

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

BADJI MOKHTAR –ANNABA UNIVERSITY



UNIVERSITE BADJI MOKHTAR  
ANNABA

جامعة باجي مختار  
- عنابة -



Faculté des Sciences  
Département de Biologie

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat LMD

**Evaluation de la toxicité de certains ETM chez la tomate  
*Lycopersicon esculentum* et la détermination de son  
potentiel adaptatif vis-à-vis du stress induit**

Filière : Sciences biologiques  
Spécialité : Toxicologie Environnementale

Par  
M<sup>lle</sup> Tladjeni Nadia

DIRECTRICE DE THÈSE : SBARTAI Hana Prof. U.B.M. ANNABA

Devant le jury

<b>PRESIDENT</b>	BERREBBAH Houria	Prof. U. BADJI MOKHTAR-ANNABA
<b>EXAMINATRICE</b>	AZIZI Nadia Nawel	MCA U. CHADLI BENJEDID-EL TARF
<b>EXAMINATRICE</b>	HACINI Nesrine	Prof. U. CHADLI BENJEDID-EL TARF
<b>EXAMINATEUR :</b>	TERFAYA Moncef	MCA U. BADJI MOKHTAR-ANNABA.

Année universitaire : 2023/2024

## Remerciements

*Je remercie \*Allah\*, tout puissant, clément et miséricordieux qui m'a donné l'ambition, le défi, la santé, la force, le désir, la volonté et le courage nécessaires pour accomplir ce travail de recherche.*

*À la fin de la rédaction de cette étude, bien que j'en sois l'auteur, il convient de souligner qu'elle résulte principalement de nombreuses collaborations. Je suis fermement persuadée que la rédaction d'une thèse ne se fait pas en solitaire. Ce travail doctoral n'aurait pu être accompli sans le soutien généreux, la bienveillance et l'intérêt manifestés par de nombreuses personnes, qui ont été essentiels pour avancer dans cette étape cruciale de ma recherche.*

*Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mon superviseur de thèse, **Madame SBARTAI Hana**, professeure à l'université de Badji Mokhtar-Annaba, pour son soutien inestimable tout au long de ces années. Je suis reconnaissante pour sa bienveillance, sa disponibilité sans faille, son engagement total et sa patience lors de nos discussions approfondies et constructives qui ont permis la réalisation de ce travail dans les meilleures conditions. Des mots de remerciement simples ne suffisent pas à exprimer toute ma reconnaissance envers ma directrice de thèse pour sa présence, son expertise scientifique, ses qualités humaines exceptionnelles et ses conseils inestimables. Madame, je vous remercie pour la confiance que vous m'avez accordée au fil de ces années, ainsi que pour la force que vous m'avez insufflée pour poursuivre mes recherches. Malgré mes tentatives de desistement et d'abandon à chaque réinscription, mes doutes et mes moments de découragement, vous avez toujours été là pour me soutenir et croire en mes capacités. Vous resterez toujours la femme exemplaire pour moi et un modèle de réussite. Si j'ai pu aujourd'hui achever ma thèse, c'est grâce à votre encadrement et à vos encouragements.*

*Je remercie sincèrement aussi **Madame SBARTAI Ibtissem**, professeure à l'université Badji Mokhtar-Annaba, pour ses précieux conseils et aides scientifiques qui m'ont beaucoup enrichie pour mener ce travail à terme.*

*J'exprime mon estime et mes remerciements aux honorables membres du jury :*

*Je remercie sincèrement **Docteur BERRABBAH Houria**, professeure à l'université Badji Mokhtar-Annaba, pour l'accueil bienveillant qu'elle a su me réserver au sein de son équipe de recherche et pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.*

*C'est avec une profonde reconnaissance et considération particulière que je remercie, **Docteur HACINI Nesrine**, professeure à l'université de Chadli Bendjedid- El Tarf, pour avoir aimablement accepté d'examiner et d'évaluer mon mémoire de thèse.*

*Je tiens à remercier aussi **Docteur AZIZI Nadia Nawel**, maitre de conférence à l'université de Chadli Bendjedid-El Tarf, pour l'intérêt et l'attention qu'elle a accordée à ce travail de thèse, et pour avoir accepté de faire partie de ce jury.*

*Je suis honorée que **Docteur TERFAYA Moncef**, maitre de conférences à l'université de Badji Mokhtar Annaba, ait accepté notre invitation pour évaluer et examiner ce travail de recherche.*

*Je tiens à remercier **Madame FARAH Wafa** (technicienne au laboratoire de physiologie végétale) qui ne m'a jamais privé de ses efforts pour m'aider.*

*J'aimerais remercier toute l'équipe, les responsables et les personnels des laboratoires qui m'ont aidé à réaliser mes expériences, surtout **Sihem, Chahira, Meriem, Bessma et khawla**.*

*Mes remerciements sont particulièrement adressés à mes chers docteurs : **CHERAITIA Souad, YAICHE Fatma, LAIB Besma, BENHALIMA Hadia, HAFSI Djamila, CHORFA Hacina et FARFAR Meriem**. Je les remercie pour leurs aides scientifiques et morales et leurs encouragements.*

*Je tiens à exprimer ma gratitude envers **Ma famille**. Nous les remercions pour leur amour inconditionnel, leur réconfort, leur assistance et leur soutien constant.*

## *Dédicaces*

*Je dédie ce travail :*

*À mes **Parents**, que Dieu les préserve et les garde près de nous.*

*À mon **cher Père**, je suis sûr que tu es fier de la femme que je suis devenue aujourd'hui. Papa, tu es ma force sur laquelle je me suis appuyé dans ma vie, et l'étoile qui éclaire mon chemin dans l'obscurité. Papa, tu es la sécurité, la protection, l'amour, la sagesse, le soutien, et la source de ma force. Je te remercie infiniment, car aujourd'hui, je suis ici grâce à toi, car tu ne m'as jamais rien refusé. Je remercie Dieu de t'avoir dans ma vie et je Lui demande de te guérir, de te protéger et de prolonger ta vie.*

*À ma **chère Maman**, tu es la lumière de mes yeux, la sécurité, la protection, l'amour, la sagesse, le soutien, et la source de ma force. Tu es mon pilier dans la vie, sans toi je ne suis rien. Je te remercie infiniment, car aujourd'hui je suis ici grâce à ton travail, tes prières et ton aide pour moi. Tu ne m'as jamais rien refusé, même au détriment de ton confort. Je remercie Dieu de t'avoir dans ma vie et je lui demande de te guérir, de te protéger et de prolonger ta vie, et je cherche à obtenir ta satisfaction.*

*Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à mes sœurs **SOUHEILA** et **BOUCHRA**. Vous êtes ma source de force et mon soutien dans la vie. Sans votre amour, votre soutien et vos encouragements, je ne pourrais pas atteindre ce succès. Que Dieu vous préserve et vous garde pour moi.*

*Mes frères jumeaux **HACEN** et **HOCINE**, vous êtes mes piliers dans la vie. Merci pour votre amour, votre soutien et vos prières pour que je puisse réussir. Que Dieu vous protège et vous garde pour moi.*

*À ma merveilleuse nièce que j'adore, **MILINA ASSIL**. Que Dieu la protège et la préserve pour moi et qu'Il lui accorde les plus hautes réussites.*

*À l'intention de mon fiancé, **LOUNES**, Mon conseiller, qui est aussi un ami fidèle, m'a apporté un soutien particulièrement précieux, notamment durant les moments difficiles que j'ai rencontrés. Il m'a encouragée à persévérer dans mon travail, faisant preuve de compréhension et de patience. Je lui suis profondément reconnaissante et je ne saurais trop exprimer ma gratitude pour sa gentillesse, sa générosité et son aide précieuse qu'il m'a apportées.*

*À Mon directeur, monsieur **DANDANI RAOUF**, et à mes collègues **ZEMMAR DOUNIA**, **FEDJI DALEL** et **BOUBIR SARA** qui ont été compréhensifs avec moi, surtout pendant les heures de travail, et qui m'ont encouragée à accomplir ce travail.*

*Je tiens à remercier Monsieur **REGANI** pour son aide dans mes obstacles.*

*Je souhaite exprimer ma gratitude aussi à Monsieur **TAKFA** pour son aide et ses conseils.*

*Je tiens à exprimer ma gratitude spéciale à mes chères **SOUHEILA**, **BOUCHRA**, **AHLEM**, **HADIA**, **FATMA**, **SELMA**, **BESMA**, pour son soutien moral et intellectuel dans les moments les plus difficiles pour compléter cette tâche.*

*À mes chères amies, **AHLEM**, **LYDIA**, **TASAADITE**, **RAHMA**, **SOULEF**, **SOUHEILA**, **BOUCHRA**, **HADIA**, **DJAMILA**, **LOUBNA**, **SIHEM**, **NINA**, **MAYSA**, **WARDA**. À tous ceux qui me soutiennent et m'apprécient, en particulier pour les encouragements, je vous remercie d'être présents dans ma vie.*

*Je tiens à exprimer ma sincère reconnaissance envers toutes les personnes qui ont apporté leur contribution, directement ou indirectement, à l'aboutissement de ce travail de recherche. Votre soutien et votre assistance ont été d'une valeur inestimable, et je vous en suis infiniment reconnaissante.*

## *Table des matières*

ملخص

Résumé

Abstract

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

**Introduction générale..... 1**

**Chapitre 1 : Synthèse bibliographique ..... 6**

1. La pollution.....	7
1.1. Pollution de l'air.....	7
1.2. Pollution de l'eau.....	8
1.3. Pollution du sol.....	9
1.3.1. Origines de la contamination des sols par les métaux lourds.....	9
1.3.1.1. Ressources naturelles.....	9
1.3.1.2. Ressources anthropiques.....	10
1.3.2. La contamination des sols par les métaux lourds.....	11
1.3.3. Transfert des métaux lourds.....	12
1.4. Processus physiologique de bioaccumulation des métaux lourds (ETM).....	12
1.5. Processus de chélation des éléments traces métalliques (ETM).....	12
1.6. Mécanisme d'excrétion et de stockage des métaux lourds (ETM).....	13
1.7. Les mécanismes de bioaccumulation et bioamplification des métaux dans les chaînes alimentaires.....	13
1.8. Les facteurs affectant la bioaccumulation des ETM.....	14
1.9. La toxicité des éléments traces métalliques (ETM).....	14

1.10.	Tolérance aux métaux lourds.....	15
1.10.1.	La membrane plasmique.....	15
1.10.2.	Système antioxydant.....	16
1.10.3.	La chélation et la compartiment cellulaire.....	16
1.10.4.	D'autres mécanismes de défense contre le stress métallique.....	16
1.10.4.1.	Les transporteurs membranaires.....	16
1.10.4.2.	L'accumulation des éléments traces métalliques au sein des feuilles matures.....	16
1.10.4.3.	Les protéines de choc thermique (HSP).....	17
1.10.4.4.	La biosynthèse d'éthylène.....	17
1.11.	Le phénomène de résistance.....	17
2.	Le Cadmium.....	17
2.1.	La toxicité du cadmium.....	18
2.2.	Les effets du cadmium.....	18
2.2.1.	Sur la santé humaine.....	18
2.2.2.	Sur le système respiratoire.....	19
2.2.3.	Sur le système reproducteur.....	19
2.2.4.	Sur la croissance des plantes.....	19
2.3.	La biodisponibilité du cadmium dans le sol.....	20
2.4.	Impact des compétitions ou des interactions synergiques entre les substances chimiques.....	21
2.5.	Le stress oxydant.....	22
2.5.1.	Les enzymes antioxydantes.....	23
2.5.2.	Les antioxydants non-enzymatiques.....	23
2.5.3.	D'autres stratégies de défense.....	24
2.5.4.	Le mécanisme de la translocation du cadmium.....	25
3.	Le Cuivre.....	26
3.1.	L'importance du cuivre pour la plante.....	26

3.2.	Mécanismes d'absorption et de translocation du cuivre chez les végétaux.....	27
3.3.	Translocation du cuivre vers les parties aériennes des plantes.....	28
3.4.	Toxicité du cuivre sur la physiologie des plantes.....	29
3.5.	Les effets du cuivre.....	31
3.5.1.	Sur la photosynthèse.....	31
3.5.2.	A l'échelle cellulaire.....	32
4.	Le cas de la tomate.....	32
5.	L'objectif du travail.....	33

## **Chapitre 2 : Matériel et méthodes ..... 34**

1.	Présentation du matériel biologique.....	35
1.1.	Classification taxonomique de la tomate ( <i>Lycopersicon esculentum</i> ).....	35
1.2.	Etude des caractérisation de la tomate ( <i>Lycopersicon esculentum</i> ) .....	36
2.	Exposé du matériel chimique.....	39
2.1.	Sulfate de cuivre.....	39
2.1.1.	Constitution chimique du sulfate de cuivre.....	39
2.2.	Chlorure de cadmium.....	39
2.2.1.	Composition du chlorure de cadmium.....	40
3.	Conduit de l'essai.....	40
3.1.	Mise en place du protocole expérimental.....	40
3.2.	Traitement.....	44
4.	Techniques analytiques.....	45
4.1.	Paramètres physiologiques.....	45
4.1.1.	Dosage des chlorophylles (a, b, et a+b) dans les feuilles.....	45
4.2.	Paramètres biochimiques.....	45
4.2.1.	Dosage des protéines totales.....	45
4.2.2.	Dosage de la proline.....	46

4.2.3.	Dosage de lipides.....	46
4.3.	Dosage de certains biomarqueurs non enzymatiques de stress.....	47
4.3.1.	Dosage de Glutathion (GSH).....	47
4.3.2.	Dosage du malondialdéhyde (MDA).....	47
4.4.	Dosage de certains biomarqueurs enzymatiques de stress.....	48
4.4.1.	Dosage de l'activité Glutathion S-Transférase (GST).....	48
4.4.2.	Dosage de l'activité catalase (CAT).....	48
4.5.	Analyse statistique.....	48

### **Chapitre 3 : Résultats ..... 49**

1.	Impact des ETM sur certains paramètres physiologiques chez les feuilles de <i>Lycopersicon esculentum</i> .....	50
1.1.	Impact du cadmium et du cuivre sur les taux de Chlorophylles.....	50
2.	Impact des métaux lourds sur divers paramètres biochimiques chez les feuilles et les racines de la plante <i>Lycopersicon esculentum</i> .....	51
2.1.	Impact du cadmium et du cuivre sur les teneurs en protéines totales.....	51
2.2.	Impact du cadmium et du cuivre sur la teneur en proline.....	52
2.3.	Impact du cadmium et du cuivre sur les teneurs en lipides totaux.....	53
3.	Impact des métaux lourds sur certains biomarqueurs non enzymatiques de stress chez les feuilles et les racines de la plante <i>Lycopersicon esculentum</i> . .....	54
3.1.	Impact du cadmium et du cuivre sur l'activité du Glutathion (GSH) .....	54
3.2.	Impact du cadmium et du cuivre sur le taux de Malondialdéhyde (MDA).....	55
4.	Impact des métaux lourds sur certains biomarqueurs enzymatiques de stress chez les feuilles et les racines de la plante <i>Lycopersicon esculentum</i> .....	56
4.1.	Impact du cadmium et du cuivre sur l'activité du Glutathion S-Transférase (GST)..	56
4.2.	Impact du cadmium et du cuivre sur l'activité de la Catalase (CAT).....	58

<b>Chapitre 4 : Discussion générale .....</b>	<b>60</b>
<b>Chapitre 5 : Conclusion et perspectives.....</b>	<b>72</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>81</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>119</b>
<b>Mise en valeur scientifique.....</b>	<b>130</b>

## الملخص

يعد تلوث التربة يمثل تحديًا كبيرًا له تأثيرات كبيرة على الكائنات الحية وعمل الانظمة البيئية، لا سيما فيما يتعلق بالنشاط الزراعي، وبشكل أكثر تحديدًا، مع العناصر المعدنية النادرة (ETM). تم القيام بهذه الدراسة لإجراء تحليل سمّي لتقييم تأثيرات معدنين ثقيلين، وهما كلوريد الكاديوم ( $CdCl_2$ ) وكبريتات النحاس ( $CuSO_4$ )، على الطماطم الصناعية (*Lycopersicon esculentum L*)، ولتحديد مساهمتهما المحتملة في تحسين جودة التربة الملوثة. تستعرض هذه الدراسة نهجًا مباشرًا تم تطبيقه على نباتات الطماطم المستهدفة الملوثة بالمعادن الثقيلة لمدة سبعة أيام.

تشير نتائج دراستنا إلى أن تأثير الكاديوم والنحاس على الطماطم، عند تركيزات عالية، يتميز بزيادة كبيرة في محتوى الكلوروفيل ومستويات البروتينات الكلية والبروتينات المتخصصة، وكذلك انخفاض كبير في الدهون الكلية في جذور وأوراق الطماطم (*Lycopersicon esculentum L*). علاوة على ذلك، فإن إدخال كلوريد الكاديوم وسلفات النحاس بتركيزات مختلفة في وسط الزراعة يؤدي إلى زيادة كبيرة في نشاط الكاتالاز (CAT)، ومحتويات الجلوتاثيون (GSH) والمالونديالدهيد (MDA). ومع ذلك، لوحظ انخفاض كبير في نشاط الجلوتاثيون-أس-ترانسفيراز (GST) في كلا القسمين من النبات، وهما الجذور والأوراق، بعد التعرض لتركيزات متزايدة من هذين العنصرين الناشرين.

تُظهر جميع نتائجنا أن هذين العنصرين الكيميائيين غير الطبيعيين يمتلكان إمكانيات وقدرة سامة قوية تعتمد على تركيزاتها لدى نوع محدد من الطماطم المخصصة للاستخدام الصناعي، بالإضافة إلى قدرتها على مقاومة وتحمل ظروف الضغط هذه من خلال تحليل معايير مختلفة. تهدف هذه المقاربة إلى تعميق فهمنا لتأثيرات هذه العوامل الملوثة، مع البحث عن حلول مستدامة وبديلة، مثل إعادة تأهيل التربة الملوثة من خلال المعالجة النباتية، من أجل تقليل ومواجهة إمكانياتهما السامة.

الكلمات المفتاحية: تلوث التربة، الطماطم (*Lycopersicon esculentum*) ، المعادن الثقيلة، التحمل، الإجهاد التأكسدي، التصحيح النباتي

## Résumé

La pollution des sols représente un défi majeur avec des répercussions significatives sur les organismes et le fonctionnement des écosystèmes, notamment en lien avec l'activité agricole et, plus spécifiquement, avec les éléments traces métalliques (ETM). Cette étude a été entreprise pour réaliser une analyse toxicologique afin d'évaluer les effets de deux métaux lourds, le chlorure de cadmium ( $\text{CdCl}_2$ ) et le sulfate de cuivre ( $\text{CuSO}_4$ ), chez la tomate d'industrie (*Lycopersicon esculentum* L.), et pour déterminer leur possible contribution à l'amélioration de la qualité des sols contaminés. Cette synthèse expose une approche directe appliquée à une végétation ciblée de tomate contaminée par des métaux lourds pendant sept jours.

Les résultats de notre étude indiquent que l'impact du cadmium et du cuivre sur les tomates, à des concentrations élevées, se caractérise par une augmentation significative de la teneur en chlorophylle, des niveaux de protéines totales et de proline, ainsi qu'une diminution significative des lipides totaux dans les racines et les feuilles de tomate (*Lycopersicon esculentum* L.). En outre, l'incorporation du chlorure de cadmium et du sulfate de cuivre à différentes concentrations dans le milieu de culture entraîne une augmentation significative de l'activité catalase (CAT), des teneurs en glutathion (GSH) et en malondialdéhyde (MDA). Cependant, une diminution significative de l'activité de la glutathion-S-transférase (GST) est observée dans les deux compartiments de la plante, à savoir les racines et les feuilles après une exposition à des concentrations croissantes de ces deux éléments traces métalliques.

L'ensemble de nos résultats montre que nos deux xenobiotiques présente un fort potentiel toxique en fonction de leurs concentrations chez une variété spécifique de tomate destinée à un usage industriel, ainsi que sa capacité à résister et à tolérer ces conditions de stress en analysant divers paramètres. Cette approche vise à approfondir notre compréhension des impacts de ces agents polluants, tout en recherchant des solutions durables et alternatives, telle la réhabilitation des sols contaminés par phytoremédiation, afin de minimiser et de contrer leurs potentiels toxiques.

**Mots clés :** Pollution des sols, *Lycopersicon esculentum* L, Métaux lourds, Stress oxydatif, Tolérance, Phytoremédiation.

## *Abstract*

Soil pollution represents a major challenge with significant impacts on organisms and ecosystem functioning, particularly in relation to agricultural activity and, more specifically, with trace metal elements (TME). This study was undertaken to perform a toxicological analysis to assess the effects of two heavy metals, cadmium chloride (CdCl<sub>2</sub>) and copper sulfate (CuSO<sub>4</sub>), on processing tomatoes (*Lycopersicon esculentum* L.), and to determine their possible contribution to improving the quality of contaminated soils. This review presents a direct approach applied to targeted tomato vegetation contaminated by heavy metals for seven days.

The results of our study indicate that the impact of cadmium and copper on tomatoes, at high concentrations, is characterized by a significant increase in chlorophyll content, total protein and proline levels, and a significant decrease in total lipids in tomato (*Lycopersicon esculentum* L.) roots and leaves. In addition, the incorporation of cadmium chloride and copper sulfate at different concentrations in the culture medium results in a significant increase in catalase (CAT) activity, glutathione (GSH) and malondialdehyde (MDA) contents. However, a significant decrease in glutathione-S-transferase (GST) activity is observed in both plant compartments, namely roots and leaves after exposure to increasing concentrations of these two trace metal elements. This synthesis demonstrates a direct approach applied to targeted vegetation of tomatoes heavily contaminated with heavy metals (TMEs) for seven days.

All our results show that our two xenobiotics have a high toxic potential depending on their concentrations in a specific tomato variety intended for industrial use, as well as its ability to resist and tolerate these stress conditions by analyzing various parameters. This approach aims to deepen our understanding of the impacts of these pollutants, while seeking sustainable and alternative solutions, such as the rehabilitation of contaminated soils by phytoremediation, in order to minimize and counter their toxic potentials.

**Keywords :** Soil pollution, *Lycopersicon esculentum* L, Heavy metals, Oxidative stress, Tolerance, Phytoremediation.

## *Liste des figures*

N°	Titre des figures	Pages
Fig. 1	Pollution de l'air (Robert et juste 1998)	8
Fig. 2	Facteurs influençant la biodisponibilité des métaux lourds (Cd) dans le sol (Morel, 1996)	21
Fig. 3	Hypothèse sur le stress oxydatif par le cadmium (Pourrut, 2008)	22
Fig. 4	Le processus de la détoxification des espèces réactives de l'oxygène par les systèmes antioxydants (Sebastian <i>et al.</i> , 2014)	24
Fig. 5	Le transfert du cadmium du sol vers la plante (Clemens <i>et al.</i> , 2002)	25
Fig. 6	Mécanisme d'absorption et de translocation du cuivre du sol vers la plante (Dumat, 2016)	29
Fig. 7	Induction du stress oxydatif par le cuivre (Dumat, 2016)	31
Fig. 8	La tomate d'industrie ( <a href="http://www.aquaportail.com">www.aquaportail.com</a> )	35
Fig. 9	<i>Lycopersicon esculentum</i> ( <a href="http://www.aquaportail.com">www.aquaportail.com</a> )	36
Fig. 10	Structure chimique du Sulfate de cuivre (Pourbaix, 1975)	39
Fig. 11	Sulfate de cuivre (CuSO <sub>4</sub> ) (Prise personnelle)	39
Fig. 12	Structure chimique du CdCl <sub>2</sub> (McBride, 1980)	40
Fig. 13	Chlorure de cadmium CdCl <sub>2</sub> (Prise personnelle)	40
Fig. 14	Protocole expérimental de l'essai dans les alvéoles (Prise personnelle)	41

<b>Fig. 15</b>	<b>Germination des graines (Prise personnelle)</b>	<b>43</b>
<b>Fig. 16</b>	<b>Prélèvement des feuilles et des racines de tomate (Prise personnelle)</b>	<b>43</b>
<b>Fig. 17</b>	<b>Quantité de Chl dans les feuilles de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>50</b>
<b>Fig. 18</b>	<b>Quantité de Chl dans les feuilles de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>50</b>
<b>Fig. 19</b>	<b>Quantité de protéines dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>51</b>
<b>Fig. 20</b>	<b>Quantité de protéines dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>51</b>
<b>Fig. 21</b>	<b>Quantité de proline dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>52</b>
<b>Fig. 22</b>	<b>Quantité de proline dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>52</b>
<b>Fig. 23</b>	<b>Quantité de lipides dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>53</b>
<b>Fig. 24</b>	<b>Quantité de lipides dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>53</b>
<b>Fig. 25</b>	<b>L'activité du GSH dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>54</b>
<b>Fig. 26</b>	<b>L'activité du GSH dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>54</b>
<b>Fig. 27</b>	<b>Quantité de MDA dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>55</b>
<b>Fig. 28</b>	<b>Quantité de MDA dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>55</b>
<b>Fig. 29</b>	<b>L'activité du GST dans les feuilles et les racines de tomate traitées par différentes doses de Cd</b>	<b>57</b>

<b>Fig. 30</b>	<b>L'activité du GST dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>57</b>
<b>Fig. 31</b>	<b>L'activité de CAT dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cd</b>	<b>58</b>
<b>Fig. 32</b>	<b>L'activité de CAT dans les feuilles et les racines de tomate traitées avec diverses doses de Cu</b>	<b>58</b>
<b>Fig. 33</b>	<b>Eventualité concernant la méthode mise en place par les cellules de tomate exposées par de faibles doses de Cd et de Cu (Sbartai et Tladjeni, 2024)</b>	<b>76</b>
<b>Fig. 34</b>	<b>Eventualité concernant la méthode mise en place par les cellules de tomate exposées par de fortes doses de Cd et de Cu (Sbartai et Tladjeni, 2024)</b>	<b>77</b>
<b>Fig. 35</b>	<b>Hypothèse représentant le rôle des mécanismes antioxydants dans la réduction du stress métallique chez la tomate (Tladjeni, 2024)</b>	<b>78</b>
<b>Fig. 36</b>	<b>Fiche technique de la tomate Rio Grande</b>	<b>120</b>
<b>Fig. 37</b>	<b>Fiche technique de la tomate Rio Grande</b>	<b>121</b>
<b>Fig. 38</b>	<b>Fiche technique de la tomate <i>Lycopersicon esculentum</i> variété Rio Grande</b>	<b>122</b>
<b>Fig. 39</b>	<b>Fiche technique du sulfate de cuivre</b>	<b>123</b>
<b>Fig. 40</b>	<b>Fiche technique et sécurité de chlorure de cadmium</b>	<b>124</b>

## *Liste des tableaux*

<b>N°</b>	<b>Titre des tableaux</b>	<b>Pages</b>
<b>Tab. 1</b>	<b>Classification de la tomate (Spooner, 2005)</b>	<b>35</b>
<b>Tab. 2</b>	<b>Caractéristiques de la tomate selon Grandillo, (1999)</b>	<b>36</b>
<b>Tab. 3</b>	<b>Caractéristiques de la tomate selon Grandillo, (1999)</b>	<b>37</b>
<b>Tab. 4</b>	<b>Caractéristiques de la Rio-grandé (ITCMI Annaba, 1995)</b>	<b>38</b>
<b>Tab. 5</b>	<b>Solution nutritive de Hoshang, (1996)</b>	<b>42</b>
<b>Tab. 6</b>	<b>Les différentes concentrations de Sulfate de cuivre</b>	<b>44</b>
<b>Tab. 7</b>	<b>Les différentes concentrations de cadmium.</b>	<b>44</b>

## *Liste des abréviations*

- **T** : Témoin.
- **C1** : La première concentration (faible).
- **C2** : La deuxième concentration (moyenne).
- **C3** : La troisième concentration (forte).
- **DO** : Densité optique.
- **F** : Faible contamination.
- **M** : Moyenne contamination.
- **G** : Grave contamination.
- **V** : Variété : Siméto.
- **Cu** : Cuivre.
- **R** : Répétition.
- **Chl** : Chlorophylle.
- **BBC** : Bleu brillant de Comassie.
- **BSA** : Sérum d'albumine de bovin.
- **MDA** : Malondialdéhyde.
- **CAT** : Catalase.
- **GSH** : Glutathion.
- **APX** : Ascorbate-peroxydases.
- **GST** : Glutathion-S-Transférase.
- **FAO** : Food and Agriculture Organization.
- **CECR** : Capacité d'échange cationique racinaire.
- **MTs** : Métallothionéines.
- **PCs** : Phytochélatines.
- **PS** : Phytochélatine Synthase.
- **PTTE** : Élément Trace Potentiellement Toxique.
- **ROS** : Réactive Oxygen Spécies.
- **NADPH-oxydases** : Nicotinamide Adénine Dinucléotide Phosphate.
- **LTP** : Lipid Transfer Protein.
- **O<sup>2-</sup>** : Le radical superoxyde.
- **OH** : Le radical hydroxyle.

- **MS** : Matière en suspension.
- **AFES** : Association Française pour l'Etude des sols.
- **AGPI** : Acide gras polyinsaturé.
- **<sup>1</sup>O<sup>2</sup>** : Oxygène Singulet.
- **ARN** : Acide Ribonucléique.
- **Cd** : Cadmium.
- **COPT** : Copper Transporters.
- **COPT1** : Copper Transporters 1.
- **COPT3** : Copper Transporters 3.
- **COPT5** : Copper Transporters 5.
- **COX** : Cyclooxygénase.
- **Cu** : Cuivre.
- **EDTA** : Ethylene diamine tétra-acétique.
- **ETC** : Chaîne de Transport d'Electron.
- **FRO** : Ferric Réductase Oxydase.
- **GPX** : Glutathion Peroxydase.
- **GR** : Glutathion Réductase.
- **NADH** : Nicotinamide Adénine Dinucléotide Réduit.
- **NADPH** : Nicotinamide Adénine Dinucléotide Phosphate.
- **Ni** : Nickel.
- **POX** : Les Peroxydases.
- **PS** : Phytochélatines synthase.
- **PSI** : Photosystème I.
- **PSII** : Photosystème II.
- **TBA** : Thiobarbiturique.
- **TCA** : Acide Trichloroacétique.
- **ZIP** : Zinc Transporter Proteins.
- **ADN** : Acide désoxyribonucléique.
- **ATP** : Adénosine triphosphate.
- **Chl a** : Chlorophylle a.
- **Chl b** : Chlorophylle b.
- **CO<sub>2</sub>** : dioxyde de carbone.

- **DTNB** : 5,5'- dithiobis-2-nitrobenzoïque.
- **H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>** : Peroxyde d'hydrogène.
- **MF** : Matière fraîche.
- **MO** : Matière organique.
- **O<sup>2</sup>** : Oxygène.
- **Prot** : Protéine.
- **SOD** : Superoxyde dismutase.
- **Tris** : Trishydroxyméthylaminométhane, (2-Amino-2-Hydroxyméthyl-1,3-Propanediol).

- **μM** : Micromole.
- **APOD** : Ascorbate peroxydase.
- **GPOD** : Gaiacols peroxydases.
- **SPOD** : Syringaldazine peroxydases.
- **APOX** : Ascorbate peroxydase.
- **As** : Arsenique.
- **AS** : Ascorbate.
- **Ca** : Calcium.
- **CDNB** : 2,4 Dinitrochlorobenzene.
- **CDNB-GSH** : 2,4 Dinitrochlorobenzene glutathion.
- **CdSO<sub>4</sub>** : Sulphate de Cadmium.
- **Mn** : Manganèse.
- **ETM** : Élément trace métallique.
- **Fe** : Fer.
- **POD** : Peroxydase.
- **H** : Humidité.
- **Mg** : Magnésium.
- **Mn** : Manganèse.
- **Pb** : Plomb.
- **Zn** : Zinc.
- **P** : Phosphore.
- **ERO** : Espèces réactives d'oxygènes.
- **CuSO<sub>4</sub>** : Sulfate de cuivre.

- **Cd Cl<sub>2</sub>** : Chlorure de cadmium.
- **Cr** : Chrome.
- **Ti** : Titane.
- **Sb** : Antimoine.
- **Se** : Sélénium.
- **Hg** : Mercure.
- **pH** : Potentiel hydrogène.
- **Cd<sup>+2</sup>** : Ions de cadmium.
- **Cu<sup>+2</sup>** : Ions de cuivre.
- **Ca<sup>+2</sup>** : Ions de calcium.
- **Zn<sup>+2</sup>** : Ions de zinc.
- **Fe<sup>+2</sup>** : Ions de fer.
- **CdSO<sub>4</sub>** : Sulfate de cadmium.
- **CdCO<sub>3</sub>** : Cadmium de carbonate.
- **CdCl** : Chlore de cadmium.
- **CdHCO<sub>3</sub>** : Cadmium de carbonate mineral.
- **g/ha/an** : gramme/hactère/année.
- **METOX** : Métaux toxiques.
- **SH** : Groupement sulfhydre.
- **N** : Azote.
- **C°** : Température.
- **Hsp** : Les protéines de choc thermique.
- **IARC** : l'International Agency for Research on Cancer.
- **AA** : Acides aminés.
- **AO** : Acides organiques.
- **ITCMI** : Institut technique des cultures maraichères et industrielles.
- **WBG** : World bank group.
- **PAA** : Acide peroxyacétique.
- **CCH** : Combinatorial conflicting homozygosity.
- **CCS** : Comprehensive chromosome screening.
- **LOX** : Lipoxygenase.
- **SAR** : schéma d'aménagement régional.

- **JA** : l'acide jasmonique.
- **MEJA** : l'acide méthyljasmonate.
- **Vitamine C** : Acide ascorbique.
- **Vitamine E** : Alpha-tocophérol.
- **Vitamine A** : Béta- carotène.
- **CuA** : Centre cuivre.
- **CuB** : Ion cuivre.
- **SO4-2** : Ions sulfate.
- **Co** : Cobalt.
- **V** : Vanadium.
- **Mo** : Molybdène.
- **AGPI** : Acides Gras Polyinsaturés Membranaires.

# **Introduction générale**

L'évolution du secteur industriel s'est produite sans tenir compte des émissions de substances toxiques dans l'environnement, notamment dans les sols (Benhalima, 2024). Pendant une durée prolongée, le sol a été perçu comme une ressource renouvelable, potentiellement inépuisable sur le plan de la genèse des êtres vivants, capable d'absorber les résidus de nos activités sans suites fâcheuses. Cependant, il est désormais reconnu que les sols présentent un équilibre délicat et une vulnérabilité (Alabouvette *et al.*, 2009). Actuellement, ce précieux héritage est confronté à des risques découlant à la fois de son histoire complexe et de l'expansion des zones environnantes réservées au développement industriel (Adomako *et al.*, 2021).

Le sol est un milieu délicat et extrêmement complexe, souvent sous-estimé en tant que simple substrat pour les activités agricoles. En réalité, il constitue un écosystème dynamique qui interconnecte la biomasse, l'atmosphère et l'hydrosphère. Sa tâche revêt une importance capitale en matière de surveillance de la qualité des ressources en eau et en air, ainsi que dans le domaine de la sécurité alimentaire, comme souligné par Ali-Zade *et al.*, (2010) et Kabata-Pendias, (2011). En outre, il joue un rôle de plateforme pour le transit, le stockage et le transport de diverses substances, qu'elles soient organiques ou inorganiques (Dequiedt *et al.*, 2011 ; Diaz *et al.*, 2009).

L'accumulation des éléments métalliques dans le sol entraîne sa pollution et agit ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques (Min *et al.*, 2013 ; Chao *et al.*, 2022). Parmi les métaux lourds couramment observés dans les milieux pollués, on peut, mentionner le plomb (Pb), le chrome (Cr), l'arsenic (As), le zinc (Zn), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), et le nickel (Ni) (Agarry et Ogunleye, 2012). En cas de surabondance, ces métaux lourds peuvent être toxiques pour une variété d'organismes, y compris la faune et la flore aquatiques, la microfaune et la microflore du sol, ainsi que les plantes et les animaux terrestres (Guessasma *et al.*, 2020).

Les métaux lourds sont des éléments métalliques caractérisés par une densité dépassant 5 g/cm<sup>3</sup>, et ils sont généralement présents dans l'environnement à l'état de traces. Certains éléments, tels que le cadmium, l'arsenic, le plomb et le mercure, sont considérés comme particulièrement toxiques. Ces constituants sont intrinsèquement présents dans l'écorce terrestre ainsi que dans tous les êtres vivants (Sbartai *et al.*, 2012 ; Boughattas *et al.*, 2017).

L'aptitude productive des sols agricoles est en déclin en raison de différents facteurs d'altération, parmi lesquels la pollution. D'après la FAO, environ la moitié des sols à l'échelle

mondiale ont déjà subi une dégradation due aux actions anthropogéniques (Bose *et al.*, 2013 ; Li *et al.*, 2018).

Parmi les sources essentielles de contamination des sols, on peut également identifier les exploitations de l'agriculture et urbaines, les activités industrielles telles que la métallurgie, Les secteurs de l'industrie chimique, de l'exploitation extractive (minier), du transport, du stockage et de l'attribution des productions pétrolières, de même que du brûlage de ces produits comme le diesel (Li *et al.*, 2020).

Une surexposition aux métaux lourds peut entraîner des conséquences très préjudiciables pour la santé humaine (Kabata-Pendias *et al.*, 2007). Étant donné que les produits d'origine végétale constituent le fondement de la chaîne alimentaire, ils jouent un rôle essentiel dans la transmission des métaux lourds à l'organisme humain. C'est pourquoi il est crucial d'analyser et de surveiller l'accumulation de ces éléments dans les plantes (Kabata-Pendias *et al.*, 2012).

Au sein du règne végétal, en dépit du rôle crucial joué par de nombreux métaux en tant qu'oligo-éléments dans les processus biologiques, Certains de ces éléments ont la capacité de se transformer en polluants pour différents organismes vivants lorsqu'ils dépassent un seuil critique de dose. Par exemple, un excès de cuivre (Cu) peut devenir nocif, ce qui peut conduire à une diminution de l'agrandissement des racines, comme mentionné par Marschner, (2012), et déséquilibrer la composition de quelques protéines, comme souligné par Yruela, (2009). Le cadmium (Cd) est répertorié en tant que métal lourd rare dans l'écosystème et présente une toxicité élevée pour les êtres humains (Moulis *et al.*, 2014 ; Cuny *et al.*, 2006).

Le premier impact constaté des métaux lourds sur les plantes se traduit par Une diminution de leur développement, habituellement accompagnée de symptômes de trouble de fonctionnement tels que l'étiollement des feuilles et de larges blessures de nécrose, un jaunissement progressif, ainsi qu'un flétrissement ou un dessèchement (Kabata-Pendias et Pendias, 2010). À l'heure actuelle, les mécanismes moléculaires responsables de ces perturbations restent peu compris, cependant, il est largement accepté qu'elles sont induites par un stress oxydatif causé par la génération d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) (Noctor *et al.*, 2014). Afin de contrer l'effet de ces espèces oxydantes, les végétaux développent des systèmes de défense en même temps enzymatiques et non enzymatiques, faisant intervenir une diversité de constitués capables de neutraliser les radicaux libres et pouvant être désignés comme des antioxydants (Soughir, 2009 ; Chou *et al.*, 2011).

En raison de ses conséquences sur l'environnement et la santé, la rémédiation des sites contaminés est une préoccupation majeure, en particulier en ce qui concerne la propagation des substances dangereuses dans l'environnement et leur transfert dans les nappes phréatiques et la chaîne alimentaire (Lipińska *et al.*, 2014). De plus, il est essentiel de souligner les coûts importants liés aux projets de réhabilitation, qui impliquent souvent l'extraction des sols et leur transport coûteux vers les installations de décontamination (Gabet, 2014). On utilise différentes techniques de dépollution, avec l'évolution constante de nouvelles technologies (Mesbaiah *et al.*, 2016). Sur le terrain, on utilise principalement des traitements thermiques et physicochimiques, tandis que les procédés de décontamination biologique sont généralement réservés à une petite gamme de contaminants comme les hydrocarbures et les métaux lourds, selon Lenoir *et al.*, (2016).

Selon Lotmani et Mesnoua, (2011), la phytoremédiation est une méthode innovante de décontamination qui utilise des plantes chlorophylliennes et leurs microorganismes pour éliminer, confiner ou diminuer la toxicité des contaminants environnementaux. Selon Leahy *et al.*, (2003), Plusieurs végétaux possèdent la capacité d'absorber les polluants présents dans leur milieu et de les accumuler dans leurs tissus (Saratale *et al.*, (2007) ; Adekunle et Adebambo, (2007) et AI Jawhari, (2014). Étant donné que seules certaines espèces sauvages sont adaptées à l'amélioration des sols contaminés par les composants métalliques (ETM) (Farrell *et al.*, 2010), les chercheurs en botanique se sont penchés sur les mécanismes de sensibilité, de tolérance, d'accumulation et de résistance aux ETM (Doustaly *et al.*, 2014 ; Ovecká et Tackac, 2014). Selon les recherches, les végétaux capables de croître dans des environnements pollués mettent en place des mécanismes de détoxification, de séquestration ou d'absorption des éléments métalliques lourds. Cette approche pourrait être envisagée comme une stratégie stimulante pour apprécier les impacts de transport possible de ces éléments métalliques dans la biocénose et le biotope, de même que comme une technique de décontamination des sols (Bhagyaouant *et al.*, 2019).

L'étude de ces plantes résistantes, en raison de leur capacité à détoxifier, immobiliser ou absorber les métaux lourds, pourrait s'avérer un outil pertinent. Ceci faciliterait de procéder à l'estimation des effets de transfert potentiel des éléments traces métalliques au sein de l'écosystème (Martin *et al.*, 2017 ; Xu *et al.*, 2018), tout en pouvant offrir une possibilité d'amélioration des sols (Marschner, 2012).

C'est dans ce contexte que se situe notre travail de thèse, qui a été entrepris dans le but de répondre à diverses interrogations et de clarifier les mécanismes de défense de la plante vis-à-vis d'une exposition à des composés métalliques, présents dans des sols contaminés, chez la tomate d'industrie.

Cette étude s'est penchée sur les problématiques suivantes :

- Examiner les impacts de deux éléments traces métalliques (cadmium et cuivre), en étudiant les niveaux des paramètres biochimiques.
- Estimer la sensibilité des cultures de tomates au risque de contamination aux éléments traces métalliques par l'évaluation de l'ampleur du stress oxydant engendré. Cette évaluation se fera en examinant les changements observés dans les biomarqueurs, qu'ils soient enzymatiques ou non enzymatiques, qui participent aux systèmes de défense de la plante.
- De plus, il est essentiel d'évaluer la tolérance et la capacité des plantes à surmonter le stress en utilisant des méthodes de phytoremédiation pour limiter l'absorption des métaux, ce qui permet de réduire le burst oxydatif.

# **Chapitre 1 : Synthèse Bibliographique**

## **1. Pollution**

La pollution est déterminée comme une détérioration ou une altération de l'environnement, principalement causée par l'activité humaine, à travers la dispersion directe ou indirecte de composés chimiques, physiques ou biologiques potentiellement nocifs pour les êtres vivants, perturbant ainsi le fonctionnement naturel des écosystèmes à divers degrés (Nadjeh, 2015). La pollution peut entraîner des répercussions sur la santé humaine et animale, et peut également induire des migrations ou l'extinction de certaines espèces qui ne parviennent pas à s'ajuster aux changements de leur environnement naturel (Benhalima, 2024).

La pollution se caractérise par l'entrée de substances solides ou de fluides dans l'atmosphère, les cours d'eau et le sol, entraînant ainsi la dégradation de ces milieux et des conséquences préjudiciables pour les êtres humains et les écosystèmes (Bouزيد Iheb, 2019). Étant donné que notre recherche se focalise sur une végétation qui repose sur un système racinaire robuste, et que son principal mécanisme d'absorption se produit au niveau du sol (par le biais du contact direct entre les racines et le sol), la contagion des sols est identifiée comme l'un des éléments impactant leur développement (Pierre Lucisine, 2015 ; Adomako *et al.*, 2021).

### **1.1. Pollution de l'air**

Les métaux lourds ont la propriété de se disséminer dans les couches supérieures de l'atmosphère et de s'accumuler dans des zones éloignées après avoir été véhiculés sur de longues distances. Il est estimé qu'une particule de mercure demeure en suspension dans l'atmosphère pendant une durée d'environ un an avant de se mettre. Les matières métalliques présentes dans l'air peuvent particulièrement s'exposer sous deux formes :

- Quelques alliages métalliques volatils ou ceux ayant une pression de vapeur saturante élevée peuvent se présenter sous forme gazeuse
- Les composés métalliques solides ont la capacité de se déposer soit sur les particules fines, soit sur la poussière générée pendant les mécanismes de brûlage. Les sources principales des métaux présents dans l'atmosphère proviennent principalement des installations stationnaires, où les substances métalliques sont transportées par des molécules atmosphériques émises lors de processus de combustion à grande température, de la métallurgie et de l'utilisation des véhicules. Les risques biologiques,

physiques et chimiques de ces particules sont influencés par des paramètres tels que leur taille, leur concentration et leur composition. Parmi ces facteurs, la taille des particules est considérée comme le plus déterminant quant à leur impact sur l'environnement (Laib, 2021).

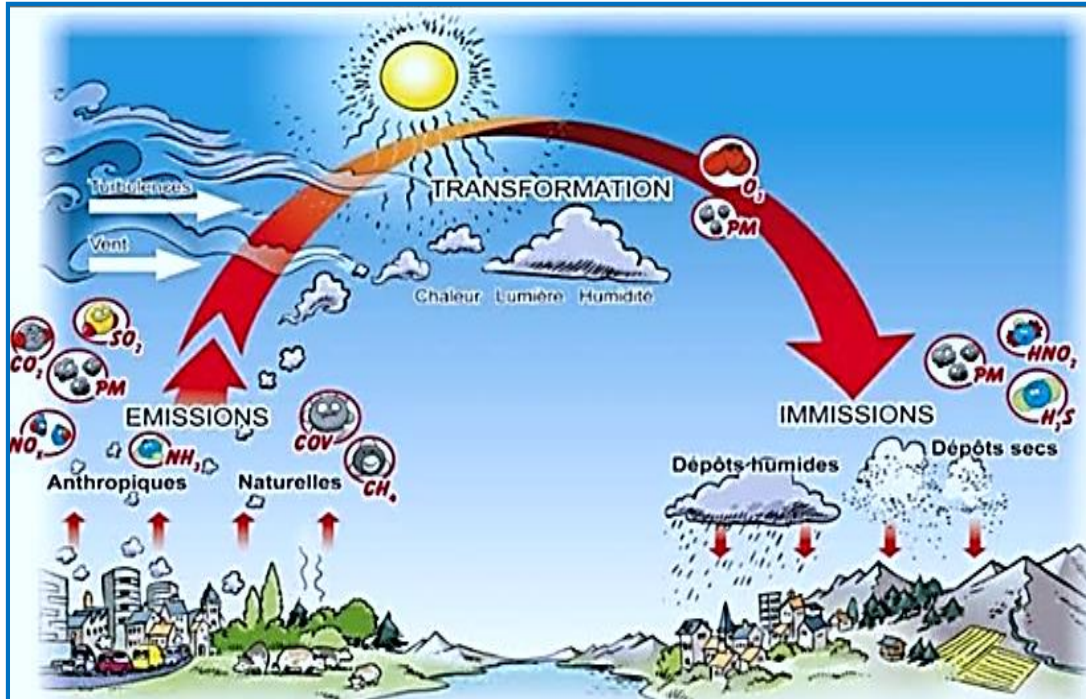


Figure 1 : Pollution de l'air (d'après Robert et Juste 1998)

## 1.2. Pollution de l'eau

Les métaux présents dans l'eau peuvent se trouver sous forme de complexes, de particules ou en solution. Les mécanismes fondamentaux qui influent sur la distribution et la répartition des métaux lourds incluent la dilution, la dispersion, la sédimentation, ainsi que l'adsorption et la désorption. Certaines actions chimiques peuvent également avoir un impact. La spécification des diverses formes solubles est déterminée par les constantes d'instabilité des différents complexes, ainsi que par les propriétés physicochimiques de l'eau telles que le pH, les ions dissous et la température (Cheraitia, 2020 ; Mamine *et al.*, 2019).

Les métaux lourds subissent diverses transformations, notamment la diminution par des mécanismes biochimiques, la méthylation, la déméthylation et l'oxydation des substances métalliques par des réactions redox, qui peuvent entraîner des évolutions, comme indiqué par Bensaid *et al.*, (2018) ; Belaid *et al.*, (2020) et Merbouh *et al.*, (2020). En général, ces systèmes biochimiques sont effectués par des micro-organismes et des algues. Les origines

essentielles de la pollution de l'eau comprennent les eaux usées provenant des activités domestiques et industrielles, l'agriculture, les contaminants atmosphériques et les sites de décharge anciens.

### **1.3. Pollution du sol**

Le sol, en tant que milieu complexe et multifonctionnel, constitue un point de convergence entre la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère. Les actions d'altération, de réorganisation et de remaniement des couches superficielles de la croûte terrestre sont le résultat des interactions biologiques et des échanges énergétiques qui s'y déroulent, comme indiqué par Thomas, (2008) et Hattab *et al.*, (2020). Les sols naturels renferment de manière inhérente des métaux en traces. La contamination d'un sol survient lorsqu'il y a un dépassement des niveaux naturels de concentration en éléments traces, sans pour autant affecter la qualité du sol (Yaiche *et al.*, 2017).

Le sol est qualifié de pollué lorsqu'il renferme des substances polluantes ou des contaminants capables d'induire des perturbations biologiques, physiques et chimiques au sein de l'écosystème auquel il est associé (Nadjeh, 2015). Cette forme de pollution peut découler de l'introduction par les activités humaines de substances toxiques susceptibles de compromettre la santé humaine et/ou l'équilibre environnemental. La pollution des sols et des sous-sols résulte de l'accumulation graduelle des conséquences des diverses actions humaines qu'elles soient industrielles, agricoles, urbaines ou militaires (Benhalima, 2024 ; Dada *et al.*, 2021).

#### **1.3.1. Origines de la contamination des sols par les métaux lourds**

##### **1.3.1.1. Ressources naturelles**

Des traces d'éléments peuvent être identifiées dans les minéraux primaires constituant les roches ignées. Ces dernières se forment suite au processus de refroidissement et de cristallisation subséquent du magma (Alloway, 1995). Une fois cette étape de substitution terminée, ces éléments en traces font partie du cycle géologique des roches (érosion, dépôt, diagenèse, métamorphisme, etc.). Ainsi, ils sont présents dans les roches qui forment le substratum, qu'elles soient d'origine ignée, sédimentaire ou métamorphique. Par conséquent, la dégradation de ce matériau d'origine constitue le principal processus naturel de dispersion des éléments tracés dans le milieu environnant (Kabata-Pendias, 2010).

D'autres mécanismes tels que l'activité volcanique, représentent des origines naturelles potentielles. Les différents processus biogéochimiques et pédogénétiques présents dans les sols contribuent à la libération des éléments traces, comme l'a mis en avant Sposito, (1989). Ainsi, il est possible que les concentrations en éléments traces atteignent des niveaux élevés, similaires à ceux des concentrations de base, comme indiqué par Baker et Brooks, (1995) ; Robinson *et al.*, (1997) ; Pollard *et al.*, (2002) et Redjala *et al.*, (2011).

### **1.3.1.2. Ressources anthropiques**

Les ressources essentielles de pollution d'origine humaine comprennent une augmentation des afflux de métaux en plus de la contamination atmosphérique provenant des zones urbaines et industrielles, la pollution issue des activités agricoles et la pollution industrielle. L'usage des substances inflammables fossiles et, plus récemment, le recours à l'énergie nucléaire, constitue une source majeure d'émissions de polluants (Ramade, 2000). Notamment, l'exploitation du pétrole constitue une cause significative de pollutions graves dans les eaux océaniques et côtières, depuis l'extraction jusqu'au processus de raffinage et à son utilisation en tant que carburant (Singh *et al.*, 2020 ; Miglani et Bisht *et al.*, 2019).

L'agriculture a évolué pour devenir une source significative de pollution des sols et des eaux à cause de l'utilisation répandue d'engrais chimiques et de pesticides. Ces produits, élaborés dans le but d'optimiser les propriétés physicochimiques du sol, présentent fréquemment des concentrations en métaux lourds plus élevées que celles du sol d'origine. Les industries émettent des effluents dont la composition présente une variabilité significative observée en proportion des domaines d'action respectifs, tels que la papeterie, la chimie, le pétrole et la métallurgie, comme indiqué par Pepper, (2006) ; Merbouh, (2020) et Bedouh, (2014). Ces secteurs industriels ont recours à des quantités importantes d'eau pour leurs activités de production. Les eaux usées, connues sous le nom d'effluents, contiennent des concentrations importantes de métaux lourds tels que le mercure, le plomb et le cadmium, dont la toxicité est bien établie partiellement méconnue (Callender, 2014).

Les rejets industriels non maîtrisés représentent une importante source d'introduction d'éléments traces dans divers environnements, tels que l'atmosphère, les milieux aquatiques et terrestres. La concentration de substances étrangères est encouragée par divers mécanismes de conversion tels que la production de métaux non ferreux (comme l'arsenic, le cadmium, le cuivre et le zinc), la combustion du charbon (notamment le nickel et le plomb), les pratiques

agricoles (comme l'arsenic, le cadmium et le plomb) et la circulation automobile (en particulier le plomb et le manganèse) (Kabata-Pendias, 2011).

### **1.3.2. La contamination des sols par les métaux lourds**

La pollution et la contamination sont des notions fréquemment employés pour décrire l'accumulation anormale et externe, généralement induite par l'activité humaine, d'éléments ou d'agents pathogènes dans un environnement (Dada *et al.*, 2021). Cette accumulation peut engendrer des dommages pour la santé humaine ainsi que pour la qualité des systèmes écologiques aquatiques et terrestres, pouvant entraîner des risques matériels, altérer ou perturber l'agrément de l'environnement, ou entraver d'autres utilisations appropriées de celui-ci (Ramade, 2005).

Les métaux lourds, également connus sous l'appellation d'éléments traces métalliques (ETM), se trouvent naturellement en quantités minimales dans les sols, l'eau et l'air (Baize *et al.*, 2002). Toutefois, Certains actes d'origine humaine, tels que le brûlement de charbon, de pétrole, de résidus et quelques processus de fabrication, entraînent un dégagement significatif de ces métaux dans le milieu environnant (Singh *et al.*, 2020). Les métaux lourds posent non seulement un défi en termes de pollution atmosphérique, mais ils sont également caractérisés par leur persistance dans l'environnement, leur capacité à perturber les écosystèmes, à causer des dommages aux sols, aux eaux de surface, aux forêts et aux cultures, ainsi que par leur bioaccumulation dans la chaîne alimentaire (Alturiqi et Albedair, 2012 ; Alloway, (2013).

L'effet néfaste de ces substances dépend de leur concentration dans le sol, de leur forme chimique particulière et de leur biodisponibilité. Cette dernière est affectée par l'interaction de trois facteurs : la composition et la concentration des composés chimiques présents dans la solution du sol, les propriétés physicochimiques et microbiologiques du sol, ainsi que l'organisme vivant en question.

Les métaux lourds prédominants relâchés dans la lithosphère par les actions humaines incluent le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le chrome (Cr), le sélénium (Se), l'arsenic (As), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd). La principale problématique liée à ces métaux lourds réside dans leur nature non biodégradable, ce qui entraîne leur persistance prolongée dans les sols.

### **1.3.3. Transfert des métaux lourds**

L'interface sol-racines est l'endroit où se déroulent des processus physiques, chimiques et biologiques intenses qui régissent l'absorption des métaux par les plantes (Chao *et al.*, 2022). Certains métaux revêtent une importance cruciale pour les organismes vivants, même à des concentrations minimales. Toutefois, à des concentrations élevées, ces composés peuvent engendrer un stress, perturbant les réponses physiologiques des plantes (Golubkna *et al.*, 2020 ; Guessasma *et al.*, 2020).

### **1.4. Processus physiologique de bioaccumulation des métaux lourds (ETM)**

Les métaux sont des éléments chimiques qui sont habituellement obtenus à partir de minerais qui se distinguent par leur brillance particulière, leur bonne conductivité thermique et électrique, ainsi que par leurs propriétés de dureté et de malléabilité (Deschamps *et al.*, 2006). Ils s'associent aisément à d'autres éléments afin de constituer des alliages qui sont exploités par l'humanité depuis l'époque antique. Les métaux sont des oligo-éléments essentiels pour de nombreux processus biologiques, mais ils peuvent devenir des contaminants pour les organismes vivants si leur concentration dépasse un certain seuil, qui dépend de la spéciation physico-chimique de l'élément en question (Rodriguez *et al.*, 2011 ; Yang *et al.*, 2011). Parmi les éléments chimiques indiqués par Miquel, (2001), on retrouve le fer (Fe), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le cobalt (Co), le vanadium (V), le sélénium (Se), le molybdène (Mo), le manganèse (Mn), le chrome (Cr), l'arsenic (As) et le titane (Ti). Certains éléments ne sont pas indispensables à la survie et peuvent même être nuisibles, comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) (Chiffolleau *et al.*, 2001 ; Redjala *et al.*, 2011 ; Tang *et al.*, 2009).

### **1.5. Processus de chélation des éléments traces métalliques (ETM)**

À chaque mécanisme physiologique accusant des interactions avec le milieu, les particules extérieures franchissent les barrières biologiques délimitant le milieu interne de l'organisme de son environnement externe (Pernot, 2012). En cas de pollution, les barrières cutanées et respiratoires pour la contamination directe, ainsi que la barrière intestinale pour la contamination trophique, présentent des caractéristiques biologiques qui sont influencées par leur structure et par les conditions physicochimiques de l'environnement telles que la température, le pH, les électrolytes, etc (Morel, 1996).

La présence d'ions métalliques libres est essentielle pour réguler l'absorption des métaux à partir des solutions. Les ions métalliques libres ont été reconnus comme les formes métalliques dissoutes les plus aisément accessibles pour les processus biologiques (Campbell, 1995). Le modèle élaboré par Morel dans les années 80 a été fréquemment employé Dans le but d'éclairer la toxicité des molécules métalliques. Ainsi, le transfert des ions  $Hg^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  et  $Pb^{2+}$ , pourrait se produire à travers un canal protéique non spécifique localisé sur la membrane cellulaire (Le T.T.Y *et al.*, 2012). Finalement, l'aptitude de la métallothionéine à agir en tant que biomarqueur d'exposition aux métaux toxiques, notamment le Cadmium (Martins *et al.*, 2012).

### **1.6. Mécanisme d'excrétion et de stockage des métaux lourds (ETM)**

En complément des mécanismes de pénétration et de distribution des molécules toxiques dans l'organisme, différents processus physiologiques et biochimiques participent à leur élimination. Tous les organismes ont la capacité d'accumuler des doses significatives de métaux, cependant, chez d'autres espèces, l'élimination des métaux accumulés est même remarquable (Sbartai *et al.*, 2012).

Plusieurs systèmes sont impliqués, tels que l'encapsulation des métaux dans des granules ou des dépôts insolubles, qui peuvent se trouver localisés dans les lysosomes ou ailleurs (George, 1980). La détection de la présence de métal dans la phase liquide indique son incorporation en solution, que ce soit par un processus direct ou indirect. Sa localisation intracellulaire est déterminée par l'internalisation de vésicules formées lors du mécanisme d'endocytose de particules métalliques et/ou d'agrégats protéiques contenant des cations divalents (Chaoui, 2005 ; Amiard-Triquet et Caurant, 1994).

### **1.7. Les mécanismes de bioaccumulation et bioamplification des métaux au sein des chaînes alimentaires**

Selon les observations sur le champ, il a été observé que les taux de certains contaminants augmentent à mesure que l'on avance dans les différents échelons de la chaîne alimentaire, phénomène désigné sous le terme de bioamplification (Lux *et al.*, 2011). Ce processus implique la bioaccumulation d'une substance (ou d'un élément) par un prédateur à un niveau supérieur à celui retrouvé chez sa proie. Cette augmentation a été observée pour divers contaminants organiques et en particulier pour le méthylmercure (Fowler, 1982). Malgré l'adhésion répandue des scientifiques à ce concept concernant le mercure, notamment

pour ses dérivés organiques, il suscite de vifs débats, voire des contestations pour d'autres contaminants métalliques (Richert *et al.*, 2006).

L'amplification biologique des contaminants au sein des écosystèmes est un processus complexe qui ne peut être réduit à un seul facteur (Clemens *et al.*, 2008). Ce phénomène résulte de l'interaction de divers facteurs favorables, tels que la dose du contaminant dans l'environnement, La fixité des conditions de l'environnement, la capacité de la substance contaminante à traverser les barrières biologiques, la persistance de la particule face aux actions de dégradation (abiotiques et biotiques), les transports trophiques, les spécificités des réseaux alimentaires (Ramel *et al.*, 2012), ainsi que la durée de vie, sont quelques-uns des facteurs à prendre en compte. En effet, l'amplification biologique résulte de l'interaction de l'ensemble de la composante biologique des écosystèmes, notamment des réseaux trophiques (Vaculik *et al.*, 2012 ; Juang *et al.*, 2014).

### **1.8. Les Facteurs affectant la bioaccumulation des ETM**

L'analyse de la relation entre les agents polluants et les barrières biologiques est essentielle pour approfondir la compréhension des processus écotoxicologiques, notamment en ce qui concerne la bioaccumulation et les transferts au sein des réseaux trophiques (Calvet *et al.*, 2005). Il est largement reconnu que les niveaux de métaux présents dans les organismes ne dépendent pas exclusivement de leur présence dans le milieu environnant.

Les processus impliqués sont hautement complexes et sont soumis à l'influence de divers facteurs, tels que la nature du polluant, incluant sa taille moléculaire et sa spéciation chimique, les caractéristiques de l'organisme récepteur telles que ses propriétés membranaires, sa composition chimique et ses processus actifs, ainsi que les conditions environnementales internes et externes comme la température et le pH, jouent un rôle crucial dans le processus de contamination (Peralta *et al.*, 2009 ; Roupael *et al.*, 2008 ; Singh *et al.*, 2019).

### **1.9. La toxicité des éléments traces métalliques (ETM)**

Le prééminent effet constaté des éléments métalliques sur les végétaux se traduit par un ralentissement de leur croissance, généralement associé à divers autres signes de dysfonctionnement tels que la chlorose des feuilles, des lésions nécrotiques significatives, un jaunissement progressif, ainsi qu'un flétrissement ou un dessèchement du feuillage (Bose *et al.*, 2013 ; Li *et al.*, 2020). Les mécanismes moléculaires responsables de ces perturbations

sont encore mal compris (Devi and Prasad, 1999). Cependant, il est largement accepté qu'ils sont causés par un stress oxydatif provoqué par la formation des ROS (Trinh *et al.*, 2014).

Les espèces réactives de l'oxygène (ROS) provoquent des altérations sur de nombreux substrats biologiques principaux, ce qui conduit à des modifications au sein des sites fonctionnels des biomolécules, à l'inhibition de l'activité enzymatique, à des déséquilibres du métabolisme végétal (notamment de la photosynthèse et de la respiration), à l'oxydation des protéines, ainsi qu'à des modifications des membranes cellulaires par le détournement de la peroxydation des lipides (Lu *et al.*, 2018).

### **1.10. Tolérance aux métaux lourds**

Pour remédier à ces désavantages, certaines plantes ont développé des mécanismes de stockage ou de détoxification des métaux qu'elles ont assimilés. Ces stratégies, dont l'efficacité est variable selon les espèces, apparaissent jouer une tâche plus importante, bien que leur compréhension reste partielle (Bose *et al.*, 2013 ; Li *et al.*, 2018). Ces réponses englobent des modifications de la perméabilité membranaire pour limiter l'entrée des métaux dans la cellule, l'activation des mécanismes antioxydants pour réduire les effets néfastes des espèces réactives de l'oxygène, ainsi que la chélation intracellulaire pour agiter l'interaction des ions métalliques (Bourrelier et Berthelin, 1998 ; Ali *et al.*, 2011 ; Mihoub *et al.*, 2005).

#### **1.10.1. La membrane plasmique**

Le processus de transfert actif et efficace par le biais de la membrane plasmique des cellules racinaires revêt une importance capitale en raison de l'impossibilité des ions de se diffuser aisément à travers la bicouche lipidique, même de façon passive (Lasat, 2002). Ainsi, l'implication du plasmalemmes dans la régulation du transport des métaux revêt une importance capitale. La membrane plasmique peut restreindre l'accumulation d'ions toxiques en modulant le flux ionique global ou en activant des mécanismes de régulation très spécifiques favorisant un flux ionique excluant les ions toxiques (Meharg, 1993). Néanmoins, même si la membrane plasmique joue un rôle de première barrière pour empêcher l'entrée des ETM dans le cytosol, elle représente également une cible essentielle de la toxicité métallique (Yu *et al.*, 2009).

### **1.10.2. Système antioxydant**

La fonction principale du système antioxydant est d'inactiver les métaux lourds qui ont réussi à s'introduire dans la cellule (Milone, 2003). Il est essentiel de bien appréhender les mécanismes conduisant au stress oxydatif, ainsi que les paramètres biochimiques déterminés dans la réaction à ce stress, sont des éléments clés à prendre en considération (Otmani *et al.*, 2018).

### **1.10.3. La chélation et la compartimentation cellulaire**

Actuellement, un élément essentiel de la résistance aux métaux lourds repose sur la présence de ligands organiques à l'intérieur des cellules, favorisant la complexation et ainsi la détoxification de divers ions métalliques. Concernant les végétaux, quatre principales catégories de ligands intracellulaires ont été répertoriées : la chélation (Cho et Seo, 2005 ; DalCorso *et al.*, 2013), les métallothionéines (MT) (Murphy et Taiz, 1995), les phytochélatines (PC) (De Knecht *et al.*, 1992), les acides organiques (Ma *et al.*, 1997), les acides aminés (Briat et Lebrun, 1999 ; Bert, 2000), ainsi que la compartimentation (Sanita di Toppi et Gabbrielli).

### **1.10.4. D'autres mécanismes de défense contre le stress métallique**

De nombreuses techniques peuvent être implémentées par les végétaux afin de réduire les effets néfastes des métaux lourds (DalCorso *et al.*, 2010 ; Mendoza-Cózatl *et al.*, 2008)

**1.10.4.1. Les transporteurs membranaires**, jouent un rôle essentiel dans le transfert des molécules à travers les membranes cellulaires. Des pompes ATPasiques particulières, spécifiques au cadmium, pourraient être impliquées dans le processus d'efflux actif des ions métalliques hors des cellules (Briat et Lebrun, 1999 ; Moons, 2003).

**1.10.4.2. L'accumulation des éléments traces métalliques au sein des feuilles matures.** La réduction de leur chute provoquerait une baisse des niveaux de métaux dans la plante. En règle générale, une augmentation de la concentration dans les feuilles est observée en fonction de l'âge. Les niveaux de Cuivre et de Cadmium dans les feuilles matures sont de 3 à 8 fois plus élevés que ceux des feuilles jeunes (Salt *et al.*, 1995). Cette observation suggère un processus de translocation interne des nutriments depuis les feuilles encore actives sur le plan de la photosynthèse vers les feuilles en voie de chute, permettant ainsi de maintenir l'activité photosynthétique tout en détoxifiant la plante (Dahmani-Muller, 2000).

**1.10.4.3. Les protéines de choc thermique (HSP).** Ces protéines, qui sont reconnues pour leur participation à la réaction au stress thermique, pourraient également exercer une fonction essentielle dans la résistance aux métaux nocifs. En fait, diverses formes de stress, qui induisent toutes la dénaturation des protéines (stress protéotoxique) selon Neumann *et al.*, (1994), peuvent déclencher la réponse appelée communément "choc thermique". L'induction des protéines de choc thermique (HSP) suite à une exposition au stress protéotoxique favorise la capacité de la cellule à réparer les dommages infligés aux protéines en favorisant la dissolution des agrégats, la renaturation des polypeptides, ou en favorisant, si nécessaire, la dégradation des protéines dénaturées (Banzet *et al.*, 1998).

**1.10.4.4. La biosynthèse d'éthylène.** Quelques métaux, tels que le cadmium, pourraient stimuler la production d'éthylène au niveau des racines et des feuilles. Ainsi, il agirait en tant que médiateur en favorisant la lignification pour limiter la circulation des métaux dans les vaisseaux et en accélérant la réponse antioxydante par la stimulation de l'activité de l'ascorbate peroxydase et la production de métallothionéines (Touiserkani et Haddad, 2012).

## **1.11. Le phénomène de résistance**

Certains métaux sont considérés comme des oligoéléments essentiels pour les organismes vivants à faible concentration. Cependant, à des concentrations élevées, ils peuvent devenir des agents stressants perturbant les réactions physiologiques. Le concept de « sensibilité » fait référence aux réponses physiologiques des plantes au stress, qui peuvent potentiellement conduire à leur mortalité (Laribi *et al.*, 2016 ; Otmani *et al.*, 2019).

En opposition, le concept de « résistance » fait référence à la capacité d'une plante à survivre en situation de stress métallique et à garantir sa reproduction (Levitt, 1980 ; Béguel, 2012). Ce phénomène de résistance englobe deux méthodes principales :

- ❖ La tactique d'évitement désigne la capacité des plantes à se défendre contre le stress des métaux en restreignant leur assimilation.
- ❖ La tactique de tolérance englobe les actions entreprises pour réduire les effets nocifs des substances métalliques sur l'organisme.

## **2. Le Cadmium**

Le cadmium est un métal d'enchaînement de couleur blanc argenté avec des reflets bleutés (Moulis *et al.*, 2014). Le cadmium, qui possède un numéro atomique de 48 et une

masse atomique de 112,4 g/mol, est fréquemment observé dans les gisements rocheux en compagnie d'autres éléments de la même famille, comme le zinc et le mercure. Dans le secteur de l'environnement, le cadmium se trouve principalement sous forme d'ion  $\text{Cd}^{2+}$  et il semble être l'unique état d'oxydation observé dans les milieux aqueux (McLaughlin et Singh, 1999).

Cependant, en raison de ses propriétés physiques et chimiques similaires à celles du zinc et du calcium, il a la capacité de franchir les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus. Les végétaux représentent la principale voie d'entrée du cadmium dans la chaîne alimentaire. La pollution de l'air et la contamination du sol exposent les végétaux à des concentrations croissantes de Cadmium (Mensch *et al.*, 2009).

En effet, d'après Mensch et Baize, (2004) ainsi que Herrieche *et al.*, (2004), il est constaté que 1 à 5 % des cultures de quelques espèces végétales dépassent la teneur réglementaire en cadmium. Le niveau de stockage de cadmium peut varier significativement en fonction des espèces comestibles. Cette variabilité peut être attribuée aux conditions de croissance et aux distinctions entre les espèces, notamment en ce qui concerne l'accumulation dans les différents organes (El-Beltagi and Mohamed, 2013)

## **2.1. La toxicité du cadmium**

Le cadmium est reconnu comme un polluant hautement toxique selon Guo *et al.*, (2018). Peu importe son origine, le cadmium présent dans le sol ne subit aucune décomposition, que ce soit par des processus chimiques ou biologiques. Il se concentre dans les couches supérieures du sol et est éventuellement transporté par les eaux d'écoulement vers les nappes phréatiques souterraines. Lorsqu'il s'accumule dans les horizons superficiels du sol, le cadmium a l'aptitude d'être pénétré par les plantes ce qui représente un enjeu significatif en termes de santé humaine (Henson et Chedrese, 2004). L'exposition au cadmium provoque divers effets indésirables, notamment des dommages rénaux et des cas graves de cancer (Asgher *et al.*, 2015)

## **2.2. Les effets du cadmium**

### **2.2.1. Sur la santé humaine**

L'absorption de cadmium par les plantes à partir des couches superficielles du sol est une source de préoccupation significative en termes de santé humaine. Une exposition au

cadmium peut entraîner différents dommages négatifs et néfastes, en particulier les blessures rénales et le cancer figurent parmi les plus graves (Duplay *et al.*, 2014).

### **2.2.2. Sur le système respiratoire**

Le cadmium a des conséquences sévères sur le système respiratoire, entraînant des troubles respiratoires, des œdèmes pulmonaires et une modification des muqueuses (Seidal *et al.*, 1993). Selon Mondal, (2013), l'inhalation de fumée contenant une concentration de 1 mg/m<sup>3</sup> de cadmium peut entraîner des troubles respiratoires sérieux. Toutefois, des effets analogues peuvent se manifester en cas d'exposition prolongée à de faibles concentrations de cadmium (Benhamdi *et al.*, 2014).

### **2.2.3. Sur le système reproducteur**

Le cadmium semble avoir un impact sur la régulation de la biosynthèse des stéroïdes dans les ovaires. D'après Henson et Chedrese, (2004), de faibles niveaux de cadmium peuvent favoriser la synthèse de progestérone par les ovaires, tandis que des concentrations élevées peuvent la réduire. L'exposition des femmes enceintes au cadmium a été liée à une réduction du poids à la naissance et à une augmentation des taux d'avortements spontanés (Frery *et al.*, 1993). De plus, le cadmium pourrait engendrer un effet « estrogénique » notable en stimulant la croissance du sein et de l'utérus à des concentrations similaires à celles relevées dans le milieu (Mengatay *et al.*, 2013).

### **2.2.4. Sur la croissance des plantes**

Les effets délétères du cadmium sur la croissance des plantes se manifestent par une réduction à la fois de la partie aérienne et des racines (Zorrig *et al.*, 2010), entraînant ainsi une diminution significative de la biomasse générée. Ces conséquences peuvent s'expliquer par divers facteurs, tels que la perturbation de l'équilibre hormonal, comme l'auxine (Hasenstein *et al.*, 1988), le déséquilibre dans l'homéostasie des éléments minéraux essentiels à la croissance des plantes (Das *et al.*, 2014), les effets néfastes du cadmium sur la composition des parois cellulaires (Chaoui et El Ferjani, 2005), ainsi que les altérations de la machinerie photosynthétique, incluant la structure des chloroplastes (Ebbs et Uchil, 2008). De plus, le cadmium pourrait influencer la concentration de chlorophylle, soit directement, soit indirectement, en perturbant les processus métaboliques ou en inhibant les enzymes responsables de la biosynthèse de la chlorophylle, comme cela a été mis en évidence Guo et

al., (2007) ; Moussa, (2004) ; Singh *et al.*, (2010) ; Vassilev *et al.*, (1997) ; Stobart *et al.*, (1985) et Padmaja *et al.*, (1990).

### **2.3. La biodisponibilité du cadmium dans le sol**

La biodisponibilité d'un composé métallique est définie comme sa capacité à être absorbée par les organismes vivants. Divers paramètres physicochimiques, tels que la spéciation du cadmium dans le sol, le pH du sol, le potentiel redox, ainsi que la concentration en colloïdes organiques ou minéraux, peuvent avoir un impact notable sur la disponibilité du cadmium dans la solution du sol (Shen *et al.*, 2015).

En raison du manque de ligands organiques, les principales espèces chimiques du cadmium présentes dans la solution du sol sont le  $\text{Cd}^{2+}$ , le  $\text{CdSO}_4$ , le  $\text{CdCO}_3$ , le  $\text{CdCl}^+$  et le  $\text{CdHCO}_3^+$  (Sposito, 1989). Néanmoins, le  $\text{Cd}^{2+}$  est capable de former des complexes avec les acides organiques carboxyliques dominants tels que l'acide citrique, l'acide oxalique et l'acide malique, présents dans les horizons superficiels des sols cultivés. Ces associations peuvent avoir un impact sur le comportement aux interfaces et, dans certaines situations spécifiques, faciliter l'entraînement avec la phase liquide. Dans les sols calcaires, la faible solubilité du carbonate de cadmium ( $\text{CdCO}_3$ ) limite considérablement la dose de l'ion libre ( $\text{Cd}^{2+}$ ) dans la solution du sol (Azizi *et al.*, 2017).

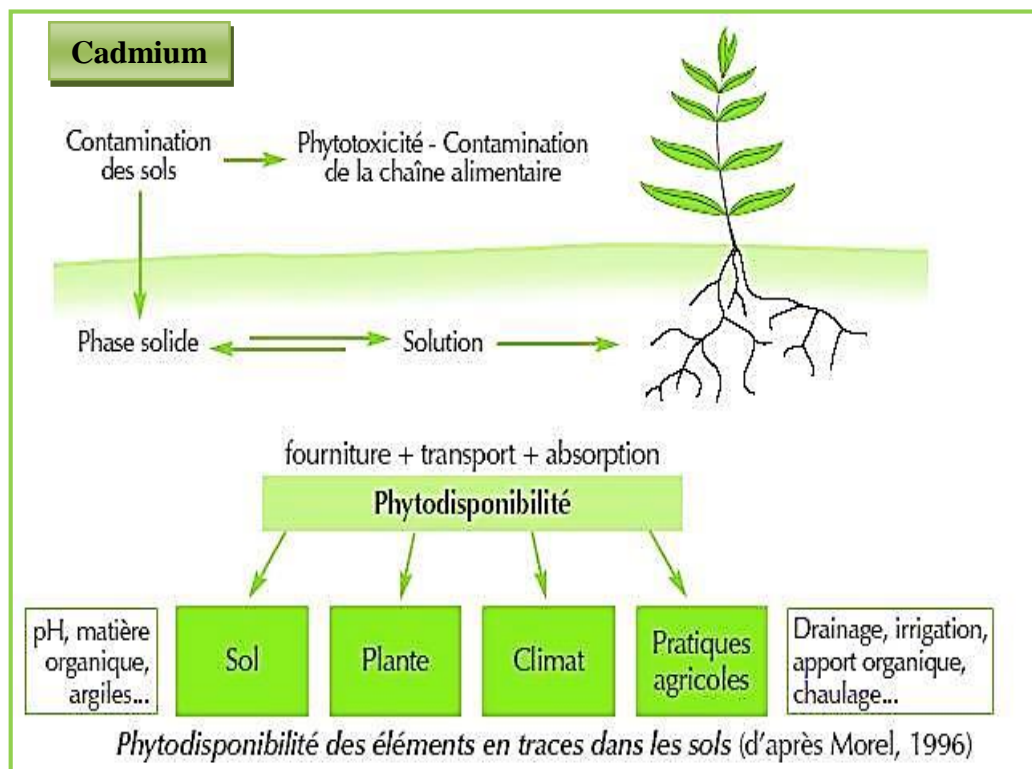
L'équilibre du pH du sol est important pour contrôler la disponibilité du cadmium dans l'environnement. Ainsi, lors de son absorption par les plantes (Kirkham, 2006). Diverses recherches ont confirmé que des niveaux de pH bas sont propices à l'accumulation de Cd dans les tissus des plantes (Yanai *et al.*, 2006). Tudoreanu et Phillips, (2004) ont établi une corrélation linéaire entre le pH du sol et l'assimilation du cadmium.

La mise à disposition du cadmium dans le sol est aussi conditionnée par le taux de matière organique présente. D'après Sauvé *et al.*, (2003), il a été observé que la capacité d'adsorption du cadmium par le sol est 30 fois supérieure dans un sol à forte teneur en matière organique par rapport à un sol essentiellement minéral. Il est généralement admis que la forte concentration de colloïdes organiques dans le sol conduit à une réduction de la biodisponibilité du cadmium. D'après des recherches antérieures, l'incorporation d'acides humiques dans les solutions nutritives a été associée à une réduction de l'assimilation du  $\text{Cd}^{2+}$  par divers organismes végétaux telles que le maïs (Tyler et Bride, 1982), la betterave à sucre (Greger et Lindberg, 1986) et la tomate (Wolterbeek *et al.*, 1988).

## 2.4. Impact des compétitions ou des interactions synergiques entre les substances chimiques

La concentration de cadmium est influencée par les conditions de son environnement chimique. Des interactions compétitives ou synergiques ont été observées entre différents éléments dans des environnements artificiels et en culture hydroponique. Une compétition entre le phosphore, le cadmium et le zinc a été fréquemment constatée, comme l'ont souligné Wallace et Berry, (1989) ainsi que Thys *et al.*, (1991). Cette dynamique est due à la précipitation des phosphates métalliques en solution, les rendant ainsi non biodisponibles. D'autre part, une augmentation de la concentration de calcium dans le substrat entraîne une réduction de l'absorption du cadmium, suggérant une compétition entre les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Cd}^{2+}$  au niveau de l'interface racinaire (Sarwar *et al.*, 2010).

Des études ont également révélé une compétition entre les ions  $\text{Mn}^{2+}$  et  $\text{Cd}^{2+}$  dans la solution nutritive, comme l'ont démontré Zornoza *et al.*, (2010). Une compétition entre le cadmium et le zinc est fréquemment observée, ce qui se manifeste par une diminution de l'absorption du  $\text{Cd}^{2+}$  en présence de  $\text{Zn}^{2+}$ . Cette interaction a été observée dans des études antérieures (Sarwar *et al.*, 2010).



**Figure 2 : Facteurs influençant la biodisponibilité des métaux lourds (Cd) dans le sol (Morel, 1996)**

## 2.5. Le stress oxydant

De nombreuses preuves attestent de la capacité du cadmium à provoquer un stress oxydatif. En présence de cadmium, les plantes produisent des espèces réactives de l'oxygène (ROS : Reactive Oxygen Species), telles que des radicaux libres, qui sont capables de causer des dommages aux composants cellulaires (Ahmad *et al.*, 2015). Les espèces réactives les plus couramment observées comprennent l'ion superoxyde ( $O_2^-$ ), le peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ), le radical hydroxyle (OH) et l'oxygène singulet  $1O_2$  (Dat *et al.*, 2000).

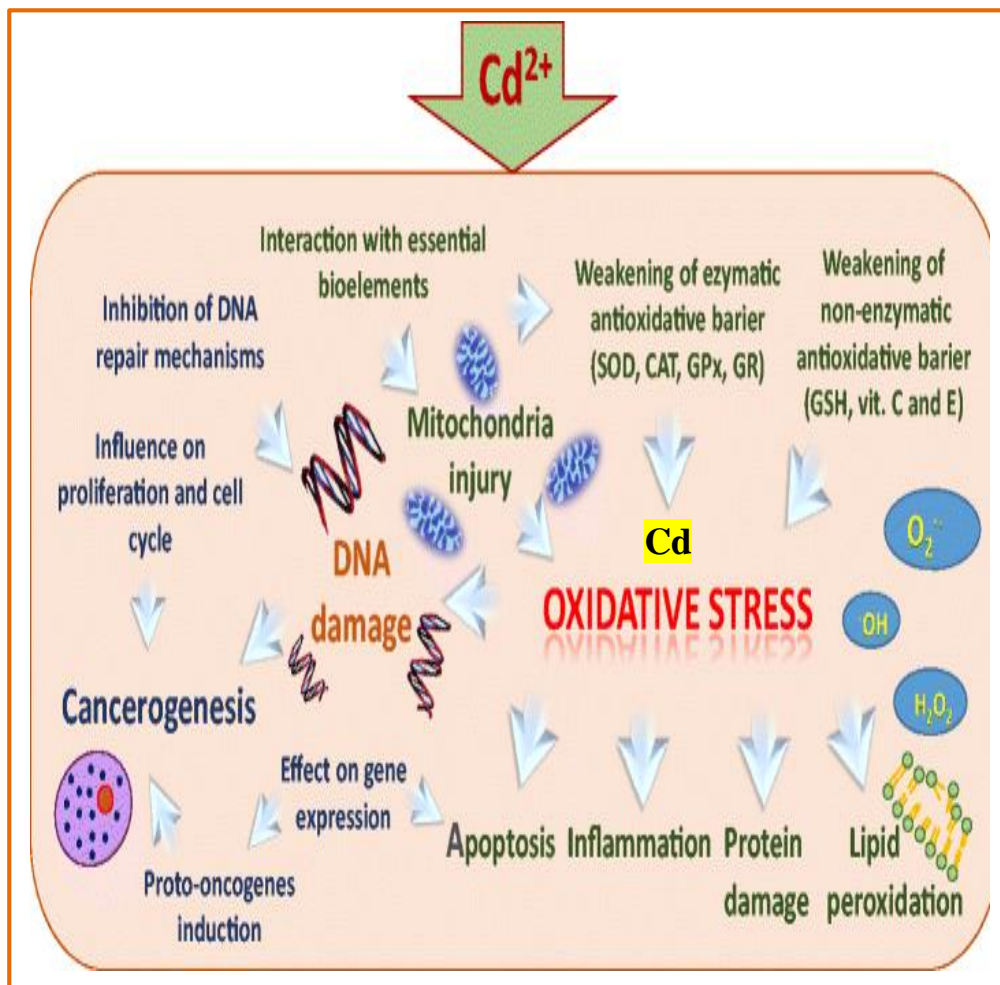


Figure 3 : Hypothèse sur le stress oxydatif induit par le cadmium (Pourrut, 2008)

Le stress peut être défini comme la réponse globale d'un organisme à un agent perturbateur, qu'il soit d'origine humaine ou naturelle, physique ou chimique, sans distinction de sa nature. Des pollutions organiques ou métalliques récurrentes ou chroniques peuvent être causées par divers facteurs, comme indiqué par plusieurs auteurs (Haleng *et al.*, 2007).

Le stress oxydatif est défini comme un état où la concentration de ROS au-delà du seuil de tolérance cellulaire, résultant d'une augmentation de leur production, d'une réduction des mécanismes de protection de la cellule, d'une entrée importante de ROS, ou d'une conjonction de ces facteurs (Su *et al.*, 2019). Cette perturbation de l'équilibre redox conduit à des altérations des structures et des fonctions biologiques. Les végétaux sont fréquemment confrontés à des conditions environnementales défavorables. Toutes ces situations stressantes entraînent des réactions de signalisation susceptibles d'amener des processus de défense ou de déclencher un système de mort cellulaire programmée. L'une des interactions examinées en détail concerne La mort cellulaire induite par le stress, abondamment étudiée dans la sphère des interdépendances entre les végétaux et les agents pathogènes (Dongxing *et al.*, 2019).

D'après Cho et Seo, (2005), on peut catégoriser les systèmes antioxydants cellulaires en deux groupes : les enzymes et les composés non-enzymatiques. L'augmentation des activités enzymatiques liées aux mécanismes de défense semble généralement être modulée par divers facteurs tels que l'espèce ou la variété végétale, ses conditions physiologiques, ainsi que la nature du stress oxydatif associé (Ozgun *et al.*, 2014 ; Uzunhisarcikli et Kalender, 2011).

### **2.5.1. Les enzymes antioxydantes**

En situation de stress oxydatif, les végétaux activent des mécanismes de défense enzymatiques efficaces, tels que la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT), l'ascorbate peroxydase (APOX), la glutathion réductase (GR), les peroxydases (POD), et certaines d'autres de plus (Scandalios, 2005). Ces mécanismes enzymatiques de défense jouent un rôle essentiel dans le maintien de faibles doses d'oxygène réactif. En cas d'exposition au cadmium, il est envisageable que ces enzymes de défense subissent une inhibition ou une stimulation, ce qui pourrait compromettre leur mode de fonction (Ritter *et al.*, 1999 ; Jozefczak *et al.*, 2015 ; Ozkan *et al.*, 2017 ; Maity *et al.*, 2017 ; Ni *et al.*, 2018).

### **2.5.2. Les antioxydants non-enzymatiques**

L'analyse des biomarqueurs dans les processus non-enzymatiques a porté sur une gamme de composés qui agissent souvent en tant que ligands intracellulaires pour les métaux ou qui sont impliqués dans leur exclusion et leur détoxification, tels que les groupements thiols tels que le glutathion réduit (GSH) et les phytochélatines (Garcia G *et al.*, 2017). Ces composés, fournissent une protection contre les radicaux libres et les métaux pro-oxydants tels que le cuivre et le fer (John *et al.*, 2007 ; Rijstenbil *et al.*, 1994 ; Ni *et al.*, 2018).

Les principaux antioxydants exogènes non-enzymatiques présents dans l'alimentation comprennent le glutathion et l'acide urique, parmi d'autres. Parmi ces composés, on peut citer des vitamines telles que la vitamine E ( $\alpha$ -tocophérol), la vitamine C (acide ascorbique) et les caroténoïdes (vitamine A et  $\beta$ -carotène, les flavonoïdes) (Koechlin-Ramonatxo, 2006).

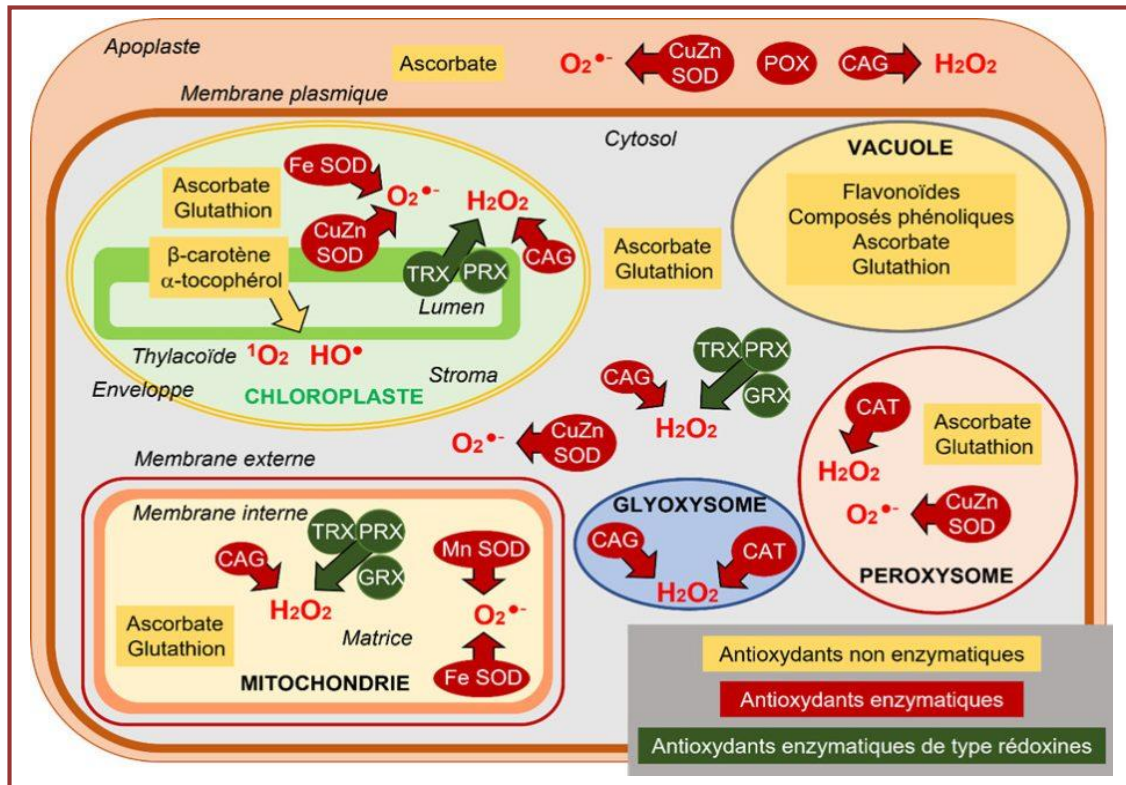


Figure 4 : Le processus de détoxification des espèces réactives de l'oxygène par les systèmes antioxydants (Sebastian *et al.* 2014)

### 2.5.3. D'autres stratégies de défense

Diverses méthodes pourraient jouer un rôle dans la capacité des plantes à tolérer les métaux lourds en général. Parmi celles-ci, on peut citer la stratégie d'évitement ou de réduction de l'absorption (Meharget Macnair, 1992), le processus d'expulsion active à partir du cytoplasme. Selon Kim *et al.*, (2007), Il a été prouvé que les éléments métalliques sont retenus dans l'apoplaste cellulaire (Salt *et al.*, 2000 ; Hall, 2002).

Relativement au cadmium, la concentration de ce métal dans les feuilles plus matures pourrait également s'expliquer comme une méthode de tolérance au cadmium (Sbartai, 2008). Selon les études menées par Salt *et al.*, (1995) et Lian *et al.*, (2018), l'augmentation de la concentration de cadmium dans les trichomes des plantes halophytes peut être interprétée comme une technique de bienveillance au Cd. De plus, le cadmium est capable d'induire la

biosynthèse de l'éthylène au niveau des racines et des feuilles, ce qui pourrait potentiellement agir comme médiateur pour privilégier la lignification. Cette procédure pourrait restreindre la dissémination du cadmium dans les tissus vasculaires, tout en déclenchant une réaction antioxydante par le biais de l'activation de l'ascorbate peroxydase (APX) et en stimulant la synthèse de chélateurs (Sanità di Toppi et Gabrielli, 1999).

#### 2.5.4. Le mécanisme de la translocation du cadmium

Le transport du cadmium des racines vers les feuilles se réalise à travers la sève brute en utilisant le xylème (Sbartai, 2008). Après l'absorption du cadmium par les racines, trois mécanismes régissent ce processus de transport : l'accumulation des métaux dans les cellules racinaires, le transfert symplasmique à travers la stèle et la libération du cadmium dans le xylème (Clemens *et al.*, 2006 ; Pense *et al.*, 2000). L'assimilation du cadmium par les feuilles semble être régulée par le processus de transpiration (Hardiman et Jacoby, 1984). En fait, une étude a mis en évidence qu'une fermeture complète des stomates entraîne une réduction significative de la concentration de cadmium dans les feuilles, ce qui suggère l'implication de la transpiration foliaire dans ce mécanisme d'accumulation (Salt *et al.*, 1995). Cependant, la diminution de la translocation du cadmium des racines vers les feuilles n'affecte pas l'absorption du cadmium par les racines, soulignant ainsi l'indépendance de ces deux mécanismes (Salt *et al.*, 2000 ; Bereczky *et al.*, 2003 ; Liu *et al.*, 2007).

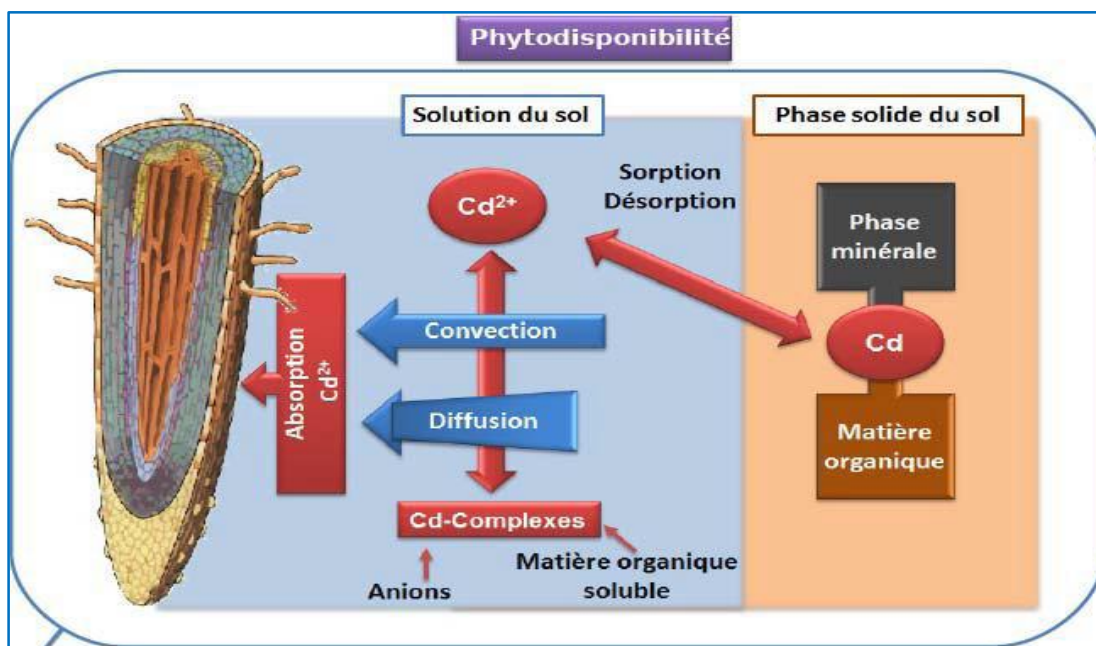


Figure 5 : Le transfert du Cadmium du sol vers la plante (Clemens *et al.*, 2006)

### **3. Le Cuivre**

Le cuivre, a pour symbole chimique Cu et pour numéro atomique 29, est situé dans le groupe 11 et la période 4 du tableau périodique des éléments. Son poids atomique est de 63,546 g/mol. Sur Terre, le cuivre se compose de deux isotopes stables : le <sup>63</sup>Cu (69,17 %) et le <sup>65</sup>Cu (30,83 %) (Amirouche, 2011).

Le cuivre se trouve naturellement dans les roches et les sols. En général, les sols issus de roches sédimentaires ont tendance à afficher une concentration en cuivre supérieure à celle provenant de schistes ou de granites (Fernandez-Calvino *et al.*, 2008). Selon Kabata-Pendias, (2010), les roches volcaniques affichent la concentration la plus élevée en cuivre. Les minéraux renfermant du cuivre peuvent provenir de la roche mère ou se former lors de systèmes pédologiques, par la substitution de certains cations métalliques ou par co-précipitation avec des carbonates de magnésium ou de calcium, ainsi qu'avec des oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium (McBride, 1995 ; Cetois *et al.*, 2003). Dans le sol, le cuivre a la propriété de former des complexes rapidement avec différents composés, ce qui restreint sa mobilité. En règle générale, on distingue la fraction solide de la fraction liquide du sol, le cuivre étant essentiellement concentré dans la fraction solide. La distribution du cuivre dans les diverses catégories du sol est influencée par la constitution minérale et organique des sols, ainsi que par leurs propriétés physico-chimiques telles que la température, le pH et l'humidité (H) (Sogreah, 2007 ; Foyer *et al.*, 2011).

#### **3.1. L'importance du cuivre pour la plante**

Le cuivre a une importance capitale en tant qu'oligo-élément pour les végétaux étant donné qu'une insuffisance en cuivre peut compromettre le développement des plantes (Yaiche, 2017). Cependant, à des concentrations élevées, le cuivre peut présenter une toxicité pour les végétaux (Wheeler et Power, 1995). La tolérance peut changer en fonction des différentes espèces végétales et des organes cibles (Alayat *et al.*, 2015).

Le cuivre (Cu) est un élément essentiel pour les plantes vasculaires, tout comme le fer (Fe), le zinc (Zn), le manganèse (Mn) et le nickel (Ni). La capacité de l'ion fer à échanger des électrons à partir de son orbitale d se manifeste à travers diverses formes redox (Palmer et Guerinot, 2009). Selon Marschner, (2011), ce métal joue un rôle de cofacteur dans le transfert d'électrons au sein des mitochondries et des chloroplastes. En tant que composant des protéines contenant du cuivre, comme le complexe IV ou le cytochrome C oxydase (qui agit

en tant que dernier accepteur d'électrons de la chaîne respiratoire dans les mitochondries), il est catégorisé parmi les oxydases à hème cuivre de la famille (Anatole-Monnier, 2014).

Le site actif binucléaire de cette enzyme est composé d'un noyau hème à haut spin (hème A3) lié à un ion cuivre (CuB). En plus de son site actif binucléaire, le cytochrome C oxydase possède un hème à faible spin (hème A) et un autre site contenant du cuivre (CuA) (Desquret, 2009). Le cuivre divalent subit une diminution rapide conduisant à la formation d'ions de cuivre monovalent instables. Le cuivre lié de manière enzymatique est impliqué dans des réactions d'oxydoréduction qui sont principalement caractérisées par des modifications de valence, telles que  $\text{Cu}^{2+} \text{e}^{-} \leftrightarrow \text{Cu}^{+}$  (Mengel et Kirkby, 2001). Il intervient dans de multiples enzymes indispensables à différentes actions physiologiques telles que la photosynthèse et la respiration (Michaud, 2007).

### **3.2. Mécanismes d'absorption et de transport du cuivre chez les végétaux**

Concernant les racines, l'assimilation du cuivre s'effectue à travers deux mécanismes distincts : la voie apoplasmique et la voie symplasmique. Le cuivre se trouve particulièrement accumulé dans les racines en raison de sa forte affinité pour l'apoplasme racinaire, ce qui contribue largement aux valeurs augmentées de cuivre remarquées au sein des racines (Sbartai *et al.*, 2012). Ainsi, il a été observé qu'une part variant de 10 à 84 % du cuivre total des racines se trouve sous forme apoplasmique (Michaud *et al.*, 2007).

La constitution de l'apoplasme et l'aptitude de changement cationique racinaire (CECR) varient en proportion de l'espèce, de la diversité et de l'âge de la végétale (Marschner, 2011). Une valeur plus élevée de CECR conduit à une concentration accrue de cuivre adsorbé dans l'apoplasme (Konno *et al.*, 2005). Il présente une affinité particulière pour la pectine de la paroi cellulaire (Konno *et al.*, 2005). L'apoplasme des racines contient des groupes fonctionnels, principalement des groupes carboxyliques, qui portent une charge négative à un pH neutre ou alcalin, et qui montrent une grande affinité pour les ions  $\text{Cu}^{2+}$  (Mengel et Kirkby, 2001). En revanche, la complexation du cuivre avec des ligands organiques tels que l'acide malique et principalement l'acide citrique entraîne une diminution de son adsorption dans l'apoplasme (Graham, 1981).

L'adsorption du cuivre dans l'apoplasme des parois cellulaires pourrait être stimulée en situation de déficience en cuivre, ce qui pourrait constituer une phase précoce de son absorption (Fry *et al.*, 2002 cité par Martins *et al.*, 2012).

En ce qui concerne le cuivre, son absorption se fait principalement sous forme d'ions libres  $\text{Cu}^+$ , même si la forme liée à des ligands organiques peut également être absorbée sans que le complexe formé ne se dissocie (Xuan *et al.*, 2006). Ces mécanismes requièrent l'intervention de transporteurs spécifiques du  $\text{Cu}^+$ , désignés sous le nom de COPT (copper transporters), sont localisés principalement aux extrémités des racines primaires et secondaires, et parfois dans la zone d'élongation ainsi que dans les trichomes racinaires (Azizi, 2017). Puisque le cuivre est présent dans l'apoplasme sous forme de  $\text{Cu}^{2+}$ , il est essentiel de le convertir en  $\text{Cu}^+$  pour favoriser son passage à travers la membrane plasmique via les transporteurs COPT1 et COPT2. Cette réduction est rendue possible grâce à l'activité des protéines de la membrane plasmique FRO (ferric réductase oxydase), qui jouent également un rôle dans le processus de réduction des ions  $\text{Fe}^{3+}$  (Puig *et al.*, 2007 ; Bravin, 2008). La présence d'acide ascorbique favorise également la conversion du Cuivre II en Cuivre I (Juang *et al.*, 2014). Il a été suggéré que les transporteurs membranaires du zinc ( $\text{Zn}^{2+}$ ), connus sous le nom de ZIP, pourraient avoir la capacité de transporter les ions cuivre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) (Harmas *et al.*, 2013). Les transporteurs transmembranaires des métaux ne montrent que de manière rare une caractérisation spécifique envers un métal unique. Ainsi, le transfert d'un métal est concurrentiel par rapport à celui de certains d'autres ions, tels que  $\text{H}^+$ , et est influencé par le pH (Bravin, 2008).

### **3.3. Translocation du cuivre vers les parties aériennes des plantes**

Après avoir traversé les membranes plasmiques des cellules racinaires, l'ion  $\text{Cu}^+$  est acheminé vers les fragments aériens via le xylème, où il se lie à des acides aminés tels que l'histidine ou la nicotianamine, comme indiqué par Brun *et al.*, (2001), ou à des acides organiques tels que le citrate ou le malate, comme marqué par Puig *et al.*, (2007). La nicotianamine joue un rôle dans le transport du  $\text{Fe}^{2+}$ , tandis que l'histidine est plus abondante dans les plantes présentant une plus grande tolérance au cuivre (Chou, 2011 ; Dumat, 2016). La teneur en cuivre dans le xylème et le phloème est faible, d'environ 140  $\mu\text{M}$ , et semble être associée à la concentration d'acides aminés (Kabata Pendias, 2010). Ensuite, le cuivre est stocké dans les vacuoles et d'autres éléments présents dans le cytoplasme, à savoir les organites cellulaires, en entrant dans la cellule via le transporteur COPT1 (Dalcorso *et al.*, 2013 ; Hsu *et al.*, 2007). Dans le milieu intracellulaire, le cuivre se trouve associé à des chaperons protéiques tels que COX17, CCH, CCS et CPCCS, en raison de la forte toxicité des ions cuivre libres pour la cellule (Yaiche *et al.*, 2017). Ces chaperons assurent le transport du

cuivre vers les enzymes, qui en dépendent, situées dans les organites, ou vers la vacuole pour le stockage (Harmas, 2011 ; Bhagat *et al.*, 2016).

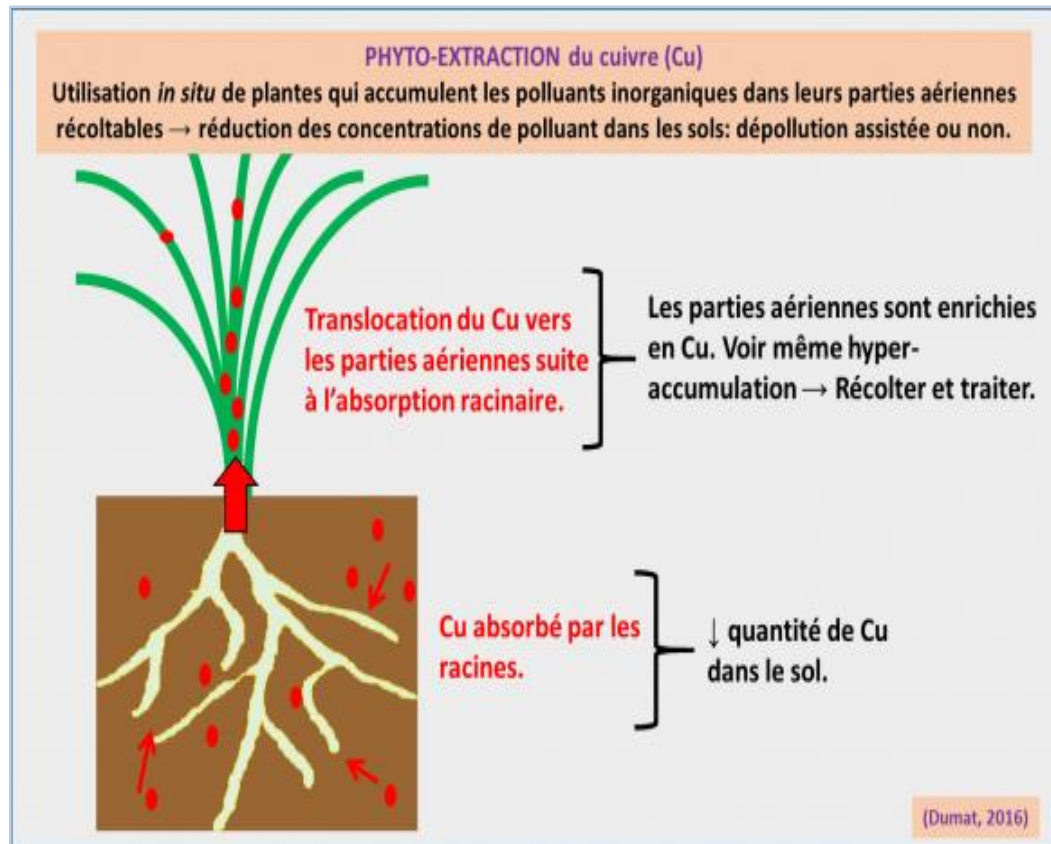


Figure 6 : Mécanismes d'absorption et de translocation du cuivre du sol vers la plante (Dumat, 2016)

### 3.4. La toxicité du cuivre sur la physiologie des plantes

Un surplus de cuivre dans le sol entraîne initialement une rhizotoxicité, se manifestant par le brunissement des racines, une diminution de la croissance des poils et des racines absorbantes (Kopittke et Menzies, 2006). Selon Adriano, (2001) et Chopin *et al.*, (2008), le cuivre est classé comme un composant tracé éventuellement toxique (PTTE). Bien que le cuivre joue un rôle crucial dans le développement des plantes, un excès de ce métal peut provoquer divers symptômes de toxicité tels que la réduction de la biomasse, l'inhibition de la croissance des racines, le bronzage, la chlorose, la diminution de l'absorption du fer, du zinc et du phosphore (Kopittke et Menzies, 2014), ainsi que des risques aux chloroplastes, lorsque les niveaux d'exposition excèdent l'homéostasie cellulaire du Cu (Sarita *et al.*, 2012).

Le cuivre a tendance à s'accumuler principalement dans les racines, en particulier dans l'apoplasme, et son impact phytotoxique se traduit essentiellement par des modifications de la croissance et de la morphologie du système racinaire (Li *et al.*, 2020). Un excès de cuivre dans le milieu environnant induit une rhizotoxicité se manifestant par un épaississement et une coloration brune des racines, une réduction de la ramification et de la densité des poils racinaires, ainsi qu'un ralentissement de la croissance racinaire globale (Sheldon et Menzies, 2005 ; Kopittke et Menzies, 2009).

Outre son action rhizotoxique, la phytotoxicité du cuivre peut également être associée, dans certaines circonstances, à une carence en fer et à la manifestation de symptômes de chlorose ferrique (Mengel et Kirkby, 2001). Des études ont mis en évidence une diminution des niveaux de fer dans les parties aériennes des cultures telles que le maïs et le blé, en corrélation avec l'augmentation des doses de cuivre dans la solution et le sol. Cette situation conduit à l'apparition de symptômes de chlorose ferrique, comme l'a souligné McBride en 2001. Il convient de souligner que la toxicité du cuivre peut affecter directement la photosynthèse en perturbant le transfert des électrons, ce qui peut entraîner une carence en fer et se manifester par des symptômes de chlorose.

Un surplus de cuivre à l'intérieur des cellules peut entraîner un stress oxydatif (Pilon-Smits, 2005 ; Boojar et Goodarzi, 2007 ; He *et al.*, 2017). Le cuivre favorise la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) et de radicaux libres en facilitant des processus tels que les réactions de Fenton et d'Haber-Weiss. La réaction de Fenton se divise en deux étapes distinctes : la première phase comporte la transformation du radical superoxyde ( $O_2^-$ ) en oxygène par un ion métallique, alors que la deuxième étape amène le changement du peroxyde d'hydrogène en radical hydroxyle (OH) et en groupe hydroxyle ( $OH^-$ ), connue sous le nom de réaction de Fenton.

Ces deux étapes, facilitées par la présence de cuivre en tant que catalyseur, conduisent à la conversion du radical superoxyde et du peroxyde d'hydrogène en oxygène, radical hydroxyle et groupe hydroxyle (Kehrer, 2000 ; Seol et Javandel, 2008). Le cuivre, en sa qualité de cation, possède la capacité de réaliser des transferts d'électrons, provoquant ainsi la réduction de l'oxygène et de ses dérivés en ERO (Remon, 2006). Les espèces réactives de l'oxygène représentent un danger pour la stabilité des cellules, car sans neutralisation, elles peuvent altérer les protéines, les acides aminés, l'ADN, l'ARN et provoquer la peroxydation des lipides membranaires (Kilpi-Koski *et al.*, 2020)

Le cuivre a la capacité de perturber le fonctionnement de certaines enzymes en remplaçant un autre élément, comme le fer, au niveau de leur site actif, ce qui entraîne une modification de leur structure (Chatterjee et Chatterjee, 2000 ; Hall, 2002). Pour contrer l'action des espèces réactives de l'oxygène (ROS), les plantes disposent de métabolites antioxydants de faible poids moléculaire tels que l'acide ascorbique ou vitamine C (AS), le glutathion réduit (GSH) et l' $\alpha$ -tocophérol ou vitamine E, ainsi que d'enzymes telles que le superoxyde dismutase (SOD), les catalases (CAT) et les peroxydases (POD), notamment l'ascorbate peroxydase (APOD). D'autres types de peroxydases, comme les peroxydases au gâïacol (GPOD) et les peroxydases à la syringaldazine (SPOD), sont même évoqués dans la littérature scientifique (Maity *et al.*, 2017 ; Ozkan *et al.*, 2017 ; Uno and Nicholls, 2010 ; Kilpi-Koski *et al.*, 2020).

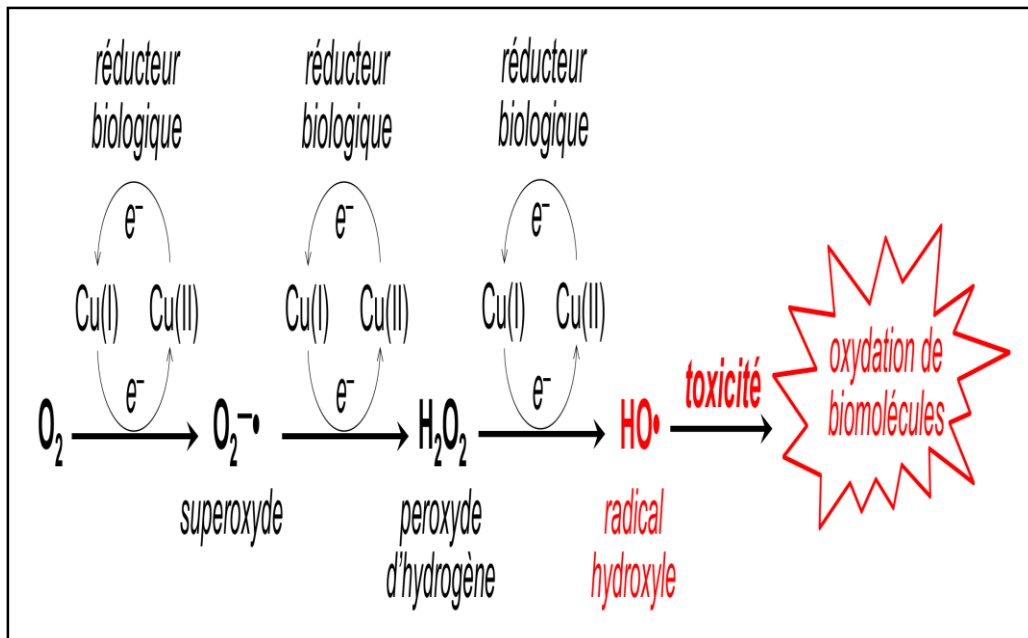


Figure 7 : Induction du stress oxydatif par le cuivre (Dumat, 2016)

### 3.5. Les effets du cuivre

#### 3.5.1. Sur la photosynthèse

La chlorose ferrique, fréquemment constatée sur les parties aériennes en cas de toxicité au cuivre, représente un symptôme répandu (Mayson *et al.*, 2018). Ce phénomène est le résultat de la compétition entre le fer et le cuivre pour les transporteurs impliqués dans le

système d'assimilation racinaire (Lexmond et Van der Vorm, 1981) et dans celui du transfert vers les éléments aériens (Toselli *et al.*, 2008). Ainsi, il a été observé que la teneur en fer dans la plante diminue, en particulier dans les chloroplastes, où leur nombre diminue également, ce qui perturbe rapidement la synthèse de la chlorophylle (Benhalima, 2024).

### **3.5.2. A l'échelle cellulaire**

D'après Eleftheriou et Karataglis, (1989), le cuivre exerce une action inhibitrice sur la division cellulaire et l'élongation cellulaire en renforçant la rigidité des parois cellulaires. Ce mécanisme est associé au remplacement des ions  $\text{Ca}^{2+}$  par des  $\text{Cu}^{2+}$  dans l'apoplasme (Rodriguez *et al.*, 2018 ; Arduini *et al.*, 1994). Bien que la ramification racinaire puisse augmenter, les racines restent épaisses au niveau subapical et ne parviennent pas à se développer (Bravin, 2008). De plus, un surplus de cuivre accumulé dans les vacuoles des cellules situées sous l'endoderme des racines, afin de bloquer le transfert du cuivre vers les fragments aériens, peut provoquer des dommages aux racines en les sectionnant en deux (Mayson *et al.*, 2018 ; He *et al.*, 2017).

## **4. Le cas de la tomate**

La tomate, également appelée scientifiquement de *Lycopersicon esculentum*, trouve son origine en Amérique du Sud, plus précisément en Bolivie, au Mexique et au Pérou. Les habitants du Mexique utilisaient le terme *tomati* pour désigner ce fruit, un mot provenant de l'aztèque *zitomati* (Laummonier, 1979). Au XVIII<sup>e</sup> siècle, la tomate a été importée en Espagne et en Italie, avant de se répandre dans divers pays du bassin méditerranéen et d'Europe. À cette époque, elle était perçue comme une plante ornementale, potentiellement toxique, présentant des caractéristiques communes avec d'autres espèces de la famille des Solanacées telles que la belladone et la morelle (Bourgeois, 1999). C'est seulement à partir du XIX<sup>e</sup> siècle que la consommation de la tomate a débuté, et depuis lors, elle a connu une expansion significative à l'échelle mondiale.

La tomate cultivée, désignée par son nom scientifique *Lycopersicon esculentum*, appartient à la famille des Solanacées. Il s'agit d'une espèce diploïde qui possède de nombreux mutants monogéniques, parmi lesquels certains revêtent une importance particulière pour la sélection (Gallais et Bannerot, 1992). Malgré sa classification parmi les cultures les plus significatives, Les informations sur la sensibilité de la tomate et sa réaction physiologique au stress oxydatif provoqué par le cadmium et le cuivre sont rares (Jing Dong *et al.*, 2006).

## **5. L'objectif du travail**

L'objectif de notre travail est d'évaluer la toxicité de deux métaux lourds, le cuivre et le cadmium, sur une variété spécifique de tomate industrielle (*Lycopersicon esculentum*). Nous visons également à déterminer le potentiel adaptatif de cette variété et sa capacité à tolérer les conditions de stress induites par ces métaux. Pour ce faire, nous analyserons divers paramètres physiologiques et biochimiques, ainsi que plusieurs biomarqueurs de stress enzymatiques et non enzymatiques.

Le but de cette recherche est de comprendre comment différents niveaux de contamination par les métaux lourds affectent le métabolisme des végétaux, ainsi que d'évaluer les effets de ces métaux lourds sur les plantes. Cette étude vise à identifier les mécanismes naturels de tolérance et de résistance que les plantes utilisent pour survivre et se développer en présence d'éléments traces métalliques, et à examiner leur capacité à restaurer la qualité des sols. En particulier, nous nous concentrerons sur la réponse au stress oxydatif provoqué par ces éléments métalliques.

# **Chapitre 2 : Matériel et Méthodes**

Notre étude a été menée au sein du laboratoire pédagogique de biologie végétale du département de biologie de l'université Badji Mokhtar à Annaba.

### 1. Présentation du matériel biologique

Le végétal comestible examiné dans notre recherche est la tomate de l'industrie également connue sous le nom scientifique de *Lycopersicon esculentum*. Nous avons choisi une variété fixée spécifique appelée Rio-Grandé, qui est fréquemment employée dans l'industrie de la conserve dans la région d'Annaba. Les spécificités de cette variété sont explicitées dans l'annexe (Fiche technique).



Figure 8 : La tomate d'industrie ([www.aquaportail.com](http://www.aquaportail.com))

#### 1.1. Classification taxonomique de la tomate (*Lycopersicon esculentum*)

Tableau 1 : Classification de la tomate (Spooner, 2005)

<b>Classification :</b>	Regnum Plantae
<b>Sous le règne végétal :</b>	Tracheobionta
<b>Division :</b>	Magnoliophyta
<b>Classe :</b>	Magnoliopsida
<b>Catégorie taxonomique :</b>	Sous-classe Rosidae
<b>Classification phylogénétique place l'ordre :</b>	Solanales
<b>Famille :</b>	Solanaceae
<b>Genre :</b>	<i>Lycopersicon</i>
<b>Règne :</b>	<i>Plantae</i>
<b>Espèce :</b>	<i>esculentum</i>

## 1.2. Étude des caractéristiques de la tomate (*Lycopersicon esculentum*)

La tomate est une plante herbacée vulnérable aux basses températures et qui pousse généralement comme une plante annuelle dans les climats chauds, bien qu'elle puisse être vivace dans ces conditions (Frary, 2000). Elle est caractérisée par une croissance indéterminée, bien que certaines variétés aient une croissance déterminée, où la croissance végétative de chaque tige cesse prématurément pour laisser place à un bouquet floral à son extrémité (Giovannoni, 2007). Ce fruit, largement consommé par les humains, est souvent utilisé comme modèle végétal dans de nombreuses études physiologiques, biochimiques et génétiques. Sa particularité réside dans sa résilience, sa capacité de détoxification et sa faculté à absorber les métaux lourds (Picarella *et al.*, 2008).



Figure 9 : *Lycopersicon esculentum* (www.aquaportail.com)

Les tableaux ci-dessous représentent les diverses caractéristiques de la tomate (*Lycopersicon esculentum*)

Tableau 2 : Caractéristiques de la tomate selon Grandillo, (1999)

Botanique de la tomate	
Nom latin	<i>Solanum lycopersicum</i>
Noms communs	Pomme d'or, pomme d'amour, pomme du Pérou, pêche de loup, tomate cerise, tomate cocktail

<b>Famille</b>	Solanaceae
<b>Origine</b>	Amérique du Sud, Mexique
<b>Intervalle de temps de floraison</b>	De juin à octobre
<b>Teinte des fleurs</b>	Ambré, Jaune
<b>Catégories de végétaux</b>	Végétal, fruit
<b>Types de végétations</b>	Annuel
<b>Types de feuillages</b>	Caduc
<b>Hauteur</b>	1.20 jusqu'à 2.40 m
<b>Toxicité</b>	Feuilles et tige toxiques

**Tableau 3 : Caractéristiques de la tomate selon Grandillo, (1999)**

<b>Planter et cultiver de la Tomate</b>	
<b>Rusticité</b>	<b>Sol drainant et riche en matière organique</b>
<b>Expositions</b>	Plein soleil
<b>Type de sol</b>	Humifère : normal
<b>Activités du Sol</b>	Neutre
<b>Humidité</b>	Normal
<b>Utilisation</b>	Potager, serre
<b>Plantation repotage</b>	Février à avril
<b>Méthodes de multiplication</b>	Semis, bouturage au printemps
<b>Maladie et ravageuse</b>	Très résistante aux maladies de la tomate

L'étude est réalisée sur une variété de tomate industrielle à lignée accrochée nommée Rio-Grandé, dont les caractères sont répertoriés dans le tableau suivant :

**Tableau 4 : Caractéristiques de la Rio-grandé (ITCMI Annaba, 1995)**

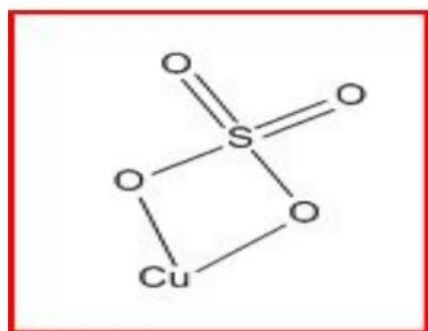
<b>Paramètres</b>	<b>Variétés</b>	<b>Rio-Grandé</b>
<b>Origine remonte à</b>		France en 2006
<b>Catégorie de type</b>		Déterminée
<b>Nature</b>		Fixée
<b>Dureté</b>		Ferme
<b>Grandeur du plant (niveau)</b>		47(cm)
<b>Diamètre de la tige</b>		12 (cm)
<b>Moyenne de Bouquets</b>		23 par plant
<b>Quantité de Fleurs</b>		06 par bouquet
<b>Pourcentage de fécondation</b>		12,20 (%)
<b>Structure de fruit</b>		Forme Ovoïde allongée
<b>Adresse</b>		Changement
<b>Moyenne du poids</b>		70 (g)
<b>Teinte</b>		Rouge foncé
<b>Nombre de chambres</b>		2 à 3
<b>Précocité est l'opposé</b>		Tardiveté
<b>IR</b>		5

## 2. Exposé du matériel chimique

Les substances métalliques employées dans notre étude sont le sulfate de cuivre et le chlorure de cadmium.

### 2.1. Sulfate de cuivre

Au cours de nos expérimentations, nous avons utilisé une substance chimique qui est un composé métallique de haute densité à savoir le sulfate de cuivre (Agarwal *et al.*, 1990). Ce métal se présente sous forme solide de couleur bleue, avec une formule brute de  $\text{CuSO}_4$  lorsqu'il est hydraté (c'est-à-dire lorsqu'il contient des molécules d'eau) (Anatole-Monnier, 2014). Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est d'environ  $100 \mu\text{g/g}$  (0,01 %). On le trouve naturellement sous forme libre ou sous forme d'oxydes dans des minéraux tels que l'azurite, la chrysocolle et la malachite, ainsi que sous forme de sulfures dans la bornite. Il est un élément essentiel pour les organismes vivants (Fernandez-Calvino *et al.*, 2008).



**Figure 10 : Structure chimique du Sulfate de cuivre (Pourbaix, 1975)**



**Figure 11 : Sulfate de cuivre ( $\text{CuSO}_4$ ) (Prise personnelle)**

#### 2.1.1. La Constitution chimique du sulfate de cuivre

Le sulfate de cuivre est constitué d'ions sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) et d'ions cuivre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) dans des proportions équivalentes (Miotto *et al.*, 2014). Dans sa forme anhydre, ces ions sont les seuls constituants, mais lorsqu'il est hydraté, ils sont liés à des molécules d'eau (avec cinq fois plus de molécules d'eau que d'ions cuivre ou sulfate) (Djouama B et Salah Boucherb A, 2021).

### 2.2. Chlorure de cadmium

Pendant l'expérience, nous avons également employé un composé chimique, à savoir un métal lourd appelé chlorure de cadmium.

Le cadmium est un métal blanc argenté, docile et flexible, qui présente une solidité à la corrosion et possède un numéro atomique de 48 (McLaughlin et Singh, 1999). Une fois déposé par électrolyse, il forme un revêtement protecteur de haute qualité sur l'acier, connu sous le nom de cadmiage. Il est également utilisé comme pigment pour teinter divers matériaux et se retrouve dans le charbon et les engrais minéraux. Ses activités minières, de raffinage et industrielles peuvent entraîner sa présence dans le sol, l'eau et l'air (Mensch et Baize, 2009).

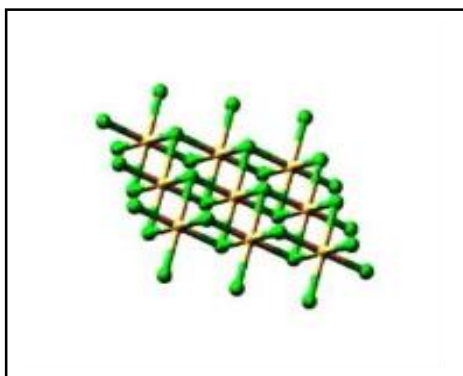


Figure 12 : Structure chimique du  $\text{CdCl}_2$  (McBride, 1980)



Figure 13 : Chlorure de cadmium  $\text{CdCl}_2$  (Prise personnelle)

### 2.2.1. Composition du chlorure de cadmium

Le chlorure de cadmium est un alliage chimique inorganique composé de cadmium et de chlore, et dont la formule  $\text{CdCl}_2$  (Sposito, 1989). Les liaisons entre les atomes de chlore et de cadmium ont une forte nature covalente. Sa structure cristalline est rhomboédrique, formée de couches ioniques bidimensionnelles. Sa solubilité élevée dans l'eau est en partie due à la formation de complexes ioniques (Kirkham, 2006).

## 3. Conduit de l'essai

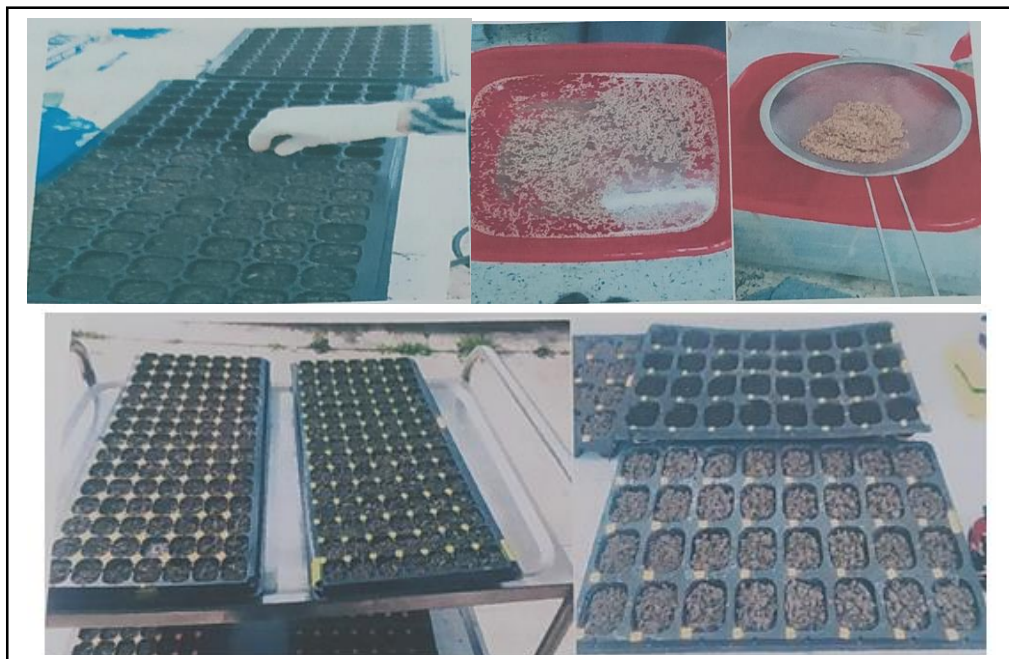
L'essai a commencé le 16 janvier 2021 dans le laboratoire pédagogique de biologie végétale du département de biologie de l'université Badji Mokhtar à Annaba.

### 3.1. Mise en place du protocole expérimental

Dans le cadre de l'expérience, les graines de tomate sont semées dans des alvéoles en plastique de dimensions 10 cm de diamètre et 10 cm de hauteur. Les alvéoles renferment une combinaison de terreau désinfecté et de gravillons. La méthode de culture a suivi plusieurs étapes successives :

- Tout d'abord, il est primordial de remplir les alvéoles de la plaque avec du gravier en suivant les instructions spécifiques : la quantité de terreau doit être augmentée à mesure que la quantité de gravillons est réduite.
- Puis, commencez par remplir les terrines alvéolées de terreau jusqu'à atteindre un volume de 10 g, puis nivelez la surface.
- Ensuite, les graines doivent être désinfectées par un trempage dans une solution d'eau de Javel, puis rincées à l'eau distillée. Après séchage sur du papier absorbant, distribuez 4 à 6 graines dans chaque alvéole, en les étalant doucement en tapotant du bout des doigts. La profondeur de semis doit être maintenue à 1 cm.
- Les graines sont ensuite recouvertes d'une fine couche de terreau, qui doit être humidifié pour maintenir une humidité constante.
- Enfin, les alvéoles sont couvertes avec des sacs en plastique pendant 48 à 72 heures pour créer un environnement favorable à la germination.

La figure 14 ci-dessous présente le protocole expérimental utilisé pour cultiver les graines de tomate dans les alvéoles.



**Figure 14 : Protocole expérimental de l'essai dans les alvéoles  
(Prise personnelle)**

- Une fois les graines germées, elles sont placées à la lumière (évitant l'exposition directe au soleil) et arrosées avec une seringue (8-10 ml) tous les trois jours selon leurs

besoins, afin de maintenir le sol frais. De plus, une fois toutes les deux semaines, elles reçoivent une solution nutritive.

- Quand les plants atteignent une taille suffisante pour être manipulés, nous entamons la gestion et la quantification des éléments métalliques lourds.
- Les cavités sont divisées en deux catégories : les sept premières sont réservées au traitement du cuivre avec un échantillon témoin, tandis que les autres sont dédiées au traitement du cadmium avec un échantillon témoin.
- L'expérience a été conduite en appliquant des solutions de  $\text{CuSO}_3$  à des doses progressives de  $0,036 \mu\text{M}$ ,  $0,8 \mu\text{M}$  et  $0,32 \mu\text{M}$ , et de  $\text{CdCl}_2$  à des concentrations croissantes de  $0,0015 \mu\text{M}$ ,  $0,03 \mu\text{M}$  et  $0,32 \mu\text{M}$ , avec trois fréquences pour chaque traitement.
- À la fin de chaque traitement (07 jours), les deux organes de la plante à savoir les racines et les feuilles sont dissociées. Chaque partie est pesée instantanément afin de calculer sa masse fraîche (MF). Les racines sont d'abord lavées dans de l'eau distillée.

La germination est effectuée dans un environnement obscur, à une température moyenne de  $25 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ . Après une période de sept jours, les jeunes végétales sont déplacées et enracinées dans des milieux de culture contenant une solution nutritive de base de Hoshang, avec un pH maintenu dans une plage de 5,5 à 6,5. Les éléments constitutifs de cette solution sont classifiés dans le tableau suivant :

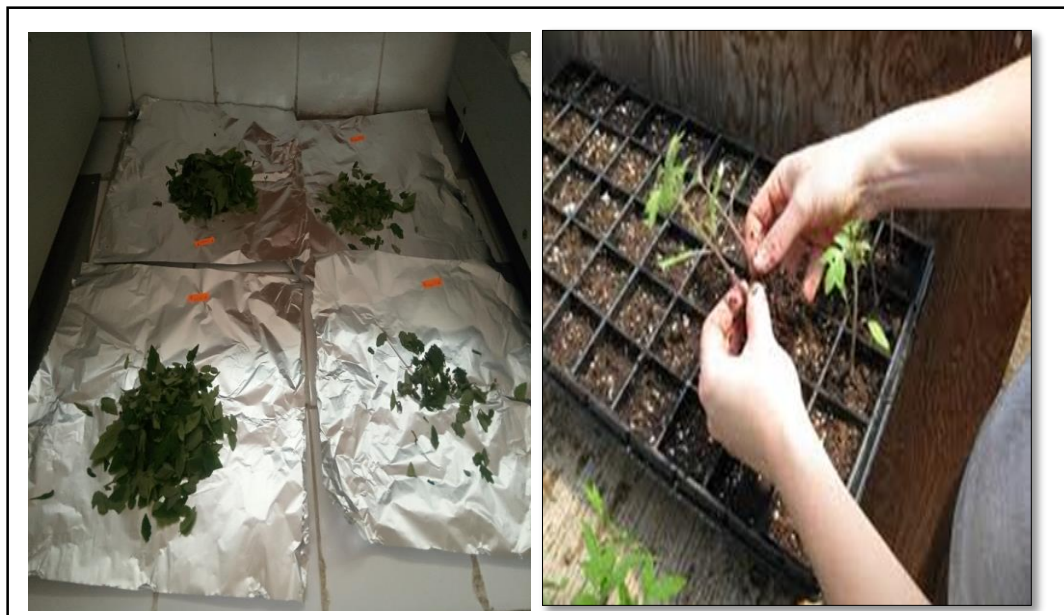
**Tableau 5 : La solution nutritionnelle de Hoshang (1996)**

Sels	Masse (g/l)	Dose (ml/l)
<b><math>\text{KNO}_3</math></b>	100,1	5
<b><math>\text{KH}_2\text{PO}_4</math></b>	136,09	1
<b>Citrate de fer</b>	38,91	1
<b><math>\text{MnSO}_4</math></b>	0,84	1
<b><math>\text{CuSO}_4</math></b>	0,25	1
<b><math>\text{MgSO}_4</math></b>	246,4	1
<b><math>\text{CaCl}_2</math></b>	147	1
<b><math>\text{H}_3\text{BO}_3</math></b>	1,85	1
<b><math>\text{ZnSO}_4</math></b>	0,28	1

Les prises de vue 15 et 16 mettent en lumière le déroulement de la germination des graines de tomate, ainsi que la phase de récolte des feuilles et des racines.



**Figure 15 : Germination des graines (Prise personnelle)**



**Figure 16 : Prélèvement des feuilles et des racines de tomate (Prise personnelle)**

### 3.2. Traitement

Dans le but d'évaluer les contenances de réhabilitation des végétaux de tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) et d'examiner leur sensibilité à la toxicité face à deux métaux lourds, nous avons opté pour une série de concentrations croissantes pour chaque métal (Tableaux 06, 07). Cette sélection a été faite en accord avec les normes réglementaires pour l'utilisation de ces deux métaux en agriculture, En prenant en considération les apparences biologiques et toxicologiques. L'évolution de l'agrandissement et de l'épanouissement des végétaux de tomate *Lycopersicon esculentum* a été étudiée suite à une période de traitement de sept jours.

Au stade de développement où les plants présentent deux feuilles, Le protocole expérimental consiste à traiter les échantillons avec des solutions de  $\text{CuSO}_3$  à des concentrations de (0.036, 0.8 et 0.32)  $\mu\text{M}$ , et de  $\text{CdCl}_2$  à des doses croissantes de (0.0015, 0.03 et 0.32)  $\mu\text{M}$ , en effectuant trois itérations pour chaque traitement. Les graines non traitées sont utilisées comme témoins, comme indiqué dans les tableaux suivants :

**Tableau 6 : Les diverses doses de Sulfate de cuivre**

Concentration ( $\mu\text{Mol}$ )	Sulfate de cuivre			
	T	C1	C2	C3
	0	0.036	0.08	0.32

**Tableau 7 : Les différentes concentrations de chlorure de cadmium**

Concentration ( $\mu\text{Mol}$ )	Cadmium			
	T	C1	C2	C3
	0	0.0015	0.003	0.012

## 4. Techniques analytiques

### 4.1. Paramètres physiologiques

#### 4.1.1. Dosage des chlorophylles a, b, et a+b dans les feuilles

L'extraction des chlorophylles est effectuée en suivant le protocole de Holden, (1975), qui consiste en la macération de la plante dans de l'acétone. La manipulation des échantillons est réalisée de la manière décrite ci-dessous :

- Il convient de peser 1 gramme de feuilles de tomate préalablement coupées en petits morceaux, puis de les broyer dans un mortier en y ajoutant 25 ml d'acétone à 80 % et une pincée de bicarbonate de calcium.
- Suite à la mouture complète, il convient de filtrer la solution et de la transférer dans des récipients opaques afin de prévenir l'oxydation des chlorophylles due à l'exposition à la lumière.
- La lecture est effectuée à des longueurs d'onde de 645 nm et 663 nm, suite à la calibration de l'instrument avec une solution de référence d'acétone à 80 %. Les concentrations de chlorophylle totale sont mesurées en milligrammes par gramme de poids frais. Les équations suivantes nous permettent de déterminer les valeurs des chlorophylles :

$$\text{Chl } a = 12,70 \cdot \text{DO}(663) - 2,69 \cdot \text{DO}(645)$$

$$\text{Chl } b = 22,90 \cdot \text{DO}(645) - 4,60 \cdot \text{DO}(663)$$

$$\text{Chl } (a+b) = 8,02 \cdot \text{DO}(663) + 20,2 \cdot \text{DO}(645)$$

### 4.2. Paramètres biochimiques

#### 4.2.1. Dosage des protéines totales

Les concentrations totales de protéines sont déterminées par colorimétrie en utilisant la méthode décrite par Bradford en 1976. Cette approche consiste à évaluer la concentration des protéines en solution à l'aide de la spectroscopie. Afin d'atteindre cet objectif, on procède au broyage de 100 mg de matière fraîche en présence de 5 ml d'eau distillée. Suite à la filtration, on prélève un échantillon de 0,2 ml du liquide clair obtenu, qui est ensuite combiné avec 2 ml de BBC (réactif de Bradford).

Cette méthode repose sur l'interaction entre le Bleu de Coomassie et les protéines au niveau des résidus basiques et aromatiques. La présence de protéines est associée à une coloration de teinte bleue. Par la suite, on procède à la mesure de l'absorbance à une longueur d'onde de 595 nm à l'aide d'un spectrophotomètre. La concentration des protéines est mesurée en milligrammes par millilitre, en se servant de l'albumine sérum bovine (BSA) comme standard de référence.

#### **4.2.2. Dosage de la proline**

La méthode de quantification de la proline employée est celle élaborée par Troll et Lindsley, (1955), et modifiée par Dreier et Goring, (1974). Le Protocole à suivre est le suivant : 0,1 gramme de feuilles de tomate sont introduits dans des tubes à essai, auxquels sont ensuite ajoutés 2 millilitres de méthanol à 40 %. Les tubes sont portés à ébullition dans un bain-marie maintenu à une température de 85 °C pendant une durée de 60 minutes.

Une fois refroidie, 1 ml de la solution de chaque tube est transféré dans de nouveaux tubes, auxquels sont ajoutés 1 ml d'acide acétique et 1 ml d'un mélange constitué de 120 ml d'eau distillée, 300 ml d'acide acétique, 80 ml d'acide orthophosphorique et 25 mg de ninhydrine. Les tubes sont réinsérés dans le bain-marie pendant une durée de 30 minutes, ce qui entraîne l'obtention d'une coloration rose de la solution. Après avoir été refroidi, on ajoute 5 ml de toluène et une petite quantité de  $\text{Na}^2 \text{SO}_4$ . Suite à l'agitation, il se produit une séparation en deux phases bien distinctes : une phase supérieure riche en proline et une phase inférieure dépourvue de proline. On mesure l'absorbance à une longueur d'onde de 528 nm à l'aide d'un spectrophotomètre. La quantification de la proline dans les feuilles est réalisée en utilisant une courbe de référence pour laquelle l'équation de la droite de régression a été déterminée.

#### **4.2.3. Dosage de lipides**

Les Lipides totaux sont mesurés en suivant la méthode décrite par Goldsworthy *et al.*, (1972). Chaque spécimen, composé de 0,5 g de feuilles fraîches, est sectionné et soumis à une macération dans 10 ml d'acide trichloroacétique (TCA) à une concentration de 2 %. Suite au broyage et à la filtration dans des tubes à essai, un volume de 1 ml de l'extrait est extrait et soumis à une centrifugation à 5000 tours par minute pendant 10 minutes. Le surnageant est prélevé tandis que le culot, renfermant les lipides, est maintenu dans le même tube. Dans cette étape, on ajoute 1 ml du mélange éther/chloroforme (1/1) au culot, suivi d'une seconde

centrifugation à 5000 t/min pendant 10 minutes, permettant ainsi de séparer les protéines dans le culot et les lipides dans le surnageant.

Par la suite, on prélève 100 µl du surnageant qui est ensuite combiné avec 1 ml d'acide sulfurique. Les tubes sont ensuite placés dans un bain-marie à 100 °C pendant 10 minutes après avoir été agités. Une fois refroidi, un volume de 200 µl de l'extrait est prélevé, auquel est ajouté 2,5 ml du mélange sulfo-phospho-vanillinique à 85 % (composé de 0,38 g de vanilline, 195 ml d'acide orthophosphorique et 55 ml d'eau). Cette réaction engendre une teinte rose. Par la suite, une lecture spectrophotométrique est effectuée à une longueur d'onde de 530 nm.

### **4.3. Dosage de certains biomarqueurs non enzymatiques de stress**

#### **4.3.1. Dosage de Glutathion (GSH)**

Le mélange enzymatique est combiné avec une solution de Tris/EDTA et est ensuite soumis à une déprotéinisation en utilisant de l'acide sulfo-salicylique à une concentration de 0,25%. Suite à une centrifugation à 2000 g pendant 10 minutes, le surnageant est prélevé au-dessus du précipité pour être soumis à un dosage spectrophotométrique en utilisant le réactif DTNB à une concentration de 0,01 M et à une longueur d'onde de 412 nm. Les niveaux de GSH sont mesurés en utilisant la méthode décrite par Weckbecker et Cory, (1988) et sont rapportés en micromoles par milligramme de protéines.

#### **4.3.2. Dosage du malondialdéhyde (MDA)**

L'évaluation de la peroxydation des lipides se fait en quantifiant les taux de MDA, en suivant le protocole établi par Draper et Hadley, (1990). Le matériau végétal est homogénéisé dans une solution d'acide trichloroacétique (TCA 5 %) à une concentration de 10 ml par gramme de matériau, puis soumis à une centrifugation à 12 000 g pendant 15 minutes. Par la suite, le surnageant est mélangé avec une quantité équivalente d'acide thiobarbiturique (TBA) à une concentration de 0,5 % dans du TCA à 20 %, puis le mélange est laissé incubé pendant 30 minutes à 100 °C. La mesure de l'absorbance du surnageant est effectuée à une longueur d'onde de 532 nm après une centrifugation supplémentaire à 10 000 g pendant 5 minutes. On détermine la concentration de MDA en se basant sur son coefficient d'extinction molaire, lequel est de 155 mM<sup>-1</sup>. cm<sup>-1</sup>.

#### 4.4. Dosage de certains biomarqueurs enzymatiques de stress

##### 4.4.1. Dosage de l'activité Glutathion S-Transférase (GST)

La quantification de l'activité de la glutathion S-transférase est réalisée en conformité avec la méthode expérimentale détaillée par Habig *et al.*, (1974). Les échantillons sont mis en suspension dans un tampon phosphate de pH 6,5 et de concentration 100 mM, avant d'être soumis à une centrifugation à 9000 g pendant 30 minutes. La méthode consiste à faire réagir les GSTs avec un mélange de CDNB (20 mM) et de GSH (100 mM), puis à mesurer la variation de la densité optique résultant de la formation du complexe CDNB-GSH toutes les 15 secondes pendant une minute à une longueur d'onde de 340 nm. Les niveaux de GST sont mesurés en nanomoles par minute par milligramme de protéine.

##### 4.4.2. Dosage de l'activité catalase (CAT)

Le test de l'activité catalase (CAT) est réalisé en appliquant le protocole élaboré par Cakmak et Horst, (1991). La décroissance de l'absorbance est évaluée sur une durée d'une minute à une longueur d'onde de 240 nm, en utilisant un coefficient d'extinction molaire linéaire de  $\varepsilon = 39\ 400\ \text{M}^{-1}\text{cm}^{-1}$ . Dans un volume total de 3 ml, le mélange de réaction est composé de 100  $\mu\text{l}$  d'extrait enzymatique brut, 50  $\mu\text{l}$  de peroxyde d'hydrogène  $\text{H}_2\text{O}_2$  à 0,1 % et 2850  $\mu\text{l}$  de tampon phosphate (50 mM, pH = 7,2). Le calibrage de l'appareil est effectué en l'absence de l'extrait enzymatique. La réaction démarre suite à l'addition d'eau oxygénée.

#### 4.5. Analyse statistique

Afin d'analyser les disparités entre les moyennes des différentes activités enzymatiques et des facteurs agronomiques, des tests de comparaisons multiples sont réalisés en recourant à l'analyse de la variance à un facteur contrôlé.

Afin d'évaluer les variations des paramètres étudiés en fonction des deux types de traitement et des différentes concentrations de métal, une analyse de variance à deux facteurs contrôlés est utilisée. Les résultats sont interprétés de la manière suivante :

- Si  $P \leq 0,05$  il trouve des distinctions significatives. \*
- Si  $P \leq 0,01$  il trouve des distinctions hautement significatives. \*\*
- Si  $P \leq 0,001$  il trouve des distinctions très hautement significatives. \*\*\*

## **Chapitre 3 : Résultats**

Cette section expose les résultats principaux de l'analyse sur l'incidence de deux métaux lourds, à savoir le cadmium et le cuivre, sur divers paramètres physico-chimiques. L'objectif était d'évaluer les capacités de la tomate à remédier à ces deux agents métalliques, à partir d'expériences réalisées en laboratoire. Les variables analysées incluent les teneurs globales de chlorophylle a, b, (a+b) et le rapport (a/b), les protéines totales, la proline, les lipides, de même que les activités enzymatiques collaborées aux mécanismes de désintoxication, comme la catalase (CAT). Parallèlement à ces mesures, l'influence du cadmium et du cuivre sur l'activité de la glutathion S-transférase (GST), du glutathion (GSH) et du malondialdéhyde (MDA) a été étudiée dans les tissus foliaires et racinaires de plants de tomate.

Ces données couvriraient une grande importance fondamentale pour comprendre le mécanisme de transfert de ces deux substances étrangères (Cd, Cu) chez la plante étudiée *Lycopersicon esculentum*.

## 1. Impact des ETM sur certains paramètres physiologiques chez les feuilles de *Lycopersicon esculentum*

### 1.1. Impact du Cadmium et du Cuivre sur les taux de Chlorophylles

Les résultats issus du traitement simple administré à la tomate, variante selon différentes concentrations de Cadmium, sont présentés dans la figure 17, tandis que ceux liés au Cuivre sont représentés dans la figure 18.

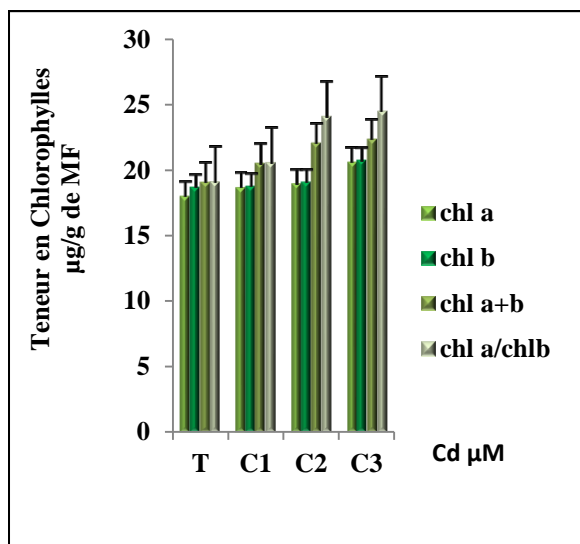


Fig. 17 : Quantité de Chl dans les feuilles de tomates traitées avec diverses doses de Cd

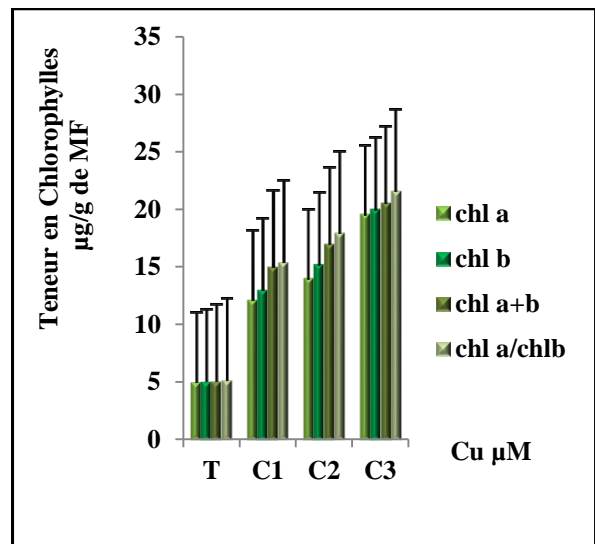


Fig. 18 : Quantité de Chl dans les feuilles de tomates traitées avec diverses doses de Cu

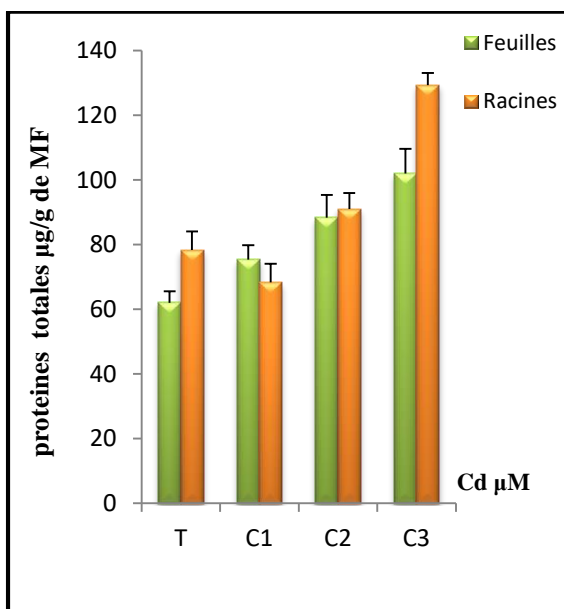
On constate que la concentration de chlorophylle (a/b) est supérieure à celle de la chlorophylle a et b prises individuellement, ainsi qu'au rapport a+b. La figure 17 met en évidence les variations des taux de chlorophylle dans les feuilles de tomate soumises à différentes concentrations de Cadmium. Une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) des taux de chlorophylle a, b, a+b et a/b est constatée en corrélation avec l'augmentation des quantités de cadmium par rapport aux feuilles témoins.

De plus, on observe une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) des teneurs en chlorophylle a, b, a+b et a/b en corrélation avec l'augmentation des concentrations de cuivre par rapport aux feuilles témoins, comme illustré dans la figure 18. On constate que la concentration maximale de chlorophylle totale est atteinte avec la dose la plus élevée de Cadmium (C3 : 24,01  $\mu\text{g/g}$  MF) et de Cuivre (20,10  $\mu\text{g/g}$  MF).

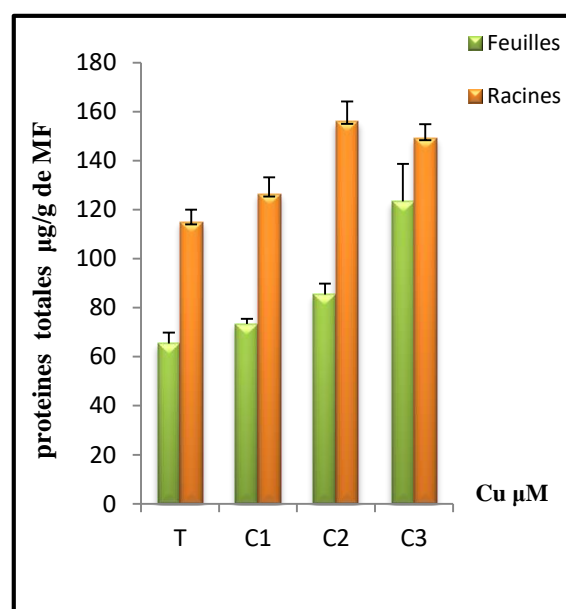
## 2. L'impact des métaux lourds sur divers paramètres biochimiques chez les feuilles et les racines de la plante *Lycopersicon esculentum*

### 2.1. Impact du Cadmium et du Cuivre sur les teneurs en protéines totales

Les résultats de l'analyse de la concentration de proline dans les feuilles et les racines exposées au cadmium et au cuivre sont exposés dans les figures 19 et 20.



**Fig. 19 : Quantité de protéines dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd**



**Fig. 20 : Quantité de protéines dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu**

La figure (19) illustre la variation des niveaux de protéines totales en fonction des concentrations croissantes de Cadmium, révélant une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) en corrélation avec l'augmentation des concentrations métalliques jusqu'à atteindre un maximum pour la dose C3 ( $102,26\mu\text{g/g MF}$ ). En revanche, une diminution significative des protéines n'est observée que pour la dose C1 dans les racines de tomate par rapport aux témoins, suivie d'une augmentation significative, atteignant un maximum pour la dose C3 ( $129,01\mu\text{g/g MF}$ ).

La figure 20 met en évidence des tendances similaires en ce qui concerne l'influence du cuivre sur la teneur en protéines des feuilles de tomate, révélant une augmentation significative pour les doses C1, C2 et C3 ( $120,16\mu\text{g/g MF}$ ) par rapport aux témoins. De plus, on constate une augmentation des concentrations pour les doses C1 et C2 ( $150,30\mu\text{g/g MF}$ ) par rapport au groupe témoin dans les racines de tomate, à l'exception de la dose Cu3.

Ces constatations sont étayées par l'analyse de la variance, mettant en évidence des écarts significatifs entre les deux traitements.

## 2.2. Impact du Cadmium et du Cuivre sur la teneur en proline

Les résultats de l'examen quantitatif de la teneur en proline dans les feuilles et les racines après le traitement du cadmium et du cuivre sont illustrés dans les schémas (21) et (22).

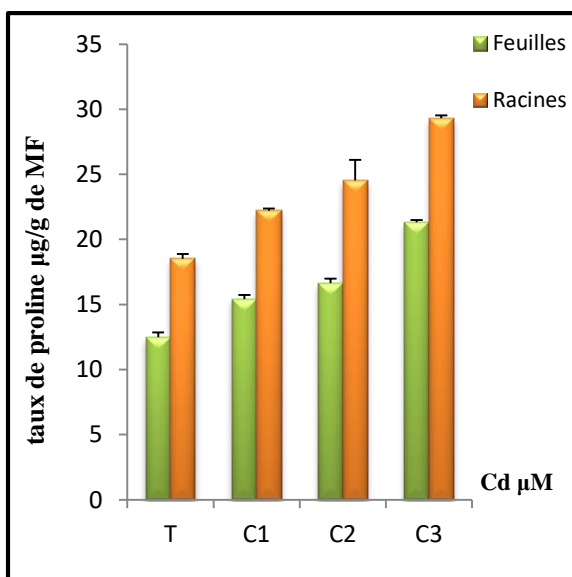


Fig. 21 : Quantité de proline dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd

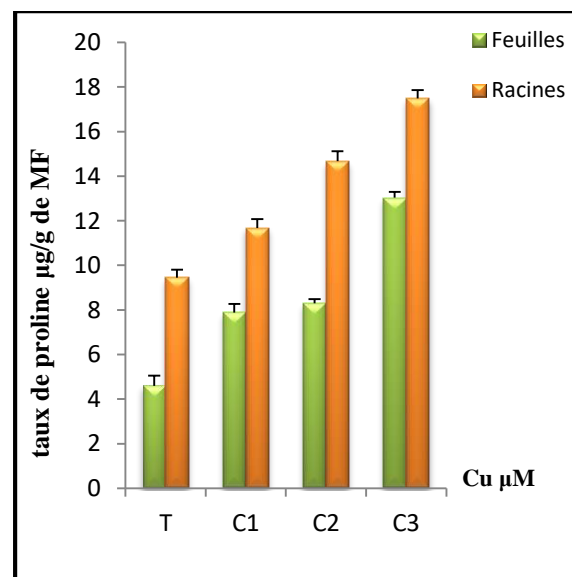


Fig. 22 : Quantité de proline dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu

L'examen de la concentration de proline dans les feuilles et les racines de tomate exposées au Cadmium (figure 21) révèle une augmentation très hautement significative ( $P < 0,001$ ) et directement proportionnelle à la dose de proline présente dans ces parties de la plante par rapport aux témoins. Cette croissance culmine à son apogée à la concentration la plus élevée, C3 (21,40  $\mu\text{g/g MF}$ ) pour les feuilles et (29,10  $\mu\text{g/g MF}$ ) pour les racines.

De façon analogue, une augmentation des concentrations de proline est observée dans les feuilles et les racines exposées au cuivre (Figure 22), par rapport aux échantillons de contrôle. Les niveaux les plus élevés sont détectés dans les feuilles (13,03  $\mu\text{g/g MF}$ ) et les racines (17,03  $\mu\text{g/g MF}$ ) traitées avec succès par le Cuivre, comparativement aux valeurs témoins.

### 2.3. Impact du Cadmium et du Cuivre sur les teneurs en lipides totaux

Les résultats obtenus après l'application d'un traitement simple à la plante de tomate en réponse à différentes concentrations de Cadmium sont illustrés dans la figure 23, tandis que ceux en fonction du Cuivre sont présentés dans la figure 24.

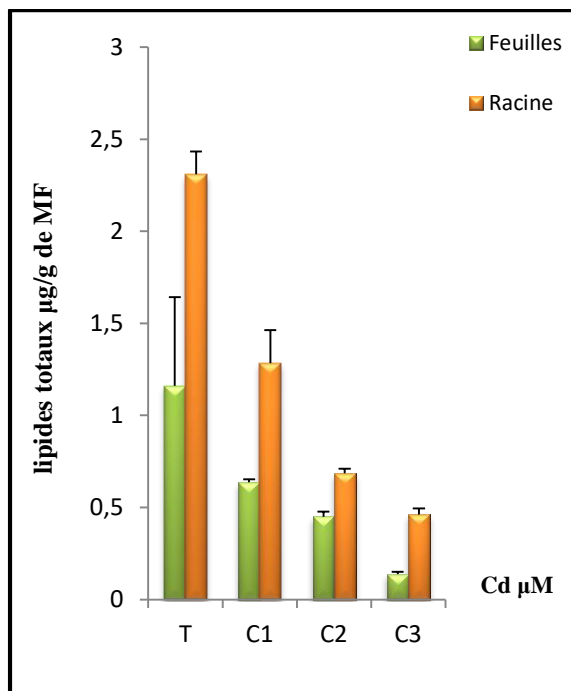


Fig. 23 : Quantité de lipides dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd

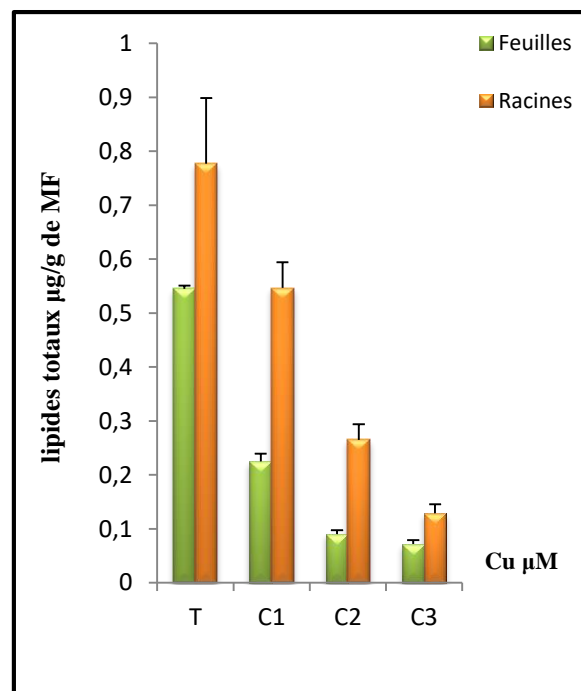


Fig. 24 : Quantité de lipides dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu

On observe une concentration plus élevée en lipides dans les racines de tomate par rapport aux feuilles. L'analyse de la quantification des lipides (figures 23 et 24) a mis en évidence une diminution très hautement significative ( $P < 0,001$ ) de leur teneur, de manière proportionnelle à la dose, à la fois dans les feuilles et les racines de plants de tomate exposés à différentes concentrations de cadmium et de cuivre, par rapport aux échantillons de contrôle.

Cette diminution atteint son point maximal à la concentration la plus élevée, Cd3 ( $0,16\mu\text{g/g MF}$ ) pour les feuilles et ( $0,41\mu\text{g/g MF}$ ) pour les racines. En outre, une diminution de la concentration maximale de Cu3 est également observée, atteignant ( $0,09\mu\text{g/g MF}$ ) pour les feuilles et ( $0,12\mu\text{g/g MF}$ ) pour les racines.

### 3. L'impact des métaux lourds sur certains biomarqueurs de stress non enzymatiques chez les feuilles et les racines de la plante *Lycopersicon esculentum*

#### 3.1. Impact du Cadmium et du Cuivre sur l'activité du Glutathion (GSH)

Les données obtenues sont résumées dans les figures 25 et 26, lesquelles illustrent les variations de la concentration de GSH en fonction des diverses concentrations de cadmium et de cuivre.

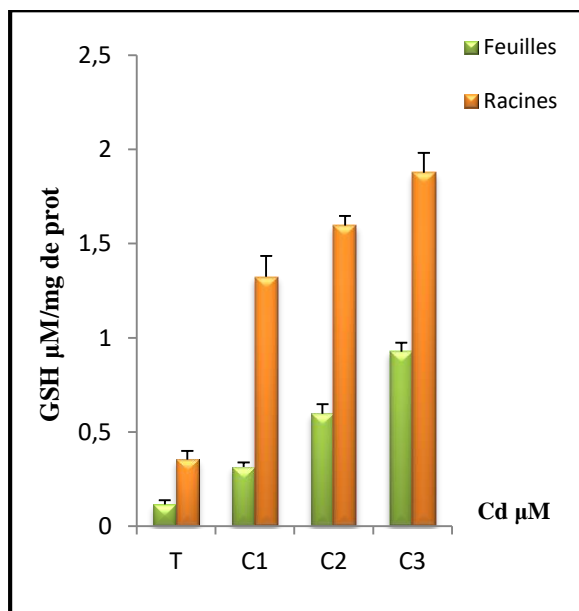


Fig. 25 : L'activité du GSH dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd

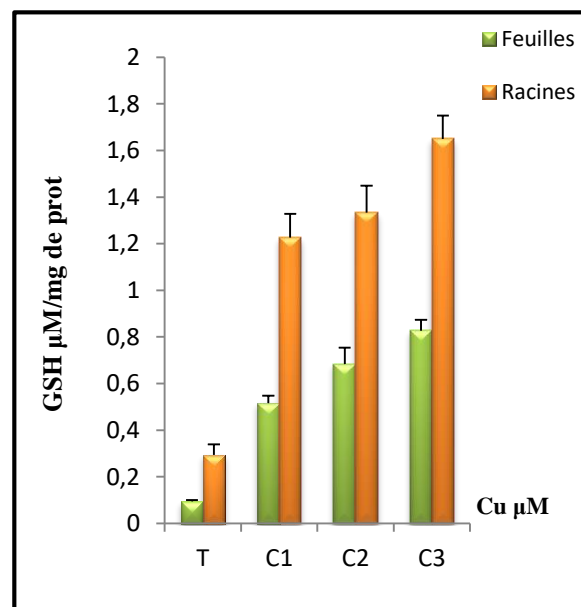


Fig. 26 : L'activité du GSH dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu

Il est observé que les niveaux d'activité GSH mesuré chez les racines de tomate traitées à différentes concentrations de cadmium et de cuivre restent constamment supérieurs à ceux observés dans les feuilles. Les données issues de l'analyse de l'activité du GSH, illustrées dans la figure 25, mettent en évidence une augmentation très hautement significative ( $P < 0,001$ ) de cette activité sur les feuilles et les racines soumises à diverses concentrations de cadmium, confrontée à celles des témoins. Cette augmentation culmine à la concentration maximale de Cd3, soit  $0,9 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéine dans les feuilles et  $1,8 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéine dans les racines.

De manière approchante, une augmentation très hautement significative ( $P < 0,001$ ) de la concentration en activité du GSH est remarquée dans les feuilles et les racines de tomate exposées avec différentes doses de cuivre par rapport aux échantillons témoins, comme le montre la figure 26. En outre, il convient de noter que cette augmentation est observée à la concentration la plus élevée, à savoir Cu3 ( $0,8 \mu\text{M}/\text{mg}$  de prot) dans les feuilles et ( $1,67 \mu\text{M}/\text{mg}$  de prot) dans les racines.

En conclusion, une augmentation progressive de la concentration de GSH est observée en fonction des différentes concentrations de cadmium et de cuivre, comparée au groupe de contrôle, après une durée de traitement de sept jours.

### 3.2. Impact du Cadmium et du Cuivre sur le taux de Malondialdéhyde (MDA)

Les résultats de l'analyse du malondialdéhyde chez les plants de tomate soumis à diverses concentrations de cadmium et de cuivre sont illustrés dans les figures 27 et 28.

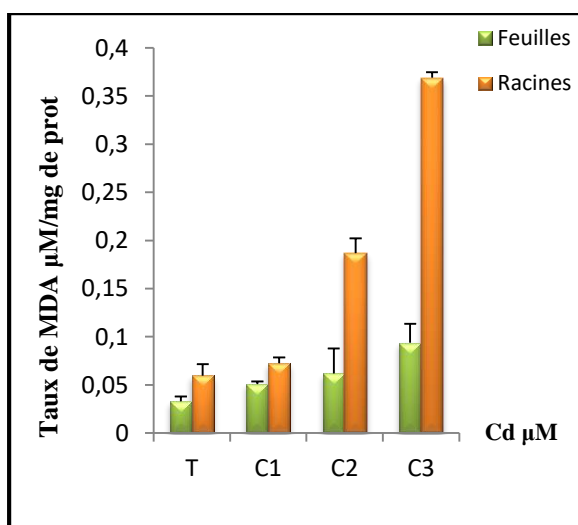


Fig. 27 : Quantité de MDA dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd

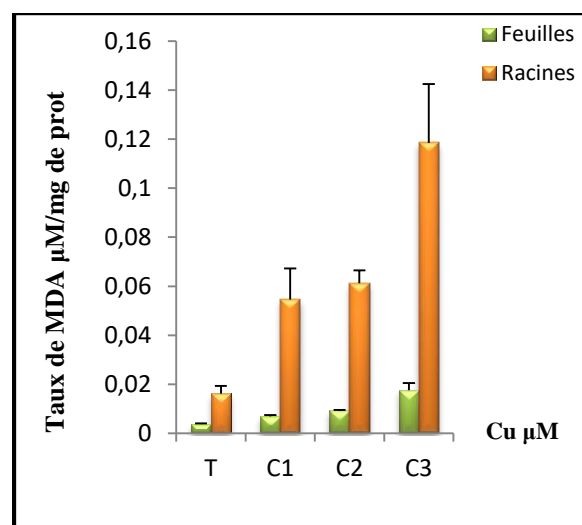


Fig. 28 : Quantité de MDA dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu

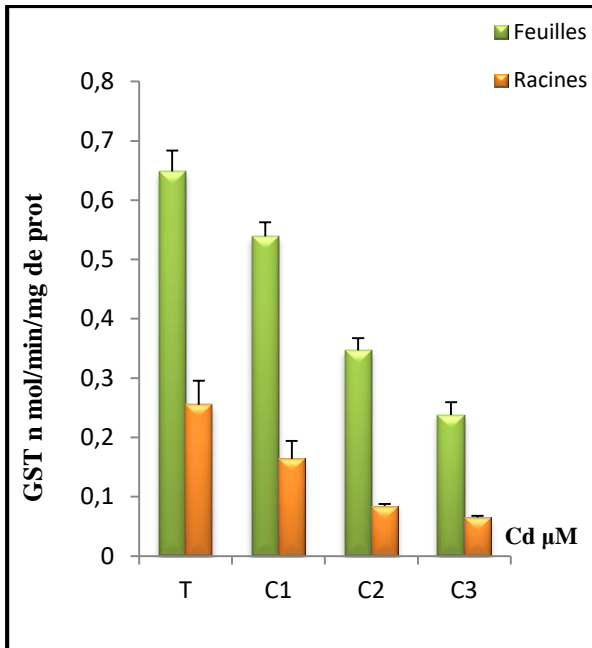
Il est observé que les concentrations de MDA mesurées dans les racines de tomate exposées à diverses concentrations de cadmium et de cuivre sont systématiquement plus élevées que celles relevées dans les feuilles. La figure 27 illustre la variation du taux de malondialdéhyde (MDA) en fonction des concentrations croissantes de cadmium. Une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) du taux de MDA est notée dans les feuilles de tomate exposées par rapport aux échantillons témoins. De plus, une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) du taux de MDA est également constatée dans les racines de tomate traitées par rapport au groupe témoin. Les niveaux les plus élevés de malondialdéhyde (MDA) sont observés à la concentration la plus élevée de cadmium, C3, comparativement au groupe de contrôle. Les valeurs mesurées sont d'environ  $0,1 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéine dans les feuilles et de  $0,37 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéine dans les racines

En ce qui concerne le groupe de données exposé dans la figure 28, on constate une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) dans les feuilles de tomate exposées à diverses doses de cuivre en comparaison avec les végétaux de contrôle. Simultanément, une augmentation très significative de la concentration en MDA est observée dans les racines de tomate examinées par rapport au groupe témoin. Les niveaux les plus élevés de malondialdéhyde (MDA) ont été constatés à des concentrations maximales de cuivre, notées C3, par rapport au groupe de témoin. Les concentrations dosées s'élevaient à environ  $0,019 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines dans les feuilles et  $0,12 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines dans les racines.

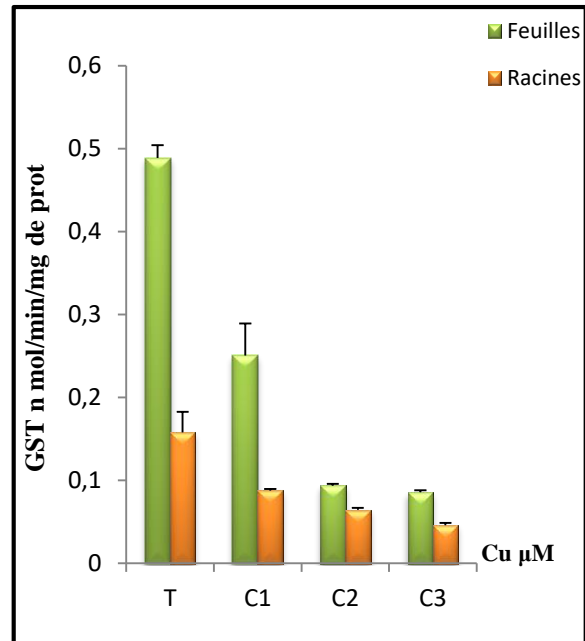
#### **4. l'impact des métaux lourds sur certains biomarqueurs enzymatiques de stress chez les feuilles et les racines de la plante *Lycopersicon esculentum***

##### **4.1. Impact du Cadmium et du Cuivre sur l'activité du Glutathion S- transférase (GST)**

Les données concernant la mesure de l'activité caractéristique de la GST, exprimée en n moles/min/mg de protéines, au niveau des feuilles et des racines, sont présentées dans les figures 29 et 30.



**Fig. 29 : L'activité du GST dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd**



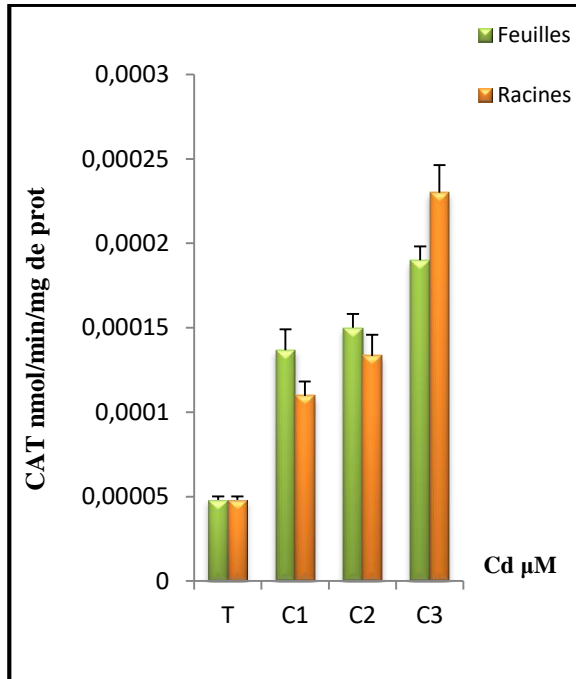
**Fig. 30 : L'activité du GST dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu**

On peut observer que l'activité de la GST est plus élevée dans les feuilles de tomates traitées à différentes concentrations de cadmium et de cuivre par rapport à celle mesurée dans les racines. D'après les données présentées dans la figure 29, Une diminution significative ( $P < 0,01$ ) de l'activité de la GST est constatée dans les feuilles et les racines de tomate exposées à des quantités croissantes de cadmium, par rapport aux échantillons témoins. Une forte inhibition de la GST est particulièrement observée à la dose C3 chez les racines exposées au cadmium, atteignant une valeur minimale inférieure à 1 (0,05 nm/Min/mg de prot).

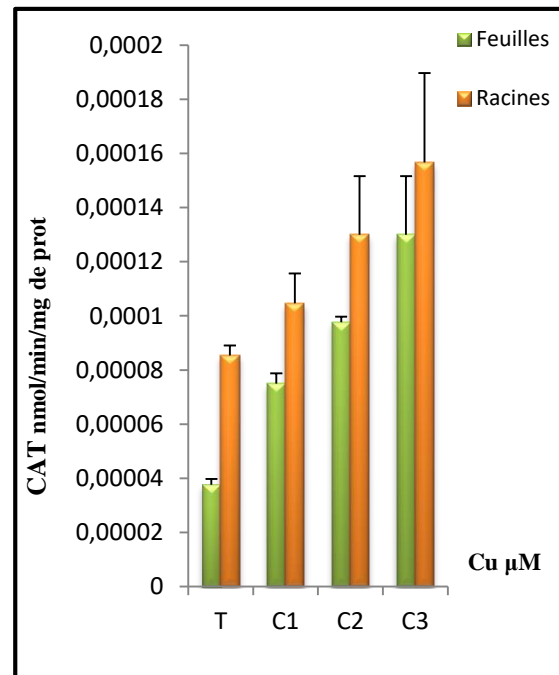
De plus, selon les données présentées dans la figure 30, On observe une diminution significative ( $P < 0,01$ ) de l'activité de la GST dans les feuilles et les racines soumises à des concentrations croissantes de cuivre comparativement aux échantillons de contrôle. Toutefois, une induction apparente de l'activité de la GST est observée à la dose Cu4, atteignant une valeur minimale inférieure à 1 (0,05 nm/Min/mg de protéines). Cette constatation est étayée par le compte rendu de modification, mettant en lumière une variation hautement significative (\*\*\*) entre l'activité de la GST et les doses des éléments métalliques.

#### 4.2. Impact du Cadmium et du Cuivre sur l'activité de la catalase (CAT)

Les données relatives à l'activité de la catalase en réaction à diverses concentrations de cadmium sont illustrées dans la figure 31, tandis que ceux concernant le cuivre sont présentés dans la figure 32.



**Fig. 31 : L'activité de CAT dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cd**



**Fig. 32 : L'activité de CAT dans les feuilles et les racines de tomates traitées avec diverses doses de Cu**

Les résultats de l'analyse de l'activité de la catalase (CAT), illustrés dans la figure 31, mettent en évidence une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) de l'activité CAT, laquelle est dose-dépendante. La présence de catalase a été étudiée dans les feuilles et les racines de tomate exposées à différentes concentrations de cadmium, en comparaison avec les échantillons de plantes non traités.

De manière concomitante, on observe une augmentation significative ( $P < 0,01$ ) de la variation de l'activité catalase (figure 32). Par ailleurs, on observe une variation de la concentration en cuivre, en fonction de la dose, dans les feuilles et les racines de tomates exposées à différentes concentrations de cuivre par rapport aux échantillons témoins.

Cette augmentation atteint son maximum avec la dose la plus élevée de Cd3, avec des valeurs de 0,00019 nmol/min/mg de protéine dans les feuilles et de 0,00023 nmol/min/mg de protéine dans les racines. En outre, une concentration élevée est également observée pour la dose de Cu3, avec 0,00013 nmol/min/mg de protéine dans les feuilles et 0,000147 nmol/min/mg de protéine dans les racines. Contrairement aux résultats obtenus avec le traitement au cadmium, le traitement au cuivre semble induire une activité catalasique élevée de manière continue.

# **Chapitre 4 : Discussion générale**

Les métaux lourds représentent une sérieuse menace pour l'environnement, surtout dans les zones à forte activité humaine. Leur présence, même à l'état de traces, dans l'air, le sol et l'eau peut engendrer des problèmes graves pour l'ensemble des êtres vivants (Akujobi, 2012 ; Senden *et al.*, 1995). L'amplification des éléments métalliques dans les sols est une source de préoccupation majeure dans l'agriculture à cause de ses impacts néfastes sur le développement des élevages, la caractéristique des denrées alimentaires et l'équilibre du milieu (Augusto Costa, 2001 ; Kumar *et al.*, 2015).

Le sol subit l'influence de diverses activités humaines, qu'elles soient agricoles, urbaines ou industrielles. Au fil des décennies, ces activités ont contribué à une accumulation variable d'éléments polluants (ETM) dans les horizons surfaces des terrains agricoles (Ghazi *et al.*, 2011). La disponibilité des éléments métalliques est soumise à l'incidence de divers facteurs liés au sol (Kebir, 2012). De nombreuses études ont démontré que les métaux peuvent se lier à la matière organique (MO) du sol, formant ainsi des composés organométalliques, par conséquent, la capacité d'un sol à être à l'arrêt des métaux lourds est directement liée à sa teneur en substance organique (Lamy, 2002).

Dans ce chapitre, nous proposons d'engager une discussion générale sur les principaux résultats issus de notre étude. Cette discussion portera sur la réponse biologique du modèle végétal (Sbartai, 2008), à savoir la tomate (*Lycopersicon esculentum*), face à deux éléments métalliques, d'un côté le cadmium, un composé chimique lourd connu pour son influence sur les données physiologiques et biochimiques et d'un autre côté, le cuivre, un oligo-élément essentiel au bon déroulement de certains processus vitaux de la plante dans son milieu de culture (Yaiche, 2017 ; Campos *et al.*, 2008).

La problématique initiale de cette étude a été abordée en deux parties distinctes. La première partie visait à évaluer la toxicité de deux éléments traces métalliques, le cadmium et le cuivre, sur un modèle biologique, la tomate industrielle. L'objectif était de mettre en évidence les effets néfastes de la pollution métallique sur les cultures agricoles. Pour ce faire, une série de tests a été réalisée afin d'approfondir la compréhension du mode d'action de ces agents polluants (Laib, 2021 ; Alayat *et al.*, 2015 ; Kisa, 2017).

Dans la seconde partie de notre étude, il a été démontré qu'une des répercussions du stress par les métaux lourds sur les végétaux de tomates est la manifestation d'un stress oxydant, se traduisant par la concentration des radicaux libres (ROS) (Appel et Hirt, 2004), en corrélation avec le niveau de stress induit. Les informations recueillies dans cette étude ont

conduit à des suggestions expliquant la réaction des plantes (*Lycopersicon esculentum*) face au stress métallique, en évaluant certains biomarqueurs de stress impliqués dans le système de détoxification.

Cette présente recherche démontre l'importance du mécanisme de défense dans l'accumulation et la tolérance de la végétale *Lycopersicon esculentum* à supporter quelques éléments métalliques tels que le cadmium et le cuivre dans les deux principales parties de la tomate, à savoir les feuilles et les racines (Mermhoud, 2006 ; Kisa, 2017 ; Parasad, 1999). Les conclusions tirées de ces résultats nous ont naturellement conduit à émettre certaines hypothèses sur la réaction et le comportement de ces plantes face au stress oxydatif induit par l'ajout des xénobiotiques, le Cd et le Cu (Sbartai *et al.*, 2015).

Dans notre étude, l'exposition à ces métaux a décelé une augmentation des teneurs de protéines au sein des feuilles et des racines de tomate traitées au cuivre, tandis que cette augmentation n'a été constatée que dans les feuilles exposées au cadmium (Kisa, 2017). L'augmentation de protéines observée peut être attribuée à l'impact des espèces réactives de l'oxygène (ROS) tel que mentionné par Zouainia *et al.*, (2016). Ces ROS agissent avec les protéines, entraînant des modifications au niveau des particules signaux, ce qui conduit à des changements dans la forme de quelques segments d'un chromosome constitué l'ADN est impliqué dans la régulation de la synthèse de neuf protéines de stress spécifiques (Verma *et al.*, 2003). En outre, dans leur étude, Shraddha Singh *et al.*, (2004) ont constaté une augmentation significative de la teneur en protéines dans les racines et les feuilles de tomate en fonction de la concentration de métaux appliquée. En termes généraux, Stalt *et al.*, (2003) ont constaté que l'exposition des plantes à différentes doses de cadmium et de cuivre stimule la synthèse de protéines, notamment de phytochélatines, qui interviennent dans le mécanisme de détoxification. Nos données sont en accord avec les résultats de Yaiche *et al.*, (2017) et Issad *et al.*, (2013) concernant le blé. Ces études ont mis en évidence une augmentation des taux de protéines en relation avec l'augmentation des niveaux de stress abiotique.

En réalité, Les protéines jouent un rôle crucial dans la réponse des plantes aux stress abiotiques et biotiques (Siddique *et al.*, 2012 ; Ahmad *et al.*, 2015 ; Abdel Latéf et Tran, 2016). Ces observations peuvent exprimer effectivement l'existence des substances toxiques dans les tissus qui excitent la production de diverses enzymes, notamment celles engendrées dans les processus de détoxification. Ces résultats sont cohérents avec l'étude de Shraddha Singh *et al.*, (2004), qui a démontré une corrélation entre l'augmentation de protéines dans les

racines et les feuilles de tomate et celle du métal (Van Loon *et al.*, 2008). L'augmentation des taux de protéines totales en réponse à un stress métallique peut constituer une réserve d'azote (N) qui sera mobilisée ultérieurement pour participer à l'osmorégulation, un phénomène largement observé chez les plantes exposées au cadmium. Selon diverses recherches antérieures (Zhao, 2011 ; Siddique *et al.*, 2012 ; El Beltagi et Mohamed, 2013), De plus, certains auteurs expliquent cette augmentation des protéines par leur rôle dans la régulation de le stress osmotique des végétaux et dans la préservation des enzymes auprès de la diminution (Sharma et Dietz, 2009). Ils notent également l'induction de protéines spécifiques liées au stress thermique en réponse au stress métallique, soulignant ainsi leur rôle dans la réponse adaptative.

En opposition aux feuilles, Une diminution de la teneur totale de protéines dans les racines est observée avec l'augmentation des concentrations, au contraire de ce qui se passe en cas d'exposition au cadmium de type C1, suivi d'une augmentation atteignant son maximum avec la dose de Cd3. Il convient de noter que les traitements au Cuivre seuls n'ont montré aucune variation dans ce paramètre. Nos résultats sont cohérents avec ceux rapportés par plusieurs chercheurs (Tlidjen *et al.*, 2012), qui ont observé que le stress peut provoquer simultanément une diminution et une augmentation des taux de protéines totales. Cependant, on constate une diminution des taux de protéines dans notre recherche indique une perturbation du métabolisme basal. En considérant que toute forme de stress provoque le dégagement de ROS dans le corps (Aurousseau, 2002), une modification des constituants cellulaires se fabrique au moment où la puissance de ces processus augmente de façon excessive. La diminution des protéines provoque diverses altérations, allant de l'oxydation d'un acide aminé à la segmentation des chaînes peptidiques ce qui entraîne une diminution de leur contenu protéique (Moller *et al.*, 2007 ; Nizer, 2014). Toutefois, si le stress persiste et que les espèces réactives de l'oxygène (ROS) ne sont pas neutralisées, elles peuvent induire l'oxydation des protéines, allant de la simple oxydation d'un acide aminé à la fragmentation des chaînes peptidiques, ce qui entraîne une diminution de leur quantité en protéines (Van Loon *et al.*, 2008; Sbartai *et al.*, 2015). Nos résultats sont similaires à celles obtenues par Meksem *et al.*, (2007) chez le blé et par Kleche *et al.*, (2012) ; Tlidjen *et al.*, (2012) ; et Derradji *et al.*, (2014) au sein de végétaux aquatiques employés dans le processus de traitement des eaux d'assainissement.

En ce qui concerne la photosynthèse des plantes, évaluée en fonction de la quantité de pigments chlorophylliens, ces informations pourraient servir d'indicateurs du stress, étant

donné que ces pigments sont largement reconnus comme des antioxydants efficaces contre la phytotoxicité. En effet, une relation significative a été établie entre les densités cellulaires et les paramètres de fluorescence photosynthétique dans le contexte de la contamination environnementale (Dewez *et al.*, 2007 ; Alayat, 2015). Selon nos résultats, l'exposition à ces métaux lourds entraîne une augmentation significative de la quantité de chlorophylle dans les feuilles de tomate (Yeh *et al.*, 2007 ; Hsu *et al.*, 2007). Cette observation est cohérente avec plusieurs études qui ont documenté une augmentation de la teneur en chlorophylle en présence de substances métalliques (Agami *et al.*, 2013 ; Groppa *et al.*, 2007). Cette accumulation représente un des phénomènes majeurs observés chez les plantes exposées à des antioxydants et est le résultat de l'augmentation des enzymes impliquées dans la biosynthèse de la chlorophylle (Alayat, 2015). Le mécanisme de neutralisation des molécules nocives de ces métaux lourds se fait par divers processus, augmentant le taux d'assimilation du CO<sub>2</sub>, ce qui favorise la stabilité du mécanisme de photosynthèse en facilitant le transport des électrons entre le PSI et le PSII, et conduit ainsi à une augmentation de la production d'oxygène (Moussa, 2004).

L'augmentation des niveaux de chlorophylle peut s'exprimer par un double fait à travers deux mécanismes : l'incitation de la synthèse et la dégradation des ETM par l'exposition à la lumière des métaux lourds ce qui favorise la formation d'acide aminolévulinique (ALA) en tant que matière première pour la porphyrine. De la même manière, Radic *et al.*, (2009) ; Zaimèche, (2015) ; Cheraitia, (2020) et également Bensaid *et al.*, (2017) ont observé une augmentation des niveaux de chlorophylle chez *Lemna minor*, *Phragmites australis*, *Chlorella sp*, *Phragmites communis* et *Typha latifolia*, après leur exposition à diverses doses d'oligoéléments métalliques. Cette augmentation est associée à un renforcement de la contribution énergétique des chloroplastes au sein du système photosynthétique (Rosa *et al.*, 2002).

De plus, Schehata *et al.*, (1999) et Devriese *et al.*, (2001) ont noté une augmentation des taux de chlorophylle liée à l'existence de métaux et d'autres molécules étrangères. En réalité, Les plantules de tomate requièrent une quantité adéquate de matière organique lors de leur première phase de développement, période pendant laquelle elles utilisent les métaux comme ressource énergétique et de carbone. Nos résultats corroborent cette hypothèse, étant donné que l'existence de cuivre dans l'environnement de culture favorise la production de ces pigments. Cette augmentation pourrait être attribuée soit à des doses de cuivre insuffisantes, un oligo-élément crucial pour de nombreux mécanismes vitaux de la végétale, notamment la

photosynthèse, qui ne sont pas assez élevées pour induire un stress oxydatif, il est nécessaire de considérer que les végétaux réagissent en réaction à l'apparition du stress, activent leur métabolisme pour maintenir l'homéostasie cellulaire, ce qui entraîne une augmentation des niveaux de chlorophylle (Yaiche *et al.*, 2017 ; Chaves *et al.*, 2008).

Dans le contexte de notre recherche, nous observons une augmentation significative des concentrations de proline dans les feuilles et les racines des plants de tomate exposés aux deux métaux lourds, par rapport aux végétaux de contrôle. Ces résultats concordent avec les conclusions de Singh *et al.*, (2011) ainsi que de Toumi *et al.*, (2014), lesquels ont avancé que l'augmentation de proline peut servir de marqueur de la bienveillance au stress (Ashraf *et al.*, 2007 ; Tahri *et al.*, 1998).

La synthèse de la proline peut aussi jouer un rôle dans la diminution de l'acidification du cytoplasme, ce qui favorise le maintien de l'équilibre dans le rapport NADP/NADPH compatible avec le métabolisme (Alayat *et al.*, 2015 ; Semadi, 2010). Selon Bedouh, (2014) l'augmentation de la concentration de proline, provoquée par le stress, peut entraîner de trois mécanismes synergiques la stimulation de sa création, la réduction de son altération et/ou le déséquilibre de la biosynthèse des protéines.

La proline est reconnue comme un élément déterminant adaptatif et un indicateur de stress bénéfique (Laib, 2021 ; Yaiche, 2017). Elle agit en tant que biomarqueur, directement, pour protéger la cellule contre les dommages causés par les espèces réactives de l'oxygène. De plus, elle joue un rôle crucial dans le maintien d'un environnement limitant favorable à la synthèse de phytochélation et à la séquestration du cadmium et du cuivre (Surasak *et al.*, 2002 ; Bäckor *et al.*, 2004). L'augmentation de la concentration de cette solution dans divers genres végétaux en réponse aux stress biotiques et/ou abiotiques est associée à plusieurs fonctions, telles que la régulation de la stress osmotique du milieu intérieur, la protection enzymatique, la réglementation de l'acidité cytosolique, l'équilibre de la synthèse des protéines et la neutralisation des radicaux libres, sont des aspects soulignés par Sun *et al.*, (2019); Sharmila et Pardha Saradhi, (2002), Ma *et al.*, (2006), Molinari *et al.*, (2007) et Biteur, (2012). Selon Savouré *et al.*, (1995) et Toumi *et al.*, (2014), il est possible de constater une augmentation significative des concentrations de proline en corrélation avec l'augmentation du niveau de stress.

Le signal des lipides scientifiques est l'un des primitifs actions amenés dans la réaction protectrice et les modes de transformation du signal. La signalisation phospholipidique joue

un rôle essentiel dans les voies de signal des groupements des eucaryotes. Son intérêt est important à la fois dans la croissance et le développement des végétaux, ainsi que dans leur réplique systémique aux stress de l'environnement (Profotovà *et al.*, 2006 ; Akram, 2008).

Concernant la quantité de lipides, Une diminution significative de leur concentration a été observée dans les feuilles et les racines de tomate exposées à différentes concentrations de métaux lourds tels que le cuivre et le cadmium. Selon Cillard, (2006), les lipides, en particulier les acides gras polyinsaturés membranaires (AGPI), constituent la cible essentielle des espèces réactives de l'oxygène d'après les recherches scientifiques. Des études comme celle menée par Ben Youssef *et al.*, (2005) ont validé ces éventualités en constatant une diminution significative des niveaux de lipides et d'AGPI dans les feuilles après exposition au cadmium et au cuivre, ainsi qu'une diminution des niveaux de phospholipides et de lipides neutres dans les racines.

Nos résultats révèlent une diminution significative de la quantité totale de lipides dans les parties aériennes et souterraines de la tomate suite à un traitement avec diverses doses de cadmium et de cuivre par rapport aux échantillons témoins. Cette constatation est en accord avec les conclusions de Bouchama, (2012), qui a noté une diminution de la teneur en lipides chez *Phragmites australis* exposé à diverses contraintes métalliques. Cette diminution pourrait être attribuée aux espèces réactives de l'oxygène engendrées par le traitement des éléments métalliques. D'ailleurs, Ben Youssef *et al.*, (2002) et Ben Youssef *et al.*, (2005) ont observé qu'une exposition au CdCl<sub>2</sub> provoquait une diminution significative des niveaux de lipides et d'acides gras polyinsaturés dans les feuilles de colza, ainsi qu'une baisse des concentrations en phospholipides et en lipides neutres dans les racines. Ils ont également démontré que de faibles quantités de cadmium induisaient une oxydation des lipides par peroxydation, entraînant ainsi une augmentation des niveaux de malondialdéhyde (MDA) chez les plantes traitées. Des conclusions similaires ont été observées chez d'autres genres tels que *Lycopersicon esculentum* (Mazhoudi *et al.*, 1997) et *Triticum durum* (Yaiche *et al.*, 2017), à la suite de leur exposition à différentes concentrations de cuivre (Moulis *et al.*, 2014 ; Ramel *et al.*, 2012 ; Mamoun *et al.*, 2016 ).

De manière similaire, ces données contredisent les postulats de la littérature suggérant que le signe amovible pour la SAR est éventuellement une particule lipidique (Durrant et Dong, 2004 ; Mosher *et al.*, 2006). Effectivement, une réduction de la teneur est observée, ce qui suggère une activation du processus de contestation systémique (SAR), comme en

témoigne l'augmentation de protéines, mettant en jeu diverses actions de protection contre ces genres de stress (Laib, 2021). Il peut s'agir de la génération d'espèces réactives de l'oxygène peut entraîner un stress oxydant, conduisant à la peroxydation des lipides en réponse à une agression oxydante par l'oxygène singulet ou le radical hydroxyle. En plus, ces espèces réactives de l'oxygène peuvent accélérer différents voies de signaux tels que l'acide jasmonique (JA) et l'acide méthyljasmonate (MEJA), qui sont des molécules de signalisation dérivées d'acides gras. Les enzymes interviennent dans la biosynthèse de ces composés, telles que la lipase, la lipoxygénase (LOX), entre autres (Yaiche *et al.*, 2017).

Afin de limiter les effets néfastes induits par les radicaux libres (ROS), les végétaux mettent en place des processus de protection qui font intervenir une variété d'enzymes et d'éléments antioxydantes (Lin *et al.*, 2007), notamment la catalase (CAT) et la GST (enzymes biomarqueurs), afin de neutraliser les métaux lourds (Lallement, 2014).

En réalité, la mesure du stress oxydatif est effectuée en surveillant la variation des taux d'une activité enzymatique (CAT) qui s'implique au système de défense antioxydant (Vazquez-Torres *et al.*, 2008 ; Li *et al.*, 2016). La catalase joue un rôle prépondérant en tant que principale barrière de protection antioxydante en favorisant la transformation du peroxyde d'hydrogène en H<sub>2</sub>O et en O<sup>2</sup>. Son rôle crucial dans la neutralisation des radicaux libres en fait une enzyme réagissant rapidement et clairement à la toxicité des xénobiotiques (Nahla *et al.*, 2012).

Les conclusions de notre recherche ont révélé une augmentation significative de la concentration en CAT dans les deux compartiments de tomate exposés à différentes concentrations d'éléments traces métalliques (Cd, Cu). Selon Souiki, (2008) et Bouchelaghem, (2012). L'augmentation de l'activité de la catalase est étroitement liée à l'élévation de la concentration intracellulaire de peroxyde d'hydrogène et de Ca<sup>2+</sup>. Nos résultats sont cohérents avec les conclusions des études menées par Fikret *et al.*, (2016) et Nedjeh *et al.*, (2013), qui ont également observé une augmentation significative de cette activité dans les racines et les feuilles de blé dur (*Triticum durum*) exposées à diverses concentrations de plomb par rapport aux échantillons témoins. Cette augmentation de l'activité catalase sous l'effet d'un stress métallique a été constatée par Iannelli *et al.*, (2002) chez le blé. Leurs constatations ont montré que les racines et Les feuilles exposées avec 50 µM de CdSO<sub>4</sub> ont montré une activité plus élevée de la catalase dans les racines par rapport aux feuilles (Fikret *et al.*, 2016). D'après Yaiche *et al.*, (2017), les constatations relatives à la réaction de la

catalase face au stress sont diverses. Des recherches ont mis en évidence une augmentation de l'activité de la catalase chez le maïs (Kolarovic *et al.*, 2009) et le blé (Luna *et al.*, 2004). Il a été constaté que, malgré le doublement des actions totales de la catalase dans les plants de tomate docilés à un stress très grave, la concentration en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> des feuilles grandit.

En fait, il semble que l'exposition au cadmium et au cuivre entraîne une augmentation marquée et significative de l'activité enzymatique de la catalase dans les deux parties de la plante de tomate, par rapport aux témoins (Nedjah, 2014). Cette observation pourrait s'expliquer par l'activation d'un système de détoxification, favorisant ainsi le développement d'une tolérance chez la plante et sa capacité à s'adapter aux éléments traces métalliques (ETM) (Nohatto *et al.*, 2016 ; Ferfar *et al.*, 2016).

Cependant, une diminution significative des taux d'activité de la GST a été observée au sein des feuilles et des racines des tomates exposées à des doses croissantes de cadmium et de cuivre comparativement aux échantillons. En fait, la glutathion-S-transférase (GST) est une enzyme qui possède plusieurs fonctions de phase II qui sont essentielles pour la coordination des éléments électrophiles, qui sont les produits métaboliques de la phase I (Dixon *et al.*, 2010 ; Van der Oost *et al.*, 2003). Elle agit comme catalyseur pour la conjugaison du GSH avec des éléments d'origine endogène ou exogène. La glutathion-S-transférase (GST), étroitement liée à la réaction des plantes face à diverses contraintes (Siritantikorn *et al.*, 2007 ; Anjum *et al.*, 2012), peut remplir des rôles tels que peroxydase, isomérase ou transférase de thiols. De plus, elle revêt une importance capitale dans le maintien de l'homéostasie hormonale et dans le contrôle de la signalisation des cellules (Mohabatkar *et al.*, 2010 ; Calmes, 2011).

Selon nos données, une diminution significative de l'activité de la GST a été initialement constatée dans les parties (racines et feuilles) de tomate traitées à des quantités croissantes de métaux (Cd, Cu) (Sbartai *et al.*, 2015). Cette remarque méticuleuse peut s'expliquer par une inhibition de l'activité de la GST, que ce soit de manière directe par les métaux concernés (Bhagat *et al.*, 2016), ou de manière indirecte à travers une augmentation de la formation de ROS qui interagissent directement avec l'enzyme, une diminution de son substrat (glutathion – GSH), et/ou une régulation négative des gènes de la GST par divers mécanismes (Misra *et al.*, 2011 ; Mishra *et al.*, 2006).

Parallèlement, la diminution de l'activité GST a également été expliquée par le fait que les GST ne peuvent pas lier, stocker ou transporter des substrats pour attaquer le stress par des

ETM (Lian *et al.*, 2018), En raison de la fabrication de quantités limitées. La présence d'enzymes inefficaces conduit à une réduction de leur disponibilité pour se lier aux éléments métalliques, diminuant ainsi leur dose locale et, de ce fait, leur assimilation par l'ensemble des organes d'un être vivant (Vieira *et al.*, 2009 ; Bhagat *et al.*, 2016).

En conclusion, nos données mettent en évidence les mécanismes de défense de la plante vis-à-vis des ETM. Ces variations sont probablement dû à la capacité des organes à détoxifier ces éléments métalliques au cours de diverses étapes de leur cycle de vie (Sbartai *et al.*, 2012 ; Azizi, 2017).

Pour réduire les risques associés aux métaux traces (ETM) et par conséquent les ROS Les plantes activent des mécanismes de détoxification impliquant des substances antioxydants non enzymatiques. Ces éléments sont essentielles pour préserver l'intégrité des cellules face aux risques causés par les ROS, Parmi celles-ci, on trouve le GSH et le MDA, qui sont considérés comme des inducteurs biologiques non enzymatiques (Foyer *et Noctor*, 2011 ; Chryssavgi *et al.*, 2008 ; Radic *et al.*, 2009).

Les données obtenues de nos expériences remettent en évidence une augmentation significative de la concentration de GSH dans les tissus de tomate, notamment les feuilles et les racines exposées aux métaux lourds (Cu et Cd) comparativement aux organes de contrôle. Ces données sont cohérentes avec les résultats des recherches réalisées par Cao *et al.*, (2004) ; Freeman *et al.*, (2004) ; Wang *et al.*, (2010) et Sbartai *et al.*, (2015), qui ont aussi souligné une augmentation significative et remarquable de ce taux, lequel augmente proportionnellement à la capacité de la végétale à tolérer l'accumulation de xénobiotiques. Cette augmentation peut s'expliquer soit par l'enchaînement abrupt du glutathion aux métaux lourds (Barillet, 2007), soit par son implication dans l'activité de conjugaison par la GST.

En outre, le glutathion pourrait jouer un rôle prépondérant en s'alliant aux métabolites nocifs des végétaux grâce à son activité SH, ce qui les protège contre le stress oxydatif induit par les éléments traces métalliques (Yadav, 2010 ; Nedjah, 2015). Il a aussi une fonction essentielle dans la gestion des lipides peroxydés, en association avec les phytochélatines qui ont pour fonction de capturer les éléments traces métalliques (Green *et al.*, 2002). De plus, ces protéines jouent un rôle crucial dans la conservation de l'équilibre redox des cellules et dans la détoxification des espèces réactives de l'oxygène (ROS) (Hossain *et al.*, 2012 ; Nagalakshmi *et al.*, 2001 ; Noctor *et al.*, 2014). Le glutathion participe également au processus de

décomposition du peroxyde. Les données de cette étude sont cohérentes avec celles rapportées par divers auteurs (Noctor *et al.*, 2012 ; Alayat, 2015).

De surcroît, il est possible de déduire que la diminution n'est pas déterminée par le type du stress, mais par les stades de contagions, étant donné que des hautes doses entraînent une inhibition totale du glutathion dans les feuilles et les racines de tomate. Ceci met en évidence l'obsolescence du mécanisme mis en cause, qui est échangé par un processus de protection antioxydant enzymatique le mieux agissant et actif pour contrer le stress oxydant induit par ce genre d'état (Gara *et al.*, 2003). Le glutathion participe de façon indirecte au contrôle de la stabilité de la réponse d'oxydoréduction en facilitant la production de phytochélatines en réponse au stress par métaux ou en se liant à des éliciteurs du cuivre et du cadmium par le biais des GST lors de leur détoxification (Yaiche, 2017 ; Navrot *et al.*, 2006).

En plus, nos données soulignent une augmentation significative des concentrations de malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles et les racines des plants de tomate exposés à des doses croissantes de Cd et de Cu comparativement aux échantillons témoins. Cette augmentation est le résultat de la peroxydation lipidique et du déséquilibre membranaire causés par une augmentation de la production de radicaux libres, entraînant des impacts oxydatifs liés à la nocivité du Cd et du Cu (Servais, 2004 ; Belhaouchet, 2014). Ces données concordent avec les conclusions de Chiahî *et al.*, (2016) ainsi que de Khaldi *et al.*, (2013), lesquelles indiquent que les taux de MDA augmentent à cause de la surproduction de ROS suite à l'administration de concentrations élevées d'éléments traces métalliques (ETM) (Yang *et al.*, 2015).

De même, le malondialdéhyde (MDA) est largement reconnu comme un indicateur fiable du stress oxydatif lié à la peroxydation des lipides, Cela permet donc d'obtenir une évaluation significative de sa phase au sein des organes vivants (Belhaouchet, 2014 ; Zeriri, 2014). Par exemple, Singh *et al.*, (2020) ont observé une augmentation significative des niveaux de MDA dans les lentilles d'eau *Spirodela polyrhiza L*, en appliquant diverses concentrations de cuivre et de cadmium. L'augmentation des taux de MDA est conjointement associée à un dégagement élevé de ROS consécutif à l'ajout de fortes doses de métaux lourds dans l'environnement d'élevage. Selon l'étude de Lin *et al.*, (2005), un surplus de cadmium et de cuivre à l'intérieur des cellules peut conduire à une élévation de l'accumulation en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, provoquant ainsi un stress oxydant déstabilisant l'équilibre homéostatique des différents composés (Cuypers, 2002 ; Singh *et al.*, 2011). Ces résultats corroborent notre étude, qui

montre que les valeurs d' MDA sont supérieures à celle du témoin, ce qui souligne encore une fois, l'importance du stress excessif (Chen *et al.*, 2015 ; Firmin *et al.*, 2015 ; Zhu *et al.*, 2015).

# **Chapitre 5 : Conclusion et perspectives**

Aujourd'hui, le problème des sols pollués suscite une préoccupation majeure, notamment dans les pays en voie de développement, qui subissent les conséquences de l'exploitation non durable de la biodiversité. Les métaux traces tels que le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure se distinguent par leur résistance à la biodégradation, ce qui les rend persistants dans le milieu sur une longue durée. De plus, ces métaux sont régulièrement introduits dans les sols par diverses pratiques, telles que la fertilisation des cultures agricoles avec des boues de station d'épuration et les procédés industriels métallurgiques.

La concentration d'éléments traces métalliques dans le milieu peut avoir des répercussions préjudiciables sur la santé humaine, animale et végétale, ainsi que sur l'écosystème dans son ensemble. Étant donné que les plantes sont en contact permanent avec le sol, elles peuvent être exposées à des concentrations élevées de ces éléments métalliques, ce qui peut induire une réaction oxydative entraînant une cascade de phénomènes altérant les macromolécules biologiques. Par conséquent, prédire les impacts chroniques, élaborer un modèle de dissémination et d'évolution des contaminants dans un sol pollué, ainsi qu'évaluer les risques associés, représente un défi considérable en raison de leur complexité. Il est donc essentiel de choisir une technique de remédiation appropriée pour traiter efficacement la contamination.

Tout au long de son existence, la plante est soumise à l'influence des conditions climatiques et non climatiques de son environnement. En tant qu'organisme vivant, elle doit s'adapter à ces exigences pour garantir un milieu propice à sa croissance et à son développement. Cependant, ces mêmes conditions peuvent également l'exposer à des facteurs de stress oxydatif, susceptibles de déséquilibrer son métabolisme.

Dans cette optique, les chercheurs et les scientifiques s'efforcent constamment de trouver les méthodes les plus efficaces et économiques pour décontaminer les sols pollués, visant à minimiser les coûts tout en maximisant l'efficacité. Les biotechnologies, en particulier, ont montré que l'utilisation de couverts végétaux pourrait offrir une solution alternative et prometteuse par rapport aux techniques conventionnelles.

Au cours de leur évolution, les plantes ont développé des mécanismes complexes pour assimiler les composés organiques ou minéraux présents dans le sol, l'eau et l'air à l'aide de leurs racines et de leurs feuilles. Ces composants sont ensuite transportés vers divers organes de la plante où ils sont soumis à des processus d'application, de transformation, d'altération ou d'accumulation. Cette capacité a été étudiée dans le cadre de la phytoremédiation, une

technique visant à restaurer les ressources essentielles en cas de contamination. Les végétaux peuvent ainsi être utilisés dans le processus de décontamination des ressources vitales telles que l'eau, les sols et l'air.

Le principe de cette technique est d'analyser, de réduire ou de rendre moins toxiques les contaminants environnementaux, réduisant ainsi le risque de dégradation des écosystèmes naturels. Les végétaux fonctionnent comme des agents de captation, d'épuration et d'élimination grâce à leurs racines, tandis que leurs feuilles jouent un rôle clé en tant qu'extracteurs. Elles ont la capacité de découvrir, détecter, modifier et/ou transférer des molécules et des éléments par le biais de gradients chimiques importants.

Notre étude a souligné l'importance de la connaissance scientifique, ses implications pratiques pour l'agriculture, ses bénéfices environnementaux, ainsi que son potentiel pour encourager la recherche interdisciplinaire. En fournissant des informations précieuses sur les mécanismes de tolérance aux éléments traces métalliques (ETM) et en proposant des pistes pour des applications concrètes, nous visons à améliorer la gestion durable des sols et des cultures dans des environnements contaminés.

Dans cette perspective, notre recherche a été entreprise pour évaluer l'efficacité et la capacité de tolérance de la tomate (*Lycopersicon esculentum*) à décontaminer les sols pollués de deux éléments métalliques : le cadmium et le cuivre. Ces métaux ont été détectés au sein des organes de la plante, notamment les feuilles et les racines. En plus, l'objectif était de procéder à une évaluation de la capacité de cette plante à résister et à tolérer le stress provoqué par ces deux métaux.

Les résultats de notre étude montrent que les variations physiologiques et biochimiques observées après l'exposition à des concentrations élevées de chlorure de cadmium et de sulfate de cuivre chez les plants de tomate provoquent une augmentation significative de la teneur en chlorophylle, des niveaux de protéines totales et de proline. En revanche, on observe une diminution significative de la teneur lipidique totale dans les deux parties de la plante.

L'analyse de certains biomarqueurs enzymatiques du stress révèle une augmentation significative de l'activité CAT et une diminution de l'activité GST dans les racines et les feuilles, en raison de leurs propriétés antioxydantes. Ces variations enzymatiques atteignent des niveaux maximaux avec l'augmentation des concentrations en métaux.

De manière similaire, l'intégration de cadmium et de cuivre à différentes concentrations dans le substrat entraîne une augmentation significative des niveaux de certains biomarqueurs non enzymatiques, tels que le glutathion (GSH) et le malondialdéhyde (MDA), dans les racines et les feuilles, en particulier dans le cas des fortes concentrations de ces deux métaux.

Nos recherches corroborent avec les observations précédentes issues d'autres études menées sur certaines espèces végétales. Les éléments métalliques, tels que le cadmium et le cuivre, perturbent l'équilibre homéostatique en induisant principalement un stress oxydatif, ce qui entraîne l'activation d'une série d'enzymes principalement impliquées dans la détoxification. Il est à noter que certains métaux, comme le cuivre, sont classés parmi les oligo-éléments essentiels au bon fonctionnement des processus vitaux des plantes et exercent une influence significative sur la culture de la tomate.

Après avoir examiné l'ensemble de ces conclusions, il est évident que les mécanismes de défense enclenchés par la tomate confirment sa capacité à faire face aux perturbations causées par le stress métallique. Cette plante pourrait donc servir de modèle efficace pour la purification et la décontamination des sols contaminés par des métaux lourds, offrant ainsi une solution pratique pour préserver les végétaux des impacts oxydatifs et renforcer leur résistance aux métaux lourds.

En guise de conclusion, cette recherche contribue de manière significative à la compréhension des mécanismes adaptatifs des plantes face aux ETM. Les résultats enrichissent notre connaissance des réponses physiologiques et biochimiques des tomates au stress métallique, fournissant ainsi des bases pour le développement de stratégies de gestion et l'amélioration des cultures. En mettant en évidence les systèmes de défense antioxydants, cette étude ouvre également des perspectives pour la sélection de variétés plus résistantes et pour l'amélioration des pratiques agricoles dans les sols contaminés. Cela nous incite à intensifier nos efforts pour promouvoir ces techniques et encourager leur adoption plus généralisée.

Les données collectées nous ont permis de proposer une hypothèse qui est représentée dans les trois figures suivantes (33, 34, 35) :

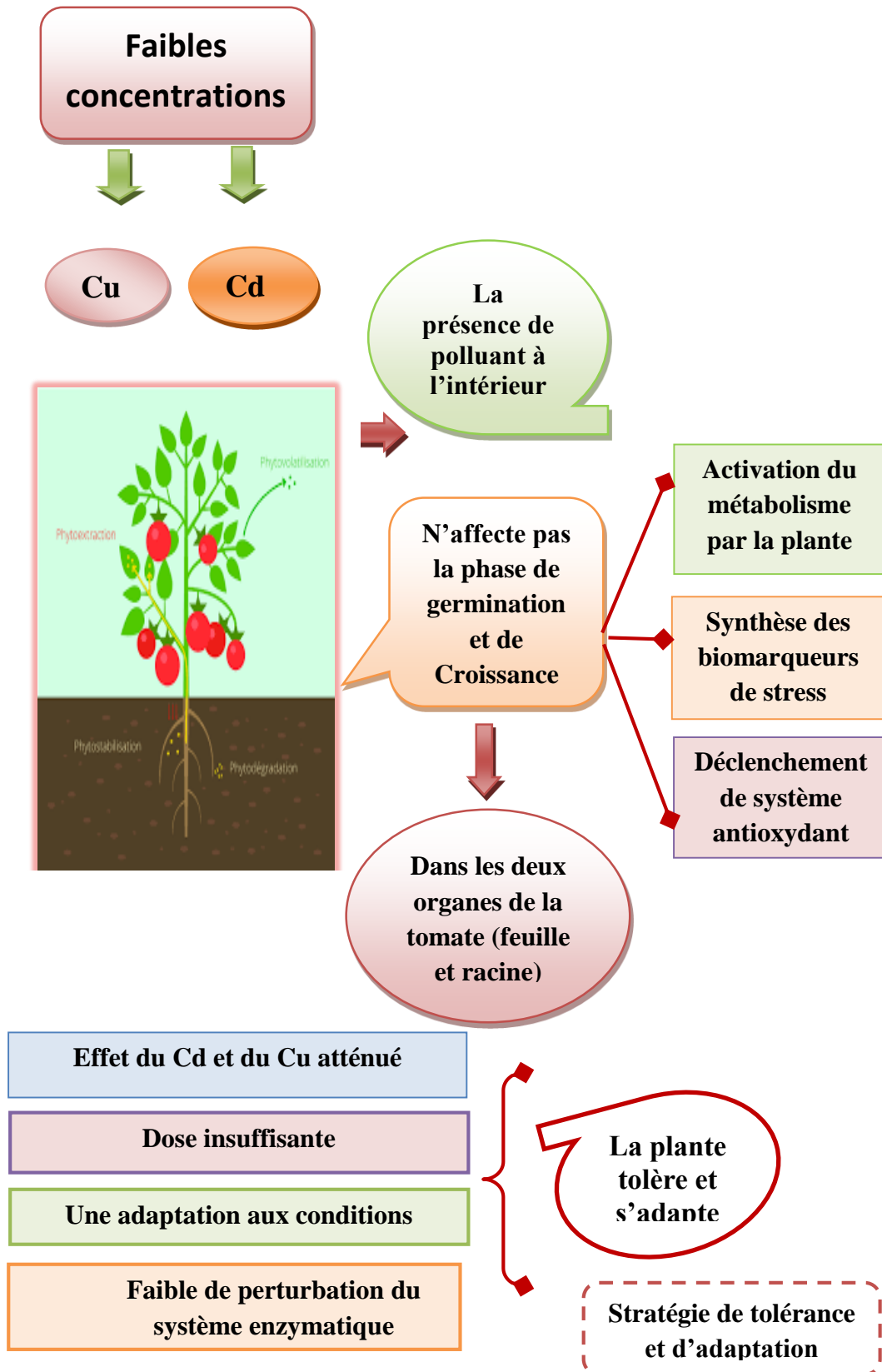


Figure 33 : Éventualité concernant la méthode mise en place par les cellules de tomate exposées à de faibles doses de Cd et de Cu (Sbartai et Tladjeni, 2024)

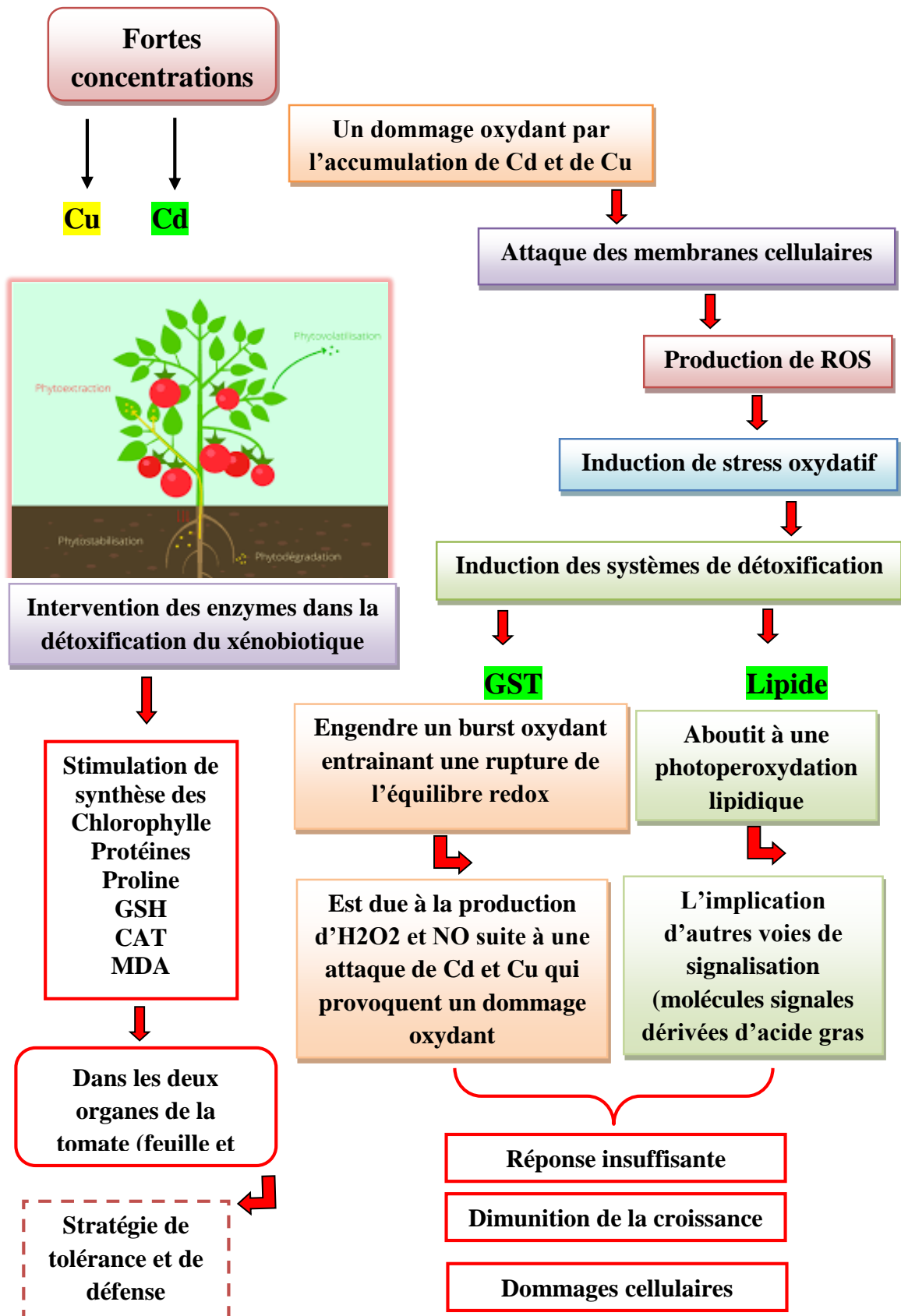


Figure 34 : Éventualité concernant la méthode mise en place par les cellules de tomate exposées à de fortes doses de Cd et de Cu (Sbartai et Tladjeni, 2024)

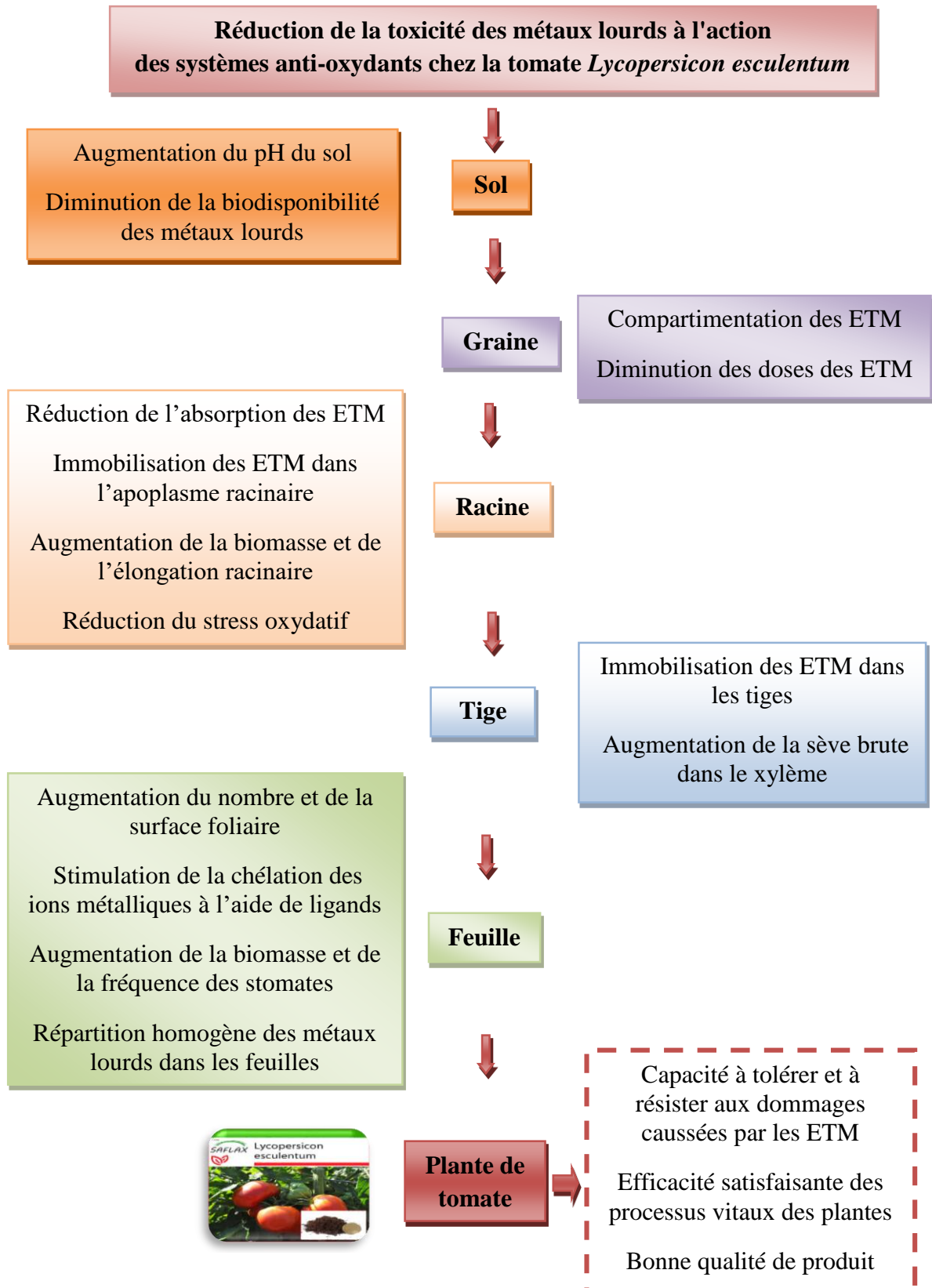


Figure 35 : Hypothèse représentant le rôle des mécanismes antioxydants dans la réduction du stress métallique chez la tomate (Tladjeni, 2024)

**En perspective :**

Notre étude se situe dans le domaine de la toxicologie environnementale, qui se distingue par une collaboration encore modérée. Nous avons cherché à identifier des solutions fonctionnelles, alternatives, biologiques et économiques pour résoudre de manière durable les problèmes de pollution métallique des sols agricoles dans le cadre de cette thèse.

Cependant, ce champ évolue constamment, et il serait pertinent de continuer dans cette direction en enrichissant notre travail avec de nouvelles idées et méthodes qui pourraient nous apporter de nouvelles perspectives et approfondir notre compréhension.

À l'issue de cette étude, plusieurs aspects essentiels nécessitent encore des éclaircissements. Il serait en effet pertinent de compléter ces résultats par les démarches suivantes :

- Déterminer la quantité de Cu et Cd accumulée dans les différents compartiments de la plante
- Elargir l'éventail de dosage des biomarqueurs de stress pour mieux comprendre les mécanismes de défense de la plante face à stress métallique
- Réaliser une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques de ces 2 ETM sur la santé humaine et certains modèles biologiques afin d'estimer leurs effets seuls et combinés.
- Faire un screening de plantes capables de tolérer la présence des métaux lourds dans le cadre de la réhabilitation des sols contaminés par une méthode verte « Phytoremediation »
- Il serait également opportun de mener une recherche similaire sur d'autres variétés de tomates ou d'autres plantes terrestres, en utilisant différents métaux, afin d'évaluer les risques potentiels de leur transmission dans la chaîne alimentaire et leurs implications pour la santé humaine.



# **Références bibliographiques**

Références bibliographiques

A

**Abdellatef A.A. et Tran L.S.P. 2016.** Impacts of priming with silicon on the growth and tolerance of maize plants to alkaline stress. *Front. Plant Sci.* 7 : 243.

**AbdelLatef A.A., 2013.** Growth and some physiological activities of pepper (*Capsicum annuum* L.) in response to cadmium stress and mycorrhizal symbiosis. *J. Agri.Sci. Tech.* 15:1437-1448.

**Abrahams, P.W., 2002.** Soils : their implications to human health. *The Science of the Total Environment* 291 : 1-32.

**Adomako MO, Xue W, Roiloa S, 2021.** Earthworms modulate impacts of soil heterogeneity on plant growth at different spatial scales. *Front Plant Sci* 12 :735495.

**Adriano, D.C., 2001.** Trace elements in terrestrial environments : biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.

**AFNOR, 1994.** Le Dictionnaire de l'environnement, Les termes normalisés, Ed, AFNOR, Paris La Défense, 307 p.

**Agami RA., Mohamed GF, 2013.** Exogenous treatment with indole-3 acetic acid and salicylic acid alleviates cadmium toxicity in wheat seedling. *Ecotox. Environ. Safe*, 94. 164-171.

**Agrawal SB., Rathore D and Singh A, 2004.** Combined effects of enhanced UV-B radiation and additional nutrients on two cultivars of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Physiol. Mol.Biol. Plants*, 10, 99-108.

**Ahmad P., Sarwat M., Bhat N.A., Wani M.R., Kazi A.G. et Tran L.S., 2015.** Alleviation of cadmium toxicity in *Brassica juncea* L. (Czern.et Coss). By calcium application involves various physiological and biochemical strategies. *PLoS ONE* 10 : 1.

**Ahsan N., Lee D.G., Lee S.H., 2007.** Excess copper induced physiological and proteomic changes in germinating rice seeds. *Chemosphere*. 67 :1182-1193.

**AI-Jawhari I, Fahmi H, 2014.** Ability of some soil fungi in biodegradation of petroleum hydrocarbon. *Journal of Applied & Environmental Microbiology*, vol 2: 46-52.

**Akram A, 2008.** Elicitation de la résistance systémique induite chez la tomate et le concombre et activation de la voie de la lipoxygénase par des rhizobactéries non-pathogènes [Thèse]. Belgique, Université de Liège 165p.

**Akujobi CO, Odu NN, Okorundu SI, 2012.** Bioaccumulation of lead by *Bacillus* species isolated from pig waste. *Journal of Research in Biology*. 2: 83-9.

**Alabouvette E, Nakagawa Y, Limura M, Hayakawa S, 2009.** Stimulatory effect of indole-3-acetic acid on aerial mycelium formation and antibiotic production in *Streptomyces* spp. *Actinomycetol.* 21 : 32-39.

**Alarcón M, Blaudez D, Rogaume Y, 2006.** Fate of trace elements during the combustion of phytoremediation wood. *Environ Sci Technol.* 46 :13361–9.

- Alayat A, 2015.** Etude de l'impact toxicologique de certains agents chimiques sur la qualité des céréales : Cas du blé et de l'orge. PhD Thesis. Badji Mokhtar University. Pp : 266.
- Alayat A, Souiki L, Djebbar MR, Boumedris ZE, Moumeni O, Berrebbah H, 2015.** Cadmium Stress Induced Changes in Antioxidant Enzymes, Lipid Peroxidation and Hydrogen Peroxide Contents in Barley Seedlings. *Advance Journal of Food Science and Technology*. Vol 9(7) : 507-513.
- Ali S, Bai P, Zeng F, Cai S, Shamsi IH, Qiu B, Wu Fand Zhang G, 2011.** The ecotoxicological and interactive effects of chromium and aluminum on growth, oxidative damage and antioxidant enzymes on two barley genotypes differing in Al tolerance. *Environ. Exp. Bot.* 70 :185-191.
- Alloway B.J., 1995.** Soil processes and the behaviour of heavy metals. In : Alloway, B.J. Ed. *Heavy metals in soils*. Chapman & Hall, London, 11-35.
- Alturiqui A S, Albedair L A, 2012.** Evaluation of some heavy metals in certain fish, meat and meat products in Saudi Arabian markets. *Egypt. J. Aquatic Res.* 38 : 45- 49.
- Amiard-Triquet, C., Caurant, F., 1994.** "Les formes physicochimiques de stockage des métaux chez les organismes marins." *Analisis Magazine* 22 (1) : 24-26.
- Amiard-Triquet, C., Jeantet, A. Y., Berthet, B., 1993.** "Metal transfer in marine food Chains : bioaccumulation and toxicity." *Acta. Biologica Hungarica* 44(4) : 387-409.
- Amirouche Leila, 2011.** Etude du pouvoir de sorption du Cuivre (II), du Zinc (II) et des polyphénols par les bentonites sous l'effet des irradiations micro-ondes. [Mémoire de magister]. *Chimie de l'environnement, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou* (2011).
- Anatole-Monnier L., 2014.** Effets de la contamination cuprique des sols viticoles sur la sensibilité de la vigne à un cortège de Bio-Agresseurs. Thèse de Doctorat Université de Bordeaux, 200p.
- Anjun N A, Ahmed I, Mohamed I, Pacheco M, Durate A C, Pereira E, Umar S, Ahmed A, Khan N A, 2012.** Modulation of glutathione and its related enzymes in plants responses to toxic metals and Metalloids. *Environ.exp Bot.* 75, 307-324.
- Anonyme, 1995.** La culture de la tomate industrielle. Guide pratique. ITCMI Annaba 12P.
- Antonovics, J., Bradshaw, A.D., Turner, R.G., 1971.** Heavy metal tolerance in plants. *Advances in Ecological Research* 7 : 1-85.
- Antosiewicz D.M. et Henning J., 2004.** Over expression of LCT1 in tobacco enhances the protective action of calcium against calcium toxicity. *Environ. Pollut.*, 129: 237-245.
- Apel, K. and Hirt, H., 2004.** Reactive oxygen species : Metabolism, Oxidative Stress, and Signal Transduction. *Annual Review of Plant Biology* 55(1) : 373-399.
- Arduini I, Masoni A, Mariotti M. et Ercoli L., 2004.** Low cadmium application increase miscanthus growth and cadmium translocation. *Environ. Exp. Bot.* 52 : 89-100.
- Asada K, 2006.** Production and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts and their functions, *Plant Physiology*. 141 : 391-396.

**Asada K., 1999.** The water-water cycle in chloroplasts : scavenging of active oxygens and dissipation of excess photons. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 50 : 601-639.

**Asgher M., Khan M.I.R., Anjum N.A. et Khan N.A., 2015.** Minimizing toxicity of cadmium in plants-role of plant growth regulators. *Protoplasma* 252 : 399-413.

**Ashraf M., Foolad MR, 2007.** Roles of glycine betaine and proline in improving plant abiotic stress resistance. *Environmental and Experimental Botany*, 59, 206-216.

**Atagana H, Haynes R, Wallis F, 2006.** Fungal bioremediation of creosote-contaminated soil: a laboratory scale bioremediation study using indigenous soil fungi. *Water, Air, & Soil Pollution*. 172(1) : 201-219.

**Atlas R, Bartha R, 1992.** Microbial ecology. Fundamentals and applications. 3rd edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company. San Francisco, California (USA). 563.

**Augusto Costa A C, Pereira Duta F, 2001.** Bioaccumulation of copper, zinc, cadmium and lead by *Bacillus SP Bacillus cereus*, *Bacillus speaerecus* and *Bacillus subtilus*. *Brazilian Journal of Microbiology*. 32 : 32-50.

**Aurousseau B., 2002.** Les radicaux libres dans l'organisme des animaux d'élevage : conséquences sur la reproduction, la physiologie et la qualité de leurs produits. *INRA Prod*. 15 : 67-82.

**Azizi N, Djebbar MR, Sbartaï H, 2017.** Effect of Mg, Cu, Cd and Mg/Cd, Cu/Cd on Stress biomarkers in durum wheat, Vol 9 (4), 102-113. DOI : 10.12692/ijb/9.4.102-113.

**B**

**Bäckor M., Fahselt D. et Wu C.T., 2004.** Free proline content is positively correlated with copper tolerance of the lichen photobiont *Trebouxia erici* (Chlorophyta). *Plant Sci* 167 : 151-157.

**Bahagat D, Samanta SK, Bhattacharya S, 2013.** Efficient Management of Fruit Pests by Pheromone Nanogels. *Scientific Reports*, 3:1294.

**Baize D. et Tercé M., 2002.** Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales. Inra Editions, Paris, 565 p.

**Baker D.E. et Senft J.P., 1995.** Copper. Heavy metals in soils. Ed. Alloway, 2nd Edition, Blackie academic and professional, 368.

**Banzet, N., Richaud, C., Deveaux, Y., Kazmaier, M., Gagnon, J., Triantaphylides, C., 1998.** Accumulation of small heat shock proteins, including mitochondrial HSP22, induced by oxidative stress and adaptive response in tomato cells. *Plant Journal* 13: 519-527.

**Barillet S, 2007.** Toxicocinétique, toxicité chimique et radiologique de l'uranium chez le poisson zèbre (*Danio rerio*). IRSN-2007/ 84- FR, p.475.

**Baryla A., Carrier P., Franck F., Coulomb C., Sahut C. et Havaux M., 2001.** Leaf chlorosis in oilseed rape plants (*Brassica napus*) grown on cadmium-polluted soil : causes and consequences for photosynthesis and growth. *Planta* 212 : 696-709.

- Bedouh Y, 2014.** Evaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon « *Allium cepa* ». Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar-Annaba, p.128.
- Béguel JP, 2012.** Étude de la capacité antioxydante en lien avec la reproduction chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Thèse de Doctorat. Université de Bretagne occidentale, p.5-6,11-15.
- Belaid CH ; Sbartai I, Djebbar MR, 2020.** Populational effect of a dithiocarbamate (thiram) fungicide on a freshwater cladocerus *Daphnia magna*. *Studia Universitatis Vasile Goldis Arad, Seria Stiintele Vietii* ; 29 :121-128.
- Belaid D., 1996.** Aspect de la céréaliculture, Algérien. *Office des publications universitaires. Alger.* 208p.
- Belhaouchet N, 2014.** Evaluation de la toxicité du Spinosad « insecticide nouvellement introduit en Algérie » sur un modèle expérimental bioindicateur de la pollution « *Helix aspersa* ». Thèse de Doctorat, Université d'Annaba. 80p.
- Ben Youssef N, Nouairia I, Temime S, Taamallia W, Zarrouka M, Ghorbalb M H, Ben Miled Daoud D, 2005.** Effects of cadmium on lipid metabolism in rapeseed seedlings (*Brassica napus*). *Biology Reports.* (328) : 745-757.
- Benavides M.P., Gallego S.M. et Tomaro M.L., 2005.** Cadmium toxicity in plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17: 21-34.
- Benhamdi, 2014.** Etude des enzymes de stress oxydatif chez *Hedysarum pallidum* Desf et *Lygeum spartum* L en réponse à la pollution du sol par l'antimoine. Thèse de Doctorat. Université de constantine 1, p.30, 97-102.
- Bensaid M, 2018.** Réponses d'une macrophyte épuratrice des eaux usées : *Typha latifolia* soumise à un stress métallique. Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar Annaba, p. 103, 107,111.
- Bensaid M, Meksem Amara L, Meksem N, Ferfar M, Djebbar MR, 2017.** Responses of *Typha latifolia* subjected to metal stress. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, 11:9-14.
- Benslama M, Ibn Cherif H, Zanache H. Djili K, 2005.** The importance of mobile, mobilisable and pseudo heavy metal fraction in soil. *Journal science total environment.*178 :125-131.
- Benyoussef NB, Ben Temime S, Daoud Ben Miled D, Zarrouk M, Chérif A. et Ghorbal, MH, 2002.** Biosynthèse et peroxydation lipidiques en condition de stress métallique chez le colza (*Brassica napus* L). *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management*, 2 : 59-68.
- Berezky Z., Wang H.Y., Schubert V., Ganal M. et Bauer P., 2003.** Differential regulation of Nramp and irt metal transporter genes in wild type and iron uptake mutants of tomato. *J. Biol. Chem.* 278 : 24697-24704.
- Berkelaar E. et Hale B.A., 2003.** Accumulation of cadmium by durum wheat roots : bases for citrate-mediated exceptions to the free ion model. *Environ Toxicol. Chem.* 22 : 1155-1161.

- Bert P.F., Bordenave L., Donnart M., Hevin C., Ollat N. et Decroocq S., 2013.** Mapping genetic loci for tolerance to lime-induced iron deficiency chlorosis in grapevine root stocks (*Vitis* sp.). *Theor. Appl. Genet.*, 126 : 451-473.
- Bert, V., 2000.** Tolérance aux métaux lourds et accumulation chez *Arabidopsis halleri* (*Brassicaceae*). Thèse : Université des Sciences et Technologies de Lille, UFR de Biologie.
- Bhagyant S, Dakshiata T, Neha G, Amita B, 2019.** Variation in the antioxydant and free radical scavenging under induced heavy metals stress exxpressed as proline content in chickpea, *Physiology and Molecular Biology of plants*. 25 : 683-696.
- Bingham F.T., Sposito G. et Strong J.E., 1986.** The effect of sulfate on the availability of cadmium. *Soil Sci*. 141: 172-177.
- Biteur N, 2012.** Essais d'utilisation du radis (*Raphanus sativus*) dans la phytoremédiation (biodépollution) au niveau du sol contaminé par les métaux lourds (Plomb) : Etude du stress oxydatif et quelques paramètres enzymatiques. Thèse de Doctorat. Université d'Oran, 129p.
- Blamey RK, 2001.** Principles of Ecotourism, In *The Encyclopaedia of Ecotourism*, Oxon, UK, New York, NY, CABI Pub, 5-22.
- Bolan N.S., Adriano D.C., Duraisamy A., Mani P.A. and Arulmozhiselvan K, 2003.** Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. I. Effect of phosphate addition. *Plant and soil*, 250,83-94.
- Boojar M.M.A. et Goodarzi F., 2007.** The copper tolerance strategies and the role of antioxidative enzymes in three plant species grown on copper mine. *Chemosphere* 67: 2138-2147.
- Bose J., Babourina O., Shabala S., Rengel Z., 2013.** Low-pH and aluminum resistance in *Arabidopsis* correlates with high cytosolic magnesium content and increased magnesium uptake by plant roots, *Plant Cell Physiol*. 54 : 1093-1104.
- Bouchama Kh, 2012.** Étude du comportement de *Phragmites australis* vis-à-vis d'une pollution induite par deux Métaux lourds, le Cadmium et le Nickel (Perspectives en phytoremédiation). Mémoire de Magister. Université de Tébessa, p .81.
- Bouchelaghem S, 2012.** Contribution à l'étude de l'impact d'un engrais couramment utilisé en Algérie (NPK) sur la croissance, le métabolisme et le développement racinaire d'un modèle végétal : blé dur (*Triticum durum Desf*). Thèse de doctorat, Université d'Annaba. 157p.
- Boudou, A., D. Georgescauld et J. P. Desmazes 1983.** Ecotoxicological role of the membrane barriers in transport and bioaccumulation of mercury compound. *Aquatic Toxicology*. J. O. Nriagu. New York, J. Wileyland Sons. : 118-136.
- Boughattas I, Hattab S, Boussetta H, 2017.** Impact of heavy metal contamination on oxidative stress of *Eisenia andrei* and bacterial community structure in Tunisian mine soil. *Environ Sci Pollut Res* 24 :18083–18095.
- Boulila Zoghلامي L., Djebali W., Chaibi W., Ghorbel M.H., 2006.** Physiological and structural modifications induced by cadmium calcium interaction in tomato (*Lycopersicon esculentum*). *C. R. Biol*. 329: 702-711.

- Bourgeois, C.N., 1999.** Technologie des légumes. Ed. Tecet doc. Paris. 213 p.
- Bourelle P.H. et Berthelin J., 1998.** Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des Sciences, rapport 42, août 1998, Lavoisier Tec. Et Doc. 440.
- Boyd, R.S., 1998.** Hyperaccumulation as a plant defensive strategy. In : Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, pp. 181-200.
- Bradford M., 1976.** A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry 72: 248-254.
- Brantschen J, Gygax S, Mestrot A, Frossard A, 2020.** Soil Hg contamination impact on earthworms' gut microbiome. Appl Sci 10 :2565.
- Bravin M., 2008.** Processus rhizosphériques déterminant la biodisponibilité du cuivre pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole. Thèse de doctorat du Centre International d'Etudes Supérieures en Sciences Agronomiques, Montpellier Sup Agro, 203 p.
- Briat J.F. et Lebrun M., 1999.** Plant responses to metal toxicity. Compte rendu de l'Académie des Sciences, série III- Sciences de la vie. 322, 1 : 43-54.
- Bronick k, Lal P H, 2005.** Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences, rapport n° 42. TEC & DOC (Ed), Londres, Paris, New York. 440 pp.
- Brooks, R.R., 1998.** Geobotany and hyperaccumulators. In : Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, pp. 55-94.
- Brun L.A., Maillet J., Hinsinger P. et Pepin M., 2001.** Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. Environmental Pollution. 111 : 293-302.
- C**
- Cakmak, I., et Yazici, M., 2010.** Magnésium : Composante oubliée de la production agricole. Physiol. Plant. 133 :692-704.
- Calmes B, 2011.** Reponses adaptatives d'*alternaria brassicicola* au stress oxydatif lors de l'interaction avec les brassicées : Rôle du métabolisme du mannitol et des Glutathion-S-transférases [thèse]. France, Université d'Angers (2011) 201p.
- Calvet R, Barriuso E, Bedos C, Benoit P, Charnay MP, Coquet Y, 2005.** Les pesticides dans le sol : Conséquences agronomiques et environnementales. Ed : France Agricole, p. 637.
- Campbell, P.G.C., 1995.** Interactions between trace metals and organisms : critique of the free-ion activity model. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. A. Tessier et D. R. Turner, J. Wiley & Sons, Chichester, UK : 45-97.
- Campos VM, Merino I, Casado R, Pacios LF, Gómez L, 2008.** Review. Phytoremediation of organic pollutants. Span J Agric Res, 6 :38-47.
- Cao B, Nagarajan K, Loh K C, 2009.** Biodegradation of aromatic compound : current status and opportunities for biomolecular approaches. Appl Microbiol Biotechnol. 85:207–2282.

- Cetois A., Quesnoit M. et Hinsinger P., 2003.** Soil copper mobility and availability. A review, 110.
- Chao H, Sun M, Wu Y, 2022.** Quantitative relationship between earthworms' sensitivity to organic pollutants and the contaminants' degradation in soil : a meta-analysis. *J Hazard Mater* 429 :128286.
- Chaoui A. et El Ferjani E., 2005.** Effects of cadmium and copper on antioxidant capacities, lignification and auxin degradation in leaves of pea (*Pisum sativum* L.) seedlings. *C.R. Biol.*328 : 23-31.
- Chassin P, Baize D, Cambier Ph, Sterckeman T, 2004.** Les éléments traces métalliques et la qualité des sols : impact à moyen et à long terme. Forum « le sol unpatrimoine menacé ». Paris (France). 297-303.
- Chatterjee J. et Chatterjee C., 2000.** Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower. *Environmental Pollution* 109: 69-74.
- Chaves, M.M., Flexas, J. et Pinheiro, C., 2008.** Photosynthesis under drought and salt stress : regulation mechanisms from whole plant to oeil. *Ann Bot (Lond)* 1-14.
- Che H, Bae S, Lee W, 2011.** Degradation of trichloroethylene by Fenton reaction in pyrite suspension. *J Hazard Mater.* 185 : 1355-1362.
- Chen J M, Wong M, 2015.** Effects of earthworms on Zn fractionation in soils. *Biol. Fertil Soils.* 36 : 72-78.
- Chen L.Q., Guo Y.F., Yang L.M. et Wang Q.Q., 2007.** SEC-ICP-MS and ESI-MS/MS for Analyzing In Vitro and In Vivo Cd- Phytochelatin Complexes in a Cd- Hyperaccumulator *Brassica chinensis*. *J Anal Atom Spectrom* 22 : 1403-1408.
- Chen Z. et Ma J., 2013.** Magnesium transporters and their role in Al tolerance in plants, *Plant Soil* 368 : 51-56.
- Cheng, S., 2003.** Effects of heavy metals on plants and resistance mechanisms. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (4) : 256-264.
- Cheraitia. S, 2020.** Potentiel épurateur des filtres plantés à macrophytes : Iris des marais (*Iris pseudacorus* L.) dans la dépollution des eaux contaminées d'origine agricole. Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar Annaba (2020).
- Chiahi N, Bouloudenine M, Daira NH, Guerfi N. and Brinis L, 2016.** L'impact des nanoparticules ZnO sur les paramètres physiologiques et biochimiques chez le blé dur (*Triticum turgidum* ssp. *durum*). *Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology*, 27:1549-1558.
- Chiffoleau, J. F., Auger, D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez J.L., Romana, L. A., 2001.** "Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France)." *Estuaries* 24(6B) : 1029-1040.
- Chinnusamy V, Schumaker K, and Zhu JK, 2004.** Molecular genetic perspectives on cross-talk and specificity in abiotic stress signalling in plants, *J Exp Bot*, Vol 55(395), 225–236. DOI : 10.1093/jxb/erh005 ; PMID : 14673035.

- Cho U. H. et Seo N. H., 2005.** Oxidative stress in *Arabidopsis thaliana* exposed to cadmium is due to hydrogen peroxide accumulation. In Lin R., Wang X., Luo Y., Du W., Guo H. et Yin D., 2007. Effects of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere* 69 : 89–98.
- Chopin E.I.B., Marin B., Mkoungafoko R., Rigaux A., Hopgood M.J., Delannoy E., Cancès B. et Laurain M., 2008.** Factors affecting distribution and mobility of trace elements (Cu, Pb, Zn) in a perennial grapevine (*Vitis vinifera* L.) in the Champagne region of France. *Environmental Pollution*, 156 : 1092-1098.
- Chou T.S., Chao Y.Y., Huang W.D., Hong C.Y. et Kao C.H., 2011.** Effect of magnesium deficiency on antioxidant status and cadmium toxicity in rice seedlings, *J. Plant Physiol.* 168 : 1021-1030.
- Chryssavgi G, Vassiliki P, Athanasios M, Kibouri T, Michael K, 2008.** Essential oil composition of *Pistacia lentiscus* L and *Myrtus communis* L. Evaluation of antioxidant capacity of methanolic extracts, *Food Chemistry*, 107 : 1120-1130.
- Chuken U.J. et Young S.D., 2005.** Plant screening of halophyte species for cadmium phytoremediation. *Z Naturforsch C* 60 : 236-243.
- Cillard J, Cillard P, 2006.** Mécanismes de la peroxydation lipidique et des anti-oxydations. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides*, 13 : 24-29.
- Cillard J, Cillard P, 2006.** Mécanismes de la peroxydation lipidique et des anti-oxydations. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides*, 13 : 24-29.
- Clemens S., 2006.** Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88 : 1707-1719.
- Clemens S., 2008.** Phytoremédiation des sols d'un site de traitement du bois contaminés par le cuivre. Thèse de Doctorat de l'Université de Bordeaux 1. 299p.
- Cornu J, Bishop G P. Cramp T J, 2010.** Contamination des milieux par les éléments en traces. Les conséquences sur les sols et les eaux superficielles. *C.R. Agric. Fr.*86 : 25-37.
- Costa G. et Morel J.L., 1994a.** Efficiency of H<sup>+</sup>-ATPase activity on cadmium uptake by four cultivars of lettuce. *J. Plant Nutr.* 17 : 627-637.
- Coullery P., 1997.** Comportement de métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution. Thèse de Doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Cunningham SD, Anderson TA, Schwab P, Hsu FC, 1996.** Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv Agron*, 56 : 55-114.
- Cuny D., Rzepka, Bulteau G., Lakel A, Devred I. & Van haluwyn C. 2006.** Quels rôles les plantes peuvent-elles jouer. *Phytoremédiation*. Pp 33-35.
- Curie C., Cassin G, Couch D., Divol F., Higuchi K., Le Jean M., Misson J., Schikora A., Czernic P. et Mari S., 2009.** Metal movement within the plant: contribution of nicotianamine and yellow stripe 1-like transporters. *Ann Bot* 103 : 1-11.

**Cuypers A., 2000.** Phytotoxic concentrations of copper and zinc induce antioxidative defence in *Phaseolus vulgaris*, cv. Limburgse vroege : a comparative study. Limburgs universitair centrum, Diepenbeek, Belgium.

**Cuypers A., Vangronsveld J. et Clijsters H., 2002.** Peroxidases in roots and primary leaves of *Phaseolus vulgaris* copper and zinc phytotoxicity : a comparison. Journal of Plant Physiology 159 : 869-876.

D

**Dada EO, Akinola MO, Owa SO, 2021.** Efficacy of vermiremediation to remove contaminants from soil. J Health Pollut 11 :210302.

**Dafré A.L., Sies H. et Akerboom T., 1996.** Protein S-thiolation and regulation of microsomal glutathione transferase activity by the glutathione redox couple. Arch. Biochem. Biophys. 332 : 288-294.

**Dahmani-Müller H., 2000.** Phytoréhabilitation des sols pollués par des éléments métalliques : facteurs et mécanismes de prélèvement dans les sols et d'accumulation par les espèces métalliques. Thèse de Doctorat, ENGREF, Paris.

**DalCorso G., Farinati S. et Furini A., 2010.** Regulatory networks of cadmium stress in plants. Plant Signal Behav 5 : 663–667.

**DalCorso G., Manara A. et Furini A., 2013.** An overview of heavy metal challenge in plants : from roots to shoots. Metallomics 5 : 1117-1132.

**Das L A. Roychoudhury H, Hernande J, 2014.** "The Activated Oxygen Role of Peroxisomes in Senescence. Plant Physiology. 116(4) : 1195-1200.

**Dat J., Vandenameele S., Vranova E., Van Montagu M., Inze D. et Van Breusegem F., 2000.** Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. Cell. Mol. Life Sci. 57 : 779-795.

**De Knecht, J.A., Koevoets, P.L.M., Verkleij, J.A.C., Ernst, W.H.O., 1992.** Evidence against a role for phytochelatins in naturally selected increased cadmium tolerance in *Silene Vulgaris* (Moench) Garcke. New Phytologist 122 : 681-688.

**De La Rosa G., Peralta-Videa J.R., Montes M., Parsons J.G., Cano-Aguilera I. et Gardea-Torresdey J.L., 2004.** Cadmium uptake and translocation in tumbleweed (*Salsola kali*), a potential Cd-hyperaccumulator desert plant species : ICP/OES and XAS studies. Chemosphere 55 : 1159-1168.

**Dedeke GA, Iwuchukwu PO, Aladesida AA, 2018.** Impact of heavy metal bioaccumulation on antioxidant activities and DNA profile in two earthworm species and freshwater prawn from Ogun River. Sci Total Environ 624 :576–585 – Doi.

**Deidda I, Russo R, Bonaventura R, 2021.** Neurotoxicity in marine invertebrates : an update. Biology 10:161

**Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. et Leyval C., 2003.** Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des microorganismes du sol. Technétium In : Tec&Doc. Lavoisier, Paris, 233-240.

- Dequied F, O Noor H, Ai'shah, Habid G, 2011.** The effects of nitrogen fixation activity and phytohormones production of diazotroph in promoting growth of rice seedlings. *Biotech.* 10 : 1-7.
- Derradji M, Souiki L, Belaze AH, Alayat A, Berrebbah H, 2015.** Spatial and Temporal Variation of Raw Sewage of City of Annaba Major Discharge (Northeast Algeria). *Iranica Journal of Energy and Environment*, 6 :127-133.
- Derradji M, Souiki L, Berrebbah H, Djebbar MR, 2014.** Assessment of the bacteriological contamination of the wastewaters in Annaba's main discharges in North-Eastern Algeria. *International Journal of Biosciences*, 4 :112-117.
- Deschamps T, 2006.** Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : Cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Devi, S.R., Prasad, M.N.V., 1999.** Membrane lipid alterations in heavy metal exposed plants. In : Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). *Heavy metal stress in plants : From molecules to ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 99-116.
- Devriese M, Tsacalond V, Garboyo IJ, Leon R, Vilchez C, Vigala J, 2001.** Effect of heavy metals on nitrate assimilation in eukaryotic microalga, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Plant Physiol Biochem*, Vol 39, 443- 448.
- Dewez D, Didur O, Vincent-Heroux J, Popovic R, 2007.** Validation of photosynthetic-fluorescence parameters as biomarkers or isoprotruron toxic effect on alga *scenedesmus obliquus*. Department of Chemistry, Environmental Toxicology Research Center. TOXEN, 2101, Montreal, Quebec, Canada.
- Diaz I., Del Campillo M.C. et Cantos M., 2009.** Iron deficiency symptoms in grapevine as affected by the iron oxide and carbonate contents of model substrates. *Plant Soil*, 322, 293-302.
- Dietz AC. And Schnoor JL, 2001.** Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, 109 : 163-168.
- Dietz KJ, Jacob S, Oelze ML, Laxa M, Tognetti V, de Miranda SMN, Baier M, Finkemeier I, 2006.** The function of peroxiredoxins in plant organelle redox metabolism. *Journal of Experimental Botany*, 57 :1697-1709.
- Dixon DO, Skipsey M, Edwards R, 2010.** Roles for glutathione transferases in plant secondary metabolism. *Phytochemistry*, 71 :338-350.
- Djebali W., Chaïbi W., Ghorbel M.H., 2002.** Croissance, activité peroxydasique et modifications structurales et ultrastructurales induites par le cadmium dans la racine de tomate (*Lycopersicon esculentum*), *Can.J. Bot.* 80 : 942-953.
- Djebali W., Zarrouk M., Brouquisse R., El Kahoui S., Limam F., Ghorbel M.H. et Chaïbi W., 2005.** Ultrastructure and lipid alterations induced by cadmium in tomato (*Lycopersicon esculentum*) chloroplast membranes. *Plant Biol. (Stuttg)* 7 : 358-368.
- Dongxing Z, Yucui N, Congmin J, 2019.** Correlation of the oxidative stress indices and Cd exposure using a mathematical model in the earthworm, *Eisenia fetida*. *Chemosphere* 216 :157–167.

**Dosnon-Olette R, 2009.** Phytoremédiation d'eaux contaminées par des pesticides : tolérance et capacité d'élimination par des plantes aquatiques. Thèse de Doctorat. Université de Reims Champagne-Ardenne, p1, 8.

**Doustaly F., Combes F., Fievet J.B., Berthet S., Hugouvieux V., Bastien O., Aranjuelo I., Leonhardt N., Rivasseau C., Carriere M., Vavasseur A., Renou J.P., Vandembrouck Y. et Bourguignon J., 2014.** Uranium perturbs signaling and iron uptake response in *Arabidopsis thaliana* roots. *Metallomics* 6 : 809-821.

**Draper HH, Hadley M, 1990.** Malondialdehyde determination as index of lipid peroxidation, *Meth Enzymol*, Vol 186, 421-431. DOI : org/10.1016/0076-6879(90)86135-I ; PMID : 2233309.

**Dreier W, Goring M, 1974.** Der einfluss hoher salzkon zentratimen auf verschieden physiologische parameter von maïswuzeen, *Win Z, der HU Berlin, Nath.Naurrwiss R*, 23 : 641-644.

**Dung hyunh, 2009.** Prediction Model for cadmium transfer from soil to carrote (daucus carote L).and its application to derive soil thresholds for food safety. *J. agric. Food chem* 61, 10273-10282.

**Duplay J., Semhi K., Errais E., Imfeld G., Babcsanyi I. et Perrone T., 2014.** Copper, zinc lead and cadmium bioavailability and retention in vineyard soils (Rouffach, France) : The impact of cultural practices. *Geoderma*, 230-231, 318-328.

**Durcuix C., Junot C., Fiévert J.B., Villiers F., Ezan E., Bourguignon J., 2006.** New insights into the regulation of phytochelation biosynthesis in *A. thaliana* cells from metabolite profiling analyses. *Biochimie* 88 : 1733-1742.

**Durrant WE, Dong X, 2004.** Systemic acquired resistance, *Annu Rev Phytopathol*, Vol 42, 185-209. DOI : 10.1146/annurev.phyto.42.040803.140421 ; PMID : 15283665.

**E**

**Ebbs S. et Uchil S., 2008.** Cadmium and zinc induced chlorosis in Indian mustard *Brassica juncea* L. involves preferential loss of chlorophyll b. *Photosynthetica* 46 : 49-55.

**Edwards R, Dixon DP, Cummins I, Brazier-Hicks M, Skipsey M, 2011.** New Perspectives on the Metabolism and Detoxification of Synthetic Compounds in Plants. In : *Organic Xenobiotics and Plants*. Ed : Springer, Netherlands : 125-148.

**Edwards R. and Dixon DP, 2005.** Plant Glutathion Transferases. *Methods in Enzymology*, 401 :169-175.

**El Nahhal Y, 2015.** Toxicity of Diuron, Diquat and Terbutryn to Cyanobacterial Mats. *Ecotoxicol Env. Contam*, 10 :71-82.

**El-Beltagi H.S. and Mohamed H.I., 2013.** Alleviation of cadmium toxicity in *Pisum sativum* L. seedlings by calcium chloride. *Not. Bot. Horti. Agrobi.* 41 : 157-168.

**Eleftheriou E.P. et Karataglis S., 1989.** Ultrastructural and morphological characteristics of cultivated wheat growing on copper polluted fields. *Botanica Acta*, 102 : 134-140.

## F

- Fabrégat S., 2010.** Les métaux lourds : une pollution de long terme : l'air à bout de souffle.
- FAO, 2011.** Représentation du bulletin sur l'offre et la demande de blé sur le marché mondial. 12 pages.
- Farmer EE, Davoine C, 2007.** Reactive electrophile species, *Curr Opin Plant Biol*, Vol 10 (4), 380–386. DOI : 10.1016/j.pbi.2007.04.019 ; PMID : 17646124.
- Farrell M. et Jones D.L., 2010.** Use of composts in the remediation of heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 175 : 575-582.
- Fediuc E., Lips S.H. et Erdei L. 2005.** Oacetylserine (thiol) lyase activity in Phragmites and Typha plants under cadmium and NaCl stress conditions and the involvement of ABA in the stress response. *J Plant Physiol.* 162 : 865-872.
- Ferfar M, 2017.** Toxicité et Bioaccumulation de Pesticides sur quelques Variétés de Blé dur (*Triticum durum* Desf). Thèse de doctorat, Université de Bdji Mokhtar- Annaba, p.138-141,191-216,240.
- Ferfar M, Meksem Amara L, Grara N, Meksem N, Bensaid M. and Djebbar MR, 2016.** Phytotoxic effects of sulfonyleurea herbicide on two varieties of durum wheat (*Triticum durum* Desf). *International Journal of Pharmaceutical Research Allied Sciences*, 5 : 159-168.
- Fernandez-Calvino D., Arias-Estevez M., Diaz-Ravina M. et Baath E., 2012.** Assessing the effects of Cu and pH on microorganisms in highly acidic vineyard soils. *European Journal of Soil Science*, 63, 571-578. Wheeler D.M., Power I.L., 1995. Comparison of plant uptake and plant toxicity of various ions in wheat. *Plant and Soil* 172 :163-173.
- Firmi PE, Ridout M, Newcombe G, 2015.** Fungal endophytes : modifiers of plant disease. *Plant MolBiol.* 90 : 645–55.
- Florijn P.J., Nelemans J.A. et Van Beusichem M.L., 1991.** Cadmium uptake by lettuce varieties. *Neth J Agric Sci* 39 : 103-114.
- Foyer C.H. et Shigeoka S., 2011.** Understanding Oxidative Stress and Antioxidant Functions to Enhance photosynthesis. *Plant Physiol.* Vol. 155. 1: 93-100.
- Freeman J.L., Persans M.W., Nieman K., Albrecht C., Peer W., Pickering I. et Salt D.E., 2004.** Increased glutathione biosynthesis plays a role in nickel tolerance in *Thlaspi* nickel hyperaccumulators. *Plant Cell* 16 : 2176-2191.
- Frery N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G, Guldner L, 2010.** Exposition de la population française aux polluants de l'environnement, Volet environnemental de l'étude nationale nutrition santé, Premiers résultats. Institut de veille sanitaire, p12.
- Fry R, Barrett F, Seiling J, & Whitney D, 2002.** Appreciative Inquiry And Organizational Transformation : Reports From The Field, Westport, CT : Quorum.
- Fujita M, Fujita Y, Noutoshi Y, Takahashi F, Narusaka Y, Yamaguchi-Shinozaki K, Shinozaki K, 2006.** Crosstalk between abiotic and biotic stress responses : a current view from the points of convergence in the stress signaling networks. *Current Opinion in Plant Biology.* 9 : 436-442.

## G

- Gallais, A., Bannerot, H., 1992.** Amélioration des espèces végétales cultivées objectifs et critères de sélection. INRA. PP : 379-391.
- Gao J, Garrison AW, Hoehamer C, Mazur CS, Wolfe NL, 2000.** Uptake and phytotransformation of organophosphorus pesticides by axenically cultivated aquatic plants. J Agr Food Chem, 48 : 6114-6120.
- García-Giménez JL, Romá-Mateo C, Pérez-Machado G, 2017.** Role of glutathione in the regulation of epigenetic mechanisms in disease. Free Radic Biol Med 112 :36–48 - DOI.
- Gardès-Albert M, 2006.** Stress oxydant : Aspects physico-chimiques des espèces réactives de l'oxygène. Ann Pharm Fr, 64 : 365-372.
- George, S. G., 1980.** "Correlation of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification : a review." Thalassia Jugoslavica 16 (2-4) : 347-365.
- Ghazi X, Li F, Liu T, Xu C, Duan D, Peng C, Zhu S, Shi J, 2011.** The Variations in the Soil Enzyme Activity, Protein Expression, Microbial Biomass, and Community Structure of Soil Contaminated by Heavy Metals International Scholarly Research Notices, International Scholarly Research Notices. 803-150.
- Ghnaya T., Slama I., Messedi D., Grignon C., Ghorbel M.H. et Abdelly C., 2007.** Cd-induced growth reduction in the halophyte *Sesuvium portulacastrum* is significantly improved by NaCl. J. Plant Res. 120 : 309-316.
- Gobat L, Shengbiao R, Wenhua W, 2010.** «Study on the kinetics of cerium (III) adsorption-desorption on different soils of China». Chemosphere. Vol. 44, no 4, p : 663-669.
- Godt J., Scheidig F., Grosse-Siestrup C., Esche V., Brandenburg P., Reich A. et Groneberg D., 2006.** The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. J. Occup. Med. Toxicol. 1 : 22-27.
- Goldsbrough P., 2000.** Metal tolerance in plants: the role of phytochelatins and metallothioneins. In : Terry N, Banuelos G, Eds. Phytoremediation of contaminated soil and water. CRC Press LLC, 221-233.
- Goldsworthy GJ, Mordue W, Guthkelch J, 1972.** Studies on insect adipokinetic hormones, Gen Comp Endocrine, 18 :545-551.
- Golubkna G, Zarema A, Visita M, Svetlana Z, 2020.** Effects of Arbuscular Mycorrhizal fungi on yield, biochemical characteristics, and elemental composition of garlic and onion under selenium supply, Journal of plants. 9-84.
- Graham R D, 1981.** Absorption of copper by plants roots. Copper in soils and plants. Ed Loneragan, Academic Press. 141-163.
- Gransee A. et Fuhrs H., 2013.** Magnesium mobility in soils as a challenge for soil and plant analysis, magnesium fertilization and root uptake under adverse growth conditions, Plant Soil 368 : 5-21.

**Grant C.A. et Sheppard S.C., 2008.** Fertilizer Impacts on Cadmium Availability in Agricultural Soils and Crops, Human and Ecological Risk Assessment : An International Journal. Agriculture and Agri-Food Canada, Brandon Research Centre 14 : 210-228.

**Gravot A., Lieutaud A., Verret F., Auroy P., Vavasseur A. et Richaud P., 2004.** AtHMA3, a plant P1B-ATPase, functions as a Cd/Pb transporter in yeast. FEBS Lett. 561: 22-28.

**Green A, Figuerola J, Sánchez M, 2002.** Implications of water bird ecology for the dispersal of aquatic organisms. Acta Oeco. 23 : 177-189.

**Greger M. et Lindberg S., 1986.** Effect of cadmium and EDTA on young sugar beets (*Beta vulgaris*). In cadmium uptake and sugar accumulation. Physiol. Plant 66 : 69-74.

**Groppa M D, Ianuzzo M, Tomaro M, Benavides P, 2007.** Polyamine metabolism in sunflower plants under long-term cadmium or copper stress. Amino Acids 32 : 265-275.

**Guessasma Z, Khaldi F, Grara N, Agouni M, Sleimi N, Benslama M, 2020.** Assessment of heavy metal soil contamination in some northeastern Algerian biotopes by using the terrestrial snail, *Helix Aspersa*. Stud Univ Vasile Goldis Arad Ser Stiintel VietII Life Sci Ser 30 :55–63.

**Guo G, Mei L, Bo S, Jun Y, 2018.** Accumulation of As, Cd, and Pb in Sixteen Wheat Cultivars Grown in Contaminated Soils and Associated Health Risk Assessment. 15(11) : 2601. PMID : PMC6266899.

**Guo T.R., Zhang G.P., Zhou M.X., Wu F.B. et Chen J.X., 2007.** Influence of aluminum and cadmium stresses on mineral nutrition and root exudates in two barley cultivars. Pedosphere 17 : 505-512.

## H

**Habig W.H., Pabst M.J. et Jakoby W.B., 1974.** Glutathion S-Transferases. The First enzymatic step in mercapturic acid formation. The journal of Biological Chemistry 249 : 7130-7139.

**Hajar K, Hamzaoui Azaza F, Bouhlila R. Gueddari M, 2015.** Caractérisation de la minéralisation des eaux de la nappe des grès du Trias (Sud-Est Tunisien) par les méthodes géochimiques et statistiques. Geo-Eco-Trop : 49-62.

**Hall J.L., 2002.** Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. J Exp Bot 53 : 1-11.

**Halliwell B., 2006.** "Reactive Species and Antioxidants. Redox Biology Is a Fundamental Theme of Aerobic Life." Plant Physiology 141(2) : 312-322.

**Hart J.J., Norvell W.A., Welch R.M., Sullivan L.A. et Kochian L.V. 1998a.** Characterization of zinc uptake, binding, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. Plant Physiol 118 : 219-226.

**Hart J.J., Welch R.M., Norvell W.A., Sullivan L.A. et Kochian L.V. 1998b.** Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. Plant Physiol 116 : 1413-1420.

- Hart JJ, Welch RM, Norvell WA, Kochian LV, 2002.** Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings. *Physiologia Plantarum*. 116 : 73-78.
- Hasenstein K.H., Evans M.L., Stinemetz C.L., Moore R., Fondren W.M., Koon E.C., Higby M.A. et Smucker A.J., 1988.** Comparative effectiveness of metal ions in inducing curvature of primary roots of *Zea mays*. *Plant Physiol*. 86 : 885-889.
- Hattab S, Boughattas I, Mkhinini M, Banni M, 2020.** Impact of intensive farming on soil heavy metal accumulation and biomarkers responses of earthworms *Eisenia andrei*. *Bull Environ Contam Toxicol* 105 :559–564.
- He J.Y., Ren Y.F., Zhu C. et Jiang D.A., 2008.** Effects of cadmium stress on seed germination, seedling growth and seed amylase activities in rice (*Oryza sativa*). *Rice Science* 15 : 319-325.
- He L, He T, Farrar S, 2017.** Antioxidants maintain cellular redox homeostasis by elimination of reactive oxygen species. *Cell Physiol Biochem* 44 :532–553.
- Heller, R., Esmarlt, R., Cauce C., 2000.** *Physiologie végétale Tome 2. Développement.* Ed. 6. Dunod. 366 pages.
- Henry S M, Hardcastle C H, Warner S D, 2002.** Chlorinated Solvent and DNAPL Remediation : An Overview of Physical, Chemical, and Biological Processes. In *Chlorinated Solvent and DNAPL Remediation : American Chemical Society*, pp. 1-20.
- Henson M.C., Chedrese P.J., 2004.** Endocrine disruption by cadmium, a common environmental toxicant with paradoxical effects on reproduction. *Exp Biol. Med (Maywood)* 229 : 383-392.
- Herbette S., Tacconnat L., Hugouvieux V., Piette L., Magniette M.L.M., Cuine P., Auroy S., Richaud P., Forestier C., Bourguignon J., Renou J.P., Vavasseur N. et Leonhardt N., 2006.** Genome-wide transcriptome profiling of the early cadmium response of *Arabidopsis* roots and shoots. *Biochimie* 88 : 1751-1765.
- Hermans C., Chen J., Coppens F., Inzé D. et Verbruggen N., 2011.** Low magnesium status in plants enhances tolerance to cadmium exposure, *New Phytol*. 192 : 428–436.
- Hermans C., Conn S.J., Chen J., Xiao Q. et Verbruggen N., 2013.** An update on magnesium homeostasis mechanisms in plants, *Metallomics* 5 : 1170-1183.
- Herrieche, O., 2004.** Impact du cadmium et l'interaction cadmium-calcium sur la germination et la croissance du blé dur (*Triticum durum* Dsf., Var. Vitron). Effet sur la respiration des racines. Mémoire de Magister en toxicologie. Département de Biologie. Université Annaba : 120 pages.
- Holden, M., 1975.** *Chlorophylls in chemistry and biochemistry.* 2nd Ed. Ed Académie press, New york. pp. 133.
- Hooshang M. et Nylund J. E., 1996.** Does liquid fertilisation affect fine root dynamics and lifespan of mycorrhizal roots. *Plant and Soil* 185 : 305-309.
- Hossain M A, Piyatida P, Teixeira da Silva J A, Fujita M, 2012.** Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants : central role of glutathione in detoxification of

reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *Journal of Botany*. 1–37.

**Hovmand M.F., Tjell J.C. et Mosbaek H., 1983.** Plant uptake of airborne cadmium. *Environ Poll* 30: 27-38.

**Hsu Y.T. et Kao C.H., 2004.** Cadmium toxicity is reduced by nitric oxide in rice leaves. *Plant Growth Regul* 42 : 227-238.

**Hsu Y.T. et Kao C.H., 2007.** Cadmium-induced oxidative damage in rice leaves is reduced by polyamines. *Plant Soil*. 291 : 27-37.

**I**

**Iannelli MA, Pietrini F, Fiore L, Petrilli L, Massacci A, 2002.** Antioxidant response to cadmium in *Phragmites australis* plants. *Plant Physiol. Biochem*, 40 :977-982.

**Israr, M. et Sahi, S.V., 2006.** Cadmium accumulation and antioxidative responses in the *Sesbania drummondii* callus. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 50 : 121-127.

**Issaad G, 2013.** Statut nutritionnel et plasticité de réponses aux stress chez un modèle végétal : *Triticum durum* Desf. Thèse de Doctorat. Université de Boudj Mokhtar-Annaba, p.54.

**Issaad G, Djebbar MR, and Berrebbah H, 2013.** ROS and redox signaling in the response of stems of wheat durum to abiotic stress. *International Journal of Biosciences*, 3 : 298-305.

**J**

**Jabiol L, Andersen K, Raulund-Rasmussen K, Hansen H CB, 2011.** Strobel W. Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and afforested soils in Denmark. *European Journal of Soil Science*. 53 : 491-502.

**Jarup L., 2003.** Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bul*. 68(1) :167-182.

**Jarvis S.C., Jones L.H.P. et Hopper M.J., 1976.** Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. *Plant Soil* 44 : 179-191.

**Jing, D., Feibo, W., Guoping, Z., 2006.** Influence of cadmium on antioxidant capacity and four microelement concentrations in tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere* 64 : 1659-1666.

**John R, Ahmad P, Gadgil K, Sharma S, 2007.** Antioxidative response of *Lemna polyrrhiza* L. to cadmium stress. *J. Environ. Biol*, 28 :583-589.

**Johnsen A, Wick L, Harms H, 2005.** Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution*. 133(1) : 71-82.

**Johnson, R.C., Nguyen, H.T. et Croy, L. I., 1984.** Osmotic adjustment and solute accumulation in two wheat genotypes differing in drought resistance. *Crop Sci.*, 24 : 957-962.

**Jozefczak M, Bohler S, Schat H, Horemans N, Guisez Y, Remans T, 2015.** Both the concentration and redox state of glutathione and ascorbate influence the sensitivity of *Arabidopsis* to cadmium. *Ann. Bot.* 116 : 601–612.

**Juang K.W., Lee Y.I., Lai H.Y. et Chen B.C., 2014.** Influence of magnesium on copper phytotoxicity to and accumulation and translocation in grapevines. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 104 : 36-42.

**K**

**Cakmak I., et Horst W.J., 1991.** Effect of aluminium on lipid peroxidation, superoxide dismutase, catalase and peroxidase activities in root tips of soybean (*Glycine max*). *Physiol. Plant* 83, 463-468.

**Kabata-pendias A, Pendias H, 2011.** Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.

**Kabata-Pendias A., 2010.** Trace elements in soils and plants. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 432 p.

**Kabata-Pendias A., Mukherjee AB., 2007.** Trace elements from soils to human. Berlin : Springer-Verlag.

**Kadry M S, 2012.** Antioxydant and immunostimulant effect of *Carica papaya* Linn. Aqueous extract in acrylamide intoxicated rats, *Acta Informatica Medica.* 20(3) : 180–185.

**Karley A.J. et White P.J., 2009.** Moving cationic minerals to edible tissues : potassium, magnesium, calcium, *Curr. Opin. Plant Biol.* 12 : 291-298.

**Kashem M.D.A. et Kawai S., 2007.** Alleviation of cadmium phytotoxicity by magnesium in Japanese mustard spinach. *Soil Sci. Plant Nutr.* 53 : 246-251.

**Kebir T, 2012.** Étude de contamination, d'accumulation et de mobilité de quelques métaux lourds dans les légumes, des fruits et des sols agricoles situés près d'une décharge industrielle de l'usine Alzincide la ville de Ghazaouet. Thèse de Doctorat. Département de chimie. Faculté des sciences. Université de Tlemcen, 282 pages.

**Khalidi F, Berrebbeh H, Djebbar MR, 2013.** Induction of oxidative stress biomarkers associated to NPKs in *Leucodon sciuroides* (Hedw.) Schwägr. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie,* 35 :67-74.

**Kilpi-Koski J, Penttinen O-P, Väisänen AO, van Gestel CA, 2020.** Toxicity of binary mixtures of Cu, Cr and As to the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotoxicology* 29 :900–911

**Kim D.Y., Bovet L., Maeshima M., Martinoia E. et Lee Y., 2007.** The ABC transporter AtPDR8 is a cadmium extrusion pump conferring heavy metal resistance. *Plant J* 50 : 207-218.

**Kinraide TB, Perler JF, Parker DR, 2004.** Relative effectiveness of calcium and magnesium in the alleviation of rhizotoxicity in wheat induced by copper, zinc, aluminum, sodium, and low pH. *Plant Soil,* 259, 201-208.

**Kirkham M.B., 2006.** Cadmium in plants on polluted soils : Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma* 137 : 19-32.

**Kisa D, 2017.** The responses of antioxidant system against the heavy metal- induced stress in Tomato. *Journal of Natural and Applied Sciences.* Vol 22, Issue 1, 1- 6.

**Kleche M, Berrebbah H, Souiki L, Grara N. and Djebar MR, 2012.** Tolerance and Accumulation of Xenobiotic By *Phragmites Australis* Worms Of New Methods Of Bio-Depollution. *Advances in Environmental Biology*, 6 :2236-2248.

**Koechlin-Ramonatxo C, 2006.** Oxygène, stress oxydant et suppléments antioxydantes ou un aspect différent de la nutrition dans les maladies respiratoires. *Nutrition clinique et métabolisme*, 20 :165-177.

**Kolarovic L, Valentovic P, Luxova M, and Gasparikova O, 2009.** Changes in antioxidants and cell damage in heterotrophic maize seedlings differing in drought sensitivity after exposure to short-term osmotic stress *Plant Growth Reg Vol 59*, 21-26.

**Koller E, 2004.** Traitement des pollutions industrielles, ED Dunod, Paris, pp 424.

**Komarek M., Szakova J., Rohoskova M., Javorska H., Chrastny V. et Balik J., 2008.** Copper contamination of vineyard soils from small wine producers : a case study from the Czech. Republic. *Geoderma*, 147 : 16-22.

**Konno H, Nakato T, Nakashima S, Katoh K, 2005.** *Lygodium japonicum* fern accumulates copper in the cell wall pectin. *J. Exp. Bot.* 56 : 1923-1931.

**Kopittke P.M., Asher C.J., Blamey F.P.C. et Menzies N.W., 2009.** Toxic effects of Cu<sup>2+</sup> on growth, nutrition, root morphology, and distribution of Cu in roots of Sabi grass. *Science of the Total Environment*. 407 : 4616-4621.

**Kopittke P.M., Kinraide T.B., Wang P., Blarney F.P.C., Reichman S.M. et Menzies N.W., 2011.** Alleviation of Cu and Pb rhizotoxicities in cowpea (*Vigna unguiculata*) as related to ion activities at root-cell plasma membrane surface, *Environ. Sci. Technol.* 45 : 4966-4973.

**Kopittke P.M., Wang P., Menzies N.W., Naidu R. et Kinraide T.B., 2014.** A web-accessible computer program for calculating electrical potentials and ion activities at cell-membrane surfaces. *Plant and Soil* 375 : 35-46.

**Kramer U, 2005.** Phytoremediation : novel approaches to cleaning up polluted soils. *Curr Opin Biotechnol.* 16 : 133-141.

**Krämer U, Cotter Howells J D, Charnock J M, Baker J, Smith C, 2003.** Freehistidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. *Nature*. 379 : 635-638.

**Kuboi T., Noguchi A. et Yazaki J., 1986.** Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant Soil* 92 : 405-415.

**Kumar K, Karliński L, Hazubska-Przybył T, 2015.** Influence of mycorrhizal inoculation on growth of micropropagated *Populus canescens* lines in metal-contaminated soils. *New For* 46 :195–215.

**L**

**Laib B, 2021.** Bioremédiation des sols pollués (Nickel, Cuivre, Cadmium) par deux souches fongiques : *Fusarium oxysporum* et *Aspergillus niger*. Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar Annaba (2021).

- Lallement PA, 2014.** Caractérisation biochimique et fonctionnelle de glutathion transférases à cystéine catalytique de peuplier (*Populus trichocarpa*). Thèse de doctorat. Université de Lorraine, p. 30,34.
- Lamb E, 2010.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Université Jean Monnet, Saint Etienne.
- Lamy I, 2002.** Réactivité des matières organiques des sols vis-à-vis des métaux, Journées nationales de l'étude des sols, 08 pages.
- Lane, T.W., Morel, F.M.M., (2000).** "A biological function for cadmium in marine diatoms." Proceedings of the National Academy of Sciences 97(9) : 4627-4631.
- Larbi A., Morales F., Abadía A., Gogorcena R., Lucena J. et Abadía J., 2002.** Effects of Cd and Pb in sugar beet plants grown in nutrient solution : induced Fe deficiency and growth inhibition. Funct Plant Biol 29 : 1453-1464.
- Laribi B, Gharbi A, Kouki K, M' hamdi M et Bettaieb T, 2016.** Etude de la tolérance à la salinité chez une plante condimentaire : le carvi (*Carumcarvi* L.). Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 17 : 1321-1327.
- Lasat, M.M., 2002.** Phytoextraction of toxic metals : A Review of Biological Mechanisms. Journal of Environmental Quality 31, 109-120.
- Laumonier, 1979 :** Cultures légumiers et maraîchères, Baillère tome III.
- Le Lay P., Isaure M.P., Sarry J.E., Kuhn L., Fayard B., Le Bail J.L., Bastien O., Garin J., Roby C. et Bourguignon J., 2006.** Metabolomic, proteomic and biophysical analyses of *Arabidopsis thaliana* cells exposed to a caesium stress. Influence of potassium supply. Biochimie 88 : 1533-1547.
- Le T.T.Y., Peijnenburg W.J.G.M., Hendriks A.J., et Vijver M.G., 2012.** Predicting effects of cations on copper toxicity to lettuce (*Lactuca sativa*) by the biotic ligand model, Environ. Toxicol. Chem. 31 : 355-359.
- Lecomte, P., 1998.** Les sites pollués : Traitement des sols et des eaux souterraines. TEC & DOC, Lavoisier, Paris.
- Levitt, J., 1980.** Responses of plants to environmental stresses. Volume II : Water, radiation, salt, and other stresses. Academic Press, New York.
- Lexmond T.M. et Van der Vorm P.D.J., 1981.** The effect of pH on copper toxicity to hydroponically grown maize. Netherlands Journal of Agricultural Science, 29 : 217-238.
- Li P., Zhao C., Zhong Y. Wang X. et Wang J., 2016.** Calcium alleviates cadmium- induced inhibition on root growth by maintaining auxin homeostasis in Arabidopsis seedling. Protoplasma 253 : 185-200.
- Li X, Ma H, Jia P, Wang J, Jia L, Zhang T, Yang Y, Chen H, Wei X, 2012.** Responses of seedling growth and antioxidant activity to excess iron and copper in *Triticum aestivum* L. Ecotoxicol Environ Saf, 86 : 47-53.

- Li X, Wang M, Jiang R, 2020.** Evaluation of joint toxicity of heavy metals and herbicide mixtures in soils to earthworms (*Eisenia andrei*). *J Environ Sci* 94 :137–46 – DOI.
- Lian G, Gnanaprakasam JNR, Wang T, Wu R, Chen X, Liu L, Shen Y, Yang M, Yang J, Chen Y, Vasiliou V, Cassel TA, Green DG, Liu Y, Fan TWM, Wang R, 2018.** Glutathione de novo synthesis but not recycling process coordinates with glutamine catabolism to control redox homeostasis and directs murine T cell differentiation. *ELife* 2018 ; 7 :e36158. DOI.
- Liang C, Lee I L, Hsu IY, Liang C, Lin L, 2008.** Persulfate oxidation of trichloroethylene with and without iron activation in porous media. *Chemosphere*. 70 : 426-435.
- Lin R, Luo Y, Du R, Guo H and Yin D, 2007.** Effect of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedling (*Triticum aestivum L*) : 98-98.
- Liu D.H., Jiang W.S., Gao X.Z., 2007.** Effects of cadmium on root growth, cell division and nucleoli in root tip cells of garlic. *Biol Plant* 47: 79-83.
- Liu R, Zhang H, Lal R, 2016.** Effects of stabilized nanoparticles of copper, zinc, manganese, and iron oxides in low concentrations on lettuce (*Lactuca sativa*) seed germination : nanotoxicants or nanonutrients *Water Air Soil Pollut*. 227 : 42–54.
- Lock K., Criel P., De Schamphelaere K.A., Van Eeckhout H. et Janssen C.R., 2007.** Influence of calcium, magnesium, sodium, potassium and pH on copper toxicity to barley (*Hordeum vulgare*), *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 68 : 299-304.
- Lopez-Chuken U.J. et Young S.D., 2005.** Plant screening of halophyte species for cadmium phytoremediation. *Z Naturforsch C* 60 : 236-243.
- Lotmani B, Mesnoui M, 2011.** Effects of copper stress on antioxidative enzymes, chlorophyll and protein content in *Atriplex halimus*. *African J. Biotechnol.* Doi : 10.5897/AJB10.1804.
- Lozano-Rodriguez E., Hernandez L.E., Bonay P. et CarpenaRuiz R.O., 1997.** Distribution of cadmium in shoot and root tissues of maize and pea plants : Physiological disturbances. *J Exp Bot* 48 : 123-128.
- Lu C, Svoboda KR, Lenz KA, 2018.** Toxicity interactions between manganese (Mn) and lead (Pb) or cadmium (Cd) in a model organism the nematode *C. elegans*. *Environ Sci Pollut Res Int* 25 :15378–15389.
- Luna CM, Pastori GM, Driscoll S, Groten K, Bernard S, and Foyer CH, 2004.** Drought controls on H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> accumulation, catalase (CAT) activity and CAT gene expression in wheat, *J Exp Bot*, Vol 56, 417-23.
- Luo X.S, Li L.Z. et Zhou D.M., 2008.** Effect of cations on copper toxicity to wheat root : implications for the biotic ligand model, *Chemosphere* 73 : 401- 406.
- Luoma, S. N., 1983.** "Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review." *Sci. Total. Environ.* 28 : 1-22.
- Lushchak VI, 2014.** Free radicals, reactive oxygen species, oxidative stress and its classification. *Chemico-Biological Interaction*, 224 :164-175.

**Lux A, Martinka M, Vaculík M, White PJ, 2011.** Root responses to cadmium in the rhizosphere : a review. *Journal of Experimental Botany*. 62: 21-37.

**M**

**Ma QQ, Wang W, Li YH, Li DQ, Zou Q, 2006.** Alleviation of photo-inhibition in droughtstressed wheat (*Triticum aestivum*) by foliar-applied glycinebetaine. *Journal Plant Physiology*, 163 :165-75.

**Maathuis F.J., 2009.** Physiological functions of mineral macronutrients, *Curr. Opin. Plant Biol.* 12 : 250-258.

**Maity S, Poráčová J, Dey P, 2017.** Antioxidant responses in the earthworm *Aporrectodea caliginosa* of eastern Slovakia : application of principal component analysis as a tool to identify metal contaminated areas. *Environ Monit Assess* 190:21.

**Maksymiec W., 2007.** Signaling reponses in plants to heavy metals. *Acta Physiol. Plant* 29: 177-187.

**Mamine N, Grara N, Khaldi F, 2019.** The use of macrophyte *Typha latifolia* filters in the treatment of wastewaters of medjerda river in souk-ahras city (north-east Algeria). *Studia Universitatis "Vasile Goldiș", Seria Științele Vieții*, 29 : 70-81.

**Mamoun A. Gharaibeh B, Ammar A. Albalasmeh G, Bernd Marschner D, Yasmeen Saleem K, 2016.** Cadmium Uptake and Translocation of Tomato in Response to Simulated Irrigation Water Containing Elevated Concentrations of Cadmium and Zinc in Clayey Soil. *Water Air Soil Pollut* .016-2829-8.

**Marschner H., 2012.** Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants, 3rd Ed London, Academic Press.

**Martínez Dominguez D., Cordoba Garcia F., Canalejo Raya A. et Torronteras Santiago R. 2010.** Cadmium-induced oxidative stress and the response of the antioxidative defense system in *Spartina densiflora*. *Plant Physiol*.

**Martin-Laurent F, Crouzet O, Devers-Lamrani M, Beguet J, Mamy L, Benoit P, Cheviron N, Mougín C, Pesce S, 2017.** Quels indicateurs microbiens pour évaluer l'impact écotoxicologique des pesticides sur des fonctions écosystémiques terrestres et aquatiques. *Innovations Agronomiques*, 59 :13-23.

**Martins V, Hanana M, Blumwald E, Geros H, 2012.** Copper transport and compartmentation in grape cells. *Plant and cell physiology*, 53, 11: 1866-1880.

**May M, T Vernoux, C Leaver, M Van Montagu and D Inze ., 1998.** "Review article. Glutathione homeostasis in plants : implications for environmental sensing and plant development." *Journal of Experimental Botany* 49(321) : 649-667.

**Mazhoudi S, Chaoui A, Ghorbal MH, El Ferjani E, 1997.** Response of antioxidant enzymes to excess copper in tomato (*Lycopersicon esculentum*, Mill.). *Plant Science*, 127 :129-137.

**McBride M.B., 1980.** Chemisorption of Cd on calcite surfaces. *Soil Sci Soc Am J* 44: 26-33.

- McBride M.B., 1995.** Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge - Are usepa regulations protective. *Journal of Environmental Quality* 24 : 5-18.
- McCord J., 1985.** Oxygen derived free radicals in post ischemic tissue injury. *New Engl. Med.* 312 : 159-163.
- McLaughlin M.J. et Singh B.R., 1999.** Cadmium in soil and plants. Eds. Kluwer Academic Publisher, Dordecht, Netherlands, 273p.
- McLaughlin M.J., Andrew S.J., Smart M.K. et Smolders E., 1998a.** Effects of sulfate on cadmium uptake by Swiss chard : I. Effects of complexation and calcium competition in nutrient solutions. *Plant Soil* 202 : 211-216.
- Meagher RB., 2000.** Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr Opin Plant Biol* 3, 153-162.
- Meharg, A.A., 1993.** The role of the plasmalemma in metal tolerance in angiosperms. *Physiologia Plantarum* 88 : 191-198.
- Meksem, L, Rouabhi, R, Djebbar-Berrebah, H. and Djebbar, M. R., 2007.** The impact of propiconazole (Tilt 250 EC) on the growth and the breathing of hard wheat isolated roots (*Triticum durum*, *GTA* and *Vitron* varieties). *African Journal of Agricultural Research* Vol. 2 (8), pp. 370-373.
- Mench M, Schwitzguebel JP, Schroeder P, Bert V, Gawronski S, and Gupta S, 2009.** Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies : contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science and Pollution Research*, 16 : 876-900.
- Mendoza-Cózatl D.G., Butko E., Springer F., Torpey J.W., Komives E.A., Kehr J. et Schroeder J.I., 2008.** Identification of high levels of phytochelatins, glutathione and cadmium in the phloem sap of *Brassica napus*. A role for thiol-peptides in the long-distance transport of cadmium and the effect of cadmium on iron translocation. *Plant J* 54 : 249-259.
- Mengel K, Kirkby EA, 2001.** Soil copper. *Principles of plant nutrition*, 5th ed, Kluwer Academic Publishers, 599-611.
- Mengutay M., Ceylan Y., Kutman U. et Cakmak I., 2013.** Adequate magnesium nutrition mitigates adverse effects of heat stress on maize and wheat, *Plant Soil* 368 : 57-72.
- Mensh M. et Baize D., 2004.** Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces, mesures pour réduire l'exposition. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 52 : 31-54.
- Merbouh Ch, Belhsaien K, Zouahri A, Iounes N, 2020.** Evaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Souterraines Au Voisinage De La Décharge Contrôlée Mohammedia-Benslimane : (Étude Préliminaire). *European Scientific Journal* February 2020 edition Vol.16, No.6 ISSN : 1857-7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431.
- Mermhoud A, 2006.** Maîtrise de la salinité des sols. *Ecole polytechnique de Lausanne*.
- Mesbaiah F, Eddouaouda K, Abdelmalek B, 2016.** Preliminary characterisation of biosurfactant produced by a PAH-degrading *Paenibacillus* sp, under thermophilic conditions, *journal of environ sci pollutant*. 016 : 6526-3.

- Metwally A., Finkemeier I., Georgi M. et Dietz K.J., 2003.** Salicylic acid alleviates the cadmium toxicity in barley seedlings. *Plant Physiol* 132 : 272-281.
- Michaud A.M., Bravin M.N., Galleguillos M. et Hinsinger P., 2007.** Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant Soil*, 298 : 99-111.
- Miglani R, Bisht SS, 2019.** World of earthworms with pesticides and insecticides. *Interdiscip Toxicol* 12 :71–82.
- Mihoub A. Chaoui A. et El Ferjani E., 2005.** Changements biochimiques induits par le cadmium et le cuivre au cours de la germination des graines de petits pois (*Pisum sativum* L.). *C. R. de Biologie. Elsevier* 328 : 33-41.
- Mikkelsen M. D., Olsen C. E., et Halkier B. A., 2010.** Production of the cancer-preventive glucoraphanin in tobacco. *Mol. Plant.* 3 : 751-759.
- Milone M.T., Sgherri C., Clijsters H. et Navari-Izzo F., 2003.** Antioxidative responses of wheat treated with realistic concentration of cadmium. *Environ Exp Bot* 50 : 265-276.
- Min SH, Han S, Shin EW, Park JK, 2013.** Improvement of cadmium ion removal by base treated juniper fiber. *Water Res.* 38 : 1289-1295.
- Miotto A., Ceretta C.A., Brunetto G., Nicoloso F.T., Girotto E., Farias J.G., Tiecher T.L., De Conti L. et Trentin G., 2014.** Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. *Plant and Soil*, 374 : 593-610.
- Miquel, Gérard., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.
- Mirlean N., Roisenberg A. et Chies J.O., 2007.** Metal contamination of vineyard soils in wet subtropics (southern Brazil). *Environmental Pollution* 149 : 10-17.
- Mishra S, Srivastava S, Tripathi RD, Govindarajan R, Kuriakose SV. Et Prasad MNV, 2006.** Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L. *Plant Physiol. Biochem*, 44 : 25-37.
- Misra JR, Horner MA, Lam G, Thummel CS, 2011.** Transcriptional regulation of xenobiotic detoxification in *Drosophila*. *Genes and Development*, 25 :1796-1806.
- Mobin M. et Khan N.A., 2007.** Photosynthetic activity, pigment composition and antioxidative response of two mustard (*Brassica juncea*) cultivars differing in photosynthetic capacity subjected to cadmium stress. *J. Plant Physiol.* 164 : 601-610.
- Mohabatkar H, Sasan M, et Babak S, 2010.** A new member of Tau-class glutathione S-transferase from barley leaves. <https://eldorado.tu-dortmund.de/handle/2003/26680>.
- Molinari HBC, Marur CJ, Daros E, De Campos MKF, De Carvalho JFRP, Filho JCB, Pereira LFP, Vieira LGE, 2007.** Evaluation of the stress-inducible production of proline in transgenic sugarcane (*Saccharum* sp.) : osmotic adjustment, chlorophyll fluorescence and oxidative stress. *Plant Physiology*, 130 :218-229.

**Moller I. M., Jensen P.E. et Hansson A., 2007.** Oxidative modification to cellular components in plants *Annu. Rev. Plant Biol.* 58 : 481-495.

**Mondal N.K., 2013.** Effect of varying cadmium stress on chickpea (*Cicer arietinum L.*) seedlings : an ultra structural study. *Ann. Environ. Sci.* 7 : 59-70.

**Moons A., 2003.** *Ospdr9*, which encodes a PDR-type ABC transporter, is induced by heavy metals, hypoxic stress and redox perturbations in rice roots. *FEBS Lett.* 553 : 370-376.

**Morel M., Crouzet J., Gravot A., Auroy P., Leonhardt N., Vavasseur A. et Richaud P., 2009.** AtHMA3, a P1B-ATPase allowing Cd/Zn/Co/Pb vacuolar storage in *Arabidopsis*. *Plant Physiol* 149 : 894-904.

**Morelli E., Scarano G., 2004.** Copper-induced changes of non-protein thiols and antioxidant enzymes in the marine microalga *Phaeodactylum tricocutum*. *Plant Science*, 167 :289-296.

**Mosher RA, Durrant WE, Wang D, Song J, Dong X, 2006.** A comprehensive structure-function analysis of Arabidopsis SNI1 defines essential regions and transcriptional repressor activity, *Plant Cell*, Vol 18 (7), 1750–1765. DOI: 10.1105/tpc.105.039677 ; PMID : 16766691.

**Moulis J.M., Bourguignon J., Catty P., 2014.** Cadmium, the Royal Society of Chemistry. Chap 23 : 695-746.

**Moussa HR, 2004.** Effect of cadmium on growth and oxidative metabolism metabolism of faba bean plants. *Acta. Agron. Hung.* 52, 269-276.

**Moyson S, Vissenberg K, Fransen E, 2018.** Mixture effects of copper, cadmium, and zinc on mortality and behavior of *Caenorhabditis elegans*. *Environ Toxicol Chem* 37 :145-159.

**Murphy, A., Taiz, L., 1995.** Comparison of metallothionein gene expression and nonprotein thiols in ten *Arabidopsis* ecotypes. Correlation with copper tolerance. *Plant Physiology* 109 : 945-954.

**Muschitz A, 2009.** Réponses physiologiques de végétaux supérieurs aux stress métalliques. Caractérisation du rôle des parois cellulaires dans les stratégies défensives des cellules de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) face aux éléments traces métalliques. Thèse de Doctorat. Université d'Artois, p.28.

N

**Nabulo G, Black CR, Young SD, 2011.** Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environ. Pollut.* 159 : 368-376.

**Nagalakshmi, N., Prasad, M.N.V., 2001.** Responses of glutathione cycle enzymes and glutathione metabolism to copper stress in *Scenedesmus bijugatus*. *Plant Sci* 160 : 291-299.

**Nahla H, Mohammed I, Fatma A, Lamiaa A, Mona A, Mohammed I, Fatma A, 2012.** Impact of *Actinidia deliciosa* (Kiwi fruit) consumption on oxidative stress status in carcinogenesis, *African J. Biol. Sci.* 8(1) : 117-127.

**Narayana Murthy UM, Sun WQ. 2000.** Protein modification by Amadori Maillard reactions during seed storage : roles of sugar hydrolysis and lipid peroxydation. *J Exp Bot*, 51 : 1221-8.

**Navrot N., Collin V., Gualberto J., Gelhaye E., Hirasawa M., Rey P., Knaff DB., Issakidis E., Jacquot JP., Rouhier N, 2006.** Plant glutathione peroxidases are functional peroxiredoxins distributed in several subcellular compartments and regulated during biotic and abiotic stresses. *Plant Physiol* 142(4), 1364-1379.

**Nazir A.B., Aabid H. M., Lal E.P et Manzoor A. R., 2014.** Antagonistic effect of calcium (Ca<sup>2+</sup>) on cadmium (Cd) viz. Chlorophyll, protein and oil yield of mustard plant (*Brassica juncea* L.) var. Pusa bolt. *International Journal of Development Research* Vol.4. 3 : 683-687.

**Nedjah I, 2015.** Changements physiologiques chez des plantes (Blé dur *Triticum durum* Desf.) Exposées à une pollution par un métal lourd (plomb) [Thèse]. Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie (2015).

**Nedjeh I, Boudellaa M, Benkadour M, 2013.** Slimani S. effect to lead toxicity on germination and enzymatic activity of Durum (*Triticum durum* Desf). *Journal of agricultural science and technology* vol(3) :436-442.

**Nelson, G., Rosegrant, W, Koo, J., Robertson, R., Sulser, T., Zhu, T., Ringler, C., Msangi, S., Palazzo, A., Batka, M., Magalhaes, M., Valmonte-Santos, R., Ewing, M., 2009.** Changement climatique, Impact sur l'agriculture et coûts de l'adaptation, Institut international de recherche sur les politiques alimentaires IFPRI, Washington. 423 pages.

**Neumann, D., Lichtenberger, O., Gunther, D., Tschiersch, K., Nover, L., 1994.** Heatshock proteins induce heavy-metal tolerance in higher plants. *Planta* 194 : 360-367.

**Ni M, Mao R, Jia Z, 2018.** Heavy metals in soils of Hechuan county in the upper Yangtze (SW China) : Comparative pollution assessment using multiple indices with high-spatial-resolution sampling. *Ecotoxicol Environ Saf* 148 :644–651

**Noctor G, Lelarge-Trouverie, C, Mhamdi A, 2014.** The metabolomics of oxidative stress. *Phytochemistry*. doi:10.1016/j.phytochem.2014.09.002.

**Noctor G, Mhamdi A, Chaouch S, Han Y, Neukermans J, MarquezGarcia B, Queval G, Foyer CH, 2012.** Glutathione in plants : An integrated overview. *Plant Cell Environment*. 35 : 454-484.

**Nohatto MA, Agostinetto D, Langaro AC, De Oliveira C0 and Ruchel Q, 2016.** Antioxidant activity of rice plants sprayed with herbicides. *Pesq. Agropec. Trop.*, Goiânia, 46 : 28-34.

**O**

**Oncel, I., Kkeles, y., Ustun, A;S., 2000.** Interactive effects of temperature and heavy metal stress on the growth and some bio chemical compounds in wheat seedling. *environnmetal pollution* 107 :325-320.

**Otmani H, Tadjine A, Moumeni O, 2018.** Biochemical responses of the earthworm *Allolobophora caliginosa* exposed to cadmium contaminated soil in the northeast of Algeria. *Bull Société R Sci Liège*.

**Ouzounidou G., Moustakas M. et Eleftheriou E.P., 1997.** Physiological and ultrastructural effects of cadmium on wheat (*Triticum aestivum* L.) leaves. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 32 : 154-160.

**Ovecka M. et Takac T., 2014.** Managing heavy metal toxicity stress in plants : Biological and biotechnological tools. *Biotechnology Advances* 32 : 73-86.

**Ozgun R, Turkan I, Uzilday B, and Sekmen AH, 2014.** Endoplasmic reticulum stress triggers ROS signalling, changes the redox state, and regulates the antioxidant defence of *Arabidopsis thaliana*, *Journal of Experimental Botany*, 65, 1377-1390.

**Ozkan D, Dagdeviren M, Katalay S, 2017.** Multi-biomarker responses after exposure to pollution in the Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* L.) in the Aegean coast of Turkey. *Bull Environ Contam Toxicol* 98 :46–52.

P

**Padmaja K., Prasad D.D.K. et Prasad A.R.K., 1990.** Inhibit of chlorophyll synthesis in *Phaseolus vulgaris* L. seedlings by cadmium acetate. *Photosynthetica* 24 : 399-405.

**Palmer CM, Guerinot ML, 2009.** Facing the challenges of Cu, Fe and Zn homeostasis in plants, *Journal of Nature Chemical Biology*, Vol 5 (5), April 2009, 333-340. DOI:10.1038/nchembio.166 ; PMID : 19377460.

**Pandey M, Da Fonseca M, De Carvalho C, 2013.** Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*. 22 : 231-241.

**Panou-Filotheou et Bosabalidis A.M., 2004.** Root structural aspects associated with copper toxicity in oregano (*Origanum vulgare* subsp. *Hirtum*). *Plant science*, 166 : 1497-1504.

**Parent E, Romanowska E, Siedlecka M, Poskuta J, 2008.** The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*." *Acta Physiologiae Plantarum*. 20(3) : 313-322.

**Parvaiz A., Arafat A., AbdelLatef A.A., Elsayed F. AbdAllah E.F., Hashem A., Sarwat M., Naser A., Anjum N.A., et Gucel S., 2016.** Calcium and potassium Supplementation Enhanced Growth, Osmolyte Secondary Metabolite Production, and Enzymatic Antioxidant Machinery in Cadmium- Exposed chickpea (*Cicer arietinum* L.) *Front. Plant. Sci.* 7 : 513.

**Pedro k, 2008.** The chemistry of soil, New York : Oxford University Press Inc., 277 p.

**Pence N.S., Larsen P.B., Ebbs S.D., Letham D.L.D., Lasat M.M., Garvin D.F., Eide D. et Kochian L.V., 2000.** The molecular physiology of heavy metal transport in the Zn/Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 97 : 4956-4960.

**Peralta J, Parys E, Romanowska E, 2009.** "The effects of lead on the gaseous exchange and photosynthetic carbon metabolism of pea seedlings." *Acta societatis botanicorum Poloniae*. 56 : 127-137.

**Perelo LW. Review, 2010.** In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *J Hazard Mater*. 177 : 81-89.

**Perfus-Barbeoch L., Leonhardt N., Vavasseur A. et Forestier C., 2002.** Heavy metal toxicity : cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. *Plant J.* 32 : 539-548.

**Phillips, D.J.H., Rainbow, P.S., 1994.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants, Aldenn Press Ltd, Oxford.

**Pietrzak U. et McPhail D.C., 2004.** Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma*, 122, 151-166.

**Pilon-Smits E., 2005.** Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56, 15-39.

**Polessp., 2005.** <http://www.polessp.org/pdf/etudes/phyto.pdf> [12 mars 2005].

**Pollard A.J., Powell KD, Harper FA et Smith JAC, 2002.** The genetic Basis of metal hyperaccumulation in plants, *Critical Review in Plant Sciences* 21 : 539-566.

**Polle A. et Schützendübel A., 2003.** Heavy metal signalling in plants : linking cellular and organismic responses. In H Hirt, K Shinozaki, eds. *Plant Responses to Abiotic Stress*, Springer-Verlag, Berlin 4 : 187-215.

**Pourbaix M, 1975.** Atlas d'équilibres électrochimiques publié par Editions Gauthiers-Villars.

**Pourrut. B., 2008.** Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle, *Vicia faba*. DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE. Institut National Polytechnique de Toulouse. Spécialité : Ecotoxicologie .297 p.

**Pincemail J, Bonjean K, Cayeux K, Defraigne JO, 2002.** Mécanisme physiologiques de la défense antioxydante. *Nutrition clinique et métabolisme*, 16 :233-239.

**Prasad JJ, 1999.** Cadmium uptake and distribution in three cultivars of *Lactuca* sp. *Bull Environ Contam Toxicol*. 50 : 709-716.

**Profotová B, Burketová L, Novotná Z, Martinec J, Valentová O, 2006.** Involvement of phospholipases C and D in early response to SAR and ISR inducers in *Brassica napus* plants. *Plant Physiol Biochem*, Vol 44 (2-3) : 143-151.

**Puig S., Andres-Colas N., Garcia-Molina A. et Penarrubia L., 2007.** Copper and iron homeostasis in *Arabidopsis* : response to metal deficiencies, interactions and biotechnological applications. *Plant Cell and Environment*, 30 : 271-290.

**Q**

**Quartacci M.F., Pinzino C., Sgherri C.L.M., Dalla Vecchia F. et Navari-Izzo F., 2000.** Growth in excess copper induces changes in the lipid composition and fluidity of PSII enriched membranes in wheat. *Physiologia Plantarum*, 108 : 87-93.

**Queyrel W, 2014.** Modélisation du devenir des pesticides dans les sols à partir d'un modèle agronomique : évaluation sur le long terme. Thèse de Doctorat. Université Pierre Et Marie Curie, p.5.

**R**

**Radic S, Babic M, Skobic D, Roje V, Pevalek-Kozlina B., 2009.** Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 10 : 1-4.

- Ramel F, Sulmon C, Bogard M, Couée I, Gouesbet G, 2009.** Differential patterns of reactive oxygen species and antioxidative mechanisms during atrazine injury and sucrose-induced tolerance in *Arabidopsis thaliana* plantlets. *BMC Plant Biology*, 9- 28.
- Ramel F, Sulmon C, Serra AA, Gouesbet G, Couée I, 2012.** Xenobiotic sensing and signalling in higher plants. *Journal of Experimental Botany*, 63 : 3999-4014.
- Ramos I., Esteban E., Lucena JJ and Garate A, 2002.** Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca sp* Cd-Mninteraction. *Plant Sci*, 162, 761-767.
- Razinger J., Dermastia M., Koce J.D. et Zrimec A., 2008.** Oxidative stress in duckweed (*Lemna minor* L.) caused by short-term cadmium exposure. *Environ. Pollut.* 153, 687-694.
- Redjala T, Zelko I, Sterckeman T, Legue V, Lux A, 2011.** Relationship between root structure and root cadmium uptake in maize. *Environmental and Experimental Botany*. 71 : 241-248.
- Reilley, K.A., Banks, M.K., Schwab, A.P., 1996.** Organic chemicals in the environment : dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*, 25 : 212-219.
- Remon E., 2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Université Jean Monnet, Saint Etienne.
- Rengel, Z., 1999.** Heavy Metals as Essential Nutrients. In : Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). *Heavy metal stress in plants : From molecules to ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 231- 251.
- Rijstenbil, J.W., Sandee, A., Vandrie, J., Wijnholds, J.A., 1994.** Interaction of toxic trace metals and mechanisms of detoxification in Planktonic diatoms *Ditylum brightwellii* and *Thalassiosirapseudonana*. *FEMS Microbial. Rev.* 14 : 387-396.
- Ritter, D., Knebel, J.W., Anderheide, M., Mohr, U., 1999.** Development of a cell culture model system for routine testing of substances inducing oxidative stress. *Toxicol. In vitro* 13 : 745-751.
- Robert D. et Roland J.C., 1998.** Organisation cellulaire : Biologie végétale. Ed Doin, Vol.1, pp 125-345.
- Robert M., 1995.** Différents types de transfert du sol vers les hydrosystèmes : dissous ou particulaire, latéral ou vertical. Actes des sixièmes journées du DEA Sciences et techniques de l'Environnement : Transfer des polluants dans les hydrosystèmes, paris, 13-26.
- Robinson J.P., Darzynkiewicz Z., Dean P.N., Orfao A., Rabinovitch P.S., Stewart C.C., Tanke H.J. et Weeless L.L. 1997.** *Current Protocols in Cytometry*, John Wiley and Sons, New York.
- Rodriguez J H, Wellern S, Wannaz E D, Klumpp A, Pignata M, 2011.** Air quality biomonitoring in agricultural areas nearby to urban and industrial emission sources in Cordoba province, Argentina, employing the bioindicator *Tillandsia capillaris*, *Ecol. Indic.* 11: 1673-1680.

**Romero-Puertas, M.C., Corpas, F.J., Rodriguez-Serrano M., Gomez, M., Del Rio, L.A., Sandalio, L.M., 2007.** Differential expression and regulation of antioxidative enzymes by cadmium in pea plants. *J. Plant Physiol.* 164, (10) : 1346-1357.

**Romeu-Moreno A. et Mas A., 1999.** Effects of copper exposure in tissue cultured *Vitis vinifera*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 47 : 2519-2522.

**Rouphael Y. Cardarelli M., Rea E. et Colla G., 2008.** Grafting of cucumber as a means to minimize copper toxicity. *Environmental and Experimental Botany*. 63 : 49-58.

S

**Sadana U.S., Bijay S., 1989.** Effect of cadmium-zinc interaction on yield and cadmium and zinc content of maize (*Zea mays* L.). *Curr. Sci.* 58 : 194-196.

**Salt D.E., Kato N., Krämer U., Smith R.D. et Raskin I., 2000.** The role of root exudates in nickel hyperaccumulation and tolerance in accumulator and non accumulator species of *Thlaspi*. In : Terry N, Banuelos G, eds. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. CRC Press LLC, 189-200.

**Salt D.E., Prince R.C., Pickering I.J. et Raskin I., 1995.** Mechanisms of Cadmium Mobility and Accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiol.* 109 : 1427-1433.

**Sanità di Toppi L. et Gabbrielli R., 1999.** Response to cadmium in higher plants. *Environ Exp Bot* 41 : 105-130.

**Saratale H, Luijten M.L, Weert J, Smidt H, Boschker HT, Vos WM, Schraa, 2007.** Stams A Description of *Sulfurospirillum halorespirans* sp. An anaerobic, tetrachloroethene-respiring bacterium, and transfer of *Dehalospirillum multivorans* to the genus *Sulfurospirillum* as *Sulfurospirillum multivorans* comb. nov. *Int J Syst Evol Microbiol.* 53 : 787-793.

**Sarita N, Tabitha M, Nayak k, 2012.** Effect of heavy metals on cultural and morphological characteristics of halotolerant *penicillium* morphotypes .journal of Basic microbiology.48 :363-369.

**Sarry J.E., Kuhn L., Ducruix C., Lafaye A., Junot C., Hugouvieux V., Jourdain A., Bastien O., Fievet J.B., Vailhen D., Amekraz B., Moulin C., Ezan E., Garin J. et Bourguignon J., 2006.** The early responses of *Arabidopsis thaliana* cells to cadmium exposure explored by protein and metabolite profiling analyses. *Proteomics* 6 : 2180-2198.

**Sarwar N., Malhi S.S., Zia M.H., Naeem A., Bibi S. et Farid G., 2010.** Role of mineral nutrition in minimizing cadmium accumulation by plants. *J. Sci. Food Agric.* 90 : 925-937.

**Sarwat M., Ahmad P., Nabi G. et Hu X., 2013.** Ca<sup>2+</sup> signals : The versatile decoders of environmental cues. *Crit Rev Biotechnol* 33 : 97-109.

**Sauvé S., Manna S., Turmel M.C., Roy A.G. et Courchesne F., 2003.** Solid-solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environ. Sci. Technol.* 37 : 5191-5196.

**Savouré A., Jaoua S., Hua XueJun., Ardiles W., Van Montagu M., Verbruggen N., 1995.** Isolation, characterization, and chromosomal location of a gene encoding the DELTA 1-pyrroline-5-carboxylate synthetase in *Arabidopsis thaliana*. *FEBS Letters* .372 : 13 -19.

**Sbartai H, Sbartai I, Semadi A, 2002.** Contribution of an F1 hybrid in the adaptation of industrial tomato to the hydrous stress from the qualitative and quantitative point of view. *Acta horticulture* 758 : 321-326.

**Sbartai H., 2008.** Etude des effets du cadmium sur la tomate *Lycopersicon esculentum* L. essai in vivo et in vitro. Thèse de Doctorat : option Ecotoxicologie végétale. Université Annaba. 115 p.

**Sbartai I, Sbartai H, Yaiche F, Mokhtari H, Berrebbah H, 2015.** Induction of oxidative stress in wheat (*Triticum aestivum* L.) following infection by the pathogen of task halo (Pyrenophora tritici-repentis), *International Journal of Biosciences*, 6 :77-88.

**Sbartai, H., Djebar, M.R., Sbartai, I. et Berrabah, H., 2012.** Bioaccumulation du Cd et du Zn chez les plants de tomates (*Lycopersicon esculentum* L.) Bioaccumulation of cadmium and zinc in tomato (*Lycopersicon esculentum*L.). *Biologie et pathologie végétales*. P. 585-593.

**Sbartai, H., Sbartai, I., Semadi, A., 2007.** Contribution of an F1 hybrid in the adaptation of industrial tomato to the hydrous stress from the qualitative and quantitative point of view. *Acta horticulture* 758 : 321-326.

**Scandalios JG, 2005.** Oxidative stress : molecular perception and transduction of signals triggering antioxidant gene defenses, *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 38, 995-1014.

**Schaller MD, 2001.** Biochemical signals and biological responses elicited by the focal adhesion kinase, *Biochim Biophys, Acta* 1540, 1-21.

**Schehata SA, Lasheem NR, Kobbro TA, Ali GH, 1999.** Toxic effect of certain metals mixtures on some physiological and morphological characteristics of freshwater algae, *Water, air and soil pollution*, 119-135.

**Schenker M., Fan T.W.M. et Crowley D.E., 2000.** Phytosiderophores influence on cadmium mobilization and uptake by wheat and barley plants. *J Environ Qual* 30 : 2091-2098.

**Schnoor JL, Licht LA, McCutcheon SC, Wolfe NL, Carreira LH., 1997.** Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environ Sci Technol* 29, 318A-323A.

**Schonewille J.T., 2013.** Magnesium in dairy cow nutrition : an overview, *Plant Soil* 368 : 167-178.

**Schröder P, Collins C., 2002.** Conjugating enzymes involved in xenobiotic metabolism of organic xenobiotics in plants. *Int J Phytorem* 4, 247-265.

**Schützendübel A., Schwanz P., Teichmann T., Gross K., Langenfeld-Heyser R., Goldbold D. L. et Polle A., 2001.** Cadmium induced changes in antioxidative systems, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> content and differentiation in pine (*Pinus sylvestris*) roots. *Plant Physiol.* 127 ; 887-892.

**Seidal K., Jorgensen N., Elinder C.G., Sjogren B. et Vahter M., 1993.** Fatal cadmium-induced pneumonitis. *Scand. J. Work Environ. Health* 19 : 429-431.

**Semadi F, 2010.** Faisabilité du traitement des eaux d'un oued chargé en éléments traces métalliques (ETM) par filtres plantés de macrophytes (*Phragmites australis*) : cas de la région d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar -Annaba, p.69, 102, 105, 109.

- Senad M, Čerima Z, Hamdija Č, Lutvija K, Josip J, 2018.** Uptake of heavy metals by tomato plants (*lycopersicum esculentum* mill.) And their distribution inside the plant, Agriculture and Forestry, Vol. 64 Issue 4 : 251-261.
- Senden M.H.M.N., Van Der Meer A.J.G.M., Verburg T.G. et Wolterbeek H.T., 1995.** Citric acid in tomato plant roots and its effect on cadmium uptake and distribution. Plant Soil **171** : 333-339.
- Seol Y. et Javandel I., 2008.** Citric acid-modified Fenton's reaction for the oxidation of chlorinated ethylenes in soil solution systems. Chemosphere 72 : 537-542.
- Servais S., 2004.** Altération mitochondriale et stress oxydant pulmonaire en réponse à l'ozone : Effets de l'âge et d'une supplémentation en oméga-3. Thèse doctorat, Université Claude bernard- Lyon 1, France, 19-35.
- Shah K, Nongkynrih J M, Mistry C, 2010.** Metal hyperaccumulation and bioremediation. Biol. Plant, 51 : 618-634.
- Shahid M, Vangronsveld N, Lepp P, Bleeker A, Ruttens W, 2010.** Phytostabilisation of metal - contaminated sites. Phytoremediation of metal contaminated soils. Pp.109-19.
- Sharma R.K. et Agrawal M., 2006.** Single and combined effects of cadmium and zinc on carrots : Uptake and bioaccumulation. J. Plant Nutr. 29 : 1791-1804.
- Sharma SS, Dietz KJ, 2009.** The relationship between metal toxicity and cellular redox imbalance. Trends in Plant Science, 14:43-50.
- Sharmila P. et Pardha Saradhi P., 2002.** Proline accumulation in heavy metal stressed plants : An adaptative strategy. In : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants. Prasad M.N.V. et Strzalka K. (Eds), 179-199.
- Sheldon A, Menzies NW, 2005.** The effect of copper toxicity on growth and morphology of Rhodes grass (*Chloris gayana*) in solution culture, Plant and Soil, 278(1-2), 341-349. DOI : 10.1007/s11104-005-8815-3.
- Shraddha, S., Sarita, S., Rohit, S., Kavita, P., Kavita, B., 2004.** Translocation of metals and its effects in the tomato plants grow on various amendments of tannery waste : evidence for involvement of antioxidants. Chemosphere 57 : 91-99.
- Siddiqui M.H., Al-Whaibi M.H., Sakran A.M., Basalah M.O. et Ali H.M., 2012.** Effect of calcium and potassium on antioxidant system of *Vicia faba* L. under cadmium stress. Int. J. Mol. Sci. 13 : 6604-6619.
- Sigfridsson K.G., Bernat G., Mamedov F. et Styring S., 2004.** Molecular interference of Cd<sup>2+</sup> with Photosystem II. Biochim. Biophys. Acta 1659 : 19-31.
- Simkiss, K., Taylor, M.G., 1995.** Transport of Metals across Membranes. In "Metal speciation and bioavailability in aquatic systems". A. Tessier et D. R. Turner, Wiley. 3 : 2-39.
- Sing S., Saxena R., Pandey K., Bhatt K. et Sinha S., 2004.** Response of antioxidants in sunflower (*Helianthus annuus* L.) grown on different amendments of tannery sludge : its metal accumulation potential. Chemosphere 57 : 1663-1673.

- Singh H, Kumar D, Soni V, 2020.** Copper and mercury induced oxidative stresses and antioxidant responses of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid, Biochemistry and biophysics report.100781.
- Singh J, Schädler M, Demetrio W, 2019.** Climate change effects on earthworms—a review. Soil Org 91 :114–138.
- Singh R., Tripathi R.D., Dwivedi S., Singh M., Trivedi P.K. et Chakrabarty D., 2010.** Cadmium-induced biochemical responses of *Vallisneria spiralis*. Protoplasma hyperaccumulating rice cultivar Cho-Ko-Koku. Theor Appl Genet 120 : 1175-1182.
- Singh S, Kalamdhad R, 2012.** Phytoremediation : a sustainable alternative for environmental challenges. Int. J. Gr. Herb. Chem, 1 : 133-139.
- Siritantikorn, Atchaisai, Katarina J, Karin Åhlen, Rosanna R, Tuangporn S, Prapon W. et Ralf M, 2007.** Protection of cells from oxidative stress by microsomal glutathione transferase 1. Biochemical and biophysical research communications, 355 : 592-596.
- Slama A., Ben Salem M., Ben Naceur M., Zid E.D., 2005.** Les céréales en Tunisie : production, effet de la sécheresse et mécanismes de résistance. Institut national de la recherche agronomique de Tunisie (Inrat). Univ. Elmanar. Tunisie.
- Smolders E. et McLaughlin M.J. 1996b.** Effect of Cl on Cd uptake by Swiss chard in nutrient solutions. Plant Soil 179 : 57-64.
- Smolders E. et McLaughlin M.J., 1996a.** Chloride increases cadmium uptake in Swiss chard in a resinbuffered nutrient solution. Soil Sci Soc Am J 60 : 1443-1447.
- Sogreah., 2007.** Bilan des flux contaminants entrant sur les sols agricoles de France Métropolitaine. Bilant qualitatif de la contamination par les éléments traces métalliques et les composés traces organiques et application quantitative pour les éléments traces métalliques. Rapport Final. ADEME, 330p.
- Souguir D., 2009.** Modifications métaboliques, moléculaires et génotoxicité induites par le cadmium chez *Vicia faba*. Biologie végétale. Thèse de doctorat. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II ; Université d'Auvergne - Clermont-Ferrand I ; Université du 7 Novembre, Carthage, Tunisie, 239p.
- Souiki L, 2008.** Caractérisations biochimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Biskra et purification par le procédé biologique Phragmifiltre. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 174p.
- Sposito G., 1989.** The chemistry of soils. Oxford Univ. Press, 277p.
- Stobart A.K., Griffiths W.T., Ameen-Bukhari I. et Sherwood R.P., 1985.** The effect of Cd<sup>2+</sup> on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. Physiol. Plant 63 : 293-298.
- Su L-J, Zhang J-H, Gomez H, 2019.** Reactive oxygen species-induced lipid peroxidation in apoptosis, autophagy, and ferroptosis. Oxid Med Cell Longev 2019 :5080843.
- Sun R.L., Zhou Q.X., Sun F.H., Jin C.X., 2007.** Antioxidative defense and proline /phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd hyperaccumulator *Solanumnigrum*L. *Environ. Exp. Bot.* 60, 468-476.

**Sun X., Kay A.D., Kang H.Z., Small G.E., Liu G.F., Zhou X., Yin S. et Liu C.J., 2013.** Correlated biogeographic variation of magnesium across trophic levels in a terrestrial food chain, PLOS ONE 8.

**Sun Z, Li G, Lin C, 2019.** Identifying pathogenicity genes in the rubber tree anthracnose fungus *Colletotrichum gloeosporioides* through random insertional mutagenesis. Microbiol Res, 168 :340–50.

**Surasak Si., Samuel T., Desh Pal S., Verma R and Sayer T, 2002.** Molecular Mechanisms of Proline-Mediated Tolerance to toxic Heavy Metals in Transgenic Microalgae. Plant. Cell, 14, 2837-2847.

**Szollosi R., Varga I.S., Erdei L. et Mihalik E., 2009.** Cadmium-induced oxidative stress and antioxidative mechanisms in germinating Indian mustard (*Brassica juncea* L.) seeds. Ecotoxicol. Environ. Saf. 72 : 1337-1342.

T

**Tahri EH., Belabed A. et Sabki K, 1998.** Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de la proline et chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine. Synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). Bull. Inst. Sci., Rabat, 21 : 81-87.

**Tang Y.T., Qiu R.L., Zeng X.W., Ying R.R., Yu F.M. et Zhou XY., 2009.** Lead, zinc, cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in *Arabidopsis paniculata* Franch. Environ. Exp. Bot. 66 126-134.

**Teichmann T., 2001.** The biology of wood formation : scientific challenges and biotechnological perspectives. In SG Panadalai, ed. Recent Research Developments in Plant Physiology. Research Signpost, Trivandrum, India : 269–284.

**Thomas Bur, 2008.** Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Midi-Pyrénées. Implications en termes de limites et de charges critiques, [thèse]. L'université de Toulouse, France, (2008) 399p.

**Thys C., Vanthomme P., Schrevens E. et De Proft M., 1991.** Interactions of Cd with Zn, Cu, Mn and Fe for lettuce (*Lactuca sativa* L.) in hydroponic culture. Plant Cell Environ. 14 : 713-717.

**Tlidjen S, Meksem Amara L, Bouchelaghem S, Sbartaï H and Djébar MR, 2012.** Effects of the herbicide Calliofop 36 EC on growth, antioxidant enzyme response and respiratory metabolism in two aquatic plant *Elodea canadensis* and *Lemna minor*. Advances in Environmental Biology, 6 :2524-2530.

**Toppi C, Gabbrielli Z, 1999.** Distribution of cadmium in leaves of *Thlaspi caerulescens*. J Exp Bot 56: 765-775. Chugh S, Sawhney DM, The plant cDNA LCT1 mediates the uptake of calcium and cadmium in yeast. Proc Natl Acad Sci USA 95 : 12043-12048.

**Torres MA, Jones JD, Dangel JL, 2006.** Reactive oxygen species signaling in response to pathogens, Plant Physiol, Vol 141, 373-378.

**Toselli M., Baldi E., Marcolini G., Malaguti D., Quartieri I.M., Sorrentini G. et arangoni B., 2008.** Response of potted grapevines to increasing soil copper concentration. AustralianJournal of Grape and Wine Research, 15 : 85-92.

**Touiserkani R, Haddad S, 2012.** Cadmium induced stress and oxidative responses in different Brassica napus cultivars. J. Agr. Sci. Tech. Vol. 14 : 929-937.

**Toumi M, Barris S. et Aid F, 2014.** Effets des stress hydrique et osmotique sur l'accumulation de proline et de malondialdéhyde (MDA) chez deux variétés de colza (*Brassica napus* L.). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie, 36 :17-24.

**Trinh AK, Griffiths WT, Ameen-Bukhari I, 2014.** Sherwood R The effect of Cd<sup>2+</sup> on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. Physiol Plant 63 : 293-298.

**Troll and J. Lindsley., 1955.** A photometric method for the determination of proline ; J.Biochem : 655-660.

**Tsadilas C.D., Karaivazoglou N.A., Tsotsolis N.C., Stamatiadis S. et Samaras V., 2005.** Cadmium uptake by tobacco as affected by liming, N form, and year of cultivation. Environ. Pollut. 134 : 239-246.

**Tudoreanu L. et Phillips C.J.V., 2004.** Empirical models of cadmium accumulation in maize, rye grass and soya bean plants. J. Sci. Food Agr. 84 : 845-852.

**Tuteja N. et Sopory S.K., 2008.** Chemical signaling under abiotic stress environment in plants. Plant Signal Behav 3 : 525–536.

**Tyler L.D. et McBride M.B., 1982.** Influence of Ca, pH and humic acid on cadmium uptake. Plant Soil 64 : 259-262.

U

**Uno K. and Nicholls SJ, 2010.** Biomarkers of inflammation and oxidative stress in atherosclerosis. Biomark Med, 4 : 361-373.

**Uzunhisarcikli M, Kalender Y, 2011.** Protective effects of vitamins C and E against hepatotoxicity induced by methyl parathion in rats. Ecotoxicology and Environmental Safety, 74 : 2112-2118.

V

**Vaculik M, Konlechner C, Langer I, Adlassnig W, Puschenreiter M, Lux A, Hauser M-T, 2012.** Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities. Environmental Pollution. 163: 117-126.

**Van der Oost R, Beyer J, Nico PE, Vermeulen, 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment : a review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 13 : 57-149.

**Van Loon G, Hove GV, Schalock RL, Claes C, 2008.** Personal Outcomes Scale : A Scale to Assess an Individual's Quality of Life, Stichting Arduin and Gent : University of Gent, Middelburg.

**Vassilev A. et Yordanov I., 1997.** Reductive analysis of factors limiting growth of cadmium-treated plants : a review. Bulg. J. Plant Physiol. 23 : 114-133.

**Vazquez M.D., Poschenrieder C. et Barcelo J. 1992.** Ultrastructural effects and localization of low cadmium concentrations in bean roots. New Phytol 120 : 215-226.

**Vazquez-Torres A., Stevanin T., Jones-Carson J., Castor M., Read R.C. et Fang F.C., 2008.** Analysis of nitric oxide-dependent antimicrobial actions in macrophages and mice. *Methods Enzymol.* 437 : 521- 538.

**Verdin P, Ducouso M, Reid R, 2006.** Nickel-tolerant ectomycorrhizal *Pisolithus albus* ultramafic ecotype isolated from nickel mines in New Caledonia strongly enhance growth of the host plant *Eucalyptus globulus* at toxic nickel concentrations. *Tree Physiol* ; 30 :1311–9.

**Verma S and Dubey R., 2003.** Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science* 164(4) : 645-655.

**Vieira M, Olifiers N, Delciellos AC, Vanina Z, Antunes, Bernardo LR, Carlos EV, Grelle, Cerqueira R, 2009.** Land use vs. Fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142 :1191–1200.

**Villiers F., Ducruix C., Hugouvieux V., Jarno N., Ezan E., Garin J., Junot C. et Bourguignon J., 2011.** Investigating the plant response to cadmium exposure by proteomic and metabolomic approaches. *Proteomics* 11 : 1650-1663.

**Vinkel B., 2001.** Analyse de la composition en éléments traces dans le grain de variétés de blé - Programme QUASAR. Institut de Santé Publique, d'Epidémiologie et de Développement.

**Von Wiren N, Romheld V, Shioiri T, Marschner H, 1995.** Competition between microorganisms and roots of barley and sorghum for iron accumulated in the root apoplasm. *New Phytologist*, 130 : 511-521.

**Vulkan R, Yermiyahu U, Mingelgrin U, Rytwo G, Kinraide TB, 2004.** Sorption of copper and zinc to the plasma membrane of wheat root, *Journal of Membrane Biology*, Vol 202(2), 97-104. DOI : 10.1007/s00232-004-0722-7 ; PMID : 15702373.

W

**Wagner D, 2004.** The genetic basis of singlet oxygen-induced stress responses of *Arabidopsis thaliana*. *Science*, 306 :1183-1185.

**Wagner G.J., 1993.** Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv Agron* 51 : 173-212.

**Waisberg M., Black W.D., Waisberg C.M. et Hale B., 2004.** The effect of pH, time and dietary source of cadmium on the bioaccessibility and adsorption of cadmium to/from lettuce (*Lactuca sativa* L. cv. *Ostinata*). *Food Chem. Toxicol.* 42 : 835-842.

**Wallace A. et Berry W.L., 1989.** Dose-response curves for zinc, cadmium and nickel in combinations of one, two, or three. *Soil Sci.* 147 : 422-425.

**Wang D, Li H, 2006.** Effect of earthworms on the phytoremediation of zinc-polluted soil by ryegrass and Indian mustard. *Biol. Fertil. Soils* 43 : 120-123.

**Wang J, Zhan X, Zhou L, Lin Y, 2010.** Biological indicators capable of assessing thermal treatment efficiency of hydrocarbon mixture-contaminated soil. *Chemosphere*, 80 :837-844.

**Weckbecker, G. et Cory J.G., 1988.** Ribonucleotide reductase activity and growth of glutathione depleted mouse leukemia L 1210 cells in vitro. *Cancer letters* 40 : 257-264.

**Wegglar K., McLaughlin M.J. et Graham R.D. 2004.** Effect of chloride in soil solution on the plant availability of biosolid-borne cadmium. *J Environ Qual* 33 : 496-504.

**Wegglar-Beaton K., McLaughlin M.J. et Graham R.D. 2000.** Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Aust J Soil Res* 38 : 37-45.

**Wheeler D.M. et Power I.L., 1995.** Comparison of plant uptake and plant toxicity of various ions in wheat. *Plant and Soil* 172,163-173.

**Wolterbeek H.T., Van der Meer A. et Bruin D.E., 1988.** The uptake and distribution of cadmium in tomato plants as affected by ethylene ediamine tetra acetic acid and 2,4-dinitrophenol. *Environ. Pollut.* 55 : 301-315.

X

**Xie X, Zhou Q, He Z, Bao Y, 2010.** Physiological and potential genetic toxicity of chlortetracycline as an emerging pollutant in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 :922-928.

**Xu Q, Renault S, Goltz D, Yuan Q, 2018.** Phytoremediation of waste dumping site soil and landfill leachate by using cattail (*Typha latifolia*). *Environmental technology*, 10 :1-6.

**Xuan Y, Scheuermann E B, Meda A R, Hayen H, Von Wiren N, Weber G, 2006.** Separation and indentification of phytosiderophores and their metal complexes in plants by zwitterionic hydrophilic interaction liquid chromatography coupled to electrospray ionization mass spectrometry. *Journal of Chromatography*, 1136 : 73-81.

Y

**Yaiche F, Sbartaï H, Sbartaï I, Meksem L. et Ouali KhE, 2017.** Cellular Reponses Observed Following Contamination by the Pathogen of Task Halo Pyrenophoratrirtici-repentis or Heavy Metal Copper in Durum Wheat (*Triticum durum* Desf).*Int. J.Pharm.Sci.Rev.Res*, 27 :136-144.

**Yanai J., Zhao F.J., McGrath S.P. et Kosaki T., 2006.** Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Environmental Pollution* 139 : 167-175.

**Yang Y, Liang Y, Ghosh A, Song Y, Chen H, Tang M, 2015.** Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi status and heavy metal accumulation characteristics of tree species in a lead–zinc mine area : potential applications for phytoremediation. *Environ Sci Pollut Res.* 22 :13179–1319.

**Yang Z, Lu W, Long Y, Bao H, Yang Q, 2011.** Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *J. Geochem. Explor.* 108 : 27-38.

**Yang, X, Feng Y, He Z, Stoffella P, 2005.** Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18, 339-353. Doi : 10.1016/j.jtomb.02.007.

**Yeh CM., Chien PS and Huang Hj, 2007.** Distinct signalling pathways for induction of MAP kinase activities by cadmium and copper in riceroots. *J. Exp. Bot.* 58,659-671.

**Yruela I.** Copper in plants. Brazilian Journal of Plant Physiology, The timing and the mode of evolution of wild grapes (vitis). Molecular Phylogenetics and Evolution, 62 : 736- 747, 2005.

**Yruela I., 2009.** Copper in plants : acquisition, transport and interactions. Functional Plant Biology 36 : 409-430.

**Yu Q, Abdallah I, Han IH, Owen M. and Powles S, 2009.** Distinct non-target site mechanisms endow resistance to glyphosate, ACCase and ALS-inhibiting herbicides in multiple herbicide-resistant *Lolium rigidum*. Planta, 230 : 713-723.

**Yuan JS, Tranel PJ, and Stewart CN, 2007.** Non-target-site herbicide resistance : a family business. Trends in Plant Sc, 12 : 6-13.

**Z**

**Zaimeche S, 2015.** Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur des végétaux bioindicateurs. Thèse de Doctorat. Université des Frères Mentouri Constantine, p.125.

**Zeriri I, 2014.** Toxicité potentielle d'un insecticide sur un invertébré de la famille des coelomates. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 155p.

**Zhao D, Li T, Wang J, 2015.** Diverse strategies conferring extreme cadmium (Cd) tolerance in the dark septate endophyte (DSE), *Exophiala pisciphila* : Evidence from RNA-seq data. Microbiol Res. 170 : 27–35.

**Zhao F.Y., Hu. F., Han M.M., Zhang S.Y. et Liu W., 2011.** Super oxide radical and auxin are implicated in redistribution of root growth and the expression of auxin and cell-cycle genes in cadmium-stressed rice. Russ. J. Plant Physiol. 58, 851-863.

**Zhen H, Hryniewicz K, Haug I, C Baum, 2011.** Ectomycorrhizal community structure under willows at former ore mining sites. European Journal of Soil Biology 44 : 37-44.

**Zhou W.B., Qiu B.S., 2005.** Effects of cadmium hyperaccumulation on physiological characteristics of *Sedum alfredii* Hance (Crassulaceae). Plant Science 169 : 737-745.

**Zornoza P., Sanchez-Pardo B. et Carpena R.O., 2010.** Interaction and accumulation of manganese and cadmium in the manganese accumulator *Lupinus albus*. J. Plant Physiol. Biochem. 40 : 1003-1009.

**Zorrig W, Rouached A, Shahzad Z, Abdelly C, Davidian JC, Berthomieu P, 2010.** Identification of three relationships linking cadmium accumulation to cadmium tolerance and zinc and citrate accumulation in lettuce. J. Plant Physiol 167 : 1239-1247.

**Zouainia S, Djebar MR, Sbartai H, Cherait A, Khene L, Kahli H, Berrebbah H, 2016.** Toxicologie impact assesement of cadmium on aquatic macrophyte : *Elodea canadensis*. Studia Universitatis “Vasile Goldiș”, Seria Științele Vieții, 26 :375-380.

# **Annexes**





Figure 37. Fiche technique de la tomate Rio Grande



## TOMATE RÍO GRANDE

**BATLLE**  
HUERTO Y JARDÍN

015912BOLS

	CARACTERÍSTICAS	SIEMBRA	CULTIVO	COSECHA
TOMATE RIO GRANDE	Crecimiento determinado para hacer conserva, también para comer en fresco. Frutos alargados cilíndricos, mucha pulpa y buen sabor.	de Febrero a Abril	En semillero, trasplantar cuando la planta tenga 3-4 hojas a un marco de 40x80 cm.	a partir de 5 / 6 meses
TOMATE RIO GRANDE	De croissance déterminée, pour l'industrie de la conserve ainsi que pour le marché frais. Fruits longs, cylindriques et fermes avec beaucoup de pulpe et d'un bon goût.	de Février à Avril	En pépinière, transplanter au cadre de 40x80 cm quand les plantes ont 3-4 feuilles	5 / 6 mois après
TOMATE RIO GRANDE	Crescimento determinado destinado principalmente para fazer conserva ainda que pode ser usado para comer fresco.	de Fevereiro a Abril	Em viveiro, transplante para o canteiro de 40x80 cm. quando as plantas tiverem 3-4 folhas	5 / 6 meses após
POMODORO FIUME GRANDE	Crescita controllata destinato per conserve anche se può essere consumato fresco. Frutti affusolati, cilindrici, sodi con molta polpa e buon sapore.	de Febbraio a Aprile	En letto caldo e direttamente in semenzaio. Trapiantare quando le piante hanno 3-4 foglie	dopo 5 / 6 mesi
RIO GRANDE TOMATO	Its growing is mainly destined to make preserves, but it also can be eaten in fresh. Cylindrical lengthened form fruits, very much pulp and good taste.	from February to April	In seedbed, transplant to 40x80 cm. frame when the plants have 3-4 leaves	from 5 / 6 months
TOMATE RIO GRANDE	Die Pflanze wird für ihre Verarbeitung zu Konserven angebaut. Sie eignet sich aber auch für den frischen Verzehr. Lange, zylinderförmige Früchte. Festes Fruchtfleisch mit viel Mark und gutem Geschmack.	von Februar bis April	Ins Anzuchtbeet im Freien. Auspflanzen in Pflanzweite 40x80 cm, wenn die Pflänzchen 3-4 Blätter besitzen	von 5 / 6 Monaten
TOMÀQUET RIO GRANDE	Creixement determinat per fer conserva, també per menjar en fresc. Fruits allargats cilíndrics, molta polpa i bon gust.	de Febrer a Abril	En planter, trasplantar quan la planta tingui 3-4 fulles a un marc de 40x80cm.	a partir de 5 / 6 mesos
TOMATE RIO GRANDE	Crecemento determinado para facer conserva, tamén para comer en fresco. Froitos alongados cilíndricos, moita polpa e bo sabor.	del Fevereiro a Abril	En sementeiro, transplantar cando a planta teña 3-4 follas	a partir de 5 / 6 meses
RIO GRANDE TOMATEA	Kontserba egiteko tamaina egokia, baina baita fresko jateko ere. Fruitu luze zilindrikoak, mami askokoak eta zapore onekoak.	apirila otsailaren	Hazitokian, landareak 3-4 orri ditueanean aldatu	5 / 6 hilabetetik aurrera

SEMILLA NECESARIA PARA 1M <sup>2</sup>	
0,020 GRAMOS	0,004 GRAMOS
SIEMBRA DIRECTA	TRASPLANTE

CONDICIONES DE GERMINACIÓN	
8-10	15 °C
DÍAS	TEMPERATURA SUELO

350

SEM/  
GR

El producto que contiene este envase puede variar en su forma y aspecto dependiendo de la zona y forma de cultivo, por lo que la imagen que se refleja en este envase es sólo orientativa. SEMILLAS BATLLE S.L. 09750 Melque de Beza, Valladolid, España. Batlle y Herrero, S.C. Semillas standard.

Semillas especiales para siembra, no aptas para ser consumidas por personas o animales. Imagen, ilustraciones y textos propiedad de Semillas Batlle S.A. Reproducción total o parcial prohibida.

Figure 38. Fiche technique de la tomate *Lycopersicon esculentum* variété Rio Grande

**SULFATE DE CUIVRE(II)pentahydraté 98%**  
**KUPFER(II)SULFAT Pentahydrat 98 %**  
 $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$  – 249,69 g/mol, CAS-Nr.: 7758-99-8

**Contenu: 1 kg      Réf. Produit: 115**

**MENTION D'AVERTISSEMENT: DANGER**  
**MENTION DE DANGER H302** Nocif en cas d'ingestion. **H315** Provoque une irritation de la peau. **H410** Très toxique pour les organismes aquatiques avec des effets néfastes à long terme. **CONSEILS DE PRUDENCE P273** Éviter le rejet dans l'environnement. **P305 + P351 + P338** EN CAS DE CONTACT AVEC LES YEUX : rincer avec précaution à l'eau pendant plusieurs minutes. Enlever les lentilles de contact si la victime en porte et si elles peuvent être facilement enlevées. Continuer à rincer. **P501** Éliminer le contenu / le récipient dans une usine de traitement des déchets autorisé.

*Art-Chimie*

Art-Chimie  
 26 Aizpardi karrika • F-64700 Hendaia / Hendaye  
 Tél. +33 (0)6 01 83 41 01 • [www.art-chimie-online.com](http://www.art-chimie-online.com)

POUR USAGE  
PROFESSIONNEL

UN 3077  
 N. CE: 231-847-6  
 ADR /RID: 9, III






Figure 39. Fiche technique du sulfate de cuivre

<b>CADMIUM</b>	
<b>DANGER</b>	<p>Irritant    Risque d'explosion    Risque d'asphyxie    Inflammable</p>
<b>INTERDICTION</b>	<p>Interdiction de fumer    Interdiction de manger et boire    Eau et d'écoulyde de carbone interdites</p>
<b>OBLIGATION</b>	<p>Port des E.P.I. obligatoire : Lunettes, gants, chaussures, combinaison et casquette</p>
<b>EN CAS D'INCENDIE</b>	<p>Alertez en contactant le 18 et le [ ]</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mettre en sécurité la zone d'intervention.</li> <li>- Déclencher l'arrêt d'urgence.</li> <li>- Empêcher les eaux de pénétrer dans les égouts et cours d'eau.</li> <li>- Ne pas inhaler les vapeurs.</li> <li>- Attaquer le feu avec l'extincteur le plus proche.</li> </ul>
<b>EN CAS D'ACCIDENT</b>	<p>Alertez en contactant le 15 ou le centre anti-poison [ ]</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Après contact avec la peau : Laver immédiatement à l'eau et au savon et bien rincer. En cas d'irritation persistante sur la peau, consultez un médecin.</li> <li>- Après contact avec les yeux : Laver à l'eau en écartant les paupières plusieurs minutes et consultez un médecin.</li> <li>- Après ingestion : Rincer la bouche avec de l'eau et en aucun cas ne transporter la victime à l'air frais, consultez immédiatement un médecin.</li> </ul>
<b>EN CAS DE DEVERSEMENT ACCIDENTEL</b>	<p>Alertez en contactant le [ ]</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mettre en sécurité la zone d'intervention.</li> <li>- Déclencher l'arrêt d'urgence.</li> <li>- Empêcher les eaux de pénétrer dans les égouts et cours d'eau.</li> <li>- Ne pas déverser dans les égouts et cours d'eau.</li> </ul>



Figure 40. Fiche technique et sécurité de chlorure de cadmium

**Annexe : Les analyses statistiques**

**1. ANOVA a un critère de classification**

**Effet de cadmium (Cd) sur la teneur en chlorophylle a, b et (a+b) chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	38,4	38,4	32,62	0,021
Erreur	15	26,0	0,36		
Total	16	64,4			

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	172,2	172,2	331,02	0,034
Erreur	15	76,0	5,31		
Total	16	248,2			

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	198,4	198,4	335,62	0,038
Erreur	15	81,8	08,39		
Total	16	280,2			

**Effet de cuivre (Cu) sur la teneur en chlorophylle a, b et (a+b) chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	34,2	34,2	42,22	0,019
Erreur	15	13,0	1,32		
Total	16	47,2			

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	77,26	77,26	211,32	0,023
Erreur	15	26,12	5,81		
Total	16	103,38			

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	178,1	178,1	249,16	0,025
Erreur	15	51,8	08,39		
Total	16	229,9			

**Effet de cadmium (Cd) sur la teneur en protéines chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	78,4	78,4	1,62	0,032
Erreur	15	36,0	28,3		
Total	16	114,4			

**Effet de cadmium (Cd) sur la teneur en protéines chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	70,3	70,3	6,62	0,036
Erreur	15	44,1	37,3		
Total	16	124,4			

**Effet de cuivre (Cu) sur la teneur en protéines chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	194,0	194,0	27,20	0,038
Erreur	15	46,3	27,5		
Total	16	240,3			

**Effet de cuivre (Cu) sur la teneur en protéines chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	446,0	446,0	52,20	0,041
Erreur	15	56,3	16,9		
Total	16	492,3			

**Effet de cadmium (Cd) sur la teneur en proline chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	143,4	143,4	11,62	0,000
Erreur	6	19,8	08,53		
Total	7	163,2			

**Effet de cadmium (Cd) sur la teneur en proline chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	176,43	176,43	13,82	0,000
Erreur	6	24,05	09,08		
Total	7	190,48			

**Effet de cuivre (Cu) sur la teneur en proline chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	193,82	193,82	21,62	0,000
Erreur	6	27,16	06,01		
Total	7	220,98			

**Effet de cuivre (Cu) sur la teneur en proline chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	216,03	216,03	25,17	0,000
Erreur	6	31,11	07,48		
Total	7	247,14			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux des lipides chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	224,51	224,51	32,02	0,023
Erreur	6	36,13	10,81		
Total	7	260,64			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux des lipides chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	291,32	291,32	40,10	0,029
Erreur	6	43,16	12,08		
Total	7	333,48			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux des lipides chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	231,23	231,23	42,25	0,031
Erreur	6	47,58	18,71		
Total	7	278,81			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux des lipides chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	279,47	279,47	50,19	0,039
Erreur	6	50,04	21,16		
Total	7	329,51			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux des GSH chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	379,56	379,56	145,86	0,000
Erreur	15	13,89	07,85		
Total	16	393,45			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux des GSH chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	427,05	427,05	192,03	0,000
Erreur	15	17,23	09,16		
Total	16	444,28			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux des GSH chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	441,70	441,70	187,65	0,000
Erreur	15	19,61	14,09		
Total	16	461,31			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux des GSH chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	498,66	498,66	201,37	0,000
Erreur	15	23,73	18,02		
Total	16	522,39			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux du MDA chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	162,42	162,42	102,71	0,001
Erreur	15	13,11	02,99		
Total	16	393,45			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux du MDA chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	213,51	213,51	125,43	0,003
Erreur	15	16,27	03,21		
Total	16	444,28			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux du MDA chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	190,08	190,08	151,23	0,005
Erreur	15	15,66	04,15		
Total	16	205,74			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux du MDA chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	273,50	273,50	179,16	0,007
Erreur	15	19,47	06,23		
Total	16	292,97			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux des GST chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	79,82	79,82	61,02	0,021
Erreur	15	25,46	10,81		
Total	16	105,28			

**Effet de cadmium (Cd) sur le taux des GST chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	94,32	94,32	70,16	0,023
Erreur	15	25,63	12,08		
Total	16	119,95			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux des GST chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	98,76	98,76	69,16	0,025
Erreur	15	27,23	11,14		
Total	16	125,99			

**Effet de cuivre (Cu) sur le taux des GST chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	106,15	106,15	77,58	0,027
Erreur	15	29,01	12,60		
Total	16	135,16			

**Effet de cadmium (Cd) sur l'activité CAT chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	62,17	62,17	49,30	0,012
Erreur	15	21,15	1,60		
Total	16	83,32			

**Effet de cadmium (Cd) sur l'activité CAT chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	65,29	65,29	50,22	0,014
Erreur	15	21,72	1,72		
Total	16	87,01			

**Effet de cuivre (Cu) sur l'activité CAT chez les feuilles traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	70,28	70,28	52,07	0,016
Erreur	15	23,06	1,92		
Total	16	93,34			

**Effet de cuivre (Cu) sur l'activité CAT chez les racines traitées de *Lycopersicon esculentum***

Source	DL	SC	CM	F	P
TRAIT	1	72,59	72,59	55,60	0,018
Erreur	15	23,42	2,03		
Total	16	95,91			

# **Mise en valeur scientifique**

## PRODUCTION SCIENTIFIQUE

### Publication dans une revue internationale avec comité de lecture

**Response of specific stress biomarkers in *Lycopersicon esculentum* exposed to two heavy metals (cadmium and copper)**

### Attestations de participation aux séminaires Nationaux et Internationaux

#### Communication sous forme de Poster

**Nadia TLADJENI**, Hana SBARTAI, Ibtissem SBARTAI, Souad CHERAITIA, Mohamed-Reda DJEBAR. Évaluation de la toxicité d'une fongicide systématique (CURZATE) et d'un métal lourd (SULFAE DE CUIVRE) chez la tomate industrielle. Acceptation dans 9<sup>ème</sup> congrès international de biotechnologie et valorisation des bio ressources qui a eu lieu de à TABARKA, Tunis.

**Nadia TLADJENI**, Hana SBARTAI, Ibtissem SBARTAI, Souad CHERAITIA, Mohamed-Reda DJEBAR. Évaluation de la toxicité d'une fongicide systématique (CURZATE) et d'un métal lourd (SULFATE DE CUIVRE) chez la tomate industrielle. Acceptation dans le premier séminaire national sur l'eau, l'environnement et santé qui a eu lieu à Taref.

**Nadia TLADJENI**, Hana SBARTAI, Ibtissem SBARTAI, Fatma YAICHE, Bisma LAIB. Evaluation de la toxicité de certains etm chez la tomate et la détermination de son potentiel adaptatif vis-a-vis du stress induit. I Séminaire International de Valorisation des Ressources agronomiques, écologiques et alimentaires. 18-20 OCTOBER 2022 Skikda. Algérie.

CHERAITIA Souad, SBARTAI Hana, CHORFA Hacina, **TLADJENI Nadia** et DJEBAR Med Reda. Evaluation de la tolérance des filtres plantés à macrophytes : Iris des marais (*Iris pseudacorus* L.) dans l'épuration des eaux polluées d'origine agricole. VIème congrès International de Biotechnologie et Valorisation des Bio-Ressources, organisé par l'AT-BVBR du 20 au 23 Mars 2018 à Tabarka-Tunisie.

Souad CHERAITIA, Hana SBARTAI, Hacina CHORFA, **Nadia TLADJENI** et Med-Reda DJEBAR. Performance des filtres plantés de l'Iris des marais (*Iris pseudacorus* L.) dans l'épuration des eaux polluées d'origine agricole. 9èmes Journées Scientifiques Internationales sur la Valorisation des Bioressources, tenu du 3 au 6 mai 2018 à l'Hôtel SENTIDO Rosa Beach à Monastir-Tunisie.