

芦苇修复重金属污染土壤研究进展

杨金红

(新疆应用职业技术学院 园林园艺系,新疆 奎屯 833200)

摘要:土壤重金属污染已成为世界性的环境问题,利用植物修复重金属污染土壤是当前环境修复研究的热点,近年来,国内外众多学者相继开展了植物修复重金属污染土壤的研究,报道了一系列重要研究成果,芦苇对重金属具有较强的耐受及吸收能力,综述了芦苇对重金属的吸收及重金属在芦苇体内的分布特征,重金属对芦苇的毒害及芦苇对重金属的解毒机制,芦苇在土壤重金属污染修复中的强化途径,并对芦苇修复重金属污染土壤研究前景进行了讨论。

关键词:芦苇;重金属;土壤污染;植物修复

中图分类号:S 157.4⁺33 **文献标识码:**A **文章编号:**1001-0009(2017)04-0171-06

随着工业化和城市化的飞速发展,我国面临的土壤环境安全问题日趋严峻,各种废气、工业废水、畜禽粪便、污水灌溉、化肥农药和污泥农用等均可成为土壤重金属 Cd、Pb、Hg、As 等污染源。迄今为止,我国遭受不同程度污染的耕地面积已接近 2 000 万 hm²,约占耕地总面积的 20%,其中大部分污染农田以中轻度污染为主^[1]。由于土壤重金属污染具有潜伏性、隐蔽性、长期性和积累性特点,因此对土壤重金属污染的防治在控制好污染源的同时,更需加强污染土壤的修复^[2]。目前,有关重金属污染土壤的修复方法有很多,植物修复土壤重金属污染是研究的热点之一,植物修复(Phytoremediation)是利用某些可以忍耐和超富集有毒元素的植物及其共存微生物体系清除污染物的一种环境污染治理技术。重金属污染土壤植物修复技术的关键是选择合适的修复植物,已知重金属超积累植物如镉超积累

植物天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)、铅超积累植物香根草(*Vetiveria zizanioides*)、锌超积累植物白铜钱(*Dichapetalum gelonioides*)等^[3],这些超积累植物普遍存在植物矮小、生长缓慢、生物量低、对气候条件的要求比较严格、区域分布性较强等缺点,因而修复效率不尽如人意^[4]。

芦苇(*Phragmites communis* Trin)属禾本科芦苇属多年生根茎性禾草,芦苇对土壤的 pH 适应范围较大,在 pH 6.5~9.0 均能正常生长,且对盐碱土的耐受力强,生长迅速,生物量大,适应范围广^[5]。近年来发现芦苇具有富集重金属元素的功能,尤其是对铅、锌、镉等元素的积累效应明显。WEIS 等^[6]、AKSOY 等^[7]对芦苇中有毒金属的吸收、分布迁移和释放规律及毒害效应进行了研究,认为芦苇在重金属污染区域的生态修复中有着较好的应用前景。

1 芦苇对重金属的吸收及重金属在芦苇体内的分布和迁移特征

芦苇对多种重金属均有富集吸收功能,特别是对铅、锌、镉等重金属的吸收,IANNELI 等^[8]研究

作者简介:杨金红(1975-),女,新疆昌吉人,硕士,副教授,现主要从事生态学教学等工作。E-mail:3222651@163.com.

基金项目:新疆高校科研计划重点资助项目(XJUEU20141068)。

收稿日期:2016-09-26

Abstract:At home and abroad about the latest research progress of *Cucurbita pepo* L. haploid breeding in the recent years were reviewed, mainly including the development period and genotype of explants, the type and concentrations of hormones and the ploidy identification methods of regeneration plants. It also analyzed the existing problems and the future development directions, in order to offer theoretical reference to *Cucurbita pepo* L. haploid breeding.

Keywords: *Cucurbita pepo* L.; haploid; research progress

发现,芦苇暴露在高浓度 $50 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}^{2+}$ 水体中 21 d 后,其根部可以蓄积 $3.69 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW Cd}^{2+}$,而叶部蓄积能力明显小于根部,只能蓄积 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW Cd}^{2+}$,赵光辉^[9]发现芦苇对 Cr^{2+} 具有较好的富集效果,浸出液六价铬浓度为 $6.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污染土壤,种植芦苇一个季度后,六价铬的还原率达 79% 以上。植物根系对 Cr^{2+} 的吸收富集作用优于植物茎叶。丁成等^[10]发现芦苇根部 Cr 质量分数远大于茎和叶,说明根系吸收为主要吸收部位,而后迁移至其它易积累部位。

苏芳莉等^[11]发现芦苇灌溉 20% 浓度的造纸废水,对 Pb 的去除率最高,芦苇在拔节期阶段,去除 Pb 效果最好,土壤在 10~40 cm 深度对 Pb 的热力学吸附差异显著,在 10 cm 深度对 Pb 的吸附量最大,净化效果最明显。芦苇组织中 Pb 的分布特征为:在芦苇整个生长期,芦苇根组织对 Pb 的吸收量最大,其次为茎组织,而叶组织对 Pb 的吸收量最小。路畅等^[12]发现芦苇对 Pb 和 Zn 具有较好的富集能力。在重金属污染严重的铅锌矿大面积种植可以在一定程度上对土壤进行生态恢复。王芮等^[13]发现芦苇对 Mn^{2+} 的吸附在 35 min 内达到平衡,对 Pb^{2+} 的吸附在 50 min 内达到平衡, Mn^{2+} 及 Pb^{2+} 的吸附量分别达到 $8.2818 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $6.0253 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。芦苇各器官对 Mn^{2+} 富集强于对 Pb^{2+} 的富集能力。不同器官对同种重金属离子的富集量差异显著,茎叶是富集 Mn^{2+} 的主要器官,根是富集 Pb^{2+} 的主要器官。

JIANG 等^[14]利用芦苇处理 $2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Zn}^{2+}$ 21 d 后,根、茎、叶分别可以蓄积 14.34、0.95、 $1.45 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW Zn}^{2+}$ 。姜虎生等^[15]发现芦苇对多种重金属的富集能力较强,且具备了超富集植物的基本特征。蔡建波^[16]发现种植芦苇能在短时间内降低中微污染养猪废水 Cu 和 Zn 的浓度。芦苇不同部位 Cu 和 Zn 含量基本呈现根>茎>叶,且随芦苇生长,其根、茎和叶 Cu 和 Zn 的累积量逐渐增加,芦苇不同部位 Zn 含量均高于 Cu。练建军等^[17]发现在钼浓度为 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,芦苇去除率为 62%,植物对重金属钼的吸收是一个动态平衡过程,且以被动吸收为主,植物地上部重金属积累量大于根部,符合超积累植物特征之一,芦苇对钼的吸收具有显著效果。

叶林等^[18]研究发现芦苇根、茎、叶的砷质量分数分别为 1.332、0.990、 $2.398 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,芦苇对砷的吸收能力较强。郑冬梅等^[19]研究发现,芦苇等 4 种植物对砷的吸收、富集效果较好,芦苇等植物向地上

部转移 As、Hg 的能力较强,可选做植物提取方式的污染土壤修复。罗艳丽等^[20]发现芦苇对砷具有较强的耐性,砷在植物中的含量分别为芦苇根部 $92.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,地上部 $4.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,根部砷含量均高于土壤中砷含量 ($39.63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),表现出根部囤积型植物的特征。

芦苇除了对单一重金属表现出较好的耐性和吸收能力外,研究表明在多种重金属混合污染的区域,芦苇也表现出良好的抗性及其吸收功能。董志成等^[21]发现芦苇对 Cu、Pb、Zn、Cd 和 Cr 5 种有毒重金属具有良好的抗性。芦苇对 5 种重金属元素的吸收和累积表现出 2 种不同的模式:1) 芦苇体内 Zn、Cu、Cd 质量分数及分配百分比表现为根>叶>茎,且根组织中 Zn、Cu、Cd 的质量分数及分配百分比远远高于其它组织(茎、叶),而叶组织中略高于茎组织;2) 芦苇体内 Pb 和 Cr 质量分数及分配百分比表现为根>茎>叶,芦苇根组织的生物富集能力最大,且容易富集 Pb 和 Cd,而茎、叶组织的生物富集能力较低,易富集 Pb。

2 重金属对芦苇的毒害及芦苇的解毒机制

2.1 重金属对芦苇的毒害

2.1.1 重金属对芦苇种子萌发的影响 种子萌发是植物对外界环境反应的开始,其生长状况直接影响植物的生长和生物产量^[22],评价种子萌发常用的指标为萌发率、活力指数及萌发指数,这些指标可以反映种子萌发整齐度、萌发速度、幼苗健壮程度的强弱^[23]。种子的萌发特性不但与植物本身的生物学特性有关,还与外界的各种环境因子密切相关,重金属胁迫是影响种子萌发的环境因子之一,在不同浓度重金属胁迫下,种子萌发一般经历 3 个过程,即低浓度一般对种子萌发有促进作用^[24-26],随着重金属浓度升高,引起种子萌发能力降低,重金属浓度过高会抑制种子萌发。张桂玲^[27]对含镉、铬、铅、铜、镍及锌的重金属污水对芦苇等 17 种湿地植物种子萌发的影响进行了研究,发现随着重金属污水浓度的增加,芦苇种子的萌发率、萌发指数及活力指数均逐渐降低,重金属浓度越高,受到的抑制越明显,17 种参试植物中,芦苇等 3 种植物耐性最好,说明芦苇等 3 种植物在种子萌发期对重金属污水具有较强的抗性,在利用植物种子修复重金属污染土壤中可优先作为选择的材料。

2.1.2 重金属对芦苇生长的影响 重金属对植物毒害效应的表现之一是阻止生长。在重金属污染环境生长的植物,耐受性较差类型很容易受害,光合

作用降低,吸收受到抑制,生长和生物量会受到抑制。耐受性较强类型为了细胞正常功能的运行,适应不良环境,必须消耗更多能量。植物生长势强,生物量大,重金属积累相应也会提高,且较大的生物量也有利于净化效率的提高。努尔古丽·阿木提等^[28]以芦苇幼苗叶片为试材,研究了Cd、Zn、Pb重金属污染5 d对芦苇叶片叶绿素含量的影响。3种重金属对芦苇叶片叶绿素含量的影响不同,Pb对叶绿素a的影响最大,Cd对叶绿素b的影响最大,随着芦苇幼苗重金属处理时间的增长,叶片叶绿素含量呈现普遍下降的趋势。曹明等^[29]研究了在铅胁迫下芦苇的不同克隆繁殖构件数量和繁殖能力,发现分蘖节芽数在处理前期随着铅胁迫浓度的增加而显著减少,而在处理中期和后期却均显著增加,根茎节芽、根茎顶芽和总芽数均随着铅胁迫浓度的增加而显著减少。李宏娟^[30]发现低浓度的 Cu^{2+} ($<2.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)不会对芦苇幼苗造成逆境胁迫,高浓度的 Cu^{2+} ($2.5 \sim 25.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)会对芦苇幼苗产生一定的损害,过高浓度的 Cu^{2+} ($2.5 \sim 25.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)则会破坏芦苇幼苗体内正常的防御系统,芦苇幼苗对 Cu^{2+} 2 d的致死浓度为 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2.2 芦苇对重金属的解毒机制

2.2.1 芦苇对重金属离子的储存 杨居荣等^[31]研究表明,重金属对植物的毒害作用及植物的耐受性,与植物对重金属的吸收与运输、在植物体内各部位的分配以及与植物体内物质的结合状态等密切相关,YE等^[32]发现遭受Zn、Pb和Cd污染的芦苇,其根部的离子含量比地上部分高10倍。江行玉等^[33]用 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理芦苇幼苗7 d后,检测Pb在其不同器官、细胞不同区隔和不同化学状态之间的分布,结果表明在Pb胁迫下,进入芦苇幼苗体内的绝大部分铅被保留在根部,从而减轻了对地上器官的毒害作用,且根内的Pb主要积累在细胞间隙,细胞不同部分Pb含量的大小顺序为细胞间隙 $>$ 细胞壁 $>$ 液泡 $>$ 细胞质。进入原生质体的铅大部分被液泡区域化,导致最终进入细胞质的铅含量相对很低,从而使芦苇对铅表现出耐性。Cd污染条件下,芦苇幼苗植株和根皮层细胞中可积累大量的Cd,但Cd在芦苇各器官和根皮层细胞亚细胞结构中的分布显著不均,Cd在芦苇幼苗体内的分配为根 $>$ 叶片 $>$ 茎 $>$ 地下茎,在根皮层细胞中的分布为细胞间隙 $>$ 细胞壁 $>$ 液泡 $>$ 细胞质^[34]。

2.2.2 螯合作用 植物对重金属的螯合作用是指植物体内的重金属离子配体对植物具有高度特异性

亲和作用而形成复合体,并减少自由重金属离子在其内的浓度并降低对植物的毒性。目前发现具有螯合金属离子的多肽主要有植物络合素(PCs)、金属硫蛋白(MTs)、有机酸和氨基酸。产生植物络合素(PCs)是植物对重金属胁迫的重要机制之一,在很多高等植物以及真菌、藻类中都发现有植物螯合素^[35]。PCs的作用主要表现在提高植物对重金属的抗性与解除重金属对植物的毒害作用2个方面,另外还能维持细胞内环境中金属离子浓度的相对稳定^[36-37]。赵翠珠^[38]首次克隆了芦苇中植物络合素合酶基因的全长cDNA(*PaPCS*),完成了*PaPCS*在Zn、Cd敏感型酵母YK44中的功能验证;实现了单基因(*PaPCS*, *PaGCS*)和串连双基因(*PaPCS/PaGCS*)对草坪草高羊茅胚性愈伤组织的转化,筛选出了高富集/抗重金属镉的转基因高羊茅。同时,对获得的转*PaGCS*剪股颖进行了分子生物学鉴定、生长特性、生理生化分析、富集/耐受镉能力检测,筛选高富集/抗重金属的剪股颖新品系,为进一步研究转基因草坪草富集/抗重金属镉的分子机制以及大规模修复重金属污染土壤奠定了基础。金属硫蛋白(MTs)在植物中普遍表达水平较高并且结构保守,其重金属结合能力、丰富的巯基含量使它在重金属解毒、金属离子运输、动态平衡的维持、离子代谢以及清除活性氧方面有重要作用,但也有研究表明,重金属的胁迫不一定能诱导金属硫蛋白(MTs)基因的表达。因此,金属硫蛋白(MTs)在植物重金属耐性和解毒方面的作用还需进一步研究。

2.2.3 细胞修复机制 重金属胁迫能导致大量的活性氧自由基产生,自由基能损伤主要的生物大分子及引起膜脂过氧化,而植物中的多种抗氧化防卫系统能够清除自由基,保护细胞免受氧化胁迫的伤害^[39]。陆海燕等^[40]发现在不同 Cd^{2+} 浓度梯度下,芦苇体内丙二醛(MDA)、脯氨酸含量及SOD活性均产生明显变化,随 Cd^{2+} 浓度升高,MDA含量急剧上升,至 $0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达最高值,随即下降,至 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 又开始上升;而SOD活性则总体呈逐渐上升的趋势,只在 $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时略有下降;脯氨酸含量显著上升,但当 Cd^{2+} 浓度超过 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时其含量下降;芦苇细胞结构受到了明显的伤害,突出表现为细胞膜结构的过氧化程度加剧;而在此逆境下,芦苇也表现出了明显的抗性反应,即渗透调节物质脯氨酸含量的上升和SOD活性的显著增加。李丽锋等^[41]发现一定浓度的镉污染处理有利于提高芦苇SOD、POD活性,SOD、POD活性随镉浓度的增加而

增加,在各生理阶段均与镉浓度呈正相关。王正秋等^[42]研究表明,受铅、镉和锌3种重金属的影响,芦苇叶片和根内 O_2^- 积累,MDA含量增加,伴随着电解质渗漏增大,显示发生了膜脂过氧化,细胞膜系统遭到破坏,作为植物抗氧化系统中的关键酶,SOD和POD活性高于对照,说明在重金属胁迫下芦苇幼苗体内的抗氧化能力增强。黄辉等^[43]发现某铬污染区内,芦苇叶片SOD与CAT活性均明显高于非污染区,其中10 m处2种酶活性略高于100 m处;MDA含量与非污染区基本相同。

3 芦苇在土壤重金属污染修复中的强化途径

3.1 农艺强化

实践中,土壤环境的复杂性和植物因素往往会限制植物修复的效率,就土壤环境而言,大多数重金属在土壤环境中活性很低,低活性使植物很难大量吸收,且多数污染土壤为复合型污染,对植物毒性很高,植物难于正常生长,外加土壤结构不良、保水保肥能力差、土壤贫瘠等诸多因素,不利于修复植物生长。因此,可采用农艺强化手段提高植物修复重金属污染土壤的效率,常用的农艺强化手段有:1)施肥。施肥可以改善土壤的养分状况,促进植物对养分的吸收,加快植物的生长,同时,通过肥料和重金属的相互作用,影响土壤对重金属的吸附,改变土壤重金属的形态,改变重金属的活性,最终影响植物对重金属的吸收和积累;2)改变土壤pH。pH是影响土壤中重金属生物有效性和植物对其吸收的最重要因素之一,通常改变土壤pH,可以通过溶解土壤矿物、促进解吸等作用,提高土壤重金属的生物有效性,促进植物对重金属的吸收^[44];3)加强植物的栽培养护等手段提高植物生物量,从而提高植物积累重金属的总量^[45]。杨卓^[46]采用芦苇对白洋淀底泥净化进行了研究,pH 7.0~7.5、C/N为10左右的土壤环境,较充足的灌水量可以使芦苇生长良好,获得较高生物量,底泥重金属净化效率较高。

3.2 螯合剂诱导修复

植物吸收积累重金属与土壤重金属生物有效性有很大关系,大部分重金属在土壤中的生物活性较低,能够被植物直接利用的部分很少,大大限制了植物的修复效率,研究表明向土壤中施加螯合剂(EDTA、DTPA、EGTA、柠檬酸等)能够活化土壤中的重金属,提高重金属的生物有效性,促进植物的吸收^[47-48]。

吴俊锋等^[49]研究铅胁迫下,施加 $10\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的EDTA和柠檬酸,芦苇根部和地上部的铅浓度分

别为空白试验的7.4、10.7、2.5、3.5倍。EDTA在促进植物体内铅的吸收和从根部到地上部的转运效率方面要比柠檬酸更为有效。吴雪等^[50]发现添加 $2.0\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 乙酸,芦苇地下部分和地上部分的干质量最大,分别较对照提高33.7%和58.5%,耐性指数也最大,达到1.07,幼苗各部分Pb含量高于或显著高于对照,添加 $0.5\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ EDTA,幼苗各部分的干质量显著高于对照,地上部分的Cu含量以及各部分的Pb含量高于或显著高于对照。添加 $2.0\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ EDTA,幼苗各部分的Pb、K、Na含量和地上部分Cu含量以及地下部分Cd含量显著高于对照,添加高浓度乙酸能促进铜尾矿矿砂中芦苇生长和Pb积累,添加高浓度EDTA能显著抑制芦苇根系生长,对金属元素的积累有明显的促进作用,尤其是能够促进Cu向地上部分的运输以及地下部分对Cd和Pb的积累。

3.3 微生物联合修复

王卫华等^[51]认为,植物生长会对周围环境产生一定的影响,植物根系为微生物提供适宜的营养条件,保证了微生物数目和活性的维持,反过来,微生物的旺盛生长增强了对重金属污染物的降解,使植物有更合适的生长空间,这种植物-微生物联合体系能促进植物对重金属污染的固定、积累或转化,从而减轻了土壤重金属污染。一般情况下,重金属污染会导致土壤微生物生物量的减少和种类的改变,然而污染区的微生物对重金属可能产生耐受性,这些耐受菌的存在有助于土壤重金属污染植物修复的进行。IDRIS等^[52]在遏蓝菜属植物*Thlaspi goesingense*根际分离出大量对Ni耐受性较强细菌,包括Cytophaga、Flexibacter、Bacte2roides等,这些细菌可以明显提高*Thlaspi goesingense*对Ni的富集能力。

目前,对土壤重金属芦苇联合微生物的修复研究较少,李世阳^[53]对实验室芦苇接种菌根进行了研究,通过比较不同接种时间和不同接种量对接种的影响中发现,虽然不同时间和不同接种量对芦苇的侵染率影响不大,但是侵染率都处于显著水平,平均侵染率均高于70%,明显高于天然状态,而且生物量也明显高于空白对照。盆栽试验表明有侵染的盆栽对高锰酸盐指数的净化效果高于无侵染盆栽45%,与菌根真菌提高植物生物量的结果同时说明芦苇在种内竞争和污染胁迫下对菌根真菌的依赖性,净化效果说明菌根真菌的存在能够有效地提高对污染物降解的效率,菌根真菌植物复合系统应用于生态修复技术是完全可行的。

4 存在的问题与展望

芦苇修复重金属污染土壤具有很大的应用前景。但是它在实际应用于治理重金属污染土壤还需要进一步的研究和探索。究其原因,首先,多数芦苇去除重金属的研究仅局限于室内模拟阶段,导致芦苇在实际应用时存在着一定的困难。其次,应加强对芦苇修复污染土壤的机理研究,包括土壤中重金属的形态与植物根际环境变化的关系,农艺措施、土壤 pH、螯合剂等措施对芦苇修复过程的影响等,从而用于指导芦苇修复土壤重金属的研究和发展。再次,芦苇修复的产后资源化利用也是一个值得关注的问题,如果将其随意丢弃,这样会对环境造成“二次污染”。寻求一种高效的芦苇产后处理技术,真正将污染物永久去除,从而达到土壤环境治理的真正目的。

参考文献

- [1] WU G, KANG H B, ZHANG X Y, et al. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 174(1-3): 1-8.
- [2] 樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(10): 1727-1736.
- [3] 聂亚平, 王晓维, 万进荣, 等. 几种重金属(Pb, Zn, Cd, Cu)的超富集植物种类及增强植物修复措施研究进展[J]. 生态科学, 2016, 35(2): 174-182.
- [4] 张芳芳, 赵立伟, 苏亚勋, 等. 城市土壤重金属污染的大生物量植物修复技术研究进展[J]. 天津农业科学, 2014, 20(3): 47-51.
- [5] 陈默君, 贾慎修. 中国饲用植物[M]. 北京: 中国农业出版社, 2002: 253-255.
- [6] WEIS J S, WEIS P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration[J]. Environment International, 2004, 30: 685-700.
- [7] AKSOY A, DUMAN F, SEZEN G. Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*) [J]. Journal of Freshwater Ecology, 2005, 20(4): 783-785.
- [8] IANNELLI M A, PIETRINI F, FIORE L, et al. Antioxidant response to cadmium in *Phragmites australis* plants[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2002, 40: 977-982.
- [9] 赵光辉. 六价铬污染场地生物清洁技术应用研究[D]. 沈阳: 东北大学, 2011.
- [10] 丁成, 王世和, 严金龙, 等. 污灌湿地系统土壤-植物中铬的赋存形态研究[J]. 生态环境, 2005, 14(6): 835-837.
- [11] 苏芳莉, 周欣, 陈佳琦, 等. 芦苇湿地生态系统对造纸废水中铅的净化研究[J]. 中国环境科学, 2011, 31(5): 768-773.
- [12] 路畅, 王英辉, 杨进文. 广西铅锌矿区土壤重金属污染及优势植物筛选[J]. 土壤通报, 2010, 41(6): 1471-1475.
- [13] 王芮, 李君剑, 孙丽娜, 等. 芦苇对重金属 Pb 和 Mn 吸收和富集的研究[J]. 能源与节能, 2011, 71(8): 73-76.
- [14] JIANG X, WANG C. Zinc distribution and zinc-binding forms in *Phragmites australis* under zinc pollution[J]. Journal of Plant Physiology, 2008, 165: 697-704.
- [15] 姜虎生, 王艳, 张晶, 等. 含铬污水修复的水生植物筛选[J]. 化学与生物工程, 2011, 28(12): 87-89.
- [16] 蔡建波. 重金属对 UASB 及湿地系统处理养猪废水的影响及机制[D]. 武汉: 华中农业大学, 2015.
- [17] 练建军, 许士国, 韩成伟. 芦苇和香蒲对重金属铜的吸收特性研究[J]. 环境科学, 2011, 32(11): 3335-3340.
- [18] 叶林, 刘作云. 9 种河流沿岸植物对砷、汞的累积作用比较[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(4): 1995-1996, 2028.
- [19] 郑冬梅, 孙丽娜, 张秀武, 等. 化工污染河流沿岸植物对砷、汞的累积作用比较[J]. 生态环境学报, 2009, 18(3): 831-833.
- [20] 罗艳丽, 余艳华, 郑春霞, 等. 新疆奎屯垦区土壤砷含量及耐砷植物的筛选[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(2): 192-194.
- [21] 董志成, 鲍征宇, 谢淑云, 等. 湿地芦苇对有毒重金属元素的抗性及其吸收和累积[J]. 地质科技情报, 2008, 27(1): 80-84.
- [22] 廖钢, 张志飞, 王俊丽, 等. 镉胁迫对野老鹳草和长刺酸模种子萌发的影响[J]. 草原与草坪, 2011, 31(1): 47-49.
- [23] 何欢乐, 蔡润, 潘俊松, 等. 盐胁迫对黄瓜种子萌发特性的影响[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2005, 23(2): 148-152.
- [24] 高雪峰, 敖恩宝力格. 重金属 Pb、Hg 污染对 3 种小麦种子的萌发及抗氧化活性的影响[J]. 种子, 2012, 31(2): 17-20.
- [25] 张大鹏, 蔡春菊, 范少辉, 等. 重金属 Pb²⁺ 和 Cd²⁺ 对毛竹种子萌发及幼苗早期生长的影响[J]. 林业科学研究, 2012, 25(4): 500-504.
- [26] 吴恒梅, 纪艳, 姜成, 等. 重金属镉对丝瓜种子萌发及根系活力的影响[J]. 北方园艺, 2012(11): 38-40.
- [27] 张桂玲. 重金属污水对不同湿地植物种子萌发的影响[J]. 中国农业大学学报, 2015, 20(2): 167-178.
- [28] 努尔古丽·阿木提, 陆海燕, 努尔巴依·阿布都沙力克, 等. 重金属污染下芦苇叶片叶绿素含量的变化研究[J]. 北方园艺, 2012(21): 57-60.
- [29] 曹明, 黄逢万, 张娜, 等. 不同水分生境下铅胁迫对芦苇地下芽及其输出子株能力的影响[J]. 西南民族大学学报(自然科学版), 2016(2): 131-138.
- [30] 李宏娟. 芦苇幼苗对含铜畜禽养殖废水的抗性生理研究[D]. 成都: 四川农业大学, 2009.
- [31] 杨居荣, 黄翌. 植物对重金属的耐性机理[J]. 生态学杂志, 1994, 15(6): 20-26.
- [32] YE Z H, BAKER A J M, WONG M H, et al. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel [J]. Annals of Botany, 1997, 80: 363-370.
- [33] 江行玉, 赵可夫. 铅污染下芦苇体内铅的分布和铅胁迫相关蛋白[J]. 植物生理与分子生物学学报, 2002, 28(3): 169-174.
- [34] 江行玉, 王长海, 赵可夫. 芦苇抗镉污染机理研究[J]. 生态学报, 2003, 23(5): 856-862.
- [35] RAUSER, RAUSER W E. Phytochelatins [J]. Annu Rev Biochem, 1990, 59: 61-86.
- [36] COBBETT C S. Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification [J]. Plant Physiol, 2000, 123: 825-832.
- [37] COBBETT C S, GOLDSBROUGH P. Phytochelatins and metallothioneins: Roles in heavy metal detoxification and homeostasis [J]. Annu

Rev Plant Biol, 2002, 53: 159-182.

[38] 赵翠珠. 芦苇抗重金属基因的克隆和功能鉴定[D]. 济南: 山东大学, 2011.

[39] PRICE A H, HENDRY G A F. Drought-induced oxidative stress in wheat[J]. Biochem Soc Tran, 1989, 17: 493-494.

[40] 陆海燕, 刘志辉, 吕光辉. 镉污染下芦苇叶片丙二醛、脯氨酸及SOD保护酶反应研究[J]. 干旱区资源与环境, 2013, 27(8): 171-175.

[41] 李丽锋, 卢佳, 苏芳莉. 镉(Cd)胁迫对芦苇叶片SOD、POD活性影响及动力学分析[J]. 沈阳农业大学学报, 2014, 45(3): 326-330.

[42] 王正秋, 江行玉, 王长海. 铅、镉和锌污染对芦苇幼苗氧化胁迫和抗氧化能力的影响[J]. 过程工程学报, 2002, 2(6): 558-563.

[43] 黄辉, 童雷, 苗凡, 等. 铬污染地区芦苇(*Phragmites australis* L.)生理特征分析[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4): 1273-1276.

[44] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004: 67-68.

[45] 王林, 周启星. 农艺措施强化重金属污染土壤的植物修复[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(3): 772-777.

[46] 杨卓. 白洋淀底泥现状评价及在芦苇生境下演变机理研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2006.

[47] KAYSER A, WENGER K, KELLER A, et al. Enhancement of

phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil the use of NTA and sulfur amendments[J]. Environmental Science and Technology, 2000, 34: 1778-1783.

[48] WASAY S A, BARRINGTON S F, TOKUNAGA S. Remediation of soil polluted by heavy metals using salts of organic acids and chelating agents[J]. Environmental Technology, 1998, 19(4): 269-380.

[49] 吴俊峰, 杨海军. 有机螯合剂在芦苇富集转运铅中的作用(英文)[J]. 生态科学, 2008, 27(5): 380-383.

[50] 吴雪, 杨晓婷, 王冰, 等. 外源乙酸和EDTA对铜尾矿矿砂中芦苇幼苗生长及部分金属元素积累的影响[J]. 植物资源与环境学报, 2011, 20(4): 29-34.

[51] 王卫华, 雷龙海, 杨启良, 等. 重金属污染土壤植物修复研究进展[J]. 昆明理工大学学报(自然科学版), 2015, 40(2): 114-122.

[52] IDRIS R, TRIFONOVA R, PUSCHENREITER M, et al. Bacterial communities associated with flowering plants of the Ni hyperaccumulator *Thlaspi goesingense*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, 70(5): 2667-2677.

[53] 李世阳. 芦苇菌根真菌依赖性及其联合环境修复功能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2010.

Research Progress of Remedying the Heavy Metal Contaminated Soils With *Phragmites communis*

YANG Jinhong

(Department of Landscape and Horticulture, Xinjiang Career Technical College, Kuitun, Xinjiang 833200)

Abstract: Remediation of heavy metals had become a global environmental problem, Phytoremediation was a hot current study. In recent years, many scholars have carried out studies of heavy metal contaminated soil phytoremediation. It reported a series of important research results, *Phragmites communis* had a strong tolerance and absorption capacity of heavy metals. This study reviewed accumulation and distribution of heavy metals in *Phragmites communis*, heavy metal poisoning and heavy metal detoxification mechanism of *Phragmites communis*, and intensive way. Heavy metal contaminated soil by *Phragmites communis*'s outlook be discussed.

Keywords: *Phragmites communis*; heavy metals; soil contamination; phytoremediation

重金属污染物

知识窗

在生物体内的某些重金属可被微生物转化为毒性更大的有机化合物(如无机汞可转化为有机汞)。众所周知的水俣病就是由所食鱼中含有氯化甲基汞引起的,“痛痛病”则由镉(Cd)污染引起的。这些震惊世界的公害事件都是由工厂排放的污水中含有这些重金属所致。重金属污染物的毒害不仅与其摄入机体内的数量有关,而且与其存在形态有密切关系,不同形态的同种重金属化合物其毒性可以有很大差异。如烷基汞的毒性明显大于二价汞离子的无机盐;砷的化合物中三氧化二砷(As_2O_3 , 砒霜)毒性最大;钡盐中的硫酸钡($BaSO_4$)因其溶解度小而无毒性; $BaCO_3$ 虽难溶于水,但能溶于胃酸,所以和氯化钡($BaCl_2$)一样有毒。

(来源: 百度百科)