

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0700

彭姿, 李志刚, 何冰, 等. 2015. 薹米人工湿地根系分解及其铬元素的释放和化学形态变化[J]. 环境科学学报, 35(1): 238-244

Peng Z, Li Z G, He B, et al. 2015. Root decomposition of *Coix aquatica* Roxb in constructed wetlands and release and changes in chemical form of chromium[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 35(1): 238-244

薹米人工湿地根系分解及其铬元素的释放和化学形态变化

彭姿, 李志刚, 何冰*, 李素丽*, 杨平飞, 李正文, 梁和

广西大学农学院, 南宁 530003

收稿日期: 2014-03-11

修回日期: 2014-04-09

录用日期: 2014-04-15

摘要: 利用湿生植物薹米构建垂直流人工湿地, 研究了不同浓度 Cr^{6+} (0、20、40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 处理对湿地植物薹米根系分解及铬元素含量和形态分布的影响, 以期研究根系中 Cr 的累积、形态转变及人工湿地高效处理含铬废水技术提供理论支持。结果表明: 薹米根系前 30 d 分解快速, 之后分解缓慢; 20、40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理与对照相比, 根系的分解速率分别降低了 40.63%、55.56%。分解前期 (0~45 d) 根残体对 Cr 具有较强的吸附能力, 分解后期 (45~60 d) 根残体吸附能力减弱, 根残体的 Cr 含量为先升高后降低, 分解 60 d 后根残体释放出 Cr。分解过程中重金属活性较强的乙醇提取态 (F1) 和去离子水结合态 (F2) 的含量均显著降低; 在分解 60 d 后, Cr^{6+} 胁迫下根残留体内 Cr 以醋酸提取态 (F4) 含量最高, 其他形态次之; 不处理 Cr^{6+} 根残体内 Cr 以残渣态 (F6) 为主要优势, 百分比高达 76.76%。本研究表明, 分解过程中根内 Cr 含量呈先增高后降低的趋势, Cr^{6+} 胁迫下降低了根系分解率, 但没有提高 Cr 的生物活性。

关键词: 人工湿地; 铬总累积量; 根系分解; 铬化学形态

文章编号: 0253-2468(2015)01-238-07

中图分类号: X703

文献标识码: A

Root decomposition of *Coix aquatica* Roxb in constructed wetlands and release and changes in chemical form of chromium

PENG Zi, LI Zhigang, HE Bing*, LI Suli*, YANG Pingfei, LI Zhengwen, LIANG He

College of Agricultural, Guangxi University, Nanning 530003

Received 11 March 2014;

received in revised form 9 April 2014;

accepted 15 April 2014

Abstract: In order to characterize chromium accumulation, speciation in root and the treatment of chromium-contained wastewater by artificial wetland, this study constructed vertical-flow wetland and investigated the effect of Cr^{6+} (0, 20, 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) on wetland plant *Coix aquatica* Roxb. The results showed that the decomposition rate of roots was fast in the first 30 days and decelerated after that. Compared with the control, the decomposition rate of 20 and 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ treatment was reduced by 40.63% and 55.56%, respectively. At the early stage of the deposition (0~45 days), the residue content in root had strong adsorption ability towards Cr, while at the later stage (45~60 days), its adsorption ability was weakened. The residue content of Cr in the roots increased and then decreased. In the process of decomposition, the content of the ethanol extraction state with a strong activity of heavy metals (F1) and deionized water combination pattern (F2) were reduced significantly. After 60-day decomposition, the residue contents of Cr in the roots of Cr^{6+} stress were mainly distributed in FHAC (F4). Cr in Cr^{6+} residue contents in the roots was mainly distributed in residual form, which accounted for 76.76%. The results indicated that, Cr concentration in root during decomposition course exhibited an increasing-decreasing trend which illustrated the reduction of root decomposing rate by Cr^{6+} without increasing biological activity of Cr.

Keywords: constructed wetland; Cr total accumulation; root decomposition; Cr chemical forms

基金项目: 国家自然科学基金 (No.21167002); 广西科学研究与技术开发计划项目 (桂科攻 0719005-2-2B, 0816002-4); 广西研究生教育创新计划资助项目 (No.YCSZ2012009)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No.21167002), the Scientific Research and Technological Development Program of Guangxi (GXSTB 0719005-2-2B, 0816002-4) and the Graduate Education Innovation Sponsored Program of Guangxi (No.YCSZ2012009)

作者简介: 彭姿 (1987—), 女, E-mail: pengyingzimm@163.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: hebing@gxu.edu.cn, E-mail: lisuli88@163.com

Biography: PENG Zi (1987—), female, E-mail: pengyingzimm@163.com; * **Corresponding author**, E-mail: hebing@gxu.edu.cn, E-mail: lisuli88@163.com

1 引言 (Introduction)

铬在自然界中主要以 Cr^{3+} 和 Cr^{6+} 的形态存在, 其中, Cr^{6+} 的活性更强, 具有更高的流动性, 故被认为具有更强的毒性 (Sinha *et al.*, 2007). 铬被广泛用于工业生产中, 大量含铬废水排到自然界中, 会影响河流水质甚至污染地下水资源, 进而严重威胁动植物的健康生长. 目前, 铬污染已越来越严重, 对铬污染的水体主要采取物理化学修复法和生物修复法进行净化, 但物理化学法容易造成二次污染 (James, 2001; Rai, 2008). 而生物修复法尤其是植物修复, 无二次污染, 且能绿化环境, 并可通过二次提取实现重金属的循环利用 (杨璐等, 2008). 用人工湿地模拟自然湿地, 具有基建和运行费用低、维护管理方便、生态效益高等优点, 已被广泛应用于废水的净化 (Fibbi *et al.*, 2012). 近年来, 利用人工湿地净化含重金属废水已经引起诸多研究者的关注. 例如, 韦菊阳等 (2013) 的研究表明, 人工湿地可以有效清除废水中的 Cd、Pb, 污水停留 7 d 时, 梭鱼草和芦苇人工湿地对 Cd^{2+} 的去除率分别为 86.0%、86.4%, 对 Pb^{2+} 的去除率分别为 89.7%、90.2%.

薏米 (薏苡) 生长于温暖潮湿的河边地, 生长迅速, 根系发达, 虽不属于超积累植物, 但它适应人工湿地环境的能力强. 研究发现, 薏米人工湿地对铬的去除能力较强, 能够维持长时间的去铬能力 (李志刚等, 2010). 在课题组前期的研究中发现, 虽然薏米人工湿地能够高效清除生活污水中的铬, 但大部分的铬积累于根系, 只有少量的铬可以通过收割带走, 而残留于湿地系统根系的铬将是湿地系统内铬化学形态变化及水中可溶性铬的重要来源, 若对根系分解过程中铬积累和释放规律认识不清, 会导致湿地的高效管理出现困难, 也会影响到人工湿地高效去除铬的长期和稳定运行.

对湿地植物枯落物的分解及分解过程中重金属的变化动态已经有报道 (郑玉琪等, 2000), 但对于人工湿地植物根系分解及分解过程中重金属元素释放及化学形态分布的变化尚未见报道. 为弄清残留于湿地系统内根系铬化学形态转化及释放的规律, 本研究拟通过构建微型薏米垂直流人工湿地, 在生活污水中添加不同浓度的 Cr^{6+} , 运行一段时间后, 将根系切下, 重新埋回湿地中, 以研究薏米根系分解、铬元素含量及形态分布的动态变化, 为人工湿地高效处理含铬生活污水的技术研究及人工

湿地的运行、管理提供理论支持.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 供试材料

广西野生湿生薏米 (*Coix aquatica Roxb*) 由广西农业科学院作物品种资源研究所提供.

2.2 试验设计

实验于 2011 年在广西大学农学院教学科研基地温室进行, 参考文献 (李志刚等, 2008) 方法在棚内构建模拟垂直流人工湿地系统: 在上端口直径 71 cm、下端口直径 45 cm、桶高 61 cm 的大塑料桶进行实验, 桶内从下至上依次填入 10 cm 厚的大鹅卵石 (直径 3~5 cm), 然后填入 40 cm 厚的河沙层, 在距桶底部 10、25、40 cm 处分别安装水龙头用于排水; 种植薏米幼苗, 每桶 6 株. 构筑以生活污水为营养源的小型薏米垂直流人工湿地系统, 进水 Cr^{6+} 浓度分别为 0、20、40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 以 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 的形式加入, 重复 3 次, 每处理均设不种植植物为对照, 每桶每次进水量为 30 L. 该人工湿地构筑于 2012 年 3 月, 已在相同 Cr^{6+} 浓度下持续运行 1 年, 于 2013 年 3 月 5 日剪掉越冬苗, 待幼苗重新长出, 当苗高 60 cm 左右时进行铬胁迫实验. 人工湿地采用间歇式进水方式, 进水后水停留 3 d, 然后落干 4 d, 每 7 d 为 1 个循环.

采用埋袋法进行研究 (李瑛云等, 2013), 分解袋由孔径 0.5 mm 的尼龙网制成 (20 cm×20 cm). 铬胁迫 3 周时, 在 2013 年 5 月 15 日收集 20、40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 铬处理的薏米根. 根清洗干净后挑去发黄的老根, 吸干表面的水, 剪成 5 cm 长根段; 取 7 g 装袋 (鲜样); 另取部分根烘干, 取 3 g 装袋 (干样). 将装袋后的根样品对应埋回原处理大桶距离表层沙面 20 cm 的沙层中, 每个浓度设置为 A 桶和 B 桶, A 桶灌溉含铬的生活污水 (20、40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cr^{6+}), 用 W20A、W40A 表示; B 桶为只灌溉等量的生活污水 (0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cr^{6+}), 用 W20B、W40B 表示. 每桶埋 9 袋鲜样和 9 袋干样.

2.3 样品的采集与测定方法

2.3.1 样品采集 在分解袋埋下 30、45、60 d 时取样, 每次在每个投放点取回 3 袋鲜样和 3 袋干样, 洗净, 鲜样袋的根吸干根表面的水后直接称重, 干样袋的根在 70 °C 下烘干至恒重后再称重. 干样袋的根用于分析分解率, 鲜样袋的根用于其他指标测定.

2.3.2 根分解系数测定 参考文献 (王敬等, 2009) 方法, 用残留率和分解系数表示. 根分解过程中干物

质残留率的变化可以用指数衰减模型来描述,即 $\ln(X_t/X_0) = -kt$, 其中, X_t 为分解 t 时后根的残留量 (g), X_0 为根的初始质量 (g), k 为分解速率常数 (d^{-1}), t 为分解时间 (d). 对分解残留率数据进行自然对数转化后, 线性拟合得到回归方程和参数.

2.3.3 根 Cr 含量的测定 根内铬总量的测定方法参考文献(王爱云等, 2012).

2.3.4 根中 Cr 的化学形态的测定 参考杨居荣等(1995)的方法, 用化学提取剂对薏米根中不同 Cr

形态进行顺序提取, 提取剂及提取顺序如表 1 所示. 称 5 g 鲜样, 液氮速冻研磨至粉末状, 加入 30 mL 提取剂移至 50 mL 离心管中, 25 °C 振荡提取 24 h, 5000 g 离心, 上清液倒于锥形瓶中, 将上清液蒸至近干, $V(\text{HNO}_3) : V(\text{HClO}_4) = 4 : 1$ 下红外消解, 10% HNO_3 定容到 25 mL. 残渣态直接使用残渣消解, 消解方法同上. 消煮后用 FAAS 测定 (ZEE nit700P, 德国耶拿).

表 1 薏米根体内不同 Cr 形态进行顺序

Table 1 Sequential extraction of chromium speciation in *Coix aquatica* Roxb root

步骤	提取剂	提取的 Cr 形态
F1	80% 乙醇	硝酸盐、氯化物为主的无机盐及氨基盐等结合态的 Cr
F2	去离子水	水溶性有机酸盐、重金属的一代磷酸盐等结合态的 Cr
F3	1 mol·L ⁻¹ NaCl	果胶酸盐、与蛋白结合态的 Cr
F4	2% 醋酸	难溶于水的二代磷酸盐、亚磷酸盐等结合态的 Cr
F5	0.6 mol·L ⁻¹ 盐酸	草酸盐等结合态的 Cr
F6	残渣态	残渣态 Cr

2.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2003 作图表; 利用 SPSS Statistics 19 进行计算和统计分析, 并用 Duncan 检验法对显著性差异 ($p < 0.05$) 进行多重比较.

3 结果与分析 (Result and analysis)

3.1 不同处理下薏米根的分解动态

由图 1 可知, 根干物质的残留率都随着时间的延长而下降, 添加在污水中的 Cr^{6+} 会抑制根的分解, 根的残留率比不添加铬处理的大. 埋根后 30~60 d, 不同处理下薏米根干物质残留率差异显著 ($p < 0.05$); A 桶的根干物质残留率显著大于 B 桶, 其差异随着 Cr^{6+} 浓度的增大而增大. 不同处理之间, 根的干物质残留率大小顺序为: $W40A > W20A > W20B > W40B$. 在 0~30 d, 不同处理下的根分解迅速, 此为快速损失阶段, 也是易溶性物质的淋溶阶段. 在 30~60 d, 根分解变慢, 残留率变化不大, 之后根分解缓慢为慢速损失阶段.

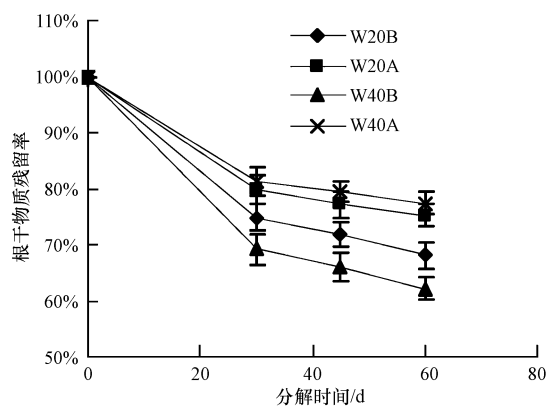


图 1 不同处理下薏米根分解过程中干物质残留率的变化

Fig. 1 Changes of dry mass remainders during the decomposition of *Coix aquatica* Roxb root

由表 2 可知, 在不同处理下根系分解残留率经过指数模型分析其 $R^2 > 0.99$ ($p < 0.05$), 符合 Olson 单指数分解模型, W20B、W20A、W40B、W40A 处理的分解常数 (k) 分别为 0.0032、0.0019、0.0036、0.0016 d^{-1} .

表 2 薏米根残留率自然对数 (y) 和分解时间 (t) 的回归方程和参数

Table 2 Regression equations and parameters between natural logarithm (y) of mass remainders of *Coix aquatica* Roxb root and decomposition days (t)

处理方式	回归方程	k/d^{-1}	R^2	50% 分解时间/d	95% 分解时间/d
W20B	$y = -0.0032t - 0.1919$	0.0032	0.9955	157	876
W20A	$y = -0.0019t - 0.1702$	0.0019	0.9970	275	1487
W40B	$y = -0.0036t - 0.2573$	0.0036	0.9920	121	761
W40A	$y = -0.0016t - 0.1582$	0.0016	0.9948	334	1773

不同处理下根系分解速率存在差异性, 埋回 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cr}^{6+}$ 处理的桶内, 相同处理浓度下, 均为不继续进行铬处理的分解速率比继续进行铬处理的快. 由分解常数可以推算出不同处理下薏米根系分解 50% 和 95% 所需的时间(表 2).

3.2 不同处理下薏米根中 Cr 元素变化动态

根中的铬元素变化动态可以用根残留体中铬元素含量变化和铬元素绝对量的变化来描述. 铬元素绝对量的变化用铬元素残留率表示, 是由根残留体中铬元素质量除以初始根中铬元素的质量而得. 由图 2 可知, 在 0~60 d 的分解过程中根残留体 Cr 含量呈先升高后下降的趋势. 埋根 30 d 时, 不同处理的根内 Cr 含量均提高, 且与初始含量差异显著 ($p < 0.05$), W20B、W40A 两者之间差异不显著, 但均与 W20A、W40B 差异显著 ($p < 0.05$). 45 d 时, W20B、W20A、W40B、W40A 处理根内 Cr 含量分别比根初始含量增大了 94.72%、98.92%、58.84%、24.36%. 不同处理下都是在分解 45 d 后 Cr 含量开始下降, W20B 处理下降的幅度最大, 下降了 60.69%. 在分解 60 d 后, W20B、W20A、W40B、W40A 处理根的 Cr 含量差异显著 ($p < 0.05$), 分别为 134.82、170.12、199.78、216.56 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 根残留体的 Cr 含量均小于初始含量.

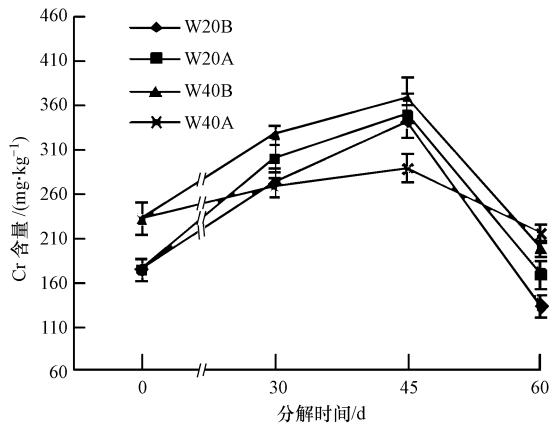


图 2 不同处理下根内总铬含量变化动态

Fig.2 Changes of total chromium content in *Coix aquatica* Roxb root under different treatments

由图 3 可知, 在 0~45 d, 不同处理条件下根残留体的铬绝对量均呈上升趋势, 在 45 d 时达到最大, 说明在 0~45 d 的分解过程中人工湿地中的 Cr 被固持到残留的根内. 分解 45 d 后铬绝对量均下降, 60 d 时, W20B、W20A、W40B、W40A 处理的铬绝对量分别为 76.49%、96.90%、85.90%、93.36%, 说明

根内的铬发生了净释放, 并且埋于 B 桶内的根的铬净释放量大于 A 桶. 不同处理下根铬绝对量变化在 0~45 d 为固持阶段, 45~60 d 为释放阶段.

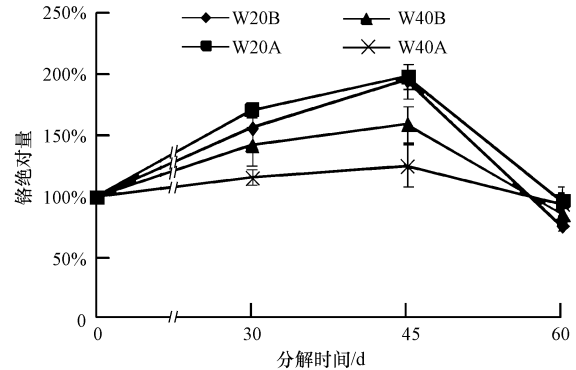


图 3 根分解过程中铬绝对量的变化

Fig.3 Changes of absolute amount of chromium during decomposition of roots

3.3 分解过程薏米根的 Cr 形态分布变化动态

3.3.1 埋根后不同处理下不同形态 Cr 的分布 由图 4 可知, 埋根前, 不同浓度 Cr^{6+} 处理 3 周时薏米根内 Cr 形态均是 F1、F2、F6 占的比重较大, F3、F4、F5 占的比重相对较小; 随着 Cr^{6+} 处理浓度的增大, F2 的百分比提高了 6.65 个百分点, 但 F1 的百分比则降低了 5.21 个百分点, 其他形态百分比变化不大.

埋根 30 d 后, 正常灌溉的 B 桶所埋细根内 Cr 形态分布与埋根前根内 Cr 形态分布存在显著差异, W20B、W40B 处理的 F1、F2 百分比均大幅度降低, 但 F6 百分比均大幅度提高, 分别提高了 25.24 个百分点和 27.73 个百分点, 此时占总铬的比例已经超过 50%, 分别为 61.02% 和 63.21%. 埋根 30~45 d, W20B、W40B 处理的各形态百分比变化趋势相似, 变化幅度均较小, F6 百分比均增大; F2、F3 百分比均不同程度下降. 埋根 45~60 d, W20B、W40B 处理皆以 F6 占的百分比最大, W20B 处理的 F6 百分比增大了 9.6 个百分点, 但 W40B 处理的 F6 百分比下降了 8.47 个百分点, 其他形态变化幅度均小.

埋根 30 d 后, 埋于继续添加 Cr^{6+} 的 A 桶的根内 Cr 形态分布与埋根前根内 Cr 形态分布差异显著. 埋根 30 d 后, W20A、W40A 处理的 F1、F2、F6 的百分比均大幅度下降, 但 F3、F4、F5 的百分比均大幅增大, 此时 W20A 处理中以 F5 所占总铬比例最大, 为 38.67%, 但 W40A 处理以 F4 所占总铬比例最大, 为 25.63%. 埋根 30~45 d, W20A、W40A 处理的 Cr 形态变化趋势存在差异, W20A 处理的 F3、F5、F6 的百分

比均呈下降趋势,其他形态百分比均呈上升趋势;W40A处理的F3、F5的百分比减小,其它形态的百分比均不同程度增大.但埋根45 d时W20A、W40A处理均以F4所占百分比最大.埋根45~60 d,W20A处理的F4形态所占百分比大幅上升,提高了22.93

个百分点,但F2、F5所占百分比大幅下降,其它形态所占百分比则变化不大;W40A处理的F4、F5百分比提高了10.06个百分点、5.12个百分点,其它形态所占百分比均不同程度降低.

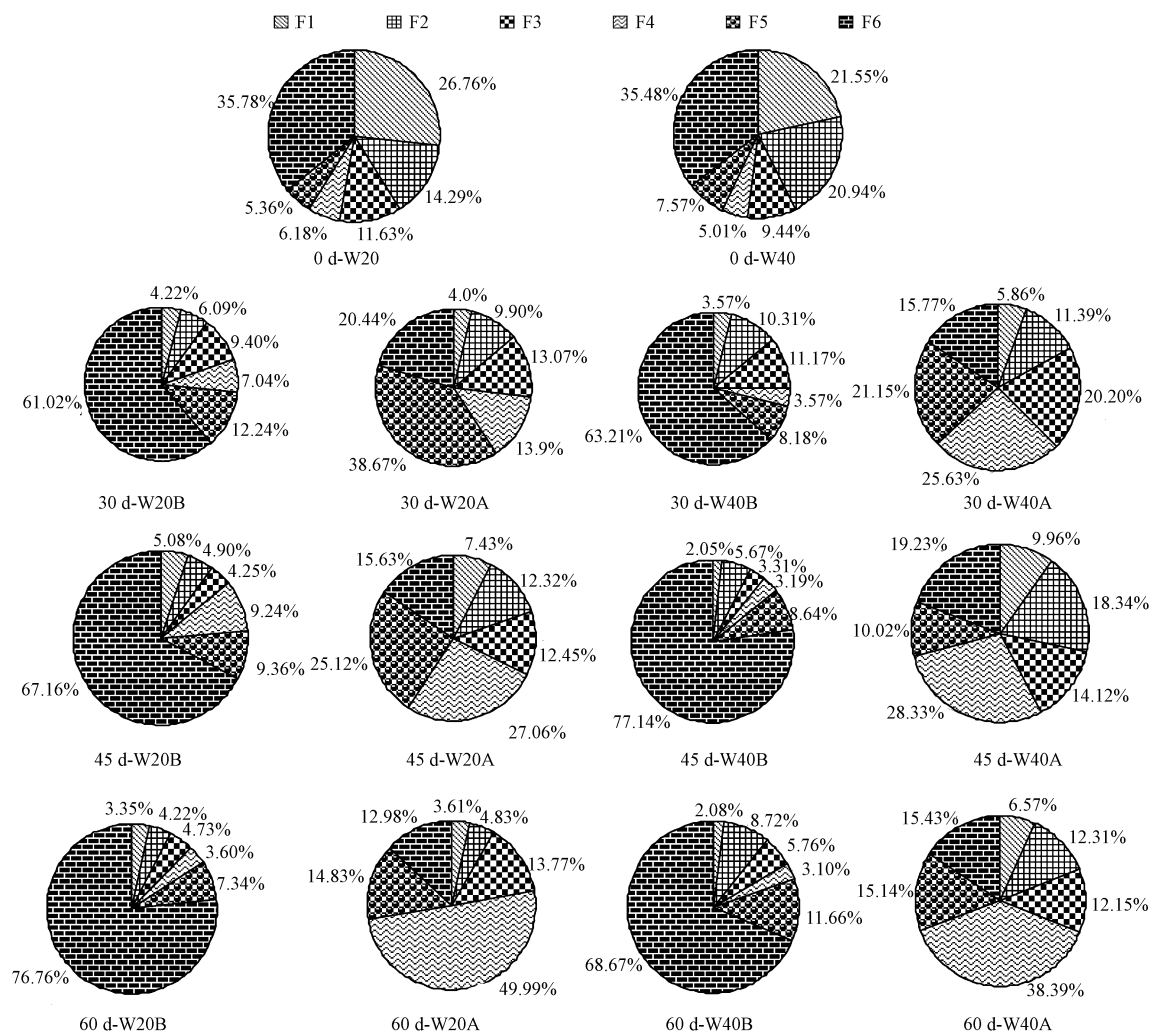


图4 不同分解时间不同处理下薏米根内Cr形态分布百分比图

Fig.4 Percentage of chromium chemical forms under different treatments and decomposition time

在分解过程中,不添加与继续添加 Cr^{6+} 处理根内Cr形态分布存在差异.W20B与W20A、W40B与W40A处理之间的Cr形态分布差异均显著.分解过程中,W20B、W40B处理F6所占比重整体呈上升趋势,埋根60 d后占总铬的比例高达76.76%、68.67%,W20A、W40A处理F6所占比重整体呈降低的趋势,但F4所占比重均呈逐渐上升的趋势,埋根60 d后F4所占比重分别为49.99%、38.39%.埋根60 d后,不添加 Cr^{6+} 处理根Cr形态分布以F6占据明显优势,其他形态的百分比均小于12%;继续

添加 Cr^{6+} 处理根内Cr形态皆以F4百分比最大,但未超过50%的形态分布.

4 讨论(Discussion)

4.1 不同处理下薏米根系分解动态

林成芳等(2008)的研究表明,在720 d内3个径级细根分解均出现了2个以上快慢不同的阶段,呈现前期分解快、后期分解慢的特征;而李新华等(2007)的研究则表明,小叶章湿地根分解过程中呈现明显的阶段性:0~30 d分解快速,之后分解较缓

慢. 本实验结果与之相符.

细根在分解过程中受土壤条件和细根特性的影响. 湿地基质中的微生物对根的分解速率影响很大, 不同种类的微生物在分解过程中起到的作用不同 (武海涛等, 2006). 研究表明, 细菌控制着植物枯落物的分解速率, 其分解作用量可达总流失量 90% (Barik *et al.*, 2000); 真菌主要通过改变枯落物物理、化学性质, 对枯落物起破碎作用 (Gessner *et al.*, 1994). 黄建祥等 (2013) 研究了六价铬对薏米人工湿地微生物群落数量的影响, 结果表明: 低中浓度 Cr^{6+} ($5, 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对人工湿地基质中真菌和放线菌数量有促进作用, 而高浓度 Cr^{6+} ($40, 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理下这些微生物数量则受到抑制. 本研究结果表明, 在薏米根的分解过程中, 在培养液中添加 Cr^{6+} 显著抑制了埋根的分解. 由此推测, Cr^{6+} 处理下分解率降低的原因之一可能是长期的 Cr^{6+} ($20, 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 胁迫下, 微生物的生长受到了抑制, 进而抑制了细根的分解.

4.2 分解过程不同处理下根内 Cr 含量的变化

目前, 关于人工湿地根系分解过程中重金属变化动态的研究尚不多见. 盛华夏 (2009) 研究发现, 湿地植物白骨壤落叶 Cr 含量在冬季分解 0~42 d 内呈上升趋势, 21 d 时 Cr 含量为对照组的 2.82 倍, 分解后期整体呈下降趋势, 本研究也呈现类似的变化趋势. 刘汝海等 (2005) 研究了小章叶湿地枯落物在分解过程中汞含量的变化, 结果表明, 分解初期汞含量略有升高, 随着分解程度的增强, 汞含量逐渐降低并低于初始值. 由此可推测, 分解过程中湿地植物凋落物重金属变化动态与枯落物的分解程度有关. 李新华等 (2007) 在研究三江平原小叶章湿地根分解过程中硫元素释放动态的结果表明, 根中硫的释放模式分为固持、释放 2 个阶段. 本实验结果显示, 分解前期根残留体 Cr 含量升高, 随着分解程度的加强, Cr 含量逐渐降低并低于初始含量. 这是因为伴随着薏米根系的分解, 人工湿地中的 Cr 先被积累到根残留体内, 然后又逐渐向湿地水和土壤中迁移. 由此可推测, 根系中 Cr 元素的变化与根系质量损失相关.

4.3 埋根后不同处理下根内 Cr 形态分布变化

Cr 的化学形态直接体现 Cr 的生物有效性, 根系作为重要的吸收 Cr 的器官, 研究其分解过程中 Cr 化学形态变化对人工湿地的管理具有重要意义. 本研究表明, 人工湿地植物薏米的根在培养液中继

续添加铬与不添加铬的条件下, 随着分解过程进行 Cr 形态分布差异显著, 未继续添加 Cr^{6+} 处理的薏米根残留体的 F6 百分比均大幅度提高; 继续添加 Cr^{6+} 处理的薏米根残留体的 F6 百分比减小, 而 F4 的比重却大幅度提高. F4 为难溶于水的二代磷酸盐、亚磷酸盐等结合态的 Cr, F6 为残渣态中的 Cr, F4、F6 的生物活性均较低 (周聪等, 2011). 说明 Cr^{6+} 胁迫下, 在根系分解过程中没有提高根残留体内 Cr 的生物活性. 研究表明, Cr 的 F1、F2 形态生物活性高, 在植物体内容易被迁移和转化 (柳玲等, 2010). 本实验结果表明, 不同处理下 F1、F2 形态 Cr 分解过程中均大幅度降低, 可能是由于其金属活性较强, 比较容易被迁移和转化.

5 结论 (Conclusions)

在 60 d 的分解过程中, 人工湿地植物薏米根系的分解速率呈现前 30 d 快速分解, 后 30 d 慢速分解的模式. 根内 Cr 含量变化在埋根 30~45 d 呈增加的趋势, 在 45 d 之后又呈下降的趋势, 不同的处理条件下, 根内 Cr 可分为固持和释放两个阶段. 根系分解过程中, 不同处理的 F1、F2 形态 Cr 含量均大幅度下降. 分解 60 d 后, W20B、W40B 处理的 F6 百分比分别为 76.76%、68.67%, 故以 F6 为主要优势的形态分布; 但 W20A、W40A 处理的 F6 比例均显著降低, 最终以 F4 比例最高, 其他形态次之.

责任作者简介: 何冰 (1974—), 女, 博士, 副教授, 主要从事重金属污染土壤生态治理及植物化控研究. E-mail: hebing@gxu.edu.cn.

参考文献 (References):

- Barik S K, Mishra S, Ayyappan S. 2000. Decomposition patterns of unprocessed and processed lignocellulosics in a freshwater fish pond [J]. *Aquatic Ecology*, 34(2): 185-204
- Fibbi D, Doumet S, Lepri L, *et al.* 2012. Distribution and mass balance of hexavalent and trivalent chromium in a subsurface, horizontal flow (SF-h) constructed wetland operating as post-treatment of textile wastewater for water reuse [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 199-200: 209-216
- Gessner M O, Chauvet E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter [J]. *Ecology*, 75(6): 1807-1817
- 黄建祥, 李素丽, 吕钊彦, 等. 2013. 六价铬对薏米人工湿地微生物群落数量的影响 [J]. *广西植物*, 33(2): 253-257
- James B R. 2001. Remediation-by-reduction strategies for chromate-contaminated soils [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 23

- (3): 175-179
- 李新华,刘景双,杨继松.2007.三江平原小叶章湿地枯落物和根分解及其硫元素释放动态[J].湿地科学,5(1): 76-82
- 李瑛云,陈海波,张艳波.2013.小兴安岭阔叶红松林生态系统凋落物分解速率的研究[J].林业科技,38(2): 19-22
- 李志刚,蒋越华,李素丽,等.2008.人工湿地污水处理对三种植物光合作用及叶绿素荧光特性的影响[J].生态环境,17(6): 2187-2191
- 李志刚,黄海连,李素丽,等.2010.铬对人工湿地净化生活污水的影响及铬积累规律[J].农业环境科学学报,29(7): 1362-1368
- 林成芳,杨玉盛,陈光水,等.2008.杉木人工林细根分解和养分释放及化学组成变化[J].亚热带资源与环境学报,3(1): 15-23
- 柳玲,吕金印,张微.2010.铬在芹菜中的累积、亚细胞分布及化学形态分析[J].核农学报,24(5): 1093 - 1098
- 刘汝海,王艳,王起超,等.2005.三江平原典型湿地植物枯落物中汞的变异特征[J].环境科学学报,25(4): 464-469
- Rai P K. 2008. Heavy metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: An ecosustainable approach [J].International Journal of Phytoremediation,10(2): 133-160
- 盛华夏.2009.九龙江口红树林湿地凋落物分解与重金属动态研究[D].厦门:厦门大学.1-100
- Sinha S, Gupta A K, Bhatt K.2007.Uptake and translocation of metals in fenugreek grown on soil amended with tannery sludge: involvement of antioxidants [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 67(2): 267-277
- 王爱云,黄姗姗,钟国锋,等.2012.铬胁迫对3种草本植物生长及铬积累的影响[J].环境科学,33(6): 2028-2037
- 王敬,李贤伟,张健,等.2009.台湾桤木与黑麦草复合模式细根和草根的分解及养分动态[J].南京林业大学学报(自然科学版),33(4): 67-71
- 韦菊阳,陈章和.2013.梭鱼草和芦苇人工湿地对重金属和营养的去除率比较[J].应用与环境生物学报,19(1): 179-183
- 武海涛,吕宪国,杨青.2006.湿地草本植物枯落物分解的影响因素[J].生态学杂志,25(11): 1405-1411
- 杨居荣,贺建群,张国祥,等.1995.农作物对Cd毒害的耐性机理探讨[J].应用生态学报,6(1): 87-91
- 杨璐,胡澄.2008.铬污染水体修复技术研究进展[J].广西轻工业,24(7): 96-97
- 郑玉琪,刘景双,王金达,等.2000.三江平原典型沼泽生态系统毛果苔草枯落物中化学元素变化分析[J].中国草地学报,(3): 12-16
- 周聪,赵敏.2011.蔬菜产地酸性土壤中Pb、Cd、Cr形态分析研究[J].热带作物学报,32(7): 1272-1277