

水生植物对金属矿山丁铵黑药污染的生长响应与植物修复

黄显东^{1,2}, 莫测辉^{1,2*}, 李彦文^{1,2}, 邹星^{1,2}, 高鹏^{1,2},
吴小莲^{1,2}, 陈丽娜^{1,2}, 谢汝芹^{1,2}, 叶斯琪^{1,2}

(1. 暨南大学环境工程系, 广州 510632; 2. 广东省高校水土环境毒性污染防治与生物修复重点实验室, 广州 510632)

摘要: 为了利用植物修复技术治理选矿有机药剂污染的土壤和水体, 该文在添加不同浓度丁铵黑药的营养液中种植 3 种水生植物, 探讨其对丁铵黑药污染的生长响应、修复效果及其动力学特征。结果表明, 不同植物对丁铵黑药污染的耐受能力大小顺序为轮叶黑藻>水葫芦>水浮莲。当丁铵黑药污染质量浓度为 10 mg/L 时水浮莲显示轻度毒害症状, 生长量显著低于空白对照(未加丁铵黑药); 污染质量浓度为 50 mg/L 时水浮莲和水葫芦均显示中度毒害症状, 生长量均显著低于空白对照。各植物处理对丁铵黑药的去除率均显著高于对照组(无植物处理), 各植物处理之间也存在显著差异, 大小顺序依次为水葫芦>水浮莲>轮叶黑藻。水葫芦能有效去除水溶液中的丁铵黑药, 水培 28 d 可使质量浓度为 10 mg/L 的丁铵黑药去除率达 78%, 在丁铵黑药的去除过程中, 水葫芦的吸收与降解占 76.3%, 微生物降解作用占 7.8%, 自然降解的贡献率占 15.8%, 可筛选水葫芦为丁铵黑药污染的高效修复植物。

关键词: 尾矿库, 废水, 污染, 修复, 去除率, 水生植物

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2011.02.043

中图分类号: X506

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2011)-02-0255-06

黄显东, 莫测辉, 李彦文, 等. 水生植物对金属矿山丁铵黑药污染的生长响应与植物修复[J]. 农业工程学报, 2011, 27(2): 255—260.

Huang Xiandong, Mo Cehui, Li Yanwen, et al. Growth response and phytoremediation of several species of hydrophytes to ammonium butyl aerofloat in metal mines[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(2): 255—260. (in Chinese with English abstract)

0 引言

金属矿山在矿石选冶过程中大量使用黄药(丁基黄药、乙基黄药等)、黑药(甲酚黑药、丁铵黑药)和松醇油等中毒-高毒性有机药剂^[1], 并残留在尾矿库中形成高浓度污染源^[2], 通过渗漏、漫溢甚至人为排放等途径进入矿区周边或流域环境中^[3-4], 造成土壤和水体严重污染, 危害生态环境和人体健康^[5]。如质量浓度为 5 mg/L 的黄药可在 3 d 内造成大部分鱼类死亡, 而且在松醇油存在时能产生协同毒性效应^[6]。除了对生态环境产生直接毒害以外, 矿山有机药剂一方面可通过降解作用产生大分子有毒有害物质和小分子丙酮、乙醛、甲酸乙酯等二次污染物^[7-8], 另一方面因其分子结构中含有亲水基与疏水基而具有典型表面活性剂的特性, 与矿山复合污染体系中的重金属发生相互作用, 促进重金属的活化与迁移^[9-11], 对

重金属的环境行为与生态效应产生深远影响。

目前国内外关于金属矿山的重金属污染及其修复的研究已有大量报道, 个别报道了矿区流域水体中药剂的污染特征^[12], 但对于矿山有机药剂的研究鲜见报道, 主要通过实验室模拟研究黄药、黑药的活动性^[9-10]、光降解性^[13-15]和微生物降解性^[16]。而关于植物对矿山有机药剂污染的生长响应与植物修复的研究几乎是空白。重金属、有机物污染土壤或水体的植物修复近年来受到人们的广泛关注^[17-20]。

水浮莲在植物毒性试验中具有优势, 主要表现在其对许多环境有害物质具有较高的敏感性, 而且其叶片具有发达的通气组织, 具有较强的浮力, 根生长繁殖速度快, 水浮莲的生长抑制试验已经得到越来越多人的关注^[21-22]。轮叶黑藻是一种沉水植物, 生存范围广, 适应能力强, 而且轮叶黑藻的茎、叶和表皮与根一样都具有吸收作用, 且皮层细胞含有叶绿素, 具有进行光合作用的功能, 这种结构对水体中营养盐类的吸收降解及对重金属的浓缩富集都有很强的作用^[23-24]。水葫芦具有极强的生命力, 其发达的根系悬浮于水面, 与废水接触面积较大, 能大量吸附水体中的各种有机、无机污染物^[25-26], 而且水葫芦本身有着较大的生物量和很强的繁殖能力, 具有良好的实用前景, 为此本文选择水浮莲、轮叶黑藻和水葫芦 3 种水生植物, 探讨其对丁铵黑药污染的生长响应与植物修复效果, 以便为矿山有机药剂污染土壤和水体的植物修复提供理论依据和实用技术。

收稿日期: 2010-08-15 修订日期: 2011-02-18

基金项目: 教育部博士点专项科研基金(200805590005); 中央高校基本科研业务费专项资金项目(21610410, 21609709); 国家自然科学基金项目(40773062); 广东省自然科学基金重点项目(07117909); 暨南大学“国家大学生创新性实验计划”项目(091055904)

作者简介: 黄显东(1986—), 男, 湖南郴州人, 主要从事土壤污染与农产品安全的研究工作。广州 暨南大学环境工程系, 510632。

Email: huangxiandongman@163.com

*通信作者: 莫测辉(1965—), 男, 广西柳州人, 教授, 博士, 主要从事土壤污染与农产品安全的研究工作。广州 暨南大学环境工程系, 510632。

Email: tchmo@jnu.edu.cn

1 材料与方法

1.1 试验材料

水浮莲采自暨南大学明湖,水葫芦采自广州市郊外池塘,轮叶黑藻购自广州市花卉市场。将供试植物洗净后放入自来水中驯化3d,于玻璃温室中用营养液(去离子水配制的Hoagland营养液)进行培养,定期补充营养液。利用长出的新苗进行丁铵黑药污染的生长响应与植物修复试验。丁铵黑药(二丁基二硫代磷酸铵)为一级品,白色粉末状,易溶于水,无腐蚀,性质稳定。所用其他化学试剂均为分析纯,试验用水为去离子水。

1.2 试验方法

1.2.1 水生植物对丁铵黑药污染的生长响应

将大小相近的植物新苗置于含有2L营养液的塑料桶中进行培养,设置丁铵黑药的质量浓度为10、50、100mg/L,未加丁铵黑药的处理为空白对照。各植物处理种植水葫芦1株,轮叶黑藻和水浮莲均3株。每个处理3个重复。试验在暨南大学环境工程系玻璃温室中进行。不同植物种类之间因生长能力不同,其生物量有一定差异,但各桶中所种植和生长密度与自然状态基本保持一致,以使试验结果具有可比性。试验期间气温为20~25℃,适合植物生长。隔天向桶内添加营养液以保持液面高度。每天观测植物的生长状况与中毒症状,于第21天取出植物,用滤纸吸干水分后称整株生物量。

1.2.2 水生植物对丁铵黑药污染的修复效果

设置丁铵黑药质量浓度为10、50mg/L,无植物处理作为对照,水培条件与上述一致,于第21天采取水样测定丁铵黑药的残余质量浓度,比较3种水生植物对丁铵黑药污染的修复效果。

1.2.3 水生植物对丁铵黑药污染的修复动力学

设置丁铵黑药质量浓度为10mg/L,无植物处理作为对照,另增设无植物抑菌处理(加入0.01mol/L NaN₃以抑制微生物生长),水培条件与上述一致,分别在第0、3、6、10、14、21和28天采取水样,分析丁铵黑药的残余质量浓度,研究3种水生植物对丁铵黑药污染的修复动力学特征。

1.3 测定指标与方法

1.3.1 丁铵黑药污染对水生植物的毒害症状观测

从试验第2天起,按文献[27]的方法每天定时观测丁铵黑药污染对水生植物的毒害症状,划分为以下四级,即正常生长:无伤害;轻度伤害:仅植株中心部分失绿;中度伤害:植株中心部位及成熟叶片边缘不同程度失绿;重度伤害:整株植物叶片失绿变黄,萎蔫甚至死亡。

1.3.2 丁铵黑药的测定方法

参考文献[28]测定水中丁铵黑药的含量。量取10mL水样加入250mL分液漏斗中,用去离子水补充至100mL,再加入5mL乙酸缓冲液(pH值为5.2)、5mL硫酸铜溶液。摇匀后放置10min,加入5mL正己烷,振荡2min,静置分层后弃去水层。有机相用50mL去离子水冲洗两次,弃去水层,再加入5mL 0.3%的铜试剂,振荡2min,放置10min后弃去水层。将有机相溶液倒入比

色管中,在紫外-可见分光光度计上,用1cm比色皿,以正己烷为参比溶液,测定433nm波长处的吸光值。

按上述方法对标准液进行预处理,测定质量浓度为0、5、10、20、60、80、100mg/L的丁铵黑药标准溶液,并进行线性回归分析,相关系数均大于0.999。作添加回收试验,测定丁铵黑药的回收率为94.5%~103.8%,相对标准偏差6.2%。

1.4 数据分析

试验数据利用SPSS17.0软件进行分析。

2 结果与分析

2.1 不同污染浓度丁铵黑药对水生植物的毒害症状

丁铵黑药不同污染浓度下3种水生植物的毒害症状见表1。在本试验浓度范围内,供试3种水生植物均表现出不同程度的毒害症状。随着丁铵黑药质量浓度的增加,毒害症状愈加明显,其严重程度为水浮莲>水葫芦>轮叶黑藻。当丁铵黑药质量浓度为10mg/L时,仅水浮莲表现出轻度毒害症状,而水葫芦和轮叶黑藻长势正常;当丁铵黑药质量浓度为50mg/L时,水浮莲和水葫芦均表现出中度毒害症状,而轮叶黑藻长势正常;丁铵黑药质量浓度为100mg/L时,水浮莲表现出重度毒害,且培养第5天就开始显示出毒害症状。水葫芦和轮叶黑藻也分别表现出中度毒害和轻度毒害症状。因此,从不同浓度下的毒害症状来看,3种水生植物对丁铵黑药污染的耐受能力大小为轮叶黑藻>水葫芦>水浮莲。相对而言水浮莲对丁铵黑药污染水体的毒害较敏感,可作为丁铵黑药污染水体的指示植物;而水葫芦(轮叶黑藻)对铵黑药污染的耐受能力较强,可作为丁铵黑药污染水体的修复植物。

表1 丁铵黑药不同污染浓度下水生植物的毒害症状

Table 1 Toxic symptom of hydrophytes grew in ammonium butyl aerofloat-polluted water

丁铵黑药质量浓度/(mg·L ⁻¹)	水浮莲	水葫芦	轮叶黑藻
0	正常生长	正常生长	正常生长
10	轻度毒害	正常生长	正常生长
50	中度毒害	中度毒害	正常生长
100	重度毒害	中度毒害	轻度毒害

2.2 不同污染浓度丁铵黑药对水生植物生长量的影响

3种水生植物的生长量均随着丁铵黑药质量浓度的增加而降低(见表2)。水浮莲的生长量在丁铵黑药质量浓度大于10mg/L时显著低于空白处理(未加丁铵黑药),在100mg/L时生长量仅为空白处理的35%;水葫芦的生长量在丁铵黑药质量浓度为10mg/L时与空白处理无显著差异,而在质量浓度大于50mg/L时显著低于空白处理,在100mg/L时生长量为空白处理的67%;轮叶黑藻的生长量仅在丁铵黑药质量浓度为100mg/L时显著低于空白处理。对比表1和表2可以看出,不同污染浓度丁铵黑药对3种水生植物的毒害症状和生长量抑制程度在总体上是可比的,从生长量影响程度来看,3种水生植物对丁铵黑药污染的耐受能力为轮叶黑藻>水葫芦>水浮莲。

表 2 丁铵黑药对水生植物生长的影响

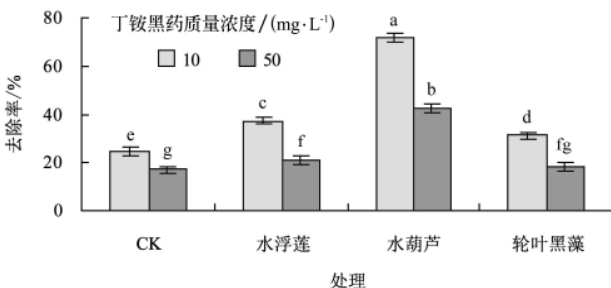
Table 2 Effect of ammonium butyl aerofloat on the growth of hydrophytes

植物	丁铵黑药质量浓度/ (mg · L ⁻¹)	最初生物量/ g	最后生物量/ g	生长量/ g
水浮莲	0	4.32±0.145	21.65±0.411a	17.33±0.521a
	10	4.34±0.045	20.77±0.142b	16.43±0.186b
	50	4.30±0.146	17.11±0.089c	12.81±0.072c
	100	4.23±0.121	10.35±0.083d	6.12±0.202d
水葫芦	0	25.12±0.174	61.62±0.414a	36.50±0.266a
	10	25.23±0.783	60.77±0.756a	35.53±0.690a
	50	25.48±0.783	57.78±1.454b	32.30±0.965b
	100	22.99±0.703	47.69±1.405c	24.70±0.872c
轮叶黑藻	0	11.32±0.261	12.97±0.187ab	1.65±0.090a
	10	11.71±0.127	13.34±0.085a	1.63±0.045a
	50	11.36±0.308	12.91±0.326ab	1.55±0.037ab
	100	11.39±0.173	12.83±0.198b	1.43±0.073b

注：数据为平均值±标准差，同种植物、同列数据中含相同字母者表示差异不显著 ($P < 0.05$) (LSR)。

2.3 不同水生植物对丁铵黑药污染的修复效果

水培 21 d 后各水生植物对不同污染浓度丁铵黑药的修复效果见图 1。丁铵黑药的污染浓度对其去除率有明显影响，在污染质量浓度为 10 mg/L 时各植物处理和对照组（无植物处理）对丁铵黑药的去除率均显著高于 50 mg/L ($P < 0.05$)。通常情况下污染物的浓度越高其去除率越低。在污染质量浓度为 10 mg/L 时，各植物处理对丁铵黑药的去除率均显著高于对照组，各植物处理之间的去除率也存在显著差异，大小依次为水葫芦 > 水浮莲 > 轮叶黑藻。水葫芦对丁铵黑药的去除率达 71.7%，水浮莲和轮叶黑藻的去除率分别为 37.7% 和 31.4%，而对照组（无植物处理）丁铵黑药减少了 24.4%，主要是通过自然降解、微生物降解等作用造成的。在污染质量浓度为 50 mg/L 时，各植物处理的去除率大小仍为水葫芦 > 水浮莲 > 轮叶黑藻 > 对照，水葫芦和水浮莲的去除率均显著高于对照处理，水葫芦的去除率也显著高于水浮莲，但水浮莲与轮叶黑藻之间去除率没有显著差异，而轮叶黑藻与对照组之间去除率也没有显著差异。由于污染物的浓度较高，而且水葫芦和水浮莲也均呈现出中度毒害症状，因此水葫芦和水浮莲的去除率都较低，分别仅为 42.6% 和 20.8%。



注：图中各处理之间含相同字母者表示差异不显著 ($P < 0.05$) (LSR)

图 1 不同水生植物对丁铵黑药污染的修复效果

Fig.1 Removal rate of ammonium butyl aerofloat by various hydrophytes

植物对环境中有机污染物的修复机理包括植物吸收、植物根系释放酶的降解作用以及植物-根际微生物相互作用促进降解或转化等^[29]，同时有机污染物的种类与理化性质、植物的种类与生长状况对植物修复效果均有重要影响。本试验供试水生植物是国内外研究植物修复的常选植物^[30]，用于对重金属、有机磷农药和硝基苯等污染水体的植物修复研究^[31]。轮叶黑藻等沉水植物主要通过直接吸收降解而去除水中的有机污染物^[32]。尽管轮叶黑藻对丁铵黑药污染的耐受能力较强，但其生物量较小，生长缓慢，因而对丁铵黑药污染的去除率较低，修复能力有限。水浮莲对重金属和其他有机污染物有一定的耐受能力^[21,33]，但对于丁铵黑药污染浓度较高时生长受到影响，去除效果和修复能力也不理想。水葫芦在丁铵黑药污染浓度较高时仍有较强的耐受能力，而且其根系发达、生长迅速、生物量大，对丁铵黑药污染的去除率也较高，因此可筛选为丁铵黑药污染的高效修复植物。

2.4 水葫芦对丁铵黑药污染的修复动力学特征

由于水葫芦在 3 种植物中对丁铵黑药的处理效果最佳，因此选择研究了水葫芦去除丁铵黑药的动力学过程。28 d 中各处理组对质量浓度为 10 mg/L 丁铵黑药的去除率变化曲线如图 2 所示。水葫芦处理组去除率达 78%，无植物和无植物抑菌处理组的去除率分别为 29.8% 和 21.2%。

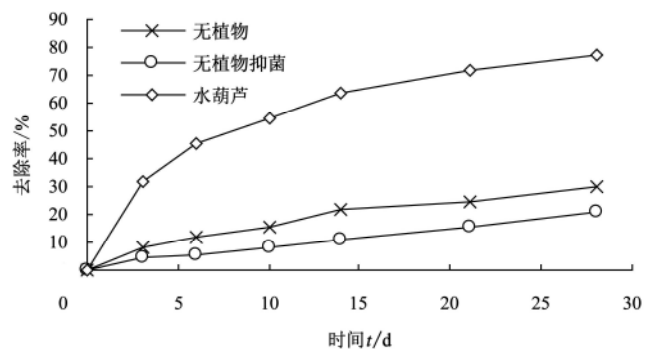


图 2 不同水生植物对丁铵黑药污染的修复动力学

Fig.2 Removal kinetics of ammonium butyl aerofloat by various hydrophytes

根据一级动力学反应方程 $C_t = C_0 e^{-kt}$ ，对各处理组水溶液中丁铵黑药的降解动态进行拟合。方程中 C_0 和 C_t 分别为水溶液中丁铵黑药的起始质量浓度和 t 时间时的质量浓度 (mg/L)， k 为降解速率常数 (d^{-1})。结果显示，水葫芦处理降解速率常数 k 为 $0.0498 d^{-1}$ ($R^2 = 0.948$)，无植物处理 k 为 $0.0118 d^{-1}$ ($R^2 = 0.956$)，无植物抑菌处理 k 为 $0.0079 d^{-1}$ ($R^2 = 0.99$)。在理想状态下，丁铵黑药的总降解速率常数是各降解途径的降解速率常数之和，故水葫芦处理与无植物处理的降解速率常数之差 $0.0380 d^{-1}$ 即为水葫芦作用的降解速率常数。由此推算得由水葫芦的作用使丁铵黑药的降解速度提高了 322.03%，即受水葫芦的影响，丁铵黑药在水溶液中的去除速率提高了 3.2 倍。无植物处理与无植物抑菌处理的降解速率常数之差 $0.0039 d^{-1}$ ，可认为由微生物降解所造成，故在丁铵黑药的去除过程

中,水葫芦的吸收与降解占 76.3%,微生物降解作用占 7.8%,自然降解的贡献率占 15.8%。由此可知丁铵黑药在环境中相对稳定,这与报道中黑药难降解相一致^[34-35],而水葫芦大幅度加速了水溶液中丁铵黑药的去。

3 结 论

1) 不同植物对丁铵黑药污染的耐受能力大小为轮叶黑藻>水葫芦>水浮莲。当丁铵黑药污染质量浓度为 10 mg/L 时水浮莲显示出轻度毒害症状,生长量显著低于空白处理(未加丁铵黑药);质量浓度为 50 mg/L 时水浮莲和水葫芦均显示中度毒害症状,生长量均显著低于空白处理。

2) 各植物处理对丁铵黑药污染的去除率均显著高于对照组(无植物处理)。各植物处理之间的去除率也存在显著差异,大小依次为水葫芦>水浮莲>轮叶黑藻。水葫芦能有效去除水溶液中的丁铵黑药,水培 28 d 可使质量浓度为 10 mg/L 的丁铵黑药去除率达 78%。

3) 在丁铵黑药的去除过程中,水葫芦的吸收与降解占 76.3%,微生物降解作用占 7.8%,自然降解的贡献率占 15.8%,可筛选水葫芦为丁铵黑药污染的高效修复植物。

[参 考 文 献]

- [1] 栾和林,姚文. 矿山化学药剂污染及其复合污染问题与探讨[J]. 矿冶, 2002, 11(7): 265-267.
Luan Helin, Yao Wen. The discussion of mining chemicals pollution and combined pollution problems[J]. Mining and Metallurgy, 2002, 11(7): 265-267. (in Chinese with English abstract)
- [2] Boening D W, Chew C M. A critical review: general toxicity and environmental fate of three aqueous cyanide ions and associated ligands[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1999, 109(2): 67-79.
- [3] Levay G, Smart R St C, Skinner W M. The impact of water quality on flotation performance[J]. Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy, 2001, 101(5): 69-75.
- [4] 於方, 过孝民, 张强. 中国矿产业的废水污染现状分析与防治对策[J]. 资源科学, 2004, 26(2): 46-53.
Yu Fang, Guo Xiaomin, Zhang Qiang. Wastewater pollution situation and counter measures for Chinese Mineral industry[J]. Resources Science, 2004, 26(2): 46-53. (in Chinese with English abstract)
- [5] Obiri S, Doodoo D K, Okai Sam F, et al. Cancer and non-cancer health risk from eating cassava grown in some mining communities in Ghana[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 118(4): 37-49.
- [6] 翁建浩, 王睿, 黄道玉. 选矿废水中残余黄药降解规律的试验研究[J]. 化工矿物与加工, 2001(5): 18-21.
Wen Jianhao, Wang Rui, Huang Daoyu. Study on degradation law of remaining xanthate in mineral processing wastewater[J]. Chemical mineral and processing, 2001(5): 18-21. (in Chinese with English abstract)
- [7] 栾和林, 田野, 汪鑫, 等. 矿山药剂二次污染链研究[J]. 矿冶, 2006, 15(2): 57-60.
Wang Helin, Tian Ye, Wang Xin, et al. The study of secondary pollutant chain of mine reagent[J]. Mining and Metallurgy, 2006, 15(2): 57-60. (in Chinese with English abstract)
- [8] 王增辉, 王娉娉, 栾和林, 等. 酸性矿山废水治理过程中产生二次污染的研究[J]. 环境化学, 2009, 28(6): 842-845.
Wang Zenghui, Wang Pinpin, Luan Helin, et al. Study of secondary pollution by acid mine wastewater prevention[J]. Environmental Chemistry, 2009, 28(6): 842-845. (in Chinese with English abstract)
- [9] 栾和林, 喻晗, 邹畅, 等. 复合污染状态下尾矿区有害化学品的迁移研究[J]. 环境化学, 2006, 25(2): 207-210.
Luan Helin, Yu Han, Zou Chang, et al. Study of the migration rule of compound mineral processing reagents in tailing area of compound contamination[J]. Environmental Chemistry, 2006, 25(2): 207-210. (in Chinese with English abstract)
- [10] 栾和林, 陈彩霞, 田野, 等. 复合污染与尾矿区重金属释放和迁移[J]. 有色金属, 2006, 58(4): 124-127.
Luan Helin, Chen Caixia, Tian Ye, et al. Relationship of complex pollution to heavy metals release and migration from floatation tailings dam[J]. Nonferrous Metals, 2006, 58(4): 124-127. (in Chinese with English abstract)
- [11] 喻晗. 典型矿山化学药剂与重金属复合污染的成因与迁移规律研究[D]. 武汉: 武汉大学, 2005.
Yu Han. Studies on the Formation and Migration of the Compound Pollution Between the Typical Mineral Reagents and Heavy Metals[D]. Wuhan: Wuhan University, 2005. (in Chinese with English abstract)
- [12] 史蓉蓉, 魏洽, 史少欣. 德兴铜矿大坞河至乐安江段水体浮选剂污染的调查[J]. 南昌航空工业学院学报, 1996(2): 28-32.
Shi Rongrong, Wei Qia, Shi Shaoxin. Investigation of the pollution of Dawu River-Li'an River by Flotation Agent In Dexing Copper Mine[J]. Journal of Nanchang Institute of Aeronautical Technology, 1996(2): 28-32. (in Chinese with English abstract)
- [13] 赵玉娥. 黄药、黑药、二号油在水体中的降解试验研究[J]. 黄金, 1995, 16(7): 47-51.
Zhao Yu'e. Experimental study on degradation of xanthate, aerofloat and turpentine in water body[J]. Gold, 1995, 16(7): 47-51. (in Chinese with English abstract)
- [14] 付保军, 陈建华. TiO₂ 光催化降解黄药试验研究[J]. 矿产保护与利用, 2005(2): 43-47.
Fu Baojun, Chen Jianhua. Research on the Photocatalytic Degradation of Xanthate in TiO₂ Suspension[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2005(2): 43-47. (in Chinese with English abstract)
- [15] 陈彩霞, 李华昌, 栾和林, 等. 尾矿库中乙基黄原酸钾光降解趋势的探讨[J]. 矿冶, 2007, 16(2): 61-63.
Chen Caixia, Li Huachang, Luan Helin, et al. Study on degradation law of potassium ethyl xanthate in tailings[J]. Mining and Metallurgy, 2007, 16(2): 61-63. (in Chinese

- with English abstract)
- [16] 鄢恒珍, 龚文琪, 梅光军, 等. 共代谢条件下丁基黄药的生物降解实验研究[J]. 环境污染与防治, 2010, 32(4): 1—5.
Yan Hengzhen, Gong Wenqi, Mei Guangjun, et al. Study on co-metabolism biodegradation of butyl xanthate[J]. 2010, 32(4): 1—5. (in Chinese with English abstract)
- [17] Pulford I D, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review[J]. Environment International, 2003, 29(4): 529—540.
- [18] An Z Z, Huang Z C, Lei M, et al. Zinc tolerance and accumulation in *Pteris vittata* L. and its potential for phytoremediation of Zn and As contaminated soil[J]. Chemosphere, 2006, 62(5): 796—802.
- [19] Fayiga A O, Ma L Q, Zhou Q. Effects of plant arsenic uptake and heavy metals on arsenic distribution in an arsenic-contaminated soil[J]. Environmental Pollution, 2007, 147(3): 737—742.
- [20] Thompson P L, Ramer L A, Schnoor J L. Up take and transformation of TNT by hybrid poplar trees[J]. Environ Sci Technol, 1998, 32(7): 975—980.
- [21] 王忠全, 温琰茂, 黄兆霆, 等. 几种植物处理含重金属废水的适应性研究[J]. 生态环境, 2005, 14(4): 540—544.
Wang Zhongquan, Wen Yanmao, Huang Zhaoting, et al. Adaptability of several plant to heavy metal wastewater treatment[J]. Ecology and Environment, 2005, 14(4): 540—544. (in Chinese with English abstract)
- [22] 吴双桃, 朱慧. 镉胁迫对水浮莲幼苗生理功能的影响[J]. 工业安全与环保, 2010, 36(8): 5—7.
Wu Shuangtao, Zhu Hui. Effects of Cd on Physiological Function of *Pistia Stratiotes* L. Seedlings[J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2010, 36(8): 5—7. (in Chinese with English abstract)
- [23] 颜昌宙, 曾阿妍, 金相灿, 等. 沉水植物轮叶黑藻和穗花狐尾藻对 Cu^{2+} 的等温吸附特征[J]. 环境科学, 2006, 27(6): 1068—1072.
Yan Changzhou, Zeng Ayan, Jin Xiangcan, et al. Equilibrium Sorption Isotherm for Cu^{2+} onto *Hydrilla verticillata* Royle and *Myriophyllum spicatum*[J]. Environmental science, 2006, 27(6): 1068—1072. (in Chinese with English abstract)
- [24] 许秋瑾, 金相灿, 王兴民, 等. 氨氮与镉单一和复合作用对沉水植物穗花狐尾藻和轮叶黑藻光合能力的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(10): 1974—1978.
Xu Qinjin, Jin Xiangcan, Wang Xingmin, et al. Effects of Both Single and Combined Pollution of Cd and NH_4^+ on *Hydrilla verticillata* and *Myriophyllum spicatum*[J]. Environmental science, 2006, 27(10): 1974—1978. (in Chinese with English abstract)
- [25] 侯晓龙, 马祥庆, 吕锡武, 等. 水生植物对垃圾渗滤液中重金属的吸附效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2262—2266.
Hou Xiaolong, Ma Xiangqing, Lü Xiwu, et al. Research on Adsorption Effect of Heavy Metal in Landfill Leachate by Aquatic Plants[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(6): 2262—2266. (in Chinese with English abstract)
- [26] 夏会龙, 吴良欢, 陶勤南. 凤眼莲加速水溶液中马拉硫磷降解[J]. 中国环境科学, 2001, 21(6): 553—555.
Xia Huilong, Wu Lianghuan, Tao Qinnan. Water hyacinth accelerating the degradation of malathion in aqueous solution. [J]. China Environmental Science, 2001, 21(6): 553—555. (in Chinese with English abstract)
- [27] Gonzalez-Pradas E. Use of bentonite and humic acid as modifying agents in alginate-based controlled-release formulations of imidacloprid[J]. Pestic Sci, 1999, 55: 546—552.
- [28] 俞通武, 董蕴英. 选矿废水中微量黑药的测定[J]. 化工环保, 1994, 14(1): 39—42.
Yu Tongwu, Dong Yuning. Determination of aerofloat in mine wastewater[J]. Environmental protection of chemical industry, 1994, 14(1): 39—42. (in Chinese with English abstract)
- [29] Sang Weilian, Kong Fanxiang. Progress of study on phytoremediation[J]. Advances in environmental science, 1999, 7(3): 40—44.
- [30] 吴建强, 黄沈发, 丁玲. 水生植物水体修复机理及其影响因素[J]. 水资源保护, 2007, 23(4): 18—22.
Wu Jianqiang, Huang Shenfa, Ding Ling. Mechanisms of water restoration by aquatic plants and its influencing factors[J]. Water Resources Protection, 2007, 23(4): 18—22. (in Chinese with English abstract)
- [31] Martin A I, Sanchez-Chaves M, Arranz F. Synthesis, characterization and controlled release behaviour of adducts from chloroacetylated cellulose and α -naphthylacetic acid[J]. Reactive and Functional Polymers, 1999, 39(2): 179—187.
- [32] John T, Beth J. The design of living technologies for waste treatment[J]. Ecological Engineering, 1996, 6(1): 109—136.
- [33] 吾甫尔·米吉提, 艾尔肯·热合曼, 苏里坦·阿巴拜克力, 等. 利用水浮莲净化城市污水的实践[J]. 中国环境科学, 2002, 22(3): 268—271.
Gofur Mijit, Erkin Rahman, Sultan Ababakry, et al. Practice of purifying city wastewater by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) [J]. China Environmental Science, 2002, 22(3): 268—271. (in Chinese with English abstract)
- [34] 肖华花. 二苯胺基二硫代磷酸生物降解特性研究[D]. 广东工业大学, 2006.
Xiao Huahua. Research on Biodegradation Characteristics of Dianilino Dithiophosphoric Acid[D]. Guangdong University of Technology, 2006. (in Chinese with English abstract)
- [35] 李友权, 刘蓉裳. 苯胺黑药物化性质的研究[J]. 矿冶, 1994, 3(4): 50—54.
Li Youquan, Liu Rongshang. Study of physical and chemical properties of aniline aerofloat[J]. Mining and Metallurgy, 1994, 3(4): 50—54. (in Chinese with English abstract)

Growth response and phytoremediation of several species of hydrophytes to ammonium butyl aerofloat in metal mines

Huang Xiandong^{1,2}, Mo Cehui^{1,2*}, Li Yanwen^{1,2}, Zou Xing^{1,2}, Gao Peng^{1,2},
Wu Xiaolian^{1,2}, Chen Lina^{1,2}, Xie Ruqin^{1,2}, Ye Siqu^{1,2}

(1. Department of Environment Engineering, Jinan University, Guangzhou 510632, China;

2. Key Laboratory of Water/Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation,
Department of Education of Guangdong Province, Guangzhou 510632, China)

Abstract: For applying phytoremediation to control the soil and water polluted by floatation organic reagents, three species of hydrophytes were cultivated in nutrient solution spiked with different concentrations of ammonium butyl aerofloat to investigate their growth response and phytoremediation to ammonium butyl aerofloat. The results showed that the resistance capability of hydrophytes to ammonium butyl aerofloat pollution was *Hydrilla verticillata* > *Eichhornia crassipes Solms* > *Pistia stratiotes L.* When the mass concentration of ammonium butyl aerofloat was 10 mg/L, mild intoxication was observed for *Pistia stratiotes L.*, and its growth was significantly lower than the blank control (no ammonium butyl aerofloat added). When the mass concentration was up to 50 mg/L, moderate intoxication was observed for both *Pistia stratiotes L.* and *Eichhornia crassipes Solms*, and their growth was both significantly lower than the blank control. The removal rates of ammonium butyl aerofloat in hydrophytes treatments were all significantly higher than the control (no hydrophytes planted), and the removal rates among hydrophytes treatments also varied significantly in the following order: *Eichhornia crassipes Solms* > *Pistia stratiotes L.* > *Hydrilla verticillata*. *Eichhornia crassipes Solms* can effectively remove the ammonium butyl aerofloat. A removal rate of up to 78% to 10 mg/L ammonium butyl aerofloat was obtained after 28 days. As plant uptake took up 76.3%, microorganism did about 7.8%, and the contribution rate of natural degradation was up to 15.8% to the total degradation of ammonium butyl aerofloat, *Eichhornia crassipes Solms* could be screened as a plant with high phytoremediation efficiency to ammonium butyl aerofloat pollution.

Key words: tailings, wastewater, pollution, remediation, removal rate, hydrophytes