

DOI: 10.5846/stxb201506231267

曾成城, 陈锦平, 马文超, 刘媛, 贾中民, 魏虹, 王婷. 水淹生境下秋华柳对镉污染土壤修复能力的研究. 生态学报, 2016, 36(13): - .

Zeng C C, Chen J P, Ma W C, Liu Y, Jia Z M, Wei H, Wang T. The remedial capability of *Salix variegata* for Cd-contaminated soil under flooding environments. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(13): - .

水淹生境下秋华柳对镉污染土壤修复能力的研究

曾成城, 陈锦平, 马文超, 刘媛, 贾中民, 魏虹*, 王婷

三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆市三峡库区植物生态与资源重点实验室, 西南大学生命科学学院, 重庆 400715

摘要:以耐水淹和耐重金属的秋华柳(*Salix variegata*)作为试验材料,从土壤角度出发,探究秋华柳在水淹条件下对镉污染土壤的修复能力。设置无植物和种植秋华柳两个处理组,分别对两组设置两个水分处理组:正常供水组(CK)及土壤水淹组(FL),四个镉浓度处理组:对照组(0mg/kg)、低浓度(0.5mg/kg)、中浓度(2mg/kg)及高浓度(10mg/kg)。分别于处理后的第30d和60d对各处理组的土壤和水淹组水样进行取样。试验结果表明:(1)镉处理浓度越高,土壤中镉活性态浓度越高,生物毒性越强。(2)水淹显著降低土壤活性态Cd浓度($P<0.05$),增大土壤修复难度。(3)种植秋华柳对30d土壤Cd全量及各形态镉浓度均无显著影响($P>0.05$);对第60d正常供水和水淹组土壤中交换态、碳酸盐结合态的镉浓度以及60d水淹组土壤Cd全量均有显著影响($P<0.05$)。(4)秋华柳种植显著降低土壤Cd迁移系数,30d正常供水组、水淹组以及60d正常供水组和水淹组平均降幅分别为2.0%、4.12%、9.71%、9.32%。处理时间过短和试验用苗生物量小可能是秋华柳对土壤全量Cd影响不大的主要原因,但秋华柳均显著降低正常供水和水淹组土壤迁移系数且二组降幅差异不大。本研究表明:水淹生境下,秋华柳对Cd污染的土壤仍有较好的修复能力。

关键词:秋华柳;水淹;Cd;植被修复

The remedial capability of *Salix variegata* for Cd-contaminated soil under flooding environments

ZENG Chengcheng, CHEN Jinping, MA Whenchao, LIU Yuan, JIA Zhongmin, WEI Hong*, WANG Ting

Key Laboratory of Eco-environment in the Three Gorges Reservoir Region of the Ministry of Education, Chongqing Key laboratory of Plant Ecology and Resources Research in the Three Gorges Reservoir Region, College of Life Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: The altered water regime in the Three Gorges Reservoir of the Yangtze River, China, has caused many serious environmental problems. Among them, cadmium pollution is serious, so vegetation restoration and phytoremediation of Cd-contaminated soil is fundamental in this region. The soil moisture regime of the soil is an important factor for the physical, chemical, and biological properties of soil. The bioavailability of heavy metals will be reduced under environmental flooding, making it difficult to remove the heavy metals during flooding. Research has shown that *Salix variegata* can tolerate both flooding and heavy metal stress. Therefore, *S. variegata* could be a suitable species to restore the vegetation and remedy Cd-contaminated soil in the Three Gorges Reservoir Region. To explore the phytoremediation of Cd-contaminated soil by *S. variegata* under flooding, factorial experimental treatments included two water regimes and four Cd concentrations. The water treatments included ambient water supply (CK) and light flooding (FL). The cadmium additions included control (0 mg/kg), low concentration (0.5 mg/kg), middle concentration (2 mg/kg), and high concentration (10 mg/kg), and each treatment involved a group of planted *S. variegata* shoots and a reference group without plants. Soil and water samples were

基金项目:国家林业公益性行业科研专项(201004039);重庆市自然科学基金资助(cstc2012jjA8003);重庆市基础与前沿研究计划重点项目(CSTC2013JJB00004);中央高校基本科研业务费专项资金(XDJK2013A011)

收稿日期:2015-06-23; 网络出版日期:2016-03-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: weihong@swu.edu.cn.

collected 30 and 60 days after the start of the treatments. A sequential extraction was used in this research. The weakly bound fractions of Cd (exchangeable and carbonate-bound) were considered easy to mobilize, so they possibly presented a potential risk to the environment. The mobility factor (MF) was used to describe Cd behavior in soil. The results showed that: (1) With increasing Cd concentration in the soil, the labile fractions of Cd increased significantly, meanwhile the Cd bioavailability increased significantly, and the environmental risk could be increased significantly; (2) Water treatment significantly affected the speciation of Cd in the soil, and the MF values under the flooding treatment were much less than those under the ambient water treatment at days 30 and 60 of the experiment ($P < 0.05$). Furthermore, the phytoremediation of Cd-contaminated soil under environmental flooding was very different from that of the soil under ambient water supply. (3) *S. variegata* did not affect the total Cd concentration or Cd speciation of the soil samples taken on day 30 of the experiment, whereas it significantly reduced the total Cd concentration of the soil day 60 under the FL treatment. The exchangeable and carbonate-bound Cd concentrations of soil from both the CK and FL treatments on day 60 were also significantly affected by *S. variegata*. (4) The MF value of the soil samples was significantly reduced by *S. variegata* compared with the non-planted groups, and the average decline was 2.0%, 4.12% in treatments of PCK and PFL on day 30 of the experiment, and 9.71%, 9.32% in treatments of PCK and PFL on day 60 of the experiment, respectively. There are two primary reasons explaining why the total Cd concentration of the soil samples was not considerably affected by *S. variegata* shoots: (1) The duration of the incubation experiment was too short; (2) the biomass of the *S. variegata* shoots was relatively small. However, *S. variegata* significantly reduced the MF value both in the ambient water and flooding treatment, but did not differ significantly between both treatments. In conclusion, *S. variegata* could be a suitable species for the phytoremediation of Cd-contaminated areas under environmental flooding.

Key Words: *Salix variegata*; flooding; Cd; phytoremediation

三峡工程完成蓄水后,库区水位每年在 145m 与 175m 之间变化,导致库区周边形成面积达 349km²,反复经历“淹没-干旱-淹没”过程的消落带^[1]。在外界胁迫持续存在的情况下,受损的消落带生态系统很难通过自身恢复。相对于工程措施,采用植被重建的方式治理受损的消落带生态系统是更合理有效的方法。此外,由于水库蓄水,江水流速降低,水体对污染物的稀释扩散能力下降,污染物在水体中滞留时间加长,并在消落带土壤中富集,导致消落带既可能是污染物的源头也可能是污染物的汇集地,对水库水质产生重要影响^[2]。研究表明,三峡库区消落带土壤重金属污染处于警戒状态,主要生态风险元素为 Cd^[3],消落带 Cd 污染治理显得极为重要。植物修复是通过种植植物将土壤中的重金属提取,富集并转移到地上部分储存,以达到降低土壤污染物浓度,进而提高土壤安全性的一种廉价、绿色的重金属修复技术^[4]。在对三峡库区消落带进行植被重建的同时,联合重金属植物修复将达到事半功倍的效果。

重金属离子进入土壤后,经过吸附、络合、淋溶和还原等一系列的反应,以不同形态结合在土壤中^[5]。一般情况下,土壤重金属全量越大,对环境危害越大,但土壤中重金属对环境的危害性除了与其在土壤中总量有关,还与其活性密切相关。水分条件是控制土壤物理、化学及生物性状的重要因素,能影响土壤 pH、Eh、有机质等,进而影响土壤重金属的活性。目前,土壤中重金属形态分布的研究已成热点,有关水淹对土壤重金属形态影响的研究当中,以水稻土壤和无植物土壤为研究对象的报道居多。研究表明,稻田淹水阶段土壤交换态镉含量和水稻吸收的镉比排水时低^[6-7];而其它的淹水还原性土壤,例如城市污泥^[8]、渠道淤泥^[9]、海湾沉积物^[10]、林间渍地^[11]等,其镉活性也较低。但在水淹胁迫下,植物对土壤重金属形态分布及转移特征的研究还鲜有报道。

秋华柳(*Salix variegata*)为杨柳科柳属多年生灌木,在三峡库区长江及其支流江岸有自然分布,对河流自然汛期水位涨落有较好的适应能力^[1]。研究表明,秋华柳在水淹(植株顶部距水面 2m) 120 d 后存活率达 100%^[12],其在水淹环境下的光合作用强于耐水湿环境的垂柳(*Salix babylonica*)^[1]。相关研究表明,秋华柳植

株具有很好的镉耐性、转移能力以及地上部分富集能力,适用于镉污染区域的植物修复^[13]。但秋华柳种植后污染土壤中重金属 Cd 含量及形态分布的变化情况,尤其是水淹条件下的变化还没有系统的研究。

本试验以秋华柳扦插苗和紫色土壤为研究对象,通过盆栽试验,研究秋华柳对水淹土壤中重金属 Cd 的形态迁移和转化特征,以期回答科学问题:秋华柳是否适用于三峡库区消落带以及湿地生境中重金属 Cd 污染土壤的修复治理?

1 材料与方法

1.1 试验材料

本试验于 2013 年 10 月于嘉陵江边采集当年生且未萌发的秋华柳枝条,剪成长约 17 cm,直径 0.8—1.0 cm 的插条进行扦插,每盆种植 1 株,花盆高 17 cm,盆底直径 15 cm,盆口直径 22 cm,每盆均装入经风干后过 1 mm 筛的紫色土壤 2 kg。

2014 年 4 月 29 日选取生长旺盛,且大小均匀一致的秋华柳扦插苗作为试验材料。种植后将所有盆栽试验用苗置西南大学生态试验园(海拔 249 m)的遮雨棚下(棚顶透明,四面敞开)进行相同条件的适应生长,并给与除草等常规管理。试验用土壤基本理化性质见表 1。

表 1 土壤基本理化性质
Table 1 The basic physico-chemical characteristics of soils

pH 值 pH value	有机质 Organic matter / (g/kg)	全氮 Total N / (g/kg)	全磷 Total P / (g/kg)	全钾 Total K / (g/kg)	碱解氮 Alkali hydrolysable N/(mg/kg)	有效磷 Available P / (mg/kg)	速效钾 Available K/ (mg/kg)	总 Cd Total Cd/ (mg/kg)
7.83	15.23	0.99	0.78	12.21	81.27	11.83	186.27	0.53

1.2 试验设计

试验采用三因素完全随机试验设计,共 16 个处理(表 2)。按 0、0.5、2、10 mg/kg 设置 4 个镉处理浓度。将 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 按浓度梯度配成水溶液后,均匀浇灌于盆土中,将渗出液反复回收浇灌,直到 Cd 离子与盆钵中土壤均匀混合^[14-15];水分处理有 2 种:(1)正常供水 CK-保持田间持水量的 60%—63%^[16](土壤含水量采用称重法测定)(2)水淹组 FD-土壤表面以上 5cm 积水,水淹组将花盆放入水桶(上径 26 cm×下径 19.5 cm×高 17 cm)进行水淹处理;所有处理组均包括秋华柳种植组和无植物组(表 2)。从试验处理第一天开始,每天对试验材料进行观察,并确保各处理组保持设定的土壤含水量。根据三峡库区消落带秋华柳生长季的可能水淹时间,本试验分别于处理后第 30 d 和 60 d 对各处理组土壤及水淹组水样进行取样,以探究秋华柳及水淹胁迫对土壤重金属形态分布及转移的影响趋势。每个处理设 10 次重复,每次取样取 5 个重复,共采集 160 个土壤样本,80 个水样。

表 2 试验设计
Table 2 Experimental design

Cd 浓度处理 Cd treatment	植物与水分处理 Plant and water treatment			
	无植物正常供水 CK	无植物水淹 FL	有植物正常供水 PCK	有植物水淹 PFL
T ₀ (0mg/kg)	CK ₀	FL ₀	PCK ₀	PFL ₀
T ₁ (0.5mg/kg)	CK ₁	FL ₁	PCK ₁	PFL ₁
T ₂ (2mg/kg)	CK ₂	FL ₂	PCK ₂	PFL ₂
T ₃ (10mg/kg)	CK ₃	FL ₃	PCK ₃	PFL ₃

1.3 土壤以及水体中总的 Cd 含量的测定

土壤样品带回实验室自然风干后,过 100 目筛,加入 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$ ^[15],用微波消解仪(Leeman SW-4,

Germany) 进行消解,电热炉赶酸,定容待测。水样用硝酸消解法处理后待测^[17]。土壤和水样中 Cd 全量均采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, ThermoFisher Icap 6300, UK)测定。

1.4 土壤中 Cd 形态的提取和测定

重金属形态提取参考 Tessier 法^[18],分别提取为:可交换态(EXC)、碳酸盐结合态(CAR)、铁锰氧化物结合态(OX)、有机物结合态(OM)和残渣态(RES)。提取过程参考文献^[19-20]进行,各形态重金属活性随提取的步骤逐渐降低。各提取态含量均采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, ThermoFisher Icap 6300, UK)测定。

1.5 数据分析

采用迁移系数(mobility factor, MF)对土壤中活性态的重金属形态进行度量^[21],计算公式如下:

$$MF = (EXC + CAR) / (EXC + CAR + OX + OM + RES)$$

利用 SPSS 20.0 软件采用三因素方差分析(Three factors variance analysis)来揭示不同水分、秋华柳种植以及 Cd 浓度梯度处理对土壤中总 Cd 含量及不同形态 Cd 含量的影响,运用双因素方差分析(Two-way ANOVA)揭示秋华柳种植和 Cd 浓度梯度对水淹组水样中 Cd 含量的影响。并运用 Duncan(Duncan's multiple range test)检验法检验不同处理的各个指标差异显著性。利用软件 Origin8.5 绘图,Microsoft world 制表。

2 试验结果

2.1 水淹、秋华柳种植以及 Cd 处理浓度对土壤中 Cd 全量的影响

方差分析结果表明植物、水分以及 Cd 浓度处理对土壤 Cd 浓度的交互作用均不显著。水分处理对 30 d 和 60 d 土样中 Cd 全量均有极显著影响($P < 0.01$),30 d FL₃和 PFL₃土壤 Cd 浓度分别显著低于 CK₃和 PCK₃组,60dFL₂、FL₃、PFL₃和 PFL₃组分别显著低于 CK₂、CK₃、PCK₂以及 PCK₃组(图 1)。植物处理对 30 d 土样中 Cd 全量无显著影响($P > 0.05$),处理 60 d 后,PFL₃组显著低于 FL₃组($P < 0.05$)(图 1B)。

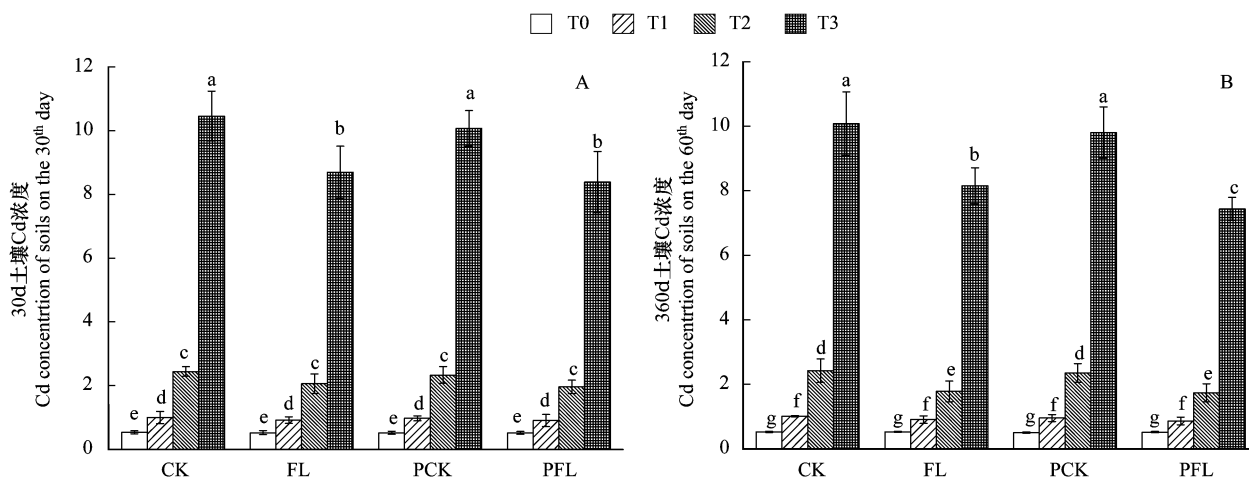


图 1 不同处理土壤中 Cd 含量

Fig.1 Cd concentration in the soil of each treatment

CK: 正常供水组 control check; FL: 水淹组 flooding; PCK: 种植秋华柳正常供水组 plant control check; PFL: 种植秋华柳水淹组 plant flooding;不同小写字母分别表示各处理之间有显著差异($P < 0.05$)

2.2 水淹、植物以及 Cd 处理浓度对土壤中各形态 Cd 含量的影响

由表 3 可知,植物处理对 30 d 土样中各形态含量均无显著影响($P > 0.05$),显著降低了 60 d 土壤中可交换态和碳酸盐结合态 Cd 含量($P < 0.01$)(图 2);30 d 和 60 d 土样中,水淹组可交换态和碳酸盐结合态均极显著低于相对应 Cd 浓度处理的正常供水组($P < 0.01$)(图 2);如表 3 所示:Cd 处理浓度对 30 d 和 60 d 土样中各形态 Cd 含量均有极显著影响($P < 0.01$);除 30 d 土样的碳酸盐结合态($P > 0.05$),水分与 Cd 处理浓度均极显著影响 30 d 及 60 d 的各形态 Cd 含量($P < 0.01$);植物与水分交互作用,植物与 Cd 处理浓度交互作用以及三

者交互作用对土壤中不同形态 Cd 含量影响不大(表 3)。

表 3 植物、水分以及 Cd 浓度对土壤各形态 Cd 含量的影响

Table 3 Effect of Salix variegata , flooding and Cd concentration on speciation of Cd in soil															
Cd 浓度	时间	植物处理		水分处理		Cd 浓度处理		植物 * 水分		植物 * Cd 浓度		水分 * Cd 浓度		植物 * 水分 * Cd	
		Plant treatment		Water treatment		Cd treatment		Plant * Water		Plant * Cd		Water * Cd		Plant * Water * Cd	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
EXC	30 d	1.1	0.309	33.1	<0.001	648.7	<0.001	1.5	0.929	0.3	0.766	20.13	<0.001	0.8	0.997
		0.8	0.369	2.1	0.001	682.6	<0.001	2.4	0.851	0.5	0.655	1.61	0.205	1.2	0.980
		0.6	0.410	3.8	0.058	2030.8	<0.001	1.0	0.312	1.2	0.306	7.49	0.001	1.8	0.156
		0.9	0.332	0.3	0.262	1005.5	<0.001	0.2	0.633	1.4	0.241	4.86	0.007	1.8	0.966
		0.8	0.885	13.1	0.156	390.2	<0.001	5.0	0.962	0.0	0.988	8.60	<0.001	0.8	0.993
CAR	60 d	13.8	0.001	390.5	<0.001	6064.5	<0.001	0.6	0.438	6.6	0.001	213.69	<0.001	0.3	0.811
		0.7	0.002	164.6	<0.001	5977.3	<0.001	1.5	0.357	0.1	0.916	82.07	<0.001	2.3	0.088
		1.5	0.216	49.6	<0.001	4446.2	<0.001	0.2	0.599	1.8	0.163	188.62	<0.001	0.4	0.987
		11.8	0.392	75.74	<0.001	8042.5	<0.001	16.8	0.221	6.2	0.002	37.77	<0.001	19.1	0.248
		0.9	0.990	59.2	<0.001	2550.0	<0.001	5.0	0.032	0.6	0.606	36.18	<0.001	5.1	0.248

2.3 水淹、植物以及 Cd 处理浓度对土壤重金属迁移系数的影响

植物、水分、Cd 处理浓度以及各一级交互作用和二级交互作用均极显著影响 30 d 和 60 d 土样的迁移系数(MF 值)($P<0.01$);植物与水分交互作用对 30 d 和 60 d 土壤中 Cd MF 值无显著影响($P>0.05$)。方差分析结果表明,60 d 土壤 MF 值极显著低于 30 d MF 值($P<0.01$)。由表 4 可知,水淹组显著降低土壤 MF 值,降幅为 3.51%—18.75%;除空白组(未添加外源 Cd),秋华柳种植显著降低土壤 Cd MF 值,30 d PCK、PFL 组以及 60 d PCK、60 d PFL 组平均降幅分别为 2.0%、4.12%、9.71%、9.32%(表 4)。

表 4 各处理组土壤 MF 值

Table 4 MF values of soils in each treatment								
浓度处理 Cd concentration treatment	不同植物和水分处理 Plant and water treatment							
	30 d				60 d			
	CK	FL	PCK	PFL	CK	FL	PCK	PFL
T ₀	0.19±0.02Aa	0.16±0.01Ab	0.20±0.00Aa	0.19±0.00Aa	0.20±0.02Aa	0.18±0.00Ab	0.20±0.01Aa	0.17±0.01Ab
T ₁	0.40±0.03Ba	0.37±0.02Bbc	0.39±0.00Bab	0.36±0.01Bcd	0.39±0.04Bab	0.36±0.00Bcd	0.39±0.03Bab	0.34±0.00Bd
T ₂	0.59±0.01Ca	0.57±0.01Cab	0.57±0.01Cab	0.53±0.02Ccd	0.57±0.01Cb	0.52±0.01Cd	0.54±0.01Cc	0.50±0.00Ce
T ₃	0.69±0.04Da	0.62±0.01Db	0.68±0.03Da	0.61±0.02Db	0.68±0.02Da	0.61±0.04Db	0.67±0.02Da	0.60±0.00Db

注:CK:无植物正常供水;FL:无植物水淹组,PCK:种植秋华柳正常供水组,PFL:种植秋华柳水淹组;不同小写字母分别表示同一 Cd 处理浓度不同水分和植物处理之间有显著差异($P<0.05$);不同大写字母分别表示相同水分和植物处理下不同 Cd 浓度处理之间有显著差异($P<0.05$)

2.4 植物以及 Cd 处理浓度对水样中 Cd 浓度的影响

Cd 处理浓度极显著影响水样中 Cd 浓度($P<0.01$)。随处理浓度增大,水样中 Cd 浓度显著增加(表 5)。植物以及 Cd 浓度和植物的交互作用对水样中 Cd 浓度无显著影响($P>0.05$)(表 5)。

表 5 水淹组水样中 Cd 浓度(mg/L)

Table 5 Cd concentration of water in each treatment (mg/L)				
镉浓度处理 Cd concentration treatment	植物处理 Plant treatment			
	30 d		60 d	
	FL	PFL	FL	PFL
T ₀	0.00±0.00Aa	0.00±0.00Aa	0.00±0.00Aa	0.00±0.00Aa
T ₁	0.05±0.01Aa	0.04±0.01Aa	0.06±0.01Aa	0.06±0.02Aa
T ₂	0.35±0.05Ba	0.41±0.05Ba	0.46±0.07Ba	0.43±0.08Ba
T ₃	0.93±0.06Cab	0.73±0.01Cb	1.14±0.10Ca	1.14±0.11Ca

注:FL:无植物水淹组,PFL:种植秋华柳水淹组;不同小写字母分别表示同一 Cd 浓度处理不同植物处理之间有显著差异($P<0.05$);不同大写字母分别表示相同植物处理不同 Cd 浓度处理之间有显著差异($P<0.05$)

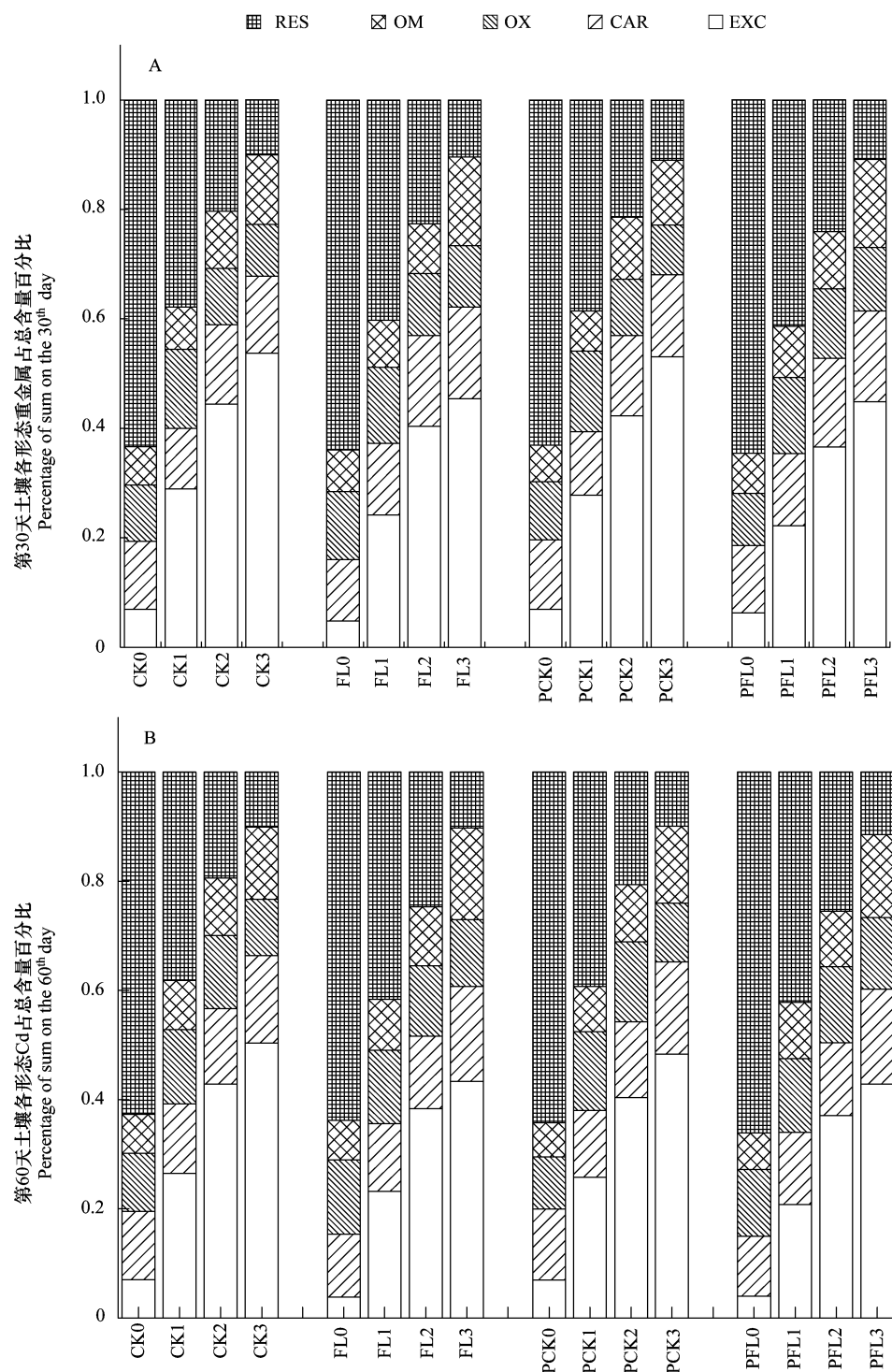


图2 不同处理土壤中各形态镉含量占Cd全量百分比

Fig.2 Fraction of Cd in the soil of each treatment

CK: 正常供水组 control check; FL: 水淹组 flooding; PCK: 种植秋华柳正常供水组—plant control check; PFL: 种植秋华柳水淹组 plant flooding; 字母后面的数字表示处理浓度,如 PCK₀表示种植秋华柳,正常供水,Cd处理浓度为0mg/kg处理组,PFL₀表示种植秋华柳,水淹组,Cd处理浓度为0mg/kg处理组;不同小写字母分别表示各处理之间有显著差异($P < 0.05$)

3 讨论

外源重金属进入土壤后会很快地被吸附于土壤颗粒表面,并进一步向其它形态转变。土壤环境比较复

杂,能从多方面影响不同形态的重金属在土壤中的分布。其中,土壤中重金属总量是决定各形态分布的最重要的因素,土壤 pH 值、有机质、粘粒、砂粒、粉粒、CEC、 FeO_x 含量以及 MnO_x 含量均会影响重金属在土壤中的形态分布^[22]。一般情况下,土壤中重金属背景值较小,且活性态重金属含量低,主要以活性较低的形式存在于土壤中。本研究中,在未添加外源 Cd 情况下,土壤背景中活性态 Cd 含量很低,可交换态 Cd 含量只占全量的 6% 左右,表明其生物有效性很低,对环境造成的危害很小。随着外源添加 Cd 浓度增大,30 d 和 60 d 土样均表现出活性较大的可交换态和碳酸盐结合态含量显著增大这一趋势,表明其生物有效性以及对环境的危害也显著增加,这与前人研究一致。Sun^[21] 的研究表明,外源重金属浓度越大,其活性态所占比例越高,说明重金属污染越严重的土壤,其重金属毒性越强,对环境危害越大,治理也越困难。本研究结果显示,60 d MF 值极显著低于 30 d MF 值,即土壤活性态 Cd 随时间延长而降低,其生物有效性也随之降低,该过程称为老化^[23],即随时间延长,Cd 与土壤结合越紧密,其清除难度越大。土壤重金属老化的机理研究较复杂,目前还处于摸索与论证阶段,已有研究表明土壤阳离子、有机质络合、表面吸附和共沉淀作用^[24]、微生物与土壤颗粒聚合体的联合吸附作用^[25],以及土壤微孔扩散作用、金属间共同沉淀^[26]等都将导致重金属在土壤老化。

本研究中,处理 30 d 和 60 d 后土壤 MF 值均表现出水淹组显著低于正常供水组这一结果。重金属在土壤中的分配是多因素共同作用的结果,水淹环境下,土壤物理、化学和生物性质都发生了极大的变化,进而导致了 Cd 各形态的重新分配。水淹环境下,兼性厌氧微生物和厌氧微生物将土壤中氧化物作为呼吸作用的电子受体,形成各种还原性物质,导致土壤 Eh 迅速下降^[27],进而导致土壤 SO_4^{2-} 被还原为 S^{2-} , S^{2-} 则可将重金属结合为难溶的硫化物沉淀^[23]。Eh 的降低导致氧化铁还原、溶解、恢复其胶体活性,促进土壤表面高活性的功能基的增大,进而增大了比表面和表面可变电荷^[28]。在此过程中,随氧化铁溶解、聚合,再至沉淀等活化作用的快速完成,交换态 Cd 将更易被土壤表面吸持^[29],由此带来的 Cd 再吸附、再沉淀造成了 Cd 由活性高的组分往活性低的组分转化^[30],导致土壤中 Cd 的生物有效性降低,使更多的 Cd 以活性低的形态沉淀在土壤中。由此可知,水淹生境中的重金属污染土壤的植物修复难度将大于正常水分生境中的土壤。因此,筛选能有效地修复水淹生境中的重金属污染土壤的物种显得尤为重要。

本研究结果显示,水淹组水样中 Cd 浓度随处理浓度而显著增加,60 d 水样中 Cd 浓度高于 30 d (T_3 组达到显著差异),且秋华柳种植对水样中的 Cd 浓度无显著影响。该结果表明在达到饱和浓度之前,污染土壤中 Cd^{2+} 从土壤至水分的扩散可能是一个持续的过程,魏世强的研究表明,土壤淹水过程中,土-水体系中 Cd 的迁移释放可能需要相当长的时间,较高土壤 Cd 浓度处理,淹水 3 月后水样中 Cd 积累浓度仍呈增加趋势^[31]。对面临水淹及重金属污染双重胁迫的土壤的治理过程中,对其水体的重金属污染治理也不容忽视。

作为木本植物,柳属植物具有生物量大,生长速度快,对营养元素吸收能力强,根系发达,生存能力强,富集和耐受能力强等优势^[32]。目前,用柳属植物作为重金属污染土壤植物修复材料的研究已成为热点。张雯^[15] 的研究表明,处理 90 d 后,金丝垂柳木质部和根部对 Cd 的富集分别达 170.64 mg/kg 和 212.49 mg/kg; 也有研究表明,短期轮作矮林 8 种柳树对重金属污染土壤的修复清除效果可达 $72\text{gCd hm}^{-2}\text{a}^{-1}$ 和 $2.0\text{kgZn hm}^{-2}\text{a}^{-1}$,远远高于种植于同种土壤的玉米、油菜等草本植物^[33];贾中民的研究表明,水培环境下,当 Cd 处理浓度为 50 mg/L 时,垂柳根部 Cd 富集浓度高达 2417.59 mg/kg,旱柳的地上部分富集浓度为 436.60 mg/kg^[34],秋华柳在正常供水的 Cd 污染土壤中有较好的转移系数和生物富集系数^[13]。本研究中,从土壤 Cd 全量的角度分析,秋华柳对 30 d 土样 Cd 并未表现出明显清除能力,处理时间过短和秋华柳生物量大小可能是秋华柳对土壤 Cd 全量无显著影响的重要因素之一。与无植物组相比,秋华柳种植 60 d 后,土壤中可交换态和碳酸盐结合态 Cd 含量显著降低,且 PFL_3 组 Cd 全量显著低于 FL_3 组,其原因有可能有:(1) 在秋华柳植物体内 Cd 浓度达到一定浓度之前,随时间延长,秋华柳在生长过程中会不断地提取土壤里的 Cd;(2) 水淹条件下,Cd 从土壤中持续溶出至水中,同时导致秋华柳根部 Cd 溶液浓度增大,其吸收量增大以及土壤 Cd 浓度下降等结果。

Eriksson 和 Ledin 的研究表明^[35],种植柳树组的土壤中可交换态 Cd 含量比无植物组土壤低 30–40%,而对土壤中 Cd 全量无显著影响,本研究与该结果一致。对各处理组土样的研究均发现种植秋华柳对土壤全量

Cd 影响不大,但是显著降低了土壤 MF 值,秋华柳对活性较大的重金属有较好的清除能力,能达到较好的修复效果。水淹环境下,土壤中活性高 Cd 形态逐渐向活性低的形态转移,其生物有效性逐渐降低,同时秋华柳根系在水淹环境下也会受到一定负面影响,降低其对土壤重金属的吸收以及向地上部分的转移能力。本研究中,秋华柳种植 60 d 后显著降低了 T₃水淹组土壤 Cd 全量,而未显著降低正常供水组土壤 Cd 全量,其可能的原因有:(1)水淹环境下,Cd 从土壤中不断溶出至水中,秋华柳根部 Cd 溶液浓度较大,更好的提取水溶液和土壤中的 Cd,进一步促使土壤 Cd 浓度下降。(2)正常供水组土壤 Cd 全量显著高于水淹组,秋华柳在较短时间内对正常供水组土壤 Cd 的提取未能达到显著水平。此外,对 MF 值的研究发现,植物对水淹组土壤 MF 值的降低与正常供水组相比差异不大。以上结果均表明种植秋华柳对水淹环境下的重金属污染土壤可达到较好的修复效果。

本研究结果表明,随外源 Cd 浓度增大,土壤中的 Cd 生物有效性以及对环境的危害增大;水淹环境下,活性高的 Cd 结合态将向活性低的结合态迁移转化,降低土壤生物有效性,增大其植物修复难度。处理时间过短以及本试验用苗生物量小可能是秋华柳对土壤全量 Cd 影响不大的主要原因,但种植秋华柳均显著降低正常供水和水淹组土壤迁移系数,且二组降幅差异不大。结合前人对秋华柳修复 Cd 污染土壤能力的大量研究结果以及本研究结果,笔者认为秋华柳适用于三峡库区消落带重金属污染土壤的植物修复。

参考文献 (References):

- [1] 罗芳丽,曾波,陈婷,叶小齐,刘巖. 三峡库区岸生植物秋华柳对水淹的光合和生长响应. 植物生态学报, 2007, 31(5): 910-918.
- [2] 吉芳英,王图锦,胡学斌,何强,叶姜瑜,黎司,曹琳. 三峡库区消落区水体-沉积物重金属迁移转化特征. 环境科学, 2009, 30(12): 3481-3487.
- [3] 刘丽琼,魏世强,江韬. 三峡库区消落带土壤重金属分布特征及潜在风险评价. 中国环境科学, 2011, 31(7): 1204-1211.
- [4] Salt D E, Blaylock M, Kumar N P, Dushenkov V, Ensley B D, Chet I, Raskin I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Nature Biotechnology, 1995, 13(5): 468-474.
- [5] Iwegbue C M A, Emuh F N, Isirimah N O, Egun A C. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. Cheminform, 2007, 38(48): 67-78.
- [6] Kitagishi K, Yamane I. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. Tokyo: Japan Scientific Societies Press, 1981.
- [7] Jung M C, Thornton I. Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. The science of the Total Environment, 1997, 198(2): 105-121.
- [8] Caille N, Tiffreau C, Leyval C, Morel J L. Solubility of metals in an anoxic sediment during prolonged aeration. Science of the Total Environment, 2003, 301(1-3): 239-250.
- [9] Maes A, Vanthuyne M, Cauwenberg P, Engels B. Metal partitioning in a sulfidic canal sediment: metal solubility as a function of pH combined with EDTA extraction in anoxic conditions. Science of the Total Environment, 2003, 312(1-3): 181-193.
- [10] Mortimer R J G, Rae J E. Metal speciation (Cu, Zn, Pb, Cd) and organic matter in oxic to suboxic salt marsh sediments, Severn estuary, southwest Britain. Marine Pollution Bulletin, 2000, 40(5): 377-386.
- [11] Clark M W, McConchie D, Lewis D W, Saenger P. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: a geochemical model. Chemical Geology, 1998, 149(3-4): 147-171.
- [12] 李娅,曾波,叶小齐,乔普,王海锋,罗芳丽. 水淹对三峡库区岸生植物秋华柳(*Salix variegata* Franch.)存活和恢复生长的影响. 生态学报, 2008, 28(5): 1923-1930.
- [13] 贾中民,魏虹,孙晓灿,李昌晓,孟翔飞,谢小红. 秋华柳和枫杨幼苗对镉的积累和耐受性. 生态学报, 2011, 31(1): 107-114.
- [14] 丁继军,潘远智,刘柿良,何杨,王力,李丽. 土壤重金属镉胁迫对石竹幼苗生长的影响及其机理. 草业学报, 2013, 22(6): 77-85.
- [15] 张雯,魏虹,孙晓灿,顾艳文. 镉在土壤-金丝垂柳系统中的迁移特征. 生态学报, 2013, 33(19): 6147-6153.
- [16] 李昌晓,钟章成,刘芸. 模拟三峡库区消落带土壤水分变化对落羽杉幼苗光合特性的影响. 生态学报, 2005, 25(8): 1953-1959.
- [17] 高佳,苏芳莉,孟繁斌. 大伙房水库流域重金属 Cu 分布特征规律. 水土保持学报, 2015, 29(1): 235-238, 262-262.
- [18] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 1979, 51(7): 844-851.
- [19] 王昌全,代天飞,李冰,李焕秀,杨娟. 稻麦轮作下水稻土重金属形态特征及其生物有效性. 生态学报, 2007, 27(3): 889-897.
- [20] Zheng S A, Zheng X Q, Chen C. Transformation of metal speciation in purple soil as affected by waterlogging. International Journal of

- Environmental Science and Technology, 2013, 10(2): 351-358.
- [21] Sun L, Chen S, Chao L, Sun T. Effects of flooding on changes in Eh, pH and speciation of Cadmium and Lead in contaminated soil. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, 2007, 79(5): 514-518.
- [22] 钟晓兰, 周生路, 黄明丽, 赵其国. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素. 生态环境学报, 2009, 18(4): 1266-1273.
- [23] 郑顺安, 郑向群, 张铁亮, 刘书田. 水分条件对紫色土中铅形态转化的影响. 环境化学, 2011, 30(12): 2080-2085.
- [24] Gong C R, Donahoe R J. An experimental study of heavy metal attenuation and mobility in sandy loam soils. Applied Geochemistry, 1997, 12(3): 243-254.
- [25] Pérez-de-Mora A, Burgos P, Madejón E, Cabrera F, Jaekel P, Schlöter M. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(2): 327-341.
- [26] 王宝奇. 土壤铜锌老化过程及其影响因素的研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2007.
- [27] Pezeshki S R, DeLaune R D. Soil oxidation-reduction in wetlands and its impact on plant functioning. Biology, 2012, 1(2): 196-221.
- [28] 李学垣. 土壤化学. 北京: 高等教育出版社, 2001.
- [29] 胡宁静, 李泽琴, 黄朋, 陶成. 贵溪市污灌水田重金属元素的化学形态分布. 农业环境科学学报, 2004, 23(4): 683-686.
- [30] Kashem M A, Singh B R. Transformations in solid phase species of metals as affected by flooding and organic matter. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2004, 35(9-10): 1435-1456.
- [31] 魏世强, 青长乐, 木志坚. 模拟淹水条件下紫色土镉的释放特征及影响因素. 环境科学学报, 2002, 22(6): 696-700.
- [32] Pulford I D, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. Environment International, 2003, 29(4): 529-540.
- [33] Van Slycken S, Witters N, Meiresonne L, Meers E, Ruttens A, Van Peteghem P, Weyens N, Tack F M G, Vangronsveld J. Field evaluation of willow under short rotation coppice for phytomanagement of metal-polluted agricultural soils. International Journal of Phytoremediation, 2013, 15(7): 677-689.
- [34] 贾中民, 王力, 魏虹, 冯汉茹, 李昌晓. 垂柳和旱柳对镉的积累及生长光合响应比较分析. 林业科学, 2013, 49(11): 51-59.
- [35] Eriksson J, Ledin S. Changes in phytoavailability and concentration of Cadmium in soil following long term *salix* cropping. Water Air, and Soil Pollution, 1999, 114(1-2): 171-184.