

铅胁迫对不同湿地植物耐性和吸收的影响

杨俊兴¹ 胡健¹ 郭庆军¹ 万小铭¹ 宋波² 高猛^{3*} 顾松圃¹ 郭俊梅¹
李真理⁴ 卢一富⁴ 曹柳⁴

(¹中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101; ²桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西桂林 541004;
³中国科学院烟台海岸带研究所, 山东烟台 510006; ⁴济源市环境科学研究所, 河南济源 459000)

摘要 人工湿地系统中湿地植物种类的选取是影响其去除重金属效率的关键因素。通过水培试验研究了 Pb 胁迫(CK, 10 mg · L⁻¹, 20 mg · L⁻¹) 对 18 种挺水湿地植物的耐性及吸收的影响。结果表明: Pb 胁迫条件下, 供试湿地植物根部对 Pb 的积累能力较强, Pb 被根系吸收后大部分被固定于根部, 只有少量被转运至地上部分; 不同湿地植物对 Pb 的吸收差异显著($P < 0.01$); 在 20 mg · L⁻¹ 处理条件下, Pb 地上部分最高浓度的植物是小婆婆纳, 为 8226 mg · kg⁻¹, 独穗飘拂草 Pb 浓度最低, 为 50 mg · kg⁻¹; 此外, 不同湿地植物对 Pb 的耐性指数差异显著($P < 0.01$), Pb 耐性较高的植物如水花生的 Pb 含量远高于毒性阈值, 表明湿地植物除了通过根的排斥作用减少 Pb 向上转运的策略外, 还可能通过体内存在相应的解毒机制来减少过量 Pb 带来的毒害。本研究结果为湿地植物修复重金属污染土壤提供了有力的科学依据。

关键词 铅; 湿地植物; 耐性; 吸收; 胁迫

Effects of lead stress on tolerance and uptake of different wetland plant species. YANG Jun-xing¹, HU Jian¹, GUO Qing-jun¹, WAN Xiao-ming¹, SONG Bo², GAO Meng^{3*}, GU Song-pu¹, GUO Jun-mei¹, LI Zhen-li⁴, LU Yi-fu⁴, CAO Liu⁴ (¹Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; ²College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, Guangxi, China; ³Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 510006, Shandong, China; ⁴Institute of Environmental Science of Jiyuan City, Jiyuan 459000, Henan, China).

Abstract: In a constructed wetland system, appropriate choice of plant species is a key factor affecting metal removal from metal-contaminated soils, sediments and wastewaters. A hydroponic experiment was conducted to compare lead (Pb) tolerance indices and uptake among 18 emergent-rooted wetland plants under 0, 10 and 20 mg · L⁻¹ Pb exposures. The results indicated that Pb translocation from root to shoot was generally low in all species tested. There were significant differences among the 18 wetland plants in their Pb tolerance indices and also Pb uptake under the same Pb treatment. Some wetland plants with higher Pb tolerance indices and Pb concentrations in shoot suggested that the detoxification system in plant may play an important role in alleviating Pb toxicity. Under the 20 mg · L⁻¹ Pb exposure, *Veronica serpyllifolia* had the highest accumulation of Pb in shoots (8226 mg Pb · kg⁻¹), while *Fimbristylis monostachya* had the lowest accumulation of Pb in shoots (50 mg Pb · kg⁻¹). In addition, *Alternanthera philoxeroides* having higher accumulation of Pb in shoots still did not show any severe symptoms of Pb toxicity. The data obtained should help in future species selection in designing wetlands in Pb-contaminated environments.

Key words: lead; wetland plant; tolerance; uptake; stress.

环保公益性行业科研专项(201409044)资助。
收稿日期: 2016-02-17 接受日期: 2016-07-05
* 通讯作者 E-mail: mgao@yic.ac.cn

由于采矿业的长期发展,中国生态环境的污染日益严重(Wong 2003)。对矿山尾矿植被恢复有利于稳定环境和控制污染。一般对尾矿进行植被修复是以旱生植被为目标进行的(Saxena et al., 1999)。最近一些研究发现,附有植被的湿地(如人工湿地)不仅能有效地去除采矿的废水,同时这些湿地植物还可以在尾矿上生长(Ye et al., 2004)。作为人工湿地主要组成部分的湿地植物,一般对重金属具有一定的耐性,且生长较快和具有较大的生物量等特点,如宽叶香蒲(*Typha latifolia*)和芦苇(*Phragmites australis*) (Ye et al., 1997a, b)。但是不同的湿地植物吸收重金属的能力存在较大的差异(Qian et al., 1999; Deng et al., 2004; Li et al., 2011; Yang et al., 2015)。

因此,选取合适的湿地植物是提高人工湿地系统去除重金属效率的关键因素。人工湿地系统中植物种类的多样性有利于提高对污染物的去除率和增加其生态系统的稳定性(Tilman, 1996)。有大量研究发现,旱生植物是通过遗传变异而获得对重金属的耐性(Antonovics et al., 1971; Wong, 1982; Bringezu et al., 1999; Whiting et al., 2000)。但是对一些湿地植物的研究则发现,它们对重金属的耐性并不是通过变异而获得的,不论是否生长在重金属污染区,它们对重金属的耐性差异不大。如宽叶香蒲、芦苇、*Glyceria fluitans*、*Eriophorum angustifolium*、*Carex ros-*

trata 和 *Leersia hexandra* (Taylor et al., 1984; Ye et al., 1997a, b; Matthews et al., 2004a, b; Deng et al., 2005)。因此,研究湿地植物重金属胁迫下的耐性机理,将为人工湿地筛选更多可用于生态修复的植物种类提供指导提供。

本研究选取了 18 种在人工湿地未规模化应用的湿地植物来研究 Pb 胁迫对不同湿地植物耐性和吸收的影响,这些植物均从未被重金属污染区取得。本研究旨在为人工湿地提供植物品种参考,同时也为湿地植物修复 Pb 污染土壤提供理论指导和依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

所选 18 种湿地植物育苗方式分为 2 种(表 1): 一种为营养繁殖,石菖蒲、水花生、大苞水竹草、大叶皇冠草、红蛋、园币草、狐尾藻、铺地黍、园叶节节草、野荸荠和小婆婆纳;另外一种为种子培育,尖尾芋、黑籽荸荠、独穗飘拂草、草龙、雀稗、田葱和红波。开始进行实验时,选取生长大小较为一致的植物幼苗,进行实验。

1.2 试验方法

通过预试验,选取 Pb 处理浓度为 10、20 mg · L⁻¹ 两个梯度,上述浓度对植物生长有一定的抑制,但是不致死。具体试验步骤如下:

(1) 配置 10% 的 Hoagland 溶液(Hoagland et al.,

表 1 供试湿地植物名称

Table 1 The names of the experimental wetland plants

序号	植物名	拉丁名	科	属	子叶	引种地	生境
1	石菖蒲	<i>Acorus tarinowii</i>	天南星科	菖蒲属	双子叶	珠海淇澳	湿地
2	尖尾芋	<i>Alocasia cucullata</i>	天南星科	海芋属	单子叶	广州中山大学	竹园
3	水花生	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	苋科	莲子草属	双子叶	广州中山大学	水塘
4	大苞水竹草	<i>Aneilema bracteatum</i>	鸭跖草科	水竹叶属	单子叶	珠海淇澳	水塘
5	大叶皇冠草	<i>Echinodorus amazonicus</i>	泽泻科	皇冠草属	单子叶	珠海淇澳	水塘
6	红蛋	<i>Echinodorus baothii</i>	泽泻科	刺果泽泻属	单子叶	珠海淇澳	水塘
7	黑籽荸荠	<i>Eleocharis geniculata</i>	莎草科	荸荠属	单子叶	珠海横琴	湿地
8	独穗飘拂草	<i>Fimbristylis monostachya</i>	莎草科	飘拂草属	单子叶	珠海横琴	湿地
9	圆币草	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	伞形科	天胡荽属	双子叶	广州花地湾	水塘
10	草龙	<i>Ludwigia hyssopifolia</i>	柳叶菜科	丁香蓼属	单子叶	珠海横琴	水塘
11	狐尾藻	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	小二仙草科	狐尾藻属	双子叶	珠海淇澳	水面
12	铺地黍	<i>Panicum repens</i>	禾本科	黍属	单子叶	珠海淇澳	湿地
13	雀稗	<i>Paspalum scrobiculatum</i>	禾本科	雀稗属	单子叶	珠海淇澳	淤泥塘
14	田葱	<i>Philydrum lanuginosum</i>	田葱科	田葱属	单子叶	珠海淇澳	湿地
15	园叶节节草	<i>Rotala rotundifolia</i>	千屈菜科	节节菜属	双子叶	珠海淇澳	淤泥塘
16	野荸荠	<i>Scirpus triquetus</i>	莎草科	荸荠属	单子叶	珠海淇澳	淤泥塘
17	小婆婆纳	<i>Veronica serpyllifolia</i>	玄参科	婆婆纳属	双子叶	珠海淇澳	湿地
18	红波	<i>Alternanthera bettzickiana</i>	苋科	莲子草属	双子叶	广州花地湾	水塘

1938): 大量元素 ($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) 包括: NH_4NO_3 5.0、 K_2SO_4 2.0、 CaCl_2 4.0、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1.5、 KH_2PO_4 1.3。微量元素 ($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 包括: $\text{Fe}(\text{II})\text{-EDTA}$ 50、 H_3BO_4 10、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1.0、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 1.0、 $\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 5.0、 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.5、 $\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.25。

(2) 向营养液中加入 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, 配成 Pb 处理浓度(以纯 Pb 计) 梯度为 10、20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的溶液浓度, 以 Pb10 和 Pb20 表示, 并设置不加重金属的对照(CK) 处理。将配置好的溶液置于 PVC 盆(长 25 cm, 宽 18 cm, 高 12 cm) 中, 每盆溶液为 6 L。pH 通过 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{H}_2\text{SO}_4$ 或 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{NaOH}$ 调整到 5.5。

(3) 从所育湿地植物苗中选择生长一致、茁壮的幼苗, 将其移植于处理好的溶液中(移植时须小心不要破坏其根系), 用塑料泡沫板悬浮在液面上作为支撑使得植物根部能够悬浮在溶液中。每盆 36 株, 每个处理 4 个重复, 共 20 盆; 每 3 d 更换一次溶液, 21 d 后收获。整个实验在昼夜温度为 28 和 16 $^\circ\text{C}$ 条件下进行, 每隔 7 d 对 20 个实验用盆进行重新随机排放。

1.3 测定方法

1.3.1 生长指标的测定 在湿地植物幼苗移植前及收获后分别测量每种湿地植物最长根的长度, 计算其延长量。然后, 烘干植物样品后称量根部及地

上部的干重。

1.3.2 Pb 含量的测定 将烘干后的样品剪碎, 称量植物样约 0.5 g 后放入消化管中, 加入 5 mL 浓硝酸(超级纯) 浸泡过夜; 放入消化炉内 90 $^\circ\text{C}$ 30 min \rightarrow 140 $^\circ\text{C}$ 30 min \rightarrow 180 $^\circ\text{C}$ 1 h \rightarrow 冷却 \rightarrow 1 mL HClO_4 \rightarrow 160 $^\circ\text{C}$ 20 min \rightarrow 180 $^\circ\text{C}$ 2 h \rightarrow 冷却后用超纯水定容; 然后用原子吸收光度计(Hitachi-Z-5300) 测定消解溶液中 Pb 的浓度(Alexander *et al.*, 2006)。为了进行质量控制, 测试样品中包含空白和标准物质 GSV-2(灌木叶)(中国地矿部物化探研究所)。

1.3.3 耐性指数(TI) TI 反映湿地植物对重金属的耐性程度。用加重金属的营养液处理中湿地植物最长根的延长量与对照中湿地植物最长根的延长量的比值表示(Wilkins, 1978)。

1.4 数据统计

试验数据用 SPSS 软件进行单因素方差分析(ANOVA) 和 LSD 检验。

2 结果与分析

2.1 湿地植物的生长

由表 2 可知, 与对照相比, 大多湿地植物根的延长和干重随着 Pb 浓度的增加而显著减少($P < 0.05$)。在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 浓度下, 只有水花生的根的延长、大苞水竹草、圆叶节节草和红波的干重与对照没有

表 2 在对照、10 和 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 浓度处理下 21 d 后湿地植物最长根的延长和生物量

Table 2 The longest root elongation and total biomass of seedlings/tillers of the wetland plants subjected to control, 10 and 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb for a period of 3 weeks

植物	根长 (cm)			生物量 ($\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$)		
	CK	Pb10	Pb20	CK	Pb10	Pb20
石菖蒲	4.38±0.29 a	2.55±0.29 b	1.95±0.04 b	0.66±0.04 a	0.45±0.04 b	0.37±0.05 b
尖尾芋	15.35±1.31 a	6.97±0.22 b	3.17±0.27 c	0.75±0.04 a	0.45±0.02 b	0.23±0.01 c
水花生	4.97±0.39 a	4.3±0.06 a	2.17±0.18 b	0.21±0.01 a	0.16±0.01 b	0.13±0.02 b
大苞水竹草	12.72±0.88 a	6.33±0.45 b	5.17±0.22 b	0.24±0.01 a	0.20±0.01 a	0.16±0.01 b
大叶皇冠草	18.23±1.67 a	7.28±0.47 b	3.20±0.06 c	0.32±0.04 a	0.24±0.01 b	0.17±0.01 b
红蛋	9.40±0.47 a	4.12±0.10 b	2.28±0.12 c	0.21±0.01 a	0.12±0.01 b	0.06±0.01 c
黑籽荸荠	4.28±0.67 a	2.38±0.09 b	2.23±0.13 b	0.31±0.02 a	0.16±0.01 b	0.11±0.01 b
独穗飘拂草	3.47±0.22 a	2.07±0.11 b	1.93±0.05 b	0.74±0.03 a	0.35±0.04 b	0.27±0.03 b
圆币草	4.55±0.73 a	1.95±0.04 b	1.28±0.06 b	0.05±0.006 a	0.03±0.004 b	0.02±0.002 b
草龙	16.17±0.13 a	7.72±1.11 b	4.07±0.24 c	0.28±0.02 a	0.17±0.02 b	0.08±0.01 c
狐尾藻	13.82±1.19 a	3.23±0.26 b	1.85±0.17 b	0.18±0.004 a	0.12±0.004 b	0.08±0.002 c
铺地黍	6.12±0.52 a	2.63±0.08 b	2.03±0.15 b	0.21±0.01 a	0.15±0.01 b	0.11±0.01 c
雀稗	3.63±0.09 a	2.97±0.19 b	1.95±0.08 c	0.25±0.004 a	0.15±0.10 b	0.10±0.003 c
田葱	6.32±0.42 a	4.07±0.31 b	2.50±0.15 c	0.70±0.04 a	0.38±0.02 b	0.24±0.02 c
圆叶节节草	6.18±0.16 a	5.17±0.32 b	2.38±0.11 c	0.13±0.01 a	0.11±0.01 a	0.09±0.01 b
野荸荠	5.05±0.08 a	2.75±0.08 b	2.22±0.06 c	0.28±0.02 a	0.19±0.01 b	0.09±0.01 c
小婆婆纳	4.55±0.15 a	2.62±0.17 b	2.10±0.15 c	0.11±0.01 a	0.09±0.01 b	0.07±0.01 c
红波	6.67±0.23 a	2.75±0.20 b	2.38±0.17 b	0.13±0.03 a	0.12±0.02 ab	0.1±0.01 b

平均值±标准误 $n=4$; 不同字母表示同种植物同一指标在不同 Pb 处理条件下于 0.05 (LSD 检验) 水平上差异性显著。

表3 不同湿地植物在对照、10 和 20 mg · L⁻¹ Pb 处理条件下 21 d 后体内的 Pb 浓度 (mg · kg⁻¹)

Table 3 Concentrations of Pb in shoots and roots of different plants subjected to control, 10 and 20 mg · L⁻¹ Pb for 3 weeks

植物	地上部分			地下部分		
	CK	Pb10	Pb20	CK	Pb10	Pb20
石菖蒲	6±1 c	63±4 b	153±5 a	142±17 c	50622±3339 b	66422±5615 a
尖尾芋	10±3 c	114±5 b	205±9 a	16±1 c	75944±3269 b	87086±736 a
水花生	9±1 c	2521±168 b	4064±406 a	145±5 c	70431±698 b	97036±912 a
大苞水竹草	10±2 c	4511±16 b	6106±446 a	165±12 c	102537±1983 b	114281±1121 a
大叶皇冠草	7±1 c	264±22 b	328±33 a	49±4 c	62977±1089 b	83041±801 a
红蛋	16±1 c	3312±97 b	7345±53 a	185±5 c	81511±1013 b	145402±7658 a
黑籽荸荠	23±3 c	1311±112 b	2332±70 a	95±6 c	37239±1135 b	44362±690 a
独穗飘拂草	14±1 c	41±4 b	50±3 a	146±13 c	18246±737 b	23491±1449a
圆币草	21±1 c	4327±268 b	6340±415 a	248±8 c	60441±1091 b	94474±2212a
草龙	22±6 c	2367±157 b	3888±163 a	68±10 c	112967±8171 b	138271±2088a
狐尾藻	13±3 c	3414±224 b	4371±171 a	176±5 c	114078±7978 b	134141±2984a
铺地黍	9±1 c	81±10 b	217±23 a	88±3 c	21901±884 b	29389±1002a
雀稗	21±1 c	1661±134 b	2089±119 a	162±15 c	33564±811 b	38392±389a
田葱	11±3 c	129±13 b	387±9 a	151±14 c	34001±2617 b	49051±2160a
园叶节节草	13±1 c	4393±100 b	5449±160 a	78±5 c	71882±1693 b	91025±1635a
野荸荠	13±2 c	136±15 b	453±13 a	99±6 c	40214±293 b	53269±205a
小婆婆纳	18±6 c	3476±462 b	8226±511 a	145±21 c	81994±1508 b	89207±1248a
红波	10±1 c	1706±158 b	4701±399 a	56±11 c	49513±3655 b	60080±1130a

平均值±标准误 n=4; 不同字母表示同种植物同一指标在不同 Pb 处理条件下于 0.05 (LSD 检验) 水平上差异性显著。

显著差异,其余均是显著减少 (P<0.05)。在 20 mg · L⁻¹ Pb 浓度下,大多植物的根的延长和干重与对照相比减少极显著 (P<0.01)。此外,一些供试湿地植物根部在 20 mg · L⁻¹ Pb 浓度下,叶片发白,失绿,如狐尾藻和尖尾芋等。

2.2 湿地植物对 Pb 的吸收

不同湿地植物对 Pb 的吸收结果见表 3。供试湿地植物的地上和地下部分的 Pb、Zn 浓度随着 Pb 处理浓度的增加而增加,根部的重金属浓度要远高于地上部分的重金属浓度。不同湿地植物地上地下部分对重金属的积累也有较大的差异。Pb 处理下 Pb 地上部分最高浓度的植物是小婆婆纳,为 8226 mg · kg⁻¹,独穗飘拂草 Pb 浓度最低,为 50 mg · kg⁻¹,二者差异极显著 (P<0.01)。红蛋根部 Pb 浓度最高,为 145402 mg · kg⁻¹,铺地黍根部 Pb 浓度最低,为 29389 mg · kg⁻¹。由此可见,这些湿地植物对 Pb 的累积主要是在根部。

2.3 湿地植物对 Pb 的耐性

不同浓度 Pb 处理条件下以根的最大延长得出的耐性指数见表 4。随着 Pb 浓度的增加,这些植物的耐性指数也随之减小。但是不同种之间耐性指数差异较大。如 10 mg · L⁻¹ Pb 处理条件下,水花生的耐性指数是 86%,显著大于狐尾藻的耐性指数 24% (P<0.05)。

2.4 湿地植物生物量、Pb 耐性、及 Pb 积累转运的相关关系

本研究发现,湿地植物根部干重与地上部干重正相关性显著,说明根部生物量的积累对于地上部

表4 根据根的最大延长所得不同湿地植物 Pb 耐性指数

Table 4 Tolerance indices (TI) based on the longest root elongation of seedlings/tillers of the wetland plants subjected to different Pb treatments for 3 weeks

植物	Pb TI	
	10 mg · L ⁻¹	20 mg · L ⁻¹
石菖蒲	0.58±0.07	0.44±0.01
尖尾芋	0.45±0.01	0.21±0.02
水花生	0.86±0.01	0.43±0.04
大苞水竹草	0.50±0.04	0.41±0.02
大叶皇冠草	0.40±0.03	0.18±0.01
红蛋	0.44±0.01	0.24±0.01
黑籽荸荠	0.51±0.02	0.48±0.03
独穗飘拂草	0.59±0.03	0.55±0.02
圆币草	0.41±0.01	0.28±0.01
草龙	0.48±0.07	0.25±0.01
狐尾藻	0.24±0.02	0.13±0.01
铺地黍	0.43±0.01	0.33±0.02
雀稗	0.82±0.05	0.54±0.02
田葱	0.65±0.05	0.40±0.02
园叶节节草	0.83±0.05	0.38±0.02
野荸荠	0.54±0.02	0.43±0.01
小婆婆纳	0.57±0.04	0.46±0.03
红波	0.42±0.03	0.37±0.03

平均值±标准误 n=4。

表5 供试湿地植物生物量、根部与地上部 Pb 含量、耐性指数、渗氧、孔隙度间的皮尔逊积矩相关系数

Table 5 Pearson product-moment correlation matrix for biomass, Pb concentrations in root and shoot, TI and ROL of wetland plants

	Root DW	Shoot DW	Root-Pb	Shoot-Pb	TI
Root DW	-	0.656**	-0.351*	-0.582**	0.124
Shoot DW	-	-	-0.328	-0.637**	0.248
Root-Pb	-	-	-	0.673**	-0.511**
Shoot-Pb	-	-	-	-	-0.187

$n=36$; * 在 0.05 水平上相关性显著, ** 在 0.01 水平上相关性显著。

生物量的积累有积极的促进作用。而地上部干重与根部和地上部 Pb 含量均呈极显著负相关关系,反映了根部和地上部 Pb 的累积对植物产生了毒性,并对湿地植物的生长产生了抑制作用。根部 Pb 含量与 Pb 耐性指数负说明 Pb 耐性较高的品种根系减少 Pb 的吸收,从而有利于植株干物质的积累,反过来进一步因而增强了对 Pb 的耐性程度。

3 讨论

3.1 Pb 胁迫对湿地植物的生长的影响

研究发现,当湿地植物受到高浓度重金属的毒害时,都会表现出一些生长上的抑制,如植株高度的降低,叶片数量和叶面积的减少,生物量的减少及根的分蘖数量和根长减少等(Snowden *et al.*, 1993; Ye *et al.*, 1997a, b; Mendelsohn *et al.*, 2001; MacFarlane *et al.*, 2002; Yang *et al.*, 2014)。本研究也发现,随着 Pb 处理浓度的升高,除少数植物外,大多植物根的延长以及生物量的积累均受到明显的抑制。Deng (2005) 对 6 种湿地植物进行 Pb 锌耐性水培实验也得到类似的结果。

3.2 湿地植物对 Pb 的吸收和转运

我们的研究表明,在 Pb 处理条件下,所有供试湿地植物根部及地上部 Pb 的浓度随水培溶液中 Pb 浓度的升高总体上呈增加趋势,且根部的重金属浓度要显著高于其地上部分,这与许多前人的研究结果类似(Taylor *et al.*, 1983; Outridge *et al.*, 1991; Ye *et al.*, 1997a, b; Keller *et al.*, 1998; Fitzgerald *et al.*, 2003; Deng *et al.*, 2004, 2005)。这种将重金属主要分布在根部而不向地上部分运输的方式可能是众多湿地植物对耐受重金属的一种策略(Taylor *et al.*, 1983)。研究表明,大多数植物体内 Pb 浓度超过 $27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时便可对植物造成毒性(Beckett *et al.*, 1977; Borkert *et al.*, 1998)。本研究发现, Pb 耐性较高的湿地植物,如水花生,其 Pb 含量远高于毒

性阈值。这些湿地植物体内含有较高浓度的重金属,但生长没有受到明显抑制,这种现象表明,这些湿地植物可能共同存在一种缓解重金属毒害的机制,从而有效地减少重金属的毒害(Taylor *et al.*, 1983)。湿地植物的这种阻断重金属向地上部分转运,从而获得对重金属较高的耐性已经有大量文献报道(Baker, 1981; Davies *et al.*, 1991; 周守标等, 2007; Yang *et al.*, 2015)。通常认为,植物对重金属的抗性有 2 个途径,即避性和耐性。避性是指一些植物可通过某种外部机制保护自己,使其不吸收环境中高含量的重金属从而免受毒害的特性。耐性是指植物体内具有某些特定的生理机制,能吸收较多的重金属而不受到毒害(Baker, 1981)。对旱生耐 Zn 植物 *F. rubra* 研究发现,高浓度的 Zn 处理可以诱导植物根部细胞内的液泡增多,以便将过量的 Zn 贮存起来避免毒害(Davies *et al.*, 1991)。类似的研究结果在一些湿地植物如宽叶香蒲和芦苇等中也得到证实(Ye *et al.*, 1997a, b)。最近,有研究发现,湿地植物可利用体内的抗氧化酶(SOD 和 POD) 缓解重金属带来的毒害(周守标等, 2007; Yang *et al.*, 2015)。

不同湿地植物对重金属的吸收和分布也有较大的差异。本研究表明,在 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Pb 处理条件下,大苞水竹草与独穗飘拂草地上部分 Pb 浓度相差极为显著。影响湿地植物重金属吸收和分布的因素很多,除了种间差异外,还有土壤颗粒大小、有机质含量、营养元素、其他金属离子以及一些环境因子的影响如 pH、Eh、温度和盐度等(Salomons *et al.*, 1984; Chawla *et al.*, 1991; Greger, 1999; Fitzgerald *et al.*, 2003; Fritioff *et al.*, 2005)。

4 结论

湿地植物根部对 Pb 的积累能力较强, Pb 被根系吸收后大部分被固定于根部,只有少量被转运至地上部分。

根据供试植物对 Pb 的耐性和吸收能力,可将其区分为 Pb 耐性品种和 Pb 敏感品种。如石菖蒲和独穗飘拂草等耐性指数较高,地上部分 Pb 较低而根部重金属含量较高的植物,可作为 Pb 耐性品种;另外一些耐性指数较低,地上部分 Pb 含量较高的植物,可作为 Pb 敏感品种,如狐尾藻和尖尾芋等。

湿地植物对 Pb 的耐性机理不同。一部分供试湿地植物如石菖蒲通过不吸收环境中高含量的 Pb 从而免受毒害;另外一部分湿地植物如水花生可能

通过体内缓解重金属毒害的机制来免受毒害。

参考文献

- 周守标, 王春景, 杨海军, 等. 2007. 菰和菹蒲对重金属的胁迫反应及其富集能力. *生态学报*, **27**(1): 281-287.
- Alexander PD, Alloway BJ, Dourado AM. 2006. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six common grown vegetables. *Environmental Pollution*, **144**: 736-745.
- Antonovics J, Bradshaw AD, Turner RG. 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Advances in Ecological Research*, **7**: 1-85.
- Baker AJM. 1981. Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, **3**: 643-654.
- Beckett PHT, Davis RD. 1977. Upper critical levels of toxic elements in plants. *New Phytologist*, **79**: 95-106.
- Borkert CM, Cox FR, Tucker MR. 1998. Zinc and copper toxicity in peanut, soybean, rice and corn in soil mixtures. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **29**: 2991-3005.
- Bringezu K, Lichtenberger O, Leopold I, et al. 1999. Heavy metal tolerance of *Silene vulgaris*. *Journal of Plant Physiology*, **154**: 536-546.
- Chawla G, Singh J, Viswanathan PN. 1991. Effect of pH and temperature on the uptake of cadmium by *Lemna minor* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **47**: 84-90.
- Davies KL, Davies MS, Francis D. 1991. Zinc-induced vacuolation in root meristematic cells of *Festuca rubra* L. *Plant, Cell and Environment*, **14**: 399-406.
- Deng H, Ye ZH, Wong MH. 2004. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by twelve wetland plant species thriving in metal contaminated sites in China. *Environmental Pollution*, **132**: 29-40.
- Deng H. 2005. Metal (Pb, Zn, Cu, Cd, Fe) Uptake, Tolerance and Radial Oxygen Loss in Typical Wetland Plants (Ph.D. Thesis). Hong Kong: Hong Kong Baptist University.
- Fitzgerald EJ, Caffrey JM, Nesaratnam ST, et al. 2003. Copper and lead concentrations in salt marsh plants on the Suir Estuary, Ireland. *Environmental Pollution*, **123**: 67-74.
- Fritioff A, Kautsky L, Greger M. 2005. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants. *Environmental Pollution*, **133**: 265-274.
- Greger M. 1999. Metal availability and bioconcentration in plants// Prasad MNV, Hagemeyer J, eds. Heavy Metal Stress in Plants from Molecules to Ecosystems. Berlin: Springer: 1-27.
- Hoagland DR, Arnon DI. 1938. The Water Culture Method for Growing Plants without Soil. California: University of California College of Agriculture.
- Keller BEM, Lajtha K, Cristofor S. 1998. Trace metal concentrations in the sediments and plants of the Danube Delta, Romania. *Wetlands*, **18**: 42-50.
- Li H, Ye ZH, Wei ZJ, et al. 2011. Root porosity and radial oxygen loss related to arsenic tolerance and uptake in wetland plants. *Environmental Pollution*, **159**: 30-37.
- Matthews D, Moran BM, McCabe PF, et al. 2004a. Zinc tolerance, uptake, accumulation and distribution in plants and protoplasts of five European populations of the wetland grass *Glyceria fluitans*. *Aquatic Botany*, **80**: 39-52.
- Matthews DJ, Moran BM, Otte ML. 2004b. Screening the wetland plant species *Alisma plantago-aquatica*, *Carex rostrata* and *Phalaris arundinacea* for innate tolerance to zinc and comparison with *Eriophorum angustifolium* and *Festuca rubra* Merlin. *Environmental Pollution*, **134**: 343-351.
- MacFarlane GR, Burchett MD. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Marine Environment Research*, **54**: 65-84.
- Mendelssohn IA, McKee KL, Kong T. 2001. A comparison of physiological indicators of sublethal cadmium stress in wetland plants. *Environmental and Experimental Botany*, **46**: 263-275.
- Outridge PM, Noller BN. 1991. Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **121**: 1-63.
- Qian JH, Zayed A, Zhu YL, et al. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants. III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *Journal of Environmental Quality*, **28**: 1448-1455.
- Salomons W, Förstner U. 1984. Metals in the Hydrocycle. Berlin: Springer-Verlag.
- Saxena PK, KrishnaRaj S, Dan T, et al. 1999. Phytoremediation of heavy metal contaminated and polluted soils// Prasad MNV, Hagemeyer J, eds. Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems. New York: Springer Press: 305-329.
- Snowden RED, Wheeler BD. 1993. Iron toxicity to fen plant species. *Journal of Ecology*, **81**: 35-46.
- Taylor GJ, Crowder AA. 1984. Copper and nickel tolerance in *Typha latifolia* clones from contaminated and uncontaminated environments. *Canadian Journal of Botany*, **62**: 1304-1308.
- Taylor GJ, Crowder AA. 1983. Uptake and accumulation of copper, nickel, and iron by *Typha latifolia* grown in solution

- culture. *Canadian Journal of Botany* , **61**: 1825–1830.
- Tilman D. 1996. Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology* , **77**: 350–363.
- Whiting SN , Leake J , McGrath SP , *et al.* 2000. Positive responses to Zn and Cd by roots of the Zn and Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytologist* , **145**: 199–210.
- Wilkins DA. 1978. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist* , **80**: 623–633.
- Wong MH. 1982. Metal co-tolerance to copper , lead and zinc in *Festuca rubra*. *Environmental Research* , **29**: 42–47.
- Wong MH. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils , with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* , **50**: 775–780.
- Yang JX , Tam NFY , Ye ZH. 2014. Root porosity , radial oxygen loss and iron plaque on roots of wetland plants in relation to zinc tolerance and accumulation. *Plant and Soil* , **374**: 815–828.
- Yang JX , Ye ZH. 2015. Antioxidant enzymes and proteins of wetland plants: Their relation to Pb tolerance and accumulation. *Environmental Science and Pollution Research* , **22**: 1931–1939.
- Ye ZH , Baker AJM , Wong MH , *et al.* 1997a. Zinc , lead and cadmium tolerance , uptake and accumulation by *Typhala tifolia*. *New Phytologist* , **136**: 469–480.
- Ye ZH , Baker AJM , Wong MH. 1997b. Zinc , lead and cadmium tolerance , uptake and accumulation by the common reed , *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Annals of Botany* , **80**: 363–370.
- Ye ZH , Wong MH , Lan CY. 2004. Use of a wetland system for treating Pb/Zn mine effluent: A case study in southern China from 1984 to 2002// Wong MH , ed. *Wetland Ecosystems in Asia: Function and Management*. Elsevier: Amsterdam: 413–434.

作者简介 杨俊兴 男 ,1978 生 博士 助理研究员 主要研究方向为重金属污染土壤修复。E-mail: yangjx@ igsnr.ac.cn
责任编辑 魏中青
