



5种湿地植物对土壤重金属的富集转运特征

严 莉^{1,2},李龙山²,倪细炉^{2,3*},李昌晓²,李 健²

(1 宁夏大学 生命科学学院 银川 750021;2 宁夏林业研究院种苗生物工程国家重点实验室,银川 750004;3 宁夏银川城市森林生态系统国家定位观测研究站,银川 750004)

摘要:选择芦苇、水葱、千屈菜、扁秆藨草、长苞香蒲 5 种湿地植物进行盆栽实验,比较它们对土壤中的 5 种重金属镉、铬、汞、铅、锌的富集特性,分析重金属在各植物体和土壤中的动态分布,以评价所测植物对土壤中重金属的综合富集能力,为利用植物修复金属污染土壤提供理论依据和技术支持。结果表明:(1)种植湿地植物对土壤重金属的富集效果显著高于无植物对照,且随着处理时间的延长,土壤中重金属镉、铬、汞、铅、锌的含量均呈下降趋势。(2)湿地植物对重金属镉、铬、汞、铅、锌的富集效果差异显著,其中水葱根部对重金属镉的富集系数最大,芦苇根部对重金属铬、汞、铅、锌的富集系数均最大,千屈菜、扁秆藨草和长苞香蒲根部对 5 种重金属的富集系数均较小;芦苇地上部分对金属镉的富集系数最大,千屈菜地上部分对金属铬、汞、铅的富集系数均最大,水葱地上部分对金属锌的富集系数最大。(3)5 种湿地植物对重金属镉、铬、汞、铅、锌的转移系数差异显著,其中扁秆藨草对土壤中镉、铬、铅、锌的转移系数均为最大,对铬和锌的转移系数均大于 1,长苞香蒲对铬的转移系数大于 1,仅次于扁秆藨草。其他 3 种植物对 5 种重金属的转移系数均小于 1。研究表明,5 种湿地植物对重金属 Cd、Cr、Hg、Pb、Zn 都有富集和转移的能力,但不同植物对不同重金属的富集效果不同。

关键词:湿地植物;重金属;富集系数;转移系数

中图分类号:Q948.116

文献标志码:A

Accumulation of Soil Heavy Metals in Five Species of Wetland Plants

YAN Li^{1,2}, LI Longshan², NI Xilu^{2,3*}, LI Changxiao², LI Jian²

(1 College of Life Science, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 2 Ningxia Forestry Institute Key Laboratory of the Seedling Bioengineering, Yinchuan 750004, China; 3 Yinchuan Urban Forest Ecosystem Research Station of State Forestry Administration, Yinchuan 750004, China)

Abstract: The accumulation of heavy metals in wetland plants was studied in this paper. *Phragmites australis*, *Scirpus validus*, *Lythrum salicaria*, *Scirpus planiculmis* and *Typha angustata* were selected to use as test plants, comparing their accumulation of five heavy metals (Cd, Cr, Hg, Pb, Zn). The results showed that: (1) the treatment system with wetland plants has higher accumulation to five heavy metals (Cd, Cr, Hg, Pb, Zn) than that without wetland plants. While the treating time was prolonged, the contents of five kind of heavy metals were decreased. (2) The five wetland plants have a significant difference for bioaccumulation to five heavy metals (Cd, Cr, Hg, Pb, Zn). Among them, the root of *S. validus* has the best bioaccumulation factors to Cd; *P. australis* has the best bioaccumulation factor to Cr, Hg, Pb

收稿日期:2016-06-01;修改稿收到日期:2016-10-13

基金项目:国家国际科技合作专项(2015DFA90900,2011DFG32780);国家自然科学基金(31660045)

作者简介:严 莉(1991—),女,硕士,主要从事逆境植物生理生态学研究。E-mail:18295085526@163.com

* 通信作者:倪细炉,博士,副研究员,主要从事逆境植物生理生态学研究。E-mail:nixilu110@163.com

and Zn in its root; for the above-ground, reed has the best bioaccumulation factor to Cd. Meanwhile, we found that *L. salicaria* has the highest bioaccumulation factor to Cr, Hg and Pb. And *S. validus* has the best factor to Zn. (3) The five wetland plants have a significant variation for translocation factors to five heavy metals(Cd, Cr, Hg, Pb, Zn). The translocation factors of *S. planiculmis* for Cd, Cr, Pb and Zn are all the best, of which the translocation factors for Cr and Zn are greater than 1. The translocation factor of *T. angustata* for Cr is also greater than 1, secondly only to *S. planiculmis*. The translocation factors of other three species of wetland plants for five heavy metals are all low.

Key words: wetland plants; heavy metal; bioaccumulation factor; translocation factor

随着中国经济的迅速发展,特别是近年来工业化和城市化的发展,环境污染问题越来越严重,其中重金属污染问题尤为突出^[1],含重金属的外来污染物通过多种途径进入土壤,包括大气中重金属沉降,农业生产中农药、化肥和塑料薄膜使用,污水灌溉,污泥施肥,含重金属废弃物堆积以及金属矿山酸性废水污染等多个方面^[2-3]。因而解决重金属污染问题已成为中国环境治理中的核心问题,由于重金属不能自然降解或生物降解,而是长期存在于水体中或沉积到水域底部,可能被水生植物(如浮游植物、挺水植物)吸收,然后通过食物链进入动物和人体内,对人类的健康造成巨大危害^[4-5]。大量研究证明,湿地植物对重金属具有很强的富集能力,但湿地植物对不同重金属元素富集效果不同,不同植物之间也差异甚大^[6]。目前对湿地植物富集重金属的研究较多,所选择的植物各异。其中,芦苇(*Phragmites australis*)、水葱(*Scirpus validus*)、香蒲(*Typha angustata*)等植物因生长期长、生物量大、生命力强、适宜于构建人工湿地而倍受人们关注^[7]。

宁夏地处黄河流域,年均降水量在400 mm左右^[8]。近年来,随着工业的迅速发展,冶炼、电镀、采矿等工业废水和固体废弃物排放量日益增加,致使各功能水体中重金属含量越来越高,又因不合理的水资源利用方式和各类污水的乱排乱放,造成其附近土壤中所含重金属超标^[9]。因此,本研究选用宁夏黄河流域分布较广的芦苇、水葱、千屈菜、扁秆藨草和长苞香蒲共5种湿地植物构建大棚盆栽实验,

进一步分析此5种湿地植物对土壤重金属的富集能力,为湿地植物用于重金属污染土壤的修复模式提供一定的依据。

1 材料和方法

1.1 实验材料

供试材料为野外采集的芦苇、水葱、千屈菜、扁秆藨草和长苞香蒲5种湿地植物。试验开始前将部分幼苗带回实验室杀青并烘干用于生物量和5种重金属的测定,另一部分幼苗栽培于装有土壤的水桶中(桶高34 cm,上口直径34 cm,下口直径27 cm,土壤高度为18 cm),5种湿地植物单独种植,每桶种植3株,每种植物种植3桶,浇灌自来水进行适应性生长。选用的芦苇约高45 cm、重70 g,水葱约高35 cm、重35 g,千屈菜约高25 cm、重120 g,扁秆藨草约高20 cm、重25 g,长苞香蒲约高45 cm、重95 g。试验土壤依据GB1995土壤环境质量标准(三级标准水田)人工配制而成,其中重金属含量为:铅(Pb)366.67 mg·kg⁻¹、汞(Hg)1.20 mg·kg⁻¹、镉(Cd)0.87 mg·kg⁻¹、锌(Zn)366.67 mg·kg⁻¹、铬(Cr)300.00 mg·kg⁻¹。

试验结束时,采集定植于重金属土壤中的5种湿地植物,杀青并烘干,分别测其地上部分和根部生物量(数据见表1)。

1.2 实验设计

试验地位于宁夏银川市金凤区(宁夏林业研究所种苗生物工程国家重点实验室试验基地),自然光

表1 五种湿地植物的生物量

Table 1 Dry weight of five species of wetland plants(g/plant)

植物名称 Wetland plant	芦苇 <i>P. australis</i>	长苞香蒲 <i>T. angustata</i>	水葱 <i>S. validus</i>	扁秆藨草 <i>S. planiculmis</i>	千屈菜 <i>L. salicaria</i>
地上部分 Above-ground	1.955 3±0.185 8c	6.506 9±0.668 2b	1.888 9±0.249 9c	0.876 1±0.050 3c	30.990 8±1.169 5a
根部 Root	3.862 2±0.429 6d	9.596 9±0.335 5b	5.149 8±0.217 9c	2.977 6±0.003 6e	31.297 5±0.230 3a

注:同行不同字母表示相同部位不同植物间在0.05水平存在显著性差异

Note: The different normal letters within the same row indicate significant difference among plants at 0.05 level

照。黄河流域银川市属典型的中温带大陆性气候。基本气候特点是：干旱少雨，年平均降水量200 mm左右；日照充足，年平均气温为9.5 ℃~11.4 ℃；蒸发强烈，年平均蒸发量1 312.0~2 204.0 mm；冬季严寒、夏季炎热^[10]。试验设重金属对照组(CK，无添加重金属土壤中分别种植5种幼苗)和处理组(T_{CK} ，人工配置的重金属土壤中无植物种植，按时浇水； $T_1 \sim T_V$ ，芦苇、长苞香蒲、水葱、扁秆藨草和千屈菜5种湿地植物分别单独种植在人工配置的重金属土壤中)，每桶种植3株，各设3个重复(每桶土壤约为50~60 kg)。试验期间，用自来水浇灌供试植物，各组植物均生长良好。

实验过程中土壤样品每隔1月采集1次，共采集5次；采样在上午8:00~9:00进行，用采泥器旋转采集1~10 cm泥样，充分混匀，风干待测。试验结束后采集整株植物，将植物样品先用自来水冲洗干净，再用去离子水冲洗3遍，然后用不锈钢剪刀将植物分为根和茎叶两部分，剪成小块，风干处理。将风干后的植物样品置于80 ℃下的烘箱中烘干48 h，放入干燥器中冷却。待冷却后，迅速用粉碎机粉碎，过80目筛，然后再置于80 ℃烘箱中烘干48 h，取出后即置于干燥器中冷却备用。对照组和处理组的植物样均是在实验结束后统一测量。

1.3 指标测定

植物和土壤样品中的Cd、Cr、Hg、Pb、Zn 5种重金属含量在聚四氟乙烯罐内经HClO₄-HNO₃-HF高温消解定容后采用原子吸收(法国，JY-ULT-MA)进行测定。然后计算富集系数和转移系数。

1.3.1 富集系数^[11-12] 重金属富集系数(Bioconcentration Factor, BCF)是指植物某一部位的重金属元素浓度与其所在土壤中同一种重金属元素浓度的比值，是描述化学物质在生物体内累积趋势的重要指标，在一定程度上反映了沉积物或土壤中重金属向植物体内迁移的难易程度，表现了重金属在植物体内的富集情况。其计算公式为：

$$BCF = C_{\text{植物体}} / C_{\text{土壤}} \quad (1)$$

式中， $C_{\text{植物体}}$ 为植物体内某一部位(根、茎、叶)的重金属元素浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)， $C_{\text{土壤}}$ 为土壤中对应的重金属元素浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

1.3.2 转移系数 重金属转移系数(biological transfer factor, BTF)是指植物的地上部位中重金属浓度与相应重金属在植物地下部位中浓度之比，是描述化学物质在生物体内转移能力的重要指标，在一定程度上反映了植物系统中元素由根部向地上

部分转移的难易程度，是衡量植物对重金属修复能力的重要因素之一。其计算公式为：

$$BTF = C_{\text{地上部}} / C_{\text{地下部}} \quad (2)$$

式中， $C_{\text{地上部}}$ 为植物地上部位(茎和叶)的重金属元素浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)， $C_{\text{地下部}}$ 为植物地下部位(根)相应重金属元素浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

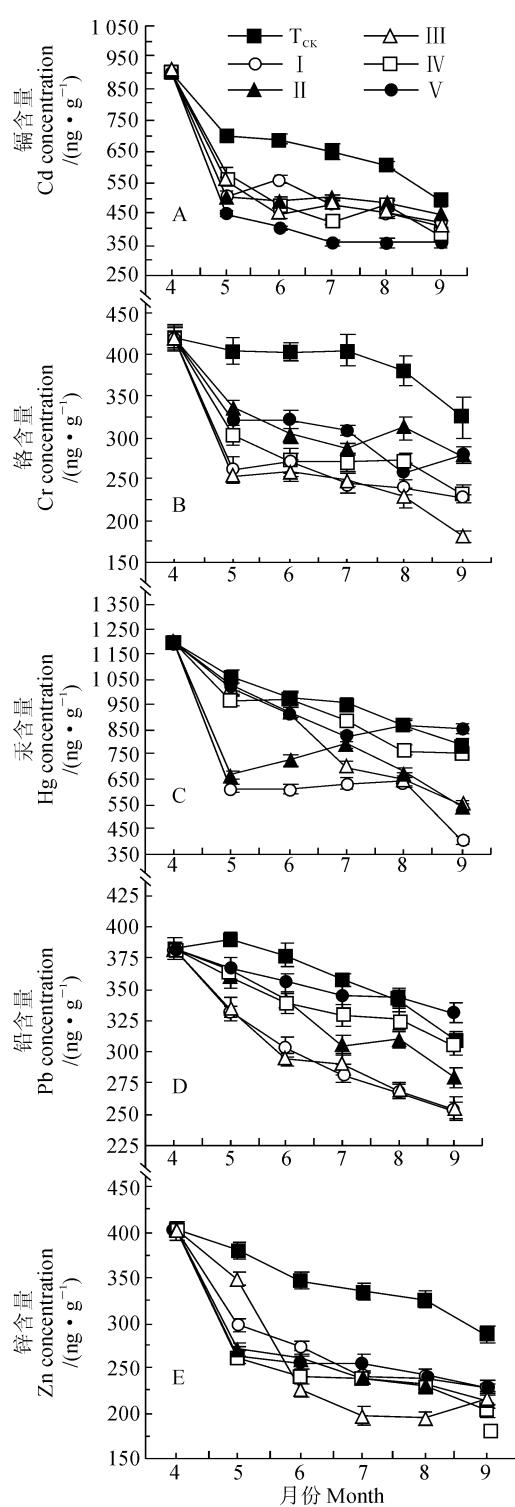
1.4 数据处理

试验数据采用Origin作图，用SPSS 17.0进行统计分析，结果用平均值±标准误差表示。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属浓度随湿地植物生长的变化特征

随着测试时间的延长，无植物对照组和定植5种湿地植物的土壤中Cd、Cr、Hg、Pb、Zn 5种重金属的浓度均下降(图1)。在测试的5个月内，对照组土壤中Cd、Hg、Pb、Zn 4种重金属的浓度呈持续下降趋势，而Cr浓度则在4、7、8三个月份下降，在5、6月份稳定不变。对定植芦苇的盆栽土壤而言，在4~5月份，测定的5种重金属浓度均迅速降低，且降低速率大于对照组；在5~6月份，Cd、Cr浓度有所上升，Hg浓度稳定不变，Pb、Zn浓度均呈继续下降趋势；6~9月份，Cd、Cr、Pb、Zn浓度均呈不同程度的下降趋势，而Hg浓度则先缓慢上升后迅速降低。定植千屈菜的盆栽土壤中，在4~5月份，测定的5种重金属浓度均降低，且Hg、Zn的下降速率最大；在5~7月份，Cd浓度趋于稳定，Cr、Pb、Zn的浓度呈下降趋势，且Pb浓度的下降速率最大，而Hg浓度升高；在7~9月份，Cd、Hg、Zn浓度均呈下降趋势，Cr和Pb浓度先上升后下降。定植扁秆藨草的盆栽土壤中，在4~5月，测定的5种重金属浓度同样均呈下降趋势，并以Cr、Pb浓度下降速率最大；在5~7月份，Hg、Pb、Zn的浓度均下降，Cd浓度呈先降低后上升的趋势，Cr浓度则呈先升高后降低趋势；在7~9月份，Cd、Cr、Hg、Pb的浓度均下降，而Zn的浓度则先趋于平衡，后呈上升趋势。定植长苞香蒲的盆栽土壤中5种重金属浓度于4~5月份同样均呈下降趋势，且Zn浓度的下降速率最大，Hg浓度的下降速率最小；5~7月份，Cd、Hg、Pb浓度均下降，而Cr和Zn的浓度在5~6月份均趋于稳定，6~7月份呈下降趋势；在7~9月份，Cd和Cr的浓度呈先上升后下降的趋势，Pb和Zn的浓度均下降，Hg的浓度则先下降后趋于稳定。在定植水葱的盆栽土壤中，于4~5月份，5种重金属浓度也均呈下降趋势，且Cd和Zn浓度的下降速率最大；



TCK. 不种植植物; I. 芦苇; II. 长苞香蒲; III. 水葱;
IV. 扁秆藨草; V. 千屈菜; 下同

图 1 处理组土壤中 5 种重金属含量的变化
TCK. Without plant; I. *P. australis*; II. *T. angustata*;
III. *S. validus*; IV. *S. planiculmis*; V. *L. salicaria*;

The same as below

Fig. 1 Changes of five kinds of metal contents in treated soils

在 5~7 月份, Cd、Cr、Hg、Pb 浓度继续保持下降趋势, Cr 和 Zn 的浓度则在 5~6 月保持不变, 在 6~7 月继续下降; 在 7~9 月份, Cd、Pb 和 Zn 的浓度缓慢降低, Cr 浓度先下降后上升, 而 Hg 汞的浓度变化表现为先上升后下降的趋势。以上结果说明 5 种湿地植物均能不同程度地吸收土壤中的重金属, 且不同生育时期和不同植物的吸收能力不同, 在 4~5 月份, 水葱对 Cd 的吸收能力最强, 而芦苇对 Cr 和 Hg 的吸收能力最强; 在 5~7 月份, 水葱和芦苇对 Cd、Cr、Hg 的吸收能力均减弱。

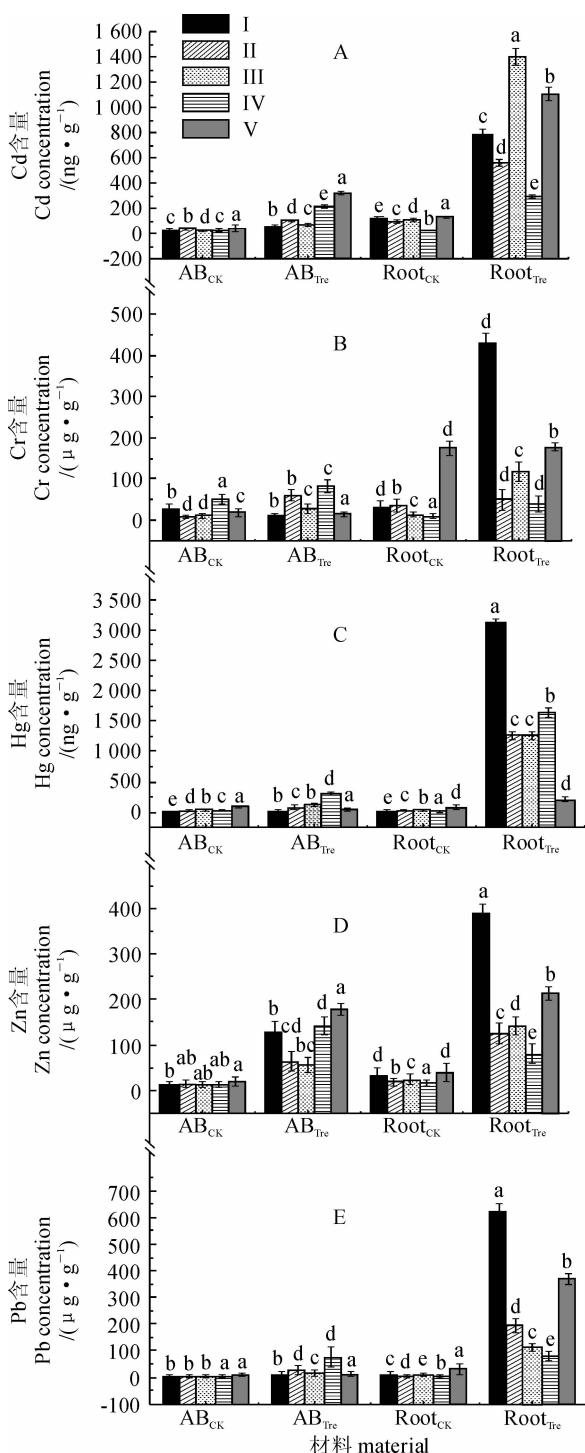
2.2 湿地植物对重金属的富集特征

2.2.1 重金属含量 本实验中芦苇、水葱、千屈菜、扁秆藨草、长苞香蒲 5 种湿地植物根部和茎叶中 Cd、Cr、Hg、Pb、Zn 5 种重金属的浓度相差很大, 且处理组植物体内重金属含量高于对照组(图 2)。

(1) 镉含量 5 种湿地植物根部和地上部分的 Cd 含量存在很大差异(图 2,A)。其中, 地上部分 Cd 的浓度表现为千屈菜>扁秆藨草>长苞香蒲>水葱>芦苇, 最低的为芦苇仅为 $0.0517 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最高的千屈菜高达 $0.3232 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最高是最低的 6.25 倍; 植物根部 Cd 浓度却为: 水葱>千屈菜>芦苇>长苞香蒲>扁秆藨草, 最低的扁秆藨草为 $0.2977 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最高的水葱接近 $1.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最高是最低的 4.70 倍。可见, 5 种湿地植物根部镉浓度均高于地上部分, 它们从根部转运镉的能力均不强, 其中的水葱、千屈菜能够忍受较高浓度的镉。

(2) 铬含量 从图 2,B 可看出, 重金属处理组中除千屈菜的 Cr 含量与对照组相当外, 其他 4 种植物均表现为处理组铬含量大于对照组。处理组中地上部分 Cr 含量表现为: 扁秆藨草>长苞香蒲>水葱>千屈菜>芦苇, 含量最高的扁秆藨草达 $82.6576 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 含量最低的芦苇仅为 $10.0199 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 5 种植物地上部分 Cr 含量变化相对较小(最高是最低的 8.25 倍); 处理组 5 种植物根部 Cr 浓度的排列顺序为: 芦苇>千屈菜>水葱>长苞香蒲>扁秆藨草, 芦苇根部 Cr 浓度最高($431.0949 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 扁秆藨草根部 Cr 浓度最低($38.7133 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 5 种植物根部 Cr 浓度相差很大(最高是最低的 13.14 倍), 说明 5 种植物根部对 Cr 的富集效果差异显著。

(3) 汞含量 图 2,C 显示, 处理组中 5 种植物地上部分 Hg 浓度的排列顺序为: 扁秆藨草>水葱>长苞香蒲>千屈菜>芦苇, Hg 浓度最高的扁秆藨



AB_{CK}. 对照植株地上部分; AB_{Tre}. 处理植株地上部分;
Root_{CK}. 对照植株根部; Root_{Tre}. 处理植株根部; 同一部位不同字母表示不同植物间在 0.05 水平存在显著性差异

图 2 5 种湿地植物中 5 种重金属的含量

AB_{CK}. CK-Above-ground; AB_{Tre}. Tre-Above-ground;
Root_{CK}. CK-Root; Root_{Tre}. Tre-Root; ; The different normal letters within the same plant part indicate significant difference among plants at 0.05 level

Fig. 2 Bioconcentration in five wetland plants for five kinds of metals

草达 0.3190 mg·kg⁻¹, 最低的芦苇仅含 0.0344 mg·kg⁻¹, 最高是最低的 9.27 倍; 处理组中 5 种植物根部 Hg 浓度表现为: 芦苇 > 扁秆藨草 > 长苞香蒲(水葱) > 千屈菜, 其中芦苇根部 Hg 浓度最高 (3.1332 mg·kg⁻¹), 千屈菜根部 Hg 浓度最低 (0.2150 mg·kg⁻¹), 最高是最低的 14.57 倍, 相差显著, 说明 5 种植物根部对 Hg 的富集效果差异亦显著。

(4) 铅含量 从图 2,D 可看出, 处理组 5 种植物地上部分 Pb 浓度的排列顺序为: 扁秆藨草 > 长苞香蒲 > 水葱 > 千屈菜 > 芦苇, 但植物间相差较小, Pb 浓度最大为扁秆藨草 (75.6040 mg·kg⁻¹), 其他 4 种植物地上部分 Pb 浓度相近且均明显低于扁秆藨草, 最低的芦苇为 10.4008 mg·kg⁻¹; 处理组 5 种植物根部 Pb 浓度表现为: 芦苇 > 千屈菜 > 长苞香蒲 > 水葱 > 扁秆藨草, 几乎与地上部的顺序相反, 根部 Pb 浓度最高的芦苇 (622.1261 mg·kg⁻¹) 是最低的扁秆藨草 (75.6040 mg·kg⁻¹) 的 8.23 倍。可见, 芦苇根部对 Pb 的富集效果最好, 扁秆藨草根部与地上部分对 Pb 的富集效果相当; 5 种植物根部铅浓度相差显著。

(5) 锌含量 图 2,E 显示, 处理组 5 种植物中 Zn 浓度均明显高于相对对照组; 对照组中根部和地上部分 Zn 含量最大值分别为 38.1471 和 18.4260 mg·kg⁻¹, 处理组根部 Zn 浓度在芦苇、水葱、千屈菜中明显高于其地上部分, 在长苞香蒲和扁秆藨草中则与其地上部分相当。处理组 5 种植物地上部分 Zn 浓度表现为: 千屈菜 (177.7299 mg·kg⁻¹) > 扁秆藨草 > 芦苇 > 长苞香蒲 > 水葱 (54.6795 mg·kg⁻¹), 最高 (千屈菜) 是最低 (水葱) 的 3.25 倍; 而处理组中 5 种植物根部 Zn 浓度表现为: 芦苇 (388.0878 mg·kg⁻¹) > 千屈菜 > 水葱 > 长苞香蒲 > 扁秆藨草 (80.2125 mg·kg⁻¹), 最高是最低的 4.84 倍, 相差比地上部更大, 说明 5 种植物根部对金属 Zn 的富集差异显著。

2.2.2 重金属富集系数 由表 2 可知, 5 种湿地植物地上部分对金属镉的富集系数以芦苇最大 (0.8255), 千屈菜最小 (0.1224); 而根部对金属镉的富集系数以水葱最大 (4.1718), 扁秆藨草最小 (0.6952)。5 种湿地植物地上部分对金属铬的富集系数均较小 (0.0330 ~ 0.3069), 而根部对金属铬的富集系数以芦苇最大 (2.0618), 其他 4 种植物根部对金属铬的富集系数均小于 1, 又以扁秆藨草最小 (0.1373)。5 种植物地上部分对金属汞的富集

表 2 5种湿地植物对重金属的富集系数

Table 2 Bioconcentration factors of five kinds of wetland plants

部位 Part	植物名称 Wetland plant	富集系数 Bioconcentration factor				
		Cd	Cr	Hg	Pb	Zn
地上部分 Above-ground	芦苇 <i>P. australis</i>	0.825 5±0.000 5a	0.038 2±0.010 8d	0.091 3±0.012 6c	0.030 0±0.005 8d	0.260 1±0.062 4c
	长苞香蒲 <i>T. angustata</i>	0.188 4±0.020 7d	0.268 5±0.008 0b	0.250 1±0.000 8a	0.083 0±0.004 7b	0.657 5±0.012 8a
	水葱 <i>S. validus</i>	0.497 4±0.009 3b	0.138 5±0.004 6c	0.107 1±0.007 0b	0.053 6±0.007 1c	0.894 0±0.035 6a
	扁秆藨草 <i>S. planiculmis</i>	0.290 8±0.002 9c	0.033 0±0.008 7e	0.082 4±0.001 1d	0.029 2±0.009 3e	0.320 4±0.040 3c
	千屈菜 <i>L. salicaria</i>	0.122 4±0.040 3e	0.306 9±0.011 5a	0.379 0±0.003 0a	0.234 4±0.009 8a	0.600 0±0.007 3b
根部 Root	芦苇 <i>P. australis</i>	1.994 4±0.252 9c	2.061 8±0.157 5a	8.232 0±0.475 3a	2.493 3±0.173 7a	1.845 8±0.139 1a
	长苞香蒲 <i>T. angustata</i>	1.583 7±0.031 6c	0.214 5±0.001 5c	1.692 1±0.081 5c	0.258 9±0.041 6d	0.655 3±0.016 4c
	水葱 <i>S. validus</i>	4.171 8±0.107 1a	0.698 6±0.003 7b	2.445 3±0.070 6b	1.351 2±0.007 3b	0.697 7±0.045 0c
	扁秆藨草 <i>S. planiculmis</i>	0.695 2±0.158 1d	0.137 3±0.037 8c	1.988 0±0.118 4bc	0.349 5±0.013 3d	0.368 7±0.077 8d
	千屈菜 <i>L. salicaria</i>	2.852 4±0.087 8b	0.677 6±0.050 3b	0.415 0±0.015 40d	0.730 8±0.084 6c	1.071 7±0.042 9b

注:同列不同字母表示相同部位不同植物间在 0.05 水平存在显著性差异;下同

Note: The different normal letters within the same column indicate significant difference among plants at 0.05 level; The same as below

表 3 五种湿地植物对重金属的转移系数

Table 3 Translocation factors of five species of wetland plants

植物名称 Wetland plant	转移系数 Translocation factor				
	Cd	Cr	Hg	Pb	Zn
芦苇 <i>P. australis</i>	0.061 5±0.003 5d	0.016 4±0.006 8d	0.010 0±0.000 9e	0.011 9±0.004 7d	0.325 3±0.005 2e
长苞香蒲 <i>T. angustata</i>	0.183 8±0.004 3c	1.249 1±0.016 2b	0.063 4±0.002 2d	0.321 0±0.027 4b	0.489 5±0.012 5c
水葱 <i>S. validus</i>	0.045 2±0.002 0e	0.199 2±0.020 8c	0.102 4±0.002 1c	0.040 0±0.007 8c	0.373 4±0.013 5d
扁秆藨草 <i>S. planiculmis</i>	0.715 6±0.002 9a	2.236 1±0.103 1a	0.190 6±0.001 5b	0.671 1±0.009 0a	1.782 6±0.030 1a
千屈菜 <i>L. salicaria</i>	0.289 5±0.001 9b	0.056 8±0.016 00d	0.220 4±0.010 9a	0.042 0±0.015 0c	0.834 3±0.002 4b

系数均小于 1, 处于 0.082 4~0.379 0 之间; 除千屈菜根部对金属汞的富集系数小于 1 外, 其他 4 种植物根部对金属汞的富集系数均大于 1, 又以芦苇最大(8.232 0)。5 种植物地上部分对金属铅和锌的富集系数均小于 1, 并以千屈菜地上部分对铅的富集系数最大(0.234 4), 水葱地上部分对锌的富集系数最大(0.894 0); 芦苇根部对金属铅和锌的富集系数均为最大, 分别达 2.493 3 和 1.845 8。以上结果说明, 5 种湿地植物根部对重金属 Cd、Hg、Pb 的富集系数均大于地上部分, 长苞香蒲根部和地上部分对 Cr 和 Zn 的富集系数接近, 水葱根部对 Zn 的富集系数小于地上部分。

2.3 湿地植物对重金属的转运特征

5 种湿地植物对重金属镉、铬、汞、铅、锌的转移系数各不相同(表 3)。其中, 芦苇和水葱对 5 种重金属的转移系数分别为 0.010 0~0.325 3 和 0.040 0~0.373 4, 转移系数均小于 1, 但均对金属锌的转移系数最大; 千屈菜对 5 种重金属的转移系数

数处于 0.042 0~0.834 3 之间, 但对金属锌的转移系数最大且接近 1; 长苞香蒲对铬的转移系数大于 1, 对镉、汞、铅、锌的转移系数小于 1; 扁秆藨草对重金属铬和锌的转移系数均大于 1, 对重金属镉和铅的转移系数接近 1。可见, 扁秆藨草根部能有效转移金属 Cr、Zn、Cd、Pb 至地上部分, 对金属汞的转移能力较弱; 千屈菜和长苞香蒲可以有效地分别将金属 Zn 和 Cr 从根部转移至地上部分, 但对其余金属的转移能力较弱; 而芦苇和水葱根部对 5 种重金属的转移能力均较弱。

3 讨论与结论

本研究证实了 5 种湿地植物在测试重金属浓度的土壤中均能正常生长, 其对 5 种重金属均具有一定的耐性, 且从配制的金属浓度可得出, 5 种湿地植物对铬、铅、锌的耐性远大于对镉和汞的耐性。其中, 无植物对照组(T_{CK})土壤中的 5 种重金属含量随测试时间的延长均降低, 其原因可能是土壤中的

微生物的作用,土壤微生物本身及其代谢产物都能吸附和转化重金属^[13],微生物对土壤中的重金属首先是吸收作用,由于专性微生物区系能促进重金属参与微生物体组成,从而促进微生物对土壤重金属的吸收,导致土壤中的重金属含量降低^[14-16]。与无植物对照组(T_{CK})相比较,定植5种湿地植物均可大幅降低土壤中的重金属含量,证明湿地植物的存在对重金属污染土壤的净化具有重要作用,该研究结果与以往大量研究结果一致。在测试的第一个月,土壤中重金属镉、铬、汞、铅、锌的含量均大幅降低,可能的原因一方面是土壤中的重金属在浇水之后的短时间之内为易被植物根系所吸收的水溶态或交换态^[17],另一方面由于土壤微生物及其代谢产物对重金属的吸附和转化作用。随着测试时间的延长,由于重金属与土壤中各种有机物、无机物和微生物的作用,导致土壤中的重金属形态发生转变^[18],使得植物根部对重金属的吸收速率减小甚至不可吸收,因此随着测试时间的延长,土壤中重金属含量降低幅度减小甚至保持含量不变。随着测试时间的继续延长,定植5种湿地植物的土壤中重金属镉、铬、汞、铅、锌的含量均出现过升高的趋势,可能是由于植物根系对此重金属的吸附达到饱和,而在同一时间段内由于重金属的毒害作用^[19],土壤中微生物的生物量降低,对土壤中重金属的吸附与转化量大大降低所致。

同时,本实验中,5种湿地植物对重金属镉、汞、铅的吸收遵循同一模式,即根部重金属的含量大于地上部分重金属的含量,说明重金属镉、汞、铅更易在5种湿地植物的根部积累。芦苇、水葱、千屈菜对重金属铬的吸收同样遵循根部含量大于地上部分含量的规律,而长苞香蒲和扁秆藨草对重金属铬的吸收遵循另一模式,即地上部分含量大于根部含量,说明此两种湿地植物的根部可有效将重金属铬转移至其可收割的地上部分,且可能是由于其根部通气组织发达所致^[20]。芦苇、水葱、千屈菜和长苞香蒲对重金属锌的吸收也遵循根部含量大于地上部分的规

律,而扁秆藨草对重金属锌的吸收遵循地上部分含量大于根部含量,说明其根部可将重金属锌有效转移至可收割的地上部分。另外,芦苇根部对5种重金属的富集系数均大于1,尤其对汞的富集系数高达8.2320,长苞香蒲、水葱和扁秆藨草根部对重金属镉、汞的富集系数均大于1,千屈菜根部对重金属镉、锌的富集系数均大于1,由此得出5种湿地植物均可对土壤中的重金属进行不同程度的富集。根据李光辉等^[21-22]关于不同湿地植物根系泌氧作用、酸化作用与重金属吸收方面的研究表明,植物根系泌氧、酸化作用越强,其对重金属富集能力越高,基于此推测5种湿地植物的根系泌氧、酸化作用各不相同。

另外,不同湿地植物生物量的大小也是影响其对重金属富集能力的关键因素,当植物对重金属的富集浓度一定时,生物量越大,其对重金属的富集能力也越高^[23]。在本研究中,5种湿地植物地上部分生物量表现为千屈菜>长苞香蒲>芦苇>水葱>扁秆藨草,再综合它们地上部分重金属浓度的排列顺序,可知千屈菜地上部分对金属镉、汞、铅、锌的富集能力均最大,长苞香蒲地上部分对金属铬的富集能力最大,而芦苇地上部分对金属镉、铬、汞、铅的富集能力均最小,水葱地上部分对金属锌的富集能力最小,扁秆藨草地上部分对5种重金属的富集能力居中;5种湿地植物根部生物量表现为:千屈菜>长苞香蒲>水葱>芦苇>扁秆藨草,再综合它们根部重金属浓度的排列顺序,得出千屈菜根部对金属镉、铬、汞、锌的富集能力均最大,芦苇根部对金属铅的富集能力最大,而扁秆藨草根部对金属镉、铬、锌的富集能力均最小,芦苇根部对金属汞的富集能力最小,长苞香蒲根部对金属铅的富集能力最小,水葱根部对5种重金属富集能力居中。由此可见,千屈菜对金属镉、汞、锌的富集能力均最强,芦苇对金属汞的富集能力最弱。不同种类湿地植物对重金属的富集能力有很大差异,生产实际中应根据土壤中的重金属种类进一步考虑定植何种植物。

参考文献:

[1] 李勤奋,李志安,任海,等.湿地系统中植物和土壤在治理重金属污染中的作用[J].热带亚热带植物学报,2004,(3):273-279.

LI Q F, LI Z A, REN H, et al. The role of wetland plants and soils in decontamination of heavy metals[J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2004, (3):273-279.

Tropical and Subtropical Botany, 2004, (3):273-279.

[2] HUANG Y J, LIU D Y, WANG Y B, et al. Heavy metals accumulation by hydrophytes[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(5): 541-545.

[3] LIU J G, DONG Y, XU H, et al. Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland[J].

Journal of Hazardous Materials, 2007, 147(3): 947-953.

[4] 李瑞玲, 李倦生, 姚运先, 等. 3种挺水湿地植物对重金属的抗性及吸收累积研究[J]. 湖南农业科学, 2010, (17): 60-63.
LI R L, LI J S, YAO Y X, et al. The resistibility, absorption and accumulation of three wetland emergent plants on heavy metals[J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2010, (17): 60-63.

[5] WONG S C, LI X D, ZHANG G, et al. Heavy metal in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 119(1): 33-44.

[6] 赵善道, 赵雪琴, 左 平, 等. 湿地植物芦苇的重金属富集能力与评价[J]. 海洋环境科学, 2014, (1): 60-65.
ZHAO S D, ZHAO X Q, ZUO P, et al. Accumulation capacity of heavy metals by *Phragmites australis* and assessment [J]. *Marine Environmental Science*, 2014, (1): 60-65.

[7] 任 琚, 付朝文, 陶 玲, 等. 芦苇、菖蒲和水葱对水体中 Zn^{2+} 的富集效应研究[J]. 湿地科学, 2011, (4): 322-327.
REN J, FU C W, TAO L, et al. Accumulation effect of *Phragmites australis*, *Acorus calamus* and *Scirpus validus* on Zn^{2+} in water body [J]. *Wetland Science*, 2011, (4): 322-327.

[8] 王幼奇, 白一茹, 王建宇. 基于GIS的银川市不同功能区土壤重金属污染评价及分布特征[J]. 环境科学, 2016, (2): 710-716.
WANG Y Q, BAI Y R, WANG J Y. Distribution of urban soil heavy metal and pollution evaluation in different functional zones of Yinchuan City[J]. *Environmental Science*, 2016, (2): 710-716.

[9] LA SHUNDA A, MAUD M W. Arsenic uptake by common marsh fern *Thelypteris palustris* and its potential for phytoremediation[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, (379): 263-265.

[10] 卫萍萍, 虞向宁, 曹园园. 基于产业结构变化的区域生态环境效应分析与评价——以宁夏回族自治区银川市为例[J]. 绿色科技, 2014, (10): 29-31.
WEI P P, QU X N, CAO Y Y. Based on changes in industrial structure regional ecological environmental effects analysis and evaluation—a case study of Yinchuan, Ningxia [J]. *Journal of Green Science and Technology*, 2014, (10): 29-31.

[11] 潘义宏, 王宏镔, 谷兆萍, 等. 大型水生植物对重金属的富集与转移[J]. 生态学报, 2010, (23): 6 430-6 441.
PAN Y H, WANG H B, GU Z P, et al. Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes[J]. *Acta Ecologica Sinica* 2010, (23): 6 430-6 441.

[12] 李庆华. 人工湿地植物重金属分布规律及富集性研究[D]. 西安: 长安大学, 2014.

[13] 段学军, 盛清涛. 土壤重金属污染的微生物生态效应[J]. 中原工学院学报, 2005, (1): 1-4.
DUAN X J, SHENG Q T. Effects of heavy metal on microbial in soil[J]. *Acta Zhongyuan Institute of Technology*, 2005, (1): 1-4.

[14] 胥正钢, 赵运林, 周晓梅, 等. 重金属污染对土壤微生物影响的研究进展[J]. 江西农业学报, 2014, (4): 53-55.
XU Z G, ZHAO Y L, ZHOU X M, et al. Research progress in influence of heavy metal pollution on soil microorganisms [J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2014, (4): 53-55.

[15] 王 新, 周启星. 重金属与土壤微生物的相互作用及污染土壤修复[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, (11): 1-5.
WANG X, ZHOU Q X. Interaction between heavy metal s and soil microorganisms and remediation of contaminated soils [J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2004, (11): 1-5.

[16] 杨 舒. 重金属 Cu、Cd、Pb、Zn 在人工湿地中的形态分布与转化[D]. 兰州: 兰州大学, 2011.

[17] 江 丽. 重金属 Cd 污染对土壤微生物群落结构及大豆生理指标的影响研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2008.

[18] WONG S C, LI X D, ZHANG G, et al. Heavy metal in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 119(1): 33-44.

[19] 杨俊兴, 任红艳, 郭庆军, 等. 湿地植物通气组织和渗氧对其重金属吸收和耐性研究进展[J]. 土壤, 2014, (3): 394-401.
YANG J X, REN H Y, GUO Q J, et al. Effects of aerenchyma and radial oxygen loss of wetland plants on their heavy metals uptake and tolerance: a review[J]. *Soils*, 2014, (3): 394-401.

[20] SALT E D, BLAYLOCK M B, KUMAR NPBA, et al. Hytore-Mediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants[J]. *Biotechnology*, 1995, (13): 468-474.

[21] 李光辉, 杨 霞, 徐加宽, 等. 不同湿地植物的根系酸化作用与重金属吸收[J]. 生态环境学报, 2009, (1): 97-100.
LI G H, YANG X, XU J K, et al. Variations among wetland plants in root acidification and heavy metal uptake[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, (1): 97-100.

[22] 李光辉, 何长欢, 刘建国. 不同湿地植物的根系泌氧作用与重金属吸收[J]. 水资源保护, 2010, (17): 1-4.
LI G H, HE C H, LIU J G. Root oxygen release and heavy metal uptake of various wetland plants[J]. *Water Resources Protection*, 2010, (17): 1-4.

[23] 郝玉娇, 朱启红. 植物富集重金属的影响因素研究[J]. 重庆文理学院学报(自然科学版), 2010, (4): 45-47.
HAO Y J, ZHU Q H. Study of influence factors of plants enriching heavy metals[J]. *Journal of Chongqing University of Art and Science (Natural Science Edition)*, 2010, (4): 45-47.

(编辑:裴阿卫)