



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION D'UN DIPLOME DE DOCTORAT

Spécialité : Toxicologie

Intitulée

**Etude de l'Impact Toxicologique de Certains
Agents Chimiques sur la Qualité des Céréales :
cas du Blé et de l'Orge**

Présentée par: M^{lle} ALAYAT Amel

Membres de Jury:

Pr. BERREBBAH Houria	Président	Université Badji Mokhtar Annaba
Dr. SOUIKI Lynda	Directeur de Thèse	Université de Guelma
Pr. DJEBAR Med Réda	Co-Directeur de Thèse	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. ALIOUA Amel	Examineur	Université Mohamed Boudiaf Oran
Pr. AIT KAKI Yasmina	Examineur	Université Badji Mokhtar Annaba
Dr. ZAIDI Nedjouda	Examineur	Université de Skikda

Année universitaire: 2014/2015

REMERCIEMENTS

La thèse, bien au-delà du diplôme, est une expérience professionnelle très enrichissante et plus que formatrice. Son aboutissement n'aurait pas été possible, ou en tout cas pas tel qu'il a été, sans l'implication et le soutien de très nombreuses personnes que je souhaiterais remercier ici.

Mes profonds remerciements à tous les membres de cet honorable jury qui ont bien eu l'amabilité de siéger à cette soutenance et ont accepté de poser sur le présent travail leur clairvoyant regard d'évaluateur.

*J'adresse ma gratitude à Madame **BERREBBAH Houria**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar Annaba pour avoir accepté de présider le jury de ma thèse, pour son soutien, et ses conseils avisés.*

*Je remercie également Madame **AIT KAKI Yasmina**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar Annaba, Madame **Alioua Amel**, Professeur à l'Université Mohamed Boudiaf d'Oran et Madame **ZAIDI Nedjouda** Maître de conférences à l'Université de Skikda, qui m'ont fait l'honneur de juger et d'examiner ce travail.*

*Je tiens à remercier ma directrice de thèse Madame **SOUIKI Lynda**, Maître de conférences à l'Université de Guelma, d'avoir bien assuré la direction et l'encadrement de mes travaux de thèse. Merci pour sa gentillesse, sa patience et ses précieux conseils. J'ai beaucoup apprécié travailler à ses côtés tant sur le plan scientifique que sur le plan humain.*

*Ce travail a été réalisé au sein du laboratoire de Toxicologie Cellulaire dirigé par le Professeur **DJEBAR Mohammed Réda**. Je tiens à lui exprimer toute ma reconnaissance et mes sincères remerciements pour son accueil bienveillant au sein du laboratoire, pour sa rigueur scientifique et ses encouragements. Son soutien en tant que Co-Directeur de thèse s'est avéré déterminant pour mener ce travail à terme. Je prends toujours beaucoup de plaisir à discuter avec lui et à bénéficier de ses conseils.*

Si aujourd'hui, je suis parvenue à achever ma thèse, c'est grâce à l'encadrement et aux encouragements de mes deux Directeurs de Thèse. Je leur exprime mon admiration pour leurs grandes qualités tant scientifiques qu'humaines.

*Ma reconnaissance s'adresse aussi à la direction du **Groupe Amor Benamor**, qui m'a accordé un stage au sein du laboratoire de contrôle de qualité des moulins Amor Benamor. Ce stage m'a permis de connaître et de me familiariser avec le monde de la qualité des céréales. Je remercie l'ensemble du personnel du laboratoire, pour l'accueil et les précieux conseils.*

Cela va de soi, je remercie mes parents pour leur confiance et soutien quasi inconditionnel durant ces années de thèse. Ils m'ont aidé à comprendre qu'il est nécessaire de travailler pour atteindre ses objectifs. Ils ont été présents pour écarter les doutes, soigner les blessures et partager les joies. Cette thèse est un peu la leur, aussi.

Je dois remercier mon petit frère pour ses encouragements, son soutien et son intérêt pour mon travail.

Je remercie également Docteur BOUMEDRIS Zine Eddine qui a tant fait pour moi et qui sans son encouragement, soutien et amour, je n'aurais jamais pu mener ce travail à terme. Qu'il trouve ici le témoignage de toute ma gratitude.

Que tous mes collègues et amis du laboratoire de Toxicologie Cellulaire (Sana, Amira, Linda, Ouissem, Hadjer, Manel, Rym, Fateh, Maroua, Meriem...etc.), ainsi que mes amis proches ; trouvent ici l'expression de ma profonde amitié.

Enfin, j'adresse mes remerciements à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à ce présent travail.

À la mémoire de mon grand père

Qui a toujours cru en moi

Résumé

La productivité et l'efficacité biologique des plantes sont limitées par la présence des métaux lourds dans le sol. Parmi ces métaux, figure le cadmium (Cd) et le chrome (Cr) qui sont très hautement toxiques pour les plantes et la santé animale et humaine. Ils sont largement utilisés dans l'industrie et s'introduisent principalement dans l'alimentation humaine par le biais de la chaîne alimentaire ; à la suite de leurs accumulations dans le sol, et leurs transferts aux plantes principalement les céréales considérées comme aliment essentiel dans le bassin méditerranéen.

Notre travail a pour objectifs d'évaluer d'une part, l'impact du cadmium et du chrome sur trois céréales (Blé dur, Blé tendre et orge). Pour cela nous avons suivi le développement de ces graines soumises à un stress métallique et ce, à travers une majorité de paramètres, morphologiques, physiologiques, biochimiques et enzymatiques ; afin d'élucider l'action de différentes concentrations du Cadmium et du Chrome sur les plantes. D'autre part, nous nous sommes intéressés à étudier l'effet du silicium comme un moyen de lutte contre le stress métallique appliqué aux plantes des céréales en question.

Les résultats obtenus illustrent d'une part, un effet stressant du cadmium et du chrome sur les plantes des trois céréales. En effet, nous avons remarqué des résultats variables et significatifs dans tous les paramètres mesurés. Nos résultats ont également mis en évidence une forte augmentation des concentrations des espèces réactives de l'oxygène. Cette augmentation est proportionnelle au stress induit. Dans la seconde partie, nous avons constaté que le silicium peut atténuer les dommages oxydatifs subis par les plantes et a amélioré leurs croissances.

En conclusion, l'adaptation des végétaux aux conditions contraignantes de leur environnement nécessite des modifications morphologiques, métaboliques et moléculaires. Ces changements doivent aider à minimiser les effets nocifs des stress et permettre à la plante de survivre. Cependant les réponses variables du système de défense des céréales aux effets de la toxicité des métaux lourds sont très controversées. Cela indique que dans certains cas les mécanismes de détoxification ne suffisent pas. D'où notre intérêt à évaluer l'effet du silicium comme outil de remédiation contre le stress oxydatif subi par les plantes des blés et de l'orge. Par conséquent, le silicium reste une approche prometteuse afin de protéger les plantes contre le stress métallique et améliorer leurs tolérances.

Mots clés : Métaux lourds, Blé, Orge, Cadmium, Chrome, Silicium, Espèces réactives de l'oxygène, Stress oxydatif, Atténuation, Tolérance.

Abstract

Productivity and the biological efficacy of plants are limited by the presence of heavy metals in soil. Of these metals, figure cadmium (Cd) and chromium (Cr) which are highly toxic to plants, animal and human health. They are widely used in industry and is mainly introduced in the human diet through the food chain; as a result of their accumulation in the soil, and their transfer to plants mainly cereals considered essential food in the Mediterranean basin.

The objective of this study was to evaluate the impact of cadmium and chromium on three grains (durum wheat, wheat and barley). Following the development of these seeds submitted to metal stress and, through a majority of parameters, morphological, physiological, biochemical and enzymatic in order to elucidate the effect of different concentrations of cadmium and chromium on plants cereals.

The results obtained show a stressful effect of cadmium and chromium on the three feeds. Indeed, we noted varying and significant results in all measured parameters. We also showed a sharp increase in concentrations of reactive oxygen species (hydrogen peroxide and superoxide anion). This increase is proportional to the induced stress.

Finally, the adaptation of plants to binding conditions of their environment requires morphological changes, metabolic and molecular. These changes should help minimize the harmful effects of stress and allow the plant to survive. However, the variable responses of grain defense system the effects of heavy metal toxicity are very controversial. This indicates that in some cases detoxification mechanisms are not enough. Hence, our interest to evaluate the effect of silicon as a remediation tool against oxidative stress on plants wheat and barley. Therefore, the silicon remains a promising approach to protecting plants against stress and improve the metal tolerances.

Keywords: Heavy metals, Wheat, Barley, Cadmium, Chromium, Silicon, reactive oxygen species, oxidative stress, Mitigation, Tolerance.

ملخص

الإنتاجية والكفاءة البيولوجية للنباتات محدودة بسبب وجود المعادن الثقيلة في التربة الزراعية. من بينها، يوجد الكاديوم والكروم التي تعتبر شديدة الخطورة للنباتات، الحيوانات والصحة الإنسان. هذه المعادن تستخدم على نطاق واسع في الصناعة ويتم إدخالها في النظام الغذائي للإنسان من خلال السلسلة الغذائية. نتيجة تراكم هذه المعادن في التربة يؤدي إلى انتقالها للنباتات وخاصة منها الحبوب كقمح، والشعير المستعملة بكثرة في السلسلة الغذائية لسكان حوض البحر الأبيض المتوسط.

تهدف من هذه الدراسة لمعرفة مدى تأثير المعادن الثقيلة كالكاديوم والكروم على نمو نبات القمح والشعير مع تحديد درجة الخطورة الارجعية. كذلك من خلال دراستنا تابعنا تطوير نبات هذه الحبوب من خلال المقاييس المورفولوجية، الفسيولوجية، البيوكيميائية والأنزيمية. من ناحية أخرى، بحثنا على تأثير السيليكون كوسيلة لمحاربة الاجهاد المعدني.

النتائج التي تم الحصول عليها من جهة، الكاديوم والكروم لها تأثير سلبي على نبات الحبوب الثلاثة. لاحظنا نتائج هامة و متفاوتة في جميع المقاييس. دراستنا أظهرت أيضا زيادة حادة في تركيزات أنواع الاكسجين التفاعلية. هذه الزيادة متناسبة مع الاجهاد الناجم. من جهة أخرى، وجدنا ان السيليكون يمكن ان يقلل الضرر التأكسدي للنبات وتحسين نموها.

وأخيرا، فإن التكيف النباتات لظروف ملزمة بيئتهم يتطلب تغيرات شكلية. وينبغي لهذه التغيرات تساعد في التقليل من الآثار الضارة للإجهاد والسماح لنباتات النمو. ومع ذلك، فإن ردود مختلفة من نظام الدفاع نبات الحبوب آثار خطورة المعادن الثقيلة مثيرة للجدل للغاية. هذا يدل على أن في بعض الحالات آليات إزالة السموم ليست كافية. و من هنا، هدفت دراستنا لتقييم تأثير السيليكون كوسيلة معالجة ضد الاجهاد التأكسدي على نبات القمح والشعير. لذلك، لايزال السيليكون نهجا واعداد لحماية النباتات ضد التأثير السلبي للمعادن.

كلمات مفتاح: المعادن الثقيلة، القمح، الشعير، الكاديوم، الكروم، سيليكون، أنواع الاكسجين التفاعلية، الإجهاد التأكسدي، تحمل الإجهاد، تخفيف التوتر.

SOMMAIRE

Sommaire

Liste des Tableaux	<i>i</i>
Listes des Figures	<i>ii</i>
Liste des Abréviations	<i>iii</i>
Introduction	1
I. Synthèse bibliographique	
1. Les céréales : blé dur, blé tendre et orge.....	3
1.1 Importance et production des céréales dans le monde et en Algérie.....	3
1.2 Rôle de la sélection dans l'amélioration du blé.....	6
1.3 Présentation et description des plantes de blés et d'orge.....	7
1.3.1 Description de la plante du blé dur	7
1.3.2 Description de la plante du blé tendre	8
1.3.3 Description de la plante d'orge	9
1.4 Compositions biochimiques et valeurs nutritives des céréales.....	9
1.4.1 Composition biochimique et valeurs nutritives du blé.....	9
1.4.2 Composition biochimique et valeurs nutritives de l'orge	11
1.5 Principaux stress environnementaux auxquels les céréales confrontées (stress abiotiques et biotiques).....	12
2. Réponses au Stress oxydatif.....	13
2.1 Dynamique et production des espèces réactives de l'oxygène dans les cellules végétales	13
2.1.1 Fonctionnement cellulaire et production des ROS.....	14
2.1.1.1 Formation d'espèces réactives de l'oxygène dans les mitochondries.....	14
2.1.1.2 Les peroxysomes.....	15
2.1.1.3 Réticulum endoplasmique.....	16
2.1.1.4 Chloroplastes et l'appareil photosynthétique.....	16
2.1.1.5 Autres sites de production.....	17
2.2 Dualité fonctionnelle et toxicités des espèces réactives de l'oxygène (ROS).....	17
2.2.1 Dualité fonctionnelle des ROS.....	17
2.2.2 Toxicités des ROS.....	18
2.2.2.1 Oxydation des glucides.....	18
2.2.2.2 Oxydation des protéines.....	18
2.2.2.3 Oxydation des lipides.....	19

2.2.2.4	Oxydation des acides nucléiques.....	19
2.3	Mécanismes de régulation et de détoxification des ROS.....	20
2.3.1	Les antioxydants.....	21
2.3.2	Voies métaboliques antioxydantes.....	21
2.4	Conséquences du stress oxydatif et réponses des plantes.....	21
2.4.1	Stress biotiques.....	21
2.4.2	Stress abiotiques.....	24
3.	Les métaux lourds.....	25
3.1	La contamination de l'environnement par les métaux lourds.....	25
3.2	Métaux lourds : cas du Cadmium et du Chrome.....	26
3.2.1	Cadmium	26
3.2.1.1	Origines, utilisations et toxicités du cadmium.....	26
3.2.1.1.1	Origines (naturelles/anthropiques) et utilisations du cadmium.....	26
3.2.1.1.2	Toxicités du Cadmium.....	28
3.2.1.2	Réactions, comportement et devenir du cadmium dans le sol.....	29
3.2.1.3	Phytotoxicité du cadmium.....	29
3.2.1.4	Prélèvement, accumulation et transport du cadmium.....	32
3.2.1.4.1	Prélèvement racinaire du cadmium.....	33
3.2.1.4.2	Accumulation du cadmium.....	33
3.2.1.4.3	Transport du cadmium.....	35
3.2.1.5	Réponses des plantes au cadmium.....	36
3.2.2	Chrome	39
3.2.2.1	Origines, utilisations et toxicités du chrome.....	39
3.2.2.1.1	Origines naturelles et anthropiques du chrome.....	39
3.2.2.1.2	Utilisations.....	40
3.2.2.1.3	Toxicités du chrome.....	41
3.2.2.2	Réactions, comportements et devenir du chrome dans le sol.....	42
3.2.2.2.1	Le chrome hexavalent.....	42
3.2.2.2.2	Le chrome trivalent.....	43
3.2.2.2.3	Mobilité.....	43
3.2.2.2.4	Devenir du cadmium dans l'environnement.....	44
3.2.2.2.5	Comportement et effets du chrome chez le biote.....	47
3.2.2.3	Phytotoxicité du chrome.....	50
3.2.2.4	Prélèvement, accumulation et transports du chrome.....	54

3.2.2.4.1	Absorption et transport du chrome.....	54
3.2.2.4.2	Prélèvement et accumulation du chrome.....	54
3.2.2.5	Réponses et mécanismes de détoxication du chrome	55
4.	Moyens de lutte et mécanismes de résistance contre le stress oxydatif.....	57
4.1	Le silicium dans le sol.....	58
4.2	Teneurs du silicium chez les plantes.....	59
4.3	Rôles de silicium.....	59
4.4	Mode d'action du silicium.....	61
4.5	Réduction du stress métallique par le silicium.....	62
	Objectifs	65
II. Matériel et méthodes		
II-1. Section A : Cadmium et Chrome		
67		
1.1	Matériel végétal et conditions de culture.....	67
1.1.1	Conduite de l'essai et traitements.....	67
1.1.2	Récolte des plantes.....	70
1.2	Méthodes d'analyses.....	70
1.2.1	Analyse de la perméabilité membranaire.....	70
1.2.1.1	La teneur relative en eau (RWC).....	70
1.2.1.2	Test de fuite des électrolytes.....	70
1.2.2	Analyses biochimiques.....	71
1.2.2.1	Détermination des concentrations du Malondialdéhyde (MDA).....	71
1.2.2.2	Détermination des concentrations des pigments photosynthétiques.....	71
1.2.2.3	Détermination des concentrations des sucres solubles totaux.....	71
1.2.2.4	Détermination des concentrations de la proline.....	71
1.2.2.5	Détermination des concentrations des protéines totales.....	72
1.2.3	Analyse des espèces réactives de l'oxygène.....	72
1.2.3.1	Détermination des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂).....	72
1.2.3.2	Détermination de la production de l'anion superoxyde.....	72
1.2.4	Analyse des activités enzymatiques antioxydantes.....	72
1.2.4.1	Préparation de l'extrait enzymatique.....	72
1.2.4.2	Activité Catalase (CAT).....	73
1.2.4.3	Activité Ascorbate peroxydase (APX).....	73
1.2.4.4	Activité Guaiacol peroxydase (GPX).....	73

II-2. Section B: Silicium	74
2.1 Matériel végétal et conditions de culture.....	74
2.1.1 Conduite de l'essai et traitements.....	74
2.1.2 Récolte des plantes.....	74
2.2 Méthodes d'analyses.....	76
2.2.1 Détermination des concentrations du Malondialdéhyde (MDA).....	76
2.2.2 Détermination des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂).....	76
2.2.3 Détermination de la production de l'anion superoxyde.....	76
2.2.4 Analyse des activités enzymatiques antioxydantes.....	76
2.2.4.1 Préparation de l'extrait enzymatique.....	76
2.2.4.2 Activité Catalase (CAT).....	76
2.2.4.3 Activité Ascorbate peroxydase (APX).....	77
2.2.4.4 Activité Guaiacol peroxydase (GPX).....	77
2.2.5 Analyse statistique.....	77

III. Résultats et Discussion

III-1. Résultats	78
III-1.1 Impact du Cadmium (CdCl₂) sur la synthèse des paramètres morphophysologiques, biochimiques et enzymatiques au niveau des plantes des trois céréales	78
1. Influence du CdCl ₂ sur le taux de germination	78
1.1 Au niveau des graines de blé dur.....	78
1.2 Au niveau des graines de blé tendre.....	78
1.3 Au niveau des graines d'orge.....	78
2. Influence du CdCl ₂ sur la croissance et la teneur relative en eau	80
2.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	80
2.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	80
2.3 Au niveau des plantes d'orge.....	80
3. Influence du CdCl ₂ sur le taux de fuite des électrolytes.....	82
3.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	82
3.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	82
3.3 Au niveau des plantes d'orge.....	82
4. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse du Malondialdéhyde (MDA).....	84
4.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	84

4.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	84
4.3 Au niveau des plantes d'orge.....	84
5. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse des pigments photosynthétiques.....	86
5.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	86
5.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	86
5.3 Au niveau des plantes d'orge.....	87
6. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse des sucres solubles totaux.....	89
6.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	89
6.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	89
6.3 Au niveau des plantes d'orge.....	89
7. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse de la proline.....	91
7.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	91
7.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	91
7.3 Au niveau des plantes d'orge.....	91
8. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse des protéines totales.....	93
8.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	93
8.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	93
8.3 Au niveau des plantes d'orge.....	93
9. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂).....	95
9.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	95
9.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	95
9.3 Au niveau des plantes d'orge.....	96
10. Influence du CdCl ₂ sur la synthèse de l'anion superoxyde (O ₂ ⁻).....	97
10.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	97
10.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	98
10.3 Au niveau des plantes d'orge.....	98
11. Influence du CdCl ₂ sur l'activité catalase (CAT).....	100
11.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	100
11.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	100
11.3 Au niveau des plantes d'orge.....	100
12. Influence du CdCl ₂ sur l'activité ascorbate peroxydase (APX).....	102
12.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	102
12.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	102
12.3 Au niveau des plantes d'orge.....	102

13. Influence du CdCl ₂ sur l'activité guaiacol peroxydase (GPX).....	104
13.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	104
13.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	104
13.3 Au niveau des plantes d'orge.....	104
III-1.2 Impact du Chrome (K₂Cr₂O₇) sur la synthèse des paramètres morphophysiologiques, biochimiques et enzymatiques des plantes des trois céréales....	106
1. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur le taux de germination.....	106
1.1 Au niveau des graines de blé dur.....	106
1.2 Au niveau des graines de blé tendre.....	106
1.3 Au niveau des graines d'orge.....	106
2. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur la croissance et la teneur relative en eau.....	108
2.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	108
2.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	108
2.3 Au niveau des plantes d'orge.....	108
3. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur le taux de fuite des électrolytes.....	110
3.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	110
3.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	110
3.3 Au niveau des plantes d'orge.....	110
4. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur la synthèse du Malondialdéhyde (MDA).....	112
4.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	112
4.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	112
4.3 Au niveau des plantes d'orge.....	112
5. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur la synthèse des pigments photosynthétiques.....	114
5.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	114
5.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	114
5.3 Au niveau des plantes d'orge.....	114
6. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur la synthèse des sucres solubles totaux.....	116
6.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	116
6.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	116
6.3 Au niveau des plantes d'orge.....	116
7. Influence du K ₂ Cr ₂ O ₇ sur la synthèse de la proline.....	118
7.1 Au niveau des plantes de blé dur.....	118
7.2 Au niveau des plantes de blé tendre.....	118
7.3 Au niveau des plantes d'orge.....	118

8.	Influence du $K_2Cr_2O_7$ sur la synthèse des protéines totales.....	120
8.1	Au niveau des plantes de blé dur.....	120
8.2	Au niveau des plantes de blé tendre.....	120
8.3	Au niveau des plantes d'orge.....	121
9.	Influence du $K_2Cr_2O_7$ sur la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2).....	123
9.1	Au niveau des plantes de blé dur.....	123
9.2	Au niveau des plantes de blé tendre.....	123
9.3	Au niveau des plantes d'orge.....	123
10.	Influence du $K_2Cr_2O_7$ sur la synthèse de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$).....	125
10.1	Au niveau des plantes de blé dur.....	125
10.2	Au niveau des plantes de blé tendre.....	125
10.3	Au niveau des plantes d'orge.....	125
11.	Influence du $K_2Cr_2O_7$ sur l'activité catalase (CAT).....	127
11.1	Au niveau des plantes de blé dur.....	127
11.2	Au niveau des plantes de blé tendre.....	127
11.3	Au niveau des plantes d'orge.....	127
12.	Influence du $K_2Cr_2O_7$ sur l'activité ascorbate peroxydase (APX).....	129
12.1	Au niveau des plantes de blé dur.....	129
12.2	Au niveau des plantes de blé tendre.....	129
12.3	Au niveau des plantes d'orge.....	129
13.	Influence du $K_2Cr_2O_7$ sur l'activité guaiacol peroxydase (GPX).....	131
13.1	Au niveau des plantes de blé dur.....	131
13.2	Au niveau des plantes de blé tendre.....	131
13.3	Au niveau des plantes d'orge.....	131
III-1.3	Atténuation du stress métallique par le Silicium.....	133
1.	Au niveau des plantes de blé dur.....	133
1.1	Influence du silicium sur la croissance des plantes de blé dur.....	133
1.2	Influence du silicium sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur	133
1.3	Influence du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur.....	135
1.4	Influence du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur.....	135

1.5	Influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	137
1.6	Influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	137
1.7	Influence du silicium sur l'activité guaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	138
2.	Au niveau des plantes de blé tendre.....	140
2.1	Influence du silicium sur la croissance des plantes de blé tendre.....	140
2.2	Influence du silicium sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre.....	140
2.3	Influence du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre.....	142
2.4	Influence du silicium sur la production de l'anion superoxyde (O ₂ ^{•-}) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre.....	143
2.5	Influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	145
2.6	Influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	145
2.7	Influence du silicium sur l'activité guaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	146
3.	Au niveau des plantes de l'orge.....	148
3.1	Influence du silicium sur la croissance des plantes de l'orge.....	148
3.2	Influence du silicium sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge	148
3.3	Influence du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge.....	150
3.4	Influence du silicium sur la production de l'anion superoxyde (O ₂ ^{•-}) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge.....	150
3.5	Influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge.....	152
3.6	Influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge.....	152
3.7	Influence du silicium sur l'activité guaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge.....	153

III-2. Discussion	155
IV. Conclusion et Perspectives	170
V. Références bibliographiques	174

Liste des Tableaux

Tableau 1: Tableau récapitulatif des données relatives à la production, consommation et stocks du marché mondial des céréales	4
Tableau 2: Composition biochimique du tissu d'un grain de blé	10
Tableau 3 : Rôles et localisations subcellulaires des principales molécules antioxydantes.....	22
Tableau 4 : Rôles et localisations subcellulaires des principales enzymes antioxydantes.....	23
Tableau 5 : Les caractéristiques agronomiques des variétés des trois céréales expérimentées.....	68
Tableau 6 : Composition de la solution nutritive utilisée dans la culture hydroponique des céréales.....	68
Tableau 7 : Composition des traitements.....	75
Tableau 8: Effet du CdCl_2 sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé dur.....	81
Tableau 9: Effet du CdCl_2 sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé tendre.....	81
Tableau 10: Effet du CdCl_2 sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes d'orge.....	81
Tableau 11: Effet du CdCl_2 sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé dur.....	88
Tableau 12: Effet du CdCl_2 sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé tendre.....	88
Tableau 13: Effet du CdCl_2 sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes d'orge.....	88
Tableau 14: Effet du $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé dur.....	109
Tableau 15: Effet du $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé tendre.....	109
Tableau 16: Effet du $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes d'orge.....	109
Tableau 17: Effet du $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé dur.....	115
Tableau 18: Effet du $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé tendre.....	115

Tableau 19: Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes d'orge.....	115
---	------------

Liste des figures

Figure 1 : Schéma hypothétique des mécanismes du silicium dans la réduction et l'atténuation du stress métallique.....	64
Figure 2 : Dispositif expérimental (1).....	69
Figure 3 : Dispositif expérimental (2).....	75
Figure 4: Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de germination des graines de blé dur.....	79
Figure 5: Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de germination des graines de blé tendre.....	79
Figure 6: Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de germination des graines de l'orge.....	79
Figure 7: Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé dur.....	83
Figure 8: Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé tendre.....	83
Figure 9: Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes d'orge.....	83
Figure 10: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	85
Figure 11: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	85
Figure 12: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	85
Figure 13: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	90
Figure 14: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	90
Figure 15: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	90
Figure 16: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	92
Figure 17: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	92
Figure 18: Influence du cadmium (CdCl_2) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	92

Figure 19: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	94
Figure 20: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	94
Figure 21: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	94
Figure 22: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂) dans des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	96
Figure 23: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂) dans des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	96
Figure 24: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂) dans des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	96
Figure 25: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur la production de l'anion superoxyde dans des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	99
Figure 26: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur la production de l'anion superoxyde dans des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	99
Figure 27: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur la production de l'anion superoxyde dans des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	99
Figure 28: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	101
Figure 29: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	101
Figure 30: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	101
Figure 31: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	103
Figure 32: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	103
Figure 33: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	103
Figure 34: Influence du cadmium (CdCl ₂) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	105

Figure 35 : Influence du cadmium (CdCl_2) sur l'activité gaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	105
Figure 36: Influence du cadmium (CdCl_2) sur l'activité gaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	105
Figure 37: Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur le taux de germination des graines de blé dur.....	107
Figure 38: Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur le taux de germination des graines de blé tendre.....	107
Figure 39: Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur le taux de germination des graines d'orge.....	107
Figure 40: Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé dur.....	111
Figure 41: Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé tendre.....	111
Figure 42: Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes d'orge.....	111
Figure 43: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	113
Figure 44: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	113
Figure 45: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	113
Figure 46: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	117
Figure 47: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	117
Figure 48: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	117
Figure 49: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	119
Figure 50: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	119
Figure 51: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	119
Figure 52: Influence du cadmium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	122

Figure 53: Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	122
Figure 54: Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	122
Figure 55: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.....	124
Figure 56: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.....	124
Figure 57: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes d'orge.....	124
Figure 58: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.....	126
Figure 59: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.....	126
Figure 60: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes d'orge.....	126
Figure 61: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	128
Figure 62: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	128
Figure 63: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	128
Figure 64: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	130
Figure 65: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	130
Figure 66: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	130
Figure 67: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur.....	132
Figure 68: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre.....	132

Figure 69: Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge.....	132
Figure 70 : Effet du silicium sur l'élongation racinaire (a) et l'élongation foliaire (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	134
Figure 71 : Effet du silicium sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	134
Figure 72 : Effet du silicium sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	136
Figure 73 : Effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	136
Figure 74 : Effet du silicium sur l'activité catalase (CAT) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	139
Figure 75 : Effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase (APX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	139
Figure 76 : Effet du silicium sur l'activité guaïacol peroxydase (GPX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	139
Figure 77 : Effet du silicium sur l'élongation racinaire (a) et l'élongation foliaire (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	141
Figure 78 : Effet du silicium sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	141
Figure 79 : Effet du silicium sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	144
Figure 80 : Effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	144
Figure 81 : Effet du silicium sur l'activité catalase (CAT) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	147
Figure 82 : Effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase (APX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	147

Figure 83 : Effet du silicium sur l'activité guaïacol peroxydase (GPX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	147
Figure 84 : Effet du silicium sur l'élongation racinaire (a) et l'élongation foliaire (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	149
Figure 85 : Effet du silicium sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	149
Figure 86 : Effet du silicium sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	151
Figure 87 : Effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde (O ₂ ^{•-}) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	151
Figure 88 : Effet du silicium sur l'activité catalase (CAT) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	154
Figure 89 : Effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase (APX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	154
Figure 90 : Effet du silicium sur l'activité guaïacol peroxydase (GPX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.....	154

Liste des abréviations

$^1\text{O}_2$: Oxygène singulet	Cr (VI) : Chrome sous forme hexavalente
ADN : Acide désoxyribonucléique	Cr : Chrome
ADNmt : ADN mitochondrial	Cr(OH) ₃ : Hydroxyde de chrome
AF : Acides fulviques	CrCl ₃ : Chlorure De Chrome
AH : Acides humiques	Cu : Cuivre
ANOVA : Analyses de variances	cv : Cultivar
AOX : alternative oxydase	DHA : Déshydroascorbate
APX : Ascorbate peroxydase	DHAR : Déshydroascorbate réductase
ARNm : Acide ribonucléique messenger	EC : Mesure de conductivité électrique
AsA : Acide ascorbique	FAO: Food and Agricultural Organization of United Nations
BaCrO ₄ : Barium chromate	GPX : Glutathion peroxydase
CaCO ₃ : Carbonate de calcium	GR : Glutathion réductase
CAT : Catalase	GSH : Glutathion
Cd : Cadmium	H ₂ O ₂ : Peroxyde d'hydrogène
Cd(PO ₄) ₂ : Cadmium Phosphate	H ₂ S : Sulfure d'hydrogène
CdCl ₂ : Chlorure de cadmium	H ₄ SiO ₄ : Acide silicique
CdCl ₂ : Chlorure de cadmium	HMW : High MolecularWeight
CdCO ₃ : Cadmium carbonate	IARC : International agency for research on cancer
CdHCO ₃ ⁺ : Cadmium carbonate mineral	K ₂ Cr ₂ O ₇ : Dichromate de potassium
CdO : Oxyde de cadmium	L [•] : Radical lipidique
CdS : Sulfure de cadmium	LH : Acide gras
CdSO ₄ : Sulfate de cadmium	LMW : LowMolecularWeight
CE ₅₀ : Concentration efficace médiane	LOO [•] : Radical peroxyde
CH ₃ COOH : Acide acétique	LOOH : Hydroperoxyde
Chl* : Chlorophylle à l'état triplet excité	MDA : Malondialdéhyde
CO ₂ : Dioxyde de Carbone	MDHA : Monodéshydro-ascorbate
Cr (III) : Chrome sous forme trivalente	
Cr (V) : Chrome-vanadium	
MDHAR : Monodéshydro-ascorbate réductase	
MTs : Métallothionéines	

NADPH : Nicotinamide Adénine Dinucléotide Phosphate réduit
NBT : Nitro BlueTetrazolium
O₂ : Oxygène moléculaire
O₂⁻ : Anion superoxyde
OH⁻ : Hydroxyde
OH[·] : Radical hydroxyle
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
PCs : Phytochélatines
POD : Peroxydases
ppm : Partie par million
PS II : Photosystème II
PSI : Photosystème I
ROO[·] : Peroxyles
ROOH : Hydroperoxydes organiques
ROS : Reactive Oxygen Species (Espèces Réactives de l'Oxygène)
RWC : Relative water content (Teneur relative en eau)
SAM : Sélection Assistée par des Marqueurs
SH : Groupement sulfhydre
SiO₂ : Silice
SOD : Superoxyde dismutase
TBA : Acide 2-thiobarbiturique
TCA : Acide trichloracétique
TNP : Thiols non protéiques
UV : Ultra-violet
β- CrOOH : Oxyhydroxyde de chrome

INTRODUCTION

Introduction

Les activités urbaines, industrielles et agricoles sont responsables d'une contamination croissante des sols et de l'eau par les ions métalliques. Les plantes sont directement exposées à ces éléments dont le potentiel toxique est indéniable. Les problèmes liés aux rejets des métaux lourds dans l'environnement et à leur transfert potentiel vers les organismes vivants, sont certainement les plus préoccupants (Kabata-Pendias *et al.*, 2007). A ce jour, aucune fonction métabolique connue ne requiert à certains métaux lourds, qui présentent une importante toxicité, même à faible dose, pour les animaux et les plantes (Remon, 2006). Leur accumulation dans les différents compartiments des écosystèmes, notamment les plantes, génère par conséquent un risque non négligeable pour les équilibres écologiques et la santé publique.

L'exposition à la toxicité des métaux lourds est devenue un facteur limitant majeur dans la croissance et le rendement des plantes cultivées, affectant la durabilité de la production agricole et menaçant la sécurité alimentaire. La toxicité des métaux lourds retarde la croissance des plantes en marginalisant les fonctions cellulaires des protéines, des lipides et des composants élémentaires des membranes des chloroplastes (Sharma *et al.*, 2003 ; Scoccianti *et al.*, 2006).

Parmi les métaux lourds, le cadmium (Cd) et le chrome (Cr) sont connus pour ralentir la croissance des plantes cultivées, en particulier les céréales. Les sols sont contaminés par le cadmium et le chrome en raison des industries métallurgiques qui génère de grandes quantités de déchets fortement chargés en métaux lourds, de l'utilisation abusive des pesticides et des engrais phosphatés, de l'application de boues de stations d'épuration et des eaux d'irrigation. Ces métaux lourds absorbés et transportés à l'intérieur des plantes des céréales peuvent causer des problèmes de santé en raison de leur importante consommation (Zayed *et al.*, 2003 ; Kuo *et al.*, 2006 ; Souiki, 2008).

La bioaccumulation du cadmium et du chrome dans les tissus des plantes a tendance à perturber les activités enzymatiques nécessaires à la biosynthèse de la chlorophylle. En outre, le cadmium et le chrome influencent l'allongement des feuilles, l'élasticité des parois cellulaires, les niveaux des oligoéléments et l'accumulation des sucres. Ils provoquent la production excessive des espèces réactives de l'oxygène (ROS) en engendrant des dommages des fonctions de la perméabilité membranaire des cellules. Les peroxydes d'acides gras

polyinsaturés génèrent le malondialdéhyde (MDA) qui indique les niveaux de stress oxydatif et des dommages oxydatifs de la membrane (Esterbauer, 1990 ; Ali *et al.*, 2011).

Pour remédier à ces conditions de stress, ainsi que de limiter et réduire les effets nocifs des métaux lourds sur les végétaux, différents moyens ont été évalués. Le silicium (Silice) figure parmi ces moyens de lutte contre le stress. Il a été trouvé que le silicium peut servir comme un élément bénéfique pour la croissance et le développement des plantes (Epstein, 2000). C'est le deuxième élément le plus abondant dans le sol. Les plantes terrestres en contiennent une concentration appréciable 1 à 10%, voire plus dans la matière sèche (Epstein, 1994). Le silicium est un composant essentiel pour les plantes des céréales et son accumulation est utile dans le maintien de leur production durable (Yamaji *et al.*, 2011). Au cours des dernières années, des études ont révélé la capacité du silicium pour atténuer les différents stress biotiques (maladies des plantes) et abiotiques (métaux lourds, sécheresse et salinité) des plantes cultivées (Lee *et al.*, 2012).

Au cours de ce travail de thèse, nous avons choisi d'étudier, dans un premier temps, les effets de deux métaux lourds (Cadmium et Chrome) sur les plantes de trois céréales très appréciées et consommées en Algérie : le blé dur, le blé tendre et l'orge. Ainsi, notre premier objectif était de mieux comprendre les réponses des plantes des céréales aux stress causés par la présence du cadmium et du chrome, pour cela plusieurs points ont été analysés :

- L'impact du cadmium du chrome sur la croissance et le développement des plantes des trois céréales étudiées.
- Les effets du cadmium et du chrome sur le métabolisme oxydant. L'analyse de cette partie a été initiée par la détermination de certains paramètres témoignant de l'établissement du stress oxydant tels que, la lipoperoxydation membranaire, la génération des espèces réactives de l'oxygène et les réponses enzymatiques antioxydantes.

Dans un second temps, nous nous sommes intéressés à un cas particulier et peu étudié qui est l'atténuation stress métallique. De ce fait, nous avons tenté d'appliquer aux cultures des plantes des céréales soumises au stress métallique, le silicium, comme un moyen de remédiation et de lutte contre le stress oxydatif engendré par le cadmium et le chrome. Ainsi, notre objectif a été d'évaluer l'effet du silicium sur quelques marqueurs du stress oxydant, sur l'amélioration des réponses enzymatiques et de la croissance des plantes des trois céréales exposées au stress causé par la présence du cadmium et du chrome.

SYNTHESE
BIBLIOGRAPHIQUE

1. Les céréales : blé dur, blé tendre et orge

1.1 Importance et production des céréales dans le monde et en Algérie

Les céréales occupent une place importante dans la production agricole et constitue la nourriture de base pour 35% de de la population mondiale. Cette production est estimée à deux milliards de tonnes (Tableau 1) (FAO, 2015). La première production céréalière mondiale est celle du maïs qui est de 972,3 millions de tonnes, ensuite arrive celle du blé qui s'élève à 710 millions de tonnes, puis celles du riz 499,8, de l'orge 144,9 et du sorgho 60 millions de tonnes (FAO, 2014). Parmi les principales céréales cultivées dans le monde, le blé est celui qui a pris le plus d'importance dans l'alimentation humaine, c'est ce qui fait que c'est la plante la plus cultivée des céréales. Cependant des niveaux de productions peinent à satisfaire la demande mondiale qui ne cesse de s'accroître avec l'augmentation de la population. Les très mauvaises récoltes de ces dernières années, causées par des aléas climatiques associés aux utilisations alimentaires qui ont particulièrement contribué à la diminution du stock mondial de certaines céréales telles que le blé entraînant une hausse des prix.

Les quatre pays de l'Afrique du nord soit l'Algérie, le Maroc, la Tunisie, et la Libye, forment le plus grand marché d'importation des céréales du monde et notamment le blé dur. En Algérie, on peut estimer à 2,9 millions d'hectares (moyenne 2000-2012), soit près de 35% des terres arables. Leur production est pluviale (moins de 3% en irrigué) et majoritairement localisée en zone humide et sub-humide, dans le nord du pays. La consommation des produits céréaliers se situe à un niveau d'environ 205 kg/ha/an (Chehat, 2007). Les céréales et leurs dérivés constituent l'épine dorsale du système alimentaire algérien.

La production moyenne de céréales des 5 dernières années (2008 à 2012), qui a légèrement dépassé 32 millions de quintaux selon la Fao, se répartit de la façon suivante :

- Blé, 19 millions de quintaux (60%)
- Orge, 13 millions de quintaux (40%).

Les quantités de blés (tendre ou dur) importées ont atteint 3.004 millions de tonnes, contre une production céréalière qui avait atteint 49,1 millions de quintaux au cours de la saison de 2012/2013 au niveau national. La production nationale en blé est encore faible, elle ne couvre que 20 à 25 % des besoins du pays, le reste est importé (FAO, 2014) (La cause principale de la faiblesse de la production du blé en Algérie).

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des données relatives à la production, consommation et stocks du marché mondial des céréales (FAO, 2015).

Marché mondial des céréales						
	2011/12	2012/13	2013/14	2014/15 estimation	2015/16 prévision	
					Précédente (02 Avril 2015)	Dernière (07 Mai 2015)
	(.....millions de tonnes.....)					
Production ¹	2 350,6	2 299,8	2 526,1	2 548,3	2 543,9	2 509,2
Disponibilités ²	2 890,4	2 865,8	3 075,5	3 157,6	3 151,4	3 154,8
Utilisation	2 315,1	2 322,9	2 433,8	2 496,0	2 492,6	2 521,6
Commerce ³	322,6	314,1	357,8	351,4	347,2	349,4
Stocks de clôture ⁴	565,9	549,4	609,4	645,6	645,3	626,6
	(.....pour cent.....)					
Rapport stocks mondiaux- Utilisation	24,4	22,6	24,4	25,6	25,9	24,4
Rapport stocks des principaux exportateurs- Utilisation totale ⁵	18,2	17,1	17,3	17,8	18,3	16,5

¹ Les données relatives à la production sont celles de la première année civile de la période indiquée. La production de riz est exprimée en poids de riz usiné.

² Somme de la production et des stocks reportés.

³ Il s'agit des exportations au cours de la campagne commerciale allant de juillet à juin, dans le cas du blé et des céréales secondaires, et de la campagne commerciale allant de janvier à décembre pour le riz (deuxième année de la période indiquée).

⁴ Ce chiffre ne correspond pas forcément à la différence exacte entre l'offre et l'utilisation, compte tenu que les campagnes commerciales sont différentes selon les pays.

⁵ Les principaux exportateurs de céréales sont l'Argentine, l'Australie, le Canada, les États-Unis et l'Union européenne; les principaux exportateurs de riz sont les États-Unis, l'Inde, le Pakistan, la Thaïlande et le Viet Nam. L'écoulement désigne l'utilisation sur le marché intérieur plus les exportations relatives à une campagne donnée.

Dans la plupart des pays méditerranéens, les céréales constituent la base de l'alimentation. Si la région offre une multitude de traditions culturelles et alimentaires, on estime que les céréales contribuent pour 35 à 50% des apports caloriques dans les rations alimentaires des populations du bassin. Cette consommation de produits céréaliers dépend néanmoins des comportements adoptés par les consommateurs, qui s'expriment en fonction de leurs modes et de leurs niveaux de vie. Au sein des Etats à forte consommation et à faible revenu, la consommation humaine directe de céréales se situe autour de 250 kg par habitant et par an. Les céréales y représentent les calories les moins chères du régime alimentaire. Pour ce type de consommateur, les besoins en produits céréaliers sont loin d'être satisfaits. De même, en cas d'augmentation de revenu, ce consommateur est amené à augmenter sensiblement sa demande céréalière. En revanche, dans les pays où le revenu est plus élevé, la consommation des céréales est généralement substituée par les viandes, les fruits et les légumes, qui sont des produits plus chers. Simultanément à cette diversification des choix et cette réorientation dans le type de produits consommés, la demande en céréales faiblit. La consommation par habitants se situe alors à des niveaux plus faibles : entre 120 et 150 kg de céréales par habitant et par an. En matière céréalière, on observe donc des niveaux de consommation très contrastés selon les pays méditerranéens. Il est néanmoins possible de distinguer trois catégories d'Etats:

- La première avec une consommation moyenne par habitant et par an qui se situe entre 200 et 250 kg : c'est le cas du Maroc, de l'Algérie, de la Tunisie, de l'Egypte et de la Turquie ;
- La seconde correspond à des pays où la consommation moyenne oscille entre 130 et 160 kg : il s'agit de la Grèce, du Portugal, de l'Italie, de l'Albanie et de Malte ;
- La troisième catégorie est celle avec une consommation céréalière inférieure à 100 kg en moyenne par an et par habitant : cela vaut pour la France et l'Espagne. Au regard des évolutions observées ces dernières décennies, il apparaît que la consommation des céréales par habitant diminue progressivement pour les deux dernières catégories alors qu'elle s'amplifie dans les pays à faible revenu, c'est à dire ceux de la première catégorie (CIHEAM, 2006).

L'amélioration de la production des céréales est donc un sujet d'actualité. La compréhension de leurs génomes, de leurs évolutions et leurs tolérances aux principaux stress biotiques et abiotiques auxquels sont exposées est un des moyens d'y contribuer.

1.2 Rôle de la sélection dans l'amélioration du blé

L'objectif de la sélection est l'identification de nouvelles lignées qui portent un ensemble de caractéristiques désirables leur permettant d'être adoptées comme variétés agricoles, sans de grands risques pour les producteurs. La sélection a joué un rôle déterminant dans l'accroissement de la production agricole au cours du siècle dernier, tant dans les pays développés que dans les pays en développement. La capacité de sélection est si importante pour les pays en développement car ils doivent accroître leur production pour garantir la sécurité alimentaire. Selon certaines estimations, la plupart des cultures dans les pays en développement ne sont exploitées qu'à 20% de leur potentiel. Ce déficit est dû pour l'essentiel aux stress abiotiques (sols inadaptés, sécheresse) ; le reste étant imputable aux stress biotiques, c'est-à-dire les maladies, les insectes ravageurs, les plantes adventices et la mauvaise nutrition des plantes (FAO, 2006).

L'amélioration du rendement du grain est généralement abordée de manière directe ou indirecte. La sélection indirecte utilise les composantes du rendement. Le rendement grain est un caractère génétiquement complexe et son amélioration passe par la sélection conjointe de la productivité et des caractères adaptatifs aux milieux biotiques et abiotiques (Laala *et al.*, 2010). L'amélioration génétique du rendement se fait de manière progressive et continue, suite à la modification des composantes (Doré *et al.*, 2006). La connaissance des liaisons qui existent entre les composantes et le rendement permet d'identifier les composantes à utiliser comme critères de sélection. Ces informations permettent d'orienter le processus de sélection de manière à promouvoir les caractères capables d'engendrer une amélioration du rendement (Mekhlouf *et al.*, 2006).

La sélection pour l'adaptation ou pour la tolérance aux stress abiotiques ; de nature ionique, hydrique, thermique et lumineuse ; suit plusieurs voies dont l'utilisation de la phénologie (Acevedo *et al.*, 1991), la morphologie (Hanson *et al.*, 1985 ; Sharma *et al.*, 1986) et la physiologie (Farquhar *et al.*, 1994 ; Richards *et al.*, 1997 ; Araus *et al.*, 1998), ainsi que le comportement global de la plante vis-à-vis de la variation environnementale, telle que mesurée par les indices (Benmahammed *et al.*, 2010). Pour le sélectionneur une bonne variété doit être stable dans le temps et adaptée dans le temps la rend attractive pour l'agriculteur dont l'objectif est d'obtenir un haut rendement régulièrement. Par contre, le semencier cherche une variété qui soit adaptée à une large zone de production pour intéresser le plus grand nombre d'agriculteurs (Witcombe *et al.*, 2004).

Cependant, l'adaptabilité, la stabilité et le haut rendement grainier ne sont pas toujours positivement corrélées (Sinebo, 2005). Les variétés stables et adaptées sont les moins productives. Elles répondent moins à la fertilité du milieu (Menad *et al.*, 2011). Dans ce contexte l'adaptabilité est liée à la tolérance des stress (Annichiarico *et al.*, 2002). De ce fait, la sélection pour l'adaptabilité reste basée sur les caractères indicateurs de la tolérance des stress. La découverte des marqueurs moléculaires de l'ADN nucléaire ouvra une nouvelle aire pour la sélection classique. Elle rendit possible l'identification et l'étiquetage de certains gènes, plus efficace la gestion et la manipulation de la viabilité génétique pour construire des génotypes cumulant des gènes favorables. La sélection assistée par des marqueurs (SAM) devient de plus en plus un complément nécessaire aux schémas de sélection classique d'amélioration des céréales (Hospital, 2001). Cette technique a été utilisée de manière avantageuse dans l'amélioration de la résistance aux maladies et aux insectes (Langridge *et al.*, 2001). Les marqueurs sont en effet considérés comme des caractères liés au caractère principal à sélectionner (Kadi, 2012).

Les sélectionneurs de blé dur et du blé tendre mettent l'accent sur l'amélioration simultanée du comportement agronomique, de la résistance aux maladies et des caractères qualitatifs. Les caractères agronomiques sont représentés par le rendement et ses composantes, la hauteur de la plante, la biomasse aérienne produite aux stades végétatifs épiaison et maturité. La résistance aux maladies porte sur les rouilles, la septoriose et la tache bronzée. Les caractères qualitatifs concernant surtout la qualité technologique du grain (Saraoui, 2011).

Les objectifs suivis dans les programmes de sélection et d'amélioration génétique de l'orge sont semblables à ceux du blé. Le fait que les populations d'orge spontanées possèdent une plus grande amplitude de variabilité génétique, en comparaison au blé, a permis d'établir une gamme plus étendue de variétés cultivées adaptées à des conditions climatiques et édaphiques plus extrêmes (Simpson *et al.*, 2001).

1.3 Présentation et description des plantes de blés et d'orge

1.3.1 Description de la plante du blé dur

Le blé dur (*Triticum turgidum* spp. *durum*) est une plante annuelle de la classe de monocotylédones de la famille des Poacées, de la tribu des Triticées et du genre *Triticum*. En termes de production commerciale et d'alimentation humaine, cette espèce est la deuxième

plus importante du genre *Triticum* après le blé tendre. Leur famille comprend 600 genres et plus de 5000 espèces (Feillet, 2000).

Il s'agit d'une graminée annuelle de hauteur moyenne et dont le limbe des feuilles est aplati. L'inflorescence en épi terminal se compose de fleurs parfaites (Soltner, 1998). Le système racinaire comprend des racines séminales produites par la plantule durant la levée, ainsi que des racines adventives qui se forment plus tard à partir des nœuds à la base de la plante et constituent le système racinaire permanent. Le blé dur possède une tige cylindrique, dressée, habituellement creuse et subdivisée en entrenœuds. Certaines variétés possèdent toutefois des tiges pleines. Le chaume (talles) se forme à partir de bourgeons axillaires aux nœuds à la base de la tige principale (Bozzini, 1988). Le nombre de brins dépend de la variété, des conditions de croissance et de la densité de plantation (Clark *et al.*, 2002). Comme pour d'autres graminées, les feuilles de blé dur se composent d'une base (gaine) entourant la tige, d'une partie terminale qui s'aligne avec les nervures parallèles et d'une extrémité pointue. Au point d'attache de la gaine de la feuille se trouve une membrane mince et transparente (ligule) comportant deux petits appendices latéraux (oreillettes) (Bozzini, 1988 ; Ait Kaki, 1993 ; Meksem, 2007 ; Issaad, 2013).

1.3.2 Description de la plante du blé tendre

Le blé tendre est une plante annuelle de la classe des monocotylédones, famille des Graminées, genre *Triticum*. En fonction du degré de diploïdie, on différencie les blés diploïdes *Triticum monococcum* ($2n = 14$), les blés durs tétraploïdes *Triticum durum* ($2n = 28$) et enfin les blés tendres hexaploïdes *Triticum aestivum* ($2n = 48$).

Il appartient avec l'orge, l'avoine, le seigle et le riz, à la famille des céréales à paille, caractérisée par la présence d'une tige où chacune est surmontée par des grains indéhiscents riches en hydrates de carbone. Le blé tendre est une plante herbacée qui se développe dans des terres argileuses. Le choix des semis à planter ainsi que la date à laquelle ils doivent être mis en terre revêtent une grande importance. Les recherches scientifiques sur le génome du blé ont permis la mise au point de variétés adaptées au besoin du marché, en fonction de leur utilisation future et leur résistances à certains virus (Zeitoun, 2011).

La culture de divers types de blé a ainsi été favorisée :

- Le blé d'hiver qui est semé à l'automne, il caractérise les régions méditerranéennes. En Algérie et en France, il est semé en Octobre-Novembre et récolté en été.

- Le blé de printemps qui est semé au printemps et caractérise les pays à hiver trop rude comme le Canada et la Sibérie.

1.3.3 Description de la plante d'orge

L'orge (*Hordeum vulgare* L.) est une plante annuelle, autofécondée très semblable au blé dans la morphologie de ses organes végétatifs et floraux. Contrairement au blé, où l'on retrouve plusieurs niveaux de ploïdie, l'orge spontanée et l'orge cultivée sont des espèces diploïdes possédant le même nombre chromosomique ($2n = 14$). Cette espèce, bien qu'appartenant à la même tribu (*Triticeae*) que le blé, est placée dans la sous-tribu *Hordeinae* du fait de différences au niveau de la structure de ses épis. Contrairement à l'épi de blé (et ceux d'autres genres de la sous-tribu *Triticinae*) qui n'a qu'un seul épillet inséré à chaque nœud du rachis, l'épi d'orge comportent deux épillets par nœud. Chaque épillet d'orge produit une seule fleur fertile, contrairement aux épillets de blé qui peuvent produire de 3 à 5 fleurs chacun. Cependant l'orge et le blé sont génétiquement assez proches pour permettre la production d'hybrides inters géniques sous conditions expérimentales, bien que la fertilité des plants hybrides obtenus soit très réduite. Les variétés d'orge sont regroupées d'après les caractéristiques de leurs épis, en orges à six rangs et en orges à deux rangs. Les orges à six rangs comportent des épillets fertiles regroupés par trois sur chaque plan de l'axe vertical de l'épi. Les deux épillets latéraux des orges à deux rangs sont stériles et ne produisent qu'un seul caryopse par groupes de trois épillets. Dans ce dernier cas, l'épi apparaît comme un épi distique quand on l'observe sur le plan transversal. Autrement, les caractéristiques végétatives et florales de l'orge sont similaires à celles du blé (Kadi, 2012).

1.4 Compositions biochimiques et valeurs nutritives des céréales

1.4.1 Composition biochimique et valeurs nutritives du blé

Le grain de blé est principalement constitué d'amidon (environ 80% de la matière sèche), de protéines (52%) et de pentosanes (90,6%) (Selon les variétés et les conditions de culture). Les autres constituants, pondéralement mineurs, sont les lipides, la cellulose, les sucres libres, les minéraux et vitamines. Ces constituants se répartissent de manière inégale au sein des différentes fractions histologiques du grain. L'amidon se trouve en totalité dans l'albumen amylicé. La couche à aleurone est particulièrement riche en protéines, en matières minérales et en pentosanes, qui sont les constituants dominants de ses parois cellulaires. Le péricarpe est essentiellement constitué de ces pentosanes et de cellulose. Le germe est riche en protéines,

en lipides et en sucres libres (Feillet, 2000). La composition biochimique des principaux constituants du tissu du grain de blé est représentée dans le tableau 2.

Tableau 2 : Composition biochimique du tissu d'un grain de blé (Feillet, 2000).

	Péricarpe %	Aleurone %	Albumen %
Protéines	10	30	12
Lipides	0	9	2
Amidon	0	0	82
Sucre réducteur	0	0	1,8
Pentosane	43	46	1,6
Cellulose	40	3	0,1
Minéraux	7	2	0,5

1.4.2 Composition biochimique et valeurs nutritives de l'orge

L'orge fait partie de l'alimentation humaine depuis plusieurs milliers d'années, bien qu'elle soit relativement peu consommée dans notre quotidien. Céréale aux multiples usages, elle entre dans la fabrication du malt. Dans les pays asiatiques, comme le Japon et la Corée, on consomme aussi une boisson faite à base de feuilles de thé et de graines d'orge. Sous forme de graines, on retrouve notamment l'orge mondé, dont la première enveloppe extérieure a été retirée, mais qui conserve le son et le germe. On retrouve aussi l'orge perlé, dont les graines ont subi de multiples abrasions et perdu le germe ainsi qu'une plus grande couche extérieure, et avec lequel on peut faire des farines. L'orge mondée est plus nutritif, car il a conservé la plus grande partie de ses nutriments (Kadi, 2012).

Les glucides représentent environ 80% de la matière sèche des graines et sont constituées essentiellement d'amidon localisé au niveau du caryopse. Il constitue la principale source d'énergie dans les graines d'orge. La cellulose est principalement concentrée dans les glumelles (50 à 60%), les enveloppes du grain et les parois cellulaires de la couche d'aleurone. Elle représente 5 à 8% en moyenne de la matière sèche. L'orge a une teneur en matières grasses moins élevée que celle du maïs, du sorgho ou de l'avoine. Les teneurs moyennes observées varient de 1,5 à 2,5 %. Sa teneur en acide linoléique est nettement inférieure à celle du maïs et à celle de d'autres céréales. Un apport complémentaire de cet acide gras essentiel dans les aliments à base d'orge est parfois recommandé (IAV, 1999).

L'orge demeure une céréale relativement pauvre en protéines par rapport, au blé ou au triticale mais sa teneur reste supérieure à celle du maïs. La teneur en protéines est influencée par la variété, et son mode de culture. Les protéines de l'orge présentent un profil en acides aminés mieux adapté aux besoins d'animaux que celui du maïs ou du blé (IAV, 1999).

Les teneurs en calcium et en sodium sont légèrement supérieures à celles du maïs. L'orge demeure une céréale relativement pauvre en ces éléments. L'orge est aussi une source de phosphore, de magnésium, de fer, de zinc, de manganèse, de cuivre et de sélénium (Vanier *et al.*, 2006).

On retrouve également beaucoup de molécules antioxydantes dans l'orge ; parmi lesquelles on compte :

- **La vitamine E :** l'orge contient différentes variantes de la vitamine E (tocotriénols, tocophérols) (Panfili *et al.*, 2003). Chez l'humain, plusieurs études ont indiqué que les effets des tocotriénols ont la capacité d'inhiber la prolifération de cellules cancéreuses, principalement celles du sein. Des études chez l'animal ont observé un effet neuroprotecteur même en très petite quantité, et cette molécule est vue comme prometteuse pour la protection des cellules cérébrales humaines. Enfin des études chez l'humain et l'animal ont démontré un effet hypocholestérolémiant (Sen *et al.*, 2004).
- **Les composés phénoliques (flavnols) :** l'orge contient plusieurs composés phénoliques (Goupy *et al.*, 1999 ; Bonoli *et al.*, 2004 ; Etoh *et al.*, 2004). Parmi ces divers composés, les flavnols (appartenant à la famille des flavonoïdes) seraient ceux qui se trouvent en plus grande proportion dans les graines d'orge, pouvant atteindre une quantité totale d'environ 225 µg/g selon la variété de la graine (Goupy *et al.*, 1999). Une étude *in vitro* a observé des effets bénéfiques en exposant des cellules cancéreuses à un type de flavnol extrait du son d'orge, et les auteurs de l'étude voient en cette céréale un intérêt potentiel pour contribuer à la prévention du cancer (Tamagawa *et al.*, 1998).

1.5 Principaux stress environnementaux auxquels les céréales confrontées (stress abiotiques et biotiques)

Les stress environnementaux sont qualifiés d'abiotiques, par opposition aux stress biotiques induits par des organismes vivants. La notion de stress implique, d'une part, une déviation plus ou moins brusque par rapport aux conditions normales de la plante ou de l'animal ; et d'autre part une réaction sensible de l'individu sans les différents aspects de sa physiologie. Cette réaction change sensiblement avec une adaptation à la nouvelle situation, soit à la limite, une dégradation menant à une issue fatale (Leclerc, 1999). En effet, le végétal possède des mécanismes qui peuvent empêcher ou retarder l'action de la contrainte, mais si la contrainte atteint le contenu cellulaire, il devra réagir et montrer une « tolérance » puis une « adaptation » (Rached-Kanouni, 2013).

Les plantes des céréales sont généralement soumises à des stress qui se traduisent par des changements morphologiques, physiologiques, biochimiques et moléculaires qui affectent

négativement la croissance de la plante et sa productivité (Wang *et al.*, 2001 ; Araus *et al.*, 2002). Du fait de leur caractère immobile, les plantes ont développé un ensemble de mécanismes multifactoriels qui leur permettent de percevoir et de répondre spécifiquement aux différentes contraintes auxquelles elles sont soumises. Parmi ces contraintes, on trouve les stress biotiques (champignons, bactéries, virus ...) (Léger, 2010), et abiotiques (blessures, pollutions, salinité, sécheresse, températures extrêmes, métaux lourds,...) (Gomez *et al.*, 2005).

2. Réponses au Stress oxydatif

2.1 Dynamique et production des espèces réactives de l'oxygène dans les cellules végétales

Le stress oxydatif, appelé aussi stress oxydant, se définit comme étant un déséquilibre de la balance entre les systèmes oxydants et les capacités antioxydantes de l'organisme en faveur des premiers, ce qui conduit à des dommages cellulaires irréversibles (Pincemail *et al.*, 1999).

La particularité des végétaux réside dans le fait qu'ils sont des producteurs de l'oxygène, molécule à la fois vitale et nocive. La présence de cette molécule entretient de surcroît toute une chaîne de réactions radicalaires ayant pour conséquence la génération de molécules oxydantes couramment appelées "espèces réactives de l'oxygène : Reactive oxygen species (ROS)". Un radical libre est une espèce chimique, atome ou molécule, contenant un électron non apparié. Extrêmement instable, ce composé peut réagir avec les molécules les plus stables pour appairer son électron. Il peut soit arracher un électron (se comportant comme un oxydant), soit en céder un (agissant alors comme un réducteur). Cette première réaction conduit généralement à la formation en chaîne de nouveaux radicaux ceci explique que la production d'un premier radical libre puisse causer d'importantes lésions dans une cellule (Ramel, 2009).

Dans tous les systèmes vivants aérobies, ces espèces sont produites habituellement par voie endogène durant le métabolisme cellulaire (Kumari *et al.*, 2008). Dans les cellules végétales, les chloroplastes, les mitochondries et les peroxysomes sont les principales sources génératrices des ROS (Hernandez *et al.*, 1995 ; Lamb *et al.*, 1997). Ces espèces réactives de l'oxygène (ROS) peuvent engendrer des dommages importants dans la structure et le métabolisme cellulaire en dégradant de nombreuses cibles : protéines, lipides et acides nucléiques (Pincemail *et al.*, 1999 ; Cadenas *et al.*, 2000).

L'appellation ROS incluent les radicaux libres de l'oxygène : l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$), le radical hydroxyle (OH^{\cdot}) mais aussi certains dérivés oxygénés non radicalaires dont la toxicité est importante tels que le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) (Garrel *et al.*, 2007). L'anion superoxyde et le radical hydroxyle sont très instables par comparaison au H_2O_2 qui diffuse librement et possède une durée de vie plus longue. La réactivité d'un radical dépend de sa nature. Ainsi, parmi les radicaux formés chez les êtres vivants, l'anion radicalaire ($O_2^{\cdot-}$) n'est pas très réactif mais constitue un des radicaux précurseurs pouvant être activés en d'autres espèces plus réactives. Sa faible réactivité permet son utilisation par l'organisme comme médiateur régulant des fonctions biologiques (Nzengue, 2008). Par contre, les radicaux comme les peroxydes (ROO^{\cdot}) ou surtout le radical hydroxyle (OH^{\cdot}) sont extrêmement réactifs, et ce avec la plupart des molécules biologiques. Le radical hydroxyle (OH^{\cdot}) est formé principalement par la dégradation du H_2O_2 en présence de métaux de transition sous leur forme réduite, ainsi le H_2O_2 associé à du fer ferreux conduit à la réaction de Fenton (Benavides *et al.*, 2005) : $(Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\cdot})$.

Ces ROS possèdent des caractéristiques bien distinctes. Le peroxyde d'hydrogène n'est pas un radical libre extrêmement réactif et possède un fort pouvoir oxydant. De plus sa capacité à traverser les membranes biologiques fait qu'il peut se retrouver à une grande distance de son lieu de production (Garait, 2006). Le H_2O_2 est caractérisé par une stabilité et une concentration dans les tissus cellulaires plus élevées que les autres ROS de l'ordre de micromolaire au millimolaire en fonction des différents compartiments cellulaires (Cheeseman, 2006). Quant à l'oxygène singulet (1O_2) est une autre espèce oxygénée très réactive. C'est une molécule à l'état excité qui peut réagir avec différents accepteurs d'électrons pour produire des peroxydes. L'oxygène singulet n'apparaît que dans des cas particuliers comme pendant les processus de photosensibilisation ou une molécule excitée transfère son énergie à l'oxygène et l'active en oxygène singulet. Il a pour cible biologique les membranes, les acides nucléiques et les protéines (Nzengue, 2008).

2.1.1 Fonctionnement cellulaire et production des ROS

Chez les plantes, les ROS sont continuellement produites par différentes voies métaboliques, particulièrement au niveau des mitochondries, des peroxysomes, du réticulum endoplasmique et des chloroplastes. La réponse des plantes aux ROS dépend à la fois de la nature du ROS, de sa concentration, de son site de production, ainsi que de son interaction avec le milieu cellulaire (Ramel, 2009).

2.1.1.1 Formation d'espèces réactives de l'oxygène dans les mitochondries

Les mitochondries jouent un rôle primordial dans la bio-énergétique des cellules, grâce au processus de respiration situé au niveau de leur membrane interne (Djebar *et al.*, 2002). Chez les plantes, la production de ROS par les mitochondries a été historiquement minimisée par rapport à celle des chloroplastes. Cependant, avec l'identification de l'alternative oxydase (AOX) (Benahmed, 2010). Les mitochondries représentent néanmoins une source significative de ROS dans les cellules, même lors du fonctionnement normal de l'organisme. En effet, une part de l'oxygène consommé par les cellules est convertie en anion superoxyde. Becker (2004) a montré qu'environ 5% de l'O₂ absorbé est transformé en superoxyde, alors que le restant était consommé par la respiration et réduit en eau. Cette production est causée par la fuite des électrons inhérente au fonctionnement même de la chaîne respiratoire et à leur fixation sur l'oxygène moléculaire (O₂), qui conduit à la réduction incomplète de l'O₂ et à la formation de ROS (Brookes, 2005). Cette fuite d'électrons se fait au niveau de la NADH déshydrogénase appartenant au complexe I (Turrens *et al.*, 1980), ainsi qu'au niveau du cytochrome bc₁ du complexe III (Rich *et al.*, 1978). Cette production de ROS est indissociable du processus respiratoire et fortement modulée par les conditions environnementales (Moller, 2001). Le superoxyde formé sera ensuite rapidement transformé en H₂O₂ par dismutation spontanée ou par action de la SOD mitochondriale (Boveris *et al.*, 1973 ; Loschen *et al.*, 1974). La contribution des mitochondries dans la production de ROS dans la production de ROS dans les tissus photosynthétiques des plantes semble être plus faible que celle des mitochondries des cellules animales, ou elle est considérée comme étant la source principale de ROS (Purvis, 1997).

Cette production de ROS issues de la chaîne respiratoire mitochondriale est à l'origine de dommages oxydatifs à la fois sur l'ADN mitochondrial (ADNmt), les protéines et les lipides conduisant à un dysfonctionnement cellulaire progressif. Les métaux lourds ont démontré une capacité à stimuler ou inhiber la respiration mitochondriale dépendant non seulement du métal considéré mais aussi de l'espèce, voire du degré de tolérance de la population concernée (Prasad, 1999). D'un point de vue mécanistique, ces altérations seraient dues aux interactions des métaux avec différentes structures et/ou réactions mitochondriales (Ramel, 2009).

2.1.1.2 Les peroxysomes

Les peroxysomes sont impliqués selon leur localisation tissulaire dans un grand nombre de fonctions cellulaires essentielles (del Rio *et al.*, 2002). Ils sont également responsables de

la détoxification de substances organiques toxiques par l'action d'oxydases, ou de molécules de peroxyde d'hydrogène via des catalases (Schrader *et al.*, 2006). Comme dans le cas des chloroplastes et des mitochondries, le métabolisme normal des peroxysomes est à l'origine d'une production de ROS (Ramel, 2009). Deux sites de production de superoxydes ont été identifiés. Le premier concerne le catabolisme de la xanthine, ainsi le superoxyde est produit lors de l'oxydation de la xanthine et de l'hypoxanthine en acide urique par la xanthine oxydase (Fridovich, 1986). Le second site de production $O_2^{\bullet -}$ implique une chaîne de transport d'électrons située au niveau des membranes paroxysmales (del Rio *et al.*, 1998), permettant la régénération de NAD^+ et $NADP^+$, essentiels au métabolisme oxydatif présent dans les peroxysomes (del Rio *et al.*, 2003).

Les peroxysomes sont une importante source de production d' H_2O_2 cellulaire (Boveris *et al.*, 1973). Noctor *et al.*, (2002) ont décrit les peroxysomes comme étant les principaux producteurs de H_2O_2 chez les plantes au cours de la photorespiration, avec un taux deux fois supérieur à celui des chloroplastes et 50 fois supérieur à celui des mitochondries.

2.1.1.3 Réticulum endoplasmique

Le réticulum endoplasmique lisse contient des enzymes qui catalysent une série de réactions pour détoxifier les molécules liposolubles et d'autres produits métaboliques toxiques (Freeman *et al.*, 1983). La plus connue de ces enzymes est le cytochrome P450 qui oxyde les acides gras insaturés et les xénobiotiques, produisant ainsi des ROS (Morel *et al.*, 1999). Il semble que cette production radicalaire régule certaines fonctions du réticulum (Garait, 2006). Sa fonction de détoxification fait intervenir de nombreux processus oxydants tels que des oxydations, des hydroxylations, des déalkylations, des déaminations, des déhalogénations et des désaturations. Ces réactions génèrent des ROS ; ainsi par exemple, les cytochromes P450 catalysent l'oxydation de nombreuses substances toxiques, telles que des pesticides, par l'introduction dans la molécule d'un atome d'oxygène (Halliwell *et al.*, 1999 ; Korte *et al.*, 2000). Le complexe oxygéné ainsi formé peut, soit être réduit, soit être occasionnellement décomposé, devenant ainsi une source d'anion superoxyde (Ramel, 2009).

2.1.1.4 Chloroplastes et l'appareil photosynthétique

Les chloroplastes sont souvent considérées comme étant la principale source de ROS chez les organismes photosynthétiques (Foyer *et al.*, 2003 ; Edreva, 2005 ; Asada, 2006). En effet, de nombreuses situations de stress abiotiques entraînant une inhibition de la photosynthèse et les électrons qui ne participent plus à la fixation du CO_2 vont entraîner la production et

l'accumulation de ROS. La première source de ROS se situe au niveau du photosystème II (PS II). Au niveau du centre réactionnel l'absorption d'un photon par la chlorophylle a permis d'augmenter son énergie et libérer ainsi rapidement un électron, qui sera ensuite transféré vers une chaîne de transporteurs d'électrons de la membrane thylakoides. La chlorophylle se retrouve à l'état triplet excité (Chl^*) et peut ainsi réagir avec l'oxygène moléculaire pour former de l'oxygène singulet ($^1\text{O}_2$) fortement oxydant (Macpherson *et al.*, 1993 ; Telfer *et al.*, 1994). En plus de l'oxygène singulet, l'anion superoxyde ($\text{O}_2^{\cdot-}$) est produit dans les chloroplastes au niveau du photosystème I (PSI) et du photosystème II (PSII) (Zhang *et al.*, 2003 ; Asada, 2006).

Durant les conditions de photoinhibition la carboxylation du ribulose 1,5-biphosphate (RuBP) est inhibée, favorisant son oxygénation et entraînant la production de la phosphoglycolate. Celui-ci est transporté vers le peroxyosome où il est converti en glyoxylate par la glycolate oxydase, produisant ainsi le peroxyde d'hydrogène. Les chloroplastes et les peroxyosomes sont ainsi considérés comme « capteurs » des changements environnementaux. Les ROS se comportent donc comme signaux « rédox », dérivés des chloroplastes, et sont susceptibles de réguler l'expression de gènes de la réponse et de l'adaptation au stress (Parent *et al.*, 2011).

2.1.1.5 Autres sites de production

L'activation de l'oxygène par les systèmes microsomaux à cytochrome P450, pour assurer les biotransformations, peut produire par allèlement l'anion superoxyde. Ces systèmes assurent par exemple, en présence d'oxygène et d'une monooxygénase d'hydroxylation de molécules saturées. Les monooxygénases disposent d'un système de transport d'électrons leur permettant d'assurer l'oxydation de nombreux xénobiotiques (Godiard *et al.*, 1998).

D'autres sites de production des ROS ont été mis en évidence au niveau de la membrane plasmique et de l'espace apoplasmique. Dans ce dernier, des peroxydases liées à la paroi cellulaire sont capables de générer du peroxyde d'hydrogène. Enfin, au niveau de la membrane plasmique, le système de production des ROS est la NADPH oxydase, qui est analogue au système que l'on trouve chez les mammifères mais dont les mécanismes d'activation ne sont pas encore parfaitement connus (Bolwell, 1999).

2.2 Dualité fonctionnelle et toxicités des espèces réactives de l'oxygène (ROS)

2.2.1 Dualité fonctionnelle des ROS

Longtemps considérés comme des molécules toxiques responsables de multiples dommages cellulaires, les ROS se sont aussi révélés essentiels dans la régulation de nombreuses fonctions cellulaires, ainsi que dans les voies de signalisation cellulaire (Mittler *et al.*, 2004; Scandalios, 2005). Les ROS sont donc maintenant considérés à la fois comme des produits des métabolismes aérobie et comme des régulateurs du métabolisme et des systèmes de défenses. Ainsi, la production basale et maîtrisée de ROS lors d'un fonctionnement normal des processus métaboliques n'a pas nécessairement d'effet néfaste ou délétère sur le fonctionnement de l'organisme. Par contre, en présence de perturbations, cette production peut devenir incontrôlée et générer un stress oxydatif. Le terme de stress oxydatif est aussi employé lorsque le contenu cellulaire en ROS dépasse les capacités de défense antioxydantes, soit par une augmentation de la production de ROS, soit par une diminution de ses capacités de défense, soit par les deux mécanismes combinés. Cette rupture de l'équilibre redox est à l'origine de dommages au niveau des structures et des fonctions biologiques (Ramel, 2009).

2.2.2 Toxicités des ROS

2.2.2.1 Oxydation des glucides

Le glucose peut s'oxyder en présence des ions métalliques conduisant à la libération des cétoaldéhydes, H_2O_2 et OH^\bullet qui peuvent entraîner la coupure des protéines ou leur glycation par attachement du cétoaldéhyde. Ce phénomène de glycosoxydation est très important chez les diabétiques et contribue à la fragilité de leurs parois vasculaires et de leur rétine (Favier, 2003).

2.2.2.2 Oxydation des protéines

L'attaque oxydante des protéines cause de nombreuses modifications allant de la simple oxydation d'un acide aminé jusqu'à la fragmentation des chaînes peptidiques (Ghezzi *et al.*, 2003 ; Stadtman *et al.*, 2003 ; Moller *et al.*, 2007). Les protéines les plus sensibles aux attaques radicalaires sont surtout celles qui comportent un groupement sulfhydre (SH). C'est le cas de nombreuses enzymes cellulaires et protéines de transport qui vont ainsi être oxydées et inactivées (Stadtman *et al.*, 2000). Le peroxyde d'hydrogène, mais surtout le radical hydroxyle sont capables d'oxyder ces groupements, conduisant à l'inactivation de certains enzymes. L'oxydation protéique catalysée par les ions métalliques conduit à l'addition de groupes carbonyles, la formation des liaisons croisées et la fragmentation des chaînes peptidiques (Biteur, 2012).

Les protéines peuvent être modifiées par des mécanismes secondaires résultant de la réaction des espèces réactives de l'oxygène avec d'autres constituants cellulaires comme les glucides et les lipides. Ces protéines ainsi modifiées sont généralement affectées dans leur fonction, voire complètement inactivées (Ramel, 2009).

2.2.2.3 Oxydation des lipides

Les lipides et principalement les acides gras polyinsaturés de la membrane cellulaire représentent la première ligne attaquée par les ROS (Benahmed, 2010). Ces acides gras sont particulièrement sensibles à l'attaque par l'oxygène singulet et par les radicaux hydroxyles, donnant des hydroperoxydes lipidiques (Halliwell *et al.*, 1999).

L'attaque oxydative par OH^\bullet des lipides membranaires est un processus de réactions radicalaires en chaîne, appelé « peroxydation lipidique », au cours duquel les acides gras polyinsaturés entrant dans la composition des phospholipides membranaires sont oxydés. La peroxydation des lipides se fait en trois, étapes distinctes : l'initiation, la propagation et la terminaison (Spiteller, 1998). La phase d'initiation est le résultat de l'attaque d'un acide gras (LH) par un radical (R^\bullet), conduisant à la formation d'un radical lipidique (L^\bullet). La réaction de propagation permet ensuite à l'oxygène moléculaire de réagir avec le radical précédent pour former le radical peroxyde (LOO^\bullet). Ce dernier arrache à son tour un atome d'hydrogène à un nouvel acide gras pour former un hydroperoxyde (LOOH). Une fois que le radical hydroxyle initie la réaction, il crée un produit radicalaire capable de réagir en chaîne l'oxygène moléculaire (Ramel, 2009).

La formation de dérivés d'oxydation dans la bicouche lipidique, tels que le 4-hydroxy-2-nonenal, le malondialdéhyde ou les phytoprostanes, entraînent des perturbations de la micro-architecture des membranes, altère leur perméabilité et peut réagir avec les fonctions amines des lipides, des protéines et de l'ADN, ainsi qu'avec les fonctions thiols des protéines. En effet, ces produits de peroxydation lipidiques sont des espèces électrophiles réactives (RES) qui peuvent se lier de façon covalente aux protéines et ainsi les endommager (Farmer *et al.*, 2007 ; Mueller *et al.*, 2008). La peroxydation lipidique en formant des aldéhydes entraîne la destruction des structures, inhibe les fonctions cellulaires et accélère potentiellement la sénescence des cellules (Reich *et al.*, 1985; Dann *et al.*, 1989). La réaction de peroxydation se

termine lorsque deux radicaux lipidiques se rencontrent, ou lorsque le radical lipidique interagit avec un antioxydant liposoluble tel que le tocophérol (α -TOH) (Dix, 1993 ; Ramel, 2009).

2.2.2.4 Oxydation des acides nucléiques

L'importance informationnelle de l'ADN impose aux cellules de tolérer le moins de dommages possibles, afin d'assurer la survie et la fitness de l'organisme. De plus, contrairement aux lipides et aux protéines, une fois endommagée, la molécule d'ADN ne peut être remplacée et doit être réparée.

Les espèces réactives de l'oxygène peuvent induire de nombreuses lésions à la molécule d'ADN, en causant des délétions, des mutations et d'autres modifications génétiques létales (Roldan-Arjona *et al.*, 2008). L'attaque d'un radical peut produire des cassures de brin, mais aussi de nombreuses modifications au niveau des bases puriques ou pyrimidiques ainsi qu'au niveau du désoxyribose (Imlay *et al.*, 1986). L'oxydation de l'ADN peut également conduire à des modifications de méthylation des cytosines, pouvant avoir des conséquences sur la régulation de l'expression des gènes (Halliwell, 2006). Toute modification de la structure chimique de l'ADN risque d'entraîner un changement dans l'information génétique. Les protéines synthétisées pourront alors être non-fonctionnelles dans la cellule initialement endommagée, mais aussi dans toute la descendance (Ramel, 2009).

Les processus de réparation de l'ADN semblent pouvoir éliminer pratiquement sans erreur les lésions oxydatives de l'ADN. Cependant, si les dommages excèdent les capacités de réparation, la récupération cellulaire après un stress oxydatif peut être compromise (Yu *et al.*, 2002).

2.3 Mécanismes de régulation et de détoxification des ROS

La lutte contre les effets délétères des ROS est assurée par des systèmes de défense variés, chargés de capter et de neutraliser les ROS, mais aussi d'éliminer et de remplacer les molécules endommagées. Ces systèmes de défense sont présents dans le cytosol, mais également dans les différents organites, tels que les chloroplastes (Asada, 2006), les mitochondries (Moller, 2001; Moller *et al.*, 2007) et les peroxysomes (del Rio *et al.*, 2006).

Les éléments constituant ce potentiel antioxydant global de l'organisme peuvent être enzymatiques. Les antioxydants ralentissent ou inhibent l'oxydation d'un substrat, tout en étant présents à faible concentration par rapport à ce substrat oxydable. Même si ces stratégies

antioxydantes sont essentielles à la survie de l'organisme, elles sont néanmoins coûteuses en énergie. La fonction antioxydante est divisée en trois catégories. La première catégorie consiste à empêcher la formation des espèces réactives de l'oxygène, par exemple par le «quenching» (qui consiste en une désactivation de molécule) de la chlorophylle excitée afin d'éviter la surexcitation et la formation de ROS. La seconde catégorie repose sur des processus de «scavenging» (piégeage chimique), par des molécules antioxydantes enzymatiques ou non-enzymatiques. La troisième catégorie, enfin, permet la réparation des dommages oxydants et l'élimination des molécules endommagées (Sies, 2008).

2.3.1 Les antioxydants

Pour lutter contre les dommages oxydatifs, les plantes mettent en place des systèmes de défense antioxydants enzymatiques et non enzymatiques qui jouent un rôle régulant les concentrations des ROS (Mittler, 2002). Les plantes possèdent de nombreuses molécules qui présentent des propriétés antioxydants. Le rôle et la localisation subcellulaire de l'ensemble des molécules antioxydantes sont mentionnés dans le tableau 3.

2.3.2 Voies métaboliques antioxydantes

En plus des différentes molécules antioxydantes, les cellules végétales possèdent de nombreuses voies de dégradation enzymatique des ROS. Le réseau complexe des enzymes antioxydantes, est présent dans plusieurs compartiments cellulaires, afin de maintenir un niveau de ROS viable pour l'organisme. Le rôle et la localisation subcellulaire de ces enzymes sont représentés dans le tableau 4.

2.4 Conséquences du stress oxydatif et réponses des plantes

2.4.1 Stress biotiques

Les plantes sont constamment exposées à des bioagresseurs, insectes, microorganismes potentiellement pathogènes, ou herbivores. Leur survie est donc associée à une multitude de stratégies afin de dissuader les herbivores ou limiter la nocivité des microorganismes. Même si les stratégies de défense varient en fonction de la nature du bioagresseur, il existe des caractéristiques communes telles que le «burst oxydant», qui correspond à une accumulation précoce, rapide et importante de ROS au niveau du site d'invasion (Bolwell *et al.*, 1997; Wojtaszek, 1997). Les principaux ROS produits dans ce pic de réponse au stress biotique sont le superoxyde, le peroxyde d'hydrogène, et le radical hydroxyle. Ces derniers sont essentiels à la transduction du signal à l'origine de changements physiologiques majeurs, tels que la

polarité membranaire, l'acidification du pH intracellulaire ou encore l'activation d'enzymes telles que des kinases ou phospholipases. L'ensemble de ces réponses de défense sont généralement accompagnées de lésions nécrotiques au niveau du site d'infection, qui réduisent la pénétration de l'agresseur et constituent les mécanismes de résistance locale définie sous le terme de réaction d'hypersensibilité (Holub *et al.*, 1994).

Tableau 3 : Rôles et localisations subcellulaires des principales molécules antioxydantes.

Molécule antioxydante	Rôle	Localisation	Références
Ascorbate	Désactivation de O_2^- et OH^\cdot Régénération d'antioxydants	Chloroplaste, mitochondrie, peroxysome, apoplaste, cytosol	Asada, 1999 Noctor <i>et al.</i> , 1998 Asada, 2006
α -tocophérol	Détoxication des radicaux peroxydes et alkoxydes Désactivateur de 1O_2 Elimination des déchets de la peroxydation lipidique	Membrane plasmique et chloroplastique	Asada <i>et al.</i> , 1987 Dellapenna <i>et al.</i> , 2006
Glutathion	Piégeur de ROS Détoxication des xénobiotiques Stabilisation des membranes Elimination des déchets d'oxydation	Chloroplaste, mitochondrie, peroxysome, apoplaste, cytosol	Asada, 1999 Noctor <i>et al.</i> , 1998 Dat <i>et al.</i> , 2000
Caroténoïdes	Désactivateur de 1O_2 Quencher de chlorophylle triplet	Chloroplaste, plaste	Asada <i>et al.</i> , 1987 Dellapenna <i>et al.</i> , 2006
Flavonoïdes	Désactivateur de 1O_2 Piégeur H_2O_2 et HO^\cdot	Cytosol, vacuole	Gould <i>et al.</i> , 2002
Polyamines	Désactivateur de 1O_2 Piégeur O_2^- et OH^\cdot	Noyau, plaste, mitochondrie, cytosol	Scandalios, 2005
Proline	Stabilisation des membranes et des protéines Désactivateur de 1O_2 Piégeur de ROS	Cytosol	Matysik <i>et al.</i> , 2002
Thiorédoxines	Désactivateur de 1O_2 Piégeur H_2O_2 Réduction des résidus Cys oxydés	Chloroplaste, cytosol, mitochondrie, réticulum	Das <i>et al.</i> , 2000 Nakamura <i>et al.</i> , 1994 Fernando <i>et al.</i> , 1992

endoplasmique		
Résidus méthionine	Piégeur de ROS	Luo <i>et al.</i> , 2008
Polyols	Piégeur de OH [·]	Shen <i>et al.</i> , 1997 Smirnoff <i>et al.</i> , 1989
Sucres solubles	Piégeur de OH [·]	Nishizawa <i>et al.</i> , 2008 Smirnoff <i>et al.</i> , 1989

Tableau 4 : Rôles et localisations subcellulaires des principales enzymes antioxydantes.

Enzyme antioxydante	Cibles	Produit final	Localisation	Références
<i>Superoxyde dismutase (SOD)</i>	O ₂ ^{·-}	H ₂ O ₂	Chloroplaste, mitochondrie, peroxysome, apoplaste, cytosol	Bowler <i>et al.</i> , 1992
Catalase (<i>CAT</i>)	H ₂ O ₂	H ₂ O	Peroxysome, cytosol	Willekens <i>et al.</i> , 1997
Ascorbate peroxydase (<i>APX</i>)	H ₂ O ₂	H ₂ O	Chloroplaste, mitochondrie, peroxysome, apoplaste, cytosol	Asada <i>et al.</i> , 1987 Asada, 1999
Glutathion réductase (<i>GR</i>)	O ₂ ^{·-} , OH [·] , ascorbate oxydé		Cytosol, mitochondrie, stroma, peroxysome	Mittler <i>et al.</i> , 2004
Déshydroascorbate réductase (<i>DHAR</i>)	DHA	Asc	Cytosol, plaste	Mittler <i>et al.</i> , 2004
Monodéshydro-ascorbate réductase (<i>MDHAR</i>)	MDHA	Asc	Stroma des plastes	Mittler <i>et al.</i> , 2004
Glutathion peroxydase (<i>GPX</i>)	H ₂ O ₂ , ROOH	H ₂ O, ROH	Cytosol, chloroplaste, mitochondrie, apoplaste, peroxysome	Milla <i>et al.</i> , 2003

2.4.2 Stress abiotiques

Un stress abiotique est un facteur environnemental susceptible de déclencher des modifications chimiques ou physiques dommageables. Ces modifications représentent une contrainte (qui peut être plastique ou élastique). Par commodité, on considère parfois de nos jours que le facteur environnemental est la contrainte (Ramel, 2009). Il existe plusieurs types de stress abiotiques : stress thermique, stress hydrique, stress aux UV, stress nutritionnel (excès ou carences), stress chimiques (métaux lourds, salinité, pesticides,...etc.). Afin de contrer ces stress, la plante aura deux mécanismes possibles : (1) Evitement du stress, il s'agit d'échapper au stress (phénomène assez rare). (2) Tolérance au stress : il s'agit d'éviter la contrainte, auquel cas la réponse va permettre d'éviter une perte d'homéostasie et les déformations élastiques ou plastiques. Afin de résister, aux stress les plantes ont développé des réponses biochimiques et moléculaires qui vont agir en synergie tels que : signalisation hormonale, synthèse d'osmolytes, accumulation sélective (exclusion /compartimentation ou recirculation), induction des systèmes antioxydants ainsi que le changement des voies photosynthétiques (Lugan, 2008 ; Ramel, 2009 ; Gravot, 2009).

Les facteurs de stress environnementaux abiotiques peuvent perturber l'équilibre entre la production et la dégradation des ROS. Ainsi, dans les tissus photosynthétiques sous conditions de forte intensité lumineuse par les pigments photosynthétiques excède le taux de fixation du CO₂ dans le cycle de Calvin. Ces conditions peuvent endommager directement le PS II et inhiber les réparations en produisant des ROS (Nishiyama *et al.*, 2006 ; Takahashi *et al.*, 2008). Ce processus de photoinhibition et également induit lorsque la consommation d'énergie durant la fixation photosynthétique du CO₂ est limitée. En effet, la limitation du cycle de Calvin diminue l'utilisation du NADPH est par conséquent, conduit au déclin de NADP⁺, l'accepteur majeur d'électron du PS I. ce déficit de NADP⁺ accélère le transport d'électrons du PSI vers l'oxygène moléculaire, conduisant à la formation de O₂^{•-} et par dismutation à celle du H₂O₂ (Asada, 1999). Or la fixation du CO₂ est sensible à de nombreux

stress abiotiques (Long *et al.*, 1994 ; Murata *et al.*, 2007). Les faibles et fortes températures, la sécheresse, ainsi que les fortes salinités, limitant fortement la fixation du CO₂ et sont, par conséquent, également responsables de l'induction du processus de photoinhibition (Powles, 1984 ; Demmig-Adams *et al.*, 1993 ; Murata *et al.*, 2007). Ce processus réduit le transport d'électrons vers la chaîne photosynthétique et accroît la quantité du superoxyde, de l'oxygène singulet et du peroxyde d'hydrogène dans les chloroplastes (Krause, 1994). Ces inductions de ROS ont majoritairement lieu au niveau des chloroplastes mais également au niveau des mitochondries (Prasad *et al.*, 1994).

L'exposition aux métaux lourds induits par un stress oxydatif parce qu'ils sont impliqués dans plusieurs types de mécanismes qui génèrent les espèces réactives de l'oxygène (ROS). Le rôle des métaux lourds dans la formation des ROS est lié à leur capacité à exister sous différents états d'oxydation. En effet les cations d'éléments comme Fe, Cu, Cr ou Mn sont capables de céder un ou plusieurs électrons susceptibles de réduire l'oxygène et ses dérivés (Ramel, 2009). Par ailleurs, même des métaux qui n'existent que sous un seul état d'oxydation, tels que le cadmium et le nickel par exemple, peuvent induire une accumulation de ROS pour trois raisons : une perturbation de certaines voies métaboliques, une inactivation des enzymes du système antioxydant ou un épuisement du stock de molécules de faible masse moléculaire comme l'ascorbate, le glutathion, la vitamine E ou les caroténoïdes, qui présentent des capacités antioxydantes (Sanita di Toppi *et al.*, 1999).

3. Les métaux lourds

3.1 La contamination de l'environnement par les métaux lourds

Les métaux lourds sont définis comme étant les éléments métalliques ayant une densité supérieure à 5 g/cm³ : cadmium, mercure, plomb, cuivre, nickel, zinc, cobalt, manganèse, chrome...etc.. Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces. Les plus toxiques d'entre eux sont le cadmium, l'arsenic, le plomb et le mercure. Ces éléments sont présents naturellement dans la croûte terrestre et dans tout organisme vivant, à des concentrations variables suivant les milieux et les organismes (Zorrig, 2009).

Les métaux lourds d'origine naturelle sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (Bourrelier *et al.*, 1998). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge (Huynh, 2009).

Cependant, les sources majeures de contamination sont d'origine anthropique. Ces dernières sont dues aux rejets physiques liés aux activités métallurgiques et minières et aux rejets de produits en fin de vie tels que les piles et batteries. Les émissions atmosphériques constituent également une source importante de pollution par les métaux lourds. Alors que de nombreuses molécules organiques peuvent être dégradées, les métaux lourds ne le peuvent pas et leur concentration augmente régulièrement dans les sols et les eaux (Zorrig, 2009).

La pollution atmosphérique résulte des activités industrielles (rejets d'usines) et urbaines (gaz d'échappement, ...etc.). Il faut distinguer les apports diffus aériens d'origine lointaine des apports massifs localisés d'origine proche. Dans les apports diffus sont classés les poussières et aérosols provenant des chauffages ainsi que des moteurs d'automobiles. Les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Baize, 1997).

Certaines pratiques agricoles sont à l'origine de l'introduction de métaux lourds dans le sol. Les produits destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol sont souvent plus riches en métaux lourds que le sol lui-même par exemple les engrais, les composts et les boues de station d'épuration (Robert *et al.*, 1999).

La pollution industrielle provenant des usines de production de l'activité humaine tels que les matières organiques et graisses (industries agroalimentaires), les produits chimiques divers (industries chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) et la métallurgie (Godin *et al.*, 1985). Les déchets miniers et les terrils industriels sont une source particulièrement importante de pollution par le zinc, le plomb et le cadmium (Huynh, 2009).

Le rôle des pratiques industrielles et agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte : cela concerne une grande partie du territoire. Leur accumulation et leur transfert constituent donc un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble (Bourrelier *et al.*, 1998).

3.2 Métaux lourds : cas du Cadmium et du Chrome

3.2.1 Cadmium

3.2.1.1 Origines, utilisations et toxicités du cadmium

3.2.1.1.1 Origines (naturelles/anthropiques) et utilisations du cadmium

De tous les métaux lourds, le cadmium est celui sur lequel s'est porté le plus d'attention, de par sa forte toxicité et sa facilité à être bioaccumulé dans les organismes. Le cadmium est un métal blanc argenté avec des teintes de bleu appartenant à la famille des métaux de transition. Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48 et une masse atomique de 112,4 g/mol, il se trouve souvent associé dans les roches aux éléments du même groupe, comme le zinc et le mercure. La valence du Cd^{2+} est la valence la plus souvent rencontrée dans l'environnement et est vraisemblablement la seule valence du cadmium dans les systèmes aqueux (McLaughlin *et al.*, 1999).

Le cadmium n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux (Djekoun, 2012). En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du zinc et du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (Zorrig, 2009).

Naturellement, le cadmium n'est pas très abondant dans la croûte terrestre. Dans les sols non pollués, le contenu en cadmium est généralement entre 0,1 et 2 ppm et la plupart du temps il est inférieur à 1 ppm (Kabata-Pendias *et al.*, 2001). Les processus naturels d'érosion et d'altération de la roche mère, ainsi que le transport par les fleuves et dans l'air des particules contribuent au cycle naturel du cadmium. Le volcanisme de surface et sous-marin participe aussi à la libération du cadmium dans l'environnement.

Or, les activités anthropiques contribuent depuis la moitié du 20^{ème} siècle à augmenter les teneurs en Cd dans les sols, les principales sources de contamination des sols étant les pratiques agricoles exemple de l'utilisation excessif des produits chimiques tel que les fongicides, les insecticides, les herbicides qui peuvent contenir plusieurs métaux toxiques comme Cu, Cd, Zn et Pb et peuvent donc contribuer à la contamination des terres agricoles (He *et al.*, 2005a).

Néanmoins, durant ces dernières années, conscients du risque avéré de ces produits chimiques, plusieurs gouvernements ont émis des réglementations limitant la présence de métaux lourds dans ces produits. D'autre part l'utilisation répétée d'eaux usées d'origine domestiques et industrielles, en agriculture peut donc contribuer à l'accumulation de ce métal dans les sols (He *et al.*, 2005a). En outre l'enrichissement des sols en engrais minéraux contaminés par du cadmium, essentiellement les phosphates, constitue une autre source de pollution des sols agricoles. En effet, les teneurs en Cd^{2+} des engrais phosphatés sont dans la

plupart des cas supérieures aux normes. Certains engrais phosphatés contiennent plus de 50 mg de Cd/Kg (Mortvedt *et al.*, 1995). En Algérie, le cadmium est très répandu dans les phosphates naturels qui contiennent plus de 13 mg Cd/Kg (Van Kauwenbergh, 1997 ; Beji Sassi *et al.*, 1999).

Outre leur richesse en matière organique pouvant constituer un apport intéressant en éléments essentiels (N, P et K) pour les sols, les boues d'épuration et les composts des déchets urbains et industriels renferment du cadmium à des niveaux parfois élevés. L'utilisation de ces engrais insuffisamment purs en agriculture est une des causes de la pollution des sols par le cadmium (McBride, 2004).

De plus, le cadmium est un métal à usage industriel, ainsi les retombées atmosphériques provenant de l'activité industrielle et du trafic urbain contribuent à la pollution des sols et des eaux de surface et souterraines. Ces retombées représentent une source principale de contamination par le cadmium dans les zones urbaines (He *et al.*, 2005b).

Le rejet des déchets industriels contribue aussi à la pollution des sols et des eaux par le cadmium. Il s'agit essentiellement du cadmium renfermé dans des déchets industriels variés stockés sur des anciennes friches industrielles ainsi que le cadmium contenu dans les produits en fin de vie comme les batteries et les piles à Cd/Ni ou de celui existant dans des effluents liquides issus des usines (Zorrig, 2009). Il est utilisé pour la métallisation anticorrosion des surfaces (cadmiage), il entre dans la fabrication des accumulateurs électriques (batteries et piles), des pigments, des stabilisateurs de matières plastiques et des alliages (INERIS, 2005).

3.2.1.1.2 Toxicités du Cadmium

Le cadmium (Cd) est un métal non essentiel pour les organismes vivants. Sa toxicité est un phénomène avéré chez la plupart des êtres vivants dont l'Homme car le cadmium est classé comme agent cancérigène et génotoxique de groupe 1 par « International agency for research on cancer » ou IARC (Daud *et al.*, 2008). A ce jour, une seule protéine utilisant du cadmium comme cofacteur a été décrite : il s'agit d'une anhydrase carbonique découverte chez la diatomée marine *Thalassiosira weissflogii* (Lane *et al.*, 2005 ; Xu *et al.*, 2008).

On identifie le cadmium comme un polluant extrêmement toxique (Godt *et al.*, 2006). Quelle que soit son origine, le cadmium présent dans le sol ne se décompose ni par voie chimique, ni par voie biologique. Il est accumulé dans les strates superficielles des sols et peut être entraîné par les eaux de ruissellement pour atteindre les nappes phréatiques profondes.

Dans le cas d'une accumulation du cadmium dans les strates superficielles des sols, il peut être absorbé par les plantes, ce qui représente un problème majeur pour la santé humaine. Une exposition au cadmium entraîne un grand nombre d'effets nocifs, les lésions rénales et le cancer figurant parmi les plus graves (Godt *et al.*, 2006).

Les végétaux sont la principale voie d'entrée de la chaîne alimentaire. La pollution, à la fois de l'air et des sols, expose les végétaux à des concentrations croissantes de cadmium. En effet, entre 1 et 5% des produits cultivés de certaines espèces végétales dépassent la concentration maximale réglementaire en cadmium (Mensch *et al.*, 2004). Une analyse des concentrations des métaux lourds dans les produits alimentaires en France (Leblanc *et al.*, 2004) montre que la contribution des végétaux dans la contamination alimentaire est importante, dépassant même 60 % de la totalité ingérée dans le cas du cadmium pour des individus non-fumeurs (Moudouma, 2010).

3.2.1.2 Réactions, comportement et devenir du cadmium dans le sol

Les conséquences écologiques d'une pollution métallique sont fortement dépendantes de la solubilité et de la mobilité du métal dans le profil de sol (Redon, 2009). Dans le sol, le cadmium se trouve sous les formes chimiques suivantes : Cd^{2+} , CdSO_4 , CdCl^+ , CdHCO_3^+ , CdO , CdCO_3 , $\text{Cd}(\text{PO}_4)_2$, CdS (Sanità di Toppi *et al.*, 1999). Cependant, Cd^{2+} peut former des complexes avec les principaux acides organiques carboxyliques (acide citrique, oxalique, malique) susceptibles de se trouver dans les zones superficielles des sols cultivés. Ces associations modifient son comportement aux interfaces et peuvent faciliter, dans certaines conditions son entraînement avec la phase liquide. Dans les sols calcaires, la faible solubilité du carbonate de cadmium (CdCO_3) limite fortement la concentration de l'ion libre (Cd^{2+}) en solution du sol. Dans ce cas, les carbonates (CaCO_3) constituent également une phase de sorption dominante qui contrôle la distribution de l'élément cadmium et sa biodisponibilité dans le milieu (McBride, 1980 ; Zorrig, 2009).

Le sol peut avoir à l'égard des éléments minéraux trois réactions différentes : stockage (insolubilisation, adsorption), libération « par le haut » (transmission aux plantes) ou libération « par le bas » (transfert dans les eaux souterraines ou la roche-mère) (Koller, 2004). De nombreux facteurs tels que le pH, la teneur en matières organiques et la présence d'autres éléments minéraux influencent fortement la disponibilité du cadmium pour les plantes (Fodor, 2002). Seule une fraction du cadmium total est disponible ; le cadmium dissous dans la solution du sol, présent sous forme hydratée et complexée par les ligands organiques ou

inorganiques, se situe dans la gamme des nanomoles dans la plupart des sols (Sauvé *et al.*, 2000 ; Bolan *et al.*, 2003; Clemens, 2006).

3.2.1.3 Phytotoxicité du cadmium

N'ayant aucun rôle physiologique connu à ce jour, le cadmium ne possède pas de voie d'entrée ou de sortie qui lui soit spécifique. Il agit donc en mimant les métaux physiologiques afin de traverser les membranes cellulaires. Parmi les différentes voies de pénétration connue se trouve IRT Nramp qui est un transporteur d'origine protéique permettant l'import de fer. Ce transporteur a été identifié comme impliqué dans l'absorption du cadmium dans les végétaux. D'ailleurs, une carence en fer induite par une surexpression de ferritine conduit à augmenter le prélèvement de Cd, Mn et Zn (Vansuyt *et al.*, 2000).

Dans la plante, la quantité de métal accumulée dépend de l'organe : Un gradient d'accumulation semble s'établir selon les organes : Racines > Feuilles > Tiges > Inflorescence > Graines ; mais cet ordre varie selon les espèces. Le cadmium est fortement accumulé au niveau de la partie souterraine, organe en contact direct avec le métal, chez la plupart des espèces végétales (Dixit *et al.*, 2001; Baccouche *et al.*, 2001; Iannelli *et al.*, 2002; Chaiffi, 2003; Gichner *et al.*, 2004; Mishra *et al.*, 2006 ; Liu *et al.*, 2007). D'ailleurs certains auteurs ont suggéré que cette accumulation racinaire pourrait être une stratégie pour limiter son transport vers la partie aérienne et donc défendre le système aérien de l'intoxication par le métal (Jarvis *et al.*, 1976). La capacité des feuilles à accumuler ce métal peut aussi dépendre de leur âge (Godzik, 1993 ; Salt *et al.*, 1995; Souguir, 2009).

Ainsi le cadmium est un élément non nécessaire pour les plantes et il est hautement toxique. Sa toxicité est considérée de 2 à 20 fois plus élevée que celle des autres métaux lourds (Das *et al.*, 1997) et, pour Pahlsson (1989), il constitue le quatrième métal le plus toxique pour les plantes vasculaires. Cependant, la sensibilité à l'égard du cadmium varie suivant les espèces et même les cultivars d'une même espèce. Bien qu'un nombre restreint de plantes tolèrent et/ou accumulent de fortes teneurs de ce métal, toutes les plantes manifestent des symptômes de toxicité qui apparaissent également chez les plantes tolérantes pour de plus fortes concentrations en métal (Inouhe *et al.*, 1994 ; Kuldeep *et al.*, 2002 ; Fodor, 2002 ; Lindberg *et al.*, 2002).

Chez les plantes, le cadmium n'a aucune fonction biologique connue (Pokorny *et al.*, 2004), et il est toxique à de faibles concentrations (De la Rosa *et al.*, 2004). Les symptômes

que présente une plante cultivée en présence de cadmium sont l'inhibition de la croissance, la diminution de sa biomasse, la chlorose, la nécrose, la perturbation des flux d'eau, la déficience en phosphore et en azote, l'accélération de la sénescence l'apparition du retard dans le développement des jeunes pousses et des perturbations de la photosynthèse (Cosio, 2005; Clemens, 2006 ; Zorrig, 2009).

Parmi les symptômes visibles, le cadmium induit une inhibition de la croissance de différentes parties des plantes. Ainsi, il produit une réduction de la biomasse des différents organes chez des plants aussi variés que le haricot (Poschenrieder *et al.*, 1989), le pois (Sandalio *et al.*, 2001 ; Chaoui *et al.*, 2004), le tournesol (Di Cagno *et al.*, 1999 ; Groppa *et al.*, 2007), le riz (Fodor, 2002 ; Hassan *et al.*, 2005 ; Aina *et al.*, 2007), le saule et le peuplier (Lunackova *et al.*, 2004 ; Cosio *et al.*, 2005a), l'ail (Liu *et al.*, 2003), la tomate (Sbartai, 2008) et des plantes du genre *Brassica* comme le colza (Larsson *et al.*, 1998) et la moutarde indienne (Haag Kerwer *et al.*, 1999). Ces inhibitions de la croissance s'accompagnent de changements anatomiques, structuraux et ultra-structuraux importants au niveau des feuilles (Baryla *et al.*, 2001 ; Sandalio *et al.*, 2001) mais également des racines (Lunackova *et al.*, 2004 ; Cosio *et al.*, 2005b ; Patel *et al.*, 2005). La réduction de l'élongation racinaire peut être causée par une inhibition de la division cellulaire et de la synthèse des polysaccharides pariétaux (Ernst *et al.*, 1992 ; Punz *et al.*, 1993).

L'exposition à long terme au cadmium produit au niveau des feuilles, l'apparition du phénomène de chlorose due à une diminution de la teneur en chlorophylle (Stobart *et al.*, 1985 ; Padmaja *et al.*, 1990; Lagriffoul *et al.*, 1998 ; Larsson *et al.*, 1998 ; Di Cagno *et al.*, 1999 ; Baryla *et al.*, 2001 ; Fodor, 2002 ; Cosio *et al.*, 2005b).

L'inhibition de la croissance par le cadmium est interprétée de différentes façons : altération de l'équilibre hydrique de la plante ou/et effets direct et indirect sur la photosynthèse, processus primaire fournisseur d'énergie chez les plantes (Krupa *et al.*, 1995 ; Mysliwa-Kurdziel *et al.*, 2002). En effet, à la réduction de la teneur en chlorophylle induite par le cadmium, s'ajoute une inhibition directe de l'activité des photosystèmes et de l'assimilation du CO₂ par la Rubisco (Romanowska, 2002). De plus, la disponibilité en CO₂ peut être réduite par un abaissement de la conductance des stomates observée dans certains cas, sous l'effet du cadmium (Ali *et al.*, 2000 ; Sandalio *et al.*, 2001). L'augmentation de la résistance des stomates entraîne obligatoirement une baisse de la transpiration et donc de l'absorption et de la distribution des macro- et microéléments dans la plante (Gussarson, 1994

; Gussarson *et al.*, 1996 ; Sandalio *et al.*, 2001 ; Krupa *et al.*, 2002 ; Pal *et al.*, 2006), en particulier du potassium et des nitrates (Prasad, 1995 ; Fodor, 2002) . La conséquence directe en est alors une réduction de la croissance (Poschenrieder *et al.*, 1989 ; Haag-Kerwer *et al.*, 1999 ; Sandalio *et al.*, 2001).

Les symptômes de toxicité sont aussi le résultat d'interactions du cadmium au niveau cellulaire et moléculaire. La toxicité due au cadmium peut résulter de sa liaison aux groupes thiols des protéines entraînant l'inhibition de leur activité ou la destruction de leur structure (Van Assche *et al.*, 1990 ; Prasad, 1995). Le cadmium peut aussi prendre la place, au centre actif de la molécule, des cations divalents, composants catalytiques des enzymes (Siedlecka *et al.*, 2002).

L'exposition des plantes aux métaux lourds induit un stress oxydatif parce qu'ils sont impliqués dans plusieurs types de mécanismes qui génèrent des espèces réactives de l'oxygène (ROS) : l'anion superoxyde O_2^- , le peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , et le radical hydroxyle OH^\cdot (Ali *et al.*, 2013).

Une production transitoire de ROS accompagne toujours chez les plantes les processus physiologiques normaux tels que la respiration et la photosynthèse (Asada *et al.*, 1987). Bien que quelques ROS puissent agir comme molécules signal, en modifiant l'expression de certains gènes et en modulant l'activité de protéines spécifiques de défense, tous les ROS, à hautes concentrations, peuvent être extrêmement nuisibles pour les organismes. Ils peuvent induire une oxydation des protéines, des lipides et des acides nucléiques, conduisant à des altérations des structures cellulaires et à la mutagenèse (Aoun, 2009).

Le cadmium, à l'inverse des métaux de transition tels que le fer et le cuivre, ne participe pas directement à la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), à savoir par les réactions de Fenton et d'Haber-Weiss. Cependant, c'est un métal hautement réactif qui stimule la formation des ROS, conduisant au développement d'un stress oxydatif secondaire (Siedlecka *et al.*, 2002). Les ROS sont en effet capables d'oxyder les groupes thiols des protéines, affectant ainsi l'activité de nombreuses enzymes (Dietz, 2005) mais aussi de provoquer la peroxydation des lipides, conduisant à une altération des fonctions des membranes (Benavides *et al.*, 2005). En outre, la modification par le cadmium de la composition des phospholipides des membranes contribue également à la modification de leurs propriétés (Fodor, 2002 ; Olmos *et al.*, 2003 ; Romero-Puertas *et al.*, 2004).

Les symptômes du stress oxydatif dus au cadmium sont en fait une conséquence de sa liaison avec GSH, produisant un épuisement du glutathion réduit et l'empêchant ainsi d'assurer sa fonction d'élimination des ROS (Clemens, 2006 ; Aoun, 2009).

3.2.1.4 Prélèvement, accumulation et transport du cadmium

Selon leurs aptitudes à tolérer, à absorber ou à accumuler le cadmium dans les tissus, les plantes peuvent être caractérisées d'indicatrices, d'exclusives ou d'accumulatrices voire d'hyperaccumulatrices. Chez les plantes indicatrices, le prélèvement et le transport du cadmium dépendent linéairement de la concentration dans le sol et la concentration du cadmium dans la plante reflète celle du sol. Chez les plantes exclusives, la concentration du cadmium dans la plante est nettement inférieure à celle que l'on peut observer dans le sol. À l'inverse, chez les plantes accumulatrices ou hyperaccumulatrices la concentration du cadmium dans la plante est nettement supérieure à celle que l'on peut observer dans le sol (Bourelleier *et al.*, 1998).

3.2.1.4.1 Prélèvement racinaire du cadmium

On estime que, pour la majorité des métaux, le prélèvement se fait quand ces éléments sont sous forme de cations libres (Cd^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+}) (Hart *et al.*, 1998a ; Hart *et al.*, 1998b). Dans des cas particuliers, d'autres formes interviennent (Zorrig, 2009). Des complexes inorganiques de cadmium (CdCl^+ et CdCl_2) observés dans les sols salés ou irrigués avec des eaux chlorées pourraient être absorbés (Weggler-Beaton *et al.*, 2000; Weggler *et al.*, 2004): à concentration identique en Cd^{2+} dans le milieu, une augmentation du prélèvement de cadmium est observée en présence de chlorures, suggérant soit que le complexe est directement absorbé, soit qu'il participe à la diffusion vers la racine (Smolders *et al.*, 1996a ; Smolders *et al.*, 1996b). Les sulfates pourraient jouer le même rôle via des complexes CdSO_4 (McLaughlin *et al.*, 1998a ; McLaughlin *et al.*, 1998b), mais ces résultats n'ont pas été confirmés par d'autres études (Bingham *et al.*, 1986). Il est également possible que des complexes Cd-citrate soient directement absorbés ou participent à l'absorption (Berkelaar *et al.*, 2003).

Puisque le Cd^{2+} est un ion métallique non essentiel, on considère qu'il n'existe pas de mécanisme spécifique d'absorption de cet élément. Le cadmium étant un métal facilement absorbé par les racines des plantes (Wagner, 1993) il est probable qu'il puisse entrer dans les cellules de plantes par l'intermédiaire de plusieurs systèmes de prélèvement des cations essentiels (Clemens, 2006). Il a cependant été rapporté que le cadmium peut être absorbé par

simple diffusion et que les différentes voies d'absorption du cadmium peuvent varier selon l'espèce végétale considérée (Zorrig, 2009). Chez le riz, le maïs et le soja, l'absorption est réalisée principalement par des transporteurs membranaires (Cataldo *et al.*, 1988) alors que chez l'orge, l'absorption du cadmium se fait principalement par une simple diffusion (Cutler *et al.*, 1974). Chez d'autres espèces, les deux voies peuvent coexister comme chez le blé dur ou l'absorption du cadmium est effectuée par simple diffusion et par des transporteurs (Hart *et al.*, 1998b).

3.2.1.4.2 Accumulation du cadmium

Il a été clairement démontré que la capacité d'accumulation de cadmium était dépendante de la famille végétale (Kuboi *et al.*, 1986) et de l'espèce (Coullery, 1997). Parmi les plantes consommables, aucune ne peut être classée dans la catégorie des plantes hyperaccumulatrices de cadmium. Les plantes cultivées les moins accumulatrices de cadmium sont les Légumineuses. Les Poacées, les Liliacées, les Cucurbitacées et Apiacées sont moyennement accumulatrices. Les Chénopodiacées (épinard, betterave), les Brassicacées (chou, navet, radis) et les Astéracées (laitue) sont les plus accumulatrices (Kuboi *et al.*, 1986).

Des différences d'accumulation ont été observées entre différentes variétés d'une même espèce végétale. Il apparaît cependant que les différences intervariétales varient en fonction des conditions de culture. Chez le blé les différences variétales d'accumulation de cadmium sont fonction du sol et du niveau d'exposition. Ces différences peuvent ainsi varier d'un site à un autre ou d'une année à une autre (Vinkel, 2001).

L'accumulation de cadmium diffère considérablement selon les organes et les tissus d'une même plante, par exemple entre les racines et les parties aériennes, et la distribution des teneurs en cadmium est elle-même fortement variable à la fois entre espèces et entre variétés au sein d'une même espèce. Aucun lien évident ne peut être établi entre la facilité à accumuler le cadmium et la répartition du cadmium entre organes (Wagner, 1993 ; Clemens, 2006).

À l'échelle de la plante entière, il y a généralement moins de Cd dans les feuilles que dans les racines, et encore moins dans les fruits et dans les graines (Wagner, 1993). Jarvis *et al.* (1976) ont remarqué que chez 20 espèces végétales, la quantité de cadmium retenue par les racines dépasse la moitié de la quantité totale absorbée par la plante. Chez *Azolla filiculoides*, les niveaux d'accumulation du Cd²⁺ sont au moins deux fois plus élevés dans les racines que dans les parties aériennes (Sela *et al.*, 1989). Le même résultat a été observé chez le riz (Ros

et al., 1992), le petit pois (Chugh *et al.*, 1992) et la laitue (Costa *et al.*, 1994). Cependant, chez certaines espèces, le cadmium peut s'accumuler fortement en dehors des racines. C'est par exemple le cas du tabac qui accumule dans ses feuilles plus de 80% du cadmium prélevé par les racines (Elmayan *et al.*, 1994).

À l'échelle cellulaire, la localisation du cadmium est encore mal connue. Deux compartiments cellulaires semblent jouer un rôle important dans le stockage et la localisation du cadmium : les parois cellulaires et les vacuoles (Zorrig, 2009). Selon les plantes et les techniques utilisées, les auteurs ont mis en évidence que le cadmium est : soit associé à des granules dans les vacuoles, le cytoplasme, les plastes ou le noyau (Vazquez *et al.*, 1992), soit lié aux parois cellulaires (Lozano-Rodriguez *et al.*, 1997; Ramos *et al.*, 2002), soit présent dans différents types de structures simultanément (Dahmani-Müller, 2000).

3.2.1.4.3 Transport du cadmium

Le transport du cadmium des racines vers les feuilles se fait via la sève brute (xylème). Suite à l'absorption du cadmium par les racines, trois processus contrôlent le transport du cadmium des racines vers le xylème : la séquestration des métaux à l'intérieur des cellules racinaires, le transport symplasmique dans la stèle et la décharge du cadmium dans le xylème (Clemens *et al.*, 2002). Le transport du cadmium vers les feuilles semble être étroitement lié au processus de la transpiration (Hardiman *et al.*, 1984). En effet, il a été démontré que la fermeture totale des stomates s'accompagne par une diminution importante de l'accumulation du cadmium au niveau des feuilles, suggérant l'implication de l'appel foliaire dans l'accumulation de cadmium dans les feuilles. Cependant, la diminution de la translocation du cadmium des racines vers les feuilles n'affecte pas l'absorption du cadmium par les racines, révélant ainsi l'indépendance de ces deux processus (Salt *et al.*, 1995).

Chez plusieurs espèces, le complexe phytochélatine-cadmium (PC-Cd) est trouvé dans le xylème mais aussi dans le phloème, indiquant que les phytochélatines jouent un rôle important dans le transport à longue distance du cadmium, des racines vers les parties aériennes et inversement (Gong *et al.*, 2003 ; Chen *et al.*, 2007 ; Mendoza-Cózatl *et al.*, 2008). La plus grande partie du cadmium accumulé reste dans les racines, seules de petites quantités sont transportées vers les parties aériennes. Ainsi, chez le blé, 78 % du cadmium sont retenus dans les racines (Zhang *et al.*, 2000). En général, la teneur en cadmium des plantes diminue dans l'ordre suivant : racines > tiges > feuilles > fruits > graines. L'accumulation de cadmium dans les fruits reste controversée. Pour Moral *et al.* (1994), bien

que le cadmium soit facilement transporté vers les parties aériennes des plants de tomate, aucune détection de Cd n'était faite dans les fruits. A l'opposé, Wenzel *et al.* (1996) et Hart *et al.* (1998a) émettent l'hypothèse d'une accumulation de cadmium dans les fruits, pouvant résulter d'une redistribution par le phloème.

On sait depuis longtemps qu'un excès de cations essentiels tels que le Zn^{2+} ou bien le Ca^{2+} a un effet protecteur contre la toxicité du Cd^{2+} (He *et al.*, 2005b; Boulila Zoghلامي *et al.*, 2006). Ceci a été interprété par la concurrence entre ces différents cations sur les sites d'absorption. Puisque le Cd^{2+} est un ion métallique non essentiel, on suppose qu'il n'existe pas de mécanisme spécifique d'absorption pour cet élément et que le cadmium peut entrer dans les cellules végétales par l'intermédiaire de systèmes de prélèvement des cations essentiels (Zorrig *et al.*, 2009).

Au milieu des années 90, on a commencé à identifier des transporteurs de cations chez les plantes, notamment des transporteurs de Fe^{2+} et de Zn^{2+} (Fox *et al.*, 1988 ; Mäser *et al.*, 2001). Il est devenu possible de savoir si ces transporteurs contribuent également à l'absorption de Cd^{2+} . À ce jour, différentes familles de transporteurs capables de transporter le cadmium ont été identifiées chez les plantes. Des canaux, notamment les canaux calciques pourrait aussi être impliqués dans le transport du cadmium (Hinkle *et al.*, 1992 ; Perfus-Barbeoch *et al.*, 2002).

3.2.1.5 Réponses des plantes au cadmium

Les plantes ont mis en œuvre des mécanismes « spécifiques » pour diminuer la toxicité des métaux. Ces mécanismes incluent l'inactivation des métaux par chélation et par leur exclusion des compartiments cellulaires dans lesquels ils sont toxiques. Ceci suppose cependant que les métaux sont séquestrés dans des organites spécifiques comme les vacuoles ou dans certaines structures telles que les trichomes (Clemens, 2006).

3.2.1.5.1 La chélation et la séquestration du cadmium

3.2.1.5.1.1 Les chélateurs spécifiques

a. Les phytochélatines

Les voies de séquestration du métal dans la racine jouent un rôle en déterminant la vitesse de translocation vers les parties aériennes de la plante. Après l'entrée dans le cytosol, le cadmium, qui présente une forte affinité pour les thiolates, est en grande partie chélaté par

le glutathion ou par des peptides dérivés du glutathion : les phytochélatines mais aussi par des acides organiques comme le citrate (Clemens, 2006).

Les phytochélatines (PCs) sont des peptides de faible poids moléculaire qui présentent une forte affinité pour les métaux bivalents, essentiellement le Cd^{2+} (Clemens, 2006). Les phytochélatines ont été découvertes pour la première fois chez la levure *Schizosaccharomyces pombe* (Kondo *et al.*, 1984) puis chez les plantes (Grill *et al.*, 1985) et les algues (Hanikenne *et al.*, 2003). Ces peptides sont synthétisés en réponse à la présence d'ions métalliques libres dans le cytoplasme. Ils sont synthétisés à partir du glutathion par la phytochélatine synthase (PS) (Zhu *et al.*, 1999). Le cadmium forme avec les phytochélatines des complexes de faible masse moléculaire (Low Molecular Weight (LMW)). Le complexe PC-Cd (LMW) n'affecte pas le métabolisme au niveau du cytoplasme. Il est acheminé vers la vacuole. Une fois dans la vacuole, les complexes PC-Cd (LMWs) s'agrègent les uns aux autres par des ponts sulfures pour former des complexes de masse moléculaire élevée (High Molecular Weight (HMW)) (Clemens, 2006; DalCorso *et al.*, 2008). Ce cycle se termine par la dissociation de ses complexes, à cause du pH vacuolaire, provoquant la libération des ions Cd^{2+} qui seront pris en charge par les acides organiques présents, tels que le malate, le citrate ou encore l'oxalate. Les phytochélatines sont recyclées et réexportées dans le cytoplasme pour capter d'autres ions et les réacheminer dans la vacuole (Sanità di Toppi *et al.*, 1999). D'une manière plus générale, l'exposition au Cd induit une remarquable augmentation de la quantité de composés contenant des groupements thiols (Astolfi *et al.*, 2004).

b. Les métallothionéines

Les métallothionéines (MTs), petites protéines riches en cystéines, jouent également un rôle important de désintoxication du cadmium dans les cellules de mammifères (Hamer, 1986). Les métallothionéines sont codées par des gènes qui sont classés en deux groupes (*MT1* et *MT2*). Chez certaines plantes supérieures, l'existence de deux autres types de métallothionéines a été observée, *MT3* et *MT4* en plus des classes 1 et 2 de métallothionéines (Goldsbrough, 2000). Les métallothionéines des plantes peuvent conférer une tolérance aux métaux une fois exprimée chez la levure, et quelques-unes d'entre elles sont régulées positivement dans des conditions d'excès métallique (Rauser, 1999 ; Cobbett *et al.*, 2001). Néanmoins, une participation des métallothionéines à la désintoxication du cadmium chez les plantes n'est pas certaine (Cobbett *et al.*, 2001). Alternativement, les métallothionéines

peuvent fonctionner comme antioxydants (Dietz *et al.*, 1999) et probablement intervenir dans la réparation de la membrane plasmique (Salt *et al.*, 1998).

c. Les autres chélateurs

Outre les métallothionéines et les phytochélatines d'autres composés semblent être impliqués dans la complexation des ions métalliques au niveau cellulaire : les acides carboxyliques, les acides organiques comme le citrate, l'oxalate ou le malate et les acides aminés comme l'histidine et la proline. Ils peuvent avoir un rôle important dans la tolérance des plantes aux métaux et dans la détoxification de ces éléments (Rauser, 1999 ; Clemens, 2001 ; Siripornadulsil *et al.*, 2002; Bäckor *et al.*, 2004 ; Sharma *et al.*, 2006). À titre d'exemple, des complexes Cd-citrate ont été identifiés dans la sève xylémique collectée chez la tomate traitée par le cadmium (Senden *et al.*, 1995). Le système racinaire des plantes peut aussi excréter ou exsuder dans le sol des molécules organiques diverses tels que les phytosidérophores en quantité assez importante pour mobiliser certains ions nutritifs. Les phytosidérophores peuvent jouer un rôle important pour la nutrition minérale des végétaux, en participant à la mobilisation de micronutriments tels que Fe, Zn et Cu. Une fois introduit dans la plante, le chélat formé avec le phytosidérophore est dissocié et le métal libéré. Ce même processus peut s'appliquer probablement au cadmium, vu sa grande similitude avec le zinc (Schenker *et al.*, 2000).

D'autres petites molécules comme la nicotianamine (dérivé de la méthionine et résultant de l'oligomérisation de trois S-adénosyl méthionines) peuvent fixer les métaux de transition tel que le cuivre ou bien le fer (Curie *et al.*, 2009), mais il n'existe pas à ce jour de travaux qui montrent clairement l'implication de ce type de molécule dans la chélation du cadmium.

3.2.1.5.1.2 La séquestration avec les antiports $\text{Cd}^{2+}/\text{H}^{+}$

Outre la séquestration du cadmium par l'intermédiaire de chélateurs spécifiques, un deuxième mécanisme de séquestration vacuolaire de cadmium reposant sur l'activité de transporteurs de Cd^{2+} a été à plusieurs reprises discuté (Zorrig, 2009). Ainsi, un antiport $\text{Cd}^{2+}/\text{H}^{+}$ présent sur la membrane tonoplastique a été décrit dans les racines d'avoine (Salt *et al.*, 1993). Cet antiport présente une faible affinité pour le cadmium mais qui est similaire à celle de l'antiport $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$. Cette similitude soulève la question de la nature de l'antiport $\text{Cd}^{2+}/\text{H}^{+}$: s'agit-il d'un nouvel antiport ou plutôt d'une substitution du Ca par Cd au niveau de l'antiport $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$ (Krämer *et al.*, 2007). Une deuxième question peut être posée concernant le

degré d'implication de ces antiports dans la séquestration du cadmium, sachant que la majeure partie du cadmium forme des complexes avec les phytochélatines (Vatamaniuk *et al.*, 2000).

3.2.1.5.1.3 Autres stratégies de défense

D'autres stratégies pourraient être impliquées dans la tolérance des plantes aux métaux lourds en général comme l'évitement ou la réduction de l'absorption (Meharg *et al.*, 1992), l'efflux actif à partir du cytoplasme (Kim *et al.*, 2007) et la fixation des métaux dans le compartiment apoplasmique (Salt *et al.*, 2000; Hall, 2002). Pour le cadmium, l'accumulation de ce métal dans les feuilles âgées pourrait également être considérée comme une stratégie de tolérance au cadmium. En général, la teneur en cadmium dans les feuilles augmente avec l'âge des feuilles (Zorrig, 2009). Par exemple, chez *Armeria maritima*, la teneur en cadmium des feuilles âgées est 3 à 8 fois supérieure à celle des jeunes feuilles (Dahmani-Müller *et al.*, 2000).

L'accumulation du cadmium dans les trichomes pourrait également être considérée comme une stratégie de tolérance au cadmium (Salt *et al.*, 1995). Enfin, le cadmium pourrait induire une biosynthèse d'éthylène dans les racines et les feuilles. L'éthylène serait alors un messenger stimulant la lignification limitant de ce fait les flux de cadmium dans les systèmes vasculaires et accélérant la réponse antioxydante par induction de l'activité ascorbate peroxydase (APX), ainsi que par la synthèse des chélateurs (Sanità di Toppi *et al.*, 1999).

3.2.2 Chrome

3.2.2.1 Origines, utilisations et toxicités du chrome

3.2.2.1.1 Origines naturelles et anthropiques du chrome

Le chrome est présent dans l'environnement de manière ubiquitaire. Le principal minéral de chrome est la chromite (FeCr_2O_4). La concentration moyenne en chrome dans les sols est de 50 mg.Kg^{-1} (Pichard *et al.*, 2005). Cette concentration varie selon le type de sol (Baize, 1997). Dans les sols, aux pH et potentiels redox de l'environnement, le chrome est sous deux formes Cr (III) et Cr (VI) (Bartlett *et al.*, 1993 ; Fendorf, 1995). Le chrome issu de la roche mère est principalement sous forme trivalente. La forme hexavalente est la plupart du temps introduite dans l'environnement par les activités anthropiques.

Le chrome se rencontre en petites quantités à l'état naturel dans tous les types de roches et de sols. Il peut être entraîné dans l'atmosphère par mise en suspension de poussières et dans

les eaux de surface par ruissellement, altération et érosion des matières du sol. Les émissions du chrome dans l'environnement se font de manière prépondérante vers le milieu aquatique. Le chrome hexavalent est connu comme la forme la plus mobile du chrome dans les milieux terrestres et aquatiques ; tandis que le chrome (III) n'est généralement pas transporté sur de grandes distances en raison de sa faible solubilité et sa tendance à être adsorbé dans la gamme de pH typique pour les sols et les eaux naturelles (INERIS, 2014).

Les principaux apports anthropiques diffus en chrome et ses composés sont les retombées atmosphériques ainsi que l'épandage de boues de station d'épuration. En effet, le chrome fait partie des composés toujours détectés (à plus de 90% des cas) en entrée des STEP et en sortie des STEP (traitements secondaires). Néanmoins, pour les STEP possédant un traitement tertiaire, le chrome n'est pas détecté dans plus de 90% des cas (il est donc éliminé vers les boues de ces stations). Les émissions diffuses agricoles sont dues aux engrais minéraux qui représentent 42% des rejets de chrome sur les sols agricoles. Ces rejets sont principalement dus aux engrais phosphatés qui contiennent des impuretés en cadmium et chrome présentes de façon naturelle dans les matières premières (phosphates) dont ils sont issus. Les déjections animales, quant à elles, correspondent à environ 37% des sources de chrome sur les sols agricoles. Celles-ci représentent les plus gros tonnages épandus sur les sols agricoles (près de 300 millions de tonnes de matière brute). L'origine du chrome est dans ce cas la complémentation en phosphore de l'alimentation qui peut apporter du chrome présent naturellement sous la forme d'impuretés dans les matières premières. Les amendements calciques et magnésiens correspondent à 5% des rejets de chrome sur les sols agricoles (INERIS, 2014).

Enfin, le chrome est utilisé dans les superalliages (en présence de nickel et de cobalt), dans la fabrication des pigments et de bandes magnétiques ainsi que pour les soudures électriques et l'électronique. Il est aussi utilisé pour ses propriétés comme fongicides dans le traitement de bois. Le stockage inadapté et des structures défaillantes sont à l'origine de graves pollutions industrielles (Jean, 2007).

3.2.2.1.2 Utilisations

Le chrome entre dans la composition d'aciers spéciaux et d'alliages réfractaires. Il améliore la dureté des métaux et leur résistance à la corrosion. Ils sont d'autant plus résistants que leur concentration en chrome est élevée.

- Le chromate de sodium est principalement employé dans la fabrication de d'autres composés de chrome.
- Le dichromate de sodium également utilisé pour produire d'autres composés de chrome, sert d'autre part à fabriquer des produits de conservation du bois, des vitamines K, de la cire. Il est d'autre part employé pour la finition de l'état de surface des métaux (chromage électrolytique) et dans mordantage des textiles.
- Le trioxyde du chrome est également employé pour la finition de l'état de surface des métaux et dans la fabrication des produits de conservation du bois. Il est d'autre part utilisé pour produire des catalyseurs, du dioxyde de chrome (employé pour la fabrication de bandes magnétiques) et des pigments.
- Le dichromate de potassium sert à fabriquer des teintures, des catalyseurs, des agents colorants pour céramiques. Il est utilisé pour produire du chrome, des pigments et des produits de conservation du bois.
- Le dichromate d'ammonium est utilisé dans la fabrication de bandes magnétiques, de catalyseurs, de pigments. Il est également employé pour le mordantage des textiles (INERIS, 2005).

3.2.2.1.3 Toxicités du chrome

En général, les composés hexavalents du chrome traversent les membranes biologiques beaucoup plus facilement que les composés trivalents. Le chrome hexavalent, de par sa solubilité et sa mobilité, s'est retrouvé en interaction avec beaucoup d'organismes aquatiques et terrestres sans oublier l'Homme (Desjardin, 2002).

- **Toxicité du chrome chez l'homme**

Le chrome trivalent est connu comme étant un élément essentiel dans le métabolisme protéique, lipidique et glucidique des mammifères (Pantsar-Kallio *et al.*, 2001). Les carences en Cr (III) induisent une augmentation des concentrations d'insuline circulante, une hyperglycémie, une hypercholestérolémie, une augmentation des graisses corporelles, une diminution de la numération spermatique, une diminution de la fertilité, un raccourcissement de l'espérance de vie (Pichar *et al.*, 2005).

La forme hexavalente n'est pas la source nutritionnelle car elle est très toxique et mutagène. En principe, l'homme et l'animal absorbent peu de chrome par inhalation, mais pour l'essentiel au travers des aliments et de l'eau potable. Les composés chromiques

absorbés avec les aliments sont relativement inoffensifs, mais les chromates sont fortement toxiques. La résorption dans le tube intestinal dépend beaucoup de la structure chimique du chrome. Les composés organiques sont absorbés à raison de 20-25 % et le chrome inorganique à raison de 0,5 % environ. La toxicité du chrome (VI) vient de sa grande facilité à traverser les membranes biologiques et de ses propriétés de puissant oxydant. Une fois à l'intérieur de la cellule, le chrome (VI) se lie au glutathion et grâce au soufre présent dans cette molécule, il est réduit en chrome V puis en IV. Le chrome est alors piégé à l'intérieur de la cellule. Le chrome réduit peut alors aller se lier à l'ADN du noyau et entraîne le pontage entre deux guanines de 2 brins d'ADN. Ce pontage empêche le déroulement normal de la réplication. La cellule est bloquée en phase « S » du cycle de la mitose. Le pouvoir carcinogène des composés hexavalents du chrome a été démontré par des expériences sur l'animal mais aussi par des études épidémiologiques sur des groupes de population exposés en milieu professionnel (Desjardin, 2002).

- **Toxicité du chrome chez les micro-organismes**

Le chrome n'est pas un métal essentiel pour la croissance des micro-organismes même si certains auteurs ont affirmé le contraire (Horitsu *et al.*, 1987). A notre connaissance, aucune souche bactérienne sauvage ou mutante n'a été décrite comme ayant besoin de chrome pour croître. La présence du métal peut être éventuellement tolérée par les micro-organismes. Dans certains cas, l'élément peut être utilisé comme accepteur final d'électron(s) s'il s'agit de Cr (VI). A de fortes concentrations, le Cr (VI) a des effets toxiques et mutagènes. 10 à 12 mg de Cr (VI) par litre peuvent inhiber le développement de bactéries du sol alors que les mêmes concentrations en chrome (III) n'ont aucun effet. Le chrome a un effet toxique sur les bactéries saprophytes et nitrifiantes, sur les champignons filamenteux, les algues et sur le phytoplancton. Le chrome (VI) altère le matériel cellulaire, le métabolisme et les réactions physiologiques (Ross *et al.*, 1981).

- **Toxicité du chrome chez les végétaux**

Le Cr est un élément non essentiel et toxique pour les plantes (Zayed *et al.*, 2003 ; Shanker *et al.*, 2005). Son effet toxique dépend de son degré d'oxydation, Cr (III) ou Cr (VI). En effet, Kleiman *et al.* (1998) ont mis en évidence, lors de culture en hydroponie, que Cr (III) est toxique pour la navette (*Brassica napus*), le blé et le sarrasin uniquement à forte concentration, soit 26 mg.L⁻¹, tandis que Cr (VI) est toxique à des concentrations plus faibles, soit 0,52 mg.L⁻¹.

La toxicité de Cr (VI) est due à son pouvoir oxydant mais aussi à la formation de radicaux libres lors de sa réduction en Cr (III) dans les cellules (Chatterjee *et al.*, 2000 ; Shanker *et al.*, 2005). La toxicité de Cr (III), à forte concentration, est due essentiellement à sa capacité à se lier avec des composés organiques, ce qui conduit à une altération du métabolisme (inhibition de l'activité enzymatique). Cr (III) a également la capacité de générer des espèces possédant un oxygène actif, ce qui conduit alors à un stress oxydatif (Mei *et al.*, 2002). Cette phytotoxicité peut être à l'origine de dommages au niveau des racines, d'une diminution de la croissance, d'une chlorose (Jean, 2007).

3.2.2.2 Réactions, comportements et devenir du chrome dans le sol

Le chrome est connu pour intervenir dans différentes réactions chimiques et biologiques qui peuvent modifier sa spéciation et par conséquent son comportement dans l'environnement. Il peut y avoir oxydation du chrome (III) ou réduction du chrome (VI) (Desjardin, 2002).

3.2.2.2.1 Le chrome hexavalent

Le chrome hexavalent est un oxydant puissant et peut être facilement réduit en présence d'un réducteur. Le Cr (VI), sous forme de chromate, peut oxyder la forme réduite de tous les couples dont le potentiel standard est inférieur à 1,195 V. Par conséquent, la réduction du Cr (VI) peut avoir lieu en condition standard en présence de fer ferreux Fe (II) puisque le potentiel standard du couple Fe^{3+}/Fe^{2+} est de 0,77 V. La présence de composés soufrés réducteurs ou de matière organique telles que les acides fulviques et humiques augmente la réduction du chrome hexavalent surtout si le taux d'oxygène est faible. La réduction peut être aussi photochimique ou biologique (Lide, 2001).

3.2.2.2.2 Le chrome trivalent

Si la réduction du chrome hexavalent est possible dans l'environnement dans des conditions réductrices rencontrées dans de nombreux milieux peu oxygénés, l'oxydation du chrome (III) est moins courante car elle exige la présence d'un couple de potentiel redox plus élevé que celui du couple Cr (VI)/Cr (III). Il est généralement admis que l'oxydation du chrome (III) ne se produit pas dans les sols. Toutefois il apparaît qu'une fraction du chrome (III) présent dans un sol puisse être oxydée en présence d'oxyde de manganèse (Losi *et al.*, 1994).

Cependant, les concentrations en Cr^{3+} en solution sont quasiment nulles dans les conditions environnementales courantes car le chrome trivalent précipite presque complètement sous forme de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ou de CrOOH , souvent conjointement avec le fer à des pH compris entre 5,5 et 12. Le chrome trivalent ainsi immobilisé physiquement sur la matrice du sol ou bien sédimenté dans les milieux liquides est alors protégé de l'oxydation. A des pH inférieurs à 5, Cr (III) est présent sous sa forme cationique et peut s'adsorber sur des sites échangeurs de cations (Desjardin, 2002).

3.2.2.2.3 Mobilité

La mobilité du chrome dans les sols dépend du pH et du potentiel d'oxydoréduction qui détermine la spéciation du métal et la capacité d'échange cationique (pour le Cr (III)) ou anionique (pour le Cr (VI)), ainsi que de la présence d'agents chélatants organiques ou minéraux. Compte tenu de la quasi insolubilité de son hydroxyde $\text{Cr}(\text{OH})_3$ et de son oxyhydroxyde CrOOH et de la forte capacité de sorption cationique des sols et sédiments, le chrome trivalent est quasiment immobile dans la plupart des milieux naturels, spécialement si ceux-ci contiennent de quantités importantes d'argiles. Cependant, dans des milieux oxydants pauvres en matières organiques et où les oxydes de manganèse sont présents en grande quantité, la forme hexavalente du chrome peut-être la plus stable, laquelle est soluble sur une large gamme de pH. Ce sont alors les phénomènes de sorption qui sont prépondérants. La sorption regroupe tous les phénomènes de rétention de soluté à la surface des solides impliquant par exemple des mécanismes d'échanges d'ions, de complexation de surface et de précipitation de surface. Le phénomène de sorption du chrome sans modification de sa valence existe mais est généralement bien moins important que les phénomènes d'oxydo-réduction (Garnier, 2009).

Les chromates sont peu adsorbés par les groupements oxy-hydroxydes (de Fe, Al ou Mn) et les surfaces silicatées. L'adsorption des chromates augmente avec la diminution du pH parce que les groupements OH notamment deviennent protonnés. La migration des chromates dans les sols est donc favorisée à des pH neutres ou alcalins. Certains ions dans le sol peuvent en outre rentrer en compétition avec les chromates pour les sites d'adsorption. C'est le cas des sulfates et des carbonates. On peut donc diminuer la sorption du chrome en ajoutant des carbonates (CaCO_3) ou bien des sulfates ou des phosphates. Dans ces conditions c'est un phénomène de compétition qui s'opère entre les anions apportés et les ions chromate. C'est

sur ce principe qu'est fondée l'extraction du chrome (VI) échangeable dans les sols pollués (Jean, 2007).

En dépit de quelques exceptions, on peut généraliser le comportement du chrome et ses réactions :

- Le phénomène de réduction est beaucoup plus fréquent que le phénomène d'adsorption du chrome.
- La réduction du Cr (VI) en Cr (III) est beaucoup plus fréquente que l'oxydation du Cr (III) en Cr (VI), ce qui fait de la forme trivalente la forme la plus stable dans les écosystèmes.
- Le Cr (III) est beaucoup moins mobile que la forme hexavalente dans la plupart des sols et systèmes aquatiques compte tenu de la relative insolubilité du Cr (III) à des pH > 5.

Ces caractéristiques sont d'une grande importance si l'on considère les risques potentiels environnementaux et les stratégies éventuelles de bio-remédiation pour des écosystèmes chargés en chrome d'origine naturelle ou le plus souvent d'origine anthropique (Desjardin, 2002).

3.2.2.2.4 Devenir du cadmium dans l'environnement

Le degré auquel le Cr (III) peut interagir avec les autres composants du sol est limité par le fait que la plupart du Cr (III) est présent sous forme de précipités insolubles d'oxyde de chrome. Ainsi le Cr (III) est relativement stable dans la plupart des sols (Kabata-Pendias *et al.*, 1984), bien que l'oxydation du Cr (III) en Cr (VI) puisse survenir sous des conditions environnementales spécifiques. Les facteurs qui influencent le taux d'oxydation du chrome incluent le pH du sol, la concentration de Cr (III), la présence d'ions métalliques compétiteurs, la disponibilité des oxydes de manganèse, la présence d'agents de chélation (c'est-à-dire des composés organiques à faible masse moléculaire) et l'activité de l'eau dans le sol (CCME, 1999).

L'oxydation du Cr (III) est favorisée par des conditions acides (Bartlett *et al.*, 1979; Bartlett, 1986 ; Fendorf *et al.*, 1992). Ce comportement est attribuable à la solubilité accrue du Cr (III) à des pH plus faibles, ce qui permet un contact accru avec les agents oxydants. Le Cr (III) doit être sous une forme mobile pour subir une oxydation sur les surfaces des oxydes de manganèse (Bartlett, 1991). Outre l'augmentation résultant d'une diminution de pH, la

solubilité du Cr (III) est aussi augmentée par la chélation de ce dernier à des composés à faible masse moléculaire comme les acides citriques et fulviques (Bartlett *et al.*, 1988). Il existe relativement peu d'oxydants reconnus pour provoquer l'oxydation du Cr (III) dans le sol car le potentiel d'oxydoréduction du couple Cr (VI)/Cr (III) est passablement élevé. Les agents oxydants typiques incluent l'oxygène dissous et les oxydes de manganèse (Rai *et al.*, 1989).

Les facteurs qui influencent la réduction du Cr (VI) en Cr (III) dans le sol incluent le pH du sol, la présence de donneurs d'électrons tels que la matière organique et les ions ferreux, et les teneurs du sol en oxygène. Plusieurs études ont démontré que la réduction du Cr (VI) augmente avec la diminution du pH du sol (Bartlett *et al.*, 1976; Bloomfield *et al.*, 1980; Bartlett, 1991; Eary *et al.*, 1991). Le pH du sol affecte le degré de charge positive et négative sur les surfaces des colloïdes du sol, influençant directement la disponibilité des donneurs d'électrons (Bartlett *et al.*, 1988). Rai *et al.* (1989) ont conclu que les solutions acides du sol augmentent la libération d'ions de fer divalent [Fe(II)] à partir des minéraux du sol, ce qui augmente la réduction du Cr (VI). Les auteurs ont aussi noté que l'action réductrice de la matière organique sur le chrome augmente avec la diminution de pH.

La réduction du Cr (VI) en Cr (III) est retardée significativement dans les sols pauvres en donneurs d'électrons appropriés tels que les minéraux ferreux, les silices, les formes réduites de sulfure et la matière organique (Palmer *et al.*, 1991). Bartlett *et al.* (1976) n'ont trouvé aucune indication de réduction du Cr (VI) dans les sols à très faible teneur en matières organiques (<0,05%). De façon similaire, Ottabong (1989) a observé que la réduction du chrome augmentait linéairement avec l'augmentation de la teneur en humus du sol. La réduction du Cr (VI) par le Fe (II) pourrait être un processus de devenir important dans les sous-sols où les teneurs en matières organiques sont typiquement faibles (Bartlett *et al.*, 1988; Eary *et al.*, 1991).

La réduction du chrome est augmentée en conditions anaérobies, comme par exemple dans les sols saturés d'eau (Bloomfield *et al.*, 1980; Bartlett, 1991; Losi *et al.*, 1994a). Étant donné que l'oxygène est un capteur d'électrons, on croit qu'il inhibe la réduction du Cr (VI) par compétition directe pour les donneurs d'électrons (Losi *et al.*, 1994b). Il est aussi possible que les sols saturés d'eau augmentent la réduction du chrome à cause de l'augmentation de rétention du CO₂, qui tend à diminuer le pH du sol (Losi *et al.*, 1994a). L'activité microbienne

du sol peut influencer indirectement la réduction du Cr (VI) en diminuant les concentrations d'oxygène du sol et en augmentant les niveaux de CO₂ (CCME, 1999).

Le Cr (III) est fortement adsorbé par les particules argileuses, la matière organique du sol, les oxyhydroxydes métalliques et les autres particules chargées négativement. À un pH inférieur à 4, le Cr (III) est fortement adsorbé par les argiles kaolinite et montmorillonite. À des pH entre 4 et 5, une combinaison d'adsorption et de précipitation rend cette forme immobile dans la plupart des sols (CNRC, 1976 ; Jaworski, 1985). Comme la charge négative des surfaces argileuses augmente avec l'augmentation de pH, l'adsorption du Cr (III) par les minéraux argileux augmente avec l'augmentation du pH du sol.

Bien que le Cr (VI) ne soit pas facilement adsorbé sur la plupart des surfaces, il est adsorbé par les minéraux argileux qui possèdent des groupes hydroxyles inorganiques exposés, y compris les oxydes de fer et d'aluminium (Rai *et al.*, 1989; Zachara *et al.*, 1989). L'adsorption du Cr (VI) augmente avec la diminution du pH en raison de la protonation des sites hydroxyles de surface. Le processus d'adsorption peut être décrit comme une réaction produisant un complexe de surface entre la forme Cr (VI) et un site hydroxyle en surface soit sur les oxydes de fer ou d'aluminium, ou au bord des couches de silicate. Ainsi l'adsorption du Cr (VI) augmente proportionnellement aux concentrations d'oxydes de fer et d'aluminium. D'autre part, la présence de SO₄²⁻ et de carbone inorganique dissous réduit l'adsorption du Cr (VI) (Zachara *et al.*, 1989). En général, les vieux sols (sol du sud) dominés par des colloïdes riches en oxydes adsorbent plus le Cr (VI) que les jeunes sols acides (plus au nord) (Bartlett *et al.*, 1988; Bartlett, 1991).

Il est important de noter que les processus d'adsorption et de réduction du chrome peuvent survenir simultanément dans la matrice du sol. Il est donc difficile de distinguer quel processus est responsable d'un déclin observé expérimentalement des niveaux de Cr (VI) dans le sol. Ceci peut avoir des implications significatives pour les efforts de réhabilitation des sites contaminés, puisque le Cr (VI) adsorbé peut être remis en circulation par des changements géochimiques de la sous-surface (p. ex., changements de pH à la suite de l'épandage de chaux ou d'engrais riches en phosphate) (CCME, 1999).

Les solides du Cr (III), comme l'oxyde de Cr (III) (Cr₂O₃) et les complexes phosphatés de Cr (III), sont pratiquement insolubles à des pH >4 et n'ont donc pas tendance à être lessivés de la matrice du sol vers la nappe phréatique. Excédant rarement 50 µg.L⁻¹, le Cr (III)

constitue un très faible pourcentage du chrome total retrouvé dans les eaux souterraines naturelles et contaminées (Calder, 1988).

Les solides du Cr (VI), sauf le BaCrO_4 , sont solubles à l'intérieur des conditions existant dans les sols. L'adsorption du Cr (VI) par les argiles, les sols et les matériaux naturels des aquifères va de faible à modéré dans les conditions typiques de pH de la nappe phréatique (pH 6,8). À un pH >8,5, le Cr (VI) est totalement mobile et peut facilement être lessivé du sol vers la nappe phréatique. Le Cr (VI) peut être stabilisé dans le profil du sol par la réduction en Cr (III) relativement immobile ou par l'adsorption aux minéraux solides. Toutefois, le Cr (VI) qui n'est pas adsorbé ou réduit en Cr (III) demeure fortement mobile dans le profil du sol (CCME, 1999).

3.2.2.2.5 Comportement et effets du chrome chez le biote

3.2.2.2.5.1 Processus microbiens des sols

La toxicité du Cr (III) et du Cr (VI) envers les processus du sol contrôlés par les micro-organismes a été comparée par Fenke (1977), qui a déterminé que le Cr (VI) est un inhibiteur plus efficace de la nitrification que le Cr (III). Le Cr (VI) a temporairement inhibé la nitrification à des concentrations de 60 et de 120 mg.kg^{-1} de poids sec, mais le taux de nitrification est redevenu normal après 100 j d'incubation. Cependant, le traitement avec 240 mg.kg^{-1} de poids sec de Cr (VI) a inhibé la nitrification au-delà de 100 j. Par comparaison, une dose de 180 mg.kg^{-1} de poids sec de Cr (III) a provoqué une légère augmentation de la nitrification entre le jour 14 et le jour 100. Liang *et al.* (1978) ont observé que la nitrification était inhibée de 59 à 96 % jusqu'à 10 j après le traitement dans trois sols différents traités avec 50 μmoles de CrCl_3 .

La concentration efficace médiane (CE_{50}) induisant une réduction de la respiration dans le sol dans cinq types de sol était supérieur à 5000 mg.kg^{-1} de poids sec (Doelman *et al.*, 1984). Skujinš *et al.* (1986) ont mesuré une CE_{50} pour l'inhibition de la respiration dans le sol après une incubation de 20 j à >200 $\mu\text{g Cr (III).kg}^{-1}$ de poids sec. Chang *et al.* (1981) ont observé une diminution de 45 % dans l'évolution cumulative du CO_2 à 50 mg.kg^{-1} de poids sec. Drucker *et al.* (1979) ont noté que 1 mg de Cr (VI). kg^{-1} de poids sec réduisait significativement la respiration après 13 j d'exposition. Après 24 j, la CSEO était de 10 mg Cr(VI). kg^{-1} de poids sec, la respiration étant réduite significativement à 100 mg Cr (VI). kg^{-1} de poids sec.

3.2.2.2.5.2 Plantes terrestres

Le chrome est une composante naturelle des tissus végétaux, quoique les concentrations varient considérablement selon les différentes espèces de plante, les différents tissus végétaux et les différents types de sol. Les niveaux dans les pousses des plantes cultivées dans des sols non contaminés n'excèdent habituellement pas $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ de poids sec. Des concentrations dans l'ensemble de la plante $>3 \text{ mg.kg}^{-1}$ de poids sec indiquent une contamination possible et/ou une accumulation accrue (Williams, 1988 ; Janus *et al.*, 1989). Il y a des cas rapportés de plantes qui, croissant dans des sols serpentins, ont accumulé des concentrations de chrome aussi élevées que 100 mg.kg^{-1} de poids sec, mais les plantes excèdent rarement cette valeur (Brookes, 1987).

Bien qu'il ait été clairement établi que le Cr (III) est essentiel à la nutrition animale, il n'a pas été démontré que le chrome soit essentiel aux plantes. Des concentrations détectables de chrome sont présentes dans les plantes, et certaines observations soutiennent que le Cr (III) a des effets stimulants sur la croissance et le rendement des plantes (Mertz, 1969 ; OMS, 1988).

Plusieurs études ont démontré que la translocation de chrome aux cellules des plantes et l'absorption de chrome à partir des sols ou de solutions nutritives sont très faibles. Ainsi, les concentrations de chrome dans les portions comestibles des plantes demeurent faibles même lorsqu'elles croissent dans un sol contaminé au chrome (Sykes *et al.*, 1981; de Haan *et al.*, 1985). En général, les racines contiennent des concentrations plus élevées de chrome que les tiges, les feuilles ou les fruits (Williams, 1988).

Les symptômes visuels de toxicité du chrome sur les plantes incluent la chlorose, une croissance réduite, des feuilles recourbées et décolorées, et des systèmes racinaires peu développés (CNRC, 1976). Les concentrations les plus faibles de chrome total dans les sols pour lesquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 21 et 31 mg.kg^{-1} . Ces concentrations ont produit des réductions de 50 % des récoltes de tomates et d'avoine, respectivement. La germination des graines de radis et de laitue est réduite de 50 % à des concentrations allant de 81 à 397 mg.kg^{-1} (CCME, 1999).

Les concentrations les plus faibles de Cr (VI) dans les sols pour lesquelles des effets phytotoxiques ont été observés sont de 1,8 et $6,8 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ces concentrations ont produit des réductions de 50 % des récoltes de laitue et de tomates, respectivement. Des réductions de

50% chez plusieurs indicateurs de croissance surviennent à des concentrations allant de 1,8 à 67 mg de Cr (VI).kg⁻¹ (Adema *et al.*, 1989).

3.2.2.2.5.3 Invertébrés terrestres

Les métaux lourds sont généralement absorbés à travers la paroi intestinale. Certains métaux (p. ex., plomb) sont aussi absorbés à travers la peau. Hall (1988) a avancé que le revêtement mucoïde qui entoure le ver de terre *Acini fatuity* peut lier et retenir les métaux lourds. En fait, il se peut que ce mucus prévienne l'exposition cuticulaire aux métaux lourds.

Ma (1982) a étudié l'absorption de métaux lourds par trois espèces de vers de terre (*Allolobophora caliginosa*, *Lumbricus rubellus* et *Dendrobaena rubida*) dans six sols différents. Le chrome s'est comporté de la même façon dans tous les sols et ne s'est accumulé significativement dans aucune des trois espèces de vers. Ma (1982) a conclu que la faible accumulation de chrome découlait de sa biodisponibilité réduite pour les vers de terre.

3.2.2.2.5.3 Animaux d'élevage et faune sauvage

L'ingestion de nourriture est la source principale d'exposition au chrome pour les oiseaux et les mammifères sauvages. L'absorption gastro-intestinale de chrome est généralement faible. Les composés de Cr(VI) sont généralement absorbés plus efficacement à partir du tube digestif (2 à 10 % de la dose) que les composés inorganiques de Cr(III) (0,5 à 3 %) (Taylor *et al.*, 1978; Halford *et al.*, 1983).

En général, l'inhalation représente une voie d'exposition moins importante que les sources alimentaires. Cependant, l'absorption de chrome inhalé semble être plus élevée que l'absorption du chrome ingéré. Approximativement 12 % du Cr(III) inhalé et 30 % du Cr(VI) sont absorbés par l'épithélium des poumons (Outridge *et al.*, 1993).

À la suite d'une exposition par voie orale au Cr(III), le foie est le principal site d'accumulation. À l'opposé, le Cr(VI) se répartit plus largement dans les reins, la rate, le foie, les poumons et les os (Outridge *et al.*, 1993). L'exposition prolongée au chrome résulte en une accumulation significative de chrome dans les tissus osseux (Fitzgerald *et al.*, 1985).

Peu d'études ont traité des effets toxicologiques du chrome sur les mammifères sauvages, les oiseaux ou les animaux d'élevage à partir d'observations provenant d'expériences contrôlées, et aucune de ces études n'a comporté l'exposition d'animaux à partir du sol (CCME, 1999).

3.2.2.3 Phytotoxicité du chrome

Les composés du chrome sont très toxiques (chrome trivalent et hexavalent) sont très toxiques pour les plantes et préjudiciables à leurs croissances et leurs développements ; affectant plusieurs métabolismes physiologiques et métaboliques.

a) Croissance et développement

La croissance et le développement des plantes sont des processus essentiels de la vie et de la propagation des espèces végétales. La croissance est principalement exprimée en fonction du génotype et de son environnement, qui consiste en les facteurs de croissance externes et internes. La présence du chrome dans l'environnement externe des plantes entraîne des changements dans la croissance et le développement (Shanker *et al.*, 2005).

b) Germination

La germination des graines est le premier processus physiologique affecté par le chrome. La capacité d'une graine à germer dans un milieu contenant du chrome serait indicatif de son niveau de tolérance à ce métal (Peralta *et al.*, 2001). Des niveaux élevés (500 ppm) du chrome hexavalent dans le sol réduit la germination jusqu'à 48% dans les semences d'haricots (*Phaseolus vulgaris*) (Parr *et al.*, 1982). Peralta *et al.* (2001) ont constaté que 40 ppm de Cr (VI) réduisaient de 23% la capacité des semences de Luzerne (*Medicago sativa* cv. Malone) à germer et à croître dans le milieu contaminé. Des réductions de 32 à 57% dans la germination des bourgeons de la canne à sucre avec 20 et 80 ppm de chrome (Jain *et al.*, 2000).

La réduction de la germination des graines soumises à un stress au chrome pourrait être due à l'effet délétère du chrome sur l'activité des amylases et sur le transport des sucres aux embryons. D'autre part, l'activité des protéases augmente avec le traitement du chrome, ce qui pourrait aussi contribuer à la réduction de la germination des semences traitées au chrome (Zeid, 2001).

c) Croissance des racines

La diminution de la croissance des racines causée par les métaux lourds dans les arbres et les cultures (Breckle, 1999 ; Goldbold *et al.*, 1991 ; Tang *et al.*, 2001). La longueur des racines de l'arbre *Caesalpinia pulcherrima* a été inhibée par 1000 ppm de chrome (Iqbal *et al.*, 2001). Le poids total et la longueur des racines de blé ont été affectés par un traitement de 20 mg.Kg⁻¹ sol (K₂Cr₂O₇) (Chen *et al.*, 2001). Panda *et al.* (2000) ont constaté que les concentrations les plus élevées du chrome diminuent la longueur moyenne des racines des plantules. La diminution de la croissance des racines en raison de la toxicité du chrome peut être due à : (1) l'inhibition de la division cellulaire dans les racines, ou (2) à l'inhibition de l'élongation racinaire ou encore, (3) à l'inhibition de l'extension du cycle cellulaire dans les racines (Shanker *et al.*, 2005).

La réduction de la croissance racinaire peut être due également au contact des racines des plantes avec un milieu contenant du chrome provoquant une incapacité des racines à absorber l'eau du milieu (Barcelo *et al.*, 1986).

d) Croissance des tiges

Les effets nocifs du chrome sur la hauteur des plantes et la croissance des pousses ont été rapportés (Rout *et al.*, 1997). Lorsque le chrome a été ajouté à 2, 10 et 25 ppm à des solutions nutritives dans les cultures d'avoine. Barton *et al.* (2000) ont observé que l'addition du Cr (III) inhibe la croissance des pousses de Luzerne. Sharma *et al.* (1993) ont rapporté qu'après 32 et 96 jours, la hauteur des plantes de blé (*Triticum aestivum* cv. UP2003) traitées au dichromate de sodium a été réduite de manière significative. La réduction de la hauteur de la plante pourrait être principalement due à la réduction de la croissance des racines et de la perturbation du transport de l'eau et des nutriments vers les tiges de la plante. De plus, le transport du chrome vers les parties aériennes de la plante peut avoir un effet direct sur le métabolisme cellulaire des pousses causant la réduction de la hauteur des plantes (Shanker *et al.*, 2005).

e) Croissance foliaire

Le développement et la croissance foliaire déterminent les taux de rendement des cultures (Shanker *et al.*, 2005). Sharma *et al.* (1993) et Tripathi *et al.*, (1999) ont noté que les caractères de la croissance foliaire pourraient servir comme bioindicateurs convenables pour la pollution par les métaux lourds et dans la sélection des espèces résistantes.

f) Rendements

La plupart des processus physiologiques et biochimiques sont gravement touchés par le chrome, et en conséquence, le rendement et la productivité des cultures sont également affectés (Barcelo *et al.*, 1993). Golovatyj *et al.* (1999) ont rapporté que dans les essais en pots, l'addition du chrome à des niveaux de 100 et 300 mg. Kg⁻¹ de sol provoque une baisse des rendements de l'orge et du maïs. Chez le blé traité par 0,5 mM, le nombre de fleurs par plante a diminué de 50% par rapport aux plantes témoins. Ainsi, le nombre de grains par plante a diminué de 59% (Sharma *et al.*, 1993). L'effet nuisible sur le rendement et la matière sèche est essentiellement dû à l'effet indirect du chrome sur les plantes. L'effet négatif global du chrome sur la croissance et le développement des plantes pourrait provoquer une grave dépréciation de l'absorption des nutriments minéraux et de l'eau menant à une carence dans les tiges. En outre, le mécanisme normal de l'absorption sélective des nutriments inorganiques peut être détruit par les dommages oxydatifs, permettant une absorption de grandes quantités de Cr (VI) par les racines et sa translocation vers les tiges, causant des dommages oxydatifs au niveau de l'appareil photosynthétique et mitochondrial reflétant finalement ou éventuellement une faible croissance (Shanker *et al.*, 2005).

g) Photosynthèse

Le stress provoqué par le chrome est l'un des facteurs importants qui nuit à la photosynthèse, en termes de fixation du CO₂, des transports d'électrons, de la photophosphorylation et des activités enzymatiques (Clijsters *et al.*, 1985). Le chrome pourrait induire : (1) l'inhibition de la photosynthèse qui est due à la désorganisation de l'ultrastructure des chloroplastes (Vazques *et al.*, 1987), (2) l'inhibition du transport des électrons, ou (3) l'influence du Cr sur les enzymes du cycle de Calvin (Shanker *et al.*, 2005). Zeid (2001), a observé que la plus forte concentration du chrome (10⁻² M) testée chez les plantes de petits pois réduisait dramatiquement le processus de photosynthèse. Krupa *et al.* (1995) ont donné une certaine hypothèse concernant le possible mécanisme de toxicité des métaux lourds sur la photosynthèse et présentant une liste d'enzymes clés de la réduction photosynthétique carbonique, qui a été inhibé chez des plantes traitées par les métaux lourds (principalement des céréales et des légumineuses). L'inactivation des enzymes impliquées dans la voie de la biosynthèse de la chlorophylle peut aussi contribuer à la réduction générale de la teneur en chlorophylle de la plupart des plantes traitées au chrome.

h) Eau et nutrition minérale

Le chrome provoque un affaiblissement de la distribution spatiale et une réduction de la surface des racines des plantes traitées au chrome, ce qui engendre un abaissement de la capacité des plantes à absorber l'eau à la surface du sol. L'un des effets les plus toxiques du chrome (VI) est l'inhibition de la conductance stomatique qui peut être due au fort potentiel oxydatif du chrome (VI), qui peut à son tour contribuer à endommager les cellules et les membranes des cellules stomatiques (Shanker *et al.*, 2005).

Le chrome, en raison de sa similarité structurelle avec certains éléments essentiels, peut affecter la nutrition minérale des plantes de manière complexe (Shanker *et al.*, 2005). Le chrome (III) et le Cr (VI) sont pris par les plantes par des mécanismes différents (Zaccheo *et al.*, 1985). Il a été suggéré que les deux formes du chrome peuvent interférer avec l'absorption de plusieurs autres éléments ioniques similaires avec le Fer (Fe) et les sulfures (S) (Skeffington *et al.*, 1976). Il est possible que le chrome entre en compétition efficacement avec différents éléments pour gagner une entrée rapide dans les tissus des plantes.

Il faut noter que le chrome est un élément toxique et non essentiel pour les plantes, et par conséquent, les plantes peuvent ne pas posséder un mécanisme spécifique de transport de chrome (Shanker *et al.*, 2005).

i) Enzymes antioxydants

L'induction et l'activation des activités antioxydantes superoxyde dismutase (SOD) et la catalase sont une majeure partie des mécanismes de détoxification des métaux dans les plantes (Prasad, 1998 ; Shanker *et al.*, 2003). Gwozdz *et al.* (1997) ont constaté qu'à de faibles concentrations des métaux lourds, des activités antioxydantes enzymatiques augmentent, tandis qu'à de fortes concentrations, l'activité catalase diminue. L'augmentation des activités enzymatiques antioxydantes observée aurait été en réponse directe à la génération du radical superoxyde et le blocage de la chaîne de transport d'électrons dans les mitochondries induits par le chrome. L'activité de l'enzyme diminue lorsque la concentration externe du chrome augmente ce qui pourrait être dû à l'effet inhibiteur des ions de chrome sur le système de l'enzyme (Shanker *et al.*, 2005).

j) Glutathion

L'inter-conversion des formes oxydées du glutathion a pour rôle de garder le statut redox de la cellule ainsi que de piéger les radicaux libres ce qui pourrait causer une

diminution du GSH. Une augmentation des peptides liant les métaux comme les métallothionéines sous stress du chrome (VI) a été rapportée (Shanker *et al.*, 2004).

3.2.2.4 Prélèvement, accumulation et transports du chrome

3.2.2.4.1 Absorption et transport du chrome

L'absorption, processus physiologique qui implique le franchissement de la membrane plasmique des cellules racinaires pour les plantes et qui permet ainsi l'entrée d'un nutriment dans la plante à partir de la solution du sol (Marschner, 1995). La première interaction du chrome avec une plante se fait au cours du processus d'absorption. Le chrome est un élément non essentiel toxique pour les plantes ; par conséquent, elles ne possèdent pas de mécanismes spécifiques pour son absorption. Les effets toxiques du chrome dépendent principalement de la spécificité du métal, qui détermine son absorption, sa translocation et son accumulation. Selon Cervantes *et al.* (2001), l'absorption du Cr (VI) par les racines se fait par transport actif. Il implique le co-transport d'anions comme les sulfates, alors que l'absorption du Cr (III) est probablement un transport passif de Cr (III) associé à des composés organiques (Srivastava *et al.*, 1999).

3.2.2.4.2 Prélèvement et accumulation du chrome

Le chrome et plus particulièrement le Cr (VI) est un élément très toxique aussi bien pour la faune que pour la flore. Cette toxicité a notamment été démontrée à différents degrés et étapes du stade de croissance et développement des plantes (Shanker *et al.*, 2005). Des concentrations de 0.5 mg L⁻¹ en solution et de 5 mg kg⁻¹ dans le sol se sont révélées toxiques pour les plantes (Turner *et al.*, 1971). Lors d'expérimentations sur colonnes, Banks *et al.* (2006) ont pu mettre en évidence la présence de chrome au sein des tissus des plantes, et ont estimé que les plantes prélevaient seulement 1% du Cr disponible au sein des sols. Le développement racinaire s'avère plus profond dans le cas des sols dont la teneur en chrome est plus faible, suggérant une forte phytotoxicité du chrome Banks *et al.* (2006). Certaines bactéries et plantes ont développé au cours de l'évolution des formes de résistance aux métaux et se développent sans problème sur des sites présentant de fortes teneurs en ETM (Aggangan *et al.*, 1998 ; Cervantes *et al.*, 2001; Brady *et al.*, 2005; Reeves *et al.*, 2007). Certaines plantes, tolérantes, accumulatrices ou hyper accumulatrices, sont utilisées pour la revégétalisation des sites riches en ETM voire la phytoremédiation (Brett *et al.*, 1998 ; Robinson *et al.*, 1998; , *et al.*, 1999 ; Proctor, 2003; Whiting *et al.*, 2004).

Cependant, les relations existant entre les plantes et le chrome restent encore sujettes à de nombreuses interrogations, et notamment l'accumulation par certaines espèces. Les recherches traitant des interactions entre le Cr et les plantes sont relativement limitées (Cary *et al.*, 1990). A ce jour, les espèces hyperaccumulatrices de chrome connues dans la littérature ne sont pas nombreuses (*Leersia hexandra Swartz* au sud de la Chine (Zhang *et al.*, 2006), *Dicoma nicolifera* et *Sutera fodina* (Baker *et al.*, 1989) au Zimbabwe), et de nombreuses interrogations subsistent. En effet, la notion d'hyperaccumulation fait intervenir une concentration minimale en élément dans la partie aérienne, i.e. translocation de l'élément depuis la racine vers la feuille. Zayed *et al.* (2003) notent que la quasi-totalité du Cr absorbé (>99%) reste dans les racines où il est rapidement réduit. Ce résultat confirme l'étude sur le haricot menée par Huffman *et al.* (1973) qui démontrent que seulement 0.1% du Cr s'est accumulé dans la graine contre 98% dans les racines. L'accumulation du chrome au sein des vacuoles des cellules racinaires pourrait expliquer son immobilisation dans les racines, et diminuer sa toxicité. Etant donnée cette forte immobilisation dans les racines, les biologistes envisagent une réduction rapide du Cr (VI) au sein des cellules associé à la production de radicaux libres et le stockage du Cr (III) au sein des vacuoles (Shanker *et al.*, 2005).

Ainsi, la notion de tolérance de certaines espèces semble plus en adéquation. Cervantes *et al.* (2001) ont mis en évidence que certaines bactéries avaient acquis une capacité de tolérance vis-à-vis de teneurs importantes en chromate grâce à des mécanismes de réduction et d'exsudation. Le Cr (VI) est la forme toxique car c'est la forme sous laquelle le chrome est oxydant mais aussi car c'est la forme capable de pénétrer dans les cellules de l'organisme (Bourrelier *et al.*, 1998).

3.2.2.5 Réponses et mécanismes de détoxification du chrome

Dans la plupart des organismes aérobies, il est nécessaire d'éliminer efficacement les espèces réactives de l'oxygène toxiques (ROS) générées à la suite de stress environnementaux. Les métaux lourds sont connus pour produire ces ROS toxiques, qui dégradent des composants cellulaires importants induisant un stress oxydatif (Dietz *et al.*, 1999 ; Panda, 2002). Afin de contrôler le niveau des ROS et de protéger les cellules contre les dommages oxydatifs, les plantes ont développé un système de défense antioxydant complexe. Ces systèmes antioxydants comprennent divers mécanismes enzymatiques et non enzymatiques, qui jouent un rôle important dans la signalisation des ROS chez les végétaux (Vranova *et al.*, 2002). La réponse antioxydante des plantes au stress oxydatif induit par un

métal est variable et dépend du type de la plante et du métal en question. Cependant, contrairement à d'autres métaux lourds comme le cadmium, le zinc et le fer, les informations sur le métabolisme antioxydant pour le stress du chrome sont rares (Panda *et al.*, 2005).

Les enzymes antioxydantes (CAT, GPX, APX, GR et SOD) ont été étudiées chez de nombreux végétaux supérieurs comme le riz, le blé, les petits pois, et même chez les végétaux inférieurs comme les mousses (Panda *et al.*, 2004).

- **Les métallothionéines, les phytochélatines et les acides organiques**

Les métaux lourds comme Cr, Cd, Zn, Fe, Al, Pb, As sont très réactifs et toxiques pour les cellules vivantes. Certains métaux lourds, en particulier Cu, Zn et Fe sont des micronutriments essentiels impliqués dans divers processus physiologiques mais deviennent toxiques au-delà de certaines concentrations de seuil. Les plantes ont développé des mécanismes complexes par lesquels ils contrôlent l'absorption et l'accumulation de métaux lourds (Cobbett *et al.*, 2001). Ces mécanismes impliquent la chélation et la séquestration des ions métalliques par une classe particulière de la liaison des ligands métalliques phytochélatines libellés (PC) et les métallothionéines (MTs) (Cobbett, 2000 ; Cobbett *et al.*, 2001).

Les métallothionéines ont un rôle possible dans la désintoxication du chrome dans les plantes et il a été rapporté pour le sorgho que les métalloprotéines se sont exprimées sous contrainte du chrome (Shanker *et al.*, 2004). Les métallothionéines sont le produit de traduction de l'ARNm et se caractérisent aussi par un faible poids moléculaire riche en cystéine (ligand qui lie les métaux) (Kagi, 1991). Le rôle des métallothionéines ou des phytochélatines dans la désintoxication du chrome par les plantes n'a pas été bien étudié par rapport à celui des autres métaux lourds comme le cadmium, le mercure, le cuivre, etc., et par conséquent, il y'a peu d'informations sur la participation de ces ligands de liaison des métaux dans la désintoxication du chrome chez les plantes. Une étude sur les effets du Cr (VI) sur le gène d'expression MT3 en utilisant des variétés sensibles et tolérantes au chrome a révélé une bande de forte intensité correspondant au gène d'intérêt dans la variété résistante par rapport à la variété sensible. Ceci suggère que sous l'effet du stress du chrome il pourrait y avoir des taux élevés de transcription de métallothionéines, en particulier dans la variété tolérante (Shanker *et al.*, 2004).

Le rôle des phytochélatines dans la régulation de la toxicité des métaux a été rapporté chez les plantes. Il a été suggéré que la production des ROS et du H₂O₂ à la suite d'une exposition au chrome, peuvent déclencher des signaux pour induire la transcription d'ARNm des métallothionéines (Shanker *et al.*, 2004). Ainsi, les métallothionéines peuvent jouer un rôle très important dans la désintoxication du chrome dans les plantes, peut-être par liaison des ions du chrome en les rendant non toxiques. Cependant, le rôle des métallothionéines dans la désintoxication du chrome dans les plantes n'est pas bien compris ni bien étudié. L'étude de leur rôle reste encore un défi pour l'avenir (Patra *et al.*, 2005).

Les racines contiennent des acides organiques qui se lient à des métaux à partir de formes hautement insolubles dans le sol et les acides comme l'acide citrique et malique qui peuvent agir comme ligands pour les métaux essentiels (Rauser, 1999). Le rôle de l'acide citrique dans la régulation de la désintoxication de l'aluminium et du nickel dans les plantes a été clairement démontré (Yang *et al.*, 2003). Les exsudats racinaires sont des agents très importants qui forment des complexes avec des métaux de trace et affectent leur comportement redox (Hale *et al.*, 1974 ; Caltado *et al.*, 1988). Les exsudats racinaires contenant des acides organiques peuvent former des complexes avec le chrome, les rendant disponibles pour leur absorption par les plantes (Bartlett *et al.*, 1988). Les études sur le rôle des acides organiques dans toxicité du chrome dans *Lycopersicon esculentum* ont montré qu'en présence d'acides organiques tels que les acides aminés carboxyliques, l'absorption du chrome est améliorée dans les racines (Srivastava *et al.*, 1999).

Cependant, parmi ces types d'acides organiques, les acides aminés se sont révélés moins efficaces dans la mobilisation du chrome (Srivastava *et al.*, 1999). Les acides organiques comme l'acide citrique, l'acide aspartique et l'acide oxalique peuvent convertir le chrome inorganique en se liant organiquement, ce qui rend soluble pendant une période de temps plus longue et, par conséquent disponible pour les plantes (James *et al.*, 1983). D'autres acides organiques peuvent jouer un rôle important dans la désintoxication du chrome mais leurs mécanismes ne sont pas encore complètement compris (Patra *et al.*, 2005).

4. Moyens de lutte et mécanismes de résistance contre le stress oxydatif

Au cours de leur vie, les plantes cultivées sont soumises à une multitude de stress susceptibles de leur causer préjudice. Tant de nature biotique qu'abiotique, les stress environnementaux affectent la croissance et le développement des cultures causant ainsi des pertes substantielles de rendements pour l'industrie agroalimentaire. Afin de lutter contre les

divers ennemis des cultures, l'homme a développé une panoplie de moyens de lutte chimique qui, bien que si efficaces, représentent un risque incontestable pour l'environnement et la santé humaine. Ainsi, il devient essentiel de développer des méthodes de lutte alternatives moins dommageables.

A cet effet, le silicium (ou silice) pourrait s'avérer une avenue intéressante. Peu connu des phytologistes, cet élément occupe une place prépondérante dans la nature où il est rencontré en quantité importante tant dans le sol, que chez les animaux et les végétaux. Généralement considérée comme non essentielle au cycle vital des plantes, la silice est reconnue depuis des dizaines d'années pour ses propriétés prophylactiques envers les stress biotiques et abiotiques tels que la verse, la sécheresse, les métaux lourds, les insectes phytophages et les pathogènes fongiques (Epstein, 1994 ; Epstein, 1999).

4.1 Le silicium dans le sol

Le silicium (silice), l'élément le plus abondant de la croûte terrestre après l'oxygène (Ma *et al.*, 2008 ; Epstein, 1999). Son abondance s'explique par le fait que la majorité des minéraux composant la roche mère des sols sont des silicates et des aluminosilicates (Epstein, 2001). On le trouve abondamment dans le monde minéral, où il joue un rôle structurant essentiel. On le trouve également chez les végétaux et les animaux où il occupe une place secondaire, le plus souvent liée à la structure ou la protection (Pouliquen, 2006).

Dans le sol, le silicium peut être lié au fer et à l'aluminium au sein des silicates, adsorbée sur les particules de sols, ou présent sous forme de silice polymérisée (SiO_2), appelée également quartz (Jones *et al.*, 1967). La forme solide du silicium dans le sol est la silice (SiO_2) et la forme soluble est l'acide silicique (H_4SiO_4). La solubilité du silicium est peu influencée par le pH à des valeurs variant entre 2 et 9. Au-delà de cette valeur, l'acide silicique s'ionise, ce qui a pour effet d'en accroître la solubilité de façon importante (Epstein, 2001).

Le silicium est très absorbant et peut facilement créer des liaisons. Dans le sol elle contribue à la stabilisation de la structure grumeleuse en liant les particules d'argile. Comme elle occupe les mêmes points de liaison que le phosphate, elle peut libérer du phosphore déjà lié aux particules du sol ou empêcher une liaison trop rapide du phosphore apporté par la fumure. Il s'agit uniquement d'un processus d'échange ; ni le phosphate brut apporté, ni la fumure phosphatée ne pourront être réduits sur le long terme. Les plantes utilisent la silice

principalement pour la stabilisation des tissus cellulaires et la résistance aux maladies (Gugger *et al.*, 2010).

4.2 Teneurs du silicium chez les plantes

Les plantes puisent le silicium dans le sol. On le retrouve sous trois formes :

- Une forme insoluble correspondant à la polymérisation de l'acide silicique. On trouve ces polymères au niveau de l'épiderme ou ils jouent un rôle de consolidation de la structure.
- Une forme soluble, constituée d'acide orthosilicique non polymérisé, souvent associé à des glucides ou des protéines. Ils forment alors des complexes organiques du silicium appelés silice colloïdale.
- Une forme véritablement organique est décrite par certains auteurs, fugace dans la sève lors de son passage et difficile à identifier dans la composition finale de la plante.

Les plantes supérieures contiennent généralement entre 0,1 et 10% de leur matière sèche sous forme de silice. Ces valeurs s'apparentent grandement à celles retrouvées pour plusieurs éléments essentiels tels que le calcium (0,1 à 0,6%) et le soufre (0,1 à 1,5%) (Epstein, 1994 ; Epstein, 1999). Chez certaines espèces présentant les plus fortes teneurs en silice, les concentrations rencontrées dépassent même de beaucoup celles de macroéléments. Même aux plus faibles concentrations, soit environ 0,1%, la teneur en silice des tissus végétaux varie énormément d'une espèce à l'autre comparativement à celle des autres éléments. La variation peut également être importante entre les cultivars au sein d'une même espèce. Cette variation s'explique en partie par la plante elle-même, en raison de sa capacité intrinsèque à absorber la silice, mais également par l'environnement et la nature du sol dans lequel elle pousse (Ma *et al.*, 2001). De façon générale, les monocotylédones présentent des concentrations en silice beaucoup plus élevées que les dicotylédones.

4.3 Rôles de silicium

La présence du silicium est une nécessité biologique (Epstein, 1994). En effet, en absence de silicium les plantes ont généralement une structure plus faible que les plantes riches en silicium, appelées plantes bioaccumulatrices de silicium, mais aussi des anomalies en termes de croissance, de développement, de viabilité, de reproduction et sont plus sujettes au stress biotique et abiotique (Epstein, 1999). Depuis quelques années d'ailleurs, la recherche dans le

domaine de l'agriculture s'intéresse de plus en plus au rôle du silicium dans la santé des plantes et dans la productivité des sols (Datnoff *et al.*, 2001).

Au cours de leur croissance, les plantes rencontrent une multitude d'ennemis et de conditions adverses susceptibles de leur causer un stress pouvant nuire à leur croissance et à leur développement. D'un point de vue agricole, les baisses de rendement encourues à la suite d'un stress, biotique ou abiotique, sont fréquentes et représentent des pertes substantielles pour les agriculteurs. Plusieurs travaux démontrent l'impact favorable d'un apport en silice pour contrer les effets négatifs des stress abiotiques chez les plantes (Frayssé, 2007 ; Liang *et al.*, 2007 ; Coté-Beaulieu, 2008 ; Gugger *et al.*, 2010 ; Wu *et al.*, 2012 ; Bharwana *et al.*, 2013 ; Guérin, 2014 ; Kim *et al.*, 2014).

Les rôles rapportés du silicium chez les plantes incluent l'amélioration de la croissance et du rendement, l'amélioration des propriétés mécaniques (la stature, la pénétration du sol par les racines, l'exposition des feuilles à la lumière, la résistance à la verse). L'atténuation des stress climatiques par le silicium s'explique principalement par sa déposition au sein des tissus de la plante. L'accumulation de silice, au niveau des parois cellulaires et des faisceaux vasculaires, procure une plus grande rigidité aux tissus et par conséquent une meilleure résistance à la verse lors de vents violents. De plus, l'accumulation d'une couche de silice au niveau de la cuticule limite les pertes d'eau par transpiration ce qui atténue l'impact d'un stress hydrique. La diminution de la transpiration est également favorable en présence d'une forte salinité puisqu'elle permet un meilleur stockage de l'eau à l'intérieur des tissus diminuant ainsi, par dilution, l'impact du sel (Romero-Aranda *et al.*, 2006). Le silicium joue également un rôle bénéfique en présence de concentrations toxiques de métaux lourds tels que le cadmium, le chrome, l'aluminium le cuivre ...etc. (Wu *et al.*, 2012).

Outre ses effets bénéfiques contre les stress abiotiques, le silicium est particulièrement réputé pour son rôle protecteur envers divers agents biotiques nuisibles, tels que les insectes, et les mammifères phytophages. Par exemple, l'accumulation de silice dans les fourrages entraîne une augmentation de l'abrasivité des tissus foliaires, causant ainsi une diminution de la palatabilité de ces derniers. La consommation des prédateurs herbivores en est donc diminuée, atténuant du même coup les dommages causés à la culture (Gali-Muhtasib *et al.*, 1992 ; Massey *et al.*, 2006). L'amendement du sol en silice peut donc être un moyen économique de réduire les coûts associés à la gestion des parasites herbivores (Datnoff *et al.*, 2001).

4.4 Mode d'action du silicium

En ce qui concerne la silice, deux hypothèses ont été avancées pour expliquer son effet prophylactique.

Pour être efficace, la silice doit être absorbée par la plante sous forme d'acide silicique retrouvée dans la solution du sol. Une fois absorbé, l'acide silicique suit le courant d'évapotranspiration pour ensuite être rapidement polymérisé ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) au niveau des parois des cellules épidermiques des tiges et des feuilles (Sangster *et al.*, 2001 ; Fawe *et al.*, 2001 ; Bélanger *et al.*, 2003; Rémus-Borel *et al.*, 2005). La polymérisation de la silice dans les tissus est constante et quasi-irréversible. Ainsi, seul 1% de l'acide silicique absorbé demeure soluble et mobile dans la plante, le reste formant une couche de silice polymérisée. Pour attaquer la plante, les agents fongiques, comme les insectes, doivent pénétrer les cellules par des moyens mécaniques ou biochimiques. Les caractéristiques physiques des cellules, ainsi que tout facteur pouvant renforcer leurs parois, jouent donc un rôle essentiel dans la protection de la plante. Les barrières, qu'elles soient constitutives ou induites, jouent un rôle important dans la défense naturelle des plantes. Il semble donc tout à fait logique de penser que la formation d'une barrière mécanique de silice polymérisée, au niveau des parois cellulaires, pourrait nuire à la pénétration des agents pathogènes et ainsi expliquer l'effet protecteur de la silice (Carver *et al.*, 1987 ; Kim *et al.*, 2002).

Toutefois cette hypothèse a été mise en doute par plusieurs chercheurs. Menzies *et al.* (1991) observèrent que les cellules épidermiques de plants de concombres infectés par le blanc présentaient des changements importants dans leurs réactions de défense lorsque les plants étaient traités à la silice. Ces changements comportaient une synthèse plus rapide de composés semblables à des composés phénoliques, un nombre supérieur de cellules répondant à l'infection ainsi qu'une production moindre d'haustorium et de conidiophores de la part de l'agent pathogène. De plus, ils démontrèrent que les composés « phénoliques » synthétisés par les cellules infectées présentaient une forte activité antifongique, mais ne contenaient aucune trace de silice, excluant ainsi la possibilité d'un effet de barrière. Dans le même ordre d'idée, Samuels *et al.* (1991) démontrèrent qu'une interruption de l'apport en silice supprimait l'effet prophylactique, et ce malgré la présence maintenue d'une barrière de silice polymérisée au

niveau des tissus. Ces informations venant contredire l'idée selon laquelle la protection de la silice serait d'ordre mécanique, il fut proposé que le 1% de silice soluble et mobile dans la plante jouerait un rôle actif dans la résistance des plantes via une stimulation des mécanismes de défenses de celles-ci (Chérif *et al.*, 1992 ; Fawe *et al.*, 1998 ; Bélanger *et al.* 2003 ; Rodrigues *et al.*, 2004 ; Rémus-Borel *et al.*, 2005 ; Fauteux *et al.*, 2006). Si le 1% de silice soluble joue effectivement un rôle important dans les réactions de défense, il est permis de croire qu'une augmentation de la teneur en silice soluble dans la plante procurerait une meilleure protection. Toutefois, l'acide silicique étant peu soluble et polymérisant à faible concentration, il est difficile de produire des solutions fertilisantes concentrées en silice soluble dans le but d'en augmenter la teneur dans la plante. Le seul moyen d'y arriver serait de prévenir la polymérisation de la silice en réduisant la capacité des molécules d'acide silicique à se lier entre elles. A cette fin, les composés de dégradation du silicium, pourraient s'avérer une alternative intéressante à l'acide silicique (Coté-Beaulieu, 2008).

4.5 Réduction du stress métallique par le silicium

Le silicium a été reconnu pour atténuer les effets délétères des métaux lourds chez les plantes cultivées sur des sols contaminés (Chen *et al.*, 2000 ; Neumann *et al.*, 2001 ; Liang *et al.*, 2005 ; Liang *et al.*, 2007). Le silicium est capable de convertir les fractions solubles et échangeables des métaux lourds dans le sol en formes chimiques stables, diminuant leur biodisponibilité (Cheng *et al.*, 2002 ; Dietzel, 2000 ; Sommer *et al.*, 2006).

L'atténuation de la phytotoxicité des métaux lourds par le silicium n'est pas seulement due à la diminution de la biodisponibilité des métaux lourds dans des sols traités au silicium, mais s'appuie également sur les effets de ce dernier au sein des plantes. Bien que le silicium n'est pas essentiel pour les plantes supérieures, il présente une relation étroite avec l'atténuation de la phytotoxicité des métaux lourds (Epstein, 1999 ; Liang *et al.*, 2007).

Les principaux mécanismes de l'atténuation des stress métalliques chez les plantes par le silicium comprennent : (1) la co-précipitation ou la complexation des métaux lourds avec le silicium, (2) l'inhibition de la translocation des métaux lourds des racines aux feuilles, (3) la compartimentation d'ions métalliques dans les différentes parties des plantes et (4) la stimulation des systèmes antioxydants des plantes (Neumann *et al.*, 2001 ; Shi *et al.*, 2005 ; Kirkham, 2006 ; Liang *et al.*, 2007).

Le stress métallique peut conduire à la production excessive de ROS, qui ont des effets nocifs sur la photosynthèse, la respiration, et la perméabilité membranaire (Stochs *et al.*, 1995). Les plantes possèdent des antioxydants enzymatiques pour se protéger et piéger les radicaux libres tels que la catalase (CAT), la superoxyde dismutase (SOD), les peroxydases (POD), l'ascrobate peroxydase (APX) et la glutathion réductase (GR) ; ainsi que des constituants non enzymatiques tels que l'acide ascorbique (AsA), le glutathion (GSH) et les caroténoïdes (Tiryakioglu *et al.*, 2006). Les rôles bénéfiques attribués au silicium sont de renforcer les systèmes antioxydants enzymatiques et non enzymatiques des plantes sous contraintes abiotiques ont été démontrés tels que les toxicité du manganèse (Shi *et al.*, 2005), du zinc (Song *et al.*, 2011), du bore (Soylemezoglu *et al.*, 2009), du chrome (Zeng *et al.*, 2011 ; Ali *et al.*, 2013) et du cadmium (Rizwan *et al.*, 2012. Ahsan Farooq *et al.*, 2013).

Les rôles du silicium dans la réduction de la toxicité du cadmium sont principalement attribuables à la réduction du transport du cadmium des racines aux feuilles (Shi *et al.*, 2005 ; Treder *et al.*, 2005), aux changements structurels des plantes (Da Cunha *et al.*, 2009), l'amélioration des activités enzymatiques, la réduction des concentrations du malondialdéhyde (MDA) et du H₂O₂ dans les plantes (Rizwan *et al.*, 2012 ; Ahsan Farooq *et al.*, 2013). De nombreux rapports ont suggéré également que l'atténuation du stress du cadmium par le silicium est due à l'amélioration du processus de la photosynthèse. Ainsi il a été observé une augmentation de la biosynthèse de la chlorophylle et des teneurs de caroténoïdes, une amélioration du taux net de la photosynthèse, de la conductance stomatique en CO₂ et une utilisation efficace de l'eau dans les plantes (Wu *et al.*, 2012). En outre, Song *et al.* (2009) a également observé que le silicium a considérablement augmenté les concentrations du GSH, l'acide ascorbique et les thiols non protéiques (TNP) chez des dicotylédones soumis au stress du cadmium. Toutefois, les effets du silicium sous stress du cadmium dépendent des espèces, des variétés et des tissus (Wu *et al.*, 2012).

Quant à la toxicité du chrome, Ali *et al.* (2013) ont observé que le silicium atténue les troubles ultra-structuraux au niveau des racines et des feuilles des plantes d'orge traitées au chrome. Zeng *et al.* (2011) ont montré que l'addition de silicium inhibe l'absorption et la translocation du chrome, ainsi que le renforcement des activités antioxydantes enzymatiques des plantes. Le silicium peut également avoir la capacité de se complexer avec le chrome ou induit ce dernier à se déposer contre la paroi cellulaire, ce qui diminue la toxicité du chrome dans les plantes (Chaudhari *et al.*, 2006).

Réduction et atténuation de la toxicité des métaux lourds par addition du Silicium

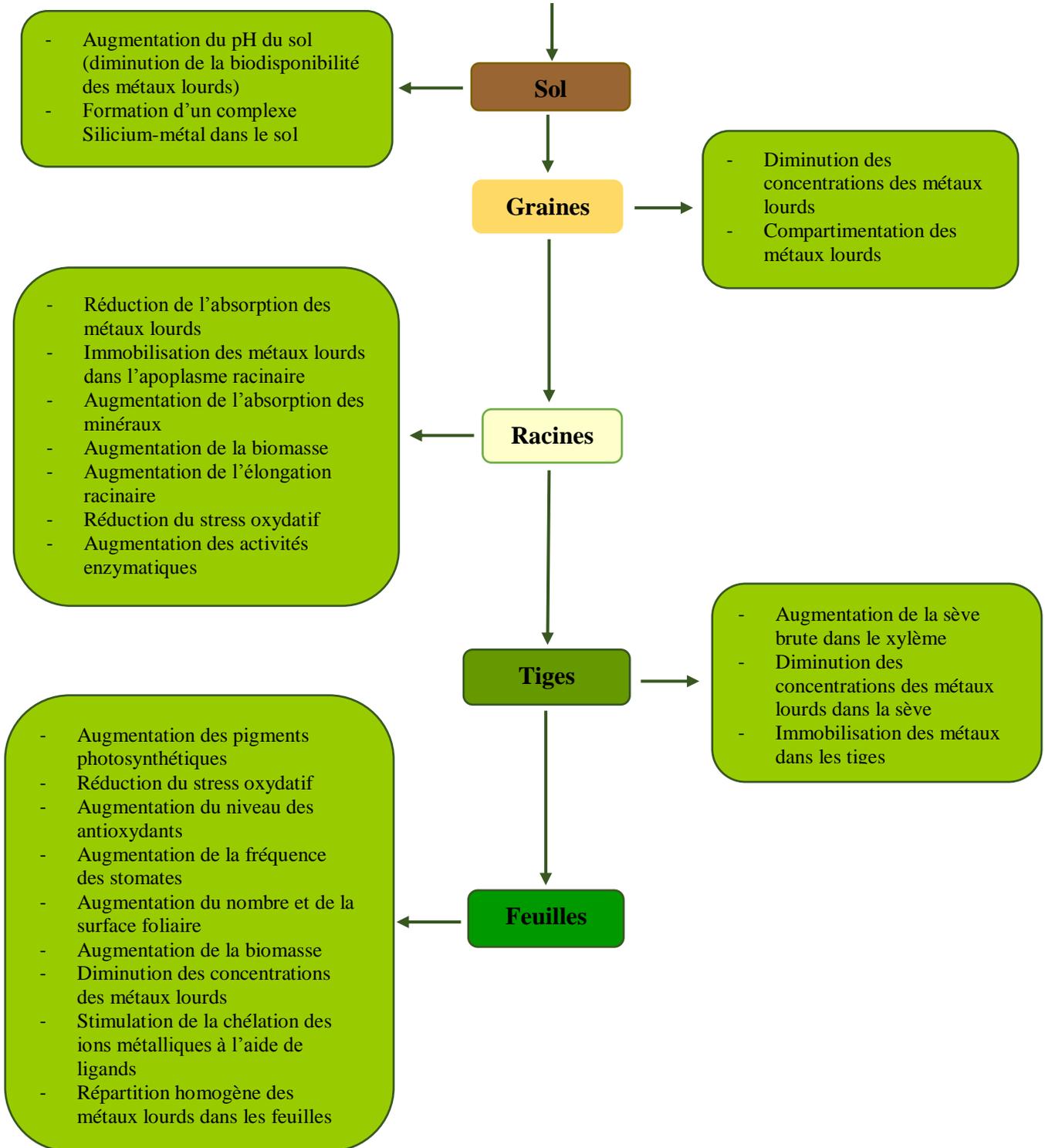


Figure 1 : Schéma hypothétique des mécanismes du silicium dans la réduction et l'atténuation du stress métallique (Adrees *et al.*, 2015)

Objectifs

En Algérie les céréales constituent un aliment fondamental, culturellement et nutritionnellement. Ainsi, les enjeux liés aux céréales sont considérables du fait de leur poids dans l'alimentation de la population, dans l'agriculture et l'ensemble de l'économie. Toutefois, la céréaliculture Algérienne reste peu productive et très irrégulière du fait des contraintes qui affectent la quasi-totalité de l'agriculture. La contamination des sols par les métaux lourds figure parmi les contraintes que subit la céréaliculture. La pollution des sols par les métaux lourds est devenue un problème environnemental et de santé publique au cours de ces dernières années ; en raison de leur accumulation dans les plantes et leur transfert via la chaîne alimentaire. Il est largement reconnu que ces métaux lourds absorbés par les plantes et notamment les céréales, sont la principale source d'accumulation de ce métal dans l'alimentation humaine.

En outre, l'étude du stress métallique et les moyens d'y remédier présente un intérêt majeur dans le contexte actuel de pollution environnementale. Le stress métallique affecte le développement et le rendement des cultures, et un des moyens d'y remédier est le silicium. Ce dernier est élément minéral très abondant dans le sol et reconnu pour ses effets bénéfiques sur la croissance, le développement et la protection des plantes et des cultures contre les stress biotiques et abiotiques.

Dans ce contexte, la base de notre étude est d'évaluer l'impact de deux métaux lourds (Cadmium et chrome) à générer un stress oxydatif chez les plantes des céréales ; et comment y remédier. C'est pourquoi l'objectif de notre étude s'est développé sur deux volets :

- Détermination des toxicités du cadmium et du chrome sur les plantes de trois céréales (Blé dur, Blé tendre et Orge). Ainsi, nous avons évalué les réponses et les mécanismes de résistance et de tolérance des céréales soumises au stress métallique. Pour cela, nous avons procédé à la mesure et au suivi des principaux biomarqueurs de toxicité et de stress (concentrations en pigments photosynthétiques, peroxydation lipidique, mesures d'activités enzymatiques antioxydantes et analyses de quelques espèces réactives de l'oxygène).

- Evaluation d'un moyen de lutte et d'atténuation du stress oxydatif causé par la présence du cadmium et du chrome chez les plantes de nos trois céréales. Pour réaliser cet objectif, nous nous sommes consacrés à la détermination de principaux mécanismes d'atténuation du stress métallique par l'application du silicium aux cultures des plantes des blés et d'orge.

***MATERIEL ET
METHODES***

II. Matériel et Méthodes

Le chapitre Matériel et Méthodes de cette thèse comportent deux sections (Section A et Section B) décrivant les procédures expérimentales mises en œuvre pour l'évaluation de l'effet du cadmium et du chrome sur les plantes des trois céréales étudiées, ainsi que l'effet d'atténuation de la toxicité des métaux par le silicium.

II-1. Section A : Cadmium et Chrome

1.1 Matériel végétal et conditions de culture

Trois céréales ont été choisies dans notre travail, une variété de blé dur (*Triticum durum* cv. Simeto), une variété de blé tendre (*Triticum aestivum* cv. HD 1220) et une variété d'orge (*Hordeum vulgare* cv. Saida). Ces céréales constituent la base de l'alimentation Algérienne d'où leur grande consommation. Les graines de ces trois céréales nous ont été fournies gracieusement par l'Office Algérien Interprofessionnel des Céréales (OAIC) d'El Hadjar, Annaba, Algérie. Le choix des trois variétés est géré par l'origine, les paramètres phénologiques, les paramètres morphologiques et le degré de tolérance aux stress abiotiques. Les principales caractéristiques de ces variétés utilisées sont mentionnées dans le tableau 5. La collection des céréales utilisées, intègre des variétés issues de sélection locales, réputées par leur haut rendement et résistance à divers contraintes.

1.1.1 Conduite de l'essai et traitements

Les essais ont été menés au niveau du Laboratoire de Toxicologie Cellulaire de l'Université de Annaba.

Les graines de chaque variété sont stérilisées pendant 10 min dans 5% hypochlorite de sodium pour éliminer toute contamination fongique, puis elles sont rincées abondamment à l'eau distillée. Pour faciliter et homogénéiser leur germination, les graines sont placées dans de l'eau distillée pendant une nuit. Elles sont ensuite, mises à germer dans des boîtes de pétri sur du papier filtre. Douze jours après, les plantules (stade de la deuxième feuille) ont été transplantés dans des pots placées dans une mini serre et arrosés avec une solution nutritive (tableau 6). Ces plantules sont traitées par deux métaux lourds (cadmium et chrome) ajoutés aux solutions nutritives sous forme de chlorure de cadmium (CdCl_2) et de dichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), à raison de quatre concentrations différentes (25, 50, 75 et 100 μM) contre un lot témoin (figure 2).

Tableau 5 : les caractéristiques agronomiques des variétés des trois céréales expérimentées.

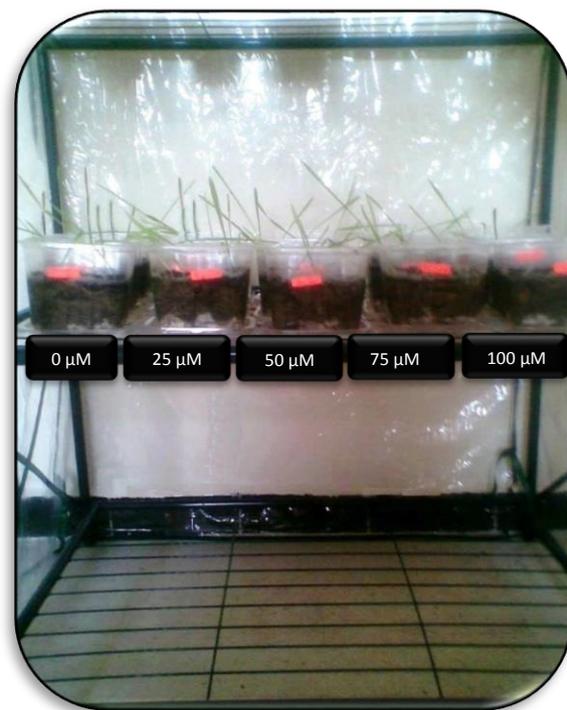
Variété	Origine	Caractéristiques agronomiques et culturales	Caractéristiques technologiques	Résistance aux maladies et aux différentes conditions climatiques
SIMETO	Variété de blé dur d'origine Italienne introduite en Algérie	Rendement élevé	<ul style="list-style-type: none"> - PMG: élevé - Qualité semoulière très bonne - Mitadinage : résistante 	<ul style="list-style-type: none"> - Oidium feuille: moyennement sensible - Oidium épi : résistante - Rouille brune : moyennement sensible - Résistante à la sécheresse et au froid
HD 1220	Variété de blé tendre locale (sélection CIMMYT)	Rendement élevé	<ul style="list-style-type: none"> - PMG : élevé - Mitadinage: résistante 	<ul style="list-style-type: none"> - Rouille jaune : très sensible - Résistante à la sécheresse et au froid
SAIDA	Variété d'orge locale	Rendement élevé (elle occupe 72% du sol semencier de l'orge) (INRAA, 2006)	<ul style="list-style-type: none"> - PMG : élevé - Mitadinage : résistante 	<ul style="list-style-type: none"> - Rouilles : moyennement sensible - Oidium : très sensible - Résistante à la sécheresse et au froid

Tableau 6 : Composition de la solution nutritive utilisée dans la culture hydroponique des céréales (Ali *et al.*, 2011).

Eléments chimiques	Concentrations (mg.L ⁻¹)
(NH ₄) ₂ SO ₄	48,2
MgSO ₄	65,9
K ₂ SO ₄	15,9
KNO ₃	18,5
Ca (NO ₃) ₂	59,9
KH ₂ PO ₄	24,8
Fe citrate	6,8
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0,9
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0,11



a. Germination (10 graines par boîte de Pétri)



b. Transplantation des plantules dans des pots placées dans une mini serre (6 plantules par pot)

Figure 2 : Dispositif expérimental (1)

Les solutions nutritives sont aérées en permanence par des pompes à oxygène, leur pH ajustés (pH 5,8), et sont renouvelées toutes les deux semaines (Ali *et al.*, 2011). La culture se déroule sous conditions contrôlées : 16h de lumière/8h d'obscurité et une température de 25°C/20°C. Pour chaque traitement, 3 répétitions sont réalisées. Les plantes sont récoltées après 14 jours de traitement.

1.1.2 Récolte des plantes

Lors de la récolte, les parties aériennes des plantes ont été séparées des racines. Les racines sont lavées à l'eau distillée puis séchées entre deux couches de papier filtre. Les lots destinés à l'étude de la croissance sont pesés et les longueurs des racines et des feuilles sont mesurées.

1.2 Méthodes d'analyses

1.2.1 Analyse de la perméabilité membranaire

1.2.1.1 La teneur relative en eau (RWC)

La teneur relative en eau (RWC) a été déterminée dans des disques de feuilles fraîches d'un diamètre de 2 cm² ; les disques ont été pesés rapidement et imbibés dans de l'eau distillée dans des boîtes de Pétri pendant 24 H, dans l'obscurité. Le poids de la turgescence a été noté. La matière sèche des disques a été enregistrée après une déshydratation à 70 ° C pendant 48H. RWC a été calculée en plaçant les valeurs dans la formule suivante (Hayat *et al.*, 2007) :

$$RWC = \frac{\text{Poids frais} - \text{poids sec}}{\text{poids turgescence} - \text{poids sec}} \times 100$$

1.2.1.2 Test de fuite des électrolytes

Les ions inorganiques totaux fuite à partir des tissus foliaires ont été déterminés selon la méthode de Dionisio-Sese *et al.* (1998). Vingt disques de feuilles ont été placés dans un tube contenant 10 ml d'eau déminéralisée bouillante et une première mesure de conductivité électrique (EC₀) est prise à l'aide d'un conductimètre (Hanna professionnel HI9829). Ensuite le même contenu est chauffé dans un bain Marie à 50 et 60 °C pendant 25 min, une deuxième mesure de conductivité est réalisée (EC₁). Plus tard, le contenu est porté de nouveau à ébullition à 100°C pendant 10 min et la conductivité électrique est de nouveau enregistrée (EC₂). La fuite des électrolytes a été calculée en utilisant la formule :

$$\text{Electrolyte leakage (\%)} = \frac{(EC_1 - EC_0)}{(EC_2 - EC_0)} \times 100$$

1.2.2 Analyses biochimiques

1.2.2.1 Détermination des concentrations du Malondialdéhyde (MDA)

Les produits de peroxydation lipidique, qui réagissent avec le TBA (acide 2-thiobarbiturique) sont principalement le malondialdéhyde (MDA) et les hydroperoxydes (Buege *et al.*, 1978). Le niveau de la peroxydation lipidique est déterminé selon la méthode de Hodges *et al.* (1999). Des échantillons frais (feuilles et racines) de 0,5 g sont homogénéisés dans 4,0 ml d'acide trichloracétique (TCA) à 1% et centrifugés à 10 000x g pendant 10 min. Le surnageant est ajouté à 1 ml de TBA à 0,5% (p/v) préparé dans du TCA à 20%. Le mélange est chauffé dans un bain Marie à 100°C pendant 30 min. Ensuite, la réaction est stoppée en plaçant les tubes dans un bain de glace. Après une centrifugation de 10 000x g pendant 10 min, le surnageant est récupéré pour la mesure de l'absorbance par spectrophotomètre (Jenway 6300) à 532 nm. La densité optique est corrigée par une lecture à 600 nm. La concentration de MDA est calculée en utilisant son coefficient d'extinction molaire ($\epsilon = 155 \text{Mm}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

1.2.2.2 Détermination des concentrations des pigments photosynthétiques

Les concentrations des chlorophylles a, b et des caroténoïdes (mg.g^{-1} MF) ont été évaluées en adoptant la méthode donnée par Arnon (1949). Les mesures optiques ont été mesurées à des longueurs d'onde de 663, 645 et 470 nm. La concentration de ces pigments a été calculée selon les formules de Lichtentaler et Wellburn (1985).

1.2.2.3 Détermination des concentrations des sucres solubles totaux

Les oses totaux sont dosés selon Dubois *et al.* (1956). L'absorbance est mesurée à 485 nm. Les concentrations des sucres sont déterminées en référence à une gamme étalon de glucose.

1.2.2.4 Détermination des concentrations de la proline

La technique de mesure de la proline utilisée est celle de Troll *et al.* (1955), modifiée par Dreier *et al.* (1974). Pour chaque échantillon, prélever 100 mg de matière végétale fraîche, pesée juste après leur prélèvement, introduite ensuite dans des tubes à essai propres auxquels sont ajoutés 2ml de méthanol 40%. L'ensemble est porté à 85°C dans un bain marie pendant une heure. Après refroidissement on prélève 1ml de la solution, auquel on ajoute 1ml d'acide acétique (CH_3COOH) et 1ml de mélange contenant (120ml d'eau distillée + 300ml d'acide acétique + 80ml d'acide orthophosphorique) et 25mg de ninhydrine. Les solutions sont portées à ébullition pendant 30 min, elles virent au rouge ; après refroidissement, on ajoute 5ml de toluène, et on procède à une agitation, deux phases se séparent : Une phase inférieure sans

proline et une phase supérieure qui contient la proline. Cette phase est ensuite récupérée et déshydratée par l'adjonction de Na_2SO_4 . On procède enfin à la détermination des densités optiques des échantillons à la longueur d'onde 528 nm, après étalonnage de l'appareil par mélange (acide acétique, eau distillée, acide orthophosphorique et ninhydrine).

1.2.2.5 Détermination des concentrations des protéines totales

Les protéines ont été quantifiées selon la méthode colorimétrique de Bradford (1976), par comparaison avec une gamme étalon réalisée avec du sérum albumine de Bœuf (BSA, Sigma). Les absorbances sont lues à une longueur d'onde de 595 nm.

1.2.3 Analyse des Espèces Réactives de l'Oxygène

1.2.3.1 Détermination des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)

Les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines sont mesurées selon la méthode de de Velikova *et al.* (2000). Les feuilles et les racines ont été homogénéisés dans du TCA à 0,1% (p/v) dans un bain de glace. L'extrait a été centrifugé à 12,000xg pendant 15 minutes, puis 0,5 ml du surnageant ont été ajoutés à 0,5 ml de tampon phosphate de potassium (10 mM, pH 7,0) et 1 ml de 1M KI. L'absorbance est lue à une longueur d'onde de 390 nm.

1.2.3.2 Détermination des concentrations de l'anion superoxyde

La détection de l'anion superoxyde ($\text{O}_2^{\cdot-}$) est basée sur son aptitude à réduire un groupe Nitro Blue tétrazolium (NBT) (Kubis, 2008). Des feuilles et des racines de (0,1 g) ont été découpées en fragments de 1mm et immergées dans 10 mM de tampon potassim phosphate (pH 7,8), contenant 0,05% (p/v) NBT et 10 mM de NaN_3 , et incubées pendant 1 h à température ambiante. Après incubation, 2 ml de la solution de réaction ont été chauffés à 85°C pendant 15 minutes et refroidis rapidement. La densité optique a été mesurée à 580 nm et la teneur en $\text{O}_2^{\cdot-}$ a été exprimée comme une augmentation de l'absorption par poids sec.

1.2.4 Analyse des activités enzymatiques antioxydantes

1.2.4.1 Préparation de l'extrait enzymatique

Les échantillons des racines et des feuilles (environ 0,5 g) sont homogénéisés dans un tampon phosphate (50mM, pH=7,8) dans un bain de glace. L'extrait brut est ensuite centrifugé à 12000x g pendant 15 min. Le surnageant est stocké à 4°C et utilisé pour les dosages enzymatiques.

1.2.4.2 Activité Catalase (CAT)

L'activité de la catalase (CAT) est déterminée selon Cakmak *et al.* (1991). Le mélange d'essai (3,0 ml) est composé de 100µl d'extrait enzymatique, 50 µl H₂O₂ (300 mM) et 2,85 ml de tampon phosphate 50 mM (pH = 7,2). La vitesse de décomposition de H₂O₂ est déterminée en mesurant la diminution de l'absorbance à 240 nm pendant une minute. L'activité Catalase est exprimée en nmol/min/mg de prot ($\epsilon = 39.4\text{mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$).

1.2.4.3 Activité ascorbate peroxydase (APX)

L'activité de l'ascorbate peroxydase (APX) a été dosée selon la méthode de (Nakano *et al.*, 1987). Le mélange réactionnel est constitué de 100 µl d'extrait d'enzymatique, 0,5 mM d'ascorbate, 50 mM du tampon phosphate (pH = 7,2) et 50 µl de H₂O₂ (300mM). L'oxydation de l'ascorbate a été déterminée par le changement de l'absorbance à 290 nm ($\epsilon = 2,8 \text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

1.2.4.4 Activité Guaiacol peroxydase (GPX)

L'activité guaiacol peroxydase a été mesurée selon le procédé de Putter (1974), avec quelques modifications (Ali *et al.*, 2011). Le mélange de réaction (3 ml) est composé de 100µl d'extrait enzymatique, 100µl guaiacol (1,5% v/v), 100µl H₂O₂ (300 mM) et 2,7 ml de tampon phosphate (25mM) et 2mM EDTA (pH= 7,0). Toute augmentation de l'absorbance due à l'oxydation de guaiacol a été mesurée par spectrophotomètre à 470 nm ($\epsilon = 26.6\text{mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$).

- **Quantification des mesures spectrophotométriques**

La formule suivante est utilisée dans la quantification des différentes mesures spectrophotométriques suite aux dosages enzymatiques de la GPX, APX et CAT (Servais, 2004).

$$Act = \frac{\Delta A. Vt}{\epsilon. \Delta T. L. Ve. P}$$

Act: Activité enzymatique en nmole/min/mg de Protéines.

ϵ : Coefficient d'extinction linéique molaire en M.

ΔA : Différence moyenne de l'absorbance.

Vt : Volume total du mélange réactionnel en ml.

Ve : Volume de l'extrait enzymatique en ml.

L : Largeur de la cuve de mesure en cm.

P : Teneur en protéine en mg/g.

T : Temps de lecture.

II-2. Section B : Silicium

2.1 Matériel végétal et conditions de culture

Dans ce chapitre, notre choix du matériel biologique s'est porté sur les trois variétés de céréales étudiées dans les chapitres précédents : blé dur, blé tendre et l'orge (Siméto, HD1220 et Saida).

2.1.1 Conduite de l'essai et traitements

Les essais de cette section ont été menés également au niveau du Laboratoire de Toxicologie Cellulaire de l'Université de Annaba.

Après stérilisation et imbibition des graines des trois céréales (*Triticum durum* cv. Simeto ; *Triticum aestivum* cv. HD 1220 ; *Hordeum vulgare* cv. Saida), elles sont mises à germer dans des boîtes de pétri. Après germination, les plantules sont cultivées dans une culture hydroponique arrosées à l'aide de la solution nutritive (Figure 3). Une semaine après, les fortes concentrations du cadmium (Chlorure de cadmium CdCl_2) et du chrome (Dichromate de potassium $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) ainsi que deux concentrations du silicium (Silicate de sodium $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) ont été ajoutées aux solutions nutritives pour former 9 traitements (Tableau 7). Les solutions nutritives sont aérées en permanence par des pompes à oxygène, leurs pH ajustés (pH 5,8), et sont renouvelées toutes les deux semaines (Ali *et al.*, 2011). La culture se déroule sous conditions contrôlées : 16h de lumière/8h d'obscurité et une température de 25°C/20°C. Pour chaque traitement, 3 répétitions sont réalisées. Les plantes sont récoltées après 14 jours de traitement.

2.1.2 Récolte des plantes

Lors de la récolte, les parties aériennes des plantes ont été séparées des racines. Les racines sont lavées à l'eau distillée puis séchées entre deux couches de papier filtre. Les lots destinés à l'étude de la croissance sont pesés et les longueurs des racines et des feuilles sont mesurées.

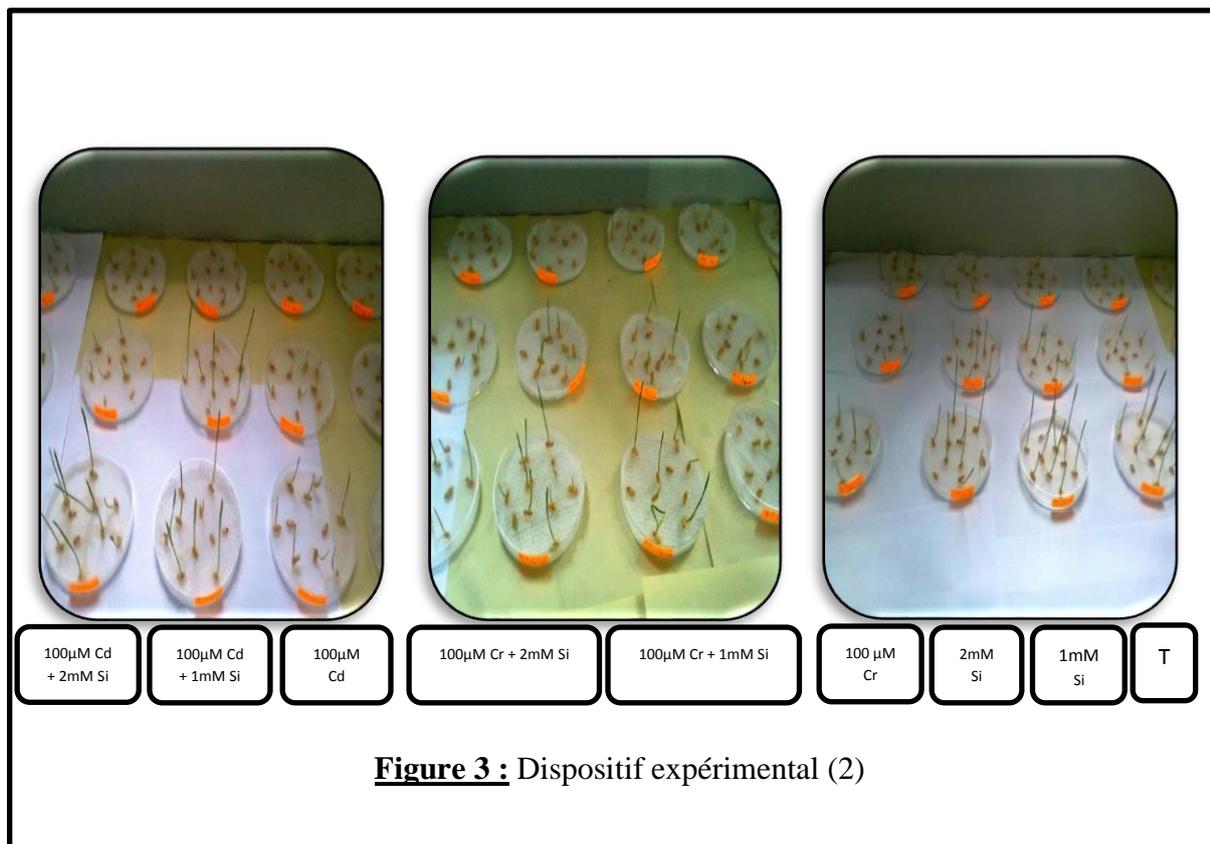


Tableau 7 : Composition des traitements

Traitements	Composition
Témoin	Solution nutritive
1 mM Si	Solution nutritive + 1 mM Si
2 mM Si	Solution nutritive + 2 mM Si
100 µM Cd	100 µM CdCl ₂
Cd + 1mM Si	100 µM CdCl ₂ + 1mM Na ₂ SiO ₃ .9H ₂ O
Cd + 2Mm Si	100 µM CdCl ₂ + 2Mm Na ₂ SiO ₃ .9H ₂ O
100 µM Cr	100 µM K ₂ Cr ₂ O ₇
Cr + 1mM Si	100 µM K ₂ Cr ₂ O ₇ + 1mM Na ₂ SiO ₃ .9H ₂ O
Cr + 2mM Si	100 K ₂ Cr ₂ O ₇ + 2mM Na ₂ SiO ₃ .9H ₂ O

2.2 Méthodes d'analyses

Les méthodes énoncées dans cette section sont décrites précédemment dans la Section A.

2.2.1 Détermination des concentrations du Malondialdéhyde (MDA)

Le niveau de la peroxydation lipidique est déterminé selon la méthode de Hodges *et al.* (1999). L'absorbance est mesurée par spectrophotomètre (Jenway 6300) à 532 nm. La densité optique est corrigée par une lecture à 600 nm. La concentration de MDA est calculée en utilisant son coefficient d'extinction molaire ($\epsilon = 155 \text{ Mm}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

2.2.2 Détermination des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂)

Les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les feuilles et les racines sont mesurées selon la méthode de de Velikova *et al.* (2000). L'absorbance est lue à une longueur d'onde de 390 nm.

2.2.3 Détermination des concentrations de l'anion superoxyde

La détection de l'anion superoxyde (O₂^{•-}) est basée sur son aptitude à réduire un groupe Nitro Blue Tetrazolium (NBT) (Kubis, 2008). La densité optique a été mesurée à 580 nm et la teneur en O₂^{•-} a été exprimée comme une augmentation de l'absorption par poids sec.

2.2.4 Analyse des activités enzymatiques antioxydantes

2.2.4.1 Préparation de l'extrait enzymatique

Les échantillons des racines et des feuilles (environ 0,5 g) sont homogénéisés dans un tampon phosphate (50mM, pH=7,8) dans un bain de glace. L'extrait brut est ensuite centrifugé à 12000x g pendant 15 min. Le surnageant est stocké à 4°C et utilisé pour les dosages enzymatiques (Ali *et al.*, 2011). La quantification des différentes mesures spectrophotométriques suite aux dosages enzymatiques de la GPX, APX et CAT (Servais, 2004).

2.2.4.2 Mesure de l'activité Catalase (CAT)

L'activité de la catalase (CAT) est déterminée selon Cakmak *et al.* (1991). La vitesse de décomposition de H₂O₂ est déterminée en mesurant la diminution de l'absorbance à 240 nm pendant une minute. L'activité Catalase est exprimée en nmol/min/mg de prot ($\epsilon = 39.4\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

2.2.4.3 Activité ascorbate peroxydase (APX)

L'activité de l'ascorbate peroxydase (APX) a été dosée selon la méthode de (Nakano *et al.*, 1987). L'oxydation de l'ascorbate a été déterminée par le changement de l'absorbance à 290 nm ($\epsilon = 2,8 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^1$).

2.2.4.4 Activité Guaiacol peroxydase (GPX)

L'activité guaiacol peroxydase a été mesurée selon le procédé de Putter (1974), avec quelques modifications (Ali *et al.*, 2011). Toute augmentation de l'absorbance due à l'oxydation de guaiacol a été mesurée par spectrophotomètre à 470 nm ($\epsilon = 26.6 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$).

2.2.5 Analyse statistique

L'analyse statistique effectuée dans notre étude est déterminée à l'aide du logiciel *Minitab* (version 16.0). Pour chaque dosage, trois répétitions ont été analysées ($n=3$). Les résultats correspondant aux moyennes de ces différentes mesures \pm l'erreur standard. Afin de tester la significativité des différences de moyennes pour chaque variable dépendante nous avons utilisé les analyses de variances univariées (ANOVA) et leur test post-hoc le test de Tukey avec lequel on a pu déterminer les différences significatives entre les moyennes des groupes homogènes.

***RESULTATS ET
DISCUSSION***

III. Résultats et Discussion

III-1. Résultats

III-1.1 Impact du cadmium (CdCl_2) sur la synthèse des paramètres morphophysiologiques, biochimiques et enzymatiques au niveau des plantes des trois céréales

1. Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de germination

1.1 Au niveau des graines de blé dur

La figure (4) met en évidence l'effet du CdCl_2 sur le taux de germination des graines de blé dur.

Selon nos résultats, nous remarquons l'exposition des graines de blé dur au CdCl_2 durant la période de germination, a montré une diminution significative du taux de germination des graines traitées par rapport aux graines témoins ($p < 0,05$). Ainsi, nous enregistrons une baisse de 20% du taux de germination des graines traitées par $100\mu\text{M}$ de CdCl_2 par rapport à celui du témoin.

1.2 Au niveau des graines de blé tendre

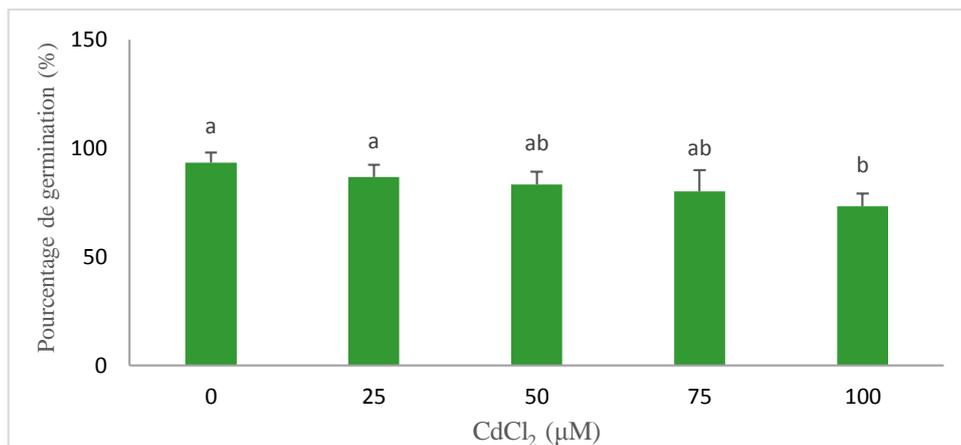
La figure (5) illustre l'effet du CdCl_2 sur le taux de germination des graines de blé tendre.

L'observation du graphe montre que le CdCl_2 provoque une diminution significative du taux de germination des graines traitées par rapport aux graines témoins ($p < 0,05$). En effet, nous notons une différence qui ne dépasse pas les 17% entre le taux de germination des graines traitées par la plus forte concentration ($100\mu\text{M}$) et les graines témoins.

1.3 Au niveau des graines d'orge

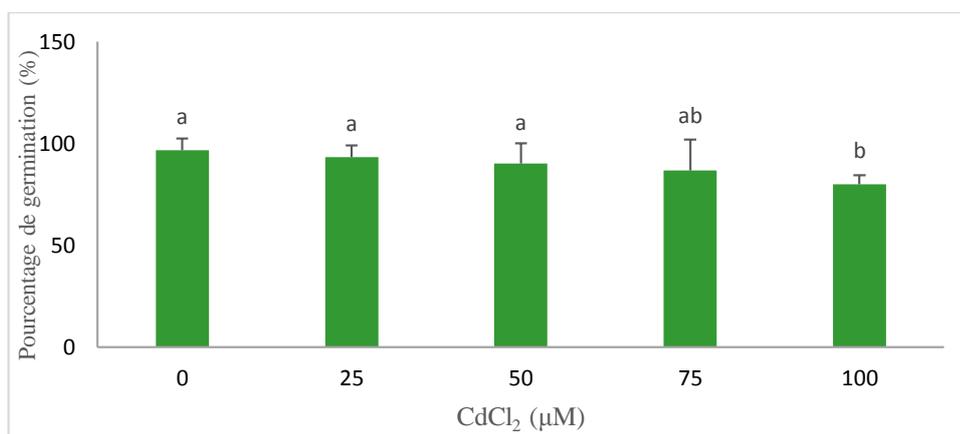
L'effet du CdCl_2 sur le taux de germination des graines d'orge est présenté dans la figure (6).

Les résultats montrent que le traitement par le CdCl_2 provoque une diminution significative du taux de germination des graines d'orge traitées par rapport à celui des graines témoins ($p < 0,05$). Ainsi, nous notons que le taux de germination chez les graines témoins est de l'ordre de 96,66%, alors qu'il n'est que de 73,33% chez les graines traitées par la plus forte concentration ($100\mu\text{M}$).



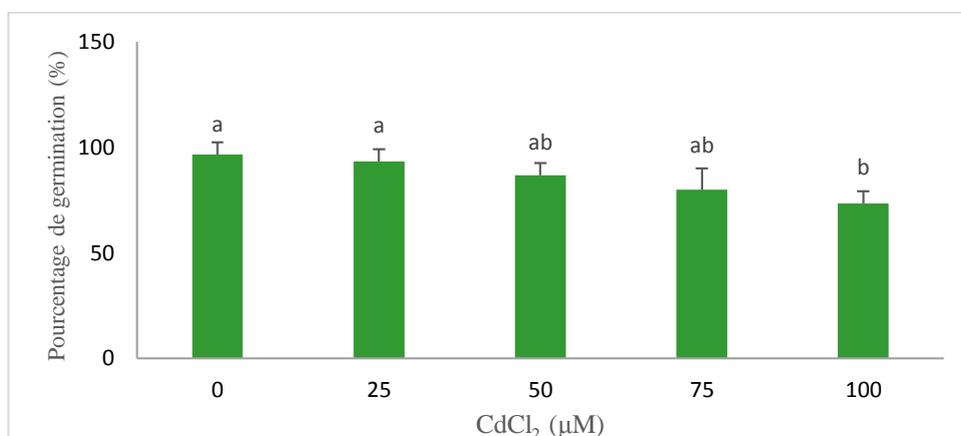
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 4: Influence du cadmium (CdCl₂) sur le taux de germination des graines de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 5: Influence du cadmium (CdCl₂) sur le taux de germination des graines de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 6: Influence du cadmium (CdCl₂) sur le taux de germination des graines de l'orge

2. Influence du cadmium (CdCl₂) sur la croissance et la teneur relative en eau

2.1 Au niveau des plantes de blé dur

Les résultats mentionnés dans le tableau (8) représentent l'effet du CdCl₂ sur l'élongation racinaire et foliaire ainsi que la teneur relative en eau des plantes de blé dur. Les longueurs moyennes des racines et des feuilles des plantes de blé dur traitées diminuent de manière hautement significative par rapport aux plantes témoins ($p < 0,01$). En effet, l'élongation racinaire des plantes de blé dur passe de 21,41 (cm) chez les témoins à 13,14 (cm) chez les plantes traitées par la concentration 100µM. La réduction de l'élongation foliaire est estimée à 53% chez les feuilles traitées par la plus forte concentration. Les résultats du tableau (8) montrent également une diminution très hautement significative de la teneur relative en eau chez les lots traités par rapport à celle des lots témoins ($p < 0,001$). Ainsi, nous enregistrons une réduction notable d'environ 35% chez les plantes traitées par la concentration 100µM du CdCl₂.

2.2 Au niveau des plantes de blé tendre

Les résultats représentés dans le tableau (9) montrent l'effet du CdCl₂ sur la croissance et la teneur relative en eau des plantes de blé tendre. Nous remarquons que les longueurs moyennes des racines et des feuilles des plantes traitées diminuent de manière hautement significative par rapport aux plantes témoins ($p < 0,01$). Ainsi, la diminution de l'élongation racinaire est d'environ 36% à 75µM et de 42% à 100µM de CdCl₂ par rapport au témoin. Concernant la diminution de l'élongation foliaire est estimée à 44% chez les traités par la concentration la plus élevée du CdCl₂ par rapport au témoin.

D'après nos résultats, nous constatons également une diminution très hautement significative de la teneur relative en eau chez les plantes de blé tendre traitées par rapport à celle du témoin ($p < 0,001$). Cette régression atteint son maximum à 100µM de CdCl₂ avec une valeur de 68,43%.

2.3 Au niveau des plantes d'orge

Le tableau (10) met en évidence l'effet du CdCl₂ sur l'élongation racinaire et foliaire ainsi que la teneur relative en eau des plantes d'orge. D'après les résultats obtenus, nous avons observé une diminution hautement significative de la longueur moyenne des racines des plantes traitées par rapport à celle du témoin ($p < 0,01$). En effet, l'élongation racinaire passe de 25,13 (cm) chez les témoins à 15,73 (cm) chez les traitées par 100µM de CdCl₂.

Tableau 8: Effet du CdCl₂ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé dur

Traitements	Longueur moyenne des racines (cm)	Longueur moyenne des feuilles (cm)	Teneur relative en eau (%)
0 µM	21,41 ± 1,34a	32,63 ± 2,46a	95,43 ± 3,05a
25 µM	16,81 ± 1,42b	29,44 ± 0,88a	84,00 ± 3,28b
50 µM	14,65 ± 0,43c	24,93 ± 0,40b	78,61 ± 3,50bc
75 µM	14,03 ± 0,67c	20,58 ± 0,16c	69,93 ± 3,50cd
100 µM	13,14 ± 0,30d	15,36 ± 1,88d	61,13 ± 4,89d

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 9: Effet du CdCl₂ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé tendre

Traitements	Longueur moyenne des racines (cm)	Longueur moyenne des feuilles (cm)	Teneur relative en eau (%)
0 µM	19,29 ± 1,60a	28,03 ± 1,49a	97,56 ± 4,32a
25 µM	16,67 ± 1,28b	24,50 ± 0,65b	88,73 ± 2,54b
50 µM	12,94 ± 0,87c	20,98 ± 0,95c	82,69 ± 3,87bc
75 µM	12,29 ± 0,73c	18,40 ± 0,80cd	75,88 ± 3,14cd
100 µM	11,09 ± 0,20d	15,58 ± 0,65d	68,43 ± 2,09d

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 10: Effet du CdCl₂ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes d'orge

Traitements	Longueur moyenne des racines (cm)	Longueur moyenne des feuilles (cm)	Teneur relative en eau (%)
0 µM	27,13 ± 0,87a	33,60 ± 0,20a	97,41 ± 3,87a
25 µM	25,26 ± 0,50ab	29,33 ± 0,30b	89,33 ± 3,21b
50 µM	23,00 ± 0,20b	25,13 ± 0,30c	84,76 ± 4,10bc
75 µM	18,13 ± 0,11c	20,86 ± 0,75d	77,43 ± 3,65c
100 µM	15,73 ± 0,50d	15,66 ± 0,11e	69,98 ± 3,11d

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Les résultats concernant la longueur moyenne des feuilles des plantes d'orge traitées diminuent de manière très hautement significative ($p < 0,001$). Le traitement par les différentes concentrations du CdCl_2 affecte la croissance et le développement des feuilles. Cette diminution est d'environ 53 % chez les traitées par $100\mu\text{M}$ de CdCl_2 par rapport au témoin.

Le CdCl_2 provoque également une diminution très hautement significative de la teneur relative en eau chez les lots traités par rapport à celle des lots témoins ($p < 0,001$).

3. Influence du cadmium (CdCl_2) sur le taux de fuite des électrolytes

3.1 Au niveau des feuilles des plantes de blé dur

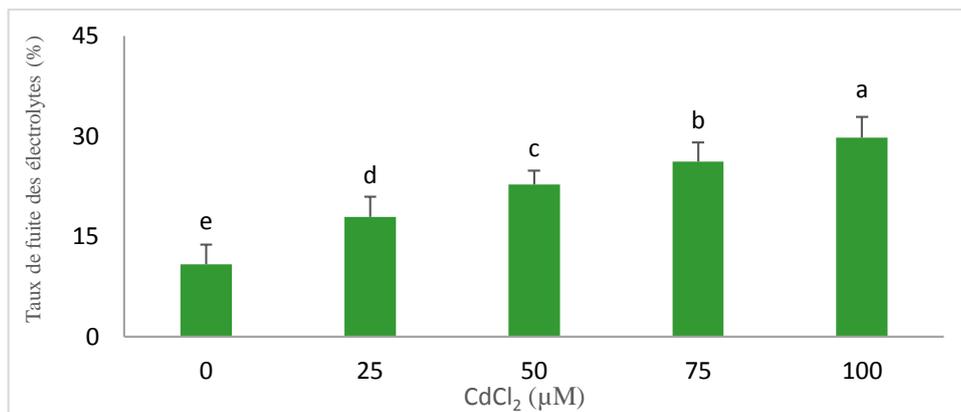
L'effet du CdCl_2 sur le taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de blé dur est représenté dans la figure (7). Nous constatons selon nos résultats une augmentation très hautement significative du taux de la fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celui des témoins ($p < 0,001$). En effet cette augmentation est de l'ordre de 64% chez les lots traités par la concentration $100\mu\text{M}$ par rapport aux lots témoins.

3.2 Au niveau des feuilles des plantes de blé tendre

La figure (8) illustre l'effet du CdCl_2 sur le taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de blé tendre. Les résultats nous révèlent une augmentation très hautement significative du taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celui des témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est estimée à environ 59% chez les lots exposés à $100\mu\text{M}$ de CdCl_2 comparativement aux lots témoins.

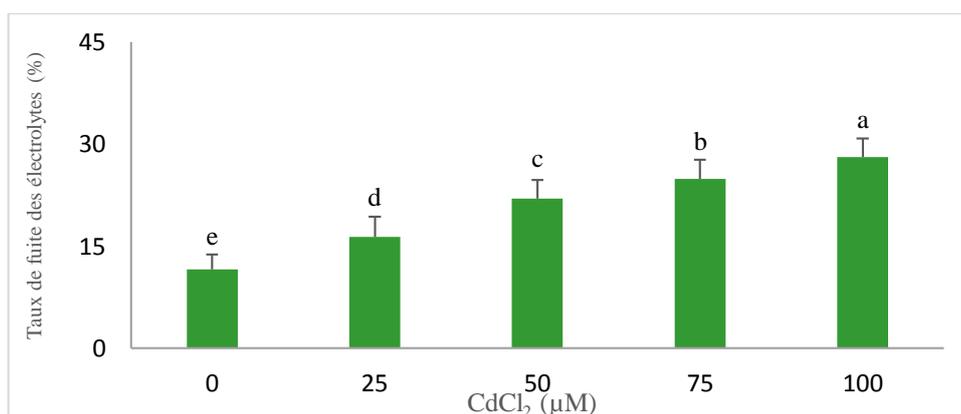
3.3 Au niveau des feuilles des plantes de l'orge

La figure (9) montre l'effet du CdCl_2 sur le taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de l'orge. Nous remarquons selon nos résultats que le taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de l'orge traitées augmente d'une manière très hautement significative par rapport à celui des témoins. Le taux de fuite des électrolytes passe de 09,89% chez les témoins à 26,87% chez les lots traités par $100\mu\text{M}$ de CdCl_2 .



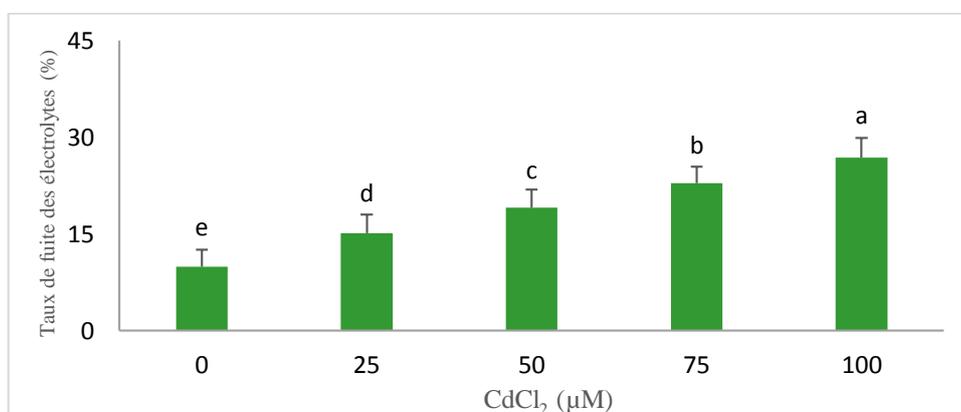
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 7: Influence du cadmium (CdCl₂) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 8: Influence du cadmium (CdCl₂) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 9: Influence du cadmium (CdCl₂) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes d'orge

4. Influence du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse du Malondialdéhyde

4.1 Au niveau des plantes de blé dur

Les concentrations en Malondialdéhyde (MDA) issues de la dégradation des acides gras polyinsaturés de la membrane plasmique sont déterminées en utilisant l'acide thiobarbiturique (TBA).

La figure (10) met en évidence l'effet du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.

Au niveau des feuilles, les concentrations du MDA augmentent d'une manière très hautement significative dans les lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est d'environ 77% en présence de 100µM par rapport au témoin.

Selon nos résultats, nous constatons également une augmentation très hautement significative des concentrations des concentrations du MDA au niveau racinaire dans tous les lots traités par rapport à celles des lots témoins. Les concentrations du MDA dans les racines témoins sont de l'ordre de 1,73 (nmol.g⁻¹MF), alors qu'elles atteignent 18,76 % (nmol.g⁻¹MF) dans les racines des plantes traitées par 100 µM du CdCl₂.

4.2 Au niveau des plantes de blé tendre

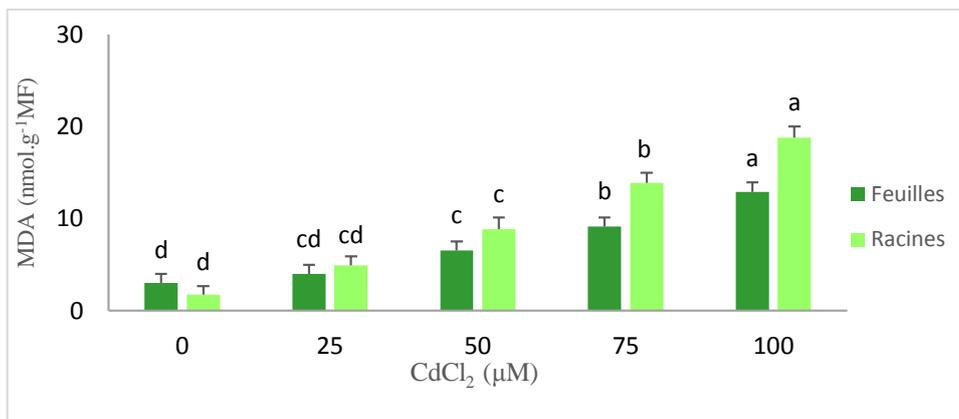
La figure (11) représente l'effet du CdCl₂ sur la synthèse du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.

Les résultats nous montrent une augmentation très hautement significative des concentrations du MDA dans les feuilles des plantes exposées au cadmium par rapport à celles du témoin ($p < 0,001$). L'augmentation de la synthèse du MDA a atteint un niveau maximal en présence de 100µM du CdCl₂.

Au niveau racinaire, nous notons également une augmentation très hautement significative des concentrations du MDA dans les lots traités par rapport à celles des lots témoins. Cette augmentation est estimée à environ 79% en présence de 50 µM et 88% en présence de 100 µM du CdCl₂ par rapport au témoin.

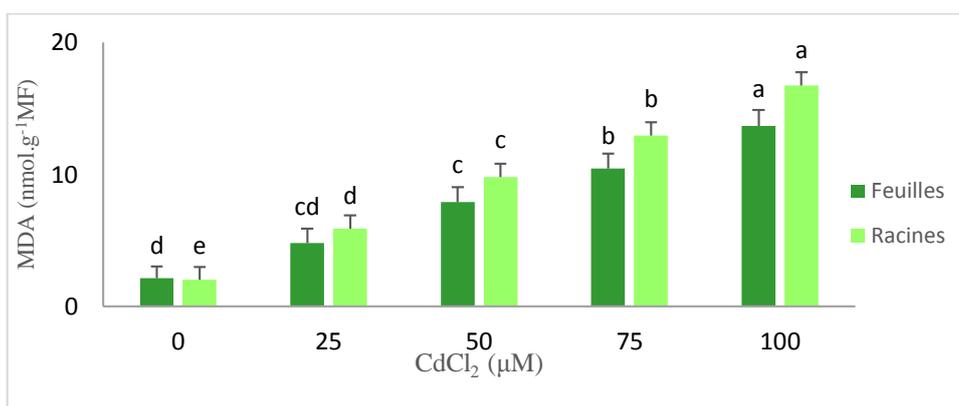
4.1 Au niveau des plantes de L'orge

L'effet du cadmium CdCl₂ sur la synthèse du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est illustré dans la figure (12).



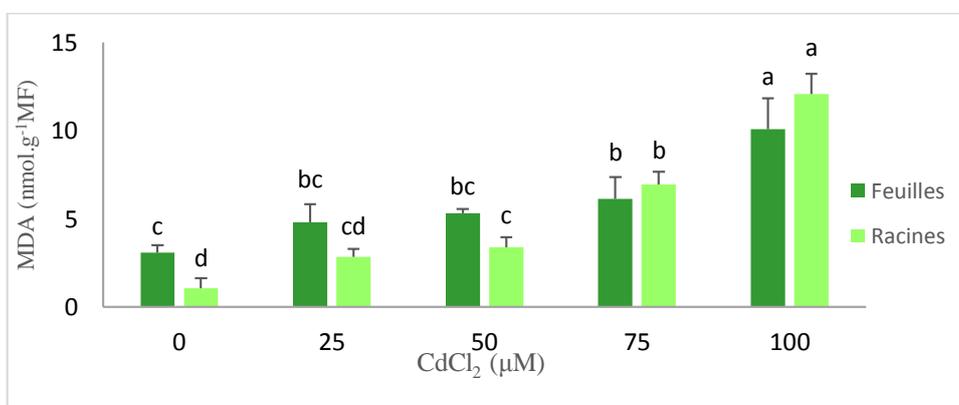
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 10: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 11: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 12: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

L'application du CdCl₂ à différentes concentrations aux plantes de l'orge se traduit par une augmentation très hautement significative de la production du MDA au niveau des feuilles de tous les lots traités par rapport aux lots témoins (p<0,001). En effet, les concentrations 75 et 100 µM ont fait augmenter la synthèse du MDA d'environ 50% et 69% respectivement par rapport au témoin.

Au niveau racinaire, le traitement par le CdCl₂ produit un changement dans la synthèse des lipoperoxydes dans les racines des plantes de l'orge. Ainsi, les concentrations du MDA augmentent d'une manière très hautement significative chez les lots traités par rapport à celles des lots témoins. Les concentrations du MDA augmentent dès l'application du CdCl₂, et se multiplient à partir de la concentration 50 µM et s'accroissent à la concentration 100 µM du CdCl₂.

5. Influence du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse des pigments photosynthétiques

5.1 Au niveau des feuilles des plantes de blé dur

Le tableau (11) montre l'influence du CdCl₂ sur la synthèse de la chlorophylle (a, b, a+b) et des caroténoïdes au niveau des feuilles des plantes de blé dur.

Ces résultats montrent une diminution très hautement significative (p<0,001) des concentrations des chlorophylles (a, b, a+b) des feuilles des plantes traitées par rapport aux témoins. L'application de CdCl₂ à différentes concentrations (25-100µM) affectent la synthèse des pigments chlorophylliens foliaires (chlorophylles a et b).

En ce qui concerne les caroténoïdes (tableau), nous avons noté une diminution hautement significative chez les lots traités par rapport aux témoins (p<0,01). Cette baisse atteint son maximum à la plus forte concentration (100µM) avec une concentration de 0,80 mg.g

5.2 Au niveau des feuilles des plantes de blé tendre

Le tableau (12) représente l'effet du CdCl₂ sur la synthèse des pigments photosynthétiques (Chlorophylles a, b et caroténoïdes) des feuilles des plantes de blé tendre.

Ces résultats nous montrent une diminution très hautement significative (p<0,001) des concentrations des chlorophylles (a, b, a+b). Chez les lots traités à 75µM, nous avons noté une réduction de (38%) au niveau des concentrations de la chlorophylle totale, et elle atteint (54%) chez les lots traités avec 100µM de CdCl₂.

Selon les résultats mentionnés dans le tableau (12) concernant les concentrations de caroténoïdes ; il en résulte également qu'en présence du CdCl₂, les concentrations des caroténoïdes des lots traités diminuent de manière hautement significative ($p < 0,01$) par rapport aux lots témoins. Cette régression atteint (85%) à 100µM.

5.3 Au niveau des feuilles des plantes de l'orge

Le tableau (13) représente l'influence du CdCl₂ sur la synthèse de la chlorophylle (a, b, a+b) et des caroténoïdes au niveau des feuilles des plantes d'orge.

Le retard de croissance des plantules de l'orge sous l'effet de l'application du cadmium a été associée à une diminution très hautement significative ($p < 0,001$) des concentrations de la chlorophylle a, b et a+b. Une baisse importante de la chlorophylle a et b a été observée à 100 µM. Par rapport au témoin ; les concentrations de la chlorophylle **a** ont montré une réduction de 45% et de 55% chez les lots traités par les concentrations 50 et 100 µM de CdCl₂. L'addition du cadmium a réduit la synthèse des chlorophylles (a, b, a+b) et les caroténoïdes chez tous les lots traités.

Les concentrations des caroténoïdes au niveau des feuilles diminuent lorsque la concentration du cadmium augmente. La concentration en caroténoïdes passe de 2,20 (mg.g⁻¹ MF) au niveau du témoin à 0,64 (mg.g⁻¹ MF) au niveau de la plus forte concentration (100 µM). Cette diminution est hautement significative dans tous les lots traités par rapport au témoin ($p < 0,01$).

Tableau 11: Effet du CdCl₂ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé dur

Traitements	Chl a (mg.g ⁻¹ M.F.)	Chl b (mg. g ⁻¹ M.F.)	Chla+b (mg. g ⁻¹ M.F.)	Caroténoïdes (mg.g ⁻¹ M.F.)
0 µM	4,69 ± 0,13 a	9,64 ± 0,79 a	14,33 ± 0,92 a	3,07 ± 0,26 a
25 µM	2,31 ± 0,32 b	3,58 ± 0,25 b	5,76 ± 0,91 b	1,70 ± 0,10 b
50 µM	2,13 ± 0,48 b	3,19 ± 0,15 b	5,14 ± 1,24 b	1,43 ± 0,17 b
75 µM	1,27 ± 0,53 b	2,78 ± 0,94 b	5,03 ± 0,32 b	1,21 ± 0,20 b
100 µM	1,24 ± 0,40 b	2,19 ± 0,37 b	4,05 ± 0,44 b	0,80 ± 0,10 b

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 12: Effet du CdCl₂ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé tendre

Traitements	Chl a (mg.g ⁻¹ M.F.)	Chl b (mg. g ⁻¹ M.F.)	Chla+b (mg. g ⁻¹ M.F.)	Caroténoïdes (mg.g ⁻¹ M.F.)
0 µM	5,01 ± 0,89a	10,54 ± 1,61a	15,55 ± 1,48 a	3,52 ± 0,56 a
25 µM	4,29 ± 0,74ab	9,30 ± 0,97ab	13,59 ± 1,03 b	2,69 ± 0,71 ab
50 µM	3,44 ± 0,49bc	8,26 ± 0,72 b	11,70 ± 0,90 c	1,84 ± 0,43 b
75 µM	2,67 ± 0,59c	6,94 ± 0,37c	9,61 ± 0,99 c	1,09 ± 0,35 b
100 µM	1,99 ± 0,68c	5,13 ± 0,44 c	7,12 ± 0,73 d	0,52 ± 0,12 b

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 13: Effet du CdCl₂ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes d'orge

Traitements	Chl a (mg.g ⁻¹ M.F.)	Chl b (mg. g ⁻¹ M.F.)	Chla+b (mg. g ⁻¹ M.F.)	Caroténoïdes (mg.g ⁻¹ M.F.)
0 µM	3.70 ± 0.46 a	7.16 ± 1.13 a	10.86 ± 0.77 a	2.20 ± 0.38 a
25 µM	3.30 ± 0.62ab	5.67 ± 0.31 a	8.97 ± 0.85 b	1.24 ± 0.48ab
50 µM	2.35 ± 0.47bc	3.68 ± 0.59 b	6.06 ± 0.22 c	1.12 ± 0.43 b
75 µM	2.01 ± 0.44 c	3.36 ± 0.41 b	5.28 ± 0.82 c	0.74 ± 0.20 b
100 µM	1.56 ± 0.22 c	3.26 ± 0.45 b	4.93 ± 0.57 c	0.64 ± 0.17 b

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

6. Influence du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse des sucres solubles totaux

6.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (13) illustre l'effet du CdCl₂ sur la synthèse des sucres solubles totaux dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur. Nos résultats montrent une augmentation hautement significative des concentrations des sucres solubles totaux dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des témoins ($p < 0,01$). Cette augmentation est d'environ 69% en présence de 100 μM du CdCl₂ par rapport au témoin. Les concentrations des sucres solubles totaux augmentent d'une manière hautement significative dans les racines des lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,01$). Cette augmentation est de l'ordre de 68% en présence de 100 μM du CdCl₂.

6.2 Au niveau des plantes de blé tendre

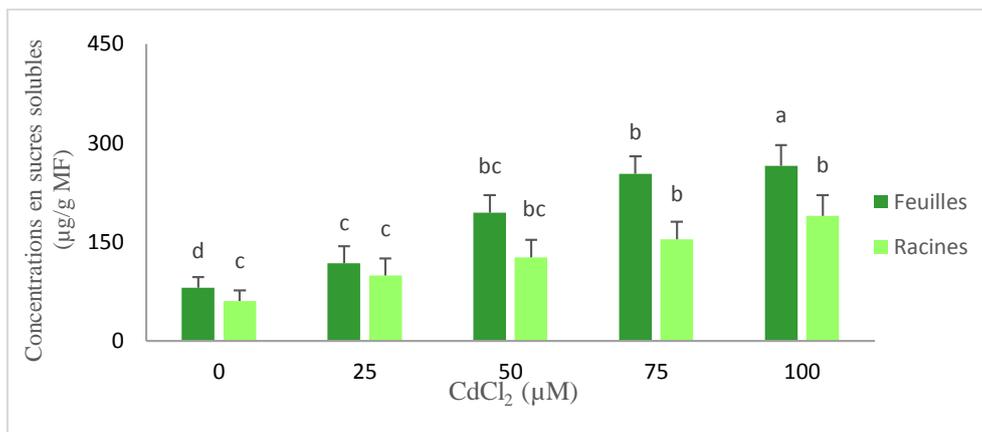
La figure (14) représente l'effet du CdCl₂ sur la synthèse des sucres solubles totaux dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre. Au niveau des feuilles, nous constatons une augmentation hautement significative des concentrations des sucres solubles dans les différents traitements par rapport à celles du témoin ($p < 0,01$). L'augmentation de la synthèse des sucres en présence des fortes concentrations 75 et 100 μM du CdCl₂ est d'environ 44% et 62% respectivement par rapport au témoin.

Dans les racines, les concentrations des sucres solubles totaux augmentent d'une manière très hautement significative chez les lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,01$). En effet, les concentrations des sucres solubles dans les racines témoins sont de 57,60 ($\mu\text{g.gMF}^{-1}$) tandis que dans les racines traitées avec 100 μM du CdCl₂ sont de 142,67 ($\mu\text{g.gMF}^{-1}$).

6.3 Au niveau des plantes de l'orge

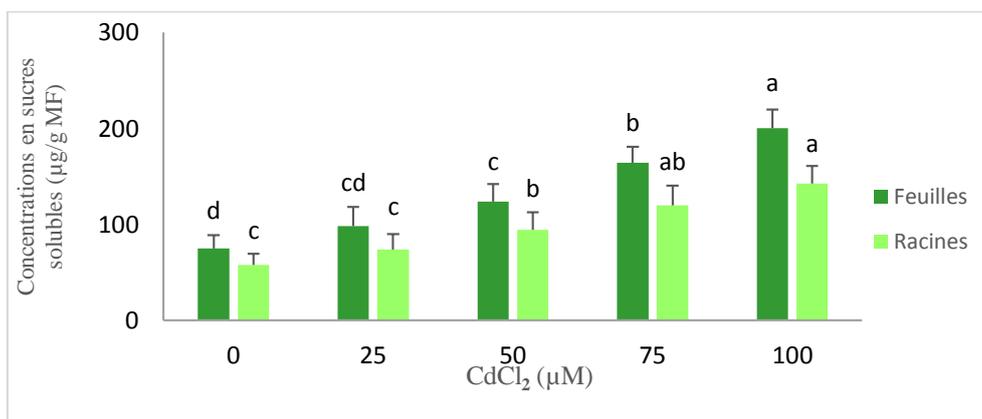
La figure (15) met en évidence l'effet du CdCl₂ sur la synthèse des sucres solubles totaux des feuilles et des racines des plantes d'orge. Au niveau foliaire, les concentrations des sucres solubles totaux augmentent d'une manière hautement significative dans les racines traitées par rapport à celles des racines témoins ($p < 0,01$). La synthèse des sucres s'accroît dans les lots traités par les fortes concentrations du CdCl₂.

Au niveau racinaire, nous notons également une augmentation hautement significative des concentrations des sucres solubles totaux dans les différents traitements par rapport à celles du témoin. Cette augmentation atteint un niveau maximal à la concentration la plus élevée (100 μM) du CdCl₂.



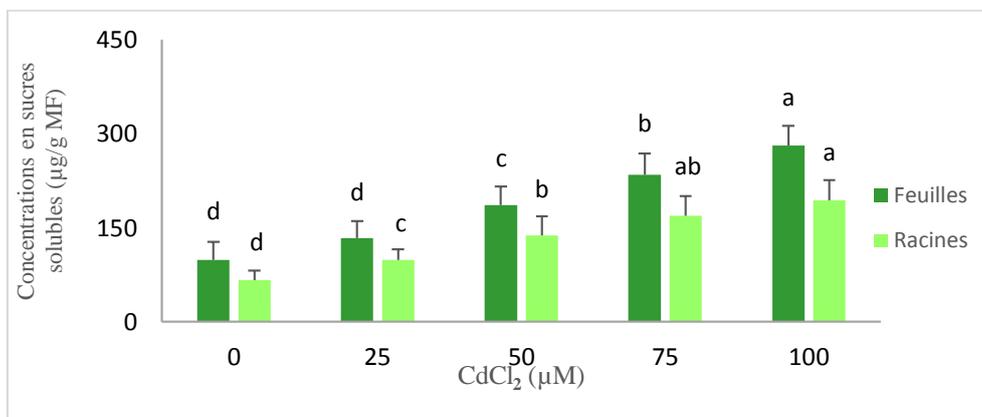
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 13: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 14: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 15: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

7. Influence du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse de la proline

7.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (16) illustre l'effet du CdCl₂ sur la synthèse de la proline dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur. Selon nos résultats, nous observons une augmentation très hautement significative des concentrations de proline dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est d'environ 74% chez les traitées par 100 μ M de CdCl₂ par rapport au témoin.

Au niveau racinaire, nous notons également une augmentation très hautement significative des concentrations de prolines dans les racines des plantes traitées par rapport à celles des racines des plantes témoins ($p < 0,01$). Les concentrations de proline dans les racines traitées par la concentration 100 μ M de CdCl₂ sont de l'ordre de 10,52 (mg/g MF) alors qu'elles ne sont que de 3,65 (mg/g MF) dans les racines témoins.

7.2 Au niveau des plantes de blé tendre

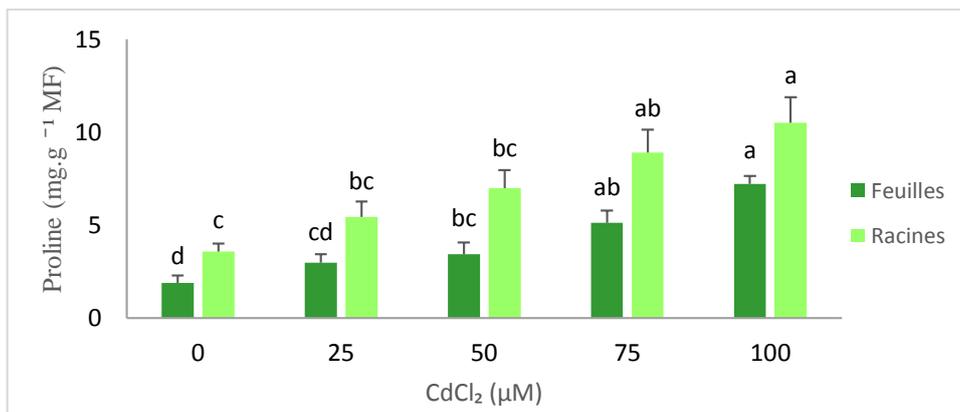
La figure (17) représente l'effet du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations de proline dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre. L'exposition de ces plantes au CdCl₂ a provoqué une augmentation très hautement significative des concentrations de la proline dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$).

Au niveau des feuilles, l'augmentation est estimée à environ 75% dans les feuilles des plantes traitées par la concentration 100 μ M de CdCl₂. Quant aux racines, l'augmentation de la proline est d'environ 78% dans les racines exposées à la concentration la plus élevée (100 μ M) par rapport au témoin.

7.3 Au niveau des plantes de l'orge

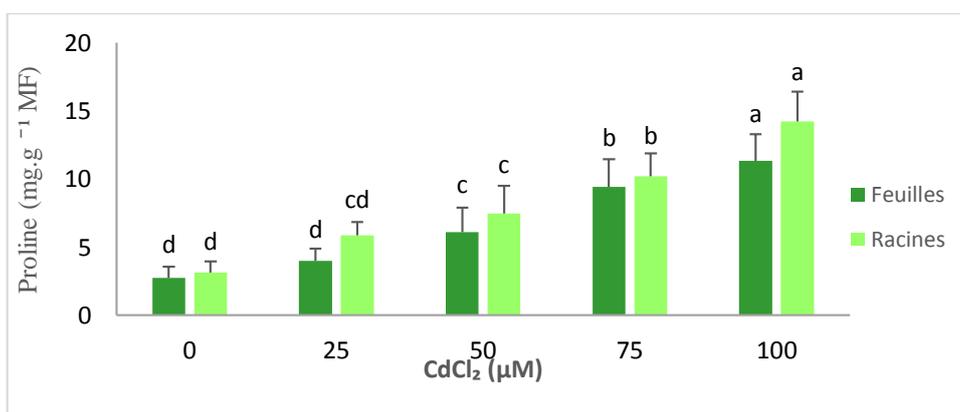
L'effet du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse de la proline dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est présenté dans la figure (18). Les résultats obtenus montrent une augmentation très hautement significative des concentrations de la proline dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). En effet, les concentrations de la proline dans les feuilles des plantes de l'orge atteignent un niveau maximal à la concentration la plus élevée du CdCl₂ (100 μ M).

Au niveau racinaire, les concentrations de la proline augmentent d'une manière très hautement significative chez les lots traités par rapport aux lots témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est estimée à environ 81% en présence de 100 μ M par rapport au témoin.



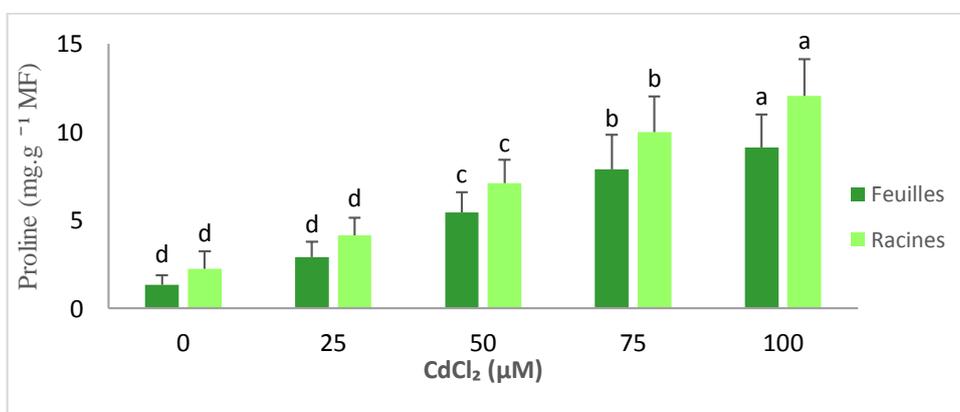
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 16: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 17: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 18: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

8. Influence du cadmium (CdCl₂) sur la synthèse des protéines totales

8.1 Au niveau des plantes de blé dur

L'étude de ce paramètre est indispensable dans l'étude des mécanismes enzymatiques.

La figure (19) illustre l'effet du CdCl₂ sur la synthèse des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur. Au niveau foliaire, nos résultats montrent une augmentation significative des concentrations des protéines totales dans les feuilles des lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,05$). Cette augmentation est estimée à environ 40% au niveau des feuilles traitées par la plus forte concentration de chrome par rapport au témoin.

Au niveau racinaire, nous observons que les concentrations des protéines totales augmentent d'une manière hautement significative dans les racines des plantes traitées par rapport à celles des racines des plantes témoins ($p < 0,01$). En effet, l'exposition des plantes aux concentrations 75 et 100 μM du cadmium a provoqué une augmentation de la synthèse des protéines totales dans les racines d'environ 68% par rapport aux racines témoins.

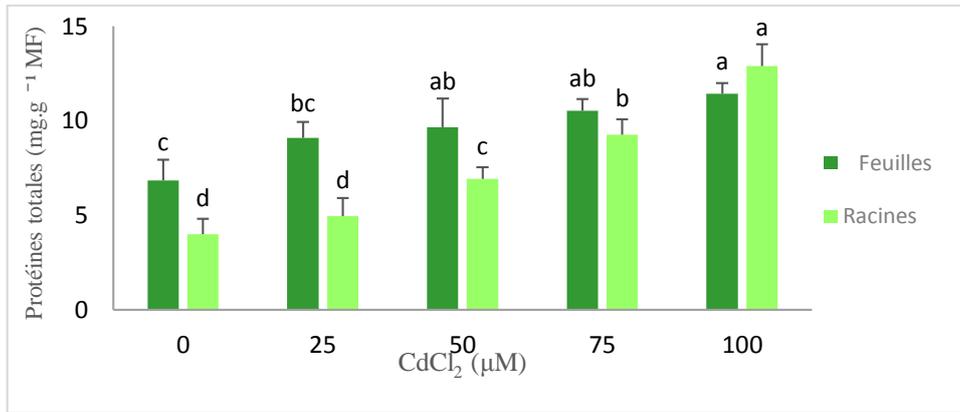
8.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La figure (20) met en évidence l'effet du CdCl₂ sur la synthèse des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre. Au niveau des feuilles, nous remarquons selon nos résultats une augmentation hautement significative des concentrations des protéines totales dans les feuilles des lots traités par rapport à celles des témoins ($p < 0,01$). Ainsi, nous notons une importante stimulation de la synthèse des protéines totales au niveau des feuilles des lots traités. Toutefois, à la concentration 100 μM du CdCl₂ cette synthèse diminue d'environ 33% par rapport aux lots traités par 75 μM du CdCl₂.

Au niveau racinaire, nous observons également une augmentation hautement significative des concentrations des protéines totales dans les racines des lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,01$). L'augmentation est d'environ 72% chez les traités par 100 μM par rapport au témoin.

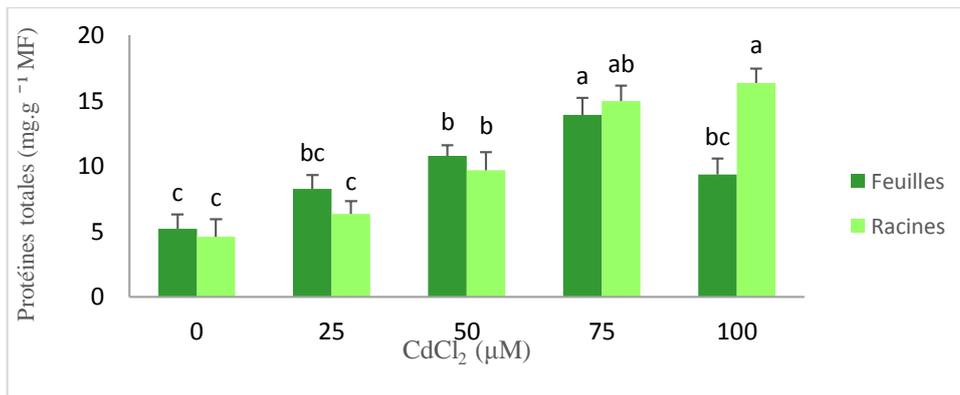
8.1 Au niveau des plantes de l'orge

L'effet du CdCl₂ sur la synthèse des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est représenté dans la figure (21). Selon nos résultats, il en résulte que le traitement du CdCl₂ induit une augmentation très hautement significative des concentrations des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge ($p < 0,001$).



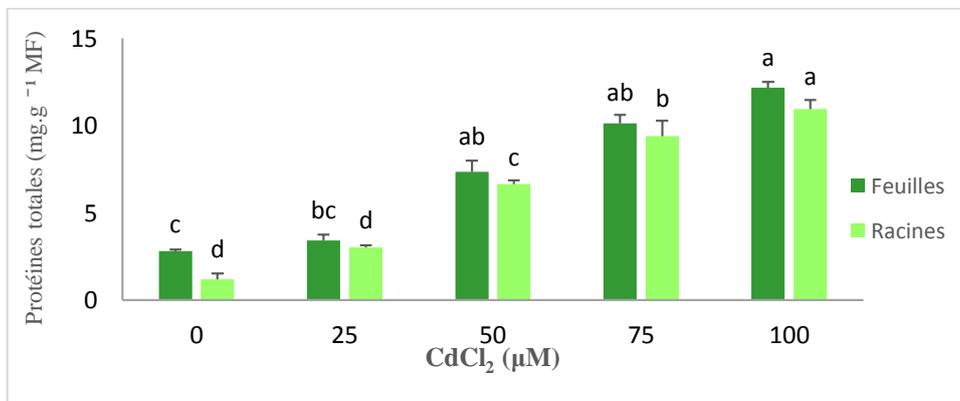
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 19: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 20: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 21: Influence du cadmium (CdCl₂) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

Cette augmentation dépasse les 77% pour les feuilles des plantes traitées par la plus forte concentration du cadmium par rapport au témoin. En outre, nous notons que la synthèse des protéines totales atteint une augmentation de 89% dans les racines des lots traités par 100 μM de cadmium par rapport au témoin.

9. Influence du cadmium (CdCl_2) sur la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)

9.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (22) met en évidence l'effet du cadmium (CdCl_2) sur la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.

Au niveau des feuilles, nous observons une augmentation significative des concentrations du peroxyde d'hydrogène dans les feuilles des lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,05$). En effet, ces concentrations passent de 51,65 (nmol/g MF) dans les feuilles des plantes témoins à 91,09 (nmol/g MF) dans les feuilles des plantes traitées par la plus forte concentration.

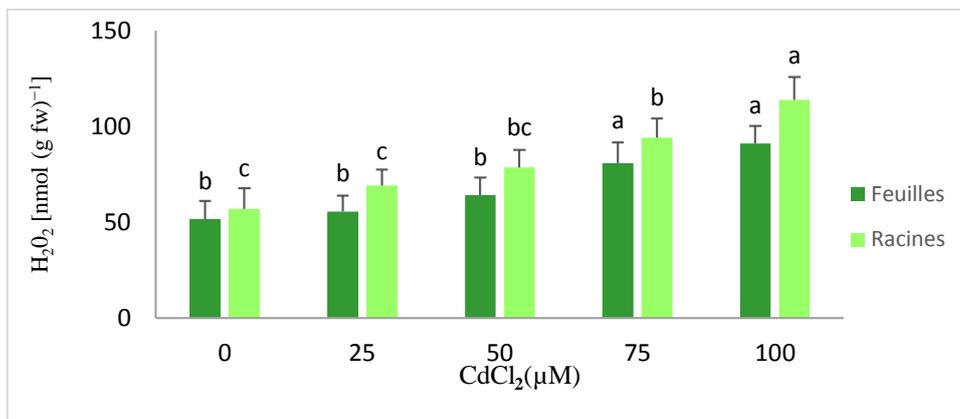
Au niveau racinaire, les concentrations du peroxyde d'hydrogène augmentent d'une manière significative dans les différents traitements de cadmium par rapport à celles du témoin ($p < 0,05$). Ainsi, l'augmentation est d'environ 45% chez les racines traitées par 100 μM par rapport au témoin.

9.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La figure (23) illustre les variations du peroxyde d'hydrogène dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre sous l'effet du cadmium (CdCl_2).

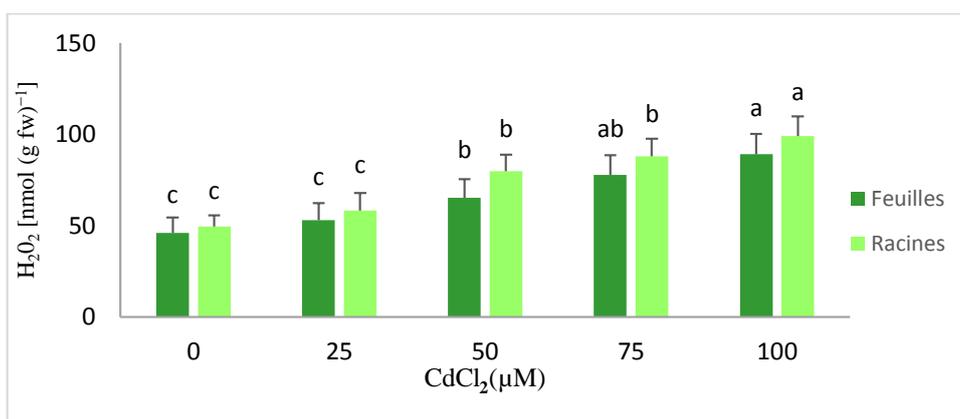
Selon les résultats obtenus, il en résulte que le CdCl_2 à différentes concentrations induit dans les feuilles des plantes de blé tendre une augmentation significative des concentrations du H_2O_2 par rapport à celles des feuilles des plantes témoins ($p < 0,05$). La production du peroxyde d'hydrogène s'accroît dans les feuilles traitées par la plus forte concentration du CdCl_2 . Cette augmentation est estimée à environ 48% chez les feuilles traitées par rapport aux feuilles témoins.

Au niveau racinaire, la stimulation de la production du peroxyde d'hydrogène est plus précoce que celle observée chez les feuilles et plus importantes en présence de fortes concentrations de CdCl_2 . L'analyse statistique indique que l'augmentation des concentrations du H_2O_2 est hautement significative dans les racines des plantes traitées par rapport à celles des racines des plantes témoins ($p < 0,01$).



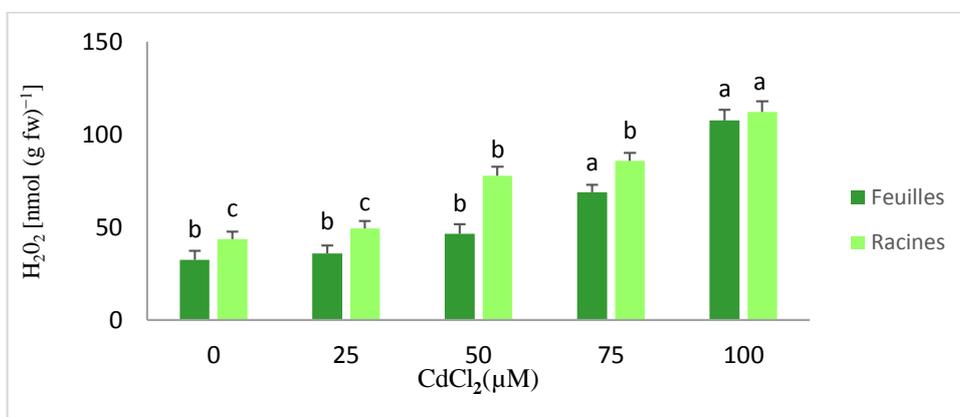
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 22: Influence du cadmium (CdCl₂) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 23: Influence du cadmium (CdCl₂) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 24: Influence du cadmium (CdCl₂) sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans des feuilles et des racines des plantes d'orge

9.3 Au niveau des plantes de l'orge

L'effet du CdCl_2 sur les concentrations du H_2O_2 dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est représenté dans la figure (24).

Au niveau foliaire, nous remarquons une augmentation hautement significative des concentrations du H_2O_2 dans les différents traitements par rapport au témoin ($p < 0,01$). L'augmentation de la production du H_2O_2 a atteint un niveau maximal au traitement $100\mu\text{M}$ du CdCl_2 .

Nous enregistrons également une augmentation hautement significative des concentrations du H_2O_2 dans les racines des plantes de l'orge par rapport à celles du témoin ($p < 0,01$). Cette augmentation est d'environ 61% chez les lots traités par la concentration $100\mu\text{M}$ par rapport au témoin. Ainsi, nous notons que la synthèse du peroxyde d'hydrogène est plus importante au niveau des racines que dans les feuilles.

10. Influence du cadmium (CdCl_2) sur la synthèse de l'anion superoxyde ($\text{O}_2^{\cdot-}$)

10.1 Au niveau des plantes de blé dur

L'effet du CdCl_2 sur la production de l'anion superoxyde au niveau des feuilles et des racines dans plantes de blé dur est illustré dans la figure (25).

Nos résultats montrent une augmentation très hautement significative de la synthèse de l'anion superoxyde au niveau des feuilles des plantes traitées par rapport à celle du témoin ($p < 0,001$). Cette augmentation est d'environ 73% dans les feuilles traitées par $100\mu\text{M}$ de CdCl_2 par rapport au témoin.

Au niveau racinaire, la production de l'anion superoxyde augmente d'une manière très hautement significative dans les différents traitements par rapport à celle du témoin ($p < 0,001$). L'augmentation de la production de l'anion superoxyde est plus importante au niveau racinaire qu'au niveau des feuilles des plantes de blé dur traitées.

10.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La figure (26) montre l'effet du CdCl_2 sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.

Selon nos résultats, nous remarquons une augmentation très hautement significative de la production de l'anion superoxyde au niveau des feuilles des plantes exposées au CdCl_2 par rapport au témoin ($p < 0,001$). La stimulation de la synthèse de l'anion superoxyde atteint un niveau maximal à la concentration $100\mu\text{M}$.

Nos résultats montrent également une augmentation très hautement significative de la production de l'anion superoxyde au niveau des racines des plantes traitées par rapport à celle du témoin ($p < 0,001$). Cette augmentation est estimée à 78% en présence de $100\mu\text{M}$ de CdCl_2 par rapport au témoin.

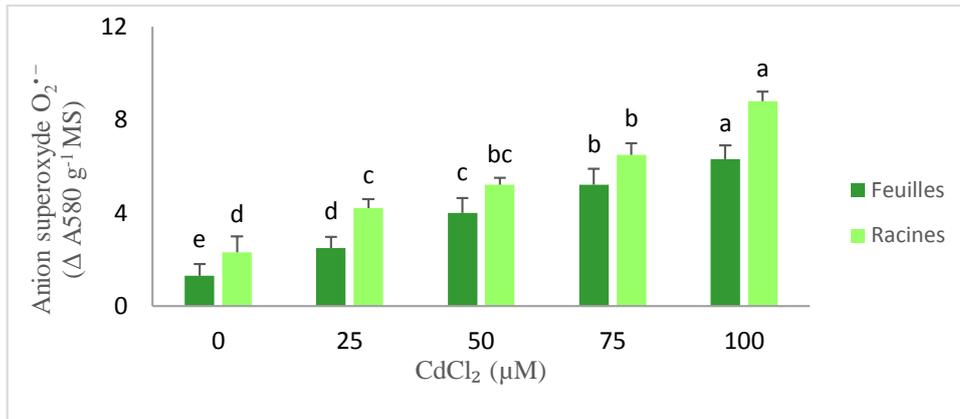
10.3 Au niveau des plantes de l'orge

La figure (27) met en évidence l'effet du CdCl_2 sur la synthèse de l'anion superoxyde au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge.

Au niveau foliaire, nous constatons que la production de l'anion superoxyde augmente d'une manière très hautement significative au niveau des feuilles des lots traités par rapport aux lots témoins ($p < 0,001$).

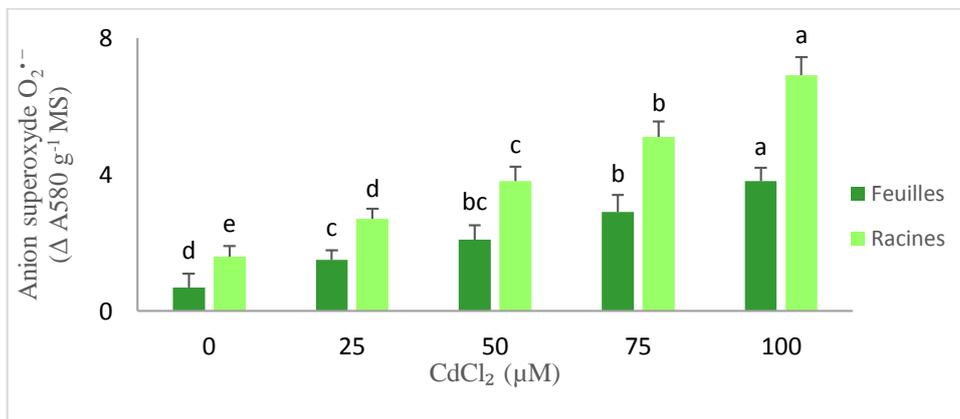
Le CdCl_2 provoque également une augmentation très hautement significative de la production de l'anion superoxyde au niveau des racines des plantes traitées par rapport à celle des témoins ($p < 0,001$).

Nous notons que la stimulation de la synthèse de l'anion superoxyde est plus importante au niveau des racines qu'au niveau des plantes de l'orge.



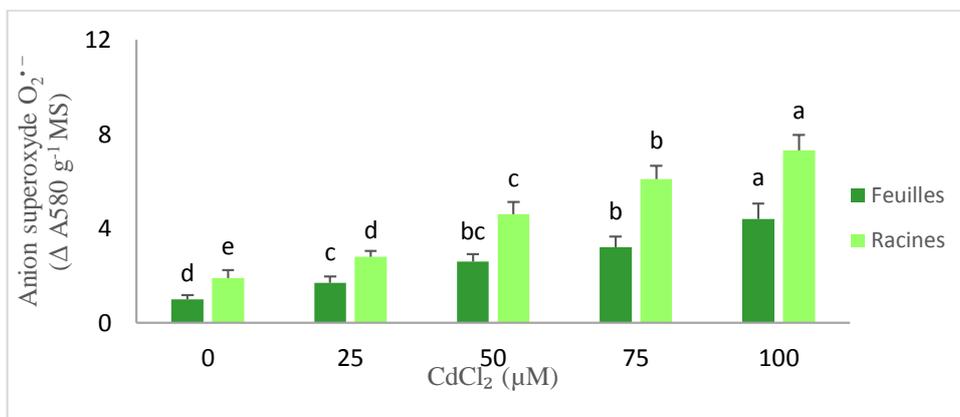
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 25: Influence du cadmium (CdCl_2) sur la production de l'anion superoxyde dans des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 26: Influence du cadmium (CdCl_2) sur la production de l'anion superoxyde dans des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 27: Influence du cadmium (CdCl_2) sur la production de l'anion superoxyde dans des feuilles et des racines des plantes d'orge

11. Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité catalase (CAT)

11.1 Au niveau des plantes de blé dur

L'effet du CdCl₂ sur l'activité catalase dans les feuilles et les racines dans plantes de blé dur est illustré dans la figure (28).

L'activité catalase augmente d'une manière non significative dans les feuilles des lots traités par rapport à celle des lots témoins ($p > 0,05$). Ainsi, pour la plus forte concentration par exemple, l'activité de cette enzyme est de l'ordre de 59,48 (nmol/min/mg protéines), alors qu'elle n'est que de 38,22 (nmol/min/mg protéines).

Dans les racines, nous notons également une augmentation significative de l'activité catalase chez les lots traités par rapport à celle des lots témoins ($p < 0,05$). L'augmentation de la catalase est d'environ 40% chez les traités par la plus forte concentration de cadmium par rapport au témoin.

11.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La Figure (29) met en évidence l'effet du CdCl₂ sur l'activité catalase dans les feuilles et les racines dans plantes de blé tendre.

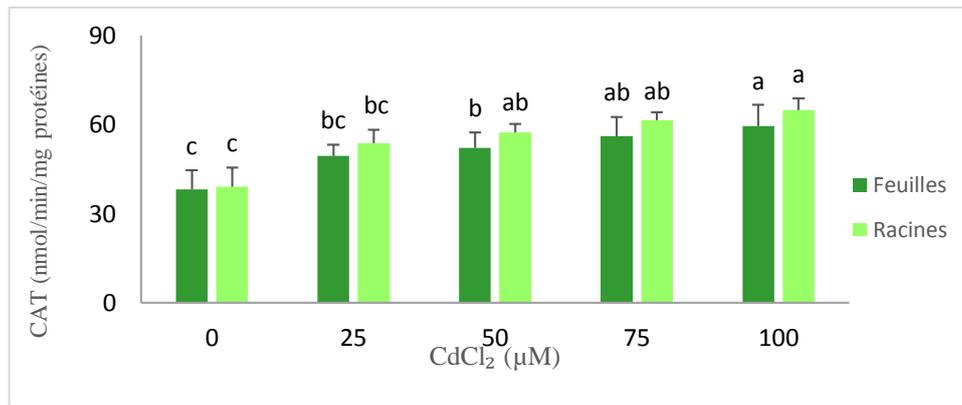
Selon nos résultats, nous remarquons une augmentation hautement significative de l'activité catalase au niveau des feuilles des plantes traitées par rapport à celle des feuilles des plantes témoins ($p < 0,01$).

Nos résultats révèlent également une augmentation hautement significative de l'activité catalase au niveau des racines des plantes traitées par rapport à celle des racines des plantes témoins ($p < 0,01$). L'activité catalase atteint un niveau maximal à la concentration 100µM de CdCl₂.

11.3 Au niveau des plantes de l'orge

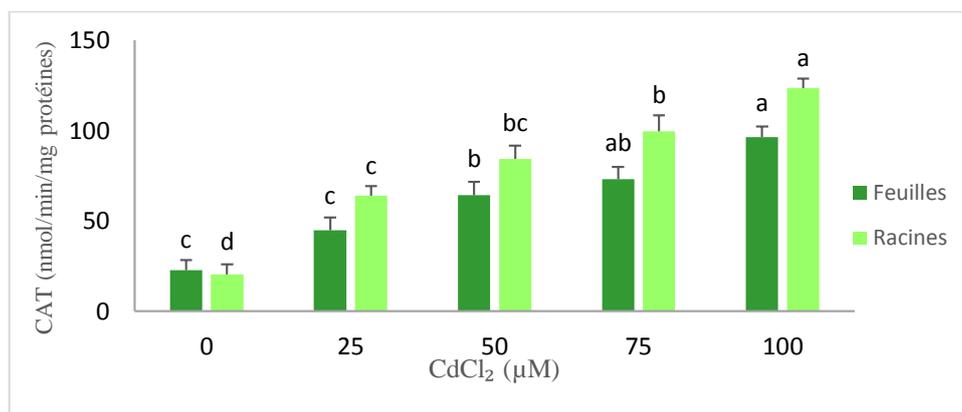
La Figure (30) représente l'effet du CdCl₂ sur l'activité catalase dans les feuilles et les racines dans plantes de l'orge.

Au niveau foliaire, nous observons une augmentation d'une manière très hautement significative de l'activité catalase dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). L'accumulation de l'activité catalase s'est produite à la concentration 100µM de CdCl₂. Au niveau racinaire, l'augmentation de la catalase est de l'ordre de 83% en présence de 100µM de CdCl₂ par rapport au témoin.



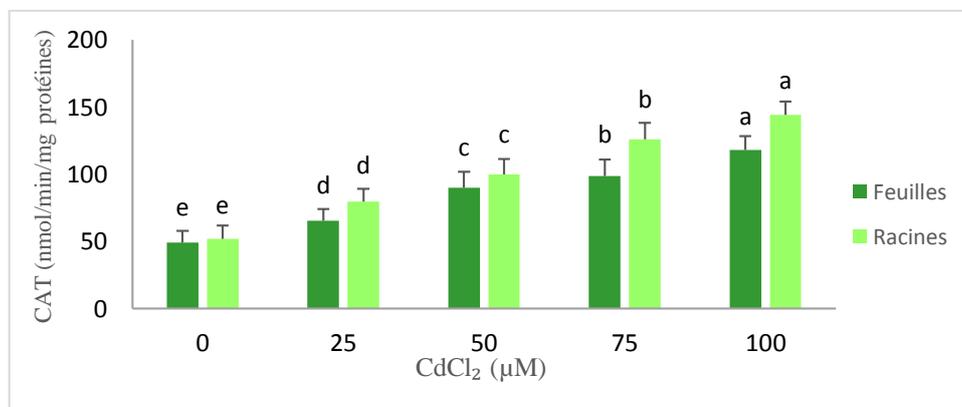
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 28: Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 29: Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 30: Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

12. Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité ascorbate peroxydase (APX)

12.1 Au niveau des plantes de blé dur

La Figure (31) met en évidence l'effet du CdCl₂ sur l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines dans plantes de blé dur.

Nos résultats montrent une augmentation très hautement significative de l'activité ascorbate peroxydase (APX) au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). L'augmentation au niveau des feuilles est d'environ 72% pour les traitées par 100µM de CdCl₂ par rapport aux témoins.

12.2 Au niveau des plantes de blé tendre

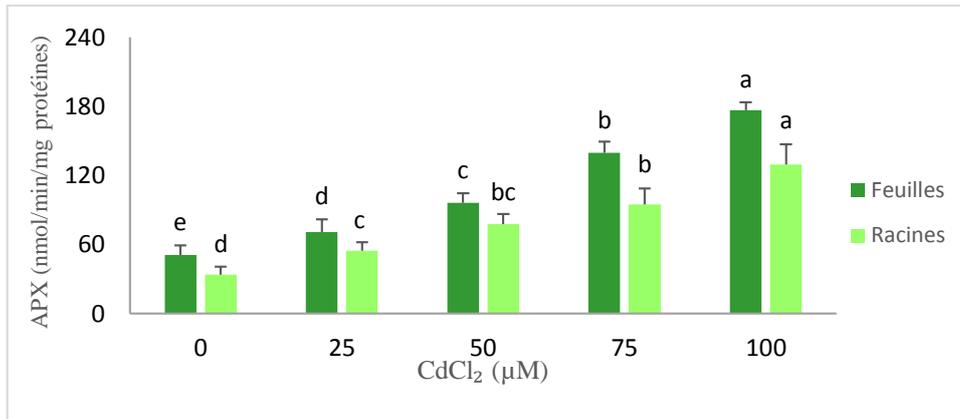
La figure (32) montre l'effet du CdCl₂ sur l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines dans plantes de blé tendre.

Nous remarquons une augmentation très hautement significative de l'activité APX au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées par rapport à celles des témoins ($p < 0,001$). L'augmentation de l'APX est d'environ 74% dans les feuilles et les racines des lots traités par rapport aux lots témoins.

12.3 Au niveau des plantes de l'orge

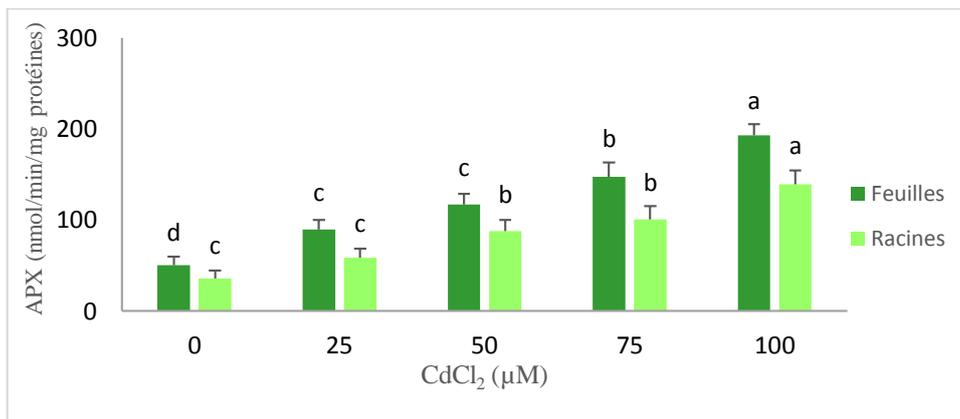
La figure (33) représente l'effet du CdCl₂ sur l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines dans plantes de l'orge.

Nos résultats nous révèlent que l'activité ascorbate peroxydase augmente d'une manière très hautement significative dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celle des témoins. Ces augmentations dépassent les 80% par rapport au témoin pour les traitements de 100µM de CdCl₂



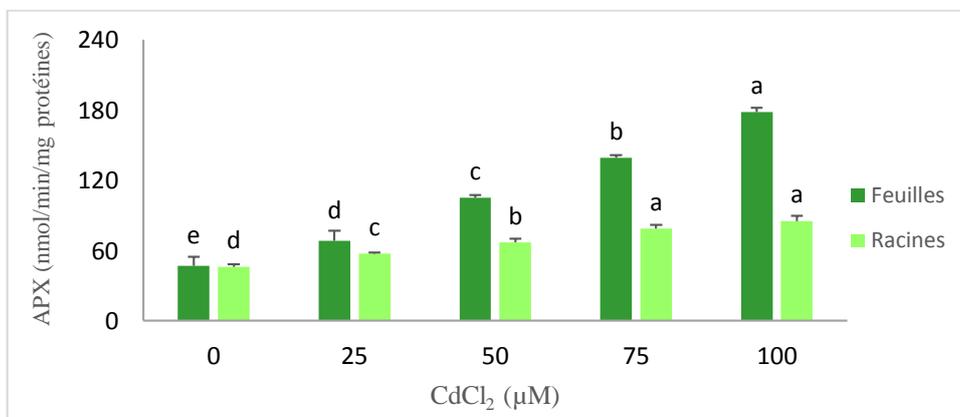
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 31: Influence du cadmium (CdCl_2) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 32: Influence du cadmium (CdCl_2) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 33: Influence du cadmium (CdCl_2) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

13. Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaïacol peroxydase (GPX)

13.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (34) illustre l'effet du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaïacol peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.

Nos résultats montrent une augmentation très hautement significative de l'activité GPX au niveau des feuilles et des racines des plantes exposées au cadmium par rapport à celle des plantes témoins ($p < 0,001$). En effet, les concentrations de la guaïacol peroxydase passe de 487 (nmol/min/mg protéines) chez les feuilles des plantes témoins à 849,46 (nmol/min/mg protéines) chez les feuilles des plantes traitées par la plus forte concentration de CdCl₂ (100µM).

13.2 Au niveau des plantes de blé tendre

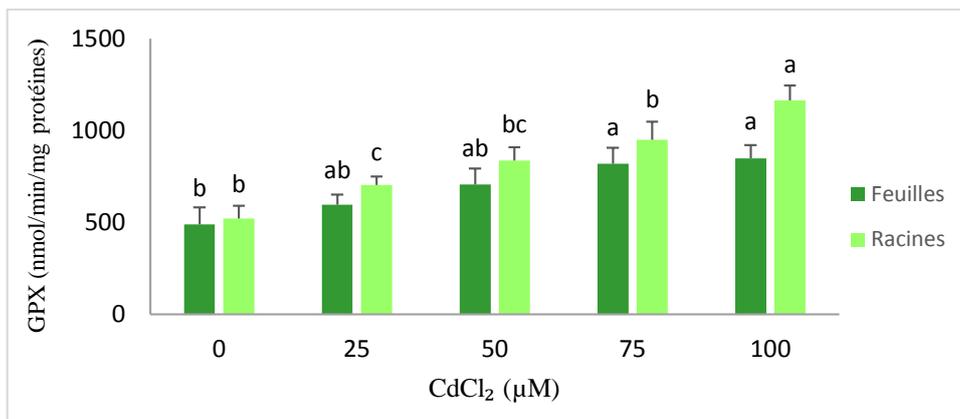
La figure (35) montre l'effet du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaïacol peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.

Selon nos résultats, nous observons que l'activité GPX augmente d'une manière hautement significative dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celle des plantes témoins ($p < 0,01$). En effet, la stimulation de l'activité GPX est de 56% au niveau des feuilles traitées par 100 µM et elle dépasse les 65% chez les racines traitées par 100 µM par rapport aux témoins.

13.3 Au niveau des plantes de l'orge

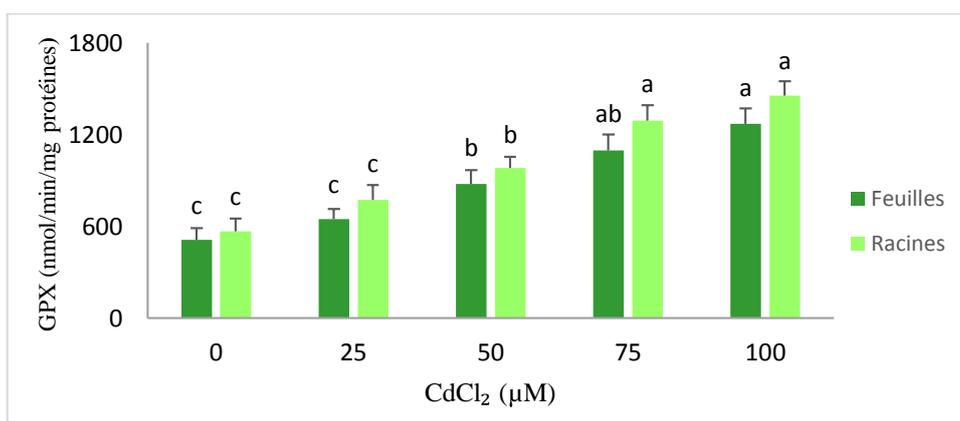
La figure (36) montre l'effet du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaïacol peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge.

Nos résultats montrent que l'activité GPX augmente d'une manière très hautement significative dans les feuilles et les racines des plantes exposées au cadmium par rapport à celle des plantes témoins ($p < 0,001$). L'augmentation de l'activité GPX atteint son niveau maximal à la concentration 100µM de CdCl₂ dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge.



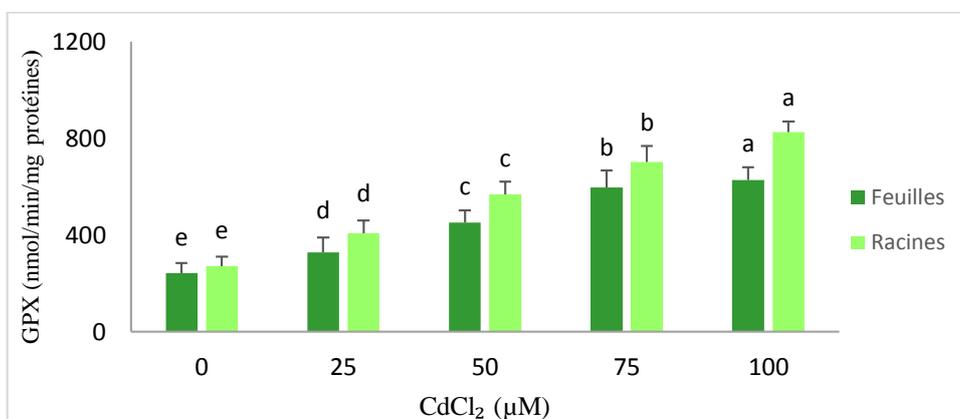
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 34: Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 35: Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 36: Influence du cadmium (CdCl₂) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

III-1.2 Impact du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse des paramètres morphophysiologiques, biochimiques et enzymatiques au niveau des plantes des trois céréales

1. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de germination

1.1 Au niveau des graines de blé dur

L'effet du $K_2Cr_2O_7$ sur le taux de germination des graines de blé dur est présenté dans la figure (37).

Les résultats montrent une diminution significative ($p < 0,05$) du taux de germination des graines traitées par rapport aux graines témoins. En effet, nous enregistrons une baisse d'environ 27% chez les lots traités par la plus forte concentration (100 μ M).

1.2 Au niveau des graines de blé tendre

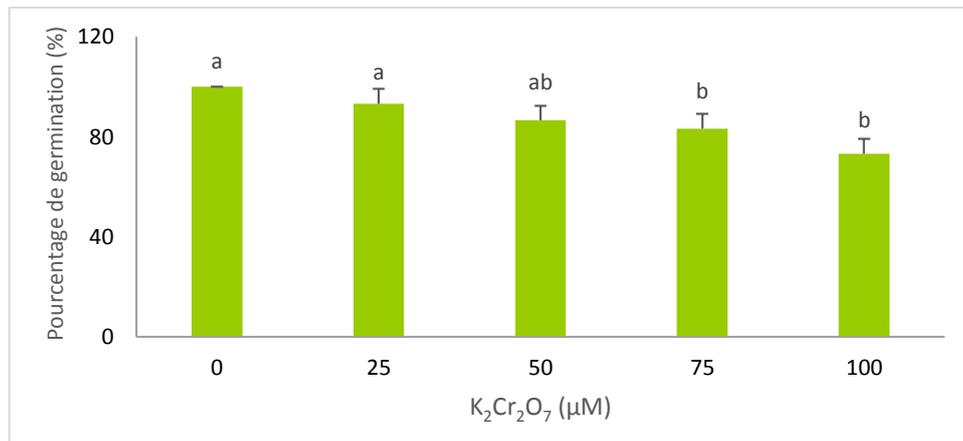
La figure (38) met en évidence les variations du taux de germination des graines de blé tendre traitées par des concentrations croissantes du $K_2Cr_2O_7$.

D'après ces résultats, nous constatons une diminution du taux de germination des graines traitées par rapport aux graines témoins ($p < 0,05$). Une diminution estimée à 30% chez les lots traités par 100 μ M de $K_2Cr_2O_7$ par rapport aux lots témoins.

1.3 Au niveau des graines d'orge

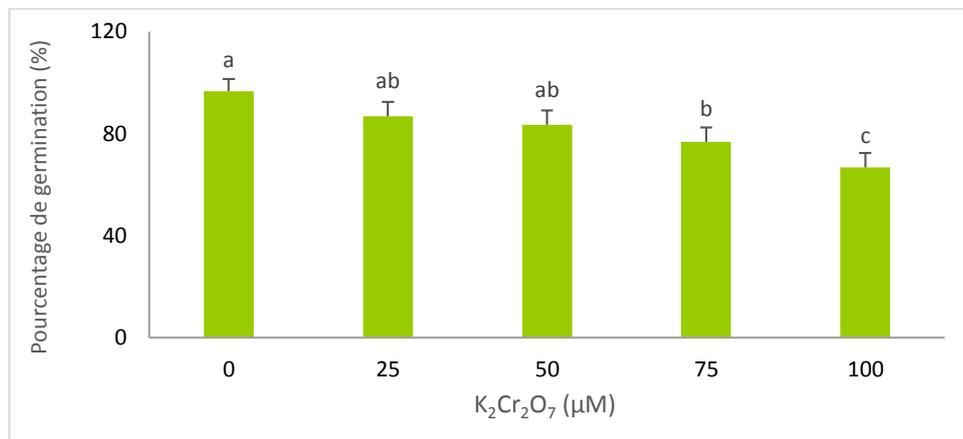
La figure (39) illustre l'effet du $K_2Cr_2O_7$ sur le taux de germination des graines d'orge.

L'application du $K_2Cr_2O_7$ semble affecter la germination des graines d'orge traitées comparativement aux graines témoins. Le pourcentage de germination des graines d'orge traitées diminuent de façon significative ($p < 0,05$). En effet, le taux de germination est de 96,66% chez les graines témoins alors qu'il n'est que de 66,66% chez les graines exposées à 100 μ M de $K_2Cr_2O_7$.



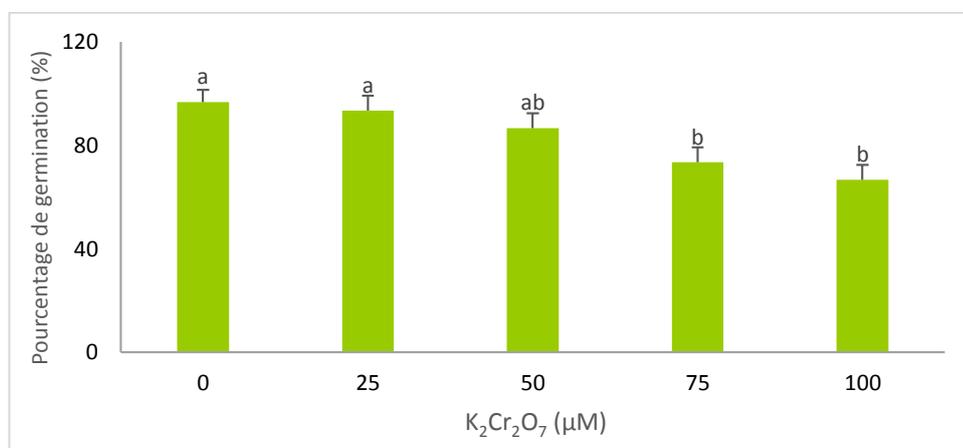
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 37 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de germination des graines de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 38 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de germination des graines de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 39 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de germination des graines d'orge

2. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la croissance et la teneur relative en eau

2.1 Au niveau des plantes de blé dur

Le tableau (14) illustre les variations de l'élongation racinaire et foliaire ainsi que de la teneur relative en eau des plantes de blé dur traitées au $K_2Cr_2O_7$. Nous avons observé une diminution très hautement significative des longueurs moyennes des racines des plantes de blé dur traitées par rapport à celles du témoin ($p<0,001$). En effet, cette réduction est d'environ 47% en présence de $75\mu M$ et elle est de 62% à $100\mu M$ de $K_2Cr_2O_7$ par rapport au témoin.

Quant à l'élongation foliaire, on observe une diminution hautement significative de la longueur moyenne des feuilles des plantes de blé dur exposées au chrome par rapport aux plantes témoins ($p<0,01$). Cette réduction atteint son niveau maximal au traitement de $100\mu M$.

Les résultats concernant la teneur relative en eau montrent une diminution significative chez les lots traités par rapport aux lots témoins ($p<0,05$). Cette diminution est d'environ 25% en présence de $100\mu M$ de $K_2Cr_2O_7$ par rapport au témoin.

2.2 Au niveau des plantes de blé tendre

Le tableau (15) met en évidence l'influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'élongation racinaire et foliaire ainsi que la teneur relative en eau des plantes de blé tendre. La longueur moyenne des racines diminue de façon hautement significative chez les lots traités par rapport aux lots témoins ($p<0,01$). L'élongation racinaire des plantes de blé tendre passe de 24,04 (cm) chez les témoins à 10,38% chez les traitées par $100\mu M$ de $K_2Cr_2O_7$.

Les résultats concernant les longueurs moyennes des feuilles des plantes de blé tendre traitées au chrome diminuent d'une manière hautement significative ($p<0,01$). Cette réduction est d'environ 50% chez les lots traités par la concentration $100\mu M$ par rapport aux lots témoins.

Les résultats du tableau (15) montrent également une diminution significative de la teneur relative en eau des plantes traitées par rapport à celle du témoin. Ainsi, nous notons que la diminution de la teneur relative en eau ne dépasse pas les 27% chez les plantes traitées par la plus forte concentration ($100\mu M$) comparativement au témoin.

2.3 Au niveau des plantes de l'orge

Les résultats du tableau (16) représente l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur les longueurs moyennes des racines et des feuilles ainsi que de la teneur relative des plantes de l'orge.

Tableau 14 : Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé dur

Traitements	Longueur moyenne des racines (cm)	Longueur moyenne des feuilles (cm)	Teneur relative en eau (%)
0 μ M	22,11 \pm 1,24 a	27,53 \pm 0,82 a	98,05 \pm 3,77 a
25 μ M	18,65 \pm 0,45 b	24,38 \pm 0,84 ab	88,40 \pm 4,01 b
50 μ M	14,03 \pm 0,67 c	19,34 \pm 0,33 b	80,32 \pm 2,98 bc
75 μ M	11,69 \pm 0,34 cd	15,93 \pm 0,40 bc	74,88 \pm 2,86 c
100 μ M	8,41 \pm 0,30 d	11,58 \pm 0,82 c	69,12 \pm 3,00 c

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 15 : Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes de blé tendre

Traitements	Longueur moyenne des racines (cm)	Longueur moyenne des feuilles (cm)	Teneur relative en eau (%)
0 μ M	24,02 \pm 0,23 a	29,99 \pm 0,82 a	97,42 \pm 5,76 a
25 μ M	21,92 \pm 1,62 ab	27,49 \pm 1,18 a	89,00 \pm 5,35 ab
50 μ M	17,36 \pm 0,09 b	23,16 \pm 1,80 b	82,65 \pm 5,43 b
75 μ M	14,86 \pm 0,38 bc	18,09 \pm 0,75 c	77,89 \pm 5,76 bc
100 μ M	10,38 \pm 0,80 c	15,41 \pm 0,76 c	70,21 \pm 5,87 c

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 16 : Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la longueur moyenne des racines, des feuilles et de la teneur relative en eau des plantes d'orge

Traitements	Longueur moyenne des racines (cm)	Longueur moyenne des feuilles (cm)	Teneur relative en eau (%)
0 μ M	27,14 \pm 0,76 a	32,30 \pm 1,18 a	97,86 \pm 3,11 a
25 μ M	23,77 \pm 0,54 b	28,45 \pm 1,04 b	90,32 \pm 3,04 b
50 μ M	20,09 \pm 1,19 bc	24,80 \pm 0,99 c	85,51 \pm 3,79 bc
75 μ M	17,05 \pm 0,63 c	20,31 \pm 0,86 d	79,56 \pm 3,14 c
100 μ M	12,67 \pm 0,32 d	16,72 \pm 0,61 e	71,38 \pm 3,91 d

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Ces résultats montrent que l'élongation racinaire diminue d'une manière hautement significative par rapport à celle du témoin ($p < 0,01$). Nous avons noté une baisse d'environ 53% chez les lots traités par la concentration 100 μ M par rapport aux lots témoins.

L'élongation foliaire suit la même tendance que les racines. Le $K_2Cr_2O_7$ provoque un retard de croissance des feuilles des plantes traitées par rapport aux lots témoins. Cette diminution est très hautement significative ($p < 0,001$), elle atteint un niveau maximum à la plus forte concentration du traitement (100 μ M).

La teneur relative en eau des plantes traitées diminue d'une manière hautement significative par rapport à celles du témoin (Tableau 16). Cette diminution est d'environ 27% en présence de 100 μ M de chrome par rapport au témoin.

3. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de fuite des électrolytes

3.1 Au niveau des feuilles des plantes de blé dur

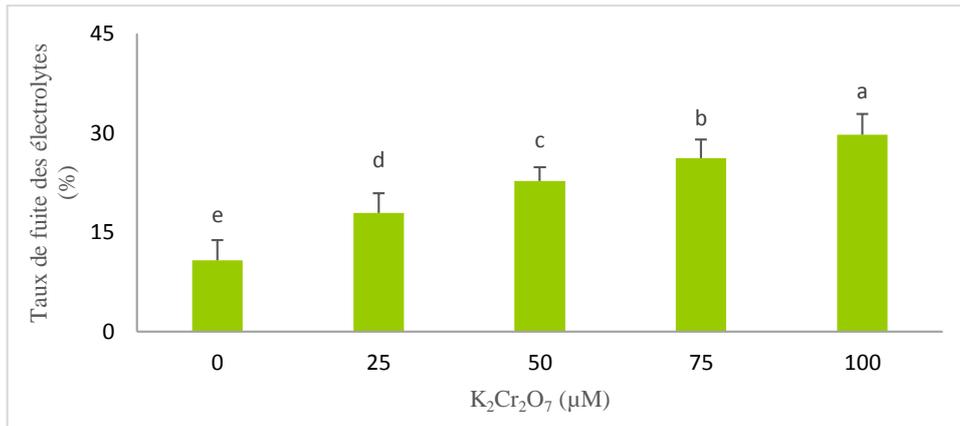
La figure (40) représente l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de blé dur. Selon nos résultats, nous constatons que le taux de fuite des électrolytes augmente de façon très hautement significative dans les feuilles des plantes de blé dur traitées par rapport à celui du témoin ($p < 0,001$). En effet, cette augmentation est de l'ordre de 62% chez les traitées par la concentration 100 μ M par rapport au témoin.

3.2 Au niveau feuilles des plantes de blé tendre

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de blé tendre est illustré dans la figure (41). Nos résultats montrent une augmentation très hautement significative du taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de blé tendre traitées par rapport à celui des plantes témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est estimée à environ 59% dans les feuilles des plantes exposées à 100 μ M par rapport au témoin.

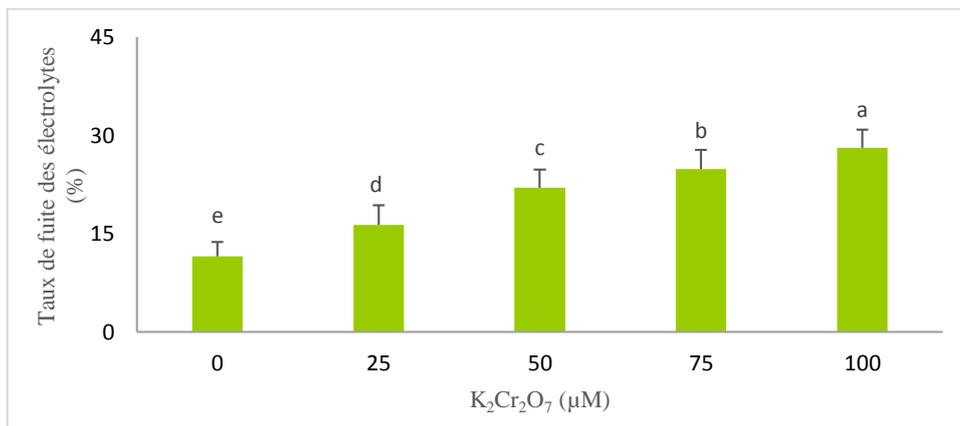
3.3 Au niveau des feuilles des plantes de l'orge

La figure (42) met en évidence l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes de l'orge. Nous remarquons selon nos résultats, que le taux de fuite des électrolytes augmente de façon très hautement significative dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celui des témoins. Cette augmentation est d'environ 44% chez les lots traités par rapport aux lots témoins.



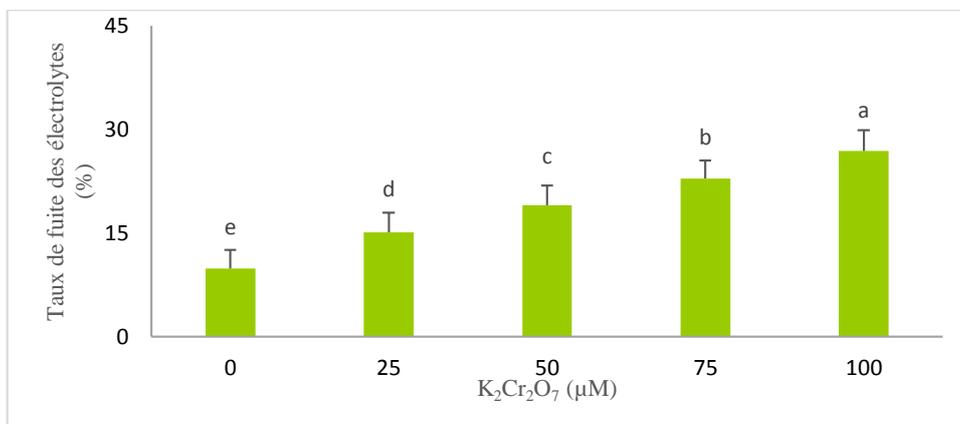
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 40 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 41 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 42 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur le taux de fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes d'orge

4. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse du Malondialdéhyde

4.1 Au niveau des plantes de blé dur

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur est illustré dans la figure (43). Au niveau foliaire, nos résultats montrent une augmentation très hautement significative des concentrations du MDA dans les lots traités par rapport à celles des lots témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est d'environ 71% chez les feuilles traitées par la plus forte concentration (100 μ M) du $K_2Cr_2O_7$.

Au niveau racinaire, nous notons également une augmentation très hautement significative des concentrations du MDA dans les racines des plantes traitées par rapport à celles des témoins ($P < 0,001$). L'augmentation de la production du MDA est de l'ordre de 83% dans les racines des plantes traitées par 100 μ M du chrome par rapport aux témoins.

4.2 Au niveau des plantes de blé tendre

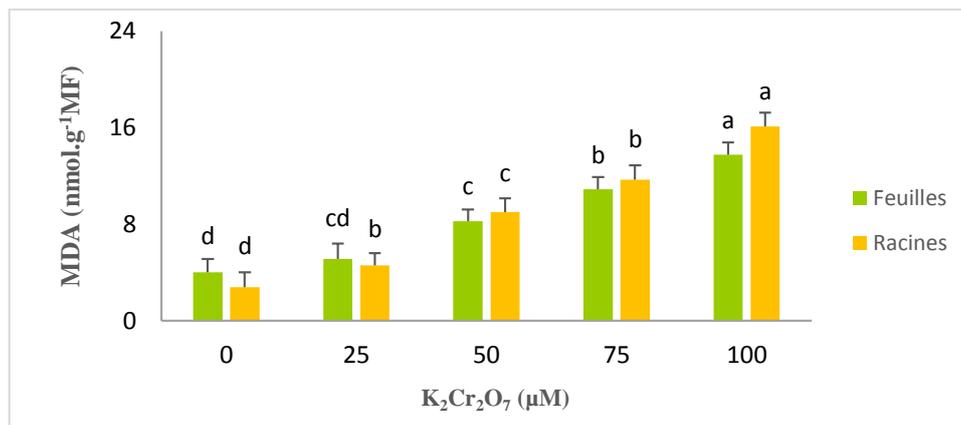
La figure (44) met en évidence l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre. Les résultats obtenus révèlent que le traitement du chrome à différentes concentrations a provoqué une augmentation très hautement significative de la synthèse du MDA dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles du témoin ($p < 0,001$).

Au niveau racinaire, nous observons également une augmentation très hautement des concentrations du MDA dans les racines des plantes de blé tendre exposées au chrome par rapport à celles des témoins ($p < 0,001$). L'augmentation de la synthèse du MDA a atteint un niveau maximal à la concentration 100 μ M.

4.3 Au niveau des plantes de l'orge

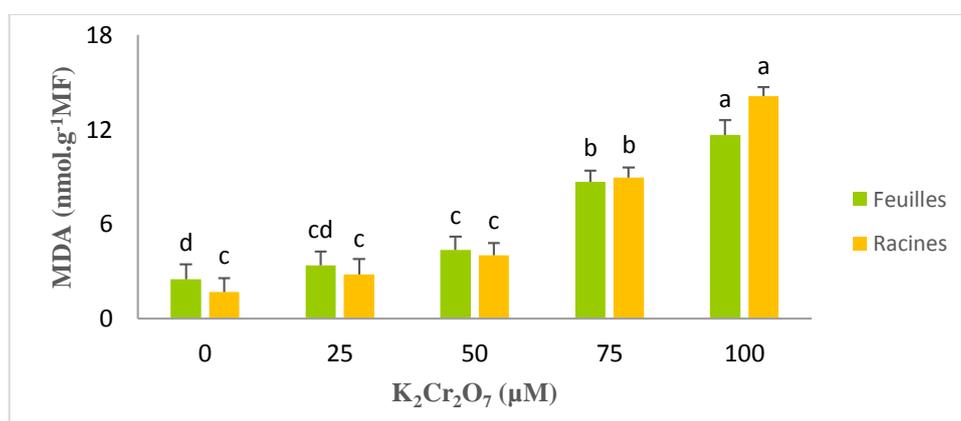
La figure (45) représente l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge. Nos résultats montrent que les concentrations du MDA augmentent de façon très hautement significative dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des témoins ($p < 0,001$). L'augmentation est d'environ 63% à 50 μ M et 86% à 100 μ M de $K_2Cr_2O_7$ par rapport au témoin.

Les racines traitées montrent également une augmentation très hautement significative de la production du MDA par rapport à celle des témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation dépasse les 78% par rapport au témoin pour le traitement de 50 μ M de $K_2Cr_2O_7$ et elle atteint les 91% pour le traitement de 100 μ M de $K_2Cr_2O_7$.



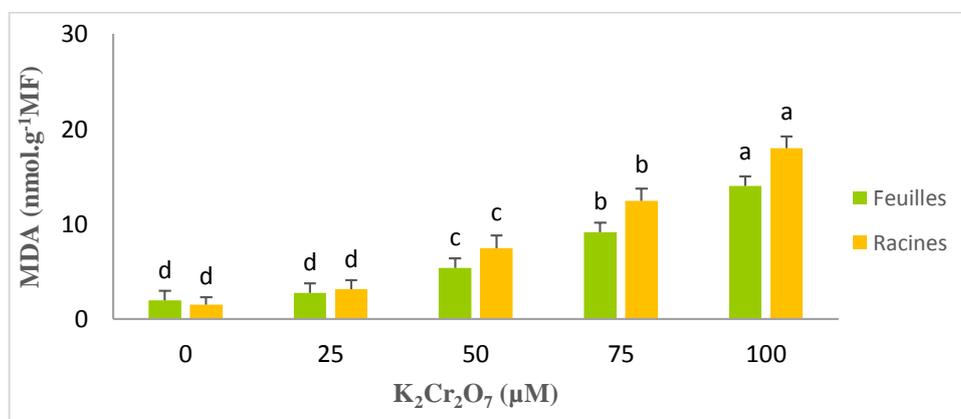
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 43 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 44 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 45 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

5. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse des pigments photosynthétiques

5.1 Au niveau des feuilles des plantes de blé dur

Le tableau (17) met en évidence l'influence du $K_2Cr_2O_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé dur. Les concentrations des chlorophylles (a, b, a+b) et des caroténoïdes diminuent de manière hautement significative ($p<0,001$). Nous avons noté une réduction significative de la chlorophylle a+b qui s'élève à (53%) chez les lots traités par la plus forte concentration 100 μM par rapport aux témoins. Cette diminution touche également les concentrations des caroténoïdes des feuilles des plantes traitées par rapport aux témoins. Il faut noter que la diminution des caroténoïdes est hautement significative ($p<0,01$). La régression des concentrations des caroténoïdes chez les lots traités a atteint son maximum à 100 μM avec une valeur de 0,32 $mg.g^{-1}M.F.$

5.2 Au niveau des feuilles des plantes de blé tendre

Les résultats obtenus dans le tableau (18) révèlent qu'au niveau des feuilles des plantes de blé tendre, le $K_2Cr_2O_7$ a provoqué une diminution des concentrations des chlorophylles (a, b, a+b) d'une manière très hautement significative ($p<0,001$). Nous avons remarqué que la synthèse des chlorophylles a et b diminue dans les feuilles de blé tendre traitées par rapport aux témoins.

Les résultats dans le tableau (18) mettent en évidence également une diminution hautement significative des concentrations des caroténoïdes des plantes traitées par rapport aux plantes témoins ($p<0,01$). L'application du $K_2Cr_2O_7$ a induit des baisses de 57% et 78% des concentrations des caroténoïdes chez les lots traités par 75 et 100 μM respectivement.

5.3 Au niveau des feuilles des plantes de l'orge

Les résultats concernant l'influence du $K_2Cr_2O_7$ sur les concentrations des pigments photosynthétiques foliaires des plantes d'orge sont présentés dans le tableau (19). Nous avons remarqué une diminution hautement significative des chlorophylles a, b et a+b chez les lots traités par rapport aux témoins ($p<0,01$). En absence de chrome, les concentrations des chlorophylles a+b sont de 14,15 ($mg.g^{-1} M.F.$), alors qu'en présence du chrome les concentrations atteignent 8,31 ($mg.g^{-1} M.F.$) à 75 μM et 6,93 ($mg.g^{-1} M.F.$) à 100 μM .

Les résultats concernant les caroténoïdes (tableau 19) indiquent une diminution très hautement significative des concentrations de ces derniers chez les lots traités par rapport aux lots témoins ($p<0,001$). Cette diminution est d'environ 49% par rapport aux témoins en présence de 50 μM et 89% en présence de 100 μM de $K_2Cr_2O_7$ dans la solution nutritive.

Tableau 17 : Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé dur

Traitements	Chl a (mg g ⁻¹ M.F.)	Chl b (mg g ⁻¹ M.F.)	Chla+b (mg g ⁻¹ M.F.)	Caroténoïdes (mg g ⁻¹ M.F.)
0 µM	5,13 ± 0,98a	10,63 ± 1,01 a	15,76 ± 1,54 a	3,78 ± 0,89 a
25 µM	4,17 ± 0,76b	9,83 ± 0,88 b	13,97 ± 1,08 b	3,32 ± 0,78 a
50 µM	3,40 ± 0,87bc	8,24 ± 0,72bc	11,64 ± 1,22 c	2,01 ± 0,92 b
75 µM	2,25 ± 0,69 c	7,03 ± 0,96 c	9,28 ± 0,97 d	0,95 ± 0,14 c
100 µM	1,34 ± 0,53 c	6,12 ± 0,67 c	7,46 ± 0,92 e	0,32 ± 0,09 c

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 18 : Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes de blé tendre

Traitements	Chl a (mg g ⁻¹ M.F.)	Chl b (mg g ⁻¹ M.F.)	Chla+b (mg g ⁻¹ M.F.)	Caroténoïdes (mg g ⁻¹ M.F.)
0 µM	5,42 ± 1,03 a	10,71 ± 1,32a	16,13 ± 1,78 a	3,92 ± 1,01 a
25 µM	4,67 ± 0,90 ab	9,88 ± 1,14 ab	14,55 ± 1,07 b	3,11 ± 0,82 ab
50 µM	3,98 ± 0,87bc	9,32 ± 1,05 b	13,30 ± 1,88 c	2,58 ± 0,74 b
75 µM	3,02 ± 0,66 c	8,23 ± 0,98 bc	11,25 ± 1,47	1,67 ± 0,24 b
100 µM	2,17 ± 0,71 c	7,32 ± 1,05 c	9,49 ± 1,63 c	0,87 ± 0,11 b

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Tableau 19 : Effet du $K_2Cr_2O_7$ sur la biosynthèse des chlorophylles et des caroténoïdes dans les feuilles des plantes d'orge

Traitements	Chl a (mg g ⁻¹ M.F.)	Chl b (mg g ⁻¹ M.F.)	Chla+b (mg g ⁻¹ M.F.)	Caroténoïdes (mg g ⁻¹ M.F.)
0 µM	4,50 ± 0,98 a	9,65 ± 1,14 a	14,15 ± 1,12 a	3,09 ± 0,55 a
25 µM	3,96 ± 0,86a	8,26 ± 0,85 b	12,22 ± 1,25 b	2,66 ± 0,41 ab
50 µM	2,87 ± 0,72b	7,06 ± 1,03 c	9,93 ± 1,17 c	1,57 ± 0,34 b
75 µM	2,08 ± 0,88 b	6,23 ± 0,82 cd	8,31 ± 0,96 c	0,85 ± 0,16 c
100 µM	1,51 ± 0,34 b	5,42 ± 0,96 d	6,93 ± 0,89 d	0,33 ± 0,04 c

Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

6. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse des sucres solubles totaux

6.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (46) représente l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse des sucres solubles totaux des plantes de blé dur. Nous constatons que le traitement du chrome engendre une augmentation très hautement significative des concentrations des sucres au niveau des feuilles des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est d'environ 70% chez les lots traités par la plus forte concentration du $K_2Cr_2O_7$ par rapport au témoin.

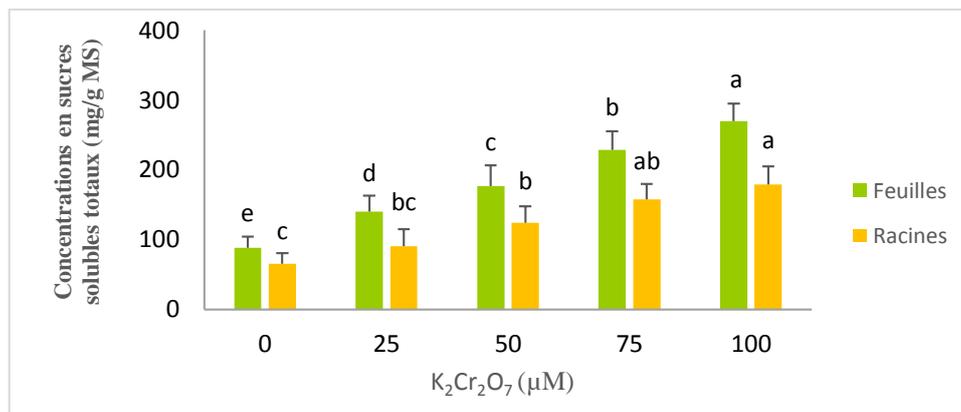
En ce qui concerne la synthèse des sucres solubles totaux racinaires, nos résultats nous révèlent une augmentation hautement significative chez les lots traités par rapport aux lots témoins. Cette augmentation est estimée à environ 63% en présence de 100 μM de $K_2Cr_2O_7$ par rapport au témoin.

6.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La figure (47) montre l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des sucres solubles totaux des feuilles et des racines des plantes de blé tendre. Selon nos résultats, nous remarquons que les concentrations des sucres solubles totaux augmentent d'une manière hautement significative dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins. En effet, les concentrations des sucres au niveau des feuilles des plantes témoins passent de 81,98 ($\mu mol/gMS$) à 213,98 ($\mu mol/gMS$) au niveau des feuilles des plantes traitées à 100 μM . Dans les racines, nous notons également une augmentation hautement significative des concentrations des sucres solubles totaux en présence des différentes concentrations du chrome par rapport à celles du témoin. La synthèse des sucres est plus importante au niveau des feuilles que dans les racines de blé tendre.

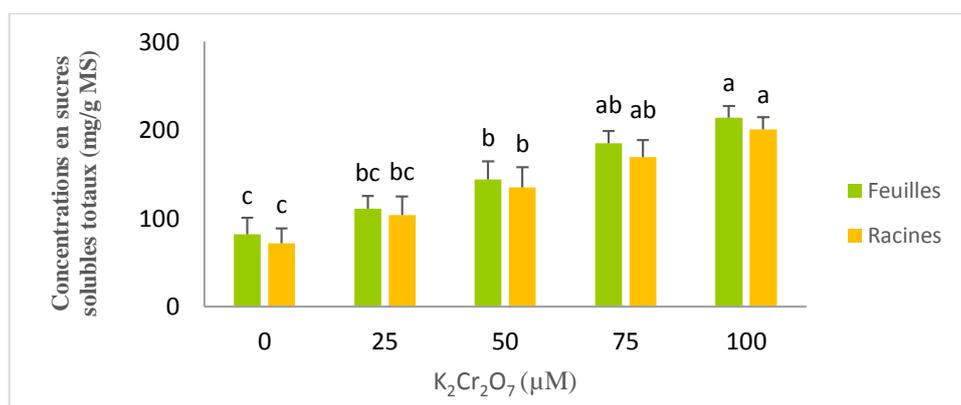
6.3 Au niveau des plantes de l'orge

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des sucres solubles totaux dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est représenté dans la figure (48). Le chrome induit une augmentation hautement significative des concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles des plantes de l'orge traitées par rapport à celles des plantes témoins. Cette augmentation est d'environ 60% en présence de 100 μM par rapport au témoin. Dans les racines, les différentes concentrations du chrome provoquent une augmentation hautement significative dans la synthèse des sucres solubles totaux chez les lots traités par rapport à celles des lots témoins.



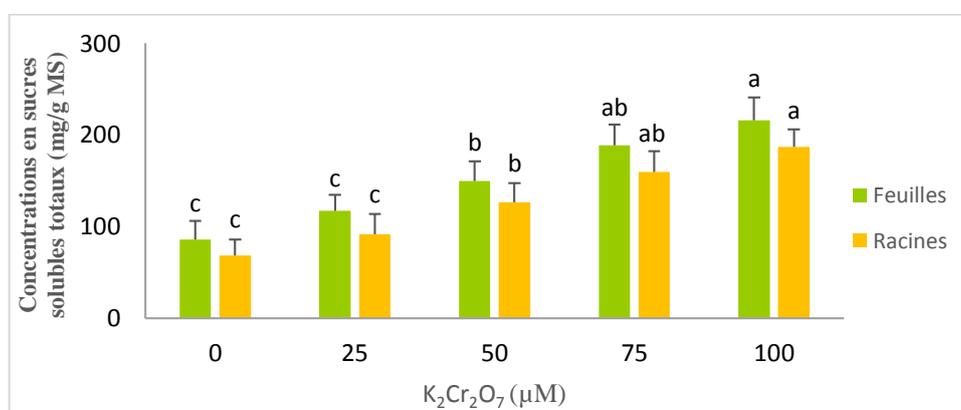
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 46 : Influence du cadmium (K₂Cr₂O₇) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 47 : Influence du cadmium (K₂Cr₂O₇) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 48 : Influence du cadmium (K₂Cr₂O₇) sur les concentrations des sucres solubles totaux au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

7. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de la proline

7.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (49) met en évidence l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de la proline dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.

Nous remarquons que le chrome provoque une augmentation très hautement significative des concentrations de la proline dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). Les concentrations de la proline dans les feuilles atteignent leur niveau maximal à la concentration 100 μM du $K_2Cr_2O_7$.

Les concentrations de la proline augmentent d'une manière très hautement significative dans les racines de toutes les plantes exposées au chrome par rapport à celles des racines des plantes témoins ($p < 0,001$). Toutefois, nous notons une baisse des concentrations de la proline au niveau des racines traitées 100 μM par rapport à celles des racines traitées par 75 μM de chrome.

7.2 Au niveau des plantes de blé tendre

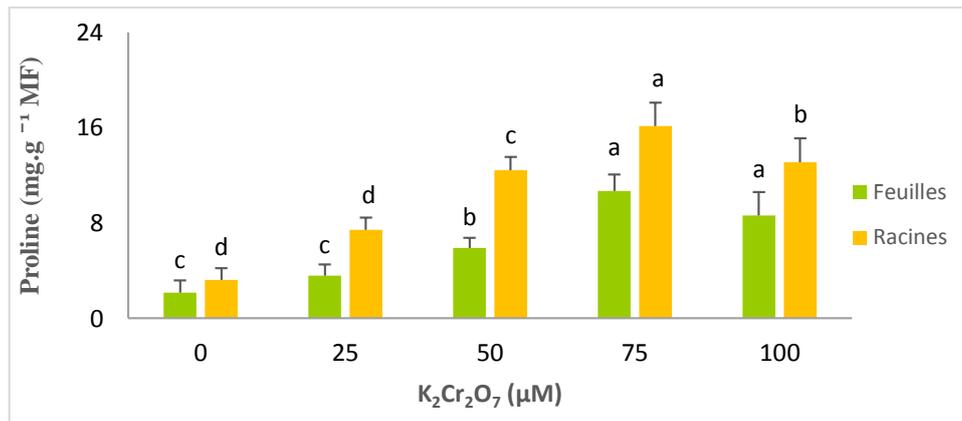
La figure (50) illustre l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de la proline dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.

Nos résultats révèlent clairement que le traitement du chrome a provoqué une augmentation très hautement significative des concentrations de la proline dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre traitées par rapport aux plantes témoins ($p < 0,001$).

L'application du chrome (25, 50, 75 μM) aux plantes de blé tendre s'est traduit par une augmentation des concentrations de proline. Cependant, à 100 μM nous avons observé une diminution des concentrations de proline dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre traitées par la plus forte concentration par rapport aux plantes traitées par la concentration 75 μM de chrome.

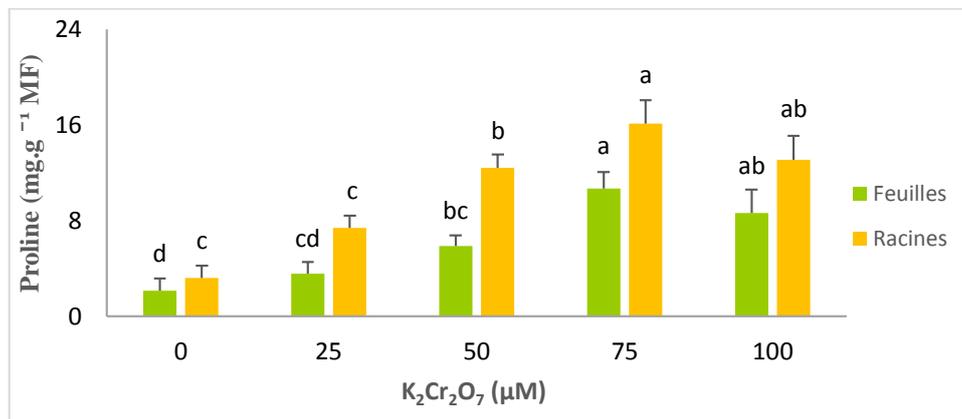
7.3 Au niveau des plantes de l'orge

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de la proline dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est représenté dans la figure (51).



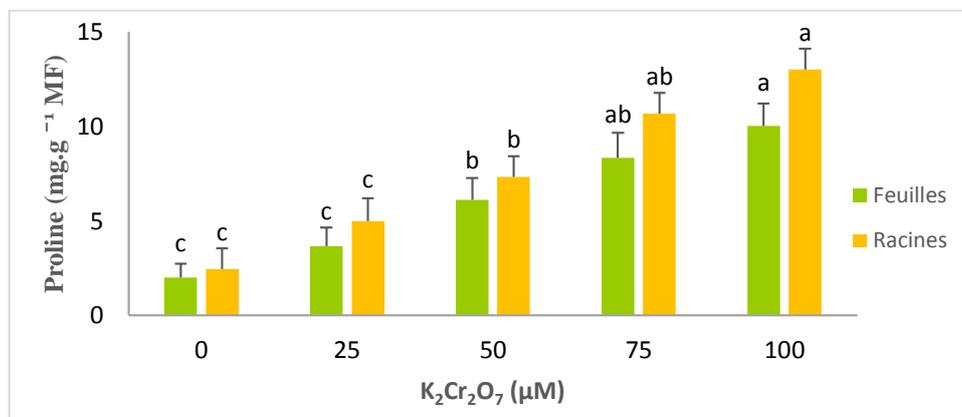
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 49 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 50 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 51 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations de la proline au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

Nous remarquons que les concentrations de la proline augmentent d'une manière très hautement significative dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des feuilles des plantes témoins ($p < 0,001$). L'augmentation de la synthèse de la proline dans les feuilles atteint son niveau maximal à la concentration 100 μM du chrome.

Nous constatons également que le chrome provoque une augmentation de la synthèse de la proline dans les racines d'une manière très hautement significative par rapport aux racines des plantes témoins ($p < 0,001$). Cette augmentation est d'environ 80% au niveau des lots traités par la plus forte concentration 100 μM par rapport aux lots témoins.

8. Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur la synthèse des protéines totales

8.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (52) met en évidence l'effet du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur la synthèse des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur.

Nos résultats montrent que le chrome engendre une diminution significative des concentrations des protéines totales dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des feuilles des plantes témoins ($p < 0,05$). Ainsi, nous observons que la synthèse des protéines diminue dans les feuilles exposées à 25, 50 et 75 μM de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Quant aux feuilles des plantes traitées par 100 μM de chrome, nous notons une légère augmentation de concentrations des protéines totales par rapport à celles des feuilles des plantes traitées par 75 μM de chrome.

Des résultats similaires au niveau racinaire, ou nous enregistrons une diminution significative des concentrations des protéines totales dans les racines des plantes exposées au chrome par rapport à celles des racines des plantes témoins ($p < 0,05$). Ces résultats montrent une diminution de la biosynthèse des protéines totales dans les racines des lots traités par 25, 50 et 75 μM alors qu'à 100 μM leur synthèse reprend et augmente d'environ 43% par rapport aux racines des lots traités par 75 μM de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$.

8.2 Influence du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur la synthèse des protéines totales des plantes de blé tendre

La figure (53) montre l'effet du chrome ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) sur la synthèse des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.

Au niveau foliaire, nous remarquons selon nos résultats une diminution non significative des concentrations des protéines totales dans les feuilles des lots traités ($p > 0,05$). Les résultats

montrent une légère stimulation de la synthèse des protéines totales dans les feuilles des plantes traitées par la concentration 25 μ M de $K_2Cr_2O_7$ par rapport à celles des feuilles des plantes témoins. Alors qu'au niveau des feuilles des plantes exposées à 50, 75 et 100 μ M, nous enregistrons une diminution des concentrations des protéines par rapport à celles du témoin. Toutefois, à la plus forte concentration de chrome appliquée (100 μ M), les concentrations des protéines totales dépassent celles des lots traités par 75 μ M.

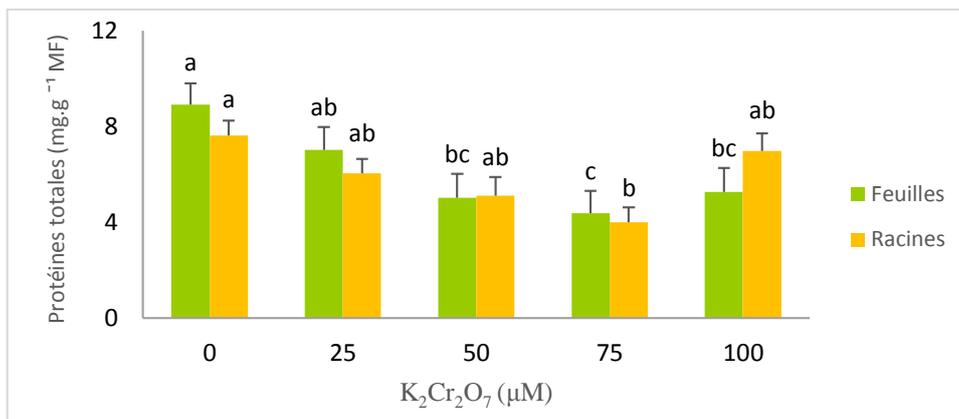
Au niveau racinaire, nos résultats montrent une diminution non significative des concentrations des protéines totales des racines traitées par 25, 50 et 75 μ M par rapport à celles des racines témoins. Toutefois, la synthèse des protéines totales augmente dans les racines traitées par 100 μ M de $K_2Cr_2O_7$ par rapport aux racines témoins ($p < 0,05$).

8.3 Au niveau des plantes de l'orge

L'effet du chrome $K_2Cr_2O_7$ sur les concentrations des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est illustré dans la figure (54).

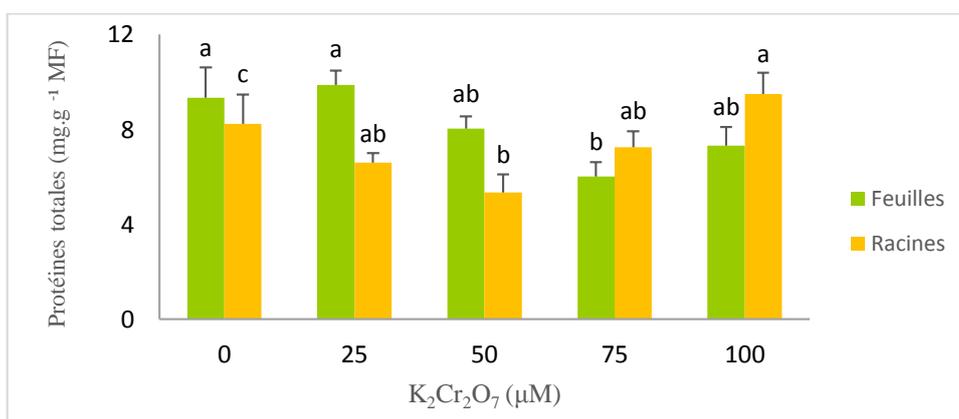
Selon nos résultats, nous notons une diminution significative des concentrations des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celles du témoin ($p < 0,05$). En outre, nous remarquons une diminution des concentrations des protéines dans les feuilles des plantes traitées par les faibles concentrations de chrome par rapport à celles du témoin. Alors qu'au niveau des feuilles traitées par les fortes concentrations, nous observons une stimulation de la synthèse des protéines.

Nos résultats indiquent également une diminution significative des concentrations des protéines totales dans les racines des plantes exposées aux faibles concentrations du chrome (25 et 50 μ M) par rapport à celles des racines des plantes témoins. Cependant, nous notons une augmentation des concentrations des protéines dans les racines des lots traités par les fortes concentrations du chrome (75 et 100 μ M) par rapport à celles du témoin. Cette augmentation est estimée à environ 27% chez les lots traités par 100 μ M par rapport aux lots témoins.



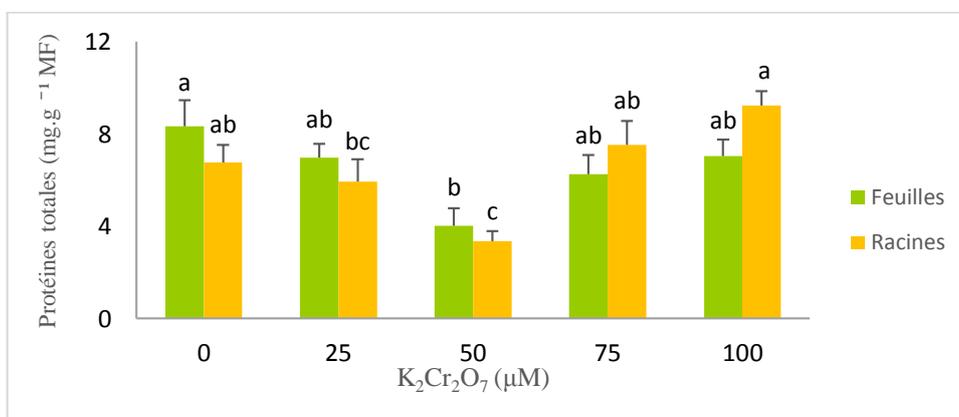
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 52 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 53 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 54 : Influence du cadmium ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations des protéines totales au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

9. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)

9.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (55) représente les variations des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) foliaires et racinaires des plantes de blé dur en fonction des concentrations du chrome ($K_2Cr_2O_7$). Nous remarquons que les concentrations du peroxyde d'hydrogène augmentent d'une manière très hautement significative dans les feuilles avec l'accentuation des concentrations du cadmium ($p < 0,01$). Cette augmentation est estimée à environ 51% chez les feuilles des plantes traitées par 100 μM par rapport au témoin.

Nous notons également que le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) s'accumule dans les racines des plantes de blé dur. L'analyse statistique révèle que l'augmentation est hautement significative des concentrations du H_2O_2 des racines traitées par rapport à celles des racines témoins ($p < 0,01$). L'augmentation est d'environ 63% chez les traités par la concentration 100 μM par rapport du témoin.

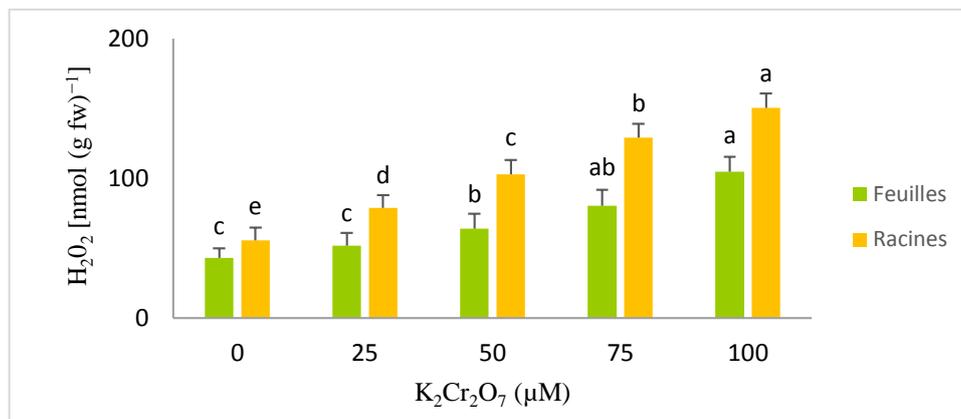
9.2 Au niveau des plantes de blé tendre

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre est présenté dans la figure (56). Nos résultats montrent une augmentation hautement significative de la synthèse du H_2O_2 dans les feuilles des plantes traitées par rapport au témoin ($p < 0,01$). La présence du chrome à différentes concentrations a provoqué également une augmentation très hautement significative des concentrations du H_2O_2 dans les racines des plantes traitées par rapport à celles du témoin ($p < 0,001$). Ainsi, nous remarquons que le chrome induit une accumulation plus importante de la synthèse du H_2O_2 dans les racines qu'au niveau des feuilles des plantes de blé tendre.

9.3 Au niveau des plantes de l'orge

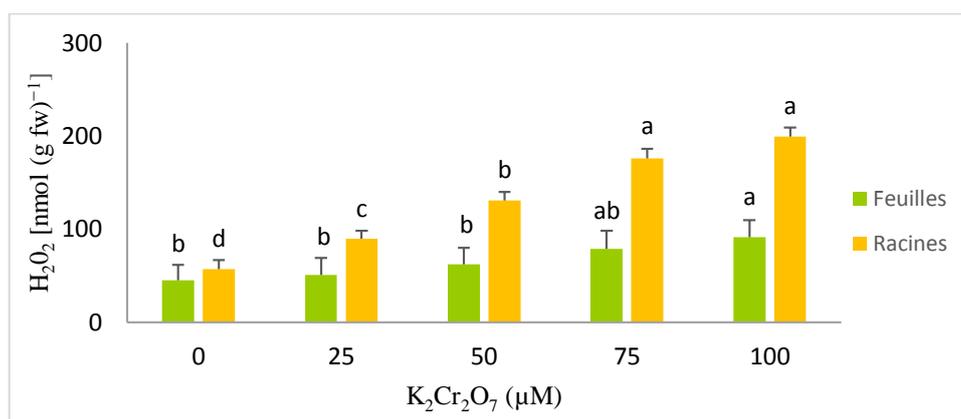
La figure (57) montre les variations des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge sous l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$).

Selon nos résultats, nous observons que le chrome a provoqué une augmentation significative des concentrations du H_2O_2 dans les feuilles des plantes traitées par rapport à celles des feuilles des plantes témoins ($p < 0,05$). Nous estimons que l'augmentation est d'environ 59% chez les feuilles des lots traités par la concentration 100 μM par rapport au témoin.



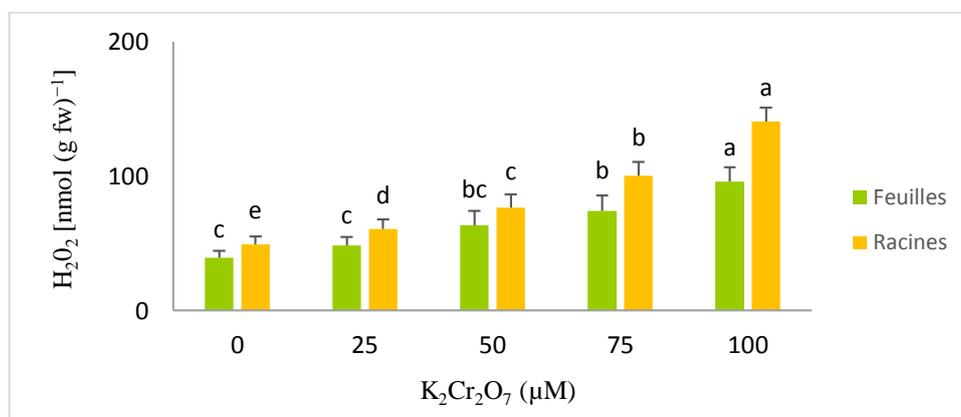
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 55 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production du peroxide d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 56 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production du peroxide d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 57 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production du peroxide d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines sdes plantes d'orge

Au niveau racinaire, nous notons également une augmentation hautement significative de la synthèse du H_2O_2 au sein des racines traitées par rapport au témoin ($p < 0,01$). Les concentrations du H_2O_2 chez les racines témoins sont de 48,98%, tandis que chez les racines traitées par 75 et 100 μM sont de 100,34 et 140,65 (nmol/g MF) respectivement.

10. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$)

10.1 Au niveau des plantes de blé dur

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur est représenté dans la figure (58). Nos résultats montrent que la production de l'anion superoxyde augmente d'une manière hautement significative au niveau des feuilles dans les différents traitements par rapport à celle du témoin ($p < 0,01$). Cette augmentation atteint un niveau maximal à la concentration 100 μM de chrome.

Les racines montrent également une augmentation hautement significative de la synthèse de l'anion superoxyde dans les racines des différents traitements par rapport au témoin. Cette augmentation est d'environ 65% chez les racines traitées par 100 μM par rapport au témoin ($p < 0,01$).

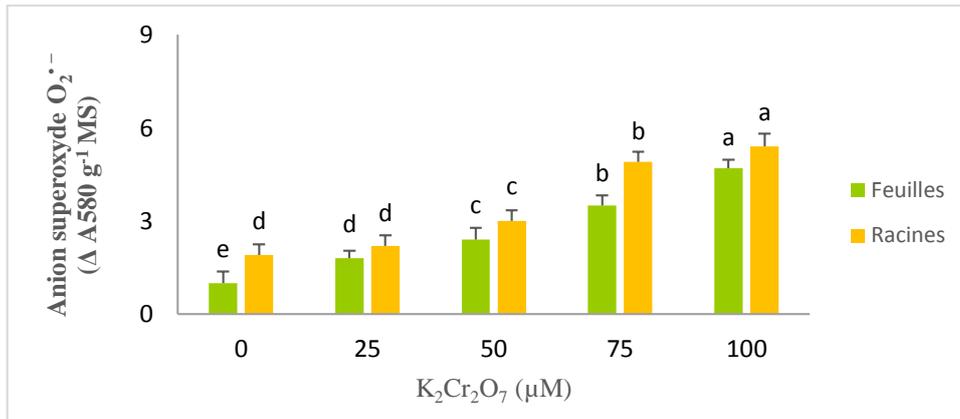
10.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La figure (59) met en évidence l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre. Selon nos résultats, nous remarquons une augmentation très hautement significative de la production de l'anion superoxyde au niveau des feuilles des plantes traitées par rapport au témoin ($p < 0,001$).

Au niveau racinaire, la production de l'anion superoxyde augmente d'une manière très hautement significative dans les racines des différents traitements par rapport au témoin ($p < 0,001$). Cette augmentation est estimée à 80% au niveau des racines traitées par 100 μM par rapport au témoin.

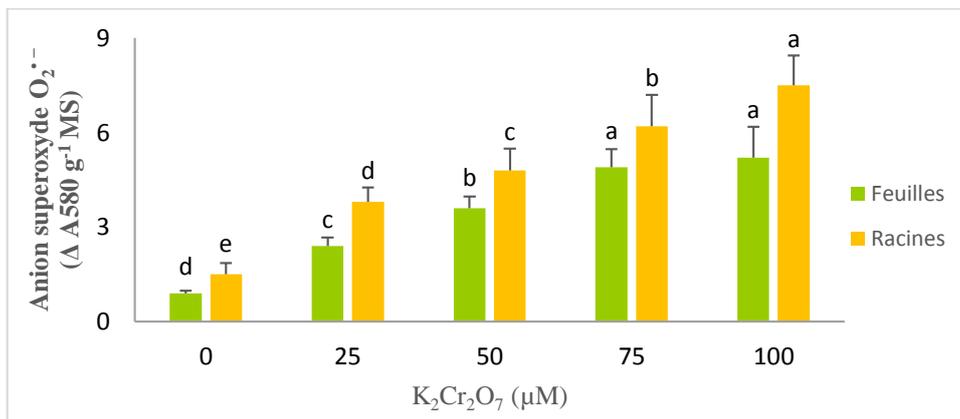
10.3 Au niveau des plantes de l'orge

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la synthèse de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge est illustré dans la figure (60). Nous constatons que le chrome provoque une augmentation très hautement significative de la production de l'anion superoxyde au niveau des feuilles des plantes traitées par rapport au témoin ($p < 0,001$). Cette augmentation atteint 75% en présence de 100 μM de chrome par rapport au témoin.



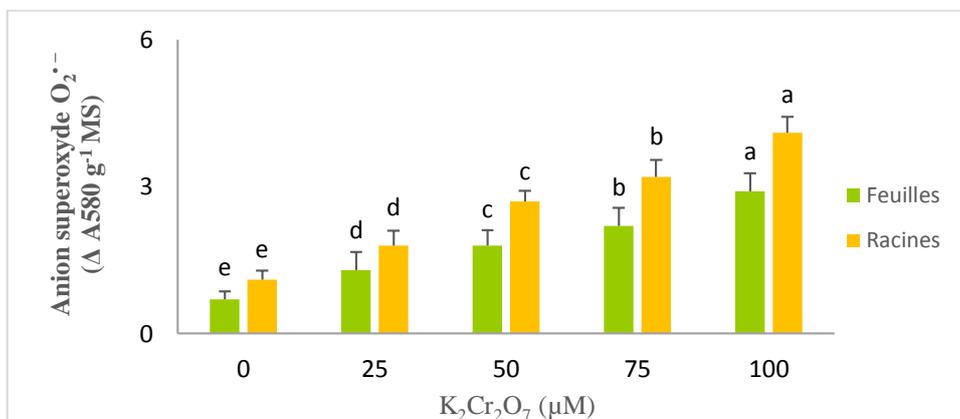
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 58 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 59 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 60 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes d'orge

Au niveau racinaire, la production de l'anion superoxyde augmente d'une manière très hautement significative dans les racines des différents traitements par rapport au témoin ($p < 0,001$). Cette augmentation est estimée à 78% au niveau des racines traitées par 100 μ M par rapport au témoin.

11. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase (CAT)

11.1 Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase des plantes de blé dur

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur est présenté dans la figure (61). Nos résultats indiquent que l'activité catalase augmente d'une manière très hautement significative dans les feuilles des plantes de blé dur traitées par rapport à celle des plantes témoins ($p < 0,001$). En outre, nous remarquons une légère baisse des concentrations de l'activité catalase au niveau des feuilles des plantes traitées par 100 μ M de chrome par rapport à celles des feuilles des plantes traitées par 75 μ M.

Dans les racines, l'activité catalase augmente d'une façon très hautement significative chez les lots traités par rapport à celle des lots témoins ($p < 0,001$). Nous constatons également que l'activité catalase diminue au niveau des racines traitées par la plus forte concentration 100 μ M par rapport à celle des racines traitées par 75 μ M de chrome.

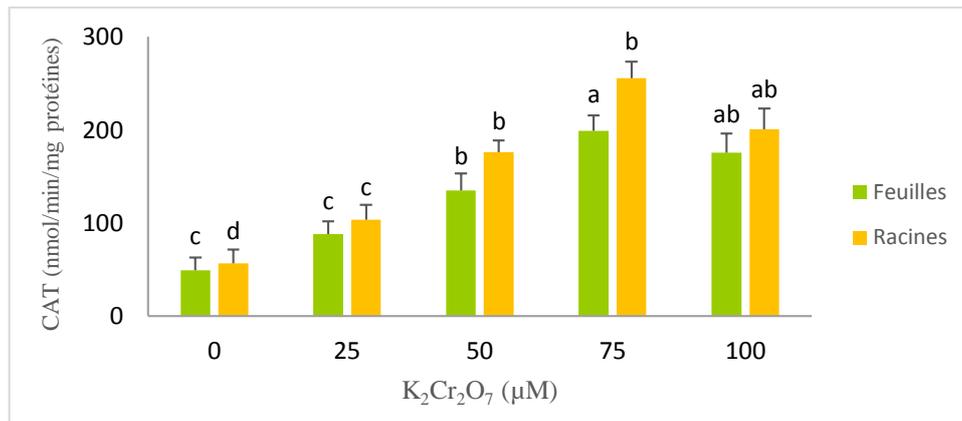
11.2 Au niveau des plantes de blé tendre

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur est mis en évidence dans la figure (62). Nos résultats montrent une augmentation très hautement significative de la catalase dans les feuilles et les racines des lots traités par rapport à celle des lots témoins ($p < 0,001$).

Toutefois, nous notons des baisses dans les concentrations de la catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées par la plus forte concentration de chrome (100 μ M) par rapport à celle des plantes traitées par la concentration 75 μ M.

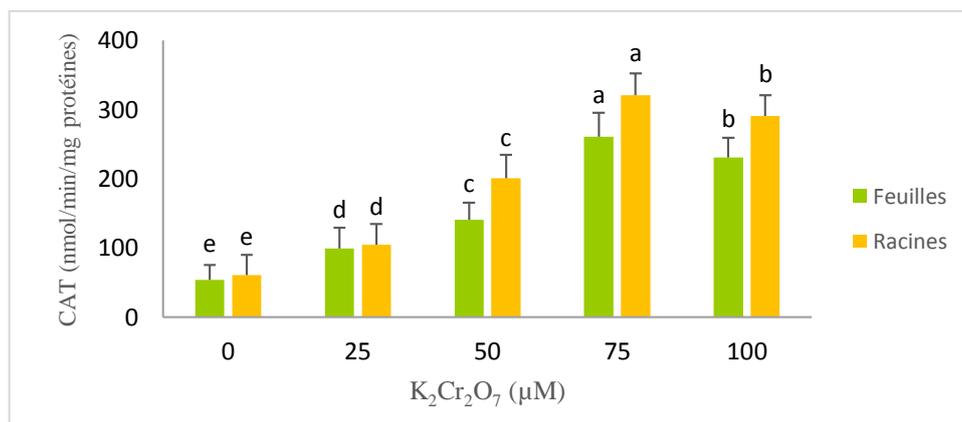
11.3 Au niveau des plantes de l'orge

La figure (63) montre l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité catalase dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge. Nous constatons d'après nos résultats, que le chrome provoque une augmentation très hautement de l'activité catalase dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celles des témoins ($p < 0,001$). Cependant, nous notons une régression des concentrations de l'activité catalase au niveau des lots traités par la concentration la plus élevée du traitement par rapport à celle des lots traités par 75 μ M de chrome.



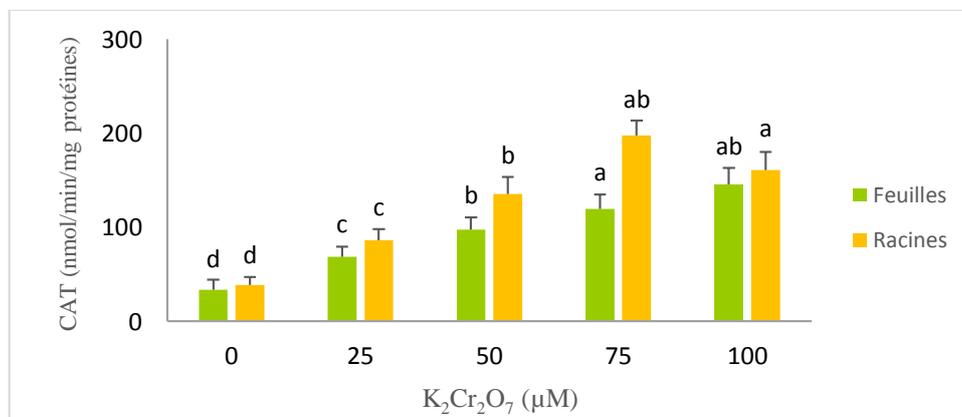
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 61 : Influence du chrome (K₂Cr₂O₇) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 62 : Influence du chrome (K₂Cr₂O₇) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions ± ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 63 : Influence du chrome (K₂Cr₂O₇) sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

12. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase (APX)

12.1 Au niveau des plantes de blé dur

L'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur est illustré dans la figure (64).

D'après nos résultats, nous remarquons que l'activité APX augmente d'une manière très hautement significative au niveau des feuilles et des racines des plantes exposées au chrome par rapport à celle des témoins ($p < 0,001$). En effet, les concentrations de l'APX sont de 160,52 (nmol/min/mg protéines) au niveau des feuilles des plantes traitées, alors qu'elles ne sont que de 49,05 (nmol/min/mg protéines) chez les feuilles des plantes témoins. au niveau racinaire, l'augmentation est d'environ 73% chez les los traités par la concentration 100 μ M par rapport aux lots témoins.

12.2 Au niveau des plantes de blé tendre

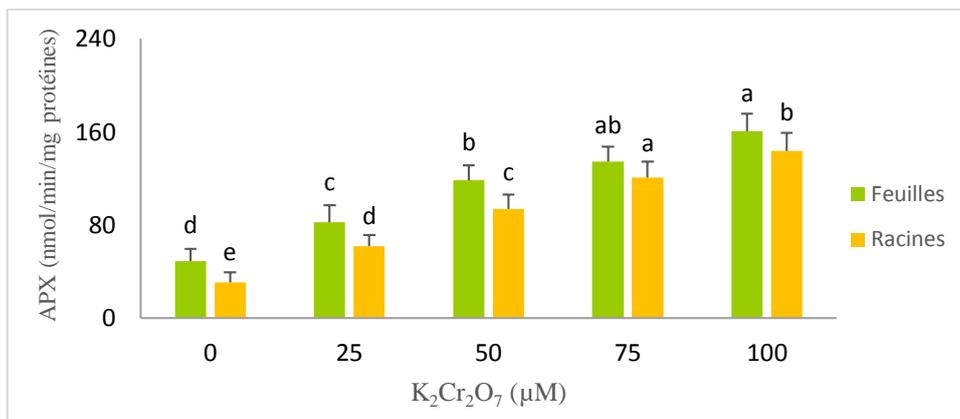
La figure (65) met en évidence l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre.

Nos résultats montrent une augmentation très hautement significative de l'APX dans les feuilles et les racines de tous les traitements par rapport au témoin ($p < 0,001$). Les concentrations de l'activité ascorbate peroxydase atteignent un niveau maximal à la concentration 100 μ M de chrome.

12.3 Au niveau des plantes de l'orge

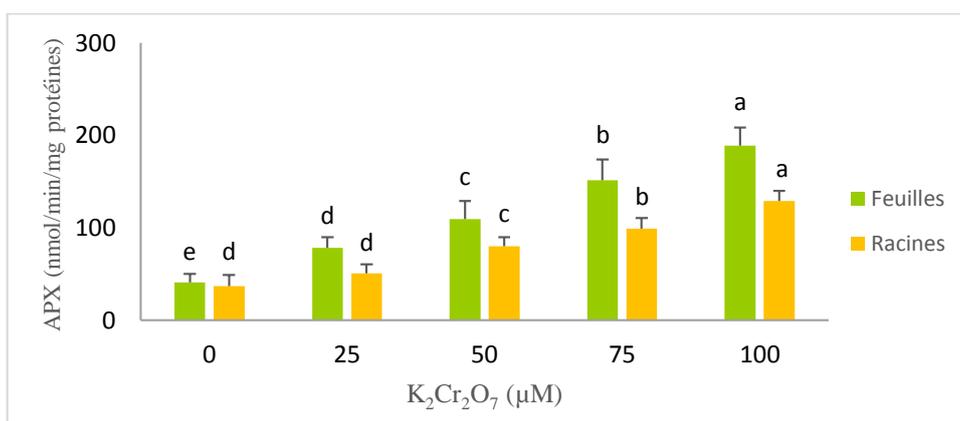
La figure (66) montre l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge.

Nos résultats indiquent une augmentation très hautement significative de l'activité ascorbate peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celle des témoins ($p < 0,001$). L'augmentation de l'activité APX est d'environ 71% au niveau des racines et dépassent les 73% chez les traitées par la concentration de chrome la plus élevée par rapport au témoin.



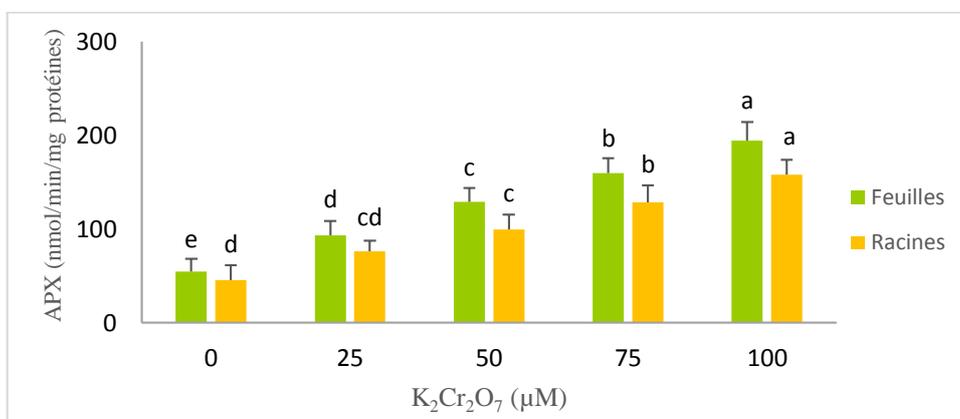
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 64 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 65 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 66 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

13. Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase (GPX)

13.1 Au niveau des plantes de blé dur

La figure (67) représente l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur. D'après nos résultats, nous observons une augmentation très hautement significative de l'activité GPX dans les feuilles des plantes exposée au chrome par rapport à celle des témoins ($p < 0,001$). Ainsi, les concentrations de la GPX passent de 455,12 (nmol/min/mg protéines) chez les témoins à 1368,34 (nmol/min/mg protéines) chez les feuilles des plantes traitées par la plus forte concentration de chrome.

Au niveau racinaire, le chrome provoque également une augmentation très hautement significative de l'activité GPX dans les différents traitements par rapport au témoin ($p < 0,001$). Toutefois, nous notons une diminution des concentrations de la GPX au niveau des racines des lots exposés à 100 μ M de chrome par rapport aux racines des lots exposés à 75 μ M de chrome.

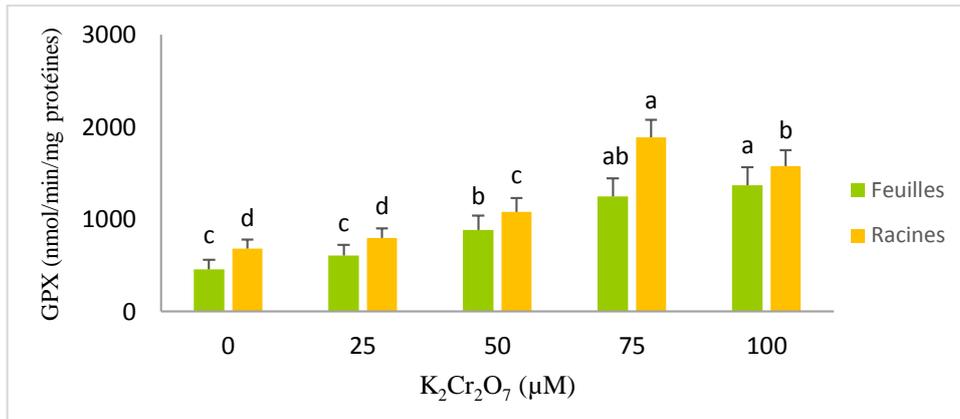
13.2 Au niveau des plantes de blé tendre

La figure (68) montre l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre. L'application du chrome induit une augmentation très hautement significative de la GPX dans les feuilles et les racines des plantes traitées par rapport à celles des plantes témoins ($p < 0,001$). Au niveau foliaire, les concentrations de l'activité guaiacol peroxydase atteignent un niveau maximal au traitement de 100 μ M de chrome.

Au niveau racinaire, les concentrations de la GPX subissent une baisse au niveau des racines des lots traités par la concentration la plus élevée du chrome par rapport à celles des racines des lots traités par 75 μ M de chrome.

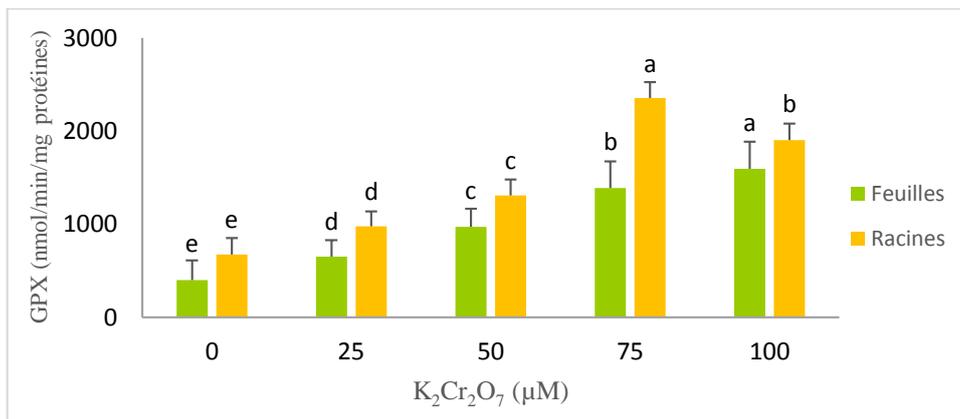
13.3 Au niveau des plantes de l'orge

La figure (69) met en évidence l'effet du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge. Nous observons selon nos résultats, que l'activité GPX augmente d'une manière très hautement significative au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées par rapport à celle des plantes témoins ($p < 0,001$). L'augmentation de l'activité GPX atteint un niveau maximal chez les feuilles des lots traités par la concentration la plus élevée du chrome. Toutefois, le chrome provoque une régression des concentrations de l'activité GPX au niveau des racines des lots exposés à 100 μ M de chrome par rapport aux racines des lots exposés à 75 μ M.



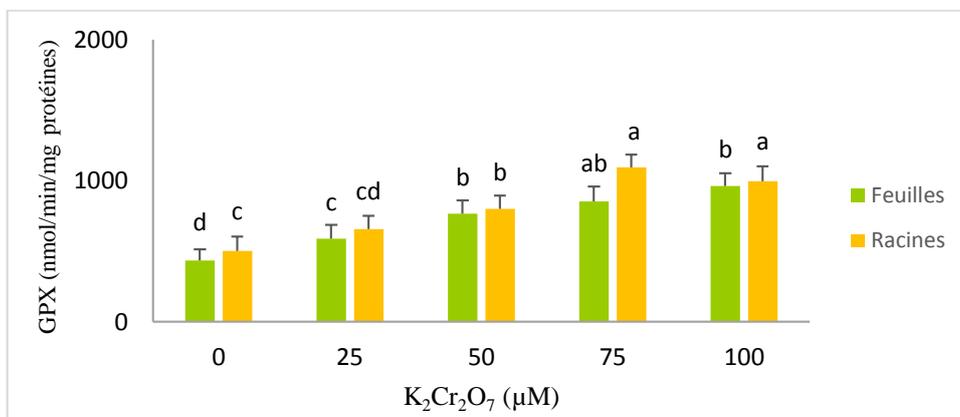
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 67 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 68 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 69 : Influence du chrome ($K_2Cr_2O_7$) sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes d'orge

III-1.3 Atténuation du stress métallique par le silicium

1. Au niveau des plantes de blé dur

1.1 Influence du silicium sur la croissance des plantes de blé dur

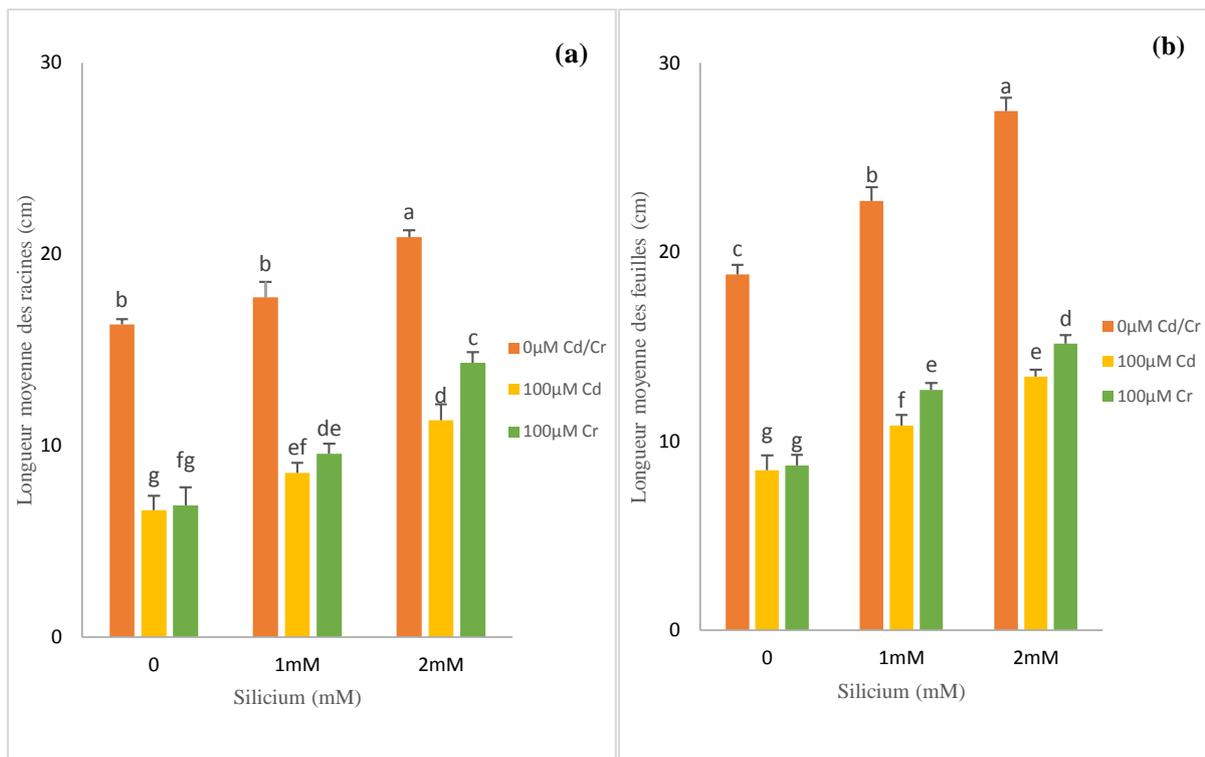
La figure 70 (a et b) représente l'effet du silicium sur l'élongation racinaire et foliaire des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. Nous remarquons que les traitements par la concentration 100 μ M du cadmium et du chrome provoquent une diminution significative des longueurs moyennes des feuilles et des racines des plantes de blé dur. Toutefois, nous observons par rapport au témoin, en absence de cadmium et de chrome, l'addition du silicium dans la solution nutritive induit une augmentation des longueurs moyennes des racines et des feuilles des plantes de blé dur.

En outre, nos résultats ont également montré que l'interaction du silicium avec le cadmium et le chrome a un effet positif significatif en atténuant l'impact nocif du stress métallique appliqué sur la croissance des plantes de blé dur. L'application des deux concentrations du silicium (1 et 2 mM) a favorisé la croissance des plantes de blé dur, ce qui a conduit à l'augmentation des longueurs moyennes des feuilles et des racines des lots traités par les deux métaux. L'analyse statistique indique que la différence des variations de l'élongation racinaire et foliaire de tous les lots des plantes de blé dur est très hautement significative ($p < 0,001$).

1.2 Influence du silicium sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur

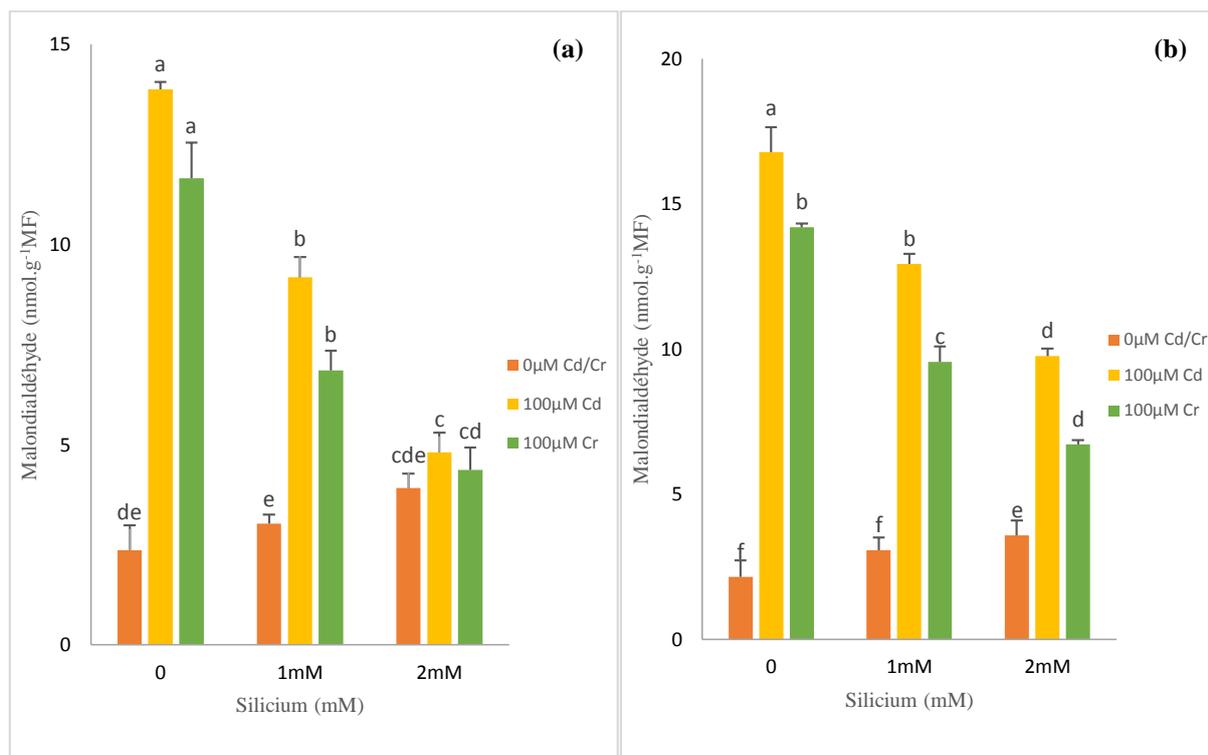
La figure 71 (a et b) montre l'effet du silicium sur la synthèse du malondialdéhyde (MDA) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. D'après les résultats obtenus, nous remarquons que les traitements par la concentration 100 μ M du cadmium et du chrome provoquent une augmentation significative des concentrations du MDA dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur par rapport à celles du témoin.

En revanche, l'addition du silicium dans la solution nutritive en présence du cadmium et du chrome induit une diminution des concentrations du MDA dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur traitées. Ainsi, l'effet le plus marqué de l'atténuation du stress métallique par le silicium a été observée dans les racines et les feuilles des plantes prétraitées avec la concentration 2Mm de silicium. L'analyse statistique affiche que la différence des variations de la synthèse du MDA dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur est très hautement significative ($p < 0,001$).



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 70: Effet du silicium sur l'élongation racinaire (a) et l'élongation foliaire (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 71: Effet du silicium sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

1.3 Influence du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur

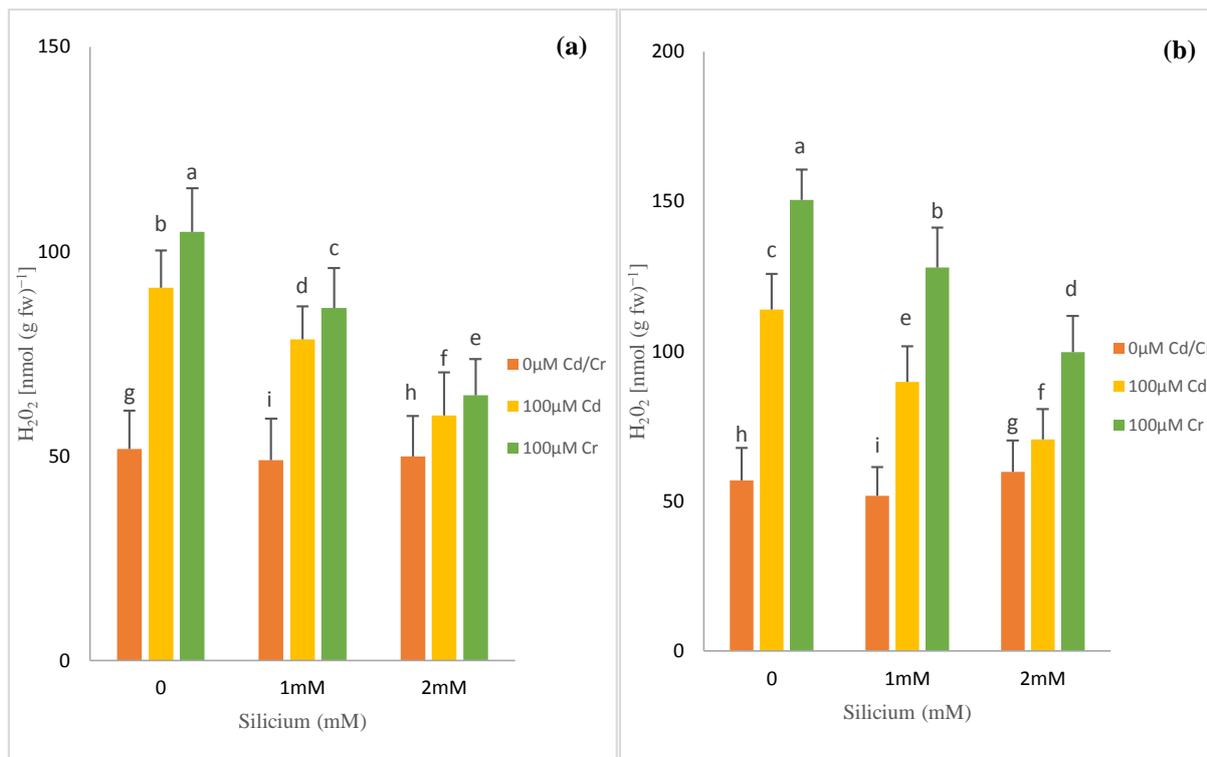
La figure 72 (a et b) représente l'effet du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. Nos résultats montrent que l'exposition des plantes de blé dur aux fortes concentrations du cadmium et du chrome induit une augmentation significative de la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) au niveau des feuilles et des racines. Néanmoins, l'application des deux concentrations du silicium a fait baisser significativement la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les feuilles et les racines des plantes traitées au cadmium et au chrome.

Nous notons selon nos résultats, que l'atténuation de la surproduction du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) par le silicium a été plus importante au niveau des lots traités par le chrome. Ainsi, la concentration 2mM du silicium a fait diminuer la synthèse du H₂O₂ dans les racines et les feuilles des plantes en présence du chrome d'environ 34% et 61%, respectivement. En outre, l'analyse statistique révèle que la différence des variations des concentrations du H₂O₂ dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur est très hautement significative (p<0,001).

1.4 Influence du silicium sur la production de l'anion superoxyde (O₂^{•-}) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur

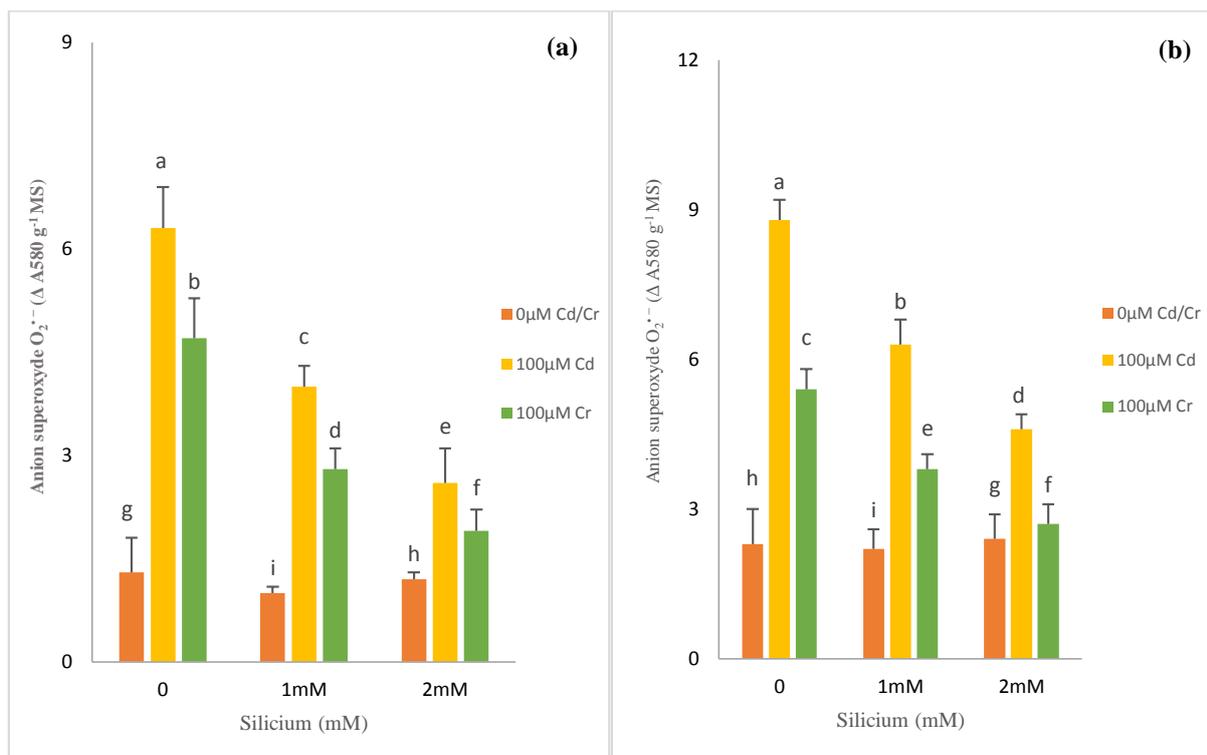
La figure 73 (a et b) met en évidence l'effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde (O₂^{•-}) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. Les résultats obtenus montrent que l'application des fortes concentrations du cadmium et du chrome provoque une surproduction de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur par rapport au témoin. En revanche l'ajout des deux concentrations du silicium dans les solutions nutritives fait diminuer la synthèse de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines des plantes exposées aux fortes concentrations du cadmium et du chrome.

Le prétraitement des plantes de blé dur avec 2mM de silicium a baissé les concentrations de l'anion superoxyde de 59% dans les feuilles des plantes traitées par le cadmium et le chrome. Au niveau racinaire, le prétraitement du silicium a réduit les concentrations de l'anion superoxyde d'environ 48% dans les racines des plantes exposées au cadmium, et d'environ 50% dans les racines des plantes exposées au chrome. L'analyse statistique indique que la différence des variations de la production de l'anion superoxyde (O₂^{•-}) dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur est très hautement significative (p<0,001).



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 72 : Effet du silicium sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 73 : Effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot -}$) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

1.5 Influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur

L'influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome est mise en évidence dans la figure 74 (a et b).

D'après nos résultats, nous notons que les traitements du cadmium et du chrome provoquent une augmentation de l'activité catalase chez les plantes de blé dur traitées au niveau foliaire et racinaire par rapport au témoin. Nous constatons également selon nos résultats, que le prétraitement des plantes avec les deux concentrations de silicium fait augmenter considérablement les concentrations de la catalase dans les racines et les feuilles des lots exposés aux fortes concentrations du cadmium et du chrome.

L'induction de la catalase est plus marquée dans les feuilles et les racines des plantes prétraitées avec le silicium et traitées par le cadmium. Cette augmentation est de l'ordre de 41% au niveau des feuilles et d'environ 42% au niveau des racines par rapport aux plantes traités au cadmium seulement.

Ainsi, l'analyse statistique montre que la différence des variations de l'activité catalase dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur est très hautement significative ($p < 0,001$).

1.6 Influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

La figure 75 (a et b) illustre l'effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

L'exposition des plantes de blé dur aux fortes concentrations du cadmium et du chrome provoque une augmentation des concentrations de l'ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines par rapport au témoin. Nous constatons également selon nos résultats, que l'addition des deux concentrations dans les solutions nutritives induit une forte stimulation de l'activité ascorbate peroxydase chez les plantes traitées par le cadmium et le chrome.

En effet, l'augmentation des concentrations de l'ascorbate peroxydase chez les plantes prétraitées avec 2mM de silicium en présence de cadmium est d'environ 33% au niveau des feuilles et elle atteint 43% au niveau des racines par rapport aux plantes traitées par le cadmium seulement.

Ainsi, l'analyse statistique montre que la différence des variations de l'activité ascorbate peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur est très hautement significative ($p < 0,001$).

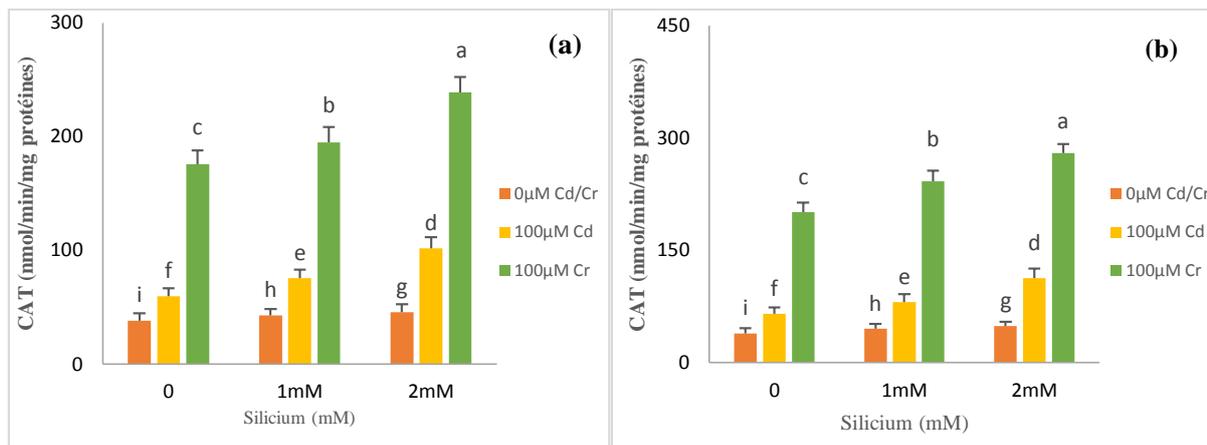
1.7 Influence du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

La figure 76 (a et b) montre l'effet du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

D'après nos résultats, nous observons une augmentation des concentrations de la guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé dur traitées avec les fortes concentrations du cadmium et du chrome. Nous remarquons également que l'application des deux concentrations de silicium aux plantes traitées par les fortes concentrations des deux métaux lourds stimule considérablement l'activité guaiacol peroxydase (GPX) dans les feuilles et les racines.

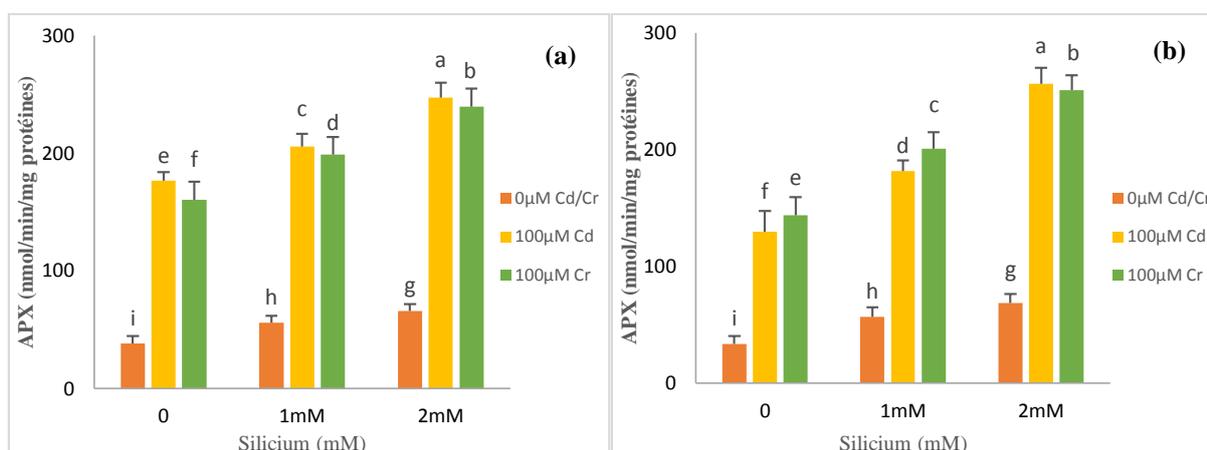
L'augmentation de l'activité guaiacol peroxydase a été plus importante chez les lots traités par le cadmium en présence de silicium. Cette augmentation est d'environ 55% au niveau des feuilles et d'environ 65% au niveau des racines par rapport à celle des lots traités par le cadmium en absence de silicium.

L'analyse statistique révèle que la différence des variations de l'activité guaiacol peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de blé dur est très hautement significative ($p < 0,001$).



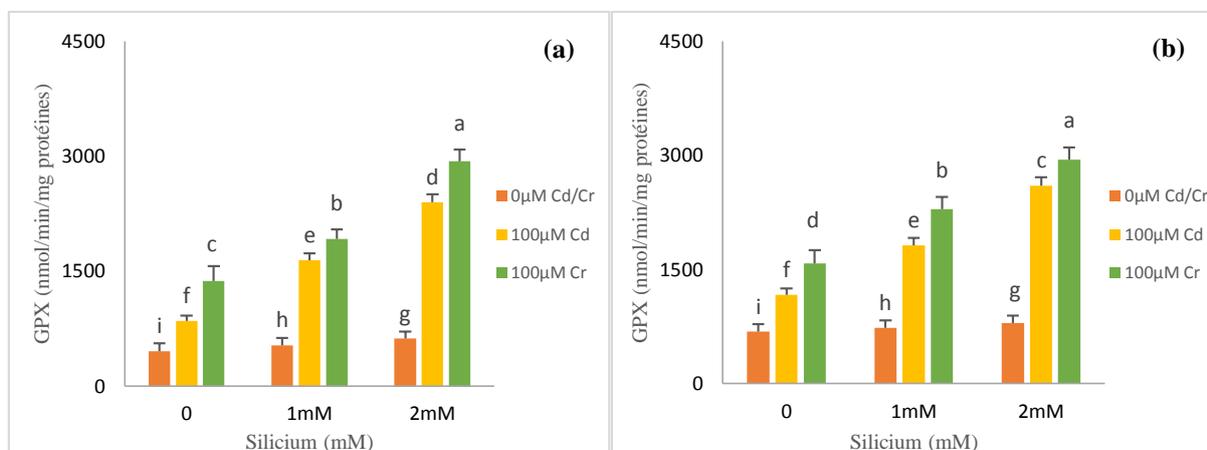
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 74 : Effet du silicium sur l'activité catalase (CAT) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 75 : Effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase (APX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 76 : Effet du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase (GPX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé dur soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

2. Au niveau des plantes de blé tendre

2.1 Influence du silicium sur la croissance des plantes de blé tendre

La figure 77 (a et b) met en évidence l'effet du silicium sur l'élongation racinaire et foliaire des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

Nos résultats montrent qu'en absence du cadmium et du chrome, l'ajout du silicium dans la solution nutritive fait augmenter les longueurs moyennes des racines et des feuilles des plantes de blé tendre par rapport à celles du témoin.

Selon nos résultats, nous constatons également d'une part que la croissance des plantes de blé tendre est affectée négativement par les traitements du cadmium et du chrome (100µM), en diminuant significativement les longueurs moyennes des racines et des feuilles. D'autre part, nous remarquons que le prétraitement du silicium en présence des deux métaux lourds, atténue l'inhibition de croissance des plantes de blé tendre. L'application des deux concentrations du silicium améliore l'élongation racinaire et foliaire des lots traités par le cadmium et le chrome.

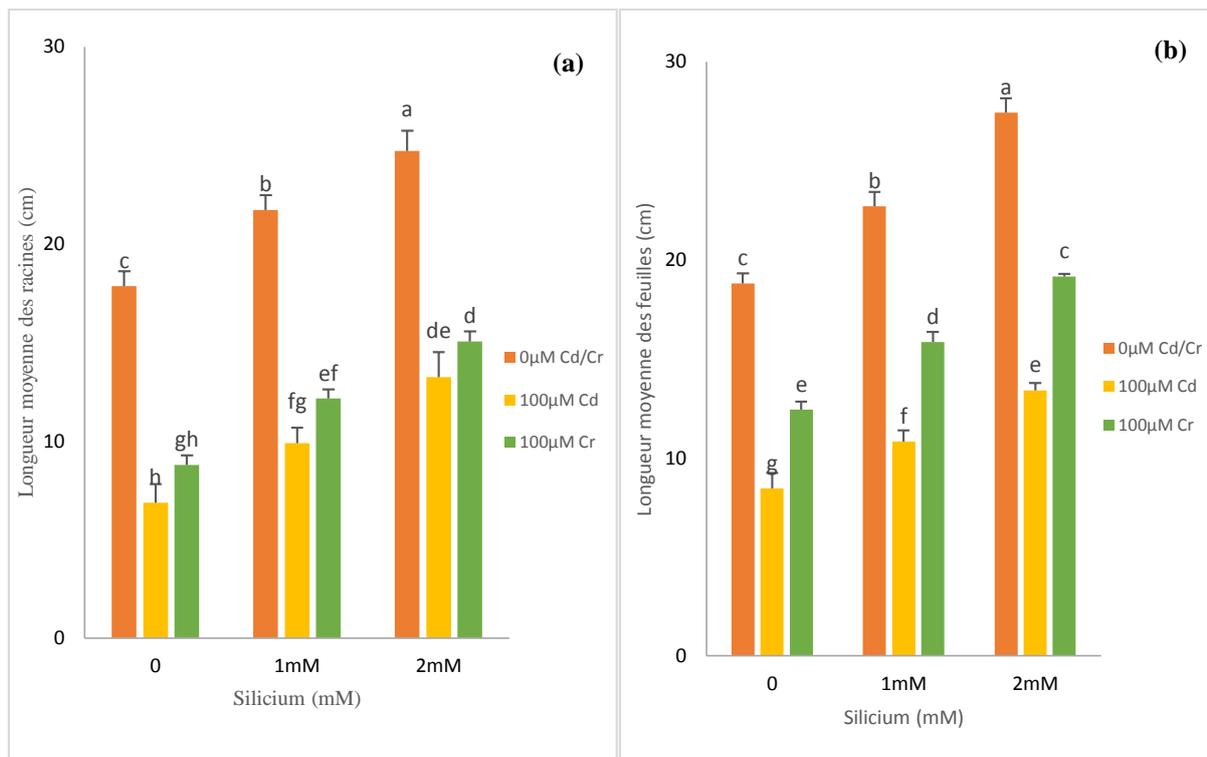
L'effet bénéfique sur la croissance le plus important a été observé chez les plantes prétraitées par la concentration 2mM de silicium en présence de cadmium, avec une augmentation d'environ 44% et 37%, respectivement, dans les racines et les feuilles par rapport aux plantes traitées par le cadmium seulement. Quant aux plantes traitées par le chrome, le prétraitement par la concentration 2mM de silicium fait augmenter les longueurs moyennes des racines et des feuilles d'environ 52% et 48% respectivement.

Ainsi, l'analyse statistique indique que la différence des variations de l'élongation racinaire et foliaire de tous les lots des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).

2.2 Influence du silicium sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre

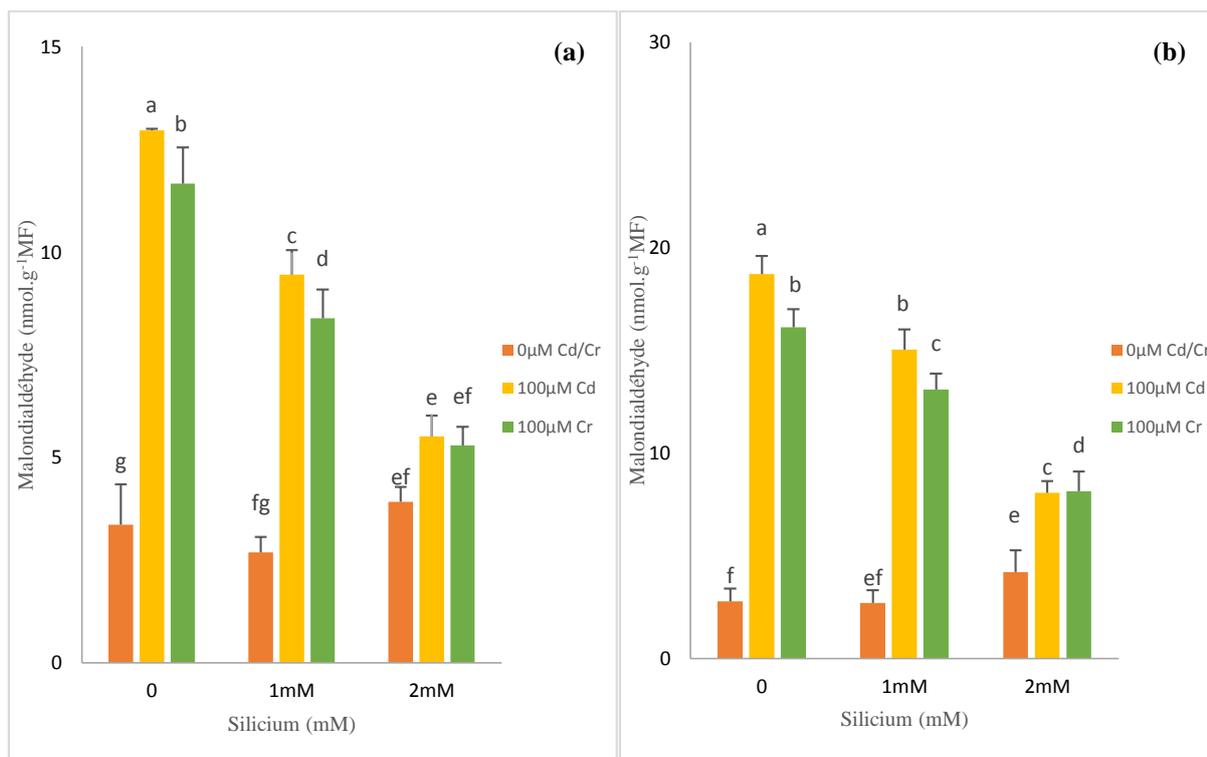
L'effet du silicium sur la synthèse du malondialdéhyde (MDA) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome est illustré dans la figure 78 (a et b).

Nous avons observé selon nos résultats, une augmentation de la synthèse du MDA dans les feuilles et les racines des plantes traitées par le cadmium et le chrome. Toutefois, l'application des deux concentrations du silicium a réduit l'accumulation du MDA dans les feuilles et les racines des plantes traitées par les deux métaux.



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 77: Effet du silicium sur l'élongation racinaire (a) et l'élongation foliaire (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 78: Effet du silicium sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

Cette diminution est d'environ 42% et 69% dans les racines et les feuilles des plantes traitées au cadmium en présence de silicium par rapport aux plantes traitées au cadmium en absence de silicium. Quant aux plantes traitées par le chrome en présence de silicium la diminution du MDA est d'environ 64% et 108% respectivement dans les feuilles et les racines par rapport aux plantes traitées par le chrome en absence de silicium.

Ainsi, l'analyse statistique montre que la différence des variations de la synthèse du MDA dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).

2.3 Influence du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre

La figure 79 (a et b) montre l'effet du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

Nos résultats montrent que l'exposition des plantes de blé dur aux fortes concentrations du cadmium et du chrome induit une augmentation significative de la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) au niveau des feuilles et des racines. Néanmoins, l'application des deux concentrations du silicium a fait baisser significativement la production du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) dans les feuilles et les racines des plantes traitées au cadmium et au chrome.

Nous notons selon nos résultats, que l'atténuation de la surproduction du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) par le silicium a été plus importante au niveau des lots traités par le chrome. Ainsi, la concentration 2mM du silicium a fait diminuer la synthèse du H₂O₂ dans les racines et les feuilles des plantes en présence du chrome d'environ 34% et 61%, respectivement.

En outre, l'analyse statistique révèle que la différence des variations des concentrations du H₂O₂ dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).

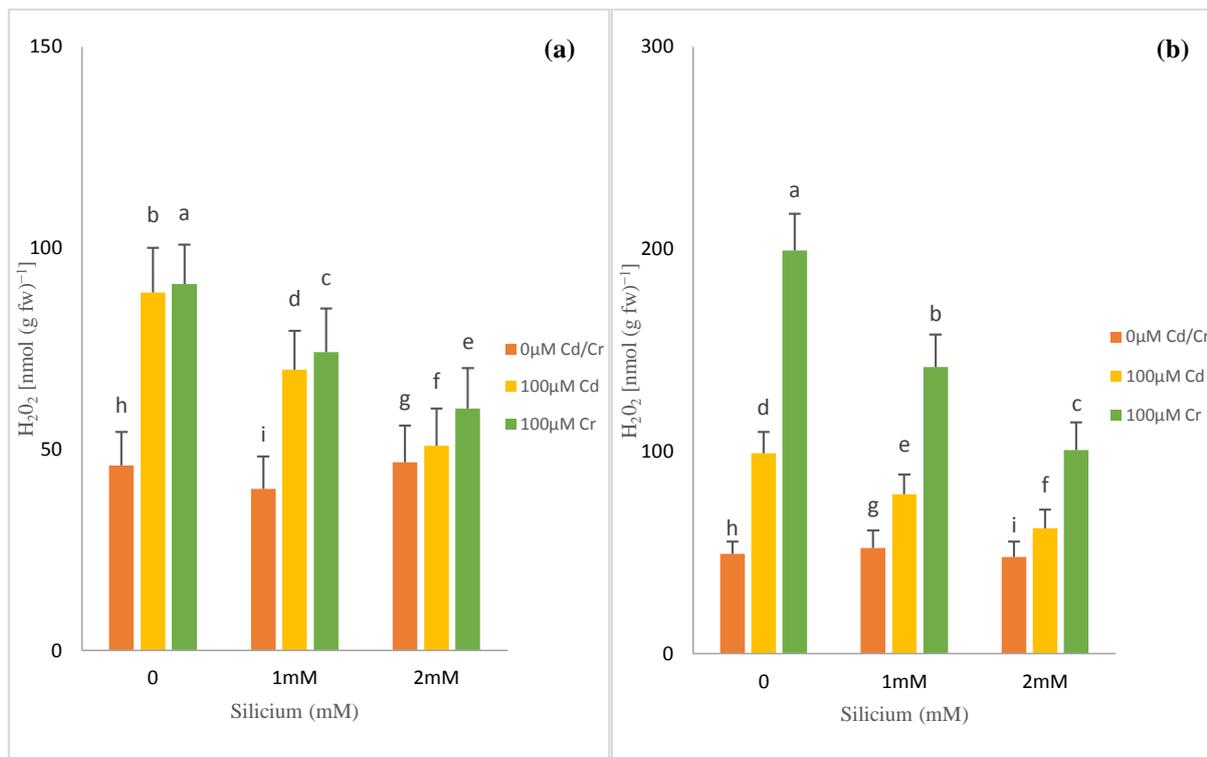
2.4 Influence du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

L'effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome est présenté dans la figure 80 (a et b).

D'après nos résultats, nous remarquons que l'exposition des plantes aux fortes concentrations du cadmium et du chrome entraîne une augmentation de la production de l'anion superoxyde dans les feuilles et les racines par rapport au témoin. Cependant, les lots prétraités avec les deux concentrations du silicium et qui ont été soumis au stress du cadmium et du chrome enregistrent des baisses dans la synthèse de l'anion superoxyde au niveau des feuilles et des racines.

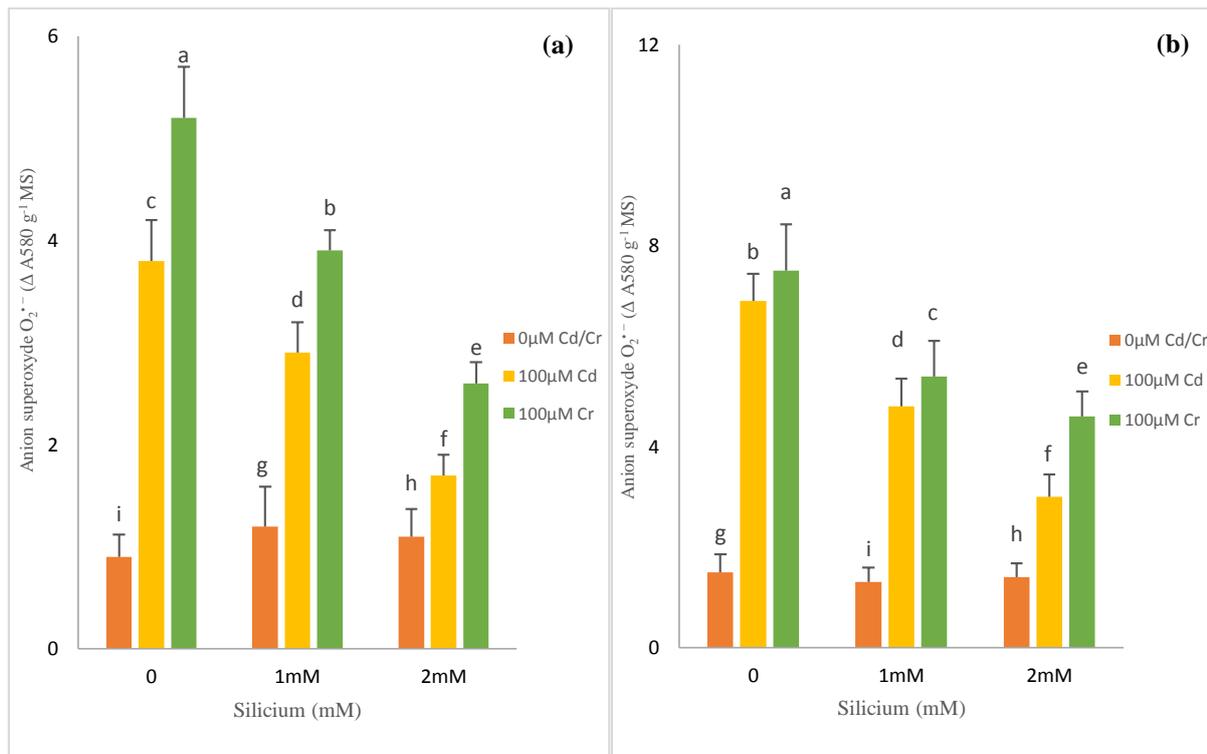
En effet, l'interaction du silicium avec les deux métaux lourds réduit la surproduction de l'anion superoxyde chez les plantes de blé tendre d'environ 55% en présence de chrome et de 45% en présence de cadmium par rapport aux plantes traitées par les deux métaux lourds en absence de silicium.

De ce fait, l'analyse statistique montre que la différence des variations de la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 79 : Effet du silicium sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 80 : Effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot -}$) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

2.5 Influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

La Figure 81 (a et b) représente l'effet du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

Les résultats montrent que l'activité catalase augmente au niveau des feuilles et des racines des plantes blé tendre exposées aux fortes concentrations du cadmium et du chrome par rapport à celle du témoin. De plus, nos résultats indiquent que l'application des deux concentrations du silicium fait significativement augmenter les concentrations de la catalase chez les lots traités par les deux métaux lourds.

L'augmentation des concentrations de l'activité catalase chez les plantes prétraitées avec le silicium et exposées aux fortes concentrations du cadmium et du chrome est significativement supérieure par rapport à celles des plantes traitées par le cadmium et le chrome uniquement. Cette augmentation est d'environ 25% au niveau des feuilles et des racines en présence du chrome et du silicium, et ainsi elle atteint les 36% au niveau des feuilles et des racines en présence du cadmium et du silicium par rapport aux plantes exposées aux fortes concentrations de cadmium et de chrome en absence de silicium.

L'analyse statistique révèle que la différence des variations de l'activité catalase dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).

2.6 Influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

L'effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome est présenté dans la figure 82 (a et b).

Les traitements par les fortes concentrations du cadmium et du chrome induisent une augmentation significative de l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines par rapport à celle du témoin. Nous notons également selon nos résultats, que le prétraitement des plantes de blé tendre avec les deux concentrations du silicium stimulent l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines.

L'augmentation de l'activité ascorbate peroxydase a été plus importante chez les lots traités avec 2mM Si+ 100µM Cr. Cette augmentation est estimée à 39% au niveau des feuilles et 44% au niveau des racines par rapport à celle des lots traités avec le chrome seulement.

L'analyse statistique indique que la différence des variations de l'activité ascorbate peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).

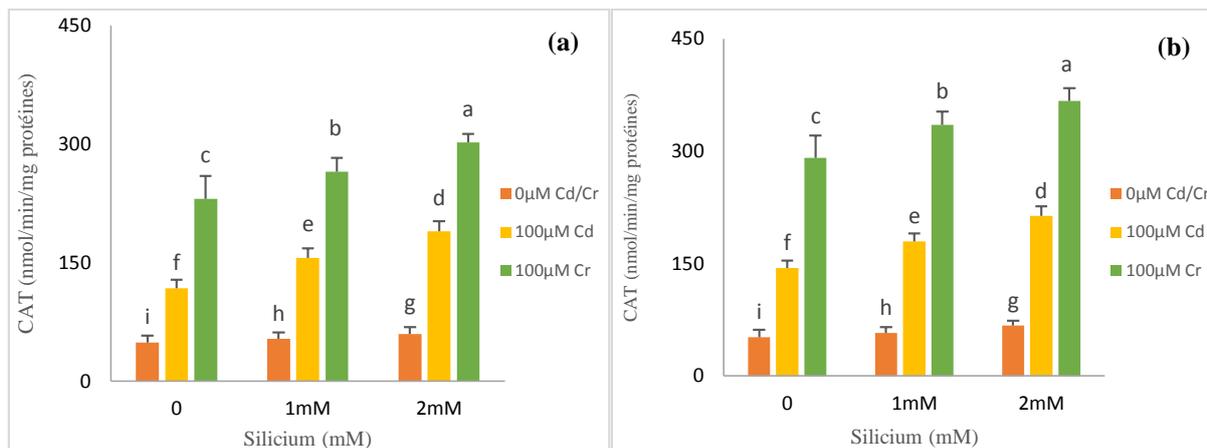
2.7 Influence du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

La figure 83 (a et b) illustre l'effet du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

Nos résultats montrent d'une part, que les traitements du cadmium et du chrome engendrent une augmentation de l'activité guaiacol peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre par rapport au témoin. D'autre part, nous constatons que l'application des deux concentrations aux plantes exposées aux fortes concentrations du cadmium et du chrome induit une forte stimulation de l'activité guaiacol peroxydase au niveau racinaire et foliaire.

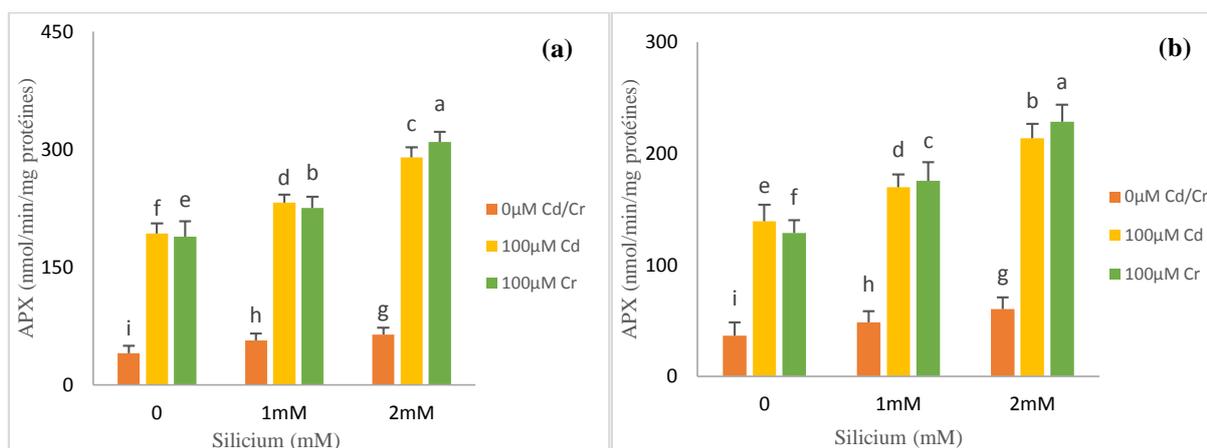
La stimulation de l'activité guaiacol peroxydase est plus prononcée chez les plantes exposées au cadmium en présence de silicium. Cette augmentation est estimée à 48% au niveau des racines et à 53% au niveau des feuilles par rapport à celles des plantes exposées au cadmium en absence de silicium.

L'analyse statistique montre que la différence des variations de l'activité guaiacol peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de blé tendre est très hautement significative ($p < 0,001$).



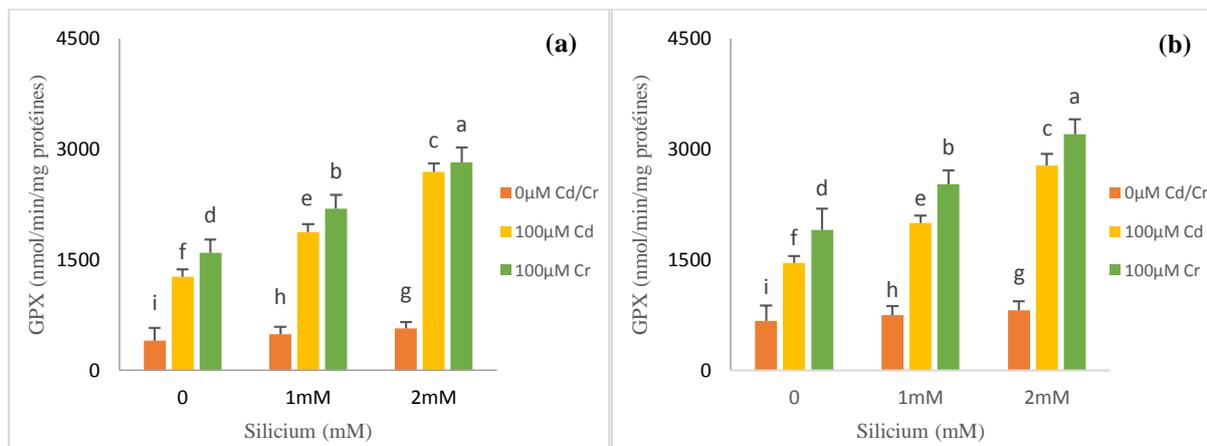
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 81: Effet du silicium sur l'activité catalase (CAT) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 82: Effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase (APX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 83: Effet du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase (GPX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de blé tendre soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

3. Au niveau des plantes de l'orge

3.1 Influence du silicium sur la croissance des plantes de l'orge

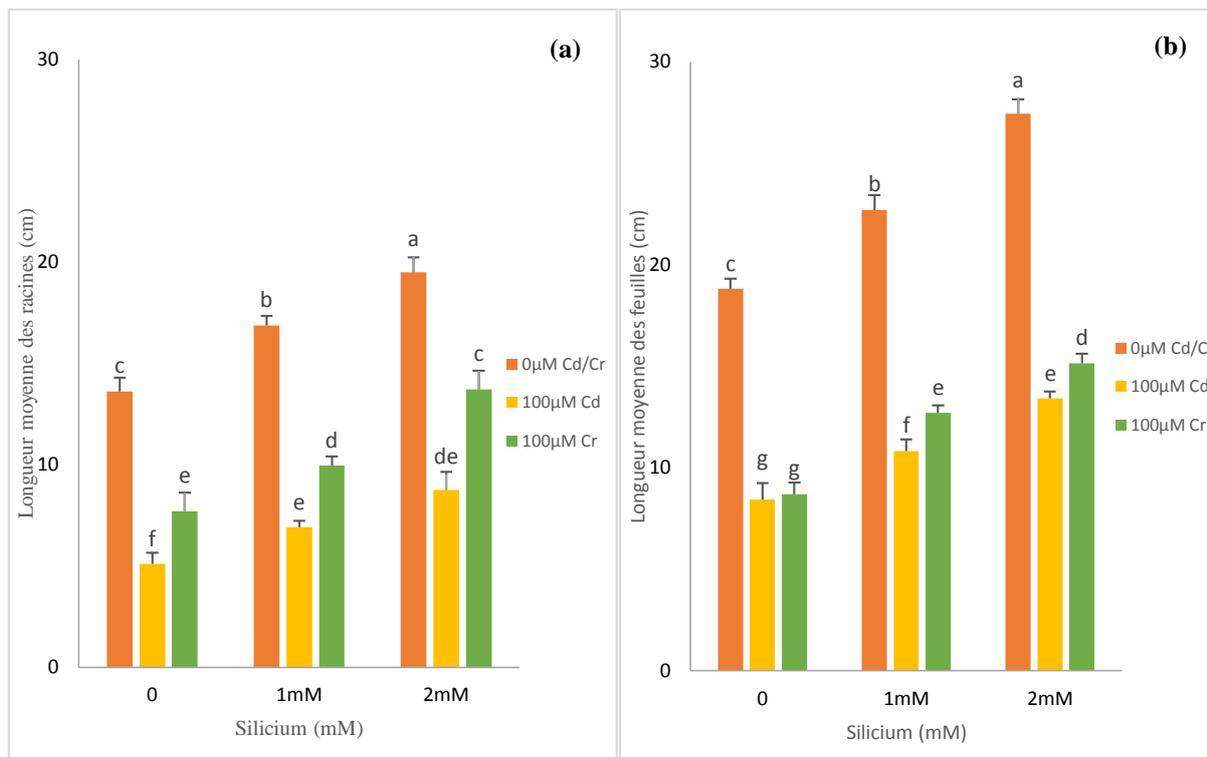
La figure 84 (a et b) illustre l'effet du silicium sur l'élongation racinaire et foliaire des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. Selon nos résultats, nous avons observé une augmentation des longueurs moyennes des racines et des feuilles des plantes prétraitées par les différentes concentrations du silicium en absence de cadmium et de chrome.

Nos résultats révèlent également que l'exposition des plantes de l'orge aux traitements par le cadmium et le chrome par la concentration 100µM, a entraîné une inhibition de croissance, ce qui a conduit à une diminution significative de l'élongation racinaire et foliaire des plantes par rapport à celle du témoin. En revanche, l'application des deux concentrations de silicium a atténué les effets nocifs du cadmium et du chrome sur la croissance des plantes traitées.

En effet, les longueurs moyennes des racines et des feuilles des plantes prétraitées par 2mM de silicium en présence de cadmium augmentent d'environ 52% et 37%, respectivement, par rapport aux plantes traitées par le cadmium seulement. En outre, l'addition de la concentration 2 mM du silicium aux lots traités par le chrome a induit une augmentation de l'élongation racinaire et foliaire d'environ 44% et 48%, respectivement, par rapport à celle des lots traités au chrome en absence de silicium. L'analyse statistique révèle que la différence des variations de l'élongation racinaire et foliaire de tous les lots des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).

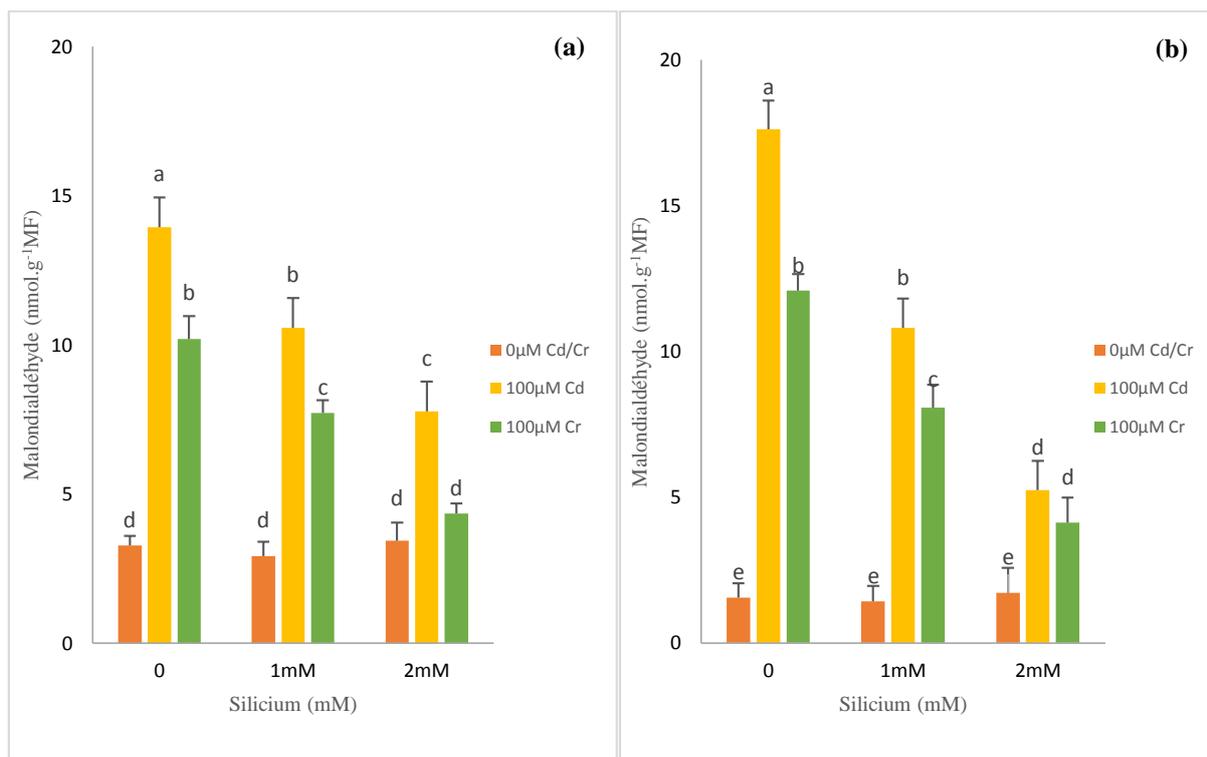
3.2 Influence du silicium sur la synthèse du Malondialdéhyde dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge

L'effet du silicium sur la synthèse du malondialdéhyde (MDA) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome est illustré dans la figure 85 (a et b). Nos résultats montrent que les concentrations du MDA augmentent significativement dans les feuilles et les racines des plantes de l'orge traitées avec la concentration la plus élevée du cadmium et du chrome par rapport à celles du témoin. Cependant, l'addition des deux concentrations du silicium a réduit la synthèse du MDA chez les lots traités par le cadmium et le chrome au niveau des feuilles et des racines.



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 84: Effet du silicium sur l'élongation racinaire (a) et l'élongation foliaire (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre. Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 85: Effet du silicium sur les concentrations du Malondialdéhyde (MDA) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

L'effet positif du silicium a été plus prononcé au niveau des racines des plantes de l'orge traitées par les deux métaux. En effet, nous estimons que la diminution des concentrations du MDA atteint les 66% dans les racines des plantes traitées au cadmium et au chrome en présence du silicium. De ce fait, l'analyse statistique indique que la différence des variations de la synthèse du MDA dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).

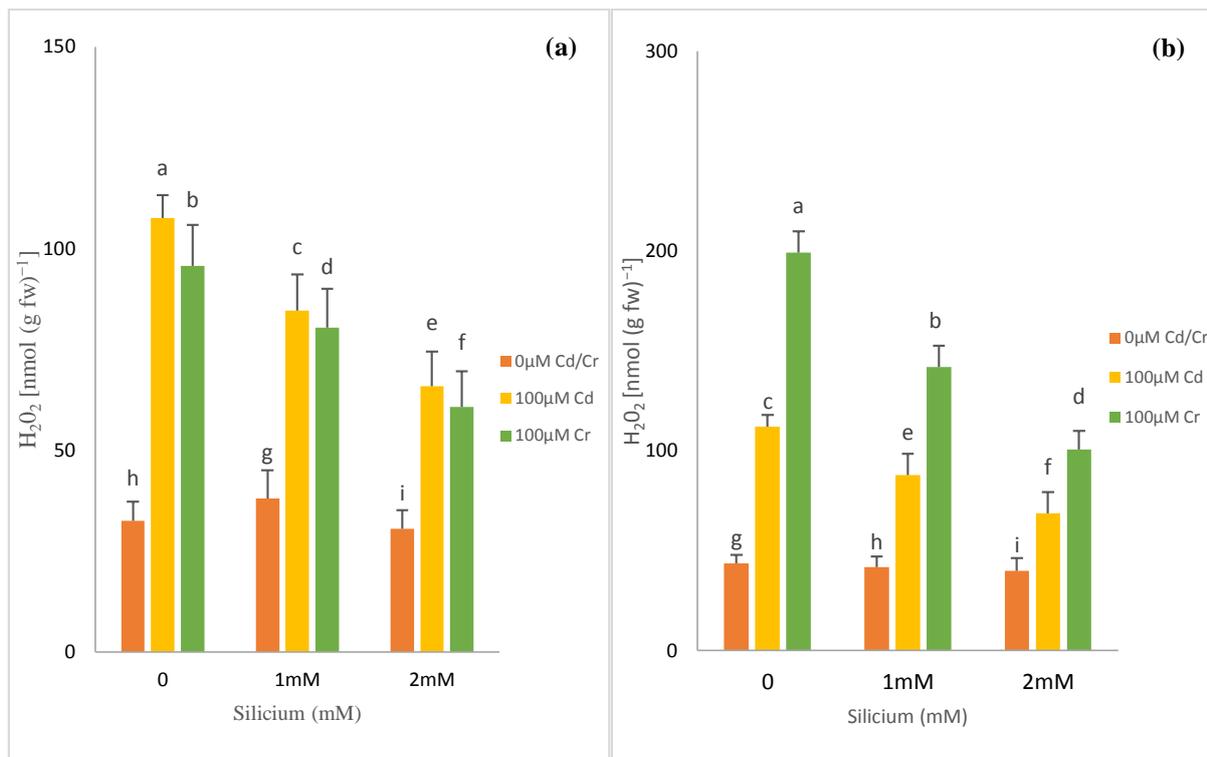
3.3 Influence du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge

La figure 86 (a et b) illustre l'effet du silicium sur la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. D'après nos résultats, nous remarquons que les traitements par les fortes concentrations du cadmium et du chrome induisent une augmentation significative des concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des plantes de blé tendre par rapport à celles du témoin. Cependant, l'addition du silicium dans la solution nutritive a réduit la synthèse du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles et les racines des lots traités par les plus fortes concentrations de cadmium et de chrome.

Ainsi, nous constatons que le prétraitement des plantes de l'orge avec le silicium atténue la surproduction du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2). Cet effet a été plus marqué chez les plantes d'orge traitées par le cadmium. Cette baisse de production du H_2O_2 atteint les 39% dans les feuilles et les racines. L'analyse statistique révèle que la différence des variations des concentrations du H_2O_2 dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).

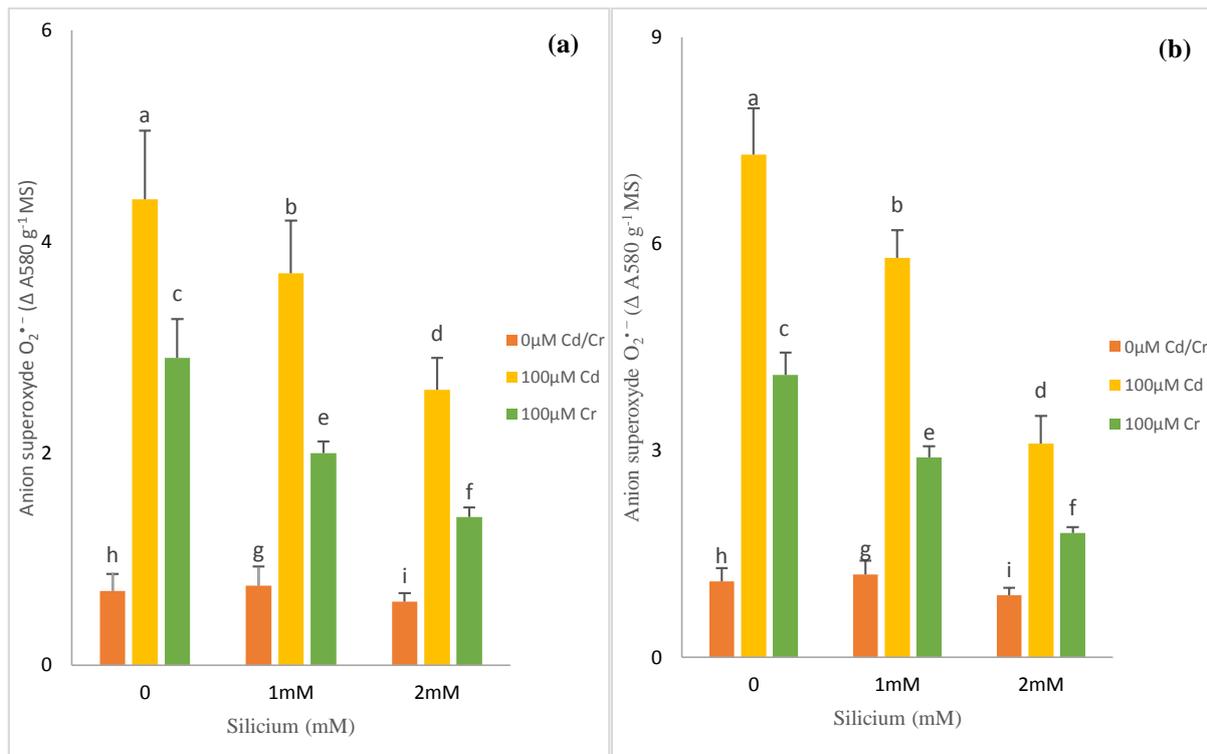
3.4 Influence du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes l'orge

La figure 87 (a et b) représente l'effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome. Nous observons selon nos résultats que les traitements du cadmium et du chrome induisent chez les plantes de l'orge une surproduction de l'anion superoxyde au niveau des feuilles et des racines par rapport au témoin.



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 86 : Effet du silicium sur les concentrations du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 87 : Effet du silicium sur la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot -}$) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

En revanche, nous remarquons chez les plantes prétraitées avec les deux concentrations de silicium et exposées aux fortes concentrations de chrome et de cadmium une diminution de la production de l'anion superoxyde au niveau foliaire et racinaire. En outre, la réduction de la production de l'anion superoxyde a été plus importante chez les lots traités par le Cd+Si. Cette diminution est d'environ 41% au niveau des feuilles et elle atteint les 58% au niveau des racines traitées par le cadmium uniquement. L'analyse statistique indique que la différence des variations de la production de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).

3.5 Influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge

La Figure 88 (a et b) montre l'influence du silicium sur l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

Les résultats obtenus indiquent que la présence des fortes concentrations du silicium dans les solutions nutritives a conduit à des augmentations de l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées par les deux métaux par rapport aux témoins. En outre, nos résultats montrent que l'addition des deux concentrations du silicium dans les solutions nutritives induise une forte stimulation de l'activité catalase chez les plantes traitées au cadmium et au chrome au niveau foliaire et racinaire.

L'augmentation de l'activité catalase est plus prononcée chez les lots traités par le chrome et le silicium. Cette augmentation est d'environ 39% au niveau des racines et elle atteint les 46% au niveau des feuilles par rapport aux lots traités par le chrome seulement. De ce fait, l'analyse statistique révèle que la différence des variations de l'activité catalase dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).

3.6 Influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge

La figure 89 (a et b) met en évidence l'influence du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

Les résultats obtenus montrent d'une part, que chez les plantes traitées par les fortes concentrations de cadmium et du chrome provoquent une augmentation de l'activité ascorbate

peroxydase au niveau des feuilles et des racines par rapport à celle du témoin. D'autre part, nous remarquons que les fortes concentrations de cadmium et du chrome combinées aux deux concentrations de silicium ont considérablement stimulé l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines.

La stimulation de l'activité ascorbate peroxydase est plus importante chez les lots prétraités avec 2mM de silicium et traités avec 100µM de cadmium. Cette augmentation est d'environ 25% au niveau des feuilles et elle atteint les 58% au niveau des racines par rapport à celle des plantes de l'orge traitées avec le cadmium seulement.

L'analyse statistique révèle que la différence des variations de l'activité ascorbate peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).

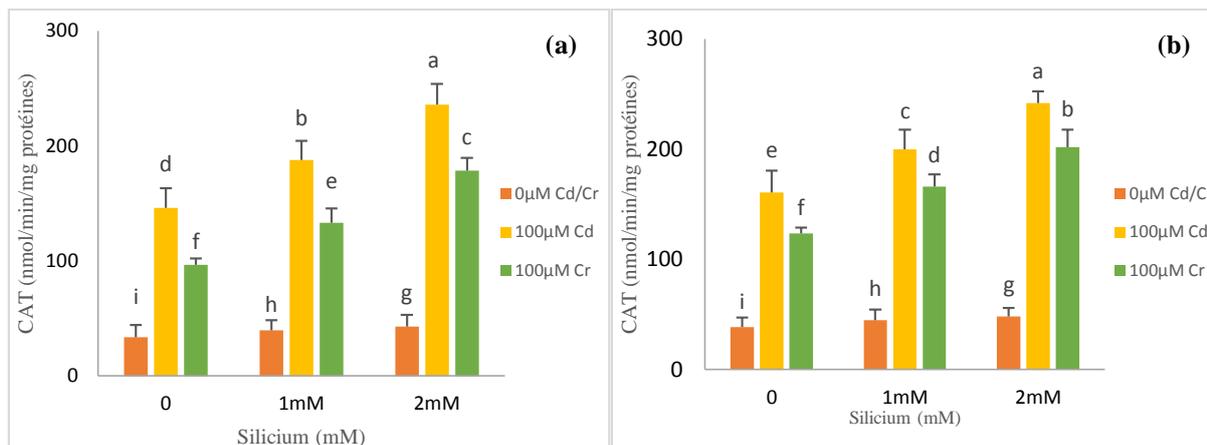
3.7 Influence du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge

La figure 90 (a et b) représente l'influence du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome.

L'exposition des plantes de l'orge aux fortes concentrations du cadmium et du chrome provoquent une augmentation de la guaiacol peroxydase dans les feuilles et les racines. L'addition des deux concentrations du silicium dans les solutions nutritives stimule considérablement l'activité guaiacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées par les deux métaux lourds.

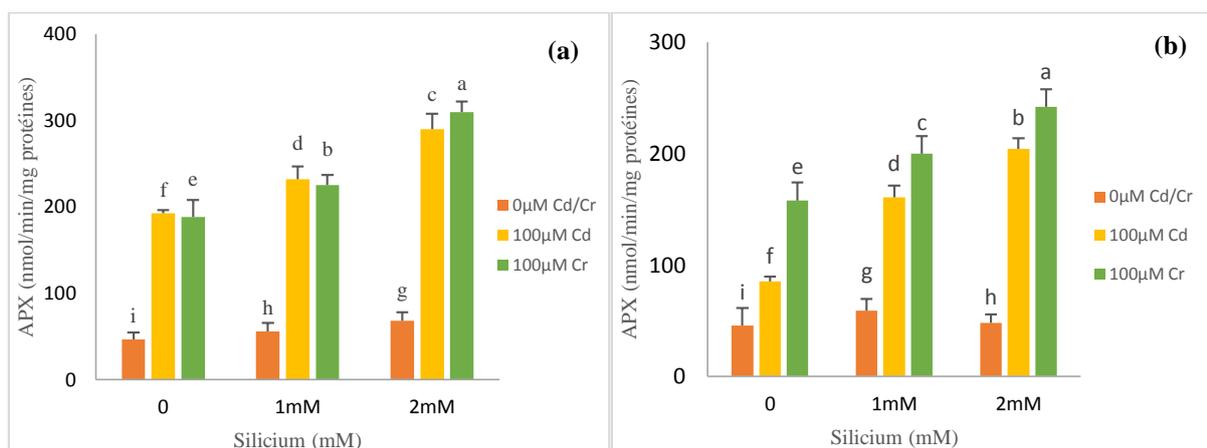
L'induction de l'activité guaiacol peroxydase a été plus marquée chez les lots traités par le cadmium et 2 mM de silicium. Cette augmentation est de l'ordre de 60% au niveau des feuilles et de 65% au niveau des racines par rapport aux lots traités par le cadmium seulement.

L'analyse statistique indique que la différence des variations de l'activité guaiacol peroxydase dans les racines et les feuilles des plantes de l'orge est très hautement significative ($p < 0,001$).



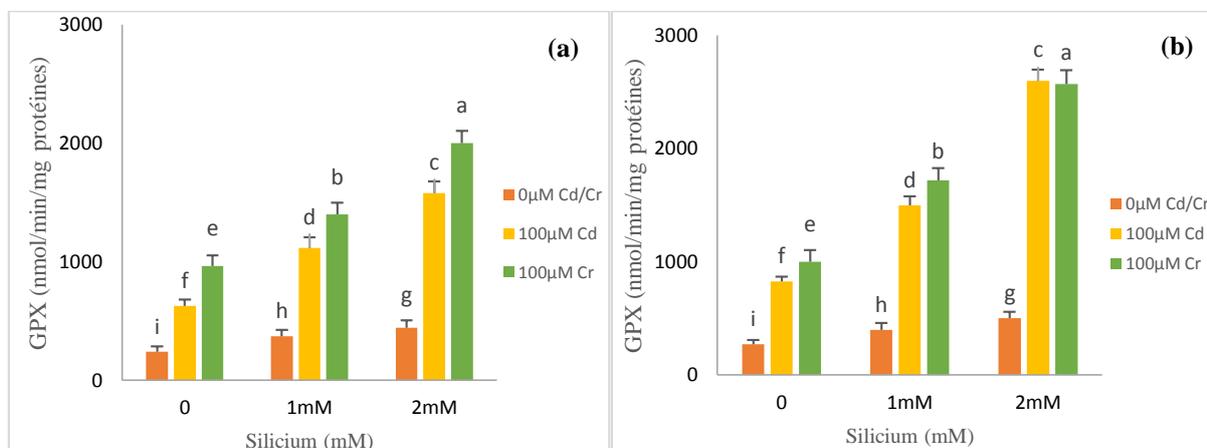
Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 88 : Effet du silicium sur l'activité catalase (CAT) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 89 : Effet du silicium sur l'activité ascorbate peroxydase (APX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome



Les données sont présentées sous forme de moyenne de trois répétitions \pm ES pour chaque paramètre, Les mêmes lettres après les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative à un niveau de probabilité de 95% (test de Tukey).

Figure 90 : Effet du silicium sur l'activité guaiacol peroxydase (GPX) dans les feuilles (a) et les racines (b) des plantes de l'orge soumises ou non au stress du cadmium et du chrome

III-2. Discussion

En premier lieu, nous avons étudié les réponses de trois céréales (*Triticum durum*, *Triticum aestivum* et *Hordeum vulgare*) au stress oxydant induit par le cadmium. Pour cela, nous avons évalué différents paramètres (morphologiques, physiologiques, biochimiques et enzymatiques) au niveau racinaire et foliaire.

L'exposition des plantes aux métaux lourds peut entraîner de nombreux troubles physiologiques et biochimiques. L'inhibition de la croissance des plantes peut être considérée comme une réponse générale associée à la toxicité des métaux lourds (Kopyra *et al.*, 2003). Dans notre travail, nous avons constaté que le cadmium provoque une diminution significative du taux de germination des graines de blés et d'orge. Nos résultats montrent également que le cadmium a réduit l'élongation des racines et des feuilles des plantes de blés et d'orge. Nous avons également observé chez les trois céréales étudiées que le cadmium affecte beaucoup plus la croissance des racines comparée à celle des feuilles, notamment au niveau des traitements par les concentrations les plus élevées du CdCl₂. Ceci a été démontré par de divers travaux (Ouzounidou *et al.*, 1997 ; Vitória *et al.*, 2001 ; Tiryakioglu *et al.*, 2006). La raison de la grande sensibilité des racines au cadmium pourrait être liée au fait que les racines sont les premiers organes à être en contact avec le cadmium et, par conséquent le cadmium s'accumule dans les racines à des concentrations beaucoup plus élevées qu'au niveau des feuilles (Grant *et al.*, 1998; Hegedüs *et al.*, 2001).

Dans notre travail, nous avons aussi mesuré la teneur relative en eau des plantes des trois céréales. La teneur relative en eau (RWC) des feuilles et des racines des plantes renseigne sur la turgescence relative des tissus et figure parmi les critères d'évaluation de la tolérance au stress. Elle est liée à la capacité de la plante à maintenir un niveau d'hydratation des tissus qui soit à même de garantir la continuité de l'activité métabolique (Aoumeur, 2012). Nos résultats montrent que la teneur relative en eau des plantes des trois céréales a diminué progressivement et de manière très hautement significative en fonction des traitements de cadmium, par rapport aux plantes témoins. Pour examiner l'effet osmotique du stress abiotique dans les tissus végétaux traités, la teneur relative en eau est souvent mesurée (Kim *et al.*, 2005). Ainsi, il a été observé que l'état hydrique des plantes est fortement affecté par le stress des métaux lourds (Barcelo *et al.*, 1990 ; Labra *et al.*, 2006 ; Ahsan *et al.*, 2007). Par conséquent nos résultats indiquent que l'excès des concentrations du cadmium a un effet toxique et osmotique sur les plantes des blés et d'orge.

Notre étude concernant l'effet du cadmium sur le taux de la fuite des électrolytes a montré une augmentation significative au niveau des feuilles des plantes des céréales traitées. L'augmentation significative de la fuite des électrolytes observée signifierait que le stress métallique a affecté l'intégrité membranaire des plantes stressées. Ceci s'accorde avec les travaux de Agami *et al.* (2013) qui ont montré que chez les plantes de blé, la toxicité du cadmium est liée aux processus des radicaux libres dans les composants de la membrane conduisant à des altérations dans la stabilité de la membrane et l'augmentation de sa perméabilité.

La surproduction des ROS cause une peroxydation des lipides qui conduit à la formation de produits de dégradation tels que les alcanes et des aldéhydes (Malondialdéhyde) (Ferrat *et al.*, 2003). Le malondialdéhyde est le produit d'oxydation des membranes lipidiques, s'accumule quand les plantes sont exposées au stress oxydatif. Les concentrations du MDA sont considérées comme un indicateur de la peroxydation des lipides après un stress abiotique (Ding *et al.*, 2004).

Ainsi, nos résultats ont montré que le cadmium a provoqué une augmentation significative des concentrations du MDA au niveau des feuilles et des racines des plantes des trois céréales. L'accumulation du MDA suite à un stress cadmique a été mise en évidence chez de nombreuses espèces tels que *Oryza sativa* (Shah *et al.*, 2001), *Brassica napus* (BenYoussef *et al.*, 2005), *Bacopa monnieri* (Mishra *et al.*, 2006 ; Singh *et al.*, 2006), *Bechmeria nivea* (Liu *et al.*, 2007), *Triticum aestivum* (Yannarelli *et al.*, 2006 ; Lin *et al.*, 2007), *Triticum durum* (Paradiso *et al.*, 2008), *Pisum sativum* (Sandalio *et al.*, 2001 ; Dixit *et al.*, 2001), *Phaseolus vulgaris* (Smeets *et al.*, 2005), *Hordeum vulgare* (Hegedüs *et al.*, 2001; Tamás *et al.*, 2008), *Prunus dulcis* (Elloumi *et al.*, 2007), *Lemna polyrrhiza* (John *et al.*, 2007), dans des cultures cellulaires de *Coffea arabica* (Gomes-Junior *et al.*, 2006) et chez *Vicia faba* (Ünyayar *et al.*, 2006). En outre, nous avons remarqué selon nos résultats que les concentrations du MDA au niveau des racines sont plus importantes qu'au niveau des feuilles des plantes des trois céréales. Ceci peut témoigner de l'installation d'un stress oxydant au niveau de la partie racinaire des plantes. L'ampleur de la lipoperoxydation semble être en relation avec l'accumulation préférentielle des ions métalliques dans cet organe. Une importante peroxydation lipidique dans les racines qui accumulent plus de métal a été démontrée par plusieurs auteurs suite à un stress par le cadmium. Cette accumulation de MDA est racinaire pour certains auteurs (Dixit *et al.*, 2001; Mishra *et al.*, 2006) alors que pour d'autres, elle serait foliaire (Yannarelli *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2007).

Les concentrations des pigments photosynthétiques sont souvent mesurées pour évaluer l'impact de nombreux stress environnementaux. Selon nos résultats, le Cadmium induit un abaissement des concentrations en chlorophylles (a, b, a+b) et en caroténoïdes chez les trois céréales. Ceci s'accorde avec de nombreux travaux qui rapportent une réduction de la concentration en chlorophylle sous l'effet du cadmium (Wang *et al.*, 2006 ; Groppa *et al.*, 2007 ; Belkhadi *et al.*, 2010 ; Agami *et al.*, 2013) et des métaux lourds en général (Mysliwa-Kurdziel *et al.*, 2002 ; Lei *et al.*, 2007). La diminution de la chlorophylle constitue un des événements primaires chez les plantes soumises au stress métallique et résulte de l'inhibition des enzymes responsables de la biosynthèse de la chlorophylle (Mysliwa-Kurdziel *et al.*, 2002). Le stress induit par le cadmium diminue le taux d'assimilation du CO₂ provoquant des perturbations dans le processus de la photosynthèse, ainsi que la dégradation de la chlorophylle et l'inhibition de sa biosynthèse ; ce qui pourrait entraîner des perturbations dans le transport du flux d'électrons du PSI et PSII conduisant à la réduction de l'O₂ et à la génération des radicaux libres (Moussa, 2004).

Le cadmium induit également une diminution significative de la concentration en caroténoïdes au niveau des feuilles de nos trois espèces. Ceci s'accorde avec de nombreux travaux portant sur des plantes variées (Mysliwa-Kurdziel *et al.*, 2002; Souguir, 2009 ; Aoun, 2009 ; Belkhadi *et al.*, 2010). La forte accumulation du cadmium dans les feuilles des plantes des céréales est probablement responsable de la production de radicaux libres, ceci peut entraîner une destruction partielle des antioxydants que sont les caroténoïdes mais également la Chlorophylle a (Aoun, 2009).

L'exposition aux métaux lourds se traduit souvent par une synthèse de divers métabolites qui s'accumulent dans la plante, parmi lesquels figurent les sucres solubles (Jha *et al.*, 2004). Nos résultats ont révélé que le traitement du cadmium à différentes concentrations induit chez les trois céréales une augmentation significative des concentrations des sucres solubles totaux dans les racines et les feuilles. Ceci s'accorde avec de nombreux travaux qui rapportent une augmentation des concentrations des sucres solubles sous l'effet du cadmium chez les plantes d'*Oryza sativus* (Verma *et al.*, 2001), et de d'autres métaux lourds comme l'aluminium et le plomb chez *Chlorella vulgaris* (Mishra *et al.*, 2008 ; Bajguz, 2011).

L'accumulation des sucres résulterait probablement du stress oxydatif provoqué par l'accumulation du cadmium au sein des plantes des céréales. Les sucres solubles sont, de façon directe ou indirecte, fortement liés à l'équilibre cellulaire des ROS, ainsi qu'aux métabolismes

anti-oxydants (Couée *et al.*, 2006). Les sucres solubles issus de la photosynthèse, processus lui-même fortement producteur de ROS (Asada, 1999), s'accumulent dans la plante jusqu'à atteindre une concentration seuil au-delà de laquelle les sucres peuvent exercer un feed-back négatif sur les gènes de photosynthèse (Koch, 1996). Par ailleurs, en fonction des teneurs en carbone endogène, la cellule va ajuster sa respiration mitochondriale, et par conséquent moduler la quantité de ROS associée au transfert d'électrons dans la chaîne respiratoire (Brouquisse *et al.*, 1991). Un état caractérisé par un excès de sucres peut aussi conduire à la régulation de la mobilisation des acides gras et à l'inactivation du processus de β -oxydation, réprimant ainsi une source majeure de ROS (Dieuaide *et al.*, 1992). En plus des relations directes existant entre les sucres et les processus de photosynthèse, de respiration et de régulation du métabolisme des acides gras, les sucres peuvent, en parallèle, participer à la synthèse de nombreux composés impliqués dans la protection contre le stress oxydatif. Cette source de carbone peut, en particulier, être utilisée pour la synthèse de molécules antioxydantes, telles que les caroténoïdes ou l'ascorbate qui jouent respectivement un rôle de piéger l'oxygène singulet (Palett *et al.*, 1994 ; Smirnoff *et al.*, 2001).

Dans notre travail, nous avons également évalué l'effet du cadmium sur les concentrations de la proline dans les feuilles et les racines des plantes des blés et d'orge. Nous avons constaté selon nos résultats, une augmentation hautement significative des concentrations de proline chez les plantes traitées des trois céréales par rapport aux plantes témoins. L'accumulation de la proline en réponse au stress dû à la toxicité au cadmium a été démontrée auparavant avec *Triticum aestivum*, *Helianthus annuus* et *Phaseolus vulgaris* (Dhir *et al.* 2004, Zengin *et al.*, 2006, Rady, 2011). Chez les plantes supérieures, la proline est accumulée en cas de stress, aussi bien suite à une augmentation de sa production que par une réduction de sa dégradation (Roeder, 2006). Ainsi, l'accumulation de la proline est un indicateur potentiel de la tolérance au stress (Ashraf *et al.*, 2007). La proline agit également directement comme antioxydant pour protéger la cellule contre les dommages causés par les radicaux libres, et détient le rôle du maintien d'un environnement réducteur qui est favorable à la synthèse de la phytochélation et la séquestration du cadmium (Surasak *et al.*, 2002).

Le traitement par le cadmium a également induit une augmentation des concentrations des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes des trois céréales. Cette accumulation des protéines est due à l'effet des ROS, ce qui fait partie de la stratégie moléculaire de la tolérance contre le stress (Mishra *et al.*, 2006; Boumedris, 2014). Le contact des protéines avec les ROS altèrent les molécules de signalisation en modifiant l'expression de certains gènes et

en modulant la synthèse de nouvelles protéines de stress spécifiques (Verma *et al.*, 2003). En effet, l'augmentation des protéines peut être dû à une activation d'un groupe de gènes pour la synthèse de protéines spécifiques liés au stress telles que les protéines " *Late Embryogenesis Abundant* (LEA)" qui protègent l'ensemble des protéines cellulaires (David *et al.*, 2001).

Dans ce travail, nos résultats ont montré une importante production de ROS dans les feuilles et les racines des plantes de nos trois espèces. En ce qui concerne l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$), nous avons noté une augmentation hautement significative dans les racines et les feuilles de tous les traitements. La toxicité du cadmium provoque la formation d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), tels que l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) et le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) (Hendry *et al.*, 1992). Les radicaux libres peuvent provenir de l'altération du transport d'électrons dans les chaînes photosynthétique et respiratoire (Dixit *et al.*, 2001; Gomes-Junior *et al.*, 2006). Les chloroplastes, le composant majeur du tissu photosynthétique, sont très sensibles aux dommages subis par la toxicité du cadmium (Sandalio *et al.*, 2001). Le cadmium inhibe la photo-activation du photosystème II (PSII) en inhibant le transfert des électrons (Sigfridsson *et al.*, 2004). Ainsi, le cadmium pourrait conduire à la génération de ROS indirectement en produisant une perturbation des chloroplastes. L'anion superoxyde généré dans les plantes est converti en peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) par l'action de la superoxyde dismutase (SOD) (Zhang *et al.*, 2009). L'accumulation du $O_2^{\cdot-}$ et du H_2O_2 a été observée dans certaines espèces végétales exposées au cadmium (Dixit *et al.*, 2001 ; Olmos *et al.*, 2003 ; Romero-Puertas *et al.*, 2004 ; Rodriguez-Serrano *et al.*, 2006 ; Maksymiec *et al.*, 2006 ; Hsu *et al.*, 2007 ; Yeh *et al.*, 2007).

En outre, selon nos résultats, nous avons noté une nette augmentation du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) au niveau des feuilles et des racines de toutes les plantes traitées. Ceci peut être lié aux dommages oxydatifs subis par la membrane. En effet, le cadmium induit une peroxydation lipidique et une réduction de la chlorophylle, indiquant de façon significative une production de ROS (Pereira *et al.*, 2002). Ainsi, le cadmium agirait au niveau des sites naturels de production des radicaux libres. En modifiant l'activité de certaines enzymes, il favorise la production naturelle des ROS, notamment au niveau de l'appareil photosynthétique (Perfus-Barbeoch *et al.*, 2002 ; Rosa *et al.* 2003). Le H_2O_2 peut être diffusé à des distances relativement longues provoquant les changements dans le statut rédox des tissus et des cellules environnantes où à des concentrations relativement faibles ou il déclenche une réponse antioxydante (Foyer *et al.*, 1994).

Afin de réduire les dégâts causés par les ROS, les défenses antioxydatives des végétaux comprennent plusieurs enzymes et molécules anti-oxydantes. En présence de cadmium, la dismutation de l'anion superoxyde engendre une accumulation du peroxyde d'hydrogène. La détoxification de cette molécule peut être envisagée par plusieurs enzymes : La catalase (CAT) localisée au niveau des peroxysomes et des mitochondries, la guaiacol peroxydase ou GPX localisée au niveau du cytoplasme et des parois cellulaires et les enzymes du cycle ascorbate-glutathion (notamment l'ascorbate peroxydase APX). Ce cycle est localisé dans plusieurs compartiments cellulaires tels que les chloroplastes, le cytosol, les peroxysomes et les membranes plasmiques (Jiménez *et al.*, 1997; Noctor *et al.*, 1998). Dans notre étude, nous avons évalué l'effet du cadmium sur trois enzymes antioxydantes (CAT, GPX, APX).

Nos résultats ont mis en évidence une augmentation de l'activité catalase chez les plantes des blés dur et tendre et de l'orge traitées. Cette augmentation est significative au niveau des feuilles et des racines d'une façon proportionnelle avec l'augmentation des concentrations du cadmium, provoquée par une surproduction des ROS induite par le cadmium et par une signalisation du stress oxydatif transmis par les racines vers les feuilles ; ce qui permet à la plante de mettre en place des systèmes de défense (Vitória *et al.*, 2001). Plusieurs auteurs ont montré une augmentation de l'activité de la catalase sous l'effet de cadmium (Schützendübel *et al.*, 2001; Vitória *et al.*, 2001 ; Fornazier *et al.*, 2002; Wu *et al.*, 2003; Gomes-Junior *et al.*, 2006). Yang *et al.* (2002) suggèrent que l'augmentation de l'activité de la catalase est étroitement liée à l'augmentation de la concentration intracellulaire du peroxyde d'hydrogène et du Ca^{2+} . En situation de stress, une augmentation de la teneur en calcium entraîne une stimulation de l'activité de cette enzyme suite à la fixation de l'ion calcique à une protéine cytosolique appelée calmoduline formant un complexe Ca^{2+} calmoduline. Ce dernier joue le rôle d'une molécule signal stimulant l'activité de la catalase (Yang *et al.*, 2002).

La guaiacol peroxydase (GPX) est aussi une enzyme importante capable d'éliminer le H_2O_2 . L'activité GPX est suggérée comme un biomarqueur d'une toxicité d'un métal dans les plantes (Agawal *et al.*, 2004). Selon nos résultats, nous avons constaté que le cadmium provoque une augmentation significative de l'activité guaiacol peroxydase au niveau racinaire et foliaire des plantes des trois céréales. En outre, nous notons que la stimulation de la GPX est plus importante au niveau des racines par rapport aux feuilles de tous les traitements. L'induction de cette enzyme sous l'effet du cadmium a été rapportée par plusieurs auteurs (Milone *et al.*, 2003 ; Aravind *et al.*, 2005 ; Tiryakioglu *et al.*, 2006 ; Liu *et al.*, 2007 ; Munoz *et al.*, 2008 ; Dinakar *et al.*, 2009 ; Touiserkani *et al.*, 2012). Le rôle de la guaiacol peroxydase est d'éliminer

l'excès de H₂O₂ (Li *et al.*, 2007). La guaiacol peroxydase intervient dans des conditions de stress, car elle possède une importante capacité potentielle à éliminer les formes actives de l'oxygène. En effet, cette enzyme consomme le H₂O₂ en utilisant le guaiacol ou le pyrogallol comme donneur d'électrons (Anderson *et al.*, 1997).

Outre la catalase et la guaiacol peroxydase, l'élimination du peroxyde d'hydrogène est renforcée par un autre système faisant intervenir le cycle ascorbate-glutathion. Dans ce système de détoxification, la transformation de H₂O₂ en eau et en oxygène se fait en présence de l'ascorbate qui joue le rôle de donneur d'électrons. Au cours de la première réaction catalysée par l'ascorbate peroxydase, l'ascorbate est transformé en monodéhydroascorbate et/ou déhydroascorbate (Souguir, 2009). Nos résultats ont montré une augmentation significative de l'activité ascorbate peroxydase dans les racines et les feuilles des trois céréales traitées. De nombreux travaux sont en accord avec nos résultats (Hegedüs *et al.*, 2001 ; Aravind *et al.*, 2003 ; Milone *et al.*, 2003 ; Murzaeva, 2004). La réduction du peroxyde d'hydrogène par l'ascorbate peut s'effectuer directement ou être catalysée par l'ascorbate peroxydase (Smeets *et al.*, 2005).

Par ailleurs nous avons étudié les effets phyto-toxiques du chrome (CrVI) sur les plantes de trois céréales (*Triticum durum*, *Triticum aestivum*, *Hordeum vulgare*). Différents paramètres ont été étudiés au niveau des feuilles et des racines des trois céréales soumises au stress métallique afin d'étudier leurs réponses.

Chez les trois céréales étudiées, le premier signe de l'incidence du stress métallique observé est la diminution du taux de germination des graines des blés et d'orge exposées par le chrome. Ces résultats sont en accord avec ceux de nombreux auteurs (Rout *et al.*, 2000 ; Jain *et al.*, 2000 ; Peralta *et al.*, 2001). Nous constatons également selon nos résultats une réduction de l'élongation racinaire et foliaire des plantes traitées par rapport aux plantes témoins. Des résultats similaires ont démontré que le chrome à différentes concentrations engendre un retard ou une inhibition de croissance des plantes (Sharma *et al.*, 2003 ; Scoccianti *et al.*, 2006 ; Akinci *et al.*, 2010). Le chrome provoque une réduction de l'élongation des feuilles des plantes, qui pourrait être due à l'inhibition de la croissance des racines; causant une perturbation du transport de l'eau et des différents nutriments des racines aux feuilles et tiges des plantes.

Nos résultats montrent aussi que le stress métallique appliqué par le chrome à différentes concentrations sur les plantes des trois céréales provoque une diminution hautement significative de la teneur relative en eau (RWC) par rapport au témoin. Ceci signifie que les variétés des céréales étudiées ne tolèrent pas la présence du chrome en ne pouvant pas contrôler

leurs pertes en eau. Des résultats similaires ont été observés (Chaoui *et al.*, 1997 ; Panda *et al.*, 1998 ; Chatterjee *et al.*, 2000 ; Mobin *et al.*, 2007). La teneur relative en eau (RWC) des plantes nous renseigne sur la turgescence relative des tissus et figure parmi les critères d'évaluation de la tolérance au stress. Elle est liée à la capacité de la plante à maintenir un niveau d'hydratation des tissus qui soit à même de garantir la continuité de l'activité métabolique (Aoumeur, 2012).

Les mesures de la stabilité de la membrane cellulaire et la fuite de des électrolytes ont été largement utilisés pour étudier les effets du stress sur les plantes. Le chrome induit également une augmentation significative du taux de la fuite des électrolytes au niveau des feuilles des plantes traitées par rapport aux plantes témoins des trois céréales. Ces résultats s'accordent avec plusieurs travaux portant sur différentes plantes exposées aux métaux lourds (Belkhadi *et al.*, 2010; Agami *et al.*, 2013 ; Del Bubba *et al.*, 2013). Les métaux lourds nuisent à la membrane cellulaire en provoquant des changements dans les lipides de la membrane et la structure des protéines, ce qui entraîne la perte de l'intégrité membranaire et la perméabilité sélective (Janicka *et al.*, 2008). Suite aux dommages oxydatifs subis par la membrane, une fuite des électrolytes de la cellule peut survenir (Cuny *et al.*, 2002). Pour maintenir la turgescence de ces cellules, les plantes déclenchent d'autres mécanismes de tolérance qui contribuent à l'adaptation au stress osmotique et ionique provoqués par les métaux lourds, ces mécanismes permettent d'ajuster la pression osmotique interne, grâce aux électrolytes et aux solutés organiques (Driouich *et al.*, 2001) principalement des sucres solubles et des acides aminés, comme la proline (Denden *et al.*, 2005 ; Taji *et al.*, 2004).

En outre les métaux lourds tels que le chrome induisent un stress oxydatif par la génération des ROS. L'effet le plus néfaste des ROS dans les plantes est la peroxydation lipidique, qui peut entraîner une désorganisation membranaire (Timbrell, 2009 ; Wahsha *et al.*, 2010). Le Malondialdéhyde (MDA) considéré comme étant un des principaux produits finaux du processus de la peroxydation lipidique ; la détermination de ses concentrations est utilisé comme un outil fiable pour détecter la peroxydation lipidique (Taulavuori *et al.*, 2001 ; Loureiro *et al.*, 2006 ; Yadav, 2010). Selon nos résultats, nous avons remarqué que le chrome provoque une augmentation significative du MDA au niveau des racines et des feuilles des plantes des trois céréales traitées. Ceci est peut-être dû à une peroxydation lipidique, et donc une déstabilisation de la membrane en raison de la forte production de ROS causant des dommages oxydatifs. Des résultats similaires ont été rapportés chez *Brassica Juncea* L. (Pandey *et al.*, 2005), *Oryza sativa* L. (Panda, 2007), *Pistia stratiotes* L. (Sinha *et al.*, 2005) et *Zea mays* L. (Zou *et al.*, 2009). La peroxydation lipidique se produit lorsque les radicaux OH[•] sont générés

près des membranes cellulaires en altérant les chaînes latérales d'acides gras insaturés des lipides membranaires conduisant à la formation d'hydroperoxydes lipidiques (Bestwick *et al.*, 2007).

Notre étude concernant l'effet du chrome sur les pigments photosynthétiques a montré une diminution significative des concentrations des chlorophylles (a, b et a+b) et des caroténoïdes dans les feuilles de toutes les plantes traitées par rapport au témoin. L'appareil photosynthétique est l'un des sites cibles de l'action des métaux lourds dans les plantes (Kruppa, 1999). En effet, la toxicité du chrome altère le processus photosynthétique, en affectant la fixation du CO₂, le transport des électrons, la phosphorylation ainsi que les activités des enzymes de fixation du carbone (Clijsters *et al.*, 1985).

Nous notons également selon nos résultats, une diminution significative des concentrations de caroténoïdes dans les feuilles des plantes des trois céréales exposées au chrome par rapport aux témoins. Ceci résulterait probablement du fait que le chrome provoque un stress oxydatif, ce qui engendre un déséquilibre au niveau de la cellule entre les oxydants et les antioxydants ; les caroténoïdes considérés comme antioxydants assurent une protection contre les dommages oxydatifs se trouvent de ce fait affectés par le chrome (Zou *et al.*, 2009). D'autre part, la réduction des pigments photosynthétiques (Chlorophylles et caroténoïdes) peut être attribuée à l'inhibition de l'acide aminolévulinique déshydratase (ALAD), une enzyme importante dans la biosynthèse des pigments photosynthétiques (Pereira *et al.*, 2006).

Les sucres solubles, jouent un rôle central dans la structure, le métabolisme et le fonctionnement des plantes. Ils sont de plus impliqués dans de nombreux mécanismes de réponse aux stress abiotiques, où ils agissent non seulement en tant que métabolites, mais aussi en tant que signaux capables d'activer des voies de signalisation aboutissant à des modifications d'expression génétique. Nos résultats ont mis en évidence une augmentation significative des concentrations des sucres solubles totaux dans les racines et les feuilles des plantes des trois céréales par rapport à celles des témoins. Ceci peut être expliqué par le fait que les sucres solubles sont impliqués dans les réponses de défense à un certain nombre de stress (Couée *et al.*, 2006). Les sucres solubles agissent comme des osmoprotecteurs dans l'adaptation au stress métallique (Zhang *et al.*, 2000 ; Yang *et al.*, 2005). D'autre part, cette accumulation de sucres sous l'effet des métaux lourds résulte d'une altération des activités enzymatiques notamment l'acide invertase, le saccharose synthase, l'amidon phosphorylase et l'activation de différentes enzymes impliquées dans l'élimination des ROS (Biteur, 2012).

Un des mécanismes de réponses par lequel les plantes détoxifient les métaux lourds est la synthèse de la proline (Shah *et al.*, 1998 ; Verma, 1999). Dans notre travail, nous avons observé une augmentation hautement significative des concentrations de proline au niveau des feuilles et des racines de toutes les plantes traitées par rapport aux témoins. Des résultats similaires ont été observés chez des plantes de citronnelle (*Cymbopogon flexuosus*) cultivées en présence de métaux lourds tels que le plomb, le mercure et le cadmium; ainsi que chez des plantes de pois chiche exposées au chrome (Cr VI) (UdDin *et al.*, 2015). L'accumulation de la proline dans les plantes est due à son rôle d'adaptation des plantes tolérantes au stress (Maggio *et al.*, 2002). En outre, la proline agit également comme un osmolyte compatible et un capteur de ROS (Smirnoff *et al.*, 1989). L'accumulation de la proline dans les plantes stressées est associée à la réduction des lésions membranaires et des protéines (Shah *et al.*, 1998 ; Verma, 1999). La proline a pour rôle aussi d'aider à maintenir un pH cytosolique et d'équilibrer le statut redox des cellules. La synthèse de la proline est impliquée dans la réduction de l'acidose cytoplasmique et peut maintenir des ratios NADPH/NADP à des valeurs compatibles avec le métabolisme (Hare *et al.*, 1997). Cependant dans notre étude, la synthèse de proline a diminué chez les plantes de blé dur et tendre traitées par la concentration la plus élevée du chrome (100µM). Ceci pourrait être dû à sa forte sollicitation pour son effet détoxifiant. En effet, Lors d'un stress, la proline fait un complexe métal-phytochélatines qui induit les mécanismes de tolérance dans les plantes contre le stress métallique (Sun *et al.*, 2007).

L'exposition des plantes aux métaux lourds provoque une surproduction des ROS, entraînant des modifications variables dans la structure des protéines (Cargnelutti *et al.*, 2006). Nos résultats indiquent que le chrome engendre une diminution dans la synthèse des protéines totales dans les feuilles et les racines des plantes de blé dur traitées par les différentes concentrations de chrome. Cependant, nous avons remarqué une légère stimulation des protéines chez les lots traités par la concentration 100µM comparativement aux lots traités par la concentration 75µM. Toutefois, chez les plantes de blé tendre et d'orge, nous avons enregistré une diminution des concentrations des protéines dans les racines et les feuilles des lots traités par les faibles concentrations de chrome (25 et 50 µM). Ainsi, pour les traitements par les fortes concentrations (75 et 100 µM), nous avons constaté une stimulation de la synthèse des protéines dans les feuilles des deux céréales. Au niveau racinaire, nous avons noté également une augmentation des concentrations des protéines totales au niveau des traitements par les fortes concentrations par rapport à celles des témoins.

La diminution des concentrations des protéines est due à l'accumulation du chrome, ce qui conduit à la formation des radicaux libres qui vont dénaturer, oxyder ou dégrader ces protéines pour former des dérivés carbonyles (Shacter *et al.*, 1994). Les métaux lourds peuvent diminuer le pool protéique (Saxena *et al.*, 2003 ; Mishra *et al.*, 2006). Cette diminution des protéines totales apparaît comme la résultante de plusieurs conséquences de l'action du chrome: modification de l'expression génétique (Kovalchuk *et al.*, 2005), stimulation de l'activité protéasique (Jana *et al.*, 1982) et diminution de la teneur en acides aminés libres (Xiong *et al.*, 2006). Cependant, l'accumulation du chrome dans les plantes peut augmenter les concentrations des protéines totales, ce qui fait partie de la stratégie moléculaire de la tolérance au stress (Mishra *et al.*, 2006). Cette accumulation protéique, pourrait être la conséquence d'induction des gènes codant pour la biosynthèse des protéines de défense contre le stress métallique. Parmi ces protéines, nous trouvons ceux qui sont riches en proline, l'acide aminé le plus riche et le plus accumulé en cas de stress avec notamment des protéines de protection les « LEA » (Mouffak, 2008).

Une des conséquences majeures de métaux lourds sur les plantes est la production accrue d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), tels que la superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) et le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) (Li *et al.*, 1998). Dans notre étude, nous avons constaté que le chrome induit une augmentation significative de la production de l'anion superoxyde au niveau des racines et des feuilles des plantes des trois céréales traitées par rapport aux témoins. Ceci peut être dû à la toxicité du chrome qui génère les espèces réactives de l'oxygène (ROS) provoquant un stress oxydatif dans les différents tissus des plantes. L'augmentation de la production de l'anion superoxyde a été observée chez de nombreuses espèces exposées aux métaux lourds tels que le chrome (Panda *et al.*, 2003), le plomb (Malecka *et al.*, 2008 ; Phang *et al.*, 2011) et le cadmium (Munoz *et al.*, 2008).

En ce qui concerne le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), nous avons noté une nette augmentation au niveau des feuilles et des racines des plantes des trois céréales. Nos résultats montrent également que l'accumulation du H_2O_2 est plus notée au niveau des racines par rapport aux feuilles. Ces résultats indiquent que le chrome provoque une surproduction importante du H_2O_2 . Le H_2O_2 peut provenir de la réaction de dismutation de l'anion superoxyde par la SOD (Cakmak, 2000; Mishra *et al.*, 2006). Il peut provenir aussi de l'altération du transport d'électrons dans les chaînes photosynthétique et respiratoire (Dixit *et al.*, 2001; Gomes-Junior *et al.*, 2006). Cette augmentation pourrait être expliquée, par le rôle important que joue le H_2O_2 dans la signalisation d'un stress oxydatif (Neil *et al.*, 2002).

Chez les plantes, l'élimination des ROS est contrôlée par un ensemble de mécanismes enzymatiques antioxydants telles que la catalase, la gaïacol peroxydase et l'ascorbate peroxydase. Les niveaux de ces enzymes antioxydantes peuvent être utilisés chez les végétaux comme indicateurs de stress oxydant induits par les métaux lourds (Shanker *et al.*, 2005). Nos résultats ont mis en évidence une augmentation significative de l'activité ascorbate peroxydase au niveau des feuilles et des racines de toutes les plantes traitées par rapport aux plantes témoins. Nous avons également remarqué une augmentation significative des concentrations de l'activité catalase au niveau des différentes parties des plantes des trois céréales en présence du chrome par rapport aux plantes témoins. Ces augmentations sont probablement provoquées par la surproduction des ROS induit par le chrome et par une signalisation du stress oxydatif transmis par les racines vers les feuilles (Vitoria *et al.*, 2001) ce qui permet à la plante de mettre en place des systèmes de défense (Pourrut, 2008).

Les mécanismes de tolérance des plantes à la suite d'un stress oxydatif par le chrome provoquent l'activation des différentes enzymes antioxydantes comme la catalase, la gaïacol peroxydase et l'ascorbate peroxydase, qui jouent un rôle très important dans la détoxification du chrome, en régulant les concentrations des ROS (Lin *et al.*, 2000). Ainsi plusieurs travaux ont montré qu'il y'a une relation proportionnelle entre l'augmentation des activités catalase et ascorbate peroxydase et l'élévation des concentrations des métaux lourds dans les tissus de végétaux (Ali *et al.*, 2011; Chaoui *et al.*, 1997). Toutefois dans notre travail, nous avons enregistré une baisse de l'activité catalase au niveau des feuilles et des racines traitées par la plus forte concentration (100µM). Cette diminution peut être interprétée d'une part, comme étant un signe de cytotoxicité due à une production importante de ROS (Zou *et al.*, 2009). D'autre part, cette baisse pourrait être due à l'accumulation du chrome qui aurait un effet inhibiteur sur la voie de synthèse des protéines (Shanker *et al.*, 2005).

La gaïacol peroxydase est impliquée dans la lutte contre le stress oxydatif dans les cellules (Dos Santos *et al.*, 2004). Elle agit en transformant le peroxyde d'hydrogène formé lors d'un stress en eau et en oxygène (Geebelen *et al.*, 2002 ; Wu *et al.*, 2003 ; Remon, 2006). Dans notre étude, nous avons constaté une augmentation significative des concentrations de l'activité gaïacol peroxydase au niveau des feuilles et des racines des plantes des céréales traitées. L'induction de l'enzyme gaïacol peroxydase a été rapportée par plusieurs auteurs (Shamsi *et al.*, 2008 ; Zou *et al.*, 2009 ; Ali *et al.*, 2011). Nous avons également noté que l'activité gaïacol peroxydase est plus importante au niveau des racines par rapport aux feuilles. Nos résultats sont en accord avec ceux de Gill *et al.* (2015). Ceci peut être expliqué par la probabilité que le cycle

du glutathion/ascorbate fonctionne à taux élevé pour détoxifier les ROS formés dans les racines (Liu *et al.*, 2003).

Cependant, nous avons enregistré une baisse des concentrations de l'activité gaïacol peroxydase à 100µM au niveau des racines de tous les lots traités. La réduction des activités enzymatiques antioxydantes est due au stress oxydant; ainsi qu'à l'inhibition de la synthèse enzymatique et au changement dans l'assemblage des sous unités de l'enzyme (Garnier *et al.*, 2006). En outre, la diminution de l'activité gaïacol peroxydase chez les plantes des blés et d'orge traitées à 100µM de chrome pourrait avoir une interaction avec la baisse de la synthèse de la proline. Il a été observé chez des plantes de pois chiche que la diminution de la gaïacol peroxydase à des concentrations élevées de chrome correspondrait à la diminution enregistrée dans les concentrations de la proline (UdDin *et al.*, 2015).

De plus, nous avons mené une autre expérience afin de déterminer le rôle potentiel du silicium dans l'atténuation des dommages oxydatifs causés par la toxicité du cadmium et du chrome chez les trois céréales étudiées démontrés dans les chapitres précédents.

Dans nos expériences précédentes, nous avons montré que l'inhibition de la croissance constitue l'une des manifestations du stress métallique causé par le Cadmium et le Chrome chez les plantes de blés et d'orge. Dans de nombreuses études, la réduction de la toxicité des métaux lourds par l'addition du silicium a été largement démontrée chez de nombreuses espèces végétales (Wang *et al.*, 2000 ; Gunes *et al.*, 2007 ; Ali *et al.*, 2013), et de tous ces résultats, il a été révélé que l'application du silicium pourrait favoriser la croissance des plantes sous l'effet de la toxicité des métaux lourds. Nos résultats ont également soutenu ces mêmes conclusions. En effet, dans notre travail, nous avons observé que l'application du silicium a amélioré la croissance et le développement des plantes des trois céréales étudiées. Ainsi, le prétraitement du silicium a atténué la réduction de l'élongation racinaire et foliaire des plantes des céréales traitées. Plusieurs travaux similaires ont été rapportés (Liang *et al.*, 2005 ; Zeng *et al.*, 2011 ; Ahsan Farooq *et al.*, 2013 ; Bharwana *et al.*, 2013). Nos résultats indiquent que le silicium à un effet positif est bénéfique sur la croissance des trois plantes en améliorant leur tolérance au stress métallique. Ces effets bénéfiques sur la croissance pourraient être dus à la limitation des pertes d'eau et à l'optimisation de la nutrition hydrominérale des plantes (Bouzoubaa *et al.*, 2009 ; Ahsan Farooq *et al.*, 2013). Il a été également rapporté que l'addition du silicium renforcerait la tolérance des plantes aux métaux toxiques en réduisant l'absorption et la translocation de ces métaux lourds (Shi *et al.*, 2005; Nwugo *et al.*, 2008; Kaya *et al.*, 2009).

L'inhibition de la croissance observée sur nos modèles biologiques dans les chapitres précédents est certainement la résultante de plusieurs effets sur le métabolisme de la plante et parmi eux l'établissement d'un déséquilibre des processus d'oxydo-réduction cellulaire qualifié de stress oxydant. Les ions métalliques peuvent être toxiques en activant les formes réduites de l'oxygène pour aboutir à la formation d'espèces radicalaires. Ces espèces réagissent avec les molécules essentielles de l'architecture de la plante telles que les lipides, les protéines et les acides nucléiques (Souguir, 2009).

Ainsi, selon nos résultats, nous avons noté une augmentation des concentrations du Malondialdéhyde (MDA) et des concentrations de radicaux libres (ROS) dans les racines et les feuilles des lots traités des trois céréales par les plus fortes concentrations de cadmium et du chrome. Cela est dû à une peroxydation lipidique ; et donc à une déstabilisation de la membrane en raison de la forte production de ROS causant des dommages oxydatifs. Toutefois, l'addition des deux concentrations du silicium aux lots traités par les fortes concentrations des deux métaux a fait diminuer les concentrations du MDA dans les racines et les feuilles des plantes des céréales traitées par le cadmium et le chrome. Ce qui indique que le silicium réduit la peroxydation lipidique en améliorant la perméabilité membranaire des cellules des plantes exposées aux métaux lourds. Des résultats similaires ont été rapportés (Song *et al.*, 2009 ; Song *et al.*, 2011 ; Tripathi *et al.*, 2013 ; Bahrwana *et al.*, 2013 ; Anwaar *et al.*, 2014).

En outre, dans notre étude nous avons observé que le prétraitement avec le silicium a diminué significativement la production du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et de l'anion superoxyde ($O_2^{\cdot-}$) dans les feuilles et les racines des trois céréales traitées par le cadmium et le chrome. La réduction de la production des ROS (H_2O_2 et $O_2^{\cdot-}$) après application du silicium chez différentes plantes exposées aux métaux lourds a été mise en évidence par de nombreux auteurs (Gunes *et al.*, 2007 ; Chanson *et al.*, 2011 ; Li *et al.*, 2012 ; Tripathi *et al.*, 2012 ; Liu *et al.*, 2013 ; Malcovska *et al.*, 2014 ; Chalmardi *et al.*, 2014). En effet, il a été suggéré que le prétraitement des plantes par le silicium pourrait nettement améliorer la capacité de défense contre les dommages oxydatifs induits par la toxicité du cadmium et du chrome (Gunes *et al.*, 2007 ; Tripathi *et al.*, 2012 a ; Tripathi *et al.*, 2012 b ; Rizwan *et al.*, 2012 ; Zhang *et al.*, 2013 ; Naeem *et al.*, 2014).

Les plantes ont développé un système de défense enzymatique pour contrôler les niveaux de la production des ROS, afin de protéger les cellules contre le stress oxydatif (Kumar *et al.*, 2010 ; Gill *et al.*, 2015). Selon nos résultats, les traitements du cadmium et du chrome ont révélé

des réponses variables et des effets opposés sur les enzymes antioxydantes (CAT, APX et GPX). En effet, le traitement par la plus forte concentration du cadmium (100µM) a induit une augmentation significative des concentrations des trois activités enzymatiques. En revanche, l'application de la concentration la plus élevée du chrome a provoqué d'une part une régression des concentrations de la catalase et de la gaïacol peroxydase, d'autre part, elle a stimulé l'activité ascorbate peroxydase dans les racines et les feuilles des trois céréales.

Les réponses controversées des activités enzymatiques, nous ont indiqué l'installation d'un stress oxydatif au sein des plantes des trois céréales étudiées et également en raison des niveaux accrus enregistrés du MDA, de l'anion superoxyde et du peroxyde d'hydrogène. Nos résultats sont cohérents avec certains travaux rapportés (Chou *et al.*, 2012 ; Mohamed *et al.*, 2012 ; Saidi *et al.*, 2014), indiquant que parfois les enzymes antioxydantes ne sont pas un système de défense suffisant. D'où notre intérêt d'étudier l'effet du silicium sur les activités enzymatiques et la lutte contre le stress oxydatif subis par les plantes des céréales exposées au cadmium et au chrome.

Ainsi, dans notre travail, nous avons constaté que le prétraitement du silicium des plantes des blés et de l'orge traitées par le cadmium et le chrome a considérablement stimulé les activités enzymatiques CAT, APX et en particulier celles de la GPX. La stimulation des activités enzymatiques est due au rôle attribué au silicium d'activer et de stimuler le système de défense antioxydant pour atténuer les dommages oxydatifs engendrés par le stress métallique (Zeng *et al.*, 2011 ; Rizwan *et al.*, 2012 ; Ahsan Farooq *et al.*, 2013 ; Ali *et al.*, 2013). D'ailleurs, l'augmentation remarquable de l'activité GPX est généralement considérée comme indicateur d'une meilleure tolérance au stress métallique (Ekmekci *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2013). De plus, sa forte stimulation est due à son rôle de participation dans la biosynthèse de la lignine, afin de constituer une barrière physiologique contre les métaux lourds toxiques. En outre, le maintien des niveaux élevés des activités enzymatiques antioxydantes est nécessaire pour limiter l'excès des ROS induit par les métaux lourds afin d'atténuer et d'éviter les dommages oxydatifs (Wang *et al.*, 2008). Par conséquent, le rôle d'atténuation du silicium des toxicités des métaux lourds peut être attribué à l'amélioration de la synthèse des enzymes antioxydantes, afin de réduire les symptômes du stress oxydatif en diminuant et en régulant la production de radicaux libres dans les tissus des plantes des blés et de l'orge.

***CONCLUSION ET
PERSPECTIVES***

IV. Conclusion et Perspectives

La prise de conscience du mauvais état sanitaire des sols conduit évidemment à la question de savoir quels sont les risques, pour la santé publique et pour les écosystèmes, dans chaque situation de pollution. D'une façon générale, la notion de risque inhérent à un polluant quelconque est intimement liée à sa possibilité de transfert vers l'organisme cible. Concernant les métaux lourds, leurs effets sur les écosystèmes locaux et les mécanismes de leurs transferts, du sol aux organismes vivants (notamment les plantes), sont encore mal compris. Il est donc très difficile de prévoir leurs effets à long terme, de modéliser le devenir des polluants d'un site contaminé, d'en évaluer les risques et donc de choisir une stratégie de remédiation. L'utilisation de la silice (silicium) comme outil d'atténuation des effets délétères des métaux lourds chez les plantes s'avère être une approche prometteuse afin de limiter et réduire les dommages oxydatifs causés par le stress métallique. En effet, le silicium élément minéral abondant de la croûte terrestre après l'oxygène est connu pour ses effets bénéfiques pour la croissance des plantes et le rendement de différentes cultures.

Un des objectifs de ce travail a été donc d'étudier les effets de deux métaux lourds (cadmium et chrome) sur l'Orge, le Blé dur et le Blé tendre, céréales très consommées en Algérie. Pour répondre à cet objectif, la démarche adoptée dans le cadre de ce travail, a donc consisté à rechercher chez nos modèles biologiques les réponses (morphologiques, physiologiques, métaboliques et antioxydantes) et les mécanismes de résistance et de tolérance aux métaux lourds. Chez les végétaux, l'effet le plus visible des métaux lourds est une inhibition de croissance qui s'accompagne très souvent de chloroses et d'importantes lésions nécrotiques. A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif qui conduit finalement à l'inhibition de certaines activités physiologiques comme la photosynthèse et la respiration.

Ainsi d'après nos résultats, les stress causés par le cadmium et le chrome, engendrent des désordres dans la croissance des plantes des trois céréales étudiées (*Triticum durum*, *Triticum aestivum* et *Hordeum vulgare*). Ces altérations se manifestent, à l'échelle de la plante entière, par une réduction de l'élongation racinaire et foliaire et une réduction des biomasses fraîche et sèche (RWC). Ces altérations sont plus importantes dans les racines comparées aux feuilles des plantes des céréales traitées par les différentes concentrations des deux métaux. Le système racinaire semble être plus affecté par le stress métallique. Ceci pourrait être expliqué par l'accumulation et la répartition du métal au sein de la plante. Les racines semblent jouer le

rôle d'organe piège pour les deux métaux afin de limiter les effets destructeurs du métal dans les feuilles.

Les excès du cadmium et du chrome ont provoqué une réduction des concentrations des pigments photosynthétiques, une perturbation de la biosynthèse des protéines totales et une synthèse importante de deux osmolytes : la proline et les sucres solubles en raison de leurs rôles d'indicateurs potentiels de tolérance au stress.

Les mesures de la stabilité de la membrane cellulaire et la fuite de des électrolytes ont été largement utilisés pour étudier les effets du stress sur les plantes. L'accumulation de ces ions métalliques dans les plantes des céréales semble provoquer une altération de la membrane plasmique à travers l'attaque des acides gras polyinsaturés. En effet, nous avons montré dans nos résultats une augmentation significative du taux de fuite des électrolytes dans les feuilles des plantes traitées. Nous avons également enregistré une importante accumulation de malondialdéhyde dans les feuilles et les racines des plantes des céréales traitées. Cette peroxydation lipidique membranaire semble être due aux effets indirects du cadmium et du chrome par les radicaux libres qu'ils engendrent. D'après nos résultats, nous avons montré une accumulation importante des ROS ($O_2^{\cdot-}$ et H_2O_2) dans les racines et les feuilles des plantes des céréales traitées par le cadmium et le chrome. L'augmentation de la production des ROS dans les racines des céréales traitées par le cadmium et le chrome semble être responsable, d'une manière directe ou indirecte, de nombreux dommages oxydants.

L'augmentation de la peroxydation lipidique et les changements dans les activités enzymatiques antioxydantes constituent également des biomarqueurs du stress oxydant. Ces biomarqueurs ont pour rôle de lutter contre les espèces oxydantes indésirables en empêchant leur apparition ou de les détruire une fois apparues dans le but d'éviter ou de limiter leurs effets néfastes.

En ce qui concerne les activités enzymatiques antioxydantes, nos résultats ont montré que les activités catalase, ascorbate peroxydase et guaiacol peroxydase varie selon selon le traitement appliqué, selon les concentrations et selon l'organe étudié. Nous avons constaté, d'une part, que l'application du cadmium aux plantes des céréales provoque une augmentation des trois activités enzymatiques antioxydantes (CAT, APX et GPX) dans les racines et les feuilles de tous les lots traités. D'autre part, le traitement des plantes des céréales par le chrome induit une augmentation de l'activité ascorbate peroxydase. De plus, nous avons noté une stimulation des activités catalase et guaiacol peroxydase sous l'effet du chrome. Toutefois, au niveau des traitements par les plus fortes concentrations de chrome,

nous avons observé des baisses dans les niveaux des activités catalase et guaiacol peroxydase. Un tel résultat peut être interprété d'une part, comme étant un signe de cytotoxicité due à une production importante de ROS. D'autre part, cette baisse pourrait être due à l'accumulation du chrome qui aurait un effet inhibiteur sur la voie de synthèse des protéines (Shanker *et al.*, 2005 ; Zou *et al.*, 2009).

A la lumière de l'ensemble des résultats que nous avons présenté, il semble que les réponses des plantes des trois céréales étudiées aux stress causés par le cadmium et le chrome sont très complexes. Les mécanismes de défense des plantes des céréales n'ont pas pu réguler les concentrations des ROS produits par les stress métalliques appliqués. Ceci indique que parfois les enzymes antioxydantes ne sont pas un système de défense suffisant contre la production drastique des ROS.

Dans cette optique, le second objectif de notre travail s'est développé qui a été d'évaluer l'effet du silicium comme un moyen d'atténuation des dommages oxydatifs engendrés par les stress métalliques étudiés chez les trois céréales (blé dur, blé tendre et l'orge). Pour réaliser cet objectif, nous nous sommes consacrés à l'étude de l'effet du silicium sur quelques marqueurs du stress oxydant, sur les réponses enzymatiques, ainsi que sur la croissance des plantes des trois céréales soumises aux stress métalliques (cadmium et chrome).

Les résultats acquis ont confirmé les effets bénéfiques du silicium sur la croissance des plantes des trois céréales étudiées et sur l'atténuation des dommages oxydatifs subis par les traitements des deux métaux lourds. Selon nos résultats, il apparaît que l'application du silicium améliore la croissance et le développement des plantes des trois céréales soumises ou non au stress métallique. Le prétraitement des plantes avec le silicium favorise l'accroissement foliaire et racinaire des lots exposés aux fortes concentrations du cadmium et du chrome. Ceci indique que le silicium a un effet positif sur la croissance des trois plantes en améliorant leur tolérance au stress métallique, en limitant les pertes d'eau et en optimisant la nutrition hydrominérale des plantes, ainsi qu'en réduisant l'absorption et la translocation de ces métaux lourds (Shi *et al.*, 2005; Nwugo *et al.*, 2008; Kaya *et al.*, 2009 ; Bouzoubaa *et al.*, 2009 ; Ahsan Farooq *et al.*, 2013).

De plus, nos résultats ont montré que l'addition du silicium dans la solution hydroponique des plantes a réduit les concentrations du malondialdéhyde (MDA) et des ROS (H_2O_2 , $O_2^{\cdot -}$). Ce qui indique, d'une part, que le silicium réduit la peroxydation lipidique en améliorant la perméabilité membranaire des cellules des plantes exposées aux métaux lourds. D'autre part, le prétraitement des plantes des céréales par le silicium pourrait nettement améliorer la

capacité de défense contre les dommages oxydatifs induits par la toxicité du cadmium et du chrome.

En ce qui concerne les activités enzymatiques, nous avons constaté selon nos résultats que le prétraitement du silicium stimule les activités des trois enzymes étudiées (CAT, APX, GPX) chez les plantes des trois céréales exposées aux fortes concentrations du cadmium et du chrome. L'induction des activités enzymatiques antioxydantes est due au rôle du silicium de stimuler le système de défense antioxydant pour atténuer les dommages oxydatifs engendrés par le stress métallique ; ce qui indique une meilleure tolérance des plantes des céréales au stress métallique. En outre, l'activation des enzymes antioxydantes est nécessaire pour réduire l'excès des ROS induit par les métaux lourds ; en diminuant et en régulant la production de radicaux libres afin d'atténuer et d'éviter les dommages oxydatifs dans les tissus des plantes des blés et de l'orge.

En conclusion, nos résultats montrent que le silicium peut atténuer les perturbations induites par le stress métallique et devenir une solution pratique afin de protéger les plantes contre les dommages oxydatifs, conduisant à une meilleure tolérance aux métaux lourds.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

V. Références Bibliographiques

Acevedo E, 1991. Improvement of wintercereal crops in Mediterranean environments : use yield, morphological and physiological traits. *In* : E. Acevedo, A.P. Conesa, P. Monneveux & P. Srivastava, eds. *Physiology breeding of winter cereals for stress ed Mediterranean environments*. Montpellier, France, INRA, p 273-305.

Adema DMM., Henzen L, 1989. A comparison of plant toxicities of some industrial chemicals in soil culture and soilless culture. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 18, 219–229.

Adrees M., Ali S., Rizwan M., Zia-ur-Rehman M., Ibrahim M., Abbas F., Farid M., Farooq Qayyum M and Kashif Irshad M, 2015. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants : A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 119, 186-197.

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

Aggangan NS., Dell B and Malajczuk N, 1998. Effects of chromium and nickel on growth of the ectomycorrhizal fungus *Psilolithus* and formation of ectomycorrhizas on *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake. *Geoderma*, 84, 15-27.

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.

Ahsan N., Lee SH., Lee DG., Lee H., Lee SW., Bahk JD and Lee BH, 2007. Physiological and protein profiles alternation of germinating rice seedlings exposed to acute cadmium toxicity. *C R Biol*, 330, 735-746

Ahsan-Farooq M., Shafaqat A., Amjad H., Wajid I., Khalid M and Zafar I, 2013. Alleviation of cadmium toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes ; suppressed cadmium uptake and oxidative stress in cotton. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96, 242–249.

Aina R., Labra M., Fumagalli P., Vannini C., Marsoni M., Cucchi U., Bracale M., Sgorbati S and Citterio S, 2007. Thiol-peptide level and proteomic changes in response to cadmium toxicity in *Oryza sativa* L. roots. *Environ. Exp. Bot*, 59, 381-392.

Ait Kaki Y, 1993. Contribution à l'étude des mécanismes morpho physiologiques de tolérance au stress hydrique sur 05 variétés de blé dur (*Triticum durum* Desf.). Mémoire de Magistère. Université d'Annaba, 130 p.

Akinci IE., Akinci S and Yilmaz K, 2010. Response of tomato (*Solanum lycopersicum* L.) to lead toxicity : growth, element uptake, chlorophyll and water content. Afr. J. Agric. Res. 5: 416–423.

Ali G., Srivastava PE and Iqbal M, 2000. Influence of cadmium and zinc on growth and photosynthesis of *Bacopa monniera* cultivated *in vitro*. Biol Plant, 43, 599-601.

Ali S., Bai P., Zeng F., Cai S., Shamsi IH., Qiu B., Wu F and 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.

Ali S., Farooq MA., Jahangir MM., Abbas F., Bharwana SA and Zhang GP, 2013. Effect of chromium and nitrogen form on photosynthesis and anti-oxidative system in barley. Biol Plant, 57, 785–791

Anderson CWN., Brooks RR., Chiarucci A., Lacoste CJ., Leblanc M., Robinson BH., Simcock R and Stewart RB, 1999. Phytomining for nickel, thallium and gold. Journal of Geochemical Exploration, 9 p.

Anderson JM., Park YI and Chow WS, 1997. Photoin activation and photoprotection of photosystem II in nature. Physiologia Plantarum, 100, 214-223

Annicchiarico P, 2002. Genotype x environment interactions : Challenges and opportunities for plant breeding and cultivar recommendations. FAO Plant Production and Protection Paper No. 174. Food and Agriculture Organization, Rome.

Anwaar SA., Ali S., Ali S., Ishaque W., Farid M., Farooq MA., Najeed U., Abbas F and Sharif M, 2014. Silicon (Si) alleviates cotton (*Gossypium hirsutum* L.) from zinc (Zn) toxicity stress by limiting Zn uptake and oxidative damage. Environ. Sci. Pollut. Res. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3938-9>

Aoumeur H, 2012. L'effet stressant du plomb sur la croissance du radis « *Raphanus sativus* L. » : Réponses physiologiques, biochimiques et efficacité potentielle de phyto remédiation. Mémoire de Magister. Université d'Oran, 153 p.

Aoun M, 2009. Action du cadmium sur les plants de moutarde indienne [*Brassica juncea* (L.) Czern] néoformés à partir de couches cellulaires minces et issus de semis. Analyses physiologiques et rôle des polyamines. Thèse de Doctorat. Université de Bretagne Occidentale, 135 p.

Araus JL., Ali Dib T and Nachit M, 1998. Chlorophyll fluorescence as a selection criterion for grain yield in durum wheat under Mediterranean condition. *Field crops Res*, 55, 209-224.

Araus JL., Slafer GA., Reynolds MP and Royo C, 2002. Plant breeding and drought in C3 cereals : what should we breed for. *Ann. Bot*, 89, 925-940.

Aravind P., Prasad MNV, 2003. Zinc alleviates cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* L.: a free floating fresh water macrophyte. *Plant Physiol. Biochem*, 41, 391-397.

Aravind P., Prasad MNV, 2005. Modulation of cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* by zinc involves ascorbate-glutathione cycle and glutathione metabolism. *Plant Physiol. Biochem*, 43, 107-116.

Arnon DI, 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant. Physiol*, 24, 1-15.

Asada K, 1999. The water-water cycle in chloroplasts : Scavenging of active oxygens and dissipation of excess photons. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 50, 601-639.

Asada K, 2006. Production and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts and their functions. *Plant Physiology*, 141, 391-396.

Asada K., Takahashi M, 1987. Production and scavenging of active oxygen in photosynthesis. In OC Kyle DJ, Arntzen, CJ, ed, *Photoinhibition*. Elsevier, Amsterdam, pp 227-287.

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

Astolfi S., Zuchi S and Passera C, 2004. Role of sulphur availability on cadmium-induced changes of nitrogen and sulphur metabolism in maize (*Zea mays* L.) leaves. *J Plant Physiol*, 161, 795-802.

Baccouche S, 2001. Etude de la contribution des enzymes antioxydantes dans le processus de détoxification de métaux lourds (Ni, Cd) chez le maïs et le tournesol. Thèse de Doctorat en physiologie Végétale, p 229.

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

Baize D, 1997. Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France), INRA Editions, Paris, 408 p.

Bajguz A, 2011. Suppression of *Chlorella vulgaris* growth by cadmium, lead and copper stress and its restoration by endogenous brassinolide. *Arch Environ Contam Toxicol*, 60, 406-416.

Baker AJM., Brooks RR, 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 81-126.

Banks MK., Schwab AP and Henderson C, 2006. Leaching and reduction of chromium in soil as affected by soil organic content and plants. *Chemosphere*, 62, 255- 264.

Barcelo J., Poschenrieder C and Gunse B, 1986. Water relations of chromium VI treated bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Contender) under both normal and water stress conditions. *J Exp Bot*, 37, 178– 87.

Barceló J., Poschenrieder C, 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress : a review. *Journal of Plant Nutrition*, 13, 1–37

Barcelo J., Poschenrieder C., Vazquez M.D., Gunse B and Vernet J.P, 1993. Beneficial and toxic effects of chromium in plants : solution culture, pot and field studies. *Studies in Environmental Science* No. 55, Paper Presented at the 5th International Conference on Environmental Contamination, Morges, Switzerland.

Bartlett RJ., Kimble JM, 1976. Behavior of chromium in soils : II. Hexavalent forms. *J. Environ. Qual*, vol. 5, n°4, pp 383-386.

Bartlett RJ, 1986. Chromium oxidation in soils and water : Measurements and mechanisms, dans Proceedings of Chromium Symposium 1986 : An Update, D.M. Serrone, éd. Industrial Health Foundation, Inc., Pittsburgh, PA.

Bartlett RJ., James BR, 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils, dans Chromium in the natural and human environments, J.O. Nriagu et E. Nieboer, éd. John Wiley and Sons, Toronto.

Bartlett R., James B, 1979. Behaviour of chromium in soils : III, Oxidation. J. Environ. Qual, 8, 31–35.

Bartlett RJ, 1991. Chromium cycling in soils and water : Links, gaps, and methods. Environ. Health Perspect, 92, 17–24.

Bartlett RJ., James JM, 1993. Redox chemistry in soils, Advances in Agronom, 50, 151-159.

Barton LL., Johnson GV., O’Nan AG and Wagener BM, 2000. Inhibition of ferric chelate reductase in alfalfa roots by cobalt, nickel, chromium, and copper. J Plant Nutr, 23,1833– 45.

Baryla A., Carrier P., Franck F., Coulomb C., Sahut C and 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.

Becker LB, 2004. New concepts in reactiveoxygenspecies and cardiovascular reperfusion physiology. Cardiovascular Research, 61, 461-470.

Beji Sassi A., Sassi S, 1999. Le cadmium associé aux dépôts phosphatés en Tunisie méridionale (Cadmium associated with phosphate deposits in southern Tunisia). J Afr Earth Sci, 29, 501-513.

Bélanger RR., Benhamou N and Menzies JG, 2003. Cytological évidence of an active rôle of silicon in wheat résistance to powdery mildew (*Blumeria graminis* f. *sprutici*). Phytopathology, 93, 402-412.

Belkhadi A., Hediji H., Abbes Z., Nouairi I., Barhoumi Z., Zarrouk M., Chaibi W and Djebali W, 2010. Effects of exogenous salicylic acid pre-treatment on cadmium toxicity and leaf lipid content in *Linum usitatissimum* L.. Ecotox. Environ. Safe, 73, 1004-1011.

Ben Youssef N., Nouairi I., Ben Temime S., Taamalli W., Ghorbal MH., Zarrouk M and Ben Miled Daoud D, 2005. Effets du cadmium sur le métabolisme des lipides de plantules de colza (*Brassica napus* L.). C. R. Biol, 328, 745–757.

Benavides MG., Tomaro ML, 2005. Cadmium toxicity in plants. Braz J Plant Physiol, 17, 21-34.

Benhamed F, 2010. Stress oxydatif chez les plantules de *Vicia faba* L. soumises à différentes contraintes abiotiques (stress salin, stress hydrique et stress aux métaux lourds). Mémoire de Magister. Université Es-Senia d'Oran, 92 p.

Benmahammed A., Kribaa M., Bouzerzour H and Djekoun A, 2010. Assessment of stress tolerance in barley (*Hordeum vulgare* L.) advanced breedinglines under semiarid conditions of the eastern high plateaus of Algeria. Euphytica, 172, 383–394.

Berkelaar E., Hale BA, 2003. Accumulation of cadmium by durum wheat roots : bases for citrate-mediated exceptions to the free ion model. Environ Toxicol Chem, 22, 1155-1161.

Bestwick CS, Milne L and Duthie SJ, 2007. Kaempferol induced inhibition of HL-60 cell growth results from a heterogeneous response, dominated by cell cycle alterations. Chem Biol Interact., 170:76–85.

Bharwana SA., Ali S., Farooq MA., Iqbal N., Abbas F., et al, 2013. Alleviation of Lead Toxicity by Silicon is Related to Elevated Photosynthesis, Antioxidant Enzymes Suppressed Lead Uptake and Oxidative Stress in Cotton. J Bioremed Biodeg, 4, 187.

Bietz A., Wall S, 1980. Identity of high-molecular-weight gliadin and ethanol-soluble glutenin subunits of wheat : relation to gluten structure. Cereal Chem.

Bingham FT., Sposito G and Strong JE, 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 phyto remédiation (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, 129 p.

Bloomfield C., Pruden G, 1980. The behaviour of Cr(VI) in soil under aerobic and anaerobic conditions. Environ. Pollut. (Sér. A), 23,103–114.

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.

Bolwell GP., Blee KA, Butt VS, Davies DR, Gardner SL, Gerrish C, Minibayeva F, Rowntree EG, Wojtaszek P, 1999. Recent advances in understanding the origin of the apoplastic oxidative burst in plant cells. *Free Radical Research*, 31, 137–145.

Bolwell GP., Wojtaszek P, 1997. Mechanisms for the generation of reactive oxygen species in plant defence - A broad perspective. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 51, 347-366.

Bonoli M., Verardo V, 2004. Antioxidant phenols in barley (*Hordeum vulgare* L.) flour: comparative spectrophotometric study among extraction methods of free and bound phenolic compounds. *J Agric Food Chem*, 11, 52 (16), 5195-200.

Boulila Zoghalmi L., Djebali W., Chaibi W and Ghorbel MH, 2006. Physiological and structural modifications induced by cadmium calcium interaction in tomato (*Lycopersicon esculentum*). *C R Biol*, 329, 702-711.

Bourelleier PH., Berthelin J, 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. *In* : Tec Doc Lavoisier, Paris, 440 p.

Bouzoubaâ Z., Ait Lhaj A et Mimouni A, 2009. Le silicium ; levier minéral indispensable pour une agriculture durable du Maroc, Symposium international « Agriculture durable en région Méditerranéenne », Maroc, 14-16 mai 2009.

Boveris A., Chance B, 1973. The mitochondrial generation of hydrogenperoxide. General properties and effect of hyperbaricoxygen. *Biochem J*, 134, 707-716.

Bowler C., Vanmontagu M and Inze D, 1992. Superoxide-dismutase and stress tolerance. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 43, 83-116.

Bozzini A, 1988. Origin, distribution, and production of durumwheat in the world. Pages 1-16 in : *Durum Wheat : Chemistry & Technology*. G. Fabriani and C. Lintas, eds. Am. Assoc. Cereal Chem. : St. Paul, MN.

Bradford MM, 1976. Rapid and sensitive method for quantitation of microgram quantities of protein utilizing principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72, 248-254.

Brady KU., Krukeberg R and Bradshaw Jr HD, 2005. Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annu. Rev. Ecol. Evol Syst.*, 36, 243-266.

Breckle SW, 1999. Growth under stress : heavy metals. *In* : Waisel Y, Eshel A, Kafkafi U, editors. *Plant Root : The Hidden Half*. NY, USA Marcel Dekker, p 351.

Brett H., Leblanc RM., Daniel P., Robert R., Brooks J., Kirkman H and Paul Gregg EH, 1998, The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and soils*, 10 p.

Brookes PS, 2005. Mitochondrial H⁺ leak and ROS generation : An odd couple. *Free Radical Biology and Medicine*, 38, 12-23.

Brookes RR, 1987. *Serpentine and its vegetation*. Croom Helm, Londres.

Brouquisse R., James F., Raymond P and Pradet A, 1991. Study of glucose starvation in excised maize root-tips. *Plant Physiology*, 96, 619-626.

Buege JA., Aust SD, 1978. Microsomal lipid Peroxidation. *In* : Flesicher, S., Packer, L. (Eds.), *Methods in Enzymology*. Vol. 52. Academic Press, New-York, pp 302–310.

Cadenas E., Davies JA, 2000. Mitochondrial free radical generation, oxidative stress and aging. *Free Radical Biology and Medicine*, 29, 222-230.

Cakmak I., Horst JH, 1991. Effects of aluminum on lipid peroxidation, superoxide dismutase, catalase, and peroxidase activities in root tips of soybean (*Glycine max*). *Physiologia Plantarum*, 83, 463-468.

Cakmak I., 2000. Possible role of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. *New Phytologist*, 146, 185–205.

Calder LM, 1988. Chromium contamination of groundwater, dans *Chromium in the natural and human environments*, J.O. Nriagu et E. Nieboer, éd. John Wiley and Sons, Toronto.

Caltado DA., Mc Fadden KM., Thomas R and Garland Wilddung RE, 1988. Organic constituent and complexation of Nickel (II) and Plutonium (VI) in soybean xylem exudates. *Plant Physiol*, 86, 734-739.

Cargnelutti D., Tabaldi LA., Spanevello RM., Jucoski GO., Battisti V., Redin M., Linares CEB., Dressler VL., Flores EMM., Nicoloso FT., Morsch VM and Schetinger MRC, 2006. Mercury toxicity induces oxidative stress in growing cucumber seedlings. *Chemosphere*, 65, 999-1006.

Carver TLW., Zeyen RJ., Ahlstrand GG, 1987. The relationship between insoluble silicon and success or failure of attempted primary pénétration by powdery mildew (*erysiphe-graminis*) germlings on barley. *Physiol. Mol. Plant Pathol*, 31, 133-148.

Cary EE., Kubota J, 1990. Chromium concentration in plants : effect of soil chromium concentration and tissue contamination by soil. *J. Agric. Food Chem*, 25(2), 300-304.

Cary EE., Allaway WH and Olson OE, 1977. Control of chromium concentrations in food plants : 1, Absorption and translocation of chromium in plants. *J. Agric. Food Chem*, 25, 300–304.

Cataldo DA., McFadden KM., Garland TR and Wildung RE, 1988. Organic constituents and complexation of nickel(II), iron(III), cadmium(II) and plutonium (IV) in soybean xylem exudates. *Plant Physiol*, 86, 734-739

Cervantes C., Garcia JC., Devars S., Corona FG and Tavera HL., Torresguzman JC and Moreno-Sanchez R, 2001. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiol. Rev*, 25, 335-347.

Chaiffi R, 2003. Phytotoxicité de l'aluminium, du cuivre et du cadmium chez le maïs (*Zea mays* L.) : effet sur le métabolisme lipidique, détoxification par les acides organiques. Thèse de Doctorat en physiologie Végétale. Faculté des Sciences de Bizerte, p 162.

Chalmardi ZK., Abdolzadeh A and Sadeghipour HR, 2014. Silicon nutrition potentiates the antioxidant metabolism of rice plants under iron toxicity. *Acta Physiol. Plant.*, 36, 493–502.

Chang FH., Broadbent FE, 1981. Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a Yolo soil. *Soil Sci*, 132, 416–421.

- Chaoui A, Mazhoudi S, Ghorbal M H, 1997.** Cadmium and zinc induction of lipid peroxidation and effects on antioxidant enzyme activities in bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *Plant Science*, 127: 139–147.
- Chaoui A., Jarrar B and El Ferjani E, 2004.** Effects of cadmium and copper on peroxidase, NADH oxydase and IAA oxidase activities in cell wall, soluble and microsomal membrane fractions of pea roots. *J. Plant Physiol*, 161, 1225-1234.
- Chatterjee J., Chatterjee C, 2000.** Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower, *Environmental Pollution*, 109, 69-74.
- Chaudhari V., Singh AL, 2006.** Macro nutrientrequirement of groundnut : effects on growthand yield components. *Indian Journal of Plant Physiology*, 1, 401-409.
- Cheeseman JM, 2006.** Hydrogenperoxide concentrations in leavesundernatural conditions. *Journal of Experimental Botany*, 57, 2435-2444.
- Chehat F, 2007.** Analyse macroéconomique des filières, la filière blés en Algérie. Projet PAMLIM « Perspectives agricoles et agroalimentaires Maghrébines Libéralisation et Mondialisation ». Alger.
- Chen HM., Zheng CR., Tu C and Shen ZG, 2000.** Chemical methods and phytoremediation of soilcontaminatedwithheavymetals. *Chemosphere*, 41, 229-234.
- Chen LQ., Guo YF., Yang LM and Wang QQ, 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 NC., Kanazawa S., Horiguchi T and Chen NC, 2001.** Effect of chromium on some enzyme activities in the wheat rhizosphere. *Soil Microorg*, 55, 3–10.
- Cheng S., Hseu Z, 2002.** In-Situ immobilization of cadmium and lead by different amendments in two contaminated soils. *Water Air Soil Poll*, 140, 73–84.
- Cherif M., Benhamou N., Menzies JG and Bélanger RR, 1992.** SiliconInducedRésistance in Cucumber Plants Against Pythium-Ultimum. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 41, 411-425.

Chou TS., Chao YY., Kao CH, 2012. Involvement of hydrogen peroxide in heat shock- and cadmium-induced expression of ascorbate peroxidase and glutathione reductase in leaves of rice seedlings. *J. Plant. Physiol.*, 169, 478–486.

Chugh LK., Gupta VK and Sawhney SK, 1992. Effect of cadmium on enzymes of nitrogen metabolism in pea seedlings. *Phytochemistry*, 31, 395-400.

CIHEAM (Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes), 2006. L'enjeu céréalière en Méditerranée. Les notes d'analyse du CIHEAM, n°09 Mai 2006, 13p.

Clarke CI., Schober TJ and Arendt EK, 2002. Effect of single strain and traditional mixed strain starter cultures on rheological properties of wheat dough and on breadquality. *Cereal Chemistry*, 79, 640-647.

Clemens S, 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, 212, 475-486.

Clemens S, 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88 : 1707-1719.

Clemens S., Palmgren MG and Krämer U, 2002. A long way a head : understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci*, 7, 309-315.

Clijsters H., Van Assche F, 1985. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. *Photosynth Res*, 7, 31– 40.

CNRC, 1976. Les effets du nickel sur l'environnement canadien. Conseil National de Recherches Canada, n°de publication 18569, Ottawa, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.

Cobbett C, 2000. Phytochelatins and their role in heavy metal detoxification. *Plant. Physiol*, 123, 463–469.

Cobbett C., Goldsbrough P, 2001. Phytochelatins and metallothioneins : roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annu Rev Plant Biol*, 53, 159-182.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1999. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg.

Cosio C., DeSantis L., Frey B., Diallo S and Keller C, 2005a. Distribution of cadmium in leaves of *Thlaspi caerulescens*. J Exp Bot, 56, 765-775.

Cosio C., Vollenweider P and Keller C, 2005b. Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.). I. Macrolocalization and phytotoxic effects of cadmium. Environ. Exp, Bot, 58, 64-74.

Costa G., Morel JL, 1994. Water relation, gaz exchange and amino acid content in Cdtreated lettuce. J Plant Physiol Biochem, 32, 561-570.

Coté Beaulieu C, 2008. Absorption, déposition et effet prophylactique de trois composés organiques de silicium dans le pathosystème blé-blanc. Mémoire de grade de Maître es Sciences de l'Université Laval Québec. 51 p.

Couée I., Sulmon C., Gouesbet G and El Amrani A, 2006. Involvement of soluble sugars in reactive oxygen species balance and responses to oxidative stress in plants. Journal of Experimental Botany, 57, 449-459.

Coullery P, 1997. Comportement de métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution. Thèse de Doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne.

Cuny D., Pignata ML., Kranner I and Beckett RP, 2002. Biomarkers for membrane damage and pollution-induced oxidative stress in lichens. In : Nimmis PL, Scheidegger C, Purvis PA, eds. Monitoring with lichens – lichen monitoring. Dordrecht, The Netherlands : Kluwer, 97–110.

Cunningham JD., Keeney DR and Ryan JA, 1975. Yield and metal composition of corn and rye grown on sewage sludge-amended soil. J. Environ. Qual, 4:448–454.

Curie C., Cassin G., Couch D., Divol F., Higuchi K., Le Jean M., Misson J., Schikora A., Czernic P and Mari S, 2009. Metal movement within the plant : contribution of nicotianamine and yellow stripe 1-like transporters. Ann Bot, 103, 1-11.

Cutler JM., Rains DW, 1974. Characterization of cadmium uptake by plant tissue. *Plant Physiol*, 54, 67-71.

Da Cunha KPV, 2009. Do Nascimento CWA : Silicon effects on metal tolerance and structural changes in maize (*Zea mays* L.) grown on a cadmium and zinc enriched soil. *Water Air Soil Poll*, 197, 323–330.

Dagnelie P, 1999. Théories et méthodes statistiques Tome 2, Presse agronomique de Gembloux, p 463.

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., Maistri S and Furini A, 2008. How plants cope with cadmium : staking all on metabolism and gene expression. *J Integr Plant Biol*, 50, 1268-1280.

Dann MS., Pell EJ, 1989. Decline of activity and quantity of ribulose biphosphate Carboxylase oxygenase and net photosynthesis in ozone-treated potato foliage. *Plant Physiology*, 91, 427-432.

Das KC., Das CK, 2000. Thioredoxin, a singlet oxygen quencher and hydroxyl radical scavenger : Redox independent functions. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 277, 443-447.

Das P., Samantaray S and Rout GR, 1997. Studies on cadmium toxicity in plants : a review. *Environ Pollut*, 98, 29-36.

Dat JF., Lopez-Delgado H., Foyer CH and Scott IM, 2000. Effects of salicylic acid on oxidative stress and thermotolerance in tobacco. *Journal of Plant Physiology*, 156, 659-665.

Datnoff LE., Alvarez J, 2001. The economies of silicon for integrated management and sustainable production of rice and sugarcane. Dans : *Silicon in agriculture*, (eds L.E. Datnoff, G.H. Snyder, & G.H. Korndörfer) Elsevier. Amsterdam, pp 221-239.

Daud MK., Suna Y., Dawooda M., Hayat Y., Variatha MT., Wua YX., Raziuddin, Mishkat U., Salahuddine Najeeba U and Zhua S, 2008. Cadmium-induced functional and

ultrastructural alterations in roots of two transgenic cotton cultivars. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 463-473.

David JC., Grongnet, 2001. Les protéines de stress. *INRA Prod. Anim*, 14(1), 29-40.

de Haan S., Bethfeld H and van Driel W, 1985. Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils. Haren (Gr), Pays-Bas. (Rapport 9-85).

De La Rosa G., Peralta-Videa JR., Montes M., Parsons JG., Cano-Aguilera I and Gardea-Torresdey JL, 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.

Del Bubba M., Ancillotti C., Checchini L., Ciofia L., Fibbi D., Gonnelli C and Mosti S, 2013. Chromium accumulation and changes in plant growth, selected phenolics and sugars of wild type and genetically modified *Nicotiana glauca*. *Journal of Hazardous Materials*, 262, 394–403.

del Rio LA., Corpas FJ., Sandalio LM., Palma JM., Gomez M and Barroso JB, 2002. Reactive oxygen species, antioxidant systems and nitricoxide in peroxisomes. *J Exp Bot*, 53, 1255-1272.

del Rio LA., Pastori GM., Palma JM., Sandalio LM., Sevilla F., Corpas FJ., Jimenez A., Lopez-Huertas E and Hernandez JA, 1998. The activated oxygenrole of peroxisomes in senescence. *Plant Physiology*, 116, 1195-1200.

del Rio LA., Sandalio LM., Corpas FJ., Palma JM and Barroso JB, 2006. Reactive oxygen species and reactive nitrogen species in peroxisomes. Production, scavenging, and role in cell signaling. *Plant Physiology*, 141, 330-335.

del Rio LA., Sandalio LM., Corpas FJ., Palma JM., Romero-Puertas MC., Gomez M and Barroso JB, 2003. Peroxisomes in oxidative stress and cellsignaling. *Free Radical Research*, 37, 32-32.

Del Bubba M., Ancillotti C., Checchini L., Ciofia L., Fibbi D., Gonnelli C and Mosti S, 2013. Chromium accumulation and changes in plant growth, selected phenolics and sugars of

wild type and genetically modified *Nicotiana glauca*. *Journal of Hazardous Materials*, 262, 394–403.

DellaPenna D., Pogson BJ, 2006. Vitamin synthesis in plants : Tocopherols and carotenoids. *Annual Review of Plant Biology*, 57, 711-738.

Demmig-Adams B., Adams WW, 1993. The xanthophyll cycle. In JH RG Alscher, eds, ed, *Antioxidants in Higher Plants*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 91-110.

Denden M., Bettaieb T., Salhi A and Mathlouthi M, 2005. Effet de la salinité sur la fluorescence chlorophyllienne, la teneur en proline et la production florale de trois espèces ornementales. *Topicultura*, 23, 220-225.

Desjardin V, 2002. Réduction du chrome (VI) par la souche *Streptomyces thermocarboxyds* NH50 isolée à partir d'un sol pollué. Thèse de Doctorat, Institut National des sciences appliquées de Lyon, 236 p.

Dhir B., Sharmila P and Saradhi PP, 2004. Hydrophytes lack potential to exhibit cadmium stress induced enhancement in lipidperoxidation and accumulation of proline. *Aquat Toxicol*, 66, 141–147.

Di Cagno R., Guidi L., Stefani A and Soldatini GF, 1999. Effects of cadmium on growth of *Helianthus annuus* seedlings : physiological aspects. *New Phytol*, 144, 65-71.

Dietz KJ, 2005. Plant thiol enzymes and thiol homeostasis in relation to thiol-dependent redox regulation and oxidative stress. *In* : “ Antioxidants and reactive oxygen species in plants” N. Smirnoff éd. Blackwell Publishing Ltd, pp 197-214.

Dietz KJ., Baier M and Krämer U, 1999. Free radical and reactive oxygen species as mediators of heavy metals toxicity in plants. *In* : Prasad MNV, Hagemeyer J, eds. *Heavy metal stress in plants : from molecules to ecosystems*. Berlin : Springer-Verlag, pp 73-97.

Dietzel M, 2000. Dissolution of silicates and the stability of polysilicicacid. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 64, 3275–3281.

Dieuaide M., Brouquisse R., Pradet A and Raymond P, 1992. Increased fatty-acid beta-oxidation after glucose starvation in maize root-tips. *Plant Physiology*, 99, 595-600.

- Dinakar N., Nagajyothi PC., Suresh S., Damodharam T and Suresh C, 2009.** Cadmium induced changes on proline, antioxidant enzymes, nitrate and nitrite reductases in *Arachis hypogaea* L. *J. Environ. Biol*, 30, 289-294.
- Ding HD., Wan YH., Qi NM., Zhu WM., Yang XF and Shao YC, 2004.** Effects of Cd²⁺ and Zn²⁺ stress on antioxidant enzyme system of tomato seedlings. *Acta Agr Shanghai*, 20, 79-82.
- Dionisio-Sese ML., Tobita S, 1998.** Antioxidant responses of rice seedlings to salinity stress. *Plant Sci*, 135, 1-9.
- Dix TA., Aikens J, 1993.** Mechanisms and biological relevance of lipidperoxidation initiation. *Chem Res Toxicol*, 6(1), 2-18.
- Dixit V., Pandey V and Shyam R, 2001.** Differential oxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* cv. Azad). *J. Exp. Bot*, 52 : 1101-1109.
- Djebar MR., Djebar H, 2002.** Bioénergétique. Mitochondries végétales. Synthèse, Publication de l'Université Annaba – Algérie. 23 – 25.
- Djekoun M, 2012.** Évaluation de l'effet du stress oxydatif généré par le Cadmium à l'échelle cellulaire : Cas de *Saccharomyces cerevisiae*. Thèse de Doctorat, Université de Annaba., 129p.
- Doelman P., Haanstra L, 1984.** Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. *Plant Soil*, 79, 317–327.
- Doré C., Varoquaux F, 2006.** Histoire et amélioration de 50 plantes cultivées. Ed. Inra, 711-727.
- Dos Santos TM., Costa NP., Torres AL and Junior ALB, 2004.** Effect of neem extract on the cotton. *Pesq. Agropec. Bras.*, 39(11), 1071-1086.
- Dowdy RH., Ham GE, 1977.** Soybean growth and elemental content as influenced by soil amendments of sewage sludge and heavy metals : Seedling studies. *Agron. J*, 69, 300–303.
- Dreier W., Göring M, 1974.** Der Einfluss hoher Salzkonzentration auf verschiedene physiologische Parameter von Maiswurzeln. *Wiss. Z. Humboldt Univ. Berlin, Reihe/Math. Naturwiss*, 23, 641-644.

- Driouich A., Ouhssine M., Ouassou A and Benguedour R, 2001.** Effet du NaCl sur l'activité du phosphénol pyruvate carboxylase (PEPC) foliaire et son rôle sur la synthèse du malate et de la proline chez le blé dur (*Triticum durum* Desf.). *Science letters*, 3, 1-7.
- Drucker H., Garland TR and Wildung RE, 1979.** Metabolic response of microbiota to chromium and other metals, dans *trace metals in health and disease*, N. Kharasch, ed. Raven Press, New York.
- DuBois M., Gilles K., Hamilton J., Rebers P and Smith F, 1956.** Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, 28(3), 350–356.
- Eary LE., Rai D, 1991.** Chromate reduction by subsurface soils under acidic conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 676–683.
- Edreva A, 2005.** Generation and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts : a submolecular approach. *Agriculture Ecosystems&Environment*, 106, 119-133.
- Ekmekçi Y., Tanyolac D and Ayhan B, 2008.** Effects of cadmium on antioxidant enzyme and photosynthetic activities in leaves of two maize cultivars. *Plant. Physiol.*, 165, 600-611.
- Eloumi N., Ben Abdallah F., Rhouma A., Ben Rwina B., Mezghani I and Boukhris M, 2007.** Cadmium-induced growth inhibition and alteration of biochemical parameters in almond seedlings grown in solution culture. *Acta Physiol. Plant*, 29, 57-62.
- Elmayan T., Tepfer M, 1994.** Synthesis of a bifunctional metallothionein/beta-glucuronidase fusion protein in transgenic tobacco plants as a means of reducing leaf cadmium levels. *Plant J.*, 6, 433-440.
- Epstein E, 1994.** The anomaly of silicon in plant biology. *Proc. Natl. Acad. Sci*, 91, 11-17.
- Epstein E, 1999.** Silicon. *Annu. Rev. Plant Molecular Biology*, 50, 641-644.
- Epstein E, 2001.** Silicon in plants : Facts vs. Concepts. *Silicon in agriculture*. Amsterdam. Elsevier Science B.V, 1-15.
- Ernst WHO., Verkleij JAC and Schat H, 1992.** Metal tolerant plants. *Acta Bot. Neerl*, 41, 229–248.

Etoh H., Murakami K and al, 2004. Anti-oxidative compounds in barley tea. *Biosci Biotechnol Biochem*, 68 (12), 2616-8.

FAO, 2006. World Agriculture : Towards 2030/2050. An FAO perspective. Rome.

FAO, 2014. Secteur agricole : importations/ exportations produits de base par pays. Bulletin Food and Agriculture Organization of the United Nations 2014.

FAO, 2015. L'offre et la demande de céréales, situation alimentaire mondiale. Bulletin de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Bulletin du 07.05.2015.

Farmer EE., Davoine C, 2007. Reactive electrophile species. *Curr. Opin. Plant. Biol.*, 10(4), 380- 386.

Farquhar GD., Ehleringer JR and Hubuk KT, 1994. Isotopic composition of plant carbon correlated with water use efficiency of wheat genotypes. *Aust. J. Plant. Physiol*, 11, 539-542.

Fauteux F., Chain F., Belzile F., Menzies J.G and Bélanger RR, 2006. The protective rôle of silicon in the Arabidopsis-powdery mildew pathosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 17554-17559.

Favier A, 2003. Le stress oxydant Intérêt conceptuel et expérimental dans la compréhension des mécanismes des maladies et potentiel thérapeutique. *L'actualité chimique*, 108-115.

Fawe A, 2001. Silicon and disease resistance in dicotyledons. Dans : *Silicon in Agriculture* (eds L.E. Datnoff, G.H.Snyder, & G.H.Korndörfer) Elsevier, Amsterdam, 159-169.

Fawe A., Abou-Zaid M., Menzies JG and Bélanger RR, 1998. Silicon-mediated accumulation of flavonoid phytoalexins in cucumber. *Phytopathology*, 88, 396-401.

Feillet P, 2000. Le grain de blé : composition et utilisation, Ed ; Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 308 p.

Fendorf SE, 1995. Surface reactions of chromium in soils and waters. *Geoderma*, 67, 55-71.

Fendorf SE., Fendorf M., Sparks DL and Gronsby R, 1992. Inhibitory mechanisms of Cr(III) oxidation by $-MnO_2$. *J. Colloid Interface Sci*, 153, 37-54.

Fenke KH, 1977. Die chromaufnahme durch Kultur-pflanzen bei Verwendung chromhaltiger Dungemittel.

Fernando MR., Nanri H., Yoshitake S., Nagatakuno K and Minakami S, 1992. Thioredoxin regenerates proteins in activated by oxidative stress in endothelial-cells. *European Journal of Biochemistry*, 209, 917-922.

Ferrat L., Pergent-Martini C and Roméo M, 2003. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality : application to seagrasses. *Aquat. Toxicol*, 65, 187–204.

Fitzgerald PR., Peterson J and Lue-Huing C, 1985. Heavy metals in fluids and tissues of fetal calves and in young calves of nursing cows exposed or not exposed to anaerobically digested wastewater sludge. *Am. J. Vet. Res*, 46, 165–168.

Fodor F, 2002. Physiological responses of vascular plants to heavy metals. *In : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 149-177.

Fornazier RF., Ferreira RR., Pereira GJG., Molina SMG., Smith RJ., Lea PJ and Azevedo RA, 2002. Cadmium stress in sugar cane callus cultures : effect on antioxidant enzymes. *Plant Cell Tiss. Org. Cult*, 71, 125-131.

Fox TC., Guerinot M.L, 1998. Molecular biology of cation transport in plants. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*, 49: 669-696.

Foyer CH., Lopez-Delgado H., Dat JF and Scott IM, 1997. Hydroperoxide and Glutathione associated mechanisms of acclimatory stress tolerance and signaling. *In Lin, R.*

Foyer CH., Noctor G, 2003. Redox sensing and signalling associated with reactive oxygen in chloroplasts, peroxisomes and mitochondria. *Physiologia Plantarum*, 119, 355-364

Fraysse F, 2007. Cycle biogéochimique du silicium dans les environnements superficiels continentaux : Impact des plantes terrestres. Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier-Toulouse III, 205 p.

Freeman KB., Chien SM., Litchfield D and Patel HV, 1983. *FEBS Lett*, 158, 325-330.

Gali-Muhtasib HU., Smith CC and Higgins JJ, 1992. The effect of silica in grasses on the feeding behaviour of the prairie vole, *Microtus ochrogaster*. *Ecol*, 73 (5), 1724–1729.

Garait B, 2006. Le stress oxydant induit par voie métabolique (régimes alimentaires) ou par voie gazeuse (hyperoxie) et effet de la GliSODin®. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier- Grenoble, 195p.

Garnier L., Simon-Plas F., Thuleau P., Agnel JP., Blein JP and Ranjeva R, 2006. Cadmium affects tobacco cells by a series of three waves of reactive species that contribute to cytotoxicity. *Plant Cell Environ*, 29, 1956–1969.

Garrel C., Ceballos-Picot I., Germain G and Al-Gubory KH, 2007. Oxidative stress inducible antioxidant adaptive response during prostaglandin F₂α-induced luteal cell death in vivo. *Free radical research*, 41, 251-259.

Geebelen W., Vangronsveld J., Adriano DC., Carleer R and Clijsters H, 2002. Amendment-induced immobilization of lead in lead-spiked soil : Evidence from phytotoxicity studies. *Water Air and Soil Pollution*, 140, 261–277.

Ghezzi P., Bonetto V, 2003. Redox proteomics : Identification of oxidatively, modified proteins. *Proteomics*, 3, 1145-1153.

Gichner T., Patkova Z., Szakova J and Demnerova K, 2004. Cadmium induces DNA damage in tobacco roots, but no DNA damage, somatic mutations or homologous recombination in tobacco leaves. *Mut. Res*, 559, 49-57.

Gill RA., Zang L., Ali B., Farooq MA., Cui P., Yang S., Ali S and Zhou W, 2015. Chromium-induced physio-chemical and ultrastructural changes in four cultivars of *Brassica napus* L. *Chemosphere*, 120, 154–164.

Godiard L., Sauviac L., Dalbin N., Liaubet L., Callard D., Czernic P and Marco Y, 1998. CYP76C2, an Arabidopsis thaliana cytochrome P450 gene expressed during hypersensitive and developmental cell death. *FEBS Lett*, 438, 245-249.

Godt J., Scheidig F., GrosseSiestrup C., Esche V., Brandenburg P., Reich A, and al, 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *J Occup Med Toxicol*, 1, 22-7.

Godzik B, 1993. Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas. Polish bot. Stud, 5, 113-132.

Goldbold D.L., Kettner C, 1991. Use of root elongation studies to determine aluminium and lead toxicity in *Picea abies* seedlings. J Plant Physiol, 138, 231–5.

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, pp 221-233.

Golovatyj SE., Bogatyreva EN and Golovaty SE, 1999. Effect of levels of chromium content in a soil on its distribution in organs of corn plants. Soil Res Fert, 197– 204.

Gomes-Junior RA., Moldes CA., Delite FS., Pompeu GB., Gratão PL., Mazzafera P., Lea PJ and Azevedo RA, 2006. Antioxidant metabolism of coffee cell suspension cultures in response to cadmium. Chemosphere, 65, 1330-1337.

Gómez L., Allona I., Ramos A., Núñez P., Ibáñez C., Casado R and Aragoncillo C, 2005. Molecular responses to thermal stress in woody plants. Invest Agrar : Sist. Recur. For, 14(3), 307-317.

Gong JM., Lee DA and Schroeder JI, 2003. Long-distance root-to-shoot transport of phytochelatins and cadmium in *Arabidopsis*. Proc Natl Acad Sci USA, 100, 10118-10123.

Gould KS., McKelvie J and Markham KR, 2002. Do anthocyanins function as antioxidants in leaves ? Imaging of H₂O₂ in red and green leaves after mechanical injury. Plant Cell and Environment, 25, 1261-1269.

Goupy P., Hugues M, 1999. Antioxidant composition and activity of barley (*Hordeum vulgare*) and malt extracts and of isolated phenolic compounds. Journal of the Science of Food and Agriculture, 79, 1625-34.

Grant CA., Buckley WT., Bailey LD and Selles F, 1998. Cadmium accumulation in crops. Canadian J Plant Sci, 78, 1–17.

Gravot A, 2009. Les réponses de stress chez les végétaux. Polycopié cours, Equipe pédagogique Physiologie Végétale. Université de Rennes 1, 34 p.

Grill E., Winnacker EL and Zenk MH, 1985. Phytochelatins : the principal heavy-metal complexing peptides of higher plants. *Science*, 230, 674-676

Groppa MD., Ianuzzo MP., Tomaro ML and Benavides MP, 2007. Polyamine metabolism in sunflower plants under long-term cadmium or copper stress. *Amino Acids*, 32, 265-275.

Guérin V, 2014. Effets du silicium dans la réduction du stress biotique causé par *Phytophthora sojae* chez le soya évalué grâce à une nouvelle méthode d'inoculation par zoospores. Mémoire de grade de Maître es Sciences. Université de Laval Québec, 89 p.

Gugger K., Hodel M, 2010. Optimiser les engrais de ferme. *Revue UFA, production végétale*, 9-10.

Gunes A., Inal A., Bagci EG., Coban S and Sahin O, 2007. Silicon increases boron tolerance and reduces oxidative damage of wheat grown in soil with excess boron. *Biol. Plant.*, 51, 571–574.

Gupta RM., Masci S., Lafiandra D., Bariana HS and MacRitchie F, 1996. Accumulation of protein subunits and their polymers in developing grains of hexaploid wheats. *Journal of Experimental Botany*, 47, 1377–1385.

Gussarson M, 1994. Cadmium-induced alterations in nutrient composition and growth of *Betula pendula* seedlings : The significance of fine roots as a primary target for cadmium toxicity. *J. Plant Nutr.*, 17, 2151-2163.

Gussarson M., Asp H., Adalsteinsson S and Jensen P, 1996. Enhancement of cadmium effects on growth and nutrient composition of birch (*Betula pendula*) by buthionine sulphoximine (BSO). *J. Exp. Bot.*, 47, 211-215.

Gwozdz E.A., Przymusinski R., Rucinska R and Deckert J, 1997. Plant cell responses to heavy metals : molecular and physiological aspects. *Acta Physiol Plant*, 19, 459–65.

Haag-Kerwer A., Schäfer H.J., Heiss S., Walter C and Rausch T, 1999. Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. *J. Exp. Bot.*, 50, 1827-1835.

Haan S., Bethfeld H and Van Driel W, 1985. Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils. Haren (Gr), Pays-Bas. (Rapport 9-85). (Cité dans Janus et Krajnc 1989).

Hale MG., Griffin Gj, 1974. Effect of injury en exudation from immature and mature plant fruits. *Plant Physiol, Abstracts*.13.

Halford DK., Markham OD and White GC, 1983. Biological elimination rates of radioisotopes by mallards contaminated at a liquid radioactive waste disposal area. *Health Physics*, 45,745–756.

Hall JL, 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J. Exp. Bot*, 366, 1-11.

Hall RBT, 1988. The effects of chromium loading on earthworms in an amended soil. Thèse soumise au Département des sciences du sol, Université de l'Alberta, Edmonton.

Halliwell B, 2006. Reactive species and antioxidants. Redox biology is a fundamental theme of aerobic life. *Plant Physiology*, 141,312-322.

Halliwell B., Gutteridge JMC, 1999. *Free Radicals in Biology and Medicine*, Ed 3rd ed. Oxford University Press, Oxford, UK.

Hanikenne M, 2003. *Chlamydomonas reinhardtii* as a eukaryotic photosynthetic model for studies of heavy metal homeostasis and tolerance, *New Phytol*, 159, 331 340.

Hanson PR., Jenkins G and Westcott B, 1985. Early generation selection in a cross of springbarley. *Z. Pflanzenzuchtg*, 83, 64-80.

Hardiman RT., Jacoby B, 1984. Absorption and translocation of Cd in bush beans (*Phaseolus vulgaris*). *Physiol Plant*, 61, 670- 674.

Hare PD., CressWA, 1997. Metabolism implications of stress-induced proline accumulation in plants. *Plant Growth Regul.*, 21, 79-102.

Hart JJ., Norvell WA., Welch RM., Sullivan LA and Kochian LV, 1998a. Characterization of zinc uptake, binding, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiol*, 118, 219-226.

Hart JJ., Welch RM., Norvell WA., Sullivan LA and Kochian LV, 1998b. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiol*, 116, 1413-1420.

Hassan MJ., Zhang G., Wu F., Wei K and Chen Z, 2005. Zinc alleviates growth inhibition and oxidative stress caused by cadmium. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 168, 255-261.

Hayat S., Ali B., Hasan SA and Ahmad A, 2007. Brassinosteroid enhanced the level of antioxidants under cadmium stress in Brassica juncea. *Environ. Exp. Bot*, 60, 33–41.

He ZL., Yang XE and Stoffella PJ, 2005a. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *J Trace Elem Med Biol*, 19, 125-140.

He Z., Li J., Zhang H and Ma M, 2005b. Different effects of calcium and lanthanum on the expression of phytochelatin synthase gene and cadmium absorption in *Lactuca sativa*. *Plant Sci*, 168, 309-318.

Hegedüs A., Erdei S and Horváth G, 2001. Comparative studies of H₂O₂ detoxifying enzymes in green and greening barley seedlings under cadmium stress. *Plant Sci*, 160, 1085–1093.

Hendry GAF., Baker AJM and Ewart CF, 1992. Cadmium tolerance and toxicity, oxygen radical processes and molecular damage in cadmium-tolerant and cadmium-sensitive clones of *Holcus lanatus* L. *Acta Botanica Neerlandica*, 41, 271–281.

Hernandez JA., Delrio LA and Sevilla F, 1995. Salt stress-induced changes in superoxide dismutase isozymes in leaves and mesophyll protoplasts from *Vigna unguiculata* (L) Walp. *New Phytologist*, 126, 37-44.

Hinkle PM., Shanshala ED and Nelson E.J, 1992. Measurement of intracellular cadmium with fluorescent dyes. Further evidence for the role of calcium channels in cadmium uptake. *J Biol Chem*, 267, 25553-25559.

Hodges DM., DeLong JM., Forney CF and Prange RK, 1999. Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds. *Planta*, 207, 604–611.

Holub EB., Beynon JL and Crute IR, 1994. Phenotypic and genotypic characterization of interactions between isolates of *Peronospora parasitica* and accessions of *Arabidopsis thaliana*. *Mol. Plant-Microbe Interact*, 7, 223–239.

Horitsu H., Futo S., Miyazawa Y., Ogai S and Kawai K, 1987. Enzymatic reduction of hexavalent chromium by hexavalent chromium tolerant *Pseudomonas ambigua* G-1. *Agric. Biol. Chem*, 51(9), 2417 -2420.

Hospital F, 2001. Size of donor chromosome segments around introgressed loci and reduction of linkage drag in marker assisted backcross programs. *Genetics*, 158, 1363-1379.

Hsu YT., Kao CH, 2007. Toxicity in leaves of rice exposed to cadmium is due to hydrogen peroxide accumulation. *Plant Soil*, 298, 231–241.

Huffman Jr EWD., Allaway WH, 1973. Chromium in plants : distribution in tissues, organelles and extracts and availability of bean leaf Cr to animals. *J.Agric. Food Chem*, 21, 982-986.

Huynh TMD, 2009. Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique. Thèse de Doctorat, Université Paris Est, 170p.

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

IAV, 2009. Valorisation des Orges en Aviculture. Bulletin n°55 de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, DL: 61/1999, ISSN: 1114-0852, 4 p.

Imlay JA., Linn S, 1986. Bimodal pattern of killing of DNA-repair-defective or anoxically grown *Escherichia coli* by hydrogen-peroxide. *Journal of Bacteriology*, 166, 519-527.

INRAA, 2006. Rapport national sur l'état des ressources phylogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture. Deuxième rapport national sur l'état des ressources phylogénétiques, 67p.

INERIS, 2005. Cadmium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 60 p.

INERIS, 2014. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Chrome et ses composés, DRC-14-136881-07003A, 104 p.

Inouhe M., Ninomiya S., Tohyama H., Joho M. and Murayama T, 1994. Different characteristics of roots in the cadmium-tolerance and Cd-binding complex formation between mono- and dicotyledonous plants. *J. Plant Res*, 107, 201-207.

Iqbal M.Z., Saeeda S and Shafiq M, 2001. Effects of chromium on an important arid tree (*Caesalpinia pulcherrima*) of Karachi city, Pakistan. *Ekol Bratislava*, 20, 414– 22.

Issaad G, 2013. Statut nutritionnel et plasticite de reponses aux stress chez un modèle végétal : *Triticum durum* Desf.. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 140 p.

Jain R., Srivastava S., Madan VK and Jain R, 2000. Influence of chromium on growth and cell division of sugarcane. *Indian J Plant Physiol*, 5, 228–31.

James BR and Barlett RJ, 1983. Behavior of chromium in soils. VI. Interactions between oxidation – reduction and organic complexation. *J. Environ. Qual.* 12:173-176.

Janicka R., Katarzyna K., Marek B and Grazyna K, 2008. Response of plasma membrane H⁺-ATPase to heavy metal stress in *Cucumis sativus* roots. *Journal of Experimental Botany*, 59, 3721-3728. doi: 10.1093/jxb/ern219.

Janus JA., Krajnc EI, 1989. Integrated criteria document chromium : Effects. (Appendice au rapport n° 758701001.) National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Pays-Bas.

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

Jaworski J.F, 1985. Le chrome, mise à jour 1984 : effets environnementaux et nutritionnels du chrome, CNRC n° 23917, Ottawa, Conseil national de recherches du Canada, Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement.

Jean L, 2007. Mobilisation du chrome et du nickel à partir de sols contaminés, en présence de complexants : transfert et accumulation de ces métaux chez *Datura innoxia*. Thèse de Doctorat, Université de Limoges, 239p.

Jha SN., Kingsly ARP and Chopra S, 2004. Physical and mechanical properties of mango during growth and storage for determination of maturity. *Journal of Food Engineering*, 72 (1), 73–76.

Jiménez A., Hernández JA., delRío LA., Ros Barceló A and Sevilla F, 1997. Evidence for the presence of the ascorbate–glutathione cycle in mitochondria and peroxisomes of pea (*Pisum sativum* L.) leaves. *Plant Physiol*, 114, 275–284.

John R., Ahmad P., Gadgil K and Sharma S, 2007. Antioxidative response of *Lemna polyrrhiza*. L to cadmium stress. J. Environ. Biol, 28(3), 583-589.

Jones LHP., Handreck KA, 1967. Silica in soils, plants, and animals. Advances in Agronomy, 19, 107-149.

Kabata-Pendias A., Pendias H, 1984. Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.

Kabata-Pendias A., Pendias H, 2001. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press Press, Boca Raton, Florida

Kabata- Pendias A, Mukherjee AB, 2007. Trace elements from Soil to Human. Berlin : Springer- Verlag.

Kadi Z, 2012. Sélection de l'orge (*Hordeum vulgare* L.) pour la tolérance aux stress abiotiques. Thèse de Doctorat, Université Ferhat Abbas Sétif, 134p.

Kagi JHR, 1991. Overview of metallothionein. Methods Enzymol, 205, 613-626.

Kaya C., Tuna AL., Sonmez O., Ince F and Higgs D, 2009. Mitigation effects of silicon on maize plants grown at high zinc. J. Plant Nutr., 32, 1788–1798.

Kim SG., Kim KW., Park EW and Choi D, 2002. Silicon-induced cell wall fortification of rice leaves: a possible cellular mechanism of enhanced host resistance to blast. Phytopathology, 92, 1095-1103.

Kim SY., Lim JH., Park MR., Kim YJ., Park T., Seo YW., Choi KG and Yun SJ, 2005. Enhanced antioxidant enzymes are associated with reduced hydrogen peroxide in barley root under saline stress. J. Biochem. Mol. Biol, 38, 218–224.

Kim T.H., Jung S.H and Cho K.H., 2007. Interlinked mutual inhibitory positive feedbacks induce robust cellular memory effects. FEBS Lett, 581 (25) ,4899-904.

Kim YH., Khan AL., Kim DH., Lee SY., Kim KM., Waqas M., Jung HY, Shin JH., Kim JG and Lee IJ, 2014. Silicon mitigates heavy metal stress by regulating P-type heavy metal ATPases, *Oryza sativa* low silicon genes, and endogenous phytohormones. BMC Plant Biology, 14, 13, doi10.1186/1471-2229-14-13.

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

Kleber R. J., Helz G. R, 1992. Indirect photoreduction of aqueous chromium (VI). *Environmental Science and Technology*, (26), 307-312.

Kleiman ID., Cogliatti DH, 1998. Chromium removal from aqueous solutions by different plant species, *Environmental Technology*, 19, 1127-1132.

Koch KE, 1996. Carbohydrate-modulated gene expression in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 47, 509-540.

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

Kondo N, Imai K, Isobe M, Goto T., Murasugi A., Wada-Nakagawa C and Hayashi Y, 1984. Cadystin A and B, major unit peptides comprising cadmium binding peptides induced in a fission yeast - separation, revision of structures and synthesis, *Tetrahed Lett*, 25, 3869-3872.

Kopyra M., Gwozdz EA, 2003. Nitric oxide stimulates seed germination and counteracts the inhibitory effect of heavy metal and salinity on root growth of *Lupin usluteus*. *Plant Physiol. Biochem*, 41, 1011-1017.

Korte F., Kvesitadze G., Ugrekhelidze D., Gordeziani M., Khatisashvili G., Buadze O., Zaalishvili G and Coulston F, 2000. Organictoxicants and plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47, 1-26.

Kovalchuk I., Titov V., Hohn B and Kovalchuk O, 2005. Transcriptome profiling reveals similarities and differences in plant responses to cadmium and lead. *Mutat. Res.*, 570, 149–161.

Krämer U., Talke IN and Hanikenne M, 2007. Transition metal transport. *FEBS Lett*, 581, 2263-2272.

Krause GH, 1994. Photo inhibition by low temperatures. In BJR Bowyer., ed, *Photo inhibition of photosynthesis : from molecular mechanisms to the field*. Bios Scientific Publishers Limited, Oxford, U.K., pp 331–348.

Krupa Z., Baszynski T, 1995. Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus—direct and indirect effects on light and dark reactions. *Acta Physiol Plant*, 17, 177–190.

Krupa Z., 1999. Cadmium against higher plant photosynthesis – a variety of effects and where do they possibly come from?. *Z. Naturforsch.*, 54c, 723-729.

Krupa Z., Siedlecka A., Skorzynska-Polit E and Maksymiec W, 2002. Heavy metal interactions with plant nutrients. *In : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 287-301.

Kubis J, 2008. Exogenous spermidine differentially alters activities of some scavenging system enzymes, H₂O₂ and superoxide radical levels in water stressed cucumber leaves. *Journal of Plant Physiology*, 165, 397-466.

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

Kuldeep S., Brar JS, 2002. Genotypic differences in effects of cadmium on yield and nutrient composition in *Brassica* plants. Symposium No 42, paper No 218, presentation : Poster, 17th WCSS, 14-21.

Kumari A., Kakkar P, 2008. Screening of antioxidant potential of selected barks of Indian medicinal plants by multiple *in vitro* assays. *Biomedical and environmental sciences*, 21, 24-29.

Kumar B., Kumar KS., Priya M., Mukhopadhyay D and Shah R, 2010. Distribution, partitioning, bioaccumulation of trace elements in water, sediment and fish from sewage fed fish ponds in eastern Kolkata, India. *Toxicol. Environ. Chem.*, 92 (2), 243–260.

Kuo CY., Wong RH., Lin JY., Lai JC and Lee H, 2006. Accumulation of chromium and nickel metals in lung tumors from lung cancer patients in Taiwan. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 69 (14), 1337-1344.

Laala Z., Oulmi A., Saraoui T., Haddad L., Nouar H., Benmahammed A and Bouzerzour H, 2010. Effet de la sélection de la biomasse et des épis sur le rendement du blé dur (*Triticum*

durum Desf.) sous conditions Semi-arides. Annales de la Faculté des Sciences et Sciences de l'Ingénieur. Univ Ouargla, 4, 56-69.

Labra M., Gianazza E., Waitt R., Eberini I., Sozzi A., Regondi S., Grassi F and Agradi E, 2006. *Zea mays* L. protein changes in response to potassium dichromate treatments. Chemosphere, 62, 1234–1244.

Lagriffoul A., Mocquot B., Mench M. and Vangronsveld J, 1998. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). *Plant Soil*, 200, 241-250.

Lahouti M., Peterson P.J, 1979. Chromium accumulation and distribution in crop plants. J. Sci. Food Agri, 30, 136–142.

Lamb C., Dixon RA, 1997. The oxidative burst in plant disease resistance. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 48, 251-275.

Lane TW., Saito MA., George GN., Pickering IJ., Prince RC and Morel FM, 2005. A cadmium enzyme from a marine diatom. Nature (brief communications), 435- 42.

Langridge P., Lagudah ES., Holton TA., Appels R., Sharp PJ and Chalmers KJ, 2001. Trends in genetic and genome analysis in wheat : a review. Aust J Agric Res, 52, 1043–1077.

Larsson EH., Bornman J.F and Asp H, 1998. Influence of UV-radiation and Cd²⁺ on chlorophyll fluorescence, growth and nutrient content in *Brassica napus*. *J. Exp. Bot*, 323, 1031-1039.

Leblanc JC., Verger P., Guérin T and Volatier JL, 2004. Etude de l'alimentation totale française : mycotoxines, minéraux et éléments traces. INRA.

Leclerc JC, 1999. Ecophysiologie végétale. Publication de l'Université de Saint Etienne. Paris, 283 p.

Léger A, 2010. Analyse fonctionnelle d'AtMYB30, un régulateur transcriptionnel impliqué dans la mort cellulaire hypersensible chez *Arabidopsis thaliana*. Doc.Univ. Université III – Paul Sabatier. Toulouse, 302 p.

Lei XG., Porres JM., Mullaney EJ and Brinch-Pedersen H, 2007. Phytase source, structure and applications. *In* : Industrial enzymes: Structure, Function and Applications. Polaina, J. and A.P. MacCabe (Eds.). Dordrecht, The Netherlands : Springer, pp 505-529.

Lemelin E., Aussenac T., Violleau F., Salvo L and Lein V, 2005. Impact of variety and environment in size characteristics of wheat proteins using asymmetrical flow field-flow fractionation and multi-angle laser light scattering. *Cereal Chemistry*, 82, 28–33.

Lesage VS., Bouchet B., Rhazi L., Elmorjani K., Branlard G and Marion D, 2011. New insight into puroindoline function in ferred from their subcellular localization in developing hard and soft near-isogenic endosperm and their relationship with polymer size of storage proteins. *Journal of Cereal Science*, 53 (2), 231- 238.

Li L., Staden JV, 1998. Effects of plant growth regulators on the antioxidant system in callus of two maize cultivars subjected to water stress. *Plant Growth Regul.*, 24, 55–66

Li MS., Luo YP and Su ZY, 2007. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental Pollution*, 147, 168-175.

Li L., Zheng C., Fu Y., Wu D., Yang X and Shen H, 2012. Silicate-mediated alleviation of Pb toxicity in banana grown in Pb-contaminated soil. *Biol. Trace Elem. Res.*, 145, 101–108.

Liang CN., Tabatabai MA, 1978. Effects of trace elements on nitrification in soils. *J. Environ. Qual*, 7, 291–293.

Liang Y., Sun W., Zhu Y-G and Christie P, 2007. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants : a review. *Environmental Pollution*, 147, 422–428.

Liang YC., Wong JWC and Wei L, 2005. Silicon-mediated enhancement of cadmium tolerance in maize (*Zea mays* L.) grown in cadmium contaminated soil. *Chemosphere*, 58, 475-483.

Lichtenthaler HK., Wellburn AR, 1985. Determination of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf in different solvents. *Biochem. Soc. T*, 11, 591-592.

Lin, C.C. and C.H. Kao. 2000. Effect of NaCl stress on H₂O₂ metabolism in rice leaves. *Plant Growth Regul.*, 30, 151-155.

Lin R., Wang W., Luo Y., Du W., Guo H and Yin D, 2007. Effects of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere*, 69, 89–98.

Lindberg S., Greger M, 2002. Plant genotypic differences under metal deficient and enriched conditions. *In* : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 357- 393.

Liu D., Jiang W., et Liu D., Jiang W and Gao X, 2003. Effects of cadmium on root growth, cell division and nucleoli in root tip cells of garlic. *Biol. Plant*, 47, 79-83.

Liu Y., Wang X., Zeng G., Qu D., Gu J., Zhou M and Chai, L, 2007. Cadmium-induced oxidative stress and reponse of the ascorbate-glutathion cycle in *Beckmeria nivea* (L.) Gaud. *Chemosphere*, 69, 99-107.

Liu J., Zhang H., Zhang Y and Chai T, 2013. Silicon attenuates cadmium toxicity in *Solanum nigrum* L. by reducing cadmium uptake and oxidative stress. *Plant Physiol. Biochem.*, 68, 1–7.

Long SP., Humphries S and Falkowski PG, 1994. Photoinhibition of photosynthesis in nature. *Annual Review of Plant Physiology and Plant MolecularBiology*, 45, 633-662.

Loschen G., Azzi A., Richter C and Flohe L, 1974. Superoxide radicals as precursors of mitochondrial hydrogen-peroxide. *FebsLetters*, 42, 68-72.

Losi ME., Amrhein C and Frankenberger Jr WT, 1994a. Factors affecting chemical and biological reduction of hexavalent chromium in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(11), 1727-1735.

Losi ME., Amrhein, C and Frankenberger Jr WT, 1994b. Environmental Biochemistry of Chromium. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 136, 91-121.

Loureiro J., Rodriguez E., Dolez'el J and Santos C, 2006. Flow cytometric and microscopic analysis of the effect of tannic acid on plant nuclei and estimation of DNA content. *Annals of Botany*, 98, 515–527.

Lozano-Rodriguez E., Hernandez LE., Bonay P., CarpenaRuiz RO, 1997. Distribution of cadmium in shoot and root tissues of maize and pea plants : Physiological disturbances. *J Exp Bot*, 48, 123-128.

Lugan R, 2008. Phénotypage métabolique des réponses aux stress abiotiques chez *Arabidopsis thaliana*. Analyse fonctionnelle et intégrative du métabolome. Thèse de Doctorat. Université Rennes 1, 156 p.

Lunackova L., Sotnikova A., Masarovicova E., Lux A and Stresko V, 2004. Comparison of cadmium effect on willow and poplar in response to different cultivation conditions. *Biol. Plant*, 47, 403-411.

Luo S., Levine RL, 2008. Methionine in proteins defends against oxidative stress. *FASEB J.*

Ma JF., Miyake Y and Takahashi E, 2001. Silicon as a beneficial element for crop plants. Dans : *Silicon in agriculture*, (eds L.E. Datnoff, G.H.Snyder, & G.H. Korndörfer) Elsevier. Amsterdam, pp 17-41.

Ma JF., Yamaji N, 2008. Functions and transport of silicon in plants. *Cellular and Molecular Life Science*, 65, 3049-3057.

Ma WC, 1982. The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia*, 24,109–119.

Macpherson AN., Telfer A., Barber J and Truscott TG, 1993. Direct-detection of singlet oxygen from isolated photosystem-II reaction centers. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1143, 301-309.

Maggio A., Miyazaki S., Veronese P., Fujita T., Ibeas JI., Damsz B., Narasimhan M.L., Hasegawa PM., Joly RJ and Bressan RA, 2002. Does proline accumulation play an active role in stress-induced growth reduction. *Plant J.*, 31, 699–712.

Maksymiec W., Krupa Z, 2006. The effects of short-term exposition to Cd, excess Cu ions and jasmonate on oxidative stress appearing in *Arabidopsis thaliana*. *Environ. Exp. Bot.*, 57, 187–194.

Malčovská SM., Dučaiová Z., Maslaňáková I and Bačkor M, 2014. Effect of silicon on growth, photosynthesis, oxidative status and phenolic compounds of maize (*Zea mays* L.) grown in cadmium excess. *Water Air Soil Pollut.*, 225, 1–11.

Marschner H, 1995. Mineral nutrition of Higher Plants, 2nd ed Academic press.

- Mäser P., Thomine S., Schroeder JI., Ward JM., Hirschi K., Sze H., Talke I.N., Amtmann A., Maathuis FJ., Sanders D., Harper JF., Tchieu J., Gribskov M., Persans MW., Salt DE., Kim SA and Guerinot ML, 2001.** Phylogenetic relationships within cation transporter families of Arabidopsis. *Plant Physiol*, 126,1646-1667.
- Massey FP., Hartley SE., 2006.** Experimental demonstration of the antiherbivore effects of silica in grasses : impacts on foliage digestibility and vole growth rates. *Proc. R. Soc. B.* 273:2299-2304.
- Matysik J., Alia Bhalu B and Mohanty P, 2002.** Molecular mechanisms of quenching of reactive oxygen species by proline under stress in plants. *Current Science*, 82, 525-532.
- McBride MB, 1980.** Chemisorption of Cd on calcite surfaces. *Soil Sci Soc Am J*, 44, 26-33.
- McBride M, 2004.** Molybdenum, sulfur, and other trace elements in farm soils and forages after sewage sludge application. *Commun Soil Sci Plant Anal*, 35, 517.
- McLaughlin MJ., Andrew SJ., Smart MK and 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.
- McLaughlin MJ., Lambrechts RM., Smolders E and Smart MK, 1998b.** Effects of sulfate on cadmium uptake by Swiss chard : II. Effects due to sulfate addition to soil. *Plant Soil*, 202, 217-222.
- McLaughlin MJ., Singh BR, 1999.** Cadmium in soils and plants, eds. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp 273.
- Meharg AA., Macnair MR, 1992.** Genetic correlation between arsenate tolerance and the rate influx of arsenate and phosphate in *Holcus lamatus*. *Heredity*, 69,336-341
- Mei B., Puryear JD and Newton RJ, 2002.** Assessment of Cr tolerance and accumulation in selected plant species, *Plant and Soil*, 247, 223-231.
- Mekhlouf A., Bouzerzour H., Benmahammed A., Hadj Sahraoui A and Harkati A, 2006.** Adaptation des variétés de blé dur (*Triticum durum* Desf.) au climat semiaride. *Sécheresse*, 17, 507-513.

Meksem L, 2007. Etude des effets de deux fongicides : Le Flammenco SC et le Tilt 250 EC sur la physiologie, la croissance et le métabolisme énergétique des racines isolées de *Triticum durum* Desf.. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 162 p.

Menad A., Meziani N., Bouzerzour H and Benmahammed A, 2011. Analyse de l'interaction génotype x milieu du rendement de l'orge (*Hordeum vulgare* L.) : application des modèles AMMI et la régression conjointe. Natute & Technology. Université Chlef, 5, 99-106.

Mendoza-Cózatl DG., Butko E., Springer F., Torpey JW., Komives EA., Kehr J and Schroeder JI, 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.

Mensch M., Baize D, 2004. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en trace, mesures pour réduire l'exposition. Courrier de l'Environnement de l'INRA, 52, 31-54.

Menzies JG., Ehret DL., Glass ADM and Samuels AL, 1991. The Influence of Silicon on Cytological Interactions Between *Sphaerotheca-Fuliginea* and *Cucumis-Sativus*. Physiological and Molecular Plant Pathology, 39, 403-414.

Mertz W, 1969. Chromium occurrence and function in biological systems. Physiol. Rev, 49, 163–239.

Milla MAR., Maurer A., Huete AR and Gustafson JP, 2003. Glutathione peroxidase genes in *Arabidopsis* are ubiquitous and regulated by abiotic stresses through diverse signaling pathways. The Plant Journal, 36, 602-615.

Milone TM., Cristina S and Herman C, 2003. Antioxidative responses of wheat treated with realistic concentration of cadmium. Environmental and Experimental Botany, 50 (3), 265-276.

Mishra P., Dubey RS, 2008. Effect of aluminium on metabolism of starch and sugars in growing rice seedlings. Acta Physio Plant, 30, 265-275.

Mishra S., Srivastava S., Tripathi RD., Govindarajan R., Kuriakose SV and Prasad MNV, 2006. Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L. Plant Physiol. Bioch, 44, 25-37.

Mittler R, 2002. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. Trends in Plant Science, 7, 405-410.

Mittler R., Vanderauwera S., Gollery M and Van Breusegem F, 2004. Reactive oxygen gene network of plants. Trends in Plant Science, 9, 490-498.

Mobin, M., Khan NA, 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.

Mohamed AA., Castagna A., Ranieri A and Sanita di Toppi L, 2012. Cadmium tolerance in *Brassica juncea* roots and shoots is affected by antioxidant status and phytochelatin biosynthesis. Plant Physiol. Biochem., 57, 15–22.

Moller IM, 2001. Plant mitochondria and oxidative stress : Electron transport, NADPH turnover, and metabolism of reactive oxygen species. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 52, 561-591.

Moller IM., Jensen PE and Hansson A, 2007. Oxidative modifications to cellular components in plants. Annual Review of Plant Biology, 58, 459-481.

Moral R., Palacios G., Gomez I., Navarro-Pedro J and Mataix J, 1994. Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. Fresenius Environ. Bull, 3, 395-399.

Morel Y., Mermod N and Barouki R, 1999. An autoregulatory loop controlling cyp1a1 gene expression : Role of H₂O₂ and NFI. Mol Cell Biol, 19, 6825-6832.

Mortvedt JJ., Beaton JD, 1995. Heavy metal and radionuclide contaminants in phosphate fertilizers. In: Tiessen H, editor. Phosphorus in the global environment : transfer, cycles and management. New York : Wiley, p 93-106.

Moudouma CFM, 2010. Etude des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis thaliana* (écotype Wassilewskija) et chez un mélèze hybride (*Larix x eurolepis*) par des approches moléculaire et développementale. Thèse de Doctorat. Université de Limoges.

Mouffak AA, 2008. Etude de la variabilité de la proline sous stress salin chez *Vigna radiata* L.. Mémoire de Magister, Université Es-Senia Oran.

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

Mueller S., Hibert B., Dueckershoff K., Roitsch T., Krischke M., Mueller MJ and Berger S, 2008. General detoxification and stress responses are mediated by oxidized lipid through TGA transcription factors in Arabidopsis Plant Cell, 20(3), 768-785

Muñoz N., Gonzalez C., Molina A., Zirulnik F and Luna CM, 2008. Cadmium-induced early changes in O_2^- , H_2O_2 and antioxidative enzymes in soybean (*Glycine max* L.) leaves. Plant Growth Regul, 56, 159–166.

Murata N., Takahashi S., Nishiyama Y and Allakhverdiev SI, 2007. Photoinhibition of photosystem II under environmental stress. Biochimica Et Biophysica Acta- Bioenergetics, 1767, 414-421.

Murzaeva SV, 2004. Effect of heavy metals on wheat seedlings : activation of antioxidant enzymes [J]. Applied Biochemistry and Microbiology, 1(40), 98–103.

Mysliwa-Kurdziel B., Strzalka K, 2002. Influence of metals on biosynthesis of photosynthetic pigments. In: Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants. Prasad, M.N.V. and K. Strzalka (Eds.). Dordrecht, The Netherlands : Kluwer Academic Publishers, pp 201-227.

Naeem A., Ghafoor A and Farooq M, 2014. Suppression of cadmium concentration in wheat grains by silicon is related to its application rate and cadmium accumulating abilities of cultivars. J. Sci. Food Agric., <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.6976>.

Nakamura H., Matsuda M., Furuke K., Kitaoka Y., Iwata S., Toda K., Inamoto T., Yamaoka Y., Ozawa K and Yodoi J, 1994. Adult T-cell leukemia-derived factor human

thioredoxin protects endothelial F2 cell injury caused by activated neutrophils or hydrogen-peroxide. *Immunology Letters*, 42, 75-80

Nakano Y., Asada K, 1981. Hydrogen peroxide is scavenged by ascorbate-specific peroxidase in spinach chloroplasts. *Plant and Cell Physiology*, 22, 867–880.

Neill S., Desikan R and Hancock J, 2002. Hydrogen peroxide signalling. *Curr Opin Plant Biol.*, 5, 388-395.

Neumann D., zurNieden U, 2001. Silicon and heavymetaltolerance of higher plants. *Phytochemistry*, 56, 685-692.

Nishiyama Y., Allakhverdiev SI and Murata N, 2006. A new paradigm for the action of reactive oxygen species in the photo inhibition of photosystem II. *Biochimica Et Biophysica Acta-Bioenergetics*, 1757, 742-749.

Nishizawa A., Yabuta Y and Shigeoka S, 2008. Galactinol and raffinose constitute a novel function to protect plants from oxidative damage. *Plant Physiology*, 147, 1251-1263.

Noctor G., Foyer CH, 1998. Ascorbate and glutathione : Keeping active oxygen under control. *Annual Review of Plant Physiology and Plant MolecularBiology*, 49, 249-279.

Noctor G., Veljovic-Jovanovic S., Driscoll S., Novitskaya L and Foyer CH, 2002. Drought and oxidative load in the leaves of C-3 plants : a predominant role for photorespiration. *Annals of Botany*, 89, 841-850.

Nwugo CC., Huerta AJ, 2008. Effects of silicon nutrition on cadmium uptake, growth and photosynthesis of rice plants exposed to low-level cadmium. *Plant Soil*, 311, 73–86.

Nzengue Y, 2008. Comparaison des mécanismes de toxicité redox du cadmium, du cuivre et du zinc : place des métallothionéines et de p53. Thèse De Doctorat. Université Joseph Fourier – Grenoble 1, 299 p.

Olmos E., Martinez-Solano JR., Piqueras A and Hellin E, 2003. Early steps in the oxidative burst induced by cadmium in cultured tobacco cells (BY-2 line). *J. Exp. Bot*, 54, 291-301.

OMS (Organisation mondiale de la santé), 1988. Chromium. Critère d'hygiène de l'environnement 61. Genève.

Ottabong E, 1989. Chemistry of CR in some Swedish soils : 1, Chromium speciation in soil extracts - A comparison of different methods. *Acta Agric. Scand*, 39(2), 119–129.

Outridge PM., Scheuhammer AM, 1993. Bioaccumulation and toxicology of chromium : Implications for wildlife. *Rev. Environ. Contam. Toxicol*, 130, 31–77.

Ouzounidou G., Moustakas M and Eleftheriou EP, 1997. Physiological and ultrastructural effects of cadmium on wheat (*Triticumaestivum* L.) leaves. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 32, 154–160.

Padmaja K., Prasad DDK and Prasad ARK, 1990. Inhibition of chlorophyll synthesis in *Phaseolus vulgaris* L. seedlings by cadmium acetate. *Phytosynthetica*, 24, 399-405.

Pahlsson AMB, 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants : A literature review. *Water Air Soil Pollut*, 47, 287-319.

Pal M., Horvath E., Janda T., Paldi E and Szalai G, 2006. Physiological changes and defence mechanisms induced by cadmium stress in maize. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 169, 239-246.

Palett KE., Young AJ, 1994. Carotenoids. In RG Alscher, JL Hess, eds, *Antioxidants in Higher Plants*. CRC PressInc, pp 60–89.

Palmer CD., Wittbrodt PR, 1991, Processes affecting the remediation of hexavalent sites. *Environmental Health Perspectives*, 92, pp 25-40.

Panda SK., Choudhury S, 2004. Changes in nitrate reductase (NR) activity and oxidative stress in moss *Polytrichum commune* subjected to chromium, copper and zinc toxicity. *Braz. J. Plant Physiol.*

Panda SK., Choudhury S, 2005. Chromium stress in plant. *Braz. J. Plant Physiol*, 17(1), 95-102.

Panda SK., Dash M, 1999. Regulation of senescence by Cr (VI) ions in excised wheat leaves. *J. Nat. Bot. Soc*, 53, 35-37.

Panda SK., Khan MH, 2003. Antioxidant efficiency in rice (*Oryza sativa* L.) leaves under heavy metal toxicity. *J. Plant Biol*, 30, 23-29.

Panda SK., Mahapatra S and Patra HK, 2002. Chromium toxicity and water stress simulation effects in intact senescing leaves of greengram (*Vigna radiata* L. var Wilckzeck K₈₅₁), In : Panda SK (ed), Advances in stress physiology of plants, Scientific Publishers, India, pp 129-136.

Panda SK., Patra HK, 1998. Alteration of nitrate reductase activity by chromium ions in excised wheat leaves. *Ind. J. Agric. Biochem*, 2 (2), 56-57.

Panda SK., Patra HK, 2000. Does Cr (III) produces oxidative damage in excised wheat leaves. *J. Plant Biol*, 27 (2), 105-110.

PANDA SK., 2007. Chromium-mediated oxidative stress and ultrastructural changes in root cells of developing rice seedlings. *Journal of Plant Physiology*, 164, 1419–1428.

Pandey V., Dixit V And Shyam R, 2005. Antioxidative responses in relation to growth of mustard (*Brassica juncea* cv. Pusa Jaikisan) plants exposed to hexavalent chromium. *Chemosphere*, 61, 40–47.

Panfili G., Fratianni A and Irano M, 2003. Normal phase high-performance liquid chromatography method for the determination of tocopherols and tocotrienols in cereals. *J Agric Food Chem*, 2, 51(14), 3940-4

Pantsar-Kallio M., Reinikainen SP and Oksanen M, 2001. Interactions of soil components and their effects on speciation of chromium in soils, *Analytica Chimica Acta*, 439, 9-17.

Paradiso A., Berardino R., De Pinto MC., Sanita di Toppi L., Storelli MM., Tommasi F and De Gara L, 2008. Increase en ascorbate-glutathion metabolisme as local and precocious systemic reponses induced by cadmium in durum wheat plants. *Plant Cell Physiol*, 49 (3), 362-74.

Parent JS., Lepage É and Brisson N, 2011. Divergent roles for the twoPoll-like organelle DNA polymerases of Arabidopsis. *Plant Physiol*, 156, 254–262.

Parr PD., Taylor Jr FG, 1982. Germination and growth effects of hexavalent chromium in Orocol TL (a corrosion inhibitor) on *Phaseolus vulgaris*. *Environ Int*, 7, 197–202.

Patel MJ., Patel JN and Subramanian RB, 2005. Effect of cadmium on growth and the activity of H₂O₂ scavenging enzymes in *Colocassia esculentum*. *Plant and soil*, 273, 183-188.

Patra RC., Swarup D., Naresh R., Puneet K and Shekhar P, 2005. Cadmium level in blood and milk from animals reared around different polluting sources in india. Bull. Environ. Contam.Toxicol. 76 (4) : 1092-1097.

Patterson JBE, 1971. Metal toxicities arising from industry. Tech. Bull. Min. Agric. Fish. Food Agric. Develop. Adv. Serv., Cambridge, Angleterre, 21, 193–207.

Peralta JR., Gardea Torresdey JL., Tiemann KJ., Gomez E., Arteaga S., Rascon E and al, 2001. Uptake and effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa*) L. B Environ Contam Toxicol, 66 (6), 727– 34.

Pereira GJG., Molina SMG., Lea PJ and Azevedo RA, 2002. Activity of antioxidant enzymes in response to cadmium in *Crotalaria juncea*. Plant and Soil, 239, 123-132.

Pereira LB., Tabaldi LA., Gonçalves JF., Jucoski GO., Pauletto MM., Weis SN., Nicoloso FT., Borher D., Rocha JBT and Schetinger MRC, 2006. Effect of aluminum on δ -aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) and the development of cucumber (*Cucumis sativus*). Environ. Exp. Bot., 57, 106-115.

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

Pettine M., Camusso M., Martinotti W., Marchetti R., Passino R and Queirazza G, 1994. Soluble and particulate metals in the Po River : factors affecting concentrations and partitioning. The Science of the Total Environment, 145 (3), 243-265.

Pichard A., Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Pichard A., Morin A., Rose M et Pepin G, 2005. Chrome et ses dérivés INERIS. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques INERIS –DRC-01-05590-00DF253.doc.

Pincemail J., Meurisse M., Limet R et Defraigne JO, 1999. L'évaluation du stress oxydatif d'un individu : une réalité pour le médecin. Vaisseaux. Cœur. Poumons, 4 (5).

- Pokorny B., Al Sayegh-Petkovsek S., Ribaric- Lasnik C., Vrtacnik J., Doganoc DZ and Adamic M, 2004.** Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer : evidence from faeces. *Sci Total Environ*, 324, 223-234.
- Poschenrieder C., Gunsé B and Barcelo J, 1989.** Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiol*, 90, 1365-1371.
- Pouliquen L, 2006.** Le silicium organique de Loïc le Ribault. Ouvrage, Edition Guy Trédaniel, 145 p.
- Pourrut B., Perchet G., Silvestre J., Cecchi M., Guiresse M and Pinelli E, 2008.** Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *J. Plant Physiol*, 165, 571–579.
- Powles SB, 1984.** Photoinhibition of photosynthesis induced by visible-light. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 35, 15-44.
- Prasad MNV, 1995.** Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environ. Exp. Bot*, 35, 525-545.
- Prasad MNV, 1998.** Metal-biomolecule complexes in plants : occurrence, functions, and applications. *Analisis*, 26-28.
- Prasad PVV., Craufurd PQ and Summerfield RJ, 1999.** Sensitivity of peanut to timing of heat stress during reproductive development. *Crop Sci*, 39, 1352–1357.
- Prasad TK., Anderson MD., Martin BA and Stewart CR, 1994.** Evidence for chilling-induced oxidative stress in maize seedlings and a regulatory role for hydrogen-peroxide. *Plant Cell*, 6, 65-74
- Proctor J, 2003.** Vegetation and soil plant chemistry on ultramafic rock in the tropical Far East. *Persp. In Plant Ecol. Evol., and Syst*, 6, 1-2, 105-124.
- Punz WF., Sieghardt H, 1993.** The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environ. Exp. Bot*, 33, 85-98.

- Purvis AC, 1997.** Role of the alternative oxidase in limiting superoxide production by plant mitochondria. *Physiologia Plantarum*, 100, 165-170.
- Putter J, 1974.** Peroxidases. In: Bergmeyer, H.U. (Ed.), *Methods of enzymatic analysis: II*. Academic Press. New York, pp 685–690.
- Rached-Kanouni M, 2012.** Adaptation du chêne liège (*Quercus suber* L.) aux conditions extrêmes de température. Thèse de Doctorat, Université Constantine, p 1-159.
- Rady MM, 2011.** Effect of 24-epibrassinolide on growth, yield, antioxidant system and cadmium content of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants under salinity and cadmium stress. *SciHortic*, 129, 232–237.
- Rai D., Eary LE and Zachara JM, 1989.** Environmental chemistry of chromium. *Sci. Total Environ*, 86, 15–23.
- Ramel F, 2009.** Implication des sucres solubles dans les réponses aux stress xénobiotique et oxydatif chez *Arabidopsis thaliana*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1, 307 p.
- Ramos I., Esteban E., Lucena JJ and Garate A, 2002.** Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca* sp Cd-Mn interaction. *Plant Sci*, 162, 761-767.
- Rauser WE, 1999.** Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin, and metallothioneins. *Cell Biochem Biophys*, 31, 19-48.
- Redon PO, 2009.** Rôle de champignons mycorhiziens à arbuscules dans le transfert du cadmium (Cd) du sol à la luzerne (*Medicago truncatula*). Thèse de Doctorat. Université Henri Poincaré, Nancy I.
- Reeves RD., Baker AJM., Becquer T., Echevarria G and Miranda ZJG, 2007.** The Flora and Biogeochemistry of the Ultramafic Soils of Goiás State, Brazil. *Plant and Soil*, 293, 107-119.
- Reich PB., Amundson RG, 1985.** Ambient levels of ozone reduce net photosynthesis in tree and crop species. *Science*, 230, 566-570.

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.

Rémus-Borel W., Menzies JG and Bélanger RR, 2005. Silicon induces antifungal compounds in powdery mildew-infected wheat. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 66, 108-115.

Richards RA., Rebtzke GJ., Van Herwaarden AF., Duggan BL and Condon AG, 1997. Improving yield in rainfed environments through physiological plant breeding. *Dryland Agriculture*, 36, 254-266.

Rizwan M., Meunier JD., Miche H and Keller C, 2012. Effect of silicon on reducing cadmium toxicity in durum wheat (*Triticum turgidum* L. cv. Claudio W.) grown in a soil with aged contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 209, 326-334.

Robinson BH., Leblanc RM., Petit D., Brooks R.R., Kirkman JH and Gregg PEH, 1998. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and soil*, 10p.

Rodrigues FA., McNally DJ., Datnoff LE., Jones JB., Labbé C., Benhamou N., Menzies JG and Bélanger RR, 2004. Silicon enhances the accumulation of diterpenoid phytoalexins in rice : A potential mechanism for blast resistance. *Phytopathology*, 794, 177-183.

Rodriguez-Serrano M., Romero-Puertas MC., Zabalza A., Carpas FJ., Comez M., Del-Rio LA and Sandalio LM, 2006. Cadmium effect on oxidative metabolism of pea (*Pisum sativum* L.) roots. Imaging of reactive oxygen species and nitric oxide accumulation in vivo. *Plant Cell Environ*, 29, 1532-1544.

Roeder V, 2006. Recherche et étude de marqueurs moléculaires de la réponse au stress chez l'algue brune *Laminaria digitata*. Thèse doctorat. Université de Rennes, pp 33-39.

Roldan-Arjona T., Ariza RR, 2008. Repair and tolerance of oxidative DNA damage in plants. *Mutation Research : Reviews in Mutation Research*, doi:10.1016/j.mrrev.2008.07.003.

Romanowska E, 2002. Gas exchange functions in heavy metal stressed plants. *In : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 257- 285.

Romero-Aranda MR., Jurado O and Cuartero J, 2006. Silicon alleviates the deleterious effect on tomato plant growth by improving plant water status. *Journal of Plant Physiology*, 163, 847-855.

Romero-Puertas MC., Rodríguez -Serrano M., Carpas FJ., Gómez M., del Río LA and Sandalio LM, 2004. Cadmium-induced sub cellular accumulation of $O_2^{\cdot-}$ and H_2O_2 in pealeaves. *Plant Cell Environ*, 27, 1122-1134.

Ros R., Cooke DT., Martinez-Cortina C and Picazo I, 1992. Nickel and cadmium-related changes in growth, plasma membrane lipid composition, ATPase hydrolytic activity and oration pumping of rice (*Oryza sativa* L. cv. Bahia) shoots. *J Exp Bot*, 43, 1475-1481

Rosa EVC., Valgas C., Souza-Sierra MM., Corrêa AXR and Radetski CM, 2003. Biomass growth, micronucleus induction, and antioxidant stress enzyme responses in *Vicia faba* exposed to cadmium in solution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (3), 645-649.

Ross DS., Sjogren RE and Bartlett RJ, 1981. Behavior of chromium in soils : IV. Toxicity to micro-organisms. *J. Environ. Qual*, 10 (2), 145-148.

Rout GR., Samantaray S and Das P, 1997. Differential chromium tolerance among eight mungbean cultivars grown in nutrient culture. *J Plant Nutr*, 20, 473– 483.

Rout GR., Sanghamitra S and Das P, 2000. Effects of chromium and nickel on germination and growth in tolerant and non-tolerant populations of *Echinochloa colona* (L). *Chemosphere*, 40, 855-869.

Saidi I., Chtourou Y and Djebali W, 2014. Selenium alleviates cadmium toxicity by preventing oxidative stress in sunflower (*Helianthus annuus*) seedlings. *Plant Physiol.*, 171, 85–91.

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

Salt DE., Prince RC., Pickering IJ and Raskin I, 1995. Mechanisms of Cadmium Mobility and Accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiol*, 109, 1427-1433.

Salt DE., Smith RD and Raskin I, 1998. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*, 49, 643-668.

Salt D.E., Wagner GJ, 1993. Cadmium transport across tonoplast of vesicles from oat roots. Evidence for a $\text{Cd}^{2+}/\text{H}^{+}$ antiport activity. *J Biol Chem*, 268, 12297-12302.

Samuels AL., Glass ADM., Ehret DL and Menzies JG, 1991. Mobility and Deposition of Silicon in Cucumber Plants. *Plant Cell and Environment*, 14, 485-492.

Sandalio LM., Dalurzo HC., Gomez M., Romero-Puertas MC and Del Rio LA, 2001. Cadmium induces changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *J. Exp. Bot.* 52, 2115-2126.

Sangster AG., Hodson MJ and Tubb HJ, 2001. Silicon déposition in higher plants. In : *Silicon in agriculture* (eds L.E.Datnoff, G.H.Snyder, & G.H.Korndörfer). Elsevier, Amsterdam, pp 85-113.

Sanita Di Toppi L., Gabbrielli R, 1999. Response to cadmium in higher plants. *Environ Exp. Bot.* 41, 105-130.

Saraoui T, 2011. Etude de la variabilité morphologique de populations F2 de blé dur (*Triticum durum* Desf.) : Utilisation d'un indice de sélection. Mémoire de Magister, Université Hadj Lakhdar Batna, 75p.

Sauvé S., Norvell W.A., McBride M. and Hendershot W, 2000. Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ. Sci. Technol*, 34, 291-296.

Saxena D., Kannan KB and Brandriss MC, 2003. Rapamycin treatment results in GATA factor-independent hyperphosphorylation of the proline utilization pathway activator in *Saccharomyces cerevisiae*. *Eukaryot. Cell.*, 2, 552-559.

Sbartai H, 2008. Étude des effets du cadmium sur la tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) : Essai in vivo et in vitro. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 115 p.

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

Schenker M., Fan TW and Crowley DE, 2000. Phytosiderophores influence on cadmium mobilization and uptake by wheat and barley plants. *J Environ Qual*, 30, 2091-2098.

Schrader M., Fahimi HD, 2006. Peroxisomes and oxidative stress. *Biochimica Et Biophysica Acta-Molecular Cell Research*, 1763, 1755-1766.

Schützendübel A., Schwanz P., Teichmann T., Gross K., Langenfeld-Heysler R., Goldbold DL and Polle A, 2001. Cadmium induced changes in antioxidative systems, H₂O₂ content and differentiation in pine (*Pinus sylvestris*) roots. *Plant Physiol*, 127, 887–892.

Sela M., Garty J and Tel-Or E, 1989. The accumulation and the effect of heavy metals on the water fern *Azolla filiculoides*. *New Phytol*, 112, 7-12.

Sen CK., Khanna S., Roy Tocotrienol S, 2004. The natural vitamin E to defend the nervous system. *Ann N Y AcadSci*, 1031, 127- 42.

Senden MHMN., Van Der Meer AJGM., Verburg TG and Wolterbeek HT, 1995. Citric acid in tomato plant roots and its effect on cadmium uptake and distribution. *Plant Soil*, 171, 333-339.

Servais P, 2004. Biofilm in the parisian suburbs drinking water distribution system. *Aqua. Journal of Water Supply Research and Technology*, 53, 313-324.

Shacter E., Williams JA., Lim M and Levine RL, 1994. Differential susceptibility of plasma proteins to oxidative modification : examination by Western blot immunoassay. *Free Rad. Biol. Med.*, 17, 429–437.

Shafaqat A., Ahsan-Farooq M., Yasmeen T., Hussain S., Saleem-Arif M., Farhat A., Bharwana SA and Zhang G, 2013. The influence of silicon on barley growth, photosynthesis and ultra-structure under chromium stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 89, 66–72.

Shah K., Dubey RS, 1998. Effect of cadmium on proline accumulation and ribonuclease activity in rice seedlings : Role of proline as a possible enzyme protectant *Biol. Plantarum*, 40, 121-130.

Shah K., Kumar RG., Verma S and Dubey RS, 2001. Effect of cadmium on lipid peroxidation, superoxide anion, generation and activities of antioxidant enzymes in growing rice seedlings. *Plant Science*, 161, 1135-1114.

Shamsi IH., Wei K., Zhang G., Jilani G and Hassan MJ, 2008. Interactive effects of cadmium and aluminum on growth and antioxidative enzymes in soybean. *Biologia Plantarum*, 52, 165–169.

Shanker AK., Cervantes C, Loza-Tavera H and Avudainayagam S, 2005. Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31, 739-753.

Shanker AK., Sudhagar R and Pathmanabhan G, 2003. Growth, Phytochelatin SH and antioxidative response of Sunflower as affected by chromium speciation. 2nd International Congress of Plant Physiology on sustainable plant productivity under changing environment, New Delhi, India.

Shanker A.K., Djanaguiraman M., Sudhagar R., Jayaram R and Pathmanabhan G, 2004. Expression of metallothionein 3 (MT3) like protein mRNA in Sorghum cultivars under chromium (VI) stress. *Curr Sci*, 86 (7), 901– 2.

Sharma DC., Sharma C.P, 1993. Chromium uptake and its effects on growth and biological yield of wheat. *Cereal Res Commun*, 21, 317–21.

Sharma RC., Smith EL, 1986. Selection for high and lowharvest index in winter wheat populations. *CropSci*, 26, 1147-1150.

Sharma DC, Sharma CP and Tripathi RD, 2003. Phytotoxic lesions of chromium in maize. *Chemosphere*, 51, 63.

Sharma SS., Dietz KJ, 2006. The significance of amino acids and amino-derived molecules in plant responses and adaptation to heavy metal stress. *J Exp Bot*, 57, 711-726.

Shen B., Jensen RG and Bohnert HJ, 1997. Mannitol protects against oxidation by hydroxyl radicals. *Plant Physiology*, 115, 527-532.

Shi XH., Zhang CH., Wang H and Zhang FS, 2005. Effect of Si on the distribution of Cd in riceseedlings. *Plant Soil*, 272, 53–60.

Siedlecka A., Krupa Z, 2002. Functions of enzymes in heavy metal treated plants. *In* : *Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*. Prasad M.N.V. et Strzalka K. (Eds), Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 303-324.

Sies H, 2008. Life with oxidative stress. *Free Radical Research*, 42, S27-S27.

Sigfridsson KGV., Bernát G., Mamedov F and Styring S, 2004. Molecular interference of Cd²⁺ with photosystem II. *Biochim Biophys Acta*, 1659, 19–31.

Simpson DR., Weston GE., Turner JA., Jennings P and Nicholson P, 2001. Differential control of headblight pathogens of wheat by fungicides and consequences for mycotoxin contamination of grain. *European Journal of Plant Pathology*, 107, 421-431

Sinebo W, 2005. Trade off between yield increase and yield stability in three decades of barley breeding in a tropical highland environment. *Field Crops Research*, 92, 35-52

Singh S., Eapen S and D'Souza SF, 2006. Cadmium accumulation and its influence on lipid peroxidation and antioxidative system in an aquatic plant, *Bacopa pannoni* L. *Chemosphere*, 62 (2), 233–246.

Siripornadulsil S., Traina S., Verma DP and Sayre RT, 2002. Molecular mechanisms of proline-mediated tolerance to toxic heavy metals in transgenic microalgae. *Plant Cell*, 14, 2837-2847

Skeffington RA., Shewry PR and Petersen PJ, 1976. Chromium uptake and transport in barley seedlings *Hordeum vulgare*. *Planta*, 132, 209– 14.

Skujinš J., Nohrstedt HO and Odén S, 1986. Development of a sensitive biological method for the determination of a low-level toxic contamination in soils : 1, Selection of nitrogenase activity. *Swed. J. Agric. Res*, 16, 113–118.

Smeets K., Cuypers A., Lambrechts A., Semane B., Hoet P., Van Laere A and Vangronsveld J, 2005. Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application. *Plant Physiol. Biochem*, 43, 437–444.

Smirnoff N., Conklin PL and Loewus FA, 2001. Biosynthesis of ascorbic acid in plants : A renaissance. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 52, 437.

Smirnoff N., Cumbes QJ, 1989. Hydroxyl radical scavenging activity of compatible solutes. *Phytochemistry*, 28, 1057-1060

Smolders E., McLaughlin MJ, 1996a. Chloride increases cadmium uptake in Swiss chard in a resinbuffered nutrient solution. *Soil Sci Soc Am J*, 60, 1443-1447.

Smolders E., McLaughlin MJ, 1996b. Effect of Cl on Cd uptake by Swiss chard in nutrient solutions. *Plant Soil*, 179, 57-64.

Scoccianti V, Crinelli R, Tirillini B, Mancinelli V and Speranza A, 2006. Uptake and toxicity of Cr(III) in celery seedlings. *Chemosphere*, 64, 1695-1703.

Soltner D, 1998. Les grandes productions végétales : céréales, plantes sarclées, prairies. Sainte-Gemme-sur-Loire, Sciences et Techniques Agricoles.

Sommer M., Kaczorek D., Kuzyakov Y and Breuer J, 2006. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes : areview. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 169, 310–329.

Song A., Li P., Li Z., Fan F., Nikolic M and Liang Y, 2011. The alleviation of zinc toxicity by siliconisrelated to zinc transport and antioxidativereactions in rice. *Plant and Soil*, 344, 319-333.

Song AL., Li ZJ., Zhang J., Xue GF., Fan FL and Liang YC, 2009. Silicon-enhanced resistance to cadmium toxicity in *Brassica chinensis* L. is attributed to Si- suppressed cadmium up take and transport and Si-enhanced antioxidant defense capacity. *J Hazard. Mater*, 172, 74–83.

Souguir D, 2009. Modification métaboliques, moléculaires et génotoxicité induites par le cadmium chez *Vicia Faba*. Thèse de Doctorat. Université de Carthage, 238 p.

Souiki L, 2008. Caractérisation biochimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Biskra et purification ar le procédé biologique phragmifiltre. Thèse de Doctorat de l'Université d'Annaba, 174 p.

Soylemezoglu G., Demir K., Inal A and Gunes A, 2009. Effect of silicon on antioxidant and stomatalresponse of twograpevine (*Vitis vinifera* L.) rootstocksgrown in borontoxic, saline and borontoxic-saline soil. *Sci. Hort*, 123 (2), 240-246.

Spiteller G, 1998. Linoleic acid peroxidation process in low density lipoprotein and its relationship to chronic diseases. *Chem Physlipids*, 95 (2), 105-162.

Srivastava S., Prakash S and Srivastava MM, 1999. Chromium mobilization and plant availability – the impact of organic complexing ligands. *Plant soil*, 212, 203-208.

Stadtman ER., Levine RL, 2000. Protein oxidation. *Ann NY AcadSci*, 899 (1), 191-208.

Stadtman ER., Levine RL, 2003. Free radical-mediated oxidation of free amino acids and amino acid residues in proteins. *Amino Acids*, 25, 207-218

Stobart AK., Griffiths WT., Ameen-Bukhari I and Sherwood RP, 1985. The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiol. Plant*, 63, 293-298.

Stohs SJ., Bagchi D, 1995. Oxidative mechanism in the toxicity of metal ions. *Free Radical Biol. Med*, 18, 321–336.

Sun RL., Zhou QZ., Sun FH and Jin CX, 2007. Antioxidative defense and proline/phytochelation accumulation a newly discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L. *Environ. Exp. Bot.*, 60, 648-476.

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

Sykes RL., Corning DR and Earl J, 1981. The effect of soil-chromium III on the growth and chromium absorption of various plants. *J. Am. Leather Chem. Assoc*, 76, 102–126.

Taji T., Seki M., Satou M., Sakurai T., Kobayashi M and Ishiyama K, 2004. Comparative genomics in salt tolerance between *Arabidopsis* and *Arabidopsis*-related halophyte salt cress using *Arabidopsis* microarray. *Plant Physiology*, 135, 1697-1709.

Takahashi S., Murata N, 2008. How do environmental stress esaccelerate photoinhibition. *Trends in Plant Science*, 13, 178-182.

Tamagawa K., Fukushima S, 1998. Proantho cyanidins from barley bran potentiate retinoic acid-induced granulocytic and sodium butyrate-induced monocytic differentiation of HL60 cells. *Biosci Biotechnol Biochem*, 62 (8), 1483-7.

Tamás L., Dudíková J., Ďurčekova K., Halušková L., Hottová J., Mistík I and Ollé M, 2008. Alterations of the gene expression, lipid peroxidation, proline and thiol content along the barley root exposed to cadmium. *J. Plant Physiol*, 165, 1193-1203.

Tang SR., Wilke BM., Brooks RR and Tang SR, 2001. Heavy-metal uptake by metaltolerant *Elsholtzia haichowensis* and *Commelina communis* from China. *Commun Soil Sci Plant Anal*, 32 (5–6), 895– 905.

Taulavuori K., Sarala M and Taulavuori E, 2001. Growth responses of trees to arctic light environment. *Progress in Botany*, 71, 157-168.

Taylor FG., Parr PD, 1978. Distribution of chromium in vegetation and small mammals adjacent to cooling towers. *J. Tenn. Acad. Sci*, 53, 87–91.

Telfer A., Dhami S., Bishop SM., Phillips D and Barber J, 1994. Beta-carotenequenches singlet oxygen formed by isolatedphotosystem-II reactioncenters. *Biochemistry*, 33, 14469-14474.

Timbrell J, 2009. Principles of Biochemical Toxicology, 4th ed. Informa Healthcare USA, Inc. New York.

Tiryakioglu M., Eker S., Ozkutlu F., Husted S and Cakmak I, 2006. Antioxidant defense system and cadmium uptake in barley genotypes differing in cadmium tolerance. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 20, 181-189.

Touiserkani T., Haddad R and Agric J, 2012. Cadmium induced stress and antioxidative responses in different *Brassica napus* cultivars. *J. Agr. Sci. Tech*, 14, 929-937.

Treder W., Cieslinski G, 2005. Effect of silicon application on cadmium uptake and distribution in strawberry plants grown on contaminated soils. *Journal of Plant Nutrition*, 28, 917- 929.

Tripathi AK., Tripathi Sadhna and Tripathi S, 1999. Changes in some physiological and biochemical characters in *Albizia lebbek* as bio-indicators of heavy metal toxicity. *J Environ Biol*, 20, 93–8.

Tripathi DK., Singh VP., Kumar D and Chauhan DK, 2012a. Impact of exogenous silicon addition on chromium uptake, growth, mineral elements, oxidative stress, antioxidant capacity,

and leaf and root structures in rice seedlings exposed to hexavalent chromium. *Acta Physiol. Plant*, 34, 279–289.

Tripathi DK., Singh VP., Kumar D and Chauhan DK, 2012b. Rice seedlings under cadmium stress : effect of silicon on growth, cadmium uptake, oxidative stress, antioxidant capacity and root and leaf structures. *Chem. Ecol.*, 28, 281–291.

Tripathi P., Tripathi RD., Singh RP., Dwivedi S., Goutam D., Shri M and Chakrabarty, D., 2013. Silicon mediates arsenic tolerance in rice (*Oryza sativa* L.) through lowering of arsenic uptake and improved antioxidant defence system. *Ecol. Eng.* 52, 96–103.

Troll W., Lindsey G, 1955. A photometric method for the determination of proline. *J Biol Biochem*, 215, 655-660.

Turner MA., Rust RH, 1971. Effects of Chromium on growth and mineral nutrition of Soybeans. *Soil Science Society of American Proceedings*, 35, 5- 755.

Turrens JF., Boveris A, 1980. Generation of superoxide anion by the NADH dehydrogenase of bovine heart-mitochondria. *Biochemical Journal*, 191, 421-427.

Ünyayar S., Çelik A., Çekiç ÖF and Gözel A, 2006. Cadmium-induced genotoxicity, cytotoxicity and lipid peroxidation in *Allium sativum* et *Vicia faba*. *Mutagenesis*, 21 (1), 77-81.

UdDin I, Bano A, Masood S, 2015. Chromium toxicity tolerance of *Solanum nigrum* L. and *Parthenium hysterophorus* L. plants with reference to ion pattern, antioxidation activity and root exudation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 271–278.

Van Assche F., Clijsters H, 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant Cell Environ*, 13, 195-206.

Van Gestel CAM., Dirven-Van-Breemen EM and Baerselman R, 1993. Accumulation and elimination of cadmium, chromium and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). *Sci. Total Environ. Supplément 1993, partie I*, 585–597.

Van Kauwenbergh SJ, 1997. Cadmium and other minor elements in world resources of phosphate rock. *Proceedings of the Fertilizer Society No. 400*, London.

Vanier P, 2006. L'orge au fil du temps, Usages culinaire, Ecologie et Environnement. Passeportsanté.net.

Vansuy G., Mench M and Briat JF, 2000. Soil-dependent variability of iron accumulation in transgenic tobacco over expressing ferritin. *Plant Physiol. Biochem*, 38, 499-506.

Vatamaniuk OK., Bucher EA., Ward JT and Rea P.A, 2001. A new pathway for heavy metal detoxification in animals. Phytochelatin synthase is required for cadmium tolerance in *Caenorhabditis elegans*. *J Biol Chem*, 276, 20817-20820

Vazques MD., Poschenrieder Ch and Barcelo J, 1987. Chromium (VI) induced structural changes in bush bean plants. *Ann Bot*, 59, 427–38.

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

Velikova V., Yordanov I and Edreva A, 2000. Oxidative stress and some antioxidant systems in acidrain-treated bean plants-protective role of exogenous polyamines. *Plant. Sci*, 151, 59-66.

Verma DPS., 1999. Osmotic stress tolerance in plants : role of proline and sulfur metabolisms. K. Shinozaki, K. Yamaguchi-Shinozaki (Eds.), *Molecular Responses to Cold, Drought, Heat and Salt Stress in Higher Plants*, R.G. Landers), Austin, TX (1999), pp. 153–168.

Verma S and Dubey RS, 2001. Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice. *Biologia Plantarum*, 44(1), 117–123. doi: 10.1023/A:1017938809311

Verma S and Dubey RS, 2003. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growingrice plants. *Plant science*, 164, 645-655.

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

Vitória AP., Lea PJ and Azevedo RA, 2001. Antioxidant enzymes responses to cadmium in radish tissues. *Phytochemistry*, 57,701-710.

Vranova E., Inze D and Van Breusgem F, 2002. Signal trasdution during oxidative stress. *J. Exp. Bot*, 53, 1227-1236.

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

Wahsha M., Al-Jassabi S., Azirun M and Abdul-Aziz K., 2010. Biochemical Screening of Hesperidin and Naringin Against Liver Damage in Balb/c Mice Exposed to Microcystin-LR. *Middle East. Journal of Scientific Research*, 6 (4), 354-359.

Wang LJ., Wang YH., Chen Q., Cao WD., Li M and Zhang FS, 2000. Silicon induced cadmium tolerance of rice seedlings. *J. Plant Nutr*, 23, 1397–1406.

Wang ME and Zhou QX, 2006. Effect of herbicide chlorimuron-ethyl on physiological mechanisms in wheat (*Triticum aestivum*). *Ecotox. Environ. Safe*, 64, 190-197.

Wang WX., Vinocur B., Shaseyov O and Altman A, 2001. Biotechnology of plant osmotic stress tolerance : physiological and molecular considerations. *Acta Hort*, 560, 285-292.

Wang X., Luo Y., Du W., Guo H and Yin D, 2007. Effects of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere*, 69, 89–98.

Wang Z, Zhang Y, Huang Z and Huang L, 2008. Antioxidative response of metal-accumulator and non-accumulator plants under cadmium stress. *Plant Soil*, 310, 137–149.

Wegglar K., McLaughlin M.J and 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 and 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.

Wenzel WW., Blum WEH., Brandstetter A., Jockwer F., Kochl A., Oberforster M., Oberlander H.E., Riedler C., Roth K and Vladeva I, 1996. Effects of soil properties and cultivar on cadmium accumulation in wheat grain. *Z. Pflanzl. Bodenkd*, 159, 609-614.

Whiting SN., Reeves RD., Richards D., Johnson MS., Cooke JA., Malaisse F., Paton A., Smith JAC., Angle JS., Chaney R.L., Ginocchio R., Jaffré T., Johns R., McIntyre T., Purvis OW., Salt DE., Schat H., Zhao FJ and Baker JM, 2004. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Restoration ecology*, 12 (1) ,106-116.

Willekens H., Chamnongpol S., Davey M., Schraudner M., Langebartels C., VanMontagu M., Inze D and VanCamp W, 1997. Catalase is a sink for H₂O₂ and is indispensable for stress defence in C-3 plants. *Embo Journal*, 16, 4806-4816

Williams JH, 1988. Chromium in sewage sludge applied to agricultural land. Office of Official Publications for the Commission of the European Communities, Bruxelles.

Witcombe JR., Hollington PA., Howarth CJ., Reader S and Steel KA, 2009. Breeding for abiotic stresses for sustainable agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 363, 703-716.

Wojtaszek P, 1997. Oxidative burst : An early plant response to pathogen infection. *Biochemical Journal*, 322, 681-692

Woychik HJ., Boundy JA and Dimler RJ, 1961. Starch gel electrophoresis of wheat gluten proteins with concentrated urea. *Arch. Biochem. Biophys*, 94, 477-482.

Wrigley CW., Békés F and Bushuk W, 2006. Chapter 1. Gluten : A balance of gliadin and glutenin. In: Gliadin and glutenin. The unique balance of wheat quality. Eds. : Wrigley, C.W., Békés, F., and Bushuk, W. AACC Press, St Paul, Min., USA, pp 3-33

Wu F., Zhang G., Dominy P, 2003. Four barley geno types respond differently to cadmium: lipid peroxidation and activities of antioxidant capacity. *Environ. Exp. Bot*, 50, 67-78.

Wu HL., Chen CL., Du J., Liu HF., Cui Y., Zhang Y., He YJ., Wang YQ., Chu CC., Feng ZY., Li JM and Ling HQ, 2012. Co-over expression *FIT* with *AtbHLH38* or *AtbHLH39* in *Arabidopsis* enhanced cadmium tolerance via increased cadmium sequestration in roots and improved iron homeostasis of shoots. *Plant Physiol*, 158, 790–800.

Xiong Z., Zhao F and Li M, 2006. Lead toxicity in *Brassica perkinensis* Rupr. Effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology*, 21, 147-153.

Xu Y., Feng L., Jeffrey P.D., Shi Y.G and Morel F.F.M, 2008. Structure and metal exchange in the cadmium carbonic anhydrase of marine diatoms. *Nature*, 452, 56-61.

Yadav SK, 2010. Cold stress tolerance mechanisms in plants. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 515–527. doi:10.1051/agro/2009050.

Yang MN., Wang J., Wang SH and Xu LL, 2003. Salicylic acid in duce aluminum tolerance by modulation of citrate efflux from roots of *Cassia tora* L. *Planta*, 217, 168-174.

Yang X., Feng Y., He ZL and Stoffella PJ, 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *J. Trace Elem. Med. Bio.*, 18, 339–353

Yannarelli GG., Fernández-Alvarez AJ., Santa-Cruz DM and Tomaro ML, 2006. Glutathione reductase activity and isoforms in leaves and roots of wheat plants subjected to cadmium stress. *Phytochemistry*.

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

Yu SW., Wang HM., Poitras MF., Coombs C., Bowers WJ., Federoff HJ., Poirier GG., Dawson TM and Dawson VL, 2002. Mediation of poly (ADP-ribose) polymerase-1-dependent cell death by apoptosis-inducing factor. *Science*, 297, 259-263.

Zaccheo P., Cocucci M and Cocucci S, 1985. Effects of Cr on proton extrusion, potassium uptake and transmembrane electric potential in maize root segments. *Plant Cell Environ*, 8, 721– 6.

Zachara JM., Ainsworth CC., Cowan CE and Resch CT, 1989. Adsorption of chromate by subsurface soil horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53, 418–428.

Zayed AM., Terry N, 2003. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant Soil*, 249, 139-156.

Zeid I.M, 2001. Responses of *Phaseolus vulgaris* to chromium and cobalt treatments. *Biol Plant*, 44, 111–5.

Zeitoun R, 2011. Procédés de fractionnement de la matière végétale – Application à la production des polysaccharides du son et de la paille de blé. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 291 p.

Zeng FR., Zhao FS., Qiu BY., Ouyang YN., Wu FB and Zhang GP, 2011. Alleviation of chromium toxicity by silicon addition in rice plants. *Agr. Sci. China*, 10, 1188– 1196.

- Zengin FK., Munzuroglu O, 2006.** Toxic effects of cadmium (Cd⁺⁺) on metabolism of sunflower (*Helianthus annuus* L.) seedlings. *Acta Agric. Scand. B-Plant Soil Sci*, 56, 224–229.
- Zhang G., Fukami M and Sekimoto H, 2000.** Genotypic differences in effects of cadmium on growth and nutrient compositions in wheat. *J. Plant. Nutr*, 23, 1337-1350.
- Zhang SP., Weng J., Pan JX., Tu TC., Yao S and Xu CH, 2003.** Study on the photo-generation of superoxide radicals in Photosystem II with EPR spin trapping techniques. *Photosynthesis Research*, 75, 41-48.
- Zhang, C., 2006.** Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environmental Pollution*, 142, 501-511.
- Zhang XY., Chen da C., Xiu MH., Wang F and Qi LY et al, 2009.** The novel oxidative stress marker thioredoxin is increased in first-episode schizophrenic patients. *Schizophrenia Res*, 113, 151-157.
- Zhang S., Li S., Ding X., Li F., Liu C., Liao X and Wang R, 2013.** Silicon mediated the detoxification of Cr on pakchoi (*Brassica chinensis* L.) in Cr-contaminated soil. *J. Food Agric. Environ.*, 11, 814–819.
- Zhu YL., Pilon-Smits EAH., Jouanin L and Terry N, 1999.** Overexpression of Glutathione Synthetase in Indian Mustard Enhances Cadmium Accumulation and Tolerance. *Plant physiol.* 119, 73-79.
- Zorrig W, 2009.** Recherche et caractérisation de déterminants contrôlant l'accumulation de cadmium chez la laitue "*Lactuca sativa*". *Faculté des Sciences de Tunis - SupAgro Montpellier*, 276 p.
- Zou J., Yu K., Zhang Z., Jiang W and Liu D, 2009.** Antioxidant response system and chlorophyll fluorescence in chromium (VI)- treated *Zea mays* L. Seedlings. *Acta biologica cracoviensia Series Botanica*, 51 (1), 23–33.