

#### DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2018051203

殷山红,张智博,肖燕,等.东平湖菹草-上覆水-沉积物系统中汞、砷的赋存特征[J].环境化学,2019,38(3):635-643. YIN Shanhong, ZHANG Zhibo, XIAO Yan, et al. Distribution characteristic of mercury and arsenic in the *Potamogeton crispus*-overlying watersediment system of Dongping Lake[J].Environmental Chemistry,2019,38(3):635-643.

# 东平湖菹草-上覆水-沉积物系统中汞、砷的赋存特征\*

殷山红<sup>1,2</sup> 张智博<sup>1</sup> 肖 燕<sup>1</sup> 张 真<sup>1</sup> 姚春霞<sup>2</sup> 邓焕广<sup>1</sup> 张 菊<sup>1\*\*</sup>

(1. 聊城大学环境与规划学院, 聊城, 252059; 2. 上海市农业科学院农产品质量标准与检测技术研究所, 上海, 201403)

**摘 要**为了解东平湖菹草-上覆水-沉积物系统中重金属汞(Hg)和砷(As)的含量特征及相互关系,于2015年5月菹草生长的旺盛期在东平湖沿湖采集了33个点位的菹草、上覆水和表层沉积物样品,测定了Hg和As的总量,并采用生物富集系数法评价了菹草对上覆水和表层沉积物中Hg和As的富集能力.结果表明,东平湖上覆水中Hg和As浓度的均值分别为0.769μg·L<sup>-1</sup>和7.86μg·L<sup>-1</sup>,以地表水环境质量Ⅲ类水标准(GB3838—2002)为参比,As全部达标;Hg超标率为73.3%,其均值是Ⅲ类水标准值的7.7倍.表层沉积物中Hg和As的含量均值分别为0.072 mg·kg<sup>-1</sup>和17.09 mg·kg<sup>-1</sup>,分别为山东省土壤背景值的3.6倍和1.8倍.菹草中Hg和As的含量均值分别为0.169(干重)和2.11 mg·kg<sup>-1</sup>(干重).菹草对上覆水、表层沉积物中Hg、As的富集系数空间差异性较大,且对上覆水中Hg和As的富集系数(16.2—2581.9)远高于对表层沉积物中的富集系数(0.07—26.2).表层沉积物中Hg、As与有机质之间均呈显著正相关性,但Hg、As在菹草-上覆水-沉积物系统中相关性不显著,说明了该系统中Hg、As迁移的复杂性.

关键词 Hg, As, 水体, 生物富集, 东平湖.

## Distribution characteristic of mercury and arsenic in the Potamogeton crispus-overlying water-sediment system of Dongping Lake

YIN Shanhong<sup>1,2</sup> ZHANG Zhibo<sup>1</sup> XIAO Yan<sup>1</sup> ZHANG Zhen<sup>1</sup> YAO Chunxia<sup>2</sup>

 $DENG Huanguang^1 \qquad ZHANG Ju^{1**}$ 

 (1. School of Environment and Planning, Liaocheng University, Liaocheng, 252059, China;
 Institute for Agro-Product Quality Standards and Testing Technologies, Shanghai Academy of Agricultural Sciences, Shanghai, 201403, China)

**Abstract**: In order to understand the concentrations and correlations of mercury (Hg) and arsenic (As) in the *Potamogeton crispus* (*P. crispus*) - overlying water-sediment system of Dongping Lake, *P. crispus*, overlying water and surface sediment samples were collected in 33 sampling sites during the vigorous growing period of *P. crispus* in May, 2015. The total concentrations of Hg and As in the samples were analyzed, and the bioconcentration factors (BCFs) were calculated to assess the enrichment of Hg and As in overlying water and surface sediments by *P. crispus*. The results showed that the average concentrations of Hg and As were 0.769 and 7.86  $\mu$ g·L<sup>-1</sup> in the overlying water,

Corresponding author, Tel: 13963584137, E-mail: mickyjuzi@lcu.edu.cn

<sup>2018</sup>年5月12日收稿(Received: May 12, 2018).

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金(41401563),山东省自然科学基金(ZR2014JL028)和聊城大学大学生创业创新训练计划(CXCY2018163)资助. Supported by the National Natural Science Foundation of China(41401563), the National Natural Science Foundation of Shandong Province (ZR2014JL028) and Liaocheng University Students Entrepreneurship and Innovation Training Program (CXCY2018163).

<sup>\* \*</sup> 通讯联系人,电话:13963584137, E-mail: mickyjuzi@lcu.edu.cn

respectively. The As concentrations in the overlying water samples were all lower than the class III standard value of National Environmental Quality for Surface Water (GB 3838—2002), while the mercury concentrations in 73.3% samples exceeded the standard value and the average concentration of Hg was about 7.7 times of the standard value. The average concentrations of Hg and As in the surface sediments were 0.072 and 17.09 mg·kg<sup>-1</sup> respectively, which were about 3.6 and 1.8 times of the soil background values of Shandong Province. The average concentrations of Hg and As in *P. crispus* were 0.169 mg·kg<sup>-1</sup> and 2.11 mg·kg<sup>-1</sup> based on the dry weight. The BCFs of *P. crispus* for Hg and As in the overlying water and surface sediments showed great spatial difference, and the BCFs (16.2—2581.9) of *P. crispus* for Hg and As in the overlying water than in the surface sediments. The concentrations of mercury, arsenic and organic matter in the surface sediments were significantly positively correlated with each other, neither of Hg and As had significant correlations within the *P. crispus*-overlying water-sediment system, which indicated the complexity of the transportation of Hg and As in the system. **Keywords**; mercury, arsenic, water body, bioconcentration, Dongping Lake.

汞(Hg)和砷(As)因其高毒性、难降解性和生物累积性被公认为持久性有毒污染物的典型代表物质,同时作为环境中微量元素污染物的主要因子,严重威胁人类身心健康<sup>[1]</sup>.东平湖位于鲁西南平原,地处东经116°00′—116°30′、北纬35°30′—36°20′,属温带季风气候,东连大汶河,北通黄河,是我国东部地区典型的浅水型湖泊,也是南水北调东线工程的主要调蓄湖<sup>[2]</sup>.近年来,朱英<sup>[3]</sup>和张菊等<sup>[4]</sup>均发现东平湖水体中Hg含量高,且污染严重;而As作为致癌物虽未超过国家标准限值,但其健康风险值远大于非致癌物Hg.张菊等<sup>[5]</sup>还发现东平湖湖区北部即出湖区部分区域表层沉积物中Hg、As的含量较高,Hg作为主要的生态危害因子,其对潜在生态风险的平均贡献率可达29.6%.上述已有研究都是基于单一环境要素进行评价分析,而菹草(*Potamogeton crispus*,*P. erispus*)作为目前东平湖水生植物的优势物种,夏季覆盖湖面达80%以上,最大生物量为5.33 kg·m<sup>-2/6]</sup>,有研究表明其对湖泊水体中重金属具有一定的修复能力<sup>[7]</sup>,但对东平湖菹草对水体中Hg、As的富集研究还未见报道.

本研究通过对东平湖菹草、上覆水和沉积物进行系统同步采样,分析了菹草、上覆水、表层沉积物中 Hg和As的含量及其空间分布特征,并采用生物富集系数法探讨了菹草对上覆水、表层沉积物中Hg、As 的富集能力,以期为东平湖水体重金属污染防治提供基础资料与科学依据.

# 1 材料与方法(Materials and methods)

#### 1.1 样品采集与预处理

根据东平湖菹草生长特征,于 2015 年 5 月菹草生长旺盛期,在东平湖设置 33 个采样点,并采用 GPS 定位(图1),由于湖区西南部湖面广阔,底质比较均一,菹草生长较为旺盛,船只无法进入,故湖区 西南部采样点分布较为集中,但本次采样点的选择可代表东平湖的整体环境,并于每个采样点同步采集 上覆水、菹草、表层沉积物样品,共计 99 个.采用有机玻璃采水器于水面以下 0.5 m 处采集上覆水样品, 置于聚乙烯瓶中加入 HNO<sub>3</sub>使其 pH<2,同时用 HI 9147 型便携式溶解氧仪(HANNA,德国)现场测定 DO 含量;采用水草定量夹(CCYQ-2,中国科学院南京湖泊研究所专利)采集菹草样品分装于大自封袋中; 用自制的原状沉积物采样器采集表层(0—5 cm)沉积物样品置于自封袋.水样和表层沉积物样品均放入 便携式冷藏箱中保存.

所有样品运回实验室后, 菹草样品用自来水充分冲洗 3 遍, 去除泥沙、污物, 再用去离子水冲洗 3 遍, 用滤纸将菹草样品上的水揩干, 在冷冻干燥机内冷冻干燥后磨碎, 置于聚乙烯袋中保存; 而表层沉积物样品经冷冻干燥后, 剔除贝壳、根系等杂质, 用木棍碾碎并用玛瑙研钵磨碎过 100 目筛备用.





#### 1.2 样品测定

上覆水样品采用氯化溴消解,硫脲-抗坏血酸溶液还原,操作步骤详见参考文献[8];菹草、表层沉积物样品均采用王水(3 V<sub>HCl</sub>:1 V<sub>HNO</sub>,)水浴加热消解,硫脲-抗坏血酸溶液还原,操作步骤详见参考文献[9]. 所有消解后样品均采用双道原子荧光光度计仪器(AFS-933,北京吉天)测定 Hg、As 含量,采用重铬酸钾 氧化-外加热法<sup>[10]</sup>测定表层沉积物中有机质的含量.实验过程中所用试剂等级均为优级纯,装置器皿均 经 20% HNO<sub>3</sub>浸泡 24 h 以上,用去离子水洗净.每批样品均做 3 个空白检测和 3 个平行样.

Hg、As分析过程中分别采用地矿部物化探研究所生产的国家标准物质灌木枝叶(GB W07603 (GSV-2))、水系沉积物(GB W07309(GSD-9))来控制菹草、表层沉积物样品消解及测定方法的精密度和准确度,Hg、As含量的相对标准偏差均小于 8%,方法回收率在 98%—105%之间. 1.3 评价方法与数据分析

为了评价 Hg、As 在菹草-上覆水-沉积物系统中的赋存特征及其迁移能力,采用生物富集系数 (bioconcentration factors, BCF)分析菹草对上覆水和表层沉积物中 Hg、As 的富集能力.生物富集系数,即 BCF 是植物组织(干重)中物质的浓度( $C_{\rm b}$ )与溶解于水中的浓度( $C_{\rm w}$ )或沉积物中的浓度( $C_{\rm s}$ )之 比<sup>[11-12]</sup>.式为:BCF =  $C_{\rm b}/C_{\rm w/s}$ ,式中, $C_{\rm b}$ 为植物重金属的浓度, mg·kg<sup>-1</sup>, $C_{\rm w}$ 为水体中该重金属的浓度, mg·L<sup>-1</sup>, $C_{\rm s}$ 为表层沉积物重金属浓度, mg·kg<sup>-1</sup>.富集系数的数值越大,表明该植物对重金属的富集能力 和重金属的迁移性则越强<sup>[13]</sup>.

采用 Excel 2003、SPSS 18.0 处理分析实验所得数据,运用 ArcGIS 10.2 和 Origin 2015 完成绘图工作.

## 2 结果与讨论(Results and discussion)

#### 2.1 东平湖上覆水、表层沉积物和菹草中 Hg、As 赋存特征

根据山东省水功能区划和南水北调东线工程对输水干线水体水质的要求,东平湖为Ⅲ类水体,执行 《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类水质标准<sup>[14]</sup>,如表1所示,东平湖上覆水 Hg 浓度均值是 Ⅲ类水标准限值的7.7倍,超标率为73.3%,最大值出现在21号采样点(见图2),最大值为4.11 μg·L<sup>-1</sup>, 超过国内外报道的大多数水体中的 Hg 浓度,这可能与该采样点位离围网养殖区近,水体污染所致;各 采样点 As 浓度均可达标.





	ШĄ	€1 东平湖上覆	夏水、表层沉积。	物和菹草 Hg、	As 含量水平				
Table 1	Concentrations	of Hg and As in	overlying water	surface sedim	ents and P. crisp.	us of Dongping	Lake		
		上覆水			表层沉积物			菹草(于重)	
		Overlying water			Surface sediments		F	crispus( dry wei	ght)
参数 Parameters	H <sup>g</sup> /	As/	D0/	Hg/	As/	/WO	He/	As/	湿生物量 Biomass based on
	$(\mu g \cdot L^{-1})$	(µg•L <sup>-1</sup> )	$(\mathrm{mg}\cdot\mathrm{L}^{-1})$	(mg•kg <sup>-1</sup> )	(mg•kg <sup>-1</sup> )	(g•kg <sup>-1</sup> )	(mg·kg <sup>-1</sup> )	(mg•kg <sup>-1</sup> )	wet weight/ (kg•m <sup>-2</sup> )
平均值 Average	0.769	7.86	7.71	0.072	17.09	26.13	0.169	2.11	2.63
最小值 Minimum	ND	ND	5.26	0.029	6.43	3.95	ND	ND	0.88
最大值 Maximum	4.110	16.49	10.22	0.118	35.49	99.83	1.074	4.89	4.90
S.D.	0.906	4.14	1.34	0.024	4.80	19.30	0.241	1.17	1.22
CV/%	117.82	52.67	17.38	33.33	28.09	73.86	142.60	55.45	46.39
中国地表水Ⅲ类水质标准值 <sup>[14]</sup> The type Ⅲ standard values of Surface Water <sup>[14]</sup>	0.1	50	Ŋ	I	I	I	I	Ι	I
世界卫生组织饮用水质标准限值 <sup>[17]</sup> The standard values of WHO's guidelines for drinking-	Т	10		Ċ	I	I	I	I	I
water quality <sup>[17]</sup>									
土壤环境质量二级标准值 <sup>[18]</sup> Soil grade II standards <sup>[18]</sup>	I	I	I	0.50	30	I	I	I	I
山东省土壤背景值 <sup>[21]</sup> The soil background values of Shandong Province <sup>[21]</sup>	Ι	I	I	0.02	9.30	11.6	Ι	I	I
Titicaca Lake <sup>[15]</sup>	<0.034	10	Ι	Ι		Ι	Ι	Ι	
Po River <sup>[20]</sup>	I	I	I	0.16		I	Ι	I	
乌梁素海[16] Ulansuhai Lake <sup>[16]</sup>	1.04	6.67	I	I	)	I	I	I	
南四湖 <sup>[19]</sup> Nansihu Lake <sup>[19]</sup>	l		I	0.048	14.41		I	I	
注:"ND"代表低于检出限;"-"表示无数据. Notes:"ND" means not detected;"-" means no data.									

3 期

东平湖上覆水 Hg 平均浓度高于秘鲁的 Titicaca 湖<sup>[15]</sup>,但低于内蒙古自治区的乌梁素海<sup>[16]</sup>,As 浓度均值高于乌梁素海平均浓度,但低于秘鲁的 Titicaca 湖.与世界卫生组织饮用水质标准<sup>[17]</sup>相比,东平湖上覆水各采样点 Hg、As 浓度超标率分别为 33.3%、30.0%.由于菹草的光合作用,湖水中 DO 含量较高,水质较好.

东平湖各采样点表层沉积物 Hg 含量均达到土壤环境质量二级标准(GB 15618—1995)<sup>[18]</sup>, As 的超标率为 3.0%, 分别是南四湖表层沉积物中 Hg、As 含量均值的 1.5 和 1.2 倍<sup>[19]</sup>, 但 Hg 含量均值显著低于意大利的 Po 河<sup>[20]</sup>.与山东省土壤背景值<sup>[21]</sup>相比, 表层沉积物 Hg、As 和有机质的平均含量均显著高于背景值(P<0.01), 分别约为背景值的 3.6、1.8 和 2.3 倍.东平湖菹草湿生物量范围在 0.88—4.90 kg·m<sup>-2</sup> 之间, 平均值为 2.63 kg·m<sup>-2</sup>, 低于 2009 年张金路等<sup>[6]</sup>测定的东平湖菹草湿生物量最大值(5.33 kg·m<sup>-2</sup>) 与均值(3.27 kg·m<sup>-2</sup>). 菹草中 Hg 含量均值为 0.169 mg·kg<sup>-1</sup>; As 含量均值为 2.11 mg·kg<sup>-1</sup>, 是武汉东湖 多种水生植物 As 含量均值的 7.5 倍<sup>[22]</sup>.经单因素方差分析(One-way ANOVA)表明, 菹草中 Hg 的含量 显著高于表层沉积物中 Hg 的含量; 菹草中 As 含量显著低于表层沉积物中 As 含量.

根据 Wilding<sup>[23]</sup> 对变异程度的划分,由表 1 可知,本研究中菹草、上覆水中 Hg、As 含量均为高度变 异(CV>36%),表层沉积物中 Hg、As 含量为中度变异(15% < CV < 36%),可见菹草-上覆水-沉积物系统 中 Hg、As 含量的分布具有较大的空间差异性.如图 2 所示,菹草、上覆水、表层沉积物中 Hg 含量最高点 位分别为 22、21、1 号点位,As 含量最高点位分别为 22、25、1 号点位.经过实地调查发现,这些 Hg、As 含 量高的点位大多位于大汶河入湖口处及水产养殖区,与朱英<sup>[3]</sup>和张菊等<sup>[4-5]</sup>的研究结果较为一致. 2.2 东平湖菹草对 Hg、As 的富集特征

菹草对水体中重金属具有一定的富集能力,可修复水体中重金属污染<sup>[24]</sup>,当富集系数大于1,说明 菹草对水体中的重金属具有一定的修复能力,富集系数小于1,则对水体中的重金属污染未达到修复 效果<sup>[25]</sup>.

各采样点菹草对上覆水中 Hg、As 的富集系数如图 3 所示,其范围分别为 16.2—2464.3 和 36.2—2581.9,均值分别为 609.1 和 385.7(未检出样品均不计算富集系数),各点位的富集系数均大于 1,甚至对上覆水中个别采样点的 Hg、As 富集上千倍,说明菹草对上覆水中 Hg、As 的富集能力强,可修复上覆水中 Hg、As 污染;同一采样点,菹草对上覆水中 Hg、As 的富集系数相差较大,总体表现为 BCF<sub>Hg</sub> > BCF<sub>As</sub>,说明菹草对上覆水中 Hg 的吸收、富集能力大于 As,可知菹草对水中 Hg 污染具有较强的修复能力.

菹草对表层沉积物中 Hg 的富集系数范围是 0.07—26.2,均值为 4.2,这表明菹草对表层沉积物中 Hg 也有吸收、富集能力,具有一定的修复效果;对表层沉积物中 As 的富集系数在 0.02—0.29 之间,均值 为 0.19,富集系数均小于 1,表明菹草对表层沉积物中 As 的富集能力较弱,未有显著修复效果.菹草对上 覆水中 Hg、As 的富集系数的平均值约是对表层沉积物的富集系数的 145 倍和 2000 倍,由此可见,菹草 对上覆水中 Hg、As 的富集能力显著高于对表层沉积物的富集,且菹草对上覆水中 Hg 和 As 具有较好的 修复能力,这可能与菹草作为沉水植物,可充分吸附水中重金属于其表面和体内,从而修复水体 Hg、As 污染;但其根系不发达,故对底泥中重金属元素的富集能力较低有关<sup>[26]</sup>.此外,菹草对上覆水、沉积物中 Hg、As 富集能力的空间变异较大,与本研究上覆水、表层沉积物中 Hg、As 含量的空间差异具有较好的 一致性.

2.3 东平湖菹草-上覆水-沉积物系统中 Hg、As 含量的相关性分析

为探究 Hg 和 As 在东平湖菹草-上覆水-沉积物系统中的迁移转化,对该系统中 Hg、As 含量及其理 化指标数据进行了 Pearson 相关性分析.如表 2 所示,上覆水中 DO 与菹草中的 Hg 含量之间存在显著正 相关关系(P<0.05),这可能是由于菹草生长旺盛,导致上覆水中 DO 含量升高,促进了菹草对 Hg 元素 的富集;上覆水中 DO 与上覆水中 As 含量呈显著负相关关系(P<0.05),上覆水中 DO 含量高可氧化水 中 Fe(II)生成新生态氢氧化铁,从而对水中 As 元素有极强的吸附能力,具有除砷效果<sup>[27]</sup>;此外,田渭花 等<sup>[28]</sup>的研究结果表明,水生植物生长旺盛,可吸附水中 As 元素于其表面或进入其体内而对上覆水中 As 元素具有一定去除作用.表层沉积物中 Hg、As 与有机质含量之间均呈显著正相关性,可知东平湖表层沉 积物有机质含量可间接反映沉积物中重金属含量,有机质对重金属具有一定的络合作用,影响了沉积物 中重金属的累积<sup>[29]</sup>.



图 3 各采样点菹草对上覆水、表层沉积物中 Hg 和 As 的富集系数



表 2 东平湖菹草-上覆水-沉积物系统各指标间	的 Pearson 相关系数
-------------------------	----------------

Table 2	Pearson correlation	coefficients of	mercury a	and arsenic	concentrations	and p	hysiochen	nical	propert	ties
---------	---------------------	-----------------	-----------	-------------	----------------	-------	-----------	-------	---------	------

in the P	orienue	overlying	water codiment	evetom	of	Jongning	معلما
	CI INTILA	-uvenvnig	water-seuthern	SVSICILI		<i>n</i> myrmmy	

in the	• • • • • • • • • • • • • • • • • • •	ing water	scument	system of D	onsping La	nc .		
\$ ¥4		上覆水		÷	表层沉积物		菹	草
<i>参</i> 奴	0	verlying wate	r	Sur	face sedimer	nts	<i>P. cr</i>	ispus
Parameters	Hg	As	DO	Hg	As	ОМ	Hg	As
As/(上覆水) As/(Overlying water)	-0.009							
DO/(上覆水) DO/(Overlying water)	-0.030	$-0.414^{b}$						
Hg/(表层沉积物) Hg/(Surface sediments)	0.056	0.125	-0.130					
As/(表层沉积物) As/(Surface sediments)	-0.309	0.109	-0.114	$0.438^{\mathrm{b}}$				
OM/(表层沉积物) OM/(Surface sediments)	-0.124	0.166	-0.324	$0.437^{\mathrm{b}}$	0.596 <sup>a</sup>			
Hg/(菹草) Hg/(P. crispus)	0.036	0.252	$0.352^{\mathrm{b}}$	-0.220	-0.022	-0.066		
As/(菹草) As/(P. crispus)	-0.172	-0.021	0.280	$-0.395^{\mathrm{b}}$	-0.184	-0.221	0.242	
湿生物量/(菹草) Biomass based on wet weight/( <i>P. crispus</i> )	-0.151	-0.246	0.495ª	0.128	0.143	-0.034	0.242	-0.182

注:n=33; a 表示 P <0.01; b 表示 P<0.05.

Notes: a Correlation is significant at the 0.01 level (two-tailed); b Correlation is significant at the 0.05 level (two-tailed).

38 卷

Hg和As在菹草-上覆水-沉积物系统中均无显著相关性,这反映了Hg、As元素在该系统迁移转化的复杂性,可能与菹草-上覆水-沉积物系统中重金属迁移不仅受自身浓度的影响,还受其赋存化学形态及pH值,氧化还原条件等水体环境因素的影响有关,复杂的环境因素导致其迁移转化规律性较差<sup>[30]</sup>;但对各采样点菹草对上覆水和表层沉积物中Hg、As的富集系数进行Pearson相关性分析,结果表明,菹草对上覆水和表层沉积物中Hg的富集系数之间呈显著正相关性(r=0.480,P<0.05),对上覆水和表层沉积物中As的富集系数之间呈极显著正相关性(r=0.568,P<0.01),这说明Hg、As在菹草-上覆水和表层沉积物中As的富集系数之间呈极显著正相关性(r=0.568,P<0.01),这说明Hg、As在菹草-上覆水和表层(P<0.01),可见菹草在生长旺盛期能显著提高水体中DO含量.但菹草湿生物量与菹草、上覆水和表层沉积物中Hg、As含量之间均无显著相关性(P>0.05),这表明菹草对Hg、As有较好的耐受性.

菹草作为沉水植物,可富集上覆水及沉积物中重金属元素,Deng等<sup>[32]</sup>研究表明菹草腐烂可将其富 集的 Cd、Cr、Cu、Fe、Mn、Pb 和 Zn 等重金属释放到水体中,再沉积到湖泊底部,增加了湖泊水体和沉积物 重金属二次污染的风险.因此,建议在菹草腐烂前,即春末夏初5月份时打捞菹草等水生植物,以降低菹 草等水生植物腐烂对水体造成的二次污染.

### 3 结论(Conclusion)

(1)东平湖上覆水中 As、DO 含量均达到《地表水环境质量标准》Ⅲ类水标准,Hg 超标率为 73.3%; 各采样点表层沉积物中 Hg、As 平均含量均显著高于山东省土壤背景值,分别约为背景值的 3.6 倍和 1.8 倍;菹草中 Hg 和 As 含量均值分别是 0.169 mg·kg<sup>-1</sup>(干重)和 2.11 mg·kg<sup>-1</sup>(干重),且含量的空间变 异大.

(2)东平湖菹草对上覆水中 Hg、As 的富集能力显著高于对表层沉积物的富集,且富集能力的空间 变异性较大;菹草对上覆水中 Hg 和 As 具有较好的修复能力,对表层沉积物中的 As 不具有显著的富集 作用.

(3)Hg、As 在菹草-上覆水-沉积物系统内均无显著相关性,但菹草对上覆水和表层沉积物中 Hg、As 的富集系数之间均呈显著正相关性,说明其迁移的复杂性,需进一步进行探讨研究.

#### 参考文献(References)

- [1] 蹇丽, 刘洁, 李慧君, 等. 红树林沉积物汞、砷形态分布研究——以东寨港为例[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(7): 15-24.
  JIAN L, LIU J, LI H J, et al. Speciation characteristics of Hg and As in mangrove sediments-a case study at Dongzhai Harbor[J].
  Environmental Pollution & Control, 2016, 38(7): 15-24(in Chinese).
- [2] 类宏程,武周虎,王芳,等.南水北调东线东平湖水流水质模拟[J].人民黄河,2014,36(7):80-83.
  LEIHC,WUZH, WANGF, et al. Water flow and quality simulation of Dongping Lake in the East-Route of South-to-North Water Transfer Project[J]. Yellow River, 2014, 36(7): 80-83(in Chinese).
- [3] 朱英. 东平湖重金属污染物分布特征及其存在形态的研究[D]. 济南:山东大学, 2005.
  ZHU Y. Distribution characteristics and speciation of heavy metal pollutants in Dongping Lake[D]. Ji'nan: Shandong University, 2005(in Chinese).
- [4] 张菊,邓焕广,陈诗越,等.东平湖水源地水环境健康风险初步评价[J].安全与环境学报,2011,11(6):111-115.
  ZHANG J, DENG H G, CHEN S Y, et al. Eco-environmental health risk assessment of Dongping Lake water-resources[J]. Journal of Safety and Environment, 2011, 11(6):111-115(in Chinese).
- [5] 张菊,何振芳,董杰,等.东平湖表层沉积物重金属的空间分布及污染评价[J]. 生态环境学报, 2016, 25(10): 1699-1706.
  ZHANG J, HE Z F, DONG J, et al. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in the surface sediments of Dongping Lake
  [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(10): 1699-1706(in Chinese).
- [6] 张金路,段登选,王志忠.东平湖菹草大面积衰亡的危害及防治对策[J].环境研究与监测,2009,22(2):31-33.
  ZHANG J L, DUAN D X, WANG Z Z. Hazards and countermeasures of large area decline in *Potamogeton crispus* from Dongping Lake[J].
  Environmental Study and Monitoring, 2009,22(2):31-33(in Chinese).
- [7] 胡天印,谢佩君,晏丽蓉,等. 菹草对底泥中重金属污染的修复效果[J]. 生态科学, 2014, 33(6): 1182-1188. HU T Y, XIE P J, YAN L R, et al. Repairing effect of *Potamogeton crispus* on heavy metal pollution in sediment[J]. Ecological Science, 2014, 33(6): 1182-1188(in Chinese).
- [8] 孙超,陈振楼,张翠,等.上海市主要饮用水源地水重金属健康风险初步评价[J].环境科学研究,2009,22(1):60-65. SUN C, CHEN Z L, ZHANG C, et al. Health risk assessment of heavy metals in drinking water sources in Shanghai, China[J]. Research of Rnvirnnmental Snienres, 2009, 22(1): 60-65(in Chinese).
- [9] 陶征楷,毕春娟,陈振楼,等. 滴水湖沉积物中重金属污染特征与评价[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(12): 1714-1720. TAO Z K, BI C J, CHEN Z L, et al. Pollution characteristics and assessment of heavy metals in the sediments from Dishui Lake[J].

Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2014, 23(12): 1714-1720(in Chinese).

- [10] 杜森, 高祥照. 土壤分析技术规范[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006: 36-39.
- DU S, GAO X Z. Technical specification for soil analysis [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006; 36-39(in Chinese).
- [11] GRANEL T, ROBINSON B, MILLS T, et al. Cadmium accumulation by willow clones used for soil conservation, stock fodder, and phytoreinediation [J]. Australian Journal of Soil Research, 2002, 40(8): 1331-1337.
- [12] LAFABRIE C, MAJOR K M, MAJOR C S, et al. Trace metal contamination of the aquatic plant *Hydrilla verticillata* and associated sediment in a coastal Alabama creek (Gulf of Mexico-USA) [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 68: 147-151.
- [13] 李庚飞. 某矿区附近不同作物对 3 种重金属富集能力的研究[J]. 中国农学通报, 2012, 28(26): 257-261.
  LI G F. Study on the concentration capacity to three kinds of heavy metals for different crops around the gold area[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2012, 28(26): 257-261(in Chinese).
- [14] 国家环境保护总局,国家质量监督检验检疫总局.GB3838-2002,地表水环境质量标准[S].北京:中国环境科学出版社,2002. State Environmental Protection Administration of China, State Administration for Quality Supervision and Inspection and Quarantine of China. Environmental quality standards for surface water: GB 3838-2002[S], 2002(in Chinese).
- [15] GAMMONS H C, SLOTTON G D, GERBRANDT B, et al. Mercury concentrations of fish, river water, and sediment in the Río Ramis-Lake Titicaca watershed, Peru[J]. Sci Total Environ, 2006, 368: 637-648.
- [16] 王利明,张生,赵胜男,等. 乌梁素海水体重金属浓度及空间分布特征[J]. 环境与健康杂志, 2014, 31(12): 1088-1089.
  WANG L M, ZHANG S, ZHAO S N, et al. Spatial distribution characteristics of heavy metals in Ulansuhai Lake [J]. Journal of Environment and Health, 2014, 31(12): 1088-1089(in Chinese).
- [17] Organization WH ed. Guidelines for drinking-water quality: Recommendations[S]. World Health Organization, 2004.

[18] 环境保护部. GB15618-1995, 土壤环境质量标准[S]. 北京:中国标准出版社, 2006.
 Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Environmental quality standard for soils: GB 15618-1995[S].
 Beijing: Standards Press of China, 2006(in Chinese).

- [19] 刘良,张祖陆. 南四湖表层沉积物重金属的空间分布、来源及污染评价[J]. 水生态学杂志, 2013, 34(6): 7-15. LIU L, ZHANG Z L. Spatial distribution, sources and pollution assessment of heavy metals in the surface sediments of Nansihu Lake[J]. Journal of Hydroecology, 2013, 34(6): 7-15(in Chinese).
- [20] VIGANÒ L, ARILLO A, BUFFAGNI A, et al. Quality assessment of bed sediments of Po River (Itality) [J]. Water Research, 2003, 37 (3): 501-518.
- [21] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990:329-493.
  Environmental Monitoring Station. Background value of soil elements in China[M]. Beijing: China Environment Science Press, 1990:329-493(in Chinese).
- [22] 孙宇婷,王海云,张婷,等.武汉东湖水生植物重金属分布现状研究[J].长江科学院院报,2016,33(6):8-11. SUN Y T, WANG H Y, ZHANG T Y, et al. Distribution of heavy metals in hydrophytes from the East Lake of Wuhan[J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2016, 33(6): 8-11(in Chinese).
- [23] WILDING L P. Spatial variability: Its documentation, accommodation and implication to soil surveys [M]//NIELSEN D R, BOUMA J. Soils Spatial Variability. Wageningen; PUDOC publishers, 1985; 166-194.
- [24] 高海荣,陈秀丽,赵爱娟,等.5种沉水植物对重金属富集能力的对比研究[J].环境保护科学,2016,42(4):101-105. GAO H R, CHEN X L, ZHAO A J, et al. Comparison of heavy metal accumulation by five submerged macrophytes[J]. Environmental Protection Science, 2016, 42(4): 101-105(in Chinese).
- [25] 高静湉,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.
   CAQ LT DUFY II WP et al. Content and accumulation characteristics of heavy metals in dominant plants in Xiaohaihe Area of the
- GAO J T, DU F Y, LI W P, et al. Content and accumulation characteristics of heavy metals in dominant plants in Xiaobaihe Area of the Yellow River Wetaland [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(11): 2180-2186(in Chinese).
- [26] 杜璟.水生植被恢复对沉积物重金属迁移转化的影响[D].上海:华东师范大学,2011. DU J. Effects of aquatic vegetation restoration on migration and transformation of heavy metals in sediments[D]. Shanghai: East China Normal University, 2011(in Chinese).
- [27] 关小红,李修华,姜利,等,氧化-混凝法去除水中 As(Ⅲ)的研究进展[J]. 环境科学与技术,2009,32(8):88-92. GUAN X H, LI X H, XIANG L, et al. Review on As(Ⅲ) removal by oxidation and subsequent coagulation[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32(8): 88-92(in Chinese).
- [28] 田渭花,王蕾,关建玲,等. 渭河陕西段水体重金属污染现状及其来源探析[J]. 环境工程技术学报, 2017, 7(6): 684-690. TIAN W H, WANG L, GUAN J L, et al. Heavy metal pollution and source analysis of Weihe River Shaanxi Province[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2017, 7(6): 684-690(in Chinese).
- [29] 王洪涛,张俊华,丁少峰,等. 开封城市河流表层沉积物重金属分布、污染来源及风险评估[J]. 环境科学学报, 2016, 36(12): 4520-4530.
  WANG H T, ZHANG J H, DING S F, et al. Distribution characteristics, sources identification and risk assessment of heavy metals in surface sediments of urban rivers in Kaifeng[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(12): 4520-4530(in Chinese).
- [30] GOLIMOWSKI J, SZCZEPAŃSKA T. Voltammetric method for the determination of Zn, Cd, Pb, Cu and Ni in interstitial water [J]. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry, 1996, 354(5-6): 735-737.
- [31] 潘义宏,王宏镔,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,2010,30(23):6430-6441.
  PAN Y H, WANG H B, GU Z P, et al. Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(23): 6430-6441(in Chinese).
- [32] DENG H G, ZHANG J, CHEN S Y, et al. Metal release/accumulation during the decomposition of *Potamogeton crispus* in a shallow macrophytic lake [J]. Journal of Environmental Sciences, 2016, 42(4): 71-78.