

几种水生植物对砷、汞复合污染水体的富集特征研究

Enrichment Research of Several Aquatic Plants on Arsenic and Mercury Combined Pollution in Water

供稿|张彧¹, 林海^{1,2}, 董颖博^{1,2}, 李冰^{1,2} / ZHANG Yu¹, LIN Hai^{1,2}, DONG Ying-bo^{1,2}, LI Bing^{1,2}

内容导读

研究不同浓度梯度的砷、汞复合污染下对香蒲、菖蒲、睡莲、大藻、狐尾藻、黑藻六种不同生活型水生植物的生物量及富集重金属能力的影响。结果表明,随着水体中重金属污染浓度的提高,挺水植物香蒲和菖蒲的生长状况明显优于其他生活型的水生植物。黑藻在800 $\mu\text{g/L}$ As(V), 10 $\mu\text{g/L}$ Hg(II)(HM10)处理后其体内的砷浓度达到最大,约为187 mg/kg;大藻在HM10处理后其体内的汞浓度达到最大,约为2.1 mg/kg。香蒲和菖蒲在HM10处理后其体内的砷、汞浓度分别为172和129、1.1和1.8 mg/kg。综合考虑生长情况以及重金属富集量,香蒲和菖蒲对水体中砷、汞的去除总量最大,分别为1036和843、6.3和11.5 μg ,因此挺水植物香蒲和菖蒲更适用于对砷、汞复合污染水体进行修复。

水体重金属污染日益严重,且因重金属难降解,其在水体中的累积不仅会导致环境污染问题,而且可能通过食物链直接或间接地危害到人类的身体健康^[1]。传统的物理、化学治理方法存在成本高、易产生二次污染等缺点,利用水生植物处理重金属污染水体的方法因具有经济有效、环境友好等优点而成为近年来的研究热点^[2]。潘义宏等^[3]主要研究了多种沉水植物对水体中砷的去除效果,施国新等^[4-6]主要研究了浮水植物满江红、黑藻、狐尾藻对汞的去除效果。但是,同时针对挺水、浮水、沉水三种

植物类型对砷、汞复合污染修复的研究甚少,且目前的研究多为大剂量实验,而实际水环境多为低浓度污染。因此,本文针对湖北某地的水体砷、汞污染情况,通过前期调研并结合现场情况,选取挺水植物:香蒲、菖蒲;浮水植物:睡莲、大藻;沉水植物:狐尾藻、黑藻进行砷、汞复合重金属富集实验。研究水生植物在砷、汞胁迫下的生物量变化及富集重金属能力,比较其对砷、汞复合污染的去除效果,确定修复优势物种以期为解决当地水体污染提供重要依据。

作者单位: 1. 北京科技大学环境工程系, 北京 100083; 2. 工业典型污染物资源化处理北京市重点实验室, 北京 100083

材料与方法

实验材料

实验选取的水生植物香蒲、菖蒲、睡莲、大藻、狐尾藻、黑藻均购自江苏宿迁某苗圃基地。剔除实验用水生植物的枯叶等杂物，经自来水洗净后，移入塑料整理箱(40 cm × 30 cm × 200 cm)，并加入1/5的Hoagland营养液(Hoagland营养液配制方法见表1)，进行适应性培养2周。

表1 Hoagland营养液配方

药品	质量浓度/(mg·L ⁻¹)
四水硝酸钙	945
硝酸钾	506
硝酸铵	80
磷酸二氢钾	136

实验方法

选取预处理后长势良好、大小一致的植株，移入敞口玻璃瓶中，每瓶放入鲜重50 g左右的植物，加入1.8 L 1/10 Hoagland培养液，每种植物均设置三个不同浓度的处理组：HM1{80 mg/L As(V)，1 mg/L Hg(II)}、HM5{400 mg/L As(V)，5 mg/L Hg(II)}、HM10{800 mg/L As(V)，10 mg/L Hg(II)}，并重复3次。同时设置不加As(V)、Hg(II)的实验组作为空白对照组。As(V)以NaH₂AsO₄形式添加，Hg(II)以HgCl₂形式添加。实验周期30天，实验结束后，将植物用去离子水冲洗3遍，置于80℃烘箱中烘干至恒重；另将敞口玻璃瓶中水样混合均匀后用0.45 mm滤膜过滤并酸化保存。分别用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)和智能冷原子荧光测汞仪测定植株内及水样中的重金属As(V)、Hg(II)含量。

结果与讨论

不同浓度砷、汞对水生植物生物量的影响

多数水生植物的生物量大小与其对水体重金属污染的去除效率直接相关^[7]。若生物量适当增加，净化效率则会相应提高。生物量的变化也可显示出植物受重金属胁迫的程度。

由图1可以看出，三类水生植物的干重均随重金属处理浓度的升高而出现不同程度的降低。但在

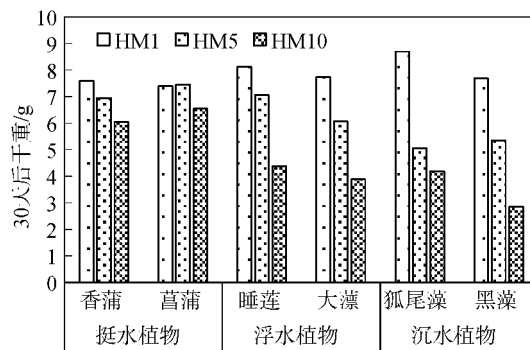


图1 30天后三类水生植物在不同重金属处理水平下的生物量

HM5处理下，菖蒲的生物量与其在HM1处理下的生物量相比并无减少，反而增加了0.05 g左右。实验过程中沉水植物生物量的下降最为明显。其中，黑藻在HM10处理下的生物量(2.85 g)与其在HM1处理下的生物量(7.69 g)相比下降幅度最大，减少了46%。狐尾藻在HM5处理下的生物量(5.05 g)与其在HM1处理下的生物量(8.70 g)相比，减少了42%。两种浮水植物睡莲和大藻在HM5处理下的生物量(7.06 g和6.07 g)与在HM1处理下的生物量(8.13 g和7.73 g)相比均降低了35%。此外，挺水植物香蒲和菖蒲在HM10处理下，其生物量(6.04 g和6.55 g)才出现了小幅度下降，与其在HM1处理下的生物量(7.59 g和7.39 g)相比，只下降了10%。

随着重金属浓度的升高，沉水植物狐尾藻、黑藻的生物量减少最多，浮水植物睡莲、大藻生物量的减少次之。挺水植物香蒲、菖蒲的生物量并未随重金属浓度的升高而出现明显的下降。高生物量是超富集植物应具备的特征之一^[8]，在砷汞复合污染暴露下，香蒲和菖蒲均显示出较强的耐受性。

水生植物在不同砷、汞浓度下对重金属的富集能力

水生植物对水体中的物质循环、水质净化等方面起重要作用^[9]。研究水生植物对重金属的富集能力不仅为筛选出的超富集植物提供依据，还能够指示环境中的重金属水平^[10-11]。

由图2可以看出，三类水生植物体内的砷含量均随重金属处理浓度的升高而出现不同幅度的增大。其中，黑藻在HM10处理后其体内的砷浓度达到最大，约为187 mg/kg。此外，黑藻在HM5处理后其体内的砷浓度(73.94 mg/kg)与其在HM1处理后体内的

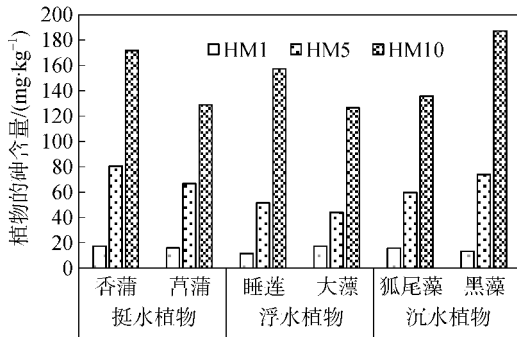


图2 30天后三类水生植物在不同重金属处理水平下植物体内砷含量

砷浓度(13.30 mg/kg)相比涨幅最大,增加了80%。挺水植物香蒲和菖蒲在HM5处理后体内的砷浓度(80.47 mg/kg和66.67 mg/kg)与其在HM1处理后体内的砷浓度(17.43 mg/kg和15.92 mg/kg)相比,均有75%的增加。三类水生植物在HM10处理后体内的砷浓度与HM5处理后体内的砷浓度对比,也均有50%的增大。

由图3可知,三类水生植物体内的汞含量同样随着重金属处理浓度的升高而出现不同幅度的增大。其中,大藻在HM5处理后其体内的汞浓度(1.02 mg/kg)与其在HM1处理后体内的汞浓度(0.12 mg/kg)相比增加的比例最大,有88%的增加。此外,挺水植物香蒲和菖蒲在HM5处理后体内的汞浓度(0.78 mg/kg和1.08 mg/kg)与其在HM1处理后体内的汞浓度(0.16 mg/kg和0.22 mg/kg)相比,也均有80%的增加。随着重金属处理浓度进一步增大, HM10处理后水生植物体内汞浓度与HM5处理后体内的汞浓度相比,增加幅度减缓,但实验所选的六种水生植物体内的汞浓度均有16%~51%的增加。

不同水生植物对重金属的富集能力有很大差异^[12],实验所选六种水生植物对砷、汞复合污染均

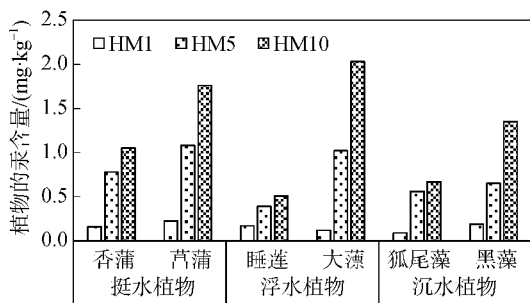


图3 30天后三类水生植物在不同重金属处理水平下植物体内汞含量

展示出一定的耐性。避性和耐性是植物获得对重金属抗性的两种途径^[13]。某些植物体内具有的特定生理机制能使其生存于高含量的重金属环境中而不受损害,此种途径即为耐性。三类水生植物对水体中砷的富集能力差异并不显著,大藻、香蒲、菖蒲这三种水生植物对汞的富集能力要明显优于其他实验植物。Brankovic等^[14]的研究也发现菖蒲对汞有很强的富集能力。

水生植物对不同浓度砷、汞污染的去除效果

根据各处理组中水生植物体内的砷、汞浓度及其干重,分别计算三类水生植物在不同浓度的砷、汞复合污染下对重金属的去除总量。

由图4可知,随着重金属处理浓度的增加,三类水生植物对重金属砷的去除总量均在逐渐变大。其中,香蒲在HM10处理下,其对砷的去除总量达到最大,约为1036 μg;在同样处理条件下,香蒲对砷的去除总量比其他水生植物大20%~50%。此外,菖蒲在HM10处理下,其对砷的去除总量次之,达到843 μg。各类水生植物在HM1处理下,对砷的去除总量之间并无明显差异。随着重金属浓度的增加,在HM5和HM10处理下挺水植物香蒲和菖蒲对砷的去除总量与另两类植物对比,有明显的优势;尤其香蒲在各个处理浓度下,对砷的去除总量均最大。

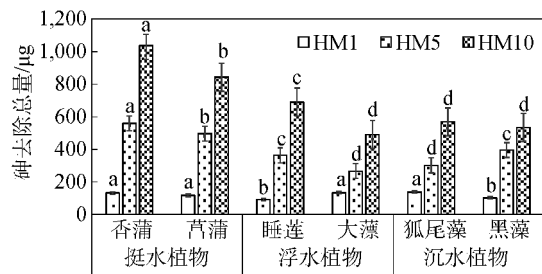


图4 30天后三类水生植物在不同重金属处理水平下对砷的去除总量

挺水植物香蒲和菖蒲与其他两类水生植物相比,其体内的砷浓度并无明显优势。植物体内砷浓度最高(187 mg/kg)的是HM10处理后的黑藻。但随着处理组复合重金属浓度的升高,沉水植物黑藻的生物量下降最多,下降了46%。而挺水植物香蒲、菖蒲的生物量只在HM10处理后下降了10%。所以在高浓度下,挺水植物香蒲、菖蒲的生物量优势使其对

砷的去除总量达到最大。

由图5可知,除了睡莲随着重金属处理浓度的增加,其对汞的去除总量呈先增加后减小的趋势,其余五种水生植物对重金属汞的去除总量均有不同程度的增大。其中,菖蒲在HM10处理下,其对汞的去除总量达到最大,约为11.5 μg;在此条件下,其去除总量比其他水生植物大30%~80%不等。此外,大藻在HM10处理下,其对汞的去除总量次之,达到7.8 μg。在HM1处理下各类水生植物对汞的去除总量并无很大差别。随着重金属浓度的增加,在HM5和HM10处理下挺水植物香蒲和菖蒲以及浮水植物大藻对汞的去除总量与其他植物相比,均有明显的优势;尤其菖蒲在各个处理浓度下,对汞的去除总量均最大。

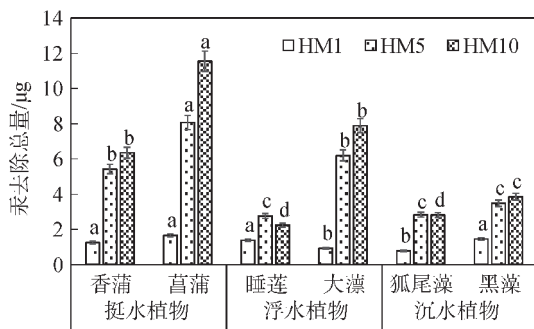


图5 30天后三类水生植物在不同重金属处理水平下对汞的去除总量

HM10处理后的大藻植物体内汞浓度最高(2 mg/kg),挺水植物香蒲和菖蒲体内的汞浓度(1.1 mg/kg和1.8 mg/kg)次之。随着处理组合重金属浓度的升高,大藻的生物量减少了35%,而挺水植物香蒲、菖蒲的生物量并未大幅下降,故菖蒲对砷的去除总量达到最大。

一般认为,不同生活型的水生植物富集重金属的能力有差异,沉水植物要优于浮水植物和挺水植物^[15],根系发达的优于根系不发达的水生植物^[16]。本研究中,香蒲和菖蒲在复合重金属的胁迫下生物量并没有明显减少,同时具有根系发达的优势,因此对砷、汞复合污染的去除总量最大。

结论

(1) 随着砷、汞浓度的升高,挺水植物香蒲和菖

蒲的生长状况优于浮水植物睡莲、大藻,沉水植物狐尾藻、黑藻。

(2) 实验植物在不同浓度的砷、汞复合污染处理下,对砷、汞均具有一定的富集能力。其中,黑藻在HM10处理后其体内的砷浓度达到最大,约为187 mg/kg;大藻在HM10处理后其体内的汞浓度达到最大,约为2.1 mg/kg。

(3) 综合考虑植物的生物量及其对重金属的富集能力,挺水植物香蒲和菖蒲对复合重金属的富集总量达到最大,更适于处理砷、汞复合污染水体。

参考文献

- [1] 温闪闪,刘芳.水生植物对污染水体修复的研究进展.净水技术,2014(4):9
- [2] 李晶,栾亚宁,孙向阳,等.水生植物修复重金属污染水体研究进展.世界林业研究,2015,28(2):31
- [3] 潘义宏,王宏斌,谷兆萍,等.大型水生植物对重金属的富集与转移.生态学报,2010,30(23):6430
- [4] 施国新,徐勤松,解凯彬,等.Hg²⁺和Cd²⁺胁迫对满江红生理和细胞超微结构的影响.植物生态学报(英文版),2003,45(4):437
- [5] 施国新,杜开和,解凯彬,等.汞、镉污染对黑藻叶细胞伤害的超微结构研究.植物学报(英文版),2000,42(4):373
- [6] 谷巍,施国新,韩承辉,等.汞、镉污染对轮叶狐尾藻的毒害.中国环境科学,2001,21(4):371
- [7] 王谦,成水平.大型水生植物修复重金属污染水体研究进展.环境科学与技术,2010,33(5):96
- [8] Valipour A, Ahn Y H. Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2016, 23(1): 180
- [9] 张海峰,胥焘,黄应平,等.水生植物修复沉积物中重金属污染的机制及影响因素研究进展.亚热带水土保持,2015(1):37
- [10] Böhm P, Wolterbeek H, Verburg T, et al. The use of tree bark for environmental pollution monitoring in the Czech Republic. *Environmental Pollution*, 1998, 102(2-3): 243
- [11] Čeburnis D, Steinnes E. Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy. *Atmospheric Environment*, 2000, 34(25): 4265
- [12] Lin Y F, Jing S R, Wang T W, et al. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 2002, 119(3): 413
- [13] 黄永杰,刘登义,王友保,等.八种水生植物对重金属富集能力的比较研究.生态学杂志,2006,25(5):541
- [14] Branković S, Glišić R, Topuzović M, et al. Uptake of seven metals

- by two macrophytes species: potential for phytoaccumulation and phytoremediation. *Chemistry & Ecology*, 2015, 31(7): 583
- [15] Chandra P, Kulshreshtha K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *Botanical Review*, 2004, 70(3): 313
- [16] Mishra V K, Upadhyay A R, Pandey S K, et al. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabh Pant Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2008, 141(1-3): 49

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (No.2015ZX07205003)

作者简介: 张彧(1993—), 女, 山西人, 北京科技大学硕士研究生在读。2018年毕业于北京科技大学环境科学与工程专业, 主要研究方向: 水体重金属处理。E-mail: tendersmile1207@163.com

通讯作者: 林海(1966—), 男, 四川人。博士, 教授, 博士生导师, 现任北京科技大学能源与环境工程学院党委书记、教务处副处长、延庆分校副校长(兼)。发表学术论文100余篇, 主编3本教材, 2013年获北京市高等学校教学名师, 2015年获宝钢优秀教师奖。E-mail: linhai@ces.ustb.edu.cn

(上接第 14 页)

- [40] 杨广宇, 贾文鹏, 赵培. 电子束选区熔化成形及后续热处理后 Ti-47Al-2Nb-2Cr合金显微组织. *稀有金属材料与工程*, 2016, 45(7): 1683
- [41] 郭超, 林峰, 葛文君. 电子束选区熔化成形316L不锈钢的工艺研究. *机械工程学报*, 2014, 50(21): 152
- [42] 于冬梅. LOM(分层实体制造)快速成型设备研究与设计[学位论文]. 石家庄: 河北科技大学, 2011
- [43] Ahn D, Kweon J, Choi J. Quantification of surface roughness of parts processed by laminated object manufacturing. *Journal of Materials Processing Technology*, 2012, 212(2): 339
- [44] 马北越, 张博文, 于景坤. 3D打印技术及先进应用研究进展. *材料研究与应用*, 2016, 10(4): 233
- [45] 张学军, 唐思熠, 肇恒跃. 3D打印技术研究现状和关键技术. *材料工程*, 2016, 44(2): 122

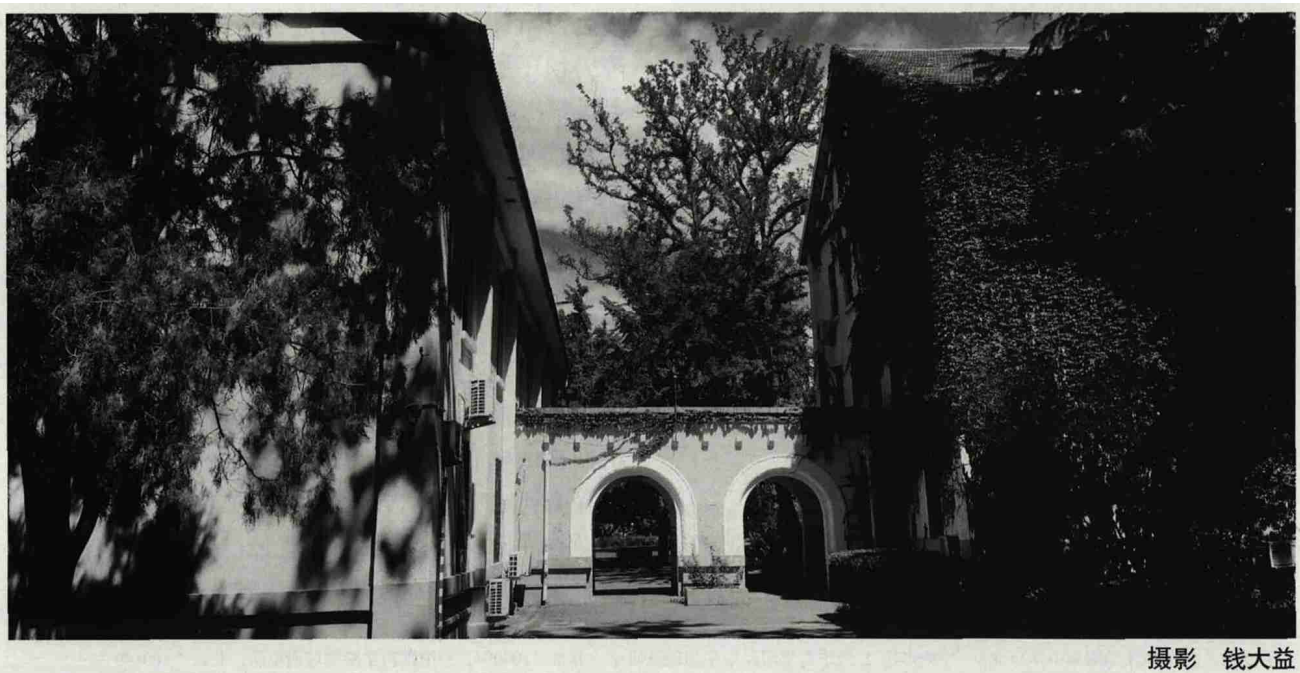
[46] 张希平, 苏健强, 高健. 3D打印技术及我国的发展状况. *信息技术与标准化*, 2015(6): 17

[47] 钱毅杰, 白昊天, 刘宇恒. 3D打印技术的现状及发展趋势. *科技资讯*, 2017(3): 1

基金项目: 江苏省重点实验室资助项目(No.BM2014006); 激光粉末床3D打印钛合金结构件的联合研发(No.2014DFA50700); 3D打印用高品质球形钛基合金粉末制备技术(No.2017YFB0305802)

作者简介: 陈志茹(1989—), 女, 河南郑州人, 硕士学位, 主要从事金属层状复合材料的研究。

通讯作者: 李龙(1977—), 男, 高级工程师, 博士, 主要研究方向金属及金属复合材料。



摄影 钱大益