

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université Mustapha Ben Boulaid -Batna 2-
Faculté de Sciences de la Nature et de la Vie
Département d'écologie et environnement



المرجع:.....:Référence

Thèse en vue de l'obtention de diplôme de
Doctorat 3^{ème} Cycle (LMD)
en Ecologie et Environnement

Option : Biodiversité Animale et Ecologie Fonctionnelle

Présentée par : Mme. ZEGUERROU Nadia

Thème

**Contribution à la caractérisation et à l'évaluation de l'ammoniac
(NH₃) émis par les élevages avicoles dans la région d'Ain Touta
(Batna) et de son impact sur la bio-écologie des Annélides.**

Soutenue publiquement le :19/09/2022

Devant le jury composé de :

Président :	Mr. CHAFAA Smail	Professeur	Université Batna 2
Rapporteur :	Mr. SI BACHIR Abdelkrim	Professeur	Université Batna 2
Examinatrice :	Mme FRAH Nâama	Professeur	Université Batna 1
Examineur :	Mr. BERTELLA Nabil	Professeur	Université Batna 1
Examineur :	Mr. MERADSI Fouad	Maitre de conférences « A »	Université Batna 2
Invité :	Mr. EL HADEF EL OKKI M.	Maitre de conférences « B »	Université Constantine

Dédicace

Je dédie ce travail :
À mes chers parents,
À mon cher mari,
À mes chers fils Mohcene et Moncef Abdeldjalil,
À ma chère sœur et mes chers frères,
À mes chères amies et à tous ceux que j'aime et ceux qui m'aiment.

Mme. Nadia ZEGUERROU

Remerciements

Je présente tous mes remerciements tout d'abord à mon dieu "Allah" le tout puissant de m'avoir prodigué la force et le courage à réaliser et à compléter ce travail de recherche et de surmonter toutes les difficultés.

Ma plus grande gratitude va en premier lieu à **Mr. CHAFAA Smail** (Professeur à l'université de Batna 2) qui ma fait l'honneur d'accepter de présider mon jury de thèse.

Je tiens à remercier vivement mon directeur de thèse **Mr. SI BACHIR Abdelkrim** (Professeur à l'université de Batna 2), pour son encadrement, sa précieuse aide, son appui, ses encouragements, ses conseils, ses orientations, et ses qualités humaines et professionnelles, ainsi que la confiance qu'il a bien voulu m'accorder. Je l'assure de ma profonde reconnaissance.

Mes remerciements s'adressent également à **Mme. FRAH Nâama** (Professeur à l'université de Batna 1), **Mr. BERTELLA Nabil** (Professeur à l'université de Batna 1) et **Mr. MERADSI Fouad** (Maitre de conférences « A » à l'université de Batna 2) qui mon fait l'honneur de participer à ce jury et pour le temps et l'attention qu'ils ont porté à mon travail en tant que examinateurs, veuillez bien accepter le témoignage de mon profond respect.

Je tiens à remercier aussi particulièrement **Mr. EL HADEF EL OKKI Mohammed**, (maître de conférences « B » à L'INATAA, université de Constantine), pour son aide, ainsi que pour son soutien, ses suggestions, ses orientations et pour m'avoir prodigué de nombreux conseils précieux. Qu'il trouve ici toute ma gratitude.

Ma graditude va aussi à **Mr. ADJROUDI Rachid** (Maitre de conférences « A » à l'université de Batna 1) pour ses conseils précieux, son soutien, sa confiance, ses encouragements, ses orientations et le temps qu'il m'a consacré. J'ai beaucoup apprécié sa disponibilité. Trouvez ici l'expression de mon profond respect.

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude à **Mme OUAHRANI Ghaniya** (Professeur à l'université de Sétif 1), de m'avoir livré des spécimens des vers de terre (*E. fetida*).

Je remercie également **Mr. YESGUER Saddek** pour le temps qu'il nous a consacré dans l'identification des espèces de vers de terre récoltés, qu'il trouve ici toute ma reconnaissance.

Je ne saurais oublier de remercier **Mr. OUDJEHIIH Bachir** (professeur à l'université de Batna 1) pour son aide dans l'identification des espèces végétales recensées.

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements aux ingénieurs et techniciens des laboratoires de département d'agronomie, université de Batna 1 et aux ingénieurs de laboratoire de recherche « LAPAPEZA » et particulièrement **Mme BELOULA Sara**, je remercie également **Mme BECHAH Layla** ingénieur au niveau du laboratoire d'écologie fonctionnelle et environnement de l'université Batna 2, ses aides m'ont permis de mener à bien les différentes études analytiques.

Je remercie infiniment **Mr. BEN YAHIYA, Mr. HADDAD** et **Mr. OUCHEN** propriétaires des bâtiments d'élevage avicole, et des vergers à Douar labrikat -Ain Touta, pour m'avoir permis de travailler dans leurs propres propriétés et pour les facilités mises à ma disposition.

Je tiens à remercier profondément tous les membres de ma famille (ma chère sœur et mes chers frères) pour m'avoir toujours soutenu et m'encourager ; je tiens à remercier infiniment et particulièrement mes chers parents qui m'ont toujours accompagné avec leurs prières.

Mes remerciements s'adressent également à toutes personnes qui ont contribué, de près ou de loin, directement ou indirectement, à la réalisation de ce travail.

Et enfin, mais avant tout, un très grand merci de fond du cœur va s'adresser à **mon cher père** et à **mon cher mari Dr. SI MOHAMMED Antar**, (Maitre de conférences « A » à l'université Batna 2), qui m'ont toujours entouré de leur confiance et leurs conseils, au long de ces années de thèse ; ainsi que pour leur aide, encouragements et soutien moral, sans eux je n'aurais jamais pu réaliser ce travail.

Merci à tous

Tables des matières

Liste des figures I

Liste des tableaux VII

Liste des annexes IX

Liste des abréviations X

INTRODUCTION GENERALE 01

**CHAPITRE I : Synthèse bibliographique sur: les élevage avicole et ses effluent,
l'ammoniac et ses impacts et les Annélides Oligochètes.**

1. L'élevage avicole 06

1.1. Le secteur avicole en Algérie 06

1.2. L'élevage avicole dans la wilaya de Batna 07

2. Les effluents de l'élevage avicole 08

2.1. Typologie 09

2.1.1. Les déjection liquide 09

2.1.2. Les déjections pâteuses 09

2.2. Composition chimique moyenne des déjections avicoles 10

2.3. Traitements et valorisations des déjections avicoles 11

2.3.1. Valorisation alimentaire 11

2.3.2. Valorisation énergétique par voie sèche 11

2.3.3. Valorisation énergétique par voie humide 12

2.3.4. Bio-méthanisation 12

2.3.5. Compostage 12

2.3.6. Lombricompostage 12

2.3.7. Epannage des déjections avicoles 12

3. Problématiques environnementales liées à l'élevage de volailles et ses déchets 13

3.1. Effets sur le sol 14

3.2. Effet sur l'eau 14

3.3. Effet sur l'air 15

3.4. Les principaux polluants atmosphériques générés par l'élevage avicole 15

3.4.1. Les poussières et aérosols 15

3.4.2. Les émissions d'odeurs 16

3.4.3. Les gaz émis à partir d'élevage avicole 16

3.4.3.1. L'émission de gaz à effet de serre	16
3.4.3.2. Les émissions d'éléments acidifiants	17
4. Généralités sur l'ammoniac (NH ₃)	18
4.1. L'ammoniac et/ou amoniaque.....	18
4.2. Sources des émissions d'ammoniac	19
4.2.1. Emission naturelle	19
4.2.2. Emission urbain	19
4.2.3. Emission d'origine agricole (élevages avicoles).....	19
4.3. Formation, émission et volatilisation de l'ammoniac	20
4.4. Disperssion et retombés d'ammoniac (dépôts de NH ₃)	25
4.4.1. Les dépôts secs	27
4.4.2. Les dépôts humides	27
4.5. Méthodes employées pour quantifier les les dépôts d'ammoniac.....	27
4.5.1. Les collecteurs des dépôts "totaux" hors forêt	28
4.5.2. Les dépôts humides sensu stricto	28
4.5.3. Les dépôts "totaux" en forêt	28
4.6. Impacts et toxicité de l'ammoniac	29
5. Les Annélides Oligochètes	32
5.1. Définition et classification	32
5.2. Généralités sur les Lumbricidae (vers de terre).....	33
5.3. L'anatomie des Annélides Oligochètes (ver de terre).....	34
5.3.1. L'anatomie externe (morphologie).....	34
5.3.2. L'anatomie interne	36
5.4. Etude physiologique	36
5.5. Biologie et dynamique des populations lombriciennes.....	37
5.5.1. Cycle de vie et longévité	37
5.5.2. Les facteurs influençant sur la dynamique des lombriciens.....	40
5.5.3. Catégorie écologique des vers de terre.....	42
5.6. Rôle et importances des lombriciens.....	43
5.6.1. Effet sur les caractéristiques de sol	43
5.6.2. Exploitation par l'homme.....	43
5.6.3. Interactions avec les biocénoses.....	45
5.7. Les vers de terres comme bio-indicateur.....	45
5.8. Les vers de terres et les essais de toxicité	46

CHAPITRE II : Matériel et méthodes

1. Présentation de la région d'étude (Ain Touta, wilaya de Batna).....	49
1.1. Limites géographique et administrative	49
1.2. Choix de la région d'étude	50
1.3. Superficie et type des sols	50
1.4. Caractéristiques climatiques.....	51
2. Captage des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles	54
2.1. Description de la zone d'étude	54
2.2. Description des sources d'émissions d'ammoniac	54
2.3. Choix et limitation des stations d'études.....	56
2.4. Description de dispositif expérimental de captage des dépôts d'ammoniac (collecteurs des dépôts totaux d'ammoniac: humides et sec)	59
2.5. Répartition des collecteurs des dépôts (secs et /ou humides) de $\text{NH}_3 / \text{NH}_4^+$	60
2.6. Méthodes de prélèvement.....	60
2.7. Périodes et fréquence de captage.....	62
2.8. Analyses physico-chimiques (au laboratoire)	63
2.9. Traitement statistiques.....	68
3. Évaluation (<i>in situ</i>) des effets des dépôts d'ammoniac sur les (Annélides Oligochètes).....	69
3.1.Travaux de terrain et de laboratoire	69
3.1.1. Choix des stations d'étude.....	69
3.1.2. Inventaire des vers de terre 'Annelides Oligochètes'	69
4. Évaluation des effets des dépôts d'ammoniac sur les sols de la région d'Ain Touta.....	70
4.1. Prélèvement des sols sur terrain	70
4.2. Analyses réalisées au laboratoire	71
4.3. Analyse statistiques des données.....	73
5. Etude de l'effet de l'ammoniac (solution hydroxyde d'ammonium) sur le vers de terre <i>Eisenia fetida</i> (in labo) : Tests de toxicité.....	73
5.1. Présentation des espèces des vers de terre utilisés	74
5.2. Elevage des vers de terre	76
5.3. Essais de toxicité	81
5.3.1. Organisme pour essais.....	81
5.3.2. Produit utilisé pour les tests de toxicité (hydroxyde d'ammonium)	81
5.3.3. Tests de toxicité aigüe	82
5.3.3.1. Essai 1 : Test de toxicité par contact sur papier filtre (2 jours).....	82

5.3.3.2. Essai 2 : Test de toxicité aigüe du sol (14 jours).....	83
5.3.3.3. Essai 3 : Test d'évitement (2 jours)	86
5.3.3.4. Analyses statistiques	87
5.4. Tests de toxicité chronique	88
5.4.1. Essai 1 : étude de l'effet de l'hydroxyde d'ammonium sur la survie, la reproduction et la croissance d' <i>E. fetida</i> (8 semaines).....	88
5.4.2. Essai 2 : étude de l'effet de l'hydroxyde d'ammonium sur l'éclosion des cocons de taxon <i>E. fetida</i>	90
5.4.3. Analyses statistiques	92
5.5. Méthodes des mesures effectuées durant des tests de toxicité	92
5.5.1. Mesures des paramètres de la serre	92
5.5.2. Paramètres physico-chimiques du substrat.....	93
5.5.3. Paramètres biologiques	94
6. Evaluation de l'effet de la fiente avicole sur les Annelides Oligochètes (<i>in situ</i>).....	95
6.1. Choix des stations d'étude.....	95
6.2. Méthodes d'échantillonnage des vers de terre et du sol.....	95
6.3. Méthodes d'analyses	99
6.3.1. Analyse du compartiment sol.....	99
6.3.2. Analyse de la fiente épandue.....	99
6.3.3. Analyse du compartiment lombricien	99
6.4. Traitement statistique	101
7. Etude in labo de l'effet de la fiente avicole sur les différents stades de développement du vers de terre (<i>Eisenia fetida</i>)	102
7.1. Le matériel biologique.....	102
7.2. Les fientes de volailles	102
7.3. L'expérimentation	102
7.4. Analyses statistiques	105
 CHAPITRE III : Résultats et discussions	
1. Description des batiments d'élevages et les pratiques de la zone d'étude	106
1.1. Etat et type d'élevage des bâtiments enquêtés	106
1.2. Gestion des déjections avicoles dans la zone d'étude	108
1.2.1. Nettoyage et élimination de déjections	108
1.2.2. Stockage des fientes avicole.....	108
1.2.3. Epandage des fientes	109

2. Analyses de captage des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles dans la région d'Ain touta.....	110
2.1. Variation des volumes de précipitations collectées.....	110
2.2. Variation des concentrations moyennes de (NH ₃ / NH ₄ ⁺).....	112
2.3. Variation du pH.....	116
2.4. Variation de la conductivité électrique (CE).....	118
2.5. Variation de la quantité de poussière (P)	120
2.6. Corrélations entre les différents paramètres mesurés.....	122
2.6.1. Matrice de corrélation entre les différents paramètres	122
3. Effet des dépôts d'ammoniac sur les Annélides Oligochètes à différentes distances de la source.....	123
4. Effet des dépôts d'ammoniac sur le sol à différentes profondeurs	123
4.1. Potentiel en hydrogène de sol (pH).....	123
4.2. Conductivité électrique (CE).....	124
4.3. Calcaire total (CT%)	125
4.4. Azote minéral (azote ammoniacal et nitrique)	126
4.5. Azote total (NT%).....	129
4.6. La matière organique (MO%)	130
4.7. Taux d'humidité (H%)	131
4.8. Analyse granulométrique	132
4.9. Analyse de la variance à deux facteurs	132
4.10. Corrélation entre les paramètres physico-chimique des sols	134
5. Les tests de toxicité	135
5.1. Tests de toxicité aigüe	135
5.1.1. Test de toxicité par contact sur papier filtre (2 jours)	135
5.1.1.1. Chez les vers de terre <i>Eisenia fetida</i>	135
5.1.1.2. Chez les vers de terre d' <i>Aporrectodea trapezoides</i>	138
5.1.2. Test de toxicité aigüe avec sol (14 jours).....	140
5.1.2.1. Paramètres biologiques	140
5.1.2.1.1. Mortalité.....	141
5.1.2.1.2. Biomasse fraîche	142
5.1.2.1.3. Observations du comportement des vers.....	144
5.1.2.2. Paramètres physico-chimiques	144
5.1.3. Test d'évitement (2 jours)	145

5.1.3.1. Taux d'évitement.....	146
5.1.3.2. Biomasse	147
5.2. Test chronique	148
5.2.1. Effet d'hydroxyde d'ammonium sur la survie, la reproduction et la croissance d' <i>E. fetida</i> (8 semaines).....	148
5.2.1.1. Effet de l'hydroxyde d'ammonium sur la survie et la croissance	149
5.2.1.1.1. Effets sur la survie.....	149
5.2.1.1.2. Effet sur la croissance (changement de la biomasse fraîche du lombric)	151
5.2.1.1.3. Effet de l'hydroxyde d'ammonium sur la reproduction	153
5.2.2. Test d'éclosion des cocons.....	156
5.2.2.1. Succès d'éclosion et nombre de juvéniles émergents par cocon	157
5.2.3. Paramètres physico-chimiques	158
5.2.3.1. La serre	158
5.2.3.2. Le substrat de culture	158
6. Effet (<i>in situ</i>) de la fiente avicole sur les Annélides Oligochètes et sur les sols de la région d'Ain Touta	160
6.1. Analyses du compartiment sol	160
6.2. Analyses de fientes prélevées.....	167
6.3. Compartiment Annélides Oligochètes (vers de terre)	169
6.3.1. L'étude taxonomique.....	169
6.3.2. Abondance des vers de terre.....	171
6.3.3. Biomasse des vers de terre récoltés	175
6.4. Corrélation entre les différents paramètres biologiques des vers de terre récoltés	176
6.5. Corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques et biologiques.....	177
6.6. La diversité	178
7. Effet (<i>in labo</i>) de la fiente avicole sur les différents stades de développement de vers de terre (<i>Eisenia fetida</i>)	180
7.1. Paramètres physico-chimiques	180
7.2. Paramètres biologiques	190
7.3. Relations entre les paramètres mesurés (biologiques et physico-chimiques)	195
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	197
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	202
ANNEXES	220

LISTE DES FIGURES

Chapitre I

Figure I.1 : Volatilisation de l'ammoniac (NH_3)	21
Figure I.2 : Les mécanismes mis en jeu lors de la volatilisation d'ammoniac par la matière organique	22
Figure I.3 : Les grandes réactions biochimiques de l'azote dans la transformation de la matière organique	23
Figure I.4 : Synthèse des mécanismes de volatilisation de l'ammoniac	25
Figure I.5 : Devenir des émissions de NH_3	26
Figure I.6 : Retombées de l'azote ammoniacal en fonction de la distance de la source (Lallemant, 1996)	27
Figure I.7 : Collecteurs des dépôts totaux (bulk deposition)	28
Figure I.8 : Impact environnementaux de l'ammoniac	32
Figure I.9 : La morphologie d'un ver de terre	35
Figure I.10 : Schémas des divers types de tête des vers Oligochètes	36
Figure I.11 : Le cycle de vie d'un ver <i>Lumbricus terrestris</i>	39
Figure I.12 : Schéma résumant les principaux rôles des lombriciens dans le sol	44

Chapitre II

Figure II.1: Carte représentant la situation de la région d'étude (Ain Touta, Batna)	49
Figure II.2 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson de la région d'Ain Touta (1995-2015)	53
Figure II.3 : Images représentant les sources principales des émissions d'ammoniac	55
Figure II.4 : Image satellitaire représentant la répartition des bâtiments d'élevage enquêté (Google Earth)	57
Figure II.5 : Carte et images représentant la situation et la description des stations d'étude pour le captage des dépôts d'ammoniac et échantillonnage	58
Figure II.6: Dispositif expérimental de captage des dépôts totaux d'ammoniac	60
Figure II.7: Répartition des dispositifs de captage des dépôts totaux d'ammoniac (Google Earth)	61
Figure II.8 : Photos représentant la méthode de dosage utilisé (Tetra test) pour déterminer les concentrations d'ammoniac dissous ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) inférieur à 5 mg/l	64

Figure II.9 : Photos représentant les étapes de l'utilisation des bandelettes (Tetra EasyStrips) pour déterminer les concentrations d'ammoniac dissous ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) supérieur à 5 mg/l	65
Figure II.10 : Le pH mètre manuelle utilisé pour la détermination du pH	65
Figure II.11 : Conductimètre électrique de type CD6N	66
Figure II.12: Photos représentant les différentes étapes suivis pour déterminer les poids des poussières captés (P)	67
Figure II.13 : Photo représentant le prélèvement du sol par l'utilisation de la tarière	71
Figure II.14: <i>Eisenia fetida</i>	75
Figure II.15 : <i>Aporrectodea trapezoides</i>	76
Figure II.16: Boîte d'élevage (espèce : <i>Eisenia fetida</i>)	77
Figure II.17: Boîte d'élevage (espèce : <i>Aporrectodea trapezoides</i>)	78
Figure II.18: photos représentant le tri des juvéniles et des cocons	80
Figure II.19: Emplacement des boîtes d'élevage dans la serre.....	81
Figure II.20: Préparation et incubation des boîtes de Pétri dans l'étuve	83
Figure II.21: Préparation et conditionnement des vers de terre pour l'expérience.....	84
Figure II.22: Plan expérimental pour l'essai de toxicité aigüe du sol.....	85
Figure II.23 : Photo représentant la serre de l'extérieur (a) et de l'intérieur (b)	86
Figure II.24: Photo représentant le placement des pots dans la serre.....	86
Figure II.25: Plan expérimental de sol contaminé A et non contaminé B	87
Figure II.26: Photo représentant les emplacements des bacs dans la serre.....	87
Figure II.27 : Préparation des vers de terre (<i>E. fetida</i>) à l'expérimentation	89
Figure II.28 : Plan expérimental de l'essai de toxicité chronique	89
Figure II.29 : Photos représentant les bacs plastiques utilisés dans le test	90
Figure II.30 : Flacons utilisés pour le test de l'éclosion des cocons.....	91
Figure II.31 : Plan expérimental du test de l'éclosion des cocons.....	91
Figure II.32 : a). Luxmètre ; b). Hygromètre	93
Figure II.33 : Mesure de la température (a) et de l'humidité du substrat de culture (b)	93
Figure II.34 : a). pH mètre à sonde ; b). Conductimètre de type (CD6N)	94
Figure II.35 : Mesure de la biomasse fraîche des vers.....	95
Figure II.36: Image satellitaire représentant la répartition des stations d'étude.....	96
Figure II.37 : Répartition des points d'échantillonnage des vers de terre	97
Figure II.38 : Localisation des points d'échantillonnage des sols à caractériser	97
Figure II.39 : Méthode d'échantillonnage du sol.....	99
Figure II.40: Les vers de terre récoltés et séparés	100

Figure II.41 : Loupe binoculaire utilisée pour l'identification des vers de terre	100
Figure II.42 : Plan expérimental de l'expérience réalisée.....	103
Figure II.43 : Boîtes d'expérimentation.....	104
Figure II.44 : Mesure de longueur (a) et de la biomasse fraîche des vers (b).....	104

Chapitre III

Figure III.1 : a) Etat des bâtiments enquêtés b) types d'élevages avicoles.....	107
Figure III.2 : Variation du volume moyen collecté par station durant les quatre campagnes	111
Figure III.3 : Variation des volumes moyens collectés par échantillon durant les quatre campagnes	111
Figure III.4 : Variation des volumes moyens captés par campagnes de captage	111
Figure III.5 : Variation des concentrations moyennes de ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) capté par station durant les quatre campagnes.....	113
Figure III.6 : Variation des concentrations moyennes de ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) capté par échantillon durant les quatre campagnes.....	113
Figure III.7 : Variation des concentrations moyennes de ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) capté par campagnes de captage.....	113
Figure III.8 : Variation des valeurs moyennes de pH par station durant les quatre campagnes	117
Figure III.9 : Variation des valeurs moyennes de pH par échantillon durant les quatre campagnes	117
Figure III.10 : Variation des valeurs moyennes de pH par campagnes de captage.....	117
Figure III.11 : Variation des valeurs moyennes de la CE par station durant les quatre campagnes	119
Figure III.12 : Variation des valeurs moyennes de la CE par échantillon durant les quatre campagnes	119
Figure III.13 : variation des valeurs moyennes de la CE par campagnes de captage.....	119
Figure III.14 : Variation des quantités moyennes de (P) capté par station durant les 4 campagnes	121
Figure III.15 : Variation des quantités moyennes de P capté par échantillon durant les 4 campagnes	121
Figure III.16 : Variation des quantités moyennes de P capté par campagnes de captage	121
Figure III.17 : Variation de la moyenne du pH pour les 3 profondeurs	124
Figure III.18 : Variation de la moyenne de la CE pour les 3 profondeurs	125

Figure III.19 : Variation de la moyenne de la CT% pour les 3 profondeurs	126
Figure III.20 : Variation de la moyenne de l'azote ammoniacal pour les 3 profondeurs	127
Figure III.21 : Variation de la moyenne de l'azote nitrique pour les 3 profondeurs	127
Figure III.22 : Variation de la moyenne de l'azote total pour les 3 profondeurs	129
Figure III.23 : Variation de la moyenne de la matière organique pour les 3 profondeurs ...	130
Figure III.24 : Variation de la moyenne de la matière organique pour les 3 profondeurs selon : a). Les 5 stations d'étude ; b). Les 4 échantillons	131
Figure III.25 : Courbe représentant la mortalité chez le vers de terre <i>Eisenia fetida</i> traitée avec différentes concentrations d'HA après 24h et 48h de test du contact sur papier filtre ...	136
Figure III.26 : Variation de la biomasse du ver de terre en fonction des concentrations d'HA avant et après le test du contact sur papier filtre.....	137
Figure III.27 : Différents symptômes observés chez les vers testés	138
Figure III.28 : Courbe représentant la mortalité chez le vers de terre <i>Ap. trapezoides</i> traitée avec différentes concentrations d'HA après 24h et 48h de test de contact sur papier filtre ...	139
Figure III.29 : Variation de la biomasse du ver de terre <i>Aporrectodea trapezoides</i> en fonction des concentrations d'HA avant et après le test du contact sur papier filtre	140
Figure III.30 : L'augmentation de la mortalité chez le ver de terre <i>E. fetida</i> traité avec différentes concentrations d'HA aux 7 ^{ème} et 14 ^{ème} jours de test du sol	141
Figure III.31 : Diminution de la biomasse lombricienne durant le test du sol en fonction : des concentrations d'HA et de temps d'exposition.....	143
Figure III.32 : Brûlures observées d'aspect déshydraté chez les vers de terre testés.....	144
Figure III.33 : Taux d'évitement (%) chez <i>E. fetida</i> traité avec différentes concentrations d'hydroxyde d'ammonium après 48h	146
Figure III.34 : Variation de la biomasse moyenne (mg) traitée avec différentes concentrations d'ammoniac avant et après le test d'évitement.....	147
Figure III.35 : Taux de survie d' <i>Eisenia fetida</i> dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA après les 28 ^{ème} et 56 ^{ème} jours d'exposition. Chaque point représente la moyenne de dix répétitions, chacune comprenant 2 vers au début de l'expérience (soit 20 vers par traitement)	149
Figure III.36 : Modifications du poids frais (biomasse) d' <i>Eisenia fetida</i> dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA (mg) avant le test, après le 28 ^{ème} et le 56 ^{ème} jour de test	151

Figure III.37: Variation du nombre total de : cocons et juvéniles produits par les vers de terre.....	154
Figure III.38: Variation du poids frais (biomasse) des vers de terre juvéniles d' <i>Eisenia fetida</i> produits par des adultes après le 56 ^{ème} jour de test de survie, de croissance et de reproduction dans un sol contaminé par une série croissante de concentrations d'HA (mg).	154
Figure III.39 : Variation du taux de réussite de l'éclosion des cocons, du nombre de juvéniles émergents par cocon et du nombre total de juvéniles émergeant de l'ensemble de cocons d' <i>E. fetida</i> placés dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA (mg) après 28 jours de test d'éclosion des cocons.	157
Figure III.40 : Les valeurs moyennes du pH des sols prélevés	162
Figure III.41 : Taux moyens de l'H% des sols prélevés pour les 04 stations d'étude.....	162
Figure III.42 : Les valeurs moyennes de la conductivité électrique des sols prélevés.....	162
Figure III.43 : Taux moyens du calcaire total des sols prélevés	164
Figure III.44 : Taux de la capacité de rétention en eau des sols prélevés	164
Figure III.45 : Taux de la matière organique des sols lors de prélèvement des vers de terre.....	164
Figure III.46 : Les teneurs en azote minéral des sols étudié.....	166
Figure III.47 : Les taux de l'azote total des sols prélevés des 4 stations.....	166
Figure III.48 : Les valeurs moyennes de rapport C/N des sols prélevés	166
Figure III.49: <i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	169
Figure III.50 : <i>Aporrectodea trapesoides</i> (Dugès, 1828)	170
Figure III.51 : <i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826).....	170
Figure III.52 : Abondance ponctuelle des vers de terre pour les 4 stations d'étude.....	172
Figure III.53 : Pourcentage des vers prélevés selon le stade de vie	173
Figure III.54 : Abondance relative en (%) des vers récoltés dans les différentes stations ...	174
Figure III.55 : Pourcentages des espèces récoltés à partir des 4 stations d'étude	174
Figure III.56 : Biomasse ponctuelle des vers prélevés à partir des 04 stations	176
Figure III.57: Variations des valeurs des taux d'humidité (en %)	181
Figure III.58 : Variations des températures (en °C)	183
Figure III.59 : Taux de matière organique au début de l'expérience.....	184
Figure III.60 : Variations des valeurs du pH... ..	186
Figure III.61 : Variations des valeurs de la conductivité électrique (en mS/cm).....	188
Figure III.62 : le plan principal de l'ACP réalisée.....	189
Figure III.63: La mortalité en moyenne selon les doses de fientes testées.....	191

Figure III.64 : Variation de la taille moyenne des vers testés selon les doses de fientes 192

Figure III.65 : Variation de la taille moyenne des vers testés selon les doses de fientes et le stade de vie 192

Figure III.66: Variations de la biomasse des vers testés (en g) 194

Figure III.67 : le plan principal de la ACP réalisée sur l'ensemble des paramètres mesurés (physicochimiques et biologiques)..... 196

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre I

Tableau I.1 : La production de déjections issue de l'aviculture 10

Tableau I.2 : Composition moyenne des déjections avicoles (%) 11

Chapitre II

Tableau II.1 : L'état de l'élevage avicole dans la commune d'Ain Touta en période du captage (2014-2015)..... 50

Tableau II.2 : Moyenne mensuelle des températures minimales, maximales et moyennes en °C (Ain Touta : 1995-2015) 51

Tableau II.3 : Pluviométrie moyenne mensuelle en mm (Ain Touta: 1995-2015)..... 52

Tableau II.4 : Moyenne mensuelle de la direction et la force du vent (Ain Touta : 1995-2015) 53

Tableau II.5 : Caractéristiques des bâtiments d'élevage avicole choisis comme source d'émissions de NH₃ 56

Tableau II.6 : Caractéristiques des principaux composants utilisés pour l'élevage de vers de terre..... 78

Tableau II.7 : Caractérisation de la station d'étude 96

Chapitre III

Tableau III.1 : Résultats de l'enquête..... 107

Tableau III.2 : Résultats de la matrice de corrélation entre les paramètres mesurés 122

Tableau III.3 : Les différentes proportions granulométriques de sol des stations d'études . 132

Tableau III.4 : Analyse de la variance des variables mesurées dans le sol 133

Tableau III.5 : Résultats de la matrice de corrélation entre les paramètres mesurés 134

Tableau III.6 : Résultats du test de contact sur papier filtre (taux de mortalité des vers de terre (%) après 24h et 48h, biomasse (mg) avant et après le test) 135

Tableau III.7 : Résultats taux de mortalité d'*Ap. trapezoides* durant le test de contact sur papier filtre (%) après 24h et 48h, biomasse (mg) avant et après le test) 138

Tableau III.8 : Résultats de l'analyse du sol (taux de mortalité (%) après le 7^{ème} jour et le 14^{ème} jour, biomasse de cinq vers de terre (mg) le premier et le dernier jour (14^{ème} j)..... 140

Tableau III.9: Analyses physicochimiques des substrats de culture. Moyenne \pm écart type (min – max)	145
Tableau III.10 : Résultats du test d'évitement (taux d'évitement (%) après 48h, biomasse de trois vers de terre (mg) avant et après test)	146
Tableau III.11 : Résultats de test de survie, croissance et de reproduction (taux de survie (%) aux 28 ^{ème} et 56 ^{ème} jours), biomasse de deux vers de terre (mg) le 1 ^{er} jour, le 28 ^{ème} et le dernier jour (56 ^{ème} jour). (Moyenne de dix répétitions \pm écart type).....	149
Tableau III.12 : Résultats du test de survie, de croissance et de reproduction (nombre total de juvéniles lors du test du dernier jour (56 jours), biomasse des juvéniles produits, nombre de juvéniles produits par ver et nombre total de cocons à 56 jours	153
Tableau III.13: Résultats du test de l'éclosion des cocons (taux de réussite d'éclosion (%), nombre total de juvéniles émergeant au dernier jour du test (28 jours) et nombre de juvéniles émergeant par cocon. (Moyenne de trois répétitions)	156
Tableau III.14: Résultats des analyses physico-chimiques des substrats de culture.	159
Tableau III.15 : Les différentes proportions granulométriques de sol des stations d'études	160
Tableau III.16 : Corrélations entre les paramètres physicochimiques des sols prélevés	167
Tableau III.17 : Résultats des analyses physicochimiques des fientes épandues.....	168
Tableau III.18 : Classification des différents taxons déterminés	169
Tableau III.19 : Répartition des espèces récoltées sur les quatre stations d'étude.....	171
Tableau III.20: Résultats de l'abondance spécifique des vers prélevés des quatre stations.	173
Tableau III.21 : Biomasse globale et ponctuelle des vers prélevés des 4 stations	175
Tableau III.22 : Corrélations des paramètres biologiques des vers adultes	176
Tableau III.23 : Corrélations des paramètres biologiques des vers juvéniles	177
Tableau III.24 : Corrélations entre les paramètres biologiques des vers et les propriétés des sols correspondants	177
Tableau III.25 : Indices de diversité calculés de la population étudiée.....	178
Tableau III.26: Résultats des analyses physico-chimiques mesurées dans le substrat de culture. Moyenne \pm écart type (min – max)	180
Tableau III.27 : Matrice des corrélations entre les paramètres physicochimiques mesurés	189
Tableau III.28 : Pourcentages d'éclosion de cocons d' <i>Eisenia fetida</i> selon différentes doses de fientes de volaille (%)	194
Tableau III.29: Matrice de corrélation entre les paramètres biologiques des vers et physicochimiques du substrat de culture.....	195

LISTE DES ANNEXES

Liste des figures

Figure A.1: Suivi de la température et de l'humidité de la serre durant les 14 jours de test aigüe au sol	221
Figure A.2 : Suivi de la température et de l'humidité de la serre durant les 8 semaines de test chronique (test sur la survie, la croissance et la reproduction des vers de terre)	221
Figure A.3 : Triangle textural de l'USDA	222
Figure A.4 : La surface de réponse de la mortalité en fonction de la température du substrat de culture et la dose de fientes	226

Liste des tableaux

Annexe 1 : Normes d'interprétations des analyses physico-chimique de sols	220
Tableau A.1 : Echelle d'interprétation du pH (Gagnard <i>et al.</i> , 1988)	220
Tableau A.2: Classement de la salinité suivant les valeurs de la conductivité électrique ...	220
Tableau A.3: Norme d'interprétation du taux du calcaire du sol (Geppa in Baize, 1988) ...	220
Tableau A.4 : Normes d'interprétation pour l'azote minérale en (ppm).....	220
Tableau A.5: Normes d'interprétation de l'azote total (%N) (Soltner, 1992)	220
Tableau A.6: Normes d'interprétation pour la matière organique en (%).....	220
Tableau A.7: Données cartésiennes des collecteurs de captages de dépôts d'ammoniac....	222
Tableau A.8 : Résultats des espèces floristiques collectées.....	223
Tableau A.9: Clé d'identification des espèces de vers de terre échantillonnées	225

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP :	Analyse en composante principale.
ANOVA :	Analysis de Variance.
C/N :	Rapport Carbone/Azote.
CE :	Conductivité électrique.
CE₅₀ :	Concentration efficace médiane.
CL₅₀ :	Concentration létale médiane.
CMEO :	Concentration avec minimum d'effet observé.
CR% :	Capacité de rétention en eau.
CSEO :	Concentration sans effet observé.
CT :	Calcaire total.
Cu :	Cuivre.
DF :	Dose des fientes avicoles.
E :	Indice d'équitabilité.
EC:	Environment Canada .
et al. :	et aliores.
H :	Humidité du sol.
H' :	Indice de diversité de Shanon.
H:	Hydrogène.
H₂O :	Eau.
H₂SO₄:	Acide sulfurique.
HA:	Hydroxyde d'Ammonium.
H'max :	Indice de diversité maximale de Shanon.
HNO₃:	Acide nitrique.
ISO:	International Standardization Organization.
J14 :	Après 14 jours.
J7:	Après 7 jours.
K₂O :	Potassium.
MO :	Matière organique.
N:	Nombre total des individus.
N₂O :	Protoxyde d'azote.
NH₃:	Ammoniac.

NH₄⁺:	Ammonium.
NH₄OH:	Ammoniaque ou l'hydroxyde d'ammonium.
Nm :	Azote méniral.
NO₃:	Nitrates.
NO_x :	Oxyde d'azote.
NT :	Azote total.
OECD:	Organization for Economic Co-operation and Development.
OH⁻ :	Hydroxyde.
P :	Poussière.
P :	Valeur de la probabilité.
P₂O₅ :	Phosphore.
RLM:	Régression linéaire multiple.
S :	Richesse totale observée.
SO₂ :	Soufre.
SO₄²⁻ :	Sulfates.
SRPV :	Station régionale de la protection des végétaux d'Ain Touta.
T°:	Température (°C).
VLE :	Valeur Limite d'Exposition.
VME :	Valeur Moyenne d'Exposition.
Zn :	Zinc.

Introduction générale

Introduction générale

La production animale fait partie intégrante de l'agriculture et du développement rural et durable car elle joue un rôle fondamental dans : la sécurité alimentaire, la nutrition, le revenu dans les foyers et la conservation de la biodiversité (Boughaba, 2012). Actuellement on assiste à une augmentation des productions animales d'une manière générale et celle de l'aviculture d'une manière particulière (Bouzriba, 2020). Cette évolution a conduit à une concentration importante des animaux dans certaines zones d'élevage suivie par une augmentation de la quantité de déjections qui devient difficile à gérer (Martinez et Le Bozec, 2000), ce qui provoque une grande menace sur la santé humaine et contribue à la pollution de l'environnement (eau, sol et air). Pour l'essentiel, ces déjections animales font l'objet d'épandages sur les terres agricoles.

Les émissions atmosphériques provenant de ce secteur et de ces déjections sont nombreuses, et peuvent inclure de la poussière ou des particules, des odeurs et des composés azotés, notamment de l'ammoniac, le gaz le plus problématique de la filière (Patterson *et al.* 2006). D'après Portejoie *et al.* (2002), 95% des émissions anthropiques de NH_3 sont issues de l'agriculture dont le secteur de l'élevage contribue à 80% de ce total. La maîtrise et la réduction des pertes d'azote sous forme d'ammoniac est apparue récemment comme l'un des enjeux de l'agriculture pour une aviculture saine et respectueuse de l'environnement.

L'ammoniac (NH_3) d'origine avicole est émis par les bâtiments d'élevage, les lieux de stockage du lisier et du fumier, des pâturages et pendant l'épandage des déjections avicoles (Groot Koerkamp *et al.*, 1998). Ce gaz peut créer des odeurs piquantes et avoir des impacts négatifs sur la santé animale et humaine (Wu *et al.*, 2008). Les retours de l'ammoniac à la biosphère se font sous forme de NH_3 (dépôt sec) ou sous forme d'aérosols de NH_4^+ ou NH_4^+ gouttelettes (dépôt sec et / ou humide), soit à proximité du lieu d'émission, soit après avoir parcouru de longues distances notamment pour l'ammonium NH_4^+ dont le temps de séjour dans l'air est plus long que celui de l'ammoniac principalement lors de déposition humide (pluie, neige) (Moal, 1994 ; Portejoie *et al.*, 2002).

Les dépôts d'ammoniac endommagent les écosystèmes, directement et indirectement, qu'ils soient déposés, sous forme d'ammoniac (NH_3) ou encore sous forme ammonium (NH_4^+).

Ils interviennent dans l'enrichissement du sol en azote ammoniacal, ce qui développe la nitrification ainsi qu'une acidification du sol (Demmers et *al.*, 2001; Portejoie et *al.*, 2002 ; Loubet, 2000), ce qui peut réduire la stabilité structurale et diminuer la teneur en matière organique des sols superficiels (Andrews, 1956), et cause des dommages pour la végétation sensible et une diminution de la biodiversité allant jusqu'à la disparition de la faune et de la flore dans les cas extrêmes induisant ainsi un déséquilibre des écosystèmes les plus fragiles (Wu et *al.*, 2008; Sutton et *al.*, 2003; Zhang et *al.*, 2010 ; Portejoie et *al.*, 2002). D'après Bobbink et *al.* (1998), une proportion significative des effets négatifs des dépôts d'ammoniac sur la biodiversité du sol est due à l'acidification du sol. De plus, lorsqu'il est déposé, il peut causer le sur-enrichissement en azote et conduire à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques (Sutton et *al.*, 2003; von Bobruzki et *al.*, 2011). Ce processus qui est appelé « N-déposition », fertilise les écosystèmes, influence le cycle de l'azote et introduit la saturation en azote. La disponibilité accrue de l'azote dans les écosystèmes peut entraîner un déclin rapide de la richesse en espèces (Zhang et *al.*, 2010).

Le dépôt d'ammoniac sur le sol augmente également pendant l'épandage, sur les terres agricoles, des déjections de volailles qui sont très riche en ammonium (NH_4^+). Ce recyclage traditionnel par le sol et la plante constitue le premier traitement naturel et un outil de résorption en même temps que de valorisation de ces effluents (Portejoie et *al.*, 2002). Actuellement, l'utilisation des déjections avicoles en agriculture est accrue suite à l'accroissement des élevages avicoles producteurs de déchets divers.

L'intensification de cette pratique contribue à un apport supplémentaire de l'azote et l'ammonium dans les zones d'élevage. De même, lorsque les apports d'effluents dépassent la capacité de recyclage des milieux naturels récepteurs, des impacts négatifs apparaissent vis à vis du sol, des eaux ou de l'air (INERIS, 2017). Ils contribuent aux changements des caractéristiques du sol, pouvant conduire à leur phytotoxicité, provoquant un déséquilibre entre nutriments à long terme ou à la contamination des chaînes alimentaires (CORPEN, 2013).

La déposition des déjections avicoles sur le sol contribue aussi à des conséquences sur les organismes qui y vivent, y compris les vers de terre (Annélide,

Oligochètes). Selon Gary, (2006) et Wolfe et Patz, (2002) l'ammoniac est hautement soluble dans l'eau ; la dissolution de l'ammoniac NH_3 dans l'eau et est appelée "solution d'hydroxyde d'ammonium" (HA), c'est un polluant très toxique à une certaine concentration, ce processus peut se produire également dans la nature (pluie, solution de sol). À notre connaissance, les informations concernant la toxicité de l'ammoniac liquide sur les organismes du sol sont insuffisantes. Les études de la toxicité de l'ammoniac se sont davantage concentrées sur les espèces aquatiques et beaucoup moins sur les organismes du sol qui conservent d'importantes fonctions dans le sol.

De ce fait, l'évaluation écotoxicologique de leurs effets sur les organismes du sol devient indispensable, en particulier, les vers de terre qui sont connus par leur rôle utile dans la formation du sol. En effet ces organismes ingèrent la terre et, par conséquent, pourraient absorber des composés qui demeurent inaccessibles à d'autres espèces de vivant dans le sol (Hartnik et *al.*, 2008, Abbiramy et Ronald Ross, 2012).

Les vers de terre (Annélides, Oligochètes), sont des composantes importantes de l'écosystème terrestre puisqu'ils agissent comme des décomposeurs pour améliorer la structure des sols. Ils contribuent de manière significative à la décomposition de la matière organique, au cycle des nutriments et à la formation des sols (Coleman et Ingham, 1988; Edwards et Bohlen, 1992). Les vers de terre sont répandus, abondant et très diversifiés à la fois taxonomiquement et fonctionnellement (Blakemore, 2010). Ils peuvent représenter jusqu'à 60-80% de la biomasse animale totale dans le sol (Ouellet et *al.*, 2008, Jouquet et *al.*, 2010). Aussi, ces organismes constituent en même temps un élément sensible pour les polluants ; ils sont les premiers récepteurs touchés par la contamination, soit par voie cutanée, soit par ingestion (Stürzenbaum et *al.*, 1998, Xiao et *al.*, 2006). Leurs abondances dans le sol représentent un indice de qualité des écosystèmes du sol, et une estimation du risque environnemental (Xiao et *al.*, 2004). De plus, leurs importances écologiques, leurs biomasses élevées dans le sol et la sensibilité fréquemment observée à des concentrations relativement faibles de toxines environnementales en font l'un des organismes bio-indicateurs les plus appropriés pour l'évaluation des risques dans le sol (OCDE, 1984 ; Wang et *al.*, 2012 a, b).

En outre, ils sont faciles à manipuler et adaptés à la culture en laboratoire. Les dangers potentiels des polluants environnementaux et les effets secondaires des produits chimiques pour les invertébrés du sol ont été évalués par l'utilisation de tests de toxicité (aiguë et chronique) sur des lombrics (OCDE, 1984, EEC, 1985, ECPA.,

2010). Ces tests se sont avérés être un outil utile dans l'évaluation de l'état des sites de déchets dangereux (Yearley, 1995) et la détection des effets des produits chimiques. La réalisation d'essais de toxicité avec des organismes du sol révèle le degré de contamination de ce dernier et fournit des données et des informations importantes sur la nature toxique des polluants qui seront par la suite utilisés dans l'évaluation des risques écologiques sur l'écosystème du sol (Wang et al., 2012 a,b).

La population lombricienne peut être donc affectée négativement par les dépôts d'ammoniac qui peuvent induire à une acidification des sols et par les épandages des fientes avicoles (dépôts d'azote). Pour cela, il est indispensable d'étudier leur écologie, notamment leur réaction aux changements environnementaux dus aux dépôts d'ammoniac et à la déposition des déjections avicole.

D'après Paoli et al., (2010), l'utilisation des déjections avicoles sur les terres agricoles et les émissions atmosphériques de l'ammoniac (NH_3) sont souvent élevées dans les régions où l'agriculture et l'élevage sont intensifs ; par conséquent, les effets de ses dépôts seront plus importants dans ces régions. C'est le cas de la région d'Ain Touta qui se trouve à 35 km au sud-ouest de la ville de Batna, cette commune est la première productrice nationale d'œufs (Bourki, 2009), elle assure 30 % de la production nationale et 80% de la production de la wilaya, par conséquent, les effets de l'épandage des fientes avicole et des dépôts d'ammoniac sur les sols et sur les vers de terre seront plus importants dans cette région où certains agriculteurs ne respectent même pas la durée nécessaire pour le stockage de ces fientes ni la quantité déposée sur les terrains.

La présente étude vise premièrement, à caractériser les émissions d'ammoniac d'origine avicole dans la région d'Ain-touta par l'évaluation de la répartition spatio-temporelle de ces dépôts en utilisant une technique de piégeage inspirée de la méthode de captage 'bulk-diposition' (collecteurs des dépôts totaux). En outre, une enquête a été réalisée pour cerner les sources qui peuvent influencer les collecteurs installés.

Deuxièmement, elle vise à évaluer les effets des dépôts d'ammoniac sur la qualité et les caractéristiques du sol de la région (milieu récepteur). L'évaluation est réalisée sur trois profondeurs de sols (20 cm, 40 cm et 60 cm) situés à différentes distances de la source des émissions de NH_3 .

L'étude vise troisièmement à évaluer les effets des dépôts totaux d'ammoniac sur la bio-écologie des Annélides Oligochètes (vers de terre) dans la région d'Ain Touta (*in situ*) et aussi au laboratoire (*in labo*) par le biais de certains tests de toxicité aiguë

(essais par contact sur papier filtre, le test de mortalité au sol pendant 14 jours et le test d'évitement) et de toxicité chronique (test sur la croissance et la reproduction des vers de terre et un test sur l'éclosion des cocons), en utilisant l'hydroxyde d'ammonium comme toxine. Afin d'évaluer la toxicité potentielle de l'ammoniac liquide, nous avons choisi le ver de terre épigé *E. fetida* qui est l'une des espèces de référence dans les essais de toxicité internationaux (ISO, 1998, 1993, OCDE, 1984, 2004, 2016) et elle est largement utilisée comme modèle d'organisme du sol dans la recherche et les lignes directrices gouvernementales (Environnement Canada, 2004).

Le présent travail vise également à mettre en évidence l'effet toxique de l'épandage des fientes avicoles (riches en azote et en ammoniac) sur les vers de terre (*in situ*). De plus, l'effet est évalué (*in labo*) par le suivi des différents stades de vie du ver de terre *E. fetida* à savoir, cocons, juvéniles et adultes durant une période de trois mois.

Le travail est scindé en trois chapitres, le premier chapitre porte sur une synthèse bibliographique résumant les élevages avicoles, et les différents types des effluents avicoles ainsi que les émissions générées par ces effluents principalement l'ammoniac et ses effets, de même qu'une brève présentation sur les vers de terre (Annélides Oligochètes) et sur les tests toxicologiques les plus utilisés.

Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la région d'étude (Ain touta), ainsi qu'à la description de la méthode utilisée pour le captage des dépôts d'ammoniac et aux tests de toxicité appliqués à *Eisenia fetida*. Les méthodologies générales utilisées dans l'ensemble des études conduites ainsi que les méthodes d'analyses statistiques des données seront également présentées.

Le troisième chapitre présente les principaux résultats obtenus, leurs traitements statistiques et leurs discussions.

Ce travail de recherche doctorale se termine par une conclusion générale résumant les principaux résultats obtenus et les perspectives de recherches envisagées.

Chapitre I :

*Synthèse
bibliographique*

CHAPITRE I : Synthèse bibliographique

1. L'élevage avicole

La production animale et ses différentes branches fait partie des activités agricoles et du développement rural et durable parce qu'elle joue un rôle fondamental dans la sécurité alimentaire en permettant la production de denrées alimentaires de qualité, telles que le lait, la viande et les œufs. Elle constitue également une source indirecte d'énergie (traction animale, biogaz), d'engrais et d'amendement des sols. Elle joue un rôle crucial dans l'économie en réduisant les besoins d'importation et aussi elle est une source d'investissement et d'épargne. Elle fait vivre une multitude de petits agriculteurs des pays en voies de développement (FAO, 2020 ; Boughaba, 2012 ; Lekefack, 2015).

L'aviculture est l'un des secteurs dominants dans la production animale dans le monde, ce secteur de la volaille continue à se développer et à s'industrialiser dans de nombreuses régions du monde (M'Sadak et *al.*, 2017). La croissance de la population, un plus grand pouvoir d'achat et l'urbanisation étaient de puissants moteurs favorisant cette croissance. Elle constitue un secteur très important au monde et en Algérie.

Afin de répondre à une demande croissante, la production mondiale de viande de volaille d'après la FAO a bondi, passant de 9 à 122 millions de tonnes entre 1961 et 2017, et la production d'œufs a grimpée en flèche, passant de 15 à 87 millions de tonnes (FAO, 2020). En 2017, la viande de volaille représentait environ 37% de la production mondiale de viande.

La viande de poulet et les œufs constituent une source facilement accessible, de haute qualité en protéines, vitamines et oligo-éléments et ainsi, ils contribuent à une alimentation équilibrée et nutritive. Ce type d'élevage contribue de manière significative à la consommation de protéines animales (Alloui et Sassia 2015).

1.1. Le secteur avicole en Algérie

Depuis les années 1980, l'Algérie a connue une croissance démographique galopante, ainsi qu'un changement des habitudes d'alimentation qui ont accompagné l'urbanisation de la société algérienne, ce qui a provoqué une évolution de la demande en protéines animales ; de ce fait la production de volaille dans ce pays a à son tour connu un développement remarquable

(Bouzriba et Adjroudi, 2018 ; Kaci, 2015). En effet, c'est la branche des productions animales qui a enregistré le développement le plus remarquable. Cette spéculation est la plus intensive, qu'elle soit pour l'œuf de consommation ou pour la viande (kheffache, 2006 ; Khenenou et *al.*, 2017). Selon Boughaba, (2012), ces produits assurent plus de 50% de la ration alimentaire moyenne en produits d'origine animale.

Cet essor de la filière avicole contribue à la création d'emplois et à la réduction du déficit en protéines animales où il a permis d'améliorer la consommation des populations en protéines animales à moindre coût (Kaci, 2015).

Au lendemain de l'indépendance, l'aviculture algérienne était essentiellement fermière, traditionnelle et sans organisation particulière. La production avicole dans sa quasi-totalité se reposait essentiellement sur l'élevage familial et quelques exploitations et unités de petite envergure. L'industrialisation des élevages avicoles en Algérie s'est imposée alors comme l'unique solution rapide et efficace pour résorber le déficit senti en protéines animales dans le modèle alimentaire algérien (Kirouni, 2015). Elle est pratiquée de manière industrielle dans toutes les régions du pays, même dans le Sud. D'après Alloui, (2013), au cours des dernières années, des programmes d'amélioration de l'aviculture en Algérie étaient dirigés vers l'introduction de races sélectionnées et la modernisation des bâtiments d'élevage, grâce au concours des multinationales et des investissements privés.

Ainsi, les pouvoirs publics ont initié des programmes de développement à long terme qui consiste à :

- développer une aviculture intensive et extravertie dont l'unique objectif est d'assurer dans les plus brefs délais l'auto - approvisionnement des populations urbaines en protéines animales et à moindre coût ;
- adopter un modèle d'élevage pareil à celui adopté à l'échelle des pays développés ; à savoir un modèle avicole intensif basé sur le recours aux technologies et aux intrants avicoles industriels importés, (Kirouni, 2015).

Sur la base des productions réelles en Algérie, on estime en 2010, que la consommation moyenne par habitant en produits avicoles est de 8 kg de chair et 124 œufs (Kaci, 2015).

1.2. L'élevage avicole dans la wilaya de Batna

D'après la direction du service agricole de la wilaya de Batna, celle-ci occupe la première place à l'échelle nationale avec 23% de la production d'œufs (Bouzriba et Adjroudi, 2018), et la seconde dans la production des viandes blanches. Cette filière est prépondérante dans la région, particulièrement dans la ville d'Ain Touta (34 Km au sud de Batna vers Biskra).

Les producteurs chair du secteur public situés au niveau de la daïra de Tazoult et de Chemora, tandis que ceux du secteur privé sont situés dans la daïra Ain Touta et M'doukel.

Le secteur avicole de la wilaya de Batna est sans doute l'un des plus importants sur le territoire national ; cela ne se traduit pas seulement par les chiffres qui concernent la production, mais aussi par le grand nombre de bâtiments d'élevage étatiques et privés dans la wilaya. Ces bâtiments sont de conception modeste, mais la majorité de ces édifices restent corrects obéissants aux règles standards de production. Le rang qu'occupe la wilaya de Batna à l'échelle nationale en termes de production avicole n'est pas seulement dû à la continuité dans le temps, mais aussi aux différents types d'élevages pratiqués. En effet depuis deux décennies la région propose pas moins de six types d'élevage, à savoir : le poulet de chair, la poule pondeuse, la dinde, la poule reproductrice du poulet de chair (le repro- chair), le repro-ponte- couvoir, et le poussin ponte (Bouzriba, 2011).

L'aviculture est très dispersée dans la wilaya de Batna, d'après la direction agricole de la wilaya de Batna en 2010, la commune qui se caractérise par une intensification de la production avicole est celle de Ain touta, ceci a apporté des avantages pour la population de la région mais aussi des inconvénients surtout pour la santé humaine et l'environnement. Une telle intensité d'élevages avicole concentrée dans une seule région n'est pas sans conséquences sur l'environnement total.

L'impact de l'aviculture sur l'environnement et les nuisances qu'elle peut engendrer peut prendre plusieurs formes, mais la plus grande difficulté réside dans la maîtrise des effluents d'élevage, où l'évolution de cette activité conduit à l'augmentation en quantités des déjections avicoles. Le véritable souci, réside donc dans la gestion de ces déjections, desquelles se dégagent de nombreux polluants vers l'atmosphère. Certains d'entre eux sont particulièrement nuisibles pour l'environnement, parmi ceux-là, l'ammoniac, un gaz polluant, très nocif connu par ses impacts environnementaux.

2. Les effluents de l'élevage avicole

Parmi les problèmes engendrés par l'aviculture, celui concernant les effluents est le plus crucial, car ils sont à l'origine de nuisances olfactives et de pollutions (M'sadak et *al.* 2017). On appelle effluent d'élevage tout déchet, de quelque nature qu'il soit, issu de toutes les activités présentes dans un élevage et sortant de celui-ci (Metras, 2003).

2.1. Typologie

Les effluents avicoles sont classés selon la nature de déjections en deux grands types :

2.1.1. Les déjection liquide

a) Lisiers : Ce sont des mélanges liquides issus de l'élevage des poules pondeuses et des canards qui peuvent être un mélange de fumier, d'urine et d'eau de nettoyage avec quelques déchets de litière ou d'aliments. On distingue les lisiers liquides, dont le taux de matière sèche est inférieur à 13%, et les lisiers pailleux, qui contiennent une quantité variable de litière, et dont le taux de matière sèche moyen varie de 10 à 20 % (Boughaba, 2012 ; Lekefack, 2015 ; Widar *et al.*, 2017).

b) Les urines : Dans certains élevages pilotes, une séparation des urines et des fèces a été faite en mettant les animaux sur caillebotis, permettant alors de récolter les urines indépendamment. Ces dernières sont épandues et les fèces séchées sont compostés (Grammont *et al.*, 1994).

c) Les purins : ce sont des exsudats liquides s'écoulant du fumier lors de son stockage, ils sont constitués surtout d'urines diluées ou non (moins de 3% de matière sèche), ou d'eau de pluies souillées lors de leur passage sur, ou à travers le tas de fumier (Boughaba, 2012 ; Widar *et al.*, 2017 ; Lekefack, 2015).

2.1.2. Les déjections pâteuses

a) Fientes pures : Les fientes de volailles sont des excréments purs issus uniquement de l'élevage des poules pondeuses élevées sans litière. Elles sont un mélange hétérogène constituées de fèces, d'urines, de plumes, d'œufs ou de coquilles d'œuf et de litière. Les fientes sont des produits pâteux, plus ou moins secs (fientes), dont la teneur en matière sèche est variable selon leur état de déshydratation. Ces matières ne doivent donc pas être confondues avec les fumiers qui sont des produits mixtes issus des élevages sur paille (Bertrand, 2011 ; Fourmont, 1982 ; Gazeau, 2012).

b) Fumiers : c'est le mélange solide de litière (paille, copeaux ou sciure), d'urines et d'excrément d'animaux. C'est aussi un mélange hétérogène, caractérisé par une teneur en MS supérieure à 20 %. Ils fermentent sous les animaux et sur les plateformes de stockage. Ils sont

secs, poussiéreux, gris clair. Ils sont issus de l'élevage de volailles de chair (principalement poulets, dindes et pintades) et de reproduction pratiqués sur litière. Après transformation (compostage), les fumiers sont utilisés comme fertilisant en agriculture. (Tournade *et al.*, 2011 ; Widar *et al.*, 2017 ; Lekefack, 2015).

2.2. Composition chimique moyenne des déjections avicoles

La quantité de déjection générée par animal varie selon le type d'élevage et vont de 2 Kg/an pour le poulet de chair, 12 Kg/an pour les poulettes, 15 Kg/an pour la dinde et jusqu' 45 Kg/an pour les poules pondeuses et les reproducteurs (Nouad et Mars, 2011).

Tableau I.1: La production de déjections issue de l'aviculture (Nouad et Mars, 2011)

Nature de déjection	Quantité (Kg/tête/an)
Fumier (poulet de chair)	2
Fumier (Dinde)	15
Fiente humide (Poules pondeuses)	45
Lisier (Poules pondeuses)	73

La composition des déjections avicoles est très variable et dépend d'un grand nombre de facteurs. Dans la plupart des cas, c'est le taux de matières sèches qui fait la différence. Or, la teneur en matière sèche influence la concentration en éléments fertilisants. Cette dernière dépend elle-même de nombreux facteurs, notamment, l'aménagement du bâtiment, la ventilation du poulailler, le matériel d'abreuvement (Lekefack, 2015).

Les déjections animales contiennent des teneurs importantes en éléments fertilisants qui diffèrent selon le type de déjections. Par conséquent, ces effluents sont d'excellents engrais organiques de par leurs teneurs élevées en azote, en phosphore et en potassium ; particulièrement, celui généré par l'élevage des poules pondeuses (Bertrand, 2011).

Le tableau I.2 résume la composition moyenne de différentes déjections avicoles.

Tableau I.2 : Composition moyenne des déjections avicoles (%) (Morisseau, 2005).

Composition	Fientes séchés des poules pondeuses	Fumiers frais de poulets et de dindes	Fumiers stocké de poulets et de dindes	Composte de fumiers de volailles (ex. Dindes)
Matière sèche (%)	80	57	39	63
Matière minérale (%)	22	9	13	19
Matière organique (%)	58	44	28	44
Azote total (0%)	40	25	16	23
NH ₄ (N ammoniacal) (0%)	4	6	3	6
N organique (0 %)	36	19	13	17
P ₂ O ₅ (phosphore) (%)	36	16	16	28
K ₂ O (potasse) (0%)	25	19	18	24
Cu (cuivre) mg/kg	68	54	45	124
Zn (zinc) mg/kg	422	92	120	288

2.3. Traitements et valorisations des déjections avicoles

La gestion des déchets organiques représente un souci et une orientation stratégique pour tous les pays du monde. L'augmentation de la production avicole est accompagnée par la l'augmentation de déjections produites dans les bâtiments de l'élevage. Il est donc indispensable de recycler et valoriser ces déchets tout en respectant l'environnement. La préservation durable du milieu nécessite une gestion rationnelle de ces déchets insalubres et leur traitement ou recyclage avant tout rejet dans la nature (M'sadak et *al.*, 2017). Généralement, les différentes méthodes et techniques de traitement et valorisation des déchets avicoles à l'échelle internationale sont les suivant :

2.3.1. Valorisation alimentaire : Les déchets animaux particulièrement ceux de la volaille (fientes, excréta et litière) peuvent représenter un vaste réservoir d'éléments nutritifs, où les fientes de volailles déshydratées par exemple, constituent une source de nourriture acceptable pour les ruminants (Boughaba, 2012). En revanche, les jus d'ensilage frais dont la valeur nutritive est très intéressante (Beche, 1991). La valorisation alimentaire des jus est interdite si les jus contiennent des conservateurs acides (Metras, 2003).

2.3.2. Valorisation énergétique par voie sèche : Les déchets agricoles constituent un potentiel énergétique exploitable, la valorisation énergétique par voie sèche par exemple

consiste à la production exclusive d'électricité ou de chaleur à partir de la cogénération de la combustion par incinération des fientes (M'sadak et Zoghلامي, 2012 ; Moussouni, 2016).

2.3.3. Valorisation énergétique par voie humide : consiste à condenser et transformer en électricité par un groupe électrogène capable de valoriser directement le biogaz obtenu par biométhanisation (Moussouni, 2016).

2.3.4. Bio-méthanisation : La biométhanisation est un procédé biologique de traitement des résidus organiques solides et liquides (M'sadak et Zoghلامي, 2012), c'est une fermentation anaérobie ou plus exactement un processus biochimique très complexe, où la Matière Organique (MO) est dégradée par des microorganismes naturellement présents dans le substrat. La bio-méthanisation des déjections avicoles permet de produire du biométhane (biogaz) et de l'exploiter, ainsi que des boues stabilisées (digestats solide et liquide) pouvant servir d'engrais, une fois séchées. (M'sadak et *al.*, 2017). La dégradation des déjections avicoles par voie anaérobie est de plus en plus reconnue comme méthode fondamentale d'une technologie avancée permettant la protection de l'environnement et la conservation des ressources.

2.3.5. Compostage : les déjections avicoles peuvent être traitées par voie biologique (biométhanisation et/ou compostage). Le compostage correspond à la dégradation aérobie des déjections avicoles par les micro-organismes. C'est un processus relativement rapide, qui prend classiquement 46 semaines pour obtenir un matériau final stabilisé (M'sadak et *al.*, 2017 ; Baltazart, 2010).

2.3.6. Lombricompostage : c'est un processus de bio-oxydation et stabilisation de la matière organique non thermophile qui engage les vers de terre et les microorganismes, les Lombriciens représentent les moteurs essentiels du processus, car ils aèrent, et fragmentent le substrat la flore microbienne. C'est un processus dans lequel la matière organique est convertie en « lombricompost » produit de haute qualité notamment en raison de son excellente structure granulaire. Le lombricompostage est un produit rentable pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets organique (Ghiti, 2017 ; Boughaba, 2012).

2.3.7. Epandage des déjections avicoles : ces effluent ont été utilisés traditionnellement comme fertilisant par l'épandage direct sur le sol (M'sadak et *al.*, 2017). D'après Chabelier et *al.* (2006), 70 % de l'azote et du phosphore consommés par les volailles se retrouvent dans les déjections. Leur teneur en élément fertilisant est équivalente à 2/3 des engrais minéraux de synthèse. Certains de ces produits sont des amendements et des engrais complets et participent à la reconstitution de l'humus du sol (Lekefack, 2015). L'amendement organique peut se faire par épandage direct ou après compostage. Néanmoins, suite aux concentrations importantes en

azote uréique et ammoniacal, l'emploi des différents produits provenant de l'élevage avicole présente des risques de pollution et de dégagement de mauvaises odeurs.

De ce fait, l'emploi des différents produits provenant de l'élevage avicole, doit être soumis à des règles strictes.

Le bon usage des déjections avicoles passe par un épandage de qualité, c'est-à-dire une répartition sur la parcelle correspondant aux exigences de la culture en place ou à venir et en particulier la fourniture des éléments nutritifs aux moments opportuns et en quantités adéquates (Boughaba, 2012). D'une manière générale, l'épandage des effluents d'élevage avicole n'est autorisé que pour couvrir les besoins physiologiques des plantes.

En outre, les déjections avicoles doivent être stockées dans un bassin pendant une durée donnée avant de les utiliser, ceci est indispensable pour une bonne utilisation, ces déchets sont ensuite brassés mécaniquement et homogénéisés pour assurer leur aération de façon à limiter les odeurs (ITAVI, 2001).

3. Problématiques environnementales liées à l'élevage de volailles et ses déchets

Les déchets organiques constituent la plus grande menace. En Algérie, les fientes avicoles sont fondamentalement réparties et épandues sur les terres agricoles. (Zeguerrou et *al.*, 2020). Ces effluents ont une valeur fertilisante et nutritive qu'il est intéressant d'exploiter. Ils contribuent, de ce fait à réduire la consommation d'engrais minéraux, et le coût de la fertilisation (Lekefack, 2015). Cependant, la mauvaise gestion de ces déchets d'élevage risque de nuire à l'environnement et à la santé. Le problème posé par les déchets organiques en général et des fientes avicoles en particulier, est leur fermentation et leur putréfaction qui polluent l'air, le sol et la nappe phréatique (Lekefack, 2015).

Dernièrement, l'utilisation des déjections avicoles sur les terres agricoles s'est accrue suite à l'expansion de la filière et la gestion de ces effluents devient alors difficile, surtout dans les régions où se concentre l'élevage intensif où, les déjections sont déversées dans le milieu naturel. Ainsi, lorsque les apports d'effluents dépassent la capacité de recyclage des milieux naturels récepteurs, des impacts négatifs apparaissent dans les différents compartiments de l'environnement (Boughaba, 2012). L'ampleur des effets est liée aux propriétés physico-chimiques et microbiologiques des effluents avicoles, aux quantités déversées, et au mode de traitement de ces déchets (Lekefack, 2015).

3.1. Effets sur le sol

Les déjections de poulaillers sont souvent sources de pollutions des sols et de l'eau lors de l'utilisation excessive de ces fertilisants, le risque associé au dépôt de déjections de volaille sur le sol contribue à un apport supplémentaire de polluants, de nutriments et d'oligoéléments (N, P, K, Na, S, Ca, Cu, Zn...). De nombreuses études (Whalen et *al.*, 2000 ; Yang et *al.*, 2004 ; Moore et Edwards, 2005 ; Tejada et *al.*, 2006 ; Varvel, 2006) ont démontré que l'utilisation de déjections de volaille sur une longue période de temps pourrait modifier les propriétés chimiques et biologiques du sol avec l'augmentation de la matière organique du sol. Il peut conduire à des déséquilibres entre nutriments à plus long terme et à la phytotoxicité du sol ou à la contamination des chaînes alimentaires, ainsi pour l'azote, le principal risque est lié à l'importance des fuites de nitrate par le lessivage (Zeguerrou et *al.*, 2020 ; Lekefack, 2015 ; Boughaba, 2012). D'après Hillel, (1998), le contenu organique du sol provenant du fumier de volaille affecte grandement l'état physique du sol comme le ruissellement, l'infiltration, la capacité de rétention d'eau et le pH.

Les études ont également prouvé que le taux d'application ainsi que le types de déjections de volaille (poulets ou litière) joue un rôle principal dans l'impacts du fumier de volaille sur les propriétés du sol (Gilley et *al.*, 2000).

3.2. Effet sur l'eau

Les éléments nutritifs (N et P en particulier) entrent dans ce compartiment par ruissellements de particules ou par lessivage des composés solubles. De plus celle-ci peuvent avoir un impact majeur sur la pollution de la nappe phréatique. En général, lorsque les flux dépassent les capacités épuratoires des écosystèmes, les eaux superficielles s'eutrophisent, entraînant une perte de biodiversité. Cette influence peut se propager vers les autres écosystèmes souterrains. Les émissions de NH₃ à partir des effluents d'élevage contribuent également à l'acidification des milieux aquatiques via les pluies acides notamment (Bertrand, 2012 ; Boughaba, 2012).

Lors des déversements, d'égouttures et/ou de fuites de produits, les eaux usées peuvent aussi être chargées de polluants potentiels en quantités importantes à l'instar des éléments nutritifs, ces substances s'accumulent et créent des dépôts pouvant entrainer un dysfonctionnement des systèmes d'assainissement. Leurs propriétés, souvent toxiques peuvent interdire l'utilisation de la ressource en eau pour de nombreuses générations (Lekefack, 2015).

3.3. Effet sur l'air

L'incinération des ordures avicoles provoque le dégagement de certains gaz comme le NO, NO₂, CO, CO₂.

En outre, l'entassement des fientes de poules pondeuses (sans retournement) sur place, provoque des réactions de fermentation anaérobie avec production et dégagement des gaz à effet serre (protoxyde d'azote, gaz carbonique et méthane) qui ont un impact négatif sur la qualité de l'air (Lekefack, 2015). De plus, l'élevage avicole contribue considérablement aux émissions des particules fines dans l'atmosphère (ADEME, 2012).

Par ailleurs, la teneur en azote ammoniacal élevée dans les effluents d'élevage liquides ou pâteux entraîne le risque de perdre jusqu'à **70 %** de l'azote après épandage par volatilisation de l'ammoniac. Ces pertes sont préjudiciables sur le plan environnemental surtout ; l'ammoniac réagit en effet avec des composés acides pour former des particules très fines de nitrates ou de sulfate d'ammonium responsables de l'acidification des sols et de l'eutrophisation des milieux. Ce gaz est considéré donc comme un précurseur de particules secondaires qui se forment après condensation de plusieurs composés chimiques présents dans l'air. Un enfouissement rapide après épandage sera donc à privilégier afin de réduire ces pertes azotées (ADEME, 2012).

3.4. Les principaux polluants atmosphériques générés par l'élevage avicole

Les élevages avicoles contribuent aux émissions des différents polluants atmosphériques qui sont :

3.4.1. Les poussières et aérosols

Les particules solides ou liquides en suspension dans l'air peuvent provenir du matériel d'élevage, en particulier d'une litière coupée trop finement (moins de 5 cm), et/ou le broyage de la paille à l'intérieur du bâtiment, un aliment trop pulvérulent peut être également nocif. Les animaux par leurs duvet ou plume, squames cutanées, fientes séchées, sont considérés comme sources de poussières. (Douha, 2017).

3.4.2. Les émissions d'odeurs

Toutes les espèces avicoles sont impliquées dans la genèse de mauvaises odeurs, mais à des degrés divers. Pour leur part, les fumiers de volailles posent beaucoup moins de problèmes. Les sources d'odeurs peuvent être nombreuses sur une exploitation avicole : bâtiment d'élevage en lui-même où l'air vicié extrait de ce dernier est chargé de particules de poussières, sur lesquels sont absorbées les molécules odorantes, l'air expiré par l'animal,

traitement des effluents et/ou stockage, épandage de lisiers et fumiers. Mieux les connaître est un premier pas vers l'identification de leviers de réduction des odeurs (Bouzriba, 2011 ; Buteau, 2019).

3.4.3. Les gaz émis à partir d'élevage avicole

Il faut savoir que le secteur de l'aviculture à lui seul serait responsable de 9% des émissions de méthane, de 6% des émissions de protoxyde et de 15% des émissions d'ammoniac liées à l'élevage (Aubert et *al.*, 2013). Ces différents gaz qui peuvent exister dans un bâtiment de volaille sont dégagés directement par l'animal lui-même (respiration) ou indirectement suite à la dégradation de ses déjections. Parmi ces gaz, certains sont nocifs, tant pour l'éleveur que pour les animaux et l'environnement (Mohand et Ait Ali, 2017).

Ces gaz se divisent en deux principaux types (gaz à effet de serre et gaz acidifiant).

3.4.3.1. L'émission de gaz à effet de serre

Les activités d'élevage sont responsables d'émissions directes et indirectes à travers la valorisation de ses déchets organiques, de gaz à effet de serre (méthane, dioxyde de carbone, monoxyde de carbone, protoxyde d'azote).

a. Le méthane (CH₄)

Ce gaz est produit lors de la méthanisation des fumiers. Cette méthanisation dégage aussi du dioxyde de carbone (Boughaba, 2012).

b. Le dioxyde de carbone (CO₂)

Le CO₂ est principalement produit par la respiration des animaux et une portion secondaire est produite par la décomposition de l'urée et aussi la décomposition anaérobie de la matière organique du fumier/lisier (Bouzriba, 2011).

c. Le monoxyde de carbone (CO)

Le CO est un gaz toxique, il provient de l'incinération et la combustion des fientes avicole. En outre, il peut apparaître en élevage avicole à la suite d'un mauvais réglage des appareils de chauffage (Guergah, 2019).

d. Le protoxyde d'azote (N₂O)

Les émissions de N₂O dans l'aviculture proviennent du stockage d'effluents d'élevage lorsque l'azote qu'ils renferment est converti en N₂O. En outre, lors du compostage de fumiers, un apport

excédentaire d'oxygène dans la masse modifie le processus de nitrification avec libération de N₂O (AEE, 2006 ; 2005 ; Nicks *et al.* 2003).

3.4.3.2. Les émissions d'éléments acidifiants

La pollution acide est due principalement aux émissions atmosphériques de dioxyde de soufre (SO₂), d'oxyde d'azote (NO_x) et d'ammoniac (NH₃). Ces éléments polluants acidifiants retombent sous forme humide ou sèche (Portejoie *et al.*, 2002).

a. Les émissions de SO₂ et de NO_x

Le SO₂ et les NO_x se transforment en : sulfates (SO₄⁻²) et en nitrates (NO₃⁻) dans le cas où l'atmosphère est sèche, ainsi qu'en acide sulfurique (H₂SO₄) et en acide nitrique (HNO₃) dans le cas où l'atmosphère est humide (Bouzriba, 2011).

b. L'ammoniac (NH₃)

L'émission d'ammoniac, représente le principal impact des pratiques agricoles sur le problème d'acidification lié aux dépôts atmosphériques. Ce gaz est à l'origine de l'odeur acide dans les bâtiments d'élevage et de nombreux désagréments du fait de son odeur nauséabonde. L'ammoniac se dégage des litières avicoles, mais aussi à partir du traitement des déjections animales (stockage, brassage, et épandage). L'utilisation de couvertures de fosses et l'enfouissement immédiat après épandage limitent considérablement les pertes. Le NH₃ dans les bâtiments d'élevage peut être à l'origine de l'affaiblissement des mécanismes immunitaires des animaux (Le Clech, 1998).

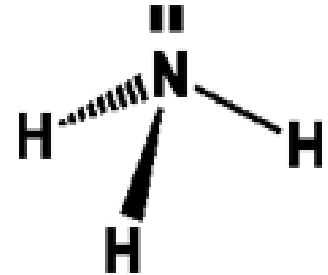
Ce gaz provoque des effets nocifs pour la santé de l'être humain (des maladies respiratoires) et aussi sur l'environnement par l'acidification des sols et des milieux aquatiques, le dépérissement des forêts, l'eutrophisation des milieux pauvres en azote, et la diminution de la faune et la flore et d'autres effets délétères (Wu *et al.*, 2008 ; Sutton *et al.*, 2003 ; Zhang *et al.*, 2010). C'est pourquoi, il est nécessaire de se pencher sur la question et d'étudier les pollutions émises à partir de ce secteur et principalement le gaz d'ammoniac (NH₃) le gaz le plus problématique de la filière.

4. Généralités sur l'ammoniac (NH₃)

4.1. L'ammoniac et/ou ammoniaque

L'ammoniac est un composé chimique d'azote et d'hydrogène, de formule NH₃, c'est un gaz léger, incolore, irritant, à odeur piquante (malodorant) et très soluble dans l'eau (Gary, 2006). L'ammoniac est le composé alcalin le plus abondant dans l'atmosphère (Moal, 1995).

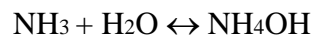
D'après Cleeton et Williams (1934), l'ammoniac est une molécule pyramidale à base trigonale : l'atome d'azote (N) est au sommet et les trois atomes d'hydrogène (H) occupent les trois coins (sommets) de la base triangulaire équilatérale. Plus précisément, l'atome d'azote « monte » et « descend » entre ce « sommet » de la pyramide et celui de la pyramide opposée, traversant ainsi la base triangulaire des atomes d'hydrogène.



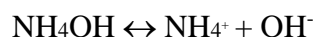
Il existe naturellement dans le corps humain et dans l'environnement. Dans le corps, l'ammoniac est essentiel pour de nombreux processus biologiques et sert de précurseur pour la synthèse des acides aminés ainsi que des nucléotides alors que dans l'environnement, l'ammoniac entre dans le cycle de l'azote (IFEN ; 2000).

Il se dissout aisément dans l'eau contenue dans le sol, et dans l'air, et il s'associe avec d'autres composés chimiques pour former des sels d'ammonium comme le sulfate d'ammonium. Il est surtout connu pour ses impacts environnementaux (CORPEN, 2006). Lorsqu'il est dissous dans l'eau, le gaz ammoniac forme une solution aqueuse de ce gaz, nommée l'ammoniaque.

L'ammoniaque ou l'hydroxyde d'ammonium (NH₄OH) est la solution aqueuse d'ammoniac. Les solutions commerciales de l'ammoniaque contiennent généralement entre 20 et 30 % de ce gaz. L'ammoniac en solution réagit avec l'eau selon l'équilibre suivant :



Et l'hydroxyde d'ammonium (NH₄OH) formé se dissocie comme suit :



On voit qu'il y a libération d'ions hydroxyde (OH⁻), qui confèrent à la solution d'ammoniac son caractère basique (au sens d'Arrhénius). Le pKa (constante d'acidité) du couple NH₄⁺/NH₃ est de 9,2 seulement, l'ammoniaque donc est une base faible (Ferm, 1998).

4.2. Sources des émissions d'ammoniac

4.2.1. Emission naturelle

Les émissions naturelles d'ammoniac (NH_3) dans l'atmosphère sont très limitées. En effet, l'ammoniac émis par les écosystèmes naturels, il est produit dans les sols par des procédés bactériens lors de la minéralisation de l'azote. Compte tenu de son alcalinité où l'ammoniac ne peut être libéré qu'à des pH de sol supérieurs à 8 (conditions rarement rencontrées). L'ammoniac est également produit naturellement à partir de la décomposition des matières organiques. Une autre source, mais mineure est aussi la libération d'ammoniac lors de la sénescence de plantes saturées en azote telles que le maïs, des excréments d'animaux sauvages. Les zones océaniques riches en azote, notamment côtières, peuvent aussi être une source de NH_3 atmosphérique (Loubet, 2000 ; IFEN, 2000 ; Agu et *al.*, 2000). La part des émissions d'origine naturelle est d'environ 25 à 30% à l'échelle globale, mais elle est très variable dans l'espace ; elle est bien moindre dans les pays à agriculture intensive.

4.2.2. Emission urbain

Les émissions urbaines de NH_3 proviennent du transport routier et de certains processus industriels. La présence d'ammoniac en milieu urbain est aussi liée à l'utilisation de détergents contenant de l'ammoniac (produits de nettoyage...) et au processus de décomposition de la matière organique (putréfaction dans les égouts et par le compostage) (Blavier et Debrock, 2011). La combustion de biomasse est une source non négligeable d'ammoniac, ce composé réduit est émis lors des phénomènes de pyrolyse de la matière végétale qui précèdent la combustion (ITAB, 2001).

4.2.3. Emission d'origine agricole (élevages avicoles)

L'ammoniac atmosphérique (NH_3) est émis en majeure partie par l'agriculture. Selon Portejoie et *al.*, (2002), à l'échelle globale 95% des émissions anthropiques de NH_3 sont d'origine agricole dont le secteur de l'élevage contribue à 80% de ce total.

Ce gaz provient essentiellement de certaines pratiques agricoles telles que le stockage et l'épandage des effluents d'élevage sous forme de lisiers et la fertilisation avec des engrais à base d'ammoniac ce qui conduit à des émissions de NH_3 gazeux dans l'atmosphère (Blavier et Debrock, 2011). D'après Groot Koerkamp et *al.*, (1998), les principales sources de NH_3 proviennent de l'hydrolyse de l'urée produite par les animaux d'élevage (urine, lisiers), au champ, ou dans les bâtiments d'élevage.

D'une manière générale, l'ammoniac est produit surtout à l'intérieur des bâtiments d'élevages, qui en grande partie est rejeté à l'extérieur par le biais de la ventilation et dans les milieux de stockage des déjections avicoles, (Bouzriba, 2011).

Les pertes d'azote par voie gazeuse sous forme d'ammoniac (en bâtiment d'élevage et au stockage) des déjections sont importantes et variables. En effet, il y a un transfert de pollution, celle-ci devenant plus difficile à maîtriser.

En revanche, les animaux en aviculture peuvent avoir accès à un parcours extérieur (notamment les volailles sous label). Les déjections émises sur les parcours de volailles sont également soumises à des pertes d'ammoniac par volatilisation. A défaut de mesures adaptées et de références, ces pertes sont estimées globalement à 60% de l'azote excrété sur le parcours, l'importance de cette fraction dépend de l'espèce et de son comportement, des caractéristiques des rejets (Brugere-Picoux, 1992 ; Bouzriba, 2011).

La source principale des émissions de NH_3 à partir des milieux de stockage des effluents avicoles est la volatilisation d'ammoniac, favorisée par le contact des déjections avec l'air libre. Le type de litière et l'alimentation donnée dans le bâtiment ont une incidence directe sur les caractéristiques des déjections, et donc sur les quantités d'ammoniac émises.

L'épandage est identifié avec le bâtiment comme le poste le plus émetteur d'ammoniac, l'épandage des effluents génère plus du tiers des émissions totales d'ammoniac des élevages. Les facteurs de variation sont la technique d'application, la quantité épandue et la durée entre l'épandage et l'enfouissement où plus les effluents restent en surface, plus les émissions sont importantes (Groot Koerkamp et *al.*, 1998).

4.3. Formation, émission et volatilisation de l'ammoniac

D'après Monteny et Erisman, (1998), l'azote qui n'est pas retenu par les processus physiologiques de la poule est excrété à hauteur de 80% dans les urines et le reste dans les fèces. L'azote minéral qui est excrété sous forme d'urée, dans les urines, se retrouve en présence d'une enzyme fécale, l'uréase, responsable de la transformation de l'urée en ammonium, susceptible de se volatiliser. De même l'azote organique, contenu dans l'acide urique et dans les protéines non digérées, est responsable de l'apparition de l'ammonium par processus d'ammonification qui convertit cet azote organique en NH_4^+ .

Dans une parcelle agricole, l'azote sous forme ammoniacale ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) est issu de divers processus du cycle de l'azote : minéralisation de la matière organique, apports de produits organiques ou d'engrais minéraux, hydrolyse de l'urée....

L'ammoniac est émis par la surface du substrat ou les plantes vers l'atmosphère par volatilisation à partir de l'ammonium (fig I.1). La volatilisation ammoniacale est donc le passage d'une partie de cet azote de la phase aqueuse NH_4 (comme dans l'urine des animaux) à la phase gazeuse sous forme d'ammoniac (NH_3) et sa dispersion dans l'atmosphère (Genermont et Cellier, 2017 ; Gar, 2006 ; Peigne, 2003).

Cette volatilisation de l'ammoniac a lieu :

- lors de l'excrétion des effluents,
- lors de l'accumulation des déjections,
- lors du stockage de ces déjections,
- lors de l'épandage des fientes (Gary, 2006).

Dans les élevages avicoles le processus de la dégradation biochimique de l'acide urique est à la base de la formation de NH_3 .

L'azote ammoniacal est en effet la forme obtenue après minéralisation complète des composés organiques azotés dans le sol. La présence d'azote ammoniacal dans une solution en contact avec l'air conduit systématiquement à la volatilisation d'ammoniac du fait d'un simple jeu d'équilibres physiques et chimiques, sans intermédiaires biologiques.

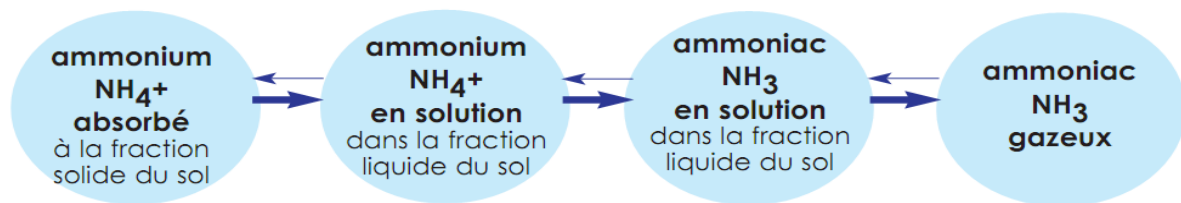


Figure I.1 : Volatilisation de l'ammoniac (NH_3).

4.3.1. Mécanismes de volatilisation de NH_3

4.3.1.1. Les conditions d'émission

La volatilisation ammoniacale se produit après les apports de produits organiques ou d'engrais minéraux azotés. Les pertes varient alors de 0 à 100 % de l'azote ammoniacal épandu (Portejoie et *al.*, 2002). Indépendamment des propriétés physico-chimiques du sol et du climat, les interventions culturales faciles à mettre en œuvre et qui peuvent réduire sensiblement, voire supprimer la volatilisation sont l'enfouissement du produit épandu et l'apport sous couvert végétal (ITAVI, 2004 ; CORPEN, 2001).

Comme illustré à la figure I.2, l'émission de NH_3 est liée principalement :

- ❖ à la disponibilité d'un pool d'azote ammoniacal volatilisable à la surface et donc aux capacités d'infiltration de l'engrais dans le sol et/ou aux techniques d'apport ;
- ❖ aux différents équilibres entre les formes d'azote ammoniacal dans les couches superficielles du sol.

D'après Sommer *et al.*, (1997), la dynamique de ces équilibres est sous l'influence :

- 1) des propriétés physico-chimiques du substrat (T° , pH de la solution et CEC notamment),
- 2) de l'état hydrique des couches superficielles, où l'augmentation de l'humidité favorise le développement et l'activité des bactéries uricolytiques et ce qui augmente donc les dégagements de NH_3 et,
- 3) des conditions climatiques (pluviométrie, température, vent...)

En résumé, la volatilisation du pool d'azote volatilisable va dépendre des conditions physico-chimiques du substrat. Ces dernières déterminent la formation de NH_3 sous forme gazeuse, propice à la volatilisation. Ensuite, les conditions du milieu interne et externe (atmosphère) vont influencer les pertes de NH_3 sous forme gazeuse dans l'atmosphère (Peigne, 2003).

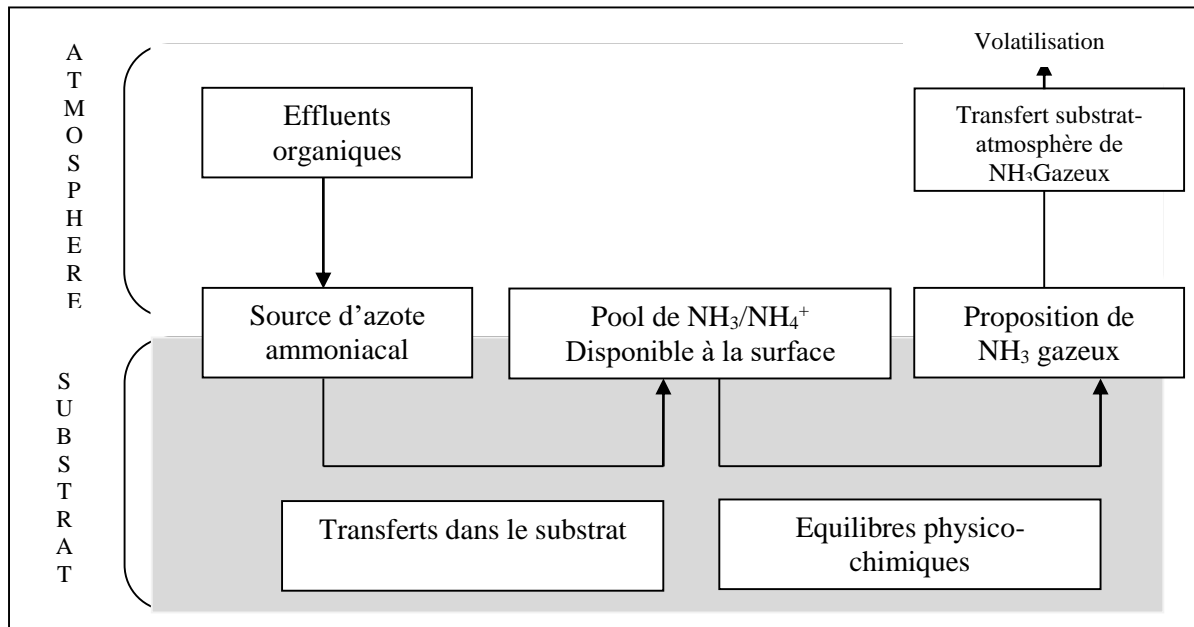


Figure I.2 : Les mécanismes mis en jeu lors de la volatilisation d'ammoniac par la matière organique (CORPEN, 2001)

La disponibilité du NH_3 à la volatilisation donc sera corrélée essentiellement au pool d'azote facilement minéralisable, appelée également la concentration d'azote ammoniacal totale (TAN) (Peigne, 2003). Ce pool comprend l'urée ou l'acide urique dans le cas de matière organique provenant de déjection animale, une partie des protéines, facilement hydrolysable et des éléments azotés sous forme minérale déjà présents (fig I.3).

Dans le cas d'effluents organiques d'origine animale, les deux principales molécules responsables de la formation du TAN sont l'urée (dominante chez les mammifères) et l'acide urique (dominante chez les volailles)

La formation de NH_3 provenant de la minéralisation d'éléments déjà humifiés est plus lente dans le temps, elle est donc négligeable quantitativement dans le processus de volatilisation de l'ammoniac comparée au pool d'azote facilement minéralisable (Peigne, 2003).

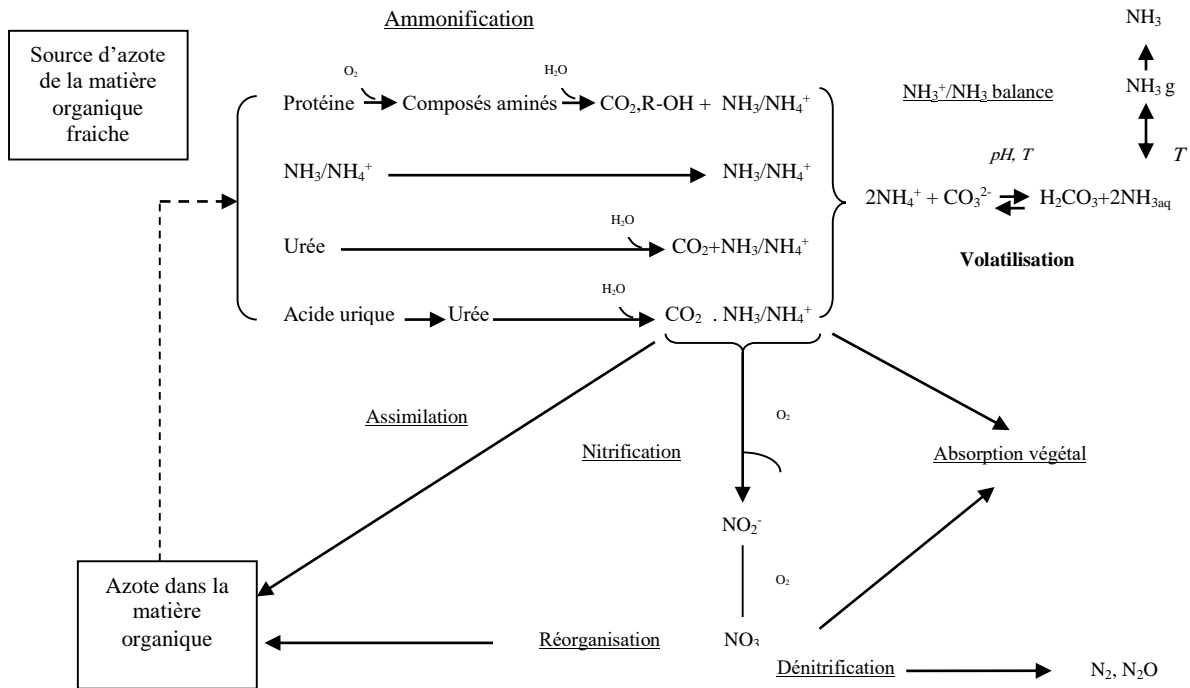
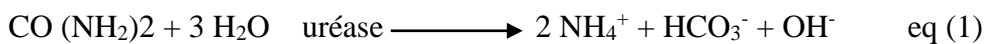


Figure I.3 : Les grandes réactions biochimiques de l'azote dans la transformation de la matière organique (Peigne, 2003).

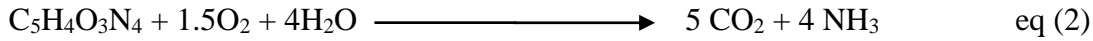
4.3.1.2. La décomposition de l'urée



L'équation 1 montre la réaction d'hydrolyse enzymatique de l'urée en NH_4^+ . L'enzyme responsable d'hydrolyse de l'urée, l'uréase, se retrouve partout dans le monde vivant, principalement chez les micro-organismes. Son activité est essentiellement extracellulaire (après lyse des cellules) et se déroule dans une large gamme de milieux : du sol aux sols des

bâtiments d'élevage. L'activité enzymatique augmente avec l'élévation de la température (entre 10-40°C) et l'augmentation de la concentration en substrat. Le processus est optimal à pH 6.5 (Jarvis et Pain., 1990).

4.3.1.3. La décomposition de l'acide urique



Chaîne de réactions enzymatiques

La décomposition aérobie de l'acide urique est faite de réactions enzymatiques successives aboutissant à la formation d'urée dégradée puis de NH₃ et de CO₂ (équation 2). Le long de la chaîne de réactions enzymatiques, l'enzyme spécifique de ce processus est l'uricase. Il existe aussi une décomposition anaérobie de l'acide urique (réaction beaucoup plus lente) (Koerkamp, 1994).

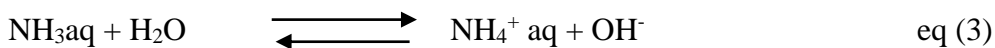
4.3.1.4. Les équilibres physico-chimiques responsables de la formation de NH₃ gazeux

Que ce soit dans le sol, dans les bâtiments d'élevage ou dans les zones de stockage, l'azote ammoniacal total est présent sous différentes formes dans les différentes phases du substrat (Jarvis et Pain 1990 ; Andersson 1994) :



La prédominance d'une forme par rapport à l'autre dépend d'équilibre physicochimique.

- Tout déséquilibre 'tirant' les réactions vers la droite va favoriser la production de NH₃ gazeux et potentiellement la volatilisation du NH₃ vers l'atmosphère.
- L'équilibre 2 est un équilibre acido-basique, le NH₃ est une base faible qui en solution est en équilibre avec son acide le NH₄⁺ :



Le dernier équilibre (3) représente l'équilibre entre la forme NH₃ aqueuse et la forme NH₃ gazeuse (solubilité).

Pour résumer, le passage de la forme NH₄⁺ à la forme NH₃ gazeuse dans le substrat dépend principalement du pH et de la température. Plus la température et le pH augmentent plus l'azote ammoniacal prendra une forme NH₃ gazeuse (Peigne, 2003).

4.3.1.5. Le transfert du NH_3 gazeux du substrat vers l'atmosphère

Le passage du NH_3 gazeux du substrat vers l'atmosphère est la dernière étape conditionnant l'émission de NH_3 , le passage peut se faire par :

- **Diffusion**, due au gradient de température entre la concentration en NH_3 gazeux à la surface du sol ou des déjections et la concentration en NH_3 de l'atmosphère à la surface (coefficient de diffusion D).
- **Convection** en raison de mouvement d'air à l'interface substrat/atmosphère. Peigne, (2003), synthétise les différents mécanismes régulant l'émission de NH_3 d'un substrat organique, (fig I.4). Suivant le milieu (le sol, les déjections liquides, les déjections semi solides ou solides) ou la nature du substrat (urine, fèces) les différents facteurs de production et d'émission de NH_3 vont être plus ou moins importants.

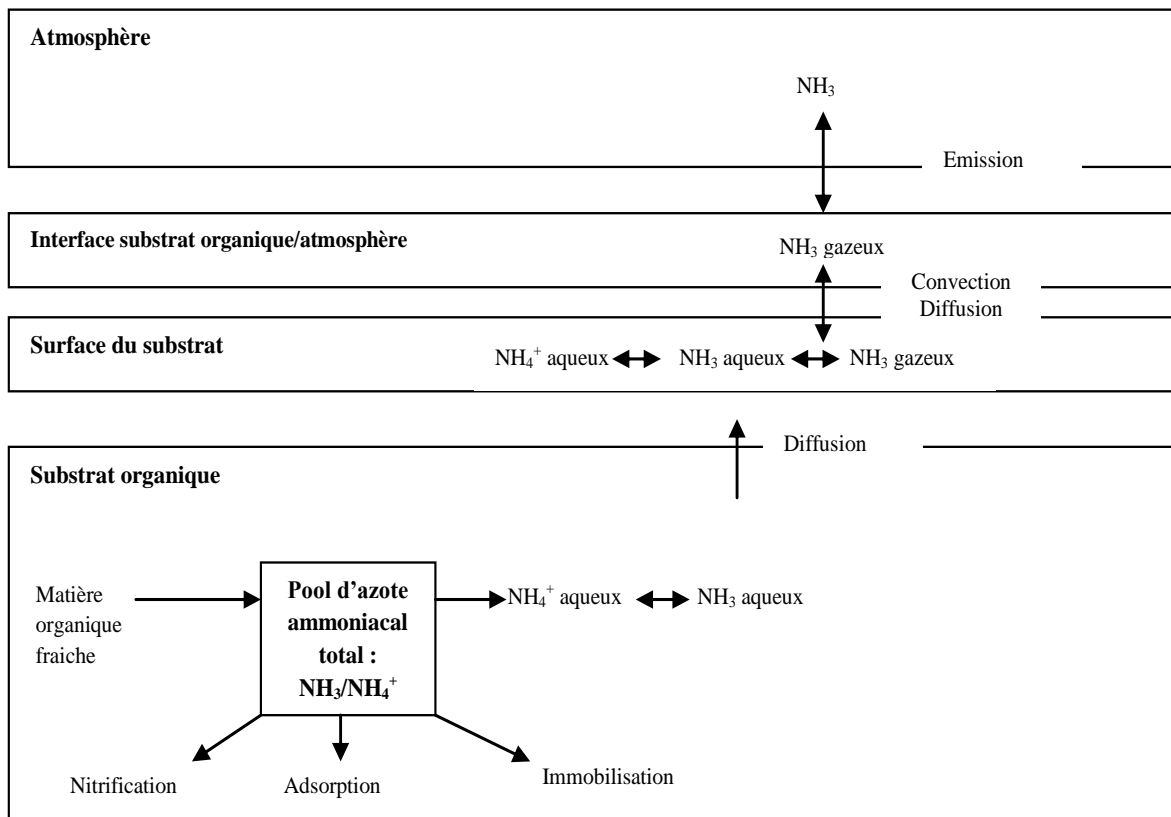


Figure I.4 : Synthèse des mécanismes de volatilité de l'ammoniac (Peigne, 2003)

4.4. Dispersion et retombés d'ammoniac (dépôts de NH_3)

Qu'il soit issu de la dégradation de la matière organique en humus, du stockage ou de l'épandage des effluents ou des fertilisants chimiques, l'ammoniac se volatilise dans l'air ambiant, il est peut-être très concentré près de sources d'émissions, mais sa durée de vie dans l'atmosphère est courte et il retombe en partie à proximité du lieu d'émission. L'autre partie

peut parcourir de longues distances, selon les conditions climatiques, avant de retourner à la biosphère, soit sous forme NH_3 (dépôt sec) soit sous forme d'aérosols de NH_4^+ ou de gouttelettes de NH_4^+ (dépôt sec et/ou humide) lors de précipitations (Portejoie et *al.*, 2002 ; Gary, 2006 ; Moal, 1995 ; Martinez et *al.*, 1996) (fig I.5).

L'ammoniac gaz est facilement absorbé par les plantes par absorption foliaire et se dépose à leur surface. Ce processus est appelé dépôt sec. Contrairement à la plupart des constituants mineurs atmosphériques dont le principal puits de l'ammoniac est la transformation chimique dans l'atmosphère, le dépôt sec ou humide est le principal puits d'ammoniac, et ce dépôt intervient généralement au voisinage des sources. Il peut constituer une source de pollution importante pour les écosystèmes dits sensibles, et conduire à une acidification des milieux aquatiques notamment après l'oxydation de l'ammoniac en nitrates (Martinez et *al.*, 1996).

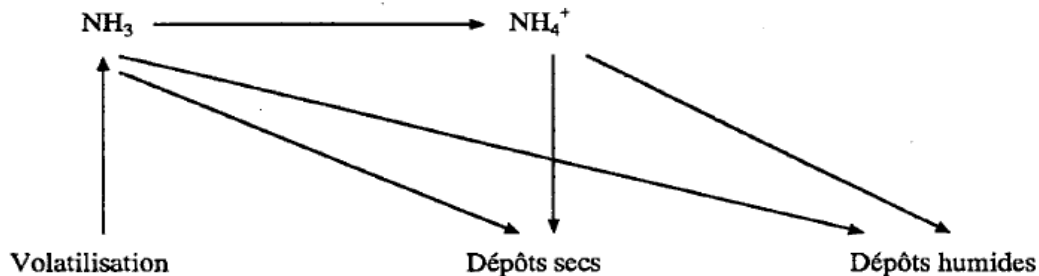


Figure I.5 : Devenir des émissions de NH_3 (Moal, 1994).

Les informations disponibles sur les échanges de NH_3 au-dessus des écosystèmes aquatiques suggèrent l'existence des phénomènes d'émission et de dépôts qui dépendent de la concentration de NH_3 dans l'air et de la concentration d'azote ammoniacal dans l'eau pour ces différents milieux (Moal, 1994).

Selon l'état dans lequel se trouve l'azote ammoniacal, sa durée de vie peut fortement varier dans l'air. C'est ainsi que l'ammoniac sous la forme NH_3 a une durée de vie relativement courte dans l'atmosphère (de l'ordre de 4 à 5 jours) alors qu'il est établi que les particules contenant des sels d'ammonium ont un temps de résidence plus long et une dispersion plus grande (OEB, 2003). Le modèle trouvé par Asman et Janssen (1987), montre que les dépôts secs de NH_3 dans un pays donné, sont principalement issus de ce même pays, alors que les dépôts secs et humides de NH_4^+ sont pour une partie importante causés par des sources venant de pays voisins.

L'ammoniac émis se dépose donc à sec près de la source, et plus loin de celle-ci, sous forme sèche ou humide (Sommer et *al.*, 1996).

Selon le constat réalisé dans les Côtes d'Armor par Lallemand en 1996, on peut établir le schéma présenté par la figure I.6:

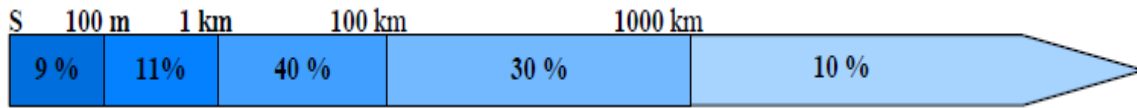


Figure I.6 : Retombées de l'azote ammoniacal en fonction de la distance de la source (Lallemand, 1996).

Cette étude a montré que 60% de l'azote ammoniacal retombe dans un rayon de 100km et 10% au-delà de 1.000 km (OEB, 2003). Tandis que les études menées dans le cadre du PRQA (Plan Régional de la Qualité de l'Air) ont trouvée que 50% de l'azote ammoniacal est déposé à moins de 2,5 km de la source d'émission (Gary, 2006). Les données publiées par Leclerc *et al.* (1988), montre que très près de la source, le maximum de concentration se situe à la hauteur de la source, et plus loin, la concentration au niveau du sol augmente. C'est aussi ce que montrent les données de Legg *et al.* (1986).

Le transport et le dépôt de l'azote ammoniacal s'effectuent donc sous deux formes :

4.4.1. Les dépôts secs correspondent au retour de l'ammoniac au sol soit sous forme gazeuse directement (NH_3), soit adsorbé sur des aérosols (NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3) ils se déposent près de la source (OEB, 2003).

4.4.2. Les dépôts humides surviennent lors de précipitations. En effet, NH_3 se solubilise facilement dans de gouttelettes d'eau pour donner NH_4^+ se dépose plus loin de la source d'émission (OEB, 2003). D'après Krupa (2003), les dépôts secs sont plus importants dans les régions à fortes émissions de NH_3 alors que les dépôts humides dans les zones à faibles émissions.

4.5. Méthodes employées pour quantifier les les dépôts d'ammoniac

Avec le développement de l'élevage avicole intensif, les quantités de déjections ont considérablement augmenté, et cela a abouti à une pollution atmosphérique importante par l'ammoniac. La maîtrise des émissions d'ammoniac et ses dépôts sont donc apparues récemment comme l'un des enjeux majeurs liés à l'agriculture dans le monde d'où l'obligation de disposer de méthodes précises pour quantifier les dépôts d'ammoniac.

4.5.1. Les collecteurs des dépôts "totaux" hors forêt

Cumulent à la fois les dépôts humides et les dépôts secs (aérosols) dans une zone découverte. Les précipitations sont recueillies avec un appareil d'entonnoir simple que nous appelons un « bulk precipitation collector (en anglais) ».

Le collecteur est monté sur un poste de (1 - 2m) au-dessus du niveau du sol pour éviter la contamination par la poussière ou levée du sol (fig I.7). L'eau tombe dans l'entonnoir et se déplace à travers un tube afin de remplir la bouteille de l'échantillon. La boucle est conçue dans le tube de l'entonnoir menant à la bouteille d'échantillonnage pour retenir l'eau et éviter son évaporation dans la bouteille. La prévention de l'évaporation est essentielle pour maintenir les concentrations des ions originaux des précipitations (Alastuey *et al.*, 1999 ; Gulsoy *et al.*, 1999 ; Dämmgen *et al.*, 2005 ; Franzaring, 2006). Pour chaque prélèvement, les bouteilles sont vérifiées et recueillies, ensuite les collecteurs doivent être bien rincés par de l'eau distillée. La propreté est d'une importance capitale afin de détecter les faibles concentrations de NH₃ présents dans la précipitation. La concentration en NH₃ est déterminée au laboratoire.



Figure I.7 : Collecteurs des dépôts totaux (bulk deposition).

4.5.2. Les dépôts humides sensu stricto

Ces dépôts apportés par les pluies, sont mesurés hors forêt à l'aide de pluviomètres fermés hors périodes de pluies (CORPEN, 2001)

4.5.3. Les dépôts "totaux" en forêt

Les turbulences générées par les cimes des arbres entraînent des dépôts secs (aérosols) et "occultes" (gouttelettes de nuage en zone de montagne) nettement plus importantes en forêt ("effet filtre" de la canopée) qu'en espace ouvert (culture agricole par exemple). Cette réalité a longtemps été ignorée. Seules des mesures, micro météorologiques "directes", permettent de

quantifier de façon fiable les dépôts secs, mais en raison de la complexité et du coût de mise en œuvre de ces techniques, on se base généralement sur la mesure des "pluiolessivats" (égouttement du feuillage) (CORPEN, 2001).

4.6. Impacts et toxicité de l'ammoniac

Les émissions d'ammoniac d'origine avicole peuvent avoir des conséquences négatives sur les agriculteurs et les résidents voisins, les animaux, l'environnement immédiat de la ferme ainsi que sur l'atmosphère (Bouzriba, 2011). L'ammoniac atmosphérique a des impacts à l'échelle locale et internationale (transfrontalière). Dans l'atmosphère, ce gaz réagit avec les polluants acides tels que les produits des émissions de SO₂ et de NO_x pour produire de l'ammonium fin (NH₄⁺) contenant des aérosols. Alors que la durée de vie de NH₃ est relativement courte (<10-100 km), NH₄⁺ peut être transféré sur des distances beaucoup plus longues (100-> 1000 km) (Asman et al., 1998, Fowler et al., 1998). En revanche, le NH₃ atmosphérique a également un impact en tant que NH₄⁺, il peut augmenter l'acidité du sol (Krupa, 2003). Ainsi, le gaz d'ammoniac endommage les écosystèmes, directement ou indirectement.

4.6.1. Impacts sur la santé humaine

L'ammoniac, n'est pas un poison car, il n'a pas d'effet toxique cumulatif comme le plomb et le mercure. Son danger est lié à son grand pouvoir oxydant sur les tissus. Les tissus particulièrement sensibles à l'ammoniac sont ceux des voies respiratoires (la bouche, des narines, de la gorge et des poumons). L'exposition à une concentration atmosphérique de 5000 ppm provoque la mort par suffocation en quelques minutes. Des concentrations au-dessus de 200 ppm provoquent des allergies cutanées, des brûlures et couvrent la peau d'ampoules en quelques secondes. Une inhalation de 700 ppm et plus, provoque un œdème pulmonaire qui peut causer la mort, si la victime est mal traitée (Lavigne et Andrée Roy, 2004). Ces concentrations ne sont jamais atteintes en élevage. L'INRS (Institut National de la Recherche Scientifique en France) a défini deux normes vis à vis de la santé humaine : la Valeur Limite d'Exposition (VLE) et la Valeur Moyenne d'Exposition (VME). La VLE correspond à la concentration tolérée pendant une exposition de 15 minutes. Elle est fixée à 50 ppm ou 36 mg/m³ à 20°C. La VME vise quant à elle à protéger les personnes des effets à long terme de l'ammoniac. Un travailleur, présent 8 heures à son poste ne doit pas être exposé à plus de 25 ppm ou 18 mg/m³ à 20°C. Les seuils de sensibilité varient d'un individu à l'autre mais se situent généralement entre 5 et 50 ppm. Les effets irritants peuvent apparaître dès 20 à 50 ppm. En élevage de volailles, les taux mesurés varient entre 2 et 50 ppm (INRS, 2016).

4.6.2. Impact sur la santé animale

Bien que l'ammoniac semble avoir un effet bactéricide sur les litières, ce gaz peut, à l'inverse, affecter les performances des animaux, et des volailles en particulier. Ainsi, les gaz irritants tels que l'ammoniac endommagent la production de mucus, l'action ciliaire de la trachée et diminuent la résistance aux infections respiratoires, ce qui entraîne une diminution des performances zootechniques. Par ailleurs, de fortes émissions d'ammoniac sont probablement la cause majeure de la kérato-conjonctivite ; les mortalités qui en résultent sont généralement faibles mais l'incidence économique peut être importante (OEB, 2003).

4.6.3. Impact sur l'environnement

En général les effets des émissions d'ammoniac d'origine agricole et ses dépôts sur l'environnement sont :

Ils contribuent pour une large part aux dépôts acides. Le caractère acido-basique du couple $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ permet à l'azote ammoniacal d'avoir deux actions différentes :

- neutralisation de l'acidité créée par d'autres composés gazeux que l'on retrouve dans l'atmosphère (H_2SO_4 , HNO_3),

- contribution à l'acidification des retombées « pluies acides » (Buijsman *et al.* 1987).

Le dépôt d'ammoniac ou d'ammonium induit aussi une intensification de la nitrification dans les sols par les bactéries, réaction génératrice d'acidité (diminution de pH du sol), ceci peut réduire la stabilité structurelle et diminue la teneur en matière organique des sols de surface et induit à une disparition de la faune et de la flore dans les cas extrêmes, et provoque localement une perte de la biodiversité ainsi qu'un déséquilibre des écosystèmes sensibles (Andrews, 1956 ; Portejoie *et al.*, 2002 ; Schaeffer, 2001). La contribution de l'azote à l'acidification des sols est estimée à 35%. Cette baisse du pH peut provoquer une solubilisation des constituants toxiques pour les plantes tels que les ions aluminium Al_3^+ . En plus, lorsque le NH_3 se dépose à la surface des plantes, il peut être dissout et est lavé dans le sol où il peut augmenter l'acidité du sol et interférer avec l'absorption des cations basiques (Pearson et Stewart, 1993, Fangmeier *et al.*, 1994 ; Krupa, 2003 ; Sutton *et al.*, 2003 et 2004)

Comme l'ammoniac est un engrais azoté, il contribue aussi à l'eutrophisation des forêts et à d'autres végétations naturelles qui induit un déséquilibre des nutriments : les végétaux deviennent alors plus vulnérables aux maladies, aux pesticides et à la sécheresse. L'ammoniac est également à l'origine de l'acidification des lacs d'eau douce et l'eutrophisation des eaux. L'eutrophisation des milieux aquatiques est principalement due à l'enrichissement des eaux en phosphates. Mais les nitrates y jouent aussi un rôle non négligeable (Schaeffer, 2001).

L'eutrophisation consécutive aux dépôts d'azote ammoniacal concerne principalement les eaux continentales de surface qui s'enrichissent en azote (CORPEN, 2006), ainsi que Lacour (2001), a trouvé une corrélation entre la teneur en nitrates des eaux de montagne avec l'intensité des dépôts ammoniacaux.

En outre, l'azote ammoniacal déposé est ensuite dénitrifié, induisant des émissions indirectes de gaz à effet de serre N_2O . Ces dernières sont estimées à environ 1 % de l'azote ammoniacal déposé (Genermont et Cellier, 2017). En revanche, les émissions d'ammoniac à grande échelle jouent aussi un rôle dans la problématique des particules fines via la formation de particules secondaires (sels d'ammonium) (Blavier et Debrock, 2011).

Dans l'ensemble, les dépôts atmosphériques ammoniacaux constituent un apport non maîtrisable d'azote dans les écosystèmes, ce qui cause directement ou indirectement des dommages à la végétation sensible, le dépérissement forestier, des perturbations dans les chaînes alimentaires aquatiques douce et marine, un changement dans la composition des espèces et le déclin de la diversité biologique et d'autres effets délétères (Sheppard *et al.*, 2011 ; Wu *et al.*, 2008; Sutton *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2010 ; Blavier et Debrock, 2011).

4.6.4. Diminution et perturbation de la biodiversité

Les dépôts atmosphériques d'ammoniac sont une source supplémentaire d'azote qui ne peut être supportée que dans une certaine mesure par les écosystèmes naturels, on parle alors de « saturation en azote ». Cette augmentation des dépôts dans les écosystèmes naturels ou semi-naturels accélère le développement d'espèces nitrophiles (du fait de l'enrichissement du milieu en azote) qui sont alors susceptibles de supplanter les espèces natives adaptées au déficit naturel de l'écosystème en nutriments, ce qui modifient également les relations de compétition entre espèces (Genermont et Cellier, 2017). Par exemple, aux Pays-Bas, on rapporte que 50 % de la bruyère de certaines régions proches des zones d'élevage, ont été remplacés par des espèces prairiales. Dans le même sens, les travaux de Pitcairn *et al.* (1995 et 1998) montrent des variations de la composition floristique en fonction de la distance par rapport à un bâtiment d'élevage de volailles.

En revanche, un certain nombre d'écosystèmes terrestres naturels ou semi-naturels sont très sensibles aux dépôts azotés. Ces surplus d'azote sont à l'origine de dégâts foliaires, perturbent la croissance des arbres des forêts et provoquent des déséquilibres nutritifs, qui rendent les plantes plus sensibles aux facteurs de stress (accidents climatiques, maladies...) (Genermont et Cellier, 2017). En outre, il conduit à la mort d'espèces sensibles, par ex. lichens et mousses, *Sphagnum*, *Pleurozium schreberi* ; Ainsi, l'eutrophisation et l'acidification peut

conduire localement à des pertes de biodiversité de la flore et de la faune (Portejoie et *al.*, 2002). D'après Xu et *al.* (2009), la faune du sol, montre une très grande densité et une diversité des écosystèmes et remplit des fonctions importantes telles que la dégradation de la litière et aération du sol. Cette faune est peut-être affectée négativement par le dépôt d'azote à cause de l'acidité du sol surtout. Les effets et la toxicité de l'ammoniac sur les organismes vivants dans le sol sont réels. Les études sur la toxicité de l'ammoniac se sont concentrées davantage sur les espèces aquatiques et moins sur les invertébrés terrestres dans les sols ; comme les vers de terre (Annélides Oligochètes) (Zeguerrou et *al.*, 2019).

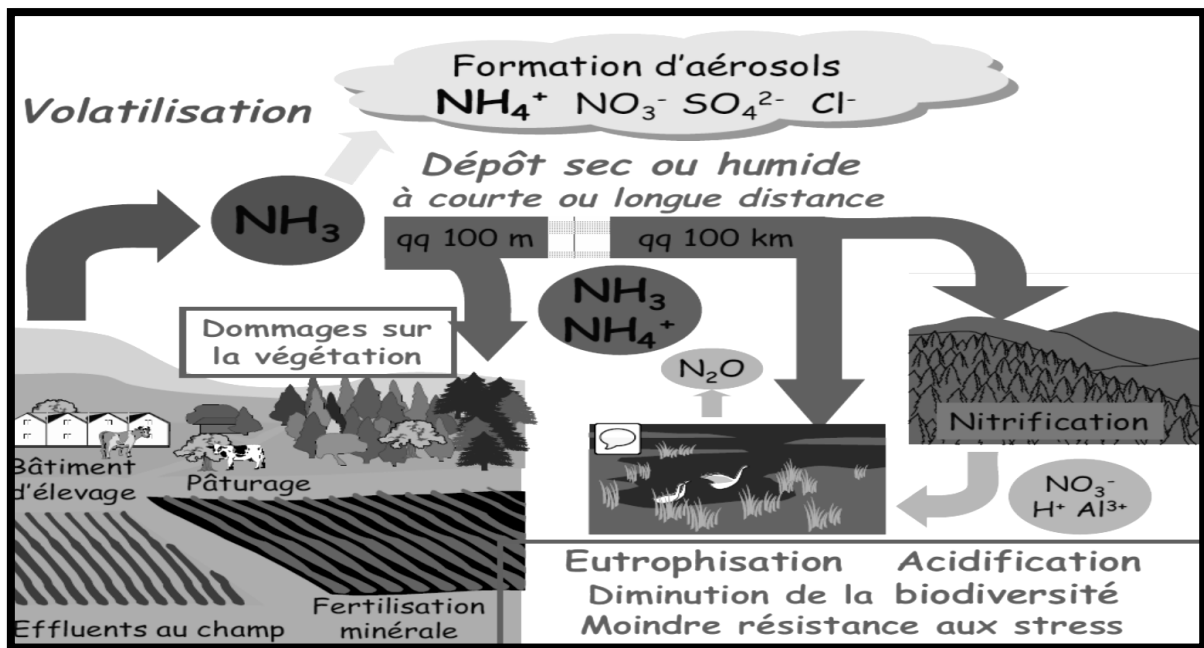


Figure I.8 : Impact environnementaux de l'ammoniac (CORPEN, 2006).

5. Les Annélides Oligochètes

5.1. Définition et classification

Les **Oligochètes** forment traditionnellement une classe au sein des **Annélides**, avec les **Polychètes** et les **Achètes** ou « Hirudinées » (Avel, 1959 ; Brinkhurst, 1982). Le nom « Oligochètes » (du grec *oligos*, peu nombreux et *chaete*, soie) fait référence aux soies présentes sur chaque segment du soma mais en nombre réduit, par opposition aux « Polychètes » (du grec *polys*, nombreux) qui possèdent des soies nombreuses sur des parapodes, et aux Achètes (du grec *a*, sans) qui en sont dépourvues. Les Oligochètes sont des vers segmentés à symétrie bilatérale, sétigères et qui possèdent un clitellum (Michaelsen, 1928). Celui-ci est un épaissement glandulaire de l'épithélium, en forme d'anneau ou de selle, ayant une longueur

et un emplacement déterminé pour chaque espèce, et qui secrète un cocon à l'intérieur duquel seront pondus les œufs. Les soies sont peu nombreuses et s'implantent directement dans la paroi du corps. Les Oligochètes sont hermaphrodites ; le développement est direct, sans stade larvaire. Les gonades sont localisées dans un nombre restreint de segments (Martin et Ait Boughrous, 2012).

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la classification des Oligochètes, nous citons à titre d'exemple, Michaelsen en 1900 qui a divisé cette classe en 11 familles, regroupant environ 152 genres et 1200 espèces. Cependant, il va en 1921, réorganiser sa propre classification en 21 familles. Stephenson (1930) a simplifié cet arrangement dans 14 familles comportant des espèces terrestres et aquatiques. La classification des espèces terrestres par Reynolds et Cook (1993) a révélé 25 familles, tandis que la classification de Blakemore (2007), comprend 20 familles. Les deux familles, écologiquement les plus importantes sont les *Megascolecidae* et *Lumbricidae* (Bazri, 2015).

La famille *Megascolecidae* c'est la famille la plus riche en espèces. La plupart sont tropicales ou équatoriales. Certaines sont géantes, plus de trois mètres de long pour *magascolides australis*. Certaines espèces sont de grosse taille (2 à 3cm de diamètre) et vivent en forêt équatoriale jusqu'à la couronne des arbres. Cependant *Lumbricidae*, est la famille la plus importante des Oligochètes. Elle se compose essentiellement de vers terrestres (Edwards et Bohlen, 1996). On estime à 7 000 environ le nombre total d'espèces, la majorité vivant sous les tropiques (Lavelle *et al.*, 1998). La famille des Lumbricidés renferme la plupart de nos vers de terre. Ils se divisent en plusieurs genres : *Lumbricus*, *Eisenia*, *Allolobophora*, etc.

5.2. Généralités sur les *Lumbricidae* (vers de terre)

Les vers de terre sont des invertébrés représentant la famille des *Lumbricidae*, ils appartiennent à l'embranchement des Annélides et à la classe des Oligochètes, ces organismes représentent une composante majeure du macrofaune du sol, où ils dominent en biomasse dans la plupart des écosystèmes terrestres. D'après Ouellet *et al.*, (2008) ; Jouquet *et al.*, (2010), ils représentent jusqu'à 60% à 80% de la biomasse animale totale dans le sol. Ils sont répandus, abondants et très diversifiés, tant sur le plan taxonomique que fonctionnel (Blakemore, 2010). En 1994, Plus de 5500 espèces de vers de terre avaient été recensées dans le monde, auxquelles s'ajoutaient plus de soixante nouvelles espèces chaque année. Les changements dans la composition des communautés de vers de terre sont largement reconnus comme révélateurs de changements dans les conditions environnementales (Blakemore, 2002). Leur abondance dans

le sol représente donc la santé des écosystèmes du sol et le niveau de sécurité environnementale (Xiao et *al.*, 2004). Ces organismes sont considérés comme un élément sensible aux polluants, ils sont les premiers récepteurs affectés par la contamination, soit par voie cutanée soit par ingestion (Stürzenbaum et *al.*, 1998 ; Xiao et *al.*, 2006).

En revanche, ces invertébrés édaphiques (vers de terre) représentent un indicateur utile de la fonction et de la qualité du sol car ils influencent et sont influencés par les propriétés physiques et chimiques du sol (Velki et *al.*, 20012). Ils jouent un rôle important dans leur environnement grâce à différents mécanismes physico-chimiques et biologiques, permettant d'améliorer la fertilité et de préserver la structure du sol (Pelosi, 2008), où ils contribuent de manière significative à la décomposition de la matière organique, et à la formation du sol (Edwards et Bohlen, 1992). Ils facilitent également la formation et la stabilisation des agrégats du sol et améliorent la porosité du sol en augmentant l'aération et le drainage, en mangeant et en broyant le sol, en recyclant les nutriments, en mélangeant les couches minérales et des composés organiques pour produire des miettes de sol (Edwards et Bohlen, 1996 ; Allen, 2002 ; Lavelle et Espagne, 2001). La capacité des vers de terre à remplir ces fonctions bénéfiques dans le sol peut être inhibée lors d'une exposition à des substances nocives.

5.3. L'anatomie des Annélides Oligochètes (ver de terre)

5.3.1. L'anatomie externe (morphologie)

Le corps des vers de terre est mou, de forme cylindrique allongé, de couleur rougeâtre, il est composé de nombreux anneaux successifs appelés les métamères (de 60 à 200). Le premier segment est appelé "Prostomium", le second est "péristomium" et le dernier "Pygidium" (Sims et Gerard, 1999) (fig I.9). Comme tous les Oligochètes terrestres les vers de terre n'ont ni yeux, ni tête distincte. Cependant ils possèdent une forte densité de cellules sensorielles.

La coloration des vers est en relation avec leur écologie et dans une certaine mesure de leurs affinités systématiques (Bouché 1972). Les vers de surface apparaissent plus pigmentés que ceux qui vivent en profondeur. Selon Bachelier, (1978), les vers des régions relativement sèches sont souvent de couleur plus sombre que les vers des régions humides.

On distingue facilement une face dorsale et une face ventrale ; cette dernière, plus plate et moins colorée que la face dorsale. Il est aussi facile de distinguer la partie antérieure plus effilée et plus colorée, de la partie postérieure. Le premier anneau porte sur la face ventrale la bouche entourée de grosses lèvres. De plus cette partie possède sur la face dorsale, un renflement portant le nom de clitellum. Le lobe frontal se trouve à l'avant, ensuite viennent les

anneaux. Toujours sur la face ventrale, on voit du 10^e au 13^e anneau, par transparence, les organes génitaux. Sur le 14^e anneau s'ouvrent les deux orifices femelles, et sur le 15^e anneau se situent les pores mâles. Le ver de terre donc est un animal hermaphrodite, c'est-à-dire à la fois mâle et femelle. La région postérieure, parfois plus renflée, plus large et légèrement aplatie, porte l'anus qui se trouve à l'extrémité du dernier anneau appelé pygidium.

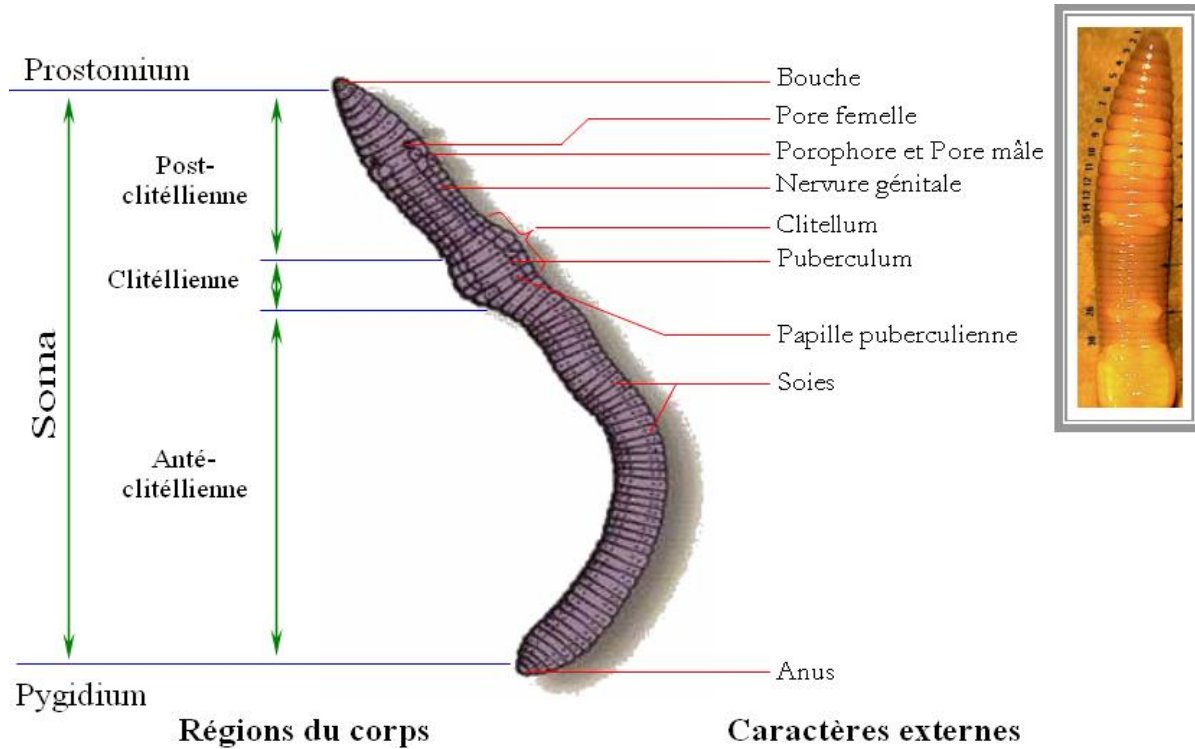


Figure I.9 : La morphologie d'un ver de terre (Morin, 1999)

Chaque anneau du *Lombric* porte quatre paires de crochets minuscules, les soies, deux paires ventrales et deux paires latérales. Il existe également sur la face ventrale de chaque anneau, deux orifices excréteurs difficiles à voir (Villeneuve et Désire, 1965). La peau des vers de terre rendue humide et visqueuse par du mucus, est légèrement irisée, ce mucus assurant une protection de leur épiderme (Bouché, 1972).

D'une manière générale, le corps des vers de terre est composé des parties suivantes :

1. Le prostomium : c'est la partie la plus antérieure, située immédiatement en avant de la bouche. N'étant pas un véritable segment (métamère), elle ne possède ni soies ni cavité coelomique et est plus ou moins fusionnée avec le péristomium (Ginet et Roux, 1974).

Selon Bachelier (1978), les rapports de prostomium avec le premier segment (péristomium) sont utilisés en systématique, chaque disposition ayant reçu un nom particulier (fig I.10).



Figure I.10 : Schémas des divers types de tête des vers Oligochètes (Bachelier, 1978).

1- zygolobe ; 2- prolobe ; 3- pro-épilobe fermé ; 4- pro-épilobe ouvert ;
5- épilobes ouvert ; 6- épilobes fermé ; 7- tanylobe ; 8- prolobe-tanylobe

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

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

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

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

3. Le pygidium : Il ne comporte pas de cavité coelomique, donc n'est pas considéré comme un métamère. Il entoure l'anus (Bazri, 2015).

5.3.2. L'anatomie interne

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

5.4. Etude physiologique

5.4.1. Respiration

Les vers de terre n'ont ni poumons ni branchies pour respirer. La prise d'oxygène et les échanges gazeux se font par toute la surface du corps grâce à la peau qui assimile directement l'oxygène dissous dans l'eau ; une respiration cutanée qui n'est possible que si leur peau est maintenue humide. La respiration se fait par simple diffusion à travers le tégument (Morin,

1999). Le sang transporte l'oxygène partout dans le corps et ramène le CO₂ à la surface pour sortir du sang (Andrew et Deschenes, 1982).

5.4.2. Nutrition

L'alimentation est décisive pour le développement des vers de terre, qui se nourrissent essentiellement de matériel végétal mort plus ou moins décomposée, à la surface ou dans le sol. Les vers de terre n'ont pas de dents et ne peuvent donc pas mordre dans les racines des plantes. Il s'empare de matières végétales incorporées superficiellement ou laissées à la surface du sol (Pfiffner, 2012). Aristote appelait les vers de terre les intestins de la terre ». Cette ingestion de terre par les vers varie d'importance selon les espèces, les sols, les saisons et la nature des matériaux végétaux (Bachelier, 1978). Le taux d'assimilation de la matière organique ingérée est voisin de 10%. Le plus souvent terre et débris végétaux sont intimement mélangés dans le gésier des vers, chargés en sécrétions protéiniques muqueuses. Le résultat de cette digestion est un terreau plus foncé que le sol ingéré, un pH plus alcalin et une microflore sélectionnée mais plus active. (Bachelier, 1978).

5.4.3. Excrétion

Les vers de terre excrètent à la fois de l'ammoniaque et de l'urée, alors que les annélides aquatiques n'excrètent que l'ammoniaque tandis que les animaux terrestres ne rejettent que de l'urée. Dans des conditions normales d'alimentation et en présence d'eau, l'ammoniaque domine dans l'urine des vers de terre ; en conditions d'inanition et en atmosphère plus sèche, l'ammoniaque diminue alors que l'urée augmente. L'azote est aussi rejeté dans le mucus que sécrète l'épiderme ; cet azote rejeté correspondrait à la moitié de l'azote perdu normalement par les vers (Bachelier, 1978).

5.4.4. Locomotion

Les deux couches musculaires qui enrobent le ver permettent une locomotion efficace. La musculature circulaire externe est responsable des contractions segmentaires et la musculature longitudinale, plus interne, permet l'allongement des segments. Les soies permettent l'accrochage à la paroi des terriers et le pore dorsal assure l'évacuation rapide du liquide cœlomique. (Morin, 1999).

5.5. Biologie et dynamique des populations lombriciennes

5.5.1. Cycle de vie et longévité

Tous les vers de terre sont originalement hermaphrodites (pelosi, 2008), mais certaines espèces sont obligatoirement bi-parentales comme les *L. terrestris*, qui ne peuvent donc se

féconder eux-mêmes et l'accouplement est indispensable. Lorsque les conditions sont favorables, les vers s'accouplent tête-bêche d'une façon que le clitellum de l'un se trouve en face des réceptacles séminaux de l'autre (9^e et 10^e anneaux) (Villeneuve et Désiré, 1963 ; Bouché, 1972 et Morin, 1999) où ils échangent leurs spermatozoïdes.... Les... espèces qui se reproduisent sans accouplement, le font par auto-fertilisation ou encore par parthénogénèse (Sims et Gerard, 1999). La parthénogénèse est une reproduction monoparentale à partir d'un seul gamète alors que l'auto-fertilisation nécessite l'intervention des deux gamètes, mâle et femelle, apportés par le même individu (Pelosi, 2008).

Les nuits fraîches et humides du printemps à la fin de l'été présentent les conditions idéales pour l'accouplement qui se produit à la surface du sol ou dans le solum. Quelques jours plus tard, les deux vers produisent chacun un cocon qui est en fait une capsule ayant la forme d'un citron. Le cocon glisse le long de la partie antérieure du vers de terre puis il est mis dans le sol sous forme d'une capsule fermée aux deux extrémités. Le nombre de cocons produit varie selon l'espèce, la température, l'humidité, la nourriture et l'âge de l'animal (Bachelier, 1978 ; Pelosi, 2008 et Morin, 1999).

La durée d'incubation des cocons dépend des conditions climatiques (Holmstrup *et al.*, 1996) et des conditions de vie de l'adulte qui a donné naissance à ce cocon (Phillipson et Bolton, 1977). Habituellement, quand les conditions sont favorables, les cocons éclosent après environ trois semaines. Chaque cocon donne deux à vingt juvéniles (la moyenne étant quatre) (Morin, 1999). Par contre, quand les conditions de température et d'humidité sont défavorables, les capsules demeurent intactes dans le sol attendant de meilleures conditions... Les capsules peuvent survivre à des conditions adverses de sécheresse et de chaleur où les vers ne survivraient pas (Edwards et Bohlen, 1996 ; Bachelier, 1978).

Les vers nouvellement éclos ressemblent à des petits bouts de fil blanc de quelques millimètres de long. En l'espace de quelques heures leur couleur commence à foncer et en moins d'un jour ; ils ressemblent à leurs parents (Morin, 1999). Le ver 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 devenir sexuellement mature et pouvoir se reproduire à son tour ; le ver est alors adulte (Pelosi, 2008). Le temps de maturité varie beaucoup entre espèces et dépend des conditions du milieu (température, humidité, nourriture).

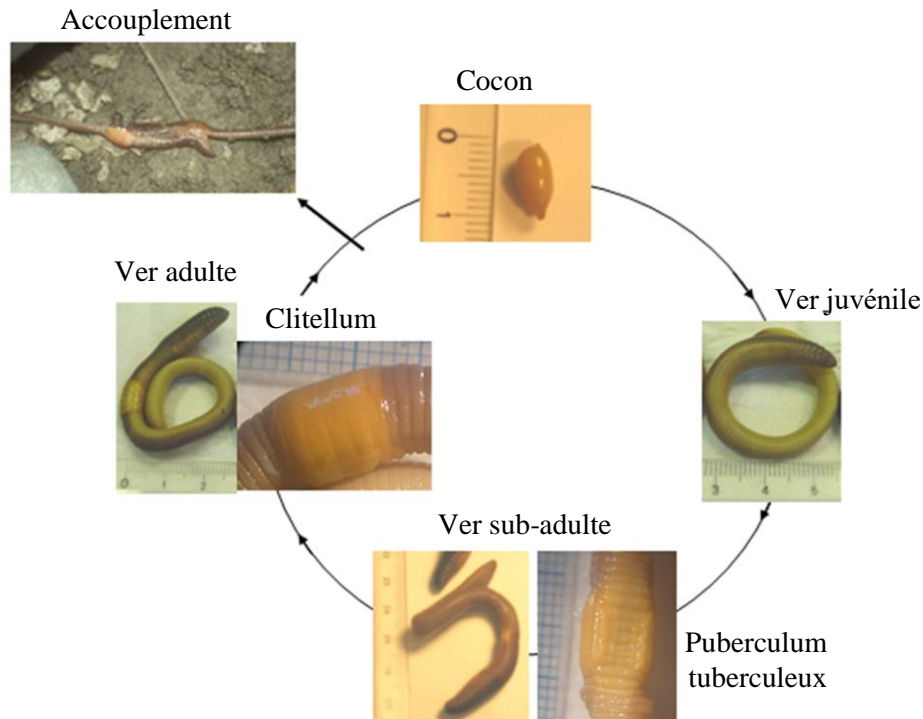


Figure I.11 : Le cycle de vie d'un ver *Lumbricusterrestris* (Pélosi, 2008).

Les vers de terre ont une durée de vie dépendante de l'espèce, de leur biotope et des conditions dans lesquelles ils vivent. En effet, un ver appartenant à 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). La durée de vie maximale pour *Eisenia fetida* est de 5 ans, mais *Aporrectodea longa* a survécu de 5 à 10 ans dans les cultures au laboratoire (Gerard, 1967 ; Gates, 1972). Suivant le groupe fonctionnel, les stratégies d'allocation de l'énergie varient entre les types r et k (Satchell, 1980). La stratégie de type r concerne les espèces à durée de vie courte donc plus spécifiquement les épigés, qui allouent tout d'abord leur énergie à la reproduction et à la croissance. A l'inverse, les stratégies k, principalement les endogés et les anéciques, privilégient la survie à la reproduction et à la croissance car ils ont une durée de vie plus longue.

La durée des quatre étapes fondamentales du cycle de vie des lombriciens (cocon, juvénile, sub-adulte et adulte), ainsi que la fécondité et la survie des vers dépendent fortement de l'espèce considérée mais aussi des conditions du milieu où ils sont influencés par le biotope dans lesquels 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 (Pelosi, 2008).

5.5.2. Les facteurs influençant sur la dynamique des lombriciens

Généralement, la qualité et la quantité de la matière organique du sol (Curry, 1998) ainsi que le type de sol, le pH et les conditions climatiques sont des **facteurs du milieu** qui gouvernent fortement la présence des communautés lombriciennes dans les différents biotopes (Lofs-Holmin, 1982 ; Whalen et Parmelee, 1999). Eventuellement, 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 des vers de terre.

De nombreux travaux ont mis en évidence le rôle majeur des caractéristiques physico-chimiques du sol sur la dynamique des vers de terre (présence, abondance et distribution). Les travaux de Guild (1948), El-Duweini and Ghabbour (1965), Edwards and Lofty (1972), Binet (1993) et Peress *et al.*, (1998) ont mis en avant l'effet de la texture du sol sur la biomasse et l'abondance lombriciennes. Nuutinen *et al.*, (1998) montrent que la texture peut aussi influencer la distribution des lombriciens.

Les auteurs Van Rhee et Nathans (1973), Philipson *et al.* (1976) et Bachelier (1978) montrent l'effet significatif de la profondeur de sol sur cette dynamique. Ces mêmes auteurs mettent aussi en avant le rôle majeur de l'humidité du sol. D'après Bachelier (1978), l'eau représente 80 à 85 % du poids du vers de terre et de ce fait le rendant plus sensibles à une sécheresse qu'à une immersion temporaire. Ce qui explique leur distribution spatiale dans la parcelle en lien avec les conditions d'hydromorphie (Cannavacciuolo, 1998).

En revanche, bien que l'effet de la température ne soit pas aisé à apprécier, car notamment lié aux conditions d'humidité, (Lee, 1985) et Bouché (1982) mettent en avant son influence sur la durée du développement des individus et la production de cocons. Cette production pouvant aussi être influencée par la compaction du sol. Les conditions optimales de température se situent en général entre 10 et 20°C pour les espèces de régions tempérées et entre 20 et 30°C pour les zones tropicales. Peu d'espèces survivent à des températures inférieures à 0°C ou supérieures à 28°C (Lee, 1985 ; Curry, 1998). Lorsque les conditions de température et d'humidité du sol deviennent défavorables (sécheresse, baisse ou hausse trop importante de la température), la survie, la fécondité et la croissance des lombriciens sont affectées (Lee, 1985). Si certains ne survivent aux mauvaises périodes que sous forme de cocons (le cas de *L. rubellus*), d'autres espèces, principalement les anéciques, peuvent migrer vers les horizons profonds du sol, où les conditions de température et/ou d'humidité sont moins

défavorables (*L. terrestris*), ou encore cesser leur activité pendant des périodes plus ou moins longues : c'est la diapause, para-diapause ou quiescence selon le degré de léthargie du ver et les facteurs qui déclenchent et qui mettent fin à cette période d'inactivité (Bouché, 1972; Bachelier, 1978 et Pelosi, 2008).

Selon les travaux de Bhatti (1962) et Bachelier (1978), les vers de terre peuvent survivre dans un sol dans un intervalle de pH dont valeurs limite sont 10 pour un sol alcalin et 4.4 pour un sol acide, alors qu'Edwards et Bohlen (1996), proposent un pH optimal pour chaque espèce. Romans et Robertson (1975) montrent qu'un lessivage et une acidification des sols entraînent la diminution voire la disparition des lombriciens. Cette acidification est peut-être due aux dépôts atmosphériques d'ammoniac, en revanche Barley (1961) définit une limite maximale de salinité égale à 0.4 % (=0.07 M par litre).

Par ailleurs, les vers sont très appréciés par plusieurs prédateurs : les taupes, les musaraignes, les grenouilles, les reptiles (serpents, batraciens), les crapauds, les salamandres, certaines limaces (*Testacella*), escargots et surtout les oiseaux qui s'attaquent essentiellement aux vers de surface et de litière ce qui contribue largement à la diminution de leurs populations. (Hellebaut, 2001). En outre, Les vers de terre sont très souvent parasités par des Grégarines (Sporozoaires), des Ciliés, divers nématodes, dont des *Rhabditis* et des *Syngamus* (parasite des voies respiratoires des volailles), certains Plathelminthes et certaines larves de Diptères (*Sarcophagidae* et *Tachinidae*).

En ce qui concerne les **facteurs anthropiques**, l'étude des effets des traitements phytosanitaires montre que certains pesticides peuvent avoir des effets nocifs sur le développement de certaines espèces de lombriciens, ce qui modifie la diversité taxonomique des peuplements (Duddington, 1961 ; Cluzeau et Fayolle, 1988 ; Ablain, 2003). Evans et Guild (1948) montrent qu'un labour peut réduire le peuplement lombricien de 70% en 5 ans. Hopp (1947) précise ces observations en soulignant que la charrue à disque et le sarclage sont particulièrement nocifs pour les espèces de surface. En parallèle avec ces effets négatifs, les amendements organiques montrent en général, un effet positif des fertilisations sur le peuplement lombricien (Raw, 1960 ; Edwards et Lofty, 1977 ; Bostrom, 1987 ; Cluzeau *et al.* 1990 ; Doube, 1994 ; Mele, 1999). Cependant, les fientes avicoles, utilisées comme fertilisant sur les sols agricoles peuvent affecter la survie des vers de terre, si certaines conditions ne sont pas respectées, comme la durée de stockage de ces déchets, la quantité épandable et la fréquence d'épandage. Ces effets seront plus graves dans les régions où l'agriculture et l'élevage sont intensifs (Zeguerrou *et al.*, 2020).

5.5.3. Catégorie écologique des vers de terre

Les vers de terre dominent la macrofaune du sol (en biomasse) dans la plupart des écosystèmes terrestres, à l'exception des milieux arides et des régions glaciaires (Bouché, 1972 ; Bachelier, 1978 ; Lavelle, 1983 ; Lee, 1985 ; Blakemore, 2007). Selon Bouché (1972). La répartition verticale des vers de terre présente trois catégories écologiques basées sur des critères : morphologiques (pigmentation, taille) ; comportementaux (alimentation, construction de galeries, mobilité) ; et écologiques : (longévité, temps de reproduction, prédation, survie à la sécheresse).

5.5.3.1. Les épigés : sont des vers pigmentés, de petite à moyenne taille, vivant à la surface du sol dans les accumulations organiques, où ils se nourrissent de la matière organique en décomposition dans la litière et de matière minérale (Bouché, 1972 et 1977 ; Huynh, 2009). Cette vie épigée les expose aux aléas climatiques, à la prédation et aux opérations culturales. Ils compensent cela par une reproduction importante et une pigmentation cutanée caractéristique semblable à celle du milieu (Bouché, 1972).

5.5.3.2. Les endogés : ils sont apigmentés, de taille variable, vivant généralement dans les premiers centimètres de sol où ils construisent un réseau de galeries sub-horizontales. Ils se nourrissent essentiellement de terre plus ou moins mélangée à la matière organique, plus les vers vivent profondément, moins le sol qu'ils consomment est riche en matière organique. Dans l'ensemble, ces espèces sont d'autant moins sensibles aux agressions (climat, prédateurs, activités humaines) de fait qu'ils vivent en profondeur (Bouché, 1972).

5.5.3.3. Les anéciques : sont des vers pigmentés de grande taille, représentés par le "lombric commun", des individus de taille moyenne à géante, dans le cas des espèces méditerranéennes, vivant dans des galeries verticales à subverticales plus ou moins ramifiées et s'ouvrant en surface. Ils sont caractérisés par une forte activité dans le sol. Au cours de l'ingestion du sol et de l'enfouissement de la matière organique, ils assurent un mélange intime de la matière organique et de la fraction minérale des différents horizons du sol, ils sont localisés sur toute la hauteur du profil (Bouché, 1972 et 1977).

5.6. Rôle et importances des lombriciens

Le peuplement de vers de terre a la particularité de présenter une diversité fonctionnelle importante et relativement bien caractérisée sur le plan écologique et biologique (fig I.12). Ils ont des impacts sur la structure du sol et le cycle de divers nutriments.

5.6.1. Effet sur les caractéristiques de sol

Les vers de terre ingèrent et brassent de la matière organique et de la matière minérale du sol. Ils prennent part à l'incorporation de la matière organique présente en surface dans le sol, comme les résidus de culture des champs cultivés. Les turricules ou les boulettes fécales ainsi formées sont des composants importants de la structure des macroagrégats qui permettent la formation de structures stables, et présentent des caractéristiques biologiques, physiques et chimiques différentes du sol environnant. Les vers de terre sont aussi à l'origine de grandes structures, comme les réseaux de galeries ou de chambres qui ont un impact sur la porosité, le drainage et la densité du sol (Aina, 1984 ; Kretschmar, 1989, Jégou *et al.*, 1999), ce qui modifie le transfert des nutriments dans ces structures les enrichissant en azote (Binet, 1993) et en carbone (Jégou *et al.*, 1999).

Les caractéristiques des sols dépendent fortement des espèces lombriciennes (Blanchart et Julka, 1997) ainsi que des conditions environnementales (e.g. texture du sol, disponibilité et qualité de la matière organique). Toute baisse d'activité de ces organismes dans ces sols pourrait entraîner une perturbation de l'état structural du sol et du recyclage de la matière organique (Cluzeau *et al.*, 1987).

5.6.2. Exploitation par l'homme

Parmi les nombreuses espèces de vers de terre, une douzaine sont exploitées par l'homme et présentent un intérêt commercial important. Les vers de terre sont utilisés pour le compostage des déchets organiques, la production d'engrais et de fertilisants, la production de protéines, comme appâts pour poissons par les pêcheurs sportifs et comme des aliments pour animaux d'élevage. Les vers peuvent être ramassés en milieu naturel pour une mise en marché directe comme le commerce des appâts ou bien faire l'objet d'un élevage qui peut être très intensif comme dans le « vermicompostage », la production de protéines (Morin, 1999), l'épuration des eaux usées ou le lombrifiltre (Arragon, 2005) et en médecine pour des remèdes différents (Mathur, 2010), etc.

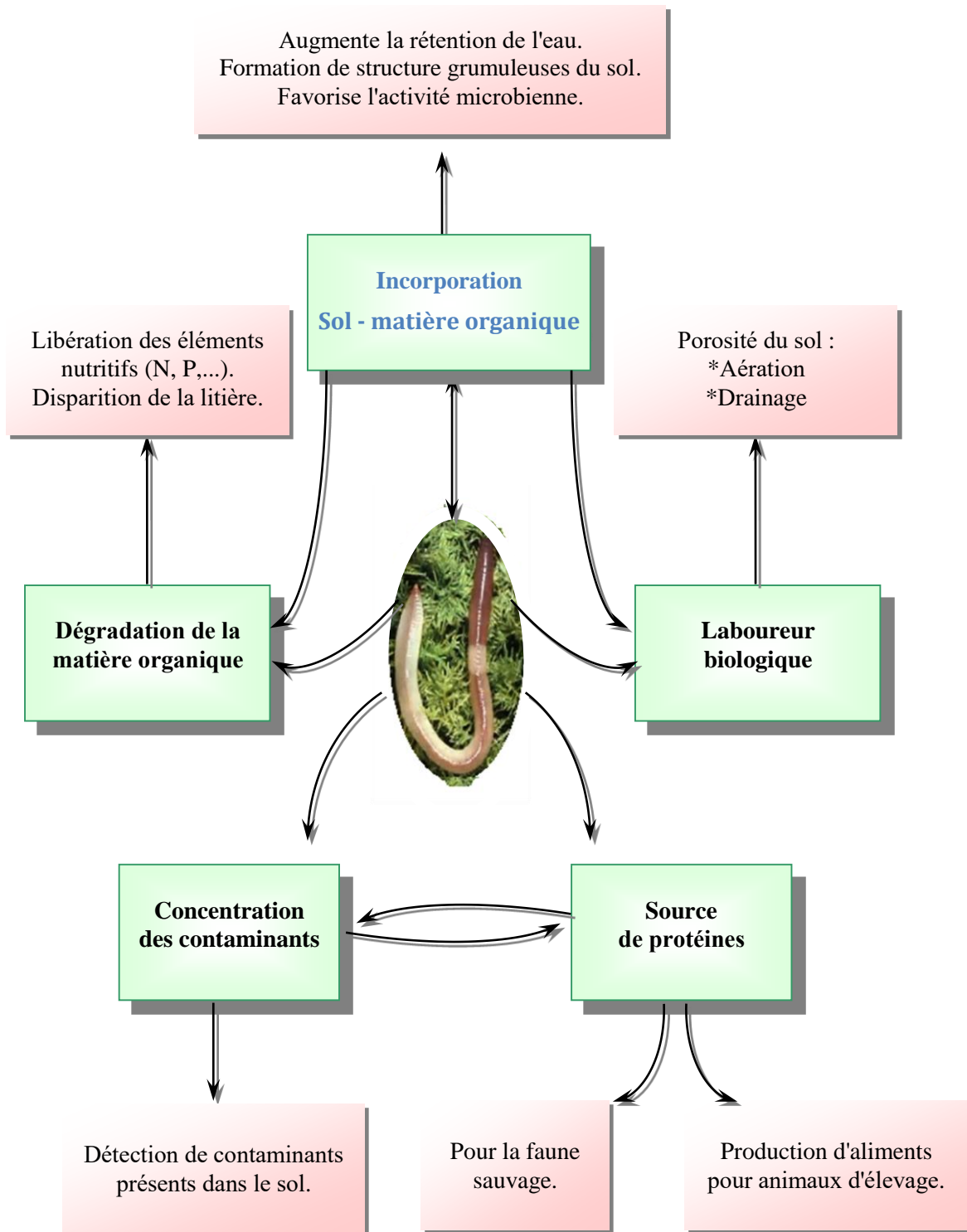


Figure I.12 : Schéma résumant les principaux rôles des lombriciens dans le sol (Abdul Rida, 1992 et 1994).

5.6.3. Interactions avec les biocénoses

Les lombriciens développent des relations mutualistes avec la microflore lors de son passage dans leur transit intestinal et seraient par la même occasion des régulateurs importants de l'activité microbienne (Lee, 1985). En outre, les lombrics interagissent avec d'autres organismes du sol et jouent un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes du sol. Ils peuvent également, en levant la dormance de certaines graines, permettre leur germination et contribuer à la dissémination des espèces végétales concernées.

Egalement, leurs présences ou leurs absences affecte la biodiversité à de nombreux niveaux trophiques, allant des microorganismes aux mammifères ; les vers de terre servent de ressource alimentaire à bon nombre d'organismes carnivores et insectivores (Bachelier, 1978). Il se pourrait toutefois que dans les sols à fortes populations de vers, ces deux groupes de prédateurs aient tendance à devenir plus nombreux.

Enfin, la diversité lombricienne joue un rôle central dans l'amélioration et le maintien de la productivité de l'écosystème. Ces animaux font partie des organismes qui modifient le milieu par leur activité et que l'on appelle, en écologie, les ingénieurs de l'écosystème (Bazri, 2015).

Les lombriciens jouent un rôle déterminant dans le maintien de la structure des sols, dans la circulation souterraine de l'eau et de l'air et favorisent l'enracinement des plantes. L'une des originalités de l'observatoire de l'état des sols est d'inclure la faune présente dans ces sols, ainsi, les vers de terre sont considérés comme de bons indicateurs de la qualité de sol et du son fonctionnement (Maurizio, 1999, Paoletti, 1999 ; Lavelle et Spain, 2001 ; Tondoh et *al.*, 2007). En plus, la mesure des concentrations de polluants présentes dans leurs tissus peut apporter des informations intéressantes sur le degré de contamination du milieu et les possibilités de bioconcentration et de bioaccumulation ultérieures (Rivière, 1993).

5.7. Les vers de terres comme bio-indicateur

Selon Hopkin (1994), un bon indicateur biologique doit avoir un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème et doit être en cohérence avec le problème posé et l'échelle d'investigation ; en plus il doit avoir une large distribution, être commun et facile à prélever ; il doit être très sensible et présenter des réponses mesurables aux polluants ; en outre, les réponses à des perturbations similaires doivent être similaires.

Ainsi, l'importance écologique des lombriciens, leur grande abondance dans la majorité des sols, leur sensibilité observée aux contraintes environnementales (contraintes physiques,

chimiques et biologiques), leur sensibilité à de faibles concentrations de toxines environnementales et leurs propres caractéristiques en font l'un des organismes bio-indicateurs les plus appropriés pour l'évaluation des risques dans le sol, ces organismes donc présentent un intérêt particulier, car ils peuvent être exposés aux contaminants par différentes voies (phase aqueuse, phase vapeur et ingestion de la phase solide). Par conséquent, ils peuvent être utilisés pour conférer un **seuil de sécurité** (Wang *et al.*, 2012 a, b ; Landrum *et al.*, 2006 ; Siddique *et al.*, 2015 ; Lokke et Van Gestel, 1998 ; Greig-Smith *et al.*, 1992).

Classiquement, la réponse des peuplements lombriciens aux pressions environnementales est étudiée sur terrain en termes d'abondance (nombre d'individus/m²), de biomasse (poids/m²), de richesse spécifique (nombre d'espèces) et de diversité (Texier *et al.*, 1997). En revanche, les vers de terre sont faciles à manipuler et conviennent à la culture en laboratoire et sont considérés comme des organismes d'essai appropriés pour l'évaluation des risques écologiques dans les écosystèmes terrestres (OCDE, 1984), ils représentent un indicateur clé dans les tests de laboratoire *aigües* et *chroniques* pour la détection des effets secondaires des produits chimiques et polluants (ECPA, 2010).

5.8. Les vers de terres et les essais de toxicité

Vu que les vers de terre jouent un rôle important dans l'amélioration de la texture, de la structure et de l'agrégation du sol, le besoin de les protéger est devenu inévitable et indispensable. De ce fait, il est important d'évaluer *in vitro* la nocivité des substances qui leur sont potentiellement toxiques afin de les protéger.

Ces organismes ont des chimiorécepteurs dans le prostomium et dans les tubercules sensoriels à la surface de leur corps, par conséquent, ils peuvent fournir une sensibilité élevée aux produits chimiques présents dans le sol (Reinecke *et al.*, 2002) et de ce fait, des indicateurs de la qualité du sol. Les vers de terre ont aussi été utilisés comme des organismes d'essai au laboratoire par l'OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques) depuis le début des années 80 (Abbiramy *et al.*, 2012). Selon Yeardley *et al.*, (1996), ce sont des organismes modèles utiles car de nombreux aspects de leur réponse aux perturbations environnementales peuvent être évalués et liés aux aboutissements environnementaux, y compris leur comportement d'évitement, leur taux de croissance, leur niveau d'activité enzymatique, leur mortalité et leurs modes de reproduction.

De nombreuses études écotoxicologiques (Chen *et al.*, 2014 ; Siddique *et al.*, 2015 ; Zerriri *et al.*, 2012 ; Landrum *et al.*, 2006 ; Schaefer, 2004 ; Bouguerra *et al.*, 2016 ; Van Hoesel *et al.*, 2017 ; Zeguerrou *et al.*, 2019) ont utilisé les vers de terre comme modèle biologique pour

évaluer les produits chimiques potentiellement toxiques dans le sol, ainsi que leurs dangers et risques. D'après Yeardley *et al.*, (1996), les tests de toxicité au laboratoire se sont avérés être un outil utile en écotoxicologie terrestre et en évaluation des sites de déchets dangereux. Selon Heimbach, (1998); Zhou *et al.*, (2008), ces tests seront plus utiles surtout s'ils prédisent les effets sur les vers de terre dans des conditions de terrain. La réalisation d'essais de toxicité avec des organismes du sol révèle dans quelle mesure ils sont affectés par les polluants.

De nombreux protocoles de test de toxicité sur le ver de terre ont été développés, par exemple le test d'immersion, le test d'application topique, le test d'injection, le test du contact sur papier filtre, le test du sol (artificiel / naturel), le test de l'alimentation des aliments traités, et autres. Les tests **de toxicité aigu** (le test de contact sur papier filtre et le test de toxicité du sol) qui utilise la (CL₅₀) comme critère d'effet toxique, sont considérés comme étant les plus pertinents à l'échelle du laboratoire (Wang *et al.*, 2012b; Kula, 1998).

Le test du papier filtre de contact (2 jours) est un test très simple, pas cher et rapide, il est conçu de telle sorte que les vers de terre soient exposés au toxique par contact (Tripathi *et al.*, 2010). Il s'agit d'une excellente technique de dépistage pour évaluer la toxicité relative (Miyazaki *et al.*, 2002 ; Grumiaux *et al.*, 2010).

En revanche, *le test aigu du sol* (artificiel / naturel) est plus représentatif de l'environnement naturel du ver de terre et les produits chimiques sont absorbés principalement par l'intestin dans ce cas (Udovic et Lestan, 2010). Ainsi, le test du sol qui a une durée de 14 jours est plus pratique lorsque la toxicité des polluants vis-à-vis des vers de terre est à évaluer.

En outre, le *test d'évitement* (2 jours) est un test simple et rapide et plus sensible que les deux autres tests. Les tests de comportement d'évitement peuvent être considérés comme un outil précieux dans l'évaluation préalable de la contamination des sols (Loureiro *et al.*, 2005).

D'après OECD, (1984), les tests de toxicité aiguë ont été utilisés pour déterminer les concentrations de produits chimiques qui provoquent des effets létaux et sublétaux spécifiques chez le ver de terre. (Heimbach, 1992) a trouvé une corrélation raisonnable entre les résultats des tests de toxicité aiguë et les effets observés sur le terrain, de plus, l'effet nocif d'une exposition subchronique ou chronique est également important dans les évaluations des risques écologiques (Jensen *et al.*, 2007 ; Liu *et al.*, 2011). Néanmoins, selon (Moriarty, 1983), l'utilisation d'invertébrés édaphiques (vers de terre) dans les **tests chronique** sont écologiquement pertinents par rapport aux tests aigües, car ils donnent un aperçu des effets sur la dynamique de la population. Ces tests durent trop longtemps et demandent beaucoup de travail. De plus, le critère d'évaluation du test de toxicité aiguë du lombric est la mortalité.

Cependant, il est peu probable que la mortalité soit le paramètre le plus sensible ou le plus pertinent sur le plan écologique pour prédire les effets sur les populations des champs.

Les troubles de la reproduction et / ou de la croissance sont beaucoup plus susceptibles de médier les effets sur la population. À ce jour, **la croissance et la reproduction** des vers de terre ont été d'importants critères d'évaluation utilisés dans l'écotoxicité environnementale (Wang et *al.*, 2012).

En général, les tests de toxicité en laboratoire sont des outils utiles pour évaluer la toxicité potentielle des contaminants présents à des concentrations parfois infinitésimales dans le sol. Ils révèlent à quel point les vers de terre sont affectés par les polluants dans l'écosystème du sol. De ce fait, l'application de ces essais contribue à protéger les vers de terre d'une exposition à des doses létales ou dangereuses de produits potentiellement toxiques et ainsi de préserver la fertilité du sol.

Chapitre II :

*Matériel et
méthodes*

CHAPITRE II : Matériel et méthodes

1. Présentation de la région d'étude (Ain Touta, wilaya de Batna)

1.1. Limites géographique et administrative

Notre étude a été menée dans la région d'**Ain Touta** située à environ 35 km au Sud-Ouest de la ville de Batna et à 81 Km au nord-est de la ville de Biskra. Elle se trouve à une latitude Nord de 35° 22' 31" et une longitude Est de 5°53' 59". L'altitude de la région d'Ain Touta varie entre un minimum de 873 m à (Tamarins) et un maximum de 1 381 m à (Djebel Chentouf).

Cette portion territoriale de la wilaya de Batna est limitée administrativement par la commune de Hidoussa et Chaaba au Nord, La commune d'Ouled-Aouf au Nord-Ouest, la commune de Tilatou à l'Ouest et la commune de Maafa au Sud.

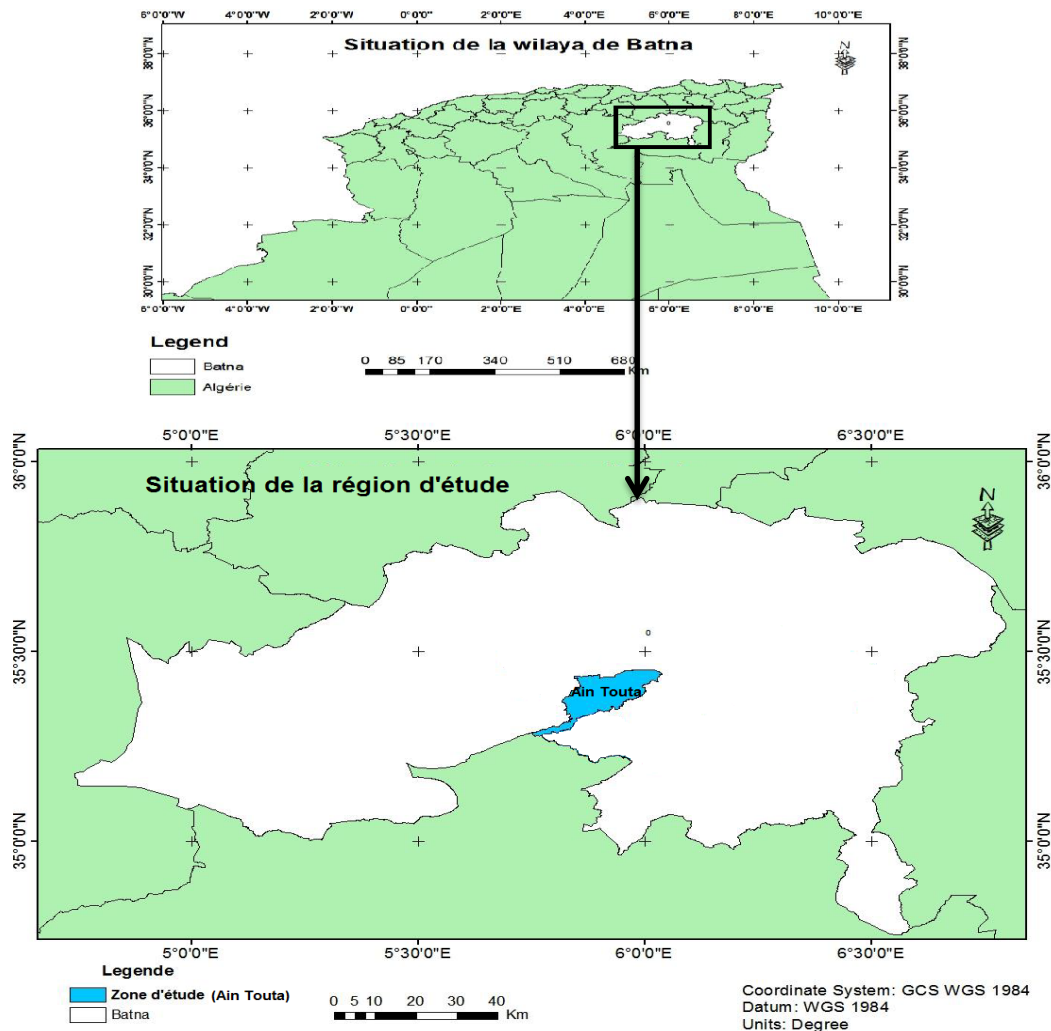


Figure II.1: Carte représentant la situation de la région d'étude (Ain Touta, Batna)

1.2. Choix de la région d'étude

La région d'Ain Touta a retenu notre attention du fait qu'elle est caractérisée par une intensification de la production avicole. La rentabilité remarquable de l'élevage avicole et le nombre important d'investisseurs dans la filière ont fait que en 2015 on comptabilisait 290 bâtiments d'élevages avicole dont **227** bâtiments d'élevage des poules pondeuses (DSA, 2015). En 2009, Ain Touta est la première région productrice d'œufs avec 30 % de la production nationale (Bourki, 2009). Cette production avicole à caractère intensif, n'est pas sans conséquences sur l'environnement de la région ; elle contribue à l'émission d'importante quantité d'ammoniac dans l'atmosphère. En outre cette commune est connue par la pratique d'épandage des fientes avicoles sur les terres agricoles. Les faits énoncés ci-dessus, font de la région d'Ain Touta l'emplacement idéal pour notre étude.

Le tableau ci-dessous explique l'état de l'aviculture dans la région pour les années 2014 et 2015.

Tableau II.1 : L'état de l'élevage avicole dans la commune d'Ain Touta en période de captage (2014 - 2015).

	Espèce	Bâtiments (nombres)	Capacité Instantanée	Production D'œufs	Effectifs commercialisées Poulets de chairs
2014	Poules pondeuses	225	4 786 200	73 707	/
	Dindes et poulets de chair	63	100 000	/	71 100
2015	Poules pondeuses	227	4 798 200	98 852	/
	Dindes et poulets de chair	63	100 000	/	71 100

1.3. Superficie et type des sols

Le territoire de la commune d'Ain Touta couvre une superficie de 170. 99 Km². La ville d'Ain Touta se situe dans une partie du bassin concave qui s'étend du Nord-Est au Sud-Ouest. Elle est entourée de montagnes : les monts du Belezma Refaa (2178 m) et djebel Iche Ali (1815 m) Nord au Nord, Djebel Metlili (1496 m) au Sud-Ouest, et le mont Mehmel au Sud-Est. Il existe au niveau de la commune plusieurs types de sols dont des sols limoneux, qui sont présents surtout à

proximité de l'écoulement des eaux (oueds), des sols calcaires et des sols limono- argileux qui sont généralement dominants dans la commune.

1.4. Caractéristiques climatiques

Le climat est le résultat du comportement de l'atmosphère du point de vue humidité, pluie, température, éclaircissement et vent (Boudy, 1952). D'après Mechelot (2014), ces paramètres météorologiques et climatiques (vent, pression, température, etc.) déterminent entre autres, l'état de stabilité de l'air et sont donc la clé des niveaux de pollution. Ils permettent la dispersion, ou au contraire, la stagnation des polluants. Ils influent donc sur la répartition des polluants ainsi que sur leur déposition (sèche et humide). En outre le climat est un déterminant important de la diversité biologique au vu de son influence sur les organismes vivants (Qian, 2010).

Afin de caractériser le climat de la région d'Ain Touta, nous avons eu recours à l'exploitation des données météorologique fournies par la station météorologique de la station régionale de la protection des végétaux (SRPV) d'Ain Touta, dont la localisation est indiquée par les coordonnées géographiques 35°24'46" de latitude Nord et 5°56'41" de longitude Est. L'altitude de la station est de 965 m. Les données exploitées sont ceux de la période allant de de 1995 à 2015.

1.4.1. Température

1.4.1.1. Températures moyennes mensuelles

La température agit à la fois sur la chimie et les émissions des polluants. Ainsi certains gaz et composés voient leur volatilité augmenter avec la température (Zenata, 2008). Les données des moyennes mensuelles des températures minimales, moyennes et maximales dans la région d'Ain Touta durant la période 1995-2015, sont représentées dans le tableau II.2.

Tableau II.2 : Moyenne mensuelle des températures minimales, maximales et moyennes en °C (Ain Touta : 1995 - 2015).

Mois	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.
T°min.	-0,28	0,39	3,19	6,39	10,51	14,86	18,48	17,97	14,47	10,03	4,88	0,57
T°max.	11,92	13,03	17,18	21,14	26,1	32,4	36,44	35,22	29,67	22,82	16,45	11,59
T°moy.	6,07	6,71	10,18	13,76	18,3	23,63	27,46	26,59	22,07	16,42	10,66	6,08

L'examen des données thermiques indique que la région se caractérise par une température moyenne annuelle de l'ordre de 15,6 °C. Les températures diffèrent d'une saison à une autre, les plus basses sont enregistrées en Janvier et Février, les mois les plus froids avec une

température moyenne de 6 °C. Alors qu'en Juillet qui est le mois le plus chaud, la température s'élève jusqu'à 27,46 °C.

1.4.2. Précipitation

Les êtres vivants ne peuvent se maintenir en vie qu'entre certaines limites bien précises de températures et de pluviométrie. Au-delà de ces limites, les populations sont éliminées (Dajoz, 1975). En outre, les précipitations contribuent également à la dispersion et aux dépôts des polluants atmosphériques. Les pluies lavent l'atmosphère des particules et des gaz pour ensuite les déposer sur le sol et dans l'eau. Elles peuvent parfois accélérer la dissolution de certains polluants. Globalement, les concentrations en polluants dans l'atmosphère diminuent nettement par temps pluvieux (Zenata, 2008).

Les précipitations connaissent de grandes fluctuations d'un mois à un autre et d'une année à une autre. Les volumes mensuels moyens des précipitations dans la région d'Ain Touta, durant la période 1995-2015 sont illustrés dans le tableau II.3.

Tableau II.3 : Pluviométrie moyenne mensuelle en mm (Ain Touta : 1995 - 2015).

Mois	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Total
P (mm)	32,8	22,7	31,3	36,9	44,9	15,6	7,6	16,3	39,3	24	27,4	34,1	332,9

Sur une période de 20 ans, l'analyse des données pluviométriques indique que les précipitations sont mal réparties, avec une moyenne mensuelle assez faible de 27,74 mm/an. Les mois pluvieux de la région sont : Avril, Mai, Septembre et Décembre avec des taux de précipitations maximums de 35-45 mm, tandis que les mois enregistrant des taux faibles de précipitation sont Juin, Juillet et Août.

1.4.3. Le vent

Le vent est l'un des paramètres météorologiques le plus important pour le transport, la dilution et la dispersion des polluants. Il amène la pollution éloignée et évacue la pollution locale. Le vent intervient tant par sa direction pour orienter les panaches de fumées et les masses d'air polluées que par sa vitesse pour diluer et entraîner les émissions des polluants. Plus sa vitesse et sa force sont élevées, plus le taux de renouvellement de l'air et la dilution de la pollution sont élevés donc plus les niveaux de pollution seront bas. En revanche, un vent de faible vitesse favorise l'accumulation locale des polluants (Diaf et *al.*, 2003 ; Zenata, 2008 ; Michelot, 2014). Les vitesses moyennes mensuelles du vent durant la période 1995-2015 sont démontrées par le tableau II.4.

Tableau II.4 : Moyenne mensuelle de la direction et la force du vent (Ain Touta : 1995-2015).

Mois	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.
Dir.	SW	W	SW	SW	S	SW	W	W	SW	N	S	SW
V(m/s)	2,62	3,06	3,52	4,96	3,66	3,96	3,52	3,42	3,28	2,93	3,12	2,99

Dans la région d’Ain Touta, les vents dominants sont de direction sud-ouest avec une vitesse moyenne annuelle de 3,42 m/s, cette vitesse pouvant atteindre un maximum de 4,96 m/s au mois d’Avril, alors que la vitesse minimale est enregistrée durant le mois de Janvier. En été, le sirocco qui est un vent sec et chaud domine la région et provoque une chute brutale de l’humidité et une augmentation de la température. Celui-ci est rare pendant les mois les plus froids, le maximum de sa fréquence a lieu généralement en juin et juillet, exerçant ainsi une action desséchante.

1.4.4. Variations Climatiques

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussien (1953), est un graphique climatique représentant les variations mensuelles des températures et des précipitations selon des gradations standardisées, fournissant ainsi une estimation de la durée de la saison humide et de la saison sèche.

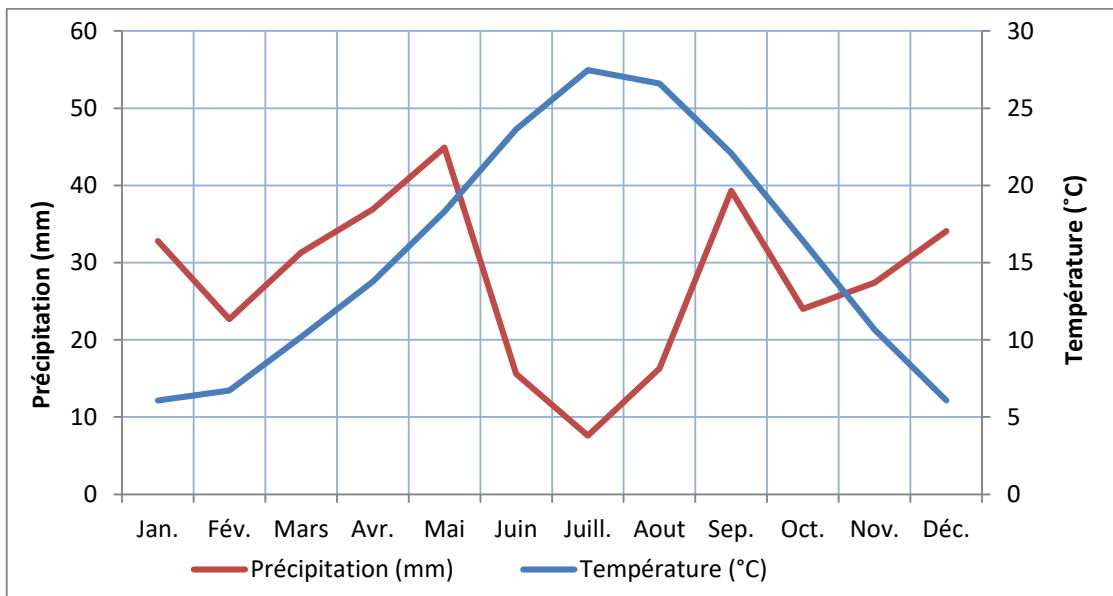


Figure II.2 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussien de la région d’Ain Touta (1995-2015).

D’après la figure II.2 le climat de la région d’Ain Touta est caractérisé par deux périodes bien distinctes, l’une sèche s’étale du mois de mai jusqu’au mois d’octobre, et l’autre humide, allant du mois de novembre jusqu’au mois d’avril.

1.4.5. Synthèse bioclimatique

Le quotient pluviothermique (Q_2), ou indice bioclimatique d'Emberger, a été originellement développé par Emberger (1930), puis modifié par Stewart (1968). Cet indice permet de déterminer l'étage bioclimatique d'une région méditerranéenne donnée à partir de la formule :

$$Q_2 = 3,43 (P / M - m)$$

P : précipitations totales annuelles (P= 332,9mm)

M : moyenne de la température maximale du mois le plus chaud (M= 36.44°C)

m : moyenne de la température minimale du mois le plus froid (m= -0,28 °C).

Ainsi, la valeur de l'indice bioclimatique d'Emberger (Q_2) durant la période 1995-2015 est égale à 31,09 indiquant que la région d'Ain Touta se retrouve dans l'étage bioclimatique méditerranéen aride, caractérisé par un hiver froid (Akman et Daget, 1971).

2. Captage des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles

2.1. Description de la zone d'étude

Cette étude a pour objectif principal d'évaluer et de caractériser l'ammoniac (NH_3) émis par les élevages avicoles dans la région d'Ain Touta et d'identifier les effets éventuels des dépôts d'ammoniac sur les sols et sur les vers de terre qui y vivent (Annélides, Oligochètes) de la région.

C'est dans ce contexte que nous avons choisi notre zone d'étude qui fait partie du dawar Labriquat situé au Nord-Ouest de la commune d'Ain Touta. Cette zone à caractère agricole où l'élevage avicole est la principale activité, denombre la présence de plusieurs bâtiments dédiés à cet élevage. L'utilisation des déjections avicoles comme engrais pour diverses cultures dans le périmètre de ces exploitations s'est accrue de manière proportionnelle à cette production emettrice d'amoniac. D'après Loubet (2000), la variabilité des concentrations de NH_3 entraîne des variations du dépôt car elle est corrélée à des variations des conditions de dispersion d'ammoniac.

2.2. Description des sources d'émissions d'ammoniac

Les émissions d'ammoniac (NH_3) proviennent de l'azote (N) contenu dans les déjections des élevages avicoles. Ces excréctions sont réparties entre le bâtiment et l'extérieur dans des proportions variables en fonction des conduites d'élevage. Les sources d'émission d'ammoniac (NH_3) d'origine avicole sont alors les bâtiments d'élevage, les lieux de stockage du lisier /du fumier, les pâturages et les épandages de ces déjections (Groot Koerkamp et al., 1994).

Dans cette étude, la source principale des émissions d'ammoniac est représentée par :

- six bâtiments d'élevages avicoles situés à dawar Labriquat (commune d'Ain Touta) ; ses caractéristiques sont représentées dans le tableau II.5.
- trois lieux de stockages des fientes avicoles ;
- deux parcelles de terre cultivées en laitue dont l'épandage de fientes avicoles est pratiqués surtout pendant la période de printemps.

La figure suivante montre les sources principales des émissions de NH_3 choisi dans cette étude.

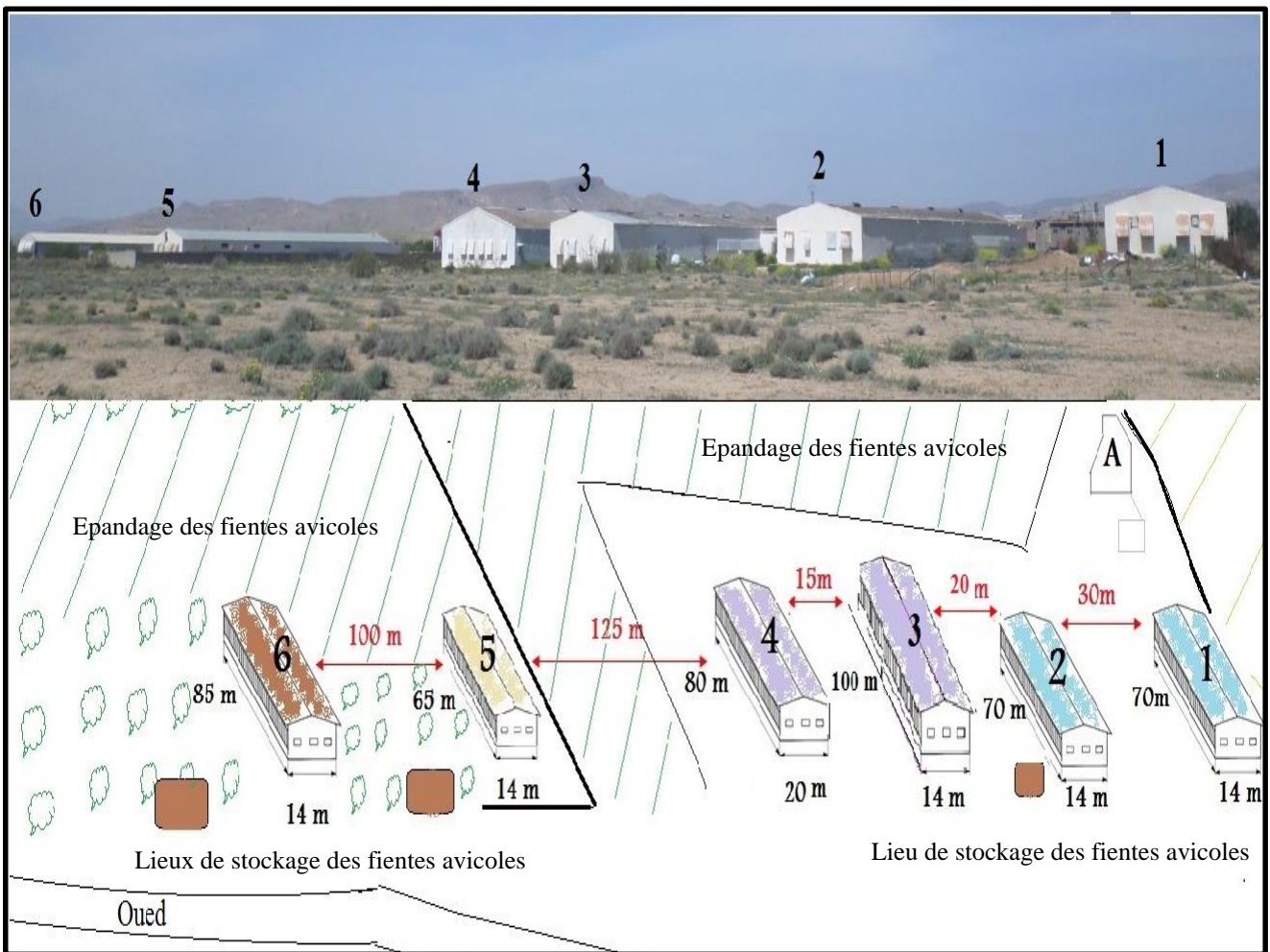


Figure II.3 : Images représentant les sources principales des émissions d'ammoniac.

Tableau II.5 : Caractéristiques des bâtiments d'élevage avicole choisis comme source d'émissions de NH₃.

N° de bâtiment	Type d'élevage	Nbr d'extracteur	Capacité en poules	Longueur	Largeur
01	L'élevage de Repro- chair	4	3000	70 m	14 m
02	L'élevage de Repro- chair	4	3000	70 m	14 m
03	L'élevage de repro-ponte-couvoir	4	6000	100 m	14 m
04	L'élevage de repro-ponte-couvoir	12	6000	80 m	20 m
05	L'élevage de poussin ponte	4	25000	65 m	14 m
06	L'élevage de poule pondeuse	4	21000	85 m	14 m

Après la reconnaissance et le choix de la zone d'étude (sortie 1), nous avons constaté que nos sources principales d'émissions d'ammoniac sont entourées par un ensemble d'autres bâtiments d'élevage avicoles, d'autres lieux de stockages et d'épandage de fientes avicoles. Afin de cerner et d'obtenir plus d'informations sur les différentes sources d'émissions d'ammoniac situés près de cet entourage et qui peuvent influencer sur nos résultats, une enquête a été réalisée sur 19 bâtiments d'élevages avicoles qui contribuent aux émissions d'ammoniac dans cette zone d'étude, où nous avons considéré les points suivants :

- L'état des bâtiments ;
- Les types d'élevage ;
- Le nettoyage et l'élimination des fientes ;
- Le stockage des déjections, sa gestion et l'épandage des fientes dans la zone.

L'ensemble des bâtiments enquêtés sont représentés sur la figure II.4.

2.3. Choix et limitation des stations d'études

Afin d'évaluer la variabilité spatiale et temporelle des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles et de ses effets éventuels sur le sol et sur les vers de terre (Annélides Oligochètes), nous avons procédé à la délimitation de stations d'étude (représentées par fig.II.5). Le choix d'une station d'étude de captage des dépôts de NH₃ repose principalement sur les critères suivants :

- La richesse de la zone aux activités aviculture ;
- la direction du vent dominant de la région (sud-ouest) ;
- l'absence d'arbres et d'obstacles dans la zone d'étude (zone ouverte);
- l'accessibilité de la station ;
- la distance entre la station et les sources des émissions d'ammoniac.

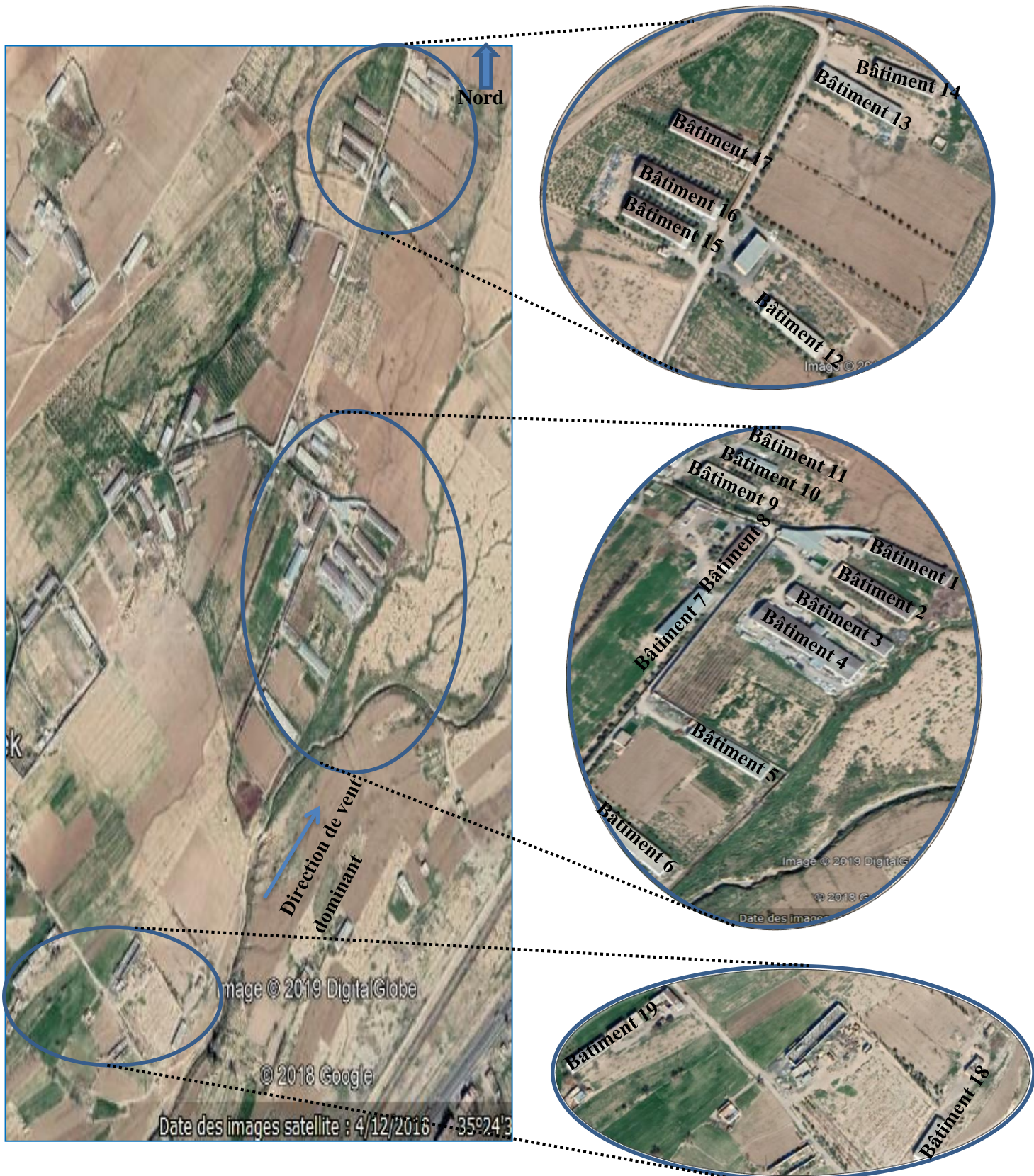


Figure II.4 : Image satellitaire représentant la répartition des bâtiments d'élevage enquêté (Google Earth).

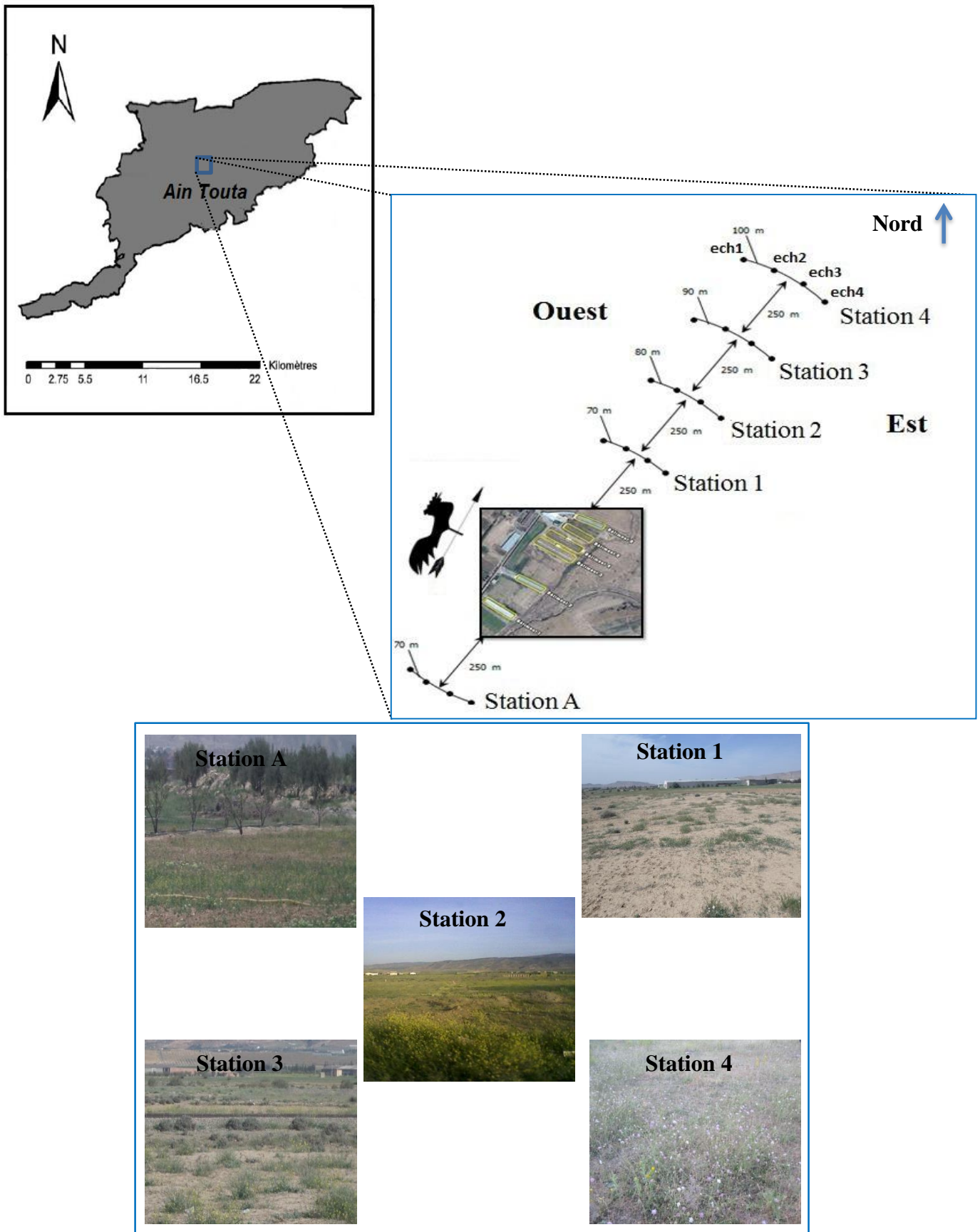


Figure II.5 : Carte et images représentant la situation et la description des stations d'étude pour le captage des dépôts d'ammoniac et échantillonnage des vers de terre.

Dans une zone majoritairement impactée par les émissions d'ammoniac des différentes sources, cinq (05) stations ont été choisies dont quatre situées en aval des sources d'émission. Ces stations sont distantes du bâtiment d'élevage N° 1 de 250m pour la station **1**, de 500m pour la station **2**, de 750m pour la station **3**, et 1km pour la station **4**. La cinquième station (station A) est située en amont des sources à 250 m du bâtiment d'élevage N°6. Ces stations sont toutes perpendiculaires à la direction du vent dominant de la région.

2.4. Description de dispositif expérimental de captage des dépôts d'ammoniac (collecteurs des dépôts totaux d'ammoniac: humides et sec)

L'ammoniac et l'ammonium qui en dérive sont éliminés de l'atmosphère par des dépôts secs (aérosols) ou humides (Sommer *et al.* 1996). Les dépôts secs sont plus importants dans les régions à fortes émissions de NH₃ et les dépôts humides dans les zones à faibles émissions (Fangmeier *et al.*, 1994). Les dépôts totaux représentent la masse totale de polluants et des particules qui sont transférées de l'atmosphère aux surfaces en provenance des champs ouverts et découvert avoisinants. La méthode de référence et la plus souvent utilisée pour le captage et l'estimation des dépôts totaux d'ammoniac (humide et sec) est celle, des collecteurs ouverts des pluies (bulk precipitation collector). Cette méthode est largement utilisée pour estimer les apports de dépôts atmosphériques totaux des polluants dont l'ammoniac dans l'écosystème terrestre et les écosystèmes forestiers (Alastuey *et al.*, 1999 ; Gulsoy *et al.*, 1999 ; Dämmgen *et al.*, 2005 ; Franzaring, 2006).

C'est une méthode d'échantillonnage global à l'aide d'un système à entonnoir se distingue par sa simplicité comparée à d'autres méthodes de captage d'ammoniac même si l'échantillon est sujet à la contamination par les excréments d'oiseaux. En plus, cette méthode est compatible avec nos objectifs qui consistent à capter, estimer et évaluer les dépôts totaux « secs et humides » d'ammoniac. D'après Patterson *et al.*, (2006), les émissions atmosphériques provenant de la production de volaille sont nombreuses et peuvent inclure des particules. De ce fait, cette méthode sert aussi à capter les particules fines des poussières dont les poussière organiques qui peuvent contenir de l'ammoniac surtout durant les mois non pluvieux.

La méthode utilisée est inspirée de la méthode (bulk precipitation collector) avec quelques ajustements, où nous avons élaborés des pilotes, mieux adaptés à notre problématique et objectifs. Les échantillons de précipitations et poussières sont recueillis à travers un entonnoir de 16.5cm de diamètre couvert par un tamis (moustiquaire) dont la maille est de 1mm pour couvrir

l'orifice d'évacuation de l'entonnoir en ne laissant passer que les poussières et les précipitations (pluies). L'entonnoir est relié à un flacon plastique de 3L. Le flacon peut servir de pied soutenant le dispositif collecteur. Le dispositif est fixé sur un support à une hauteur de 1m 50cm du sol. Le collecteur de dépôts utilisé est représenté par la figure suivante.



Figure II.6: Dispositif expérimental de captage des dépôts totaux d'ammoniac.

2.5. Répartition des collecteurs des dépôts (secs et /ou humides) de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$

Les 20 dispositifs ont été numérotés et installés dans les 5 stations d'étude à raison de 4 collecteurs par station. La distance entre deux collecteurs est de 70 m dans les stations A et 1, 80m dans la station 2, 90m dans la station 3 et 100m dans la station 4. Le positionnement et la répartition des dispositifs sont présentés sur la figure II.7. Les coordonnées cartésiennes des collecteurs sont illustrés dans l'annexe (Tab.A.7).

2.6. Méthodes de prélèvement

Les échantillons sont prélevés après un mois d'exposition des dispositifs de captage. S'il venait à pleuvoir, le prélèvement se fait dans les 24 heures qui suivent. Les échantillons liquides des collecteurs sont transférés dans des bouteilles d'une capacité de 500 ml. Le volume des échantillons liquides prélevés dépend de l'importance des précipitations et de la surface du collecteur. Après la collecte, les échantillons sont conservés au réfrigérateur pour des analyses ultérieures. A la fin de chaque mois, les collecteurs seront rincés avec de l'eau de pluie déjà collectée précédemment pour récupérer les poussières déposées, les analyses chimiques sont effectuées le même jour de collection.

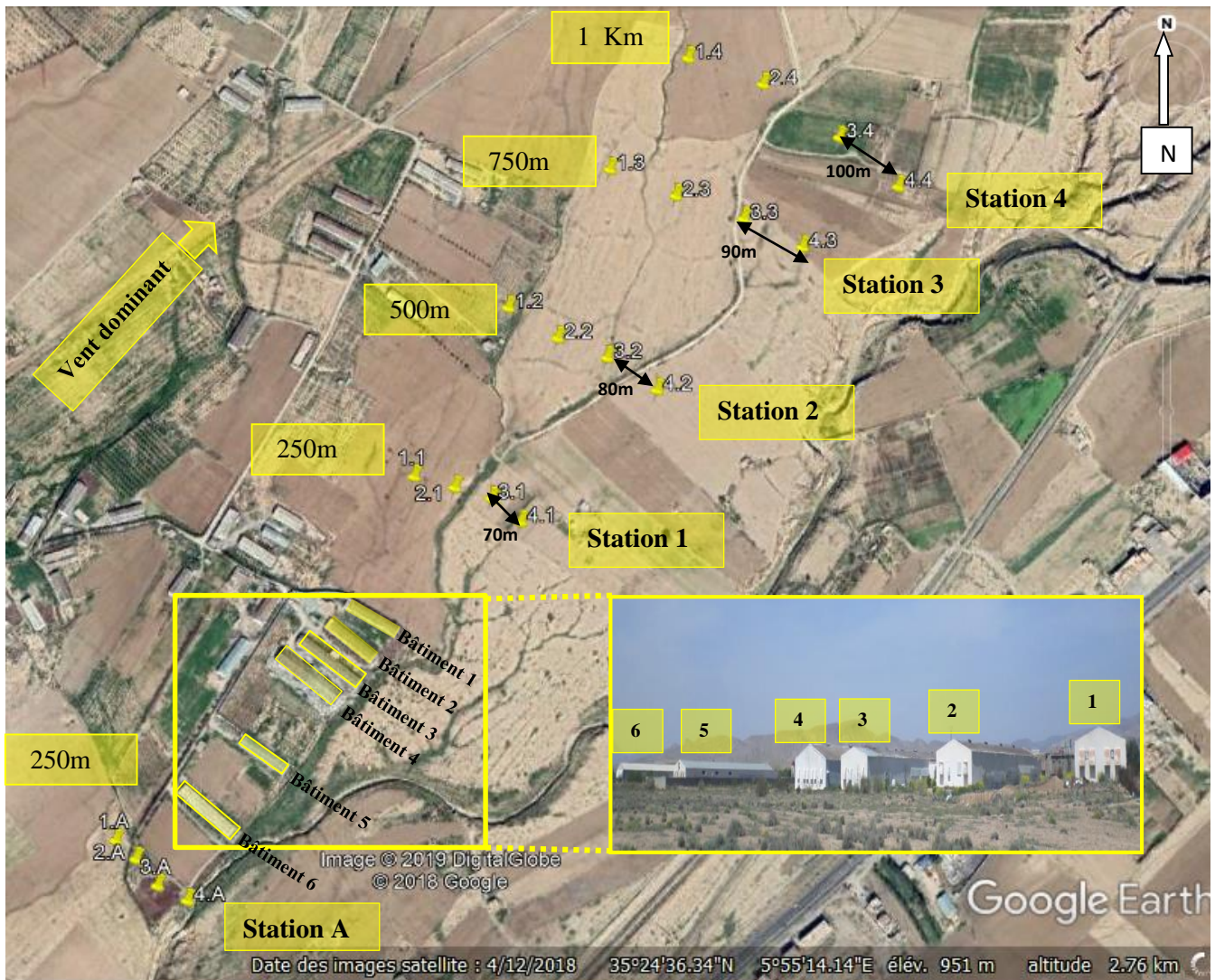


Figure II.7: Répartition des dispositifs de captage des dépôts totaux d'ammoniac (Google Earth).

Par temps sec (absence de la pluie), les vents forts favorisent l'inclusion des particules fines des poussières dans les collecteurs, chaque collecteur est rincé avec 100 ml d'eau distillée pour récupérer les poussières déposées. Les échantillons ainsi collectés feront l'objet d'analyses chimiques pour déterminer les concentrations d'ammoniac contenant dans les poussières déposées.

Lors de la collecte, les échantillons contenant des fientes d'oiseaux ne sont pas pris en considération. Les collecteurs sont entièrement nettoyés avec de l'eau distillée après chaque prélèvement et seront entièrement remplacés par d'autres à chaque nouvelle campagne de captage. Les échantillons prélevés contiennent le dépôt humide provoqué par la pluie, le dépôt d'aérosol sec et ils peuvent contenir également des particules sédimentantes (sèches) soulevées par le vent du sol, du lieu de stockage des fientes avicoles et de la végétation environnante.

2.6.1. Transport des échantillons

Après la mise des échantillons dans des sacs isothermes, ils doivent être acheminés le plus rapidement possible au laboratoire pour les conserver afin d'éviter toutes altérations possibles. Les bouteilles contenant les échantillons sont numérotées en précisant également la date et la localisation de l'échantillon.

2.7. Périodes et fréquence de captage

Le captage des dépôts de NH_3 et l'échantillonnage des vers de terre se sont fait pendant quatre campagnes : le printemps et l'automne de l'année 2014 et le printemps et l'automne de l'année 2015.

1^{ère} Campagne de captage (période de printemps) 2014

Les dispositifs expérimentaux ont été mis en place, la première fois au mois de Mars 2014.

Le captage a été fait une fois par mois dont la fréquence a été comme suit :

- 1^{ère} captage et prélèvement était entre (21 Mars et 21 Avril),
- 2^{ème} captage et prélèvement était entre (22 Avril et 22 Mai),
- 3^{ème} captage et prélèvement était entre (23 Mai et 23 Juin).

2^{ème} Campagne de captage (période d'automne) 2014

Dans la 2^{ème} campagne les dispositifs expérimentaux ont été mis en place au mois de septembre 2014

- 1^{ère} captage et prélèvement était entre (21 Septembre et 21 Octobre),
- 2^{ème} captage et prélèvement était entre (22 Octobre et 22 Novembre),
- 3^{ème} captage et prélèvement était entre (23 Novembre et 23 Décembre).

3^{ème} Campagne de captage (période de printemps) 2015

- 1^{ère} captage et prélèvement était entre (21 Mars et 21 Avril),
- 2^{ème} captage et prélèvement était entre (22 Avril et 22 Mai),
- 3^{ème} captage et prélèvement était entre (23 Mai et 23 Juin).

4^{ème} Campagne de captage (période d'automne) 2015

- 1^{ère} captage et prélèvement était entre (21 Septembre et 21 Octobre),
- 2^{ème} captage et prélèvement était entre (22 Octobre et 22 Novembre),
- 3^{ème} captage et prélèvement était entre (23 Novembre et 23 Décembre).

2.8. Analyses physico-chimiques (au laboratoire)

Après la collecte, les échantillons sont directement analysés au laboratoire en se basant sur les paramètres suivants : le volume total de la précipitation collectée (en cas de précipitation), la concentration d'ammoniac dissous ($\text{NH}_3 / \text{NH}_4^+$), le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique et la quantité de poussières déposée.

2.8.1. Mesure du volume des précipitations

Le volume est l'une des grandeurs qui peut être mesurée pour tout objet ou substance (solide, liquide, ou gaz) grâce à différentes techniques. Dans la présente étude, la détermination du volume de précipitations collectées est la première étape effectuée au laboratoire à l'aide d'une éprouvette graduée de 100 ml, l'éprouvette est rincée avec de l'eau distillée après chaque mesure.

2.8.2. Détermination des concentrations d'ammoniac ($\text{NH}_3 / \text{NH}_4^+$)

Nous avons déterminé les concentrations d'ammoniac dissous dans les précipitations ou dans l'eau distillée pour les échantillons secs contenant les poussières déposées. Cette analyse est effectuée directement après la collecte des échantillons et avant leur filtration.

Diverses méthodes reconnues permettent de détecter et de déterminer les concentrations d'ammoniac dissous dans l'eau. Dans la présente étude, nous avons utilisé deux méthodes, la première consiste à doser l'ammoniac dissous dans les échantillons liquides avec 3 réactifs et les laisser réagir jusqu'au changement de la couleur « Tetra test » (fig II.8), en suivant ces étapes: après le prélèvement d'un volume de 5 ml de l'échantillon à tester, on ajoute successivement 5 gouttes du réactif 1 et on laisse agir pendant 10 secondes, après 3 gouttes du réactif 2 avec un temps de repos de 30 secondes et enfin 5 gouttes d'un troisième réactif et on laisse réagir durant 10 secondes. La lecture des concentrations de ($\text{NH}_3 / \text{NH}_4^+$) de l'échantillon testé est obtenue en comparant la couleur obtenue avec celle correspondante de la charte des couleurs. Cette méthode permet de détecter et de déterminer avec précision des concentrations d'ammoniac dissous inférieure à 5 mg/l.



Figure II.8 : Photos représentant la méthode de dosage utilisé (Tetra test) pour déterminer les concentrations d'ammoniac dissous ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) inférieur à 5 mg/l.

Afin de déterminer des concentrations élevées de ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) supérieures à 5 mg/l, une deuxième méthode a été utilisée. Cela consiste à utiliser des bandelettes d'une qualité médicale et scientifique qui permettent de tester et de déterminer les concentrations de ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) de l'eau potable avec précision (Tetra EasyStrips). Ces bandelettes peuvent mesurer des concentrations plus élevées allant jusqu'à 8 mg/l (fig II.9). Les échantillons concernés par cette deuxième méthode sont ceux dont la couleur obtenue par la première méthode est d'un vert très foncé (concentration supérieur à 5 mg/l).

Les étapes suivies pour l'utilisation de ces bandelettes sont les suivantes : une bandelette est prise du flacon qui sera par la suite fermé hermétiquement ; la bandelette est ensuite plongée dans l'échantillon liquide pendant 10 secondes après quoi elle sera secouée afin d'éliminer l'excès de l'eau avant de la comparer immédiatement avec de la charte des couleurs correspondantes pour déterminer la concentration de ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) de l'échantillon testé.

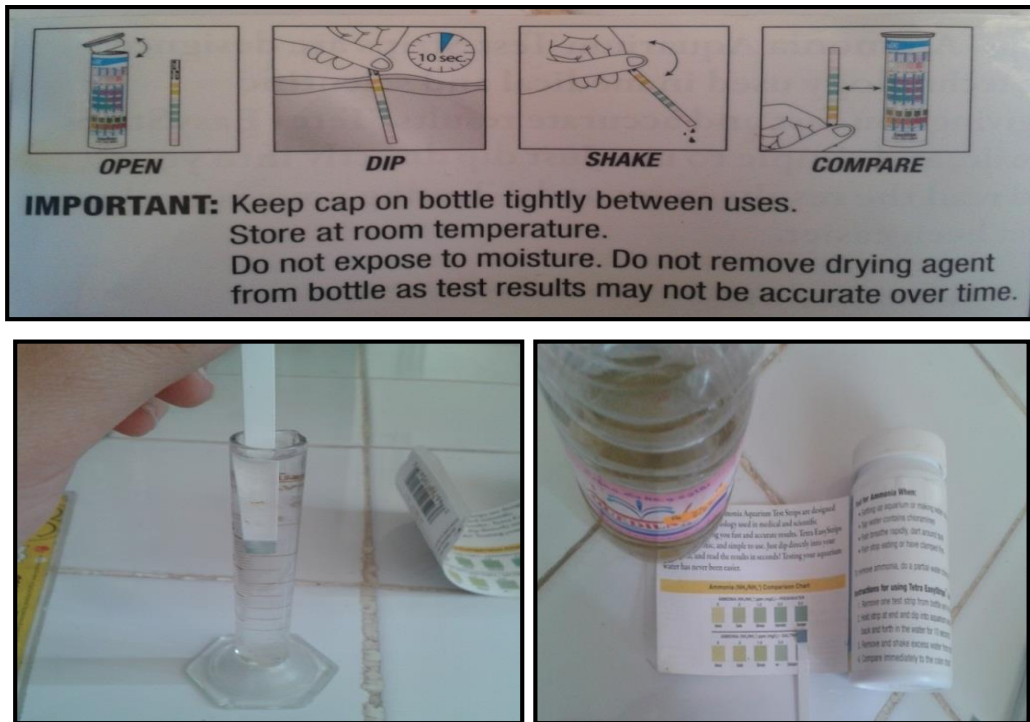


Figure II.9 : Photos représentant les étapes de l'utilisation des bandelettes (Tetra EasyStrips) pour déterminer les concentrations d'ammoniac dissous ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) supérieur à 5 mg/l.

2.8.3. Détermination du pH

Le pH est un sigle signifiant le potentiel hydrogène qui représente la mesure de l'alcalinité en chimie. Ce paramètre mesure le degré d'acidité ou de basicité d'une solution. Le pH est déterminé par un pH mètre représenté par (fig II.10) et la lecture de la valeur de pH est effectuée directement sur l'appareil après stabilisation de la valeur. Cette analyse est effectuée immédiatement après la collecte des échantillons et avant la filtration des poussières.



Figure II.10 : Le pH mètre manuelle utilisé pour la détermination du pH.

2.8.4. Mesure de la conductivité électrique (CE)

Un conductimètre à électrode a été utilisé pour déterminer la conductivité électrique des échantillons prélevés. L'électrode est plongée dans l'échantillon et la lecture des valeurs se fait directement sur l'appareil.

Après chaque mesure, l'électrode a été rincée avec de l'eau distillée, les lectures se font à une température constante de 20°C à 25°C. Cette analyse a été effectuée directement après la collecte des échantillons et avant la filtration des poussières. La relation suivante est utilisée pour calculer les valeurs de CE exprimées en (ds/m):

$$\text{CE (ds/m)} = VI / k \quad (\text{VI : valeur lue et } k : \text{constante de la cellule de l'électrode} = 0.84)$$



Figure II.11 : Conductimètre électrique de type CD6N

2.8.5. Détermination de la quantité de poussière (P)

La composition de la poussière et de l'aérosol atmosphérique est un mélange complexe d'espèces chimiques, inorganiques, organiques, de suies et éventuellement d'eau (Sportisse, 2008). La concentration en particules et leurs compositions sont à la fois dépendantes de la nature et de la proximité des sources.

Ce paramètre est analysé dans ce travail, pour confirmer la possibilité de capter des particules de matières organiques (déjections avicoles) contenant de NH_4^+ , ces particules sont transportées par le vent dans les collecteurs installés et qui peuvent enrichir nos échantillons collectés par le $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$. L'idée est donc de trouver une corrélation entre la présence de ce dernier et les concentrations de l'ammoniac dissous dans l'échantillon.

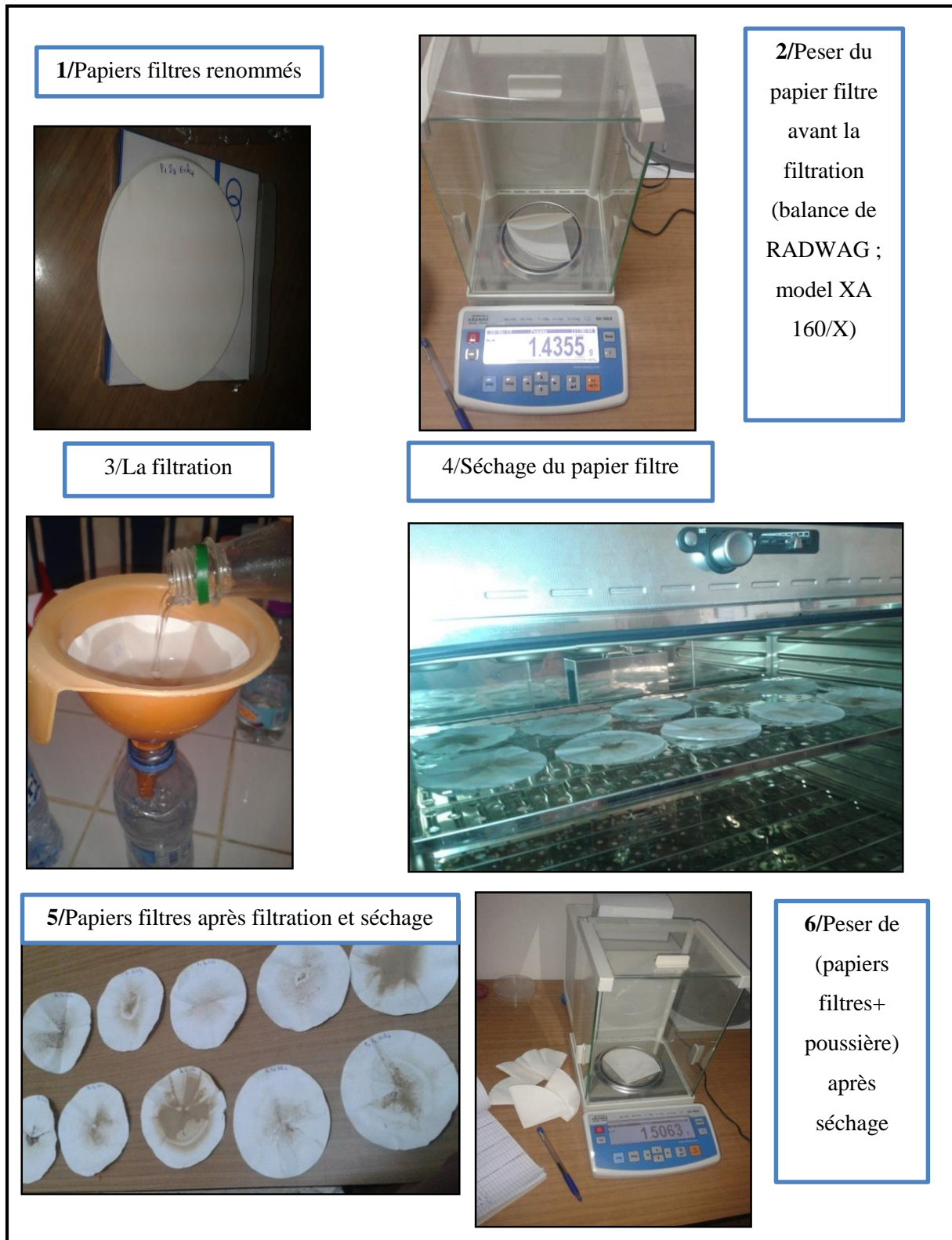


Figure II.12: Photos représentant les différentes étapes suivies pour déterminer les poids des poussières captés (P).

Pour déterminer le poids des poussières captées, le papier filtre est nommé et pesé avec une balance de précision du type 'RADWAG ; modèle XA 160/X' avant de passer à la filtration des échantillons liquides collectés, ensuite les papiers filtres sont séchés dans l'étuve à 105°C pendant 5 minutes. A la fin du séchage, le papier filtre est repesé pour déterminer la différence entre les deux mesures. La différence entre les deux poids correspond à la quantité de poussière captée (mg). La figure II.12 explique la méthode suivie pour déterminer la quantité de poussière captée (P).

2.9. Traitement statistiques

Afin de traiter les résultats obtenus, le logiciel SPSS Ver. 25 a été utilisé pour effectuer les analyses statistiques suivantes : l'ANOVA à un facteur et à deux facteurs et le test de corrélation.

2.9.1. L'ANOVA à un et à deux facteur(s)

L'analyse de variance est une méthode statistique paramétrique permettant de comparer les moyennes de plus de deux populations. Il consiste à étudier la variation d'un ou plusieurs facteurs mesurés sur des échantillons provenant de la réalisation d'un plan expérimental préétabli. Les observations obtenues sont alors modélisées en conséquence et les résultats des analyses statistiques sont souvent résumés dans un tableau. Ces résultats décrivent la source de variation des facteurs et donnent la valeur du test statistique (test de Fisher, F_{obs}) associé. La règle de décision consiste alors à comparer le F_{obs} à la valeur F_t pour un niveau du test donné et à conclure (Ghiti, 2016). La normalité des données a été évaluée par le test de Shapiro-Wilk avant de procéder aux analyses de la variance. Dans cette étude, l'ANOVA à un facteur a été employée afin de tester si la variable étudiée (concentration d'ammoniac dissous) différait dans l'espace (par station et par position d'échantillon) ainsi que dans le temps (campagne de prélèvement). Cependant, l'ANOVA à deux facteurs a été utilisée pour tester l'effet de deux facteurs (station et campagne de prélèvement).

2.9.2. Test de corrélation « Pearson »

Dans la présente étude, ce test a été employé pour l'ensemble des variables étudié afin de connaître quelles sont les variables qui sont très corrélées entre elles et celles qui ne le sont pas.

3. Évaluation (*in situ*) des effets des dépôts d'ammoniac sur les (Annélides Oligochètes)

Dans cette expérimentation, notre objectif consiste principalement à dresser un inventaire des Annélides du sol (Oligochètes) vivant à différentes distances de la source d'émissions de l'ammoniac. Par la suite, identifier les effets éventuels des dépôts d'ammoniac sur la présence de ces organismes.

3.1. Travaux de terrain et de laboratoire

3.1.1. Choix des stations d'étude

Les stations d'échantillonnage des vers de terre sont les mêmes stations choisies pour le captage des dépôts de NH₃ dans la première expérimentation (figure II.7). Les cinq parcelles d'expérimentation sont reconnues en premier lieu par leurs compatibilités avec nos objectifs et en second lieu par ses accessibilités.

3.1.2. Inventaire des vers de terre 'Annelides Oligochètes'

3.1.2.1. Période et fréquence d'échantillonnage

Les vers de terre sont des animaux qui recherchent une humidité et une température moyenne. Ils s'enfoncent plus ou moins profondément en hiver et en été et remontent en surface au printemps et à l'automne. La période d'activité maximale des vers de terre se situe au début du printemps. Les prélèvements doivent donc se faire au printemps, lorsque les conditions météorologiques sont favorables. Lorsqu'il fait trop chaud, les vers entrent en léthargie. Ils ne ressortiront qu'à l'automne (Cluzeau, 1987).

Les vers de terre ne sont pas toujours actifs au sein du sol. Dans les moments de stress, comme un temps trop froid, trop chaud ou trop sec, les vers de terre peuvent cesser leur activité et entrer en léthargie pendant un certain temps, où il existe différents types d'inactivité (Bouché, 1972).

Après le choix des stations d'échantillonnage, nous avons organisé des sorties au printemps (2014 et 2015) et en automne (2014 et 2015), les prélèvements de vers de terre sont réalisés pendant la matinée pour que les vers ne descendent pas en bas horizon.

3.1.2.2. Matériel et méthodes d'échantillonnage des vers de terre

La méthode d'échantillonnage utilisée est le tri manuel. Le choix de cette méthode est imposé par défaut de matériel et de réactifs, et aussi à cause de sa simplicité et son efficacité par rapport

aux autres méthodes (Frenot, 1986), pour les mêmes raisons, la méthode est aussi couramment employée dans un grand nombre d'études (Wuest, 2001).

Elle est considérée comme la plus exhaustive et sert de référence pour la comparaison avec d'autres méthodes (Bouché et Gardner, 1984). Elle consiste à creuser le sol, à en extraire un volume donné de terre puis à séparer la matrice du sol des organismes biologiques.

En chaque point d'échantillonnage, des trous ont été creusés à l'aide d'une pelle de 25×25 cm² à des profondeurs de 25 à 35 cm, en utilisant un mètre rapporteur qui aide à délimiter les dimensions.

3.1.2.3. Méthode d'extraction et de conservation des vers de terre récoltés

Les mottes de terre ont été manuellement fragmentées sur place, afin de retirer les vers. Les vers de terre récoltés sont tués à l'aide de formol concentré (95%). Ensuite, ils sont lavés à l'eau distillée et essuyés à l'aide de papier absorbant puis ils sont conservés dans du formol à (4%) dans des flacons bien fermés et étiquetés. Les Annélides Oligochètes extraits feront l'objet d'une identification et d'un dénombrement.

Pour compléter l'étude et aider à interpréter les résultats, il est nécessaire de suivre autant que possible les paramètres physico-chimiques du milieu. Ces connaissances permettent de relier les résultats d'échantillonnage des vers de terre aux conditions locales.

A noter que nous avons également réalisé dans cette étude un inventaire floristique de la zone d'étude dont les résultats sont décrits dans l'annexe (tableau A.8).

4. Évaluation des effets des dépôts d'ammoniac sur les sols de la région d'Ain Touta

Dans cette partie, les effets de l'ammoniac déposé et ceux de l'épandage des fientes avicoles sur la qualité de sol ont été évalués en analysant des échantillons de sol prélevés. En effet, 20 endroits de captage de dépôts d'ammoniac à trois profondeurs ont été analysés : **profondeur 1** (20 cm), **profondeur 2** (40 cm) et **profondeur 3** (60 cm).

4.1. Prélèvement des sols sur terrain

4.1.1. Matériel et méthode utilisés pour l'échantillonnage de sol

Dans le but de caractériser le sol des stations d'étude (station 1, station 2, station 3, station 4 et station A), nous avons prélevé de chaque station quatre échantillons de la profondeur 1 (20cm), quatre échantillons de la profondeur 2 (40cm) et quatre échantillons de la profondeur 3 (60cm), le prélèvement des échantillons a été effectué près des collecteurs installés pour le captage des

dépôts d'ammoniac. La terre est prélevée à différentes profondeurs à l'aide d'une tarière (fig II.13), puis elle est mise dans des sachets plastiques étiquetés et numérotés. Au total 60 échantillons ont été prélevés pour les analyser.



Figure II.13 : Photo représentant le prélèvement du sol par l'utilisation de la tarière.

4.1.2. Période d'échantillonnage

Afin de prélever les échantillons des sols, cinq sorties ont été programmées au mois de Mars-2014 dont chaque sortie pour chaque station.

4.2. Analyses réalisées au laboratoire

Les échantillons prélevés ont été au préalable bien mélangés et séchés à l'air libre pendant quelques jours, ensuite ils sont passés au tamis mécanique à mailles de 2 mm de diamètre, afin de séparer la terre fine (< 2mm) des éléments grossiers (> 2mm) (AFNOR, 1987). Ces éléments grossiers sont exclus de l'analyse. Seule la terre fine est analysée, car la notion de texture concerne plus particulièrement cette fraction. Après, les échantillons sont soumis à des analyses physico-chimiques mentionnées ci-dessous. Les analyses ont été réalisées dans les différents laboratoires du département d'agronomie de l'université Hadj Lakhdar, (Batna 1).

4.2.1. Potentiel en Hydrogène de sol (pH) : il est déterminé par la méthode électrométrique sur une suspension dont le rapport sol/eau distillée=1/2,5 selon les protocoles NF X 31-117. Après agitation la suspension est laissée au repos durant 10 minutes. La mesure du pH s'accomplit par la lecture directe sur un pH-mètre étalonné (pH mètre digital-WTW53). L'interprétation des résultats est faite selon l'échelle d'appréciation du pH du sol (Gagnard *et al.*,1988) résumés dans l'annexe 1.

4.2.2. Conductivité électrique (CE) : La conductivité électrique détermine la salinité totale du sol, elle exprime la quantité des sels minéraux facilement solubles comme l'azote nitrique (NO_3^-), sulfate, chlorures, bicarbonates (HCO_3^-) dans la solution de sol. Elle varie dans l'année et en fonction des apports d'engrais (Aubert, 1978). Dans la présente étude, la conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductimètre électrique de type (CD6N) sur une suspension de terre formée dont le rapport (sol/eau distillée=1/5) après une agitation pendant 2 heures selon les protocoles NF ISO11256. Le classement de la salinité suivant les valeurs obtenues de la CE est fait selon l'échelle de la salinité (dS/m) établie par Gros (1979) (annexe 1).

4.2.3. Calcaire total (CT) : Le dosage des carbonates est effectué selon le protocole NF X31-105. Le taux de calcaire total est déterminé par acidimétrie volumétrique : on ajoute à l'échantillon de l'acide chlorhydrique à 10% ; le volume CO_2 dégagé est mesuré à l'aide d'un « calcimètre de BERNARD » puis il est comparé au volume produit par du carbonate de calcium pur.

4.2.4. Azote minéral (ammoniacal et nitrique) : L'azote ammoniacal (NH_4^+) échangeable et l'azote nitrique NO_3^- sont facilement extraits du sol par une solution de KCl. Les NO_3^- et NO_2^- se transforment en azote ammoniacal (NH_4^+) par réduction avec l'alliage de Devarda et les deux formes d'azote minéral sont alors dosées sous forme de NH_4^+ par distillation au Büchi (BUCHI distillation unit K-350) en présence d'oxyde de magnésium calciné puis par titrimétrie par l'acide sulfurique H_2SO_4 (Aubert, 1978).

4.2.5. Azote total (N%) : L'azote total dans le sol, est la somme de l'azote dans sa forme organique et dans sa forme minérale (Bazri, 2015). L'azote total est déterminé par la méthode de KJELDAHL qui consiste en la destruction de la matière organique à chaud par l'acide sulfurique concentré en présence d'un catalyseur. L'azote organique est alors réduit à l'état d'ammoniac, on déplace ensuite l'ammoniac par addition de soude en excès. Le mélange sulfate d'ammonium-soude est distillé dans un appareil de BUCHI (BUCHI distillation unit K-350), puis dosé par titrimétrie à l'acide sulfurique H_2SO_4 .

4.2.6. Matière organique (MO%) : Le taux de matière organique est déduit en multipliant la quantité de carbone organique de l'échantillon par un facteur de 1.72. Le dosage a été réalisé selon la méthode modifiée de WALKLEY et BLACK (1934). L'échantillon est oxydé par l'acide sulfurique concentré en présence du bichromate de potassium. L'excès de bichromate non réduit par le carbone organique est alors titré par une solution de sel de Mohr (qui réduit le bichromate) en présence de diphénylamine dont la couleur passe du bleu foncé au bleu vert (Clement et Francoise, 2003).

4.2.7. Humidité du sol (H%) : Les échantillons du sol ont été séchés dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures. Le taux d'humidité est obtenu par la différence entre les poids de l'échantillon avant et après le séchage.

4.2.8. Granulométrie : Elle consiste à déterminer la proportion des diverses classes de grosseur des particules composant le sol (la texture). Après avoir laissé les échantillons du sol sécher à la température du laboratoire (t), les fractions argiles (2µm) et limons (2-20 µm et 20-50 µm) sont déterminées par la méthode internationale à la pipette de ROBINSON. Les particules de sable fin et sable grossier (50-200 µm, 200 µm-2 mm) sont obtenus par tamisage (Clement et Francoise, 2003).

4.3. Analyse statistiques des données

Les résultats des analyses physico-chimiques ont été traités par les méthodes d'analyse statistique qui sont :

Le test de corrélation : pour étudier les liens et les corrélations qui semblent exister entre les différents paramètres physico-chimiques.

L'analyse de la variance à deux facteurs ANOVA (Analysis Of Variance) : sachant que la normalité des données a été évaluée par le test de Shapiro-Wilk avant de procéder aux analyses de la variance. L'ANOVA permet de comparer les moyennes de plus de deux populations, en identifiant les sources de variation qui peuvent à l'origine les différences entre elles. A ce titre, l'analyse de la variance est un des principaux outils de l'inférence statistique. Dans la présente étude, l'Anova à deux facteurs est employé pour étudier l'effet de la station et de la profondeur de sol.

Ces analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS statistics (version 25).

5. Etude de l'effet d'ammoniac solution (hydroxyde d'ammonium) sur le vers de terre *Eisenia fetida* (in labo) : [Tests de toxicité]

Les études *in situ* sur les vers de terre sont limitées (Wang *et al.*, 2012). Afin de mieux identifier et examiner l'influence de l'ammoniac et de ses dépôts sur la population lombricienne, il est nécessaire de suivre les vers de terre dans des expérimentations de laboratoire dans des conditions contrôlées.

Les tests de toxicité consistent à mettre ces organismes en contact avec différentes doses d'ammoniac solution afin de rechercher le risque de mortalité. Ces tests sont le plus souvent réalisés avec l'espèce *Eisenia fetida* ou *E. andrei*, ou *Lumbricus terrestris*.

En revanche, le taxon *Aporrectodea trapezoides* semble être une espèce appropriée pour la culture en laboratoire. Du fait qu'il représente une espèce clé dans le sol, il est fortement recommandé dans les études appliquées telles que les tests de toxicité (Wang *et al.*, 2012 ; Choo et Baker, 1998).

5.1. Présentation des espèces des vers de terre utilisés

5.1.1. *Eisenia fetida*

Le premier taxon choisi pour l'application des tests de toxicité est *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) caractérisé par sa coloration rouge violacé zébrée. Il est communément trouvé dans les exploitations agricoles dans les déchets organiques déposés sur le sol. Il se nourrit exclusivement de matière organique décomposée ou en voie de décomposition.

Le ver de terre *Eisenia fetida*, est l'une des espèces terrestres de référence des tests de toxicité internationaux (ISO, 1993, 1998 ; OCDE, 1984, 2004 et 2016). Il est bien recommandé aussi par l'OCDE (1984) ainsi que par l'agence de la protection environnementale aux Etats Unis (US-EPA, 1996) et par les directives gouvernementales (Environnement Canada, 2004).

En tant que bio-indicateur, il est largement utilisé comme un modèle d'organisme du sol dans les recherches et dans de nombreuses études éco-toxicologique (Schaefer 2004 ; Landrum *et al.* 2006 ; Zerriri *et al.* 2012 ; Chen *et al.* 2014 ; Siddique *et al.* 2015 ; Bouguerra *et al.* 2016 ; Van Hoesel *et al.* 2017) ce qui permet la comparaison dans des mêmes conditions d'exposition. C'est un organisme représentatif de la faune terrestre en tant qu'espèce épigée. Bien que ce ne soit pas une espèce typique du sol, sa sensibilité aux produits chimiques se rapproche de celle des espèces qui y vivent vraiment.

C'est une espèce prolifique et son élevage dans le laboratoire est simple. Chaque ver produit deux à cinq cocons par semaine, pouvant chacun donner naissance à plusieurs vers. Il a un cycle de vie court, sortant des cocons au bout de 3 à 4 semaines et atteignant sa maturité en sept à huit semaines à 20°C. Dans le présent travail, les souches de lombrics d'*Eisenia fetida* ont été obtenues du Laboratoire d'écologie animale, Université des frères Mentouri, Constantine 1, Algérie.

Eisenia fetida appartient à l'embranchement des annélides (vers annelés), à la classe des Oligochètes (peu de soies : au nombre de 8 par segment), à la famille des Lumbricidae (Rafinesque, 1815). Cette dernière qui est très répandue dans le nord-africain et en Algérie.

Règne	<i>Animalia</i>
Embranchement	<i>Annelida</i>
Classe	<i>Clitellata</i>
Ordre	<i>Haplotaxida</i>
Famille	<i>Lumbricidae</i>
Genre	<i>Eisenia</i>
Espèce	<i>E. fetida</i> (Savigny, 1826)



Figure II.14: *Eisenia fetida*.

5.1.2. *Aporrectodea trapezoides*

L'Aporrectodea trapezoides (Dugès, 1828), est une espèce classée comme un ver de terre endogé « anécique » (Bouché, 1984), endogé polyhumic (James, 2000) et épi-endogé (Winsome et al., 2006 ; Blakemore, 2008). Ces vers peuplent le sol près de la surface, dans les 15 premiers centimètres. Ce taxon a été trouvé dans des différentes régions de la wilaya de Batna, d'après Bazri, (2015). L'espèce *Aporrectodea trapezoides*, abondante et dominante dans l'Est Algérien, elle peut résister à son climat chaud et sec. Cette espèce fait partie de la famille des Lumbricidae (Rafinesque-Schmaltz, 1815) :

Règne	<i>Animalia</i>
Embranchement	<i>Annelida</i>
Classe	<i>Clitellata</i>
Ordre	<i>Crassiclitellata</i>
Famille	<i>Lumbricidae</i>
Genre	<i>Aporrectodea</i>
Espèce	<i>A. trapezoides</i> (Dugès, 1828)

Les vers de terre *Aporrectodea trapezoides* ont été collectés dans une station située à Oued Taga très proche au retenus collinaire d'Oued Taga. Trois sorties ont été organisées afin de ramasser une centaine de vers.



Figure II.15 : *Aporrectodea trapezoides*.

5.2. Elevage des vers de terre

5.2.1. Préparation des boîtes

Nous avons commencé nos manipulations par la préparation de boîtes en plastique en guise de bacs, ainsi nous avons pris :

-5 bacs pour l'élevage d'*Aporrectodea trapezoides* dont les dimensions sont (L= 30 cm / I= 19,5 cm / H= 14 cm / V= 8 .2 L).

-5 bacs pour l'élevage d'*Eisenia fetida* dont les dimensions sont (L= 20 cm / I= 13,5 cm / H= 11.5 cm / V= 3 L).

Nous avons perforé le fond de chaque bac puis nous avons déposé une fine moustiquaire plastifiée sur les trous couvrant tout l'intérieur de la boîte. Cet écran doit permettre de drainer la boîte mais empêcher l'évasion des vers. Les bacs sont munis de couvercles que nous avons aussi perforés afin de permettre les échanges gazeux sans que les vers ne puissent s'échapper de l'enceinte ou que les insectes envahissent les locaux.

5.2.2. Mise en place de litière

Dans chacun des dix bacs nous avons introduit une litière composée de sciure de bois et de cartons bruns découpés, déchirés et bien humidifiés.

Les boîtes ont été remplies aux 1/3 par la litière.

5.2.3. Mise en place du substrat d'élevage

○ Pour *Eisenia fetida*

Le ver de fumier (*Eisenia fetida*) ne peut survivre sans quantités suffisantes de matières organiques, c'est pourquoi on le retrouve seulement dans les tas de fumier ou de compost et non pas dans les sols des jardins et des champs (Buch, 1991).

Cette espèce de vers de terre a un goût prononcé pour les matières organiques. En effet, ils sont très voraces et consomment chaque jour l'équivalent de leur propre poids en déchets organiques. Ils mangent tous les déchets organiques, fumier, excréments de toutes sortes, boues de station d'épuration, ordures ménagères, papiers, cartons, coquille d'œufs, marc de café, etc... (FAO, 2005).

Cette espèce peut être élevée dans des déjections animales très diverses. Le milieu d'élevage recommandé par l'ISO (1998) et par l'OCDE (1984 ; 2004) est un mélange dont la moitié est soit du crottin de cheval soit de la bouse de vache ou encore du fumier de bovins, alors que la tourbe représente l'autre moitié. De ce fait dans ce travail le substrat de culture organique destiné à l'élevage d'*Eisenia fetida* est composé d'un mélange à part égale de fumier de bovins et de compost organique. Ces deux composés ont été tamisé (2mm) afin de faciliter l'ingestion par les vers. Dans chaque bac d'élevage, il a été mis 500 g de substrat de culture.

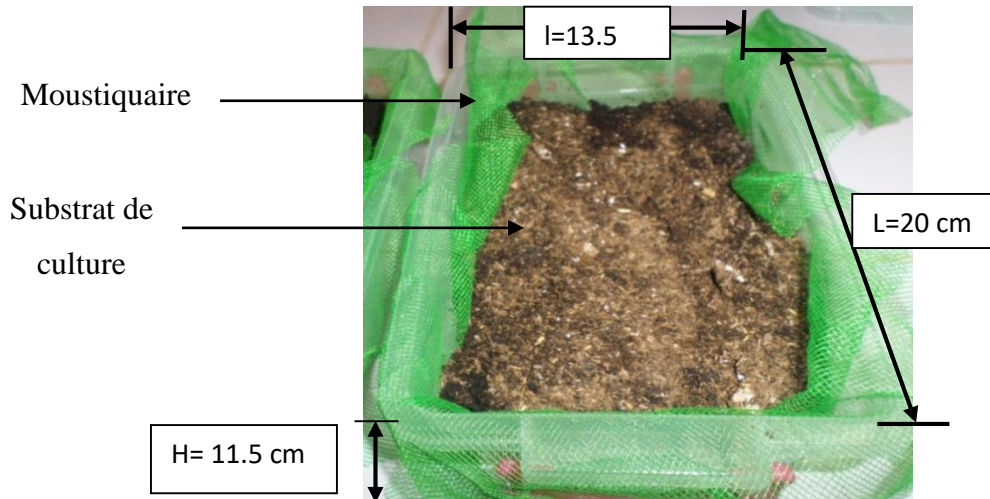


Figure II.16: Boîte d'élevage (espèce : *Eisenia fetida*)

Pour le maintien de l'humidité, nous avons arrosé ensuite légèrement les substrats avant de placer les vers.

C'est très difficile, presque impossible, de donner une recette écrite pour la bonne réussite de l'élevage des vers de terre. Le but de ce projet est donc de trouver un milieu favorable d'élevage de vers de terre le plus productif possible et pour les deux espèces.

○ **Pour *Aporrectodea trapezoides***

Après l'introduction de la litière, nous avons ensuite rempli chaque bac de $5\text{ kg} \approx (7\text{ L})$ du substrat de culture. Le substrat utilisé est composé à part égale de sol forestier (noir) tamisé (à 2mm) et un compost organique. Le contenu des bacs est entièrement renouvelé tous les 3 mois.



Figure II.17: Boîte d'élevage (espèce : *Aporrectodea trapezoides*)

Tableau II.6 : Caractéristiques des principaux composants utilisés pour l'élevage de vers de terre.

Composés	pH	CE	C%	MO%	CT%	Azote	
						Ammoniacal%	nitrique%
Sol d'élevage	7,38	0,22	2,16	4,32	17,30	0,00025	0,0005
Compost	7,45	2,33	14,82	29,64	2,5	0,0005	0,0005
Fumier de bovin	7,14	0,73	20,14	40,28	4,61	0,00625	0,0005

5.2.4. Mise en place des vers de terre

Dans chaque boîte destinée à l'élevage d'*Eisenia fetida*, nous avons introduit 10 individus alors que pour les boîtes destinées à l'élevage d'*Aporrectodea trapezoides* nous avons déposé 20 individus de vers de terre.

5.2.5. Conditions et entretien des cultures

Nous avons tenté, au cours de ce projet, de maintenir des conditions optimales qui permettent la survie et la croissance des vers dans leur habitat artificiel.

Les vers de terre ont besoin d'un environnement sombre, humide et bien ventilé. Autrement dit, la lumière, une température excessive (+ de 35°C ou en dessous de 0°C) ou un manque d'humidité causera la mort des vers. De même que le bruit, les vibrations les perturberont

(Edwards et Bohlen, 1996). On doit donc suivre la règle d'or : nourriture, humidité, température, obscurité et calme.

5.2.5.1. L'humidité : Les vers de terre doivent toujours maintenir leur peau humide. Ils n'ont ni poumons ni branchies pour respirer, la prise d'oxygène se fait par toute la surface du corps grâce à la peau qui assimile directement l'oxygène dissous dans l'eau (Morin, 1999). Une fois l'espèce installée dans son habitat, nous devons arroser fréquemment la terre à l'aide d'un pulvérisateur pour garder une bonne humidité (sans la noyer ni la laisser se dessécher). L'humidité du milieu d'élevage doit être de **40% à 80%**, l'humidification a été faite généreusement deux fois par semaine et l'excédent d'eau ruisselle. L'eau utilisée pour l'arrosage est de l'eau distillée car le sel est fortement déconseillé puisqu'il cause une salinisation du sol. Celui-ci, s'il est hypertonique, provoque le dessèchement de l'animal, qui peut en mourir.

5.2.5.2. Température : Les vers ne doivent pas avoir froid. Les vers et la boîte à vers ne sentent rien ; ils peuvent être stockés dans un garage ou un local fermé pendant l'hiver. De même, les vers n'apprécient pas la canicule estivale (ils mourront sous la chaleur). Les cultures de vers de terre sont maintenues dans une chambre de croissance à la même température que celle utilisée pour les essais de toxicité, soit $20\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$. L'optimum de la température est de 25 °C , les substrats relativement humides.

5.2.5.3. Aération : Le substrat d'élevage doit être brassé afin d'en diminuer la compaction. Cette pratique qui a été réalisée une fois chaque 15 jour permet d'augmenter la productivité de l'élevage et de réduire l'infestation par les collemboles et les mouches.

5.2.5.4. Obscurité : Son environnement doit être sombre (les vers aiment l'obscurité), ils sont sensibles à la lumière, de ce fait, les boîtes d'élevages ont été placées dans une chambre d'élevage ombragée et nous les avons gardés les couvercles fermés.

5.2.5.5. pH et CE du milieu de culture : Le milieu doit avoir un pH entre 6,5 et 8 et une faible conductivité ionique (inférieure à 6,0 milli-Siemens).

5.2.5.6. Nourriture : Pour l'élevage d'*Eisenia fetida*, nous leur avons donné **5g** de son de blé jusqu'à faire une pellicule blanche en surface. Pour nourrir les vers, nous renouvelons l'opération tous les trois jours (presque 2 fois / semaine).

5.2.5.7. Calme : Les vers de terre sont sensibles au bruit et aux vibrations, ils les font fuir et constituent des facteurs de dérangement importants, c'est pourquoi nous les avons placés dans un endroit calme.

5.2.6. Suivi de l'effectif des cocons et des juvéniles

Chaque 15 jour, nous avons fait le tri des substrats de culture de chaque boîte (mère) pour ressortir les cocons et les juvéniles qu'on doit dénombrer et placer dans de nouvelles boîtes destinées à l'élevage de la 1^{re} génération. Ces boîtes ont été préparées de la même façon et maintenues dans les mêmes conditions que les boîtes mères. Après un mois de la mise des vers de la première génération dans les bacs, nous avons effectué le tri des substrats chaque 15 jour pour chaque boîte pour ressortir ainsi les cocons et les juvéniles qu'on doit aussi dénombrer et placer dans de nouvelles boîtes destinées à l'élevage de la 2^{ème} génération.

Il est à noter que l'élevage de l'espèce *Apporectodia trapezoides* a été réussi seulement pour la première génération, de ce fait, les tests de toxicité ont été réalisés seulement sur l'espèce *E. fétida*, sauf le test de contact sur papier filtre qui a été réalisé sur les deux espèces des vers.



Cocons



Juvéniles

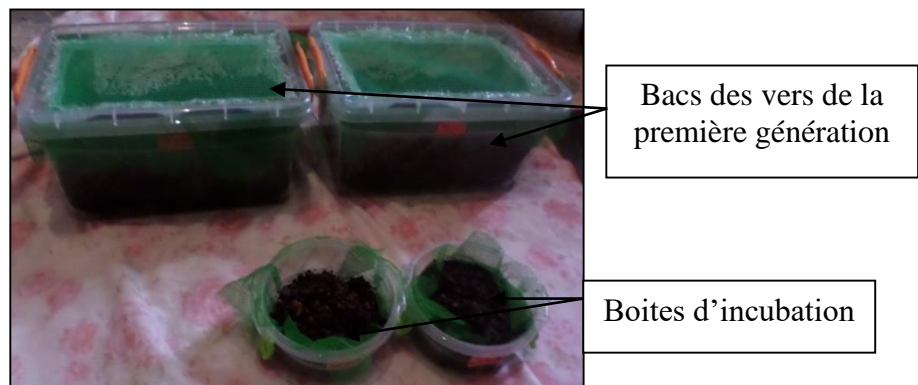


Figure II.18: photos représentant le tri des juvéniles et des cocons



Figure II.19: Emplacement des boîtes d'élevage dans la serre.

5.3. Essais de toxicité

5.3.1. Organisme pour essais

Pour tous les essais de toxicité, les vers utilisés sont ceux de la 2^{ème} génération, ils doivent être adultes à structure d'âge homogène (âgés d'au moins deux mois) avec un clitellum bien développé (sexuellement mature). Ils sont collectés à partir de nos cultures et étaient approximativement de la même taille et ont un poids individuel de 250 à 600 mg.

5.3.2. Produit utilisé pour les tests de toxicité (hydroxyde d'ammonium)

L'ammoniac gazeux est aisément liquéfiable et très soluble dans l'eau. Il est généralement vendu sous forme de solution (ammoniacale ou hydroxyde d'ammonium) grâce à une simple dilution dans l'eau.

L'hydroxyde d'ammonium (NH_4OH) désigne donc la solution aqueuse basique d'ammoniac gazeux. C'est une solution incolore à une odeur piquante. La solution utilisée pour cette étude contient 30% de ce gaz.

L'ammoniac en solution réagit avec l'eau pour produire des cations d'ammonium NH_4^+ et des anions d'hydroxyde OH^- en quantités inégales ; l'équilibre entre ces deux formes est régi par une réaction sensible aux changements de pH (INERIS, 2020). La libération d'ions d'hydroxydes OH^- confère le caractère basique de la solution d'ammoniac.

5.3.3. Tests de toxicité aigüe

Les tests de toxicité aigüe sont considérés comme les plus pertinents pour les tests de laboratoire (Wang *et al.*, 2012b ; Kula, 1998). Ces essais sont relativement peu coûteux et faciles à réaliser (Frampton *et al.*, 2006). Ainsi, l'OCDE (1984) proposait un guide de tests chimiques, le n° 207 concerne les essais de toxicité aigüe. Ces tests ont permis de déterminer les concentrations de produits chimiques qui causent des effets létaux et sublétaux chez le ver de terre. Heimbach (1992) a trouvé une corrélation raisonnable entre les résultats obtenus à partir des tests de toxicité aigüe et les effets observés dans le champ.

Les essais aigus réalisés dans ce travail comprennent 3 types d'essais : un essai de toxicité par contact sur papier filtre (Essai 1), un essai de toxicité aigüe avec un sol naturel reconstitué (Essai 2) et un essai d'évitement (Essai 3).

5.3.3.1 Essai 1 : Test de toxicité par contact sur papier filtre (2 jours)

Le test de contact sur papier filtre est un test simple, peu coûteux et plus rapide. Il est conçu de manière à ce que les vers de terre soient exposés au toxique par contact (Tripathi *et al.*, 2010). Il semble que ce soit une excellente technique de dépistage pour évaluer la toxicité relative et identifier les produits chimiques potentiellement toxiques pour les vers de terre dans le sol (Miyazaki *et al.*, 2002 ; Grumiaux *et al.*, 2010).

Cet essai consiste à examiner la toxicité potentielle en soumettant des vers à des expositions cutanées à un polluant avec une méthode dérivée de l'essai de contact sur papier filtre de l'OCDE (OCDE, 1984). Les flacons recommandés dans la méthode décrite par l'OCDE ont été remplacés par des boîtes de Petri (Wang *et al.*, 2012a).

Avant l'essai dose-réponse, les deux espèces de vers de terre (*Eisenia fetida* et *Aporrectodea trapezoides*) ont été rincés par de l'eau distillée et égouttés sur papier filtre. Les vers ont été ensuite transférés dans des boîtes de Pétri munies d'un papier filtre imbibé d'eau distillée. Les boîtes sont conservées durant 24 heures à 20 ± 2 ° C dans l'obscurité. Ce conditionnement permet de vider le contenu intestinal de leur tube digestif et les préparer aux différents tests.

Les morceaux de papier filtre ont été placés dans des boîtes de Pétri de 9cm de diamètre et chacun a été traité et gorgé avec la solution correspondante, puis, ils ont été séchés à l'air libre pendant 24 heures (fig II.20 A). Ensuite, les papiers filtre ont été réhumidifiés avec 1 ml d'eau distillée, les vers ont été introduits dans les boîtes de Pétri à raison d'un ver par boîte.

Six concentrations et un témoin ont été inclus dans le test. Les vers de terre donc ont été exposés à une gamme croissante de concentrations en Hydroxide d'Amonuim (HA): 0,0001, 0,001, 0,01, 0,1, 1 et 10 mg.cm⁻². L'eau distillée a été utilisée dans l'échantillon témoin. On a réalisé dix tests pour chaque concentration. Les boîtes ont été incubées dans l'étuve dans l'obscurité, à 20° C et à 80 % d'humidité relative pendant 48 heures (26-28 Mai 2015) (fig II.20 B). Après cette période des paramètres biologiques dont la survie observée (à l'intervalle de 24 h et 48 h après le traitement), la biomasse (avant et après 48 h de traitement) et tous les symptômes comportementaux ou pathologiques ont été enregistrée et notés. On considère les vers comme morts quand ils ne répondent pas à un léger stimulus mécanique appliqué à leur extrémité antérieure. Ce test est l'une des techniques de dépistage préliminaires courantes ; toutefois, dans le cas d'un écosystème de sol, cette technique ne donne pas de résultat fructueux (Miyazaki *et al.*, 2002 ; Tripathi *et al.*, 2010).

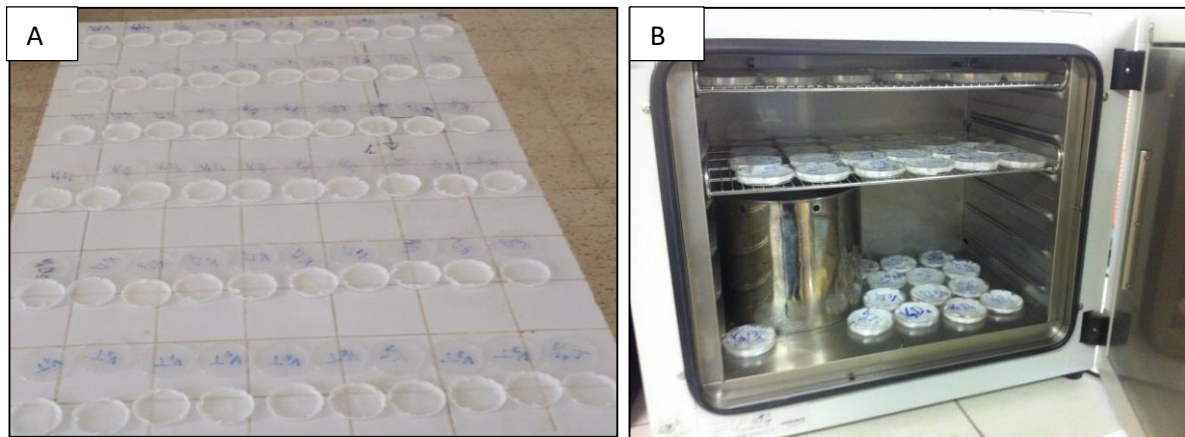


Figure II.20: Préparation et incubation des boîtes de Pétri dans l'étuve.

5.3.3.2. Essai 2 : Test de toxicité aigüe du sol (14 jours)

Le test du sol est plus représentatif de l'environnement naturel du ver de terre. Dans cette méthode, les produits chimiques sont principalement absorbés par les intestins (Udovic et Lestan, 2010). L'essai du sol artificiel ou naturel pendant 14 jours est donc plus pratique lors de l'évaluation de la toxicité des polluants sur les vers de terre car il fournit des données de toxicité plus représentative de l'exposition naturelle des vers de terre aux produits chimiques.

Avant de mener l'expérience, des vers adultes de taille presque similaire étaient pré-conditionnés dans un sol reconstitué non traité pendant une période de 7 jours. Ensuite, des groupes de cinq vers ont été prélevés, nettoyés à l'eau pour éliminer les particules de sol, séché, puis ils sont mis individuellement dans des boîtes de Pétri muni de papier filtre imbibé d'eau (fig II.21). Les boîtes de pétri ont été mises dans l'obscurité durant 24 heures afin de vider leur tube digestif.

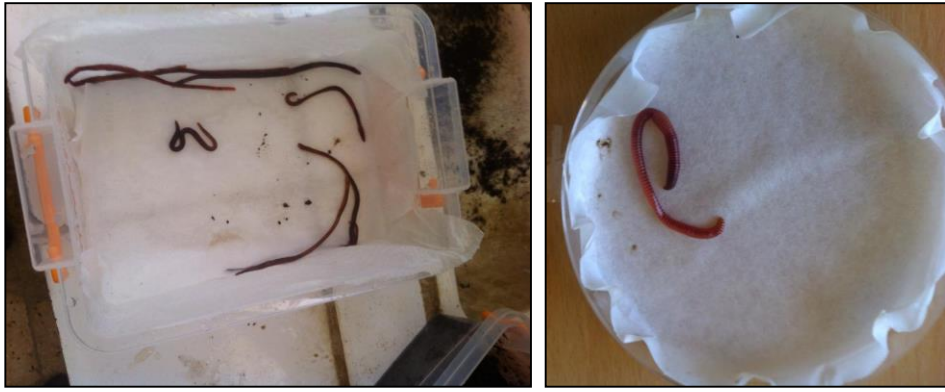


Figure II.21: Préparation et conditionnement des vers de terre pour l'expérience.

Les vers (*E. fetida*) ont été ensuite pesés et introduits délicatement dans les pots de tests contenant le sol de façon à obtenir un contact intime avec l'échantillon. Un nombre total de 150 vers ont été utilisés à raison de 5 vers par pot.

L'essai a été réalisé conformément aux directives de l'OCDE du test de toxicité aigüe n° 207 (OCDE, 1984) ; uniquement un sol naturel reconstitué a été utilisé à la place du sol artificiel recommandé par de l'OCDE. Le sol est composé à 70% d'un sol forestier non contaminé, complété par 30% d'un apport nutritif (compost organique) ; le sol reconstitué a été homogénéisé avant d'être utilisé dans des expérimentations. Le sol forestier d'un horizon superficiel (0-30 cm) provient de la région d'Ichemoul (Batna, nord-est de l'Algérie) (35 ° 18 '00 "N, 6 ° 29' 00" E). Ce sol forestier a été séché à l'air entre 30° C et 40° C, tamisé (2 mm) et conservé jusqu'à son utilisation.

Les caractéristiques physicochimiques de ce sol sont les suivantes : pH = 7,3, conductivité électrique = 0,22 dS. m⁻¹, matière organique = 4,32%, calcaire total = 17,30%, azote total = 4 × 10⁻³ % (NH₃ 2,5 × 10⁻⁴ % et NO₂ 5 × 10⁻⁴%). Ce sol a été utilisé dans tous les essais de toxicité appliqué dans ce travail (aigüe et chronique).

Cet essai a été réalisé et appliqué seulement aux vers de terre de l'espèce *E. fetida* (issue de l'élevage de laboratoire). Les vers de terre sont exposés à une gamme croissante de concentrations en HA de 0 ; 0,05 ; 0,1 ; 0,5 ; 1 et 5 mg. g⁻¹ dans le sol durant 14 jours sans apport de nourriture. Ces concentrations ont été utilisées afin de déterminer la plage de concentration entraînant une mortalité de 0% à 100% pour obtenir la valeur de CL₅₀ (concentration de HA causant la mort de 50 % de la population des vers de terre). Par conséquent, cinq concentrations d'essai et un contrôle ont été utilisés. La solution à examiner (HA) a été mélangée soigneusement et de manière homogène dans le sol. Les témoins ont été préparés de la même manière, mais uniquement avec de l'eau distillée et sans l'ajout de HA. Cinq essais ont été utilisés pour chaque concentration testée et le témoin.

Chaque pot, a été rempli d'environ 1 Kg d'un mélange sec de sol-compost (soit 700g de sol forestier et 300g de compost). Les pots utilisés dans ce travail sont de forme carrée de dimension 17,5cm de côté et 13 cm de hauteur (fig II.22). Ce volume donnera de meilleures conditions pour les vers testés. Les pots ont été troués à la base et recouverts d'un filet de moustiquaire à mailles carrées de 1 mm. Au total, 30 pots ont été mis en expérience selon le plan suivant :

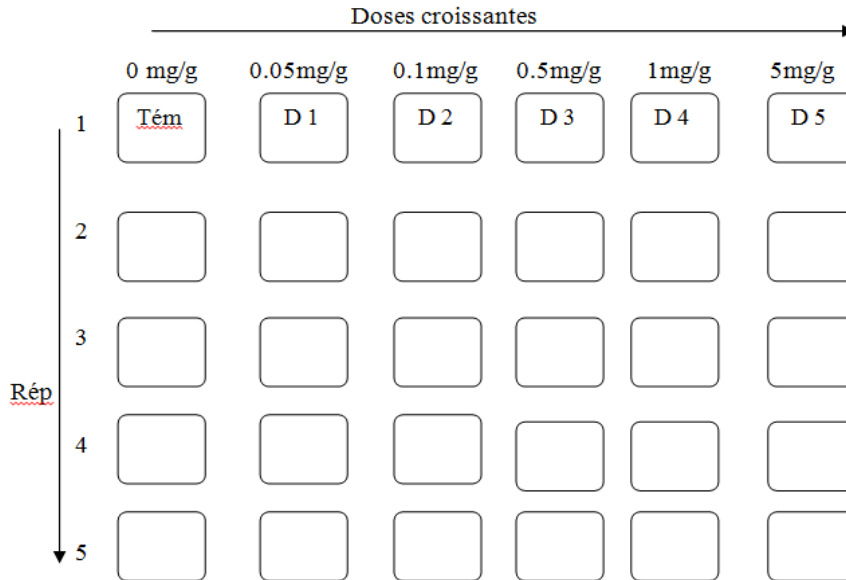


Figure II.22: Plan expérimental pour l'essai de toxicité aigüe du sol.

Les pots ont été stockés dans une serre équipée d'une source de lumière (intensité : 300 lux) avec un système de photopériode sombre fixe de 12 heures et un ventilateur. La température maximale de la serre est de 25 °C, l'humidité relative étant de 80%. Dans les tests de toxicité, la teneur en eau a été ajustée à 35% par addition d'eau distillée.

La survie et la biomasse des vers ont été examinés au J₇ et J₁₄ après le traitement, où les pots sont vidés de leur sol et les vers sont délicatement séparé de la matrice afin d'effectuer les différentes observations. Ainsi, les vers morts sont retirés alors que, les vers survivants ont été pesés en utilisant une balance de précision puis remis dans le sol. Toutes autres observations physiologiques et comportementales ont été évaluées et notées.

En outre, des paramètres physico-chimiques des substrats ont été contrôlés afin de déterminer la teneur en humidité (H%), la température de substrat, le pH et la conductivité électrique (CE).

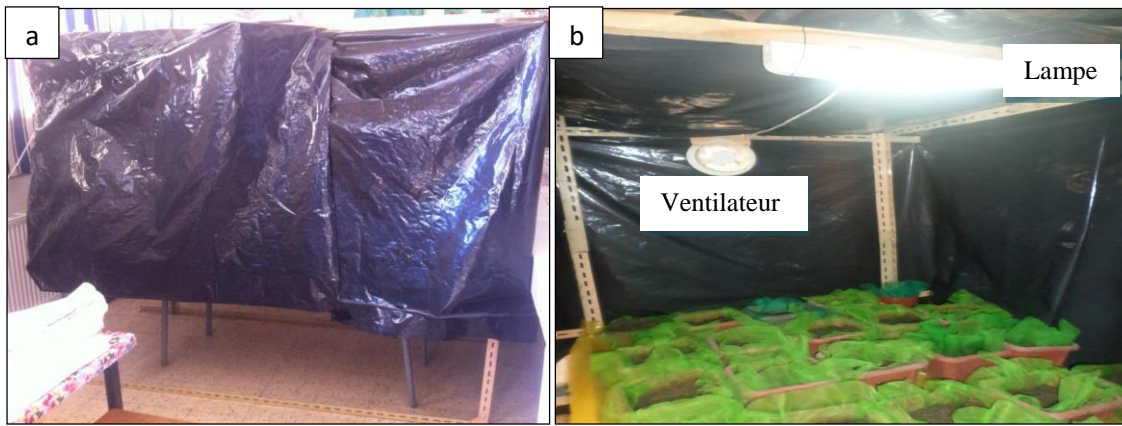


Figure II.23 : Photo représentant la serre de l'extérieur (a) et de l'intérieur (b).



Figure II.24: Photo représentant l'emplacement des pots dans la serre.

5.3.3.3. Essai 3 : Test d'évitement (2 jours)

Les tests d'évitement sont une plus grande sensibilité aux contaminants et nécessitent moins de temps expérimental que les autres tests de toxicité, ce qui les rend idéaux pour le criblage rapide de substances émergentes ou de matériaux susceptibles d'être appliqués délibérément ou accidentellement sur les sols (Schaefer, 2004 ; Yearley et *al.*, 1996). Le principe de ce test consiste à exposer les vers de terre simultanément à un sol contaminé par une solution d'hydroxyde d'ammonium et à un sol témoin.

Dans cette étude, l'essai d'évitement avec *E. fetida* a été réalisé dans des récipients en plastique rectangulaires ($19 \times 14 \times 6 \text{ cm}^3$). Les conteneurs ont été divisés en deux compartiments égaux avec un séparateur en plastique. Rempli chacun avec 250 g d'un mélange sol- compost, un compartiment recevra un sol contaminé A avec les mêmes concentrations d'HA utilisées pour le test aigu avec sol (0 ; 0,05 ; 0,1 ; 0,5 ; 1 et 5 mg/g) tandis que l'autre est un sol témoin B (fig II.25). Chaque concentration et le témoin ont été testés avec cinq répétitions. Le séparateur

amovible a été retiré et trois vers de terre adultes pesant entre 400 et 700 mg ont été placés sur la ligne de séparation. Au total, 90 vers, répartis sur 30 boîtes ont été utilisés pour ce test. Entre les deux compartiments, la teneur en eau a été ajustée à 35%. Ensuite, les deux sols (contaminé et le témoin) sont replacés délicatement en retirant la séparation. Les bacs étaient recouverts d'un couvercle perforé et maintenus à 20 ± 2 °C dans l'obscurité. Au bout de 48h, le séparateur amovible a été réinsérée et le nombre de vers de terre de chaque côté des récipients de test a été compté et enregistré.

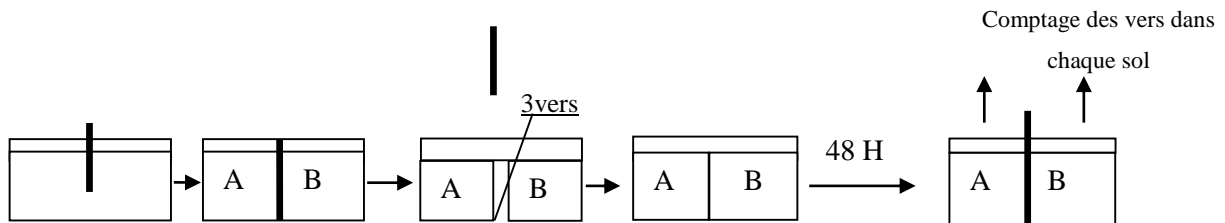


Figure II.25: Plan expérimental de sol contaminé A et non contaminé B.



Figure II.26: Photo représentant les emplacements des bacs dans la serre.

5.3.3.4. Analyses statistiques

Les données ont été exprimées en (moyenne \pm écart type). Une ANOVA à un facteur a été utilisée afin de tester les différences significatives entre les différentes concentrations d'HA.

Une analyse probit a été utilisée pour calculer la concentration létale médiane (CL₅₀) à 24h et à 48h pour le test du contact sur papier filtre et à 7 et 14 jours pour le test aigu du sol.

Pour le test de contact sur papier filtre, les concentrations en HA ont été classées selon la CL₅₀ obtenue comme suit : super toxique (<1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$), extrêmement toxique (1–10 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$), très toxique (10–100 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$), moyennement toxique (100–1 000 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) et relativement non toxique (>1000 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) (Robert et Dorrough, 1984).

Pour le test d'évitement, la concentration efficace médiane (CE₅₀) a été également estimée avec la méthode probit après transformation des données, conformément à Loureiro et *al.*, (2005).

Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R version 3.3.2 (R Development Core Team, 2016) et les analyses probit pour tous les tests ont été réalisées à l'aide du logiciel GraphPad Prism, version 6.02 (2013).

5.4. Tests de toxicité chronique

L'effet négatif d'une exposition chronique est également important dans l'évaluation des risques écologiques (Jensen et al., 2007). La réalisation d'essais de toxicité chronique sur des organismes du sol révèle à quel point ceux-ci sont affectés par les polluants dans l'écosystème terrestre.

Dans cette étude, deux tests chroniques ont été appliqués dans le but d'examiner les effets d'une exposition prolongée de l'espèce *E. fetida* dans un sol contaminé par l'hydroxyde d'ammonium (HA) sur la survie, la croissance, la reproduction et l'éclosion des cocons.

5.4.1. Essai 1 : étude de l'effet de l'hydroxyde d'ammonium sur la survie, la reproduction et la croissance d'*E. fetida* (8 semaines)

Le test de reproduction avec *E. fetida* a été effectué conformément aux lignes directrices de la norme internationale (EC, 2004) avec quelques modifications. Avant d'entamer l'expérience, les vers adultes de la 2^{ème} génération d'une taille presque similaire avec un clitellum bien développé et un poids frais individuel compris entre 250 et 700 mg ont été pré-conditionnés dans un sol non traité, pendant une période de 7 jours dans les mêmes conditions de test (alimentation, éclairage, température, humidité).

Ensuite, chaque groupe de 2 vers a été nettoyé avec de l'eau distillée pour éliminer les particules de sol, séché délicatement avec du papier filtre, puis mis dans des boîtes de Pétri muni de papier filtre imbibé d'eau (fig. II.27). Les boîtes de pétri ont été mises dans l'obscurité durant 24 heures afin de vider le tube digestif des vers qui sont ensuite pesés et placés dans le conteneur de test. Le nombre total de vers adultes utilisés est de 120 répartis sur 60 conteneurs en plastique.

Dans chaque récipient d'essai (19 x 14 x 6 cm³), on a placé 450 g d'un sol reconstitué, (70% sol forestier / 30% compost organique) homogénéisé. Dans cet essai, cinq concentrations de HA et un témoin ont été utilisées : 0 ; 0,05 ; 0,1 ; 0,5 ; 1 et 5 (mg. g⁻¹ de sol) pour déterminer la plage de concentration entraînant une mortalité de 0 à 100% et également: obtenir les valeurs de CL₅₀, CE₅₀, CSEO et CMEO. La solution à examiner (HA) a été mélangée soigneusement d'une manière homogène au sol. Les témoins ont été préparés de la même manière, mais seulement, ils sont humidifiés avec de l'eau distillée.



Figure II.27 : Préparation des vers de terre (*E. fetida*) à l'expérimentation.

Dix répétitions ont été utilisées pour le témoin et pour chaque concentration testée d'HA selon le plan suivant :

		Doses croissantes					
		0mg/g	0.05mg/g	0.1mg/g	0.5mg/g	1 mg/g	5mg/g
Rép	1						
	2						
	3						
	4						
	5						
	6						
	7						
	8						
	9						
	10						

Figure II.28 : Plan expérimental de l'essai de toxicité chronique.

Les récipients en plastique (bacs) ont été perforés à leur base afin d'assurer l'évacuation de l'eau en excès et recouverts par des couvercles (moustiquaire) permettant d'assurer les échanges d'air.

Les bacs ont été stockés dans une serre à 20 ± 2 °C avec une humidité relative de 80–85%, sous 350 lux de lumière avec une photopériode sombre 12 heures. La teneur en eau (humidité du sol) a été contrôlée et ajustée à 35% par addition d'eau distillée chaque fois que nécessaire. Au cours de l'essai, les organismes ont été nourris une fois par semaine, avec 5 g de son de blé par boîte.

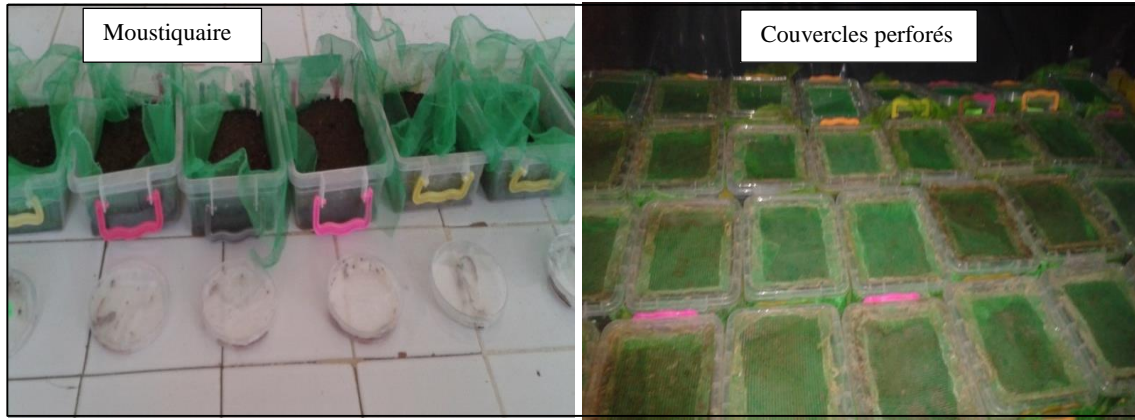


Figure II.29 : Photos représentant les bacs plastiques utilisés dans le test.

Les vers de terre adultes, juvéniles et les cocons produits ont persisté dans le sol pendant les 56 jours. Durant cette période, la survie et la biomasse ont été évaluées au premier, 28^{ème} et 56^{ème} jour après le traitement. À la fin de l'essai, les vers de terre vivants adultes et juvéniles ont été extraits du sol, triés à la main, comptés puis transférés dans une boîte de Pétri afin de les peser. Les vers doivent être lavés avec de l'eau distillée avant d'effectuer les pesés, et l'excès d'eau doit être éliminé en les plaçant brièvement sur un papier filtre.

Tous les vers non retrouvés doivent être enregistrés comme morts et décomposés avant l'évaluation ; une aliquote du sol a été prélevée pour effectuer les analyses physico-chimique. Le sol restant a été examinée pour évaluer la présence de juvéniles et de cocons. Il a alors été tamisé par voie humide successivement avec un maillage de 2 mm, puis un autre à 1 mm. Le nombre total de cocons produit pour chaque concentration a été compté. De plus, les juvéniles de chaque conteneur de test ont été comptés et pesés.

En même temps, des observations concernant le comportement des vers de terre ont été notées pour chaque concentration. L'humidité (H%), la température, le pH et la conductivité électrique (CE) du substrat ont aussi été contrôlés.

5.4.2. Essai 2 : étude de l'effet de l'hydroxyde d'ammonium sur l'éclosion des cocons de taxon *E. fetida*

Cet essai a été réalisé dans des flacons en plastique (6 cm de diamètre et 4 cm de hauteur). Les flacons étaient perforés à leur base pour assurer l'évacuation de l'eau en excès, recouverts d'un couvercle perforé et remplis de 80 g d'un mélange sol-compost.



Figure II.30 : Flacons utilisés pour le test de l'éclosion des cocons.

Au total, 18 flacons contenant chacun 5 cocons d'*E. fetida* ont été testés avec les mêmes concentrations de HA utilisées pour le premier test. Chaque concentration et le témoin ont été testés avec trois répétitions. Au total 90 cocons ont été utilisés pour ce test, ces derniers ont été collectés juste après la ponte et présentent des tailles presque homogènes. Les flacons en plastique ont été maintenus durant 28 jours dans une serre obscure à 20 ± 2 °C et une humidité relative de 80 à 85%. La teneur en eau a été ajustée à 35% chaque fois que nécessaire.

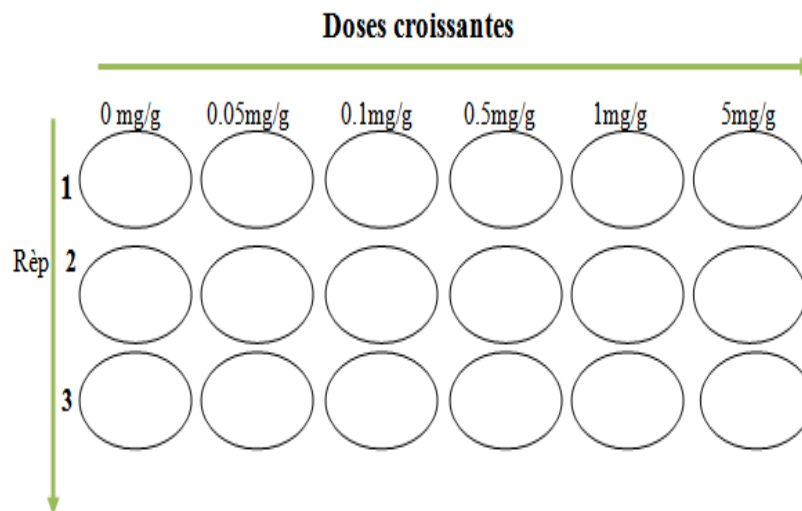


Figure II.31 : Plan expérimental du test de l'éclosion des cocons.

Durant la période qui s'étale du 14^{ème} au 28^{ème} jour d'incubation, les cocons n'ayant pas éclos ont été examinés et comptés chaque jour, de plus les juvéniles émergeant dans chaque flacon de test ont été comptés, enregistrés et enlevés.

Le pourcentage de réussite de l'éclosion et le nombre de juvéniles émergeant par cocon ont été calculés par les formules suivantes :

$$\text{succès d'éclosion (\%)} = \frac{\text{Nombre des cocons éclos}}{\text{Nombre total des cocons}} \times 100$$

$$\text{Nombre des juveniles émergés par cocon} = \frac{\text{Nombre total des juvéniles}}{\text{Nombre total des cocons}}$$

5.4.3. Analyses statistiques

Dans cette partie, c'est des tests non paramétriques qui ont été utilisés. Les tests paramétriques (ANOVA et t-test) ne sont pas applicables, car les données que nous avons obtenues n'ont pas une distribution normale. Les différences de mortalité, de biomasse, de production de cocons et de juvéniles et l'éclosion des cocons entre les divers traitements ont été évalués et comparés à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (H).

Les valeurs de CSEO (concentration sans effet observé) et de CMEO (concentration avec minimum d'effet observé) ont été calculées par la méthode non paramétrique Kruskal-Wallis, suivi d'une comparaison multiple de post-hoc entre tous les traitements (Lock et Janssen 2002).

Le test non paramétrique de Wilcoxon (2 échantillons) pour les données appariées a été utilisé pour comparer la signification de la différence observée dans les données relatives à l'effet de la durée de l'expérience sur la croissance et la mortalité des vers enregistrées après 28 et 56 jours. Les résultats avec $P \leq 0,05$ (équivalent à 95% de confiance) ont été considérés comme statistiquement significatifs. Une analyse probit a été utilisée pour calculer la concentration létale médiane (CL_{50}) avec des intervalles de confiance de 95% à 28 et à 56 jours pour le paramètre mortalité. Concernant la biomasse (croissance) et la reproduction (nombre de cocons et de juvéniles), les valeurs de la concentration efficace médiane (CE_{50}) et ses limites de confiance à 95% ont également été déterminées avec la méthode d'analyse probit.

Toutes les statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS (version 25).

5.5. Méthodes de mesure effectuées durant les tests de toxicité

5.5.1. Mesure des paramètres de la serre

5.5.1.1. Intensité de la lumière : l'intensité de la lumière a été mesurée une fois pour chaque test en utilisant un luxmètre (DIGITAL LUX TESTER TF-1065).

5.5.1.2. Température et humidité : la température de l'air ambiant et l'humidité relative à l'intérieur de la serre ont été mesurées et examinées à l'aide d'un hygromètre qui mesure ces deux paramètres à la fois (PRINTING Humidity Temperature Meter).



Figure II.32 : a). Luxmètre ; b). Hygromètre.

5.5.2. Paramètres physico-chimiques du substrat

Lors des essais de toxicités aiguës et chroniques avec un sol naturel reconstitué, nous avons mesuré la température, l'humidité, le pH et la conductivité électrique du substrat au début du test et à la fin du test, au total 180 des mesures ont été faites pour chaque paramètre.

5.5.2.1. Mesure de La température (T)

La température du substrat de culture (en °C) a été mesurée par un thermomètre à sonde (EUTECH Ecoscan) (fig II.33).

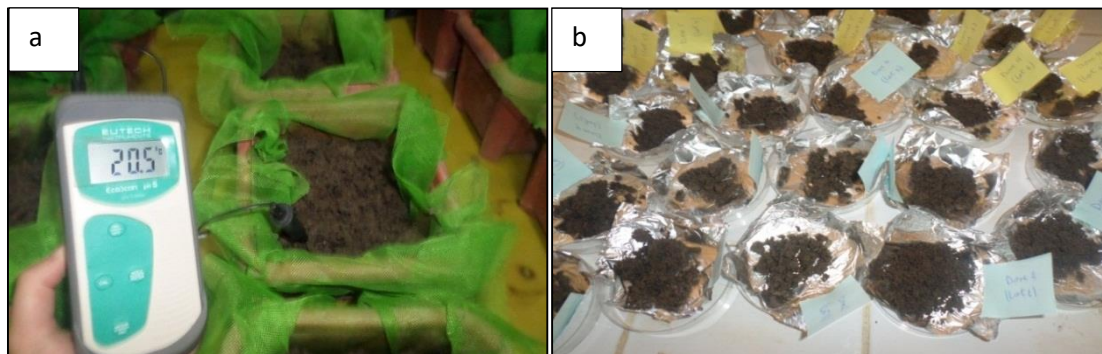


Figure II.33 : Mesure de la température (a) et de l'humidité du substrat de culture (b).

5.5.2.2. Mesure de l'humidité

Les échantillons de sol (fig II.33) ont été séchés dans une étuve à 105 °C pendant 48 heures. Le taux d'humidité (en %) qui est le rapport entre le poids initial et après séchage a été calculé

selon la relation suivante : $H \% = \frac{P_i - P_s}{P_i} \times 100$

5.5.2.3. Mesure du pH et de la conductivité électrique (CE)

Les variations du pH ont été suivies à l'aide d'un pH-mètre à sonde (EUTECH Ecoscan) (fig II.34), tandis que les mesures de la conductivité électrique (CE) durant les tests de toxicité ont été effectuées à l'aide d'un conductimètre de type (CD6N) (fig II.34).

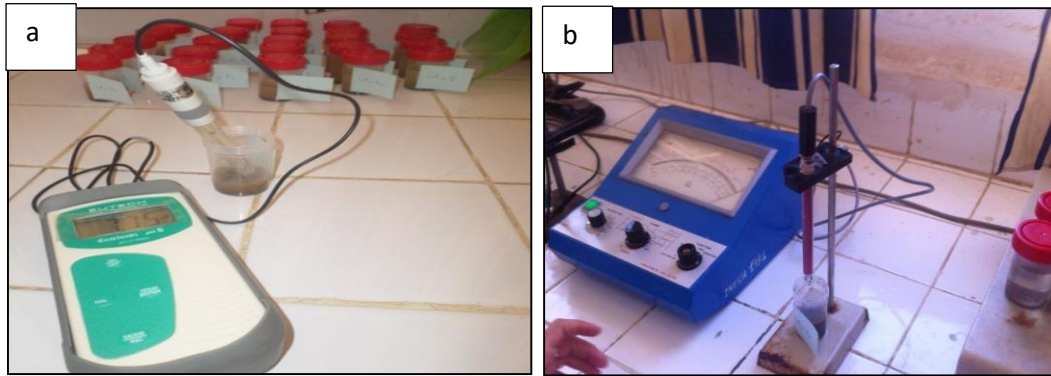


Figure II.34 : a). pH mètre à sonde ; b). Conductimètre de type (CD6N).

5.5.3. Paramètres biologiques

Les paramètres biologiques suivis durant ces essais, comprennent tous les phénomènes qui sont liés à la toxicité de l'hydroxyde d'ammonium vis-à-vis du taxon *E. fetida* : mortalité, variation de la biomasse fraîche, reproduction (production des cocons et des juvéniles) et éclosion des cocons, ainsi que tous les symptômes comportementaux ou pathologiques observés.

5.5.3.1. Mortalité

Pour les tests de toxicité aiguë, la mortalité est évaluée en testant la réaction des vers à un stimulus mécanique exercé à leur extrémité antérieure. Ainsi, le ver est considéré comme mort lorsqu'il ne répond pas à ce stimulus. Les vers morts sont retirés et notés.

Pour le test de toxicité chronique, les vers de terre manquants ont été considérés comme morts, en raison de leur décomposition rapide dans le sol (Sharma *et al.*, 2014).

Comme c'est indiqué dans la directive n° 207 de l'OCDE (1984, 2016), les données de la mortalité enregistrée en fonction des concentrations permettent de déterminer la concentration létale médiane (CL_{50}). Dans ce travail, ces valeurs ont été calculées selon la méthode des Probit.

5.5.3.2. Biomasse fraîche

Les vers vivants durant les essais appliqués sont collectés, rincés à l'eau distillée, séchés et puis pesés afin de déterminer la différence du poids. Ceci permet d'évaluer l'influence du traitement effectuée sur la croissance des vers de terre. La biomasse des vers de terre a été déterminée à l'aide d'une balance de précision (0,0001 mg) (fig II.35).



Figure II.35 : Mesure de la biomasse fraîche des vers.

5.5.3.3. Symptômes comportementaux et pathologiques

Tous les symptômes qui peuvent être observés chez les vers testés que ce soit des gonflements anormaux, des gonflements accompagnés de saignement, l'enroulement et les fragmentations sont mentionnés durant les tests.

6. Evaluation de l'effet de la fiente avicole sur les Annelides Oligochètes (*in situ*)

6.1. Choix des stations d'étude

Notre étude a été menée dans la région d'Ain Touta, caractérisée par une intensification de la production avicole et par l'activité d'épandage de ses fientes sur les terres agricoles. Cette zone comprend 4 stations d'étude (3 stations où se pratique d'épandage des fientes avicoles) (fig II.36), et une station témoin située en aval de ces stations (tab II.7).

6.2. Méthode d'échantillonnage de vers de terre et de sol à caractériser

Pour évaluer l'effet de l'épandage des fientes avicoles sur les vers de terre et sur le milieu qui les abrite (le sol), quatre (04) parcelles d'expérimentation reconnues en premier lieu par leur compatibilité avec nos objectifs et en second lieu par leur accessibilité ont été choisies.

Un total de 15 échantillons de sol a été prélevé dans chaque station pour extraire les vers de terre. Les points de prélèvement ont été choisis d'une manière aléatoire.



Figure II.36: Image satellitaire représentant la répartition des stations d'étude.

Tableau II.7 : Caractérisation des stations d'étude.

Station	Type de culture	La superficie	Q ^{tité} approximative de la fiente épandue
Station 1	La laitue	5 000 m ²	4 à 5 kg/m ²
Station 2	Arbres	2 800 m ²	1.5 à 2 kg/m ²
Station 3	La laitue	10 000 m ²	4 à 5 kg/m ²
Station témoin	L'orge	8 000 m ²	

✓ **Station 1, 3 et témoin** : une grille à maille est tracée, et 15 points ont été sélectionné d'une manière aléatoire (tirage au sort), ces points représentent l'endroit de chaque échantillonnage (fig II.37).

✓ **Station 2** : nous avons tracé trois (03) lignes, pour chaque ligne on a prélevé cinq (05) échantillons (fig II.37).

Concernant les échantillons destinés à la caractérisation physico-chimique, cinq (05) échantillons du sol ont été prélevés de chaque station (fig II.38). De plus, 3 échantillons des fientes avicoles qui font l'objet d'épandage pour les trois parcelles ont été également prélevés et mis dans des sacs en plastique pour les analyser.



Figure II.37 : Répartition des points d'échantillonnage des vers de terre.



Figure II.38 : Localisation des points d'échantillonnage des sols à caractériser.

6.2.1. Période d'échantillonnage et matériel utilisé

La saison de l'échantillonnage était le printemps qui se caractérise par une activité maximale des organismes du sol. Les prélèvements sont effectués pendant les premières heures de la matinée, pour que les vers ne descendent pas en bas horizon. Dix sorties ont été organisées en deux mois (mars et avril 2016) pour prélever quatre vingt (80) échantillons sol dont soixante (60) utilisés pour l'étude des vers de terre et vingt (20) échantillons destinés à la caractérisation du sol des 4 stations d'étude. Les prélèvements ont été faits après épandage des fientes avicole dans les stations 1, 2 et 3.

Dans cette étude, la récolte sur terrain a nécessité une fiche de terrain pour noter la description des habitats, la date et l'heure du prélèvement, une pelle et des récipients contenant du formol concentré (à 95%) pour tuer les vers prélevés. Le matériel de laboratoire est représenté par des flacons contenant du formol (à 4 %) pour conserver les vers, une pipette, de l'eau distillée, du papier absorbant, des sachets en plastique et en papier et une pince pour manipuler les échantillons.

6.2.2. Méthode utilisée pour l'échantillonnage des vers

La méthode d'échantillonnage utilisée est le tri manuel, qui consiste à creuser le sol, à extraire un volume donné et à séparer les vers de la matrice du sol. Le choix de cette méthode est imposé en raison de sa simplicité et son efficacité mais aussi par défaut d'autres moyens. Le tri manuel est considérée comme la méthode la plus exhaustive et sert de référence pour la comparaison avec d'autres méthodes (Bouché et Gardner, 1984 ; Frenot, 1986). Pour les mêmes raisons, la méthode est aussi couramment employée dans un grand nombre d'études (Wuest, 2001).

En chaque point d'échantillonnage, un trou de 30×30x30cm³(fig II.39) a été creusé en utilisant un mètre tailleur, pour delimitier les dimensions et le prélèvement sol a été effectué à l'aide d'une pelle. Les mottes ont été délicatement fragmentées manuellement pour retirer les vers. Ces derniers récoltés ont été tué à l'aide de formol concentré (95%). Ensuite, ces vers ont été lavé à l'eau distillée et essuyés à l'aide de papier absorbant. Les vers ont été conservés dans des flacons étiquetés et bien fermés contenant du formol dilué (à 4%) (fig. II.39). Les lombrics extraits font l'objet d'identification et de dénombrement dans le laboratoire.

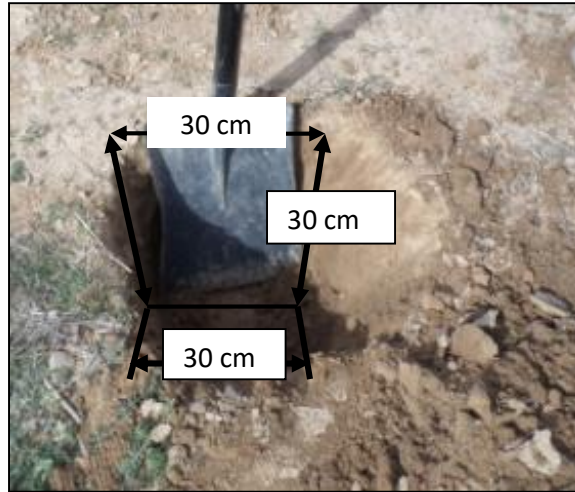


Figure II.39 : Méthode d'échantillonnage du sol

6.2.3. Echantillonnage du sol à caractériser

Environ 1 kg de sol a été prélevé dans chaque point d'échantillonnage avec un horizon de 30 cm de profondeur. Ces échantillons de sols sont destinés à des analyses physico-chimiques pour évaluer l'impact de l'épandage des fientes sur les caractéristiques du sol.

6.3. Méthodes d'analyses

6.3.1. Analyse du compartiment sol

Les paramètres à déterminer sont les suivants : conductivité électrique (CE), Calcaire total (CaCO_3) déterminé à l'aide du calcimètre de Bernard, le potentiel d'hydrogène (pH), la texture (Granulométrie), l'humidité du sol (H%), l'azote total (N%), l'azote minéral et enfin la matière organique (MO) en utilisant la méthode d'Anne.

6.3.2. Analyse de la fiente d'épandage

Les paramètres analysés sont la conductivité électrique (sur un rapport de fiente /eau de 1/5), le taux de matière organique MO% (méthode de l'incinération), le pH (pH mètre sur un rapport de fiente /eau 1/2.5), l'azote totale et l'azote minérale (azote ammoniacal et Azote nitrique).

6.3.3. Analyse du compartiment lombricien

Les vers ramenés au laboratoire ont été séparés selon leur stade de vie (adultes et juvéniles) (fig II.40), les vers adultes (présence de clitellum) ont été identifiés, comptés (abondance) et pesés (biomasse). Ces mesures permettent de déterminer les caractéristiques biométriques des populations lombriciennes dans les stations d'études.



Figure II.40: les vers de terre récoltés et séparés.

a. L'abondance

- *Abondance globale* : représente le nombre total de vers prélevés par station d'étude
- *Abondance ponctuelle* : nombre d'individus par point de prélèvement
- *Abondance spécifique* : nombre d'individus d'une espèce par point de prélèvement.
- *Abondance relative* : nombre d'individus d'une espèce par rapport au nombre total d'individus de la population. Elle est exprimée en pourcentage.

b. Biomasse

- *Biomasse globale* : poids individuel frais des vers de terre exprimé en g.
- *Biomasse ponctuelle* : c'est le poids de tous les individus prélevés dans un point.

6.3.3.1. Identification des taxons

L'identification des espèces a été réalisée sur les vers adultes (présence de clitellum). Elle consiste en la détermination sous une loupe binoculaire de quelques caractères morphologiques externes (fig II.41).



Figure II.41 : Loupe binoculaire utilisée pour l'identification des vers de terre.

L'identification a été basée sur le nombre total de segments, la taille, le poids, la forme global du corps, la forme de la bouche, la coloration et la pigmentation, la position du premier pore dorsal, la position du pore mâle et la présence/absence du porophore, la position de pore femelle, la forme et la position du clitellum et du puberculum (s'il est présent), les papilles et les mamelons, les type des soies et le type de prostomium.

6.3.3.2. La diversité

Elle permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité du peuplement de vers prélevés dans les quatres stations.

a. Richesse spécifique totale : Par définition, la richesse spécifique totale c'est le nombre total d'espèces que compte un peuplement considéré dans un écosystème donné (Ramade, 2003). Dans le cas présent, la richesse totale représente le nombre total des espèces issues d'échantillons prélevés dans les milieux étudiés.

b. Indice de diversité de Shannon-Weaver (1949) : il est proportionnel au logarithme du nombre d'espèce.

$$H' = -\sum P_i \log_2 P_i$$

Avec : P_i représente le nombre d'individus de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus recensés (N): $p_i = \frac{n_i}{N}$; n_i compris entre 0 et N

Cet indice renseigne sur la diversité des espèces d'un milieu étudié. Lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce, l'indice de diversité est égal à 0 bits. Selon Magurran (2004), la valeur de cet indice varie généralement entre [1.5 et 3.5] et dépasse rarement 4.5.

c. Indice d'équitabilité de Pielou (1966) (équirépartition des populations) : il traduit le degré de diversité atteint par rapport au maximum théorique. Donc c'est le rapport entre la diversité calculée (H') et la diversité théorique maximale (H'_{\max}) qui est représentée par le \log_2 de la richesse totale (S) (Blondel, 1979). Il est défini par la formule :

$$E = H'/H_{\max}$$

Avec : H' : diversité spécifique observée ; $H_{\max} = \log_2 S$: diversité spécifique maximale ;
 S : nombre total d'espèces. Cet indice varie de zéro à un, et dépend du nombre d'espèces (donc de la richesse).

6.4. Traitement statistique

Le logiciel SPSS Ver. 25 a été utilisé pour effectuer les analyses statistiques suivantes : l'ANOVA à un facteur pour étudier l'effet de la station. De plus, une étude des relations d'une part physico-chimiques et d'autre part biologique à travers des corrélations a été réalisé afin de déterminer les relations existantes entre les paramètres en question.

7. Etude *in labo* de l'effet de la fiente avicole sur les différents stades de développement du vers de terre (*Eisenia fetida*)

Pour mieux identifier et quantifier l'impact des fientes avicoles sur la population lombricienne et aussi pour comparer les résultats obtenus sur terrain, il est nécessaire de vérifier ces effets sur les vers par des expérimentations dans des conditions de laboratoire. Ceci permet d'élucider l'impact des déjections de volaille qui contient du NH_4^+ sur les différents stades de développement des vers de terre (adultes, juvéniles et cocons) dans l'écosystème du sol.

7.1. Le matériel biologique

Les vers utilisés dans ce test appartiennent au taxon *Eisenia fetida*. Les adultes, les juvéniles et les cocons utilisés ont été recueillis à partir de nos cultures de laboratoire. Les adultes testés ont un poids compris entre 250 et 600 mg avec une clitelum bien développée et ont un âge homogène (entre deux mois et un an), tandis que les vers juvéniles pesaient entre 100 et 250 mg. Les cocons ont été collectés juste après leur ponte et sont de taille presque homogène.

7.2. Les fientes de volailles

Les fientes de volailles utilisées dans cette expérimentation sont celles issus de l'élevage des poules pondeuses. C'est des excréments purs de couleur brune. Ils sont pâteux à sec dont la teneur en matière sèche varie selon leur état de déshydratation.

Dans cette étude, les fientes sont collectées à partir d'un stockage d'une exploitation de poules pondeuse de la région d'Ain Touta. Elles ont été utilisées comme engrais organique dans cette région agricole et sont caractérisées par: un pH = 6,89, une conductivité électrique (CE) = 6,36 ds/m, un taux de carbonate de calcium (CaCO_3) = 28,5%, un azote total (N_T) = 0,38188%, un azote ammoniacal ($\text{N}-\text{NH}_3$) = 0,03875%, un azote nitrique (NN) = 0, un taux de matière organique (MO) = 22% et un rapport carbone/azote (C/N) = 28,80. Les excréments de volaille ont été séchés à l'air et tamisés avec un tamis de 2 mm avant leur utilisation.

7.3. L'expérimentation

L'expérimentation consiste à mettre en contact chaque catégorie de stade de vie du ver de terre *Eisenia fetida* avec une dose croissante de fientes avicoles ajoutées à un sol naturel reconstitué composé de 70% de sols forestiers de la région d'Ichemoul et de 30% de compost organique. Le sol forestier et le compost organique ont été homogénéisés par tamisage à travers un tamis de maille de (2 mm) et séchés à l'air avant d'être utilisés. Pour chaque catégorie de

fientes avicoles (0; 10; 20; 50 et 100 g) ont été ajoutés à 250 mg du mélange (sol + compost) pour obtenir les taux de fiente suivants (0%; 4%; 8%; 20% et 40 %). Les expériences ont été menées au laboratoire pendant trois mois, du mois d'avril 2014 jusqu'à la fin du mois de juin. Elles comportent également 5 essais pour les adultes, 5 essais pour les juvéniles et 5 essais pour les cocons. Chaque essai est répété 3 fois. Le plan expérimental est résumé dans la figure II.42.

Les échantillons témoin ont été préparés uniquement avec du sol naturel. Pour chaque dose, cinq juvéniles, cinq adultes et cinq cocons ont été placés dans la boîte rectangulaire et trois répliques ont été préparées pour chaque dose. Au total, 45 boîtes ont été utilisées pour ce test.

		Dose 1	Dose 2	Dose 3	Dose 4	Témoin
Vers adultes	Répétition 1					
	Répétition 2					
	Répétition 3					
Vers juvéniles	Répétition 1					
	Répétition 2					
	Répétition 3					
Cocons	Répétition 1					
	Répétition 2					
	Répétition 3					

Figure II.42 : Plan expérimental de l'expérience réalisée.

Les containers utilisés sont des boîtes en plastique rectangulaires (fig II.42) ayant les dimensions suivantes : L= 19cm, l= 14cm, h= 6cm. Les couvercles des boîtes sont troués pour assurer une bonne aération, et il en est de même pour les fonds des boîtes pour l'évacuation de l'excès de l'eau. En plus, les boîtes sont tapissées d'une moustiquaire afin d'éviter la fuite des vers à travers les trous. Les boîtes ont été ensuite déposées dans une serre bien équipée à une température de 20 ± 2 °C et une humidité relative comprise entre 80 et 85% sous une intensité de lumière constante de 400 lux, avec une photopériode fixe de 12 heures. La teneur en eau a été ajustée entre 40% et 80% en ajoutant de l'eau distillée deux fois par semaine durant toute la période d'expérimentation afin de remédier aux pertes dus à la demande climatique du milieu ambiant et aussi à la lixiviation. Avant le test « dose-réponse », les vers de terre ont été pré-conditionnés pendant 24h dans les mêmes conditions que celles décrites ci-dessus dans le sol non traité.

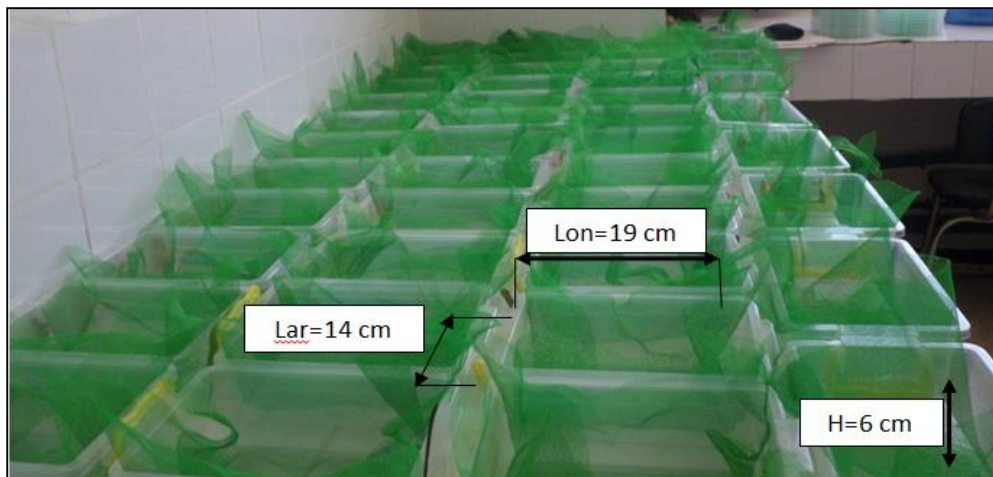


Figure II.43: Boîtes d'expérimentation

Dans cette étude, nous avons mesuré les paramètres biologiques (la mortalité, la biomasse et l'éclosion) une fois par mois pendant trois mois (avril, mai et juin) :

(i) la mortalité a été évaluée en nombre d'individus, chaque mois, les substrats de culture ont été retirés des boîtes et les vers de terre ont été comptés et notés comme vivants ou morts. En raison de la décomposition rapide dans le sol, les vers de terre manquants ont été considérés comme mort (Sharmaetal.,2014); (ii) la longueur totale du corps (± 1 mm) en utilisant une règle ; (iii) la biomasse fraîche ($\pm 0,1$ g) en utilisant une balance de précision (0,001 mg) et (iv) l'éclosion du cocon a été suivie après 21 jours d'exposition progressive à des doses croissantes d'excréments de volaille; le nombre de juvéniles produits a également été suivi après 21 et 60 jours.

En outre, les paramètres physicochimiques suivants ont été mesurés : (i) l'humidité (H%) déterminée par la méthode de séchage à 105°C pendant 24 heures ; (ii) la température (T) mesurée à l'aide d'un thermomètre à sonde ($\pm 0,1^{\circ}\text{C}$) ; (iii) le pH mesuré avec un pH-mètre en utilisant la méthode potentiométrique dans une suspension substrat/eau dans un rapport de 1/2.5 agité par un agitateur magnétique pendant 30 min.

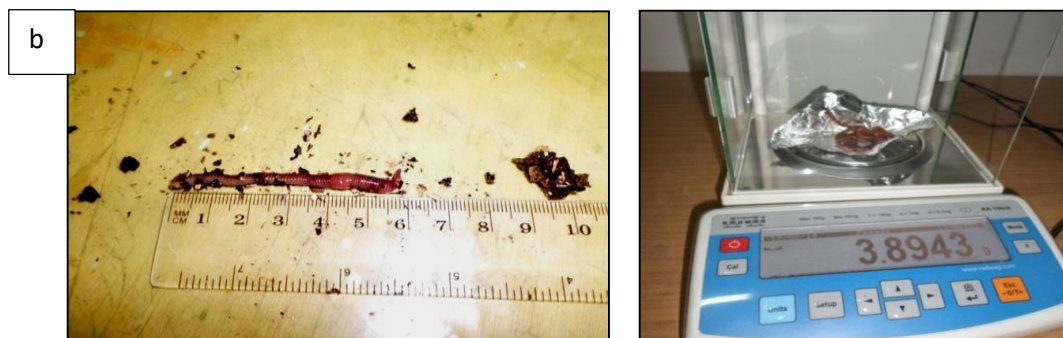


Figure II.44 : Mesure de longueur (a) et de la biomasse fraîche des vers (b).

Ces paramètres ont été également évalués une fois par mois pendant trois mois ; (iv) la conductivité électrique (CE) a été mesurée à l'aide d'un conductimètre dans une suspension substrat/eau dans un rapport de 1/ 5 deux fois au mois d'avril et au mois de mai ; et (v) la matière organique (MO) a été mesurée au début de l'expérimentation en utilisant la méthode d'incinération.

7.4. Analyses statistiques

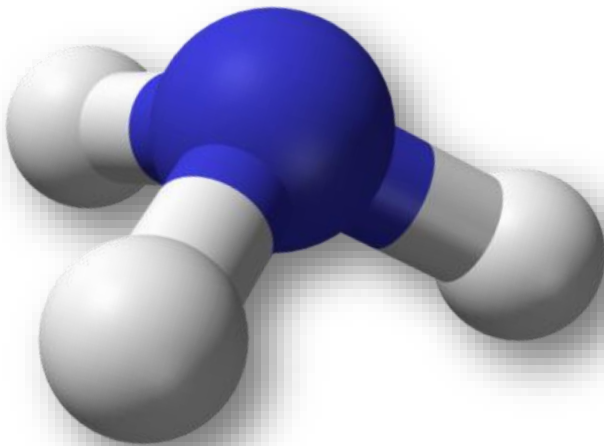
En plus des statistiques élémentaires de base calculées pour l'ensemble des paramètres mesurées (minimum, maximum, moyenne, écart type), nous avons eu recours à d'autres statistiques appliquées au plan choisi afin de déceler les différentes variabilités. Ainsi, nous avons réalisé :

- Des analyses de corrélations de Pearson pour comparer les variables mesurées entre elles. Les résultats seront acceptés au seuil de signification de $p < 0,05$.
- Des analyses de la variance (**ANOVA**) dans le but d'étudier la variation des valeurs des variables mesurées selon un ou plusieurs facteurs selon le plan expérimental. Les facteurs sont le mois (avril, mai et juin), le stade de vie (adulte, juvénile et cocon) et les doses de fientes ajoutées (0, 10, 20, 50 et 100 g). Les observations obtenues sont alors modélisées en conséquence, et les résultats des analyses statistiques associées sont souvent résumés dans une table d'Anova.
- L'analyse en composante principale (**ACP**) est une analyse descriptive permettant d'estimer la relation entre des variables. Elle explore ainsi les différentes liaisons entre variables et les ressemblances entre individus de la population. A partir de 8 variables mesurées et une variable conditionnelle (dose de fientes de volailles), nous avons réalisé 2 analyses, la première consiste à mettre en évidence les liaisons entre les paramètres physicochimiques du substrat de culture, alors que la deuxième est réalisée entre ces derniers et les paramètres biologiques mesurés sur les vers de terre. Les axes principaux seront choisis selon leurs contributions dans la variabilité et ainsi leurs valeurs propres.
- Une dernière analyse par régression linéaire multiple (RLM) est réalisée pour expliquer un paramètre biologique (réponse) par rapport aux différents paramètres physicochimiques (variables explicatives). Ainsi, le meilleur modèle sera retenu suite à la signification de la variabilité totale.

Les différents calculs et statistiques ont été réalisés par le logiciel Statistica version 6.0 (StatSoft, 2002).

Chapitre III :

*Résultats et
discussion*



CHAPITRE III : Résultats et discussion

1. Description des bâtiments d'élevages enquêtés et les pratiques de la zone d'étude

L'équipement d'un bâtiment doit assurer le bien-être des animaux et une production optimum tout en minimisant les émissions de gaz polluants et de poussière vers l'atmosphère (Bouzriba, 2020). Ces émissions polluantes sont liées aux pratiques de l'élevage qui conditionnent leur formation et leur émission, ainsi que la composition de l'air à l'intérieur du bâtiment. Un élevage est caractérisé par le type et la densité des animaux élevés et les conduites d'élevage qui sont la fréquence de sortie des fientes, la distribution de l'aliment, les activités de nettoyage, le fonctionnement des extracteurs et des humidificateurs. De ce fait, il est intéressant d'avoir un aperçu sur les différentes pratiques d'élevage dans notre zone d'étude, et de connaître les caractéristiques des structures et des équipements utilisés dans l'élevage avicole.

D'autant plus que, les différentes techniques d'aménagement du bâtiment des volailles, la présence de litière (nature et quantité), le type d'évacuation des fientes (raclage, tapis) et le type de stockage des déjections et leur temps de séjour, sont autant des pratiques qui vont déterminer l'évolution des teneurs en azote et l'humidité des déjections et donc les émissions de NH_3 (Groot Koerkamp, 1994). D'après Bouzriba, (2020), les émissions d'ammoniac sont étroitement liées aux déjections avicoles, la dégradation des déjections d'élevage contribue à 78 % des émissions d'ammoniac. Ces émissions sont fortement influencées par le type d'animal, la quantité de matière solide volatile, la disponibilité de l'oxygène (aérobie ou anaérobie), la température, le pH des fientes, la durée de stockage, mais aussi de la gestion de ces effluents. De ce fait, il est nécessaire de connaître les différentes méthodes de gestion d'effluents d'élevage avicoles utilisées dans notre zone d'étude afin de bien identifier et cerner les différentes sources productrices d'ammoniac dans le système d'élevage avicole.

1.1. Etat et type d'élevage des bâtiments enquêtés

L'enquête réalisée sur 19 bâtiments d'élevage avicole situés près de nos stations d'étude, montre qu'il s'agit d'exploitations privées et que 58% des bâtiments enquêtés sont d'anciennes constructions, alors que l'état des bâtiments neufs varie entre bon (26%) et moyen (16%). Ces bâtiments présentent trois types d'élevages : 58% (élevage des poules pondeuses) ; 21% (élevage des poussins) ; 21% (élevage repro-chaire). D'autres résultats obtenus sur l'état, les équipements et le fonctionnement des bâtiments enquêtés ont été résumés dans le tableau III.1.

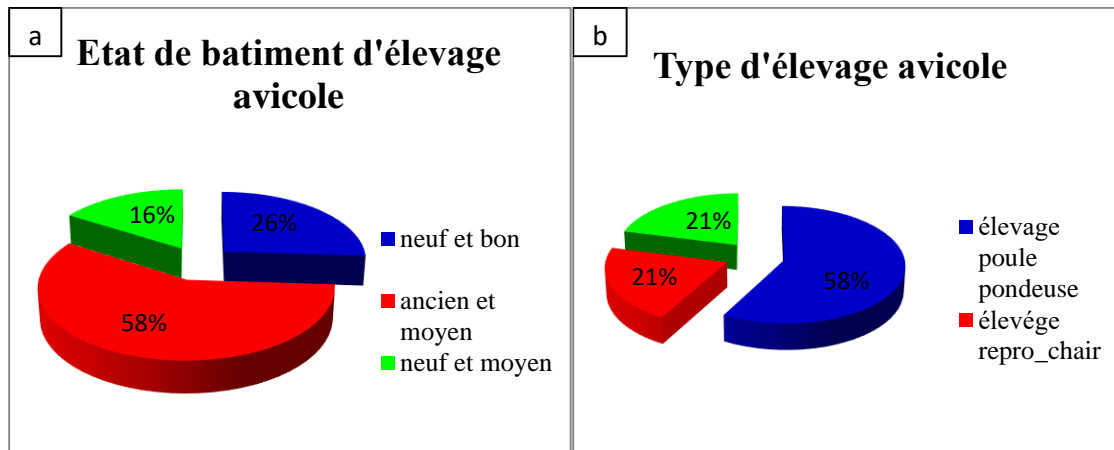


Figure III.1 : a) état des bâtiments enquêtés. b) types d'élevages avicoles.

Tableau III.1 : Résultats de l'enquête.

Etats	(Min)	(Max)	Position	Fonctionnement
Nombre des animaux	4800 individus	28000 individus	/	/
Production des œufs	2520 œufs/ jour	8280 œufs/ jour	/	/
Longueur des bâtiments	50m	100 m	/	/
Largeur des bâtiments	13m	15m	/	/
Nbr de fenêtres	6 fenêtres	36 fenêtres	Les cotées	/
Longueur des fenêtres	50 cm	1m		/
Largeur des fenêtres	50cm	90 cm		/
Humidificateurs	2	6	Les 2 cotées	en été du matin jusqu'à minuit
Extracteurs	2	12	L'extrémité	en été, la matinée

Pour les 19 bâtiments d'élevage enquêtés, on compte 11 bâtiments, l'équivalent de 58%, qui sont en fonctionnement continue durant 12 mois et plus, tandis que les autres bâtiments ont une période de fonctionnement de seulement 4 mois. Il est à signaler également que la période de repos variait d'un bâtiment à autre, allant de 20 jours jusqu'à 6 mois. D'après le tableau III.1, les effectifs des poules mis en place dans cette zone sont de grande taille, ils varient entre 4 800 et 28 000 sujets par bâtiment, sachant que la production des œufs varie de 2 520 à 8 280 par jour.

De plus, il est à noter que tous les bâtiments sont équipés par des humidificateurs, des fenêtres, des portes, des interstices, et des extracteurs, le nombre de ceux-ci diffère d'un bâtiment à autre.

En outre, les dimensions des fenêtres sont variables de petites à grandes sachant que les fenêtres et les extracteurs sont des moyens d'aération et de ventilation naturelle et dynamique qui assurent le renouvellement de l'air et maintiennent la température désirée à l'intérieur des bâtiments, ils sont des moyens d'apport d'oxygène, et d'évacuation des différents gaz toxiques (ammoniac, dioxyde de carbone, sulfure d'hydrogène), des poussières et des odeurs vers l'extérieur. Ils permettent aussi l'extraction de la vapeur d'eau et de l'humidité excessive pour offrir une hygrométrie optimale dans le bâtiment. Selon les aviculteurs questionnés, les extracteurs et les humidificateurs se déclenchent d'une manière aléatoire et selon le besoin, et généralement ce déclenchement est effectué en été, surtout la matinée selon la température et la pression des gaz à l'intérieur du bâtiment. A cela s'ajoute, le stockage et l'épandage des déjections, qui changent aussi la composition de l'air à proximité des bâtiments.

1.2. Gestion des déjections avicoles dans la zone d'étude

1.2.1. Nettoyage et élimination de déjections

D'après cette enquête, le nettoyage et l'élimination des déjections avicoles pour la plupart des bâtiments d'élevage (84%) se font de manière manuelle par charrette à bras, alors que pour 16%, ils se font d'une manière mécanique par un racleur qui fait extraire les fientes à l'extérieur des bâtiments.

1.2.2. Stockage des fientes avicole

Une fois hors du bâtiment, les fientes sont stockées ou épandues à des distances variables de celui-ci. Dans notre zone d'étude le stockage des fientes avicole est fait pour la plupart des bâtiments d'élevage (89%) loin de ces derniers, la distance entre les lieux de stockage et ces bâtiments peut atteindre 100 m, alors que pour certains, elle n'est que de 2 m, d'autant plus, la période de stockage des fientes avicoles est variable d'un bâtiment à un autre selon le type d'élevage et la saison, allant de 10 jours jusqu'à 6 mois (entre l'été et l'hiver). La quantité de déjections générée par bâtiment peut aller de 80 Kg/j à 280 Kg/j.

1.2.3. Epannage des fientes

Dans le voisinage des bâtiments enquêtés, nous avons constaté que 68% des aviculteurs interrogés utilisent les fientes avicoles comme un engrais organique sur des parcelles cultivées, dont la surface varie entre 1 hectare et 10 hectares. La distance qui sépare ces parcelles des bâtiments d'élevage est distincte, peut aller de 1 à 100m. Les cultures qui y sont pratiquées : la pomme de terre, la laitue, les arbres fruitiers, les céréales (le blé et l'orge) et les fourrages. La durée de l'application de cette pratique varie entre 3 jours et 10 jours. Tandis que, le reste, soit 32% des fientes avicoles résultant des bâtiments sont destinées à la vente hors de la région.

Cette enquête nous amène à conclure que les résultats des concentrations des dépôts d'ammoniac ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) captés dans cette zone pourront être influencé par :

1) L'ensemble des bâtiments concerné par l'enquête y compris les six bâtiments considérés comme une source émettrice principale d'ammoniac, du fait qu'ils sont situés en amont de nos stations d'étude et dans la même direction de vent dominant et que leur nombre d'extracteurs et de fenêtres est très élevé : 90 extracteurs et 217 fenêtres ;

2) Les grandes quantités de fiente stockées dans cet entourage où ils arrivent dans certains lieux à raison de 280 Kg/ jour (1960 Kg /semaine) en plus d'une durée de stockage longue qui peut atteindre jusqu'à 6 mois en hiver ;

3) La pratique d'épandage appliqué sur de vastes surfaces de terres agricoles situées près de nos stations d'étude sachant que certains aviculteurs ne respectent pas la durée de stockage ni les quantités déposées ;

4) Le type et l'état d'élevage dominant dans la région où dans la majorité de ces bâtiments plutôt anciens se pratique un élevage de poules pondeuses. Ce type d'élevage dure plus longtemps que les autres, sachant que, ce type d'élevage engendre de grandes quantités de fiente humide, ce qui nécessite une période de stockage plus élevée ce qui contribue aux émissions d'ammoniac d'une manière intensive dans la région. En effet, tout ces facteurs et pratiques vont contribuer aux émissions et à la dispersion d'ammoniac dans l'atmosphère ainsi qu'au retombés (dépôts) secs et humides de ce gaz dans la région, ce qui a influence sur les animaux, les végétaux, les forêts, l'environnement et également sur la santé humaine.

2. Analyses de captage des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles dans la région d'Ain touta

2.1. Variation des volumes de précipitations collectées

Les graphes suivants (fig III.2, fig III.3, fig III.4) représentent les différentes variations moyennes de volume mesurées au cours de 4 campagnes de prélèvement : par station, par échantillons et par campagne de prélèvement.

2.1.1. Variation du volume par station durant les quatre campagnes

La figure III.2, montre que les volumes des eaux collectées diffèrent d'une station à l'autre, les valeurs moyennes trouvées varient entre 91 ml pour (S1, durant la 3^{ème} Campagne) comme une valeur minimale et 276 ml pour (S1, durant la 2^{ème} campagne) comme une valeur maximale.

En terme de moyenne, on remarque que les volumes collectés pour toutes les stations présentent des valeurs très proches, ces valeurs représentent les valeurs enregistrées pour les échantillons de dépôts humides (pluie) et les échantillons de dépôts secs (par l'ajout de l'eau distillée). La valeur moyenne la plus élevée est enregistrée pour la station 1 (141 ml) et la plus faible pour la station 4 (127 ml).

2.1.2. Variation du volume par échantillon durant les quatre campagnes

D'après la figure III.3, les volumes enregistrés varient d'un échantillon à l'autre, de 90,53 ml pour (ech 2, de la 3^{ème} campagne) comme une valeur minimale à 268 ml pour (ech 1, de la 2^{ème} campagne) comme une valeur maximale. Cette variation entre échantillons à est due à la modification de la direction des pluies par le vent. Les valeurs moyennes des volumes collectés, montrent une différence légère pour tous les échantillons. La valeur moyenne la plus élevée est enregistrée pour l'échantillon 3 (155 ml) et la plus faible pour l'échantillon 2 (118 ml).

2.1.3. Variation du volume par campagnes de captage

La figure III.4 montre une différence remarquable entre les valeurs moyennes de volume enregistrées durant les quatre campagnes de captage, la campagne de l'automne 2014 a enregistré les valeurs les plus élevées avec une valeur moyenne de 251 ml, cela est justifié par la quantité considérable de pluie, contrairement aux trois autres campagnes. Tandis que la valeur moyenne la plus faible est obtenue pour la campagne du printemps 2015, durant cette campagne, 3 prélèvements ont été réalisés, parmi ceux-ci 2 prélèvements ont coïncidé avec une période non pluvieuse.

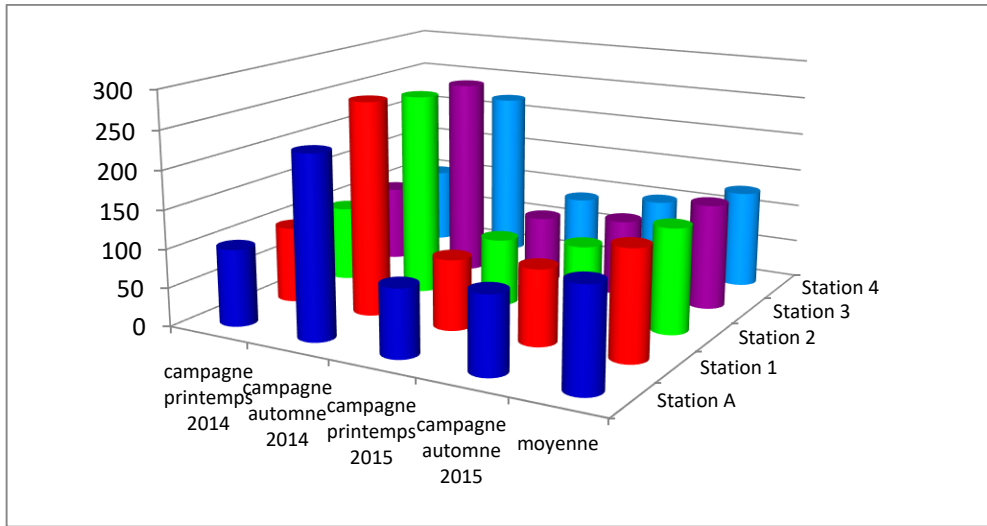


Figure III.2: Variation des volumes moyens collectés par station durant les quatre campagnes.

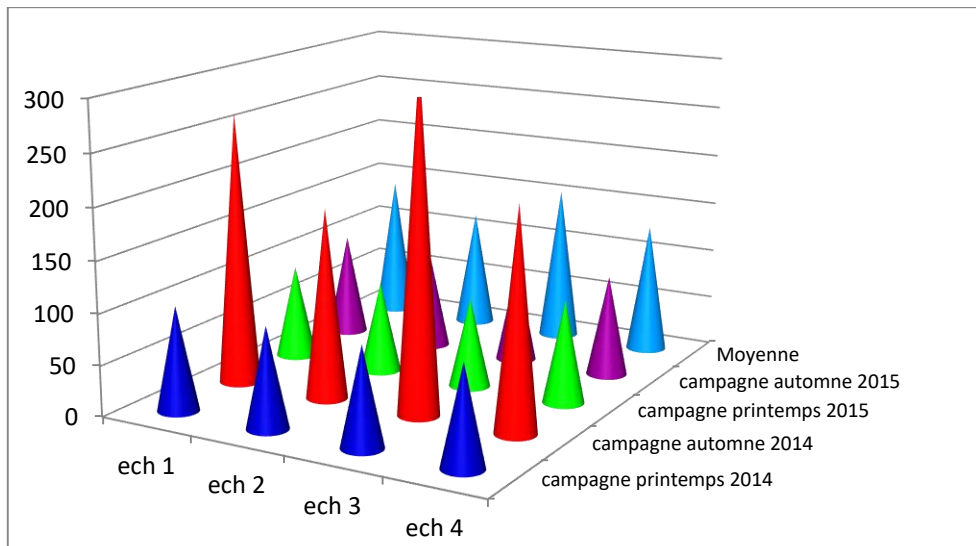


Figure III.3 : Variation des volumes moyens collectés par échantillon durant les quatre campagnes.

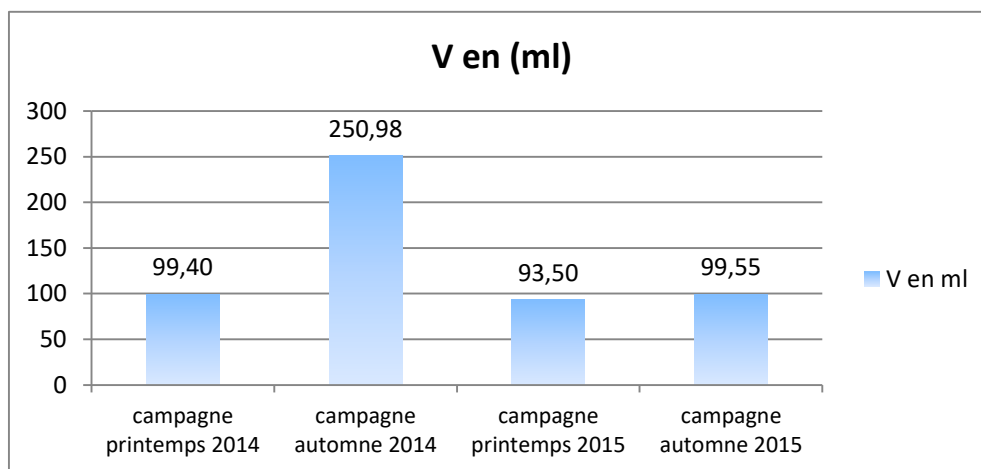


Figure III.4 : Variation des volumes moyens captés par campagnes de captage.

2.2. Variation des concentrations moyennes de (NH₃/ NH₄⁺)

Les graphes suivants (fig III.5, fig III.6, fig III.7) représentent les différentes variations moyennes de NH₄⁺ durant les 4 campagnes : par station, par échantillons et par campagne de prélèvement.

2.2.1. Variation des concentrations moyennes de (NH₃/ NH₄⁺) capté par station durant les quatre campagnes

L'histogramme de la figure III.5 montre que la valeur moyenne la plus élevée de (NH₃/ NH₄⁺) est enregistrée par la station 1 (250m de la source) durant le 1^{er} prélèvement (6,25 ppm), alors que la valeur moyenne la plus faible est trouvée pour la station 4 (1 km de la source d'émission) durant la 2^{ème} campagne (0,48 ppm).

En termes de valeurs moyennes de quatre campagnes, nos résultats montrent que le NH₃ se dépose en grande quantité dans la station 1 qui se situe près de la source d'émission d'ammoniac avec une valeur de 3,32 ppm. Selon Van der Eerden *et al.* (1998), la zone située à moins de 100m de la source est exposée à des concentrations élevées de NH₃ mais d'après Ferm, (1998), les concentrations élevées d'ammoniac ne se trouvent que près des sources d'émission. D'un autre côté, la station 2 (500m de la source) présente la valeur moyenne la plus faible (1,89 ppm) suivi par la station A qui se situe à l'inverse de la direction du vent dominant dans la région.

Le test ANOVA à un facteur est calculé pour étudier l'effet de station (distance) sur la variation de la concentration de NH₄⁺, où nous avons trouvé une différence significative ($F_{obs} = 2,76$ et $p < 0,05$)

D'après Krupa (2003), les dépôts secs soient sous forme gazeuse directement (NH_{3g}), soit adsorbé par des aérosols (NH₄HSO₄, (NH₄)₂SO₄, NH₄NO₃) sont plus importants dans les régions à fortes émissions de NH₃, ces derniers se déposent près de la source, alors que les dépôts humides dans les zones à faibles émissions se déposent plus loin de la source d'émission (OEB, 2003).

Boermans et Erisman (1993) trouvent à l'aide d'un modèle de dispersion local que dans un secteur de 5×5 km, les concentrations de NH₃ varient d'un facteur 100m, et les dépôts en conséquences. En revanche, le constat réalisé dans les Côtes d'Armor par R. Lallemand en (1996) a montré que 60% de l'azote ammoniacal retombe dans un rayon de 100 km et 10% au-delà de 1.000 km. Gary, (2006) a mentionné que 50% du dépôt sec de NH₃ et de l'ammonium particulaire est déposé à moins de 2,5 km de la source d'émission.

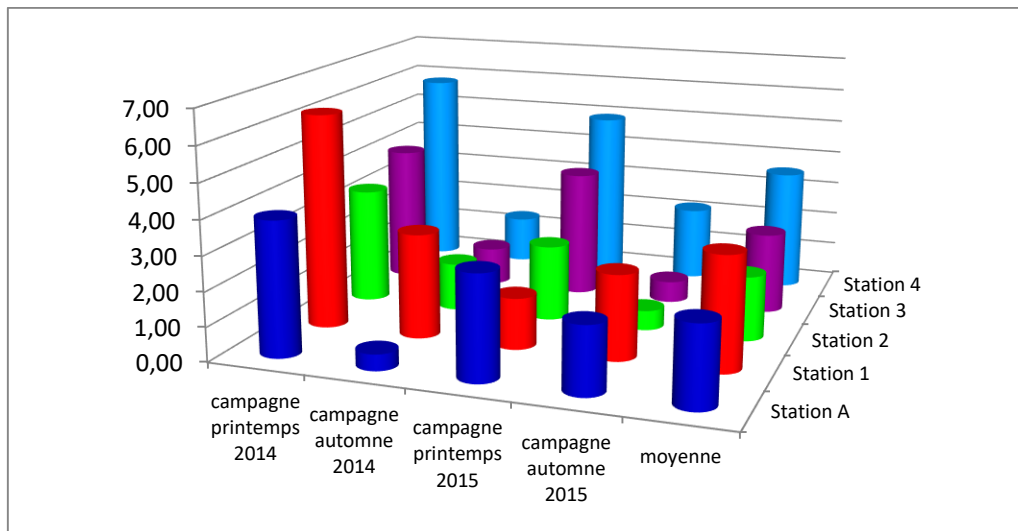


Figure III.5 : Variation des concentrations moyennes de (NH₃/ NH₄⁺) capté par station durant les quatre campagnes.

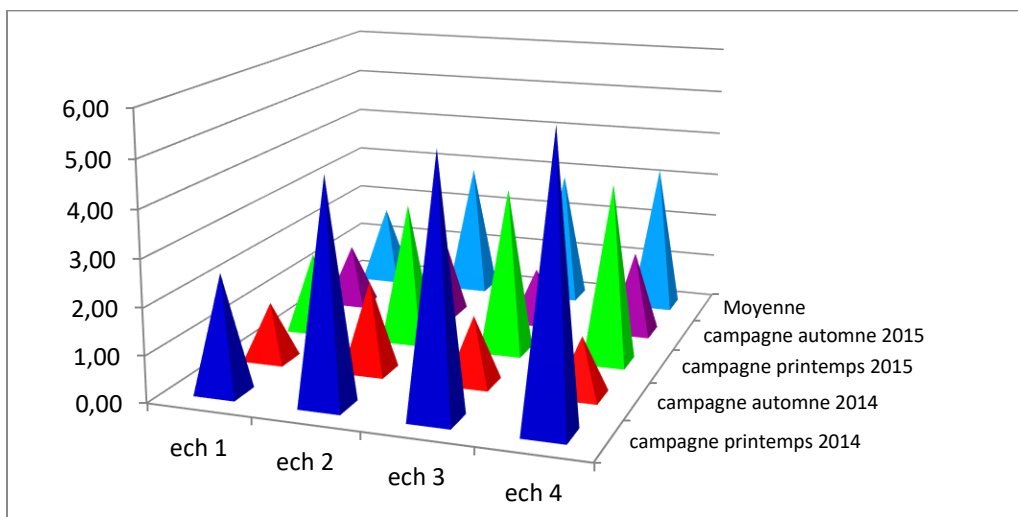


Figure III.6 : Variation des concentrations moyennes de (NH₃/ NH₄⁺) capté par échantillon durant les quatre campagnes.

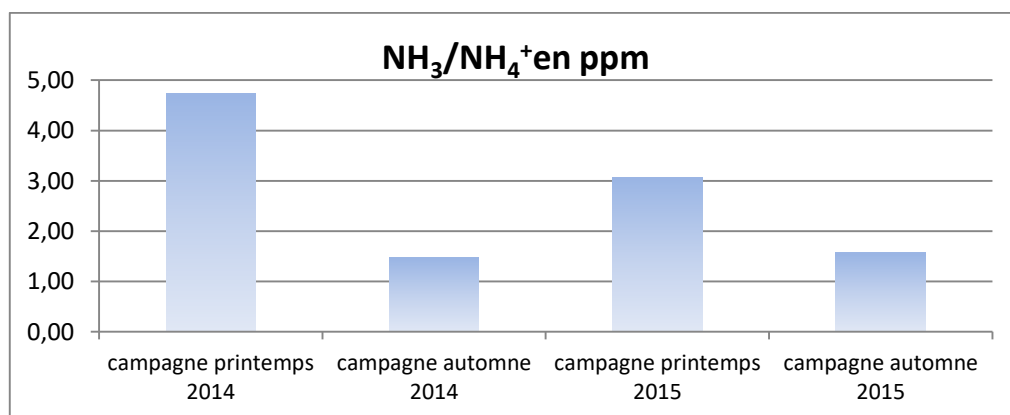


Figure III.7 : Variation des concentrations moyennes de (NH₃/ NH₄⁺) capté par campagnes de captage.

Les données publiées par Leclerc *et al.* (1988), montre que très près de la source, le maximum de concentration se situe à la hauteur de la source, et plus loin, la concentration au niveau du sol augmente. C'est aussi ce que montrent les données de Legg *et al.* (1986).

2.2.2. Variation des concentrations moyennes de (NH₃/NH₄⁺) capté par échantillon durant les quatre campagnes

En terme de position de l'échantillon (Est et Ouest), les échantillons du poste 4 situé à l'est présentent les valeurs les plus élevées de (NH₃/ NH₄⁺), la valeur moyenne maximale enregistrée pour cette position est de 6 ppm durant la première campagne, cependant la valeur moyenne pour les 4 campagnes est de 3.25 ppm. Les échantillons du poste 1 situé à l'ouest présentent les valeurs les plus faibles avec une valeur moyenne minimale de 1,25 ppm durant la 2^{ème} campagne et une valeur moyenne de 1,71 ppm durant les quatre campagnes de prélèvement. L'ANOVA à un facteur a révélé une influence très significative de la position des échantillons sur les concentrations de NH₄⁺ ($F_{\text{obs}} 4,39$ et $p = 0,005$).

L'augmentation de la concentration d'ammoniac déposé dans les postes 4 et 3 peut être justifiée par la présence du plus grand nombre d'extracteurs (32 extracteurs) et par la présence des lieux de stockage situés dans le même trajet des postes 4 et 3 (Est) et dans direction du vent dominant. D'après Fowler *et al.* (1998), les dépôts les plus importants se trouvent sous le vent dominant de la ferme.

2.2.3. Variation des concentrations moyennes de (NH₃/NH₄⁺) capté par campagne de captage

Dans l'air, l'ammoniac existe à l'état gazeux (NH₃) éventuellement dissous dans la pluie, le brouillard ou les nuages. Toutefois, il est possible de le trouver sous forme d'ion d'ammonium (NH₄⁺) dans les particules et les aérosols (INERIS, 2020), il peut réagir rapidement avec des substances acides dans l'air, comme l'acide nitrique et l'acide sulfurique, afin de former des aérosols d'ammonium lesquels peuvent ensuite quitter l'atmosphère sous forme de dépôt sec ou humide (Bouwman *et al.*, 1997). Ce mécanisme de retrait de l'atmosphère est plus important dans les zones industrialisées, où l'air en plus de l'ammoniac contient davantage de polluants acides, que dans les régions rurales (Goulding *et al.*, 1998), comme le cas de notre région.

Selon les campagnes de captage, les valeurs de concentration de (NH₃/ NH₄⁺) les plus élevées ont été enregistrées au cours des 2 campagnes du printemps (2014 et 2015) avec des valeurs moyennes 4,67 et 3,06 ppm, tandis que les deux campagnes d'automne (2014 et 2015) indiquent des valeurs moyennes plus faible 1,48 et 1,57 ppm. Cette augmentation de la

concentration des dépôts d'ammoniac enregistrée durant les campagnes de printemps est peut-être dû à : (i) la température élevée qui atteint 32°C au mois de juin, (ii) l'activité bâtiments d'élevage est à son maximum durant cette période, par conséquent, des quantités élevées de fiente stockées (iii) la vitesse du vent qui atteint à 17,2 Km/h et (iv) l'épandage des fientes dans cette zone se pratique durant cette période. Tous ces facteurs favorisent l'augmentation des émissions d'ammoniac et de ses dépôts.

L'ANOVA pour le facteur « campagne de prélèvement » montre qu'il y a un effet hautement significatif sur la variation des concentrations de NH_4^+ ($F_{\text{obs}} = 9,22$ et $p = 0,000$).

Le test d'ANOVA à deux facteurs a été également réalisé afin d'étudier l'effet combiné de la station (distance) et de la saison (campagne de prélèvement) sur la variation de la concentration de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$. Le résultat révèle une influence non significative de ces deux facteurs ($F_{\text{obs}} = 0,79$ et $p = 0,5$).

On peut conclure que, la dispersion de l'ammoniac et la variation de ses dépôts dans la zone d'étude dépendent étroitement de :

- La direction de vent dominant de la région et les distances étudiées (stations);
- L'orientation de l'échantillon (Est-Ouest) ;
- Les campagnes de prélèvement (2 saisons étudiée : printemps et automne).

D'après INERIS (2020), la concentration ubiquitaire de l'ammoniac dans l'air dans le monde est évaluée (0,4 à $2,1 \cdot 10^{-3}$ mg/m³). L'OMS IPCS (1986) donne une teneur de l'ammoniac de 5 - 6 ppb ($3,5$ à $4,2 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) pour les sites ruraux et de l'ordre de 25 ppb ($17,5 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) pour les cités urbaines. Cependant, certains facteurs modifient largement les concentrations d'ammoniac :

- L'altitude : l'ammoniac mesuré au niveau du sol est à celui mesuré à 10 km de hauteur (Levine *et al.*, 1980), très près de la source : la concentration maximale se situe à la hauteur de la source, et plus loin, c'est la concentration au niveau du sol qui augmente.

- La saison : selon Caddle, (1985), les concentrations d'ammoniac varient d'une saison à une autre. Ainsi de fortes émissions d'ammoniac sont observées pendant l'été, alors qu'en hiver, il y a peu d'activité microbienne par conséquent, peu d'émissions d'ammoniac.

- L'amendement des terres agricoles en engrais azotés : au printemps, le traitement intensif des terres agricoles par des engrais azotés a provoqué l'émission d'ammoniac dans l'atmosphère (Levine *et al.*, 1980),

- L'élevage avicole intensif et l'activité industrielle génèrent de l'ammoniac (Fangmeier *et al.*, 1994).

De ce fait, les valeurs plus au moins élevées de l'ammoniac atteignant 7 ppm (mg/l) pour certains échantillons sont expliqués par : l'intensification de l'élevage avicole et la pratique de l'épandage des fientes avicoles dans cette région. Le stockage à l'air libre de grande quantité de fientes avicole. La température élevée qui caractérise la région surtout durant les mois de mai et juin est favorable à l'activité microbienne. Des vents fréquents du printemps sont responsables du transport de particules organiques de fiente provenant des lieux de stockage et des épandage sur des terres agricoles jusqu'à nos collecteurs ce qui peut augmenter les concentrations de (NH₃/ NH₄⁺) des échantillons prélevés.

2.3. Variation du pH

Les propriétés physiques et chimiques de l'ammoniac varient en fonction du pH. Par conséquent, les mécanismes régissant le transport et le partage de l'ammoniac dépendent eux aussi du pH (GC, 2020).

En solution, l'ammoniac est présent sous deux formes qui sont en équilibre : l'ammoniac non ionisé (NH₃) et l'ammoniac ionisé (NH₄⁺). L'équilibre entre ces deux formes est gouverné par une réaction sensible aux variations de pH (ATSDR, 2004).



En solution, ces deux formes sont en équilibre dynamique et la forme ionisée est souvent prépondérante du fait du pH des eaux (pH de 7,25 à 8,25) où la proportion d'ammoniac ionisé (NH₄⁺) est respectivement de 99 % et 90 %) (INERIS, 2020). Les figures III. 8, 9 et 10 représentent les différentes variations moyennes du pH mesurés au cours des 4 campagnes : par station, par échantillons et par campagne.

2.3.1. Variation du pH par station durant les quatre campagnes

Le pH moyen trouvé a montré que les valeurs de l'ensemble de nos échantillons sont supérieures à 7 ce qui signifie l'état basique de tous les échantillons. Les résultats obtenus varient entre 7.21 pour (C1, S3) et 7.81 pour (C3, S1). Les valeurs moyennes des 4 campagnes montrent que les 4 stations présentent presque la même valeur de pH 7,48. L'ANOVA à un facteur montre une influence non significative de l'effet station sur les valeurs de pH (Fobs= 0,34, p= 0,79). L'état basique des échantillons peut être dû à l'interaction de gaz NH₃ avec l'eau, selon la réaction suivant :



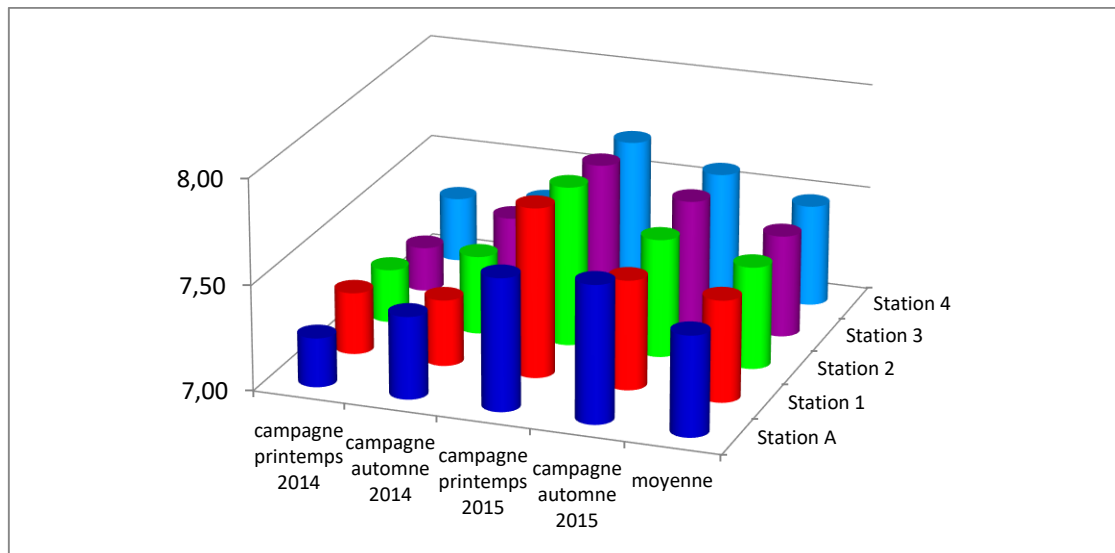


Figure III.8 : Variation des valeurs moyennes de pH par station durant les quatre campagnes.

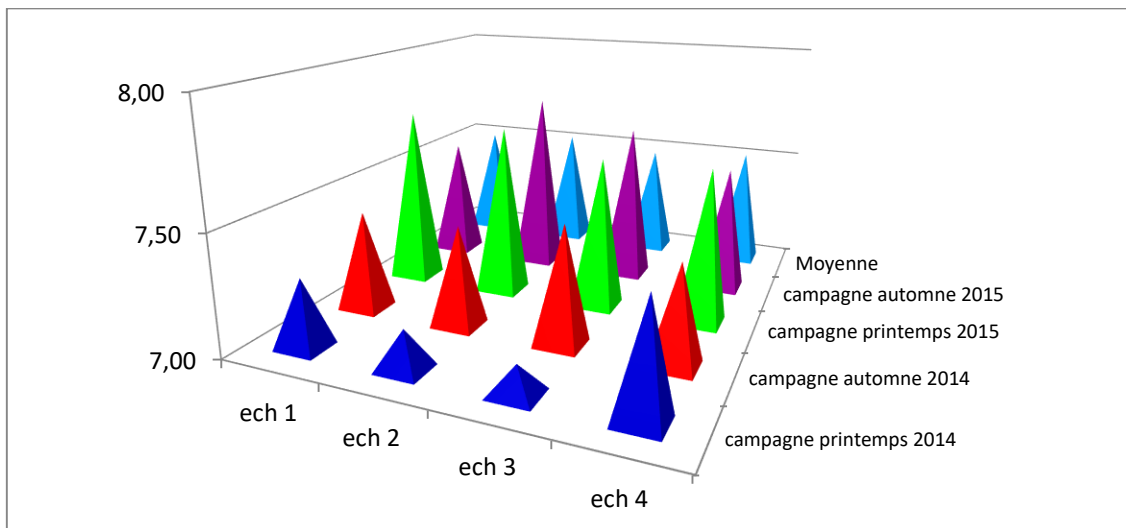


Figure III.9 : Variation des valeurs moyennes de pH par échantillon durant les quatre campagnes.

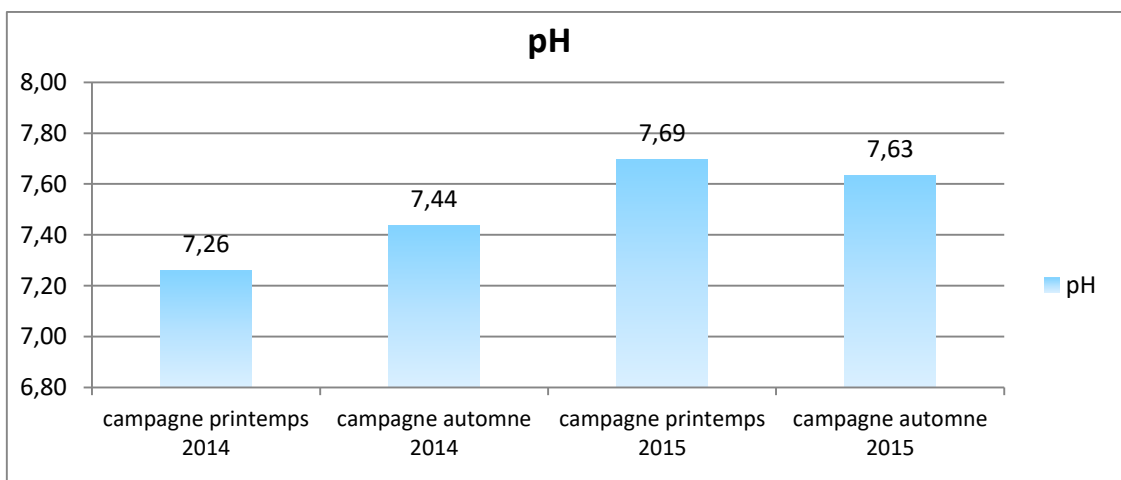


Figure III.10 : Variation des valeurs moyennes de pH par campagnes de captage.

2.3.2. Variation du pH par échantillon durant les quatre campagnes

La figure III.9 montre que la valeur moyenne la plus faible a été enregistrée pour l'échantillon 3 durant la 1^{ère} campagne (7,12), et la plus élevée a été enregistrée pour l'échantillon 2 durant la 4^{ème} campagne (7,78).

En termes de valeur moyenne, la figure montre que les valeurs de pH sont très proches entre elles, le calcul de l'ANOVA révèle une différence non significative entre les valeurs (Fobs= 0,10 p= 0,96), ce qui signifie que l'effet orientation de l'échantillon sur les valeurs de pH est non significatif.

2.3.3. Variation du pH par campagne de captage

Selon les campagnes de captage, la valeur moyenne de pH la plus élevée a été trouvée pour la 3^{ème} campagne (campagne de printemps 2015) (7,69) et la plus faible a été enregistrée pour la 1^{ère} campagne (printemps 2014) (7,26). L'ANOVA à un facteur a montré que l'effet de campagne sur les valeurs de pH est hautement significatif (Fobs= 22,9 p= 0,000). L'ANOVA à deux facteurs a été également calculé afin d'étudier l'effet combiné de la station (distance) et de la campagne de prélèvement sur la variation des valeurs de pH. Le résultat révèle une influence non significative de ces deux facteurs (Fobs= 1,1 et p = 0,34).

2.4. Variation de la conductivité électrique (CE)

Les figures (III.11, 12,13) représentent les différentes variations de la conductivité électrique mesurée au cours des 4 campagnes : par station, par échantillons et par campagne de prélèvement.

2.4.1. Variation de la CE par station durant les quatre campagnes

D'après la figure III.11, la valeur moyenne de la CE la plus élevée durant les 4 campagnes de prélèvement est obtenue dans la station 1 (0,74 dS/m). Alors que la station (A) présente la valeur moyenne la plus faible (0,41 dS/m).

L'ANOVA réalisé pour l'effet station sur les valeurs de la CE est non significative (Fobs=1,90, p=0,12)

2.4.2. Variation de la CE par échantillon durant les quatre campagnes

En terme d'orientation de l'échantillon, on constate que pendant les 4 campagnes de prélèvement, l'échantillon du post 4 porte la valeur moyenne la plus élevée par rapport aux autres échantillons (0,60 dS/m), tandis que la valeur moyenne la plus faible durant les 4 campagnes est enregistrée pour l'échantillon 2.

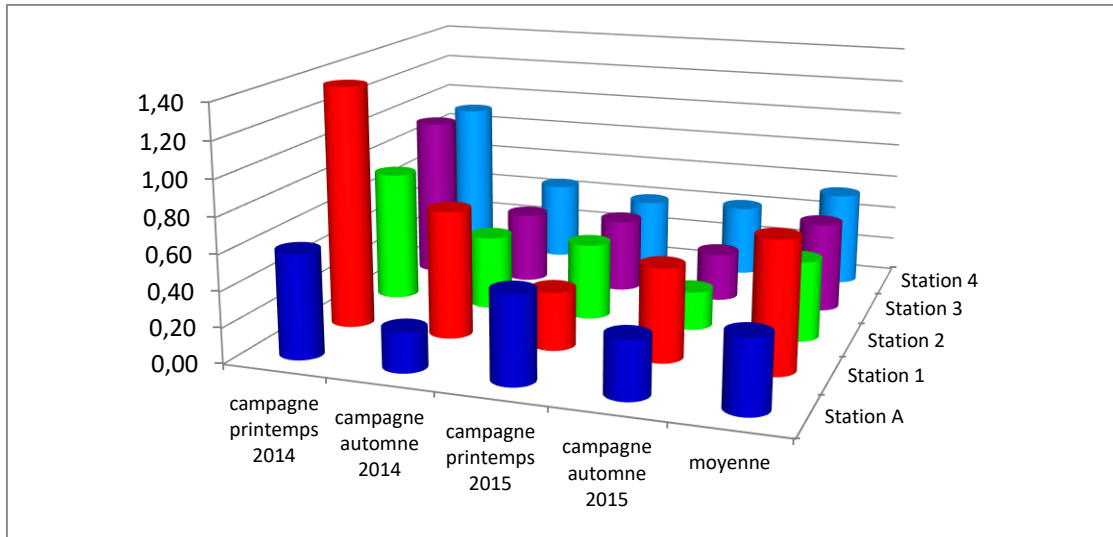


Figure III.11 : Variation des valeurs moyennes de la CE par station durant les quatre campagnes.

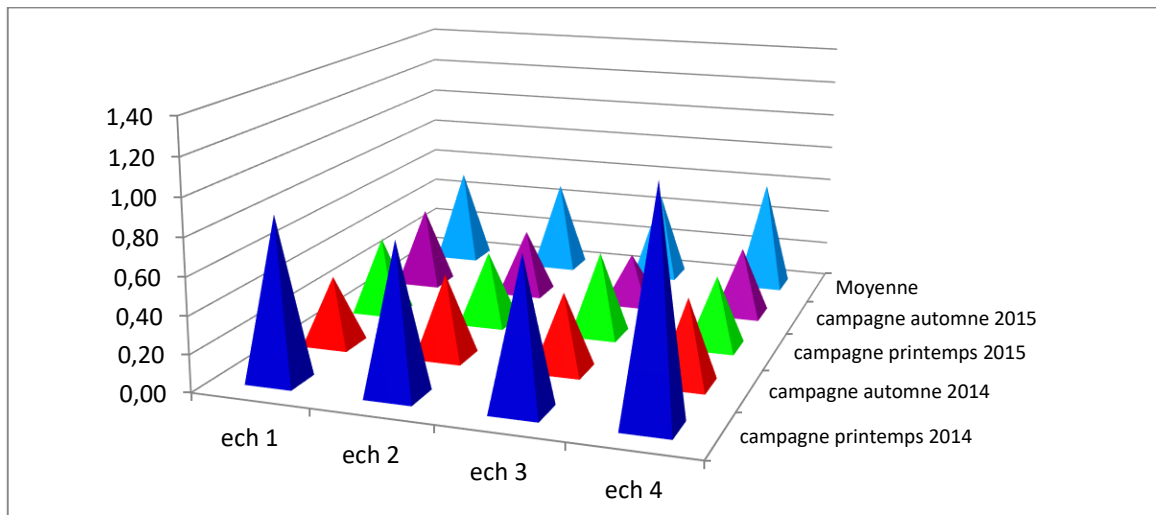


Figure III.12 : Variation des valeurs moyennes de la CE par échantillon durant les quatre campagnes.

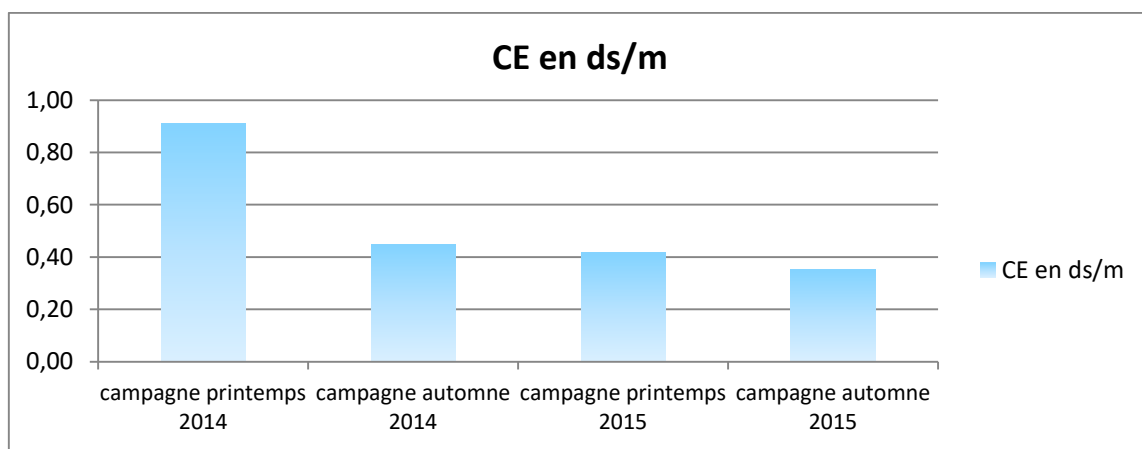


Figure III.13 : variation des valeurs moyennes de la CE par campagnes de captage.

Le test d'ANOVA à un facteur a montré une influence non significative de l'effet orientation d'échantillons sur les valeurs de la conductivité électrique (Fobs= 0,72 et p=0,54).

2.4.3. Variation de la CE par campagnes de captage

Selon les campagnes de prélèvement, la valeur moyenne la plus élevée est trouvée pour la campagne du printemps 2014, alors que la plus faible est enregistrée durant la campagne d'automne 2015. L'ANOVA à un facteur réalisé pour l'effet de campagne, montre une influence hautement significative de la campagne de prélèvement sur la variation des valeurs de la conductivité électrique (Fobs = 6,91 et p=0,00). Tandis que, l'ANOVA à deux facteurs pour l'effet combiné de la station d'étude et de la campagne de captage montre une influence non significative de ces derniers sur les valeurs de la CE (Fobs= 1,023 et p= 0,44).

2.5. Variation de la quantité de poussière (P)

Les figures III.14,15 et 16 représentent les différentes variations des moyennes de la quantité de la poussière mesurée au cours de 4 campagnes : par station, par échantillons et par campagne de prélèvement.

Ces histogrammes montrent que les valeurs de (P) varient au cours des 4 campagnes d'une station à l'autre, d'un échantillon à l'autre et d'une campagne à l'autre. Ces valeurs sont très faibles et varient entre (0.04 et 0.07mg), ceci est dû probablement à : la hauteur des collecteurs par rapport au sol (1 m et 50 cm), la couverture des collecteurs par des tamis moustiquaire a peut-être entravé l'entrée des poussières dans les collecteurs et la direction du vent qui peuvent influencer la sédimentation des particules fines.

2.5.1. Variation de la quantité de poussière (P) par station durant les quatre campagnes

En comparant les valeurs moyennes des 4 campagnes trouvées pour chaque station on constate que, les poussières ont été déposées en grande quantité dans la station 1 par rapport aux d'autres stations (0,216 mg) ; la valeur la plus élevée est trouvée pendant la 2^{ème} campagne (printemps 2014) dans cette même station (0,620 mg), ceci est peut-être justifié par la proximité de cette station aux lieux de stockage des fientes avicoles, la principale source de ces poussières.

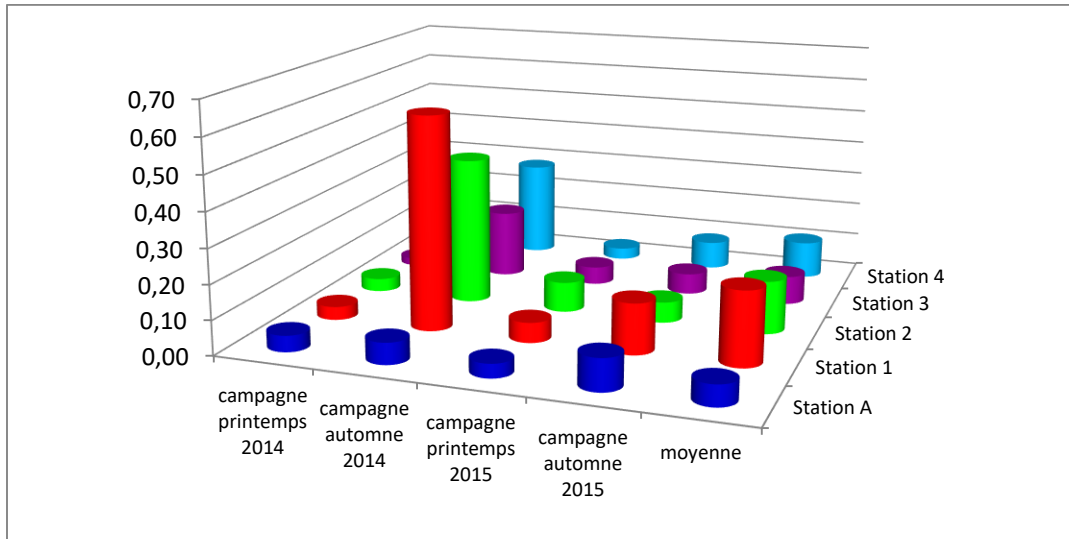


Figure III.14 : Variation des quantités moyennes de (P) capté par station durant les 4 campagnes.

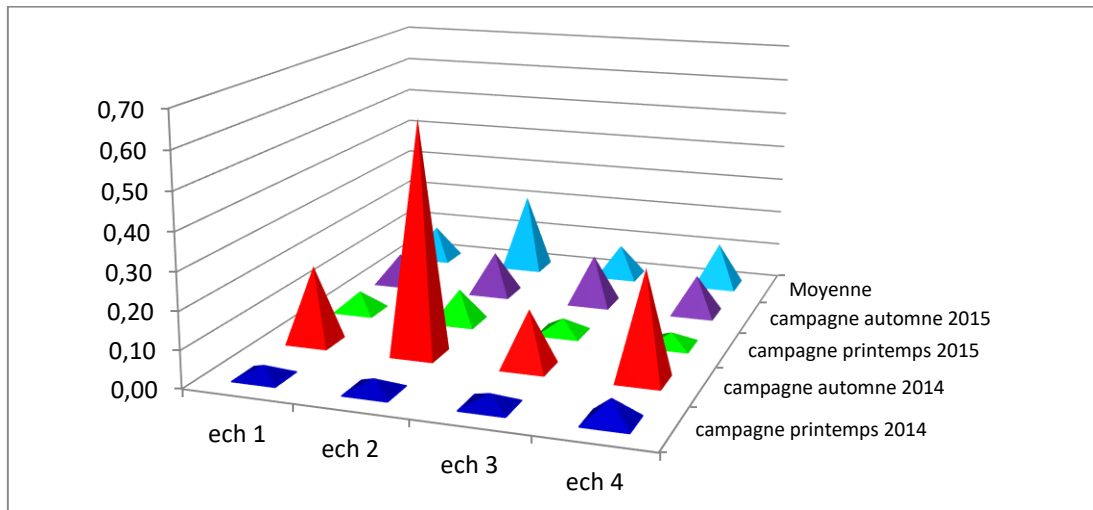


Figure III.15 : Variation des quantités moyennes de P capté par échantillon durant les 4 campagnes.

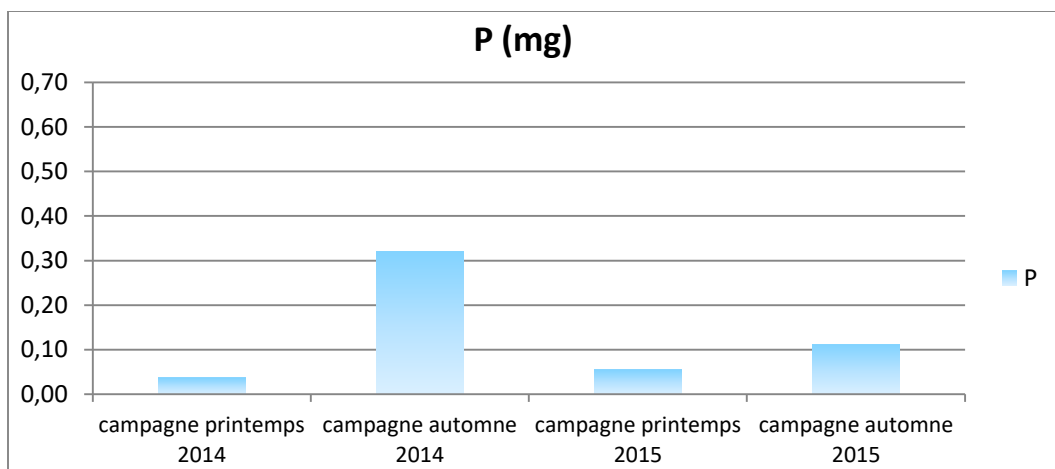


Figure III.16 : Variation des quantités moyennes de P capté par campagnes de captage.

Alors que, la valeur moyenne la plus faible a été enregistrée dans la (station A) située dans la direction opposée du vent dominant avec une valeur de (0,061 mg). L'ANOVA à un facteur montre que l'effet (station) est non significatif sur les variations des quantités de poussières déposées (Fobs= 0,69 et p= 0,55).

2.5.2. Variation de la quantité de (P) par échantillon durant les quatre campagnes

La figure III.15 montre que les échantillons du poste 2 présentent la valeur moyenne la plus élevée (0,22 mg), alors que la valeur moyenne la plus faible est enregistrée pour les échantillons du poste 3 (0,09 mg). Le test d'ANOVA montre que l'effet de l'orientation d'échantillon sur la variation des valeurs de la quantité des poussières déposées est non significatif (Fobs =1,60 et p=0,19).

2.5.3. Variation de la quantité de (P) par campagnes de captage

En terme de campagne de prélèvement, la (fig III.16) montre que la valeur moyenne de la quantité de (P) la plus élevée est trouvée au cours de la deuxième campagne (campagne d'automne 2014) (0,32 mg), suivie par la campagne d'automne 2015 (0,11 mg). Alors que, les campagnes du printemps 2014 et 2015 présentent les valeurs moyennes les plus faibles (0,037 et 0,055 mg) respectivement. Le test d'ANOVA révèle une influence hautement significative de campagne de prélèvement sur la variation des quantités de poussières déposées (Fobs=2,84 p=0,0018). L'ANOVA à deux facteurs révèle une influence non significative de l'effet combiné (station et campagne) sur la variation des valeurs de quantité de poussière (Fobs= 1,02 et p = 0,44).

2.6. Corrélations entre les différents paramètres mesurés

2.6.1. Matrice de corrélation entre les différents paramètres

Les éventuelles liaisons entre ces paramètres sont évaluées et consignées dans la matrice de corrélation ci-dessous :

Tableau III.2 : Résultats de la matrice de corrélation entre les paramètres mesurés

	NH ₃ /NH ₄ ⁺	V	pH	CE	P
NH ₃ / NH ₄ ⁺	1				
V	-0,584**	1			
pH	0,436 ^{ns}	0,428 ^{ns}	1		
CE	0,685**	0,041 ^{ns}	-0,228 ^{ns}	1	
P	0,774**	-0,496*	0,203 ^{ns}	0,415 ^{ns}	1

*** : p < 0,001 ; ** : p < 0,01 ; * : p < 0,05 ; ns non significatif

Le tableau III.2 montre que :

- la concentration de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ déposé est corrélée négativement et significativement avec le volume de l'échantillon prélevé et positivement avec la CE et la quantité de poussière captée (P) ce qui signifie que quand la quantité des poussières augmente la concentration de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ augmente.
- il existe une corrélation négative et significative entre le volume collecté et la quantité des poussières déposées.
- Concernant le pH, aucune corrélation n'a été trouvée entre le pH et les autres paramètres.
- Quant à la CE, elle est significativement et positivement liée à la concentration de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$.
- la quantité des poussières est corrélée négativement avec le volume collecté.

3. Effet des dépôts d'ammoniac sur les Annélides Oligochètes à différentes distances de la source

Nous signalons une absence totale des vers de terre dans toutes les stations échantillonnées durant les quatre campagnes d'étude, ce qui serait probablement dû à l'effet des dépôts d'ammoniac ou au d'autres facteurs.

4. Effet des dépôts d'ammoniac sur le sol à différentes profondeurs

Les paramètres suivis dans la présente étude pour l'évaluation des effets des dépôts totaux d'ammoniac sur la qualité du sol sur les trois profondeurs (20 cm, 40 cm et 60 cm) sont les suivant : le pH, la conductivité électrique (CE) en ds/m, le Calcaire total %, l'azote minéral %, l'azote total (Nt) %, la matière organique %, et l'humidité %.

4.1. Potentiel en hydrogène de sol (pH)

Les valeurs moyennes du pH des sols prélevés à trois profondeurs sont représentées dans les (fig III.17.a, b)

Le pH du sol est un facteur abiotique très sélectif de la faune du sol, y compris les vers de terre (Bachelier, 1971). D'après Robert, (1996), le pH constitue aussi un facteur déterminant pour la disponibilité des nutriments dans le sol. Il traduit le caractère acide, neutre ou basique de sol. D'après Bourgois *et al.* (2017), c'est la quantité d'ions H^+ présente dans la solution du sol qui caractérise le pH de ce dernier, plus il y a de H^+ , plus le sol est acide et plus le pH est bas.

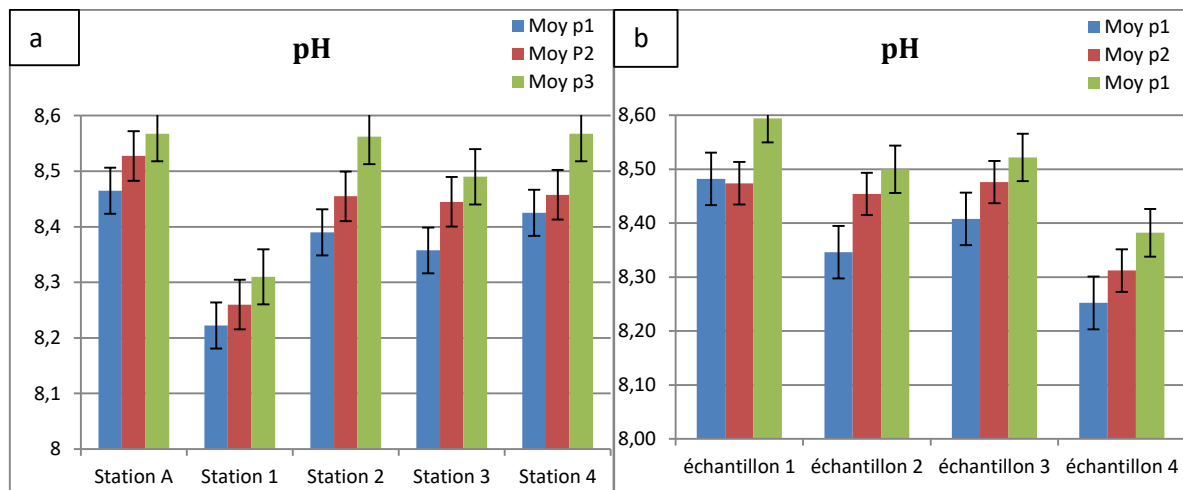


Figure III.17 : Variation de la moyenne du pH pour les 3 profondeurs selon :
 a). Les 5 stations d'étude ; b). Les 4 échantillons.

La variabilité du pH dépend de la nature des roches (les sols sableux et limoneux sont plus acides que les sols calcaires), de la saison (plus élevé en hiver), de l'activité biologique du sol, mais aussi des pratiques culturales.

En outre, selon van Breemen et *al.*, (1982), l'ammonium déposé sur le sol modifie le pH de ce dernier du fait qu'il est nitrifié par l'activité bactérienne, ce processus entraîne une libération de protons, donc, une forte acidification peut se produire, en particulier dans les sols à faible pouvoir tampon. L'acidification est un phénomène naturel, elle intervient tout aussi bien dans les milieux naturels que cultivés.

Dans cette étude, les résultats obtenus indiquent que l'ensemble des échantillons prélevés présentent un pH basique où les valeurs varient entre un minimum de 8.03 et un maximum de 8.68. Selon les stations d'étude, (fig III.17. a), les valeurs moyennes du pH les plus élevés sont enregistrés pour la station A, tandis que les valeurs moyennes les plus faibles sont trouvés dans la station 1. D'autre part, les valeurs moyennes du pH représentées par la figure III.17. (b) montrent que l'échantillon 1 (Est) présente des valeurs moyennes les plus élevés sachant que l'échantillon 4 (Ouest) enregistre des valeurs moyennes les plus faibles.

Les valeurs moyennes de pH pour la profondeur 1 ; 2 et 3 sont 8,37 ; 8,43 et 8,5 respectivement, ce qui signifie une légère augmentation avec la profondeur. Selon Soltner (1992), le pH est élevé dans les sols calcaires. En effet, les sols calcaires ont un pH entre 7,3 et 8,5 (Baize et Jabiol, 1995)

4.2. Conductivité électrique (CE)

Les valeurs moyennes de la CE des sols prélevés à trois profondeurs sont représentées dans les figures III.18, (a) et (b).

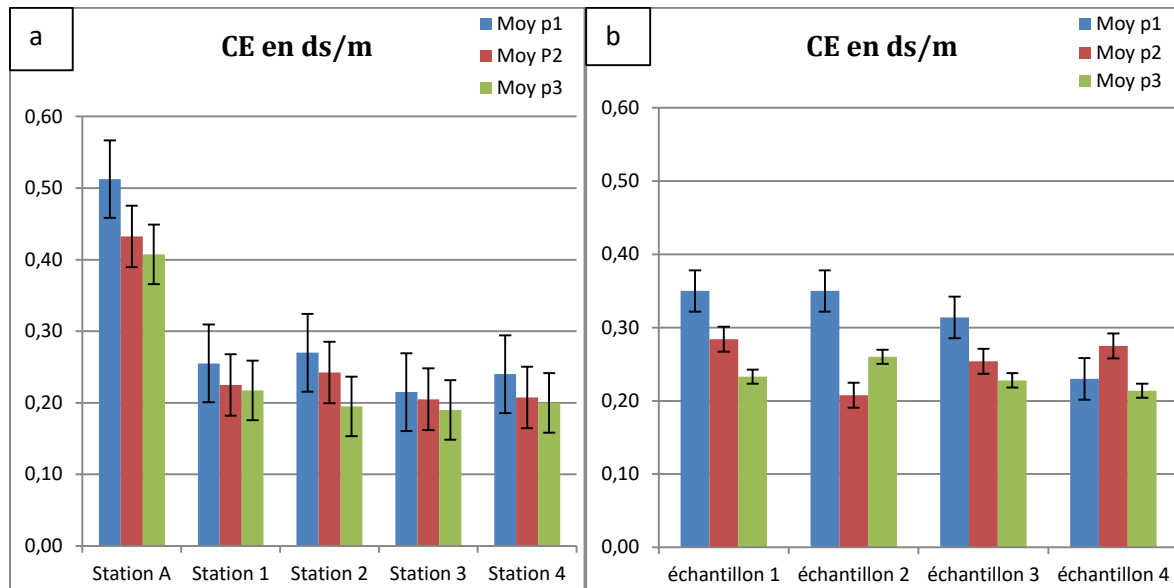


Figure III.18 : Variation de la moyenne de la CE pour les 3 profondeurs selon :
a). Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

La conductivité électrique définit la quantité totale de sels solubles correspondant à la salinité globale du sol, elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol (Guessoum, 2001). Selon Bouché (1972), la salinité représente un facteur limitant à la présence des vers de terre dans le sol.

La figure (III.18.a) illustre que les valeurs moyennes de la CE les plus élevées sont enregistrées pour la station A avec une valeur moyenne de 0.47 ds/m, tandis que, les valeurs moyennes de la CE sont très proches pour les stations 1, 2, 3 et 4. Ces valeurs sont faibles par rapport à la station A.

En revanche, les valeurs de la conductivité électrique (CE) varient légèrement d'un échantillon à un autre (fig.III.18. b). Elles sont entre une valeur moyenne minimale de 0.24 dS/m pour l'échantillon 4 et une valeur moyenne maximale de 0.29 pour l'échantillon 1. En termes de profondeur, une légère variation a été observée pour les trois profondeurs, dont la valeur moyenne la plus élevée est enregistrée à la profondeur P1.

La comparaison de ces résultats avec l'échelle de la salinité (dS/m) établie par Gros (1979) indique la non salinité de nos échantillons.

4.3. Calcaire total (CT%)

Les teneurs moyennes du calcaire total des sols prélevés à trois profondeurs sont représentées dans la figure III.19 (a) et (b).

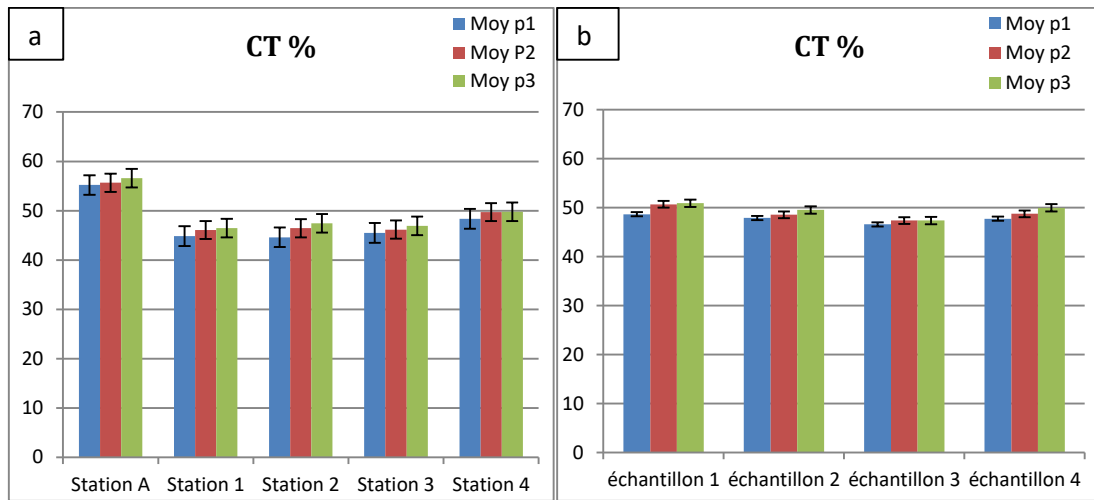


Figure III.19 : Variation de la moyenne de la CT% pour les 3 profondeurs selon :
a). Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

Pour leurs besoins physiologiques, de nombreux vers de terre préfèrent des milieux relativement riches en calcium. Ces besoins seraient justifiés par le fonctionnement des glandes de Morren, qui sécrètent des carbonates de calcium sous forme de petites concrétions de calcaire, expulsées dans le tube digestif (Bachelier, 1978).

D'après la figure (III.19.a), on constate que la teneur en calcaire totale la plus élevée est enregistrée dans la station A (55,82 %), alors que la valeur la plus faible est observée dans la station 2 (46,16%). En revanche, une très légère variation est observée pour les quatre échantillons (fig III.20.b); selon les profondeurs, une très légère augmentation a été remarquée de la profondeur 1 jusqu'à la profondeur 3 dont les taux moyenne du (CT%) pour la p1, p2 et p3 sont : 47,6 % ;48,8 % et 49,43% respectivement.

D'après Baize (1988), un sol est considéré fortement calcaire lorsque sa teneur en CaCO_3 est supérieure à 25 %. Ceci est le cas de l'ensemble des échantillons prélevés ce qui explique l'état basique de l'ensemble des sols analysés. Ces taux élevés en calcaire total, peuvent être attribué à la nature du matériel géologique qui présente une prédominance de formations calcaires et de marnes. En effet, il s'agit de lithosol sur roche mère calcaire, ou de sol peu évolué sur grés calcaire.

4.4. Azote minéral (azote ammoniacal et nitrique)

Les teneurs moyennes de l'azote minéral (ammoniacal NA% et nitrique NN%) des sols prélevés de trois profondeurs sont représentées dans les figures III.20 et III.21.

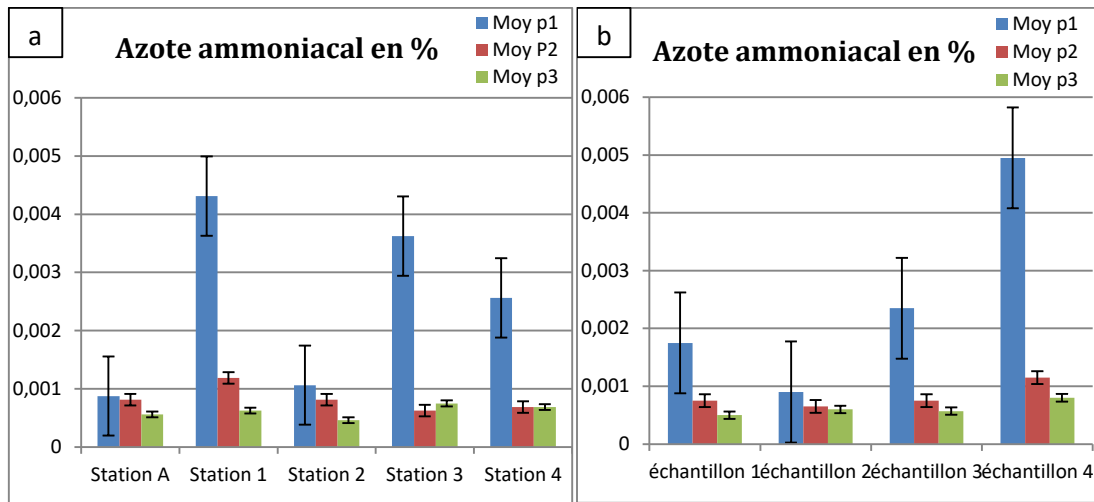


Figure III.20 : Variation de la moyenne de l'azote ammoniacal pour les 3 profondeurs selon :
a). Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

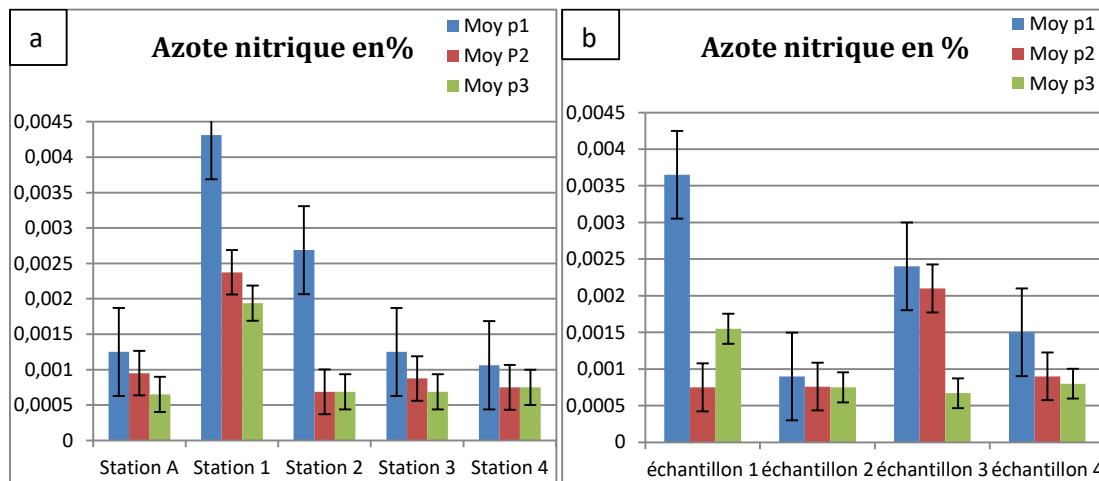


Figure III.21: Variation de la moyenne de l'azote nitrique pour les 3 profondeurs selon :
a). Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

L'azote minéral, formé principalement de l'azote nitrique (présent dans le sol sous forme de nitrates) et de l'azote ammoniacal (NH_4^+), représente la fraction directement utilisable par les plantes (azote assimilable). D'après Aminot et Chaussepied, (1983), l'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac NH_3 et l'ammonium NH_4^+ , dont les proportions relatives dépendent du pH et de la température. L'ammonium est souvent dominant; c'est pourquoi, ce terme est employé pour désigner l'azote ammoniacal.

Selon Atlas et Bartha (1998), l'ammoniac contenu dans les sols ou les sédiments peut se volatiliser dans l'atmosphère, s'adsorber sur les matières particulaires ou être absorbé par les plantes et les microorganismes comme source de nutriments, et ainsi être converti en composés organiques azotés. Il peut être rapidement transformé en nitrates par les populations

microbiennes par nitrification. Les nitrates formés par cette voie peuvent soit être lessivés à travers le sol ou être à leur tour assimilés par les plantes ou d'autres microorganismes. D'après NRC (1995) et l'OMS (1980), l'ion nitrate est la forme la plus répandue d'azote minéralisé dans le sol et qui peut aussi être assimilée par les végétaux.

Aux concentrations auxquelles il se trouve naturellement dans le sol, l'ammoniac n'est pas très persistant. En fait, après les dépôts d'ammoniac ou d'ammonium aux sols, la quantité d'ammoniac dans ce sol a décliné pour atteindre des concentrations faibles en quelques jours où ils induisent une intensification de la nitrification générée par l'activité bactérienne, réaction génératrice d'acidité ; l'ammonium s'accumule donc rarement dans le sol, en présence de bactéries actives (CORPEN, 2006).

Cependant, la présence de fortes concentrations d'ammoniac dans une petite zone inhibe la transformation de l'azote par les processus microbiens. Dans de telles conditions, d'autres processus physiques et chimiques, dont la fixation sur les particules du sol et la volatilisation dans l'atmosphère, gouverneront le devenir de l'ammoniac jusqu'à ce que la concentration de ce composé revienne à des valeurs correspondant aux concentrations naturelles (Atlas et Bartha, 1998).

On possède peu de données sur les concentrations naturelles de l'ammoniac dans les sols Algériens. Cependant, ces taux sont en général très faibles (<1 mg/kg) en raison de la conversion rapide de l'ammonium en nitrite par les bactéries de l'espèce *Nitrosomonas*, puis en nitrate par les bactéries de l'espèce *Nitrobacter*, à une température variant entre 0 et 35 °C et en milieu oxydant ; ce qui induit une consommation d'oxygène (Gaujous, 1995).

Dans cette étude, le taux moyen le plus élevé de l'azote ammoniacal est enregistré pour la station 1 avec 0.02041%, tandis que le plus faible est trouvé pour la station A et 2 (0.000783% et 0.000816% respectivement). En terme d'échantillon, les échantillons de poste 4 présentent les taux les plus élevés, en revanche, le taux moyen le plus élevé est trouvé pour la profondeur 1 (0.025%).

Concernant l'azote nitrique, le taux moyen le plus élevé (0.00287%) est enregistré dans la station 1 alors que le plus faible (0.00088% et 0.0096%) est trouvé pour la station 4 et A respectivement. En revanche, la profondeur 1 présente le pourcentage le plus élevé (0.00213%) suivi par la profondeur 2 et 3 (0.00115% et 0.00096% respectivement).

En effet, toutes les valeurs obtenues de l'azote ammoniacal sont très faibles du fait de la transformation rapide de l'azote ammoniacal dans le sol, selon NRC (1995) et OMS, (1980) la transformation chimique, la volatilisation, et l'adsorption influent également sur le devenir

de l'ammoniac dans le sol. L'ammoniac se lie dans le sol, sous l'effet de l'attraction entre la charge positive de l'ion ammonium et la charge négative des micelles du sol. L'adsorption de l'ammonium dans le sol, se fait principalement par les quatre mécanismes suivants : réaction chimique (ions échangeables) fixation (ions non échangeables), réaction avec la matière organique et forces d'attraction physique. Comme l'ammoniac est très peu mobile dans le sol, il ne risque pas d'atteindre la nappe phréatique sauf dans des cas inhabituels, par exemple lorsqu'il y a dépassement du pouvoir d'échange cationique dans le sol. La pire situation, en ce qui a trait à la lixiviation de l'ammonium, se produirait vraisemblablement lorsque le sol atteint sa capacité de rétention en eau. Dans ce dernier cas, les ions ammonium peuvent pénétrer dans le sol et poursuivre leur migration vers l'intérieur, et seules de faibles quantités restent dans le liquide interstitiel. L'humidité présente dans le sol ou amenée par les précipitations dilue l'ammoniac en surface et réduit son taux d'évaporation. Si les ions ammonium atteignent la nappe phréatique, ils poursuivront leur migration dans la direction du ruissellement souterrain et seront lentement dilués par diffusion, ou ils seront adsorbés par le sol et les particules minérales. Il est possible également que des bactéries en profondeur dans le sol utilisent l'ammoniac pour la synthèse d'acides aminés, en présence d'oxygène (Atlas et Bartha, 1998).

4.5. Azote total (NT%)

Les valeurs moyennes de l'azote total dans les sols prélevés à trois profondeurs sont représentées dans les figures suivantes :

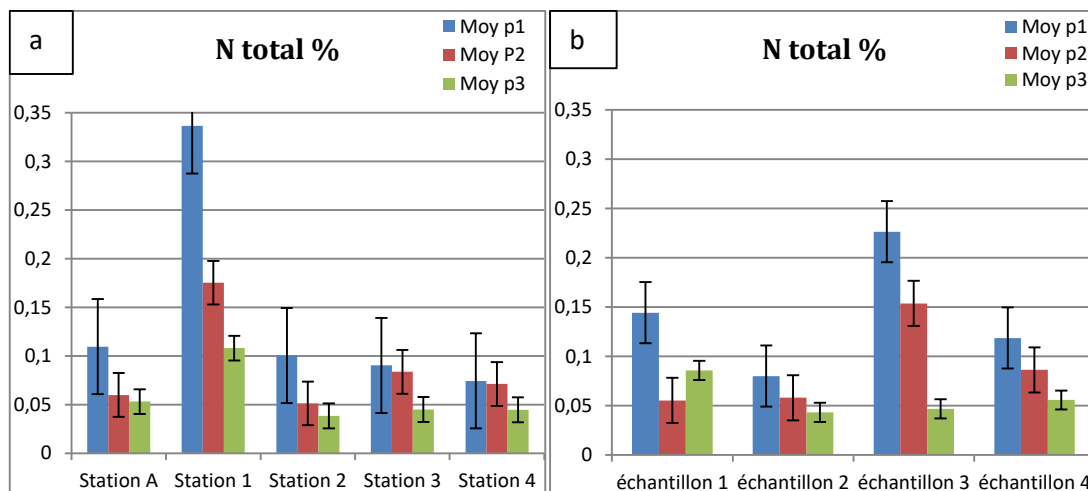


Figure III.22 : Variation de la moyenne de l'azote total pour les 3 profondeurs selon :
a). Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

L'azote total, est la somme de l'azote organique et minéral contenu dans le sol. Une concentration élevée en azote kjeldahl permet d'évaluer le niveau de pollution.

D'après la figure (III.22.a), la station 1 enregistre les teneurs les plus élevés avec une teneur moyenne de 0,2% alors qu'ils sont faibles pour les autres stations. De plus la figure (III.22.b) montre aussi une variation remarquable de l'azote total d'un échantillon à autre où la teneur moyenne la plus élevée est trouvée pour l'échantillon 3 suivi par l'échantillon 1, alors que la plus faible est enregistrée pour l'échantillon 2. En outre, nous avons observé une baisse remarquable des valeurs d'azote au fil de la profondeur.

4.6. La matière organique (MO%)

Les valeurs moyennes de la matière organique (MO%) des sols prélevés à trois profondeurs sont représentées dans les figures suivantes.

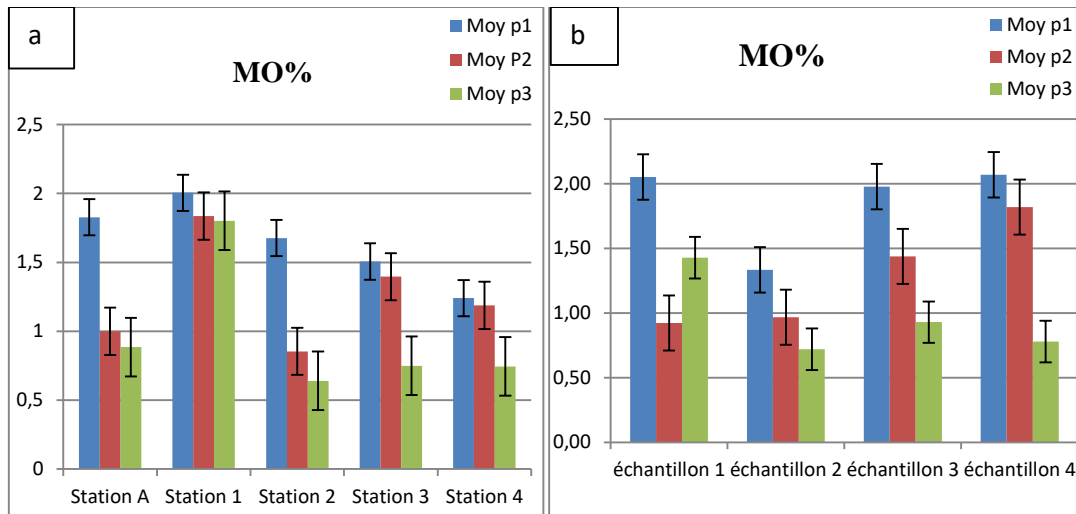


Figure III.23 : Variation de la moyenne de la matière organique pour les 3 profondeurs selon : **a).** Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

La matière organique représente la fraction organique d'un sol. Elle est reconnue au même titre que le pH par sa grande contribution à la fertilité chimique, physique et biologique des sols. C'est un élément de la stabilité du sol (Khelif, 2010). Elle tire son importance du fait qu'elle contribue à une bonne alimentation de la faune du sol et constitue le milieu d'activité et de nutrition des microorganismes et des plantes une fois minéralisée (Daudu, 2008). Les composés organiques jouent aussi un rôle essentiel dans l'immobilisation et/ou la transformation d'un certain nombre de fertilisants (azote, phosphore...) et de micropolluants (rôle de filtre environnemental).

Dans les parcelles agricoles, la quantité, la qualité et la localisation des matières organiques sont des facteurs importants pour les vers de terre et dépendent surtout, des plantes cultivées. Lofs-Holmin (1983) a rapporté que la qualité et la quantité des résidus de culture retournés dans le sol sont essentielles pour le développement et la croissance des vers de terre.

Dans cette étude, le taux moyen de la MO selon les stations d'études (fig III.23.a) révèle que la station 1 présente le pourcentage le plus élevé (2,2%) tandis que, la plus faible est trouvée pour les stations 2 et 4 avec 1%. D'après la figure (III.23.b) le pourcentage moyen de MO est nettement plus élevé dans les échantillons du poste 4 et faible pour l'échantillon 2 (2,3% et 1,01% successivement). Les taux enregistrés de MO sont toujours élevés pour la profondeur 1 suivi par la profondeur 2 et la profondeur 3.

Les pourcentages de MO varient d'un échantillon à un autre, d'une station à une autre et d'une profondeur à une autre. D'après Duchaufour (1997), les sols sont considérés riches en matière organique lorsque la proportion de cette dernière est supérieure à 2%. A cet effet, et selon les taux de matière organique retrouvés, la majorité des sols étudiés sont considérés comme pauvre en MO ce qui est due aux faibles apports de cette dernière dans la région étudiée.

4.7. Taux de l'humidité (H%)

Les valeurs moyennes de l'humidité (H%) des sols prélevés à trois profondeurs sont représentées dans les figures suivantes.

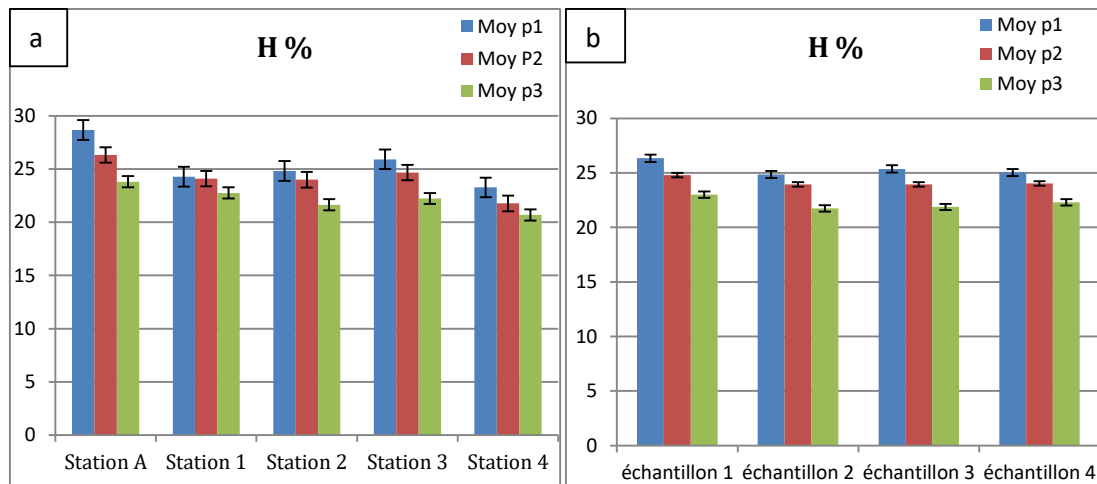


Figure III.24: Variation de la moyenne de l'humidité pour les 3 profondeurs selon :
a). Les 5 stations d'étude ; **b).** Les 4 échantillons.

L'humidité du sol est l'un des facteurs primordiaux du milieu qui influence la vie animale et végétale. (Taleb, 2007). Son excès, aussi bien que son insuffisance sont néfaste aux animaux du sol. Il est important de signaler que lorsque le taux d'humidité augmente, la capacité en air diminue. L'aération dans le sol pourrait être insuffisante, la respiration de la faune et de la flore devient difficile.

Dans cette étude, la valeur minimale de l'humidité est 19,3% et la valeur maximale est 27,6%. D'après la figure III.24 (a et b) les teneurs en humidité varient légèrement d'une station

à l'autre et d'un échantillon à l'autre. Le sol de la station (A) présente le taux d'humidité le plus élevé avec une teneur moyenne de 26,27% ; tandis que le plus faible, soit 22% est enregistrée pour la station 4. En revanche, selon l'échantillon les taux d'humidité sont très proches, puisque le taux moyen minimal est de 23,5% alors que le taux moyen maximal n'est que de 24,7% pour l'échantillon 2 et 1 respectivement. En outre les teneurs moyennes les plus élevés sont trouvés à la surface des sols à 20 cm de profondeur (p1). En effet, les 05 stations semblent être caractérisées par une humidité relativement faible. Ceci est probablement dû aux facteurs climatiques de fait que dans la région le climat est de type aride.

4.8. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique a mis en évidence le pourcentage fractionnel de notre sol, et donc sa texture. Le pourcentage de ses différents éléments constitutifs explique ses propriétés physiques et mécaniques liées à la teneur en eau et son mouvement et à son comportement vis à vis de l'air (Soltner, 1992 ; Pansu et Gautheyrou, 2003).

En se référant aux valeurs granulométriques ; % d'Argile, % de limons et % de sable, dans le triangle de texture du Soil Survey Manual (USDA), on constate que les sols analysés des différentes stations d'étude possèdent une texture argileuse pour la station A, alors que dans les stations 1, 3 et 4, la texture est limono-argilo fin et enfin le sol de la station 2 a une texture argilo-limoneuse (tab III.3).

Tableau III.3 : Les différentes proportions granulométriques de sol des stations d'études.

Station	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Texteur
Station A	67,37%	24,79%	7,84%	Argileuse
Station 1	39,19%	42,38%	18,43%	Limono-Argilo fin
Station 2	46,36%	41,6%	12,04%	Argilo-limoneuse
Station 3	34,64%	51,07%	14,29%	Limono-Argilo fin
Station 4	37,37	46,34%	16,29	Limono-Argilo fin

4.9. Analyse de la variance à deux facteurs

Nos données suivent la loi normale, de ce fait, le test d'ANOVA à 2 facteurs est utilisé pour analyser la variance entre les différents paramètres physicochimiques analysés. Les résultats sont mentionnés dans le tableau III.4.

Tableau III.4 : Analyse de la variance des variables mesurées dans le sol

Paramètre	Effet	Effet Station	Effet (1) x (2)
	profondeur (1)	(2)	
pH	0.003**	0.000***	0.995 ^{ns}
CE	0.05*	0.000***	0.97 ^{ns}
CT	0.16 ^{ns}	0.000***	1.00 ^{ns}
N total	0.04*	0.005**	0.68 ^{ns}
Nammoniacal	0.001**	0.211 ^{ns}	0.31 ^{ns}
N nitrique	0.065 ^{ns}	0.023*	0.89 ^{ns}
MO%	0.056*	0.008**	0.82 ^{ns}
H%	0.000***	0.000***	0.42 ^{ns}

ns, *, **, *** : effet non significatif, significatif à 5% , 1% et 1%o respectivement.

L'analyse de la variance à deux facteurs des résultats concernant le pH et la CE du sol montre un effet profondeur hautement significatif pour les deux paramètres et un effet station très hautement significatif (tab. III.4). Le test post hoc (tukey) pour ces deux caractéristiques révèle que la variation est très hautement significative entre la station A qui présente des valeurs élevées par rapport aux autres stations (1,2,3 et 4).

Pour les résultats du CT%, l'analyse de la variance à deux facteurs révèle un effet non significatif de la profondeur, en revanche, un effet station très hautement significatif, où la différence est très hautement significative entre la station A et les 4 autres stations d'études.

Concernant l'azote total, amoniacal et nitrique les résultats statistiques de l'ANOVA à 2 facteurs indiquent d'une part un effet profondeur significatif et très significatif et non significatif successivement et d'autre part, un effet station hautement significatif et non significatif et significatif successivement (tab. III.4). Les sous-ensembles homogènes de l'azote total et l'azote ammoniacal pour le facteur profondeur ressortir deux groupes, le premier comprend les deux profondeurs p2 et p3 et le deuxième groupe comprend la profondeur qui est caractérisée par des pourcentages plus élevés de NT et NA. D'autre part, le test post hoc pour les résultats de l'azote total révèle une variation significative entre la station 1 et les autres stations.

Il ressort de ces résultats aussi un effet profondeur significatif et un effet station très significatif pour la MO%, le test post hoc indique une différence significative entre la station 1 et les autres stations. En ce qui concerne l'humidité du sol, l'analyse de la variance à deux facteurs des résultats signale un effet très hautement significatif pour les deux facteurs

profondeur et station ; cette variation est hautement significative entre les deux stations 4 et A et les autres stations (1, 2 et 3) où les sous-ensembles homogène de l'humidité révèlent 03 groupes dont on distingue la station A caractérisée par des sols plus humides, et la station 4 caractérisée par des sols moins humides, et le dernier groupe comprend les sols des stations 1, 2 et 3 par une moyenne varie de 23% à 24%.

D'après le tableau III.4 l'effet de l'interaction profondeur et station et non significatif pour l'ensemble des paramètres analysés.

4.10. Corrélation entre les paramètres physico-chimique des sols

Les éventuelles liaisons entre les différents caractéristiques physico-chimiques évaluées sont consignées dans la matrice de corrélation ci-dessous :

Tableau III.5 : Résultats de la matrice de corrélation entre les paramètres mesurés

	pH	CE (ds/m)	NA %	NN%	NT%	MO%	H%	CT%
pH	1							
CE (ds/m)	-0,489**	1						
NA%	0,429**	0,057 ^{ns}	1					
NN%	0,011 ^{ns}	-0,034 ^{ns}	0,253 ^{ns}	1				
NT%	0,112 ^{ns}	-0,079 ^{ns}	0,377**	0,831**	1			
MO%	0,136 ^{ns}	-0,082 ^{ns}	0,393**	0,808**	0,994**	1		
H%	-0,238 ^{ns}	-0,511**	0,150 ^{ns}	0,095 ^{ns}	0,151 ^{ns}	0,154 ^{ns}	1	
CT%	0,503**	0,465**	-0,182 ^{ns}	-0,139 ^{ns}	-0,093 ^{ns}	-0,078 ^{ns}	0,122 ^{ns}	1

*** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; ns non significatif

Le tableau III.5 montre que

- le pH des sols est corrélé négativement et hautement significativement avec la CE (conductivité électrique) et positivement avec le pourcentage d'azote ammoniacal et le calcaire total (CT%). De ce fait quand le pourcentage d'azote ammoniacal et le calcaire total augmente le pH augmente.
- une corrélation négative et hautement significative entre la conductivité électrique et l'humidité et positive avec le calcaire total (CT%)
- le pourcentage d'azote ammoniacal (NA%) est corrélée positivement et significativement avec le pH et l'azote total (NT%) et la matière organique.
- Concernant, l'azote nitrique, une corrélation hautement significative et positive a été trouvée avec le NT% et la MO%. Pour l'azote total, le tableau III.5 montre qu'il est lié significativement et positivement aux pourcentages de : (NN et NT et MO).

5. Tests de toxicité

Comme les vers de terre jouent un rôle important dans la fertilité du sol en améliorant la texture, la structure et l'agrégation, ainsi que des propriétés physico-chimiques de ce dernier (Yuguda *et al.*, 2015), il est nécessaire d'évaluer les dangers des sols pollués sur les fonctions des vers de terre et de les protéger des substances dangereuses.

5.1. Tests de toxicité aiguë

5.1.1. Test de toxicité par contact sur papier filtre (2 jours)

5.1.1.1. Chez les vers de terre *Eisenia fetida*

Les vers de terre ingèrent de grandes quantités de sol ou des fractions spécifiques de sol (c'est-à-dire de la matière organique) ; ils sont continuellement exposés à des contaminants à travers leurs alimentations (Morgan et Morgan, 1988). De plus, plusieurs études ont montré que la peau du ver de terre est également une voie importante d'absorption de substances toxiques (Velki *et al.*, 2012). Durant ce test, l'ammoniaque (hydroxyde d'ammoniac) à différentes concentrations a été absorbée par la peau des vers de terre. Le tableau III.6 illustre les résultats du test de contact sur papier filtre.

Tableau III.6 : Résultats du test de contact sur papier filtre (taux de mortalité des vers de terre (%) après 24h et 48h, biomasse (mg) avant et après le test).

HA [C] mg.cm ⁻²	Taux de mortalité (%)		Biomasse en (mg) Moy ± σ	
	24h	48h	Avant le test	Après le test
0	0	0	373 ± 99	249 ± 61
0,0001	0	10	376 ± 74	319 ± 67
0,001	0	20	372 ± 120	323 ± 84
0,01	10	20	363 ± 115	330 ± 120
0,1	10	20	307 ± 30	256 ± 44
1	30	50	355 ± 72	295 ± 46
10	90	100	33451	0

5.1.1.1.1. Mortalité

Le test du contact sur papier filtre a été inclus dans la présente étude pour comprendre l'interaction de l'HA en éliminant les autres effets associés aux propriétés du sol (par exemple le pH). Ainsi, l'HA est le seul composant influençant les organismes cibles (vers de terre), il a été absorbé par la peau des vers de terre quand ils sont en mouvement sur le papier filtre.

Le transfert de l'ammoniac dans le corps des vers testés est important quand la surface de contact est importante et quand la dose est élevée.

Dans les tests de toxicité aiguë, le taux de mortalité a été choisi comme un critère d'évaluation, qui est aussi le plus fréquemment utilisé pour évaluer les effets chimiques sur les organismes en laboratoire (OCDE ; 1984 ; Wang *et al.*, 2012a).

La figure III.25 montre que le taux de mortalité a augmenté après 24h et 48h avec l'augmentation de la concentration d'HA. Tous les vers de terre ont survécu dans les boîtes témoins (sans traitement HA). La concentration d'HA s'est avérée modérément toxique à 0,0001 mg.cm⁻² après 4h puisque la mortalité est inférieure à 10%. De plus, la mortalité après 24h et 48h reste inférieure à 20% avec les concentrations 0,001, 0,01 et 0,1 mg.cm⁻².

Après 48h d'exposition à la concentration 1 mg.cm⁻² d'HA, la mortalité est élevée pour atteindre (50%), en revanche, la mortalité maximale a été enregistrée pour la concentration de 10 mg.cm⁻² avec un pourcentage de (100%), cette mortalité rapide des vers est due au contact direct avec l'ammoniaque.

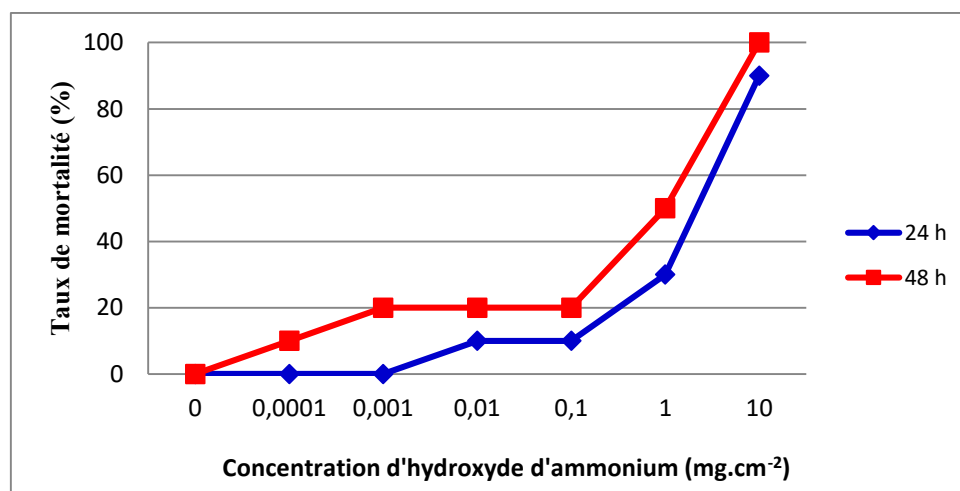


Figure III.25: Courbe représentant la mortalité chez le vers de terre *Eisenia fetida* traitée avec différentes concentrations d'HA après 24h et 48h d'exposition par contact sur papier filtre.

Les valeurs de CL₅₀ déterminées à partir de l'analyse de Probit après 24h et 48h étaient respectivement de 11,18 mg.cm⁻² et 1,01 mg.cm⁻².

Les valeurs de la concentration létale médiane (CL₅₀) obtenue dans le test du contact sur papier filtre ont montrés que la CL₅₀ après 48h était inférieure à la CL₅₀ après 24h, ainsi, la concentration létale diminue avec la durée d'exposition. On constate que, l'hydroxyde d'ammonium présente une toxicité modérée vis-à-vis de l'organisme testé pendant 48 heures (Roberts et Dorough, 1984).

5.1.1.1.2. Biomasse

La biomasse moyenne des vers de terre testées pour toutes les concentrations est de $(354 \pm 31 \text{ mg})$ et $(253 \pm 37 \text{ mg})$ avant et après le test, respectivement. Ce qui signifie que, le temps d'exposition affecte considérablement la biomasse (fig.III.26).

Après 48 heures d'exposition aux concentrations d'HA inférieures à 10 mg.cm^{-2} , une légère différence a été observée entre la biomasse des organismes d'essai traités et non traités mais à 10 mg.cm^{-2} tous les vers de terre sont morts.

Nos résultats confirment la relation inversement proportionnelle entre le temps d'exposition et la biomasse des vers de terre. Ceci est dû probablement à l'absence d'alimentation durant la période de test.

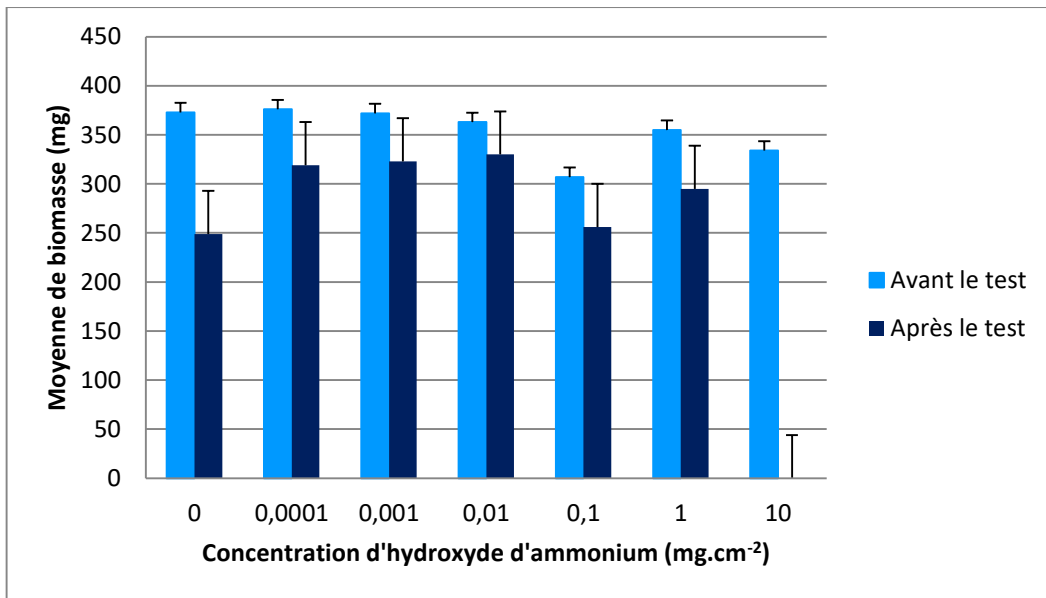


Figure III.26 : Variation de la biomasse du ver de terre en fonction de la concentration d'HA avant et après le test de contact sur papier filtre.

5.1.1.1.3. Observations sur le comportement des vers de terre

Au cours de l'expérimentation, les effets délétères de l'hydroxyde d'ammonium sur les vers de terre testés sont apparus. Ainsi, des symptômes morphologiques (gonflement et coupures), comportementaux (réduction de l'activité et réduction des mouvements) et physiologiques (saignements et lésions) ont été relevés chez les vers de terre testés. Les gonflements sont les plus fréquents et représentent la première réponse des vers de terre testés à la présence de HA. Des lésions et des saignements ne sont observés que pour les concentrations d'HA les plus élevées (1 et 10 mg.cm^{-2})

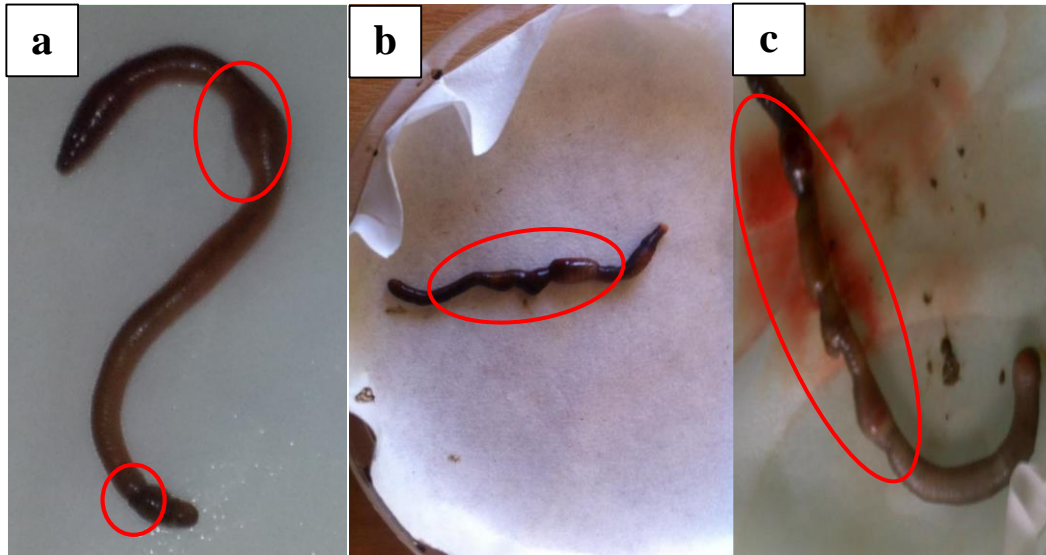


Figure III.27 : Différents symptômes observés chez les vers testés.

5.1.1.2. Chez les vers de terre d'*Aporrectodea trapezoides*

Les résultats du test de contact sur papier filtre sur l'espèce *Ap. trapezoides* sont illustrés dans le tableau III.7

Tableau III.7 : Résultats du taux de mortalité d'*Ap.trapezoides* durant le test de contact sur papier filtre, après 24h et 48h, et biomasse (mg) avant et après le test).

HA [C] mg.cm ⁻²	Taux de mortalité (%)		Biomasse en (mg) Moy ± σ	
	24h	48h	Avant le test	Après le test
0	0	0	636 ± 14	562 ± 11
0,0001	20	30	681 ± 19	424 ± 40
0,001	20	40	751 ± 20	419 ± 38
0,01	40	70	754 ± 17	395 ± 36
0,1	40	80	690 ± 16	375 ± 13
1	60	90	613 ± 09	212 ± 14
10	90	100	674 ± 25	0

5.1.1.2.1. Mortalité

La figure III.28 montre que le taux de mortalité a augmenté après 24h et 48h avec l'augmentation de la concentration d'HA. Tous les vers de terre ont survécu dans les boîtes témoins durant le test (48h). Le taux de mortalité est de 20% pour les concentrations 0,0001 et 0,001 mg.cm⁻² d'HA après 24 h. De plus, la mortalité après un jour est de 40% pour les

concentrations, 0,01 et 0,1 mg.cm⁻². Alors que pour les concentrations 1 et 10 mg.cm⁻² la mortalité atteint des taux élevés 60% et 90% respectivement.

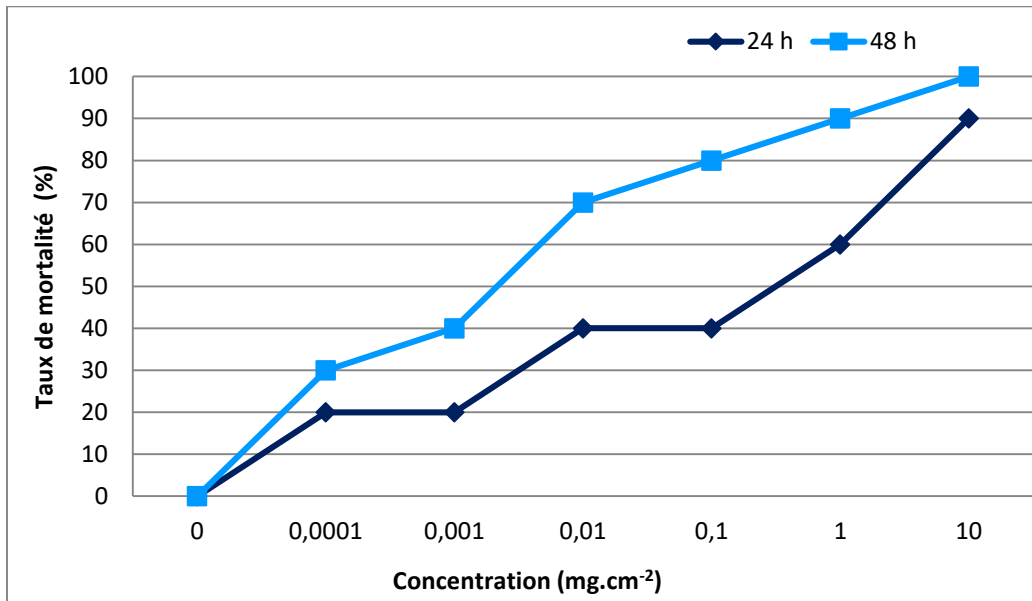


Figure III.28: Courbe représentant la mortalité chez le vers de terre *Ap. trapezoides* traitée avec différentes concentrations d'HA après 24h et 48h de test de contact sur papier filtre.

Après 48h d'exposition à ces concentrations, le taux de mortalité augmente. Le taux le plus faible est enregistré pour la concentration 0.0001 mg.cm⁻², tandis que, la plus élevée est trouvée pour la concentration 10 mg.cm⁻² avec un pourcentage de (100%), cette mortalité plus importante des vers est due au contact direct avec l'ammoniaque.

Les valeurs de la concentration létale médiane (CL₅₀) obtenue dans le test du contact sur papier filtre sur l'espèce *Ap. trapezoides* ont montré que la concentration létale médiane diminue en fonction de la durée d'exposition. En effet, la CL₅₀ après 24h était 9,20 mg.cm⁻², alors que la CL₅₀ après 48h était 0,004 mg.cm⁻² ; de ce fait, l'hydroxyde d'ammonium est extrêmement toxique vis-à-vis des *Ap. trapezoides* après 48 heures (Roberts et Dorrough, 1984).

5.1.1.2.2. Biomasse

La biomasse moyenne des vers de terre testées pour toutes les concentrations est de (685 ± 13 mg) et (341 ± 25 mg) avant et après le test, respectivement. Ce qui indique que, le temps d'exposition affecte considérablement la biomasse (fig. III.29).

D'après le tableau III.8, une légère différence a été observée entre la biomasse des organismes d'essai traités et non traités après 48 heures de test, de plus, la biomasse des vers a diminué avec l'augmentation des concentrations d'HA. A la concentration de 10 mg.cm⁻² et au bout de 48 heures d'exposition, tous les vers de terre sont morts.

En outre, on note une différence remarquable entre la biomasse des vers de terre mesuré après 24 et 48 heures. Nos résultats confirment que le temps d'exposition affecte aussi la biomasse des vers de terre, qui diminue avec le temps d'exposition.

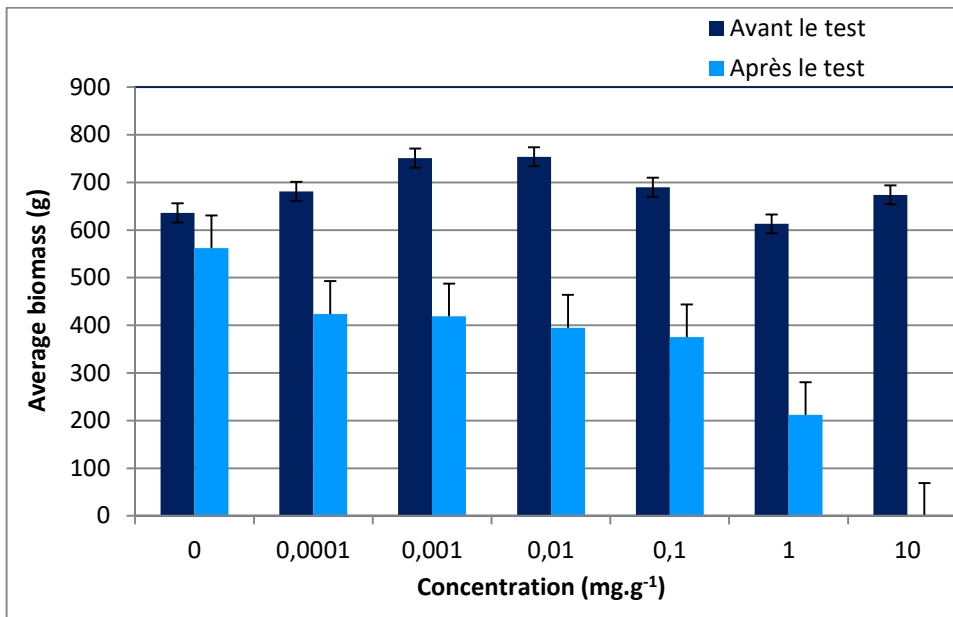


Figure III.29 : Variation de la biomasse du ver de terre *Aporrectodea trapezoides* en fonction des concentrations d'HA avant et après le test du contact sur papier filtre.

5.1.2. Test de toxicité aigüe avec sol (14 jours)

5.1.2.1. Paramètres biologiques

Selon Chen *et al.*, (2011), ce test est traditionnellement utilisé pour évaluer la toxicité de la contamination du sol sur les vers de terre. Ce test de toxicité a montré une relation proportionnelle entre les concentrations et le taux de mortalité (tab. III.8).

Tableau III.8 : Résultats de test du sol (taux de mortalité (%)) après le 7^{ème} jour et le 14^{ème} jour, biomasse de cinq vers de terre (mg) le premier et le dernier jour (14^{ème} jour).

<i>HA [C] mg.g⁻¹</i>	<i>Taux de mortalité (%)</i>		<i>Biomasse en (mg) Moy ± σ</i>	
	<i>7^{ème} jour</i>	<i>14^{ème} jour</i>	<i>1^{er} jour</i>	<i>14^{ème} jour</i>
0	0	0	4195 ± 217	1717 ± 246
0,05	0	0	4238 ± 162	1689 ± 152
0,1	0	8	4240 ± 238	1594 ± 281
0,5	0	8	4174 ± 212	1539 ± 365
1	8	52	4238 ± 138	689 ± 246
5	76	96	4132 ± 157	117 ± 0

5.1.2.1.1. Mortalité

Les résultats obtenus montrent qu'aucune mortalité des vers de terre n'a été observée dans les boîtes témoins, où tous les vers de terre étaient sains durant 14 jours. Selon les lignes directrices de l'OCDE de 1984, le test était considéré comme valide si la mortalité des adultes était inférieure à 10% à la fin du test pour les vers de terre placée dans les boîtes des témoins ; ce critère a été retenu dans cette étude.

Les mêmes résultats ont été observés sur les vers de terre placés dans les boîtes de concentration $0,05 \text{ mg. g}^{-1}$ d'HA, de plus, il n'y avait pas de mortalité significative sur l'intervalle $0,1 - 0,5 \text{ mg.g}^{-1}$ HA (10%) après 14 jours. Pour la concentration de 1 mg. g^{-1} , la mortalité atteinte est de 8% au 7^{ème} jour et 52% au 14^{ème} jour. Cependant, pour la forte concentration d'HA (5 mg. g^{-1}), les vers de terre sont restés à la surface du sol et un effet léthal significatif a été observé après les 7^{èmes} jours d'exposition avec plus de 70% de mortalité et plus de 90% après 14 jours (fig III.30).

La CL_{50} après le 14^{ème} jours en utilisant le ver de terre *E. fetida* a été importante pour l'évaluation des risques des produits chimiques nouveaux et existants (Spurgeon *et al.*, 1994). Les valeurs de CL_{50} calculées après le 7^{ème} et le 14^{ème} jour à partir de l'analyse de probit étaient respectivement de $2,96 \text{ mg.g}^{-1}$ et $1,05 \text{ mg.g}^{-1}$.

Les valeurs obtenues de CL_{50} calculées pour l'analyse du sol ont montré que, la toxicité de HA dépend des procédures de l'essai biologique et du temps d'exposition, plus l'exposition est longue, plus son effet toxique vis-à-vis des vers de terre est importante.

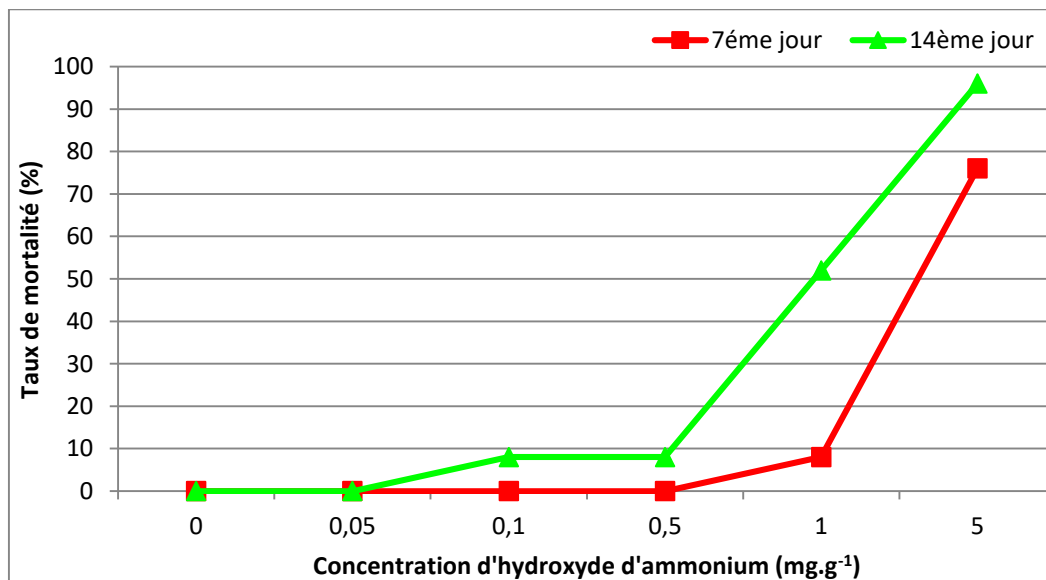


Figure III.30 : L'augmentation de la mortalité chez le ver de terre *E. fetida* traité avec différentes concentrations d'HA aux 7^{ème} et 14^{ème} jours de test du sol.

Les tests de toxicité du sol utilisant différentes concentrations d'HA ont été entrepris dans notre étude pour fournir une meilleure perspective sur les effets de l'HA. Ce test est plus représentatif de l'environnement naturel du ver de terre. La toxicité de l'HA au 7^{ème} jour était significativement inférieure à celle du 14^{ème} jour, bien qu'une relation claire dépende de la concentration. Par conséquent, la mortalité est plus importante avec l'augmentation de la concentration et du temps d'exposition. Dans une étude menée par (Yearley *et al.*, 1995), qui ont utilisé du chlorure d'ammonium (NH₄Cl) comme produit toxique, et l'ammoniac (à partir de NH₄Cl) a été mesuré par une électrode sélective d'ions. Leurs résultats ont montré une augmentation de la concentration d'ammoniac avec l'augmentation de la quantité de NH₄Cl et une corrélation entre des niveaux élevés d'ammoniac et la mortalité a été trouvée. Des quantités importantes d'ammoniac sont ajoutées au sol par l'ammonification microbienne des vers morts, et à des pH plus élevés, la forme d'ammoniac libre toxique est présente dans une plus grande proportion.

Plusieurs études telles que (Zuttah 1999 ; Vines et Wedding 1960) ont également montré que l'ammoniac (NH₃) est toxique et que l'ammonium NH₄⁺ ne serait pas toxique ou que son effet serait insignifiant. La concentration d'ammoniac libre (NH₃) en solution dépendant fortement du pH, en d'autres termes la toxicité d'un effluent contaminé par l'ammoniac est liée donc en fonction du pH. L'ammoniac libre toxique en solution augmente avec l'augmentation du pH. Un moyen simple de réduire la toxicité de l'ammoniac d'un effluent alcalin serait sans aucun doute de diminuer son pH.

5.1.2.1.2. Biomasse fraîche

La biomasse moyenne des vers de terre testés pour toutes les concentrations au premier jour est de (4203 ± 40 mg), et de (1224,5 ± 126 mg) après le 14^{ème} jours d'exposition.

La biomasse fraîche maximale après 14 jours d'exposition est trouvée pour le témoin (1717 ± 246 mg) pour cinq vers de terre alors qu'elle diminuait à un poids de 117,8 ± 1,2245g à la concentration la plus élevée. Nos résultats montrent l'effet de la concentration d'HA sur la biomasse du ver de terre, entraînant une réduction maximale du poids à la concentration la plus élevée du test chimique (5 mg. g⁻¹). Cette réduction est observée entre le 1^{er} et le 14^{ème} jour d'exposition par rapport au témoin et à toutes les autres concentrations (fig III.31).

En effet, l'ANOVA a révélé un effet de concentration très significatif (F = 27,14, p <0,001), et le test de post-hoc de Student-Newman-Keuls montre que l'effet significatif a commencé à partir de la concentration 1 mg. g⁻¹ HA.

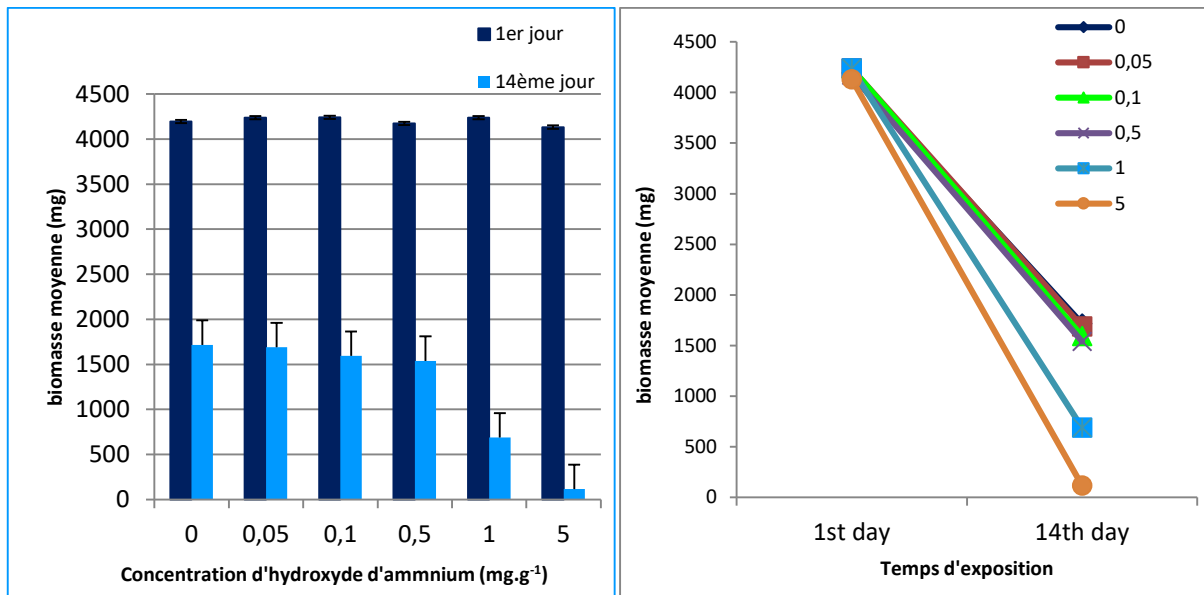


Figure III.31 : Diminution de la biomasse lombricienne durant le test du sol en fonction : des concentrations d'HA et de temps d'exposition.

Nos résultats confirment que le temps d'exposition et la concentration du (HA) affectent la biomasse des vers de terre dans ce test. Elle a diminué avec l'augmentation de la concentration d'HA, avec une réduction significative après 14 jours d'exposition à l'HA dans le sol. Cette perte de poids observée chez les vers de terre peut être attribuée à l'épuisement des aliments pour le test du sol (compost), en effet, les concentrations élevées d'HA empêchent les vers de terre d'ingérer le sol, ainsi, cette réduction significative peut être considérée comme le signe d'un effet toxique de l'HA sur la croissance et la biomasse fraîche des vers de terre. Ces résultats sont similaires à l'étude précédente menée par Kolar *et al.*, (2008), où ils ont rapporté que les vers de terre présentaient une réduction de la biomasse liée à la dose du toxique. Selon Dominguez (2004), la survie et la croissance des vers de terre sont affectées de manière critique par les polluants du sol et les conditions environnementales.

Edwards (1995) a constaté que la température et l'humidité du substrat sont les facteurs environnementaux les plus importants qui affectent la croissance et le développement des vers de terre. L'humidité appropriée est de 70 à 80% (Hashemi Majd, 2004), qui a été ajustée dans notre étude. Sinon, selon Coleman *et al.*, (2010), l'espèce *E. fetida* résiste aux changements des conditions environnementales. Edwards (1988) avait prouvé que les vers de terre ne survivaient pas longtemps dans les déchets organiques contenant beaucoup d'ammoniac. Cependant, ces déchets organiques peuvent devenir acceptables après l'élimination de l'amoniac par une période de compostage.

5.1.2.1.3. Observations du comportement des vers

Dans ce test, certaines réponses comportementales (réduction de l'activité, réduction des mouvements) et des symptômes physiologiques (saignements, brûlures) ont été observés sur les vers de terre testés.



Figure III.32 : Brûlures observées d'aspect déshydraté chez les vers de terre testés.

Les vers de terre placés dans les boîtes de concentrations 0,5 et 1 mg.g⁻¹ ont du mal à résister à la présence d'HA dans le sol; par conséquent, ils ont migré aux bas des conteneurs et ont réduit leur activité. En outre, pour la concentration d'HA la plus élevée (5 mg.g⁻¹); les vers de terre présentaient initialement des comportements d'évitement ont été observés grim pant sur les parois du conteneur et restant à la surface des sols. De façon inattendue, la plupart des vers de terre semblent être morts après 24h, mais au 7^{ème} jour la mortalité est confirmée en raison des effets toxiques de l'HA sur la respiration avec des signes de brûlures observés sur leur corps.

5.1.2.2. Paramètres physico-chimiques

Les différents résultats des mesures des paramètres physico-chimiques du substrat de culture et durant toute la période de l'expérience sont résumés dans le tableau III.9.

La température moyenne maximale enregistrée au 1^{er} jour du test est (21,1 °C) pour les boîtes témoin de la dose 1, alors que la plus basse température est de (20,6°C) au 1^{er} jour et de (22,77°C) à la fin de test (tab III.9). Globalement, ces températures semblent être les plus favorables à la survie des vers de terre.

Les valeurs moyennes de pH obtenues indiquent un substrat basique pour toutes les doses au début du test, et peu alcalin après 56 jours de test, le pH est varié en fonction du temps et de la dose d'hydroxyde d'ammonium. Selon Fayolle (1982), *E. fetida* est une espèce neutrophile. Elle préfère donc des valeurs de pH variant de 6 à 7. Néanmoins, elle semble

supporter des pH variant de 4 à 9. De ce fait, les valeurs obtenues sont supportables pour les vers de terre.

Tableau III.9: Analyses physicochimiques des substrats de culture. Moyenne \pm écart type (min – max).

	Paramètres	Dose d'ammoniacque					
		Témoin	Dose 1	Dose 2	Dose 3	Dose 4	Dose 5
1jour (début de test)	T (°C)	21,10 \pm 0,30 (21,8-21,5)	21,1 \pm 0,20 (20,81-21,3)	20,9 \pm 0,29 (20,9-21,3)	20,6 \pm 0,13 (20,5-20,8)	20,77 \pm 0,24 (20,4-21,0)	20,9 \pm 0,20 (20,7-21,21)
	pH	7,5 \pm 0,21 (7,25-7,58)	8,6 \pm 0,11 (8,44-8,71)	8,4 \pm 0,14 (8,2-8,6)	8,2 \pm 0,15 (8,2-8,44)	8,1 \pm 0,12 (8,04-8,11)	8,0 \pm 0,12 (7,82-8,13)
	CE (ds /m)	1,7 \pm 0,99 (0,95-3,21)	1,1 \pm 0,09 (0,95-1,19)	1,2 \pm 0,43 (0,77-1,78)	0,8 \pm 0,31 (0,47-1,19)	1,0 \pm 0,05 (0,95-1,07)	1,10 \pm 0,26 (0,71-1,3)
	H%	66,28 \pm 0,3 (64,4-70,6)	63,86 \pm 0,6 (55,7-70,3)	65,29 \pm 0,3 (65,2-69,0)	62,97 \pm 0,3 (59,0-65,2)	63,07 \pm 0,2 (61,4-65,6)	63,8 \pm 0,1 (61,6-65,5)
14 ^{ième} jour (fin du test)	T (°C)	23,50 \pm 0,24 (23,2-23,8)	23,51 \pm 0,43 23,1-24	23,39 \pm 0,47 22,8-24	22,84 \pm 0,21 22,6-23,1	22,77 \pm 0,34 22,3-23,1	22,96 \pm 0,12 22,8-23,1
	pH	7,5 \pm 0,23 (7,16-7,74)	7,42 \pm 0,19 (7,42-7,66)	7,53 \pm 0,12 (7,42-7,6)	7,65 \pm 0,12 (7,52-7,79)	7,69 \pm 0,06 (7,6-7,75)	7,72 \pm 0,11 (7,72-7,84)
	CE (ds/m)	0,93 \pm 0,25 (0,59-1,19)	2,77 \pm 0,07 (1,19-2,95)	1,34 \pm 0,45 (0,89-2,02)	1,77 \pm 0,68 (1,07-2,73)	1,36 \pm 0,30 (1,07-1,78)	1,02 \pm 0,53 (0,46 -1,78)
	H %	65,24 \pm 0,5 (59,72-70,33)	67,22 \pm 0,6 (60,23-75,90)	64,93 \pm 0,4 (58,44-67,22)	65,49 \pm 0,4 (60,94-71,95)	58,66 \pm 0,4 (52,46-62,42)	59,53 \pm 0,2 (57,28-61,92)

Concernant la conductivité électrique les valeurs enregistrées au début du test présentent des valeurs moyennes entre (Min 0,8 ds/m, Max 1,7 ds/m), alors qu'à la fin du test les valeurs moyennes ont varié entre une Min de 0,93 ds/m et une Max de 2,77 ds/m. D'après l'OECD (2010), le milieu d'élevage d'*E. fétida* doit avoir une faible conductivité ionique (inférieure à 6.0 ms/cm) ceci est maintenu durant le test où toutes les valeurs obtenues sont inférieures à 6 ms/cm.

En revanche, l'humidité enregistrée des valeurs moyenne sont presque équivalentes pour toutes les doses, elles sont comprises entre (62,97 et 66,28%) au début du test et entre (58,66 et 67,22) à la fin de test, selon (Bouché ,1972) le taux de l'humidité dans le milieu de culture doit être compris entre 40% et 80 %, de ce fait, l'humidité est préférable pour la survie des vers. D'une façon générale, le substrat utilisé est favorable à la culture des vers de terre.

5.1.3. Test d'évitement (2 jours)

Le test de comportement d'évitement est le premier outil de dépistage afin d'obtenir des réponses rapides à faible coût aux problèmes de contamination en évaluant rapidement un paramètre écologique qui n'est mesuré par aucun autre test utilisant la matrice du sol (Natal da Luz *et al.*, 2004 ; Stephenson *et al.*, 1997 ; Yeardeley *et al.*, 1996). Néanmoins, les tests de comportement d'évitement ne visent pas à remplacer les autres tests éco-toxicologiques utilisés

de nos jours, c'est juste un test initial ou de dépistage complémentaire dans l'évaluation de la contamination des sols (Loureiro *et al.*, 2005).

Tableau III.10 : Résultats du test d'évitement (taux d'évitement (%) après 48h, biomasse de trois vers de terre (mg) avant et après test).

<i>HA [C] mg.g⁻¹</i>	<i>Taux d'évitement %</i>		<i>Biomasse (mg) Moy ± σ</i>	
	<i>48h</i>	<i>Avant le test</i>	<i>Après le test</i>	
0	16.7	1093 ± 76	1228 ± 69	
0.05	61.1	967 ± 167	1073 ± 202	
0.1	61.1	929 ± 140	1108 ± 177	
0.5	50	966 ± 110	1124 ± 102	
1	100	864 ± 55	976 ± 23	
5	100	907 ± 76	1030 ± 74	

5.1.3.1. Taux d'évitement

Le test de comportement d'évitement a été proposé et évalué car il est plus sensible que les deux autres tests. Le comportement d'évitement d'*E. fetida* est un paramètre très sensible pour la détection de faibles concentrations de produits chimiques dans les sols (ISO, 2006). Par conséquent, *E. fetida* a pu détecter et éviter de faibles concentrations d'HA.

Dans ce test, les organismes ont la possibilité de choisir ou d'éviter le sol contaminé. Pour les boîtes témoin, les vers de terre ont été trouvés répartis d'une manière aléatoire entre les deux côtés des chambres d'essai au cours du test, donc aucun évitement significatif n'a été observé pour les vers de terre *E. fetida* placé dans les boîtes les témoins.

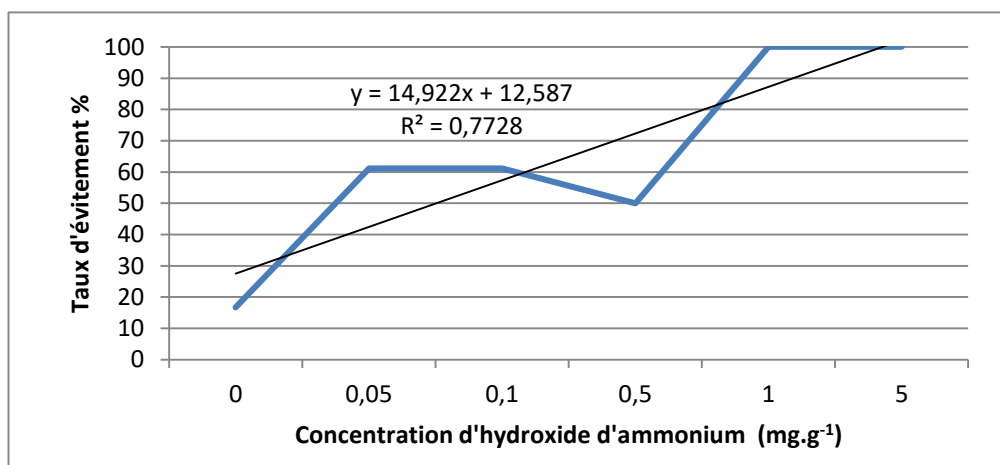


Figure III.33 : Taux d'évitement (%) chez *E. fetida* traité avec différentes concentrations d'hydroxyde d'ammonium après 48h.

Les vers de terre ont considérablement évité le sol contenant de faibles concentrations de HA, lorsque les niveaux de contaminants étaient de 0,05 mg. g⁻¹ ou plus (0,1 mg.g⁻¹), un taux d'évitement de 61,11% a été enregistré pour ces concentrations. Cependant, un taux d'évitement de 50% a été enregistré pour la concentration de 0,5 mg. g⁻¹. L'HA a été fortement évité par les vers de terre aux concentrations les plus élevées (1 et 5 mg. g⁻¹), pour lesquels tous les vers testés ont migré vers le compartiment non contaminé avec un taux d'évitement de 100%.

La concentration médiane effective calculée (CE₅₀) des vers de terre d'*E. fetida* exposée à l'HA était de 0,054 mg. g⁻¹. En comparant les valeurs de CL₅₀ obtenues pour le test du contact sur papier filtre et pour le test de sol avec la valeur CE₅₀ obtenue pour le test d'évitement (0,054 mg. g⁻¹) on constate que le test d'évitement était plus sensible à l'HA que les autres tests aigües. McShane et al. (2012) ont émis l'hypothèse que la réponse comportementale des vers de terre était causée par des changements dans la chimie de la solution du sol, qui à leur tour provoquaient des changements dans la palatabilité du sol, ou par la stimulation des cellules réceptrices où selon (Reinecke et al. 2002), les vers de terre ont des chimiorécepteurs dans le prostomium et des tubercules sensoriels à la surface de leur corps, par conséquent, ils peuvent avoir une sensibilité élevée aux produits chimiques dans le sol.

5.1.3.2. Biomasse

Les données de biomasse obtenues avant et après le test sont présentées dans la figure III.34.

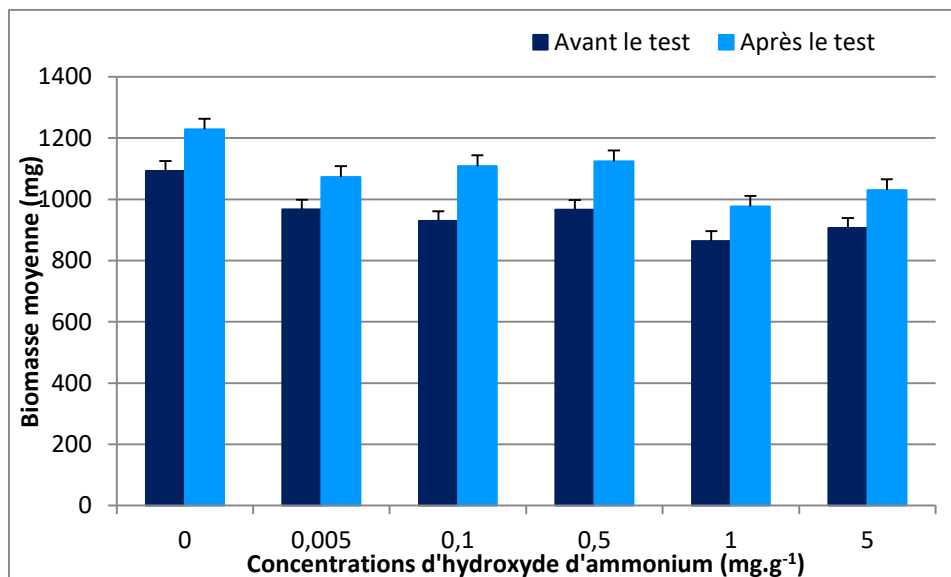


Figure III.34 : Variation de la biomasse moyenne (mg) traitée avec différentes concentrations d'ammoniac avant et après le test d'évitement.

La biomasse moyenne obtenue pour toutes les concentrations est de $(954 \pm 43 \text{ mg})$ et $(1090 \pm 69 \text{ mg})$ avant et après le test, respectivement. De ce fait, une augmentation de la biomasse a été observée durant la période de test pour toutes les concentrations.

Cette augmentation était due à la disponibilité de la nourriture (substrat de culture) et au comportement d'évitement des vers de terre pour sélectionner le sol non contaminé.

Cette étude fournit des informations importantes sur la pertinence écologique de ces types de données de toxicité à utiliser dans les évaluations des risques écologiques ou la dérivation des normes de qualité des sols, plus précisément, dans les régions agricoles bien connues par l'élevage massif de volailles et l'épandage de fumier de volaille. Heimbach (1992) a trouvé une corrélation raisonnable entre les résultats des tests de toxicité aigüe et les effets observés sur le terrain.

De plus, l'effet néfaste d'une exposition subchronique ou chronique est également important dans les évaluations des risques écologiques (Jensen et al., 2007 ; Liu et al., 2011), où la production de cocons, l'éclosion de cocons, la reproduction et la croissance des vers de terre sont tout affectés de manière critique par les polluants des sols et les conditions environnementales (Dominguez, 2004).

À ce jour, la croissance et la reproduction des vers de terre ont également été des paramètres importants utilisés pour l'écotoxicité environnementale (van Gestel et al., 1991 ; An et Lee, 2008 ; Wu et al., 2011).

5.2. Test chronique

5.2.1. Effet d'hydroxyde d'ammonium sur la survie, la reproduction et la croissance d'*E. fetida* (8 semaines)

Notre étude est l'une des premières où les tests de toxicité chronique ont été adoptés comme méthodes de test, afin d'évaluer l'effet toxique de l'hydroxyde d'ammonium (HA) sur le taxon *Eisenia fetida* du point de vue : survie (mortalité), croissance (changement de biomasse), reproduction et aussi sur l'éclosion du cocon.

De plus, ce travail a mis en lumière l'exposition potentielle aux déchets organiques contenant des niveaux élevés de ce cation dans les zones d'élevage (par exemple, les déjections de volaille) et aux effets de l'exposition potentielle des vers de terre à l'ammoniac généré par l'agriculture (aviculture), qui revient dans la biosphère par des dépôts humides sous forme d'aérosols de NH_4^+ dans les précipitations.

5.2.1.1. Effet de l'hydroxyde d'ammonium sur la survie et la croissance

Les résultats obtenus ont révélé que la toxicité de l'HA est variée avec les concentrations d'HA et le temps d'exposition (tab III.11)

Tableau III.11 : Résultats de test de survie, croissance et de reproduction (taux de survie (%) aux 28^{ème} et 56^{ème} jours), biomasse de deux vers de terre (mg) le 1^{er} jour, le 28^{ème} et le dernier jour (56^{ème} jour). (Moyenne de dix répétitions ± écart type)

HA [C] mg.g ⁻¹	Taux de survie (%)		biomasse moy ± σ (mg)		
	28 ^{ème} j	56 ^{ème} j	1 ^{er} j	28 ^{ème} j	56 ^{ème} j
0	100	90	804 ± 96	823 ± 88	750 ± 239
0,05	100	85	886 ± 110	890 ± 180	839 ± 269
0,1	100	75	785 ± 87	830 ± 127	729 ± 189
0,5	75	65	723 ± 106	683 ± 226	483 ± 139
1	45	30	709 ± 40	660 ± 248	427 ± 250
5	0	0	712 ± 76	0	0

5.2.1.1.1. Effets sur la survie (mortalité des vers de terre)

La différence dans le taux de survie enregistrée après 28 jours et 56 jours est illustrée par la figure III.35.

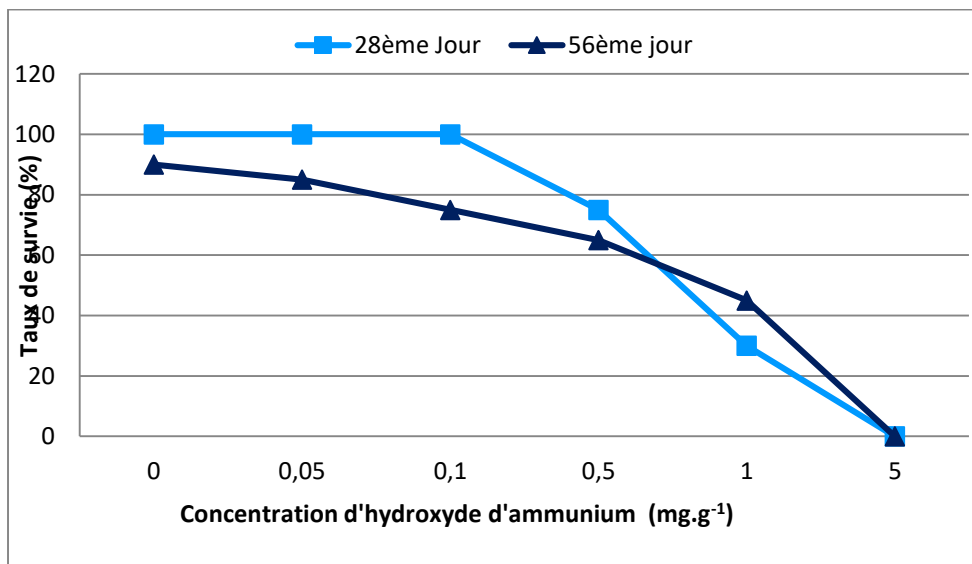


Figure III.35 : Taux de survie d'*Eisenia fetida* dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA après les 28^{ème} et 56^{ème} jours d'exposition. Chaque point représente la moyenne de dix répétitions, chacune comprenant 2 vers au début de l'expérience (soit 20 vers par traitement).

Aucune mortalité n'est survenue à des concentrations de 0, 0,05 et 0,1 mg.g⁻¹HA au cours de la période d'exposition de 28 jours. Cependant, après 56 jours, le taux de mortalité était de 10%, 15% et 25%, pour les concentrations 0, 0,05 et 0,1 mg.g⁻¹ HA respectivement, sans différence significative observée ($p > 0,05$). Selon les lignes directrices de l'OCDE (2004), le test chronique était considéré comme valide si la mortalité des adultes était 10% chez les témoins à la fin du test, ce qui est similaire à notre cas dans ce test.

Pour la concentration (0,5 mg.g⁻¹), la mortalité avait atteint de 25% après 28 jours et 35% après 56 jours et aucune différence significative par rapport au témoin n'a été détectée.

En outre, elle est dépassée 55% à 70% pour la concentration d'HA (1 mg. g⁻¹) après 28 et 56 jours respectivement, avec une différence significative avec les concentrations 0; 0,05; 0,1 et 0,5 mg.g⁻¹ ($p < 0,05$). Cependant, une mortalité élevée a été enregistrée pour les vers de terre déposés dans le sol le plus contaminé (5 mg. g⁻¹ de HA) dans lequel tous les vers de terre sont restés à la surface du sol et sont morts (100% de mortalité) après 28 jours, et une différence significative avec les autres concentrations d'HA ($p < 0,05$) à l'exception de la concentration 1 mg.g⁻¹.

Des différences significatives très élevées ont été détectées entre les traitements (Kruskal-Wallis: $H = 43,53$, $p < 0,001$) après 4 semaines (28 jours) d'exposition à l'HA et après 8 semaines (56 jours) entre les concentrations testées ($H = 35,64$, $p < 0,001$) et entre la période d'exposition à l'HA (28 jours et 56 jours) dès le premier jour (test Wilcoxon, $p < 0,001$), le post hoc du test Kruskal-Wallis a montré que la CSEO et la CME0 trouvées après 28 jours et 56 jours étaient respectivement de 0,5 et 1 mg.g⁻¹. En effet, la CL₅₀ à 28 jours était de 0,85 mg. g⁻¹ et la CL₅₀ à 56 jours était de 0,83 mg.g⁻¹ respectivement.

La CL₅₀ obtenue après 56 jours était donc inférieure à la CL₅₀ après 28 jours (0,83 et 0,85 mg. g⁻¹ respectivement). En revanche, il a été obtenu dans le test aiguë du sol, que la CL₅₀ après 14 jours était de 1,05 mg. g⁻¹. Ainsi, l'effet de l'HA sur la mortalité des vers de terre est varié avec le temps d'exposition, sa toxicité était considérablement nocive après 8 semaines d'exposition en comparant avec 2 et 4 semaines d'exposition. Selon Srivastava et Beohar (2008), tous les vers de terre sont très sensibles à l'ammoniac et n'ont pas survécu longtemps dans les déchets organiques contenant beaucoup d'ammoniac (par exemple, la litière de volaille fraîche), des expériences en laboratoire ont montré que l'ammoniac et les sels inorganiques ont un point de coupure très net entre être toxique et non toxique, c'est-à-dire <0,5 mg.g⁻¹ d'ammoniac et <5% de sels pour les vers de terre, dans la présente étude, la CSEO et la CME0 après les 28

jours et 56 jours étaient respectivement de 0,5 et 1 mg.g⁻¹, ce qui signifie que l'effet significatif d'hydroxyde d'ammonium commence à partir de 1 mg.g⁻¹ après 28 jours d'exposition.

5.2.1.1.2. Effet sur la croissance (changement de la biomasse fraîche du lombric)

Les relations dose-réponse pour l'effet de l'HA sur le changement de la biomasse fraîche d'*E. fetida* sont présentées dans la figure III.36.

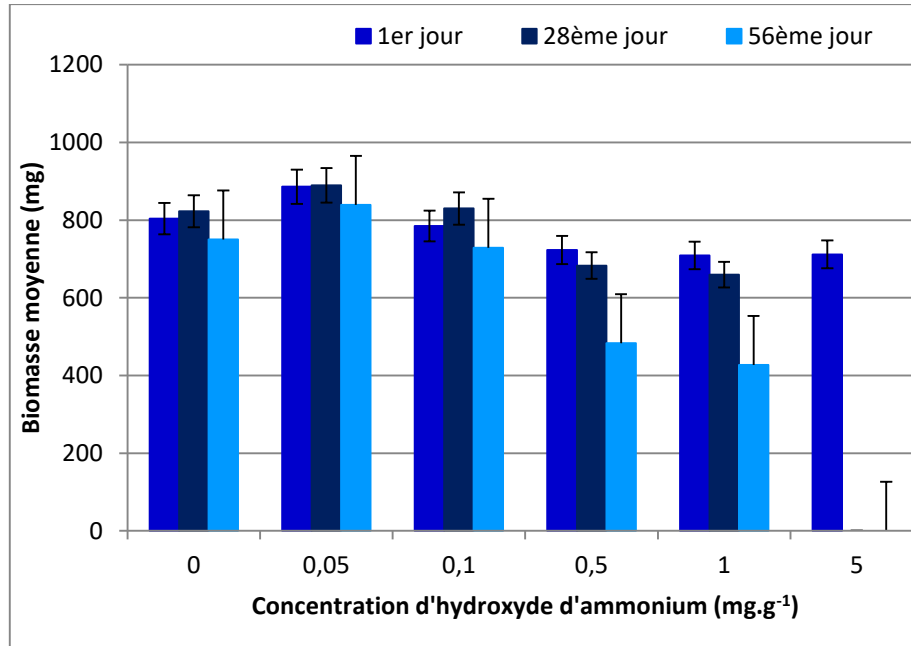


Figure III.36: Modifications du poids frais (biomasse) d'*Eisenia fetida* dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA (mg) avant le test, après le 28^{ème} et le 56^{ème} jour de test.

La biomasse fraîche moyenne des vers de terre testée pour toutes les concentrations est de (770 ± 106 mg), (787 ± 189 mg) et (673 ± 269 mg) le premier jour, après 28^{ème} jours et 56^{ème} jours respectivement. Nos résultats mettent en évidence une augmentation progressive de la biomasse des vers de terre après 28 jours et une réduction significative de la biomasse des vers de terre après 56 jours pour le témoin et toutes les concentrations avec une différence très très significative entre le premier et le dernier jour de test (test Wilcoxon, $p < 0,001$) et une différence très significative ($p = 0,002$) entre 28 jours et 56 jours d'expérimentation, ainsi le changement de poids corporel des vers de terre et leurs réponses à l'HA sont apparus à la fin des tests de toxicité.

Les vers témoins et ceux mettant aux plus faibles concentrations d'HA (0,05 et 0,1 mg.g⁻¹) avaient légèrement augmenté leur poids après 4 semaines (28 jours). Cette augmentation initiale du poids des vers était probablement due à l'ingestion de sol et de matière organique

(compost). Bien que les vers ont été nourris une fois par semaine pendant le test, avec 5 g par conteneur de son de blé et ils sont pré-exposés au sol pendant 7 jours avant d'être placés dans les conteneurs de traitement.

Cependant, au cours des semaines suivantes, leur poids a diminué avec une différence moins significative ($p > 0,05$). En fait, l'effet des concentrations d'HA sur la biomasse des vers de terre testée a entraîné une réduction maximale des poids aux concentrations les plus élevées d'HA (0,5 et 1 mg. g⁻¹) entre le 1er jour et 28 jours d'exposition, et après 56 jours par rapport au témoin et aux concentrations (0,05 et 0,1 mg.g⁻¹). Une différence significative a été détectée entre 1 mg.g⁻¹ et le témoin après 56 jours ($p < 0,05$).

Les données du changement de la biomasse pour la concentration 5 mg. g⁻¹ ne sont pas montrées du fait de l'absence des vers ayant survécus, par conséquent une différence significative a été trouvée ($p < 0,05$) entre les poids moyens des vers à 0, 0,05 et 0,1 mg.g⁻¹ HA traitements et 5 mg.g⁻¹.

En effet, le test Kruskal-Wallis H a révélé un effet de concentration très très significatif ($H = 34,36$, $p < 0,001$) après 28 jours et ($H = 31,84$, $p < 0,001$) après 56 jours d'exposition à l'HA, et les valeurs obtenues de CSEO et CMEO pour le changement de la biomasse fraîche des vers de terre après 28 jours étaient (1 mg. g⁻¹ et 5 mg.g⁻¹) et (0,5 mg.g⁻¹ et 1 mg.g⁻¹) après 56 jours. Les valeurs obtenues (EC₅₀) pour les effets de l'HA sur le changement de la biomasse des vers adultes, après 28 jours et 56 jours, étaient de 1,68 mg.g⁻¹ et 0,82 mg.g⁻¹ respectivement. Nos résultats confirment que le temps d'exposition et la concentration en HA affecte la biomasse des vers de terre ; elle a diminué avec l'augmentation des concentrations d'HA.

Après 56 jours, il a été signalé que les vers de terre présentaient une réduction de la biomasse liée à la dose. La perte de poids des vers de terre est peut-être attribuée au manque de compost (matière organique) et au niveau élevé d'HA qui empêche les vers de terre d'ingérer le sol, ainsi qu'à la mortalité des vers due à l'effet HA.

Dans la partie précédente (test aigüe de sol), nous avons obtenu que les vers de terre montrent une réduction de la biomasse liée à la dose après 14 jours d'exposition à l'HA sans nourriture. Bien que cette conclusion soit basée sur des expériences de laboratoire, une perte similaire de poids de ver de terre peut être attendue des systèmes de terrain. Il est très probable que l'ingestion de déchets organiques et du sol par les vers de terre s'arrête lorsqu'un niveau critique de solution d'ammoniac apparaît.

5.2.1.1.3. Effet de l'hydroxyde d'ammonium sur la reproduction

Tableau III.12 : Résultats du test de survie, de croissance et de reproduction (nombre total de juvéniles lors du test du dernier jour (56 jours), biomasse des juvéniles produits (moyenne de dix répétitions \pm écart-type mg), nombre de juvéniles produits par ver et nombre total de cocons à 56 jours.

<i>Reproduction</i>				
<i>HA [C]</i> <i>mg.g⁻¹</i>	<i>Nbr total</i> <i>des</i> <i>juvéniles</i>	<i>Biomasses des</i> <i>juvéniles</i> <i>moy \pm σ (mg)</i>	<i>Nbr des</i> <i>juvéniles</i> <i>produit/vers</i>	<i>Nbr total</i> <i>des cocons</i>
0	119	130 \pm 76	5.95	41
0,05	67	101 \pm 29	3.35	26
0,1	55	99 \pm 36	2.75	18
0,5	27	81 \pm 5	1.35	19
1	17	32 \pm 10	0.85	2
5	0	0	0	0

5.2.1.1.3.1. Effet sur la production des juvéniles

➤ Nombre total des juvéniles produits et biomasses fraîches

Les résultats du nombre total de juvéniles produits et leurs biomasses associées sont présentés dans les figures III.37, 38.

D'après les figures III.37,38, le nombre total des juvéniles produits et leurs biomasses ont été diminué avec de l'augmentation des concentrations de HA. En effet, le nombre total de juvéniles produits par les témoins, était de 119 juvéniles (environ 12 juvéniles par répétition) avec une biomasse moyenne de 130 \pm 76 mg. Les résultats indiquent que l'HA était moins toxique pour la reproduction des vers de terre à des concentrations de 0,05 et 0,1 HA avec un nombre de juvéniles produits de 67 et 55 respectivement, et plus toxiques à 0,5 mg. g⁻¹ et 1 mg.g⁻¹ avec un nombre de juvéniles de 27 et 17 respectivement. Néanmoins, la toxicité était plus élevée pour la concentration de 5 mg. g⁻¹ où tous les vers de terre adultes ont été morts (0 juvénile).

Le test de Kruskal-Wallis H a révélé que le nombre total de juvéniles produits et leur biomasse après 56 jours présentent des différences très significatives entre les traitements (H = 24,06, p <0,001) et (p <0,001) respectivement, et le post-hoc des comparaisons multiples ont révélé une différence significative entre les témoins et la concentration d'HA (1 et 5 mg. g⁻¹)

($p < 0,05$). Ainsi, les valeurs obtenues de CSEO et CMEO étaient ($0,5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ et $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$). En effet, la valeur obtenue de CE_{50} était de $0,82 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$.

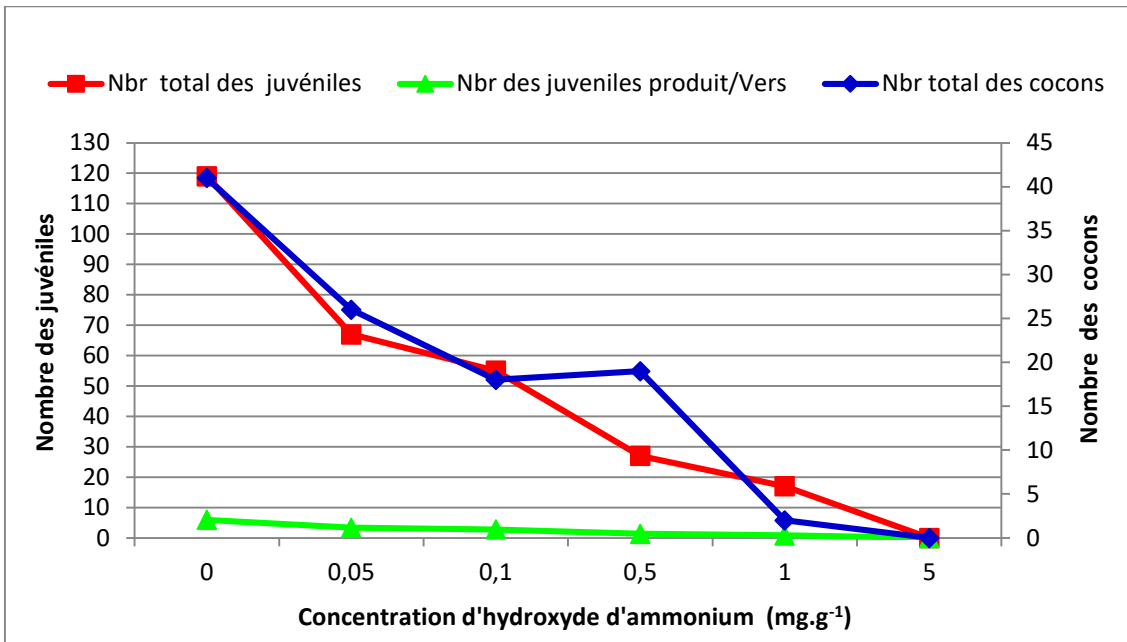


Figure III.37: Variation du nombre total de: cocons et juvéniles produits par les vers de terre adultes d'*Eisenia fetida* dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA (mg) après 56^{ème} jours de test. Chaque point représente la moyenne de la production de cocons et de juvéniles à partir de dix répétitions pour chaque concentration.

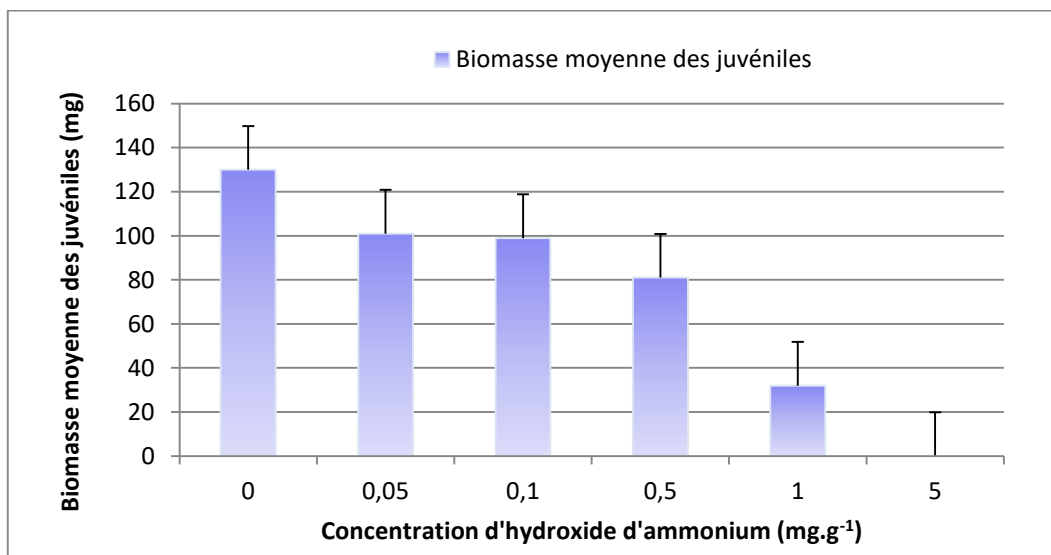


Figure III.38: Variation du poids frais (biomasse) des vers de terre juvéniles d'*Eisenia fetida* produits par des adultes après le 56^{ème} jour de test de survie, de croissance et de reproduction dans un sol contaminé par une série croissante de concentrations d'HA (mg). Chaque histogramme représente la moyenne du poids frais des juvéniles produits dans chaque concentration.

➤ **Nombre de juvéniles par ver** : les résultats ont révélé que le nombre de juvéniles produits par ver diminuait avec l'augmentation des concentrations d'HA (fig III.37), des différences significatives très importantes ont été trouvées entre les traitements ($H = 24,60$, $p < 0,001$). Le test post-hoc des comparaisons multiples montre que la production juvénile à des concentrations de 1 et 5 mg. g⁻¹ était significativement différente de celle du témoin ($p < 0,05$). Le nombre moyen de juvéniles par ver témoins était d'environ 6 juvéniles par ver adulte ; toutefois, il s'agissait de 3 et 2 juvéniles pour les concentrations de 0,05 mg. g⁻¹ et 0,1 mg.g⁻¹, et d'environ 1 juvénile pour les concentrations (0,5 mg.g⁻¹ et 1 mg.g⁻¹). Sinon, le nombre de juvéniles par ver était de 0 pour la concentration la plus élevée en HA (5 mg. g⁻¹) car tous les vers de terre adulte ont été morts.

5.2.1.1.3.2. Effet sur la production des cocons

La relation concentration-réponse a également été démontrée sous la forme d'une production de cocon. Le nombre de cocons produits au cours des derniers jours de l'essai (56^{ème} jour) est présenté sur la figure III.37. Les résultats ont révélé que le nombre de cocons formés à la fin de l'essai diminuait avec l'augmentation des concentrations d'hydroxyde d'ammonium. Le nombre total de cocons pour 20 vers de terre variait de 2 à 41 cocons. Le maximum de cocons est produit dans les boîtes de témoin, et le plus bas a été trouvé pour la concentration de 1 mg. g⁻¹. Cependant, aucune formation de cocon n'a été enregistrée à la concentration d'HA la plus élevée (5 mg. g⁻¹).

Une différence significative très élevée a été obtenue pour le nombre total de cocons produits pour toutes les concentrations d'HA ($H = 36,99$, $p < 0,001$) et des différences significatives ont été trouvées entre le témoin et les concentrations (1 mg. g⁻¹ et 5 mg.g⁻¹) ($p < 0,05$). Ainsi, la valeur de la CSEO obtenue était de 1 mg. g⁻¹ et la CMEO étaient de 0,5 mg.g⁻¹, similaire à la CSEO obtenue pour la mortalité et la biomasse. La valeur de CE₅₀ obtenue pour l'effet HA sur la production de cocon était de 0,11 mg. g⁻¹.

Pour ce dernier paramètre qui est la reproduction, nous avons évalué au dernier jour d'expérience (le nombre total de juvéniles produits et leur biomasse, nombre de juvéniles par ver de terre et nombre total de cocons produits), nos résultats ont montré que la production de cocons et juvéniles était sensible aux concentrations d'HA, le nombre de juvéniles produits après 56 jours et des cocons produits le dernier jour était significativement différent entre les différents traitements; 41 cocons ont été collectés dans des témoins au dernier jour de l'expérience. Selon les lignes directrices de l'OCDE (2004), le test était considéré comme valide si au moins 25 cocons étaient produits dans les témoins à la fin du test. Van Gestel et al. (1989),

ont enregistré un taux de production de 0,2 cocon par ver par semaine avec les vers non alimentés en fumier animal, contre 1,2 à 2,0 cocons par ver par semaine avec ceux alimentés.

Les études d'Edwards sur les déchets animaux ont montré que le taux de reproduction maximal d'*E. fetida* est de 3,8 cocons par ver adulte et par semaine (Edwards, 1995). À cet égard, Reinecke et al. (1992) ont rapporté 0,35 cocon par ver adulte par jour. *E. fetida* produit 900 capsules d'œufs par ver et par an (Hashemi Majd, 2004). Chaque ver de cette espèce produit une capsule d'œuf tous les sept à dix jours et il y a de deux à vingt œufs dans chaque capsule (Smith, 1998).

Dans notre étude, la production des cocons après 56 jours était faible dans toutes les concentrations d'HA en raison de la mortalité des vers de terre adultes entraînant une exposition insupportable à l'HA, de plus, le nombre de juvéniles produits et leur biomasse diminuaient avec l'augmentation de la concentration d'HA. De plus, les résultats ont révélé que le nombre des juvéniles produits à toutes les concentrations d'HA était inférieur aux témoins, cette réduction significative est considérée comme un signe d'effet toxique de l'HA sur le succès reproducteur des vers de terre et probablement ceci est dû en raison de l'effet de l'HA sur l'éclosion de cocons produits. Cette conclusion explique les besoins d'un tel test pour étudier l'effet de l'hydroxyde d'ammonium sur l'éclosion des cocons.

5.2.2. Test de l'éclosion des cocons

Ce test a permis d'examiner l'effet toxique de l'hydroxyde d'ammonium sur les éclosions de cocons de vers de terre d'*E. fetida*. Les résultats obtenus ont révélé que les impacts de l'HA sur la viabilité des cocons variaient avec la variation des concentrations d'HA (tab III.13).

Tableau III.13: Résultats du test de l'éclosion des cocons (taux de réussite d'éclosion (%), nombre total de juvéniles émergeant au dernier jour du test (28 jours) et nombre de juvéniles émergeant par cocon. (Moyenne de trois répétitions)

<i>HA [C] mg.g⁻¹</i>	<i>succès d'éclosion (%)</i>	<i>Nombre des juvéniles émergés</i>	<i>Nombre des juvéniles émergés par cocon</i>
0	80	30	2
0.05	67	22	1.46
0.1	47	22	1.46
0.5	20	7	0.46
1	13	5	0.33
5	0	0	0

5.2.2.1. Succès d'éclosion et nombre de juvéniles émergents par cocon

Les relations dose-réponse pour les effets de l'HA sur l'éclosion du cocon d'*E. fetida* sous différentes concentrations d'essai sont présentées dans la figure III.39.

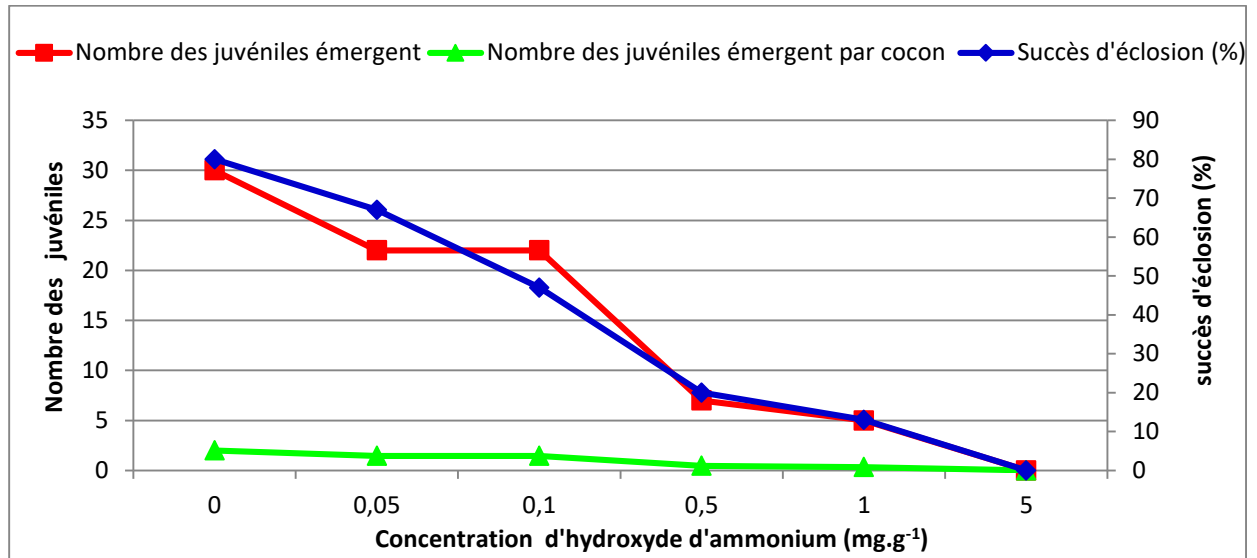


Figure III.39 : Variation du taux de réussite de l'éclosion des cocons, du nombre de juvéniles émergents par cocon et du nombre total de juvéniles émergents de l'ensemble de cocons d'*Eisenia fetida* placés dans un sol contaminé avec une série croissante de concentrations d'HA (mg) après 28 jours de test d'éclosion des cocons. Chaque point représente la moyenne du taux de réussite d'éclosion et des juvéniles sortants de trois répétitions pour chaque concentration.

Selon la figure III.39, l'éclosion du cocon atteint son maximum de succès (80%) pour les boîtes témoins ; et 30 juvéniles émergents avec un nombre moyen de 2 juvéniles émergents par cocon. Selon Dominguez (2004), le nombre des juvéniles éclosent de chaque cocon viable varie de 2,5 à 3,8 en fonction de la température, quoi d'autre Van Gestel *et al.* (1988) ont trouvé 96% pour les cocons incubés sur un sol artificiel, et une valeur moyenne de 2,8 juvéniles par cocon en utilisant *E. fetida andrei*, en 1989 (Van Gestel *et al.* 1989) a obtenu une valeur moyenne plus élevée de 3,5 juvéniles chez les témoins utilisant *E. fetida andrei* qui ont été pré-conditionnés pendant une semaine avec 2% sur une bouse de vache.

Concernant les concentrations 0,05 mg.g⁻¹ et 0,1 mg.g⁻¹ étaient les moins toxiques pour l'éclosion des cocons où, le taux d'éclosion enregistrées est de 67% et 47% respectivement avec un nombre de 22 juvéniles sortants des cocons, et un nombre moyen de 1,46 juvéniles éclos par cocon. Cependant, pour les concentrations 0,5 mg.g⁻¹ et 1 mg.g⁻¹ d'HA n'étaient pas favorables à l'éclosion des cocons ; ils ont un impact négatif sur la viabilité du cocon avec un pourcentage

de succès d'éclosion de 13% et 20% et une moyenne de 0,46 et 0,33 juvéniles émergent par cocon respectivement. Pour la concentration d'HA la plus élevée, 5 mg.g⁻¹, aucun juvénile n'a émergé des cocons de toutes les répliques. De ce fait, on conclut que les concentrations élevées d'HA dans le substrat de culture empêchent l'éclosion des cocons et influencent sa viabilité.

Le nombre d'éclosions de cocons et de juvéniles sortants de 15 cocons de toutes les concentrations d'HA était significativement différent entre les traitements ($H = 14,75$, $p < 0,05$) et ($H = 16,04$ $p < 0,01$) respectivement. La différence significative avec le témoin a été obtenue pour la concentration d'HA 5 mg.g⁻¹ ($p < 0,05$). Ainsi, pour ce test, les valeurs obtenues de CSEO et CMEO pour le succès d'éclosion et les juvéniles émergentes étaient respectivement (1 mg.g⁻¹ et 5 mg.g⁻¹).

Dans l'ensemble, nous avons constaté que l'HA (solution d'ammoniac) présente des effets négatifs sur les vers de terre d'*E. fetida* (effets sur la mortalité, la croissance et la reproduction). Les effets HA ont augmenté progressivement avec l'augmentation des concentrations et du temps d'exposition. De plus, les résultats obtenus confirment notre hypothèse que les concentrations élevées d'HA ont un impact significatif sur la viabilité et l'éclosion des cocons.

5.2.3. Paramètres physico-chimiques

5.2.3.1. La serre

L'humidité de la serre (H %) et la température (T°) ont été mesurées durant la période de l'essai (8 semaines) à partir du mois d'avril jusqu'à la fin du mois de mai 2014. Selon les résultats obtenus, la température enregistrée variait entre (16.5 C° et 25 C°) alors que l'humidité variait entre (35 et 82.1%). Les valeurs de l'humidité et la température de la serre ont variées durant l'essai sous l'effet du climat car les températures élevées sont enregistrées durant le mois de mai. Généralement, les valeurs obtenues pour ces deux paramètres sont acceptables et favorables pour la survie des vers de terre.

5.2.3.2. Le substrat de culture

Les résultats obtenus des paramètres physico-chimiques des substrats de culture enregistrés au début et à la fin du test sont présentés dans le tableau III.14.

Toutes les mesures ont été réalisées 2 fois durant le test (au 1^{er} jour et au 56^{ème} jours), concernant la température mesurée au 1^{er} jour, nous avons enregistré une valeur moyenne plus élevée dans le témoin (20,84 C°) et plus basse sous la dose 5 (20,51 C°), au 56^{ème} jour la

température moyenne la plus élevée est enregistrée pour la dose 5 (22,08 C°) alors que la plus basse est observée dans le témoin (21,38 C°). Les températures élevées enregistrées durant le 56^{ème} jour sont expliquées par l'élévation de la température au mois du mai par rapport au mois d'avril.

Tableau III.14: résultats des analyses physico-chimiques des substrats de culture.

Moyenne ± écart type (min - max)

Paramètres		Dose d'ammoniaque					
		Témoin	Dose 1	Dose 2	Dose 3	Dose 4	Dose 5
1jour (début de test)	T (C°)	20,84±0,11 (20,6-21)	20,36±0,1 (20,2-20,6)	20,6±0,08 (20,5-20,8)	20,58±0,1 (20,4-20,7)	20,52±20,13 (20,2-21)	20,51±0,13 (20,3-20,7)
	pH	8,41±0,15 (8,58-8,6)	8,44±0,07 (8,33-8,46)	8,35±8,52 (8,7-8,41)	8,06 ±0,21 (7,56-8,32)	8,09±0,12 (7,75-8,1)	8,31±0,18 (8,02-8,76)
	CE (ds /m)	0,34±0,11 (0,14-0,58)	0,40±0,09 (0,13-0,54)	0,44±0,06 (0,33-0,49)	0,47±0,08 (0,39-0,60)	0,82±0,12 (0,5-1,1)	0,77±0,16 (0,55-1)
	H%	70,20±5,40 (59,4-80,95)	83,87±5,55 (72,54-95,01)	84,70±4,43 (73,43-92,07)	86,26±7,15 (73,82-95,6)	88,15±5,61 (79,32-96,01)	76,83±6,59 (60,1-90,78)
56 jours (fin du test)	T (C°)	21,38±0,21 (21-21,7)	21,5±0,14 (21,2-21,8)	21,54±0,1 (21,2-21,7)	21,43±0,09 (21,3-21,6)	21,56±0,13 (21,3-21,8)	22,08±0,12 (22,5-21,8)
	pH	7,85±0,31 (7-8,31)	8,05±0,11 (7,67-8,05)	8,02±0,09 (7,83-8,21)	7,98±0,15 (7,54-8,21)	7,97±0,14 (7,71-8,18)	7,34±0,09 (7,16-7,66)
	CE (ds/m)	0,27±0,08 (0,15-0,48)	0,27±0,04 (0,22-0,25)	0,35±0,16 (0,11-0,82)	0,35±0,11 (0,21-0,81)	0,36±0,13 (0,21-0,96)	0,74±0,24 (1-1,15)
	H %	77,08±7,02 (60,44-87,7)	74,88±6,56 (65,89-86,78)	79,98±7,04 (68,54-86,91)	79,28±5,70 (63,08-89,32)	76,82±4,72 (62,91-84,58)	78,17±3,09 (72,39-83,32)

La température des substrats enregistrée durant l'expérimentation est variée entre (20.6 C° à 22.08 C°), cette espèce peut tolérer des températures entre 0 et 35 °C ; mais leur activité (croissance, reproduction et dégradation de la matière organique) est optimale quand la température varie de 25 à 30 °C (Boughaba, 2012). Nos résultats montrent que la température est favorable pour les vers de terre durant l'application des tests de toxicité.

Les résultats du pH ont révélé des substrats légèrement basiques, le pH le plus élevé est enregistré pour le 1^{er} jour pour la dose 1 (8,41) et le plus faible pour la dose 3 (8,06). Alors que pour le 56^{ème} jour, les valeurs de pH enregistrés sont plus faibles, elles sont variées entre (7,34 - 8,05) pour la dose 5 et la dose 2 respectivement.

Les résultats du pH montrent que les valeurs ont diminuées du 56^{ème} jour par rapport au 1^{er} jour, et ont variées entre (7,34 et 8,46). Selon Fayolle (1982), *E. fetida* est une espèce neutrophile, elle préfère des valeurs de pH allant de 6 à 7. Néanmoins, elle semble supporter des pH variant entre 4 à 9. Pour Sherman (2003), les vers de terre préfèrent, en général, une gamme plus large de pH et ceci selon l'espèce en question. De ce fait les valeurs obtenues sont supportables pour les vers de terre utilisés.

D'après le tableau III.14, les résultats de la CE au 1^{er} jour variaient considérablement de 0.34 à 0.82 ds/m et la valeur la plus élevée est enregistrée pour la dose 4 (0.82 ds/m) et la plus faible pour le témoin (0.34 ds/m), tandis que les mesures au 56^{ème} jour montrent que les valeurs de CE varient entre (0.27 et 0.74) pour le témoin et la dose 5 respectivement. Les substrats de culture des boîtes témoin présentent les valeurs les plus faibles pour le 1^{er} jour et le 56^{ème} jour (0.27 et 0.34 ds/m), ce qui signifie l'affectation de la CE des substrats utilisés l'HA. D'après l'OECD (2010), le milieu d'élevage d'*E.fétida* doit avoir une faible conductivité ionique (inférieure à 6.0 ms/cm) ce qui a été maintenu durant nos tests.

Les valeurs de l'humidité enregistrées durant le 1^{er} jour ont été entre (70,20% et 88,15%). L'humidité la plus élevée a été pour la dose 4 et la plus faible pour le témoin. Les mesures effectuées au 56^{ème} jour ont données des valeurs moyennes plus faibles que pour le 1^{er} jour du fait de la température élevée au mois de mai, elles étaient comprises entre (77,08% à 79,98%). Selon (Bouché ,1972) le taux d'humidité dans le milieu de culture doit être compris entre 40% et 80 %, et selon (Blakemone, 2008), les vers peuvent croître et se reproduire de façon optimale dans des plages d'humidité comprises entre 43% et 90% par conséquent, les valeurs de l'humidité des substrats ont été maintenues dans cette intervalle afin de réaliser le test de toxicité dans des conditions favorables.

Ainsi, le milieu de base s'avère adéquat pour ce type de vers de terre du fait qu'on n'a pas enregistré de mortalité pour l'ensemble des stades de vie d'*E. fetida* dans les bacs témoins.

6. Effet (in situ) de la fiente avicole sur les Annélides Oligochètes et sur les sols de la région d'Ain Touta

6.1. Analyses du compartiment sol

6.1.1. La granulométrie

Les résultats de la granulométrie des quatre stations sont illustrés dans le tableau III.15 suivant :

Tableau III.15 : Les différentes proportions granulométriques de sol des stations d'études.

Station	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
Station 1	48 %	43%	9%
Station 2	10%	75%	15%
Station 3	30%	38%	32%
Station témoin	48%	45%	7%

En se référant aux valeurs granulométriques ; Argiles %, limons % et sables % qui sont présentés par le tableau III.15 dans le triangle de texture du Soil Survey Manual (USDA), on constate que les sols analysés possèdent les textures suivantes :

- ✓ La texture de sol prélevé de (S01) est Argileuse.
- ✓ La texture de sol prélevé de (S02) est limoneuse.
- ✓ La texture de sol prélevé de (S03) est très Argileuse.
- ✓ La texture de sol prélevé de (S témoin) est Argileuse.

6.1.2. Le potentiel d'hydrogène

Les vers de terre sont généralement absents dans des sols très acides ($\text{pH} < 3,5$) D'après Edwards et Lofty (1977), il existe un pH optimal pour chaque espèce. Selon les valeurs moyennes du pH obtenus, le pH le plus faible est de 7,7 enregistré dans la station témoin, sachant que la valeur la plus élevée est de 8,2 enregistrée dans la station 03 (fig.III.40). Généralement, le pH enregistré dans l'ensemble des sols prélevés est alcalin.

6.1.3. L'humidité (H%)

Les vers de terre sont composés de 80% à 90% d'eau lorsqu'ils sont pleinement hydratés et, même s'ils peuvent supporter des pertes en eau, ils restent très sensibles aux faibles humidités (Lee, 1985). La moyenne des taux d'humidité des différentes stations étudiées au moment des prélèvements des vers de terre sont comprises entre un minimum de 37,51% et un maximum de 40,22% pour les quatre stations. Les stations 1, 2, et témoin présentent respectivement des taux les plus faibles de 37,7%, 36,47%, 37,51% (fig.III.41). Par contre la station 03 est plus humide avec un taux de 40%, de ce fait, ces valeurs sont avérées supportables pour la vie des vers de terre.

6.1.4. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique n'est mesurée que pour vérifier si elle n'atteint pas des valeurs anormalement élevées de salinité, surtout qu'elle représente un facteur limitant pour la présence des vers dans le sol (Bouché, 1972). Les résultats de la conductivité électrique oscillent entre 0,52 ds/m (station 03) et 0,82 ds/m (station 01). On constate que les stations (1, 2) ont des valeurs plus élevées (0,82 ds/m, 0,72 ds/m) que ceux de la station 03 (0,52 ds/m) et du témoin (0,6 ds/m) (fig.III.42). Selon l'échelle de la salinité et suivant les valeurs de la conductivité électrique obtenues, le classement de la salinité montre que les sols prélevés des stations (03 et témoin) sont non salés, sachant que les sols des stations 01 et 02 sont peu salés en tant que les valeurs obtenues de la CE sont supérieures à 0,6 ds/m, ceci est dû probablement à la pratique d'épandage des fientes avicoles.

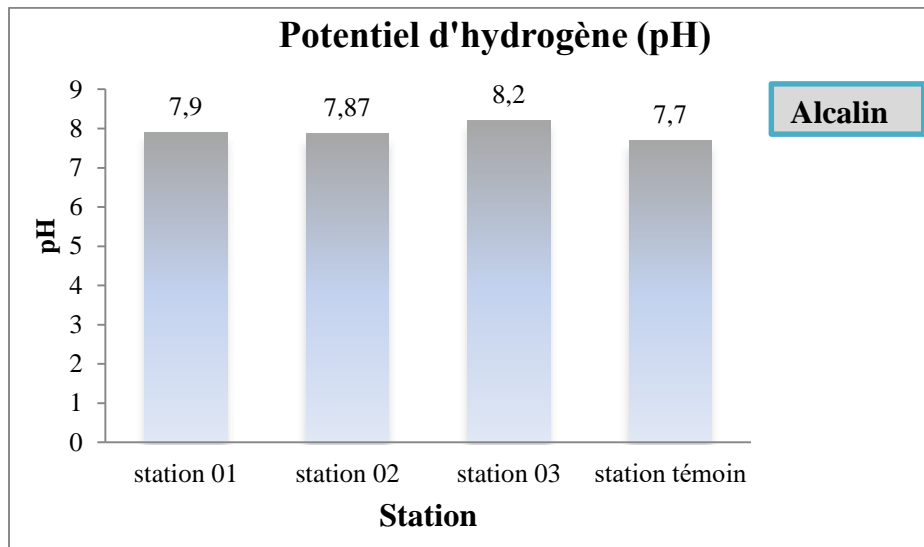


Figure III.40 : Les valeurs moyennes du pH des sols prélevés.

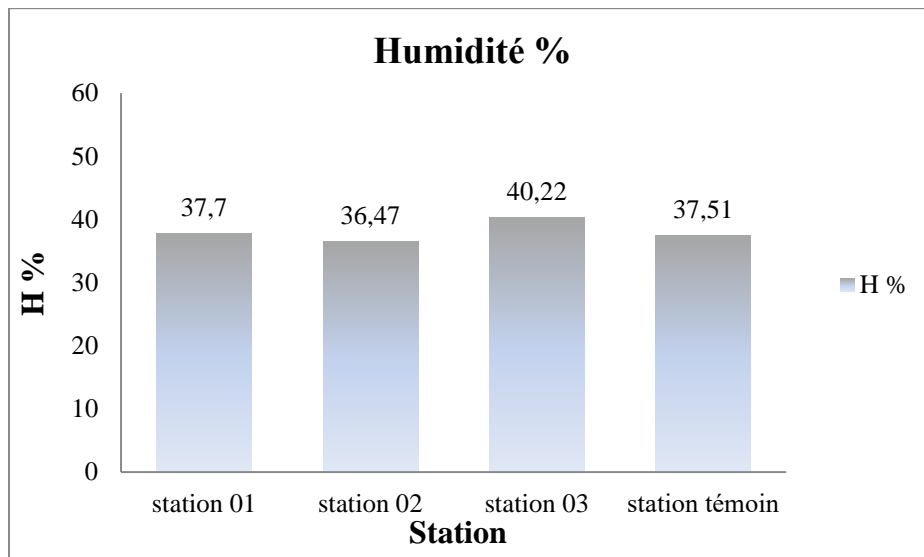


Figure III.41 : Taux moyens de l'humidité des sols prélevés pour les 04 stations d'étude.

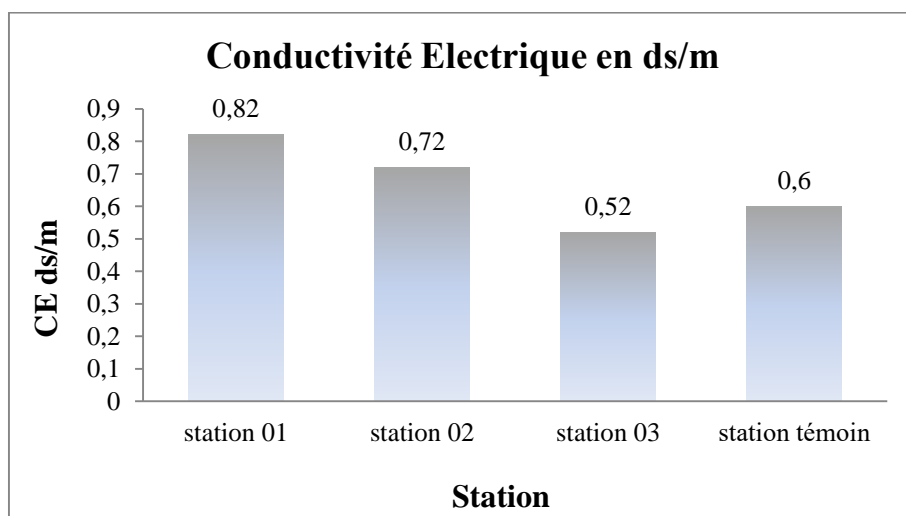


Figure III.42 : Les valeurs moyennes de la conductivité électrique des sols prélevés.

Le climat de la région d'Ain touta se caractérise par de faibles précipitations et des températures élevées ce qui induit aux taux élevés d'évapotranspiration et empêche le lavage des sels de sol, qui par la suite s'accumulent dans les couches superficielles du sol. Il en résulte une salinisation progressive des sols, le sel étant toxique et corrosif à forte concentration pour les organismes du sol y compris les vers de terre.

6.1.5. Calcaire total (CaCO₃) CT%

Un sol est considéré riche en calcaire lorsque sa teneur en CaCO₃ est supérieure à 25%. Ceci est le cas de l'ensemble des sols prélevés des 4 stations d'étude. Selon la figure III.43, la teneur la plus élevée est enregistrée dans la station 01 (49,56%), alors que la teneur la plus faible caractérise le sol de la station témoin (36,6%) (fig III.43). Les taux de calcaire enregistrés sont à l'origine de la nature du matériel géologique qui présente une prédominance de formation de calcaire et de marne.

6.1.6. Capacité de rétention en eau (CR%)

L'humidité du sol va influencer la vie animale et végétale. La plupart des espèces, aussi bien animales que végétales, survivent grâce aux réserves en eau du sol (Taleb, 2007). La valeur moyenne de capacité de rétention en eau du sol, a atteint son maximum dans la station témoin (63%). Alors que les plus faibles sont enregistrées aux niveaux de la station (01, 02 et 03) avec les teneurs suivant (51%, 47% et 55%) respectivement (fig III.44).

6.1.7. Matière organique (MO%)

Les populations lombriciennes se nourrissent de matière organique plus ou moins décomposée, à la surface ou dans le sol. Les sols pauvres en matière organique ne supportent généralement pas de grandes densités de vers de terre (Edwards et Lofty, 1977).

Les moyennes des valeurs de la matière organique des différentes stations montrent que la station témoin est la plus pauvre en MO. (2,593 %). Alors que, les taux de MO les plus élevées, ont été enregistrés aux stations : 01, 02 et 03 avec des valeurs (4,013 %, 6,0267 et 8,067 % respectivement) (fig III.45). La teneur élevée de la MO dans les sols est liée à l'épandage des déjections avicoles appliquées dans ces stations.

D'après la qualification des sols selon leur taux de la MO établie par (Soltner, 1992), les sols de la zone d'étude sont globalement, riches en matière organique dans les deux stations 02 et 03. Par contre, la station 01 et témoin sont pauvres en MO. La MO dans les sols des régions arides, est inférieure à 1%. Ces valeurs expliquent une richesse en matière organique. Cette richesse fait induire également une amélioration de la structure du sol par l'accroissement des pores fins (microporosité).

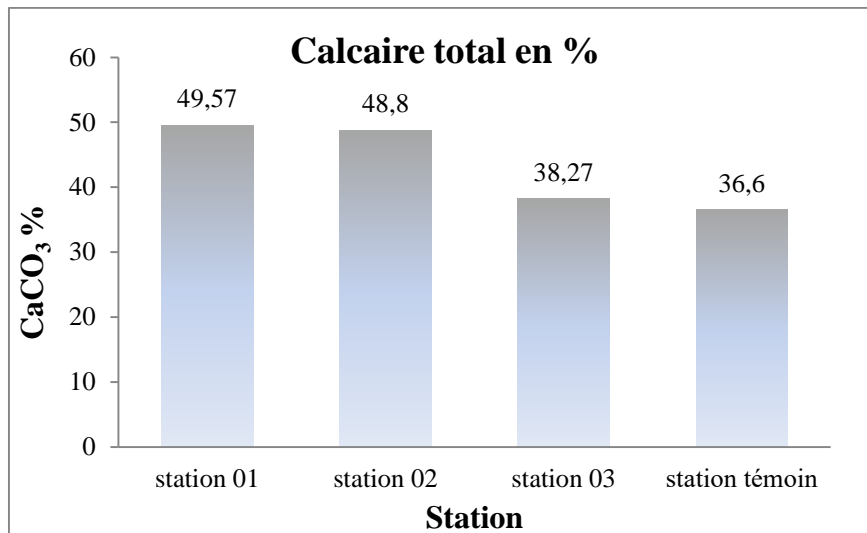


Figure III.43 : Taux moyens du calcaire total des sols prélevés.

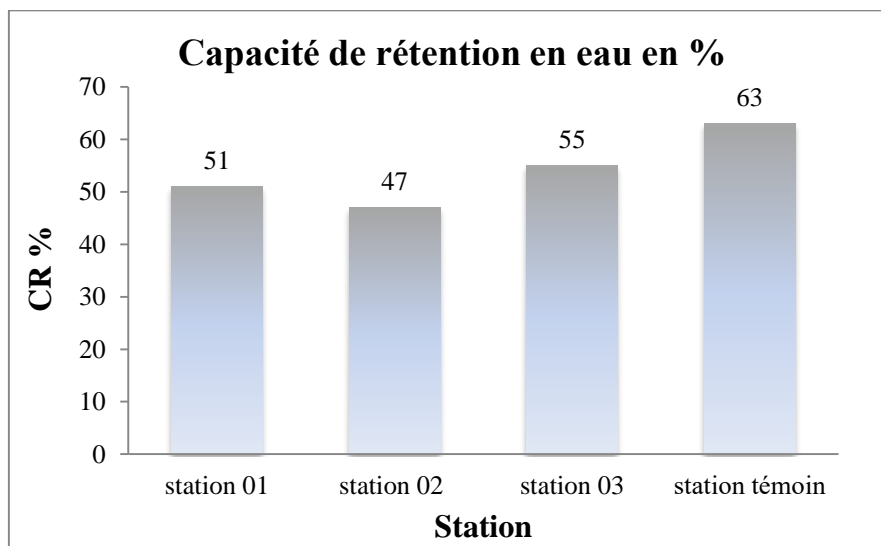


Figure III.44 : Taux de la capacité de rétention en eau des sols prélevés.

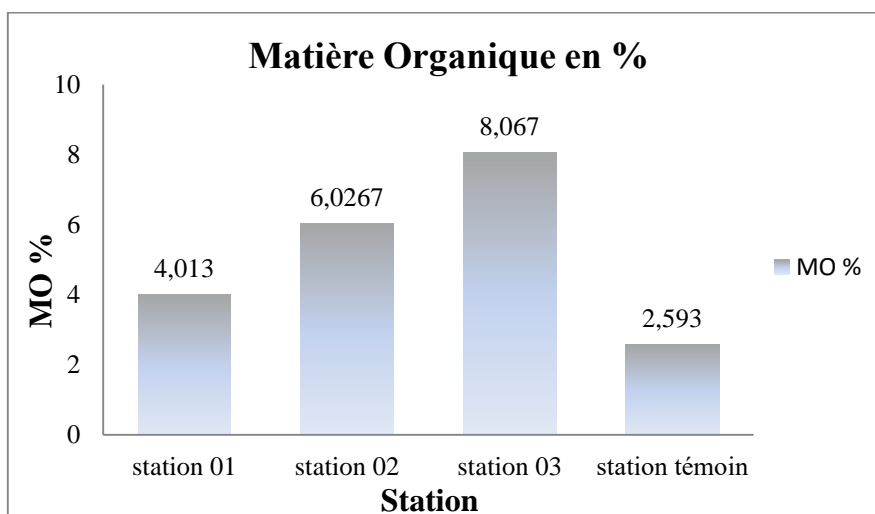


Figure III.45 : Taux de la matière organique des sols lors de prélèvement des vers de terre.

D'après Guidi et Hall, (1984), la richesse des sols en matière organique est un moyen très efficace pour améliorer les propriétés physiques du sol. Le sol devient moins compact et plus vivant, la circulation de l'eau et de l'air est améliorée.

6.1.8. L'azote minéral

Les teneurs moyennes en azote minéral des différentes stations étudiées, révèlent que les taux de l'azote minéral (fig III.46) varient entre 0,0315 % et 0,076 % dans les quatre stations 01, 02 et 03 et la station témoin, et que la valeur la plus faible est enregistrée au niveau de la station 01, elle est de 0,0315 %.

De ce fait, les teneurs enregistrées sont faibles du fait que l'azote ammoniacal contenu dans les sols peut se volatiliser dans l'atmosphère, s'adsorber sur les matières particulaires ou être absorbé par les plantes et les microorganismes comme source de nutriments, et ainsi être converti en composés organiques azotés. Il peut être rapidement transformé en nitrates par les populations microbiennes par nitrification. Les nitrates formés par cette voie peuvent soit être lessivés à travers le sol ou être à leur tour assimilés par les plantes ou d'autres microorganismes (Atlas et Bartha, 1998)

6.1.9. L'azote total

Les teneurs moyennes en azote total des différentes stations étudiées, révèlent que les taux de l'azote total varient entre 0,28 % et 0,53 % pour les trois stations 01, 02 et 03 (fig III.47). La valeur la plus faible est enregistrée au niveau de la station témoin, elle est de 0,25 %, ceci signifie que le sol est riche en azote. Sachant que les sols de l'autre station (01, 02 et 03) sont très riches en azote, ceci est dû probablement à l'épandage des fientes avicoles contribue aux apports de la matière organique qui jouent un rôle important à l'approvisionnement du sol en azote après sa minéralisation (Heller et al., 1998).

6.1.10. Le rapport C/N

Ce rapport indique l'évolution de la matière organique, il intervient dans la mesure où il oriente la décomposition de la matière organique, soit une bonne activité biologique qui conduit à la minéralisation de la matière organique (C/N inférieur à 10), soit une activité biologique réduite qui conduit à une humification (C/N supérieur à 10).

La figure III.48 montre que le rapport C/N des différents échantillons de sols varie d'une station à l'autre, les valeurs obtenues de l'ensemble de sols analysés sont (7,98 - 9,41 - 8,51 et 5,99) pour les stations 01, 02, 03 et témoin respectivement. Ces résultats présentent un rapport C/N faible et inférieur à 10, ce qui traduit à des conditions très favorables pour une forte minéralisation de la matière organique suite à une bonne activité biologique (Soltner, 1992).

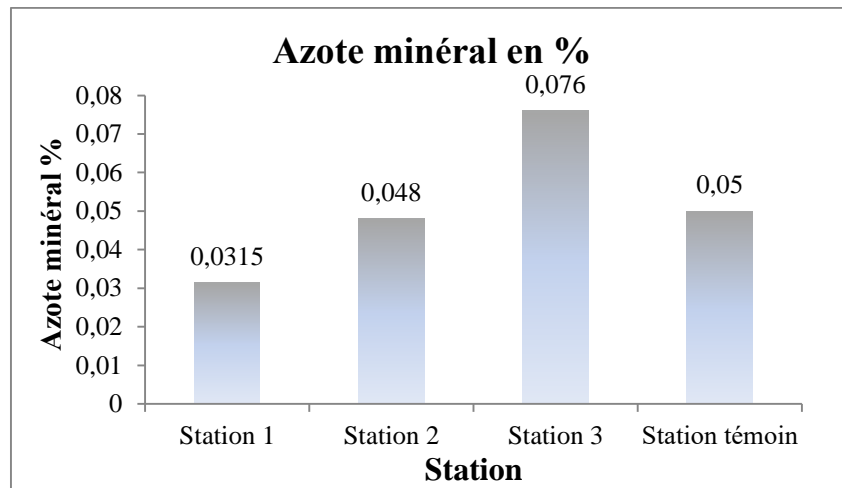


Figure III.46 : Les teneurs en azote minéral des sols étudié.

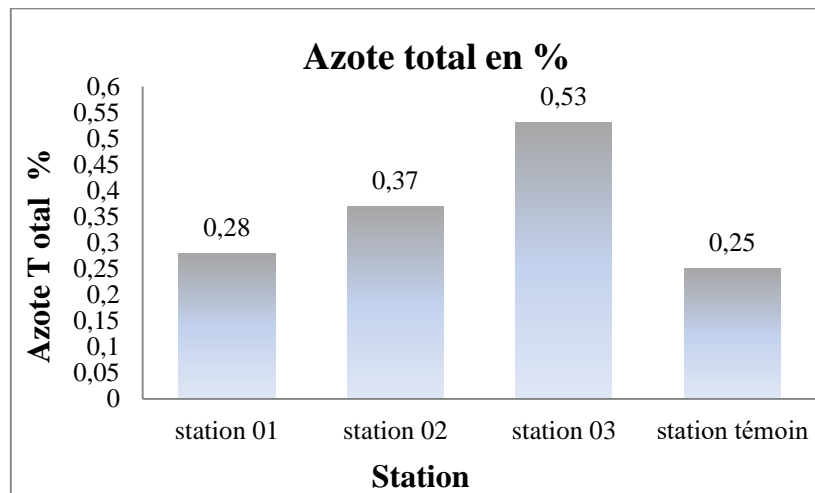


Figure III.47 : Les taux de l'azote total des sols prélevés des 4 stations.

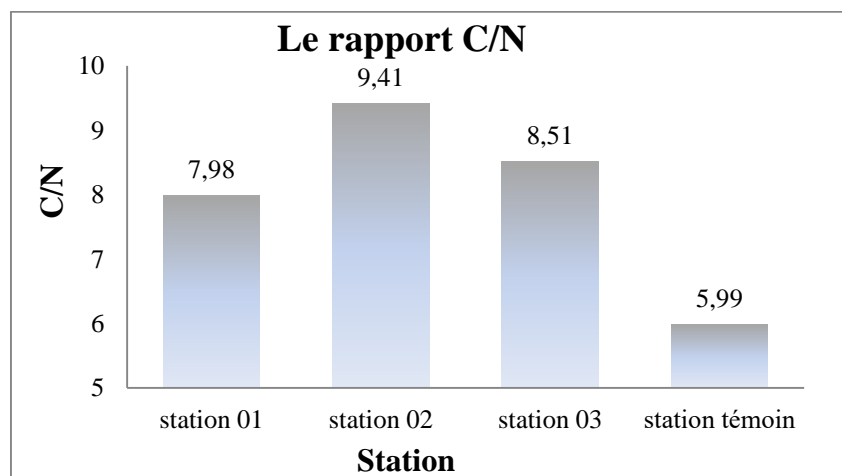


Figure III.48 : Les valeurs moyennes de rapport C/N des sols prélevés.

6.1.11. Corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques

Une analyse de corrélation a été faite entre les différents paramètres physico-chimiques des sols prélevés des quatre stations d'études (tab III.16) afin de ressortir les liaisons existantes entre eux.

Tableau III.16 : Corrélations entre les paramètres physicochimiques des sols prélevés.

	H%	pH	CE	MO%	CT%	CR%	Nm%	Nt%	C/N
H%	1								
pH	0,870**	1							
CE	-0,635**	-0,387	1						
MO%	0,855**	0,861**	-0,396	1					
CT%	0,424	0,726**	0,111	0,404	1				
CR%	-0,055	-0,039	-0,394	0,182	-0,041	1			
Nm%	-0,662**	0,553*	0,683**	0,516*	0,098	0,353	1		
Nt%	-0,941**	0,914*	0,579**	0,955**	0,417	-0,091	0,661**	1	
C/N	0,430	0,567**	0,226	0,735**	0,298	-0,109	0,134	0,587**	1

; * : significatif ; ** : hautement significatif ;

D'après le tableau III.16, le pourcentage d'humidité présente une corrélation hautement significative et positive avec le pH, et la MO%, et négative avec la CE, l'azote minéral et l'azote total ;

En ce qui concerne le pH une corrélation positive et hautement significative a été trouvée entre ce paramètre et (la MO%, le CT%, et le rapport C/N) et corrélation significative et positivement avec l'azote minéral, l'azote total.

La CE présente une corrélation hautement significative et positive avec l'azote minéral et l'azote total, concernant la MO%, une corrélation positive et significative a été trouvée avec l'azote minéral et hautement significative avec l'azote total et le rapport C/N.

Aucune corrélation n'a été trouvée entre la capacité de rétention et les autres paramètres mesurés, en revanche, l'azote minéral présente une corrélation hautement significative et positive avec l'azote total, ce dernier est également lié positivement et très significativement avec le rapport C/N.

6.1. Analyses de fientes prélevées

Les résultats des analyses physico-chimiques des fientes prélevées au niveau des 3 stations sont résumés dans le tableau III.17 :

Tableau III.17 : Résultats des analyses physicochimiques des fientes épandues.

	pH	CE ds/m	N minérale %	N total %	MO %	C %
station 01	9,02	2,14	0,07	0,62	5,03	2,92
station 02	8,61	5,36	0,063	0,4	12,17	7,07
station 03	8,84	7,14	0,0875	0,71	11,26	6,55

6.1.1. Potentiel d'hydrogène

Le tableau III. 17 montre que la valeur la plus élevée du pH, a été enregistrée dans la station 01 est de 9,02, par ailleurs la valeur la plus faible est enregistrée dans la station 02 avec une valeur de 8,61. Le pH enregistré donc dans l'ensemble des fientes prélevés est alcalin.

6.1.2. Conductivité électrique (CE ds/m)

La valeur la plus élevée est enregistrée dans la station 03 est de l'ordre de 7,14 ds/m, et la plus faible est de 2,14 ds/m pour la station 01 (tab III.17). Selon l'échelle de la salinité (ds/m) de l'extrait aqueux aux 1/5 établie par Gros (1979) et d'après les résultats des mesures effectuées sur les échantillons des fientes prélevés, on constate que les échantillons des fientes prélevés sont (salés, très salés et extrêmement salés) successivement pour la station : 01, 02 et 03. Ces valeurs sont assez élevées et peuvent s'expliquer par la salinité de la fiente de volaille, du fait que l'effluent est considéré connu par sa teneur élevée en sels (M'sadak et *al.*, 2012). Il en résulte une salinisation progressive des sols, le sel étant toxique et corrosif à forte concentration pour les organismes du sol.

6.2.3. Matière organique

Selon les taux de la matière organique, l'ensemble des fientes sont riches en matière organique. Le pourcentage de MO est nettement plus élevé dans la fiente prélevée des stations 02 et 03 avec les valeurs 12,17 % et 11,26 % respectivement. Par ailleurs, le taux de la MO de la fiente prélevée de la station 01 est faible par rapport à celle de 02 et 03 avec 5,03 % (tab.III.17).

6.2.4. Azote minéral et total

D'après les résultats obtenus, la valeur la plus élevée est enregistrée dans la station 03 avec 0,0875 % et la plus faible est enregistrée au niveau de la station 01 avec 0,063 %. D'autre part, nous observons que les taux d'azote total des fientes utilisés pour l'épandage de la station 02 et 03 sont (0,62 % et 0,71 % respectivement), ils sont supérieurs à celui de la station 01 (0,4 %). En comparant ces résultats obtenus avec les normes signalées par Soltner, 1992, on constate

que l'ensemble des fientes analysées, présentent des teneurs en azote très élevés et sont considérés très riche en azote total.

6.3. Compartiment Annélides Oligochètes (Vers de terre)

6.3.1. L'étude taxonomique

La consultation bibliographique des clés de détermination et la recherche dans la systématique des Lumbricidae nous ont permis de recueillir les principales caractéristiques pouvant servir à l'identification des espèces échantillonnées sur le terrain. Après la démarche de détermination des espèces au laboratoire, l'étude taxonomique des populations de vers de terre dans les quatre stations d'échantillonnage nous a révélé l'existence de trois espèces appartenant à la classe des Oligochaeta, famille des Lumbricidae. Les espèces échantillonnées sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau III.18 : Classification des différents taxons déterminés.

Famille	Genre	Espèce
Lumbricidae (Rafines que Schmaltz, 1815)	<i>Aporrectodea</i> (Örley, 1885)	✓ <i>A. caliginosa</i> (Savigny, 1826) ✓ <i>A. rosea</i> (Savigny, 1826) ✓ <i>A. trapezoides</i> (Dugès, 1828)

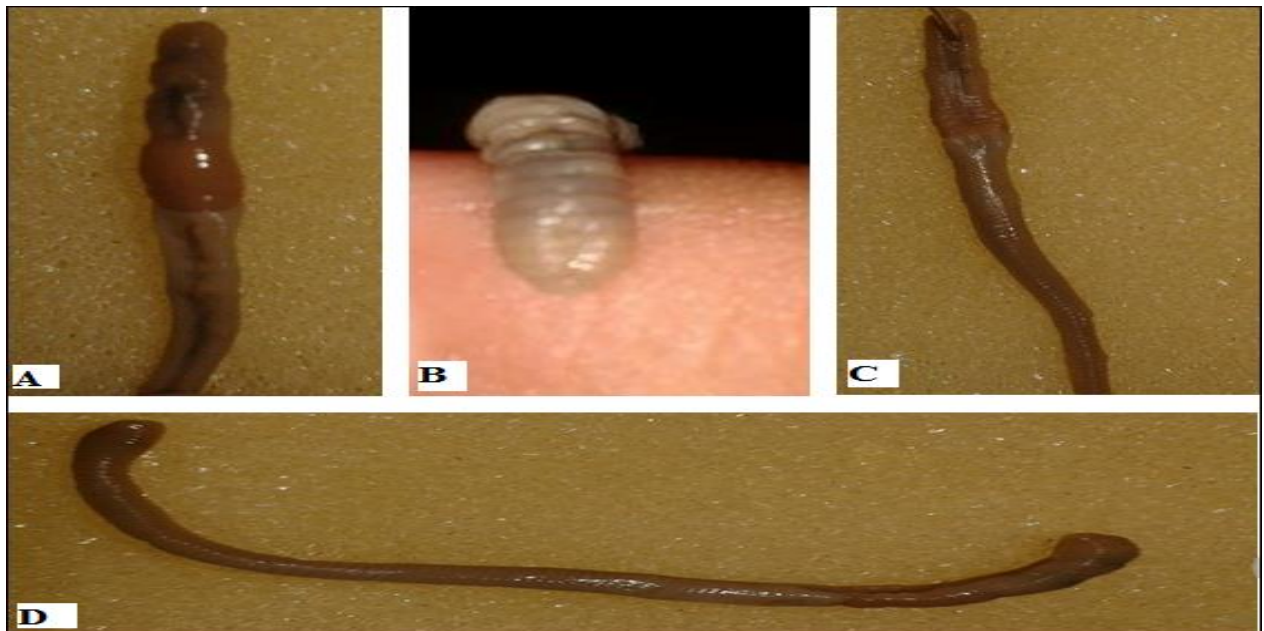


Figure III.49: *Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826).

A) Clitellum.

B) Prostomium.

C) Clitellum et puberculum.

D) forme général.



Figure III.50 : *Aporrectodea trapesoides* (Dugès, 1828).

- A) Clitellum.
- B) Prostomium.
- C) Clitellum et puberculum.
- D) forme général.



Figure III.51 : *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826).

- A) Clitellum et puberculum.
- B) Clitellum.
- C) Prostomium.
- D) Forme général.

La catégorie écologique la plus représentée est celle des endogés du fait du caractère climatique de la région qui favorise le dessèchement de la surface du sol. En revanche, l'absence totale des vers épigés est dédiée à la sécheresse de la surface de sol.

Les caractéristiques anatomiques et les principales clés de détermination des espèces de vers de terre récoltés sont représentées dans l'annexe (tab.A.9)

Les résultats relatifs à la diversité des vers de terre dans chacune des stations d'échantillonnages sont regroupés dans le tableau suivant.

Tableau III.19 : Répartition des espèces récoltées sur les quatre stations d'étude

	Station 01	Station 02	Station 03	Station témoin
<i>Aporrectodea rosea</i>	+	+	+	+
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0	+	+	+
<i>Aporrectodea trapezoides</i>	0	+	0	+

+ : signifie que l'espèce est présente dans la station, 0 : signifie l'absence de l'espèce

Selon le tableau III.19, le taxon *Aporrectodea rosea* est inventorié dans les 04 stations d'étude. Alors que le taxon *Aporrectodea caliginosa* est présenté dans les stations 02, 03 et le témoin. Cependant, *Ap. trapezoides* n'est rencontré que dans la station 2 et la station témoin.

6.3.2. Abondance des vers de terre

6.3.2.1. Abondance globale

Le nombre total des vers trouvé dans la région d'étude pour chaque station d'échantillonnage est :

- ✓ La station 01 comprend 152 vers de terre dont 16 adultes et 136 juvéniles.
- ✓ La station 02 comprend 238 vers de terre dont 52 adultes et 186 juvéniles.
- ✓ La station 03 comprend 194 vers de terre dont 19 adultes et 175 juvéniles.
- ✓ La station témoin comprend 395 vers de terre dont 75 adultes et 320 juvéniles.

L'anova à un facteur montre un effet station très hautement significatif ($p = 0,000$) pour l'abondance globale.

6.3.2.2. Abondance ponctuelle

Les résultats de l'abondance ponctuelle des vers de terre dans les différentes stations étudiées sont représentés dans la figure III.52.

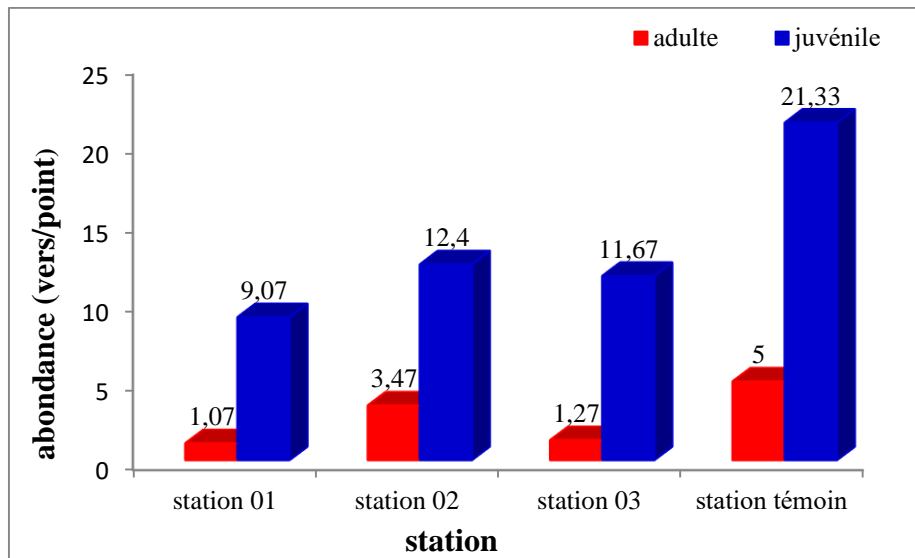


Figure III.52 : Abondance ponctuelle des vers de terre pour les quatres stations étudiée.

L'abondance ponctuelle est variée allant de 0 ver à 6 vers adultes par point pour les 3 stations (1, 2 et 3) et de 0 ver à 12 vers/point pour la station témoin. D'autre part, les vers juvéniles sont variés entre 2 vers /point et 27 vers/point pour les stations appliquant l'épandage des fientes et de 3 vers/point à 47 vers juvéniles /point pour la station témoin.

En terme du moyenne, l'abondance ponctuelle elle est de l'ordre de 1,07 ; 3,47 et 1,27 vers adultes/point pour les trois stations 01, 02 et 03 respectivement. Ces valeurs sont relativement faibles par rapport à la station témoin avec 05 vers/point (fig.III.52). De même pour les juvéniles, l'abondance ponctuelle la plus élevé est de 21.33 vers/point trouvée pour la station témoin alors que pour la station 1 ; 2 et 3 elle est de l'ordre de 9,07 ; 12,4 et 11,67 juvéniles/point successivement.

On peut conclure que, la station témoin présente une abondance totale et ponctuelle plus élevée que les stations 1, 2 et 3, ceci est dû probablement aux effets de l'épandage des fientes avicoles appliquées pour ces trois stations. L'anova à un facteur montre un effet station très hautement significatif ($p = 0,000$) pour l'abondance ponctuelles des vers terre prélevés (adultes et juvéniles).

6.3.2.3. Pourcentage des vers de terre selon le stade de vie

D'après la figure III.53, les vers juvéniles représentent 89%, 78%, 90% et 81% des vers prélevés des stations 01, 02, 03 et témoin successivement. Alors que, les vers adultes ne présentent qu'un taux de 11 %, 22 %, 10 % et 19 % des vers prélevés des stations 01, 02, 03 et témoin. De ce fait, les vers juvéniles sont plus fréquents dans les points de prélèvements que les adultes pour toutes les stations. Ceci est expliqué par la période d'échantillonnages effectués

au printemps (du mois de mars à mai), où l'activité des vers était en maximum, par conséquent la reproduction était en maximum, ainsi le nombre des juvéniles est élevé.

.00

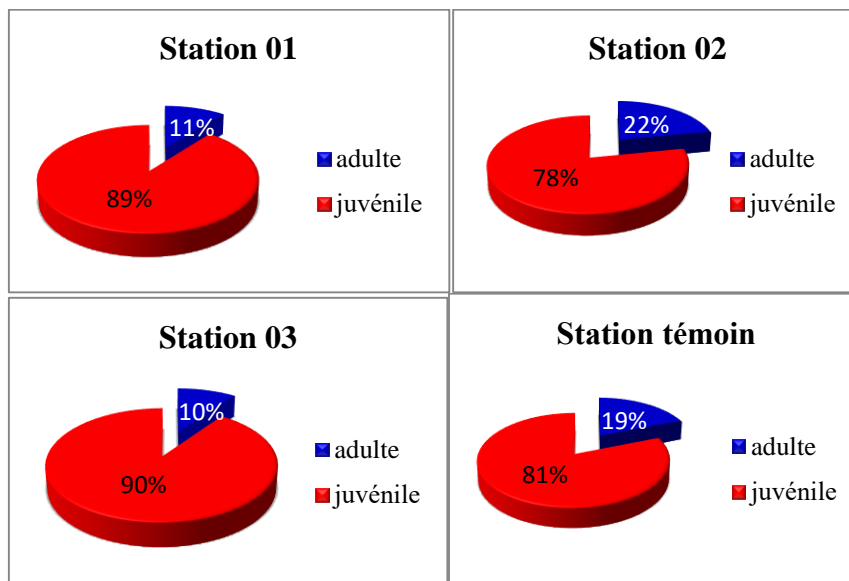


Figure III.53 : Pourcentage des vers prélevés selon le stade de vie.

6.3.2.4. Abondance spécifique et relative : l'abondance spécifique des vers par station d'échantillonnage, est présentée dans le tableau III.20.

Tableau III.20: Résultats de l'abondance spécifique des vers prélevés des quatre stations.

Espèce	station 01	station 02	station 03	station témoin	Total
<i>Ap. rosea</i>	16	6	18	64	104
<i>Ap. caliginosa</i>	0	28	1	9	38
<i>Ap. trapezoides</i>	0	18	0	2	20

L'abondance relative des vers récoltés des différentes stations étudiées est montrée par la figure III.54

D'après les résultats du tableau III.20 et de la figure III.54, ce peuplement s'avère prédominer par le genre *Aporrectodea*. La catégorie écologique la plus représentée est celle des endogés (*Ap. caliginosa*, *Ap. rosea*, *A. trapezoides*) du fait du caractère climatique de la région qui favorise le dessèchement de la surface du sol. En revanche, l'absence totale des vers épigés est dédiée à la sécheresse de la surface du sol.

L'espèce *Aporrectodea rosea* est répandue dans l'ensemble des stations, l'abondance de cette espèce montre qu'elle est dominante pour la station 1, 3 et témoin avec les taux suivants

(100 %, 94,74 % et 85,33 % successivement), par ailleurs l'espèce *Aporrectodea caliginosa* est absente dans une seule station (station 01) et dominante pour la station 2 avec un taux de 53,85 %. Alors que l'espèce *Aporrectodea trapezoides* est absente dans les stations 01 et 03 est présentée dans les stations 2 et témoin par des taux faibles (34,62 % et 2,67 % successivement).

D'après ces résultats, les trois espèces sont présentés à la fois dans les stations 2 et la station témoin.

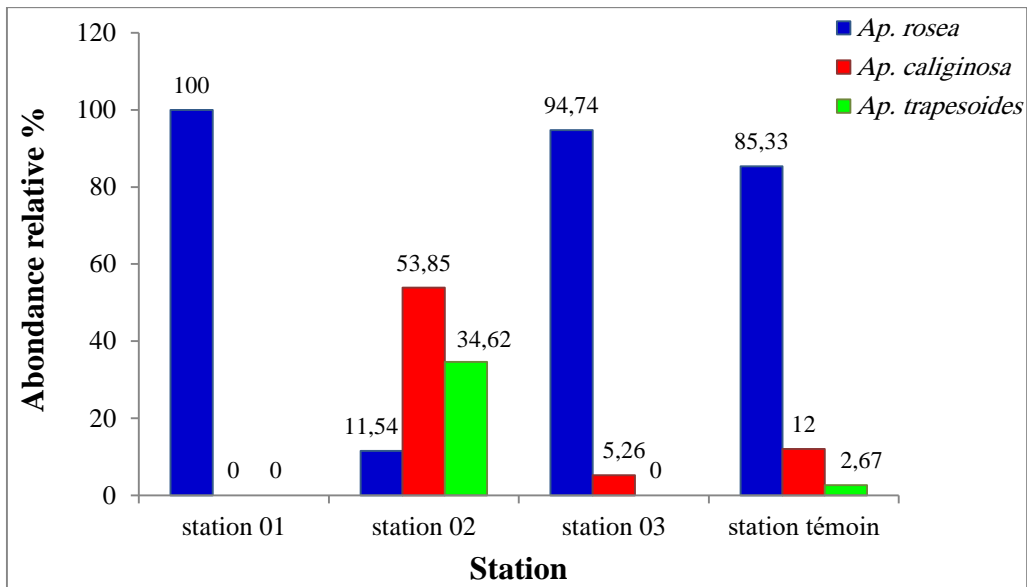


Figure III.54 : Abondance relative en (%) des vers récoltés dans les différentes stations.

Selon les espèces, il s'est révélé que l'espèce *Aporrectodea rosea* est la plus fréquente dans notre région d'étude avec 104 vers adultes. Elle représente donc un taux de 64 % de l'ensemble des vers prélevés (fig III.55) ensuite, *Aporrectodea caliginosa* qui présente un taux de 22 %, suivi par l'espèce *Aporrectodea trapezoides* enregistrant un taux faible de 14 %.

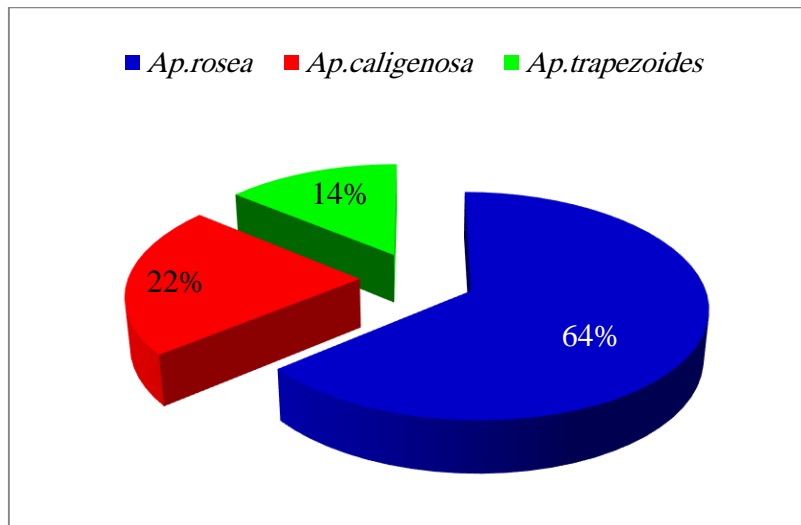


Figure III.55 : Pourcentages des espèces récoltés à partir des 4 stations d'étude.

6.3.3. Biomasse des vers de terre récoltés

6.3.3.1. Biomasse globale

Le tableau III.21 résume les résultats obtenus à partir des mesures effectuées de la biomasse globale moyenne et ponctuelle des adultes et des juvéniles.

Tableau III.21 : Biomasse globale et ponctuelle des vers prélevés des quatre stations en (g).

	station 01		station 02		station 03		station témoin	
	adulte	juvénile	adulte	Juvénile	adulte	juvénile	adulte	juvénile
Moy.	0,2526	0,9172	1,7865	1,4579	0,3234	1,3040	2,6513	2,1997
Min	0,1067	0,0875	0,2231	0,4237	0,1742	0,1053	0,1206	0,3292
Max	0,3977	3,2919	1,3064	3,2907	0,3502	3,394	3,2775	5,2969
Somme	3,7891	13,7585	26,7985	21,8684	4,8513	19,5603	39,7695	32,9953

D'après le tableau III.21, on constate qu'il y a une différence remarquable entre les valeurs des biomasses des adultes et des juvéniles, ainsi qu'une variabilité très importante d'un point à l'autre et d'une station à une autre. En effet, la valeur de la biomasse la plus faible pour un ver adulte (min) est de 0,1067 g, elle est enregistrée dans la station 01, alors que la biomasse la plus élevée (max) est de 3,2775 g, elle est observée dans la station témoin (tab III.21).

La biomasse globale des adultes pour les stations 01, 02, 03 et témoin est de 3,7891 – 26,7985 – 4,8513 et 39,7695g successivement. Alors que la biomasse globale des juvéniles est de : 13,7585 – 21,8684 – 19,5603 et 32,9953 g. L'anova à un facteur montre un effet station très hautement significatif ($p = 0,000$) pour la biomasse globale des vers terre prélevés (adultes et juvéniles).

6.3.3.2. Biomasse ponctuelle

Les résultats de la biomasse ponctuelle des vers prélevés des différentes stations d'étude sont représentés par la figure III.56

D'après la figure III.56, la station témoin présente les biomasses ponctuelles les plus élevées avec une biomasse moyenne de 2,1997 g/point pour les juvéniles et 2,6513g/point pour les adultes. Alors que les valeurs les plus faibles sont enregistrées pour la station 1 avec 0,2526 g/point pour les adultes et 0,917 g/point pour les juvéniles. On peut conclure que l'abondance et la biomasse des vers de terre des stations 01 et 03 surtout sont complètement

influencées par la pratique d'épandage des fientes avicoles ce qui est n'est pas le cas pour la station témoin qui a connue une abondance lombricienne élevés suites à des valeurs élevées des biomasses pour les adultes ainsi que pour les juvéniles. L'anova à un facteur montre un effet station très hautement significatif ($p = 0,000$) pour la biomasse ponctuelles des vers terre prélevés (adultes et juvéniles).

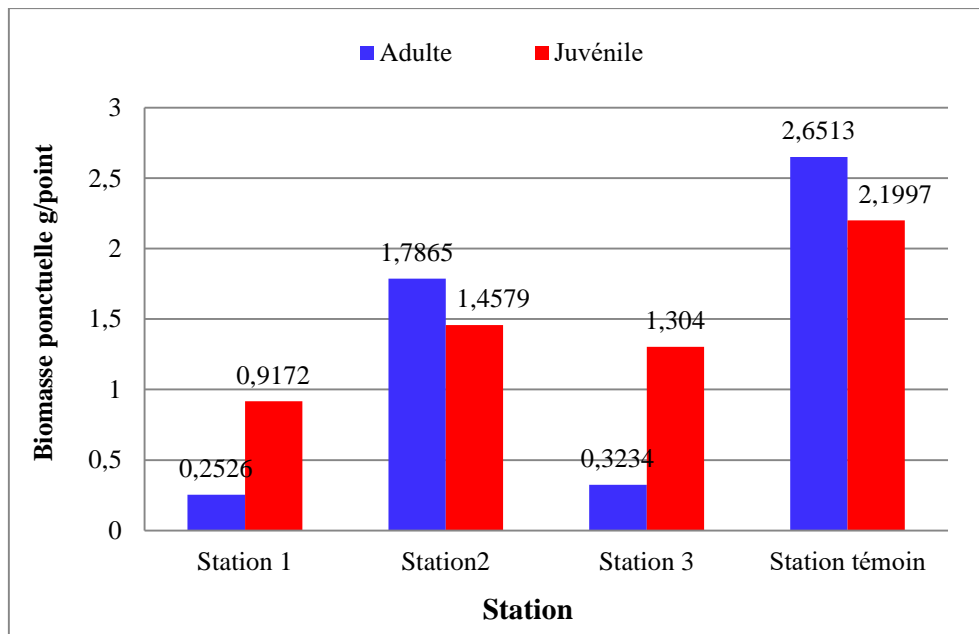


Figure III.56 : Biomasse ponctuelle des vers prélevés à partir des 04 stations.

6.4. Corrélation entre les différents paramètres biologiques des vers de terre récoltés

La corrélation entre les différent paramètres biologiques suivi pour les vers de teres récoltés est réalisée afin de ressortir les liaisons existantes entre ces derniers paramètres, les resultats obtenu sont illustrés dans les tableaux suivants :

Tableau III.22 : Corrélations des paramètres biologiques des vers adultes.

	A_{g.a}	A_{p.a}	B_{g.a}	B_{p.a}
A_{g.a}	1			
A_{p.a}	0,999**	1		
B_{g.a}	0,998**	0,999**	1	
B_{p.a}	0,998**	0,999**	1,000**	1

* : significatif ; ** : hautement significatif ;

A_g : Abondance globale des vers adultes ; A_p : Nombre des vers adultes par point de prélèvement ;
B_g : Biomasse globale des vers adultes ; B_p : Biomasse ponctuelle des vers adultes.

Tableau III.23 : Corrélations des paramètres biologiques des vers juvéniles.

	A_{g,j}	A_{p,j}	B_{g,j}	B_{p,j}
A_{g,j}	1			
A_{p,j}	1,000**	1		
B_{g,j}	0,985**	0,985**	1	
B_{p,j}	0,909**	0,917**	0,902**	1

* : significatif ; ** : hautement significatif ;

A_g : Abondance globale des juvéniles; A_p : Nombre de juvéniles par point de prélèvement ;
B_g : Biomasse globale des juvéniles; B_p : Biomasse ponctuelle des juvéniles.

D'après les tableaux (III 22 et III 23) l'abondance globale pour les adultes et pour les juvéniles present une corrélation positive et hautement significative avec l'abondance ponctuelle, la biomasse globale et la biomasse ponctuelle des vers de terre récoltés, de plus, il s'agit une corrélation hautement significative et positive entre ces derniers paramètres. De ce fait, la biomasse globale et ponctuelle augmente avec l'augmentation de l'abondance globale et ponctuelle.

6.5. Corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques et biologiques

Tableau III.24 : Corrélations entre les paramètres biologiques des vers et les propriétés des sols correspondants.

	A_{ga}	A_{gj}	B_{ga}	B_{gj}
H%	0,451*	0,299	0,462*	0,226
pH	-0,774**	-0,625**	-0,784**	-0,580**
CE	-0,204	-0,467*	-0,176	-0,513*
MO%	-0,548*	-0,539*	-0,540*	-0,534*
CT%	-0,943**	-0,752**	-0,950**	-0,812**
CR%	0,138	0,399	0,134	0,368
Nm%	-0,084	0,082	-0,083	0,157
Nt%	-0,505*	-0,410	-0,510*	-0,317
C/N	-0,517*	-0,779**	-0,492*	-0,665**

* : significatif ; ** : hautement significatif.

D'après le tableau III.24 au dessous, il s'agit d'une corrélation significative et positive entre le taux d'humidité de sols et l'abondance globale des vers adultes et aussi avec la biomasse globale des vers adultes, de ce fait, l'abondance des adultes et sa biomasse globale augmente avec l'augmentation de taux d'humidité des sols.

En revanche, le pH montre une corrélation hautement significative et négative avec l'abondance globale des vers adultes et des vers juvéniles et également avec la biomasse

globale des vers adultes et juvéniles, donc l'augmentation du pH influe sur l'effectif des vers de terre dans les sols ainsi que sur sa biomasse.

Par ailleurs, l'analyse de ce tableau révèle qu'il existe une corrélation significative et négative entre la CE et l'abondance globale des juvéniles et sa biomasse globale, la salinité des sols influe donc négativement sur les vers juvéniles surtout, la même chose entre la MO% et tous les paramètres biologiques suivi, sachant que la matière organique des sols prélevés est représentée principalement par les fientes avicoles déposées sur les sols comme un engrais ce qui influe significativement sur l'abondance et la biomasse des vers de terre.

Le taux de calcaire total des sols présente également une corrélation négative et hautement significative sur l'ensemble des paramètres biologiques suivi, alors que le taux de la capacité de rétention et d'azote minéral ne montrent aucune liaison avec ces paramètres biologiques à l'inverse de taux de l'azote total, où il s'agit une corrélation significative et négative entre le Nt% et l'abondance des vers adultes et sa biomasse.

Concernant le rapport C/N, les résultats obtenus montrent qu'il existe une corrélation négative et significative entre ce paramètre et l'abondance des adultes et sa biomasse et hautement significative avec l'abondance des juvéniles et sa biomasse.

6.6. La diversité

Afin de mieux apprécier la composition et la distribution de cette population lombricienne dans la zone étudiée, nous avons calculé différents indices de diversité. En effet, la diversité prend en compte non seulement le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces. Ainsi, nous n'avons pris en considération que les vers adultes dont les taxons ont été déterminés. Les résultats sont résumés dans le tableau suivant.

Tableau III.25 : Indices de diversité calculés de la population étudiée.

	S (esp)	N (ind)	H' (bits)	E
Station 1	1	16	0	/
Station 2	3	52	1,37	0,86
Station 3	2	19	0,30	0,30
Station T	3	75	0,70	0,44

[S (esp): Richesse spécifique totale, N: Le nombre total des individus dénombrés pour chaque station d'étude, H' (bits) : L'indice de diversité de Shannon, E : l'équitabilité.]

En termes quantitatifs, l'analyse de ce tableau montre que la valeur importante et la plus élevée de la richesse spécifique totale est notée pour la station témoin et la station 2 avec 3 espèces avec un nombre total de (75 et 52 successivement), alors que la plus faible est notée pour la station 1 avec un nombre de 16 individus appartenant à une seule espèce (*Aporrectodea rosea*).

Généralement, la population lombricienne de la région d'étude s'avère assez riche puisqu'elle comporte une seule famille (*Lumbricidae*) parmi les 3 familles citées en Est d'Algérie (Bazri, 2005). Elle est composée au total de 3 espèces déterminées parmi 18 espèces trouvées en Est d'Algérie (Bazri, 2005) avec une dominance de l'espèce (*Aporrectodea rosea*), en effet ils représentent 64 % des vers récoltés. Cette espèce peut côtoyer les milieux riches en sable et les substrats riches en azote et peut résister à un climat chaud et sec comme celui d'Algérie (Bazri, 2005). Selon Omodeo *et al.*, (2003), les taxons du genre *Aporrectodea* sont très adaptés aux milieux arides ce qui explique leur présence et distribution dans la région d'étude.

L'indice de diversité de Shannon renseigne sur la structure d'un peuplement et sur la façon dont les individus sont répartis. Cet indice est considéré comme le meilleur moyen de traduire la diversité (Blondel *et al.*, 1973). C'est un indice indépendant de la taille de l'échantillon et tient compte de la distribution du nombre d'individus par espèce (Dajoz, 1985). Selon Blondel (1979), une communauté est d'autant plus diversifiée que l'indice de diversité de Shannon (H') est plus grand. De ce fait, les valeurs obtenues pour cette indice (H'), s'avèrent que la station 2 suivi par la station témoin abritent les peuplements les plus diversifiés avec une valeur de 1,37 et 0,70 bits succesivement par rapport aux peuplements de la station 1 et 3, ceci est dû probablement aux effets des fientes avicoles déposées en grande quantité pour ces deux derniers stations (de 4 à 5 kg/m²), ce qui modifie les conditions de vie et les rend assez favorable pour les vers de terre.

La régularité de la distribution des espèces (équitabilité) est un élément important de la diversité. Barbault (1981), signale que l'équitabilité dépend à la fois de la richesse spécifique S et de la répartition des effectifs entre les diverses espèces. Selon le tableau III.25, les valeurs de l'équitabilité trouvé pour les stations 1 ; 3 et témoin sont [$E=0$; 0,30 et 0,44 successivement] ces valeurs sont assez proche de l'unité, ce qui reflète que les espèces de ces milieux sont assez bien équilibrées, et ce qui signifie que la quasi-totalité des effectifs tend à être concentrée sur une seule espèce surtout pour la station 1, la distribution des espèces dans ces milieux donc est irrégulière, tandis que la valeur de l'équitabilité trouvée pour la station 2 est très proche de l'unité « 1 » [$E=0,86$], ceci est susceptible d'indiquer que ce milieu abrite un peuplement lombricien diversifié et en équilibre c'est-à-dire, la répartition des espèces lombricienne de ce milieu est régulière, rappelant que cette station est caractérisé par l'épandage des fientes avicoles avec une quantité moins que celle utilisée pour les deux autres stations (1 et 3) allant de 1,5 à 2 kg/m², ce qui rend peut être le milieu supportable pour les vers de terre, de ce fait, l'effet des fientes avicoles sur les vers de terre est dépend peut être de la quantités déposés.

7. Effet (in labo) de la fiente avicole sur les différents stades de développement de vers de terre (*Eisenia fetida*)

7.1. Paramètres physico-chimiques

Les différents résultats des mesures des paramètres physico-chimiques au niveau du substrat de culture et durant toute la période de l'expérience sont résumés dans le tableau III.26.

Tableau III.26: résultats des analyses physico-chimiques mesurées dans le substrat de culture.

Moyenne \pm écart type (min – max).

	Doses de fientes (en g) et en %				
	0	10 (4%)	20 (8%)	50 (20%)	100 (40%)
H (%)	65,06 \pm 2,79 (69,03–59,07)	67,70 \pm 4,42 (74,77–62,64)	68,20 \pm 3,22 (72,75–62,13)	66,89 \pm 3,25 (71,07–61,97)	63,63 \pm 3,89 (69,84–57,55)
T (°C)	17,57 \pm 0,43 (18,10–17,00)	17,63 \pm 0,15 (17,90–17,50)	17,68 \pm 0,19 (18,10–17,50)	17,88 \pm 0,32 (18,10 – 7,10)	18,49 \pm 0,38 (19,00–18,10)
pH	8,27 \pm 0,11 (8,45 – 8,15)	8,26 \pm 0,13 (8,48 – 8,10)	8,26 \pm 0,14 (8,55 – 8,08)	8,43 \pm 0,17 (8,68 – 8,16)	8,26 \pm 0,26 (8,62 – 7,95)
CE (dS/m)	2,70 \pm 0,72 (3,84 – 1,66)	3,52 \pm 1,71 (6,74 – 1,56)	2,91 \pm 0,55 (3,78 – 2,01)	2,34 \pm 1,00 (4,27 – 1,29)	3,29 \pm 1,75 (6,31 – 1,13)
MO (%)	49,32 \pm 2,73 (51,57 – 46,29)	49,61 \pm 6,32 (54,08–45,14)	58,02 \pm 13,82 (70,78–43,34)	52,75 \pm 4,23 (57,55–49,55)	58,74 \pm 7,88 (64,31–53,16)

7.1.1. Le taux d'humidité

Les valeurs mesurées de l'humidité du substrat avaient une moyenne de l'ordre de 63,25 \pm 5,23%. En fait, nous avons observé une baisse significative des valeurs d'humidité au fil du temps (fig III.57.a) : 66,30 \pm 3,81% en avril, 63,10 \pm 3,28% en mai et 61,42 \pm 6,32% en juin ($F = 22,04$, $p < 0,001$). Cette baisse pourrait être attribuée à une demande climatique, d'autant plus que le test a été réalisé pendant une période chaude, et que le mois de juin est plus chaud que le mois d'avril. Ainsi, les vers avaient besoin de plus d'humidité en juin qu'en avril. Selon le stade de vie, les adultes ont des besoins en eau plus élevés que les juvéniles et les cocons (fig III.57.b) du fait qu'ils ont une surface (du corps) plus élevée, ce qui entraîne une importante consommation d'eau. Cependant, la diminution du taux d'humidité enregistrée chez les adultes n'est pas significative ($F = 2,72$, $p = 0,07$).

Par ailleurs, les boîtes témoin (0% de fiente avicole) et les boîtes avec 40% des fientes avicoles ont des niveaux d'humidité plus faibles (60,68 \pm 7,65% et 61,04 \pm 3,99%, respectivement) (tab III.26).

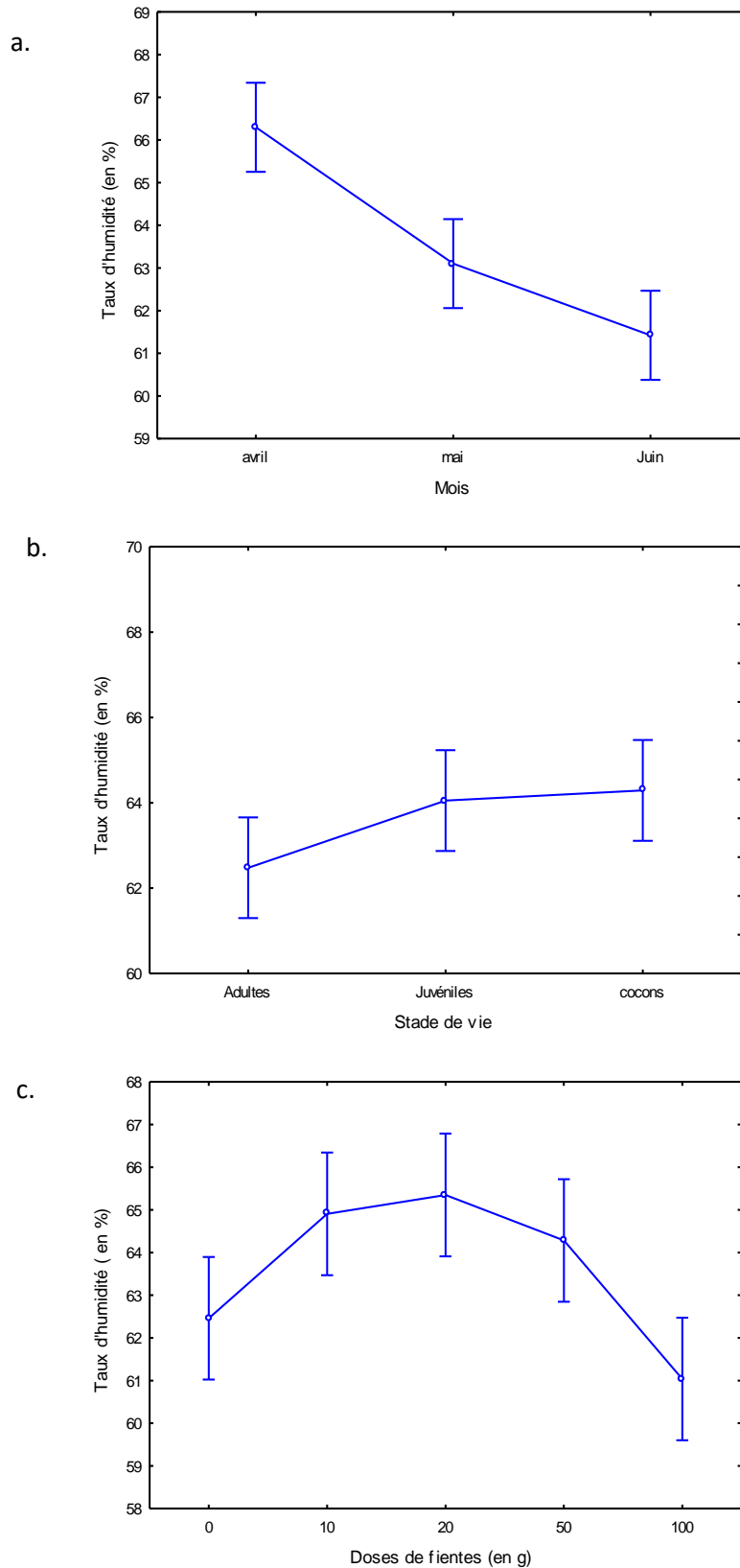


Figure III.57: Variations des valeurs des taux d'humidité (en %).

a. les mois ; b. le stade de vie ; c. les doses des fientes.

L'humidité et la température du substrat sont les facteurs environnementaux les plus importants affectant la croissance et le développement d'*E. fetida* (Edwards, 1995). L'excès d'eau réduit l'activité des vers de terre (Srivastava et Beohar, 2008). Selon Bouché (1972), pour l'élevage d'*E. fetida*, la teneur en humidité dans le substrat de culture doit être comprise entre 40% et 80%. Pour cela, nous avons maintenu cette humidité presque stable tout au long de la période d'expérimentation.

7.1.2. Évolution de la température

La température moyenne du substrat de culture enregistrée pendant l'expérience était de $20,35 \pm 0,29$ °C, elle variait de 17 °C à 24,5 °C. En général, nous avons une faible variation de celle-ci dans l'ensemble des bacs (CV = 2,53%), ce qui est le même cas pour les trois stades de vie des vers de terre ($F = 1\ 358$, $p = 0,261$). Cependant, la température variait considérablement avec le temps ($F = 836,4$, $p < 0,001$). En effet, le mois de mai présente les températures les plus élevées avec une moyenne de l'ordre de 22,83 °C (fig III.58.a). Cependant, le mois d'avril a enregistré la moyenne la plus faible soit une température moyenne de 17,85 °C.

Selon la figure III.58.a, nous constatons durant le premier mois une augmentation légère de la température de 17 °C et 19 °C. A partir du mois de Mai, la température s'est élevée jusqu'à 22,83 °C en moyenne (avec un max de 24,5 °C).

Pour le stade de vie, la variation de la température des bacs de culture est faible (fig III.58.b). L'ANOVA réalisée n'a pas révélé d'influence significative du stade de vie des vers de terre sur la variation de température ($F = 0,597$, $p = 0,665$).

Concernant les doses appliquées, la figure III.58.c montre que la température moyenne la plus élevée est enregistrée pour la dose des fientes de volaille 100 g de fientes (40%) ($20,74 \pm 2,01$ °C), alors que la plus basse est obtenue dans les bacs témoins (0%) ($19,86 \pm 2,10$ °C) (tab III.26). Malgré ces différences, nous n'avons pas décelé un effet dose significatif ($F = 0,631$; $p = 0,492$).

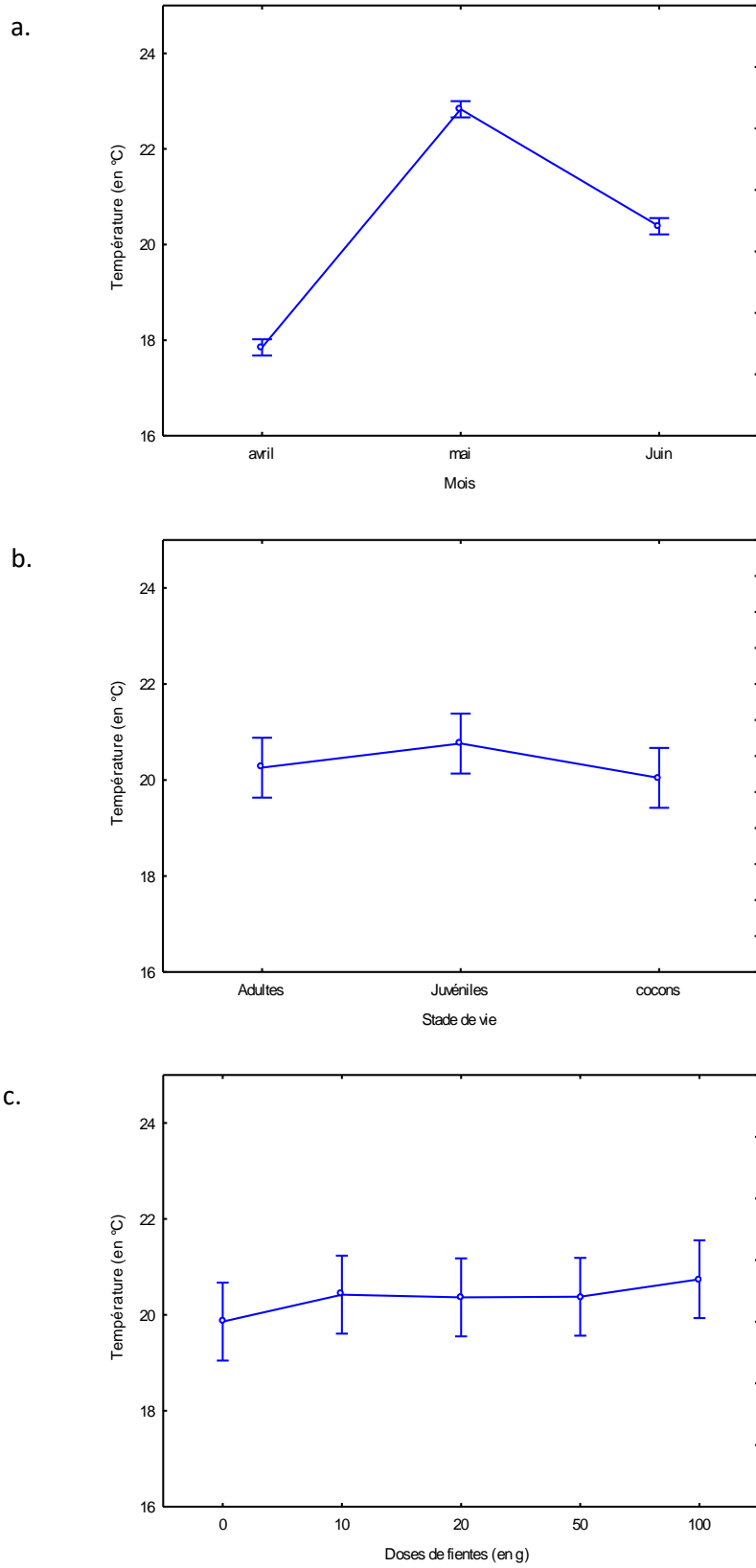


Figure III.58 : Variations des température (en °C).

a. les mois ; b. le stade de vie ; c. les doses des fientes.

7.1.3. Le taux de matière organique

Le taux de matière organique représente en moyenne $53,39 \pm 7,27\%$ du mélange dans le substrat de culture. La figure III.59 montre une très faible variation des taux de matière organique en fonction des doses de fientes ajoutés ($F = 1,029$; $p = 0,093$).

E. fetida vit dans les déchets organiques et nécessite une teneur élevée en humidité et des quantités adéquates de matière organique appropriée pour une croissance et un développement appropriés (Gunadi et Edwards, 2003 ; Gunadi *et al.*, 2002). Pour cela, nous avons introduit une quantité de compost organique au début du test.

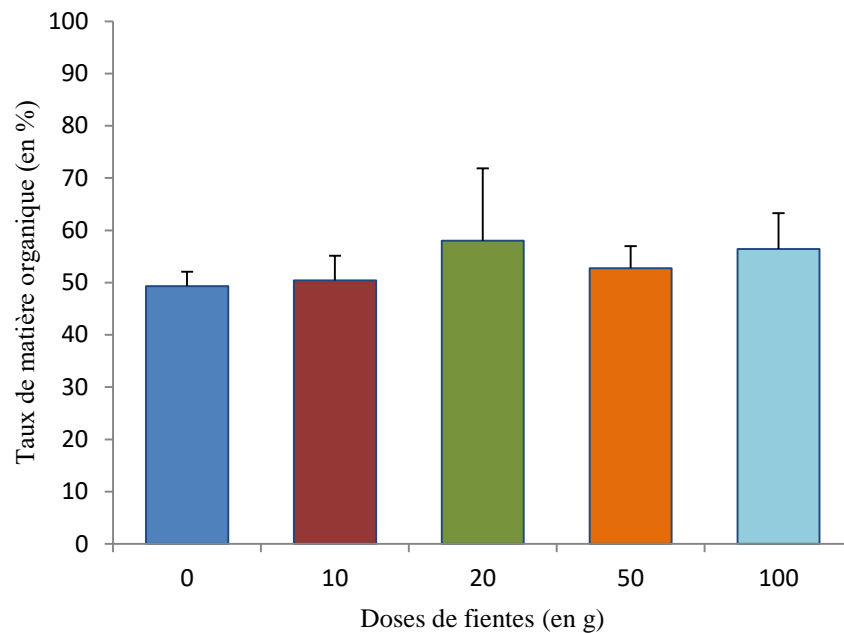


Figure III.59 : Taux de matière organique au début de l'expérience.

7.1.4. Évolution mensuelle du pH

Les résultats des mesures de pH ont révélé des pH légèrement basiques en moyenne de l'ordre de $8,32 \pm 0,25$ (variant entre 7,69 et 8,89). Garg *et al.* (2005) ont également obtenu un pH basique dans les différents substrats de culture de divers déchets animaux en utilisant *E. fetida*. El-Gaci *et al.* (2008) ont obtenu aussi des pH basiques dans des essais semblables dans le support de culture était à base de fientes de volailles. Ces résultats peuvent être expliqués par la présence de l'ammonium (NH_4^+) dans la fiente avicole.

Le pH semble varier de façon hautement significative ($F = 35,384$, $p < 0,001$) selon les mois. Selon la figure III.60 «a», le mois de mai présente les valeurs de pH les plus élevées avec une moyenne de l'ordre de 8,51 alors que la valeur moyenne la plus faible est enregistrée dans le mois d'avril (8,16).

Concernant le stade de vie (fig III.60.b), les bacs des cocons présentent les faibles valeurs de pH (8,26) comparativement à celles des bacs des vers adultes et juvéniles (8,35 et 8,36 respectivement). L'ANOVA réalisée n'a pas révélée d'influence significative des 3 stades de vie significatif sur le pH des substrats de culture ($F = 2,344$, $p = 0,099$). Cela signifie que la variation du pH est due à un autre facteur plutôt qu'à l'activité des vers de terre.

D'autre part, nous observons une augmentation des valeurs de pH avec des doses croissantes de fientes de volaille (fig III.60.c). Cette augmentation est statistiquement très significative ($F = 4,483$, $p < 0,01$). Ce résultat confirme que les valeurs de pH du substrat de culture s'expliquent par les doses des déjections ajoutées et principalement par la présence de quantités importante d'hydroxyde d'ammonium dans ce type de déchets organiques. Ainsi, la valeur du pH la plus élevée est enregistrée dans les bacs correspondant à la dose la plus élevée de fientes de volaille, soit 100 g.

E. fetida est un neutrophile, il préfère des valeurs de pH allant de 6 à 7 (OCDE, 2010). Néanmoins, selon Edwards et Bohlen (1996), la plage de pH optimale pour la reproduction d'*E. fetida* est comprise entre 5 et 9. Pour Sherman (2003), les vers de terre préfèrent, en général, une gamme plus large de pH et ceci selon l'espèce en question.

7.1.5. Évolution mensuelle de la conductivité électrique

Pour ce paramètre, nous avons réalisés deux mesures seulement en avril et en mai. La conductivité électrique obtenue est en moyenne de l'ordre de 2,67 dS/m. Les valeurs variaient considérablement durant l'expérience de 0,66 à 6,74 mS/cm. Ces valeurs sont assez élevées et peuvent s'expliquer par la salinité des matériaux de départ notamment la fiente de volaille dont la dose ajoutée est croissante (0 – 100 g par bac). Selon OCDE (2010), le substrat de culture d'*E. fetida* doit avoir une faible conductivité ionique (moins de 6,0 ds / m), ce qui fait que le substrat utilisé est favorable pour l'élevage de cette espèce à l'exception de 2 boîtes où les valeurs de la CE dépassaient légèrement ce seuil (6,38 et 6,74 mS/cm).

Les valeurs de la CE variaient considérablement entre les 3 stades de vie des vers testés (fig III.60.a). En effet, l'ANOVA a montré un effet très significative ($F=4,402$, $p=0,015$). La moyenne la plus élevée est enregistrée chez les adultes (3,14 dS/m) et la plus faible est mesurée dans les bacs des cocons (2,30 dS/m). L'évolution de la CE durant les deux premiers mois de l'expérience montre une légère diminution au fil du temps. Cette diminution caractérise beaucoup plus les bacs des adultes et des cocons alors que les bacs des juvéniles présentent une légère augmentation de la CE (fig III.60.b).

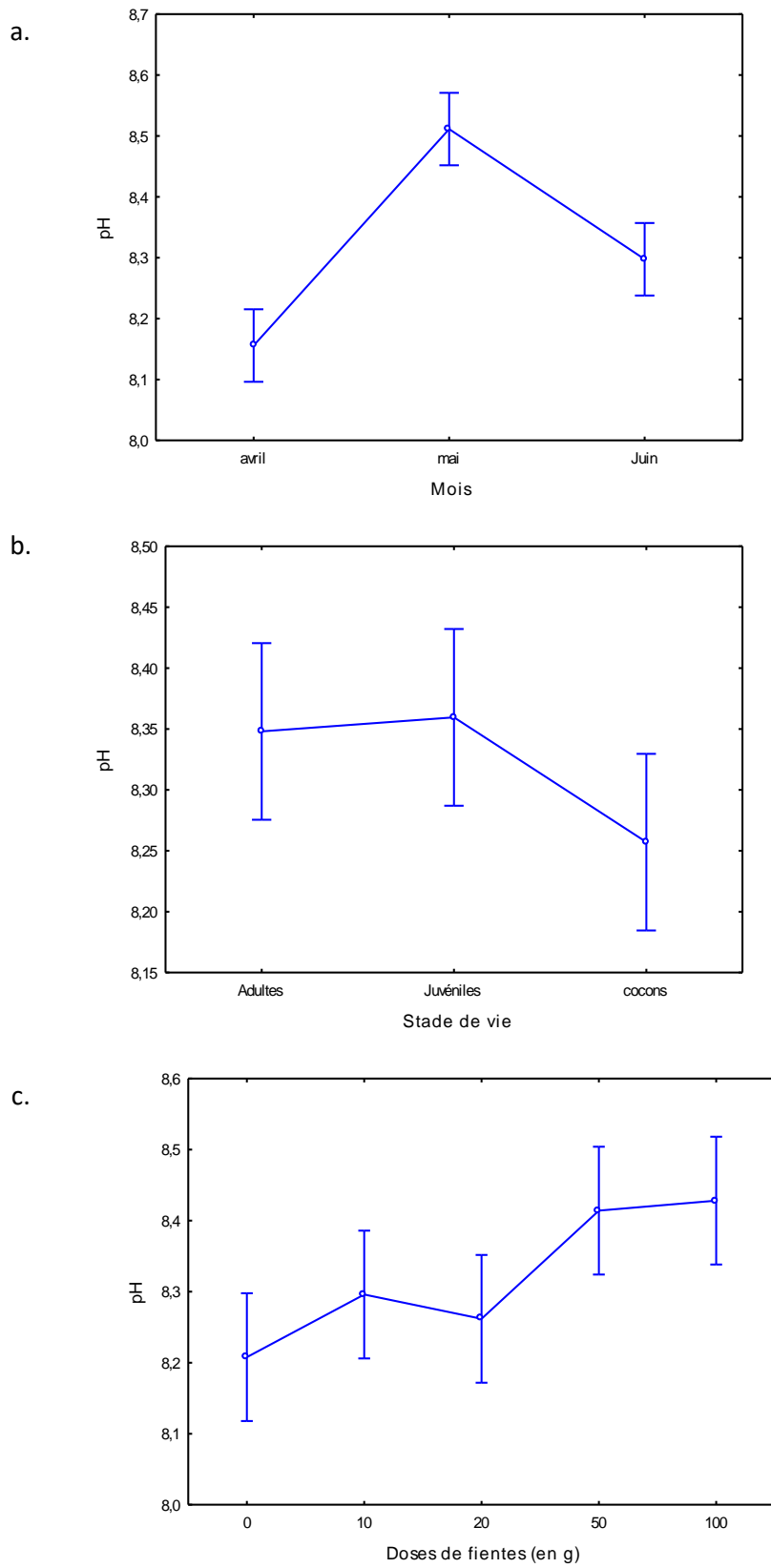


Figure III.60 : Variations des valeurs du pH.
a. Les mois ; b. le stade de vie ; c. les doses des fientes.

Selon Znaidi (2002), la salinité diminue rapidement pour atteindre des valeurs inférieures aux environs du 60^{ème} jour du compostage de la fiente de volaille. Cette diminution peut s'expliquer par le lessivage des sels suite aux arrosages réalisés durant l'expérimentation et les sels en question ont probablement migré vers le lixiviat (récupérés séparément, mais non analysés). De plus, la bio-méthanisation réduit davantage la salinité du matériau de départ (fientes avicoles) du fait que l'effluent considéré est connu par sa teneur élevée en sels (M'sadak *et al.*, 2012).

En outre, Selon les doses de fientes, les valeurs élevées de la CE sont enregistrées dans les bacs recevant une dose 100 g (40%). En effet, l'ANOVA montre un effet dose significative ($F = 2,767$, $p = 0,03$) du fait de l'influence des valeurs de la dose 40%. Ce résultat peut s'expliquer par l'effet de la richesse des fientes avicoles en sels (M'sadak *et al.*, 2012). Selon Gomèz-Brondon *et al.* (2006), la CE augmente après la libération des sels solubles tels que l'ammonium et les phosphates résultant de la dégradation de la matière organique labile. La libération de $N-NH_4^+$ est due à la minéralisation de l'azote organique par les microorganismes colonisateurs (Ghiti *et al.*, 2014).

En général, les valeurs enregistrées montrent une richesse en éléments nutritifs (matière organique et sels) du milieu de base. Les quantités de fientes de volailles ajoutées viennent enrichir ces éléments. Cependant, les doses les plus élevées ont présenté quelques influences sur le substrat de culture. En effet, l'analyse des corrélations (tab III.27) montre bien une relation significative entre les doses de fientes (DF) et les paramètres physicochimiques mesurés, à l'exception de la température qui s'avère influencer par la température ambiante. D'une part, les DF sont positivement liées aux pH, CE et MO expliquant l'augmentation des valeurs de ces paramètres avec l'augmentation des DF. D'autre part, les DF sont négativement liées à l'humidité du substrat de culture. Par ailleurs, les paramètres physicochimiques du substrat de culture sont peu corrélés du fait de la variabilité des valeurs obtenues.

Pour une vue globale, une analyse en composante principal (ACP) a été réalisée pour une caractérisation des liaisons des différents paramètres dans le substrat de culture. Les 5 premiers axes de cette analyse renferment la totalité de l'information totale (soit 100 %). Les axes dont la valeur propre dépasse 1 (Eigen value) sont pris en considération. Il s'agit des deux axes avec les valeurs propres respectives 1,90 et 1,22.

Le premier axe, avec 38,1 % de la variabilité, est expliqué par le pH et la température. Le second axe, avec 24,3 % de la variabilité, est expliqué positivement par la conductivité électrique et négativement par la matière organique et l'humidité.

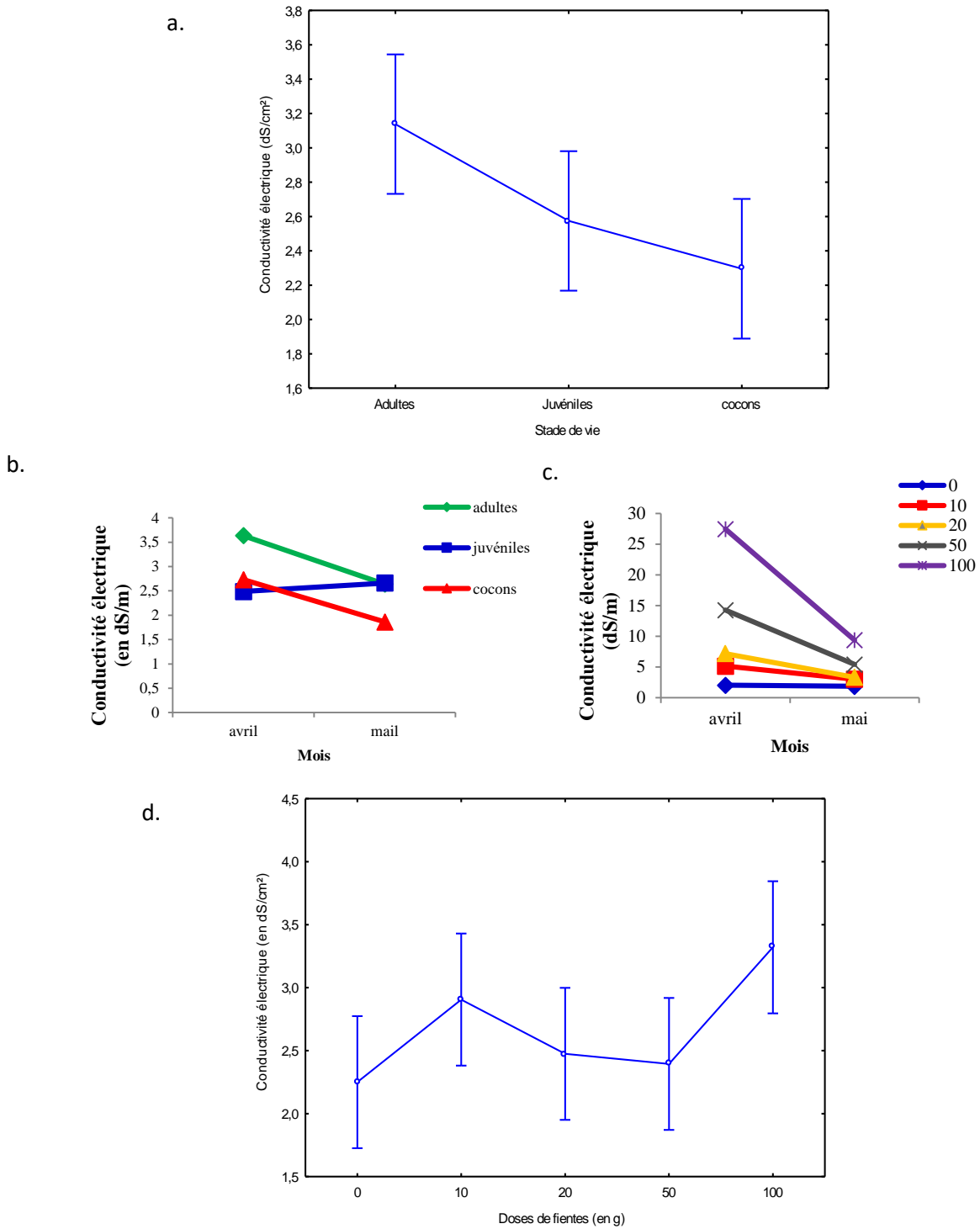


Figure III.61 : Variations des valeurs de la conductivité électrique (en mS/cm).

- a. le stade de vie ; b. mois et le stade de vie ;
- c. les mois et les doses des fientes ; d. les doses des fientes

Tableau III.27 : Matrice des corrélations (Pearson) entre les paramètres physicochimiques mesurés.

	DF	T	pH	CE	H	MO
DF	1,000					
T	0,108 ^{ns}	1,000				
pH	0,310***	0,620***	1,000			
CE	0,349***	-0,123 ^{ns}	-0,020 ^{ns}	1,000		
H	-0,240**	-0,308***	-0,216*	0,003 ^{ns}	1,000	
MO	0,264**	0,044 ^{ns}	0,139 ^{ns}	0,133 ^{ns}	-0,063 ^{ns}	1,000

*** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; ns non significatif

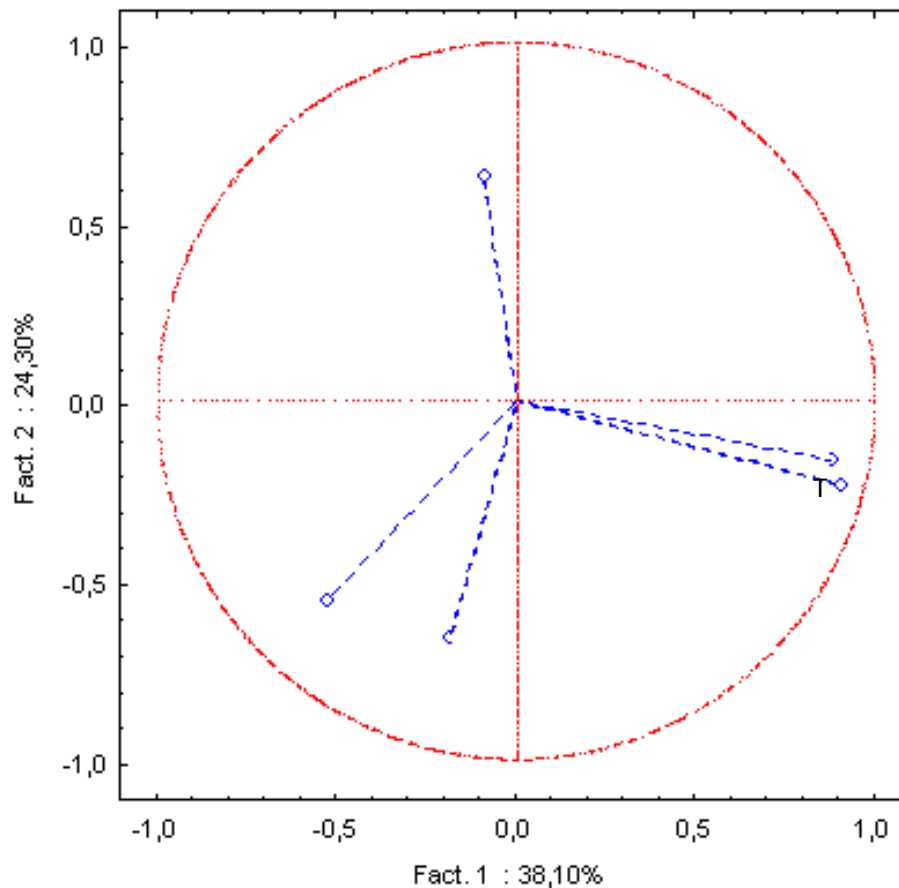


Figure III.62 : le plan principal de l'ACP réalisée.

D'une façon générale, le substrat de culture est favorable pour réaliser des essais dans les conditions de laboratoire en utilisant le taxon *E. fetida*.

7.2. Paramètres biologiques

7.2.1. La mortalité

Cette mesure vise à mettre en évidence la toxicité de fiente de volaille vis-à-vis du taxon testé (*E. fetida*).

Selon les résultats obtenus, nous n'avons pas enregistré de mortalité chez les vers dans les bacs témoins (0 g de fientes) ce qui fait que les conditions d'expérimentation sont favorables pour les différents stades de vie de ces vers. Le nombre d'individu est maintenu dans les bacs recevant les doses 10 et 20 g de fientes (fig III.63)

La mortalité chez les vers testés n'est observée qu'à partir des doses 50 g (20%) de fientes pour les juvéniles (9 vers de terre morts) et 100 g (40%) pour les adultes et les juvéniles. La mortalité est en moyenne de 0,63 vers (juvéniles) dans les bacs recevant la dose de 50 g de fientes. Par contre, le taux de mortalité a atteint son maximum (100 % soit 5 vers par bac) pour les deux stades de vie testés (adulte et juvénile) après trois mois d'exposition dans la dose de fientes de 100 g. Cependant, nous n'avons pas calculé de seuil de toxicité du fait que le plan n'est pas adapté à ce type d'analyse.

Les vers juvéniles semblent plus sensibles aux doses de fientes de volailles que les adultes. Des observations similaires ont été trouvées par plusieurs auteurs. Karnataka (2008) a enregistré 50% et 100% de mortalité chez les vers de terre *Eudrilus eugeniae* dans un substrat de culture de 25% et 100% de fiente de volaille respectivement.

La mortalité des vers de terre enregistrée pour les doses de 20% et 40% des déjections de volailles peut être due à la production de gaz toxiques comme : l'ammoniac, le dioxyde de carbone et les oxydes d'azote qui sont les principaux facteurs responsables de la mortalité des vers de terre pendant le lombricompostage (Joshi *et al.*, 2015). En outre, la mortalité est essentiellement due à la forte concentration d'ammoniac présente dans les déjections de volailles qui n'étaient pas favorables à la survie et aux activités des vers de terre. Le résultat est également soutenu par plusieurs auteurs (Joshi *et al.*, 2015; Beohar et Srivastava, 2011). Les déchets de volaille contiennent une quantité importante de sels organiques et d'ammoniac qui peuvent tuer les vers de terre. L'ammoniac et les sels inorganiques ont un point de coupure très net entre être toxique et non toxique, c'est-à-dire <0,5 mg / g d'ammoniac et <5% de sels pour les vers de terre (Srivastava et Beohar, 2008), d'autre part, Zeguerrou *et al.*, (2019) ont été obtenu une valeur de 1,05 mg.g⁻¹ comme (CL₅₀) après 14 jours dans une expérimentation menée sur l'effet de l'hydroxyde d'ammonium (HA) par un test du sol aigüe en utilisant le taxon *E. fetida*.

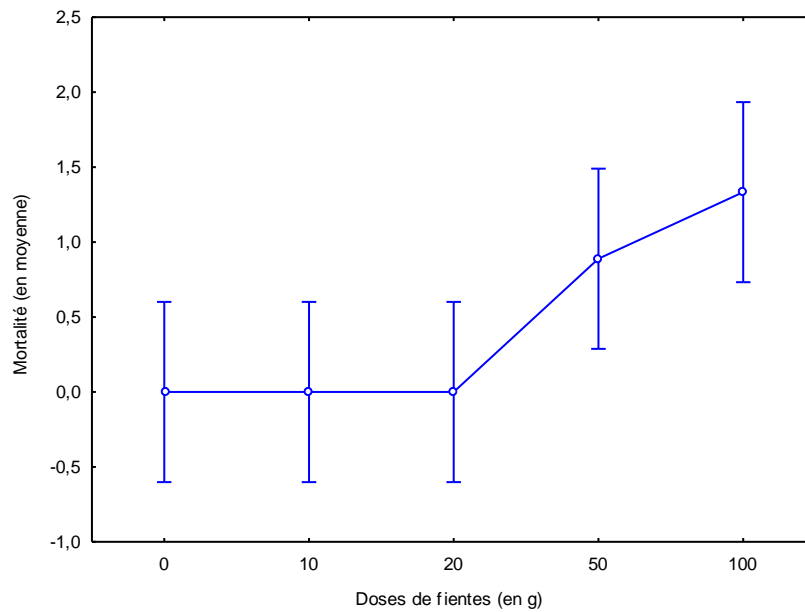


Figure III.63: La mortalité en moyenne selon les doses de fientes testées.

7.2.2. Taille des vers de terre

D'après les résultats obtenus, la taille des vers testés (juvéniles et adultes) variait considérablement. Selon la (fig III.64), la taille des vers augmente dans les bacs recevant 10 et 20 g de fientes de volailles par rapport aux bacs témoins. Ainsi, ces deux doses s'avèrent très favorables pour la croissance des vers dans les conditions de l'expérience. Par contre, on note une légère diminution pour la dose 50 g de fientes (20%) mais reste tolérée pour les vers puisque on note une certaine augmentation de taille des vers par rapport aux bacs témoins toujours. Seule la dose 100 g de fientes qui présente une diminution considérable et significative ($F = 4,025$; $p = 0,032$). En effet, cette dose a provoqué une diminution de la taille des vers durant l'expérience et la mortalité de tous les vers (adultes et juvéniles) à la fin de l'essai.

La variation de la taille est très significative chez les vers juvéniles (fig. III.65), pour lesquels on note une diminution dès la dose 20 g de fiente. Leur taille diminue en moyenne de 20 % par rapport au début d'expérience.

En revanche, la taille des vers adultes ne semblent pas être influencée par les doses croissantes de fientes. Ils continuent à croître (augmentation de taille) jusqu'à la dose de 50 g de fientes. La dose 100 g de fientes est la plus toxique du fait que tous les vers sont morts à la fin d'expérience.

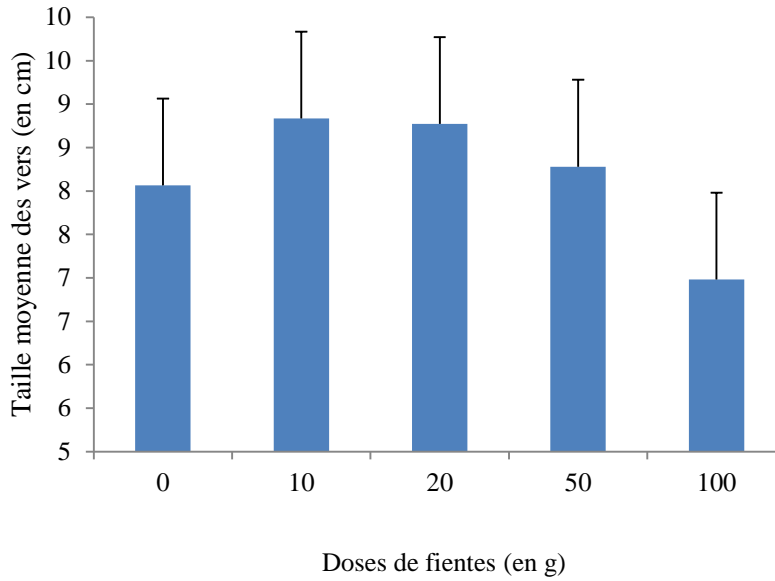


Figure III.64 : Variation de la taille moyenne des vers testés selon les doses de fientes.

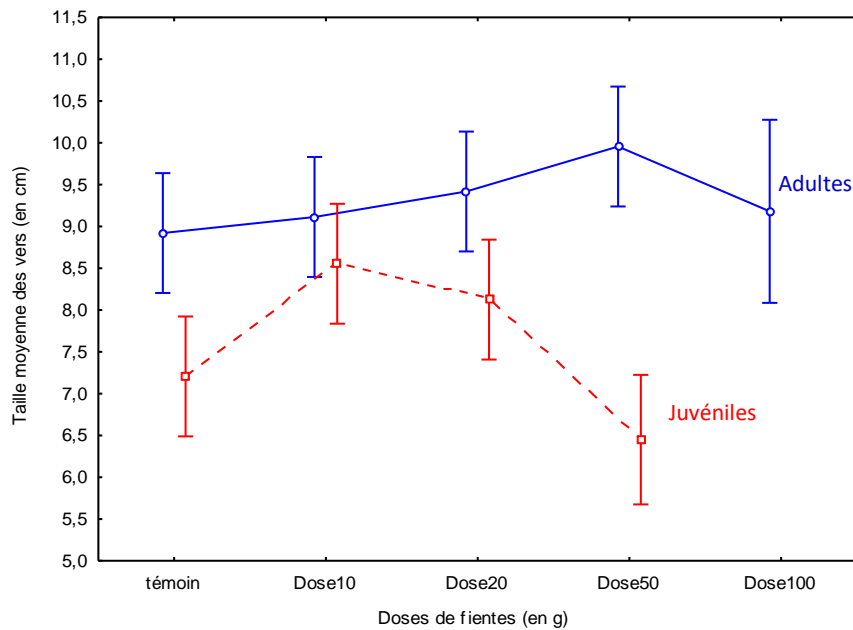


Figure III.65 : Variation de la taille moyenne des vers testés Selon les doses de fientes et le stade de vie.

7.2.3. Biomasse fraîche

D'après les résultats obtenus, la biomasse moyenne des vers testés est de l'ordre de $2,43 \pm 1,05$ g pour les juvéniles et de $4,14 \pm 1,03$ g pour les adultes. Les biomasses varient mensuellement (fig III.66.a). En effet, l'ANOVA a révélé un effet mois hautement significatif ($F = 26,71$; $p < 0,001$). Le maximum de biomasse a été atteint au deuxième mois (mai) alors qu'il a diminué jusqu'à un poids moyen de $3,35 \pm 0,52$ g par ver en juin. Ces biomasses

mensuelles varient significativement selon le stade de vie. Les vers adultes présentaient des biomasses moyennes de l'ordre de $(3,38 \pm 0,59 \text{ g})$, $(5,01 \pm 0,91 \text{ g})$ et $(4,14 \text{ g} \pm 0,85)$ de matière fraîche pour les mois d'avril, de mai et de juin respectivement. Pour les vers juvéniles, les biomasses respectives sont $(1,70 \pm 0,40 \text{ g})$, $(3,02 \pm 0,88 \text{ g})$ et $(2,82 \pm 1,26 \text{ g})$ de matière fraîche. Cette perte de poids du ver de terre qui a été observée en juin peut être attribuée à l'appauvrissement et l'épuisement des aliments en raison de la dégradation de la matière organique (principalement les fientes avicoles). Des résultats similaires ont été obtenus par Mahboub Khoumami *et al.* (2015) utilisant des différents mélanges de fumier de vache sur *E. fetida*.

Les valeurs moyennes de matière fraîche des vers de terre (adultes et juvéniles) pour les doses de fientes 0 g, 10 g, 20 g, 50 g et 100 g sont 3,08 g, 3,44 g, 3,80 g, 3,23 g et 2,55 g respectivement (fig III.66.b).

En ce qui concerne les stades de vie, les vers adultes présentent une augmentation de la biomasse jusqu'à la dose de 50 mg de fientes (20%) (fig III.66.c). Cependant, la dose 100 g (40%) de fientes ajoutées au milieu de base enregistre un abaissement de la biomasse chez cette espèce de ver. Cette diminution caractérise les 5 vers restant en vie après 60 jours d'expérience (mois de mai), alors que le dernier mois (juin) nous n'avons pas fait de mesure puisque tous les vers sont morts. Pour les vers juvéniles, nous remarquons une augmentation de biomasse pour la dose 10 g de fientes par rapport au témoin. Cette augmentation est maintenue pour la dose suivante (soit 20 g de fiente). A la suite, une diminution très significative est observable sur la biomasse moyenne des vers juvéniles (fig III.63.c).

La biomasse des vers de terre était la plus élevée aux doses de 4% et 8% cela est probablement dû à une plus grande réduction des substances toxiques dans ces mélanges de déchets. Cette constatation est similaire aux résultats obtenus par Ravindran et Mnkeni (2016) en utilisant un fumier de poulet mélangé avec des rejets de papiers avec un rapport C/N de 40 et 50.

Ainsi, nous pouvons conclure que les fientes de volailles ont un effet favorable sur la croissance des vers de terre en biomasse fraîche jusqu'à un seuil toxique qui est dans notre cas 100 g de fiente soit 40% pour les vers de terre adultes et 50 g de fiente avicole soit 20% pour les juvéniles.

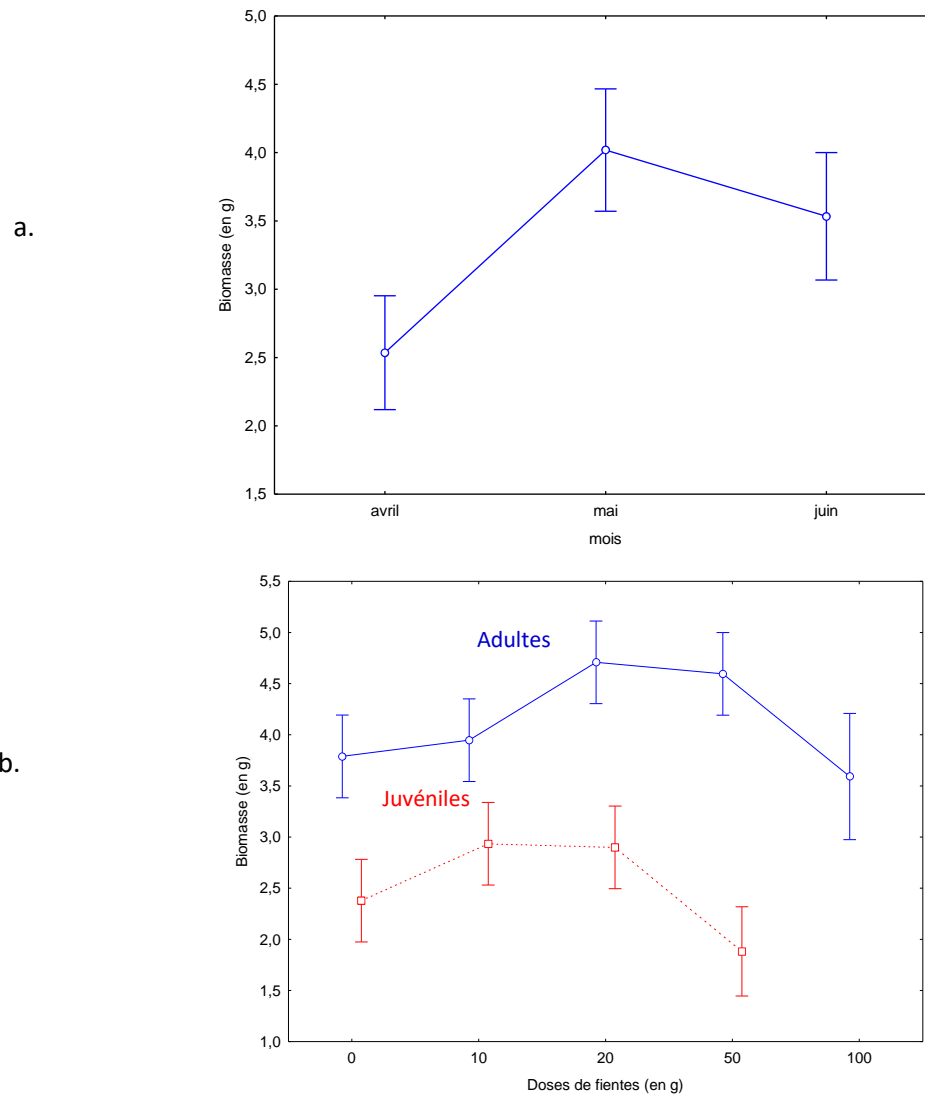


Figure III.66: Variations de la biomasse des vers testés (en g).

a. les mois ; b. le stade de vie et les doses de fientes.

7.2.4. Éclosion de cocon

Tableau III.28 : Pourcentages d'éclosion de cocons d'*Eisenia fetida* selon différentes doses de fientes de volaille (%)

<i>Doses des fientes (%)</i>	<i>Nombre</i>				<i>Taux d'éclosion (%) (t21)</i>
	<i>Cocons (t0)</i>	<i>Cocons éclos (t21)</i>	<i>Juvéniles (t21)</i>	<i>Juvéniles (t60)</i>	
0	15	14	35	35	93.33
4	15	12	30	30	80
8	15	10	25	23	66.66
20	15	5	14	7	33.33
40	15	0	0	0	0

Une relation irréversible est observée entre le taux d'éclosion des cocons et les juvéniles produits qui diminuent progressivement avec l'augmentation de la dose de fientes (tab III.28).

L'éclosion du cocon a atteint son maximum pour les bacs témoin avec un pourcentage de 93,33% et 35 juvéniles produits. Les deux doses de 4% et 8% de déjections de volaille sont les plus supportables pour l'éclosion des cocons, avec un pourcentage de 80% et 66,66% et 30 et 25 juvéniles respectivement, avec une gamme de 1 à 3 juvéniles par cocon. Gestel *et al.* (1988) ont obtenu une valeur moyenne plus élevée de 2 à 8 juvéniles par cocon, en utilisant des vers adultes d'*E. fetida andrei*, alimentés en fumier animal. Cependant, les fortes doses de fientes de volaille 50g (20%) et 100g (40%) de fiente avicole empêchent l'éclosion du cocon, probablement en raison de la forte concentration d'ammoniac.

7.3. Relations entre les paramètres mesurés (biologiques et physicochimiques)

La matrice de corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques mesurés au niveau du substrat de culture et ceux chez les vers d'*E. fetida* montre très peu de liaisons significatives. La biomasse des vers est liée positivement et significativement à la température et le pH, tandis que leur taille est significativement corrélée avec la température. Ainsi, la température expérimentale était favorable pour le développement des vers qui présentaient une adaptation pour les valeurs élevées de pH à l'origine des apports en matière organique (principalement sous forme de fiente avicole).

Par ailleurs, la mortalité chez les vers testés n'est pas expliquée par les paramètres physicochimiques du substrat de culture (absence de corrélation significative). En effet, les vers d'*E. fetida* sont connus pour leur adaptation à une gamme très variée de caractéristiques physicochimiques et de milieux de culture (Bouché, 1972 ; Bachelier, 1978 ; Blakemore, 2008).

Tableau III.29: Matrice de corrélation entre les paramètres biologiques des vers et physicochimiques du substrat de culture.

	T	pH	CE	H	MO
Biomasse	0,45	0,37	-0,07	-0,24	0,05
Taille	0,33	0,25	0,15	-0,26	0,05
Mortalité	0,11	0,20	-0,02	0,06	-0,09

L'ACP réalisée sur l'ensemble des données des vers adultes et juvéniles en relation avec les paramètres physicochimiques des substrats résumait 83,88 % de l'information totale. Les 4 premiers axes sont pris en considération (valeurs propres supérieures à 1). Ils renferment respectivement 29,13 %, 17,48 %, 14,54 % et 13,86 % de la variabilité totale.

Le plan principal formé par les deux premiers axes (fig III.67) montre les relations existantes, d'une part entre la biomasse et la taille avec le pH et la température, et d'autre part la mortalité avec les doses de fientes. Ainsi, il ressort que la mortalité est expliquée par la dose de fientes ajoutée dans les bacs d'essai alors que la croissance des vers est liée beaucoup plus aux conditions du substrat de culture à savoir la température et le pH.

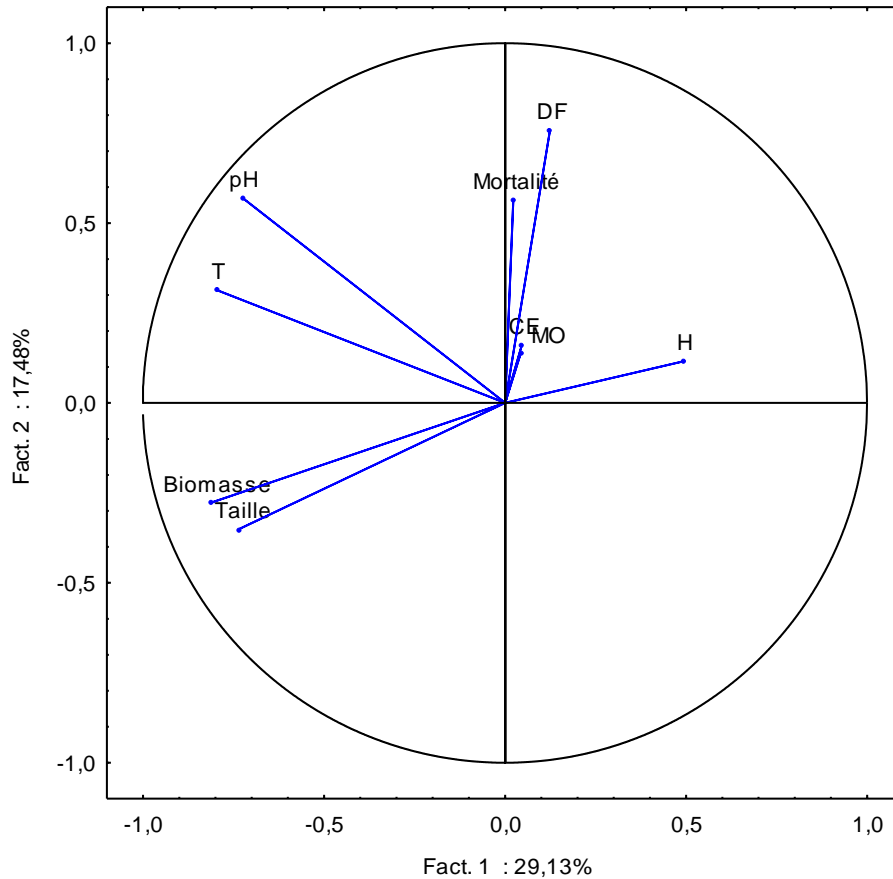


Figure III.67 : le plan principal de la ACP réalisée sur l'ensemble des paramètres mesurés (physicochimiques et biologiques).

Par ailleurs, le modèle linéaire multiple donne une meilleure explication pour les paramètres biologiques enregistrés chez les vers testés. Ainsi, les résultats sont les suivants :

- Mortalité = $-38,87 + 0,35 DF + 0,14 T$
- Taille = $40,70 - 0,54 DF + 2,60 pH + 0,5 CE$
- Biomasse = $-8,8 + 1,45 pH$

La projection des valeurs obtenues (Annexe : fig.A.4) montre la surface de réponse (prédite) de la mortalité chez les vers d'*E. fetida* en fonction de la dose de fientes et de la température du substrat de culture. Cette figure met en évidence le caractère toxique des doses élevées de fientes et qui est accentuées par l'effet de la température élevée.

Conclusion générale

Conclusion générale et perspectives

Nous proposons dans cette conclusion générale de présenter les principaux travaux réalisés et les résultats obtenus, pour rappel ce projet de recherche en thèse de doctorat a porté sur les études suivantes :

1. L'évaluation et l'estimation des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles dans la région d'Ain touta (au sud de la wilaya de Batna), et de sa répartition en utilisant la méthode de captage des dépôts totaux (sec et humide) 'bulk-diposition', ainsi que son impact sur la diversité de la faune lombricienne (Annelides Oligochètes) pour cinq stations réparties comme suit: quatre stations situées en aval d'un ensemble de bâtiments d'élevage à différentes distances (250m, 500m, 750m, 1000m), et une station située en amont de ces bâtiments. Le captage des dépôts d'ammoniac et l'inventaire des vers de terre ont porté sur quatre campagnes : « printemps et automne 2014 » et « printemps et automne 2015 » dont les prélèvements sont effectués trois (03) fois pour chaque campagne. Les résultats obtenus a permis d'aboutir aux conclusions suivantes :
 - La concentration des dépôts d'ammoniac variait entre 0 et 7 mg/l, sa répartition est liée à de nombreux facteurs, tels que la direction de vents dominant de la région d'étude, l'orientation de l'échantillon (est-ouest) et la période du captage (4 campagnes de prélèvement).
 - Les quantités les plus élevées de NH_3 se déposent à la station la plus proche de la source soit à 250 m, tandis que la station en amont de la source d'émission présente de faibles valeurs.
 - Selon les campagnes de captage, les valeurs de $(\text{NH}_3/\text{NH}_4^+)$ les plus élevées ont été enregistrées pour les 2 campagnes de printemps (2014 et 2015).
 - Selon l'orientation et la position des échantillons (Est et Ouest), les valeurs obtenues montrent que les échantillons du poste 4 situé à l'Est présentent les valeurs les plus élevées de $(\text{NH}_3/\text{NH}_4^+)$, Alors que les échantillons du poste 1 situé à l'Ouest présentent les plus faibles valeurs.
 - Ces résultats nous ont permis de confirmer l'hypothèse de l'existence d'ammonium dans les particules des poussières captées, qui peuvent être de nature organique arrivant directement des lieux de stockage des fientes avicole où nous avons trouvé une corrélation positive entre la quantité de poussière déposée et la concentration de $(\text{NH}_3/\text{NH}_4^+)$ dissous.
 - Les résultats de l'inventaire des vers de terre montrent une absence totale de vers de terre dans toutes les stations au cours des quatre campagnes d'étude, ceci est dû probablement à l'effet de doses élevées de dépôts d'ammoniac, ou à l'effet de l'acidification du sol générée par les dépôts de NH_3 ou à d'autres facteurs.

2. La présente thèse consiste aussi à évaluer l'effet des dépôts d'ammoniac sur la qualité et les caractéristiques des sols de la région d'étude, en tant que récepteur de ces dépôts de NH_3 , mais aussi, un milieu qui abrite les lombrics, et afin de prouver l'hypothèse de son effet sur le pH de sol, l'évaluation est basée sur trois profondeurs : profondeur 1 (20 cm), profondeur 2 (40 cm) et profondeur 3 (60 cm). En effet, soixante échantillons de sols ont été prélevés des stations de captage d'ammoniac. ***Nos résultats montrent que le pH de l'ensemble des sols prélevés est basique.***
3. Afin de compléter l'étude sur les effets des dépôts d'ammoniac ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) sur la bio-écologie des vers de terre et de déterminer les doses toxiques et létales de l'ammoniaque solution, une étude expérimentale (*in vitro*) a été réalisée en menant des tests de toxicité (*in labo*) avec l'utilisation de l'hydroxyde d'ammonium (HA). En effet, les tests de toxicité appliqués dans la présente thèse sont de tests aigües (test de contact sur papier-filtre, test de sol '14 jrs' et test d'évitement) et des tests chroniques (test sur la survie, la croissance et la reproduction '56 jrs' et le test d'éclosion des cocons) sachant que, l'espèce choisie est *Eisenia fetida*. Les vers adultes ont été exposés à une concentration croissante d'HA (0,0001, 0,001, 0,01, 0,1, 1 et 10 mg.cm^{-2}) pour le test contact sur papier filtre et (0, 0,05, 0,1, 0,5, 1 et 5 mg.g^{-1} du sol) pour le test aigüe de sol (14 jrs) et d'évitement (2 jrs), les mêmes concentrations ont été appliquées pour les deux tests chroniques. Cette partie d'étude nous a amené à conclure que :
 - La toxicité de l'HA vis-à-vis des vers de terre varie selon les procédures et les types d'essai biologique suivis, mais aussi selon le temps d'exposition et les concentrations de l'HA. En effet, l'hydroxyde d'ammonium a prouvé un caractère toxique pour les vers de terre durant le test de contact sur papier filtre, le test aigüe de sol et le test sur la survie, la croissance, la reproduction des vers de terre, qui induit des réponses comportementales chez *E. fetida* (réduction de l'activité et des mouvements) et des symptômes physiologiques (saignements et brûlures), de plus, le test d'évitement montre qu'*E. fetida* était capable de détecter immédiatement l'HA dans les sols et de l'éviter. En outre, l'hydroxyde d'ammonium a provoqué un taux de mortalité élevé et une diminution de la biomasse avec l'augmentation des concentrations de HA ainsi que le temps d'exposition.
 - Pour tous les tests réalisés, les faibles concentrations d'HA (0,05 et 0,1 mg.g^{-1}) étaient moins toxiques sur les vers et les cocons par rapport aux autres concentrations d'HA, alors que les concentrations les plus élevées d'HA (1 et 5 mg.g^{-1}) étaient les plus toxiques pour les vers et les cocons et ils ont affecté la survie, la croissance, la reproduction et l'éclosion des cocons d'*E. fetida*.

- La CL₅₀ obtenue après 56 jours était inférieure à la CL₅₀ après 28 jours pour le test chronique 0,83 et 0,85 mg.g⁻¹ respectivement. D'autre part, la valeur de CL₅₀ obtenue après 14 jours pour le test aiguë du sol était de 1,05 mg.g⁻¹, ceci prouve une autre fois que l'effet de l'HA sur la mortalité des vers de terre variait avec le temps d'exposition. Sa toxicité était considérablement nocive après huit (08) semaines d'exposition par rapport à deux (02) ou quatre (04) semaines d'exposition. De plus, la CE₅₀ obtenue lors du test d'évitement était de 0,05 mg.g⁻¹, ce qui signifie que les vers de terre ont pu détecter immédiatement une faible concentration d'HA dans les sols.
- Les valeurs de la concentration sans effet observé (CSEO) de l'HA à 56 jours pour les effets survie, croissance et reproduction étaient similaires (0,5 mg.g⁻¹) et montrent que la survie, la croissance et la reproduction sont sensibles à l'AH, sinon la CSEO obtenue pour l'effet taux d'éclosion des cocons et l'émergence des juvéniles était supérieure aux valeurs obtenues pour le premier test (1 mg.g⁻¹) ce qui indique que la survie, la croissance et la reproduction sont plus sensibles à l'HA que le succès d'éclosion des cocons.

En comparant les résultats obtenus dans ces deux dernières parties d'étude (2 et 3), on peut conclure que : il est presque incertain d'atteindre réellement les valeurs des concentrations nocives et létales de l'ammoniac sur les vers de terres. Les valeurs d'azote ammoniacal obtenues sur terrain sont plus faibles par rapport aux valeurs de CL₅₀ obtenues dans les tests de toxicité réalisés au niveau du laboratoire. En revanche, ces concentrations sont conditionnées par les pratiques de l'épandage des fientes avicole connues dans la région.

4. Du fait que les déjections sont considérées comme étant la source la plus incriminée dans le phénomène d'émission d'ammoniac dans les systèmes d'élevage avicoles et que les fientes avicoles sont riches en cation d'ammonium, nous avons voulu dans cette partie d'évaluer l'effet des fientes avicoles sur la faune lombricienne et sur le sol. De ce fait, un inventaire des vers de terre a été réalisé dans des terres agricoles recevant un épandage de fientes avicoles dans la région d'étude, avec trois stations d'étude plus une station témoin, cette dernière est située en aval des trois premières. Des prélèvements divers de vers de terre ont été réalisés sur chacune de ces stations en 15 points différents. Cet inventaire a permis d'obtenir les résultats suivants :
 - L'étude taxonomique des vers prélevés des quatre stations a permis de déterminer trois (03) espèces lombriciennes : *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* et *Aporrectodea trapezoides* réparties sur les quatre stations.
 - Les calculs de l'abondance et la détermination de la biomasse des vers de terre inventoriés montrent que le peuplement lombricien échantillonné dans les stations 01, 02 et 03, est peu abondant et présente une faible biomasse ponctuelle (en moyenne, 2 vers/point et

0.1757g/point respectivement), par rapport à celles calculées dans la station témoin (5 vers/point et 0.3526 g/point respectivement). Tandis que le calcul des indices de diversité a révélé que **la station 2** abrite le peuplement lombricien le plus diversifié et que la répartition des espèces est en équilibre par rapport aux autres stations.

On peut conclure d'une part que les vers de terre sont influencés par l'épandage des déjections avicoles et que cette influence est peut-être dépendante de la quantité de fientes déposée, de l'autre part, les résultats des analyses des caractéristiques physicochimiques du sol, montre que la MO, la CE et l'azote total sont influencés par l'épandage des fientes avicoles.

5. Il était aussi impératif d'évaluer l'effet des fientes (*in labo*) sur les différents stades de vie des vers de terre *Eisenia fetida*. Cette évaluation permet de mesurer sa toxicité potentielle vis-à-vis des vers de terre et par la suite pouvoir les protéger contre les doses dangereuses. Pour ce faire, des vers adultes, juvéniles et des cocons ont été exposés pendant 90 jours à des doses accrues d'excréments de volaille (0, 10, 20, 50 et 100 g), ajoutés à 250 g de substrat de culture. Les résultats obtenus révèlent que :

- L'effet des fientes de volaille sur les vers de terre et sur les propriétés du substrat de culture variait en fonction : du stade de vie des vers de terre, des doses ajoutées et du temps d'exposition.
- Les juvéniles et les cocons étaient plus sensibles à la fiente avicole que les adultes. En effet, les déjections de volaille avaient une influence sur le substrat de culture où les valeurs (pH, CE et MO) augmentaient avec l'augmentation de la DF.
- Les deux doses de fientes avicoles 10 g (4%) et 20 g (8%) étaient les moins toxiques pour l'éclosion des cocons et la croissance des adultes et des juvéniles. Alors que les deux doses 50 g (20%) et 100 g (40%) ont un impact négatif sur l'éclosion des cocons et un effet toxique sur les juvéniles et les adultes. Sinon, la dose d'excréments de volaille de 100 g était mortelle pour tous les stades biologiques d'*E. fetida*.

Néanmoins, suite aux résultats obtenus, l'emploi des produits provenant de l'élevage avicole présente des risques de pollution et des effets sur les sols et sur les organismes qui y vivent particulièrement sur les vers de terre (Annélide Oligochètes) du fait des concentrations importantes en azote uréique et ammoniacal. L'ampleur des effets est liée aux propriétés physico-chimiques des fientes avicoles, aux quantités déversées, au période d'exposition, et au mode de traitement de ces déchets, bien que l'impact serait encore plus important dans notre région à affinité aride du fait que les agriculteurs ne respectent pas ni la quantité utilisée (hiérarchique) ni la période de stockage de ces déchets.

De ce fait, l'épandage des fientes avicole sur les champs agricoles, doit être soumis à des règles strictes et des normes standards qui doivent être arrêtés par les autorités concernées (cumminale, direction de l'environnement, ministère de l'environnement, etc). Bien que, le bon usage des déjections avicoles doit passer par un épandage de qualité, c'est-à-dire une répartition sur la parcelle correspondant aux exigences de la culture en tenant compte des doses ajoutées qui ne doivent pas dépasser un ratio bien déterminé du mélange fiente/sol. De plus, pour une bonne utilisation, les déjections avicoles doivent être stockées dans un bassin pendant une durée donnée et bien déterminé pour chaque type de ce déchet organique et brassés mécaniquement et homogénéisés avant de les utilisés.

En outre, il est conseillé de traiter les déjections avicoles par voie biologique avant de les utilisés par (compostage/lombricompostage) qui sont des produits rentables pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets organique afin d'obtenir un matériau final stabilisé de haute qualité.

Pour conclure, nous sommes conscients des limites de cette thèse :

- ❖ La caractérisation de l'ammoniac était basée sur quelques facteurs prédéterminés. Pour surmonter ce problème, nous voulons élargir l'étude par l'introduction d'autres facteurs influençant la répartition des dépôts d'ammoniac.
- ❖ L'hypothèse de l'effet des dépôts d'ammoniac sur l'acidification des sols n'a pas été prouvée dans cette étude, il est conseillé de poursuivre à long terme et sur des grandes distances l'impact des dépôts d'ammoniac sur les sols, ainsi que sur les vers de terre.
- ❖ L'étude éco-toxicologique était basée sur l'utilisation de l'espèce *Eisenia fetida* comme un modèle biologique. Ce travail en constitue une première initiative, il serait intéressant de l'élargir à d'autres taxons plus adaptés au milieu aride, ainsi que l'application d'autres essais biologiques.
- ❖ L'étude histo-pathologique n'a pas été réalisée dans cette thèse, ceci constituera une autre perspective de recherche. Les tissus de la paroi du corps des vers de terre (l'épiderme, muscles circulaires et les muscles longitudinaux) et du tube digestif (tissu chloragène et épithélium intestinal) seront mis en profit.
- ❖ Le nombre d'échantillons de vers de terre prélevés pour évaluer l'effet de l'épandage de la fiente avicole semble être insuffisant. Pour bien appréhender ce problème, nous envisageons d'élargir l'étude avec l'addition d'autres stations, et poursuivre l'évaluation à long terme de l'impact avant et après épandage.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abbiramy, K.S., and Ronald Ross, P. (2012):** ‘Determination of acute toxicity of potash to *Eisenia foetida* using a simple paper contact method’, *Annals of Biology Research*, Vol. 12, No. 3, pp. 5714–5717.
- Abdul Rida, A.M.M., (1992):** ‘Biosurveillance de la contamination du sol: Apport de l’étude des lombriciens à l’évaluation des risques liés aux éléments traces’. *Document pédozoologique*, Lab. de Zooécologie du sol, I.N.R.A., Montpellier, 233 pp.
- Abdul Rida, A.M.M., 1994.** Les vers de terre et l’environnement. *La Recherche*, Vol. 25, pp. 260 – 267
- Ablain, F., (2003):** ‘Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments métalliques traces issus de boues de station d’épuration dans les sols cultivés’. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, France. 120p.
- ADEME (2012) :** ‘Les émissions agricoles de particules dans l’air : État des lieux et leviers d’action’. Brochure Réf. 7416. Éditions, mars 2012, ISBN : 978-2-35838-220-5.
- AEE (2006):** Agence Européenne pour l’environnement : Évaluer l’intégration environnementale dans la politique agricole communautaire, Copenhague, Danemark.
- AFNORN (1987):** ‘Qualité des sols. Méthodes d’analyses’. Recueil des normes françaises.
- Agu, S., Bonnefoy, A., Devaux, L., Mouilleront, T.H. (2000):** ‘Agriculture et effet de serre adaptation des pratiques agricoles alternatives énergétiques’, 96 pages.
- Aina, P.O., (1984):** ‘Contribution of earthworms to porosity and water infiltration in a tropical soil under forest and long-term cultivation’, *Pedobiologia*. Vol. 26, pp. 131-136.
- Akman, Y., et Daget, P. (1971):** ‘Quelques aspects synoptiques des climats de la Turquie’, *Bulletin de la Société languedocienne de Géographie*, Vol.5, No.3, pp.269-300.
- Alastuey, A., Querol, X., Chaves, A., Ruiz, C.R., Carratala, A., et Lopez-Soler, A. (1999):** ‘Bulk deposition in a rural area located around a large coal-fired power station, northeast Spain’, *Environmental Pollution*, Vol. 106, No. 3, pp. 359-367.
- Allen, HE. (2002):** ‘Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates’, *Microbes, and Plants*, New York: SETAC, 176 pages.
- Alloui, N. et Bennoune, O., (2013):** ‘Poultry production in Algeria: Current situation and future prospects’, *World's Poultry Science Journal*, Vol. 69, No.3, pp. 613-619.
- Aminot A., Chaussepied (1983) :** ‘Manuel des analyses chimiques en milieu marin’.CNEXO.
- An, Y.J. et Lee, W.M. (2008):** ‘Comparative and combined toxicities of toluene and methyl tert-butyl ether to an Asian earthworm *Perionyx excavatus*’, *Chemosphere*, Vol. 71, No. 3, pp.407–411.
- Andersson, M. (1994):** Performance of additives in reducing ammonia emissions from cow slurry. Lund: Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Agricultural Biosystems and Technology (JBT).
- Andrews, A.A., et Deschenes, J. (1982):** ‘Introduction à la Biologie’, Montréal: Études vivantes, 493 pages.
- Andrews, W.B. (1956):** ‘Anhydrous ammonia as a nitrogenous fertilizer’. *Advances in Agronomy*, Vol. 8, pp. 61-125.
- Arragon P., (2005):** ‘Épuration des eaux usées: le lombrifiltre’, Institut National de la Recherche Agronomique, Direction Départementale de l’Action Sanitaire et Sociale, Mairie de Combailaux/CIHEAM-IAMM.
- Asman, W.A.H. et Janssen, A.J. (1987):** ‘A long-range transport model for ammonia and ammonium for Europe’, *Atmospheric Environment*, Vol. 21, No. 10, pp. 2099-2119
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A., et Schjøerring, J.K. (1998):** ‘Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition’, *New Phytologist*, Vol. 139, No.1, pp. 27-48.

- Atlas, R.M., et Bartha, R., (1998):** 'Microbial Ecology. Fundamentals and applications', Addison Wesley Longman, Menlo Park, California. Chapter 8.
- ATSDR (2004):** 'Toxicological profile for ammonia', Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia. Disponible à : www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=11&tid=2
- Aubert, C. (1978):** 'Méthodes d'analyse des sols', 2^{ème} Edition. Centre national de documentation pédagogique, Marseille, 198p.
- Aubert, C. Bouvarel, I., Chevalier, D., Dezat, E., Ponchant, P., Rousset, N., et Hassouna, M. (2013):** 'Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre et zinc par les poulets, dindes et canards', Conférence: 9^{èmes} Journées de la Recherche Avicole, France.
- Avel, M., (1959):** 'Classe des Annélides Oligochètes. In Grassé, P.-P. (éd.), Traité de Zoologie. Anatomie, Systématique, Biologie. Masson et Cie, Paris: 224-470.
- Bachelier, G. (1978):** 'The annelid worms', In: *The fauna of the soil, its ecology and its action*, ORSTOM, Paris, France, pp.127-183.
- Bachelier, G., (1971):** 'Déterminisme de la faune des sols', In PESSON P. (Eds). *La vie dans les sols*. GAUTHIER-VILLARDS. Paris, pp3-39
- Baize D., (1988) :** Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, Paris, 172 P.
- Baize D., (2000) :** Guide des analyses en pédologie. Chois. Expression. Présentation. Interprétation. 2^{ème} Edition. INRA. Paris, 257p.
- Baltazart, A. (2010):** 'Propriétés physiques, chimiques, biologiques et nutritives des litières en élevage de volailles', thèse pour le doctorat vétérinaire, faculté de médecine de Creteil, école nationale vétérinaire d'Alfort.
- Barbault R. (1981) :** 'Ecologie des populations et des peuplements'. Ed. Masson, Paris.
- Barley, K.P., (1961):** 'The abundance of earthworms in agricultural land and their possible significance in agriculture', *Advances in Agronomy*, Vol. 13, pp. 249-268.
- Barneaud, A., Bisson, M., Del Grata, F., Ghillebaert, F., Guillard, D., et Tack, K. (2012):** *Toxicological and Environmental Data Sheet for Chemical Substances: Ammonia*, Version No. 2, INERIS.
- Bazri, K., (2015):** 'Etude de la biodiversité des lombriciens et leurs relations avec les propriétés du sol dans différents étages bioclimatiques, dans l'est Algérien'. Thèse de doctorat en sciences. Université Constantine 1. Algérie 169 pages.
- Boehar, P.A., et Srivastava, R.K. (2011):** 'Poultry waste management through vermicomposting employing exotic and indigenous species of earthworms', *Journal of Soil Science*, Vol.1, pp.04-11.
- Bertrand, M. (2011):** 'Une approche dynamique des flux d'éléments et d'énergie des ateliers de production avicole avec ou sans parcours conception et application du modèle MOLDAVI. Science des productions animales. Agrocampus Ouest. Français. fftel-00662627v1
- Bertrand, M. (2012):** 'Une approche dynamique des flux d'éléments et d'énergie des ateliers de production avicole avec ou sans parcours: Conception et application du modèle MOLDAVI', thèse de doctorat en sciences agricoles, Agrocampus, Rennes, France.
- Bhatti, H. K. (1962):** 'Experimental study of burrowing activities of earthworms', *Agriculture Pakistan*, Vol. 13, pp. 779-794.
- Binet, F., (1993):** 'Dynamique des peuplements lombriciens et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés', thèse de Doctorat, Université de Rennes I, 299 pages.
- Blakemore, R.J. (2002):** 'Cosmopolitan Earthworms', An Eco-Taxonomic Guide to the Peregrine Species of the World, 5th ed., VermEcology, Kippax, ACT, Australia.
- Blakemore, R.J. (2008a):** 'An updated checklist of pheretimoids (e.g. *Amyntas*, *Duplodricodrilus*, *Metaphire*, *Pheretima*, *Polypheretima*, etc). In: A Series of Searchable Texts on Earthworm Biodiversity, Ecology and Systematics.

- Blakemore, R.J. (2010):** 'Cosmopolitan Earthworms – an Eco-Taxonomic Guide to the Peregrine Species of the World'. 4th Ed. VermEcology, Yokohama, 1200 pp.
- Blakemore, R.J. (2002):** 'Cosmopolitan Earthworms. An Eco-Taxonomic Guide to the Peregrine Species of the World', 5nd Ed., Australia.
- Blakemore, R.J., (2007):** 'A Series of Searchable Texts on Earthworm Biodiversity, Ecology and Systematics from Various Regions of the World'. 2nd Edition Supplement. Eds. : N. Kaneko & M.T. Ito. COE Soil Ecology Research Group, Yokohama National University, Japan.
- Blanchart, E., Lavelle, P., Braudeau, E., Bissonnaise, Y.L., et Valentin, C., (1997):**'Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire', *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 29, No. 3-4, pp. 431-439.
- Blavier, G., et Debrock, K., (2011):** 'Les données de l'IBGE: Air – données de base pour le plan, Ammoniac', Bruxelles Environnement, DEP. Plan air, Climat et énergie et observatoire des données de l'environnement. Document disponible sur : https://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/Air%207
- Blondel J., (1979) :** Biogéographie et écologie. Masson. Paris.
- Bobbink, R., Hornung, M., et Roelofs, J.G.M. (1998):**'The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation', *Journal of Ecology*, Vol.86, No.5 pp.717–738.
- Boermans, G.M.F., et Erisman J.W. (1993):** 'Final report on the additional program on ammonia', Report 222105002, National Institute of Public Health and Environmental protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- Bostrom, U. (1986):** 'The effect of soil compaction on earthworms (Lumbricidae) in a heavy clay soil', *Swedish Journal of Agriculture Research*, Vol. 16, pp. 137-141.
- Bouché, M.B. (1972):** 'Lombriciens of France', Ecology and Systematics, *Annals of Zoology-Ecologie Animale*, Vol.72, No.2. , INRA Editions, Paris, France.
- Bouché, M.B. (1977):** 'Stratégies Lombriciennes'. In: Lohm, U., Persson, T., (Eds.), Soil organism as components of ecosystems. Proc. 6th Int. Coll. Soil Zool. Ecol. Bull., Stockholm, 122-132 pp.
- Bouche, M.B. (1982):** 'Un exemple d'activité animale : le rôle des lombriciens', *Oecol. Gener.*, Vol. 3, pp. 127-154.
- Bouché, M.B. (1984):** 'Les vers de terre', *La recherche*, Vol. 156, pp.769-804.
- Bouché, M.B., (1972):** 'Lombriciens de France, Ecologie et systématique', Inst. Nat.Rech. Agronomique, Paris. 671 pages.
- Bouche, M.B., Gardner, R.H. (1984):** 'Earthworm functions VIII, - Population estimation techniques', *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol (France)*, Vol. 21, No. 1, pp. 37-63.
- Boudy, P. (1952):** 'Guide du forestier en Afrique du Nord', La Maison Rustique, 505 pages.
- Boughaba, R. (2012):** 'Etude de la gestion et valorisation des fientes par le lombricompostage dans la willaya de Constantine'. *Mémoire de Magister en Ecologie et Environnement*. Option: Gestion des déchets: Evaluation et Solutions Environnementales. Université de Mentouri Constantine, 100p.
- Bouguerra, S., Gavina, A., Ksibi, M., Rasteiro, M.G., Rocha-Santos, T., et Pereira, R. (2016):** 'Ecotoxicity of titanium silicon oxide (TiSiO₄) nanomaterial for terrestrial plants and soil invertebrate species', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 129, pp. 291–301.
- Bourki, A. (2009):** 'Batna, Premier salon de l'aviculture. Ain touta, capitale de l'œuf et du poulet'. Journal Le Midi Libre. Consulté le 01.11.2020. Article disponible sur : http://www.lemidi-dz.com/index.php?operation=voir_article&id_article=societe@art1@2009-05-30
- Bouwman, A.F., Lee, D.S., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van Der Hoek, K.W. et Olivier, J.G.J. (1997):** 'A global high-resolution emission inventory for ammonia', *Global Biogeochem Cycles*, Vol. 11, No. 4, pp. 561-587.

- Bouzeriba, L., (2011):** ‘Contribution à la caractérisation de la pollution atmosphérique émise par les élevages avicoles en bâtiment dans la wilaya de Batna. Cas des poussières et de l’ammoniac’. Mémoire de Magistère, université de Batna-1.
- Bouzeriba, L., et Adjroudi, R. (2018):** ‘Characterization of the Systems in Use in Laying Hens Farming under Semi-Arid Climate, Wilaya of Batna, Algeria’, *Global Veterinaria* Vol. 20, No. 2, pp.48-59.
- Bouzeriba, L. (2020) :** ‘Parametres determinant les émissions polluantes, gaz et particules des élevage de poules pondeuses dans la région de batna’. Thèse du doctora, université de Batna-1.
- Brinkhurst, R.O., (1982):** Oligochaeta. In: *Synopsis and Classification of Living Organisms*, Mc Graw-Hill Book Company: 50-61.
- Brugere-Picoux J. (1992):** ‘Environnement et pathologie chez les volailles. Manuel de pathologie aviaire. Edition chaire de pathologie médicale du bétail et des animaux de basse-cour.
- Buch, W. (1991):** ‘Le ver de terre au jardin’, Ed. Eugen Ulmer GmbH et Co. 123 pages.
- Buijsman, E., Maas, H.F.M. et Asman, W.A.H. (1987):** ‘Anthropogenic NH₃ émissions in Europe’, *Atmospheric Environment*, Vol, 21, No.5, pp. 1009-1022.
- Buteau (2019):** Bref Élevage 2017 (Directive IED, Décision d'exécution de la commission européenne 2017/302/UE): Meilleures Techniques Disponibles (MTD) 12, 13 et 26 disponible sur : <https://www.itavi.asso.fr/content/les-odeurs-en-elevage-avicole>
- Caddle, S.H. (1985):** ‘Seasonal variations in nitric acid, nitrate, strong aerosol acidity, and ammonia on an urban area’, *Atmospheric Environment*, Vol. 19, No. 1, pp. 191-188.
- Cannavacciuolo, M. (1998):** ‘Biodiversité et structure spatiale de la faune lombricienne dans une prairie temporaire de l'Ouest de la France’, thèse de Doctorat, Université de Rennes I, 152p.
- Chabaliier, P.F., Kerchove, V.V., et Macary, H.S.(2006):** ‘Guide de la fertilisation organique à la réunion’. Document disponible sur : <http://www.mvad-reunion.org/wp-content/uploads/2019/10/Guide.pdf>
- Chen, C., Wang, Y., Zhao, X., Wang, Q., et Qian. Y. (2014):** ‘Comparative and combined acute toxicity of butachlor, imidacloprid and chlorpyrifos on earthworm, *Eisenia fetida*’, *Chemosphere*, Vol. 100, No. , pp.111–115.
- Chen, C., Yanhua, W., Xueping, Z., Qiang, W., et Yongzhong, Q.(2014):** ‘Comparative and combined acute toxicity of butachlor, imidacloprid and chlorpyrifos on earthworm, *Eisenia fetida*’. *Chemosphere*, Vol. 100, pp. 111–115.
- Chen, C., Zhou, Q.X., Liu, S. et Xiu, Z.M. (2011):** ‘Acute toxicity, biochemical and gene expression responses of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to polycyclic musks’, *Chemosphere*, Vol. 83, No. 8, pp.1147–1154.
- Choo, L.P.D., et Baker, G.H. (1998):** ‘Influence of four commonly used pesticides on the survival, growth and reproduction of the earthworm *Aporrectodea trapezoides*’, *Australian Journal of Agriculture Research*, Vol. 49, pp. 1297-1303.
- Cleeton, C.E. et Williams, N.H. (1934):** ‘Electromagnetic Waves of 1.1cm Wave-Length and the Absorption Spectrum of Ammonia’, *Physical Review*, Vol. 45, pp. 234 – 240
- Clement, M., et Françoise, P. (2003):** ‘Analyse chimique des sols : Méthodes choisies’, Tec & Doc LAVOISIER. Paris ,388p.
- Cluzeau, D., Binet, F., Vertes, F., Simon, J-C., Riviere, J-M., et Tréhen, P. (1987):** ‘Effects of intensive cattle trampling on the soil-plant-earthworm system in two grassland types’, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 12, No. 12, pp. 1661-1665.
- 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., Guo, Z.T., Chaussod, R., Esmenjaud, D., Fedoroff, N., Normand, M., et Valentin, G. (1990):** ‘Etats structuraux et biologiques des sols du vignoble de Champagne’, Rapport scientifique, Conseil Régional Champagne - Ardennes - SUAD Marne - Université de Rennes I, 2 vol., 124p. & 110p.

- Cluzeau, D., Lebouvier, M., Trehen, P., Bouché, M.B., Badour, C., et Perraud, A., (1987):** 'Relations between earthworm and agricultural practices in the vineyard of Champagne. Preliminary results', *In "On Earthworms"* Omodeo (Ed.). Selected Symposia and Monographs UZI Modena (Italie), p 465-484.
- Coleman, D.C., et Ingham, E.R., (1988):** 'Carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur cycling in terrestrial ecosystems, *Biogeochemistry* Vol.5, pp. 3-6.
- CORPEN (2001):** Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère : état des connaissances et perspectives de réduction des émissions. CORPEN, groupe Volatilisation des composés azotés, Paris, France, 110 pages.
- CORPEN (2006):** Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture, CORPEN Groupe Azote/ Ammoniac et gaz azotés d'origine agricole, Paris, France, 98 pages.
- CORPEN (2013):** Guidance Committee for Environmental Agricultural Practices, Estimated Nitrogen Discharges, Phosphorus, Potassium, Calcium, Copper & Zinc by poultry farms (Poultry Group). http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/sandrinel_Brochure_CORPEN_Volailles_revisee_21_JUIN_2013_DEFINITIVE_cle01d483.pdf (Dernier accès: 20 May 2017).
- Curry, J.P. (1998):** 'Factors affecting earthworm abundance in soils'. *In*: Edwards, C. A. (eds), *Earthworm Ecology*. Boca Raton, St. Lucie Press, pp. 389.
- Dajoz, R. (1975):** 'Précis d'écologie'. 3^{ème} édition. Dunod. Paris, 549p.
- Dajoz, R. (1985):** 'Précis d'écologie'. 5^{ème} édition. Dunod. Paris, 560p.
- Dämmgen, U., Erisman, J.W., Cape, J.N., Nhage, L.G. et Fowler., D. (2005):** 'Practical considerations for addressing uncertainties in monitoring bulk deposition', *Environmental Pollution*, Vol. 134, No. 3, pp. 535-548.
- Daudu C., (2008):** Organic Matter Sources, Soil Fertility and Productivity. VDM Verlag. 208p.
- Demmers, T.G.M., Phillips, V.R., Short, L.S., Burgess, L.R., Hoxey, R.P. et Wathes, C.M. (2001):** 'SE— Structure and Environment: Validation of Ventilation Rate Measurement Methods and the Ammonia Emission from Naturally Ventilated Dairy and Beef Buildings in the United Kingdom'. *Journal of Agricultural engineering research*, Vol. 79, No.1, pp. 107-116.
- Diaf, N., Bouchaour, M., Merad, L., et Benyoucef, B. (2003):** 'Paramètres Influçant la Dispersion des Polluants Gazeux', *Revue Energie Renouvelable*, ICPWE 139-142
- Dominguez, J. (2004):** 'State-of-the-Art and New Perspectives on Vermicomposting Research', 2nd ed., CRC Press LLC, Vigo University, Spain.
- Doube, B.M., Buckerfield, J.C., et Kirke Gaard, J.A. (1994):** 'Short-term effects of tillage and stubble management on earthworm populations in cropping systems in southern New South Wales', *Australian Journal of Agriculture Research*, Vol. 45, pp. 1587-1600.
- Douha, B. (2017):** 'Etude bibliographique sur la conduite d'élevage de poulet de chair', Institut des sciences vétérinaire - Université Blida 1.
- DSA (2012):** Direction des Services Agricoles d'Ain Touta, wilaya de Batna.
- Duchaufour Ph., (1997) :** Abrégé de pédologie, sol, végétation, environnement. 5^{ème} édition Masson. Paris, 335 p.
- Duddington, C.L. (1961):** 'The soil as an environment for animal life', (R.R. Symposium Norwich, 1er sept. 1961). *Nature* (Lond.), 192, 4800, 315-317.
- Dugès, A. (1828):** 'Recherche sur la circulation, la respiration et la reproduction des Annélides abranches sétigères', *Annals of Sciences Nature*, Vol. 15, No. 1, pp. 284-336. [*Aporrectodea trapezoides* n. sp., *Octodrilus complanatus* n. sp.]
- ECPA (2010):** 'Soil biodiversity and agriculture'. European Crop Protection Agency, European commission. Soil biodiversity. , Brussels, Belgium, pp 50.

- Edwards, C.A. (1988):** 'Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms', in Edwards, C.A. and Neuhauser, E.F. (Eds.): *Earthworms in Waste and Environmental Management*, pp.21–31, SPB Academic Publishing BV, The Hague, The Netherlands.
- Edwards, C.A. (1995):** 'Historical overview of vermicomposting', *Biocycle*, Vol. 36, No.6, pp.56-58.
- Edwards, C.A. et Bohlen, P.J. (1992):** 'The effects of toxic chemicals on earthworms', In: *Ware G.W. (eds) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol 125. Springer, New York, USA.
- Edwards, C.A. et Fletcher, K.E. (1988):** 'Interaction between earthworms and microorganisms in organic-matter breakdown', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 24, pp.235–247.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J. (1996):** 'Biology and Ecology of Earthworms', Springer Netherlands, London: Chapman and Hall. UK. 426 p.
- Edwards, C.A., et Lofty, J.R. (1972):** 'Biology of earthworms', Chapman and Hall, LTD London, 283p.
- Edwards, C.A., et Lofty, J.R., (1977):** 'Biology of earthworms', Second edition. Chapman and Hall, London, 300p.
- EEC (1985):** EEC Directive 79/831, Annex V. Part C: *Methods for the Determination of Ecotoxicity-Level I. C (II) 4: Toxicity for Earthworms. Artificial soil test.* DG XI/128/82.
- El-Duweini, A.K., et Ghabbour, S.I., (1965):** 'Temperature relations of three Egyptian oligochaetespecies', *Oikos*, Vol. 16, pp. 9-15.
- El-Gaci, M., et Medjerdaoui, L., (2008):** 'Contribution to an inquiry and Valorization Lombricompostage of droppings', mémoire de master, department sciences de la nature et de la vie, Université de Constantine, Algérie.
- Emberger, L. (1930):** 'Sur une formule applicable en géographie botanique', *Comptes rendus des séances de l'Académie des Science*, Vol. 191, pp. 389-390.
- Environment Canada (2004):** *Biological test methods: tests for determine the toxicity of contaminated soils to earthworms (Eisenia andrei, Eisenia fetida or lumbricus terrestris)*, [online] report, environmental technology center, environmental protection publications, Environment Canada, Ottawa, Ontario. http://publications.gc.ca/collections/collection_2013/ec/En49-7-1-43-fra.pdf (Dernier accès le 05 Décembre 2017).
- Evans, A.C., et Guild, W.J.M.C. (1948):** 'Studies on the relationships between earthworm and soil fertility. V – Field populations', *Annals of Applied Biology*, Vol. 35, No. 4, pp. 485-493.
- Fabbri, C., Valli, L., Guarino, M., Costa, A., et Mazzotta, V. (2007):** 'Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens', *Biosystems Engineering*, Vol. 97, No. 4, pp. 441 – 455.
- Fangmeir, A., Hadwiger-Fangmeir, A., Van der Eerden, L.J.M. et Jager, H.J. (1994):** 'Effects of atmospheric ammonia on vegetation - a review', *Environmental Pollution*, Vol. 86, No. 1, pp. 43 – 82.
- FAO (2005):** 'Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole', *Documents de Travail Sur Les Terres et Les Eaux - FAO*, 1–48. Disponible sur : <http://www.fao.org/docrep/008/y5104f/y5104f05.htm>
- Fayolle, L.(1982) :** 'Etude de l'évolution du Système déchets ± lombriciens ± microorganismes: perspectives appliquées', Thèse de l'université de Lyon. France, 252 pages.
- Ferm, M., (1998):** 'Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review'. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*, Vol.51, pp.5-17.
- Fourmont, D., (1982):** 'Les fientes de volailles déshydratées utilisées dans l'alimentation des ruminants', thèse de doctorat vétérinaire, université Claude Bernard, Lyon, 203 pages.
- Fowler, D., Pitcairn, C.E.R., Sutton, M.A., Fléchar, C., Loubet, B., Coyle, M., Munro R.C. (1998):** 'The mass budget of atmospheric ammonia within 1 km of livestock buildings and deposition patterns within adjacent woodland', *Environment Pollution*, Vol. 102, pp. 343-348.

- Fowler, D., Sutton, M.A., Smith, R.I., Pitcairn, C.E.R., Coyle, M., Campbel, G., et Stedman, J. (1998):** 'Regional mass budgets of oxidized and reduced nitrogen and their relative contribution to the N inputs of sensitive ecosystems', *Environmental Pollution*, (Nitrogen Conference Special Issue), Vol. 102, No. 1, pp. 337-342.
- Frampton, G.K., Jänsch, S., Scott-Fordsmand, J.J., Römbke, J., et Van den Brink, P.J. (2006):** 'Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: a review and analysis using species sensitivity distributions', *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 25, No. 9, pp. 2480-2489.
- Frangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., et Jäger, H.J. (1994):** 'Effects of atmospheric ammonia on vegetation, a review', *Environmental Pollution*, Vol. 86, No. 1, pp. 43-82.
- Franzaring, J., Hrenn, H., Schumm, C., Klumpp, et Fangmeier, A. (2006):** 'Environmental monitoring of fluoride emissions using precipitation, dust, plant and soil samples', *Environmental Pollution*, Vol. 144, No. 1, pp.158-165
- Frenot, Y. (1986):** 'Organisation des communautés de vers de terre de l'Île de la Possession', archipel Crozet. Colloque sur les écosystèmes terrestres subantarctiques. Paimpont, C.N.F.R.A. n°58, p215-230.
- Gac, A., Béline, F., et Bioteau, T. (2007):** 'Inventaire national des émissions gazeuses (CH₄, N₂O, NH₃) liées à la gestion des déjections animales: les données bibliographiques et les résultats pour l'élevage avicole', *Septièmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, 28 et 29 mars 2007 Cemagref, 17 avenue de Cucillé, 35044 Rennes* 124-127.
- Gagnard, J., Huguet, C. et Ryser, J.P. (1988):** 'L'analyse du sol et du végétal dans la conduite de la fertilisation, le contrôle de la qualité des fruits', Secrétariat générale OILB/SROP, Edition - Diffusion ACTA., 87 pages.
- Garg, V.K., Chand, S., Chhillar, A. et Yadav, A. (2005):** 'Growth and reproduction of *Eisenia foetida* in various animal wastes during vermicomposting', *Applied Ecology and Environmental Research*, Vol. 3 No. 2, pp.51-59.
- Gary, R., (2006):** 'Ammonia: acid pollutant of air, soils, and superficial water', [online] report, Eau et Rivières de Bretagne. http://www.eau-et-rivieres.asso.fr/media/user/File/Ammoniac_ERB%20juin%202006.pdf (dernier accès 15 October 2017).
- Gates, G.E. (1972):** 'Burmese Earthworms, an introduction to the systematics and biology of Megadrile oligochaetes with special reference to South-East Asia', *Transactions of the American Philosophical Society*, Vol. 62, No. 7, pp. 1-326.
- Gaujous, D.D (1995):** 'La pollution des milieux aquatiques': aide-mémoire, Ed.Lavoisier-Tec & Doc, Paris.220p.
- Gazeau, G., (2012):** Fientes de volailles, Maison des Agriculteurs. France
- GC (2020):** Gouvernement du Canada : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: Document technique – L'ammoniac. Disponible sur: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-ammoniac.htm>.
- Genermont, S., et Cellier, P.(2016):** 'L'azote, si cher à nos campagnes », *Pollution atmosphérique* [En ligne], N°229 - 230, mis à jour le : 03/05/2017, URL : <http://lodel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=5763>
- Gerard, B.M. (1967):** 'Factors affecting earthworms in pastures', *Journal of Animal Ecology*, Vol. 36, No. 1, pp. 235-252.
- Ghiti, H. (2017):** 'Apport de l'action des lombriciens-microorganismes dans la valorisation des déchets organiques par lombrotechniques', Thèse de doctorat en sciences, université des Frères Mentouri-Constantine. 207 pages.

- Ghiti, H., Ouahrani, G. et Salutiano, M. (2014):** 'Evaluation of microbial catabolic patterns and substrate induced respiration in various vermicomposting designs of organic waste by *Eisenia fetida*'. *Annals of Biological Research*, Vol. 5, pp. 52-57.
- Gilley, J.E. et Risse, M. (2000):** 'Runoff and soil loss as affected by the application of manure', *Transactions of the ASAE*, Vol. 43, No.6, pp.1583-1588.
- Ginet, R., et Roux, L. (1974):** 'Les plans d'organisation du règne animal', Publications de la Société Linnéenne de Lyon, pp. 38-39.
- Gomèz-Brondon, M., Vela, M., Victoria, M., Tolido, M., Insam, H. et Dominguez, G. (2015):** 'Effect of compost and vermicompost teas as organic fertilizers', In S.Sinha K. K.pant, S.Bajpai (Eds.), Studium press, *Advances in fertilizer technology: Synthesis*, Vol. 1, LLC, USA, pp.300-318.
- Goulding, K.W.T., Bailey, N.J., Bradbury, N.J., Hargreaves, P., Howe, M., Murphy, D.V., Poulton, P.R. et Willison, T.W. (1998):** 'Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes', *New Phytol.*, Vol. 139, No. 1, pp. 49–58.
- Greig-Smith, P. (1992):** 'Ecotoxicology of earthworms'. 269 p. Andover, Hants, U.K. : Intercept, c1992.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M. R., Sneath, R. W., Short, J. L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf J., Schroder M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O. et Wathes, C.M. (1998):** 'Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe'. *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol.70, No.1, pp.79–95.
- Groot Koerkamp, P.W.G., 1994.** 'Review of emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling'. *Journal of Agricultural Engineering Research* Vol. 59, 73-87.
- Gros, A. (1979):** 'Guide pratique des relations entre alimentation phosphatée des cultures et les valeurs E et l'INRA, pp 205-215.
- Grumiaux, F., Demuynek, S., Schikorski, D., Lemièrre, S. et Leprêtre, A. (2010):** 'Assessing the effects of FBC ash treatments of metal-contaminated soils using life history traits and metal bioaccumulation analysis of the earthworm *Eisenia andrei*', *Chemosphere*, Vol. 79, No. 2, pp.156–161.
- Guergah, M. (2019):** 'Suivi d'élevage de deux souches de poulets de chair', Institut des sciences vétérinaire - Université Blida 1. 80 pages.
- Guessoum A., (2001) :** L'effet de l'irrigation sur la salinité du sol dans la région de Saada - Biskra., mémoire d'ingénieur en Agronomie, Université de Batna, 50p.
- Guidi G. et Hall J E., (1984):** Effects of sewage sludge on the physical and chemical proprieties of soils. In proceeding and use of sludge. l'Hermite.
- Guild, W.J.MC.L. (1948):** 'The effect of soil type on the structure of earthworm populations', *Annals of Applied Biology*, Vol. 35, No. 2, pp. 181-192.
- Gülsoy, G., Tayanç, M., et Ertürk, F.(1999):** 'Chemical analyses of the major ions in the precipitation of Istanbul, Turkey', *Environmental Pollution*, Vol. 105, No. 2, pp. 273-280.
- Gunadi, B. et Edwards, C.A.(2003):** 'The effect of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of *Eisenia foetida* (savigny) (Lumbricidae)', *Pedobiologia*, Vol. 47, No. 4, pp.321-330.
- Gunadi, B., Blount, C. et Edwards, C.A. (2002):** 'The growth and fecundity of *Eisenia foetida* (savigny) in cattle solids pre-composted for different periods', *Pedobiologia*, Vol. 46 No.1, pp.15-23.
- Hartnik, T., Sverdrup, L. E. et Jensen J. (2008):** 'Toxicity of the pesticide alpha-cypermethrin to four soil nontarget invertebrates and implications for risk assessment' *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 27, No. 6, pp. 1408–1415.
- Hashemi Majd, K., Kalbasi, M., Golchin, A. and Shariatmadari H. (2004):** 'Identifying '*Eisenia fetida*', a native compost worm of some North and Northwest parts of Iran and evaluation of its ability in vermicompost production', *Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources*, Vol. 7, No. 4, pp. 61–68.

- Heimbach, F. (1992):** 'Effects of pesticides on earthworm populations: comparison of results from laboratory and field tests', In Greig-Smith PW, Becker H, Edwards PI, Heimbach F, editors. *Ecotoxicology of Earthworms*. Andover, Hampshire: Intercept; pp.100–106.
- Heimbach, F. (1992):** 'Effects of pesticides on earthworm populations: comparison of results from laboratory and field tests', in Greig-Smith, P.W., Becker, H., Edwards, P.I. and Heimbach, F. (Eds.): *Ecotoxicology of Earthworms*, pp.100–106, Intercept, Andover, Hampshire.
- Hellebaut, F., (2001):** 'Le ver de terre *Perionyx excavatus*', Bureau pour l'échange et la distribution de l'information sur le mini-élevage .8 p.
- Hillel, D. (1998):** 'Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations. Academic Press, Waltham. 771 pages.
- Holmstrup, M., Ostergaard, I. K., Nielsen, A. et Hansen, B.T.(1996):** 'Note on the incubation of earthworm cocoons at three temperatures', *Pedobiol*, Vol. 40, pp.477-478.
- Hopp, H. (1947):** 'The ecology of Earthworms in Cropland', *Soil Science Society of American Journal*, Vol. 2, pp. 503-507.
- Huynh, T.M.D., (2009):** 'Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique', Thèse de Doctorat en écologie microbienne, Ecole doctorale science de la vie et de la sante. Créteil, France. 145 pages.
- IFEN (2000):** Aménagement du territoire et environnement Politiques et indicateurs. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.
- INERIS (2017):** Document de référence sur les meilleures techniques disponibles (BREF) : élevage intensif de volailles ou de porcs (IRPP). <https://aida.ineris.fr/node/191> (dernier accès: 01.11.2020).
- INERIS (2020):** 'Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques', rapport disponible sur : <https://substances.ineris.fr/fr/page/21>
- INRS (2008):** Institut national de recherche et de sécurité : Fiche MétroPol 013-Ammoniac et sels d'ammonium, mars 2008. Consulté octobre 2020.
- INRS (2016):** Institut National de Recherche et de Sécurité : Valeurs limites d'exposition pour la prévention des risques chimiques. France.
- ISO (1993):** International Standard Organization, ISO Standard Number No.11268-1: 1993: *Soil Quality- Effects of Pollutants on Earthworms (Eisenia fetida)-Part I: Determination of Acute Toxicity Using Artificial Soil Substrate*. Geneva, ISO.
- ISO (1998):** International Standard Organization, ISO Standard Number No.11268-2: 1998: *Soil Quality- Effects of Pollutants on Earthworms (Eisenia fetida)-PartII: Method for the Determination of Effect son Reproduction*. Geneva, ISO.
- ITAVI (2001):** 'Institut Technique de l'AViculture: les déjections avicoles. Hors série'. Document disponible sur : https://bio-e-co.fr/wp-content/uploads/2018/11/les_dejections_avicoles.pdf
- ITAVI (2004):** 'Sciences et S techniques avicoles, la revue scientifique de l'aviculture', Hors série, Mai 2004. Schaeffer
- James, S. (2000):** 'Earthworms (Annelida : Obligochaeta) of the Columbia River basin assessment area. General Technical Report. PNW-GTR-491. Portland, OR:U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 13 pages.
- Jarvis, S.C., et Pain, B.F. (1990):** 'Ammonia volatilisation from agricultural land'.Pages3-35 in the fertiliser society. The fertiliser society, London.
- Jegou, D., Hallaire, V., Cluzeau, D., et Trehen, P., (1999):** 'Characterization of the burrow system of earthworms *Lumbicus terrestris* and *Aporrectodea giardi* using X-ray computed tomography and image analysis', *Biology and Fertility Soils*, Vol. 39, pp. 314-318.
- Jensen, J, Diao, X.P., et Scott-fordsmand, J.J. (2007):** 'Sub-lethal toxicity of the antiparasitic abamectin on earthworms and the application of neutral red retention time as a biomarker', *Chemosphere*, Vol. 68, No. 4, pp. 744–750.

- Joshi, T.N., Nepali, D.B., Sah, R.A. et Bhattarai, T.C. (2015):** 'Survivability and multiplication of earthworm species (*Eisenia fetida*: oligochaeta, savigny) during poultry waste disposal', *International Invention Journal of Agricultural and Soil Science*, Vol. 3, No. 3, pp.43-46.
- Jouquet, P., Plumere, T., Thu T.D., Rumpel, C., Duc, T.T. et Orange, D. (2010):** 'The rehabilitation of tropical soils using compost and vermicompost is affected by the presence of endogeic earthworms', *Applied Soil Ecology*, Vol. 46, No.1, pp.125-133.
- Kaci, A., (2015):** 'La filière avicole algérienne à l'ère de la libéralisation économique'. *Cahier Agricole*, Vol.24, No.3, pp. 151-60. doi : [10.1684/agr.2015.0751](https://doi.org/10.1684/agr.2015.0751)
- Karnataka, J. (2008):** 'Recycling of Sheep and Poultry Manure using Earthworm *Eudrilus eugeniae* (Kinberg)', *Journal of Agricultural Science*, Vol. 21, No.4, pp. 583-585.
- Khelif, S. (2010):** 'Etude de l'effet des effluents urbains sur le sol cultivé en zone semi-aride', Mémoire de magister en Gestion des ressources naturelles et environnement. Université de Batna-1, 66 pages.
- Khenenou, T., Bougherara, M., Melizi, M., et Lamraoui, R., (2017):** 'Histomorphological Study of the Bursae of Fabricius of Broiler Chickens during Gumboro Disease in Algeria Area', *Global Veterinaria*, Vol. 18, No. 2, pp. 132-136.
- Kirouani, L. (2015):** 'Structure et organisation de la filière avicole en Algérie - Cas de la wilaya de Bejaia', *El-Bahith Review*, Vol 15, pp. 187-189.
- Koerkamp, P.W.G. (1994):** 'Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling', *Journal of Agricultural Engineering Research*; Vol.59, No.2, pp.73-87.
- Kolar, L., Logerwerf, N.K.E.L., et Van Gestel, C.A.M. (2008):** 'Toxicity of abamectin and doramectin to soil invertebrates', *Environment Pollution*, Vol. 151, No. 1, pp.182-189.
- Kretzschmar, A., (1989):** 'Galeries des lombriciens en réseau structures fonctionnelles et signatures comportementales', thèse de l'université, Paris-Sud-Orsay, 228p.
- Krupa, S.V. (2003):** 'Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review', *Environmental Pollution*, Vol. 124, No. 2, pp.179-221.
- Kula, C. (1998):** 'Endpoints in laboratory testing with earthworms: experience with regard to regulatory decisions for plant protection products', in Sheppard, S. *et al.* (Eds.): *Advances in Earthworm Ecotoxicology*, pp.3-14, SETAC Press, Pensacola, FL, USA.
- Lacour, S. (2001):** 'Centre d'Enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique CEEA «court de pollution atmosphérique inventaire d'émissions» (<http://ceea.enpc.fr/fr/>).
- Lakhani, K.H. et Satchell, J.E. (1970):** 'Production by *Lumbricus terrestris* (L.)', *Journal of Animal Ecology*, Vol. 39, No. 2, pp.473-492.
- Lallemant, R., Cyprien, A.L., Houssay, I., et Joslain, H. (1996):** 'Etude au moyen de la flore lichénique des pollutions atmosphériques acides et azotées dans le nord est des Côtes d'Armor (avec mise au point d'une nouvelle méthode d'évaluation des pollutions atmosphériques azotées), 1996. Rapport interne, 27 pages.
- Landrum, M., Cañas, J.E., Coimbatore, G., Cobb, G.P., Jackson, W.A., Zhang, B.H. et Anderson, T.A.(2006):** 'Effects of perchlorate on earthworm (*Eisenia fetida*) survival and reproductive success', *Science of the Total Environment*, Vol. 363, No1-3, pp. 237-244.
- Lavelle, P. et Meyer, J. A., (1983):** 'A simulation model of dynamics and effect on soil of populations of *Millsonia anomala* (Oligochaeta - Megascolecidae)', *Proceedings of the VIII Intl Colloquium of Soil Zoology*. Belgium, pp. 503-517.
- Lavelle, P. et Spain, A. (2001):** 'Soil Organisms'. In *Soil Ecology*, Springer, Netherlands: Dordrecht, Amsterdam, pp.201-356.
- Lavigne, J., Andrée Roy, L., et Thériault, G. (2004):** 'Les irritants pulmonaires: Ammoniac, Chlore', Guide toxicologique pour les urgences en santé environnementale. Document disponible sur : https://www.inspq.gc.ca/pdf/publications/786_GTUSE_SectionB-4.pdf.

- Le Clech, B. (1998):** 'Environnement et agriculture', 2ème édition, éditions synthèses agricoles, Bordeaux, 342 pages.
- Leclerc, M.Y., et Thurtell, G.W., (1990):** 'Footprint prediction of scalar fluxes using a Markovian analysis', *Boundary-Layer Meteorol*, Vol. 52, pp.247-258.
- Lee, K., (1985):** 'Earthworms their ecology and relations ship with soil land laud use', *Academic press*. Sydney, Australie. 411 pages.
- Legg, B.J., Raupach, M.R. (1982):** 'Markov-Chain simulation of particle dispersion in inhomogeneous flows: The mean drift induced by a gradient in Eulerian velocity variance', *Boundary-Layer Meteorol*, Vol. 24, pp. 3-13.
- Lekefack, J.P. (2015):** 'Evaluation de la gestion des fientes de poules pondeuses : cas de la grande ferme du GIC AECAM de MENDONG'. Mémoire de master professionnel, université de Yaounde I, Cameroun, 95p.
- Levine, J.S., Augustsson, T.R. et Hoell, J.M. (1980):** 'The vertical distribution of tropospheric ammonia', *Geophysical Research Letters*, Vol. 7, No. 5, pp. 317-320.
- Liu, S., Zhou, Q.X. et Wang, Y.Y. (2011):** 'Ecotoxicological responses of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to soil contaminated with HHCb', *Chemosphere*, Vol. 83, No. 8, pp.1080–1086.
- Lock, K. et Janssen, C.R. (2002):** 'Ecotoxicity of nickel to *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus* and *Folsomia candida*', *Chemosphere*. Vol. 46, No. 2, pp. 197–200.
- Lofs-Holmin, A. (1983):** 'Reproduction and growth of common arable land and pasture species of earthworms (Lumbricidae) in laboratory cultures', *Swedish Journal of Agricultural Research*, Vol. 13, pp.31-37.
- Lokke, H., et Van Gestel, C.A.M. (1998):** 'Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests', Chichester: John Wiley and Sons, 281 pages.
- Loubet, B. (2000):** 'Modélisation du dépôt sec d'ammoniac atmosphérique à proximité des sources'. Thèse de Doctorat de l'Université Paul Sabatier. Toulouse .france .330 p
- Loureiro, S., Soares, A.M.V.M. et Nogueira, A.J.A. (2005):** 'Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination', *Environmental Pollution*, Vol. 138, No. 1, pp.121–131.
- M'sadak, Y., et Zoghalmi, R.I. (2012):** 'Caractérisations physico-chimique, environnementale et énergétique de la bio-méthanisation industrielle avicole en Tunisie semi-aride', *Algerian journal of arid environment*, Vol. 2, No. 2, pp.16-27.
- M'Sadak, Y., Ghariani, I. et Ben Salah, N. (2017):** Caractérisation des fumiers des dindes de chair et du digesteur à adopter dans une exploitation agro-industrielle (Tunisie), *Revue des Energies Renouvelables*, Vol. 20, No. 1, pp. 39 – 49.
- Mahboub Khomami, A., Mammadov, G.M., Fatemi Chokami, A., et Sedaghatthoor, S. (2015):** 'Growth and reproductive performance of *Eisenia fetida* in cow manure, cow manure + sugarcane bagasse, and cow manure + sawdust waste', *Applied Ecology and Environmental Research*, Vol. 14, No.1, pp.237-247.
- Martin, P.J. et Ait Boughrou, A., (2012):** 'Guide taxonomique des oligochètes dulçaquicoles du Maghreb', ABC Taxa. Samyn Y., VandenSpiegel D. et Degreef J.
- Martinez, J. et Le Bozec, G. (2000):** 'Pig dropping and environmental problems in Europe', *Cahiers Agricultures*, Vol. 9, pp.181-190.
- Martinez, J., Moal, J.F., Caudal, M.C., et Guiziou, F. (1996):** 'Emission d'ammoniac après épandage de lisier : quantification et maîtrise', Centre national du machinisme agricole, du génie rural, des eaux et forêts, Renne, France, pages 43 à 52.
- Mathur A, Satish K.V., Rakshanda B., Santosh K., Archana S., Prakash, Prasad GBKS. et Dua VK., (2010):** 'Antimicrobial Activity of Earthworm Extracts', *Journal of Chemistry and Pharmacy Research*, ISSN No: 0975-7384, pp. 364-370.

- Maurizio G., (1999):** ‘The role of earthworms for assessment of sustainability’, University of Padova, 35100-Padova, Italy.
- McShane, H., Sarrazin, M., Whalen, J.K., Hendershot, W.H. et Sunahara, G.I. (2012):** ‘Reproductive and behavioural responses of earthworms exposed to nano-sized titanium dioxide in soil’ *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.31 No.1, pp.184-193.
- Mele, P.M., et Carter, M.R. (1999):** ‘Impact of crop management factors in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia’, *Soil and Tillage Research*, Vol. 50, No. 1, pp.1-10.
- Metras, R. (2003):** ‘Utilisations et dangers sanitaires microbiologiques liés aux effluents d’élevage’, Thèse de doctorat de l’école nationale vétérinaire de Lyon. 150 pages.
- Michaelsen, W., (1928):** ‘Dritte Klasse der Vermes Polymera (Annelida) Clitellata – Gürtelwürmer’. In Hükenthal, W. & T. Krumbach (eds.), *Handbuch der Zoologie. Vermes Polymera : Archiannelida, Polychaeta, Clitellata, Priapulida, Sipunculida, Echiurida*. De Gruyter, W, Berlin und Leipzig 1928 bis 1934: 1-118.
- Michelot, N. (2014):** ‘L’influence des topoclimats sur la pollution de l’air aux particules dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes’, *Géographie*. Université Nice Sophia Antipolis. Français.
- Miyazaki, A., Amano, T., Saito, H. et Nakano, Y. (2002):** ‘Acute toxicity of chlorophenols to earthworms using a simple paper contact method and comparison with toxicities to fresh water organisms’, *Chemosphere*, Vol. 47, No. 1, pp.65–69.
- Moal, J.F.(1995):** ‘Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage Quantification et étude des facteurs d'influence’, 1^{ère} édition, **Collection : Études Cemagref**, 230 pages.
- Mohand, A. et Ait Ali, B.B. (2017):** ‘Enquête sur la maladie de Laryngo trachéite infectieuse chez la poule pondeuse dans les régions de Tizi Ouzou et Boumrdès’, Institut des sciences vétérinaire - Université Blida 1.
- Monteny, G.J., Erisman, J.W., (1998).** ‘Ammonia emission from dairy cow buildings: areview of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction’. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. Vol.46, pp.225-247.
- Moore, P.A., Jr., et Edwards, D.R. (2005):** ‘Long-term effects of poultry litter, alum-treated litter, and ammonium nitrate on aluminum availability in soils’. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 34, No. 6, pp. 2104-2111.
- Morgan, J.E. et Morgan, A.J. (1988):** ‘Earthworms as biological monitors of Cd, Cu, Pb and Zn in metalliferous soils’, *Environmental Pollution*, Vol. 54, No. 2, pp.123–138.
- Moriarty, F. (1983):** ‘Ecotoxicology: The Study of Pollutants in Ecosystems’. London, UK: Academic Press; 347p.
- Morin, R. (1999):** ‘Exploitation et élevage des vers de terre pour le marché des appâts vivants’, *In: Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation, éd. Document d’information DADD-20*. Québec, Canada : Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation.
- Morisseau, L., (2005):** Etude du marché des fertilisants organiques, Publication ITAVI, ITP, OFIVAL (Office Interprofessionnel de Viande France). Paris, 54 p. Consulté en avril 2017.
- Moussouni, A., (2016):** ‘Etude de faisabilité de nouvelles techniques pour la valorisation des déchets dans le secteur Agroalimentaire au Maghreb Arabe’, REME.
- Natal da Luz, T., Ribeiro, R. et Sousa, J.P. (2004):** ‘Avoidance tests with collembola and earthworms as early screening tools for site specific assessment of polluted soils’, *Environmental Toxicology Chemistry*, Vol. 24 No. 9, pp. 2188-2193.
- Nicks, B., Laitat, M., Desiron, A., Vandenheede, M., et Canart, B. (2003):** ‘Emissions d’ammoniac, de protoxyde d’azote, de méthane, de gaz carbonique et de vapeur d’eau lors de l’élevage de porcs charcutiers sur litières accumulées de paille et de sciure; Journées Recherche Porcine; Liège, Belgique ; pp : 35, 7-14.

- Nouad, M.A. (2011):** 'Étude technico-économique de projets de valorisation/gestion de déchets liés à la filière avicole en Algérie'. REME.
- NRC (National Research Council) (1995):** 'Nitrate and nitrite in drinking water, National Academy of Science', 63 p. Canada.
- Nuutinen, V., Pitkanen, J., Kuusela, E., Widbom, T., Lohilathi, H. (1998):** 'Spatial variation of earthworm community related to soil properties and yield in a grass-clover field', *Applied Soil Ecology*, Vol. 8, No. 1-3, pp. 85-94.
- OEB (2003):** Observatoire de l'environnement en Bretagne: 'Etude des teneurs en ammoniac atmosphérique sur le canton de Lamballe Campagne 2003 (du 2 juillet au 2 septembre 2003)', Rapport disponible sur : <https://bretagne-environnement.fr/etude-teneurs-ammoniac-atmospherique-canton-lamballe-campagne-2003-2-juillet-2-septembre-2003>
- OECD (1984):** Guidelines for the testing of chemicals No. 207, *Earthworm acute toxicity tests*, Organization for Economic Co-operation and Development. Adopted 4 April, Paris, France. <http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/1948293.pdf> (Dernier accès: 06 juillet 2017).
- OECD (2004):** Organization for Economic Co-operation and Development: Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida/Eisenia andrei*). Guideline for testing of chemicals No. 222. Adopted 13 April, Paris, France.
- OECD (2010):** Guideline for testing of chemical No. 317, Bioaccumulation in terrestrial oligochaetes, Organization for Economic Co-operation and Development, Adopted 22 July, Paris, France.
- OECD (2016):** Guideline for testing of chemical No. 222, *Earthworm Reproduction test (Eisenia fetida/Eisenia andrei)*, Organization for Economic Co-operation and Development. Adopted 29 July, Paris, France. <http://www.oecd-ilibrary.org/docserver/download/9723021e.pdf?expires=1512601159&id=id&accname=guest&checksum=E1C53B8EE89A3707C8C5B06CB966F704> (Dernier accès le 07 Décembre 2017).
- Omodeo P, Rota E. et Baha M. (2003) :**'The megadrile fauna (Annelida: Oligochaeta) of Maghreb: a biogeographical and ecological characterization'. *Pedobiologia* , Vol. 47, pp.458-463.
- OMS (1980):** 'Nitrates, nitrites et composés N-nitroso', Genève, 112 p.
- OMS IPCS (1986):** 'Environmental Health Criteria n°54 : Ammonia'. World Health Organisation, International Programme on chemical Safety. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.
- Ouellet, G., Lapen, D.R., Topp, E., Sawada, M. et Edwards, M. (2008):**'A heuristic model to predict earthworm biomass in agro-ecosystems based on selected management and soil properties', *Applied Soil Ecology*, Vol. 39, No.1, pp.35-45.
- Pansu M. et Gautheyrou J., (2003).** L'analyse du sol, minéralogique, organique et minérale. Springer-verlag, Paris, 993 P.
- Paoletti, M.G, (1999):** 'The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators'. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.74, No.1-3, pp.137-155.
- Paoli L., Pirintsos A.S., Kotzabasis K., Pisani T., Navakoudis E., et Loppi S. (2010):** 'Effects of ammonia from livestock farming on lichen photosynthesis', *Environmental Pollution*, Vol.158, No. 6, pp. 2258-2265.
- Patterson, P. H, Adrizal, Hulet, R.M., Bates, R.M., Myers, C.A.B, Martin, G.P., Shockey, R. et van der Grinten, M. (2006):** 'Plant Foliar Nitrogen and Temperature on Commercial Poultry Farms in Pennsylvania', *Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality*, Vol, pp. 453-457.
- Pearson, J. et Stewart, G.R. (1993):** 'The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants', *New Phytologist*, Vol. 125, No. 2 , pp.283-305.
- Peigne, J. (2003):** 'Méthode d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air Et l'aide d'indicateurs agri-environnementaux', thèse de doctorat, INRA UMR Agriculture et Environnement Centre de Colmar. 306 Pages.

- Pelosi, C., (2008):** 'Contribution à l'étude de l'impact de systèmes de culture sur les communautés lombriciennes'. Thèse de doctorat, l'institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech). 95 pages.
- Peres, G., Cluzeau, D., Curmi, P., et Hallaire, V. (1998a):** 'Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems', *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 27, pp. 417-424.
- Pfiffner, L., (2012):** 'Dossier vers de terre : Les vers de terre sont les architectes des sols fertiles'. Institut de recherche de l'agriculture biologique (FiBL), Suisse.
- Phillipson, J. et Bolton, P.J. (1977):** 'Growth and cocoon production by *Allolobohora rosea* (Oligochaeta: Lumbricidae)'. *Pedobiol*, Vol.17, pp.70-82.
- Phillipson, J., Abel, R., Steel, J., et Woodell, S.R.J. (1976):** 'Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood', *Pedobiologia*, Vol. 16, pp. 258-285.
- Pitcairn, C.E.R., Fowler, D., et Grace, J. (1995):** 'Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris*', *Environmental Pollution*, Vol. 88, No. 2, pp.193-205
- Pitcairn, C.E.R., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sutton, M.A., Fowler, D., Munro, R.C., Tang, S., Wilson, D. (1998):** 'The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms', *Environmental Pollution*, Vol. 102, No. 1, pp.41-48
- Portejoie, S., Martinez, J. et Landmann, G. (2002):** 'Ammonia of farm origin: impact on human and animal health and on the natural habitat', *Productions Animales -Paris- Institut National de la Recherche Agronomique*, Vol. 15, No. 3, pp. 151-160
- Qian, H. (2010):** 'Environment-richness relationships for mammals, birds, reptiles, and amphibians at global and scales', *Ecological Research*, Vol. 25, No. 3, pp.629-637.
- Rafinesque, C.S. (1815):** 'Analyse de la Nature : or, Tableau de l'univers et des corps organisés', Palerme, 1-224.
- Ramad, F. (1984):** 'Elément d'écologie', Ecologie fondamentale. MCGRAW. Paris, 397p.
- Ravindran, B. et Mkeni, P.N.S. (2016):** 'Bio-optimization of the carbon-to-nitrogen ratio for efficient vermicomposting of chicken manure and waste paper using *Eisenia fetida*', *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 23, No.17, pp.16965-76.
- Raw, F. (1960):** 'Earthworm population studies: a comparaison of sampling methods', *Nature* (London), pp. 187-257.
- Reinecke, A.J., Maboeta, M.S., Vermeulen, L.A., et Reinecke, S.A. (2002):** 'Assessment of lead nitrate and mancozeb toxicity in earthworms using the avoidance response', *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* Vol. 68, No. 6, pp. 779-786.
- Reinecke, A.J., Viljoen, A.A., et Saayman, R.J.(1992):** 'The suitability of *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavates* and *Eisenia fetida* (Oligochaeta) for vermicomposting in southern Africa in the term of their temperature requirements', *Soil Biology Biochemistry* , Vol. 24, No. 12, pp. 1295-1307.
- Reynolds, J.W. et Cook, D.G. (1993):** '*Nomenclatura Oligochaetologica: Supplementum Tertium*', Lindsey, Blewett Press. 37 pages. Ecology and Systematics from Various Regions of the World. 2nd Edition Supplement. Eds. : N. Kaneko & M.T. Ito. COE Soil Ecology Research Group, Yokohama National University, Japan.
- Rivière, J-L., (1993):** 'Les animaux sentinelles'. Le Courrier de l'environnement n°20. Unité associée de Toxicologie métabolique et d'Ecotoxicologie. Ecole nationale vétérinaire de Lyon. BP 83; 69280. Marcy l'Etoile.
- Robert M., (1996).** Le sol interface dans l'environnement, ressource pour l'environnement, Tome 1, Masson. Paris, 244 p.
- Robert, B.L. et Dorough, H.W. (1984):** 'Relative toxicities of chemicals to the earthworms, *Eisenia fetida*', *Environment Toxicology, Chemistry*, Vol. 3, No. 1, pp.67-78.

- Romans, J.C.C., et Robertson, L. (1975):** ‘Some characteristics of the freely drained soils of the Ettrick association in East Scotland’, *Geoderma*, Vol. 14, No. 4, pp. 297-317.
- Satchell, J. E. (1955):** ‘Some aspects of earthworm ecology’. In: Mc Kevan, D. K. (eds), *Soil Zoology*. Butterworths, London, pp. 180-201.
- Satchell, J.E. (1980):** ‘r’ worms and ‘K’ worms: a basis for classifying lumbricid earthworm strategies. In: Dindal, D. L. (eds), *Soil biology as related to land use practices*. Proc. 7th Intl Colloq. Soil Zool. Syracuse, Environmental Protection Agency, Washington D. C., pp. 848-854.
- Satchell, J.E., (1967):** ‘Lumbricidae’, In *Soil Biology*. (Eds., A. Burges and F. Raw), pp. 259-322. (Academic Press: London.).
- Savigny, J.C.(1826) :** ‘Analysis of a memoir on Earthworms by Cuvier’, *Mémoire de l’Académie des sciences de l’institut de France*, Vol. 5, pp.176–184.
- Schaefer, M. (2004):** ‘Assessing 2, 4, 6-trinitrotoluene (TNT)-contaminated soil using three different earthworm test methods’, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 57, No. 1, pp.74–80.
- Sharma, N., Ramash, E. et Klam, K. (2014):** ‘An artificial soil ingredient substitute for the earthworm toxicity testing (Coco peat)’, *International Journal of Environmental Science and Toxicology*, Vol. 2, No. 6, pp. 081-087.
- Sheppard, L.J., Leith, I.D., Mizunuma, T., Cape, J.N., Crossley, A., Leeson, S., Sutton, M.A., Fowler, D. et Dijk, N. (2011):** ‘Dry deposition of ammonia gas drives species change faster than wet deposition of ammonium ions: evidence from a long-term field manipulation’, *Global Change Biology*, Vol. 17, No. 12, pp. 3589-3607
- Sherman, R. (2003):** ‘Raising earthworms successfully. North Carolina Cooperative Extension Service, Raleigh Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) (2010) ‘Guideline for testing of chemical’, *Bioaccumulation in Terrestrial Oligochaetes*, No. 317, adopted 22 July, Paris, France.
- Siddique, S., Syed, Q., Saleem, A., Adnan, A., et Qureshi, F. (2015):** ‘Toxicity of avermectin B1b to earthworm and cockroaches’. *Journal of Animal & Plant Sciences*, Vol. 25, No. 3, pp. 844–850.
- Sims, R. W. et Gerard, B. M., (1999):** ‘Earthworms’, FSC Publications, London, 167 pp.
- Smith, K. (1998):** ‘Practical guide to raising earthworm (basic vermiculture information) K.W.rabbit andworm. *Bioresource Technology*, Vol. 84, pp.191–196.
- Soltner, D. (1992):** ‘Les bases de la production végétale : Le sol, le climat, la plante’, Sainte-Gemmes-sur-Loire : Sciences et techniques agricoles, (49-Angers) : Impr. Siraudeau
- Sommer, S.G., Friis, E., Bach, A., Schjørring, J.K., (1997):** ‘Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or Broadcast to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption’, *Journal of Environmental Quality*, Vol. 26, No.4, pp.1153-1160.
- Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kyllingsbaek, A., et Thomsen, I.K (1996):** ‘Gestion de l’azote dans les exploitations d’élevage au Danemark, évolution des pratiques et législation’, *Sciences eaux et territoires*, Numéro spécial 23-29.
- Sportisse, B. (2008):** ‘Pollution atmosphérique. Des processus à la modélisation, collection «Ingénierie et développement durable»’, Springer, 345 p.
- Srivastava, R. K. et Beohar, P.A.(2008):** ‘Production of *Eisenia foetida* and vermicompost from poultry waste’, *Asian Journal of Biological Science*, Vol. 3, pp.395-398.
- Stephenson, G.L., Kausshik, A., Kausshik, N.K., Solomon, K.R., Steele, T. et Scroggins, R.P. (1997):** ‘Use of an avoidance-response test to assess the toxicity of contaminated soils to earthworms’, in: Sheppard, S. et al (Eds.), *Advances in earthworms’ ecotoxicology*. A Technical Publication of SETAC, Amsterdam, pp. 67-81.
- Stephenson, J., (1930):** ‘The Oligochaeta’, Oxford University, Clarendon Press. 978 pp.

- Stewart, P. (1968):** 'Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique : quelques réflexions', *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle d'Afrique du Nord*, Vol. 59, No. 1-4, pp. 23-36.
- St-Pierre, M.-A. (1998):** 'Lombricompostage de fientes de poulet et de résidus de scierie', Mémoire présenté à la faculté des études supérieures de l'université de Laval, Ottawa, Canada.
- Stürzenbaum, S.R., Kille, P., et Morgan, A.J. (1998):** 'The identification, cloning and characterization of earthworm metallothionein', *FEBS Letters*, Vol. 431, No.3, pp.437- 442.
- Sutton, M.A., Asman, W.A.H., Ellermann, T.J.A., Jaarsveld, V., Acker, K., Aneja, V., Duyzer, J., Horvath, L., Paramonov, S., Mitisinkova, M., Tang, Y.S., Achermann, B., Gauger, T., Bartniki, J., Neftel, A. et Erisman, J.W. (2003):** 'Establishing the link between ammonia emission control and measurements of reduced nitrogen concentrations and deposition', *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 82, No. 2, pp.149–185.
- Sutton, M.A., Dragosits, U., Hellsten, S., Place, C.J., Dore, A.J., Tang, Y.S., Van Dijk, N., Love, L., Fournier, N., Vieno, M., Weston, K.J., Smith, R.I., Coyle, M., Roy, D., Hall J., Fowler, D.(2004):**'Ammonia emission and deposition in Scotland and its potential environmental impacts', *Scientific World Journal*, Vol. 4, pp. 795–810.
- Taleb, S. (2007):** Sol système vivant, disponible sur : http://www.svt.edunet.tn/Nabeul/svtna01/Sol-vivant/eau_du_sol.htm. Tome 1, Masson. Paris, 244 p.
- Tejada, M., Hernandez, M.T., et Garcia, C. (2006):** 'Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties', *Journal of Environmental Quality*, Vol. 35, No. 4, pp. 1010-1017.
- Tondoh, E.J., Monin, M.L., Tiho, S. et Csuzdi, C., (2007):** 'Can earthworms be used as bioindicators of land-use perturbations in semi-deciduous forest?', *Biology and Fertility of Soils*. Vol. 43, pp. 584–592.
- Tripathi, G., Kachhwaha, N. et Dabi, I. (2010):** 'Comparative studies on carbofuraninduced changes in some cytoplasmic and mitochondrial enzymes and proteins of epigeic, anecic and endogeic earthworms', *Pesticide Biochemistry and Physiology*, Vol. 96, No. 1, pp.30–35.
- Udovic, M. et Lestan, D. (2010):** '*Eisenia fetida* avoidance behaviour as a tool for assessing the efficiency of remediation of Pb, Zn and Cd polluted soil', *Environment Pollution*, Vol. 158, No. 8, pp.2766–2772.
- Van Der Eerden, L.J.M., De Visser P.H.B., et Van Dijk C.J. (1998):** 'Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources', *Environment Pollution*, Vol. 102, pp. 49-53.
- Van Gestel, C.A.M., Dis, W.A., Dirven van Breemen, E.M., Sparenburg, P.M. et Baerselman, R. (1991):**'Influence of cadmium, copper, and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta; Annelida)', *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 2, No. 2, pp.117–121.
- Van Gestel, C.A.M., Van Dis, W.A., Van Breemen, E.M., et Sparenburg, P.M. (1988):** 'Comparison of two methods for determining the viability of cocoons produced in earthworm toxicity experiments', *Pedobiologia*, Vol. 32, pp. 367-71.
- Van Gestel, C.A.M., Van Dis, W.A., Van Breemen, E.M., et Sparenburg, P.M. (1989):** 'Development of a standardized reproduction toxicity test with the earthworm species *Eisenia andrei* using copper, pentachlorophenol and 2,4- dichloroaniline', *Ecotoxicology and Environment Safety*, Vol. 18, pp. 305–312.
- Van Hoesel, W., Tiefenbacher, A, König, N., Dorn, V.M., Hagenguth, J.F., Prah, U., Widhalm, T., Wiklicky, V., Koller, R., Bonkowski, M., Lagerlöf, J., Ratzenböck, A., Zaller, J.G. (2017):** Single and Combined Effects of Pesticide Seed Dressings and Herbicides on Earthworms, Soil Microorganisms, and Litter Decomposition', *Front Plant Sciences*, Vol. 8, pp. 215.
- Van Rhee, J.A., et Nathans, S. (1973):** 'Ecological aspects of earthworm populations in relation to weather conditions', *Review of Ecology and Biology Soil*, Vol. 10, No.4, pp. 523-533.
- Varvel, G.E. (2000):** 'Crop rotation and nitrogen effects on normalized grain yields in a longterm study', *Agronomy Journal*, Vol. 92, No.5, pp.938-941.

- Velki, M., Stepi, S., Lon cari, Z., Hackenberger, B.K., (2012):** ‘Effects of electroshocking and allyl isothiocyanate on biomarkers of the earthworm species *Eisenia andrei* Possible side-effects of non-destructive extraction methods’, *European Journal of Soil Biology*, Vol. 51, pp. 15-21.
- Villeneuve, F., et Désire, C. (1965):** ‘Zoologie Bordas’, Première manuel, France. 40 pages.
- Von Bobrutzki, K., Müller, H.-J., et Scherer, D. (2011):** ‘Factors affecting the ammonia content in the air surrounding a broiler’, *Biosystems Engineering*, Vol. 108, No. 4, pp.322–333.
- Wang, Y., Cang, T., Zhao, X., Yu, R., Chen, L., Wu, C. et Wang, Q. (2012a):** ‘Comparative acute toxicity of twenty-four insecticides to earthworm, *Eisenia fetida*’, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 79, pp.122–128.
- Wang, Y., Wu, S., Chen, L., Wu, C., Yu, R., Wang, Q. and Zhao, X. (2012b):** ‘Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*’, *Chemosphere*, Vol. 88, No. 4, pp.484–491.
- Whalen, J.K. et Parmelee, R.W. (1999):** ‘Growth of Aporectodea tuberculata (Eisen) and Lumbricus terrestris L. under laboratory and field conditions’, *Pedobiol.* Vol. 43, pp. 1-10.
- Whalen, J.K., Chang, C., Clayton, G.W., et Carefoot, J.P. (2000):** ‘Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils’, *Soil Science Society of America Journal*, Vol.64, No.3, pp. 962- 966.
- Widar, J., Crémer, S., Knoden, D., et Luxen, P. (2017):** ‘La rénovation des prairies: identification, prévention, gestion et indemnisation’, Service public de Wallonie, Direction générale opérationnelle de l’agriculture, des ressources naturelles et de l’environnement 2017 coll. Les livrets de l’agriculture; n°21, Guides méthodologiques 116 p.
- Winsome, T., Epstein, L., Hendrix, P.F., et Horwath, W.R. (2006):** ‘Competitive interactions between native and exotic earthworm species as influenced by habitat quality in a California grassland’, *Applied Soil Ecology*, Vol.32, pp.38-53
- Wolfe, A.H., et Patz, J.A. (2002):** ‘Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications’, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, Vol. 31, No. 2, pp.120–125.
- Wu, S.J., Wu, E.M., Qiu, L.Q., Zhong, W.H. et Chen, J.M. (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.
- Wu, S.Y., Hu, J.L., Zhang, Y. and Aneja, V. P. (2008):** ‘Modeling atmospheric transport and fate of ammonia in North Carolina—Part II: Effect of ammonia emissions on fine particulate matter formation’, *Atmospheric Environment*, Vol.42, No.14, pp. 3437–3451.
- Wuest, S.B (2001):** ‘Earthworm, infiltration, and tillage relationships in a dryland pea-wheat rotation. *Applied Soil Ecology*, 18(2): 187-192.
- Xiao, H., Zhou, Q.X., et Liang, J.D. (2004):** ‘Single and joint effects of acetochlor and urea on earthworm *Eisenia foetida* populations in phaeozem’, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 26, No. 2-3, pp. 277–283.
- Xiao, N.W., Jing, B.B., Ge, F., et Liu, X.H. (2006):** ‘The fate of herbicide acetochlor and its toxicity to *Eisenia fetida* under laboratory conditions’, *Chemosphere*, Vol. 62, No. 8, pp.1366– 1373.
- Xu G.L., Mo J.M., Fu S. I., Per G., Zhou G.Y., et Xue J. H., (2007):** ‘Response of soil fauna to simulated nitrogen deposition: A nursery experiment in subtropical China’. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 19, No. 5, pp. 603–609.
- Xu G.L., Schleppei, P., Li M.H., et Fu, S.L., (2009):** ‘Negative responses of Collembola in a forest soil (Alptal, Switzerland) under experimentally increased N deposition’, *Environmental Pollution*, Vol. 157, No. 7, pp. 2030–2036.
- Yang, S., Li, F., Malhi, S.S., Wang, P., Suo, D., et Wang, J. (2004):** ‘Long-term fertilization effects on crop yield and nitrate nitrogen accumulation in soil in Northwestern China’, *Agronomy Journal*, Vol. 96, No. 4, pp. 1039-1049.
- Yeardley, R.B., Lazorchak, J.M. et Gast, L.C., (1996):** ‘The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites’, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.15, pp.1532-1537.

- Yeardley, R.B., Lazorchak, J.M. et Pence, M.A. (1995):** ‘Evaluation of alternative reference toxicants for use in the earthworm toxicity test’, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 14, No. 7, pp.1189–1194.
- Yeardley, R.B., Lazorchak, J.M., et Gast, L.C. (1999):** ‘The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites’, *Environment Toxicology Chemistry*, Vol. 15, pp. 1532–1537.
- Yuguda, A.U., Abubakar, Z.A., Jibo, A.U., AbdulHameed, A. et Nayaya, A.J. (2015):** ‘Assesment of Toxicity of Some Agricultural Pesticides on Earthworm (*Lumbricus Terrestris*)’, *American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture*, Vol. 9, No. 4, pp. 49–59.
- Zeguerrou, N., Adjroudi, R., Si Bachir, A., et El Hadeff El Okki, M. (2019):** ‘Assessment of ammonium hydroxide effect on *Eisenia fetida*: acute toxicity and avoidance tests’, *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*. Vol.15, No.1, pp. 27–44.
- Zeguerrou, N., Adjroudi, Si Bachir, A., et El Hadeff El Okki, M. (2021):** ‘Effect of the poultry droppings waste on the different life stage of *Eisenia fetida* (Savigny, 1826)’, *International Journal of Environment and Waste Management*. Vol, No. 2,pp.131-148.
- Zenata, K. (2008):** ‘La pollution urbaine dans la wilaya d’Oran’, Mémoire de magister en environnement et climatologie. Université d’Oran, 150 p.
- Zeriri, I., A. Tadjine, N. Grara, N. Belhaouchet, H. Berrebbah et Djebar, M.R. (2012):** ‘Potential toxicity of an insecticide of the family of carbamates on a bioindicator model of the pollution the earthworm *Octodrilus complanatus* (Oligochaeta, Lumbricidae)’, *Annals of Biological Research*, Vol.3, No. 11, pp. 5367–5373.
- Zhang, Y., Dore, A.J., Maa, L., Liu, X.J., Maa, W.Q., Cape, J.N. et Zhang, F.S. (2010):** ‘Agricultural ammonia emissions inventory and spatial distribution in the North China plain’, *Environmental Pollution*, Vol. 158, No. 2, pp.490–501.
- Znaidi, I. (2002):** ‘Study and evaluation of composting of different types of organic matter and effects of biological compost juices on plant diseases’, mémoire de master, Institut d’Agriculture méditerranéenne, Bari, Italy.
- Zuttah, Y.T. (1999):** ‘Destruction of Ammonia in Mining Effluents’, Mémoire de master de l’université de Laval, Québec, Canada.

Annexes

Annexe 1 : Normes d'interprétations des analyses physico-chimique de sols

Tableau A.1 : Echelle d'interprétation du pH (Gagnard *et al.*, 1988).

pH	< 5,5	5,5 - 6,5	6,5 - 6,8	6,8 - 7,2	7,2 - 7,5	7,5 - 8,5	> 8,5
appréciation	Fortement Acide	acide	Très légèrement acide	Voisin de la neutralité	Légèrement alcalin	Alcalin	Fortement alcalin

Tableau A.2: Classement de la salinité suivant les valeurs de la conductivité électrique

CE (dS/m)	[0 - 0.6]	[0.6 - 1.2]	[1.2 - 2.4]	[2.4 - 6]	CE >6
Classe	Non salé	Peu salée	Salée	Très salée	Extrêmement salée

Tableau A.3: Norme d'interprétation du taux du calcaire du sol (Geppa in Baize, 1988).

Taux du calcaire	< 1 %	1 à 5 %	5 à 25 %	25 à 50 %	50 à 80 %	> 80 %
appréciation	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

Tableau A.4 : Normes d'interprétation pour l'azote minérale en (ppm).

Azote assimilable (minérale)	Qualification du sol
< 5ppm	Sol pauvre en azote minérale
5 à 50 ppm	Sol moyen en azote minérale
50 à 100 ppm	Sol riche en azote minérale
100 ppm <	Sol très riche en azote minérale

Tableau A.5: Normes d'interprétation de l'azote total (%N) (Soltner, 1992).

Azote (%)	Très pauvre	Pauvre	Moyen	Riche	Très riche
Kjeldahl	< 0,05	0,05- 0,1	0,1- 0,15	0,15- 0,25	> 0,25

Tableau A.6: Normes d'interprétation pour la matière organique en (%) (Soltner, 1992).

MO (%)	Observation
> 1,5	Moyennement riche en MO
1 - 1,5	Taux moyen
< 1	Pauvre en MO

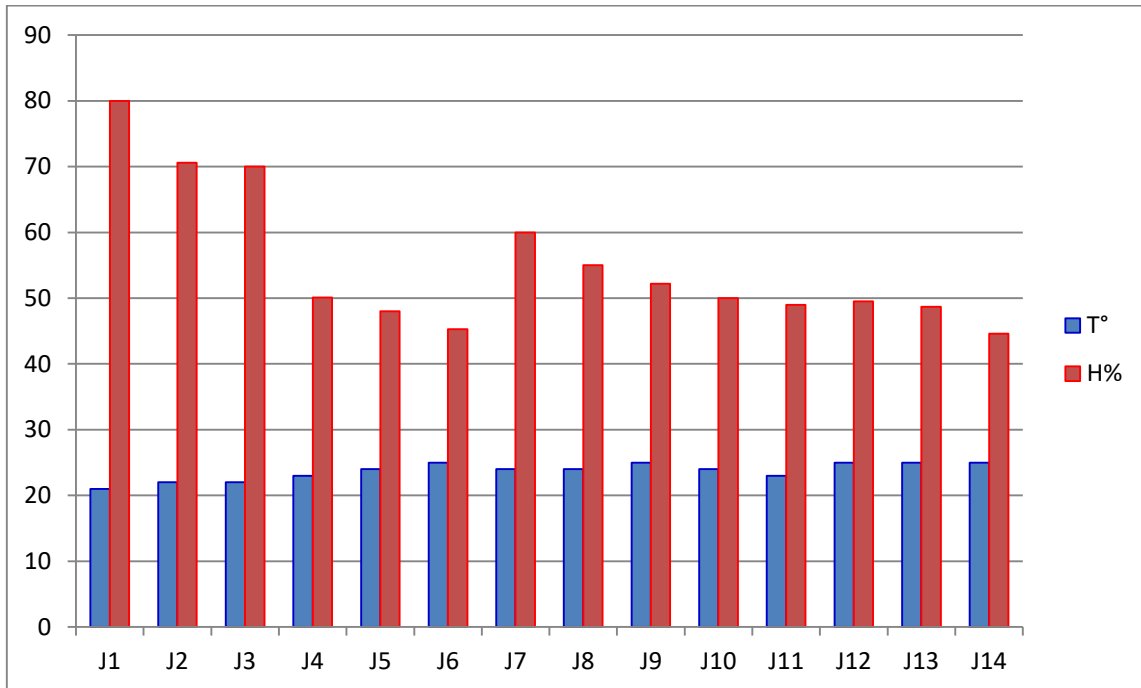


Figure A.1 : Suivi de la température et de l'humidité de la serre durant les 14 jours de test aigüe au sol

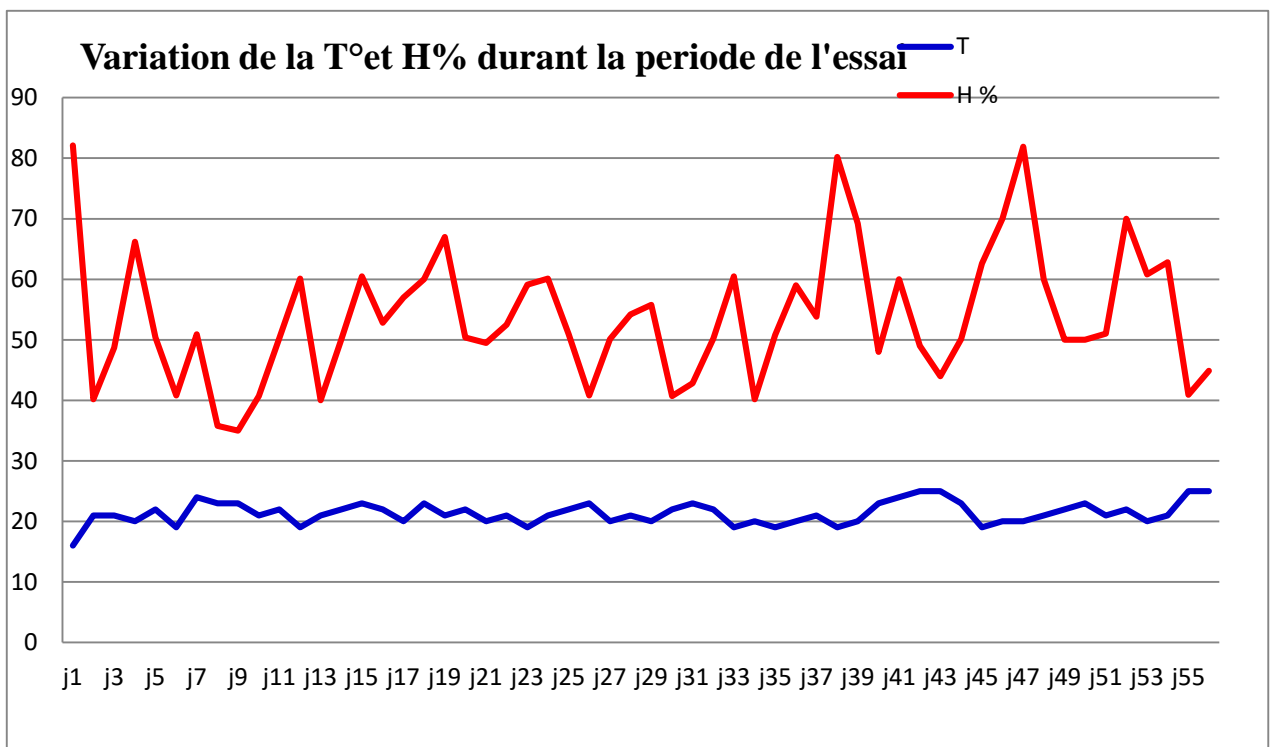


Figure A.2 : Suivi de la température et de l'humidité de la serre durant les 8 semaines de test chronique (test sur la survie, la croissance et la reproduction des vers de terre).

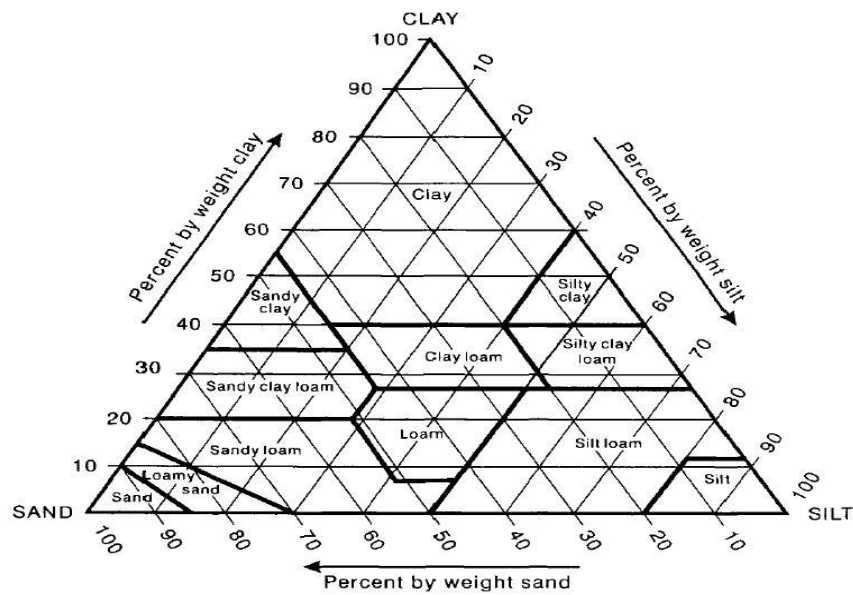


Figure A.3 : Triangle textural de l'USDA.

Tableau A.7 : Données cartésiennes des collecteurs de captages de dépôts d'ammoniac

Stations	Echantillons	Coordonnées cartésiennes
Station A	Ech. 1	(35°24'5.72"N) (5°55'0.21"E)
	Ech. 2	(35°24'4.93"N) (5°55'1.28"E)
	Ech. 3	(35°24'3.80"N) (5°55'2.42"E)
	Ech. 4	(35°24'3.17"N) (5°55'3.98"E)
Station 1	Ech. 1	(35°24'21.50"N) (5°55'15.63"E)
	Ech. 2	(35°24'21.03"N) (5°55'17.77"E)
	Ech. 3	(35°24'20.56"N) (5°55'19.70"E)
	Ech. 4	(35°24'19.54"N) (5°55'21.25"E)
Station 2	Ech. 1	(35°24'28.93"N) (5°55'20.56"E)
	Ech. 2	(35°24'27.60"N) (5°55'23.17"E)
	Ech. 3	(35°24'26.74"N) (5°55'25.78"E)
	Ech. 4	(35°24'25.33"N) (5°55'28.41"E)
Station 3	Ech. 1	(35°24'35.09"N) (5°55'25.95"E)
	Ech. 2	(35°24'33.92"N) (5°55'29.43"E)
	Ech. 3	(35°24'32.91"N) (5°55'33.02"E)
	Ech. 4	(35°24'31.66"N) (5°55'36.12"E)
Station 4	Ech. 1	(35°24'40.06"N) (5°55'30.11"E)
	Ech. 2	(35°24'38.89"N) (5°55'34.08"E)
	Ech. 3	(35°24'36.53"N) (5°55'38.12"E)
	Ech. 4	(35°24'34.35"N) (5°55'41.23"E)

Tableau A.8 : Résultats des espèces floristiques collectées de la zone d'étude (p : présence)

Espèce	EST			OUEST			NORD			SUD		
	S. 1	S. 2	S. 3	S. 1	S. 2	S. 3	S. 1	S. 2	S. 3	S. 1	S. 2	S. 3
<i>Allium paniculatum</i>	P											
<i>Malva sylvestris</i>	P		p	P	p	p	P	P	P	p		P
<i>Reseda alba</i>	P		p		p							P
<i>Thapsia garganica</i>	P											
<i>Bromus rubens</i>	P		p							p	p	
<i>Hertia cheirifolia</i>	P						p			p		
<i>Hordeum murinum</i>	P						p		P	p		
<i>Anacyclus clavatus</i>	P		p	P	p	p	p	P	P	p	p	P
<i>Artemisia herba alba</i>	P		p			p		P		p	p	
<i>Diplotaxis virgata</i>		P					p		P			
<i>Papaver argemone</i>		P										
<i>Eruca vesicaria</i>		P		P		p	p	P	P	p	p	P
<i>Fumaria officinalis</i>		P		P								
<i>Lepidium draba</i>		P		P	p			P				
<i>Glaucium corniculatum</i>		P										
<i>Diplotaxis harra</i>		P										
<i>Succaria balearica</i>			p				p					
<i>Educa resisaria</i>			p									
<i>Galactites tomentosa</i>			p									
<i>Hertia cheirifolia</i>			p			p						
<i>Marrubium alyssoides</i>			p	P		p				p		
<i>Biscutella raphanifolia</i>			p									
<i>Centaurea solstitialis</i>			p	P			p	P		p		
<i>Atractylis humilis</i>			p									
<i>Salvia verbenaca</i>			p				p					
<i>Scolymus hispanicus</i>			p	P								
<i>Rapistrum rugosum</i>				P	p	p		P				
<i>Trifolium sp.</i>				P								
<i>Papaver rhoeas</i>				P								
<i>Adonis annua</i>				P								

Espèce	EST			OUEST			NORD			SUD		
	S. 1	S. 2	S. 3	S. 1	S. 2	S. 3	S. 1	S. 2	S. 3	S. 1	S. 2	S. 3
<i>Hypocoum pendulum</i>				P								P
<i>Calendula arvensis</i>					p	p			P			
<i>Medicago polymorpha</i>					p							
<i>Peganum harmala</i>						p						
<i>Centaurea acaulis</i>						p						
<i>Anchusa azurea</i>							p					
<i>Plantago lagopus</i>							p					
<i>Beta vulgaris</i>							p					
<i>Mantisalca duriaei</i>							p					
<i>Silybum marianum</i>							p					
<i>Hypochoeris claryi</i>							p					
<i>Paronychia argentea</i>								P				
<i>Poa bulbosa</i>									P			
<i>Centaurea incana</i>									P			
<i>Eryngium campestre</i>									P	p	p	
<i>Cynara cardunculus</i>										p		P
<i>Adonis aestivalis</i>											p	
<i>Leontodon hispidus</i>											p	
<i>Medicago orbicularis</i>											p	
<i>Crepis vesicaria</i>											p	
<i>Diplotaxis virgata</i>											p	
<i>Erodium malacoides</i>												P
<i>Neslia paniculata</i>												P
<i>Plantago lanceolata</i>												P
Somme d'espèce	9	7	15	13	7	10	15	8	9	11	10	9
Somme total pour chaque direction	16			20			23			21		

Tableau A.9: Clé d'identification des espèces de vers de terre échantillonnées.

Espèce	<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	<i>Aporrectodea trapesoides</i> (Dugès, 1828)
Catégorie écologique	Endogé	Endogé	anécique / endogé
Longueur (mm)	27 mm – 72 mm	36.12 – 68 mm	60 - 116 mm
Largeur (mm)	0.1 – 0.3 mm	4 mm – 5 mm	3.2 – 5.4 mm
Nombre de segments	86- 124	79 - 113	89 - 157
Forme	Cylindrique avec aplatissement clitellien avec queue apparemment tronquée	Cylindrique aplatie au niveau caudal	Cylindrique, queue plate ou trapézoïdale
Pigmentation	Sans pigmentation	brune	Couleur variable de gris ardoise à rose
Prostomium	épilobique fermé /ouvert	Epilobique 1/2ouvert dans certains individus 1/3 fermé	Epilobique
Soies	peu géminées	Géminées, les soies ab sont écartées des soies cd	Etroitement géminées
Clitellum	(24)25-32(33)	(26) 27 - (32) 34	(26)27– (34)35
Forme du clitellum	Forme de selle, en relief parfois segmenté dorsalement	Forme de selle à parois lisse	Forme de selle
Pores males	Ponctiformes en 15 avec atrium d'extension horizontal peu développé en 14-16	Petits en 15avec un atrium peu développé	situés en 15, de grandes fentes

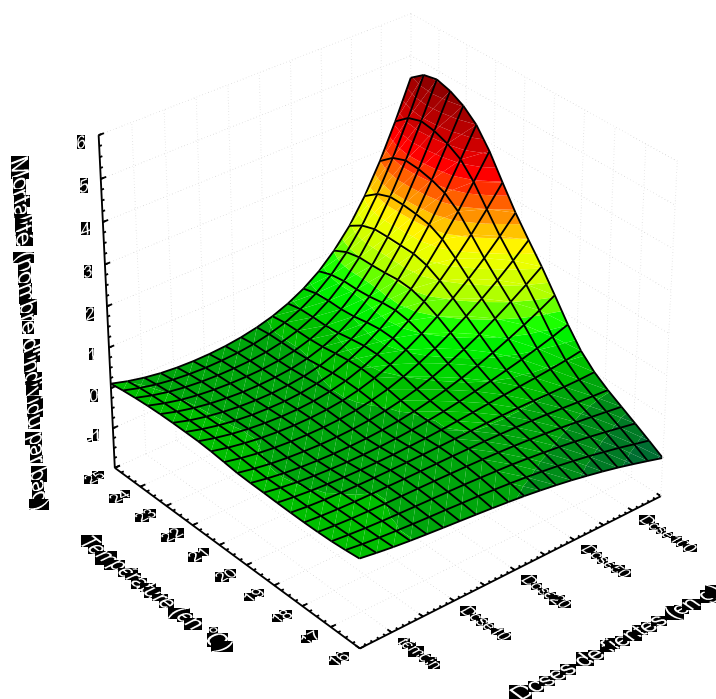
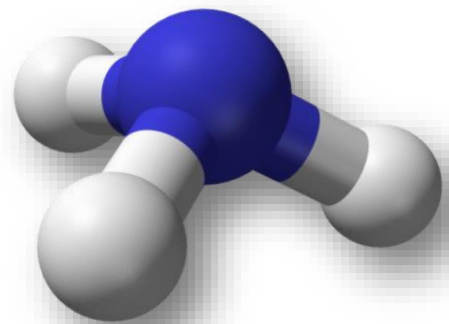


Figure A.4 : La surface de réponse de la mortalité en fonction de la température du substrat de culture et la dose de fientes.

Productions Scientifiques



Liste des productions scientifiques

1. **Zeguerrou Nadia**, Adjroudi Rachid, Si bachir Abdelkrim and EL HadeF El Okki Mohammed (2019). 'Assessment of ammonium hydroxide effect on *Eisenia fetida* (Savigny, 1826): acute toxicity and avoidance tests'. *International journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*. Vol. 15, No. 1, pp.27–44.
2. **Zeguerrou Nadia**, Adjroudi Rachid, Si bachir Abdelkrim and EL HadeF El Okki Mohammed (2021). 'Effect of the poultry droppings waste on the different life stage of *Eisenia fetida* (Savigny, 1826)'. *International Journal of Environment and Waste Management*. Vol. 28, No. 2, pp. 131–148.
3. **Zeguerrou Nadia** and Adjroudi Rachid (2022). 'Study on the effect of ammonium hydroxide on survival, growth, reproduction and cocoon hatching of *Eisenia fetida*'. *Iranien Journal of Health, Safety and Environement* Vol. 7, No. 4, pp.1536–1546.
4. **Zeguerrou Nadia**, Adjroudi Rachid et Si bachir Abdelkrim (2018). « Évaluation de l'effet d'épandage des fientes avicoles sur la diversité de la faune lombricienne (Oligochaeta, Annelida) dans la région d'Ain Touta (Batna, Algérie)». In 3^{ème} Colloque National sur la Biodiversité en Algérie CNBA3. Oum el Bouaghi : Auditorium de L'arbi Ben M'Hidi.
5. **Zeguerrou Nadia**, Adjroudi Rachid et Si bachir Abdelkrim (2019). « Répartition spatio-temporelle de l'ammoniac déposé près des bâtiments d'aviculture et impact sur la diversité de la faune lombricienne (Oligochaeta, Annelida) dans la région d'Ain Touta (Batna, Algérie) ». In 1^{er} colloque international sur la lutte biologique et intégrée en Algérie'' CILBIA1. Batna : Université Mostefa Ben Boulaid (Batna 2 – Algérie).

ملخص

المساهمة في توصيف وتقييم غاز الأمونيا المنبعث من مزارع تربية الدواجن في منطقة عين التوتة (باتنة) و تأثيره على الايكولوجيا الحيوية للديدان الحلقية

أجريت هذه الدراسة في منطقة عين توتة (جنوب غرب باتنة ، شرق الجزائر) والتي تتميز بكثافة مزارع تربية الدواجن التي تنتج نفايات مختلفة بالإضافة الى الاستخدام المتزايد لسماد الدواجن في الزراعة؛ لهذا يتوقع أن تكون انبعاثات غاز النشادر NH_3 الناتجة في هذه المنطقة عالية جدًا. تتمثل أهداف هذه الأطروحة بشكل أساسي فيما يلي: (1) التقييم الميداني لتوزيع رواسب الأمونيا المنبعثة من مزارع الدواجن وتأثيرها على تنوع حيوانات دودة الأرض وكذلك على الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة الزراعية في المنطقة؛ (2) تقييم سمية الأمونيا في المختبر على ديدان الأرض من خلال اختبارات السمية الحادة والمزمنة، باستخدام هيدروكسيد الأمونيوم كمادة سامة (أمونيا سائل)؛ (3) التقييم في الميدان لتأثير انتشار فضلات الدواجن على ديدان الأرض وكذلك على التربة؛ (4) تقييم تأثيرات فضلات الدواجن في المختبر على مراحل الحياة المختلفة لديدان الأرض من صنف *Eisenia fetida* من أجل حماية الديدان من الجرعات الخطرة.

يكشف تقييم وتقدير ترسب الأمونيا في الموقع أن تركيزات ترسب الأمونيا تتراوح بين 0 و 7 مجم / لتر ، وأن توزيعاتها مرتبطة بالعديد من العوامل ، مثل المسافة بين مصدر الانبعاثات ومحطات الدراسة ، وتوجه العينات (شرق - غرب) وفترة الجمع (4 حملات لأخذ العينات). من جهة أخرى لاحظنا الغياب التام لديدان الأرض خلال حملات الدراسة الأربع. علاوة على ذلك ، يُظهر تقييم حالة التربة أن جميع أنواع التربة التي تم أخذ عينات منها ذات طبيعة قاعدية.

يوضح تطبيق اختبارات السمية أن سمية الأمونيا السائل (HA) تجاه ديدان الأرض تتفاوت وفقًا للإجراءات وأنواع الاختبارات البيولوجية المتبعة، ولكن أيضًا وفقًا لتركيزات HA ووقت التعرض. لقد أشارت قيم NOEC إلى أن البقاء على قيد الحياة والنمو والتكاثر هم أكثر حساسية من نجاح فقس البيوض تجاه HA.

تظهر الدراسة الميدانية لتأثير انتشار فضلات الدواجن على ديدان الأرض ، وكذلك على الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة أن المادة العضوية والنيتروجين الكلي يتأثران بانتشار فضلات الدواجن. أتاحت الدراسة التصنيفية للديدان التي تم جمعها تحديد 3 أنواع من ديدان الأرض *Aporrectodea caliginosa* و *Aporrectodea rosea* و *Aporrectodea trapezoides*. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن ديدان الأرض تتأثر بانتشار فضلات الدواجن ، ويعتمد هذا التأثير على كمية الفضلات المترسبة. من ناحية أخرى، يشير تقييم تأثير فضلات الدواجن على ديدان الأرض في المختبر إلى أنها تختلف باختلاف: مرحلة حياة ديدان الأرض والجرعات المضافة ووقت التعرض. بالإضافة إلى ذلك ، كانت البيوض والديدان الصغيرة والغير بالغة حساسة أكثر لتأثير فضلات الدواجن من الديدان البالغة.

اذن من الممكن استخدام هذه النفايات العضوية كسماد في المناطق الزراعية مع مراعاة الجرعات المضافة التي يجب ألا يتم تجاوزها نسبة محددة جيدًا من خليط السماد / التربة واحترام فترة تخزين فضلات الدواجن. بالإضافة إلى ذلك ، تكشف الدراسة الحالية أنه من غير المؤكد تقريبًا الحصول على جرعات قاتلة للديدان من الأمونيا في الحقل في منطقة عين توتة.

الكلمات المفتاحية :

عين توتة، الأمونيا، تربية الدواجن، ديدان الأرض، اختبارات السمية، *Eisenia fetida*، فضلات الدواجن.

Abstract

Contribution to the characterization and evaluation of ammonia (NH₃) emitted by poultry farms in the region of Ain Touta (Batna) and its impact on the bio-ecology of Annelids

The present study was carried out in the region of Ain Touta (southwest of Batna, eastern Algeria), which is characterized on the one hand by an intensification of poultry farms which produce various wastes; and on the other hand, by an increasing of the agricultural use of poultry manure, therefore, the NH₃ emissions generated in the region were expected to be very significant. The objectives of this thesis mainly relate to: (i) the *in situ* evaluation of the ammonia distribution deposits emitted by poultry farms and its impact on the diversity of earthworm fauna as well as on the physicochemical properties of agricultural soils on the region; (ii) assess *in labo* the ammonia toxicity on earthworms through acute and chronic toxicities tests, using ammonium hydroxide (ammonia solution) as a toxin; (iii) assess *in situ* the spreading effect of poultry droppings on earthworms as well as on soils; (iv) evaluate *in labo* the effects of poultry droppings on the different life stages of *Eisenia fetida* earthworms in order to protect the worms from dangerous doses.

The *in situ* evaluation and estimation of ammonia deposition reveals that the concentrations of ammonia deposition varied between 0 and 7 mg/l, its distributions are related to many factors, such as the distance between source of emission-stations, the sample orientation (East-West) and the collection period (4 sampling campaigns). The earthworms' inventory shows a total absence of earthworms during the four study campaigns. Moreover, the assessment of the soils condition shows that all the soils sampled have a basic nature. Toxicities tests shows that the toxicity of ammonium hydroxide (HA) towards earthworms varied according to the procedures and the types of biological tests followed, but also according to the concentrations of the HA and the exposure time. The NOEC values indicated that survival, growth, and reproduction are more sensitive to HA than successful cocoon hatching.

The *in situ* study of the poultry droppings spreading effect on earthworms, as well as on the physicochemical properties of soils show that organic matter and total nitrogen were influenced by the spreading of poultry droppings. The taxonomic study of the worms collected determines 3 earthworms' species: *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea trapezoides*. The obtained results show that earthworms are influenced by the spreading of poultry droppings; this influence depends on the amount of droppings deposited. The *in lab* evaluation of poultry droppings effect on earthworms indicated that it varied depending on: the life stage of the earthworms, the added doses and the exposure time. In addition, juveniles and cocoons were more sensitive to poultry droppings than adults.

Therefore, it is possible to use this organic waste as a fertilizer in agricultural regions, with taking into account the added doses which must not be exceeded a well-determined ratio of manure/soil mixture and respecting the storage period of poultry droppings. In addition, the present study reveals that it is almost uncertain to achieve lethal doses of ammonia in the field in the Ain Touta region.

Keywords:

Ain Touta, Ammonia, poultry farming, earthworms, *Eisenia fetida*; toxicity tests, poultry manure.

Résumé

Contribution à la caractérisation et à l'évaluation de l'ammoniac (NH₃) émis par les élevages avicoles dans la région d'Ain Touta (Batna) et de son impact sur la bio-écologie des Annélides

La présente étude a été réalisée dans la région d'Ain Touta (sud-ouest de Batna, Est Algérien), qui se caractérise d'une part, par une intensification des élevages avicoles qui produisent de déchets divers ; et d'autre part, par un accroissement de l'utilisation agricole des déjections avicoles, de ce fait, les émissions de NH₃ engendrées dans la région devraient être très importantes. Les objectifs de cette thèse portent essentiellement sur : (i) l'évaluation *in situ* de la répartition des dépôts d'ammoniac émis par les élevages avicoles et de son impact sur la diversité de la faune lombricienne ainsi que sur les propriétés physico-chimiques des sols agricoles de la région; (ii) évaluer la toxicité de l'ammoniac sur la faune lombricienne *in labo* par le biais des tests de toxicités aiguës et chroniques, en utilisant l'hydroxyde d'ammonium (Solution d'ammoniac) comme un toxine; (iii) et d'évaluer *in situ* l'effet de l'épandage des fientes avicoles sur les vers de terre ainsi que sur les sols ; (iv) évaluer *in labo* les effets des fientes avicoles sur les différents stades de vie de vers de terre *Eisenia fetida* afin de protéger les vers des doses dangereuses.

L'évaluation et l'estimation des dépôts d'ammoniac *in situ* révèle que les concentrations des dépôts d'ammoniac variaient entre 0 et 7 mg/l, et que ses répartitions sont liées aux nombreux facteurs, tels que la distance entre source d'émission-stations, l'orientation de l'échantillon (Est-Ouest) et la période du captage (4 campagnes de prélèvement). L'inventaire des vers de terre montrent une absence totale de vers de terre au cours des quatre campagnes d'étude. D'autant plus, l'évaluation de l'état des sols montrent que l'ensemble des sols prélevés sont d'une nature alcaline. L'application des tests de toxicités montre que, la toxicité de l'hydroxyde d'ammonium (HA) vis-à-vis des vers de terre variait selon les procédures et les types d'essai biologique suivi, mais aussi selon les concentrations de l'HA et le temps d'exposition. Les valeurs de CSEO indiquaient que la survie, la croissance et la reproduction sont plus sensibles à l'AH que le succès d'éclosion des cocons.

L'étude *in situ* de l'effet de l'épandage des fientes avicoles sur la faune lombricienne, ainsi que sur les propriétés physico-chimiques des sols montrent que la matière organique et l'azote total sont influencés par l'épandage des fientes avicoles. L'étude taxonomique des vers prélevés a permis de déterminer 3 espèces lombriciennes : *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea trapezoides*. Les résultats obtenus montrent que les vers de terre sont influencés par l'épandage des déjections avicoles, cette influence dépend de la quantité des fientes déposée. L'évaluation de l'effet des fientes de volaille sur les vers de terre *in labo* indique qu'il variait en fonction : du stade de vie des vers de terre, des doses ajoutées et du temps d'exposition. Par ailleurs, les juvéniles et les cocons étaient plus sensibles à la fiente avicole que les adultes.

De ce fait, il est possible d'utiliser ces déchets organiques comme un engrais dans les régions agricoles en tenant compte des doses ajoutées, ces doses ne doivent pas être dépassées un ratio bien déterminé de mélange fiente/sol et en respectant la période de stockage des déjections de volailles. De plus, la présente étude révèle qu'il est presque incertain d'atteindre les doses létales d'ammoniac sur terrain dans la région d'Ain Touta.

Mots-clés :

Ain Touta, Ammoniac, élevage avicole, vers de terre, *Eisenia fetida* ; tests de toxicité, fiente avicole.