

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة محمد الصديق بن يحيى - جيجل
Université Mohammed Seddik Benyahia – de Jijel

Faculté des Sciences de la Nature et de
la Vie
Département : Microbiologie Appliquée
et Sciences Alimentaires



كلية علوم الطبيعة والحياة
قسم: الميكروبيولوجيا التطبيقية
وعلوم التغذية

Mémoire de fin de cycle

En vue de l'obtention du diplôme :

Master Académique en Biologie

Option : Microbiologie Appliquée

Thème

Elimination du cadmium par les bactéries lactiques

Membres de jury :

Président : Dr. Essaid Laib

Examineur : Mme. Samiya Amira

Encadreur : Pr. Houria Ouled Haddar

Présenté par :

Basma Fenar

Marwa Ghemit

Yasmine Ikhlef

Année Universitaire 2019 - 2020

Numéro d'ordre (bibliothèque) :

Remerciements

Louange à Allah le tout Puissant, Clément et Miséricordieux qui nous a donné la force, la patience, et surtout la persévérance, pour finaliser ce modeste travail dans de bonnes conditions.

Nous remercions nos parents, par la même occasion pour leurs encouragements, leurs aides et leurs prières tout au long du cursus scolaire et universitaire.

*Nous tenons à remercier aussi notre professeur **Ouled Haddar Houria** pour avoir accepté de nous encadrer et de nous accompagner, pas à pas à travers ses conseils et ses orientations qui nous ont été très utiles lors de la rédaction de ce mémoire.*

*Nous exprimons également notre chaleureuse gratitude au président du jurys **Dr Laïb Essaid** et à **Mme Amira Samiya** examinatrice pour le temps réservé à l'évaluation de ce travail.*

*Nos vifs remerciements vont aussi à **Mme. Roula Hanane** pour ses conseils et son aide précieuse.*

Enfin, nous adressons nos remerciements à toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire.

Introduction.....	1
I. Le cadmium dans l'environnement	3
I.1 Caractéristiques	3
I.2 Pollution environnementale au cadmium	3
I.2.1 Contamination du sol	4
I.2.2 Contamination de l'eau	5
I.2.3 Contamination de l'air	5
II. Normes et réglementation	6
III. Risque d'exposition au Cd et santé humaine.....	7
III.1 Impact de la pollution environnementale par le Cd sur la chaîne alimentaire.....	7
III.1.1 Effets sur les producteurs.....	8
III.1.2 Effets sur les consommateurs primaires et secondaires	9
III.1.3 Effets sur l'espèce humaine	10
III.1.4 Effets sur les microorganismes	11
III.2 Métabolisme et mode d'action du Cd au niveau cellulaire.....	12
IV. Élimination du cadmium et protection de l'environnement.....	13
IV.1 Notion de microorganismes résistants aux métaux lourds	13
IV.2 Élimination du cadmium par les bactéries lactiques	14
IV.2.1 Biosorption.....	15
IV.2.1.1 Adsorption physique	17
IV.2.1.2 Échange d'ions.....	17
IV.2.1.3 Complexation.....	18
IV.2.1.4 Précipitation	18
IV.2.2 Bioaccumulation	19
IV.2.2.1 Transport à travers la membrane cellulaire	20
IV.2.2.2 Séquestration intracellulaire du cadmium	20
IV.2.3 Biotransformation	21

IV.3	Influence de différents facteurs sur l'élimination du Cd par les bactéries lactiques..	21
IV.3.1	Effet du pH.....	21
IV.3.2	Effet de la température	22
IV.3.3	Effet du temps de contact	22
IV.3.4	Effet de la concentration des ions métalliques.....	23
IV.3.5	Effet de la concentration de la biomasse	23
V.	Exemples de bactéries lactiques étudiée pour l'élimination du cadmium	24
V.1	<i>Lactobacillus</i>	24
V.2	<i>Enterococcus</i>	27
V.3	<i>Bifidobacterium</i>	29
V.4	<i>Lactococcus</i>	30
	Conclusion	33
	Références bibliographiques	35

Liste des figures

Figure 1: Transfert du Cadmium dans la chaîne alimentaire.7

Figure 2: Sources, absorption et toxicité du Cd dans les plantes.9

Figure 3: Voies de circulation du Cd dans le corps des mammifères.11

Figure 4: Toxicité cellulaire du cadmium.12

Figure 5: Mécanismes de résistance au Cd par les bactéries lactiques15

Figure 6: Mécanisme de biosorption chez les bactéries lactiques.16

Figure 7: Transport du Cd et accumulation intracellulaire19

Liste des tableaux

Tableau 1: Normes Algériennes et internationales (OMS) de rejet de cadmium dans l'eau, l'air et le sol. 6

Liste des abréviations

ADN : Acide désoxyribonucléique.

Asp : Acide aspartique.

ATP : Adénosine triphosphate.

Bb. : *Bifidobacterium*.

CAT : Catalase.

Cd-Alb : Cadmium lié à l'albumine.

CdCO₃ : Carbonate de cadmium.

CDF : Cation diffusion facilitators.

CMI : Concentration minimale inhibitrice.

CdMT : Cadmium lié à des métallothionéines.

E. : *Enterococcus*.

Glu : Acide glutamique.

GSH : Glutathion sulfhydryle.

GSSG : Disulfure de glutathion.

Lb. : *Lactobacillus*.

MRS: de Man, Rogosa et Sharpe.

O₂⁻ : Ion superoxyde.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

pKa : Constante d'acidité.

ROS : Espèces réactives de l'oxygène.

RT-PCR : Reverse transcription polymerase chain reaction.

SOD : Superoxyde dismutase.

FTIR : Fourier-transform infrared spectroscopy.

TrxR : Thiorédoxine réductase.

Introduction

Durant ces dernières décennies, et avec l'augmentation des activités humaines, différentes molécules ont été libérées dans l'environnement dont la plupart sont toxiques non seulement pour la flore et la faune mais également pour l'espèce humaine. Les métaux lourds issus de ces activités (les industries métallurgiques, minières, les centrales électriques, les raffineries de pétrole les tanneries, les décharges publiques...) jouent un rôle primordial dans cette pollution qui devient par conséquent un problème grave dans le monde. Le terme "métaux lourds" fait référence à tout élément métallique qui a une densité relativement élevée (au-dessus de 5 g / cm^3) et toxique même à faible concentration (**Bailey *et al.*, 1999; Nies., 1999; Kouame *et al.*, 2006; Nagajyoti *et al.*, 2010; Ali *et al.*, 2013**).

Contrairement aux matières organiques, les métaux lourds ne sont pas biodégradables et persistent donc indéfiniment dans l'environnement, ce qui provoque l'accumulation de ces éléments tout au long de la chaîne alimentaire avec une augmentation de leurs concentrations lorsqu'ils passent d'un niveau trophique inférieur à un niveau trophique supérieur. Par ailleurs, il est à signaler que certains métaux sont indispensables (essentiels) à l'organisme à des faibles concentrations comme le cuivre, le zinc et le fer, d'autres n'ont aucune fonction biologique (non essentiels) et sont directement toxiques pour les cellules, constituant ainsi une menace sérieuse pour l'environnement, les animaux et les humains (**Volesky et Holan., 1995 ; Khan *et al.*, 2008; Yemane *et al.*, 2008; Ali *et al.*, 2013**).

Parmi les métaux non essentiels, le cadmium (Cd) est un polluant métallique très toxique dans l'environnement, car il provoque des dommages et des effets toxiques élevés chez la plupart des êtres vivants lorsqu'il est consommé même en très faibles concentrations. Aujourd'hui, les aliments et les boissons que nous consommons sont probablement contaminés par une gamme de métaux lourds en particulier le cadmium qui est associé à de nombreuses maladies chez l'Homme. De plus, l'exposition à long terme au cadmium par l'air, l'eau, le sol et les aliments entraîne une toxicité pour les systèmes : squelettique, urinaire, reproductif, cardiovasculaire, nerveux et les systèmes respiratoires et peut causer également le cancer. Cet élément extrêmement toxique continue de préoccuper l'intérêt des scientifiques car sa concentration environnementale ne cesse d'augmenter en raison de la mobilisation anthropique mondiale qui s'accélère d'année en année (**Baize., 2000; Martin-Garin et Simon., 2004; Benavides *et al.*, 2005; Yemane *et al.*, 2008; Monachese *et al.*, 2012; Rahimzadeh *et al.*, 2017; Bagheri *et al.*, 2019**).

A cet effet, l'élimination du cadmium s'avère nécessaire afin de préserver la vie écologique de tout risque de ses toxicités. En effet, plusieurs méthodes ont été proposées pour

éliminer les métaux lourds de l'environnement y compris la précipitation (**Esalah et al., 2000**), l'adsorption (**Bulut., 2007**), la filtration sur membrane (**Yurekli., 2016**)...etc.

Ces procédés physicochimiques sont les techniques les plus anciennes et sont largement utilisées jusqu'à présent grâce à leur efficacité d'élimination des métaux lourds. Cependant, l'utilisation de micro-organismes et de plantes pour la décontamination des métaux lourds a attiré une attention accrue ces dernières années en raison de leur nature respectueuse de l'environnement, de leur faible coût et de leur large disponibilité. De plus, ces systèmes biologiques permettent d'éviter plusieurs problèmes associés à l'élimination des polluants à l'aide de méthodes conventionnelles qui sont coûteuses, peu efficaces à de faibles concentrations métalliques et produisent des boues à éliminer (**Mejare et Bülow., 2001; Halttunen et al., 2007; Zoghi et al., 2014; Chen et al., 2019**).

Les bactéries lactiques sont parmi les microorganismes qui offrent l'avantage d'être efficacement utilisées pour éliminer les métaux lourds des solutions aqueuses. En raison de leur nature et de leur composition membranaire, ces biomasses bactériennes sont des adsorbants naturels pour les métaux. En outre, plusieurs recherches ont montré que les bactéries lactiques sont résistantes aux métaux lourds et jouent un rôle important dans leur accumulation. Cette capacité a été attribuée aux différences entre la charge négative nette des bactéries et la charge cationique de nombreux métaux. Pour ces raisons, en plus de leurs divers effets bénéfiques sur la santé humaine principalement au niveau intestinal, l'exploitation de ces bactéries résistantes aux métaux lourds et leur application potentielle pour le traitement des eaux contaminées par les métaux est l'une des technologies de bioremédiation potentiellement prometteuses (**Menard et al., 2004; Halttunen et al., 2007; Chiban et Sinan., 2011; Bhakta et al., 2012; Monachese et al., 2012; Sofu et al., 2015**).

Un nombre considérable de souches de bactéries lactiques ont été utilisés pour l'élimination du cadmium des solutions aqueuses et des aliments en particulier : *Lactobacillus plantarum*, *Lactobacillus rhamnosus*, *Lactobacillus fermentum*, *Bifidobacterium longum* (**Kirillova et al., 2017; Zhai et al., 2019; Bhattacharya., 2020**). A la lumière de ces données, l'idée générale de notre travail est d'étudier la capacité d'élimination du cadmium chez les différentes espèces de bactéries lactiques et de mettre le point sur les différents mécanismes élaborés par ces bactéries pour résister à sa toxicité. Ceci nous permettra de développer des processus de bioremédiation « verts », basés principalement sur l'action épuratrices de ces bactéries.

I. Le cadmium dans l'environnement

I.1 Caractéristiques

Le cadmium est un métal blanc argent, légèrement bleuté. Ses propriétés chimiques présentent beaucoup de similitudes avec celles du zinc. En solution, il se trouve principalement sous la forme de cation, à l'état d'oxydation (Cd^{+2}). Ces principales formes cristallines sont : le greenockite (CdS), l'otavite (CdCO_3), le montéponite (CdO) et la cadmosérite (CdSe) (**Martin-Garinet et Simon., 2004**).

Le cadmium (Cd) est un élément naturel de la croûte terrestre et n'existe pas à l'état natif. Il se trouve généralement sous forme de minéral en combinaison avec d'autres éléments tels que l'oxygène, le chlore, le soufre, ou le zinc. Ce métal n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (**Martin-Garinet et Simon., 2004; Cuypers et al., 2010; Czczot et Skrzycki., 2010; Kumar et Singh., 2010**).

I.2 Pollution environnementale au cadmium

Le cadmium est un élément relativement rare qui est uniformément distribué dans les roches de la croûte terrestre. Généralement, le Cd est présent à de faibles concentrations dans l'environnement, en moyenne 0,2 mg/kg dans la lithosphère, 0,53 mg/kg dans les sols de surface et moins de 0,66 mg/kg (poids sec) dans les aliments végétaux. Il provient généralement des processus naturels tels que les éruptions volcaniques, les altérations géologiques des continents, le lessivage des sols riches en Cd, et les incendies de forêts. Cependant, les concentrations élevées de Cd qui ont été mesurées à de nombreux endroits dans le monde ces dernières décennies sont causées essentiellement par les activités anthropiques provenant de l'épuration des eaux usées (boues d'épuration), de l'application d'engrais phosphatés, de l'extraction minière, de la combustion de combustibles, de la production de stabilisateurs plastiques et de batteries nickel-cadmium, de galvanoplastie, et de la production de pigments. En conséquence, 10% du Cd total dans l'environnement provient de sources naturelles, tandis que les 90% restants proviennent de ces activités anthropiques. Ces dernières ont contribué à l'entrée du cadmium dans la chaîne alimentaire humaine et animale (**Satarug et al., 2003; Yemane., 2008; Kumar et Singh., 2010; Liu et al., 2017; Chiarelli et al., 2019**).

Les émissions de cadmium réalisées par les activités naturelles et anthropiques citées précédemment sont rejetées dans les divers compartiments de l'environnement, le sol, l'air et l'eau. Les émissions dans l'air sont considérées comme plus rapides que celles dans l'eau qui sont à leur tour considérées plus rapides que celles dans le sol (**Sarkar et al., 2013**).

I.2.1 Contamination du sol

Le Cd est naturellement présent dans les sols à des concentrations de 0,1 à 0,5 mg kg⁻¹ provenant essentiellement de l'altération de la roche-mère lors de la formation des sols. Cette altération naturelle des roches pourrait être une source géogénique importante de Cd en particulier dans les sols contenant des roches riches en Cd comme les schistes noirs, ce qui peut donner dans certains cas des sols fortement concentrés en métaux de manière générale, au point que cette contamination naturelle soit problématique sur le plan écologique (**Rivera-Becerril et al., 2005; Sirven., 2006; Liu et al., 2017; Chiarelli et al., 2019; Kubier et al., 2019**).

Bien que les apports géogéniques aient contribué dans certains cas à l'augmentation des teneurs du Cd dans les sols, les activités anthropiques restent les principales sources de la pollution des sols (fonderie et affinage de métaux, combustion de combustibles fossiles et épandage d'engrais phosphatés et de boues d'épuration aux sols...). La contamination d'origine agricole fait toujours la part la plus importantes de cette pollution en raison qu'elle a pour but d'ensemencer directement les sols en substances diverses, afin de fertiliser le sol (engrais, boues) ou de se débarrasser des êtres vivants nuisibles aux cultures (pesticides, herbicides, etc.). De ce fait, une accumulation excessive de Cd dans les sols agricoles provoque une absorption élevée de Cd dans les cultures et pose donc des dommages écologiques et des risques pour la santé à long terme (**Schwartz et al., 2003; Rivera-Becerril et al., 2005; Sirven., 2006; Cao et al., 2009; Guo et al., 2018; Kubier et al., 2019**).

Cette pollution au cadmium, à travers les différentes substances, a des effets indirectement néfastes sur la santé de l'Homme en raison de sa solubilité dans le sol et sa mobilité dans le système sol-plante ce qui permet d'augmenter ainsi le risque de contamination de la chaîne alimentaire par une meilleure absorption des plantes. Dans les sols, le Cd peut exister sous forme soluble, échangeable ou combinée avec les constituants du sol. Les microorganismes et les plantes de ce dernier sont donc les premiers systèmes biologiques touchés et constituent les premiers maillons de la chaîne alimentaire qui peut à son tour être contaminée. De plus, cette pollution est d'autant plus grave que le métal peut très vite passer des sols vers les nappes phréatiques par lessivage, et contaminer ainsi l'eau potable

(Schwartz *et al.*, 2003; Rivera-Becerril *et al.*, 2005; Sirven., 2006; Redon., 2009; Kubier *et al.*, 2019).

I.2.2 Contamination de l'eau

Le Cd est couramment détecté dans les environnements aquatiques, libéré principalement par des activités anthropiques en particulier les effluents industriels et les rejets agricoles ainsi que par des sources naturelles comme le lessivage des sols riches en Cd ou aussi les activités volcaniques, il se trouve dans ces milieux sous diverses forme physiques (dissoute, colloïdale et particulaire) et sous différentes formes chimiques (minérale ou organique) (Gonzalez *et al.*, 2007; El-Sherif *et al.*, 2008; Kumar et Singh., 2010).

Le cadmium est parmi les polluants inorganiques les plus dangereux dans ces écosystèmes aquatiques à cause de sa rémanence et sa tendance à la bioaccumulation dans les organismes aquatiques (les poissons, les huîtres, les moules, les sédiments et autres composants des écosystèmes aquatiques), ce qui peut entrainer des conséquences néfastes pour la vie marine ainsi que les consommateurs des produits de la mer en particulier les êtres humains qui peuvent être atteints à travers la chaîne alimentaire. De plus le cadmium peut contaminer l'eau potable en raison de sa présence (comme impureté) dans le zinc des tuyaux galvanisés ou des soudures contenant du cadmium dans les raccords, les chauffe-eau, les refroidisseurs d'eau et les robinets (Di Natale *et al.*, 2008; Kumar et Singh., 2010; Al Othman *et al.*, 2011; Oumar *et al.*, 2014).

I.2.3 Contamination de l'air

Les émissions de cadmium dans l'atmosphère proviennent naturellement des feux de forêt, de l'eau de mer vaporisée, des poussières portées par les vents, et de l'activité volcanique qui produit 20 % des émissions totales. Cependant, les activités anthropiques en particulier les industries métallurgiques, génèrent globalement des émissions plus importantes que celles des sources naturelles. Il se retrouve essentiellement sous forme d'oxydes et de chlorures incorporés dans les aérosols et dans les particules atmosphériques fines et très fines qui peuvent être facilement dispersées par le vent et finalement déposées par dépôt humide et sec (Gérard., 2000 ; Roustan *et al.*, 2006; Cullen et Maldonado., 2013).

Cette source atmosphérique peut donc fournir un apport important de cadmium dans les sols et les eaux de surface ce qui peut augmenter ainsi le risque d'exposition humaine par les aliments et les boissons, avec bien sur l'exposition directe par la respiration de l'air pollué qui peut affecter sévèrement le système respiratoire (Queguiner *et al.*, 2009; Zorrig., 2011; Cullen et Maldonado., 2013).

II. Normes et réglementation

En raison des effets néfastes du cadmium sur les êtres vivants et l'environnement, les communautés internationales ont établis des normes et des réglementations à respecter concernant les rejets de cadmium dans les différents écosystèmes environnementaux, afin de préserver la santé humaine et l'environnement.

Nous reprenons dans **le tableau 1** les normes algériennes et internationales de rejet de cadmium dans l'eau, l'air et le sol (**Joradp N° 24., 2006; Joradp N°26., 2006; Ben Chabane., 2015 ; Gado *et al.*, 2018**)

Tableau 1: Normes Algériennes et internationales de rejet de cadmium dans l'eau, l'air et le sol.

	Normes algériennes		Normes internationales (OMS)
L'eau	Eau potable	3µg /l	/
	Eaux superficielles	5µg/l	5µg/l
	Eaux souterraines	5µg/l	/
	Eaux usées	0.1mg/l	/
	Rejets industriels	0.2 mg/l	/
L'air	0.25mg/nm ³		/
Le sol	/		2mg/kg

III. Risque d'exposition au Cd et santé humaine

III.1 Impact de la pollution environnementale par le Cd sur la chaîne alimentaire

Comme nous avons vu précédemment, le cadmium est un polluant non biodégradable qui se caractérise par une toxicité potentiellement élevée, une mobilité élevée et de longues demi-vies dans l'environnement. Par conséquent, la contamination des écosystèmes terrestres et aquatiques par le cadmium peut entraîner l'absorption de ce métal et sa bioaccumulation dans différents organismes vivants puis dans toute la chaîne alimentaire ce qui conduit à une contamination de la nourriture et donc la pénétration de ce métal toxique dans le corps humain lorsque ces aliments sont consommés (**figure .1**). De ce fait, 90% de l'exposition au cadmium de la population générale non fumeuse est attribuable à l'ingestion de la nourriture contenant ce métal, ce qui fait de la chaîne alimentaire la source principale d'exposition (**Asagba., 2010; Aslam et al., 2015; Zhu et al., 2015; Jacquet., 2017**).

Les aliments qui contribuent le plus à l'exposition quotidienne au cadmium sont les aliments les plus fréquemment utilisés et qui sont ingérés en grandes quantités comme les céréales et les produits céréaliers (26.9%), les légumes (16%), les féculents et les tubercules (13.2%). C'est pour ces raisons, la recherche sur le transfert trophique du cadmium dans les chaînes alimentaires est donc importante et urgente (**Zhu et al., 2015; Jacquet., 2017**).

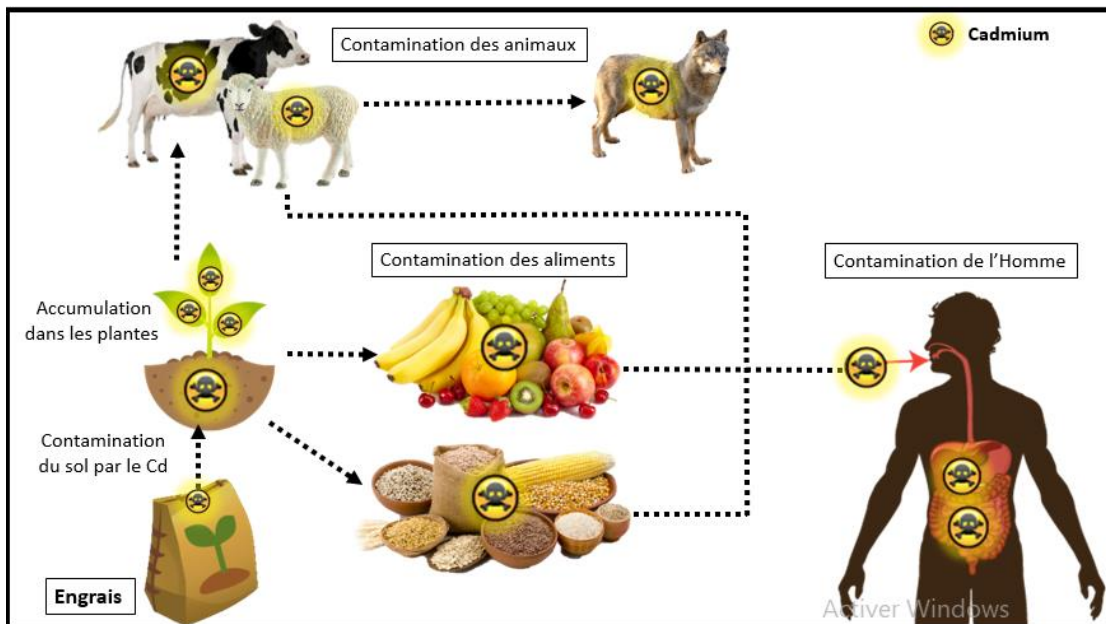


Figure 1: Quelques modes de contamination de l'Homme par le Cd.

III.1.1 Effets sur les producteurs

Les végétaux sont la principale voie d'entrée du cadmium dans la chaîne alimentaire. L'accumulation de ce métal dans le sol plus particulièrement à proximité des zones polluées urbaines et industrielles, expose les plantes à des concentrations croissantes de cadmium qui peuvent être assimilées par cette végétation spontanée, et comme ce métal n'a aucune fonction biologique connue chez les plantes il provoque des problèmes de toxicité extrême même à des faibles concentrations. Ces plantes jouent un rôle clé pour la répartition ultérieure du cadmium dans les chaînes alimentaires (**Prasad., 1995; Nedjimi., 2009; Zorrig., 2011**).

De nombreuses études ont montré que la pollution des sols par le cadmium provoque de graves problèmes pour la végétation qui peuvent se traduire par l'apparition de différents symptômes et des changements physiologiques, biochimiques et structurels des plantes. L'accumulation du cadmium dans les végétaux modifie l'absorption de minéraux du sol (fer, magnésium, calcium...) par ses effets sur la disponibilité de ces minéraux (soit par substitution, soit par compétition au niveau des sites d'absorption membranaire) ou par une réduction de la population microbienne du sol. Elle inhibe également l'ouverture stomatique et la transpiration en interagissant avec l'équilibre hydrique et le flux d'eau de la plante. En outre, il perturbe les enzymes du cycle de Calvin ce qui affecte la photosynthèse et diminue donc la productivité des cultures (**figure 2**) (**Benavides et al., 2005; Nedjimi., 2009; Zorrig., 2011; Nazar et al., 2012**).

La chlorose, la nécrose, les enroulements de feuilles et leur rabougrissement, l'accélération de la sénescence, accompagnés d'une inhibition de la croissance des plantes et une diminution de leur biomasse sont les principaux symptômes facilement visibles de la toxicité du cadmium chez les plantes. Cependant, l'absorption de Cd par les racines dépend des facteurs du sol tels que la concentration de Cd dans le sol, le pH du sol, la salinité, et le niveau de matière organique (**Benavides et al., 2005; Nedjimi., 2009; Zorrig., 2011; Nazar et al., 2012; Roberts., 2014**).

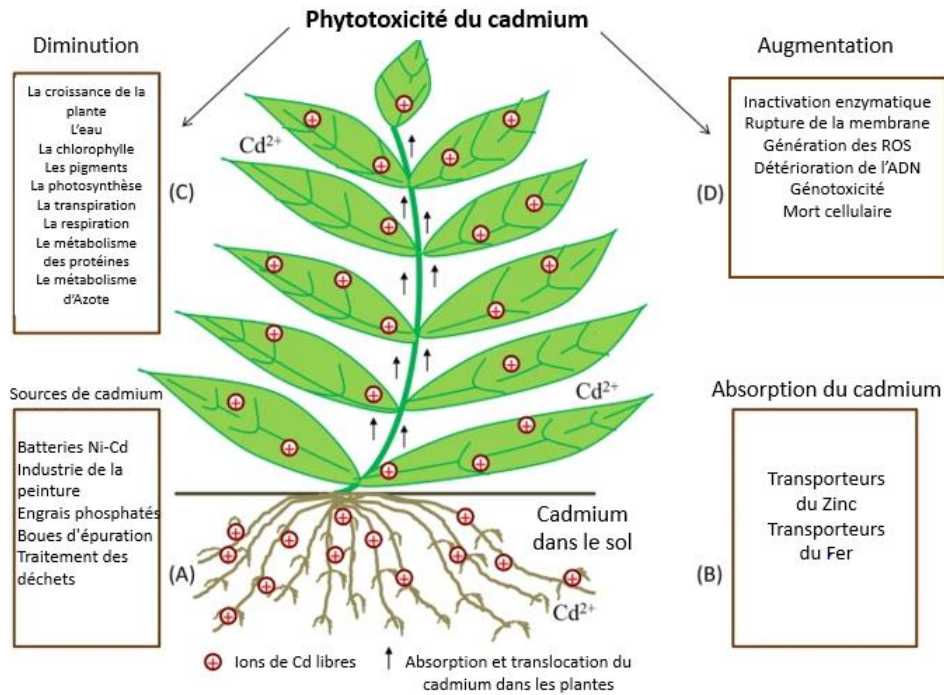


Figure 2: Sources, absorption et toxicité du Cd dans les plantes.

ADN, acide désoxyribonucléique; ROS, espèces réactives de l'oxygène: **(A)** sources de cadmium dans le sol; **(B)** l'absorption de cadmium par diverses protéines de transport dans les plantes; **(C)** la toxicité du cadmium provoque une réduction des traits morphologiques, physiologiques et biochimiques des plantes; **(D)** la toxicité du cadmium provoque un stress oxydatif, une génotoxicité chez les plantes (**Bali et al., 2020**).

III.1.2 Effets sur les consommateurs primaires et secondaires

Les plantes qui concentrent énormément les métaux sont une source de nourriture principale pour les herbivores, elles jouent donc un rôle essentiel dans l'introduction des métaux dans le réseau trophique. Les animaux consommateurs assimilent principalement le cadmium par ingestion, mais également par inhalation. L'accumulation de ce métal se fait dans divers tissus d'organes tels que l'estomac, le foie, les reins, les poumons. Ce qui peut provoquer dans ces organes des problèmes graves comme une mutagénèse, une cancérogenèse, une tératogenèse, une immunosuppression et peut également inhiber la croissance, réduire la fertilité et nuire à la reproduction. De plus, certains animaux sont importants pour l'alimentation humaine, en particulier les mammifères tels que les bovins ce qui peut provoquer donc de nombreuses maladies chez l'Homme. Le transfert du cadmium chez ces animaux dépend non seulement du degré d'exposition, mais également des espèces

animales, de la saison, du sexe, de l'âge, mais beaucoup plus du régime alimentaire. (Sofyan *et al.*, 2006; Gall *et al.*, 2015).

III.1.3 Effets sur l'espèce humaine

Les deux principales sources d'exposition au cadmium chez l'Homme sont l'alimentation et le tabagisme. De ce fait, on distingue deux voies d'absorption qui sont la voie digestive (ingestion) et la voie pulmonaire (inhalation). Cette dernière est la voie la plus importante, en raison qu'une courte durée d'exposition à des fortes concentrations de poussière ou des fumées de cigarette, est irritante pour les cellules du système respiratoire. Une fois inhalé, une fraction du cadmium se dépose le long du tractus respiratoire en fonction de la taille des particules. Cette absorption peut se poursuivre pendant plusieurs semaines même après une inhalation unique ce qui permet au cadmium d'atteindre la circulation sanguine, généralement sous forme de complexes cadmium-cystéine (Godt *et al.*, 2006; Andujar *et al.*, 2010; Bisson., 2011).

En raison de ses taux élevés de transfert du sol à la plante, le cadmium est un contaminant présent dans la plupart des aliments comme certaines céréales (riz, blé...), les fruits de mer, les abats, les champignons et les légumes. Seulement, il est à noter que l'absorption par voie digestive est faible par rapport à la voie pulmonaire, elle représente environ 5% d'une quantité ingérée de cadmium. Ce taux peut être augmenté lors de carences alimentaires en calcium, en fer, en zinc, en cuivre ou en protéines (Prasad., 1995; Godt *et al.*, 2006; Andujar *et al.*, 2010; Satarug *et al.*, 2010; Bisson., 2011).

Quel que soit la voie d'absorption, le cadmium cause de graves dommages à la santé humaine avec une longue demi-vie biologique estimée à plus de 20 ans chez l'Homme, ainsi qu'un faible taux d'excrétion par l'organisme. Ce temps de séjour exceptionnel dans le corps permet le stockage du cadmium dans les tissus surtout dans le foie et les reins malgré qu'il n'a aucune fonction physiologique connue (**figure 3**) (Martelli *et al.*, 2006; Lévesque., 2007).

Plusieurs études de toxicité réalisées chez l'Homme montrent qu'en santé publique les retentissements les plus importants sont (Andujar *et al.*, 2010; Bisson., 2011; Zorrig., 2011):

- **L'effet néphrotoxique** se caractérisant par une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale.

- **L'effet sur le système cardio-vasculaire** se caractérisant par une augmentation de la pression artérielle.

- **L'effet sur le système squelettique** se caractérisant par une insuffisance rénale associée à l'ostéoporose et à l'ostéomalacie.

- **L'effet sur le système respiratoire** se caractérisant par des troubles respiratoires et des œdèmes pulmonaires ainsi qu'une destruction des muqueuses.

- **L'effet sur le système de reproduction** se caractérisant chez les femmes par une augmentation de l'avortement spontané. En outre, les auteurs suggèrent que le cadmium pourrait avoir un rôle dans la réduction de la qualité du sperme.

- **L'effet cancérigène** se caractérisant par l'apparition de certains cancers notamment les cancers du poumon, du naso-pharynx et de la prostate ainsi que le cancer du rein.

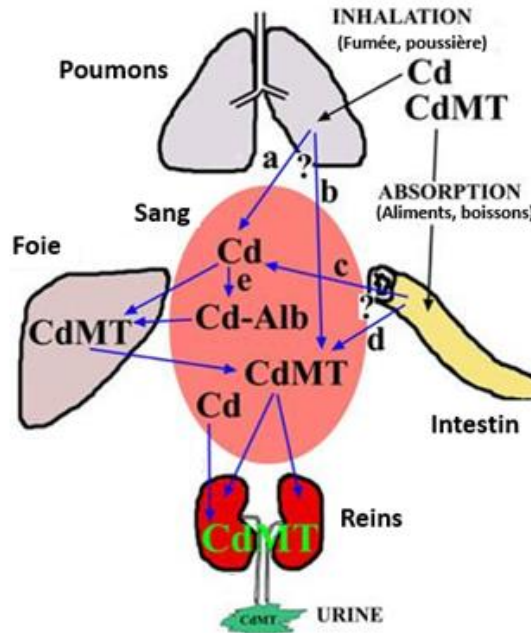


Figure 3: Voies de circulation du Cd dans le corps des mammifères.

Le Cd pénètre dans le sang par des mécanismes inconnus (?) sous forme de cations (a, c), ou lié à des métallothionéines CdMT (b, d), puis il circule dans le sang sous forme d'ion cationique (libre) et en grande partie lié à l'albumine Cd-Alb (e) et partiellement sous forme de CdMT. (Sabolić *et al.*, 2010).

III.1.4 Effets sur les microorganismes

En plus de son effet toxique sur les différents niveaux de la chaîne trophique, le cadmium est connu aussi par sa toxicité sur la plupart des microorganismes telluriques. Il provoque une diminution de l'activité enzymatique et des changements dans la structure de la communauté, ce qui affecte la croissance et le métabolisme de ces microorganismes. Ces types d'altérations conduisent à des réductions de la biomasse microbienne qui présentent par la suite des conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes (Ekelund *et al.*, 2003; Gall *et al.*, 2015).

III.2 Métabolisme et mode d'action du Cd au niveau cellulaire

Au niveau cellulaire, le cadmium affecte la prolifération, la différenciation et le cycle cellulaire, et inhibe la réparation et la méthylation de l'ADN. Ce cation divalent peut également remplacer d'autres cations physiologiquement indispensables comme le cuivre, le fer, le calcium ou le zinc, et utilise les transporteurs de ces cations pour entrer dans les cellules ou se distribuer dans l'organisme. En outre, Le remplacement d'un atome de fer ou de cuivre par un atome de cadmium au niveau de leurs sites de liaison sur diverses protéines cytoplasmiques ou membranaires modifie la structure de ces protéines et augmente la concentration de fer et de cuivre libre dans la cellule ce qui engendre un stress oxydatif dont l'extrême finalité peut être l'apoptose (**figure 4**) (Waisberg *et al.*, 2003; Belliaro., 2018).

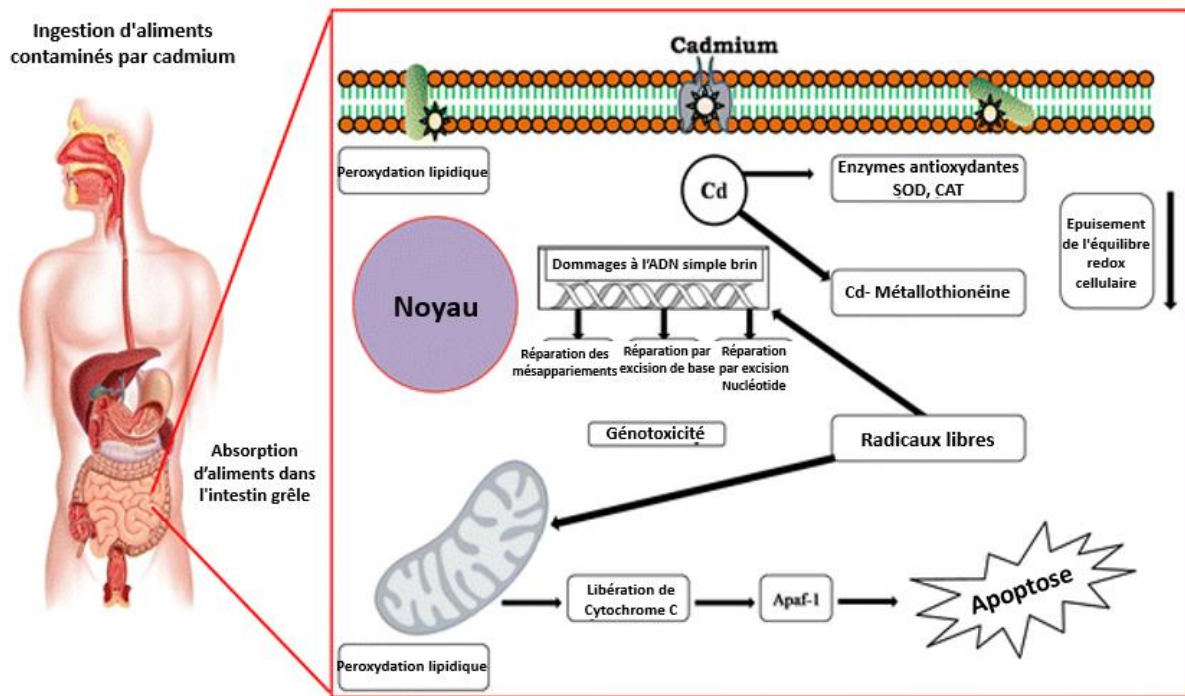


Figure 4: Toxicité cellulaire du cadmium (Kumar *et al.*, 2018).

IV. Élimination du cadmium et protection de l'environnement

À partir de ce qui précède, l'élimination du cadmium est capitale pour protéger la qualité de vie de l'Homme et de l'environnement. Cette protection impose que le cadmium contenu dans les effluents industriels soit éliminé jusqu'aux teneurs admises par les normes internationales. En effet, les métaux lourds sont généralement éliminés par des technologies physicochimiques telles que la précipitation, l'adsorption, la filtration et l'échange d'ions. Bien que ces méthodes conventionnelles sont largement utilisées, il n'en demeure pas moins qu'elles présentent malheureusement plusieurs inconvénients et limites car elles sont à la fois coûteuses avec des exigences élevées en réactifs ou en énergie, et inefficaces à des faibles concentrations en ions métalliques. De plus, elles peuvent produire une quantité excessive de boues toxiques ou d'autres déchets qui doivent être à leur tour éliminés (**Blázquez et al., 2005; Sharma et al., 2006; Garg et al., 2008; Zoghi et al., 2014 ; Carolin et al., 2017**).

IV.1 Notion de microorganismes résistants aux métaux lourds

En raison de la pollution et de l'accumulation de métaux toxiques de plus en plus dans les habitats microbiens (l'eau, le sol et les déchets industriels), certains microorganismes ont développé plusieurs stratégies pour résister à cette exposition aux métaux lourds. En fait, cette résistance microbienne est courante car même de faibles concentrations métalliques peuvent provoquer la tolérance aux métaux chez les microbes. Il est donc intéressant d'utiliser ces microorganismes résistants et qui peuvent réduire les métaux lourds comme technologie alternative aux procédés conventionnels pour le traitement et la bioremédiation des écosystèmes pollués. De ce fait, l'élimination des métaux lourds à l'aide de micro-organismes résistants a reçu beaucoup d'attention ces dernières années, car elle est plus respectueuse de l'environnement, rentable par rapport aux méthodes physico-chimiques conventionnelles et fonctionne efficacement même à des niveaux de concentration faible de métaux (**Spain et Alm., 2003; Gomathy et Sabarinathan., 2010; Singh et al., 2010; Gall et al., 2015; Ojuederie et Babalola., 2017**).

La capacité naturelle des micro-organismes, champignons, algues et bactéries à accumuler les ions métalliques et, dans certains cas, à favoriser leur conversion en formes moins toxiques a été utilisée récemment avec succès pour éliminer les métaux lourds à échelle pilote ou industrielle. La plupart d'entre eux ont été isolés des sédiments des sols ou des eaux contaminées. Ces micro-organismes réagissent avec les métaux dans les milieux naturels et synthétiques, modifiant leur état physique et chimique et provoquant soit l'accumulation intracellulaire ou l'association de ces éléments à la biomasse microbienne selon les conditions

et l'environnement. Cependant, des études supplémentaires ont montré que la biomasse microbienne morte peut être également utilisée pour l'élimination des métaux, car les cellules non vivantes peuvent s'associer passivement aux ions métalliques c.-à-d. indépendamment du métabolisme et de l'énergie de la cellule microbienne via des interactions physicochimiques entre le métal et la surface cellulaire (Yan et Viraraghavan., 2003; Pena-Castro et al., 2004; Kotrba., 2011; Abbas et al., 2014).

IV.2 Élimination du cadmium par les bactéries lactiques

Parmi les bactéries résistantes aux métaux lourds, les bactéries lactiques sont largement utilisées pour l'élimination de ces éléments à partir d'une solution aqueuse *in vitro*, grâce à leur capacité élevée de bioaccumulation et à leurs propriétés bénéfiques sur la santé. Il a été démontré que les combinaisons des souches de bactéries lactiques peuvent donner un résultat plus ou moins efficace qu'une seule souche en fonction des métaux cibles. En conséquence, l'utilisation d'une combinaison de souches est plus efficace pour l'élimination de plusieurs types de métaux en même temps, tandis qu'une seule souche devrait être utilisée pour éliminer un seul ion métallique (Halttunen et al., 2008; Zoghi et al., 2014; Elsanhoty et al., 2016).

Les bactéries lactiques sont des cocci ou bacilles à Gram positifs non pathogènes, qui fermentent les glucides et donnent principalement l'acide lactique comme produit final. Elles comprennent les espèces des genres *Aerococcus*, *Carnobacterium*, *Enterococcus*, *Lactobacillus*, *Lactococcus*, *Leuconostoc*, *Oenococcus*, *Pediococcus*, *Streptococcus*, *Tetragenococcus*, *Vagococcus* et *Weissella* et qui sont généralement isolées à partir des échantillons environnementaux ou directement de l'intestin des animaux. En raison de leur nature et de la composition de la paroi cellulaire qui donne une charge négative, ces cellules microbiennes représentent un adsorbant naturel du cadmium (cation métallique) qui se lie passivement à la surface bactérienne par des interactions électrostatiques et hydrophobes. Il a été montré que les groupes actifs présents dans le peptidoglycane et les acides téichoïques de ces bactéries Gram-positives sont les principaux constituants responsables du caractère anionique des parois cellulaires. Cependant, l'élimination des métaux chargés négativement par ces bactéries peut être plus compliquée. En outre, il est à signaler que les gènes de résistance aux métaux lourds se trouvent principalement dans les plasmides des bactéries. Selon certaines données, la résistance aux antibiotiques multiples est associée également à la résistance au cadmium sur le plasmide R (Halttunen et al., 2008; Bhakta et al., 2012;

Mrvčić *et al.*, 2012; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Zoghi *et al.*, 2014; Elsanhoty *et al.*, 2016; Abbas *et al.*, 2018).

La biosorption, la bioaccumulation et la biotransformation sont les principales stratégies adoptées par les bactéries lactiques pour tolérer la présence du cadmium dans un environnement pollué (**figure 5**). Le principe des deux premières stratégies est basé sur la liaison avec les ions métalliques : la biosorption, processus passif de liaison métaboliquement indépendants, des ions métalliques à la paroi cellulaire des bactéries lactiques, et la bioaccumulation, processus actif métaboliquement dépendant, dans lequel les ions métalliques associés (adsorbés) à la surface traversent la membrane cellulaire et s'accumulent à l'intérieur de la cellule. De ce fait, on peut considérer la biosorption comme la première étape de la bioaccumulation. Cette liaison des ions métalliques avec les bactéries lactiques est un processus complexe qui dépend des caractéristiques du métal, des propriétés physiologiques de la souche bactérienne et des caractéristiques physico-chimiques de l'environnement (pH, température, concentration en ions métalliques,...) (Mrvčić *et al.*, 2012; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Ayangbenro et Babalola., 2017).

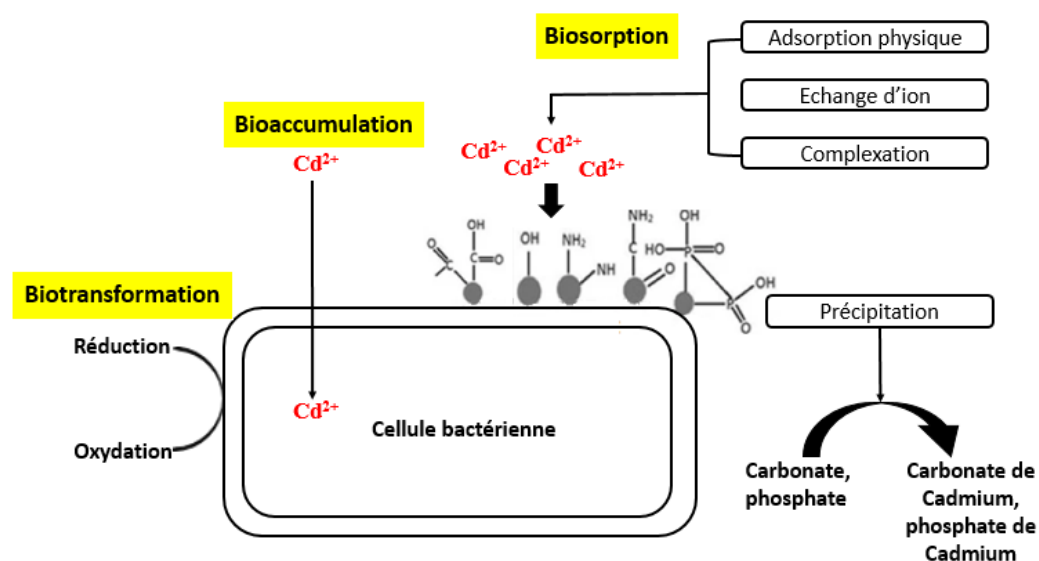


Figure 5: Mécanismes de résistance au Cd par les bactéries lactiques (**Adapté à partir de Hansda et Kumar., 2016**).

IV.2.1 Biosorption

La biosorption du cadmium par les bactéries lactiques est un processus passif, physicochimique qui consiste à une adhésion généralement réversible de ces ions métalliques (sous forme de cations) à la surface bactérienne (chargée négativement) via des interactions physicochimiques et de manière indépendante de l'énergie ou du métabolisme cellulaire et

d'inhibiteurs métaboliques, et peut donc se produire dans les cellules vivantes et mortes. Les parois cellulaires des bactéries lactiques jouent un rôle important dans la liaison avec le cadmium (**figure 6**). La couche de peptidoglycane (qui contient de l'alanine, de l'acide glutamique, un polymère de glycérol et d'acide téichoïque), ainsi que les groupes fonctionnels (qui comprennent des fragments carboxyle, imidazole, sulfhydryle, amine, phosphate, sulfate, thioéther, phénol, carbonyle, amide et hydroxyle avec les polysaccharides et les protéines de surface) sont les sites actifs impliqués dans ce processus de liaison aux métaux. Ce dernier est rapide et peut atteindre l'équilibre en quelques minutes, entre la concentration des ions métalliques liés et accumulés aux surfaces bactériennes et sa portion restante dans la solution (**Bishnoi., 2005; Schut *et al.*, 2011; Mrvčić *et al.*, 2012; Abbas *et al.*, 2014; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Ayangbenro et Babalola., 2017**).

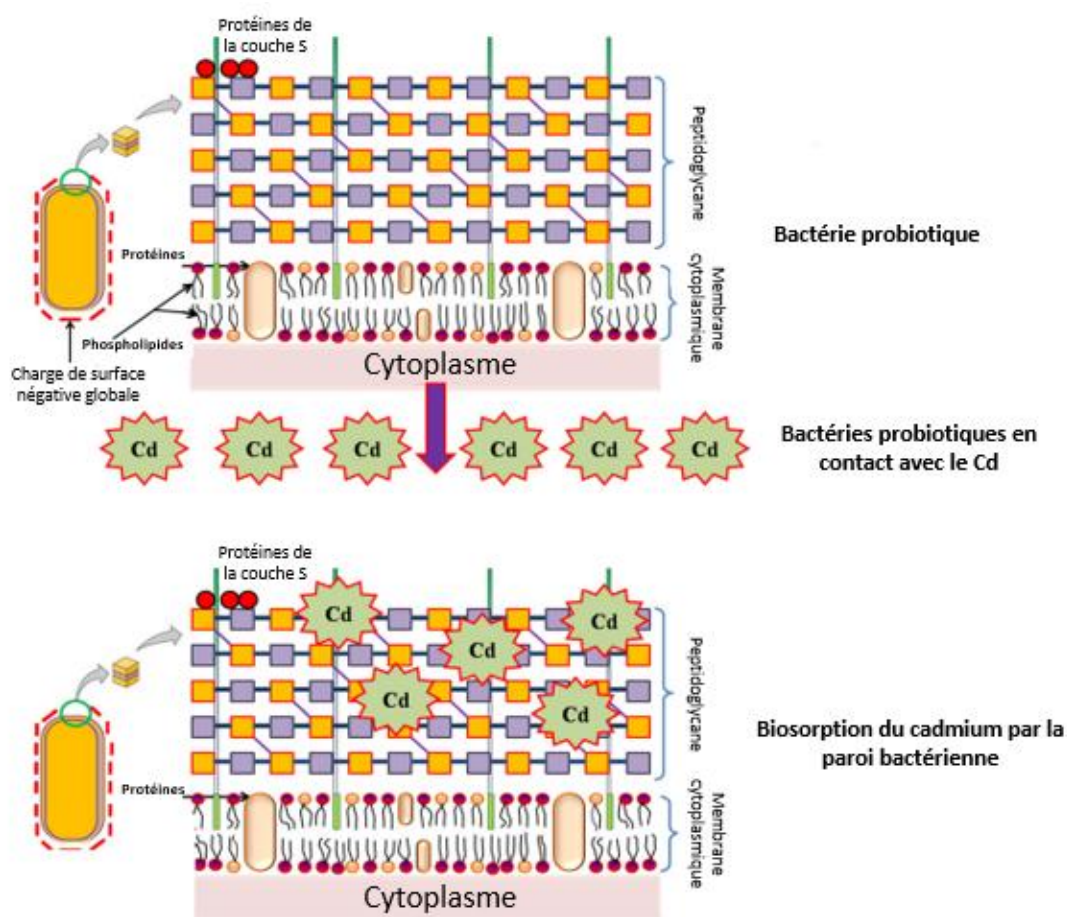


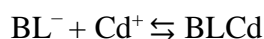
Figure 6: Mécanisme de biosorption chez les bactéries lactiques (**Kumar *et al.*, 2018**).

Le processus de liaison des ions métalliques par les bactéries lactiques ne diffère pas de celui présent dans d'autres bactéries testées (**Mrvčić *et al.*, 2012**). Il implique de nombreux mécanismes qui peuvent se produire en même temps à des rythmes différents à cause de la

complexité de ces systèmes biologiques (Mrvic *et al.*, 2009; Schut *et al.*, 2011; Abbas *et al.*, 2014; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Ayangbenro et Babalola., 2017).

IV.2.1.1 Adsorption physique

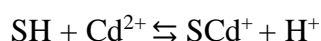
Le principe de ce mécanisme physique consiste à un transfert des ions métalliques d'une phase liquide (solution) à une phase solide (matériel biologique) via des forces d'attraction non spécifiques c'est-à-dire les forces de Van der Waals. Ces interactions intermoléculaires sont généralement rapides et réversibles qui se produisent sans aucune liaison chimique. Le phénomène d'adsorption du cadmium par les bactéries lactiques est montré dans l'équation suivante (Ahalya *et al.*, 2003; Babák *et al.*, 2013; Javanbakht *et al.*, 2014; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014) :



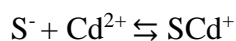
Où BL^- est la surface libre des bactéries lactiques, Cd^+ sont les ions du cadmium et $BLCd$ est le complexe cadmium adsorbé sur les bactéries lactiques.

IV.2.1.2 Echange d'ions

Dans ce mécanisme, les polysaccharides des parois cellulaires sont les principaux sites dans lesquels se produit un échange des ions métalliques divalents présents sur leur surface avec d'autres ions divalents de la même charge présents dans le milieu. Cette interaction chimique, électrostatique et réversible peut également faire référence à la liaison d'un ion métallique à un site libre sur la bactérie qui contient des groupes fonctionnels pertinents précédemment occupés par un autre ion de la même charge. De ce fait, ce phénomène d'échange d'ions n'exige pas que tous les sites de liaisons sur la bactérie soient occupés. L'efficacité de cette attraction électrostatique dépend des types et de la quantité des sites présents dans les polysaccharides de la surface bactérienne et s'ils sont ionisés (libres) ou occupés par des protons ou d'autres ions. L'occupation de ces sites de liaison dépend du pH et du pKa des groupes fonctionnels. Le principe d'échange des ions présents sur la paroi des bactéries lactiques par les ions du cadmium est décrit par les deux équations suivantes (Veglio et Beolchini., 1997; Ahalya *et al.*, 2003; Babák *et al.*, 2013; Javanbakht *et al.*, 2014; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014) :



Où S est le site de liaison occupé par le proton H^+ (ou un autre cation), qui participe à l'échange d'ions avec le cadmium (Cd^{2+}).



Où S⁻ est le site de liaison libre et anionique qui stimule l'attraction des cations du cadmium (Cd²⁺).

IV.2.1.3 Complexation

La complexation est le phénomène de la formation d'un complexe à la surface bactérienne via une interaction entre les ions métalliques et les groupes fonctionnels libres présents sur la paroi cellulaire (le carboxyle, l'amine, le thiol, l'hydroxy, le phosphate et l'hydroxycarboxylique) qui peuvent interagir de manière coordonnée avec ces ions de métaux lourds. Dans le cas de cadmium, le complexe formé est un composé poly-atomique constitué d'un ou plusieurs atomes centraux des cations métalliques entourés et liés aux ligands de la paroi cellulaire qui sont généralement de charge négative ou neutre, ces composés complexes peuvent être neutres ou chargés positivement ou négativement, et ils sont appelés chélates lorsque les ligands se lient à un seul atome central du cadmium. La formation de liaisons chimiques entre ces ions métalliques et les différents groupes fonctionnels de la paroi cellulaire dépend de l'électronégativité, de l'ionisation et du potentiel redox et du rayon des ions métalliques. De plus, les acides organiques produits par les bactéries lactiques notamment l'acide lactique peuvent également chélater les métaux lourds et former des complexes de molécules métallo-organiques (Veglio et Beolchini., 1997; Ahalya *et al.*, 2003; Babák *et al.*, 2013; Javanbakht *et al.*, 2014; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014).

IV.2.1.4 Précipitation

Deux type de précipitation peuvent se produire lors du processus de biosorption (Diels *et al.*, 1995; Veglio et Beolchini., 1997; Ahalya *et al.*, 2003; Javanbakht *et al.*, 2014; Yakoubi., 2019) :

Précipitation indépendante du métabolisme cellulaire : où les métaux lourds se précipitent sur la surface cellulaire sans intervention du métabolisme de la cellule. Elle résulte d'une interaction chimique entre la paroi bactérienne et le métal ce qui permet la formation d'un complexe insoluble.

Précipitation dépendante du métabolisme cellulaire : qui est généralement liée à un système de défense de la bactérie réagissant seulement en présence d'un métal toxique dans le milieu et produisant à l'aide du métabolisme cellulaire des molécules extracellulaires tels que des ions sulfate, carbonate et phosphate qui réagissent avec les métaux solubles pour produire des composés métalliques insolubles. De ce fait, les carbonates peuvent précipiter avec les ions Cd²⁺ pour former Cd (HCO₃)₂ et CdCO₃ et les cristaux formés peuvent s'adsorber sur la paroi extracellulaire (**figure 5**).

IV.2.2 Bioaccumulation

La bioaccumulation du cadmium par les bactéries lactiques est un processus actif qui consiste à incorporer les ions du cadmium à l'intérieur de la biomasse vivante. En effet, les ions métalliques traversent la membrane cellulaire par les mêmes voies de pénétration des autres métaux essentiels et des nutriments pour s'accumuler ensuite dans le cytoplasme, en raison que les transporteurs de ces bactéries ne peuvent pas faire la différence entre les oligo-éléments essentiels et les métaux lourds toxiques. Cette accumulation intracellulaire dépend essentiellement de l'activité métabolique et des fonctions biologiques de la biomasse qui doit être donc vivante pour absorber entièrement les métaux. Dans la première étape de ce processus, les ions du cadmium sont adsorbés à la surface des cellules de façon indépendante du métabolisme cellulaire et par des mécanismes identiques à ceux de la biosorption, en d'autre terme la biosorption est la première étape de la bioaccumulation. Ensuite les ions de cadmium pénètrent progressivement dans la cellule par les systèmes de transport du Zinc et de Manganèse (**figure 7**) puis ils sont transportés dans l'espace périplasmique et éventuellement dans le cytoplasme. Par conséquent, les ions du cadmium sont accumulés et immobilisés dans le cytoplasme des cellules par le mécanisme de séquestration des métaux. Cette étape de ce processus n'est possible que lorsque les cellules sont métaboliquement actives (**Worms *et al.*, 2006; Velásquez et Dussan., 2009; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Gall *et al.*, 2015; Hansda et Kumar., 2016; Ayangbenro et Babalola., 2017; Banerjee *et al.*, 2018**).

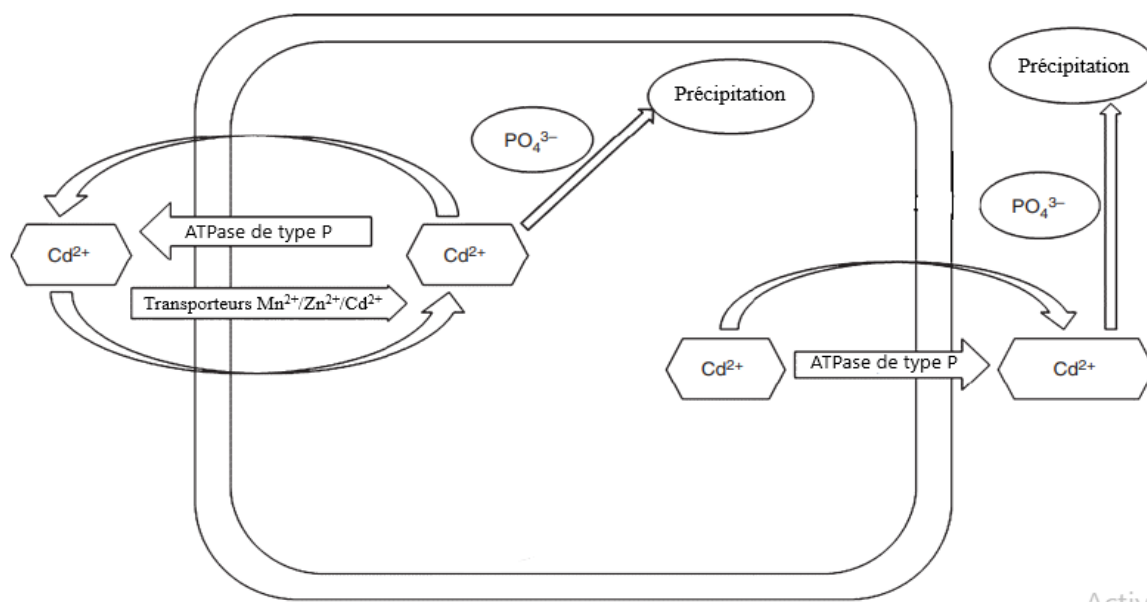


Figure 7: Transport du Cd et accumulation intracellulaire (**Adapté à partir de Wu *et al.*, 2014**).

IV.2.2.1 Transport à travers la membrane cellulaire

Les ions du cadmium pénètrent la cellule bactérienne par deux types de voies, la première est un système passif et rapide qui fait intervenir des porines exprimées de façon constitutive dans la cellule avec une faible affinité qui permet le transfert d'une grande variété de substrats métalliques à travers la membrane bactérienne de manière non spécifique et dépend seulement du gradient de concentration chimio-osmotique, c'est-à-dire jusqu'à atteindre un équilibre de concentration entre l'extérieur et l'intérieur de la cellule. La deuxième voie de transport est un système actif lent et inductible qui se produit en fonction du gradient chimio-osmotique et des besoins de la cellule avec une forte affinité pour son substrat. Ce sont des protéines transmembranaires qui agissent comme des pompes en utilisant l'hydrolyse de l'ATP comme source d'énergie. Ces systèmes de transport actif ou d'efflux représentent la plus grande catégorie de systèmes de résistance aux métaux et ils sont utilisés non seulement pour faire pénétrer les ions métalliques mais également pour les exporter à l'extérieur des cellules et cela en fonction des facteurs abiotiques du milieu (excès en Cd dans la cellule). Les cations de cadmium utilisent généralement les systèmes de transport des ions métaboliquement importants possédant la même charge et le même rayon ionique comme les protéines CDF (Cation diffusion facilitators) et les ATPases de type P qui assurent le transport de Mg^{2+} , Mn^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Ag^{2+} (**figure 7**). En outre, il est à remarquer que les ions de cadmium et les autres métaux toxiques sont généralement transportés par ces systèmes en cas de besoin ou de carence en nutriments essentiels (**Bruins *et al.*, 2000; Hansda et Kumar., 2016; Kumar *et al.*, 2018; Yakoubi., 2019**).

IV.2.2.2 Séquestration intracellulaire du cadmium

A l'intérieur de la cellule, le cadmium peut être accumulé et séquestré par des systèmes de stockage qui sont principalement des protéines spéciales et des ligands peptidiques (riches en groupes thiol ou protéines de faible poids moléculaire), afin d'empêcher l'exposition du cadmium aux composants cellulaires essentiels qui peut perturber des fonctions métaboliques importantes. Cette réaction chimique des protéines avec les ions de cadmium produit des composés métalliques insolubles et provoque une séquestration accrue de métaux en organites intracellulaires pour les exporter ultérieurement à l'extérieur de la cellule par les systèmes d'efflux. L'exemple de protéines les plus connues dans la séquestration intracellulaire sont les métallothionéines qui sont présents essentiellement chez les eucaryotes et chez quelques procaryotes qui sont principalement des cyanobactéries (**Bruins *et al.*, 2000; Hansda et Kumar., 2016; Diep *et al.*, 2018; Yakoubi., 2019**).

IV.2.3 Biotransformation

La transformation enzymatique est un processus qui peut affecter considérablement la toxicité et la mobilité du cadmium où il subit des changements de valence par action biologique. Elle consiste à convertir les ions métalliques en une forme moins toxique ou en une autre forme plus facile et plus rapide à évacuer de la cellule. Cette transformation peut être réalisée par des réactions d'oxydation, de réduction ou d'alkylation comme la réduction des ions de mercure en mercure métallique et l'oxydation de l'arsénite en arséniate. Cependant, la transformation et la réduction des ions de cadmium jusqu'à un état d'oxydation moins toxique (Cd^0 sur le plan biologique) est encore inconnue. Un autre mécanisme de transformation biologique peut se produire chez les bactéries qui consiste à convertir les ions de cadmium en composés organométalliques comme le diorganocadmium qui a montré des propriétés plus thermolabiles et sensibles à la lumière (**Hansda et Kumar., 2016; Abbas et al., 2018**).

IV.3 Influence de différents facteurs sur l'élimination du cadmium par les bactéries lactiques

L'élimination du cadmium par les bactéries lactiques est un processus complexe qui dépend de nombreux facteurs qui sont généralement liés à la biomasse (propriétés physiologique de la souche et sa concentration), au métal (concentration en ions métalliques) et aux conditions environnementales (le pH, la température, le temps de contact et la nature de l'environnement aqueux) (**Mrvčić et al., 2012; Abbas et al., 2014; Aryal et Liakopoulou-Kyriakides., 2015**).

IV.3.1 Effet du pH

La valeur du pH est l'un des paramètres les plus importants qui influencent les interactions entre le cadmium et les bactéries lactiques. Elle affecte la solubilité et les caractéristiques du métal dans la solution, l'ionisation des groupes fonctionnels des parois cellulaires et la compétition entre ces cations métalliques et les protons H^+ pour les sites de liaison de la paroi cellulaire. D'abord, il est nécessaire d'identifier le comportement des groupes fonctionnels qui participent à la liaison des ions métalliques afin de comprendre l'effet du pH impliqué. Les groupes amines sont chargés positivement sous leur forme protonée (pH acide) et neutres sous forme déprotonée (pH alcalin). Les groupes carboxyle, sulfate et phosphate sont neutres sous forme protonée (pH acide) et chargés négativement sous forme déprotonée (pH alcalin). En général, pour la plupart des métaux, la gamme de pH

optimale se situe entre 3 et 6 (**Das *et al.*, 2008; Babák *et al.*, 2013; Javanbakht *et al.*, 2014; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014**).

Aux faibles valeurs de pH, les ions d'hydrogène (H^+) présents en forte concentration dans le milieu entrent en compétition avec les cations de cadmium pour les sites actifs des parois cellulaires (les groupes carboxyles neutres à pH acide) ce qui réduit le nombre de sites disponibles pour le cadmium et donc l'adsorption du métal. Cependant, l'efficacité de la liaison des anions métalliques augmente avec cette diminution des valeurs de pH en raison de l'augmentation des sites libres chargée positivement de la paroi bactérienne (les groupes amines). Au contraire, lorsque le pH augmente, les groupes carboxyles qui participent à la liaison des cations de cadmium sont chargés négativement et sont disponibles sans concurrence des protons ce qui conduit à une attraction entre ces charges négatives et les cations métalliques de cadmium qui se traduisent par une augmentation de la quantité de cadmium adsorbée à la surface des bactéries. Alors que les forces répulsives entre les anions métalliques et la surface de la biomasse chargée négativement augmentent. Cependant, il est à signaler que les valeurs de pH extrêmes peuvent endommager la structure bactérienne et réduire donc la capacité de biosorption (**Babák *et al.*, 2013; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Aryal et Liakopoulou-Kyriakides., 2015; Kurniawati., 2016**).

IV.3.2 Effet de la température

La température du milieu affecte les interactions entre les ions métalliques et le matériel biologique. Elle modifie la stabilité du métal dans la solution, la configuration de la paroi cellulaire et la stabilité des complexes métal-cellule. Cependant, les niveaux élevés de température peuvent provoquer la destruction de certains sites de liaisons disponibles pour les ions métalliques. En effet, plusieurs études ont montré que la température optimale qui n'affecte pas négativement les interactions métal-cellule se situe entre 20° et 35°C (**Ahemad et Kibret., 2013; Babák *et al.*, 2013; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Aryal et Liakopoulou-Kyriakides., 2015**).

IV.3.3 Effet du temps de contact

Le temps de contact entre la biomasse et les ions métalliques est également un paramètre important pour la biosorption du cadmium. Cette dernière est généralement augmentée avec l'augmentation du temps de contact jusqu'à l'équilibre où elle devient stable, cette augmentation est due à la disponibilité des sites actifs libres sur la surface bactérienne. Après l'équilibre, la concentration de cadmium adsorbée ne change pas significativement

avec le temps en raison que la majorité des sites actifs sont occupés par les ions de cadmium, ce qui empêche les autres ions restant dans la solution d'être adsorbés. L'équilibre est atteint pendant les deux premières minutes à partir du moment de l'exposition de la biomasse à la solution (**Bakour., 2011; Mosbah et Sahmoune., 2013 ; Ibrahim et al., 2016**).

IV.3.4 Effet de la concentration des ions métalliques

Plusieurs études ont montré que la capacité de biosorption augmente avec la concentration initiale du métal, jusqu'à ce qu'elle atteigne une valeur maximale et devient constante où l'augmentation des concentrations de ces ions ne les affecte pas. Ce comportement a été attribué au fait que tous les sites actifs à la surface de la biomasse étaient vacants, entraînant une forte adsorption du cadmium au début. Puis à des concentrations plus élevées, la capacité d'absorption devient presque constante à cause de la saturation des sites de liaison aux fortes concentrations (**Bakour., 2011; Mosbah et Sahmoune., 2013; Aryal et Liakopoulou-Kyriakides., 2015; Ibrahim et al., 2016**).

IV.3.5 Effet de la concentration de la biomasse

La concentration de la biomasse en solution est un paramètre qui doit être pris en considération pour une optimisation de la concentration de cadmium à adsorber. Pour des concentrations faibles en biomasse l'adsorption de cadmium est augmentée, en raison de l'augmentation de la surface de contact ou des groupes fonctionnels disponibles. Alors que les fortes concentrations de biomasse peuvent conduire à une diminution de l'adsorption du métal à cause de la formation d'agrégats cellulaires plus gros via des interactions électrostatiques entre les cellules ce qui protègent les sites de fixation du cadmium et entraînent des interférences entre ces sites de liaison (**Das et al., 2008; Bakour., 2011; Ahemad et Kibret., 2013; Mosbah et Sahmoune., 2013; Zabochnicka-Świątek et Krzywonos., 2014; Aryal et Liakopoulou-Kyriakides., 2015**).

V. Exemples de bactéries lactiques étudiées pour l'élimination du cadmium

V.1 *Lactobacillus*

Il a été rapporté que les lactobacilles peuvent lier et éliminer les ions métalliques en particulier le cadmium des eaux polluées *in vitro*, cette liaison aux ions métalliques peut se former pendant **5 à 60** min après l'introduction des ions dans la suspension bactérienne. Par conséquent, plusieurs chercheurs ont utilisé ce genre de bactéries lactiques pour l'élimination du cadmium des solutions aqueuses. De plus, il est à remarquer que les études sur le plomb et le cadmium sont souvent menées ensemble à cause que ces éléments semblent réagir de la même manière avec les espèces bactériennes (**Tian et al., 2012; Kirillova et al., 2017; Patel et al., 2017; Polak-Berecka et al., 2017**).

Kirillova et ses collaborateurs (2017) ont étudié la capacité de dix souches de lactobacilles à éliminer le Cd et le Pb du milieu de culture, ils ont trouvé que les souches de *Lactobacillus* sont très résistantes au Cd et au Pb en particulier les souches *Lb. fermentum* et *Lb. plantarum* qui sont donc considérées comme les bactéries les plus susceptibles d'éliminer ces métaux avec une efficacité d'élimination allant de 8 à 16% chez *Lb. plantarum*. L'étude de **Halttunen et ses collaborateurs (2007)**, à son tour a montré que *Lactobacillus fermentum* est l'espèce des lactobacilles la plus efficace dans l'élimination du Cd des solutions aqueuses (28,4 mg de métal / g). Selon ces chercheurs, la capacité d'élimination du Cd est basée essentiellement sur la liaison de ses ions à la surface bactérienne, cette liaison est basée elle-même sur plusieurs propriétés physicochimiques de la surface des *Lactobacillus* qui sont selon **Kirillova et al (2017)** :

Propriétés hydrophobes / hydrophiles : Ces propriétés sont associées à la présence des protéines et des polysaccharides à la surface bactérienne. Une surface hydrophile est liée essentiellement à la présence de polysaccharides alors que la présence de composés protéiques à la surface entraîne une hydrophobicité plus élevée. De plus, le caractère hydrophobe des acides lipo-téichoïques peut également influencer l'hydrophobicité des surfaces cellulaires, ceci n'étant pas encore confirmé.

Cependant, en raison de la grande diversité dans la structure et la composition de la surface cellulaire des lactobacilles et leur capacité à modifier leurs propriétés de surface selon les conditions environnementales, l'hydrophobicité de surface de ce genre de bactéries diffère d'une espèce à l'autre et d'une condition à l'autre en fonction de l'expression de différents composés de surfaces. Selon ce principe, les résultats de cette étude ont indiqué que la plupart des souches de *Lactobacillus* testées ont présenté un caractère entièrement hydrophile à

l'exception de trois souches (*Lb. plantarum* B578, *Lb. brevis* 20054 et *Lb. buchneri* 20057) qui présentent un caractère hydrophobe (l'hydrophobicité de la surface cellulaire a été examinée dans cette étude par la mesure de l'adhésion bactérienne au n-hexadécane qui est un solvant apolaire). Ces interactions d'hydrophobicité entre les ions du Cd et les surfaces cellulaires des lactobacilles appartiennent aux interactions d'adsorption physique du processus de biosorption.

Propriétés électrostatiques de la surface cellulaire : L'étude de ces propriétés permet de déterminer la charge de la surface cellulaire qui a un rôle très important dans la biosorption des ions de Cd. Les résultats obtenus ont montré que toutes les souches de *Lactobacillus* testées ont présenté une charge globale négative, qui varie de $-7,4 \pm 0,9$ à $-34,9 \pm 6,8$ mV selon les espèces et les souches.

Cette électronégativité de surface est essentiellement due à la présence dominante des composés anioniques, tels que les groupements phosphate impliqués dans les acides lipotéichoïques et les groupes carboxylates de polysaccharides acides et de protéines. L'électronégativité de surface stimule de ce fait la liaison des cations de Cd à la surface via des interactions électrostatiques. *Lb. plantarum* S1, a montré dans cette étude la plus forte électronégativité de surface, et donc le plus fort potentiel de liaison métallique. Cependant, il a été remarqué que la présence d'autres cations dans le milieu a réduit la liaison du Cd et du Pb avec *Lb. fermentum* ME3 qui est probablement le résultat d'une compétition entre ces métaux pour les sites de liaison.

L'étude de Kirillova et al a mis le point sur la stratégie d'élimination des ions de Cd et de Pb par biosorption aux surfaces cellulaires des *Lactobacillus*. Par contre, les recherches de **Halttunen et ses collaborateurs (2008)**, ont montré qu'il n'y a aucune relation entre les propriétés de surface (hydrophobicité, charge de surface...) et la capacité d'élimination du Cd et du Pb. Ces données contradictoires peuvent être expliquées par l'implication du processus de bioaccumulation au lieu de la biosorption dans l'élimination des ions métalliques qui est généralement indépendant des caractéristiques de surface. A ce titre, le type de processus impliqué dans l'élimination du Cd est influencé par plusieurs paramètres en particulier le temps du contact. Les mêmes travaux ont montré qu'un temps de contact de 24 h (temps d'incubation), favorise encore plus la bioaccumulation tandis que l'incubation dans l'étude de Kirillova ne dépassait pas une heure de temps, ce qui est en faveur dans ce cas du processus de biosorption.

De plus, les résultats de **Kirillova et al (2017)**, ont démontré que les souches les plus résistantes aux Cd (*Lb. fermentum* et *Lb. plantarum*) sont les souches les plus efficaces dans

l'élimination de ce dernier. En revanche, **Bhakta et ses collaborateurs (2012b)** ont découvert dans leur étude que 26 souches de bactéries lactiques ont présenté des variations remarquables dans leur résistance aux ions de cadmium et de plomb ainsi que dans leur pouvoir d'élimination de ces métaux. Parmi les 26 souches testées, 6 souches de *Lactobacillus* (*Lb. amylovorus* Cd54-2, *Lb. reuteri* Cd69-12 et Cd70-13, *Lb. dextrinicus* Pb96-19, *Lb. reuteri* Pb71-1 et Pb73-2) ont présenté des capacités relativement élevées d'élimination du cadmium et du plomb dans l'eau. En outre, la capacité de résistance aux métaux a été déterminée par la CMI. Les valeurs de CMI pour le Cd variaient de 60 à plus de 1000 mg/l pour les souches de *Lactobacillus*, la valeur la plus élevée de CMI a été enregistrée chez *Lb. amylovorus* Cd54-2 (>1000 mg/l). En conséquence et indépendamment des espèces métalliques testées (Cd et Pb), ces auteurs ont trouvé qu'il n'y a aucune relation claire entre les profils de résistance et l'efficacité d'élimination des métaux, ce qui confirme l'existence de variations du mécanisme de résistance chez les bactéries lactiques examinées.

Par ailleurs, **Elsanhoty et al (2016)**, ont également étudié la capacité de certaines souches de bactéries lactiques à éliminer le cadmium, le plomb et l'arsenic ainsi que l'aflatoxine B1 de l'eau contaminée et l'impact des propriétés physicochimiques sur l'efficacité d'élimination. Ils ont trouvé que l'élimination du Cd et d'autres métaux est fortement dépendante du pH avec une capacité d'élimination élevée à un pH proche de la neutralité. L'effet de pH a été observé également dans d'autres études où des résultats similaires ont été rapportés (**Halttunen et al., 2007; Topcu et al., 2010; Zhai et al., 2016**). De même, l'augmentation de la concentration de la biomasse bactérienne a amélioré l'élimination du Cd, du Pb et de l'As. Pour le Cd, la capacité d'élimination la plus élevée à pH 7 et avec une concentration bactérienne élevée a été observée en particulier avec *L. plantarum* (>80%). Des résultats similaires sur l'effet de la concentration de la biomasse ont été obtenus par **Halttunen et al (2003)** et **Halttunen et al (2007)**. Cependant, **Puranik et Paknikar (1999)**, **Selatnia et al (2004)** et **Cho et Kim (2003)** ont observé une réduction de l'élimination des métaux à des concentrations élevées de biomasse. Cela peut être expliqué par la formation d'agrégats cellulaires qui réduisent la surface disponible pour la liaison.

L'augmentation du temps de contact, à son tour a augmenté également la capacité des souches à éliminer les métaux où la liaison la plus élevée de Cd (86,8%) a été atteinte à la fin du temps de contact (300 min) chez *Lb. plantarum*. Ce résultat obtenu est en accord avec les résultats de **Selatnia et al (2004)**, alors que **Halttunen et al (2007)** ont constaté que le temps d'incubation n'avait aucun effet sur l'élimination du Cd.

De plus, les résultats ont montré que l'élimination du Cd et d'autres métaux par les souches a été augmentée lorsque la température d'incubation était augmentée. Cela peut être dû au processus de bioaccumulation qui implique le transport actif du Cd dans les cellules bactériennes par un mécanisme dépendant de l'énergie, tandis que **Halttunen et al (2007)** et **Cho et Kim (2003)** ont constaté que la température d'incubation n'a eu aucun effet sur l'élimination des métaux, ce qui indique que le processus de liaison impliqué dans leur étude est indépendant de l'énergie (processus de biosorption).

A partir de ce qui précède, et parmi les souches de lactobacilles testées, *Lb. plantarum* et *Lb. fermentum* ont été jugées comme les espèces les plus efficaces pour l'élimination du Cd des solutions aqueuses.

Dans une autre étude, **Gerbino et al (2011)** ont utilisé la spectroscopie FTIR pour étudier l'interaction des protéines de la couche S extraites de deux souches de *Lb. kefir* (CIDCA 8348 et JCM 5818) avec les ions métalliques (Cd^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} et Ni^{+2}) et l'évaluation de l'impact de cette interaction sur la structure secondaire des protéines de la couche S. Cette dernière, représente la structure la plus externe de la cellule qui occupe environ 90% de la surface extérieure.

La conclusion obtenue à partir de cette étude est que l'interaction de la couche S avec les métaux se produit principalement par la liaison des métaux avec les carboxylates de la chaîne latérale des résidus Asp et Glu qui sont donc les principaux fragments moléculaires en interaction avec les ions métalliques dans les couches S des lactobacilles. De plus, cette liaison des ions métalliques à la couche S provoque également des changements dans la structure secondaire des protéines de la couche S, elle augmente la quantité de structures en feuillets β et réduit les hélices α . Ces changements structurels entraînent une augmentation significative de la rigidité, de la résistance et permet aux protéines d'ajuster leur structure en présence des ions métalliques avec un coût énergétique minimal.

V.2 *Enterococcus*

Le genre *Enterococcus* fait partie des bactéries lactiques que l'on trouve principalement dans la nature notamment dans les aliments et qui est largement utilisé dans les industries alimentaires. Deux principales espèces de ce genre se caractérisent par une résistance naturelle au cadmium : *Enterococcus faecalis* et *Enterococcus faecium* (**Topcu et Bulat., 2010; Huët et Puchooa., 2017**).

L'étude de **Topcu et Bulat (2010)** a mis le point sur la capacité de deux souches d'*Enterococcus faecium* (*E. faecium* EF031 et *E. faecium* M74) à éliminer le cadmium et le

plomb d'un milieu aqueux, avec l'impact de certains paramètres sur cette capacité d'élimination. Les chercheurs ont observé que l'élimination du cadmium par les cellules mortes d'EF031 et M74 était supérieure à celle des cellules vivantes avec une capacité d'adsorption maximale à pH 5. Les cellules vivantes et mortes d'EF031 ont éliminé, respectivement, 77,3% et 93,1% du cadmium après 1 h et 92,6% et 95,1% après 5 h. Cependant, les cellules vivantes et mortes de la souche M74 ont lié 53,5% et 89,4%, respectivement, après 1 h et environ 85,1% et 89,9% après 5 h ce qui indique que la liaison extracellulaire du cadmium avec les deux souches a été augmentée entre 1 et 5 h alors qu'elle restait statistiquement constante de 5 à 48 h pour les deux souches. De ce fait, le temps d'incubation dans cette étude n'a pas affecté également l'élimination du cadmium par l'espèce *E. faecium*. Par conséquent, l'adsorption du cadmium par cette espèce est un processus rapide qui nécessite seulement 5 h pour que la capacité d'élimination atteigne son maximum (77,3% à 98,1% pour EF031 et 53,5% à 91% pour M74).

Dans le même contexte, **Bhakta et al (2012a)** ont isolé et identifié des bactéries lactiques résistantes aux métaux des sédiments des habitats aquacoles côtiers pour l'élimination du cadmium et du plomb provenant de l'ambiance. Ils ont trouvé après séquençage de l'ADN 16S de cinq isolats résistants aux métaux (Cd10, Cd11, Pb9, Pb12 et Pb18) que ces derniers montrent clairement 99% de similitude avec *E. faecium*, tandis que les autres, elles appartiennent toutes à l'espèce *Bacillus cereus*. De plus, les résultats ont montré que la souche *E. faecium Pb12* a acquis une forte capacité de résistance au cadmium où l'élimination totale était de $603,5 \pm 4,5$ et $737,5 \pm 8,5$ g/l.

Huët et Puchooa (2017) ont également isolé et identifié des bactéries lactiques à partir des sols pollués par les métaux lourds. Ils ont trouvé que parmi les bactéries isolées quatre faisaient partie du genre *Enterococcus* (BT1, BT2, MC1 et MC2), deux autres isolats étaient caractérisés comme *B. acidiproducens* (SM1 et SM2). BT2 a été caractérisée comme étant relativement proche d'*Enterococcus faecium*, tandis que BT1 a été étroitement liée à *E. faecium* et *E. lactis*. MC1 et MC2 ont été affiliées à *E. hirae* par rapport à d'autres espèces. De plus, ils ont testé la capacité d'élimination des métaux y compris le cadmium par ces 4 isolats, les résultats ont montré que MC1 a pu éliminer la plus grande quantité de Cd du milieu de culture ($46,19\% \pm 7,651\%$) suivie par BT1 qui a éliminé $45,57\% \pm 13,918\%$ de Cd dans le bouillon MRS. Les deux autres isolats, BT2 et MC2, étaient également capables d'éliminer respectivement ($33,82\% \pm 10,891\%$) et ($31,55\% \pm 2,955\%$) de Cd.

Pour l'espèce *Enterococcus faecalis*, **Wu et al (2014)** ont effectué une étude sur le mécanisme de résistance et d'absorption du Cd chez la souche *E. faecalis* LZ-11 qui a été

isolée de sédiments contaminés au Cd (un site de décharge des eaux usées pétrochimiques). Ils ont trouvé que *E. faecalis* LZ-11 était la seule souche isolée qui pouvait résister à une concentration de 1mmol.l^{-1} de cadmium et la température la plus appropriée pour la résistance et la croissance de cette souche était 37°C avec une croissance maximale à pH 7. En outre, les résultats ont montré que des précipités de Cd sont formés à l'intérieur des cellules et sur les membranes extracellulaires de la souche LZ-11, ce qui indique que cette souche a absorbé le Cd par voie intracellulaire (bioaccumulation) et extracellulaire (biosorption) simultanément. Par conséquent, la haute résistance au Cd (II) chez la souche LZ-11 peut être liée à une adaptation à la contamination lourde en Cd (II) dans le site pollué.

V.3 Bifidobacterium

Bifidobacterium et *Lactobacillus* sont les deux genres de bactéries lactiques les plus étudiées dans l'élimination du cadmium des solutions aqueuses en particulier dans les travaux d'**Halttunen et ses collaborateurs**. En 2003, ils ont testé la capacité d'élimination du Cd chez 4 souches de *Lactobacillus* et chez une souche de *Bifidobacterium lactis* (Bb 12) avec et sans traitement thermique. Ils ont trouvé que la concentration de Cd affecte la capacité d'élimination. À faible concentration ($10\ \mu\text{g/l}$), l'élimination du Cd par les cellules vivantes de *Bifidobacterium lactis* Bb 12 a atteint environ 75% après 1 h de temps de contact. Tandis que l'élimination à une concentration plus élevée ($1000\ \mu\text{g/l}$) n'a pas dépassé 40%. Après traitement thermique, l'élimination du Cd par cette souche a été améliorée à faible et à moyenne concentration en Cd (environ 90%) alors qu'elle a diminué davantage à la concentration de $1000\ \mu\text{g/l}$ (environ 20%) par rapport aux cellules vivantes. L'augmentation du pourcentage d'élimination du Cd après le traitement thermique peut être liée à une accessibilité accrue des sites de liaison du Cd sur la cellule morte.

En 2007, ils ont étudié la capacité d'élimination du Cd et du Pb par des souches de *Lactobacillus* et de *Bifidobacterium* (*Bb. longum* 2C, *Bb. longum* 46 et *Bb. lactis* Bb12) et ils ont trouvé que *Bb. longum* 46, *Lb. rhamnosus* GG et *Bb. lactis* Bb12 sont les souches les plus efficaces dans l'élimination du Cd avec un pourcentage d'environ 70% à pH 6 pour *Bb. longum* 46 (**Halttunen et al., 2007**).

En 2008, ils ont bien étudié les mécanismes d'élimination du Cd et du Pb par deux souches de bactéries lactiques (*Lb. fermentum* ME3 et *Bb. longum* 46). Ils ont constaté que la liaison du cadmium et du plomb par *Lb. fermentum* ME3 et *Bb. longum* 46 a été réduite par la modification chimique des groupes carboxyles et phosphoryles qui neutralise leur charge négative. Ces résultats montrent l'implication des interactions électrostatiques dans

l'élimination du Cd et du Pb et le rôle important des groupes carboxyles et phosphoryles dans cette élimination (**Halttunen et al., 2008**).

Par ailleurs, **Elsanhoty et ses collaborateurs (2016)** ont étudié également la capacité d'élimination du Cd chez *Bifidobacterium angulatum* et ils ont trouvé qu'elle élimine environ 28.3% du Cd à partir des solutions aqueuses artificiellement contaminées.

V.4 Lactococcus

Les lactocoques sont parmi les bactéries lactiques qui se sont révélées prometteuses pour éliminer la contamination par les métaux lourds (**Sheng et al., 2016b**).

Sheng et ses collaborateurs (2016a) ont réussi à isoler à partir de cornichons une espèce de Lactocoques nommée *Lactococcus lactis* subsp. *lactis* résistante aux métaux lourds. Les résultats de leur étude ont révélé que cette souche se caractérise par une capacité de résistance élevée au Cd où elle peut résister jusqu'à une concentration maximale de 200 mg/l sur milieu MRS, à pH 6.8 et dans une température d'incubation de 30°C. De plus, ils ont trouvé que la capacité d'élimination du Cd par cette souche est principalement due au processus de biosorption où la majeure partie du Cd fixé était localisée dans les structures de surface cellulaire (la membrane et la paroi cellulaire) grâce à la présence de différents composés de charge négative (peptidoglycane, phosphodiesteres de l'acide teichoïque et des groupes carboxyle de l'acide teichuronique), ceux-ci contribuent à la capacité d'échange d'ions des parois cellulaires. Des résultats similaires ont été obtenus par **McEldowney (2000)** sur *Pseudomonas fluorescens* H2 suggérant qu'environ 65% du Cd²⁺ accumulé dans les cellules libres en suspension était associé à la paroi cellulaire, 33% était présent dans le cytoplasme et seulement 2% était lié à l'exopolymère. L'étude de **Sheng et ses collaborateurs (2016a)** a montré également que la concentration élevée de Cd peut affecter de manière significative la structure physiologique normale des cellules et leur croissance par une accumulation excessive d'ions de Cd, qui peuvent être à l'origine des dommages oxydatifs et des changements de perméabilité membranaire.

Dans une autre étude réalisée dans la même année, **Sheng et al (2016b)** ont également étudié les propriétés de résistance au Cd de la souche *Lactococcus lactis* subsp *lactis* par des analyses sur l'activité antioxydante et des analyses protéomiques.

Les résultats des analyses sur l'activité antioxydante ont montré que la souche *Lactococcus lactis* subsp. *lactis* peut réduire le risque de stress oxydatif induit par le cadmium (accumulation intracellulaire de radicaux libres notamment le radical hydroxyle, le peroxyde d'hydrogène et le superoxyde, qui provoquent généralement des dommages cellulaires) en

activant des systèmes enzymatiques antioxydants intracellulaires principalement la superoxyde dismutase (SOD) qui catalyse la dismutation des anions superoxyde O_2^- en oxygène O_2 et peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , ce dernier peut être dégradé par d'autres enzymes, comme la catalase. La thiorédoxine réductase (TrxR) qui est la seule enzyme connue pour catalyser la réduction de la thiorédoxine (protéine antioxydante qui facilite la réduction d'autres protéines par échange de cystéine thiol-disulfure. Elle est maintenue à l'état réduit par la thiorédoxine réductase) défendant contre les dommages oxydatifs des radicaux libres (Nishinaka *et al.*, 2001; Pincemail *et al.*, 2002) et la glutathion réductase qui catalyse la réduction du disulfure de glutathion (GSSG) en glutathion sulfhydryle (GSH), qui est une molécule essentielle pour résister au stress oxydatif en réduisant les espèces réactives de l'oxygène.

Quant aux résultats des analyses protéomiques, ils ont montré une surexpression par la souche de 12 protéines en présence de 50 mg/l du cadmium. La plupart d'entre elles sont des protéines et des enzymes liées à la réponse au stress et au métabolisme biologique telles que : La l-lactate déshydrogénase qui catalyse la conversion du l-lactate en acide pyruvique et vice-versa, elle joue un rôle important à la fois dans le stress oxydatif et le métabolisme du glycol. Le l-lactate à son tour, contribue à réduire le dioxygène et à diminuer les dommages des lésions structurelles. La protéine C, induite par osmose élevée en Cd contribue à la protection des dommages aux membranes contre le stress osmotique du cadmium, et la cystéine synthase qui catalyse la biosynthèse de la L-cystéine, molécule indispensable pour les composés sulfhydryle, tels que le GSH, elle joue donc un rôle important dans la protection de la souche contre les dommages oxydatifs induits par le stress au cadmium.

En outre, les chercheurs ont effectué des tests sur l'activité d'ATPase de type P pour étudier la relation entre le métabolisme énergétique et la résistance au cadmium. Tout d'abord, les ATPases de type P sont des pompes à ions membranaires qui transportent différents types de cations allant de H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} à des métaux lourds tels que Cu^{2+} , Cd^{2+} et Hg^{2+} à travers la membrane cellulaire et contre un gradient de concentration en utilisant l'énergie stockée dans l'ATP. De plus, ces pompes à ions jouent un rôle très important dans l'élimination des ions toxiques des cellules (Kühlbrandt., 2004; Weidemüller et Hauser., 2009).

Les résultats de l'étude ont montré que les activités de l'ATPase totale, Ca^{2+} -ATPase et Na^+/K^+ -ATPase de *Lactococcus lactis* subsp. *lactis* sous stress de Cd ont été inhibées au début de la culture, mais restaurées par la suite et maintenues plus longtemps à l'état actif. Par ailleurs, le résultat de la RT-PCR a montré que l'expression du gène *cadA* a augmenté de 7,68

fois dans la souche sous 50 mg / kg de cadmium par rapport au témoin. En conséquence, le gène *cadA* joue un rôle très important dans l'activité des ATPases de type P qui sont associées à la résistance au cadmium dans la souche *Lactococcus lactis* subsp. *lactis*.

Conclusion

Le cadmium est l'un des métaux lourds les plus toxiques pour l'Homme, les plantes, les animaux et tous les êtres vivants. Une fois introduit dans l'environnement à cause des activités anthropiques, il entre facilement dans la chaîne alimentaire et provoque un déséquilibre environnemental entraînant de graves conséquences sur la santé de l'être humain qui peut aller jusqu'à la mort. De ce fait, l'élimination du Cd est donc devenue très importante pour protéger la vie écologique.

Les bactéries lactiques font partie des bactéries qui ont développé une résistance naturelle et exceptionnelle au cadmium, elles utilisent plusieurs mécanismes qui varient selon les conditions environnantes. Dans ce contexte, « la biosorption », permet à la bactérie de fixer les ions de cadmium à leur surface par diverses interactions afin d'empêcher leur pénétration à l'intérieur de la cellule. C'est un mécanisme passif qu'on trouve chez des cellules vivantes et mortes à la fois. Les cellules vivantes à cet effet peuvent utiliser de plus leur métabolisme pour tolérer aux ions de Cd par « bioaccumulation » où elles font pénétrer les ions de cadmium à l'intérieur de la cellule à travers différents transporteurs d'ions, ils finissent par être accumulés dans le cytoplasme sous formes de précipités non toxiques pour la cellule. « La biotransformation » à son tour, est le troisième mécanisme de résistance utilisé par ces bactéries, elle consiste à convertir les formes toxiques de Cd en des formes moins toxiques via des réactions biochimiques complexes.

En outre, il convient de noter que ces mécanismes mentionnés se chevauchent au fur et à mesure qu'ils se produisent, et ils sont bien influencés par les facteurs environnementaux comme le pH et la température du milieu, le temps de contact et la concentration des ions Cd. Ces facteurs peuvent augmenter ou diminuer la capacité de la résistance des bactéries. Cette dernière diffère également d'une espèce à l'autre et d'une souche à l'autre. D'après les recherches, les espèces de *Lactobacillus* en particulier *Lb. plantarum* et *Lb. fermentum* aussi bien que celles de *Bifidobacterium* sont les espèces de bactéries lactiques qui montrent une capacité de résistance et d'élimination des métaux la plus élevée.

Cette analyse bibliographique nous a aussi permis de suggérer que les espèces de bactéries lactiques peuvent être utilisées avec succès dans les processus d'élimination des métaux dans les eaux polluées comme alternatifs aux processus physicochimiques nocifs pour l'environnement, car elles présentent de nombreux avantages par rapport à ces derniers, elles sont plus respectueuses de l'environnement, moins coûteuses et très efficaces dans le traitement des eaux usées.

En effet, le traitement des sites pollués par les bactéries lactiques peut être réalisé par plusieurs méthodes, *in situ* par injection des bactéries lactiques (une seule espèce ou une combinaison d'espèces selon le degré de contamination du site) vivantes ou mortes directement dans le site pollué. Les cellules mortes ont l'avantage d'être non exigeantes et donc moins coûteuses par rapport aux cellules vivantes et sont ainsi plus faciles à être utilisées. La méthode *Ex-situ* intervient en traitant l'eau polluée hors site dans un bioréacteur où les bactéries vivantes se développent plus rapidement et éliminent les métaux présents dans l'eau, cette méthode permet de bien contrôler la croissance des bactéries sous des conditions optimales. Par conséquent, il est préférable d'utiliser cette méthode dans le traitement des effluents industriels avant leur rejet dans l'environnement. Alors que la première méthode est plus pratique dans le traitement des sites environnementaux déjà pollués.

Cependant, malgré la présence de nombreuses recherches qui ont mis le point sur la capacité d'élimination du Cd chez les différentes espèces de bactéries lactiques, il reste nécessaire que ces recherches souvent effectuées au niveau des laboratoires soient extrapolées pour une bioremédiation à grande échelle des sites pollués, évitant ainsi les inconvénients des processus physicochimiques.

Références bibliographiques

A

- 1) **Abbas, S. H., Ismail, I. M., Mostafa, T. M., & Sulaymon, A. H. (2014).** Biosorption of heavy metals: a review. *Journal of Chemical Science and Technology*, 3(4), 74-102.
- 2) **Abbas, S. Z., Rafatullah, M., Hossain, K., Ismail, N., Tajarudin, H. A., & Khalil, H. A. (2018).** A review on mechanism and future perspectives of cadmium-resistant bacteria. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(1), 243-262.
- 3) **Ahalya, N., Ramachandra, T. V., & Kanamadi, R. D. (2003).** Biosorption of heavy metals. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 7(4), 71-79.
- 4) **Ahemad, M., & Kibret, M. (2013).** Recent trends in microbial biosorption of heavy metals: a review. *Biochemistry and Molecular Biology*, 1(1), 19-26.
- 5) **Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013).** Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
- 6) **Al Othman, Z. A., Hashem, A., & Habila, M. A. (2011).** Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies of cadmium (II) adsorption by modified agricultural wastes. *Molecules*, 16(12), 10443-10456.
- 7) **Andujar, P., Bensefa-Colas, L., & Descatha, A. (2010).** Intoxication aiguë et chronique au cadmium. *La Revue de médecine interne*, 31(2), 107-115.
- 8) **Aryal, M., & Liakopoulou-Kyriakides, M. (2015).** Bioremoval of heavy metals by bacterial biomass. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1), 4173.
- 9) **Asagba, S. O. (2010).** Comparative effect of water and food-chain mediated cadmium exposure in rats. *Biometals*, 23(6), 961-971.
- 10) **Aslam, S., Sharif, F., & Khan, A. U. (2015).** Effect of lead and cadmium on growth of *Medicago sativa* L. and their transfer to food Chain. *Journal of Animal and Plant Sciences*, 25(2), 472-477.
- 11) **Ayangbenro, A. S., & Babalola, O. O. (2017).** A new strategy for heavy metal polluted environments: a review of microbial biosorbents. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(1), 94.

B

- 12) **Babák, L., Šupinova, P., Zichova, M., Burdychova, R., & Vitova, E. (2013).** Biosorption of Cu, Zn and Pb by thermophilic bacteria—effect of biomass concentration on biosorption capacity. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 60(5), 9-18.

- 13) **Bagheri, S., Amini, M. M., Behbahani, M., & Rabiee, G. (2019).** Low cost thiol-functionalized mesoporous silica, KIT-6-SH, as a useful adsorbent for cadmium ions removal: A study on the adsorption isotherms and kinetics of KIT-6-SH. *Microchemical Journal*, 145, 460-469.
- 14) **Bailey, S. E., Olin, T. J., Bricka, R. M., & Adrian, D. D. (1999).** A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research*, 33(11), 2469-2479.
- 15) **Baize, D. (2000).** Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français : résultats généraux du programme ASPITET.
- 16) **Bali, A. S., Sidhu, G. P. S., & Kumar, V. (2020).** Root exudates ameliorate cadmium tolerance in plants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18:1243–1275.
- 17) **Banerjee, A., Jhariya, M. K., Yadav, D. K., & Raj, A. (2018).** Micro-remediation of metals: a new frontier in bioremediation. In : Chaudhery, M. H. (2019). *Handbook of Environmental Materials Management*. 1st Edition. Springer International Publishing. p 3209.
- 18) **Belliardo, C. (2018).** Etude comparée de la cytogénotoxicité du cadmium, du nickel et de l'aluminium sur le fibroblaste cutané humain. Thèse de doctorat, Aix-Marseille.
- 19) **Benavides, M. P., Gallego, S. M., & Tomaro, M. L. (2005).** Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1), 21-34.
- 20) **Ben chabane, I. (2015).** Apport de la technique d'analyse par activation neutronique à la qualité de l'air de la région de Draria. Thèse de doctorat, université Akli Mouhend-Oulhadj de Bouira.
- 21) **Bhakta, J. N., Munekage, Y., Ohnishi, K., & Jana, B. B. (2012a).** Isolation and identification of cadmium-and lead-resistant lactic acid bacteria for application as metal removing probiotic. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9(3), 433-440.
- 22) **Bhakta, J. N., Ohnishi, K., Munekage, Y., Iwasaki, K., & Wei, M. Q. (2012b).** Characterization of lactic acid bacteria-based probiotics as potential heavy metal sorbents. *Journal of Applied Microbiology*, 112(6), 1193-1206.
- 23) **Bhattacharya, S. (2020).** The Role of Probiotics in the Amelioration of Cadmium Toxicity. *Biological Trace Element Research*, 1-5.
- 24) **Bishnoi, N. R. (2005).** Fungus-an alternative for bioremediation of heavy metal containing wastewater: a review. *Journal of Scientific and Industrial Research*. 64. 93-100.

- 25) **Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot, C., Lacroix, G., Lefèvre, J. P., Leveque, S., Magaud, H., Morin, A., Pepin, G., & Pichard, A. (2011).** Cadmium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques–INERIS.
- 26) **Blázquez, G., Hernainz, F., Calero, M., & Ruiz-Nunez, L. F. (2005).** Removal of cadmium ions with olive stones : the effect of some parameters. *Process Biochemistry*, 40(8), 2649-2654.
- 27) **Bruins, M. R., Kapil, S., & Oehme, F. W. (2000).** Microbial resistance to metals in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 45(3), 198-207.
- 28) **Bulut, Y. (2007).** Removal of heavy metals from aqueous solution by sawdust adsorption. *Journal of Environmental Sciences*, 19(2), 160-166.
- C**
- 29) **Cao, H. C., Luan, Z. Q., & Zhang, X. L. (2009).** Potential ecological risk of cadmium, lead and arsenic in agricultural black soil in Jilin Province, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23(1), 57-64.
- 30) **Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017).** Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2782-2799.
- 31) **Chen, R., Zhao, X., Jiao, J., Li, Y., & Wei, M. (2019).** Surface-Modified Biochar with Polydentate Binding Sites for the Removal of Cadmium. *International Journal of Molecular Sciences*, 20(7), 1775.
- 32) **Chiarelli, R., Martino, C., & Roccheri, M. C. (2019).** Cadmium stress effects indicating marine pollution in different species of sea urchin employed as environmental bioindicators. *Cell Stress and Chaperones*, 24(4), 675-687.
- 33) **Chiban, M., & Sinan, F. (2011).** Removal of Cu (II) ions from aqueous solution by micro-particles of dried *Carpobrotus edulis* plant in a column system. *Water Quality Research Journal of Canada*, 46(3), 259-267.
- 34) **Cho, D. H., & Kim, E. Y. (2003).** Characterization of Pb²⁺ biosorption from aqueous solution by *Rhodotorula glutinis*. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 25(5), 271-277.
- 35) **Cullen, J. T., & Maldonado, M. T. (2013).** Biogeochemistry of cadmium and its release to the environment. In *Cadmium : from toxicity to essentiality* (pp. 31-62). Springer, Dordrecht.
- 36) **Cuypers, A., Plusquin, M., Remans, T., Jozefczak, M., Keunen, E., Gielen, H., ... & Nawrot, T. (2010).** Cadmium stress : an oxidative challenge. *Biometals*, 23(5), 927-940.

- 37) **Czeczot, H., & Skrzycki, M. (2010).** Kadm–pierwiastek całkowicie zbędny dla organizmu
Cadmium–element completely unnecessary for the organism. *Postepy Hig Med Dosw*
(Online), 64, 38-49.

D

- 38) **Das, N., Vimala, R., & Karthika, P. (2008).** Biosorption of heavy metals–an
overview. *Indian Journal of Biotechnology*, 7(2), 159-69.
- 39) **Diels, L., Dong, Q., van der Lelie, D., Baeyens, W., & Mergeay, M. (1995).** The *czc*
operon of *Alcaligenes eutrophus* CH34: from resistance mechanism to the removal of heavy
metals. *Journal of Industrial Microbiology*, 14(2), 142-153.
- 40) **Diep, P., Mahadevan, R., & Yakunin, A. F. (2018).** Heavy metal removal by
bioaccumulation using genetically engineered microorganisms. *Frontiers in Bioengineering
and Biotechnology*, 6, 157.
- 41) **Di Natale, F., Di Natale, M., Greco, R., Lancia, A., Laudante, C., & Musmarra, D.
(2008).** Groundwater protection from cadmium contamination by permeable reactive
barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3), 428-434.

E

- 42) **Ekelund, F., Olsson, S., & Johansen, A. (2003).** Changes in the succession and diversity of
protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations.
Soil Biology and Biochemistry, 35(11), 1507-1516.
- 43) **Elsanhoty, R. M., Al-Turki, I. A., & Ramadan, M. F. (2016).** Application of lactic acid
bacteria in removing heavy metals and aflatoxin B1 from contaminated water. *Water
Science and Technology*, 74(3), 625-638.
- 44) **El-Sherif, I. Y., Ashmawy, A., & Badr, S. (2008).** Biosorption of cadmium and nickel by
Nile water algae. *Journal of Applied Sciences Research*, 4(4), 391-6.
- 45) **Esalah, J. O., Weber, M. E., & Vera, J. H. (2000).** Removal of lead, cadmium and zinc
from aqueous solutions by precipitation with sodium Di-(n-octyl) phosphinate. *The
Canadian Journal of Chemical Engineering*, 78(5), 948-954.

G

- 46) **Gado, F. A., Guero, Y., Dan-Badjo, A. T., & Zakaria, O. (2018).** Contamination en
éléments traces métalliques de l'amarante et de l'oseille cultivées en conditions contrôlées
sur un sol pollué. *Journal of Applied Biosciences*, 129, 12996-13003.
- 47) **Gall, J. E., Boyd, R. S., & Rajakaruna, N. (2015).** Transfer of heavy metals through
terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4), 201.

- 48) **Garg, U., Kaur, M. P., Jawa, G. K., Sud, D., & Garg, V. K. (2008).** Removal of cadmium (II) from aqueous solutions by adsorption on agricultural waste biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 1149-1157.
- 49) **Gérard, É. (2000).** Caractérisation du cadmium phytodisponible des sols par méthodes isotopiques. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine.
- 50) **Gerbino, E., Mobili, P., Tymczynszyn, E., Fausto, R., & Gómez-Zavaglia, A. (2011).** FTIR spectroscopy structural analysis of the interaction between *Lactobacillus kefir* S-layers and metal ions. *Journal of Molecular Structure*, 987(1-3), 186-192.
- 51) **Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A., & Groneberg, D. A. (2006).** The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 1(1), 22.
- 52) **Gomathy, M., & Sabarinathan, K. G. (2010).** Microbial mechanisms of heavy metal tolerance-A review. *Agricultural Reviews*, 31(2), 133-138.
- 53) **Gonzalez, J. L., Thouvenin, B., & Dange, C. (2007).** Rôle des particules sur le comportement et la spéciation de métaux traces : exemple du cadmium. *La Houille Blanche*, (4), 56-62.
- 54) **Guo, F., Ding, C., Zhou, Z., Huang, G., & Wang, X. (2018).** Effects of combined amendments on crop yield and cadmium uptake in two cadmium contaminated soils under rice-wheat rotation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 303-310.
- H**
- 55) **Halttunen, T., Collado, M. C., El-Nezami, H., Meriluoto, J., & Salminen, S. (2008).** Combining strains of lactic acid bacteria may reduce their toxin and heavy metal removal efficiency from aqueous solution. *Letters in Applied Microbiology*, 46(2), 160-165.
- 56) **Halttunen, T., Kankaanpää, P., Tahvonen, R., Salminen, S., & Ouwehand, A. C. (2003).** Cadmium removal by lactic acid bacteria. *Bioscience and Microflora*, 22(3), 93-97.
- 57) **Halttunen, T., Salminen, S., & Tahvonen, R. (2007).** Rapid removal of lead and cadmium from water by specific lactic acid bacteria. *International Journal of Food Microbiology*, 114(1), 30-35.
- 58) **Hansda, A., & Kumar, V. (2016).** A comparative review towards potential of microbial cells for heavy metal removal with emphasis on biosorption and bioaccumulation. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(10), 170.
- 59) **Hossain, S., Latifa, G. A., Prianqa, & Al Nayeem, A. (2019).** Review of Cadmium Pollution in Bangladesh. *Journal of Health and Pollution*, 9(23), 190913.

- 60) **Huët, M. A. L., & Puchooa, D. (2017)**. Bioremediation of heavy metals from aquatic environment through microbial processes: A potential role for probiotics. *Journal of Applied Biology & Biotechnology*, 5(6), 14-23.

I

- 61) **Ibrahim, W. M., Hassan, A. F., & Azab, Y. A. (2016)**. Biosorption of toxic heavy metals from aqueous solution by *Ulva lactuca* activated carbon. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*, 3(3), 241-249.

J

- 62) **Jacquet, A. (2017)**. Conséquences d'une exposition chronique à des doses modérées de cadmium sur le métabolisme du glucose de rats à différents stades de la vie. Thèse de doctorat, Université Grenoble Alpes.

- 63) **Javanbakht, V., Alavi, S. A., & Zilouei, H. (2014)**. Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent. *Water Science and Technology*, 69(9), 1775-1787.

64) Journal officiel de la république algérienne n° 24 du 16 Avril 2006.

65) Journal officiel de la république algérienne n° 26 du 23 Avril 2006.

K

- 66) **Kaushal, S., Badru, R., Singh, P., Kumar, S., & Mittal, S. K. (2019)**. Estimation of Trace Level Cadmium (II) by Polyaniline-zirconium Phosphoborate Nanocomposite-based Membrane Electrode. *Journal of Analytical Chemistry*, 74(8), 800-808.

- 67) **Khan, S. A., Khan, L., Hussain, I., Marwat, K. B., & Akhtar, N. (2008)**. Profile of heavy metals in selected medicinal plants. *Pakistan Journal of Weed Science Research*, 14(1-2), 101-110.

- 68) **Kirillova, A. V., Danilushkina, A. A., Irisov, D. S., Bruslik, N. L., Fakhrollin, R. F., Zakharov, Y. A., Bukhmin, V. S., & Yarullina, D. R. (2017)**. Assessment of resistance and bioremediation ability of *Lactobacillus* strains to lead and cadmium. *International Journal of Microbiology*, 2017.

- 69) **Kotrba, P. (2011)**. Microbial biosorption of metals—General Introduction. In *Microbial Biosorption of Metals* (pp. 1-6). Springer, Dordrecht.

- 70) **Kouame, I. K., Gone, D. L., Savane, I., Koffi, K., Goula, B. T. A., & Diallo, M. (2006)**. Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminall (Abidjan-Côte d'Ivoire). *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 2(1), 39-56.

- 71) **Kubier, A., Wilkin, R. T., & Pichler, T. (2019)**. Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, 108, 104388.

- 72) **Kühlbrandt, W. (2004).** Biology, structure and mechanism of P-type ATPases. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 5(4), 282-295.
- 73) **Kumar, N., Kumari, V., Ram, C., Thakur, K., & Tomar, S. K. (2018).** Bio-prospectus of cadmium bioadsorption by lactic acid bacteria to mitigate health and environmental impacts. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(4), 1599-1615.
- 74) **Kumar, P., & Singh, A. (2010).** Cadmium toxicity in fish: An overview. *GERF Bulletin of Biosciences*, 1(1), 41-47.
- 75) **Kurniawati, D. (2016).** Effect of pH on the biosorption of heavy metal by alginate immobilized durian (*Durio zibethinus*) seed. *Der Pharma Chemica*, 8(5), 294-154.
- L**
- 76) **Liu, Y., Xiao, T., Perkins, R. B., Zhu, J., Zhu, Z., Xiong, Y., & Ning, Z. (2017).** Geogenic cadmium pollution and potential health risks, with emphasis on black shale. *Journal of Geochemical Exploration*, 176, 42-49.
- M**
- 77) **Martelli, A., Rousselet, E., Dycke, C., Bouron, A., & Moulis, J. M. (2006).** Cadmium toxicity in animal cells by interference with essential metals. *Biochimie*, 88(11), 1807-1814.
- 78) **Martin-Garin, A., & Simon, O. (2004).** Fiche radionucléide : Cadmium 109 et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention-service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes, IRSN.
- 79) **Mejäre, M., & Bülow, L. (2001).** Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. *Trends in Biotechnology*, 19(2), 67-73.
- 80) **Menard, S., Candalh, C., Bambou, J. C., Terpend, K., Cerf-Bensussan, N., & Heyman, M. (2004).** Lactic acid bacteria secrete metabolites retaining anti-inflammatory properties after intestinal transport. *Gut*, 53(6), 821-828.
- 81) **Monachese, M., Burton, J. P., & Reid, G. (2012).** Bioremediation and tolerance of humans to heavy metals through microbial processes: a potential role for probiotics? *Applied and Environmental Microbiology*, 78(18), 6397-6404.
- 82) **Mosbah, R., & Sahmoune, M. N. (2013).** Biosorption of heavy metals by *Streptomyces* species—an overview. *Central European Journal of Chemistry*, 11(9), 1412-1422.
- 83) **Mrvčić, J., Stanzer, D., Bacun-Druzina, V., & Stehlik-Tomas, V. (2009).** Copper binding by lactic acid bacteria (LAB). *Bioscience and Microflora*, 28(1), 1-6.
- 84) **Mrvčić, J., Stanzer, D., Šolić, E., & Stehlik-Tomas, V. (2012).** Interaction of lactic acid bacteria with metal ions: opportunities for improving food safety and quality. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 28(9), 2771-2782.

N

- 85) Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199-216.
- 86) Nazar, R., Iqbal, N., Masood, A., Khan, M. I. R., Syeed, S., & Khan, N. A. (2012). Cadmium toxicity in plants and role of mineral nutrients in its alleviation. *American Journal of Plant Sciences*. 3. 1476-1489.
- 87) Nedjimi, B. (2009). Le calcium peut-il protéger *Atriplex halimus* subsp. *schweinfurthii* contre la toxicité du cadmium? *Acta Botanica Gallica*, 156(3), 391-397.
- 88) Nies, D. H. (1999). Microbial heavy-metal resistance. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 51(6), 730-750.
- 89) Nishinaka, Y., Masutani, H., Nakamura, H., & Yodoi, J. (2001). Regulatory roles of thioredoxin in oxidative stress-induced cellular responses. *Redox report*, 6(5), 289-295.

O

- 90) Ojuederie, O. B., & Babalola, O. O. (2017). Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12), 1504.
- 91) Oumar, B., Ekengele, N. L., & Balla, O. A. D. (2014). Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 10(2).

P

- 92) Patel, A., Sv, A., Shah, N., & Verma, K. D. (2017). Lactic acid bacteria as metal quenchers to improve food safety and quality. *AgroLife Scientific Journal*, 6, 146-154.
- 93) Pena-Castro, J. M., Martinez-Jerónimo, F., Esparza-Garcia, F., & Canizares-Villanueva, R. O. (2004). Heavy metals removal by the microalga *Scenedesmus incrassatulus* in continuous cultures. *Bioresource Technology*, 94(2), 219-222.
- 94) Pincemail, J., Bonjean, K., Cayeux, K., & Defraigne, J. O. (2002). Mécanismes physiologiques de la défense antioxydante. *Nutrition Clinique et Métabolisme*, 16(4), 233-239.
- 95) Polak-Berecka, M., Boguta, P., Cieśla, J., Bieganowski, A., Skrzypek, T., Czernecki, T., & Waśko, A. (2017). Studies on the removal of Cd ions by gastrointestinal lactobacilli. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(8), 3415-3425.
- 96) Prasad, M. N. V. (1995). Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and Experimental Botany*, 35(4), 525-545.

- 97) **Puranik, P. R., & Paknikar, K. M. (1999).** Biosorption of lead, cadmium, and zinc by *Citrobacter* strain MCM B-181: Characterization Studies. *Biotechnology Progress*, 15(2), 228-237.

Q

- 98) **Queguiner, S., Ciffroy, P., Roustan, Y., & Musson-Genon, L. (2009).** Multimedia modelling of the exposure to cadmium and lead released in the atmosphere—application to industrial releases in a mediterranean region and uncertainty/sensitivity analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*, 198(1-4), 199-217.

R

- 99) **Rahimzadeh, M. R., Rahimzadeh, M. R., Kazemi, S., & Moghadamnia, A. A. (2017).** Cadmium toxicity and treatment: An update. *Caspian Journal of Internal Medicine*, 8(3), 135, 145.
- 100) **Redon, P. O. (2009).** Rôle de champignons mycorhiziens à arbuscules dans le transfert du cadmium (Cd) du sol à la luzerne (*Medicago truncatula*). Thèse de doctorat, Université Henri Poincaré.
- 101) **Rivera-Becerril, F., Metwally, A., Martin-Laurent, F., Van Tuinen, D., Dietz, K. J., Gianinazzi, S., & Gianinazzi-Pearson, V. (2005).** Molecular responses to cadmium in roots of *Pisum sativum* L. *Water, Air, and Soil Pollution*, 168(1-4), 171-186.
- 102) **Roberts, T. L. (2014).** Cadmium and phosphorous fertilizers: the issues and the science. *Procedia Engineering*, 83, 52-59.
- 103) **Roustan, Y., Bocquet, M., Musson-Genon, L., & Sportisse, B. (2006).** Modélisation du mercure, du plomb et du cadmium à l'échelle européenne. 2268-3798.

S

- 104) **Sabolić, I., Breljak, D., Škarica, M., & Herak-Kramberger, C. M. (2010).** Role of metallothionein in cadmium traffic and toxicity in kidneys and other mammalian organs. *Biometals*, 23(5), 897-926.
- 105) **Sarkar, A., Ravindran, G., & Krishnamurthy, V. (2013).** A brief review on the effect of cadmium toxicity: from cellular to organ level. *International Journal of Bio-Technology and Research*, 3(1), 17-36.
- 106) **Satarug, S., Baker, J. R., Urbenjapol, S., Haswell-Elkins, M., Reilly, P. E., Williams, D. J., & Moore, M. R. (2003).** A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicology Letters*, 137(1-2), 65-83.

- 107) **Satarug, S., Garrett, S. H., Sens, M. A., & Sens, D. A. (2010).** Cadmium, environmental exposure, and health outcomes. *Environmental Health Perspectives*, 118(2), 182-190.
- 108) **Schut, S., Zauner, S., Hampel, G., König, H., & Claus, H. (2011).** Biosorption of copper by wine-relevant lactobacilli. *International Journal of Food Microbiology*, 145(1), 126-131.
- 109) **Schwartz, C., Echevarria, G., & Morel, J. L. (2003).** Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*, 249(1), 27-35.
- 110) **Selatnia, A., Boukazoula, A., Kechid, N., Bakhti, M. Z., Chergui, A., & Kerchich, Y. (2004).** Biosorption of lead (II) from aqueous solution by a bacterial dead *Streptomyces rimosus* biomass. *Biochemical Engineering Journal*, 19(2), 127-135.
- 111) **Sharma, P., Kumari, P., Srivastava, M. M., & Srivastava, S. (2006).** Removal of cadmium from aqueous system by shelled *Moringa oleifera* Lam. seed powder. *Bioresource Technology*, 97(2), 299-305.
- 112) **Sheng, Y., Wang, Y., Yang, X., Zhang, B., He, X., Xu, W., & Huang, K. (2016a).** Cadmium tolerant characteristic of a newly isolated *Lactococcus lactis* subsp. *lactis*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 48, 183-190.
- 113) **Sheng, Y., Yang, X., Lian, Y., Zhang, B., He, X., Xu, W., & Huang, K. (2016b).** Characterization of a cadmium resistance *Lactococcus lactis* subsp. *lactis* strain by antioxidant assays and proteome profiles methods. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 46, 286-291.
- 114) **Singh, V., Chauhan, P. K., Kanta, R., Dhewa, T., & Kumar, V. (2010).** Isolation and characterization of *Pseudomonas* resistant to heavy metals contaminants. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research*, 3(2), 164.
- 115) **Sirven, J. B. (2006).** Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1.
- 116) **Sofu, A., Sayilgan, E., & Guney, G. (2015).** Experimental design for removal of Fe (II) and Zn (II) ions by different lactic acid bacteria biomasses. *International Journal of Environmental Research*, 9(1), 93-100.
- 117) **Sofyan, A., Shaw, J. R., & Birge, W. J. (2006).** Metal trophic transfer from algae to cladocerans and the relative importance of dietary metal exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry : An International Journal*, 25(4), 1034-1041.
- 118) **Spain, A., & Alm, E. (2003).** Implications of microbial heavy metal tolerance in the environment. *Reviews in Undergraduate Research*. 2,1-6.

T

- 119) **Teemu, H., Seppo, S., Jussi, M., Raija, T., & Kalle, L. (2008).** Reversible surface binding of cadmium and lead by lactic acid and bifidobacteria. *International Journal of Food Microbiology*, 125(2), 170-175.
- 120) **Tian, F., Zhai, Q., Zhao, J., Liu, X., Wang, G., Zhang, H., Zhang, H., & Chen, W. (2012).** *Lactobacillus plantarum* CCFM8661 alleviates lead toxicity in mice. *Biological Trace Element Research*, 150(1-3), 264-271.
- 121) **Topcu, A., & Bulat, T. U. Ğ. B. A. (2010).** Removal of cadmium and lead from aqueous solution by *Enterococcus faecium* strains. *Journal of Food Science*, 75(1), T13-T17.

V

- 122) **Veglio, F., & Beolchini, F. (1997).** Removal of metals by biosorption: a review. *Hydrometallurgy*, 44(3), 301-316.
- 123) **Velásquez, L., & Dussan, J. (2009).** Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 713-716.
- 124) **Volesky, B., & Holan, Z. R. (1995).** Biosorption of heavy metals. *Biotechnology Progress*, 11(3), 235-250.

W

- 125) **Waisberg, M., Joseph, P., Hale, B., & Beyersmann, D. (2003).** Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology*, 192(2-3), 95-117.
- 126) **Weidemüller, C., & Hauser, K. (2009).** Ion transport and energy transduction of P-type ATPases: implications from electrostatic calculations. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics*, 1787(6), 721-729.
- 127) **Worms, I., Simon, D. F., Hassler, C. S., & Wilkinson, K. J. (2006).** Bioavailability of trace metals to aquatic microorganisms: importance of chemical, biological and physical processes on biouptake. *Biochimie*, 88(11), 1721-1731.
- 128) **Wu, G., Sun, M., Liu, P., Zhang, X., Yu, Z., Zheng, Z., Chen, Y., & Li, X. (2014).** *Enterococcus faecalis* strain LZ-11 isolated from Lanzhou reach of the Yellow River is able to resist and absorb Cadmium. *Journal of Applied Microbiology*, 116(5), 1172-1180.

Y

- 129) **Yakoubi, L. (2019).** Isolement et caractérisation de bactéries cadmium-résistantes de sols des sites pollués " étude de l'accumulation des ions métalliques". Thèse de doctorat, Université des Sciences de la Technologie Houari Boumediene.

- 130) **Yan, G., & Viraraghavan, T. (2003).** Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. *Water Research*, 37(18), 4486-4496.
- 131) **Yemane, M., Chandravanshi, B. S., & Wondimu, T. (2008).** Levels of essential and non-essential metals in leaves of the tea plant (*Camellia sinensis* L.) and soil of Wushwush farms, Ethiopia. *Food Chemistry*, 107(3), 1236-1243.
- 132) **Yurekli, Y. (2016).** Removal of heavy metals in wastewater by using zeolite nanoparticles impregnated polysulfone membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 309, 53-64.
- Z**
- 133) **Zabochnicka-Świątek, M., & Krzywonos, M. (2014).** Potentials of Biosorption and Bioaccumulation Processes for Heavy Metal Removal. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(2), 551-561.
- 134) **Zhai, Q., Guo, Y., Tang, X., Tian, F., Zhao, J., Zhang, H., & Chen, W. (2019).** Removal of cadmium from rice by *Lactobacillus plantarum* fermentation. *Food Control*, 96, 357-364.
- 135) **Zhai, Q., Tian, F., Wang, G., Zhao, J., Liu, X., Cross, K., ... & Chen, W. (2016).** The cadmium binding characteristics of a lactic acid bacterium in aqueous solutions and its application for removal of cadmium from fruit and vegetable juices. *RSC Advances*, 6(8), 5990-5998.
- 136) **Zhu, D., Ke, X., Wu, L., Christie, P., & Luo, Y. (2016).** Biological transfer of dietary cadmium in relation to nitrogen transfer and ^{15}N fractionation in a soil collembolan-predatory mite food chain. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 207-216.
- 137) **Zoghi, A., Khosravi-Darani, K., & Sohrabvandi, S. (2014).** Surface binding of toxins and heavy metals by probiotics. *Mini Reviews in Medicinal Chemistry*, 14(1), 84-98.
- 138) **Zorrig, W. (2011).** Recherche et caractérisation de déterminants contrôlant l'accumulation de cadmium chez la laitue" *Lactuca sativa*". Thèse de doctorat, Université Tunis El manar.

Président : Dr. Essaid Laib Encadreur : Pr. Houria Ouled Haddar Examinatrice : Mme. Samiya Amira	Présenté par : Basma Fenar. Marwa Ghemit. Yasmine Ikhlef.
---	---

Elimination du cadmium par les bactéries lactiques

Résumé

Le cadmium est parmi les métaux lourds qui se trouvent dans l'environnement à des niveaux très élevés à cause des activités industrielles. C'est un polluant très toxique pour l'environnement qui peut être accumulé et transféré aux organismes supérieurs des chaînes trophiques, entraînant de sérieux problèmes écologiques et de graves conséquences sur la santé humaine. Ce travail vise à étudier la capacité d'élimination du cadmium chez les différentes espèces de bactéries lactiques et cherche de ce fait à mettre le point sur les mécanismes élaborés par ces bactéries pour résister à sa toxicité, en se focalisant sur trois principaux mécanismes : la biosorption, la bioaccumulation et la biotransformation. Ces derniers sont fortement influencés par les facteurs physico-chimiques tels que le pH, la température, le temps de contact, etc. La plupart des travaux réalisés dans ce domaine indiquent que *Lactobacillus* et *Bifidobacterium* sont les deux genres de bactéries lactiques qui montrent une capacité de résistance et d'élimination du cadmium la plus élevée, ce qui leur permet d'être utilisés dans le traitement des sites pollués.

Mots clés : Bactéries lactiques, cadmium, résistance, biosorption, bioaccumulation.

Removal of cadmium by lactic acid bacteria

Abstract

Cadmium is one of the heavy metals which are found in the environment at very high levels due to industrial activities. It is a very toxic environmental pollutant that can be accumulated and transferred to higher food chain organisms, causing serious ecological problems and serious consequences for human health. This work aims to study the removal capacity of cadmium in different species of lactic acid bacteria; and therefore seeks to clarify the mechanisms developed by these bacteria to resist its toxicity, by focusing on three main mechanisms: biosorption, bioaccumulation and biotransformation. These are strongly influenced by physicochemical factors such as pH, temperature, contact time, etc. most research in this area indicates that *Lactobacillus* and *Bifidobacterium* are the two genera of lactic acid bacteria which show the highest capacity for resistance and elimination of cadmium, making them possible to be used in the treatment of polluted sites.

Keys words : Acid lactic bacteria, cadmium, resistance, biosorption, bioaccumulation.

إزالة الكاديوم بواسطة البكتيريا اللبنية

ملخص

يعتبر الكاديوم من بين المعادن الثقيلة المتواجدة في البيئة بنسب جد عالية بسبب نمو الأنشطة الصناعية ، فهو كملوث للبيئة ذو سمية عالية بإمكانه أن يتراكم في الكائنات الحية وينتقل ليصل إلى أعلى مستويات السلسلة الغذائية مسببا بذلك اختلالات بيئية ونتائج خطيرة على صحة الإنسان. يهدف هذا العمل إلى دراسة قدرة إزالة الكاديوم عند مختلف أنواع البكتيريا اللبنية ويحاول أيضا توضيح مختلف الآليات المتبعة من طرف هذه البكتيريا لمقاومة سمية الكاديوم والتي تتمثل أساسا في ثلاث آليات رئيسية: الامتزاز الحيوي، التراكم الحيوي والتحويل الحيوي. حيث تتأثر هذه الأخيرة بشكل كبير بالعوامل الفيزيائية والكيميائية المحيطة بها كالرقم الهيدروجيني، درجة الحرارة، مدة التفاعل... الخ. معظم الأبحاث المنجزة في هذا المجال تشير إلى أن الأنواع البكتيرية التي تنتمي إلى جنس *Lactobacillus* وإلى جنس *Bifidobacterium* هي الأكثر كفاءة في إزالة الكاديوم وبالتالي يمكن استخدامها في معالجة الأوساط البيئية الملوثة.

الكلمات المفتاحية: بكتيريا لبنية، كاديوم، مقاومة، امتزاز حيوي، تراكم حيوي.