kg.

A l'opposé, Maitre et *al.*, 2012 ont montré que l'effet chronique de lambda cyhalotrine sur la biomasse de *E. fetida* n'était pas significatif, même si le poids chez le témoin était plus élevé (49,68%) par rapport au traités (34-40%). Cette différence de réponse entre les espèces *A. caliginosa* et *E. fetida* est normale du fait que les espèces *Eisenia* sont moins sensibles aux pesticides par rapport à *L. terrestris* et *A. caliginosa*. (Pelosi et *al.*, 2013). Selon Tripathi et *al.*, 2010, la sensibilité des vers de terre est relative à leurs caractéristiques et leur catégorie écologique. L'écophysiologie de *A. trapezoide* est sévèrement affectée par lambda cyhalotrine avec un impact négatif sur la fertilité du sol (Das et *al.*, 2010 ; Schaefer, 2003).

Chez les rats, l'inhalation de lambda cyhalotrine pendant 21 jours à la dose la plus élevée induit moins de gain de poids pour les mâles et une réduction de consommation d'aliments par les deux sexes. D'autre part, l'ingestion de cet insecticide pendant 90 jours provoque chez les rats une réduction du gain de poids à la dose la plus élevée chez les deux sexes. Les chercheurs n'ont pas détectés d'effets aux faibles doses (World Health Organization, 1990).

3.3. Effet sur la reproduction :

Addison & Holmes (1995), Kokta (1992) et Neuhauser & Callahan (1990) ont suggéré que la production de cocons est un indicateur plus sensible au stress causé par les pesticides par rapport à la croissance des vers de terre.

3.3.1. L'herbicide Sekator OD :

Le taux d'éclosion chez *A. caliginosa* est réduit sous l'effet des différentes concentrations utilisées. Cette réduction n'est significative que sous l'effet des deux plus hautes concentrations (0,075 et 0,1 ml/l) par rapport aux séries témoins ($p < 0,05$).

Nos résultats sont proches de ceux de Hem (2017) qui a constaté que le nombre de cocons produit par les vers *E. foetida* diminue avec l'augmentation de la concentration des herbicides sulfuron et pinoxaden. Parallèlement à nos résultats Greta et al., 2016 ont constaté que l'herbicide glyphosate affecte la reproduction de *E. fetida* où les cocons ne sont observés qu'aux plus faibles concentrations. Par contre, Kamrin & Montgomery (1999) n'ont détecté aucun effet du sulfometuron-méthyl sur la reproduction des rats et des lapins traités à la dose 300mg/kg/jour. Primisulfuron-méthyl a causé des effets sur les testicules des rats exposés à la dose 250 mg/kg/jour pendant deux générations.

3.3.2. L'insecticide Karaté Zeon :

Le taux d'éclosion chez *A. caliginosa* est réduit sous l'effet des différentes concentrations utilisées. Ainsi, on observe que chez les séries traitées avec la plus forte concentration l'éclosion est nulle.

Nos résultats sont en concordance avec ceux de Maitre et al., 2012 où la production de cocons par *E. fetida* était plus élevée chez les séries témoins, contrairement aux traitées par lambda cyhalotrine où il y avait une diminution significative. Les cocons éclosent après 21 jours chez les séries témoins. Cependant chez les séries traitées, on constate que la durée d'éclosion augmente avec l'augmentation de la concentration. Lambda-cyhalothrin a un effet sur la fécondité d'*E. fetida* en affectant la production de cocons et leur viabilité. Ces effets sont habituellement dus aux malformations des testicules. Des résultats similaires ont été constaté par d'autres auteurs (Avila et al., 2007 ; Casabé et al., 2007 ; Ellis et al., 2007 ; Toccalino et al., 2004 ; Espinoza & Obregón, 2004). Yasmin & D'Souza (2007) ont constaté que les trois pesticides (carbendazim, dimethoate, et glyphosate) et leurs mixtures ont un impact négatif sur la croissance et la reproduction des vers *E. foetida* où Carbendazim et dimethoate avaient un effet plus accentué que glyphosate. Les effets

sublétaux de terbuthylazine et du carbofuran sur la croissance et la reproduction d'*E.andrei* ont été discutés par Brunninger et *al.* (1994) chez trois générations. Une inhibition de la production de cocons a été enregistrée dans la première génération. Selon, Pelosi et *al.* 2013 les insecticides et les fongicides paraissent les produits chimiques les plus toxiques chez les vers de terre touchant la survie et la reproduction respectivement.

D'autre part, Neuhauser et *al.* 1985 signalent que la reproduction peut être inhibée ou interrompue après exposition à des concentrations plus faibles que la CL50 du pesticide.

3.4. Effet sur la morphologie :

Selon Pelosi et *al.* 2013, l'exposition des vers de terre aux pesticides peut causer des altérations morphologiques et histologiques.

3.4.1. L'herbicide Sekator OD :

Aucune altération morphologique n'a été signalée chez *A. caliginosa* exposé aux différentes concentrations de l'herbicide Sekator OD. Des résultats similaires sont constatés par Velki & Cimovic (2015) où l'ensemble des pesticides alpha-cypermethrin, indoxacarb, la mixture de azoxystrobin et cyproconazole, imazamox et glyphosate n'avaient aucun effet sur la morphologie des vers *E.foetida* traités par différentes concentrations et températures. Par contre, la morphologie des vers *A. caliginosa* a été sévèrement perturbée par l'application de l'herbicide glyphosate (Prakash, 2010).

3.4.2. L'insecticide Karaté Zeon :

Des changements morphologiques tels que la constriction et le gonflement paraissent à la région antérieure des vers traités par les plus fortes concentrations (3,27 et 32,7 mg/g) après 4 semaines d'exposition. En plus, une dégénérescence accentuée de la partie postérieure est remarquée conduisant à une fragmentation du corps de l'animal. Ces résultats sont en concordance avec ceux de Hamir & Leo (2012) qui ont constaté que l'effet le plus remarqué des produits agrochimiques chez les vers de terre est l'enroulement du corps et la contraction des muscles longitudinaux, ensuite le corps devient rigide et quelques fois des gonflements apparaissent à la surface du corps. Les régions gonflées éclatent souvent créant des plaies de saignement. Les pesticides comme le propoxur, methidathion, endosulfan, triazophos, carbofuran, terbufos et methamidophos causent de tels symptômes. Aldicarb, endosulfan, benomyl et le cyanide de calcium causent des constriction du corps des vers de terre (Potter et *al.*, 1990). D'autre part, Solaimani et *al.* 2004 rapportent que les vers de terre exposés aux différents types de pesticides montrent

des ruptures de la cuticule, sortie du fluide cœlomique, gonflement et un affaiblissement des tissus. En évaluant la toxicité d'une batterie de pesticides à différentes températures chez *E. foetida*, Velki & Cimovic (2015) ont constaté que lambda-cyhalothrine, imidaclopride, la mixture de chlorpyrifos et cyperméthrine, azoxystrobin, cyproconazole, la mixture de difenoconazole et propiconazole, fluazifop-p-butyl, diquat et tembotrione ont causé des altérations morphologiques chez les vers traités. Des changements morphologiques similaires sont constatés par Kumar & Singh (2017) où les vers *E.foetida* traités par le pesticide phorate montrent un enroulement, rupture de la paroi du corps, la formation d'une masse cellulaire glandulaire interne et la désintégration des muscles circulaires et longitudinaux, qui échouent à régler la pression cœlomique interne aboutissant à la fragmentation du corps. Des symptômes d'autolyse similaires paraissent chez les vers *Polypheretima elongate* exposés à la teinte de textile (Kumar & Singh, 2017). De la même façon, les vers de terre, exposés à azodrin dans un sol artificiel, manifestent les mêmes symptômes (Rao & Kavitha, 2004).

III. Dosage enzymatique

1. Introduction :

Les principaux biomarqueurs étudiés chez les vers de terre exposés aux pesticides sont les dommages de l'ADN, les dommages du lysosome et le changement des activités enzymatiques (Pelosi *et al.*, 2013).

Particulièrement, les insecticides organophosphorés et les carbamates inhibent l'activité carboxylestérase (Sanchez-Hernandez & Wheelock, 2009) et acétylcholinestérase (Reinecke *et al.*, 2007). L'inhibition de l'acétylcholinestérase entraîne une accumulation d'acétylcholine dans l'espace synaptique (Fig. 41), l'influx nerveux est alors transmis de manière permanente, la membrane reste dépolarisée et la synapse se trouve bloquée. Le blocage de toutes les synapses du système nerveux central entraîne la mort de l'individu. Le blocage des synapses neuro-musculaires conduit à la tétanie de l'animal, celui-ci est asphyxié et finit par mourir.

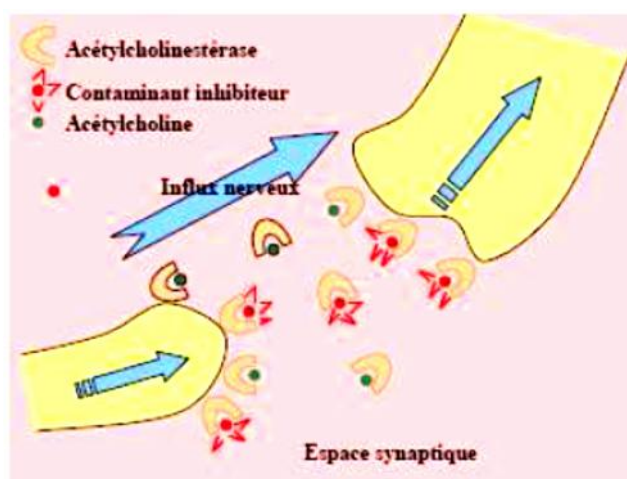


Figure 41. Inhibition de l'activité acétylcholinestérase par un contaminant (www.suivi-erika.info)

D'autre part, les pesticides peuvent perturber le niveau des enzymes impliquées dans les stress oxydatif comme le superoxyde dismutase, la catalase et le glutathion-S-transferase (Booth & O'Halloran 2001; Schreck *et al.* 2008 ; Wang *et al.* 2012).

Les glutathion S-transférases représentent une famille d'enzymes multifonctionnelles essentiellement cytosoliques, impliquées dans des opérations diverses de transports et de biosynthèses intracellulaires (George & Buchanan, 1990).

Leur fonction la plus étudiée est le rôle d'enzymes de détoxification de la phase 2. En effet, les glutathion-S-transférases sont impliquées dans des phénomènes de conjugaison entre un tripeptide ubiquiste dans les cellules, le glutathion, et des métabolites issus de la

phase 1. Les molécules susceptibles d'être directement attaquées (car portant un site électrophile) et capables de réagir dangereusement avec des macromolécules comme les acides nucléiques peuvent également participer à cette conjugaison (Huggett et *al.*, 1992). Le produit final de la conjugaison est un complexe hydrosoluble, généralement moins toxique et plus rapidement éliminé par l'organisme (Chatterjee et Bhattacharya, 1984).

Un organisme exposé à des molécules toxiques comme les pesticides présente une activation de l'activité enzymatique GST et une forte consommation de glutathion réduit. Ce biomarqueur rend compte ainsi d'une métabolisation des contaminants, à l'origine peut-être d'une détoxification.

La formation d'espèces hautement réactives de l'oxygène (ROSs : Reactive Oxygen Species) à l'origine du stress oxydant est une conséquence normale de réactions biochimiques essentielles à la vie modulées par les conditions environnementales (systèmes de transport des électrons, phagocytoses, cycles d'oxydoréduction accélérés par la présence de xénobiotiques...). Toutefois, ces radicaux libres sont très instables et peuvent potentiellement endommager les cellules et les tissus (Saint-Denis et *al.*, 1998). Cependant tous les organismes sont dotés de systèmes antioxydants qui se mettent en activité lors d'un stress oxydant. Lorsque l'induction des enzymes antioxydantes est suffisante, elle permet l'adaptation des individus et le retour à la normale alors que leur inhibition est souvent associée à des effets de toxicité (Cossu et *al.*, 1997). Il existe en effet de petites molécules enzymatiques (dont la catalase) ayant des fonctions antioxydantes, protégeant ainsi les cellules contre les effets néfastes de ces ROSs. Cependant, les radicaux libres participent aussi à des événements cellulaires « normaux » comme la transduction du signal ou les défenses antibactériennes : il est donc nécessaire de maintenir une balance correcte entre oxydants et antioxydants afin de garantir l'homéostasie cellulaire.

La catalase, hémoprotéine tétramérique ayant un atome de fer par sous-unité, joue ainsi un rôle très important dans le système antioxydant. Elle prend en charge les peroxydes d'hydrogène pour les transformer en eau : $\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \frac{1}{2} \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$ protégeant ainsi les organismes des espèces réactives de l'oxygène, responsables des réactions du stress oxydant (Fig. 42).

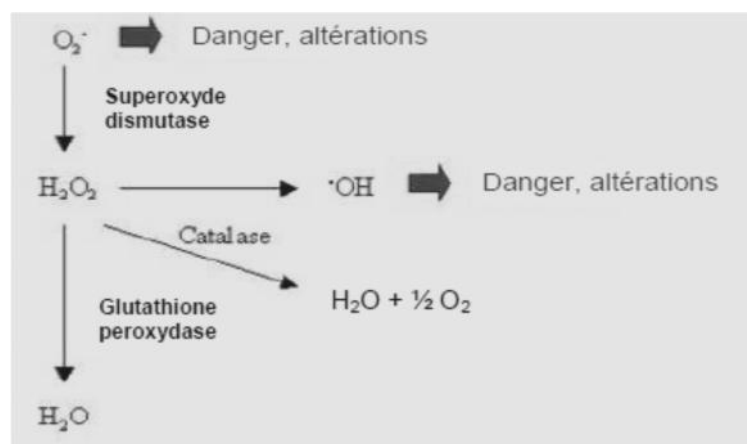


Figure 42. Enzymes du système antioxydant et place de la catalase (www.enzymeindia.com)

Avec plus de 200 000 réactions catalysées par seconde, elle est une des enzymes les plus efficaces connues. La vitesse de réaction ne semble en effet limitée que par la diffusion, c'est à dire par la vitesse limite avec laquelle les molécules parviennent au site actif de l'enzyme. Chez les eucaryotes, elle est présente dans le peroxysome des cellules.

Au cours du processus de biotransformation des xénobiotiques (pesticides, HAP, etc.), les enzymes de métabolisation peuvent libérer des espèces réactives du O₂, et du peroxyde d'hydrogène notamment. Ces radicaux libres sont alors pris en charge par les enzymes du système antioxydant dont la catalase. Dès lors, une augmentation de l'activité des enzymes du système antioxydant, dont la catalase, traduit une forte activité de métabolisation et prise en charge des toxiques (Di Giulio et *al.*, 1993).

2. Résultats :

2.1. Effet sur le contenu en protéines :

La figure 43 présente la courbe d'étalonnage des protéines. Cette courbe exprime l'absorbance à la longueur d'onde 595 nm en fonction de la quantité d'albumine utilisée. Le coefficient de régression proche de 1 confirme une forte liaison entre l'absorbance et la quantité de protéines.

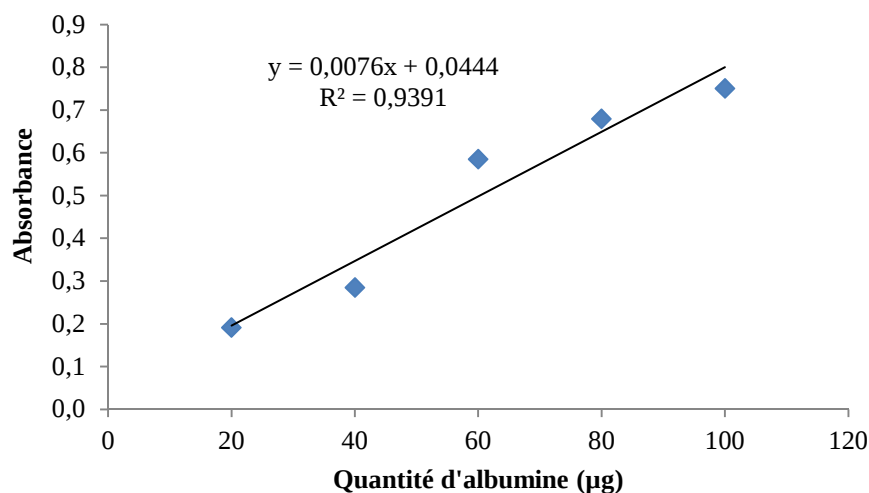


Figure 43. Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine (µg) (R^2 : coefficient de détermination).

Chez les séries témoins et traitées par l'insecticide Karaté zeon, aucun changement significatif de la quantité de protéines n'a été enregistré pendant la période d'étude. En revanche, chez les séries traitées par l'herbicide Sekator OD une diminution de la teneur en protéines est enregistrée après 4 et 14 jours d'exposition (Tab : 21 et Fig. 44).

Tableau 21 : Effets de l'herbicide Sekator OD et de l'insecticide Karaté zeon appliqués dans le sol artificiel sur le contenu en protéines des vers de terre (µg/individu) à différentes périodes 1, 2, 4, 7 et 14 jours ($m \pm s$, $n=3$).

Séries Tempe (jours)	Témoin	Sekator OD	Karaté zeon
1	42,64 ± 0,47 Aa	50,99 ± 1,57 Aa	42,74 ± 1,34 Aa
2	42,58 ± 2,23 Aa	33,36 ± 1,01 Aa	39,29 ± 3,35 Aa
4	41,59 ± 3,26 Aa	20,53 ± 0,54 Ab	36,13 ± 0,93 Aa
7	40,14 ± 0,65 Aa	28,55 ± 2,42 Aa	37,45 ± 1,86 Aa
14	43,50 ± 0,19 Aa	24,54 ± 0,40 Ab	35,41 ± 1,40 Aa

* Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

* Les lettres en majuscules comparent les moyennes de la même série entre les temps (1, 2, 4, 7 et 14 jours).

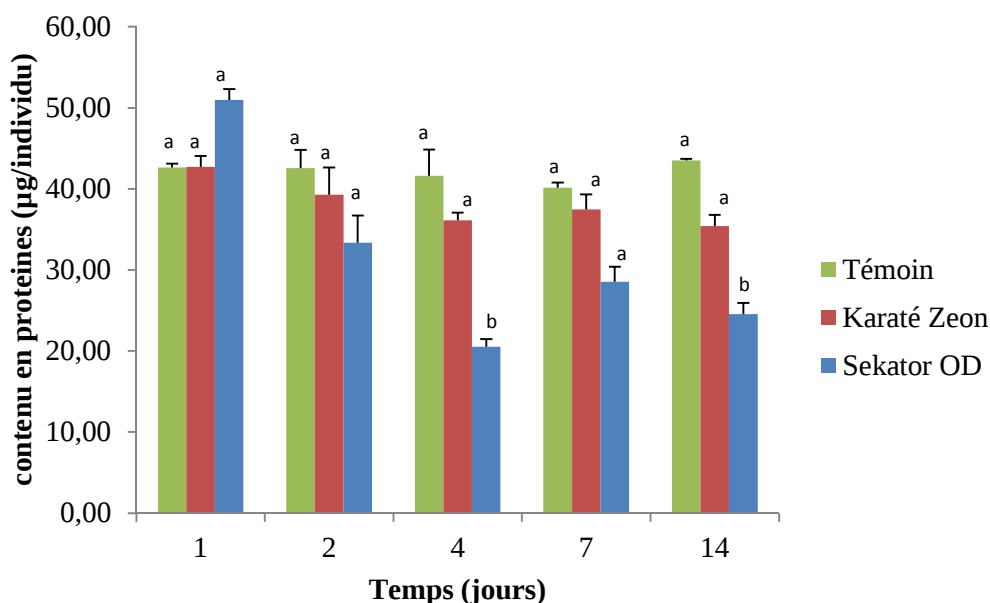


Figure 44 : Effets de l’herbicide sekator OD et l’insecticide karaté zeon appliqués à la concentration sublétales CL_{10} dans le sol artificiel sur le contenu en protéines des vers de terre ($\mu\text{g/individu}$) à différentes périodes 1, 2, 4, 7 et 14 jours ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

2.2. Effets sur les enzymes :

2.2.1. Effets de l’herbicide Sekator OD :

2.2.1.1. Effet sur l’activité spécifique de l’acétylcholinestérase (AChE):

Les valeurs de l’activité spécifique de l’AChE (nM/min/mg de protéines), chez les témoins et traités à la concentration sub-létale (CL_{10}) de Sekator, sont reportées dans le tableau 22 et la figure 45. L’activité de l’AChE chez les séries témoins reste constante et ne présente pas de différence significative en fonction du temps ($p=0,471$). De la même manière, les séries traitées avec la concentration sub-létale CL_{10} ne manifestent aucune différence significative par rapport aux séries témoins ($p=0,476$) durant la période d’exposition.

Tableau 22 : Effets du sekator à la concentration subletale CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, n=3).

Série Temps (jours)	Témoin	CL ₁₀
1	168,70 $\pm$ 5,38Aa	159,38 $\pm$ 27,97 Aa
2	155,05 $\pm$ 3,42 Aa	149,13 $\pm$ 17,76 Aa
4	128,13 $\pm$ 5,13 Aa	137,01 $\pm$ 26,64 Aa
7	194,31 $\pm$ 12,10 Aa	173,36 $\pm$ 62,86 Aa
14	136,56 $\pm$ 5,97 Aa	126,22 $\pm$ 31,01 Aa

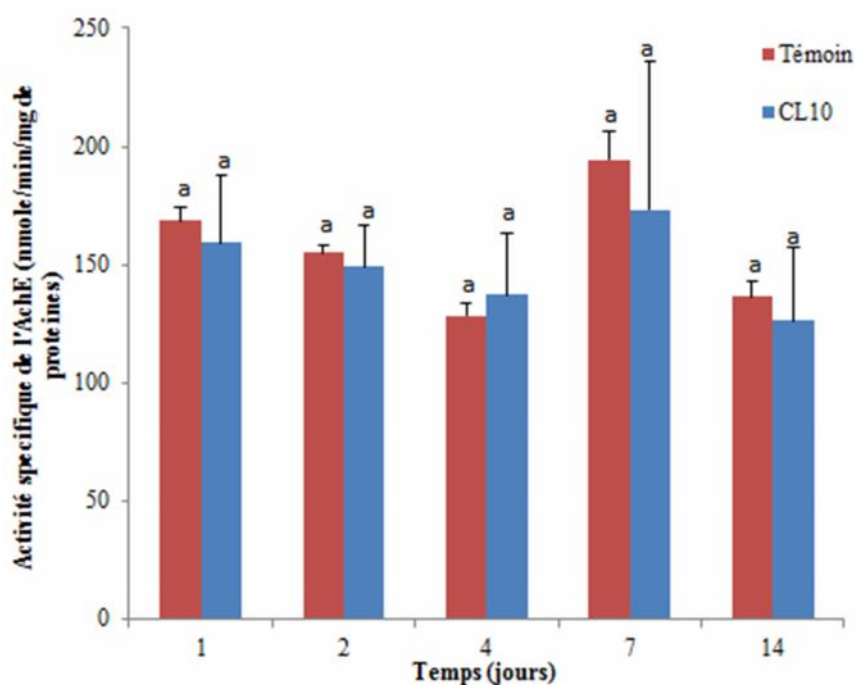


Figure 45 : Effets du sekator à la concentration sub-létale CL₁₀ chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, n=3). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

2.2.1.2. Effet sur l'activité spécifique de la GST :

Les valeurs de l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines), chez les témoins et traités à la concentration sub-létale de sekator, sont reportées dans le tableau 23 et la figure 46. L'activité de GST chez les séries témoins reste constante et ne présente pas de différence significative en fonction du temps ($p=0,302$). A l'opposé, les séries traitées avec la concentration sub-létale CL₁₀ manifestent une différence significative par rapport aux séries témoins ($p=0,001$) après 4, 7 et 14 jours d'exposition.

Tableau 23 : Effets du sekator à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$).

Série Temps (jours)	Témoin	CL ₁₀
1	1693,92 $\pm$ 64,01 Aa	1876,88 $\pm$ 409,28 Aa
2	1438,42 $\pm$ 129,97 Aa	1665,43 $\pm$ 133,81 Aa
4	1474,60 $\pm$ 28,95 Aa	2173,50 $\pm$ 226,43 Ab
7	1378,99 $\pm$ 606,93 Aa	2351,02 $\pm$ 833,85 Ab
14	1680,08 $\pm$ 525,56 Aa	2878,21 $\pm$ 480,37 Ab

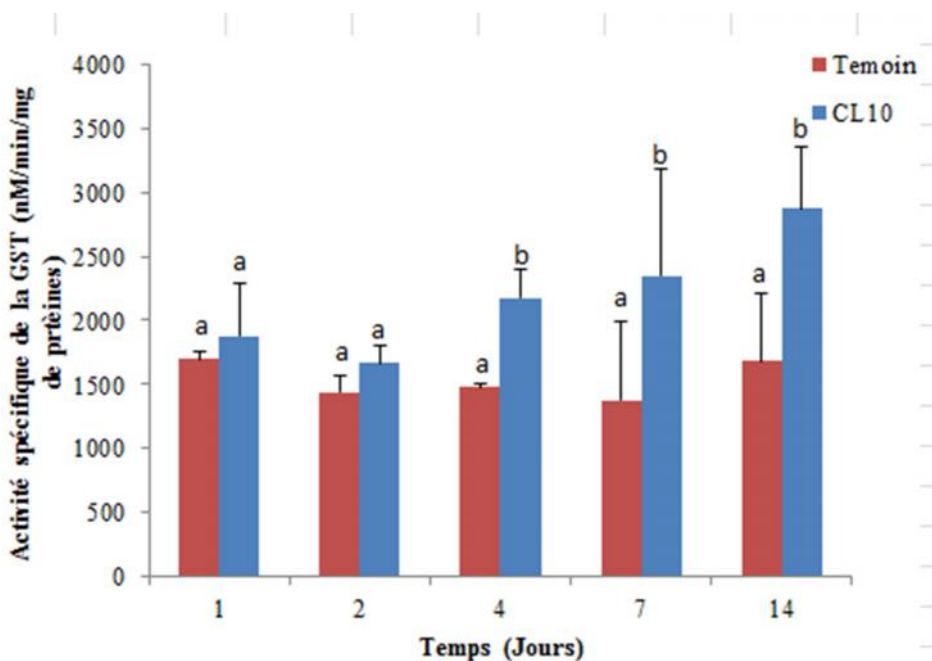


Figure 46 : Effets du sekator à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

2.2.1.3. Effet sur l'activité spécifique de la catalase :

L'activité de la catalase a été mesurée durant la période d'exposition au Karaté zeon (1, 2 et 4 jours). Au cours de la période d'exposition, les individus de *A. caliginosa* traités avec l'insecticide (CL₁₀) présentent une augmentation significative ($p < 0,001$) de l'activité spécifique de la CAT après 4 jours de traitement avec une valeur de $544,67 \pm 100,44$ nM/mn/mg de protéines contre $268,10 \pm 19,11$ nM/mn/mg de protéines chez les témoins (Tableau 24, Fig. 47). Chez les témoins, les valeurs observées ne varient pas significativement ($p > 0,05$) en fonction du temps.

Tableau 24: Effets du sekator à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$).

Série \ Temps (jours)	Témoin	CL ₁₀ -14 jours
1	$180,77 \pm 19,60$ Aa	$201,29 \pm 0,97$ Aa
2	$185,31 \pm 39,28$ Aa	$200,90 \pm 45,65$ Aa
4	$268,10 \pm 19,11$ Aa	$544,67 \pm 100,44$ Bb

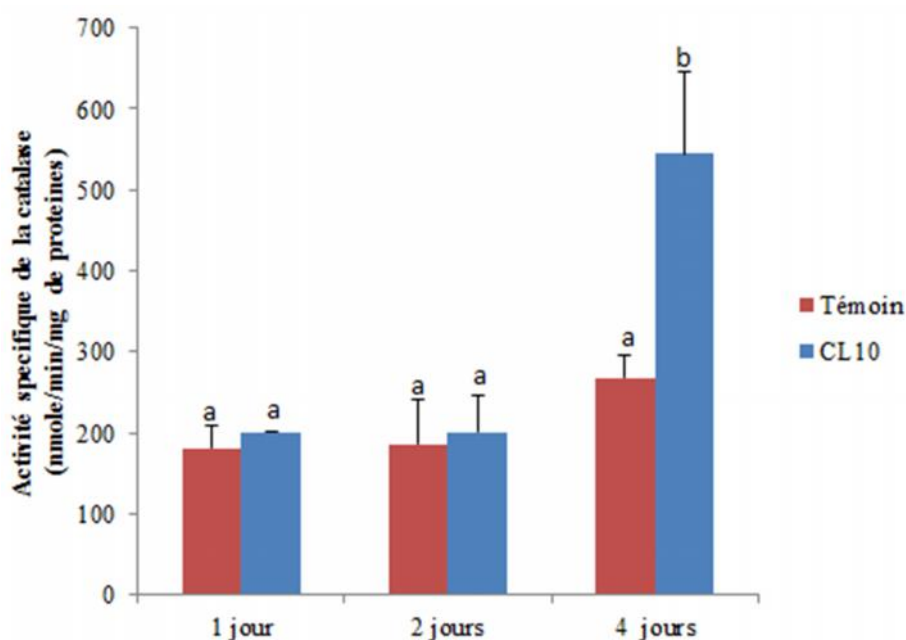


Figure 47 : Effets du sekator à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

2.2.2. Effet de l'insecticide Karaté Zeon :

2.2.2.1. Effet sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (AChE):

L'activité spécifique de l'AChE a été mesurée chez les adultes de *A. caliginosa* en fonction du temps (1, 2, 4, 7 et 14 jours). Chez les séries témoins, on constate que les valeurs de l'activité de l'AChE ne varient pas en fonction du temps. Chez les séries traitées par le Karaté Zeon à la dose sub létale (CL₁₀) on observe une inhibition significative ($p < 0,001$) de l'activité spécifique de l'AChE après 1 jour de traitement. Cette inhibition est maximale à 4 jours (Tab : 25, Fig. 48).

Tableau 25: Effets du Karaté Zeon à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$).

Série Temps (jours)	Témoin	CL ₁₀
1	149,82 $\pm$ 8,80 Aa	63,01 $\pm$ 10,04 Ab
2	157,89 $\pm$ 15,38 Aa	63,59 $\pm$ 7,40 Ab
4	159,95 $\pm$ 39,90 Aa	47,72 $\pm$ 1,31 Ab
7	184,62 $\pm$ 37,69 Aa	102,04 $\pm$ 42,71 Ba
14	145,79 $\pm$ 55,26 Aa	154,70 $\pm$ 12,60 Ca

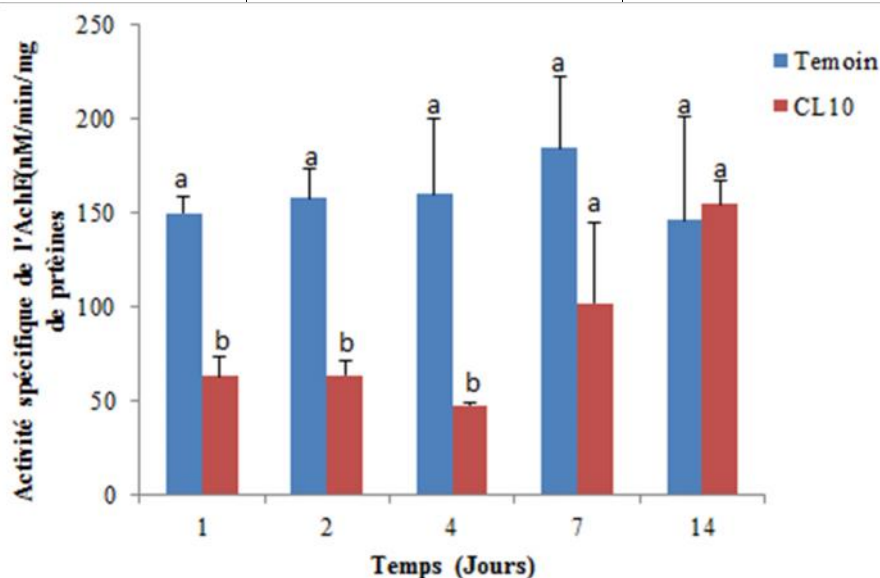


Figure 48: Effets du Karaté Zeon à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de l'AChE (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

2.2.2.2. Effet sur l'activité spécifique de la GST :

Les résultats relatifs à l'impact de Karaté zeon à la concentration sub létale CL₁₀ sur l'activité de la GST sont représentés dans le tableau 26 et la figure 49. La comparaison des séries traitées avec les séries témoins par le test de Tukey révèle une augmentation significative ($p=0,000$) de l'activité GST le long de la période d'exposition. L'augmentation maximale de la GST a été enregistrée au septième jour pour passer de $1378,99 \pm 606,93$ nM/mn/mg de protéines chez les témoins à $2445,75 \pm 196,96$ nM/mn/mg de protéines chez les traités.

Tableau 26: Effets du Karaté Zeon à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$).

Série Temps (jours)	Témoin	CL ₁₀ -14 jours
1	1693,92 $\pm$ 64,01 Aa	1954,78 $\pm$ 136,42 Ab
2	1438,42 $\pm$ 129,97 Aa	2020,39 $\pm$ 274,98 Ab
4	1474,60 $\pm$ 28,95 Aa	2757,33 $\pm$ 424,00 Bb
7	1378,99 $\pm$ 606,93 Aa	2445,75 $\pm$ 196,96 ABb
14	1680,08 $\pm$ 525,56 Aa	2011,13 $\pm$ 227,92 Aa

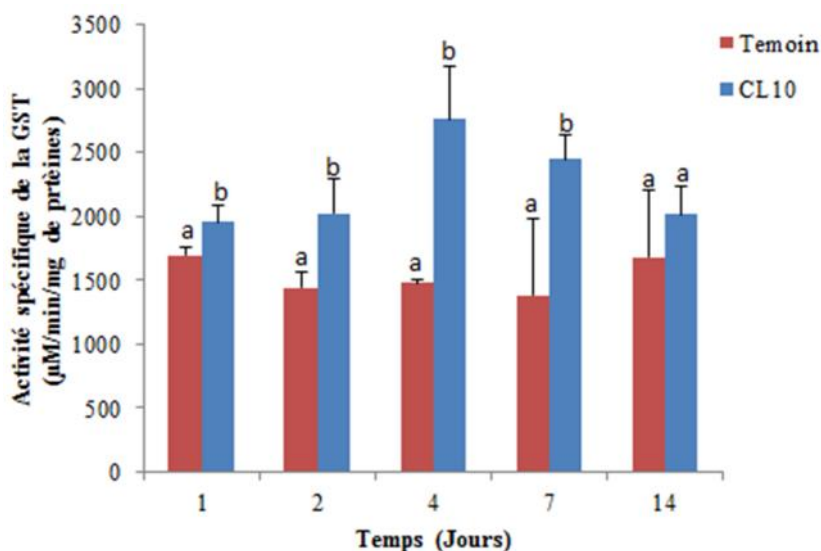


Figure 49: Effets du Karaté Zeon à la concentration sub-létale CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la GST (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

2.2.2.3. Effet sur l'activité spécifique de la catalase :

Comme réponse au traitement avec l'insecticide Karaté zeon (CL₁₀), les individus de *A. caliginosa* présentent des variations de l'activité spécifique de la CAT au cours du temps d'exposition. Chez les témoins, l'activité de la CAT varie de 180,77±19,60 nM/mn/mg de protéines au début de l'expérience à 268,10 ± 19,11 nM/mn/mg de protéines après 4 jours du traitement. On constate que l'activité spécifique de la CAT augmente significativement après 4 jours d'exposition (Tab : 27, Fig. 50). Un effet traitement très significatif (p=0,001), un effet temps hautement significatif (p=0,000) sont enregistrés après application d'une analyse de la variance à deux critères de classification (traitement/temps), une interaction Traitement/temps non significative (p=0,075) a été notée.

Tableau 27: Effets du Karaté Zeon à la concentration CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) (m ± s, n=3).

Série Temps (jours)	Témoin	CL ₁₀
1	180,77 ± 19,60 Aa	197,33 ± 19,99 Aa
2	185,31 ± 39,28 Aa	249,18 ± 14,87 Aa
4	268,10 ± 19,11 Ba	373,12 ± 50,42 Bb

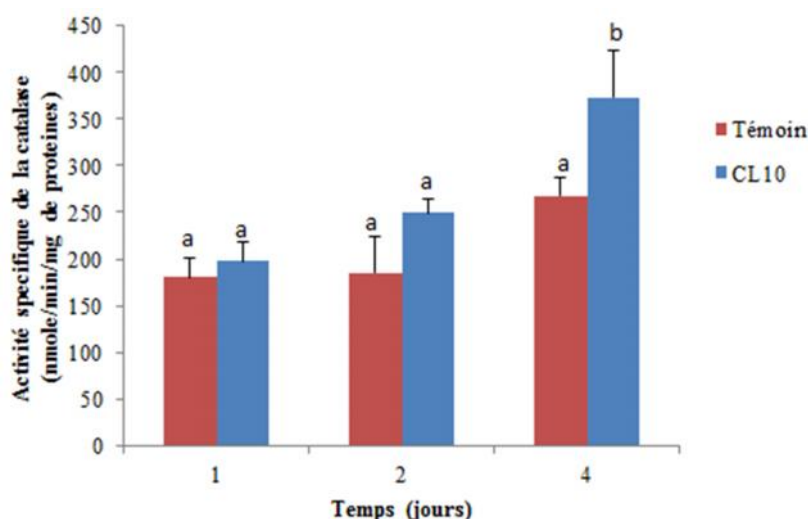


Figure 50: Effets du Karaté Zeon à la concentration sub-létale CL₁₀ chez les individus adultes de *A. Caliginosa* sur l'activité spécifique de la catalase (nM/min/mg de protéines) (m±s, n=3). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries.

3. Discussion :

La transformation métabolique des pesticides est l'un des facteurs qui contrôlent leurs bioaccumulation et leurs toxicités, mais l'information chez les vers de terre est limitée par rapport à d'autres espèces telles que les poissons (Toshiyuki & Keiko, 2015).

3.1. Activité de l'acétylcholinestérase :

Les acétylcholinestérases (AChE : EC 3.1.1.7) sont des enzymes essentielle dans le système nerveux des vertébrés et invertébrés, où elles sont responsables de la dégradation de l'acétylcholine, un neurotransmetteur, dans la fente synaptique (Varo *et al.*, 2012) ; elles catalysent l'hydrolyse de l'acétylcholine en choline et acide acétique (Matozzo *et al.*, 2005). Dans les jonctions neuromusculaires et interneurales, la terminaison nerveuse libère un médiateur chimique, l'acétylcholine, qui va permettre la transmission de l'influx nerveux. Lors d'une stimulation nerveuse, l'acétylcholine libérée des terminaisons nerveuses dans l'espace synaptique, active les récepteurs cholinergiques post-synaptiques. L'interaction de l'acétylcholine avec le récepteur provoque une dépolarisation de la membrane post-synaptique, générant ainsi un potentiel d'action qui assure la transmission du signal nerveux. L'hydrolyse de l'acétylcholine par l'acétylcholinestérase permet au système de revenir à son état de repos (Bocquené *et al.*, 1997). De nombreuses études ont montré que l'inhibition de l'AChE peut perturber la bonne transmission de l'influx nerveux (Payne *et al.*, 1996; Guilhermino *et al.*, 2000). L'AChE est le site cible d'inhibition essentiellement par les insecticides organophosphorés et les carbamates (Kavitha & Venkateswara, 2007) et les métaux lourds (Amiard-Triquet *et al.*, 1998).

L'inhibition de l'AChE par les polluants neurotoxiques induit une transmission permanente de l'influx nerveux causant de nombreuses anomalies telles que la paralysie et même la mort (Matozzo *et al.*, 2005). L'AChE peut être donc considérée comme l'un des biomarqueurs de non-compensation qui représentent des marques plus ou moins indélébiles de l'exposition à des polluants neurotoxiques (Lagadic *et al.*, 1997). Des études *in vitro* et *in vivo* menées sur des mammifères, des poissons ou des invertébrés ont signalé une inhibition de l'AChE par des pyretrinoïdes, parmi lesquels lambda cyhalotrine (Piner & Üner, 2014 ; Ali, 2012).

L'analyse des résultats obtenus sur l'activité de l'acétylcholinestérase mesurée chez *A.caliginosa* exposés à l'insecticide Karaté zeon à la concentration sub-létale (CL₁₀) révèle une inhibition de l'activité de cette enzyme au cours de la durée d'exposition. Cette

inhibition est due à l'effet neurotoxique induit par l'exposition à lambda cyhalothrine. Des études ont montré que les pyrethrinoides comme le bêta-cyfluthrin, lambda cyhalothrine, cypermethrine ou le deltamethrine inhibent l'activité de l'acétylcholinestérase (Piner & Ünner, 2014 ; Ali, 2012 ; Singh et al., 2009 ; Sharma et al., 2014 ; Osman Ahmed et al., 2015 ; Huynh et al., 2012). Badiou & Belzunces (2008) ont montré que la diminution de l'AChE est utilisée en tant que biomarqueur de neurotoxicité. L'inhibition de l'AChE a donc été suggérée comme une indication du stress général (Kamel et al., 2012) et utilisée dans les programmes de biosurveillance (Escartin & Porte, 1997; Stien et al., 1998; Mora et al., 1999 ; Roméo et al., 2003). L'inhibition de l'AChE chez les vers de terre est vue à présent comme un avertissement préliminaire des effets adverses des pesticides (Booth et O'Halloran, 2001), et constamment incluse parmi les batteries de biomarqueurs utilisés pour l'estimation de l'impact des polluants sur la faune et la flore des écosystèmes terrestres (Lionetto et al., 2011).

L'inhibition de l'activité de l'AChE par différents types de polluants a été l'objet de plusieurs études après une exposition au pyrethrinoides chez les vers de terre. Cette inhibition a été observée chez les espèces suivantes de vers : *Metaphire posthuma* exposée au cypermethrine (Ratnasekhar et al., 2015), *Eisenia andrei* et *Lumbricus rubellus* exposées au deltamethrine (Velki & Hackenberger, 2013a ; Velki & Hackenberger, 2013b), *A. caliginosa nocturna* exposée au lambda cyhalothrine (Schreck et al., 2008).

Chez d'autres organismes une diminution de l'activité de l'AChE a été enregistrée comme chez les poissons *Channa punctatus* (Bloch) exposé au λ -cyhalothrine et cypermethrine (Kumar et al., 2009), le medaka *Oryzias latipes* exposé au deltamethrine (Zhu et al., 2015), *coletes versicolor* exposée au cypermethrine (Khan, 2003), *Rana cyanophlyctis* exposée au lambda cyhalothrine (Khan et al., 2003), *Rattus norvegicus* (Berkenhout) exposée au pyrethrinoides α -cyano type II (Saxena & Yadav, 2011).

En outre, l'activité AChE est extrêmement variable entre les espèces (Bocquené et al., 1990). Par exemple, lorsque les adultes de *A. caliginosa* ont été exposés à la dose recommandée du parathion, l'activité AChE a été rapidement et sévèrement inhibée par rapport à *Allolobophora chlorotica* qui manifeste une inhibition de l'activité AChE moins accentuée (Rault et al., 2008). De plus, les facteurs naturels doivent être pris en considération, car les variations environnementales peuvent avoir un effet direct ou indirect sur l'activité AChE tels que, la température du sol (Booth et al., 2000). L'activité de l'AChE varie aussi 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).

L'analyse des résultats obtenus sur l'activité de l'acétylcholinestérase mesurée chez *A.caliginosa* exposés à l'herbicide Sekator OD à la concentration sub-létale (0,01 mL/L) montre que l'activité de cette enzyme reste inchangée au cours de la durée d'exposition. Nos résultats sont en concordance avec ceux de Mekahlia *et al.* (2015) qui ont constaté que l'herbicide Sekator OD appliqué sur *L. terrestris* n'avait pas d'effet sur l'activité AchE. Aussi, chez *L. terrestris* (Calisi *et al.*, 2011) et *E. foetida* (Calisi *et al.*, 2009) l'activité de l'AchE n'était pas influencée par le sulfate de cuivre.

Cependant, l'activité AChE est inhibée chez *E. fetida* exposé à l'herbicide glyphosate (Samanta *et al.*, 2014) et *Eutyphoeus waltoni* (Michaelsen) exposé aux herbicides 2,4D et Butachlore (Vandana & Keshav, 2016).

3.2. Activité de la glutathion S-transférase :

Le processus de métabolisation des xénobiotiques implique une activation des systèmes enzymatiques de la phase I ainsi que les enzymes de la phase II tels que les glutathion-S-transférases (GST). Les glutathions S-transférases (GST : E.C.2.5.1.18) sont des enzymes qui catalysent la conjugaison du glutathion (possède un groupement nucléophile -SH) à une grande variété de composés (porteurs de groupements électrophiles) et également impliquée dans le transport et l'élimination de composés réactifs qui effectuent d'autres fonctions antioxydantes (Sies, 1993 ; Livingstone, 2003). Ce sont des isoenzymes de la phase II du processus de détoxification cellulaire (Elia *et al.*, 2003). Pendant cette phase II (phase de conjugaison), les métabolites des xénobiotiques, déjà rendus moins hydrophobes par les réactions d'oxydation ou d'hydroxylation de la phase I, sont transformés en substances encore plus hydrosolubles. Les composés ainsi conjugués au GSH sont souvent moins toxiques et peuvent ensuite être expulsés plus facilement de la cellule (Salinas & Wong, 1999). Ces enzymes sont généralement solubles (cytosoliques) et présentes sous plusieurs isoformes, dont certaines sont inductibles par les contaminants qu'elles rendent moins toxiques. Les GST ont été mises en évidence dans la plupart des êtres vivants tels que la levure (Foley & Sheehan, 1998), les mollusques (Fitzpatrick & Sheehan, 1993; Fitzpatrick *et al.*, 1995; Blanchette & Singh, 1999), les vers de terre (Stenersen *et al.*, 1979, Borgeraas *et al.*, 1996), les crustacés (Keeran & Lee, 1987; Leblanc & Cochrane, 1987), les insectes (Stenersen *et al.*, 1987; Prapanthadara *et al.*, 1996), les poissons (George & Young, 1988; Martínez-Lara *et al.*, 1997; Pérez-López *et*

al., 2000), les mammifères (Habig *et al.*, 1974; Kamisaka *et al.*, 1975; Rouimi *et al.*, 1996; Bolton & Ahokas, 1997) et les plantes (Pascal *et al.*, 1998; Hong *et al.*, 1999). L'activité de la GST a également été largement utilisé comme un biomarqueur de stress (Fitzpatrick *et al.*, 1997 ; Shailaja & D'Silva, 2003; Cunha *et al.*, 2007).

Notre étude montre que l'activité de la GST augmente après exposition des vers de terre à la concentration sub-létale de lambda cyhalothrine. L'augmentation de l'activité de la GST après le traitement est une forme de défense qui traduit la détoxification du xénobiotique dans l'organisme pour permettre son élimination. Des études similaires ont révélé une induction de la GST chez les vers de terre tels que *A. caliginosa nocturna* suite à une exposition à une mixture d'insecticide et de fongicides (Schreck *et al.*, 2008), *Eisenia andrei* et *Lumbricus rubellus* exposées au pirimiphos-méthyl et deltaméthrine (Velki & Hackenberger, 2013a ; Velki & Hackenberger, 2013b), *A. caliginosa* exposé aux insecticides organophosphorés chlorpyrifos et diazinon (Sanchez-Hernandez *et al.*, 2014 ; Booth *et al.*, 1998) et aux insecticides IGRs (Badawy *et al.*, 2013). Les travaux de Contardo-Jara et Wiegand 2008, suggèrent également l'utilisation de la variation de l'activité GST chez le ver de terre *Lumbriculus variegatus* comme un biomarqueur sensible de l'exposition à un polluant organique, l'atrazine. De la même façon, Ferrari *et al.* 2007 ont montré que les pesticides organophosphorés et les carbamates induisent des variations d'activité GST chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). De plus, la stimulation de l'activité de la GST a été observée par Sívori *et al.* 1997 chez *Triatoma infestans* après exposition au tetraméthrine,

La réponse de l'activité de la GST dépend de plusieurs facteurs comme le type de xénobiotique, la concentration, le temps d'exposition et de l'espèce (Oruç & Üner, 2000). De nombreuses études ont montré après exposition aux polluants une augmentation et/ou réduction de la GST dans divers organismes terrestres. En fait, une inhibition de cette dernière a été observée chez le vers *A. caliginosa* traité par des pesticides IGRs (Nasr & El Badawy, 2015). Selon Stenersen (1984) l'activité de la GST chez les vers de terre est un système de détoxification remarquable. Dans le cas des pesticides organochlorés, l'activité de la GST est induite chez les vers de terre (Hans *et al.*, 1993). Cependant, aucun effet sur l'activité de la GST n'a été observé chez les vers de terre exposés au fenitrothion (Booth & O'Halloran, 2001) ou au carbamate carbaryl (Ribera *et al.*, 2001) ou aux métaux Pb et Zn (Maity *et al.*, 2008). D'autre part, des études ont rapporté une augmentation de l'activité GST après exposition aux pyrethrinoides chez *Spodoptera littoralis* (Lagadic *et al.*, 1993),

Tribolium castaneum (Reidy et al., 1990) et *Aedes aegypti* (Grant & Matsumura, 1989). Donc, le rôle de la GST dans la défense des insectes vis-à-vis des pyrethrinoides est indistinct. Il est connu que les glutathion-S-transférases (GST) ne sont pas impliqués dans la détoxification directe des pyrethrinoides. Cependant, les activités des enzymes de détoxification chez quelques espèces terrestres ont été établies (Achazi et al., 1998; Saint-Denis et al., 1999). Kostaropoulos et al. 2001 ont rapporté que les molécules de GST chez le coléoptère *Tenebrio molitor* s'attachent aux insecticides pyrethrinoides dans un mécanisme de séquestration s'ajoutant à la défense de l'organisme soit en tant qu'une voie passive de détoxification soit en tant que voie de facilitation. Les pyrethrinoides tel que lambda-cyhalothrine s'accumule dans les membranes biologiques conduisant à un dommage oxydatif (Moustafa et al., 2014). Muthusamy et al. 2012 ont montré que l'activité GST a été significativement élevée chez les chenilles *Amsacta albistriga* après traitement par lambda-cyhalothrine. Oliveira et al. 2015 ont démontré des dommages peroxidatifs et une inhibition de l'activité GST chez *Folsomia candida* exposé au sol contaminé par le carbamazepine.

D'autre part, on a constaté que l'activité de la GST augmente après exposition des vers de terre à la concentration sub-létale de l'herbicide Sekator OD. L'augmentation de l'activité de la GST après le traitement est une forme de défense qui traduit la détoxification du xénobiotique dans l'organisme pour permettre son élimination. L'étude de la dégradation et du métabolisme de 23 herbicides de type sulfonylurée dans l'eau, le sol, les plantes et les animaux a révélé de multiples et complexes voies. Parmi ces dernières figure la conjugaison avec le Glutathion qui aboutit à des produits de dégradation inactifs (Terry et al., 1998). Des études similaires ont révélé une induction de la GST chez les vers de terre tels que *L. terrestris* suite à une exposition à l'herbicide Sekator et l'engrais triphosphate (Mekahlia et al., 2015) et *Eisenia fetida* exposé à l'herbicide acétochlore (Xiao et al. 2006) et les herbicides fenoxaprop et metolachlor (Abdel Salam & Schröder, 2008). L'herbicide oxyfluorfen a également un effet sur l'activité GST comme en témoigne les investigations de Peixoto et al. 2006 sur les poissons, *Oreochromis niloticus* ainsi que les poissons téléostéen *Anabas testudineus* (Bloch) et *Heteropneustes fossilis* (Bloch) exposés au glyphosate (Samanta et al., 2014). 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 moyenne et la région postérieure du vers *E. foetida*.

3.3. Activité de la catalase :

Le stress oxydatif peut provenir de la production accrue des espèces réactives de l'oxygène (ROS) induites par des métaux lourds et de nombreux contaminants organiques (Livingstone, 2001). Les ROS stimulent l'activité des enzymes antioxydantes (Bagnyukova *et al.*, 2006). Les antioxydants au sens large représentent l'ensemble des molécules susceptibles d'inhiber directement la production, de limiter la propagation ou de détruire les ROS (Sies, 1997a; 1997b). Ces antioxydants peuvent agir en réduisant ou en dismutant ces ROS, en les piégeant pour former un composé stable. Les mécanismes d'actions antioxydantes agissent pour éliminer ces espèces réactives ainsi que leurs catalyseurs, induire la synthèse des antioxydants et augmenter l'activité des systèmes de réparation et d'élimination des molécules endommagées (Cossu *et al.*, 1997). Les enzymes antioxydantes sont des biomarqueurs du stress oxydatif ; cependant, les réponses à la pollution varient selon les espèces, les enzymes, et les contaminants (Pandey *et al.*, 2003).

La catalase (CAT : EC 1.11.1.6) est une enzyme antioxydante impliquée dans la défense de la cellule contre les effets toxiques du peroxyde d'hydrogène en catalysant sa décomposition en eau et oxygène, c'est un biomarqueur de stress oxydatif (Almeida *et al.*, 2007; Jebali *et al.*, 2007). Les catalases sont des hémoprotéines tétramériques ayant un atome de fer par sous-unité, ont une masse d'environ 240 KDa. Elles sont sensibles à certains contaminants inducteurs de stress oxydatif, comme les HAP, PCB ou certains pesticides (Livingstone, 1993) et les métaux (Labrot *et al.*, 1996).

Dans le présent travail, l'exposition de *A. caliginosa* à la concentration sub-letale de lambda cyhalothrine produit une augmentation significative de l'activité de la CAT le long de la période d'exposition. L'induction de l'activité spécifique de la CAT en corrélation avec le superoxydes dismutases constitue la première ligne de défense contre le stress oxydatif (Asagba *et al.*, 2008). L'augmentation de l'activité de la CAT chez *A. caliginosa* par rapport aux témoins suggère l'élimination des H₂O₂ résultant de l'exposition au lambda cyhalothrine.

De nombreuses études ont montré des changements de l'activité de la CAT lors de l'exposition au pyrethrinoides. Ainsi, Schreck *et al.* 2008 ont constaté que les deux insecticides chlorpyrifos-ethyl et lambda-cyhalothrine ainsi que quatre fongicides folpet, myclobutanil, metalaxyl et fosetyl-Al peuvent induire une augmentation de l'activité CAT chez les vers *A. caliginosa nocturna* pendant les premiers jours de traitement. Une augmentation de la CAT a été observée chez *E. andrei* exposé au pirimiphos-méthyl et

deltamethrine (Velki & Hackenberger, 2013a), ainsi qu'au niveau de la paroi des vers *E. foetida* exposé au diazinon dans un sol contaminé par le nickel (Zawisza-Raszka & Dolezych, 2013).

D'autre part, l'inhibition de l'activité de la CAT a été rapportée par plusieurs auteurs. Par exemple, chez le vers *Lumbricus rubellus* traité avec le pyrene (Brown et al., 2004), chez *E. foetida* exposé au phenanthrene (Wu et al., 2011) ou exposé au azoxytrobin (Han et al., 2014). Par contre, aucune variation de l'activité de cet enzyme n'a été enregistré chez les vers *E. fetida andrei* exposé au benzo(a)pyrene (Saint-Denis et al., 1999), de même que chez *A. icterica* après exposition au pesticide epoxiconazole (Pelosi et al., 2015) et chez *Allolobophora chlorotica* dans des sols contaminés avec les résidus de pesticides agricoles (Givaudan et al., 2014).

De la même façon, l'herbicide Sekator a stimulé l'activité de la CAT chez les vers *A. caliginosa* exposés à la concentration CL₁₀. Ainsi, une augmentation de l'activité CAT a été observée chez *A. caliginosa* dans des sols contaminés par les résidus de pesticides agricoles (Givaudan et al., 2014), chez les microorganismes du sol exposés aux différentes concentrations des herbicides atrazine et nicosulfuron (Liu et al., 2012), ainsi qu'au niveau de la paroi des vers *E. foetida* exposé au diazinon dans un sol contaminé par le nickel (Zawisza-Raszka & Dolezych, 2013).

CONCLUSION

Les vers de terre sont des organismes dont le rôle est primordial, non seulement dans l'environnement en général, mais également dans l'agriculture. Plusieurs espèces de vers de terre sont devenues des organismes modèles pour la recherche en écologie, toxicologie, physiologie ou encore la biologie reproductrice.

Les objectifs scientifiques de cette thèse ont été d'identifier les différentes espèces de vers de terre dans la région de Tébessa. Puis d'évaluer d'autre part l'impact de pesticides largement utilisés en Algérie sur l'espèce lombricienne dominante.

Pour tenter de répondre à cette double problématique, on a fixé trois objectifs.

Le premier objectif était de déterminer les espèces de vers de terre existant dans les différents habitats en focalisant notre étude sur la période pluvieuse. Nous avons également suivi la richesse, la biomasse et la densité. Quatre espèces sont identifiées parmi les individus fixés, appartenant à la famille Lumbricidae, comprenant *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Eisenia foetida*, et *Aporrectodea longa*. L'espèce *A. caliginosa* présente avec une proportion de 57,76 % est l'espèce dominante alors que l'espèce *A. longa* est décrite pour la première fois en Algérie.

Le second objectif était l'étude de l'impact de pesticides largement utilisés par les agriculteurs en Algérie, l'herbicide Sekator OD et l'insecticide Karaté Zeon, chez l'espèce de vers de terre dominante dans la région de Tébessa *A. caliginosa*. Dans un premier temps, cet axe nous a permis d'estimer les concentrations létales CL₅₀ et CL₉₀ des deux pesticides additionné dans le sol à différentes concentrations (0,01 ; 0,025 ; 0,05 ; 0,075 et 0,1 ml/l pour l'herbicide Sekator OD ; 0,003 ; 0,033 ; 0,131 ; 0,327 ; 3,27 et 32,7 mg/kg de sol pour l'insecticide Karaté zeon) pendant 7, 14, 21 et 28 jours d'exposition. L'insecticide a entraîné une mortalité de l'espèce étudiée plus accentuée par rapport à l'herbicide. Parallèlement, on a suivi la croissance pondérale et la morphologie des vers exposés aux différentes concentrations de pesticides. On a enregistré une réduction du taux de croissance sous l'effet des deux pesticides et une altération de la morphologie des individus traités par l'insecticide Karaté zeon. Enfin de cet axe, on a démontré que les deux pesticides affectent la reproduction des vers en réduisant le nombre de cocons et de juvéniles ainsi que le taux d'éclosion.

Le troisième objectif était d'évaluer l'effet des deux pesticides sur l'activité spécifique de trois biomarqueurs, l'acétylcholinestérase (AChE), la catalase (CAT) et la glutathion-S-transférase (GST). Cette série d'expérience montre que *A. caliginosa* met en place un

système de détoxification relativement efficace suite à une exposition aux pesticides. Le traitement des individus de *A. caliginosa* avec les deux pesticides indique une induction de la CAT et la GST au cours de la période d'exposition. Contrairement à l'herbicide Sekator OD, l'insecticide Karaté zeon a inhibé l'activité AChE. Ceci révèle que les deux pesticides induisent un stress oxydatif par la stimulation du système de détoxification (CAT et GST).

Cette étude pose désormais de nouvelles questions suggérant de nouveaux axes de recherche. Donc, Il serait judicieux de :

- Elargir la zone d'étude afin d'avoir plus de données sur ces êtres qui sont encore mal connus dans notre pays.
- Évaluer expérimentalement l'impact des xénobiotiques chez les lombriciens à différents niveaux d'organisation biologique (moléculaire, subcellulaire, cellulaire, tissulaire, de la population et de l'écosystème).
- Déterminer l'impact des pesticides sur la reproduction, la survie et la croissance des juvéniles des vers de terre.
- Développer des recherches par le dosage d'autres enzymes de détoxification comme le cytochrome P450 chez *A. caliginosa* afin d'obtenir des informations complémentaire sur l'action des pesticides.
- Faire une étude de l'ultrastructure des organes cibles dont les gonades, le tégument et l'intestin.
- Réévaluer ces pesticides lors d'expérimentation de terrain pour avoir une idée plus approfondie sur leur impact dans le milieu naturel.

- Abbott W.B. (1925).** A method for computing the effectiveness of an insecticide. *Journal of Economic Entomology*, 18: 265-267.
- Abdel Salam Aly M, Schröder P. (2008).** Effect of Herbicides on Glutathione-S-transferases in the Earthworm, *Eisenia fetida*. *Env Sci Pollut Res*, 15 (2) 143–149.
- Achazi RK1, Flenner C, Livingstone DR, Peters LD, Schaub K, Scheiwe E. (1998).** Cytochrome P450 and dependent activities in unexposed and PAH-exposed terrestrial annelids. *Comp Biochem Physiol C Pharmacol Toxicol Endocrinol*. 121(1-3):339-50.
- Addison JA, Holmes SB (1995).** Comparison of forest soil microcosm and acute toxicity studies for determining effects of fenitrothion on earthworms. *Ecotox Environ Saf* 30:127–133.
- Agnieszka Zawisza-Raszka and Bogdan Dolezych. (2013).** Nickel in Soil Modifies Sensitivity to Diazinon Measured by the Activity of Acetylcholinesterase, Catalase, and Glutathione S-Transferase in Earthworm *Eisenia fetida*. *Applied and Environmental Soil Science*. Volume 2013, 7 pages.
- AK Singh, PN Saxena, HN Sharma. (2009).** Stress induced by beta-cyfluthrin, a type-2 pyrethroid, on brain biochemistry of Albino rat (*Rattus norvegicus*). *Biology and Medicine*, 1(2): 74-86.
- Allioua, Y. ; Bissati, S. & Kherbouche, O. (2012).** Place des araignées dans l'écosystème palmeraie de la cuvette de Ouargla (Nord-Est algérien). *Revue de BioRessources*, 2: 21-32.
- Almeida E.A., DiasBainy A.C., MeloLoureiro A.P., MartinezRegina R., Miyamoto S., Onuki J., FujitaBarbosa L., MachadoGarcia C.C., MansoPrado F., Eliza Ronsein G., Sigolo C.A., Barbosa Brochini C., Gracioso Martins A.M., Gennari de Medeiros M.H., Di Mascio P., (2007).** Oxidative stress in *Perna perna* and other bivalves as indicators of environmental stress in the Brazilian marine environment: antioxidants, lipid peroxidation and DNA damage. *Comp. Biochem. Physiol., A*. **146**: 588–600.
- Amiard-Triquet C., Altmann S., Amiard J.C., Ballan-Dufrançais C., Baumard P., Budzinski H., Crouzet C., Garrigues P., His E., Jeantet A.Y., Menasria R., Mora P., Mouneyrac C., Narbonne J.-F. & Pavillon J.F., (1998).** Fate and effects of micropollutants in the Gironde estuary, France: a multidisciplinary approach. *Hydrobiol.*, **373/374**: 259-279.
- Amira A., Sifi K. & Soltani N. 2011.** Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *European Journal of Experimental Biology*, 1(2):7-16.

- Amit Kumar, Devendra K.Rai, B.Sharma and Ravi S.Pandey. (2009).** λ -cyhalothrin and cypermethrin induced *in vivo* alterations in the activity of acetylcholinesterase in a freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch). *Pesticide Biochemistry and Physiology*. (93)2, Pages 96-99.
- Arteaga. C. (1992).** Sistematica y Ecología de las Lombrices de Tierra (Annelida; Oligochaeta) de la Cuenca Baja del Río Panuco. Undergraduate Thesis, Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad del Nordeste, Tampico, Tamaulipas.
- Asagba S.O., Eriyamremu G.E. & Igberaese M.E., (2008).** Bioaccumulation of cadmium and its biochemical effect on selected tissues of the catfish (*Clarias gariepinus*). *Fish Physiol. Biochem.*, **34** : 61–69.
- Avel M (1959).** Classe des Annélides Oligochètes. In: Traité de Zoologie, Vol. 5. Grasse PP, ed., pp. 224-470. Masson, Paris.
- Ávila, G., Gaete, H., Morales, M., Neaman, A. (2007).** Reproducción de *Eisenia foetida* en suelos agrícolas de áreas mineras contaminadas por cobre y arsénico. *Pesq. Agropec. Bras, Brasília*, 42(3): 435-441.
- B. G. M. Jamieson, C. A. Edwards et J. R. Lofty. (1973).** Biology of Earthworm. *Journal of Animal Ecology* 42(3):821.
- B. Brunninger R. Viswanathan and F. Beese. (1994).** Terbutylazine and carbofuran effects on growth and reproduction within three generations of *Eisenia Andrei* (Oligochaeta). *Biology and Fertility of Soils*. Volume 18, Issue 2, pp 83–88;
- Bachelier G. (1978).** La Faune des Sols : Son Ecologie et Son Action, Orstom, Paris, pp 391.
- Badiou A. & Belzunces L.P., (2008).** Is acetylcholinesterase a pertinent biomarker to detect exposure of pyrethroids? A study case with deltamethrin. *Chem. Biol. Interact.*, **175**: 406–409.
- Bagnyukova TV, Chahrak OI, Lushchak VI. (2006).** Coordinated response of goldfish antioxidant defenses to environmental stress. *Aquat Toxicol.* 78(4):325–331.
- Baha M. (1997).** The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. *Trop. Zool.* 10 : 247-254.
- Baha M. (2008).** Etude bioécologique des oligochètes du nord de l'Algérie. Thèse de doctorat d'état en sciences agronomiques. Institut National Agronomique (El-Harrach, Algeria).
- Baha M. et Berra S. (2001).** *Prosellodrilus doumandjii* n.sp., a new lumbricid from Algeria. *Trop. Zool.* 14: 87-93.

- Bazri Kamel Eddine.** (2015). étude de la biodiversité des lombriciens et leurs relations avec les propriétés du sol dans différents étages bioclimatiques, dans l'est algérien. Thèse de doctorat Aménagement des Milieux Naturels. Université Constantine 1. 188 pages.
- Berry EC, Karlen DL** (1993) Comparison of alternative farming systems. II. Earthworm population abundance and species diversity. *Am J Altern Agric* 8 :21–26
- Bigot, L. & Bodot, P.** (1973). Contribution à l'étude biocénotique de la garrigue à *Quercus coccifera*, Composition biotique du peuplement des invertébrés. *Vie et Milieu* 3 :294-295.
- Blakemore R.J.** (2000). Ecology of earthworms under the “Haughley Experiment” of organic and conventional management regimes. *Biological Agriculture & Horticulture*. 18(2): 141-159.
- Blanchette B.N. & Singh B.R.** (1999). Induction of Glutathione-s-Transferase in the Northern Quahog *Mercenaria mercenaria* After Exposure the Polychlorinated Biphenyl (PCB) Mixture aroclor 1248. *J. Prot. Chem.*, (21)8: 489-494.
- Bobby A. Stewart, K.H. Hartge.** (1995). Soil Structure: Its Development and Function. CRC Press, 13- 448 pages.
- Bocquene G., Galgani F. & Truquet P.,** (1990). Characterisation and assay for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Marine Environmental Research.*, **30**: 75-89.
- Bocquené G., Galgani F. & Walker C.H.,** (1997). Les cholinesterases, biomarqueurs de neurotoxicité. In: Biomarqueurs en Ecotoxicologie: Aspects Fondamentaux. *Masson, Paris*. pp. 209-240.
- Bohlen P., McDonnell M.J., Pickett S.T. A., Pouyat R.V., Parmelee R.W., Carreiro M., Groffman P., Zipperer W.C. et Medley K.,** (1997). Ecosystem processes along urban-to-rural gradients. *Urban Ecosystems*. 1: 21-36.
- Bolton R.M. & Ahokas J.T.** (1997). Ontogenic expression of detoxication enzymes in an Australian marsupial, the brushtail possum (*Trichosurus vulpecula*). *Comp. Biochem. Physiol. B Biochem. Mol. Biol.*, 118(1): 239-40.
- Booth LH, Heppelthwaithe V, McGlinchy A.** (2000). The effects of environmental parameters on growth, cholinesterase activity and glutathione-S-transferase activity in the earthworm (*Aporrectodea caliginosa*). *Biomarkers* 5:46–55.

- Booth, L. H. & O'Halloran, K. (2001).** A comparison biomarker response in the earthworm *Aporrectodea caliginosa* to the organophosphorus insecticides diazinon and chlorpyrifos. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20, 2494-2502.
- Borgeraas J., Nilsen K. & Stenersen J. (1996).** Methods for purification of glutathione transferase in the earthworm Genus *eisenia*, and their characterization. *Comp Biochem. Physiol. C. Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.*, 114 (2): 129-40.
- Boström, U. et Lofs-Holmin, A. (1996).** Annual population dynamics of earthworms and cocoon production by *Aporrectodea caliginosa* in a meadow fescue ley. *Pedobiol.* 40, 32-42.
- Bouché M.B. (1972).** Lombriciens de France, Ecologie et systématique. Inst. Nat.Rech. Agronomique, Paris, pp 671.
- 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. (1977).** Stratégies lombriciennes. In: Lohm, U., Persson, T. (Eds.), Soil Organisms as Components of Ecosystems. *Ecological Bulletin*, vol. 25, pp. 122–132. [Stockholm, Sweden].
- 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.
- Bradford M.M., (1976).** A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram; quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem.*, 72: 248-254.
- Brown, G.G. (1995).** How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant Soil* 170, 209–231.
- Brown, P.J., Long, S.M., Spurgeon, D.J., Svendsen, C. and 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.
- Burnet, M., Hodgson, B., (1991).** Differential effects of the sulfonylurea herbicides chlorsulfuron and sulfometuron methyl on microorganisms. *Arch. Microbiol.* 155, 521–525

- 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 Ma, W & Bodt, Jos. (1993).** Differences in toxicity of the insecticide chlorpyrifos to six species of earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) in standardized soil tests. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 50. 864-70.
- Calisi, A., Lionetto, M.G. & Schettino, T. (2009).** Pollutant-induced alterations of granulocyte morphology in the earthworm *Eisenia foetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 72(5), pp. 1369-1377.
- Calisi, A., Lionetto, M.G. & Schettino, T. (2011).** Biomarker response in the earthworm *Lumbricus terrestris* exposed to chemical pollutants. *Science of the Total Environment*, in press.
- Carejeira, M. J., ;Pereira, T.; Silva-Fernandes, A. (1998).** Use of new microbiotests with *Daphnia magna* and *Selenastrum capricornutum* immobilized forms. *Chemosphere*, 37: 2949–2955.
- Carson R.L., (1962).** Silent spring. Riverside Press, Cambridge, MA, USA.
- Casabé, N., Piola, L., Fuchs, J., Oneto, M. L., Pamparato, L., Basack, S., Giménez, R., Massaro, R., Papa, J. C. & Kesten, E.(2007).** Ecotoxicological Assessment of the Effects of Glyphosate and Chlorpyrifos in an Argentine Soya Field. *J Soils Sediments* 7 (4): 232–239.
- Céline Pelosi & Sébastien Barot & Yvan Capowiez & Mickaël Hedde & Franck Vandenbulcke. (2013b).** Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 30 pages.
- Celine Pelosi, Joimel S, Makowski D. (2013a).** Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests — a meta-analysis. *Chemosphere*. 90: 895–900.
- Céline Pelosi. (2008).** Modélisation de la dynamique d'une population de vers de terre *Lumbricus terrestris* au champ. Contribution à l'étude de l'impact des systèmes de culture sur les communautés lombriciennes. Sciences de la Terre. AgroParisTech, Français.
- Chabert, A. (1999).** Utilisation d'indicateurs biologiques pour l'analyse de l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement. Rapport d'étape. ICTA, CNRS, INRA. Dossier 99/19.
- Chatterjee S et Bhattacharya S. (1984).** Detoxication of industrial pollutants by the glutathione S-transferase system in the liver of *Anabas testudineus* (bloch). *Toxicology Letters* 22, 87-198.

- CHIALI F. Z. (2013)-** Effets métaboliques d'un régime à base de purée de pomme de terre contaminée par les pesticides chez le rat wistar. Thèse doctorat Physiologie et Biochimie de la Nutrition. Tlemcen. Université Abou Bekr Belkaid Tlemcen. 205p.
- Choo LPD, Baker GH. (1998).** Influence of four commonly used pesticides on the survival, growth, and reproduction of the earthworm *Aporrectodea trapezoides* (Lumbricidae). *Aust J Agric Res* 49(8):1297–303.
- Claiborne A., (1985).** In Greenwald R.A (Ed). Handbook of Methods for Oxygen Radical Research CRC press, Boca Raton, FL., 283.
- Clapperton, J. (1996).** National Sampling Protocols. Agriculture and Agri-food Canada, University of Lethbridge.
- Cluzeau, D. et Fayolle, L. (1988).** Impact des traitements pesticides sur les peuplements lombriciens en viticulture champenoise. CR. Acad. Agric. France 74, 105-112.
- Cluzeau, D., Lebouvier, M., Trehen, P., Bouché, M. B., Badour, C. et Perraud, A. (1987).** Relations between earthworms and agricultural practices in the vineyards of Chanpagne. Preliminary results. On Earthworms. *Mucchi, Modena*, pp. 465-484.
- Contardo-Jara V et Wiegand C. (2008).** Biotransformation and antioxidant enzymes of *Lumbriculus variegatus* as biomarkers of contaminated sediment exposure. *Chemosphere* 70, 1879-1888.
- Cook, M. E. et Swait, A. A. J. (1975).** Effects of some fungicide treatments on earthworm populations and leaf removal in apple orchards. *J. Hortic. Sci.* 50, 495-499.
- Cossu C, Doyotte A, Jacquin MC and Vasseur P. (1997).** Biomarqueurs de stress oxydant chez les animaux aquatiques, p. 149-161. In Lagadic L, Caquet T, Amiard JC and Ramade F eds., 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie – Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
- Csuzdi, C. & Zicsi, A. (2003).** Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedozoologica Hungarica*, 1, 1 - 272.
- Cunha I., Mangas-Ramirez E. & Guilhermino L. (2007).** Effects of copper and cadmium on cholinesterase and glutathioneS-transferase activities of two marine gastropods (*Monodonta lineata* and *Nucella lapillus*). *Comp. Biochem. Physiol. C.*, 145: 648–657.

- Curry, J. P. (1998).** Factors affecting earthworm abundance in soils. In: Edwards, C. A. (eds), *Earthworm Ecology*. Boca Raton, St. Lucie Press, pp. 389.
- Curry, J.P., Doherty, P., Purvis, G., Schmidt, O. (2008).** Relationship between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland. *Applied Soil Ecology*, 39(1),58-64.
- Daily, G. C., Alexander, S. et Ehrlich, P. R. (1997).** Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2, 1-18.
- Dajoz, R. 2006.** Précis d'écologie. 8e Ed. Dunod, Paris. 631pages.
- Daniel, O., Kohli, L. et Bieri, M. (1996).** Weight gain and weight loss of the earthworm *Lumbricus terrestris* L. at different temperatures and body weights. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1235-1240.
- Dario J.Díaz Cosm, Marta Novo, and Rosa Fernandez. (2011).** Reproduction of Earthworms: Sexual Selection and Parthenogenesis in *Biology of Earthworms*. A. Karaca (ed.), *Soil Biology* 24.
- Das Gupta, R., Chakravorty, P.P. & Kaviraj, A. (2010).** Studies on relative toxicities of six insecticides on epigeic earthworm, *Perionyx excavatus*. *Bull Environ Contam Toxicol.* 85(1):83-6.
- De Jong, Y., Verbeek, M., Michelsen, V., De Place Bjørn, P., Los, W., Steeman, F., ... Penev, L. (2014).** Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Biodiversity Data Journal*, 2, [e4034]. DOI:10.3897/BDJ.2.e4034
- Decaëns T. (2010).** Macro ecological patterns in soil communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 19, 3: 287-302.
- Decaëns, T., Mariani, L. et Lavelle, P. (1999).** Soil surface macrofaunal communities associated with earthworm casts in grasslands of the Eastern Plains of Colombia. *Appl. Soil Ecol.* 13, 87-100.
- Dennis Holley. (2017).** General Biology II: Organisms and Ecology. Dog Ear Publishing, 1016 pages.
- Di Giulio RT, Habig C, Gallagher EP, (1993).** Effects of Black Rock harbor sediments on indices of biotransformation, oxidative stress, and DNA integrity in channel catfish. *Aquatic Toxicology* 26, 1-22.
- Dindal D L. (1990).** Soil Biology Guide, John Wiley and Sons, New-York, pp 1349.
- Doube BM et Brown GC. (1998).** Life in a complex community: functional interactions between earthworms, organic matter, microorganisms and plants. *Earthworm Ecology*. CRC Press, Boca Raton, FL, 179–212.

- E. Schreck, F. Geret, L. Gontier, M. Treilhou. (2008).** Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa nocturna*. *Chemosphere* 71 1832–1839
- Edwards C.A., Bohlen P.J., Linden D.R. et Subler S. (1995).** Earthworms in agroecosystems. In: *Earthworm Ecology and Biogeography in North America*. (Hendrix, P. F. eds.), Lewis Publisher, Boca Raton, FL, 185-213 pp.
- Edwards CA et Lofty JR. (1977).** Biology of Earthworms (2nd edition). Chapman and Hall, London.
- Edwards, C.A. and P.J. Bohlen. (1996).** Biology and Ecology of Earthworms. 3rd Edn., Chapman and Hall, London, ISBN: 0412561603, pp: 426.
- Elia A.C., Galarini R., Taticchi M.I., Dörr A.J.M. & Mantilacci L. (2003).** Antioxidant responses and bioaccumulation in *Ictalurus melasunder* mercury exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55: 162-167.
- Ellis, S. R., Hodson, M. E., Wege, P. (2007).** The influence of different artificial soil types on the acute toxicity of carbendazim to the earthworm *Eisenia fetida* in laboratory toxicity tests. *European Journal of Soil Biology* 43, 239-245.
- Ellman G, Courtney K, Andres V, Featherstone RM. (1961).** A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7, 88-95.
- Escartin E. & Porte C., (1997).** The use of cholinesterase and carboxylesterase activities from *Mytilus galloprovincialis* in pollution monitoring. *Environ Toxicol Chem.*, **16**: 2090–2095.
- Espinoza-Navarro, O. & Bustos-Obregón, E. (2004).** Sublethal doses of malathion alter male reproductive parameters of *Eisenia foetida*. *Int. J. Morphol.*, 22(4):297-302.
- Eva Schreck. (2008).** Influence des modes d'entretien du sol en milieu viticole sur le transfert des pesticides vers les eaux d'infiltration - Impact sur les lombriciens. _Ecologie, Environnement. Université Paul Sabatier - Toulouse III. Français.
- Evans A.C. et Guild W. J. (1948).** Studies on the Relationships Between Earthworms and Soil Fertility, *Annals of Applied Biology*. Vol. 35: 471–484.
- F. Heimbach. (1984).** Correlation between three methods for determining the toxicity of chemicals to earthworms. *Pesticide Science*, vol. 15, no. 6, pp. 605–611.

- Faurie, C.; Ferra, C. ; Medori, P. ; Devaux, J. & Hemptienne, J.L. (2003).** Écologie, Approche scientifique et pratique. 5ème édition, Ed. Tec & Doc. Paris. 407 pages.
- Fernández, R., Almodóvar, A., Novo, M., Simancas, B., Díaz Cosín, D.J. (2012).** Adding complexity to the complex: new insights into the phylogeny, diversification and origin of parthenogenesis in the *Aporrectodea caliginosa* species complex (Oligochaeta, Lumbricidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 64, 368-379.
- Ferrari A, Venturino A, Pechén de D'Angelo AM. (2007).** Effects of carbaryl and azinphos methyl on juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) detoxifying enzymes. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 88, 134-142.
- Finney D.J. (1971).** Probit analysis (3 rd edn) Cambridge University Press, London.
- Fisher R.A. & Yates F. (1957).** Statical tables for biological agricultural and medical research. 5ème edition, Olivier et Boyd. London., pp: 64-66.
- Fitzpatrick P.J. & Sheehan. (1993).** Separation of multiple forms of glutathione S-transferase from the blue mussel *Mytilus edus*. *Xenob.*, 23: 851-861.
- Fitzpatrick P.J., Krag T.O.B, Hojrup P. & Sheehan D. (1995).** Characterization of glutathione S-transferase and related glutathione-binding protein from gill of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Biochem. J.*, 305:145-150.
- Fitzpatrick P.J., O'Halloran J., Sheehan D. & Walsh A.R. (1997).** Assessment of a glutathione S-transferase and related proteins in the gill and digestive gland of *Mytilus edulis*(L.) as potential organic pollution biomarkers. *Biomarkers*, 2: 51–56.
- Foley Y. & Sheehan D. (1998).** Glutation S-transferases of the yeast *Yarrowia Lipolytica* have unusually large molecular mass. *Biochem J.*, 1: 839-45.
- Forlani, G., Mantelli, M., Branzoni, M., Nielsen, E., Favilli, F., (1995).** Differential sensitivity of plant-associated bacteria to sulfonylurea and imidazolinone herbicides. *Plant and Soil* 176, 243–253.
- Förster, B., Garcia, M., Francimari, O., Römbke, J. (2006).** Effects of carbendazim and lambda-cyhalothrin on soil invertebrates and leaf litter decomposition in semi-field and field tests under tropical conditions (Amazônia, Brazil). *European Journal of Soil Biology*. 42(1): 171–179.

- Fragoso, C. (1992).** Las lombrices terrestres de la Selva Lacandona, Ecología y Potencial Práctico. In: Vâsquez-Sánchez, M.A. and Ramos, M.A. (eds) Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su Uso. *Publ. Esp, Ecosfera* 1, pp. 101-118.
- Fragoso, C. (1993).** Les Peuplements de Vers de Terre dans l'Est et Sud'est du Mexique. Thesis, Université Paris VI.
- Fragoso, C., Brown, G. G., Patron, J. C., Blanchart, E., Lavelle, P., Pashanasi, B., Senapati, B. et Kumar, T. (1997).** Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Appl. Soil Ecol.* 6, 17-35.
- Framptom, G.K. & van der Brink, P.J. (2007).** Collembola and macroarthropod community responses to carbamate, organophosphate and synthetic pyrethroid insecticides: Direct and indirect effects. *Environ. Pollut.* 147: 14-25.
- Frampton, G. K., Jansch, S., Scott-Fordsmand, J. J., Rombke, J. and Van den Brink, P. J. (2006).** Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: a review and analysis using species sensitivity distributions. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 2480-2489.
- Frontier, S.; Pichod-Viale, D.; Leprêtre, A. ; Davoult, D. & Luczak, C. (2008).** Ecosystèmes: structure, fonctionnement, évolution. 4^e édition. Dunod, Paris. 558 pages.
- Gao YH, Sun ZJ, Liu YQ, Sun XS, Li YR, Bao YZ, 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, M., Scheffczyk, A., Garcia, T. and Rombke, J. (2011).** The effects of the insecticide lambda-cyhalothrin on the earthworm *Eisenia fetida* under experimental conditions of tropical and temperate regions. *Environ. Pollut.* 159: 398-400.
- Geoff Baker, Penny Carter, Vicki Barrett, Jeff Hirth, Pauline Mele. (2002).** Does the deep-burrowing earthworm, *Aporrectodea longa*, compete with resident earthworm communities when introduced to pastures in south-eastern Australia?. *European Journal of Soil Biology* 38: 39-42.
- George G.S. & Young P. (1988).** Purification and properties of plaice liver cytosolic glutathione S-transferase. *Mar. Environ. Res.*, 24: 93-96.
- George GS et Buchanan G. (1990).** Isolation, properties and induction of plaice liver cytosolic glutathione S-transferases. *Fish Physiology and Biochemistry* 8, 437-449.
- Gerard B. M. (1967).** Factors affecting earthworms in pastures. *J. Anim. Ecol.* 36: 235-252.

- Gobat J M, Aragno M, Matthey W. (2003).** The Living Soil, Science Publishers Inc, NH, USA, pp585.
- Greta Dajoraitė Jūratė Žaltauskaitė Aušra Zigmontienė. (2016).** Herbicide Glyphosate Impact to Earthworm (*E. fetida*). *Science – Future of Lithuania / Mokslas – Lietuvos Ateitis*. Vol 8, No 4.
- Guild W.J.MC.L., (1948).** The effect of soil type on the structure of earthworm populations. *Ann.*
- Guilhermino L., Lacerda M.N., Nogueira A.J.A. & Soares A.M.V.M., 2000.** In vitro and in vivo inhibition of *Daphnia magna* acetylcholinesterase by surfactant agents: possible implications for contamination biomonitoring. *Sci. Total. Environ.*, **247**: 137–141.
- Habig WH, Pabst MJ, Jakoby WB. (1974).** Glutathione-S-transferase: the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry* 249, 7130-7139.
- Hamir S. Rathore, Leo M.L. Nollet. (2012).** Pesticides: Evaluation of Environmental Pollution. CRC Press, 659 pages
- Han Y, Zhu L, Wang J, Wang J, Xie H, Zhang S. (2014).** Integrated assessment of oxidative stress and DNA damage in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to azoxystrobin. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 107: 214-219.
- Hans, R.K., Khan, M.A., Farooq, M., Beg, M.U. (1993).** Glutathione S-transferase activity in an earthworm (*Pheretima posthuma*) exposed to three insecticides. *Soil Biology & Biochemistry* 25, 509-511.
- Hartenstein, R. et Amico, L. (1983).** Production and carrying capacity for the earthworm *Lumbricus terrestris* in culture. *Soil Biol. Biochem.* 15, 51-54.
- Hayo M. G. van der Werf. (1996).** Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, ecosystems and environment*. 60. 81-96.
- Helling, B., Reinecke, S. and Reinecke, A. J. (2000).** Effects of the fungicide copper oxychloride on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Ecotoxicology and environmental safety*. Vol 46(1). 108-116.
- Hem Lata, Dharambir Singh, Jyoti Yadav and Sandeep. (2017).** Impact of herbicides on biomolecular constituents of *Eisenia fetida*. *Journal of Entomology and Zoology Studies* 2017; 5(2): 1375-1378

- Henson-Ramsey H, Kennedy-Stoskopf S, Levine J, Shea D, Taylor SK, Stoskopf MK. A. (2007).** comparison of two exposure systems to apply malathion to *Lumbricus terrestris* L. *Bull Environ Contam Toxicol.* 78:427–31.
- Holmstrup, M., Ostergaard, I. K., Nielsen, A. et Hansen, B. T. (1996).** Note on the incubation of earthworm cocoons at three temperatures. *Pedobiol.* 40, 477-478.
- Hong S.H., Park H.J. & Kong K.H. (1999).** Purification and biochemical properties of glutathione S-transferase from *Oryza sativa*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 122: 21-27.
- Hubbard, V.C., Jordan, D., Stecker, J.A., (1999).** Earthworm response to rotation and tillage in a Missouri claypan soil. *Biol. Fertil. Soils* 29, 343–347.
- Huggett RJ, Kimerle RA, Mehrle PM, Bergman JR. (1992).** Biomarkers. Biochemical, Physiological, and histological markers of anthropogenic Stress. Boca Raton, Fla., Lewis Publishers, 347 p.
- Huynh Thi Tu, Frederic Silvestre, Bertrand De Meulder, Jean-Pierre Thome, Nguyen Thanh Phuong, Patrick Kestemont. (2012).** Combined effects of deltamethrin, temperature and salinity on oxidative stress biomarkers and acetylcholinesterase activity in the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Chemosphere* 86, 83–91.
- Ibtissem Zeriri, Aicha Tadjine, Nawel Belhaouchet, Houria Berrebbah, Mohamed Reda Djebar and Mounia Baha. (2013).** Contribution to the identification of Oligochaeta: Lumbricidae in the region of Annaba in eastern Algeria, *European Journal of Experimental Biology*, 3(6):229-232
- Inglesfield, C. (1989).** Pyrethroids and terrestrial nontarget organisms. *Pesticide science* 27, 387-428.
- J. Venkateswara Rao et P. Kavitha. (2004).** Toxicity of azodrin on the morphology and acetylcholinesterase activity of the earthworm *Eisenia foetida*. *Environmental Research*. Volume 96, Issue 3, Pages 323-327.
- Jan Valckx, Gerard Govers, Martin Hermy, and Bart Muys. (2011).** A. Karaca (ed.), Biology of Earthworms, *Soil Biology*, 24: 19-38.
- Jänsch, S., Garcia, M. & Römbke, J. (2005).** Acute and chronic isopod testing using tropical *Porcellionides pruinosus* and three model pesticides. *European Journal of Soil Biology* 41:143–152.

Jasmine M. Crumsey., James M. Le Moine., Yvan Capowiez Mitchell M., Goodsitt Sandra C., Larson George W. et Kling Knute J. Nadelhoffer., (2013). Community-specific impacts of exotic earthworm invasions on soil carbon dynamics in a sandy temperate forest. *Ecology* 94:12, 2827-2837.

Jebali J., Banni M., De Almeida E.A., Boussetta H., (2007). Oxidative DNA damage levels and catalase activity in the clam *Ruditapes decussatus* as pollution biomarkers of Tunisian marine environment. *Environ. Monit. Assess.*, **124**: 195–200.

Jianping Zhu, Cheng Huan, Guiyun Si, Haitang Yang, Li Yin, Qing Ren, Baixiang Ren, Rongshu Fu, Mingsheng Miao and Zongming Ren. (2015). The acetylcholinesterase (AChE) inhibition analysis of medaka (*Oryzias latipes*) in the exposure of three insecticides. *Pak. J. Pharm. Sci.*, Vol.28, No.2(Suppl), pp.671-674.

JL Sívori, N Casabé, EN Zerba, EJ Wood. (1997). Induction of Glutathione S-transferase Activity in *Triatoma infestans*. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* vol.: 92(6): 797-802

Joann K. Whalen¹, Hicham Benslim, and Anne Vanasse. (2012). Insecticides (dimethoate and lambda-cyhalothrin) for soybean aphid control -are they toxic to earthworms? Evidence from laboratory and field bioassays. *Can. J. Soil Sci.* 92: 751-758.

Jorge Dominguez et Clive A. Edwards. (2004). Vermicomposting organic wastes : A review. *Soil zoology for sustainable development in the 21st century.*

Juan C. Sanchez-Hernandez, C. Narvaez, P. Sabat, S. Martínez Mocillo. (2014). Integrated biomarker analysis of chlorpyrifos metabolism and toxicity in the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Science of the Total Environment*; 490: 445–455.

Jurate Zaltauskaite¹ and Vilija Brazaityte. (2011). Effects of herbicides on target and nontarget organisms. *environmental engineering. The 8th International Conference* May 19–20, 2011, Vilnius, Lithuania.

Kamel N., Jebali J., Banni M., Ben Khedher S., Chouba L. & Boussetta H., (2012). Biochemical responses and metals levels in *Ruditapes decussates* after exposure to treated municipal effluents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **82**: 40–46.

Kamisaka K., Habig W.H., Kelly J.N., Arias I.M. & Jackoby W.P. (1975). Multiple forms of human glutathione S-transferase and their affinity for bilirubin. *Eur. J. Biochem.*, 60: 153-161.

Kamrin MA, Montgomery JH (2000). Agrochemical and pesticide desk reference. CD-ROM. Chapman and Hall CRC net BASE. Int. ed.

- Kamrin, Michael. (1997).** Pesticide Profiles-Toxicity, Environmental Impact, and Fact. CRC-Lewis Publishers, Boca Raton (FL), pp. 377-409.
- Kavitha P. & Venkateswara J., (2007).** Oxidative stress and locomotor behaviour response as biomarkers for assessing recovery status of mosquito fish, *Gambusia affinis* after lethal effect of an organophosphate pesticide, monocrotophos. *Pestic. Biochem. Physiol.*, **87**: 182-188.
- Keeran W. S. & Lee (1987).** The purification and characterisation of glutathione S-transferase from the hepatopancreas of the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Arch. Biochem. Biophys.*, 225: 233-243.
- King R.A., Tibble A.L. et Symondson W.O.C., (2008).** Opening a can of worms: unprecedented sympatric cryptic diversity within British lumbricid earthworms. *Molecular Ecology*. Vol.17: 4684-4698.
- Kokta C (1992a).** Measuring effects of chemicals in the laboratory—effect criteria and endpoints. In: Greig-Smith PW, Becker H, Edwards PJ, Heimbach F (eds) *Ecotoxicology of earthworms*. Intercept, London, pp 55–62.
- Kostaropoulos I, Papadopoulos AI, Metaxakis A, Boukouvala E, Papadopoulou-Mourkidou E. (2001).** Glutathione S-transferase in the defence against pyrethroids in insects. *Insect Biochem Mol Biol*. 15;31(4-5):313-9.
- L. Bergman, D.M. Pugh. (2012).** Environmental Toxicology, Economics and Institutions: The Atrazine Case Study. Springer Science & Business Media, 182 pages
- L.H. Booth, V. Heppelthwaite and C.T. Eason. (1998).** Cholinesterase And Glutathione S-Transferase In The Earthworm *Apporectodea Caliginosa* As Biomarkers Of Organophosphate Exposure. Proc. 51st N.Z. Plant Protection Conf. 138-142.
- Labrot F. R. D., Tisnerat G., Cabridenc R. & Narbonne J.F., (1996).** Le plomb dans l'environnement : sources, mécanismes de transfert et effets biologiques. Dans: "Aspects analytiques du plomb dans l'environnement". coordonateur M. Morlot, Lavoisier Tec & Doc éditions., 3-15.
- Lagadic L. & Amiard J.C., (1997).** Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. In Biomarqueurs en Ecotoxicologie. Aspects Fondamentaux. Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.C., Ramade, F. (Eds.). Paris, Masson, 1-9.
- Lakhani, K. H. et Satchell, J. E., (1970).** Production by *Lumbricus terrestris* (L.). *J. Anim. Ecol.* 39, 473-492.

- Lal OP, Palta RK, Srivastava YNS (2001).** Impact of imidacloprid and carbofuran on earthworm casting in Okra field. *Ann Plant Protect Sci* 9:137–138.
- Laurent Lagadic, W. Leicht, M.G. Ford and Wolfgang Leicht. (1993).** Pharmacokinetics of Cyfluthrin in *Spodoptera littoralis* (Boisd.). I. In vivo Distribution and Elimination of [14C]Cyfluthrin in Susceptible and Pyrethroid-Resistant Larvae. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 45(2):105–115
- Laurent Lauzanne. (1980).** Oligochètes. In Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne (coordonné par J. R. Durand et C. Lévêque). 255-272. ORSTOM. Paris.
- Lavelle P. et Spain A. (2001).** Soil Ecology, Kluwer Scientific Publications, ISBN 0-7923-7123-2, Amsterdam, the Netherlands.
- Lavelle P., (1988).** Earthworm activities and the soil system. *Bid. Fert. Soils*. 6: 237-251.
- Lavelle, P., Maury, M. and Serrano. V. (1981).** Estudio cuantitativo de la fauna del suelo en la región de Laguna Verde, Veracruz. Época de lluvias. In: Reyes-Castillo, P. (ed.) Estudios Ecológicos en el Trópico Mexicano. Institute of Ecology Publication 6, 65-100.
- Leblanc G.A. & Cochrane B.J. (1987).** Identification of multiple glutathione S-transferases from *Daphnia magna*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 88 (1): 39-45.
- Lee KE. (1985).** Earthworms: Their ecology and relationships with soil and land use. Academic Press, London.
- Livingstone D.R. (2003).** Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Rev Med Vet.*, 154: 427–430.
- Livingstone D.R., (2001).** Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 656–666.
- Livingstone D.R., Lemaire P., Matthews A., Peters L., Bucke D. & Amlap W.R., (1993).** Pro-oxidant, anti-oxidant and 7-Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity responses in liver of Dab (*Limanda limanda*) exposed to sediment contaminated with hydrocarbons and other chemicals. *Mar. Pollut. Bull.*, 26: 602-606.
- Lofs-Holmin, A. (1982).** Reproduction and growth of common arable land and pasture species of earthworms (Lumbricidae) in laboratory cultures. *Swed. J. Agr. Res.* 13, 31-37.
- Lokke, H. and C.A.M. Van Gestel. (1998).** Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests, John Wiley & Sons, 281 p.

- Lowe, C. N. et Butt, K. R. (2002).** Growth of hatchling earthworms in the presence of adults: interactions in laboratory culture. *Biol. Fertil. Soils* 35, 204-209.
- Luo Y, Zang Y, Zhong Y, Kong Z (1999).** Toxicological study of two novel pesticides on earthworm *Eisenia foetida*. *Chemosphere* 39:2347–2356.
- M. G. Lionetto, R Caricato, A. Calisi & T. Schettino. (2011).** Acetylcholinesterase inhibition as a relevant biomarker in environmental biomonitoring: new insights and perspectives *in* : Ecotoxicology around the globe (Edited by: Julia E. Visser) pp:87-115. Nova science publishers. Italy.
- M. Prakash. (2010).** Enzyme Biotechnology. Discovery Publishing House, 328 pages.
- M. Zaheer Khan, Maria Zaheer and Farina Fatima. (2003).** Effect of Lambda Cyhalothrin (Pyrethroid) and Monocrotophos (Organophosphate) on Cholinesterase Activity in Liver, Kidney and Brain of *Rana cyanophlyctis*. *Korean J Biol Sci* 7: 165-168.
- M. Zaheer Khan. (2003).** Effect of agriculture chemicals on reptiles: comparison of pyrethroid and organophosphate with phytopesticide on cholinesterase activity. *Pakistan journal of biological sciences* 6(9) 821-825.
- Ma WC, Bodt J. (1993).** Differences in toxicity of the insecticide chlorpyrifos to six species of earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) in standardized soil tests. *Bull Environ Contam Toxicol.* 50:864–70.
- Magali Rault, Beatrice Collange, Christophe Mazzia, Yvan Capowiez. (2008).** Dynamics of acetylcholinesterase activity recovery in two earthworm species following exposure to ethyl-parathion. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 3086–3091.
- Magurran, A.E. (1988).** Ecological diversity and its measurements. London, Croom Helm. 149 pp.
- Magurran, A.E. (2004).** Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing: Oxford, UK. 256 pages.
- Mahajan, S., Kanwar, S.S., Sharma, S.P., (2007).** Long-term effect of mineral fertilizers and amendements on microbial dynamics in an alfisol of western Himalayas. *Indian Journal of Microbiology*, 47(1), 86-89.
- Mailin Gaupp-Berghausen, Martin Hofer, Boris Rewald & Johann G. Zaller. (2015).** Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. *Sci. Rep.* 5, 12886; doi: 10.1038/srep12886.

- Maraun, M., Alpehi, J., Bonkowski, M., Buryn, R., Migge, S., Peter, M., Schaefer, M., Scheu, S. (1999).** Middens of the earthworm *L. terrestris* (Lumbricidae): micro- habitats formicro-and Mesofauna in forest soil. *Pedobiologia* 43, 276–287.
- Maria Inés Maitre, Alba Rut Rodriguez, Carolina Elisabet Masin and Tamara Ricardo. (2012).** Evaluation of Earthworms Present on Natural and Agricultural-Livestock Soils of the Center Northern Litoral Santafesino, Republica Argentina. *Pesticides – Advances in Chemical and Botanical Pesticides*. 13-37.
- Martikainen, E. (1999).** Toxicity of dimethoate on some soil animal species in different soil types. *Ecotoxicology and environmental safety*. Vol 33(2). 128-136.
- Martin, N.A. (1986).** Toxicity of pesticides to *Allolobophora caliginosa* (Oligochaeta: lumbricidae). *New Zealand journal of agricultural research*, 29 (4), 699–706.
- Martinez-Lara E., George S.G., Lopez-Barea J. & Barcena J.A. (1997).** Purification and characterization of multiple glutathione transferase isoenzymes from grey mullet liver. *Cell. Mol. Life. Sci.*, 53 (9):759-68.
- Matozzo V., Tomei A. & Marin M.G., (2005).** Effects of 4-nonylphenol (xenoestrogen) and chlorpyrifos (organophosphorus pesticide) on acetylcholinesterase activity in the clam *Tapes philippinarum*. *Fresenius Environ. Bull.*, 15: 710–714.
- Maund, S. J, Hamer, M. J, Warinton, J. S, & Kedwards, T. J. (1998).** Aquatic Ecotoxicology of the Pyrethroid Insecticide Lambda-cyhalothrin: Considerations for Higher-Tier Aquatic Risk Assessment. *Pestic. Sci.* 54, 408-417.
- Mayeux, V. et Savanne, D., (1996).** La faune, indicateur de la qualité des sols. Ademe, Direction Scientifique Service Recherche impacts et milieux, pp. 62.
- Michael A. Kamrin, John H. Montgomery. (1999).** Agrochemical and Pesticide Desk Reference on CD-ROM. CRC Press. 280 pages.
- Mihailova P. (1966).** Notes on some Lumbricidae species from Bulgaria. – *Annuaire de Université de Sofia*, 60: 129-139.
- Millenium Ecosystem Assessment, (2005).** Ecosystems and human well-being, Synthesis.
- Mirna Velki, Branimir K. Hackenberger. (2013a).** Biomarker responses in earthworm *Eisenia andrei* exposed to pirimiphos-methyl and deltamethrin using different toxicity tests. *Chemosphere* 90 1216–1226.

- Mirna Velki, Branimir K. Hackenberger. (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.
- Mirna Velki, Sandra Ecimovic. (2015).** Changes in exposure temperature lead to changes in pesticide toxicity to earthworms: A preliminary study. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 40 774–784.
- Mohamed E. I. Badawy, Anter Kenawy, and Ahmed F. El-Aswad. (2013).** Toxicity Assessment of Buprofezin, Lufenuron, and Triflumuron to the Earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *International Journal of Zoology*, Article ID 174523, 9 pages.
- Mohamed El-Hadef El-Okki, Leila Sahli, and Oualida Rached. (2013).** Conference: 6th International Oligochaete Taxonomy Meeting, Palmeira de Faro (Portugal), 22th to 25th April.
- Mohammedi. H, Labani. A et Benabdeli. K. (2006).** Essai sur le rôle d'une espèce végétale rustique pour un développement durable de la steppe algérienne, Développement durable et territoire.
- Mora P., Michel X. & Narbonne J.-F., (1999).** Cholinesterase activity as potential biomarker in two bivalves. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 7: 253–260.
- Moustafa A Abbassy, Mamdouh A Marzouk1, Sameeh A Mansour, Hassan A Shaldam and Abdel-Tawab H Mossa. (2014).** Impact of Oxidative Stress and Lipid Peroxidation Induced by Lambda-cyhalothrin on P450 in Male Rats: The Ameliorating Effect of Zinc. *J Environ Anal Toxicol* 2014, 4:4
- Moyer, J. R. ; Esau, R.; Kozub, G. C. (1990).** Chlorsulfuron persistence and response of nine rotational crops in alkaline soils of Southern Alberta. *Weed technology*, 4: 543–548.
- Muthukaruppan, G., Ganasekaran, P. (2010).** Effect of Butachlor herbicide on earthworm *Eisenia fetida* – its histological perspicuity. *Applied and Environmental Soil Science*, 1-5
- Nasr HM, Badawy ME. (2015).** Biomarker Response and Biomass Toxicity of Earthworms *Aporrectodea caliginosa* Exposed to IGRs Pesticides. *J Environ Anal Toxicol* 5:332.
- National Registration Authority for Agricultural and Veterinary Chemicals. (2002).** Evaluation of the new active TRIFLOXYSULFURON SODIUM in the product ENVOKE HERBICIDE, NRA, Canberra.

- Neuhauser EF, Callahan CA (1990).** Growth and reproduction of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to sublethal concentrations of organic chemicals. *Soil Biol Biochem* 22:175–179.
- Neuhauser EF, Loehr RC, Malecki MR, Milligan DL, Durkin PR. (1985).** The toxicity of selected organic-chemicals to the earthworm *Eisenia fetida*. *J Environ Qual*, 14:383–388
- Nicolas Givaudan, Françoise Binet, Barbara Le Bot, Claudia Wiegand. (2014).** Earthworm tolerance to residual agricultural pesticide contamination: Field and experimental assessment of detoxification capabilities. *Environmental Pollution*. 192: 9-18.
- Oliveira, M., Cardoso, D.N., Soares, A.M.V.M., Loureiro, S., (2015).** Effects of short-term exposure to fluoxetine and carbamazepine to the collembolan *Folsomia candida*. *Chemosphere* 120, 86–91.
- Omodeo P. et Martinucci G.B. (1987).** Earthworms of Maghreb. On earthworms. A.M. Bonvicini Paglia I. & P. Omodeo (eds). Selected Symposia and Monographs U.Z.I., 2, Mucchi, Modena, 235-250.
- Omodeo, P., (1948).** La poliembrionia e le anomalie di sviluppo presso un comune lombrico: *Allolobophora caliginosa trapezoides*, Dugès. *Italian Journal of Zoology* 33, 1-87.
- Oruç E.Ö. & Üner N., (2000).** Combined effects of 2, 4-D and azinphosmethyl on antioxidant enzymes and lipid peroxidation in liver of *Oreochromis niloticus*. *Comp. Biochem. Physiol. C.*, 127 : 291–296.
- Osman Ahmed, S. A. Mastan S. Rabia Banu and P. Indira. (2015).** Sub-lethal effect of cypermethrin on acetylcholinesterase (AChE) activity and acetylcholine (Ach) content in selected tissues of *Channa striatus* (Bloch.). *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*. Vol. 7(4), 31-37.
- P. Lavelle., (1983).** The structure of earthworm communities, in: J.E. Satchell (Ed.), *Earthworm Ecology*, Chapman & Hall, London, pp. 440–466.
- Palas Samanta, Sandipan Pal, Alope Kumar Mukherjee et Apurba Ratan Ghosh. (2014).** Biochemical effects of glyphosate based herbicide, Excel Mera 71 on enzyme activities of acetylcholinesterase (AChE), lipid peroxidation (LPO), catalase (CAT), glutathione-S-transferase (GST) and protein content on teleostean fishes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol 107, 120-125.

- Pandey S., Parvez S., Sayeed I., Haque R., Bin-Hafeez B. & Raisuddin S., (2003).** Biomarkers of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish *Wallago attu* (Bl. & Schn.). *Sci. Total Environ.*, **309**: 105–115.
- Paoletti, M. G. (1999).** The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agr. Ecosyst. Environ.* 74, 137-155.
- Parmelee R.W. et Crossley D.A.J. (1988).** Earthworm production and role in the nitrogen cycle of a no-tillage agroecosystem on the Georgia Piedmont. *Pedobiol.* 32: 351-361.
- Pascal S. & Scalla R. (1998).** Purification and characterization of safener-induced glutathione S-transferase from wheat (*Triticum aestivum*). *Physiol. Plant.*, 106: 17-27.
- Payne J.F., Mathieu A., Melvin W. & Fancey L.L., 1996.** Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. *Mar. Pollut. Bull.*, **32**: 225–231.
- Peixoto F, Alves-Fernandes D, Santos D, Fontáinhas-Fernandes A. (2006).** Toxicological effects of oxyfluorfen on oxidative stress enzymes in tilapia *Oreochromis niloticus*. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 85, 91-96.
- Pereira JL, Antunes SC, Ferreira AC, Goncalves F, Pereira R. (2010).** Avoidance behavior of earthworms under exposure to pesticides: is it always chemosensorial? *J Environ Sci Health B*; 45:229–32.
- Perel, T. S. (1977).** Differences in lumbricid organization connected with ecological properties. In: Lohm, U. et Persson, T. (eds), Soil organisms as components of ecosystems. *Ecol. Bull.*, Stockholm, pp. 56-63.
- Pérès, G., F. Vandenbulcke, M. Guernion et al. (2011).** The use of earthworms as tool for soil monitoring, characterization and risk assessment. Example of a Bioindicator Programme developed at National scale (France). *Pedobiologia* 54, 77-87.
- Perez-Lopez M., Anglade P., Bec-Ferte M.P., Debrauwer L., Perdu E., Cravedi J.P. & Rouimi P. (2000).** Characterization of hepatic and extrahepatic glutathione S-transferases in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their induction by 3,3',4, 4'-tetrachlorobiphenyl. *Fish. Physiol. Biochem.*, 22: 21-32.
- Phillipson, J. et Bolton, P. J. (1977).** Growth and cocoon production by *Allolobohora rosea* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiol.* 17, 70-82.

- Pimentel D. (1995).** Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8, 17-29.
- Piner P1, Üner N. (2014).** Neurotoxic effects of lambda-cyhalothrin modulated by piperonyl butoxide in the brain of *Oreochromis niloticus*. *Environ Toxicol.* 29(11):1275-82
- Pižl, V. (1992).** Succession of earthworm populations in abandoned fields. *Soil Biol. Biochem.*, 24 (12), 1623-1628.
- Poonam Sharma, Sumaya Firdous, Rambir Singh. (2014).** Neurotoxic effect of cypermethrin and protective role of resveratrol in Wistar rats. *International Journal of Nutrition, Pharmacology, Neurological Diseases.* 4(2) : 104-111.
- Potter DA, Buxton MC, Redmond CT, Patterson CO and Powell AI (1990).** Toxicity of pesticides to earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) and effect on thatch degradation in Kentucky bluegrass turf. *J Econ Entomo* 183 : 2362-2369.
- Prabhu N. Saxena and Esha Yadav. (2011).** Differential susceptibility of *Rattus norvegicus* (Berkenhout) to α -cyano type II pyrethroids: an assesment based on serum cholinesterase activity. *Proc. Nat. acad. Sci. india. Sect.B*, vol. 81 Pt. H.
- Prapanthadara L.A., Koottathep S., Promtet N., Hemingway J. & Ketterman A.J. (1996).** Purification and characterization of major glutathione S-Transferase from the mosquito *Anopheles dirus* (species B). *Insect. Biochem. Mol. Biol.*, 26: 277-285.
- Quastel J. K. (1995).** Soil metabolism. *Proc. Royal Soc. Ser. B*, 911, 143, 159-178.
- R.Muthusamy R.Suganya M.Gowri M.S.Shivakumar. (2013).** Biochemical mechanisms of organophosphate and pyrethroid resistance in red hairy caterpillar *Amsacta albistriga* (Lepidoptera: Arctiidae). *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* Volume 12(1), Pages 47-52
- Raoul Calvet. (2005).** Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. France Agricole Editions, 637 pages.
- Ratnasekhar Ch, Amit Kumar Singh, Pathya Pandey, Prem Narain Saxena & Mohana Krishna Reddy Mudiam. (2015).** Identifying the metabolic perturbations in earthworm induced by cypermethrin using gas chromatography-mass spectrometry based metabolomics. *Sci. Rep.* 5, 15674.

- Reidy GF, Rose HA, Visetson S, Murray M. (1990).** Increased glutathione S- transferase activity and glutathione content in an insecticide resistant strain of *Tribolium castaneum* (Herbst). *Pestic Biochem Physiol*; 36 : 269-76.
- Reinecke SA et Reinecke AJ. (2007).** Biomarker response and biomass change of earthworms exposed to chlorpyrifos in microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66, 92-101.
- Reynolds J. W., (1977).** The Earthworms (Lumbricidae and Sparganophilidae) of Ontario Royal Ontario Museum. Toronto, Ontario.
- Ribera, D., Narbonne, J.F., Arnaud, C., Saint-Denis, M. (2001).** Biochemical response of earthworms *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil, effects of carbaryl. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1123e1130.
- Roark, J. H. et Dale, J. L., (1979).** The effect of turf fungicides on earthworms. *Ark. Acad. Sci. Proc.* 33, 71-74.
- Römbke, J., S. Jänsch & W. Didden. (2005).** The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 249-265.
- Roméo M., Hoarau P., Garello G., Gnassia-Barelli M. & Girard J.P., (2003).** Mussel transplantation and biomarkers as useful tools for asses-sing water quality in the NW Mediterranean. *Environ Pollut.*, 122: 369–378.
- Rougerie R., Decaëns T., Deharveng L., Porco D., James S.W., Chang C.-H., Richard B., Potapov M., Suhardjono Y. et Hebert P.D.N. (2009).** DNA barcodes for soil animal taxonomy. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 44: 789-801.
- Rouimi P., Anglade P., Debrauwer L. & Tulliez J. (1996).** Characterization of pig livre glutathione S-transferases using HPLC-electrospray-ionization mass spectrometry. *Biochem. J.*, 317: 879-884.
- Saint-Denis M, Labrot F, Narbonne JF, Ribera D, (1998).** Glutathione, glutathione related enzymes and catalase activities in the worm *Eisenia fetida*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35, 594-606.
- Saint-Denis, M., Narbonne, J.F., Arnaud, C., Thybaud, E., Ribera, D. (1999).** Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil: effects of benzo(a) pyrene. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 1837-1846.

- Salinas A.E. & Wong M.G. (1999).** Glutathione S-transferases--a review. *Curr Med Chem.*, 6 (4): 279-309.
- Sanchez-Hernandez, J. C. & Wheelock, C. (2009).** Tissue distribution, isozyme abundance and sensitivity to chlorpyrifos-oxon of carboxylesterases in the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution*, 157, 264-272.
- Satchell, J. E. (1967).** Lumbricidae. In: Burges, A. et Raw, F. (eds), *Soil Biology*. Academic Press, London, pp. 259-322.
- Schaefer, M. (2003).** Behavioural Endpoints in Earthworm Ecotoxicology. Evaluation of Different Test Systems in Soil Toxicity assesment. *J Soils & Sediments* 3(2): 79-84.
- Schaefer, M. et Schauermaann, J. (1990).** The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiol.* 34, 299-314.
- Scheu, S. (1992).** Changes in the lumbricid coenosis during secondary succession from a wheat field to a beechwood on limestone, *Soil Biol. Biochem.*, 24, 1641-1646.
- Seifert J. (1965).** Biology of soil microbes. *Acta univ. carolinae-Biologica*, 3, 245-272.
- Shailaja M.S. & D'Silva C. (2003).** Evaluation of impact of PAH on a tropical fish, *Oreochromis mossambicus* using multiple biomarkers. *Chemosphere*, 53: 835–841.
- Shakir, S. H. & D. L. Dindal. (1997).** Density and biomass of earthworms in forest and herbaceous microecosystems in central New York, North America. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 275-285.
- Shannon, C. E. et Weaver, W. (1963).** *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press.
- Sies H. (1993).** Strategies of antioxidant defenses. *Eur J Bio-chem.*, 215: 213–219.
- Sies H., (1997a).** Antioxidants in Disease Mechanisms and Therapy. London, UK: *Academic Press*.
- Sies H., (1997b).** Oxidative stress: oxidants and antioxidants. *Experimental physiology*, 82: 291-5.
- Sifi K., Chouahda S. & Soltani N. (2007).** Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba (Algérie). *Mésogée*, 63: 11-18.
- Sims, R. W. & Gerard, B. M. (1985).** Earthworms: Keys and Notes for the Identification and Study of the Species. In: Barnes, R. S. K. & Crothers, J. H. (Eds.), *Synopses of the British Fauna* (New Series) No. 31, London: E. J., 171 pp.
- Sims, R. W. & Gerard, B. M. (1999).** Earthworms. In: Barnes, R. S. K. & Crothers, J. H. (Eds.), *Synopses of the British Fauna* (New Series) No. 31 (Revised), London: E. J., 167 pp.

- Slimak KM (1997).** Avoidance response as a sublethal effect of pesticides on *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta). *Soil Biol Biochem* 29:713–715
- Smith, F., (1917).** North American earthworms of the Family Lumbricidae in the collections of the United States Natural History Museum. No. 2174. *Proceedings of the United States Natural Museum* 52, 157-182.
- Stenersen J., Bjerke M. & Arend U. (1987).** Glutathione transferases in aquatic and terrestrial animals from nine phyla. *Comp. Biochem. Physiol. C.*, 86 (1):73-82.
- Stenersen J., Guthenberg C. & Mannervik B. (1979).** Glutathione transferase in earthworms (Lumbricidae). *Biochem. J.*, 181: 47-50.
- Stephan Jänsch, Louise Steffens, Hubert Höfer, Franz Horak, Martina Roß-Nickoll, David Russell, Ulrich Burkhardt, Andreas Toschki and Jörg Römbke. (2013).** State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. *Soil organisms* 85 (3): 215-233
- Stephenson, J., (1930).** The Oligochaeta. Clarendon press, Oxford University.
- Stien X., Percic P., Gnassia-Barelli M., Roméo M. & Lafaurie M., (1998).** Evaluation of different biomarkers in caged fish and mussels to assess the quality of waters in the bay of Cannes (Côte d’Azur), SE France. *Environ Pollut.*, **99**: 339–45.
- Sulata Maity, Sonali Roy, Shibani Chaudhury, Shelley Bhattacharya. (2008).** Antioxidant responses of the earthworm *Lampito mauritii* exposed to Pb and Zn contaminated soil. *Environmental Pollution* 151: 1-7.
- Suneel Kumar and S.M. Singh. (2017).** Morpho-Histopathological Response of Phorate- An Organo-Phosphorous Pesticide on the Integumentary Musculature of an Epigeic Earthworm, *Eisenia fetida*. *Int.J.Curr.Microbiol.App.Sci.* 6(4): 2048-2053
- Svendsen, T. S., Hansen, P. E., Sommer, C., Martinussen, T., Grønvold, J. et Holter, P. (2005).** Life history characteristics of *Lumbricus terrestris* and effects of the veterinary antiparasitic compounds ivermectin and fenbendazole. *Soil Biol. Biochem.* 37, 927-936.
- Swaroop S., Gilroy A.B. & Uemura K. (1966).** Statistical methods in Malaria eradication. World Health Organisation, Geneva, 51: 1-164.
- Tebrügge, F. et Düring, R. A., (1999).** Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Res.* 53, 15-28.

- Terry. R. Roberts, David H. Hutson, Philip W. Lee, Peter H. Nicholls et Jack R. Plimmer. (1998).** Metabolic pathways of agrochemicals. Royal society of chemistry. UK.
- Tiedje, J. M. (1995).** Approaches to the comprehensive evaluation of Prokaryote diversity of a habitat. In: Allsop, D., Colwell, R. R. et Hawksworth, D. L. (eds), Microbial diversity and ecosystem function. UNEP/CAB International, Wallingford, U.K., pp. 73-82.
- Tina S. Boldt, Carsten S. Jacobsen. (1998).** Different toxic effects of the sulfonylurea herbicides metsulfuron methyl, chlorsulfuron and thifensulfuron methyl on fluorescent pseudomonads isolated from an agricultural soil. *FEMS Microbiology Letters* 161, 29-35
- Tina SBoldtab Carsten S Jacobsenab. (1998).** Different toxic effects of the sulfonylurea herbicides metsulfuron methyl, chlorsulfuron and thifensulfuron methyl on fluorescent pseudomonads isolated from an agricultural soil. *FEMS Microbiology Letters*. Volume 161, Issue 1, Pages 29-35.
- Toccalino, P. A., Agüero, M. C., Serebrinsky, C. A. & Roux, J. P. (2004).** Comportamiento reproductivo de lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) según estación del año y tipo de alimentación. *Rev. Vet* 15(2).
- Toshiyuki Katagi and Keiko Ose. (2015).** Toxicity, bioaccumulation and metabolism of pesticides in the earthworm. *J. Pestic. Sci.* 40(3), 69–81
- Tripathi, G., Kachhwaha, I. & Dabi, I. (2010).** Eophysiological category based toxicological responses in metabolism of earthworms: Impact of a pyrethroidal insecticide. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 98: 333-341.
- Vandana Singh & Keshav Singh. (2016).** Effect of sublethal exposure of herbicides on the biochemical parameters of earthworm *eutyphoeus waltoni* Michaelsen (oligochaeta: octochaetidae). *IIOABJ*, Vol 7(10), 55–62.
- Varo I., Pastor A., Ramo J. & Torreblanca A., (2012).** Long-term effect of temperature on bioaccumulation of dietary metals and metallothionein induction in *Sparus aurata*. *Chemosphere*, 87: 1215–1221.
- Vermeulen LA, Reinecke AJ, Reinecke SA (2001).** Evaluation of the fungicide manganese-zinc ethylene bis(dithiocarbamate) (mancozeb) for sublethal and acute toxicity to *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Ecotoxicol Environ Saf* 48:183–189.
- Wall, D. H. 2004.** Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments. Island Press, Washington, USA, 275 pp.

- Wang, Y., Cang, T., Zhao, X., Yu, R., Chen, L., Wu, C., Wang, Q. (2012).** Comparative acute toxicity of twentyfour insecticides to earthworm, *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 79: 122–128.
- Wanner, M., Wiesener, C., Otto, L. & Xylander, W. E. R. (2004).** Short-term effects of a nun moth suppression programme (*Lymantria monacha*), (Lepidoptera: Lymantriidae) on epigeic non-target arthropods. *Journal of Pest Science* 78(1): 7–11.
- Whalen, J. K. et Parmelee, R. W. (1999).** Growth of *Aporrectodea tuberculata* (Eisen) and *Lumbricus terrestris* L. under laboratory and field conditions. *Pedobiol.* 43, 1-10.
- World Health Organization. (1990).** Cyhalothrin, Environmental Health Criteria, 99; Geneva, Switzerland,.
- Wu, S., Wu, E., Qiu, L., Zhong, W. & Chen, J. (2011).** Effects of phenanthrene on the mortality, growth, and anti-oxidant system of earthworms (*Eisenia fetida*) under laboratory conditions. *Chemosphere*, Vol. 83, No. 4, pp. 429–434
- 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.
- Yanhua Wang, Shenggan Wu, Liping Chen, Changxing Wu, Ruixian Yu, Qiang Wang, Xueping Zhao. (2012).** Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere* 88, 484–491
- Yasmin Shahla, D'Souza Doris. (2007).** Effect of pesticides on the reproductive output of *Eisenia fetida*. *Bull Environ Contam Toxicol.* 79(5):529-32.
- Zaidi N. & Soltani N., (2010).** Chronic toxicity of flucyclohexuron in the mosquitofish, *Gambusia affinis* : acetylcholinesterase and catalase activities and pattern of recovery. *Ann. Biol. Res.*, 1(4): 210-217.
- Zeinab Yousef Ali. (2012).** Neurotoxic Effect of Lambda-Cyhalothrin, A Synthetic Pyrethroid Pesticide: Involvement of Oxidative Stress And Protective Role of Antioxidant Mixture. *N Y Sci J.* 5(9):93-103.
- Zili Liu, Xinfa Dong, Zhaotie Liu. (2014).** Impact of Herbicide Atrazine and Nicosulfuron on the Soil Respiration and Enzyme Activities. *Advanced Materials Research*, Vols. 1010-1012, 484-488.

Sites web:

<http://millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/401.htm>

verdeterre.fr/index.php/charade/.../41-reproduction-dessin-tube-muqueux-et-cocon

www.enzymeindia.com

www.suivi-erika.info

Résumé :

Ce travail consiste premièrement à identifier les différentes espèces de vers de terre existantes dans la région de Tébessa. Les vers de terre sont collectés par une méthode physique, à différents sites dans la région de Tébessa. Les vers ont été conservés dans de l'alcool 90°. Ensuite, l'identification des individus fixés s'est faite selon des caractères morphologiques. Parallèlement, un prélèvement de sol dans l'horizon 0-30 cm pour l'analyse physico-chimique a été effectué.

Parmi 1707 individus collectés, 438 (25,66 %) sont des adultes reliés à 80 prélèvements pendant la période d'étude. Quatre espèces sont identifiées parmi les individus fixés, appartenant à la famille Lumbricidae, comprenant *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Eisenia foetida*, et *Aporrectodea longa*. L'espèce *A. caliginosa* présente avec une proportion de 57,76 % est l'espèce dominante alors que l'espèce *A. longa* est décrite pour la première fois en Algérie avec la plus faible proportion. et ensuite d'étudier l'impact.

Dans un deuxième temps, nous nous sommes concentrés sur les effets de deux pesticides couramment utilisés en Algérie : l'herbicide Sekator OD et l'insecticide Karaté Zeon sur l'espèce de vers de terre la plus répandue *A. caliginosa* à l'aide de tests toxicologiques où les critères d'évaluation sont : la mortalité, la croissance pondérale, la reproduction et la morphologie. Nos résultats montrent que l'herbicide Sekator OD a une toxicité faible vis-à-vis des vers de terre avec $CL_{50} = 2,912$ ml/l à 14 jours. La croissance des vers ainsi que le taux d'éclosion des cocons sont affectés après exposition à l'herbicide alors que la morphologie des vers reste intacte. En revanche, l'insecticide Karaté Zeon manifeste une toxicité plus élevée avec $CL_{50} = 16,093$ mg/kg de sol après 14 jours d'exposition. La croissance et le taux d'éclosion des vers sont réduits avec l'augmentation de la concentration en plus d'une altération de la morphologie des vers traités par l'insecticide.

D'un autre côté, nous nous sommes intéressés à une batterie de biomarqueurs tels que: l'activité GST, l'activité CAT, et l'activité AChE, et leur évolution en présence des xénobiotiques à des concentrations sub-létales chez les vers *A. caliginosa*. Nos résultats mettent en évidence l'augmentation de l'activité GST et l'activité CAT par les deux pesticides ainsi qu'une inhibition de l'activité AChE, par l'insecticide Karaté Zeon traduisant une neurotoxicité.

Mots clés : Oligochètes, vers de terre, taxonomie, toxicité, croissance, reproduction, morphologie.

Abstract :

In a first step, a study was carried out to identify the earthworms collected by the physical method from various sites in Tebessa. The collected earthworms were stored in 90° alcohol. The taxonomy of earthworms was based on morphological characters. A soil sampling in the 0-30 cm horizon for physico-chemical analysis was carried out.

Of the 1707 individuals collected, 438 (25.66%) were adults connected to 80 samples during the study period. Four species are identified from the fixed individuals belonging to the Lumbricidae family, including *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Eisenia foetida*, and *Aporrectodea longa*. The species *A. caliginosa* present with 57.76% is the dominant species whereas the species *A. longa* is described for the first time in Algeria with the weakest proportion.

Secondly, we focused on the effects of two pesticides commonly used in Algeria: the herbicide Sekator OD and the insecticide Karate Zeon on the most dominant species of earthworms in Tebessa, *A. caliginosa* using toxicological tests where the endpoints are: mortality, growth, reproduction and morphology. Our results show that Sekator OD herbicide has low toxicity to earthworms with $LC_{50} = 2.912 \text{ ml / L}$ at 14 days. Earthworms growth and cocoon hatching rate are affected after exposure to the herbicide while worm morphology remains intact. On the other hand, Karate Zeon exhibits higher toxicity with $LC_{50} = 16.093 \text{ mg/kg soil}$ after 14 days of exposure. The growth and hatching rate of the worms are reduced with increasing concentration in addition to an alteration in the morphology of the treated worms.

On the other hand, we were interested in a battery of biomarkers such as: GST activity, CAT activity, and AChE activity, and their evolution in the presence of xenobiotics at sub-lethal concentrations in earthworms *A. caliginosa*. Our results showed an increase in GST activity and CAT activity by both pesticides as well as an inhibition of AChE activity by the Karate Zeon insecticide reflecting neurotoxicity effect.

Keywords: Oligochaetes, earthworms, taxonomy, toxicity, growth, reproduction, morphology.

الخلاصة:

تم إجراء تعريف عينات دود الأرض التي تم جمعها بطريقة فيزيائية من مواقع مختلفة في منطقة تبسة. تم حفظ عينات الدود في أكياس بلاستيكية مبطنة بـ 90°. التعرف على عينات دود الأرض كان مبنيًا على أساس مواصفات شكلية خارجية. تم أخذ عينة تربة بعمق 30 سم من كل موقع من أجل التحاليل الفيزيائية والكيميائية.

تم العثور على 1707 دودة في مجموعها 438 (25,66%) من البالغين. تم العثور على أربعة أنواع بين الدود: *Aporrectodea caliginosa* و *Aporrectodea rosea* و *Lumbricidae* و *Eisenia foetida*. *Aporrectodea longa* يمثل النوع السائد بنسبة 57.76% من إجمالي الدود. وصفه لأول مرة في الجزائر.

ثانيًا، ركزنا على الآثار السمية لمبيدات ذوا استعمال واسع في الجزائر: مبيد الأعشاب الضارة Sekator OD و مبيد الحشرات Karaté Zeon. تم إجراء اختبار السمية باستخدام الدود *A caliginosa* أين كانت المعايير المقاسة هي: $LC_{50} = 2.912$ دودة/14 يومًا. نتائجنا تظهر أن Sekator OD يبيد سمية منخفضة لديدان الأرض بتركيز $LC_{50} = 2.912$ دودة/14 يومًا. ناهية أخرى، انخفاض نمو ديدان الأرض ومعدل فقس الشرنقة بعد التعرض لمبيد الأعشاب في حين بقي شكل الديدان سليمة. مبيد الحشرات سمية عالية بتركيز $CL_{50} = 16,093$ دودة/14 يومًا من المعالجة. بالإضافة إلى أن نمو ومعدل الفقس عند الديدان يتأثران مع زيادة تركيز مبيد الحشرات في الشكل بعد المعالجة بالمبيد الحشري.

من ناحية أخرى، درسنا مجموعة من المؤشرات الحيوية مثل: $AChE$ ، CAT ، GST ، و $AChE$ ، وتطورها في ظل وجود المبيدات بتركيزات شبه قاتلة عند ديدان الأرض *A. caliginosa*. نتائجنا تظهر زيادة في النشاط GST و CAT و $AChE$ المبيدين فضلًا عن تثبيط النشاط $AChE$ من قبل المبيد الحشري Karaté Zéon يعكس تأثيرًا عصبيًا.

الكلمات المفتاحية: الديدان قليلة الأشواك، ديدان الأرض، تصنيف، سمية، اختبار السمية.



International Journal of
**Zoological
Research**

ISSN 1811-9778



Academic
Journals Inc.

www.academicjournals.com



Research Article

Earthworm Species Identified in the Region of Tebessa (Eastern Algeria)

¹Bouazdia Karim and ²Habes Dahbia

¹Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Batna 2, Batna, Algeria

²Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar Annaba University, Annaba, Algeria

Abstract

Objective: The aim of this study was the identification of earthworm species collected from the geographic regions of Tebessa in Eastern Algeria. **Materials and Methods:** Samples collected from different regions of Tebessa were fixed in 4% formalin solution and observed under a binocular microscope for identification based on external morphological study. **Results:** From 1707 samples gathered, 438 adult samples were recognizable and identified. Four species were recognized which belonged to Lumbricidae family: *Aporrectodea caliginosa*, *Eisenia fetida*, *Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea longa*. **Conclusion:** This study showed that the dominant species in Tebessa belonged to *Aporrectodea caliginosa* and *Aporrectodea longa* was first time recorded in Algeria.

Key words: Lumbricidae, earthworms, identification, biodiversity, morphology, Tebessa, semiarid land

Received: September 06, 2016

Accepted: November 10, 2016

Published: December 15, 2016

Citation: Bouazdia Karim and Habes Dahbia, 2017. Earthworm species identified in the region of Tebessa (Eastern Algeria). Int. J. Zool. Res., 13: 38-44.

Corresponding Author: Bouazdia Karim, Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Batna 2, Batna, Algeria

Copyright: © 2017 Bouazdia Karim and Habes Dahbia. This is an open access article distributed under the terms of the creative commons attribution License, which permits unrestricted use, distribution and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Competing Interest: The authors have declared that no competing interest exists.

Data Availability: All relevant data are within the paper and its supporting information files.

INTRODUCTION

Soil fauna, which is usually divided according to the size of the organisms that comprise three distinct groups: Micro, meso and macro fauna, covering many taxa, including hundreds or even thousands of species¹⁻³. To quantify the role of earthworms in ecosystems, a precise and accurate estimation of their diversity, abundance and biomass is needed⁴.

However, the knowledge of wildlife worm terrestrial land in Algeria is still incomplete and insufficient^{5,6}. Studies about this group of soil fauna in Algeria are focused on the ecological and biogeographic characteristics, particularly in Algiers area, the Kabylie and the whole of Maghreb where it was inventoried 33 species. Three new species were added (*Octodrilus maghrebinus*, *Octodrilus kabylianus* and *Eisenia xylophila*) to science from 83 localities spread over Tunisia, Algeria and Morocco⁷. Recently, some studies are realized in Eastern of Algeria in Constantine and Annaba⁸⁻¹⁰.

The objective of this study was the identification of different species of the current earthworms in various regions of Tebessa, including pastures, field agriculture and wadi to utilize them in improvement of earth fertility,

transformation of garbage to compost, management and preservation of forest resources, feeding of fish and poultry, fishing industry and even in treatment of human diseases, for future researches and use them in the related centers.

MATERIALS AND METHODS

Study regions: This study was conducted during the period 2014 to 2016. Studied areas were different regions of Tebessa. Tebessa is part of the high plains of Constantine. It is located in the extreme North-east of Algeria. The climate in the region is semi-arid with hot summers. Earthworms were collected from five sites (Fig. 1):

- **Site of Elma Labiod:** It is an agriculture field located in Elma Labiod 32 km in South of Tebessa province
- **Site of Elmerdja plain:** A pasture located in Tebessa 4.5 km in East of Tebessa province
- **Site of Chabrou:** A pasture located in Boulhef 6 km in North of Tebessa province
- **Site of Ain Zarroug:** Wadi located in Tebessa 10 km in West of Tebessa province
- **Site of El Hammamet:** A pasture located in El Hammamet 20 km in West of Tebessa province

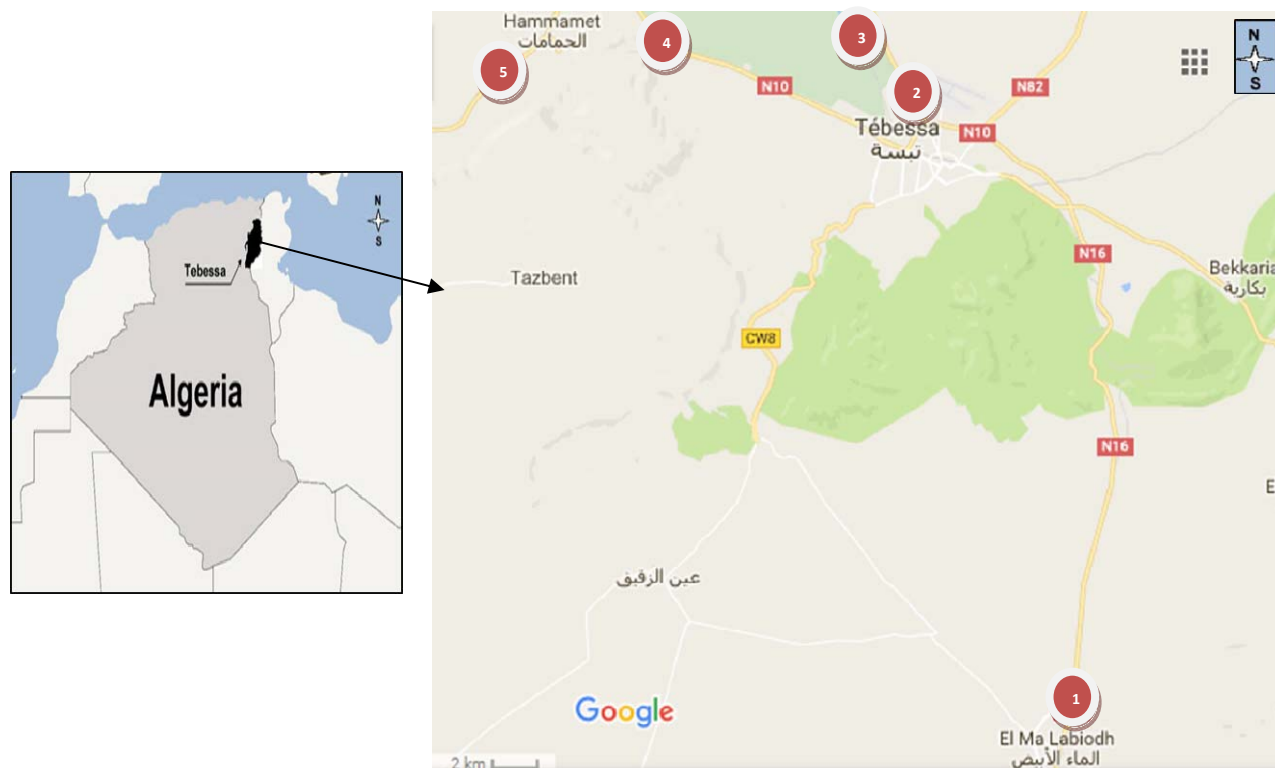


Fig. 1: Map of Tebessa showing the location of collecting sites

Table 1: Collecting sites and different species

Sampling sites	Dates	Lambert details	Type of soil	Species (number of individuals)
Elmerdja				
Pasture	19/01/2015	35°24 53.9" N	Sandy loam	<i>Aporrectodea caliginosa</i> (111)
	09/02/2015	08°07 57.2" E		<i>Aporrectodea rosea</i> (07)
	03/03/2015			
	20/04/2015			
Ain Zarroug				
Wadi	09/02/2015	35°26 59.9" N	Loam silty clay	<i>Aporrectodea caliginosa</i> (25)
	05/03/2015	08°01 19.2" E		<i>Aporrectodea longa</i> (21)
	20/04/2015			<i>Aporrectodea rosea</i> (11)
El Hammamet				
Pasture	15/01/2016	35°27 52.9" N	Loam	<i>Eisenia foetida</i> (70)
	12/02/2016	07°54 54.6" E		<i>Aporrectodea caliginosa</i> (16)
	15/03/2016			<i>Aporrectodea rosea</i> (08)
	16/04/2016			<i>Aporrectodea longa</i> (01)
Elma Labiod				
Agriculture field	23/01/2016	35°10 39.6" N	Sandy loam	<i>Eisenia foetida</i> (13)
	13/02/2016	08°10 48" E		<i>Aporrectodea caliginosa</i> (83)
	15/03/2016			<i>Aporrectodea rosea</i> (24)
	22/04/2016			<i>Aporrectodea longa</i> (01)
Chabrou				
Pasture	12/12/2014	35°26 49.8" N	Clay loam	<i>Aporrectodea caliginosa</i> (18)
	15/01/2015	08°05 30.9" E		<i>Aporrectodea rosea</i> (29)
	01/02/2015			
	16/03/2015			
	10/04/2015			

Characteristics of different sampling sites, dates of sampling and species found in each site are summarized in Table 1.

Sampling of animals: Hand sorting method was used to extract soil animals. This method is most commonly used for earthworm sampling. It leads to high soil disturbance, very labor intensive, but more importantly works in all soil types¹¹. In this method the soil was dig in to a depth of about 30 cm and the search for earthworms was done with the hand¹². Soil samples at 30 cm depth were realized in each site for physico-chemical analysis. Four replicates were realized in each site as it was described by Clapperton¹³.

Identification and description of earthworms: In the laboratory, earthworms were studied morphologically, in the living state (before fixation) noting the length of the body, the coat color, the color gradient and the emission of mucus. Earthworms were then fixed by placing them in the 4% formalin and then observed under a binocular microscope for identification based on external morphological study¹⁴. Finally, species and genus of each sample were identified with use of recorded characteristics according to Sims and Gerard¹⁵ and Bouche¹². Sims and Gerard¹⁵ nomination for the different species was adopted.

Statistical analysis: The morphological characteristics were compared by an analysis of variance (ANOVA) using the statistical program Minitab (version 17). When the differences were significant in the ANOVA analysis, a Tukey test was used to pinpoint which species were different from others. The biodiversity of different sites was estimated with Shannon Weaver index which was calculated as following Eq. 1:

$$H' = -\sum_{i=1}^R p_i \ln p_i \quad (1)$$

where, p_i is the proportion of individuals found in species i and R is the number of species found.

RESULTS AND DISCUSSION

About 438 samples (25,66%) collected from all sites were adult worms from 1707 gathered samples which were related to 80 spots within three seasons, from 2014 to 2016. Of the recorded 4 lumbricid species (Table 2), *Aporrectodea caliginosa* (collected from all sites) represented the dominant species and *Aporrectodea longa* was described for the first time in Algeria.

The morphological features are of great value in the identification of earthworm species. The cutaneous color, position and number of segments per clitellum and tubercula

pubertatis and form of earthworm were key characteristics to identify earthworms. For example, *Eisenia foetida* commonly known as tiger worm has specific color appearing as dark segmental bands separated by lighter inter segmental bands¹⁶. As it was reported by Ismail¹⁷, in *L. mauritii* 14-17 segments form the clitellum and in *M. posthuma* it is formed by 14-16 segments while in *P. excavatus* it is formed by 13-17 segments.

In the other hand, the length, diameter and number of segments were important factors for identification of earthworms. There were meaningful relations statistically (Tukey test, $p = 0.000$) between each of these variables within species. The most average of these characteristics belonged to *A. longa* and almost the least average related to these variables belonged to *E. foetida* and *A. rosea*. These results agreed those of Ansari and Saywack¹⁸ who found that body length was diagnostic feature and proved that *Eisenia foetida* ranged from 35-130 mm, while the local species in Guyana fell into the range of 111-300 mm.

In contrast, setae shape, number and position of segments per spermathecal pores were the same in different species.

Family Lumbricidae

Genus *Aporrectodea* (Orley, 1885)

***Aporrectodea caliginosa* (Savigny 1826):** This species was collected from all studied sites (Fig. 2). It is a parthenogenetic earthworm of Palaearctic region but almost worldwide distribution. Although typically a Holarctic species, it has been introduced worldwide due to the spread of European agricultural practices and widespread use of this earthworm as fishing bait¹⁹, thus it is considered a peregrine species (Michaelsen)²⁰. Smith²¹, Stephenson²² and Omodeo²³ characterized it as the most commonly found earthworm. So, this species represents 57.76% of the total found species in studied sites, 55.77% in pastures, 68.59% in agriculture field

and 43.86% in wadi. The findings were agreed with those of Jansch *et al.*²⁴ who found that this species was most frequently appearing in 148 sites of a total of 294 sites. Finally, in Algeria this species has been reported in all studies^{5,7,8,10}.

***Aporrectodea rosea* (Savigny 1826):** This species was collected in all studied sites (Fig. 3). It is quite common in the whole Palearctic region. As it was reported by El-Okki *et al.*⁹ that two *Aporrectodea* species (*Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea trapezoides*) were the most widely distributed in the Kebir-Rhumel basin. It was found in this study that the two species (*Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea caliginosa*) were the most widely distributed in Tebessa, occurring in 75.8% of all studied sites. It seems that their ecological requirements are very similar to each other as it was shown



Fig. 2: *Aporrectodea caliginosa*

Table 2: Comparison between characteristics of species of earthworms of the family Lumbricidae

Characters	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>	<i>Aporrectodea longa</i>	<i>Eisenia foetida</i>
Length (mm)	40-200 ^a	35-130 ^b	170-220 ^c	40-120 ^b
Diameter (mm)	3-6 ^a	3-5 ^b	6-7 ^c	3-5 ^d
No of segments	111-194 ^a	52-162 ^b	95-167 ^c	54-118 ^d
Color	Brown cutaneous pigmentation	Light pink	Brown pigment anteriorly and dorsally	Purplish red pigmentation cutaneous
Form	Cylindrical flattened at the caudal level	Cylindrical flattened at clitellien level	Sub-trapezoidal flattened at the clitellien and caudal level	Cylindrical with light caudal flattening
Prostomium	Epilobic	Epilobic	Epilobic	Epilobic
Clitellum	27-34	25 (26)-33	27-35	26-32
Tubercula pubertatis	31-33	29-31	31-34	28-30
Setae	Geminated	Geminated	Geminated	Geminated
Spermathecal pores	9-10-11	9-10-11	9-10-11	9-10-11

Different letters indicate significant differences between different species for each character, $p < 0.05$ (ANOVA with Tukey's post-hoc test)



Fig. 3: *Aporrectodea rosea*



Fig. 4: *Aporrectodea longa*

in the study by Omodeo and Martinucci⁷ and it has been described in Algeria by Baha⁵, Bazri *et al.*⁸ and El-Okki *et al.*⁹.

***Aporrectodea longa* (Ude, 1885):** This species occurs with the weakest proportion (5,25%) in three sites: Elma Labiod, Ain Zarroug and El Hammamet (Fig. 4). It is a peregrine species with Atlantic origin²⁵. It is widespread in Northern temperate regions (Palearctic, North America), introduced into South America, Africa, Asia, Australia and New Zealand^{25,26}. This species is newly recorded in Algeria. The same results were found by Baker *et al.*²⁷ in Australia where deep-burrowing, surface-feeding (anecic) species are rare. Also, Jansch *et al.*²⁴ noticed that this species was least frequently found (appearing in 24 sites of a total of 294 sites). This situation contrasts with that in similar pastures elsewhere in the world where anecic species can constitute large proportions of the earthworm fauna and contribute significantly to soil structure and fertility²⁸.

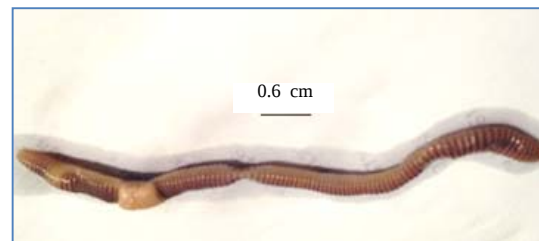


Fig. 5: *Eisenia foetida*

Table 3: Shannon Weaver's index (H') values in different studied sites of Tebessa

Sites	Shannon Weaver's index (bit)
Elmerdja	0.25
El Hammamet	0.84
Chabrou	0.99
Elma Labiod	1.30
Ain Zarroug	1.51

Genus *Eisenia* (Michaelsen, 1900; sensu Omodeo, 1956):

***Eisenia foetida* (Savigny, 1826):** It is cosmopolitan species-complex of the European origin. It belongs to the epigeic earthworms group²⁹. This ecological category lives on or near the soil surface, typically in the litter layers of forest soils or organic rich materials (such as compost) and does not burrow^{30,31}. Also, it is a ubiquitous species with a worldwide distribution³². This species (Fig. 5) was collected from two locations: Elma Labiod and El Hammamet. It has been reported in Algeria by lot of studies^{9,10}.

Table 3 shows the diversity index of earthworms in Tebessa where the factors were the type of soil, climates, the available organic resources, land use pattern and disturbance that influence the diversity of earthworm communities³³.

It is known that lowest Shannon Weaver's diversity index value means lowest diversity where a dominant species is present³⁴ and it was found that Elmerdja site, characterized with a sandy loam soil, has the lowest value. Obviously, this site contains two species where *Aporrectodea caliginosa* is largely dominant.

On the other hand, highest index value means highest diversity with equal partition of abundance of different species³⁴, while it was seen in Ain Zarroug site which has a loam silty clay soil. These findings agreed with Makin *et al.*³⁵ in Bangladesh where the clay loamy soil appeared to carry higher earthworm species in total populations than the sandy loamy appeared to carry lower earthworm species. Jansch *et al.*²⁴ found that the number of earthworm species at four common Dutch site categories (arable land, cattle or dairy farms on clay soils and sandy

soils)³⁶ were similar to those at German sites with the same land use and soil texture: low numbers (about three) at arable sites on sandy soils but high (about nine) at cattle or dairy farms on clay.

CONCLUSION

Four species named *Aporrectodea caliginosa*, *Eisenia fetida*, *Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea longa* were recognized in the field of study. This study showed that the dominant species in Tebessa belonged to *Aporrectodea caliginosa*. These species were obtained from all regions of Tebessa, included: Pastures, field agriculture and wadis. *Aporrectodea longa* is new record for the country. Elmerdja site represented the lowest earthworm diversity, while the site of Ain Zarroug had the highest value. Importance of earthworms is ever-increasing now a days, thus suggesting that scientific centers of country should increase studies about these animals and effort to prepare atlas books of earthworms.

ACKNOWLEDGMENT

We thank to the team of the Department of Biology of the University of Batna 2 for support. We also thank to Laboratory of Fertial where physico-chemical analysis of soil samples are examined. We Thank to Tebessa University for help.

REFERENCES

- Bachelier, G., 1978. La Faune des Sols: Son Ecologie et Son Action. Orstom, Paris, Pages: 391.
- Dindal, D.L., 1990. Soil Biology Guide. John Wiley and Sons, New York, pp: 1349.
- Gobat, J.M., M. Aragno and W. Matthey, 2004. The Living Soil: Fundamentals of Soil Science and Soil Biology. Science Publishers Inc., USA., ISBN-13: 978-1578082100, Pages: 602.
- Valckx, J., G. Govers, M. Hermy and B. Muys, 2011. Optimizing Earthworm Sampling in Ecosystems. In: Biology of Earthworms (Volume 24 of the Series Soil Biology), Karaca, A. (Ed.), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN: 978-3-642-14635-0, pp: 19-38.
- Baha, M., 1997. The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. Trop. Zool., 10: 247-254.
- Kherbouche, D., F. Bernhard-Reversat, A. Moali and P. Lavelle, 2012. The effect of crops and farming practices on earthworm communities in Soummam valley, Algeria. Eur. J. Soil Biol., 48: 17-23.
- Omodeo, P. and G.B. Martinucci, 1987. Earthworms of Maghreb. In: On Earthworms: Selected Symposia and Monographs, Pagliai, A.M.B. and P. Omodeo (Eds.). Mucchi Editore, Modena, pp: 235-250.
- Bazri, K., G. Ouahrani, Z. Gheribi-Oulmi, D. Prigo and D.J.D. Cosin, 2013. Soil factors and earthworms in Eastern Algeria. Sci. Technol. C, 37: 22-31.
- El-Okki, M.E.H., L. Sahli and O. Rached, 2014. Distribution of earthworms in the Kebir-Rhumel Basin (North-East Algeria). Proceedings of the 6th International Oligochaete Taxonomy Meeting, April 22-25, 2013, Palmeira de Faro, Portugal.
- Zeriri, I., A. Tadjine, N. Belhaouchet, H. Berrebbah, M.R. Djebbar and M. Baha, 2013. Contribution to the identification of Oligochaeta: Lumbricidae in the region of Annaba in Eastern Algeria. Eur. J. Exp. Biol., 3: 229-232.
- Carter, M.R. and E.G. Gregorich, 2007. Soil Sampling and Methods of Analysis. 2nd Edn., CRC Press, USA., ISBN: 9781420005271, Pages: 1264.
- Bouche, M.B., 1972. Lombriciens de France: Ecologie et Systematique. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, Pages: 671.
- Clapperton, J., 1996. National sampling protocols. Agriculture and Agri-Food Canada, University of Lethbridge, Canada.
- Baha, M., 2008. Etude bioecologique des oligochetes du nord de l'Algerie. Ph.D. Thesis, Institut National Agronomique, El-Harrach, Algeria.
- Sims, R.W. and B.M. Gerard, 1985. Earthworms: Keys and Notes for the Identification and Study of the Species. Brill Publishers, Leiden, ISBN: 9789004075825, Pages: 171.
- Edwards, C.A. and P.J. Bohlen, 1996. Biology and Ecology of Earthworms. 3rd Edn., Chapman and Hall, London, UK., ISBN-13: 9780412561603, Pages: 426.
- Ismail, S.A., 1997. Vermicology the Biology of Earthworms. Orient Longman Limited, India, pp: 92.
- Ansari, A.A. and P. Saywack, 2011. Identification and classification of earthworm species in Guyana. Int. J. Zool. Res., 7: 93-99.
- Blakemore, R.J., 2006. Cosmopolitan earthworms-an eco-taxonomic guide to the peregrine species of the world. VermEcology, Kippax, Australia.
- Michaelsen, W., 1903. Die Geographische Verbreitung der Oligochaeten. Friedlander Sohn, Berlin.
- Smith, F., 1917. North American earthworms of the family Lumbricidae in the collections of the United States natural history museum. Proc. U. S. Nat. Museum, 52: 157-182.
- Stephenson, J., 1930. The Oligochaeta. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Omodeo, P., 1948. La poliembrionia e le anomalie di sviluppo presso un comune lombrico: *Allolobophora caliginosa trapezoides*, Duges. Ital. J. Zool., 33: 1-87.
- Jansch, S., L. Steffens, H. Hofer, F. Horak and M. Rob-Nickoll *et al.*, 2013. State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. Soil Organisms, 85: 215-233.
- Csuzdi, C. and A. Zicsi, 2003. Earthworms of Hungary: (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae). Hungarian Natural History Museum, Lumbricidae, ISBN: 9789637093814, Pages: 271.

26. Sims, R.W. and B.M. Gerard, 1999. Earthworms: Notes for the Identification of British Species. Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association, London, ISBN: 9781851532629, Pages: 169.
27. Baker, G., P. Carter, V. Barrett, J. Hirth, P. Mele and C. Gourley, 2002. Does the deep-burrowing earthworm, *Aporrectodea longa*, compete with resident earthworm communities when introduced to pastures in South-Eastern Australia? *Eur. J. Soil Biol.*, 38: 39-42.
28. Lavelle, P., 1983. The Structure of Earthworm Communities. In: *Earthworm Ecology*, Satchell, J.E. (Ed.). Chapman and Hall, London, UK., pp: 449-466.
29. Bouche, M.B., 1977. Strategies Lombriciennes. In: *Soil Organisms as Components of Ecosystems*, Lohm, U. and T. Persson (Eds.). Vol. 25, Natural Science Research Council, Stockholm, Sweden, pp: 122-132.
30. Lee, K., 1985. Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use. Academic Press, New York, Pages: 411.
31. Rombke, J., S. Jansch and W. Didden, 2005. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 62: 249-265.
32. Dominguez, J. and C.A. Edwards, 1997. Effects of stocking rate and moisture content on the growth and maturation of *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in pig manure. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 743-746.
33. Edwards, C.A. and P.J. Bohlen, 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. 1st Edn., Chapman and Hall, London, UK.
34. Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurements*. Croom Helm, London, Pages: 179.
35. Makin, A.A., M.F. Miah, S.K. Yadav, M. Deb and Z.K. Khan, 2014. Ecological diversity and abundance of earthworms in sylhet metropolitan area of Bangladesh. *Adv. Zool. Bot.*, 2: 63-68.
36. Rutgers, M., C. Mulder, A.J. Schouten, J. Bloem and J.J. Bogte *et al.*, 2008. Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. RIVM Report 607604009, pp: 1-85.