

Université Mohamed Khider – Biskra
Faculté des Sciences Exactes et Sciences de
la Nature et de la Vie
Département : Sciences Agronomiques
Ref :



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم الدقيقة و علوم الطبيعة و الحياة
قسم: العلوم الزراعية
المرجع:

Thèse présentée en vue de l'obtention
du diplôme de
Doctorat en science agronomique

Intitulé

Caractérisation et dynamique des métaux lourds (Cu^{+2} , Zn^{+2} et Mn^{+2}) dans le sol de la région de Biskra sous l'effet de la matière organique

Présentée par :

AISSAOUI Hichem

Soutenue publiquement le 13/11/2019

Devant le jury composé de :

MASMOUDI Ali
BARKAT Djamel
BEGHAMI Yassine
MIMECHE Fateh

Maitre de Conférences 'A'
Professeur
Maitre de Conférences 'A'
Maitre de Conférences 'A'

Président
Rapporteur
Examineur
Examineur

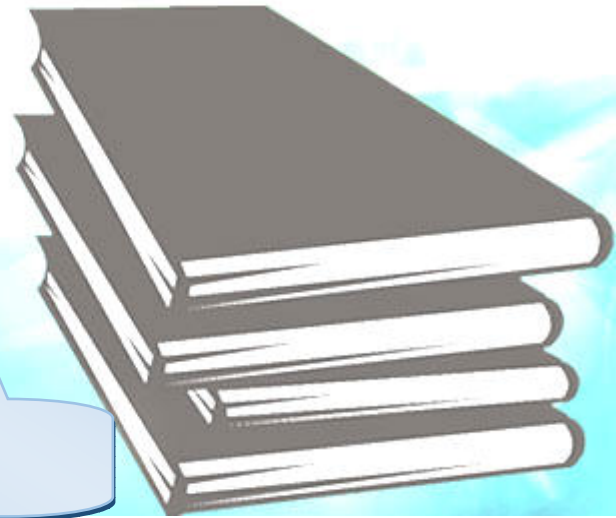
Université de Biskra
Université de Biskra
Université de Batna
Université de M'sila



قال الله تعالى :

يَرْفَعُ اللَّهُ الَّذِينَ آمَنُوا
مِنْكُمْ وَالَّذِينَ
أَوْتُوا الْعِلْمَ
دَرَجَاتٍ

(المجادلة : 11)



Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à toutes les personnes proches de mon cœur, surtout à mes chers parents Saleh et Zineb pour toutes les souffrances qu'ils ont endurées pour assurer une bonne éducation, et permettent une vie décente aussi pour m'avoir soutenu avec leurs encouragements et leurs conseils précieux.

A mes frères (Hakim, Toufik et Fares) et mes sœurs (Zoubida, Nadia et Hakima) et à leurs petites familles.

A mes amis dans toute le long de cycle d'étude.

A toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à l'accomplissement de cette thèse.

A tous l'étudiant de département d'Agronomie.

A toutes les personnes proches de mon cœur qui sont oublier par mon créant mais ne sont pas oublier par mon cœur

A mon pays (Algérie spécialement El-Aouress (Batna)).

Aissacui Ffichem

2019

Remerciements

Nous remercions avant tout ALLAH tout puissant, de mes avoir aidé toutes ces années d'étude et mes avoir donné la volonté, la patience et le courage pour terminer notre travail. Il m'est agréable de rendre hommage et d'exprimer ma reconnaissance à tous ceux qui ont manifesté de l'intérêt et m'ont permis de mener à bien ce travail.

Je dois remercier particulièrement :

Monsieur BARKAT Djamel, Professeur à l'Université de Biskra, pour avoir accepté de diriger cette thèse tout le long de sa réalisation.

Je dois également exprimer ma gratitude à :

Monsieur MASMOUDI Ali M.C.A. à l'Université de Biskra, pour avoir fait l'honneur de présider le jury de cette thèse.

Monsieur MIMECHE Fateh M.C.A. à l'Université de M'sila, d'avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse.

Monsieur BEGHAMI Yassine M.C.A. à l'Université de Batna, d'avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse.

Le personnel technique du laboratoire du département d'agronomie, université de Biskra pour votre soutien lors de ces années. Je voudrais citer à ce titre M^r DJERAD Kamel, M^r SAIDANE Hichem et Mme CHELLOUAI Naima qui n'a cessé de mettre à mon disposition tout le matériel disponible pour la réalisation de ce travail.

Au personnel du département d'agronomie.

Mes amis et tous ceux qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail

Au personnel du centre de recherche scientifique et technique des régions arides de Biskra (CRSTRA) et en particulier Monsieur OUAMANE Tarek, il a mis à ma disposition tous les moyens matériels et humains pour réaliser ce travail.

Merci à la grande famille des agronomes.

Aïssaoui Hichem

SOMMAIRE

Sommaire

Pages

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction générale	1
------------------------------------	---

Chapitre I : Généralités et caractéristiques des métaux lourds dans le sol

1. Introduction.....	4
2. Définition des métaux lourds.....	4
3. Spéciation des métaux dans les sols.....	5
4. Rôle des métaux lourds.....	5
5. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds.....	6
5.1. Origine naturelle.....	6
5.2. Origine anthropique.....	6
6. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds.....	7
6.1. Mobilité.....	8
6.2. Biodisponibilité.....	9
6.3. Influence des caractéristiques physico-chimiques du sol sur la disponibilité des éléments mineurs.....	9
7. Phytotoxicité par des oligo-éléments.....	10
8. Effet des métaux lourds sur l'environnement.....	10
9. Caractéristiques des métaux lourds Cu, Zn et Mn du sol.....	11
9.1. Cuivre.....	11
9.2. Zinc.....	13
9.3. Manganèse	15
10. Conclusion.....	17

Chapitre II : Caractéristiques physico-chimiques du sol et fertilisants organiques

1. Introduction.....	18
2. Caractéristiques physico-chimiques du sol.....	18
2.1. Granulométrie	18
2.2. Matière organique (Carbone organique).....	18
2.3. Calcaire total (CaCO ₃).....	19
2.4. pH	19

2.5. Conductivité électrique (CE)	20
2.6. Sels solubles	21
2.7. Capacité d'échange cationique (CEC)	21
2.8. Métaux lourds	21
3. Fertilisants organiques.	22
3.1. Définition et rôle de la matière organique du sol.....	22
3.2. Interaction des métaux lourds avec la matière organique.....	22
3.3. Effet de la matière organique sur les caractéristiques physico-chimique du sol.....	23
4. Conclusion.....	24
Chapitre III : Contexte écologique du milieu naturel de la région de Biskra et méthodes d'études	
1. Introduction.....	25
2. Étude climatique.....	25
2.1. Précipitations.....	25
2.2. Températures.....	26
2.3. Vents.....	27
2.4. Humidité relative.....	27
2.5. Insolation.....	28
2.6. Classement du climat.....	28
3. Reliefs.....	30
4. Sol.....	31
5. Végétation.....	31
6. Matériels d'étude.....	32
6.1. Situation géographique de la région d'étude.....	32
6.2. Méthode d'échantillonnage du sol	34
7. Etude au laboratoire.....	35
7.1. Préparation des échantillons du sol.....	35
7.2. Analyses physico-chimiques du sol.....	36
8. Expérience de lixiviation.....	37
8.1. Description des colonnes de lixiviation.....	37
8.2. Choix de la matière organique.....	39
8.3. Préparation des traitements des matières organiques	40
8.4. Types de traitements adoptés.....	40
9. Analyse statistique.....	41
10. Conclusion	41

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

1. Introduction.....	43
2. Evolution des caractéristiques physico-chimiques du sol.....	43
2.1. Texture du sol.....	43
2. 2. Evolution du pH	46
2. 3. Evolution de la conductivité électrique (CE)	47
2. 4. Evolution de la matière organique (M O)	48
2. 5. Evolution du calcaire total (CaCO ₃)	49
2. 6. Capacité d'échange cationique (CEC)	50
2. 7. Evolution des sels solubles	51
2. 8. Métaux lourds	54
3. Analyse statistique des résultats.....	56
3.1. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le pH.....	56
3.2. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur la CE.....	57
3.3. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur la MO.....	57
3.4. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le CaCO ₃	57
3.5. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le Ca ⁺² et K ⁺	58
3.6. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le Mg ⁺²	58
3.7. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur les anions et les métaux lourds étudiés.....	58
4. Conclusion.....	59

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

1. Introduction.....	60
2. Influence des matières organiques testés sur certaines propriétés physico-chimiques du sol.....	60
2.1. Effet de la matière organique sur pH, CE, CaCO ₃ et MO du sol.....	61
2.1.1. Évolution du pH.....	61
2.1.2. Evolution de la conductivité électrique (CE)	65
2.1. 3. Evolution du calcaire total (CaCO ₃)	69
2.1.4. Evolution de la matière organique.....	73
2.2. Effet de la matière organique sur les ions solubles du sol.....	77
2.2.1. Evolution des cations solubles.....	77
2.2.2. Evolution des anions solubles.....	81

2.3. Effet de la matière organique sur la mobilité des métaux lourds (Zn^{++} , Mn^{++} et Cu^{++}) du sol.....	85
2.3.1. Evolution du cuivre.....	85
2.3.2. Evolution du zinc.....	89
2.3.3. Evolution du manganèse.....	93
3. Analyses statistiques des résultats.....	96
3.1. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur la conductivité électrique (CE)	96
3.2. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur le (pH) et la matière organique (MO)	97
3.3. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur le calcaire total ($CaCO_3$)	98
3.4. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur les cations solubles	98
3.5. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur les anions solubles	99
3.6. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur les métaux lourds (Cu^{+2} , Mn^{+2} et Zn^{+2})	99
4. Conclusion.....	100
Conclusion générale	102
Références bibliographiques	
Annexes	

Liste des tableaux

Numéro du tableau	Titres des tableaux	Page
Tableau 01	Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en éléments traces métalliques	7
Tableau 02	Echelles d'interprétation de la matière organiques	19
Tableau 03	Echelle d'interprétation de calcaire total (CaCO ₃)	19
Tableau 04	Echelles d'interprétation de pH de l'extrait 1/2.5	20
Tableau 05	Echelle de la salinité en fonction de la CE de l'extrait dilué 1/5	21
Tableau 06	Norme d'interprétation de CEC	21
Tableau 07	Seuils de toxicité des métaux lourds dans le sol.	22
Tableau 08	Seuils de toxicité des métaux lourds dans le sol (mg/kg)	22
Tableau 09	Précipitations moyennes mensuelles en (mm) de la région de Biskra durant la période 2004-2013	26
Tableau 10	Températures moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période 2004-2013	26
Tableau 11	Vitesse moyenne mensuelle des vents pour la période (2000 à 2010).	27
Tableau 12	Taux d'humidité relative moyenne durant la période (2000-2010)	27
Tableau 13	Le nombre moyen des heures d'insolation pour la période (2000 à 2010)	28
Tableau 14	Coordonnées géographiques des sites étudiés	34
Tableau 15	Caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés.	38
Tableau 16	Dispositif expérimental	39

Liste des figures

Numéro de la figure	Titres des figures	Page
Figure 01	Origine des métaux lourds dans le sol	7
Figure 02	Répartition des éléments traces métalliques dans le sol.	8
Figure 03	Digramme ombrothermique de Gaussen pour la période 2004 à 2013.	28
Figure 04	Localisation de la région de Biskra sur le climagramme d'EMBERGER durant la période (2004 – 2013)	30
Figure 05	Potentialités agricoles de la région de Biskra	32
Figure 06	Situation géographique de la zone d'étude	33
Figure 07	Situation de la zone d'échantillonnage du sol	33
Figure 08	Période du prélèvement des échantillons du sol	34
Figure 09	Méthode du prélèvement du sol par une tarière	35
Figure 10	Séchage, Broyage et Tamisage du sol	35
Figure 11	Schéma expérimental des colonnes de lixiviation	38
Figure 12	Types de traitements adoptés	41
Figure 13	Triangle textural	44
Figure 14	Constitution granulométrique des sols	45
Figure 15	Evolution du pH du sol	46
Figure 16	Evolution de la CE du sol	47
Figure 17	Evolution de la matière organique du sol	48
Figure 18	Evolution du calcaire total du sol	49
Figure 19	Variation de la capacité d'échange cationique	50
Figure 20	Concentration des cations solubles du site 1	51
Figure 21	Concentration des cations solubles du site 2	52
Figure 22	Concentration des anions solubles du site 1	53
Figure 23	Concentration des anions solubles du site 2	53
Figure 24	Evolution des concentrations du zinc	54
Figure 25	Evolution des concentrations du cuivre	55
Figure 26	Evolution des concentrations du manganèse	55
Figure 27	Effet de l'EDTA sur l'évolution du pH du sol (S1)	61
Figure 28	Effet de l'AH sur l'évolution du pH du sol (S1)	61

Figure 29	Effet de l'EFV sur l'évolution du pH du sol (S1)	62
Figure 30	Effet de l'EDTA sur l'évolution du pH du sol (S2)	63
Figure 31	Effet de l'AH sur l'évolution du pH du sol (S2)	63
Figure 32	Effet de l'EFV sur l'évolution du pH du sol (S2)	64
Figure 33	Effet de l'EDTA sur l'évolution de la CE du sol (S1)	65
Figure 34	Effet de l'AH sur l'évolution de la CE du sol (S1)	65
Figure 35	Effet de l'EFV sur l'évolution de la CE du sol (S1)	66
Figure 36	Effet de l'EDTA sur l'évolution de la CE du sol (S2)	67
Figure 37	Effet de l'AH sur l'évolution de la CE du sol (S2)	68
Figure 38	Effet de l'EFV sur l'évolution de la CE du sol (S2)	68
Figure 39	Effet de l'EDTA sur l'évolution du calcaire total du sol (S1)	69
Figure 40	Effet de l'AH sur l'évolution du calcaire total du sol (S1)	70
Figure 41	Effet de l'EFV sur l'évolution du calcaire total du sol (S1)	70
Figure 42	Effet de l'EDTA sur l'évolution du calcaire total du sol (S2)	71
Figure 43	Effet de l'AH sur l'évolution du calcaire total du sol (S2)	71
Figure 44	Effet de l'EFV sur l'évolution du calcaire total du sol (S2)	72
Figure 45	Effet de l'EDTA sur l'évolution du taux de la matière organique du sol(S1)	73
Figure 46	Effet de l'AH sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S1)	73
Figure 47	Effet de l'EFV sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S1)	74
Figure 48	Effet de l'EDTA sur l'évolution du taux de la matière organique du sol(S2)	75
Figure 49	Effet de l'AH sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S2)	75
Figure 50	Effet de l'EFV sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S2)	76
Figure 51	Effet de l'EDTA sur l'évolution des cations solubles du sol (S1)	77
Figure 52	Effet de l'AH sur l'évolution des cations solubles du sol (S1)	77
Figure 53	Effet de l'EFV sur l'évolution des cations solubles du sol (S1)	78
Figure 54	Effet de l'EDTA sur l'évolution des cations solubles du sol (S2)	79
Figure 55	Effet de l'AH sur l'évolution des cations solubles du sol (S2)	79
Figure 56	Effet de l'EFV sur l'évolution des cations solubles du sol (S2)	80
Figure 57	Effet de l'EDTA sur l'évolution des anions solubles du sol (S1)	81
Figure 58	Effet de l'AH sur l'évolution des anions solubles du sol (S1)	81
Figure 59	Effet de l'EFV sur l'évolution des anions solubles du sol (S1)	82
Figure 60	Effet de l'EDTA sur l'évolution des anions solubles du sol (S2)	83
Figure 61	Effet de l'AH sur l'évolution des anions solubles du sol (S2)	83
Figure 62	Effet de l'EFV sur l'évolution des anions solubles du sol (S2)	84
Figure 63	Effet de l'EDTA sur l'évolution du Cu du sol (S1)	85

Figure 64	Effet de l'AH sur l'évolution du Cu du sol (S1)	85
Figure 65	Effet de l'EFV sur l'évolution du Cu du sol (S1)	86
Figure 66	Effet de l'EDTA sur l'évolution du Cu du sol (S2)	87
Figure 67	Effet de l'AH sur l'évolution du Cu du sol (S2)	87
Figure 68	Effet de l'EFV sur l'évolution du Cu du sol (S2)	88
Figure 69	Effet de l'EDTA sur l'évolution du Zn du sol (S1)	89
Figure 70	Effet de l'AH sur l'évolution du Zn du sol (S1)	89
Figure 71	Effet de l'EFV sur l'évolution du Zn du sol (S1)	90
Figure 72	Effet de l'EDTA sur l'évolution du Zn du sol (S2)	91
Figure 73	Effet de l'AH sur l'évolution du Zn du sol (S2)	91
Figure 74	Effet de l'EFV sur l'évolution du Zn du sol (S2)	92
Figure 75	Effet de l'EDTA sur l'évolution du Mn du sol (S1)	93
Figure 76	Effet de l'AH sur l'évolution du Cu du sol (S1)	93
Figure 77	Effet de l'EFV sur l'évolution du Mn du sol (S1)	94
Figure 78	Effet de l'EDTA sur l'évolution du Mn du sol (S2)	94
Figure 79	Effet de l'AH sur l'évolution du Mn du sol (S2)	95
Figure 80	Effet de l'EFV sur l'évolution du Mn du sol (S2)	95

La liste des abréviations

Liste des abréviations et des Symboles

FAO: Food and Agriculture Organization

ITA : Institut de Technologie Agricole

ETM : Eléments traces métalliques

TNK: Test Newman Keuls

MO : matière organique

MS : matière sèche

EDTA : Acide éthylène-diamine-tétra acétique

AH : Acide humique

EFV : Extrait de la fiente de volaille

D : Dose

D0 : Témoin ou Sans apport organique

D1, D2 et D3 ; Trois doses utilisées pour chaque matière organique.

D1 : Dose minimale

D2 : Dose moyenne

D3: Dose maximale

LF : Limon fin

LG : Limon grossie

SF : Sable fin

SG : Sable grossie

N1, N2 et N3 : Niveau ou profondeur

N1 : 0 - 10 cm

N2 : 10 - 20 cm

N3 : 20 – 30 cm

PVC : Poly chlorure de vinyle

S1 : Site d'El-ghrous

S2 : Site du M'ziraa

T : Sol témoin (ou sol sans activité agricole).

Tr : Sol traité (ou sol cultivée)

La liste des abréviations

P1 : prélèvement 01

P2 : prélèvement 02

P3 : prélèvement 03

Ppm : partie par million

µg/g:microgramme par gramme

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le secteur agricole joue un rôle important dans la croissance de l'économie nationale. Il constitue un appui fort au développement des pays puisqu'il contribue dans le produit intérieur brut et l'emploi de la population active.

La baisse de la productivité des terres dans la plupart des sols dans les pays en voie de développement, notamment ceux situés en milieu aride est le résultat des mauvaises pratiques de gestion des terres entraînant des pertes annuelles de la couche arable des sols (FAO, 2009). Le Sahara Algérien, d'une superficie de plus de 02 millions de km², est l'un des déserts les plus arides et les plus chauds du monde (Daoud et Halitim, 1994) . Ces zones arides représentent 95% du territoire national dont 80% dans le domaine hyperaride où la pluviométrie ne dépasse pas plus de 100 mm (Halitim, 1988).

Actuellement, l'explosion démographique qui va de pair avec la demande en produits alimentaires impose à développer des ressources agricoles par le biais de la mise en valeur de ces zones. De nombreux programmes de développement ont été entamés dans ces zones arides pour palier aux besoins de la population et de relancer l'agriculture dans ces régions, ce qui contribue à une extension rapide des superficies consacrées à diverses cultures. Cette activité agricole exige aux agriculteurs d'appliquer tous les facteurs d'intensification de l'agriculture moderne notamment l'utilisation des produits phytosanitaires et les fertilisants pour augmenter les rendements. (Bockman et al., 1990 in Oustani, 2016).

L'évolution spectaculaire des cultures maraîchères dans cette région est due essentiellement à une importante hétérogénéité texturale et granulométrique des sols et une fertilité considérable généralement contrôlée par la présence de matière organique. Cette dernière joue un rôle essentiel dans le maintien de la stabilité structurale qui à son tour influence les propriétés physiques, chimiques et biologiques, dans la conservation ou l'augmentation de l'aptitude du sol à retenir l'eau (Gregorich, 1997), régule les activités biologiques et contribue à la diversité et à la complexité des sols (Genot et al., 2007) .La matière organique joue un rôle clé dans le cycle biogéochimique des métaux et leur mobilité (Aiken et al., 2011), elle peut former des complexes avec des cations dont les métaux. La complexation entre la matière organique du sol et les métaux facilite la mobilisation de ces derniers (Labanowski et al., 2008)

Chaque année, d'importantes quantités d'engrais et d'amendements minéraux ou organiques sont appliquées sur les sols afin d'accroître leur productivité (Charbonneau et al., 2000 in Giroux et al., 2005). En revanche, la consommation continue à croître dans le Tiers-monde.

Entre 1970 et 2000, l'usage des engrais a augmenté de 450% en Asie, de 200% en Amérique latine et de 100% en Afrique (Ramade, 2005). En outre, l'utilisation quasi-exclusive des engrais minéraux dans la mise en culture des sols est suivie généralement par un processus de salinisation du sol, conduisant ainsi à une dégradation rapide de la fertilité (Zougmore et al., 2004).

Par ailleurs, les récentes préoccupations sur les effets néfastes des engrais sur l'environnement, ont rendu urgent le développement d'une approche rationnelle pour s'orienter vers d'autres sources d'éléments nutritifs pour les plantes. La méthode alternative largement acceptée par les agriculteurs est l'utilisation des apports organiques.

Comparés aux engrais chimiques, les fertilisants organiques sont des engrais complets. À la fois engrais et amendement, les produits organiques ont des effets bénéfiques sur la fertilité et l'équilibre des sols (Mustin, 1987).

Les épandages réguliers en apports organiques améliorent la capacité de rétention du sol en eau et en éléments nutritifs et rendent les cultures moins vulnérables aux conditions extrêmes, comme le stress salin et hydrique (Rahmoune et al., 2008). En revanche, l'utilisation abusive et non contrôlée des fertilisants et les produits phytosanitaires par la quasi-totalité des agriculteurs, et dans l'absence pratiquement totale des structures de suivi et de contrôle sur l'utilisation et l'effet secondaire des produits phytosanitaires et les fertilisants sur le sol, l'eau, le végétal et sur la santé des êtres vivants entraînant des effets néfastes sur la qualité de l'environnement.

L'évaluation du risque environnemental lié aux transferts potentiels des éléments traces métalliques comme : Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Mn, Fe, Cr, Co et As dans les sols agricoles par l'utilisation abusive et non contrôlée des fertilisants et les produits phytosanitaires par la quasi-totalité des agriculteurs, a été l'objectif principal de notre travail.

L'objectif principal de cette étude se focalise sur la caractérisation et l'effet de la matière organique sur la dynamique des métaux lourds (Cu, Zn et Mn) dans le sol de la région de Biskra à usage abusifs et non contrôlé des produits phytosanitaires et les fertilisants. L'étude comporte les volets suivants :

- Le premier consiste à identifier et quantifier les teneurs initiales des caractéristiques physico-chimiques du sol ainsi de suivre les changements induits aux caractéristiques physico-chimiques du sol pendant le cycle des cultures légumières.

- ✚ Le second volet a pour objectif de suivre la dynamique des métaux lourds (Cu, Zn et Mn) du sol sous l'effet de l'application des traitements des solutions de certains types de matières organiques (EDTA, EFV et AH).
- ✚ La finalité du travail est d'évaluer le potentiel des matières organiques utilisées sur l'évolution des métaux lourds, et leurs effets dans une application réelle, surtout avec l'utilisation abusive et non contrôlée des produits phytosanitaires et les fertilisants.

Le travail de cette thèse sera donc développé en cinq chapitres :

- Le premier chapitre, présentera d'une synthèse sur les caractéristiques des métaux lourds dans le sol.
- Le deuxième chapitre, correspond à une caractéristique physico-chimique des sols et des fertilisants organiques
- Le troisième chapitre, correspond à une synthèse écologique décrivant le contexte naturel dans lequel s'inscrit cette étude et les méthodes d'études.
- Le quatrième chapitre, est réservé à la caractérisation physico-chimique des sols étudiés avant l'apport organique.
- Le cinquième chapitre correspond à la caractérisation physico-chimique des sols étudiés après l'apport organique.

Enfin, en guise de conclusion générale, nous proposerons une synthèse des résultats acquis, des recommandations et des perspectives.

Chapitre I :

Généralités et caractéristiques des métaux lourds dans le sol

1. Introduction

Le sol recueille de nombreux produits issus de l'activité naturelle de la Terre (volcanisme) et de l'activité humaine (industrielle, agricole, domestique...). Parmi tous ces produits, certains métaux lourds sont indispensables à la vie du sol (cuivre, zinc), mais ce n'est pas le cas pour d'autres (plomb, mercure, cadmium). Tous sont toxiques à des doses plus ou moins élevées (Lamy et al., 2006).

Ce chapitre a pour but de présenter l'importance des éléments minéraux (métaux lourds) dans le sol. Leur disponibilité et la (les) forme(s) assimilée(s) par la plante, leurs rôles mais également les problèmes physiologiques générés par une carence (ou manque) et les excès en ces éléments.

2. Définition des métaux lourds

D'après Baker et Walker (1989) Le terme métaux lourds, « heavymetal », implique aussi une notion de toxicité. Aussi le terme « éléments traces métalliques » est utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Stengel et Gelin, 1998). Ces éléments traces peuvent donc être des métaux (ex: Cd, Cs, Cu, Ni, Pb, Zn...) ou des éléments non métalliques (ex: F, Cl, B, I...). Ils peuvent se trouver dans l'air, dans l'eau et dans le sol (Bliefert et Perraud, 1997).

Selon Tremel-Schaud et Feix (2005) Les éléments sont dits traces par rapport à leur concentration massique dans un certain milieu. Lorsque leur teneur est inférieure à un mille en moyenne dans la croûte terrestre, ce sont des éléments traces de la croûte.

Selon Anfossiet al. (1997) Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser.

D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- Tout métal ayant une densité supérieure à 5g/cm^3 ;
- Tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$) ;
- Tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic (As), le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'étain (Sn), le zinc (Zn).

De point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : Les métaux essentiels et les métaux toxiques (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 in Huynh, 2009).

Conventionnellement, les éléments traces sont les 68 éléments chimiques naturels, la concentration moyenne dans la croûte terrestre pour chacun d'entre eux, inférieur à 0,1 pour mille. Ils ne représentent à eux tous que 0,6% du total, alors que les 12 éléments majeurs interviennent par 99,4% (Baize, 2000).

La majorité de la littérature consultée, on n'a pas trouvé de définition universellement reconnue. En résumé : éléments traces, microéléments, oligoéléments, éléments essentiels, non essentiels, toxiques, etc. ont la même signification, l'appellation change en fonction du milieu où sont concentrés ces éléments et de la discipline scientifique.

3. Spéciation des métaux dans les sols

D'après, Deneux-Mustin et al. (2003) Les éléments sont rarement présents à l'état libre dans la solution du sol, qui contient de nombreux ligands inorganiques et organiques d'origine naturelle ou anthropique pouvant former des complexes. De ce fait, les éléments solubles subissent des transformations chimiques qui dépendent de leur réactivité propre, de la forme sous laquelle ils sont introduits et des propriétés physico-chimiques du sol. Il convient d'envisager aussi les processus biologiques (essentiellement microbiens) qui catalysent, orientent et contrôlent la plupart des processus physicochimiques dans les sols.

Les métaux qui arrivent au sol peuvent être distribués entre les différents compartiments du sol (dissous et solides) (Le coz et al., 1996) :

- Adsorbés à la surface des minéraux argileux et à la matière organique.
- Présents dans le réseau des minéraux secondaires comme carbonates et sulfates.
- Occlus dans des matériaux amorphes comme les oxyhydroxydes de fer et manganèse, sulfures de fer et débris organiques.
- Présents dans les réseaux des minéraux primaires.

Dans les sols, les éléments peuvent être présents sous différents statuts chimiques : forme ionique hydratée, forme complexée avec les ligands organiques ou inorganiques (Deneux-Mustin et al., 2003).

4. Rôle des métaux lourds

Les métaux présents dans l'eau et l'environnement terrestre sont des éléments nécessaires au fonctionnement normal des plantes et des animaux. Ils jouent un rôle important dans

(Verbanck, in Guemaz, 2006) : la transformation de la matière, principalement dans les mécanismes enzymatiques.

Selon Stengel et Gelin (1998) du fait de leur toxicité, ils sont également employés ou l'ont été, pour la protection des cultures (pesticides), ...etc.

5. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

D'après Robert et Juste (1999) in Huynh, (2009) La présence des métaux lourds dans les sols peut être naturelle ou anthropique (voir figure 1 et tableau 1).

5.1. Origine naturelle

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (Bourrelier et Berthelin, 1998). Ce fond pédo-géochimique local résulte des phénomènes naturels géologiques, pédogénétiques et autres. La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge (Baize, 2000).

5.2. Origine anthropique

La source majeure de contamination est d'origine anthropique. Au cours des décennies dernières, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 tonnes de cuivre, 783000 tonnes de plomb, et 1350000 tonnes de zinc (Singh et al., 2003 in Huynh, 2009). Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle (Baize, 1997).

Ainsi, les concentrations les plus importantes de métaux lourds sont liées à l'activité humaine. Ils se retrouvent dans notre environnement quotidien sous des formes chimiques très diverses, pouvant chacune conférer une propriété particulière (solubilité, toxicité, etc.) au métal étudié (Sanità et Gabbrielli, 1999 in Kebir, 2012)

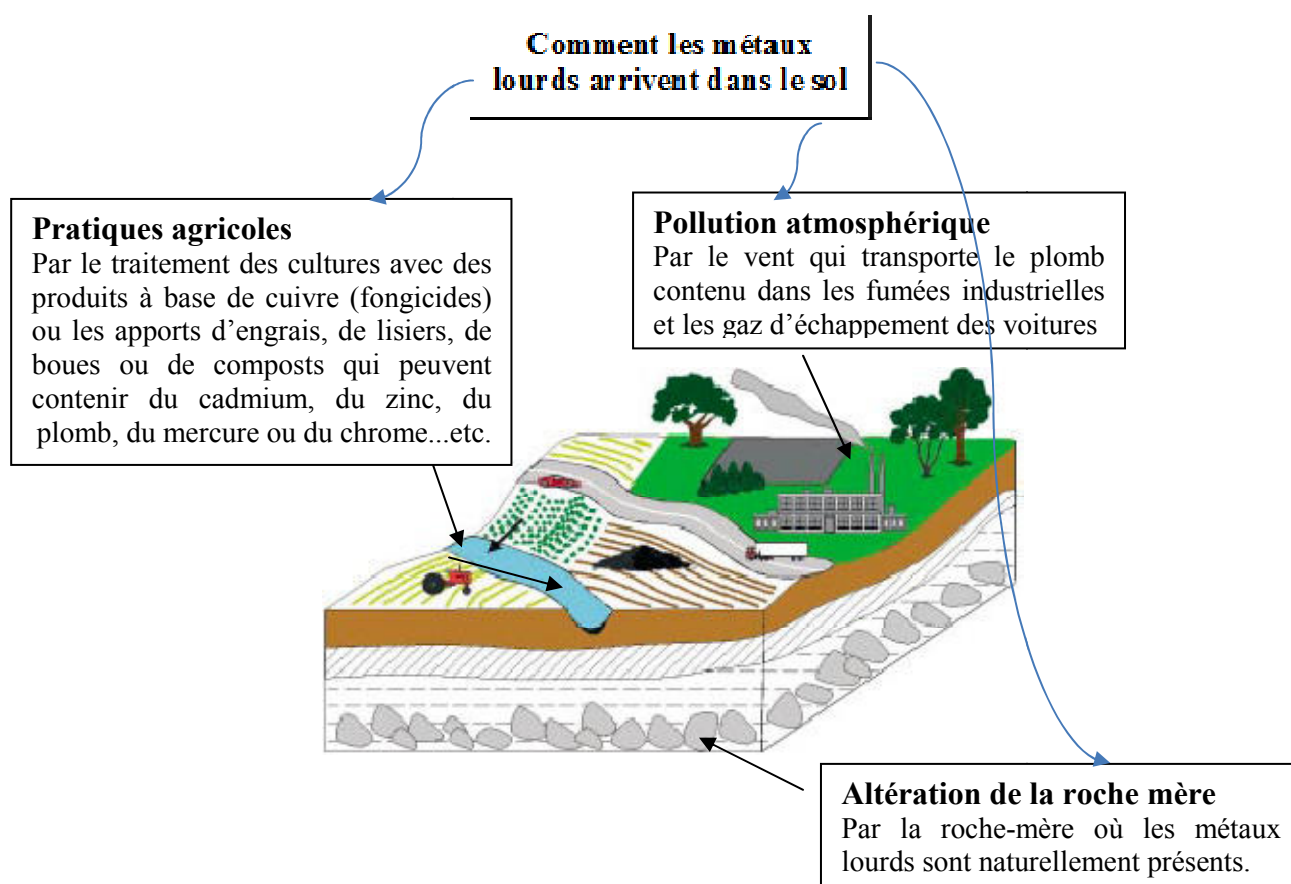


Figure 1: Origine des métaux lourds dans le sol (INRA, 2001)

Tableau 1: Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en éléments traces métalliques. (Miquel, 2001)

Elément	Cuivre	Zinc	Plomb
Origine			
Déchets agricoles	%55	%61	%12
Déchets urbains	%28	%20	%19
Engrais	%1	%1	%1
Retombées atmosphériques	%16	%18	%68
Total (milliers de tonnes)	216	760	382

6. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds

Le sol est une matrice complexe qui exerce un effet tampon important sur les équilibres entre les éléments traces métallique du sol et ceux en solution. Il est important que le sol conserve cette capacité régulatrice, qui protégé la chaine alimentaire des risques de contamination. Ce

sont principalement la matière organique et l'argile qui permettent au sol de régulariser la mobilité et la biodisponibilité des éléments traces métalliques (Giroux et al., 2005).

Les formes chimiques des éléments en traces (spéciation), leurs interactions et associations avec les différents constituants du sol (argiles, oxy-hydroxydes, carbonates, phosphates et matières organiques) conditionnent leur biodisponibilité pour les végétaux ainsi que leur mobilité par le transfert dans la solution du sol (Legret, et al., 1988).

6.1. Mobilité

Dans le sol, les éléments traces métalliques sont distribués entre la phase solide et la phase liquide (solution du sol) qui le constituent. Le plus souvent, la quantité se trouvant dans la solution du sol ne représente qu'un infime pourcentage de la totalité de l'élément présent dans le sol. Les métaux se concentrent donc dans la fraction solide du sol, où ils se répartissent entre les différentes fractions organiques et minérales (figure 2) (Collin et al., 2008).

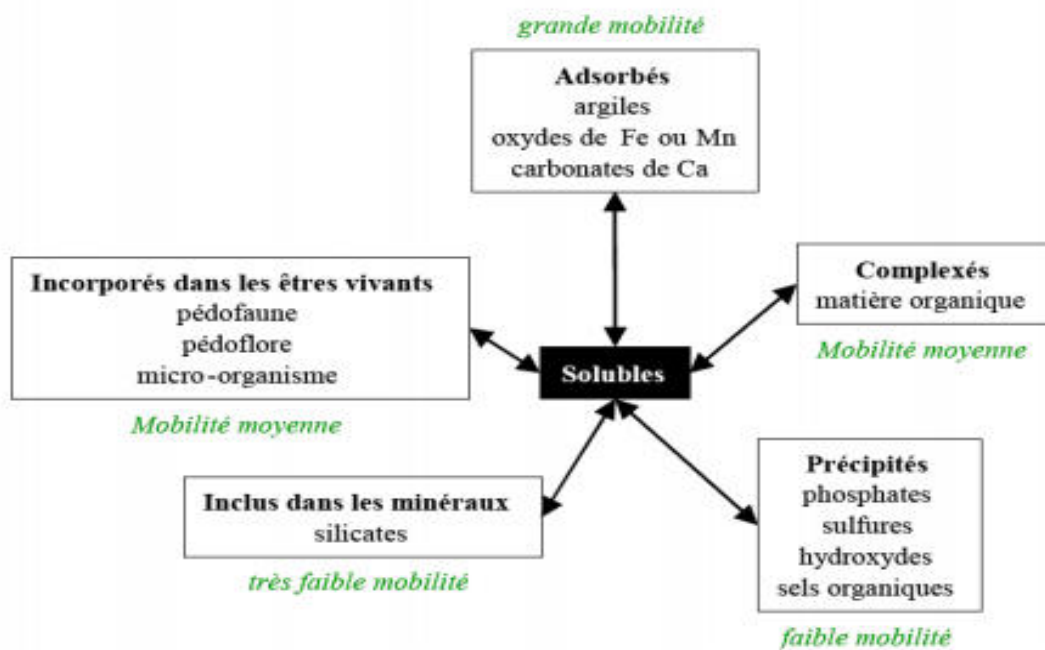


Figure 2 : Répartition des éléments traces métalliques dans le sol (Collin et al., 2008)

Le terme mobilité c'est l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment du sol où il est retenu avec une certaine énergie dans un autre, où il est retenu avec une moindre énergie (Baize, 2000).

6.2. Biodisponibilité

Le terme biodisponibilité c'est l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment quelconque du sol dans un être vivant (bactérie, végétal, animal, homme) (Baize, 2000).

D'après, BabichetStotzky(1980). La toxicité d'un métal dépend de sa spéciation (forme chimique) et des facteurs environnementaux. Dans le sol, les métaux lourds peuvent exister sous forme d'ion libre ou sous forme liée à des particules de sol. Cependant, un métal n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre ; il est alors biodisponible. Comme tout élément chargé positivement, les cations métalliques peuvent interagir dans le sol avec toute particule organique ou minérale chargée négativement. De l'équilibre entre les formes libres et fixées de l'ion va dépendre sa biodisponibilité, directement liée à sa toxicité.

6.3. Influencent des caractéristiques physico-chimiques du sol sur la disponibilité des éléments mineurs

La plupart des composés organiques et minéraux du sol (argile, oxydes, matières organiques) possède des charges positives ou négatives de surface qui peuvent jouer un rôle dans l'échange et l'adsorption d'ions ou de molécules organiques (Deneux-Mustin et al., 2003).

La biodisponibilité des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol. Parmi lesquels, la capacité d'échange de cation (CEC), le pH, le potentiel redox (Eh), la teneur en phosphate disponible, la teneur en matière organique et les activités biologiques (BabichetStotzky, 1980).

Selon, Tran et al. (1995) Pour les éléments mineurs, leur disponibilité potentielle dépend des types de sols et particulièrement leurs caractéristiques physico-chimiques. (Deneux-Mustin et al., 2003) Les facteurs les plus importants sont :

A. Influence du pH

De façon très générale, lorsque les éléments sont chimiquement stables sous forme de cations, leur solubilité diminue lorsque le pH augmente. Les variations de pH induisent aussi la formation de phases solides précipitées (hydroxydes et oxyhydroxydes) qui d'une part, peuvent limiter la solubilité et la disponibilité des éléments, et d'autre part, servir par nucléation de processus à la formation d'espèces minérales plus stables immobilisant les éléments. Toutefois, l'amplitude des variations du pH est largement pondérée par la nature des constituants organiques ou minéraux du sol et des changements de régime hydriques ou thermiques imposés par le climat.

B. Influence du potentiel rédox

Les équilibres rédox interviennent aussi dans la mobilité des ions en solution dans le sol. Le potentiel d'oxydoréduction ou potentiel rédox permet de définir les conditions oxydoréductrices du milieu et de préciser les espèces chimiques les plus probables. Les espèces oxydées existent en général pour des potentiels élevés alors que les faibles valeurs de potentiel rédox favorisent l'apparition des espèces réduites.

C. Influence des ligands minéraux et organiques

Dans les sols, la solubilité des éléments cationiques est limitée par la formation de sulfates, de phosphates, d'oxyhydroxydes et de carbonates en fonction du pH. L'aptitude à la complexation des éléments par des ligands organiques dépend de nombreux paramètres comme du rapport des concentrations ligand/métal, mais aussi du pH.

Les ligands organiques peuvent aussi modifier profondément la spéciation et la réactivité des cations. La complexation par des acides carboxyliques de faible masse moléculaire accroît généralement la mobilité d'éléments cationiques tels que les métaux.

7. Phytotoxicité par des oligo-éléments

D'après, Coïc et Coppenet(1989) les phytotoxicités dues aux oligo-éléments peuvent être naturelles ou provoquées par l'homme. (Babich et Stotzky, 1977 in Huynh, 2009) Cette toxicité dépend de sa spéciation (forme chimique) autant que des facteurs environnementaux. Selon, Mijno(2007) la présence simultanée de plusieurs métaux peut engendrer une toxicité supérieure à celle de chaque métal séparé. Par exemple, le zinc, le cadmium et le cuivre sont toxiques aux faibles pH et agissent en synergie pour inhiber la croissance des algues et affecter les poissons.

Actuellement, le phénomène d'accumulation des éléments traces métalliques dans les sols agricoles est observés principalement pour le cuivre et le zinc à cause de leurs teneurs élevée dans certains engrais de fermes et certaines matières résiduelles fertilisantes(Aurousseau, 2001 in Giroux et al. 2005).

8. Effet des métaux lourds sur l'environnement

Tous les sols contiennent naturellement des éléments traces métalliques dont la concentration naturelle résulte de son évolution à partir de la roche initiale. On parle de contamination d'un sol lorsque l'élément trace est présent à une dose constituant une menace pour l'activité biologique (Boukrah, 2008).

La composition des sols qui détermine aussi la quantité des métaux lourds retenus. Les sols légers sont très peu pollués en métaux lourds : ces sols, ne contenant que de faibles quantités d'argiles et de composés humiques, ont un pouvoir d'adsorption faible vis-à-vis des métaux lourds. C'est la raison pour laquelle la pollution par les métaux lourds est plus élevée dans les sols lourds que dans les sols légers (Bliefert et Perraud, 1997).

Sur l'environnement, il a un effet neurologique sur le comportement (mésos-faune et macrofaune); il inhibe l'activité microbienne dans la décomposition de la matière organique. Dans l'environnement, le zinc perturbe l'écosystème forestier au niveau de la décomposition de la matière organique et du recyclage des nutriments (Mijno, 2007).

9. Caractéristiques des métaux lourds Cu, Zn et Mn du sol

9.1. Cuivre

9.1.1. Origine

Le Cu est un métal largement répandu dans la nature sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg selon les auteurs, (Baize, 2002) elle est de l'ordre de 50ppm. (Adriano, 2001)

Les teneurs les plus élevées (>80 mg/kg) seraient observées dans les roches magmatiques basiques riches en minéraux ferromagnésiens. Les roches granitiques contiennent en général beaucoup moins de Cu (Bourrellet et Berthelin, 1998). Parmi les roches sédimentaires, argiles et schistes présentent des concentrations plus fortes que les roches détritiques (grès, sable) (Sanders et al., 1986).

9.1.2. Cuivre total dans le sol

D'après, Loué (1993) Les teneurs total variant de 3 à 100 ppm suivant les sols ayant reçu de nombreux traitements anticryptogamiques à base de Cu. (Baize, 2000) La teneur en Cu total d'un sol est reliée à celle de la roche mère.

Selon Coic et Coppenet (1989) Les teneurs totales en cuivre inférieure ou égale à 7ppm entraînent des carences cupriques et en revanche des toxicités apparaissent au-delà de 180 ppm. (Goulding et Blake, 1998) donnent une concentration maximale "normale" de 100ppm et une moyenne dans les sols de 20ppm. Les moyennes les plus élevées sont rencontrées dans les chernozems et les sols châtaîns. Les teneurs les plus basses sont observées dans les podzols et dans les histosols. Les ferrasols et les fluvisols peuvent également contenir des teneurs élevées en Cu (Sanders et al., 1986).

9.1.3. Différentes formes du cuivre

Dans les roches de l'écorce terrestre, le cuivre se trouve principalement sous forme de sulfures, soit sulfures simples soit sulfures complexes comportant d'autres métaux, la forme la plus courante dans le sol est l'ion divalent Cu^{++} , peu mobile car fortement adsorbé sur le complexe argilo-humique, particulièrement par la matière organique (Loué, 1993).

Selon, Baize (2000) Une analyse approfondie conduirait à distinguer les diverses formes chimiques du cuivre que l'on peut trouver dans les sols.

Anions	HCuO_2^- ; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^-$
Cations	Cu^{++} ; CuOH^+ (ion hydroxo)
Espèce neutres	CuCO_3 (carbonates) ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$ (hydroxyde).

9.1.4. Mobilité du cuivre

D'après, Adriano (2001) Le Cu est considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds. Bien que la formule la plus commune soit, dans les sols, Cu ; de nombreuses espèces chimiques sont également libérées au cours des processus d'altération. Parmi elles : Cu ; CuOH ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; CuO ; $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$; CuCO_3 ; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$; $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$; $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$; CuO_2^- . De même quelques formes incluses au sein des minéraux : Cu-O-Fe ; Cu-O-Al ; Cu-O-Mn. Tous les ions de Cu sont fortement liés aux sites d'échange minéraux et organiques. 98% du Cu soluble dans le sol se trouvent complexés par la matière organique, alors que (Underwood et Suttle, 1999) estiment que seulement 80% du Cu soluble est sous forme chélatée.

9.1.5. Causes et correction de la déficience en cuivre

Les principaux facteurs susceptibles de favoriser l'apparition de déficiences de Cu sont les suivants (Loué, 1993) :

Les faibles réserves du sol en Cu total ou la mauvaise disponibilité de Cu du sol pour les plantes, le pH du sol, les interactions avec d'autres éléments fertilisants, type de sols déterminés ou des sols développés sur une roche mères pauvres en cuivre.

L'influence du pH est en effet très importante sur l'assimilabilité du cuivre. L'ion H^+ serait le plus efficace pour favoriser les échanges des ions Cu^{+2} et CuOH Aussi l'élévation du pH diminue-t-elle l'assimilabilité du cuivre (Loués, 1993).

Pour corriger les déficiences de cuivre, on peut appliquer les engrais sous forme minérale ou organique (Loué, 1993).

9.1.6. Excès du cuivre

Le signe le plus net de l'excès du Cu est l'induction des symptômes de la chlorose Fe, par ailleurs, la croissance est réduite, et plus particulièrement celles des racines qui sont épaisses, moins ramifiées, avec des radicelles de couleur anormalement foncée (Loué, 1993).

Selon, McKenzie (1980) le maximum « normal » rencontré dans les plantes, est de 15 ppm /MS. Le Cu représente un danger quand il est présent en concentration élevée dans l'environnement.

9.2. Zinc

9.2.1. Origine

D'après, Baize (1997) La teneur moyenne en Zn de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg. Le Zn apparaît distribué de manière relativement uniforme au sein des roches magmatiques. Les roches des sédiments argileux et les schistes renferment comme les roches mafiques 80 à 120 ppm de Zn. Les roches carbonifères et les grès en sont pauvres de 10 à 30 ppm.

9.2.2. Zinc total dans le sol

Le Zn est lié dans le sol aux oxydes de fer hydratés et aluminium (14 à 38% de Zn total) et aux argiles (24 à 63%). Le sol peut être également enrichi par les apports anthropogènes : activités minières et industrielles, épandage agricole, activités urbaines et trafic routier (Sanders and al., 1986).

D'après, Loué (1993) la teneur des sols en Zn total dépend beaucoup de celle de la roche mère et se situe entre 10 et 300 ppm.

Selon, Baize (2000) Le zinc est présent le plus souvent sous forme de sulfure et des gîtes stratiformes où il se trouve associe au plomb, au fer, et au cuivre. Le zinc peut être considéré comme très mobile. Les formes les plus mobiles du zinc seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et minéraux des sols.

9.2.3. Solubilité du zinc

Le zinc diffère du cuivre du fait que son sulfure est plus soluble. La solubilité de Zn est particulièrement faible dans les sols à haut pH. La solubilité de Zn du sol et des minéraux Zn est maximale à pH 4 et beaucoup plus faible dans les conditions neutres et surtout alcalines. La solubilité de Zn dans les sols peut être améliorée par des engrais acidifiants. Des études

avec $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ont montré qu'en présence de fortes concentration SO_4^{-2} il y avait formation de ZnSO_4 particulièrement mobiles dans les sols et susceptible d'augmenter l'assimilabilité de Zn (Loué, 1993).

9.2.4. Mobilité du zinc

En comparaison de Cu, le Zn est plus mobile. L'intensité de l'absorption de Zn tend à croître avec l'élévation du pH, et la mobilité de Zn se trouve nettement diminuée au-dessus de pH 7. La matière organique du sol forme des complexes très stables avec Zn et les acides fulviques et humique sont très importants dans l'adsorption du zinc. Les formes les plus mobiles seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et minéraux du sol (Alloway, 1995 in Kadem, 2005).

D'après, Gupta et al. (1996), Les minéraux argileux et les substances humiques sont capables de fixer le Zn très fortement de sorte que la solubilité de Zn dans les sols apparaît moindre que celle de $\text{Zn}(\text{OH})_2$, $\text{Zn}(\text{CO}_3)$, $\text{Zn}(\text{PO}_4)$. La fraction mobile de Zn représente 1 à 20% et ses complexes avec la matière organique 1,5 à 2,3%. Selon (Goulding et Blake, 1998) en moyenne 65% de Zn soluble dans les sols se trouvent associés aux amines et aux acides fulviques, tandis que les complexes insolubles sont associés aux acides humiques .

9.2.5. Causes de déficience en zinc

D'après, Loué (1993) Les principaux facteurs susceptibles d'engendrer ou d'aggraver la déficience en zinc sont soit la pauvreté naturelle des sols en zinc, soit la mauvaise assimilabilité de Zn et les conditions favorables à ces déficiences sont bien identifiées :

- Sols à bas niveau en Zn (en particulier les sols sableux acides lessivés),
- Sols pauvres en matière organiques,
- Sols calcaires (Zn du sol moins assimilable),
- Basses températures.

Mais il y a aussi des traitements du sol et des pratiques culturales qui sont susceptibles d'accroître les cas de déficience en Zn :

- Sols nettement enrichis en P par la fertilisation pratiquée (mais l'effet de P sur l'absorption de Zn varie avec les sols et les cultures et avec les niveaux P, Zn en cause),
- Système racinaire mal développé (sols compactés, sols trop souvent nivelés pour l'irrigation),
- Chaulage des sols acides à trop fortes doses,
- Fortes fertilisations azoté éventuellement.

9.2.6.Symptômes de déficience en zinc

D'une manière assez générale, les symptômes les plus permanents de la déficience en Zn sont des signes de chlorose entre les nervures, de réduction de taille et de malformation des rameaux et des feuilles. La déficience du Zn perturbe le métabolisme de l'auxine (entre-nœuds plus courts) et inhibe la synthèse de l'ARN, nuisant ainsi au développement normal des chloroplastes(Loué, 1993).

9.2.7.Excès de zinc

D'après,Ross(1994) Les teneurs de Zn dans les plantes varient entre 25-200ppm, le maximum « normal » est de 150 mg/kg MS. L'excès de Zn peut provoquer une toxicité.

Selon,Loué(1993) La toxicité de Zn concerne généralement des sols acides ou des cultures sur solutions nutritive. En quantité excessive dans le sol, le zinc peut devenir toxique pour les plantes.

L'excès de Zn se traduit par des teneurs en Zn anormalement élevées dans la plante, supérieure à 400ppm, le déséquilibre nutritionnel peut en résulter et il est démontré que les teneurs des tissus végétaux en P et Fe sont diminuées.

9.3. Manganèse

9.3.1. Origine

Le manganèse (Mn) est un élément que l'on trouve naturellement dans l'environnement (Buteau et Belleville, 2011) et présent dans toutes les roches de l'écorce terrestre à des concentrations généralement très supérieures à celle des autres éléments traces (Aubert et Pinta, 1971).

Le manganèse est un métal de transition gris-blanc qui ressemble au fer. C'est un métal dur et fragile, il fond sans difficulté, mais facilement oxydé (Loué, 1993).

9.3.2. Teneurs totales dans le sol

Ce métal constitue 0,1 % de la croûte terrestre, ce qui en fait le douzième élément le plus abondant ((Atsdr, 2008 et Santé Canada, 2010) in (Buteau et Belleville, 2011)). Les teneurs sont maximales dans les roches éruptives basiques (basalte, gabbro...) : 1000-2000 ppm.Elles sont très variables dans les roches éruptives acides.

Dans les sols, la teneur en Mn totale présente des variations considérables (de 20à 6000 ppm), mais des teneurs comprises entre 200 à 3000 ppm sont le plus fréquentes, avec une moyenne de 950 ppm dans l'écorce terrestre (Loué, 1993).

9.3.3. Solubilité

L'assimilabilité de Mn est plus élevée en sols acides en raison de la plus grande solubilité des composés Mn qui se forment aux bas pH. Normalement, la toxicité de Mn ne se produit pas au-dessus de pH 6.5, sauf à condition rares de grande richesse en Mn (Loué, 1993).

9.3.4. Teneur des sols en manganèse utilisable par les plantes

Le Mn existe sous plusieurs états de valence (1+ à 7+), mais il se trouve plus fréquemment dans l'environnement sous ses états d'oxydation 2+, 3+ ou 4+ ((Atsdr, 2008; Santé Canada, 2010) in (Buteau et Belleville, 2011)).

Des nombreuses études concernant le manganèse il ressort que dans les sols on peut le mettre en évidence principalement sous deux formes : une forme Mn^{+2} , soluble, mobile, facilement utilisable, existe dans les sols sous forme de sels (carbonates, bicarbonates, sulfates...) et une forme Mn^{+4} pratiquement insoluble, non mobile et non utilisable (Aubert et Pinta, 1971).

9.3.5. Mobilité

Le manganèse soluble et le manganèse échangeable forment le manganèse mobile (Aubert et Pinta, 1971).

9.3.6. Causes et symptômes de déficience

Des teneurs élevées en matière organique peuvent entraîner des déficiences de Mn. Une élévation du pH peut favoriser la formation de complexes Mn/ matière organique du sol, qui diminuent l'assimilabilité de Manganèse (Loué, 1993).

Les symptômes de carence apparaissent généralement à partir des teneurs inférieures à 20 ppm de matière sèche, les concentrations dans les plantes varient de 20 à 200 ppm (Follett et al., 1981 in Abo, 1984). Les symptômes visuels de carences apparaissent donc en premier lieu sur les feuilles âgées (contrairement au Fe). En général, la chlorose débute dans le limbe, les nervures restant vertes plus longtemps. Avec une carence très prononcée, les feuilles brunissent et se nécrosent sur les bords puis entre les nervures (Lerot, 2006).

9.3.7. Carence et excès de manganèse

Les carences en manganèse se rencontrent principalement dans les sols de pH alcalin ou sur roches-mères calcaires, dans lesquels le manganèse est immobilisé sous forme d'oxydes insolubles, mais également dans des sols très acides dans lesquels l'acidité favorise l'entraînement du manganèse qui s'y trouve sous forme de composés "très mobiles" (Aubert et Pinta, 1971). Généralement, les toxicités s'observent le plus souvent dans les sols acides (Ryan et al., 1967 in Aubert et Pinta, 1971). On peut corriger ces toxicités manganiques, soit en enrichissant les sols en matière organique, ce qui accroît la fixation organique du manganèse et limite l'abaissement du pH en le tamponnant, soit en élevant le pH des sols par application de chaux.

10. Conclusion

Les éléments minéraux sont indispensables à une bonne croissance et un bon développement des plantes, mais également pour la résistance aux maladies et ravageurs.

Dans les roches, les teneurs en éléments dépendent de la nature de la roche et de celle de l'élément trace considéré.

On constate que dans les sols, il existe une relation positive entre les teneurs en éléments traces et celles en éléments minéraux fins (argile et argile + limon) et plus encore en humus.

De ce fait, la répartition des éléments entre les différents horizons d'un profil suit, le plus souvent, celles de l'humus et de l'argile. Il y a généralement accumulation dans les horizons supérieurs riches en matières organiques, accumulation qui paraît être d'origine biogénétique : les éléments traces, contenus dans les débris laissés par la végétation, dans ou à la surface du sol, sont libérés lors de leur décomposition .

Chapitre II :

Caractéristiques physico-chimiques du sol et fertilisants organiques

1. Introduction

D'après,Rabefiraisana(2015) L'analyse du sol est une procédure visant à caractériser la composition et les qualités physico-chimiques d'un sol. Cette analyse des sols est une application de la pédologie. Aujourd'hui, le sol est vu et jugé comme une entité vivante, il n'est plus un simple support ou un filtre conditionnant la qualité de l'eau celui qui veut cultiver doit impérativement procéder à une analyse des sols afin de connaître le degré de fertilité de la terre et permettre ainsi une amélioration des cultures.

Ce chapitre traite les fertilisants organiques et certaines propriétés physico-chimiques du sol qui nous permettent de faire discuter les résultats obtenus.

2.Caractéristiques physico-chimiques du sol

2.1. Granulométrie

La granulométrie concerne la détermination du pourcentage des éléments constitutifs (argile , limon, sable) d'un échantillon du sol étudié afin de connaître sa texture (Randrianampy, 1997 in Rabefiraisana, 2015)

Selon (AFNOR, 1996)La granulométrie a été déterminée en suivant la norme NF X31-107 par deux méthodes complémentaires (fractionnement par voie sèche puis séparation gravimétrique jusqu'à 2 μ m par sédimentation des particules constituant la terre fine) permet de classer les particules en fonction de leur diamètre, ou par tamisage, norme AFNOR NF X31-101 ; le principe de cette manipulation consiste de verser un échantillon du sol dans une colonne de tamis classés dans l'ordre croissant des ouvertures de bas en haut. La pesée des refus des tamis permet de tracer la courbe granulométrie.

2.2. Matière organique (Carbone organique)

La matière organique est la base de la fertilité du sol c'est-à-dire elle améliore à la fois ces qualités physico-chimiques et biologiques (Bourgeat, 1972 in Rabefiraisana, 2015). Les matières organiques jouent un rôle important dans le fonctionnement global du sol, au travers de ses composantes physique, chimique et biologique, qui définissent la notion de fertilité (Huber et Schaub, 2011). Les normes d'interprétation de la notion de fertilité du sol par la matière organique sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2: Echelles d'interprétation de la matière organiques(ITA, 1977)

MO%	Sol
MO < 1	Très pauvre
1 < MO < 2	Pauvre
2 < MO < 4	Moyen
MO > 4	Riche

2.3. Calcaire total (CaCO₃)

De nombreux sols, notamment ceux qui sont développés en climat aride et semi-aride, renferment des quantités plus ou moins importantes de carbonate de calcium (CaCO₃). Ce carbonate de calcium, couramment appelé calcaire. Un sol calcaire est un sol qui contient une partie ou sur la totalité du profil de CaCO₃. Le calcaire étant présent soit dans les particules fines (<2mm), soit dans les cailloux (fraction grossière). Les sols calcaires peuvent se classer selon l'échelle d'interprétation de Calcaire Total (CaCO₃) (Tableau 3) (Baize, 2000).

Tableau 3 : Echelle d'interprétation de calcaire total (CaCO₃)(Baize, 2000)

CaCO₃ (%)	Sol
CaCO ₃ <1%	Non calcaire
1<CaCO ₃ <5%	Peu calcaire
5<CaCO ₃ <25%	Modérément calcaire
25<CaCO ₃ <50%	Fortement calcaire
50<CaCO ₃ <80%	Très fortement calcaire
CaCO ₃ >80%	Excessivement calcaire

2.4.pH

D'après,AFNOR (1996) Le pH fait partie d'une des plus importantes caractéristiques physico-chimiques des sols, car la spéciation, et donc la mobilité et la biodisponibilité des éléments chimiques sont liées à sa valeur.Le pH mesure la concentration en ions H⁺ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14. Il est mesuré par un pH-mètre sur une solution sol/eau=1/2.5 (Dudka et Driano, 1997).

Tous les éléments du sol sont plus assimilables dans des pH qui s'approchent de la neutralité. Il est impossible de gérer la fertilité chimique d'un sol sans gérer le pH en même temps (Rabefiraisana, 2015). Le tableau 4 présente les intervalles de répartition du pH et leurs interprétations.

Tableau 4 : Echelles d'interprétation de pH de l'extrait 1/2.5 (Sarkar et Haldar, 2005).

pH	Interprétation
<4.5	Extrêmement acide
4.5- 5.0	Fortement acide
5.1-5.5	Très acide
5.6-6.0	Modérément acide
6.1-6.5	Faiblement acide
6.6-7.3	Neutre
7.0-8.0	Moyennement basique
8.1-9.0	Très basique
>9	Fortement basique

2.5. Conductivité électrique (CE)

D'après, Clement et Françoise (2003) La conductivité électrique d'une solution du sol est un indice des teneurs en sels solubles dans ce sol, c'est-à-dire son degré de salinité, mesurée en mili-Siemens par cm (mS/cm). Elle est mesurée directement par l'utilisation d'un appareil appelé conductimètre. Le tableau 5 présente les normes d'interprétation selon les teneurs de la CE.

Tableau 5 : Echelle de la salinité en fonction de la CE de l'extrait dilué 1/5 (Aubert, 1978).

CE dS/m à 25°C	Degrés de salinité
CE <0.6	Sols non salés
0.6 < CE <1.2	Sols peu salés
1.2 < CE <2.4	Sols salés
2.4 < CE <6	Sols très salés
CE >6	Sols extrêmement salés

2.6.Sels solubles

La mesure de la salinité totale du sol est indispensable pour connaître le type de sol auquel on à faire. Mais les propriétés de ces sols différents fortement suivant la composition et la concentration des sels présents. L'indentification des sels solubles sur l'extrait permet de fournir des renseignements sur les principaux sels présents dans les sols et d'envisager l'étude de l'évolution de leur salinité surtout lorsque ces sols sont soumis à l'irrigation avec une eau salée. (Clement et Françoise, 2003).

2.7. Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) d'un sol est la quantité totale des ions que ce sol adsorber sur son complexe et échange avec la solution environnante dans des conditions de pH bien définies. La (CEC) résulte des charges électriques négatives situées à la surface des argiles et des matières organiques (Huber et Schaub,2011). La CEC est traditionnellement exprimé en milliéquivalents pour 100 g de terre fine. (Clement et Françoise, 2003). Plus le sol est riche en argile et matière organique, plus sa CEC est importante. Tableau 6 présente l'échelle d'interprétation de la Capacité d'échange cationique (CEC)

Tableau

6 : Norme

Appréciation de la CEC	Valeur de CEC (még/Kg)
Très faible	<60
Faible	60-120
Moyenne	120-200
Elevée	200-300
Très élevée	>300

d'interprétation de CEC (ENITA, 2000).

2.8. Métaux lourds

D'après, Baker et Walker (1989), Le terme métaux lourds, « heavymetal », implique aussi une notion de toxicité. Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement.

Les métaux ont des effets très différents sur le milieu vivant. Quelques-uns sont nécessaires pour les organismes ; ils sont dits « essentiels », bien qu'à des fortes concentrations, ils peuvent être nocifs pour les organismes, les tableaux ci-dessus (7 et 8) montre les seuils de toxicité des métaux lourds dans le sol.

Tableau 7 : Seuils de toxicité des métaux lourds dans le sol.

Métaux lourds	Seuil de phytotoxicité (ppm)	Source
Cu ⁺²	120	(Coïc et Coppenet, 1989)
Zn ⁺²	100	
Mn ⁺²	20-6000	(Loué, 1986 in Clément et Françoise, 2003)

Tableau 8 : Seuils de toxicité des métaux lourds dans le sol(mg/kg)(Baise, 1997 et 2002)

Type du sol	Cu ⁺²	Zn ⁺²	Mn ⁺²
Sédiments	230	2550	-
Sol agricole	100	300	270
Valeurs d'intervention	190	720	3000

3. Fertilisants organiques

3.1. Définition et rôle de la matière organique du sol

La matière organique du sol, peut être définie comme une matière carbonée provenant d'organismes vivants et de la décomposition des résidus organiques : végétaux, animaux et microbiens. Elle est composée d'éléments principaux (le carbone, l'hydrogène, l'oxygène et l'azote) et des éléments secondaires (le soufre, le phosphore, le potassium, le calcium et le magnésium) (Stevenson, 1994).

La matière organique améliore aussi plusieurs propriétés physiques du sol telles que la capacité de rétention de l'eau, l'aération, la porosité et la capacité d'échange cationique, elle joue un rôle clé dans le cycle biogéochimique des métaux et leur mobilité (Aiken et al, 2011), elle peut former des complexes avec des cations dont les métaux. La complexation entre la

matière organique du sol et les métaux facilite la mobilisation de ces derniers (Labanowski et al., 2008)

3.2. Interaction des métaux lourds avec la matière organique

L'incorporation dans un sol des fertilisants et des produits phytosanitaires pendant une longue période entraîne la création de nouveaux équilibres, dans lesquels les métaux sont en interaction avec l'ensemble des constituants du sol. Parmi les constituants les plus réactifs du sol vis-à-vis des métaux lourds, la matière organique du sol est connue pour ses propriétés adsorbantes et complexantes. Ces propriétés sont dues à ses nombreux groupements fonctionnels tels les groupements carboxyliques ou phénoliques (Stevenson, 1994).

La matière organique dans le sol sous forme solide ou associée aux phases solides participe à l'immobilisation ou au stockage des métaux lourds par la propriété d'adsorption, tandis que la matière organique du sol présente sous forme soluble, par les propriétés de complexation, favorise au contraire la mobilité des métaux en augmentant leur concentration totale en solution (Calvet et al., 2003).

3.3. Effet de la matière organique sur les caractéristiques physico-chimiques du sol

3.3.1. Fiente de volaille (FV)

D'après, Gazeau (2012) Les fientes de volailles (FV) ont un effet nettement alcalinisant sur le sol, leur utilisation permet de réduire l'utilisation d'amendements minéraux basiques.

L'activité avicole produit de grandes quantités de litière de volaille qui sont généralement appliqués sur les terres cultivées. L'application de la litière de volaille en terres cultivées peut augmenter la mobilité des métaux, car les ligands organiques solubles dans la litière de volaille peuvent former des complexes solubles dans l'eau avec des métaux.

3.3.2. Acide humique (AH)

L'acide humique se trouve dans le sol en plus grande quantité que les autres composés humiques. Il est insoluble dans les acides et les alcools, et a un poids moléculaire intermédiaire.

Cette caractéristique physico-chimique de l'acide humique est importante puisqu'elle améliore notablement la rétention d'eau dans le sol : l'acide humique peut en retenir l'équivalent de 16 fois son propre poids. Il lui est également attribué une augmentation de la CEC, et il régule les processus d'oxydo-réduction du système édaphique améliorant ainsi la disponibilité en oxygène pour les racines des plantes (Huber et Schaub, 2011).

3.3.3.Acide éthylène diamine tétra-acétique(EDTA)

Plusieurs études de laboratoire ont montré que l'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA) est efficace dans la mobilité et la suppression de Pb, Zn, Cu et Cd dans les sols contaminés, bien que l'efficacité d'extraction dépend de nombreux facteurs tels que la labilité des métaux lourds dans le sol, la force de l'EDTA, des électrolytes et du pH du sol (Elliot et Brown, 1989 ; Brown et Elliot, 1992;Pichtel et Pichtel, 1997; Papassiopi et al., 1999 in Mahrous, 2007).

EDTA a été utilisé comme chélateur modèle pour examiner la mobilité accrue des métaux et la distribution de métaux lourds dans les tissus végétaux (Turgut et *al.*, 2005 in Mahrous, 2007).

4. Conclusion

L'utilisation durable du sol peut être possible grâce à des apports d'amendements organiques, qui peuvent être considérés pour leurs contributions quantitatives et qualitatives sur la matière organique du sol (Senesi et al., 2007) et leurs effets positifs sur les propriétés biologiques, physiques et chimiques du sol (Tejada et al., 2009). La matière organique semble la solution idéale pour les agriculteurs en améliorant la fertilité des sols, son utilisation reste confrontée à de problèmes de mauvaise gestion (Son application à fortes doses, manque d'informations sur les mélanges nécessaires à un bon équilibre des matières organiques utilisés, etc.).

Les utilisations irrationnelles ou la mauvaise qualité des produits organiques peut provoquer une menace potentielle en libérant des polluants organiques et inorganiques dans le sol, portant préjudice aux organismes et aux écosystèmes (Cai et al., 2007).

Chapitre III :

*Contexte écologique du milieu naturel de
la région de Biskra et méthodes d'études*

1. Introduction

La région de Biskra constitue la transition entre les domaines atlasiques plissés du Nord et les étendues plates et désertiques du Sahara au Sud.

En vue de l'identification du milieu naturel, l'approche méthodologique retenue dans ce chapitre, tient compte d'une double démarche : d'une part, la connaissance du milieu physique en tant que contexte écologique et d'autre part, la connaissance des facteurs biotiques qui expriment, les potentialités biologiques de ce cadre écologique.

Dans ce chapitre, nous précisons les données climatiques de la région de Biskra, les reliefs, le sol, la végétation, le classement du climat par l'analyse de diagramme ombrothermique de Gaussen et par le climagramme d'EMBERGER pour déterminer la localisation de la région de Biskra. Ainsi que, ce chapitre traite les matériels et les méthodes utilisés dans cette étude ; les sites d'échantillonnage du sol, les types des sols prélevés, les types et les doses des fertilisants utilisés, le protocole expérimental utilisé et les analyses effectuées pour caractériser le sol.

2. Etude climatique

L'analyse climatique permet d'établir le bilan hydrique et les liaisons existant entre les différents paramètres climatologiques caractérisant la région.

On s'est basé sur les données climatiques recueillies au niveau de la station météorologique de Biskra. Les paramètres climatiques les plus importants sont : les précipitations les températures, les vents, l'humidité relative, l'évaporation et l'insolation.

2.1. Précipitations

La région des Ziban se caractérise par de très faibles précipitations et d'une manière irrégulière. Elles ne dépassent généralement pas les 200 mm par an.

D'après les valeurs de la pluviométrie moyenne mensuelles présentées dans le tableau 9. On remarque que les précipitations sont très faibles et irrégulières. La moyenne annuelle relevée pendant 10 ans (2004 – 2013) est de 177.15 mm avec une moyenne mensuelle de 14.76 mm.

La pluviosité moyenne la plus élevée est enregistrée durant le mois d'octobre avec 28.72 mm et la plus faible au mois de juillet (1.01 mm)

Tableau 9 : Précipitations moyennes mensuelles en (mm) de la région de Biskra durant la période 2004-2013 (Source : Station météorologique de Biskra)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Total
P (mm)	20,27	7,85	27,97	20,47	13,21	8,28	1,01	3,30	16,22	28,72	16,84	12,97	177,15

2.2. Températures

La température est un facteur très important à étudier ce dernier matérialise le pouvoir évaporant du climat. Elle joue un rôle primordial dans le développement des végétaux et dans la formation du sol.

Les données thermiques calculées sur une période de 10 ans (2004 – 2013) sont consignées dans le tableau 10. D'après les données enregistrées on remarque que les écartsthermiques sont importants en hiver et en été.

Tableau 10 : Températures moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période 2004-2013 (Source : Station météorologique de Biskra)

Mois T° C	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Moy
T° min	6,66	7,61	11,31	15,05	19,55	24,52	28,12	27,83	22,98	18,23	12,20	7,73	16,82
T° max	17,68	18,79	23,25	27,41	32,35	37,78	41,37	40,54	34,62	29,60	23,13	17,80	28,70
T° moy	11,87	13,05	17,40	21,51	26,26	31,64	35,15	34,31	28,90	23,87	17,27	12,38	22,80

T° max : Températures moyennes mensuelle des maximas,

T° min : Températures moyennes mensuelle des minimas,

T° moy : Températures moyennes mensuelles.

Le tableau 11, résume les températures moyennes mensuelles durant la période de 10 ans entre 2004 – 2013. La région de Biskra se caractérise par une forte température dont la moyenne annuelle est de 22.80 °C avec une forte variation saisonnière enregistrés entre le mois le plus chaud 35.15 °C en juillet et le mois le plus froid 11.87 °C en janvier.

Pour les températures moyennes maximales mensuelles, on remarque qu'elles sont plus faibles durant les mois de janvier et décembre avec des températures moyennes de 17,68°C et

Chapitre III : Contexte écologique du milieu naturel de la région de Biskraet méthodes
d'études

17.80°C successivement. Par contre, le mois le plus chaud de l'année est juillet, où elle atteint 41,37 °C (Tableau 11).

Concernant les températures moyennes minimales mensuelles de la période de 10 ans (2004 – 2013), on constate qu'elles sont plus basses durant le mois de janvier (6.66 °C). En été, les températures moyennes minimales mensuelles sont plus élevées, durant le mois de juillet avec 28.12 °C (Tableau 11).

2.3. Vents

Dans les régions arides les vents ont joué et jouent un rôle primordial dans la formation des reliefs et des sols, dans la dégradation de la végétation et la destruction des sols (Halitim, 1988). Les vents sont relativement fréquents dans cette région en fin du printemps et en été, ce sont surtout les vents de sable venant du Sud – Ouest qui sont les plus dominants. En période hivernal ce sont principalement les vents froids et humides venant du Nord – Ouest. Durant la période 2004 - 2013, la vitesse moyenne mensuelle du vent la plus élevée est enregistrée dans le mois d'Avril (5.8 m/s), alors que, la plus faible est obtenue en octobre (3.60 m/s) (Tableau 11).

Tableau 11 : Vitesse moyenne mensuelle des vents pour la période (2004 à 2013).

(Source : Station météorologique de Biskra)

Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AOU	SEP	OCT	NOV	DEC
vent (m/s)	4.18	4.4	5	5.8	5.6	4.3	4	3.7	4.07	3.6	4.1	4.2

2.4. Humidité relative

L'examen de tableau 12 montre que l'humidité relative est faible et varie beaucoup dans l'année par les effets des températures élevées et les amplitudes thermiques importantes. Elles oscillent généralement entre 30% durant les mois les plus chauds ; Juin, Juillet, Aout et 59% au mois de Janvier.

Tableau 12 : Taux d'humidité relative moyenne durant la période (2000-2010)

(Source : Station météorologique de Biskra)

Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AOU	SEP	OCT	NOV	DEC
Hr (%)	59	48.63	41.45	37.45	32.72	27.27	25.81	28.36	41.18	47.45	54.27	40.33

2.5. Insolation

La radiation solaire est importante dans la région car l'atmosphère présente une grande clarté durant toute l'année.

Tableau 13 : Nombre moyen des heures d'insolation pour la période (2000 à 2010)

(Source : Station météorologique de Biskra)

Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AOU	SEP	OCT	NOV	DEC
Insolation (heures)	232.7	249.2	280.6	290.5	321.3	346	356.2	330.6	266.1	254.9	226.9	220.2

Le tableau 13 montre que le nombre moyen mensuelle des heures d'insolation est environ 281.26 h ce qui correspond approximativement à 9.38 heures par jour, le phénomène est régulière passant d'un minimum en décembre de 220.2 heures à un maximum en juillet de 356.18 heures.

2.6. Classement du climat

2.6.1. Diagramme ombrothermique de GAUSSEN

Ce diagramme ombrothermique a été réalisé avec les données climatiques relevées durant de la période 2004-2013.

Le diagramme ombrothermique de GAUSSEN (1957) est une représentation graphique où sont portés en abscisse les mois, et en ordonnées à droite les précipitations (P) et à gauche les températures (T), selon la formule $P = 2T$. Gausсен considère que l'intersection des deux courbes (P et T) permet de définir, la saison sèche ($P \text{ mm} < 2T \text{ }^{\circ}\text{C}$), et la période humide ($P \text{ mm} > 2T \text{ }^{\circ}\text{C}$) (Dajoz, 1971).

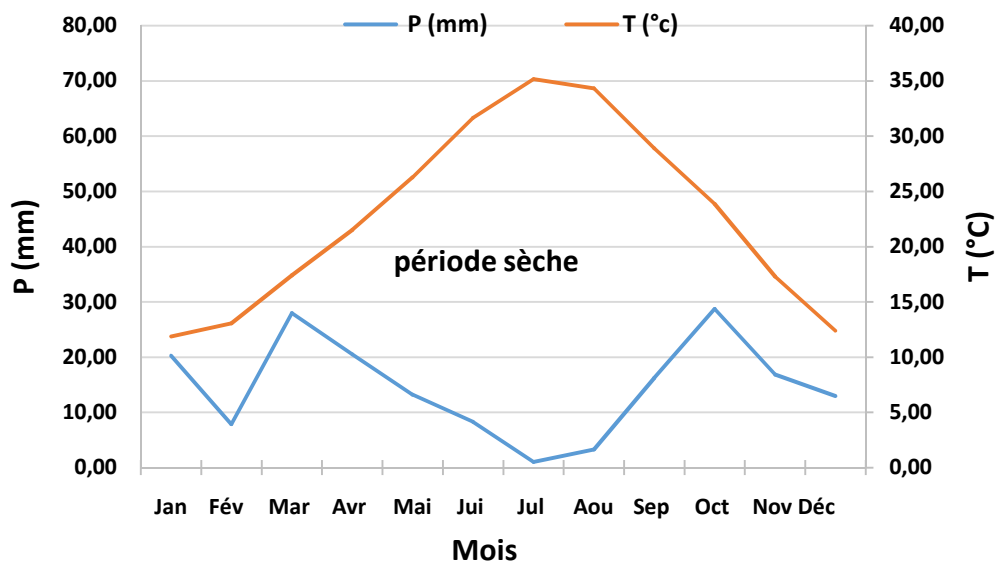


Figure 3 : Diagramme ombrothermique de Gausсен pour la période 2004 à 2013.

L'analyse de diagramme ombrothermique de Gaussen dans notre cas sur les données de 10 ans, montre que la région de Biskra a subi une période sèche étal sur toute l'année ; de mois de Janvier jusqu'au mois de décembre (Figure 3).

2.6.2. Climagramme d'EMBERGER

Le quotient pluviométrique d'Emberger "Q₂" spécifique au climat méditerranéen permet de situer l'étage bioclimatique de la zone d'étude. Selon la formule établie par (Stewart, 1969), le quotient pluviométrique est exprimé par la formule suivante :

$$Q_{2=3,43} = \frac{P}{M - m}$$

Q₂ : quotient pluviométrique

P : La somme des précipitations de la période prise en considération (mm).

M : température moyenne des maxima du mois le plus chaud (C°).

m : température moyenne des minima du mois le plus froid (C°).

D'après les données climatiques de Biskra (2004 à 2013) nous avons :

$$P = 177.15 \text{ mm.}$$

$$M = 41.37 \text{ C}^\circ.$$

$$m = 6.66 \text{ C}^\circ.$$

Donc :

$$Q_{2=3,43} = \frac{177.15}{41.37 - 6.66} = 17.51$$

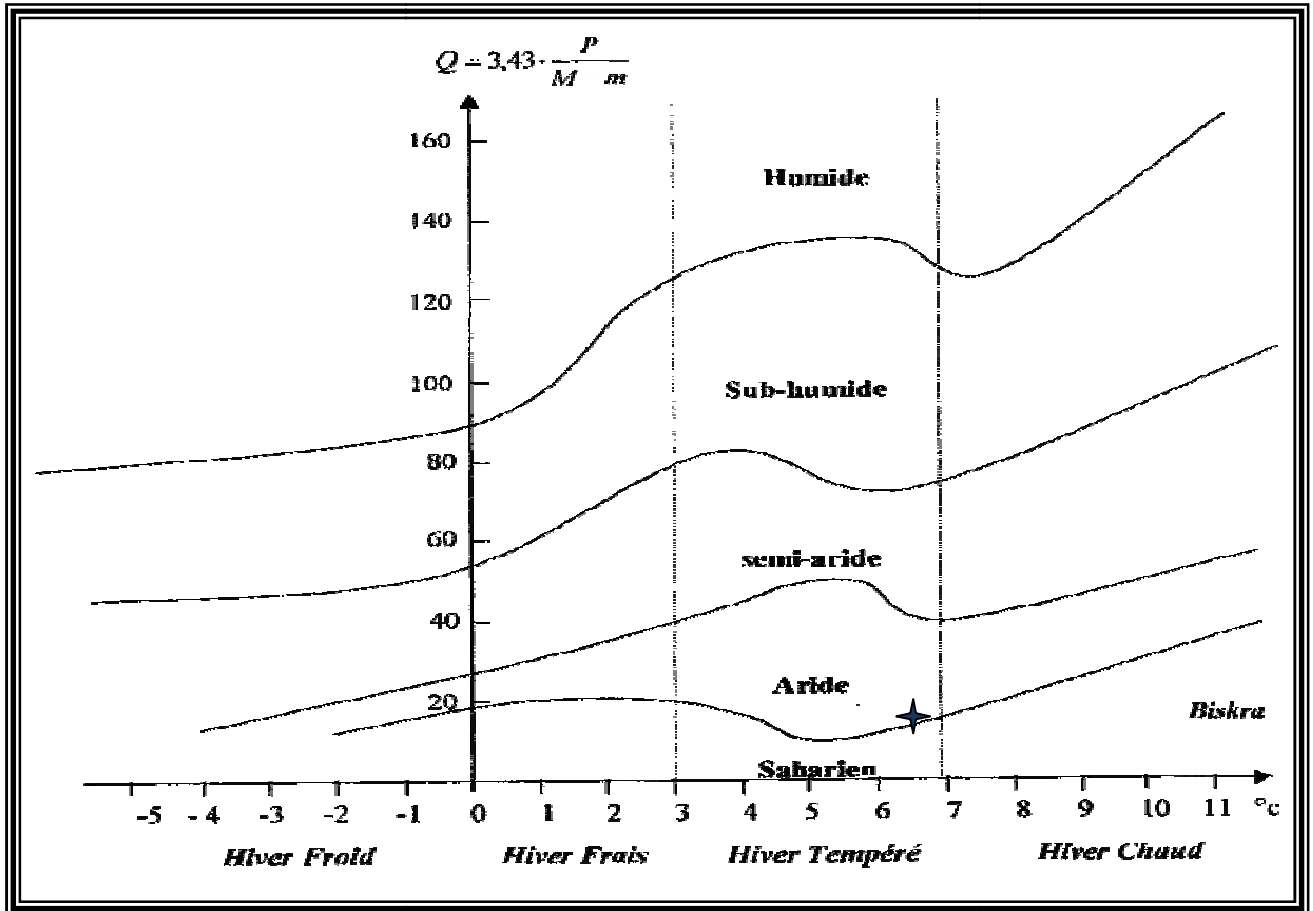


Figure 4 : Localisation de la région de Biskra sur le climagramme d'EMBERGER durant la période (2004 – 2013)

La valeur du quotient pluviométrique Q2 égal à 17.51 calculé à partir des données de la période 2004 - 2013. Cette valeur classe la région de Biskra dans l'étage bioclimatique aride à hiver Tempéré (Figure 4).

3. Reliefs

Biskra forme une région de transition du point de vue morphologique et bioclimatique. Ce passage se fait subitement au pied de l'Atlas saharien. On passe d'un relief assez élevé et accidenté au nord à une topographie de plateau légèrement inclinée vers le sud.

Le relief de la région de Biskra est constitué de quatre grands ensembles géographiques (ANAT, 2002). Les montagnes, les plateaux, les plaines et les dépressions.

- Les montagnes : situées au nord de la région presque découverte de toutes végétations naturelles (El-Kantra, Djemoura et M'Chounech).

- Les plateaux : à l'ouest, ils s'étendent du nord au sud englobant presque les daïrates d'Ouled Djelal, Sidi Khaled et une partie de Tolga.
- Les plaines : sur l'axe El-Outaya-Doucen, se développent vers l'est et couvrent la quasi-totalité des daïrates d'El-Outaya, Sidi Okba et Zeribet El-Oued et la commune de Daoucen.
- Les dépressions : dans la partie sud-est de la wilaya de Biskra, (Chott Melghigh).

4. Sol

Les facteurs édaphiques comprennent toutes les propriétés physiques et chimiques des sols qui ont une action écologique sur les êtres vivants (Dreux, 1974). D'après (Halilat, 1998) les sols de la région de Biskra sont hétérogènes mais ils sont constitués des mêmes catégories rencontrées dans l'ensemble des régions arides de l'Algérie.

5. Végétation

Selon ANAT (2003) la phœniciculture (Palmeraies des Ziban), la plasticulture introduite dans les années 1990 et le maraîchage qui font leur extension dans le cadre du développement agricole.

Du point de vue agricole, la wilaya de Biskra est caractérisée par la phœniciculture est la principale spéculation pratiquée dans la région des Ziban. L'espace entre les palmiers dans la plupart des cas est occupé par des cultures intercalaires, comme les arbres fruitiers et les autres cultures vivrières. A partir des années 1990, les cultures légumières ont enregistré un développement considérable, ce qui a permis à la wilaya de devenir le premier pôle en Algérie en matière de cultures protégées. Elle occupe également un premier rang en production de primeurs de plein champ (fève, petit pois, melon et pastèque) (Figure 5).

Les espèces fruitières les plus cultivées dans la région sont l'abricotier, le figuier, l'olivier, le grenadier, le pommier et les agrumes.

Les productions céréalières et fourragères sont souvent instables d'une année à l'autre, à cause des phénomènes naturels (sécheresse, sirocco).

Les plus grandes superficies sont occupées par la culture des céréales, la phœniciculture et le maraîchage. Les autres cultures occupent des superficies plus ou moins importantes comme les fourrages, l'olivier et les arbres fruitiers (Anonyme, 2009 in Mehaou, 2014)

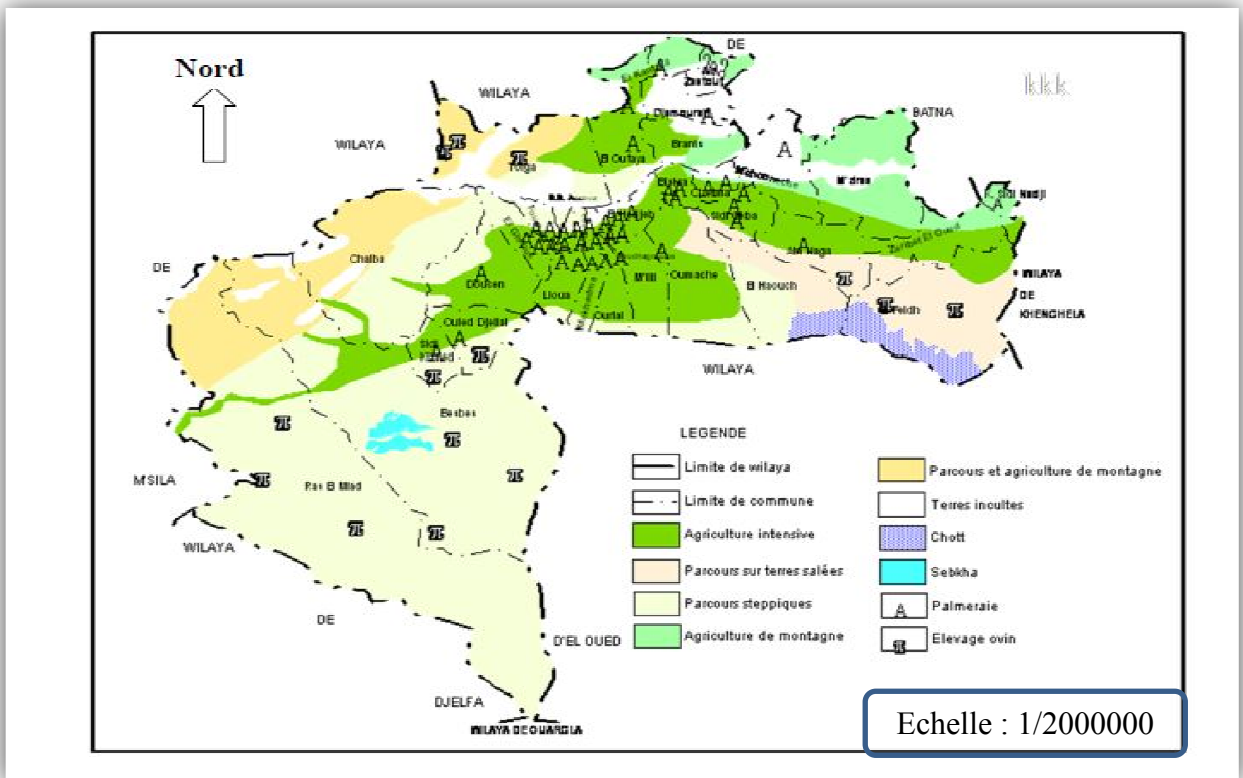


Figure 5 : Potentialités agricoles de la région de Biskra (ANAT, 2003)

6. Matériels d'étude

6.1.Situation géographique de la région d'étude

La wilaya de Biskra est située dans le sud-est d'Algérie, au piémont sud de l'Atlas saharien. Elle s'étend sur 21.671,20 Km². Elle se trouve à une altitude de 124 m au-dessus de la mer, sa latitude est de 34° 48'(N) et sa longitude est de 5° 44'. Administrativement, elle est limitée au Nord par la wilaya de Batna, à l'Est par la wilaya de Khenchela, au Sud par la wilaya de Ouargla et El-Oued et à l'Ouest par la wilaya de M'sila et Djelfa. Le chef-lieu de la wilaya est situé à 400 km au sud-est de la capitale Alger(ANAT, 2003).

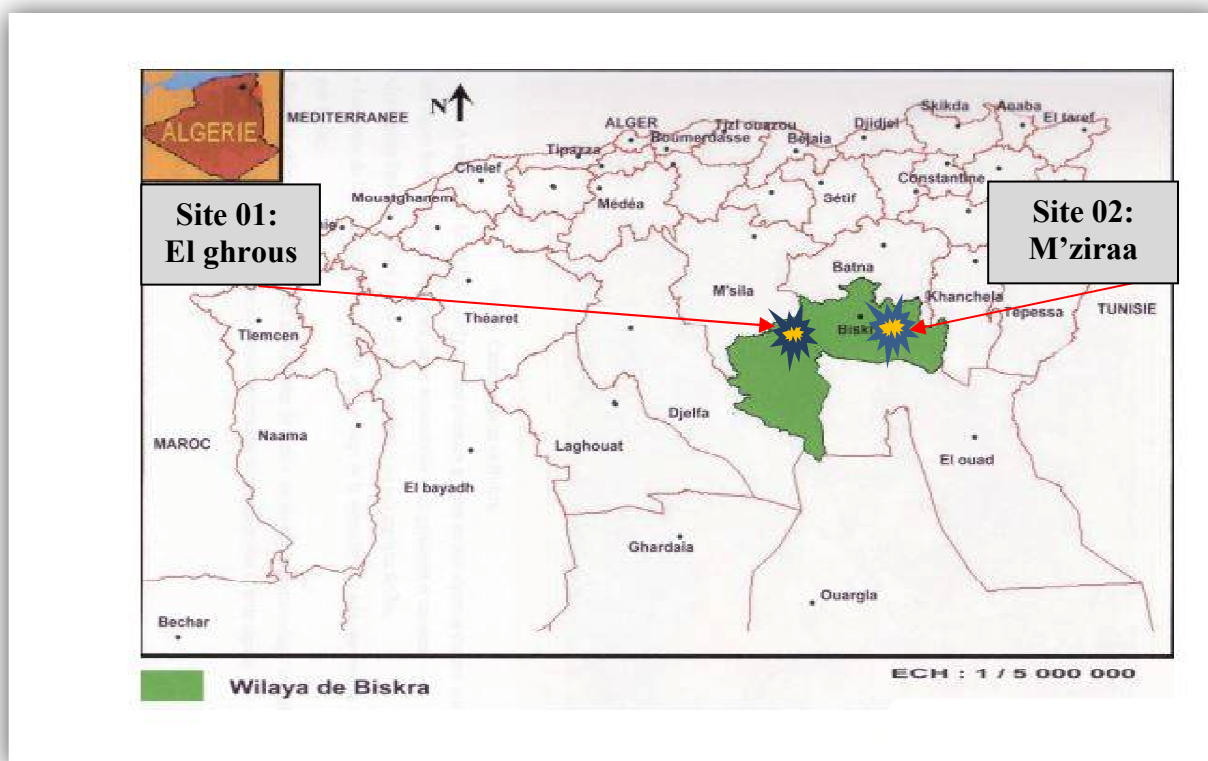


Figure 6 : Situation géographique de la zone d'étude(ANAT, 2003)



Figure 7 : Situation de la zone d'échantillonnage du sol (googleearth, 2018).

Chapitre III : Contexte écologique du milieu naturel de la région de Biskraet méthodes d'études

Les sols étudiés sont situés à M'ziraa 60 Km, à l'est de la ville de Biskra, et El-ghrous 40 Km, à l'ouest de la ville de Biskra (Figures 6 et 7), et qui représente certaines différences du point de vue eau et sol, et les deux sites constituent un potentiel agricole très important surtout en plasticulture. Chaque site est représenté par trois stations représentatives de la zone étudiée, et dans chaque station deux types de sol ont été choisis :

Les deux sites sont localisés par les coordonnées suivantes (Tableau 14).

Tableau 14 : Coordonnées géographiques des sites étudiés

N° de site	Coordonnées (Y) Latitude	Coordonnées (X) Longitude
Site 2 M'ziraa	N 06° 17' 34"	E 34° 43' 18"
Site 1 El ghrous	N 05° 19' 05"	E 34° 35' 40"

Sol traité ou cultivé (Tr) et un Sol témoin ou sol nu ; sol non cultivé (T).

En tout 36 échantillons du sol, ont été étudiés.

6.2. Méthode d'échantillonnage du sol

Le prélèvement des échantillons des sols cultivés de chaque site sont prélevés soit sous serres ou d'un sol historiquement occupé par des serres, et les parcelles doivent être représentatives pour chaque site (homogénéité). Par contre, les échantillons des sols témoins (c'est-à-dire, sol non cultivé) sont prélevés à partir des parcelles nues ou d'un sol historiquement sans activités agricoles. Nous avons fait 03 prélèvements pour chaque site pendant les mois d'Octobre (avant l'activité agricole), Février (durant l'activité agricole) et Mai 2014 (après une activité agricole) (Figure 8) sur une profondeur de 0-30 cm, avec un nombre de cinq échantillons élémentaires par station et cela pour les sols témoins et pour les sols cultivés.

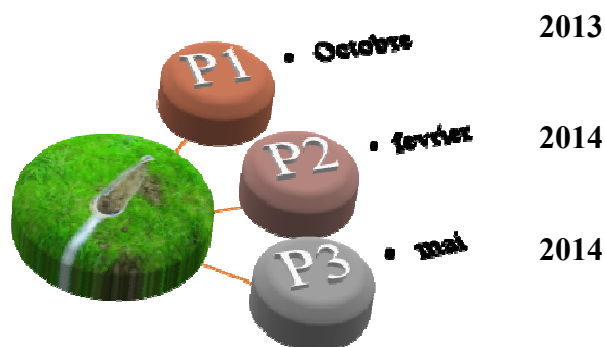


Figure 8 : Période du prélèvement des échantillons du sol

Les prélèvements des échantillons du sol se font par une tarière (Figure 9). Les échantillons sont recueillis dans des sachets en plastiques étiquetées qui porte ; la date, le numéro du site, et le type du sol.

S1 : site d'El-ghrous

S2 : site du M'ziraa



Figure 9 : Méthode duprélèvement du sol par une tarière (2013)

7. Etude au laboratoire

Tous les échantillons du sol, sont effectués au niveau du laboratoire du département d'agronomie Biskra.

7.1. Préparation des échantillons du sol

Les échantillons des sols prélevés ont été séchés à l'air libre. Après le séchage vient le broyage et enfin le tamisage avec un tamis de 2 mm (Figure 10)



Figure 10 : Séchage, Broyage et Tamisage du sol (2016)

7.2. Analyses physico-chimiques du sol

4.2.1. Réaction du sol (pH): les valeurs de pH sont mesurées à l'aide d'un pH mètre de type MB 603111 avec un rapport sol/ eau de 1/2,5.

7.2.2. Conductivité électrique (CE) : les valeurs de conductivité électrique sont mesurées à l'aide d'un conductimètre, de type Hanna HI 9033 avec un rapport sol/ eau de 1/5 est exprimé en dS/m à 25 °C.

7.2.3. Calcaire total : Le taux du carbonate de calcium est déterminé par la méthode de calcimètre de Bernard.

7.2.4. Granulométrie : L'analyse granulométrique des sols a été effectuée par la méthode classique internationale de la pipette de Robinson(Clément, et Françoise, 1998).

7.2.5. Carbone organique : Le dosage du carbone organique a été réalisé par la méthode Walkley et Black, qui nécessite une oxydation avec le bichromate de potassium.

7.2.6. Dosage des ions(avec un rapport sol/eau ; 1/5)

a. Dosage des anions

Cl⁻ : par argentométrie

SO₄⁻² : par colorimétrie.

HCO₃⁻ et CO₃⁻² : par titration.

b. Dosage des cations

- Cations solubles

Les cations Na⁺ et K⁺ sont dosés par photométrie à flamme.

Les cations Ca⁺⁺ et Mg⁺⁺ sont dosés par la complexométrie avec l'EDTA.

- Cations échangeables

Bases échangeables : saturation par une solution d'acétate d'ammonium 1N ajusté à pH=7.

Le dosage des cations a été effectué par :

Les cations Na⁺ et K⁺ sont dosés par photométrie à flamme.

Les cations Ca⁺⁺ et Mg⁺⁺ sont dosés par la complexométrie avec l'EDTA.

7.2.7. Capacité d'échange cationique (C.E.C)

Avec la méthode d'acétate de sodium et d'ammonium, qui consiste à doser le sodium par photomètre à flamme.

7.2.8. Dosage des métaux lourds (Cu, Zn et Mn) par l'acétate d'ammonium en présence d'EDTA

L'extraction des formes solubles du cuivre, du manganèse et du zinc est réalisée par une solution mixte d'acétate d'ammonium et l'EDTA, à pH=7. Le dosage des éléments présents dans la solution d'extraction est effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique de type SHIMADZU AA-6200. Cette méthode conduit à estimer la quantité du cuivre, du manganèse et du zinc susceptible d'être assimilables par les végétaux. Elle s'applique principalement aux sols agricoles (Clement et Francoise, 2003).

Calculs :

$$T (\mu\text{g.g}) = \frac{(C-C_1) \times V}{S} = 10(C-C_1)$$

Où T : Cu, Zn et Mn

C : Concentration de l'élément déterminée par la courbe d'étalonnage ($\mu\text{g/ml}$),

C1 : Concentration du témoin déterminée par la courbe d'étalonnage ($\mu\text{g/ml}$),

S : Poids de la prise de terre en g (5g),

V : Volume d'extraction en ml (50 ml).

8. Expérience de lixiviation

Pour mettre en évidence l'influence des matières organiques sur les caractéristiques physico-chimiques à partir des sols étudiés, on utilise la technique des colonnes de lixiviation au laboratoire.

Deux types de sols (M'ziraa et Elghrous) ont été choisis en fonction de leurs potentiels agricoles connus.

8.1. Description des colonnes de lixiviation

L'expérience a été réalisée dans des colonnes en PVC de 8 cm de diamètre et 35 cm d'hauteur pour étudier l'effet des doses de matières organiques ajoutées sur les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés. Les sols étudiés ont été mis de la même manière dans les colonnes en PVC avec une hauteur de 30 cm. La base des colonnes est munie d'un papier

Chapitre III : Contexte écologique du milieu naturel de la région de Biskraet méthodes
d'études

filtre(Figure 11). Le dispositif expérimental adopté comporte 30 colonnes pour chaque type du sol étudié.

Le sol utilisée pour l'expérience de lixiviation c'est le sol cultivé du prélèvement du mois d'octobre 2013. Le tableau 15 représentent quelques caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés.

Tableau 15 : Caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés.

Numéro de site		Site 01	Site 02
Type d'analyse			
pH		8.12	7.91
CE (dS/m)		3.89	3.56
MO (%)		2.21	2.00
Calcaire total (%)		16.23	43.51
Granulométrie	sable (%)	72	18
	limon (%)	14	50
	argile (%)	14	32
CEC (meq/100g)		9.00	32.00
Métaux lourds (ppm)	Cu⁺²	4.67	7.47
	Zn⁺²	4.91	2.37
	Mn⁺²	8.68	15.43

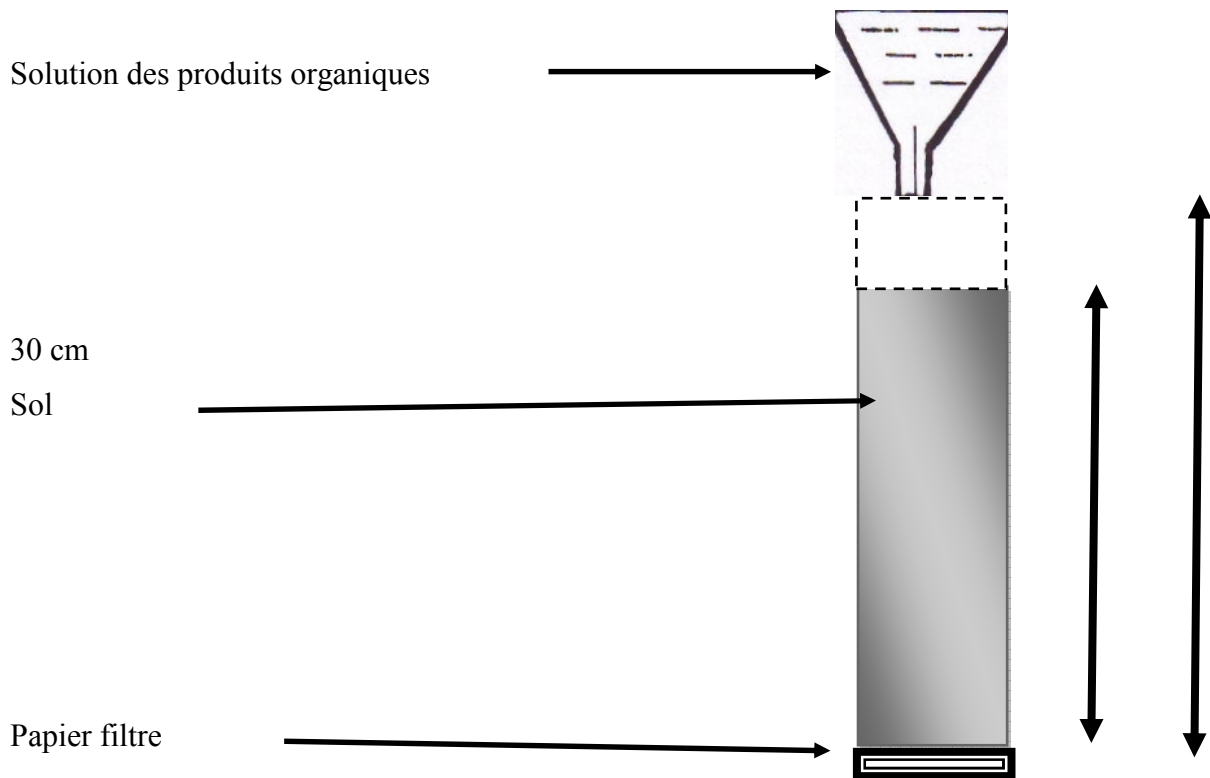


Figure 11 : Schéma expérimental des colonnes de lixiviation

Le dispositif expérimental utilisé est le split-plot avec 20 colonnes à raison de trois répétitions. Le facteur principal est le type de la matière organique utilisée et le facteur secondaire est la dose de la matière organique utilisée. Le nombre total des colonnes est de 60 colonnes. (Tableau 16).

Tableau 16 : Dispositif expérimental

BLOC 1		BLOC 2		BLOC 3	
S 1	S 2	S 1	S 2	S 1	S 2
		EFV D3	EFV D3	AH D2	AH D2
D0	D0	EFV D1	EFV D1	AH D3	AH D3
		EFV D2	EFV D2	AH D1	AH D1
EDTA D1	EDTA D1			EFV D2	EFV D2
EDTA D2	EDTA D2	D0	D0	EFV D3	EFV D3
EDTA D3	EDTA D3			EFV D1	EFV D1
AH D1	AH D1	EDTA D3	EDTA D3		
AH D2	AH D2	EDTA D1	EDTA D1	D0	D0
AH D3	AH D3	EDTA D2	EDTA D2		
EFV D1	EFV D1	AH D3	AH D3	EDTA D2	EDTA D2
EFV D2	EFV D2	AH D1	AH D1	EDTA D3	EDTA D3
EFV D3	EFV D3	AH D2	AH D2	EDTA D1	EDTA D1

8.2. Choix de la matière organique

Trois types des matières organiques ont été utilisées pour étudier leurs effets sur les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés, à savoir l'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA) comme matière organique de synthèse, l'extrait de la fiente de volaille (EFV) comme matière organique naturel, et l'acide humique (AH) comme matière organique commercialisé d'origine végétale.

Le choix des matières organiques a été effectué pour les raisons suivantes :

- L'utilisation abusives des amendements organiques dans la région de Biskra
- L'effet des amendements organiques sur la dynamique des métaux lourds
- La disponibilité des amendements organiques dans la région de Biskra et leurs prix raisonnés par rapport aux engrais chimiques.

8.3. Préparation des traitements des matières organiques

A- EDTA

Acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA) a été appliqué chaque semaine à des doses de 2, 4 et 6 mmole / kg du sol. La quantité disponible de poudre de l'EDTA a été dissoute dans la quantité nécessaire d'eau distillée jusqu'à une capacité de saturation du sol à la fin de l'expérience (pendant 8 semaines).

B- EFV (Extrait de la fiente de volaille)

La fiente de volaille collectée a été séchée à l'air, tamisée par un tamis de 2 mm et stockées dans un sac en plastique. Pour la préparation des niveaux (dose) de l'extrait de la fiente de volaille (EFV) en utilisant 25, 50 et 75 g de la fiente de volaille en suspension dans un litre d'eau distillée pendant 2 h, filtrée par un papier filtre, et conservé au réfrigérateur à + 6 ° C.

Chaque solution de chaque niveau de matière organique a été ajoutée chaque semaine aux colonnes du sol jusqu'à l'arrivée à la capacité de saturation du sol à la fin de l'expérience (pendant 8 semaines).

C- AH (Acide humique)

La solution d'acide humique contenant 2% d'HA a été conservée dans un récipient en plastique au réfrigérateur à 6°C. Cette solution a été utilisée pour donner des taux d'HA dans le sol à la fin de l'expérience (8 semaines) de 0,1, 0,15 et 0,2%. Ces quantités d'HA pour chaque niveau a été divisée en 8 doses respectivement 0,013, 0,019 et 0,025%.

Chaque dose d'HA pour chaque niveau a été mélangée avec la quantité requise d'eau distillée pour que chaque sol atteigne sa capacité de saturation, puis ajoutée chaque semaine à chaque colonne du sol (pendant 8 semaines).

8.4. Types de traitements adoptés

Deux types de traitements ont été adoptés (figure 12)

8.4.1. Traitements « sol – matière organique »

Ce traitement correspond aux colonnes qui sont percolées par une solution de la matière organique obtenue à partir de trois niveaux pour chaque type de matière organique (EDTA, AH et EFV) jusqu'à l'arrivée à la capacité de saturation, avec une période de lessivage allant jusqu'à 8 semaines.

Un volume de 10 ml d'eau distillée a été également ajouté à chaque colonne immédiatement après l'application des traitements, pour assurer le lessivage des matières organiques.

8.4.2. Traitements « sol - eau distillée »

Ce traitement correspond aux colonnes qui sont percolés par l'eau distillée. L'objectif de ce traitement est de mettre en évidence l'effet de l'absence de matière organique sur les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés. Ce traitement c'est un traitement de contrôle.

À la fin de l'expérience (8 semaines) pour les deux traitements les échantillons du sol de chaque colonne ont été divisé en trois parties égaux (3 couches) recueillis et conservés pour caractérisé les propriétés physico-chimiques du sol, à savoir la CE, le pH, la teneur en matières organiques, le calcaire total, dosages des cations et les anions ainsi que Cu^{++} , Mn^{++} et Zn^{++} ont été étudiés.

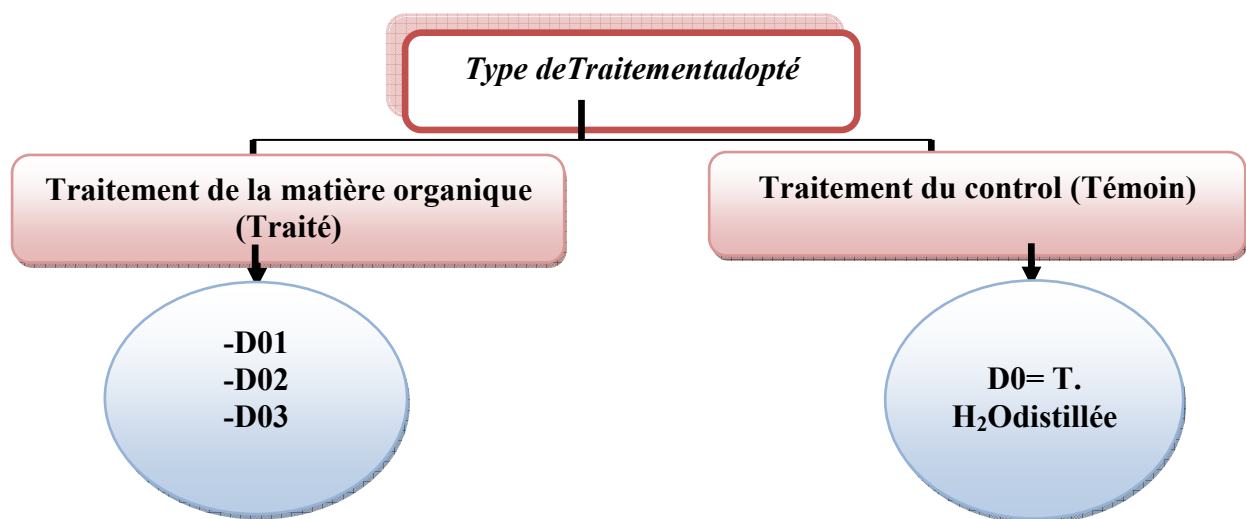


Figure 12 : Types de traitements adoptés

9. Analyse statistique

L'analyse statistique a été faite à l'aide du logiciel XL Stat2016 qui permet d'effectuer l'analyse de la variance (ANOVA) pour les différents traitements. Les tests de comparaison des moyennes ont été effectués selon la méthode de Newman-Keuls. Les niveaux de signification des traitements ont été déterminés à un niveau de probabilité de 0,05.

10. Conclusion

Chapitre III : Contexte écologique du milieu naturel de la région de Biskra et méthodes
d'études

La région de Biskra constitue la transition entre les domaines atlasiques plissés du Nord et les étendues plates et désertiques du Sahara au Sud. Ainsi, au Nord se découpent plusieurs chaînes atlasiques, dont l'altitude maximale peut aller jusqu'à 1500 m et dont la moyenne est de l'ordre de 300m, caractérisés par l'alternance de végétation forestière. Vers le Sud, la plaine saharienne, du point de vue morphologique se présente en général comme un piémont sans relief marqué, qui relie par une pente douce les chaînes atlasiques aux étendues sahariennes au sud. En surface, les dépôts grossiers que l'on trouve au pied des montagnes passent à des dépôts fins argilo-sableux vers le Sud. A l'Est, le relief est caractérisé par le développement d'une vaste plaine découpée par des lits d'oueds qui s'écoulent des monts de l'Atlas et disparaissent dans la grande dépression fermée du chott Melghir. A partir des données climatiques de la région de Biskra, nous pouvons dire qu'elle se caractérise par :

- Des températures moyennes élevées et des périodes de sécheresse très prolongé.
- Une pluviosité faible et irrégulière.
- Une humidité faible.
- Une grande luminosité.

Chapitre IV :

*Caractérisation physico-chimique des
sols de la région d'étude avant l'apport
organique*

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

1. Introduction

L'objectif du travail de ce présent chapitre est une contribution à la caractérisation physico-chimique des sols agricoles de la région d'étude (M'ziraa et El-ghrous).

Cette région d'étude se considère comme un pôle agricole très important, connu à l'échelle nationale par sa forte potentialité en cultures maraichères. L'accroissement des activités agricoles s'est accompagné par une utilisation abusives et irrationnelle des produits phytosanitaires et les fertilisants peut être créer des régressions notables sur les changements au niveau de la qualité des sols. De ce fait, une campagne d'échantillonnage a été effectuée au niveau de trois stations pour chaque site dans le but d'évaluer la qualité agronomique des sols de la région. La qualité des sols a été appréciée par le biais de quelques indicateurs physico-chimiques à savoir : la texture, le pH, la matière organique, les carbonates de calcium et la CE...etc.

2. Evolution des caractéristiques physico-chimiques du sol

2.1. Texture du sol

L'analyse granulométrique est une étape essentielle pour la classification d'un sol qui consiste à mesurer la dispersion des grains d'un sol suivant leurs dimensions (Weill et al., 2010).

Selon (Richer de Forges et al., 2008) la composition granulométrique est généralement représentée par l'appartenance à une classe texturale située dans un diagramme triangulaire ou équilatéral (Figure 13).

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

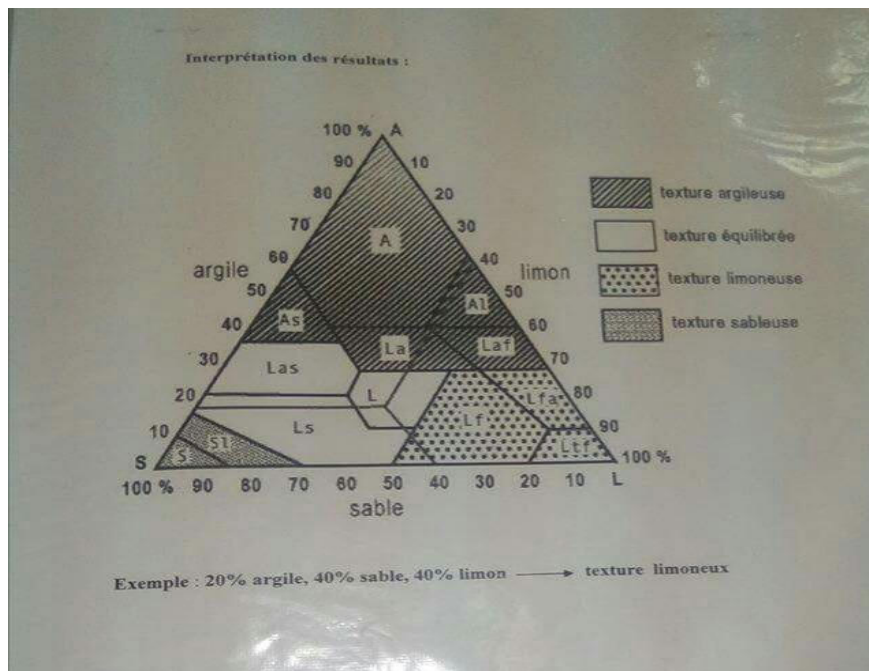


Figure 13 : Triangle textural (Clement et Francoise, 1998)

Les sols analysés par le biais de triangle texturale révèlent l'existence de deux textures du sol dans la région d'étude (Limono-Argileuse fine et Limono -Sableuse). Les deux types texturaux sont réparti comme suit : S2 (Tr et T) des sols présentent une texture Limono-Argileuse fine et S1 (Tr et T) des sols ont une texture Limono-Sableuse.

Les constitutions granulométriques des sols étudiés, sont représentées par des cyclogrammes (Figure 14).

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

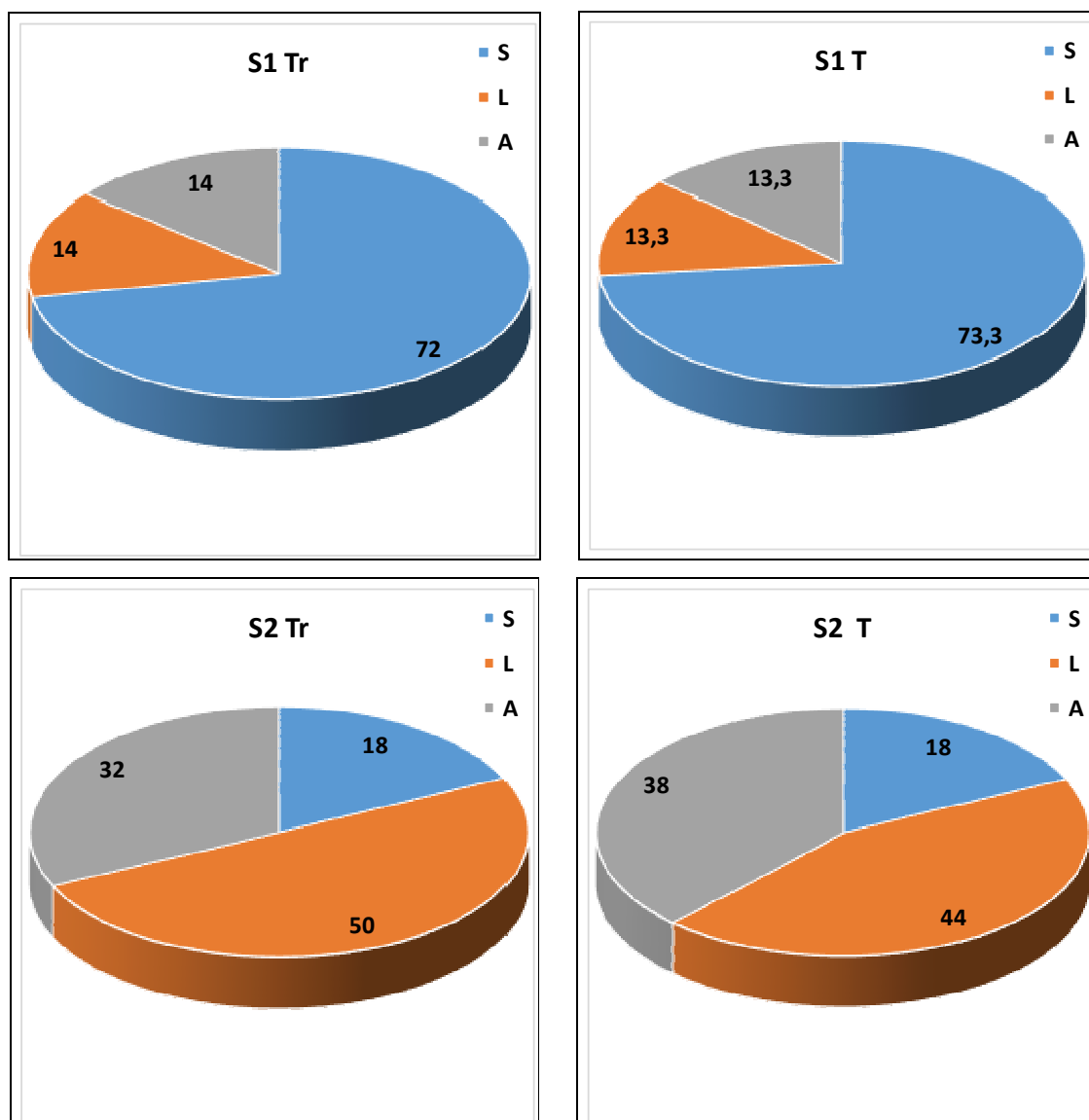


Figure 14 : Constitution granulométrique des sols

L'analyse granulométrique (Figure 14) montre la dominance de la fraction limoneuse dans les sols de site 02 (Tr et T) de 44% à 50%, alors que les sols de site 01 (Tr et T) sont enrichis en sables de 72% à 73.3%.

2. 2. Evolution du pH

Le pH du sol est une expression synthétique des conditions physico-chimiques qui président en partie à la structuration du sol, à l'activité microbienne et à la disponibilité des éléments nutritifs (Genot et al., 2007 in Mohcine et al., 2015).

La mesure du pH (potentiel hydrogène) d'un sol permet de définir son état d'acidité ou d'alcalinité (Saunier, 2013).

Dans la figure 15, on représente l'évolution des valeurs de pH du sol pour plusieurs prélèvements. Ces valeurs se situent autour d'une moyenne de 7.60 avec une valeur minimale qu'est enregistrée pour le sol témoin S1 P3 avec un pH de 7.31. La valeur maximale est enregistrée pour le sol traité le S1 P1 avec un pH de 8.12.

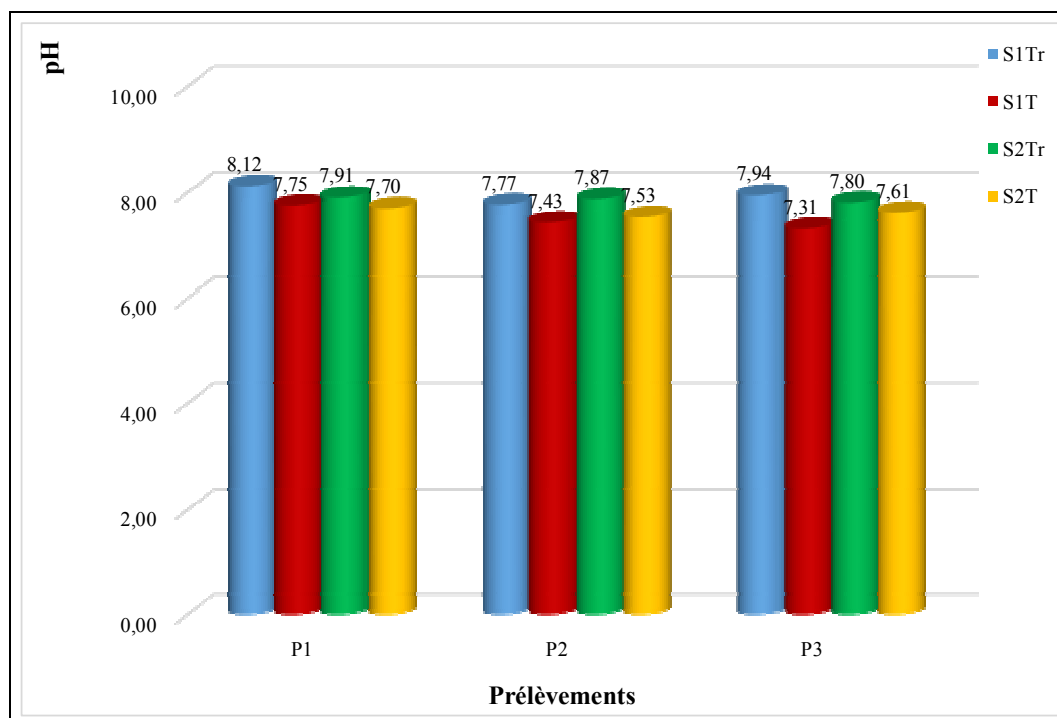


Figure 15 : Evolution du pH du sol

Les valeurs de pH des échantillons des sols étudiés sont généralement alcalin, avec une légère variation pour les deux types du sol et pour les deux sites (Sarkar et Haldar, 2005). Nos résultats sont en accord à ceux trouvés par (Aissaoui, 2012 et Chellouai, 2010) dans la même région.

2. 3. Evolution de la conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique définit la quantité totale en sels solubles correspondant à la salinité globale du sol, elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol.

Les résultats obtenus (figure 16), montrent une variabilité considérable de la CE pour les deux sites où les valeurs oscillent entre 0.97 dS/m pour le sol témoin S1-P1 et 3.89 dS/m pour le sol traité S1-P1.

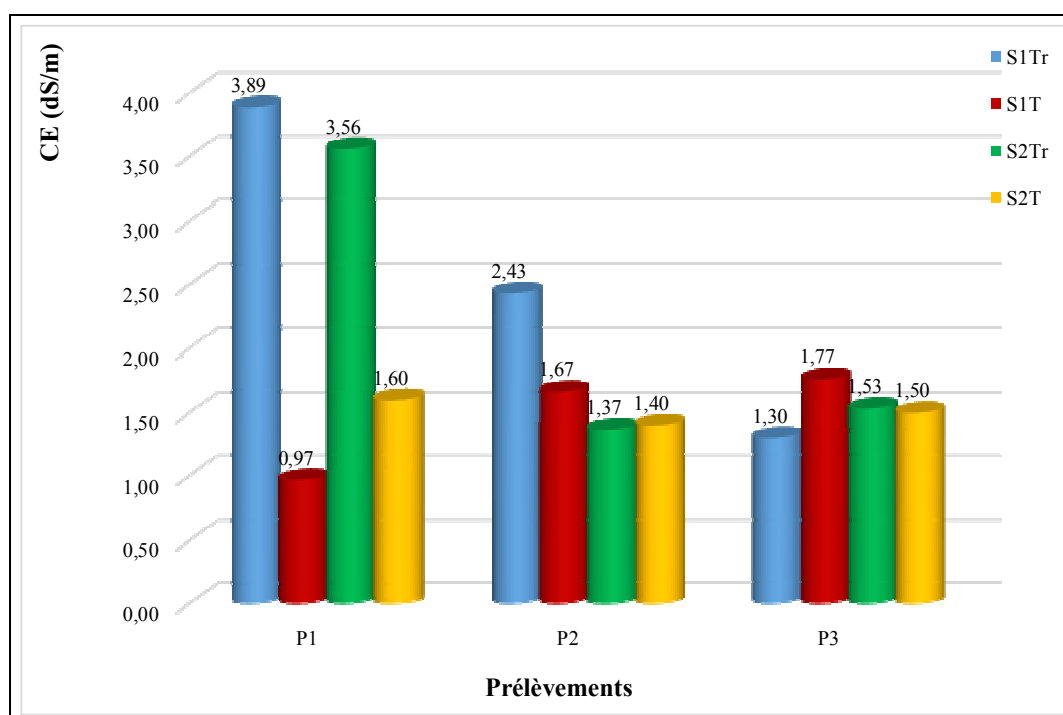


Figure 16 : Evolution de la CE du sol

L'échelle de salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait dilué 1/5, nous a permis de classer nos sols en trois classes : des sols peu salés qui présentent S1 P1, des sols salés qui présentent la majorité des sols avec un taux de 75% ($1.2 < CE < 2.4$ dS/m), et des sols très salés qui sont très limités avec un taux de 19% ($2.4 < CE < 6$ dS/m).

La CE des deux types du sol (T et Tr) du site 02 présente une légère variation pour les prélèvements P2 et P3, par contre pour P1 une augmentation de la CE observée. Le site 01 présente une diminution dans les teneurs de la CE pour les sols Tr et une augmentation des teneurs de la CE du sol T avec le temps, en passant du P1 au P3.

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

La diminution et l'augmentation de la CE pour les deux sites peut être expliquée par l'effet de l'activité agricole due à l'utilisation des engrais et l'irrigation.

Les résultats obtenus, relatifs au classement de la CE, sont en accord avec les travaux présentés par (Aubert, 1978).

2. 4. Evolution de la matière organique (MO)

Les valeurs moyennes du taux de la matière organique (figure 17) ont permis de distinguer une variation notable d'un sol à un autre et d'un prélèvement à un autre de 1.09% pour le sol traité S2-P3 à 3.63% pour le sol traité S2-P1.

Les résultats des sols étudiés montrent que la majorité des sols analysés sont caractérisés par un taux moyennement pauvre en matière organique (ITA, 1977).

Les valeurs dominantes de la matière organique dans le S2-T pour tous les prélèvements peuvent être justifiées par la dégradation rapide de la matière organique.

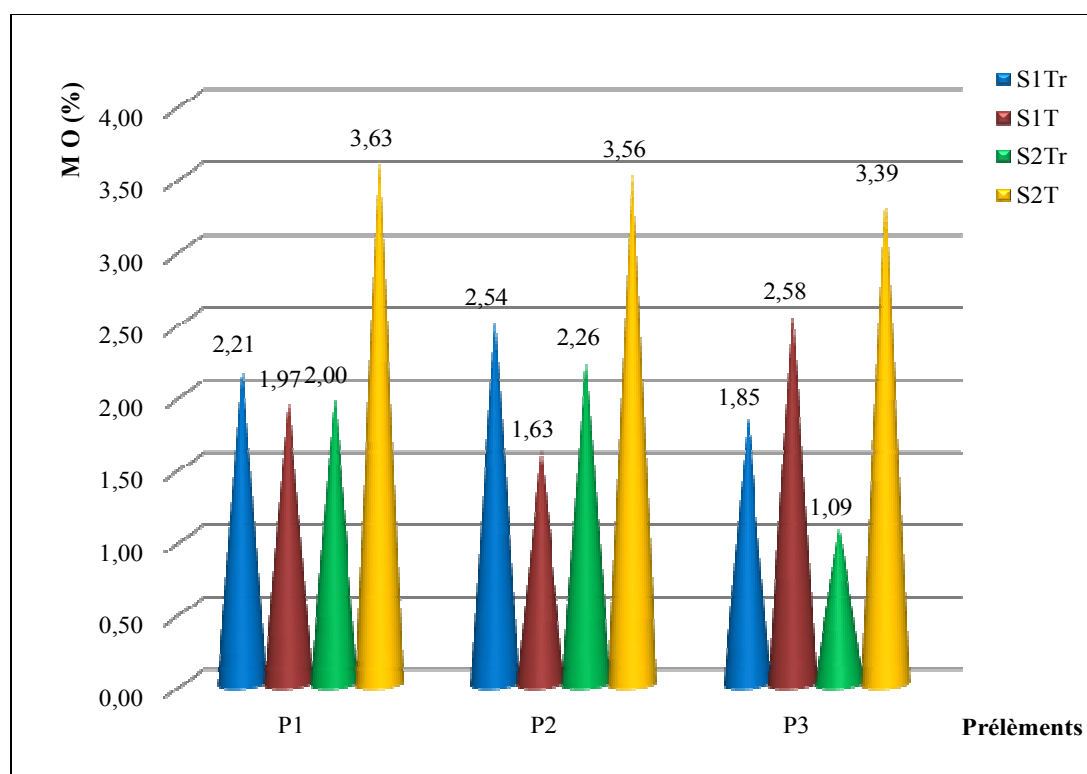


Figure 17 : Evolution de la matière organique du sol

2. 5. Evolution du calcaire total (CaCO₃)

D'après les résultats analytiques des teneurs du calcaire total présentés dans la figure 18 on observe qu'il y a une variation faible entre les valeurs des sols témoin et les valeurs des sols traités dans le même site. Cependant le taux de CaCO₃ varie de 15.09 % à 43.51 % pour la totalité d'échantillons. Généralement, on note que les valeurs du calcaire dans le site 02 sont nettement supérieures à ceux du site 01. On peut classer nos sols en deux types ; sol fortement calcaires pour le site 02 (T et Tr) où le taux du calcaire est entre 25 à 50% et des sols modérément calcaires présentent site 01 (T et Tr) avec un taux entre 5 à 25% (Baize, 2000).

La diminution et l'augmentation de taux de calcaire des sols traités par rapport aux sols témoin peuvent être dues à la solubilisation du calcaire sous l'effet de l'irrigation, l'apport de la matière organique et les engrais.

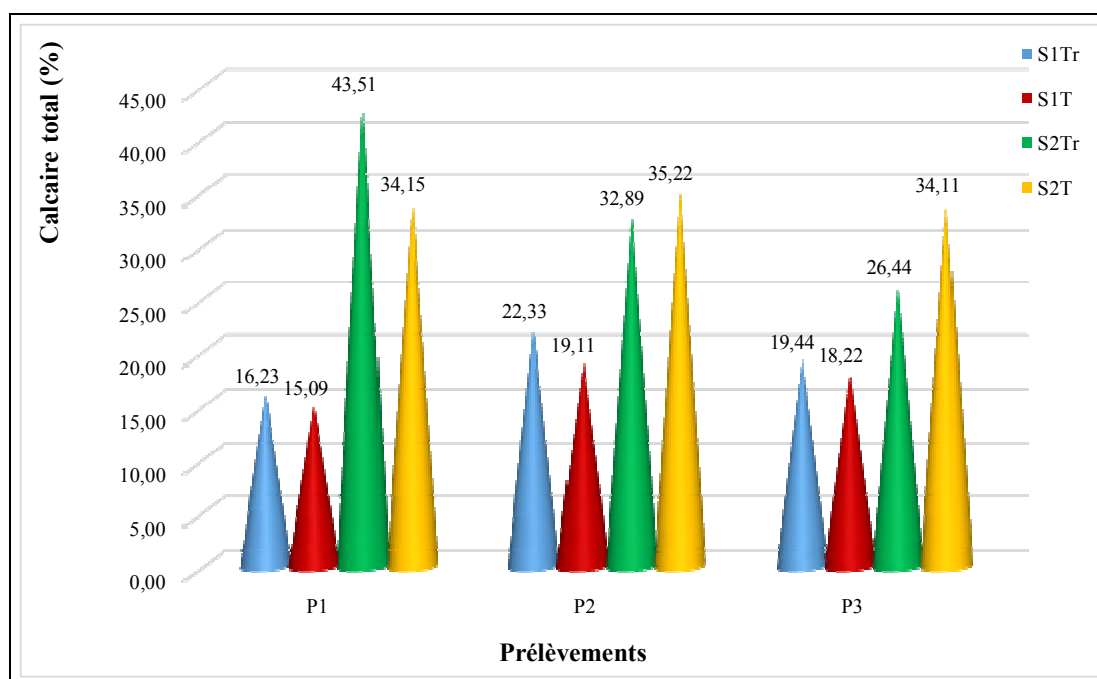


Figure 18 : Evolution du calcaire total du sol

2. 6. Capacité d'échange cationique (CEC)

D'après les résultats analytiques de la figure 19 on peut dire que :

- Les résultats obtenus des teneurs de la capacité d'échange cationique (CEC) des sols de site 01 sont inférieurs en comparaison avec les teneurs de la capacité d'échange cationique des sols de site 02.
- Les échantillons des sols étudiés présentent un taux très faible de la CEC pour les deux sites. Selon la classification de (ENITA, 2000), tous les types des sols étudiés pour les deux sites sont classés en classe très faible.

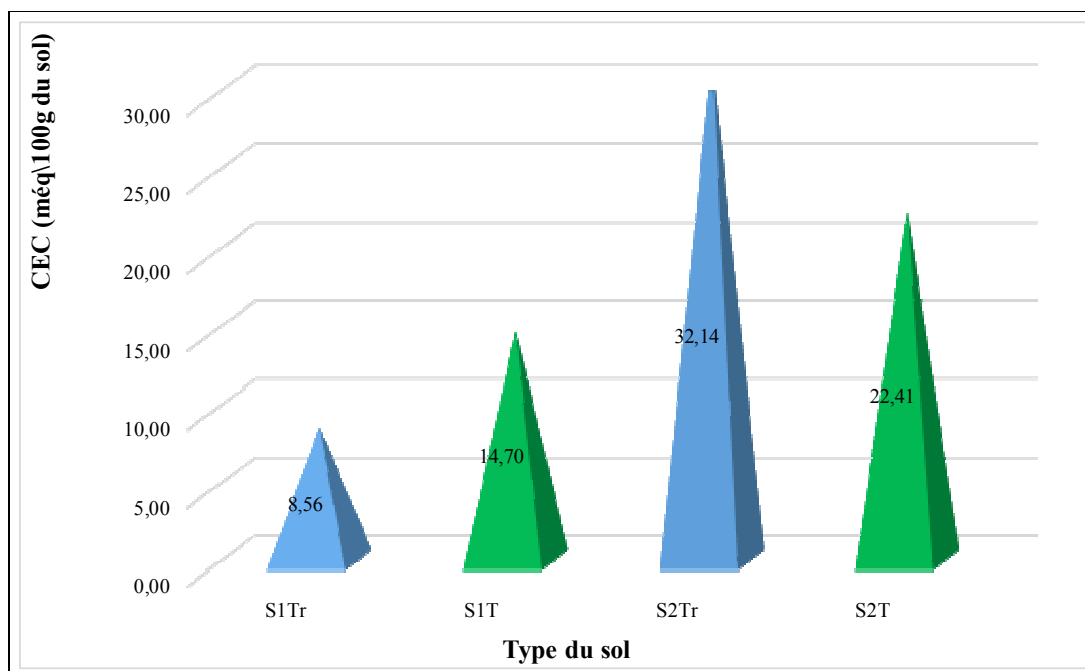


Figure 19 : Variation de la capacité d'échange cationique

2. 7. Evolution des sels solubles

2. 7. 1. Cations solubles

D'après les résultats des teneurs des cations solubles (Figure 20) on remarque qu'il y a une dominance du Ca^{++} dans les deux types du sol pour les 3 prélèvements, vient ensuite le Mg^{++} en deuxième position avec des teneurs faibles dans le sol témoin par rapport au sol traité. Le Na^+ et K^+ viennent en dernières position avec des faibles concentrations dans les trois prélèvements et cela pour les deux types du sol.

D'après les résultats des teneurs des cations solubles (Figure 21) on remarque qu'il y a une dominance du Ca^{++} et Mg^{++} dans les deux types du sol pour les 3 prélèvements, vient le Na^+ en deuxième position avec des teneurs faible par rapport au Ca^{++} et au Mg^{++} . Enfin le K^+ en dernière position avec des concentrations très faibles par rapport aux autres cations pour les trois prélèvements et pour les deux types du sol.

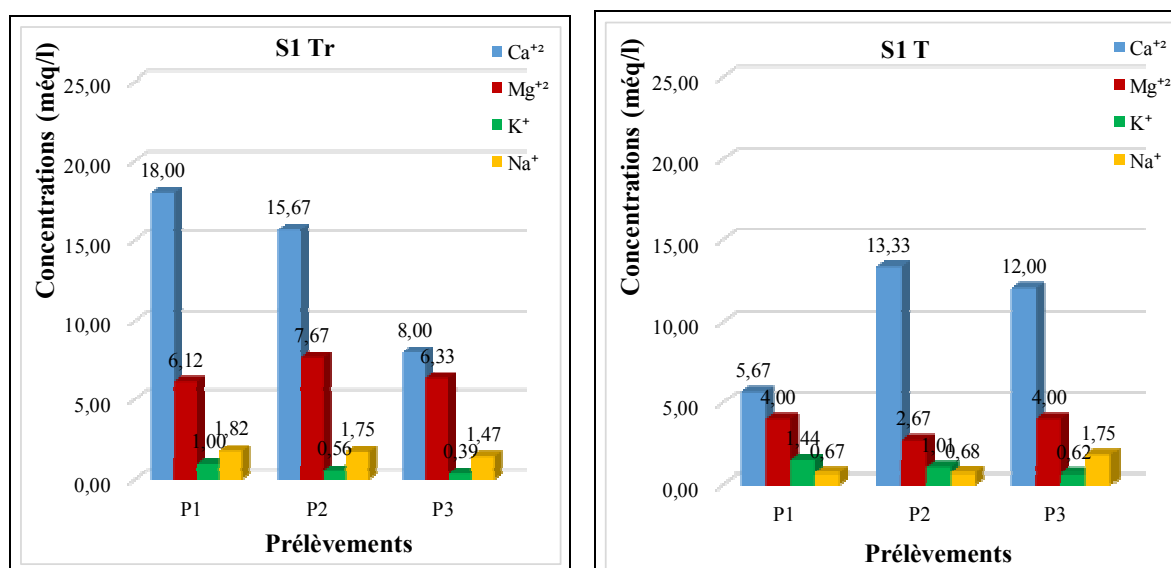


Figure 20 : Concentration des cations solubles du site 1

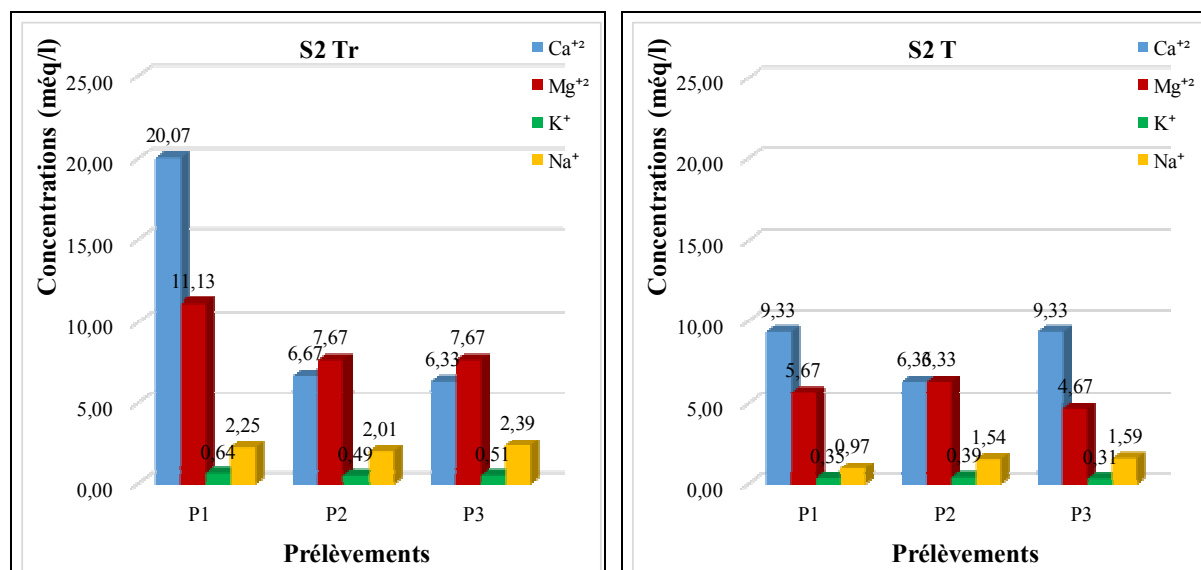


Figure 21 : Concentration des cations solubles du site 2

Synthèse

La composition cationique pour les 02 types du sol et pour les deux sites, présente une dominance de calcium et de magnésium dans les trois prélèvements. En deuxième position le sodium avec des teneurs qui ne dépassent pas 2.5 még/l pour les trois prélèvements. Le potassium en dernière position avec des teneurs nettement inférieures par rapport aux autres cations.

Les teneurs élevées du Ca⁺⁺ du site 01 par rapports aux teneurs du site 02 (à l'exception au P1 Tr) malgré que les taux de CaCO₃ du site 01 est nettement inférieurs au site 02, ceci est probablement due à la présence du gypse qu'est plus soluble en comparaison avec le CaCO₃.

2. 7. 2. Anions solubles

La composition anionique (Figures 22 et 23), présente une dominance principale des sulfates pour les deux sites et cela pour les deux types du sol avec un taux qui dépasse 80% pour les trois prélèvements. En deuxième position, les bicarbonates à l'exception au P1 où il y a une dominance du chlore pour les sols Tr pour les deux sites. Les chlorures viennent en troisième position à des concentrations très faible. Les carbonates en dernières positions avec des concentrations nulles pour les deux sites.

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

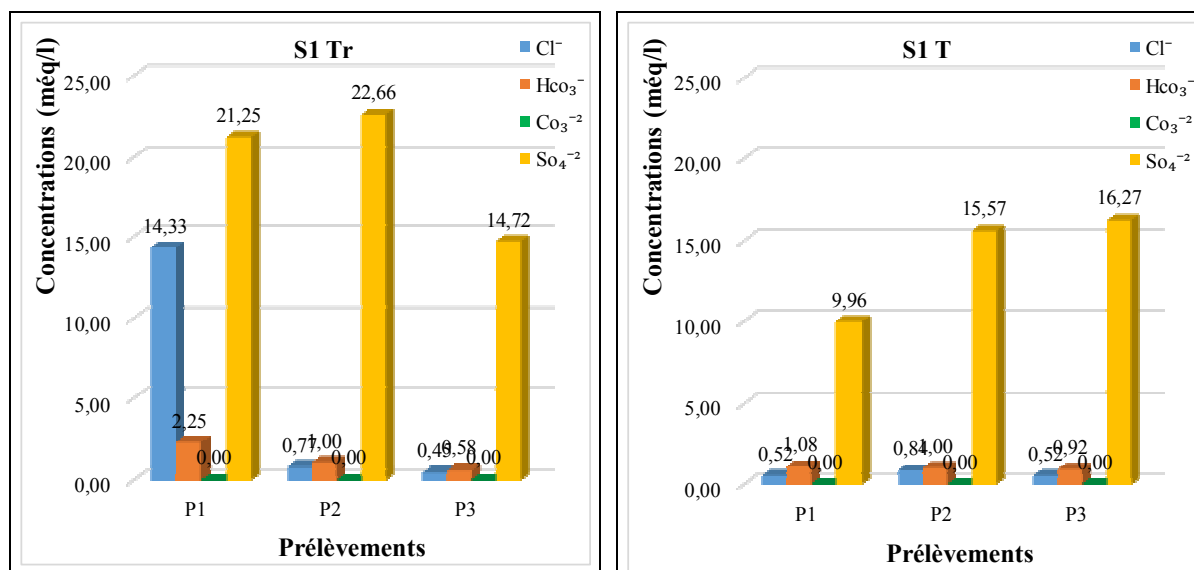


Figure 22 : Concentration des anions solubles du site 1

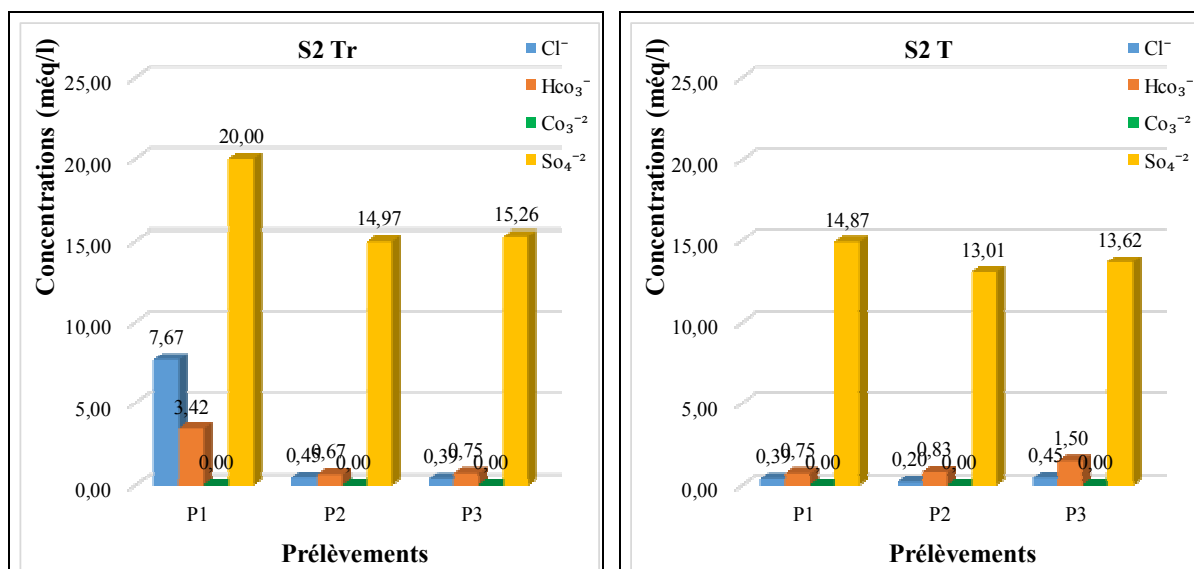


Figure 23 : Concentration des anions solubles du site 2

2. 8. Métaux lourds

2. 8. 1. Evolution des concentrations du zinc

D'après la figure 24, on remarque des teneurs élevées du zinc des sols traités par rapport aux sols témoins (à l'exception au S2 P1). Cette augmentation est remarquée pour les 02 sites, les concentrations de zinc oscillent entre 2.06 $\mu\text{g/g}$ et 10.64 $\mu\text{g/g}$ pour les sols témoins et entre 2.37 $\mu\text{g/g}$ et 22.41 $\mu\text{g/g}$ pour les sols traités.

Les concentrations élevées des sols traités par rapport aux sols témoins peut être due à l'influence de l'activité anthropique (Amendements, irrigation et les produits phytosanitaires).

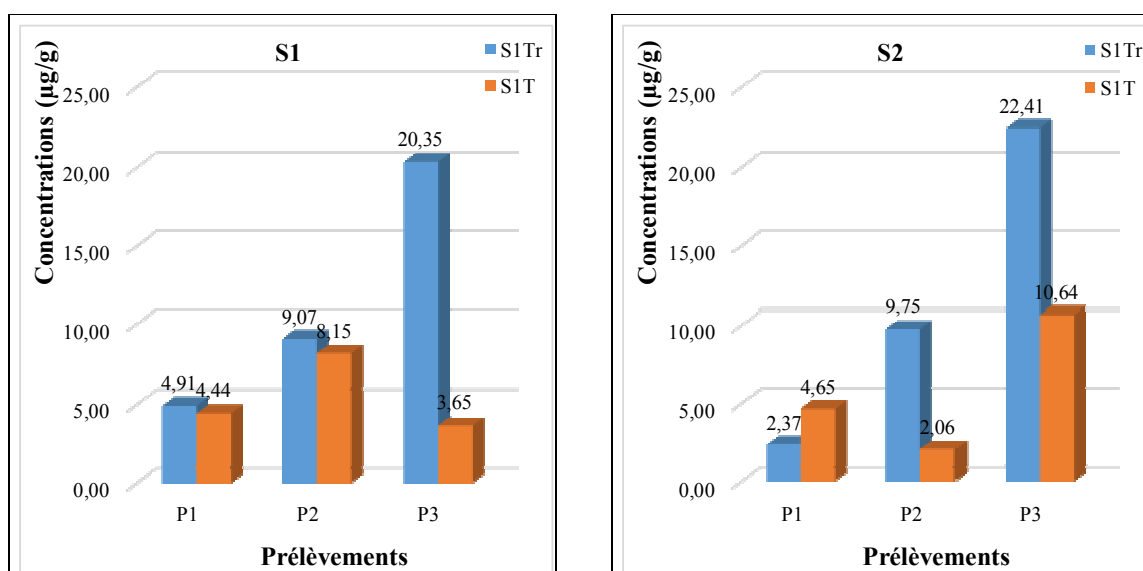


Figure 24 : Evolution des concentrations du zinc

2. 8. 2. Evolution des concentrations du cuivre

La figure 25, montre la description des résultats de la concentration du cuivre pour les trois périodes de prélèvements et pour les deux sites. Les sols traités présentant des concentrations élevées par rapport aux sols témoins avec une légère variation pour les deux sites.

Les concentrations élevées des sols traités par rapport aux sols témoins peut être due à l'influence de l'activité anthropique (utilisation des fertilisants et les produits phytosanitaires).

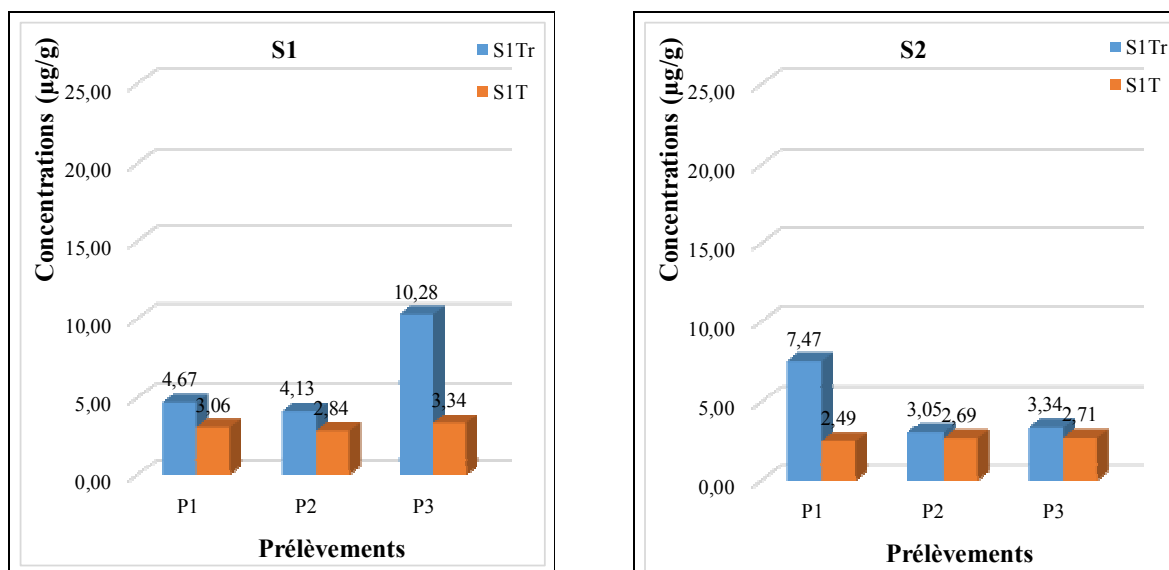


Figure 25 : Evolution des concentrations du cuivre

2. 8. 3. Evolution des concentrations du manganèse

Selon les résultats analytiques de la figure 26, on remarque que les sols traités présentant des concentrations du manganèse légèrement élevé par rapport aux sols témoins pour les deux sites. Tandis que dans le troisième prélèvement les sols témoins présentant des concentrations du manganèse élevé par rapport aux sols traités pour les deux sites qui peut être due à l'influence de l'activité anthropique et les précipitations.

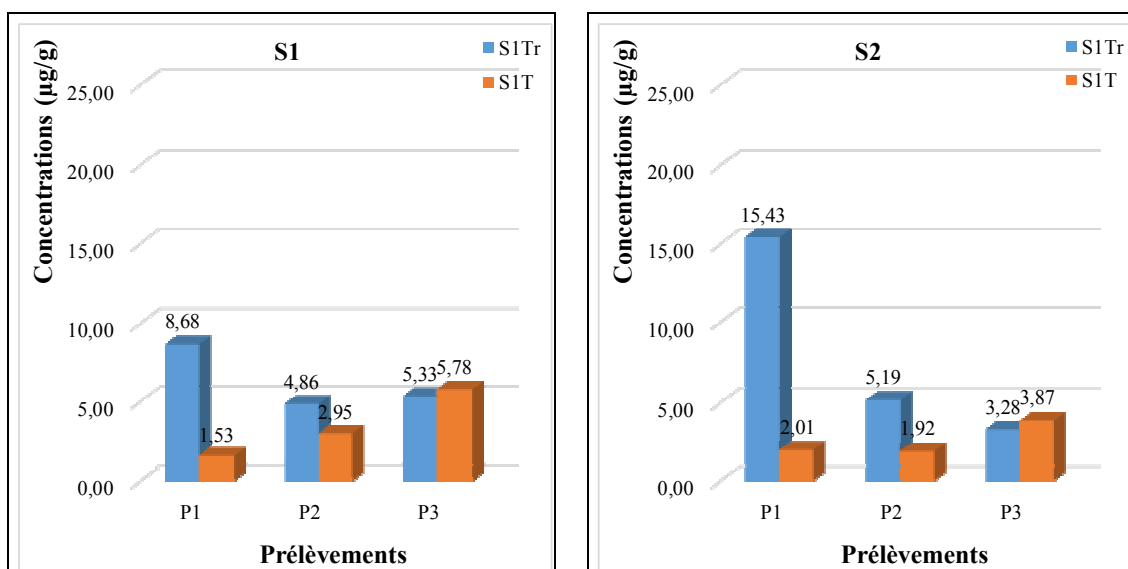


Figure 26 : Evolution des concentrations du manganèse

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

Synthèse

La lecture des résultats indiqués dans les (figures 24, 25 et 26) montre que : les concentrations des teneurs du zinc, du manganèse et du cuivre des sols traités sont élevées légèrement en comparaison avec les teneurs des sols témoins pour les deux sites.

Nos résultats sont en accord à ceux trouvés par (Chellouai, 2010 et Aissaoui, 2012), dans la même région avec des concentrations nettement inférieures aux nos résultats.

Selon les seuils de toxicité des métaux lourds du sol proposé par (Coic et Coppenet, 1989 in Baize, 2000) nos échantillons sont très lointains aux seuils de toxicités qui sont de 100 mg/kg pour le Zn^{++} et 120 mg/kg pour le Cu^{++} .

Et selon les seuils de toxicité du sol pour le Mn^{++} proposés par (Loué, 1986 in Clément et Françoise, 2003), nos échantillons de deux sites sont très lointains aux seuils de toxicités qui sont de 6000 mg/kg.

3. Analyse statistique des résultats

Les résultats obtenus sont soumis à l'analyse de la variance à deux facteurs (le site et le type de traitement (traité et témoin) avant l'apport organique). Le logiciel XL Stat 2016 est utilisée comme logiciel statistique pour les calculs. Lorsque le test de Fisher est significatif à un coefficient de sécurité de 95 %, les différences des moyennes entre les traitements sont testées selon la distribution de groupes homogènes de Newman-Keuls au seuil de 5%. Des coefficients de corrélations de Pearson entre les variables étudiées ont été également déterminés.

Les résultats de l'analyse statistique relatifs au caractérisation physico-chimique des sols étudiées avant l'apport organique sont résumées dans l'annexe 4 (tableaux 1 et 2) et l'annexe 5 (Matrices de corrélations avant l'apport organique)

3.1. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le pH

L'interaction entre les sites et le type de traitement sur le pH montre des différences significatives pour le pH.

Les moyennes obtenues sont de 7.94, 7.86, 7.61 et 7.50 respectivement pour le (S1 Tr), (S2 Tr), (S2 T) et (S1 T)

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport organique

Le test de Newman Keuls (Annexe 2 tableau 1) a fait ressortir trois groupes homogènes. Le premier groupe (a) rassemble le (S1 Tr) et le (S2 Tr), le deuxième groupe (ab) présenté par le (S2 T) et le troisième groupe (b) présenté par le (S1 T).

3.2. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur la CE

L'interaction des deux facteurs étudiés (le site et le type de traitement) n'a montré aucune différence significative sur la CE. Néanmoins, il est clair que les valeurs de celui-ci ont diminué avec le temps pour les sols Tr (S1 et S2) par contre ces valeurs de la CE a enregistré une augmentation pour les sol S1 T. Par ailleurs, les sols témoins de S2 n'ont montré aucun changement notable avec le temps (voir annexe 1 tableaux (1 et 3)).

Toutefois, malgré l'absence de l'effet significatif pour l'interaction des deux facteurs étudiés, il est possible d'observer que la CE le plus bas (0.97) a été enregistré pour le S1 T, tandis que la CE le plus élevé (3.89) a été enregistré pour le S1 Tr. Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 2 (Tableau 1).

3.3. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur la MO

Les résultats relatifs de l'interaction entre le site et le type de traitement avec le taux de la MO sont présentés dans l'annexe 2 (tableau 1). Une variation significative du taux de la MO a été mise en évidence avec les facteurs étudiés. Les moyennes estimées sont présentés dans le tableau 1 (annexe 2) .

Le test de Newman Keuls a révélé deux groupes homogènes bien distincts : le groupe (a) correspond au (S2 T) et le groupe (b) où figurent (S1 Tr), (S2 Tr), et (S1 T).

3.4. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le CaCO₃

Le taux du CaCO₃ du sol présente des différences significatives entre les deux sites. Les moyennes correspondantes sont de : 34.49, 34.28, 19.33 et 17.47% respectivement pour (S2 T), (S2 Tr), (S1 Tr) et (S1 T). Le test de Newman Keuls a illustré deux groupes homogènes : le groupe (a) rassemble (S2 T) et (S2 Tr), et le groupe (b) regroupe (S1 Tr) et (S1 T) (Annexe 2 tableau 1).

Ces résultats montrent que le taux du calcaire total (CaCO₃) la plus élevée a été enregistrée au site 2 (Tr et T) et la plus bas a été enregistrée au site 1 (Tr et T).

Chapitre IV : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude avant l'apport
organique

Ceci nous laisse supposer que l'origine de l'augmentation de ce paramètre dans le sol S 2 par rapport au S 1 est liée au type de la roche mère.

3.5. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le Ca^{+2} et K^+

L'évolution des cations solubles (Ca^{+2} et K^+) au cours de temps n'a enregistré aucune différence significative entre les facteurs étudiés.

En général, les valeurs de Ca^{+2} et K^+ enregistrent une notable diminution avec le temps pour les sols traités et cela pour les deux sites. Cette diminution peut être liée aux activités agricoles. Par contre, les valeurs de Ca^{+2} et K^+ des sols témoins (S 1 et S 2) connus une variation instable avec le temps. (Voir annexe 1 tableaux (2 et 4)). Les moyennes enregistrées pour ces paramètres au cours de temps sont présentées dans le tableau 1 annexe 2.

3.6. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur le Mg^{+2}

L'analyse de la variance a stipulé un effet significatif des facteurs étudiés (le site et le type de traitement) (Tableau 1, Annexe 2). Les moyennes obtenues sont de : 8.82, 6.70, 5.56 et 3.56 méq/l respectivement pour le (S2 Tr), (S1 Tr), (S2 T) et (S1 T). Ces moyennes sont classées d'après le test de Newman Keuls en quatre groupes homogènes bien distincts où chaque type de traitement a formé un groupe homogène à part. Le premier groupe (a) présenté par le sol (S2 Tr), le deuxième groupe (ab) présenté par le sol (S1 Tr), le troisième groupe (bc) correspond au sol (S2 T) et le dernier groupe (c) présenté par le sol (S1 T).

3.7. Effet de l'interaction entre le site et le type de traitement sur les anions et les métaux lourds étudiés

Il est clair d'après les résultats obtenus de l'analyse de la variance de l'interaction entre le site et le type de traitement sur les anions et les métaux lourds étudiés au cours de temps n'a enregistré aucune différence significative.

En général, les valeurs des anions et les métaux lourds étudiés enregistrent une variation instable au cours de temps (voir annexe 1 les tableaux (1, 2, 3 et 4)). Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 2 (Tableau 1).

4. Conclusion

L'examen des résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques du sol dans ce chapitre montre que :

- Les sols analysés révèlent l'existence de deux textures ; Limono-Argileuse fine pour le S02 (Tr et T) et Limono –Sableuse pour le S01 (Tr et T).

- Un pH avec une tendance basique, cette alcalinité est probablement liée à la nature de la roche mère d'un côté et le type des fertilisants utilisés d'autre coté.

Selon les travaux de (Aubert, 1978) pour la CE, les sols étudiés sont classés en trois classes : des sols peu salés qui présentent S1 P1, des sols salés qui présentent la majorité des sols avec un taux de 75% ($1.2 < CE < 2.4$ dS/m), et des sols très salés qui sont très limité avec un taux de 19% ($2.4 < CE < 6$ dS/m).

- Les sols analysés sont caractérisés par un taux moyennement pauvre en matière organique.

- Les sols analysés sont classés en deux classes ; sol fortement calcaires pour le S02 (T et Tr) et des sols modérément calcaires pour le S01 (T et Tr).

- Les échantillons des sols étudiés présentent un taux très faible de la CEC pour les deux sites.

- La composition ionique pour les deux sites, présente une dominance de calcium et de magnésium pour les cations solubles, et une dominance principale des sulfates pour les anions solubles et cela pour les deux types du sol.

- Les concentrations des teneurs du zinc, du manganèse et du cuivre des sols traités sont légèrement élevés en comparaison avec les teneurs des sols témoins pour les deux sites. Il est à mentionner que les teneurs totales en éléments traces (Zn, Cu) et en oligo-éléments (Mn) pour l'ensemble des sols étudiés pour les deux sites, sont inférieures aux teneurs maximales autorisées, définies par la norme AFNOR U 44-041 qui sont de 100 mg/kg pour le Zn^{++} , 120 mg/kg pour le Cu^{++} et de 300 mg/kg pour le Mn^{++} . La quantité trouvée ne présente donc aucun danger et par la suite les sols ne sont pas contaminés par ces éléments.

Chapitre V :

*Caractérisation physico-chimique des
sols de la région d'étude après l'apport
organique*

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

1. Introduction

D'après, Hassine et al. (2008), La matière organique avec ses propriétés colloïdales, son effet acidifiant, son caractère de substance fixatrice d'éléments et son pouvoir de chélation, joue un rôle physique et chimique très important dans les sols. En effet, les matières organiques confèrent au sol des propriétés chimiques, physiques et biologiques qui définissent son niveau de fertilité.

Le lessivage des minéraux dépend en principe des facteurs météorologiques notamment la quantité et la force d'eau qui traverse le sol, des propriétés physico-chimiques et biologiques du sol.

Dans ce chapitre, nous avons réalisé une étude comparative de l'effet de trois produits organiques avec différentes doses par l'expérience de lixiviation sur certaines propriétés physico-chimiques de deux types de sols qui sont présentées et discutées dans le quatrième chapitre pendant une période de 08 semaines.

Les principaux objectifs de l'expérience de lixiviation sont :

- Explorer les effets de l'application de la matière organique sur la rétention ou le lessivage du Ca^{++} , K^+ , Mg^{++} , Na^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , Mn^{++} , Cu^{++} , Zn^{++} , des sulfates et des chlorures et aussi de déterminer leur répartition dans les différentes couches des sols.
- Suivre l'évolution du pH, de la conductivité électrique (CE), de la matière organique (MO), et du calcaire total (CaCO_3) pendant l'expérimentation.

2. Influence des matières organiques testés sur certaines propriétés physico-chimiques du sol

Les résultats issus lors de l'étude de l'effet des matières organiques testés sur les propriétés physico-chimiques du deux types du sol étudiés sont représentés dans ce chapitre.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

2.1. Effet de la matière organique sur pH, CE, CaCO₃ et MO du sol

2.1.1. Évolution du pH

2.1.1.1. Site 1

Le pH est un élément clé de la composition physico-chimique du sol et détermine la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes et les microorganismes du sol (Doucet, 2006 ; Borah et al., 2010).

Les figures 27, 28 et 29 représentent les variations du pH en fonction de la profondeur du sol.

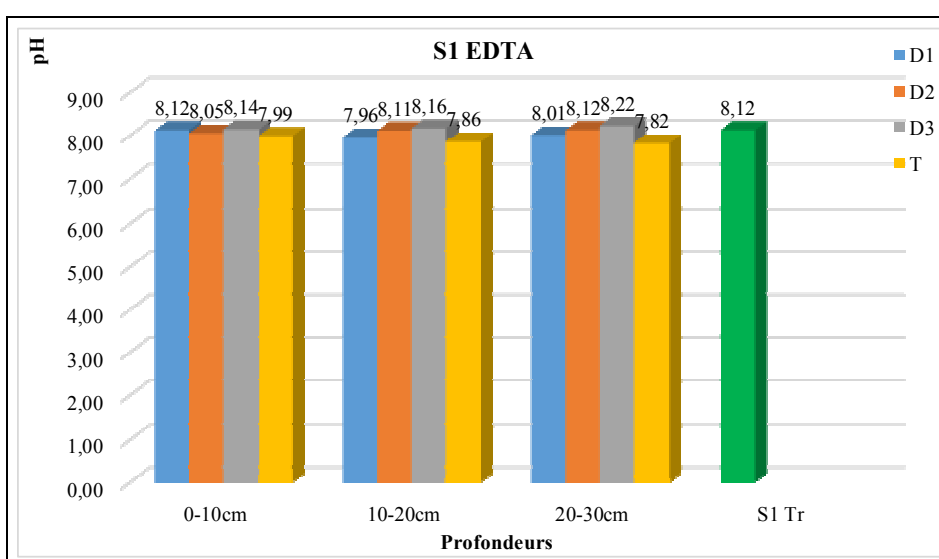


Figure 27 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du pH du sol (S1)

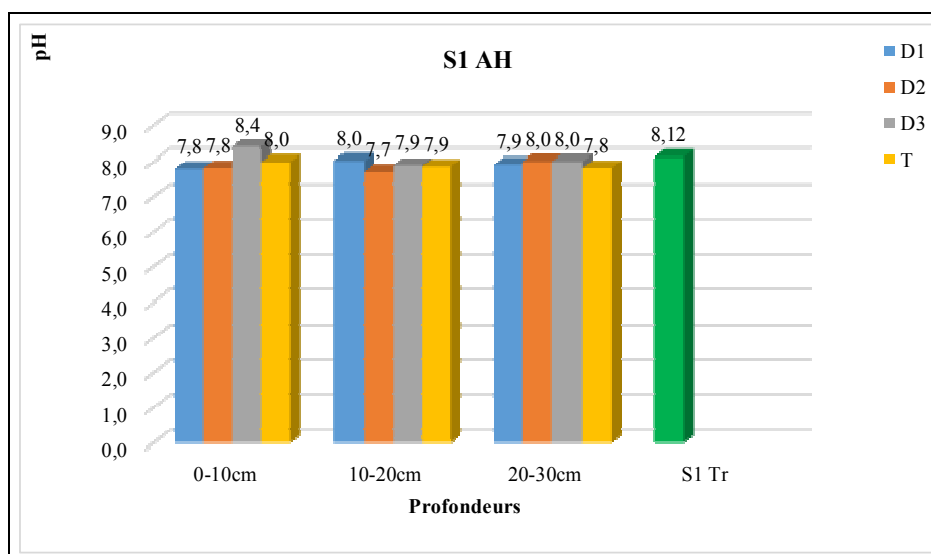


Figure 28 : Effet de l'AH sur l'évolution du pH du sol (S1)

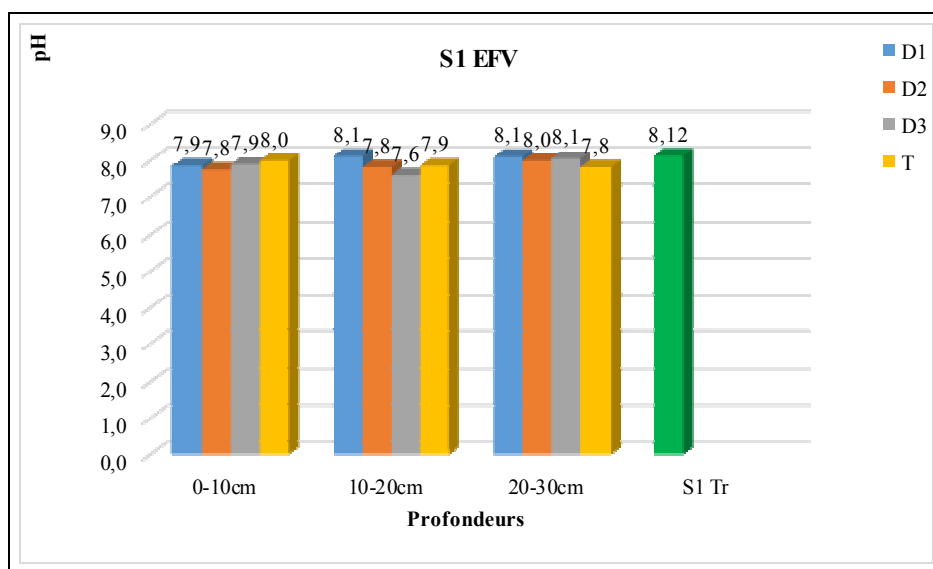


Figure 29 : Effet de l'EFV sur l'évolution du pH du sol (S1)

Les valeurs enregistrées (figures 27, 28 et 29) indiquent des sols à pH basique (Baize, 1988). Cette basicité du pH paraît clairement avec la matière organique EDTA, où elle enregistre des valeurs légèrement élevées en comparaison avec EFV et AH d'une part et le traitement témoin d'autre part. Mais les valeurs du pH enregistrées pour les trois types de la matière organique utilisée, ainsi qu'avec les différentes doses utilisés pour la même matière organique sont généralement rapprochées avec des valeurs variant entre 7.6 et 8.4

En général, il est clair d'après les résultats obtenus que l'utilisation de différents produits organiques (à l'exception de l'EDTA) au sol a fait diminuer le pH pour le sol traité par le (EFV), (AH) et le témoin par rapport aux teneurs initiales (pH = 8.12). En revanche, l'EDTA a au contraire augmente le pH par rapport au témoin et aux teneurs initiales.

L'augmentation et la diminution des valeurs du pH observé en réponse à l'apport organique sont dues probablement à la nature de la matière organique utilisée ou à la libération des éléments minéraux qui augmente ou diminue l'alcalinité du sol (Busnot et al. 1995).

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

2.1.1.2. Site 2

D'après, Badawy et al. (2002) Le pH est un facteur important influençant la solubilité et la spéciation d'un élément chimique et donc sa toxicité.

Les figures 30, 31 et 32 représentent les variations du pH en fonction de la profondeur du sol.

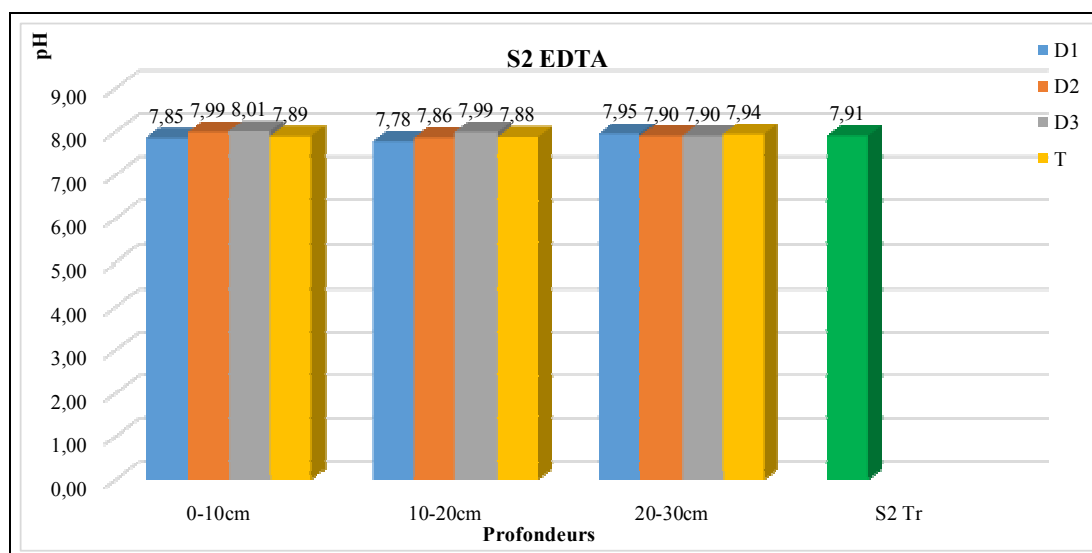


Figure 30 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du pH du sol (S2)

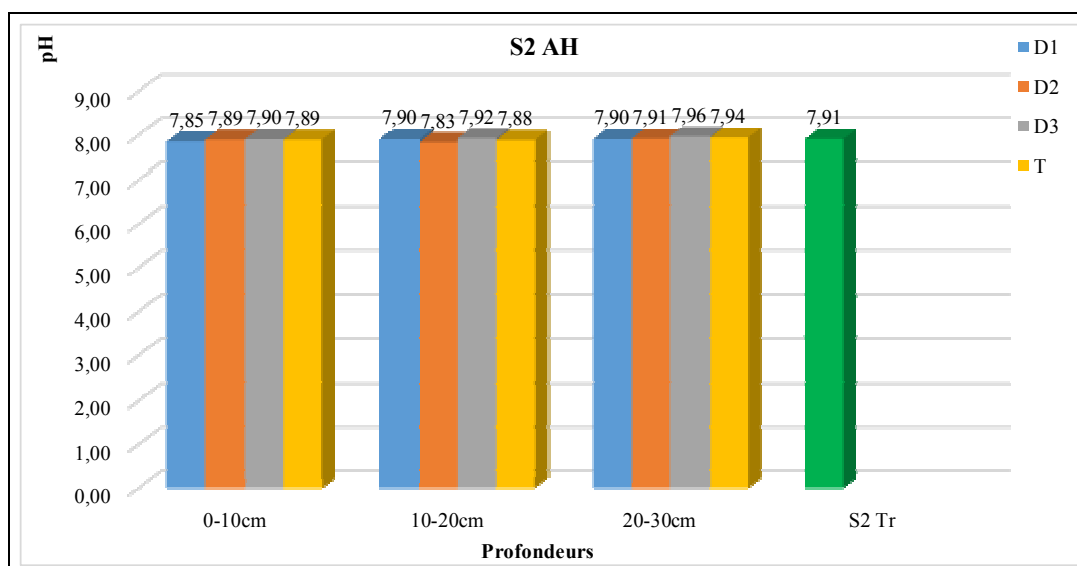


Figure 31 : Effet de l'AH sur l'évolution du pH du sol (S2)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

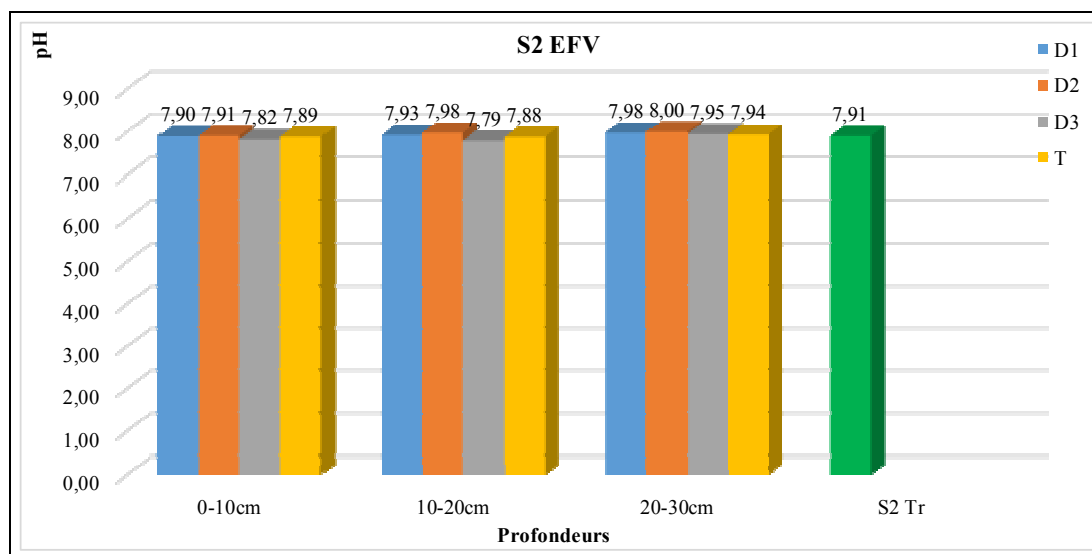


Figure 32 : Effet de l'EFV sur l'évolution du pH du sol (S2)

Les valeurs enregistrées (figures : 30, 31 et 32) indiquent que les sols traités par les différentes matières organiques ont une basicité remarquable qui s'échelonne entre 7,79 et 8,01. Ces valeurs du pH enregistrées sont généralement semblables avec les différentes matières organiques utilisés. Ainsi qu'avec les différentes doses utilisés pour la même matière organique.

Les résultats obtenus dans cette étude montrent qu'il n'y a pas de différence significative de ce facteur.

organique

2.1.2. Evolution de la conductivité électrique (CE)

2.1.2.1. Site 1

La conductivité électrique (CE) est une propriété physico-chimique du sol. Elle exprime la concentration des solutés ionisables présents dans l'échantillon du sol, c'est à-dire son degré de salinité (Kalyani et al., 2013).

L'examen des figures 33, 34 et 35, qui représentent l'évolution de la CE sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

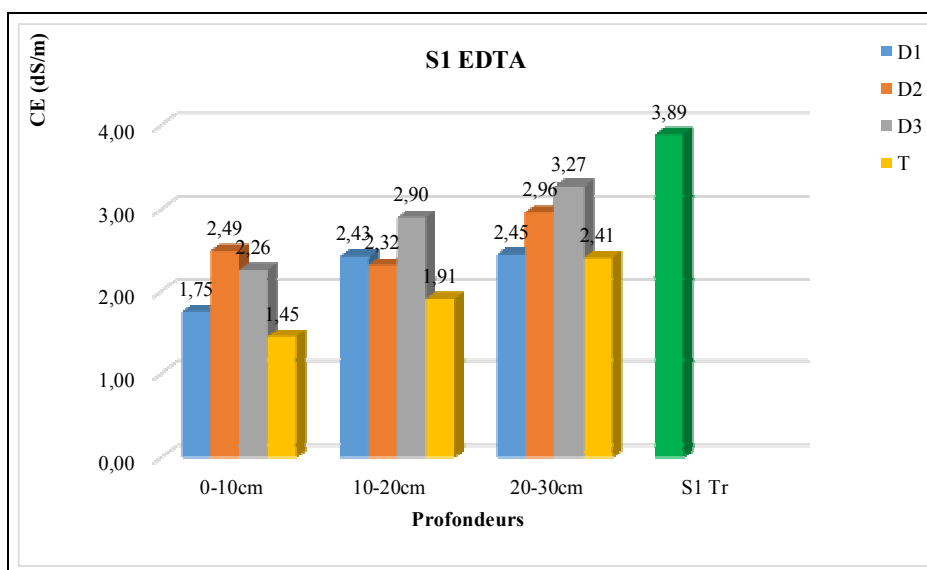


Figure 33 : Effet de l'EDTA sur l'évolution de la CE du sol (S1)

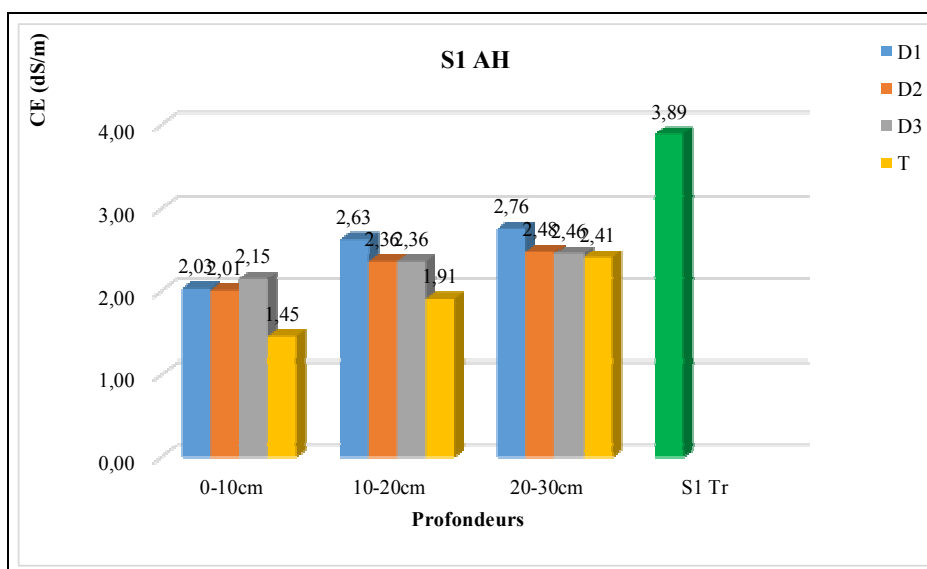


Figure 34 : Effet de l'AH sur l'évolution de la CE du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

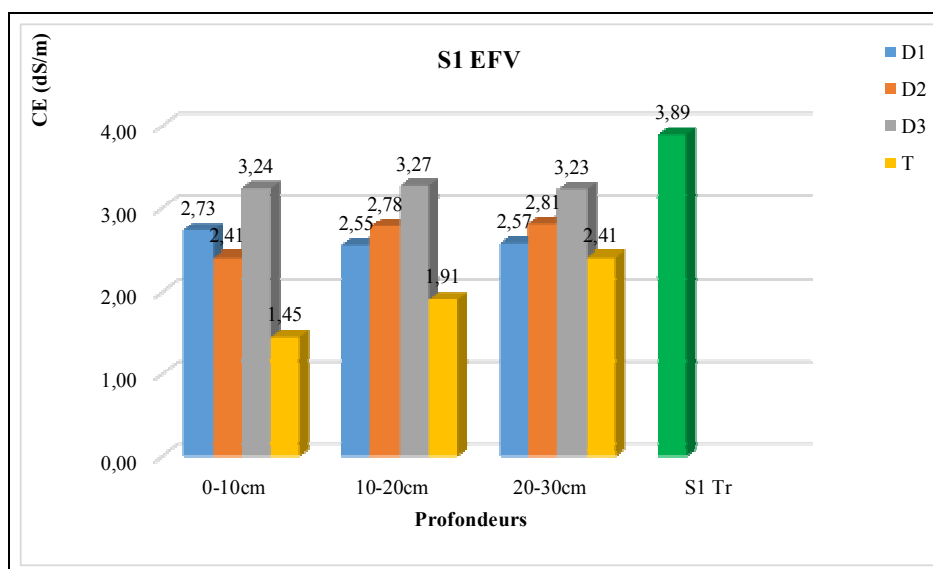


Figure 35 : Effet de l'EFV sur l'évolution de la CE du sol (S1)

Les figures 33, 34 et 35 montrent que :

- Il y a un lessivage des sels pour les sols traités avec les différentes matières organiques utilisées d'une part et le témoin traité avec l'eau distillée d'autre part en comparaison avec les teneurs initiales de la CE (3.89 dS/m).
- Il y a un mouvement des sels descendant avec la profondeur pour les sols traités avec les différentes matières organiques utilisées d'une part et les sols témoins traités de la même façon avec l'eau distillée d'autre part. Mais l'augmentation régulière de la salinité avec la profondeur est enregistrée avec la matière organique EDTA et AH.
- Les profondeurs (10-20cm) et (20-30cm) forment des horizons d'accumulation de sels issus de la surface.
- Les résultats obtenus dans cette étude montrent qu'il y a de différence significative sur le lessivage des sels pour les sols témoins traités avec l'eau distillée en comparaison avec les sols traités avec les différentes matières organiques utilisées.

Il est clair d'après les résultats obtenus que l'utilisation de différentes matières organiques au sol a fait augmenter la conductivité électrique du sol par rapport au témoin, cette augmentation est plus claire pour l'EFV par rapport au EDTA et au AH. En revanche, ces différentes matières organiques utilisés ont au contraire réduit la CE du sol par rapport au teneurs initiales.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

Des résultats analogues ont été obtenus par (Oustani, 2016), qui ont indiqué que l'apport organique fait hausser la conductivité électrique du sol.

En fait, aux travaux de plusieurs auteurs (Walker et Bernard, 2008 ; Li-Xian et al., 2007 ; Demir et al., 2010 ; Oagile et Namasiku, 2010) qui ont rapporté que le fumier de volailles augmente la salinité du sol.

La diminution des valeurs de la conductivité électrique (CE) observées en réponse à l'utilisation de la matière organique par rapport au teneurs initiales sont dues à la libération des éléments minéraux suite au processus de lessivage. Par contre, l'augmentation des valeurs de la conductivité électrique (CE) observées par rapport au teneurs du témoin sont dues à la biodégradation des produits organiques apportés au sol.

2.1.2.2. Site 2

Les figures 36, 37 et 38 représentent l'évolution de la CE sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

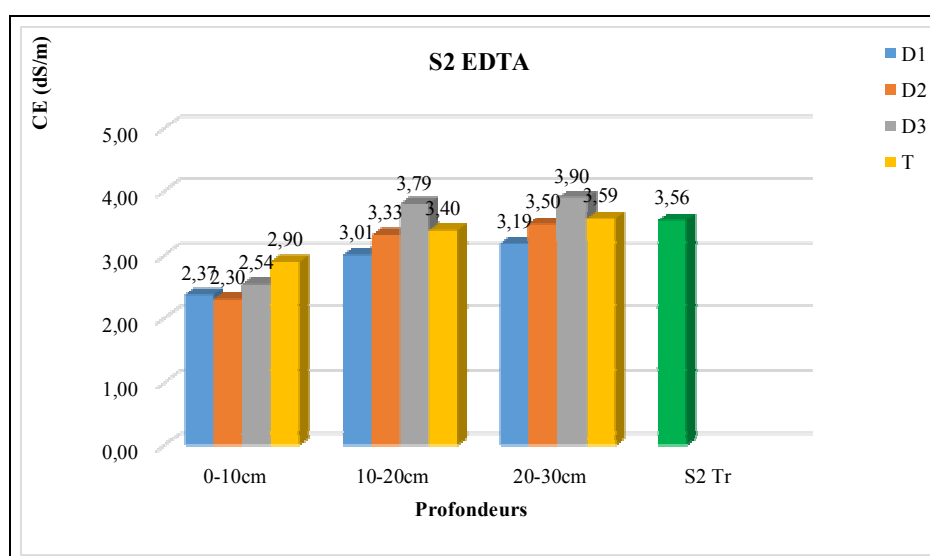


Figure 36 : Effet de l'EDTA sur l'évolution de la CE du sol (S2)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

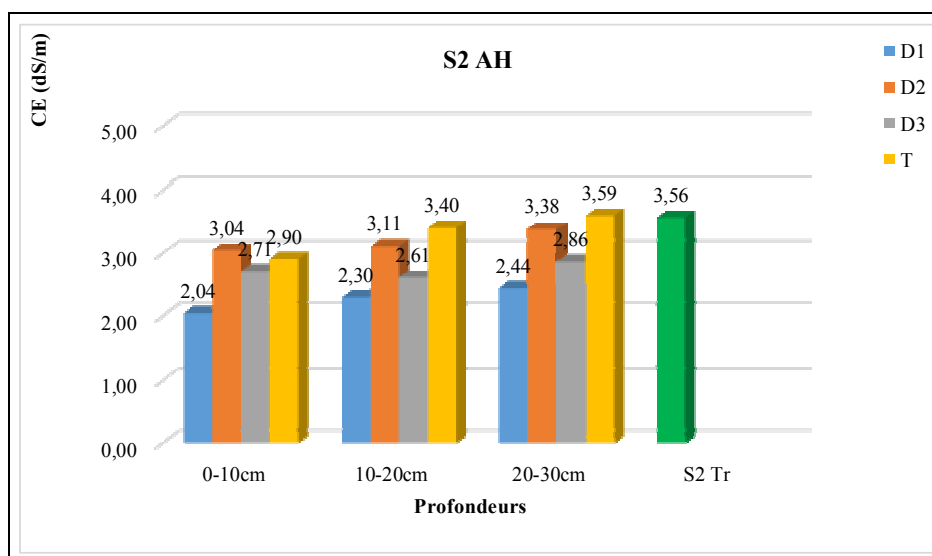


Figure 37 : Effet de l'AH sur l'évolution de la CE du sol (S2)

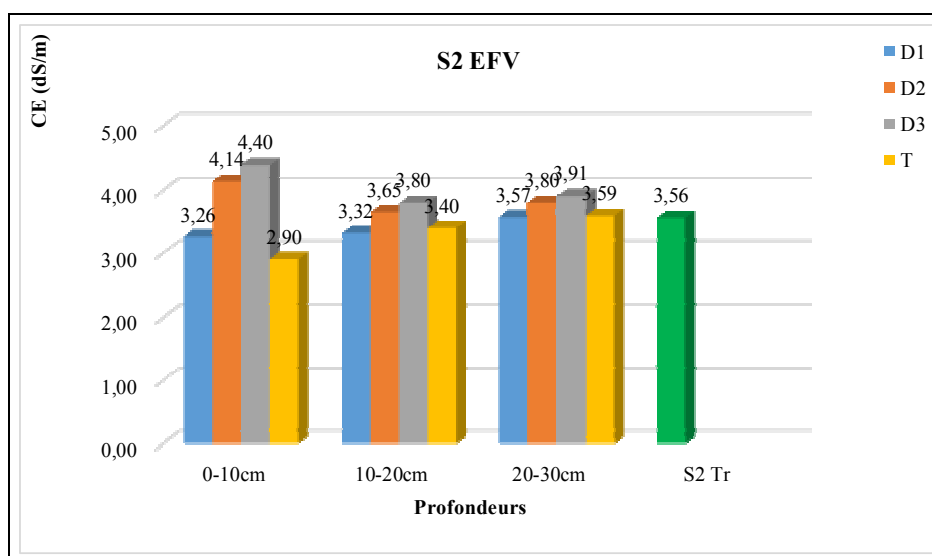


Figure 38 : Effet de l'EFV sur l'évolution de la CE du sol (S2)

L'examen des figures 36, 37 et 38, qui représentent l'évolution de la CE sous l'effet de la matière organique, révèlent que :

- Il y a un mouvement des sels descendant avec la profondeur pour les sols traités avec la matière organique EDTA et AH d'une part et les sols témoins traités de la même façon avec l'eau distillée d'autre part. Tandis que, le (EFV) a légèrement augmenté ce paramètre par rapport au sol témoin et les sols traités avec la matière organique EDTA et AH d'une part et en comparaison

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

avec les teneurs initiales d'autre part. L'augmentation des teneurs de la CE pour les sols traités par l'EFV due au fumier qui peut avoir des conductivités électriques élevées dues aux quantités de sels minéraux ajoutés aux rations alimentaires des animaux (Peters et al., 2003) .Ce sont principalement les cations Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} qui en sont responsables (Gottesman,1989 in Oustani, 2016).

- Les profondeurs (10-20cm) et (20-30cm) forment des horizons d'accumulation de sels issus de la surface.
- Les résultats obtenus dans cette étude montrent qu'il y a de différence significative sur le lessivage des sels pour les sols témoins traités avec l'eau distillée en comparaison avec les sols traités avec les différentes matières organiques utilisées.

Il est clair d'après les résultats obtenus que l'utilisation de différentes matières organiques au sol a fait augmenter la conductivité électrique du sol par rapport au témoin. En revanche, les matières organiques (EDTA et AH) ont au contraire réduit la CE du sol par rapport au (EFV) et aux teneurs initiales.

2.1. 3. Evolution du calcaire total (CaCO_3)

2.1.3.1. Site 1

L'examen des figures 39, 40 et 41, qui représentent l'évolution du calcaire total sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

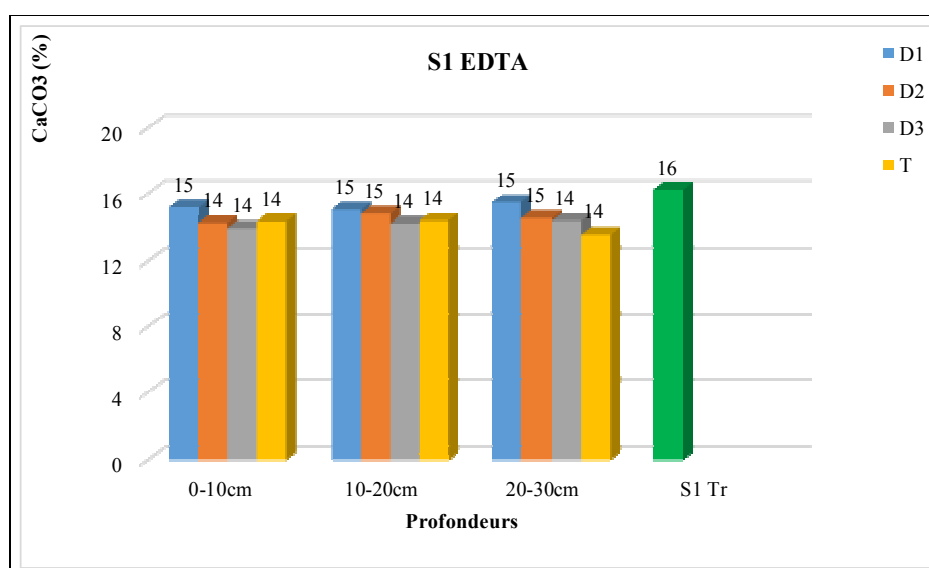


Figure 39 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du calcaire total du sol (S1)

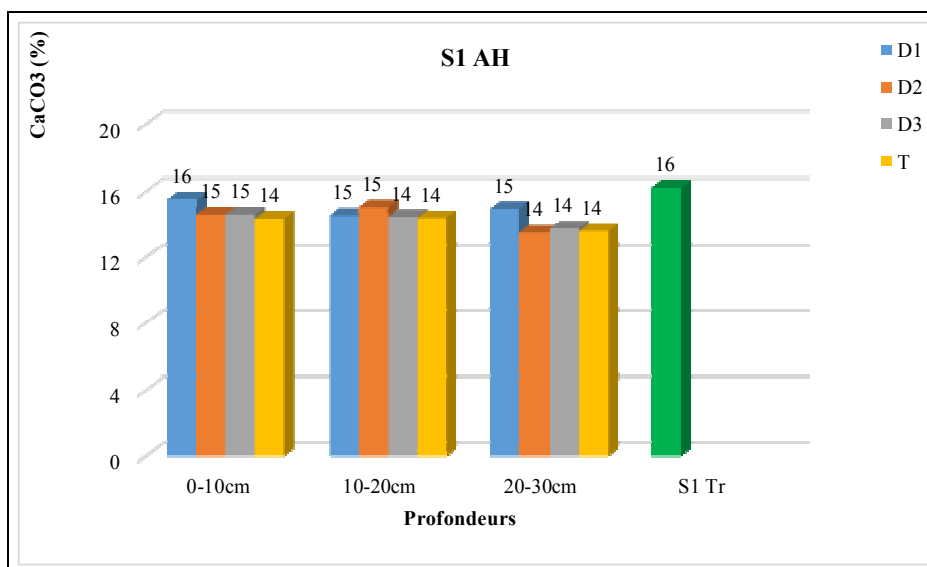


Figure 40 : Effet de l'AH sur l'évolution du calcaire total du sol (S1)

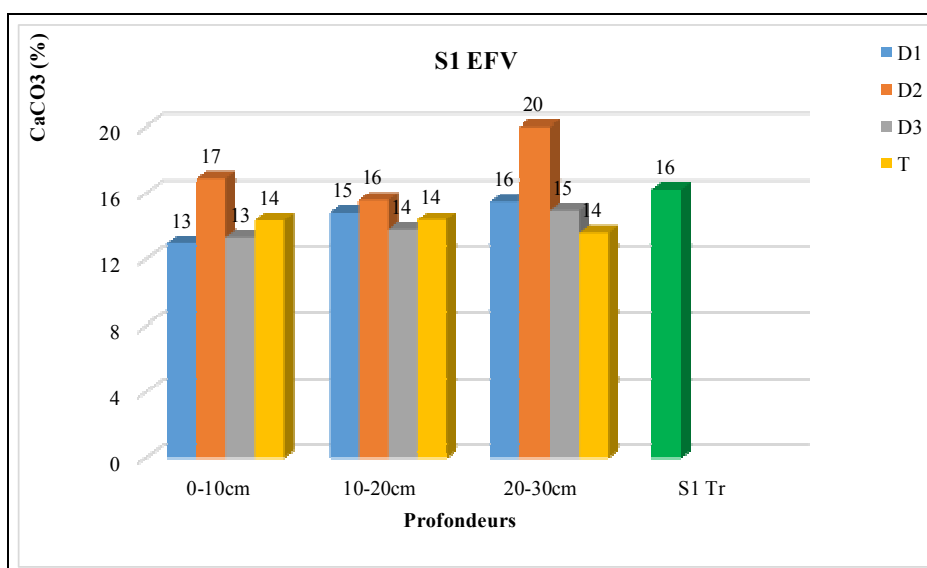


Figure 41 : Effet de l'EFV sur l'évolution du calcaire total du sol (S1)

L'évolution du calcaire total (CaCO_3) au cours de l'essai (Figures : 39, 40 et 41) n'a enregistré aucune différence significative entre les différentes matières organiques utilisées d'une part et le témoin d'autre part. À l'exception au sol traité par la matière organique EFV qu'on note les valeurs les plus élevées. Cependant les sols traités par l'EDTA et AH manifestent en moyenne des teneurs similaires de carbonates de calcium.

La comparaison entre les teneurs initiales du calcaire total (CaCO_3) a révélé une légère différence significative.

2.1.3.2. Site 2

Les figures 42, 43 et 44 représentent l'évolution du calcaire total sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

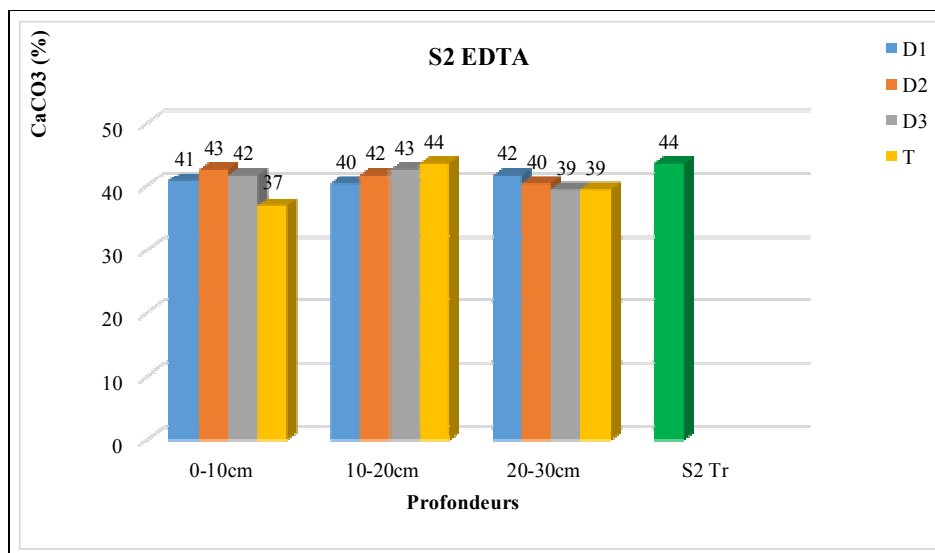


Figure 42 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du calcaire total du sol (S2)

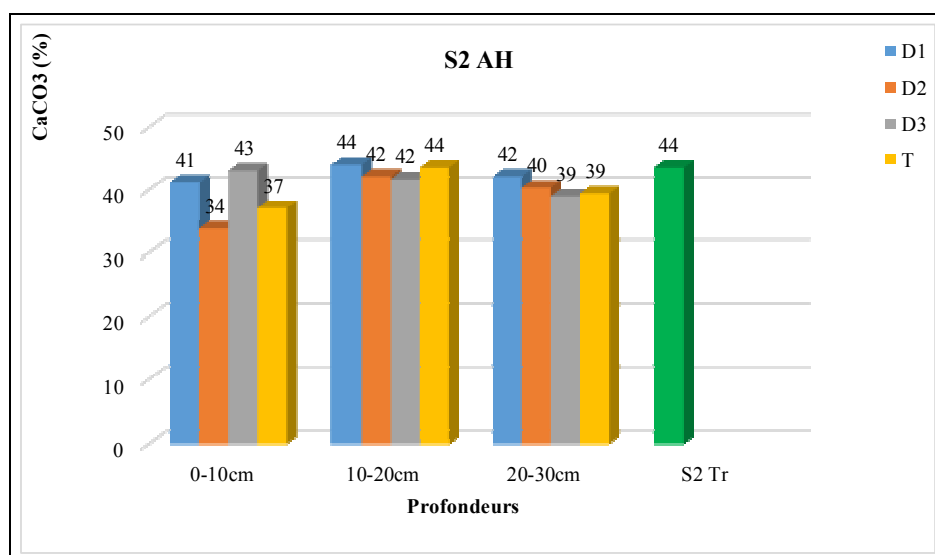


Figure 43 : Effet de l'AH sur l'évolution du calcaire total du sol (S2)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

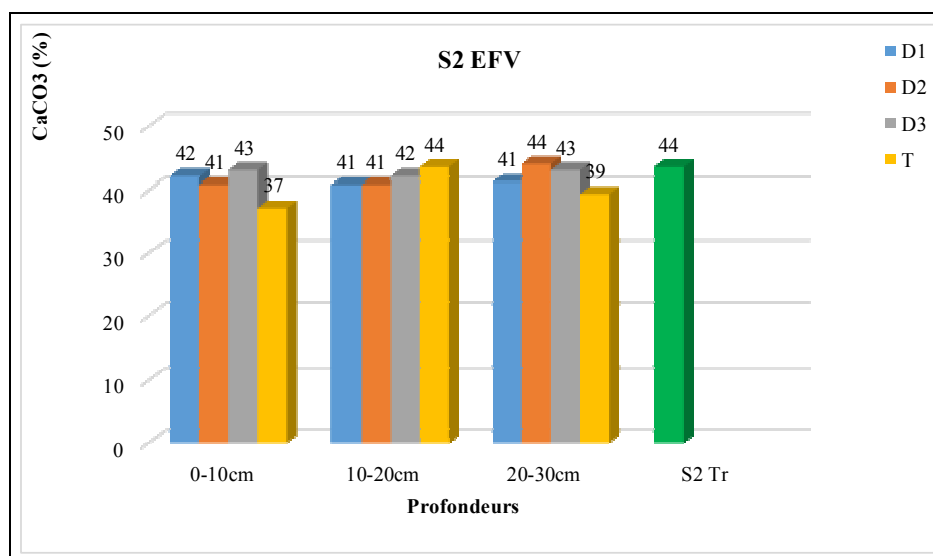


Figure 44 : Effet de l'EFV sur l'évolution du calcaire total du sol (S2)

Les résultats des figures 42, 43 et 44 manifestent des variations similaires dans les teneurs de carbonates de calcium pour les différentes matières organiques utilisées avec les différentes doses.

La comparaison des valeurs obtenus de carbonates de calcium entre les différentes matières organiques testés et le témoin au cours de l'essai n'a enregistré aucune différence significative.

Toutefois, la comparaison entre les teneurs initiales du calcaire total (CaCO_3) a révélé une légère différence significative.

2.1.4. Evolution de la matière organique

2.1.4.1. Site 1

L'examen des figures 45, 46 et 47, qui représentent l'évolution du taux de la matière organique sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

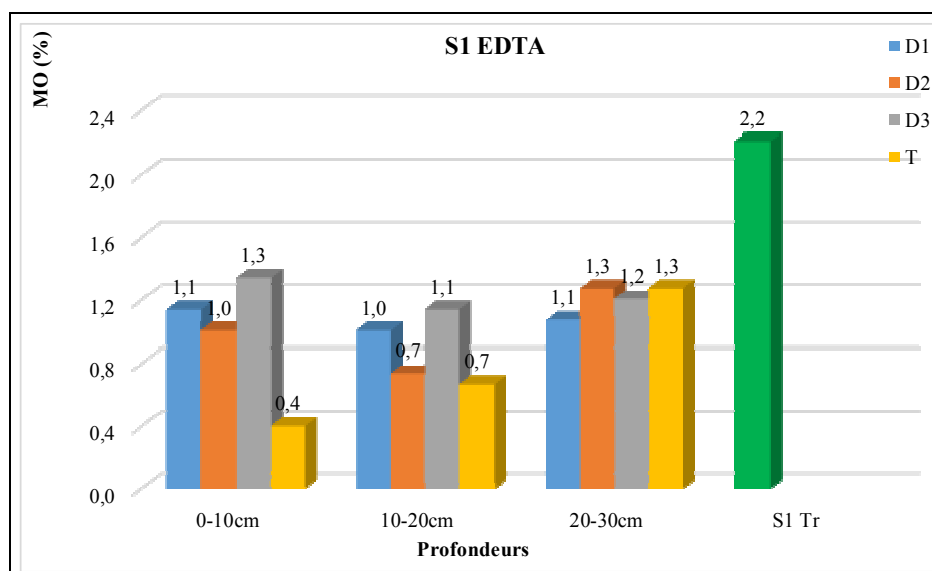


Figure 45 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S1)

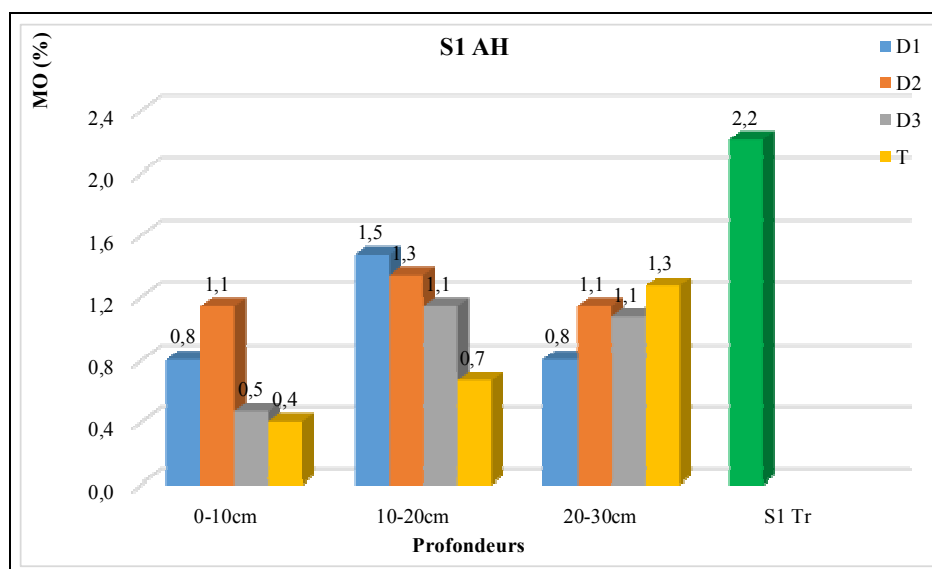


Figure 46 : Effet de l'AH sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

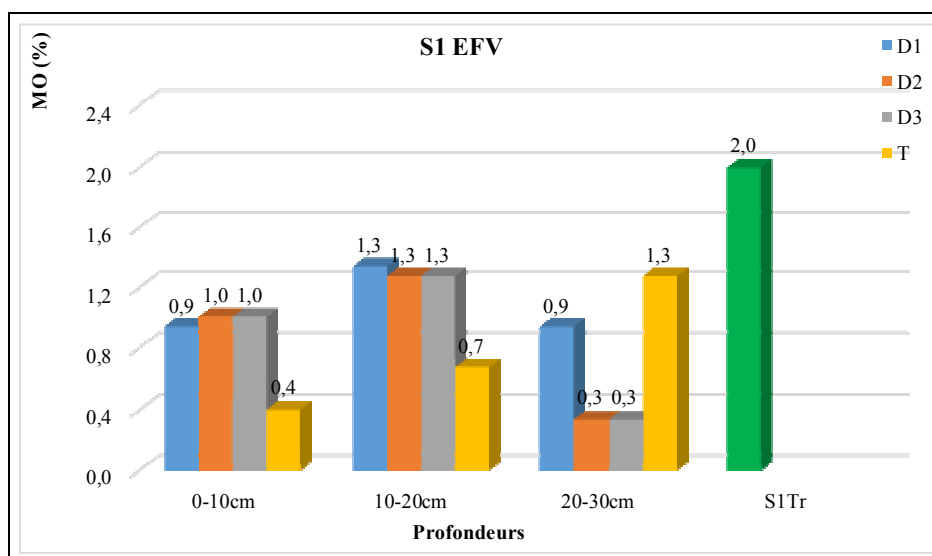


Figure 47 : Effet de l'EFV sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S1)

Les valeurs moyennes du taux de la matière organique (Figures : 45, 46 et 47) ont permis de distinguer une variation notable d'une matière organique à une autre et d'une dose à une autre pour la même matière organique. Le taux de la matière organique enregistrée pour les différents types de la matière organique utilisée avec les différentes doses sont des teneur plus faible en comparaison avec les teneurs initiales et qui ne dépasse pas (1,50%).

En fait, nous supposons que les valeurs faibles enregistrées pour ces trois types peuvent être due à une forte lessivage des complexes des produits finals obtenus après la dégradation de la matière organique (Busnot et al., 1995).

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

2.1.4.2. Site 2

Les figures 48, 49 et 50 représentent l'évolution du taux de la matière organique sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

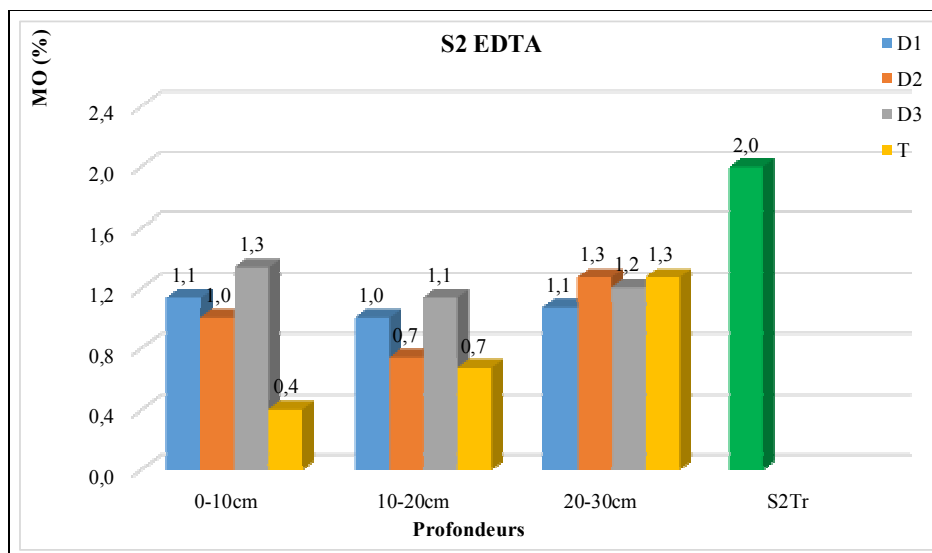


Figure 48 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S2)

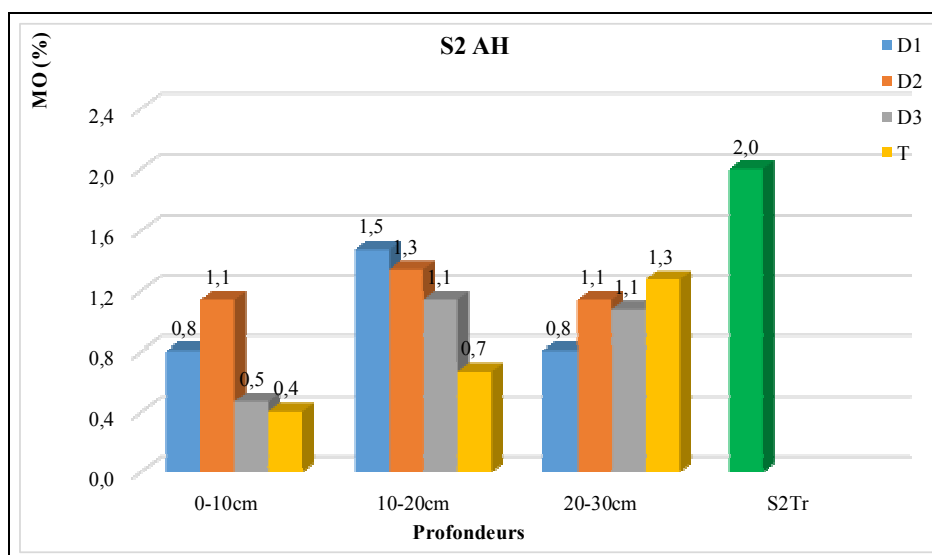


Figure 49 : Effet de l'AH sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S2)

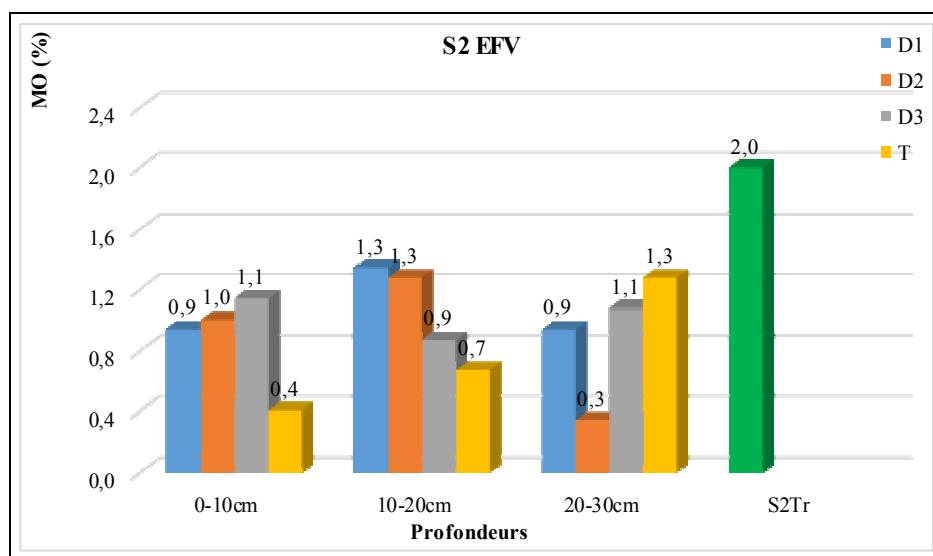


Figure 50 : Effet de l'EFV sur l'évolution du taux de la matière organique du sol (S2)

Les valeurs moyennes du taux de la matière organique (figures 48, 49 et 50) ont permis de distinguer une variation notable d'une matière organique à une autre et d'une dose à une autre pour la même matière organique. Le taux de la matière organique enregistrée pour les différents types de la matière organique utilisée avec les différentes doses sont des teneur plus faible en comparaison avec les teneurs initiales et qui ne dépasse pas (1,50%). Néanmoins, la comparaison entre les teneurs de la matière organique obtenus après la période expérimentale et les teneurs initiales montre une réduction significative dans les valeurs de la matière organique.

En fait, nous supposons que les valeurs faibles enregistrées pour ces trois types peuvent être due à une forte lessivage des complexes des produits finals obtenus après la dégradation de la matière organique (Busnot et al., 1995).

2.2. Effet de la matière organique sur les ions solubles du sol

2.2.1. Evolution des cations solubles

2.2.1.1. Site 1

L'examen des figures 51, 52 et 53 qui représentent l'évolution des cations solubles du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

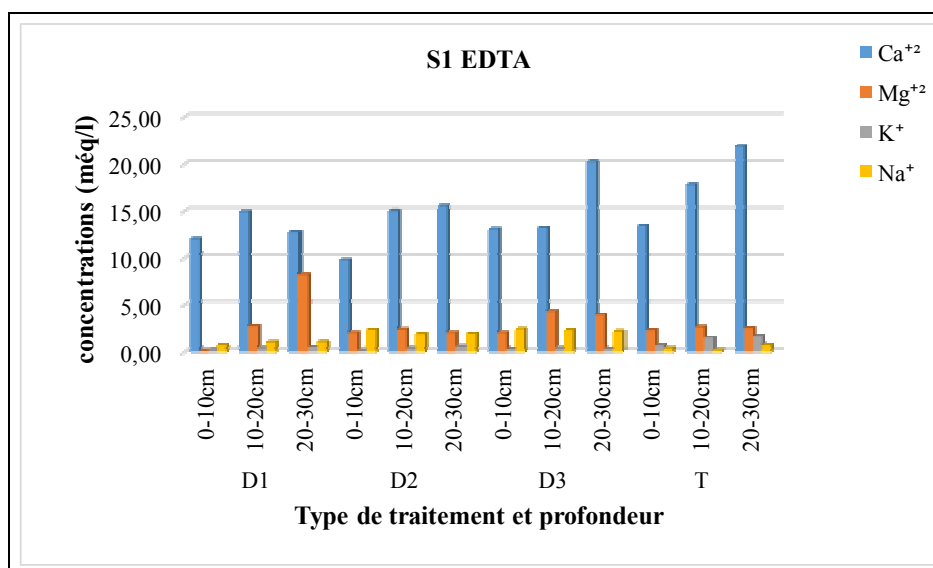


Figure 51 : Effet de l'EDTA sur l'évolution des cations solubles du sol (S1)

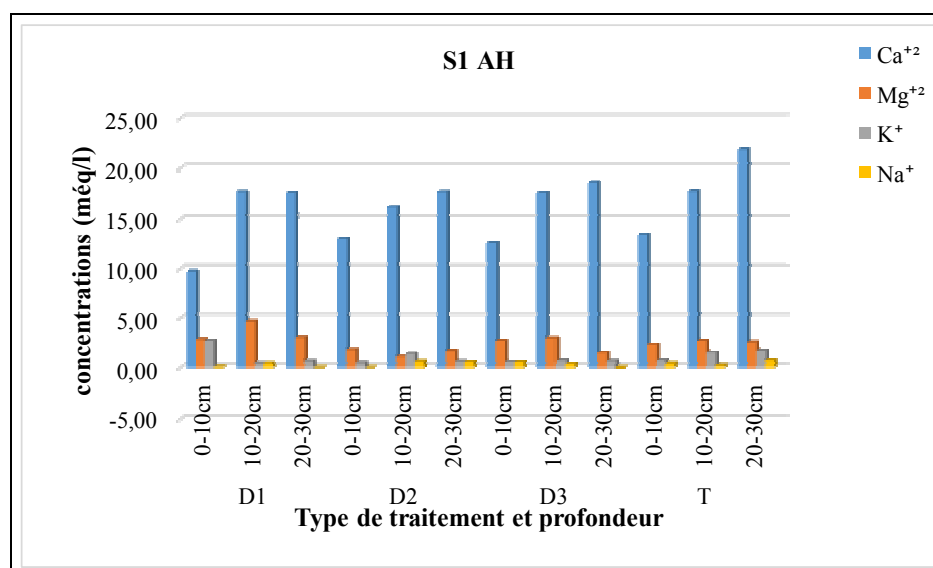


Figure 52 : Effet de l'AH sur l'évolution des cations solubles du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

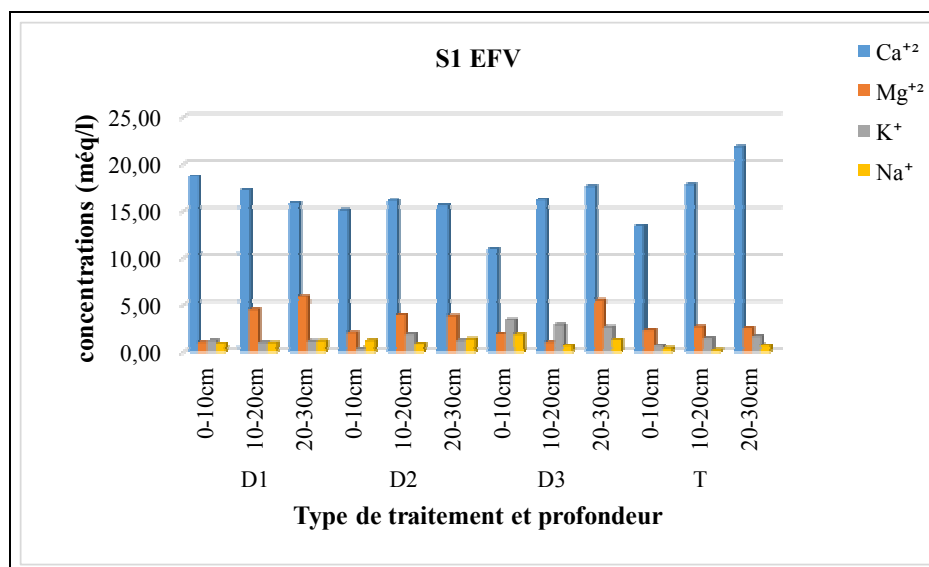


Figure 53 : Effet de l'EFV sur l'évolution des cations solubles du sol (S1)

L'examen des figures 51, 52 et 53 qui représentent l'évolution des cations solubles du sol sous l'effet de la matière organique, révèlent que :

- Il y a une dominance du Ca⁺⁺ dans les deux types de dispositifs expérimentaux adoptés (traité et témoin) avec un taux de 40% à 50% des cations, vient le magnésium Mg⁺⁺ en deuxième position avec des teneurs faibles par rapport au Ca⁺⁺. Le Na⁺ et K⁺ vient en dernière position avec des faibles concentrations pour les deux types de dispositifs expérimentaux.
- Il y a un lessivage des cations pour les sols traités avec différentes matières organiques d'une part et le témoin traité avec l'eau distillée d'autre part en comparaison avec les teneurs initiales des cations.
- Généralement, il y a un mouvement des cations descendant avec la profondeur pour les deux dispositifs utilisés.
- Les profondeurs (10-20cm) et (20-30cm) forment des horizons d'accumulation des cations issus de la surface.
- En général, les valeurs des cations solubles du sol enregistrent une notable augmentation avec la profondeur pour les différents types de la matière organique utilisée et le témoin. Ces résultats sont en concordance avec les valeurs de la CE obtenus.
- Les résultats du classement des cations obtenus dans cette étude montrent qu'il y a une concordance entre les valeurs obtenues de l'évolution des cations solubles et les teneurs initiales.

2.2.1.2. Site 2

Les figures 54, 55 et 56 représentent l'évolution des cations solubles du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

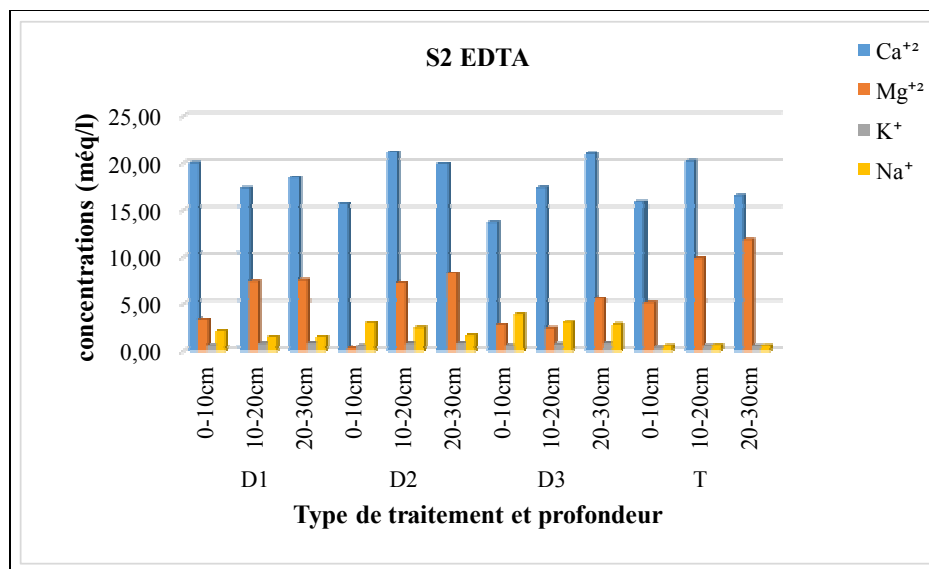


Figure 54 : Effet de l'EDTA sur l'évolution des cations solubles du sol (S2)

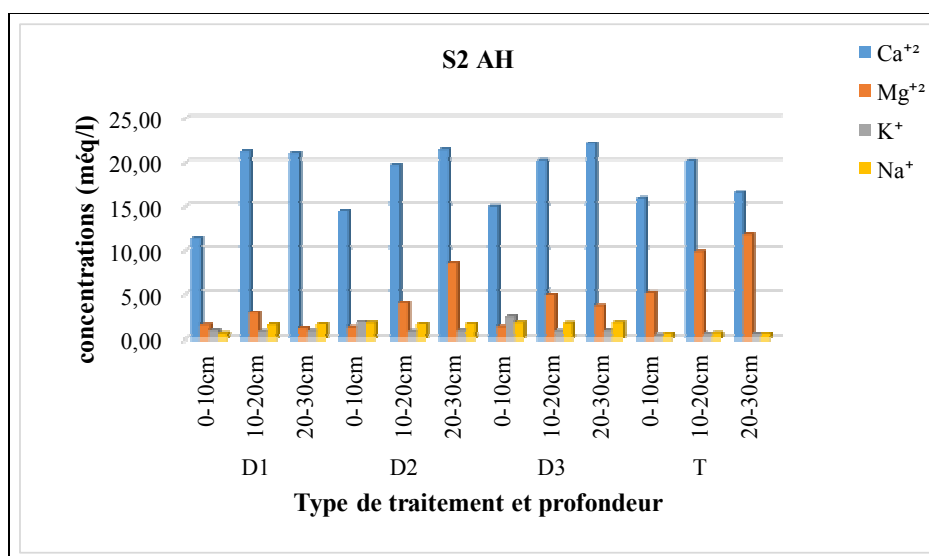


Figure 55 : Effet de l'AH sur l'évolution des cations solubles du sol (S2)

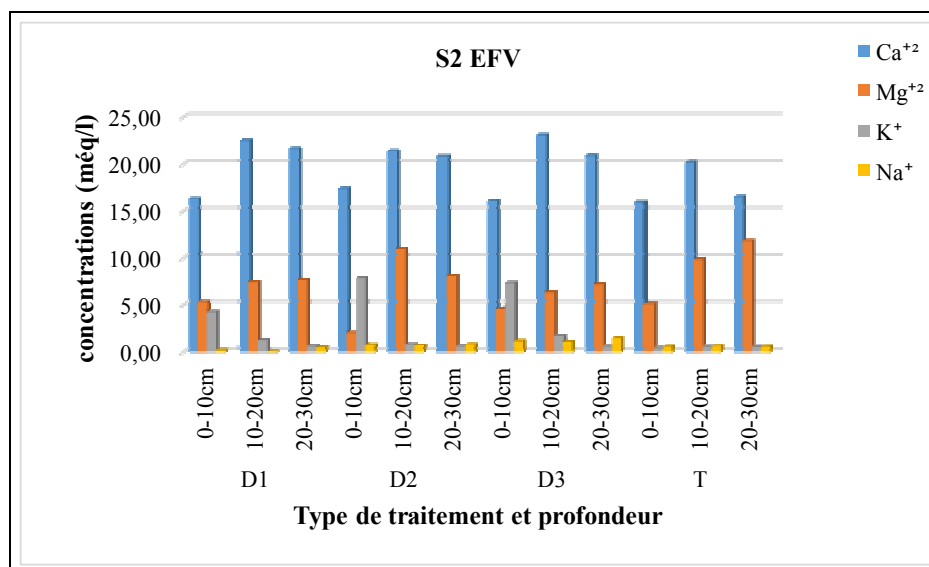


Figure 56 : Effet de l'EFV sur l'évolution des cations solubles du sol (S2)

L'examen des figures 54, 55 et 56, qui représentent l'évolution des cations solubles du sol sous l'effet de la matière organique, révèlent que :

- Il y a une dominance du Ca⁺⁺ dans les deux types de dispositifs expérimentaux adoptés avec une teneur importante par rapport aux autres cations, vient le magnésium Mg⁺⁺ en deuxième position avec des teneurs faibles par rapport au Ca⁺⁺. Le Na⁺ et K⁺ viennent en dernière position avec de faibles concentrations pour les deux types de dispositifs expérimentaux.
- Il y a un lessivage des cations pour les sols traités avec différentes matières organiques d'une part et le témoin traité avec l'eau distillée d'autre part en comparaison avec les teneurs initiales des cations.
- Il y a un mouvement des cations descendant avec la profondeur pour les deux dispositifs utilisés.
- Les profondeurs (10-20cm) et (20-30cm) forment des horizons d'accumulation des cations issus de la surface.
- En général, les valeurs des cations solubles du sol enregistrent une notable augmentation avec la profondeur pour les différents types de la matière organique utilisée et le témoin. Ces résultats sont en concordance avec les valeurs de la CE obtenus.

2.2.2. Evolution des anions solubles

2.2.2.1. Site 1

L'examen des figures 57, 58 et 59 qui représentent l'évolution des anions solubles du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

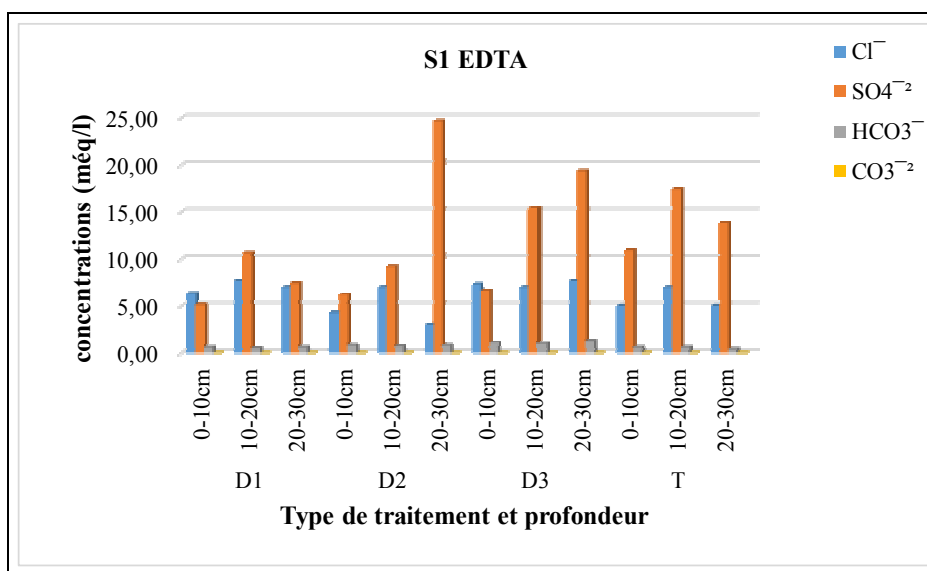


Figure 57 : Effet de l'EDTA sur l'évolution des anions solubles du sol (S1)

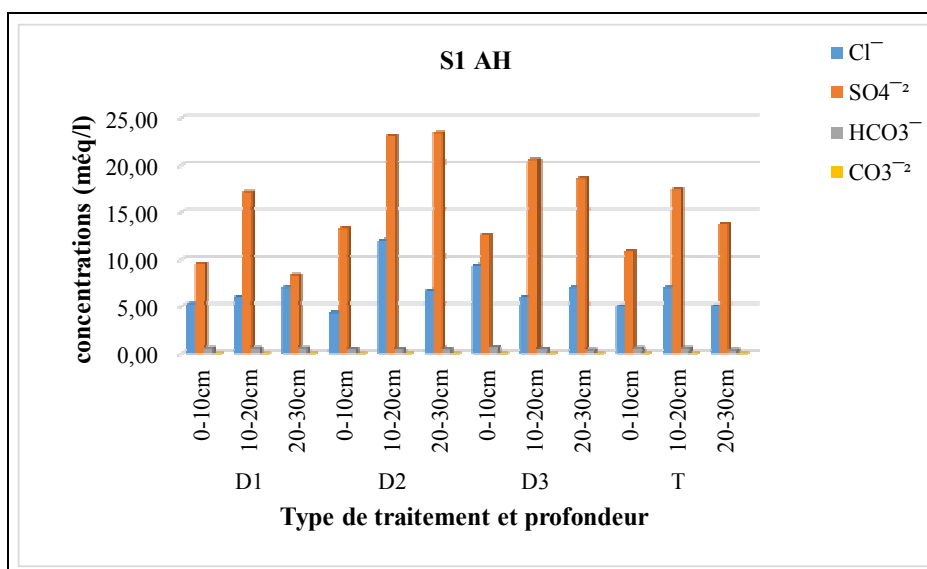


Figure 58 : Effet de l'AH sur l'évolution des anions solubles du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

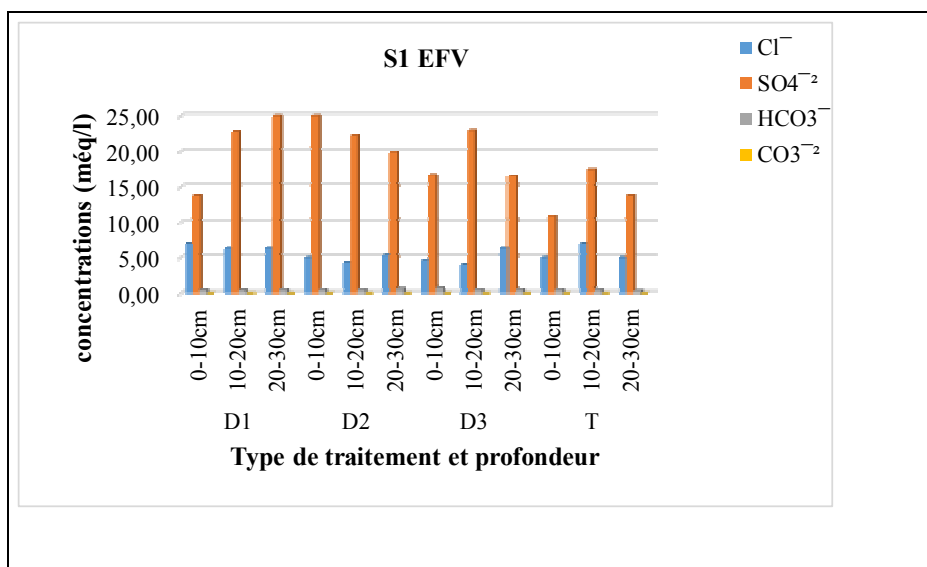


Figure 59 : Effet de l'EFV sur l'évolution des anions solubles du sol (S1)

D'après les résultats des figures 43, 44 et 45, qui représente l'évolution des anions solubles du sol sous l'effet de la matière organique, révèle que :

- L'ion sulfate (SO_4^{2-}) se trouve en quantité prédominante pour les trois matières organiques testées, il représente un pourcentage massique dans les sols traités (AH et EFV) par rapport au sol témoin et la séquence de variation entre ces sols traités est comme suit :

Sol [EFV] > sol [AH] > sol [EDTA].

En deuxième position viens le chlore. Et les bicarbonates viennent en troisième position toujours à des concentrations très faible par rapport aux sulfates et les chlorures, Tandis que les carbonates en dernier position avec des concentrations nulles pour les deux types du dispositif expérimentales adoptés.

- Il y a un lessivage des anions pour les sols traités avec différentes matières organiques d'une part et le témoin traité avec l'eau distillée d'autre part en comparaison avec les teneurs initiales des anions.

- Les profondeurs (10-20cm) et (20-30cm) forment des horizons d'accumulation des anions issus de la surface.

- Les résultats obtenus dans cette étude montrent qu'il y a une concordance entre les valeurs obtenues de l'évolution des anions solubles et les teneurs obtenues de l'évolution de la CE.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

2.2.2.2. Site 2

Les figures 60, 61 et 62 représentent l'évolution des anions solubles du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

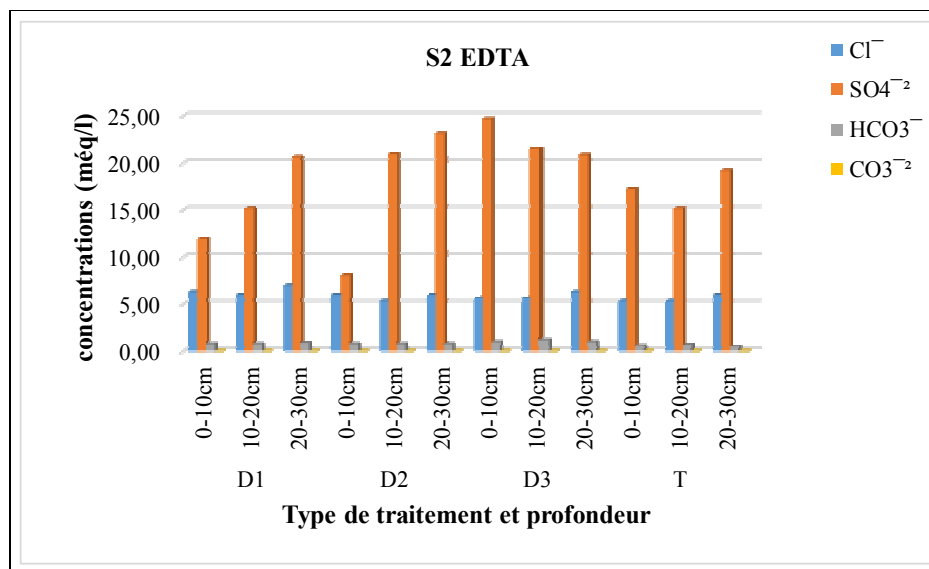


Figure 60 : Effet de l'EDTA sur l'évolution des anions solubles du sol (S2)

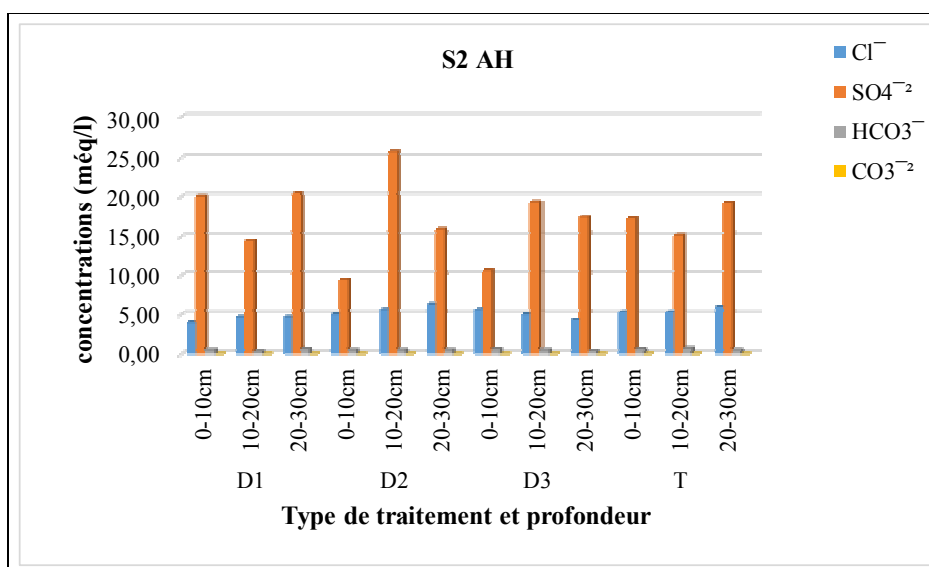


Figure 61 : Effet de l'AH sur l'évolution des anions solubles du sol (S2)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

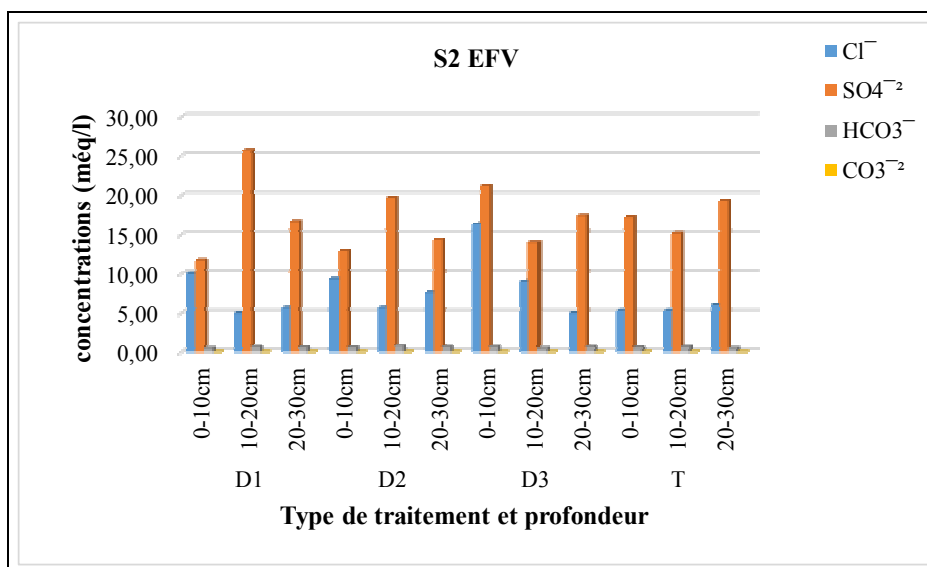


Figure 62 : Effet de l'EFV sur l'évolution des anions solubles du sol (S2)

D'après les résultats des figures 60, 61 et 62, qui représentent l'évolution des anions solubles du sol sous l'effet de la matière organique, révèlent que :

- Une dominance principale des sulfates pour les différents types de matière organique utilisée et cela pour le témoin, en deuxième position viens le chlore et les bicarbonates viennent en troisième position avec des concentrations très faible par rapport aux sulfates et aux chlorures. Tandis que les carbonates en dernier position avec des concentrations nulles pour les deux types du dispositif expérimentales adoptés.
- Il y a un lessivage des anions en comparaison avec les teneurs initiales.
- Les profondeurs (10-20cm) et (20-30cm) forment des horizons d'accumulation des anions issus de la surface.
- Les résultats obtenus dans cette étude montrent qu'il y a une concordance entre les valeurs obtenues de l'évolution des anions solubles et les teneurs obtenues de l'évolution de la CE.

2.3. Effet de la matière organique sur la mobilité des métaux lourds (Zn^{++} , Mn^{++} et Cu^{++}) du sol

2.3.1. Evolution du cuivre

2.3.1.1. Site 1

L'examen des figures 63, 64 et 65 qui représentent l'évolution du cuivre du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

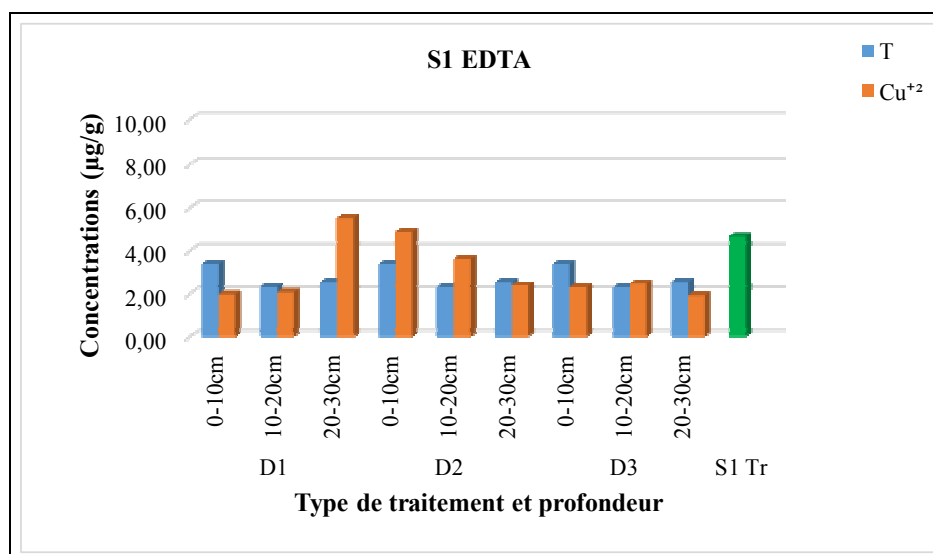


Figure 63 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du Cu^{++} du sol (S1)

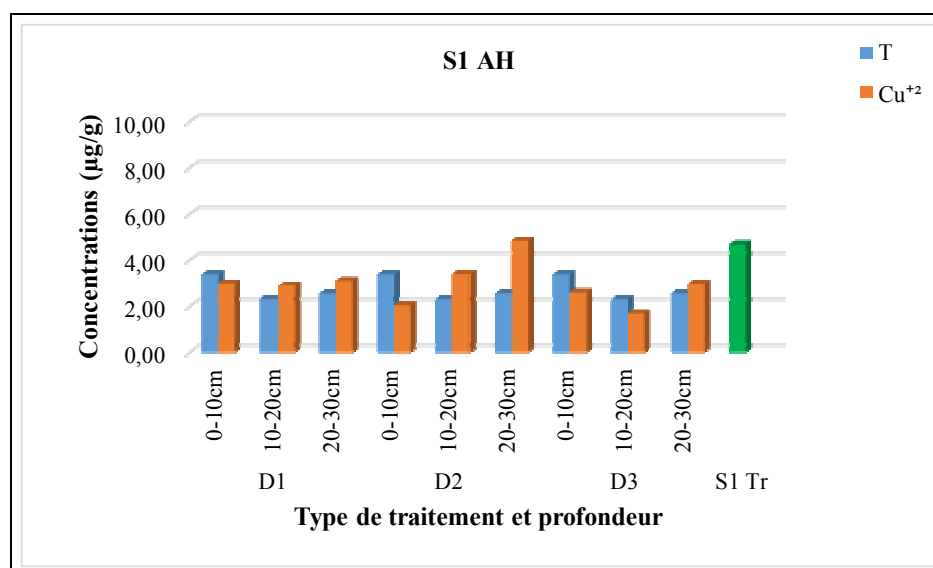


Figure 64 : Effet de l'AH sur l'évolution du Cu^{++} du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

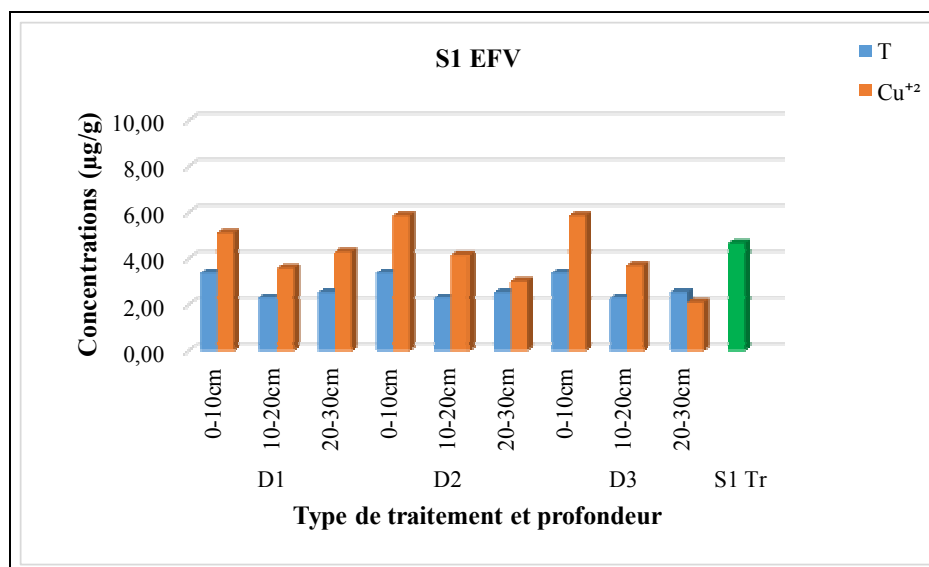


Figure 65 : Effet de l'EFV sur l'évolution du Cu⁺⁺ du sol (S1)

Les résultats obtenus (figures 63, 64 et 65) montrent que les teneurs moyennes en cuivre (Cu⁺⁺) sont nettement élevées dans le EFV par rapport aux autres produits organiques utilisées (EDTA et AH) d'un côté et avec le témoin d'autre coté. En fait, les teneurs les plus basses ont été enregistré par l'EDTA et le témoin. Alors que, l'AH enregistrent des taux intermédiaires.

La séquence de variation est classée comme suit : sol [EFV] > sol [AH] > sol [EDTA].

La comparaison des valeurs moyennes de cuivre des différents produits organiques testés (à l'exception (EFV)) par rapport au valeurs moyennes du témoin montre que les résultats obtenus des concentrations du cuivre du sol témoin et du sol traité par (AH) et (EDTA) suivent presque la même tendance.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

2.3.1.2. Site 2

Les figures 66, 67 et 68 qui représentent l'évolution du cuivre du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

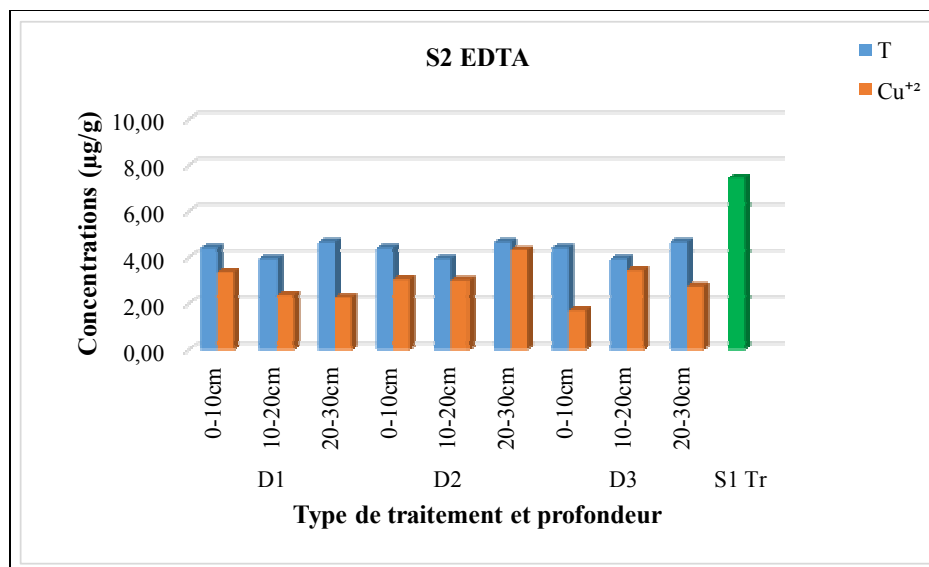


Figure 66 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du Cu⁺⁺ du sol (S2)

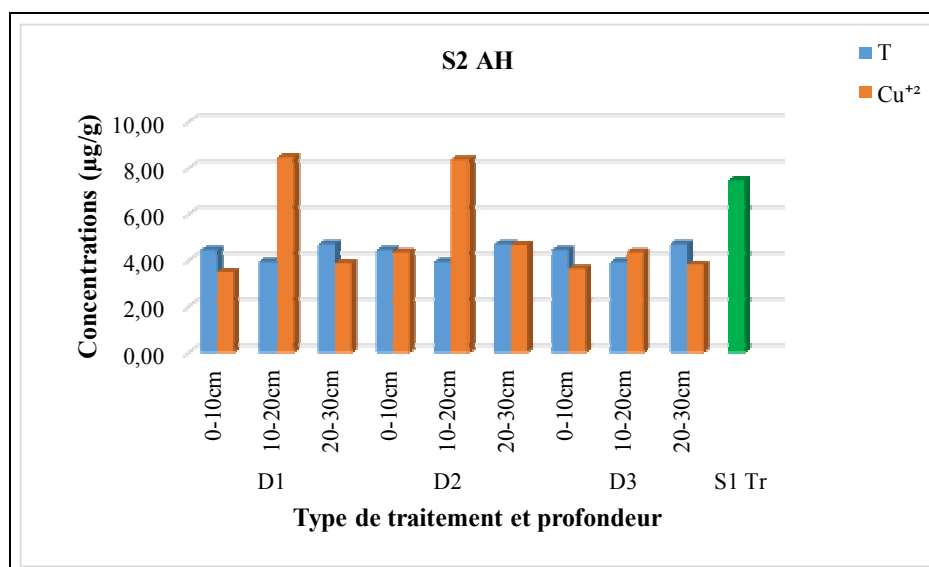


Figure 67 : Effet de l'AH sur l'évolution du Cu⁺⁺ du sol (S2)

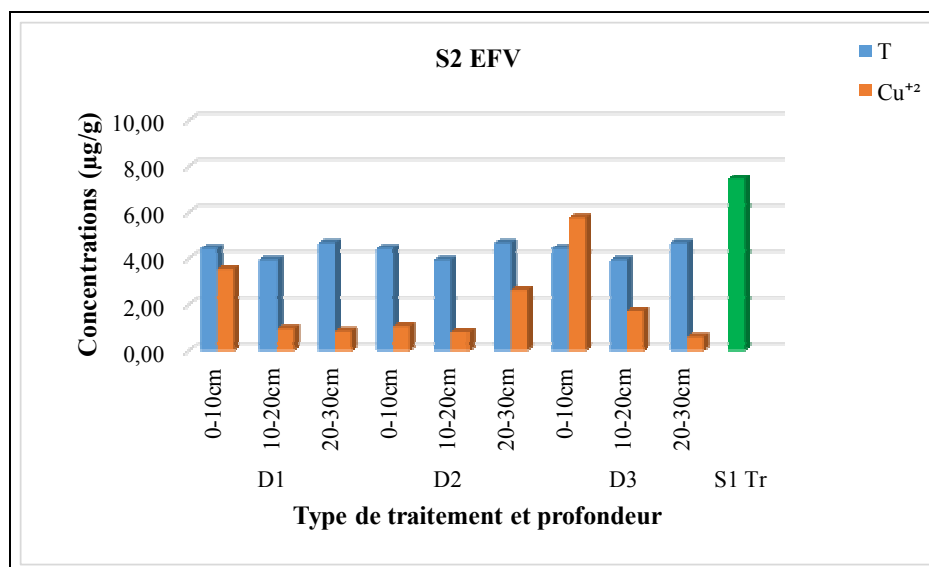


Figure 68 : Effet de l'EFV sur l'évolution du Cu⁺⁺ du sol (S2)

Il est clair d'après les résultats obtenus (figure 66, 67 et 68) que :

- L'apport des différents produits organiques (à l'exception D1 et D2 de profondeur 10-20cm pour (AH)) au sol a fait diminuer des concentrations de cuivre par rapport au teneurs initiales.
- Généralement, la distribution des teneurs moyennes du Cu⁺⁺ pour les trois profondeurs dans le sol témoin semble homogène avec une légère augmentation en profondeur (20-30cm) qu'en surface (0-10cm) et (10-20cm). Les résultats obtenus montrent que les teneurs moyennes en cuivre (Cu⁺⁺) varient entre un minimum pour les sols traités par (EFV) et un maximum pour (AH). Alors que, l'EDTA enregistrent des teneurs intermédiaires.

La comparaison des valeurs moyennes de cuivre des différents produits organiques testés par rapport au témoin montre que le (EFV) et le (EDTA) ont réduit les concentrations du cuivre. Par ailleurs, les résultats obtenus du cuivre du sol témoin et du sol traité par les (AH) suivent presque la même tendance.

Synthèse

Généralement, les résultats obtenus des concentrations du cuivre pour les deux sites ont montré que :

- Les résultats relatifs aux teneurs du cuivre des sols témoins révèlent une tendance similaire aux teneurs en cuivre des sols traités par AH.
- L'apport des différents produits organiques (à l'exception (EFV) pour le site 1) au sol a fait diminuer des concentrations de cuivre par rapport au teneurs initiales.

2.3.2. Evolution du zinc

2.3.2.1. Site 1

L'examen des figures 69, 70 et 71 qui représentent l'évolution du zinc du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

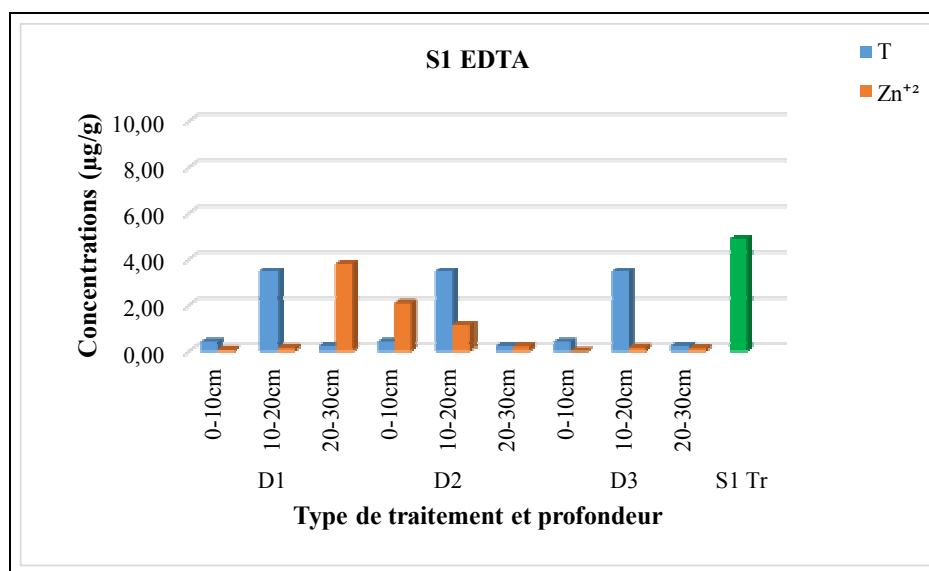


Figure 69 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol (S1)

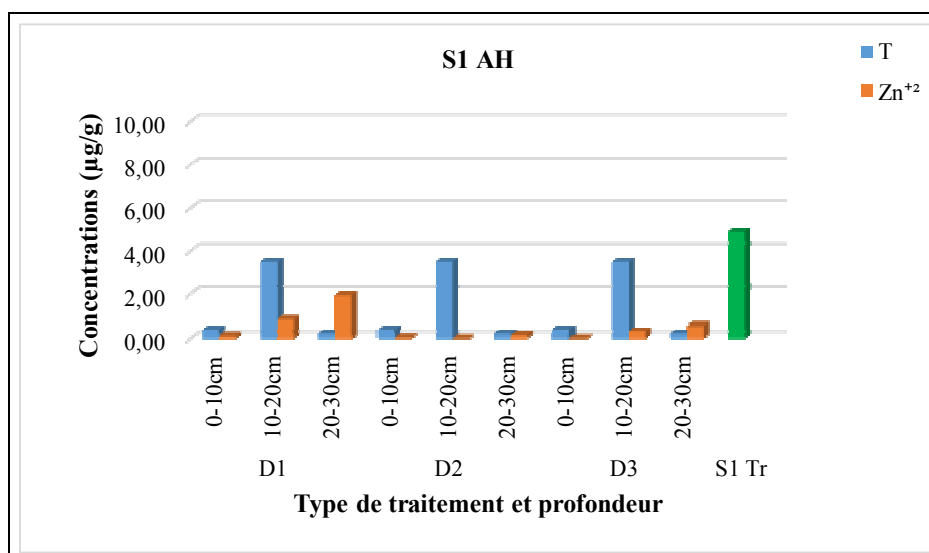


Figure 70 : Effet de l'AH sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

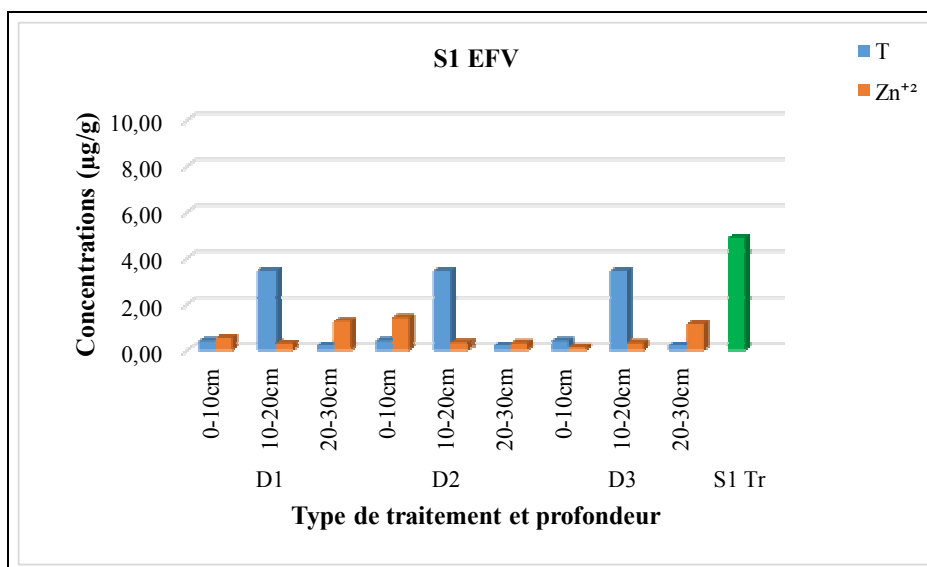


Figure 71 : Effet de l'EFV sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol (S1)

- La comparaison des résultats de l'effet de trois types des produits sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol S1 sont illustrés par les figures 69, 70 et 71.

- Les résultats obtenus de l'effet des différents produits organiques sur la mobilité du Zn⁺⁺ du sol montrent que le (AH) se classe en première position. Le (EDTA) se classe en deuxième position. Enfin, la dernière classe a été occupée par le (EFV).

La comparaison des valeurs moyennes de zinc des différents produits organiques testés par rapport au témoin montre que les produits organiques testés ont réduit les concentrations du zinc. Mais, avec des effets variables d'un produit à un autre.

2.3.2.2. Site 2

Les figures 72, 73 et 74 représentent l'évolution du zinc du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

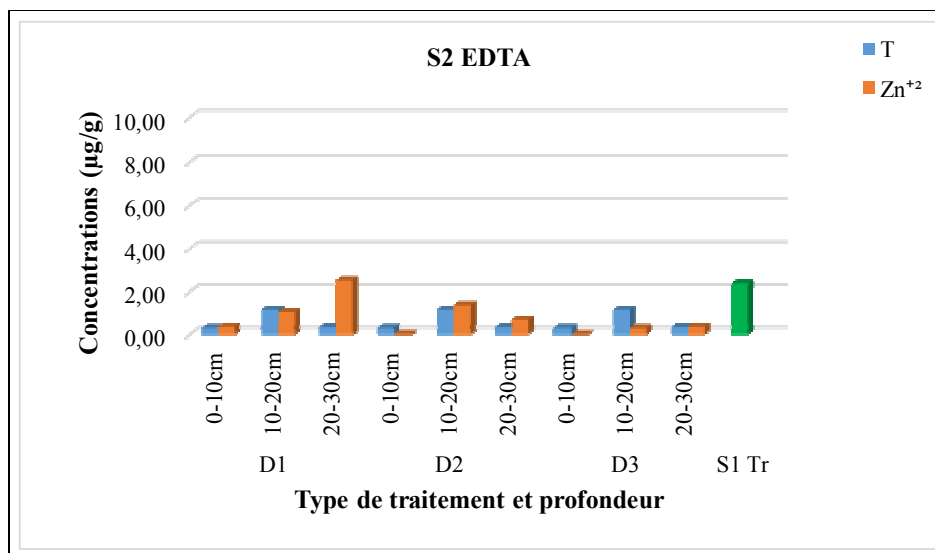


Figure 72 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol (S2)

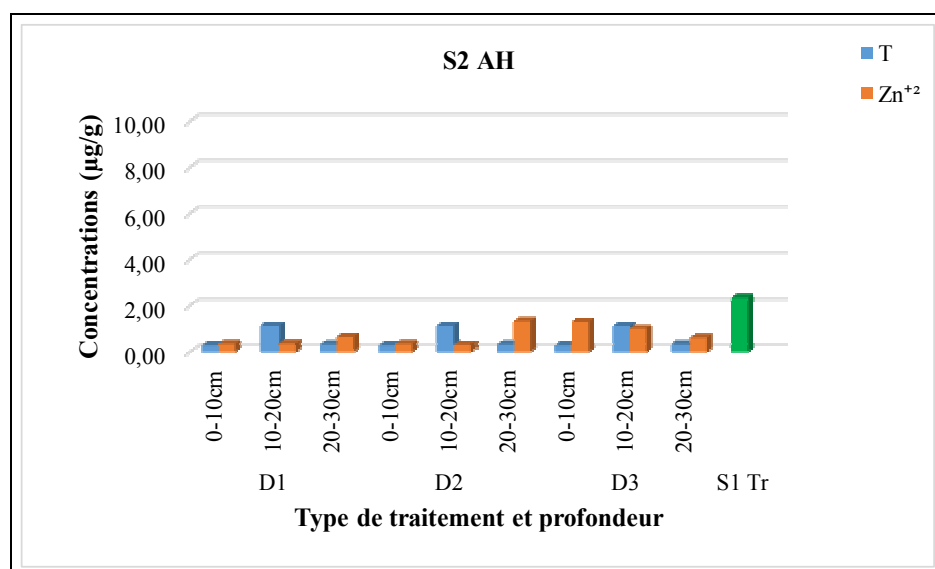


Figure 73 : Effet de l'AH sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol (S2)

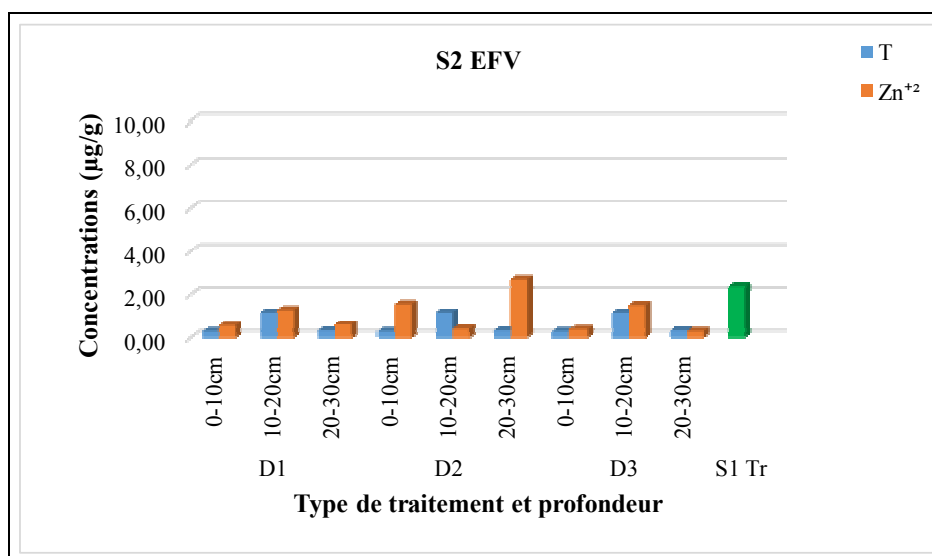


Figure 74 : Effet de l'EFV sur l'évolution du Zn⁺⁺ du sol (S2)

L'analyse comparative de l'effet des produits organiques testés sur l'évolution de Zn⁺⁺ du sol est illustrée dans les figures 72, 73 et 74.

Les résultats obtenus montrent que les teneurs du Zn⁺⁺ obtenu après l'expérience de lixiviation sont nettement faibles pour les sols traités par L'EDTA et AH par rapport au l'EFV.

Généralement, les résultats relatifs aux teneurs moyennes du zinc des sols témoins révèlent une tendance similaire aux teneurs moyennes en zinc des sols traités par les différents produits organiques.

Synthèse

Les résultats obtenus des concentrations moyennes du zinc pour les deux sites ont montré une mobilité significative de zinc pour tous les produits organiques testés. Toutefois, la diminution la plus importante a été enregistré par le S 1 par rapport au S 2 en comparaison aux teneurs initiales. La diminution des concentrations moyennes du zinc de S 1 par rapport au S 2, peut être expliquée par la nature du sol.

Les résultats obtenus du zinc du S 2 du sol témoin et du sol traité par les différents produits organiques suivent presque la même tendance.

2.3.3. Evolution du manganèse

2.3.3.1. Site 1

L'examen des figures 75, 76 et 77 qui représentent l'évolution du manganèse du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

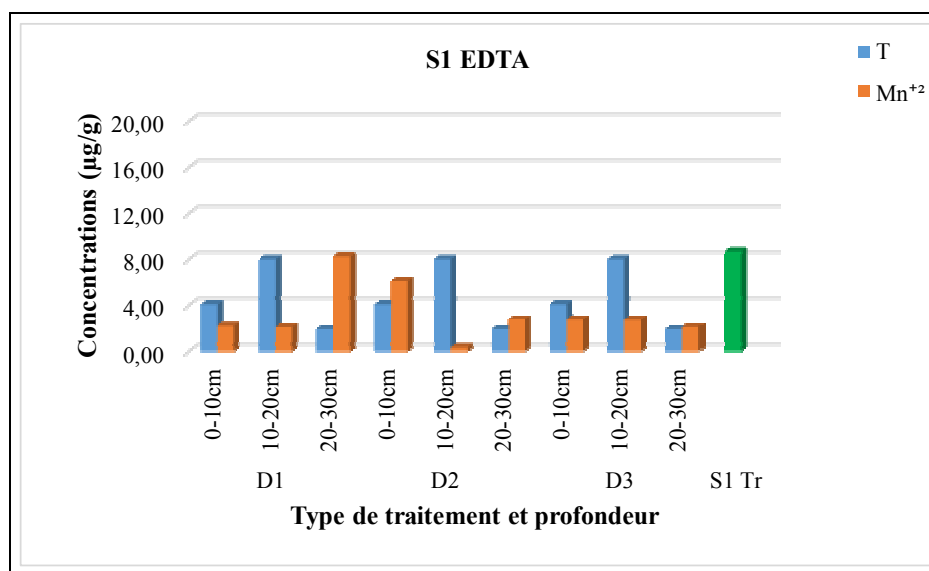


Figure 75 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol (S1)

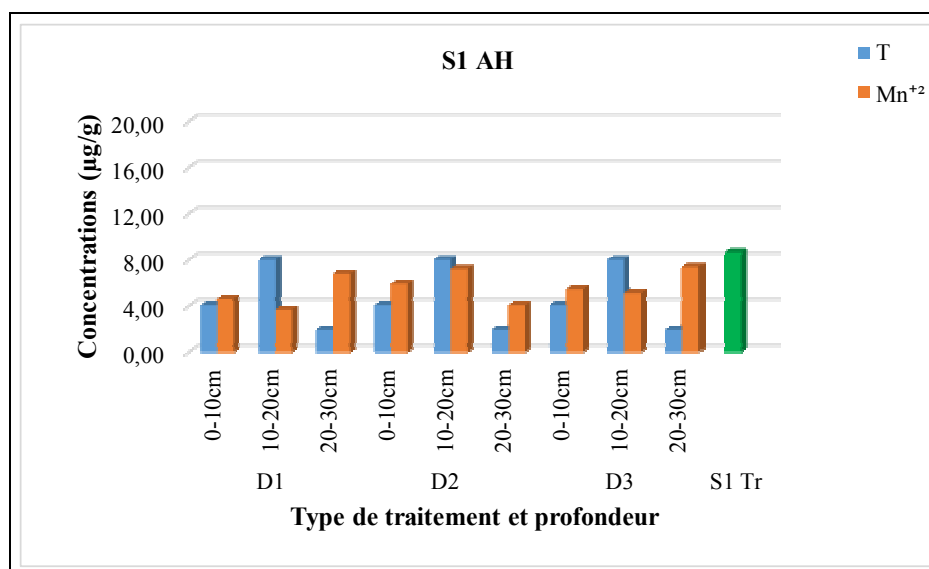


Figure 76 : Effet de l'AH sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol (S1)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

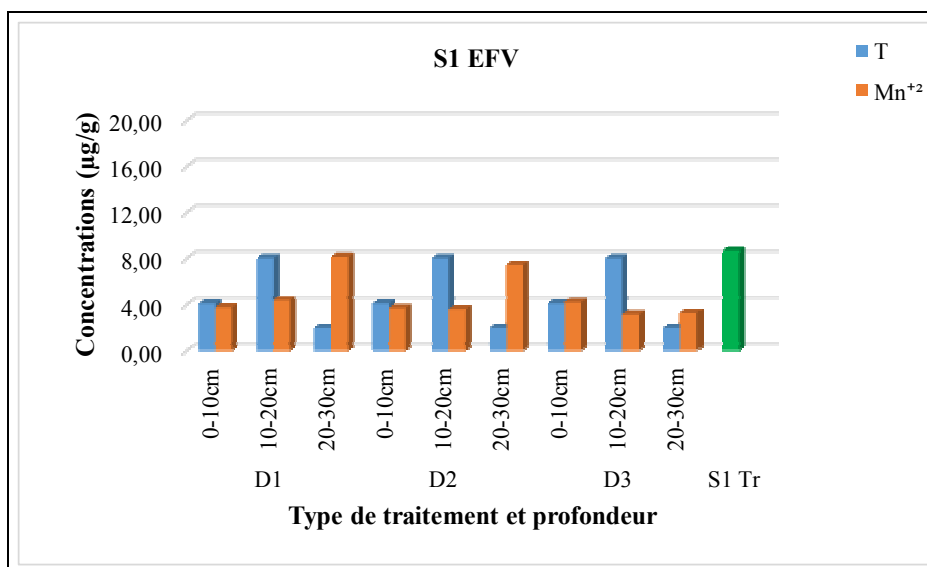


Figure 77 : Effet de l'EFV sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol (S1)

Les résultats obtenus de l'effet de la matière organique sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol montrent que : le classement de ces produits est dans l'ordre croissant suivant : EDTA < EFV < AH (Figure : 75, 76 et 77). Ces résultats montrent clairement l'effet de la matière organique sur la mobilité du Mn du sol qui caractérise l'EDTA par rapport aux AH et EFV.

2.3.3.2. Site 2

Les figures 78, 79 et 80 représentent l'évolution du manganèse du sol sous l'effet de la matière organique en fonction de la profondeur du sol.

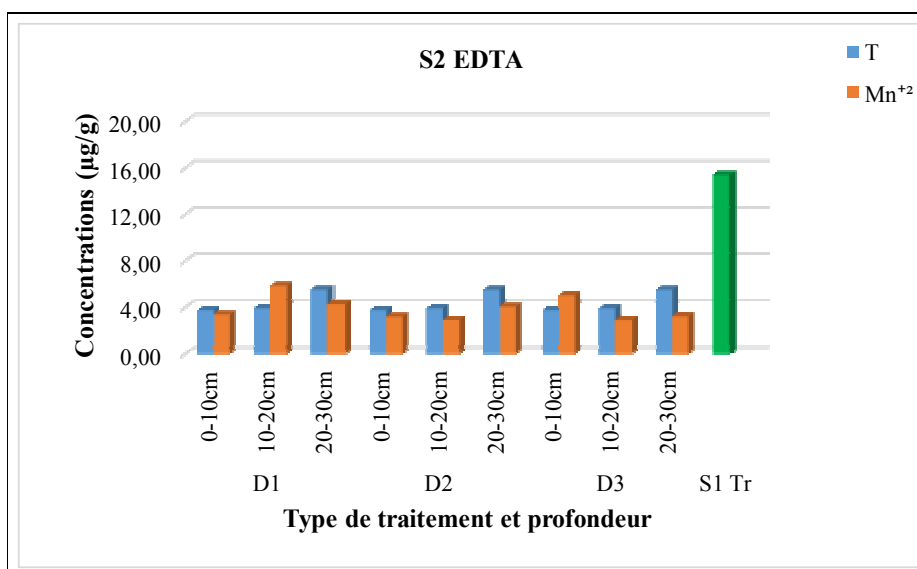


Figure 78 : Effet de l'EDTA sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol (S2)

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

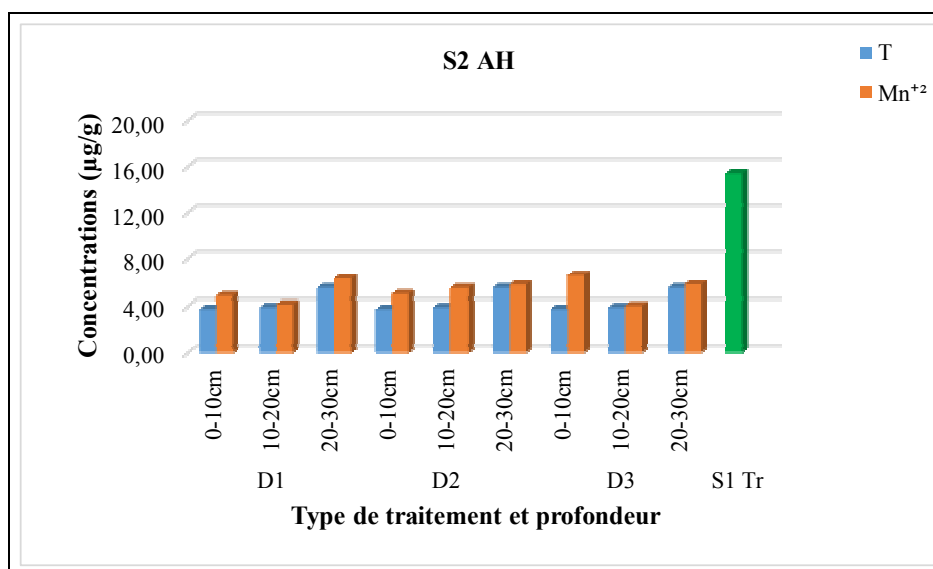


Figure 79 : Effet de l'AH sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol (S2)

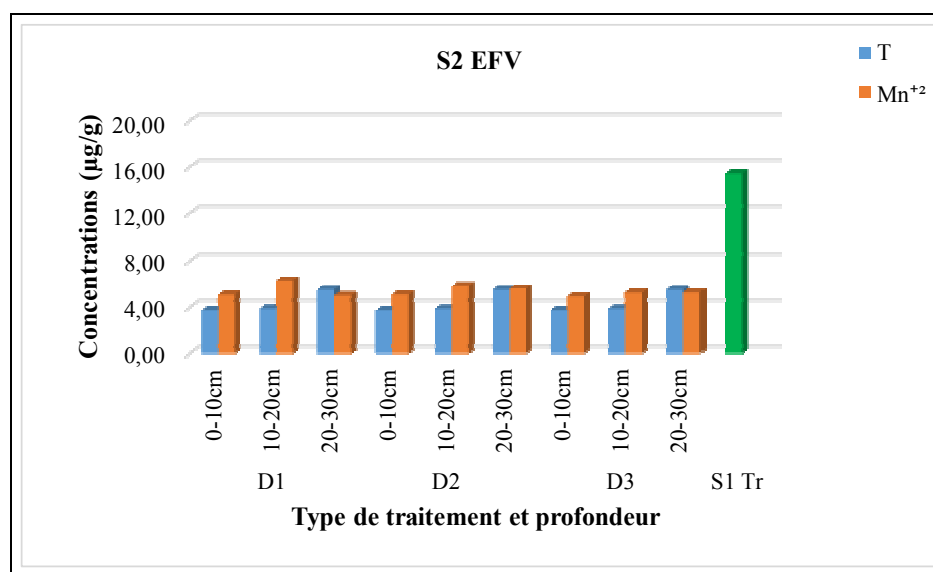


Figure 80 : Effet de l'EFV sur l'évolution du Mn⁺⁺ du sol (S2)

A la lumière de ces résultats (Figure : 78, 79 et 80), on peut dire que :

- Les teneurs de Mn de S2 ont connu des variations semblables et homogène pour les trois matières organiques utilisées. Cependant les valeurs moyennes (µg/g) pour l'EFV et AH sont légèrement supérieures que celles d'EDTA.
- Quant à la comparaison des valeurs moyennes de manganèse des différents produits organiques testés par rapport au témoin montre que seulement le (EDTA) a réduit les

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

concentrations du manganèse. Tandis que, les trois produits testés ont diminué ce paramètre par rapport aux teneurs initiales. Mais, avec des effets variables d'un produit à un autre.

Synthèse

Il est clair d'après les résultats obtenus que l'apport des différents produits organiques au sol pour les deux sites a fait diminuer les teneurs de Mn^{++} . Toutefois, la diminution la plus importante a été enregistrée par le S 2 par rapport au S 1 en comparaison aux teneurs initiales. La diminution des concentrations moyennes du manganèse de S 1 par rapport au S 2, peut être expliquée par la nature du sol.

Les résultats obtenus des teneurs du manganèse du S 2 du sol témoin révèlent une tendance similaire aux teneurs en manganèse du sol traité par les différents produits organiques. Par contre, les résultats d'évolution des teneurs moyennes du manganèse du S1 ont connu une variation instable.

3. Analyses statistiques des résultats

Les résultats obtenus sont soumis à l'analyse de la variance à deux facteurs (le site et le type de traitement (traité et témoin) avant l'apport organique). Le logiciel XL Stat 2016 est utilisé comme logiciel statistique pour les calculs. Lorsque le test de Fisher est significatif à un coefficient de sécurité de 95 %, les différences des moyennes entre les traitements sont testées selon la distribution de groupes homogènes de Newman-Keuls au seuil de 5%. Des coefficients de corrélations de Pearson entre les variables étudiées ont été également déterminés.

Les résultats de l'analyse statistique relatifs à la caractérisation physico-chimique des sols étudiés après l'apport organique sont résumés dans l'annexe 4 (tableaux 3, 4, 5 et 6) et l'annexe 5 (Matrices de corrélations après l'apport organique)

3.1. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur la conductivité électrique (CE)

Les résultats de l'analyse statistique relatifs à la conductivité électrique ont montré des différences significatives pour les trois facteurs étudiés, et cela pour les deux types de sol (S1 et S2). Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 3 (Tableaux 5, 6, 7 et 8). Ces moyennes sont classées d'après le test de Newman Keuls entre 6 à 8 groupes homogènes bien distincts.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

Il est clair d'après les résultats obtenus que l'apport des différents produits organiques au sol étudié a fait augmenter la conductivité électrique par rapport au sol témoin. En revanche, les différents produits organiques ajoutés au sol ont au contraire réduit la CE par rapport aux teneurs initiales.

L'augmentation des valeurs de la conductivité électrique (CE) observées en réponse à l'apport organique (EFV) par rapport aux (EDTA et AH) sont dues à la libération des éléments minéraux suite au processus de la biodégradation des produits organiques apportés au sol.

Des résultats analogues ont été obtenus par plusieurs auteurs (Delago et al., 2012) et (Ahmed et al., 2010), qui ont indiqué que l'apport organique fait augmenter la conductivité électrique du sol.

3.2. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur le (pH) et la matière organique (MO)

L'évolution du taux de la matière organique (MO) et le pH au cours de l'essai n'a enregistré aucune différence significative entre les différents facteurs étudiés, et cela pour les deux types de sol (S1 et S2). Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 3 (Tableaux de 1 à 4 pour le pH et de 9 à 12 pour la MO).

Les tendances d'évolution des valeurs de la (MO) au cours de l'essai montrent que la matière organique (MO) est positivement corrélée avec la CE sous l'effet d'EDTA et AH pour le site 1. Par contre, la matière organique (MO) est corrélée positivement avec le Zn et une corrélation négative sous l'effet d'EDTA pour le site 2 (voir annexe 5 ; Matrices de corrélations après l'apport organique).

Les résultats obtenus du pH ont montré que le (pH) est positivement corrélée avec la dose de la MO testée et HCO_3 sous l'effet d'EDTA et avec le Mg^{+2} sous l'effet d'EFV pour le site 1. C'est-à-dire l'augmentation du pH augmente avec la dose d'EDTA, ainsi que l'augmentation des teneurs de Mg^{+2} contribuent à l'augmentation du pH. Par contre, le (pH) est corrélée négativement avec le K^+ sous l'effet d'EDTA pour le site 1 (voir annexe 5 ; Matrices de corrélations après l'apport organique).

Une légère variation des valeurs de pH observée entre les différents types de produits organiques testés peut être expliquée par la différence dans leur composition biochimique, de leur acidité initiale.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

Selon (Larney et Angers, 2012) Les amendements organiques peuvent avoir des effets variables sur le pH du sol dépendant de leur origine et de leur composition initiale.

L'augmentation du pH du sol traité par les différents produits organiques par rapport au témoin, peut être lié à leur teneurs élevées en cations basiques (tel que K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}). (Kalyani et al., 2013).

3.3. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur le calcaire total ($CaCO_3$)

L'analyse de la variance a stipulé un effet significatif des facteurs étudiés sur le calcaire total ($CaCO_3$) et cela pour les deux types du sol (S1 et S2). Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 3 (Tableaux 13, 14, 15 et 16). Ces moyennes sont classées d'après le test de Newman Keuls en quatre groupes homogènes bien distincts où l'effet de chaque facteur étudié a formé un groupe homogène à part. Le premier groupe (a) présenté par le type de la matière organique et la dose pour le Site 02, le deuxième groupe (b) présenté par le type de la matière organique et la dose pour le Site 01, le troisième groupe (c) correspond au type de la matière organique et la profondeur pour le Site 01 et le dernier groupe (ab) présenté par le type de la matière organique et la profondeur pour le Site 02 (Annexe 3 (Tableaux 13, 14, 15 et 16)). L'effet significatif des produits organiques sur le calcaire total ($CaCO_3$) est bien illustré entre les sites (inter-sites).

Il est clair d'après les résultats obtenus que le taux du calcaire total ($CaCO_3$) est diminué pour les sols témoins par rapport aux sols traités par les différents produits organiques. En revanche, ces différents produits organiques testés ont au contraire réduit la $CaCO_3$ du sol par rapport au teneurs initiales.

3.4. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur les cations solubles

Les résultats obtenus montrent que les cations solubles varient significativement en fonction du type de produit organique apporté au sol, la dose et la profondeur. L'analyse de la variance a mis en évidence des différences significatives entre les différents produits organiques et le témoin (sans apport) d'une part, et entre eux d'autre part. Et cela pour les deux sites (Annexe 4 (tableaux 4 et 6)). Les moyennes obtenues sont présentées dans l'annexe 4 (tableaux 4 et 6).

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

Le test de Newman Keuls a fait ressortir différents groupes homogènes bien distincts, où chaque facteur étudié a formé des groupes homogènes à part.

Il est clair d'après les résultats obtenus que l'apport des différents produits organiques au sol a fait augmenter les cations solubles étudiés par rapport au témoin. L'augmentation des valeurs des cations solubles observées en réponse à l'apport organique sont dues à la libération des éléments minéraux suite au processus de la biodégradation des produits organiques apportés au sol .

3.5. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur les anions solubles

L'évolution des anions solubles au cours de l'essai n'a enregistré aucune différence significative entre les différents facteurs étudiés à l'exception de HCO_3 où il y a un effet significatif de ce facteur, et cela pour les deux types du sol (S1 et S2). Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 4 (Tableaux de 4 et 6).

Le test de Newman-Keuls effectué sur le HCO_3 a permis d'identifier deux groupes homogènes sous l'effet du type et la dose de la matière organique utilisée : le premier groupe (a) et le deuxième groupe (b) (voir annexe 4 (Tableau 4)). Par contre, l'analyse de la variance a stipulé un effet significatif sous l'effet du type de la matière organique utilisée et la profondeur. Les moyennes obtenues sont classées d'après le test de Newman Keuls en trois groupes homogènes bien distincts ; Le premier groupe (a), le deuxième groupe (b) et le dernier groupe (ab) (voir annexe 4 tableau 6).

3.6. Effet du type de produit organique, la dose et la profondeur sur les métaux lourds (Cu^{+2} , Mn^{+2} et Zn^{+2})

La comparaison de l'évolution des concentrations des métaux lourds (Cu^{+2} , Mn^{+2} et Zn^{+2}) du sol testé par les différents produits organiques par rapport au sol témoin montre qu'aucune différence significative (Annexe 3 (tableaux de 17 à 28)). Tandis que, quand on a fait la comparaison de l'évolution des concentrations des métaux lourds (Cu^{+2} , Mn^{+2} et Zn^{+2}) obtenus au cours de l'essai avec les teneurs initiales a révélé des différences significatives, où les valeurs des métaux lourds enregistrent une notable mobilité (Annexe 1 (tableaux 1, 5 et 7)). Où ces différents produits ont contribué de manière différente à diminuer les teneurs des métaux lourds du sol. Néanmoins, la réduction des concentrations des métaux lourds en réponse à l'apport organique apportés au sol est très clair pour le Zn par rapport au Mn et Cu.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

Par ailleurs, les résultats obtenus ont permis de constater que la concentration des métaux lourds du sol témoin et du sol traité par les différents produits organiques suivent presque la même tendance. Ces deux traitements n'ont subi qu'une légère variation tout au long de la période expérimentale.

Les moyennes estimées sont présentées dans l'annexe 4 (Tableaux de 4 et 6).

La tendance d'évolution des teneurs des métaux lourds au cours de l'essai montre que le Cu est négativement corrélé avec la profondeur sous l'effet d'EFV pour le site 1 avec un coefficient de corrélation $r = -0.688$. Par contre, la matière organique (MO) est corrélée positivement avec le Zn avec un coefficient de corrélation $r = 0.652$ et une corrélation négative avec le Cu avec un coefficient de corrélation $r = -0.638$ sous l'effet d'EDTA pour le site 2 (voir annexe 5 ; Matrices de corrélations après l'apport organique).

4. Conclusion

En général, on compare les résultats obtenus après l'expérience de lixiviation de l'effet de la matière organique sur certaines caractéristiques chimiques des sols de deux sites et qui sont traités de la même façon on peut dire que :

- Les teneurs moyennes de la CE dans les sols S 2 traités par trois produits organiques sont supérieures à celles présentes au niveau de S 1. Mais, avec des effets variables d'un produit à un autre. L'augmentation de la CE est probablement due au type du sol et le type du produit organique.
- En effet, la comparaison entre les concentrations de la CE obtenu après l'expérience de lixiviation pour les deux sites en réponse à l'apport organique et qui sont traités de la même façon, généralement montrent une nette mobilité de ces sels vers la profondeur. A l'exception au sol traité par l'EFV. Cette mobilité de sels varie selon : le type du sol, type du produit et la dose utilisée pour chaque produit.
- Les teneurs des ions trouvés après l'expérience de lixiviation pour les deux sites en réponse à l'apport organique et qui sont traités de la même façon, sont généralement plus importantes dans les sols S 2 que celles existantes dans les sols S 1.
- On constate que la distribution a été observée pour les ions étudiés et pour les deux sites dans la séquence suivante, pour :
 - Sol EDTA et EFV : $[Ca] > [Mg] > [Na] > [K]$ pour les deux sites.
 - Sol AH : $[Ca] > [Mg] > [K] > [Na]$ pour le S 1.

Chapitre V : Caractérisation physico-chimique des sols de la région d'étude après l'apport organique

- Sol AH : [Ca] > [Mg] > [Na] > [K] pour le S 2.
- Sol EDTA, AH et EFV : [SO₄⁻²] > [Cl⁻] > [HCO₃⁻] > [CO₃⁻] pour les deux sites.
- Les résultats relatifs aux teneurs en oligo-éléments (Mn⁺⁺) révèlent une tendance similaire aux teneurs en éléments traces métalliques (Cu⁺⁺, Zn⁺⁺) pour les deux dispositifs étudiés (traité et témoin).
- La variation de l'effet de l'expérience de lixiviation pour les trois produits testés sur l'évolution (mobilité) des métaux lourds a été signalée pour le Zn⁺⁺ par rapport aux autres éléments. Selon (Alloway, 1995 in Kadem, 2005) le Zn⁺⁺ est considéré comme très mobile.
- En effet, la comparaison entre les concentrations des oligo-éléments (Mn⁺⁺) et les éléments traces métalliques (Cu⁺⁺, Zn⁺⁺) obtenu après l'expérience de lixiviation, avec les teneurs initiales, généralement montre une nette mobilité de ces éléments pour les teneurs initiales.
- Les résultats relatifs des teneurs moyennes relevées des oligo-éléments (Mn⁺⁺) et les éléments traces métalliques (Cu⁺⁺, Zn⁺⁺) en réponse à l'apport organique montrent que la distribution et la mobilité de ces éléments varient d'un sol à l'autre, d'un produit organique apporté à l'autre et d'un élément à l'autre.

Au terme des résultats obtenus des analyses statistiques, nous pouvons conclure que certaines propriétés physico-chimiques du sol étudié peuvent être influencées par les produits organiques testés, c'est-à-dire l'enrichissement du sol par la matière organique entraîne des modifications significatives de certaines propriétés physicochimiques de ce sol à savoir : la conductivité électrique (CE), le CaCO₃ et les cations.

Par contre, l'apport des produits organiques bien qu'il n'a pas produit un changement notable dans certaines propriétés étudiées (en particulier le pH, les anions, les métaux lourds et la MO), quand on a fait la comparaison de ces valeurs obtenues après l'expérience de lixiviation des différents produits organiques par rapport au témoin d'une part, et entre eux d'autre part, et cela pour les deux sites.

Toutefois, quand on a fait la comparaison de ces valeurs obtenues après l'expérience de lixiviation des différents produits organiques testés par rapport aux teneurs initiales, ces différents produits organiques testés ont contribué de manière différente à diminuer ou augmenter les teneurs de ces propriétés.

CONCLUSION GÉNÉRALE

CONCLUSION GENERALE

Nous nous sommes intéressées dans ce travail à la caractérisation des propriétés physico-chimiques du sol, ainsi qu'à l'effet de certains produits organiques sur la mobilité du zinc, du manganèse et du cuivre en fonction des paramètres essentiels des sols, dans deux régions de la wilaya de Biskra à savoir M'ziraa et El-ghrous.

La région de Biskra se considère comme un pôle agricole très important, connu à l'échelle nationale par sa forte potentialité en cultures maraichères. Ainsi que, cette région est caractérisée par un climat aride à hiver Tempéré, une période sèche s'étale le long de l'année avec pluviosité faible et irrégulière, températures moyennes élevées et des périodes de sécheresse très prolongées, évapotranspiration intense, une humidité faible et une luminosité importante.

L'étude de la caractérisation physico-chimiques des sols prélevés avant l'apport organique a montré que :

- Texture : les sols analysés révèlent l'existence de deux textures ; Limono-Argileuse fine pour le S2 (Tr et T) et Limono –Sableuse pour le S 1 (Tr et T).
- pH : un pH avec une tendance basique, cette alcalinité est probablement liée à la nature de la roche mère d'un côté et des fertilisants utilisés d'autre côté.
- CE : les sols étudiés sont classés comme suit : des sols non salés qui présentent la majorité des sols avec un taux de 75% ($CE < 2$ dS/m), et des sols faiblement salés qui sont très limités avec un taux de 25% ($CE < 4$ dS/m).
- MO : les sols analysés sont caractérisés par un taux moyennement pauvre en matière organique.
- $CaCO_3$: les sols analysés sont classés comme suit : sol fortement calcaires pour le S 2 (T et Tr) et des sols modérément calcaires pour le S 1 (T et Tr).
- CEC : les échantillons des sols étudiés présentent un taux très faible de la CEC pour les deux sites.
- Les ions : la composition ionique pour les deux sites, présente une dominance de calcium et de magnésium pour les cations solubles, et une dominance principale des sulfates pour les anions solubles et cela pour les deux types du sol.

- Métaux lourds : les concentrations des teneurs du zinc, du manganèse et du cuivre des sols traités sont légèrement élevés par comparaison avec les teneurs des sols témoins pour les deux sites. Les teneurs totales en éléments traces (Zn^{++} , Cu^{++}) et en oligo-éléments (Mn^{++}) pour l'ensemble des sols étudiés pour les deux sites, sont inférieures aux teneurs maximales autorisées. Les teneurs trouvées des métaux lourds ne présentent aucun danger et par la suite les sols ne sont pas contaminés par ces éléments.

L'étude de la caractérisation physico-chimiques des sols prélevés après l'apport organique a montré que :

- CE : les teneurs moyennes de la CE dans les sols S 2 traités par trois produits organiques sont supérieures à celles présentés au niveau S 1. La comparaison entre les concentrations de la CE obtenus après l'expérience de lixiviation pour les deux sites en réponse à l'apport organique, montre une nette mobilité de ces sels vers la profondeur, à l'exception au sol traité par l'EFV.

- Les ions : les teneurs des ions trouvés après l'expérience de lixiviation pour les deux sites en réponse à l'apport organique sont généralement plus importantes dans les sols S 2 que celles existantes dans les sols S 1.

- Sol EDTA et EFV : $[Ca^{++}] > [Mg^{++}] > [Na] > [K]$ pour les deux sites.
- Sol AH : $[Ca^{++}] > [Mg^{++}] > [K^+] > [Na^+]$ pour le S 1.
- Sol AH : $[Ca^{++}] > [Mg^{++}] > [Na^+] > [K^+]$ pour le S 2.
- Sol EDTA, AH et EFV : $[SO_4^{-2}] > [Cl^-] > [HCO_3^-] > [CO_3^{-2}]$ pour les deux sites.

- Métaux lourds : les résultats de l'évolution des métaux lourds obtenus après l'expérience de lixiviation pour les trois produits testés montrent que :

✚ Les résultats relatifs des teneurs moyennes relevées des oligo-éléments (Mn^{++}) et les éléments traces métalliques (Cu^{++} , Zn^{++}) en réponse à l'apport organique montrent que la distribution et la mobilité de ces éléments varient d'un sol à l'autre, d'un produit organique apporté à l'autre et d'un élément à l'autre.

✚ La variation de l'effet de l'expérience de lixiviation pour les trois produits testés sur l'évolution (mobilité) des métaux lourds a été signalée meilleure pour le Zn^{++} par rapport aux autres éléments.

Au terme des résultats obtenus lors de l'étude statistique, nous pouvons conclure que certaines propriétés physico-chimiques des sols étudiés peuvent être influencées par les produits organique testés, qui entraîne des modifications significatives de certaines propriétés chimiques de ce sol à savoir : la conductivité électrique (CE), le CaCO₃ et les cations.

Ainsi, de légères changements de certaines propriétés du sol ont été mis en évidence en réponse à l'apport organique au sol. Toutefois, la tendance de différenciation qui a été observée entre les différents traitements semble être en relation directe avec le type du sol, le type de la matière organique apportée au sol et en fonction de la dose utilisée.

Par contre, l'apport des produits organiques n'a pas produit un changement notable sur les autres propriétés comme : le pH, les anions, les métaux lourds et la MO quand on a fait la comparaison des résultats obtenues de ces propriétés après l'expérience de lixiviation des différents produits organiques testés par rapport au témoin d'une part, et entre eux d'autre part, et cela pour les deux sites. Toutefois, quand on a fait la comparaison de ces valeurs obtenues après l'expérience de lixiviation des différents produits organiques testés par rapport au teneurs initiales, ces différents produits organiques testés ont contribué de manière différente à diminuer ou augmenter les teneurs de ces propriétés.

On peut dire que les sur-fertilisations et l'utilisation abusive et non contrôlée des engrais et les produits phytosanitaires ont une influence sur les propriétés chimiques des sols étudiés à savoir ; la CE, le pH, le CaCO₃, les cations et les anions d'une part, et peuvent déclencher le problème de phytotoxicité dans notre région d'autre part et cela pour les deux sites.

D'après ces résultats, on peut dire que le devenir des métaux lourds dans le sol est régi par les propriétés physico-chimiques des sols et le type des produits organique utilisés.

Par suite des rares travaux qui ont abordé la thématique de fertilisation organique du sol, les résultats obtenus à l'issue de cette étude sont très intéressants et encourageants notamment ce domaine de fertilisation qui reste mal connu. Cette étude présente certaines limites permettant de proposer des perspectives à ce travail et d'ouvrir la voie vers la poursuite et l'approfondissement de ces premières expériences sur les multiples niveaux abordés par la présente étude.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abo F., 1984 - Influence du bore et du manganèse sur la nutrition, le développement et la production du blé (*Triticum aestivum L.*) sur sols de régions tempérée et aride. Thèse de doctorat. Université de Constantine. 115p.

Adriano D. C., 2001. - Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio-availability and risks of metals, 2nd Edition. New York : Springer-Verlag. 867p.

AFNOR, 1996 - Qualité des sols. Recueil de Normes Françaises. 3^{ème} Edition. ISBN Paris : 212-213. 13-4.

Ahmed B. O., Inoue M., et Moritani S., 2010 - Effect of saline water irrigation and manure application on the available water content, soil salinity, and growth of wheat. *Agricultural Water Management*. 97(1), 165-170.

Aiken G. R., Hsu-kim H. et Ryan J. N., 2011 - Influence of Dissolved Organic Matter on the Environmental Fate of. *Environmental Science Technology*. 45 (8) 3196–3201.

Aissaoui H., 2012 - Effet des produits phytosanitaires et les engrais, sur l'abondance des métaux lourds (Cu, Zn) dans le sol et le végétal dans la région de Biskra. Mémoire de magister, Université de Biskra. 89 p.

ANAT, 2002 - Étude « Schéma directeur des ressources en eau » Wilaya de Biskra. Phase préliminaire, Ed. A.N.A.T. Direction régionale sud-est, Biskra, Algérie. 100 p.

ANAT, 2003 - Étude "Schéma Directeur des Ressources en Eau" wilaya de Biskra. Dossier agro-pédologique. Ed. A.N.A.T. Direction régionale sud-est, Biskra, Algérie. 231 p.

Anfossi S., Billiard E., Bonnet M., Henriot F., Kraemer F., Lechenne L., Le Herissier M. et Lorin S., 1997 - Méthodes spectrométrique d'analyse et de caractérisation, les métaux lourds, dossier SAM 1997. Axe « Génie des procédés », centre SPIN, Ecole des Mines de Saint-Etienne, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-etienne, 49p.

Anonyme, 2017 - Weather. Climate. Africa. Algeria. Biskra. www.Tutiempo.net/en.

Aubert G., 1978 - Méthodes d'analyses des sols. 2^{ème} Ed, CRDP, Marseille, 191p.

Aubert G., 1983 - Observations sur les caractéristiques, la dénomination et la classification des sols dits (salés) ou salsodiques. Colloques et congrès, Cahier d'ORSTOM, série. Pédologie, New Delhi. XX (1), 73 -78.

Aubert H. et Pinta M., 1971 - Les éléments traces dans les sols. N° 11. ORSTOM, Paris. 97p.

Babich H., et Stotzky G., 1980 - Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms. *Crit. Rev. Microbiol.* 8 (2), 99-145.

Badawy S. H., Helal M. I. D., Chaudri A. M., Lawlor K. et McGrath S.P., 2002 - Soil solid phase controls lead activity in soil solution. *J. Environ. Qual.* 31(1), 162-167.

Baize D., 1988 - Guide des analyses courantes en pédologie. INRA Ed, Paris, 172p.

Baize D., 1997 - Teneurs totale en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA. Paris .406 p.

Baize D., 2000 - Guide des analyses en pédologie. 2^{ème} éd. INRA. Paris .257 p.

Baize D., 2002 - les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales. Editions INRA. Paris. 565p.

Baker A. J. M. et Walker P. L., 1989 - Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy metal tolerance in plants - Evolutionary aspects. Shaw, A. (Eds). CRC Press, pp 155-177.

Bliefert C. et Perraud R., 2008 - Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. 2^{ère} éd. Paris. 465p.

Bonneau M., et Souchier B., 1994 – Pédologie 2 : Constituants et propriétés du sol. 2^{ème} Ed, Masson : Paris Milan Barcelone, 654 p.

Borah K. K., Bhuyan B., Sarma H. P., 2010 - Lead, arsenic, fluoride, and iron contamination of drinking water in the tea garden belt of Darrang district, Assam, India. *Environmental monitoring and assessment.* 169 (1-4), 347-352.

Boulkrah H., 2008 - Etude comparative de l'adsorption des ions plomb sur différents adsorbants. Mémoire de Magister. Dép. des Scie. Fond. Université du Skikda. 108p.

Bourrelier P. H. et Berthelin J., 1998 - Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. CR. Acc Sci, 42. Edition Lavoisier. Paris. 98 p.

Busnot A., Busnot F., Le Querler J. et Yazbeck J., 1995 - Caractérisation de matériel humique, d'origine terrestre de la région Bas-Normande. *Thermochimica Acta.* 254, 319–330.

Buteau F. et Belleville D., 2011 - Validation des critères B et C relatifs au manganèse dans les sols, sur la base de la protection de la santé humaine. Institut national de santé publique du Québec. P46. <http://www.inspq.qc.ca>.

Cai QY, Mo CH, Wu QT, Zeng QY et Katsoyiannis A., 2007- Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. *Journal of Hazardous Materials,* 147(3), 1063-1072.

Calvet R., Chenu C. et Houot S., 2003 - Les matières organiques des sols. Ed. *France Agricole*.

Chellouai N., 2010 - L'effet toxique des produits phytosanitaires et des engrais sur l'abondance des métaux lourds (Cu, Zn) dans le sol et le végétal (dans la région de Biskra). Mémoire Ing. Ins. d'Agro. Biskra, 93p.

Clément M., et Françoise P., 1998 - Analyse physique des sols : méthodes choisies. 3 éd. Londre-Paris- New York. 387 p.

Clément M., et Françoise P., 2003 - Analyse chimique des sols : méthodes choisies. Éd TEC et DOC. Londre-Paris- New York. 388p.

Coïc Y., et Coppenet M., 1989 - Les oligo-éléments en agriculture et élevage. INRA. Paris : 113 p.

Collin B. et Doelsch E., 2008 - Evaluation de la mobilité et de la phytodisponibilité des éléments traces métalliques des sols : Étude réalisée sur les sols de la Communauté Intercommunale Réunion Est (CIREST), en perspective d'une demande de dérogation à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration. Montpellier : CIRAD-PERSYST, 60 p.

Daoud Y., et Halitim A., 1994 - Irrigation et salinisation au Sahara Algérien. *Science et changement planétaire /Sécheresse*, 5 (3), 151-160.

Delgado M., Rodriguez C., Martin J. V., Imperial R. M. et Alonso F., 2012 - Environmental assay on the effect of poultry manure application on soil organisms in agroecosystems. *Science of the total environment*. 416, 532-535.

Demir K., Sahin O., Kadioglu Y. K., Pilbeam D. J. et Gunes A., 2010 - Essential and non-essential element composition of tomato plants fertilized with poultry manure. *Scientia horticulturae*. 127(1), 16-22.

Deneux-Mustin S., Roussel-debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. et leyval C., 2003 - Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. Lavoisier. Londre-Paris- New York, Paris, 304p.

Doucet R., 2006 - Le climat et les sols agricoles. Ed. Berger, Eastman, Québec, xv, 443p.

Dreux P., 1974 - Précis d'écologie. Ed. Presses universitaires de France, Paris, 231 p.

Dudka S. et adriano D.C., 1997 - Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal Environmental Quality*, 26, 590-602.

ENITA, 2000 - Agronomie : des bases aux nouvelles orientations, ENITA de Bordeaux, Ed. Synthèse agricole. 339 p.

FAO, 2009 Nourrir le monde, éliminer la faim. Sommet mondial sur la sécurité alimentaire, FAO, Rome, 16-18 novembre 2009.

Gausson H., 1957 - Détermination des climats par la méthode des courbes ombrothermiques, Cr. Acad. Sc., 240 p.

Genot V., Colinet G. et Bock L., 2007 - Fertilité des sols agricoles et forestiers en région Wallonne. Dossier scientifique, rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement Wallonne. Wallonne, 73 p.

Giroux M., Chassé R., Deschênes L. et Côté D., 2005 - Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme avec des lisiers de porcs au Québec. *Agrosol*. 16 (01), 23-32.

Goulding K. W. T. et Blake L., 1998 - Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals. *Journal Agriculture Ecosystems & Environment* 67 (2), 135-144.

Gregorich E. G. et Carter M. R., 1997 - Soil quality for crop production and ecosystem health. *Developments in Soil Science* 25. Elsevier, Amsterdam — Lausanne— New York — Oxford — Shannon — Singapore — Tokyo, 435p.

Guemaz F., 2006 - Analyses physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées des trois sites de la ville de Biskra (Chaabet Roba, Oued Biskra et Oued Zemour). Thèse Magister. Inst. d'Agro. Annaba. 83 p.

Gupta S. K., Vollmer M. K. et Krebs R., 1996 - The importance of mobile, mobilisable and pseudo-total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *Journal Science of the Total Environment*. 178 (1-3), 11-20.

Halilat M.T., 1998 - Etude expérimentale de sable additionné d'argile : Comportement physique et organisation en conditions salines et sodiques. Thèse de Doctorat, INA Paris. France. 229 p.

Halitim A., 1988 - Sols des régions arides d'Algérie. O.P.U. Alger. 384 p.

Hassine A. B., Ghanem M. E., Bouzid S., et Lutts S., 2008 - An inland and a coastal population of the Mediterranean xero-halophyte species *Atriplex halimus* L. differ in their ability to accumulate proline and glycinebetaine in response to salinity and water stress. *Journal of Experimental Botany*. 59(6), 1315-1326.

Huber G. et Schaub C., 2011 - La fertilité des sols : L'importance de la matière organique. Service Environnement-Innovation, Chambre d'agriculture. Bas-Rhin. 42 p.

Huynh T. M. D., 2009 - Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse de Doctorat. Université de Paris Est. 145p.

INRA, 2001 - Pollution du sol : danger. INRA – OPIE.
www.label-nature.net > pollution

ITA, 1977 - Laboratoire du sol : méthode d'analyses physiques et chimiques du sol. 3^{ème} Ed. I.T.A., Mostaganem. 105 p.

Kabata-Pendias A. et Pendias H., 1992 - Trace Elements in Soils and Plants, 2nd Ed, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp 315.

Kadem D. E., 2005 - Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique (El-Hadjar – Annaba – Est Algérien). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux. Thèse de doctorat. Université de Paris. 371p.

Kalyani M., Ramteke D. S., Paliwal L. J., et Naik N. K., 2013 - Agronomic application of food processing industrial sludge to improve soil quality and crop productivity. *Geoderma*. 207–208, 205–211.

Kebir T., 2012 - Étude de contamination, d'accumulation et de mobilité de quelques métaux lourds dans des légumes, des fruits et des sols agricoles situés près d'une décharge industrielle de l'usine al zinc de la ville de Ghazaouet. Thèse de doctorat. Université Tlemcen. 257p.

Labanowski J., Monna F., Bermond A., Cambier P., Fernandez C., Lamy I. et Van Oort F., 2007 - Kinetic extractions to assess mobilization of Zn, Pb, Cu, and Cd in a metal contaminated soil: EDTA vs. citrate. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*. 152(3), 693–701.

Lamy I., Van Oort F., Dère C. et Baize D., 2006 - Use of major and trace element correlations to assess metal migration in sandy Luvisols irrigated with wastewater. *European journal of soil science*. 57 (5), 731-740.

Larney, F. J., et Angers, D. A., 2012 - The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science*. 92(1), 19-38.

Le Coz C., Tassin B. et Thévenot D., 1995 - Transfert des polluants dans les hydrosystèmes : presse de l'école nationale des ponts et chaussées. Paris. 140p.

Legret M., Divet L. et Juste C., 1988 - Migration et spéciation des métaux lourds dans un sol soumis à des épandages de boues de station d'épuration à très forte charge en Cd et Ni. *Journal Water Research* 22 (8), 953-959.

Lerot B., 2006 - Les éléments minéraux. 34p.

Li-Xian Y., Guo-Liang L., Shi-Hua T., Gavin S., et Zhao-Huan H., 2007 - Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application. *Science of the total environment*. 383(1-3), 106-114.

Loué A., 1993 -Oligo-éléments en agriculture. 2^{ème} éd. Nathan: SCPA. 210 p.

Mahrous Y. M. A., 2007 - Mobility of Heavy Metals in Some contaminated Egyptian soils treated with certain organic materials. Thèse de Doctorat. Université d'Assiout, Egypt. 202 p.

Mckenzie R. M., 1980 - The adsorption of Lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Australian Journal of Soil Research*. 18 (1), 61-73.

Mehaoua M. S., 2014 - Abondance saisonnière de la pyrale des dattes (*Ectomyelois ceratoniae* Zeller., 1839), bioécologie, comportement et essai de lutte. Thèse de Doctorat. Université de Biskra (Algérie). 109 p.

Mijno V., 2007 - Modifications de la composition de déchets métallifères, miniers et industriels, stabilisés par liants hydrauliques et soumis à des tests de lixiviation. Thèse de Doctorat. Université de Limoges. 145p.

Miquel G. M., 2001 - Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. France. 365 p.

Mohcine H., Saber N., Moustarhfer K., Rafik F., Zaakour F., Matech F. et Marrakchi C., 2015 - Qualite physico-chimique des sols agricoles de la region de l'oulja entre sidi abed et oulad ghanem (sahel des doukkala, maroc). *European Scientific Journal* ; 11(21) : 168-181.

Mustin M., 1987 - Le composte, gestion de la matière organique. Ed. François Dubusc. Paris. 954p.

Oagile D. et Namasiku M., (2010). Chicken manure-enhanced soil fertility and productivity: Effects of application rates. *Journal of Soil Science and Environmental Management*. 1(3), 46-54.

Oustani M., 2016 - Influence des fertilisants organiques sur la réactivité physico-chimique et le fonctionnement microbiologique d'un sol sableux non salé et sableux salé en conditions d'irrigation par des eaux chargées en sels. Thèse doctorat, université Ouargla 285p.

Petard J., 1991 – Les méthodes d'analyse employées au Laboratoire du Centre ORSTOM de Nouméa (Nouvelle Calédonie). Analyse chimique ; méthodologie ; sol ; plante ; eau. Lab. Commun Anal. ; 4. ORSTOM. Nouvelle Calédonie. 24p.

Peters J. B., Combs S., Hoskins B., Jarman J., Kovar J., Watsan M., Wolf A. et Wolf N., 2003 - Recommended method of manure analysis. Cooperative extension publishing. 58 p.

Ramade F., 2005 - Éléments d'écologie : écologie appliquée. 06^{em} ed. Dunod, Paris, 864p.

Rabefiraisana H. J., 2015 - Analyse des paramètres physico-chimiques des sols de kianjasoa, d'ambohitsaina et d'ambatobe. La recherche au service de la gouvernance et du développement humaine durable. Rapport de stage (G/DHD), 20p.

Rahmoune C., Maalem S., Kadri K., et Bennaceur M., 2008 - Etude de l'utilisation des eaux fortement salées pour l'irrigation des plantes du genre *Atriplex* en zones semi arides. *Revue des régions arides*, (21), 924-929.

Richer de Forges A.C., Feller C., Jamagne M. et Arrouays D., 2008 - Perdus dans le triangle des textures. *Étude et Gestion des sols*. 15 (2), 97 – 112.

Ross S. M., 1994 - Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In : Toxic metals in soil-plant systems. Sheila M. Ross editor. Pp 63-152.

Sanders J. R., McGrath S. P. et Adams T. M., 1986 - Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 37 (10), 961-968.

Sarkar D. et Haldar A., 2005 - Physical and chemical methods in soil analysis: fundamental Concepts of Analytical Chemistry and instrumental techniques. New Delhi : New Age International. 176 p.

Saunier D., 2013 – Guide de la qualité de l'eau, France, 20p.

Sauvé S., Hendershot W. et Allen H. E., 2000 - Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science et Technology*, 34 (7), 1125-1131.

Senesi N., Plaza C., Brunetti G. et Polo A., 2007 - A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. *Soil Biology and Biochemistry*. 39(6), 1244–1262.

Stengel P. et Gelin S., 1998 - Sol interface fragile. Ed. INRA- Paris. 213p.

Stevenson J., 1994 - Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. (Jonh Wiley & Sons, Ed.) (Second Edi.). New York. 512p.

Tejada M., Hernandez M. T. et Garcia C., 2009 - Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research*. 102(1), 109–117.

Tran T. S., Giroux M., Audesse P. et Guilbault J., 1995 - Importance des oligo-éléments en agriculture : symptômes visuels de carence, analyses des végétaux et des sols. *Agrosol*. 8 (1), 12-22.

Tremel-Schaub A. et Felix I., 2005 - Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. Ed. EDP Sciences. 415 p.

Underwood E. J. et Suttle N. F., 1999 - Mineral nutrition of livestock, 3rd Edition. CABI Publishing, Wallingford, Royaume-Uni. Pp 283-342.

Walker D. J., et Bernal M. P., 2008 - The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource technology*. 99(2), 396-403.

Weill F., Radi M., Nguyen H. P., Sehaqui H. et Ilias N., 2010 – Rapport d'identification des sols, Ecole polytechnique Fédérale de Lausanne, 19p.

Zougmoré R., Ouattara K., Mando A., et Ouattara B., 2004 - Rôle des nutriments dans le succès des techniques de conservation des eaux et des sols (cordons pierreux, bandes enherbées, zaï et demi-lunes) au Burkina Faso. *Sécheresse*, 15(1), 41-48.

ANNEXES

ANNEXE 04

Synthèse des moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification de quelques propriétés physico-chimiques des sols étudiés (avant et après l'apport organique)

Tableau 01 : Moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification du pH, CE, CaCO₃ et les métaux lourds des sols étudiés (avant l'apport organique)

Type d'analyse	Métaux lourds						
	pH	CE (dS/m)	M.O. (%)	CaCO ₃ (%)	Cu ⁺²	Zn ⁺²	Mn ⁺²
Elghrous*Traité	7,943 a a a	2,541 a a a	2,199 b b b	19,334 b b b	6,358 a a a	11,443 a a a	6,288 a a a
M'ziraa*Traité	7,861 ab a ab	2,153 a a a	1,783 b b b	34,279 a a a	4,620 a a a	11,510 a a a	7,967 a a a
M'ziraa*temoin	7,611 bc ab bc	1,500 a a a	3,528 a a a	34,492 a a a	2,628 a a a	5,782 a a a	2,598 a a a
Elghrous*temoin	7,497 c b c	1,467 a a a	2,060 b b b	17,473 b b b	3,081 a a a	5,416 a a a	3,416 a a a
Pr > F	0,022	0,452	0,005	0,003	0,204	0,566	0,308
Significatif	Oui	Non	Oui	Oui	Non	Non	Non

Tableau 02 : Moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification des cations et des anions des sols étudiés (avant l'apport organique)

Type d'analyse	Cations				Anions		
	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	So ₄ ⁻² (méq/l)
Elghrous*Traité	13,889 a a a	6,707 ab ab ab	0,652 ab a ab	1,682 ab ab ab	5,184 a a a	1,278 a a a	19,542 a a a
M'ziraa*Traité	11,022 a a a	8,822 a a a	0,548 ab a ab	2,219 a a a	2,837 a a a	1,611 a a a	16,741 a a a
M'ziraa*temoin	8,333 a a a	5,556 bc bc bc	0,349 b a b	1,367 b ab b	0,348 a a a	1,028 a a a	13,837 a a a
Elghrous*temoin	10,333 a a a	3,556 c c c	1,023 a a a	1,034 b b b	0,623 a a a	1,000 a a a	13,933 a a a
Pr > F	0,642	0,005	0,069	0,026	0,548	0,834	0,157
Significatif	Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non

Tableau 03 : Moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification du pH, CE, CaCO₃ et les métaux lourds des sols étudiés (effet du type et la dose de la matière organique utilisée)

Type d'analyse	Métaux lourds							
	Site et dose de MO	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO ₃ (%)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
S1*EFV*D1		8,023 a	2,617 cdefg	1,072 a	14,430 b	4,330 a	0,723 a	5,421 a
S1*AH*D2		7,843 a	2,283 efg	1,206 a	14,378 b	3,427 a	5,424 a	5,748 a
S1*EDTA*D3		8,173 a	2,810 cdef	1,229 a	14,197 b	2,237 a	0,099 a	2,569 a
S1*EFV*D2		7,853 a	2,667 cdefg	0,871 a	17,533 b	4,340 a	0,717 a	4,931 a
S1*EFV*D3		7,850 a	3,247 bcd	1,028 a	14,030 b	3,887 a	0,547 a	3,563 a
S1*EDTA*D1		8,030 a	2,210 fg	1,072 a	15,222 b	3,183 a	1,344 a	4,213 a
S1*AH*D1		7,913 a	2,473 defg	1,028 a	15,000 b	2,993 a	0,958 a	5,038 a
S1*EDTA*D2		8,093 a	2,590 cdefg	1,005 a	14,538 b	3,640 a	1,151 a	3,102 a
S1*AH*D3		8,100 a	2,323 efg	0,894 a	14,278 b	2,410 a	0,168 a	5,988 a
S1*T*D0		7,890 a	1,923 g	0,782 a	14,120 b	2,747 a	1,383 a	4,704 a
S 2*AH*D1		7,883 a	2,260 efg	1,050 a	42,443 a	5,277 a	0,457 a	5,100 a
S 2*EFV*D2		7,963 a	3,863 ab	0,737 a	41,832 a	1,503 a	2,505 a	5,530 a
S 2*EDTA*D2		7,917 a	3,043 cde	1,139 a	41,527 a	3,467 a	1,293 a	3,402 a
S 2*EFV*D1		7,937 a	3,383 bc	0,983 a	41,374 a	1,787 a	0,814 a	5,485 a
S 2*EDTA*D1		7,860 a	2,857 cdef	1,162 a	40,916 a	2,687 a	2,909 a	4,502 a
S 2*EDTA*D3		7,967 a	3,410 bc	1,139 a	41,221 a	2,640 a	0,338 a	3,739 a
S 2*AH*D2		7,877 a	3,177 bcd	1,139 a	38,779 a	5,787 a	0,677 a	5,433 a
S 2*AH*D3		7,927 a	2,727 cdef	1,028 a	41,221 a	3,920 a	0,982 a	5,472 a
S 2*T*D0		7,903 a	3,297 bc	0,938 a	40,000 a	4,353 a	0,595 a	4,396 a
S 2*EFV*D3		7,853 a	4,037 a	0,938 a	42,748 a	2,710 a	1,518 a	5,170 a
Pr > F		0,192	0,002	0,841	0,000	0,195	0,256	0,270
Significatif		Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non

Tableau 04 : Moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification des cations et des anions des sols étudiés (effet du type et la dose de la matière organique utilisée)

Type d'analyse Site et dose de MO	Cations				Anions		
	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)
S1*EFV*D1	17,289 ab	3,844 bcd	1,162 abc	1,057 defg	6,556 a	20,507 a	0,533 b
S1*AH*D2	15,644 ab	1,511 d	0,806 bc	0,384 fgh	7,667 a	19,997 a	0,500 b
S1*EDTA*D3	15,511 ab	3,444 bcd	0,345 c	2,326 b	7,333 a	13,837 a	1,133 a
S1*EFV*D2	15,600 ab	3,311 bcd	1,176 abc	1,182 def	4,889 a	22,567 a	0,633 b
S1*EFV*D3	14,911 ab	2,822 bcd	2,971 ab	1,304 cde	5,000 a	18,690 a	0,667 b
S1*EDTA*D1	13,244 b	3,689 bcd	0,379 c	0,916 defgh	7,000 a	7,727 a	0,567 b
S1*AH*D1	15,044 ab	3,489 bcd	1,232 abc	0,161 h	6,111 a	11,667 a	0,600 b
S1*EDTA*D2	13,444 b	2,178 bcd	0,373 c	2,068 bc	4,778 a	13,383 a	0,767 b
S1*AH*D3	16,311 ab	2,356 bcd	0,628 c	0,275 gh	7,444 a	17,287 a	0,533 b
S1*T*D0	17,690 ab	2,510 bcd	1,300 abc	0,433 efgh	5,667 a	14,040 a	0,533 b
S1*AH*D2	15,644 ab	1,511 d	0,806 bc	0,384 fgh	7,667 a	19,997 a	0,500 b
S 2*AH*D1	17,922 ab	1,900 cd	0,902 bc	1,292 cde	4,444 a	18,290 a	0,467 b
S 2*EFV*D3	20,000 a	6,067 abcd	3,245 a	1,285 cde	10,111 a	17,550 a	0,633 b
S 2*EFV*D2	19,867 a	7,022 ab	3,106 a	0,779 efgh	7,556 a	15,657 a	0,700 b
S 2*EDTA*D2	18,911 ab	5,289 abcd	0,789 bc	2,396 b	5,778 a	17,350 a	0,800 b
S 2*EFV*D1	20,167 a	6,811 abc	2,084 abc	0,240 gh	6,889 a	18,057 a	0,600 b
S 2*EDTA*D1	18,600 ab	6,111 abcd	0,794 bc	1,745 bcd	6,444 a	15,910 a	0,833 b
S 2*EDTA*D3	17,378 ab	3,600 bcd	0,763 bc	3,287 a	5,889 a	22,373 a	1,067 a
S 2*AH*D2	18,578 ab	4,644 bcd	1,223 abc	1,706 bcd	5,667 a	17,047 a	0,500 b
S 2*AH*D3	19,133 ab	3,333 bcd	1,431 abc	1,784 bcd	5,000 a	15,783 a	0,500 b
S 2*T*D0	17,556 ab	8,956 a	0,535 c	0,621 efgh	5,556 a	17,210 a	0,600 b
Pr > F	0,010	0,010	0,006	0,000	0,194	0,309	0,012
Significatif	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Oui

Tableau 05 : Moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification du pH, CE, CaCO₃ et les métaux lourds des sols étudiés (effet du type de la matière organique utilisée et la profondeur)

Type d'analyse Site et profondeur	Métaux lourds						
	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO ₃ (%)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
S1*EFV*20-30cm	8,044 a	2,954 bcde	0,853 a	16,520 c	2,750 a	0,921 a	5,738 a
S1*EDTA*20-30cm	8,114 a	2,977 bcde	1,255 a	14,466 c	2,900 a	1,382 a	3,843 a
S1*T*10-20cm	8,031 a	1,626 f	0,739 a	15,118 c	2,362 a	3,506 a	8,319 a
S1*AH*20-30cm	7,971 a	2,650 cde	1,076 a	13,731 c	3,256 a	6,157 a	5,531 a
S1*EFV*10-20cm	7,786 a	2,961 bcde	1,139 a	14,502 c	3,796 a	0,334 a	3,625 a
S1*EFV*0-10cm	7,852 a	2,918 bcde	1,007 a	13,996 c	5,787 a	0,644 a	3,746 a
S1*AH*10-20cm	7,820 a	2,545 de	1,295 a	14,438 c	2,636 a	0,277 a	5,238 a
S1*EDTA*0-10cm	8,118 a	2,291 e	1,141 a	14,066 c	3,227 a	0,650 a	3,579 a
S1*EDTA*10-20cm	8,020 a	2,645 cde	0,938 a	14,450 c	2,709 a	0,476 a	1,656 a
S1*AH*0-10cm	8,022 a	2,188 e	0,784 a	14,510 c	2,714 a	0,029 a	5,198 a
S1*T*20-30cm	7,827 a	2,159 e	1,060 a	14,607 c	3,681 a	0,244 a	3,702 a
S1*T*0-10cm	7,945 a	1,077 g	0,463 a	15,563 c	2,869 a	0,659 a	4,510 a
S 2*EDTA*20-30cm	7,913 a	3,574 abcd	1,303 a	40,398 a	3,055 a	3,206 a	3,658 a
S 2*EFV*10-20cm	7,869 a	3,649 abc	0,956 a	41,454 a	1,297 a	0,897 a	5,640 a
S 2*EFV*0-10cm	7,863 a	4,037 a	0,819 a	42,385 a	3,940 a	2,813 a	5,252 a
S 2*AH*20-30cm	7,920 a	2,937 bcde	1,191 a	40,398 a	4,039 a	1,092 a	5,773 a
S 2*AH*0-10cm	7,867 a	2,701 cde	0,997 a	39,789 a	4,287 a	0,544 a	5,673 a
S 2*EDTA*10-20cm	7,845 a	3,435 abcd	1,112 a	41,760 a	3,083 a	0,203 a	3,733 a
S 2*T*10-20cm	7,974 a	3,224 abcde	0,953 a	42,812 a	3,550 a	1,632 a	4,428 a
S 2*EFV*20-30cm	7,973 a	3,804 ab	0,923 a	42,688 a	1,295 a	1,056 a	5,125 a
S 2*AH*10-20cm	7,852 a	2,732 cde	1,067 a	42,828 a	7,190 a	0,408 a	4,390 a
S 2*EDTA*0-10cm	7,937 a	2,507 de	1,064 a	42,079 a	3,187 a	1,060 a	4,083 a
S 2*T*20-30cm	7,950 a	3,458 abcd	0,515 a	39,570 a	4,894 a	-0,335 a	6,099 a
S 2*T*0-10cm	7,930 a	2,588 de	1,230 a	35,900 b	3,019 a	0,701 a	3,166 a
Pr > F	0,192	0,002	0,841	0,000	0,195	0,256	0,270
Significatif	Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non

Tableau 06 : Moyennes estimées, les groupes homogènes et la signification des cations et des anions des sols étudiés (effet du type de la matière organique utilisée et la profondeur)

Type d'analyse Site et profondeur	Cations				Anions		
	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)
S1*AH*20-30cm	18,147 abcd	2,048 b	0,854 b	0,173 hi	6,704 ab	16,263 a	0,510 ab
S1*EFV*10-20cm	16,383 abcd	2,776 b	2,219 b	0,844 defghi	4,593 b	22,045 a	0,555 ab
S1*EDTA*20-30cm	16,303 abcd	4,737 b	0,704 b	1,738 bcdef	5,704 ab	16,616 a	0,910 a
S1*EFV*0-10cm	14,170 bcd	1,731 b	2,068 b	1,462 bcdefg	5,676 ab	18,393 a	0,677 ab
S1*AH*10-20cm	17,049 abcd	2,465 b	1,095 b	0,439 ghi	7,704 ab	19,741 a	0,521 ab
S1*EDTA*0-10cm	10,903 d	1,465 b	0,620 b	1,929 bcd	6,120 ab	5,713 a	0,877 a
S1*EDTA*10-20cm	14,227 bcd	2,732 b	0,673 b	1,735 bcdef	6,926 ab	11,195 a	0,721 ab
S1*EFV*20-30cm	16,481 abcd	5,092 b	1,923 b	1,330 cdefgh	5,815 ab	19,903 a	0,644 ab
S1*AH*0-10cm	11,037 d	2,465 b	1,618 b	0,300 hi	6,454 ab	11,523 a	0,644 ab
S1*T*20-30cm	21,495 ab	2,520 b	1,000 b	0,662 fghi	5,556 ab	15,452 a	0,369 b
S1*T*0-10cm	15,623 abcd	2,202 b	-0,483 b	0,114 i	4,639 b	11,802 a	0,469 ab
S1*T*10-20cm	18,252 abcd	3,941 b	0,681 b	0,246 hi	7,889 ab	19,136 a	0,636 ab
S 2*EDTA*20-30cm	19,925 abc	7,113 b	0,902 b	2,166 bc	6,435 ab	21,401 a	0,890 a
S 2*EFV*10-20cm	22,576 a	7,682 b	1,369 b	0,730 efghi	7,241 ab	19,013 a	0,645 ab
S 2*EFV*0-10cm	16,213 abcd	4,169 b	6,760 a	0,880 defghi	12,657 a	16,552 a	0,623 ab
S 2*AH*20-30cm	21,680 ab	4,491 b	0,912 b	1,850 bcde	5,102 ab	17,811 a	0,490 ab
S 2*T*20-30cm	16,192 abcd	11,926 a	0,586 b	0,187 hi	6,028 ab	19,586 a	0,531 ab
S 2*EDTA*10-20cm	18,876 abc	5,115 b	0,905 b	2,465 b	6,352 ab	18,403 a	0,912 a
S 2*T*10-20cm	19,439 abc	11,588 a	0,382 b	0,374 hi	3,278 b	17,592 a	0,764 ab
S 2*EFV*20-30cm	21,236 ab	7,625 b	0,631 b	1,081 cdefghi	6,102 ab	16,045 a	0,656 ab
S 2*AH*10-20cm	20,676 abc	3,404 b	0,931 b	1,762 bcdef	5,796 ab	19,009 a	0,412 b
S 2*EDTA*0-10cm	16,080 abcd	2,346 b	0,864 b	3,184 a	6,769 ab	16,176 a	0,890 a
S 2*AH*0-10cm	13,269 cd	1,557 b	2,038 b	1,557 bcdef	5,657 ab	14,646 a	0,556 ab
S 2*T*0-10cm	17,060 abcd	4,628 b	-0,340 b	0,140 i	3,028 b	13,413 a	0,531 ab
Pr > F	0,010	0,010	0,006	0,000	0,194	0,309	0,012
Significatif	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Oui

ANNEXE 05

Matrices de corrélations (Pearson) et les Coefficients de détermination (R^2)

Les valeurs en gras dans les matrices de corrélations sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$

1. Matrices de corrélations avant l'apport organique

1.1. Site 1

Variables	pH	CE(dS/m)	M,O (%)	caire totale	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	So ₄ ⁻² (méq/l)	Cu ⁺²	Zn ⁺²	Mn ⁺²
pH	1	0,490	-0,089	-0,176	0,155	0,678	0,012	0,301	0,636	0,509	0,278	0,527	0,336	0,458
CE(dS/m)	0,490	1	0,374	0,007	0,900	0,447	-0,058	0,635	0,890	0,863	0,826	-0,107	-0,288	0,833
M,O (%)	-0,089	0,374	1	0,250	0,387	0,471	-0,341	0,765	0,100	0,152	0,541	-0,227	-0,399	0,439
Calcaire tota	-0,176	0,007	0,250	1	0,322	0,471	-0,757	0,346	-0,403	-0,467	0,558	0,222	0,458	0,054
Ca ⁺² (méq/l)	0,155	0,900	0,387	0,322	1	0,330	-0,199	0,572	0,639	0,646	0,917	-0,257	-0,288	0,693
Mg ⁺² (méq/l)	0,678	0,447	0,471	0,471	0,330	1	-0,538	0,713	0,257	0,138	0,650	0,502	0,396	0,511
K ⁺ (méq/l)	0,012	-0,058	-0,341	-0,757	-0,199	-0,538	1	-0,669	0,214	0,420	-0,464	-0,624	-0,629	-0,443
Na ⁺ (méq/l)	0,301	0,635	0,765	0,346	0,572	0,713	-0,669	1	0,410	0,282	0,753	0,298	0,063	0,860
Cl ⁻ (méq/l)	0,636	0,890	0,100	-0,403	0,639	0,257	0,214	0,410	1	0,956	0,491	-0,023	-0,283	0,756
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,509	0,863	0,152	-0,467	0,646	0,138	0,420	0,282	0,956	1	0,451	-0,299	-0,523	0,600
So ₄ ⁻² (méq/l)	0,278	0,826	0,541	0,558	0,917	0,650	-0,464	0,753	0,491	0,451	1	-0,014	-0,046	0,713
Cu ⁺²	0,527	-0,107	-0,227	0,222	-0,257	0,502	-0,624	0,298	-0,023	-0,299	-0,014	1	0,913	0,297
Zn ⁺²	0,336	-0,288	-0,399	0,458	-0,288	0,396	-0,629	0,063	-0,283	-0,523	-0,046	0,913	1	0,021
Mn ⁺²	0,458	0,833	0,439	0,054	0,693	0,511	-0,443	0,860	0,756	0,600	0,713	0,297	0,021	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	pH	CE(dS/m)	M,O (%)	caire totale	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	So ₄ ⁻² (méq/l)	Cu ⁺²	Zn ⁺²	Mn ⁺²
pH	1	0,240	0,008	0,031	0,024	0,459	0,000	0,090	0,405	0,259	0,077	0,278	0,113	0,210
CE(dS/m)	0,240	1	0,140	0,000	0,810	0,200	0,003	0,403	0,792	0,745	0,683	0,012	0,083	0,694
M,O (%)	0,008	0,140	1	0,063	0,150	0,222	0,117	0,585	0,010	0,023	0,293	0,052	0,159	0,192
Calcaire tota	0,031	0,000	0,063	1	0,104	0,222	0,573	0,119	0,163	0,218	0,311	0,049	0,210	0,003
Ca ⁺² (méq/l)	0,024	0,810	0,150	0,104	1	0,109	0,040	0,327	0,409	0,417	0,841	0,066	0,083	0,481
Mg ⁺² (méq/l)	0,459	0,200	0,222	0,222	0,109	1	0,290	0,508	0,066	0,019	0,422	0,252	0,157	0,261
K ⁺ (méq/l)	0,000	0,003	0,117	0,573	0,040	0,290	1	0,448	0,046	0,177	0,215	0,389	0,396	0,197
Na ⁺ (méq/l)	0,090	0,403	0,585	0,119	0,327	0,508	0,448	1	0,168	0,079	0,567	0,089	0,004	0,740
Cl ⁻ (méq/l)	0,405	0,792	0,010	0,163	0,409	0,066	0,046	0,168	1	0,914	0,241	0,001	0,080	0,572
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,259	0,745	0,023	0,218	0,417	0,019	0,177	0,079	0,914	1	0,203	0,090	0,273	0,360
So ₄ ⁻² (méq/l)	0,077	0,683	0,293	0,311	0,841	0,422	0,215	0,567	0,241	0,203	1	0,000	0,002	0,508
Cu ⁺²	0,278	0,012	0,052	0,049	0,066	0,252	0,389	0,089	0,001	0,090	0,000	1	0,833	0,088
Zn ⁺²	0,113	0,083	0,159	0,210	0,083	0,157	0,396	0,004	0,080	0,273	0,002	0,833	1	0,000
Mn ⁺²	0,210	0,694	0,192	0,003	0,481	0,261	0,197	0,740	0,572	0,360	0,508	0,088	0,000	1

1.2. Site 2

Variables	pH	CE(dS/m)	M,O (%)	caire totale (Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	So ₄ ⁻² (méq/l)	Cu ⁺²	Zn ⁺²	Mn ⁺²
pH	1	0,544	-0,760	0,163	0,471	0,779	0,817	0,649	0,568	0,407	0,783	0,633	0,226	0,670
CE(dS/m)	0,544	1	-0,305	0,798	0,975	0,832	0,744	0,391	0,995	0,958	0,943	0,979	-0,378	0,955
M,O (%)	-0,760	-0,305	1	0,259	-0,147	-0,656	-0,776	-0,914	-0,321	-0,197	-0,519	-0,455	-0,662	-0,408
Calcaire tota	0,163	0,798	0,259	1	0,853	0,516	0,363	-0,055	0,812	0,830	0,628	0,728	-0,828	0,764
Ca ⁺² (méq/l)	0,471	0,975	-0,147	0,853	1	0,708	0,600	0,238	0,966	0,968	0,895	0,922	-0,454	0,926
Mg ⁺² (méq/l)	0,779	0,832	-0,656	0,516	0,708	1	0,984	0,701	0,856	0,705	0,906	0,911	-0,127	0,874
K ⁺ (méq/l)	0,817	0,744	-0,776	0,363	0,600	0,984	1	0,803	0,771	0,613	0,855	0,850	0,042	0,810
Na ⁺ (méq/l)	0,649	0,391	-0,914	-0,055	0,238	0,701	0,803	1	0,432	0,367	0,510	0,561	0,498	0,539
Cl ⁻ (méq/l)	0,568	0,995	-0,321	0,812	0,966	0,856	0,771	0,432	1	0,961	0,942	0,988	-0,388	0,976
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,407	0,958	-0,197	0,830	0,968	0,705	0,613	0,367	0,961	1	0,843	0,933	-0,387	0,938
So ₄ ⁻² (méq/l)	0,783	0,943	-0,519	0,628	0,895	0,906	0,855	0,510	0,942	0,843	1	0,954	-0,180	0,939
Cu ⁺²	0,633	0,979	-0,455	0,728	0,922	0,911	0,850	0,561	0,988	0,933	0,954	1	-0,271	0,979
Zn ⁺²	0,226	-0,378	-0,662	-0,828	-0,454	-0,127	0,042	0,498	-0,388	-0,387	-0,180	-0,271	1	-0,300
Mn ⁺²	0,670	0,955	-0,408	0,764	0,926	0,874	0,810	0,539	0,976	0,938	0,939	0,979	-0,300	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	pH	CE(dS/m)	M,O (%)	caire totale (Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	So ₄ ⁻² (méq/l)	Cu ⁺²	Zn ⁺²	Mn ⁺²
pH	1	0,296	0,577	0,027	0,222	0,606	0,667	0,422	0,322	0,165	0,613	0,400	0,051	0,448
CE(dS/m)	0,296	1	0,093	0,637	0,951	0,693	0,554	0,153	0,990	0,917	0,890	0,958	0,143	0,912
M,O (%)	0,577	0,093	1	0,067	0,022	0,431	0,602	0,835	0,103	0,039	0,269	0,207	0,438	0,166
Calcaire tota	0,027	0,637	0,067	1	0,728	0,267	0,132	0,003	0,660	0,689	0,395	0,529	0,686	0,584
Ca ⁺² (méq/l)	0,222	0,951	0,022	0,728	1	0,502	0,359	0,057	0,934	0,938	0,801	0,850	0,206	0,858
Mg ⁺² (méq/l)	0,606	0,693	0,431	0,267	0,502	1	0,968	0,492	0,733	0,497	0,821	0,830	0,016	0,764
K ⁺ (méq/l)	0,667	0,554	0,602	0,132	0,359	0,968	1	0,645	0,595	0,376	0,730	0,723	0,002	0,657
Na ⁺ (méq/l)	0,422	0,153	0,835	0,003	0,057	0,492	0,645	1	0,187	0,135	0,260	0,315	0,248	0,291
Cl ⁻ (méq/l)	0,322	0,990	0,103	0,660	0,934	0,733	0,595	0,187	1	0,923	0,887	0,976	0,150	0,953
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,165	0,917	0,039	0,689	0,938	0,497	0,376	0,135	0,923	1	0,711	0,870	0,150	0,880
So ₄ ⁻² (méq/l)	0,613	0,890	0,269	0,395	0,801	0,821	0,730	0,260	0,887	0,711	1	0,909	0,032	0,881
Cu ⁺²	0,400	0,958	0,207	0,529	0,850	0,830	0,723	0,315	0,976	0,870	0,909	1	0,073	0,958
Zn ⁺²	0,051	0,143	0,438	0,686	0,206	0,016	0,002	0,248	0,150	0,150	0,032	0,073	1	0,090
Mn ⁺²	0,448	0,912	0,166	0,584	0,858	0,764	0,657	0,291	0,953	0,880	0,881	0,958	0,090	1

2. Matrices de corrélations après l'apport organique

2.1. Site 1

2.1.1. Effet d'EDTA

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCo3 (%)	Ca ⁺² (meq/l)	Mg ⁺² (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Na ⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO4 (meq/l)	HCO3(meq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,872	0,689	0,525	-0,101	-0,213	0,077	-0,682	0,950	0,216	0,098	0,883	-0,106	-0,343	-0,350
prof	0,000	1	-0,113	0,650	0,353	0,050	0,676	0,555	0,376	-0,003	-0,024	0,643	0,000	-0,015	0,138	-0,001
pH	0,872	-0,113	1	0,464	0,334	0,171	-0,334	-0,021	-0,822	0,755	0,151	0,042	0,812	-0,117	-0,398	-0,388
CE (dS/m)	0,689	0,650	0,464	1	0,640	-0,123	0,293	0,358	-0,223	0,699	0,027	0,537	0,591	-0,089	-0,175	-0,217
MO (%)	0,525	0,353	0,334	0,640	1	-0,170	0,151	0,054	-0,168	0,512	-0,018	0,125	0,370	-0,254	-0,350	-0,269
CaCo3 (%)	-0,101	0,050	0,171	-0,123	-0,170	1	-0,411	0,318	-0,443	-0,224	0,273	-0,276	-0,240	0,299	0,349	0,205
Ca ⁺² (meq/l)	-0,213	0,676	-0,334	0,293	0,151	-0,411	1	0,030	0,696	-0,242	0,099	0,605	-0,025	-0,482	-0,157	-0,250
Mg ⁺² (meq/l)	0,077	0,555	-0,021	0,358	0,054	0,318	0,030	1	0,009	0,050	0,315	0,047	0,086	0,546	0,545	0,487
K ⁺ (meq/l)	-0,682	0,376	-0,822	-0,223	-0,168	-0,443	0,696	0,009	1	-0,625	-0,153	0,359	-0,511	-0,174	0,239	0,219
Na ⁺ (meq/l)	0,950	-0,003	0,755	0,699	0,512	-0,224	-0,242	0,050	-0,625	1	0,010	0,068	0,787	0,060	-0,296	-0,319
Cl ⁻ (meq/l)	0,216	-0,024	0,151	0,027	-0,018	0,273	0,099	0,315	-0,153	0,010	1	-0,277	0,248	-0,196	0,088	-0,054
SO4 (meq/l)	0,098	0,643	0,042	0,537	0,125	-0,276	0,605	0,047	0,359	0,068	-0,277	1	0,247	-0,441	-0,148	-0,087
HCO3(meq/l)	0,883	0,000	0,812	0,591	0,370	-0,240	-0,025	0,086	-0,511	0,787	0,248	0,247	1	-0,209	-0,278	-0,184
Cu ⁺² (ppm)	-0,106	-0,015	-0,117	-0,089	-0,254	0,299	-0,482	0,546	-0,174	0,060	-0,196	-0,441	-0,209	1	0,669	0,556
Zn ⁺² (ppm)	-0,343	0,138	-0,398	-0,175	-0,350	0,349	-0,157	0,545	0,239	-0,296	0,088	-0,148	-0,278	0,669	1	0,876
Mn ⁺² (ppm)	-0,350	-0,001	-0,388	-0,217	-0,269	0,205	-0,250	0,487	0,219	-0,319	-0,054	-0,087	-0,184	0,556	0,876	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCo3 (%)	Ca ⁺² (meq/l)	Mg ⁺² (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Na ⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO4 (meq/l)	HCO3(meq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,760	0,475	0,276	0,010	0,045	0,006	0,465	0,903	0,047	0,010	0,779	0,011	0,117	0,123
prof	0,000	1	0,013	0,422	0,125	0,002	0,457	0,308	0,141	0,000	0,001	0,413	0,000	0,000	0,019	0,000
pH	0,760	0,013	1	0,215	0,112	0,029	0,112	0,000	0,676	0,570	0,023	0,002	0,659	0,014	0,159	0,151
CE (dS/m)	0,475	0,422	0,215	1	0,409	0,015	0,086	0,128	0,050	0,489	0,001	0,288	0,349	0,008	0,031	0,047
MO (%)	0,276	0,125	0,112	0,409	1	0,029	0,023	0,003	0,028	0,262	0,000	0,016	0,137	0,064	0,123	0,073
CaCo3 (%)	0,010	0,002	0,029	0,015	0,029	1	0,169	0,101	0,196	0,050	0,075	0,076	0,058	0,089	0,122	0,042
Ca ⁺² (meq/l)	0,045	0,457	0,112	0,086	0,023	0,169	1	0,001	0,485	0,058	0,010	0,366	0,001	0,232	0,025	0,063
Mg ⁺² (meq/l)	0,006	0,308	0,000	0,128	0,003	0,101	0,001	1	0,000	0,002	0,099	0,002	0,007	0,298	0,297	0,237
K ⁺ (meq/l)	0,465	0,141	0,676	0,050	0,028	0,196	0,485	0,000	1	0,391	0,023	0,129	0,261	0,030	0,057	0,048
Na ⁺ (meq/l)	0,903	0,000	0,570	0,489	0,262	0,050	0,058	0,002	0,391	1	0,000	0,005	0,619	0,004	0,088	0,102
Cl ⁻ (meq/l)	0,047	0,001	0,023	0,001	0,000	0,075	0,010	0,099	0,023	0,000	1	0,077	0,062	0,038	0,008	0,003
SO4 (meq/l)	0,010	0,413	0,002	0,288	0,016	0,076	0,366	0,002	0,129	0,005	0,077	1	0,061	0,194	0,022	0,008
HCO3(meq/l)	0,779	0,000	0,659	0,349	0,137	0,058	0,001	0,007	0,261	0,619	0,062	0,061	1	0,044	0,078	0,034
Cu ⁺² (ppm)	0,011	0,000	0,014	0,008	0,064	0,089	0,232	0,298	0,030	0,004	0,038	0,194	0,044	1	0,447	0,310
Zn ⁺² (ppm)	0,117	0,019	0,159	0,031	0,123	0,122	0,025	0,297	0,057	0,088	0,008	0,022	0,078	0,447	1	0,767
Mn ⁺² (ppm)	0,123	0,000	0,151	0,047	0,073	0,042	0,063	0,237	0,048	0,102	0,003	0,008	0,034	0,310	0,767	1

2.1.2. Effet d'AH

Variables	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCo3 (%)	Ca ⁺² (meq/l)	Mg ⁺² (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Na ⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO4 (meq/l)	HCO3(meq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
prof	1	-0,164	0,732	0,458	-0,589	0,868	-0,106	-0,126	0,068	0,084	0,372	-0,592	0,325	0,416	0,011
pH	-0,164	1	-0,002	-0,454	-0,205	-0,162	0,253	-0,507	0,162	0,133	-0,147	0,511	0,071	0,098	-0,097
CE (dS/m)	0,732	-0,002	1	0,646	-0,150	0,569	0,197	-0,217	0,024	0,243	0,283	-0,293	0,143	0,194	0,000
MO (%)	0,458	-0,454	0,646	1	-0,209	0,512	0,032	-0,066	0,188	0,041	0,567	-0,629	0,022	0,080	-0,205
CaCo3 (%)	-0,589	-0,205	-0,150	-0,209	1	-0,684	0,215	0,373	-0,318	0,226	-0,415	0,572	-0,249	-0,489	0,309
Ca ⁺² (meq/l)	0,868	-0,162	0,569	0,512	-0,684	1	0,043	-0,209	0,277	0,020	0,434	-0,601	0,020	0,205	-0,098
Mg ⁺² (meq/l)	-0,106	0,253	0,197	0,032	0,215	0,043	1	-0,069	0,015	-0,347	-0,349	0,483	-0,301	-0,206	-0,369
K ⁺ (meq/l)	-0,126	-0,507	-0,217	-0,066	0,373	-0,209	-0,069	1	0,021	-0,013	-0,196	-0,043	-0,035	-0,168	-0,088
Na ⁺ (meq/l)	0,068	0,162	0,024	0,188	-0,318	0,277	0,015	0,021	1	0,319	0,379	-0,009	0,258	0,227	-0,557
Cl ⁻ (meq/l)	0,084	0,133	0,243	0,041	0,226	0,020	-0,347	-0,013	0,319	1	0,429	0,161	0,225	-0,008	0,501
SO4 (meq/l)	0,372	-0,147	0,283	0,567	-0,415	0,434	-0,349	-0,196	0,379	0,429	1	-0,447	0,248	0,445	0,155
HCO3(meq/l)	-0,592	0,511	-0,293	-0,629	0,572	-0,601	0,483	-0,043	-0,009	0,161	-0,447	1	-0,018	-0,074	0,108
Cu ⁺² (ppm)	0,325	0,071	0,143	0,022	-0,249	0,020	-0,301	-0,035	0,258	0,225	0,248	-0,018	1	0,736	-0,150
Zn ⁺² (ppm)	0,416	0,098	0,194	0,080	-0,489	0,205	-0,206	-0,168	0,227	-0,008	0,445	-0,074	0,736	1	-0,120
Mn ⁺² (ppm)	0,011	-0,097	0,000	-0,205	0,309	-0,098	-0,369	-0,088	-0,557	0,501	0,155	0,108	-0,150	-0,120	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCo3 (%)	Ca ⁺² (meq/l)	Mg ⁺² (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Na ⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO4 (meq/l)	HCO3(meq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
prof	1	0,027	0,536	0,209	0,347	0,754	0,011	0,016	0,005	0,007	0,138	0,350	0,105	0,173	0,000
pH	0,027	1	0,000	0,206	0,042	0,026	0,064	0,257	0,026	0,018	0,022	0,261	0,005	0,010	0,009
CE (dS/m)	0,536	0,000	1	0,417	0,023	0,324	0,039	0,047	0,001	0,059	0,080	0,086	0,020	0,038	0,000
MO (%)	0,209	0,206	0,417	1	0,044	0,262	0,001	0,004	0,035	0,002	0,321	0,395	0,001	0,006	0,042
CaCo3 (%)	0,347	0,042	0,023	0,044	1	0,467	0,046	0,139	0,101	0,051	0,172	0,327	0,062	0,239	0,095
Ca ⁺² (meq/l)	0,754	0,026	0,324	0,262	0,467	1	0,002	0,044	0,077	0,000	0,189	0,361	0,000	0,042	0,010
Mg ⁺² (meq/l)	0,011	0,064	0,039	0,001	0,046	0,002	1	0,005	0,000	0,120	0,122	0,234	0,090	0,043	0,136
K ⁺ (meq/l)	0,016	0,257	0,047	0,004	0,139	0,044	0,005	1	0,000	0,000	0,038	0,002	0,001	0,028	0,008
Na ⁺ (meq/l)	0,005	0,026	0,001	0,035	0,101	0,077	0,000	0,000	1	0,102	0,143	0,000	0,067	0,051	0,310
Cl ⁻ (meq/l)	0,007	0,018	0,059	0,002	0,051	0,000	0,120	0,000	0,102	1	0,184	0,026	0,051	0,000	0,251
SO4 (meq/l)	0,138	0,022	0,080	0,321	0,172	0,189	0,122	0,038	0,143	0,184	1	0,200	0,061	0,198	0,024
HCO3(meq/l)	0,350	0,261	0,086	0,395	0,327	0,361	0,234	0,002	0,000	0,026	0,200	1	0,000	0,005	0,012
Cu ⁺² (ppm)	0,105	0,005	0,020	0,001	0,062	0,000	0,090	0,001	0,067	0,051	0,061	0,000	1	0,542	0,022
Zn ⁺² (ppm)	0,173	0,010	0,038	0,006	0,239	0,042	0,043	0,028	0,051	0,000	0,198	0,005	0,542	1	0,014
Mn ⁺² (ppm)	0,000	0,009	0,000	0,042	0,095	0,010	0,136	0,008	0,310	0,251	0,024	0,012	0,022	0,014	1

2.1.3. Effet d'EFV

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCo3 (%)	Ca ⁺² (meq/l)	Mg ⁺² (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Na ⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO4 (meq/l)	HCO3(meq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	-0,224	0,868	0,191	0,171	-0,431	0,029	0,643	0,690	-0,416	0,389	0,586	0,312	-0,313	-0,224
prof	0,000	1	0,325	0,234	0,044	0,364	0,502	0,684	0,123	0,035	0,138	0,182	-0,214	-0,688	0,047	0,270
pH	-0,224	0,325	1	-0,174	-0,057	0,218	-0,087	0,764	-0,241	0,258	0,552	-0,096	0,051	-0,240	-0,002	0,419
CE (dS/m)	0,868	0,234	-0,174	1	0,414	0,005	-0,069	0,080	0,728	0,680	-0,229	0,329	0,304	0,208	-0,385	-0,240
MO (%)	0,191	0,044	-0,057	0,414	1	-0,436	0,286	0,155	0,295	0,258	-0,066	0,259	-0,355	0,227	-0,232	-0,530
CaCo3 (%)	0,171	0,364	0,218	0,005	-0,436	1	-0,158	0,395	-0,382	0,281	-0,091	0,435	0,319	-0,097	0,023	0,464
Ca ⁺² (meq/l)	-0,431	0,502	-0,087	-0,069	0,286	-0,158	1	0,077	-0,187	-0,440	0,378	-0,139	-0,870	-0,536	0,151	-0,195
Mg ⁺² (meq/l)	0,029	0,684	0,764	0,080	0,155	0,395	0,077	1	-0,095	0,248	0,319	0,333	0,011	-0,376	0,103	0,394
K ⁺ (meq/l)	0,643	0,123	-0,241	0,728	0,295	-0,382	-0,187	-0,095	1	0,343	-0,324	-0,108	0,406	-0,037	-0,221	-0,255
Na ⁺ (meq/l)	0,690	0,035	0,258	0,680	0,258	0,281	-0,440	0,248	0,343	1	-0,126	0,272	0,547	0,505	-0,400	-0,023
Cl ⁻ (meq/l)	-0,416	0,138	0,552	-0,229	-0,066	-0,091	0,378	0,319	-0,324	-0,126	1	-0,158	-0,278	-0,241	0,556	0,461
SO4 (meq/l)	0,389	0,182	-0,096	0,329	0,259	0,435	-0,139	0,333	-0,108	0,272	-0,158	1	0,153	0,305	0,108	0,269
HCO3(meq/l)	0,586	-0,214	0,051	0,304	-0,355	0,319	-0,870	0,011	0,406	0,547	-0,278	0,153	1	0,338	0,012	0,376
Cu ⁺² (ppm)	0,312	-0,688	-0,240	0,208	0,227	-0,097	-0,536	-0,376	-0,037	0,505	-0,241	0,305	0,338	1	-0,263	-0,137
Zn ⁺² (ppm)	-0,313	0,047	-0,002	-0,385	-0,232	0,023	0,151	0,103	-0,221	-0,400	0,556	0,108	0,012	-0,263	1	0,559
Mn ⁺² (ppm)	-0,224	0,270	0,419	-0,240	-0,530	0,464	-0,195	0,394	-0,255	-0,023	0,461	0,269	0,376	-0,137	0,559	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCo3 (%)	Ca ⁺² (meq/l)	Mg ⁺² (meq/l)	K ⁺ (meq/l)	Na ⁺ (meq/l)	Cl ⁻ (meq/l)	SO4 (meq/l)	HCO3(meq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,050	0,753	0,037	0,029	0,186	0,001	0,414	0,476	0,173	0,152	0,344	0,097	0,098	0,050
prof	0,000	1	0,105	0,055	0,002	0,132	0,252	0,468	0,015	0,001	0,019	0,033	0,046	0,474	0,002	0,073
pH	0,050	0,105	1	0,030	0,003	0,047	0,007	0,584	0,058	0,067	0,304	0,009	0,003	0,058	0,000	0,175
CE (dS/m)	0,753	0,055	0,030	1	0,172	0,000	0,005	0,006	0,531	0,462	0,053	0,108	0,092	0,043	0,148	0,058
MO (%)	0,037	0,002	0,003	0,172	1	0,190	0,082	0,024	0,087	0,066	0,004	0,067	0,126	0,051	0,054	0,281
CaCo3 (%)	0,029	0,132	0,047	0,000	0,190	1	0,025	0,156	0,146	0,079	0,008	0,189	0,102	0,009	0,001	0,216
Ca ⁺² (meq/l)	0,186	0,252	0,007	0,005	0,082	0,025	1	0,006	0,035	0,194	0,143	0,019	0,757	0,287	0,023	0,038
Mg ⁺² (meq/l)	0,001	0,468	0,584	0,006	0,024	0,156	0,006	1	0,009	0,062	0,102	0,111	0,000	0,141	0,011	0,155
K ⁺ (meq/l)	0,414	0,015	0,058	0,531	0,087	0,146	0,035	0,009	1	0,117	0,105	0,012	0,165	0,001	0,049	0,065
Na ⁺ (meq/l)	0,476	0,001	0,067	0,462	0,066	0,079	0,194	0,062	0,117	1	0,016	0,074	0,299	0,255	0,160	0,001
Cl ⁻ (meq/l)	0,173	0,019	0,304	0,053	0,004	0,008	0,143	0,102	0,105	0,016	1	0,025	0,077	0,058	0,309	0,213
SO4 (meq/l)	0,152	0,033	0,009	0,108	0,067	0,189	0,019	0,111	0,012	0,074	0,025	1	0,023	0,093	0,012	0,072
HCO3(meq/l)	0,344	0,046	0,003	0,092	0,126	0,102	0,757	0,000	0,165	0,299	0,077	0,023	1	0,114	0,000	0,142
Cu ⁺² (ppm)	0,097	0,474	0,058	0,043	0,051	0,009	0,287	0,141	0,001	0,255	0,058	0,093	0,114	1	0,069	0,019
Zn ⁺² (ppm)	0,098	0,002	0,000	0,148	0,054	0,001	0,023	0,011	0,049	0,160	0,309	0,012	0,000	0,069	1	0,312
Mn ⁺² (ppm)	0,050	0,073	0,175	0,058	0,281	0,216	0,038	0,155	0,065	0,001	0,213	0,072	0,142	0,019	0,312	1

2.2. Site 2

2.2.1. Effet d'EDTA

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO3 (%)	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,428	0,115	0,303	0,283	-0,011	-0,589	0,476	0,924	0,079	0,406	0,856	-0,546	-0,138	-0,360
prof	0,000	1	-0,079	0,808	0,000	-0,083	0,477	0,687	0,663	-0,293	0,431	0,478	0,000	0,169	0,284	0,178
pH	0,428	-0,079	1	-0,052	0,175	0,307	-0,540	-0,416	-0,224	0,487	0,068	0,251	0,373	-0,122	0,222	-0,170
CE (dS/m)	0,115	0,808	-0,052	1	-0,123	-0,084	0,476	0,548	0,492	-0,219	-0,034	0,569	0,164	0,307	-0,139	-0,081
MO (%)	0,303	0,000	0,175	-0,123	1	0,168	0,021	-0,335	0,373	0,316	0,330	0,042	0,394	-0,638	0,652	-0,286
CaCO3 (%)	0,283	-0,083	0,307	-0,084	0,168	1	0,104	-0,196	0,187	0,389	-0,032	-0,133	0,431	-0,355	0,248	-0,233
Ca ⁺² (méq/l)	-0,011	0,477	-0,540	0,476	0,021	0,104	1	0,373	0,569	-0,194	0,132	0,034	0,031	0,167	-0,042	-0,451
Mg ⁺² (méq/l)	-0,589	0,687	-0,416	0,548	-0,335	-0,196	0,373	1	0,178	-0,745	-0,003	0,273	-0,579	0,428	0,060	0,475
K ⁺ (méq/l)	0,476	0,663	-0,224	0,492	0,373	0,187	0,569	0,178	1	0,247	0,447	0,420	0,495	-0,393	0,299	-0,079
Na ⁺ (méq/l)	0,924	-0,293	0,487	-0,219	0,316	0,389	-0,194	-0,745	0,247	1	0,063	0,204	0,792	-0,678	-0,102	-0,314
Cl ⁻ (méq/l)	0,079	0,431	0,068	-0,034	0,330	-0,032	0,132	-0,003	0,447	0,063	1	-0,046	0,189	-0,334	0,688	0,138
SO ₄ ⁻² (méq/l)	0,406	0,478	0,251	0,569	0,042	-0,133	0,034	0,273	0,420	0,204	-0,046	1	0,361	-0,123	-0,045	0,140
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,856	0,000	0,373	0,164	0,394	0,431	0,031	-0,579	0,495	0,792	0,189	0,361	1	-0,611	0,066	-0,367
Cu ⁺² (ppm)	-0,546	0,169	-0,122	0,307	-0,638	-0,355	0,167	0,428	-0,393	-0,678	-0,334	-0,123	-0,611	1	-0,342	-0,109
Zn ⁺² (ppm)	-0,138	0,284	0,222	-0,139	0,652	0,248	-0,042	0,060	0,299	-0,102	0,688	-0,045	0,066	-0,342	1	0,108
Mn ⁺² (ppm)	-0,360	0,178	-0,170	-0,081	-0,286	-0,233	-0,451	0,475	-0,079	-0,314	0,138	0,140	-0,367	-0,109	0,108	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO3 (%)	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,183	0,013	0,092	0,080	0,000	0,347	0,227	0,854	0,006	0,165	0,732	0,299	0,019	0,130
prof	0,000	1	0,006	0,653	0,000	0,007	0,228	0,473	0,439	0,086	0,186	0,229	0,000	0,029	0,081	0,032
pH	0,183	0,006	1	0,003	0,031	0,094	0,291	0,173	0,050	0,238	0,005	0,063	0,139	0,015	0,049	0,029
CE (dS/m)	0,013	0,653	0,003	1	0,015	0,007	0,226	0,301	0,242	0,048	0,001	0,323	0,027	0,094	0,019	0,007
MO (%)	0,092	0,000	0,031	0,015	1	0,028	0,000	0,112	0,139	0,100	0,109	0,002	0,155	0,407	0,426	0,082
CaCO3 (%)	0,080	0,007	0,094	0,007	0,028	1	0,011	0,038	0,035	0,151	0,001	0,018	0,186	0,126	0,062	0,054
Ca ⁺² (méq/l)	0,000	0,228	0,291	0,226	0,000	0,011	1	0,139	0,323	0,038	0,017	0,001	0,001	0,028	0,002	0,204
Mg ⁺² (méq/l)	0,347	0,473	0,173	0,301	0,112	0,038	0,139	1	0,032	0,556	0,000	0,074	0,335	0,183	0,004	0,226
K ⁺ (méq/l)	0,227	0,439	0,050	0,242	0,139	0,035	0,323	0,032	1	0,061	0,200	0,176	0,245	0,155	0,089	0,006
Na ⁺ (méq/l)	0,854	0,086	0,238	0,048	0,100	0,151	0,038	0,556	0,061	1	0,004	0,042	0,628	0,460	0,010	0,099
Cl ⁻ (méq/l)	0,006	0,186	0,005	0,001	0,109	0,001	0,017	0,000	0,200	0,004	1	0,002	0,036	0,112	0,473	0,019
SO ₄ ⁻² (méq/l)	0,165	0,229	0,063	0,323	0,002	0,018	0,001	0,074	0,176	0,042	0,002	1	0,130	0,015	0,002	0,020
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,732	0,000	0,139	0,027	0,155	0,186	0,001	0,335	0,245	0,628	0,036	0,130	1	0,373	0,004	0,135
Cu ⁺² (ppm)	0,299	0,029	0,015	0,094	0,407	0,126	0,028	0,183	0,155	0,460	0,112	0,015	0,373	1	0,117	0,012
Zn ⁺² (ppm)	0,019	0,081	0,049	0,019	0,426	0,062	0,002	0,004	0,089	0,010	0,473	0,002	0,004	0,117	1	0,012
Mn ⁺² (ppm)	0,130	0,032	0,029	0,007	0,082	0,054	0,204	0,226	0,006	0,099	0,019	0,020	0,135	0,012	0,012	1

2.2.2. Effet d'AH

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO3 (%)	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,210	-0,197	0,252	0,000	0,182	-0,457	0,601	0,840	-0,075	-0,145	-0,302	-0,054	0,390	0,430
prof	0,000	1	0,545	0,358	-0,086	0,201	0,751	0,476	-0,447	0,182	0,206	0,376	-0,207	0,070	0,157	0,357
pH	0,210	0,545	1	0,220	-0,487	-0,199	0,372	0,287	-0,027	0,196	0,044	-0,292	-0,263	-0,350	0,212	0,179
CE (dS/m)	-0,197	0,358	0,220	1	-0,178	-0,272	0,212	0,790	-0,165	-0,163	0,790	-0,051	0,311	-0,015	0,216	0,066
MO (%)	0,252	-0,086	-0,487	-0,178	1	0,081	0,189	-0,445	0,094	0,355	0,000	0,284	0,358	0,031	0,182	0,242
CaCO3 (%)	0,000	0,201	-0,199	-0,272	0,081	1	0,362	0,052	-0,109	0,035	-0,014	0,279	0,037	0,289	0,396	0,049
Ca ⁺² (méq/l)	0,182	0,751	0,372	0,212	0,189	0,362	1	0,256	-0,375	0,447	0,133	0,223	-0,227	0,342	0,300	0,033
Mg ⁺² (méq/l)	-0,457	0,476	0,287	0,790	-0,445	0,052	0,256	1	-0,559	-0,497	0,625	0,155	0,205	-0,015	0,206	-0,224
K ⁺ (méq/l)	0,601	-0,447	-0,027	-0,165	0,094	-0,109	-0,375	-0,559	1	0,545	0,031	-0,641	0,052	-0,218	0,320	0,506
Na ⁺ (méq/l)	0,840	0,182	0,196	-0,163	0,355	0,035	0,447	-0,497	0,545	1	-0,010	-0,199	-0,382	0,216	0,297	0,464
Cl ⁻ (méq/l)	-0,075	0,206	0,044	0,790	0,000	-0,014	0,133	0,625	0,031	-0,010	1	-0,057	0,299	0,143	0,397	0,196
SO ₄ ⁻² (méq/l)	-0,145	0,376	-0,292	-0,051	0,284	0,279	0,223	0,155	-0,641	-0,199	-0,057	1	-0,035	0,302	-0,333	0,017
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	-0,302	-0,207	-0,263	0,311	0,358	0,037	-0,227	0,205	0,052	-0,382	0,299	-0,035	1	-0,544	0,398	0,013
Cu ⁺² (ppm)	-0,054	0,070	-0,350	-0,015	0,031	0,289	0,342	-0,015	-0,218	0,216	0,143	0,302	-0,544	1	-0,381	-0,185
Zn ⁺² (ppm)	0,390	0,157	0,212	0,216	0,182	0,396	0,300	0,206	0,320	0,297	0,397	-0,333	0,398	-0,381	1	0,231
Mn ⁺² (ppm)	0,430	0,357	0,179	0,066	0,242	0,049	0,033	-0,224	0,506	0,464	0,196	0,017	0,013	-0,185	0,231	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO3 (%)	Ca ⁺² (méq/l)	Mg ⁺² (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,044	0,039	0,064	0,000	0,033	0,209	0,361	0,706	0,006	0,021	0,091	0,003	0,152	0,185
prof	0,000	1	0,297	0,128	0,007	0,040	0,564	0,226	0,200	0,033	0,043	0,141	0,043	0,005	0,025	0,127
pH	0,044	0,297	1	0,048	0,237	0,039	0,138	0,082	0,001	0,038	0,002	0,085	0,069	0,123	0,045	0,032
CE (dS/m)	0,039	0,128	0,048	1	0,032	0,074	0,045	0,625	0,027	0,027	0,624	0,003	0,097	0,000	0,047	0,004
MO (%)	0,064	0,007	0,237	0,032	1	0,007	0,036	0,198	0,009	0,126	0,000	0,081	0,128	0,001	0,033	0,059
CaCO3 (%)	0,000	0,040	0,039	0,074	0,007	1	0,131	0,003	0,012	0,001	0,000	0,078	0,001	0,083	0,157	0,002
Ca ⁺² (méq/l)	0,033	0,564	0,138	0,045	0,036	0,131	1	0,066	0,140	0,200	0,018	0,050	0,051	0,117	0,090	0,001
Mg ⁺² (méq/l)	0,209	0,226	0,082	0,625	0,198	0,003	0,066	1	0,312	0,247	0,390	0,024	0,042	0,000	0,043	0,050
K ⁺ (méq/l)	0,361	0,200	0,001	0,027	0,009	0,012	0,140	0,312	1	0,297	0,001	0,411	0,003	0,047	0,103	0,256
Na ⁺ (méq/l)	0,706	0,033	0,038	0,027	0,126	0,001	0,200	0,247	0,297	1	0,000	0,040	0,146	0,047	0,088	0,215
Cl ⁻ (méq/l)	0,006	0,043	0,002	0,624	0,000	0,000	0,018	0,390	0,001	0,000	1	0,003	0,089	0,021	0,158	0,038
SO ₄ ⁻² (méq/l)	0,021	0,141	0,085	0,003	0,081	0,078	0,050	0,024	0,411	0,040	0,003	1	0,001	0,091	0,111	0,000
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,091	0,043	0,069	0,097	0,128	0,001	0,051	0,042	0,003	0,146	0,089	0,001	1	0,296	0,158	0,000
Cu ⁺² (ppm)	0,003	0,005	0,123	0,000	0,001	0,083	0,117	0,000	0,047	0,047	0,021	0,091	0,296	1	0,145	0,034
Zn ⁺² (ppm)	0,152	0,025	0,045	0,047	0,033	0,157	0,090	0,043	0,103	0,088	0,158	0,111	0,158	0,145	1	0,053
Mn ⁺² (ppm)	0,185	0,127	0,032	0,004	0,059	0,002	0,001	0,050	0,256	0,215	0,038	0,000	0,000	0,034	0,053	1

2.2.3. Effet d'EFV

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO3 (%)	Ca ²⁺ (méq/l)	Mg ²⁺ (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	-0,226	0,777	-0,123	0,524	0,301	-0,354	0,393	0,716	0,505	-0,041	0,237	-0,333	0,346	0,379
prof	0,000	1	0,587	0,045	-0,184	0,252	0,555	0,676	-0,684	0,168	-0,536	0,126	0,108	-0,354	-0,447	0,374
pH	-0,226	0,587	1	-0,172	-0,329	-0,044	0,208	0,424	-0,434	-0,265	-0,574	0,097	0,368	-0,440	-0,116	0,379
CE (dS/m)	0,777	0,045	-0,172	1	-0,423	0,534	0,020	-0,260	0,605	0,675	0,634	-0,014	0,205	-0,066	0,613	0,288
MO (%)	-0,123	-0,184	-0,329	-0,423	1	-0,253	0,192	-0,341	-0,143	-0,064	-0,360	-0,335	-0,416	-0,338	-0,056	-0,393
CaCO3 (%)	0,524	0,252	-0,044	0,534	-0,253	1	0,362	0,029	0,151	0,384	0,333	-0,230	0,298	-0,093	0,070	0,171
Ca ²⁺ (méq/l)	0,301	0,555	0,208	0,020	0,192	0,362	1	0,339	-0,497	0,065	-0,445	0,165	0,328	-0,738	-0,231	0,447
Mg ²⁺ (méq/l)	-0,354	0,676	0,424	-0,260	-0,341	0,029	0,339	1	-0,739	-0,123	-0,539	0,308	0,218	0,004	-0,577	0,236
K ⁺ (méq/l)	0,393	-0,684	-0,434	0,605	-0,143	0,151	-0,497	-0,739	1	0,130	0,822	-0,172	-0,117	0,202	0,792	-0,015
Na ⁺ (méq/l)	0,716	0,168	-0,265	0,675	-0,064	0,384	0,065	-0,123	0,130	1	0,297	-0,144	0,193	0,003	0,206	-0,128
Cl ⁻ (méq/l)	0,505	-0,536	-0,574	0,634	-0,360	0,333	-0,445	-0,539	0,822	0,297	1	-0,109	-0,124	0,481	0,387	-0,031
SO ₄ ⁻² (méq/l)	-0,041	0,126	0,097	-0,014	-0,335	-0,230	0,165	0,308	-0,172	-0,144	-0,109	1	0,465	0,005	-0,070	0,415
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,237	0,108	0,368	0,205	-0,416	0,298	0,328	0,218	-0,117	0,193	-0,124	0,465	1	-0,240	0,204	0,166
Cu ⁺² (ppm)	-0,333	-0,354	-0,440	-0,066	-0,338	-0,093	-0,738	0,004	0,202	0,003	0,481	0,005	-0,240	1	-0,187	-0,504
Zn ⁺² (ppm)	0,346	-0,447	-0,116	0,613	-0,056	0,070	-0,231	-0,577	0,792	0,206	0,387	-0,070	0,204	-0,187	1	0,042
Mn ⁺² (ppm)	0,379	0,374	0,379	0,288	-0,393	0,171	0,447	0,236	-0,015	-0,128	-0,031	0,415	0,166	-0,504	0,042	1

Coefficients de détermination (R²)

Variables	dose	prof	pH	CE (dS/m)	MO (%)	CaCO3 (%)	Ca ²⁺ (méq/l)	Mg ²⁺ (méq/l)	K ⁺ (méq/l)	Na ⁺ (méq/l)	Cl ⁻ (méq/l)	SO ₄ ⁻² (méq/l)	Hco ₃ ⁻ (méq/l)	Cu ⁺² (ppm)	Zn ⁺² (ppm)	Mn ⁺² (ppm)
dose	1	0,000	0,051	0,604	0,015	0,275	0,091	0,126	0,154	0,513	0,255	0,002	0,056	0,111	0,120	0,144
prof	0,000	1	0,344	0,002	0,034	0,063	0,308	0,457	0,468	0,028	0,288	0,016	0,012	0,125	0,200	0,140
pH	0,051	0,344	1	0,030	0,108	0,002	0,043	0,180	0,189	0,070	0,329	0,009	0,135	0,194	0,013	0,143
CE (dS/m)	0,604	0,002	0,030	1	0,179	0,285	0,000	0,068	0,366	0,455	0,402	0,000	0,042	0,004	0,376	0,083
MO (%)	0,015	0,034	0,108	0,179	1	0,064	0,037	0,117	0,021	0,004	0,130	0,112	0,173	0,114	0,003	0,155
CaCO3 (%)	0,275	0,063	0,002	0,285	0,064	1	0,131	0,001	0,023	0,147	0,111	0,053	0,089	0,009	0,005	0,029
Ca ²⁺ (méq/l)	0,091	0,308	0,043	0,000	0,037	0,131	1	0,115	0,247	0,004	0,198	0,027	0,107	0,545	0,053	0,200
Mg ²⁺ (méq/l)	0,126	0,457	0,180	0,068	0,117	0,001	0,115	1	0,546	0,015	0,290	0,095	0,048	0,000	0,333	0,056
K ⁺ (méq/l)	0,154	0,468	0,189	0,366	0,021	0,023	0,247	0,546	1	0,017	0,676	0,029	0,014	0,041	0,627	0,000
Na ⁺ (méq/l)	0,513	0,028	0,070	0,455	0,004	0,147	0,004	0,015	0,017	1	0,088	0,021	0,037	0,000	0,042	0,016
Cl ⁻ (méq/l)	0,255	0,288	0,329	0,402	0,130	0,111	0,198	0,290	0,676	0,088	1	0,012	0,015	0,231	0,150	0,001
SO ₄ ⁻² (méq/l)	0,002	0,016	0,009	0,000	0,112	0,053	0,027	0,095	0,029	0,021	0,012	1	0,217	0,000	0,005	0,172
Hco ₃ ⁻ (méq/l)	0,056	0,012	0,135	0,042	0,173	0,089	0,107	0,048	0,014	0,037	0,015	0,217	1	0,058	0,042	0,028
Cu ⁺² (ppm)	0,111	0,125	0,194	0,004	0,114	0,009	0,545	0,000	0,041	0,000	0,231	0,000	0,058	1	0,035	0,254
Zn ⁺² (ppm)	0,120	0,200	0,013	0,376	0,003	0,005	0,053	0,333	0,627	0,042	0,150	0,005	0,042	0,035	1	0,002
Mn ⁺² (ppm)	0,144	0,140	0,143	0,083	0,155	0,029	0,200	0,056	0,000	0,016	0,001	0,172	0,028	0,254	0,002	1

Résumé

La région du Biskra se considère comme un pôle agricole très important, connu à l'échelle nationale par sa forte potentialité en cultures maraichères. L'objectif de ce travail vise à étudier la caractérisation physico-chimique des sols agricoles et l'effets de certaines matières organiques sur la mobilité ou l'accumulation du zinc, du manganèse et du cuivre en fonction des paramètres essentiel des sols, de certaines régions de la wilaya de Biskra à utilisation abusif des produits phytosanitaires et des fertilisants. L'étude réalisée comporte deux volets.

Le premier consiste à suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques et métalliques (le zinc, le manganèse et le cuivre) des sols prélevé au cours de cycle végétatif des cultures sous serres. Le second volet a pour objectif de caractériser les changements induits après l'application des traitements des solutions de différents produits organiques.

D'après les résultats obtenus, on peut tirer les conclusions suivantes :

Les concentrations des teneurs du Zn, du Mn et du Cu des sols traités sont légèrement élevés en comparaison avec les teneurs des sols témoins pour les deux sites. Il est à mentionner que les teneurs totales des métaux lourds étudiés pour l'ensemble des sols étudiés sont inférieures aux teneurs maximales autorisées

La variation de l'effet de l'expérience de lixiviation pour les trois produits testés sur l'évolution (mobilité) des métaux lourds a été signalée pour le Zn par rapport au Cu et au Mn.

Les sur-fertilisations et l'utilisation abusive et non contrôlé des engrais et les produits phytosanitaires ont une influence sur les propriétés chimiques des sols étudiés.

Mots clés :

Cuivre, Zinc, Manganèse, Matière organique, Mobilité, Biskra, M'ziraa, El-ghrous.

Summary

Biskra region is considered as a very important agricultural center, known nationally for its high potential of maraichere culture. The aim of our work is to study the physico-chemical characterization of agricultural soils and the effects of some organic materials on the mobilization or accumulation of zinc, manganese and copper within the parameters essential soil, some areas of the province of Biskra contaminated with pesticides and fertilizer. Study concept and has two components.

The first consists in following the evolution of the physicochemical and metallic parameters (zinc, manganese and copper) of the soils during the vegetative cycle of greenhouse crops. The second part aims to characterize the changes induced after the application of treatments of solutions of different organic materials of nutritional therapies.

Based on the results obtained, the following conclusions can be drawn:

The concentrations of Zn, Mn and Cu in treated soils are slightly elevated compared to control soil levels at both sites. It should be mentioned that the total contents of heavy metals studied for all the soils studied are lower than the maximum permitted levels.

The variation in the effect of the leaching experiment for the three products tested on the evolution (mobility) of heavy metals was reported for Zn compared to Cu and Mn.

Supplementary fertilization and the uncontrolled and abusive use of fertilizers and pesticides have an influence on the chemical properties of the soils studied.

Key words:

Copper, Zinc, Manganese, Organic material, Mobility, Biskra M'ziraa, El-ghrous.

ملخص

تعتبر منطقة بسكرة كقطب زراعي جد مهم، معروف على المستوى الوطني بإمكانياته القوية في زراعة الخضروات. الهدف من عملنا هو دراسة الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة الزراعية ودراسة تأثير بعض المواد العضوية في حركية أو تراكم كل من الزنك والمنغنيز والنحاس في التربة في بعض مناطق ولاية بسكرة المعروفة بالاستعمال المفرط نوعا ما للمبيدات والأسمدة. هذه الدراسة تشمل عنصرين أساسيين.

الأول هو تحديد ومتابعة تطور كل من الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة في الحقل خلال السنة الزراعية. العنصر الثاني يهدف إلى وصف التغيرات الناتجة بعد تطبيق المحاليل المختلفة من المواد العضوية المستعملة خلال التجربة. من خلال النتائج التي تم الحصول عليها ، يمكن استخلاص النتائج التالية:

تركيزات الزنك والمنغنيز والنحاس في التربة المعالجة مرتفعة قليلاً مقارنة بالتربة الغير المعالجة في كلا الموقعين. تجدر الإشارة إلى أن إجمالي محتويات المعادن الثقيلة التي تمت دراستها لجميع أنواع التربة التي تمت دراستها أقل من المستويات القصوى المسموح بها.

من خلال تأثير تجربة الرش للمنتجات الثلاثة التي تم اختبارها على تطور المعادن الثقيلة هناك تأثير بالنسبة للزنك مقارنة بالنحاس والمنغنيز.

الاستعمال المفرط في الإخصاب والاستخدام السيء للأسمدة والمبيدات لها تأثير على الخصائص الكيميائية للتربة التي تمت دراستها.

الكلمات الرئيسية

النحاس، الزنك، المنغنيز، منطقة بسكرة، المادة العضوية، حركية المعادن مزرعة، الغروس.