



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la
Recherche Scientifique
جامعة زيان عاشور بالجلفة
Université Ziane Achour-Djelfa

كلية علوم الطبيعة و الحياة
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
قسم البيولوجيا

Département de Biologie
Projet de fin d'étude
En vue de l'obtention du Diplôme de Master en Sciences
Biologiques
Option : Microbiologie Appliquée
Thème

**L'inoculation du maïs (*Zea mays* L) avec des
microorganismes pour améliorer leurs capacités
d'éliminer le chrome hexavalent à partir des sols
contaminés**

Présenté par :

- AMOR Hadjer Nour el Houda
- ABDELLAOUI Amdjed Zinedine

Devant le jury composé de :

Président :	M. Mortet Ahmed	MCB	Université de Djelfa
Promoteur :	M. Hachi Mohamed	MCA	Université de Djelfa
Co-Promoteur :	M. Toumatia Omrane	MCA	Université d'Alger 1
Examineur :	M. Touati Mostefa	MCA	Université de Djelfa

Année Universitaire 2021/2022

Remerciement

Avant tout, nous louons et remercions Dieu tout puissant de nous avoir accordé la force, le courage, la patience et les moyens afin de pouvoir accomplir ce travail.

Au terme de ce travail réalisé en vue de l'obtention du Diplôme d'Etudes.

Nous tenons exprimer nos sincères remerciements à l'égard de Mr HACHI Mohamed et Mr TOMATIA enseignants au département des Sciences Biologique, qui ont proposés et dirigés ce travail. Ils nous ont guidés avec de précieux conseils et de multiples suggestions. Leurs critiques fructueuses ont été, pour nous, une source d'enrichissement. Leurs aides ainsi que leur disponibilité nous a permis d'avancer dans le travail et de finaliser cette étude Nos vifs remerciements vont également aux

*membres de jury qui ont bien voulu consacrer leur précieux temps
pour examiner ce travail.*

*Ainsi, nous tenons à exprimer notre gratitude et nos sincères
remerciements à tous ceux qui ont contribué, de près ou de loin,
à l'élaboration de ce mémoire.*

Dédicaces

Je dédie ce travail

*A mes chers parents ma mère et mon père
Pour leur patience, leur amour, leur soutien et
leur encouragement.*

A mes frères et sœurs.

*Sans oublier tous les professeurs que ce soit du
primaire, du moyen du secondaire ou de
l'enseignement supérieur.*

*A tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à
la réalisation de ce travail.*

AMOR HADJER

Dédicaces

*Je rends grâce à Dieu le tout puissant et
miséricordieux pour m'avoir donné la force et les
Moyens de suivre cette formation.*

Je dédie ce travail à mes très chers parents :

*Aucun mot ne saurait exprimer ma profonde
gratitude et ma sincère reconnaissance envers les
deux personnes les plus chères à mon cœur ! Si
mes expressions pouvaient avoir quelque pouvoir,
j'en serais profondément heureuse. Je vous dois ce
que je suis. Vos prières et vos sacrifices m'ont
comblé tout au long de mon existence. Que ce
mémoire soit au niveau de vos attentes, présente
pour vous l'estime et le respect que je voue, et
qu'elle soit le témoignage de la fierté et l'estime
que je ressens. Puisse dieu tout puissant vous
procurer santé, bonheur et prospérité.*

*A mon frères, ma sœurs, mes enseignants, mes
amis(es).*

ABDALLAOUI AMDJED

Liste des abréviations

Cr : Chrome.

Cr (III) : Chrome trivalent.

Cr (VI) : Chrome

hexavalent.**Cr²⁺**: Chrome

bivalent.

Cr³⁺: Chrome trivalent.

Cr⁶⁺: Chrome hexavalent.

As : Arsenic

Cd : Cadmium.

Cu :Cuivre.

Pb: Plomb.

Fe : Fer.

Ni : Nickel.

Zn: Zinc.

ETM: Éléments de Traces Métalliques.

MO: Matière Organique.

µm : Micromètre.

mg/L: Milligramme par litre.

°C: Degré Celsius

g: Gramme

M : Masse Molaire

mg: Milligramme

min: Minute

ml:Millilitre

FT : Facteur De Translocation

FE : Facteur D'enrichissement

FB : Facteur De Bioaccumulation

V:Volume

C : Concentration

µo : microorganismes

Liste des tableaux

Tableau I.1	Propriétés physico-chimiques	07
Tableau I.2	Composés du chrome.	08
Tableau II.1	Réduction du Cr(VI) par différentes bactéries.	18
Tableau II.2	Récapitulatif des coûts par tonne des techniques de remédiation in situ, on et off site et comparaison avec le coût par tonne de la phytoremédiation.	22
Tableau II.3	Les avantages et inconvénients des techniques de dépollution	23
Tableau II.4	la Taxonomie de l'espèce (<i>Zea mays</i> L.) utilisée pour la phytoremédiation	25
Tableau III.1	concentration de chrome hexavalent	32

Liste des figures

Figure. I.1	Cristaux de chrome extrêmement pur	06
Figure I.2	Oxydation du chrome trivalent	09
Figure I. 3	Schéma de barrière chimique avec réduction du Cr(VI) en Cr(III)	10
Figure I.4	Mécanismes de transport des rejets industriels vers le sol	11
Figure II.1	Réduction biologique du chrome hexavalent (VI) par la bactérie <i>Pseudomonas dechromans</i> .	19
Figure II.2	Mécanisme de résistance aux chromates due à une mutation chromosomique du système de transport du sulfate	20
Figure II.3	Schéma de principe montrant les mécanismes du processus de phytoremédiation pour l'absorption des métaux	22
Figure III.1	Préparation de la solution réactive de 2 g/l de chrome hexavalent	29
Figure III.2	L'étiquetage et le Remplissage des pots par le sol	30
Figure III.3	Trois souches bactériennes avec les grains du maïs (<i>Zea mays</i> L.) (1 A 1 : <i>Bacillus</i> sp 1 , 3 R 1: <i>Bacillus</i> sp 2 4 R 1: <i>Pseudomonas</i> sp	31
Figure III.4	L'intégration des microorganismes avec les grains du maïs (<i>Zea mays</i> L.).	31
Figure III.5	L'arrosage avec le chrome les plantes selon les conditions de l'expérience appliquées.	32
Figure III.6	Opération de séchage d'échantillons de plante et sol	33
Figure III.7	Pesé les d'échantillons de racines et les feuilles	34
Figure III.8	Pesé 10 grammes d'hydroxyde de sodium	34
Figure III.9	Préparation de Solution d'acide chlorhydrique HCL à 37 % sous la hotte	35
Figure III.10	Extraction du chrome hexavalent à partir des échantillons de sol	35
Figure III.11	Filtration des échantillons de sol	36
Figure III.12	Minéralisation les racines et/feuilles a été mise dans un four à 500 C°.	36
Figure III.13	Analyse des échantillons par UV-Visible.	37
Figure III.14	Matériel de création de courbe d'étalonnage	38
Figure IV.1	Morphologie de plante du maïs après contact avec le chrome hexavalent	43
Figure IV.2	Courbe d'étalonnage de l'analyse du chrome hexavalent	45
Figure IV.3	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml	46
Figure IV.4	Evolutions de la quantité du Cr (VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml	47

Figure IV.5	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml	48
Figure IV.6	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml	49
Figure IV.7	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml	50
Figure IV.8	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml	51
Figure IV.9	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml	52
Figure IV.10	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml	53
Figure IV.11	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml	54
Figure IV.12	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du volume de chrome.	55
Figure IV.13	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture.	56
Figure IV.14	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du type de microorganisme.	57
Figure IV.15	Evolution de la quantité du Cr(VI) par rapport le temps de culture dans les feuilles du maïs en fonction du volume du chrome.	58
Figure IV.16	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du volume du chrome.	59
Figure IV.17	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du temps de culture.	60
Figure IV.18	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du temps de culture.	61
Figure IV.19	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du volume de chrome	62
Figure IV.20	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture.	63
Figure IV.21	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les Racines du maïs en fonction du type de microorganisme.	64
Figure IV.22	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines par rapport le temps de	65

	Culture en fonction du volume du chrome	
Figure IV.23	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du volume du chrome	66
Figure IV.24	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du temps de culture	67
Figure IV.25	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du volume du chrome	68
Figure IV.26	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du volume de chrome	69
Figure IV.27	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture.	70
Figure IV.28	Evolution de la quantité du Cr(VI) par rapport le temps de culture des microorganismes dans les sols du maïs en fonction du volume du chrome	71
Figure IV.29	Evolution d'effet des microorganismes et la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du volume du chrome	72
Figure IV.30	Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du volume du chrome.	73
Figure IV.31	Evolution d'effet des microorganisme et la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture.	74

Sommaire

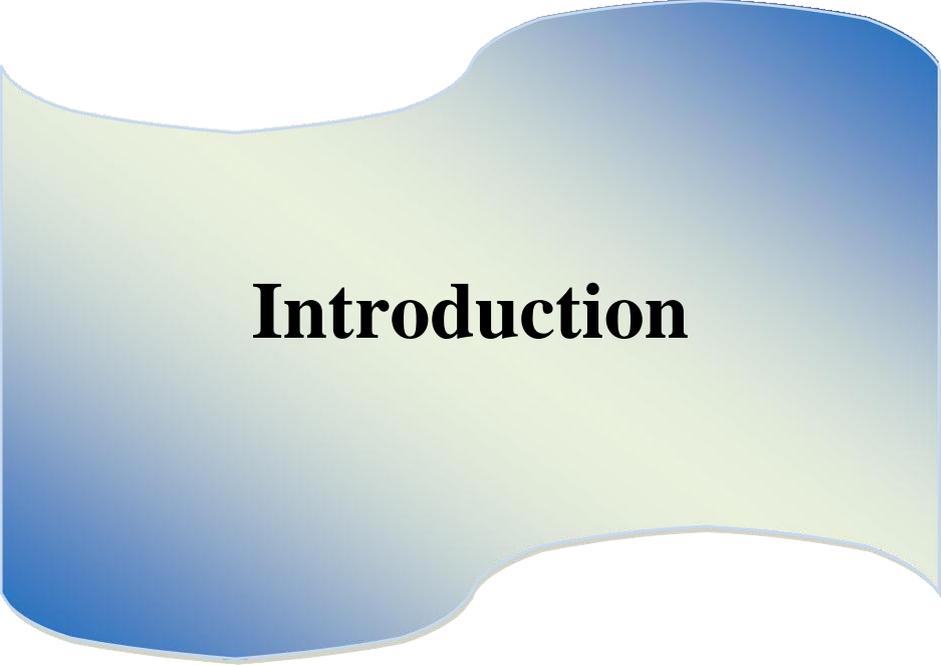
Dédicaces	
Remerciement	
Liste des abréviations	I
Liste des tableaux	II
Liste des figures	III
1. Introduction générale	01
Chapitre I : Pollution du sol par le chrome hexavalent	04
Introduction	04
I.1. Origine du chrome	04
I.1.1. Etat naturel	04
I.1.2. Origine anthropique	04
I.1.2.1. Industries métallurgiques	04
I.1.2.2. Industrie chimique	05
I.2. Teneurs du chrome dans l'environnement	05
I.2.1. Teneurs dans le sol	05
I.2.2. Teneurs du chrome dans les eaux	05
I.2.2.1 .Eaux souterraines	05
I.2.2.2. Eaux de surface	05
I.2.2.3. Eaux de mer	06
I.2.2.4. Eaux de distribution	06
I.2.2.5. Eaux embouteillées	06
I.3. Chimie du chrome	06
I.3.1. Propriété physico-chimiques du chrome	07
I.4. Le Chrome (VI) hexavalent	07
I.5. Dynamique du chrome dans le sol	08
I.5 .1. Oxydation du chrome trivalent	08

I.5. 2. Réduction du chrome hexavalent	09
I.6. Mécanismes de transport des rejets industriels vers le sol	10
I.6.1. Par ruissellement	10
I.6.2. Par infiltration	10
I.6.3. Par volatilisation	10
I.7. Toxicité du chrome	11
I.7.1. Chez les animaux	12
I.7.2. Chez les végétaux	12
I.7.3. Chez les micro-organismes	12
CONCLUSION	13
Chapitre II : Les Techniques de remédiation des sols pollués par Cr(VI)	14
Introduction	15
II.1. Techniques de remédiation conventionnelles des sols contaminés par le chrome	15
II.1.1. procédés physico-chimiques	15
II.1.1.1. Technique physique	15
II.1.1.1.1. Traitement par fluides	15
II.1.1.2. Techniques thermiques	15
II.1.1.3. Technique chimiques	16
II.2. L'électrocinétique	16
II.3. Le confinement	17
II.4. Techniques de remédiation non conventionnelles	17
II.4. A. Bio sorption	17
II.4. B. Cas des autres bactéries	17
II.4.1. Bio- réduction par les bactéries et les champignons	18
II.4.1.1. Mutation du système de transport du sulfate	39
II.4.2. La phytoremédiation	20
II.4.2. 1 La phytoextraction (phytoaccumulation)	20

II.4.2.2. La phytodégradation / phytotransformation	21
II.4.2.3. La phytostabilisation	21
II.4.2.4. La phytovolatilisation	21
II.4.2.5. Le coût de la phytoremediation	22
II.4.2.6. Défis de phytoremédiation	23
II.4.3. Les avantages et inconvénients des techniques de dépollution	23
II.5. Présentation de l'espèce utilisée pour la phytoremédiation du chrome hexavalent (<i>Zea mays L.</i>)	25
II.5.1. Choix de l'espèce	25
II.5.2. Taxonomie	25
Conclusion	26
Chapitre III : Matériel et méthode	27
Introduction	28
III.1. Matériel utilisé	28
III.1.1. Verreries	28
III.1.2. Appareillage	28
III.1.3. Produits	28
III.1.4. Autres	29
III.2. Méthodes	29
III.2.1. Préparation des solutions réactives	29
III.2.1.1. Solution mère du chrome hexavalent à 2 g/L	29
III.2.2. Préparation des échantillons du sol	30
III.2.2.1. Séchage de sol	30
III.2.3. L'intégration des microorganismes	30
III.2.3.1. Méthodes de l'intégration des microorganismes	31
III.2.4. L'implantation du maïs	32
III.2.4.1. Semis des grains	32

III.2.4.2. L'implantation et arrosage avec le chrome	32
III.2.5. Séchage, extraction et analyse du chrome hexavalent	33
III.2.5.1. Séchage	33
III.2.5.1.1. Sol	33
III.2.5.1.2. Feuilles et racines	33
III.2.5.1.3. Pesé	34
III.2.6. Préparation des solutions réactives	34
III.2.6.1. Solution de carbonate de sodium	34
III.2.6.2. Solution d'hydroxyde de sodium	34
III.2.6.3. Solution d'acide chlorhydrique HCL à 37%	35
III.2.7. Extraction du chrome à partir du sol	35
III.2.8. Filtration des échantillons liquides	36
III.2.9. Extraction du chrome hexavalent à partir des plantes	36
III.2.10. Dosage du chrome hexavalent dans les solutions	37
III.2.10.1. Principe	37
III.2.11. Courbe d'étalonnage	37
III.2.11.1. Préparation des solutions	37
III.2.12. Établissement de la courbe d'étalonnage	38
III.2.12.1. Dosage du chrome hexavalent dans les échantillons de sol et de plantes	38
III.2.13. Les facteurs caractérisant le phénomène de phytoremédiation	38
III.2.13.1. Facteur d'enrichissement (FE)	38
III.2.13.2. Facteur de bioaccumulation (FB)	39
III.2.13.3. Facteur de translocation (FT)	39
III.2.14. Etude statistique	40
Chapitre IV : Résultats et discussion	41
Introduction	42
IV.1. Morphologie du maïs après contact avec le chrome hexavalent	43
IV.2. Résultats de l'analyse du chrome hexavalent dans les échantillons	44

IV.2.1. Courbes d'étalonnage	44
IV.2 .2. Élaboration de la courbe d'étalonnage	45
IV.3. Discussion des résultats	46
IV.4. Etude statistique (les feuilles)	55
IV.4. 1. Racines	62
IV.4. 2 - Sol	69
Conclusion générale et perspectives	76
Références bibliographiques	78
Annexes	
RESUME	



Introduction

1- Introduction générale

La pollution par les métaux lourds pose des risques extrêmes pour l'environnement et la santé publique, et les concentrations rejetées dans l'environnement par les procédés industriels dépassent souvent les niveaux acceptables. En raison de leur accumulation et de leur persistance, *in vivo*, les métaux lourds représentent un groupe particulier de contaminants (Desjardin, 2002)

Le chrome est l'un des métaux les plus couramment utilisés dans l'industrie en raison de sa grande variété de propriétés (Liliane, 2007). Particulièrement utilisé dans l'industrie de l'acier inoxydable, les usines de tannage, la transformation du bois, etc. Des quantités importantes de Chrome ont été rejetées dans l'environnement en raison de la loi applicable, d'une négligence, d'une violation d'un accident ou d'une conformité inadéquate. Aujourd'hui, de nombreux lieux et anciens terrains industriels sont contaminés par le chrome.

Le plus problématique est le chrome dit hexavalent. Le chrome est très toxique sous cette forme, mais il est également très soluble dans l'eau. Cette solubilité améliore la mobilité dans l'écosystème, de sorte qu'une contamination au chrome hexavalent initialement très localisée peut affecter une zone beaucoup plus vaste.

Les procédés utilisés aujourd'hui pour traiter les eaux usées contaminées par le chrome (VI) visent généralement à réduire le chrome (VI) en Chrome (III) pour limiter les effets écotoxicologiques. Impact. En plus des méthodes physico-chimiques et électrochimiques existantes (Anonyme, 2016), de plus en plus d'études tentent d'exploiter la capacité de la nature à se régénérer. Le sol est un milieu "vivant". La microflore extrêmement abondante, qui a su s'adapter à une grande variété de pollutions, peut utiliser des polluants pour se développer. De nombreuses bactéries ont été isolées dans des zones contaminées par le chrome (VI), dont certaines peuvent réduire le chrome (VI) en Chrome (III). Cette capacité à réduire le chrome hexavalent, et donc sa toxicité et sa mobilité, permet d'envisager le développement de bioprocédés de traitement des sols contaminés par le chrome.

Le traitement physique est une grande partie de la technique utilisée. Ils consistent à séparer et à concentrer les polluants sans les altérer ni les détruire. Les procédés d'extraction, de nettoyage et de confinement sont les plus courants (Scriban R., 1999) le traitement chimique a pour but de détruire les polluants ou de les transformer en des formes moins nocives pour l'environnement. Et cela se fait par la réaction chimique qui se produit entre les contaminants et les réactifs ajoutés. Ils peuvent être appliqués sur place ou après excavation du sol.

La plupart du processus nécessite que le sol soit sous forme de boue. Reconnaissant le besoin de nouvelles technologies économiquement compétitives et capables de maintenir les propriétés du sol, l'utilisation de la biotechnologie s'est imposée comme une alternative intéressante. La capacité de certaines plantes à tolérer ou à accumuler les métaux a ouvert de nouvelles voies dans l'étude des traitements des sols par phytoremédiation (Halil, 2016).

Introduite au début des années 1990, la phytoremédiation consiste en des plantes qui poussent dans des sols à haute teneur en métaux et sont capables d'immobiliser ou d'absorber de grandes quantités de polluants. Cette technique, appelée phytoremédiation, est prometteuse, car moins chère et plus respectueuse de l'environnement que les méthodes traditionnelles (Repellini F., 2000).

Notre étude s'intéresse à la détermination du pouvoir de phytoremédiation de plantes naturelles spécifiques inoculées par le micro-organisme. En analysant le sol, le sous-sol et les parties aériennes de l'espèce végétale (*Zea mays L.*) La sélection de ces espèces est basée sur leur important pouvoir de phytoremédiation, comme décrit dans une précédente étude (Tripathi et al., 2011).



Chapitre I
POLLUTION
DU SOL PAR
LE CHROME
HEXA VALENT

Introduction

Le chrome a été trouvé dans la région de l'Oural à Berézovski dans un fort pourcentage de plomb rouge (crocoïte) à la fin du XVIIIe siècle par le chimiste français Nicolas Louis Vauquelin (1763-1829) (Trifi, 2012). Ce métal a été nommé ainsi en fonction des vives teintes qu'il donne à certains de ses composés (khrôma en grec signifie couleur). Les couleurs du rubis et de l'émeraude par exemple sont attribuables à la présence de Cr (III). Le chrome a été utilisé au début du XIXe siècle dans le cadre du procédé de coloration au bicarbonate, mis au point par Alphonse Louis Poitevin, pour la photographie (Stellman, 2000). Le chrome est un élément qui se rencontre en petites quantités dans la nature (Decker et Dosso, 2006). Il est présent dans l'environnement essentiellement sous deux formes : Cr (III) et Cr (VI). La forme hexavalente, présente dans les déchets industriels, est très toxique et très hydrosoluble. Dans ce chapitre, nous aborderons les quantités de Chrome rejetées par certaines activités industrielles qui présentent également un réel danger pour les écosystèmes (Desjardin, 2002).

I.1. Origine du chrome

I.1.1. Etat naturel

Selon Liliane (2007). Le chrome, un élément métallique, ne se trouve pas à l'état natif. Le principal minerai de Chrome est la chromite (FeCr_2O_4). Il est classé au dixième rang mondial dans l'ordre des éléments les plus abondants de la croûte terrestre (Desoignies, 1997). La teneur en Chrome est présente naturellement dans le sol minéral de la terre et varie d'environ 1 à 2000 mg de chrome/kg de sol aux Etats-Unis avec une moyenne de 200 mg/kg dans le monde. Le chrome provenant de la roche-mère est essentiellement sous la présente forme qualifiée de trivalente. La forme hexavalente est principalement introduite dans la nature par les activités anthropiques (Liliane, 2007). Le chrome métallique ou chrome élémentaire, est rarement présent à l'état naturel (Jacques, 2004).

I.1.2. Origine anthropique

Les minerais de chrome ont trois domaines d'application

I.1.2.1. Industries métallurgiques

Le ferrochrome est un alliage utilisé dans la production d'acier inoxydable et résistant à la chaleur. Il est utilisé dans les environnements corrosifs tels que les équipements

pétrochimiques et les environnements à haute température (Charente, 1993) tels que les turbines et les fours et les produits de grande consommation (vaisselle et moules décoratifs). L'industrie automobile est l'un des principaux utilisateurs d'alliages de Chrome. (Desoignies, 1997)

I.1.2.2. Industrie chimique

Pour une utilisation dans les ateliers de finition des métaux. L'inhibiteur de corrosion (passivation du Chrome) repose sur le principe de l'ajout de composés du chrome (VI) sous forme de bichromates à l'eau en circuit fermé (eau de refroidissement, radiateurs automobiles) (Desoignies, 1997). De plus, le chrome entre dans la composition de certains engrais phosphatés, résidus de laboratoire, préservation du bois, photographie, fabrication de pigments, industrie textile, galvanoplastie. (Miretzky et Fernandez, 2010).

I.2. Teneurs du chrome dans l'environnement

I.2.1. Teneurs dans le sol

Le chrome est un métal trace (ETM), un élément chimique omniprésent à la surface de la Terre, à des concentrations inférieures à 0,1 %. (Marie et Olivier, 2005) (la concentration moyenne dans les sols mondiaux est de 50 mg/kg) Le chrome dans le sol provient principalement de la roche mère. Il existe principalement sous forme de chrome trivalent et rarement sous forme de chrome hexavalent. (Shanette, 1993). Les valeurs guidant de pollution des sols pour le chrome (chrome total) sont les suivantes : (Marie et Olivier, 2005)

- ✓ Valeur Définition Source-Sol : 65 mg/kg MS ;
- ✓ Valeur de Constat d'Impact Usage sensible : 130 mg/kg MS;
- ✓ Valeur de Constat d'Impact Usage non sensible : 7 000 mg/kg MS.

I.2.2. Teneurs du chrome dans les eaux

I.2.3. I.2.2.1 .Eaux souterraines

Le chrome dans les eaux souterraines est principalement présent sous sa forme trivalente. La teneur en Chrome des eaux souterraines est relativement faible, inférieure à 1 µg/L en moyenne (Callier et al., 2002).

I.2.2.2. Eaux de surface

Les eaux de surface ont des teneurs en Chrome qui varient de 1 à 10 µg/L. (Desjardin, 2002)

I.2.2.3. Eaux de mer

Des mesures dans l'eau de mer indiquent des teneurs naturelles en chrome variant de 0,04 à 0,5 µg/L, en mer du Nord, on a obtenu une valeur de 0,7 µg/L (Desjardin, 2002).

I.2.2.4. Eaux de distribution :

La limite pour les eaux destinées à la consommation humaine est de 50 µg/L pour le chrome total (Decker et Dosso, 2006).

I.2.2.5. Eaux embouteillées :

D'après les données disponibles dans la littérature actuelle, il semble que les eaux embouteillées ne contiennent pas de Chrome

I.3. Chimie du chrome:

Le chrome est un élément chimique qui tire son étymologie du mot grec chroma, qui signifie couleur, car les dérivés du Chrome ont des couleurs variables. Le chrome est un élément de la famille des métaux de transition des poissons (Carl et al., 1994). Sous sa forme élémentaire, le chrome est un métal brillant très résistant aux agents corrosifs. Sa structure chimique (Ar) 3d⁵, 4s¹ a un rayon ionique de 0,63 Å en condition Cr³⁺ et de 0,52 Å en condition Cr⁶⁺ (Desoignies, 1997). La dernière forme est très passive et n'existe pas à l'état libre. Le chrome peut exister dans différents états d'oxydation, allant de -2 à +6, mais les états 0, +2, +3 et +6 sont les plus couramment rencontrés (Jeremie, 2008). Dans la nature, la plupart des complexes de chrome trivalent existent sous forme de sels cationiques, d'ammoniac ou d'amines, les composés les plus courants sont : CrO₂Cl₂, Na₂Cr₂O₇, HCr₂(SO₄) Cr₂(SO₄), Cr₂O₃ (**Figure. I.1**)



Figure. I.1. Cristaux de chrome extrêmement pur (Jeremie, 2008)

I.3.1. Propriété physico-chimiques du chrome

Le chrome (Cr) de masse molaire 52 g/mol appartient au groupe VI-B du tableau périodique (Marie et Olivier, 2005). Le chrome élémentaire est un métal blanc argenté très résistant à la corrosion, à la décoloration et à l'usure courantes. Les états d'oxydation les plus courants du Chrome sont +2,+3 et +6. +3 sont le plus stable (Certu, 2007). +4 et +5 sont relativement rares. +6 Les composés de Chrome oxydé.

Les principales propriétés physico-chimiques du chrome sont présentées dans le tableau 1 ci-dessous (Marie et Olivier, 2005)

Tableau I.1:Propriétés physico-chimiques

Symbole	Cr	Configuration électronique	[Ar] 3d⁵ 4s¹
Numéro atomique	24	Etat d'oxydation (oxyde)	6, 3, 2 (acide fort)
N° CAS	7440-47-3	Structure cristalline	Cubique face centrée
Masse volumique	7140 kg/m³	Etat de la matière	Solide
Masse molaire	51,996 g/mol	Densité	7,19
Couleur	Blanc argenté	Température de fusion	2130 K
Rayon atomique	140 ppm	Température de vaporisation	2945 K
Rayon de covalence	127 ppm	Electronégativité	1,66 Pauling
Isotopes	⁵⁰Cr (4,31%), ⁵¹Cr (-), ⁵²Cr (83,789%), ⁵³Cr (9,501%), ⁵⁴Cr (2,365%)		

I.4. Le Chrome (VI) hexavalent

Dans le milieu naturel, le chrome Cr (VI) est très soluble dans l'eau et donc très mobile (Miretzky et Fernandez, 2010). Cela se produit principalement sous la forme de CrO₄⁻ et Cr₂O₇. Le Cr (VI) étant anionique, il a une faible affinité pour les charges négatives des colloïdes du sol. L'adsorption du Cr (VI) dépend du pH. À pH 2-7, l'hydroxyde d'aluminium a une affinité potentielle pour Cr (VI). La réduction du Cr (VI) en Cr (III) est possible en présence de matière organique, de Fe (II) et de sulfites (Jacques, 2004).

Les principaux composés du chrome trivalent et du chrome hexavalent sont regroupés dans le tableau I.2 (Trifi, 2012)

Tableau I.2: Composés du chrome.

Composés du Cr(III)	Composés du Cr(VI)
Sulfate de chrome basique $\text{Cr}(\text{OH})\text{SO}_4$	Chromate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{CrO}_4$
Acétate de chrome $\text{Cr}(\text{OCOH})_3$	Dichromate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{Cr}_2\text{O}_7$
Chlorure de chrome CrCl_3	Chromate de baryum BaCrO_4
Hydroxyde de chrome $\text{Cr}(\text{OH})_3$	Chromate de calcium CaCrO_4
Nitrate de chrome $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3$	Chlorure de chrome Cr Cl
Oxyde de chrome Cr_2O_3	Trioxyde de chrome CrO_3
Sulfate de chrome $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$ Chromite $\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot \text{FeO}$	Rouge de chromate, de molybdate et de sulfate de Pb $\text{PbMoO}_4 \cdot \text{PbCrO}_4 \cdot \text{PbSO}_4$
Sulfate de chrome et de potassium $\text{KCr}(\text{SO}_4)_2$	Dichromate de potassium $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$

I.5. Dynamique du chrome dans le sol

I.5.1. Oxydation du chrome trivalent

L'oxydation du Cr (III) par l'oxygène dissous est trop lente et n'est pas considérée comme importante (Schroders et Lee, 1975). L'oxyde de manganèse (MnO_2) est la seule espèce suffisamment forte pour oxyder le Cr (III) en Cr (VI). La réaction dépend de la nature de l'oxyde de manganèse : plus l'oxyde de Mn (IV) est riche, plus l'oxydation apparaît efficacement (Fendorf, 1995), et la capacité de cohésion est fonction de la surface spécifique de l'oxyde. La réaction dépend également du pH de la suspension. Il culmine à $\text{pH} = 5$ et diminue avec l'augmentation du pH. Enfin, comme attendu, la concentration en Cr (III) disponible est un paramètre important. L'oxydation de la chromite en présence de Birnessite produit du Cr (VI) (Jeremie, 2008) (**Eq.1**)

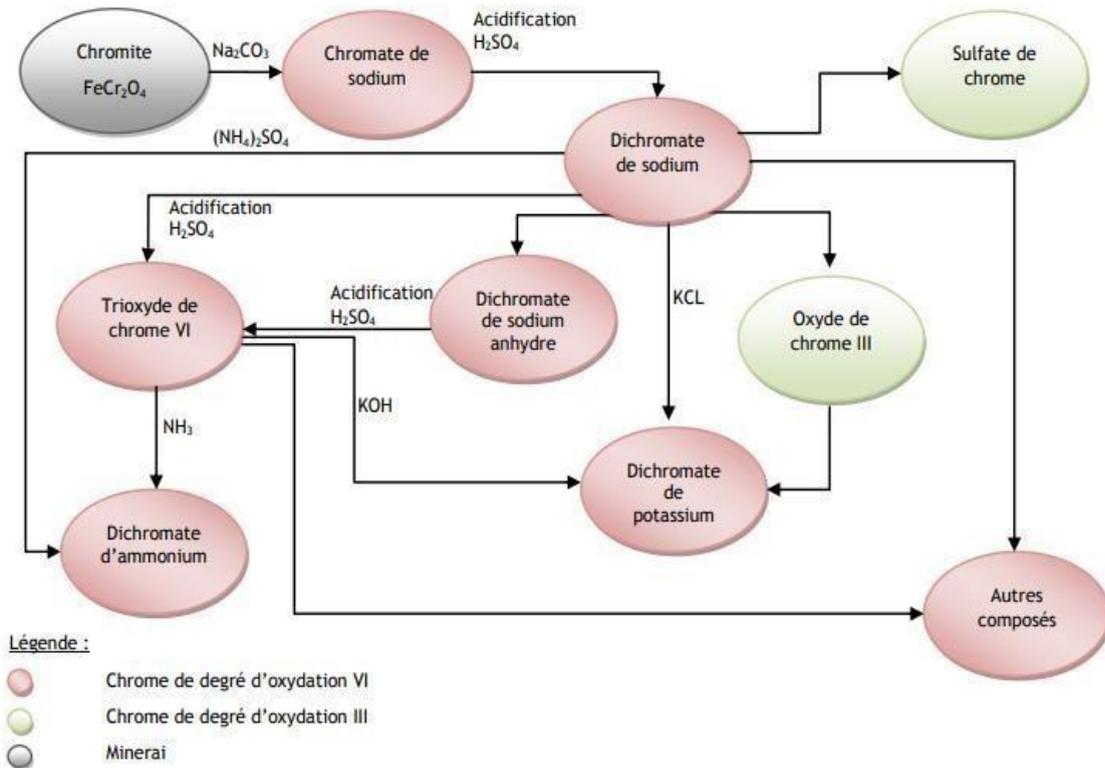
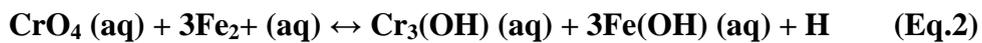


Figure I.2. Oxydation du chrome trivalent (JEAN, 2015)

I.5.2. Réduction du chrome hexavalent

Le Cr (VI) peut être réduit en présence de nombreux composants du sol : matière organique, y compris l'acide fulvique, les sulfures et les minéraux contenant du Fe (II), ainsi que par l'activité bactérienne Eq. 2) (Fendorf, 1995)



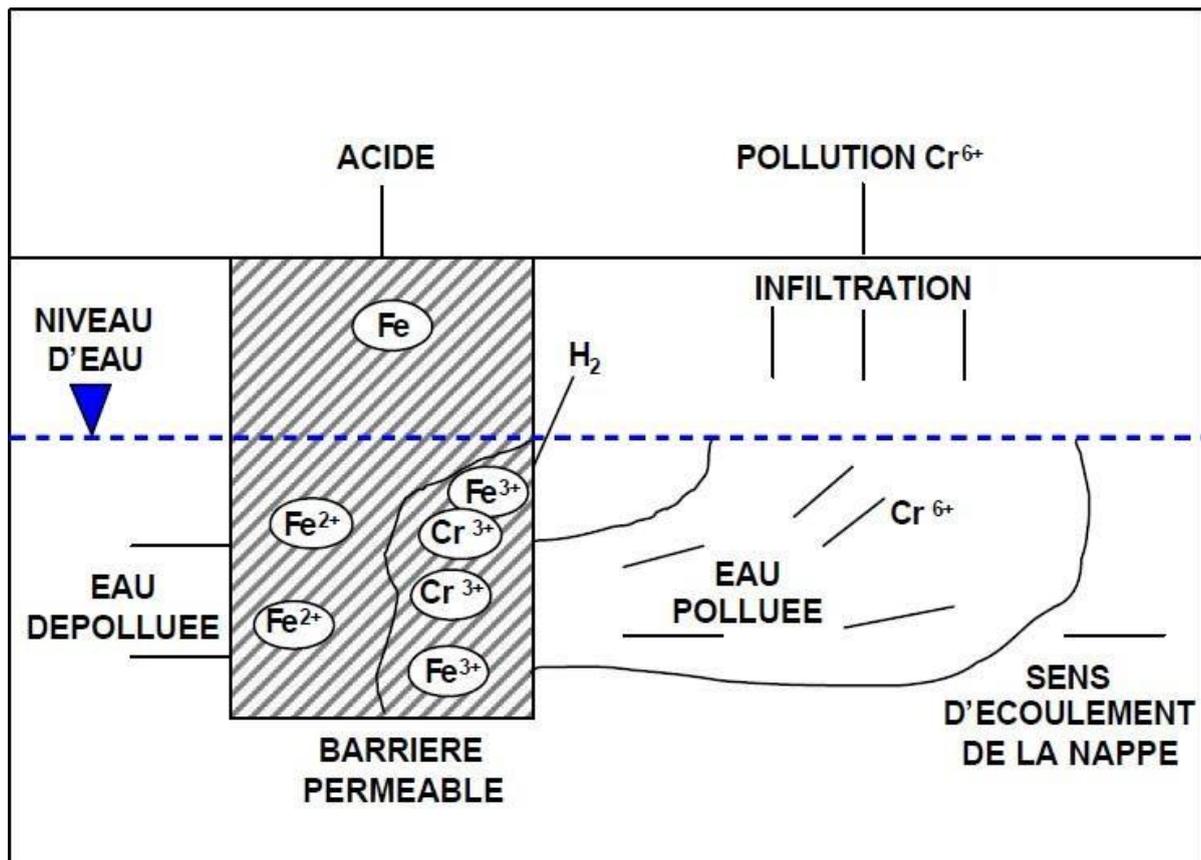


Figure. 3. Schéma de barrière chimique avec réduction du Cr(VI) en Cr(III) (Marie et Olivier, 2005)

I.6. Mécanismes de transport des rejets industriels vers le sol

Il existe plusieurs mécanismes de transfert du Chrome vers les couches du sol, on peut citer entre autres, le ruissellement, l'infiltration et la volatilisation. (Jacques, 2006).

I.6.1. Par ruissellement :

Le déversement concerne principalement le rejet de produits dans les eaux de surface. Ceci est lié à une combinaison de plusieurs facteurs bénéfiques pour l'établissement, tels que : B. Topographie, intensité des précipitations, propriétés et structures du sol, propriétés de couverture végétale. Les déchets industriels peuvent être transportés en solution, c'est-à-dire sous forme dissoute, ou à travers des solides en suspension dans l'eau.

I.6.2. Par infiltration

C'est le transfert vertical dans le sol, dit encore lixiviation, est à l'origine de la contamination de sol et la nappe souterraine.

I.6.3. Par volatilisation

Transfert de masse du sol, de l'eau ou des plantes vers l'atmosphère. Ce phénomène dépend des propriétés physico-chimiques de la molécule (volatile ou constante de Henry), des conditions climatiques (vent, température) et des pratiques agricoles (incorporation ou non du produit à la surface du sol). Cette étude porte sur l'évolution des concentrations de pesticides et de matières en suspension (MES) dans les effluents sans effectuer de bilans de masse à l'échelle du bassin-versant (Jacques, 2006). (Figure I. 4)

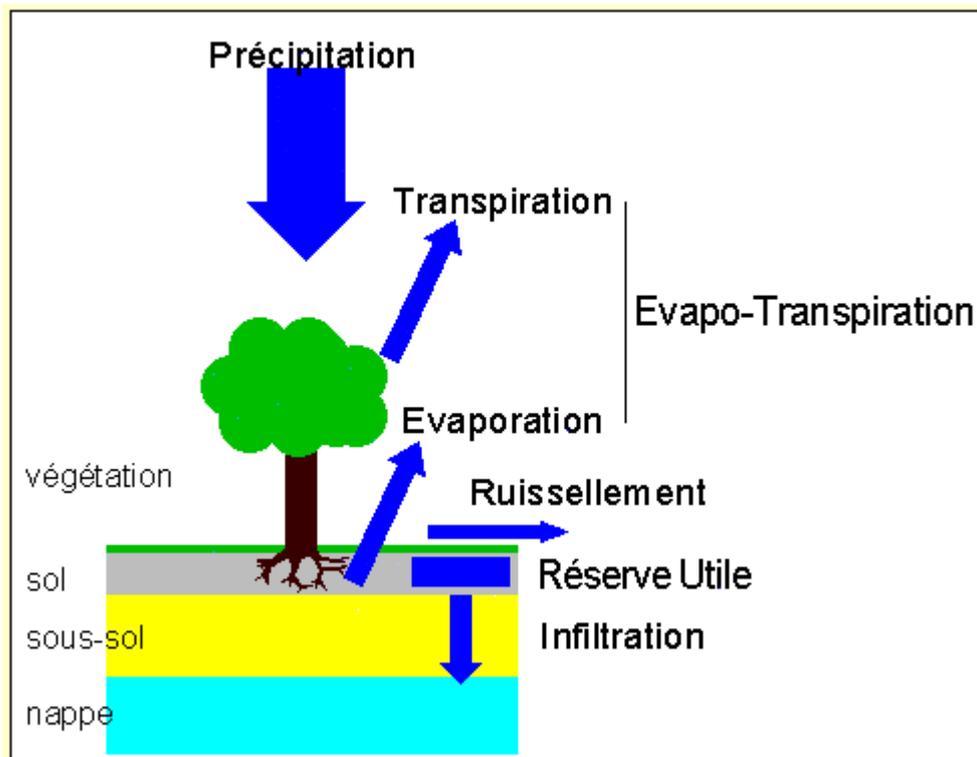


Figure I. 4 Mécanismes de transport des rejets industriels vers le sol (Jacques , 2006)

I.7. Toxicité du chrome

La toxicité augmente avec la solubilité dans l'eau (Montieland Welté, 1998) Le Cr (VI) est très instable dans les systèmes biologiques et pénètre facilement les membranes cellulaires. Elle est considérée comme la forme la plus toxique, car elle est cancérigène et mutagène pour l'organisme. Le chrome trivalent (III) est environ un tiers aussi toxique que le chrome hexavalent (Miretzky et Fernandez, 2010). Le Cr (III) est généralement considéré comme moins toxique, car il ne pénètre pas les membranes cellulaires, donc même en excès, il contribue aux réactions cutanées allergiques, et même au cancer (Chattopadhyay et al., 2010).

I.7.1. Chez les animaux

La forme hexavalente n'est pas la forme nutritionnelle car elle est hautement toxique et mutagène.

En général, les humains et les animaux ingèrent de petites quantités de Chrome par inhalation, mais en ingèrent davantage à partir des aliments et de l'eau potable. Les chromates pris avec de la nourriture sont relativement inoffensifs, mais le chromate est très toxique. L'absorption dans le tractus intestinal dépend fortement de la structure chimique du Chrome (Desjardin, 2002).

I.7.2 Chez les végétaux

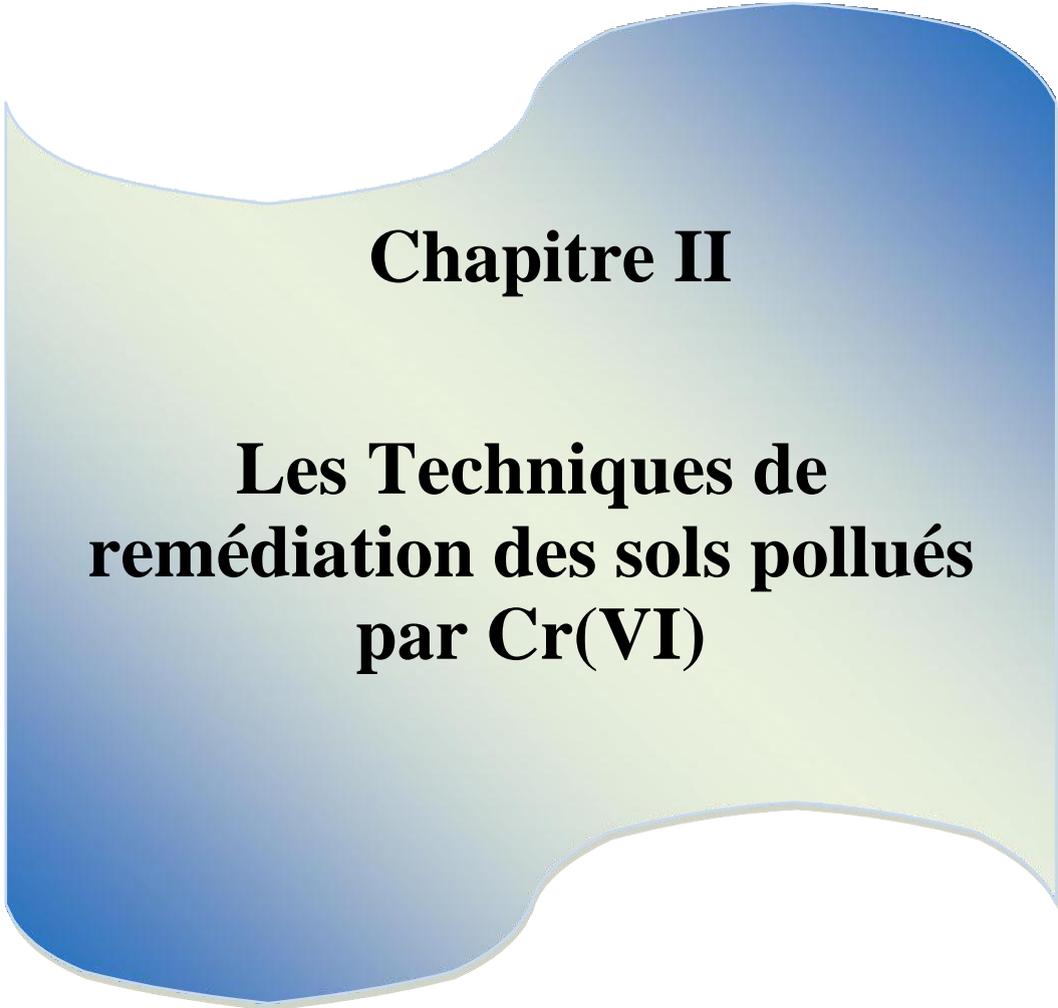
Le chrome ne semble pas indispensable à la vie végétale. Sa toxicité pour le règne végétal est rare dans le système naturel. Certaines plantes poussent dans des zones fortement contaminées par le chrome. Certains auteurs s'accordent à dire que les plantes n'absorbent pas le chrome ou seulement les racines sans transfert vers d'autres parties de la plante (Losi et al., 1994). Cependant, des études récentes ont montré que les jacinthes d'eau cultivées dans des milieux riches en chrome hexavalent peuvent réduire le chrome hexavalent au niveau des racines. Le Cr (III) est alors conservé à ces niveaux, mais est également conservé dans d'autres tissus, comme les feuilles et les pétioles, sous forme libre ou en complexe avec l'oxalate (Lytle et al., 1998). Il peut être utilisé pour la phytoremédiation des rivières, marécages ou lagunes contaminés au Chrome (VI).

I.7.3. Chez les micro-organismes

Le chrome n'est pas un métal essentiel pour la croissance microbienne, mais certains auteurs ne sont pas d'accord (Horitsu et al., 1987). À notre connaissance, aucune souche sauvage ou mutante nécessitant du chrome pour sa croissance n'est répertoriée. La présence de métal peut probablement être tolérée par les micro-organismes. Dans certains cas, si l'élément est Cr (VI), il peut être utilisé comme dernier accepteur d'électrons. À fortes concentrations, le Cr(VI) est toxique et mutagène., mais le chrome (III) est inefficace à la même concentration (Ross et al., 1981). Le chrome est toxique pour les bactéries saprophytes, les bactéries nitrifiantes, les champignons filamenteux, les algues et le phytoplancton. Le chrome hexavalent modifie la substance, le métabolisme et la réponse physiologique des cellules. (Desjardin, 2002).

Conclusion

Le chrome hexavalent est l'un des éléments les plus couramment utilisés dans l'industrie en raison de sa résistance, de sa dureté et de sa résistance à la corrosion. Il a un impact négatif sur la santé des plantes, des animaux et des humains. On peut conclure qu'une attention particulière doit être accordée aux dérivés de l'industrie. Utilisation du Chrome pour ces raisons, son élimination est socio-économiquement très importante.



Chapitre II

Les Techniques de remédiation des sols pollués par Cr(VI)

Introduction

Des techniques ont été développées pour la réhabilitation et la remédiation des sols contaminés. La première technique utilisée était basée sur des méthodes physico-chimiques. Actuellement, ces méthodes présentent un intérêt particulier. Cependant, il faut mentionner la naissance des premières « biotechnologies » utilisant des plantes et des micro-organismes dans les années 1990. Ces méthodes sont considérées comme plus économiques et plus respectueuses de l'environnement. (Dechamp et Meerts, 2003).

Ce chapitre se concentre sur la contamination du sol par le chrome hexavalent et examine les techniques conventionnelles et non-conventionnelles pour réduire les niveaux de Chrome (VI), en particulier l'élimination biologique. Cette technique consiste à tirer parti du potentiel biologique du sol ou à introduire des organismes dans le sol pour réduire ou éliminer la pollution existante. Les organismes utilisés dans ces procédés peuvent être des micro-organismes endogènes ou extrinsèques, voire des végétaux. Dans ce dernier cas, on parlera de phytoremédiation (Desjardin, 2002).

II.1. Techniques de remédiation conventionnelles des sols contaminés par le chrome

Ces techniques comportent plusieurs processus selon le principe de fonctionnement.

II.1.1. Procédés physico-chimiques

II.1.1.1. Technique physique

II.1.1.1.1 Traitement par fluides

Ce procédé, aujourd'hui très en vogue, consiste à injecter un liquide dans le sol, à transférer la contamination vers un point de collecte et à la concentrer. Cette technique de "lavage de sol" préalablement excavée peut être réalisée normalement ou à haute pression. L'eau est ensuite détoxiquée en passant par une station d'épuration compatible avec les polluants. L'air contaminé par des gaz toxiques, est filtré avec du charbon actif. Cette méthode gère la plupart des polluants du sol. Il atteint un rendement de 80 % et peut être amélioré en combinaison avec des traitements biologiques ou par l'ajout de détergents (Race et al., 2016). Il existe des méthodes électriques pour extraire les métaux et les petites molécules organiques chargées (Bahemmat et al., 2016). Le principe est basé sur la circulation du courant de terre à travers les électrodes poreuses. Cette méthode est encore plus efficace lorsque le sol a une forte teneur en humidité et une faible capacité tampon. Cette technique nécessite l'excavation du sol et le traitement est réalisé on-site.

II.1.1.2. Techniques thermiques

Dans le cadre de ces processus physiques, il existe également un traitement thermique qui peut être effectué sur le site "on site" lui-même ou sur le site "hors site" approprié, l'incinérateur. Cette technique convient aux sols contaminés par des composés organiques qui peuvent être facilement oxydés et convertis en CO₂ et H₂O (Lim et al., 2016). Avant le traitement thermique, le sol doit être excavé, concassé et tamisé. Il existe deux types de chauffage.

- Chauffage direct qui introduit de l'oxygène et chauffe le sol directement à 1 000 °C,
- Chauffage indirect où le sol est dans un four fermé et la source de chaleur n'est pas en contact. Viens. La température est d'environ 800 °C, ce qui est suffisant pour extraire les contaminants de la vapeur émise (Samaksaman et al., 2016).

Ces deux méthodes sont très efficaces mais très énergivores. Cependant, cette méthode reste limitée à l'élimination des éléments métalliques, en l'occurrence le chrome hexavalent.(Perchet, 2008).

II.1.1.3 Technique chimiques

La méthode chimique consiste à détruire, fixer ou neutraliser les contaminants en introduisant des composés chimiquement actifs (Perchet, 2008). Cependant, l'application de ces techniques à des matrices à l'état solide est difficile et nécessite une connaissance approfondie des propriétés des réactifs et de l'encrassement. En effet, leur utilisation incontrôlée peut entraîner d'autres formes de contamination. Actuellement, il existe de nombreux procédés chimiques qui permettent d'éliminer la plupart des polluants.

II.2. L'électrocinétique

Après excavation, il est possible de traiter le terrain par extraction électrique. Ce processus est basé sur l'application d'un champ électrique au sol. Cela transporte les contaminants vers l'électrode où ils sont collectés. Quatre mécanismes peuvent être appliqués (Impens et al., 1991)

1. Électromigration: déplacement atomique dû au flux d'électrons dans le sol.
2. Électrophorèse: génération du mouvement des particules dans la phase aqueuse du sol.
3. Electro-osmose: crée le transfert de solutions aqueuses dans le sol de l'anode à la cathode. Cette méthode peut également être répétée à la volée.
4. Électrolyse: substitution d'ions et de complexes dans la phase aqueuse du sol. La présence d'objets métalliques, de roches, de fondations et de débris peut interférer avec le bon déroulement des processus électrocinétiques. Cette méthode est efficace pour les sols argileux moins perméables (Mulligan et al., 2001). Le coût de ces mécanismes dépend à la fois de la

puissance que vous développez et du temps dont vous disposez pour la maintenir. L'énergie électrique nécessaire dépend également de la concentration des ions présents, de la concentration cible à atteindre, du pH autour des électrodes dans le sol, etc. (Impense et al., 1991).

S'il est difficile d'éliminer les contaminants, ou si la concentration de contaminants est trop élevée, il est conseillé d'utiliser des mesures préventives telles que le confinement pour isoler la zone dégradée.

II.3. Le confinement

Le confinement est une solution plutôt qu'un moyen de lutte contre la pollution. Ce procédé permet le traitement de grandes surfaces et de multiples contaminants. La saleté ne sera ni soulevée ni enlevée. L'objectif du confinement est de réduire l'impact sur la santé humaine et l'environnement. Elle peut être appliquée de trois manières (Perchet, 2008) :

- Le confinement de surface avec mise en place d'une géomembrane ;
- Enclos vertical derrière un mur étanche en béton, support ou mortier plastique.
- Confinement horizontal profond.

II.4. Techniques de remédiation non conventionnelles

Les méthodes physico-chimiques et de confinement ne conviennent pas à une utilisation à grande échelle en raison de leur difficulté de manipulation, de leur efficacité limitée et dans certains cas, de leurs coûts élevés. Ces inconvénients peuvent être surmontés en utilisant des méthodes biologiques biocompatibles.

II.4. A. Bi sorption

Dans le cas de la biosorption, les éléments métalliques et d'autres ions sont adsorbés dans une solution aqueuse via l'utilisation des micro-organismes qui lient les métaux sur leur surface cellulaire. Cette technique permet d'immobiliser les métaux (Mulligan et al., 2001).

Ce procédé est connu pour l'élimination des métaux lourds par des matériaux biologiques plutôt connu sous le nom de biosorption. Plusieurs biosorbants peuvent être utilisés, à savoir les algues, les moisissures, les micro-algues, les champignons, les bactéries, le crabe, les coquilles, les lignocelluloses des déchets solides, la canne à sucre et de divers autres produits agricoles ont été étudiés pour leurs capacités d'adsorber le chrome (Camargo et al., 2004)

II.4.B. Cas des autres bactéries

Les premières recherches sur les bactéries pouvant réduire le chrome (VI) en chrome (III) datent de la fin des années 70 (Romanenko et Korenkov, 1977).(Tableau 1)

Tableau 1 : Réduction du Cr(VI) par différentes bactéries. (D'après Wang et Chen, 1995)

organismes	Condition	références
<i>Achromobacter eurydice</i>	Anaérobie	Gvozdyak et al., 1986
<i>Aeromonasdechromatica</i>	Anaérobie	Kvasnikov et al, 1988 (a)
<i>Agrobacteriumradiobacter</i>	Aérobie	Llovera et al, 1993
<i>Bacillus cereus</i>	Anaérobie	Gvozdyak et al., 1986
<i>Bacillus</i> sp	Aérobie	Wang et Xiao, 1995
<i>Bacillus subtilis</i>	Anaérobie	Gvozdyak et al. 1986
<i>Desulfovibrio vulgaris ATCC 29579</i>	Anaérobie	Lovley and Phillips, 1994
<i>Enterobacter cloacae</i>	Anaérobie	Ohtake et al., 1990
<i>Escherichia coli</i>	Anaérobie	Kvasnikov et al, 1988 (b)
<i>Escherichia E. coli ATCC 33456</i>	Aérobie et Anaérobie	Shen et Wang, 1993
<i>Micrococcus roseus</i>	Anaérobie	Gvozdyak et al., 1986
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Anaérobie	Gvozdyak et al., 1986
<i>Pseudomonas dechromaticans</i>	Anaérobie	Romanenko et Korenkov, 1977
<i>Pseudomonas chromatophila</i>	Anaérobie	Lebedeva et Lyalikova, 1979
<i>Pseudomonas mendocina</i>	Aérobie	Dhakephalkar et al., 1996
<i>Pseudomonas ambigua G-1</i>	Aérobie	Hozitsu et al., 1987
<i>Pseudomonas fluorescens LB300</i>	Aérobie et Anaérobie	Bopp et Ehrlich, 1988
<i>Pseudomonas putida PRS 2000</i>	Aérobie	Ishibashi et al, 1990

II.4.1 Bio- réduction par les bactéries et les champignons

La première étude sur la réduction du chrome hexavalent dans les cultures bactériennes a été écrite par Romanenko et Koren`kov en 1977. La souche isolée a été classée *Pseudomonas dechromatics* (Bopp et al., 1988). Depuis les années 1980, les chercheurs se sont intéressés à de nombreuses autres bactéries capables de réduire le chrome hexavalent (Gvozdiak et al., 1986)

La Cr (VI) réductase pour traiter les sols contaminés. J'ai proposé la technologie à faire. (Salunkhe et al., 1998). De plus, lorsque la protéine ChrA est exprimée dans des bactéries en tant que transporteur (Alvarez et al., 1999), le Cr (VI) toxique présent dans la cellule peut être excrété. Dans le cas de *Pseudomonas de chromans.*, le principal mécanisme de lutte contre la toxicité du Chrome semble être sa réduction à sa forme trivalente. (**Figure II.1.**)

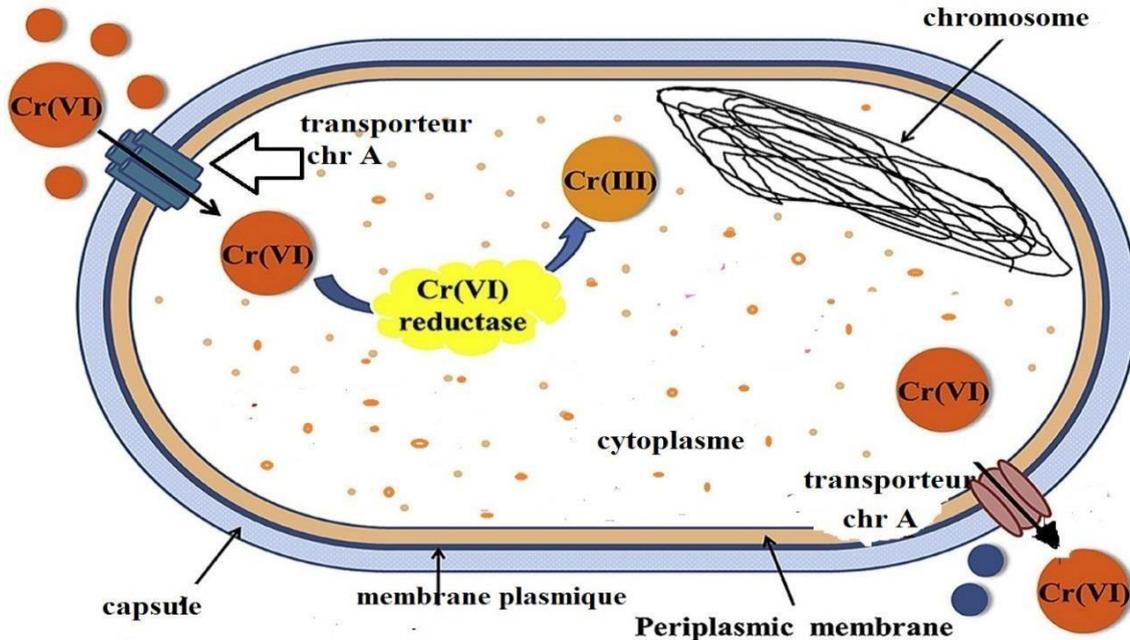


Figure II.1. Réduction biologique du chrome hexavalent (VI) par la bactérie *Pseudomonas de chromans.*

II.4.1.1. Mutation du système de transport du sulfate

La résistance aux chromates peut être due à une mutation chromosomique du système de Transport du sulfate (Ohta et al. 1971). Les ions CrO_4 peuvent pénétrer dans les cellules par le même transporteur que les ions SO_4 , la sulfate perméase. En effet, les charges des deux ions sont les mêmes et l'encombrement stérique de même grandeur. De manière générale, les systèmes de transport sont des ensembles de protéines intégrées dans la membrane de la cellule.

Elle aura dans ce cas un phénotype résistant (Figure 2). Ce mécanisme de résistance a été décrit chez le champignon filamenteux *Neurospora crassa* par Marzluf en 1970, chez les levures *Saccharomyces cerevisiae* (Smith et al., 1995), et chez les bactéries *Salmonella thyphimurium* (cysA) et *Streptomyces coelicolor* (cysA) (Lydiat et al., 1988).

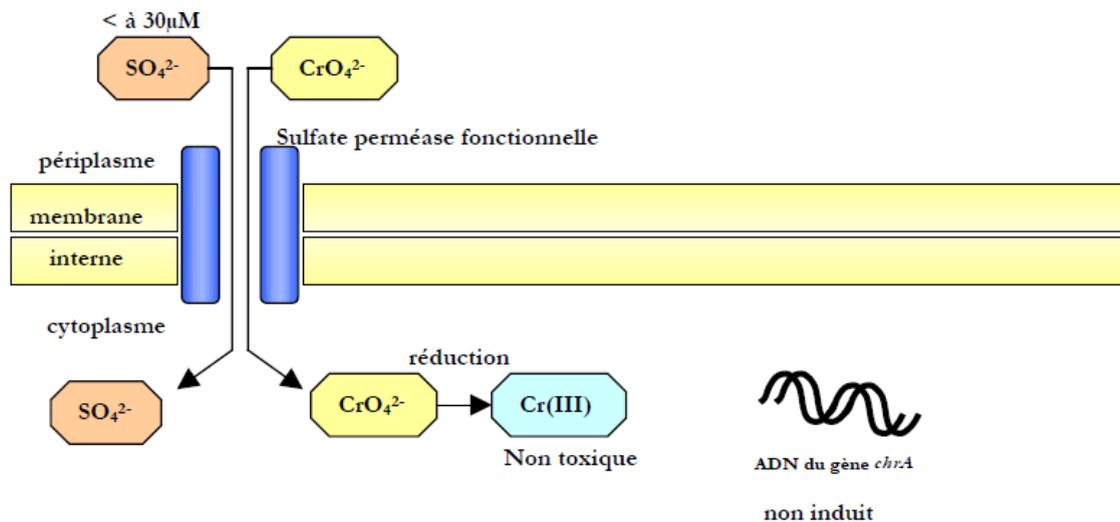


Figure II.2: Mécanisme de résistance aux chromates due à une mutation chromosomique du système de transport du sulfate (Ohta et al., 1971).

II.4.2. La phytoremédiation

Étymologiquement, le terme phytoremédiation est issu du grec phyto qui signifie plante et du latin remedium qui signifie corriger un méfait (Bert et Deram, 1999). Nous pouvons définir le terme comme étant l'utilisation de plantes (arbres, espèces hyperaccumulatrices, plantes cultivables, etc.) et de leurs microbiotes associés, d'amendement du sol et de techniques agricoles pour bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire les contaminants environnementaux. Ces techniques sont utilisées pour le traitement des sols, boues, sédiments, effluents liquides, voire gazeux et s'appliquent aux polluants organiques mais aussi inorganiques comme les métaux lourds ou les radioéléments.

Il existe plusieurs techniques de phytoremédiation. Parmi celles-ci, celles qui s'appliquent le plus souvent aux sols sont (Bert et Deram, 1999 ; Mulligan et al., 2001) :

- la phytodégradation ;
- la phytoextraction ;
- la phytostabilisation ;
- la phytovolatilisation

II.4.2. 1 La phytoextraction (phytoaccumulation)

Basée sur l'utilisation de végétaux hyper accumulateurs qui absorbent les métaux du sol et les accumulent dans des organes aériens faciles à récolter. Cette méthode, qui se révèle efficace

pour une grande variété de métaux lourds (Pb, Cd, Ni, Zn, ...), est aujourd'hui proposée par de nombreuses sociétés américaines. La possibilité de recyclage de ces métaux ("phytomining") rendrait cette technique encore plus rentable (Leblanc et al . 1999).

II.4.2.2. La phytodégradation / phytotransformation

c'est une méthode de Transformation par la plante et les micro-organismes associés de molécules organiques complexes en composés plus simples qui seront intégrés dans les tissus de la plante (Garbisu et Alkorta , 2001).

II.4.2.3. La phytostabilisation

N'est pas une méthode de dépollution sensu stricto, mais elle permet de diminuer la mobilité des contaminants en limitant l'érosion éolienne, ruissellement et le lessivage du sol. Cette approche vise ainsi à limiter les risques de transfert de la pollution en dehors du sol contaminé et permet en même temps une meilleure intégration paysagère pour des sites présentant d'importants volumes impossibles à stocker en décharge, car les plantes auraient en effet une action mécanique (parties aériennes et racinaires), et chimique (complexation des métaux grâce à des substances provenant des racines) (Berti et al ., 2000).

II.4.2.4. La phytovolatilisation

Permet la transformation des polluants inorganiques en produits volatiles puis le rélargie dans l'atmosphère d'éléments tels que le mercure ou le sélénium (Pilon, 2005). Cette approche, encore au stade expérimental, fait actuellement l'objet de recherches très actives. Les résultats dans ce domaine sont particulièrement encourageants.

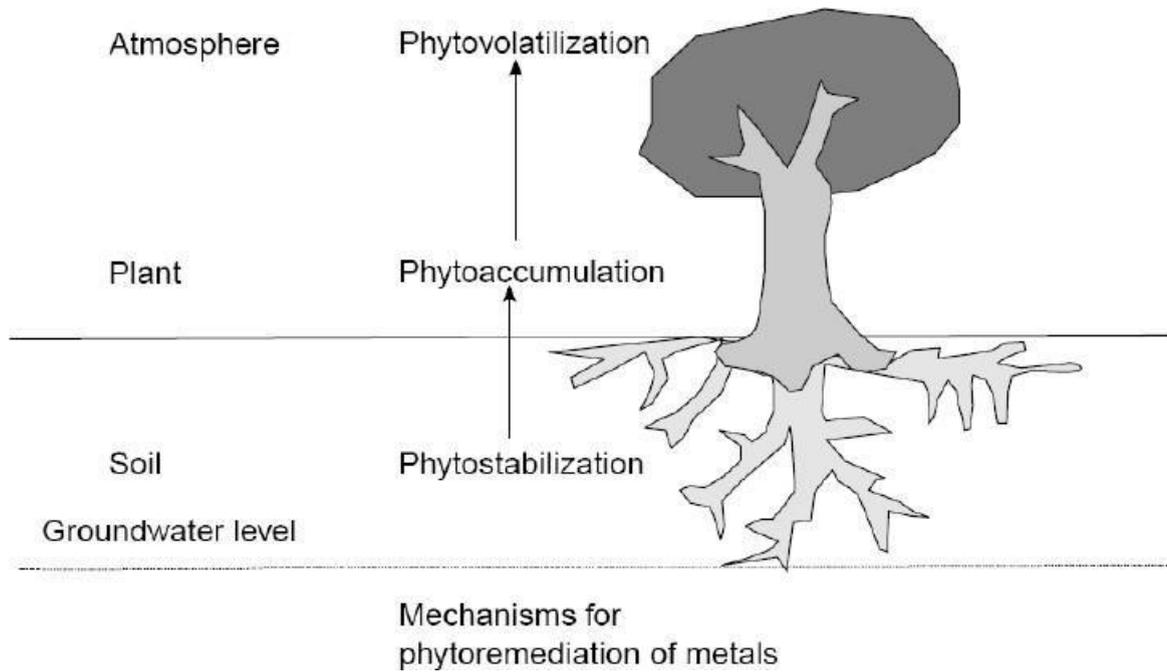


Figure II.3: Schéma de principe montrant les mécanismes du processus de phytoremédiation pour l'absorption des métaux (Mulligan et al., 2001).

II.4.2.5. Le coût de la phytoremédiation

Les coûts d'investissement pour l'installation de systèmes de phytoremédiation sont relativement faibles, estimés 10 à 100 fois moins chères que les techniques classiques (Bert et Deram, 1999). La phytoremédiation nécessite moins d'équipement et moins d'efforts que les autres méthodes, car les plantes font la majeure partie du travail. Ce faible coût permet une large gamme d'applications.

Tableau 2 : Récapitulatif des coûts par tonne des techniques de remédiation in situ, on et off site (ADEME, 2010) et comparaison avec le coût par tonne de la phytoremédiation.

Techniques de remédiation	de	Coût in situ	Coût on site	Coût off site
Stabilisation chimique	physico-	30 à 110€/t	30 à 110€/t	70 à 200€/t
Lavage des terres		Pas de données	35 à 80€/t	350 à 500€/t
Confinement		35 à 60€/t	20 à 110€/t	Non réalisable
Electrocinétique		Pas de données	Pas de données	Pas de données
Désorption thermique		Non réalisable	60 à 85 C /L	55 à 100 C/L
Micro-organismes		Pas de données	Pas de données	Pas de données
Phytoremédiation		15 à 20 S/L	Pas de données	Pas de données

II.4.2.6. Défis de phytoremédiation

La phytoremédiation est une technique intéressante pour l'enlèvement des métaux lourds du sol, mais il a aussi quelques défis (Mahar et al ., 2016) :

- ☐ Longue période (plusieurs années) nécessaires pour la remédiation des sols.
- ☐ L'efficacité de la phytoextraction de la plupart des plantes hyper-accumulatrices des métaux est généralement limitée par la faible biomasse et le lent taux de croissance.
- ☐ L'élimination de la biomasse polluée est nécessaire à la suite de la phytoextraction.
- ☐ La capacité d'accumulation de certaines plantes peut être inefficace à cause de l'attaque des maladies dans les climats touchés des régions tropicales et subtropicales.
- ☐ Difficulté de mobiliser la fraction des ions métalliques étroitement liée au sol.
- ☐ Eviter l'introduction des espèces de plantes envahissantes comme hyper-accumulatrices qui peuvent affecter la diversité florale indigène.
- ☐ Les pratiques agronomiques et des amendements peuvent influencer négativement la mobilité des métaux.
- ☐ La phytoremédiation durable dépend principalement des conditions climatiques et météorologiques.
- ☐ La phytoremédiation est une approche applicable pour les sites avec des niveaux de pollution par les métaux faible à modéré, en raison que la croissance des plantes est non durable dans les sols fortement contaminés.

II.4.3. Les avantages et inconvénients des techniques de dépollution

Tableau 3: (Ademe et Brgm , 2013).

Technique d'éliminations	Avantage	Incontinent
Technique physico-chimique	<p>Largement utilisé comme traitement de base pour les phases particulières et les métaux.</p> <p>- Bonne reproductibilité des tests de laboratoire à l'échelle industrielle.</p> <p>- Simplicité du principe de fonctionnement</p> <p>- Coût d'investissement moyen.</p>	<p>-Coût élevé</p> <p>- Impossible d'utiliser sur sols argileux</p> <p>- Utilisation de solutions toxiques pour l'environnement.</p> <p>- consommation d'énergie très élevée.</p> <p>- La surface du sol traité est faible.</p> <p>- La profondeur maximale</p>

	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité d'améliorer les performances en utilisant un insolubilisant. 	<ul style="list-style-type: none"> de traitement est de 6 m. - La texture et les propriétés fertilisantes du sol sont complètement détruites. - Ces techniques détruisent les populations de micro-organismes et d'organismes du sol.
Technique thermiques	<ul style="list-style-type: none"> - Sa grande puissance de traitement. - Sa vitesse de traitement. - Certitude du résultat. - Découvrez la technologie de recyclage. - Adaptation continue aux normes d'émission de plus en plus strictes. Aucune contamination résiduelle 	<ul style="list-style-type: none"> - Technologie robuste, principalement des polluants organiques, inadaptée au traitement ETM - Coût élevé de la consommation d'énergie élevée. - l'obligation d'excaver les terres.
Technique de phytoremédiation	<ul style="list-style-type: none"> - Faible coût - Utilisation de l'énergie solaire - Travailler sur le terrain réduit les risques - La croissance du système racinaire permet l'aération du sol et stimule l'activité microbologique. - Les plantes contribuent également à réduire l'érosion. 	<ul style="list-style-type: none"> - Longue durée de traitement. - Des concentrations élevées de contaminants peuvent être prohibitives. - Certaines utilisations du sol et/ou des eaux souterraines doivent être (gelées) par des traitements (par exemple, des servitudes). - Les plantes adaptées aux types de polluants ne sont pas toujours disponibles.

Il existe plusieurs méthodes, chacune avec ses propres forces et faiblesses. La phytoremédiation est peu coûteuse et intéressante, et la croissance du système racinaire permet l'aération du sol et stimule l'activité microbienne. Les plantes participent également à la réduction de l'érosion.

II.5. Présentation de l'espèce utilisée pour la phytoremédiation du chrome hexavalent (*Zea mays L.*):

II.5.1. Choix de l'espèce :

L'utilisation des plantes pouvant pousser dans des sols à forte teneur en métaux est susceptible de fixer ou d'absorber des quantités importantes de contaminants. Cette technique de plantes spontanées (*Zea mays L.*) appelée phytoremédiation, la sélection de ces espèces est basée sur leurs importantes capacités de phytoremédiation décrites dans une précédente étude (Misbah et al., 2020).

II.5.2. Taxonomie

Le maïs appartient à la tribu Maydeae de la famille des graminées Poaceae. "Zea" (zela) est dérivé d'un ancien nom grec d'une herbe alimentaire. Le genre *Zea* comprend de quatre espèces dont *Zea mays L.* est économiquement important. Les autres Zeas., appelés téosintes, sont en grande partie des graminées sauvages originaires du Mexique et du centre Amérique. Le nombre de chromosomes chez *Z. mays* est $2n = 20$. (Tripathi et al., 2011).

Tableau 4 la Taxonomie de l'espèce (*Zea mays L.*) utilisée pour la phytoremédiation (Tripathi et al., 2011).

Règne	Plantae
Sous-règne	Tracheobionta
Division	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Ordre	Cyperales
Famille	Poaceae

Genre	Zea
Espèce	Mais

Conclusion

Les techniques de remédiation des sols contaminés en métaux lourds conventionnelles et non conventionnelles ont des avantages et des inconvénients. Ceux-ci doivent être réévalués en fonction des caractéristiques du sol et des polluants présents sur le site concerné. Les techniques de remédiation conventionnelles sont des techniques efficaces mais coûteuses et destructrices. Les techniques de phytoremédiation sont moins efficaces mais aussi moins coûteuses et non destructrices. Cependant, les techniques de phytoremédiation prennent du temps et s'appliquent principalement aux contaminations moyennes à faibles et peu profondes.



Chapitre III

Matériel et méthodes

Introduction

Ce chapitre décrit la partie pratique de notre travail. Ce dernier commence par l'implantation du maïs après l'inoculation de microorganisme, ensuite son irrigation avec le chrome hexavalent, puis l'extraction et l'analyse du chrome hexavalent pour connaître la capacité d'élimination du chrome hexavalent.

III.1. Matériel utilisé :

III.1.1. Verreries:

- ✓ Bêchers de 10, 25 50, 100 et 250 ml ;
- ✓ Erlenmeyers de 50 et 250 ml ;
- ✓ Eprouvette de 100, 250 et 500mL ;
- ✓ Flacons de prélèvement ;
- ✓ Verre de montre ;
- ✓ Pipettes graduée 5 ml, 2ml et 0.5 ml avec poire.
- ✓ Tubes à essai en verre ;

III.1.2. Appareillage :

- ✓ Balance analytique de marque OHAUS de référence Pioneer ;
- ✓ Hotte ;
- ✓ Agitateur et plaque chauffante de marque STUART (modèle heal-stir SB162) ;
- ✓ Micropipette (100 et 200 μ L) de marque ISOLAB ;
- ✓ Spectrophotomètre de marque WPA de référence Lightwave II ;
- ✓ Logiciel OriginLab9.0 ;Four (modèle heal-stir SBB569)
- ✓ Etuve de marque NÜVE FN400;

III.1.3. Produits :

- ✓ Acide sulfurique à 95-97% de Riedel de Haën ;
- ✓ Ethanol à 95%de Riedel de Haen ;
- ✓ 1,5-Diphénylcarbazine de SIGMA-ALDRICH ;
- ✓ Bichromate de potassium de Riedel-De-Haën ;
- ✓ Carbonate de sodium de Sigma-Aldrich ;
- ✓ Eau distillée.

Acide chlorhydrique (37%) de Riedel de Haën.

III.1.4. Autres :

les bactéries (*Bacillus* sp 1 , *Bacillus* sp 2 *Pseudomonas* sp)

Les grains maïs (*Zea mays* L.)

- ✓ Marqueur permanent ;
- ✓ Spatule (HSN 179-19) ;
- ✓ Pissette ;
- ✓ Gants ;
- ✓ Cuvette pour UV-Visible en plastique;
- ✓ Bloc note ;
- ✓ Pelle;
- ✓ Sacs en plastique ;
- ✓ Ciseaux ;
- ✓ Seringue ;
- ✓ Coton ;
- ✓ Tubes en plastique ;
- ✓ Porte tubes ;
- ✓ Lunettes de protection ;

III.2. Méthodes :

III.2.1. Préparation des solutions réactives:

III.2.1.1. Solution mère du chrome hexavalent à 2 g/L:

Peser 0,2 g de dichromate de potassium à l'aide d'une spatule et d'un verre de montre, dissoudre dans 100 ml d'eau distillée à l'aide d'une fiole jaugée et remplir le flacon. (Fig III.1)

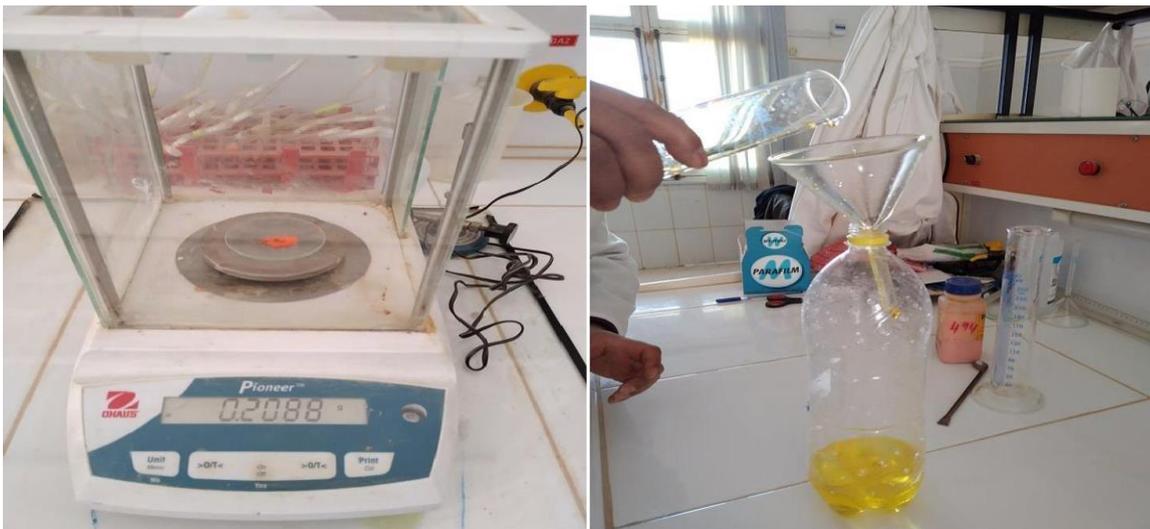


FIGURE III.1 : Préparation de la solution réactive de 2 g/l de dichromate de potassium

III.2.2. Préparation des échantillons du sol

Nous avons pris une quantité d'un tiers du sol avec un autre tiers de tourbe et un tiers de sable, ensuite on fait l'homogénéisation du mélange.

III.2.2.1. Séchage de sol

- le sol a été séché à 100 °C pendant 24 heures.
- 120 pots sont remplis par une quantité d'environ 200 g de sol.
- Étiquetage des pots selon les conditions expérimentales appliquées. (Fig III.2)



FIGURE III.2 : L'étiquetage et le Remplissage des pots par le sol

III.2.3. L'inoculation des microorganismes

Pour tester la possibilité d'améliorer la capacité d'élimination du chrome hexavalente à partir des sols contaminés, nous avons procédé à L'inoculation de trois bactéries (*Bacillus 1*, *Bacillus sp 2* et *Pseudomonas sp*) avec les grains du maïs (*Zea mays L.*). Pour ce faire, nous avons mis 3 groupes de grain du maïs, dans chaque groupe 30 grains et une bactérie selon les codes. (1A1, 3R1 et 4R1), on laisse le mélange pendant une heure, puis on procède au séchage des grains dans un milieu stérile (Fig III.3)

1 A 1 —————> *Bacillus sp. 1*
 3 R 1 —————> *Bacillus sp. 2*
 4 R 1 —————> *Pseudomonas sp.*



FIGURE III.3 : Trois souches bactérienne avec les grains du maïs (*Zea mays L.*)(1 A 1 : *Bacillus* sp 1, 3 R 1: *Bacillus* sp 24 R 1: *Pseudomonas* sp).

III.2.3.1. Méthodes d'inoculation des grains de maïs

Pour réaliser ces manipulations, on a travaillé dans le milieu stérile, on a utilisé une pince avec un bec benzène pour transformer les grains dans la suspension bactérienne.

- chaque groupe du grain (30 grains) a été plongé dans différents types de bactérie et reste une heure dans le flocon. (Fig III.4)

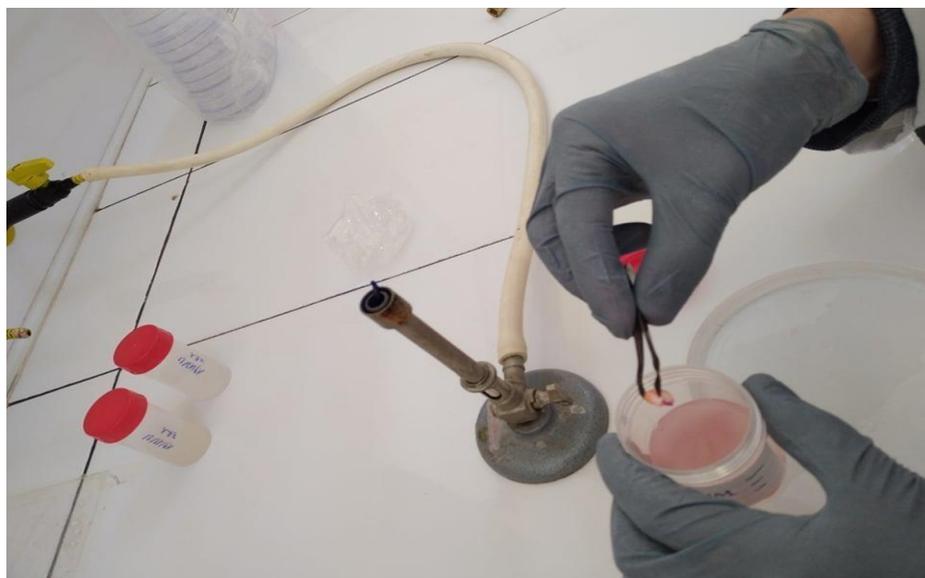


FIGURE III.4 : L' inoculation des microorganismes avec les grains du maïs (*Zea mays L.*).

- Après avoir rempli les boîtes pétries avec du grain, chaque boîte contient un code de souche.
- Placer les 3 boîtes de pétrie dans un endroit sec à 30 °C pour sécher les grains de maïs.

III.2.4. L'implantation du maïs

III.2.4.1. Plante les grains

Pour l'implantation des grains dans le sol, un pince stérile a été employé, une combinaison de 120 pots avec différentes conditions a été utilisée (tableau 1)

III.2.4.2. L'implantation et arrosage avec le chrome :

Après 10 jours d'implantation des grains du maïs (*Zea mays L.*), nous avons effectué un arrosage des espèces avec des solutions de chrome hexavalent pour savoir l'effet du chrome hexavalent sur le développement des espèces, et leurs capacités de rétention du chrome hexavalent (Fig III.5).

La concentration en volume ajouté de chrome hexavalent selon le tableau 1 suivant :

Volume de Chrome (VI) ajouté (ml)	0	10	20		
T (jour)	7	14	21	28	35
μ bactérie	0	1	2	3	



FIGURE III.5 : L'arrosage avec le chrome les plantes selon les conditions de l'expérience appliquées.

III.2.5. Séchage, extraction et analyse du chrome hexavalent

III.2.5.1. Séchage

III.2.5.1.1. Sol:

Nous avons récupéré une quantité de chaque échantillon de sol, ces quantités ont été mises dans l'étuve avec une température de 75 °C pendant 24 heures.

III.2.5.1.2. Feuilles et racines:

De la même manière, les échantillons de feuilles et de racines ont été placés dans une étuve à 75 °C pendant 1 jour et les longueurs des feuilles ont été mesurées avant mise à l'étuve. (Fig III.6)



Figure III.6 : Opération de séchage d'échantillons de plante et sol

III.2.5.1.3. Détermination de la matière sèche

Après séchage, toutes les racines et les feuilles ont été pesées sur une balance analytique pour déterminer la masse de la matière sèche (Fig III.7).

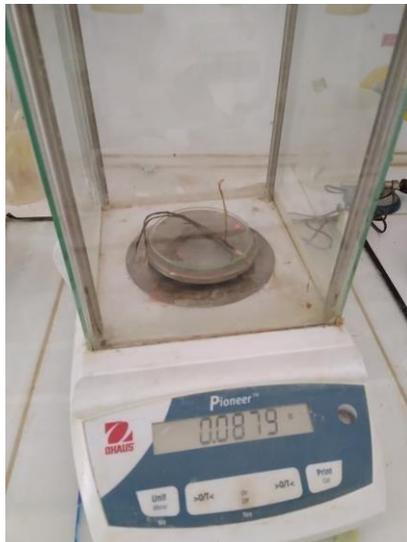


Figure III.7. Pesé les d'échantillons de racines et les feuilles

III.2.6. Préparation des solutions réactives

III.2.6.1. Solution de carbonate de sodium

Une masse de 14,8 g de carbonate de sodium a été pesée. Mettre le carbonate de sodium dans une fiole jaugée de 500 ml, ajouter de l'eau distillée dans la fiole jaugée, agiter jusqu'à dissolution complète du solide (Na_2CO_3), et ajuster le volume à 500 ml avec de l'eau distillée.

III.2.6.2. Solution d'hydroxyde de sodium:

Mettre 10 g de soude dans une fiole jaugée de 500 ml et ajouter de l'eau distillée en agitant. Après homogénéisation, la solution a été stockée dans une bouteille en plastique. (Fig III.8)



Figure III.8 : Pesé 10 grammes d'hydroxyde de sodium

III.2.6.3. Solution d'acide chlorhydrique HCL à 37% :

Pour préparer cette solution, nous avons mélangé 20 ml de HCl (37 %) avec 500 ml d'eau distillée, sous la hotte. (Fig III.9)

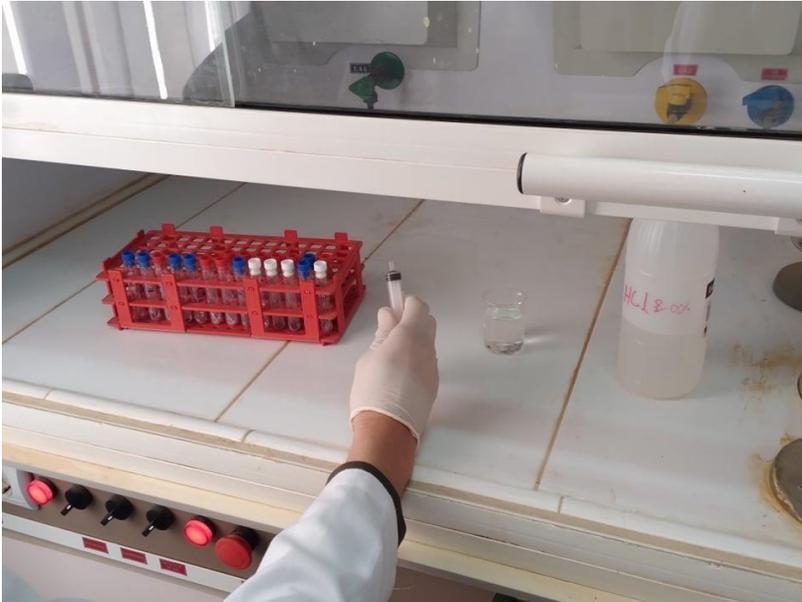


Figure III.9 : Préparation de Solution d'acide chlorhydrique HCL à 37 % sous la hotte

III.2.7. Extraction du chrome à partir du sol:

Le chrome dans les échantillons de sol a été extrait à l'aide de la méthode d'extraction basique décrite dans (Oliveira et al. 2012). Pour cela, 0.4 g de sol a été mélangé avec 4 ml de solution de bicarbonate, et 4 ml de solution d'hydroxyde de sodium. On a placé le mélange dans une plaque chauffante pendant 60 min à une température de 100 °C (figure 10). Après refroidissement, les échantillons ont été filtrés. (Fig III.10)



Figure III.10 : Extraction du chrome hexavalent à partir des échantillons de sol

III.2.8. Filtration des échantillons liquides

La filtration est une étape importante avant le dosage, elle a comme objectif d'éliminer les matières en suspension dans les solutions de sol. Cette filtration a été réalisée à l'aide d'une seringue jetable, tube en plastique et un morceau de coton. (Fig III.11)



Figure III.11 : Filtration des échantillons de sol

III.2.9. Extraction du chrome hexavalent à partir des plantes

L'extraction du chrome hexavalent a été réalisée selon la méthode de minéralisation décrite par RAID(1989). Une masse bien déterminée des racines et/ou de feuilles a été mise dans un four à 500 C° pendant trois heures. Les cendres ont été avec 5 ml d'acide chlorhydrique HCl à 20 % dans un tube de verre afin de dissoudre le chrome hexavalent. (Fig III.12)



Figure III.12 : Minéralisation les racines et/feuilles a été mise dans un four à 500 C°.

III.2.10. Dosage du chrome hexavalent dans les solutions

III.2.10 1. Principe:

Les principales mesures sont basées sur l'oxydation du 1,5-diphénylcarbazine en 1,5-diphénylcarbazone par le Cr (VI). La forme énonol de la carbazine réagit avec les ions chrome trivalents pour former un complexe violet rougeâtre. Ce complexe peut être analysé par UV-Visible à 540 nm (Rodier, 2009). Des concentrations allant de 5 µg/L à 0,5 mg/L peuvent être mesurées avec cette méthode. Nous sommes passés à la dilution de l'échantillon lorsque la valeur dépasse la limite 0.5 mg/L (Fig III.13)



Figure III.13 : Analyse des échantillons par UV-Visible.

III.2.11. Courbe d'étalonnage

III.2.11.1. Préparation des solutions

A/ Préparation d'une solution acide de 1.5-Diphenylcarbazine :

- 1,5-Diphenylcarbazine chimiquement pure 0,2 g.
- Ethanol à 95 ° q.s.p.100 mL.
- Solution d'acide sulfurique à 176 g/L : 400 mL.

B/ Préparation d'une solution mère étalon de chrome à 1 g/L :

- Dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) 2,829 g.
- Eau distillé 250mL.

C/ Préparation de solution fille étalon de chrome à 5 mg/L :

- Solution mère étalon 0,5 mL.
- Eau distillé. 50 mL.

D/ Préparation d'un blanc

- L'acide 1,5-Diphénylcarbazine 0,3 ml
- Eau distillé 5 ml

III.2.12 Établissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de fioles jaugées numérotées de 50 mL, la solution mère (5 mg/L) a été diluée pour obtenir des concentrations (0,05, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4 et 0,5 mg/L). Règle de dilution :

$$C * V = C' * V'$$

Les solutions de ces fioles étaient stockées dans des flacons en plastique. (Fig III.14)



Figure III.14: Matériel de création de courbe d'étalonnage

III.2.12.1. Dosage du chrome hexavalent dans les échantillons de sol et de plantes :

L'analyse des échantillons a suivi la même procédure que la génération de la courbe d'étalonnage. C'est-à-dire un échantillon de 1 ml contenant 0,3 ml d'une solution acide de 1,5-diphénylcarbazine et 4 ml d'eau distillée. Après un repos de 5 min, l'analyse est effectuée par spectrophotométrie UV-Vis à 540 nm. Les concentrations de chrome hexavalent ont été déterminées par extrapolation à la courbe d'étalonnage à l'aide d'une équation de régression linéaire.

III.2.12.2. Les facteurs caractérisant le phénomène de phytoremédiation :**III.2.12.3. Facteur d'enrichissement (FE)**

Ce paramètre est identifié comme la concentration en chrome hexavalent dans les feuilles divisée par sa concentration dans le sol ; le facteur d'enrichissement pourrait être calculé selon (Eq. 1) (Lorestani. B et al., 2011).

$$FE = \frac{[Cr(VI)]_{\text{feuille}}}{[Cr(VI)]_{\text{sol}}} \dots\dots\dots(Eq.1)$$

[Cr(IV)] sol est la concentration du chrome hexavalent dans le sol.

Si $EF < 1$, l'espèce végétale est considérée comme stabilisateur du chrome, alors que une valeur $EF > 1$ indique que c'est une espèce accumulatrice

III.2.12.4. Facteur de bioaccumulation (FB) :

Le FB peut être calculé en utilisant l'équation N°02(Xu. J et al., 2020)

$$FB = \frac{[Cr(VI)]_{\text{racine}}}{[Cr(VI)]_{\text{sol}}} \dots\dots\dots(Eq.2)$$

Lorsque $BF > 1$, cela suggère que la plante est un bon accumulateur de chrome et est idéale pour la phytostabilisation liée à l'accumulation de chrome dans les racines (Xu. J et al., 2020).

III.2.12.5. Facteur de translocation (FT) :

Pour l'estimation de la capacité de phytoremédiation des plantes, l'estimation de la translocation est d'une grande importance. Le facteur de translocation reflète la relation entre les concentrations de Chrome dans les tissus aériens et celle des tissus dans les racines. (Eq. 3):

$$FT = \frac{[Cr(VI)]_{\text{feuille}}}{[Cr(VI)]_{\text{racine}}} \dots\dots\dots(Eq. 3)$$

[Cr(IV)] feuille est la concentration du chrome hexavalent dans les feuilles.

[Cr(IV)] racine est la concentration du chrome hexavalent dans les racines.

Lorsque $TF > 1$, cela indique que la plante peut efficacement transporter le chrome de la racine vers la feuille et peut être plus adaptée à la phytoremédiation car les métaux stockés dans la partie aérienne sont facilement éliminables (Xu. J et al., 2020).

III.2.14. Etude statistique

Une étude statistique de l'analyse de la variance à multi facteurs par le logiciel Statistica 9.0 a été réalisée afin de déterminer l'effet de chaque paramètre sur la capacité de rétention du chrome, les facteurs indépendants sont (temps d'implantation, quantité du chrome dans le sol et type de microorganisme), le facteur dépendant est la quantité du chrome dans le sol et/ou la matière végétale.



Chapitre IV
Résultats et
discussions

Introduction :

Dans ce chapitre, nous allons présenter les différents résultats obtenus à travers cette étude, et nous allons interpréter et discuter ces résultats.

IV.1 Morphologie du maïs après contact avec le chrome hexavalent

La figure 1 montre que la plante du maïs (*Zea mays L.*) est affectée par le chrome hexavalent, ce qui représente un stress appréciable, mais elles sont toujours vivantes malgré la présence du chrome avec un taux élevé (Fig IV.1)

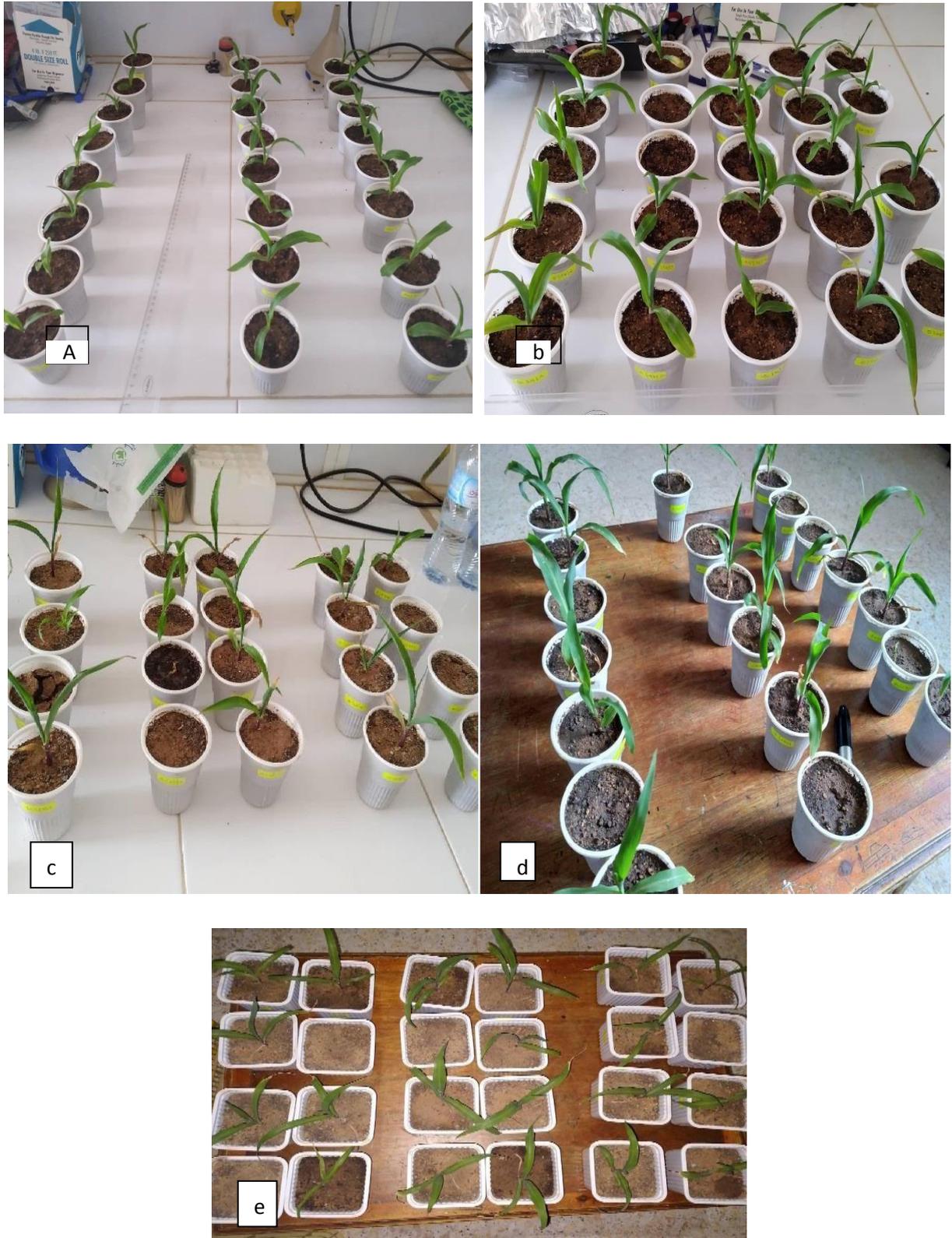


Figure IV.1 : Morphologie de plante du maïs après contact avec le chrome hexavalent

- (a) les pots de 7 jours après contact avec le chrome
- (b) les pots de 14 jours après contact avec le chrome
- (c) les pots de 21 jours après contact avec le chrome
- (d) les pots de 28 jours après contact avec le chrome
- (E) les pots de 35 jours après contact avec le chrome

D'après la figure N° 1, on constate que la morphologie de la plante du maïs (*Zea mays L.*) après contact avec le chrome n'a pas été trop influencée par le métal, ce qui confirme une certaine tolérance de cette espèce vis-à-vis le chrome hexavalent. Cette caractéristique est d'une grande importance.

Ce résultat est encourageant pour l'utilisation de cette espèce du maïs (*Zea mays L.*) dans la phytoremédiation du chrome hexavalent.

IV.2 Résultats de l'analyse du chrome hexavalent dans les échantillons de sol et de plantes

IV.2 .1 Courbes d'étalonnage

La courbe d'étalonnage a été répétée avant chaque série d'analyse. Avant l'analyse, l'échantillon a été mélangé avec le réactif 1,5- diphénylcarbazide et laissé pendant 5 minutes pour développer une couleur rouge violette. La figure 14 montre diverses solutions étalons de chrome hexavalent après développement de la couleur.

L'échantillon coloré a été passé à travers un spectrophotomètre UV-Vis dans des cuvettes en plastique à 540 nm et l'absorbance ABS a été mesurée.

IV.2.2 Élaboration de la courbe d'étalonnage

L'élaboration de la courbe d'étalonnage a été réalisée en utilisant le logiciel Origin Lab 9.0, un exemple de cette courbe est présenté dans la figure N°2

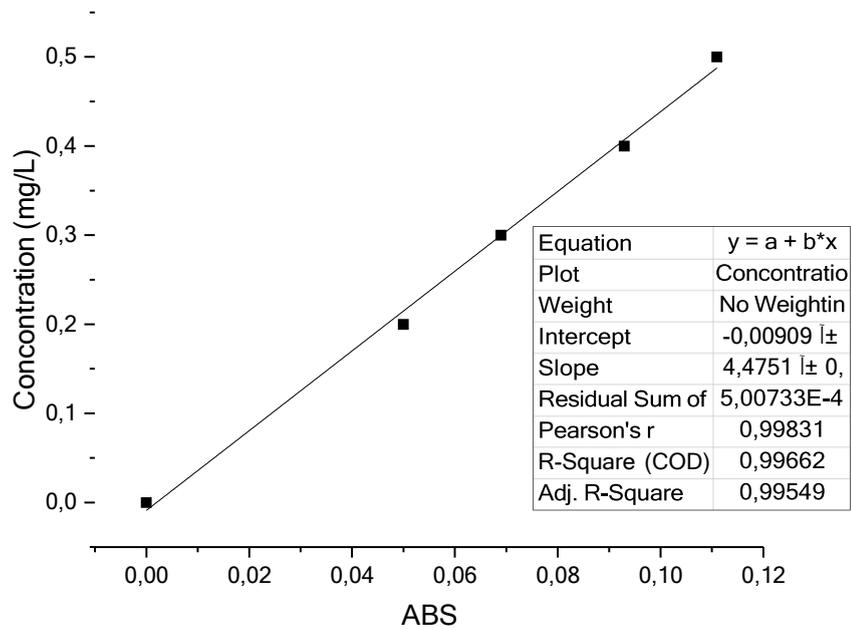


Figure N°2: Courbe d'étalonnage de l'analyse du chrome hexavalent (réalisée le 06/06/2022)

IV.3 Evolution de la quantité du Cr(VI) dans les différents compartiments

L'évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml est illustrée dans la figure N° 3

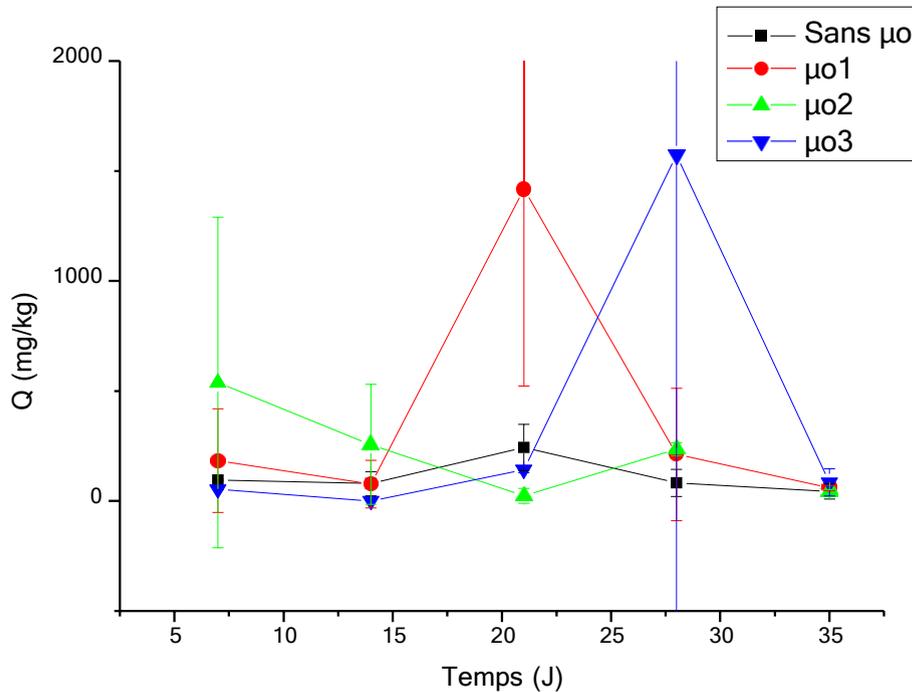


Figure 3 évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml

D'après la figure 3, on constate que la quantité de Chrome dans les feuilles est de l'ordre de 100 mg/kg pendant la période de culture initiale de 7 jours, alors que la quantité de chrome ajoutée est nulle et déjà présente dans le sol. Par conséquent, dans les feuilles et les racines, cela peut s'expliquer par une contamination antérieure du sol utilisé avec du chrome hexavalent.

En comparant les effets microbiens sur les niveaux de Cr(VI) des feuilles, $\mu o3$ (*pseudomonas* sp.) était le plus efficace pour la phytoremédiation du chrome à 28 jours, suivi de $\mu o1$ (*Bacillus* sp.) pour le chrome hexavalent. On peut voir que c'est dans l'ordre de 1500 et 1600 mg/kg respectivement, cela est un résultats très intéressant en comparant à d'autres études (Wang et Chen,1995).

La figure 4 montre la quantité de Cr(VI) dans la racine de maïs en fonction du temps de culture pour une quantité initiale de chrome de 0 ml.

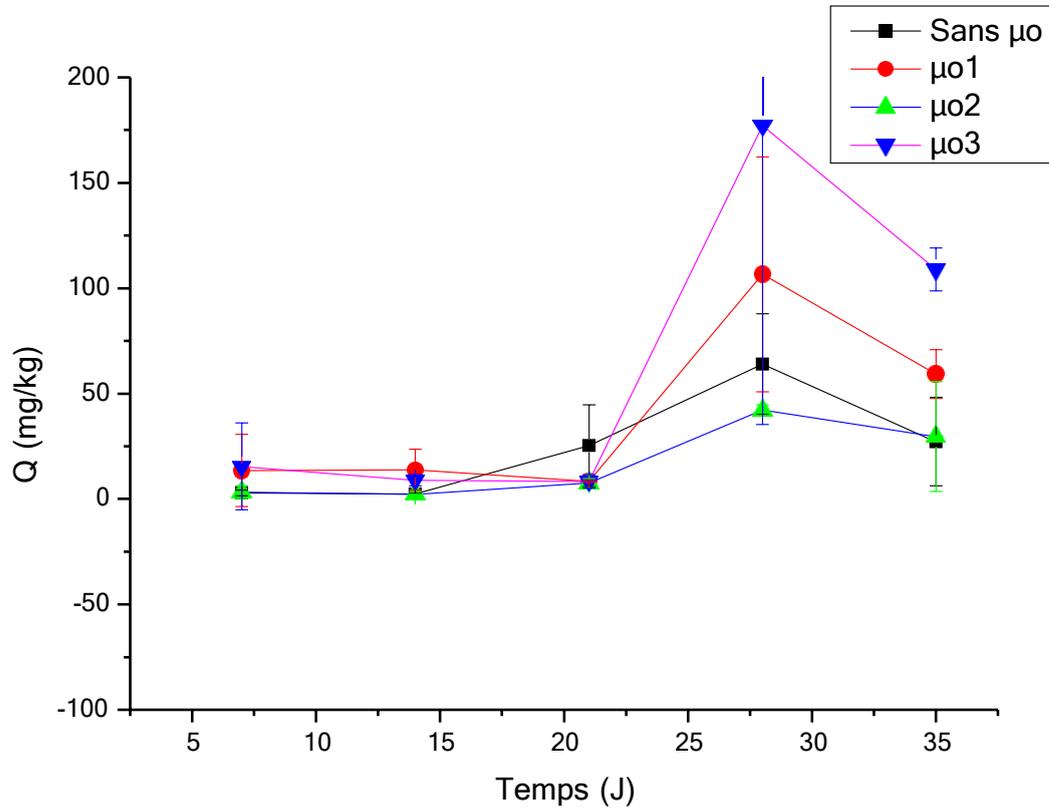


Figure : 4 évolutions de la quantité du Cr (VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml

D'après la figure 4, on constate que la quantité du Chrome dans les racines est proche de 0 mg/kg pendant la première période de 7 jours et augmente légèrement au fur et à mesure que la période s'allonge jusqu'à 21 jours. Ce qui peut expliquer une contamination moindre ou minime des sols au chrome hexavalent.

En ce qui concerne l'effet de la présence de micro-organismes sur l'accumulation de Chrome dans les racines, nous avons constaté que $\mu o3$ (*pseudomonas* sp.) était le plus efficace pour la phytoremédiation, provoquant peut-être la réduction du Cr (VI) en Cr (III) en 28 jours selon (Gvozdiak et al., 1986), suivi par le $\mu o 1$ (*Bacillus* sp.), avec des niveaux de chrome hexavalent autour de 175 et 100 mg/kg, respectivement. En revanche, $\mu o2$ ne montre aucun effet significatif sur la phytoremédiation du Chrome.

La courbe dans la figure 5 présente l'évolution de la quantité du Cr (VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de Chrome de 0 ml.

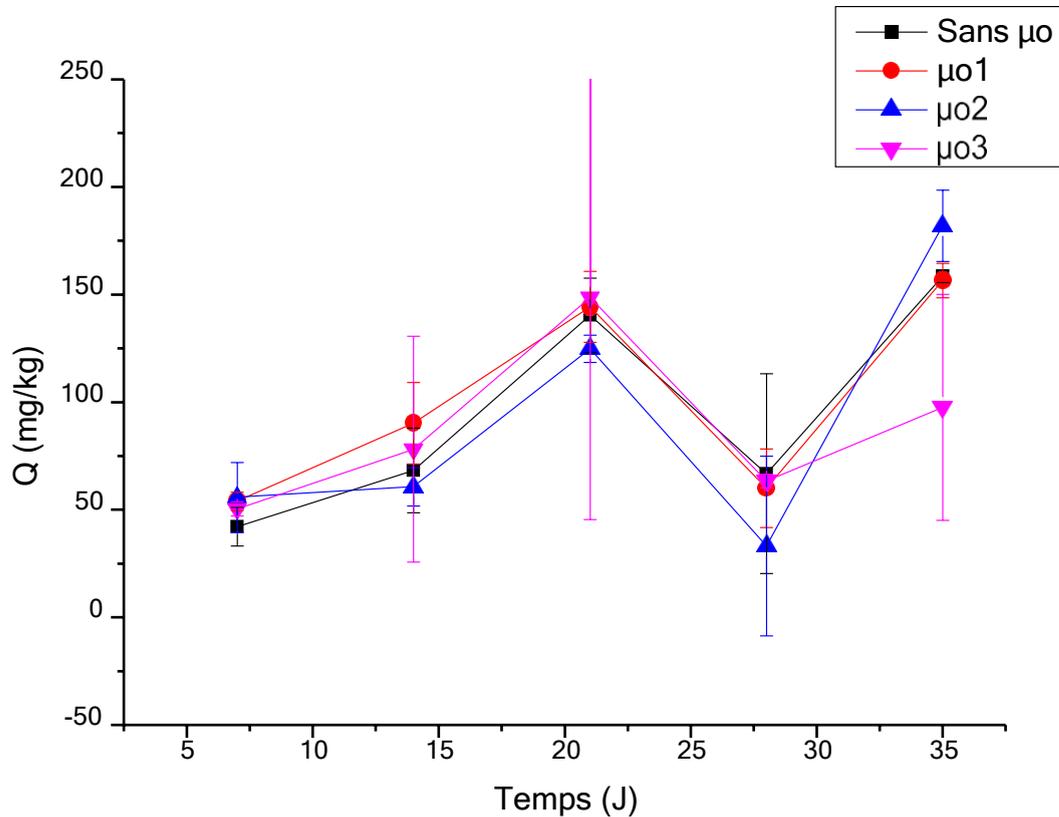


Figure 5 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 0 ml

La figure 5 montre que la quantité de Chrome dans le sol est proche de 50 mg/kg pendant la première saison de croissance. Ceci confirme la contamination du sol utilisé par le chrome hexavalent.

En comparant l'effet des micro-organismes sur la quantité de Cr (VI) dans le sol, le profil de la quantité de chrome dans le sol était stable vous pouvez voir qu'il y a absence jusqu'à 35 jours. Alternativement, nous concluons que la teneur en Chrome augmente d'en présence de $\mu o2$ (*Bacillus Sp 2.*). Cela signifie que des quantités de chrome hexavalent de l'ordre de 190 mg/kg peuvent éliminer de manière significative le Cr(VI) (Romanenko et Korenkov, 1977).

La figure 6 montre la transition de la quantité de Cr(VI) des feuilles de maïs en fonction du temps de culture lorsque la quantité de chrome est de 10 ml.

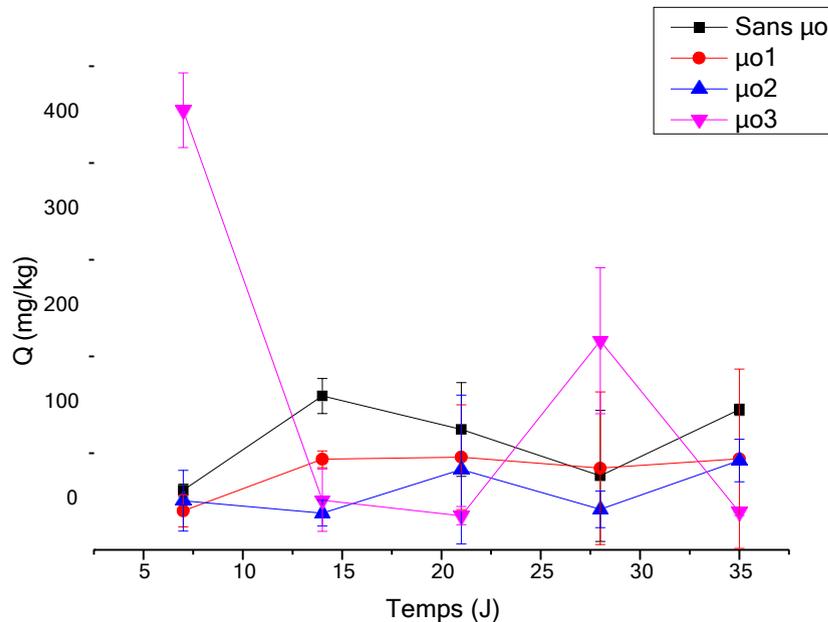


Figure 6 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml

D'après la figure 6, on observe que pour un premier temps de culture, le volume du Chrome dans les feuilles reste dans les environs de 70 mg/kg à 100 mg/kg, cela peut être expliqué par une capacité intéressante de la plante à transférer la pollution vers les feuilles. En comparant les résultats de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles pour différents microorganismes, on constate qu'à l'exception du *Pseudomonas Sp.* A temps initial, la quantité de Chrome dans les feuilles augmente progressivement jusqu'au point max au 28ème jour. *Pseudomonas Sp.* Possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du Chrome avec une volume de chrome hexavalent maximale qui peut atteindre 200 mg/kg (Alvarez et al.,1999)

Les résultats de l'évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10ml sont regroupés dans la figure N°7

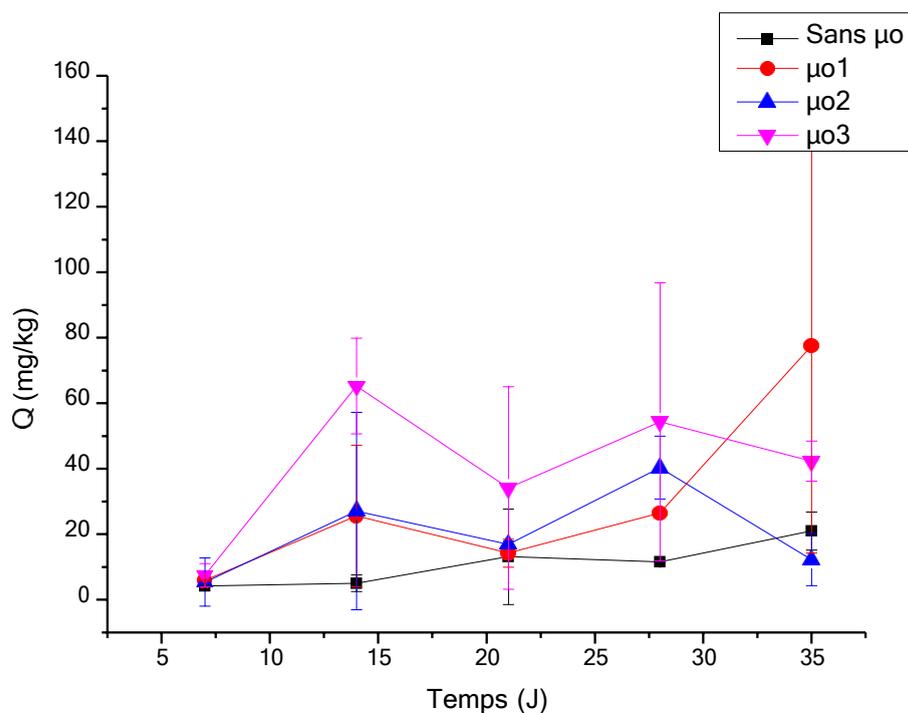


Figure 7 évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml

D'après la figure 7, on peut voir que l'augmentation de la quantité de Chrome dans le sol n'a pas augmenté de manière significative la quantité de chrome dans les racines, qui est restée inférieure à 60 mg/kg. Ceci peut s'expliquer par une faible contamination des sols.

En comparant les effets des microorganismes sur la quantité du Cr(VI) dans les racines, on constate que le $\mu o 3$ (*Pseudomonas Sp.*) possède le meilleur effet sur élimination du Cr(VI) probablement par une réduction on Cr(III) (Ross et al., 1981). Avec des quantités de chrome hexavalent de l'ordre de 70 mg/kg et 50 mg/kg en 14 jours puis en 28 jours respectivement. Suivi par le $\mu o 2$ (*Bacillus sp.*) et $\mu o 1$ (*Bacillus sp.*) qui présentent des profils similaires jusqu'au 35ème jour ou le $\mu o 1$ présente le meilleur effet sur la phytoremédiation du Chrome avec une quantité de 80 mg/kg.

L'évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml est représentée dans la figure 8

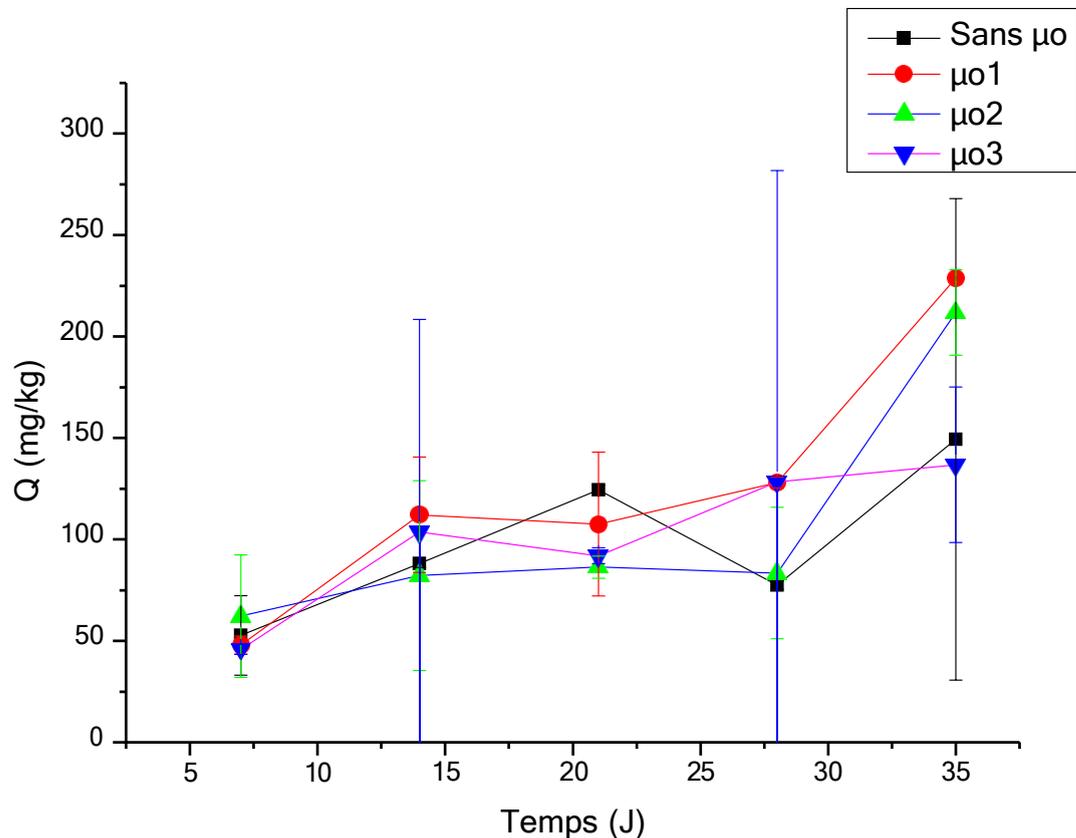


Figure 8: évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 10 ml

La figure 8 nous montre la quantité du chrome dans le sol, cette quantité est de l'ordre d'environ 50 mg/kg pour le 7ème jour de culture, elle reste pratiquement stable après 35 jours, cela peut être expliqué par une saturation des particules de sol avec un volume de 10 ml de Cr (VI) (Lytle et al., 1998)

En comparant les effets des microorganismes sur la quantité du Cr(VI) dans le sol du maïs, on constate que le $\mu o1$ (*Bacillus sp 1*) possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome dans tous les jours de culture donc est efficace pour l'élimination du chrome en 28 jours avec des quantités faibles de chrome hexavalent de l'ordre de 70 mg/kg suivi respectivement par le $\mu o2$ et $\mu o3$ (*pseudomonas Sp.*) qui présentent des profils similaires jusqu'au 35ème jour alors qu'en présence de $\mu o1$ la quantité du chrome hexavalent dans le sol a augmenté pour atteindre un pic de 200 mg/kg cela peut être expliqué par une diminution de l'activité de remédiation.

La figure 9 présente l'évolution de la quantité du Cr (VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de Chrome de 20 ml

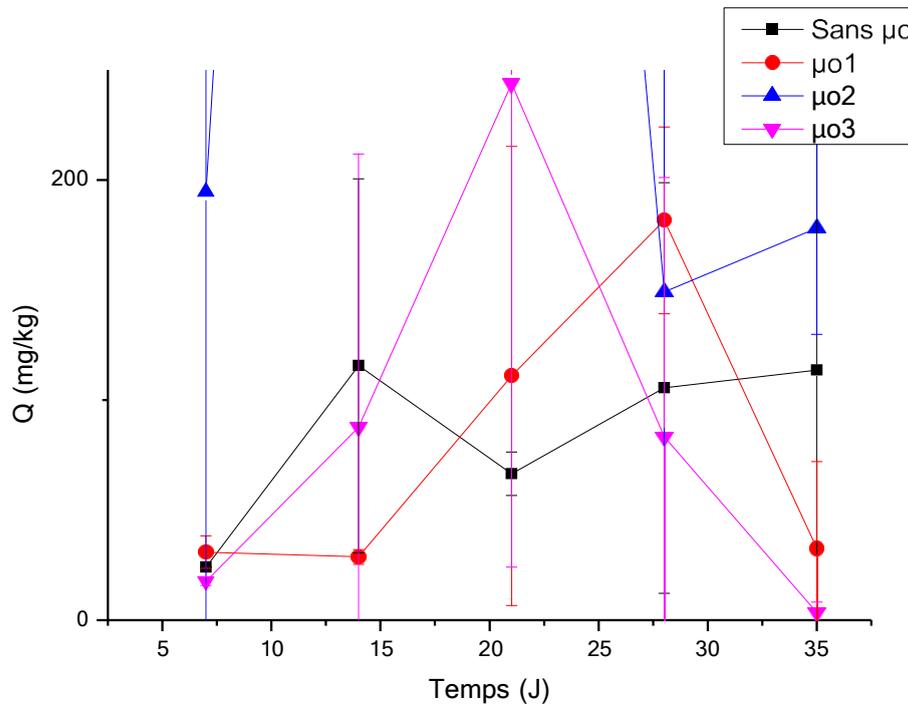


Figure 9 évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml

D'après la figure 9, on constate que l'augmentation le volume de Chrome à 20 ml dans les pots de culture a conduit à une augmentation de la quantité du Chrome dans le sol à environ 100 mg/kg pour tout le temps de la culture, cela peut être expliqué par une contamination très forte des sols par le chrome hexavalent Pour tester l'effet des microorganismes sur la quantité du Cr (VI) dans les feuilles du maïs

on remarque que le $\mu o3$ (*pseudomonas Sp*) possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du Chrome en 21 jours avec une quantité de chrome hexavalent qui dépasse les 200 mg/kg donc probablement fait la réduction du Cr (VI), cela est très intéressant en comparant avec d'autres travaux (Alvarez et al., 1999). Suivi par le $\mu o1$ (*Bacillus sp.*) qui présente le meilleur effet sur la phytoremédiation du Chrome en 28 jours avec une quantité de 180 mg/kg.

L'évolution de la quantité du Cr (VI) dans les racines du maïs en fonction du temps pour un volume de 20 ml de Cr (VI) est présentée dans la figure 10

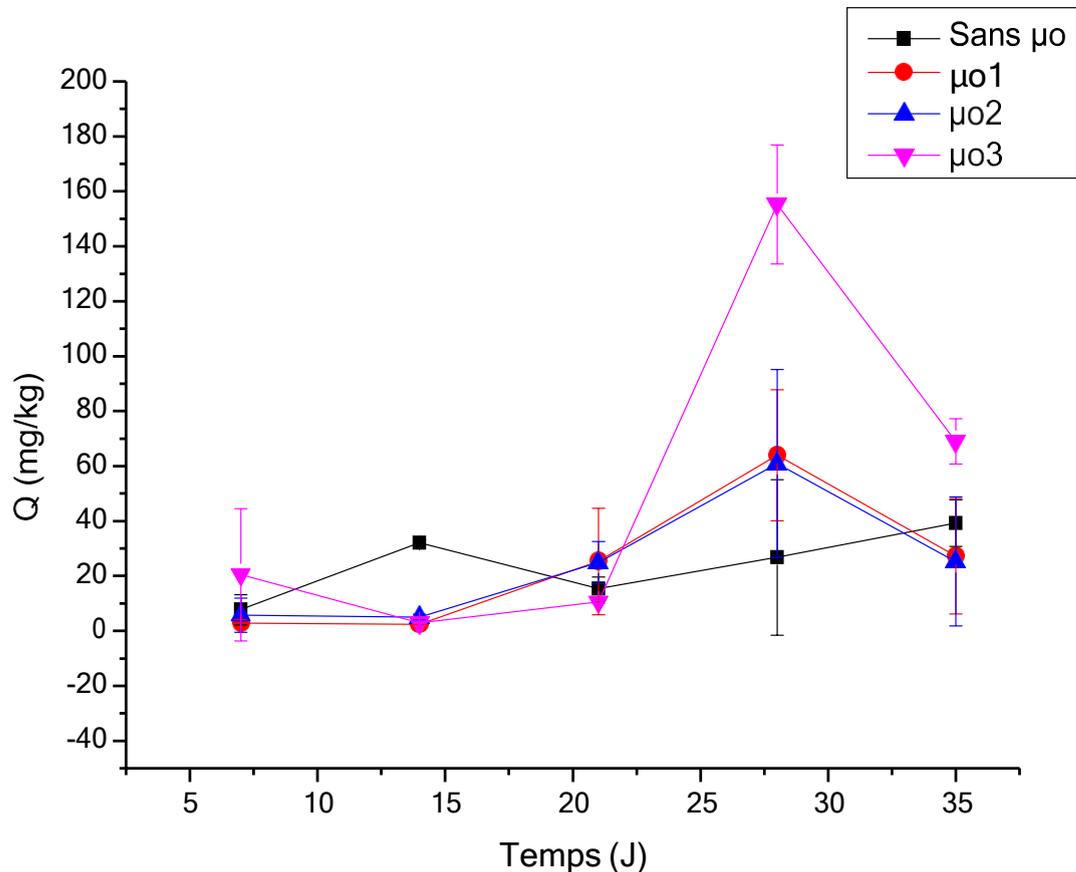


Figure 10 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml

D'après cette figure 10, on peut voir que la teneur en Chrome des racines au début de l'expérience était d'environ 20 mg/kg. Cette quantité augmente progressivement dans le temps jusqu'à atteindre un maximum d'environ 160 mg/kg sur 28 jours pour $\mu o1$, puis diminue dans le temps sur 35 jours. En comparant les effets des microorganismes sur la quantité du Cr (VI) dans les racines ; on constate que le $\mu o3$ (*pseudomonas* sp) possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome et probablement l'élimination est total en 28 jours avec une quantité de chrome hexavalent de 160 mg/kg. Suivi par le $\mu o1$ (*Bacillus* sp.) et $\mu o2$ (*Bacillus* sp.) qui présentent des profils très similaires en ce qui concerne leur effet sur la phytoremédiation du chrome hexavalent (Wang et Chen, 1995).

L'évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml, est illustrée dans la figure N° 11

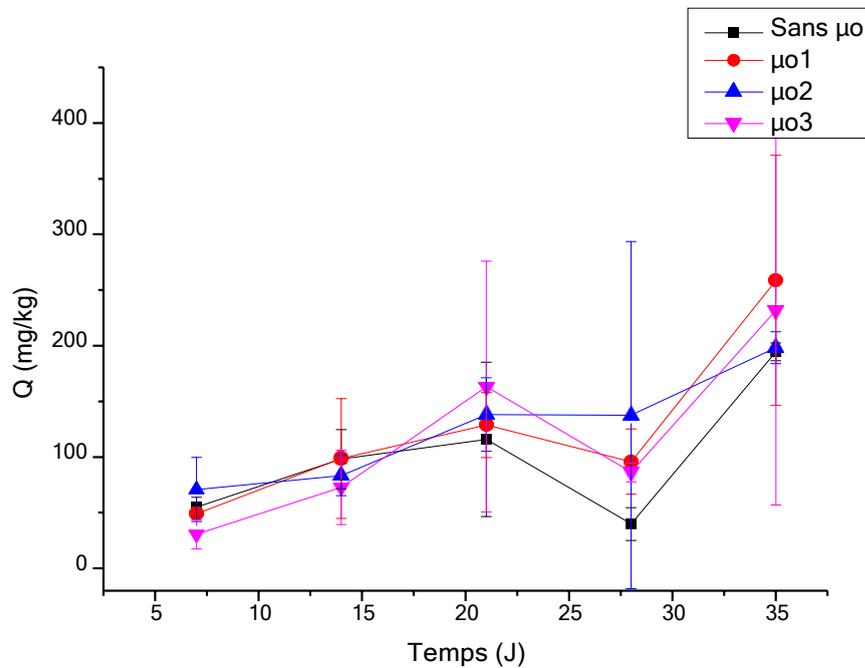


Figure 11 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture pour un volume de chrome de 20 ml

D'après la figure 11, pour un temps initial, la quantité du Chrome dans le sol est d'environ 50 mg/kg, cela peut être expliqué par une contamination préalable des sols par le chrome hexavalent

On remarque que les profils d'élimination sont similaires, ils augmentent avec le temps de culture. L'effet des microorganismes n'est pas aussi significatif, cela est probablement dû à un effet toxique du Cr (VI) pour les teneurs élevés.

IV.4. Etude statistique

La représentation graphique d'une série statistique est une étape très importante dans l'analyse d'un problème statistique, car elle donne une information sur la forme de la distribution observée. Cette étude a été réalisée, par le logiciel Statistica 9.0. Selon le type de variable pendant, le mode de représentation graphique est différent. (Figures 12 -31)

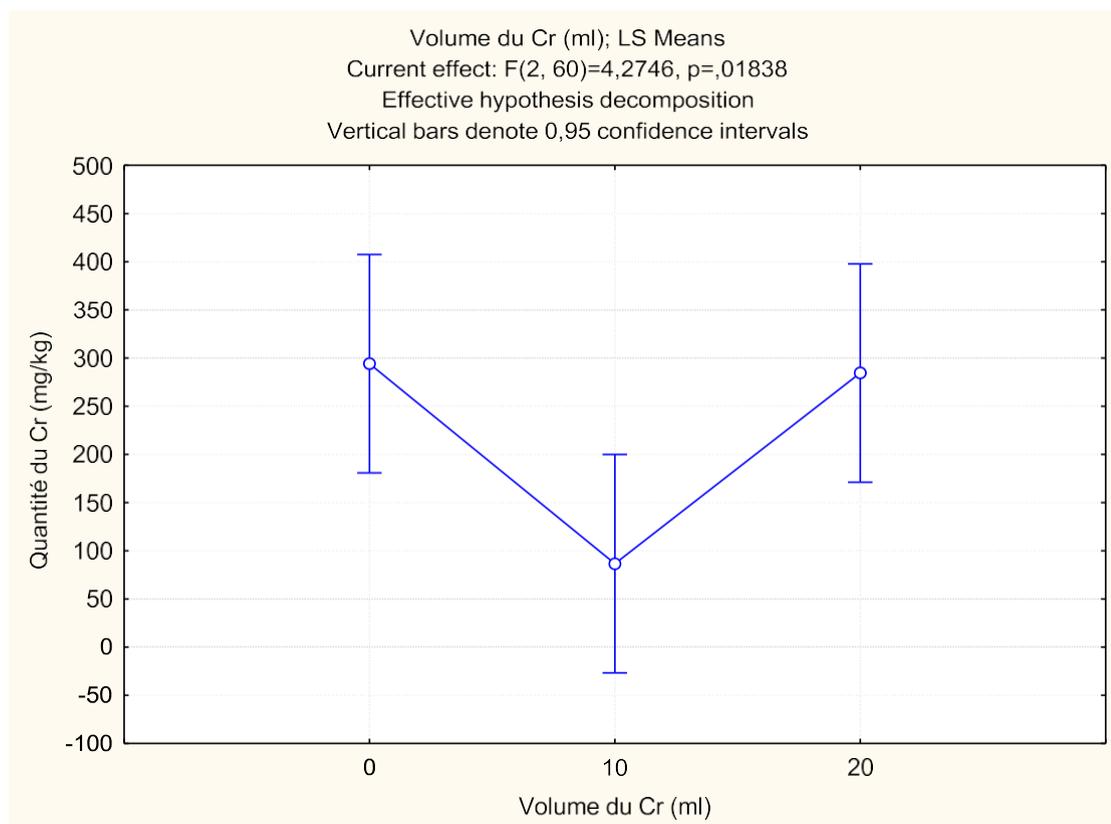


Figure 12 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du volume de chrome.

Selon la figure 12, on remarque que la quantité de chrome dans les feuilles diminue avec une diminution du volume de chrome et augmente avec une augmentation du volume de chrome, et possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome dans les feuilles par quantité 400mg/kg

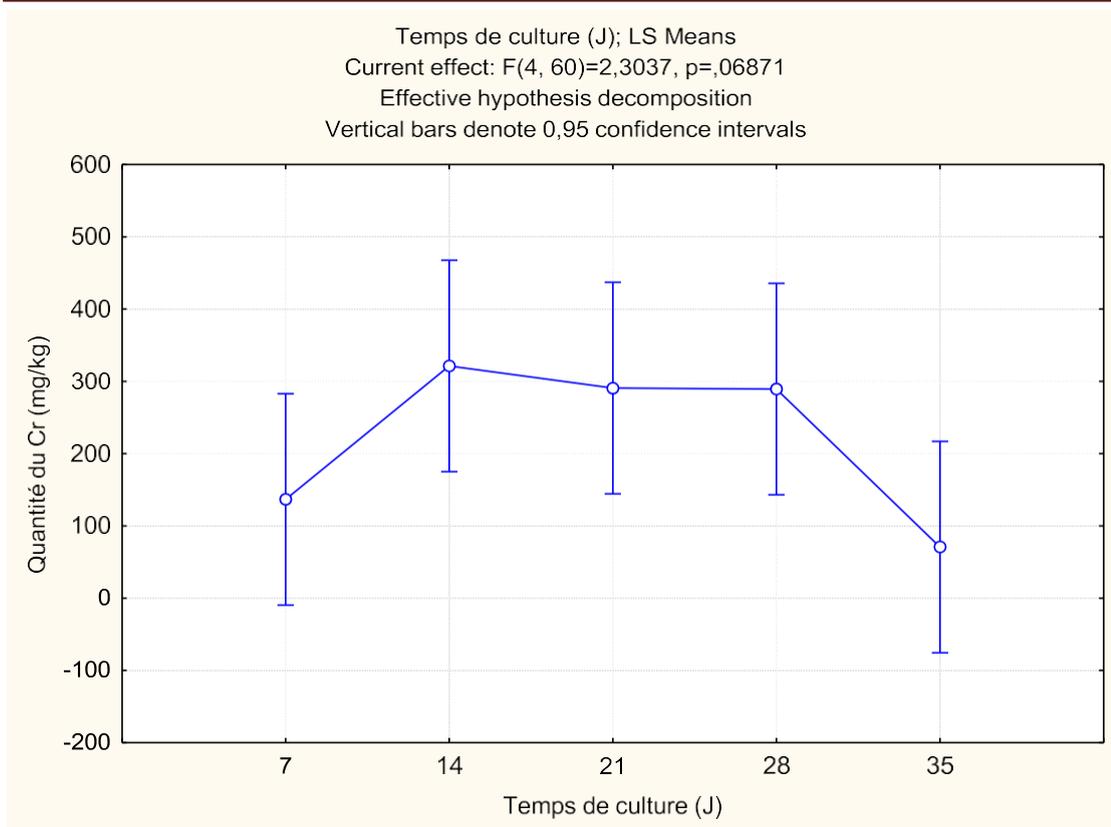


Figure 13 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du temps de culture.

D'après la figure 13, on observe que la quantité de chrome dans les feuilles a augmentée du septième jour au quatorzième jour de culture, cela peut être expliqué par effet considérable sur la phytoremédiation du chrome, mais pour le 35^{ème} jour on constate une légère diminution de la quantité du chrome dans les feuilles, cela peut être expliqué probablement par le déclenchement d'un mécanisme d'élimination du chrome dans la plante.

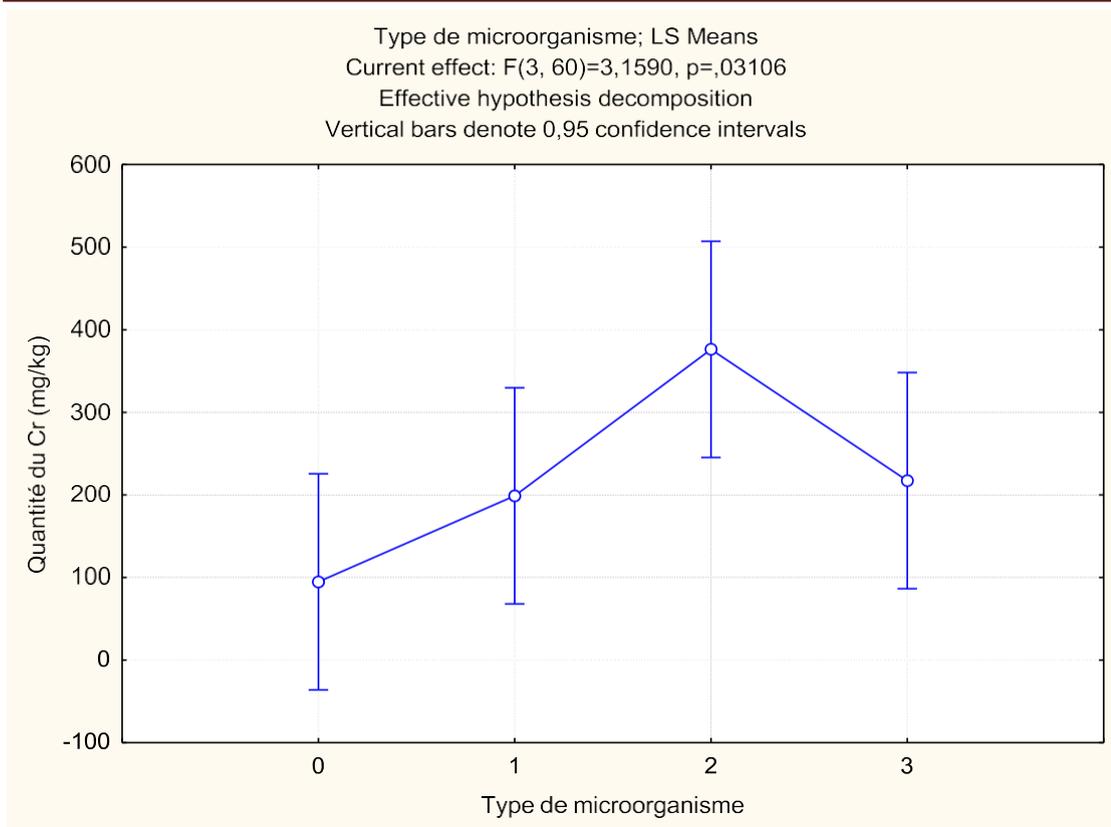


Figure 14 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs en fonction du type de microorganisme.

D'après la Figure 14, on observe que la quantité de Chrome dans les feuilles a augmentée dans le type des microorganismes $\mu 1$ (*Bacillus sp 1.*) et $\mu 2$ (*Bacillus sp 2.*). Ce qui signifie qu'ils possèdent la capacité d'élimination du Cr (VI) significative, donc le meilleur effet sur la phytoremédiation par une quantité du Cr (VI) maximale de l'ordre de 300 mg/kg.

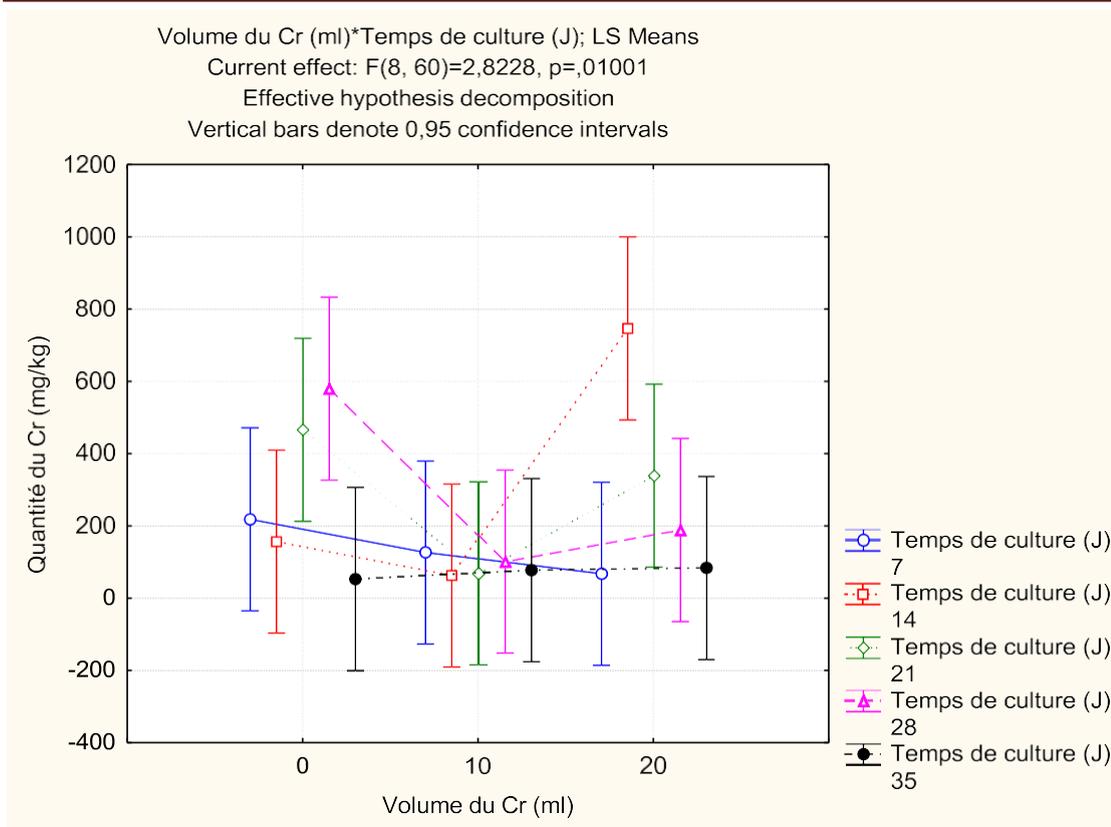


Figure 15 évolution de la quantité du Cr(VI) par rapport le temps de culture dans les feuilles du maïs en fonction du volume du chrome.

D'après la Figure 15, on remarque que la quantité de Chrome dans les feuilles

- diminué au septième jour de culture

- Augmentation au quatorzième jour de culture

- Déclin puis repousse au vingt et unième jour de culture

- Fixé le trente-cinquième jour

Cela peut être expliqué par une capacité intéressante de la plante à transférer la pollution vers les feuilles au quatorzième jour de culture et aussi possède la capacité d'élimination du Cr (VI)

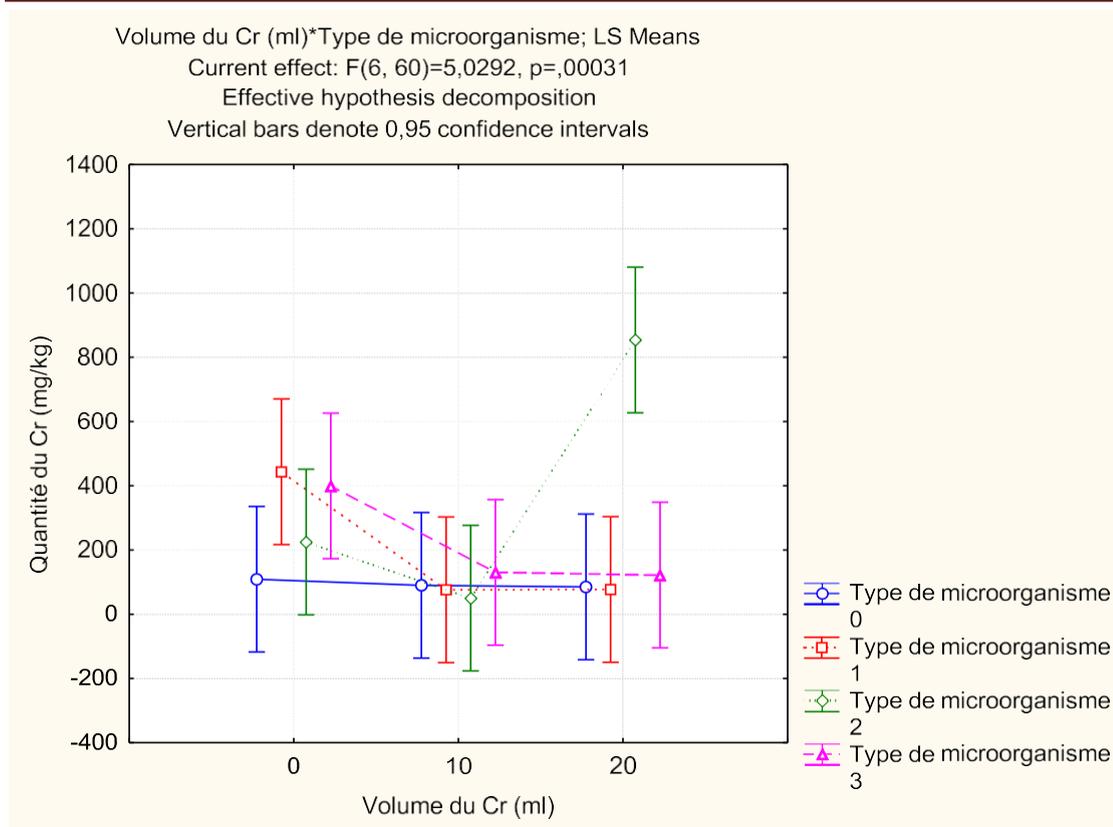


Figure 16 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du volume du chrome.

D'après la Figure 16, on voit :

- La quantité de Chrome dans les feuilles du type sans microorganisme est stable.
- Une diminution de la quantité de Chrome dans les feuilles lors de l'ajout d'un type de microorganisme 1.
- La quantité de Chrome dans les feuilles diminue lorsqu'un volume de 10 est ajouté type de microorganisme 2 (*Bacillus* sp.), puis augmente fortement lorsqu'un volume de 20 ml est. On conclure que la plante du maïs possède une capacité intéressante d'élimination du Cr (VI)

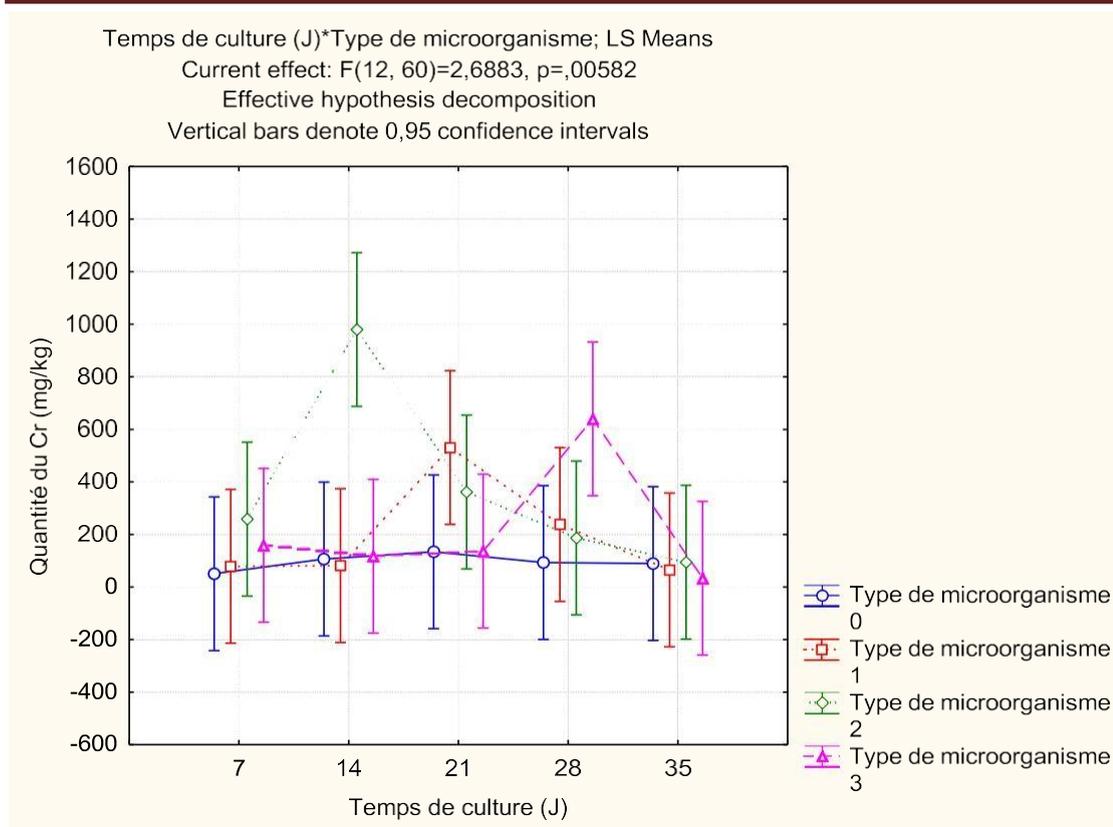


Figure 17 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du temps de culture.

D'après la Figure 17,

- on observe, Lorsque nous ajoutons un type de micro-organisme (*Bacillus sp 1.*), la quantité de Chrome est augmentée à 550mg/kg en 21 jours, puis diminué.
- le profil de la quantité de Chrome est augmenté à 1000mg/ml en quatorzième jour chez le microorganisme 2. Donc le résultat était confirmé que le $\mu 2$ (*Bacillus sp 2.*) Possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome et la capacité d'élimination du Cr (VI) dans les feuilles
- le cas qui s' inoculées le microorganisme 3 *Pseudomonas Sp*, la quantité de Chrome est augmentée à 650mg/kg en 28 jours, puis diminuée.

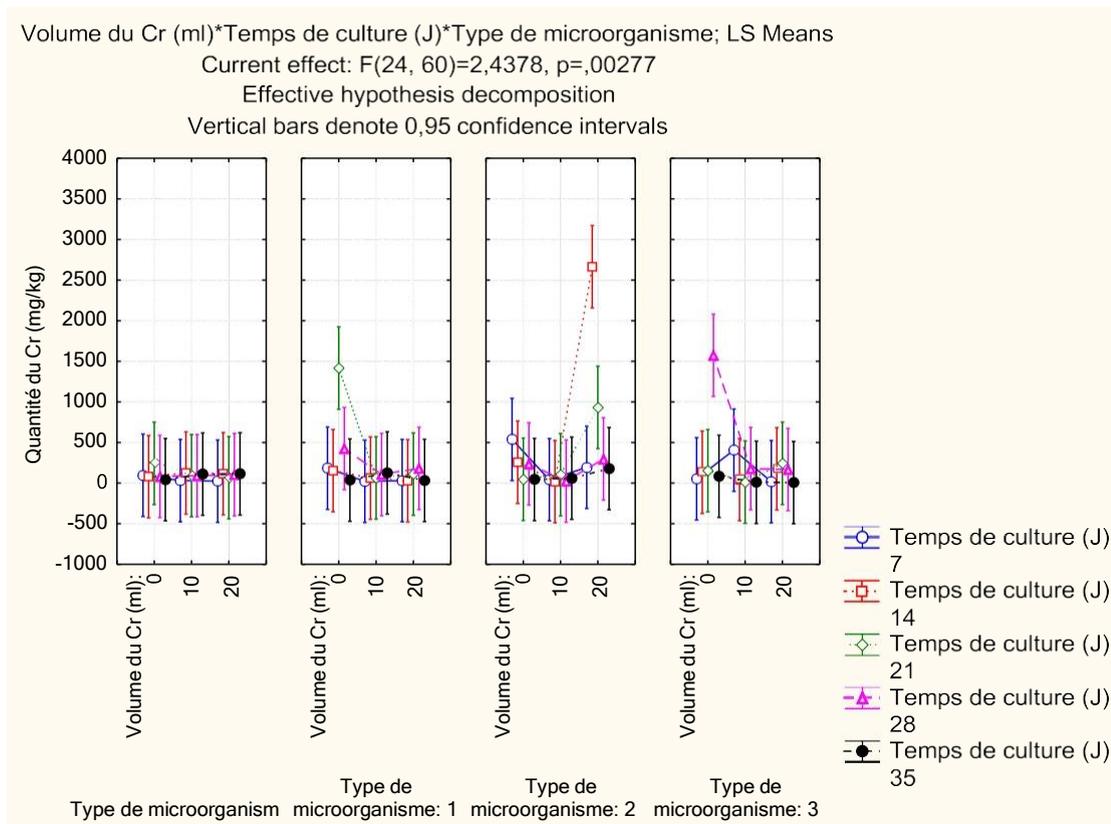


Figure 18 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les feuilles du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du temps de culture.

D'après la Figure 18, on remarque que :

- La quantité de Chrome dans les feuilles est fixée stable au septième jour de la culture.
- chez les microorganismes de *Bacillus sp 1* et $\mu 3$ (*pseudomonas Sp.*), la quantité de Chrome augmente jusqu'aux 1500mg/kg dans les jours de culture 21 et 28 jours respectivement
- En quatorzième jour de la culture chez le microorganisme $\mu 2$ (*Bacillus sp 2.*), on voit la quantité de Chrome augmente progressivement jusqu'au point max 2550mg/kg. Ce qui peut être traduit par un effet considérable sur la phytoremédiation du Chrome.

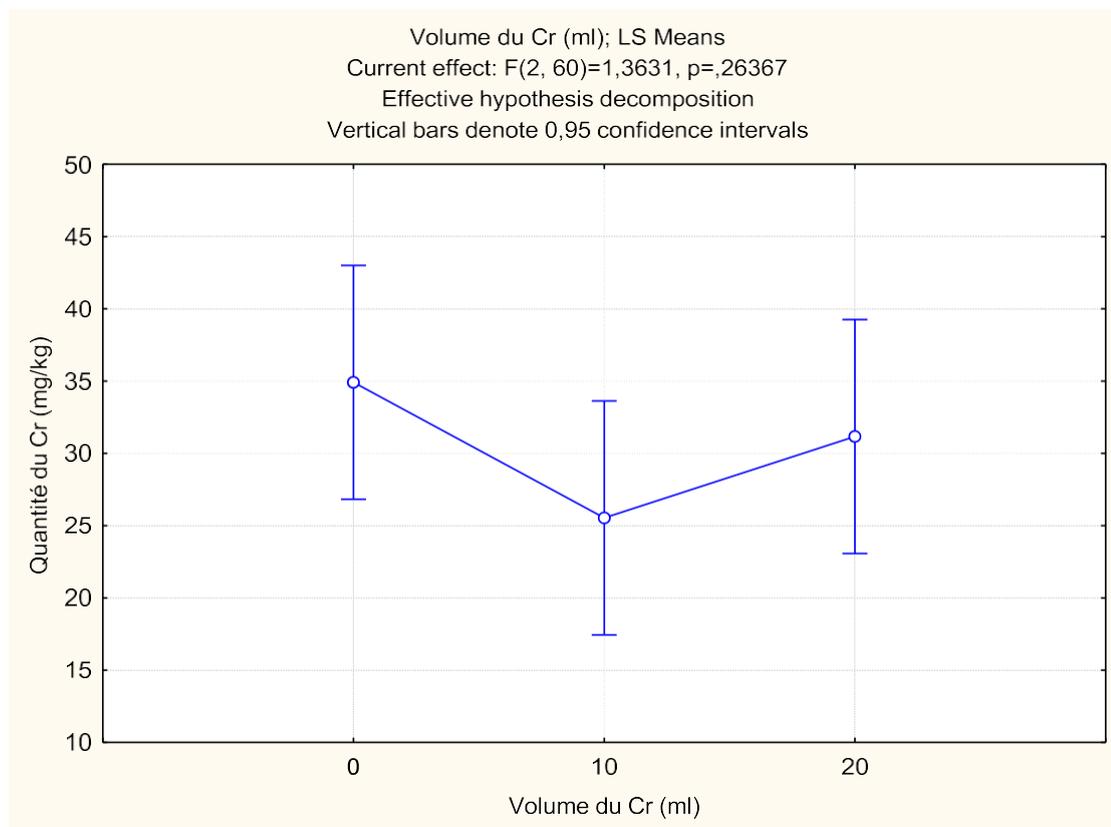
IV.4. I. Racines :

Figure 19 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du volume de chrome.

La figure 19 montre qu'une augmentation significative de la quantité du Chrome dans les racines respectivement avec le volume du chrome 20 ml, indiquant que la quantité de Chrome dans les racines diminue avec une diminution du volume de chrome et augmente avec une augmentation du volume de chrome.

Pour un volume de chrome ajouté de 0 ml, on remarque une augmentation de la quantité du Chrome, cela peut être expliqué par une contamination préalable par le chrome hexavalent des sols utilisés.

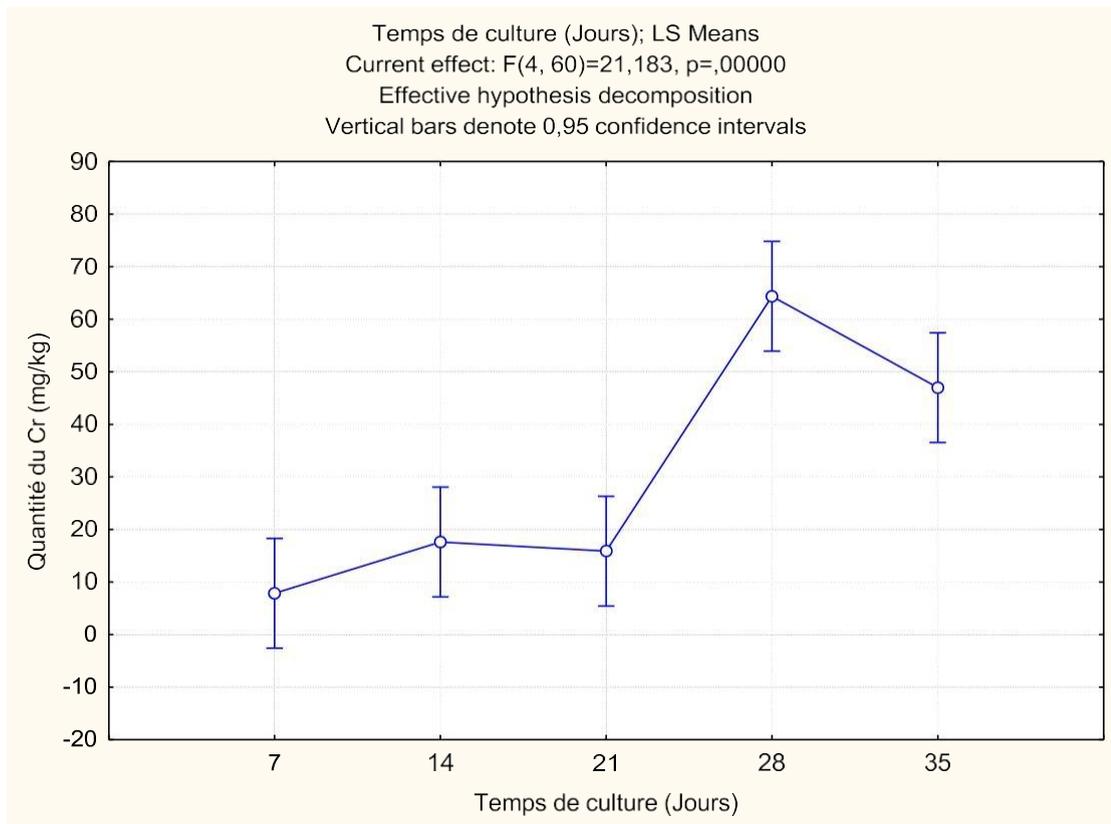


Figure 20 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs en fonction du temps de culture.

D'après la figure 20, nous remarquons que la quantité de Chrome dans les racines a augmenté du vingt-huitième jour, on conclure que la plante du maïs Possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome avec une quantité de chrome hexavalent maximale 65 mg/kg.

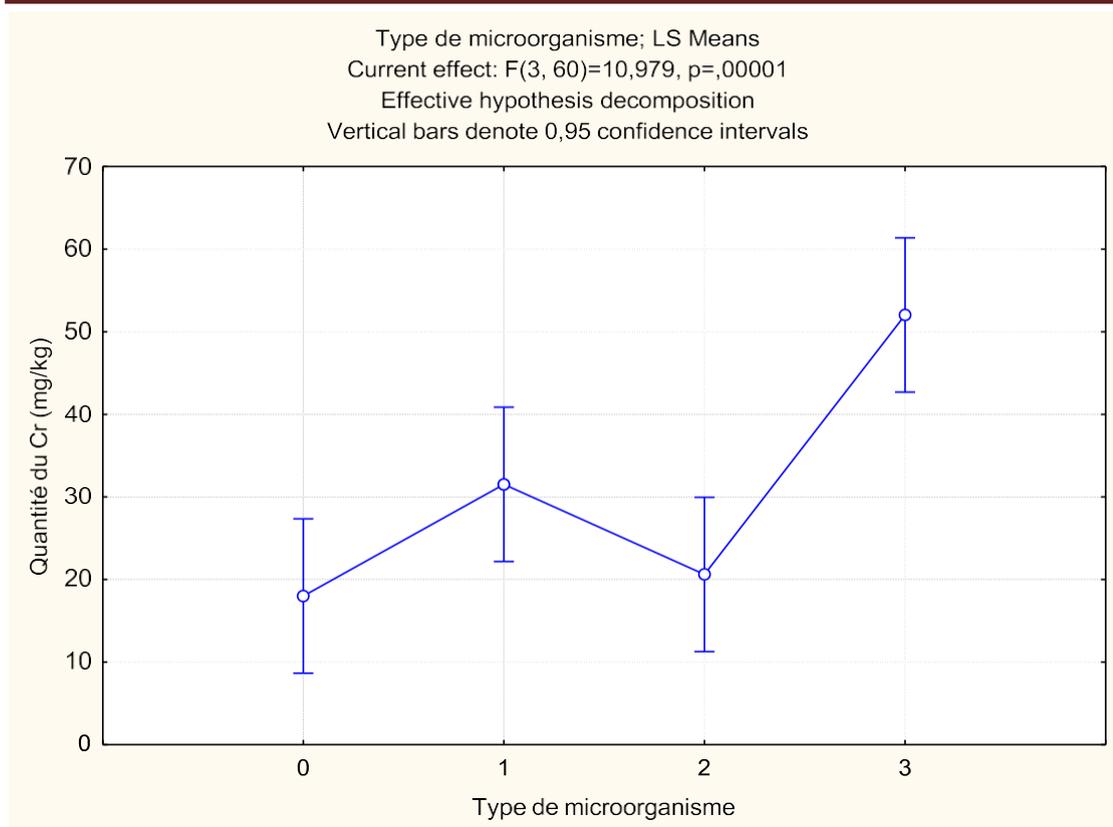


Figure 21 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les Racines du maïs en fonction du type de microorganisme.

D'après la Figure 21, on voit l'effet de la présence des microorganismes sur l'accumulation du chrome sur les racines, on voit que le $\mu 3$ (*Pseudomonas* Sp.) possède le meilleur effet sur la phytoremédiation par quantité de chrome 60 mg/kg et probablement fait la réduction du Cr(VI) à Cr(III) (Alvarez et al., 1999)

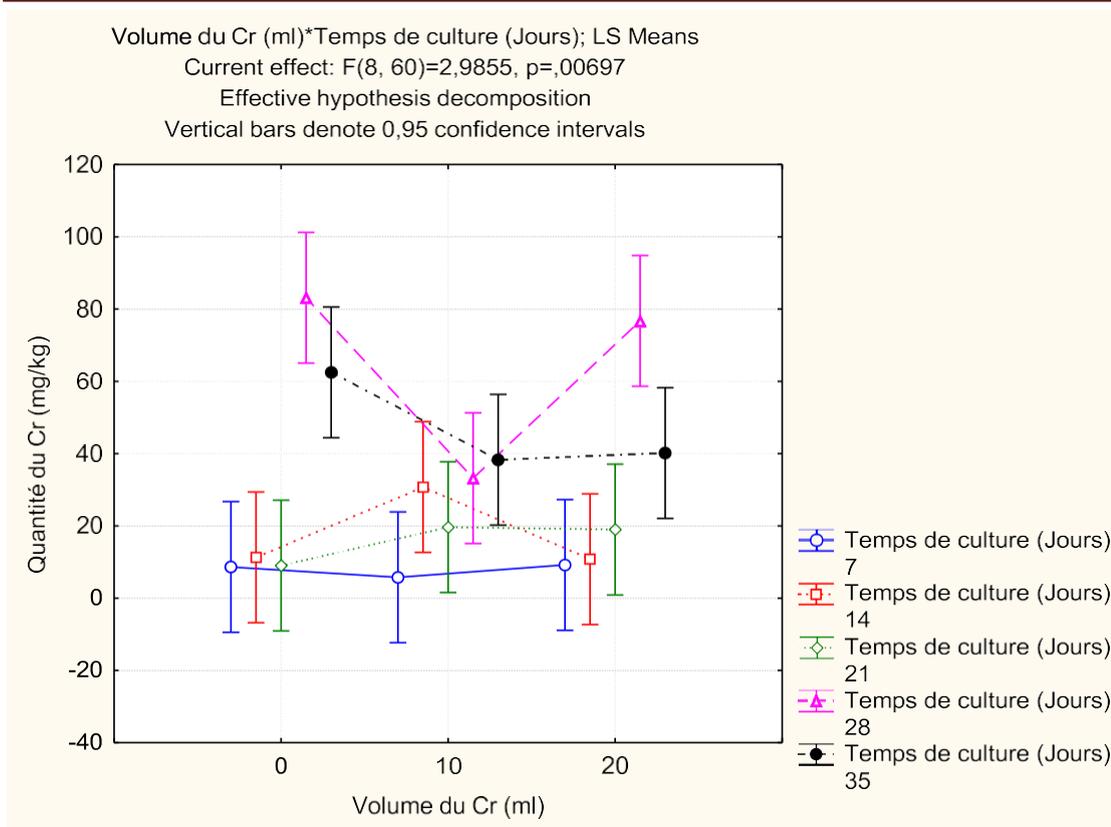


Figure 22 évolutions de la quantité du Cr (VI) dans les racines par rapport le temps de culture en fonction du volume du chrome.

D'après la Figure 22, on ne constate que :

- les profils de la quantité de chrome dans le sol a été stables dans un temps initial.
- la quantité de chrome dans le sol augmente au quatorzième jour de culture, puis diminue jusqu'à le 28 jour augmenté très forte la quantité du Cr(VI) 100mg/kg, dire qu'il possède la capacité d'élimination du Cr(VI) dans les racines du maïs
- La régression peut fixer au trente-cinquième jour de culture

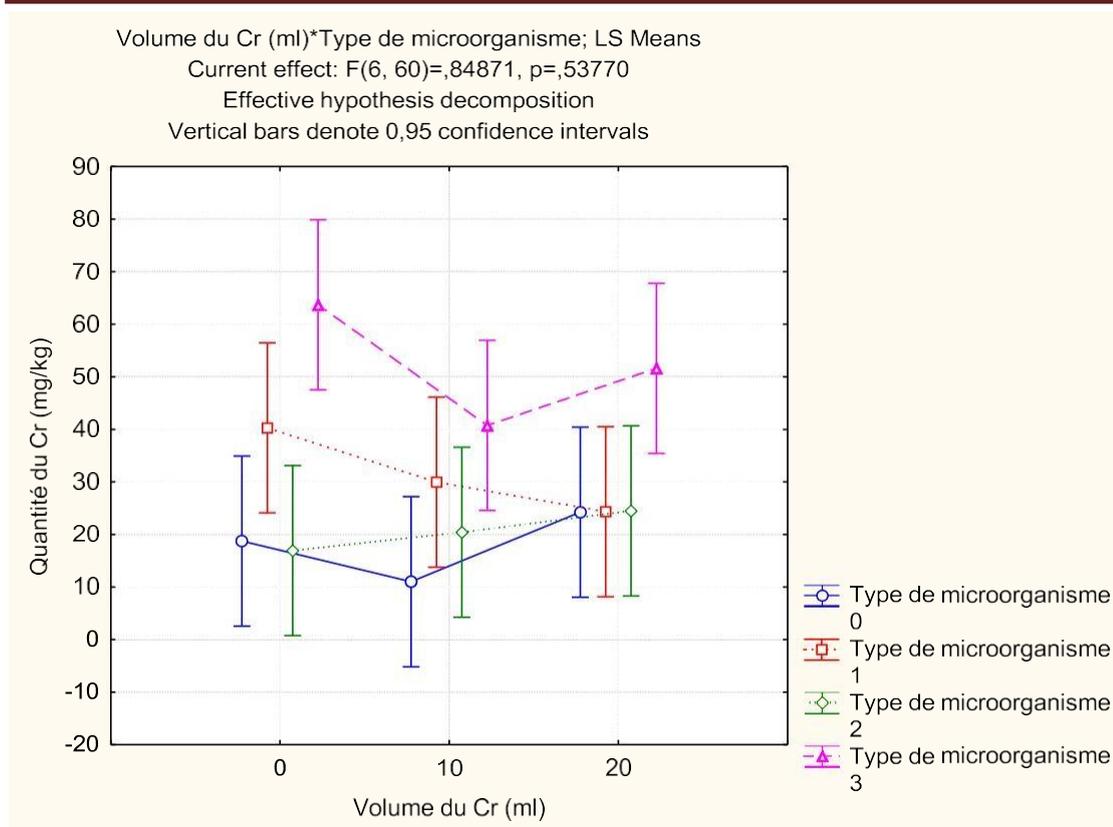


Figure 23 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs qui s' inoculées par des microorganismes en fonction du volume du chrome.

Sur la figure 23, en compare les effets des microorganismes sur la quantité du Cr(VI) dans les racines, on constate que le $\mu 3$ (*Pseudomonas Sp.*) possède le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome, suivi par le $\mu 1$ (*Bacillus sp.*) avec des quantités de chrome hexavalent de l'ordre 80 mg/kg

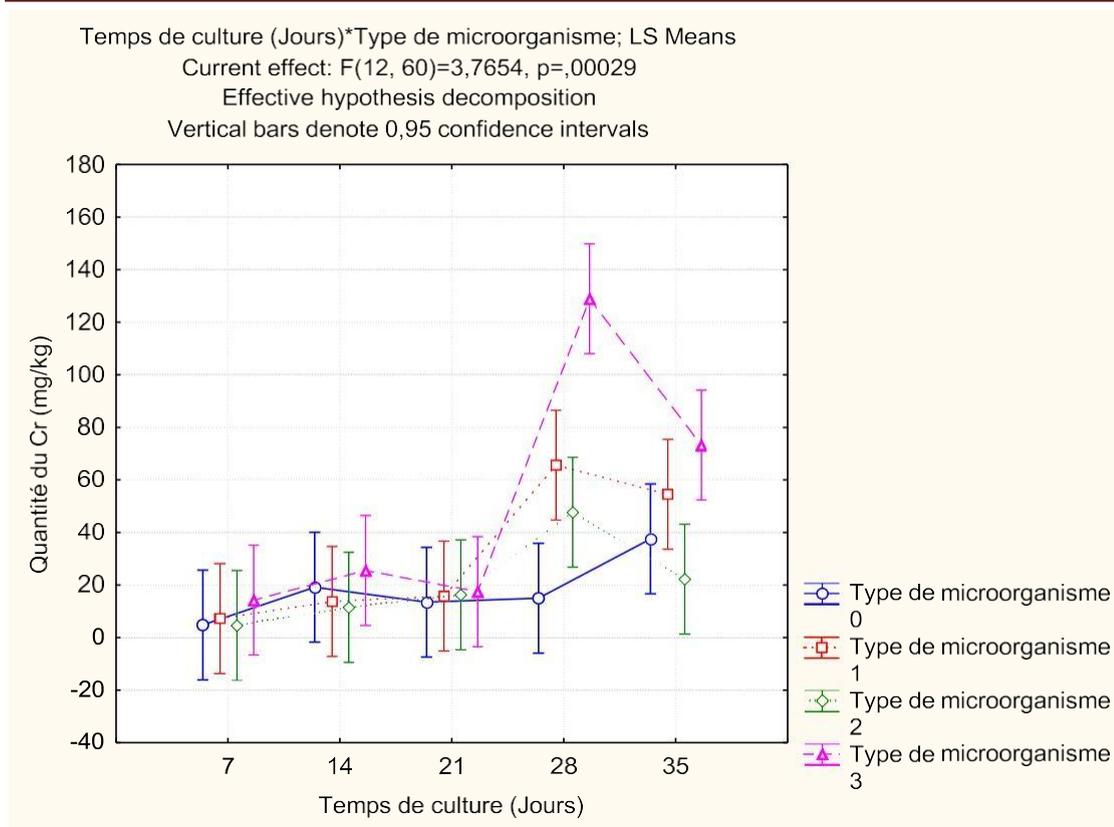


Figure 24 : Évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs qui s' inoculées par des microorganismes en fonction du temps de culture.

Pour l'effet de la présence des microorganismes sur l'accumulation du chrome sur les racines, on voit que le $\mu\text{o}3$ (*Pseudomonas Sp.*) possède le meilleur effet sur la d'élimination du Cr(VI) et probablement fait la réduction du Cr(VI) à Cr(III) (Alvarez et al., 1999) en 28 jours

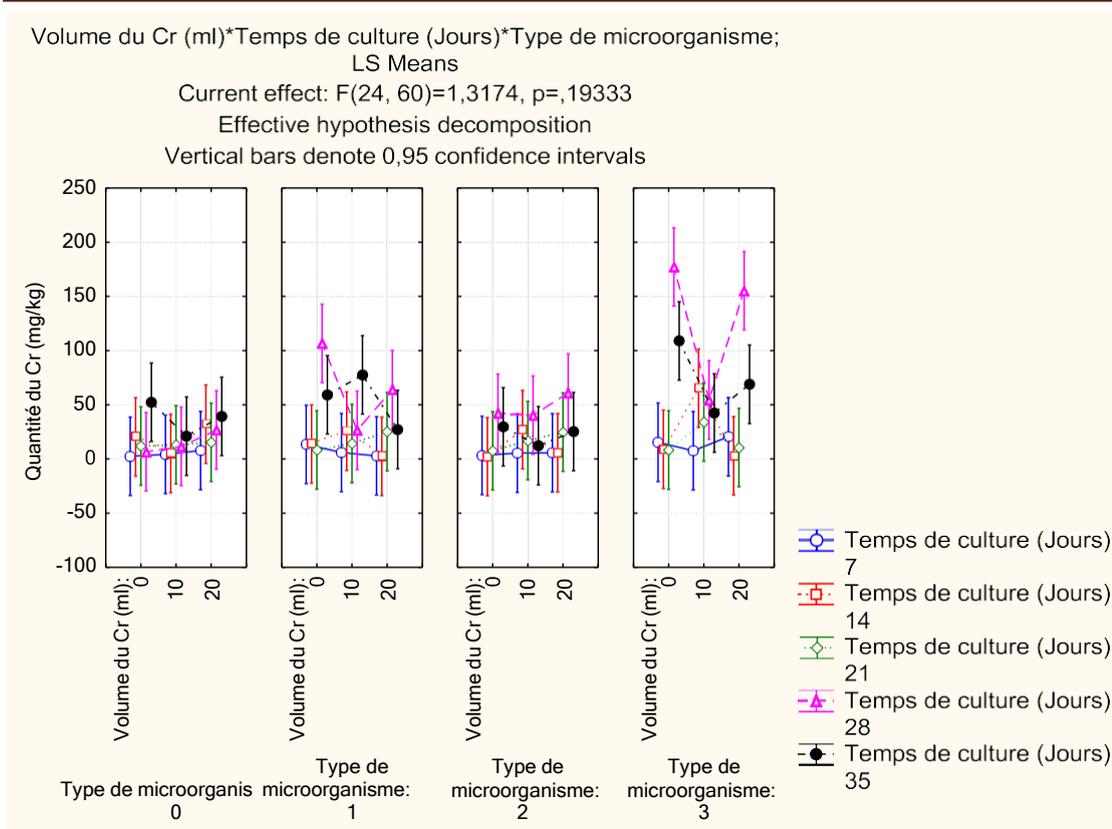


Figure 25 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les racines du maïs qui s' inoculées par des microorganismes en fonction du volume du chrome

D'après la Figure 25, on ne constate que :

- La quantité de chrome dans les feuilles est fixée au septième jour de la culture
- chez les microorganismes de *Bacillus sp 1*. La quantité de chrome augmente 100mg/kg en 28 jours de la culture, on conclure que le $\mu 01$ est efficace pour l'élimination du chrome
- le $\mu 03$ (*Pseudomonas Sp.*) en 28 journées de culture la quantité de chrome augmente jusqu'au point max200mg/kg, présenté le meilleur effet sur la phytoremédiation du Cr(VI).

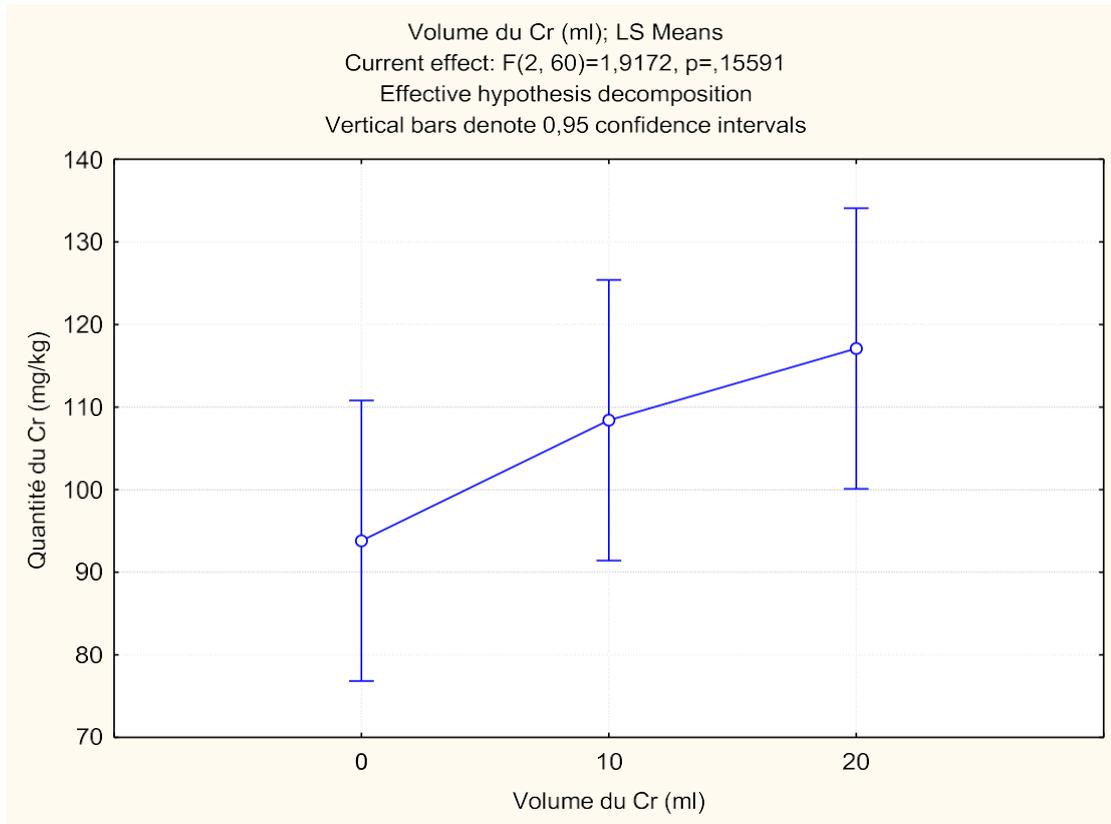
IV.4. 2- Sol :

Figure 26 : Évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du volume de chrome.

D'après la Figure 26, on constate que plus la quantité de chrome dans le sol n'est élevée, plus le volume de chrome n'est important.

Cela peut être expliqué par une contamination très forte des sols par quantité 120mg/kg du chrome hexavalent à volume 20 ml.

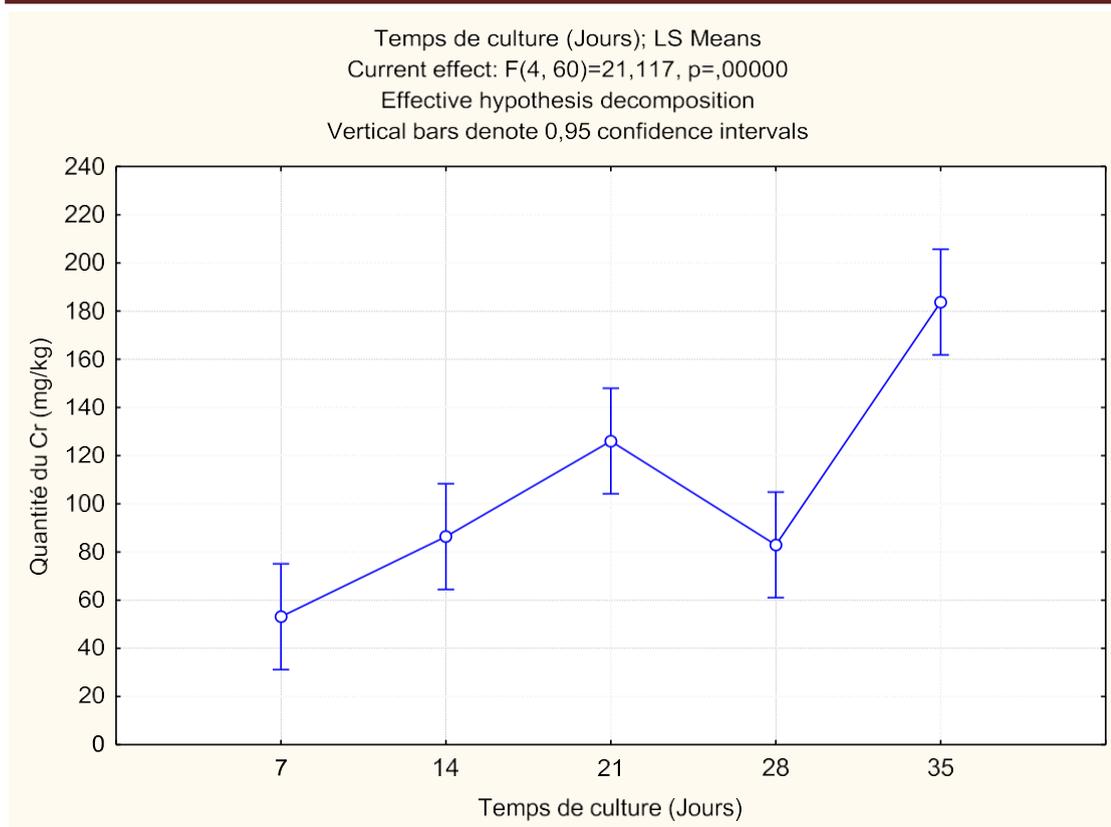


Figure 27 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture.

D'après la Figure 27, on observe que la quantité de chrome dans le sol du maïs a augmenté du jour 7 aux jours 21, puis a diminué à 28 jours, puis a augmenté fortement au 35^{ème} jour cela peut être expliqué par une contamination très forte des sols par quantité du Cr(VI) 200 mg/kg.

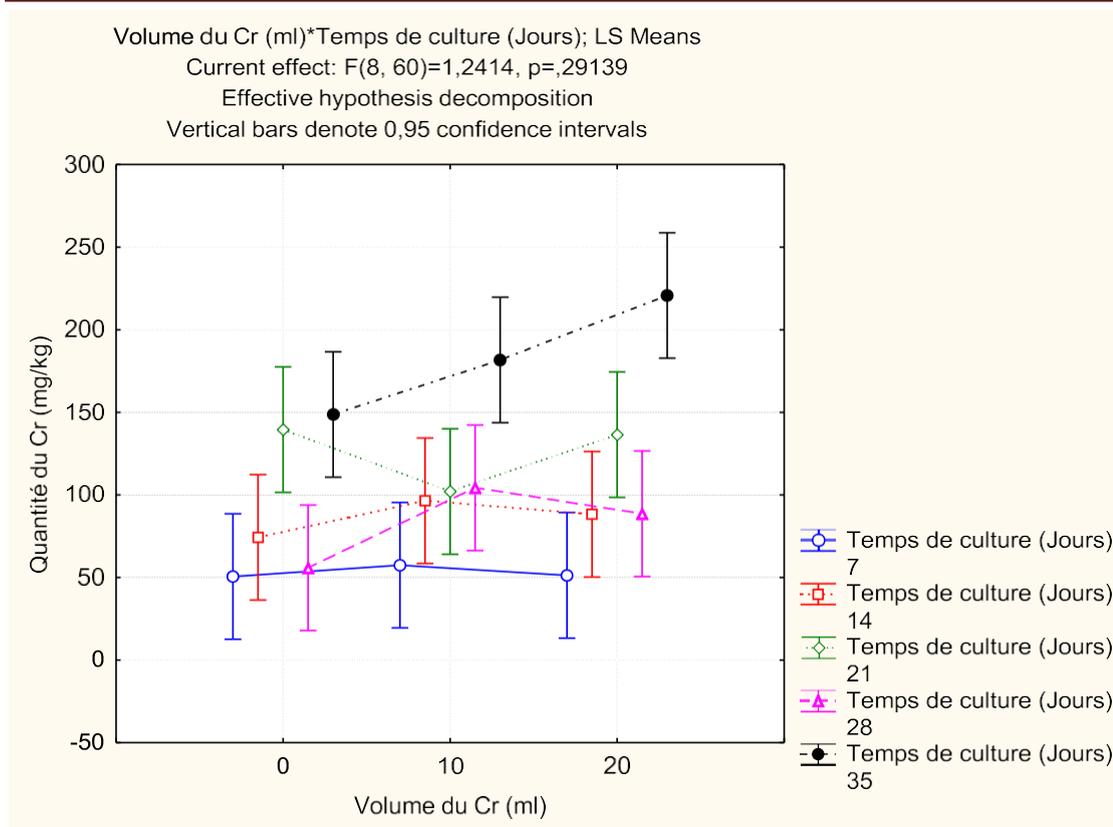


Figure 28 évolutions de la quantité du Cr (VI) par rapport le temps de culture des microorganismes dans les sols du maïs en fonction du volume du chrome.

D'après la Figure 28, on remarque que :

- le profil de la quantité de chrome dans le sol a été stable en septième jour de culture.
- La quantité de chrome dans le sol augmente puis diminue lentement le quatorzième jour de culture du volume 10 ml.
- La quantité de chrome dans le sol diminue puis augmente le vingt et unième jour de culture du volume 20 ml.
- La quantité de chrome dans le sol augmente du volume 10 ml du chrome puis diminue lentement le vingt-huitième jour de culture.
- La quantité de chrome dans le sol augmente à environ 250mg/kg avec chaque augmentation de volume dans jour, trente-cinq de la culture, cela peut être expliqué par une saturation et contamination des particules de sol avec un volume de 20 ml de Cr(VI) .

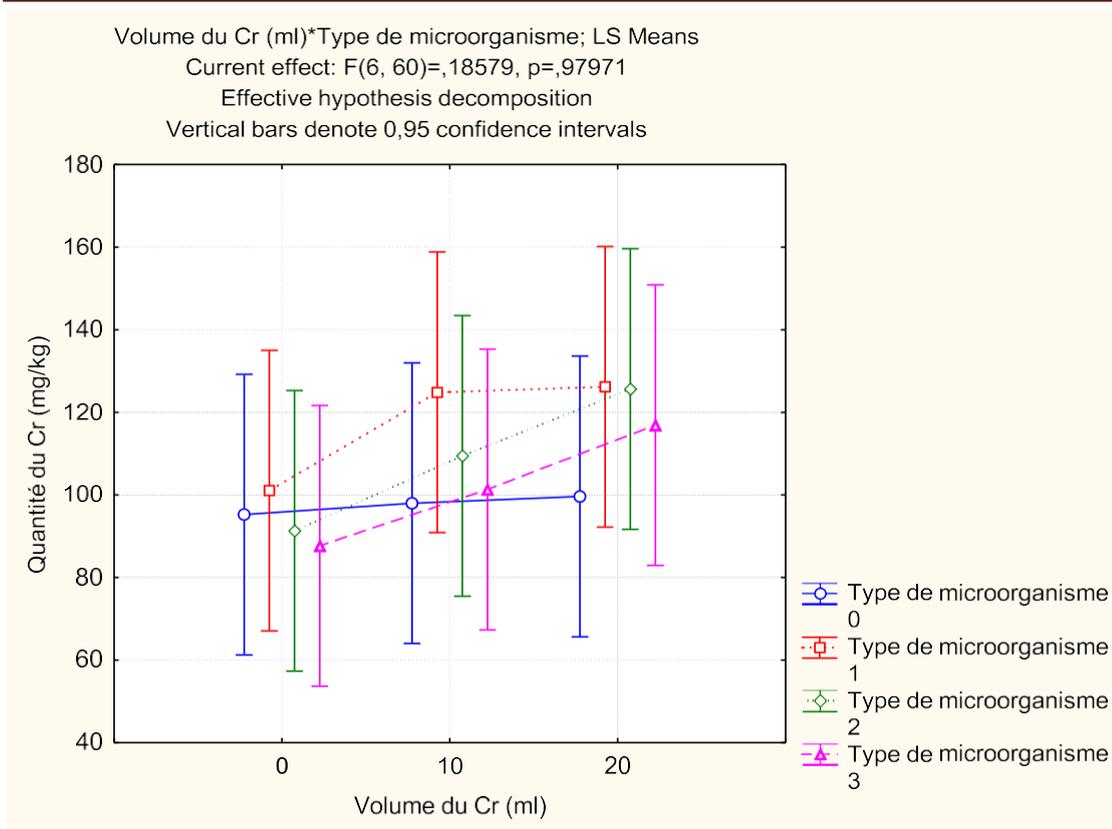


Figure 29 : évolution d'effet des microorganismes et la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du volume du chrome.

D'après la Figure 29, on remarque que la quantité de chrome dans le sol sans microorganisme été stable dans tous les volumes du chrome (0 ; 10 ; 20)

Et lors de l'ajout des microorganismes $\mu 1$, $\mu 2$ (*Bacillus sp.*) et $\mu 3$ (*Pseudomonas Sp.*) que les profils d'élimination sont similaires, ils augmentent avec le volume. L'effet des microorganismes est significatif

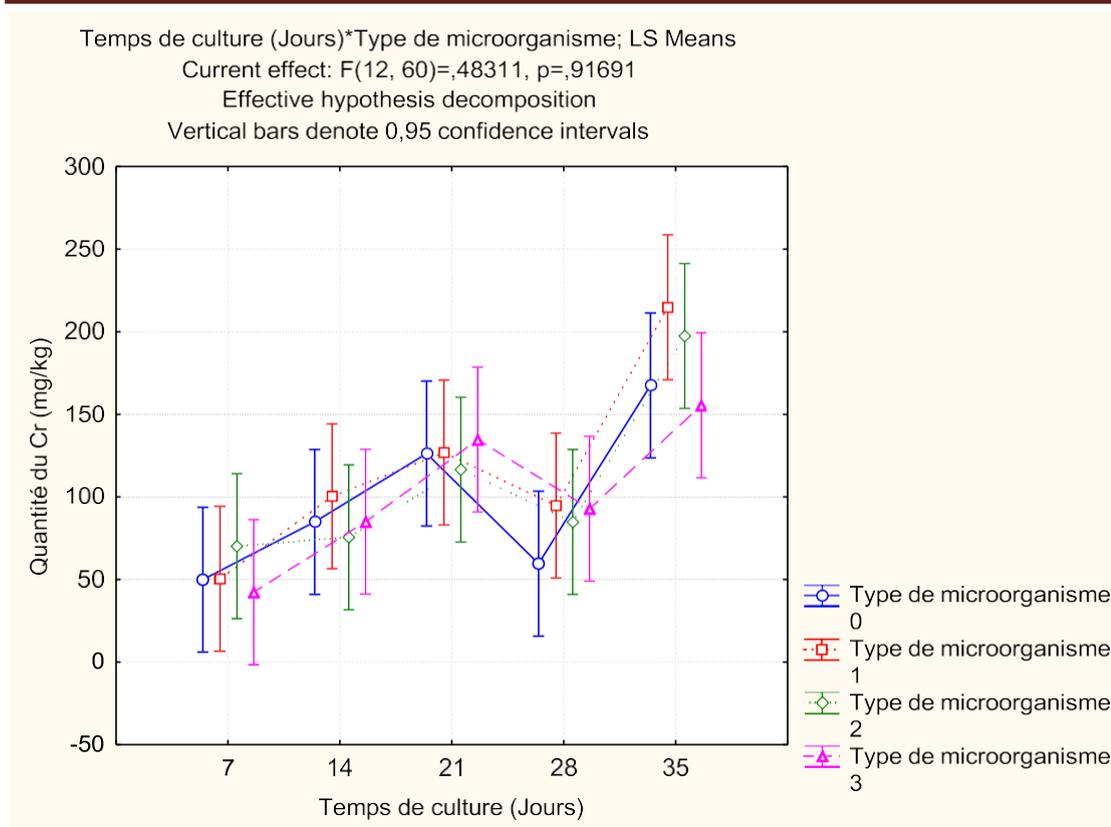


Figure 30 : évolution de la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs qui s'intègre par des microorganismes en fonction du volume du chrome.

D'après la figure 30, nous remarquons pour un temps initial 7 et 14 jours, la quantité du chrome dans le sol est d'environ 50 mg/kg, puis la quantité augmente au 35^{ème} jour à 250mg/kg. Cela peut être expliqué par une contamination préalable des sols par le chrome hexavalent.

On remarque que les profils d'élimination sont similaires, ils augmentent avec le temps de culture. L'effet des microorganismes est significatif, cela est probablement dû à un effet toxique du Cr(VI) pour les teneurs élevées.

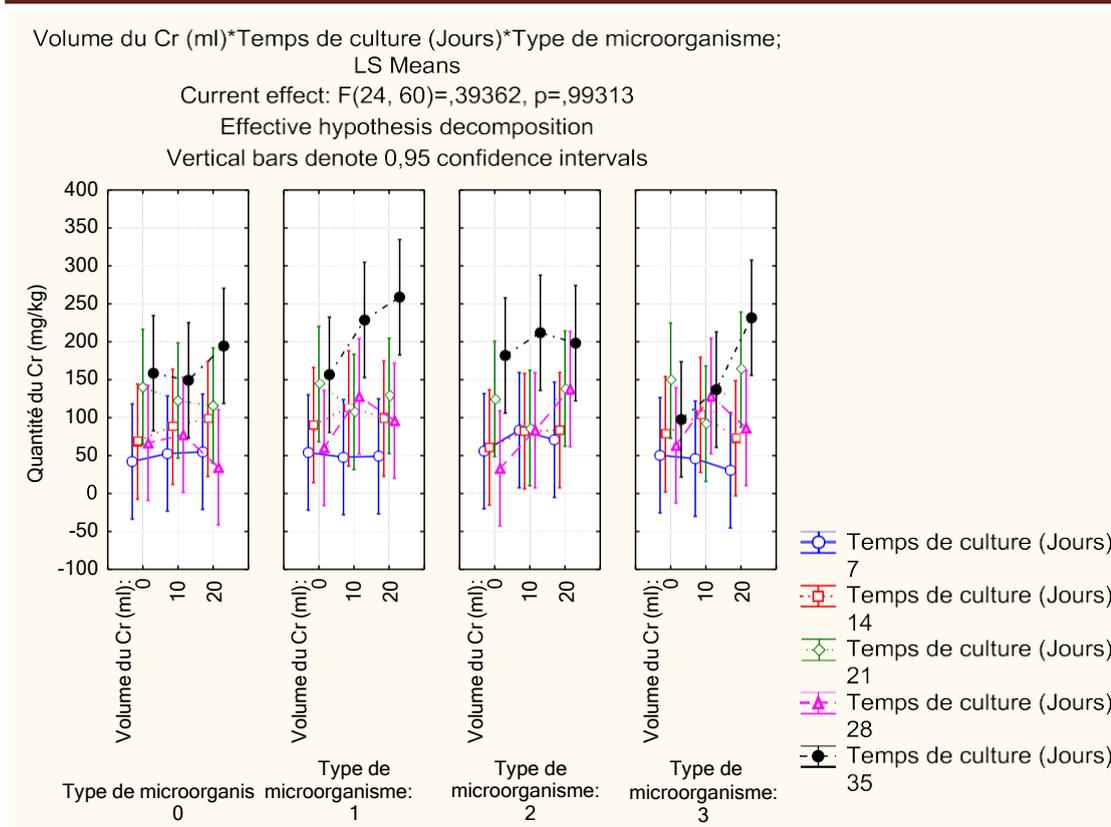
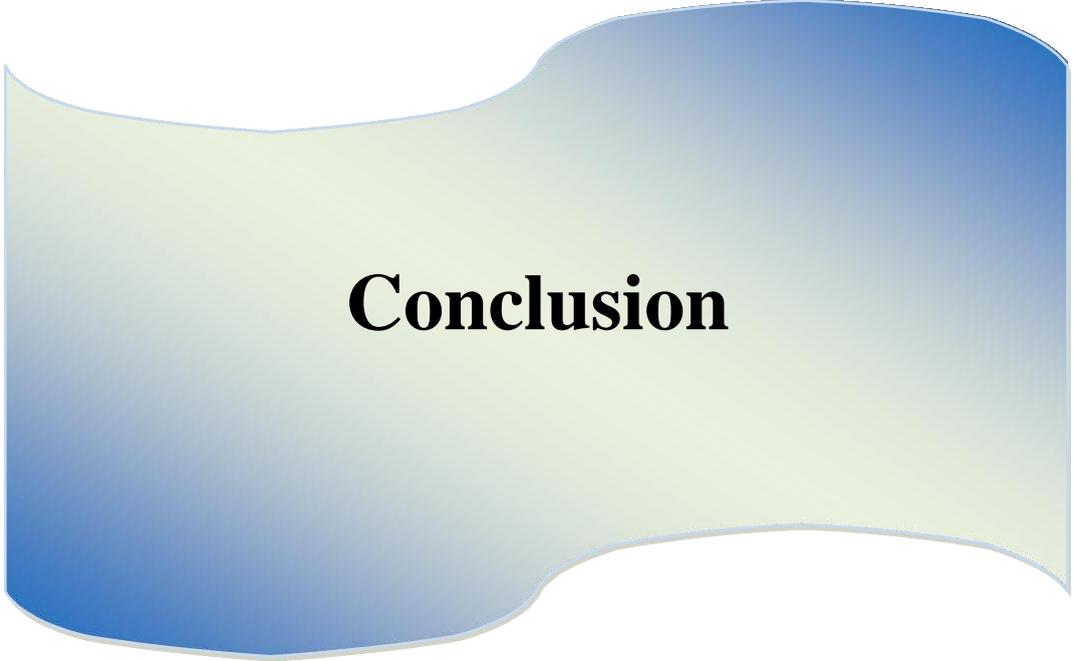


Figure 31 : évolution d'effet des microorganismes et la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs en fonction du temps de culture.

D'après la figure 31, et en comparant les effets des microorganismes sur la quantité du Cr(VI) dans les sols du maïs, on constate que le $\mu 3$ (*Pseudomonas Sp.*) possède le meilleur effet sur l'élimination du Cr(VI). Avec des quantités de chrome hexavalent de l'ordre de 50mg/kg et 100 mg/kg en 14 jours puis en 28 jours respectivement. Suivi par le $\mu 2$ (*Bacillus sp.*) et $\mu 1$ (*Bacillus sp.*) qui présentent des profils similaires jusqu'au 35^{ème} jour ou le $\mu 1$ présente le meilleur effet sur la phytoremédiation du chrome avec une quantité de 250 mg/kg.



Conclusion

Conclusion générale et perspectives :

Le chrome représente un problème prioritaire vis-à-vis de l'environnement, en raison de sa toxicité pour les organismes vivants, et comme les techniques de décontamination physique et chimique présentent plusieurs inconvénients, les techniques biologiques étaient la meilleure alternative, c'est la phytoremédiation.

Ce travail avait pour objectif principal d'étudier la capacité des plantes à traiter les sols contaminés par le chrome hexavalent et déterminer l'effet de microorganisme sur la capacité du maïs (*Zea mays L.*) à éliminer le Cr(VI) à partir d'un sol contaminé.

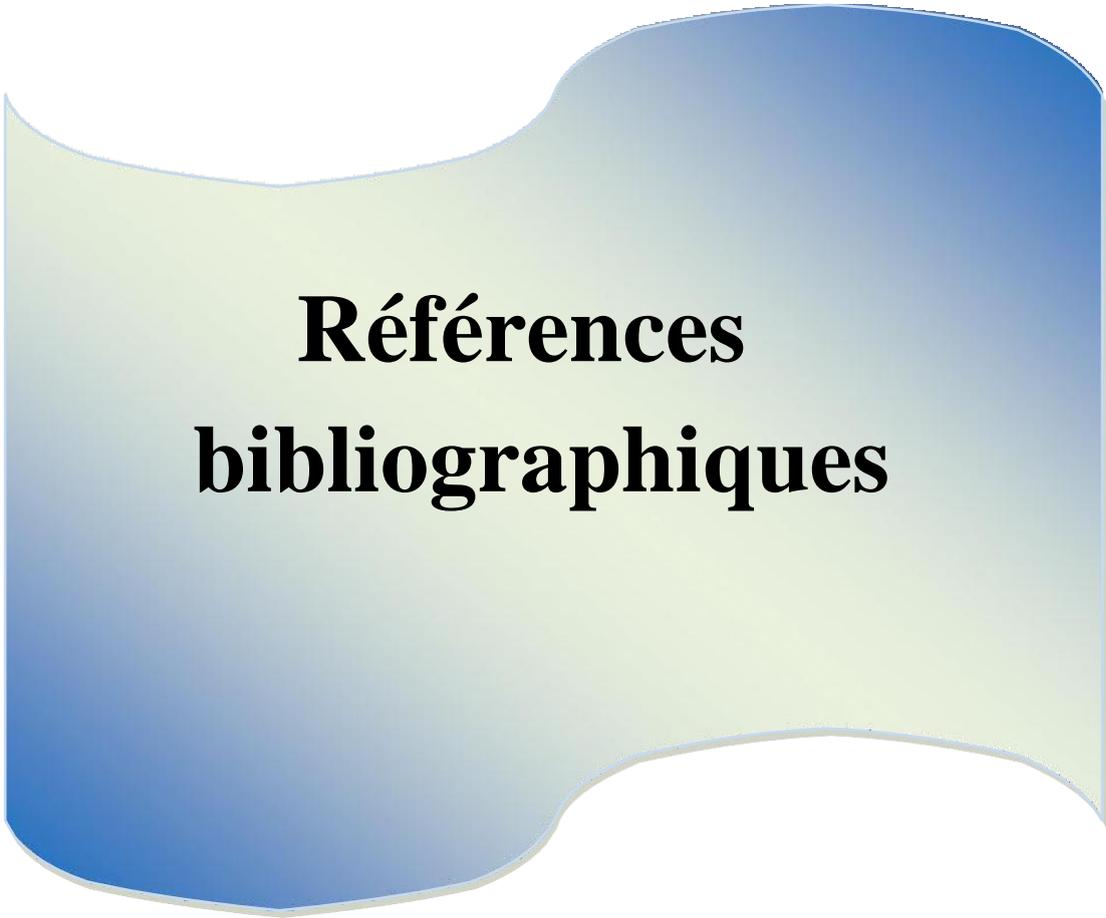
Cette étude a permis de tirer les conclusions suivantes:

La plante (*Zea mays L.*) est affectée par le chrome hexavalent, mais elle a la capacité de survivre malgré la présence de chrome à un taux élevé, et ce résultat confirme le bon choix d'espèce.

la plante *Zea mays L.* peut parfois transférer efficacement le chrome à partir des racines vers les feuilles et peut être adaptée à la phytoremédiation dans certains cas.

L'efficacité du maïs (*Zea mays L.*) pour l'élimination du chrome a été considérablement améliorée en intégrant un microorganisme de type *Pseudomonas sp.*

Ces travaux peuvent être suivis par une étude d'application sur terrain pour remédier les sols contaminés dans les zones agricoles ou urbaines.



**Références
bibliographiques**

Références bibliographiques

- 1- Ademe, Bragm ,(En ligne).[https://www.selecdepol.fr/fiches- techniques/phytoremediation](https://www.selecdepol.fr/fiches-techniques/phytoremediation). 22/12/2013.
- 2- Anonyme, (2016)- La phytoremediation.Société québécoise de phytotechnologie,Boul. Pie-IX. Halliahmed, mémoire de fin d'études : Essai de phytoremédiation d'un sol pollué au plomb par l'utilisation du colza (*Brassicinapus L*) : effet de l'ajout d'un chélateur (EDTA)., protection de l'environnement ,143P
- 3- Alvarez A ., Moreno S., Cervantes C. (1999) . Chromate efflux by means of the ChrA chromate resistance protein from *Pseudomonas aeruginosa*. J. Bacteriol , revue, vol. 181, n°23, pp 7398-7400.
- 4- BahemmatM .,Farahbakhsh M ., Kianirad., M. (2016) . Humic substances-enhanced electroremediation of heavy metals contaminated soil ,vol , 312, 307-318
- 5- Berti W ., Cunningham S.,RaskinB. (1999). Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment ,Ensley (Eds.), John Wiley & Sons, 304 Pages
- 6- Bopp L.,Ehrlich H. (1988) .Chromate resistance and reduction in *Pseudomonas fluorescens*strain LB300. Archives of Microbiology, revue , vol. 150, pp 426-431.
- 7- Callier L.,Clozel B, Nowak C. (2002) , méthodes de recherche de l'origine de pollution (s) dans les sols ou dans les eaux souterraines.article ,ORGM/RP.51260-FR aout n 47/2000. 2-135
- 8- Camargo A ., Okeke B ., Bento F., FrankenbergerW ., Biorem J. (2004) .Hexavalent chromiumreduction by an actinomycete, *arthrobactercrystallopoietes* .rev ,23-30.
- 9-Carl D.,Palmer., Robert W.(1994)., Natural Attenuation of Hexavalent Chromium in Groundwater and Soils, Environmental Science .Rev, Env ,1-100
- 10- Charente M.,(1993)-Etude de la pollution en Chrome de la Charente. Rapport.D.R.I.R.E.
Cotte Anne, Aude Duret. Le chrome trivalent : intérêts et limites des suppléments. Sciences pharmaceutiques., Ffdumas-00593117.146p.
- 11- Chattopadhyay B.,Singha R., MukhopadhyayK . (2010). Mobility and Bioavailability of Chromium in the Environment: Physico-Chemical and Microbial Oxidation of Cr (III) to Cr (VI), Revue ,Env. 14- 97.

12-Certu.; (2007) .Fourchettes de concentrations de polluants dans l'air en fonction des typologies de sites (rural, urbain, périurbain, trafic et industriel). Rapport de Certu.,France, 86 p .

13-Decker M . , Dosso O., (2006)- Evaluation et gestion du risque sanitaire lié au dépassement de la limite de qualité du chrome dans l'eau de distribution. Mémoire de Ingénieur .E. N.D.S.P.R-Rennes.

14-Dechamp C ., Meerts P. (2003), La phytoremediation : Panacee pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ?, *Les Naturalistes belges*, n°82, pp. 135-148. **15-**Desjar V., (2002) Réduction du Chrome (VI) par la souche *Streptomyces thermocarboxyus* NH50 isolée à partir d'un sol pollué. Thèse de Doctorat. É.D.C.L-Lyon

16-Desjardin V.,(2002) -Réduction du Chrome (VI) par la souche *Streptomyces thermocarboxyus* NH50 isolée à partir d'un sol pollué. Thèse de Doctorat. É.D.C.L-Lyon.

17-Desoignies L . (1997) . L'arsenic et le chrome dans les eaux souterraines, Laboratoire cycle urbain et pollution des eaux, Artois-Picardie, rev , 16-100.

18- Fendorf S . (1995) .-Surface reactions of chromium in soils and waters. *Geoderma*, 67,rev .ampli direct , 55-71 p.

19- Garbisu.C , I. Alkorta. (2001) ,Phytoextraction: A Cost- effective Plant-Based Technology for the Removal of Metals from the Environment," *Bioresource Technology*, Vol. 77, No. 3, , pp. 229-236.

20- Gvozdiak I .,Mogilevich N., Rylskii A. .,Grishchenko N. (1986). *Mikrobiologiya* . 55 962- 965.

21- Halli ahmed, (2016), Essai de phytoremédiation d'un sol pollué au plomb par l'utilisation du colza (*Brassica napus* L) : effet de l'ajout d'un chélateur (EDTA)., protection de l'environnement , mémoire de fin d'études. 143p

22- HoritsuH., Futo S., MiyazawaY., Ogai S., KawaiK. (1987). Enzymatic reduction of hexavalent chromium by hexavalent chromium tolerant *Pseudomonas ambigua* G-1. *Agric. Biol. Chem.*, rev, vol. 51, 9, pp 2417 -2420.

23-Impens R ., Fagot J ., Avril C. (1991), Gestion des sols contaminés par les métaux lourds, *Annales de Gembloux*, 97° ; vol, n°4, pp. 253-276.

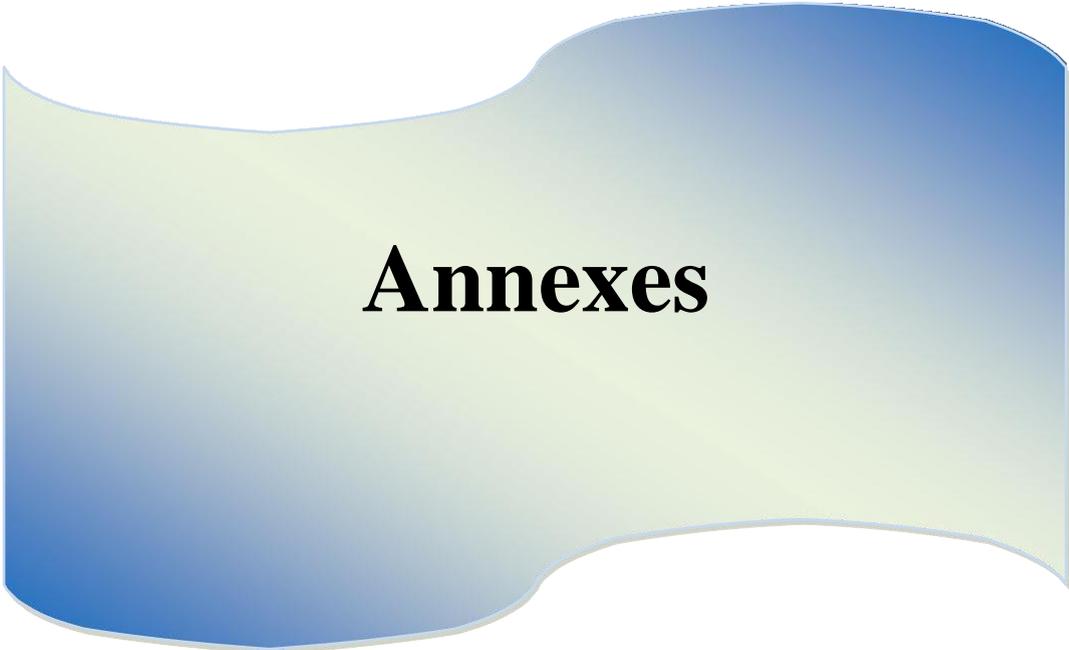
24-Jacques ,Beauchamp, (Page consultée le 06 juillet2006) . *L'eau et le sol*,[En ligne]. Adresse URL:<https://www.u-picardie.fr/beauchamp/mst/eau-sol.htm>

- 25-** Jacques G., (2004) . Toxicity and Health Effects of Chromium (All Oxidation States), CRC Press.Artic, LLC, 213-232 .P
- 26-** Jean-Marc.B .(2015)CHROME ET SES COMPOSES INERIS - Données technico-économiques sur les substances chimiques ;rev ;vol : 1 -104 p
- 27-** Jeremie G,(2008) . Sources Et Dynamique Du Chrome Dans Les Sols Ultra Mafiques de niquelandia, BRESIL Hydrologie , thèse Doct. Université Paris Sud - Paris XI, Français , 1 – 219 P
- 28-** JORADP. ,(2009) Journal officiel de la republiquealgerienne ,N°36 le 27 JoumadaEthanial 1430 , 18p
- 29-** Leblanc M ., Robinson B ., Brooks . (1999) the phytomining and environmental , Economic Geology, 94, pp , 109 114
- 30-** Liliane J (2007), Mobilisation du chrome et du nickel à partir de sols contaminés, en présence de complexant : Transfert et accumulation de ces métaux chez Daturainnoxia, , Thèse de doctorat, Université de Limoges
- 31-** Losi M .,Amrheim C ., FrankenbererJ ,(1994)., environmental biochemistry of chromium, Reviews of Environmental contamination and toxicologie, Revue , vol 33. : 91-121 .P
- 32-** Lim .M.W, Lau.E.V, Poh.P.E.(2016) .A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil .vol, rev ,pp 10-40
- 33-** Lorestani B.,CheraghiM.,YousefiN.,(2011-)Phytoremediation potential of native plants growing on a heavy metals contaminated soil of copper mine in Iran.World Academy of science,Engineering and Technology.
- 34-** Losi M., Amrhien C., Frankenberger. (1994) .Etude de l'élimination du chrome (VI) Jr.W.T., Enviro. Toxi. Chem.,vol ; rev ,13 .pp 1727-1735.
- 35-** LydiateD ., Mendez C., Kieser H., and Hopwood D. (1988). Mutation and cloning of clustered Streptomyces genes essential for sulphate metabolism. Mol, rev ,Gen Genet, 134–160 P
- 36-** Lytle C., Lytle F ., YangN ., Hansen D., Zayed A., TerryN. (1998). Reduction of Cr(VI)to Cr(III) by wetland plants : potential for in-situ metal detoxification. Environmental Science and Technology ,articl, vol. 32, pp : 3087-3093.

- 37-** Mahar A ., Wang P ., Ali A .,Awasthi K ., Lahore H ., Wang Q ., (2016),Bioremediation of Polluted Soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111–121
- 38-** Marie D ., Olivier D.(2005), Evaluation et gestion du risque sanitaire lié au dépassement de la limite de qualité du chrome dans l'eau de distribution *Ingénieur du Génie Sanitaire* , 88 P
- 39-** Misbah R ., Muhammad A ., Muhammad J ., Javaid A ., Muhammad I ., Javed I ., (2020), Phytoremedial potential of maize (*Zea mays* L.) hybrids against cadmium (Cd) and lead (Pb) toxicity ; vol , pp 1-14
- 40-** Miretzky P., Fernandez C . (2010), Cr(VI) and Cr(III) removal from aqueous solution by raw and modified lignocellulosic materials, *J. Revue , Hazard. Mater.*, 1-19 P
- 41-** Montiel A., Welté B. (1998). Detection of inorganic micro pollutants in waters-Future développement of analytical techniques. *Revue. Sci. Eau*, 119-128.
- 42-** Mulligan C ., Yongr N., Gibbs B. (2001), Remediation technologies for metal-contaminated soils and ground water, *Engineering Geology*, Vol. 60, pp. 193-207.
- 43-** Ohta N., Galsworthy R ., Pardee A. (1971) . Genetics of sulfate transport by *Salmonella typhimurium*. *J. Bactrioles.*, revue , vol. 105, n°3, pp 1053-1062.
- 44-** Oliveira F., Canevarin T., Guerra B., Perrira-Fillhoer., (2013) -proposition of simple method for chromium hexavalent determination in soils from remote places applying digital images: A case study from Brazilian Antractic, *Microchem.J.* 109:165-169 doi:<http://doi.org/10.1016/j.microc.2012.03.007>
- 45-** Perchet G. (2008) .etude de bioremediation de sediments contamines par des composes organiques nitres persistants, Thèse doctorat, Institut National Polytechnique, Toulouse
- 46-** Pilon-Smits.E. (2005) .Phytoremediation, *Annual Review of Plant Biology*, vol ,56:15, pp 15-39
- 47-** Race M .,Marott R .,Fabbricino M .,Pirozzi F.,Andreozzi L., Cortese P.(2016) ,Copper and zinc removal from contaminated soils through soil washing process using ethylenediaminedisuccinic acid as a chelating agent *Giudicianni.* , Vol ;4, pp , 2878-2891

- 48-** Rai D., Eary L., Zachara, J.M., (1989)- Environmental chemistry of chromium. S.T.E., 86.
- 49-** 49- Repellini F., 2000 -La phytoremediation des sols pollués par les métaux. Rapport.U. S.T.S-E.L-Lyon. Rodier J. -l'analyse de l'eau. Ed. Dunod. P. Paris
- 50-** Romanenko V., Koren'kov V. (1977). A pure culture of bacteria utilizing chromates and bichromates as hydrogen acceptors in growth under anaerobic conditions. Mikrobiologiya, rev, vol. 46, pp 4
- 51-** Ross D., Sjogren R., Bartlett R. (1981). Behavior of chromium in soils : IV. Toxicity to micro-organisms. J. Environ. Article, Qual, 10, 2, pp 145-148.
- 14-417
-
- 52-** Salunkhe P., Dhakephalkar K., Paknikar. K.M. (1998), Bioremediation of Hexavalent Cr in Soil Microcosms, Biotechnology Letters, Vol. 20, No., pp. 749-751
- 53-** Samaksaman U., Peng, J.H. Kuo, (2016). Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds: une revue (The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review), Applied Thermal Engineering, 93, pp 131-138.
- 54-** Schroeder D., Leeg. F. (1975) - Potential transformations of chromium in natural waters. Water, Air, Soil Pollution, 4, rev: 355-365p.
- 55-** Smith F., Hawkesford M., Prosser I., Clarkson D. (1995). Isolation of a cDNA from *Saccharomyces cerevisiae* that encodes a high affinity sulphate transporter at the plasma membrane. Mol. Gen. Genet., rev, vol. 247, n°6, pp 709-715.
- 56-** Stellman, (2000). Consommateurs du chrome sont les Etats-Unis, la Russie, l'Allemagne, le Japon, la France et le Royaume-Uni. Thèse de Doctorat. On extrait ce métal de mines souterraines ou à ciel ouvert, Chapitre I.
-
- 57-** Trifi I-M. (2012). Étude de l'élimination du chrome VI par adsorption sur l'alumine activée par dialyse ionique croisée. Thèse de Doctorat, Université Paris-Est, 27p
- 58-** Tripathi A., Govila P., Ranjini W., Vibha A. (2011). Biology of *Zea mays* (maize), vol 256, rev, pp 1-39
-
- 59-** Wang Y., Shen H. (1995). Bacterial reduction of hexavalent chromium. Journal of Industrial Microbiology, vol. 14, pp 159-163.

60- Xu. J.,ZhengeL.,Xu Wan X., (2020).Uptake and allocation of selected metals by dominant vegetation in ponyang Lake wetland : From rhizoshere to plant tissues.catena. 189.



Annexes

Annexes

1. Elaboration des courbes d'étalonnage :

Les courbes d'étalonnage de l'analyse du chrome hexavalent sont représentées dans les figures A1, A2, A3 et A4 ;...jusque....A11

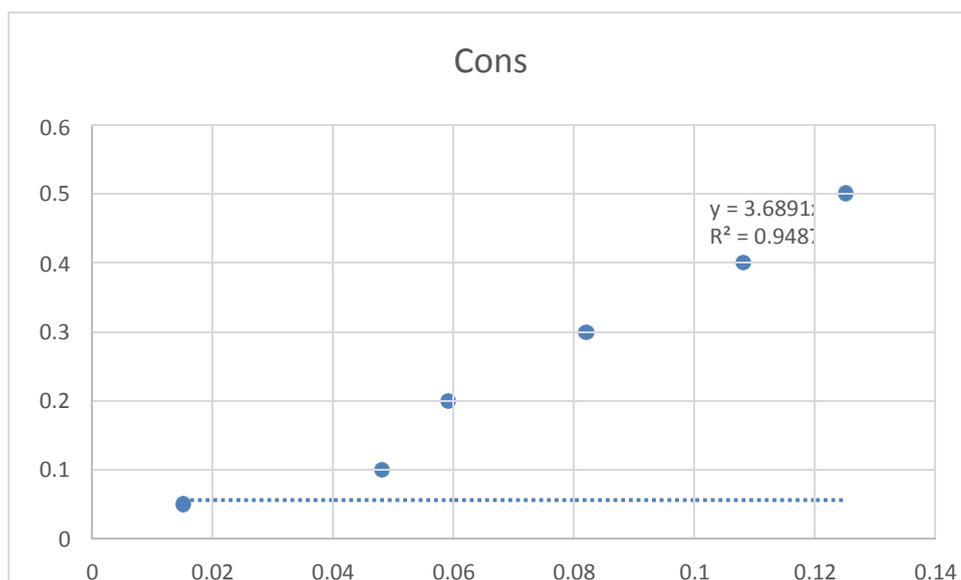


Figure A1, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 22/5/2022

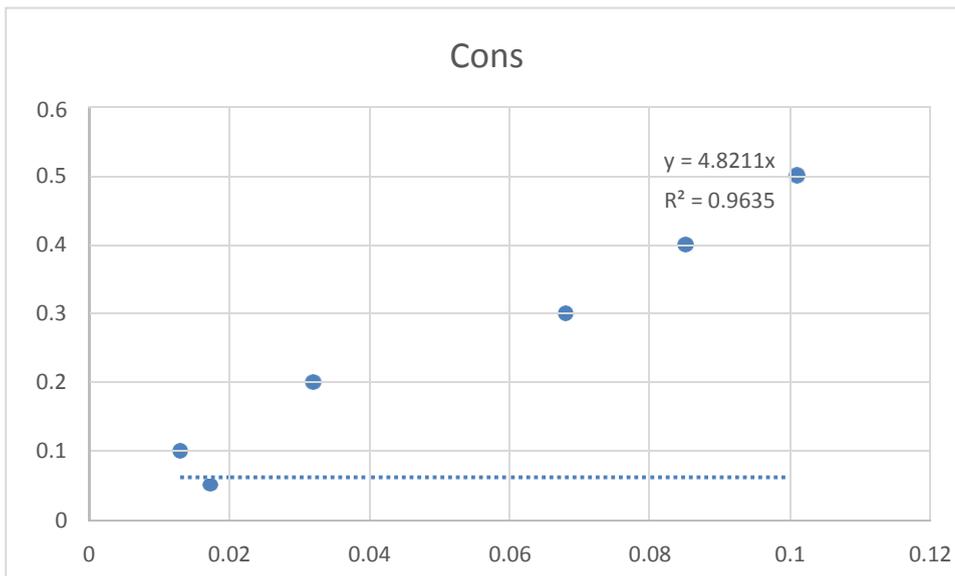


Figure A2, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 23/5/2022

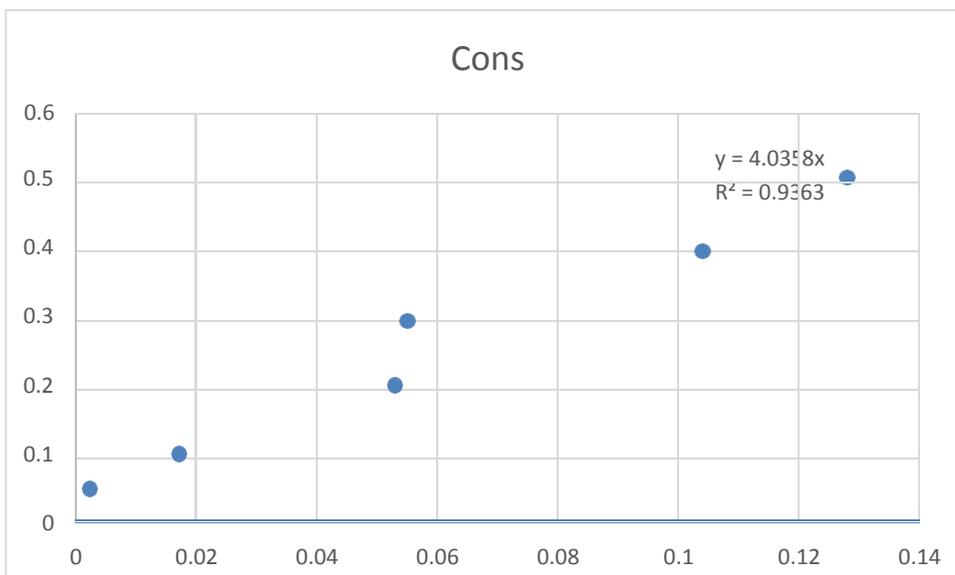


Figure A3, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 24/5/2022

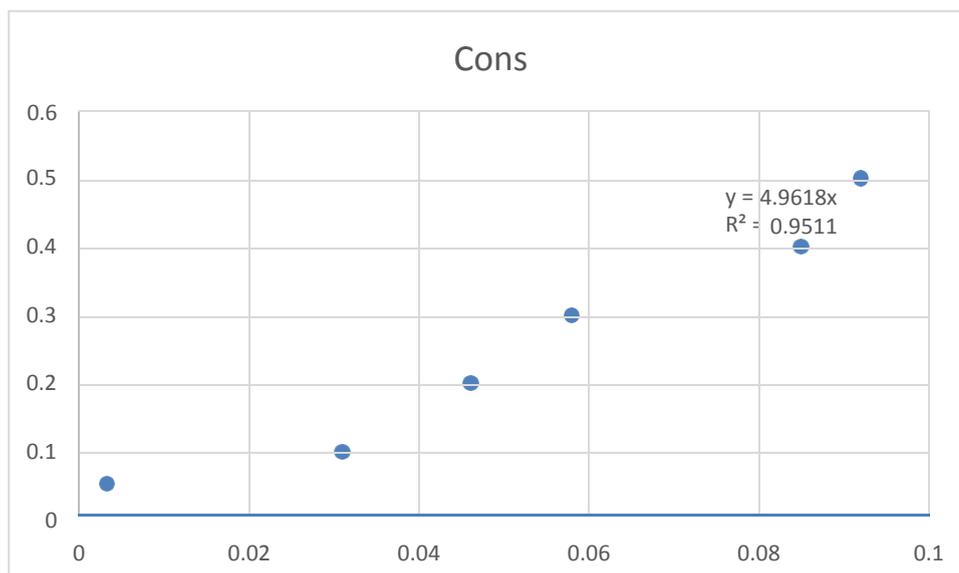


Figure A4, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 25/5/2022

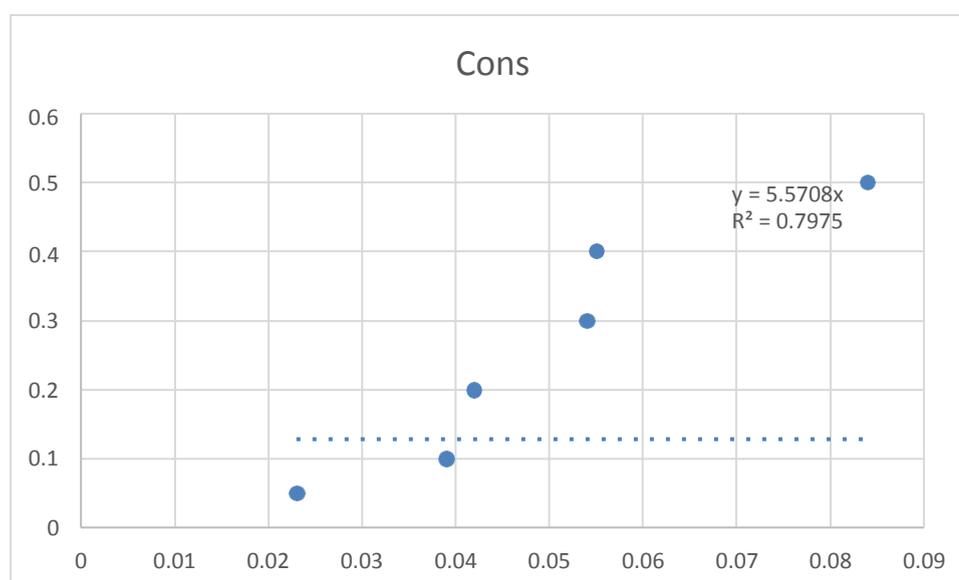


Figure A5, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 26/5/2022

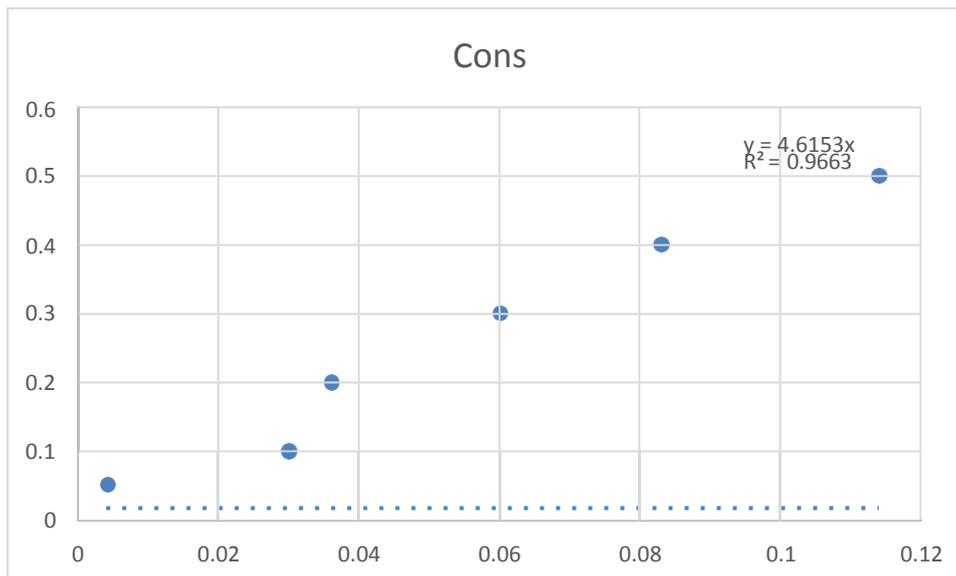


Figure A6, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 29/5/2022

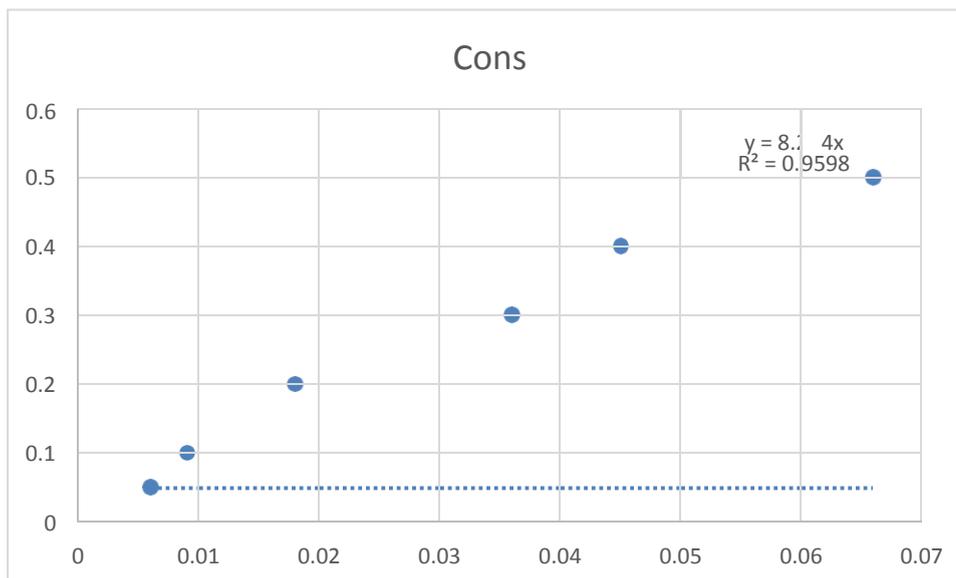


Figure A7, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 30/5/2022

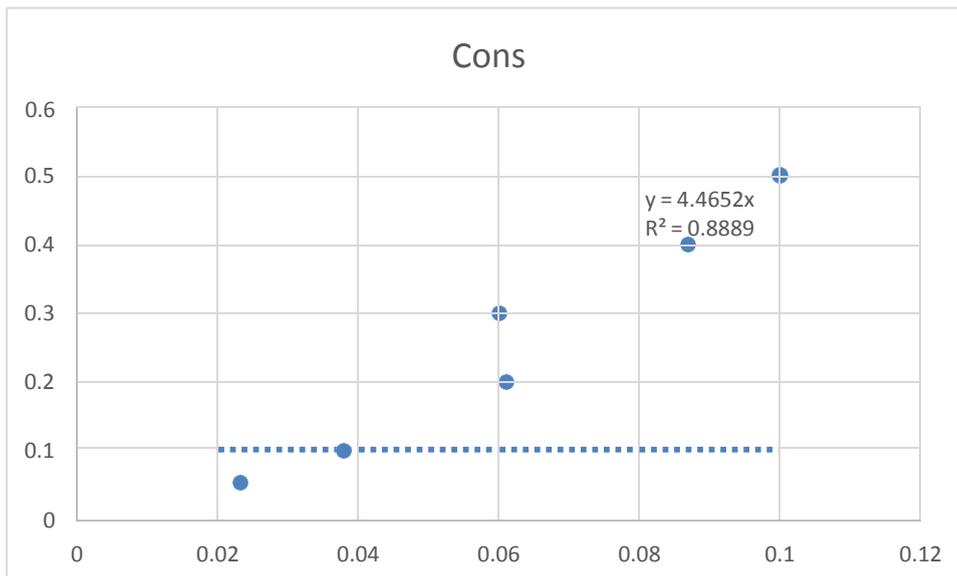


Figure A8, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 31/5/2022

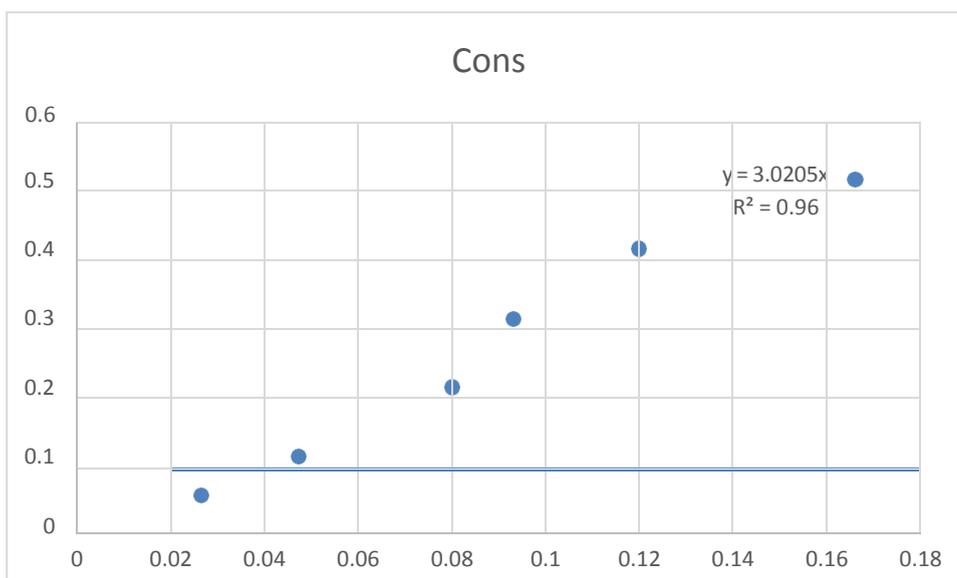


Figure A9, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 1/6/2022

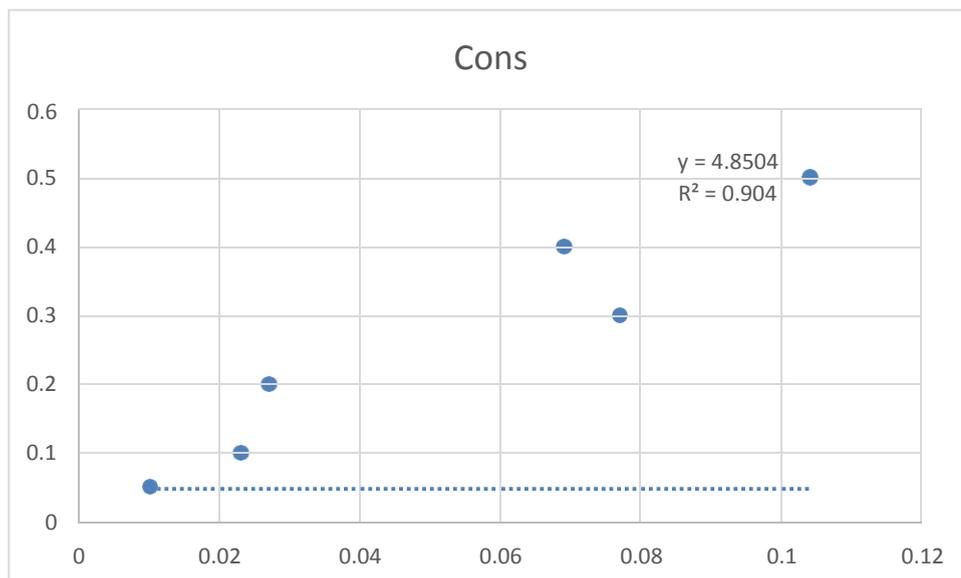


Figure A10, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 2/6/2022

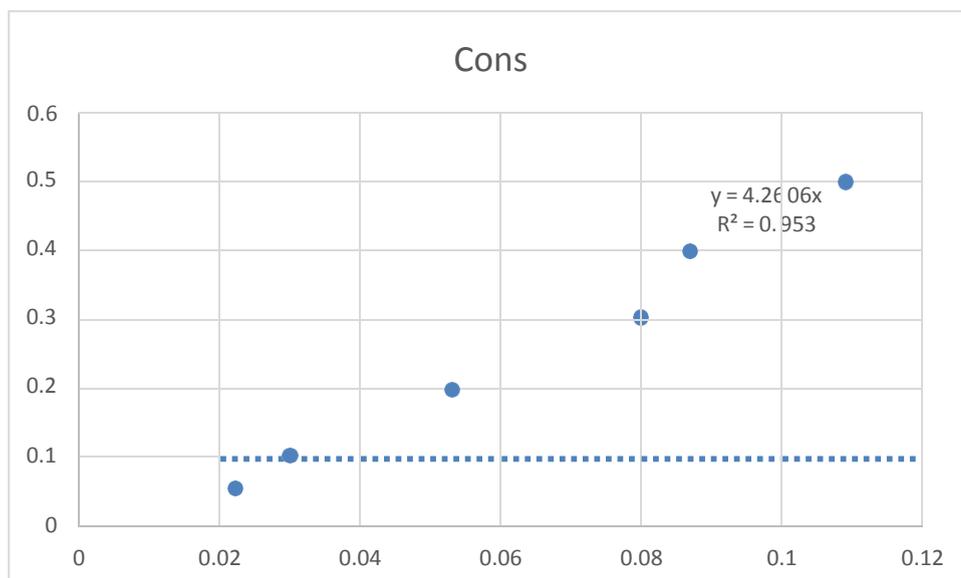


Figure A11, Courbe d'étalonnage du chrome hexavalent de la date 3/6/2022

Résumé:

Le but de ce travail est d'étudier et d'évaluer la réponse due (*Zea mays* L.) au chrome hexavalent dans le sol avec l'intégration des microorganismes (*Bacillus sp* , *Bacillus sp* *Pseudomonas sp*) pour l'élimination de chrome hexavalent. Ce polluant métallique a été choisi à cause de sa forte toxicité et de sa présence dans les eaux usées de différentes industries, telle que les tanneries, cette dernière étant la principale source de cette pollution.

Les résultats de cette étude ont montré que (*Zea mays* L.) a une forte résistance au chrome hexavalent. Est basé sur leur pouvoir de phytoremédiation important, Une augmentation des concentrations de Chrome est observée dans différentes parties de la plante, sans affecter sa croissance et son développement végétatif. Les résultats des facteurs de transfert du Cr(VI) ont également indiqué que ce dernier était principalement accumulé dans les feuilles. et aussi la capacité la bactérie du *Pseudomonas sp* efficace sur l'élimination de Chrome probablement fait la réduction du Cr (VI) on Cr (III) Ceci prouve que le mécanisme de phytoremédiation est de type volatilisation ou transformation ou extraction. Ce résultat montre la possibilité de remédier à cette pollution par (*Zea mays* L.) pour protéger l'environnement à proximité.

Mots-clés : chrome hexavalent, Pollution, *Zea mays* L., phytoremédiation, microorganismes

ABSTRACT

The aim of this work is to study and evaluate the response due (*Zea mays* L.) to hexavalent chromium in the soil with the effect of the integration of microorganisms (*Bacillus sp*, *Bacillus sp*, *Pseudomonas sp*) on the elimination of chromium hexavalent. This metallic pollutant was chosen because of its high toxicity and its presence in wastewater from various industries, such as tanneries, the latter being the main source of this pollution.

The results of this study showed that (*Zea mays* L.) has a strong resistance to hexavalent chromium. Is based on their significant phytoremediation power, an increase in Chromium concentrations is observed in different parts of the plant, without affecting its growth and vegetative development. Cr (VI) transfer factor results also indicated that Cr(VI) was mainly accumulated in the leaves. And also the ability of the bacterium of *Pseudomonas sp* effective on the elimination of Chromium probably makes the reduction of Cr (VI) to Cr (III) this proves that the phytoremediation mechanism is of the volatilization or transformation or extraction type. This result shows the possibility of remedying this pollution by (*Zea mays* L.) to protect the nearby environment.

Keys-words: hexavalent chromium, pollution, *Zea mays* L., phytoremediation ,microorganisms

المخلص:

الغرض من هذا العمل هو دراسة وتقييم استجابة (*Zea mays* L.) للكروم سداسي التكافؤ في التربة مع تكامل الكائنات الحية الدقيقة (*Bacillus sp* ، *Bacillus sp* ، *Pseudomonas sp*) للتخلص من الكروم سداسي التكافؤ. تم اختيار هذا الملوث المعدني بسبب سميته العالية ووجوده في مياه الصرف الصحي من مختلف الصناعات ، مثل المدابغ ، وهذا الأخير هو المصدر الرئيسي لهذا التلوث. أظهرت نتائج هذه الدراسة أن (*Zea mays* L.) لديه مقاومة قوية للكروم سداسي التكافؤ. استناداً إلى قوتها الكبيرة في المعالجة النباتية ، لوحظت زيادة في تراكيز الكروم في أجزاء مختلفة من النبات ، دون التأثير على نموه وتطوره الخضري. كما أشارت نتائج معامل نقل (*Cr VI*) إلى تراكم (*Cr VI*) بشكل أساسي في الأوراق. كما أن قدرة بكتيريا *Pseudomonas sp* فعالة في القضاء على الكروم ربما تؤدي إلى تقليل (*Cr VI*) إلى (*Cr III*) وهذا يثبت أن آلية المعالجة النباتية هي من نوع التطاير أو التحويل أو الاستخراج. تظهر هذه النتيجة إمكانية معالجة هذا التلوث بواسطة (*Zea mays* L.) لحماية البيئة المجاورة.

الكلمات المفتاحية: الكروم سداسي التكافؤ ، التلوث ، *Zea mays* L. ، المعالجة النباتية ، الكائنات الحية الدقيقة.