



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Mouloud MAMMERRI de Tizi-Ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques



Département d'Agronomie

MASTER : SOL-PLANTE-ENVIRONNEMENT

Thème

Contribution à la caractérisation agronomique et environnementale des sols de parcelles viticoles

Présenté par : *ILIMI Hanane & AIFOUNE Aldjia*

Dirigé par :

Mr MOUHOUSS.A
M^r CHERFOUH.R
M^r LARBIL.L
M^r MIROUKI.K
M^r IMSSOUDENE.A

président
promoteur
examineur
examineur
invité

MCB UMMTO
MAA UMMTO
MAA UMMTO
MCB UMMTO
MCB UZAD

Promotion : 2016-2017

Remerciements

Nous remercions « Dieu Tout Puissant » de nous avoir donné la santé, la patience et la volonté pour réaliser ce modeste travail.

C'est avec un grand plaisir que nous exprimons notre gratitude et nos sincères remerciements à notre

Promoteur: Mr CHERFOUH.R et Co-promoteur: Mr BOUDJEMA .S

Pour leurs orientations judicieuses et encadrement, leurs conciles qui nous ont guidé dans l'élaboration de ce mémoire de Master.

Nous remercions M^{me} ALKAMA - MESSOUS. N notre chef de formation

Mr MOUHOUSS qui nous fait honneur de présider le jury

Nous tenons également à exprimer nos sincères remerciements aux égards des membres de jury Mr LARBI ,L, Mr MERROUKI. K pour avoir accepté d'examiner et de juger ce travail.

Nous remercions Mr IMASSOUDENE. A qui nous a aidé à réaliser ce travail.

J'adresse un très grand merci à Mr KHALED ,OUALI pour son bien et son soutien morale.

Nos remerciements vont également à tout le personnel de :

- ❖ *Laboratoire Physique du sol de l'Université « ZIANE ACHOUR, DJELFA » de nous avoir autorisé à réaliser notre expérimentation au sein de cette établissement ;*

A tous ceux qui ont contribué à notre formation, particulièrement les enseignants de département d'Agronomie de Tizi-Ouzou, trouvent ici notre profonde reconnaissance.

Nous tenons à exprimer tout au fond de nos cœurs, nos reconnaissances à nos familles pour toute leur aide morale et financière.

Enfin, un grand merci pour tous ceux qui ont participé de près ou de loin dans la réalisation de ce modeste travail.

dedicace

Tout d'abord je remercie le bon dieu qui nous a donné de courage, de volonté et de patience, à fin de réaliser ce modeste travail que je dédie particulièrement à :

Mes chères parents qui m'ont beaucoup aidé dans mes études, pour les sacrifices qu'ils ont faits pour notre éducation et la confiance et l'amour qu'ils m'ont toujours accordés.

Mes frères et sœurs .

A mon oncle IMMSSOUDENE ALI et sa famille

Sans oublier M^r DERRIDJ

HANANE

dedicace

Tout d'abord je remercie le bon dieu qui nous a donné de courage, de volonté et de patience, à fin de réaliser ce modeste travail que je dédie particulièrement à :

Mon mari SAID et mes enfants

Mes chères parents qui m'ont beaucoup aidé dans mes études, pour les sacrifices qu'ils ont faits pour notre éducation et la confiance et l'amour qu'ils m'ont toujours accordés.

Mes frères et sœurs .

ALDJIA

Liste des abréviations

(M+m) /2 : Moyenne de températures mensuelles

° C : Degré Celsius

a : Profondeur de 0 à 10 cm

ADEME: Agence de l'environnement et la Maîtrise de l'Energie, (France)

AFNOR: Association Française de la Normalisation

b : Profondeur de 10 à 25cm

c : profondeur de 25 à 45 cm

CE : Conductivité électrique

CEC : Capacité d'échange cationique

CM : Carré moyen

Cm : Centimètre

C_{org} : Carbone organique

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

DEC : Décembre

E : Est

E_h : Potentiel d'oxydoréduction

ETM : Eléments Traces Métalliques

g : Gramme

ha : Hectare

HCL: acide chlorhydrique

HNO₃: acide nitrique

K : Potassium

Km² : Kilomètre carre

M (°C) : Moyenne des températures maximales mensuelles

m (°C) : Moyenne des températures minimales mensuelles

mg : Milligramme

mm : Millimètre

MO : matière organique

N : Azote

N : Nord

Nov : Novembre

NTK : Matière Organique Azoté

Oct : Octobres

ONM : Office National Météorologique

P : Précipitation annuelles en mm

Par : Parcelle

pH : Potentiel hydrogène

PPM : partie par million

PROF : Profondeur

Q₂ : Quotient pluviothermiques

SAA : Spectrométrie Absorption Atomique

SAT : Superficie Agricole Totale

SAU : Superficie Agricole Utile

SEP : Septembre

TO: Tizi-Ouzou

USDA: United States Department of Agriculture

Listes des Figures

Figure 01 : Présentation géographique de la commune de Bordj-Menaïel Boumerdes (DPAT, 2009).	03
Figure 02 : Variation mensuelle des précipitations moyennes de la région de Bordj Menaïel pour le période 2002-2011(O.N.M d'Isser).	08
Figure 03: Variation mensuelle des températures moyennes de la région de Bordj Menaïel pour la période 2002-2011(O.N.M d'Isser).	09
Figure 04: Diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN	09
Figure 05: Situation de la région de Bordj Menaïel dans le climagramme d'Emberger (Station météorologique d'Isser).	10
Figure 06: Tableau périodique des éléments chimiques (Sirven, 2006).	14
Figure 07 : Répartition des éléments métalliques entre les compartiments du sol, sous les différentes formes possibles, avec indication de leur mobilité par des flèches (modifiée d'après Juste, 1995).	18
Figure 08 : Le cadmium dans la nature	21
Figure 09: le chrome dans la nature.	23
Figure 10 : Le cuivre dans la nature	25
Figure 11: Les différentes espèces du cuivre dans la solution du sol (PERRONO, 1999). .	26
Figure 12 : Schéma représentant les fractions bioaccessibles et biodisponibles d'un contaminant dans un sol (d'après semple et <i>al.</i> , 2004).	27
Figure 13 : Localisation des différentes parcelles échantillonnées via Google Earth 2014.	29
Figure 14 : Image d'un point de prélèvement avec les profondeurs échantillonnées.	29
Figure 15 : Image satellite de la 1 ^{ère} et la 2 ^{ème} parcelle (Google Earth 2014).	30
Figure 16 : Image satellite de la 3 ^{ème} et la 4 ^{ème} parcelle (Google Earth 2014).	30
Figure 17: Image satellite de la 5 ^{ème} parcelle (Google Earth 2014).	31
Figure 18 : Dosage de l'azote	34
Figure 19 : Minéralisation et filtration protocole d'extraction des métaux lourds.	35
Figure 20 : Exemple de SAA flamme	37
Figure 21 : Distribution de valeurs de pH des échantillons de sols étudiés.	38
Figure 22 : Variation du pH-eau du sol dans les parcelles étudiées en fonction de la profondeur	39
Figure 23 : La distribution de la CE dans le sol des parcelles étudiées.	41
Figure 24 : Teneur en azote totale dans la couche superficielle de 0 à 10cm au sein dans sols étudiés	43

Figure 25 : La distribution de MO dans les sols des parcelles en fonction des profondeurs.	44
Figure 26 : Evolution du rapport C/N dans le sol de l'horizon (0-10 cm) des parcelles étudiées	46
Figure 27 : Variation du Cu dans les parcelles étudiées en fonction des profondeurs	49
Figure 28 : Variation du Chrome dans les parcelles étudiées en fonction des profondeurs.	51

Liste des Tableaux

Tableau 01 : Pluviométrie moyenne mensuelle en (mm) pour la période 2002-2011, (O.N.M d'Isser).	07
Tableau 02: Températures moyennes mensuelles (°C) pour la période 2002-2011 (O.N.M d'Isser).	08
Tableau 03: Contenu des roches en éléments traces (ppm) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).	15
Tableau 04 : Influence du pH et du potentiel redox sur la mobilité des éléments métalliques étudié (Perrono, 1999).	20
Tableau 05 : Propriétés physico-chimiques du cadmium (Lenntech, 2007a).	21
Tableau 06 : Propriétés physico-chimiques du chrome (Lenntech, 2007b).	23
Tableau 07 : Propriétés physico-chimiques du cuivre (Lenntech, 2007c)	25
Tableau 08 : Différentes normes concernant les limites des teneurs totales en éléments métalliques dans les sols, en mg.kg-1 de poids sec	28
Tableau 09: les différents paramètres de la 1ère et la 2ème parcelle	30
Tableau 10: les différents paramètres de la 3 ^{ème} et la 4 ^{ème} parcelle.	31
Tableau 11: les différents paramètres de la 6 ^{ème} parcelle.	32
Tableau 12 : Les valeurs du pH de la solution du sol dans les parcelles étudiées.	39
Tableau 13 : La Conductivité Electrique (ms/cm) des sols des parcelles étudiées.	40
Tableau 14 : Les valeurs d'azote dans les couches superficielles des parcelles prospectées	42
Tableau 15 : Les valeurs de MO dans les différentes parcelles étudiées.	44
Tableau 16 : Evolution du rapport C/N dans la couche superficielle des parcelles étudiées	45
Tableau 17 : Teneurs en Cuivre (ppm) dans les différentes parcelles étudiées.	47
Tableau 18 : Teneurs en Chrome (mg/Kg) dans les différentes parcelles étudiées en fonction des profondeurs	51

Annexe n° 01: normes d'interprétation de la réaction du sol (pH)

4, à 5	tés fortement acide
5,1 à 5,5	fortement acide
5,6 à 6,75	faiblement acide
6,75 à 7,3	neutre
7,4 à 7,8	l'égerment alcalin
7,9 à 8,4	moyennement alcalin
8,5 à 9	fortement alcalin
> 9,1	très fortement alcalin

Annexe n° 02 : normes d'interprétation pour la matière organique

M.O (%)	Niveau
0,7	très pauvre
0,7 à 1,5	pauvre
1,5 à 3,0	moyennement pauvre
3,0 à 6	bien pourvu
6	très bien pourvu

Annexe n° 03 : Classification de la fertilité des sols à partir du pH et de la teneur en azote total (Dabin B., 1970)

Echelle	1	2	3	4	5
pH	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon
4,5	< 0,6	0,6 à 1,2	1,2 à 2,5	> 2,5	
5	< 0,45	0,45 à 0,8	0,8 à 1,5	1,5 à 3	> 3
6	< 0,3	0,3 à 0,45	0,45 à 0,8	0,8 à 1,5	> 1,5
6,5	< 0,2	0,2 à 0,3	0,3 à 0,45	0,45 à 1	>1
7	< 0,1	0,1 à 0,2	0,2 à 0,3	0,3 à 0,45	>0,45

Annexe n° 04 : norme d'interprétation pour rapport C/N

RAPPORT C/N	INTERPRETATION
≤ 10	Satisfaisant
10 à 12	peu élevé
12 à 15	Assez élevé
Plus de 15	élevé

Annexe n° 05: Classe de la qualité des sols selon l'échelle de Durand J.H. (1983).

Classe	CE en $\mu\text{s}/\text{cm}$ à 25°C	Qualité des sols	Effet sur le rendement
Classe I	0 à 500	Non salé	Négligeable
Classe II	500 à 1000	Légèrement salé	Diminution du rendement descultures très sensibles au sel
Classe III	1000 à 2000	Salé	Diminution du rendement de la plus part des cultures
Classe IV	2000 à 4000	Très salé	Seules les cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant
Classe V	Plus de 4000	Extrêmement salé	Seules quelques cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant

Annexe n° 06: Résultats des différents tests utilisés dans l'analyse statistique.

Paramètre		Normalité		Egalité des variances		Parcelle		Profondeur	
Test		Test de Kolmogorov Smirnov		Test de Bartlett		Test de Kruskal Wallis)		Test de Kruskal Wallis	
Paramètre		ddl	P-value	ddl	P-value	ddl	P-value	ddl	P-value
Analyse chimique	pH	4	0.9534	4	0.2973	4	0.02278	2	0.5227
	CE	4	0.5619	4	0.01125	4	0.01482	2	0.7558
	MO	4	0.3807	4	0.07227	4	0.08747	2	0.7167
ETM	Cu	4	0.9596	4	0.5039	4	0.1648	2	0.5434
	Cr	4	0.7007	4	0.005279	4	0.01212	2	0.8106

Annexe n° 07 : Matrice des corrélations des paramètres étudiés.

	pH	CE	MO	Cu	Cr
pH	1,0000000	0.2577505	0.1321429	0.1009130	-0.5624040
CE	0.25775046	1.0000000	0.69059610	-0.4336293	-0.4988968
MO	0.01231429	0.6905961	1.0000000	-0.1126442	-0.2017836
Cu	0.10091295	-0.4336293	-0.11264421	1.0000000	0.1673484
Cr	-0.56240396	-0.4988968	-0.28720635	0.1673484	1.0000000

Annexe n°08 : Corrélations entre les paramètres chimique (CE- MO) et (pH -Cr)

paramètre	R ²	F(x)	Nature de la corrélation
CE - MO	0,476	Y= 0.010 x + 2,815	Positive
pH - Cr	0,315	Y= -0,000x+9,227	Négative

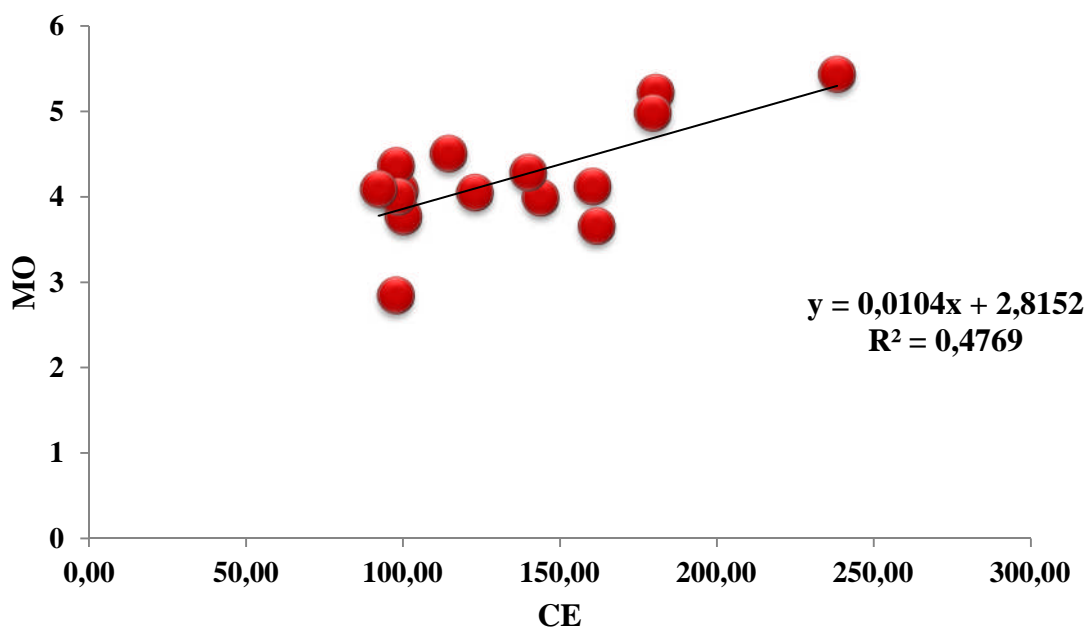
**Annexe 09: Teneurs et flux des éléments traces pour les boues et pour les sols en France
selon l'arrêté du 8 janvier 1998.**

ETM	Teneur dans les boues		Teneurs dans le sol	
	Valeurs limites (g/Kg MS)	Flux maximum cumulé en 10 ans (g/m)	Valeurs limites (mg/Kg Ms)	Flux maximum (g/ha/an)
Cd	20*	0,03**	2	15
Cr	1000	1,5	150	1200
Cu	1000	1,5	100	1200
Hg	10	0,015	1	12
Ni	200	0,3	50	300
Pb	800	1,5	100	9000
Zn	3000	4,5	300	3000
Cr+Cu+ NI+Zn	4000	6		4000

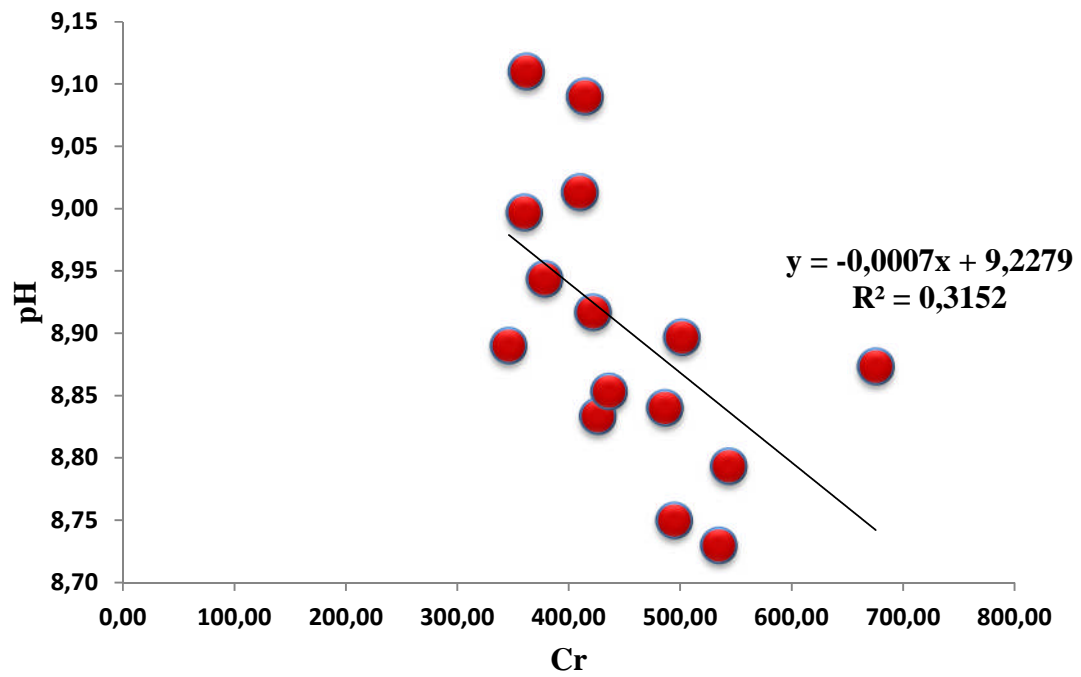
* 10 mg/kg MS à compter du 1^{er} janvier 2004

** 0,015 g/m² à compter du 1^{er} Janvier 2001

Annexe n°10: Corrélation Positive entre (CE et MO).



Annexe n°11: Corrélation Négative entre (pH et Cr).



Sommaire

Chapitre I : Synthèse Bibliographique

I. Présentation générale de la wilaya de Boumerdès	03
I.1. Données générales	03
I.2. Présentation de la zone d'étude	03
I.2.1. Situation géographique	03
I.2.2. Pédologie	04
les sols peu évalués	04
Les sols minéraux bruts	04
Les sols hydromorphes	05
Les sols calcimagnésiques	05
Les sols à sesquioxydes de fer ou de manganèse	05
Les vertisols	06
I.2.3. Climat	06
I.2.3.1. Etude climatique	06
I.2.3.2. Analyse des paramètres climatiques	07
a) Pluviométrie	07
b) températures	08
I.2.3.3. Diagramme Ombrothermique	09
I.2.3.4. Classification bioclimatique de la région d'étude	10
I.2.4. L'agriculture dans la zone de bordj - Menaiél	11
I.2.5. la viticulture dans la région	11
I.2.6. La conduite culturale comme source de métaux dans le sol	12
La fertilisation	12
Les traitements phytosanitaires	13
I.2. Les éléments traces métalliques (ETM) ou métaux lourds	13
Les oligo-éléments ou métaux essentiels,	13
Les éléments à caractère non indispensable	14
I.2.1. Origine des métaux lourds dans les sols	14
I.2.1.1. Origine de la contamination des sols par les ETM	14
I.2.1.1.1. Origine naturelle	14

I.2.1.1.2. Origine anthropique.....	15
les sources agricoles	15
les sources industrielles	16
I.2.2. Spécificités de la pollution par les métaux.....	16
I.2.3. Spéciation, mobilité et biodisponibilité des ETM dans le sol.....	16
La spéciation.....	16
La mobilité.....	17
La biodisponibilité.....	17
I.3. Localisation des ETM dans le sol	17
I.3.1. Localisation dans les constituants du sol.....	17
I.3.2. Localisation le long du profil pédologique.	18
I.3.3. Paramètres influençant la mobilité des ETM	19
I.3.3.1. pH.....	19
I.3.3.2. Potentiel d'oxydo-réduction.....	19
I.3.3.3. Matière organique	21
I.3.3.4. Capacité d'échange cationique (CEC)	21
I.4. Eléments traces métalliques étudiés.....	21
I.4.1. Cadmium (Cd).....	21
I.4.1.1. Sources de contamination de Cadmium.....	22
I.4.1.2. Cadmium dans le sol	22
Spéciation et mobilité.....	22
I.4.1.3. Écotoxicité du Cd	23
I.4.2. Chrome (Cr)	23
I.4.2.1. Sources de contamination de Chrome.....	23
I.4.2.2. Chrome dans le sol	24
Spéciation et mobilité.....	24
I.4.2.3. Écotoxicité du Cr.....	24
I.4.3. Cuivre	25
I.4.3.1. Sources de contamination du Cuivre.....	25
I.4.3.2. Cuivre dans le sol	25
I.4.3.3. Comportement du cuivre dans le sol :.....	26
Spéciation et mobilité.....	26
I.4.3.4. Écotoxicité de cuivre.....	26

I.5.Réglementation.....	27
-------------------------	----

Chapitre II Matériels et Méthodes

II. Échantillonnage du sol.....	29
II .1 Echantillonnage du sol.....	29
II.2. Paramètres analytiques étudiés	31
a- Préparation de la verrerie.....	31
II.2.1. Analyses chimiques	31
a)-pH-eau	31
b)-Mesure de la conductivité électrique (CE).....	31
c)-Dosage de la matière organique par la méthode sèche : perte au feu.....	31
d)-Dosage de l'azote	32
e) Dosage des métaux lourds	33
Analyse des éléments mis en solution totale par attaque à l'eau régale	33
Principe.....	33
Mode opératoire.....	33
II.3.Spectrométrie d'absorption atomique (SAA)	34
Principe.....	35
A)-SAA flamme	35
B)- SAA four	35
II.4. Analyse statistique	36

Chapitre III Resultats et discussion

III-Résultats et discussion.....	38
III.1.Le pH.eau du sol	38
III.2.La conductivité électrique	40
III.3.La concentration en azote totale	41
III.4.La matière organique	43
III.5.Le rapport C/N.....	45
III.6.Résultats des analyses du ETM	46
III.6.1.Introduction	46
III.6.1.2.Cuivre (Cu)	47
III.6.1.3.Chrome (Cr).....	49
III.6.1.4.Cadmium (Cd)	51

III.7.Représentation graphique de la distribution de la normalité	52
A)- En fonction de la profondeur	52
B)- En fonction des parcelles.....	53

INTRODUCTION

Introduction générale

L'agriculture doit permettre de récolter régulièrement des produits agricoles de qualité, en quantité suffisante tout en préservant les ressources naturelles et en respectant l'environnement.

Le sol est une ressource essentielle pour l'agriculture. - Les sols subissent des pressions et des dégradations (érosion, pollution...) et nécessitent donc d'être protégés. Mais pour cela, il faut pouvoir les caractériser afin de suivre l'évolution de leur qualité.

De nos jours, les ressources en eau et en sol de la planète sont au cœur des préoccupations, notamment les sols agricoles, qui constituent un des principaux compartiments d'accumulation des métaux, et aussi un de leurs points d'entrée dans la chaîne alimentaire.

Les activités anthropiques (industrielles, minières et agricoles), qui se sont intensifiées au cours du siècle dernier, ont entraîné une accumulation de certains Eléments Traces Métalliques et métalloïdes (ETM). Ceux-ci sont responsables d'une altération de la qualité des sols, du fonctionnement des écosystèmes et de la qualité des eaux souterraines dans certaines zones (Citeau, 2008). De plus, contrairement aux composés organiques, les ETM ne sont pas biodégradables, ils peuvent donc s'accumuler dans la lithosphère, intégrer la chaîne trophique et ainsi être à l'origine de problèmes de santé publique (Garbisu et Alkorta, 2001).

Les sols viticoles sont particulièrement sensibles aux pollutions métalliques, et leur contamination constitue une remise en cause des techniques modernes utilisées pour le maintien de fermes agricoles performantes et assurant des revenus compétitifs et permet de poser des questions pertinentes :

Par quels moyens les sols sont contaminés ?

Dans cette optique, notre sujet de recherche a pour objectif une caractérisation des sols de 05 parcelles viticoles représentative d'un modèle d'exploitation très répandu dans la zone d'étude (bordj; utilisant des traitements phytosanitaires, des irrigations et des fertilisants.

L'objet de notre travail porte sur plusieurs aspects :

- ✓ Une synthèse bibliographique sur les caractéristiques chimiques et les éléments traces métalliques.
- ✓ Une analyse globale sur les teneurs des Eléments Traces Métalliques des sols viticoles.

Introduction générale

- ✓ Résultats et discussions.
- ✓ Une conclusion générale

CHAPITRE I SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Présentation générale de la wilaya de Boumerdès.

I.2. Présentation de la zone d'étude

I.2.1. Situation géographique

Notre zone d'étude se situe dans la commune de Bordj-Menaiel, elle est localisée sur l'espace de la plaine de l'Oued ISSER.

la zone de Bordj-Menail est située sur les relief littoraux distants de 35 km vers l'ouest de chef lieu de Tizi-Ouzou et 65 km à l'est d'Alger elle est limitée administrativement au sud par la commune de Timzirt, à l'est par la commune de Naciria, à l'ouest par la commune d'Isser et au nord par la commune de Cap Djanet (Figure 01).

I.2.2. Pédologie

Du point de vue pédologique, la wilaya dispose d'un potentiel en sols d'une grande valeur agronomique dont l'essentiel se trouve dans la vallée du bas Isser, la plaine du Sebaou et de la Mitidja. Les sols se caractérisent par une texture fine et par leur aptitude à la pratique d'une agriculture intensive.

D'après l'analyse établit par la **DPAT, (2009)** la structure agro-pédologique, se présente sous trois catégories principales de sols qui sont :

- Les sols fertiles à haut rendement agricole formant les plaines du littoral dont une partie et souvent marécageuse (bordure des oueds).
- Les sols cultivables mais parfois accidentés et exposés à l'érosion, propices à la pratique de la céréaliculture et de l'arboriculture rustique au niveau des piémonts.
- Les sols pratiquement incultes formant les massifs montagneux rocailleux, accidenté et recouverts de végétation forestière.

Les différentes classes de sol:

➤ les sols peu évalués

Il s'agit des sols alluviaux et colluviaux, les deux groupes se distinguent d'une part par leur position géomorphologique et leur origine, d'autre part par leur régime hydrique.

Ces sols à profil AC sont caractérisés essentiellement par la faible altération du milieu minéral, et dans la majorité des cas, la faible teneur en matière organique du profil (**DUCHAUFFOUR, 1983**). Ce sont des sols jeunes formés sur des alluvions récentes, ils

forment ainsi la majeure partie des terrasses récentes, le profil de ces sols est souvent marqué par une hétérogénéité des textures (MESROUK, 1984).

➤ **Les sols minéraux bruts**

Se sont essentiellement des sols minéraux d'apport alluvial, ils se rencontrent sur pente douce (2 à 5%), ils ne présentent aucun caractère d'évolution, les coupes naturelles laissent apparaître des niveaux de textures différentes allant des sables grossiers aux galets traduisant les phases successives d'alluvionnement de l'oued.

Ces sols sont presque complètement dépourvus de matière organique (0,75%) et de calcaire (0 à 1,5), leur charge de surface est importante (>30%) de pierres et de blocs. Ils sont inaptes aux cultures, il convient cependant de les boiser en vue de leur stabilisation.

➤ **Les sols hydromorphes**

Les sols hydromorphes sont caractérisés, d'une part, par le fer qui est réduit en milieu asphyxique (couleur verte du fer ferreux) et oxydé en milieu aéré (couleur rouille du fer ferrique) et, d'autre part, par la faible vitesse de décomposition et d'humification de la matière organique qui va donc s'accumuler. (typologie des sols)

Selon SAADIN (1970), cette hydromorphie peut être la conséquence de la présence d'une nappe ou de sa remontée, soit d'une mauvaise infiltration des eaux pluviales provoquant une nappe perchée ou un engorgement de surface. Ces deux causes se traduisent dans le profil par l'existence de gley ou de pseudogley qui s'accompagne d'une redistribution des éléments tels que le calcaire, le fer, le manganèse et parfois par leur induration.

Ces sols doivent leurs caractères morphologiques à la présence d'ions alcalinoterreux, leur genèse est surtout liée à la richesse en calcium de la roche mère sous forme de carbonate.

Ils sont surtout formés sur les grés et les marnes, leurs couleurs est généralement dans la gamme de 7,5 YR qui est surtout due a la présence du calcaire pulvérulent. Ils occupent tout le flanc des collines marneuses face à la plaine alluviale de l'oued Sebaou, (MESROUK, 1984).

➤ **Les sols calcimagnésiques**

Ces sols doivent leurs caractères morphologiques à la présence d'ions alcalinoterreux, leur genèse est surtout liée à la richesse en calcium de la roche mère sous forme de carbonate.

Ils sont surtout formés sur les grés et les marnes, leurs couleurs est généralement dans la gamme de 7,5 YR qui est surtout due a la présence du calcaire pulvérulent. Ils occupent tout le flanc des collines marneuses face à la plaine alluviale de l'oued Sebaou, (**MESROUK, 1984**).

➤ **Les sols à sesquioxydes de fer ou de manganèse**

Sols à profil ABC ou A (B) C caractérisés par : l'individualisation des sesquioxydes de fer (ou de manganèse) qui leur confère une couleur très accusée : rouge, ocre, rouille (ou noir si les oxydes de manganèse sont abondants). Cette coloration peut intéresser les horizons A et B, ou plus souvent les seuls horizons B.

La richesse en sesquioxydes résulte d'une hydrolyse des minéraux très poussée mais toutefois moins complète que dans le cas des sols ferrallitiques.

- un taux de saturation supérieur à 50 %.
- une teneur faible en matière organique, celle-ci subissant le plus souvent une décomposition rapide.

➤ **Les vertisols**

Sols argileux à dominance d'argiles gonflantes dont les proportions avoisinent le plus souvent 35-40 % et dont la capacité d'échange est en moyenne de 35 à 40 méq. Couleur en général foncée, relativement à leurs teneurs en matière organique.

Ils présentent de larges fentes de dessiccation et une structure polyédrique à prismatique grossière, dont la macroporosité est très faible et dont la cohésion ainsi que la consistance sont très fortes (**DUCHAUFOR, 1983**).

I.2.3. Climat

La situation géographique du territoire de la Wilaya de Boumerdès est soumise à l'influence climatique Méditerranéenne notamment pour la pluviométrie et les températures.

Le climat à hiver froid et humide et été chaud et sec, la pluviométrie est irrégulière et varie entre 500 mm à 900 mm/an avec un accroissant d'Ouest en Est. Les zones les plus arrosées sont les régions de piémonts et de montagne ; avec une nette corrélation entre le gradient pluviométrique et le gradient altitudinal. Les amplitudes thermiques sont en général faibles, ceci est du à la proximité de la mer.

I.2.3.1. Etude climatique

Les facteurs climatiques ont une influence directe sur la croissance et le développement de la plante, le rendement et la qualité du produit, d'où la nécessité d'établir une caractérisation du climat. Pour une meilleure couverture climatologique de notre zone d'étude, nous avons pris les données de la station météorologique d'Isser, dont les coordonnées sont les suivantes :

- Altitude 27 m
- Longitude 36° 45' 15 28''
- L'attitude 3° 27' 18,79''

I.2.3.2. Analyse des paramètres climatiques

a) Pluviométrie

D'après (Seltzer, 1946), la pluviométrie est extrêmement variable d'une année à une autre ; elle est caractérisée par les particularités suivantes :

- ✓ la hauteur des pluies augmente avec l'altitude ;
- ✓ l'éloignement vis-à-vis du littoral ;
- ✓ la position longitudinale (les pluies augmentent de l'Ouest à l'Est).

Tableau 01 : Pluviométrie moyenne mensuelle en (mm) pour la période 2002-2011, (O.N.M d'Isser).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
P (mm)	86,1	76,14	88,73	72,05	42,33	6,76	0,84	0,44	30,13	45,02	108,89	129,2
N de j de pluies	8	7	6	6	3	1	0	0	3	3	8	9

Selon le tableau 01 d'analyse des précipitations, le mois le plus pluvieux est Décembre avec 129,2 mm et Aout représente le mois le plus sec 0,44 mm.

La pluviométrie totale enregistrée est de 686,54 mm, elle correspond à la moyenne annuelle de précipitation pour la période de 2002-2011, dont 95% sont enregistrées durant la période Octobre à Mai.

Cet aspect est important à considérer du point de vue de la pratique de l'activité agricole, en effet le temps non pluvieux qui reste disponible mensuellement va contribuer pour une bonne part au ressuyage des sols dont l'opportunité doit être saisie par l'homme exploitant afin d'envisager l'exécution éventuelle des travaux exigés par les plants de production.

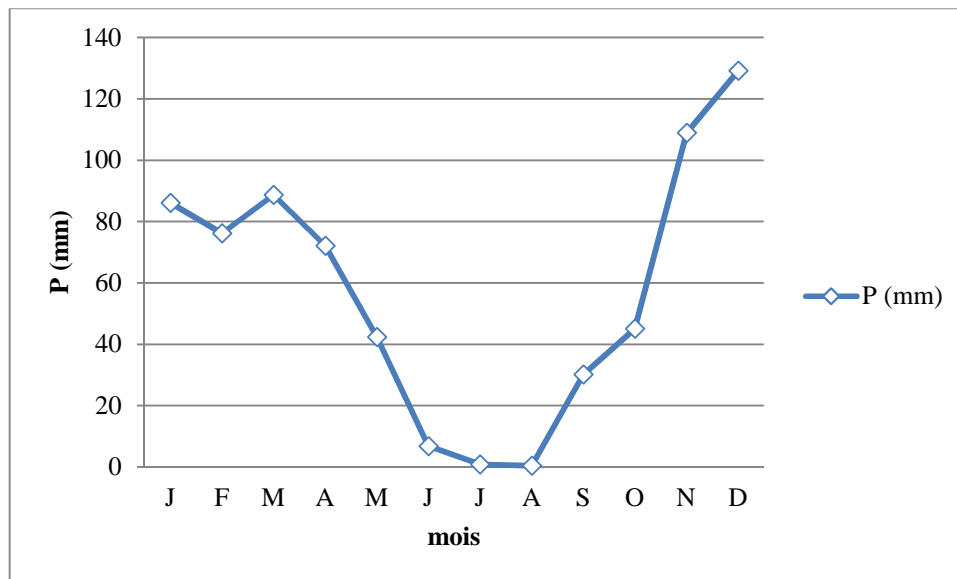


Figure 02 : Variation mensuelle des précipitations moyennes de la région de Bordj Menaiel pour le période 2002-2011(O.N.M d'Isser).

b) Températures

La température atmosphérique est l'un des facteurs climatiques ayant un effet important sur les processus vitaux des êtres vivants et leur répartition géographique, ainsi que l'évolution des sols (pédogenèse) (Seltzer, 1946). Elle varie selon deux facteurs (Escourrou, 1978) :

- Le lieu : l'altitude, la latitude et la continentalité.
- Le moment : la saison et la mobilité de l'air.

Tableau 02: Températures moyennes mensuelles (°C) pour la période 2002-2011 (O.N.M d'Isser).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Min	6,42	6,84	8,39	12,32	15,35	18,92	23,11	24,29	19,70	20,25	13,13	10,11
Max	15,65	17,03	17,73	20	22,30	29,18	33,33	34,43	29,13	28,17	24,32	17,15
Moy	11,03	11,93	13,06	16,16	18,82	24,05	28,22	29,36	24,35	24,21	18,72	13,63

Il ressort du tableau 02 que les températures Minima ne sont jamais en dessous de 0°C. On mentionne que le mois le plus froid est Janvier ; par contre le plus chaud est Août avec respectivement : 6,42°C et 34,43°C.

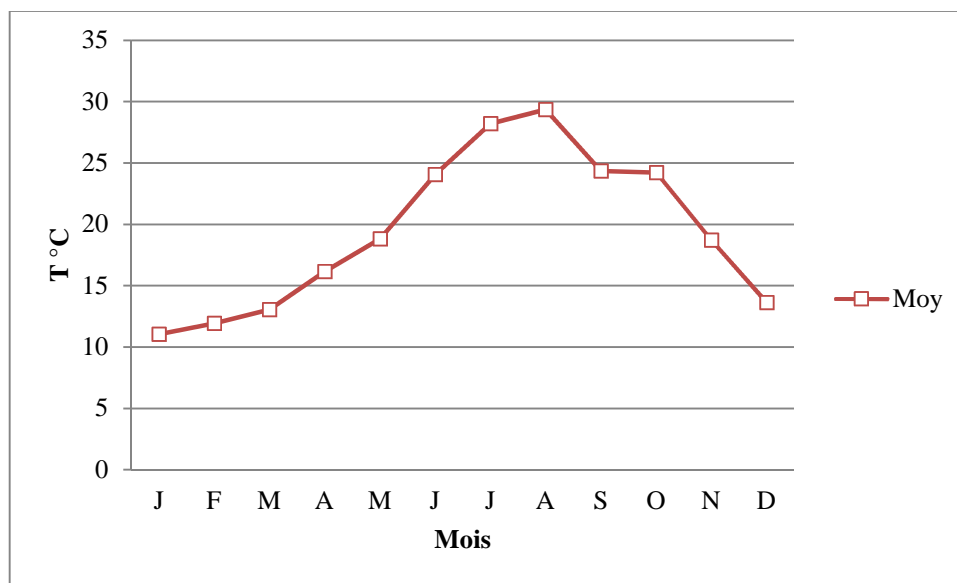


Figure 03: Variation mensuelle des températures moyennes de la région de Bordj Menaiel pour la période 2002-2011(O.N.M d’Isser).

I.2.3.3. Diagramme Ombrothermique

Le climat méditerranéen est bien marqué par une période sèche, et pour illustrer cette dernière, nous avons utilisé le diagramme de Bagnouls et Gausson qui stipule qu’un mois est considéré sec quand la totale des précipitations en millimètre est inférieur au double de la température ($P < 2t$) (Bagnouls et Gausson, 1953).

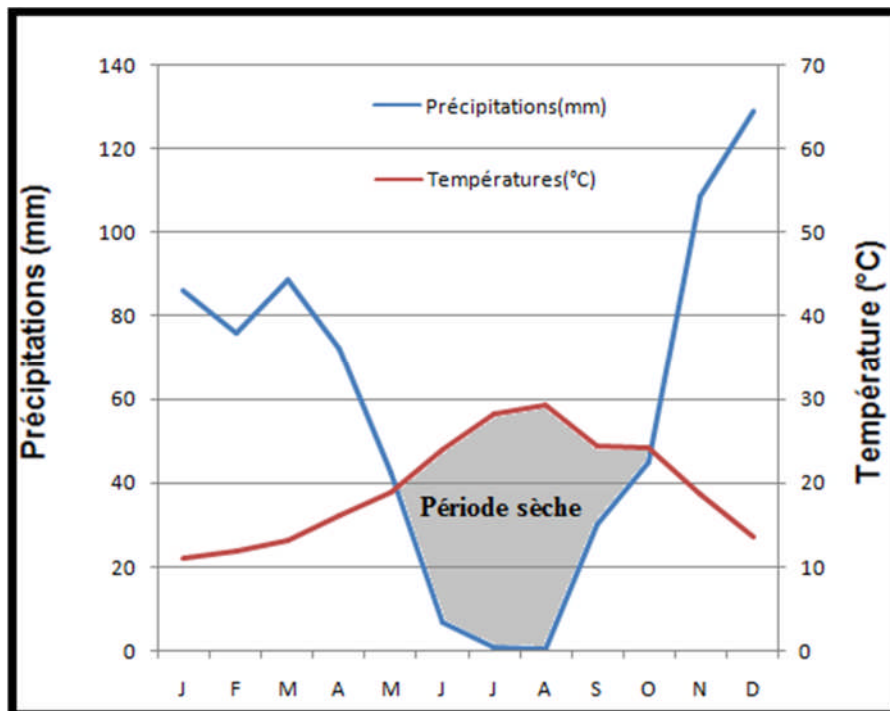


Figure 04: Diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN

I.2.3.4. Classification bioclimatique de la région d'étude

La classification bioclimatique de la région de Bordj. Menaiel est réalisée par l'utilisation de la formule d'Emberger qui est la plus adaptée pour l'Afrique du Nord. Le quotient pluviométrique lie les deux facteurs essentiels définissant le climat, les précipitations et les températures.

Le climat peut être exprimé par ce quotient qui traduit sa sécheresse, il s'exprime selon la formule modifiée par (Stewart, 1969) :

$$Q_2 = 3.43 \times P / (M-m)$$

Q_2 : Quotient pluviométrique.

$M-m$: L'amplitude thermique.

P : Précipitations moyennes annuelles.

$$Q_2 = 3.43 \times 686,54 / (34,43-6,42)$$

K : 3,43 (coefficient de Stewart

$$Q_2 = 84,07$$

établi pour l'Algérie et le Maroc).

Que nous ayons obtenu, nous permet de classer notre zone d'étude dans l'étage bioclimatique subhumide Tempéré.

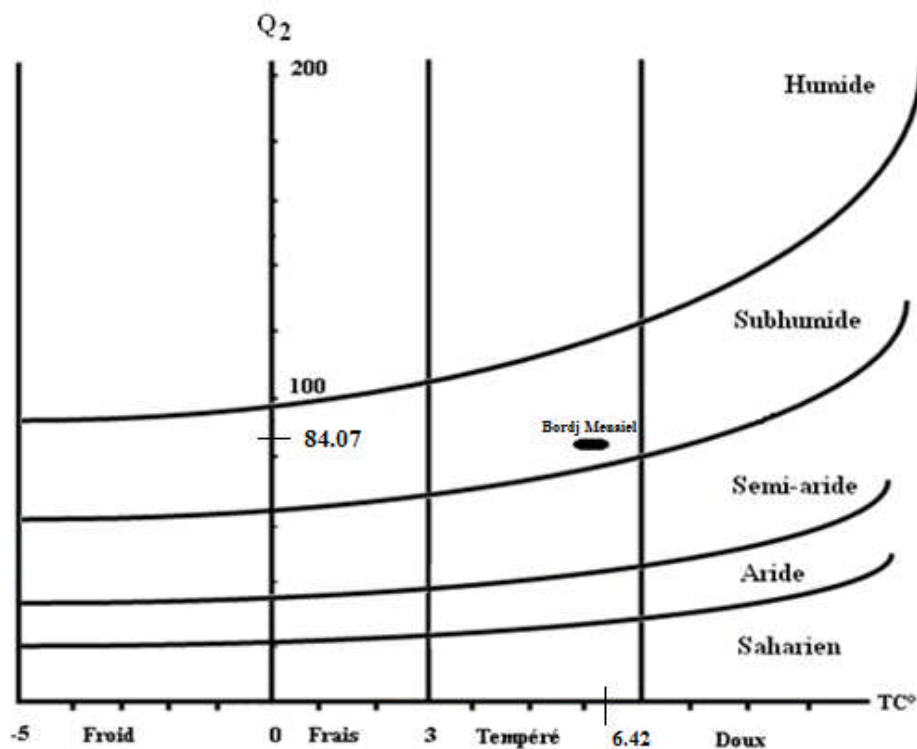


Figure 05: Situation de la région de Bordj Menaiel dans le climagramme d'Emberger (Station météorologique d'Isser).

L'étude climatique nous montre que notre région d'étude est soumise à un climat méditerranéen avec une période de sécheresse estivale de cinq mois, et des hivers avec des précipitations assez importantes. Le quotient pluviométrique d'Emberger : $Q_2 = 84,07$ (en fonction des données de la station des Isser) permet de classer notre zone d'étude dans l'étage bioclimatique subhumide Tempéré avec une pluviométrie moyenne annuelle de 686,54 mm.

I.2.4. L'agriculture dans la zone de bordj - Menaiel

La superficie agricole totale de la commune est de 9750 ha, dont de 2514 ha pour la S.A.U. L'agriculture de cette région est caractérisée par les cultures fourragères, la céréaliculture, le maraichage, la viticulture et arboriculture fruitière. La viticulture occupe une place importante dans cette zone avec 31,1 pourcent de S.A.U. Le dattier de Beyrouth occupe la première place avec une superficie de 1037,57 ha et une production de 77 q/ha. alors que la seconde place est occupée par le cardinale avec une superficie totale de 170,00 ha et une production de 1102,15 q/ha la variété dattier de Beyrouth représente 73 pourcent des superficies avec 85 pourcent de la production totale (D.S.A, 2015).

I.2.5. la viticulture dans la région

La vigne est l'espèce végétale la plus cultivée dans le monde (Marchive, 2006). Son importance économique considérable se situe au niveau de la production des fruits, le raisin, commercialisé comme raisin de table, jus de fruits, mais surtout utilisé pour la production du vin.

L'Algérie dispose d'un patrimoine viticole comptant non moins d'une soixantaine de variétés autochtones, qui se distingueraient par leur résistance aux conditions pédoclimatiques stressantes (sécheresse, salinité, sols calcaires,...). (Lacompagne, 2010).

Cependant, malgré cette richesse variétale, l'attention de l'agriculteur guidée certes par les préférences du consommateur a été toujours orientée vers les variétés introduites notamment le Cardinal, Dattier de Beyrouth et le Muscat, jugées commercialement plus intéressantes. Cet état de fait a largement contribué au délaissement progressif des variétés locales et par conséquent à leur érosion génétique.

Selon les données de la direction des services agricoles D.S.A de Boumerdès, la superficie dédiée à la viticulture dans la région atteint les 11 000 hectares, dont une partie importante en cultures modernisées. Depuis quelques années, les périmètres destinés à la production de raisins ont connu une extension importante, avec une croissance moyenne annuelle de 500 ha, l'essor de la viticulture dans la région est motivé par la disponibilité de ressources naturelles et conditions climatiques adéquates, notamment les eaux d'irrigations, 80% des viticulteurs exploitent les retenues collinaires installées à travers les régions à haut potentiel, comme Baghlia, Dellys, Bordj Menäiel ou Issers.

I.2.6. La conduite culturale comme source de métaux dans le sol

Les produits dont l'emploi sont destinés à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques ou biologiques des sols peuvent dans certains cas contribuer à l'enrichissement des sols par les ETM, à savoir les engrais (la fertilisation) et les produits phytosanitaires :

➤ La fertilisation

Certains types d'engrais obtenus par transformation de produits de gisements miniers renferment des teneurs en ETM souvent très supérieures à celles de la majorité des sols '. Ainsi, les gisements de minerais phosphatés sont souvent des lieux d'accumulation d'ETM, beaucoup de ces éléments accompagnent le phosphate dans les traitements de concentration

destinés à produire l'engrais commercialisé. C'est notamment le cas du cadmium dont le taux d'accompagnement du phosphore représente de 70 à 100 % du métal initialement présent dans le minerai. L'épandage de ces engrais provoque donc un enrichissement inéluctable des sols en cadmium.

C'est aussi le cas du chrome, du zinc, du nickel, du manganèse ou du cobalt qui, à l'état d'impuretés dans les engrais, représentent une source d'apport notable aux sols. Outre ces apports non intentionnels, l'utilisation de sels de cuivre, de zinc, de manganèse, de bore ou de molybdène comme amendements minéraux destinés à lutter contre les déficiences du sol, constitue une voie évidente d'enrichissement des sols en ETM (**Robert et Juste, 1997**).

De même, l'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme le fumier de ferme ou les lisiers, va participer à l'accroissement de la teneur en ETM du sol.

Les composts d'ordures ménagères et les boues résiduares de stations d'épuration utilisés comme amendements organiques fertilisants, représentent une source reconnue d'ETM dans les sols agricoles. (**Wiar et Verdier, 1994**).

➤ **Les traitements phytosanitaires**

De nombreux pesticides ont contribué, de manière importante à la contamination des sols par les ETM. À titre d'exemple, les vignobles traités à la bouillie bordelaise (sulfate de cuivre et chaux), qui a une action fongicide, ont subi un enrichissement notable en cuivre des sols.

Selon **Robert et Juste (1997)** les teneurs moyennes en cuivre des horizons superficiels des sols viticoles (les plus riches du fait de la faible mobilité du cuivre), s'échelonnent entre 80 et 500 mg/kg de sol sec, ce qui en fait des sols pollués au regard de la réglementation (**AFNOR 44 041**). Les composés à base d'arsenic (principalement l'arséniate de plomb), longtemps employés pour contrôler les parasites des vergers et des vignes sont à l'origine de teneurs élevées en ces éléments dans certains sols (plus de 25 à 50 mg/kg de sol sec alors que les teneurs normales sont inférieures à 10 mg/kg de sol sec). De même, les sels de mercure et les organo-mercuriques (aujourd'hui interdits d'utilisation) employés comme fongicide, peuvent donner lieu à une élévation significative de la teneur en mercure total du sol, malgré des pertes par volatilisation estimées entre 30 et 50 % (**Perrono, 1999**).

Les viticulteurs utilisent en général le MANEBE (un fongicide qui appartient à la famille des dithiocarbamates) ou la SULFATE, (la sulfate est le traitement préféré, vu son efficacité). La fréquence de traitement peut aller jusqu'à 4 fois, cette opération continue jusqu'au mois de juillet (**Fahas et al, 2014**).

I.2. Les éléments traces métalliques (ETM) ou métaux lourds

Les éléments traces métalliques (ETM) correspondent aux 68 éléments minéraux constituant de la croûte terrestre avec des concentrations pour chacun d'entre eux inférieures à 0.1 % et représentant seulement 0,6 % du total des éléments (**Baize, 1997**).

Il est à noter que dans la littérature le terme « métaux lourds » est souvent utilisé comme synonyme des ETM ou éléments traces. Cependant, l'utilisation de ce terme est critiqué (**Duffus, 2002; Hodson, 2004**), car certains auteurs définissent les métaux lourds selon leur densité (à partir de 3.5 à 6 g cm⁻³), d'autres, en fonction de leur masse atomique ou de leur numéro atomique. De plus, l'appellation « métaux lourds » est souvent utilisée pour désigner des éléments qui ne sont pas des métaux tels que l'arsenic ou le sélénium (**Park et al., 2011**).

Après cette classification, il est nécessaire de distinguer :

- **Les oligo-éléments ou métaux essentiels**, indispensables au fonctionnement des organismes biologiques, tels que le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel, le zinc et le chrome.

Toutefois, présents à des concentrations excessives, ils deviennent toxiques pour les organismes.

- **Les éléments à caractère non indispensable**, toxiques aussi quand leurs concentrations dépassent certains seuils

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn

 éléments majeurs
 Mo oligo-éléments
 Na macro-éléments
 éléments toxiques
 éléments peu toxiques

Figure 06: Tableau périodique des éléments chimiques (Sirven, 2006).

I.2.1. Origine des métaux lourds dans les sols

I.2.1.1. Origine de la contamination des sols par les ETM

Le problème principal avec les ETM comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols. Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique.

I.2.1.1.1. Origine naturelle

Les métaux lourds font partie des composants élémentaires de la lithosphère et ils ne peuvent pas être désignés à priori comme des substances polluantes (**Baize, 1997**); en effet chaque sol renferme une certaine teneur en métaux lourds selon la composition de sa roche mère (tableau 03) et selon ses transformations chimiques.

Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique : concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique (**Baize, 1997; Burak et al., 2010**).

Toutefois, des sols situés dans des zones rurales, éloignées de toutes activités industrielles ou anthropiques, actuelles ou passées, peuvent présenter des teneurs en métaux largement supérieures à celles communément rencontrées en absence de contamination. Ces «contaminations naturelles » se rencontrent au niveau d'accidents géologiques ayant entraîné

l’affleurement de couches riches en minerais : les processus pédogénétiques ont alors enrichis naturellement les horizons de surface (**Baize, 1997**).

Tableau 03: Contenu des roches en éléments traces (ppm) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches Intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires argileuses et sableuses	Grès	Carbonates
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-	0.22-0.30	0.05	0.035
Cr	170-200	15-50	0.20	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	4-25	40	5-30	2-10
Mn	1200-2000	500-1200	10-30	500-850	100-500	200-1000
Ni	130-160	5-55	350-600	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	5-15	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	15-24	80-120	15-30	10.25

I.2.1.1.2. Origine anthropique

De nos jours, les métaux lourds sont introduits dans le sol sous forme démissions provenant de la circulation et de l’industrie ou sous forme de boues d’épuration et de compost produits à partir de déchets, ils s’y accumulent dans des proportions supérieures à la normale, ce qui entraîne une véritable contamination ou pollution des écosystèmes du sol (**Kadem, 2005**).

➤ **les sources agricoles** correspondent aux impuretés présentes dans les produits phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides),

les lisiers (Cu, Zn, Cd) ou les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais phosphatés). La contamination provient d'apports directs gérés au niveau de la parcelle ou de son environnement proche par les eaux de ruissellement.

➤ **les sources urbaines** regroupent l'épandage des boues de station d'épuration ou des boues de curage (apport de Cr, Cu et Pb), l'incinération de déchets domestiques (Cd) ou le trafic routier (apport de Zn, de Cd lors de la combustion des carburants ou de Pb utilisé comme antidétonant).

➤ **les sources industrielles** émettent dans l'environnement tous les éléments métalliques par les activités métallurgiques telles que le traitement des minerais, l'exploitation minière, le raffinage, l'élaboration d'alliages ou d'acier mais aussi lors de processus industriels plus élaborés comme le recyclage du plomb des batteries ou l'élaboration de peintures. L'essentiel des émissions retombe sous forme de poussières dans un rayon proche du site industriel émetteur (3 à 5 km).

I.2.2. Spécificités de la pollution par les métaux

Comparés aux polluants organiques, comme les hydrocarbures par exemple, les métaux lourds ont l'inconvénient majeur de n'être pas dégradables par des processus chimiques ou biologiques dans le sol, on parle de persistance des métaux. Ils ne sont susceptibles que de changer de forme chimique dont la répartition dans le sol est désignée sous le nom de spéciation, et de passer d'un compartiment du sol à un autre au gré de ces transformations. S'ils ne sont pas présents à l'état métallique, ils peuvent se fixer aux argiles ou aux matières organiques par liaison ionique, ou bien former des complexes en solution, ou des composés inorganiques, ou encore se fixer à la surface de particules par adsorption. De cette façon, ils s'accumulent dans le sol, ou ils sont lessivés par les eaux de ruissellement vers des horizons plus profonds, éventuellement jusqu'aux nappes phréatiques (Sirven, 2006).

I.2.3. Spéciation, mobilité et biodisponibilité des ETM dans le sol

➤ **La spéciation** des métaux dans le sol peut être définie au sens large comme la distribution quantitative sous différentes formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux, en association à la phase solide ou en solution. La spéciation des métaux dans les sols a principalement été étudiée au travers de l'affinité des métaux pour les différentes phases porteuses du sol (Ure and Davidson, 1995 ; Cai et al., 2007).

La forme chimique des métaux affecte leur biodisponibilité et leur capacité de transfert vers les écosystèmes, par exemple les métaux dissous sont plus disponibles pour les

plantes et les organismes que les métaux fortement liés à des structures cristallines hormis dans le cas d'une altération du minéral (**Monterroso et al. 2013**).

➤ **La mobilité** d'un élément susceptible d'intervenir dans le fonctionnement ou la qualité de la plante est l'aptitude de cet élément à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu, le compartiment ultime étant représenté par la phase liquide ou, dans certains cas, l'atmosphère du sol (**Juste, 1988 ; Liu et al. , 2013**).

Les éléments métalliques dans la phase liquide, en solution du sol, sont considérés comme les plus mobiles, biodisponibles et toxiques

➤ **La biodisponibilité** d'un élément est son aptitude à être transféré d'un compartiment quelconque du sol vers un organisme vivant dans ce dernier (racine d'une plante, micro-organisme, mésofaune (**Robert et Juste, 1999**)).

I.3. Localisation des ETM dans le sol

I.3.1. Localisation dans les constituants du sol

Dans les sols, les ETM se répartissent entre la phase solide et la phase liquide qui constituent ces sols. Le plus souvent, la quantité d'ETM dans la phase liquide est infime, les métaux se concentrant surtout dans la phase solide du sol dans laquelle ils se répartissent entre les différentes fractions organiques et minérales (Figure 07)

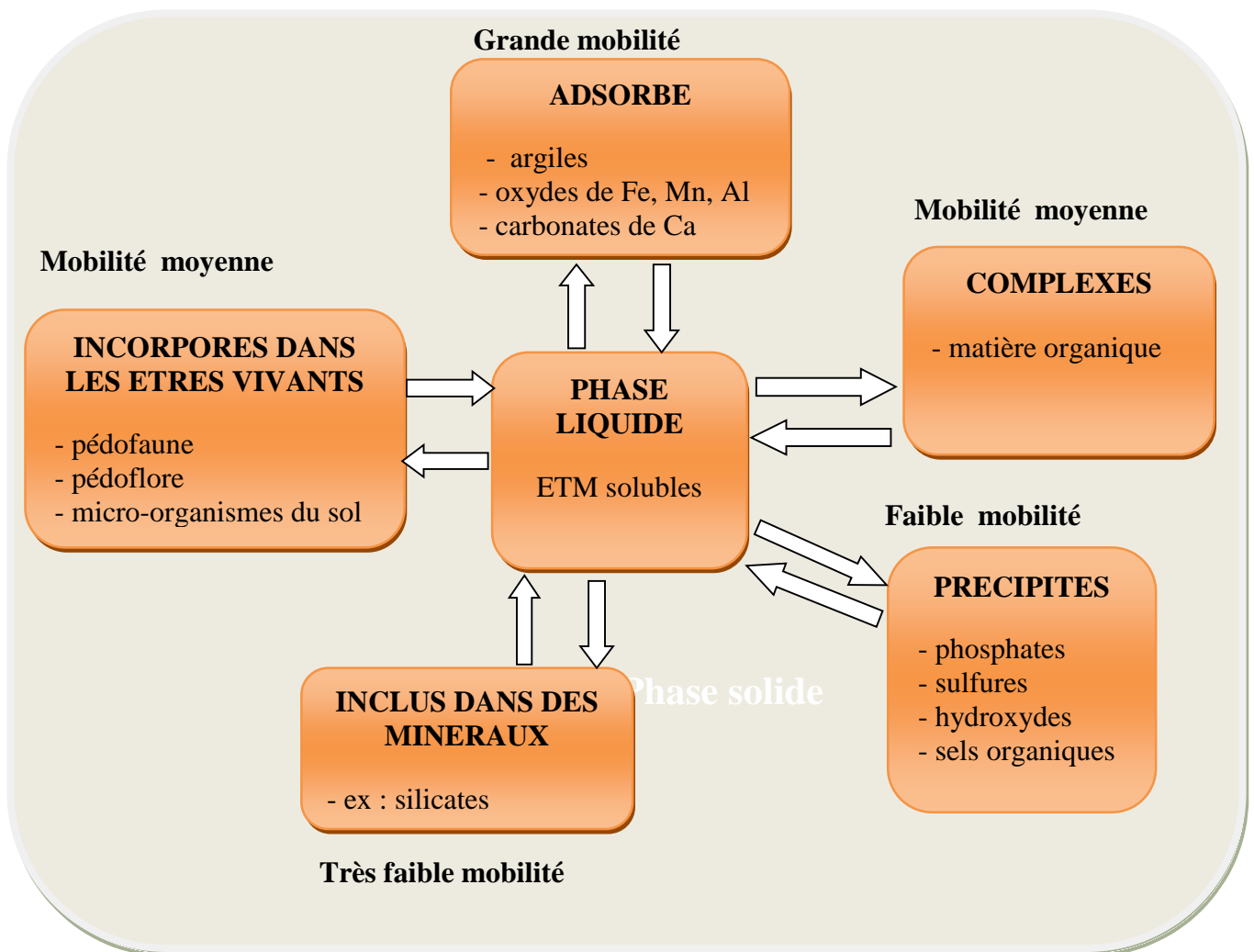


Figure 07 : Répartition des éléments métalliques entre les compartiments du sol, sous les différentes formes possibles, avec indication de leur mobilité par des flèches (modifiée d'après Juste, 1995).

I.3.2. Localisation le long du profil pédologique.

Dans le sol, la concentration en ETM varie avec la profondeur. En raison de leur très forte liaison avec les différentes phases solides énumérées auparavant, les micro-éléments issus d'apports extérieurs vont s'accumuler en surface, leur concentration va donc décroître avec la profondeur et marquer, dans le cas des sols cultivés, une nette discontinuité au-dessous de la couche travaillée (Juste, 1995). Dans le cas de sols qui se sont formés à partir de roches-mères particulièrement riches en éléments métalliques, on pourra constater un accroissement de la teneur de ces derniers avec la profondeur (PERRONO, 1999).

I.3.3. Paramètres influençant la mobilité des ETM

Les formes chimiques des éléments traces (spéciation), leurs interactions et associations avec les différents constituants du sol (pH, argiles, oxy-hydroxydes, carbonates, capacité d'échange cationique et matières organiques) conditionnent leur biodisponibilité pour les végétaux ainsi que leur mobilité par le transfert dans la solution du sol (**Antoniadis et al., 2008; Usman et al., 2008**).

I.3.3.1. pH

De nombreuses études ont mis en évidence l'influence du pH sur la mobilité des éléments métalliques dans un sol (**Ge et al., 2000; Hund-Rinke and Kördel, 2003; Peakall and Burger, 2003; Peijnenburg and Jager, 2003; Terrés et al., 2002**).

La majorité des éléments métalliques est plus mobile en conditions acides qu'en conditions alcalines : l'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM notamment par la mise en solution des sels métalliques alors que, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation des éléments métallique par la formation de composés insolubles (**Perrono, 1999 ; Richards et al., 2000**).

Dans les sols à pH acide, la plupart des sites de liaison potentiels sont occupés par des protons, les métaux sont donc libres et mobiles. Par contre, quand le pH augmente pour devenir alcalin voire basique, la compétition des éléments métalliques avec les protons, en nombre inférieur, diminue : les sites de liaison sont occupés par les éléments métalliques et donc immobilisés.

Peakall et Berger (2011) ont montré que, pour un pH compris entre 4 et 7,7, la capacité d'absorption du cadmium d'un sol est multipliée par 2 ou 3 pour chaque augmentation d'une unité de pH : la mobilité du Cd diminue donc.

I.3.3.2. Potentiel d'oxydo-réduction

Les sols sont sujets à des variations de potentiel d'oxydo-réduction qui affectent majoritairement les éléments majeurs mais également certains ETM. Les réactions d'oxydoréduction peuvent avoir une action importante sur certains éléments dont la toxicité varie beaucoup avec la forme chimique (spéciation). La mobilité des éléments traces augmente en condition réductrice, comme dans les sols faiblement aérés (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**). Par exemple, en conditions réductrices, Mn est présent sous la forme Mn(II) qui est la forme la plus soluble. En conditions oxydantes, Mn(II) est oxydé en Mn(III) et Mn(IV).

Dans des sols bien aérés acides, plusieurs métaux dont le cadmium et le zinc sont mobiles et disponibles pour les plantes ; dans des sols faiblement aérés neutres ou alcalins, la disponibilité des métaux diminue) (**Kabata-Pendias, 2004**).

En condition aérobie, les composés ferriques et manganiques sont très peu solubles et immobilisent donc les EM qui leur sont associés. À l'inverse, en condition anaérobie, ces composés vont être réduits et solubilisés, entraînant une libération des ETM associés (**Förstner, 1985**). Dans le même temps, les réactions d'oxydo-réduction peuvent avoir une action importante pour certains éléments métalliques dont la toxicité varie selon leur forme chimique : ainsi, le chrome est beaucoup plus toxique sous forme Cr(VI) que sous forme Cr(III) (**Gauglhofer et Bianchi, 1991 ; Coeurdassier et al., 2000**).

Le Tableau 04 synthétise la mobilité potentielles des éléments métalliques en fonction du pH du sol et de son potentiel d'oxydo-réduction (**adapté de Förstner, 1985 ; Perrono, 1999**).

Tableau 04 : Influence du pH et du potentiel redox sur la mobilité des éléments métalliques étudié (Perrono, 1999).

Mobilité relative	pH		Potentiel redox	
	neutre-alcalin	Acide	oxydant	réducteur
Très haute	Se, Mo	B	B	-
Haute	As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Mn	Mo, Se	-
Moyenne	Mn	Cu, Al, Cr, Pb	Cu, Co, Hg, NI, Zn, Cd	Mn
Baisse	Pb, Fe, Zn, Cd, TI	Fe (III), Ti	Pb, TI	Fe, Zn, Co, Ni, TI
Très baisse	Al, Cr, Hg, Cu, NI, Co	Mo, Se As	Al, Cr, Fe ,Mn	Al, Cr, Hg, Cu, Se, B, Mo, Cd, Pb

I.3.3.3. Matière organique

La matière organique joue un rôle dans la partition des éléments métalliques, entre la phase solide et la phase liquide du sol, par complexation des éléments métalliques à la MO (**Park et al., 2011**). les matières organiques présentent différents groupes fonctionnels qui permettent la complexation des ETM avec des substances humiques intégrées à la matrice du sol (**Madejón et al., 2010**).

Selon (**Almas et al., 2000**), un ajout de matière organique au sol contribue à augmenter la mobilité de Cd et Zn exogènes via la formation de complexes dissous. Cependant, la diminution des teneurs en matières organiques dans le sol peut conduire à une augmentation des concentrations en ETM solubles (**Zhou et Wong, 2003**).

I.3.3.4. Capacité d'échange cationique (CEC)

La concentration maximale qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa CEC, c'est-à-dire de sa capacité de retenir les ions des ETM.

La CEC du sol constitue donc à son tour un paramètre de contrôle de la mobilité des éléments métalliques. Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont montré que l'accumulation des ETM dans les plantes est élevée au niveau des sols à capacités d'échanges cationiques faibles (**Webber et Singh, 1999**).

I.4. Eléments traces métalliques étudiés

I.4.1. Cadmium (Cd)

Tableau 05 : Propriétés physico-chimiques du cadmium (**Lenntech, 2007a**).

Symbole chimique	Cd
Numéro atomique	48
Masse volumique	8.65 g/cm ³ à 20°C
Masse atomique	112,41g/mol
Etat d'oxydation	+2
Température de fusion	321°C
Température d'ébullition	767°C



Figure 08 : Le cadmium dans la nature

I.4.1.1. Sources de contamination de Cadmium

Présent naturellement dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0.2mg.kg-1, les plus faibles teneurs en cadmium sont trouvées dans les sols issus des roches éruptives (moins de 0.1 mg/kg sol sec). Les sols issus des roches métamorphiques ont des concentrations comprises entre 0.1 et 1 mg.kg-1 alors que ceux dérivés des roches sédimentaires montrent les concentrations les plus élevées (jusqu'à 11 mg.kg-1) (**Juste, 1995 ; Baize, 1997**).

Il se concentre préférentiellement dans les roches argileuses et schisteuses (**Coullery, 1997**) et plus abondant dans les sédiments riches en carbonés, sulfures et phosphates (**Baize, 1997**).

Les calcaires jurassiques, bio détritiques (contenant de nombreux débris fossilisés) et récifaux sont nettement plus riches en Cd que les autres calcaires (**Baize, 2000**).

La géochimie du Cd est étroitement liée à celle du zinc, mais elle diffère toutefois puisque le Cd présente une grande affinité pour le soufre.

Il peut être assez abondant dans les engrais phosphatés. ses concentrations peuvent atteindre des valeurs supérieures à 150 mg.kg-1 sur certains sites pollués suite, par exemple, à l'épandage de boues contaminées. (**Martin et al, 2004**). Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques, telles que le raffinage de métaux non ferreux, la combustion de charbon et de produits pétroliers, l'incinération d'ordures ménagères (**VIARD, 2004**).

I.4.1.2. Cadmium dans le sol

➤ Spéciation et mobilité.

Les concentrations naturelles de cadmium dans les horizons supérieurs des sols cultivés sont comprises entre 0,2 et 0,4 mg.kg-1. Dans les sols, le cadmium est considéré comme un élément relativement mobile par rapport à d'autres métaux en traces tels que le cuivre ou le plomb (**Bourrellet et Berthelin, 1998**).

Il est fortement adsorbé par les argiles, les matières organiques, les boues et les acides humiques avec lesquels il forme des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentiellement avec le pH croissant (**Halen, 1993 ; Alloway, 1995**).

En d'autres termes la mobilité du Cd dépendrait largement du pH et du Eh, mais **Baize (1997)**, au cours de ses divers travaux, a pu constater plusieurs exemples de migrations en profondeur même en sols à pH neutre ou alcalin.

Le Cd est rapidement libéré des roches par altération. Il donne en solution Cd^{++} mais aussi des ions complexes comme CdCl^- ; CdOH^+ ; CdHCO_3^+ ; CdCl_3^- ; $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$; $\text{Cd}(\text{OH})^-$ de même que les chélates organiques (Coullery, 1997). En conditions de forte oxydation, le Cd forme des oxydes ou des carbonates (CdO , CdCO_3). Il peut également s'accumuler dans des phosphates ou des phytocytés (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Le Cd est plus mobile dans le sol que Cu et Pb, donc plus disponible pour les plantes.

I.4.1.3. Écotoxicité du Cd

Malgré ses faibles teneurs dans le sol, cet ETM est le plus redouté car très toxique. Considéré comme assez mobile et assez facilement biodisponible, il risquerait soit de passer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux, soit de migrer en profondeur pour aller contaminer les nappes phréatiques.

Le plus grand danger reste cependant l'ingestion directe de poussières contaminées dans certaines zones de loisirs comme les terrains de jeux ou les terrains de sport.

I.4.2. Chrome (Cr)

Tableau 06 : Propriétés physico-chimiques du chrome (Lenntech, 2007b).

Symbole chimique	Cr
Numéro atomique	24
Masse volumique	7,19 g.cm^{-3} à 20°C
Masse atomique	51,996 g.mol^{-1}
Etat d'oxydation	+3, +6
Température de fusion	1875 °C
Température d'ébullition	2672 °C

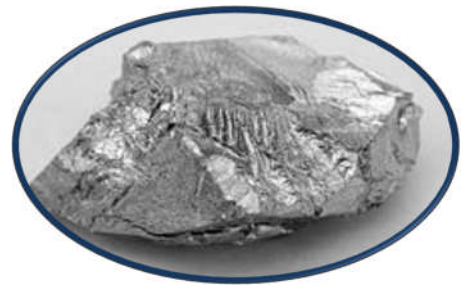


Figure 09: le chrome dans la nature

I.4.2.1. Sources de contamination de Chrome

La concentration moyenne du Cr dans l'écorce terrestre serait de 100 et 200mg/kg selon les auteurs. Mais cette concentration varie grandement selon le type de roches (Kadem, 2005).

Les roches magmatiques ultrabasiques (Dunités, Serpentine, Périodote) sont connues pour être extrêmement riches en Cr (de l'ordre de 1500 à 3000mg/kg). Dans le cas des roches sédimentaires, la teneur en Cr sera beaucoup tributaire de la teneur en fer et, éventuellement, de la présence de minéraux détritiques riches en Cr (augite, serpentine) (Baize, 1997).

Le Cr est essentiellement obtenu à partir de la chromite (FeCr_2O_4).

La forme (VI) (HCrO_4^- , CrO_4^{2-}) provient essentiellement des pollutions anthropiques les principaux apports anthropiques diffus en chrome et ses composés sont les retombées atmosphériques ainsi que l'épandage de boues de stations d'épuration (**INERIS, 2013**).

Le chrome rejeté dans l'atmosphère provient des émissions de l'industrie chimique, de la combustion du gaz naturel, des huiles ou du charbon, des poussières de routes ou d'usines produisant du ciment.

I.4.2.2. Chrome dans le sol

➤ Spéciation et mobilité

D'après **Kadem 2005**, La concentration du Cr dans les sols varierait de l'état de traces à 2,4%, le maximum "normal" dans les sols est de 150ppm ; la moyenne est de 100ppm.

Le Cr existe sous plusieurs degrés d'oxydation : Cr^{3+} ; Cr_2O_7^- ; CrO_4^- ; CrOH^{++} ; $\text{Cr}(\text{OH})_3$; CrO_2^- ; etc.

Le Cr se trouve sous forme Cr(VI) et Cr(III). Le Cr(III) est largement majoritaire dans les sols, principalement sous forme de précipites insolubles d'oxydes de Cr (**CCME, 1997**). Dans les sols, le Cr(III) co-précipite avec de nombreux hydroxydes métalliques et le Cr(VI) peut co-précipiter avec l'hydroxyde d'Al sur une zone de pH comprise entre 7 et 9,4. La matière organique a un effet réducteur vis-à-vis du Cr(VI) (passage au Cr(III)) et la stabilité du Cr(VI) est plus grande dans des sols à faible teneur en carbone organique et à pH élevé (**Bonnard, 1997**). Enfin, il peut y avoir formation dans les sols de composés organiques à base de Cr qui est réputé comme présentant une très faible mobilité, qu'il ait une origine naturelle ou anthropique (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

I.4.2.3. Écotoxicité du Cr

Le Cr est peu toxique pour l'homme et les végétaux, du moins dans sa forme la plus répandue (Cr III). La forme toxique est l'état d'oxydation +VI (Cr VI). La toxicité par voie orale est mineure car le Cr(VI) est réduit en Cr(III) au niveau stomacal. On signale cependant la possibilité d'effets gastro-intestinaux et notamment d'hémorragies.

Le Cr est un élément essentiel pour l'homme et, en cas de carence, il peut se produire des troubles neurologiques périphériques, un état diabétique et une perte de poids (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

I.4.3. Cuivre

Tableau 07 : Propriétés physico-chimiques du cuivre (Lenntech, 2007c)

Symbole chimique	Cu
Numéro atomique	29
Masse volumique	8,96 g.cm ⁻³
Masse atomique	63,546 g.mol ⁻¹
Etat d'oxydation	+1, +2
Température de fusion	1083 °C
Température d'ébullition	2567 °C



Figure 10 : Le cuivre dans la nature

I.4.3.1. Sources de contamination du Cuivre

Le cuivre est un métal largement répandu dans la nature sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70mg/kg selon les auteurs (Baize, 1997) ; elle est de l'ordre de 50ppm (Kadem, 2005). On peut le trouver dans la nature soit sous forme libre dans la cuprite (88,8%) soit sous forme d'oxyde de sulfure. Il est particulièrement abondant dans les roches mafiques et intermédiaires. Les teneurs les plus élevées (> 80mg/kg) seraient observées dans les roches magmatiques basiques riches en minéraux ferromagnésiens. Les roches granitiques contiennent en général beaucoup moins de cuivre (Baize, 1997).

Parmi les roches sédimentaires, argiles et schistes présentent des concentrations plus fortes que les roches détritiques (grès, sable) (Coic et Coppenet, 1989). Il est au contraire très peu représenté dans les roches carbonatées.

L'apport de cuivre dans l'environnement provient de sources naturelles comme le transport par le vent des poussières du sol, les éruptions volcaniques ou les feux de forêts ; les sources industrielles sont liées à son utilisation en métallurgie, à l'incinération d'ordures ménagères ou à la fabrication de fertilisants. Dans le cas des sols viticoles, ce sont essentiellement les apports de pesticides qui sont à l'origine de l'accumulation du cuivre (VIARD, 2004).

I.4.3.2. Cuivre dans le sol

Les teneurs moyennes en Cu d'un sol non contaminé, sont comprises entre 13 et 24ppm (Coullery, 1997) ; dont une concentration maximale normale est de 100ppm et une moyenne dans les sols de 20 ppm (Kadem, 2005).

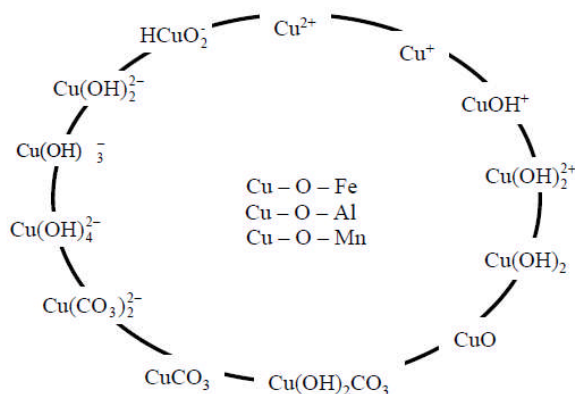


Figure 11: Les différentes espèces du cuivre dans la solution du sol (PERRONO, 1999).

I.4.3.3. Comportement du cuivre dans le sol :

➤ Spéciation et mobilité

Le Cu est sous forme (II) (Cu^{2+} , CuCO_3). Le Cu a une très forte affinité pour les matières organiques et a tendance à former avec elles des complexes solubles (avec les acides fulviques) ou insolubles (avec les acides humiques). Bien que la matière organique contribue généralement à l'immobilité du Cu en formant de fortes liaisons, elle peut aussi augmenter la solubilité du Cu par la formation de composés solubles (CCME, 1997). Le Cu a un minimum de solubilité entre pH 6 et 8. Aux pH inférieurs à 6, il est majoritairement sous forme Cu^{2+} , et au-dessus de 8 sous forme complexée avec la matière organique soluble (Barber, 1995). La concentration en solution de Cu augmente fortement pour des pH < 4-5 (OFEFP, 1996).

L'adsorption sur les oxydes de Fe et d'Al est aussi importante (CCME, 1997).

Le principal danger du Cu vient de son accumulation à la surface des sols. Il semble que dans les sols cultivés très pauvres en argile, sable ou limon, les apports massifs opérés en surface (traitement fongicide) soient capables de migrer en profondeur.

I.4.3.4. Écotoxicité de cuivre

Le cuivre représente un danger quand il est présent en concentration élevée dans l'environnement. Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions (K^+ ; PO_4^-) (Kabata-Pendias and Pendias, 1992). Il en résulte des effets toxiques sur les plantes. Cependant le Cu peut provoquer une phytotoxicité dans certains cas, comme sur des sols acides anciennement plantés en vignes ayant été traités à la bouillie bordelaise pendant des années. Il induit alors des symptômes de la chlorose ferrique et une diminution de l'absorption du Fe et du P. Les micro-organismes du sol sont très sensibles à la toxicité cuprique (Loue, 1986).

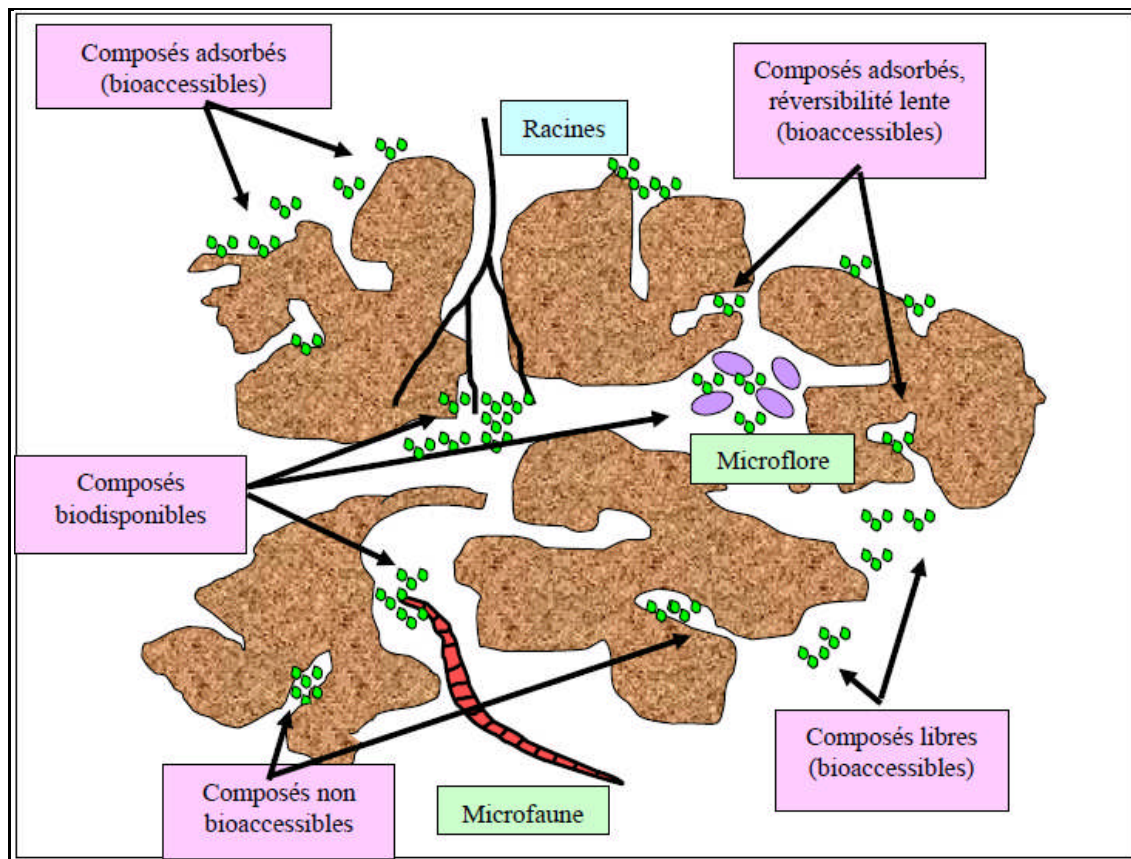


Figure 12 : Schéma représentant les fractions bioaccessibles et biodisponibles d'un contaminant dans un sol (d'après semple et al., 2004).

Un excès de cuivre dans le sol provoque une rhizotoxicité qui s'exprime par une coloration brune des racines, une diminution de la formation des poils absorbants, une diminution de l'élongation racinaire (Marschner, 1995, Panou-Filothéou et Bosabalidis, 2004) et la diminution de la biomasse racinaire (Bravin, 2008) avant d'affecter la croissance des parties aériennes (Marschner, 1995).

I.5. Réglementation

Le sol est un compartiment essentiel des écosystèmes. Sa contamination par des polluants entraîne des problèmes de contamination de la chaîne alimentaire, pouvant avoir une incidence sur la santé humaine directement ou indirectement, via les végétaux. Une réglementation a donc été mise en place afin de définir les teneurs dans les sols acceptables et les seuils d'intervention dans le cas des polluants métalliques (Tableau 08). Toutefois, de nombreuses normes, comme la **NF 44-041**, préconisent de déterminer la teneur totale des éléments.

Tableau 08 : Différentes normes concernant les limites des teneurs totales en éléments métalliques dans les sols, en mg.kg-1 de poids sec.

	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni
France, P. Godin 1983						
Seuil d'anomalie	2	100	300	150	100	50
Seuil d'investigation	4	200	600	300	200	100
Seuil de traitement	10	500	1500	750	500	250
Seuil d'urgence	20	1000	3000	1500	1000	500
France, 1998, Norme NF U 44-041	2	100	300	150	100	50

Les valeurs fixées par la norme AFNOR sont placées trop haut pour signaler des anomalies, naturelles ou anthropiques, et donc pour servir valablement de seuils d'alerte. **Baize (1997)** propose d'abaisser ces valeurs et de définir les «seuils d'investigation » suivants : 0,6-0,8 mg Cd.kg-1, 50-60 mg Pb.kg-1, 150 mg Zn.kg-1, 100 mg Cr.kg-1, 30-35 mg Cu.kg-1 et 75 mg Ni.kg-1. De plus, les valeurs sont fixes quel que soit la nature du sol.

CHAPITRE II MATERIEL ET METHODES

II. Échantillonnage du sol

II .1 Echantillonnage du sol

L'échantillonnage du sol a été effectué le mois d'avril 2014 sur (05) parcelles de vignoble dans la willaya de Boumerdès (région de Bordj-Menail) par nos camarades de la promotion, **(Zendik Loutfi et Balit Sifax, 2014)**

La figure ci-dessous représente la position des parcelles étudiées.

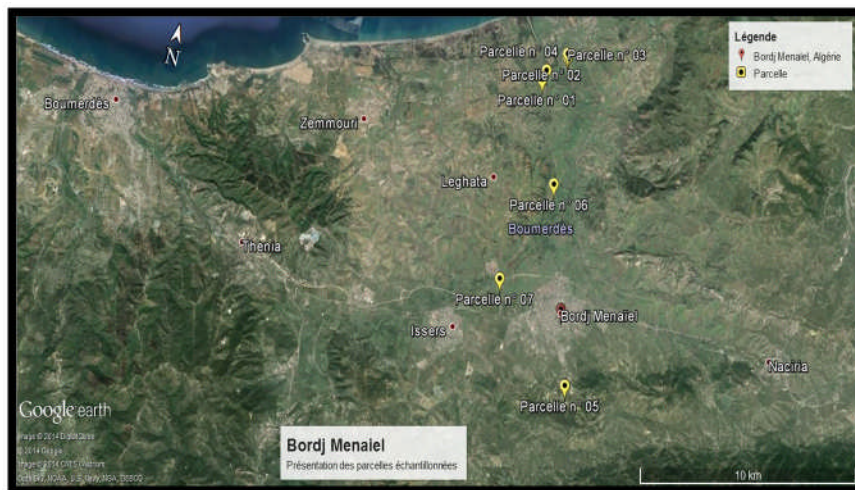


Figure 13 : Localisation des différentes parcelles échantillonnées via Google Earth 2014.

La répartition des unités d'échantillonnages dans notre zone de prélèvement a été faite en diagonale de façon à respecter l'homogénéité, la pente de l'exposition et la couleur sauf pour la cinquième parcelle qui a été échantillonné d'une manière zigzag pour couvrir l'hétérogénéité de cette dernière.

Les profondeurs prospectées sont (0 à 10 cm), de (10 à 25 cm) et (25 à 45 cm), (voir figure 02).



Figure 14 : Image d'un point de prélèvement avec les profondeurs échantillonnées

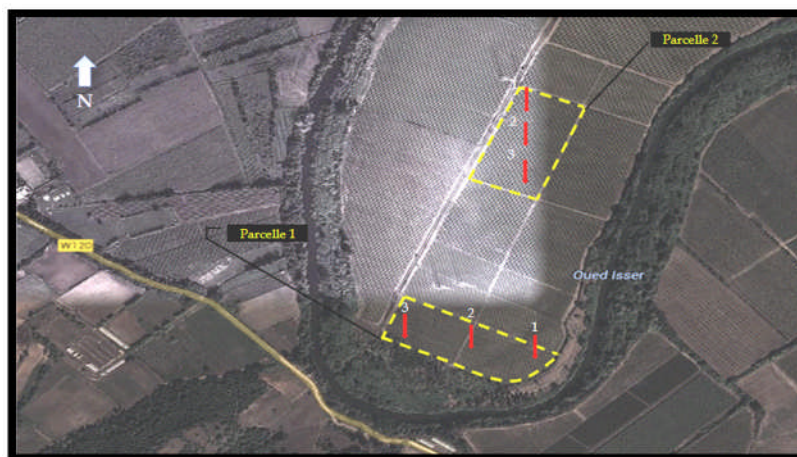


Figure 15 : Image satellite de la 1^{ère} et la 2^{ème} parcelle (Google Earth 2014).

Tableau 09: les différents paramètres de la 1^{ère} et la 2^{ème} parcelle .

Paramètres	Parcelle 1	Parcelle 2
Date de visite	10.03.14	10.03.14
Lieu dit	BOUMLIH	BOUMLIH
Topographie	Plate	Plate
variété	SABENE	SABENE
An de plantation	2000	1994
Stade végétatif	Débourrement	Début débourrement
Coordonnées	X	36°.81' 24 20''
	Y	3°.68' 71 15''
	Z	3 m

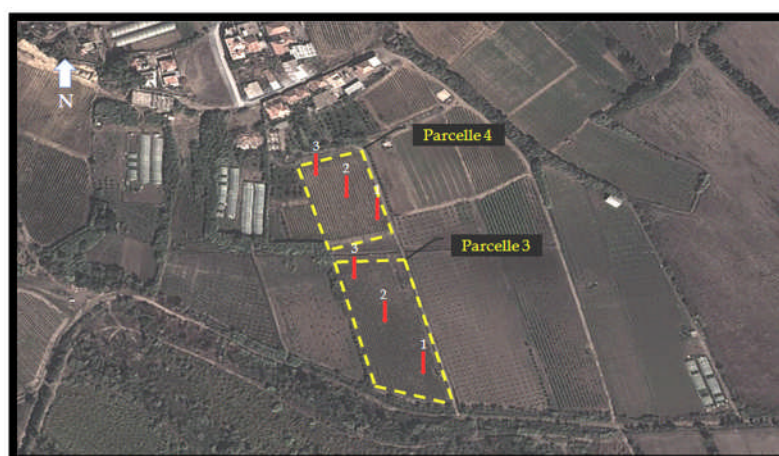


Figure 16 : Image satellite de la 3^{ème} et la 4^{ème} parcelle (Google Earth 2014).

Tableau 10: les différents paramètres de la 3^{ème} et la 4^{ème} parcelle.

Paramètres		Parcelle 3	Parcelle 4
Date de visite		18.03.14	18.03.14
Lieu dit		BOUMLIH	BOUMLIH
Topographie		Plate	Pente 5%
variété		SABENE	CARDINAL
An de plantation		2002	2002
Stade végétatif		Débourrement	Débourrement
Coordonnées	X	36°.82' 28 06''	36°.82' 39 75''
	Y	3°.69' 72 64''	3°.69' 67 90''
	Z	4 m	7 m

Figure 17: Image satellite de la 6^{ème} parcelle (Google Earth 2014).

Tableau 11: les différents paramètres de la 6^{ème} parcelle.

Paramètres		Parcelle 6
Date de visite		09.04.14
Lieu dit		LEGHATA
Topographie		Plate
variété		CARDINAL
An de plantation		2007
Stade végétatif		Début floraison
Coordonnées	X	36°.77' 88 12''
	Y	3°.70' 67 24''
	Z	12 m

II.2. Paramètres analytiques étudiés

a- Préparation de la verrerie

Les préparations effectuées avant le dosage des métaux ont été réalisées au Laboratoire

Avant toute analyse nous avons procédé à la préparation de la verrerie qui consiste à un lavage des béchers avec des solutions d'acide nitrique (HNO₃) à 10% pour trois (03) fois puis rincés à l'eau distillée pour (03) trois fois.

Les échantillons de sol ont été séchés à l'air libre. Une fois secs, les échantillons ont été désagrégés avec un mortier en porcelaine puis tamisés à 2 mm.

II.2.1. Analyses chimiques

a) pH-eau

Pour la mesure du pH on a utilisé le rapport 1/2,5. Nous avons pris 10 g de sol au quel on a ajouté 25 ml d'eau distillée et on laisse au repos pour une heure de temps la lecture du pH se fait, tout en agitant la solution, à l'aide d'un pH mètre, ce dernier est muni d'une électrode que l'on introduit dans une suspension de terre fine (Mathieu et Pieltain, 2003).

b) Mesure de la conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur globale en sels dissous. Elle est mesurée dans l'extrait de sol à température donnée

dans le rapport sol /eau de 1/5, le mélange est laissé au repos durant 30mn, puis filtré jusqu'à l'obtention d'un filtrat clair.

La valeur de la conductivité électrique du milieu est lue directement sur l'écran digital du conductimètre. Elle est exprimée en mS/cm (Mathieu et Pieltain, 2003).

c) Dosage de la matière organique par la méthode sèche : perte au feu

- ✓ Faire sécher de la terre à l'étuve à 105 c°
- ✓ Peser des capsules en porcelaines vides (p_1)
- ✓ Peser 10g de terre séchée à l'étuve et les introduire dans la capsule (p_2 = poids de la capsule +10g de terre)
- ✓ Porter la capsule et son contenu dans le four à du four pour que la capsule commence à se refroidir
- ✓ Peser la capsule froide contenant la terre calcinée (p_3) (Mathieu, 2003)

$$\text{Perte au feu \%} = (p_2 - p_3 / p_2 - p_1) * 100$$

d) Dosage de l'azote

La méthode la plus couramment employée est la méthode Kjeldhal, par l'acide sulfurique ainsi la matière organique azotée est minéralisée par l'acide sulfurique concentré, à chaud. L'azote transformé en ammoniac est fixé par l'acide sulfurique à l'état de sulfate d'ammoniac, ainsi le sulfate de potassium permet d'élever la température d'ébullition de l'acide sulfurique (de 317 à 330°C). Cette première phase s'appelle la digestion, l'acide sulfurique utilisé pour la digestion sera additionné d'acide salicylique et un traitement subséquent avec du thiosulfate de sodium. Dans cette méthode de Kjeldhal l'ion NH_4^+ est déplacé par l'hydroxyde de sodium et entraîné à la vapeur d'eau puis fixé par l'acide borique à l'état de borate, lui-même dosé par HCl titré, cette seconde phase s'appelle la distillation. L'azote sera calculé par la formule :

$$N = X \cdot 0.1 \cdot 14 (100 \cdot 100 / v \cdot p \cdot 1000)$$

X ; volume de HCL ; 0.1 N utilisé en ml

V ; volume de l'extrait passe au distillateur 90 ml

P ; prise d'essai (5g de terre fine)



Figure 18 : Dosage de l'azote

e) Dosage des métaux lourds

- Analyse des éléments mis en solution totale par attaque à l'eau régale :

❖ Principe :

Cette méthode est utilisée pour le dosage des éléments totaux et principalement pour le cuivre, cadmium et le chrome.

L'échantillon est soumis à l'action d'un mélange d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique HNO_3 dans les proportions suivantes : (1/4) d'HCL et (3 /4) d' HNO_3 dans une fiole de 250ml. Le mélange eau régale et sol séjournent pendant 12h à température ambiante, puis à 180 C° pendant 2h. L'extrait est ensuite filtré et ajusté au volume avec de l'eau déminéralisée .c'est à partir de cette solution d'extraction que les métaux sont dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique. Par ailleurs d'autres méthodes de dosage peuvent préconisées à l'exemple de l'ICP-MS (repose quant à elle sur la séparation des ions générés par le plasma d'argon en fonction de leur rapport masse sur charge m/z.les ions ainsi séparés sont alors identifiés et comptabilisés ce qui permet un calcul des concentrations élémentaires présentes dans le matériau)ou ICP-AES(la méthode consiste à ioniser l'échantillon en l'injectant dans un plasma d'argon ou parfois d'hélium ;les atomes de la matière à analyser sont transformées en ions par une sorte de flamme extrêmement chaude 8000k).

❖ Mode opératoire :

- ✓ Peser 2 g de sol à 0.01 près à partir d'un échantillon broyé dans un mortier d'agate puis passé au tamis de 250 microns et verser dans un ballon à rodage conique de 250ml réservé aux éléments traces ;ajouter également quelques billes de verre .
- ✓ Ajouter 2à3 ml d'eau déminéralisée puis 15 ml d'acide chlorhydrique et 5 ml d'acide nitrique
- ✓ Laisser en contact pendant au moins 12h (une nuit) afin de permettre une oxydation lente de la matière organique du sol
- ✓ Placer les ballons dans les chauffe –ballons, connecter le réfrigérant et ajouter éventuellement une chambre d'absorption.
- ✓ Chauffer à fond pendant 10 min, puis redescendre à 180 c° .laisser alors la minéralisation se poursuivre pendant 2 h
- ✓ Arrêter la minéralisation, laisser refroidie plusieurs minutes.
- ✓ Avant d'enlever les réfrigérant, rincer ceux avec 10 ml d'eau déminéralisé
- ✓ Laisser reposer le ballon à rodage conique pour que la plus grande partie du résidu solide se dépose.
- ✓ Filtrer soigneusement dans une fiole jaugé de 250ml le surnageant sur un papier filtre laisser passer tout le filtrat initiale à travers le papier filtre, puis laver les résidus insoluble sur le papier filtre avec un minimum d'eau déminéralisée .ajuster au volume.

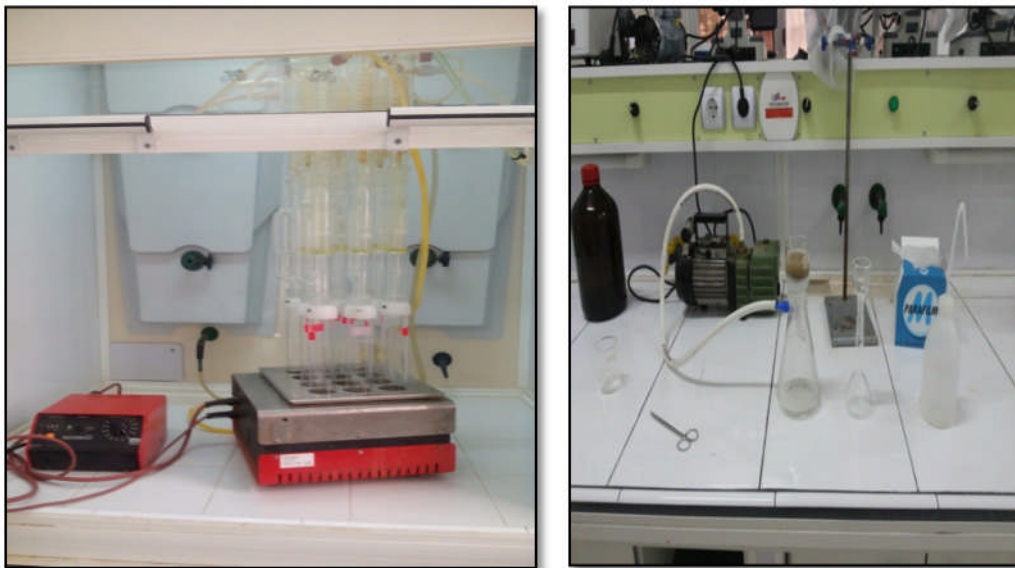


Figure 19 : Minéralisation et filtration protocole d'extraction des métaux lourds.

II.3.Spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

La spectroscopie se base sur l'analyse des rayonnements électromagnétiques se traduisant par un spectre d'absorption du gaz dans des longueurs d'onde spécifiques. Ces méthodes utilisent l'absorption dans le visible, l'infrarouge, mesurée grâce au spectromètre, souvent appelé spectrométrie dans les articles. La spectrométrie d'absorption atomique(SAA) est une des méthodes de spectroscopie.

La SAA est fondé sur le principe que les atomes libres peuvent absorber la lumière d'une certaine longueur d'ondes. L'absorption de chaque élément est spécifique, aucun autre élément n'absorbe sa longueur d'ondes. L'absorption de lumière par les atomes fournit ainsi un puissant instrument à la fois pour l'analyse quantitative et qualitative.

❖ Principe

La détermination spectroscopie d'espèces atomiques peut seulement être réalisée à partir d'un échantillon à l'état gazeux, dans lequel les atomes individuels comme l'Ag, Al, Au, Fe et Mg sont nettement séparer les uns des autres.

La chaleur nécessaire pour faire passer l'échantillon à l'état gazeux et placer l'élément à doser dans un état « fondamental » est généré par une flamme ou un four de graphite. La SAA de flamme analyse seulement les solutions, tandis que la SAA de four de graphite analyse les solutions, les boues liquides et les échantillons à l'état solide.

A)-SAA flamme

Un atomiseur de flamme consiste en un nébuliseur qui convertit l'échantillon en un aérosol, qui est alimenté dans le brûleur. L'atomisation se produit dans la flamme qui est habituellement alimentée par de l'acétylène et du protoxyde d'azote.

B)- SAA four

Un atomiseur électrothermique fournit une grande sensibilité parce que qu'il atomise l'échantillon rapidement. L'atomisation se produit dans un four de graphite cylindrique, ouvert aux deux extrémités et qui contient un trou au centre pour la préparation des échantillons. Deux courants de gaz inertes sont utilisés.

Le courant externe empêche l'air de rentrer dans le foyer et le courant interne garantit que les vapeurs générées dans la matrice de l'échantillon sont rapidement éloignées du four. Le gaz le plus communément utilisé est l'argon.

Une fois que l'élément à doser est dissocié, on mesure alors son absorption sur des longueurs d'onde caractéristiques.



Figure 20 : Exemple de SAA flamme.

II.4. Analyse statistique

✓ A fin de caractériser les propriétés physico-chimiques des sols des parcelles étudiées, les résultats obtenus sont soumis à un test de normalité des variables, et une fois ce teste confirmé on passe à l'analyse de la variance à un facteur au seuil $P = 5\%$ en utilisant le logiciel R consol (version 2.14.0). Si la probabilité (P) est :

- $> 0,05$: les variables ne montrent aucune différence significative.
- $\leq 0,05$: les variables montrent une différence significative.
- $\leq 0,01$: les variables montrent une différence hautement significative.
- $\leq 0,001$: les variables montrent une différence très hautement significative.

✓ Test de normalité par le test de **Kolmogorov Smirnov**.

✓ Test l'égalité des variances par le test de **Bartlett**.

✓ Dans le cas où la normalité et l'égalité des variances n'est pas confirmé, on a recours à l'application de test Kruskal-Wallis (test non paramétrique).

✓ Dans le cas où les différences sont significatives, nous faisons appel au Test Post Hoke de Kruskal a l'aide d'un package "Pgirmess" » afin de déterminer les groupes homogènes et hétérogènes.

CHAPITRE III RESULTAS ET DISCUSSION

Résultats et discussions

III-Résultats et discussion

III.1.Le pH-eau du sol

Les résultats de pH eau du sol des parcelles étudiées présentées dans la (figure 21) montrent que la valeur du pH varie de 8,73 à 9,11. Ils présentent la réaction de la solution du sol comme fortement alcaline et dont le pH est principalement situé dans l'intervalle de 8,7 à 9,10 (figure 21).

La valeur du pH en fonction de la profondeur du sol indique une variation qui est fonction de la parcelle et de la profondeur prospectée du sol. Nous constatons que sur

- les parcelles P1, P3, P6 le pH augmente de la surface du sol vers les horizons de la profondeur avec un écart compris entre 0,10 et 0,2 unité de pH.
- Parcelle P2 on remarque une diminution de la valeur du pH de la surface (0 à 10 cm) vers la profondeur (10 à 20 cm) de 9,01 à 8,94 puis une augmentation jusqu'à 9,09.

Contrairement aux parcelles suscitées, la Parcelle P4 registre un pH moyen de 8,76 qui augmente de 8,75 à 8,79 puis diminue vers la dernière profondeur 8,73.

Globalement les variations de pH relevées sur les échantillons de sol semblent plus importantes dans le cas des parcelles P1 et P2 (figure 22). Cependant, les écarts constatés demeurent inférieures à 0,2 unité de pH ce qui témoigne d'une similitude des conditions de réaction alcaline et de disponibilité des éléments nutritifs au sein des sols étudiés. Par ailleurs l'analyse statistique basée les valeurs numériques enregistrées montre des différences significative entre les parcelles.

Tableau 12 : Les valeurs du pH de la solution du sol dans les parcelles étudiées.

Par/Pro	P1	P2	P3	P4	P6
a					
b					
c					
Moyenne	8,99	9,01	8,86	8,76	8,87

Sur le plan nutritionnel le pH de ces sols présentent un milieu adéquat. Selon CRRA-SETTAT (2013), l'assimilation et l'acquisition des milieux nutritifs dans un pH neutre à moyennement alcalin est maximale et au-dessus de cet intervalle cette acquisition commence à décroître.

Résultats et discussions

Les valeurs élevées de pH constituent une barrière aux transferts des éléments traces métalliques. Le pH élevé peut être un indice préventif de carences induites (Hébert, (1990)). Les sols à pH alcalin peuvent entraîner une salinisation incomplète de certains éléments comme le fer et le manganèse et entraînent des carences comme la chlorose ferrique (Abail, 2013).

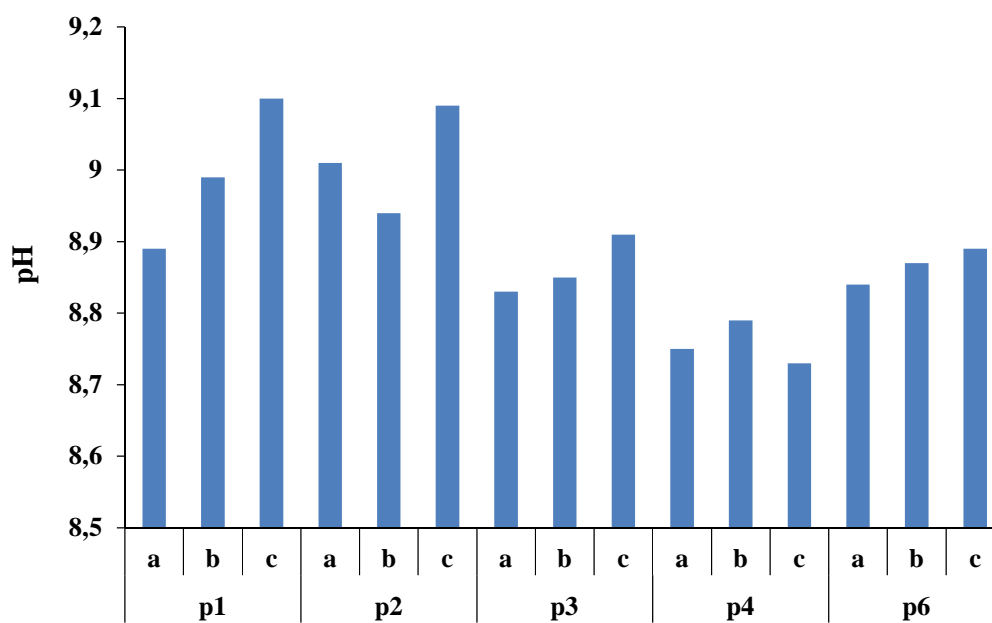


Figure 22 : Variation du pH-eau du sol dans les parcelles étudiées en fonction de la profondeur.

L'application de l'analyse statistique en utilisant le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, (voir tableau annexe 06) utilisant une comparaison deux par deux des parcelles étudiées, on observe que seule la parcelle P2 montre une différence significative avec la P6. Les autres parcelles ne présentent pas de différence significative entre elles du point de vue de la réaction chimique du sol. Cependant en fonction de la profondeur, le test statistique montre qu'il n'existe pas de différences significatives entre les trois profondeurs prospectées.

III.2. La conductivité électrique

En se référant à la classification de Durand. (1983), la conductivité électrique des sols détermine leur degré de salinité qui se traduit par un comportement différent des cultures vis-à-vis des classes de salinités.

Les résultats obtenus montrent des valeurs qui varient de 92,23 à 238,33 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (tableau 13), et elles sont fonction des parcelles et de la profondeur prospectée. Cependant ces seuils de

Résultats et discussions

conductivité ne sont pas importants et ne constituent pas une contrainte particulièrement insurmontable aux cultures pratiquées dans la région et particulièrement la vigne.

Tableau 13 : La Conductivité Electrique (ms/cm) des sols des parcelles étudiées.

Par/Pro	P1	P2	P3	P4	P6
a					
b					
c					
moyenne	139,90	141,03	199,43	98,96	96,09

Sur la base des résultats obtenus par Balit et Zendik (2014), la texture des sols sous vignobles de la commune de Bordj Menaiel est moyenne à très fine dominée par la texture Argileuse et Limoneux-argileuse. Enfin, D'après Ziza (2006), la salinisation est une caractéristique dont l'impact est lié à la texture des sols, les limons qui dominent dans les parcelles prospectées, sont chimiquement inactifs et les propriétés chimiques des sols dépendent essentiellement de la nature et du pourcentage des particules d'argiles et de la teneur en matière organique. En outre Abail, (2003), montre que les propriétés chimiques des sols dépend essentiellement de la nature et du pourcentage des particules d'argiles et de la teneur en matière organique.

Selon l'échelle de Durand J.H (voir annexe 05), nos sols occupent la classe I non salin du tableau de la qualité des sols.

L'application de l'analyse statistique en utilisant le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, (voir tableau annexe 06) utilisant une comparaison deux par deux des parcelles étudiées, montre que seule la parcelle P3 montre une différence significative avec la P6. Les autres parcelles ne présentent pas de différence de signification entre elles du point de vue de la salinité et de la concentration des sels dans la solution du sol. Cependant en fonction de la profondeur, le test statistique montre qu'ils n'existent pas de différences de signification entre les trois profondeurs prospectées.

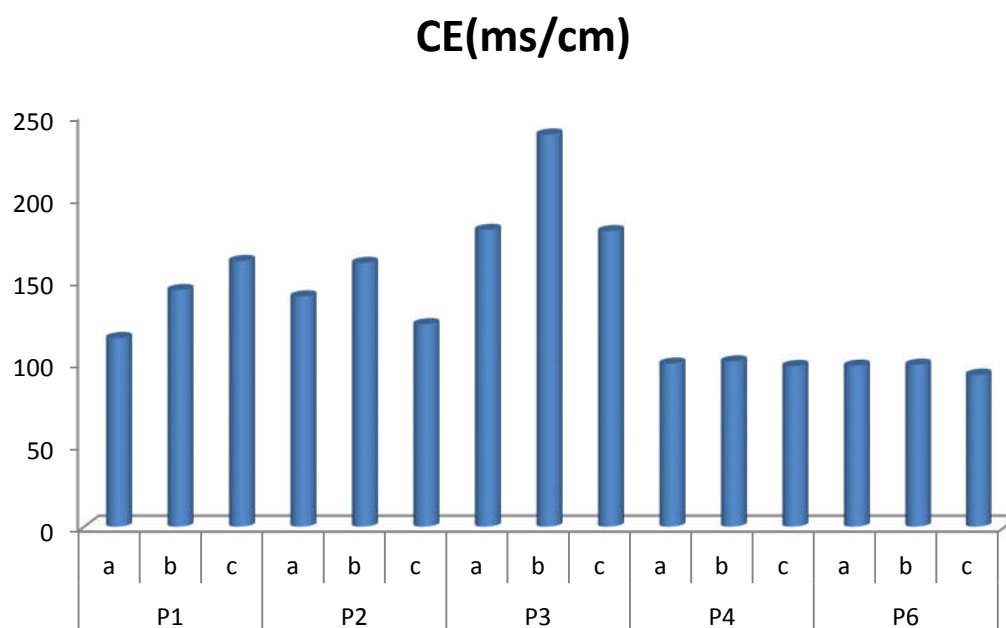


Figure 23: La distribution de la CE dans le sol des parcelles étudiées.

III.3.La concentration en azote totale

L'azote est un élément essentiel de la fertilité des sols, il constitue le pivot de la fumure minérale des sols

Selon les résultats obtenus après l'analyse du pH qui est supérieur à 7, les teneurs en azote (voir tableau 14) varient de 0.11 à 0.31 (c'est quoi comme unité de mesure) dans les parties superficielles des parcelles prospectées ce qui traduit une variabilité des disponibilités totales en azote des sols.

Les analyses des terres montrent que la teneur en azote total (organique et minéral) peut varier dans les limites très larges, de 0,1 à 5 mais aussi le plus souvent autour de 1% (Gros, 1979).

Selon la classification de la fertilité des sols à partir du pH et de la teneur en azote total (Dabin B., 1970) (annexe 03), la parcelle P1 est d'une bonne fertilité avec une concentration de 0,3% d'Azote. Les parcelles P4, P6 sont de fertilité moyenne d'une concentration de 0,24 % d'azote. Alors que les parcelles P2 et P3 présentent une fertilité médiocre avec une concentration en azote totale qui est respectivement de 0,11%, 0,17%.

Tableau 14 : Les valeurs d'azote dans les couches superficielles des parcelles prospectées

Résultats et discussions

Parcelles	P1	P2	P3	P4	P6
profondeurs	0 à 10 cm				
N(%)	0,3	0,1726	0,111	0,2466	0,2466

En terre cultivées, le taux de minéralisation dépend évidemment du type de sol : 0,5% dans les sols très argileux, 1,7% dans les sols limoneux et jusqu'à 3% dans les sols sableux (Duchaufour, 1979).

La dynamique de l'azote dans le sol est une succession complexe de minéralisation et de réorganisation qui se déclenche tout au long de l'année chaque fois que de nouvelles conditions atmosphériques ou des interventions de l'agriculteur viennent rompre l'équilibre précaire existant dans le sol. L'azote est prélevé dans les réserves du sol, la minéralisation est limitée et ne restitue au sol qu'une faible quantité d'azote minéral (Giroux, 2004).

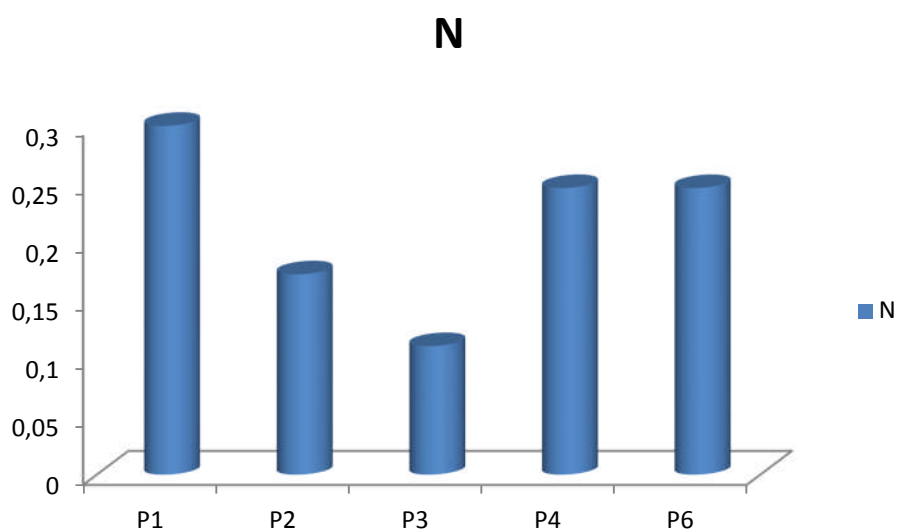


Figure 24 : Teneur en azote totale dans la couche superficielle de 0 à 10cm au sein dans sols étudiés.

III.4. La matière organique :

Les résultats de l'analyse de la détermination de la matière organique dans (tableau 15) montrent le taux de la matière organique la plus élevée est enregistrée dans la parcelle 3

Résultats et discussions

dans la couche (10-25 cm) avec une moyenne de 5,43 .selon les normes d'interprétation (annexe 02) le sol est de bien à très bien pourvu .les résultats de l'analyse de la détermination de la matière organique illustrées dans (figure 25) montrent le taux de matière organique varie d'une parcelle à une autre et d'une profondeur à une autre. Elles sont considérées étant pourvu en matière organique

✓ Les parcelles P1, P2, P4 les valeurs du MO enregistrées diminuent de la partie superficielle vers les profondeurs.

✓ La parcelle P6 les teneurs en MO diminue du premier horizon (0-10 cm) vers le second puis on a une augmentation vers la dernière profondeur

✓ La parcelle P3 les teneurs en MO augmente du premier horizon vers le second puis ils diminuent dans la profondeur.

L'application de l'analyse statistique en utilisant le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, (voir tableau annexe 06), montre que seule la parcelle **P3** montre une différence significative avec la **P6**. Cette observation est similaire à ce qui est observé pour le paramètre de la conductivité électrique.

Les autres parcelles ne présentent pas de différence de signification entre elles. Cependant en fonction de la profondeur, le test statistique montre que les trois profondeurs prospectées sont semblables bien que leurs teneurs soient différentes en termes de valeurs absolues.

Il est noté que les teneurs en matières organiques varient en fonction de la profondeur. Cet état est le résultat de l'effet des facteurs climatiques sur la matière organique incorporées aux sols au niveau des couches superficielles (Addene ; 2014).

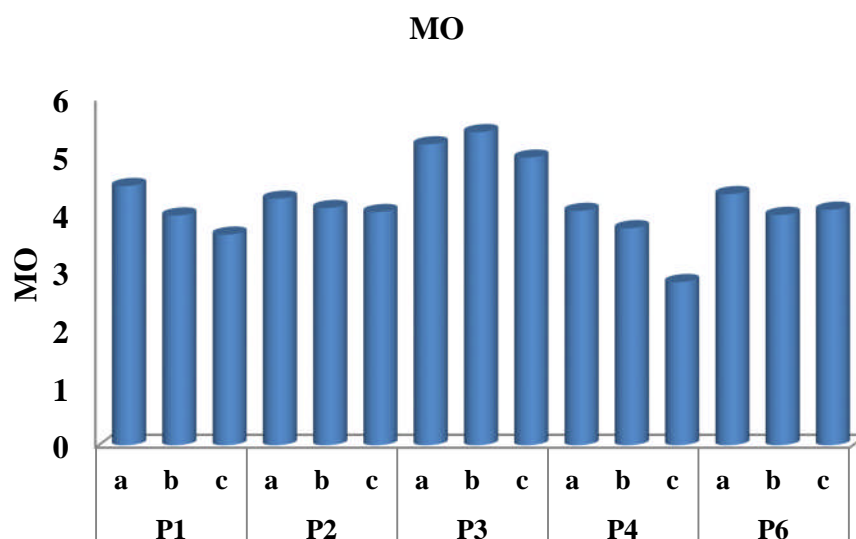


Figure 25 : La distribution de MO dans les sols des parcelles en fonction des profondeurs.

III.5.Le rapport C/N :

Il permet de juger l'activité biologique intimement liée au degré d'évolution de la matière organique. Selon les résultats obtenus nous enregistrons une variation de rapport C/N dans la profondeur étudiées (0-10cm) des différentes parcelles et il varie de 15 à 47,02%.

Selon la classification (Durand ,1983) (annexe 04), les valeurs enregistrées (tableau 16) sont élevées et celles comprises entre 15 et 25 renseignent sur une intense activité biologique dans le sol. Les valeurs les plus importantes sont par ailleurs l'expression d'une forte présence de Carbone par rapport à l'Azote se qui ne renseigne sur l'état d'un fonctionnement faible de ces sols. Sur les 6 parcelles échantillonnées, la parcelle P3 présente un sol avec une activité biologique faible alors les autres sols présentent des conditions physico-chimiques adéquates.

Résultats et discussions

Tableau 16 : Evolution du rapport C/N dans la couche superficielle des parcelles étudiées.

Parcelle	P1	P2	P3	P4	P6
Profondeur	0 à 10 cm				
N					
MO					
MO/N	15	24,79	47,02	16,50	17,68

L'activité biologique est importante dans e l'accumulation de la matière organique et son degré d'évolution etdu potentiel de fourniture d'azote par le sol à travers les mécanismes de minéralisation et d'humification. Les faibles teneurs constituent un frein en à la décomposition du carbone. Il existe dans le sol une relation entre l'absorption par les plantes et la régénération de la matière organique par les microorganismes c'est le mécanisme de faim d'azote (Salducci, 2011).

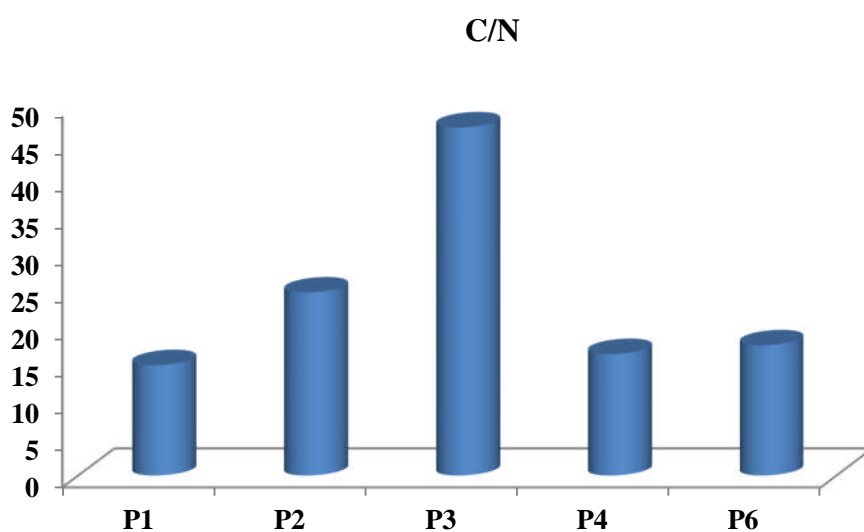


Figure 26 : Evolution du rapport C/N dans le sol de l'horizon (0-10 cm) des parcelles étudiées.

III.6.Résultats des analyses du ETM

III.6.1.Introduction

De nombreux sols présentent, naturellement ou en raison d'activités industrielles et agricoles, des teneurs importantes en éléments trace métalliques (ETM). La présence des ETM peut avoir des effets nocifs sur la santé humaine via la chaîne alimentaire.

En effet, en matière de métaux lourds, les démarches d'interprétation ne peuvent se passer des concepts de la pédologie. Il n'est pas raisonnable de traiter de ces éléments dans les sols sans se référer aux connaissances acquises par cette dernière (**Baize, 1997**) et sans tenir compte des caractéristiques physiques du milieu d'étude. La dynamique, le comportement (spéciation délocalisation) et la forme chimique (spéciation) de ces éléments sont étroitement liés et tributaires des facteurs du milieu (climat, végétation, organismes vivants, etc...) à travers les phases porteuses des métaux aux niveaux du sol et les risques de solubilisation et de mobilité.

III.6.1.2.Cuivre (Cu)

Les analyses réalisées sur les cinq (05) parcelles présentées dans (tableau 17 et la figure 25). Montrent des teneurs très variables en fonction des parcelles et de la profondeur prospectée, elles sont comprises entre 76,24 ppm à 115,89 ppm.

En fonction de la profondeur, les parties superficielles sont plus accumulatrices en cuivre dans les horizons (0 à 10 cm) des parcelles P1, P2 et P4. La faible migration du cuivre est le résultat d'une réaction alcaline du sol et d'une proportion importante de la fraction argileuse.

Le cuivre apporté au sol a tendance à s'accumuler près de la surface et à se répartir sous plusieurs sites porteurs dans la phase liquide, c'est à dire la solution du sol, et dans la phase solide (**McBride, 1981 ; Adriano, 2001**).

Résultats et discussions

Seul dans les deux parcelles P3 et P6, on constate des valeurs de la teneur en cuivre plus élevée dans la profondeur la couche profonde (25-45 cm) par rapport à la couche superficielle 0 – 10 cm. Cependant l'écart entre les concentrations est plus important chez la P3 que la P6.

L'application de l'analyse statistique en utilisant le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, (voir tableau annexe 06), montre que l'ensemble des parcelles étudiées se trouve dans un seul groupe homogène donc, elles ne présentent pas entre elles de différences significatives. Cette observation est différente de ce qui est observé pour les paramètres de CE, de MO et de pH où les parcelles P2, P3 et P6 semblaient développer un comportement assez différent. Ce résultat est aussi observé avec l'établissement des corrélations entre paramètres analytiques (annexes 07, 08) où, le cuivre est soit peu corrélé (au pH, MO) ou négativement corrélé comme dans le cas du CE. Cependant en fonction de la profondeur, le test statistique montre que les trois profondeurs prospectées sont semblables bien que leurs teneurs en Cu soient différentes en termes de valeurs absolues.

Selon **Lund et Fobian, (1991)** cités par **Baize, (1997)** ont décrit au Danemark un cas de haute pollution en cuivre où la pollution cuprique n'est pas demeurée en surface (des quantités massives de Cu 8000 à 13000 ppm ont été retrouvées dans les horizons profonds calcaires, et les teneurs enregistrées en surface étaient de 6000 ppm).

Pour Cu, la concentration et le pourcentage en espèces ioniques libres diminuent lorsque le pH augmente (**McBride et Bouldin 1984 ; Sauvé et al. 1997, 1998 ; Vulkan et al. 2000 ; Lofts et al. 2004**). Avec l'augmentation du pH, la matière organique joue donc un rôle contrasté : un ensemble de sites d'adsorption spécifique (matière organique particulaire) diminuant la solubilité et donc la disponibilité de Cu et, un agent complexant naturel (matière organique soluble) augmentant la solubilité de Cu et donc sa disponibilité, particulièrement à pH alcalin (**McBride 1981, 1989 ; Vulkan 2000 ; Adriano 2001**). Ainsi avec l'augmentation du pH, la concentration en espèce ionique libre décroît considérablement au profit d'espèces complexées avec de la matière organique dans la solution du sol qui peuvent représenter plus de 99% de Cu soluble (**McBride et Bouldin 1984 ; Sauvé et al. 1997**). Il est par conséquent souvent considéré que la biodisponibilité environnementale et la phytotoxicité de Cu diminuent avec l'augmentation du pH dans l'hypothèse où les plantes ne seraient sensibles qu'à l'espèce ionique libre.

Résultats et discussions

La concentration du cuivre enregistrés dans ces parcelles sont inférieurs aux normes AFNOR (NFU 44-041) (voir annexe 09) (100 ppm) sauf pour la profondeur (25 à 45 cm) chez la parcelle P6 qui présente une teneur de 115,89 ppm.

Les sources ou vecteurs probables de contamination des sols en cuivre notamment sont l'utilisation des produits phytosanitaire à base du cuivre, les matières fertilisantes (organiques et minérales) et les eaux d'irrigation utilisées principalement en été ne présentent pas dans la situation actuelle de risques environnementaux majeurs. La comparaison des teneurs enregistrées laissent peu de marges de manœuvre pour les utilisations futures, étant donné que la majorité des échantillons de sols analysés, présente des valeurs supérieures à 80 mg/kg, donc extrêmement proches de la norme. Cependant du point de vue écotoxicologique, un approfondissement de la prospection serait nécessaire pour évaluer les impacts et les flux de translocation du cuivre vers les cultures et la faune du sol.

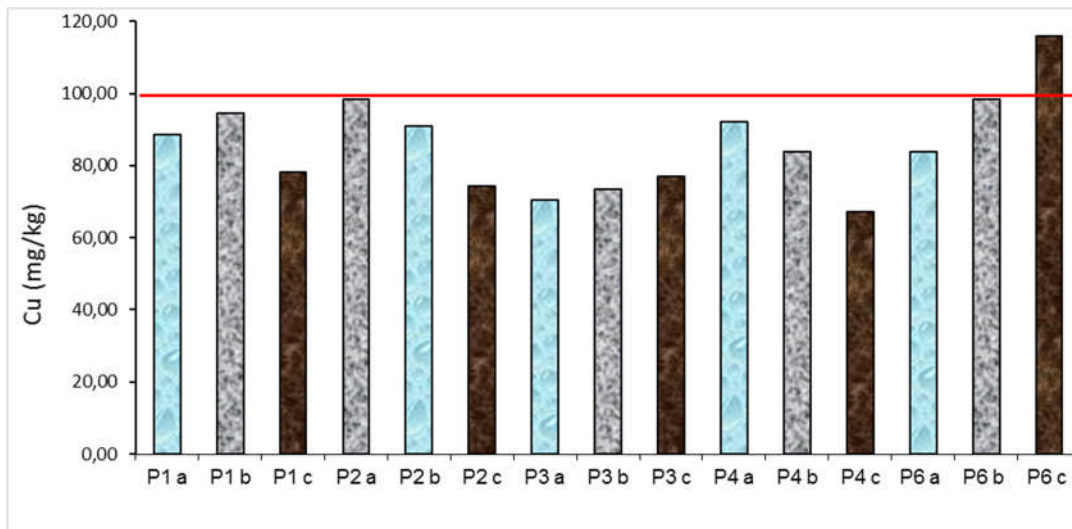


Figure 27 : Variation du Cu dans les parcelles étudiées en fonction des profondeurs

III.6.1.3. Chrome (Cr)

Les résultats obtenus sur les teneurs du Cr au niveau des cinq (05) parcelles en fonction de la profondeur sont présentés au (Tableau 18 et Figure 28). On a enregistrées des teneurs entre 346,18 ppm à 675,39 ppm, indiquent une très forte concentration en chrome dans les différentes parcelles.

- ✓ Parcelle P1 augmentation des teneurs en Cr tous long du profil
- ✓ Parcelle P2 diminution de la teneur du Cr dans la partie superficielle de l'horizon (0 à 10 cm) 410,31 ppm vers le second horizon 378,39 ppm puis augmentation dans le dernier 414,72 ppm.

Résultats et discussions

✓ .Parcelle P3,P4, P6 augmentation de la teneur du Cr dans la partie superficielle de l'horizon (0 à 10 cm) vers le second horizon puis il diminue vers le dernier horizon.

L'application de l'analyse statistique en utilisant le test de Kruskal-Wallis, (voir tableau annexe 06), montre que seule la parcelle **P1** montre une différence significative avec la P6 et la P4. Cette observation n'est pas présente dans le cas des autres comparaisons établies dans le cas des autres paramètres. Les autres parcelles (P2 et P3) ne présentent pas de différence de signification entre elles du point de vue de la teneur en Cr totale dans la solution du sol. Cependant en fonction de la profondeur, le test statistique montre que les trois profondeurs prospectées sont semblables bien que leurs teneurs en chrome soient différentes en termes de valeurs absolues.

D'après **Fendorf (1995)**, le Cr se trouve dans le sol sous deux formes : Cr (III) et Cr (VI). Le Cr (VI) est largement transformé en Cr (III) dans les sols et les sédiments (favorisé en conditions anaérobies et pH bas). Le Cr (III) est relativement immobile tandis que Cr (VI) serait mobile entre les compartiments du sol. Dans le milieu naturel, seuls les oxydes de manganèse seraient capables d'oxyder le Cr (III) en Cr (VI). D'après **Juste et al.,(1995)**, le Cr est réputé comme présentant une très faible mobilité, qu'il ait une origine naturelle ou anthropique utilisation de ces produits phytosanitaires contre les différentes maladies qui atteignent les vignobles.

La concentration moyenne du Cr dans l'écorce terrestre serait de 100 et 200 mg/kg selon les auteurs. Mais cette concentration varie grandement selon le type de roches.D'après (**Baize, 1997**) les roches magmatiques ultrabasiques (dunites, serpentine, péridote) sont connues pour être extrêmement riches en Cr (de l'ordre de 1500 à 3000mg/kg). Dans le cas des roches sédimentaires, (qui constitue l'environnement immédiat des sols étudiés), la teneur en Cr est beaucoup tributaire de la teneur en fer et, éventuellement, de la présence de minéraux détritiques riches en Cr (augite, serpentine).

La concentration du Chrome enregistrés dans les parcelles étudiées sont très supérieurs aux normes AFNOR (NFU 44-041) fixée à 150 ppm (voir figure 28) et (annexe 09). Dans la situation actuelle de risque environnementaux et des effets nocifs pour la végétation et la chaîne alimentaire en cet élément semblent être considérables.Les sources de contamination des sols en chrome sont nombreuses et sont le résultat des usages divers de ce métal. Il pourrait être dû à l'usage de ces produits phytosanitaires d'une part ou à la qualité des eaux d'irrigation d'autre part. Le chrome peut être présent en forte quantité de manière naturelle suite à

Résultats et discussions

l'altération des massifs rocheux, mais également suite aux activités anthropiques comme la prospection minière, le traitement du bois, la métallurgie, la chimie (catalyseur) et l'industrie (tannerie, chromage) (Henderson, 1994; Baron et al., 1996; Barnhart, 1997; Berthelin et Leyval, 2000; Shtiza et al., 2005).

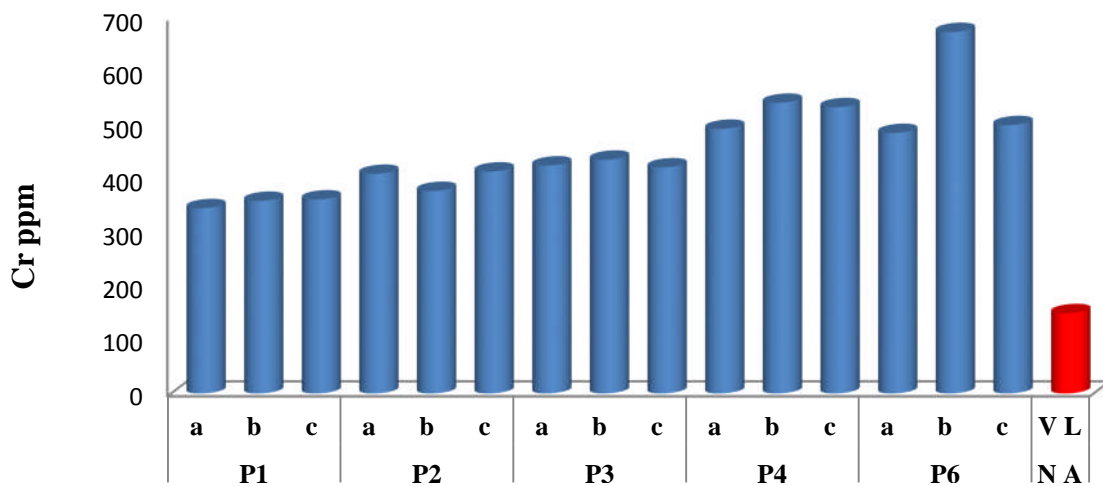


Figure28 : Variation du Chrome dans les parcelles étudiées en fonction des profondeurs

III.6.1.4.Cadmium (Cd)

Les principales sources artificielles de dispersion du cadmium dans l'atmosphère, les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles et l'épandage d'engrais phosphatés faisant intervenir cet élément (Martin-Garin et Simon, 2004). La source de dispersion naturelle du cadmium dans l'atmosphère est principalement liée à l'activité volcanique. En agriculture l'apport de Cd dans le sol cultivés est essentiellement lié aux apports d'engrais minéraux de type superphosphate naturel (89%) et avec une moindre importance un peu à l'épandage des déchets urbains (7%) (Deneux-Mustin et al., 2003). Au sein des parcelles les résultats obtenus révèlent des valeurs inférieures à la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée. Sur la base de ce résultat, il est à considérer que le Cd ne constitue pas un élément à risque environnemental dans les sols agricoles.

CONCLUSION

Conclusion

Au terme de ce travail dont l'objectif de notre étude porte sur les effets d'utilisation des terres sur certaines propriétés physique, chimique et les teneurs en élément traces métalliques des sols agricole viticoles dans la wilaya de Boumerdes.

Les paramètres analytiques étudiés sont le pH, CE, N total, C organique, et la teneur l

La teneur en Cd, Cu et Cr L'ensemble des analyses réalisées sur les sols de notre zone d'étude nous ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- ✓ Le pH –eau de nos sols est fortement alcalin et varie entre 8.73 à 9,11. L'analyse statistique montre que seules les parcelles P2 et P6 présentent une différence significative du reste des parcelles. Alors qu'on fonction de la profondeur la comparaison ne présente pas de différence significative. pour le facteur parcelles.
- ✓ La conductivité électrique de l'ensemble des sols des parcelles étudiés varie entre 92,23 à 238,33 $\mu\text{s}/\text{cm}$, les sols des parcelles étudiées sont considérés non salins. L'analyse statistique indique dans ce cas une différence significative des parcelles P3 et P6 du reste des parcelles étudiées. Cependant, aucune différence significative n'est observée entre les trois profondeurs prospectées. pour le facteur profondeur et une différence significative pour le facteur parcelles.
- ✓ La matière organique enregistre des valeurs qui évoluent entre 3,66 à 5,43 %. Elles sont considérées comme étant bien pourvu. D'après l'analyse statistique aucune différence significative pour le facteur profondeur, mais une différence significative pour la variable parcelle dans le cas de P3 et P6 avec les autres parcelles..

Azote totale mesuré seulement pour la profondeur 0 à 10cm se trouve entre 0,11 et 0,3 % dans les parcelles. Elles sont considérées en générale comme étant moyennes.

Par ailleurs Le rapport C/N révèle des valeurs variables entre 15 à 47,02 %, ce qui témoigne d'une activité biologique d'intensité variable entre les parcelles.

Dans le volet environnemental, la détermination de la teneur totale en Cu, Cr et Cd révèle une situation de l'état de contamination des sols assez variable.

✓ Les teneurs en Cuivre (Cu) sont variable en fonction des parcelles et des profondeurs prospectées. Elle présente des teneurs variant de 76,24 à 115,89 ppm. La comparaison à la norme AFNor, montre que les sols s'approchent du seuil d'anomalie et le dépassent dans certains cas de la parcelle P6.

✓ Les teneurs en chrome varient en moyenne de 346,18 à 675,39 ppm et atteignent sur certains échantillons des valeurs avoisinant 1000 ppm. La comparaison à la norme AFNor,

Conclusion

montre que les sols dépassent le seuil d'investigation et s'approchent du seuil de traitement. Les teneurs en Cr détectées constituent une réelle inquiétude sur le mode d'exploitation et les risques environnementaux qui peuvent survenir sur la qualité des produits et les ressources naturelles. L'analyse statistique comparant les teneurs en Cu et en Cr ne montre pas de différence significative entre parcelles et entre profondeurs

✓ Les analyses ayant portées sur la détermination du cadmium au sein des parcelles ne révèlent pas des valeurs détectable par la méthode d'analyse adoptée, l'ensemble des échantillons présentent une teneur en Cd inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée.

La caractérisation des sols des parcelles viticoles de la zone de Boumerdes du point de vue de leurs teneurs en métaux indique que les techniques culturales utilisées constituent un vecteur de contamination des sols en métaux principalement le Cu et le Cr. Ces élément tel que signalé en bibliographie sont susceptible d'accompagner les fertilisants (phosphatés), les matières fertilisantes (fumier, composte) et les produits phytosanitaires (sulfates de cuivre). Par ailleurs, l'utilisation des eaux d'irrigation de rivière souillées par les eaux d'égouts et industrielles peuvent aussi être un vecteur important de transfert des métaux vers les parcelles agricoles.

La compréhension de la disponibilité de ces éléments (ETM) provenant d'une contamination en fonction de la composition du sol, reste un thème de recherche important. Les essais de long durée, constituent un outil intéressant pour préciser le seuil au-delà duquel l'accumulation d'éléments traces métalliques aura des incidences sur la qualité des sols et des cultures ainsi les risques toxicités. Mais, dans un premier temps des recommandations élémentaires doivent être observées :

- ✓ Un état de la qualité des sols avant toutes utilisation, il est souhaitable de quantifié les teneurs en métaux lourds a fin d'éviter les risques de pollution des sols, ainsi que les risques de toxicité et de transfert vers les végétaux.
- ✓ Une augmentation du nombre d'échantillons (nombre de prélèvement et de profondeurs) pour pouvoir améliorer la précision de l'analyse statistique.
- ✓ Un diagnostique hydrologique, pédologique et biologique est à inclure dans l'étude de caractérisation des parcelles viticoles.

- **Abail.,Anan Y., Kunito T., Tanabe S., Mitrofanov I., Aubrey D.G. 2005.** Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 51, p. 882–888.
- **Alloway, B. J. (1995)** - Heavy metals in soils-2ème Ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow UK.
- **Almas, A.R., Salbu, B., Singh, B.R. (2000)** - Changes in partitioning of Cadmium and Zinc-65 in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil. Sci. Soc. Am. J*, 64 (6):1951-1958
- **Antoniadis, V., Robinson, J.S., Alloway, B.J. (2008)** - Effects of short-term Ph fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludgeamended field. *Chemosphere*, 71: 759-764.
- **Aubert, G. (1978)** - Méthode d'analyse des sols. Centre national de documentation
- **Bagnouls., Gaussen., (1953):** Saison et indice xérothermique. Doc. Cart. Prod. Vég. Serv. Gén. II, 1, art. VIII, Toulouse.
- **Bagnouls., Gaussen., (1953):** Saison et indice xérothermique. Doc. Cart. Prod. Vég. Serv. Gén. II, 1, art. VIII, Toulouse.
- **Baize D., (1997).** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Edition 1997.
- **Baize D., (1997) :** Guide des analyses en pédologie (France). INRA Editions, 7,51-52,120-123 p.
- **Baize, D. (1997)** - Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Paris: INRA, 401p.
- **Baize, D. (2000)** - Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français, résultats généraux du programme ASPITET. *Le courrier de l'environnement*, 35, 9p.
- **Barber S.A. (1995).** Soil Nutrient Bioavailability, a mechanistic approach. John Wiley and Sons, New York, Etats-Unis.
- **Bonnard, R. (1997)** - Définition des valeurs de constat d'impact pour le Cr. Document de travail du groupe du MATE << Sites et sols pollués / Santé publique >>.
- **Bourrelier, P.H., Berthelin J. (1998)** - Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42, Académie des Sciences. (Ed). Lavoisier, 300p.
- **Bravin M., 2008.** Processus rhizosphériques déterminant la biodisponibilité du cuivre

- **Burak, D.L., Fontes, M.P.F., Santos, N.T., Soares, Monteiro, L.V. (2010)** - Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160: 131-142.
- **Cai, Q.Y., Mo, C., Wu, Q.T., Zeng, Q.Y., Katsoyiannis, A. (2007)** - Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. *J. Hazard. Mater.*, 147: 1063-1072.
- **CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1997.** Recommandations canadiennes pour la qualité des sols, mars 1997, Winnipeg, Canada.
- **Citeau, L., 2008.** Transfert eaux-sols-plantes de micropolluants : état des connaissances et application aux eaux de ruissellement urbaines. Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie, INRA Ed., 103 p.
Citeau, L., Lamy., I., van Oort, F., Elsass, F. (2003) Colloidal facilitated transfer of
- **Coeurdassier, M., Gomot-de-Vaufleury, A. et Badot, P.M. (2000).** Dose-dependent growth inhibition and bioaccumulation of hexavalent chromium in land snail *Helix aspersa aspersa*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**(10): 2571-2578.
- **Coic Y., Coppenet M., 1989.** Les oligo-elements en agriculture et élevage, incidences sur la nutrition humaine. INRA Editions, Paris.
- **Coullery, P. (1997)** - Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse de Doctorat. Génie rural. EPF, Lausanne, Suisse, 137p +, Annexes.
- **Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., (2003).** Mobilité et transfert racinaire des éléments traces : influence des micro-organismes du sol ; Pref. Elisabeth Leclerc-Cessac. Paris : Tec et Doc.
- **Duchauffour (ph.), (1983)** : Pédogenèse et classification Ed. Masson Paris 491p.
- **DUCHAUFFOUR P., (1983)-** Pédologie tome1 pédogenèse et classification. 197, 199, 202,203p.
- **Duffus, J.H. (2002)** - Heavy metals- a meaningless term? *Pure. App. Chem*, 74: 793-807.
- **Fahas, M., Fethallah, R., Sahel,H., Benlakhdar, L.(2014)** -Référentiel technico-économique de la culture de la vigne de table dans le Nord-est de la wilaya de Boumerdes. Sep, 2014 inra.

- **FÖRSTNER U. (1985)** - Chemicals forms and reactivities of metals in sediments in "chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil", Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., CEC, Elsevier Applied Science publishers, 1-30.
- Garbisu, C., Alkorta, I., 2001. Phytoextraction: A cost effective plant-based technology for
- **Gaughhofer, J. et Bianchi, V. (1991)**. Chromium. In Metals and their compounds in the Environment Vol 1, Merian E. Ed, VHC, Weinheim, Germany, 853-878.
- **Ge, Y., Murray, P. et Hendershot, W. (2000)**. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution*, **107**: 137-144.
- **Halen, H. (1993)** - Distribution et cinétique de mobilisation du cadmium dans le sol.
- **Henderson, T.; (1994)**. Geochemical reduction of hexavalent chromium in the trinity sand aquifer. *Groundwater*, 32, 3, 477-483
- **Hodson, M.E. (2004)** - Heavy metals - geochemical bogey men? *Environ Pollut*, 129: 341-343.
- **Hund-Rinke, K. et Kördel, W. (2003)**. Underlying issues in bioaccessibility and bioavailability: experimental methods. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **56** : 52-62. immobilization of heavy metals by artificial soil. MSc. thesis, University of Hohenheim, Stuttgart.
immobilization of heavy metals by artificial soil. MSc. thesis, University of Hohenheim, Stuttgart.
- **INERIS, 2013-** Données technico-économiques sur les substances chimiques en France, chrome. Environnement Industrie.
- **Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères M., et Mocquot B., (1995)**. les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. ADEME.209 p.
- **Juste, C. (1988)** - Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sci. Sol*, 26 (2): 103-112.
- **Juste, C. (1995)** - Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Convention ADEME-INRA, ADEME (ed)., 209p.
- **Kabata-Pendias, A. (2001)** - Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., pp 413.
- **Kabata-Pendias, A. (2004)** - Soil-plant transfer of trace elements- an environmental issue. *Geoderma*, 122, 143-149.

- **Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1986)** - Trace Elements in Soils and Plants, 6th Ed. CRC Press, inc, USA: 1-315.
- **Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992)** - Trace Elements in Soils and Plants, 6th Ed. CRC Press. Ed., Boca Raton, NW, USA: 360-380.
- **KADEM, D. (2005)** - Évaluation 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 Mentouri de Constantine. 76p.
- **KRIKA, A. (2014)**. Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l’oued Rhumel. Thèse de Doctorat, Option : Pollution et Ecotoxicologie. Univ. de Constantine 1, 184p.
- **LACOMPAGNE S., (2010)** - Localisation et caractérisation des tanins dans la pellicule du raisin : Etude de l’impact de l’organisation physico-chimique des parois cellulaires sur la composante tannique, la qualité du fruit et la typicité des raisins de Bordeaux. Thèse de doctorat de l’université de Victor Seglan Bordeaux 2.
- **Lenntech, (2007a)** - Cadmium (Cd). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé Effets du plomb sur l’environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Cd.htm>.
- **Lenntech, (2007b)** - Chrome (Cr). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé-Effets du plomb sur l’environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Cr.htm>.
- **Lenntech, (2007c)** - Cuivre (Cu). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé-Effets du plomb sur l’environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Cu.htm>.
- **Liu, H.C., You, C.F., Huang, B.J., Huh, C.A. (2013)** - Distribution and accumulation of heavy metals in carbonate and reducible fractions of marine sediment from offshore Midwestern Taiwan. *Mar. Pollut. Bull*, 73: 37- 46.
- **Lopez, M.C. (2002)**. Influence of pH and industrial activity on total zinc concentrations in agricultural soils, sewage sludges and beach sands: Relationship with plant (*Saccharum officinarum*) availability. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64: 224-229.

- **Loue A., 1986.** Les oligo-éléments en agriculture. SCPA, Agri-Nathan International, Paris.
- **Lund U., Fobian A., (1991).** Pollution of two soils by arsenic, chromium, and copper. Denmark. *Geoderma*, 49, pp. 83-103.
- **Madejón, P., Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Cabrera, F., Lepp, N.W., Madejón, E. (2010)** - Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction? Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159, 174-181.
- **MARCHIVE C., (2006)** - Identification et caractérisation fonctionnelle d'un gène codant un facteur de transcription de type WRKY chez la vigne, VvWRKY1. Implication dans les mécanismes de défense. Thèse doctorale en sciences du vivant, sciences de l'environnement, option sciences des aliments. Université Bordeaux 1.137p.
- **Marschner H., 1995.** Mineral nutrition of higher plants. Second Edition, Academic Press, 889 p.
- **Martin-Garin A, Simon O., (2004),** Fiche radionucléide, Cadmium 109 et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention. Services d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes, 2004.
- **MATHIEU C., PIELTAIN F., (2003)** - Analyse chimique des sols : Méthodes choisies , 23-24,241, 264 p.
- **McBride M.B., (1981)** Forms and distribution of copper in solid and solution phases of soil. In: Copper in soils and plants. Eds Loneragan JF, Robson AD and Graham RD, Academic Press, pp. 25–45
- **McBride M.B., (1981)** Forms and distribution of copper in solid and solution phases of soil. In: Copper in soils and plants. Eds Loneragan JF, Robson AD and Graham RD, Academic Press, pp. 25–45.
- **McBride M.B., (1989)** reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Advances in Soil Science* 10,1–56.
- **McBride M.B., Bouldin D.R., (1984).** Long-term reactions of copper(II) in a contaminated calcareous soil. *Soil Science Society of America Journal* 48, 56–59
- **McBride, M.B., (2003).** Toxic metals in sewage sludge amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental research*, 8, 5-19.
- **MESROUK., (1984)** - Tavaux pratiques de Pédologie. UMMTO, 80p.
- metals in soils under different land use. *Colloids and Surfaces*, 217, 11-19.

- **Michaud AM, Bravin M., Galleguillos M and Hinsinger P. (2007).** Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, DOI 10.1007/s11104-007-9343-0.
- **Monterroso, C., Rodríguez, F., Chaves, R., Diez, J., Becerra-Castro, C., Kidd, P.S., Macías, F. (2013)** - Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn mining area in NW Spain. *App. Geochem*, doi:
- **OFEFP, 1996.** Sols pollués -métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Berne, Suisse.
- **Panou-Filothéou, Bosabalidis A.M., 2004.** Root structural aspects associated with copper toxicity in oregano (*Origanum vulgare* subsp. *Hirtum*). *Plant science*, 166, 1497-1504.
- **Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Nanthi Bolan, N., Chung, J.W. (2011)** -Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater*, 185: 549-574.
- **Peakall, D. et Burger, J. (2003).** Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **56**: 110-121.
- **Peakall, D., Berger, J. (2011)** - Methodologies for assessing exposure to metals: pédologique. Marseille, 191p
- **Peijnenburg, W.J.G.M. et Jager, T. (2003).** Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **56**(1): 63-77.
- **PERRONO, P. (1999)** - Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens.
pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole. Centre International d'Etudes Supérieures en Sciences Agronomiques, MontpellierSupAgro, 203 p.
- **Richards, B.K., Steenhuis, T.S., Peverly, J.H. et McBride, M.B. (2000).** Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. *Environmental Pollution*, **109**: 327-346.
- **Robert M., Juste C. (1997).** Stocks et flux d'éléments traces dans les sols du territoire in "Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues

d'épuration urbaines, ADEME Journées techniques des 5 et 6 juin 1997", ADEME éd., 320p.

- **Robert, M., Juste, C. (1999)**- Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. *In* : Spéciation des métaux dans le sol., Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp. 15-37.
- **Rousseaux, P. (1988)**. Les métaux lourds dans les ordures ménagères : origines, formes, chimiques, teneurs. Etude ANRED-Ministère de l'Environnement, 1988.
- **SAADI N., (1970)** - Etude Pédologique des plaines alluviales de la vallée de sébaou (Grande Kabylie) ANRH, Alger, 196p.
- **SIRVEN, J-B.(2006)**- détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (libs), thèse de doctorat. Univ. De Bordeaux 1
speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotox Environ. Safe*, 56:110-121.
- **Terrés, C., Navarro, M., Martin-Lagos, F., Giménez, R., Olalla, M., Lopez, H. et Lopez, M.C. (2002)**. Influence of pH and industrial activity on total zinc concentrations in agricultural soils, sewage sludges and beach sands: Relationship with plant (*Saccharum officinarum*) availability. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **64**: 224-229.
- **Tremel-Schaub, A., Feix, I. (2005)** - Contamination des sols, Transferts des sols vers les plantes, EDP Sciences/ADEME17, avenue du Hoggar, PA de Courtaboeuf, 91944 Les Ulis Cedex A.
- **Ure A M and Davidson C M, (1995)**. Introduction to speciation. *In* Chemical speciation in the environment, Eds AM Ure and C M Davidson. pp 1-5. Blackie A&P, London
- **Usman, A.R.A., Kuzyakov, Y., Stahr, K. (2008)** - Sorption, desorption, and
- **VIARD, B. (2004)**. mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme : croissance et bioaccumulation par le gastéropode terrestre *HÉLIX ASPERSA ASPERSA*. Thèse de doctorat université de metz, 267p.
- **Webber, M.D., Singh, S.S. (1999)** - Towards sustainable agriculture in Canada. In: Acton DF, Gregorich LG (eds) The health of our soils. Center For Land and Biological Research. *Agri. Agrifood*, 1906: 87-96.

- **WIART J., VERDIER M. (1994).** Etude de la teneur en éléments traces métalliques des boues de stations d'épuration urbaines françaises, Rapport AGHTM et FNDAE, 60p.
- **WILD S.R. et al. (1991).** The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil amended with metal-contaminated sewage sludges, *The Science of the Total Environment*, 101, 235-253.
- **Zhou, L.X., Wong, J.W.C. (2003)** - Behavior of heavy metals in soil: effect of dissolved organic matter. In: *Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils*. Eds Selim HM, Kingery WL, CRC Press, Boca Raton, 245- 270.