

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE  
UNIVERSITÉ ABDELHAMID BEN BADIS MOSTAGANEM



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

**Filière** : Sciences Biologiques

**Spécialité** : Phytoremédiation et réhabilitation des sites pollués

**Option** : Sciences du Sol et Environnement

**Laboratoire de biodiversité et conservation des eaux et des sols**

**THÈSE**

PRESENTÉE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME  
DE DOCTORAT 3<sup>ème</sup> CYCLE LMD

**Par**

**M<sup>me</sup> NEGGAZ Nour Elhouda**

**Effet combiné de la salinité et de métaux lourds (Plomb,  
Cuivre, et Zinc) sur les paramètres chimiques, biochimiques  
et morpho-physiologiques chez le radis (*Raphanus sativus* L.)**

Soutenu publiquement le : 16/10/2019

**Membres de jury**

CHIBANI Abdelwaheb	Professeur	Université de Mostaganem	Président
LOTMANI Ibrahim	Professeur	Université de Mostaganem	Examineur
LATRECHE Ali	Professeur	Université de Sidi bel Abbes	Examineur
REGUIEG YSSAAD Houcine AH	Professeur	Université de Mostaganem	Directeur de thèse

**Année universitaire : 2018-2019**

# Remerciements

*En premiers lieu, mes sincères remerciements et ma gratitude vont à mon Directeur de thèse, Monsieur **REGUIEG YSSAAD Houcine Abdelhakim** Professeur à l'université de Mostaganem, pour la confiance qu'il m'a accordé en acceptant d'encadrer ce projet doctoral, pour sa bienveillance, ses encouragements et surtout ses conseils précieux et judicieux, qui ont contribué à alimenter ma réflexion, et pour toutes les heures qu'il a consacrées pour diriger ce travail.*

*J'adresse mes vifs remerciements également à Monsieur **CHIBANI Abdelwaheb** Professeur à l'université de Mostaganem qui m'a fait l'honneur de présider le jury, à Monsieur **LOTMANI Ibrahim** Professeur à l'Université de Mostaganem et à Monsieur **LATRECHE Ali** Professeur à l'université de Sidi Bel Abbes, qui m'ont fait l'honneur d'examiner ma thèse.*

*Je tiens à remercier chaleureusement mes enseignant(e)s : **M. MDJAHED, M. LARID, S. KRIBI, DJ, AIT SAADA**, et mes collègues : **KHEDIM Ikram, MORTET Ahmed, RAHIM GUEALLIA Hasni, OSMANE Badia, BOUKER Hadjira, GHAMNIA Youcef, et NOURI Tayb**.*

*Enfin, je ne pourrais finir ces remerciements sans penser à ma famille dont l'affection, l'amour, le soutien et l'encouragement constants m'ont été d'un grand réconfort et ont contribué à l'aboutissement de ce travail.*

*Que ce rapport soit l'occasion d'exprimer mes sincères remerciements à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin pour élaborer ce modeste travail de recherche.*

# DEDICACES

*A la mémoire de mon cher père,*

*Qui a participé à la réalisation de ce travail, mais qui nous a quitté trop tôt, il m'a toujours soutenue motivé dans mes études. J'espère que, du monde qui est sien maintenant, il apprécie cet humble geste comme preuve de reconnaissance de la part d'une fille qui va toujours prier pour le salut de son âme, que Dieu le tout puissant lui accorde sa sainte miséricorde*

*A ma mère,*

*Pour son amour, son soutien et ses prières tout au long de mes études.*

*A mon mari,*

*Pour son aide, son écoute, sa patience, et surtout son soutien qui m'a été essentiel durant ces années.*

*A mes sœurs et mes frères,*

*A mes amies, A mes collègues*

*A tous ceux qui me sont chères.*

*A la mémoire de tous ceux que j'ai perdu mais que je n'ai jamais oublié.*

*Je dédie ce travail.*

*Nour El-houda*

## Résumé

La dégradation des sols par la salinité et la pollution en métaux lourds posent un problème environnemental inquiétant. A cet effet, ce travail consiste à évaluer l'effet de métaux lourds Pb, Cu et Zn, seuls et combinés au NaCl, sur les paramètres chimiques, biochimiques et morpho-physiologiques de *Raphanus sativus* L.; une plante modèle et appropriée pour les études éco-toxicologiques grâce à sa tolérance aux différentes contraintes. Une étude du pouvoir phytoremédiateur de cette plante est effectuée, pour estimer le taux d'accumulation et de translocation des métaux lourds, afin d'utiliser *Raphanus sativus* L. dans la décontamination des sols pollués.

Le stress métallique est appliqué durant deux semaines, après 45 jours de croissance de *Raphanus sativus* L. à différentes concentrations de Pb (0, 500, 1000 et 2000 ppm), de Cu (0, 400, 800 et 1000 ppm) et de Zn (0, 200, 300 et 400 ppm) en présence et absence de NaCl (0, 40 et 80 meq/l). Les résultats obtenus montrent que l'espèce *Raphanus sativus* L. est modérément sensible au NaCl. Par contre, elle résiste au stress métallique avec un ordre de sensibilité : Pb < Zn < Cu. En revanche, l'interaction de Pb, Cu et Zn au NaCl a révélé un effet positif de la salinité sur la tolérance de *Raphanus sativus* L. aux métaux lourds. Il s'avère que cette espèce est affecté par les stress abiotiques appliqués avec l'ordre : interaction métaux lourds-salinité < métaux lourds < salinité.

Les résultats relatifs au pouvoir phytoremédiateur révèlent que *Raphanus sativus* L. en absence de NaCl, accumule massivement le Pb, le Cu et le Zn dans les parties aériennes et racinaires et d'avantage dans la partie racinaire avec l'ordre Zn < Cu < Pb. En présence de NaCl ces teneurs s'élèvent en fonction de l'augmentation des doses appliquées, par rapport à l'effet des métaux lourds seuls. La translocation de Pb, Cu et Zn dans le *Raphanus sativus* L. est de l'ordre Pb < Cu < Zn, et elle augmente en fonction de l'élévation des doses appliquées.

L'espèce *Raphanus sativus* L. semble d'être prometteuse pour la phytoremédiation, et ce par son utilisation dans la décontamination des sols pollués par les métaux lourds, par la phytostabilisation, la rhizodégradation et la phytoextraction. Cette plante est recommandée aussi d'être utilisée pour la décontamination des sols agricoles salins riches en métaux lourds et les sols agricoles irrigués par l'eau saline, vu que la salinité modérée peut améliorer assez efficacement la tolérance de *Raphanus sativus* L. au Pb, Cu et Zn, et l'accumulation de ces métaux dans les parties aérienne et racinaire de la plante, ce qui devrait être pris en compte lors du développement de technologies innovantes de phytoremédiation.

**Mots clés :** Stress salin ; Stress métallique ; *Raphanus sativus* L. ; Sol ; Phytoremédiation ;

## Abstract

Soil degradation by salinity and heavy metal pollution is a serious environmental problem. This work consists to evaluate the effect of heavy metals Pb, Cu and Zn, alone and combined with NaCl, on the chemical, biochemical and morpho-physiological parameters of *Raphanus sativus* L.; a model plant suitable for eco-toxicological studies due to its tolerance to different stresses. A study of the phytoremediation capacity of this plant is carried out to estimate the accumulation and translocation rate of heavy metals, in order to use *Raphanus sativus* L. in the decontamination of soils.

Metallic stress is applied for two weeks, after 45 days of *Raphanus sativus* L. growth at different concentrations of Pb (0, 500, 1000 and 2000 ppm), Cu (0, 400, 800 and 1000 ppm) and Zn (0, 200, 300 and 400 ppm) in the presence and absence of NaCl (0, 40 and 80 meq/l). The results obtained show that the species *Raphanus sativus* L. is moderately sensitive to NaCl. However, it resists to metallic stress with an order of sensitivity: Pb < Zn < Cu. On the other hand, the interaction of Pb, Cu and Zn with NaCl revealed a positive effect of salinity on the tolerance of *Raphanus sativus* L. to heavy metals. It appears that this species is affected by the abiotic stresses applied with the order: interaction of heavy metals-salinity < heavy metals < salinity.

The results relating to phytoremediator capacity reveal that *Raphanus sativus* L. in the absence of NaCl, accumulates massively Pb, Cu and Zn in the areal and root parts and much more in the root part with the order Zn < Cu < Pb. In the presence of NaCl, these levels increase with the rise of the applied doses, compared to the effect of heavy metals alone. The translocation of Pb, Cu and Zn in *Raphanus sativus* L. is in the order Pb < Cu < Zn, and it increases with the elevation of the applied doses.

The species *Raphanus sativus* L. seems to be promising for phytoremediation, by its use in the decontamination of soils polluted by heavy metals, by phytostabilization rhizodegradation, and phytextraction. This plant is also recommended to be used for the decontamination of saline agricultural soils rich in heavy metals and agricultural soils irrigated by saline water, since moderate salinity can quite effectively improve the tolerance of *Raphanus sativus* L. to Pb, Cu and Zn, and the accumulation of these metals in both parts of the plant, which should be taken into account when developing innovative phytoremediation technologies.

**Keywords:** Saline stress; Metal stress; *Raphanus sativus* L.; Soil; Phytoremediation

يشكل تدهور التربة بالملوحة و التلوث المعدني مشكلا بيئيا مقلقا, و لهذا يعتمد هذا العمل على تقييم مدى تأثير المعادن الثقيلة: الرصاص, النحاس و الزنك بشكل منفرد و مشترك مع كلوريد الصوديوم على المعايير الكيميائية, البيوكيميائية و الحيوية لنبات الفجل الذي يعتبر صنف مناسب لدراسات التلوث البيئي نظرا لقدرته على تحمل مختلف التغيرات البيئية. يتم من خلال هذا العمل أيضا دراسة قدرة الفجل على تجميع و نقل المعادن الثقيلة داخل اجزاءها المختلفة, و هذا لاستعمالها في معالجة تلوث التربة الناتج عن تراكم المعادن الثقيلة فيه.

تم تطبيق الإجهاد المعدني لمدة أسبوعين بعد 45 يوم من بداية نمو نبتة الفجل بتركيز مختلفة للرصاص (0, 500, 1000 و 2000 جزء من المليون), للنحاس (0, 400, 800 و 1000 جزء من المليون) و للزنك (0, 200, 300 و 400 جزء من المليون), في وجود و غياب كلوريد الصوديوم (0, 40 و 80 مل مكافئ للتر). و تبين النتائج المتحصل عليها أن الفجل حساس نسبيا لارتفاع معدل الملوحة, بينما يعتبر مقاوم لارتفاع معدل المعادن الثقيلة مع ترتيب حساسية كالتالي: الرصاص > الزنك > النحاس. بالمقابل كشفت النتائج الخاصة بالتفاعل بين هذه المعادن و كلوريد الصوديوم أن تأثير هذا الأخير كان إيجابيا على مقاومة الفجل لوجود المعادن الثقيلة و يبدو من خلال هذه النتائج أن الفجل يتأثر بالإجهاد اللاحيوي المطبق عليه بالترتيب التالي: تفاعل المعادن الثقيلة و الملوحة > المعادن الثقيلة > الملوحة.

النتائج المتعلقة بقدرة الفجل على معالجة التربة من التلوث المعدني تشير إلى أنه في غياب كلوريد الصوديوم يقوم الفجل بجمع المعادن الثقيلة في مختلف أجزائه و خاصة في الجزء الجذري بصفة كثيفة و بترتيب: الزنك > النحاس > الرصاص, بينما بوجود كلوريد الصوديوم ترتفع نسبة تراكم المعادن وفقا للزيادة في الجرعات المطبقة مقارنة بتأثير المعادن الثقيلة وحدها. كما تبين النتائج المتحصل عليها أن تنقل المعادن الثقيلة إلى الأجزاء الورقية للفجل يرتفع تدريجيا و بالترتيب الأتي: الرصاص > النحاس > الزنك.

من خلال النتائج المتحصل عليها يعتبر نبات الفجل صنف مرشح للإستخدام في إزالة التلوث بالمعادن الثقيلة و ذلك لقدرته على تثبيتها في الجزء الجذري للنبته و كذا تحليلها و تحويلها الى مركبات أقل ضررا بالنبات عن طريق النشاط الكثيف للكائنات الدقيقة في المنطقة المحيطة بالجذور. كما يمكن استخدام الفجل في إزالة تلوث التربة الزراعية الغنية بالملح و كذا التربة الزراعية المسقيه بالمياه المالحة, و ذلك لأن درجة الملوحة المتوسطة يمكن أن تحسن من فعالية مقاومة الفجل للتلوث المعدني بالرصاص, النحاس و الزنك, و تزيد أيضا من قدرة هذه الأخيرة على التنقل بين أجزاء النبتة, و عليه ينبغي أن تؤخذ هذه النتائج بعين الإعتبار عند تطوير التكنولوجيات الحديثه المبتكره في المعالجة النباتية للتربة الملوثة.

**الكلمات المفتاحية:** الإجهاد الملحي, الإجهاد المعدني, الفجل, التربة, معالجة التربة.



*Liste des abréviations*

❖ Pb :	Plomb	❖ Ce :	Cérium
❖ Cu :	Cuivre	❖ Hg :	Mercure
❖ Zn :	Zinc	❖ Ag :	Argent
❖ Cd :	Cadmium	❖ Mg :	Magnésium
❖ Cr :	Chrome	❖ Mn :	Manganèse
❖ Ni :	Nickel	❖ Sn :	Etain
❖ B :	Bore	❖ Li :	Lithium
❖ Mo :	Molybdène	❖ Co :	Cobalt
❖ Al :	Aluminium	❖ Fe :	Fer
❖ Na <sup>+</sup> :	Sodium	❖ Cl <sup>-</sup> :	Chlorure
❖ Ca <sup>++</sup> :	Calcium	❖ K <sup>+</sup> :	Potassium
❖ ppm :	Partie Par million	❖ EAG :	Equivalent Acide Gallique
❖ meq :	Milliéquivalent	❖ EQ :	Equivalent Quercétine
❖ NaCl :	Chlorure de sodium	❖ Nm :	Nanomètre
❖ mg :	milligramme	❖ Abs :	Absorbance
❖ ARNt :	Acides Ribonucléiques de transfert	❖ MS :	Matière Sèche
❖ ADN :	Acide Désoxyribonucléique	❖ MF :	Matière Fraîche
❖ ERO :	Espèces réactifs de l'oxygène	❖ PA :	Partie aérienne
❖ DPPH :	2,2-diphényl-1-picrylhydrazyle	❖ PR :	Partie racinaire
❖ ETM :	Élément trace métallique	❖ UV :	Ultraviolet
❖ TCA :	Tricarboxylic Acid	❖ ATP :	Adénosine Triphosphate
❖ GSR :	Glutathion Réductase	❖ NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> :	Nitrate
❖ CoA :	Coenzyme A	❖  :	Diminution
❖ APX :	Ascorbate peroxidase	❖  :	Stabilité
❖ SOD :	Superoxide dismutase	❖  :	Augmentation
❖ ITCMI :	Institut Technique des Cultures Maraîchères et Industrielles		
❖ EPA :	Environmental Protection Agency		
❖ FAO :	Food and Agriculture Organization		
❖ CTA :	Centre des Technologies Agronomiques		
❖ ADEME :	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie		

Liste des figures

Figure 01 : Principaux procédés de la phytoremédiation.....	5
Figure 02 : Processus de la phytostabilisation des métaux lourds.....	6
Figure 03 : Processus de la phytodégradation des métaux lourds .....	7
Figure 4 : Processus de phytoextraction des métaux lourds.....	8
Figure 05 : Sources de pollutions des sols et leurs impacts.....	21
Figure 06 : Plante de <i>Raphanus sativus</i> L. ....	30
Figure 07 : Cycle végétatif de <i>Raphanus Sativus</i> L. ....	32
Figure 08 : Station expérimentale de l'Université de Mostaganem.....	37
Figure 09 : Présentation de la serre expérimentale.....	38
Figure 10 : Graines de <i>Raphanus sativus</i> L. ....	38
Figure 11 : Dispositif expérimental. ....	40
Figure 12 : Levée de <i>Raphanus sativus</i> L. après 5 et 15 jours de la mise en germination des graines.....	40
Figure 13 : Doses de sel (NaCl) et métaux lourds (Pb, Cu et Zn) appliquées durant le stress. ....	42
Figure 14 : Elongation des parties aérienne et racinaire (cm) de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	47
Figure 15 : Elongation des parties aérienne et racinaire (cm) de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	49
Figure 16 : Elongation des parties aérienne et racinaire (cm) de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	50
Figure 17 : Poids frais (g) des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	51
Figure 18 : Poids frais (g) des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	53
Figure 19 : Poids frais (g) des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	54
Figure 20 : Poids sec (g) des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl. ....	55
Figure 21 : Poids sec (g) des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	57
Figure 22 : Poids sec (g) des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl. ....	58
Figure 23 : Teneur relative en eau (%) des feuilles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl. ....	59
Figure 24 : Teneur relative en eau (%) des feuilles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl. ....	61
Figure 25 : Teneur relative en eau (%) des feuilles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	62
Figure 26 : Teneur en chlorophylles (mg/g MF) de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl. ....	63
Figure 27 : Teneur en chlorophylles (mg/g MF) de <i>Raphanus Sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	64
Figure 28 : Teneur en chlorophylles (mg/g MF) de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	65

<b>Figure 29</b> : Teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	67
<b>Figure 30</b> : Teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	68
<b>Figure 31</b> : Teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	70
<b>Figure 32</b> : Teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	71
<b>Figure 33</b> : Teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	73
<b>Figure 34</b> : Teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. Sous l'interaction Zinc-NaCl.....	74
<b>Figure 35</b> : Teneur en proline (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	75
<b>Figure 36</b> : Teneur en proline (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	77
<b>Figure 37</b> : Teneur en proline (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zn-NaCl.....	78
<b>Figure 38</b> : Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	80
<b>Figure 39</b> : Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction cuivre-NaCl.....	81
<b>Figure 40</b> : Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	83
<b>Figure 41</b> : Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	84
<b>Figure 42</b> : Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	85
<b>Figure 43</b> : Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	87
<b>Figure 44</b> : Activité anti-radicalaire (%) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl.....	88
<b>Figure 45</b> : Activité anti-radicalaire (%) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.....	90
<b>Figure 46</b> : Activité anti-radicalaire (%) dans les parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl.....	91
<b>Figure 47</b> : Corrélation entre les osmoregulateurs et les polyphénols totaux de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Pb-NaCl.....	93

**Figure 48** : Corrélation entre les osmorégulateurs et les flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Pb-NaCl. .... 94

**Figure 49** : Corrélation entre les osmorégulateurs et les polyphénols totaux de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cu-NaCl. .... 96

**Figure 50** : Corrélation entre les osmorégulateurs et les flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cu-NaCl. .... 97

**Figure 51** : Corrélation entre les osmorégulateurs et les polyphénols totaux de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl. .... 99

**Figure 52** : Corrélation entre les osmorégulateurs et les flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl. .... 100

**Figure 53** : Teneur en Plomb (ppm) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl. .... 101

**Figure 54** : Teneur en Cuivre (ppm) dans la partie aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl. .... 103

**Figure 55** : Teneur en Zinc (ppm) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl. .... 104

**Liste des tableaux**

<b>Tableau 01</b> : Plantes ayant un potentiel pour la phytoextraction des métaux. ....	11
<b>Tableau 02</b> : Différents classes de la salinité .....	14
<b>Tableau 03</b> : Salinité primaire et secondaire. ....	15
<b>Tableau 04</b> : Sols affectés par la salinité dans les continents et subcontinents. ....	16
<b>Tableau 05</b> : Noms vernaculaires de <i>Raphanus sativus</i> L.....	28
<b>Tableau 06</b> : Classification systématique de <i>Raphanus sativus</i> L.....	29
<b>Tableau 07</b> : Calendrier de culture de <i>Raphanus sativus</i> L.....	31
<b>Tableau 08</b> : Exigences de la culture de <i>Raphanus sativus</i> L.....	32
<b>Tableau 09</b> : Protection phytosanitaire de <i>Raphanus sativus</i> L. ....	33
<b>Tableau 10</b> : Eléments nutritifs de <i>Raphanus sativus</i> L. ....	33
<b>Tableau 11</b> : Principes actifs de <i>Raphanus sativus</i> L.....	34
<b>Tableau 12</b> : Activités biologiques de <i>Raphanus sativus</i> L. ....	35
<b>Tableau 13</b> : Caractéristiques physico-chimiques du substrat de culture. ....	39
<b>Tableau 14</b> : Composition de la solution nutritive.....	41
<b>Tableau 15</b> : Elongation des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type.....	48
<b>Tableau 16</b> : Elongation des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.....	49
<b>Tableau 17</b> : Elongation des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.....	50
<b>Tableau 18</b> : Poids frais des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type.....	52
<b>Tableau 19</b> : Poids frais des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.....	53
<b>Tableau 20</b> : Poids frais des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.....	54
<b>Tableau 21</b> : Poids sec des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type.....	56
<b>Tableau 22</b> : Poids sec des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.....	57
<b>Tableau 23</b> : Poids sec des parties aérienne et racinaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.....	58
<b>Tableau 24</b> : Teneur relative en eau des feuilles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type. ....	60
<b>Tableau 25</b> : Teneur relative en eau des feuilles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type. ....	61

<b>Tableau 26</b> : Teneur relative en eau des feuilles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	62
<b>Tableau 27</b> : Teneur en chlorophylles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type. ...	64
<b>Tableau 28</b> : Teneur en chlorophylles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl $\pm$ l'ecart type. .	65
<b>Tableau 29</b> : Teneur en chlorophylles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl $\pm$ l'ecart type.....	66
<b>Tableau 30</b> : Teneur en protéines de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	67
<b>Tableau 31</b> : Teneur en proteines de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	69
<b>Tableau 32</b> : Teneur en proteines de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl $\pm$ l'ecart type.....	70
<b>Tableau 33</b> : Teneur en sucres solubles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type..	72
<b>Tableau 34</b> : Teneur en sucres solubles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl $\pm$ l'ecart type.	73
<b>Tableau 35</b> : Teneur en sucres solubles de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl $\pm$ l'ecart type. ...	74
<b>Tableau 36</b> : Teneur en proline de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	76
<b>Tableau 37</b> : Teneur en proline de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl $\pm$ l'ecart type.....	77
<b>Tableau 38</b> : Teneur en proline de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zn-NaCl NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	79
<b>Tableau 39</b> : Teneur en polyphénols totaux de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	80
<b>Tableau 40</b> : Teneur en polyphénols totaux de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction cuivre-NaCl $\pm$ l'ecart type .....	82
<b>Tableau 41</b> : Teneur en polyphénols totaux de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl. $\pm$ l'ecart type .....	83
<b>Tableau 42</b> : Teneur en flavonoïdes de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type. ....	84
<b>Tableau 43</b> : Teneur en flavonoïdes de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl. $\pm$ l'ecart type ....	86
<b>Tableau 44</b> : Teneur en flavonoïdes de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl. $\pm$ l'ecart type.....	87
<b>Tableau 45</b> : Activité anti-radicalaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl. $\pm$ l'ecart type...	89
<b>Tableau 46</b> : Activité anti-radicalaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl. $\pm$ l'ecart type..	90
<b>Tableau 47</b> : Activité anti-radicalaire de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl. $\pm$ l'ecart type ....	91
<b>Tableau 48</b> : Corrélacion entre les osmoregulateurs et les antioxydants de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Pb-NaCl.....	92
<b>Tableau 49</b> : Corrélacion entre les osmorégulateurs et les antioxydants de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cu-NaCl.....	95
<b>Tableau 50</b> : Corrélacion entre les osmorégulateurs et les antioxydants de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zn-NaCl.....	98
<b>Tableau 51</b> : Teneur en Plomb de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Plomb-NaCl $\pm$ l'ecart type et pourcentage d'accumulation .....	102
<b>Tableau 52</b> : Teneur en Cuivre de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Cuivre-NaCl $\pm$ l'ecart type et pourcentage d'accumulation.....	103
<b>Tableau 53</b> : Teneur en Zinc de <i>Raphanus sativus</i> L. sous l'interaction Zinc-NaCl $\pm$ l'ecart type et pourcentage d'accumulation. ....	105
<b>Tableau 54</b> : Taux de tanslocation des metaux lourds chez <i>Raphanus sativus</i> L. $\pm$ l'ecart type. ....	106
<b>Tableau 55</b> : Principaux résultats de l'effet combiné de salinité et métaux lourds sur les paramètres chimiques biochimiques et morpho-physiologiques de <i>Raphanus sativus</i> L.....	130

**Liste des annexes**

*Annexe 01 : Références de la classification du sol (US Department of Agriculture) ..... 160*

*Annexe 02 : Caractéristiques du terreau. .... 161*

*Annexe 03: Préparation des solutions stressantes..... 161*

*Annexe 04 : Courbe d'étalonnage..... 162*

*Annexe 05 : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et Nacl sur les paramètres morfo-physiologiques de Raphanus sativus L. .... 164*

*Annexe 06 : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et Nacl sur les chlorophylles de Raphanus sativus L..... 165*

*Annexe 07 : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et Nacl sur les osmorégulateurs de Raphanus sativus L..... 166*

*Annexe 08 : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et Nacl sur les antioxydants de Raphanus sativus L. .... 167*

*Annexe 09 : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et Nacl sur les métaux lourds de Raphanus sativus L..... 168*

Table des matières

Remerciements .....	I
Dédicaces.....	II
Résumé .....	III
Abstract .....	IV
المخلص .....	V
Liste des abréviations .....	VI
Liste des figures.....	VII
Liste des tableaux.....	IIIX
Liste des annexes .....	IX

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

**PARTIE I. ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE**

**CHAPITRE I. PHYTOREMEDIATION**

I.1. Introduction.....	4
I.2. Historique.....	4
I.3. Principe de la phytoremédiation.....	4
I.4. Différentes techniques de la phytoremédiation.....	5
I.4.1. Phytostabilisation.....	5
I.4.2. Rhizodégradation .....	6
I.4.3. Phytoextraction .....	7
I.4.4. Phytovolatilisation .....	8
I.4.5. Phytofiltration .....	8
I.5. Avantages de la phytoremédiaotion.....	9
I.6. Inconvénients de la phytoremédiation.....	9
I.7. Limites de la phytoremédiation.....	9
I.8. Critères de choix des espèces végétales accumulatrices .....	10
I.9. Espèces végétales accumulatrices des métaux.....	10
I.10. Valorisation de la biomasse .....	11
I.10.1. Energie .....	11
I.10.2. Construction.....	12
I.10.3. Agriculture.....	12
I.10.4. Industrie.....	12
I.11. Conclusions économiques de la phytoremédiation .....	12

**CHAPITRE II. STRESS ABIOTIQUE**

II. Stress abiotique dans les plantes.....	14
--	----

---

II.1. Salinité des sols .....	14
II.1.1. Sources de la salinité des sols .....	15
II.1.2. Impact de la salinité sur le sol.....	16
II.1.3. Impact de la salinité sur les végétaux.....	16
II.1.4. Réponse et stratégie d’adaptation des végétaux au stress salin .....	17
II.2. Métaux lourds dans les sols .....	19
❖ Plomb.....	19
❖ Cuivre .....	19
❖ Zinc.....	20
II.2.1. Source des métaux lourds .....	20
II.2.2. Impact des métaux lourds sur le sol .....	21
II.2.3. Impact des métaux lourds sur la végétation.....	22
II.2.4. Réponse et stratégie d’adaptation des végétaux au stress métallique .....	24
II.3. Interaction salinité-métaux lourds dans les sols .....	25
II.3.1. Mécanismes de l’interaction salinité-métaux lourds.....	25
II.3.2. Réponse et stratégie d’adaptation des végétaux au stress combiné salinité-métaux lourds .....	26
<b><u>CHAPITRE III. LE RADIS (<i>Raphanus sativus</i> L.)</u></b>	
III.1. Introduction .....	28
III.2. Présentation de l’espèce .....	28
III.2.1. Noms vernaculaires .....	28
III.3. Classification systématique .....	28
III.4. Origine .....	29
III.5. Description .....	29
III.6 Propriétés culturelles.....	30
III.6.1. Calendrier de culture .....	30
III.6.2. Cycle végétatif. ....	31
III.6.3. Exigences de culture.....	32
III.6.4. Protection phytosanitaire .....	32
III.7. Composition .....	33
III.7.1. Valeur nutritive .....	33
III.7.2. Principes actifs .....	34
III.8. Activités biologiques .....	34
III.8.1. Protection du sol.....	34

III.8.2. Herbicide biologique .....	34
III.8.3. Activité antioxydante.....	35
III.8.4. Autres activités biologiques .....	35
III.9. Tolérance.....	35
III.9.1. Vis-à-vis le stress salin .....	35
III.9.2. Vis-à-vis le stress métallique .....	36

**PARTIE II. ETUDE EXPERIMENTALE**

**CHAPITRE IV. MATERIEL ET METHODES**

IV.1. Objectif du travail.....	37
IV.2. Structure du travail .....	37
IV.3. Matériel .....	38
IV.3.1. Matériel végétal .....	38
IV.3.2. Substrat sol .....	39
IV.4. Méthodes.....	40
IV.4.1. Disposition de culture .....	40
IV.4.1.1. Préparation des cylindres .....	40
IV.4.1.2. Préparation du semis .....	40
IV.4.1.3. Mise en culture.....	41
IV.4.2. Arrosage.....	41
IV.4.3. Application du stress.....	42
IV.4.4. Récolte des plantes .....	43
IV.5. Paramètres étudiés .....	43
IV.5.1. Paramètres morpho-physiologiques .....	43
IV.5.1.1. Elongation des parties aérienne et racinaire de la plante.....	43
IV.5.1.2. Poids frais des parties aérienne et racinaire de la plante .....	43
IV.5.1.3. Poids sec des parties aérienne et racinaire de la plante .....	43
IV.5.1.4. Teneur relative en eau.....	43
IV.5.2. Paramètres biochimiques.....	44
IV.5.2.1. Dosage de chlorophylles.....	44
IV.5.2.2. Dosage des protéines totales .....	44
IV.5.2.3. Dosage des sucres solubles .....	44
IV.5.2.4. Dosage de la proline .....	44
IV.5.2.5. Dosage des antioxydants.....	44
IV.5.2.5.1. Préparation des extraits hydrométhanoïques.....	44

IV.5.2.5.2. Dosage des polyphénols totaux .....	45
IV.5.2.5.3. Dosage des flavonoïdes.....	45
IV.5.2.5.4. Dosage de l'activité antiradicalaire (Test de DPPH).....	45
IV.5.3. Paramètres chimiques.....	45
IV.5.3.1. Dosage des métaux lourds .....	45
IV.5.3.2. Facteur de Translocation.....	46
IV.6. Analyses statistiques .....	46
<b><u>CHAPITRE V: RESULTATS</u></b>	
V. Effet combiné du stress métallique de Pb, Cu, Zn et salin de NaCl sur <i>Raphanus sativus</i> L. .....	47
V.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres morfo-physiologique .....	47
V.1.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur l'élongation .....	47
V.1.1.1. Effet de Pb- NaCl sur l'élongation.....	47
V.1.1.2. Effet de Cu- NaCl sur l'élongation .....	48
V.1.1.3. Effet de Zn- NaCl sur l'élongation.....	49
V.1.2. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur le poids frais .....	51
V.1.2.1. Effet de Pb- NaCl sur le poids frais .....	51
V.1.2.2. Effet de Cu- NaCl sur le poids frais .....	52
V.1.2.3. Effet de Zn- NaCl sur le poids frais .....	53
V.1.3. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur le Poids sec.....	55
V.1.3.1. Effet de Pb- NaCl sur le Poids sec .....	55
V.1.3.2. Effet de Cu-NaCl sur le Poids sec.....	56
V.1.3.3. Effet de Zn-NaCl sur le Poids sec .....	57
V.1.4. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur relative en eau .....	59
V.1.4.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur relative en eau.....	59
V.1.4.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur relative en eau .....	60
V.1.4.3. Effet de Zn- NaCl sur la teneur relative en eau .....	61
V.2.Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres biochimiques.....	63
V.2.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en chlorophylles .....	63
V.2.1.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en chlorophylles .....	63
V.2.1.2. Effet de Cu- NaCl sur la teneur en chlorophylles .....	64
V.2.1.3. Effet de Zn- NaCl sur la teneur en chlorophylles .....	65
V.2.2. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en protéines totales .....	66
V.2.2.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en protéines totales .....	66

V.2.2.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en protéines totales .....	68
V.2.2.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en protéines totales .....	69
V.2.3. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en sucres solubles .....	71
V.2.3.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en sucres solubles .....	71
V.2.3.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en sucres solubles .....	72
V.2.3.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en sucres solubles .....	73
V.2.4. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en proline .....	75
V.2.4.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en proline.....	75
V.2.4.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en proline .....	76
V.2.4.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en proline .....	78
V.2.5. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en polyphénols totaux.....	79
V.2.5.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en polyphénols totaux.....	79
V.2.5.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en polyphénols totaux.....	81
V.2.5.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en polyphénols totaux.....	82
V.2.6. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en flavonoïdes .....	83
V.2.6.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en flavonoïdes .....	83
V.2.6.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en flavonoïdes .....	85
V.2.6.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en flavonoïdes .....	86
V.2.7. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH).....	88
V.2.7.1. Effet de Pb-NaCl sur l'activité antiradicalaire.....	88
V.2.7.2. Effet de Cu-NaCl sur l'activité antiradicalaire .....	89
V.2.7.3. Effet de Zn-NaCl sur l'activité antiradicalaire .....	90
V.2.8. Relation entre les osmorégulateurs et les antioxydants.....	92
V.2.8.1. Sous l'interaction Pb-NaCl.....	92
V.2.8.2. Sous l'interaction Cu-NaCl .....	95
V.2.8.3. Sous l'interaction Zn-NaCl.....	98
V.3.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres chimiques .....	101
V.3.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur l'accumulation des métaux lourds .....	101
V.3.1.1. Effet de Pb-NaCl sur l'accumulation de Pb.....	101
V.3.1.2. Effet de Cu-NaCl sur l'accumulation de Cu.....	102
V.3.1.3. Effet de Zn-NaCl sur l'accumulation de Zn .....	104
V.3.1.4. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la translocation des métaux lourds.....	105

**CHAPITRE VI. DISCUSSION**

VI. Effet combiné de stress métallique (Pb, Cu, Zn) et salin (NaCl) sur le radis ( <i>Raphanus sativus</i> L.).....	107
VI.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres morpho-physiologiques .....	107
VI.1.1. Elongation des parties aérienne et racinaire de la plante .....	107
VI.1.2. Poids frais et sec des parties aérienne et racinaire de la plante .....	108
VI.1.3. Teneur relative en eau .....	110
VI.2. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres biochimiques .....	111
VI.2.1. Chlorophylles .....	111
VI.2.2. Protéines totales.....	112
VI.2.3. Proline .....	114
VI.2.4. Sucres solubles .....	116
VI.2.5. Antioxydants .....	118
VI.2.7.1. Corrélation entre les polyphénols et les osmorégulateurs .....	120
VI.2.7.2. Corrélation entre les flavonoïdes et les osmorégulateurs .....	121
VI.4. Effet de NaCl sur la tolérance de <i>Raphanus sativus</i> L. aux Pb, Cu, et Zn.....	122
VI.3. Effet combiné de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres chimiques. ....	123
VI.3.1. Accumulation des métaux lourds .....	123
VI.3.2. Translocation des métaux lourds .....	126
VI.3.3. Pouvoir phytoremédiateur.....	127
Conclusion générale .....	128
Recommandations et perspectives.....	131
Références bibliographiques.....	133
Annexes .....	133

*Introduction*

*Générale*

## **Introduction générale**

La salinisation et la contamination par les métaux lourds devraient être parmi les problèmes environnementaux les plus critiques à l'ère du réchauffement climatique et de la croissance démographique (**Gabrijel Ondrasek, 2013**). Plus de 200 ans de développement industriel humain ont entraîné une grande pollution de l'environnement - y compris des terres salines - avec des métaux lourds. Ces zones comprennent celles où les combustibles fossiles sont extraits et traités, celles qui ont fait l'objet d'un développement industriel actif, les territoires urbains, les terres situées le long des autoroutes et les terres agricoles polluées par les métaux lourds en raison de l'utilisation d'engrais et d'autres méthodes de protection des plantes. La teneur totale en métaux lourds des sols pollués peut dépasser de 10 à 1 000 fois celle des sols non pollués (**Valentina et al., 2010**).

La qualité et le rendement des cultures sont fortement affectés par la présence de métaux dans le sol (**Ozyigit et al., 2018**). Parmi les différents métaux lourds présents dans les sols, le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le nickel (Ni), sont largement observés à l'échelle globale en raison de leurs nombreuses utilisations et de leur haute persistance écotoxique à concentration plus ou moins élevée selon la nature, la biodisponibilité, et la spéciation chimique de l'élément. Ces polluants engendrent une dégradation des écosystèmes sols et des risques sanitaires potentiels. (**EEA, 2007**). En Europe, les évolutions structurelles du secteur industriel conduisent à l'arrêt de nombreuses exploitations et donc à l'augmentation des friches industrielles. En effet, le nombre de sites présentant des activités potentiellement polluantes, en activité ou à l'arrêt, est à environ 3 millions. Près de 250 000 sites du secteur minier, industriel ou encore militaire peuvent nécessiter un traitement urgent. Si les tendances actuelles se poursuivent, sans modification de la législation, les chiffres rapportés ci-dessus devraient augmenter de 50 % en 2025 (**EEA, 2007**).

La phytoremédiation fait référence à l'utilisation *in situ* des plantes et des microorganismes associés pour dégrader, contenir ou rendre inoffensifs les contaminants dans l'environnement (**Ayotamuno et al., 2006**). Elle peut être utilisée pour l'élimination de divers polluants organiques (hydrocarbures et pesticides) et inorganiques (métaux lourds) (**Rezania et al., 2015**). Dans certaines études, les plantes dites métalophytes, ont la capacité d'accumuler divers métaux lourds toxiques dans leurs parties végétatives et reproductrices. Les plantes combattent la toxicité des métaux lourds de différentes manières. Divers modes

d'action comprennent l'immobilisation, l'exclusion, la chélation et la séquestration des métaux dans la vacuole (Shri *et al.*, 2014 ; Anjum *et al.*, 2015). Ainsi, les études concernant l'écophysiologie et le métabolisme des plantes en milieu contaminé, ont progressivement permis d'insérer le concept de phytoremédiation à côté de celui de bioremédiation des sites pollués (Esteban, 2006).

A l'heure actuelle, environ 25 % de toutes les terres sont salines. C'est dans les régions arides et semi-arides que le degré de salinité est le plus élevé (Valentina *et al.*, 2010). Au cours de ces dernières décennies on assiste à une diminution progressive des superficies cultivables dans les régions arides et semi-arides à cause de l'accumulation des sels liée à la rareté des précipitations, au mauvais drainage, à la sécheresse prolongée (Chérifi *et al.*, 2017). Dans le bassin méditerranéen, la salinité des sols constitue l'un des facteurs limitatifs de la productivité végétale et du rendement agricole (Farissi *et al.*, 2014). Chaque année, les surfaces perdues à cause de la salinité des sols varient autour de 20 millions d'hectare dans le monde. Ainsi, ces surfaces sont passées de 48 millions à 265 millions d'hectare de terres agricoles touchées par la salinité, et aujourd'hui les surfaces agricoles affectées dans le monde seraient de 340 millions d'hectare soit 23% des terres cultivées dans le monde (Belfakih *et al.*, 2013). En effet, l'excès de sel dans le sol affecte la germination, la croissance des plantules et leur vigueur, la phase végétative, la floraison et la fructification à des degrés variables conduisant à terme à des baisses de rendement et de qualité des productions (Lachhab *et al.*, 2013). Les plantes dites halophytes, sont capables de se développer normalement dans les milieux salins, ont été utilisées pour étudier la tolérance aux métaux lourds et comme candidates présumées à la phytoremédiation. Cette utilisation est basée sur l'idée que " les plantes tolérantes au sel seraient mieux adaptées pour faire face aux stress environnementaux, y compris les métaux lourds, que les plantes sensibles au sel (glycophytes) " (Ghnaya *et al.*, 2005, 2007a).

Le matériel végétal utilisé dans cette étude est le radis (*Raphanus sativus* L.) de la famille des Brassicacées, la plante a été choisie en raison de son utilisation au laboratoire comme plante modèle pour les études d'éco-toxicologie de différents polluants (Sun *et al.*, 2010), ainsi pour son meilleur taux de germination, sa croissance rapide et sa biomasse importante (Biteur, 2012).

Ce travail est scindé en deux parties : bibliographique synthétisant les principales informations relatives au travail sollicité, pratique consacrée aux matériel et méthodes,

résultats obtenus et leurs discussions. Dans ce contexte, la présente étude porte sur l'évaluation de :

- ❖ L'effet combiné de la salinité et de métaux lourds (Plomb, Cuivre, Zinc) sur la plante de radis (*Raphanus sativus* L.)
- ❖ La réponse et la tolérance de radis vis-à-vis le stress métallique et salin et leur combinaison sur le plan biochimique, chimique et morfo-physiologique.
- ❖ Le potentiel phytoremédiateur de radis pour les métaux lourds (Plomb, Cuivre et Zinc).
- ❖ L'action de salinité sur l'accumulation des métaux lourds (Plomb, Cuivre et Zinc) dans le radis (*Raphanus sativus* L.), et sur le transfère de ces métaux vers les parties aériennes de la plante.

*Première partie*

***ETUDE***

***BIBLIOGRAPHIQUE***

# *Chapitre I*

## ***PHYTOREMEDIATION***

## I.1. Introduction

Le terme phytoremédiation est dérivé de la fusion du mot grec phyto (signifiant " plante ") avec le mot latin remedium (signifiant " guérison du mal "), il a été créé en 1994 par Ilya Raskan (**Vamerali et al., 2010**). Il s'agit d'un système autotrophe ayant une biomasse importante nécessitant un apport de très peu de nutriments (**Saratale et al., 2011**). De nombreuses espèces végétales ont la capacité d'accumuler divers métaux lourds toxiques dans leurs parties végétatives et reproductrices. Les plantes peuvent moduler la disponibilité des métaux lourds sans affecter le sol de surface, stabilisant ainsi la fertilité du sol (**Ali et al., 2013 ; Olowu et al., 2015**). Par rapport à d'autres techniques traditionnelles, la phytoremédiation est une option valable car elle est économiquement faisable et respectueuse de l'environnement. De manière générale, les plantes ont une énorme capacité d'absorption des métaux lourds de l'environnement par divers mécanismes tels que la phytoextraction, la phytofiltration, la phytostabilisation, la phytovolatilisation et la rhizodégradation (**Ali et al., 2013 ; Rezanian et al., 2016**).

## I.2. Historique

La phytoremédiation n'est pas un concept nouveau (**Walton et Anderson, 1992, Cunningham et Lee, 1994**) : il y a 300 ans, on utilisait déjà les plantes pour le traitement de l'eau. Cependant, depuis le milieu des années 70, suite à différents rapports indiquant que les pesticides persistent souvent plus longtemps dans les sols non végétalisés que dans les sols végétalisés, la remédiation basée sur les plantes a été proposée pour les boues draguées et les sols contaminés par les métaux et les toxiques organiques. Cette méthode s'est aussi développée dans le contrôle de la pollution de l'air. Dans les années 1990, différents chercheurs ont suggéré que la végétation pourrait être utilisée pour augmenter la dégradation microbienne des polluants (**Walton et Anderson, 1992**).

## I.3. Principe de la phytoremédiation

En phytoremédiation, la plante est utilisée comme "remédiateur" (**Newman, 1995**). Au cours de l'évolution, les plantes ont développé des mécanismes pour s'adapter et se multiplier dans des conditions hostiles. Les plantes ont donc mis en place des mécanismes racinaires qui immobilisent les métaux dans les racines et diminuent la translocation jusqu'aux feuilles où les métaux seraient toxiques. D'autres plantes ont développé des mécanismes complexes pour tolérer, absorber et transloquer des quantités significatives de métaux lourds et sont donc utilisées dans la remédiation (**Cunningham et Lee (1994)**),

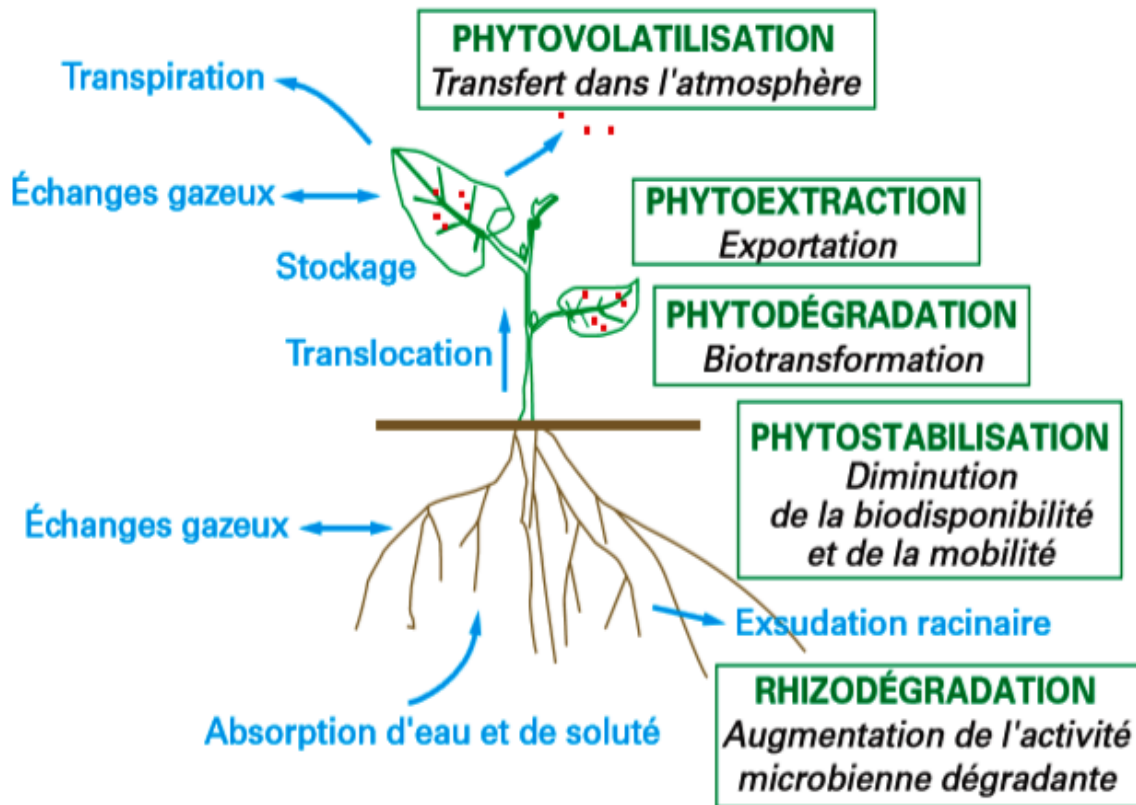
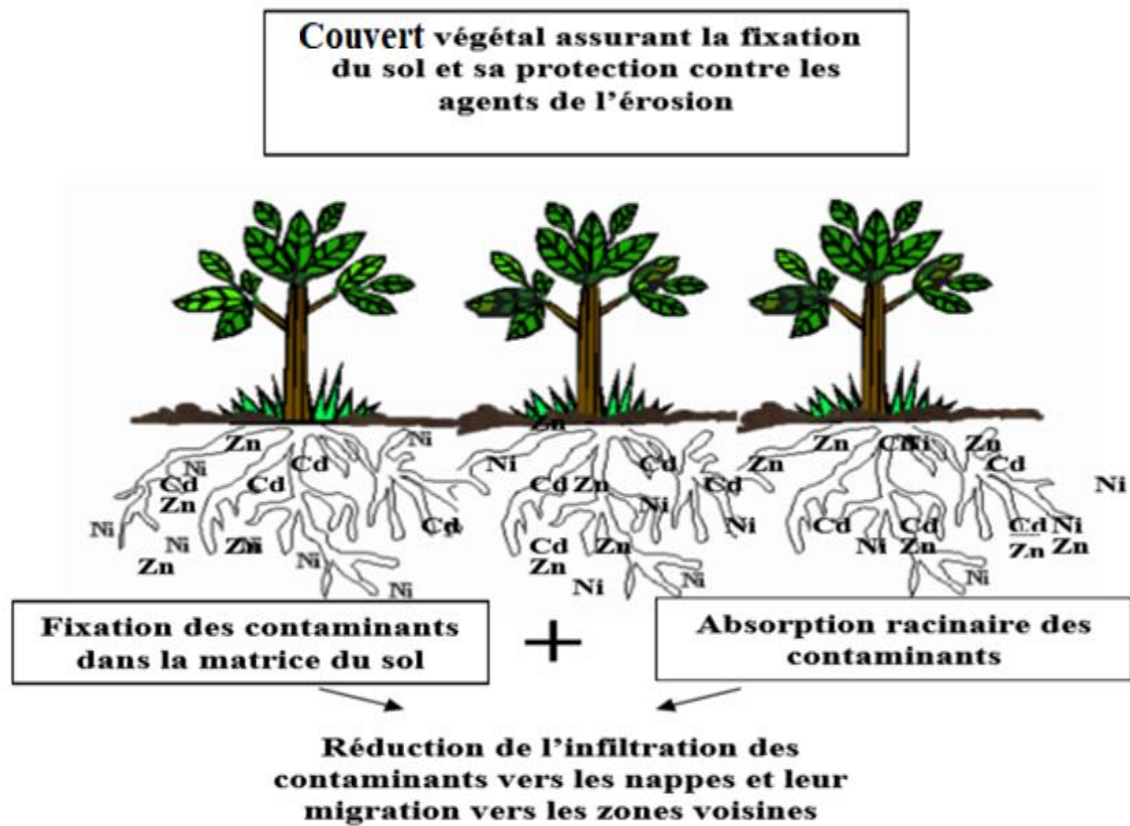


Figure 01 : Principaux procédés de la phytoremédiation (Sterckeman *et al.*, 2011).

## I.4. Différentes techniques de la phytoremédiation

### I.4.1. Phytostabilisation

La phytostabilisation est le processus de réduction de la mobilité des métaux lourds dans l'environnement par sorption et accumulation dans les tissus racinaires, et précipitation dans la zone racinaire ou réduction de la valence des métaux dans la rhizosphère, ce qui les rend inoffensifs et empêche leur entrée dans la chaîne alimentaire et les eaux souterraines (Wuana et Okieimen, 2011). Les plantes phytostabilisatrices ont la capacité de convertir un état métallique dangereux en un état relativement moins toxique en excréant des enzymes redox spéciales. Ces plantes contiennent un système racinaire étendu qui permet une bonne colonisation du sol et un contact facile avec les métaux lourds. Auparavant, peu d'espèces végétales comme *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* et *Lupinus albus* ont été identifiées comme plantes phytostabilisatrices (Kidd *et al.*, 2009 ; Vázquez *et al.*, 2006).



**Figure 02 :** Processus de la phytostabilisation des métaux lourds (Abdelly, 2007).

#### **I.4.2. Rhizodégradation (Phytodégradation)**

La rhizodégradation fait référence à la réduction/conversion des ions de métaux lourds dans la rhizosphère par des microorganismes rhizosphériques (Tangahu *et al.*, 2011 ; Ullah *et al.*, 2015). La réduction importante des métaux dans la zone rhizosphérique pourrait être attribuable à l'augmentation des activités métaboliques. Ou, les plantes peuvent augmenter l'activité microbienne environ 10 à 100 fois par la production d'exsudats de racines contenant du sucre, des acides aminés, flavonoïdes, etc. Ces exsudats racinaires d'origine végétale fournissent des sources de carbone et d'azote aux microorganismes rhizosphériques et créent un environnement riche en nutriments, ce qui entraîne une activité microbienne accrue. Les microorganismes rhizosphériques ont la capacité de produire divers agents qui jouent un rôle clé dans la mobilisation et la transformation des métaux lourds (Gadd, 2010 ; Rajkumar *et al.*, 2012).

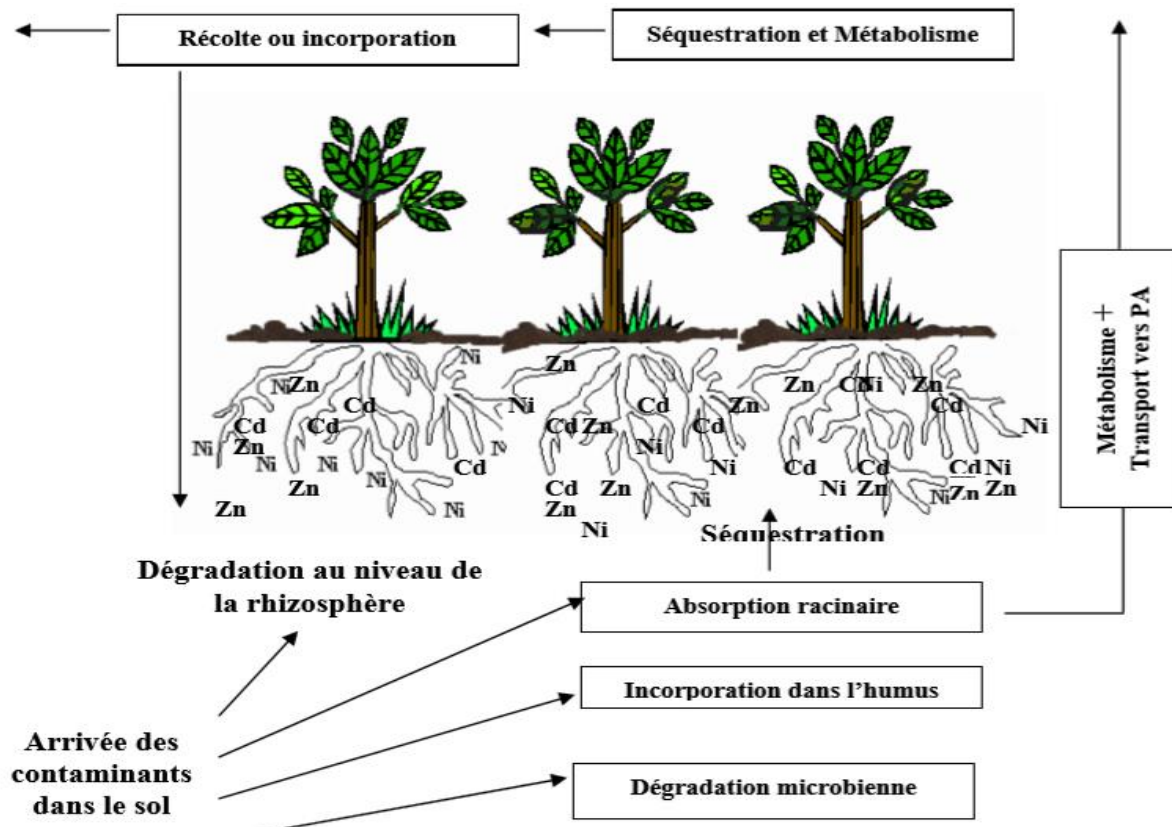


Figure 03 : Processus de la phytodégradation des métaux lourds (Abdelly, 2007).

### I.4.3. Phytoextraction

La phytoextraction est la facile et la meilleure approche pour éliminer les métaux lourds principalement du sol contaminé, sans modifier la fertilité du sol et sa structure (Ullah *et al.*, 2015). Les plantes phytoextracteurs ont de multiples caractéristiques pour tolérer et extraire les métaux lourds de l'environnement contaminé. Les caractères sont : une croissance rapide avec une biomasse élevée, un système racinaire étendu, une culture facile, une adaptation aux différentes conditions environnementales et une répulsion aux herbivores (Seth, 2012 ; Chatterjee *et al.*, 2013). Auparavant, des espèces végétales telles que *Brassica juncea*, *Helianthus annuus*, *Thlaspi caerulescens*, *Alyssum sp*, *Astragalus racemosus* et *Sedum alfredii* étaient présentes en tant que plantes hyperaccumulatrices à croissance rapide et accumulation maximale de métaux lourds (Milner et Kochian, 2008 ; Lu *et al.*, 2008 ; Deng *et al.*, 2008).

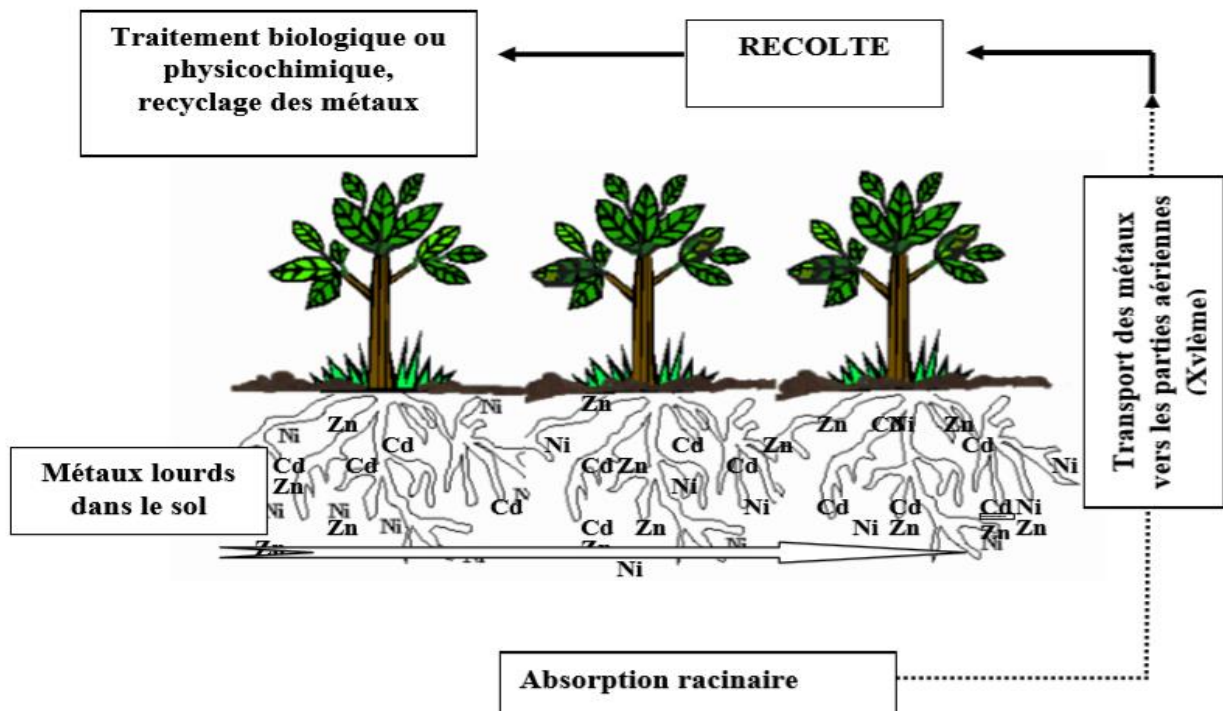


Figure 4 : Processus de phytoextraction des métaux lourds (Abdelly, 2007).

#### I.4.4. Phytovolatilisation

La phyto-volatilisation est un type de phytoextraction où les métaux lourds ne s'accumulent pas de façon permanente dans la biomasse aérienne, mais sont plutôt convertis en une forme toxique volatile et rejetés par la suite dans l'atmosphère (Chatterjee *et al.*, 2013). De plus, le procédé de phytovolatilisation présente des avantages par rapport à d'autres techniques de phytoremédiation, puisqu'il élimine le métal (métalloïde) du milieu contaminé sans qu'il soit nécessaire de récolter et d'éliminer les métaux lourds accumulés par les plantes (Jacob *et al.*, 2018).

#### I.4.5. Phytofiltration

La phytofiltration est appelée rhizofiltration puisque les polluants sont absorbés par les racines des plantes à partir des flux aqueux. Est une autre approche d'élimination des métaux lourds dans la phytoremédiation à l'aide de plantes (Pratas *et al.*, 2014). Les métaux lourds sont adsorbés par les matières végétales, c'est ainsi que leurs mobilités vers les eaux souterraines est réduite au minimum (Thakur *et al.*, 2016). Afin d'extraire le maximum de métaux lourds, les plantes doivent avoir un système racinaire dense (Jacob *et al.*, 2018).

### I.5. Avantages de la phytoremédiation

Les principaux avantages de ces techniques sont :

- L'adéquation avec les principes du développement durable (par exemple le site est faiblement perturbé) ;
- La possibilité d'une valorisation foncière (par exemple aménagement paysager pérenne) ;
- La possibilité d'une gestion *in situ* des terres par rapport aux techniques nécessitant une excavation et du transport ;
- L'apport d'une couverture végétale réduit l'érosion, l'envol de poussières, le lessivage des polluants et leur transfert vers la nappe phréatique ;
- Le maintien ou la restauration d'une flore et faune adaptées, garantes de la fonctionnalité des sols (**Dumat et Austruy, 2014**).

### I.6. Inconvénients de la phytoremédiation

La phytoremédiation est considérée comme une solution d'avenir dans la dépollution des sols, mais comme toute autre technique, elle présente des inconvénients, à savoir :

- Les récoltes se faisant souvent en automne ou en hiver, la chute des feuilles (dans le cas où les polluants sont stockés dans les parties aériennes) réduirait la phytoextraction à néant (**Lambot, 2011**).
- Les risques induits par l'utilisation de chélateurs ne doivent pas être négligés. Les métaux lourds complexés avec le chélateur peuvent rester longtemps en solution et risquent d'être lessivés vers la nappe phréatique lors de pluies (**Sun et al., 2001 ; Römkens et al., 2002**).
- Les éléments minéraux mobilisés, dans le cas où ils ne sont pas tous retenus par plantes dans les couches superficielles du sol, sont susceptibles de se diffuser, percoler, et provoquer ainsi des carences minérales chez la plante et de polluer les nappes phréatiques (**ADEME, 2011**).

### I.7. Limites de la phytoremédiation

La phytoremédiation montre plusieurs facteurs limitatifs, notamment si :

- La transformation des biomasses en produits dérivés pourraient présenter des risques de contamination à long terme. Par exemple, lorsqu'elle a été dérivée dans des matériaux de construction, lors de rénovations, de destructions, d'incendies, ces polluants peuvent

subitement retourner dans l'atmosphère et dans le sol. L'extraction massive de biomasse sur un site entraîne forcément une diminution de matière organique (**Lambot, 2011**).

- Dans certains cas, la phytoremédiation doit être accompagnée d'un travail de sol visant à le fertiliser et à lui redonner une structure ou une composition plus favorable au développement d'un milieu vivant (**Vanobberghen, 2010**).
- La profondeur des agents polluants peut être un facteur limitant en fonction de la capacité d'enracinement et du développement racinaire. Les herbacées vont jusqu'à 50 cm de profondeur, voire 1 m, tandis que les arbres et arbustes peuvent aller jusqu'à 4 m de profondeur (**Vanobberghen, 2010**).
- La culture de plantes monospécifiques agit souvent sur seulement 2 à 3 métaux lourds. Or, la plupart des sols présentent une plus grande variété de contaminants. (**ADEME, 2011**).

### **I.8. Critères de choix des espèces végétales accumulatrices**

Une plante idéale pour éliminer les métaux lourds du sol devrait avoir les propriétés suivantes (**Kotrba et al., 2009**) :

- Une capacité importante d'hyperaccumulation et de tolérance des métaux lourds ;
- Une croissance rapide de la plante et de la biomasse ;
- Un système racinaire bien développé et largement ramifié ;
- Une distribution géographique étendue ;
- Être facile à développer et à cultiver ;
- Être facile à récolter ;
- Capable d'être modifié génétiquement.

Ces plantes sont aussi appelées métalphytes. Certains métalphytes bien établis ont été produits par manipulation génétique et semblent donc être de bons spécimens de plantes génétiquement modifiées pour la phytoremédiation, par exemple *Helianthus annuus* (tournesol), *Nicotiana glaucum* et autres espèces végétales (**Kotrba et al., 2009**).

### **I.9. Espèces végétales accumulatrices des métaux**

Plusieurs plantes ont été trouvées tolérantes aux métaux, et sont appelées exclueuses et sont capables de restreindre l'absorption des métaux et/ou la translocation depuis les racines vers les parties aériennes (**Baker, 1981**), et elles poussent sur des milieux présentant des concentrations élevées en métaux toxiques (**Prasad et Freitas, 2003**).

**Tableau 01** : Plantes ayant un potentiel pour la phytoextraction des métaux (Austruy, 2012).

ETM	Nbr espèces	Nbr familles	Familles les plus représentées
<b>As</b>	2	1	Pteridaceae
<b>Cd</b>	2	1	<b>Brassicaceae</b>
<b>Co</b>	28	11	Lamiaceae, Scophulariaceae
<b>Cr</b>	14	9	<b>Brassicaceae</b> , Scophulariaceae
<b>Cu</b>	37	15	Cyperaceae, Poaceae, Lamiaceae, <b>Brassicaceae</b>
<b>Mn</b>	9	5	Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteacea
<b>Ni</b>	317	37	<b>Brassicaceae</b> , Cunoniaceae, Euphorbiaceae,
<b>Pb</b>	14	7	Asteraceae, <b>Brassicaceae</b> , Geraniaceae
<b>Se</b>	20	7	Fabaceae
<b>Zn</b>	13	5	<b>Brassicaceae</b> , Violaceae

### I.10. Valorisation de la biomasse

La biomasse végétale produite lors du traitement de phytoremédiation peut être gérée comme un déchet, elle est alors mise en décharge après séchage et une éventuelle incinération, ou être considérée comme une ressource valorisable (Sterckeman, 2011). Pour cela, l'utilisation des plantes accumulatrices à forte biomasse semble pouvoir trouver une place confortable. Le traitement final de cette biomasse est un aspect postproduction important qu'il ne faut surtout pas négliger lorsqu'on met en place des techniques de phytoextraction, sinon l'initiative risque d'être réduite à néant (Lambot, 2011). Les options pour valoriser cette biomasse sont nombreuses, et elle peut être utilisée dans :

#### I.10.1. Energie

La première option serait d'utiliser cette biomasse comme combustible dans des incinérateurs à haut rendement. Son incinération permettrait de la valoriser énergétiquement et les cendres ainsi produites pourraient être stockées dans des centres d'enfouissement techniques ou recyclées en métallurgie. Dans le même ordre d'idées, la gazéification pourrait être une solution intéressante. Dans ce processus, la matière organique est dégradée par l'action de la chaleur en présence d'une quantité contrôlée d'oxygène ou d'air (Lambot, 2011).

### **I.10.2. Construction**

Les cendres issues de l'incinération et la biomasse sèche peuvent être utilisées dans divers matériaux de construction, notamment les panneaux isolants et les bio-bétons. Si nous prenons l'exemple du *miscanthus*, 1 ha de production permettrait de stocker environ 40 tonnes de CO<sub>2</sub> à travers des matériaux de construction utilisés en bâtiment : béton léger, enduit, chapes de ciment, constructions en torchis, plaques d'isolation (**Lambot, 2011**).

### **I.10.3. Agriculture**

Une série de mécanismes biologiques et biochimiques peuvent être favorisés sur les terres de culture si on y ajoute un amendement. Cependant, une technique bien particulière, utilisant des Bois Raméaux Fragmentés (BRF), permet d'apporter un amendement ligneux constitué de jeunes branches ou rameaux broyés, ayant à l'origine un diamètre inférieur à sept centimètres. Ces BRF sont ensuite immédiatement incorporés dans les premiers centimètres du sol. Cet amendement favorise le développement des micro-organismes car ils l'utilisent comme source de carbone, le dégradent et le rendent accessible aux autres organismes du sol. Les champignons font partie des principaux décomposeurs et créent un véritable réseau de mycéliums entre les copeaux, rendant ainsi les nutriments disponibles sur une très grande surface (**CTA, 2010**).

### **I.10.4. Industrie**

La biomasse végétale obtenues après le traitement de phytoremédiation peut être utilisée dans le domaine industriel par la production de certaines matières premières comme, les fibres produites par le cotonnier utilisé en phytoextraction qui n'accumulent pas significativement d'éléments en traces, elles peuvent être utilisées pour le textile. Le tournesol pourrait être utilisé à la fois pour phytoextraire le Cadmium du sol et produire de l'huile à partir de ses graines. Le géranium à parfum testé pour la phytoextraction du Plomb produit des huiles essentielles (**Sterckeman, 2011**).

## **I.11. Conclusions économiques de la phytoremédiation**

La popularité de la phytoremédiation auprès des agences gouvernementales et des investisseurs industriels a nettement progressé au cours des dix dernières années. De nos jours, ils n'hésitent plus à inclure la phytoremédiation dans leurs stratégies de réhabilitation des sols. Les entreprises consultantes en environnement proposent de plus en plus la phyto-dépollution dans leurs technologies de dépollution. Cette popularité est basée sur l'impact social positif et sur le faible coût de mise en place (**Vila, 2006**). Actuellement, 25 à 50

milliards de dollars sont dépensés par an dans le monde pour la réhabilitation de l'environnement (**Pilon-Smits, 2005**). L'estimation du coût de la phytoremédiation était de 150 000 à 250 000 dollars US par hectare, ce qui est faible, comparé aux millions de dollars US par hectare ou plus nécessaires pour le décaissement et le stockage des sols. Malgré cette nette différence de coût, le marché de la dépollution de l'environnement présente une faible perspective de profits par rapport aux fonds engagés dans la recherche. Les entreprises associent toujours la phytoremédiation avec de faibles marges de profits (**Marmioli et Mc Cutcheon, 2003**). Toutefois, cette technologie bénéficie aujourd'hui du soutien de plusieurs gouvernements à travers le monde (Etats-Unis, Canada, Japon, Chine et Angleterre) (**Vila, 2006**).

# *Chapitre II*

## ***STRESS ABIOTIQUE***

## II. Stress abiotique dans les plantes

Le stress est l'ensemble des perturbations physiologiques provoqués dans l'organisme par des agents biotiques (parasite, pathogène) ou abiotiques (salinité, sécheresse, température, pollution métallique ...etc.) (Maarouf et Raynaud, 2007). Naturellement, les plantes doivent donc s'adapter pour faire face à des agressions biotiques et abiotiques (Ishida *et al.*, 2008).

Les stress abiotiques induisent des changements physiologiques (Langridge *et al.*, 2006) et des changements dans les processus cellulaires (Chinnusamy *et al.*, 2006 ; Talame *et al.*, 2007). Il engendrent généralement une perturbation du potentiel hydrique chez les plantes (Atienza *et al.*, 2004 ; Verslues *et al.*, 2006), compensée par une fermeture des stomates, suite à une perte de turgescence dans les cellules, ou une diminution de la pression osmotique cellulaire (Langridge *et al.*, 2006). Les stress peuvent également affecter le fonctionnement de la plante en perturbant les flux ioniques (Langridge *et al.*, 2006) ou en altérant les parois ou membranes cellulaires (Zhu, 2001 ; Wang *et al.*, 2003). Les tissus doivent alors mettre en place plusieurs mécanismes d'adaptation afin de limiter les dégâts engendrés par les stress (Verslues *et al.*, 2006).

### II.1. Salinité des sols

La salinisation des sols constitue l'un des facteurs abiotiques majeurs réduisant le rendement agricole et augmentant la dégradation des sols. Dans le monde, il y a plus de 800 millions d'hectares de terre infectée par la salinité. Ce chiffre représente plus de 6% de la superficie totale de la terre (FAO, 2008). Les sels sont présents dans le sol naturellement, mais à un certain seuil ils deviennent néfastes pour les terres agricoles, le tableau suivant (Tab.02) classe la salinité du sol selon le degré de conductivité électrique ; qui indique la sévérité de la salinité du sol.

**Tableau 02 :** Différents classes de la salinité (Saiema Rasool *et al.*, 2013).

Classe de la salinité	Degré de CE (dS/m)
Non salin	0 - 2
Salinité faible	2 - 4
Salinité modérée	4 - 8
Salinité forte	8 - 16
Salinité sévère	16 - 32
Salinité extrême	>32

La salinité a été classée comme primaire et secondaire en fonction de leur cause (Tab.03). La première se présente sous forme de sel naturel dans le paysage comme les marais salants, les lacs salés, les marais littoraux ou les tapis de sels naturels. En revanche, la seconde résulte de l'activité humaine comme l'urbanisation et l'agriculture (Saiema Rasool *et al.*, 2013).

**Tableau 03 : Salinité primaire et secondaire (Saiema Rasool *et al.*, 2013).**

Type de salinité	Facteurs responsables à la salinité
<b>Salinité primaire</b>	L'altération des roches
	Montée capillaire à partir d'eaux souterraines salines peu profondes
	Intrusion d'eau de mer le long de la côte
	Du sable chargé de sel soufflé par les vents de mer
<b>Salinité secondaire</b>	Introduction de l'irrigation sans système de drainage adéquat
	L'activité industrielle
	L'utilisation d'engrais
	Enlèvement de la couverture végétale naturelle
	Inondation par les eaux riches en sel
L'utilisation d'eaux souterraines de mauvaise qualité pour l'irrigation	

### II.1.1. Sources de la salinité des sols

La salinité de la plupart des terres est due à des causes naturelles ou à l'accumulation de sels dans les zones arides et semi-arides (Rengasamy, 2002). L'altération des roches mères libère différents types de sels solubles, principalement des chlorures de sodium, de calcium, de magnésium, et une quantité moins importante des sulfates et carbonates (Munns et Tester, 2008). Le chlorure de sodium est le sel le plus soluble et abondamment libéré. L'autre cause de l'accumulation de sel dans le sol est le dépôt de sels océaniques réalisé par le vent et la pluie. La pluie contenant 10 mg/kg de chlorure de sodium déposerait 10 kg/ha de sel pour chaque 100 mm de précipitations par an (Munns et Tester, 2008).

Selon la FAO, au niveau mondial, 10 millions d'hectares des terres cultivées sont abandonnés chaque année à cause des problèmes d'irrigation. Sur les 1,5 milliards d'hectares de terres cultivées par l'agriculture non irriguée, seulement 2% (32 millions d'hectares) sont affectés par la salinité à différents degrés, actuellement ce chiffre s'élève à 20% (45 millions d'hectares) (Nguyan, 2012).

### II.1.2. Impact de la salinité sur le sol

Il existe deux types de sols affectés par le sel ;(i) Sols sodiques (ii) Sols salins. Les principales différences entre ces deux types de sols résident dans la nature des anions et le pH du sol. Des études démontrent que les ions carbonate ou bicarbonate constituent les sols sodiques dont le pH est supérieur à 8,5, tandis que les ions chlorure ou sulfate dominent les sols salins dont le pH est inférieur à 8,5. (Yadav *et al.*, 2011 ; Mane *et al.*, 2011).

Dans certaines régions, les cultures agricoles sont limitées par l'accumulation de sels dans les sols. Ces quantités excessives de sels, le plus souvent de chlorure de sodium (NaCl), auront des effets néfastes sur la croissance et la productivité des plantes (Reynolds *et al.*, 2005 ; Zilli *et al.*, 2008 ; Sobhanian *et al.*, 2010). De vastes zones de terres, autrefois arables, sont chaque année retirées de la production agricole en raison de l'augmentation de la salinité du sol (Tab.04). L'utilisation d'eau d'irrigation présentant des taux élevés de sel et l'application d'engrais contenant du sel constituent les principaux facteurs responsables de l'augmentation de la salinité des sols (Epstein *et al.*, 1980).

**Tableau 04** : Sols affectés par la salinité dans les continents et subcontinents (Hardy, 2004).

Continents	Surface (millions/ha)
Amérique du Nord	15.7
Mexique et Amérique Centrale	2
Amérique de Sud	129.2
Afrique	80.5
Asie du Sud	87.6
Asie de Nord et Asie centrale	211.7
Asie de Sud-Est	20
Australie	357.3
Europe	50.8
Total	954.8

### II.1.3. Impact de la salinité sur les végétaux

La salinité du sol est un facteur environnemental important qui affecte la croissance des plantes et la productivité agricole. Le problème de la salinité a été étudié sur le plan

agronomique (Zekri, 1993 ; Ruiz *et al.*, 1997), biochimique (Cerezo *et al.*, 1997) et moléculaire (Gueta-Dahan *et al.*, 1997).

La salinité entraîne une réduction de la capacité des plantes à absorber l'eau, une chute des potentiels hydrique foliaire et osmotique (déshydratation cellulaire) (Hamdia et Shaddad, 2010 ; Joseph et Jini, 2011). Elle provoque aussi un déséquilibre de la balance ionique (accumulation des ions Cl<sup>-</sup>) qui induira une toxicité importante dans le cytoplasme (Joseph et Jini, 2011), la réduction de flux d'assimilats vers les tissus méristématiques en croissance et une diminution des matières fraîches et sèches au niveau des feuilles, mais aussi au niveau des tiges et des racines (Hernandez *et al.*, 2000). Une réduction des teneurs en chlorophylle (Meloni *et al.*, 2003) suite à l'augmentation des teneurs des chlorures à des doses toxiques au niveau des vieilles feuilles, associée à l'augmentation de la résistance stomatique, qui va entraîner une diminution de l'activité photosynthétique et sera à l'origine de la réduction de la croissance (Munns, 2002). La salinité provoque un stress oxydatif qui altère les protéines et entraîne une attaque du site spécifique des acides aminés, il entraîne la modification et la fragmentation de la chaîne peptidique, et l'agrégation des produits de réaction réticulés et une sensibilité accrue à la protéolyse (Ahmad *et al.*, 2010a, b, 2011). Le stress oxydatif produit des espèces réactives de l'oxygène (ERO) peuvent induire de nombreuses lésions de l'ADN qui provoquent des mutations et d'autres effets génétiques mortels (Srivalli *et al.*, 2003 ; Tuteja *et al.*, 2009).

#### **II.1.4. Réponse et stratégie d'adaptation des végétaux au stress salin**

Les niveaux de tolérance à la salinité sont très variables entre les plantes (Rabie et Almadini, 2005). La tolérance au sel peut habituellement être évaluée comme le pourcentage de production de biomasse dans des conditions salines par rapport aux conditions de contrôle sur une période de temps prolongée (ce qui correspond habituellement au rendement) ou en termes de survie, ce qui est tout à fait approprié pour les espèces vivaces (Munns, 2002). Les tolérances de salinité peuvent augmenter ou diminuer selon l'espèce végétale et/ou les facteurs environnementaux. Pour certaines espèces, la sensibilité au sel peut être maximale au moment de la germination, tandis que pour d'autres espèces, la sensibilité peut augmenter pendant la reproduction (Howat, 2000 ; Marschner, 1986). La réponse des plantes à la salinité se fait selon deux phases (Munns et Tester, 2008):

**II.1.4.1. Phase osmotique (Rapide) :** Consiste à inhiber la croissance des jeunes feuilles et débute immédiatement après que la concentration en sel au niveau racinaire atteigne

le seuil critique. Le taux de croissance des pousses est significativement réduit. La réduction de l'expansion des feuilles après cet accroissement de la salinité est due dans un premier lieu à l'effet osmotique du sel au niveau des racines.

**II.1.4.2. Phase ionique (Lente) :** Correspond à l'accumulation du sel à des doses toxiques au niveau des feuilles matures (caractérisée par l'arrêt de l'expansion foliaire et l'incapacité à diluer les sels, contrairement à ce qui peut être observé au niveau des feuilles jeunes) puis leurs sénescences. Si le pourcentage de sénescence des feuilles matures est supérieur au taux de production de nouvelles feuilles, l'activité photosynthétique sera dans l'incapacité de subvenir au besoin en carbohydrates des jeunes feuilles qui voient leur croissance réduite.

Il est donc généralement considéré que la diminution de croissance végétative, exprimée par la réduction soit du nombre de feuilles ou la surface foliaire, représente généralement la première réponse aux génotypes exposés au stress salin (**Munns et Fisher, 1986**). Ce dernier modifie les traits morphologiques, physiologiques et chimiques des plantes. Cette modification pourrait être lié à des perturbations de concentration des régulateurs de croissance: acide abscissique et cytokinines (déséquilibre hormonal). L'accumulation de l'acide abscissique dans les tissus végétaux vient comme une réponse au stress osmotique provoqué par le sel (**Gómez-Cadenas et al., 1998**).

Le stress salin provoque chez les végétaux un déséquilibre osmotique, et devant cette perturbation les plantes accumulent des composés osmotiquement actifs appelés osmolytes afin d'abaisser le potentiel osmotique. On parle de métabolites compatibles parce qu'ils n'interfèrent pas avec le métabolisme cellulaire normal de la cellule (**Ahmad et Sharma 2008 ; Ahmad et Prasad 2012a, b**). La fonction première des solutés compatibles est de maintenir la turgescence cellulaire et de fournir ainsi le gradient moteur pour l'absorption de l'eau. Des études indiquent que les solutés compatibles peuvent aussi agir comme piègeurs de radicaux libres ou chaperons chimiques en stabilisant directement les membranes et/ou les protéines (**Mc Neil et al., 1999 ; Diamant et al., 2001**). Parmi les osmolytes qui intervient dans le stress osmotique : Polyamines, Proline, Carbohydrates, Protéines, antioxydants enzymatiques (SOD, CAT, POX) et non enzymatiques (Polyphénols, Flavonoïdes) (**Koyro, 2012 ; Ahmad et al., 2012; Mansour, 2000 ; Yousuf, 2012**).

## II.2. Métaux lourds dans les sols

Les métaux lourds sont des éléments naturels de la croûte terrestre, et qui possèdent une densité cinq fois supérieure à celle de l'eau (**Abdullateef et al., 2014**). La pollution par ces éléments résulte de la croissance rapide des régions industrielles, de l'exploitation minière, de l'élimination des déchets industriels, des peintures, des applications répétées d'engrais et de pesticides sur les terres agricoles, des fumiers compostés, de l'irrigation des eaux usées, des boues d'épuration, des centrales au charbon, du dépôt atmosphérique, du raffinage et du déversement des produits pétrochimiques (**Gupta et al., 2016**). Dans les conditions physiologiques, les métaux lourds sont classés comme éléments essentiels et non essentiels pour les organismes (**Asati et al., 2016**). Les métaux essentiels comme le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le cobalt (Co), le manganèse (Mn) et le molybdène (Mo) jouent un rôle important dans les processus physiologiques des organismes vivants. Tandis que les métaux lourds ou les métalloïdes non essentiels comme l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le plomb (Pb) et le mercure (Hg) ne sont pas nécessaires aux organismes, mais ils affectent les processus physiologiques en perturbant les réactions enzymatiques en raison de leur réactivité avec les thiols ou autres groupes (**Tchounwou et al., 2012 ; Rahman et al., 2012**).

### ❖ Plomb

La concentration de plomb dans le sol est de 400 mg/kg à 1200 mg/kg dans les zones d'activité, selon la récente étude d'EPA des États-Unis. Cette concentration est assez élevée, donc le niveau de plomb devrait être contrôlé, sinon il peut entraîner de graves problèmes de santé (**Surriya et al., 2015**). Le plomb (Pb) est l'un des métaux lourds les plus abondants dans l'environnement, provenant principalement des activités humaines telles que l'exploitation minière, l'utilisation de combustibles et d'explosifs et l'élimination des boues d'épuration municipales enrichies en Pb. Avec le Cd, le Pb est également considéré comme l'un des dangers les plus graves pour la santé humaine, car il est facilement absorbé par les plantes et peut donc facilement entrer dans la chaîne alimentaire (**DalCorso, 2012**).

### ❖ Cuivre

Le cuivre (Cu) est un nutriment essentiel qui agit comme composant structurel dans les protéines régulatrices, comme composant redox dans le transport d'électrons chloroplaste et mitochondrial, et comme cofacteur dans les enzymes telles que Cu-SOD, cytochrome oxydase, plastocyanine et laccase, participant ainsi à une variété de processus métaboliques,

tels que la signalisation hormonale, le métabolisme de la paroi cellulaire et la réponse au stress (DalCorso, 2012).

❖ **Zinc**

Le zinc est nécessaire à diverses fonctions physiologiques importantes, telles que les réactions enzymatiques, la signalisation cellulaire, la transcription, la régulation du pH, etc (Surriya *et al.*, 2015). Le zinc (Zn) est un élément essentiel et participe à de nombreux processus de la vie végétale, tels que l'activation enzymatique, le métabolisme des protéines et des glucides, les lipides et les acides nucléiques. Le Zn est un cofacteur de nombreuses enzymes végétales qui jouent un rôle important dans le métabolisme primaire et fait également partie intégrante de plusieurs facteurs de transcription (Chang *et al.*, 2005). Le Zn est habituellement abondant dans la composante minérale des sols et est présent sous forme de sulfure, sulfate, oxyde, carbonate et phosphate. Dans des conditions physiologiques, l'état redox relativement stable du  $Zn^{2+}$  est prévalent dans les sols, bien que cela dépende du type de sol, de la teneur en argile et en minéraux, de la teneur en humidité, des taux d'altération, de la teneur en matière organique et des populations microbiennes. Le paramètre le plus important est le pH du sol ; le Zn est plus facilement adsorbé sur les sites d'échange de cations à pH élevé, alors qu'il est plus soluble dans les sols acides à faible teneur en matières organiques et que ces conditions favorisent la toxicité du Zn (Broadley *et al.*, 2007).

### II.2.1. Source des métaux lourds

L'origine des métaux lourds dans le sol peut être soit naturelle (lithogène, non anthropique) ou anthropique (d'origine humaine). Les procédures naturelles qui introduisent les métaux lourds dans le sol comprennent l'altération minérale, les éruptions volcaniques et l'érosion (si elle n'est pas accélérée par l'homme). Lorsque les roches affleurent à la surface de la terre, elles deviennent la principale source de métaux lourds pour les sols. Sur une grande échelle, la dérivation lithogénique des métaux lourds est le facteur le plus important qui affecte la teneur totale en métaux lourds sur les sols superficiels (Toth *et al.*, 2016). Les intrants anthropiques sont principalement liés aux activités industrielles, comme l'exploitation minière, la fusion, la galvanoplastie, le rejet d'eaux usées et le dépôt aérien de fumées industrielles, ainsi qu'à l'agriculture, comme l'utilisation de déchets, d'engrais et l'érosion anthropique (Fleming *et al.*, 2013 ; Ma *et al.*, 2013 ; Rinklebe et Shaheen, 2014). Bien que les apports naturels d'ETM ne soient pas improbables, les activités anthropiques sont les principales causes de l'accumulation d'ETM (Deng *et al.*, 2004 ; Ok *et al.*, 2011a,b ; Shaheen *et al.*, 2017a,b), en particulier dans le voisinage géographique des activités industrielles

polluantes (Li *et al.*, 2015). Les préoccupations ont donc été soulevées à propos du devenir des ETM accumulés dans le sol, ce qui peut accroître le risque de lessivage des fractions mobiles des métaux lourds dans le sol, ce qui entraînerait la contamination des plans d'eau et des sédiments (Rinklebe et Shaheen, 2014 ; Shaheen *et al.*, 2017a). De plus, ces métaux lourds accumulés augmentent la possibilité de leur transfert dans la chaîne alimentaire humaine au fil du temps (Alloway, 1995 ; Gall *et al.*, 2015 ; Antoniadis *et al.*, 2017a,b).

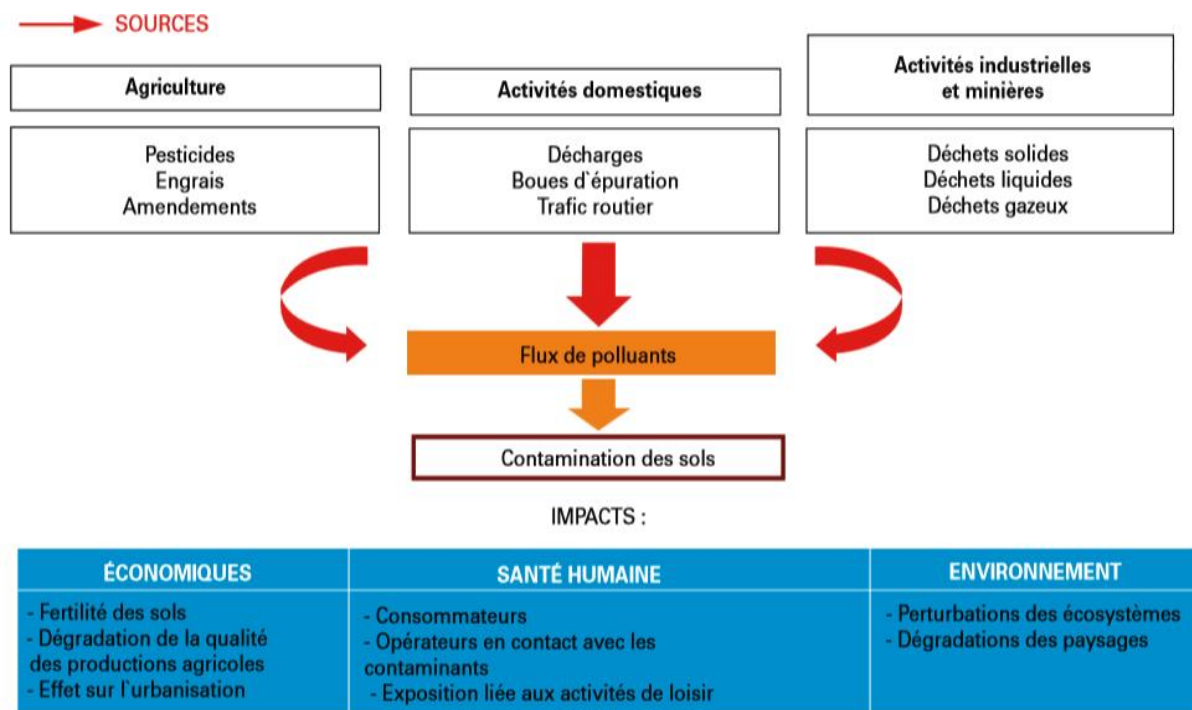


Figure 05 : Sources de pollutions des sols et leurs impacts (Dumat & Austruy, 2014).

### II.2.2. Impact des métaux lourds sur le sol

Situé à l'interface entre l'eau, l'atmosphère et les végétaux, le sol assure de nombreuses fonctions : économiques, écologiques et biologiques (Ablain, 2002) ; c'est l'un des éléments essentiels des écosystèmes naturels et agricoles. Sa contamination par les métaux ou d'autres éléments traces engendrent donc des risques pour ces écosystèmes (Schwartz *et al.*, 1999).

La quantité de métaux lourds s'accumulent dans le sol dépend de la source de pollution, du transport du polluant du site de production à la zone contaminée et de la capacité de rétention du sol (Alloway et Steinnes, 1999). Lorsqu'ils sont en excès, les métaux peuvent agir sur les propriétés biochimiques du sol, perturber la physiologie des plantes et contaminer les chaînes alimentaires (Shallari, 1997).

La présence des métaux peut changer les relations entre les différents éléments du sol, au niveau de la rhizosphère, et perturber l'alimentation des plantes (**Chon et al., 1998**), également **Antonovics et al., (1971)** ; et **Gartside et McNeilly, (1974)** ont souligné que la composition floristique des sites, pourrait être modifiée considérablement en limitant le nombre d'espèces végétales cultivées dans ces sites.

La concentration critique du sol en métaux lourds est définie comme étant la valeur au-dessus de laquelle la toxicité est possible. **Kabata-Pendias et Pendias (1984)**, considèrent que les valeurs au-dessus desquelles la toxicité du sol est critique sont : 125 mg/kg pour le Cu et 400 mg/kg pour le Pb et le Zn.

Les pays développés ont généralement une longue histoire de dépôts des métaux lourds, mais en raison de législations strictes et d'une application satisfaisante de la loi, l'intensité des dépôts des métaux lourds a diminué au cours des dernières décennies (**Kostarelos et al., 2015**). En revanche, dans les pays en développement, la tendance est inverse : l'histoire du dépôt des métaux lourds est plutôt courte, mais son intensité est élevée, et donc le taux d'accumulation annuelle des métaux lourds peut être considérable (**Zu et al., 2014** ; **Cherfi et al., 2014** ; **Cele et Maboeta, 2016**).

### II.2.3. Impact des métaux lourds sur la végétation

La toxicité relative d'un métal lourd dépend de sa disponibilité, qui est déterminée par les propriétés du sol et des espèces végétales d'intérêt. Une fois absorbés par la plante, les métaux lourds interagissent avec différents composants cellulaires et perturbent les processus métaboliques normaux (**Shaw et al., 2004**). L'impact des métaux lourds Pb, Cu et Zn sur les végétaux est comme suite :

- La toxicité du plomb entraîne des symptômes similaires à ceux d'autres métaux lourds, à savoir l'inhibition de la croissance, la chlorose et (dans les cas les plus graves) la mort. Les racines qui absorbent le Pb réagissent en réduisant leur taux de croissance et en changeant leur mode de ramification. Chez *Picea abies*, l'émergence et la croissance des racines secondaires sont particulièrement sensibles à la toxicité du Pb (**Godbold et Kettner 1991**). Chez le maïs, le Pb perturbe l'organisation du réseau de microtubules du méristème racinaire, ce qui se traduit par une zone de ramification plus courte avec des racines latérales plus compactes qui émergent plus près de l'extrémité des racines (**Eun et al., 2000**). L'inhibition de la croissance des racines par le Pb affecte également l'absorption des nutriments et l'assimilation de l'azote.

Par exemple, les enzymes nitrate réductase et glutamine synthétase sont inhibées par le Pb dans *Cucumis sativus* et *Glycine max*, respectivement (Sharma et Dubey 2005). Le Pb bloque également l'absorption d'autres cations tels que K, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu et Fe, probablement en modifiant l'activité et la perméabilité des membranes ou en les liant à des porteurs d'ions, les rendant indisponibles pour l'absorption et le transport dans la plante (Patra *et al.*, 2004). Des concentrations élevées de Pb provoquent un déficit en eau, réduisant le taux de transpiration, altérant la pression osmotique de la sève cellulaire et le potentiel hydrique du xylème. Ces effets contribuent à un changement négatif global de l'état de l'eau de la plante (Parys *et al.*, 1998). Le plomb interagit avec les groupes -SH comme beaucoup d'autres métaux lourds, mais il peut aussi interagir avec les groupes -COOH, inhibant les enzymes et modifiant la conformation des protéines (Sharma et Dubey 2005). Les enzymes clés de la biosynthèse de la chlorophylle sont également fortement inhibées par le Pb, ainsi que de nombreuses enzymes du cycle de Calvin et le taux et la fixation de CO<sub>2</sub> (Sharma et Dubey 2005). Un effet unique de Pb est la perturbation du cycle cellulaire en interférant avec l'alignement des microtubules sur le fuseau mitotique. Cet effet ne peut pas être reproduit par exemple avec Al et Cu, même à des concentrations suffisantes pour inhiber la croissance des racines (Eun *et al.*, 2000).

- Les symptômes de la toxicité de Cu comprennent la chlorose et la nécrose à l'extrémité des feuilles, ainsi que la malformation des feuilles, l'altération du transfert d'électrons photosynthétiques, et la perte de pigments essentiels (DalCorso, 2012). Le Cu dans les plantes existe dans deux états d'oxydation, Cu<sup>2+</sup> et Cu<sup>+</sup>, et le cycle redox entre ces états produit des radicaux libres (Li *et al.*, 2002). De plus, comme le Cu est un métal de transition redox-actif, il peut générer des ERO (Halliwell et Gutteridge, 1984). Cette capacité de produire des ERO est le principal mécanisme de la toxicité du Cu. D'autres symptômes visibles de la toxicité du Cu comprennent un retard de croissance et une réduction de l'initiation et du développement des racines latérales. Le métabolisme et la fixation de l'azote sont perturbés chez les plantes *Glycine max* exposées à un excès de Cu, tandis que les niveaux de nitrate et d'acides aminés libres s'épuisent chez les plantes *Vitis vinifera* traitées de la même manière (Llorens *et al.*, 2000). La machinerie photosynthétique est fortement inhibée aussi par l'excès de Cu (Yruela, 2005).

- La toxicité du Zn se manifeste par une réduction de la croissance internodale, ce qui réduit la longueur des tiges (Sharma, 2006). Les premiers symptômes de toxicité du Zn sont

l'apparition de taches brunes nécrotiques sur les feuilles de certaines espèces, accompagnées d'un rendement réduit (**Harmens et al., 1993 ; Broadley et al., 2007**), suivi par une chlorose et un rougissement des feuilles dans les cas graves, dû à la production d'anthocyanine (**Fontes et Cox, 1995**). La toxicité du Zn inhibe également la croissance des racines primaires et latérales (**Ren et al., 1993**). Des niveaux élevés de Zn inhibent le transport d'électrons, comme il a été signalé chez les plantes de *Phaseolus vulgaris* traitées au Zn (**Van Assche et Clijsters 1986**). Dans *Spinacea oleracea*, la synthèse de l'ATP est également inhibée par la toxicité du Zn (**Teige et al., 1990**). Le Zn est un métal non redox, mais il peut générer indirectement des RRE, ce qui entraîne des réactions de défense, y compris l'induction d'enzymes antioxydants telles que SOD, CAT (**Prasad et al., 1999 ; Chang et al., 2005**). L'explosion oxydative induite par la toxicité du Zn pourrait également être responsable de la mort cellulaire observée dans les cellules racine de riz (**Chang et al., 2005**).

#### II.2.4. Réponse et stratégie d'adaptation des végétaux au stress métallique

La tolérance aux métaux lourds est un phénomène dans lequel la plante interagit avec la concentration externe en métaux tout en régulant la concentration interne (**Macnair 2007**). Selon (**Hall, 2002; McGrath et Zhao, 2003; Benavides et al., 2005**). Les divers mécanismes de contrôle sont :

- L'exsudation d'agents complexant dans le sol,
- La liaison des métaux avec les parois cellulaires,
- L'efflux actif des métaux depuis le symplasma,
- La limitation du transport des métaux dans les parties aériennes (translocation),
- La complication à divers ligands dans le symplasma (phytochélatines, acides organiques, acides aminés), puis le transport de ces complexes dans la vacuole,
- L'induction d'antioxydants enzymatiques ou non enzymatiques,
- La formation d'enzymes résistantes aux métaux qui limitent les dommages

Les métaux lourds provoquent deux types de processus défavorables dans les systèmes biologiques. Premièrement, ils inhibent plusieurs enzymes en se liant à leurs groupes SH (**Rausser, 1995**). Deuxièmement, les ions des métaux lourds, peuvent intensifier les processus de production d'ERO conduisant au stress oxydatif (**Prasad et al., 1999, Cuypers et al., 1999**). Devant cette perturbation les plantes développent deux mécanismes de défense contre le stress oxydatif. Un mécanisme enzymatique consiste à activer les enzymes antioxydants tels que la superoxyde dismutase, la catalase, la glutathion peroxydase, pour

ajuster le contenu en ERO des cellules en fonction des besoins métaboliques de la plante (Malekia *et al.*, 2017). Et un mécanisme non enzymatique peut être responsable de l'extinction excessive des ERO, tels que la proline, les polyphénols, les flavonoïdes, les caroténoïdes, l'ascorbate et le glutathion (Wu *et al.*, 2007; Zouari *et al.*, 2016a, b). L'acide aminé proline est communément connu sous le nom d'osmolyte, mais récemment, ses propriétés antiradicalaires et antioxydantes ont été présentées dans plusieurs rapports (Ashraf et Foolad, 2007). Les polyphénols sont parmi les métabolites qui possèdent des capacités antioxydantes importantes (Gomez-Caravaca *et al.*, 2006), En plus de ces activités, les polyphénols ont un grand pouvoir chélateur des métaux ce qui représente un intérêt biologique important (Ravichandran *et al.*, 2014; Selvaraj *et al.*, 2014; Kasprzak *et al.*, 2015). La capacité des flavonoïdes à détoxifier les radicaux libres et les chélates a été démontré par (Symonowicz et Kolanek, 2012), et leur pouvoir de chélater les métaux lourds a été décrit par (Brown *et al.*, 1998). Le DPPH a été largement utilisé pour la détermination de l'activité antioxydante de composés simples ainsi que de différents extraits de plantes (Jung *et al.*, 2008). Ces mécanismes antioxydants ont été décrits de façon exhaustive (Gill et Tuteja, 2010 ; Dat *et al.*, 2000 ; Apel et Hirt, 2004).

### II.3. Interaction salinité-métaux lourds dans les sols

La présence des métaux lourds dans des milieux salins est un problème de plus en plus important en raison de la pollution croissante des sols salinisés par les métaux lourds. A l'heure actuelle, environ 25 % de toutes les terres sont salines. C'est dans les régions arides et semi-arides que le degré de salinité est le plus élevé, plus de 200 ans de développement industriel humain ont entraîné une grande pollution de l'environnement - y compris des terres salines - avec des métaux lourds (Valentina *et al.*, 2010).

#### II.3.1. Mécanismes de l'interaction salinité-métaux lourds

En général, les informations disponibles à l'heure actuelle indiquent de manière fiable que la salinité pourrait favoriser l'extraction des métaux lourds du milieu racinaire (substrat, sol, sédiments) et leur accumulation dans les organes végétaux de surface. Une telle réponse à la salinité a été démontrée de façon fiable pour le Cd chez plusieurs espèces de plantes à diverses concentrations de Cd et de NaCl, et à divers ratios d'entre elles (Valentina *et al.*, 2010). Il a été établi que cet effet était :

- Spécifique à l'espèce;

- Non reproduit dans certains cas, même pour la même espèce végétale, évidemment en raison de différences dans les conditions utilisées dans les expériences ou certaines caractéristiques spécifiques des populations naturelles ;
- Régulièrement manifesté pour le Cd mais moins fréquemment pour d'autres métaux lourds (Zn, Cu, Ni) ;
- Était régulièrement manifesté seulement lorsque les plantes étaient cultivées sur un substrat solide (sol, sédiments de fond, etc.). Ce dernier point rend plutôt probable que l'action positive de la salinité (y compris l'eau de mer) était due à une mobilité accrue du métaux lourds, évidemment due à l'échange d'ions, avec la transition des métaux lourds d'une forme oxydée à une forme réduite (**Du Laing et al., 2008**). La formation de complexes organiques a été considérée comme une autre cause possible, car il a été démontré que le traitement au NaCl augmente la concentration de carbone organique (**Helal et al., 1999 ; Kirkham, 2006**).

Un grand nombre d'informations sont maintenant disponibles qui indiquent que les chlorocomplexes jouent un rôle majeur au stade de la pénétration de métaux lourds dans le système racinaire de la plante. Cette conclusion est basée sur de nombreux travaux qui démontrent une corrélation étroite entre la quantité des métaux lourds accumulée par la plante (Cd principalement) et la quantité de chlorocomplexes dans la solution près de la surface des racines (**McLauchlin et al., 1997, Khoshgoftarmanesh et al., 2004 ; Lopez-Chuken et Young, 2005**).

### **II.3.2. Réponse et stratégie d'adaptation des végétaux au stress combiné salinité-métaux lourds**

Dans certaines études, les halophytes ont été utilisés pour étudier la tolérance aux métaux lourds et comme candidats présumés à la phytoremédiation. Ces travaux sont basés sur l'idée que les plantes tolérantes au sel (halophytes) seraient mieux adaptées pour faire face aux stress environnementaux, y compris les métaux lourds que les plantes sensibles au sel (glycophytes) (**Ghnaya et al., 2005**).

Selon **Ghnaya et al., (2005, 2007a)** les principes de base qui déterminent les réponses des diverses espèces végétales et des groupes écologiques à l'action combinée de la salinité et des métaux lourds (ou comment la salinité modifie les réponses des plantes aux métaux lourds), et quelles peuvent être les causes des effets typiques. Les données comparatives sur l'effet de chaque facteur et leurs combinaisons sur les indices biologiques intégraux de base, la croissance linéaire et l'accumulation de biomasse n'ont été présentées

que dans quelques ouvrages. Néanmoins, il semble évident que les trois réponses possibles à l'action combinée des métaux lourds et de la salinité (par rapport à l'action des métaux lourds sans salinité) ont été observées : accumulation accrue de biomasse ; accumulation de biomasse supprimée ; absence de tout effet.

Des données significatives indiquant l'affaiblissement ou la neutralisation de la toxicité des métaux lourds et une amélioration de l'état des plantes sont présentées dans quelques rapports seulement, et ont été obtenues principalement pour les halophytes, comme le pourpier de mer, le cèdre salé, la plante à glace commune et la lentille d'eau commune (**Ghnaya et al., 2007b ; Volkov et al., 2006 ; Demirezen 2007**). Un effet neutre, où la salinité n'a pas affecté substantiellement l'état de la plante, n'a pas augmenté l'accumulation de biomasse, et n'a pas conduit à sa réduction, (**Helal et al., 1998, 1999 ; Weggler-Beaton 2000 ; Weggler 2004**). Cependant, pour les glycophytes, un effet négatif renforcé par le sel des métaux lourds sur l'accumulation de biomasse est plus caractéristique. Une telle situation se présente même dans les salinités modérées (75-100 mM) ; dans certains cas, un effet synergique inhibiteur a été observé (blé, orge). (**Muehling et Lauchli 2003 ; Khoshgoftarmanesh et al., 2004, 2006 ; Smykalova et Zamechnikova 2003**).

En outre, dans certaines œuvres, lorsque les effets de salinité combinée aux métaux lourds ont été examinés, différentes réponses (positives, neutres ou négatives) ont été obtenues pour plusieurs concentrations de sel (**Zurayk et al., 2001 ; Demirezen 2007 ; Lopez-Chuken et Young 2005 ; Kadukova et Kalogerakis 2007 ; Khoshgoftarmanesh et al., 2006**). Compte tenu de ces observations, il n'est pas totalement inattendu que la salinité ait exercé un effet positif sur la tolérance des plantes au stress métallique. Par ailleurs, **Basta et al., (2001) et Bolan et al., (2003a, b)** ont suggéré que la salinité peut augmenter l'adsorption du cadmium dans le sol, c'est-à-dire réduire sa phyto-disponibilité et sa phytotoxicité. En outre, **Harter et Naidu (1995)** indiquent que le NaCl, en tant que sel très répandu dans la nature, peut améliorer la mobilisation du Cd par la formation de complexes solubles de chlorure. Ainsi, **Lores et Pennock (1998)** ont obtenu une formation des complexes organiques dissous de Cd lorsqu'ils ont utilisé l'eau de mer. Il est devenu évident que, dans certains cas, une salinité modérée peut améliorer assez efficacement la tolérance des plantes aux métaux lourds, ce qui devrait être pris en compte lors du développement de technologies innovantes de phytoremédiation. Les halophytes et certaines cultures sont particulièrement prometteuses pour ces tâches (**Valentina et al., 2010**).

# *Chapitre III*

## *LE RADIS*

*(Raphanus sativus L.)*

### III.1. Introduction

Le radis, *Raphanus sativus* L. est un légume-racine de la famille des Brassicacées, connue par sa durée de culture courte (**Blažević et Mastelić, 2009**). La partie la plus consommée est la racine, bien que la plante entière soit comestible et que le sommet puisse être utilisé comme légume-feuille. La racine gonflée et les feuilles vertes se mangent de plusieurs façons : cuites, crues, marinées, séchées (**Curtis, 2003**). Le radis est utilisé dans le monde entier comme un fourrage animal et une matière première dans la production d'huile de radis (**Lee et Park, 2017**).

### III.2. Présentation de l'espèce

Le radis, *Raphanus sativus* L. est une plante, cultivée depuis très longtemps pour sa racine charnue de différentes formes (long, rond) à chair rose-blanche. Le radis a été choisi comme modèle expérimentale en raison de sa racine de stockage, son cycle de croissance plus court (**Sayantana et Shardendu, 2013**), et sa grande capacité d'accumulation de métaux lourds (**Máthé-Gáspár et Anton, 2002**). C'est un légume-racine très faible en calories et aussi une très bonne source d'antioxydants, d'électrolytes, de minéraux, de vitamines et de fibres (**Singh et Prasad, 2015**).

#### III.2.1. Noms vernaculaires

Le radis (*Raphanus sativus* L.) un végétal comestible commun autour du monde (**Ngo et al., 2016**), et il est parmi les nutriments de bases dans différents pays tel que la Chine, la Corée, le Japon. Le tableau suivant (Tab.05) représente quelques appellations du radis selon les langues les plus utilisés dans le monde :

**Tableau 05** : Noms vernaculaires de *Raphanus sativus* L. (**Lim, 2015**).

<b>Arabe</b>	Fejil, Fijil, Fujl, الفجل
<b>Français</b>	Petit Radis, Radis, Rave, Radis Cultivé, Radis D'été, Radis Rose.
<b>Anglais</b>	Chinese Radish, Common Radish, Daikon, Daikon Radish, Fodder Radish, Garden Radish, Japanese Radish, Leafy Daikon, Oriental Radish,
<b>Espagnol</b>	Erradil, Labrestos, Matacandil, Rabanillo, Rabanito, Rabaniza, Rábano,
<b>Allemand</b>	Bierrettich, Bierwurz, Furzwurzel, Garten-Rettich, Monatsrettich, Radi,
<b>Chinoise</b>	Hung Loh Paak Tsai, Hong Luo Bo Zi, Lai Fu, Lai-Fu-Tzu Ts-Ao, Loh Bak, Luo Bo, Ou Zhou Luo Bo.

### III.3. Classification systématique

La classification systématique du radis dans le règne végétal est représentée dans le tableau suivant (Tab.06) :

**Tableau 06** : Classification systématique de *Raphanus sativus* L. (Cronquist, 1968).

<b>Règne</b>	<b>Plantae</b>
<b>Sous-règne</b>	Tracheobionta
<b>Division</b>	Magnoliophyta
<b>Classe</b>	Magnoliopsida
<b>Sous-classe</b>	Dilleniidae
<b>Ordre</b>	Capparales
<b>Famille</b>	Brassicaceae
<b>Genre</b>	<i>Raphanus</i>
<b>Espèce</b>	<i>sativus</i>

### III.4. Origine

L'origine exacte du radis est inconnue car il est cultivé depuis des milliers d'années. Le radis est probablement originaire de la région de la Méditerranée orientale et il a été cultivé en Europe à l'époque pré-romaine (Lim, 2015). L'étude de séquence d'ADN de différents organites réalisés par Yang *et al.*, (2000) a suggéré que *Raphanus sativus* L. est un hybride entre *B. rapa* / *B. oleracea* et *B. nigra*, comme il a été signalé aussi par Song *et al.*, (1990).

### III.5. Description

Le radis (*Raphanus sativus* L.) fait partie, comme le navet et le chou, de la famille des crucifères. Aujourd'hui cette famille est appelée Brassicacées, nom qui vient de brassica, c'est-à-dire du chou. Cela signifie que ses fleurs ont quatre pétales disposés en croix, forme typique des *Brassicaceae* (Fig.06) (Schippers, 2004). Le radis est une racine pivotante et épaisse, de taille variée et moyennement vigoureuse, globuleuse, renflée-charnue, avec une écorce rose-blanche ; un tissu tendre ou ferme (Fig.06) (Hayes *et al.*, 2005b).

Les semis de radis poussent en rosettes, puis s'allongent en produisant des tiges florales pouvant atteindre une hauteur de 50 à 100 cm (Hayes *et al.*, 2005b). Les fleurs de

radis sont blanches assez petites, pédonculées à 4 pétales dressés, donnant naissance à des fruits (siliques) type haricot vert court et gonflé oblongues-lancéolé, renflé à la base et non articulés, spongieux à l'intérieur, contenant des graines rouges aplaties logées chacune dans une fossette particulière, arrondis (BDNFF, 2011). C'est une espèce qui résiste à la gelée hâtive mais elle est détruite par les températures hivernales normales (Hayes *et al.*, 2005b).



Figure 06 : Plante de *Raphanus sativus* L. (Neggaz, 2017).

### III.6 Propriétés culturales

#### III.6.1. Calendrier de culture

La culture du radis est rapide et sensible, et la durée de leur cycle de vie varie entre 20 à 70 jours selon les saisons de l'année (Tab.07).

**Tableau 07 :** Calendrier de culture de *Raphanus sativus* L. (Jean-Luc Delmas, 2004).

Semis	Récolte	Durée de culture
Septembre	Octobre	20 à 25 jours
Début octobre	Début novembre	30 jours
Mi-octobre	Mi-novembre	30 à 35 jours
Début novembre	Fin décembre	50 à 60 jours
Mi-novembre	Mi-janvier	60 à 70 jours
Début décembre	Début février	60 à 70 jours
Mi-décembre	Début à mi-février	55 à 70 jours
Début janvier	Mi- à fin février	50 à 65 jours
Mi-janvier	Fin février à début mars	40 à 50 jours
Début février	Mi-février	40 à 50 jours
Mi-février	Fin mars	35 jours

### III.6.2. Cycle végétatif

La première étape de la croissance de *Raphanus sativus* L. est la germination (Fig.07 « 01 »), où les graines sèches mises en germination sont complètement humidifiées dans le sol; la radicule sort de la graine ; l'hypocotyle et cotylédons percent les téguments de la graine et poussent vers la surface du sol, puis les cotylédons percent en surface aérienne pour donner des levées.

La deuxième étape présente la croissance des levées (Fig.07 « 02 »); les cotylédons sont complètement étalés avec une apparition de premières feuilles puis les pousses latérales et l'élongation des tiges.

La troisième étape du cycle végétatif de *Raphanus sativus* L. est la floraison (Fig.07 « 03 »), elle commence par l'apparition de l'inflorescence ; où les boutons floraux sont présents mais encore enfermés dans les feuilles, les premiers pétales deviennent visibles et les fleurs s'ouvrent ensuite. Lorsque la floraison s'achève, la majorité des pétales tombent ce qui marque le début de la dernière étape du cycle végétatif de *Raphanus sativus* L.

Le développement du fruit (Fig.07 « 04 »), présente la phase pré-maturation de *Raphanus sativus* L., où toutes les gousses contenant les graines vertes apparaissent et atteignent leur taille définitive ; c'est le début de la maturation. Lorsque les gousses sont mûres et les graines sont foncées et dures, la maturation est considérée complète et le cycle végétatif est terminé.

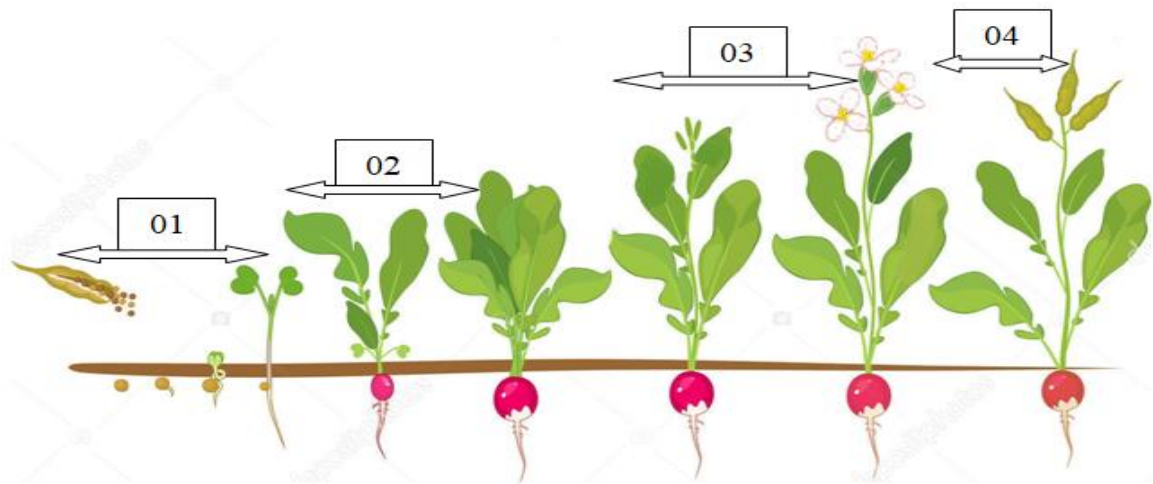


Figure 07 : Cycle végétatif de *Raphanus Sativus* L. (Maria Flaya, 2018).

### III.6.3. Exigences de culture

Comme toutes les plantes cultivées le radis nécessite des conditions et des exigences de culture pour assurer une meilleure production et un rendement important. Le tableau suivant (Tab.08), représente les principales exigences de la culture de radis.

Tableau 08 : Exigences de la culture de *Raphanus sativus* L. (ITCMI, 2010).

Exigences	Caractéristiques
<b>Sol</b>	Terres meubles, riches en humus et en matière nutritives, sablo argileux
<b>Climat</b>	Climat doux et humide et redoute la sécheresse
<b>Température</b>	16°C, très exigeante en lumière et en humidité.
<b>Ph du sol</b>	5 à 6,8
<b>Salinité</b>	Sensible à la salinité du sol 2 à 3 mmhos /cm <sup>-1</sup> .
<b>Irrigation</b>	Les besoins sont estimés de 3500 m <sup>3</sup> à 4000 m <sup>3</sup>
<b>Zone de production</b>	Littoral, sublittoral et hauts plateaux

### III.6.4. Protection phytosanitaire

Le cycle végétatif du radis étant très court, la culture est peu ou non traitée. Les principaux problèmes rencontrés durant la culture de radis sont cités dans le tableau suivant (Tab.09) :

**Tableau 09** : Protection phytosanitaire de *Raphanus sativus* L. (ITCMI, 2010).

Ennemis	Symptômes
<b>Le mildiou</b>	tâches noires sur les racines et tâches jaunes à brunes sur le feuillage avec parfois présence d'un feutrage blanc sur la face inférieure des feuilles.
<b>La mouche du chou</b>	des galeries sinueuses entraînant la pourriture des racines.
<b>Le phoma</b>	pourriture de la racine
<b>L'altise des crucifères</b>	Les cotylédons, les feuilles et le pétiole sont perforés par de petits insectes sauteurs.

### III.7. Composition

Le radis est une bonne espèce végétale à étudier, car elle a une valeur économique et nutritionnelle, et elle est également une riche source de principes actifs (Curtis, 2003).

#### III.7.1. Valeur nutritive

Parmi les constituants majeurs du radis, les glucides qui apportent l'essentiel des calories. Ils ont constitué en majorité par des sucres simples (glucose et fructose). Les protéines et les lipides (graisses) n'étant présents qu'à l'état de traces dans le radis, ce qui les place parmi les aliments les moins énergétiques. Les radis présentent aussi une haute densité en minéraux et oligo-éléments, cela leur confère d'intéressantes propriétés reminéralisantes ; il est considéré également comme une bonne source de vitamine C. (BDNFF, 2011). Le tableau (10) représente les quantités de ces différents constituants dans 100g de radis et 100 calories :

**Tableau 10** : Eléments nutritifs de *Raphanus sativus* L. (BDNFF, 2011).

Elément	Quantité
<b>Energie</b>	15 Kcalories / 100 g de radis
<b>Protéines et lipides</b>	Des traces / 100 g de radis
<b>Glucides</b>	2.5 à 3.5 g / 100 g de radis
<b>Potassium</b>	1620 mg / 100 calories
<b>Calcium</b>	133 mg / 100 calories
<b>Magnésium</b>	47 mg / 100 calories
<b>Fer</b>	5.3 mg / 100 calories
<b>Vitamine C</b>	23 mg / 100 calories

### III.7.2. Principes actifs

D'après les recherches qui ont été réalisées sur la composition chimique du radis, il a été démontré que le radis est très riche en principes actifs et en composés médicinaux importants. Quelques principes actifs trouvés dans le radis sont cités dans le tableau suivant (Tab.11):

**Tableau 11** : Principes actifs de *Raphanus sativus* L.

Principe actif	Référence
Acides phénoliques	<b>Stöhr et Herrman (1975)</b>
Alcaloïdes et flavonoïdes	<b>Sham <i>et al.</i>, (2013)</b>
Anthocyanines	<b>Gao (2014)</b>
Glucosinolates	<b>Visentin (1992)</b>
Isothiocyanates	<b>Elivra et Tatiana (2012)</b>
Nitriles	<b>San Jaun (2012)</b>

### III.8. Activités biologiques

La composition chimique varie en principes actifs cités précédemment, joue un rôle principal dans les activités biologiques de cette plante, parmi ces activités :

#### III.8.1. Protection du sol

Le radis s'établit très rapidement, même dans des situations de sécheresse modérée, cela confère une excellente protection du sol contre le vent ou contre l'érosion hydrique. La décomposition de ses racines épaisses crée des pores dans le sol qui favorisent une bonne infiltration de l'eau, une bonne aération du sol et une activité microbienne accrue. (**Ngouajio et Mutch, 2004**). Le radis peut aussi être utilisé comme engrais vert. Par exemple, le radis (*R. sativus* L. var. *oleiferous* Metzg.) est cultivé comme engrais vert pour les terres agricoles au Paraguay avec 5 tonnes par hectare (**Florentin *et al.*, 2001**).

#### III.8.2. Herbicide biologique

Qu'il soit planté au printemps, tard en été ou en début d'automne, le radis croît rapidement et produit une importante couverture au sol qui «étouffe» les mauvaises herbes (**Ngouajio et Mutch, 2004**). L'efficacité du radis à réprimer les mauvaises herbes repose aussi sur sa capacité à produire des substances chimiques appelées glucosinolates qu'il rejette dans l'environnement. Dans certains cas, l'effet de ces substances sur les mauvaises herbes et les

nematodes est comparable au fumigant commercial VapamR (métam sodium) (**Brown et Morra, 1996**).

### III.8.3. Activité antioxydante

Du fait qu'il est très riche en antioxydants (les anthocyanines, Kaempferol et les Peroxydases...), des chercheurs ont notamment étudié l'effet d'un mélange d'antioxydants du radis chez l'animal pour découvrir qu'il apportait une protection contre l'oxydation des lipides sanguins (un effet favorable à la santé cardiovasculaire), des lipides des cellules intestinales (un effet bénéfique pour la prévention du cancer du colon) et d'autres maladies liées au vieillissement (**Aoumeur, 2012**).

### III.8.4. Autres activités biologiques

A l'instar des activités biologiques du radis cités précédemment, d'autres activités ont été décrites par plusieurs auteurs, et ils sont regroupés dans le tableau suivant :

**Tableau 12** : Activités biologiques de *Raphanus sativus* L.

Activité biologique	Référence
Antimicrobienne	<b>Janjua et al., (2013)</b>
Antiviral	<b>Prahoveanu et Esanu (1987)</b>
Laxative	<b>Dande et al., (2014)</b>
Anti-inflammatoire	<b>Kim et al., (2014)</b>
Anticancer	<b>Kim et al., (2014)</b>
Antidiabétique	<b>Shukla et al., (2011)</b>
Antimutagénique	<b>Salah-Abbès et al., (2009)</b>

## III.9. Tolérance

### III.9.1. Vis-à-vis le stress salin

Selon **Maas et Hoffman (1977)**, le radis est une culture dont le rendement est modérément sensible à la salinité, tandis que **Sonneveld (1988)** a signalé une faible sensibilité de ce dernier contre le stress salin. En revanche, **Scialabba et Melati (1990)** ont signalé que le stress salin était à l'origine de nombreux processus métaboliques des semis de radis et induisait la chlorose, des changements anatomiques, des changements morphologiques et

des symptômes nutritifs chez les plantes de radis. Une autre étude menée par **Noreem et Ashraf (2009)**, montre que la croissance des radis est sévèrement inhibée par le stress salin.

### III.9.2. Vis-à-vis le stress métallique

Le radis (*Raphanus sativus* L.) est une culture légumière bien connue avec une croissance rapide, une grande biomasse, une sensibilité et une production énergétique. D'après ses caractéristiques, il peut être utilisé dans la dépollution des sols (**Simon, 1998**). Le radis est considéré comme un bon modèle pour étudier la phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds tel que l'aluminium (**Cargnelutti et al., 2006**), le cadmium (**Anuradha et Rao, 2007 ; El-Beltagi et al., 2010**), le cuivre (**Sun et al., 2010**), le plomb (**Tecklic et al., 2008**). Il a été démontré que les plants de radis absorbaient certaines quantités de métaux dans leurs tissus pendant leur croissance (**Dočekalová et al., 2015**). Selon **Marchiol et al., (2004)** et **Benzarti et al., (2008)**, les plantes de radis accumulent les métaux (Pb, Ni, Cd) dans les pousses plus efficacement que le canola, la luzerne et la laitue. De plus, le facteur de translocation du radis était élevé pour le Zn et le Cd, intermédiaire pour le Ni et le Cu, et faible pour le Pb et le Cr. Le radis est plus tolérant au plomb par rapport au *Brassica juncea* (**Liu et al., 2000**) et *Allium cepa* (**Liu et al., 2009**). **Asadi Kapourchal et al., (2009)** signalent aussi qu'il n'y avait pas de toxicité pour les radis jusqu'à 1000 ppm de plomb dans le sol, et que la racine de radis accumule des quantités importantes de plomb par rapport au feuilles. Par conséquent, ils ont considéré le radis comme plante accumulatrice de plomb.

*Deuxième partie*

***ETUDE***

***EXPERIMENTALE***

# *Chapitre IV*

***MATERIEL***

***ET METHODES***

#### IV.1. Objectif du travail

L'objectif de cette étude est la plantation de radis (*Raphanus sativus* L.) dans un sol enrichi en métaux lourds (Cuivre, Zinc, Plomb) et en sel (NaCl) ; afin de déterminer les effets du stress métallique, salin et l'interaction entre eux sur les plantes du radis, par l'analyse des paramètres chimiques, biochimiques et morpho-physiologiques. Ainsi, la détermination du pouvoir phytoremédiateur de *Raphanus sativus* L. vis-à-vis le Pb, le Cu et le Zn, et la détermination de l'action de salinité sur l'accumulation et le transfert de métaux lourds vers les parties aériennes de la plante.

#### IV.2. Structure du travail

L'essai a été réalisé dans une serre dans la ferme expérimentale de l'université de Mostaganem. Cette ferme est située entre la commune de Mostaganem au Nord, Mazagran à l'ouest, Hassi Mameche au Sud et Douar djedid à l'Est, entre 35°35'35" de latitude et 0°4',44" de longitude (Toudert, 1991).



Figure 08 : Station expérimentale de l'Université de Mostaganem (Google Maps, 2018).



**Figure 09** : Présentation de la serre expérimentale (Neggaz, 2016).

Les analyses des paramètres étudiés sont réalisées au Laboratoire de recherche « Biodiversité et Conservation des Eaux et des Sols », du site universitaire II, université de Mostaganem.

### IV.3. Matériel

#### IV.3.1. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé est le radis (*Raphanus sativus* L.) variété National, de la famille des *Brassicacées*, la plante a été choisie en raison de son utilisation au laboratoire comme plante modèle pour les études d'éco-toxicologie de différents polluants (Sun *et al.*, 2010), ainsi pour son meilleur taux de germination, sa croissance rapide et sa biomasse importante (Biteur, 2012).



**Figure 10** : Graines de *Raphanus sativus* L. dans une boîte de petri (Neggaz, 2016).

### IV.3.2. Substrat sol

Le substrat utilisé constitué d'un mélange de sable et de terreau industriel à des proportions respectives de (2v/1v). Avant de l'utiliser, le sable subit plusieurs opérations de préparation, en premier lieu, il a été tamisé afin d'éliminer les débris végétaux et animaux, pour obtenir du sable fin. Puis il a été rincé abondamment à l'eau de robinet, ensuite lavé par une solution de l'esprit de sel, pour éliminer les sels (chlorures, carbonates). Le sable est ensuite rincé plusieurs fois à l'eau distillée, et séché à l'air libre.

**Tableau 13 :** Caractéristiques physico-chimiques du substrat de culture.

Caractéristique	Valeur
pH eau	7,75
CEd 1/5 (dS/m)	0,386
CaCO <sub>3</sub> Total (%)	15,28
MO (%)	2,53
CEC (meq/100g)	6,75
Ca <sup>++</sup>	7,37
Mg <sup>++</sup>	4,18
K <sup>+</sup>	0,361
Na <sup>+</sup>	1,992
Argile (%)	0,37
Limon (%)	1
Sable (%)	98,63
Classe texturale	Sableux

Selon les caractéristiques physico-chimiques du substrat de culture (Tab.13), la texture est sableuse. Le substrat a une quantité moyenne en matière organique (2,53%) et en éléments minéraux. Le pH eau du sol utilisé est alcalin (7,75), et sa capacité d'échange cationique est faible (CEC<9). La conductivité électrique (0,386 dS/m) traduit la faible salinité dans le sol utilisé. L'analyse de CaCO<sub>3</sub> montre que le sol utilisé est modérément calcaire avec un taux de 15,28% (Annexe. 01).

## IV.4. Méthodes

### IV.4.1. Disposition de culture

#### IV.4.1.1. Préparation des cylindres

Les cylindres utilisés ont 30 cm de hauteur et 20 cm de diamètre. Ils sont tapissés au fond par du gravier pour assurer le drainage suivi par un remplissage d'un substrat constitué d'un mélange de sable et de terreau, dans les proportions de 2V/1V.



Figure 11 : Dispositif expérimental (Neggaz, 2017).

#### IV.4.1.2. Préparation du semis

Les graines du radis (*Raphanus sativus* L.) sont désinfectées à l'hypochlorite de sodium à 2% pendant 10 min, puis lavées plusieurs fois à l'eau distillée et séchées avant la mise en germination dans les alvéoles.



Figure 12 : Levée de *Raphanus sativus* L. après 5 et 15 jours de la mise en germination des graines (Neggaz, 2017).

#### IV.4.1.3. Mise en culture

Les graines du radis (*Raphanus sativus* L.) sont mises en germination dans des alvéoles pendant 15 jours afin de choisir les plantules qui ont la même taille et la même vitesse de croissance. Les plantes sont repiquées et préservées dans des cylindres durant 30 jours afin d'appliquer le stress métallique et salin. La culture de radis a été réalisée dans des conditions de température de  $20^{\circ}\pm 2^{\circ}\text{C}$  le matin et  $29^{\circ}\pm 2^{\circ}\text{C}$  l'après midi. Après deux mois de culture (60 jours), les plantes du radis ont été prêtes pour les analyses dans le laboratoire.

#### IV.4.2. Arrosage

L'apport de l'eau est effectué cycliquement afin d'assurer et de maintenir le sol à la capacité de rétention qui représente la quantité maximale d'eau que peut contenir le sol grâce à ses microporosités.

##### ❖ Mesure de la capacité de rétention :

La capacité de rétention est déterminée par la différence entre P1 (poids avant l'irrigation d'un pot contenant de substrat sec utilisé dans l'expérimentation) et P2 (poids de saturation après 24h de décantation). La fréquence d'irrigation de 750 ml pour chaque cylindre a été effectuée trois jours par semaine. La solution nutritive Actifeg puissance 20 est apportée une fois toutes les trois irrigations (Tab.14).

**Tableau 14 :** Composition de la solution nutritive.

<b>Eléments majeurs (g/l)</b>	
Azote (N)	200
Phosphore (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	200
Potassium (K <sub>2</sub> O)	200
<b>Oligoéléments (g/l)</b>	
Magnésium (MgO)	4
Fer EDTA (Fe)	0.65
Manganèse (Mn)	0.65
Molybdène (Mo)	0.05
Souffre (SO <sub>3</sub> )	8
Cuivre (Cu)	0.06
Zinc (Zn)	0.3
Bore (B)	0.3

### IV.4.3. Application du stress

Le stress métallique et salin est appliqué après 45 jours de la culture du radis, deux fois pendant deux semaines (15 jours). Le plan expérimental (Fig.12) représente les différentes doses de sel (NaCl), de métaux lourds (Pb, Cu, Zn) et la combinaison entre eux. Chaque dose utilisée dans le traitement est répétée trois fois, dont le nombre total des plantes traitées et témoins est de 117 plantes.

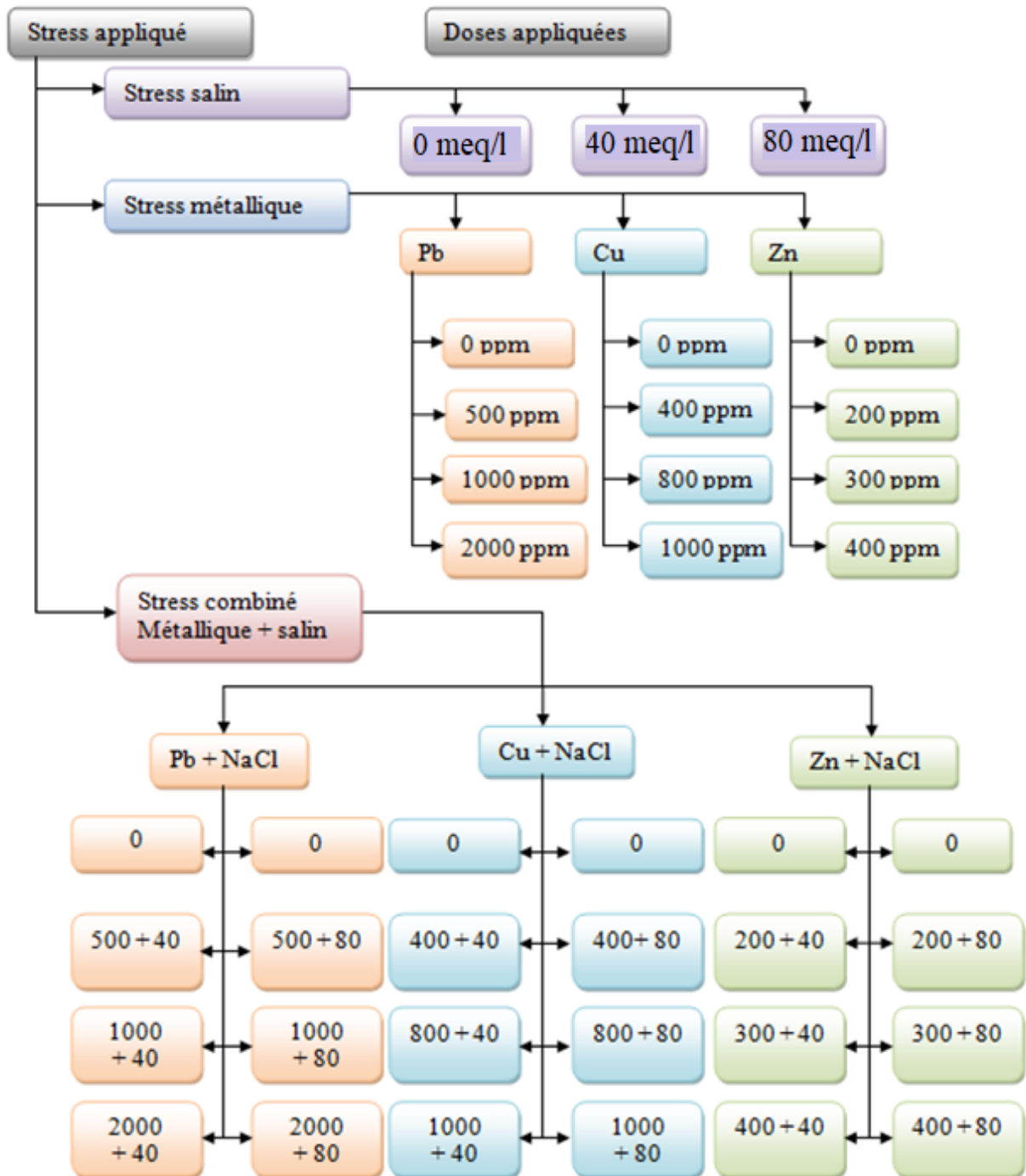


Figure 13 : Doses de sel (NaCl) et métaux lourds (Pb, Cu et Zn) appliquées durant le stress.

#### IV.4.4. Récolte des plantes

Après 2 mois de culture, les plantes sont amenées au laboratoire. Une fois débarrassées de leur substrat, les plantes sont rincées avec l'eau de robinet. Puis séchées à l'aide d'un papier filtre. Pour chaque plante, deux échantillons sont constitués, partie aérienne et partie racinaire. Chaque partie est ensuite enveloppée à l'aide d'un papier aluminium séparément et séchée à 80°C pendant 48h.

#### IV.5. Paramètres étudiés

##### IV.5.1. Paramètres morpho-physiologiques

###### IV.5.1.1. Elongation des parties aérienne et racinaire de la plante

L'élongation des parties aériennes et racinaires a été mesurée après la récolte des plantes, à l'aide d'un ruban gradué en centimètre (cm).

###### IV.5.1.2. Poids frais des parties aérienne et racinaire de la plante

Le poids frais des parties aérienne et racinaire de la plante a été déterminé à l'aide d'une balance, juste après la récolte. Le poids de ces parties est exprimé en gramme (g).

###### IV.5.1.3. Poids sec des parties aérienne et racinaire de la plante

La matière sèche (MS) est déterminée par séchage à l'étuve de l'échantillon pendant 48 heures à 80°C. La biomasse sèche des parties aérienne et racinaire de chaque plante est pesée à la fin de l'expérimentation à l'aide d'une balance de précision et les valeurs sont exprimées en gramme (g).

###### IV.5.1.4. Teneur relative en eau

La teneur relative en eau de la feuille a été déterminée par la méthode décrite par (Barrs et Weatherley, 1992) et puis par (Scippa *et al.*, 2004), Et elle est calculée par la formule de (Clark et Mac-Caig, 1982) :

$$RWC (\%) = \frac{(Pf - Ps)}{(Pt - Ps)} \times 100$$

- Pf : poids frais (g)
- Ps : poids sec (g)
- Pt : poids de pleine turgescence (g)

## IV.5.2. Paramètres biochimiques

### IV.5.2.1. Dosage de chlorophylles

Les concentrations des chlorophylles extraites à partir des feuilles de *Raphanus sativus* L. sont déterminées par spectrophotomètre selon la procédure citée par **Lichtenthaler (1987)** et **Shabala et al., (1998)**

Les équations suivantes sont utilisées pour calculer les concentrations des chlorophylles dans les feuilles, et leurs teneurs sont exprimées en mg/g de matière fraîche (mg/g MF) (**Wang et al., 2010**):

- $\text{Chlr.A} = 12,25 \times A_{663} - 2,79 \times A_{645}$
- $\text{Chlr.B} = 21,50 \times A_{645} - 5,10 \times A_{663}$
- $\text{Chlr.Totale} = 7,50 \times A_{663} + 18,71 \times A_{645}$

### IV.5.2.2. Dosage des protéines totales

Le dosage des protéines est effectué selon la méthode de **Bradford (1976)**. La lecture de l'absorbance est faite dans un spectrophotomètre UV-visible à 595 nm. La teneur en protéines totales est exprimée en mg/g de matière fraîche (mg/g MF).

### IV.5.2.3. Dosage des sucres solubles

L'estimation de la teneur en sucres solubles totaux est faite par la méthode de **Dubois (1956)**. La densité optique est mesurée à 585 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible. La teneur en sucres solubles est exprimée en mg/g de matière sèche (mg/g MS).

### IV.5.2.4. Dosage de la proline

La méthode utilisée pour doser la proline est celle de **Troll et Lindsley (1955)**, modifiée par **Dreier et Goring (1974)**, et ensuite par **Monneveux et Nemmar (1986)**. Le dosage a été réalisé par un spectrophotomètre UV-visible JENWAY 6505 à une longueur d'onde de 528 nm. La teneur en proline est exprimée en mg/g de matière sèche (mg/g MS).

### IV.5.2.5. Dosage des antioxydants

#### IV.5.2.5.1. Préparation des extraits hydrométhanoïques

**Mohadjerani (2012)** a démontré que le méthanol aqueux et le méthanol pur ont été les solvants les plus efficaces pour l'extraction des composés phénoliques. En effet, **Vuorela (2005)** signale que le méthanol aqueux 70% est deux fois plus efficace que le méthanol pur,

pour l'extraction des composés phénoliques, il apparaît que la grande majorité des polyphénols ne sont pas hydrosolubles. L'extraction des composés phénoliques a été réalisée selon la méthode décrite par **Talbi et al., (2015)**.

#### IV.5.2.5.2. Dosage des polyphénols totaux

L'analyse quantitative des polyphénols totaux est réalisée par la méthode colorimétrique de Folin-Ciocalteu (**Singelton et al., 1999, Heilerova et al., 2003**). Le dosage a été effectué par un spectrophotomètre UV-visible JENWAY 6505 à une longueur d'onde de 760 nm. La teneur en polyphénols est exprimée en mg équivalent d'acide gallique/g de matière sèche (mg EAG/g MS).

#### IV.5.2.5.3. Dosage des flavonoïdes

L'estimation de la teneur en flavonoïdes est réalisée par la méthode de **Bahorun et al., (1996)**. Le dosage a été réalisé par un spectrophotomètre UV-visible JENWAY 6505 à une longueur d'onde de 415 nm. La teneur en flavonoïdes est exprimée en mg équivalent de quercétine par mg de matière sèche (mg EQ/g MS).

#### IV.5.2.5.4. Dosage de l'activité antiradicalaire (Test de DPPH)

Le DPPH (2,2-diphényl-2-picryl-hydrazyle) est un radical libre relativement stable, son dosage est effectué selon le protocole décrit par **Ammar et al., (2009)**. L'inhibition du radical libre DPPH° (2,2'-diphényle-1-picryl hydrazyl) est mesuré par spectrophotomètre UV-Visible à 517 nm. L'activité antioxydante a été exprimée en % de DPPH éliminé par balayage radicalaire selon la formule suivante :

$$\% d'inhibition de DPPH = \frac{Abs\ Control - Abs\ Extrait}{Abs\ Extrait} * 100$$

### IV.5.3. Paramètres chimiques

#### IV.5.3.1. Dosage des métaux lourds

Les métaux lourds Pb, Cu et Zn sont extraits selon la méthode décrite par **Altaf et al., (2017)**, et le dosage de ces métaux est réalisé à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique. La quantité des métaux lourds est exprimée en ppm selon la formule de **Ryan et al., (2013)**

$$\text{Concentration du métal (PPM)} = \frac{\text{Concentration du métal lue par AAS (PPM)} * V}{PS}$$

Où, V est le volume final d'ajustement après digestion ;

PS est le poids sec de l'échantillon pris pour la digestion

#### IV.5.3.2. Facteur de Translocation

Les critères appropriés pour les espèces végétales utilisées dans la phytoextraction de sols contaminés par des métaux devraient avoir le facteur de translocation supérieure à 1, sous contrainte de métaux lourds, sont considérés comme de bons phytoextracteurs, tandis que ceux dont le facteur de translocation est inférieur à 1 ne conviennent pas à la phytoextraction (Mendez et Maier, 2008). Le facteur de translocation (TF) est défini par le rapport entre la concentration en métaux lourds dans les parties aériennes et leurs concentrations dans les parties racinaires (McGrath et Zhao, 2003 ; Chen *et al.*, 2011). Ce facteur est calculé selon la formule suivante :

$$\text{Facteur de translocation (FT)} = \frac{\text{Concentration du métal dans les parties aériennes (PPM)}}{\text{Concentration du métal dans les parties racinaires (PPM)}}$$

#### IV.6. Analyses statistiques

Pour déterminer l'efficacité des résultats obtenus, des analyses statistiques à un seul facteur ont été effectuées pour déterminer la tolérance du radis aux stress métallique et salin séparément, et d'autres analyses à deux facteurs ont été effectuées pour déterminer la tolérance du radis aux stress métallique et salin combinés. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une étude statistique à l'aide de logiciel Statbox version 6.4. La variance à un seuil de probabilité  $P \leq 0.005$  (hautement significatif),  $P \leq 0,01$  (très significatif),  $P \leq 0,05$  (significatif), et  $P > 0.05$  (non significatif), est effectuée par l'indice de Fisher, et la corrélation entre les paramètres étudiés est réalisée à l'aide du test de Pearson à un seuil de signification  $\alpha = 0.05$ .

# *Chapitre V*

## ***RESULTATS***

## V. Effet combiné de stress métallique de Pb, Cu, Zn et salin de NaCl sur *Raphanus sativus* L.

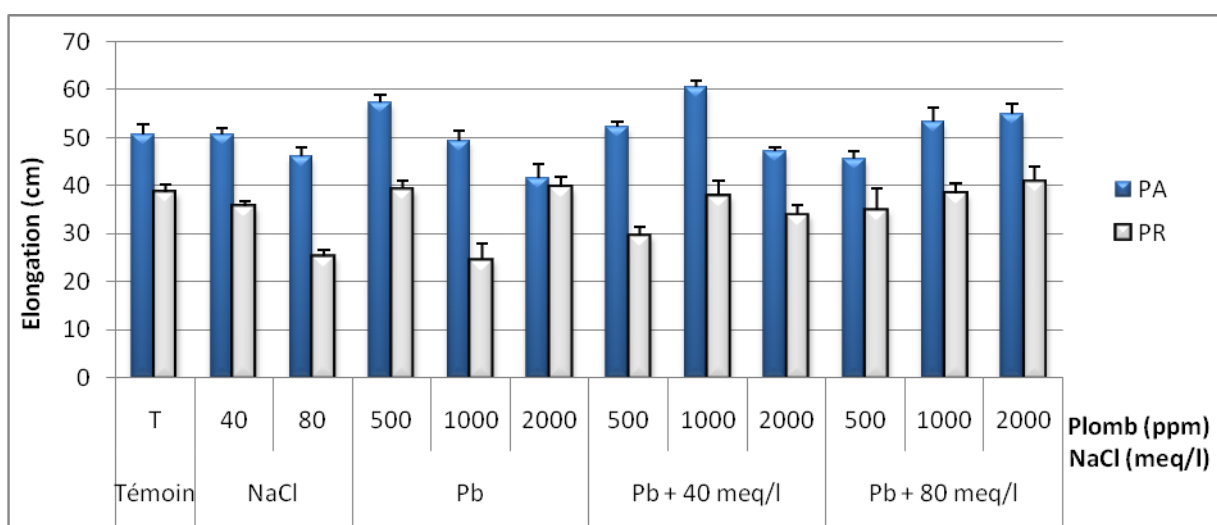
### V.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres morfo-physiologiques

#### V.1.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur l'élongation

##### V.1.1.1. Effet de Pb- NaCl sur l'élongation

L'élongation de la partie aérienne du radis diminue au fur et à mesure que les doses de Pb et de NaCl augmentent comparativement au témoin (Fig.14). En revanche, l'interaction Pb-NaCl provoque une augmentation de cette teneur, par contre on note une diminution de l'élongation de la partie aérienne pour la dose de 2000 ppm de Pb combinée avec 40 meq/l de NaCl par rapport au témoin. L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de l'augmentation des doses de Pb et l'interaction Pb-NaCl, et un effet significatif de NaCl sur l'élongation de la partie aérienne de la plante.

Le Pb provoque une nette diminution de l'élongation de la partie racinaire chez la dose de 1000 ppm suivie par une augmentation à la dose 2000 ppm comparativement à la dose 500 ppm de Pb et au témoin. Cette diminution est inversement proportionnelle aux doses de Pb combinées avec 40 meq/l de NaCl. L'élongation la plus élevée de la partie racinaire est enregistrée à la dose de 2000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl (41 cm), et la plus faible élongation de la partie racinaire est enregistrée à la dose de 1000 ppm de Pb (24.66 cm) (Tab.15). L'analyse statistique montre que l'effet de Pb, NaCl et l'interaction Pb-NaCl est hautement significatif sur l'élongation de la partie racinaire de la plante.



**Figure 14 :** Elongation des parties aérienne et racinaire (cm) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

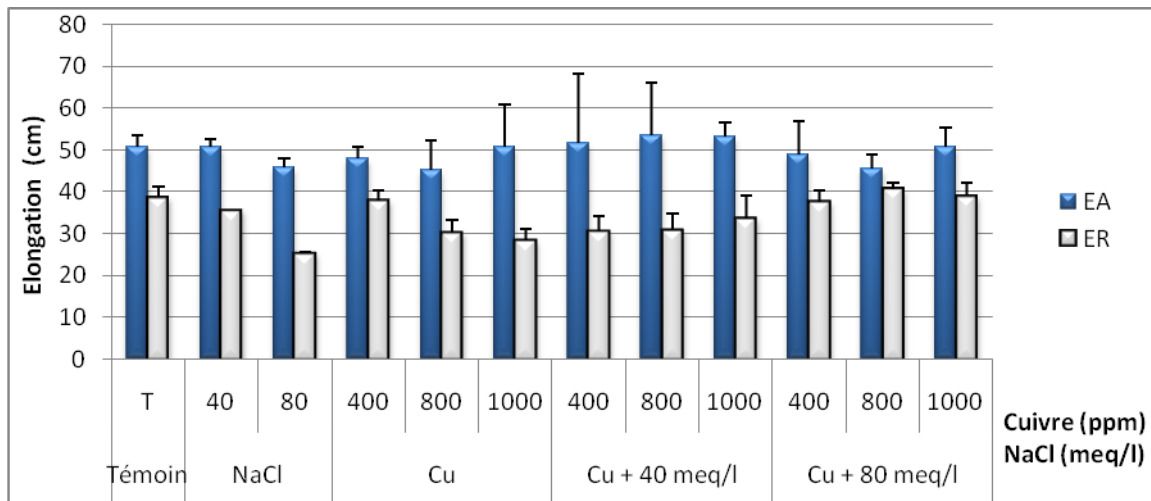
**Tableau 15 :** Elongation des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	50,667 $\pm$ 2.142	38,667 $\pm$ 1.655
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	50,667 $\pm$ 1.228	35,667 $\pm$ 0.994
	80	46 $\pm$ 1.917	25,333 $\pm$ 1.276
<b>Plomb (ppm)</b>	500	57,333 $\pm$ 1.609	39,333 $\pm$ 1.768
	1000	49,333 $\pm$ 2.063	24,667 $\pm$ 3.2
	2000	41,667 $\pm$ 2.815	39,667 $\pm$ 2.215
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	52,333 $\pm$ 1.083	29,667 $\pm$ 1.655
	1000	60,667 $\pm$ 1.158	38 $\pm$ 3.152
	2000	47,333 $\pm$ 0.651	34 $\pm$ 2.065
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	45,667 $\pm$ 1.474	35 $\pm$ 4.493
	1000	53,333 $\pm$ 2.959	38,333 $\pm$ 2.227
	2000	55 $\pm$ 1.96	41 $\pm$ 2.961

#### V.1.1.2. Effet de Cu- NaCl sur l'élongation

Les traitements par Cu et Cu-NaCl appliqués sur le radis enregistrant une élongation de la partie aérienne plus importante par rapport au témoin, cette élongation augmente au fur et à mesure que les doses métalliques et salines appliquées augmentent (Fig.15, Tab.16). L'analyse statistique montre que les facteurs Cu et l'interaction Cu-NaCl provoquent un effet non significatif sur l'élongation de la partie aérienne de la plante.

L'élongation de la partie racinaire montre une diminution inversement proportionnelle avec les doses de Cu (Fig.15, Tab.16), par contre, cette élongation augmente en fonction de l'augmentation des doses de Cu-NaCl appliquées à la plante. L'étude statistique montre que l'effet de Cu sur l'élongation de la partie racinaire est non significatif, contrairement à l'interaction Cu-NaCl, dont l'effet est hautement significatif.



**Figure 15 :** Elongation des parties aérienne et racinaire (cm) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

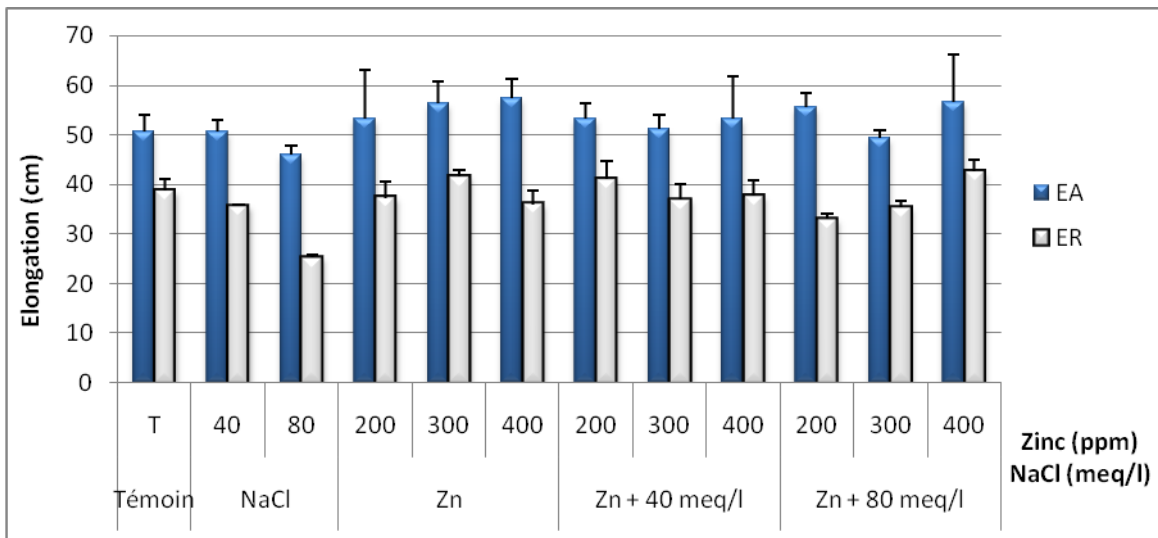
**Tableau 16 :** Elongation des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	50,667 ± 2.142	38,667 ± 1.655
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	50,667 ± 1.228	35,667 ± 0.994
	80	46 ± 1.917	25,333 ± 1.276
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	48 ± 2.887	38 ± 2.265
	800	45,333 ± 6.912	30,333 ± 2.866
	1000	50,667 ± 10.221	28,333 ± 0.822
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	51,667 ± 16.585	30,667 ± 3.681
	800	53,667 ± 12.382	31 ± 3.858
	1000	53,333 ± 3.296	33,667 ± 5.497
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	49 ± 8.011	37,667 ± 2.793
	800	45,667 ± 3.224	40,667 ± 1.596
	1000	50,667 ± 4.689	39 ± 3.117

### V.1.1.3. Effet de Zn- NaCl sur l'élongation

L'élongation de la partie aérienne du radis augmente en fonction de l'augmentation des doses de Zn, par contre l'élongation de la partie racinaire diminue par rapport au témoin (Fig.16, Tab.17). En revanche, l'interaction de Zn avec 40 meq/l de NaCl provoque une diminution de l'élongation de la partie aérienne de la plante à la dose de 300 ppm suivie par

une augmentation à la dose de 400 ppm de Zn. Par contre, l'élongation de la partie racinaire enregistre une diminution à la dose de 300 ppm de Zn combinée avec 40 meq/l de NaCl, au-delà de cette dose l'élongation de la partie racinaire augmente en fonction de l'augmentation des doses métalliques et salines. L'analyse statistique révèle que l'effet de Zn et Zn-NaCl sur l'élongation de la partie racinaire est hautement significatif, par contre ; cet effet est non significatif sur l'élongation de la partie aérienne de la plante.



**Figure 16:** Elongation des parties aérienne et racinaire (cm) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 17 :** Elongation des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.

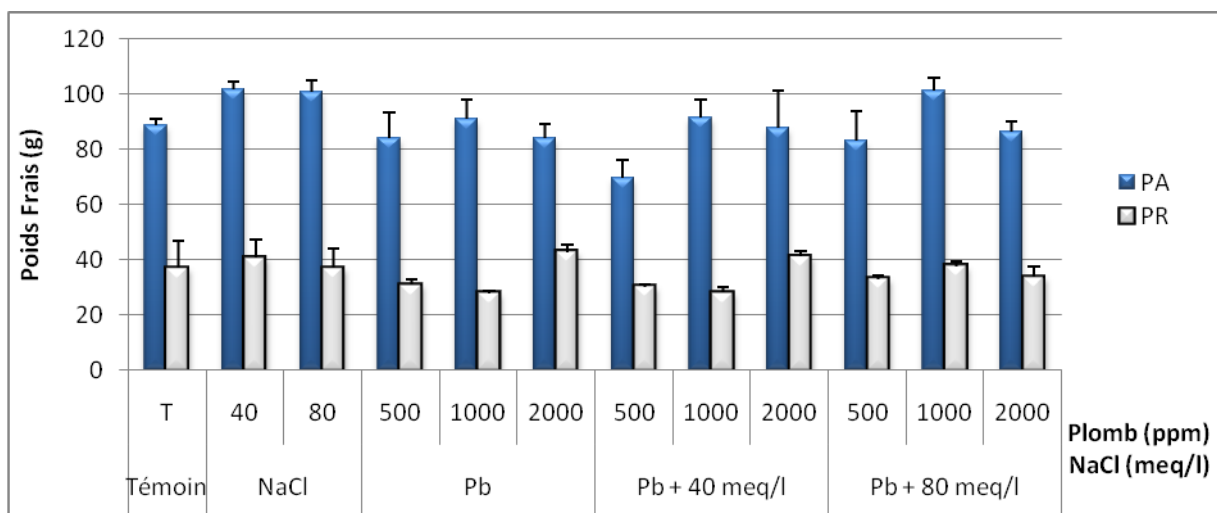
	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	50,667 ± 2.142	38,667 ± 1.655
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	50,667 ± 1.228	35,667 ± 0.994
	80	46 ± 1.917	25,333 ± 1.276
<b>Zinc (ppm)</b>	200	53,333 ± 9.859	37,333 ± 3.158
	300	56,333 ± 4.567	41,667 ± 1.385
	400	57,5 ± 3.749	36 ± 2.789
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	53,333 ± 3.032	41 ± 3.834
	300	51,333 ± 2.627	37 ± 2.963
	400	53,333 ± 8.511	37,667 ± 3.317
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	55,667 ± 2.828	33 ± 1.131
	300	49,333 ± 1.678	35,333 ± 1.435
	400	56,667 ± 9.637	42,667 ± 2.346

## V.1.2. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur le poids frais

### V.1.2.1. Effet de Plomb- NaCl sur le poids frais

Les plantes du radis traitées par le Pb et le Pb-NaCl (Fig.17, Tab.18), ont des poids frais des parties aériennes élevés à la dose de 1000 ppm par rapport à la dose de 500 ppm de Pb et au témoin. Ces poids frais ont faiblement diminué à la dose de 2000 ppm de Pb. Par contre, la dose métallique de 1000 ppm de Pb et combinée avec 40 meq/l de NaCl enregistre le plus faible poids frais racinaire comparativement au témoin et aux autres doses appliquées. L'analyse de la variance montre que le facteur Pb influe sur le poids frais des parties aérienne et racinaire d'une manière hautement significative. En revanche, l'interaction Pb-NaCl a un effet non significatif sur le poids frais de la partie aérienne, et un effet significatif sur le poids frais de la partie racinaire de la plante.

Le poids frais des parties aérienne et racinaire du radis diminue anversement proportionnelle avec les doses de NaCl (Fig.17, Tab.18). Les poids frais des parties aériennes enregistrés chez les doses 40 meq/l (101,583 g) et 80 meq/l de NaCl (100.9 g) sont presque égaux. Par contre, les poids frais des parties racinaires à la dose 40 meq/l de NaCl (40.817 g) est supérieur a ceux du témoin (36,983 g) et de la dose 80 meq/l de NaCl (36,967g). L'analyse statistique montre que l'effet de NaCl sur le poids frais de la plante est hautement significatif et non significatif pour la partie aérienne et racinaire respectivement.



**Figure 17 :** Poids frais (g) des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

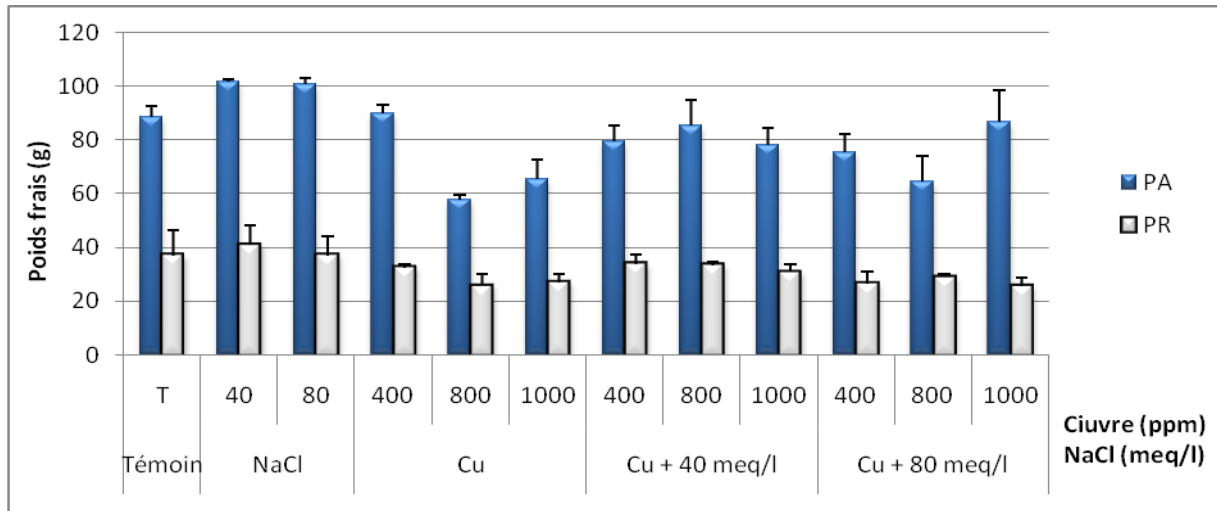
**Tableau 18 :** Poids frais des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	88,583 $\pm$ 2.578	36,983 $\pm$ 9.813
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	101,583 $\pm$ 2.691	40,817 $\pm$ 6.661
	80	100,9 $\pm$ 4.148	36,967 $\pm$ 7.031
<b>Plomb (ppm)</b>	500	83,933 $\pm$ 9.316	31,1 $\pm$ 2.009
	1000	90,767 $\pm$ 7.078	27,95 $\pm$ 0.98
	2000	83,767 $\pm$ 5.28	42,85 $\pm$ 2.448
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	69,383 $\pm$ 6.914	30,283 $\pm$ 0.962
	1000	91,6 $\pm$ 6.358	28,167 $\pm$ 2.082
	2000	87,5 $\pm$ 13.858	41,15 $\pm$ 2.149
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	83,117 $\pm$ 10.643	33,1 $\pm$ 1.415
	1000	100,95 $\pm$ 4.724	37,633 $\pm$ 1.753
	2000	86,2 $\pm$ 3.84	33,767 $\pm$ 3.608

#### V.1.2.2. Effet de Cuivre- NaCl sur le poids frais

Le traitement par le Cu (Fig.18, Tab.19), provoque une diminution du poids frais des parties aérienne et racinaire du radis à la dose de 800 ppm, comparativement à la dose de 400 ppm de Cu et au témoin, cette diminution est suivie par une augmentation du poids frais à la dose de 1000 ppm de Cu. L'analyse de la variance révèle un effet hautement significatif de Cu sur le poids frais des parties aérienne et racinaire de la plante.

Les résultats obtenus de l'interaction Cu-NaCl (Fig.18, Tab.19), montrent que le Cu combiné avec 40 meq/l de NaCl, induit une augmentation du poids frais de la partie aérienne à la dose de 800 ppm suivie par une diminution à la dose de 1000 ppm de Cu. Cette variation est inversement proportionnelle lorsque le Cu est combiné avec 80 meq/l de NaCl. L'analyse statistique montre que l'effet de traitement Cu-NaCl est hautement significatif et non significatif sur le poids frais des parties aériennes et racinaire respectivement.



**Figure 18 :** Poids frais (g) des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

**Tableau 19 :** Poids frais des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

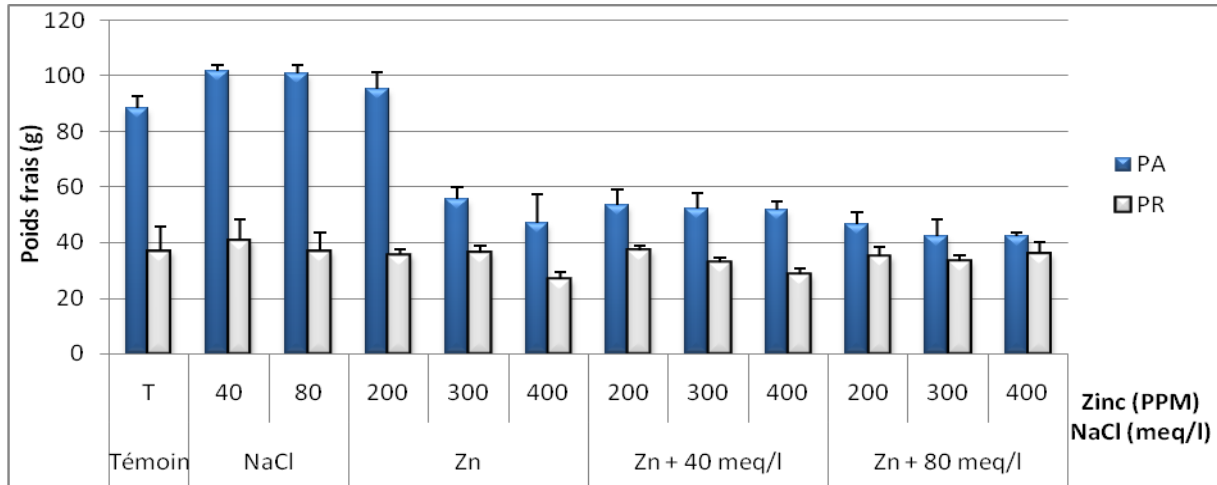
	Doses	Partie Aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	88,583 ± 2.578	36,983 ± 9.813
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	101,583 ± 2.691	40,817 ± 6.661
	80	100,9 ± 4.148	36,967 ± 7.031
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	89,9 ± 3.357	32,5 ± 1.275
	800	57,733 ± 1.927	25,917 ± 4.406
	1000	65,583 ± 7.233	26,967 ± 3.22
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	79,617 ± 5.55	33,783 ± 3.76
	800	85,25 ± 9.667	33,477 ± 1.362
	1000	78,333 ± 6.243	30,883 ± 2.879
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	75,4 ± 6.867	26,533 ± 4.689
	800	64,6 ± 9.639	29,05 ± 0.906
	1000	86,683 ± 11.838	25,6 ± 2.937

### V.1.2.3. Effet de Zinc- NaCl sur le poids frais

Les résultats obtenus (Fig.19, Tab. 20), montrent une diminution assez conséquente du poids frais de la partie aérienne du radis traité par le Zn et l'interaction Zn-NaCl comparativement au témoin, contrairement à la partie racinaire ; ou la diminution est moins

importante par rapport au témoin. On note que le poids frais de la partie aérienne est plus important par rapport au poids frais des parties racinaires de la plante.

L'analyse statistique montre que l'effet de Zn et de Zn-NaCl est hautement significatif sur le poids frais de la partie aérienne, par contre, l'effet de Zn et l'interaction Zn-NaCl est significatif et non significatif respectivement sur le poids frais de la partie racinaire de la plante.



**Figure 19 :** Poids frais (g) des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 20 :** Poids frais des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	88,583 $\pm$ 2.578	36,983 $\pm$ 9.813
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	101,583 $\pm$ 2.691	40,817 $\pm$ 6.661
	80	100,9 $\pm$ 4.148	36,967 $\pm$ 7.031
<b>Zinc (ppm)</b>	200	95,25 $\pm$ 6.085	35,717 $\pm$ 1.816
	300	55,433 $\pm$ 4.548	36,4 $\pm$ 2.389
	400	47,058 $\pm$ 10.115	26,723 $\pm$ 2.721
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	53,292 $\pm$ 5.592	37,233 $\pm$ 1.65
	300	52,033 $\pm$ 5.609	33 $\pm$ 1.338
	400	51,7 $\pm$ 2.965	28,5 $\pm$ 1.976
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	46,483 $\pm$ 4.581	35,117 $\pm$ 3.255
	300	42,233 $\pm$ 5.938	33,35 $\pm$ 2.081
	400	42,217 $\pm$ 1.517	36,05 $\pm$ 4.262

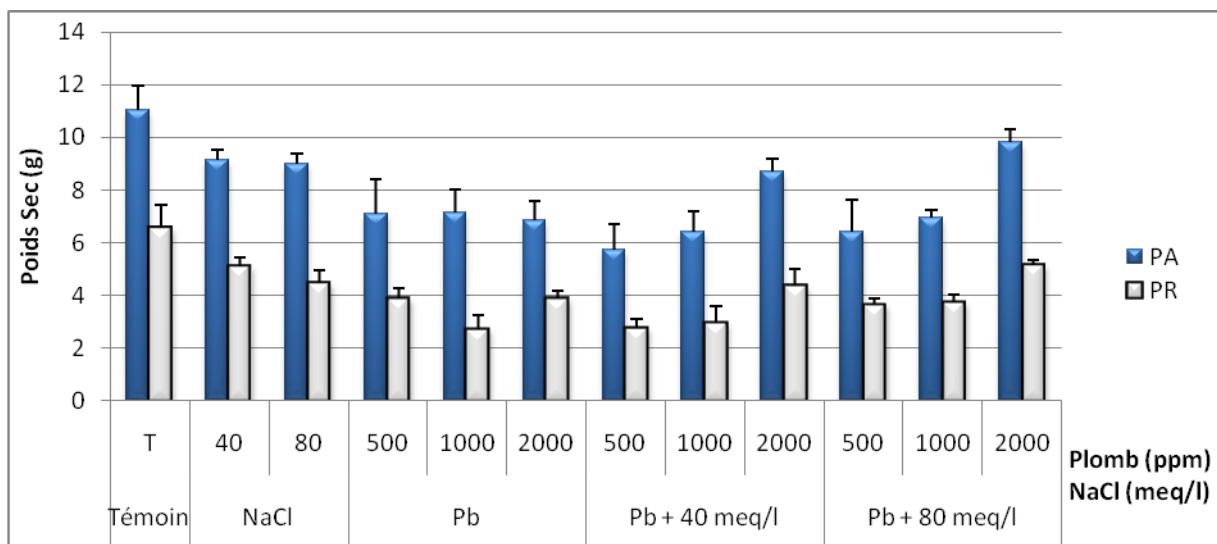
### V.1.3. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur le poids sec

#### V.1.3.1. Effet de Pb- NaCl sur le poids sec

Les résultats montrent que le poids sec des parties aérienne et racinaire de la plante traitée par le Pb, NaCl, et l'interaction Pb-NaCl est réduit par rapport au témoin. Par ailleurs, le traitement par le Pb, induit une diminution du poids sec des parties aérienne et racinaire, par contre on note une augmentation du poids sec de la partie racinaire à la dose de 2000 ppm de Pb (Fig.20, Tab.21).

L'interaction Pb-NaCl induit une augmentation du poids sec des parties aérienne et racinaire de la plante. Par contre, le NaCl provoque une diminution du poids sec de la plante par rapport au témoin. Le poids sec de la partie aérienne le plus élevé est obtenu à la dose de 2000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl (9.82 g), et le poids sec de la partie racinaire le plus élevé est enregistré chez le témoin (6.56 g) (Tab.21).

L'analyse de la variance montre que l'effet de NaCl sur le poids sec des parties aérienne et racinaire du radis est significatif, et l'effet de Pb et Pb-NaCl sur le poids sec des parties aérienne et racinaire est hautement significatif.



**Figure 20 :** Poids sec (g) des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

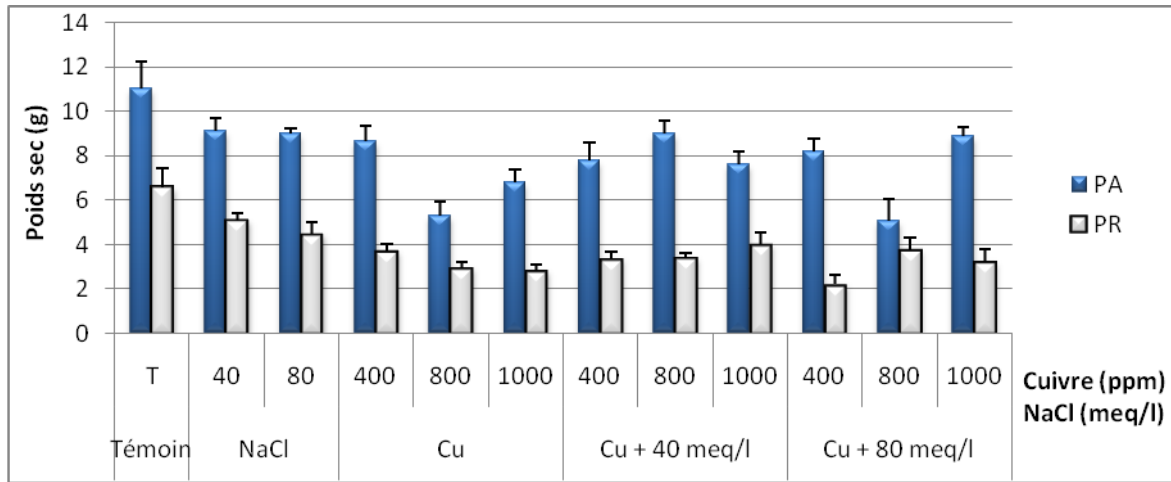
**Tableau 21** : Poids sec des parties aeriennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'ecart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aeriennes</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	11,022 $\pm$ 0.951	6,561 $\pm$ 0.898
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	9,132 $\pm$ 0.389	5,092 $\pm$ 0.354
	80	8,976 $\pm$ 0.412	4,463 $\pm$ 0.491
<b>Plomb (ppm)</b>	500	7,114 $\pm$ 1.302	3,888 $\pm$ 0.384
	1000	7,158 $\pm$ 0.858	2,729 $\pm$ 0.534
	2000	6,831 $\pm$ 0.746	3,867 $\pm$ 0.322
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	5,738 $\pm$ 0.994	2,766 $\pm$ 0.327
	1000	6,397 $\pm$ 0.782	2,984 $\pm$ 0.636
	2000	8,709 $\pm$ 0.492	4,374 $\pm$ 0.617
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	6,407 $\pm$ 1.233	3,645 $\pm$ 0.265
	1000	6,966 $\pm$ 0.283	3,746 $\pm$ 0.298
	2000	9,82 $\pm$ 0.47	5,152 $\pm$ 0.196

### V.1.3.2. Effet de Cu-NaCl sur le Poids sec

Les résultats indiquent que le poids sec des parties aériennes et racinaires du radis diminue chez les doses 400 et 800 ppm de Cu comparativement au témoin. En revanche, Le traitement de 1000 ppm de Cu provoque une augmentation du poids sec de la partie aérienne par rapport au traitement de 800 ppm de Cu (Fig.21).

Le poids sec de la partie aérienne enregistre une nette diminution à la dose de 1000 ppm de Cu combiné avec 40 meq/l de NaCl (7.629 g), et de 800 ppm de Cu combiné avec 80 meq/l de NaCl (5.039 g) par rapport au témoin (11.022 g). Ainsi, le poids sec de la partie racinaire diminue en fonction de l'augmentation des doses de Cu, dont le plus faible poids sec est enregistré à la dose de 400 ppm de Cu combinée avec 80 meq/l de NaCl (2,201 g) comparativement au témoin (6,561 g) (Tab.22). L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de Cu et Cu-NaCl sur le poids sec des parties aériennes et racinaires du radis.



**Figure 21 :** Poids sec (g) des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

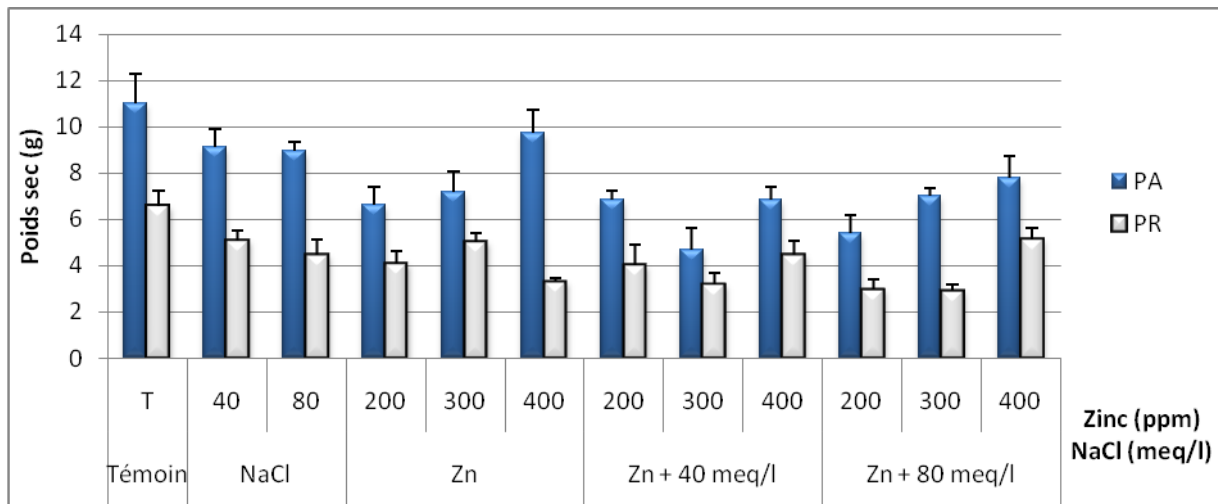
**Tableau 22 :** Poids sec des parties aeriennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	11,022 ± 0.951	6,561 ± 0.898
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	9,132 ± 0.389	5,092 ± 0.354
	80	8,976 ± 0.412	4,463 ± 0.491
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	8,672 ± 0.663	3,692 ± 0.349
	800	5,269 ± 0.671	2,946 ± 0.288
	1000	6,797 ± 0.585	2,823 ± 0.299
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	7,765 ± 0.85	3,36 ± 0.294
	800	8,981 ± 0.579	3,399 ± 0.193
	1000	7,629 ± 0.579	3,998 ± 0.54
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	8,22 ± 0.558	2,201 ± 0.438
	800	5,039 ± 0.994	3,755 ± 0.53
	1000	8,901 ± 0.374	3,213 ± 0.593

### V.1.3.3. Effet de Zn-NaCl sur le Poids sec

Le Zn induit une augmentation du poids sec des parties aérienne et racinaire de la plante traitée par 200 (6,637 g) et 300 (7,187 g) ppm de Zn, néanmoins ces valeurs sont inférieures à celle du témoin (11,022 g). Par contre, le traitement par 400 ppm de Zn provoque une nette augmentation du poids sec de la partie aérienne, et une diminution importante du poids sec de la partie racinaire comparativement au témoin (Fig.22, Tab.23).

Le poids sec du radis augmente en fonction de l'augmentation des doses de Zn combiné avec 80 meq/l de NaCl. Par contre, l'interaction de Zn avec 40 meq/l de NaCl provoque une diminution à la dose de 300 ppm suivie par une augmentation à la dose de 400 ppm de Zn. L'étude statistique montre que l'effet de Zn sur le poids sec des parties aérienne et racinaire est hautement significatif. En revanche, l'effet de l'interaction Zn-NaCl est très significatif sur le poids sec de la partie aérienne, et hautement significatif sur le poids sec de la partie racinaire (Fig.22, Tab.23).



**Figure 22 :** Poids sec (g) des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 23 :** Poids sec des parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	11,022 ± 0.951	6,561 ± 0.898
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	9,132 ± 0.389	5,092 ± 0.354
	80	8,976 ± 0.412	4,463 ± 0.491
<b>Zinc (ppm)</b>	200	6,637 ± 0.762	4,09 ± 0.56
	300	7,187 ± 0.87	5,036 ± 0.342
	400	9,755 ± 0.948	3,307 ± 0.162
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	6,85 ± 0.406	4,013 ± 0.873
	300	4,673 ± 0.947	3,177 ± 0.491
	400	6,823 ± 0.595	4,46 ± 0.597
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	5,413 ± 0.761	2,981 ± 0.447
	300	6,987 ± 0.373	2,908 ± 0.281
	400	7,807 ± 0.904	5,135 ± 0.494

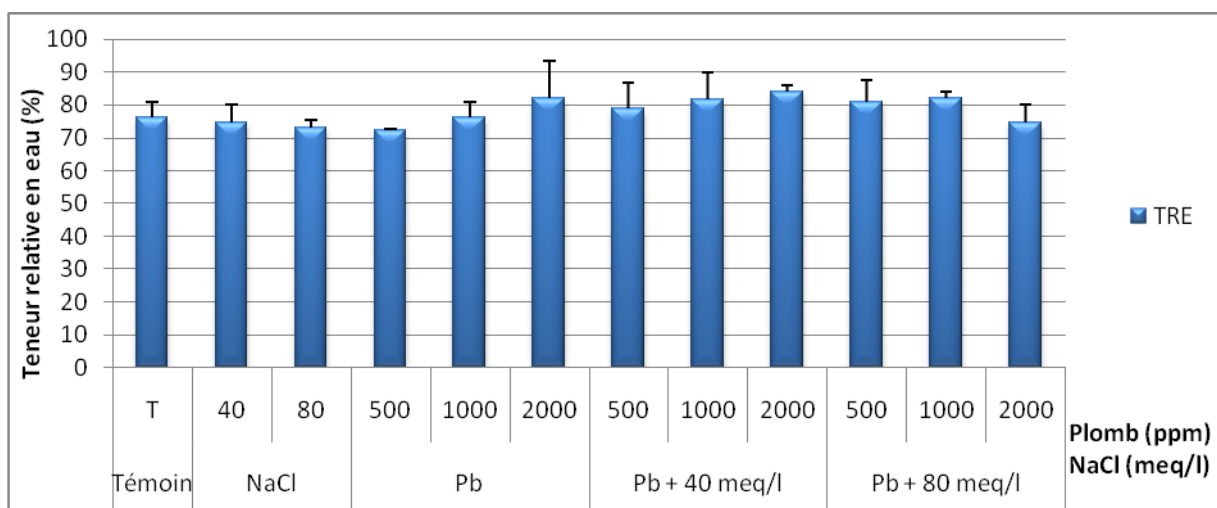
#### V.1.4. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur relative en eau

##### V.1.4.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur relative en eau

La teneur relative en eau des feuilles du radis diminue inversement proportionnelle avec les doses de NaCl et l'interaction de Pb avec 80 meq/l de NaCl, et augmente en fonction de l'augmentation des doses de Pb et l'interaction de Pb avec 40 meq/l de NaCl comparativement au témoin (Fig.23, Tab.24).

La teneur relative en eau des plantes traitées par le NaCl diminue de 1.4% et 1.8% pour les doses 40 meq/l (74.774%) et 80 meq/l (72.907%) respectivement, comparativement au témoin (76.196%), (Fig.23, Tab.24). En revanche, le Pb provoque une augmentation de la teneur relative en eau de 3.9% entre 500 ppm (72.312%) et 1000 ppm de Pb (76.242%) et de 5.9% entre 1000 ppm et 2000 ppm de Pb (82.163%) (Tab.24).

L'interaction Pb-NaCl, à également induit une augmentation de la teneur relative en eau pour le traitement de Pb combiné avec 40 Meq/l de NaCl, contrairement à l'interaction de Pb avec 80 Meq/l de NaCl, une diminution de la teneur relative en eau est enregistrée à la dose de 2000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl (Fig.23, Tab.24). L'analyse statistique montre que l'effet des traitements de NaCl, de Pb et de l'interaction Pb-NaCl est non significatif sur la teneur relative en eau de la plante.



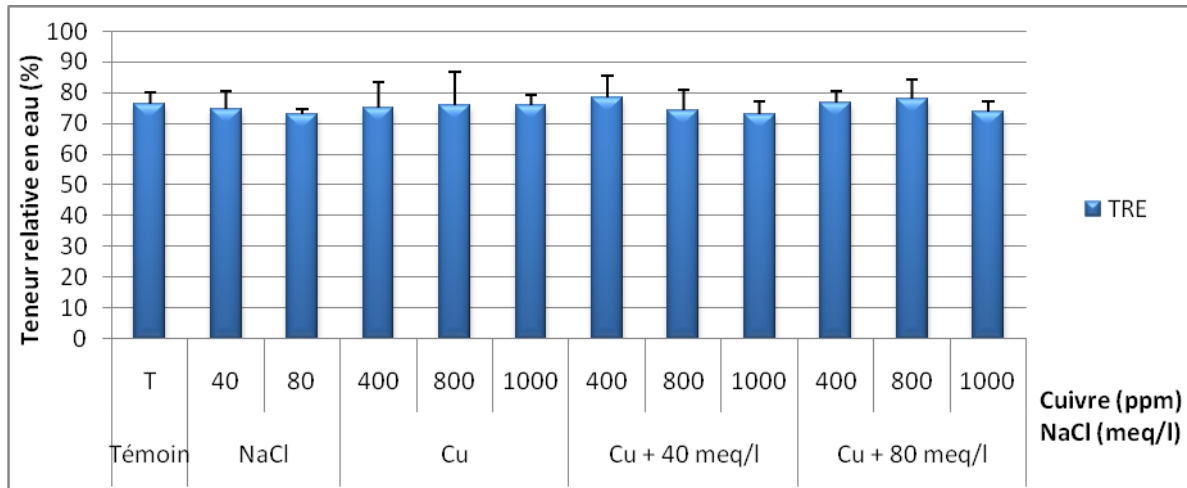
**Figure 23 :** Teneur relative en eau (%) des feuilles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

**Tableau 24** : Teneur relative en eau des feuilles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	<b>Doses</b>	<b>TRE</b>
<b>Témoin</b>	0	76,196 $\pm$ 4.79
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	74,774 $\pm$ 5.414
	80	72,907 $\pm$ 2.45
<b>Plomb (ppm)</b>	500	72,312 $\pm$ 0.296
	1000	76,242 $\pm$ 4.489
	2000	82,163 $\pm$ 11.247
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	78,778 $\pm$ 8.043
	1000	81,847 $\pm$ 8.067
	2000	84,069 $\pm$ 2.004
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	81,051 $\pm$ 6.604
	1000	81,887 $\pm$ 2.196
	2000	74,518 $\pm$ 5.479

#### V.1.4.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur relative en eau

La teneur relative en eau du radis augmente au fur et à mesure que les doses appliquées de Cu augmentent, ces teneurs sont inférieures à celle obtenue chez le témoin. Par contre, ces teneurs diminuent en fonction de l'augmentation des doses de l'interaction Cu-NaCl, hormis une augmentation enregistrée à la dose de 800 ppm de Cu combinée avec 80 meq/l de NaCl (Fig.24), la teneur relative en eau de la plante traitée par NaCl, Cu et Cu-NaCl, varie entre 72,907 à la dose 80 meq/l de NaCl et 78.258% à la dose de 400 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl (Tab.25). L'analyse statistique révèle un effet non significatif de Cu, de NaCl et de l'interaction Cu-NaCl sur la teneur relative en eau de la plante.



**Figure 24 :** Teneur relative en eau (%) des feuilles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

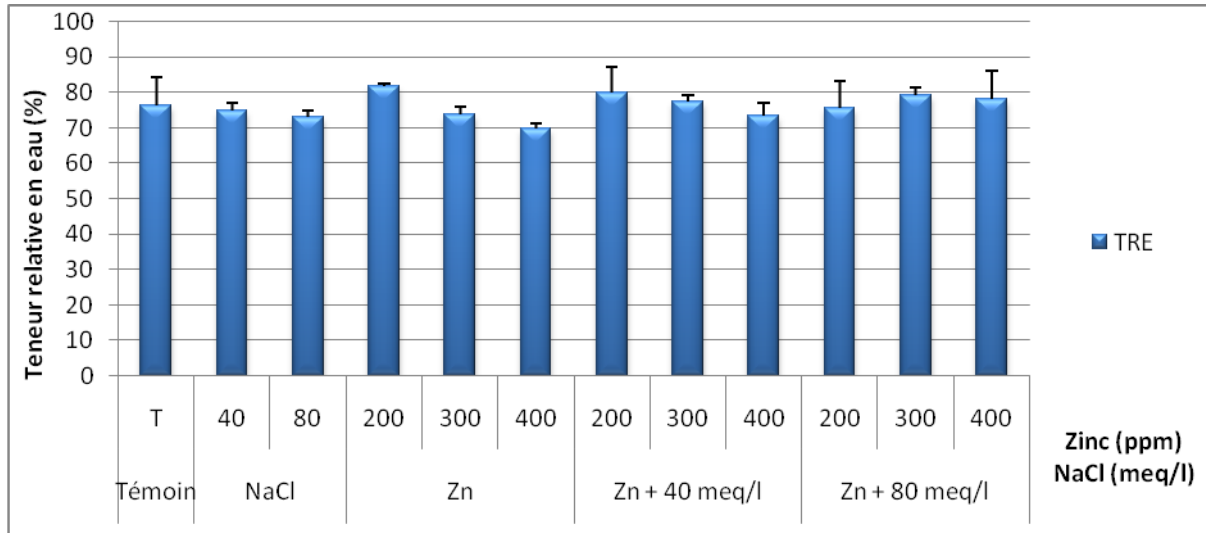
**Tableau 25 :** Teneur relative en eau des feuilles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

	Doses	TRE
<b>Témoin</b>	0	76,196 ± 4.79
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	74,774 ± 5.414
	80	72,907 ± 2.45
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	75,188 ± 8.395
	800	75,857 ± 10.991
	1000	76,035 ± 3.158
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	78,258 ± 7.146
	800	74,254 ± 6.859
	1000	72,96 ± 4.16
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	76,671 ± 3.997
	800	78,149 ± 6.082
	1000	73,762 ± 3.378

#### V.1.4.3. Effet de Zn- NaCl sur la teneur relative en eau

La teneur relative en eau du radis diminue dans les feuilles des plantes traitées par le NaCl, le Zn et le Zn combiné avec 40 meq/l de NaCl, par contre cette teneur augmente dans les feuilles des plantes traitées par le Zn combiné avec 80 meq/l de NaCl comparativement au témoin (Fig.25, Tab.26).

La diminution de la teneur relative en eau était plus importante pour le traitement de Zn par rapport au traitement de NaCl et de l'interaction Zn-NaCl, dont la teneur la plus élevée en eau à été enregistrée à la dose de 200 ppm de Zn, et la plus faible teneur relative en eau à été enregistrée à la dose de 400 ppm de Zn (Fig.25, Tab.26). L'analyse de la variance révèle un effet non significatif de Zn, NaCl et Zn-NaCl sur la teneur relative en eau de la plante.



**Figure 25 :** Teneur relative en eau (%) des feuilles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 26 :** Teneur relative en eau des feuilles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	Doses	TRE
<b>Témoin</b>	0	76,196 $\pm$ 4.79
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	74,774 $\pm$ 5.414
	80	72,907 $\pm$ 2.45
<b>Zinc (ppm)</b>	200	81,812 $\pm$ 0.823
	300	73,872 $\pm$ 2.085
	400	69,647 $\pm$ 1.648
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	79,866 $\pm$ 7.435
	300	77,295 $\pm$ 1.982
	400	73,586 $\pm$ 3.323
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	75,735 $\pm$ 7.629
	300	79,118 $\pm$ 2.122
	400	78,107 $\pm$ 8.016

V.2.Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres biochimiques

V.2.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en chlorophylles

V.2.1.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en chlorophylles

Les teneurs en chlorophylles A, B et totale du radis diminuent au fur et à mesure que les doses de Pb et de NaCl augmentent. Par ailleurs, l'interaction Pb-NaCl conduit à une augmentation de la teneur en chlorophylle A, B et totale (Fig.26, Tab.27).

La teneur en chlorophylle A de la plante traitée par 40 et 80 meq/l de NaCl est inférieure à celle du témoin, par contre la teneur en chlorophylle B et totale de cette plante est supérieure à celle du témoin. En revanche, la plante traitée par le Pb et l'interaction Pb-NaCl enregistre des teneurs en chlorophylles A, B et totale inférieures à ceux obtenues chez le témoin. En outre, l'interaction Pb-NaCl induit une augmentation de la teneur en Chlorophylle B en fonction de l'augmentation des doses de Pb et NaCl, par contre la teneur en chlorophylle A et totale diminue à la dose 200 ppm de Pb combinée avec 40 meq/l de NaCl et à la dose 1000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl.

L'analyse statistique montre que l'effet de NaCl est hautement significatif sur la teneur en chlorophylle A et B, et significatif sur la teneur en chlorophylle totale. Par contre, l'effet de Pb est hautement significatif sur les taux de chlorophylle B et totale, et significatif sur la teneur en chlorophylle A. En revanche, l'effet de l'interaction Pb-NaCl sur le taux de chlorophylle A, B et totale est hautement significatif.

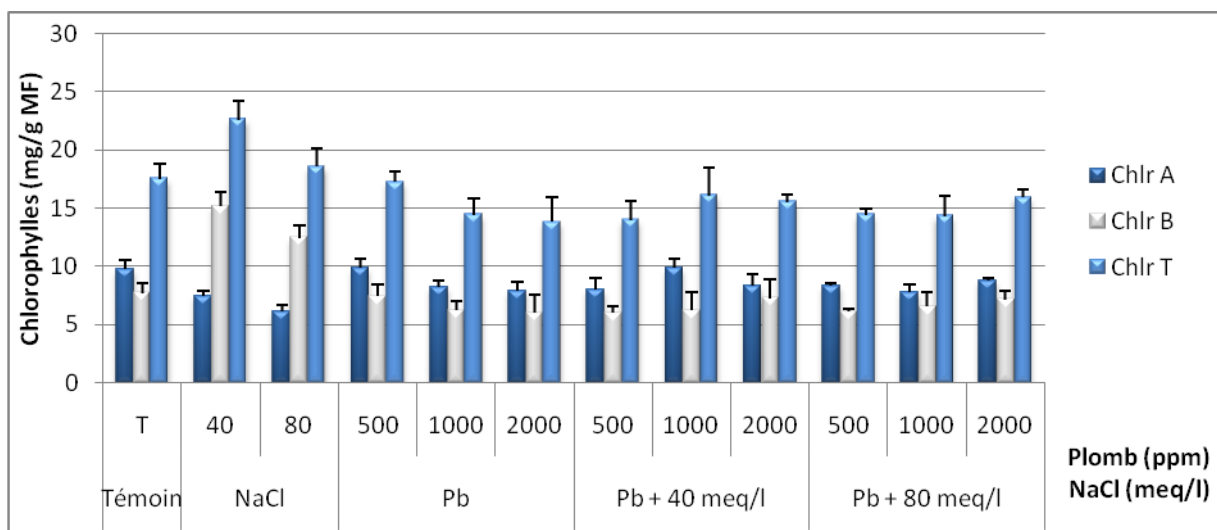


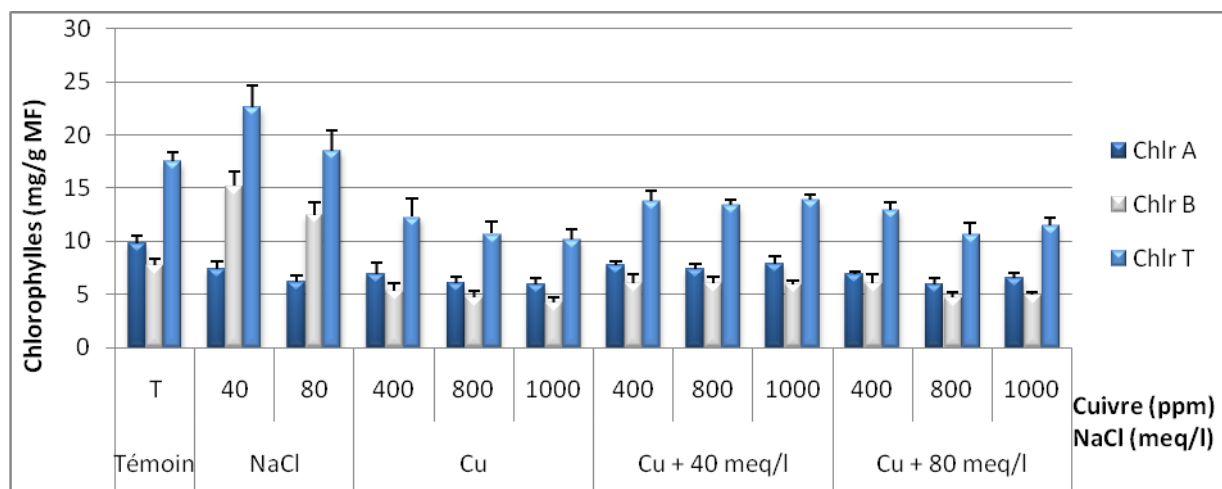
Figure 26 : Teneur en chlorophylles (mg/g MF) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

**Tableau 27 :** Teneur en chlorophylles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'ecart type.

	Doses	Chlr A	Chlr B	Chlr T
<b>Témoin</b>	0	9,79 $\pm$ 0.71	7,722 $\pm$ 0.859	17,511 $\pm$ 1.304
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	7,427 $\pm$ 0.411	15,174 $\pm$ 1.232	22,601 $\pm$ 1.615
	80	6,113 $\pm$ 0.522	12,432 $\pm$ 1.053	18,545 $\pm$ 1.529
<b>Plomb (ppm)</b>	500	9,827 $\pm$ 0.855	7,404 $\pm$ 1.001	17,23 $\pm$ 0.952
	1000	8,246 $\pm$ 0.552	6,2 $\pm$ 0.842	14,445 $\pm$ 1.384
	2000	7,854 $\pm$ 0.768	5,981 $\pm$ 1.535	13,835 $\pm$ 2.094
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	8,005 $\pm$ 0.961	5,965 $\pm$ 0.637	13,97 $\pm$ 1.589
	1000	9,885 $\pm$ 0.725	6,21 $\pm$ 1.614	16,095 $\pm$ 2.337
	2000	8,277 $\pm$ 1.014	7,246 $\pm$ 1.664	15,523 $\pm$ 0.663
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	8,304 $\pm$ 0.257	6,116 $\pm$ 0.27	14,42 $\pm$ 0.517
	1000	7,784 $\pm$ 0.69	6,531 $\pm$ 1.3	14,315 $\pm$ 1.749
	2000	8,756 $\pm$ 0.249	7,165 $\pm$ 0.74	15,921 $\pm$ 0.685

**V.2.1.2. Effet de Cu- NaCl sur la teneur en chlorophylles**

Les teneurs en chlorophylles du radis diminuent sous l'effet de Cu et l'interaction Cu-NaCl par rapport au témoin, hormis une augmentation de ces teneurs à la dose de 1000 ppm de Cu combinée au NaCl. Ces teneurs en chlorophylles sont inférieures à celle enregistrée chez le témoin (Fig.27, Tab.28). L'analyse statistique révèle que l'effet de Cu est hautement significatif sur les teneurs en chlorophylles A, B et Totale. Et l'effet de l'interaction Cu-NaCl est hautement significatif sur la chlorophylle A et B, et non significatif sur la chlorophylle Totale.



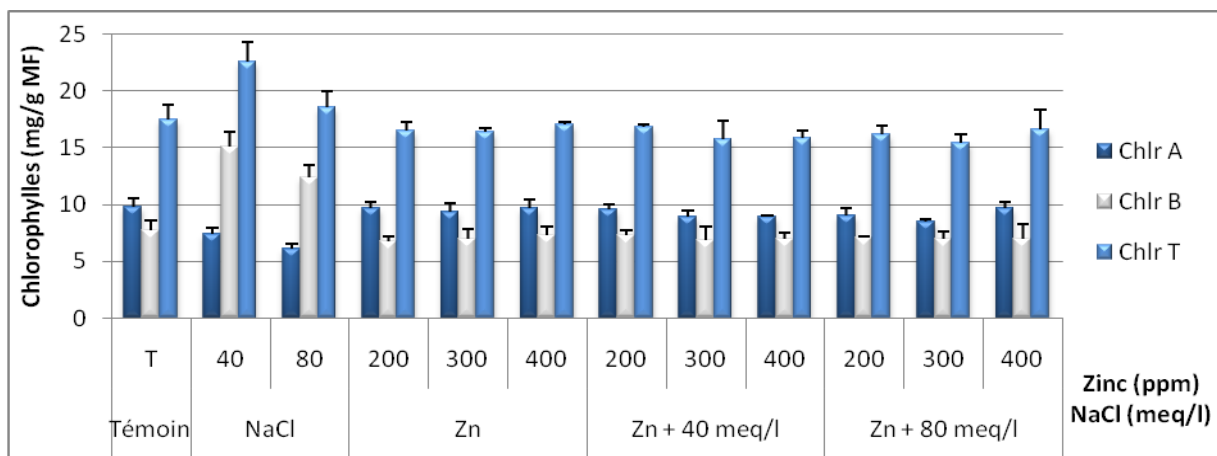
**Figure 27:** Teneur en chlorophylles (mg/g MF) de *Raphanus Sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

**Tableau 28** : Teneur en chlorophylles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	Doses	Chlr A	Chlr B	Chlr T
<b>Témoin</b>	0	9,79 $\pm$ 0.71	7,722 $\pm$ 0.859	17,511 $\pm$ 1.304
<b>NaCl</b> (meq/l)	40	7,427 $\pm$ 0.411	15,174 $\pm$ 1.232	22,601 $\pm$ 1.615
	80	6,113 $\pm$ 0.522	12,432 $\pm$ 1.053	18,545 $\pm$ 1.529
<b>Cuivre</b> (ppm)	400	6,92 $\pm$ 1.088	5,356 $\pm$ 0.689	12,276 $\pm$ 1.775
	800	6,012 $\pm$ 0.655	4,713 $\pm$ 0.573	10,724 $\pm$ 1.149
	1000	5,931 $\pm$ 0.587	4,248 $\pm$ 0.456	10,179 $\pm$ 0.979
<b>Cuivre</b> + <b>40meq/l</b>	400	7,712 $\pm$ 0.409	6,097 $\pm$ 0.76	13,809 $\pm$ 0.977
	800	7,354 $\pm$ 0.458	6,044 $\pm$ 0.618	13,398 $\pm$ 0.52
	1000	7,916 $\pm$ 0.613	5,958 $\pm$ 0.306	13,874 $\pm$ 0.558
<b>Cuivre</b> + <b>80meq/l</b>	400	6,923 $\pm$ 0.192	6,039 $\pm$ 0.831	12,962 $\pm$ 0.749
	800	5,896 $\pm$ 0.686	4,733 $\pm$ 0.508	10,629 $\pm$ 1.049
	1000	6,579 $\pm$ 0.439	4,925 $\pm$ 0.288	11,504 $\pm$ 0.727

### V.2.1.3. Effet de Zn- NaCl sur la teneur en chlorophylles

La teneur en chlorophylles A, B et totale du radis augmente en fonction de l'augmentation des doses de Zn et Zn combinée avec 80 meq/l de NaCl, hormis une diminution de la teneur en chlorophylle A et Totale à la dose métallique de 300 ppm de Zn et combinée avec 80 meq/l de NaCl (Fig.28, Tab.29). En revanche, l'interaction de Zn avec 40 meq/l de NaCl induit une diminution de la teneur en chlorophylles de la plante. L'analyse de la variance révèle un effet hautement significatif du traitement Zn et Zn-NaCl sur la chlorophylle A, B et Totale.



**Figure 28** : Teneur en chlorophylles (mg/g MF) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 29 :** Teneur en chlorophylles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.

	Doses	<i>Chlr A</i>	<i>Chlr B</i>	<i>Chlr T</i>
<b>Témoin</b>	0	9,79 ± 0.71	7,722 ± 0.859	17,511 ± 1.304
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	7,427 ± 0.411	15,174 ± 1.232	22,601 ± 1.615
	80	6,113 ± 0.522	12,432 ± 1.053	18,545 ± 1.529
<b>Zinc (ppm)</b>	200	9,705 ± 0.556	6,798 ± 0.45	16,503 ± 0.811
	300	9,415 ± 0.703	6,985 ± 0.915	16,4 ± 0.377
	400	9,735 ± 0.719	7,322 ± 0.719	17,056 ± 0.271
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	9,632 ± 0.343	7,259 ± 0.439	16,891 ± 0.133
	300	8,907 ± 0.529	6,87 ± 1.151	15,777 ± 1.624
	400	8,937 ± 0.131	6,981 ± 0.504	15,918 ± 0.62
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	9,055 ± 0.678	7,114 ± 0.101	16,169 ± 0.774
	300	8,5 ± 0.2	6,972 ± 0.706	15,473 ± 0.78
	400	9,66 ± 0.587	7,008 ± 1.269	16,668 ± 1.752

## V.2.2. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en protéines totales

### V.2.2.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en protéines totales

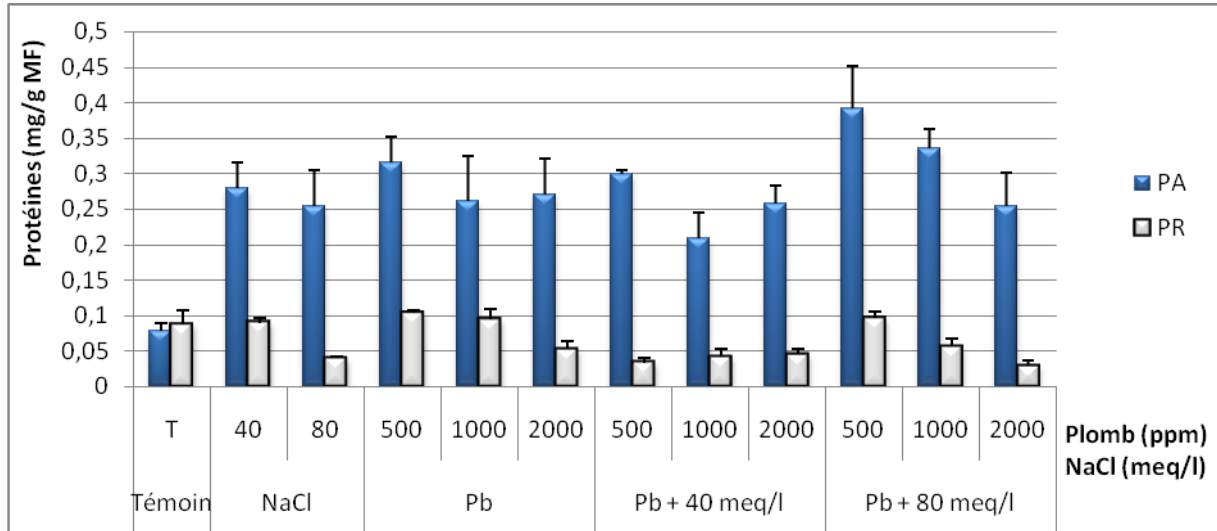
La teneur en protéines du radis traité par le NaCl, le Pb et l'interaction Pb-NaCl est plus importante dans la partie aérienne que la partie racinaire de la plante, contrairement au témoin ; ou la teneur en protéines est plus élevée dans la partie racinaire de la plante.

La teneur en protéines de la plante traitée par le NaCl diminue en fonction de l'augmentation des doses salines dans les deux parties de la plante, ou la dose de 80 meq/l induit une diminution plus importante de cette teneur par rapport au témoin.

La teneur en protéines de la partie aérienne de la plante est plus importante par rapport à celle du témoin, cette teneur diminue inversement proportionnelle avec les doses appliquées de Pb et Pb-NaCl, hormis une augmentation à la dose métallique de 2000 ppm de Pb et combinée avec 40 meq/l de NaCl (Fig.29, Tab.30).

La teneur en protéines de la partie racinaire de la plante diminue au fur et à mesure que les doses appliquées de Pb, et de Pb combiné avec 80 meq/l de NaCl augmentent, par

contre ; cette teneur augmente lorsque le Pb est combiné avec 40 meq/l de NaCl. L'analyse statistique montre que les trois traitements Pb, NaCl et Pb-NaCl ont un effet hautement significatif sur la teneur en protéines de la plante.



**Figure 29 :** Teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

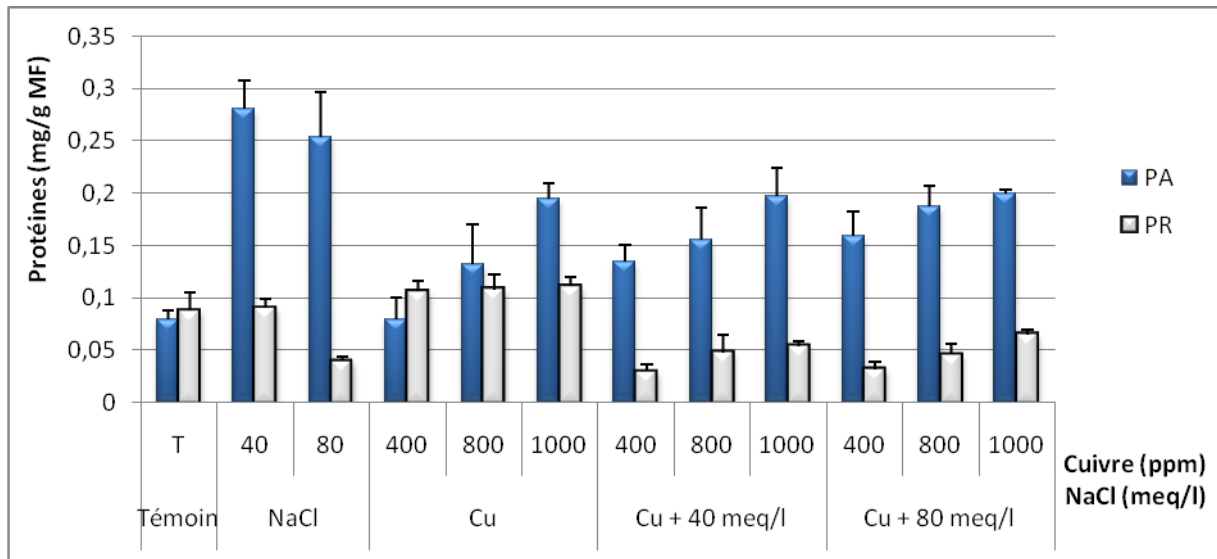
**Tableau 30 :** Teneur en protéines de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	0,079 ± 0.011	0,088 ± 0.019
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,28 ± 0.036	0,09 ± 0.007
	80	0,254 ± 0.05	0,04 ± 0.002
<b>Plomb (ppm)</b>	500	0,316 ± 0.036	0,103 ± 0.005
	1000	0,261 ± 0.064	0,094 ± 0.015
	2000	0,271 ± 0.051	0,053 ± 0.011
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	0,3 ± 0.005	0,034 ± 0.006
	1000	0,209 ± 0.036	0,042 ± 0.011
	2000	0,257 ± 0.026	0,046 ± 0.007
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	0,392 ± 0.06	0,096 ± 0.009
	1000	0,335 ± 0.027	0,056 ± 0.011
	2000	0,254 ± 0.048	0,029 ± 0.008

### V.2.2.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en protéines totales

Le NaCl a un effet important sur la teneur en protéines des plantes traitées par rapport au témoin (Fig.30). Les plus grandes teneurs en protéines de la partie aérienne de la plante (Tab.31), ont été observées chez les doses de 40 et 80 meq/l de NaCl avec 0.28 et 0.254 mg/g mf respectivement, comparativement au témoin (0.079 mg/g mf). Par ailleurs, la teneur la plus élevée en protéines de la partie racinaire a été enregistrée à la dose de 1000 ppm de Cu avec 0.111 mg/g mf, par rapport au témoin (0.088 mg/g mf).

Les résultats obtenus montrent que la teneur en protéines dans les parties aérienne et racinaire de la plante augmente en fonction de l'augmentation des doses de Cu, et Cu-NaCl (Fig.30). En outre, la teneur en protéines de la partie racinaire enregistrée chez les plantes traitées par Cu-NaCl est inférieure à celle enregistrée chez des plantes traitées par le Cu. Contrairement à la partie aérienne, dont le taux de protéines est supérieur sous l'interaction Cu-NaCl comparativement à celui du Cu (Tab.31). L'analyse de la variance révèle un effet hautement significatif de Cu et Cu-NaCl sur la teneur en protéines des parties aériennes et racinaires de la plante.



**Figure 30 :** Teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

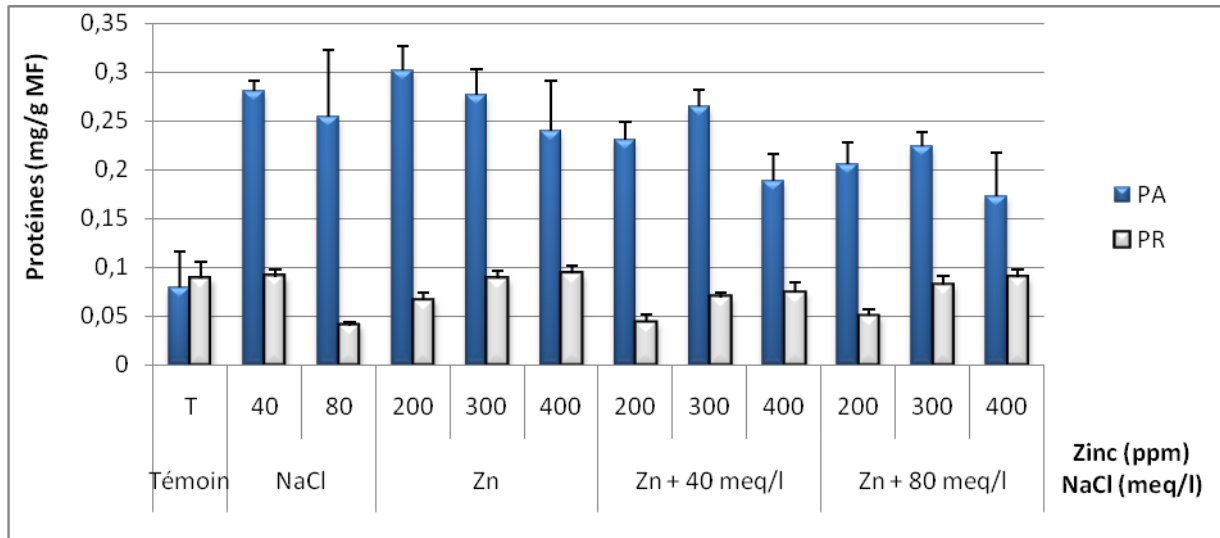
**Tableau 31 :** Teneur en protéines de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	0,079 ± 0.011	0,088 ± 0.019
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,28 ± 0.036	0,09 ± 0.007
	80	0,254 ± 0.05	0,04 ± 0.002
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	0,079 ± 0.021	0,106 ± 0.01
	800	0,132 ± 0.038	0,108 ± 0.014
	1000	0,195 ± 0.014	0,111 ± 0.009
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	0,135 ± 0.016	0,03 ± 0.007
	800	0,156 ± 0.03	0,048 ± 0.017
	1000	0,197 ± 0.027	0,054 ± 0.004
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	0,159 ± 0.023	0,032 ± 0.007
	800	0,187 ± 0.02	0,046 ± 0.01
	1000	0,2 ± 0.003	0,065 ± 0.005

### V.2.2.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en protéines totales

La teneur en protéines augmente proportionnellement avec les doses appliquées de Zn et l'interaction Zn-NaCl dans la partie racinaire de la plante. Par contre, les teneurs en protéines de la partie aérienne diminuent au fur et à mesure que ces doses augmentent, hormis une augmentation à la dose de 300 ppm de Zn combinée avec 40 et 80 meq/l de NaCl (Fig.31, Tab.32).

L'analyse statistique montre que l'interaction Zn-NaCl provoque un effet hautement significatif sur la teneur en protéines du radis, par contre le Zn induit un effet très significatif sur la teneur en protéines dans la partie aérienne, et un effet hautement significatif sur ces teneurs dans la partie racinaire de la plante.



**Figure 31 :** Teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 32 :** Teneur en proteines de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'ecart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	0,079 ± 0,011	0,088 ± 0,019
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,28 ± 0,036	0,09 ± 0,007
	80	0,254 ± 0,05	0,04 ± 0,002
<b>Zinc (ppm)</b>	200	0,301 ± 0,025	0,066 ± 0,008
	300	0,277 ± 0,026	0,088 ± 0,008
	400	0,24 ± 0,051	0,093 ± 0,009
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	0,23 ± 0,019	0,043 ± 0,009
	300	0,265 ± 0,017	0,069 ± 0,005
	400	0,189 ± 0,027	0,074 ± 0,01
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	0,206 ± 0,022	0,05 ± 0,007
	300	0,224 ± 0,015	0,082 ± 0,009
	400	0,172 ± 0,045	0,089 ± 0,009

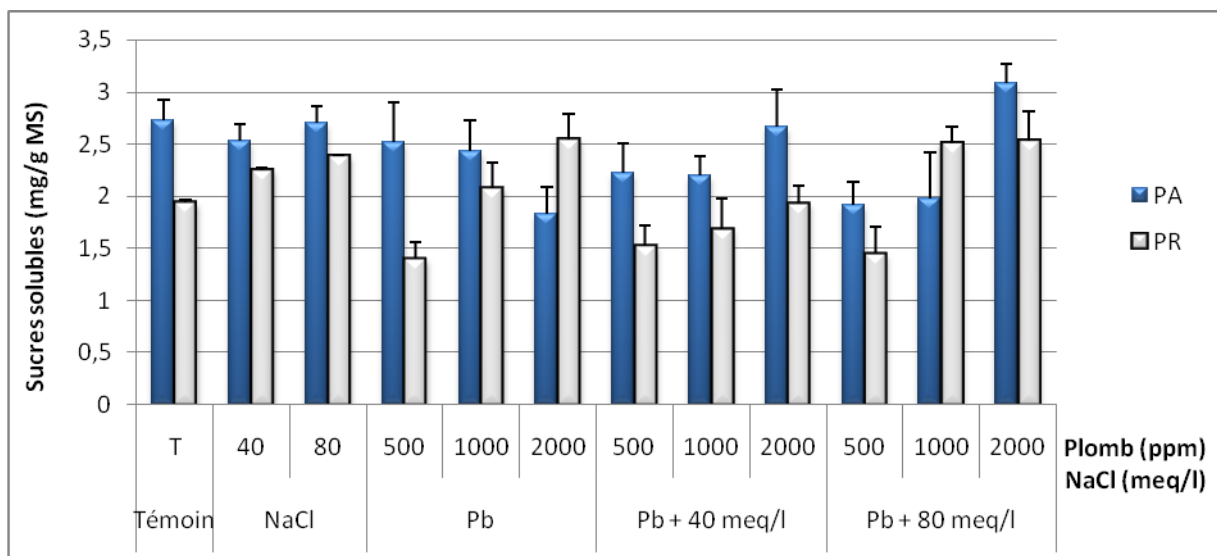
### V.2.3. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en sucres solubles

#### V.2.3.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en sucres solubles

Les résultats obtenus (Fig.32) montrent que le Pb entraîne une réduction importante des teneurs en sucres solubles de la partie aérienne, avec une nette augmentation de ces teneurs dans la partie racinaire du radis. Les taux de sucres solubles de la plante soumis au stress de Pb sont réduits comparativement au témoin.

Le NaCl et l'interaction Pb-NaCl provoquent une augmentation des teneurs en sucres solubles de la plante (Fig.32). La teneur la plus élevée en sucres de la partie aérienne est enregistrée à la dose de 2000 ppm combinée avec 80 meq/l de NaCl (3.085 mg/g ms), et celle de la partie racinaire est marquée à la dose de 2000 ppm de Pb (2.539 mg/g ms). Cependant, la plus faible teneur en sucres solubles des parties aérienne et racinaire est enregistrée à la dose de 2000 ppm (1.826 mg/g ms) et de 500 ppm de Pb (1.397 mg/g ms) respectivement (Tab.33).

D'après l'analyse statistique, les trois traitements Pb, NaCl et l'interaction Pb-NaCl ont un effet hautement significatif sur les teneurs en sucres solubles de la partie racinaire de la plante. En revanche, le traitement par Pb et NaCl n'a aucun effet significatif sur la teneur en sucres solubles de la partie aérienne, et l'interaction Pb-NaCl à un effet hautement significatif sur la teneur en sucres solubles de la plante.



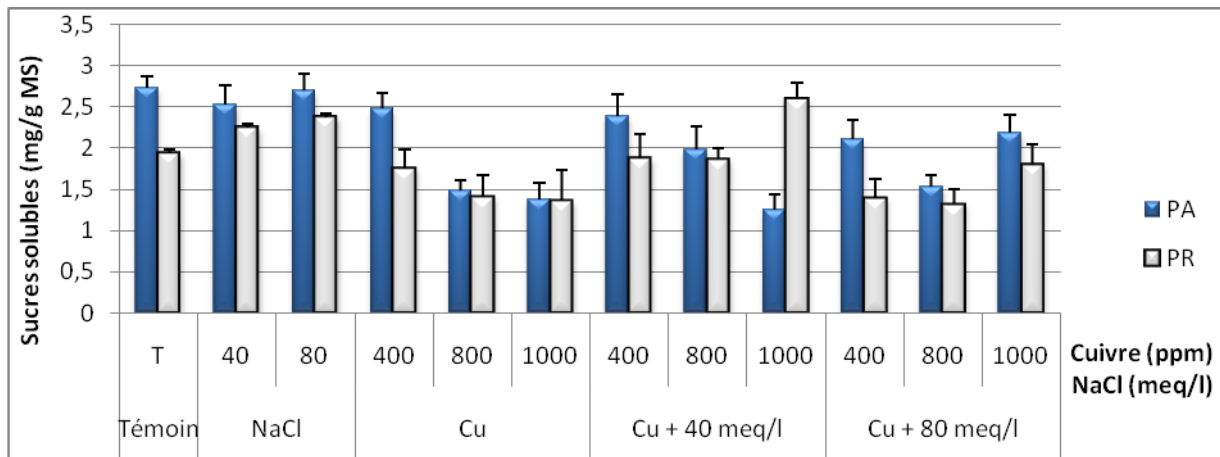
**Figure 32 :** Teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

**Tableau 33 :** Teneur en sucres solubles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'écart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	2,73 $\pm$ 0.192	1,936 $\pm$ 0.028
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	2,529 $\pm$ 0.158	2,248 $\pm$ 0.027
	80	2,703 $\pm$ 0.157	2,381 $\pm$ 0.012
<b>Plomb (ppm)</b>	500	2,514 $\pm$ 0.386	1,397 $\pm$ 0.156
	1000	2,426 $\pm$ 0.299	2,075 $\pm$ 0.245
	2000	1,826 $\pm$ 0.263	2,539 $\pm$ 0.245
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	2,219 $\pm$ 0.287	1,525 $\pm$ 0.192
	1000	2,193 $\pm$ 0.193	1,685 $\pm$ 0.291
	2000	2,665 $\pm$ 0.351	1,931 $\pm$ 0.17
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	1,921 $\pm$ 0.212	1,445 $\pm$ 0.263
	1000	1,982 $\pm$ 0.442	2,502 $\pm$ 0.159
	2000	3,085 $\pm$ 0.184	2,53 $\pm$ 0.277

### V.2.3.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en sucres solubles

L'augmentation des doses de Cu provoque une diminution de la teneur en sucres solubles dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante par rapport au témoin (Fig.33, Tab.34). Par contre, l'interaction de Cu avec 40 meq/l de NaCl induit une diminution de la teneur en sucres solubles dans la partie aérienne et une augmentation de celui-ci dans la partie racinaire de la plante comparativement au témoin. En revanche, l'interaction de Cu avec 80 meq/l de NaCl provoque une augmentation de la teneur en sucres solubles dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante, hormis une diminution de cette teneur à la dose de 800 ppm de Cu. L'analyse statistique révèle que l'effet de Cu et le Cu-NaCl est hautement significatif sur la teneur en sucres solubles du radis.



**Figure 33:** Teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

**Tableau 34 :** Teneur en sucres solubles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

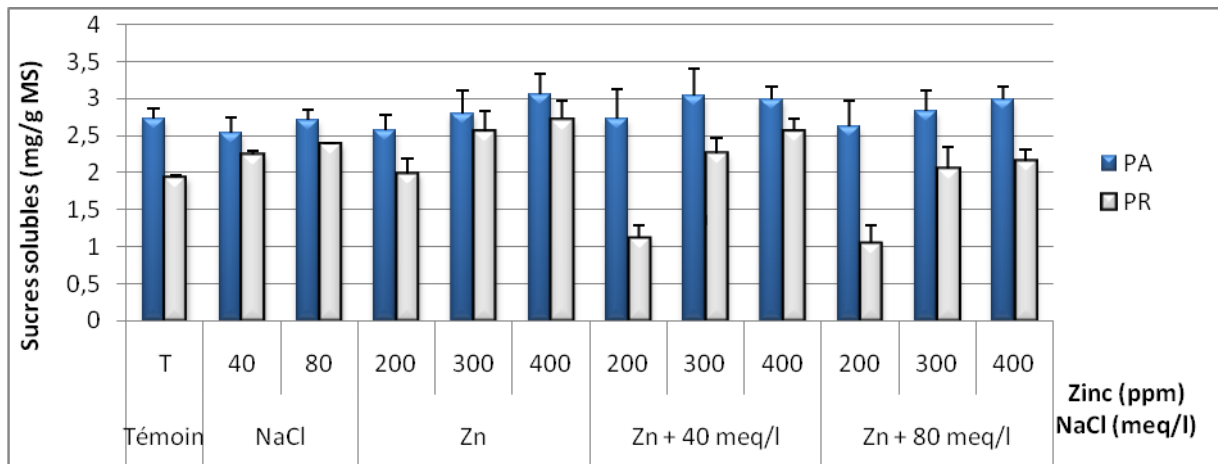
	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	2,73 ± 0.192	1,936 ± 0.028
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	2,529 ± 0.158	2,248 ± 0.027
	80	2,703 ± 0.157	2,381 ± 0.012
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	2,479 ± 0.197	1,758 ± 0.225
	800	1,484 ± 0.125	1,408 ± 0.261
	1000	1,378 ± 0.209	1,359 ± 0.372
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	2,382 ± 0.265	1,876 ± 0.296
	800	1,987 ± 0.279	1,868 ± 0.135
	1000	1,254 ± 0.189	2,603 ± 0.184
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	2,108 ± 0.234	1,396 ± 0.229
	800	1,532 ± 0.137	1,325 ± 0.183
	1000	2,19 ± 0.219	1,804 ± 0.239

### V.2.3.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en sucres solubles

La teneur en sucres solubles du radis augmente en fonction de l'augmentation des doses de Zn et l'interaction Zn-NaCl dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante par rapport au témoin. Ces teneurs sont plus importantes dans la partie aérienne que dans la partie racinaire, dont la teneur la plus élevée en sucres solubles est enregistrée à la dose de 400 ppm de Zn (3.059 et 2.723 mg/g ms pour la partie aérienne et racinaire respectivement). En revanche, la plus faible teneur en sucres solubles de la partie racinaire est marquée à la

dose de 200 ppm de Zn combinée avec 80 meq/l de NaCl (1.042 mg/g ms), comparativement au témoin (1.936 mg/g ms). La plus faible teneur en sucres solubles de la partie aérienne est enregistrée à la dose de 40 meq/l (2.259 mg/g ms) (Fig.34 ; Tab.35).

L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de Zn et Zn-NaCl sur la teneur en sucres solubles de la partie racinaire de la plante. Par contre, l'effet du Zn est significatif sur la teneur en sucres solubles de la partie aérienne, et l'effet de l'interaction Zn-NaCl est non significatif sur cette teneur.



**Figure 34 :** Teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. Sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 35 :** Teneur en sucres solubles de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	2,73 ± 0.192	1,936 ± 0.028
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	2,529 ± 0.158	2,248 ± 0.027
	80	2,703 ± 0.157	2,381 ± 0.012
<b>Zinc (ppm)</b>	200	2,567 ± 0.209	1,988 ± 0.204
	300	2,789 ± 0.315	2,562 ± 0.274
	400	3,059 ± 0.285	2,723 ± 0.252
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	2,73 ± 0.399	1,121 ± 0.168
	300	3,049 ± 0.353	2,26 ± 0.203
	400	2,991 ± 0.174	2,565 ± 0.162
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	2,628 ± 0.342	1,042 ± 0.242
	300	2,829 ± 0.285	2,055 ± 0.297
	400	2,99 ± 0.173	2,153 ± 0.161

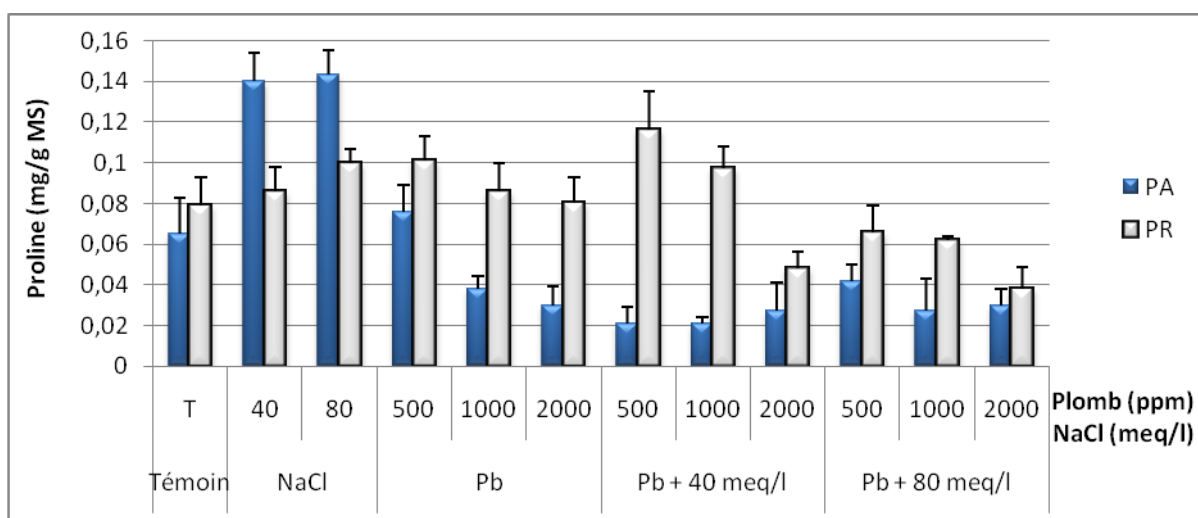
## V.2.4. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en proline

### V.2.4.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en proline

Les résultats obtenus (Fig.35) révèlent une augmentation importante de la proline dans les deux parties aérienne et racinaire du radis sous l'effet de NaCl, ces teneurs sont plus élevées comparativement au témoin. Par contre, les teneurs en proline montrent une diminution inversement proportionnelle avec les doses de Pb dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante. En revanche, l'interaction Pb-NaCl provoque une diminution de la teneur en proline dans la partie aérienne et une augmentation de cette dernière dans la partie racinaire.

La plus importante teneur en proline dans la partie racinaire est enregistrée à la dose de 500 ppm de Pb combinée avec 40 meq/l de NaCl (0.116 mg/g ms) et dans la partie aérienne est enregistrée à la dose 80 meq/l de NaCl (0.143 mg/g ms). Par contre, la plus faible teneur en proline est enregistrée chez les doses 2000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl (0.038 mg/g ms) et 500 ppm de Pb combinée avec 40 meq/l de NaCl (0.021 mg/g ms) pour la partie racinaire et aérienne respectivement (Tab.36).

L'analyse statistique de la variance montre un effet non significatif de NaCl sur la teneur en proline de la partie racinaire, et hautement significatif sur sa teneur de la partie aérienne. En outre, l'effet de l'augmentation des doses de Pb et l'interaction Pb-NaCl est hautement significatif sur la teneur en proline de la plante.



**Figure 35 :** Teneur en proline (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

**Tableau 36 :** Teneur en proline (mg/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'ecart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	0,065 ± 0.018	0,079 ± 0.014
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,14 ± 0.014	0,086 ± 0.012
	80	0,143 ± 0.012	0,1 ± 0.007
<b>Plomb (ppm)</b>	500	0,076 ± 0.013	0,101 ± 0.012
	1000	0,038 ± 0.006	0,086 ± 0.014
	2000	0,03 ± 0.009	0,08 ± 0.013
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	0,021 ± 0.008	0,116 ± 0.019
	1000	0,021 ± 0.003	0,097 ± 0.011
	2000	0,027 ± 0.014	0,048 ± 0.008
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	0,042 ± 0.008	0,066 ± 0.013
	1000	0,027 ± 0.016	0,062 ± 0.002
	2000	0,03 ± 0.008	0,038 ± 0.011

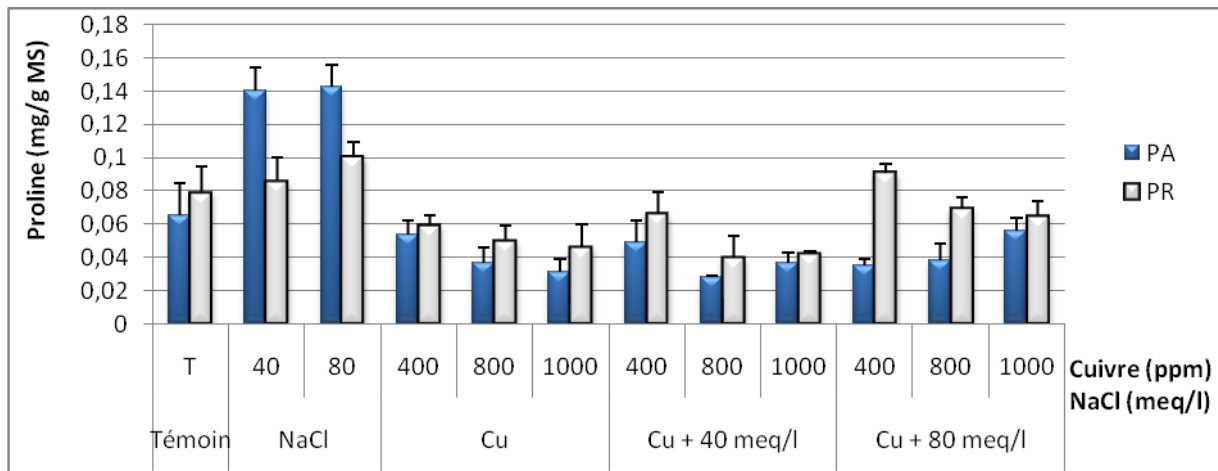
#### V.2.4.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en proline

La teneur en proline du radis traité par le NaCl est supérieure dans la partie aérienne que dans la partie racinaire, cette teneur est plus importante dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante traitée comparativement au témoin. Par contre, la teneur en proline des plantes traitées par le Cu et l'interaction Cu- NaCl est inférieure à celle enregistrée chez le témoin. En outre, la teneur en proline des plantes traitées par le Cu et l'interaction Cu- NaCl et du témoin est plus élevée dans la partie racinaire que dans la partie aérienne de la plante (Fig.36).

Les résultats obtenus (Fig.36) montrent que l'application des doses croissantes de Cu induit une nette diminution de la teneur en proline dans les deux parties aérienne et racinaire du radis. Par contre, les teneurs en proline de la partie racinaire montre une diminution inversement proportionnelle avec les doses de l'interaction Cu-NaCl, néanmoins ces teneurs restent plus importantes dans l'interaction de Cu avec 80 meq/l de NaCl que le traitement par le Cu. En revanche, les teneurs en proline de la partie aérienne diminuent chez les doses 400 et 800 ppm de Cu combinées avec 40 meq/l de NaCl, au delà de cette dose ces teneurs

commence à augmentées progressivement avec l'augmentation des doses de l'interaction Cu-NaCl (Tab.37).

L'analyse statistique indique que l'effet de Cu sur les teneurs en proline des parties aérienne et racinaire du radis est hautement significatif, et l'effet de l'interaction Cu-NaCl est non significatif sur la teneur en proline dans la partie racinaire, et hautement significatif sur sa teneur dans la partie aérienne.



**Figure 36 :** Teneur en proline (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

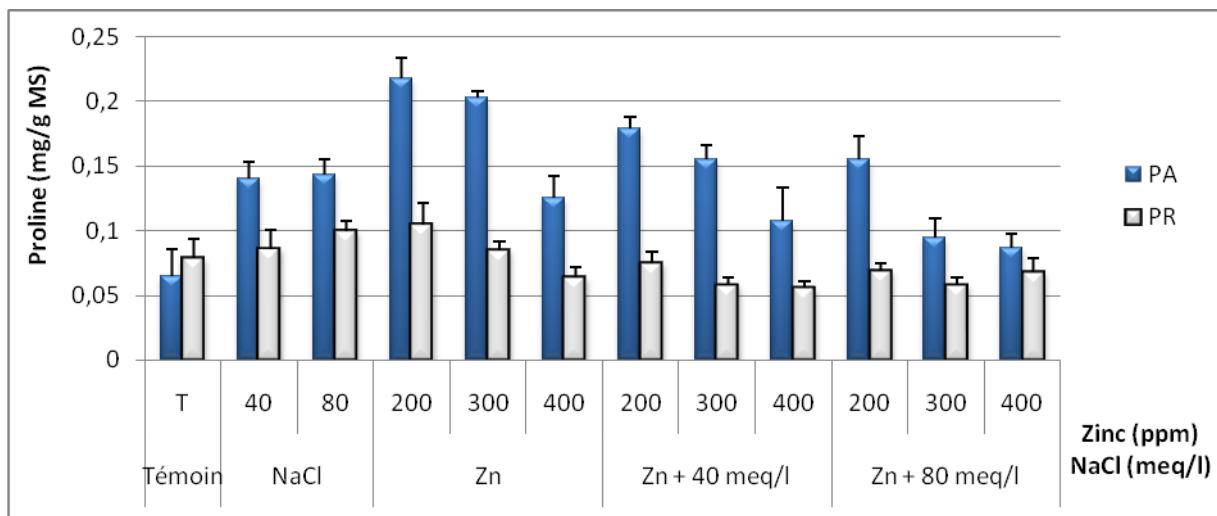
**Tableau 37 :** Teneur en proline de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	0,065 ± 0,018	0,079 ± 0,014
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,14 ± 0,014	0,086 ± 0,012
	80	0,143 ± 0,012	0,1 ± 0,007
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	0,054 ± 0,008	0,059 ± 0,006
	800	0,037 ± 0,009	0,05 ± 0,009
	1000	0,031 ± 0,008	0,046 ± 0,014
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	0,049 ± 0,013	0,066 ± 0,013
	800	0,028 ± 0,001	0,04 ± 0,013
	1000	0,037 ± 0,006	0,042 ± 0,002
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	0,035 ± 0,004	0,091 ± 0,005
	800	0,038 ± 0,01	0,069 ± 0,007
	1000	0,056 ± 0,008	0,065 ± 0,009

### V.2.4.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en proline

Les résultats obtenus (Fig.37, Tab.38) révèlent que l'augmentation des doses de Zn et de Zn-NaCl provoque une diminution de la teneur en proline dans les deux parties aérienne et racinaire du radis. En effet, ces teneurs sont supérieures à celle du témoin dans la partie aérienne et inférieures à celle du témoin dans la partie racinaire. On note également que la teneur en proline est plus importante dans la partie aérienne pour les plantes traitées par NaCl, Zn et Zn-NaCl, contrairement au témoin, où cette teneur est plus élevée dans la partie racinaire.

La teneur la plus élevée en proline est enregistrée à la dose de 200 ppm de Zn (0.218 et 0.105 mg/g ms) dans les parties aérienne et racinaire respectivement. Par contre, le plus faible taux en proline est enregistré chez le témoin dans la partie aérienne (0.065 mg/g ms) et à la dose de 400 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl (0.056 mg/g ms) dans la partie racinaire de la plante. L'analyse de la variance montre que l'effet de Zn et l'interaction Zn-NaCl est hautement significatif sur les teneurs en proline du radis.



**Figure 37:** Teneur en proline (mg/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl.

**Tableau 38 :** Teneur en proline de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl NaCl  $\pm$  l'écart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	0,065 $\pm$ 0.018	0,079 $\pm$ 0.014
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,14 $\pm$ 0.014	0,086 $\pm$ 0.012
	80	0,143 $\pm$ 0.012	0,1 $\pm$ 0.007
<b>Zinc (ppm)</b>	200	0,218 $\pm$ 0.016	0,105 $\pm$ 0.016
	300	0,203 $\pm$ 0.005	0,085 $\pm$ 0.007
	400	0,125 $\pm$ 0.017	0,064 $\pm$ 0.008
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	0,179 $\pm$ 0.009	0,075 $\pm$ 0.009
	300	0,155 $\pm$ 0.011	0,058 $\pm$ 0.006
	400	0,108 $\pm$ 0.025	0,056 $\pm$ 0.005
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	0,155 $\pm$ 0.018	0,069 $\pm$ 0.006
	300	0,095 $\pm$ 0.015	0,058 $\pm$ 0.006
	400	0,087 $\pm$ 0.011	0,068 $\pm$ 0.011

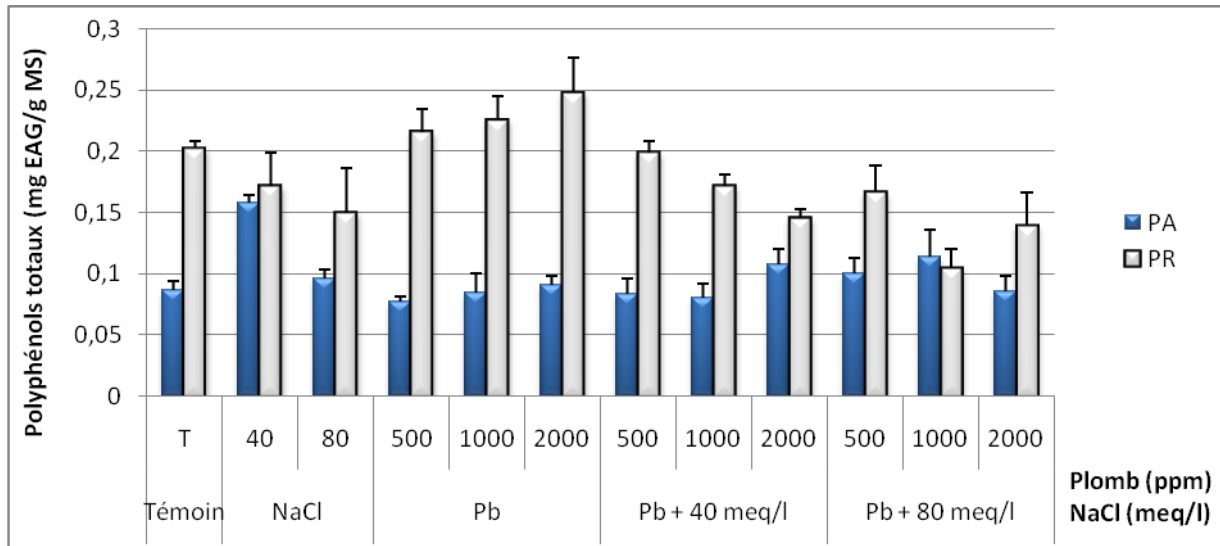
### V.2.5. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en polyphénols totaux

#### V.2.5.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en polyphénols totaux

La teneur en polyphénols du radis diminue au fur et à mesure que les doses de NaCl appliquées augmentent. Cette teneur est plus importante dans la partie racinaire et moins importante dans la partie aérienne de la plante traitée par rapport à celle du témoin. En revanche, la teneur en polyphénols augmente dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante traitée par le Pb, dont le taux de polyphénols enregistré est supérieur à celui du témoin dans la partie racinaire et inférieure à celui du témoin dans la partie aérienne (Fig.38). Sous l'interaction Pb-NaCl, la teneur en polyphénols diminue dans la partie racinaire et augmente dans la partie aérienne.

Les résultats obtenus (Fig.38, Tab.39) montrent que la teneur la plus élevée en polyphénols est enregistrée à la dose de 2000 ppm de Pb (0.248 mg EAG/g ms) et 40 meq/l de NaCl (0.158 mg EAG/g ms) dans les parties racinaire et aérienne respectivement. En revanche, la plus faible teneur en polyphénols est marquée à la dose 1000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl (0.105 mg EAG/g ms) et 500 ppm de Pb (0.077 mg EAG/g ms) dans la partie racinaire et aérienne respectivement.

L'analyse statistique révèle que l'effet de Pb sur la teneur en polyphénols est hautement significatif pour la partie aérienne et non significatif pour la partie racinaire de la plante, contrairement à l'effet très significatif et hautement significatif de l'interaction Pb-NaCl sur les teneurs en polyphénols des parties aérienne et racinaire respectivement. L'effet de NaCl est non significatif sur la teneur en polyphénols dans la partie racinaire, et hautement significatif sur ces teneurs dans la partie aérienne de la plante.



**Figure 38:** Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

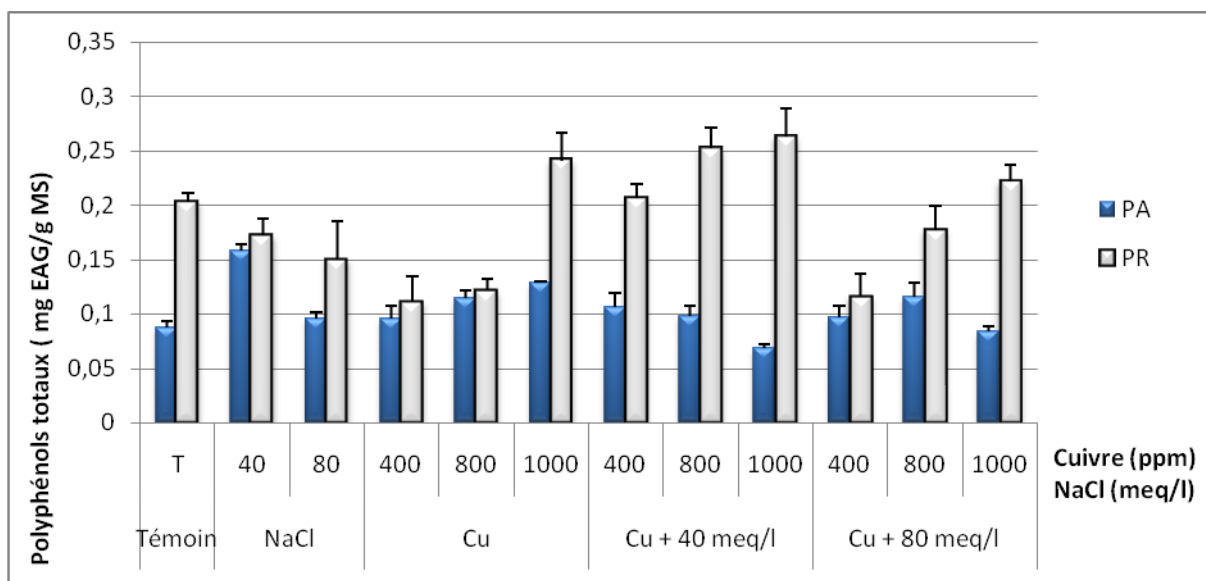
**Tableau 39 :** Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie Aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	0,087 ± 0,007	0,203 ± 0,005
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,158 ± 0,006	0,172 ± 0,027
	80	0,096 ± 0,007	0,15 ± 0,036
<b>Plomb (ppm)</b>	500	0,077 ± 0,004	0,216 ± 0,019
	1000	0,085 ± 0,015	0,226 ± 0,019
	2000	0,091 ± 0,007	0,248 ± 0,028
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	0,084 ± 0,012	0,199 ± 0,009
	1000	0,08 ± 0,012	0,172 ± 0,009
	2000	0,108 ± 0,012	0,146 ± 0,007
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	0,1 ± 0,013	0,167 ± 0,021
	1000	0,114 ± 0,022	0,105 ± 0,015
	2000	0,086 ± 0,012	0,14 ± 0,026

### V.2.5.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en polyphénols totaux

Le Cu provoque une augmentation des polyphénols en fonction de l'augmentation des doses de Cu dans les deux parties aérienne et racinaire du radis, cette augmentation est plus importante à la dose de 1000 ppm de Cu comparativement au témoin. En revanche, l'interaction Cu-NaCl induit une augmentation des teneurs en polyphénols dans la partie racinaire, et une diminution dans la partie aérienne de la plante, hormis une augmentation à la dose 800 ppm de Cu combinée avec 80 meq/l de NaCl (Fig.39).

La teneur en polyphénols des parties aérienne et racinaire la plus élevée est enregistrée à la dose de 40 meq/l de NaCl (0.158 mg EAG/g ms), et à la dose de 1000 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl (0.263 mg EAG/g ms) respectivement. En outre, la plus faible teneur en polyphénols est enregistrée à la dose de 1000 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl (0.069 mg EAG/g ms) et à la dose 400 ppm de Cu (0.111 mg EAG/g ms) pour la partie aérienne et racinaire respectivement (Fig.39, Tab.40). L'analyse statistique révèle que les effets du Cu et l'interaction Cu-NaCl sont hautement significatifs sur la teneur en polyphénols des parties aérienne et racinaire de la plante.



**Figure 39 :** Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction cuivre-NaCl.

**Tableau 40** : Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction cuivre-NaCl  $\pm$  l'écart type.

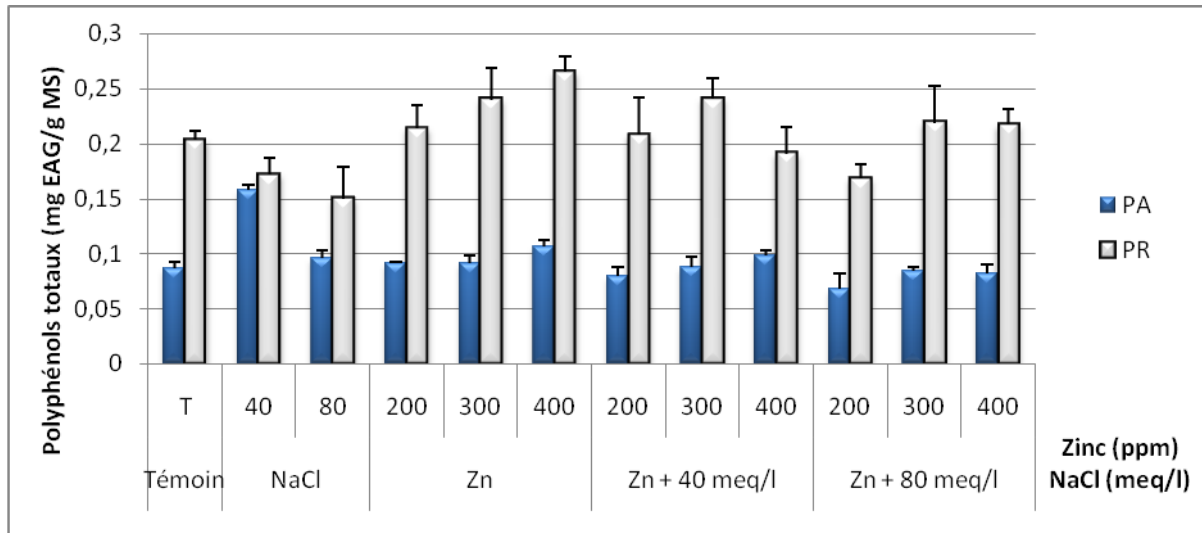
	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	0,087 $\pm$ 0.007	0,203 $\pm$ 0.005
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,158 $\pm$ 0.006	0,172 $\pm$ 0.027
	80	0,096 $\pm$ 0.007	0,15 $\pm$ 0.036
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	0,095 $\pm$ 0.012	0,111 $\pm$ 0.023
	800	0,114 $\pm$ 0.007	0,121 $\pm$ 0.011
	1000	0,129 $\pm$ 0.001	0,241 $\pm$ 0.026
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	0,106 $\pm$ 0.013	0,206 $\pm$ 0.013
	800	0,098 $\pm$ 0.009	0,252 $\pm$ 0.019
	1000	0,069 $\pm$ 0.003	0,263 $\pm$ 0.026
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	0,097 $\pm$ 0.01	0,116 $\pm$ 0.021
	800	0,115 $\pm$ 0.013	0,177 $\pm$ 0.022
	1000	0,084 $\pm$ 0.004	0,222 $\pm$ 0.015

### V.2.5.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en polyphénols totaux

Les résultats obtenus (Fig.40, Tab.41) montrent que la teneur en polyphénols du radis augmente au fur et à mesure que les doses appliquées de Zn et Zn-NaCl augmentent, hormis une diminution à la dose de 400 ppm de Zn combinée avec 40 meq/l de NaCl. En revanche, le NaCl provoque une diminution de la teneur en polyphénols inversement proportionnelle avec les doses salines.

La teneur en polyphénols du radis traité par le Zn est supérieure à celle du témoin, par contre cette teneur diminue pour le traitement Zn-NaCl, vu que les teneurs enregistrées sous l'interaction Zn-NaCl sont inférieures à celles enregistrées sous l'effet de Zn. On note aussi que la teneur en polyphénols de la partie racinaire enregistrée chez la dose 400 ppm combinée au NaCl diminue comparativement à la dose 300 ppm combinée au NaCl.

L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de Zn sur la teneur en polyphénols du radis, par contre, l'interaction Zn-NaCl provoque un effet hautement significatif sur les teneurs en polyphénols dans la partie aérienne, et un effet non significatif sur ces teneurs dans la partie racinaire de la plante.



**Figure 40 :** Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l’interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 41 :** Teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l’interaction Zinc-NaCl ± l’ecart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	0,087 ± 0,007	0,203 ± 0,005
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	0,158 ± 0,006	0,172 ± 0,027
	80	0,096 ± 0,007	0,15 ± 0,036
<b>Zinc (ppm)</b>	200	0,091 ± 0,001	0,214 ± 0,021
	300	0,091 ± 0,007	0,24 ± 0,029
	400	0,106 ± 0,006	0,265 ± 0,014
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	0,08 ± 0,008	0,208 ± 0,034
	300	0,088 ± 0,009	0,241 ± 0,018
	400	0,098 ± 0,005	0,191 ± 0,024
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	0,068 ± 0,014	0,168 ± 0,013
	300	0,084 ± 0,004	0,219 ± 0,033
	400	0,082 ± 0,008	0,217 ± 0,015

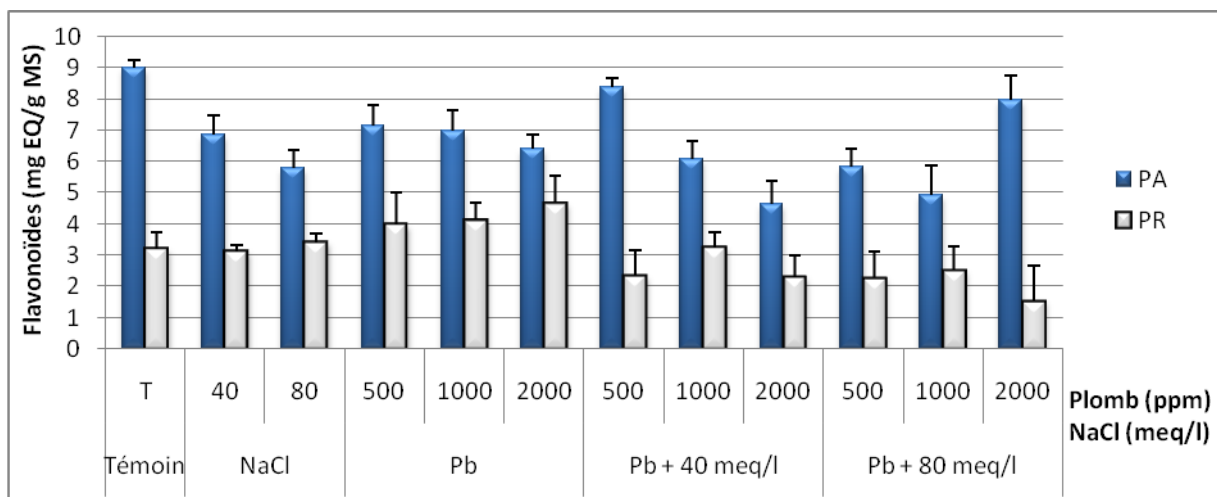
## V.2.6.Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la teneur en flavonoïdes

### V.2.6.1. Effet de Pb-NaCl sur la teneur en flavonoïdes

La teneur en flavonoïdes totaux de la partie aérienne du radis diminue inversement proportionnelle avec les doses de Pb, NaCl et Pb-NaCl comparativement au témoin (Fig.41, Tab.42). Cette teneur augmente à la dose 2000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl. En revanche, la teneur en flavonoïdes de la partie racinaire de la plante augmente au fur et à

mesure que les doses métalliques et salines appliquées augmentent, hormis une diminution de cette teneur à la dose de 2000 ppm de Pb combinée avec le NaCl. On note aussi que le taux des flavonoïdes enregistré pour la partie aérienne est supérieure à celui enregistré pour la partie racinaire dans tous les plantes traitées par le Pb, NaCl et Pb-NaCl.

L'analyse statistique montre que l'effet de NaCl et de Pb sur la teneur en flavonoïdes du radis est hautement significatif pour la partie aérienne et non significatif pour la partie racinaire. En revanche, l'effet de l'interaction Pb-NaCl est hautement significatif sur la teneur en flavonoïdes dans la partie aérienne et significatif sur sa teneur dans la partie racinaire de la plante.



**Figure 41:** Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

**Tableau 42 :** Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type.

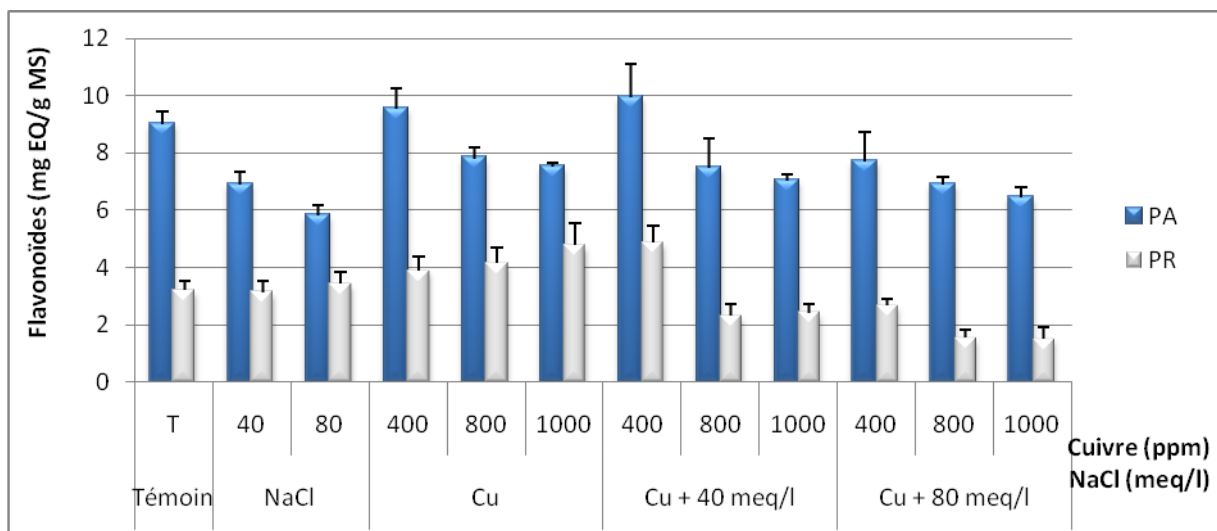
	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	8,996 ± 0.256	3,202 ± 0.836
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	6,872 ± 0.607	3,139 ± 0.204
	80	5,805 ± 0.577	3,427 ± 0.255
<b>Plomb (ppm)</b>	500	7,136 ± 0.653	3,981 ± 1.033
	1000	6,997 ± 0.651	4,139 ± 0.551
	2000	6,417 ± 0.427	4,669 ± 0.871
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	8,383 ± 0.303	2,338 ± 0.833
	1000	6,091 ± 0.585	3,255 ± 0.48
	2000	4,641 ± 0.735	2,302 ± 0.694

### V.2.6.2. Effet de Cu-NaCl sur la teneur en flavonoïdes

La teneur en flavonoïdes de la partie aérienne du radis diminue inversement proportionnelle aux doses de Cu et Cu-NaCl (Fig.42, Tab.43), ces teneurs sont plus importantes par rapport à celles enregistrées dans la partie racinaire. Il est important de noter que les doses métalliques de 800 et 1000 ppm de Cu et combinées avec 40 meq/l de NaCl enregistrent une réduction importante de ces teneurs comparativement à la dose métallique de 400 ppm de Cu et combinée avec 40 meq/l de NaCl.

Le traitement du radis par le NaCl et le Cu induit une augmentation de la teneur en flavonoïdes de la partie racinaire de la plante comparativement au témoin. En revanche, cette teneur diminue lorsque le Cu est combiné au NaCl, dont les teneurs en flavonoïdes enregistrées chez les doses de 800 et 1000 ppm de Cu combinées au NaCl et à la dose de 400 ppm de Cu combinée avec 80 meq/l de NaCl sont inférieures à celle du témoin.

L'analyse de la variance montre que l'effet de Cu est hautement significatif sur la teneur en flavonoïdes du radis, et l'effet de l'interaction Cu-NaCl est hautement significatif sur les teneurs en flavonoïdes de la partie racinaire, et significatif sur ces teneurs dans la partie aérienne de la plante.



**Figure 42:** Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

**Tableau 43 :** Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type.

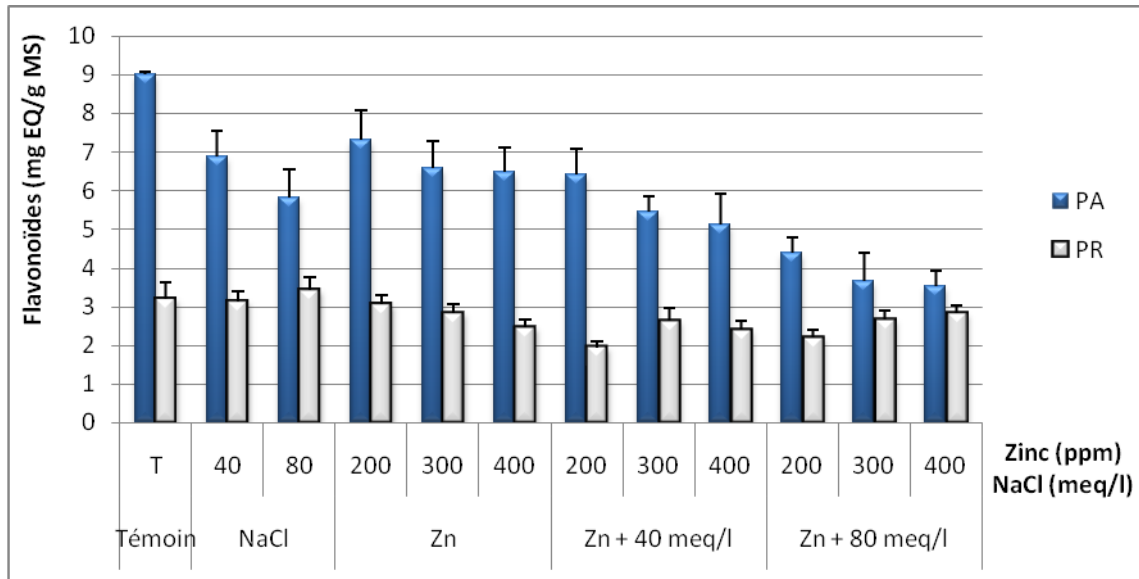
	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	8,996 ± 0.256	3,202 ± 0.836
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	6,872 ± 0.607	3,139 ± 0.204
	80	5,805 ± 0.577	3,427 ± 0.255
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	9,543 ± 0.717	3,9 ± 0.483
	800	7,808 ± 0.378	4,153 ± 0.558
	1000	7,51 ± 0.141	4,778 ± 0.755
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	9,921 ± 1.173	4,865 ± 0.61
	800	7,467 ± 1.028	2,305 ± 0.394
	1000	7,037 ± 0.204	2,423 ± 0.307
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	7,701 ± 1.045	2,685 ± 0.232
	800	6,907 ± 0.234	1,535 ± 0.307
	1000	6,439 ± 0.351	1,515 ± 0.375

### V.2.6.3. Effet de Zn-NaCl sur la teneur en flavonoïdes

Les résultats obtenus (Fig.43, Tab.44), révèlent une diminution remarquable de la teneur en flavonoïdes de la partie aérienne de la plante comparativement au témoin sous l'effet de Zn et Zn-NaCl, cette diminution est plus importante sous l'interaction Zn-NaCl.

La teneur en flavonoïdes de la partie racinaire augmente proportionnellement avec l'augmentation des doses de NaCl comparativement au témoin, par contre ces teneurs montrent une diminution inversement proportionnelle avec les doses de Zn. Cependant, l'interaction Zn-NaCl provoque une augmentation de la teneur en flavonoïdes dans la partie racinaire de la plante, hormis une diminution à la dose de 400 ppm de Zn combinée avec 40 meq/l de NaCl.

L'analyse statistique montre que l'effet de Zn est hautement significatif sur la teneur en flavonoïdes du radis, tandis que l'effet de l'interaction Zn-NaCl est hautement significatif sur la teneur en flavonoïdes de la partie racinaire, et non significatif sur ces teneurs dans la partie aérienne de la plante.



**Figure 43 :** Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 44 :** Teneur en flavonoïdes (Mg EQ/g MS) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'ecart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	8,996 ± 0.256	3,202 ± 0.836
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	6,872 ± 0.607	3,139 ± 0.204
	80	5,805 ± 0.577	3,427 ± 0.255
<b>Zinc (ppm)</b>	200	7,312 ± 0.75	3,055 ± 0.247
	300	6,592 ± 0.681	2,842 ± 0.213
	400	6,491 ± 0.63	2,47 ± 0.196
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	6,41 ± 0.668	1,95 ± 0.149
	300	5,45 ± 0.414	2,637 ± 0.328
	400	5,132 ± 0.791	2,401 ± 0.226
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	4,403 ± 0.398	2,204 ± 0.184
	300	3,656 ± 0.73	2,668 ± 0.24
	400	3,513 ± 0.423	2,83 ± 0.199

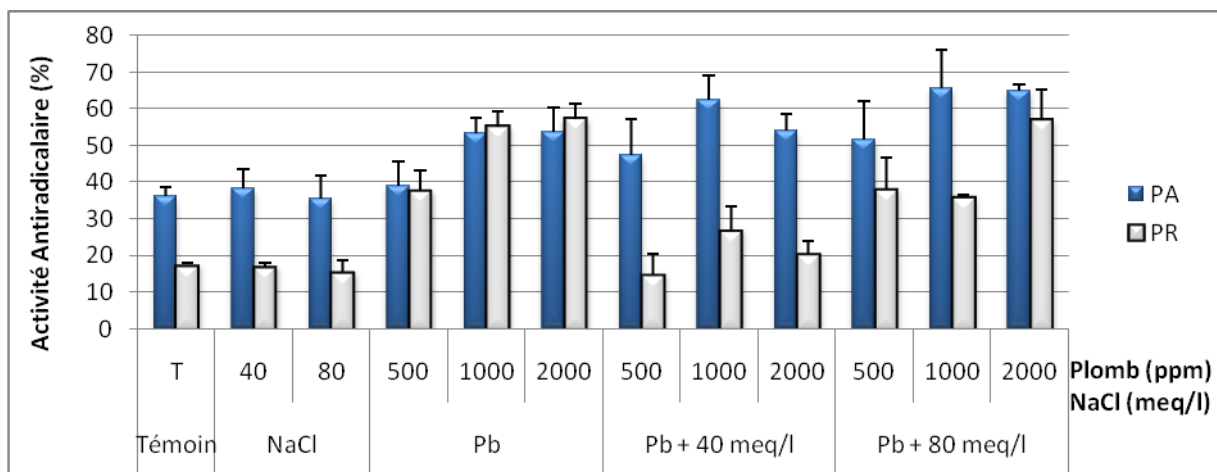
## V.2.7. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH)

### V.2.7.1. Effet de Pb-NaCl sur l'activité antiradicalaire

Les résultats obtenus (Fig.44, Tab.45) révèlent une augmentation de l'activité antiradicalaire dans les deux parties aérienne et racinaire du radis au fur et à mesure que les doses de Pb appliquées augmentent. Les pourcentages de l'activité antiradicalaire enregistrés chez les doses de 1000 et 2000 ppm de Pb sont supérieurs dans la partie racinaire que l'aérienne, par contre le pourcentage de l'activité antiradicalaire est légèrement inférieure dans la partie racinaire que l'aérienne à la dose de 500 ppm de Pb.

Le NaCl provoque une diminution de l'activité antiradicalaire du radis, dont les pourcentages enregistrés sont supérieurs dans la partie aérienne et inférieure dans la partie racinaire à celui du témoin. L'interaction Pb-NaCl réduit l'activité antiradicalaire dans la partie racinaire par rapport à l'effet de Pb. On note aussi que la partie aérienne enregistre une diminution de l'activité antiradicalaire à la dose de 2000 ppm de Pb combiné avec les doses salines.

L'analyse statistique, montre que l'effet de NaCl sur l'activité antiradicalaire du radis est non significatif, et l'effet de Pb sur cette activité est hautement significatif. Par contre, l'interaction Pb-NaCl n'a aucun effet significatif sur l'activité antiradicalaire de la partie aérienne, et un effet hautement significatif sur cette activité dans la partie racinaire de la plante.



**Figure 44 :** Activité anti-radicalaire (%) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

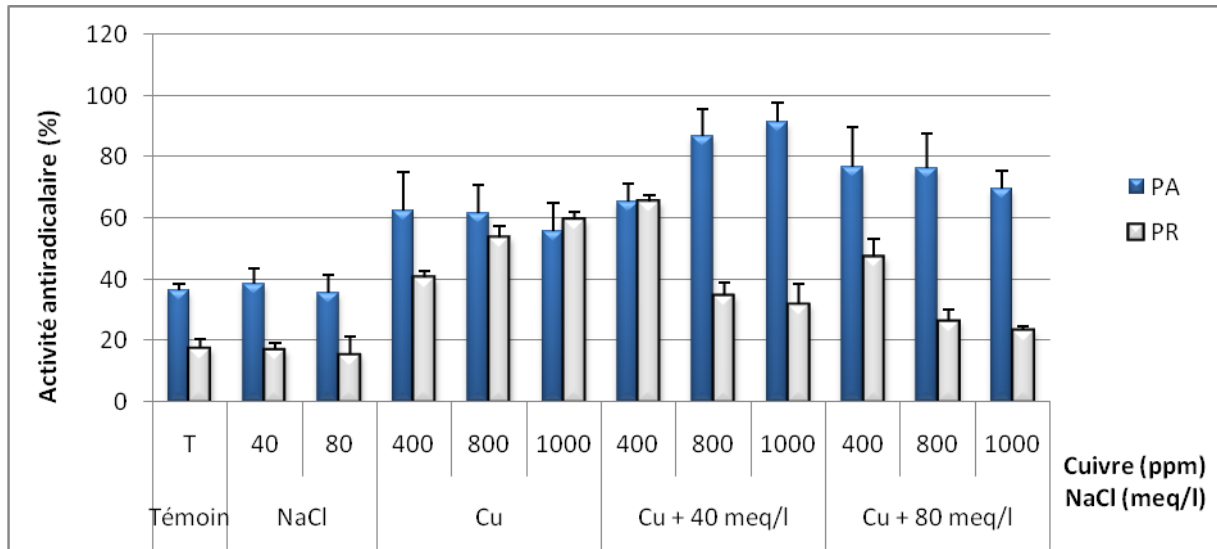
**Tableau 45 :** Activité anti-radicalaire (%) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl  $\pm$  l'ecart type.

	<b>Doses</b>	<b>Partie aérienne</b>	<b>Partie racinaire</b>
<b>Témoin</b>	0	36,346 $\pm$ 2.287	17,529 $\pm$ 0.618
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	38,412 $\pm$ 5.053	16,998 $\pm$ 0.962
	80	35,513 $\pm$ 6.351	15,558 $\pm$ 3.065
<b>Plomb (ppm)</b>	500	38,867 $\pm$ 6.828	37,749 $\pm$ 5.478
	1000	53,496 $\pm$ 4.007	55,24 $\pm$ 4.186
	2000	53,667 $\pm$ 6.595	57,248 $\pm$ 4.168
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	47,337 $\pm$ 9.815	14,933 $\pm$ 5.553
	1000	62,554 $\pm$ 6.527	26,871 $\pm$ 6.454
	2000	54,046 $\pm$ 4.4	20,504 $\pm$ 3.568
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	51,772 $\pm$ 10.436	38,128 $\pm$ 8.502
	1000	65,662 $\pm$ 10.389	35,948 $\pm$ 0.619
	2000	64,81 $\pm$ 1.878	56,926 $\pm$ 8.259

#### V.2.7.2. Effet de Cu-NaCl sur l'activité antiradicalaire

Le NaCl provoque une diminution de l'activité antiradicalaire du radis comparativement au témoin. En outre, le Cu provoque une diminution de l'activité antiradicalaire dans la partie aérienne et une augmentation dans la partie racinaire, cette variation d'activité antiradicalaire est inversement proportionnelle avec les doses de Cu combiné à 40 meq/l de NaCl. Par contre, l'interaction de Cu avec 80 meq/l de NaCl provoque une réduction remarquable de l'activité antiradicalaire dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante. On note aussi que les pourcentages de l'activité antiradicalaire enregistrés chez les plantes stressées par Cu et Cu-NaCl sont plus importants par rapport à celui du témoin (Fig.45, Tab.46).

L'analyse de la variance révèle un effet hautement significatif de Cu sur l'activité antiradicalaire du radis, et un effet significatif et hautement significatif de l'interaction Cu-NaCl sur cette activité pour la partie aérienne et racinaire de la plante respectivement.



**Figure 45:** Activité anti-radicalaire (%) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl.

**Tableau 46 :** Activité anti-radicalaire (%) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl  $\pm$  l'ecart type.

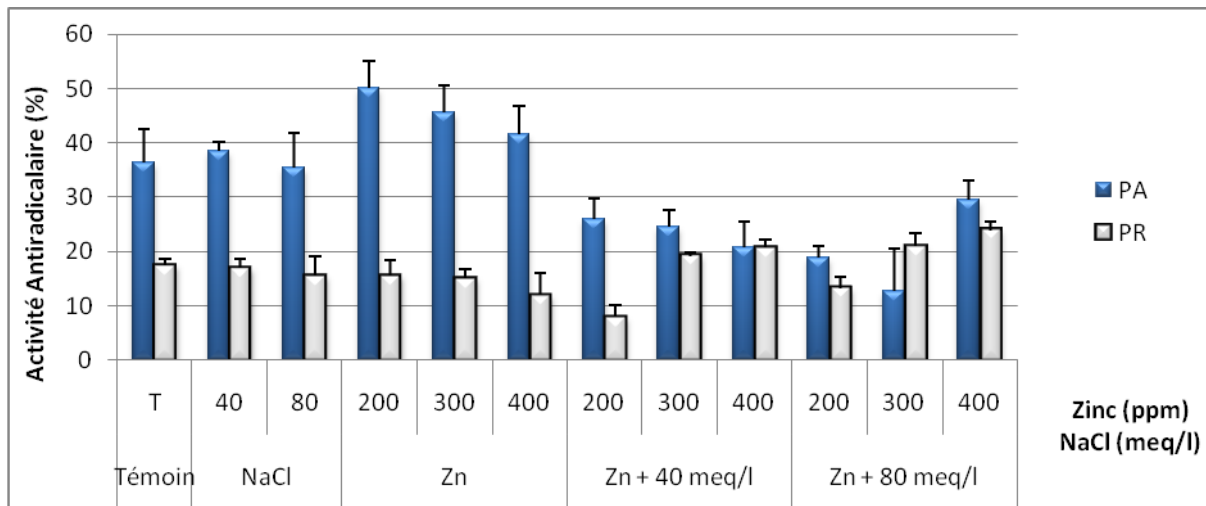
	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	36,346 $\pm$ 2.287	17,529 $\pm$ 0.618
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	38,412 $\pm$ 5.053	16,998 $\pm$ 0.962
	80	35,513 $\pm$ 6.351	15,558 $\pm$ 3.065
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	62,441 $\pm$ 12.729	40,572 $\pm$ 2.109
	800	61,607 $\pm$ 9.258	53,799 $\pm$ 3.851
	1000	55,789 $\pm$ 9.27	59,503 $\pm$ 2.441
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	65,226 $\pm$ 6.166	65,435 $\pm$ 2.191
	800	86,811 $\pm$ 8.998	34,792 $\pm$ 4.349
	1000	91,435 $\pm$ 6.122	31,893 $\pm$ 6.508
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	76,634 $\pm$ 13.242	47,47 $\pm$ 5.823
	800	76,199 $\pm$ 11.382	26,549 $\pm$ 3.651
	1000	69,566 $\pm$ 5.73	23,271 $\pm$ 1.401

### V.2.7.3. Effet de Zn-NaCl sur l'activité antiradicalaire

L'activité antiradicalaire des parties aérienne et racinaire du radis diminue au fur et à mesure que les doses de Zn appliquées augmentent (Fig.46). En effet, cette activité est plus importante dans la partie aérienne que dans la partie racinaire. Hormis une augmentation de l'activité antiradicalaire de la partie aérienne à la dose de 400 ppm combinée avec 80meq/l de

NaCl, l'interaction Zn-NaCl provoque une réduction importante de cette activité dans la partie aérienne avec une augmentation de cette dernière dans la partie racinaire. (Tab.47).

L'analyse statistique montre que l'effet de l'interaction Zn-NaCl est hautement significatif sur l'activité antiradicalaire du radis. En revanche, l'effet de Zn sur cette activité est très significatif et hautement significatif pour la partie aérienne et racinaire respectivement.



**Figure 46 :** Activité anti-radicalaire (%) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

**Tableau 47 :** Activité anti-radicalaire (%) de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire
<b>Témoin</b>	0	36,346 ± 2.287	17,529 ± 0.618
<b>NaCl (meq/l)</b>	40	38,412 ± 5.053	16,998 ± 0.962
	80	35,513 ± 6.351	15,558 ± 3.065
<b>Zinc (ppm)</b>	200	50,123 ± 4.93	15,615 ± 2.745
	300	45,708 ± 4.89	15,179 ± 1.678
	400	41,709 ± 5.1	11,939 ± 4.174
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	26,019 ± 3.782	7,94 ± 2.273
	300	24,521 ± 3.122	19,234 ± 0.707
	400	20,826 ± 4.646	20,75 ± 1.571
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	18,799 ± 2.184	13,341 ± 2.123
	300	12,734 ± 7.766	21,091 ± 2.323
	400	29,524 ± 3.57	23,953 ± 1.685

## V.2.8. Relation entre les osmorégulateurs et les antioxydants

### V.2.8.1. Sous l'interaction Pb-NaCl

Les résultats du test de Pearson (Tab.48), ne montre aucune corrélation entre les polyphénols et les protéines totales et les sucres solubles (Fig.47 B, C), néanmoins une corrélation positive à été enregistrée entre les polyphénols et la proline dans la partie aérienne et racinaire de la plante traitée par l'interaction Pb-NaCl avec  $\alpha = 0,44$  et  $\alpha = 0,39$  respectivement (Fig.47 A). En outre, les flavonoïdes sont également corrélés positivement avec la proline ( $\alpha = 0,40$ ) et les sucres solubles ( $\alpha = 0,37$ ) dans la partie racinaire et aérienne respectivement (Fig. 48 A, C). Par contre, une corrélation négative entre les flavonoïdes et les protéines ( $\alpha = -0,35$ ) est enregistrée dans la partie aérienne de la plante (Fig. 48 B).

**Tableau 48 :** Corrélation entre les osmoregulateurs et les antioxydants de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Pb-NaCl.

		Polyphénols		Flavonoïdes	
		PA	PR	PA	PR
<b>Proline</b>	<b>PA</b>	<b>0,44</b>	-0,05	0,07	0,16
	<b>PR</b>	-0,19	<b>0,39</b>	0,26	<b>0,40</b>
<b>Protéines totales</b>	<b>PA</b>	0,17	-0,20	<b>-0,35</b>	-0,14
	<b>PR</b>	0,21	0,32	0,07	0,33
<b>Sucres solubles</b>	<b>PA</b>	-0,08	-0,18	<b>0,37</b>	-0,22
	<b>PR</b>	0,28	-0,19	-0,17	0,10

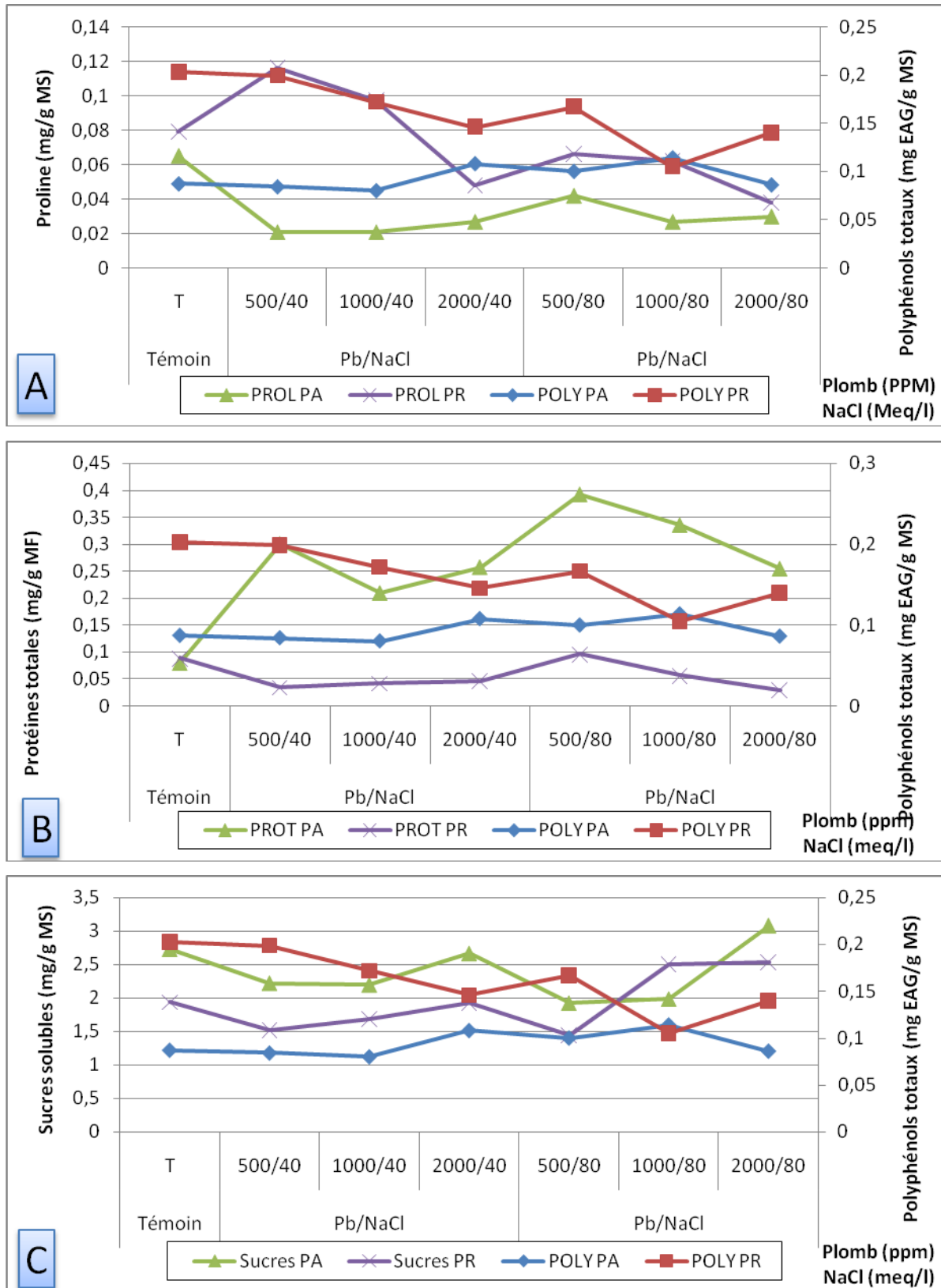


Figure 47 : Corrélation entre les osmoregulateurs et les polyphénols totaux de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Pb-NaCl.

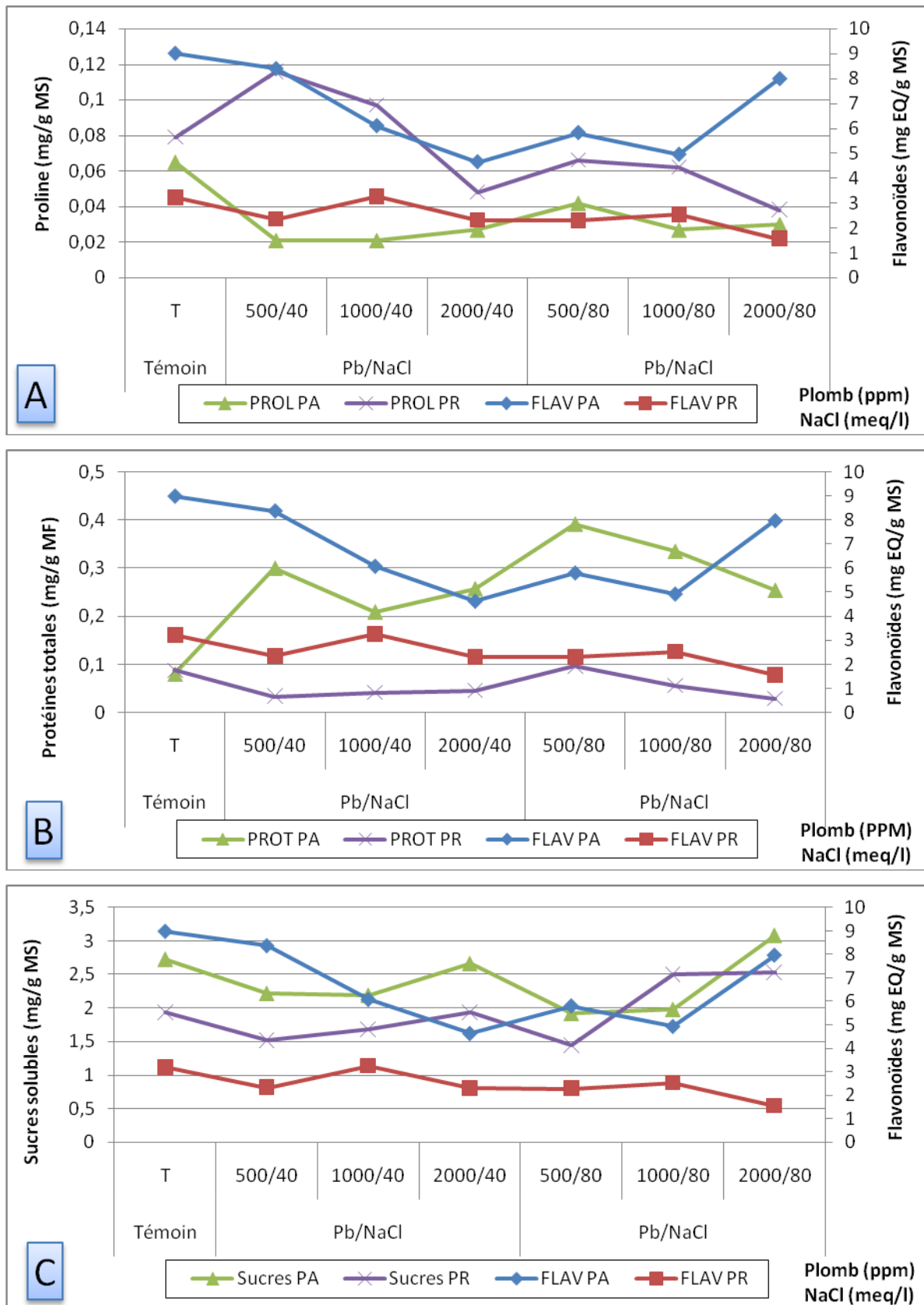


Figure 48 : Corrélation entre les osmorégulateurs et les flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Pb-NaCl.

### V.2.8.2. Sous l'interaction Cu-NaCl

L'analyse de la corrélation entre les osmorégulateurs et les antioxydants du radis sous l'interaction Cu-NaCl (Tab.49), révèle une relation positive entre les polyphénols de la partie aérienne et les protéines totales des parties aérienne et racinaire de la plante avec  $\alpha = 0,38$  et  $\alpha = 0,35$  respectivement (Fig.49 B). Par contre, une relation négative à été enregistrée entre les polyphénols et la proline dans la partie racinaire avec  $\alpha = -0,47$  (Fig. 49 A). En outre, le test de Pearson révèle une relation négative entre les flavonoïdes et les osmorégulateurs proline et protéines dans la partie aérienne avec  $\alpha = -0,34$  et  $\alpha = -0,69$  respectivement (Fig. 50 A, B), par contre, les flavonoïdes sont corrélés positivement avec les protéines totales dans la partie racinaire de radis avec  $\alpha = 0,36$  (Fig. 50 B). Relativement aux sucres solubles, il est important de noter qu'aucune corrélation positive ou négative n'a été enregistrée avec les antioxydants (Fig. 49 C, fig. 50 C).

**Tableau 49 :** Corrélation entre les osmorégulateurs et les antioxydants de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cu-NaCl.

		Polyphénols		Flavonoïdes	
		PA	PR	PA	PR
<b>Proline</b>	<b>PA</b>	0,33	-0,25	<b>-0,34</b>	0,05
	<b>PR</b>	0,11	<b>-0,47</b>	-0,21	-0,11
<b>Protéines totales</b>	<b>PA</b>	<b>0,38</b>	0,17	<b>-0,69</b>	-0,20
	<b>PR</b>	<b>0,35</b>	-0,11	0,14	<b>0,36</b>
<b>Sucres solubles</b>	<b>PA</b>	0,02	-0,26	0,20	0,14
	<b>PR</b>	-0,18	0,22	-0,21	-0,05

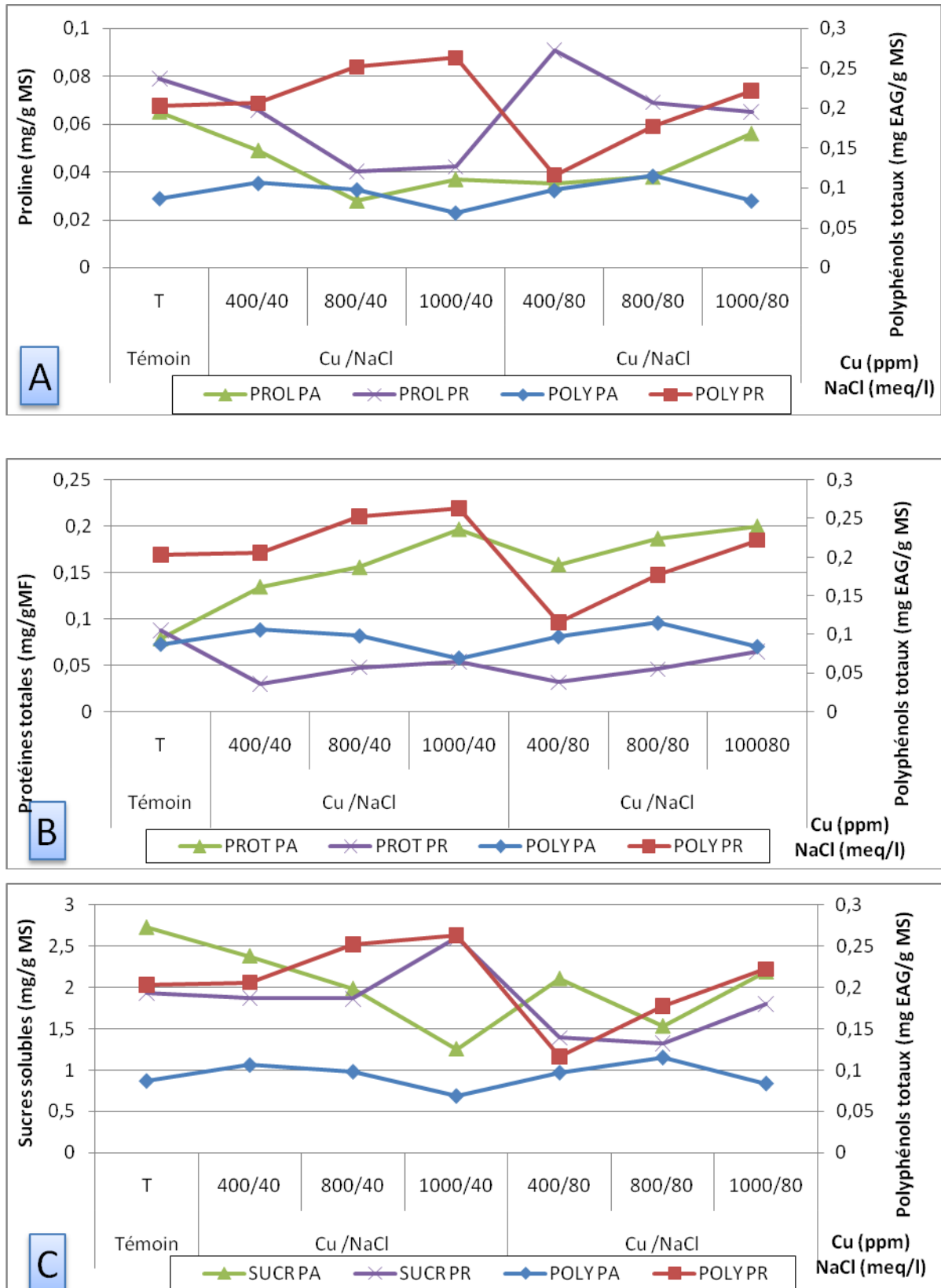


Figure 49 : Corrélation entre les osmorégulateurs et les polyphénols totaux de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cu-NaCl.

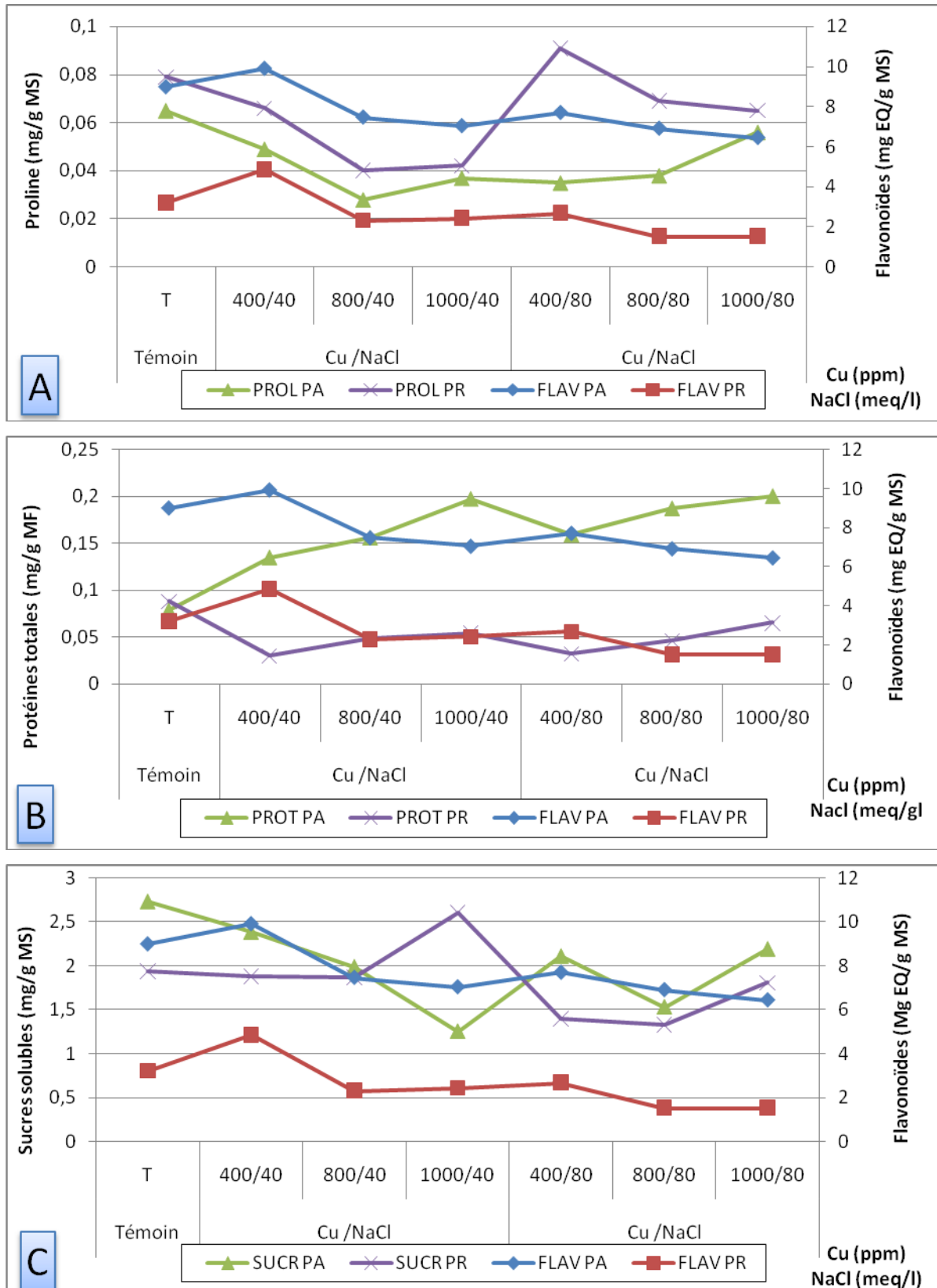


Figure 50 : Corrélation entre les osmorégulateurs et les flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cu-NaCl.

### V.2.8.3. Sous l'interaction Zn-NaCl

Les polyphénols sont corrélés positivement avec les protéines totales et les sucres solubles dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante sous l'effet de Zn-NaCl (Fig. 51 B, C) (Tab.50). Par contre ; les polyphénols sont corrélés négativement avec la proline dans la partie racinaire avec  $\alpha = -0,34$  (Fig. 51 A). Les flavonoïdes sont corrélés positivement avec la proline dans les deux parties aérienne ( $\alpha = -0,69$ ) et racinaire ( $\alpha = -0,69$ ) ; et avec les sucres solubles dans la partie racinaire ( $\alpha = -0,69$ ) (Fig. 52 A, C) (Tab.50). On note aussi qu'aucune corrélation n'a été trouvée entre les flavonoïdes et les protéines totales de la plante (Fig. 52 B).

**Tableau 50** : Corrélation entre les osmorégulateurs et les antioxydants de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl.

		Polyphénols		Flavonoïdes	
		PA	PR	PA	PR
<b>Proline</b>	<b>PA</b>	-0,04	0,06	0,19	-0,10
	<b>PR</b>	0,16	<b>-0,34</b>	<b>0,40</b>	<b>0,43</b>
<b>Protéines totales</b>	<b>PA</b>	<b>0,35</b>	0,09	-0,01	0,06
	<b>PR</b>	<b>0,38</b>	<b>0,44</b>	0,10	0,19
<b>Sucres solubles</b>	<b>PA</b>	-0,14	<b>0,52</b>	-0,24	-0,06
	<b>PR</b>	<b>0,44</b>	0,30	0,09	<b>0,42</b>

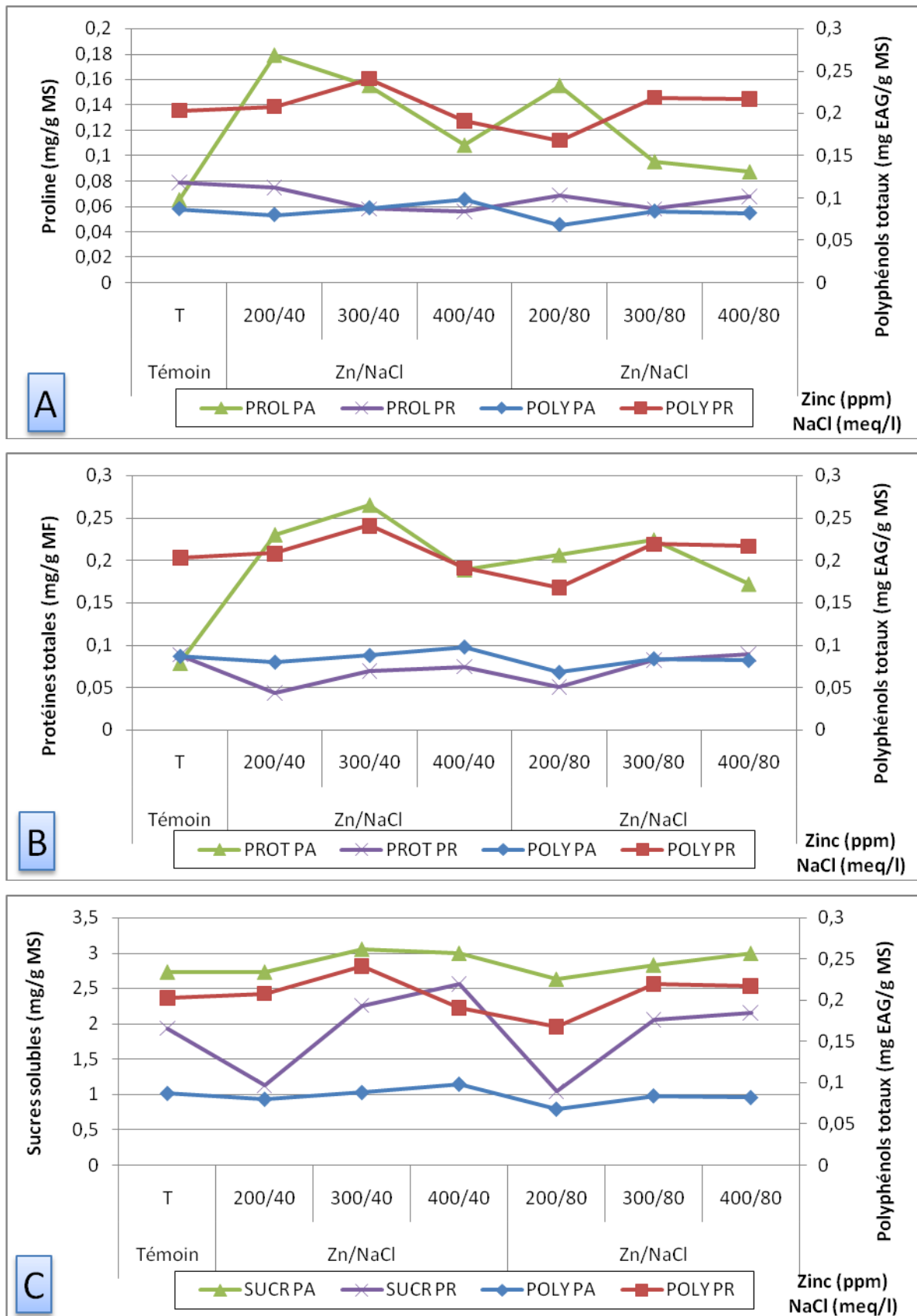
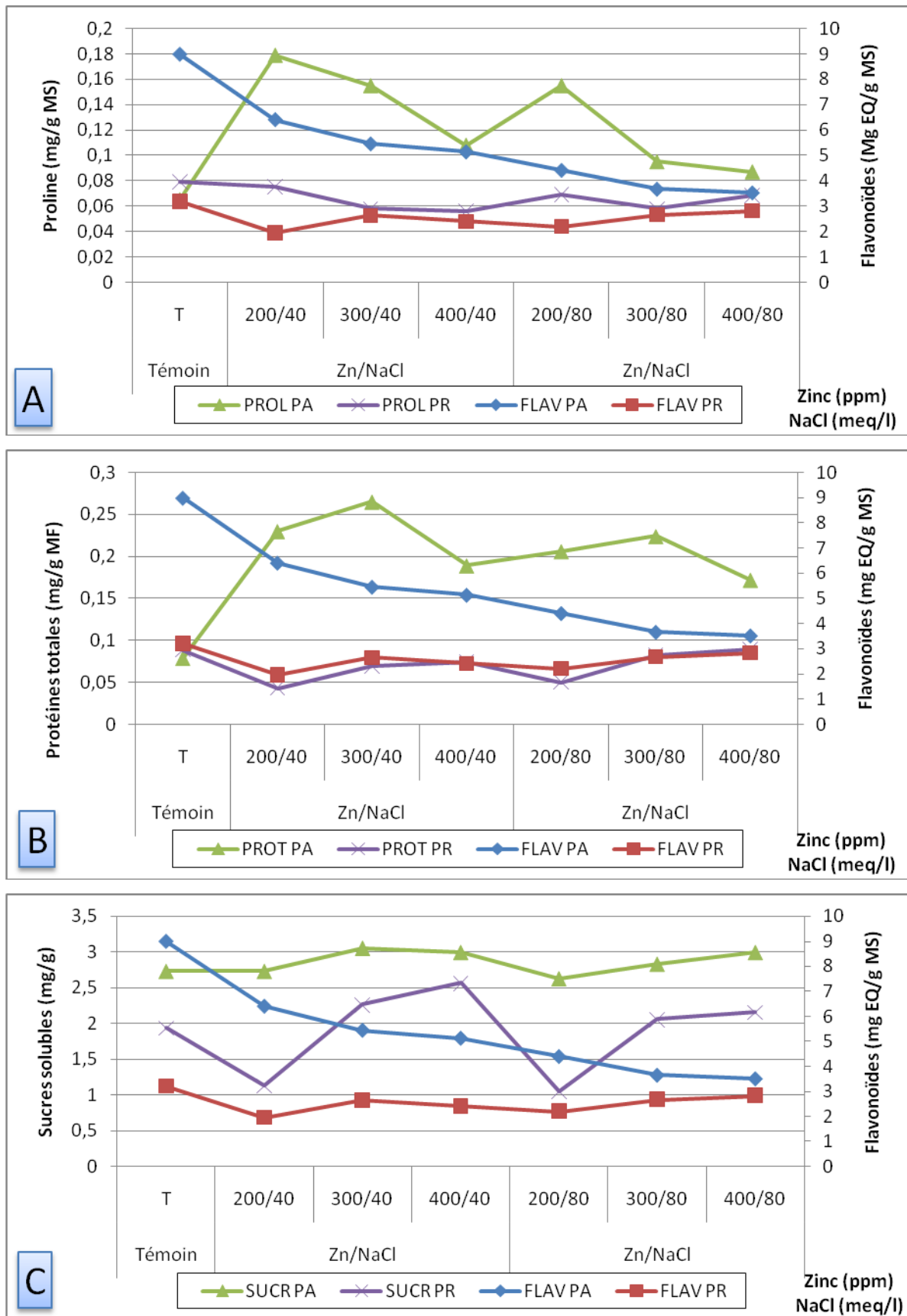


Figure 51 : Corrélation entre les osmorégulateurs et les polyphénols totaux de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl.

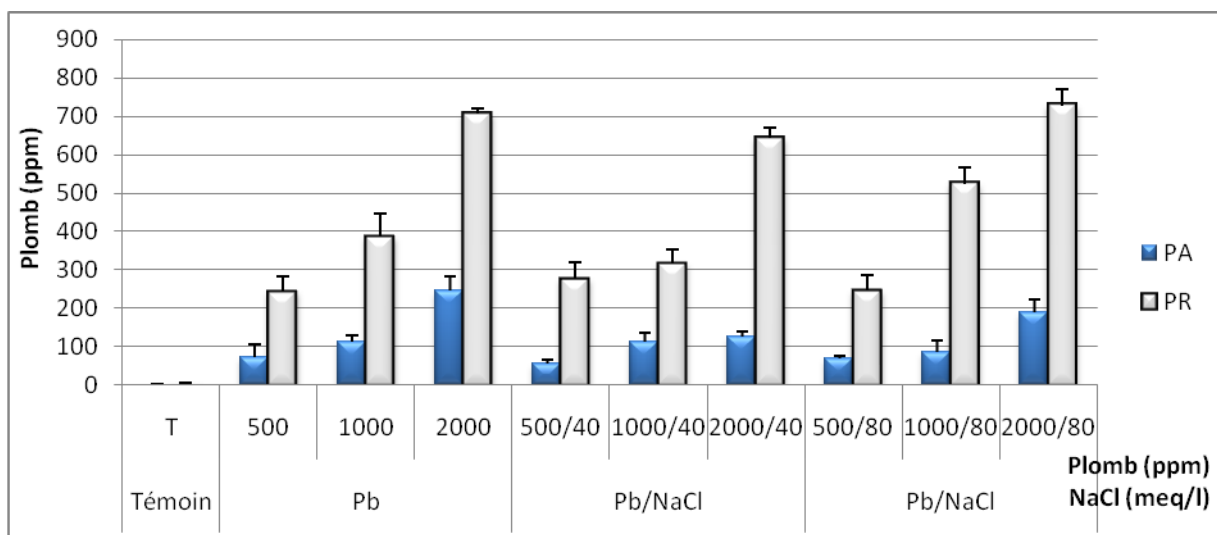


**Figure 52 :** Corrélation entre les osmorégulateurs et les flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zn-NaCl.

### V.3.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur l'accumulation des métaux lourds

#### V.3.1.1. Effet de Pb-NaCl sur l'accumulation de Pb

Les résultats obtenus (Fig.53), montrent que le radis accumule dans ces parties aérienne et racinaire des quantités importante de Pb par rapport au témoin, en fonction de l'augmentation des doses de Pb et l'interaction Pb-NaCl dans le sol, dont l'accumulation du Pb est supérieure dans la partie racinaire que l'aérienne. La combinaison de Pb avec 40 meq/l de NaCl enregistre des quantités de Pb inférieures à celles enregistrées sous l'effet de Pb, néanmoins ces quantités sont augmentées lorsque le Pb est combiné avec 80 meq/l de NaCl. La quantité la plus élevée en Pb à été enregistrée à la dose métallique de 2000 ppm de Pb (246,667 ppm) et combinée avec 80 meq/l de NaCl (729 ppm) respectivement dans la partie aérienne et racinaire (Tab.51). L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de Pb et l'interaction Pb-NaCl sur l'accumulation du Plomb dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante.



**Figure 53 :** Teneur en Plomb (ppm) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl.

Le taux d'accumulation le plus élevé de Pb (66,70%) est enregistré chez le radis traité par la dose de 500 ppm de Pb combiné avec 40 meq/l de NaCl, et le plus faible taux d'accumulation de Pb (38,56) est enregistré à la dose de 2000 ppm de Pb combinée avec 40 meq/l de NaCl. Il est important de noter aussi que la dose métallique de 500 ppm et combinée avec le NaCl, et la dose 1000 ppm de Pb combinée avec 80 meq/l de NaCl enregistrent des taux d'accumulation supérieurs à 50% de la quantité de Pb appliquée dans le sol (Tab.51)

**Tableau 51 :** Teneur en Plomb de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Plomb-NaCl ± l'écart type et pourcentage d'accumulation

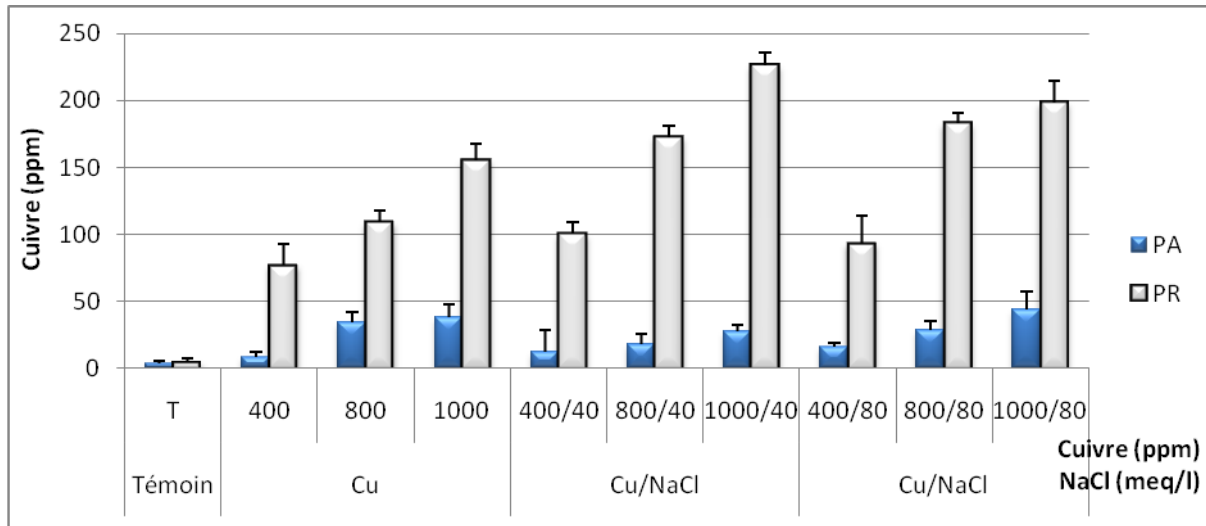
	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire	Plante entière	%
<b>Témoin</b>	0	0 ± 2.973	2,29 ± 5.055	2,29	0
<b>Plomb (ppm)</b>	500	73,167 ± 33.955	243,667 ± 40.963	316,834	63,36
	1000	112,8 ± 16.542	386 ± 62.011	498,8	49,88
	2000	246,667 ± 36.668	706,333 ± 13.937	953	47,65
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	57,2 ± 8.035	276,333 ± 44.902	333,533	66,70
	1000	114,267 ± 22.367	316,667 ± 36.408	430,934	43,09
	2000	128 ± 12.392	643,333 ± 27.405	771,333	38,56
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	71,6 ± 4.51	246 ± 40.706	317,6	63,52
	1000	87,467 ± 30.745	525 ± 41.165	612,525	61,25
	2000	188,667 ± 34.601	729 ± 42.616	917,667	45,88

### V.3.1.2. Effet de Cu-NaCl sur l'accumulation de Cu

Le radis accumule massivement le Cu dans ces parties racinaires et modérément dans ces parties aériennes au fur et à mesure que les doses appliquées de Cu et Cu-NaCl augmentent (Fig.54). En outre, l'interaction de Cu avec 40 meq/l de NaCl provoque une accumulation de Cu plus importante dans la partie racinaire et moins importante dans la partie aérienne par rapport au traitement de Cu.

L'interaction de Cu avec 80 meq/l de NaCl augmente l'accumulation de Cu dans la partie aérienne et réduit son accumulation dans la partie racinaire comparativement à l'interaction de Cu avec 40 meq/l de NaCl. La quantité de Cu la plus accumulée dans la partie racinaire (225,667 ppm) est enregistrée à la dose de 1000 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl, et la quantité la plus élevée de Cu accumulée dans la partie aérienne (43,633 ppm) est enregistrée à la dose de 1000 ppm de Cu combinée avec 80 meq/l de NaCl (Tab.52).

L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de l'augmentation des doses de Cu sur son accumulation dans les deux parties aérienne et racinaire du radis. En revanche, l'interaction Cu-NaCl à un effet hautement significatif et significatif sur l'accumulation de Cu dans la partie racinaire et aérienne de la plante respectivement.



**Figure 54 :** Teneur en Cuivre (ppm) dans la partie aérienne et racinaire du radis (*Raphanus sativus* L.) sous l'interaction Cuivre-NaCl.

Le taux d'accumulation de Cu chez le radis est supérieur à 25% à la dose 800 ppm de Cu combinée avec 80 meq/l de NaCl et aux doses de 400 et 1000 ppm de Cu combiné au NaCl, dont le taux d'accumulation le plus élevée est de 28,21 % ; enregistré à la dose de 400 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl. En outre, le plus faible taux l'accumulation de Cu est enregistré à la dose 1000 ppm de Cu avec 13,89% (Tab.52)

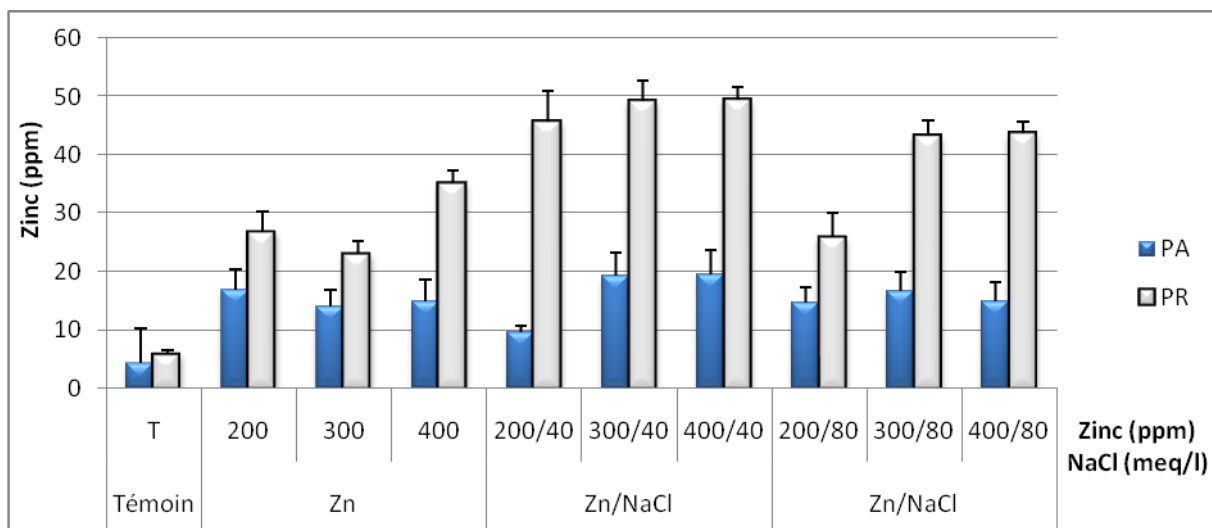
**Tableau 52 :** Teneur en Cuivre de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Cuivre-NaCl ± l'écart type et pourcentage d'accumulation.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire	Plante entière	%
<b>Témoin</b>	0	3,713 ± 1.554	4,323 ± 3.139	8,036	0
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	8,5 ± 4.037	77,033 ± 15.494	85,533	21,38
	800	34,767 ± 7.053	108,9 ± 9.098	143,667	17,95
	1000	38,333 ± 9.776	155,533 ± 12.169	139,866	13,89
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	12,767 ± 15.627	100,1 ± 9.531	112,867	28,21
	800	18,1 ± 7.473	172,667 ± 8.207	190,767	23,84
	1000	27,9 ± 4.43	225,667 ± 9.686	253,567	25,35
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	15,933 ± 3.456	93,267 ± 20.833	109,2	27,3
	800	28,6 ± 7.136	182,667 ± 7.717	211,667	26,45
	1000	43,633 ± 14.259	198,333 ± 16.249	241,966	24,19

### V.3.1.3. Effet de Zn-NaCl sur l'accumulation de Zn

Les résultats obtenus (Fig. 55, Tab.53) montrent que le radis traité par Zn et Zn-NaCl accumule des quantités plus importantes de Zn dans la partie racinaire que dans la partie aérienne de la plante. Hormis une diminution de la quantité de Zn à la dose de 300 ppm de Zn. L'accumulation de Zn augmente au fur et à mesure que les doses appliquées de Zn et Zn-NaCl augmentent, dont l'interaction de Zn avec 40 meq/l enregistre l'accumulation la plus élevée à la dose de 400 ppm de Zn avec 19,48 et 49,497 ppm pour la partie aérienne et racinaire respectivement.

L'analyse statistique, révèle que l'effet de l'interaction Zn-NaCl est hautement significatif sur l'accumulation de Zn dans les parties aérienne et racinaire du radis. Par contre, l'effet de l'augmentation des doses de Zn est non significatif sur l'accumulation de Zn dans la partie aérienne, et hautement significatif sur son accumulation dans la partie racinaire de la plante.



**Figure 55:** Teneur en Zinc (ppm) dans les parties aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl.

Le taux d'accumulation de Zn est supérieur à 20% à la dose métallique de 200 ppm de Zn et combinée au NaCl, et à la dose de 300 ppm de Cu combinée avec 40 meq/l de NaCl, dont le taux d'accumulation le plus élevé est enregistré à la dose de 200 ppm de Zn combinée avec 40 meq/l de NaCl avec 27,67%. Le plus faible poids d'accumulation de Zn est de 12,31% ; enregistrée à la dose de 400 ppm de Zn (Tab.53)

**Tableau 53 :** Teneur en Zinc de *Raphanus sativus* L. sous l'interaction Zinc-NaCl ± l'ecart type et pourcentage d'accumulation.

	<i>Doses</i>	<i>Partie aérienne</i>	<i>Partie racinaire</i>	<i>Plante entière</i>	<i>%</i>
<b>Témoin</b>	0	4,277 ± 5.883	5,883 ± 0.557	10,16	0
<b>Zinc (ppm)</b>	200	16,873 ± 3.456	26,82 ± 3.572	43,693	21,84
	300	13,96 ± 2.924	22,98 ± 2.301	36,94	12,31
	400	14,99 ± 3.547	35,237 ± 2.177	50,227	12,55
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	9,687 ± 0.975	45,663 ± 5.285	55,35	27,675
	300	19,293 ± 3.907	49,12 ± 3.598	68,41	22,80
	400	19,48 ± 4.232	49,497 ± 2.093	68,977	17,244
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	14,64 ± 2.775	25,833 ± 4.168	40,473	20,23
	300	16,74 ± 3.191	43,21 ± 2.779	59,95	19,98
	400	14,917 ± 3.274	43,727 ± 1.947	58,644	14,661

#### V.3.1.4. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur la translocation des métaux lourds

Les résultats obtenus (Tab.54), montrent que le facteur de translocation du radis traité par les doses métalliques de Pb, Cu et Zn et combinés avec le NaCl est inférieure à 1 dans tous les traitements. En outre, il est plus important sous traitement de Zn suivi par le traitement de Pb et puis par le traitement de Cu, en présence et en absence de NaCl.

L'effet combiné de Pb, Cu et Zn avec la dose 40 meq/l de NaCl réduit la translocation des ces métaux par rapport à l'effet de Pb, Cu et Zn, dont les doses 500 et 2000 ppm de Pb, 400, 800 et 1000 ppm de Cu et 200 ppm de Zn enregistrent les plus faibles taux de translocation de ces métaux vers la partie aérienne de la plante. Par contre, l'interaction de Pb, Cu et Zn avec la dose de 80 meq/l de NaCl à fait augmenté la translocation des métaux lourds vers la partie aérienne de la plante pour les mêmes doses précitées.

Tableau 54 : Taux de translocation des métaux lourds chez *Raphanus sativus* L. ± l'écart type.

	Doses	Partie aérienne	Partie racinaire	FT
<b>Témoin</b>	0	0 ± 2.973	2,29 ± 5.055	0 ± 0.002
<b>Plomb (ppm)</b>	500	73,167 ± 33.955	243,667 ± 40.963	0,291 ± 0.084
	1000	112,8 ± 16.542	386 ± 62.011	0,298 ± 0.074
	2000	246,667 ± 36.668	706,333 ± 13.937	0,349 ± 0.053
<b>Plomb + 40meq/l</b>	500	57,2 ± 8.035	276,333 ± 44.902	0,209 ± 0.025
	1000	114,267 ± 22.367	316,667 ± 36.408	0,36 ± 0.034
	2000	128 ± 12.392	643,333 ± 27.405	0,199 ± 0.023
<b>Plomb + 80 meq/l</b>	500	71,6 ± 4.51	246 ± 40.706	0,297 ± 0.055
	1000	87,467 ± 30.745	525 ± 41.165	0,164 ± 0.044
	2000	188,667 ± 34.601	729 ± 42.616	0,26 ± 0.057
<b>Témoin</b>	0	3,713 ± 1.554	4,323 ± 3.139	0,664 ± 0.069
<b>Cuivre (ppm)</b>	400	8,5 ± 4.037	77,033 ± 15.494	0,111 ± 0.033
	800	34,767 ± 7.053	108,9 ± 9.098	0,325 ± 0.095
	1000	38,333 ± 9.776	155,533 ± 12.169	0,247 ± 0.079
<b>Cuivre + 40meq/l</b>	400	12,767 ± 15.627	100,1 ± 9.531	0,138 ± 0.152
	800	18,1 ± 7.473	172,667 ± 8.207	0,104 ± 0.054
	1000	27,9 ± 4.43	225,667 ± 9.686	0,123 ± 0.021
<b>Cuivre + 80meq/l</b>	400	15,933 ± 3.456	93,267 ± 20.833	0,171 ± 0.03
	800	28,6 ± 7.136	182,667 ± 7.717	0,157 ± 0.045
	1000	43,633 ± 14.259	198,333 ± 16.249	0,217 ± 0.063
<b>Témoin</b>	0	4,277 ± 5.883	5,883 ± 0.557	0,736 ± 0.177
<b>Zinc (ppm)</b>	200	16,873 ± 3.456	26,82 ± 3.572	0,627 ± 0.06
	300	13,96 ± 2.924	22,98 ± 2.301	0,609 ± 0.104
	400	14,99 ± 3.547	35,237 ± 2.177	0,425 ± 0.114
<b>Zinc + 40meq/l</b>	200	9,687 ± 0.975	45,663 ± 5.285	0,215 ± 0.055
	300	19,293 ± 3.907	49,12 ± 3.598	0,397 ± 0.082
	400	19,48 ± 4.232	49,497 ± 2.093	0,393 ± 0.089
<b>Zinc + 80meq/l</b>	200	14,64 ± 2.775	25,833 ± 4.168	0,574 ± 0.154
	300	16,74 ± 3.191	43,21 ± 2.779	0,388 ± 0.102
	400	14,917 ± 3.274	43,727 ± 1.947	0,34 ± 0.064

# *Chapitre VI*

## ***DISCUSSION***

## V I. Effet combiné de stress métallique (Pb, Cu, Zn) et salin (NaCl) sur le radis (*Raphanus sativus* L.)

### VI.1. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres morpho-physiologiques

#### VI.1.1. Elongation des parties aérienne et racinaire de la plante

Les résultats obtenus montrent que l'élongation de la partie aérienne de radis augmente en fonction de l'augmentation des doses métalliques, hormis une diminution non significative due par l'application de Pb. Par contre, l'élongation racinaire semble d'être affectée par le stress métallique, car une diminution de celui-ci est enregistrée sous l'effet des trois traitements. Ces résultats sont en concordance avec des études précédentes documentent l'impact négatif des métaux lourds sur la croissance des racines chez *Raphanus sativus* (**Javed Akhtar et al., 2018**), *Oryza sativa* (**Aziz et al., 2015**), et *Typha domingensis* (**Akhtar et al., 2017**) traités par le Ni, de *Fagopyrum esculentum* sous l'effet de Zn (**Lee et al., 2013**), et de *Populus* sous l'action de Cd et Pb (**Ivana et al., 2017**). Le Cérium a provoqué aussi une réduction de la biomasse chez *Raphanus sativus* (**Zhang et al., 2015**), *Zea mays* (**Zhao et al., 2015**), et *Hordeum vulgare* L. (**Rico et al., 2015**).

Il a été démontré que la longueur des racines et des pousses des plantes de radis diminue avec l'augmentation du niveau de plomb (**Moustakas et al., 1994**) et de nickel (**Vijayarengan et Lakshmanachary 1995**). D'autres travaux ont signalé une diminution de la longueur des racines chez les plantes traitées avec le Zn, comme *Triticum aestivum* L. *Raphanus sativus* L. (**Pedler et al., 2004**), et *Vigna unguiculata* (**Kopittke et al., 2011**). Le Zn peut être toxique aux premiers stades de développement et de croissance de *Zea mays* et *Brassica oleracea* (**Pokhrel et Dubey, 2013**). La réduction de croissance est généralement observée lorsque des plantes sont soumises au stress des éléments traces métalliques (**Nada et al., 2007; Ran et al., 2014**). En effet, le zinc à des niveaux élevés peut inhiber directement la croissance racinaire en inhibant la division cellulaire ou l'élongation cellulaire ou une combinaison des deux, ce qui entraîne une exploration limitée du volume du sol pour l'absorption et la translocation des nutriments et de l'eau et une carence minérale induite (**Nagajyoti et al., 2010**). Il a été démontré aussi que la sénescence dans les plantes est augmentée en raison de la synthèse d'éthylène induite par Cu qui inhibe la croissance cellulaire et améliore la rigidité de la paroi cellulaire par lignification, ce qui affecte négativement l'élongation aérienne et racinaire des végétaux (**Hossain et al., 2012**).

L'application des doses croissantes de NaCl sur le radis empêche l'élongation aérienne et racinaire. Ce résultat est similaire à la diminution de l'élongation des tiges et racines de *Phaseolus vulgaris* L. (Tahri, 2018), et de six espèces d'*Acacia* (Cherifi, 2017). Les résultats obtenus montrent que la partie aérienne est la plus sensible de la plante au stress salin, ces résultats sont en concordance avec les travaux de Nguyen *et al.*, (2004) dans lesquels ils ont révélés que les deux espèces *Acacia auriculiformis* et *Acacia mangium* ont réagi également par une réduction de la croissance de la partie aérienne en réponse au stress salin. Cet effet est fréquent chez les glycophytes (Chartzoulakis *et al.*, 2000), où la diminution de la croissance de l'appareil végétatif observée peut être expliquée par une augmentation de la pression osmotique provoquée par le NaCl, ce qui bloque l'absorption de l'eau par les racines. Les plantes s'adaptent ainsi au stress salin par la réduction de leur croissance afin d'éviter les dommages causés par le sel (Yeo *et al.*, 1983 ; Zhu *et al.*, 2002). Les effets de la salinité sur la croissance des plantes, dépendent de la teneur de NaCl appliquée, l'espèce, le stade végétatif et la partie de la plante (Levigneron *et al.*, 1995).

#### VI.1.2. Poids frais et sec des parties aérienne et racinaire de la plante

Les résultats obtenus montrent que le poids frais et sec des parties aérienne et racinaire enregistre une diminution inversement proportionnelle avec les doses de Pb, Cu, et Zn. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés dans plusieurs travaux signalent une réduction des poids frais et sec des différentes espèces végétales soumis au stress de Pb telles que *Pisum sativum* (Kopittke *et al.*, 2007), *Raphanus sativus* (Gopal et Rizvi, 2008), et *Glumus etunicatum* et *Calopogonium mucunoides* (Souza *et al.*, 2012), ou par d'autres métaux lourds comme le chrome dans *Cucumis melo* (Akinci et Akinci, 2010), le cadmium chez *Raphanus sativus* et *Triticum aestivum* L. (Anuradha et Rao, 2007), le cuivre chez *Raphanus sativus* (Sun *et al.*, 2010), et le Pb, Zn et Cu chez *Atriplex canescens* (Khedim, 2019).

Le poids sec du radis augmente à la dose de 1000 ppm de Cu dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante et à la dose 2000 ppm de Pb dans la partie racinaire de la plante. Cette augmentation est similaire à celle signalé par Dai et Yang (2017), ou différentes variétés de radis ont montré des réponses différentes à la toxicité du Cd, dont une tolérance élevée au Cd a été reconnue pour cette espèce, et ce par la production des biomasses de racines pivot plus importante dans les doses élevées que dans les doses faibles. Ce phénomène a également été observé dans de nombreuses cultures comme *Oryza sativa* (Yu *et al.*, 2006),

*Capsicum annuum* (Xin et al., 2013), *Brassica rapa* (Liu et al., 2010) et *Brassica juncea* (Dai et al., 2012).

D'autres travaux ont également noté que l'inhibition de la croissance des végétaux, dépende du niveau de stress métallique et de la capacité des plantes à tolérer les métaux lourds (Ovečka et Takáč, 2014 ; Baldantoni et al., 2014). Par ailleurs, des études faites par (Kosobrukhov et al., 2004 ; Zheljzakov et al., 2006) ont montrés que l'inhibition de la croissance n'est pas forcément corrélée à une diminution de biomasse. Ceci pourrait s'expliquer d'après (Seregin et Ivanov, 2001 ; Sharma et Dubey, 2005, Cecchi, 2008) par l'altération de nombreux processus physiologiques comme la régulation du statut hydrique, la nutrition minérale, la respiration ou la photosynthèse et l'interaction du plomb avec les différents composants cellulaires et les macromolécules (Protéines, ADN, ..). La réduction du poids frais en réponse au stress suggère fortement que dans des conditions stressantes, les plantes préfèrent consacrer plus d'énergie à la survie plutôt qu'à la croissance végétative (Reekie et Avila-Sakar 2005). L'altération du métabolisme de l'azote peut induire des concentrations plus élevées de sucre, ce qui a entraîné une réduction du taux de photosynthèse et de l'activité de l'amylase, et entraîné une diminution de la biomasse végétale due à une diminution de la teneur en chlorophylle (Gajewska et Skłodowska, 2007). Plusieurs études ont indiqué que la diminution de la croissance des plantes et du rendement des cultures dans des conditions de stress a été associée à une diminution de l'absorption des nutriments et de l'eau, à un métabolisme anormal et à une inhibition de la synthèse des protéines végétales (Pessaraki, 2001).

Les résultats obtenus révèlent que le stress de NaCl réduit le poids frais et sec des parties aérienne et racinaire de radis. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Cherifi (2017), qu'il a signalé une réduction de la biomasse chez six espèces d'*Acacia*. La réduction des biomasses aérienne et racinaire sous l'effet des fortes concentrations de sel a été rapportée aussi chez *Medicago sativa* par plusieurs auteurs (Mezni et al., 2002 ; Ibriz et al., 2004 ).

L'effet général de la salinité se traduit par la réduction de la biomasse (Epron et al., 1999). La diminution du taux de croissance des feuilles après une augmentation de la salinité du sol est principalement due à l'effet osmotique du sel autour des racines. En quelques heures, les cellules retrouvent leur volume et leur turgescence d'origine grâce à l'ajustement osmotique, mais malgré cela, les taux de la croissance cellulaire sont réduits (Yeo et al., 1991 ; Cramer, 2002 et Fricke et Peters, 2002). Selon Munns (2002), la croissance des racines

est généralement moins affectée que celle des feuilles et le taux d'allongement des racines se rétablit remarquablement bien après une exposition au NaCl.

### VI.1.3. Teneur relative en eau

La teneur relative en eau des feuilles de radis augmente sous l'effet de Pb et Cu, et diminue sous l'effet de Zn, ce qui montre que la partie aérienne de radis est affectée par le Zn plus que par le Pb et le Cu. Ces résultats sont en corrélation avec l'accumulation des métaux lourds dans la partie aérienne de la plante, où le Pb et le Cu sont moins transloqués vers les parties aériennes comparativement au Zn. Ceci signifie que le radis tolère la présence de Pb et Cu en contrôlant ses pertes d'eau ; cet effet peut résulter d'une régulation somatique efficace (Brunet, 2008 ; Cheikh M'hamed *et al.*, 2008).

Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par Khedim (2019), où l'augmentation des doses de Zn, provoque une réduction de la teneur relative en eau d'*Atriplex canescens*. Zhang et Tyerman, (1999), ont signalé également que le Hg inhibe l'absorption de l'eau chez *Triticum aestivum*. Ainsi, le Cu influence la perméabilité à l'eau des vaisseaux du xylème et contrôle les relations d'eau. Barcelo et ses collaborateurs (1985) ont observé aussi une diminution du potentiel en eau foliaire chez *Phaseolus vulgaris* et *Helianthus annuus*, traités au Cr. Une concentration excessive de chrome a cependant diminué le potentiel hydrique et les taux de transpiration, mais elle a augmenté la résistance à la diffusion et la teneur relative en eau des feuilles de *Brassica oleracea* (Chatterjee et Chatterjee 2000). De même, une diminution de la turgescence et de la plasmolyse a été observée chez *Phaseolus vulgaris* exposée au Cr (Vazques *et al.*, 1987). Il a été démontré aussi que la diminution du pourcentage de germination de plantes comme les graines de *Vigna unguiculata* peut être liée aux effets négatifs de métaux comme le Cd sur l'absorption et le mouvement de l'eau (Poschenreider *et al.*, 1989 ; Vassilev *et al.*, 1998).

La teneur relative en eau des feuilles du radis soumis au stress salin, diminue au fur et à mesure que les doses de NaCl augmentent. Cette diminution est enregistrée aussi chez *Raphanus sativus* (Zourgui, 2012), *Abelmoschus esculentus* L. (Rahim Guealia, 2019), *Gossypium* et *Phaseolus vulgaris* (Malick *et al.*, 2012), et chez plusieurs variétés de *Beta vulgaris* (Ghoulam *et al.*, 2002). Dans une étude réalisée par Kadri et Midoun (2015), la teneur en eau des feuilles et tiges de *Medicago sativa* est également affectée par le NaCl.

## VI.2. Effet de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres biochimiques

### VI.2.1. Chlorophylles

Les résultats du stress métallique sur le radis montrent une réduction importante de la teneur en chlorophylle de la plante sous l'effet de Pb, Cu et assez importante sous l'effet de Zn. Des études similaires ont montré que la teneur en chlorophylle est réduite sous l'effet du Pb chez *Raphanus sativus* (Gopal et Rivsi, 2008 ; Sun *et al.*, 2010 ; Biteur 2012), de Cd chez *Zea mays*, *pfaffia glomerata* et *Raphanus sativus* (Jain *et al.*, 2007 ; El-Beltagi *et al.*, 2010), de Cu chez *Raphanus sativus* (Sun *et al.*, 2010). de Cd dans l'*Atriplex halimus* (Mesnoua, 2017), de Zn chez *Arabidopsis* (Wang *et al.*, 2015). Le Cd peut entraîner aussi des effets inhibiteurs sur l'appareil photosynthétique des plantes même à de très faible doses (Di Cagno *et al.*, 1999; Liu *et al.*, 2012). Rico *et al.*, (2013) ont signalé que le Cérium n'induisait pas de signes apparents de toxicité mais diminuait fortement la teneur en chlorophylle de *Oryza sativa*. Ainsi, le stress du nickel et du chrome a eu une incidence négative sur la teneur en chlorophylle de *Raphanus sativus*. Selon Raskar et Laware (2014), la contamination au Ni a réduit la teneur en chlorophylle. Auparavant, plusieurs chercheurs ont indiqué que la toxicité des métaux est souvent associée à une croissance racinaire restreinte qui affecte l'absorption des nutriments et entraîne une chlorose et un retard de croissance (Rashid *et al.*, 2016 ; Shweti *et al.*, 2016).

La diminution de la chlorophylle, résultant d'une désorganisation structurale des chloroplastes (El-beltagi et Mohamed, 2013; Rzigui, 2011), ainsi que d'une inhibition de l'activité des enzymes responsables de la biosynthèse de la chlorophylle (Wang *et al.*, 2014). Cette diminution de la teneur en chlorophylles peut être attribuée également à une déficience en oligo-éléments notamment le fer (Breckle et Kahle, 1992 ; Redondo-Gómez *et al.*, 2010), La réduction de chlorophylle peut être attribuée à l'anomalie des stomates (Ying *et al.*, 2010). La fermeture des stomates et/ou la diminution de leur densité sont connus pour réduire à la fois la photosynthèse et la concentration en CO<sub>2</sub> dans les plantes (Cornic, 2000; Zhu *et al.*, 2005). La réduction enregistrée de la Chl A et B a été probablement causée par la dégradation des enzymes impliquées dans la biosynthèse de la chlorophylle (Li *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2014).

Les résultats de l'effet de stress salin sur le radis révèle une réduction de la teneur en chlorophylle A, B et totale, Ces résultats sont similaires avec ceux rapportés dans plusieurs travaux signalent que la teneur en chlorophylle foliaire est affectée par la salinité chez

*Raphanus sativus* (Zourgui, 2012), *Brassica juncea* (Qasim, 1998), *Oryza sativa* (Sultana et al., 1999), *Triticum aestivum* (Munns and James, 2003), *Brassica oleracea* (Bhattacharya et al., 2004), *Avena sativa* (Zhao et al., 2007), *Hordeum vulgare* (Jiang et al., 2006), *Capsicum annum* L. (R'him et al., 2013), *Musa acuminata* (Belfakih et al., 2013), *Medicago sativa* (Kadri et midoun, 2015), et *Abelmoschus esculentus* (Rahim Guealia, 2019)

La salinité peut affecter la teneur en chlorophylle par son inhibition, ou une accélération de sa dégradation (Zhao et al., 2007). De même selon Zid et Boukhris (1977), le stress salin peut induire une diminution de l'assimilation de l'azote au niveau des feuilles, probablement bloqué par le sel, par conséquent une réduction des pigments chlorophylliens. Il a été largement rapporté que la capacité photosynthétique du chloroplaste est diminuée en raison du stress salin, un des raisons pour lesquelles le stress salin entraîne l'instabilité des complexes protéiques pigmentaires, la destruction des chlorophylles et des changements dans la quantité et la composition des caroténoïdes (Dubey, 1997). Avec le début du stress salin, une diminution du taux de photosynthèse n'est certainement pas la seule cause d'un ralentissement de la croissance en raison de la rapidité du changement des taux d'expansion des feuilles, mais aussi de l'augmentation des glucides stockés, qui indiquent un assimilat non utilisé (Fricke, 2004).

### VI.2.2. Protéines totales

Les résultats obtenus montrent que les teneurs en protéines augmentent dans les deux parties aérienne et racinaire du radis sous l'effet de Cu et dans la partie racinaire sous l'effet de Zn. Ces résultats sont en accord avec ceux de Khedim (2019), où la teneur en protéines augmente sous l'effet de Cu chez l'*Atriplex canescens*, et de Cargnelutti et al., (2006), qui ont démontré que *Cucumis sativus* traité par le Hg présente une augmentation de la teneur en protéines totales, cette augmentation est possible grâce à la synthèse de nouvelles protéines de stress provoquée par l'exposition aux métaux lourds (Verma et dubey, 2003). En outre, Cuypers et al., (2002) ont également signalé que l'application de Cu et Zn a entraîné une augmentation de la teneur en protéines de *Phaseolus vulgaris*. Ainsi, les résultats obtenus par (Jing Hou et al., 2018), ont montré que la teneur en protéines solubles de six espèces végétales : *Raphanus sativus*, *Brassica rapa*, *Lycopersicon esculentum*, *Cucumis sativus*, *Purple Kohlrabi*, *Spinacia oleracea*, augmentait avec l'augmentation de la concentration en Uranium. L'augmentation des protéines solubles totales sous stress de Zn peut être considérée comme un mécanisme de tolérance des plantes, c'est-à-dire que la synthèse des protéines de

stress qui participent à la détoxification cellulaire a été induite sous stress (**Sabatini et al., 2009**). Il a été démontré que les plantes peuvent résister à la toxicité des métaux lourds en augmentant la teneur en protéines solubles (**Noctor, 2006**). L'augmentation de ces derniers peut augmenter la perméabilité cellulaire et le nombre de protéines fonctionnelles, ce qui permet de maintenir le métabolisme normal des cellules (**Jing Hou et al., 2018**).

Les résultats obtenus dans ce travail, montrent que les teneurs en protéines enregistrés chez le radis diminuent sous l'effet de Pb dans les parties aérienne et racinaire, et sous l'effet de Zn dans la partie aérienne. Ces résultats concordent avec d'autres travaux montrant une diminution de la teneur en protéine chez l'*Atriplex canescens* sous l'effet de Pb (**Khedim, 2019**), *Triticum aestivum* exposés aux métaux lourds (**Mostafa et al., 2011**), et chez les feuilles de *Raphanus sativus* exposé au Cr(VI) (**Tiwari et al., 2013**). D'après (**Vijayarengan, 2012**), le Zn à des doses supérieures à 100 ppm a réduit de façon significative la teneur en acides aminés et en protéines de *Raphanus sativus*. La réduction de la teneur en protéines sous stress métallique peut être liée à l'inhibition de la synthèse des protéines ou à l'augmentation de la dégradation des protéines (**Wang et al., 2009**). La diminution de la teneur en protéines est due également à l'accumulation des métaux, 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**), ce phénomène d'autolyse a été montré comme un mécanisme de tolérance des plantes aux contraintes (**Cruz de Carvalho et al., 2001 ; Dramé et al., 2007**).

**Palma et ses collaborateurs (2002)**, ont observé une diminution de la teneur générale en protéines pendant l'exposition de *Brassica juncea* à des fortes concentrations de Cd et de Pb, cela peut être causé par une dégradation accrue des protéines à la suite d'une augmentation de l'activité de la protéase, qui s'accroît sous l'effet du stress. Il est également probable que ces métaux lourds aient induit une peroxydation lipidique et une fragmentation des protéines en raison des effets toxiques des espèces réactives de l'oxygène qui ont entraîné une réduction de la teneur en protéines (**Aravind et al., 2005**).

Les teneurs en protéines enregistrées dans les deux parties aérienne et racinaire du radis diminuent au fur et à mesure que les doses de NaCl augmentent, Ceci s'accorde avec de nombreux travaux signalent la diminution des taux de protéines sous stress salin chez *Oryza sativa* (**Alamgir et Ali 1999 ; Jamil et al., 2012b**), *Vicia faba* (**Gadallah, 1999**), *Amaranthus tricolor* (**Wang et Nil, 2000**), *Bruguiera parviflora* (**Parida et al., 2002**)

*Panocratium maritimum* (Khedr *et al.*, 2003) *Brassica juncea* (Mittal *et al.*, 2012) *Beta vulgaris* (Jamil *et al.*, 2012a) *Portulaca oleraceae* (Rahdari *et al.*, 2012), *Phaseolus vulgaris* (Haricot rouge) (Frota et Tucker, 1978 ; Saad, 1997), *Phaseolus vulgaris* (Haricot vert) (Pessaraki, 1999 ; Pessaraki, 1993), et *Medicago sativa* (Dubey, 1999). Pessaraki et Tucker (1985) ont signalé une diminution de la teneur en azote protéique des plantes de *Gossypium hirsutum* sous stress salin. Plusieurs autres chercheurs ont également signalé une altération du métabolisme de l'azote et une diminution de la teneur en protéines d'un certain nombre de plantes dans des conditions de stress (Helal et Mengel., 1979). Rabe (1999) et Dubey (1999) ont examiné le métabolisme modifié de l'azote et la synthèse protéique, respectivement, dans des conditions stressantes, ces derniers ont signalé que le métabolisme de l'azote et la synthèse des protéines chez les espèces végétales étaient gravement affectés par le stress salin.

Les protéines jouent un rôle important dans tous les systèmes vivants (Basile *et al.*, 2013). Tout changement physiologique ou biochimique, qu'il soit négatif ou positif, se fera par altération de l'activité des protéines. (Kriz 1989 ; Xiang *et al.*, 2013). Sous stress salin, une cause importante d'endommagement qui perturbe la synthèse des protéines est la concentration élevée de Na<sup>+</sup>. Cet ion peut dérégler les processus métaboliques en entrant en compétition avec K<sup>+</sup> pour sa fixation sur des enzymes et des protéines importantes. Par ailleurs, K<sup>+</sup> est vital pour la synthèse de certaines protéines (Tester et Davenport, 2003).

### VI.2.3. Proline

La teneur en proline de radis soumis à différentes concentrations de Pb, Cu et Zn diminue inversement proportionnelle avec les doses métalliques. Ces résultats sont en conformité avec plusieurs chercheurs montrant une diminution de la teneur en proline chez *Raphanus sativus* L. stressées par le zinc (Tihana *et al.*, 2008), *Brassica juncea* soumis aux doses élevées de plomb et de cadmium (Jhon *et al.*, 2009), et l'*Atriplex canescens* stressée par le plomb (Babou, 2014). D'après Chen *et al.*, (2004) la teneur en proline diminue aussi dans les racines de Riz sous stress métallique. L'accumulation de proline dans les plantes soumises au stress des métaux lourds a été examinée dans plusieurs espèces *Cicer arietinum* L. (Tantrey et Agnihotri, 2010), *Rosa hybrida* L. (Kumar *et al.*, 2010), *Pinus sylevstris* L (Kandziora-Ciupa *et al.*, 2016).

Globalement, les espèces qui se sont montrées les plus sensibles au stress, réagissent en accumulant plus rapidement de la proline. Par contre, celles qui se sont montrées

tolérantes, présentent une stabilité relative ou une faible accumulation de leur teneur en proline (**Lemziri et al., 2007**). **Brinis et Belkhoudja (2015)** ont justifié les taux réduits de la proline dans les plantes stressées par le niveau de stress qui ne semble pas avoir déclenché la protéolyse nécessaire pour l'obtention de quantité importante de proline, par conséquent il n'y a pas de réponse au point d'envisager un blocage possible de l'activité métabolique de la plante. Ainsi, **Kadri et Midoun (2015)** justifient la diminution de la teneur en proline chez certaines espèces en cas de stress, par leur capacité à assurer un ajustement osmotique en utilisant d'autres osmorégulateurs.

L'induction de proline dans la réponse des plantes aux métaux lourds dépend dans une large mesure de la concentration, de l'organe et du métal (**Emamverdian et al., 2015**). L'accumulation de la proline est plus élevée dans la partie racinaire que la partie aérienne de radis sous l'effet de Pb et Cu. Ces résultats sont identiques à ceux obtenus par (**Tihana et al., 2008, Tomislav et al., 2008**), montrant que la teneur en proline est supérieure dans l'hypocotyle que dans les feuilles de *Raphanus sativus* L. sous stress de plomb. Selon (**Biteur, 2012**), la synthèse de la proline augmente dans les racines plus que les feuilles après dix semaines de stress avec le plomb chez le radis. Concernant l'accumulation de proline dans les différentes parties du radis en présence de Zn, est plus importante dans la partie aérienne que la partie racinaire. Ce résultat est en conformité avec la forte teneur en proline enregistrée au niveau des feuilles de *Vaccinium myrtillus* L. sous l'action de Zn (**Kandziora-Ciupa, et al., 2017**). Ainsi, avec le taux de proline élevé observé dans les feuilles de *Philadelphus coronarius* (**Kafel et al., 2010**), et dans les aiguilles de *Pinus sylvestris* (**Kandziora-Ciupa et al., 2016**) sous l'action de différents métaux lourds.

La teneur en proline du radis enregistrée sous stress salin augmente en fonction de l'augmentation des doses de NaCl. Ces résultats concordent avec plusieurs travaux signalant l'augmentation de la proline sous stress salin chez plusieurs espèces à savoir *Citrus aurantium* (**Atmane et al., 2003**), *Cathanthus roseus* (**Cheruth, 2007**), *Atriplex halimus* (**Boukraâ, 2008**), *Brassica juncea* (**Mittal et al., 2012**), *Portulaca aleraceae* (**Rahdari et al., 2012**), *Trifolium repens* (**Ben Khaled et al., 2003**), et *Phaseolus vulgaris* (**Tahri, 2018**). La forte accumulation de la proline dans les plantes stressées par le sel pourrait être le résultat d'une diminution de son oxydation et/ou d'une réduction de son utilisation dans la synthèse protéique (**Trinchant et al., 2004**). De même une hydrolyse des protéines riches en proline et/ou une synthèse activée de cet acide aminé aboutiraient à son accumulation dans les

cellules (**Ben Khaled et al., 2003**). L'augmentation de la proline est due à la capacité de certaines plantes à accumuler des composés organiques et inorganiques dans le cytoplasme pour réduire le potentiel hydrique et modifier le gradient osmotique, assurant la présence de l'eau dans la plante (**Bhat et al., 2013**). La proline accumulée pourrait jouer un rôle d'osmoticum. Elle pourrait, également, intervenir dans la régulation du pH cytoplasmique ou constituer une réserve d'azote utilisée par la plante postérieurement à la période du stress (**Hassani et al., 2014**).

#### VI.2.4. Sucres solubles

Les sucres solubles du radis diminuent au fur et à mesure que les doses métalliques augmentent, dans les parties aérienne et racinaire sous l'effet de Cu et dans la partie aérienne sous l'effet de Pb. Cette réponse est similaire à celle rapportée par (**Choudhary et al., 2012 a,b**), où la teneur en sucres solubles de *Raphanus sativus* L. a été diminuée d'environ 2,1 fois en réponse à la contrainte de Cu et 2,80 fois sous l'effet d'une contrainte de Cr. D'autres études signalent aussi la réduction des teneurs en sucres solubles chez *Raphanus sativus* L. sous l'effet de Zn (**Vijayarengan, 2012**), et sous l'effet de Co (**Kaliyamoorthy et al., 2007**). Divers études ont rapportés la réduction de la teneur en sucres solubles chez d'autres espèces végétales a savoir : *Phaseolus vulgaris* (**Samarakoon et Rauser, 1979**), *Zea mays* L. (**Shrotri et al., 1979**), *Cyamopsis tetragonoloba* L. Taub (**Manivasagaperumal et al., 2011**), et les feuilles de *Triticum aestivum* sous l'action de Zn (**Kumar et al., 2012**). **Bhardwaj et ses collaborateurs (2009)** ont signalé aussi une diminution des sucres solubles chez *Phaseolus vulgaris* sous l'action de Cd et Pb. Cette diminution est causée par la toxicité de cuivre et de Plomb car ils manifestent principalement à travers la rhizotoxicité (**Woolhouse et Walker 1981 ; Kabata-Pendias et Pendias 1992 ; Marschner 1995**), parce qu'ils empêchent le transport des nutriments à partir des cotylédons, réduit le taux d'acides aminés dans les cotylédons par l'inhibition de la protéolyse, diminue le transport des sucres et des carbohydrates vers les cellules en croissance, et inhibe les amylases et phosphatases (**Chatterjee et al., 2004 ; Sharma et Dubey 2005 ; Mihoub et al., 2005 ; Gopal et Rizvi 2008**). D'autre étude réaliser par **Ialelou et al., (2013)** montre que la diminution des taux de sucres solubles pourrait être due par la capacité des plantes de stocker des sucres simples sous forme de sucres complexes dans des conditions de stress.

Les résultats obtenus montrent que le radis accumule les sucres solubles dans ces deux parties aérienne et racinaire sous l'action de Zn, et dans la partie racinaire sous l'action de Pb.

Ces résultats sont en conformité avec plusieurs recherches montrant une augmentation des sucres solubles chez *Tetradenia riparia* sous l'effet de Zn (**Bibbiani, 2017**), chez *Brassica juncea* traitée par le Cd (**Michel, 2008**), chez *Atriplex halimus* sous l'action de Pb et Cr (**Belarbi, 2018**), chez *Phaseolus vulgaris* (**Aldoobie et Beltagi, 2013**) et chez *Beta vulgaris subsp* (**Naderi et al., 2013**) sous l'action de Pb. Des recherches récentes ont montré que l'augmentation des sucres solubles concorde avec l'augmentation de la tolérance des plantes aux stress abiotiques (**Rosa et al., 2009**).

L'accumulation des sucres solubles dans les différentes parties du radis sous stress métallique de Pb, Cu, et Zn, est plus importante dans la partie aérienne que la partie racinaire. Ce résultat est similaire à ceux obtenus par **Bennabi, (2005)** et **Belarbi, (2018)**, dont la teneur en sucres solubles enregistrée chez les feuilles d'*Atriplex halimus* est supérieure à celle enregistrée chez les tiges et les racines de la plante. Selon l'étude menée par **Tiwari et al., (2013)**, les feuilles de *Raphanus sativus* L. ont augmenté les sucres non réducteurs et réducteurs en excès de Cr. Il existe également des études montrant que certaines concentrations de Zn provoquent une augmentation des sucres solubles dans les feuilles des plantes (**Bibbiani, 2017**). L'accumulation de sucre peut être due à un métabolisme des glucides induit par le métal (**Rauser et Samarkoon, 1980**) Par conséquent, il peut être pratique pour la plante de maintenir un niveau élevé de certains sucres solubles dans les feuilles, réduisant ainsi la synthèse de sucres complexes et ajustant son propre potentiel en eau (**Lemoine et al., 2013**).

Les résultats obtenus révèlent une augmentation de la teneur en sucres solubles lorsque les doses de NaCl augmentent. Ces résultats concordent avec ceux enregistrés chez les feuilles de *Solanum lycopersicum* (**Khavarinejad et Mostofi 1998**), les feuilles de *Bruguiera parviflora* (**Parida et al., 2002**), *Cucurbita pepo* (**Ialelou et al., 2013**), *Trifolium repens* (**Ben Khaled et al., 2003**), *Citrus aurantium* (**Atmane et al., 2003**), *Medicago sativa* (**Kadri et Midoun, 2015**), et certains génotypes du riz (**Alamgir et Ali 1999**), dont une augmentation des sucres solubles est enregistrée en fonction de l'élévation des doses salines. D'après **Ialelou et al., (2013)**, l'augmentation des sucres a été liée à la dégradation de l'amidon, par ailleurs **Subba et al., (2014)**, justifient cette augmentation par la perturbation de l'activité photosynthétique qui pourrait modifier le métabolisme des sucres. Il a été démontré que la salinité augmente les concentrations de sucres solubles, et les métaux lourds généralement conduisent à une diminution de celui-ci (**Rosa et al., 2009**).

### VI.2.5. Antioxydants

Les résultats obtenus dans ce travail révèlent une augmentation de la teneur en polyphénols dans les deux parties aérienne et racinaire du radis sous l'effet de Pb, Cu et Zn, et une augmentation de la teneur en flavonoïdes dans la partie racinaire sous l'effet de Pb et Cu. Ces résultats sont en conformité avec plusieurs travaux enregistrent une augmentation de la teneur en polyphénols chez *Latuca sativa* (Sofa *et al.*, 2018), *Atriplex halimus* (Belarbi, 2018), *Vallisneria natans* (Chao Wang *et al.*, 2011) sous l'action de plomb, chez *Echuim Vulgare* L. sous stress de Pb et Zn (Slowomir Dresher *et al.*, 2017), chez *Ginsing Pnanax* sous l'effet de Cu (Ali *et al.*, 2006), chez *Kandelia obovata* après 7 jours de traitement avec le plomb et le Mg (Zhong zheng *et al.*, 2011), et chez *Vaccinium corymbosum* L. sous l'effet d'Al et Cd (Manquián-cerdaa *et al.*, 2016). Une augmentation de la teneur en polyphénols est marquée aussi chez *Raphanus sativus* stressé par Cu et Pb (Tomislav *et al.*, 2008), *Aeluropus littoralis* sous stress de Pb, Co, Cd, Ag (Rastgoo *et al.*, 2011), et chez *Vicia faba* soumis à différentes concentrations de Hg (Benahmed, 2010). Une augmentation de la teneur en flavonoïdes est enregistrée également chez *Taraxacum officinal* sous stress de Cr, Pb, Cu, Ni, Zn (Bretzel *et al.*, 2014).

La teneur en flavonoïdes du radis diminue dans la partie aérienne et racinaire sous l'effet de Zn, et dans la partie aérienne sous l'effet de Cu et Pb. La diminution des flavonoïdes et l'augmentation des polyphénols dans la partie aérienne de du radis sous l'effet de Pb, Cu et Zn est enregistré aussi dans *Brassica juncea*, une espèce de la même famille de radis sous stress de Cd (Dhriti K. *et al.*, 2014). Ainsi, l'étude menée par Benahmed (2010) à montré une présence importante des flavonoïdes dans l'hypocotylédon que l'épicotylédone de *Vicia faba*, contrairement à la présence importante des polyphénols dans l'épicotylédone de la même plante. Cela pourrait être dû par le niveau de stress déclenché dans les différents organes de la plante ; ce qui montre que l'effet des métaux lourds n'est pas seulement dose-dépendant, mais aussi organo-dépendant. (Waśkiewicz *et al.*, 2013)

Une corrélation entre la teneur en polyohénols et l'activité antioxydante a été observée, puisque les teneurs phénoliques contribuent directement dans l'activité antioxydante (Duh, 1999). L'accumulation de polyphénols est expliquée par la stimulation de la production de polyphénol-oxydase qui est une enzyme clé de la voie métabolique conduisant à la formation des polyphénols (Tuna *et al.*, 2008).

Les flavonoïdes interviennent en tant que molécules antioxydantes qui assurent la fixation des ERO (Lovdal *et al.*, 2010). Ces derniers sont considérés par Morris, 1995 comme des bons chélateurs de métaux lourds. Il a été observé que les gènes responsables de la biosynthèse des flavonoïdes sont également induits par le stress (Winkel-Shirley, 2002 ; Gill et Tuteja, 2010). Les flavonoïdes peuvent agir de différentes façons dans les processus de régulation du stress oxydant par la capture directe des espèces réactives de l'oxygène ; chélation des métaux et l'inhibition de l'activité de certaines enzymes responsable de la production des ERO (Morris, 1995). Dans la cellule végétale, l'accumulation d'un excès de radicaux libres et d'espèces réactives de l'oxygène induite par le stress métallique pourrait être une raison de la production massive des polyphénols et flavonoïdes a fin de maintenir le stress oxydatif déclenché par la présence de ces ERO dans les plantes (Shahid *et al.*, 2014).

Les résultats obtenus montrent que la teneur en polyphénols diminue dans les deux parties aériennes et racinaires du radis, et la teneur en flavonoïdes diminue dans la partie aérienne, et augmente dans la partie racinaire. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Rahim Guealia (2019), ou une réduction de la teneur en polyphénols et une augmentation de la teneur en flavonoïdes sont enregistrées dans la partie racinaire d'*Abelmoschus esculentus* L. d'autres travaux ont signalent aussi la diminution des composés phénoliques chez *Mesembryanthemum edule* L. (Fallah *et al.*, 2012), *Romaine letuce* (Chisari *et al.*, 2010), *Solanum penneli* (Frery *et al.*, 2010) et *Lunara scolymus* L. (Rezazadeh *et al.*, 2012). L'augmentation de la teneur en flavonoïdes est enregistrée aussi chez *Seruvium portolacastrum* (Ines *et al.*, 2016), *Zea maïs* (Lépengué *et al.*, 2012), *Prosopis strombulifera* (Reginato, 2014) et chez *Abelmoschus esculentus* L. (Rahim Guealia, 2019).

La réponse antioxydante des plantes dépend fortement de la dose et de la durée du traitement au sel, ainsi que de la source du stress salin. La plupart des études se sont concentrées sur le stress salin induit par le NaCl chez les plantes (Keutgen et Paweltzik 2008 ; Kim *et al.*, 2008 ; Telesiński *et al.*, 2008 ; Lopez-Berenguer *et al.*, 2009 ; Noreen et Ashraf 2009 ; Petridis *et al.*, 2012). Le stress salin limite la photosynthèse, ce qui entraîne une production excessive d'ERO. Pour s'adapter à ces conditions environnementales nocives, les plantes induisent la synthèse de divers métabolites secondaires, tels que les composés phénoliques (Waśkiewicz *et al.*, 2013) Ainsi, dans certaines études, il n'est pas totalement prouvé que l'accumulation des composés phénoliques pour les plantes stressées résulte effectivement d'une augmentation de la synthèse des métabolites, elle peut être dû à une

augmentation supposée de la concentration qui est un effet de la réduction de la biomasse végétale (Khan *et al.*, 2011).

### VI.2.6. Activité antiradicalaire

L'activité antiradicalaire de DPPH à augmentée dans les deux parties aérienne et racinaire du radis en fonction de l'élévation des doses de plomb, et dans la partie racinaire sous l'effet de Cu. Ces résultats sont en accord avec ceux de (Dhriti *et al.*, 2014) dont l'inhibition de DPPH chez *Brassica juncea* sous l'effet de Cd augmente proportionnellement avec la sévérité de stress. Une forte activité antiradicalaire liée à une augmentation des composés phénoliques enregistrée chez *Sesuvium portulacastrum* (Ines *et al.*, 2016). Ainsi, *Timmiella barbuloïdes* a montré une meilleure tolérance au Ni et au Pb avec une activité antiradicalaire croissante (Serap *et al.*, 2017).

D'autre part, l'inhibition de DPPH à diminuée dans les deux parties aérienne et racinaire du radis sous l'effet de stress salin de NaCl et métallique de Zn, et dans la partie aérienne sous l'effet de Cu. Cette variation d'inhibition est en relation étroite avec la variation des teneurs en polyphénols et flavonoïdes précitée, dont une corrélation positive et significative à été enregistrée entre l'activité antiradicalaire du DPPH et la teneur en polyphénols et flavonoïdes avec  $r = 0.39$  et  $r = 0.48$  respectivement. Nos résultats sont en accord avec plusieurs études, démontrent des corrélations positives entre le niveau de métabolites secondaires et les antioxydantes (Jozef *et al.*, 2009 ; Dudonne *et al.*, 2009). D'autres travaux indiquant que les niveaux de métabolites secondaires (phénoliques et flavonoïdes, saponine) correspondent au potentiel de piégeage des radicaux libres des plantes (Kumar *et al.*, 2008 ; Makkar *et al.*, 2007). Certains travaux ont montré une bonne corrélation entre le pourcentage d'inhibition de DPPH et la teneur en polyphénols et en flavonoïdes, et d'autres études n'ont pas établie cette corrélation (Athamena *et al.*, 2010 ; Mariod *et al.*, 2010). Ce qui peut expliquer que l'effet antioxydant n'est pas seulement dose-dépendant mais également structure-dépendant (Rodriguez-Bernaldo *et al.*, 2010) et organo-dépendant (Falleh *et al.*, 2008).

### VI.2.7. Corrélation entre les osmorégulateurs et les antioxydants

#### VI.2.7.1. Corrélation entre les polyphénols et les osmorégulateurs

Les résultats obtenus révèlent une corrélation entre l'augmentation de la teneur en polyphénols et la diminution de la teneur en proline dans les deux parties aérienne et racinaire de radis sous l'effet de Pb-NaCl. Ces résultats montrent que la diminution de la teneur en

proline indique que la plante est dans un état stressant, par conséquent, elle à accumulée des quantités importantes en polyphénols afin de réagir au stress et réduire ses effets néfastes.

L'augmentation de la teneur en polyphénols est corrélée avec la diminution de la teneur en proline dans la partie racinaire et aérienne de la plante sous l'effet de Cu-NaCl et Zn-NaCl respectivement, cette corrélation confirme les résultats obtenus relatifs à la translocation contrôlée de Cu vers la partie aérienne de la plante et la quantité importante de Zn transférée vers cette partie, cela indique que l'augmentation de la teneur en polyphénols est une réaction de défense face au stress des métaux lourds.

L'augmentation de la teneur en polyphénols dans la partie aérienne est corrélée avec l'augmentation de la teneur en protéines dans la partie aérienne et racinaire de la plante sous l'effet de Cu-NaCl. En outre, L'augmentation de la teneur en protéines dans la partie racinaire est corrélée avec l'augmentation de la teneur en polyphénols dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante sous l'effet de Pb-NaCl, Cette augmentation indique que le niveau de stress induit par l'interaction Cu-NaCl et Pb-NaCl est plus important dans la partie racinaire, dont la plante développe plusieurs mécanismes de défense telle que l'augmentation de la teneur en antioxydants et en osmorégulateurs.

La diminution de la teneur en protéines est corrélée avec l'augmentation de la teneur en polyphénols dans la partie aérienne de la plante sous l'effet de Zn-NaCl, cette corrélation est expliquée par l'effet néfaste de Zn et NaCl sur la partie aérienne de la plante par la formation des ERO qui ont réduit la teneur en protéines en synthétisant des quantités importantes en polyphénols pour faire face à ce stress oxydatif.

#### **VI.2.7.2. Corrélation entre les flavonoïdes et les osmorégulateurs**

Les résultats obtenus révèlent une corrélation entre l'augmentation de la teneur en flavonoïdes et la diminution de la teneur en proline dans la partie racinaire du radis traité par Pb-NaCl et Cu-NaCl. Ces résultats indiquent que le niveau de stress métallique et salin déclenché dans la partie racinaire empêche la synthèse de la proline, et l'augmentation de la teneur en flavonoïdes dans la partie racinaire est sa diminution dans la partie aérienne dépend de la présence de Cu et Pb dans la plante, vu que l'accumulation de Cu et Pb est plus importante dans la partie racinaire, ou les flavonoïdes sont synthétisés massivement pour assuré le piégeage des radicaux libres et chélation des métaux lourds.

La diminution de la teneur en proline est corrélée avec la diminution de la teneur en flavonoïdes dans les parties aérienne et racinaire de la plante traitée par le Zn-NaCl, cette diminution indique que la synthèse de la proline et des flavonoïdes est inhibé, par conséquent les fonctions métaboliques de la plante sont bloquées à cause de la sévérité de stress induit par l'interaction Zn-NaCl sur les deux partie aérienne et racinaire de la plante.

La diminution de la teneur en flavonoïdes est corrélée avec l'augmentation de la teneur en protéines dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante sous l'effet de Cu-NaCl, et dans la partie aérienne sous l'effet de Pb-NaCl. En revanche, la diminution de la teneur en flavonoïdes est corrélée avec la diminution de la teneur en sucres solubles dans la partie aérienne sous l'effet de Pb-NaCl, et avec l'augmentation de la teneur en sucres solubles dans la partie racinaire de la plante sous l'effet de Zn-NaCl. Ces résultats montrent que le radis est moins affecté par l'interaction Pb-NaCl que par l'interaction Cu-NaCl et Zn-NaCl, ou la plante a augmenté la synthèse des protéines et des sucres solubles. La diminution de la teneur en sucres solubles et en flavonoïdes peut être causée par la carence nutritionnelle induite par l'accumulation des métaux lourds dans la partie racinaire, ce qui inhibe le passage des éléments nutritifs, face à cette perturbation la plante synthétise des quantités importantes en protéines pour assurer sa survie, vu que les protéines intervenant dans toutes les fonctions vitales de la plante.

#### **VI.4. Effet de NaCl sur la tolérance de *Raphanus sativus* L. aux Pb, Cu, et Zn**

Relativement à l'effet de l'interaction des métaux lourds Pb, Cu, Zn au NaCl sur les paramètres morphophysiologiques, biochimiques et chimiques de *Raphanus sativus*, les résultats obtenus montrent une amélioration remarquable de ces paramètres, et ce par la stabilité relative de la teneur relative en eau, des chlorophylles. Ainsi, une augmentation de l'élongation, le poids frais et le poids sec des parties aérienne et racinaire. Par ailleurs, une augmentation des osmorégulateurs protéines, proline et sucres solubles au niveau aérien de Radis. Concernant les composés phénoliques et l'activité antioxydante, sont augmentés dans l'interaction de Pb, Cu et Zn au NaCl, par rapport au traitement de métaux lourds et salinité séparément. Il s'avère que la salinité favorise la tolérance de *Raphanus sativus* contre les métaux lourds Pb, Cu et Zn, par l'augmentation de la synthèse des osmorégulateurs et des composés antioxydants et par l'amélioration de la croissance de cette plante. Par conséquence, l'interaction de Pb, Cu et Zn au NaCl a révélé un effet positif de la salinité sur la tolérance de *Raphanus sativus* aux métaux lourds. Ces résultats sont semblables à ceux obtenues par

**Azzouz (2011)**, montrant que la plante de *Vicia faba* accumule les sucres solubles et la proline sous l'effet de l'interaction plomb-NaCl d'une manière excessive comparativement à leurs accumulations sous stress de plomb et NaCl séparément. Ainsi, cette accumulation reste importante dans la partie aérienne que la partie racinaire de *Vicia faba*.

### VI.3. Effet combiné de Pb, Cu, Zn et NaCl sur les paramètres chimiques

#### VI.3.1. Accumulation des métaux lourds

Le radis accumule les métaux lourds Pb, Cu et Zn, dans ses parties aériennes et racinaires en fonction de l'augmentation des doses métalliques, ces métaux sont accumulés d'avantage dans la partie racinaire du radis. Ces résultats sont similaires aux d'autres travaux signalant l'accumulation des métaux lourds dans différentes espèces végétales. Par exemple, une augmentation des teneurs en Zn, Cu, Sn, Cd, As et Pb a été observée chez *Lactuca sativa*, *Petroselinum crispum* et *Lolium perenne* cultivées dans un sol contaminé (**Schreck et al., 2012**). Selon **Shahid et al., (2013)**, les plantes qui poussent près des zones d'extraction et de fusion, ainsi que dans les zones urbaines, présentaient des concentrations accrues de métaux lourds. Une étude menée par **Sofa et al., (2018)** montre une accumulation croissante de Zn au niveau aérien et racinaire de *Lactuca sativa* soumis au stress de Zn. En outre, **Safari aman et al., (2018)**, ont montré que les espèces *Robinia pseudoacacia*, *Cercis siliquastrum*, et *Caesalpinia gilliesii* cultivées dans un sol irrigué par les eaux usés, ont accumulées le Pb et le Zn dans leurs parties aériennes et racinaires. Ainsi, **Belarbi (2018)** a signalé dans une étude réalisée sur *Atriplex canescens* que les niveaux de Pb et de Cr sont augmentés en fonction de la sévérité de stress métallique. D'autres travaux ont signalé l'accumulation accrue de Cu dans les tissus des plantes soumis au stress métallique tel que : *Allium cepa* (**Fei Deng et al., 2016**), *Gazania rigens* et *Pelargonium hortorum* (**Lam et al., 2017**). Ainsi, **Hira et al., (2018)**, ont signalé une augmentation considérable de l'accumulation de Cu dans les racines et les pousses de *Sesamum indicum* et *Cyamopsis tetragonoloba*, variait en fonction des concentrations de Cu dans le sol.

Concernant l'accumulation des métaux lourds dans les parties aériennes et racinaires du radis soumis à des concentrations croissantes de Pb, Cu et Zn en interaction avec le NaCl, les teneurs en Pb, Cu et Zn augmentent au fur et à mesure que les doses métalliques combinés au NaCl augmentent, ces métaux sont accumulés d'avantage dans la partie racinaire plus que l'aérienne du radis. Il est important aussi de noter que les teneurs en Pb, Cu et Zn enregistrés sont plus importantes au niveau aérien et racinaire lorsque ces métaux sont combinés avec le

NaCl par rapport à l'application des métaux seuls. En outre, l'accumulation la plus élevée de Pb, Cu et Zn au niveau aérien et racinaire est enregistré chez l'interaction de ces métaux avec le NaCl. Ces résultats concordent avec des travaux réalisés sur le Cd par plusieurs auteurs tel que : **Basta et al., (2001)** et **Bolan et al., (2003a, b)**, qui ont suggéré que la salinité peut augmenter l'adsorption du cadmium dans le sol, c'est-à-dire réduire sa phyto-disponibilité et sa phytotoxicité. En outre, **Harter et Naidu (1995)** indiquent que le NaCl, en tant que sel très répandu dans la nature, peut améliorer la mobilisation du Cd par la formation de complexes solubles de chlorure. Ainsi, **Lores et Pennock (1998)** ont obtenu une formation des complexes organiques dissous de Cd lorsqu'ils ont utilisé l'eau de mer. D'autre étude réalisée sur *Vicia faba* a révélé une augmentation de la teneur en Pb dans les parties aérienne et racinaire de la plante en fonction de l'augmentation des doses de l'interaction Pb-NaCl (**Azzouz, 2011**).

Les résultats obtenus dans ce travail révèlent que les faibles concentrations de plomb dans la partie aérienne comparativement à la partie racinaire du radis, correspondent à une faible absorption et une faible mobilité de ce métal. En outre, le Cu est accumulé d'avantage dans les racines de cette plante, mais son transport vers les parties aériennes est plus important que le transport de Pb. Le Zn est accumulé massivement dans la partie racinaire de la plante, mais il est le métal le plus transporté vers les parties aériennes de cette plante. Ces résultats relatifs à la translocation des métaux lourds chez le radis sont similaires à ceux obtenus par **Rodríguez-Bocanegra et al., (2018)**, montrent que les métaux lourds Pb, Cu et Zn sont accumulés dans les parties racinaires plus que les parties aériennes de *Lycopersicon esculentum* et de *Brassica juncea*, une espèce de la même famille botanique de *Raphanus sativus*. Ainsi, ces métaux sont transloqués vers les parties aériennes de ces plantes du même ordre que le radis avec :  $Pb < Cu < Zn$ . Dans une autre étude, il a été démontré que le transport des métaux entre les organes végétaux dépend également des variables électrochimiques des éléments. En général, les éléments Ag, B, Li, Mo et Se sont facilement transportables de la racine à la partie aérienne de la plante ; Mn, Ni, Cd et Zn sont modérément mobiles ; et Co, Cu, Cr, Pb, Hg et Fe sont fortement liés aux cellules racinaires (**Kabata-pendias, 2011**)

Selon **Jones et Clement (1972)**, **Khan et Frankland (1983)**, Il est généralement admis que les racines agissent comme une barrière au mouvement du métal lourd toxique à travers le système sol-plante. Et l'absence de symptômes de toxicité sévère chez les plantes cultivées dans des sols contaminés au Pb pourrait être due au transport contrôlé de ce métal

vers la pousse. Plusieurs auteurs confirment l'accumulation de plomb dans les racines de radis tels que (Påhlsson, 1989) qu'il a montré que le Pb s'accumule principalement dans le système racinaire de radis, où il se lie à la surface radiculaire et les parois cellulaires. Kristen *et al.*, (2015) confirment que les niveaux de Pb dans les parties aériennes de radis n'étaient pas très élevés par rapport aux racines. Ainsi, l'accumulation de plomb était plus élevée dans le tissu racinaire des plantes de radis contaminées par le plomb (Jones et Clement, 1972 ; Khan et Frankland, 1983). Une étude menée par (Asadi Kapourchal *et al.*, 2009) montre que le plomb mesuré accumulé dans les racines était de 208 ppm alors qu'il était de 27,25 ppm dans les pousses récoltées, et qu'il n'y avait pas de toxicité pour les radis jusqu'à 1000 ppm de plomb dans le sol.

Les teneurs élevées en Cu dans les tissus végétaux sont sensiblement associées à la concentration croissante de métaux dans le sol. Les valeurs générales des teneurs moyennes en Cu total dans les sols de différents groupes dans le monde entier se situent entre 14 et 109 ppm. (Kabata-pendias, 2011). La capacité d'accumulation du Cu diffère exceptionnellement entre les différentes espèces végétales, en fonction de leurs disponibilités dans le sol et également influencée par les différentes conditions du sol, comme l'ont étudié Muhammad *et al.*, (2015). Le Cu dans les plantes existe dans deux états d'oxydation,  $\text{Cu}^{2+}$  et  $\text{Cu}^+$ , et le cycle redox entre ces états produit des radicaux hydroxyles (Li *et al.*, 2002). Les symptômes visibles de toxicité du Cu comprennent un retard de croissance et une réduction de l'initiation et du développement des racines latérales. Cette diminution est causée par la toxicité de cuivre, car il empêche le transport des nutriments à partir des cotylédons, réduit le taux d'acides aminés dans les cotylédons par l'inhibition de la protéolyse, diminue le transport des sucres et des carbohydrates vers les cellules en croissance, et inhibe les amylases et phosphatases (Mihoub *et al.*, 2005). En outre, la machinerie photosynthétique est fortement inhibée par l'excès de Cu (Yruela, 2005). Le Cu perturbe aussi le métabolisme et la fixation de l'azote chez les plantes *Glycine max* exposées à un excès de Cu (Llorens *et al.*, 2000). Cela signifie que le Cu affecte le système racinaire et aérien de la plante, contrairement au Pb où l'effet de stress est apparu au niveau racinaire.

Le Zn est un micronutriment essentiel dans les plantes, il est impliqué dans plusieurs fonctions physiologiques clés incluant : la structure de la membrane, la photosynthèse, l'activité phytohormone, le métabolisme des lipides et des acides nucléiques, la synthèse des protéines et la formation du sucre et de chlorophylle (Noulas *et al.*, 2018). La plupart des

plantes contiennent entre 30 et 100 mg Zn/kg de matière sèche, avec des teneurs supérieures à 300 mg Zn/kg qui sont généralement considérées comme toxiques. Il est généralement reconnu que le Zn est transporté dans les plantes soit sous forme de  $Zn^{2+}$ , soit lié à des acides organiques. Lorsque le pH du sol est élevé, on présume qu'il est également absorbé sous forme de cation monovalent ( $ZnOH^+$ ) (Noulas *et al.*, 2018). Le zinc s'accumule dans les tissus racinaires et transloqué ensuite par le xylème vers les parties aériennes. La translocation du Zn sur le xylème racinaire se fait par symplast et apoplast, mais des niveaux élevés de Zn ont également été détectés dans le phloème, ce qui indique que le Zn est transloqué à la fois par le xylème et les tissus du phloème (Maschner, 1995). Dans la partie aérienne de la plante, le Zn est partiellement transloqué des vieilles feuilles vers les organes végétaux en développement (Maschner, 1995).

### VI.3.2. Translocation des métaux lourds

L'accumulation de métaux dans la biomasse végétale dépend très probablement des deux facteurs, c'est-à-dire la concentration de métaux et la biomasse, pour des mesures quantitatives précises (Vymazal, 2016). Selon Hira *et al.*, (2018), les espèces végétales appropriées pour la phytoextraction peuvent être identifiées en élucidant le potentiel d'accumulation et les comportements de translocation des métaux lourds dans les plantes. L'efficacité de la phytoextraction pour le radis a été quantifiée en évaluant les valeurs du facteur de translocation (TF). Le facteur de translocation des métaux lourds Pb, Cu et Zn, calculé dans les parties aériennes du radis soumis aux stress métallique et combiné avec le stress salin, est inférieure à 1 dans tous les traitements appliqués sur cette plante. Selon Fitz et Wenzel (2002), les critères appropriés pour les espèces végétales utilisées dans la phytoextraction de sols contaminés par des métaux devraient avoir le facteur de translocation supérieure à 1, sous contrainte de métaux lourds, sont considérés comme de bons phytoextracteurs, tandis que ceux dont le facteur de translocation est inférieur à 1 ne conviennent pas à la phytoextraction (Mendez et Maier, 2008).

Le facteur de translocation n'est pas déterminant pour les plantes à racine pivot, vu que ce type de racine est considéré comme un organe de réserve, et elle accumule des quantités très importantes en métaux lourds par rapport à la partie aérienne de la plante. Les résultats obtenus montrent que le radis accumule 66,70% de la quantité de Pb appliqué dans le sol (500 ppm), 28,21% de la quantité de Cu appliqué dans le sol (400 ppm combinée avec 40 meq/l de NaCl), et 27,67% de la quantité de Zn appliqué dans le sol (200 ppm combinée avec

40 meq/l de NaCl), ces résultats indiquent que le facteur de translocation des métaux lourds chez le radis n'empêche pas son utilisation dans la phytoextraction des métaux lourds. Selon **Wong, (2003)**, la phytoextraction ne semble prometteuse que pour le nettoyage des sols légèrement à modérément pollués, et la phytostabilisation est plus appropriée pour la restauration des sites miniers habituellement caractérisés par des concentrations de métaux lourds plus élevées. Elle présente des caractéristiques avantageuses par rapport à la phytoextraction étant donné qu'il n'est pas nécessaire d'éliminer le matériel végétal chargé de métal (**Susarla et al., 2002**).

### **VI.3.3. Pouvoir phytoremédiateur**

D'après les résultats obtenus, le radis semble d'être une espèce prometteuse pour la phytoremédiation, et ce par son utilisation dans la décontamination des sols pollués par les métaux lourds, par la phytostabilisation ; un processus de réduction de la mobilité des métaux lourds dans l'environnement par sorption et accumulation dans les tissus racinaires, précipitation dans la zone racinaire ou réduction de la valence des métaux dans la rhizosphère, ce qui les rend inoffensifs et empêche leur entrée dans la chaîne alimentaire et les eaux souterraines (**Wuana et Okieimen, 2011**).

Le radis est une plante prometteuse aussi pour être utilisé dans la décontamination des sols par la rhizodégradation, vu qu'elle a accumulée des teneurs importantes en protéines, en proline, en sucres, en polyphénols et en flavonoïdes dans ces parties racinaires sous stress métallique et combiné avec le NaCl. Par ailleurs, la rhizodégradation fait référence à la réduction/conversion des ions de métaux lourds dans la rhizosphère par des microorganismes rhizosphériques (**Tangahu et al., 2011 ; Ullah et al., 2015**). La réduction importante des métaux dans la région rhizosphérique pourrait être attribuable à l'augmentation des activités métaboliques dans la région rhizosphérique. Dans la rhizosphère, les plantes peuvent augmenter l'activité microbienne environ 10 à 100 fois par la production d'exsudats de racines contenant du sucre, des acides aminés, flavonoïdes, etc. Ces exsudats racinaires d'origine végétale fournissent des sources de carbone et d'azote aux microorganismes rhizosphériques et créent un environnement riche en nutriments, ce qui entraîne une activité microbienne accrue. Les microorganismes rhizosphériques ont la capacité de produire divers agents chélateurs tels que l'acide gluconique, l'acide oxalique et l'acide citrique, qui jouent un rôle clé dans la mobilisation et la transformation des métaux lourds (**Gadd, 2010 ; Rajkumar et al., 2012**).

*Conclusion*  
*générale*

## **Conclusion générale**

Les résultats obtenus montrent que :

❖ La salinité provoque une réduction de tous les paramètres relatifs à la croissance de la plante, et provoque une augmentation des osmorégulateurs et indicateurs de stress dans les deux parties aérienne et racinaire de radis, néanmoins la survie de cette espèce jusqu'à la récolte indique que sa sensibilité au NaCl est modérée.

❖ Le radis n'est pas affecté fortement par les métaux lourds au point que le stress provoque des modifications remarquables au niveau des paramètres étudiés de la plante, cette espèce présente un ordre de sensibilité vis-à-vis les métaux lourds :  $Pb < Zn < Cu$ .

❖ L'interaction salinité-métaux lourds montre que la salinité favorise la tolérance de radis contre les métaux lourds Pb, Cu et Zn, par l'augmentation de la synthèse des osmorégulateurs et des composés antioxydants de cette plante. Il s'avère que le radis est affecté par les stress abiotiques appliqués avec l'ordre : interaction métaux lourds-salinité  $<$  métaux lourds  $<$  salinité.

❖ L'accumulation des métaux lourds dans les parties aériennes et racinaires du radis soumis à des concentrations croissantes de Pb, Cu et Zn en présence et en absence de NaCl, augmente au fur et à mesure que les doses métalliques et salines augmentent, ces métaux sont accumulés d'avantage dans la partie racinaire du radis avec l'ordre  $Zn < Cu < Pb$ .

❖ Il est important aussi de noter que les teneurs en Pb, Cu et Zn enregistrées sont plus importantes au niveau des parties aérienne et racinaire lorsque ces métaux sont combinés avec le NaCl par rapport à l'application des métaux. En outre, la plus haute accumulation de Pb, Cu et Zn au niveau des parties aérienne et racinaire est enregistré chez l'interaction de ces métaux avec le NaCl.

❖ Le facteur de translocation des métaux lourds Pb, Cu et Zn, calculé dans le radis soumis aux stress métallique et combiné avec le stress salin, est inférieure à 1 dans tous les traitements appliqués sur cette plante avec l'ordre  $Pb < Cu < Zn$ . Ce résultat ne signifie pas que le radis n'est pas recommandé pour la phytoextraction des métaux lourds, vu que le type de la

partie racinaire du radis est considéré comme un organe de réserve, et il accumule des quantités très importantes en métaux lourds par rapport à la partie aérienne de la plante.

❖ L'aboutissement de ce travail de recherche, permet de conclure que *Raphanus sativus* L. est une espèce tolérante au stress métallique et modérément sensible au stress salin, cette espèce semble être prometteuse pour la phytoremédiation, et ce par la phytostabilisation et la phytoextraction. Elle est prometteuse aussi d'être utilisée dans la décontamination des sols par la rhizodégradation, à cause de l'accumulation importante de Sucres, Proline et Flavonoïdes dans la partie racinaire de la plante, ce qui augmente l'activité microbienne dans ce niveau. D'après ses caractéristiques le radis est considéré comme un bon model pour la phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds.

Les résultats obtenus relatifs aux réponses morpho-physiologiques, biochimiques et chimiques du radis contre le stress abiotique de métaux lourds (Pb, Cu et Zn), de salinité (NaCl), et de l'interaction de chaque métal avec le NaCl sont regroupés et illustrés dans le tableau récapitulatif suivant (Tab.55) :

**Tableau 55 :** Principaux résultats de l'effet combiné de salinité et métaux lourds sur les paramètres chimiques biochimiques et morpho-physiologiques de *Raphanus sativus* L.

	Paramètre	NaCl	Pb	Pb-Sel	Cu	Cu-Sel	Zn	Zn-Sel
<b>Paramètres Morpho-physiologiques</b>	HPA							
	LPR							
	PFA							
	PFR							
	PSA							
	PSR							
	TRE							
<b>Paramètres Biochimiques</b>	CHLR A							
	CHLR B							
	CHLR T							
	PROT A							
	PROT R							
	PROL A							
	PROL R							
	SUCRE A							
	SUCRE R							
	POLPH A							
	POLPH R							
	FLAV A							
	FLAV R							
	DPPH A							
	DPPH R							
<b>Paramètres Chimiques</b>	ACCUM	/						
	FT	/						
Ordre de sensibilité aux métaux lourds			Pb < Zn < Cu					
Ordre de sensibilité aux stress abiotiques			métaux lourds-salinité < métaux lourds < salinité.					
Ordre d'accumulation des métaux lourds			Zn < Cu < Pb.					
Ordre de translocation des métaux lourds			Pb < Cu < Zn					

## **Recommandations et perspectives**

❖ Le radis est recommandé d'être utilisé pour la décontamination des sols agricoles salins riches en métaux lourds et les sols agricoles irrigués par l'eau saline, vu que la salinité modérée peut améliorer assez efficacement la tolérance de cette plante au Pb, Cu et Zn, et l'accumulation de ces métaux dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante, ce qui devrait être pris en compte lors du développement de technologies innovantes de phytoremédiation, par conséquent, on peut considérer le radis comme plante accumulatrice de plomb, cuivre et zinc.

❖ Parmi les avantages de l'utilisation de *Raphanus sativus* L. dans la décontamination des sols est la possibilité d'être ensemencé jusqu'à cinq fois par année dans le même sol et que son rendement peut atteindre 20 t / ha. Ainsi, le radis est connu avec sa croissance rapide, sa tolérance aux contraintes, sa production importante, et son cycle végétatif rapide.

Pour la continuité de ce travail, nous pouvant proposer quelques perspectives afin d'apporter de nouvelles informations sur le comportement des plantes vis-à-vis les différentes contraintes environnementales, pour cela il est nécessaire :

- ❖ D'augmenter les doses de Pb, Cu et Zn, et de NaCl pour déterminer le seuil de tolérance de *Raphanus sativus* L.
- ❖ D'étudier l'effet combiné des métaux sur *Raphanus sativus* L., vu que les sols agricoles contiennent plusieurs métaux à la fois.
- ❖ De réaliser des études microbiologiques afin de déterminer la capacité de *Raphanus sativus* L. à décontaminé le sol au niveau racinaire à l'aide de l'implication des microorganismes rhizosphériques qui ont la capacité de produire divers agents chélateurs tels que l'acide gluconique, l'acide oxalique et l'acide citrique, qui jouent un rôle clé dans la mobilisation et la transformation des métaux lourds.
- ❖ De déterminer le pouvoir phytoremédiateur de *Raphanus sativus* L. aux autres métaux lourds les plus toxiques pour les êtres vivants tel que : le Cd, le Cr, le Ni, et l'U.

- ❖ De réaliser des études biochimiques pour mieux comprendre le mécanisme de complication des cations métalliques avec Cl<sup>-</sup> et pour déterminer le rôle de ce dernier dans la translocation des métaux lourds vers les pousses de *Raphanus sativus* L.
  
- ❖ Il est très important aussi d'utiliser le pouvoir génétique pour améliorer les capacités des plantes à tolérer les contraintes environnementaux, et ce par l'étude de plusieurs espèces de la même famille que *Raphanus sativus* L. tel que, *Brassica juncea* et *Brassica oleracea* ; des espèces connus par leurs pouvoir phytoremédiateur et leurs tolérances au stress abiotiques, et ce par l'hybridation entre ces espèces, et l'intégration des gènes responsable à la tolérance d'une espèce dans l'autre.

*Références*

*Bibliographiques*

## Références Bibliographiques

- **Abdelly, (2007)**. Bioremédiation / Phytoremédiation institut supérieur de l'éducation et de la formation continue. Université de Tunis.
- **Abdullateef, B., Kolo, BG., Waziri, I., Idris, MA. (2014)**. Levels of heavy metals in soil as indicator of Environ Pollut in Maiduguri, Borno State, Nigeria. *Bull Env Pharmacol Life Sci* **3(11)**, 133–136
- **Ablain, F. (2002)**. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issues de boue de station d'épuration dans un sol agricole. Thèse Doctorat, Univ. Renne, 148 p.
- **ADEME. (2011)**. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, [en ligne] <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=1&cid=96&m=3&catid=16482>, consulté le 18/05/11.
- **Ahmad, P., Nabi, G., Jeleel, CA., Umar, S. (2011)**. Free radical production, oxidative damage and antioxidant defense mechanisms in plants under abiotic stress. In: Ahmad P, Umar S (eds) *Oxidative stress: role of antioxidants in plants*. Studium Press, New Delhi, pp 19–53
- **Ahmad, P., Prasad, MNV. (2012a)**. Environmental adaptations and stress tolerance in plants in the era of climate change. *Springer Science + Business Media*, New York.
- **Ahmad, P., Prasad, MNV. (2012b)**. Abiotic stress responses in plants: metabolism, productivity and sustainability. *Springer Science + Business Media*, New York.
- **Ahmad, P., Sharma, S. (2008)**. Salt stress and phyto-biochemical responses of plants. *Plant Soil Environ* **54(3)**, 89–99.
- **Ahmad, P., Jaleel, CA., Sharma, S. (2010a)**. Antioxidative defence system, lipid peroxidation, proline metabolizing enzymes and Biochemical activity in two genotypes of *Morus alba* L. subjected to NaCl stress. *Russ J Plant Physiol* **57(4)**, 509–517
- **Ahmad, P., Umar, S., Sharma, S. (2010b)**. Mechanism of free radical scavenging and role of phytohormones during abiotic stress in plants. In: Ashraf M, Ozturk M, Ahmad MSA (eds) *Plant adaptation and phytoremediation*. Springer, Dordrecht/Heidelberg/London/New York, pp 99–108
- **Ahmad, P., Kumar, A., Gupta, A., Hu, X., Hakeem, KR., Azooz, MM., Sharma, S. (2012)**. Polyamines: Role in Plants Under Abiotic Stress. In: Ashraf M, Ozturk M, Ahmad MSA, Aksoy A (eds) *Crop production for agricultural improvement*. Springer, Dordrecht/Heidelberg/London/ New York, 490–512.
- **Akhtar, N., Ahmad, KS., Hameed, M., Nawaz, F., Hamid, A., Segovia-Salcedo, C., Shahnaz, MM. (2017)**. Leaf anatomical and biochemical adaptations in *Typha domingensis* pers. ecotypes for salinity tolerance. *Bot Sci* **95(4)** DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.886>
- **Akinci, IE., Akinci, S. (2010)**. Effect of chromium toxicity on germination and early seedling growth in melon (*Cucumis melo* L.). *Afr J Biotechnol* **9**, 4589-4594.
- **Alamgir, ANM., Ali, MY. (1999)**. Effect of salinity on leaf pigments, sugar and protein concentrations and chloroplast ATPase activity of rice (*Oryza sativa* L.). *Bang J Bot* **28**, 145–149
- **Aldoobie, NF., Beltagi, MS. (2013)**. Physiological, biochemical and molecular responses of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to heavy metals stress. *Afr J Biotechnol* **12**, 4614-4622
- **Ali, H., Khan, E., Sajad, MA. (2013)**. Phytoremediation of heavy metals- concepts and applications. *Chemosphere* **91**, 869-881
- **Ali, MB., Singh, N., Shohael, AM., Hahn, EJ., Paek, KY. (2006)**. Phenolics metabolism and lignin synthesis in root suspension cultures of *Panax ginseng* in response to copper stress. *J Plant Sci* **171**, 147-154
- **Alloway, BJ. (1995)**. Soil processes and the behaviour of metals. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, 2nd edition. Blackie Academic and Professional, London, 11–37.
- **Alloway, BJ., Steinnes, E. (1999)**. Anthropogenic additions of cadmium to soils. In : McLaughlin, M.J. and Singh, B.R., Eds. *Cadmium in soils and plants*, *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands*, 97-123.

- **Altaf, HL., Zengqiang, Z., Zhanyu, G., Amanullah, M., Ronghua, L., Mukesh, KA., Tanveer, AS., Farhana, K., Ping, W., Feng, S., Junchao, Z., Hui, H. (2017).** Potential use of lime combined with additives on (im) mobilization and phytoavailability of heavy metals from Pb/Zn smelter contaminated soils. *Ecotoxicol Environ Saf* **145**, 313–323
- **Ammar, RB., Bhourri, W., Sghaier, MB., Boubaker, J., Skandrani, I., Neffati, A., Bouhleb, I., Kilani, S., Mariotte, AM., Chekir-Ghedira, L., Dijoux-Franca, MGD., Ghedira, K. (2009).** Antioxidant and free radical-scavenging properties of three flavonoids isolated from the leaves of *Rhamnus alaternus* L. (Rhamnaceae): A structure-activity relationship study. *Food Chem.* **116**, 258-264.
- **Anjum, NA., Hasanuzzaman, M., Hossain, MA., Thangavel, P., Roychoudhury, A., Gill, SS., Rodrigo, MA., Adam, V., Fujita, M., Kizek, R., Duarte, AC., Pereira E, Ahma, I. (2015).** Jaks of metal/metalloid chelation trade in plants-an overview. *Front Plant Sci* **2**, 6-192
- **Antoniadis, V., Shaheen, SM., Boersch, J., Frohne, T., Du Laing, G., Rinklebe, J. (2017a).** Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining a rein Germany. *J Environ Manag* **186**, 192–200.
- **Antoniadis, V., Golia, EE., Shaheen, SM., Rinklebe, J. (2017b).** Bioavailability and health risk assessment of potentially toxic elements in Thriassio Plain, near Athens, Greece. *Environ Geochem Health* **39**, 319–330.
- **Antonovics, J., Bradshaw, AD., Turner, RG. (1971).** Heavy metal tolerance in plants. *Advances In : Ecol Res* **7**, 1-85
- **Anuradha, S., Rao, SSR.. (2007).** The effect of brassinosteroids on Radish (*Raphanus sativus* L.) seedlings growing under cadmium stress. *Plant Soil Environ* **53**, 465-472.
- **Aoumeur, H. (2012).** L’effet stressant du plomb sur la croissance du radis (*Raphanus sativus* L.) réponses physiologiques, biochimiques et efficacité potentielle de phytoremédiation. Mémoire de magistère université oran algérie.
- **Apel, K., Hirt, H. (2004).** Reactive oxygen species: Metabolism, Oxidative Stress, and Signal Transduction. *Annu Rev Plant Biol* **55**, 373-99.
- **Aravind, P., Narasimha, M., Prasad, V. (2005).** Modulation of Cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* by zinc involves ascorbate-glutathione cycle and glutathione metabolism. *Plant Physio Biochem* **43**, 107-1116
- **Asadi Kapourchal, SO., Asadi Kapourchal, SA., Pazira, E., Homae, M. (2009).** Assessing radish (*Raphanus sativus* L.) potential for phytoremediation of lead-polluted soils resulting from air pollution. *Plant Soil Environ* **55(5)**, 202-206
- **Asati, A., Pichhode, M., Nikhil, K. (2016).** Effect of heavy metals on plants: an overview. *Int J Appl Innov Eng Manag* **5(3)**, 56–66
- **Ashraf, M., Foolad, MR. (2007).** Roles of Glycine betaine and proline in improving plant abiotic stress resistance. *Environ Exp Bot* **59**, 206-2016.
- **Athamena, S., Chalghem, I., Kassah-Laouar, A., Laroui, S., & Khebri, S. (2010).** Activite anti-oxydante et antimicrobienne d’extraits de *Cuminum cyminum* L. *Lebanese Sci J*, **11 (1)**, 69 – 81.
- **Atienza, S., Faccioli, P., Perrota, G., Dalfino, G., Zschiesche, W., Humbek, k., Stanca, AM., Cattivelli, L. (2004).** Influence du dessèchement du sol sur le fonctionnement hydrique et la croissance du Douglas. *Acta oecol., Oecol plant* **19(3)**, 241-253.
- **Atmane, R., Houda, E., Abdellatif, R. (2003).** Comportement vis-à-vis de la salinité de calcs de porte-greffes d’agrumes *Citrus aurantium*, *Citrange troyer* et *Poncirus trifoliata*: évaluation de critères certifiant la réponse des agrumes au stress salin. *Agronomie, EDP Sciences*, **23 (7)**, pp.643-649.
- **Austruy, A. (2012).** Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance a l’arsenic chez les plantes

supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle. Thèse de l'université Blaise Pascal, Clermont Ferrand, 328 p.

- **Ayotamuno, JM., Kogbara, RB., Egwuenum, PN. (2006).** Comparison of corn and elephant grass in the phytoremediation of a petroleum-hydrocarboncontaminated agricultural soil in Port Harcourt, Nigeria. *J Food Agric Environ* **4**, 218-222.
- **Aziz, H., Sabir, M., Ahmed, HR., Aziz, T., Zia-ur-rehman, M., Hakeem, KR., Ozturk, M. (2015).** Alleviating effect of calcium on nickel toxicity in rice. *Clean Soil Air Water*.
- **Azouz, F. (2011).** Effect of lead-salinity interaction on the physiological and biochemical responses of a halophyte (*Atriplex halimus* L) and a glycophyte (*Vicia faba* L.). Memory of Magister, Oran University, Algeria, pp:62-68
- **Babou, FZ. (2014).** Lead action on *Atriplex halimus* and *Atriplex canescens* (Push) Nutt resistance markers. Memory of Magister, Oran University, Algeria
- **Bahorun, T., Gressier, B., Trotin, F., Brunet, C., Dine, T., Luyckx, M., Vasseur, J., Cazin, M., Cazin, JC., Pinkas, M. (1996).** Oxygen species scavenging activity of phenolic extracts from hawthorn fresh plant organs and pharmaceutical preparations. *Arznei Forschung* **46**, 1086-1089.
- **Baker, AJM. (1981).** Accumulators and excluders- strategies in the response of plants to heavy metals. *J Plant Nutr* **3**, 643-654.
- **Baldantoni, D., Cicutelli, A., Bellino, A., Castiglione, S. (2014).** Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. *J Environ Manag* **146**, 94–99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.045>.
- **Barcelo, J., Pochenrieder, CH., Andreu, I. (1986).** Cadmium-induced decrease of water stress resistance in bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Contender). I. Effects of Cd on water potential, relative water content and cell wall elasticity. *J Plant Physiol* **125**, 1725.
- **Barrs, HD., Weatherley, PE. (1962).** A re-examination of the relative turgidity technique for estimating water deficits in leaves. *Aust J Biol Sci* **15(3)**, 413-428.
- **Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France. (2011).** Nomenclature, taxonomie, synonymie, correspondances. Contribution : membres du réseau Tela Botanica. BDNFF v4.02.
- **Basile, A., Sorbo, S., Conte, B., Cardi, M., Esposito, S. (2013).** Ultrastructural changes and heat shock proteins 70 induced by atmospheric pollution are similar to the effects observed under in vitro heavy metals stress in *Conocephalum conicum* (Marchantiales–Bryophyta). *Environ Pollut* **182**, 209–216.
- **Basta, NT., Gradwohl, R., Snethen, KL., Schroder, JL. (2001).** Chemical immobilization of lead, zinc and cadmium in smelter-contaminated soils using bio solids and rock phosphate. *J Environ Qual* **30**, 1222–1230
- **Belarbi, A. (2018).** Physiological and phytochemical study of tolerance to heavy metals Pb, Cr (III) and Cr (II) by *Atriplex halimus* L. PhD thesis, Mostaganem University, Algeria
- **Belfakih, M., Ibriz, M., Zouahri, A. (2013).** Effet de la salinité sur les paramètres morphophysiologiques de deux variétés de bananier (*Musa acuminata* L). *J Appl Biosci* **70**, 5652–5662.
- **Ben Khaled, L., Gómez, A., Honrubia, M., Oihabi, A. (2003).** Effet du stress salin en milieu hydroponique sur le trèfle inoculé par le Rhizobium. *Agronomie, EDP Sciences*, **23 (7)**, 553-560.
- **Benavides, MP., Gallego, SM., Tomaro, ML. (2005).** Cadmium toxicity in plants. *Braz J Plant Physiol* **17**, 21-34. <https://doi.org/10.1590/s1677-04202005000100003>
- **Benhamed, F. (2010).** Oxidative stress in *Vicia faba* L. seedlings subjected to various abiotic stresses (saline stress, hydric stress and heavy metal stress). Memory of Magister, Oran University, Algeria
- **Bennabi, F. (2005).** Métabolisme glucidique et azote chez une halophyte (*Atriplex halimus* L.) stressée a la salinité. Mémoire de magistère en physiologie végétale, Université Es-Senia, Oran, P 136.

- **Benzarti, S., Mohri, S., Ono, Y. (2008).** Plant response to heavy metal toxicity: comparative study between the hyperaccumulator *Thalaspica erulescens* (ecotype ganges) and non-accumulator plants: lettuce, radish, and alfalfa. *Environ Toxicol* **23**, 607-616
- **Bhardwaj, P., Ashish, K.C., Prasad, P. (2009).** Effect of enhanced lead and cadmium in soil on physiological and biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris*. *Nature Science*, **8**: 63–75.
- **Bhatt ID, Rawat S, Rawal RS. (2013).** Antioxidants in medicinal plants. In: Chandra S, Lata H, Verma A, editors. *Biotechnology for Medicinal Plants*. Berlin: Springer; 2013. pp. 296–326.
- **Bhattacharya, RC., Maheswari, M., Dineshkumar, V., Kirti, PB., Bhat, SR., Chopra, VL. (2004).** Transformation of *Brassica oleracea* Var.Capitata with bacterial beta gene enhances tolerance to salt stress. *Scientia Horticulturae*. **100**, 215-227
- **Bibbiani, S. (2017).** Zn stress in *Tetradenia riparia*. Analysis of physiological responses, interaction with water stress and VOCs emission. These du doctorat L'université de Florence, Italie
- **Biteur N. (2012).** Essais d'utilisation du Radis (*Raphanus sativus* L.) dans la phytoremédiation (biodépollution) au niveau du sol contaminé par les métaux lourds (Plomb) : Etude du stress oxydatif et quelques paramètres enzymatiques. Thèse de Doctorat, Université d'Oran, Algérie
- **Blažević, I., Mastelić, J. (2009).** Glucosinolate degradation products and other bound and free volatiles in the leaves and roots of radish (*Raphanus sativus* L.). *Food Chem* **113(1)**, 96–102
- **Bolan N.S., Adriano D.C., Mani P.A. Duraisamy A., (2003b)** Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition. *Plant and Soil* **251**: 187-198.
- **Bolan, NS., Adriano, DC., Duraisamy, A., Mani, PA., Arulmozhiselvan, K. (2003a).** Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. Effect of phosphate addition. *Plant and Soil* **250**, 83-94.
- **Boukraâ, D. (2008).** Interaction acide sulfosalicylique et salinité sur la réponse de la proline et des variations minérales chez des plantes juvéniles d'*Atriplex halimus*. Mémoire de magister, université oran, algérie.
- **Bradford, M. (1976).** A rapid and sensitive method for the quantitation of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem* **72**, 248-254.
- **Breckle, SW., Kahle, H. (1992).** Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Vegetatio* **101**, 43–53.
- **Bretzel., Francesca Benvenuti., Stefano Pistelli., Laura. (2014).** Metal contamination in urban street sediment in Pisa (Italy) can affect the production of antioxidant metabolites in *Taraxacum officinale* Weber. *Environ Sci Pollut Res* **21(3)**, 2325–2333. <http://doi:10.1007/s11356-013-2147-2>
- **Brinis, A., Belkhdja, M. (2015).** Salinity effect on physiological and biochemical parameters of *Atriplex halimus* L. *Science and Technology, Synthèse*, **31**, 42 -51
- **Broadley, MR., White, PJ., Hammond, JP., Zelko, I., Lux, A. (2007).** Zinc in plants. *New Phytol* **173**, 677–702.
- **Brown, PD., Morra, MJ. (1996).** Hydrolysis products of glucosinolates in *Brassica napus* tissues as inhibitors of seed germination. *Plant and soil* **181**, 307-316.
- **Brown, JE., Khodr, H., Hider, RC., Rice-Evans, CA. (1998).** Structural dependence of flavonoid interactions with Cu<sup>2+</sup> ions: implications for their antioxidant properties. *Biochem J*, **330**, 1173-1178.
- **Brunet, J., Repellin, A., Varrault, G., Terryn, N., Zuily-Fodil, Y. (2008).** Lead accumulation in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus* L.): a novel plant for phytoremediation systems? *Comptes Rendus Biologies*. **331**, 859-864.
- **Cargnelutti, D., Tabaldi, LA., Spanevello, RM., Jucoski, GO., Battisti, V., Redin, M., Linares, CEB., Dressler, VL., Flores, EMM., Nicoloso, FT., Morsh, VM., Schetinger, MRC. (2006).** Mercury toxicity induces oxidative stress in growing cucumber seedlings. *Chemosphere* **65**, 999-1006.

- **Cecchi, M. (2008).** Devenir du plomb dans le système sol-plante : Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate) École doctorale DE TOULOUSE: Sciences Ecologiques Vétérinaires Agronomiques et Bioingénieries
- **Cele, EN., Maboeta, M. (2016).** A greenhouse trial to investigate the ameliorative properties of biosolids and plants on physicochemical conditions of iron ore tailings: implications for an iron ore mine site remediation. *J Environ Manag* **165**, 167–174.
- **Cerezo, M., Garcia-Agustin, P., Serna, MD., Primo-Millo, E. (1997).** Kinetics of nitrate uptake by Citrus seedlings and inhibitory effects of salinity. *Plant Science* **126(1)**, 105-112.
- **Chang, HB., Lin, CW., Huang, HJ. (2005).** Zinc-induced cell death in rice (*Oryza sativa* L.) roots. *Plant Growth Regul* **46**, 261–266.
- **Chao Wang., Jie Lu., Songhe Zhang., Pei Fang., Wang, JH., Jin Qian. (2011).** Effects of Pb stress on nutrient uptake and secondary metabolism in submerged macrophyte *Vallisneria natans*. *Ecotox Environ Safe* **74(5)**, 1297-1303
- **Chartzoulakis, K. and Klapaki, G., (2000).** Response of two greenhouse pepper hybrids to NaCl salinity during different growth stages. *Scientia Horticulturae*, **86(3)**: p. 247-260.
- **Chatterjee, J., Chatterjee, C. (2000).** Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower. *Environ. Pollut.* **109**, 69-74.
- **Chatterjee, C., Dube, BK., Sinha, P., Srivastava, P. (2004).** Detrimental effects of lead phytotoxicity on growth, yield, and metabolism of rice. *Commun Soil Sci Plant Anal* **35**: 255–265.
- **Chatterjee, S., Anindita, M., Sibnarayan, D., Vijay, V. (2013).** Phytoremediation Protocols: An Overview D.K. Gupta (ed.), Plant-Based Remediation Processes, ISBN 978-3-642-35564-6 (eBook)
- **Cheikh M'hamed, H., Hamed, R., Abdellaoui, K., Kadri, M., Ben Naceur, S., Bel Hadj. (2008).** Évaluation de la tolérance au stress salin de quelque accession d'orge (*Hordeum vulgare* L.) Cultivées en Tunisi: Sciences & Technologie; n°28, pp. 30 -37.
- **Chen, CT., Chen, TH., Lo, KF., Chiu, CY. (2004).** Effects of proline on copper transport in rice seedlings under excess copper stress. *Plant Science* **166**, 103–111.
- **Chen, L., Long, X.H., Zhang, Z.H., Zheng, X.T., Rengel, Z., Liu, Z.P. (2011).** Cadmium Accumulation and Translocation in Two Jerusalem Artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) Cultivars. *Pedosphere* **21**, 573–580.
- **Cherfi, A., Abdoun, S., Gaci, O. (2014).** Food survey: levels and potential health risks of chromium, lead, zinc and copper content in fruits and vegetables consumed in Algeria. *Food Chem Toxicol* **70**, 48–53.
- **Chérifi, K., Anagri, A., Boufous, E. El Mousadik A. (2017).** Effet du Chlorure de sodium (NaCl) sur la croissance de six espèces d'*Acacia*. *Am J Innov Res Appl Sci* **4(4)**: 105-113
- **Cheruth, A., Manivannan, P., Sankar, B., Kishorekumar, A., Gopi, R., Somasundaram, R., Panneerselvam, R. (2007).** Induction of drought stress tolerance by ketoconazole in *Catharanthus roseus* is mediated by enhanced antioxidant potentials and secondary in metabolite accumulation. *Colloids Surf B: Biointerfaces* **60(2)**, 201-6
- **Chinnusamy, V., Zhu, J., Zhu, JK. (2006).** Gene regulation during cold acclimation in plants. *Physiol Plantarum* **126 (1)**, 52-61.
- **Chisari, M., Todaro, A., Barbagallo, RN., Spagna, G. (2010).** Salinity effects on enzymatic browning and antioxidant capacity of fresh-cut baby Romaine lettuce (*Lactuca sativa* L. Cv. Duende). *Food Chem* **119**, 1502–1506
- **Chon, HT., Ahn, JS., Jung, MC. (1998).** Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environ. Geochem Health* **20**, 77-86.
- **Choudhary, SP., Kanwar, M., Bhardwaj, R., Yu, JQ., Tran, LSP. (2012b).** Chromium Stress Mitigation

- by Polyamine-Brassinosteroid Application Involves Phytohormonal and Physiological Strategies in *Raphanus sativus* L. *PLoS*, **7(3)**: e33210.
- **Choudhary, SP., Volkan, OH., Bhardwaj, R., Yu, JQ., Tran, LSP. (2012a)**. Interaction of brassinosteroids and polyamines enhances copper stress tolerance in *Raphanus sativus* L. *J Exp Bot* **63(15)**: 5659-5675  
Published by: Oxford University Press
  - **Clark, JM., Mac-Caig, TN. (1982)**. Evaluation of techniques for Screening for Drought resistance in Wheat. *Crop sci* **22(3)**, 503-506
  - **Cornic, G. (2000)**. Drought stress inhibits photosynthesis by decreasing stomatal aperture - not by affecting ATP synthesis. *Trends Plant Sci* **5**, 187–188. doi:10.1016/S1360-1385(00)01625-3
  - **Cramer, GR. (2002)**. Response of abscisic acid mutants of *Arabidopsis* to salinity. *Funct Plant Biol* **29**, 561–67
  - **Cronquist, A. (1968)**. The evolution and classification of flowering plants. London: Nelson.
  - **Cruz de Carvalho, MH., d'Arcy-Lameta, A., Roy-Macauley, H., Gareil, M., El Maarouf, H., Pham-Thi, A., Zuily-Fodil, Y. (2001)**. Aspartic protease in leaves of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) and cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp): enzymatic activity, gene expression and relation to drought susceptibility. *FEBS Letters* **492**, 242-246
  - **CTA. (2010)**, « BRF », in Centre des technologies agronomiques, [en ligne] [http://www.cta-stree.be/index.php?option=com\\_content&view=article&id=2&Itemid=6](http://www.cta-stree.be/index.php?option=com_content&view=article&id=2&Itemid=6)
  - **Cunningham, SD., LEE, CR. (1994)**. Phytoremediation: plant-based remediation of contaminated soil and sediments, *Soil Sci Soc of Amer*
  - **Curtis, IS. (2003)**. The noble radish: past, present and future. *Trends in Plant Science* **8**, 305–307.
  - **Cuypers, A., Vangronsveld, J., Clijsters, H. (1999)**. The chemical behaviour of heavy metals plays a prominent role in the induction of oxidative stress. *Free Radical Res* **31**, 539-543.
  - **Cuypers, A., Vangronsveld, J., Clijsters, H. (2002)**. Peroxidases in roots and primary leaves of *Phaseolus vulgaris* copper and zinc phytotoxicity: a comparison. *J Plant Physiol* **159**, 869-876.
  - **Dai, H., Yang, Z., Xin, J. (2012)**. Genotype variation in Cd accumulation and, chemical forms and histochemical distribution of Cd in low- and high-Cd cultivars of Chinese leaf mustard. *Fresenius Environ Bull* **21**, 2746–2757
  - **Dai, H., Yang, Z. (2017)**. Variation in Cd accumulation among radish cultivars and identification of low-Cd cultivars. *Environ Sci Pollut Res* **24**, 15116–15124
  - **DalCorso, G. (2012)**. Heavy metal toxicity in plants, in: Furini, A. (Ed.), *Plants and Heavy Metals*, Springer Briefs in Molecular Science. Springer Netherlands. 1-25.
  - **Dande, P., Vaidya, A., Arora, P. (2014)**. Laxative activity of *Raphanus sativus* L. leaf. *Asian J Pharm Clin Res* **7(2)**, 120–124.
  - **Dat, J., Vandenaabeele, S., Vranová, E., Van Montagu, M., Inzé, D., Van Breusegem, F. (2000)**. Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. *Cell Mol Life Sci* **57**, 779-95.
  - **Demirezen, DY. (2007)**. Effects of salinity on growth and nickel accumulation capacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae). *J Hazard Mater* **147**, 74–77.
  - **Deng, H., Ye, ZH., Wong, MH. (2004)**. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environ. Pollut* **132**, 29–40.
  - **Deng, D., Deng, J., Li, J., Zhang, J., Hu, M., Lin, Z. (2008)**. Accumulation of zinc, cadmium, and lead in four populations of *Sedum alfredii* growing on lead/zinc mine spoils. *J Integr Plant Biol* **50**, 691–698
  - **Dhriti, K., Satwinderjeet, K., Renu, B. (2014)**. Physiological and Biochemical Changes in Brassica juncea Plants under Cd-Induced Stress. *BioMed Research International*, Article ID 726070,

<http://dx.doi.org/10.1155/2014/726070>

- **Di Cagno, R., Guidi L., Stefani A., Soldatini GF., (1999).** Effects of cadmium on growth of *Helianthus annuus* seedlings: physiological aspects. *New Phytol.* **144**, 65-71.
- **Diamant, S., Eliahu, N., Rosenthal, D., Goloubino, P. (2001).** Chemical chaperones regulate molecular chaperones in vitro and in cells under combined salt and heat stresses. *J Biol Chem* **276**, 39586–39591
- **Dočekalová H., Škarpaa, P., Dočekal, B., Talanta. (2015).** Diffusive gradient in thin films technique for assessment of cadmium and copper bioaccessibility to radish (*Raphanus sativus*) *Talanta* **134**, 153-157
- **Dramé, KN., Clavel, D., Repellin, A., Passaquet, C., Zuily-Fodil, Y. (2007).** Water deficit induces variation in expression of stress-responsive genes in two peanut (*Arachis hypogaea* L.) cultivars with different tolerance to drought. *Plant Physiol Biochem* **45**, 236-243
- **Dreier, W., Göring, M. (1974).** Dereim slushoher solz kongentrasyon en aies verschideu physiologcshe parametrvan-mais wrzeln wiss. Z. Drh. Berlin Nath. Natur wiss R **23**, 641-4.
- **Du Laing, G., De Vos, R., Vandecasteele, B., Lesage, E., Tack, FMG., Verloo, MG. (2008).** Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* **77**, 589–602.
- **Dubey, RS. (1997).** Nitrogen metabolism in plants under salt stress. In Strategies for Improving salt Tolerance in Higher Plants, eds, Jaiwal, PK., Singh RP and Gulati A, 129-158 New Delhi, India: IBH Publication.
- **Dubey, RS., Singh, AK. (1999).** Salinity induces accumulation of soluble sugars and alters the activity of sugar metabolizing enzymes in rice plants. *Biol. Plant.* **42**: 233-239.
- **Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J., Rebers, P., Smith, F. (1956).** Colorimetric Method for Determination of sugar and related substances. *Anal Chem* **28**, 350-356.
- **Dudonne, S., Vitrac, X., Coutiere, P., Woillez, M., Mérillon, JM. (2009).** Comparative study of antioxidant properties and total phenolic content of 30 plant extracts of industrial interest using DPPH, ABTS, FRAP, SOD, and ORAC assays. *J Agric Food Chem* (**57**), 1768–1774.
- **Duh, PD. (1999).** Antioxydant activity of water extract of four HarngJyur (*Chrysanthemum morifolium* Ramat) varieties in soybean oil emulsion. *Food Chemistry* **4(66)**, 471-476.
- **Dumat C., Austruy, A. (2014).** Phytotechnologies pour la gestion des sols pollués par les métaux Environnement - Sécurité | Environnement Techniques de l'Ingénieur Réf. : G2635 V1
- **EEA, (2007).** European Environment Agency (EEA). 2007. Progress in the management of contaminated sites (CSI 015).
- **El-Beltagi, HS., Mohamed, AA. Rashed, MM. (2010).** Response of antioxidative enzymes to cadmium stress in leaves and roots of radish (*Raphanus sativus* L.) *Not Sci Bio* **2(4)**, 76-82
- **El-Beltagi, HS., Mohamed, HI. (2013).** Alleviation of Cadmium Toxicity in *Pisum sativum* L. Seedlings by Calcium Chloride. *Not Bot Horti Agrobot Cluj-Napoca*.
- **Elivra, B., Tatiana, B. (2012).** Investigations of thioglycosides *Raphanus sativus*. *Adv Res Sci Areas* **3(7)**, 1424–1425
- **Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdoran, F., Xie, Y., (2015).** Heavy metal stress and some mechanism of plant defense response, *Sci World J* e756120
- **Epron, D., Farque, L., Lucot, E., Badot, PM., (1999).** Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: the contribution of root respiration. *Ann For Sci* **56**, 289–295.
- **Epstein, E., Norlyn, JD., Rush, DW., Kingsbury, RW., Kelley, DB., Cunningham, GA., Wrona, AF. (1980).** Saline culture of crops: a genetic approach. *Science* **210(4468)**, 399-404.
- **Esteban, R. (2006).** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques: vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Biologie végétale. Université Jean Monnet -

Saint-Etienne, 2006. Français. <tel-00362527>.

- **Eun, SO., Yon, HS., Lee, Y. (2000).** Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. *Physiol Plant* **110**, 357–365.
- **Falleh, H., Ksouri, R., Chaieb, K., Karray-Bouraoui, N., Trabelsi, N., Boulaaba, M., Abdely, C. (2008).** Phenolic composition of *Cynara cardunculus* L. organs, and their biological activities. *C. R. Biologies.* (331), 372-379.
- **Falleh, H., Jalleli, I., Ksouri, R., Boulaaba, M., Guyot, S., Magné, M., Abdely, C. (2012).** Effect of salt treatment on phenolic compounds and antioxidant activity of two *Mesembryanthemum* edule provenances. *Plant Physiol Biochem* **52**, 1–8
- **FAO. (2008).** FAO Land and Plant Nutrition Management Service (<http://www.fao.org/ag/agl/agll/spush>).
- **Farissi, M., Faissal, A., Abdelaziz, B., Cherki, G. (2014).** La symbiose Légumineuses-rhizobia sous conditions de salinité : Aspect Agro-physiologique et biochimique de la tolérance. *Int J Innov Sci Res* **11(1)**, 97-99
- **Fei Deng., Shuling Wang., Hua Xin. (2016).** Toxicity of CuO Nanoparticles to Structure and Metabolic Activity of *Allium cepa* Root Tips. *Bull Environ Contam Toxicol* **97**, 702–708
- **Fitz, WJ., Wenzel, WW. (2002).** Arsenic transformation in the soil–rhizosphere–plant system, fundamentals and potential application of phytoremediation. *J Biotechnol* **99**, 259–278
- **Fleming, M., Tai, Y., Zhuang, P., McBride, MB. (2013).** Extractability and bioavailability of Pb and As in historically contaminated orchard soil: effects of compost amendments. *Environ. Pollut.* **17**, 90–97.
- **Florentin, MA., Penalva, M., Calegari, A., Derpsch, R. (2001).** Abonos verdes y retacion de cultivos en siembra directa. *Pequenas propiedades*. In : Proyecto conservacion de suelos magtz deag san lorenzo, Paraguay, pp. 36-37 (In Spanish)
- **Fontes, RLF., Cox, FR. (1995).** Effects of sulfur supply on soybean plants exposed to zinc toxicity. *J Plant Nutr* **18**, 1893–1906.
- **Frary, A., Gol, D., Keles, D., Okmen, B., Pinar, H., Sigva, HO., Yemenicioglu, A. (2010).** Salt tolerance in *Solanum pennellii* : antioxidant response and related QTL. *Plant Biol* **10**, 58–73
- **Fricke, W. (2004).** Rapid and tissue-specific accumulation of solutes in the growth zone of barley leaves in response to salinity. *Planta* **219**, 515–25
- **Fricke, W., Peters WS. (2002).** The biophysics of leaf growth in salt-stressed barley. A study at the cell level. *Plant Physiol* **129**, 374–88
- **Frota, JNE., Tucker, TC. (1978).** Absorption rates of ammonium and nitrate by red kidney beans under salt and water stress. *Soil Science Society of American Journal* **42**, 753–756.
- **Gabrijel Ondrasek. (2013).** The Responses of Salt-Affected Plants to Cadmium in: Salt Stress in Plants Parvaiz Editors Ahmad M.M. Azooz M.N.V. Prasad ISBN 978-1-4614-6107-4 ISBN 978-1-4614-6108-1 (eBook) DOI 10.1007/978-1-4614-6108-1
- **Gadallah, MAA. (1999).** Effect of proline and glycinebetaine on *Vicia faba* responses to salt stress. *Biol Plant* **42**, 249–257
- **Gadd, GM. (2010)** Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology* **156**, 609–643
- **Gajewska, E., Sktodowska, M. (2007).** Relations between tocopherol, chlorophyll and lipid peroxides content in shoots of Ni-treated wheat. *J Plant Physiol* **164**, 364-366.
- **Gall, JE., Boyd, RS., Rajakaruna, N. (2015).** Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environ Monit Assess* **187**, 201.
- **Gao, RC., Jing, P., Ruan, SY., Zhang, YF., Zhao, SJ., Cai, Z., Qian, BJ. (2014).** Removal of off-flavours

from radish (*Raphanus sativus* L.) anthocyanin-rich pigments using chitosan and its mechanism(s). *Food Chem* **146**, 423–428.

- **Gartside, DW., McNeilly, TB. (1974).** The potential for evolution of heavy metal tolerance in plants. II : Copper tolerance in normal populations of different plant species. *Heredity* **32**, 335-348.
- **Ghnaya, T., Nouairi, I., Slama, I., Messedi, D., Grignon, C., Abdelly, C., Ghorbel, MH. (2005).** Cadmium effects on growth and mineral nutrition of two halophytes: *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*. *J Plant Physiol* **162**, 1133–1140.
- **Ghnaya, T., Slama, I., Messedi, D., Grignon, C., Ghorbel, MH., Abdelly, C. (2007a).** Effects of Cd<sup>2+</sup> on K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> and N uptake in two halophytes *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*: consequences on growth. *Chemosphere* **67**, 72–79.
- **Ghnaya, T., Slama, I., Messedi, D., Grignon, C., Ghorbel, MH., Abdelly, C. (2007b).** Cd-induced growth reduction in the halophyte *Sesuvium portulacastrum* is significantly improved by NaCl. *J Plant Res* **120**, 309–316
- **Ghoulam, C., Foursy, A., Fares, K. (2002).** Effects of salt stress on growth, inorganic ions and proline accumulation in relation to osmotic adjustment in five sugar beet cultivars. *Environ Exp Bot* **47**, 39–50
- **Gill, SS., Tuteja, N. (2010).** Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol Biochem* **48(12)**, 909-930.
- **Godbold, DL., Kettner, C. (1991).** Lead influences root growth and mineral nutrition of *Picea abies* seedlings. *J Plant Physiol* **139**, 95–99.
- **Gómez-Cadenas, A., Tadeo, FR., Primo-Millo, E., Talon, M. (1998).** Involvement of abscisic acid and ethylene in the responses of citrus seedlings to salt shock. *Physiol Plantarum* **103(4)**, 475-484
- **Gomez-Caravaca, AM., Gomez-Romero, M., Arraez-Roman, D., Segura-Carretero, A., Fernandez-Gutierrez, A. (2006).** Advances in the analysis of phenolic compounds in products derived from bees. *J Pharm Biomed Anal* **41**, 1220-1234.
- **Gopal, R., Rizvi, AH. (2008).** Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* **70**, 1539–1544. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.043>
- **Gueta-Dahan, Y., Yaniv, Z., Zilinskas, BA., Ben-Hayyim, G. (1997).** Salt and oxidative stress: similar and specific responses and their relation to salt tolerance in citrus. *Planta* **203(4)**, 460-469.
- **Gupta, A., Joia, J., Sood, A., Sood, R., Sidhu, C., Kaur, G. (2016).** Microbes as potential tool for remediation of heavy metals: a review. *J Microb Biochem Technol* **223**, 33–52.
- **Hall, JL. (2002).** Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J Exp Bot* **53 (366)**, 1-11.
- **Halliwell, B., Gutteridge, JMC. (1984).** Oxygen toxicity, oxygen radicals, transition metals and disease. *Biochem J* **219**, 1–14.
- **Hamdia, M., Shaddad, M. (2010).** Salt tolerance of crop plants. *J Stress Physiol Biochem* **6(3)**, 64-90.
- **Hardy, S. (2004).** Growing lemons in Australia- a production manual. Department of Primary
- **Harmens, H., Gusmao, NGCPB., Hartog, DPR., Verkeij, JAC., Ernst, WHO. (1993).** Uptake and transport of zinc in zinc-sensitive and zinc-tolerant *Silene vulgaris*. *J Plant Physiol* **141**, 309–315.
- **Harter, RD., Naidu, R. (1995).** Role of Metal Organic complexation in metal sorption by Soils. *Adv Agron* **55**, 219-263 DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60541-6
- **Hassani, M., Chabou, MC., Hamoudi, M., Guettouche, MS. (2014).** Index of extraction of water surfaces from Landsat 7 ETM+ images *Arab J Geosci*. DOI 10.1007/s12517-014-1475-y
- **Hayes A, Verhallen A, Taylor T. (2005b).** Cultures couvre-sol : Radis à graine oléagineuse.
- **Heilerova, L., Buekova, M., Trapeik, P., Silhar, S., Lbuda, J. (2003).** Comparaison of antioxydative activity data for aqueous extracts of *Lemon Blam (Melissa officinalis L.)* ; *Oregano (Origanum vulgare L.)* ;

Thyme (*Thymus vulgaris* L.) and Agrimony (*Agrimonia eupatoria* L.) obtained by conventional method and the DNA-Based biosensor. *J. Food Sci* **21(2)** ; 78-84.

- **Helal, HM., Mengel, K. (1979).** Nitrogen metabolism of young barley plants as affected by NaCl-salinity and potassium. *Plant and Soil* **(51)**, 457-462
- **Helal, HM., Baibagyshev, E., Saber, S. (1998).** Uptake of Cd and Ni by spinach, *Spinacea oleracea* (L.) from polluted soil under field conditions as affected by salt water irrigation. *Agronomie* **18**, 443–448
- **Helal, HM., Upenov, A., Issa, G.J. (1999).** Growth and uptake of Cd and Zn by *Leucaena leucocephala* in reclaimed soils as affected by NaCl salinity. *J Plant Nutr Soil Sci* **162**, 589–592
- **Hernandez, J., Jimenez, A., Mullineaux, P., Sevilla, F. (2000).** Tolerance of pea (*Pisum sativum* L.) to long-term salt stress is associated with induction of antioxidant defences. *Plant, cell & environ* **23(8)**, 853-862.
- **Hira, A., Basir, Ahmed, A., Muhammad Sadiq, A., Taj Muhammad, J., Farah, A. (2018).** Potential for Phytoextraction of Cu by *Sesamum indicum* L. and *Cyamopsis tetragonoloba* L.: A Green Solution to Decontaminate Soil *Earth Syst Environ* <https://doi.org/10.1007/s41748-018-0038-x>
- **Hossain, MA., Piyatida, P., Da Silva, J., Fujita, M. (2012).** Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *J Bot* **2012**, 1–37. <https://doi.org/10.1155/2012/872875>
- **Howat, D. (2000).** Acceptable Salinity, Sodicity and pH Values for Boreal Forest Reclamation. Available at [www.gov.ab.ca/env/protenf/landrec/index.html](http://www.gov.ab.ca/env/protenf/landrec/index.html). In E. S. D. Alberta Environment, Edmonton Alberta. Report # ESD/LM/00-2. 191 pp.
- **Ialelou, FS., Shafagh-Kolvanagh, J., Fateh, M. (2013).** Effect of various concentrations of Zn on chlorophyll, starch, soluble sugars and proline in naked pumpkin (*Cucurbita pepo*). *Inter J Farming Allied Sci* **2(24)**, 1198–1202.
- **Ibriz, M., Thami, AI., Alfaiz, C., Benbella, M. (2004).** Production des luzernes (*Medicago sativa* L.) des régions présahariennes du Maroc en conditions salines. *Fourrages* **(180)**, 527-540
- **Inès, S., Rawya, M., Riadh, K., Ons, T., Ahmed, D., Chedly, A. (2017).** Effects of salt treatment on growth, lipid membrane peroxidation, polyphenol content, and antioxidant activities in leaves of *Sesuvium portulacastrum* L. *Arid Land Res Manag* **31(4)**, 404-417
- **Ishida, H., Yoshimoto, K., Izumi, M., Reisen, D., Yano, Y., Makino, A., Ohsumi, Y., Hanson, MR., Mae, T. (2008).** Mobilization of Rubisco and Stroma-Localized fluorescent Proteins of Chloroplasts to the Vacuole by an ATG Gene-Dependent Autophagic Process. *Plant Physiol*. p148.
- **ITCMI. (2010).** Fiche techniques valorisée des cultures maraîchères et Industrielles « la culture de radis » Institut Technique des Cultures Maraîchères et Industrielles.
- **Ivana, RR., Alessandra, DM., Chiara, P., Karla, H., Marija, S., Nina, B., Tamara, J. (2017).** Poplar response to cadmium and lead soil contamination. *Ecotox Environ Safe* **144**, 482-4789
- **Jacob, JM., Chinnannan, K., Rijuta, GS., Smita, S., Kumar, Desika, P., Kadirvelu, K. Arivalagan P. (2018).** Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *J Environ Manag* **217**, 56-70
- **Jain, A., Poling, MD., Karthikeyan, AS., Blakeslee, JJ., Peer, WA., Titapiwatanakun, B., Murphy, AS., Raghothama, KG. (2007).** Differential effects of sucrose and auxin on localized phosphate deficiency-induced modulation of different traits of root system architecture in Arabidopsis, *Plant Physiol* **144**, 232-247.
- **Jamil, M., Ashraf, M., Rehman, S., Ahmad, M., Rha, ES. (2012a).** Salinity induced changes in cell membrane stability, protein and RNA contents. *Afr J Biotechnol* **11(24)**, 6476–6483
- **Jamil, M., Bashir, S., Anwar, S., Bibi, S., Bangash, A., Ullah, F., Rha, ES. (2012b).** Effect of salinity on physiological and biochemical characteristics of different varieties of rice. *Pak J Bot* **44**, 7–13

- **Janjua, S., Shahid, M., Fakhir-i-Abbas. (2013).** Phytochemical analysis and in vitro antibacterial activity of root peel extract of *Raphanus sativus* L. var *niger*. *Adv Med Plant Res* **1(1)**, 1–7.
- **Javed Akhtar, M., Ullah, S., Ahmad, I., Abdul Rauf., Nadeem, SM., Khan, MY., Hussain, S., Bulgariu, L. (2018).** Nickel phytoextraction through bacterial inoculation in *Raphanus sativus*. *Chemosphere* **190**, 234-242
- **Jean-Luc, D. (2004).** Fiche culturale du radis sous abri. Le 13 des serres les faits de serre N°77 mars 2004
- **Jiang, Q., Roche, D., Monaco, TA., Durham, S. (2006).** Gas exchange, chlorophyll fluorescence parameters and carbon isotope discrimination of 14 barley genetic lines in response to salinity. *Field Crops Research* **96**, 269–278
- **Jing Hou., Chunjie Wang., Yue Zhou., Shiguo Li., Tasawar Hayat., Ahmed Alsaedi., Xiangke Wang. (2018).** Effects of uranium stress on physiological and biochemical characteristics in seedlings of six common edible vegetables *J Radioanal Nucl Chem* (2018) [https://doi.org/10.1007/s10967-018-5792-6\(0123456789](https://doi.org/10.1007/s10967-018-5792-6(0123456789)
- **John, R., Ahmad, P., Gadgil, K. and Sharma, S. (2009).** Heavy metal toxicity: effect on plant growth, biochemical parameters and metal accumulation by *Brassica juncea* L. *Inter J Plant Prod* (3), 65-75.
- **Jones, LHP., Clemen, CR. (1972).** Lead uptake by plants and its significance for animals. In Lead Environment, ed., P Hepple, pp 29-33. Applied Science Publishers, Barking, Essex.
- **Joseph, B., Jini, D. (2011).** Development of salt stress-tolerant plants by gene manipulation of antioxidant enzymes. *Asian J Agric Res* **5(1)**, 17-27.
- **Jozef, K., Bor'ivoj, K., Josef, H., František, Š., Martin, B. (2009).** Comparison of cadmium and copper effect on phenolic metabolism, mineral nutrients and stress-related parameters in *Matricaria chamomilla* plants. *Plant Soil*. 320, 231
- **Jung, MJ., Heo, SI., Wang, MH. (2008).** Free radical scavenging and total phenolic contents from methanolic extracts of *Ulmus davidiana*. *Food Chem* **108**, 482–487.
- **Kabata-Pendias A, Pendias H. (1984).** Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- **Kabata-Pendias, A. Pendias, H. (1992).** Trace Elements in Soils and Plants. 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton.
- **Kabata-Pendias, A., (2011).** Trace elements in soils and plants, CRC Press.
- **Kadri, A., Midoun, N. (2015).** Effect of salt stress on some biochemical parameters of cultivated alfalfa (*Medicago sativa* L.). Kasdi Merbah University, Ouargla, Algeria, pp:31-40
- **Kadukova, J., Kalogerakis, N. (2007).** Lead accumulation from non-saline and saline environments by *Tamarix smyrnensis* Bunge. *Eur J Soil Biol* **43**, 216–223.
- **Kafel, A., Nadgórska-Socha, A., Gospodarek, J., Babczyńska, A., Skowronek, M., Kandziora, M., Rozpendek, K. (2010).** The effects of *Aphis fabae* infestation on the antioxidant response and heavy metal content in field grown *Philadelphus coronarius* plants. *Sci Total Environ* **408(5)**, 1111–1119
- **Kaliyamoorthy, J., Cheruth, A., Packirisamy, V. (2007).** Changes in Growth, Biochemical Constituents, and Antioxidant Potentials in Radish (*Raphanus sativus* L.) under Cobalt Stress. *Turk J Biol* **31**, 127-136
- **Kandziora-Ciupa, M., Ciepał, R., Nadgórska-Socha, A., Barczyk, G. (2016).** Accumulation of heavy metals and antioxidant responses in *Pinus sylvestris* L. needles in polluted and non-polluted sites. *Ecotoxicology* **25**, 970–981.
- **Kandziora-Ciupa, M., Nadgórska-Socha, A., Barczyk, G., Ciepał, R. (2017).** Bioaccumulation of heavy metals and ecophysiological responses to heavy metal stress in selected populations of *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. *Ecotoxicology* **26**, 966–980 DOI 10.1007/s10646-017-1825-0
- **Kasprzak, MM., Erxleben, A., Ochocki, J. (2015).** Properties and applications of flavonoid metal complexes. *RSC Advances* **5**, 45853-45877.

- **Katerji, N., Van Hoorn, JW., Hamdy, A., Mastrorilli, M., Moukarzel, E. (1997).** Osmotic adjustment of sugar beets in response to soil salinity and its influence on stomatal conductance, growth and yield. *Agric Water Manage* **34**, 57–69
- **Keutgen, AJ., Paweltzik, E. (2008).** Quality and nutritional value of strawberry fruit under long term salt stress. *Food Chem* **107**, 1413–1420
- **Khan, DH., Frankland, B. (1983).** Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant and Soil* **70**, 335-345.
- **Khan, TA., Mazid, M., Mohammad, F. (2011).** Status of secondary plant products under abiotic stress: an overview. *J Stress Physiol Biochem* **7**, 75–98
- **Khavarinejad, RA., Mostofi, Y. (1998).** Effects of NaCl on photosynthetic pigments, saccharides, and chloroplast ultrastructure in leaves of tomato cultivars. *Photosynthetica* **35**, 151–154
- **Khedr, AHA., Abbas, MA., Wahid, AAA., Quick, WP., Abogadallah, GM. (2003).** Proline induces the expression of salt stress responsive proteins and may improve the adaptation of *Pancreatium maritimum* L. to salt stress. *J Exp Bot* **54**, 2553–2562
- **Khoshgoftarmanesh AH, Shariatmadari H, Karimian N, Kalbasi M, van der Zee SEATM, Parker, DR. (2004).** Salinity and zinc application effects on phytoavailability of cadmium and zinc. *Soil Sci Soc Am J* **68**, 1885–1889.
- **Khoshgoftarmanesh, AH., Shariatmadari, H., Karimian, N., Kalbasi, M., Van Der Zee, SEATM. (2006).** Cadmium and zinc in saline soil solutions and their concentrations in wheat. *Soil Sci Soc Am J* **70**, 582–589.
- **Khoshgoftarmanesh, AH., Chaney, RL. (2007).** Preceding crop affects grain cadmium and zinc of wheat grown in saline soils of central Iran. *J Environ Qual* **36**, 1132–1136.
- **Kidd, P., Barceló, J., Bernal, MP., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., Monterroso, C. (2009).** Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. *Environ Exp Bot* **67**, 243–259
- **Kim, H-J., Fonseca, JM., Choi, J-H., Kubota, C., Kwon, DY. (2008).** Salt in irrigation water affects the nutritional and visual properties of Romaine lettuce (*Lactuca sativa* L.). *J Agric Food Chem* **56**, 3772–3776
- **Kim, KH., Moon, EJ., Kim, SY., Choi, SU., Lee, JH., Lee, KR. (2014).** 4-Methylthio-butanyl derivatives from the seeds of *Raphanus sativus* and their biological evaluation on anti-inflammatory and antitumor activities. *J Ethnopharmacol* **151(1)**, 503–508.
- **Kirkham, MB. (2006).** Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma* **137**, 19–32.
- **Kopittke, PM., Asher, CJ., Kopittke, RA., Menzies, NW. (2007).** Toxic effects of Pb<sup>2+</sup> on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environ Pollut* **150(2)**, 280–287.
- **Kopittke, PM., Menzies, NW., de Jonge, MD., McKenna, BA., Donner, E., Webb, RI., Paterson, DJ., Howard, DL., Ryan, CG., Glover, CJ., Scheckel, KG., Lombi, E. (2011).** In situ distribution and speciation of toxic copper, nickel, and zinc in hydrated roots of cowpea. *Plant Physiol.* **156**, 663-673.
- **Kosobrukhov, A., Knyazeva, I., Mudrik, V. (2004).** Plantago major plants responses to increase content of lead in soil: Growth and photosynthesis. *Plant Growth Regul* **42**, 145-151.
- **Kostarelos, K., Gavriel, I., Stylianou, M., Zissimos, AM., Morisseau, E., Dermatas, D. (2015).** Legacy soil contamination at abandoned minesites: making a case for guidance on soil protection. *Bull Environ Contam Toxicol* **94**, 269–274.
- **Kotrba, P., Najmanova, J., Macek, T., Ruml, T., Mackova, M. (2009).** Genetically modified plants in phytoremediation of heavy metal and metalloid soil and sediment pollution. *Biotechnol Adv* **27**, 799–810
- **Koyro, HW., Ahmad, P., Geissler, N. (2012).** Abiotic stress responses in plants: an overview. In: Ahmad P,

- Prasad MNV (eds) Environmental adaptations and stress tolerance of plants in the era of climate change. Springer Science + Business Media, New York, 1–28.
- **Kristen, R., Hladun, David, R., Parker., John, T., Trumble. (2015).** Cadmium, Copper, and Lead Accumulation and Bioconcentration in the Vegetative and Reproductive Organs of *Raphanus sativus*: Implications for Plant Performance and Pollination. *J Chem Ecol* **41**, 386–395
  - **Kriz, AL. (1989).** Characterization of embryo globulins encoded by the maize Glb genes. *Biochemical Genetics* **27(3–4)**, 239–251.
  - **Kumar, N., Pal, M., Singh, A., Kumar Sai Ram, R., Srivastava, GH. (2010).** Exogenous proline alleviates oxidative stress vase life in rose (*Rosa hybrida* L. ‘Grand Gala’) *Sci Horti* **127**, 79–85.
  - **Kumar, V., Mohan, TK., Murugan, K. (2008).** Purification and kinetic characterization of polyphenol oxidase from Barbados cherry (*Malpighia glabra* L.). *Food Chem.* **(110)**, 328–333.
  - **Kumar, V., Awasthi, G., Chauhan, PK. (2012).** Cu and Zn tolerance and responses of the Biochemical and Physiochemical system of Wheat. *J Stress Physiol Biochem* **8(3)**, 203-213
  - **Lachhab, I., Louahlia, S., Laamarti, M., Hammani, Kh. (2013).** Effet d’un stress salin sur la germination et l’activité enzymatique chez deux génotypes de *Medicago sativa*. *Inter J Innov Appl Stud* **3(2)**, 512.
  - **Lam, EJ., Gálvez, ME., Cánovas, M., Montofré, ÍL. Keith BF. (2017).** Assessment of the adaptive capacity of plant species in copper mine tailings in arid and semiarid environments. *J Soils Sediments* **18**, 2203–2216 DOI 10.1007/s11368-017-1835-9
  - **Lambot, Q. (2011).** Les techniques de phytoremédiation sur les sites pollués, en Wallonie : Evaluation des potentialités et proposition d’une méthodologie d’intégration paysagère. Université de Liège Mémoire de Master Architecte paysagiste. 75-60.
  - **Langridge, P., Paltridge, N., Fincher, G. (2006).** Fonctionnal genomics of abiotic stress tolerance in cereals. *Brief Funct Genomic Proteomic* **4**, 343-354.
  - **Lee, S., Chung, H., Kim, S., Lee, I. (2013).** The genotoxic effect of ZnO and CuO nanoparticles on early growth of buckwheat, *Fagopyrum esculentum*. *Water Air Soil Pollut* **224**, 1668–1678.
  - **Lee, ON., Park, HY. (2017).** Assessment of genetic diversity in cultivated radishes (*Raphanus sativus*) by agronomic traits and SSR markers. *Sci Horti* **223**, 19-30
  - **Lemoine, R., La Camera, S., Atanassova, R., Dédaldéchamp, F., Allario, T., Pourtau, N., Bonnemain, JL., Laloi, M., Coutos-Thévenot, P., Maurousset, L., Faucher, M., Girousse, C., Lemonnier, P., Parrilla, J., Durand, M. (2013).** Source-to-sink transport of sugar and regulation by environmental factors. *Front Plant Sci* **24**;4:272. doi: 10.3389/fpls.2013.00272.
  - **Lemzeri, H. (2007).** Ecophysiological responses of three forest species of the genus *Acacia*, *Eucalyptus* and *Schinus* (*A. cyanophylla*, *E. gomphocephala* and *S. mölle*) under saline stress. Memory of Magister, Constantine University, Algeria 180p.
  - **Lépengué, AN., Mouaragadja, I., Ibrahim, B., Ake, S., M’batchi, B. (2012).** Réponse du maïs (*Zea mays* var. LG 60) au stress salin : étude de la synthèse de quelques composés biochimiques. *J Anim Plant Sci* **14(1)**, 1866-1872
  - **Levigneron, A., Lopez, F., Vansuyt, G., Berthomieu, P., Fourcroy, P., Casse-Delbart, F. (1995).** Les plantes face au stress salin. *Cahiers Agricultures*, **4(4)**, 263-273.
  - **Li, Y., Seacat, A., Kuppusamy, P., Zweier, JL., Yager, JD., Trush, MA. (2002).** Copper redox-dependent activation of 2-tert-butyl(1,4)hydroquinone: formation of reactive oxygen species and induction of oxidative DNA damage in isolated DNA and cultured rat hepatocytes. *Mutat Res* **518**, 123–133.
  - **Li, HB., Wong, CC., Cheng, KW., Chen, F. (2008).** Antioxidant properties in vitro and total phenolic contents in methanol extracts from medicinal plants. *LWT- Food Sci Techn* **41(3)**, 385-390

- **Li, P., Lin, C., Cheng, H., Duan, X., Lei, K. (2015).** Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China. *Ecotoxicol Environ Saf* **113**, 391–399.
- **Liao, BH., Liu, HY., Zeng, QR., Yu, PZ. (2005).** Complex toxic effects of Cd<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> and acid rain on growth of kidney bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *Environ Int* **31**, 891–895
- **Lichtenthaler, HK. (1987).** Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes *Meth Enzymol* **148**, 350-382
- **Lim, TK. (2015).** Edible Medicinal and Non Medicinal Plants: Vol 9, Modified Stems, Roots, Bulbs. Springer Science+Business Media Dordrecht DOI 10.1007/978-94-017-9511-1\_31
- **Liu, D., Jiang, W., Liu, C., Xin, C., Hou, W. (2000).** Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard (*Brassica juncea* L.) *Bioresour Technol.* **71(3)**, 273-277.
- **Liu, D., Zou, J., Meng, Q., Jiang, W. (2009).** Uptake and accumulation and oxidative stress in garlic (*Allium sativum* L.) under lead phytotoxicity. *Ecotoxicol* **18**, 134-143.
- **Liu, W., Zhou, Q., An, J., Sun, Y., Liu, R. (2010).** Variations in cadmium accumulation among Chinese cabbage cultivars and screening for Cd safe cultivars. *J Hazard Mater* **173**, 737–743
- **Liu, S., Yang, C., Xie, W., Xia, C., Fan, P., (2012).** The Effects of Cadmium on Germination and Seedling Growth of *Suaeda salsa*. *Procedia Environ Sci.* **16**, 293–298.
- **Llorens, N., Arola, L., Bladé, C., Mas, A. (2000).** Effects of copper exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*. *Plant Sci* **160**,159–163
- **Lopez-Berenguer, C., Del Carmen, M., Martinez-Ballesta, C., Moreno, DA., Carvajal, M., GarciaViguera, C. (2009).** Growing hardier crops for better health: salinity tolerance and the nutritional value of broccoli. *J Agric Food Chem* **57**, 572–578
- **Lopez-Chuken, UJ., Young, SD. (2005).** Plant screening of halophyte species for cadmium phytoremediation. *Zeitschrift fuer Naturforschung* **60**, 236–243
- **Lores, EM. Pennock, JR. (1998).** The effect of salinity on binding of Cd, Cr, Cu and Zn to dissolved organic matter. *Chemosphere* **37(5)**, 861-874
- **Løvdal, T., Olsen, KM., Slimestad, R., Verheul, M., Lillo, C. (2010).** Synergetic effects of nitrogen depletion, temperature, and light on the content of phenolic compounds and gene expression in leaves of tomato. *Phytochem J* **71(5)**, 605-613.
- **Lu, L., Tian, S., Yang, X., Wang, X., Brown, P., Li, T. (2008).** Enhanced root-to-shoot translocation of cadmium in the hyperaccumulating ecotype of *Sedum alfredii*. *J Exp Bot* **59**, 3203–3213
- **Ma, Y., Rajkumar, M., Luo, Y., Freitas, H. (2013).** Phytoextraction of heavy metal polluted soils using *Sedum plumbizincicola* inoculated with metal mobilizing *Phyllobacterium myrsinacearum* RC6b. *Chemosphere* **93**, 1386–1392.
- **Maas, EV., Hoffman, GJ, (1977).** Crop salt tolerance - Current assessment. *J Irr Drain Div Proc Am Soc Civ Eng.* **103(IR2)**, 115–134.
- **Macnair, MR. (2007).** Life history variation in *Thlaspi caerulescens*. *New Phytologist* **173**, 6-8.
- **Makkar, HPS., Siddhuraju, S., Siddhuraju, P., Becker, K. (2007).** Plant Secondary Metabolites; *Humana Press*: Totowa, NJ, USA.
- **Malekia, M., Ghorbanpourb, M., Karimanc, K. (2017).** Physiological and antioxidative responses of medicinal plants exposed to heavy metals stress. *Plant Gene* **11**, Part B, 247-254
- **Malick, EHL., Diouf, M., Fatimata, N., Diallo, B., Diagne, HM., Diop, T. (2012).** Effet de la mycorhization et de la salinité sur la croissance, les réponses biochimiques et la productivité de *Jatropha curcas* L., cultivée sous serre. *Int J Biol Chem Sci* **6(4)**, 1757, 1758
- **Mane, AV., Deshpande, TV., Wagh, VB., Karadge, BA., Samant, JS. (2011).** A critical review on

- physiological changes associated with reference to salinity. *Inter J Environ Sci* **1**, 1192–1216
- **Manivasagaperumal, R., Balamurugan, S., Thiyagarajan, G., Sekar J. (2011).** Effect of Zn on Germination, Seedling Growth and Biochemical Content of Cluster Bean (*Cyamopsis tetragonoloba* L. Taub). *Curr Bot* (2), 11-15.
  - **Manquián-Cerdaa, K., Crucesb, E., Escudeyac, M., Zúñigaa, G., Calderónd, R. (2016).** Interactive effects of aluminum and cadmium on phenolic compounds, antioxidant enzyme activity and oxidative stress in blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) plantlets cultivated in vitro. *Ecotox Environ Safe* **150**, 320-326
  - **Mansour, MMF. (2000).** Nitrogen containing compounds and adaptation of plants to salinity stress. *Biol Plant* **43**, 491–500
  - **Marchiol, I., Assolari, S., Sacco, P., Zerbi, G. (2004).** Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environ Pollut* **132**, 21-27
  - **Maria Flaya. (2018).** Depositphotos.com. ID image: 211077894
  - **Mariod, AA., Ramlah, MI., Maznah, I., Norsharina, I. (2010).** Antioxydant activities of phenolic rich fraction (PRFs) obtained from black mahlab *Monechma ciliatum* and white mahlab *Prunus mahaleb* seedcakes. *Food Chemistry*. (118), 120 – 127.
  - **Marmioli, N., Mc Cutcheon, SC. (2003).** Making phytoremediation a successful technology. In: Phytoremediation - Transformation and control of contaminants, *J. L. Schnoor, eds* (Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons).663-694.
  - **Marouf, A., Reynaud, J. (2007).** La botanique de A à Z 1662 définition. Ed. Dunod. p286
  - **Marschner, H. (1986).** Mineral Nutrition of Higher Plants (Vol. 150): Academic Press Inc. London.
  - **Marschner, H. (1995).** Mineral nutrition of higher plants. 2nd Edition. Academic Press, San Diego. 889pp.
  - **Máthé-Gáspár, G., Anton, A. (2002).** Heavy metal uptake by two radish varieties. *Acta Bio Szeged* **46(3-4)**, 113-114
  - **Mc Neil, SD., Nuccio, ML., Hanson, AD. (1999).** Betaines and related osmoprotectants: targets for metabolic engineering of stress resistance. *Plant Physiol* **120**, 945–949.
  - **McGrath, SP., Zhao, FJ. (2003).** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Environ Biotech* **14**, p277.
  - **McLauchlin, MJ., Tiller, KG., Smart, MC. (1997).** Speciation of cadmium in soil solutions of saline/ sodic soils and relationship with cadmium concentrations in potato tubers (*Solanum tuberosum* L.). *Aust J Soil Res* **35**, 183–198.
  - **Meloni, DA., Oliva, MA., Martinez, CA., Cambraia, J. (2003).** Photosynthesis and activity of superoxide dismutase, peroxidase and glutathione reductase in cotton under salt stress. *Env Exp Bot* **49**, 69–76.
  - **Mendez, MO., Maier, RM. (2008).** Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments an emerging remediation technology. *Environ Health Perspect* **116**, 278–283
  - **Mesnoua, (2017).** Stress abiotiques sur *Atriplex halimus* L : Effet des métaux lourds et caractérisation des biomarqueurs et bioindicateurs. thèse de doctorat Université Abdelhamid Ben Badis-Mostaganem
  - **Mezni, M., Albouchi, A., Bizid, E., Hamza, M. (2002).** Effet de la salinité des eaux d'irrigation sur la nutrition minérale chez trois variétés de luzerne pérenne (*Medicago sativa*). *Agronomie* **22**, 283-291.
  - **Michel, A. (2008).** 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
  - **Mihoub, A., Chaoui, A., Ferjani, EE. (2005).** Biochemical changes induced by cadmium and copper during pea seed germination (*Pisum sativum* L.). *Comptes rendus Biologies* **328**, 33-41
  - **Milner, MJ., Kochian, LV. (2008).** Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens*

as a model system. *Ann Bot* **102**, 3–13

- **Mittal, S., Kumari, N., Sharma, V. (2012).** Differential response of salt stress on Brassica juncea: photosynthetic performance, pigment, proline, D1 and antioxidant enzymes. *Plant Physiol Biochem* **54**, 17–26
- **Mizrahi, Y., Pasternak, D. (1985).** Effect of salinity on quality of various agricultural crops. *Plant Soil* **89**, 301–307.
- **Mohadjerani, M. (2012).** Antioxidant activity and total phenolic content of *Nerium oleander* L. grown in north of Iran. *Iranian journal of pharmaceutical research* **11(4)**, p1121.
- **Mohamed, F., Faissal, A., Abdelaziz, B., Cherki, G. (2014).** La symbiose Légumineuses-rhizobia sous conditions de salinité : Aspect Agro-physiologique et biochimique de la tolérance. *Int J Innov Sci Res* **11 (1)**, 97-99- 101.
- **Monneveux, PH., Nemmar, M. (1986).** Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez le blé tendre (*Triticum aestivum* L.) et chez le blé dur (*Triticum durum* Desf.): étude de l'accumulation de la proline au cours du cycle de développement. *Agronomie, EDP Sciences* **6 (6)**, 583-590.
- **Morris, CJ., Earl, JR., Trenam, CW., Blake, DR. (1995).** Reactive oxygen species and iron a dangerous partnership in inflammation. *Int J Biochem Cell Biol* **27**, 109-122.
- **Mostafa, OM., Eid, RA., Adly, MA. (2011).** Antischistosomal activity of ginger (*Zingiber officinale*) against Schistosoma mansoni harbored in C57 mice. *Parasit Res* **109**, 395-403.
- **Moustakas, M., Lanaras, T., Symeonidis, L., Karataglis, S. (1994).** Growth and some photosynthetic characteristics of field grown *Avena sativa* under copper and lead stress. *Photosynthetica* **30(3)**, 389-396.
- **Muehling, KH., Lauchli, A. (2003).** Interaction of NaCl and Cd stress on compartmentation pattern of cations, antioxidant enzymes and proteins in leaves of two wheat genotypes differing in salt tolerance. *Plant Soil* **253**, 219–231.
- **Muhammad, ZI., Maria, KS., Mohammad, A., Muhammad, S., Zia-Ur-Rehman, F., Muhammad, K. (2015).** Effect of mercury on seed germination and seedling growth of Mungbean (*Vigna radiata* (L.) Wilczek). *J Appl Scie Environ Manag* **19(2)**, 191–199.
- **Munns R, Fisher D. (1986).**  $\text{N}^{+}$  and  $\text{Cl}^{-}$  transport in the phloem from leaves of NaCl treated barley. *Function plant biol* **13(6)**, 757-766.
- **Munns, R. (2002).** Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, cell & environ* **25(2)**, 239-250.
- **Munns, R., James, RA. (2003).** Screening methods for salinity tolerance: a case study with tetraploid wheat. *Plant Soil* (235), 201-218
- **Munns, R., Tester, M. (2008).** Mechanisms of salinity tolerance. *Annu Rev Plant Biol* **59**, 651-681.
- **Nada, E., Ferjani, BA., Ali, R., Bechir, BR., Imed, M., Makki, B. (2007).** Cadmium-induced growth inhibition and alteration of biochemical parameters in almond seedlings grown in solution culture. *Acta Physiol Plant* **29**, 57–62. doi:10.1007/s11738-006-0009-y
- **Naderi, N., Mirzamasoumzadeh, B., Aghaei, A. (2013).** Effects of different levels of lead (Pb) on physiological characteristics of sugar beet. *Int J agric crop sci.* **5(10)**, 1154-1157.
- **Nagajyoti, PC., Lee, KD., Sreekanth, TVM. (2010).** Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ Chem Lett* **8(3)**, 199–216. doi:10.1007/s10311-010-0297-8
- **Newman, A. (1995).** Plant enzymes set for bioremediation field study, *Environ Sci Technol* **29(1)**, p 18.
- **Ngo, LK., Pinch, BM., Bennet, WW., Teasdale, PR., Jolley, DF. (2016).** Assessing the uptake of arsenic and antimonu from contaminated soil by radish (*Raphanus sativus*) using DGT and selective extractions. *Environ Pollut* **216**, 104-114
- **Ngouajio, M., Mutch, WK. (2004).** Oilseed radish: A new cover crop for Michigan. Department of Horticulture and W.K. Kellogg Biological Station, Hickory Comers, Mich., Michigan State University,

*Extension Bulletin E* -2907, 4 p.

- **Nguyen, NT., Moghaieb, RE., Saneoka, H., Fujita, K. (2004).** RAPD markers associated with salt tolerance in *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium*. *Plant science* **167(4)**, 797-805.
- **Nguyen, Chi Tam. (2012).** Identification et caractérisation d'un canal chlorure, AtCLCg, impliqué dans la réponse au stress salin chez *Arabidopsis thaliana*. Sciences agricoles. Université Paris Sud - Paris XI.
- **Noctor, G. (2006).** Metabolic signalling in defence and stress: the central roles of soluble redox couples. *Plant Cell Environ* **29**, 409–425
- **Noreen, Z., Ashraf, M. (2009).** Changes in antioxidant enzymes and some key metabolites in some genetically diverse cultivars of radish (*Raphanus sativus* L.) *Environ Exp Bot* **67**, 395-402
- **Noulas, C. (2018).** Zinc in soils, water and food crops. *J Trace Elem Med Biol*.
- **Ok, YS., Kim, SC., Kim, DK., Skousen, JG., Lee, JS., Cheong, YW., Kim, SJ., Yang, JE. (2011a).** Ameliorants to immobilize Cd in rice paddy soils contaminated by abandoned metal mines in Korea. *Environ Geochem Health* **33**, 23–30.
- **Ok, YS., Lee, SS., Jeon, WT., Oh, SE., Usman, ARA., Moon, DH. (2011b).** Application of eggshell waste for the immobilization of cadmium and lead in a contaminated soil. *Environ Geochem Health* **33**, 31–39.
- **Olowu, RA., Adewuyi, GO., Onipede, OJ., Lawal, OA., Sunday, OM. (2015).** Concentration of heavy metals in root, stem and leaves of *Acalypha indica* and *Panicum maximum* jacq from three major dumpsites in Ibadan metropolis, south west Nigeria. *Am J Chem* **5**, 40-48.
- **Ovčeka, M., Takáč, T. (2014).** Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. *Biotechnol Adv* **32(1)**, 73–86. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.11.011>
- **Ozyigit, II., Yalcin, B., Turan, S., Saracoglu, IA., Karadeniz, S., Yalcin, IE., Demir, G. (2018).** Investigation of heavy metal level and mineral nutrient status in widely used medicinal plants' leaves in Turkey: insights into health implications. *Biol Trace Elem Res* **182(2)**, 387–406. <https://doi.org/10.1007/s12011-017-1070-7>
- **Påhlsson, BAM. (1989).** Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Pollut* **47**, 287–319.
- **Palma, JM., Sandalio, LM., Corpas, FJ., Romero-Puertas, MC., McCarthy, I., del Río, LA. (2002).** Plant proteases, protein degradation and oxidative stress: role of peroxisomes. *Plant Physiol Biochem* **40**, 521–530
- **Parida, AK., Das, AB., Das, P. (2002).** NaCl stress causes changes in photosynthetic pigments, proteins and other metabolic components in the leaves of a true mangrove, *Bruguiera parviflora*, in hydroponic cultures. *J Plant Biol* **45**, 28–36
- **Parys, E., Romanowska, E., Siedlecka, M., Poskuta, JW. (1998).** The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*. *Acta Physiol Plant* **20**, 313–322.
- **Patra, M., Bhowmik, N., Bandopadhyay, B., Sharma, A. (2004).** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environ Exp Bot* **52**, 199–223.
- **Pedler, JF., Kinraide TB., Parker, DR. (2004).** Zinc rhizotoxicity in wheat and radish is alleviated by micromolar levels of magnesium and potassium in solution culture. *Plant Soil* **259**, 191–199.
- **Pessarakli, M. Tucker, TC. (1985).** Uptake of nitrogen-15 by cotton under salt stress. *Soil Science Society of America Journal*. **49**, 149–152.
- **Pessarakli, M. (1993).** Response of green bean (*Phaseolus vulgaris* L.) to salt stress. In: M. Pessarakli, 1<sup>st</sup> ed. Handbook of Plant and Crop Stress. pp. 415–430.
- **Pessarakli, M. (1999).** Responses of green beans (*Phaseolus vulgaris* L.) to salt stress. In: M. Pessarakli, ed. Handbook of Plant and Crop Stress. 2nd ed. pp. 827–842

- **Pessarakli, M., Marcum, KB., Kopec, DM. (2001).** Drought Tolerance of Twenty One Saltgrass (*Distichlis spicata*) Accessions Compared to Bermudagrass. Turfgrass Landscape and Urban IPM Research, Cooperative Extension, Agricultural Experiment Station, Department of Agriculture, The University of Arizona, Tucson, AZ, 1246 Series P-126. pp. 65–69.
- **Petridis, A., Therios, I., Samouris, G., Tananaki, C. (2012).** Salinity-induced changes in phenolic compounds in leaves and roots of four olive cultivars (*Olea europaea* L.) and their relationship to antioxidant activity. *Environ Exp Bot* **79**, 37–43
- **Pilon-Smits, E. (2005).** Phytoremediation, *Annu Rev Plant Biol* (**56**), 15-39.
- **Pokhrel, L., and Dubey, B. (2013).** Silver and Zinc Oxide Nanoparticles Cause Developmental Anomalies in the Crop Plants. *Sci Total Environ*, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.02.059
- **Poschenreider, CR., Gunse, B., Barcelo, L. (1989).** Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiol* **90**, 1365–1371
- **Prahoveanu, E., Eşanu, V. (1987).** Immunomodulation with natural products. I. Effect of an aqueous extract of *Raphanus sativus* niger on experimental influenza infection in mice. *Virologie* **38(2)**, 115–120.
- **Prasad, K., Saradhi, PP., Sharmila, P. (1999).** Concerted action of antioxidant enzymes and curtailed growth under zinc toxicity in *Brassica juncea*. *Environ Exp Bot* **42**, 1–10.
- **Prasad, MNV., Freitas, HMDO. (2003).** Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *J Biotechnol* ISSN: 0717-3458.
- **Pratas, J., Paulo, C., Favas, PJC., Venkatachalam, P. (2014).** Potential of aquatic plants for phytofiltration of uranium-contaminated waters in laboratory conditions. *Ecol Eng* **69**, 170-176.
- **Qasim, AA. (1998).** Effect of salinity on growth, proline accumulation and chlorophyll content during vegetative growth, flowering and seed formation of *Brassica juncea* L. J. King Saud Univ. Agricultural Science. **10**, 145-152
- **R’him (2013).** Effet du stress salin sur le comportement physiologique et métabolique de trois variétés de piment (*Capsicum annum* L.) *J Appl Biosci* **66**, 5060 - 5069
- **Rabe, E. (1999).** Altered nitrogen metabolism under environmental stress conditions. In: M. Pessarakli, ed. Handbook of Plant and Crop Stress. 2nd edn. pp. 349–363.
- **Rabie G, Almadini A. (2005).** Role of bioinoculants in development of salt-tolerance of *Vicia faba* plants under salinity stress. *Afr J Biotechnol* (**4**), 210-222.
- **Rahdari, P., Tavakoli, S., Hosseini, S.M. (2012).** Studying of salinity stress effect on germination, proline, sugar, protein, lipid and chlorophyll content in Purslane (*Portulaca oleracea* L.) Leaves. *J Stress Physiol Biochem* **8(1)**: 182–193
- **Rahim Guealia, H. (2019).** Réponses hydriques et physiologiques du gombo (*Abelmoschus esculentus* L.) conduit sur substrat bentonisé sous contrainte saline. Thèse de doctorat Université de Mostaganem.
- **Rahman, SH., Khanam, D., Adyel, TM., Islam, MS., Ahsan, MA., Akbor, MA. (2012).** Assessment of heavy metal contamination of agricultural soil around Dhaka Export Processing Zone (DEPZ), Bangladesh: implication of seasonal variation and indices. *Appl Sci* **2(3)**, 584– 601. <https://doi.org/10.3390/app2030584>
- **Rajkumar, M., Sandhya, S., Prasad, MN., Freitas, H. (2012).** Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnol Adv.* doi:0.1016/j.biotechadv.2012.04.011
- **Ran, X., Liu, R., Xu, S., Bai, F., Xu, J., Yang, Y., Shi, J., Wu, Z. (2014).** Assessment of growth rate, chlorophyll a fluorescence, lipid peroxidation and antioxidant enzyme activity in *Aphanizomenon flos-aquae*, *Pediastrum simplex* and *Synedra acus* exposed to cadmium. *Ecotoxicology* **24**, 468–77.
- **Rashid, A., Jabeen, N., Batool, A., Ahmad, R. (2016).** Comparison of cadmium and zinc accumulation in onion and radish irrigated with municipal wastewater. *J Appl Agri Biotechnol* **1**, 47-53.

- **Raskar, SV., Laware, SL. (2014).** Effect of zinc oxide nanoparticles on cytology and seed germination in onion. *Int J Curr Microbiol App Sci* **3(2)**, 467-473.
- **Rastgoo, L., Alemzadeh, A. (2011).** Biochemical Responses of Gouan (*Aeluropus littoralis*) to Heavy Metals Stress. *Aust J of Crop sci* **5(4)**, 375-383.
- **Rauser, WE., Samarkoon, AB. (1980).** Vein loading in seedlings of *Phaseolus vulgaris* exposed to excess cobalt, nickel and zinc. *Plant physiol* **65**, 578-583
- **Rauser, WE. (1995).** Phytochelatins and related peptides, structure, biosynthesis and function. *Plant Physiol* **109**, 1141-1149.
- **Ravichandran, R., Rajendran, M., Devapiriam, D. (2014).** Antioxidant study of quercetin and their metal complex and determination of stability constant by spectrophotometry method. *Food Chem* **146**, 472-478.
- **Redondo-Gómez, S., Mateos-Naranjo, E., Andrades-Moreno, L. (2010).** Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a halophytic Cd-hyperaccumulator, *Arthrocnemum macrostachyum*. *J Hazard Mater* **184**, 299–307.
- **Reekie, EG., Avila, S. (2005).** The shape of a trade-off functions between reproduction and growth. In: Reekie EG, Bazzaz FA eds Reproductive allocation in plants. Elsevier Academic Press, Burlington, pp 191–212
- **Reginato., Mariana, A., Castagna., Antonella F., Ana, C., Stella. (2014).** Physiological responses of a halophytic shrub to salt stress by Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and NaCl: oxidative damage and the role of polyphenols in antioxidant protection
- **Ren, F., Liu, T., Liu, H., Hu, B. (1993).** Influence of zinc on the growth, distribution of elements, and metabolism of one-year old American ginseng plants. *J Plant Nutr* **16**, 393–405.
- **Rengasamy, P. (2002).** Transient salinity and subsoil constraints to dryland farming in Australian sodic soils: an overview. *Aust J Exp Agr* **42**, 351-361
- **Reynolds, M., Mujeeb-kazi, A., Sawkins, M. (2005).** Prospects for utilising plant-adaptive mechanisms to improve wheat and other crops in drought-and salinity-prone environments. *Ann Appl Biol* **146(2)**, 239-259.
- **Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, S.E., Md Din, M.F., Taib, S.M., Sabbagh, F., Sairan, F.M. (2015).** Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *J Environ Manag* **163**, 125-133.
- **Rezania, S., Taib, S.M., Md Din, M.F., Dahalan, F.A., Kamyab, H. (2016).** Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J Hazard Mater* **318**, 587-599.
- **Rezazadeh, A., Ghasemshaz, A., Barani, M., Telmadarrehei, T. (2012).** Effect of salinity on phenolic composition and antioxidant activity of artichoke (*Cynara scolymus* L.) leaves. *Res J Med Plant* **6**, 245–252
- **Rico, CM., Hong, J., Morales, MI. (2013).** Effect of cerium oxide nanoparticles on rice: a study involving the antioxidant defense system and in vivo fluorescence imaging. *Environ Sci Technol* **47**, 5635–5642
- **Rico, CM., Peralta-Videoa JR., Gardea-Torresdey, JL. (2015).** Chemistry, Biochemistry of Nanoparticles, and Their Role in Antioxidant Defense System in Plants Nanotechnology and plant sciences: Nanoparticles and their impact on plants (pp.1-17) DOI: 10.1007/978-3-319-14502-0\_1
- **Rinklebe, J., Shaheen, SM. (2014).** Assessing the mobilization of cadmium, lead, and nickel using a seven-step sequential extraction technique in contaminated flood plain soil profiles along the Central Elbe River, Germany. *Water Air Soil Pollut.* **225**, 2039.
- **Rodriguez-Bernaldo de Quiros, A., Lage-yusty, MA., Lopez-Hernandez, J. (2010).** Determination of phenolic compounds in macroalgae for human consumption. *Food Chem* **121**, 634-638.
- **Rodríguez-Bocanegra, J., Roca, N., Febrero, A., Bort, J. (2018).** Assessment of heavy metal tolerance in two plant species growing in experimental disturbed polluted urban soil. *J Soils Sediments* **18**, 2305–2317

- **Romero-Aranda, R., Soria, T., Cuartero, S. (2001).** Tomato plant-water uptake and plant-water relationships under saline growth conditions. *Plant Sci* **160**, 265–272
- **Römken, P., Bouwman, L., Japenga, J., Draaisma, C. (2002).** Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environ Pollut* **116** (1), 109-121
- **Rosa, M., Prado, C., Podazza, G. (2009).** Soluble sugars Metabolism, sensing and abiotic stress: A complex network in the life of plants. *Plant Signal Behav* **4**(5), 388-393
- **Ruiz, D., Martínez, V., Cerdá, A. (1997).** Citrus response to salinity: growth and nutrient uptake. *Tree physiology* **17**(3), 141-150.
- **Ryan, J., Estefan, G., Sommer, R. (2013).** Methods of Soil, Plant, and Water Analysis: A manual for the West Asia and North Africa region. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA).
- **Rzigui, T. (2011).** Analyse de la réponse d'un mutant mitochondrial de *Nicotiana sylvestris* au manque d'eau.
- **Saad, R. (1979).** Effect of atmospheric carbon dioxide levels on nitrogen uptake and metabolism in red kidney beans (*Phaseolus vulgaris* L.) under salt and water stress. PhD dissertation, University of Arizona; University Microfilms, Ann Arbor, MI. Diss Abstr B **40**, 4057.
- **Sabatini, AG., Marcazzan, GL., Caboni, MF., Bogdanov, S., Bicudo de Almeida-Muradian, L. (2009).** Quality and standardisation of Royal Jelly. *J ApiProd ApiMed Sci* **1**(1), 1-6 DOI: 10.3896/IBRA.4.1.01.04
- **Saffari Aman, M., Jafari, M., Karimpour Reihan, M., Motesharezadeh, B. (2018).** Assessing some shrub species for phytoremediation of soils contaminated with lead and zinc *Environ Earth Sci* **77**, 82 <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7256-2>
- **Saiema Rasool, Asiya, H., Azooz, MM., Muneeb-u-Rehman., Siddiqi, TO., Parvaiz, A. (2013).** Salt Stress: Causes, Types and Responses of Plants Ecophysiology and Responses of Plants under Salt Stress ISBN 978-1-4614-4746-7 ISBN 978-1-4614-4747-4 (eBook) DOI 10.1007/978-1-4614-4747-4
- **Salah, IB., Mahmoudi, H., Gruber, M., Slatni, T., Boulaaba, T., Gandour, M., Messedi, D., Hamed, KB., Ksouri, B., Hannoufa, A., Abdelly, C. (2011).** Phenolic content and antioxidant activity in two contrasting *Medicago ciliaris* lines cultivated under salt stress. *Biologia* **66**, 813–820
- **Salah-Abbès, JB., Abbès, S., Ouanes, Z., Abdel-Wahhab, MA., Bacha, H., Oueslati, R. (2009).** Isothiocyanate from the Tunisian radish (*Raphanus sativus*) prevents genotoxicity of *Zea mays* in vivo and in vitro. *Mutat Res* **677**(1–2), 59–65.
- **Samarakoon, AB. Rauser, WE. (1979).** Carbohydrate levels and phosphoassimilate export from leaves of *Phaseolus vulgaris* exposed to excess cobalt, nickel and zinc. *Plant Physiol* **63**, 1165-1169.
- **San Juan, MEC., Jumala, RS., Niasca, KHG. (2012).** Phytochemical screening, isolation and structure elucidation of the radish (*Raphanus sativus* Linn.) bulb ethanolic extract using gas chromatography mass spectrometry (GC-MS). *Univ Immaculate Conception Res J* **18**(1), 237–247.
- **Saratale, GD., Saratale, RG., Chang, JS., Govindwar, SP., (2011).** Fixed-bed decolorization of Reactive Blue 172 by *Proteus vulgaris* NCIM-2027 immobilized on *Luffa cylindrica* sponge. *Int Biodeterior Biodegrad* **65**, 494e503.
- **Sayantana, D., Shardendu. (2013).** Amendment in phosphorus levels moderate the chromium toxicity in *Raphanus sativus* L. as assayed by antioxidant enzymes activities. *Ecotox Environ Safe* **95**, 161-170
- **Schippers, RR. (2004).** *Raphanus sativus* L. Fiche de Protabase, Grubben, G.J.H et Denton, O.A. (Editeurs). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Pays Bas.
- **Schwartz, C., Morel, JL., Saumier, S., Whiting, SN., Baker, AJM. (1999).** Root development of zinc-hyperaccumulator plant *Thlaspi caerulescens* as affected by metal origin, content and localization in soil. *Plant and Soil* **208**, 103-115.

- **Scialabba, A., Melati, MR. (1990).** The effect of NaCl on growth and xylem differentiation of radish seedlings. *Bot Gaz* **151(4)**, 516-521.
- **Scippa, G., DI Michele, M., Onelli, E, Patrignani, G., Chiatante, D., Bray, E. (2004).** The histone-like protein H1-S and the response of tomato leaves to water deficit. *J Exp Bot* **55**, 99-109.
- **Selvaraj, S., Krishnaswamy, S., Devashya, V., Sethuraman, S., Krishnan, UM. (2014)** Flavonoid–metal ion complexes: a novel class of therapeutic agents. *Med Res Rev* **34**, 677-702.
- **Serap, A., Bengi, E., Lale, YA. (2017).** Bioaccumulation and oxidative stress impact of Pb, Ni, Cu, and Cr heavy metals in two bryophyte species, *Pleurochaete squarrosa* and *Timmiella barbuloides*. *Turk J Bot.* 41: 464-475 © TÜBİTAK doi:10.3906/bot-1608-33
- **Seregin, IV., Ivanov, VB. (2001).** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russ J Plant Physiol* **48**, 523-544.
- **Seth, CS. (2012).** A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. *Bot Rev* **78**, 32–62
- **Shabala, SN., Shabala, SI., Martynenko, AI., Babourina, O., Newman, IA. (1998).** Salinity effect on bioelectric activity, growth, Na<sup>+</sup> accumulation and chlorophyll fluorescence of maize leaves: a comparative survey and prospects for screening. *Aust J Plant Physiol* **25**, 609-616.
- **Shacter, E., Willians, JA., Lim, M., Levin, RL. (1994).** Differential susceptibility of plasma proteins to oxidative modification: Examination by western blot immunoassay. *Free Radic Biol Med* **17**, 429-437.
- **Shaheen, SM., Kwon, EE., Biswas, JK., Tack, FMG., Ok, YS., Rinklebe, J. (2017a).** Arsenic, chromium, molybdenum, and selenium: geochemical fractions and potential mobilization in riverine soil profiles originating from Germany and Egypt. *Chemosphere* **180**, 553–563.
- **Shaheen, SM., Shams, MS., Khalifa, MR., El-Daly, MA., Rinklebe, J. (2017b).** Various soil amendments and wastes affect the (im)mobilization and phytoavailability of potentially toxic elements in a sewage effluent irrigated sandy soil. *Ecotoxicol Environ Saf* **142**, 375–387.
- **Shahid, M., Xiong, T., Masood, N., Leveque, T., Quenea, K., Austruy, A., Foucault, Y., Dumat, C. (2013).** Influence of plant species and phosphorus amendments on metal speciation and bioavailability in a smelter impacted soil: A case study of food-chain contamination. *J Soils Sediment* **14(4)**, 655-665
- **Shahid, M., Pourrut, B., Dumat, C., Nadeem, M., Aslam, M., Pinelli, E. (2014).** Heavy-metal-induced reactive oxygen species: phytotoxicity and physicochemical changes in plants. *Rev Environ Contam Toxicol* **232**, 1–44. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-06746-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-06746-9_1)
- **Shallari, S. (1997).** Disponibilité du nickel du sol pour l’hyperaccumulateur *Alsum murale*. Thèse de Doctorat de J’INPL, Vandoeuvre, 105 p
- **Sham, TT., Yuen, ACY., Ng, YF., Chan, CO., Mok, DKW., Chan, SW. (2013).** A review of the phytochemistry and pharmacological activities of *Raphani Semen*. *Evid Based Complement Alternat Med* Article ID: 636194.
- **Sharma, P., Dubey, RS. (2005).** Lead toxicity in plants. *Braz J Plant Physiol* **17**, 35–52.
- **Sharma, P. (2006).** Plant micronutrients. *Science Publishers*, Enfield.
- **Shaw, MJ., Haddad, PR. (2004).** The determination of trace metal pollutants in environmental matrices using ion chromatography. *Environ Int* **30**, 403–431.
- **Shri, M., Dave, R., Diwedi, S., Shukla, D., Kesari, R., Tripathi, RD., Trivedi, PK., Chakrabarty, D. (2014).** Heterologous expression of Ceratophyllum demersum phytochelatin synthase, CdPCS1, in rice leads to lower arsenic accumulation in grain. *Sci Rep* **4**, 5784.
- **Shrotri, CK., Tewari MN., Rathorem, VS. (1979).** Effect of zinc on chlorophyll, sugars and starch contents in maize (*Zea mays* L.). *Indian J Experim Biol* **17**, 58-60.

- Shukla, S., Chatterji, S., Yadav, DK., Watal, G. (2011). Antimicrobial efficacy of *Raphanus sativus* root juice. *Int J Pharm Pharm Sci* **3**, 89–92.
- Shweti, Kumar, A., Chaudhry, AK. (2016). Physiological responses and toxic effects of nickel (Ni) on cereals. *Int J Sci Res* **5**, 491-495.
- Simon, I. (1998). Cd accumulation and distribution in radish plant. *J Plant Nutr* **21**, 341-352.
- Singleton, VL., Orthofer, R., Lamuela-Raventos, RM. (1999). Analyses of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of Folin-Ciocalteu reagent methods in *Enzymol* **299**,152-178.
- Singh, A., Prasad, SM. (2015). A lucrative technique to reduce Ni toxicity in *Raphanus sativus* plant by phosphate amendment: Special reference to plant metabolism. *Ecotox Environ Safe* **119**, 81-89
- Sławomir, D., Magdalena, W., Kosiorb, I., Sowab, G., Stanisławskia Izabela, B., Małgorzata, W. (2017). Effect of short-term Zn/Pb or long-term multi-metal stress on physiological and morphological parameters of metalicolous and nonmetalicolous *Echium vulgare* L. populations. *Plant Physiol Biochem* (**115**), 380-389
- Smykalova, I., Zamechnikova, B. (2003). The relationship between salinity and cadmium stress in barley. *Biol Plant* **46**, 269–273.
- Sobhanian, H., Razavizadeh, R., Nanjo, Y., Ehsanpour, AA., Jazii, FR., Motamed, N., Komatsu, S. (2010). Proteome analysis of soybean leaves, hypocotyls and roots under salt stress. *Proteome Science* **8(1)**, 19.
- Sofo, A., Moreira, I., Gattullo, CE., Louro Martin, L., Mourato, M. (2018). Antioxidant responses of edible and model plant species subjected to subtoxic zinc concentrations. *J Trace Elem Med Biol* **49**, 261-268
- Song, K., Osborn, TC., Williams, PH. (1990). Brassica taxonomy based on nuclear restriction fragment length polymorphisms (RFLPs):3. Genome relationships in : Song JM, Montelone BA, Siede W, Friedberg EC (1990) Effects of multiple yeast rad3 mutant alleles on UV sensitivity, mutability, and mitotic recombination. *J Bacteriol* **172(12)**, 6620-30
- Sonneveld, C. (1988). Salt tolerance of greenhouse crops. *Neth. J. Agr. Sci* **36**, 63–73.
- Souza, LA., Andrade, SAL., Souza, SCR., Schiavinat, MA. (2012). Arbuscular mycorrhiza confers Pb tolerance in *Calopogonium mucunoides*. *Acta Physiol Plant* **34**, 523531
- Srivalli, B., Chinnusamy, V., Khanna-Chopra, R. (2003). Antioxidant defense in response to abiotic stresses in plants. *J Plant Biol* **30**, 121–139
- Sterckeman, T., Ouvrard, S., Leglize, P. (2011). Phytoremédiation des sols. Techniques de l'ingénieur. Environnement - Sécurité | Métier : responsable environnement Réf : Bio5300v1
- Stöhr, H., Herrmann, K. (1975). On the phenolic acids of vegetables. III. Hydroxycinnamic acids and hydroxybenzoic acids of root vegetables. *Z Lebensm Unters Forsch* **159(4)**, 218–224.
- Subba, P., Mukhopadhyay, M., Mahato, S.K., Bhutia K.D., Mondal T.K., Ghosh S.K. (2014). Zinc stress induces physiological, ultra-structural and biochemical changes in mandarin orange (*Citrus reticulata* Blanco) seedlings. *Physiol Mol Biol Plants* **20(4)**, 461–473.
- Sultana, N., Ikeda, T., Itoh, R. (1999)? Effect of NaCl salinity on photosynthesis and dry matter accwnulation in developing rice grains. *Environ Exp Bot* **42**, 211-220
- Sun, B., Zhao, FJ., Lombi, E., McGrath, SP. (2001). Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA. *Environ Pollut* **113**, 111-120.
- Sun, B., Kan, SH., Zhang, YZ., Deng, SH., Wu, J., Yuan, H., Qi, H., Yang, G., Li, L., Zhang, XH., Xiao, H., Wang, YJ., Peng, H., Li, YW. (2010). Certain antioxidant enzymes and lipid peroxidation of radish (*Raphanus sativus* L.) as early warning biomarkers of soil copper exposure. *J Hazard Mater* **183**, 833-838.
- Surriya, O., Saleem, SS., Waqar, W., Gul Kazi, A. (2015). Phytoremediation of Soils: Prospects and Challenges in Hakeem, KR., Sabir, M., Öztürk, M., Mermut, AH. Soil Remediation and Plants Prospects and

Challenges Academic Press is an imprint of Elsevier ISBN: 978-0-12-799937-1

- **Susarla, S., Medina, VF., McCutcheon, SC. (2002).** Phytoremediation: An ecological solution to organicchemical contamination. *Ecol Eng* **18**, 647-658.
- **Symonowicz, M., Kolanek, M. (2012).** Flavonoids and their properties to form chelate complexes, *Food Sci Biotechnol* **76**, 35-41.
- **Tahri, M. (2018).** Research of parameters related to salt tolerance in beans (*Phaseolus vulgaris* L.) PhD thesis from Mostaganem University of Algeria, pp:70-78
- **Talame, V., Ozturk, NZ., Bohnert, HJ., Tuberosa, R. (2007).** Barley transcript profiles under dehydration shock and drought stress treatments: a comparative analysis. *J Exp Bot* **58**,229–240.
- **Talbi, H., Boumaza, A., El-mostafa, K., Talbi, J., Hilali, A. (2015).** Evaluation de l'activité antioxydante et la composition physico-chimique des extraits méthanolique et aqueux de la *Nigella sativa* L. (Evaluation of antioxidant activity and physico-chemical composition of methanolic and aqueous extracts of *Nigella sativa* L.) *Mater. Environ. Sci* **6** (4) ,1111-1117.
- **Tangahu, BV., Sheikh Abdullah, SR., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M., (2011).** A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *Int. J. Chem. Eng.* ID 939161
- **Tantrey, MS., Agnihotri, RK. (2010).** Chlorophyll and proline content of gram (*Cicer arietinum* L.) under cadmium and mercury treatment. *Res J Agric Sci* **1**(2), 119-122.
- **Tchounwou, PB., Yedjou, CG., Patlolla, AK., Sutton, DJ., (2012).** Heavy metals toxicity and the environment. *EXS* **101**, 133-164.
- **Teige, M., Huchzermeyer, B., Schultz, G. (1990).** Inhibition of chloroplast ATPsynthase/ATPase is a primary effect of heavy metal toxicity in spinach plants. *Biochem Physiol Pfl* **186**, 165–168.
- **Telesiński, A., Nowak, J., Smolik, B., Dubowska, A., Skrzypiec, N. (2008).** Effect of soil salinity on activity of antioxidant enzymes and content of ascorbic acid and phenols in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants. *J Elementol* **13**, 401–409
- **Tester, M., Davenport, RJ. (2003).** Na<sup>+</sup> tolerance and Na<sup>+</sup> transport in higher plants. *Ann Bot (Lond.)* **91**, 503–527.
- **Thakur, S., Singh, L., Wahid, ZA., Siddiqui, MF., Atnaw, SM., Din, MFM. (2016).** Plant driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. *Environ Monit Assess.* **188**, 206.
- **Tihana, T., John, TH., Meri, E., Nada, P., Vera, C., Hrvoje, L., Ivna, Š., Drago, B. (2008).** Antioxidative responses in radish (*Raphanus sativus* L.) Plants stressed by copper and lead in nutrient solution and soil acta biologica cracoviensia. *Series Botanica* **50**(2), 79–86,
- **Tiwari, KK., Singh, NK., Rai, UN. (2013).** Chromium phytotoxicity in radish (*Raphanus sativus* L.) effects on metabolism and nutrient uptake. *Bull Environ Contam Toxicol* **91**(3), 339–344.
- **Tomislav V, Nada P, Hrvoje L, Ivna Š, Tihana T. (2008).** Oxidative stress in radish plants grown on soils with different Cu and Pb level. Stara Lesna, Slovakia, pp. 1519-1522
- **Toth, G., Hermann, T., Szatmari, G., Pasztor, L. (2016).** Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Sci. Total Environ* **565**, 1054–1062.
- **Toudert, DJ. (1991).** Etude agro-pédologique détaillée de l'atelier agricole et évaluation de la stabilité structurale, sous l'influence du couvert végétal et du port organique. Mémoire INFSA, Mostaganem, Algérie.
- **Trinchant, J.C., Boscari, A., Spennato, G., Van de Sype, G., Le Rudulier, D. (2004).** Proline betaine accumulation and metabolism in alfalfa plants under sodium chloride stress. Exploring its compartmentalization in nodules. *Plant Physiol*, **135**(3), 1583-94
- **Troll, W., Lindsley, J. (1955).** A photometric method for the determination of proline. *J Biol Chem* **215**, 655-

660.

- **Tuna, AL., Kaya, C., Higgs, H., Murillo-Amador, B., Aydemir, S., Girgin, AR. (2008).** Silicon improves salinity tolerance in wheat plants. *Environ Exp Bot* **62** (1), 10-16 doi:10.1016/j.envexpbot.2007.06.006
- **Tuteja, N., Ahmad, P., Panda, BB., Tuteja, R. (2009).** Genotoxic stress in plants: shedding light on DNA damage, repair and DNA repair helicases. *Mutat Res* **681**, 134–149
- **Ullah, A., Heng, S., Munis, MFH., Fahad, S., Yang, X. (2015).** Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review. *Environ Exper Bot* **117**, 28-40.
- **Valentina, K., Kirill, V., Vladimir, K. (2010).** Plants Under Heavy Metal Stress in Saline Environments. Sherameti I. and Varma A. (eds.), Soil Heavy Metals, *Soil Biology* **19**, DOI 10.1007/978-3-642-02436-8\_8
- **Vamerali, T., Bandiera, M., Mosca, G. (2010).** Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environ Chem Lett* **8**, 1–17
- **Van Assche, F., Clijsters, H. (1986).** Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentrations of zinc: effects on electron transport and photo-phosphorylation. *Physiol Plant* **66**, 717–721.
- **Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., Van Der Lelie, D., Mench, M. (2009).** Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ Sci Pollut Res* **16**, 765-794.
- **Vanobberghen, F. (2010).** La phytoremédiati on en Wallonie : Evaluation du potentiel d’assainissement des sols contaminés en métaux lourds. Bruxelles : ULB, 91p
- **Vassilev, A., Berova, M., Zlatev, Z. (1998).** Influence of Cd on growth, chlorophyll content and water relations in young barley plants. *Biol Plant* **41**, 601–606
- **Vazques, MD., Poschenrieder, CH., Barcelo, J. (1987).** Chromium VI induced structural and ultrastructural changes in bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.). *Annals of Botany* (59), 427-438
- **Vázquez, S., Agha, R., Granado, A., Sarro, M., Esteban, E., Peñalosa, J., Carpena, R. (2006).** Use of white lupin plant for phytostabilization of Cd and As polluted acid soil. *Water, Air Soil Pollut* **177**, 349–365
- **Verma, S., Dubey, RS. (2003).** Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activity of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Sci* **164**, 645–655
- **Verslues, P., Agarwal, M., Katiyaragarwal, S., Zhu, J. (2006).** Methods and concepts in quantifying resistance to drought salt and freezing abiotic stresses that affect plant water Stans. *Plant J* **45**, 523-530.
- **Vijayarengan, P. (2012).** Growth and biochemical variations in Radish under zinc applications *Int J Res Plant Sci* **2**(3): 43-49
- **Vijayarengan, P. Lakshmanachary, AS. (1995).** Effects of nickel on growth and dry matter yield of greengram cultivars. *Indian J Environ Hlth* **37**(2), 99-106.
- **Vila, M. (2006).** Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire. PhD, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- **Visentin, M., Tava, A., Iori, R., Palmieri, S. (1992).** Isolation and identification of trans-4-(methylthio)-3-butenyl glucosinolate from radish roots (*Raphanus sativus* L.). *J Agric Food Chem* **40**(9), 1687–1691.
- **Volkov, KS., Kholodova, VP., Kuznetsov, VIV. (2006).** Plant adaptation to salinity reduces copper toxicity. *Dokl Biol Sci* **411**, 479–481
- **Vuorela, S. (2005).** Analysis, isolation, and bioactivities of rapeseed phenolics.
- **Vymazal, J. (2016).** Concentration is not enough to evaluate accumulation of heavy metals and nutrients in plants. *Sci Total Environ* **544**, 495–498
- **Vysotskaya, L., Hedley, PE., Sharipova, G., Veselov, D., Kudoyarova, G., Morris, J., Jones, HG. (2010).** Effect of salinity on water relations of wild barley plants differing in salt tolerance. *AoB Plant*. doi:

10.1093/aobpla/plq006

- **Walton, B.T., Anderson, T.A. (1992).** Plant microbe treatment systems for toxic waste. *Curr Opin Biotechnol* **3**, 267-270.
- **Wang, Y., Nil N. (2000).** Changes in chlorophyll, ribulose biphosphate carboxylase–oxygenase, glycine betaine content, photosynthesis and transpiration in *Amaranthus tricolor* leaves during salt stress. *J Hortic Sci Biotechnol* **75**, 623–627.
- **Wang, J., Zuo, K., Wu, W., Song, J., Sun, X., Lin, J., Li, X., Tang, K. (2003).** Molecular cloning and characterization of a new Na<sup>+</sup>/H<sup>+</sup> antiporter gene from *Brassica napus*. Mitochondrial DNA: *J DNA Map, Seq, Anal* **14**, 351-358
- **Wang, C., Zhang, S.H., Wang, P.F., Hou, J., Zhang, W.J., Li, W., Lin, Z.P. (2009).** The effect of excess Zn on mineral nutrition and antioxidative response in rapeseed seedlings. *Chemosphere* **75**, 1468–1476.
- **Wang, H., Chen, G., Zhang, H., (2014).** Identification of QTLs for salt tolerance at germination and seedling stage of *Sorghum bicolor* L. Moench. *Euphytica*, **196(1)**: 117-127.
- **Wang, S., Jia, Y., Wang, S., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z., Liu, B. (2010).** Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay. *China J Environ Sci* **22 (1)**, 23-31.
- **Wang, Y., Xu, L., Shen, H., Wang, J., Liu, W., Zhu, X., Wang, R., Sun, X., Liu, L. (2015).** Metabolomic analysis with GC-MS to reveal potential metabolites and biological pathways involved in Pb & Cd stress response of radish roots. *Sci Rep* **5:18296**.
- **Waśkiewicz, A., Muzolf-Panek, M., Goliński, P. (2013).** Phenolic Content Changes in Plants Under Salt Stress in Parvaiz Ahmad M.M. Azooz M.N.V. Prasad Editors Ecophysiology and Responses of Plants under Salt Stress ISBN 978-1-4614-4747-4 (eBook)
- **Wegglar, K. (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., Graham, R.D. (2000).** Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Aust J Soil Res* **38**, 37–46
- **Winkel-Shirley, B. (2002).** Biosynthesis of flavonoids and effects of stress. *Curr opin plant biol* **5(3)**, 218-223.
- **Wong, M.H. (2003).** Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* **50**, 775-780.
- **Woolhouse, H.W., Walkers, S. (1981).** The physiological basis of copper toxicity and copper tolerance in higher plants. In: Copper in soils and plants (Loneragan JF, Robson AD & Graham RD Eds), *Academic Press*, 235–262.
- **Wu, F., Zhang, G., Dominy, P., Wu, H., Bachir, DML. (2007).** Differences in yield components and kernel Cd accumulation in response to Cd toxicity in four barley genotypes. *Chemosphere* **70(1)**, 83-92
- **Wuana, R.A., Okieimen, F.E. (2011).** Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Int Sch Res Not* (e402647).
- **Xiang, L., Etxeberria, E., den Ende, W. (2013).** Vacuolar protein sorting mechanisms in plants. *FEBS Journal* **280(4)**, 979–993.
- **Xin, J., Huang, B., Liu, A., Zhou, W., Liao, K. (2013).** Identification of hot pepper cultivars containing low Cd levels after growing on contaminated soil: uptake and redistribution to the edible plant parts. *Plant Soil* **373**, 415–425
- **Xiong, T.C., Ronzier, E., Sanchez, F., Corratagé-Fauillie, C., Mazars, C., Thibaud, J.B. (2014).** Imaging long distance propagating calcium signals in intact plant leaves with the BRET-based GFP-aequorin reporter. *Front Plant Sci.* **5**, 43-45

- **Yadav, S., Irfan, M., Ahmad, A., Hayat, S. (2011).** Causes of salinity and plant manifestations to salt stress: a review. *J Environ Biol* **32**, 667–685
- **Yang, YW., Tai, PY., Chen, Y. (2000).** The origin of *Raphanus sativus* based on the DNA sequences from different organelles. *Hort Science* **35(3)**, 397.
- **Yeo, A., Flowers, T. (1983).** Varietal differences in the toxicity of sodium ions in rice leaves. *Physiol Plantarum*, **59(2)**, 189-195.
- **Yeo, A., Lee, KS., Izard, P., Boursier, PJ., Flowers, TJ. (1991).** Short- and long-term effects of salinity on leaf growth in rice (*Oryza sativa* L.). *J Exp Bot* **42**, 881–89
- **Ying, RR., Qiu, RL., Tang, YT., Hu, PJ., Qiu, H., Chen, HR., Shi, TH., Morel, JL. (2010).** Cadmium tolerance of carbon assimilation enzymes and chloroplast in Zn/Cd hyperaccumulator *Picris divaricata*. *J Plant Physiol* **167**, 81–87.
- **Yousuf, PY., Hakeem, KR., Chandna, R., Ahmad, P. (2012).** Role of Glutathione Reductase in Plant Abiotic Stress. In: Ahmad P, Prasad MNV (eds) Abiotic stress responses in plants: metabolism, productivity and sustainability, pp 149–158.
- **Yruela, I. (2005).** Copper in plants. *Braz J Plant Physiol* **17**, 145–156.
- **Yu, H., Wang, J., Fang, W., Yuan, J., Yang, Z. (2006).** Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice. *Sci Total Environ* **370**, 302–309
- **Zekri, M. (1993).** Seedling emergence, growth, and mineral concentration of three citrus rootstocks under salt stress. *J Plant Nutr* **16(8)**, 1555-1568.
- **Zhang, HW., Tyerman, SD. (1999).** Inhibition of Water Channels by HgCl<sub>2</sub> in Intact Wheat Root Cells. *Plant Physiol* **120**, 849–857
- **Zhang, S., Li, H., Liang, X., Yan, Y., Xia, P., Jia, Y., Liang, Z. (2015).** Enhanced production of phenolic acids in *Salvia miltiorrhiza* hairy root cultures by cimbing the RNAi-mediated silencing of chalcone synthase gene with salicylic acid treatment. *Biochem Eng J* **103**, 185-192.
- **Zhao, F., Ma, Y., Zhu, Y., Tang, Z., McGrath, SP. (2015).** Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. *Environ Sci Technol* **45(2)**, 750–759
- **Zhao, JW., Ren, D., Zhi, L., Wang., Xia, G. (2007).** *Arabidopsis* DREB1A/CBF3 bestowed transgenic tall fescue increased tolerance to drought stress. *Plant Cell Rep* **26(9)**, 1521–1528.
- **Zhao, L., Sun, Y., Hernandez-Viezcas, JA., Hong, J., Majumdar, S., Niu, G., Duarte-Gardea, M., Peralta-Videa, JR., Gardea-Torresdey, JL. (2015).** Monitoring the environmental effects of CeO<sub>2</sub> and ZnO nanoparticles through the life cycle of corn (*Zea mays*) plants and in situ  $\mu$ XRF mapping of nutrient sinkernels. *Environ Sci Technol* **49**, 2921– 2928
- **Zheljzkov, VD., Craker, LE., Xing, B. (2006).** Effects of Cd, Pb and Cu on growth and essential oil contents in dill, peppermint, and basil. *Environ Exp Bot* **58(1-3)**, 9-16.
- **Zhong Zheng Yan, Nora Fung, Yee Tam. (2011).** Temporal changes of polyphenols and enzyme activities in seedlings of *Kandelia obovata* under lead and manganese stresses. *Mar Pollut Bull* **63(5–12)**, 438-444.
- **Zhu, JK. (2001).** Plant salt tolerance. *Trends Plant Sci* **6(2)**, 66-71.
- **Zhu, JK. (2002).** Salt and drought stress signal transduction in plants. *Annu Rev Plant Biol* **53**, 247-273. Available on: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3128348/>
- **Zhu, H., Choi, HK., Cook, DR., Shoemaker, RC. (2005).** Bridging Model and Crop Legumes
- **Zid, E., Boukhris, M. (1977).** Quelques aspects de la tolérance de l'*Atriplex halimus* au chlorure de sodium. Multiplication, croissance, composition minérale. *Oecol. Plant.* **12**, 351–362.
- **Zilli CG, Balestrasse KB, Yannarelli GG, Polizio AH, Santa-Cruz DM, Tomaro ML. (2008).** Heme oxygenase up-regulation under salt stress protects nitrogen metabolism in nodules of soybean plants. *Environ*

*Exp Bot* **64**(1), 83-89.

- **Zouari, M., Ahmed, CB., Elloumi, N., Bellassoued, K., Delmail, D., Labrousse, P., Abdallah, FB., Rouina, BB. (2016b).** Impact of proline application on cadmium accumulation, mineral nutrition and enzymatic antioxidant defense system of *Olea europaea* L. cv Chemlali exposed to cadmium stress. *Ecotox Environ Safe* **128**, 195-205 doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.02.024
- **Zouari, M., Elloumi, N., Ahmed, CB., Delmail, D., Rouina, BB., Abdallah, FB., Labrousse, P. (2016a).** Exogenous proline enhances growth, mineral uptake, antioxidant defense and reduces cadmium-induced oxidative damage in young date palm (*Phoenix dactylifera* L.). *Ecol Eng* **86**, 202-209
- **Zourgui, M. (2012).** Action combinée de la bentonite et de la salinité sur les paramètres hydriques, biochimiques et minéraux chez le radis (*Raphanus sativus* L.) mémoire de Magister, Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem. Algérie
- **Zu, Y., Bock, L., Schwartz, C., Colinet, G., Li, Y. (2014).** Mobility and distribution of lead, cadmium, copper and zinc in soil profiles in the peri-urban market garden of Kunming, Yunnan Province, China. *Arch Agron Soil Sci* **60**, 133–149.
- **Zurayk, RA., Khoury, NF., Talhouk, SN., Baalbaki, RZ. (2001).** Salinity-heavy metal interactions in four salt-tolerant plant species. *J Plant Nutr* **24**, 1773–1786.

# *Annexes*

**Annexe 01 : Références de la classification du sol (US Department of Agriculture)****Tableau 01** : Classes de la capacité d'échange cationique et de la salinité dans le sol

CEC meq/100g	Interprétation	CE (dS/m)	Interprétation
CEC<9	Faible CEC	0 - 2	Non salin
9≤CEC≤12	CEC moyenne	2 - 4	Salinité faible
12<CEC≤15	CEC assez élevée	4 - 8	Salinité modérée
15<CEC≤25	CEC élevée	8 - 16	Salinité forte
CEC>25	CEC très élevée	16 - 32	Salinité sévère

**Tableau 02** : Classes du calcaire et de la matière organique dans le sol

CaCO <sub>3</sub> total	Interprétation	Matière organique (%)	Interprétation
CaCO <sub>3</sub> ≤5%	non calcaire	MO<1	Très pauvre
5<CaCO <sub>3</sub> ≤12,5%	faiblement calcaire	1<MO≤2	Pauvre
12,5<CaCO <sub>3</sub> ≤25%	modérément calcaire	2<MO≤3	Moyenne
25<CaCO <sub>3</sub> ≤50%	fortement calcaire	MO>4	Riche

**Tableau 03** : Classes texturales du sol

Texture du sol	Sable	Limon (silt)	Argile	Classe texturale
Sol sableux (texture grossières)	86-100	00-14	00-10	Sable
	70-86	00-30	00-15	Sable limoneux
Sol limoneux (modérément grossières)	50-70	00-50	00-20	Limon sableux
Sol limoneux (texture moyenne)	23-52	28-50	07-27	Limon
	20-50	74-88	00-27	Limon silteux
	00-20	88-100	00-12	Limon très fin (silt)
Sol limoneux (modérément fine)	20-45	15-52	27-40	Limon argileux
	45-80	00-28	20-35	Limon sablo-argileux
	00-20	40-73	27-40	Limon silto-argileux
Sol argileux (texture fine)	45-65	00-20	35-55	Argile sableuse
	00-20	40-60	40-60	Argile silteuse
	00-45	00-40	40-100	Argile

## Annexe 02 : Caractéristiques du terreau.

Caractéristiques	Valeurs
Matière organique	70 / 80 % de la matière sèche
Matière sèche	40 / 50 % du produit brute
Porosité totale du volume	80 % v/v
Humidité	Min 40% - Max 60%
pH eau	4.5 – 7.5
Conductivité électrique	0.7 dS/m
Sel (H <sub>2</sub> O)	< 1.5 g/l
Potassium	80 – 400 mg/l (K <sub>2</sub> O)
Azote (CaCl <sub>2</sub> )	50 – 300 mg/l (N)
Phosphate	80 – 300 mg/l (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )

## Annexe 3: Préparation des solutions stressantes

Tableau 01 : Préparation des solutions métalliques stressantes

Metal	Forme	Formule de la preparation des solutions métalliques
Plomb	Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	$Poids (g/l) = C (g/l) \cdot v(l) \cdot M Pb(NO_3)_2 (g/mol) / M Pb (g/mol)$
Cuivre	CuSO <sub>4</sub> , 5H <sub>2</sub> O	$Poids (g/l) = C (g/l) \cdot v(l) \cdot M CuSO_4, 5H_2O (g/mol) / M Cu (g/mol)$
Zinc	ZnSO <sub>4</sub> , 7H <sub>2</sub> O	$Poids (g/l) = C (g/l) \cdot v(l) \cdot M ZnSO_4, 7H_2O (g/mol) / M Zn (g/mol)$

Avec : (C) concentration ; (V) volume ; (M) masse molaire

Tableau 02 : Préparation des solutions salines stressantes

Sel	Forme	Formule de la préparation des solutions salines
Chlorure de sodium	NaCl	$Poids (g/l) = C \cdot V \cdot M NaCl$

Avec : (C) concentration (mol/l) ; (V) valence de l'ion ; (M) masse molaire

## Annexe 04 : Courbe d'étalonnage

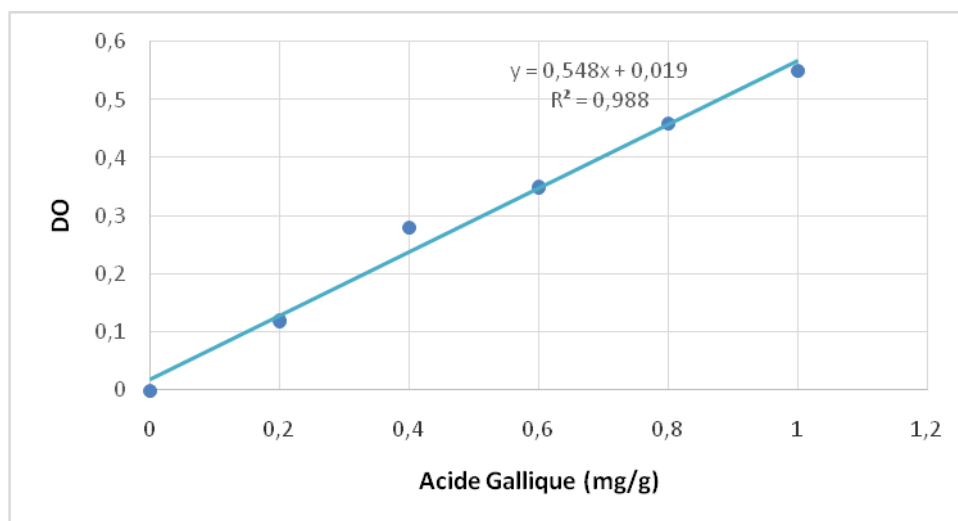


Figure 01 : Courbe d'étalonnage des polyphénols totaux

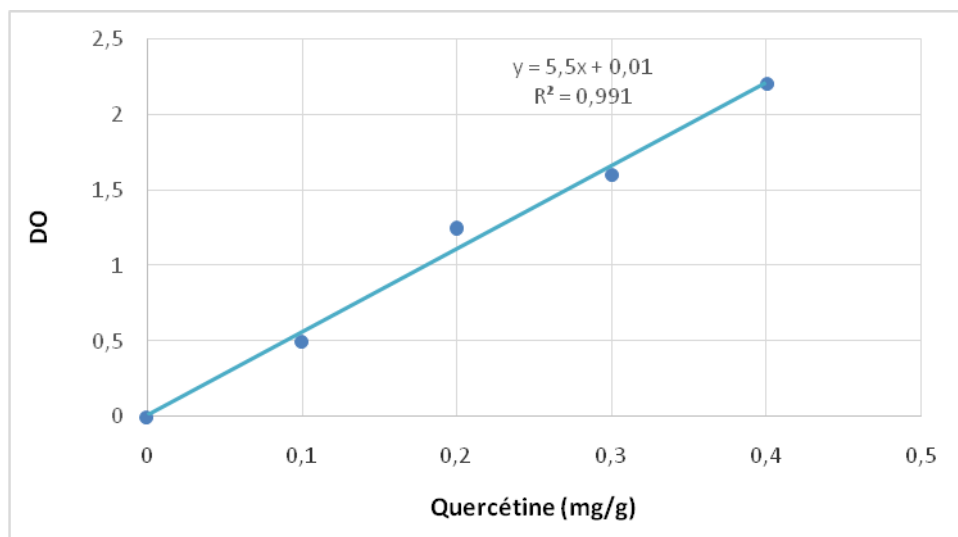
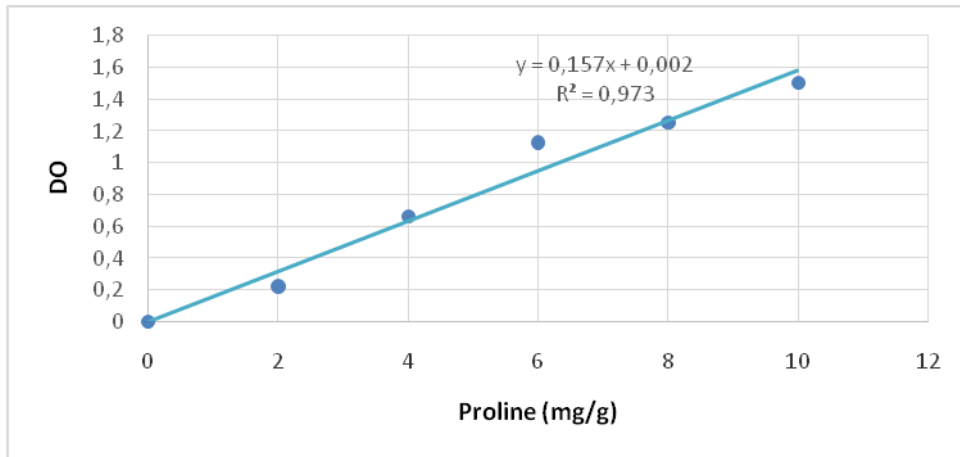
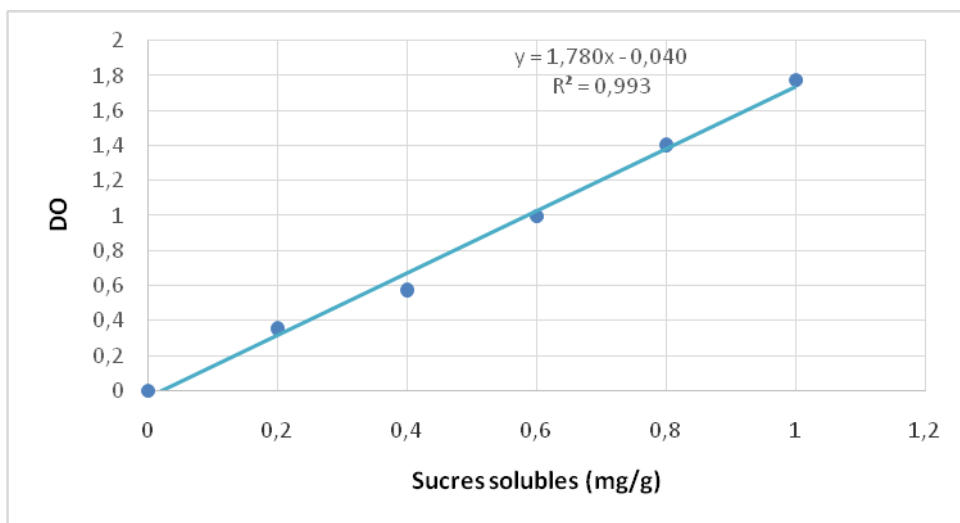


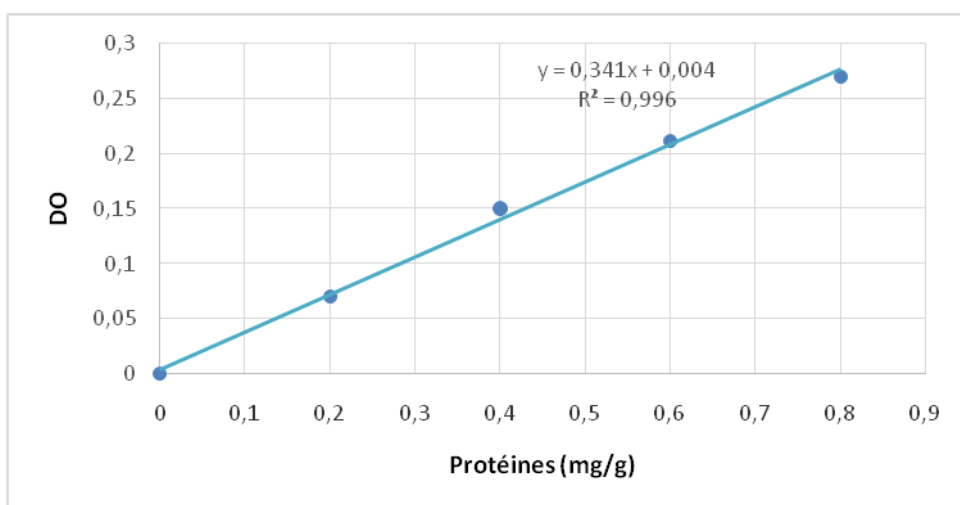
Figure 02 : Courbe d'étalonnage des Flavonoïdes totaux



**Figure 03** : Courbe d'étalonnage de la proline



**Figure 04** : Courbe d'étalonnage des sucres solubles



**Figure 05** : Courbe d'étalonnage des Protéines totales

**Annexe 05 : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et NaCl sur les paramètres morpho-physiologiques de *Raphanus sativus* L.**

Paramètre	Facteur Métal	F1* NaCl		F2* Métal		Interaction F1*F2	
		Test F	Prob	Test F	Prob	Test F	Prob
Teneur Relative en Eau	Plomb	0.445	0.6633	1.644	0.2071	1.288	0.3031
	Cuivre			0.31	0.8196	0.275	0.9420
	Zinc			2.045	0.1356	1.422	0.2505
Elongation aérienne	Plomb	6.759	0.0259	19.469	0	28.183	0
	Cuivre			0.276	0.8431	0.194	0.9737
	Zinc			2.377	0.0964	0.611	0.7202
Elongation racinaire	Plomb	73.389	0.0001	6.833	0.0020	21.476	0
	Cuivre			0.852	0.4824	12.214	0.0000
	Zinc			8.688	0.0005	10.421	0.0000
Poids Frais PA	Plomb	17.725	0.0035	10.949	0.0001	1.98	0.1114
	Cuivre			25.535	0	6.386	0.0005
	Zinc			161.67	0	21.69	0
Poids Frais PR	Plomb	0.22	0.8093	7.93	0.0009	2.905	0.0305
	Cuivre			7.574	0.0012	0.46	0.8309
	Zinc			4.597	0.0120	1.495	0.2256
Poids Sec PA	Plomb	6.983	0.0276	28.862	0	5.33	0.0016
	Cuivre			30.542	0	13.258	0
	Zinc			36.202	0	3.875	0.0087
Poids Sec PR	Plomb	9.302	0.0151	36.466	0	7.603	0.0001
	Cuivre			41.49	0	7.575	0.0001
	Zinc			17.749	0.0000	9.37	0.0000

**Annexe 06** : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et NaCl sur les chlorophylles de  
*Raphanus sativus* L.

Paramètre	Facteur Métal	F1* NaCl		F2* Métal		Interaction F1*F2	
		Test F	Prob	Test F	Prob	Test F	Prob
Chlorophylle A	Plomb	26.106	0.0014	3.185	0.0433	8.614	0.0000
	Cuivre			6.848	0.0020	8.714	0.0000
	Zinc			16.963	0.0000	6.438	0.0005
Chlorophylle B	Plomb	33.375	0.0008	44.048	0	8.44	0.0000
	Cuivre			147.44	0	12.211	0
	Zinc			62.954	0	13.365	0
Chlorophylle Totale	Plomb	8.157	0.02	18.993	0	4.395	0.0046
	Cuivre			77.966	0	1.357	0.2749
	Zinc			17.65	0.0000	4.74	0.0031

**Annexe 07** : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et NaCl sur les osmorégulateurs de *Raphanus sativus* L.

Paramètre	Facteur Métal	F1* NaCl		F2* Métal		Interaction F1*F2	
		Test F	Prob	Test F	Prob	Test F	Prob
Protéines PA	Plomb	34.174	0.0007	13.97	0.0000	6.679	0.0004
	Cuivre			17.735	0.0000	9.867	0.0000
	Zinc			5.52	0.0056	12.19	0.0000
Protéines PR	Plomb	17.579	0.0036	18.731	0	16.31	0
	Cuivre			6.05	0.0037	9.003	0.0000
	Zinc			20.499	0	8.502	0.0000
Proline PA	Plomb	20.888	0.0024	103.39	0	17.982	0
	Cuivre			105.95	0	14.111	0
	Zinc			44.215	0	19.904	0
Proline PR	Plomb	1.753	0.25138	16.865	0.0000	6.535	0.0004
	Cuivre			22.561	0	0.655	0.6871
	Zinc			12.1	0.0000	4.976	0.0024
Sucres Solubles PA	Plomb	1.397	0.3180	5.555	0.0054	6.737	0.0004
	Cuivre			50.114	0	7.888	0.0001
	Zinc			3.87	0.0229	0.488	0.8109
Sucres Solubles PR	Plomb	57.116	0.0002	31.764	0	4.881	0.0026
	Cuivre			15.053	0.0000	5.68	0.0011
	Zinc			51.195	0	7.775	0.0001

**Annexe 08** : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et NaCl sur les antioxydants  
de *Raphanus sativus* L.

Paramètre	Facteur	F1* NaCl		F2* Métal		Interaction F1*F2	
	Métal	Test F	Prob	Test F	Prob	Test F	Prob
Polyphénols Totaux PA	Plomb	73.489	0.0001	7.93	0.0009	10.906	0.0000
	Cuivre			9.184	0.0004	33.166	0
	Zinc			33.049	0	22.054	0
Polyphénols Totaux PR	Plomb	4.317	0.0688	2.32	0.1021	3.705	0.0107
	Cuivre			32.374	0	8.903	0.0000
	Zinc			11.447	0.0001	1.917	0.1224
Flavonoïdes PA	Plomb	39.843	0.0005	7.5	0.0012	15.537	0
	Cuivre			17.553	0.0000	3.102	0.0234
	Zinc			21.413	0	0.554	0.7627
Flavonoïdes PR	Plomb	0.558	0.6026	0.935	0.4423	2.657	0.0429
	Cuivre			10.158	0.0002	13.134	0
	Zinc			16.629	0.0000	3.87	0.0087
Activité Anti- radicalaire PA	Plomb	0.334	0.7307	21.333	0	0.921	0.4998
	Cuivre			34.856	0	3.279	0.0185
	Zinc			5.099	0.0079	9.214	0.0000
Activité Anti- radicalaire PR	Plomb	0.317	0.7419	49.763	0	10.948	0.0000
	Cuivre			106.93	0	29.128	0
	Zinc			13.765	0.0000	8.787	0.0000

**Annexe 09** : Analyses statistiques de l'effet de Pb, Cu et Zn et NaCl sur les métaux lourds  
de *Raphanus sativus* L.

Paramètre	Facteur	F1* NaCl		F2* Métal		Interaction F1*F2	
	Métal	Test F	Prob	Test F	Prob	Test F	Prob
Métaux lourds PA	Plomb	5.309	0.0130	96.41	0	5.794	0.0010
	Cuivre	5.57	0.0109	16.909	0.0000	3.031	0.0258
	Zinc	18.946	0.0000	1.791	0.1772	20.135	0
Métaux lourds PR	Plomb	10.745	0.0006	524.04	0	6.434	0.0005
	Cuivre	56.777	0	356.70	0	5.232	0.0018
	Zinc	112.54	0	38.908	0	13.528	0
Facteur de Translocation	Plomb	13.457	0.0001	11.962	0.0000	41.283	0
	Cuivre	8.506	0.0019	14.044	0.0000	16.126	0
	Zinc	4.94	0.0167	1.31	0.2959	19.054	0