

高静焱, 杜方圆, 李卫平, 等. 黄河湿地小白河片区优势植物重金属的富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(11):2180-2186.

GAO Jing-tian, DU Fang-yuan, LI Wei-ping, et al. accumulation characteristics of heavy metals in dominant plants in Xiao Bai He Area of the Yellow River Wetland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(11):2180-2186.

黄河湿地小白河片区优势植物重金属的富集特征

高静焱¹, 杜方圆¹, 李卫平^{1*}, 韩剑宏¹, 王晓云¹, 鲍交琦², 樊爱萍²

(1.内蒙古科技大学能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010; 2.包头市黄河湿地管理中心, 内蒙古 包头 014010)

摘要:通过对采集的植物和对应土壤的监测分析,研究了包头黄河湿地小白河片区优势植物和土壤对重金属的富集作用。以优势植物藜草(*Phalaris arundinacea*)、香蒲(*Typha orientalis*)、芦苇(*Phragmites australis*)为研究对象,通过对植物和土壤的野外采样分析,检测了黄河湿地小白河片区湿地植物及相应土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 等重金属元素含量,对土壤重金属污染程度进行了单因子分析及综合分析,同时分析了 3 种优势植物对重金属的吸收与富集特征。研究表明:三种植被区土壤均受到中度污染,其中 As、Cd、Zn 污染最为严重。该湿地优势植物富集特征显示:香蒲地上部和地下部对 Ni 的富集系数均大于 1,对土壤中 Ni 污染具有修复作用;香蒲和芦苇对重金属 As、Cd、Zn 的转运系数相对较高,耐性较好;三种优势植物对 As、Cd、Zn 等污染程度高的重金属的富集系数和转运系数均小于 1,对土壤中 As、Cd、Zn 污染没达到修复效果;不同植物体内重金属间的相互作用关系不同,其作用结果会对植物重金属的富集产生一定的影响。

关键词:黄河湿地;植被;重金属;富集系数

中图分类号:X171.5 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)11-2180-07 doi:10.11654/jaes.2016-0335

Content and accumulation characteristics of heavy metals in dominant plants in Xiao Bai He Area of the Yellow River Wetland

GAO Jing-tian¹, DU Fang-yuan¹, LI Wei-ping^{1*}, HAN Jian-hong¹, WANG Xiao-yun¹, BAO Jiao-qi², FAN Ai-ping²

(1. The College of Environment and Energy Resources, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China; 2. The Yellow River Wetland Management Center of Baotou, Baotou 014010, China)

Abstract: The contents of heavy metals such as As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Ni were measured in the three dominant plants (*Phalaris arundinacea*, *Typha orientalis* and *Phragmites australis*) and the corresponding soil samples, and the contamination levels of heavy metal in soil were carried out by the single factor analysis and comprehensive analysis. At the same time, the characteristics of absorption and accumulation of heavy metals in 3 dominant plants were analyzed in Xiao Bai He Area of the Yellow River Wetland, Baotou. The results showed: the three vegetation soils were moderate polluted, and the contamination levels of As, Cd and Zn were relatively serious. The Ni concentration coefficient of aboveground and underground parts of *Typha orientalis* is greater than 1, and has positive effect on the recovery of Ni in polluted soils. Transfer coefficient of As, Cd and Zn in *Typha orientalis* and *Phragmites australis* is relatively high, means that the two plants have good patience to As, Cd and Zn of soils, but the concentration coefficient and transfer coefficient of As, Cd and Zn, which in high contamination levels, in the three dominant plants were less than 1, means that the three dominant plants can't repair soils polluted by As, Cd and Zn. The interaction of heavy metals in different plants is different, and the effect of the results will have a certain effect on the accumulation of heavy metals in plants.

Keywords: Yellow River Wetland; vegetation; heavy metal; enrichment coefficient

收稿日期:2016-03-14

基金项目:国家自然科学基金项目(41263010);内蒙古包头黄河湿地生态系统国家定位观测研究站补助项目(2015-LYPT-DW-037);内蒙古科技大学创新基金项目(2015QDL16)

作者简介:高静焱(1988—),女,硕士,讲师,从事湿地生态修复研究。E-mail:nkdjtsmile@163.com

*通信作者:李卫平 E-mail:sjlwp@163.com

重金属污染是我国面临的重要环境问题之一,已经受到各界的广泛关注^[1-3]。受工业化及人类活动的影响,其污染日益加剧^[4-6],随之而引发的生态环境问题越来越突出^[7-8]。修复重金属污染的方法有很多,其中利用植物的修复方法操作简便、更为经济有效^[9-11]。

包头段黄河湿地处于黄河流域最北端,紧邻城市,属于干旱内陆且纬度较高但仅有的一处保护区,具有多样的湿地类型和原生的湿地生态系统,生物资源极为丰富,是包头市乃至西北寒旱区一个得天独厚的宝贵资源。包头黄河湿地分布着多种群落,包括芦苇草塘、沼泽、水域、滩涂、阔叶灌丛、杨树林、盐碱地、先锋植物等。包头黄河湿地的小白河片区堤北有大面积的蓄滞洪区,水面广阔,为游禽提供了觅食和嬉戏的场所,堤南分布有由芦苇和香蒲以及莎草科植物构成的多类型的湿地群落,该片区既有黄河湿地的缩影,又具有独特的人工湿地。

本研究通过对黄河湿地小白河片区芦苇、香蒲及藨草三个典型植被区土壤与植物重金属的累积分析,了解该湿地的土壤污染程度及植物生存能力,为小白河片区生态景观建设提供理论支持,并为黄河湿地今后的保护和修复提供基础理论数据。

1 材料与方法

1.1 采样

内蒙古包头黄河湿地位于包头市南侧,四至界限为:东至八里弯,南临鄂尔多斯市,西接巴彦淖尔市,北至黄河大堤以北 2 km。地理坐标为 109°25'51"~111°1'36"E, 40°14'39"~40°33'20"N, 总面积 30 000 hm², 其中包头黄河国家湿地公园的面积为 12 222 hm², 由昭君

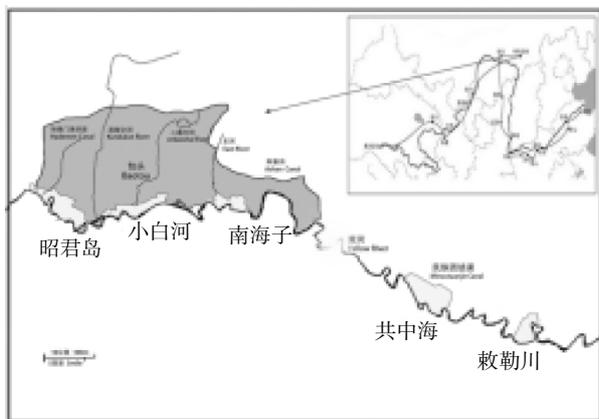


图 1 黄河湿地包头段地理位置与区域图
Figure 1 The wetland of the Yellow River in Baotou section location and regional figure

岛、小白河、南海、共中海、敕勒川五个片区组成(图 1)。本研究以黄河湿地小白河片区为主要对象(图 2),研究小白河片区芦苇、香蒲、藨草三种主要植物群落的重金属累积特征。

2015年6月,在黄河湿地的小白河片区设置了芦苇、香蒲、藨草的3个10 m×10 m植物群落调查样地,每个样地设置5个1 m×1 m×1 m样方,采集植物及土壤。将每个群落每个样方土壤自然风干、磨碎、过筛、混合均匀,实验做3个平行样,最终取每个群落15个土样的平均值。每个样方采集5株约为平均高度的植物,分别混合这5株植物的地上部和地下部,烘干、磨碎、过筛。实验做3个平行,最终分别取每个植物群落15个植物地上部的平均值和地下部的平均值。参照《土壤农化分析》^[12]消解经过处理的土壤和植物,并采用 ICP-AES (Inductive Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometer) 测定土壤和植物的 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni、As 共 7 种重金属元素的含量。应用统计分析软件 SPSS 和 Excel 进行描述性统计分析。通过小白河片区土壤基本理化性质分析可知 3 个区域土壤的 pH 值在 7.99~8.34 之间,整体偏碱性,土壤含水率在 6.55%~7.97%之间,含水率相对较低。

1.2 评价方法

1.2.1 富集系数

富集系数 (Bioconcentration factor, BCF) 可反映植物对土壤中不同元素具有的选择性吸收能力^[13],生物富集系数高,表明地上部植物体内重金属富集质量分数大。其公式为:

$$BCF = Z_i / T_i$$

式中: Z_i 为植物中重金属元素含量; T_i 为土壤重金属

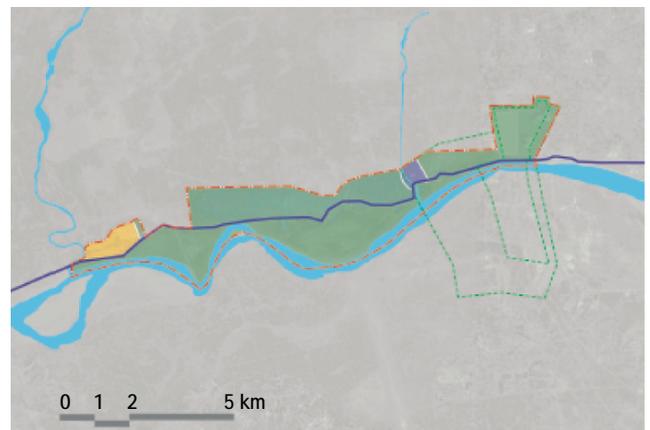


图 2 黄河湿地小白河片区区域图
Figure 2 Xiaobai He section area of the wetland in Yellow River

元素含量。

1.2.2 单因子指数和内梅罗综合指数评价法

单因子污染指数 $P_i = C_i / S_i$

式中: P_i 为土壤中重金属元素 i 的污染指数; C_i 为土壤中重金属元素 i 的实测值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; S_i 为土壤中重金属元素 i 的评价标准, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

$$\text{内梅罗综合指数 } P_{j\text{综合}} = \sqrt{\frac{P_{ij\text{max}}^2 + P_{ij\text{ave}}^2}{2}}$$

式中: $P_{j\text{综合}}$ 为样点 j 表层土壤中重金属的综合污染指数; $P_{ij\text{max}}$ 为样点 j 表层土壤中重金属元素 i 所有单因子污染指数的最大值; $P_{ij\text{ave}}$ 为样点 j 表层土壤中重金属元素 i 所有单因子污染指数的平均值。

根据污染指数划分的土壤质量标准见表 1。

表 1 土壤质量分级标准^[1]
Table 1 Classification standard of soil quality

等级 划分	单因子 污染指数	综合 污染指数	污染程度	污染水平
1	$P_i \leq 0.7$	$P_{\text{综合}} \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P_i \leq 1$	$0.7 < P_{\text{综合}} \leq 1$	警戒线	尚清洁
3	$1 < P_i \leq 2$	$1 < P_{\text{综合}} \leq 2$	轻度污染	土壤污染超过背景值
4	$2 < P_i \leq 3$	$2 < P_{\text{综合}} \leq 3$	中度污染	土壤受到中度污染
5	$P_i > 3$	$P_{\text{综合}} > 3$	重度污染	土壤受污染已相当严重

2 结果与讨论

2.1 湿地 3 个植被区植物及土壤重金属含量

对黄河湿地小白河片区的藨草区、香蒲区及芦苇区植物及土壤重金属含量的监测结果如表 2 所示。

由 3 个植物群落的监测结果可知,除藨草和香蒲对 Ni 的累积及芦苇对 Zn 的累积为地上部高于地下部外,3 种植物对其他重金属的累积均为地下部高于地上部。藨草地上部重金属的累积含量为 $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cu} > \text{Cd}$; 香蒲地上部为 $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Cu}$; 芦苇地上部为 $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cu} > \text{Cd}$ 。三种植物地下部对重金属的累积含量均为 $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cd}$ 。

3 个植被区域土壤中 As、Cd、Zn 含量高于国家一级标准值, Cr、Pb 含量低于国家一级标准值。藨草区土壤中 Cd、Cr、Cu、Zn 含量高于其他区域, 香蒲区土壤中 As、Ni、Pb 含量高于其他区域, 芦苇区土壤重金属平均含量整体处于 3 个区域的中等水平。

2.2 湿地土壤污染评价

对黄河湿地小白河片区藨草区、香蒲区及芦苇区的土壤重金属进行监测, 并进行单因子分析及内梅罗

综合指数分析, 结果如表 3 所示。

由综合污染指数可知, 三个区域的土壤综合污染指数在 2.546~2.677 之间, 显示均已受到中度污染, 污染程度最重的为 As, 其次为 Cd 和 Zn。由单因子分析可知: 藨草区土壤重金属污染为 $\text{As} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Cu}$; 香蒲区土壤重金属污染为 $\text{As} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cu}$; 芦苇区土壤重金属污染为 $\text{As} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Cu}$ 。因此, 对小白河片区土壤中 As、Cd、Zn 的污染, 需要加强治理和防范。

2.3 湿地植物生物富集系数

富集系数在一定程度上反应了土壤-植物系统中重金属迁移的难易程度, 说明重金属在植物体内的积累能力^[15-16]。富集系数越大, 说明重金属在该植物体内的积累能力越强。当土壤受到重金属污染时, 植物地上部富集系数越大, 越有利于修复受重金属污染的土壤^[17-18]。植物地上与地下部分相应重金属含量的比值为转移系数, 用来表示植株对重金属从根部到地上部的有效转移程度^[9]。对于湿地藨草、香蒲、芦苇的富集系数及转运系数的分析结果如表 4 所示。

由表 4 可知, 藨草和香蒲地上部对 Ni 的富集效果较好, 两种植物对 Ni 的转运系数均大于 1, 香蒲对 Ni 的富集效果比藨草更好, 其地上部和地下部的富集系数均大于 1, 有利于植物对土壤中 Ni 的修复。芦苇对 Zn 的富集效果相对较好。三种植物地上部对 Cu 的富集能力均为最差, 植物将 Cu 富集于根部, 限制其向地上部转运, 使地上部 Cu 含量较小, 减轻重金属对植物光合作用的有害影响。

藨草和香蒲地上部对重金属的富集强弱为 $\text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cu}$, 芦苇地上部对重金属的富集能力为 $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cu}$ 。香蒲和藨草对 Ni 的转运系数最高, 其次为 Cr、Pb、Zn; 芦苇对 Zn 的转运系数最高, 其次为 Cd、Cr。

从表 2 和表 3 可知, 三个区域土壤中 As、Cd、Zn 的含量和污染程度均较高。而植物对某重金属的转运系数可间接衡量植物对重金属的耐性, 转运系数越大则植物对重金属的耐性越强^[19]。由表 4 可知, 香蒲对 As 的耐性相对较高, 芦苇对重金属 Zn 的耐性较好, 藨草和香蒲对 Ni 的耐性较好。因此, 相对而言, 香蒲和芦苇对重金属 As、Cd、Zn 的耐性较好, 有利于该区域的湿地覆盖率的提高。但该区域优势植物对污染程度较高的 As、Cd 元素的富集、转运系数均小于 1, 对该区域重金属的污染治理并不具有优势, 因此建议湿地管理部门尝试栽培一些对 As、Cd 具有超富集作用

表2 湿地植物及土壤重金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 2 Content of heavy metals in wetland plants and soil

元素		植物						土壤			国家一级标准
		藨草区		香蒲区		芦苇区		藨草区	香蒲区	芦苇区	
		地上	地下	地上	地下	地上	地下				
As	最大值	1.21	3.32	3.69	5.99	1.32	3.21	36.24	37.26	35.84	15
	最小值	0.66	2.79	2.82	5.52	0.63	2.63	29.42	26.86	26.89	
	平均值	0.78	3.19	3.57	5.77	0.73	2.77	31.10	31.47	30.24	
	RSD/%	2.24	1.60	2.98	1.12	4.47	3.50	7.51	6.05	5.47	
Cd	最大值	0.1	0.18	0.14	0.18	0.17	0.18	0.46	0.43	0.45	0.2
	最小值	0.02	0.07	0.08	0.15	0.09	0.13	0.3	0.29	0.27	
	平均值	0.06	0.14	0.11	0.16	0.13	0.16	0.36	0.33	0.30	
	RSD/%	4.78	7.05	5.64	1.13	4.79	5.58	5.95	8.09	6.72	
Cr	最大值	17.23	23.12	35.18	40.34	32.15	31.45	64.75	71.83	65.12	90
	最小值	11.26	14.63	26.54	29.45	20.15	25.75	40.32	53.43	43.46	
	平均值	15.56	17.61	29.13	32.44	22.01	27.51	62.99	61.72	57.70	
	RSD/%	5.17	3.71	4.50	6.34	6.89	2.60	5.96	2.90	4.90	
Cu	最大值	0.55	7.86	0.15	12.18	0.19	8.12	16.38	18.64	20.45	35
	最小值	0.21	6.05	0.05	7.35	0.14	7.47	12.92	14.65	11.64	
	平均值	0.26	6.36	0.08	10.44	0.16	7.92	15.5	15.37	13.41	
	RSD/%	2.85	2.20	1.64	4.99	2.80	5.78	1.33	2.16	7.67	
Ni	最大值	26.82	30.81	62.81	56.48	16.91	39.81	41.21	35.81	28.87	40
	最小值	23.48	18.48	55.84	39.41	10.85	30.52	25.91	19.88	18.81	
	平均值	25.03	22.12	58.73	42.97	12.05	33.93	26.84	27.76	23.08	
	RSD/%	1.84	5.87	5.30	6.83	3.69	2.77	7.92	3.10	4.34	
Pb	最大值	4.56	4.38	6.01	6.33	3.52	7.83	38.45	37.45	31.52	35
	最小值	2.95	3.62	4.86	5.36	2.34	6.37	26.75	26.53	23.11	
	平均值	3.32	3.95	5.04	5.77	2.61	7.41	30.98	32.84	25.82	
	RSD/%	2.23	4.34	6.12	2.15	4.51	3.34	3.96	4.29	4.19	
Zn	最大值	123.44	145.64	102.35	156.23	172.31	181.23	201.45	211.56	217.56	100
	最小值	70.88	89.75	75.24	85.23	76.89	82.56	101.23	90.56	73.21	
	平均值	99.58	115.73	82.65	100.43	126.31	114.53	169.69	146.17	154.77	
	RSD/%	7.14	6.02	5.65	6.54	4.43	5.74	5.03	6.20	7.90	

注:国家一级标准为《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)^[4]。

表3 湿地3个植被区土壤单因子指数及综合指数

Table 3 Single factor index and comprehensive index of soil in the three wetland vegetation areas

植被	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	综合
藨草区	3.212	3.076	1.117	0.809	1.096	1.659	3.048	2.677
香蒲区	3.251	2.818	1.094	0.802	1.133	1.759	2.625	2.672
芦苇区	3.124	2.587	1.023	0.700	0.942	1.383	2.780	2.546

的植物,以治理该区域As、Cd的污染。

2.4 植物与土壤重金属间相关性

运用SPSS软件分析三个区域土壤与植物整体的体内相应重金属的相关性,结果如表5~表7所示。

2.4.1 藨草区重金属相关性

由表5可知,藨草区土壤与植物间具有一定的相

关关系。土壤中Zn元素与植物地上部和地下部的Zn都为显著负相关,其相关系数分别为-0.914和-0.831,表明土壤中超标的Zn元素对藨草Zn元素的吸收具有显著的影响;并且由表4可知,藨草对Zn元素的富集系数和转运系数都小于1,长此以往,Zn元素将在土壤中累积,对生态系统造成危害。因此,应加强对外

表4 湿地3种优势植物的富集系数及转运系数

Table 4 Enrichment coefficient of three dominant wetland plants

植被	项目	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
藨草区	地上富集系数	0.025	0.173	0.247	0.017	0.932	0.107	0.587
	地下富集系数	0.103	0.377	0.280	0.410	0.824	0.127	0.682
	转运系数	0.246	0.459	0.883	0.041	1.131	0.841	0.860
香蒲区	地上富集系数	0.114	0.322	0.472	0.005	2.116	0.153	0.565
	地下富集系数	0.183	0.503	0.526	0.679	1.548	0.176	0.687
	转运系数	0.619	0.641	0.898	0.007	1.367	0.874	0.823
芦苇区	地上富集系数	0.024	0.441	0.381	0.012	0.522	0.101	0.816
	地下富集系数	0.092	0.539	0.477	0.591	1.470	0.287	0.740
	转运系数	0.265	0.818	0.800	0.020	0.355	0.353	1.103

表5 土壤与藨草重金属间相关系数

Table 5 The correlation coefficient between soil and Phalaris arundinacea heavy metals

藨草		土壤						
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
植物地上部	As	-0.397	-0.492	0.485	-0.448	0.284	-0.077	-0.552
	Cd	0.563	0.250	0.706	0.370	0.685	0.339	0.165
	Cr	-0.336	-0.684	0.169	0.100	0.069	-0.542	-0.737
	Cu	0.083	0.673	0.142	-0.156	0.122	0.619	0.741
	Ni	0.723	0.272	0.570	-0.185	0.622	0.527	0.169
	Pb	-0.864*	-0.705	-0.038	-0.771	-0.102	-0.512	-0.634
	Zn	-0.676	-0.883*	-0.06	-0.201	-0.203	-0.671	-0.914*
植物地下部	As	0.151	0.729	0.353	-0.118	0.287	0.743	0.773
	Cd	0.704	0.617	0.689	0.458	0.770	0.502	0.600
	Cr	-0.092	-0.109	0.056	0.680	0.098	-0.423	-0.065
	Cu	-0.354	-0.345	0.569	-0.068	0.362	-0.080	-0.387
	Ni	-0.758	-0.499	-0.370	0.315	-0.466	-0.690	-0.433
	Pb	0.317	-0.148	0.263	-0.652	0.381	0.122	-0.195
	Zn	-0.870*	-0.854*	-0.075	-0.205	-0.215	-0.735	-0.831*

注:**在0.01水平(双侧)上显著相关;*在0.05水平(双侧)上显著相关。下同。

源Zn的控制,以避免Zn元素的增加对小白河湿地造成生态危害。土壤中的Ni、Pb元素对藨草地上部Ni、Pb的吸收具有一定的影响,土壤中Cd元素含量与藨草根部长部Cd含量呈正相关。

藨草区土壤中重金属元素不仅影响植物对该重金属的吸收,还影响植物对其他重金属元素的吸收。如土壤中As元素与藨草地上部的Pb含量具有显著的相关性,与藨草地下部Zn含量具有显著的负相关性。土壤中Cd元素与藨草地上及地下部分的Zn含量均具有显著的负相关性。这表明土壤中超标的As、Cd影响植物对其他元素的富集,对藨草区造成了不利的影响。

2.4.2 香蒲区重金属相关性

由表6可知,香蒲区土壤中Zn元素与香蒲地上

部及地下部的相关系数分别为-0.745和-0.837,土壤中Zn元素对香蒲根部Zn的吸收影响更大。土壤中Cu元素与香蒲地上部Cd含量呈显著负相关,土壤中Zn元素与香蒲地上部Cr含量呈显著负相关;土壤中Pb元素与植物地下部Zn含量呈显著负相关。

2.4.3 芦苇区重金属相关性

从表7可知,芦苇区土壤中Zn元素与芦苇地上部及地下部的Zn元素均呈显著负相关,其相关系数分别为-0.910和-0.913,可见相关程度要高于藨草区和香蒲区。由表2可知,三个区域中,芦苇区土壤中Zn元素并不为最高,但芦苇对Zn元素的吸收量却高于藨草和香蒲,因此芦苇对土壤中Zn元素的耐性更好。

芦苇区土壤中Cd元素与芦苇地上部Cr含量呈

表6 土壤与香蒲重金属间相关系数

Table 6 The correlation coefficient between soil and *Typha orientalis* heavy metals

香蒲		土壤						
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
植物地上部	As	0.026	0.297	0.596	-0.275	0.423	0.338	0.239
	Cd	-0.006	-0.439	0.773	-0.867*	0.011	-0.186	-0.324
	Cr	-0.532	-0.667	0.152	-0.415	0.251	-0.690	-0.829*
	Cu	-0.317	-0.519	-0.217	0.086	-0.127	-0.511	-0.488
	Ni	-0.390	-0.407	0.271	-0.335	0.368	-0.426	-0.579
	Pb	-0.071	-0.768	0.148	-0.382	-0.241	-0.578	-0.670
	Zn	-0.505	-0.593	0.290	-0.500	0.303	-0.596	-0.745
植物地下部	As	0.130	0.556	0.754	-0.394	0.479	0.595	0.504
	Cd	0.185	-0.243	0.791	-0.723	-0.081	0.056	-0.036
	Cr	0.035	-0.610	-0.023	-0.107	-0.08	-0.502	-0.651
	Cu	-0.277	0.363	-0.516	0.642	0.337	0.063	0.119
	Ni	-0.524	-0.598	0.062	-0.280	0.266	-0.651	-0.775
	Pb	-0.325	-0.635	0.408	-0.652	0.277	-0.576	-0.792
	Zn	-0.763	-0.789	-0.072	-0.361	0.011	-0.841*	-0.837*

表7 土壤与芦苇重金属间相关系数

Table 7 The correlation coefficient between soil and *Phragmites australis* heavy metals

芦苇		土壤						
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
植物地上部	As	0.724	0.640	0.443	-0.350	0.511	0.878*	0.741
	Cd	0.177	-0.261	-0.207	-0.150	-0.274	-0.062	-0.253
	Cr	-0.709	-0.864*	-0.087	-0.185	-0.231	-0.841*	0.905*
	Cu	0.368	0.384	-0.217	-0.078	-0.154	0.391	0.487
	Ni	-0.491	-0.720	0.299	-0.228	0.277	-0.572	-0.748
	Pb	-0.176	0.032	-0.784	0.190	-0.844*	-0.236	0.074
	Zn	-0.627	-0.916*	0.389	-0.522	0.288	-0.686	-0.910*
植物地下部	As	0.782	0.536	-0.085	-0.089	0.011	0.717	0.628
	Cd	0.056	-0.143	-0.418	-0.154	-0.415	-0.087	-0.051
	Cr	-0.362	-0.486	-0.378	0.021	-0.382	-0.527	-0.469
	Cu	-0.477	-0.573	0.647	-0.335	0.620	-0.407	-0.605
	Ni	0.014	-0.055	-0.774	0.268	-0.751	-0.197	-0.024
	Pb	-0.053	-0.224	-0.373	-0.237	-0.392	-0.168	-0.123
	Zn	-0.613	-0.932**	0.393	-0.595	0.278	-0.673	-0.913*

显著负相关,与芦苇地上及地下部 Zn 含量均呈现显著负相关。土壤中 Ni 元素与芦苇地上部 Pb 含量为显著的负相关,土壤中 Pb 元素与芦苇地上部 As、Cr 具有显著的相关性。在芦苇区,土壤中重金属元素对芦苇地上部重金属富集的影响更为显著。

3 结论

(1)黄河湿地小白河片区 3 种优势植被区内土壤均受到重金属的中度污染,其中 As、Cd、Zn 含量超过

国家一级标准,湿地土壤受 As、Cd、Zn 污染程度较为严重。

(2)小白河片区香蒲对 Ni 的富集效果最好,藨草对 Ni 的耐性较好,芦苇对 Zn 耐性较好,整体而言,该区域优势植物对 As、Cd、Zn 具有一定的耐性,但未达到修复效果。

(3)土壤中重金属元素与植物体内重金属元素具有一定的相关性,土壤中重金属含量会影响植物对重金属的富集和转运。

参考文献:

- [1] Page K, Harbottle M J, Cleall P J, et al. Heavy metal leaching and environmental risk from the use of compost-like output as an energy crop growth substrate[J]. *Scientific of the Total Environment*, 2014, 487(14): 260-271.
- [2] 滕 葳, 柳 琪. 重金属污染对农产品的危害与风险评估[M]. 北京: 化学工业出版社, 2010: 116-120.
TENG Wei, LIU Qi. Heavy metal pollution of agricultural products hazards and risk assessment[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2010: 116-120.
- [3] 李 鸣, 吴结春, 李丽琴. 鄱阳湖湿地 22 种植物重金属富集能力分析[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(6): 2413-2418.
LI Ming, WU Jie-chun, LI Li-qin. Absorption and accumulation of heavy metals by plants in Poyang Lake Wetland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(6): 2413-2418.
- [4] 刁维萍, 倪吾钟, 倪天华, 等. 水体重金属污染的生态效应与防治对策[J]. *广东微量元素科学*, 2003, 10(3): 1-5.
DIAO Wei-ping, NI Wu-zhong, NI Tian-hua, et al. Heavy metal pollution in water body: Ecological effects and control countermeasure[J]. *Trace Elements Science*, 2003, 10(3): 1-5.
- [5] 潘义宏, 王宏锭, 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*, 2014, 30(23): 6430-6441.
PAN Yi-hong, WANG Hong-bin, GU Zhao-ping, et al. Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 30(23): 6430-6441.
- [6] 潘 秀, 石福臣, 刘立民, 等. Cd、Zn 及其交互作用对互花米草中重金属的积累、亚细胞分布及化学形态的影响[J]. *植物研究*, 2012, 32(6): 717-723.
PAN Xiu, SHI Fu-chen, LIU Li-min, et al. Effects of Cd, Zn and their interactions on accumulation, subcellular distribution and chemical forms of heavy metals in *Spartina alterniflora*[J]. *Bulletin of Botanical Research*, 2012, 32(6): 717-723.
- [7] 刘永伟, 毛小苓, 孙莉英, 等. 深圳市工业污染源重金属排放特征分析[J]. *北京大学学报: 自然科学版*, 2010, 46(2): 279-285.
LIU Yong-wei, MAO Xiao-ling, SUN Li-ying, et al. Characteristics of heavy metals discharge from industrial pollution sources in Shenzhen[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2010, 46(2): 279-285.
- [8] Yao Y, Gao B, Zhang M, et al. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11): 1467-1471.
- [9] Visoottiviseth P, Francesconi K, Sridokchan W. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 118(3): 453-461.
- [10] Zhao F J, Ma J F, Meharg A A, et al. Arsenic uptake and metabolism in plants[J]. *New Phytologist*, 2008, 181(4): 777-794.
- [11] 王海慧, 郇恒福, 罗 瑛, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术[J]. *中国农学通报*, 2009, 25(11): 210-214.
WANG Hai-hui, HUAN Heng-fu, LUO Ying, et al. Soil contaminated by heavy metals and its phytoremediation technology[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(11): 210-214.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 三版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
BAO Shi-dan. *Agrochemical soil analysis*[M]. Third edition. Beijing: Chinese Agricultural Press, 2000.
- [13] 王庆仁, 崔岩山, 董艺婷. 植物修复-重金属污染土壤整治有效途径[J]. *生态学报*, 2001, 21(2): 326-331.
WANG Qing-ren, CUI Yan-shan, DONG Yi-ting. Phytoremediation an effective approach of heavy metal cleanup from contaminated soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(2): 326-331.
- [14] 国家环保总局科技标准司. GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]: 1995.
State Environmental Protection Administration of Science, Technology. GB 15618—1995 Soil environmental quality standards[S]. 1995.
- [15] 祝鹏飞, 宁 平, 曾向东, 等. 有色冶炼污染区土壤污染及重金属超积累植物的研究[J]. *安全与环境工程*, 2006, 13(1): 48-51.
ZHU Peng-fei, NING Ping, ZENG Xiang-dong, et al. Soil pollution and heavy metals hyperaccumulators around two sites contaminated by smelting[J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2006, 13(1): 48-51.
- [16] 赵善道, 赵学琴, 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, 33(1): 60-65.
ZHAO Shan-dao, ZHAO Xue-qin, ZUO Ping, et al. Accumulation capacity of heavy metals by *Phragmites australis* and assessment[J]. *Marine Environmental Science*, 2014, 33(1): 60-65.
- [17] 李 洋, 游少鸿, 林子雨, 等. 菖蒲对 5 种重金属富集能力的比较[J]. *江苏农业科学*, 2014, 42(11): 383-385.
LI Yang, YOU Shao-hong, LIN Zi-yu, et al. *Calamus* comparison with the five kinds of heavy metal accumulation ability[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2014, 42(11): 383-385.
- [18] 邢前国, 潘伟斌. 富含 Cd、Pb 植物焚烧处理方法的探讨[J]. *生态环境*, 2004, 13(4): 585-586.
XING Qian-guo, PAN Wei-bin. On incineration of plants with high concentration of cadmium and lead[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(4): 585-586.
- [19] 杨 刚, 伍 钧, 唐 亚, 等. 铅锌矿业废弃地草本植物重金属耐性研究[J]. *四川环境*, 2006, 25(4): 18-21.
YANG Gang, WU Jun, TANG Ya, et al. Tolerance to heavy metals of some herbages in mining wasteland[J]. *Sichuan Environment*, 2006, 25(4): 18-21.
- [20] 李庆华. 人工湿地植物重金属分布规律及富集研究[D]. 西安: 长安大学, 2014.
LI Qing-hua. Spatial distribution and accumulation characteristics of heavy metals in constructed wetlands plants[D]. Xi'an: Changan University, 2014.