

Research Progress on Heavy Metal Contamination in Agriculture in China

Qingwei Jiang, Lixiao Nie*

College of Plant Science and Technology, Huazhong Agricultural University, Wuhan Hubei
Email: 466300972@qq.com, *nielixiao@mail.hzau.edu.cn

Received: Oct. 9th, 2015; accepted: Oct. 20th, 2015; published: Oct. 23rd, 2015

Copyright © 2015 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Abstract

Soil contamination by heavy metals and the associated health problems resulting from foods polluted by heavy metals have been paid more and more attention in China. In this review paper, we summarized the activity and distribution of heavy metals, limiting factors for the availability of heavy metals in soil, influence of heavy metals on crop growth and development, crop resistance to heavy metals, and remediation of heavy metal pollution in agriculture. At the same time, some valuable strategies have been suggested to remediate heavy metal pollution in agriculture. This paper provided some theoretical basis for further studies on the heavy metal pollution in China.

Keywords

Agriculture, Heavy Metal Contamination, Research Progress, Remediation

我国农业生产重金属污染现状研究

蒋庆伟, 聂立孝*

华中农业大学植物科学技术学院, 湖北 武汉
Email: 466300972@qq.com, *nielixiao@mail.hzau.edu.cn

收稿日期: 2015年10月9日; 录用日期: 2015年10月20日; 发布日期: 2015年10月23日

*通讯作者。

摘要

我国耕地土壤受重金属污染严重, 人们的健康受到深刻影响, 而目前土壤重金属污染的治理仍有一定难度。本文以国内外大量有关重金属的研究为基础, 从重金属的活性与分布、影响土壤重金属有效性的因素、重金属对作物生长发育的影响、作物对重金属的抗性以及重金属污染的治理修复方面进行综述, 并对今后重金属污染研究的发展提出一些建议, 以期为我国重金属污染的研究提供一些理论依据。

关键词

农业, 重金属污染, 研究进展, 修复治理

1. 引言

日本历史上因 Cd 污染引发的骨痛病和 Hg 污染造成的水俣病让世界开始广泛关注环境重金属污染问题, 近年来我国频发的重金属污染事件让国内再次重视重金属污染。环境中的重金属主要来源于人类活动, 工业“三废”的排放、污水灌溉、污泥农用、汽车尾气的排放、化肥农药的不合理施用等将大量重金属释放到环境中[1], 造成污染, 作物的生长发育对重金属起到富集作用, 再通过食物链进入人体和其它动物体内, 引起慢性疾病。我国重金属污染现状严峻, 南北方均有发生, 但北方主要是因为污水灌溉引起, 而南方则是因涉重的工矿企业造成。环境中存在的对人体健康产生严重危害的重金属污染物主要是被称为重金属五毒的汞(Hg)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)和砷(As), 其中 Cd 和 As 在耕地重金属污染中所占比例最大, 造成严重的环境污染, As 属于类金属, 但其造成的污染仍然被归于重金属污染。据统计, 中国有 1/6 到 1/5 的耕地已经受到重金属污染, 每年有 1200 万吨粮食被污染, 相当于 4000 万人一年的口粮, 造成经济损失达 200 亿元[2] [3]。耕地土壤主要通过污水灌溉和大气沉降而被重金属污染, 我国是农业大国, 农业水资源消耗巨大, 正常年份全国灌区缺水 300 亿立方米[4]。我国大面积实行污水灌溉, 尤其是北方缺水地区, 导致耕地土壤重金属污染严重, 且难于治理。

Wang 等[5]对湖南省多地进行的观测试验表明, 湖南省的蔬菜和水稻中的重金属含量均不同程度的超过食用标准, 水稻是我国主要的粮食作物, 大部分人以稻米为主食, 同时相对于小麦、玉米等作物, 水稻更易吸收 Cd、Pb 等重金属[6]。人们通过饮食富集重金属, 使重金属毒性放大, 从而对人们的健康产生威胁。作物对土壤中重金属的吸收受到多方面因素的影响, 包括土壤理化性质、作物品种类型、耕作栽培措施及重金属间的相互影响等。对这些方面的研究有助于我们对重金属污染进行针对性的预防和修复, 提高效率的同时降低修复成本, 本文主要从这几个方面对作物重金属污染进行综述。

2. 重金属的分布与活性

2.1. 重金属在土壤中的分布与活性

污水灌溉和大气沉降是耕地土壤重金属污染最主要的来源。研究表明, 进入土壤的重金属绝大部分分布于表土层(0~20 cm), 深层土壤重金属含量几乎与土壤背景值相当[5] [7], 这主要是由于表层土壤有机质和粘性成分含量较高, 重金属易被吸附[8]。同时也有研究指出, 稻田土壤由于还原性较强且有犁底层而使重金属一般都聚集在表层土壤[9]。土壤中重金属的浓度和活性是影响植物对重金属吸收富集的最主要因素, 长期使用污水灌溉的地区和工矿企业周边的土壤因其重金属浓度显著高于土壤背景值, 导致这些地区生长的绝大部分作物重金属含量都超过国家标准。土壤重金属活性也受诸多因素的影响, 一

方面, 土壤重金属浓度越高, 其活性越强, 另外, 土壤 pH、粘土含量、土壤有机质(OM)、阳离子交换量(CEC)和氧化还原电位(Eh)等土壤性质均对土壤重金属的活性产生影响。其中土壤 pH 和 OM 被认为是对土壤重金属活性影响最大的两个因素。人类活动是对这些性质产生影响的主要原因, 不仅包括矿产的开采、工业和生活污水的排放, 农事活动也对其产生深远的影响。

土壤 pH 对重金属活性的影响因重金属种类的不同而有差异。土壤中 Pb、Cd 等绝大多数重金属元素的生物有效性均随土壤 pH 的升高而降低, 主要是由于碱性条件下, 土壤中的重金属元素以难溶的沉淀物形式存在, 其溶解度低, 使土壤重金属元素的活性减弱, 难以被作物吸收。Yanai 等[10]研究显示, 土壤 pH 从 4.4 升高到 7.8, 土壤中可提取的 Cd 含量降低 50 倍。但是, As 作为类金属与上述情况刚好相反, 其生物有效性随土壤 pH 升高而升高, 土壤 pH 升高使 As(V)还原为 As(III), 土壤固相对其吸附强度降低而解吸进入土壤溶液, 造成 As 的生物有效性升高, 这也是水稻中 As 含量较高的主要原因。相反, 也有人认为土壤重金属能对土壤的 pH 值产生影响[11]。

重金属在土壤中的迁移转化对土壤重金属活性产生重要影响, 而进入土壤的重金属能与土壤中的多种组分发生作用, 影响其在土壤中的赋存形态, 改变土壤重金属的迁移转化能力, 进而对其活性产生影响。土壤中有效态重金属含量与土壤有机质含量呈显著正相关关系[12] [13]。土壤有机质能与重金属元素形成络合物, 影响重金属的迁移转化, 土壤有机质含有大量活性官能团, 能固定重金属, 研究表明土壤有机质积累显著增加了有机质结合态重金属的比例, 降低了氧化物结合态和残渣态重金属的比例[14]。

2.2. 重金属在植物中的分布与活性

不同作物对重金属的吸收能力不同。水稻因其生长环境的特殊性, 其对重金属的吸收富集能力比大多数作物强, 尤其是对 Pb、Cd 和 As 的吸收, 稻米是食物中无机砷的最主要来源[15], 李铭红等[6]的研究结果显示, 无论是植株还是籽粒, 水稻对重金属的富集系数均高于小麦和玉米, 因此以稻米为主食的人群易受到重金属危害。

同一作物对重金属的吸收能力因品种和类型的不同而有差异, 如水稻表现为杂交稻 > 常规稻, 高产品种 > 低产品种, 籼稻 > 新株型 > 粳稻, 代谢活跃的部位更易积累重金属元素[16]-[19]。

植物体不同部位重金属含量不同。土壤中的重金属通过作物根系的吸收作用在植物体中富集, 但是重金属在植物地上部和地下部的积累量差异很大。大量研究表明, 植物根系对重金属从根部向地上部的转移起到屏蔽作用, 重金属在植物根部大量积累, 而地上部重金属含量则相对较低, 大量关于水稻体内重金属分配的研究结果均表明重金属在水稻中的分布规律为新陈代谢旺盛的部位含量更高, 具体为根 > 茎叶 > 籽粒[6] [20] [21]; 李坤权等[19]研究了水稻不同品种对镉的吸收及分配的差异, 结果显示水稻根系 Cd 平均浓度比糙米高 30 倍; Arao 等[22]对水稻吸收分配镉的研究也表明, 水稻植株吸收大量的重金属 Cd, 但是籽粒中分配的很少。刘建国等[23]研究的水稻品种对铅吸收、分配的差异及机理也得出相似的结论, 且糙米精加工后重金属含量大幅下降。也有个别作物可能由于存在较好的重金属运输机制而导致地上部重金属含量与根系相当, 如玉米[6]。

2.3. 重金属复合污染

通过大量的试验研究, 研究者们逐渐发现作物对重金属的吸收富集往往不是简单的受到一种重金属的影响, 而是更为复杂的多种元素的相互影响, 这种影响可能是拮抗作用, 也可能是协同作用, 重金属复合污染是广泛存在的现象。Cd 可降低青菜对 Pb 的吸收, 而 Pb 则加剧了 Cd 的毒害作用; Cr 和 Pb 能减轻彼此的生物毒性; Cr 可减轻 Cd 的毒性, 而 Cd 对 Cr 的作用因 Cr 浓度的不同而不同[24]。周启星等[25]在研究中发现, 水稻对 Cd 与 Zn 的吸收存在相互影响, 具体表现为 Zn 的加入会促进水稻对 Cd 的吸

收, 但是, 反过来 Cd 浓度的增加则使水稻对 Zn 的吸收减少。而贾彦等[26]在关于 Cd、Zn 交互作用对金针菇富集重金属的影响的试验中发现, Cd、Zn 之间表现为互相拮抗作用, 即 Cd 的加入使 Zn 的吸收被抑制, 与之相似, Zn 的加入也抑制金针菇对 Cd 的吸收积累, 但是它们对金针菇的毒害可能表现为协同作用。Ueno 等[27]在研究 Cd 的超富集植物时发现, 圆叶南芥的木质部对 Cd 的吸收被外加 Zn 抑制, 而缺铁增加 Cd 的吸收。重金属的复合污染不仅表现在作物上, 其对土壤微生物活性和群落结构也产生重要影响, 相比较单一重金属污染对土壤微生物造成的影响, 重金属复合污染对土壤微生物的影响也更为复杂, 土壤微生物生物量及群落结构对重金属复合污染的响应有可能表现为协同作用, 也有可能是拮抗作用[28]-[31]。

3. 作物对重金属毒害的抗性

作物对重金属的抗性分为耐性和避性, 前者指作物通过特定机制使自身对重金属的吸收量减少或积累于根部而向地上部转运的量很少; 后者指作物通过外部保护机制使其不吸收重金属元素。作物吸收富集重金属, 但可能不会立即表现出症状, 研究表明, 水稻易富集 Cd, 但在一定范围之内不会表现出症状, 而此时籽粒中的 Cd 可能已经超标, 这被称为吸收隐蔽性。另外, 有一类对特定重金属起超富集作用的植物, 它们即使吸收富集相当浓度的重金属, 仍然可以正常生长, 如蜈蚣草可在叶片中积累 5000~10,000 mg/kg 的砷而不受其毒害[32]。

细胞质膜的选择透过性是植物对重金属避性最重要的因子。植物间重金属污染抗性差异的原因之一即为质膜的选择透性, 研究表明, 抗性强的植物能有效的减少重金属透过细胞膜而向细胞质中运输[33]。另一方面, 植物在感受到重金属胁迫后能快速合成并分泌一些物质, 这些分泌物能与重金属络合, 而使环境中的重金属无效化, 从而使植物避免重金属毒害。因此有人提出可通过不同植物在重金属胁迫环境中根系分泌物的种类和数量来筛选培育抗重金属品种。

植物对重金属的耐性表现在多方面。首先, 根系的屏蔽作用, 如前文提到的, 植物根系吸收的重金属大量积累在根部, 而地上部位含量相对较低; 其次, 细胞壁对重金属的沉淀作用使大量重金属积累于细胞壁而不能进入原生质[34], 然而, 细胞壁的沉淀作用因作物和重金属的不同而差异较大。再次, 重金属进入液泡后被多种物质结合而失去生物毒性, 研究证明, 液泡对重金属起到分隔作用[35]。最后, 植物络合素(PC)被认为是植物耐重金属污染相当重要的一类物质, PC 能与重金属结合形成无毒的化合物, 从而降低重金属对植物的危害[36], 正常情况下植物体内 PC 含量很低, 但当重金属污染时, 植物能迅速合成 PC 以减轻重金属污染, 从 PC 被发现至今, 人们对 PC 已经进行了大量的研究, 对其的认识也达到了一定深度。

4. 重金属对作物生长发育的影响

土壤和大气中的重金属元素被植物吸收, 在植物体中积累, 打破了植物体原有的平衡, 一些必需的离子和营养元素的吸收、运输等过程被抑制, 使植物体内代谢紊乱, 对植物的生长发育产生一系列不良影响。根据逆境胁迫有关理论, 任何逆境都会对光合、呼吸和相关酶类产生影响, 从而影响植物体内的生理生化过程。水稻受重金属污染胁迫后, 主要表现出叶面积变小、生长速率降低、根系发育不良、分蘖减少、植株变矮、产量降低。与其它逆境胁迫相似, 处于第一道屏障的细胞质膜是植物在受到重金属危害时最先被影响的, 且影响程度与重金属浓度呈正相关, 重金属污染胁迫条件下, 植物体受到激发而产生大量的活性氧自由基, 对植物细胞质膜的选择透性造成极严重的伤害, 细胞代谢紊乱, 不能发挥正常生理功能[37]-[39]。其次, 光合系统也受到严重影响, 重金属导致植物 PS II 的最大光化学效率降低[40]; 雪松聚球藻在重金属 Cd 污染环境中的光合放氧量近乎为零[41]。叶绿体是植物光合作用最主要的场所,

重金属污染对植物光合作用的影响也主要是对叶绿体的破坏, 重金属污染条件下, 植物叶绿体膜系统功能丧失, 基粒片层稀疏甚至消失, 类囊体出现空泡, 造成光合作用不能正常进行[42]。但也有研究发现, 在重金属浓度较低时, 植物的光合作用表现出升高的趋势。张宁等[43]对凤眼莲的研究中发现, 低浓度的 Cd 使凤眼莲叶绿素含量增加, 高浓度下降低。重金属对植物呼吸作用也产生明显的影响。重金属胁迫下, 与呼吸作用相关的多种酶都受到严重影响, 但与光合作用不同的是, 低浓度重金属对呼吸起促进作用, 但是随着重金属浓度的提高, 植物的呼吸作用表现出先促进后抑制, 这可能是由于低浓度重金属刺激植物呼吸作用相关酶的结果[44]。邹继颖等[45]在研究中也发现, 铬和铅对水稻幼苗的影响都表现为低促高抑现象, 即在一定浓度范围内, 重金属对水稻幼苗的生长起促进作用, 而超过临界浓度就表现为抑制效应。无论是重金属对光合作用还是呼吸作用的影响, 都涉及到重金属对酶的影响, 重金属能与植物体内的一些酶螯合而破坏酶的活性, 陈平等[46]的研究表明, 水稻叶片的过氧化物酶活性随镉浓度的增加而增加, 而超氧化物歧化酶和过氧化氢酶活性随之降低。

此外, 对于存在多种价态的类金属, 其在植物体中的存在形式和不同价态显著影响其对作物的生物毒性。在植物体中存在无机态和有机态两种形式, 对于类金属, 目前研究较多的是 As。Stybło 等[47]发现 As 的毒性与其在植物体中的形态关系密切, 无机砷毒性更大; 另有试验表明不同价态对重金属毒性也有显著影响。当用 5 mg/kg As³⁺水溶液灌溉时, 盆栽水稻明显受害, 而用 10 mg/kg As⁵⁺水溶液灌溉时并未表现出受害症状。当灌溉水中 As³⁺浓度在 0.1 mg/kg 以下或土壤中砷加入量在 8 mg/kg 以下时, 对水稻生长稍有促进作用, 但是高浓度的砷对水稻生长产生明显的抑制作用[48]。

5. 栽培耕作方式和水肥管理对作物吸收重金属元素的影响

我国水资源严重不足, 在大面积推广污水灌溉的同时, 也有很多地方采用节水栽培的田间水分管理方式, 而不同的栽培管理方式也会对土壤重金属的有效性及其在土壤-植物体中的转移产生影响, 大量的研究表明, 旱作能大幅提高 Cd 在土壤中的有效性, 增加作物对重金属的吸收[22] [49]-[53]。王艳红等[50]的研究表明, 水作处理的土壤 DTPA-Cd 质量分数降低, 说明水作使 Cd 有效态质量分数降低, 此外淹水条件会使土壤环境呈还原状态, 氧化还原电位低, 同时土壤 pH 升高, 有机质的络合、螯合能力提高, 这均使重金属在土壤中有有效性降低, 从而减少作物对重金属元素的吸收富集[54]。但是近年来大面积推广的水稻干湿交替、中期晒田等水分管理措施都使得稻田土壤重金属有效性提高, 加大了重金属毒害的可能性, 这也引起了相关研究人员的重视, 并就稻田水分管理对重金属在土壤-水稻中的活性与分布进行了大量的研究[55], 然而, 近来广受关注的类金属 As 的有效性受水分管理的影响与其它重金属刚好相反[51] [53], Zhao 等[56]在研究土壤紧实度和灌溉对小麦籽粒 As 浓度的影响中发现, 灌溉能增加小麦籽粒中 As 浓度。因此, 我们在推广节水灌溉的同时应考虑到当地土壤是否已经被重金属污染, 以及主要的重金属污染物种类, 在被重金属污染的土地上种植旱地作物或者旱作水稻时应慎重。

不同的水分管理方式也通过影响 Fe、S 等元素在土壤中的存在形态间接影响重金属有效性。水稻在厌氧条件下能通过根系释放氧气使铁、锰氧化并沉淀于根表[57], 其可促进也可抑制水稻对重金属的吸收[58] [59]。对重金属的吸收起促进或是抑制作用主要取决于根表膜的厚度[60] [61]。纪雄辉等[62]的研究表明, 根膜 Fe(II)、Fe(III)及 S²⁻含量与 Cd 含量呈极显著负相关关系, Fe²⁺通过与 Cd 竞争吸附位点而降低 Cd 对水稻的活性, S²⁻能与 Cd 发生反应生成沉淀物将 Cd 沉淀而使水稻对 Cd 的吸收减少, 而淹水有利于这些作用发生, 最终达到降低稻米 Cd 含量的目的。

肥料管理也会对土壤重金属活性产生影响。衣纯真等[63]在不同钾肥对水稻镉吸收和转运的影响研究中发现, Cl⁻使稻田 Cd 的有效性升高, 而 SO₄²⁻显著降低水稻田 Cd 的有效性, 降低糙米中 Cd 的含量。张亚丽等[64]的研究发现, 有机肥料能明显降低土壤中有效态 Cd 的含量, 其原理主要是有机肥的施用使

土壤 pH 升高而降低了 Cd 的有效性, 且粪肥效果好于秸秆。

除了灌溉和施肥外, 耕作方式也显著影响土壤重金属含量及其有效性。出于轻简化、环境友好等方面的考虑, 近年来广泛推广的免耕、秸秆还田等一系列耕作栽培方式, 使农田重金属环境发生改变。已有研究结果显示, 土壤 pH 和有机质含量是耕作方式对土壤重金属有效性产生影响的主要原因[13] [65]。免耕使土壤 pH 降低, 有机质含量提高[66] [67]; 长期翻耕和旋耕使土壤养分含量提高, 土壤透气性增强, 造成土壤 Cd 含量显著提高; 秸秆还田增加了土壤阳离子交换量, 增强土壤保肥能力, 同时也将植株体富集的重金属重新归还到土壤中[68]。

6. 重金属污染的治理修复

土壤修复就是通过物理、化学和生物的方法转移、吸收、降解和转化土壤中的污染物, 使其浓度降低到可接受水平, 或将有毒有害的污染物转化为无害的物质。重金属在土壤中移动性差, 滞留时间长, 不能被生物降解。因此其一旦进入土壤就很难被清除, 土壤重金属污染的治理已经受到广泛关注。常用的治理方式主要采用深翻、客土改造、添加钝化剂和植物富集等。

6.1. 深翻、客土改造和换土

造成土壤污染的重金属主要集中在表土层, 因此可以通过深翻、客土改造将被污染的表层土壤换掉或降低表层土壤重金属浓度。深翻即在拥有深厚土层的田块将污染严重的表层土壤与下层受污染轻的土壤互换以达到治理的目的。而客土改造是指将大量未被污染的干净土壤添加到已被重金属污染的土壤中, 覆于污染土壤表层或与之混匀, 使污染土壤中的重金属浓度达到安全范围之内。换土即将被污染土层换成干净的土壤。这几种方法见效快, 效果好, 但工作量大, 费用高, 且存在二次污染的风险。

6.2. 添加钝化剂

钝化剂通过改变土壤 pH、对重金属的氧化还原和利用拮抗等化学作用达到降低土壤重金属有效性的目的。常用的钝化剂有石灰、磷酸盐及重金属拮抗元素等。需要注意的是, 在选择施用改良剂的种类时应考虑到污染土壤的重金属元素种类, 如受到 Cd 污染的土壤中施加锌肥能明显减少植物对 Cd 的吸收; 而通过调节土壤 pH 和氧化还原电位来控制重金属污染时, 类金属 As 与大多数重金属的响应是不同的。

6.3. 植物修复

植物修复是指在重金属污染土壤上面种植一些特殊的植物而使土壤污染状况得到缓解的方式。重金属植物修复包括植物吸收、植物挥发和植物固定, 其中植物挥发只能针对某些特定重金属元素, 植物固定只能使土壤有效态重金属含量减少, 不能彻底解决土壤重金属总量高的问题, 而植物吸收将是最具潜力的土壤重金属污染原位治理的方法之一。植物吸收是通过在污染土壤上种植重金属超富集植物, 借助其对土壤重金属的净化作用而逐渐降低土壤重金属浓度, 达到可接受范围之内, 使污染土壤得到改良, 如蜈蚣草用于改良 As 污染土壤, 菖菜用于治理 Cd、Pb 污染土壤。Liu 等[69]在水培研究中发现, 高浓度的 Cd 对其超富集植物的生长并没有影响, 而非超富集植物即时在较低 Cd 浓度时即产生较大影响。以后的研究重点可针对不同重金属筛选其对应的超富集植物, 并开发配套的超富集植物回收利用途径。

7. 总结与展望

我国耕地土壤重金属污染现状已经引起了国家的重视, 并在十二五规划中重点提出了重金属污染的防治。国内重金属污染的主要原因是我们对重金属污染的宣传不够, 人们对重金属污染危害的严重程度认识不足, 导致人们对其不重视, 相关监察部门的监察力度不足, 部分企业为了追求利益而忽视重金属

污染问题, 不按标准排放废弃物。

基于生态学建立起来的生态毒理学是一个较新的领域, 该领域的研究人员对重金属给予了大量关注, 重金属广泛存在于我们的生活中, 通过空气、食物和水源等媒介与人和动物接触, 毒理学观点表明, 一旦非人体所需的这些外来物质进入机体的量达到一定数值, 就会在机体内呈现一定的生物化学作用, 而对机体造成损伤, 虽然已有大量的研究指出了重金属污染下植物所表现出的如呼吸、光合等方面的一系列现象, 但具体的有关重金属毒性机制的研究还不足。重金属污染研究的重点在预防, 提高对重金属生态效应的认识, 理解重金属的毒性及其产生机制, 有助于我们对重金属污染更好的把握, 以指导我们在工农业生产中对重金属的合理使用, 尽量避免或减轻重金属造成的危害。

目前人们对耕地重金属污染的研究主要集中于 Cd、Pb 以及 As 等污染发生频率较大的重金属元素, 而对镍、锡等重金属的研究较少, 在以后的研究中可加大对这部分关注。虽然对重金属复合污染的研究已经不少, 但都是关于现象与机理方面的, 而实际应用的不多, 可加强结合重金属复合污染进行重金属污染治理修复方面的研究, 重金属元素进入土壤与土壤中存在的其它物质相互作用, 如与土壤微生物、矿物质以及作物根系分泌物等发生一些列反应, 使土壤重金属对作物的活性提高或降低, 施磷能有效强化土壤 As 污染治理, 而铅则能提高镉对作物的有效性。

土壤重金属治理的基本原理是通过一定的技术手段, 将进入土壤的重金属移除, 使之达到安全生产的标准。土壤是进行农业生产的直接对象, 土壤的健康与否直接关系到人类的健康, 重金属对土壤的危害及其严重, 就现有的技术而言, 重金属一旦进入土壤造成污染, 几乎是不可逆的, 且土壤重金属来源复杂, 已污染土壤中重金属形态的不同及复合污染使土壤重金属污染的治理难度加大, 严重制约了我国农业的发展, 现有的土壤重金属污染治理手段存在各种不足, 或成本过高, 或周期过长, 或效果不明显, 同时二次污染发生频繁, 因此, 土壤重金属污染的治理还需要广大研究人员的不懈努力, 在已有的治理方法基础上进一步发掘, 研发出更经济高效的新型治理措施, 生长周期短的超富集植物无疑是理想选择之一, 但目前我们掌握的具有经济价值的可用于重金属污染土壤治理的重金属超富集植物有限, 有必要通过分子生物学手段对重金属超富集植物富集重金属的机理进行深入研究, 获得对不同重金属具有超富集能力的植株。

土壤重金属污染的防治策略主要以防为主, 以治为辅, 因为重金属一旦进入土壤造成污染就难以消除, 因此我们在治理土壤重金属污染的同时应更加关注重金属污染物的来源, 杜绝重金属进入水源、流向农田才能从根本上解决其危害。首先, 应建立完善的监察体系, 严格杜绝未经处理的工矿企业的生产污水直接排入水源; 汽车排气管安装过滤净化器, 经过滤净化后排放, 减少重金属排放; 合理使用化肥农药等物资; 其次, 对于已经被重金属污染的地区, 应加强食品重金属检测力度, 严厉惩处重金属超标现象。

参考文献 (References)

- [1] 牟仁祥, 陈铭学, 朱智伟, 应兴华 (2004) 水稻重金属污染研究进展. *生态环境*, **3**, 417-419.
- [2] 韦朝阳, 陈同斌 (2001) 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. *生态学报*, **7**, 1196-1203.
- [3] 宋伟, 陈百明, 刘琳 (2013) 中国耕地土壤重金属污染概况. *水土保持研究*, **2**, 293-298.
- [4] 丁文喜 (2011) 中国水资源可持续发展的对策与建议. *中国农学通报*, **14**, 221-226.
- [5] Wang, H.Y. and Stuanes, A.O. (2003) Heavy metal pollution in air-water-soil-plant system of Zhuzhou City, Hunan Province, China. *Water Air and Soil Pollution*, **147**, 79-107. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1024522111341>
- [6] 李铭红, 李侠, 宋瑞生 (2008) 受污农田中农作物对重金属镉的富集特征研究. *中国生态农业学报*, **3**, 675-679.
- [7] 严连香, 黄标, 邵学新, 等 (2009) 不同工业企业周围土壤 - 作物系统重金属 Pb、Cd 的空间变异及其迁移规律. *土壤学报*, **1**, 52-62.

- [8] 胡省英, 冉伟彦, 范宏瑞 (2003) 土壤 - 作物系统中重金属元素的地球化学行为. *地质与勘探*, **5**, 84-87.
- [9] Palmieri, H.E., Nalini, H.A., Leonel, L.V., et al. (2006) Quantification and speciation of mercury in soils from the Tripuí Ecological Station, Minas Gerais, Brazil. *Science of the Total Environment*, **368**, 69-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.085>
- [10] Yanai, J., Zhao, F.-J., McGrath, S.P. and Kosaki, T. (2006) Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Environmental Pollution*, **139**, 167-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.03.013>
- [11] 郑春荣, 陈满怀 (1996) 土壤 - 植物系统中的重金属污染. 科学出版社, 北京.
- [12] 孙花, 谭长银, 黄道友, 等 (2011) 土壤有机质对土壤重金属积累、有效性及形态的影响. *湖南师范大学自然科学学报*, **4**, 82-87.
- [13] 崔孝强, 阮震, 刘丹, 等 (2012) 耕作方式对稻 - 油轮作系统土壤理化性质及重金属有效性的影响. *水土保持学报*, **5**, 73-77.
- [14] 王浩, 章明奎 (2009) 有机质积累和酸化对污染土壤重金属释放潜力的影响. *土壤通报*, **3**, 538-541.
- [15] Li, G., Sun, G.X., Williams, P.N., et al. (2011) Inorganic arsenic in Chinese food and its cancer risk. *Environment International*, **37**, 1219-1225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2011.05.007>
- [16] 蒋彬, 张慧萍 (2002) 水稻精米中铅镉砷含量基因型差异的研究. *云南师范大学学报*, **3**, 37-40.
- [17] 王凯荣, 郭焱 (1993) 重金属污染对稻米品质影响的研究. *农业环境保护*, **6**, 254-257.
- [18] 吴启堂, 陈卢, 王广寿 (1999) 水稻不同品种对 Cd 积累的差异和机理研究. *生态学报*, **1**, 104-107.
- [19] 李坤权, 刘建国, 陆小龙, 等 (2003) 水稻不同品种对镉吸收及分配的差异. *农业环境科学学报*, **5**, 529-532.
- [20] 莫争, 王春霞, 陈琴, 等 (2002) 重金属 Cu, Pb, Zn, Cr, Cd 在水稻植株中的富集和分布. *环境化学*, **2**, 110-116.
- [21] 关共凑, 徐颂, 黄金国 (2006) 重金属在土壤-水稻体系中的分布、变化及迁移规律分析. *生态环境*, **2**, 315-318.
- [22] Arao, T., Ae, N. and Arao, T. (2003) Genotypic variations in cadmium levels of rice grain. *Soil Science and Plant Nutrition*, **49**, 473-479. <http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2003.10410035>
- [23] 刘建国, 李坤权, 张祖建, 等 (2004) 水稻不同品种对铅吸收、分配的差异及机理. *应用生态学报*, **2**, 291-294.
- [24] 任安芝, 高玉葆 (2000) 铅、镉、铬单一和复合污染对青菜种子萌发的生物学效应. *生态学杂志*, **1**, 19-22.
- [25] 周启星, 高拯民 (1995) 土壤 - 水稻系统 Cd-Zn 的复合污染及其衡量指标的研究. *土壤学报*, **4**, 430-436.
- [26] 贾彦, 杨勇, 江荣风, 等 (2009) Cd-Zn 交互作用对金针菇富集重金属的影响. *农业环境科学学报*, **7**, 1368-1373.
- [27] Ueno, D., Iwashita, T., Zhao, F.J., et al. (2008) Characterization of Cd translocation and identification of the Cd form in xylem sap of the Cd-hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Plant and Cell Physiology*, **49**, 540-548. <http://dx.doi.org/10.1093/pcp/pcn026>
- [28] 滕应, 李振高, 骆永明 (2005) 重金属复合污染下红壤微生物活性及其群落结构的变化. *土壤学报*, **5**, 819-828.
- [29] 吴建军, 蒋艳梅, 吴愉萍, 等 (2008) 重金属复合污染对水稻土微生物生物量和群落结构的影响. *土壤学报*, **6**, 1102-1109.
- [30] Li, Y.T., Becquer, T., Quantin, C., et al. (2005) Microbial activity indices: Sensitive soil quality indicators for trace metal stress. *Pedosphere*, **15**, 409-416.
- [31] Pennanen, T., Frostegard, A.S.A., Fritze, H., et al. (1996) Phospholipid fatty acid composition and heavy metal tolerance of soil microbial communities along two heavy metal-polluted gradients in coniferous forests. *Applied and Environmental Microbiology*, **62**, 420-428.
- [32] Komar, M.L.Q., Zhang, W.H. and Kennelly, E.D. (2001) A fern that hyper-accumulates arsenic A hardy, versatile, fast-growing plant helps to remove arsenic from contaminated soils. *World Environment*, **409**, 579.
- [33] Meharg, A.A. and Macnair, M.R. (1992) Suppression of the high affinity phosphate uptake system: Mechanism of arsenate tolerance in *Holcus lanatus* L. *Journal of Experimental Botany*, **43**, 529-524. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/43.4.519>
- [34] Malone, C., Koeppe, D.E. and Miller, R.J. (1974) Localization of lead accumulated by corn plants. *Plant Physiology*, **53**, 388-394. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.53.3.388>
- [35] Rauser, W.E. and Ackerley, C.A. (1987) Localization of cadmium in granules within differentiating and mature root cells. *Canadian Journal of Botany*, **65**, 643-646. <http://dx.doi.org/10.1139/b87-084>
- [36] Cobbett, C.S. (2000) Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiology*, **123**, 825-832. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.123.3.825>

- [37] Kong, X.S., Zhang, M.X. and Guo, X.P. (1999) Effects of Cd toxicity on cell membrane permeability and protective enzyme activity of maize seedling. *Agro-Environ Protection*, **18**, 133-134.
- [38] Panda, S.K. (2007) Chromium-mediated oxidative stress and ultrastructural changes in root cells of developing rice seedlings. *Journal of Plant Physiology*, **164**, 1419-1428. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jplph.2007.01.012>
- [39] 李铮铮, 伍钧, 唐亚, 杨刚 (2007) 铅、锌及其交互作用对鱼腥草叶绿素含量及抗氧化酶系统的影响. *生态学报*, **12**, 5441-5446.
- [40] Rau, S., Miersch, J. and Neumann, D. (2007) Biochemical responses of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* to Cd, Cu, Pb and Zn determined by chlorophyll fluorescence and protein levels. *Environmental and Experimental Botany*, **59**, 299-306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2006.03.001>
- [41] 戴玲芬, 高宏, 夏建荣 (1998) 雪松聚球藻对重金属镉的抗性和解毒作用. *应用与环境生物学报*, **3**, 192-195.
- [42] 彭鸣, 王焕校, 吴玉树 (1991) Cd、Pb 诱导玉米幼苗(*Zeamays L.*)细胞超微结构的变化. *中国环境科学*, **6**, 426-431.
- [43] 张宁 (2004) 镉胁迫下凤眼莲伤害与抗性响应机制研究. 硕士论文, 沈阳农业大学, 沈阳.
- [44] 王焕校 (1990) 污染生态学基础. 云南大学出版社, 昆明.
- [45] 邹继颖, 刘辉 (2014) Cr⁶⁺、Pb²⁺污染对水稻幼苗生长发育的影响. *河南农业科学*, **2**, 31-34.
- [46] 陈平, 张伟锋, 余土元, 等 (2001) 镉对水稻幼苗及部分生理特征的影响. *仲恺农业技术学院学报*, **4**, 18-21.
- [47] Styblo, M., Del Razo, L.M., Vega, L., et al. (2000) Comparative toxicity of trivalent and pentavalent inorganic and methylated arsenicals in rat and human cells. *Archiv Für Toxikologie*, **74**, 289-299. <http://dx.doi.org/10.1007/s002040000134>
- [48] 杜永, 王艳, 徐敏权, 等 (2004) 重金属污染来源及对水稻生长与发育的影响. *耕作与栽培*, **2**, 13-15.
- [49] 张丽娜, 宗良纲, 付世景, 等 (2006) 水分管理方式对水稻在 Cd 污染土壤上生长及其吸收 Cd 的影响. *安全与环境学报*, **5**, 49-52.
- [50] 王艳红, 李盟军, 唐明灯, 等 (2012) 水作和旱作对叶菜吸收镉的影响差异研究. *生态环境学报*, **4**, 770-774.
- [51] 王荣萍, 张雪霞, 郑煜基, 等 (2013) 水分管理对重金属在水稻根区及在水稻中积累的影响. *生态环境学报*, **12**, 1956-1961.
- [52] 张雪霞, 张晓霞, 郑煜基, 等 (2013) 水分管理对硫铁镉在水稻根区变化规律及其在水稻中积累的影响. *环境科学*, **7**, 2837-2846.
- [53] Hu, P., Huang, J., Ouyang, Y., et al. (2013) Water management affects arsenic and cadmium accumulation in different rice cultivars. *Environmental Geochemistry and Health*, **35**, 767-778. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-013-9533-z>
- [54] 郑绍建, 胡霭堂 (1995) 淹水对污染土壤镉形态转化的影响. *环境科学学报*, **2**, 142-147.
- [55] Liu, H., Hussain, S., Peng, S., et al. (2014) Potentially toxic elements concentration in milled rice differ among various planting patterns. *Field Crops Research*, **168**, 19-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2014.08.007>
- [56] Zhao, F.J., Lopez-Bellido, F.J., Gray, C.W., et al. (2007) Effects of soil compaction and irrigation on the concentrations of selenium and arsenic in wheat grains. *Science of the Total Environment*, **372**, 433-439. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.028>
- [57] Armstrong, W. (1967) The oxidising activity of roots in waterlogged soils. *Physiologia Plantarum*, **20**, 920-926. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1399-3054.1967.tb08379.x>
- [58] Iremonger, S.F. and Kelly, D.L. (1988) The responses of four Irish wetland tree species to raised soil water levels. *New Phytologist*, **109**, 491-497. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb03725.x>
- [59] Otte, M.L., Rozema, J., Koster, L., et al. (1989) Iron plaque on roots of *Aster tripolium* L.: Interaction with zinc uptake. *New Phytologist*, **111**, 309-317. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1989.tb00694.x>
- [60] Liu, W.J., Zhang, X.K. and Zhang, F.S. (1999) Effects of iron oxides and root exudates on cadmium uptake by rice. *Acta Pedologica Sinica*, **36**, 463-469.
- [61] Liu, M.C., Li, H.F., Xia, L.J., et al. (2000) Effect of Fe, Mn coating formed on roots on Cd uptake by rice varieties. *Acta Ecologica Sinica*, **21**, 598-602.
- [62] 纪雄辉, 梁永超, 鲁艳红, 等 (2007) 污染稻田水分管理对水稻吸收积累镉的影响及其作用机理. *生态学报*, **9**, 3930-3939.
- [63] 衣纯真, 傅桂平, 张福锁 (1996) 不同钾肥对水稻镉吸收和运移的影响. *中国农业大学学报*, **3**, 65-70.
- [64] 张亚丽, 沈其荣, 姜洋 (2001) 有机肥料对镉污染土壤的改良效应. *土壤学报*, **2**, 212-218.
- [65] 常同举, 崔孝强, 阮震, 等 (2014) 长期不同耕作方式对紫色水稻土重金属含量及有效性的影响. *环境科学*, **6**, 2381-2391.

- [66] Datta, A., Sanyal, S.K. and Saha, S. (2001) A study on natural and synthetic humic acids and their complexing ability towards cadmium. *Plant and Soil*, **235**, 115-125. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1011842019753>
- [67] Santiago, A.D., Quintero, J. and Delgado, A. (2008) Long-term effects of tillage on the availability of iron, copper, manganese, and zinc in a Spanish vertisol. *Soil and Tillage Research*, **98**, 200-207. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.01.002>
- [68] 汤文光, 肖小平, 唐海明, 等 (2015) 长期不同耕作与秸秆还田对土壤养分库容及重金属 Cd 的影响. *应用生态学报*, **1**, 168-176.
- [69] Liu, M.Q., Yanai, J., Jiang, R.F., et al. (2008) Does cadmium play a physiological role in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*? *Chemosphere*, **71**, 1276-1283.