

红枫湖富营养化水体生态修复中水生植物化学成分*

王敬富^{1,2} 陈敬安^{1**} 濮培民³ 李 键¹ 杨永琼^{1,2} 杨海全^{1,2}

(¹中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; ²中国科学院研究生院, 北京 100049; ³中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘 要 高原山区深水型湖泊水深大、水位变化剧烈,不利于水生植物生长,通常的浅水湖泊生态修复技术难以应用。本文选取贵州红枫湖这一典型的高原深水湖泊作为试验点,在右二湖湾以浮岛为载体引种多种水生植物,并对植物根茎叶中的氮、磷及重金属成分进行了分析。结果表明:各水生植物氮含量为菹草>鲁梅克斯>聚合草,磷含量为菹草>伊乐藻>鲁梅克斯,氮、磷元素去除效果较好的植物为菹草、伊乐藻、鲁梅克斯;试验植物对重金属 Cu、Cd、Pb、Zn 和 Hg 均具有一定的耐受性,植物内不同重金属的累积浓度为 Zn>Pb>Cu>>Cd>Hg,重金属富集系数根>叶>茎,Zn/Cd 比值为叶>茎>根;总体上,黑麦草、鲁梅克斯和菹草重金属的富集系数较高;植物中总氮(TN)与总磷(TP)含量呈显著正相关,重金属与营养元素之间不存在明显的相关性。试验表明,陆生植物依靠浮岛载体能在水面较好地生长,可应用于深水型湖泊污染水体生态修复。在实际应用时,需结合水体污染特点和植物吸收特性选择最佳植物组合类型。

关键词 水生植物;氮、磷;重金属;生态修复

中图分类号 X524 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2012)9-2312-07

Chemical components of aquatic plants applied in ecological restoration of eutrophic water in Lake Hongfeng, Guizhou Province of Southwest China. WANG Jing-fu^{1,2}, CHEN Jing-an^{1**}, PU Pei-min³, LI Jian¹, YANG Yong-qiong^{1,2}, YANG Hai-quan^{1,2} (¹State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; ²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; ³Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(9): 2312–2318.

Abstract: The deep lakes in Plateau Canyon, because of their deep water and their dramatic water level change, are not conducive to the growth of aquatic plants, and thus, the ecological restoration techniques used for shallow lakes are difficult to be applied in deep lakes. In this study, various kinds of aquatic plants were planted on the floating island carrier in Youer Bay at the Lake Hongfeng, a typical plateau deep lake in Guizhou, and the chemical components (nitrogen, phosphorus, and heavy metals) in the roots, stems, and leaves of the plants were analyzed. The nitrogen content of the plants was *Potamogeton crispus* > *Rumex* > *Silpniumper foliatum*, the phosphorous content was *P. crispus* > *Elodea muttallii* > *Rumex*, and the effective plants for both nitrogen- and phosphorus removal were *P. crispus*, *E. muttallii*, and *Rumex*. All test aquatic plants could accumulate the heavy metals Cu, Cd, Pb, Zn, and Hg. The cumulative concentration of the heavy metals in the plants was in the order of Zn > Pb > Cu >> Cd > Hg. In different parts of the plants, root had a higher bioaccumulation coefficient than stem and leaf. The Zn/Cd ratio was higher in leaves than in stems and roots. Overall, *Lolium perenne*, *Rumex*, and *P. crispus* had greater potential application prospect in water phytoremediation. There was a significant positive correlation between plant total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), but no obvious correlation between plant nutrients and heavy metals. The plant heavy metals were

* 国家科技支撑计划项目(2011BAC02B0201)、贵阳市科技计划项目和环境地球化学国家重点实验室开放课题项目资助。

** 通讯作者 E-mail: chenjingan@vip. skleg. cn

收稿日期: 2012-02-15 接受日期: 2012-05-08

significantly positively correlated with each other. This study also showed that terrestrial plants could grow well on the floating island barrier, being available in the ecological remediation of the polluted water in deep lakes. In practice, both the water pollution and the plant absorption characteristics should be considered in selecting the best plant combinations.

Key words: aquatic plant; nitrogen and phosphorus; heavy metal; ecological restoration.

湖泊水生植物不仅是湖泊渔业的主要天然饵料,也是湖泊生态系统演化和湖泊生态平衡的重要调控者(Ozimek *et al.* ,1990; Engel,1998)。水生植物直接吸收水中物质,降低水体污染负荷,与其共生的微生物通过化感物质和生存竞争遏制藻类,从而有效改善水质(濮培民等,2005)。利用水生植物修复富营养化水体,既可以较高性价比实现水体生态修复,又可增加水体污染物的资源化利用(黄永杰等,2006;濮培民等,2009;潘义宏等,2010)。因此,研究在不同环境条件下利用高等植物吸收富集营养盐、遏制藻类暴发和去除有害重金属具有重要理论和实际意义(Tomsett & Thurman,1988; Salt *et al.* ,1995; Mattina *et al.* ,2003; 何俊等,2008; 黄亮等,2010)。20 世纪 90 年代以来,国内外的研究人员已相继筛选出了一批能够高效地去除水中各种污染物的植物,这些种类已应用于实际水治理工程(余远松和邓润坤,2000;陈荷生,2001;Giraldo,2002;靖元孝等,2002;侯文华等,2004)。考虑到大多数水生植物净化污染水体后的处理以及回收容易造成二次污染,很多学者尝试利用浮床技术直接将经过驯化的陆生经济植物和花卉种植到水中,增加植物本身的资源化利用效率,降低了环境风险(杨加文,2009)。但是,目前水生植物生态修复研究和工程示范大多是在河道、城市水环境和浅水湖泊中开展的,针对深水湖泊的水生植物生态修复研究报道比较少。

红枫湖是我国西南高原典型的山区深水型人工水库,近十年来水体富营养化日益严重,突发性水质恶化事件时有发生(Chen *et al.* ,2009)。高原深水型湖泊因水体深度大、水位变化剧烈,自然条件下水生植物难以生长,通常的浅水湖泊生态修复技术难以应用。笔者在贵州红枫湖右二湖湾,通过构建水生植物生态修复工程引种了多种水生植物,并对水

生植物的氮、磷及重金属的生态修复效果进行对比,以期对我国西南高原山区深水型湖泊富营养化治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 围隔试验区

红枫湖是贵州高原中部最大的人工河道水库(106°19'E—106°28'E,26°26'N—26°35'N),湖泊面积 57.2 km²,最大水深 45 m,平均水深 10.5 m,是贵阳市主要饮用水源(Chen *et al.* ,2009),湖水主要理化性质见表 1。生态修复工程试验点位于右二湖湾,丰水期水深约 10 m,水位变幅达 7 m 左右,工程使用不透水材料、浮体及重压物制成软隔离带,围成多边形试验区,工程范围约为 1.3 万 m²,在工程内布设多组水生植物浮岛,可随水流在一定范围内漂浮(图 1)。

1.2 引种的主要高等植物

从 2008 年 10 月初开始,生态修复工程利用浮岛技术先后引种了美人蕉(*Canna indica*)、大蒜(*Allium sativum*)、聚合草(*Symphytum officinale*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)、黑麦草(*Lolium*

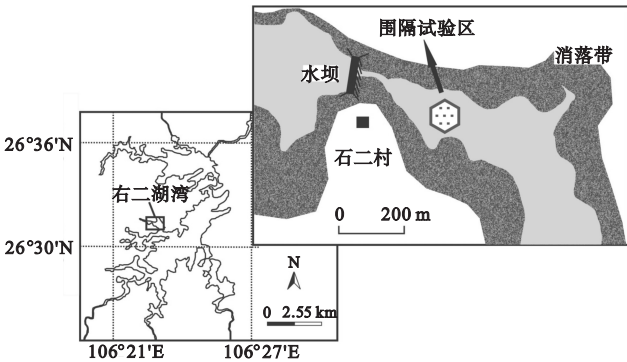


图 1 红枫湖物理生态工程实验区位置示意图
Fig.1 Sketch of Lake Hongfeng PEEN experimental area

表 1 红枫湖水体的主要理化性质
Table 1 Main physical and chemical properties of water in Lake Hongfeng

	pH 值	电导率 ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	溶解氧 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	化学需氧量 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	透明度 (m)	总磷 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	总氮 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
范围	7.5 ~ 8.9	0.3 ~ 0.5	5.4 ~ 10.4	1.5 ~ 5.5	1.2 ~ 2.8	0.08 ~ 0.03	1.6 ~ 2.5
均值	8.5	0.4	8.8	3.5	1.8	0.05	1.8

perenne)、串叶松香草(*Silpnum perfoliatum*)、鲁梅克斯(*Rumex*)、香根草(*Vetiveria zizanioids*)、菖蒲(*Acorus clamus*)、百喜草(*Paspalum notatum*)、伊乐藻(*Elodea muttallii*)、菹草(*Potamogeton crispus*)等高等植物幼苗,构建了多年生植物为主、冷-暖季植物交替为辅的水生高等植物群落。由于多数植物在幼苗时期即被引种到浮岛上进行生长,所以其元素含量一定程度上代表了植物对元素的吸收量。

1.3 植物样品分析

2010 年 7 月,在试验区内采集了多种水生植物样品,将采集到的植物样本分成根、茎和叶部分,所有样品采用真空冷冻干燥仪(Techcomp FD-3-85-MP)干燥,碎至 120 目以下保存备用。准确称取 50 mg 样品放置于 Teflon 罐中,加入 0.8 mL HF 和 1.0 mL HNO₃,置于钢罐中高温密闭消解,得到清澈的消解液。总磷(TP)测定采用钼酸铵分光光度法,重金属(Cu、Cd、Pb、Zn)含量采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)分析,精度为±5%。重金属 Hg 含量利用 Tekran 2500 测汞仪分析,误差小于 5%。总氮(TN)含量直接称取研磨后的植物样品采用 PE2400-II 型元素分析仪测定,测量误差均小于 5%。

2 结果与分析

2.1 水生植物氮、磷含量

从图 2 可见,12 种水生植物及相同植物不同部

位中 N、P 含量存在差别。就 N 元素而言,大蒜的叶片、菹草和串叶松香草的叶片中其含量较高,分别为 39.5、37.2 和 35.3 g·kg⁻¹,狐尾藻茎的 N 含量最低,仅为 9.8 g·kg⁻¹。从 N 元素富集部位来看,美人蕉、大蒜、黑麦草、串叶松香草、鲁梅克斯和香根草的 N 元素含量叶>茎>根,聚合草、狐尾藻和菖蒲中 N 元素含量茎部最低,叶和根含量相对较高。伊乐藻和菹草中 N 含量分别为 20.2 和 37.2 g·kg⁻¹,由于两者未按部位进行划分,不做讨论。就 P 元素而言,伊乐藻和菹草中含量最高,分别为 2.5 和 5.1 g·kg⁻¹,其次,美人蕉的茎和串叶松香草的叶片中 P 含量也比较高,分别为 1.6 和 1.6 g·kg⁻¹,黑麦草根的 P 含量最低,仅为 0.14 g·kg⁻¹。从 P 元素富集部位来看,大蒜、聚合草、狐尾藻和菖蒲中 P 含量根>叶>茎,黑麦草、串叶松香草、香根草和百喜草中叶>茎>根,而鲁梅克斯和美人蕉的茎中 P 含量高于叶和根。总体来看,除了狐尾藻中 N、P 含量较低外,其他植物两者的含量均比较高。

Gerloff 和 Krombholz(1966)发现,满足水生植物生长所需求的组织 N 和 P 的含量分别为 13.0 g·kg⁻¹和 1.3 g·kg⁻¹。红枫湖生态修复工程内 12 种水生植物 N 含量均值(N_{avg})为 21.8 g·kg⁻¹,P 含量均值(P_{avg})为 1.0 g·kg⁻¹,基本达到或超出了上述阈值,表明其对富营养化水体中的 N 和 P 具有一

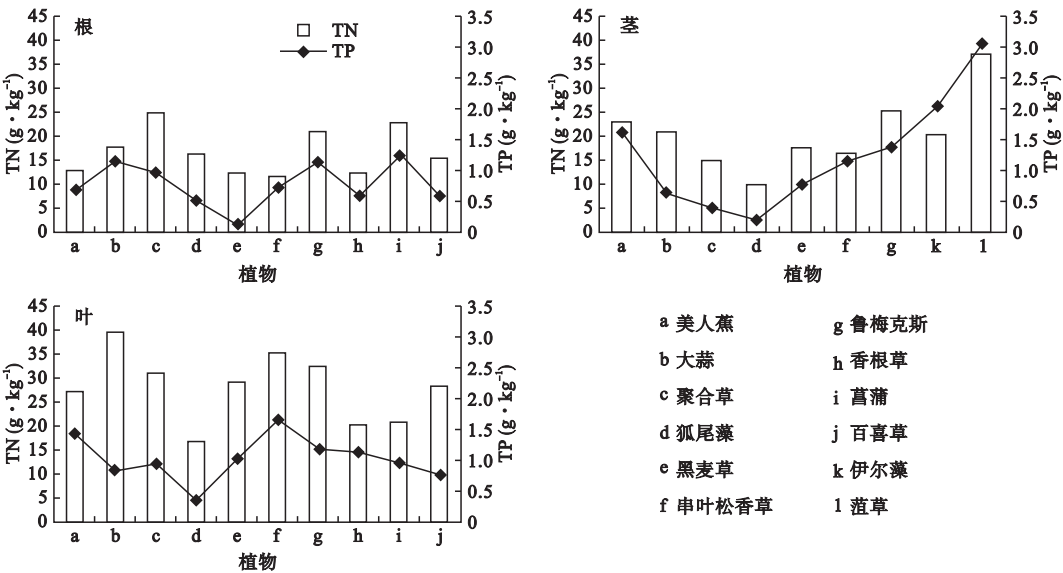


图 2 12 种水生植物体不同部位中 TN、TP 的含量
Fig. 2 Contents of TN and TP in various parts of 12 species of aquatic plants
伊乐藻和菹草 TN、TP 为整株植物的元素含量。下同。

表 2 与已有试验中同种水生植物氮、磷含量数据的对比 (g · kg⁻¹)

Table 2 Data comparison of TN and TP contents of aquatic plants with the previous work

植物种类	TN		TP		参考文献
	前人	本文	前人	本文	
菹草	28 ~ 33	37	5 ~ 9	31	吴爱平等, 2005
伊乐藻	20 ~ 28	20	2 ~ 4	21	雷泽湘等, 2008
美人蕉	8 ~ 21	13 ~ 27	3 ~ 5	7 ~ 16	Zhang <i>et al.</i> , 2007
菖蒲	50 ~ 55	21 ~ 23	4 ~ 6	9 ~ 12	陈秋夏等, 2008
香根草	17 ~ 26	14 ~ 24	1 ~ 2	6 ~ 12	Wagner <i>et al.</i> , 2003
黑麦草	29 ~ 42	12 ~ 29	5 ~ 7	1 ~ 10	黄亮等, 2010
狐尾藻	17 ~ 25	10 ~ 17	5 ~ 7	2 ~ 5	吴爱平等, 2005

定的去除能力。从表 2 可知,红枫湖生态修复工程中菹草、美人蕉和伊乐藻中 N 和 P 含量高于前人试验中同种植物,菖蒲和黑麦草与前人试验结果接近或略低。总体来讲,红枫湖右二湖湾生态修复植物的 N、P 富集效果比较理想。

从植物不同部位 N、P 含量来看,总体表现为叶>根>茎,其中大蒜、串叶松香草及鲁梅克斯等植物的叶片 N 含量较高,串叶松香草、美人蕉的叶片及鲁梅克斯的茎 P 含量较高。从植物品种来看,N 含量较高的几种植物依次为菹草>鲁梅克斯>聚合草,狐尾藻 N 含量最低。P 含量较高的几种植物依次为菹草>伊乐藻>鲁梅克斯,最低的为狐尾藻。从 N、P 综合去除的角度,效果比较好的植物为菹草>伊乐藻>鲁梅克斯>美人蕉>串叶松香草。

2.2 水生植物 Cu、Cd、Pb、Zn 及 Hg 含量

植物对重金属具有耐受性,即植物能在含量较

高的重金属环境中生存而不会出现生长率下降或死亡等毒害症状 (Tomsett & Thurman,1988)。一些植物可通过某种外部机制保护自己,使其不吸收环境中高含量的重金属,从而免受毒害。在这种情况下,植物体内重金属浓度并不高。也有些植物体内具有某些特定的生理机制,使植物能生存于高含量的重金属环境中而不受损害,此时植物体内具有较高浓度的重金属 (Baker,1987;杨居荣和黄翌,1994;江行玉和赵可夫,2001)。

由图 3 可见,多数水生植物体中重金属绝对含量均比较高,说明这些水生植物对重金属 Cu、Cd、Pb、Zn、Hg 具有一定的耐受性。同一水生植物中不同重金属含量差别明显,以鲁梅克斯为例,该植物中 5 种重金属的含量 Zn>Pb>Cu>>Cd>Hg。从重金属在植物部位中的含量来看,植物内重金属主要积累于根部,叶片次之,茎部含量最低,这与已有报道一致 (杨居荣和黄翌,1994; van Beurden & Douven, 1999;夏汉平等,2000;江行玉和赵可夫,2001)。其中,黑麦草和鲁梅克斯的根 Zn、Pb 和 Cu 3 种重金属含量均明显高于其他植物,黑麦草和菖蒲的根 Cd 含量较高,分别为 4.08 和 2.94 mg · kg⁻¹。鲁梅克斯和黑麦草根 Hg 含量较高,分别为 0.119 和 0.109 mg · kg⁻¹,而菹草和伊乐藻 Hg 含量低于检测限。从图 3 可知,不同植物中同种重金属的含量也存在较大差异。就 Zn 而言,以菹草和黑麦草根中含量最高,分别为184.6和158.4 mg · kg⁻¹,就Pb而言,鲁

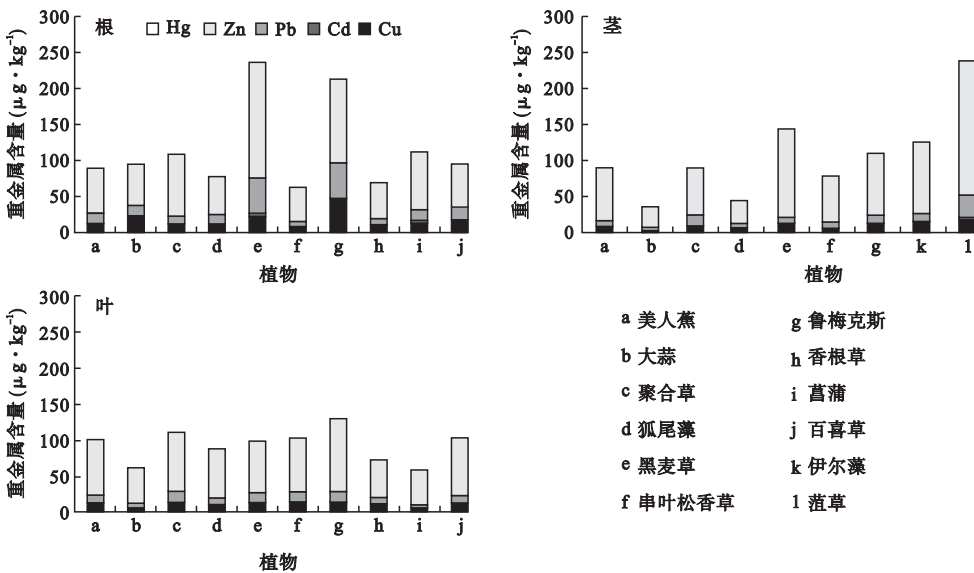


图 3 12 种水生植物体不同部位中 Cu、Cd、Pb、Zn、Hg 的含量

Fig.3 Contents of Cu、Cd、Pb、Zn and Hg in various parts of 12 species of aquatic plants

梅克斯根中含量最高,为 50.2 mg · kg⁻¹。

2.3 水生植物重金属富集系数及 Zn/Cd

富集系数 (bioaccumulation coefficient, BCF) 是比较植物对元素吸收能力大小的重要指标 (Salt *et al.*, 1995; Mattina *et al.*, 2003; 魏树和等, 2003, 2004)。以生态修复工程内水中的重金属含量作为背景值来估算这几种水生植物的富集系数。

从表 3 可知,鲁梅克斯、黑麦草和大蒜的根以及菹草对重金属 Cu 的富集系数较高,分别为 35.1、18.3、17.8 和 15.2。对重金属 Cd 富集系数比较高的有黑麦草、菹蒲和鲁梅克斯的根以及菹草,BCF 分别为 37.1、26.7、18.0 和 10.8,这 4 种植物或植物的部位对重金属 Pb 的富集系数亦是最高的。黑麦草的根、茎,鲁梅克斯的根以及菹草对重金属 Zn 的富集系数比较高,分别为 13.7、10.4、10.1 和 15.9,对重金属 Hg 富集系数比较高的植物为鲁梅克斯的

根、黑麦草的根和叶以及美人蕉的叶,BCF 分别为 39.7、36.3、30.7 和 23.3。

生物体内金属硫蛋白对有毒金属的毒性起到延缓和解毒的作用,Cd 与金属硫蛋白的紧密程度比 Zn 要大 3000 倍 (杨少晨和韩明辅,1992),当 Zn 和 Cd 与硫蛋白中巯基结合时,Cd 可以置换 Zn。所以 Zn/Cd 值是一个反映植物积累能力的很好指标,同时也间接指示对植物的破坏程度 (Whiting *et al.*, 2000)。从表 3 可见,就 Zn/Cd 比值而言,除黑麦草和鲁梅克斯外,其他植物均表现为 Zn/Cd 比值叶>茎>根。黑麦草和鲁梅克斯不同部位 Zn/Cd 比值茎>叶>根。这说明植物通过根部的吸收作用将 Zn、Cd 等重金属富集到体内后,植物体对不同性质的重金属的迁移和转化机制存在差异。Zn/Cd 比值叶>茎>根的分布规律,表明 Zn 在植物体内更容易迁移至叶片,而 Cd 则往往容易在植物的根部累积。

表 3 12 种水生植物不同部位重金属含量及富集系数 (mg · kg⁻¹)
Table 3 Contents of heavy metals in various parts of 12 species and their BCF

种名	部位	Cu (BCF)	Cd (BCF)	Pb (BCF)	Zn (BCF)	Hg (BCF)	Zn/Cd
美人蕉	根	13.0 (10.0)	0.60 (5.5)	14.9 (31.6)	61.8 (5.3)	0.030(10.0)	103
	茎	8.8 (6.8)	0.48 (4.4)	8.3 (17.6)	73.6 (6.3)	0.028(9.3)	153
	叶	10.9 (8.4)	0.24 (2.2)	11.9 (25.3)	76.4 (6.6)	0.070(23.3)	313
大蒜	根	23.2 (17.8)	0.98 (8.9)	14.4 (30.7)	57.6 (5.0)	0.012(4.0)	59
	茎	3.8 (2.9)	0.41 (3.7)	4.0 (8.6)	28.6 (2.5)	0.006(1.9)	69
	叶	3.3 (2.5)	0.53 (4.9)	6.6 (14.0)	50.2 (4.3)	0.035(11.7)	94
聚合草	根	12.6 (9.7)	0.88 (8.0)	10.2 (21.7)	84.8 (7.3)	0.049(16.3)	96
	茎	9.8 (7.5)	0.53 (4.8)	14.1 (29.9)	66.6 (5.7)	0.008(2.6)	127
	叶	11.5 (8.9)	0.49 (4.5)	15.7 (33.5)	81.8 (7.1)	0.064(21.3)	166
狐尾藻	根	12.6 (9.7)	1.01 (9.2)	12.6 (26.8)	52.4 (4.5)	0.040(13.3)	52
	茎	7.5 (5.8)	0.41 (3.8)	4.6 (9.9)	33.6 (2.9)	0.009(2.9)	81
	叶	8.1 (6.2)	0.44 (4.0)	9.1 (19.4)	69.0 (5.9)	0.035(11.7)	158
黑麦草	根	23.8 (18.3)	4.08 (37.1)	48.4 (103.0)	158.4 (13.7)	0.109(36.3)	39
	茎	12.5 (9.6)	0.66 (6.0)	8.3 (17.6)	120.6 (10.4)	0.016(5.3)	183
	叶	9.7 (7.5)	0.79 (7.1)	15.1 (32.1)	72.2 (6.2)	0.092(30.7)	92
串叶松香草	根	7.4 (5.7)	0.68 (6.2)	9.7 (20.6)	45.4 (3.9)	0.009(3.1)	67
	茎	7.6 (5.8)	0.50 (4.6)	8.3 (17.6)	63.6 (5.5)	0.002(0.8)	126
	叶	11.6 (9.0)	0.55 (5.0)	14.9 (31.7)	75.8 (6.5)	0.037(12.3)	138
鲁梅克斯	根	46.0 (35.4)	1.19 (10.8)	50.2 (106.8)	116.8 (10.1)	0.119(39.7)	98
	茎	14.1 (10.9)	0.43 (3.9)	10.3 (21.9)	86.2 (7.4)	0.055(18.3)	202
	叶	12.7 (9.8)	0.61 (5.6)	14.2 (30.2)	101.6 (8.8)	0.055(18.3)	165
香根草	根	11.1 (8.5)	0.30 (2.7)	9.4 (19.9)	50.8 (4.4)	0.032(10.7)	169
	茎叶	10.9 (8.4)	0.28 (2.6)	9.6 (20.5)	50.8 (4.4)	0.022(7.2)	179
菹蒲	根	13.8 (10.6)	2.94 (26.7)	16.9 (36.0)	78.8 (6.8)	0.034(11.3)	27
	茎叶	3.2 (2.5)	0.22 (2.0)	4.6 (9.7)	49.6 (4.3)	0.022(7.3)	230
百喜草	根	18.7 (14.4)	1.09 (9.9)	15.3 (32.6)	62.0 (5.3)	0.049(16.3)	57
	茎叶	10.2 (7.9)	0.47 (4.3)	10.9 (23.2)	81.4 (7.0)	0.033(11.0)	172
伊乐藻菹草	整株	15.5 (11.9)	0.94 (8.5)	11.1 (23.5)	97.2 (8.4)	n. d. (-)	104
	整株	19.7 (15.2)	1.98 (18.0)	31.0 (66.0)	184.6 (15.9)	n. d. (-)	93

BCF 植物部位中某元素的含量与水中该元素含量的比值;n. d. 表示样品含量低于仪器的检测限。

表 4 12 种水生植物含水率、总碳、总氮、总磷和重金属含量相关分析
Table 4 Contents of heavy metals in various parts of 12 species and their BCF

	含水率 ω	TN	TP	Cu	Cd	Pb	Zn	Hg
含水率 ω	1							
TN	0.165	1						
TP	0.314	0.599 **	1					
Cu	0.084	-0.067	0.175	1				
Cd	0.260	-0.074	0.039	0.458 *	1			
Pb	0.071	0.025	0.121	0.851 **	0.708 **	1		
Zn	0.245	0.306	0.486 **	0.555 **	0.614 **	0.719 **	1	
Hg	-0.038	0.154	-0.187	0.544 **	0.347	0.651 **	0.330	1

* 相关性较好 ($P<0.1$); ** 显著相关 ($P<0.05$); $n=29$ 。

美人蕉、香根草和鲁梅克斯不同部位 Zn/Cd 比值的均值比较高(分别为 190、174 和 155),可能表明在这些植物体内 Zn 的迁移能力最强或这些植物的根可以较有效地固定 Cd 而减少了其向茎叶部位的迁移。

2.4 化学组成的相关性分析

对采集的植物样品所测定的指标进行相关性分析,由表 4 可知,TN 和 TP 呈显著正相关,表明 12 种水生植物体内“N-P”营养元素的赋存与迁移转化存在相似性。除重金属 Zn 与 TP 呈显著正相关外,其他重金属与 TN 和 TP 之间不存在明显的相关性,表明水生植物在水体中吸收和富集重金属与氮、磷营养元素的机制迥异。氮、磷元素往往以溶解态硝酸根和磷酸根等离子形式被植物体吸收,而重金属的植物吸收受诸多因素控制。

从重金属之间相关分析的结果看,Cu、Pb 和 Zn 3 种重金属相互之间均具有显著正相关关系。Cd 与 Pb、Zn 呈显著正相关 ($P<0.05$),与 Cu 呈正相关 ($P<0.1$),与 Hg 之间相关性较差。Hg 与 Cu、Pb 显著正相关,与 Zn 相关性较差。几种重金属之间相关关系的差异主要是离子半径及价态、水温、植物根际生长特性、根际 pH 和根际分泌物等因素影响其进入植物体的速率造成的 (Marschner, 1995; 孙琴等, 2005; Robinson *et al.*, 2006)。

水生植物富集重金属能力往往比陆生植物强,这是因为土壤中重金属可以水溶态、交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态及结晶态等多种形态存在,当陆生植物富集重金属时,重金属在根际周围要形成植物可利用态(水溶态和可交换态)才能被植物吸收 (Outridge & Noller, 1991; Alloway, 1995; Carlos & Itzia, 2001)。当利用浮岛技术将陆生植物引种到水面生长,这些陆生植物可能成为新的适合于污染水体修复的重金属超富集植物,为污染水体修

复提供更为有效的植物种类和植物组合。

3 结 论

对 N 吸收富集能力较强的为菹草>鲁梅克斯>聚合草,对 P 吸收富集能力较强的为菹草>伊乐藻>鲁梅克斯。从 N、P 元素综合去除的角度,效果比较好的水生植物为菹草>伊乐藻>鲁梅克斯>美人蕉>串叶松香草。

水生植物对重金属 Cu、Cd、Pb、Zn、Hg 均具有一定的耐受性。植物重金属吸收积累根部最高,叶片次之,茎部含量最低。植物对不同重金属的吸收富集 Zn>Pb>Cu>>Cd>Hg。Zn 在植物体内更容易迁移至叶片,而 Cd 则往往容易在植物的根部累积。

通过浮岛技术,陆生植物能在水面较好地生长,可应用于深水湖泊污染水体生态修复。在实际应用时,需结合水体污染特点和植物吸收特性选择最佳植物组合类型。今后应对更多陆生植物进行水面引种试验研究及示范,探索最有效的富营养化水体生态修复技术。

参考文献

陈荷生. 2001. 太湖生态修复治理工程. 长江流域资源与环境, **10**(2): 173-178.
陈秋夏, 郑 坚, 金 川, 等. 2008. 水生植物对 N、P 的富集作用研究. 江西农业大学学报, **30**(3): 437-442.
何 俊, 谷孝鸿, 刘国锋. 2008. 东太湖水生植物及其与环境的相互作用. 湖泊科学, **20**(6): 790-795.
侯文华, 宋关玲, 汪群慧. 2004. 浮萍在水体污染治理中的应用. 环境科学研究, **17**(增刊 1): 70-73.
黄 亮, 吴乃成, 唐 涛, 等. 2010. 水生植物对富营养化水系统中氮、磷的富集与转移. 中国环境科学, **30**(增刊): 1-6.
黄永杰, 刘登义, 王友保, 等. 2006. 八种水生植物对重金属富集能力的比较研究. 生态学杂志, **25**(5): 541-545.
江行玉, 赵可夫. 2001. 植物重金属伤害及其抗性机理. 应

- 用与环境生物学报, **7**(1): 92-99.
- 靖元孝, 陈兆平, 杨丹警. 2002. 风车草对生活污水的净化效果及其在人工湿地的应用. 应用与环境生物学报, **8**(6): 614-617.
- 雷泽湘, 徐德兰, 谢贻发, 等. 2008. 太湖水生植物氮磷与湖水和沉积物氮磷含量的关系. 植物生态学报, **32**(2): 402-407.
- 潘义宏, 王宏镔, 谷兆萍, 等. 2010. 大型水生植物对重金属的富集与转移. 生态学报, **30**(23): 6430-6441.
- 濮培民, 李正魁, 王国祥. 2005. 提高水体净化能力控制湖泊富营养化. 生态学报, **25**(10): 2757-2763.
- 濮培民, 李正魁, 成小英, 等. 2009. 优化湖泊流域水环境的对策与关键技术——从物质循环及平衡观点看. 生态学报, **29**(9): 5088-5097.
- 孙 琴, 王晓蓉, 丁士明. 2005. 超积累植物吸收重金属的根际效应研究进展. 生态学杂志, **24**(1): 30-36.
- 魏树和, 周启星, 王 新, 等. 2003. 杂草中具重金属超积累特征植物的筛选. 自然科学进展, **13**(12): 1259-1265.
- 魏树和, 周启星, 王 新, 等. 2004. 农田杂草的重金属超积累特性研究. 中国环境科学, **24**(1): 105-109.
- 吴爱平, 吴世凯, 倪乐意. 2005. 长江中游浅水湖泊水生植物氮磷含量与水柱营养的关系. 水生生物学报, **29**(4): 406-412.
- 夏汉平, 孔国辉, 敖惠修, 等. 2000. 4 种草本植物对油页岩矿渣土中铅镉的吸收特性比较试验研究. 农业生态环境, **16**(4): 28-32.
- 杨加文. 2009. 红枫湖水库水生高等植物分布及其净化富营养化水体效果研究(硕士学位论文). 贵阳: 贵州师范大学.
- 杨居荣, 黄 翌. 1994. 植物对重金属的耐性机理. 生态学杂志, **13**(6): 20-26.
- 杨少晨, 韩明辅. 1992. 北黄海碱渣及三类废弃物预倒区生物体内的重金属. 海洋环境科学, **11**(1): 19-33.
- 余远松, 邓润坤. 2000. 凤眼莲水生生物系统处理大型养猪场废水的应用研究. 农业环境保护, **19**(5): 301-303.
- Alloway BJ. 1995. Heavy Metal in Soils (2nd edition). London UK: Blackie.
- Baker AJM. 1987. Metal tolerance. *New Phytologist*, **106**(suppl.): 93-111.
- Carlos G, Itzia A. 2001. Phytoextraction: A costeffective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, **77**: 229-236.
- Chen JA, Zhang W, Zhang RY, et al. 2009. Time and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the sediment of Lake Hongfeng// China Environmental Science Society, eds. Proceedings of 13th World Lake Conference. Beijing: China Agricultural University Press: 2226-2230.
- Engel S. 1998. The role and interaction of submerged macrophytes in a shallow Wisconsin Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, **4**: 329-341.
- Gerloff G, Krombholz P. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography*, **11**: 529-537.
- Giraldo E. 2002. The Potential for water hyacinth to improve the quality of Bogota River water in the Muna Reservoir: Comparison with performance of waste stabilization Ponds. *Water Science and Technology*, **45**: 103-110.
- Marschner H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants (2nd edition). San Diego. CA. USA: Academic Press.
- Mattina MJI, Lannucci-Berger WA, Mussante C, et al. 2003. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. *Environmental Pollution*, **124**: 375-378.
- Outridge PM, Noller BN. 1991. Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **121**: 1-63.
- Ozimek T, Gulati RD, van Donk E. 1990. Can macrophytes be useful in bio-manipulation of Lake? The lake Zwemulust example. *Hydrobiologia*, **200/201**: 399-409.
- Robinson B, Kim N, Marchetti M, et al. 2006. Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Environmental and Experimental Botany*, **58**: 206-215.
- Salt DE, Blaylock M, Kumar NPBA, et al. 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology*, **13**: 468-474.
- Tomsett AB, Thurman DA. 1988. Molecular biology of metal tolerances of plants. *Plant, Cell and Environment*, **11**: 383-394.
- van Beurden AUCJ, Douven WJAM. 1999. Aggregation issues of spatial information in environmental research. *International Journal of Geographical Information Science*, **13**: 513-527.
- Wagner S, Truong P, Vieritz A, et al. 2003. Response of vetiver grass to extreme nitrogen and phosphorus supply// Truong P, Xia HP, eds. Proceedings of Third International Vetiver Conference. Beijing: China Agriculture Press: 100-108.
- Whiting SN, Leake JR, McGrath SP, et al. 2000. Positive responses to Zn and Cd by roots of the Zn and Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytologist*, **145**: 199-210.
- Zhang Z, Rengel Z, Meney K. 2007. Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono- and mixed-culture in wetland microcosms. *Water, Air, and Soil Pollution*, **183**: 95-105.

作者简介 王敬富, 男, 1983 年生, 博士研究生, 主要从事环境地球化学研究. E-mail: geoolivine@126.com
责任编辑 魏中青