

喻理, 许蒙, 叶长城, 等. 香蒲-表面流湿地系统净化灌溉水过程中镉的分布和累积[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(8): 1573–1579.

YU Li, XU Meng, YE Chang-cheng, et al. Cadmium distribution and accumulation in surface-flow constructed wetland system with planted *Typha Angustifolia* L.[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(8): 1573–1579.

香蒲-表面流湿地系统净化灌溉水过程中镉的分布和累积

喻理¹, 许蒙¹, 叶长城¹, 陈喆², 彭亮¹, 孙健³, 刘孝利¹, 铁柏清^{1*}

(1.湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 2.中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 3.广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510006)

摘要:以室外人工湿地系统进行农田灌溉水净化试验, 分析 Cd 在表面流人工湿地中的分布和累积规律, 旨在为利用人工湿地净化灌溉水中镉提供理论依据。结果表明:湿地平均水力停留时间为 1.62 d, 湿地对 Cd 的平均去除率为 68.88%。香蒲地下根茎 Cd 含量较高, 最高可达 127.39 mg·kg⁻¹, 地上茎叶 Cd 含量较低, 最高为 14.65 mg·kg⁻¹, 其富集系数与转运系数范围分别为 6.58~41.26、0.037~0.107, 说明香蒲具有净化灌溉水中 Cd 的潜力, Cd 主要积累在地下部分。Cd 在香蒲与底泥中的含量随水流沿程的延长呈递减趋势, 且随着时间的推移逐渐增加。底泥中各点位 Cd 形态所占比例平均值大小依次为 B2>B1>B3>B4, 其潜在有效性较大。

关键词:人工湿地; 镉(Cd); 灌溉水; 香蒲; 分布; 积累

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)08-1573-07 doi:10.11654/jaes.2016-0443

Cadmium distribution and accumulation in surface-flow constructed wetland system with planted *Typha Angustifolia* L.

YU Li¹, XU Meng¹, YE Chang-cheng¹, CHEN Zhe², PENG Liang¹, SUN Jian³, LIU Xiao-li¹, TIE Bo-qing^{1*}

(1.College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2.School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 3.School of Environmental Science and Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China)

Abstract: Distribution and accumulation patterns of cadmium (Cd) were investigated in a surface flow artificial wetland system (SFAW) with *Typha Angustifolia* L. designed for purification of wastewater for field irrigation. Results showed that 68.88% of Cd were removed by the SFAW with an average retention time of 1.62 days. The Cd content in underground and aboveground parts of *Typha* were respectively 127.39 mg·kg⁻¹ and 14.65 mg·kg⁻¹, with enrichment coefficient and transfer coefficient of 6.58~41.26 and 0.037~0.107, respectively, indicating that *Typha* has a high capacity for purifying irrigation water. The Cd content within the plant and in the sediment decreased gradually with the distance of water flow, but increased with time. The percentages of various forms of Cd in sediment decreased in order: B2>B1>B3>B4, implying a high potential bioavailability of Cd.

Keywords: constructed wetland; cadmium (Cd); irrigation water; *typha*; distribution; accumulation

近年来,随着社会和经济的迅猛发展,重金属污染已经成为各个国家普遍面临的环境问题之一^[1]。根据 2014 年全国土壤污染状况调查显示,土壤镉的点

位超标率达 7.0%, 在全国 55 个污灌区和 1378 个污灌土壤样品中,各类污染总点位超标率分别达 71.0% 和 26.4%, 镉为主要污染物之一^[2]。与此同时,粮食作物对镉的吸收积累能力较强,尤以水稻为甚^[3]。即使在低 Cd 污染稻田土壤上种植水稻,稻米中镉的含量也可能会超过国家粮食安全生产标准。由于镉的隐蔽性和易富集性,在不影响水稻生长的情况下极易大量富集于稻米中^[4],并最终通过食物链危害人体健康^[5-6]。同

收稿日期:2016-04-01

基金项目:农业部财政部项目(农办财函[2014]28号)

作者简介:喻理(1991—),男,硕士研究生,研究方向为环境污染治理与修复。E-mail:290676361@qq.com

* 通信作者:铁柏清 E-mail:tie bq@qq.com

时,有研究表明,我国南方双季稻稻田土壤中镉的主要输入源为灌溉水、大气沉降、化肥施用等,其中灌溉水是南方稻田中Cd的最大输入途径,以Cd浓度 $10\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (农田灌溉水质标准GB 5084—2005)计,灌溉水Cd输入量约占输入总量的73%(其他输入项以最大值计);即使灌溉水含量以 $5\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (农田灌溉水质标准GB 5084—1992)计,若没有其他镉输入项如磷肥、有机肥等,仍可能会给稻田的生产带来镉污染风险^[7]。人工湿地(Constructed Wetlands, CWs)是近年来迅速发展起来的一种污水处理技术,与传统处理方法相比,人工湿地技术具有投资少、能耗低、操作和维护简单、处理效率高等优点^[8-9],但多应用于生活污水、污水厂尾水及受污染地表水处理,对农田灌溉水的净化研究少见^[10],且少有人研究实际应用中Cd在香蒲和湿地中的分布与累积规律。本文通过构建野外简单的表面流人工湿地系统,通过对灌溉污水的净化效果,探索Cd在人工湿地系统中的分布与累积规律,为进一步研究和推广人工湿地系统净化农田灌溉水中Cd污染提供一定的理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试湿地

1.1.1 供试湿地基本情况

本试验湿地示范点位于湖南省株洲市茶陵县高陇镇水头村(113.825°E, 23.024°N)。湿地建设如图1。该地由两个田块改造而成,考虑农村农田流转与实验结束后的农田恢复等问题,依田埂而建造。该田块靠近河床,深层土为细沙,为防止水向下渗透造成水量流失,在湿地底部铺盖防渗膜,防渗膜上铺垫15 cm土壤作底泥,其Cd背景值为 $0.95\pm 0.13\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,pH值为 6.03 ± 0.08 。

湿地系统占地 $1\,188.50\text{ m}^2$,一级表面流人工湿地为 610.50 m^2 ,二级表面流人工湿地为 578.00 m^2 ,有效水深为0.60 m。湿地平均表面水力负荷为 $0.37\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$,平均流速为 $18.36\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$,平均水力停留时间为1.62 d。

1.1.2 供试水源

供试水源为河水,水源上游存在挖砂场与排污企业湘东钨矿,河水pH波动范围在6~8之间。

1.1.3 供试植物

供试植物为狭叶香蒲(*Typha angustifolia*),移栽时间为7月初,移栽前香蒲根茎部分Cd含量为 $16.36\pm 0.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,香蒲茎叶部分Cd含量为 $0.62\pm$

$0.12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。依据文献[11]设定香蒲的种植密度为 $27\text{ 株}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

1.2 试验方法

1.2.1 水样采集与处理

设置3个采集点,位置如图1所示,分别为湿地入水口、③号点位、湿地出水口。每半个月采1次样品,每次采集1 L水样,直接加10 mL硝酸保存。样品按国家标准方法硝酸消解法消解(HJ 677—2013)。样品最终采用原子吸收分光光度计-石墨(GTA120,美国Varian)进行测定。

1.2.2 底泥采集与处理

如图1所示,底泥采样点位设置在一级人工湿地与二级人工湿地中6个点位。除3、4点位之外(其间由管道连接未经湿地处理),其余采样点位皆均布(下同),每个点位采集底泥1 kg,采集深度为0~15 cm。每隔30 d采1次样。土样置于避光处自然风干,敲碎、研磨、过100目筛。

采用欧盟标准局提出的BCR提取法^[12],提取底泥样品中不同形态的Cd。包括B1-酸溶态(如水溶态、可交换态与碳酸盐结合态)、B2-可还原态(铁锰氧化物结合态)、B3-可氧化态(有机物-硫化态)和B4-残渣态。实验采用形态分析标准参照物进行质量保证[GBW07436(GSF-2)],用ICP-OES(美国PE8300)测定底泥各形态Cd的值。

1.2.3 植物采样与处理

如图1所示,在一级人工湿地与二级人工湿地中设置6个点位,每15 d于各点位采集长势相近的植株3株,连根拔起。采集后先用自来水洗净植物表面泥土,再用去离子水清洗3次,拆分香蒲为地下根茎与地上茎叶两部分,分别按编号装入信封,于103℃烘箱内杀青1 h,再置于65℃烘箱中烘至恒重;然后用高速植物粉碎机将样品粉碎,装入封口袋中保存。植物样品在电热消解仪中采用混合酸($\text{HNO}_3:\text{HClO}_4=4:1, \text{V/V}$)湿法进行消解。用ICP-OES(美国PE8300)

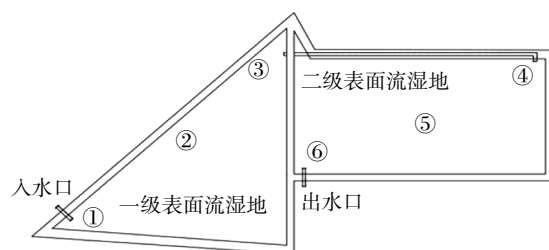


图1 湿地结构与采样点分布

Figure 1 Distribution of water quality sampling points

测定植物样品 Cd 含量。

1.3 数据处理

所有数据均采用 3 次重复的平均值±标准偏差来表示。采用 SPSS19. 0(Statistical Product and Service Solutions, 19.0) 统计分析软件进行单因素方差分析, 采用 Microsoft Excel 2016 绘图。

富集系数=地下根茎 Cd 浓度/底泥 Cd 浓度

转运系数=地上茎叶部分 Cd 浓度/地下根茎 Cd 浓度

2 结果与分析

2.1 水样检测结果

6 次水质监测时间段为 9 月 24 日—12 月 10 日。水样浓度变化情况如表 1 所示。湿地入水口 Cd 含量变化幅度不大,变化范围为 7.54~10.20 μg·L⁻¹,平均浓度为 8.86 μg·L⁻¹。根据 GB 5084—2005 灌溉水水质标准,镉超标频数为 1(Cd>10 μg·L⁻¹);而根据 GB 5084—1992 灌溉水水质标准,6 次全部超标(Cd>5 μg·L⁻¹)。湿地平均水力停留时间为 1.62 d,湿地出水口 Cd 浓度范围为 1.11~3.99 μg·L⁻¹,平均出水浓度为 2.70 μg·L⁻¹。Cd 去除率范围为 51.47%~85.75%,平均

去除率为 68.88%。湿地各采样点位 Cd 含量具有显著性差异,说明表面流湿地能有效降低灌溉水中 Cd 含量,对灌溉水中 Cd 有显著的去除效果。

2.2 Cd 在湿地系统底泥中的分布特征

2.2.1 Cd 在湿地系统中的沿程分布

三次底泥的采样日期介于 9 月 24 日—12 月 10 日。系统运行前,底泥 Cd 浓度为 0.95±0.13 mg·kg⁻¹。运行后,湿地各点位底泥中 Cd 含量如表 2 所示。结果显示,不同时间不同点位底泥的 Cd 含量变化幅度大,底泥中 Cd 含量都超过了国家土壤环境质量标准(GB15618—2008),底泥中 Cd 含量的变化范围为 1.85~19.35 mg·kg⁻¹,最高值出现在点位 1 的第三次采样,最低值则出现在点位 6 的第三次采样。从同一时间各点位 Cd 含量关系看,第一次采样各点位 Cd 含量大小为 1>2>3≈4≈5>6(“>”表示差异性显著,“≈”表示差异性不显著。下同);第二次采样各点位 Cd 含量大小为 1>2>3≈4>5>6;第三次采样各点位 Cd 含量大小为 1>2>4>3>5>6。从三次采样结果中不难发现,底泥中 Cd 含量整体上随着沿程的增加呈逐渐下降趋势。从时间关系看,随着时间的延长,部分点位底泥中 Cd 含量出现一定的上升趋势,尤其在点位 1、2,上升趋势明显。各点位 Cd 含量的差异性也随着时间的增加趋于显著,如点位 3、4、5 Cd 含量的差异性,说明在进水-出水口的沿程上,底泥中 Cd 含量的差异性会随着时间的推移越来越明显,各点位对 Cd 的累积速率不一致。

2.2.2 Cd 在湿地系统底泥中的形态

图 2 表示,10 月 10 日—12 月 10 日三次样品中各个点位重金属 Cd 各形态的百分比变化情况。B1、B2、B3、B4 分别代表酸溶态(如水溶态、可交换态与碳酸盐结合态)、可还原态(铁锰氧化物结合态)、可氧化态(有机物-硫化态)、残渣态。从图 2 可以看出,Cd 各形态比例大小的平均值基本为 B2>B1>B3>B4。B2 所占百分比比较大,百分比范围为 35.39%~50.83%;B1 百

表 1 监测点位水样中 Cd 的浓度及去除率
Table 1 Cadmium concentrations of water samples and removal rate

监测日期 (月·日)	采样点位 Cd 浓度/μg·L ⁻¹			去除率/%
	进水口	3 号点位	出水口	
09.24	8.22	6.32	3.99	51.47
10.10	10.20	5.62	3.59	65.80
10.24	9.90	6.19	2.51	75.65
11.10	7.54	4.01	1.73	77.09
11.24	7.79	2.75	1.11	85.75
12.10	8.41	5.17	3.28	61.06
平均值	8.86±1.11a	5.01±1.39b	2.70±1.122c	68.88±12.40

注:不同小写字母代表不同点位间显著性差异(P<0.05)。

表 2 湿地各点位底泥中的 Cd 含量(mg·kg⁻¹)
Table 2 Cadmium concentrations of sediments in respective locations(mg·kg⁻¹)

监测日期 (月·日)	采样点位					
	1	2	3	4	5	6
10.10	6.08±0.4Aa	4.90±0.09Ab	3.59±0.34Ac	4.13±0.25Ac	3.60±0.53Ac	2.15±0.15Ad
11.10	14.25±0.38Ba	7.67±0.13Bb	3.96±0.28Bc	4.80±0.14Bc	4.58±0.23Bd	2.39±0.08Be
12.10	19.35±0.19Ca	11.38±0.03Cb	4.51±0.12Cc	5.13±0.09Cd	2.28±0.1Ce	1.85±0.05Cf

注:不同大写字母代表不同时间同一点位样品的显著性差异(P<0.05);不同小写字母代表同一时间不同点位样品的显著性差异(P<0.05)。下同。

分比范围为 27.82%~45.52%;B4 的百分比范围为 8.93%~25.07%;B3 百分比范围为 3.31%~27.25%。从同一采集时间不同点位关系看,各点位之间四种形态并没表现出一定的趋势与规律;从不同时间同一点位关系看,各点位中各种形态也没有表现出一定的趋势与规律。

2.3 Cd 在香蒲植株中的分布特征

2.3.1 在地上茎叶部分的分布

香蒲移栽前,茎叶部分 Cd 含量为 $0.62\pm0.12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。采集时香蒲生长情况正常,据研究证明,11 月份前香蒲会不断生长^[13],且香蒲具有较强的耐寒性^[14],当地又处于低纬度区域相对较暖,所以在采集期内没有出现大面积枯萎现象。香蒲地上茎叶部分 Cd 含量如表 3 所示。各个点位香蒲地上茎叶部分 Cd 的含量变化幅度较大,变化范围在 $0.87\sim14.65\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,尤其以点位 1 对 Cd 的积累量较大。从同一时间不同点位 Cd 含量大小关系看,六个点位 Cd 含量大小为: $1>2>3>4>5>6$ 。这表明 Cd 含量在香蒲地上的茎叶部分,随着沿程增加不断降低。从不同时间同一点位 Cd 含量大小关系看,各点位 Cd 含量随着时间的延长,

Cd 含量不断升高,趋势明显。但各点位 Cd 含量升高速度并不相同。点位 1 Cd 含量升高趋势明显,点位 2~6 在前期 Cd 含量升高明显,后期增长趋缓。

2.3.2 在地下根茎部分的分布

香蒲移栽前,根茎部分 Cd 含量为 $16.36\pm0.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,香蒲地下根茎含量如表 4 所示。各个点位香蒲地上茎叶部分 Cd 的含量幅度变化较大,点位 1 对镉的积累量最大,其 Cd 含量变化范围在 $30.05\sim127.39\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间。从不同点位同一时间香蒲地下根茎部分 Cd 含量大小关系看:9 月 24 日各点位 Cd 含量大小为 $1>2>3\approx4>5>6$;10 月 10 日为 $1>2>3>4>5>6$;10 月 24 日为 $1>2>3\approx4\approx5>6$;11 月 10 日为 $1>2>3\approx4\approx5>6$;10 月 24 日为 $1>2>3>4>5>6$;12 月 10 日为 $1>2>3\approx4\approx5>6$ 。结果表明,香蒲地下根茎部分中 Cd 含量,沿着湿地水流沿程方向不断降低;从不同时间同一点位 Cd 含量大小关系看,各点位 Cd 含量随着时间的延长逐渐升高。结合表 3,比较香蒲地上部分与地下部分,可知香蒲地下根茎部分 Cd 的积累能力远远大于地上茎叶部分,地下根茎部分最高可达 $127.39\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,地上茎叶最高仅有 $14.65\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

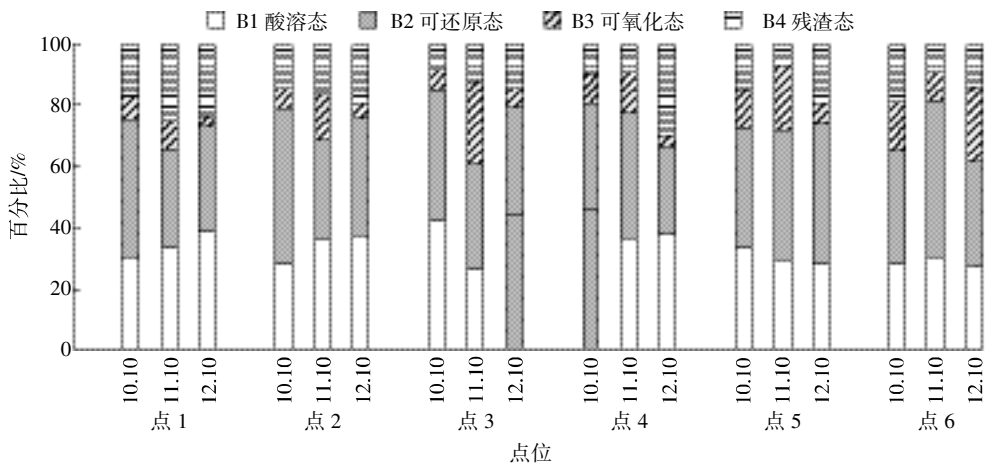


图 2 湿地各点位三次监测底泥中 Cd 的形态分布

Figure 2 Cadmium species distribution in respective sediments

表 3 香蒲地上茎叶部分 Cd 含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 3 Cadmium concentrations of aboveground organs in *Typha*($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

监测日期	采样点位					
	1	2	3	4	5	6
09.24	$7.41\pm0.24\text{Aa}$	$6.59\pm0.26\text{Ab}$	$4.05\pm0.16\text{Ac}$	$3.03\pm0.13\text{ad}$	$1.89\pm0.12\text{Ae}$	$0.87\pm0.10\text{Af}$
10.10	$8.35\pm0.17\text{Ba}$	$7.25\pm0.11\text{Bb}$	$5.14\pm0.12\text{Bc}$	$3.35\pm0.12\text{Bd}$	$2.05\pm0.20\text{Be}$	$1.02\pm0.11\text{Bf}$
10.24	$9.06\pm0.51\text{Ca}$	$7.88\pm0.11\text{Cb}$	$6.48\pm0.22\text{Cc}$	$3.96\pm0.80\text{Bd}$	$2.44\pm0.23\text{Be}$	$1.22\pm0.15\text{Cf}$
11.10	$10.11\pm0.31\text{Da}$	$8.09\pm0.10\text{Cdb}$	$7.51\pm0.10\text{Cc}$	$4.17\pm0.08\text{Cd}$	$3.2\pm0.14\text{Ce}$	$1.67\pm0.10\text{Df}$
11.24	$11.80\pm0.74\text{Ea}$	$8.21\pm0.14\text{Db}$	$7.6\pm0.20\text{Cc}$	$4.28\pm0.10\text{Dd}$	$3.49\pm0.11\text{De}$	$1.82\pm0.13\text{Ef}$
12.10	$14.65\pm0.54\text{Fa}$	$8.69\pm0.16\text{Eb}$	$7.67\pm0.70\text{Dc}$	$4.35\pm0.17\text{Dd}$	$3.6\pm0.17\text{De}$	$1.95\pm0.19\text{Ef}$

2.4 香蒲的富集系数与转运系数

表 5 表示香蒲的富集系数以及地下部分对地上部分的转运系数。各点位香蒲富集系数范围为 6.58~41.26,最高值出现在点位 5 的第三次采样,最低值出现在点位 1 的第三次采样,结果表明香蒲对 Cd 有较强的富集能力。从同一时间不同点位香蒲的平均富集系数来看,基本随着沿程延长,富集系数呈普遍降低的趋势,越靠近入水口趋势越明显,说明随着沿程的延长土壤中重金属 Cd 含量的增长速率小于植物中对 Cd 的吸收速率。从不同时间同一点位的富集系数看,除点位 5 与 6 第三次采样,各点位富集系数随着时间推移表现为逐渐降低,越靠近进水口趋势越明显。香蒲富集系数如表 5 所示,各点位香蒲的转运系数范围为 0.037~0.107。转运系数较低,说明香蒲对 Cd 向上转能的能力较弱。

3 讨论

3.1 湿地中 Cd 的形态及意义

Lim 等^[15]研究表明,由于络合作用和螯合作用,湿地水中大多数重金属被基质和植物根茎所固定,随着沿程流动时,水中 Cd 会被湿地中的底泥与植株根茎拦截、吸收、吸附而逐渐降低。还有研究表明人工污水加入模拟湿地系统后,Cd 主要存留在土壤中,且随 Cd 处理浓度的增大土壤中 Cd 含量显著增加^[16]。因此,试验底泥中 Cd 含量随着水中 Cd 浓度降低而显

著下降,且越接近入水口,底泥中的 Cd 含量越高。从时间推移来看,底泥中各点位 Cd 的浓度随着时间推移而增加,越靠近入水口底泥对 Cd 的累积速度越快,各个点位之间的浓度差也会越来越大。如点位 1 三个月内增加的 Cd 含量为 13.27 mg·kg⁻¹,点位 2 三个月内增加的 Cd 含量为 6.48 mg·kg⁻¹。李庆华^[17]也研究了重金属在湿地基质中的分布规律及富集性,其研究结果表明基质中重金属随距离的增加而减少,部分点位 Cd 含量差异不明显,浓度差异不大。这与本文研究结果相似。

本试验采用 BCR 提取法,分别提取了酸溶态(如水溶态、可交换态与碳酸盐结合态)、可还原态(铁锰氧化物结合态)、可氧化态(有机物-硫化态)、残渣态。其中酸溶态的 Cd 最为活泼,在中性条件 Cd 即可释放,并能直接被植物吸收。酸溶态中 Cd 的碳酸盐结合态,在弱酸性条件下就易释放,且受 pH 影响大。酸溶态越大,其活性越高。可还原态则易在还原性条件下释放,残渣态是最稳定的形态。非残渣态的比例越高说明其潜在生物有效性越大,也越易发生解吸^[18]。从图 2 可以看出,非残渣态的比例高达 74.93%~90.07%,说明在湿地中 Cd 的潜在生物有效性相当大。重金属可以从水体向沉积物中转移,沉积物中的重金属也可能在一定条件下再次释放到水体中,所以表层沉积物既是重金属的“汇”,也是潜在的污染源^[19]。因此,湿地底泥中的 Cd 容易发生解吸,导致二

表 4 香蒲地下根茎部分 Cd 含量(mg·kg⁻¹)
Table 4 Cadmium concentrations of underground organs in *Typha*(mg·kg⁻¹)

监测日期 (月·日)	采样点位					
	1	2	3	4	5	6
09.24	116.16±068Aa	111.58±3.05Ab	79.53±0.95Ac	76.65±1.97Ac	63.00±1.61Ad	30.20±1.61Ae
10.10	119.12±1.14Ba	114.47±0.48Bb	85.18±0.41Be	82.34±0.11Bd	71.81±1.24Be	34.37±1.24Bf
10.24	121.80±0.32Ca	116.32±0.92Cb	88.83±1.21Cc	88.61±1.06Cc	84.87±1.71Cc	40.12±1.72Ce
11.10	123.54±0.10Da	118.41±0.75Db	93.08±0.14Dc	93.79±0.55Dc	91.74±2.80Dc	47.73±2.80De
11.24	125.46±0.45Ea	121.7±0.72Eb	95.38±0.64Ec	96.28±0.34Ed	94.19±0.29Ee	50.22±0.29Ee
12.10	127.83±0.39Fa	125.07±0.78Fb	96.98±0.16Fc	96.97±0.48Ec	95.19±1.75Ee	54.50±1.75Fe

表 5 香蒲的富集系数与转运系数
Table 5 Accumulation coefficients and transfer coefficients in *Typha*

日期 (月·日)	1		2		3		4		5		6	
	富集系数	转运系数	富集系数	转运系数	富集系数	转运系数	富集系数	转运系数	富集系数	转运系数	富集系数	转运系数
10.10	19.61	0.071	23.36	0.048	23.62	0.084	19.89	0.045	20.29	0.070	15.95	0.048
11.10	8.68	0.080	13.71	0.060	20.91	0.082	21.83	0.044	17.01	0.066	20.29	0.037
12.10	6.58	0.107	10.93	0.045	21.47	0.077	18.81	0.044	41.26	0.069	29.34	0.035
平均值	11.62	0.095	16.00	0.058	22.00	0.095	20.18	0.052	26.19	0.080	21.86	0.049

次污染,若用湿地处理重金属,则一定要在尾端设置预防措施,防止湿地中的Cd发生解吸,造成二次污染。从图2还可以看出,湿地底泥中Cd的形态,并没有随着沿程的延长或者时间推移产生一定的规律;但郑邵建等^[20]研究表明,随淹水时间延长底泥中Cd形态会不断由高活性向低活性形态转化。这两者差异可能归因于郑邵建等测定的是风干后再重新调制的土浆,也可能是因为其试验为盆栽静态试验。

3.2 Cd在香蒲中含量分布

试验结果表明,所有点位香蒲中Cd含量基本呈现下降的趋势。这是因为水中Cd会随着水流沿程增加而逐渐下降^[15],而香蒲体内Cd的蓄积量会随着水中Cd浓度($<1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)下降而急剧下降^[21],随底泥中Cd浓度降低而降低^[22]。Lesage E等^[23]也研究了人工湿地中基质和植物相对重金属延程变化的积累情况,结果表明植物中Cd随距离的增加而减少,与本试验结果一致。此外,叶志鸿等^[24]研究了重金属在香蒲不同生长期中同一部位的分布,结果表明Cd含量大小依次为:老叶>成熟叶>嫩叶;老根>成熟根>嫩根。说明香蒲植株各部位Cd含量随时间推移不断富集,且所采集的香蒲样品长势基本一致,避开了其新发幼体。因此,在同一点位的香蒲中Cd含量会随着时间的推移而升高。

本试验所采集的香蒲地下根茎部分Cd的含量高,最高达 $127.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,地上茎叶部分仅有 $14.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;香蒲富集系数范围为 $6.58 \sim 41.26$,转运系数范围为 $0.037 \sim 0.107$ 。说明香蒲对Cd有着较强的富集能力,更适合于Cd的根际过滤,根系吸收的Cd通过韧皮部转运时移动性较低^[25],向上转运能力较差,其对Cd的吸收富集主要在地下部分^[26-27]。这与香蒲的耐性机理、根部对重金属吸收积累外排以及根细胞壁的区隔化等作用有关,可用于减轻Cd对植物重要部分的损害^[22,28-29]。香蒲作为多年生挺水植物,具有适应性强、生物量大、生长速度快等优点,对镉也具有较高耐性,尤其在 Cd^{2+} 浓度小于 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时随着 Cd^{2+} 浓度的增大对 Cd^{2+} 去除效率升高^[30],是净化低浓度Cd的优良水生植物。但其局限性在于必须通过拔除地下根系来清除镉污染,尤其运用到农业生产中,香蒲移除与栽种都需要一定劳动力,与现今农村劳动力匮乏的情况相悖。若能找到促进香蒲向地上部分转运的方法或者渠道,使香蒲对Cd积累量转移到地上部分,将更有利于香蒲在湿地中净化灌溉水中Cd的推广应用。

4 结论

(1)在平均水力停留时间为1.62 d的条件下,湿地对Cd的平均去除率为68.88%。

(2)湿地底泥中Cd含量随着沿程的延长逐渐下降;同时随着时间的推移,各点位Cd含量呈一定的上升趋势;Cd在底泥中的形态分布为 $\text{B}_2 > \text{B}_1 > \text{B}_3 > \text{B}_4$,其潜在有效性大,容易发生解吸造成二次污染。

(3)香蒲地下根茎Cd含量较高,最高可达 $127.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,地上茎叶Cd含量较小,最高为 $14.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其富集系数与转运系数范围分别为 $6.58 \sim 41.26$ 、 $0.037 \sim 0.107$,说明香蒲具有净化灌溉水中Cd的潜力。此外,沿着湿地水流沿程方向,重金属Cd在香蒲中的含量递增,且随着时间的推移增加。

参考文献:

- [1] Lottermoser B G. Natural enrichment of top soils with chromium and other heavy metals, Port Macquarie, New South Wales, Australia[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1997, 35(5):11:65-117.
- [2] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014(5):10-11.
MEP, MLR. National survey of soil pollution bulletin[J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014(5):10-11
- [3] Arao T, Kawasaki A, Baba K, et al. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(43):9361-9367.
- [4] Chaney R L, Reeves P G, Ryan J A, et al. An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks[J]. *Biomaterials*, 2004, 17(5):549-553.
- [5] 张兴梅,杨清伟,李 扬.土壤镉污染现状及修复研究进展[J].河北农业科学,2010,14(3):79-81.
ZHANG Xing-mei, YANG Qing-wei, LI Yang. Progress of status and remediation of soil cadmium pollution[J]. *Journal of Hebei Agricultural Sciences*, 2010, 14(3):79-81.
- [6] Moriarty F. Ecotoxicology: The study of pollutants in ecosystems[M]. London, Academic Press, 1999:29-35.
- [7] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(27):750-759.
- [8] Lloyd J R, Klessa D A, Parry D L, et al. Stimulation of microbial sulphate reduction in a constructed wetland: Microbiological and geochemical analysis[J]. *Water Res*, 2004, 38(7):1822-1830.
- [9] Ran N, Agami M, Oron G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed for treatment of domestic primary effluent in Israel[J]. *Water Res*, 2004, 38(9):2241-2248.
- [10] 张 清,人工湿地的构建与应用[J].湿地科学,2011,9(4):373-379.

- ZHANG Qing, Construction and application of artificial wetlands[J]. *Wetland Science*, 2011, 9(4):373-379.
- [11] 马凡凡, 王颖, 贾如宾. 不同香蒲种植密度对模拟污水的净化试验研究[J]. 北方环境, 2013(5):28-30.
- MA Fan-fan, WANG Ying, JIA Ru-bin. Purification test study on simulated sewage by means of *Typha orientalis* Presl. planting density[J]. *North-ern Environment*, 2013(5):28-30.
- [12] Ure A M, Quevauviller Ph, Muntau H, et al. Speciation of heavy metals in soils and sediments: An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the european communities[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1993, 51(1-4):135-151.
- [13] 熊震, 孙庆业. 芦苇和香蒲地上部 N 和 P 积累动态及适宜收获时期分析[J]. 植物资源与环境学报, 2014, 23(1):71-77.
- XIONG xia, SUN Qing-ye. Analyses on accumulation dynamics of N and P in above-ground part and appropriate harvest period of *Phragmites australis* and *Typha orientalis*[J]. *Journal of Plant Resources & Environment*, 2014, 23(1):71-77.
- [14] 黄娟, 杨思思, 李润青, 等. 低温域湿地植物根际硝化强度及氨氧化微生物研究[J]. 环境科学研究, 2014, 27(8):857-864.
- HUANG Juan, YANG Si-si, LI Run-qing, et al. Nitrification intensity and ammonia-oxidizing microorganisms in wetland plant rhizosphere soil at low temperature[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014, 27(8):857-864.
- [15] Lim P E, Tay M G, Mak K Y, et al. The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2003, 301(1-3):13-21.
- [16] 陈桂葵, 陈桂珠. 镉在白骨壤模拟湿地系统中的分布、迁移及净化效应[J]. 应用生态学报, 2005, 16(3):550-554.
- CHEN Gui-kui, CHEN Gui-zhu. Distribution, migration and purifying effect of cadmium in artificial *Avicennia marina* wetland system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(3):550-554.
- [17] 李庆华. 人工湿地植物重金属分布规律及富集性研究[D]. 长安大学, 2014.
- LI Qing-hua. Spatial distribution and accumulation characteristics of heavy metals in constructed wetlands plants[D]. Changan University, 2014.
- [18] 葛光环. 表流人工湿地中重金属的迁移及累积规律研究[D]. 长安大学, 2014.
- GE Guang-huan. Spatial study on the migration and accumulation of heavy metals in a surface flow constructed wetland[D]. Changan University, 2014.
- [19] Ryssen R V, Leermakers M, Baeyens W. The mobilization potential of trace metals in aquatic sediments as a tool for sediment quality classification[J]. *Envir Science & Policy*, 1999, 2(1):75-86.
- [20] 郑绍建, 胡霁堂. 淹水对污染土壤镉形态转化的影响[J]. 环境科学学报, 1995, 15(2):142-147.
- ZHEN Shao-jie, HU Ai-tang. Flooding on contaminated soil pick form transformation[J]. *Research of Environmental Sciences*, 1995, 15(2):142-147.
- [21] 张弛, 袁亚光, 钦佩, 等. 香蒲对重金属镉的耐性及吸收途径研究[J]. 南京大学学报, 2013, 49(4):506-511.
- ZHANG Chi, YUAN Ya-guang, QIN Pei, et al. Characteristics of cadmium tolerance and absorption in *Typha angustifolia*[J]. *Journal of Nanjing University*, 2013, 49(4):506-511.
- [22] 王永凤, 郭朝辉, 苗旭峰, 等. 东方香蒲对重度污染土壤中 As、Cd、Pb 的耐性与累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(10):1966-1971.
- WANG Yong-feng, GUO Zhao-hui, MIAO Xu-feng, et al. Tolerance and accumulation characteristics of *Typha orientalis* presl for As, Cd and Pb in heavily contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(10):1966-1971.
- [23] Lesage E, Rousseau D P L, Meers E, et al. Accumulation of metals in the sediment and reed biomass of a combined constructed wetland treating domestic wastewater[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2007, 183(1-4):253-264.
- [24] 叶志鸿, 陈桂珠, 蓝崇钰, 等. 铅锌矿废水中重金属在宽叶香蒲(*Typha latifolia*)的积累与分布[J]. 植物生态学报, 1992, 16(1):72-79.
- YE Zhi-hong, CHEN Gui-zhu, LAN Chong-yu, et al. Mining waste of heavy metals in cattail(*Typha latifolia*) accumulation and distribution[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 1992, 16(1):72-79.
- [25] 李冰, 舒艳, 李科林, 等. 人工湿地宽叶香蒲对重金属的累积与机理[J]. 环境工程学报, 2016, 10(4):2099-2108.
- LI Bing, SHU Yan, LI Ke-lin, et al. Accumulation and mechanism of heavy metals in *Typha latifolia* L. in constructed wetland[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(4):2099-2108.
- [26] Demirezen D, Aksoy A. Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). [J]. *Chemosphere*, 2004, 56(7):685-696.
- [27] Carranza-Ávarez C, Alonso-Castro A J. Accumulation and distribution of heavy metals in *Scirpus americanus*, and *Typha latifolia*, from an artificial lagoon in San Luis Potosí, México[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2007, 188(1):297-309.
- [28] 赵艳, 徐迎春, 吴晓丽, 等. Cu 胁迫对狭叶香蒲体内元素吸收分配的影响[J]. 生态学杂志, 2009, 28(4):665-670.
- ZHAO Yan, XU Ying-chun, WU Xiao-li, et al. Element absorption and distribution in *Typha angustifolia* under Cu stress Cu[J]. *Journal of Ecology*, 2009, 28(4):665-670.
- [29] 万敏, 周卫, 林葆. 镉积累不同类型的小麦细胞镉的亚细胞和分子分布[J]. 中国农业科学, 2003, 36(6):671-675.
- WAN Min, ZHOU Wei, LIN Bao. Subcellular and molecular distribution of cadmium in two wheat genotypes differing in shoot/root Cd partitioning[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2003, 36(6):671-675.
- [30] 吴晓丽, 罗玉明, 徐迎春, 等. 狭叶香蒲吸收 Cd²⁺ 的动力学特征[J]. 广西植物, 2008, 28(4):511-514.
- WU Xiao-li, LUO Yu-ming, XU Ying-chun, et al. The kinetics characteristic of Cd²⁺ absorption of *Typha angustifolia*[J]. *Guihaia*, 2008, 28(4):511-514.