

瞿梦洁, 李慧冬, 李娜, 等. 沉水植物对水体阿特拉津迁移的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 750-756.

QU Meng-jie, LI Hui-dong, LI Na, et al. The influence of submersed macrophytes on the migration of atrazine in water[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(4): 750-756.

沉水植物对水体阿特拉津迁移的影响

瞿梦洁¹, 李慧冬^{1,2}, 李娜¹, 张萌¹, 朱端卫^{1*}

(1. 华中农业大学资源与环境学院环境生态工程研究室, 武汉 430070; 2. 山东省农业科学院农业质量标准与检测技术研究所, 济南 250100)

摘要: 通过研究阿特拉津在武汉市汤逊湖、南湖和荆州市洪湖的沉积物-水体系中分配、吸附和解吸行为, 得出阿特拉津在该体系下解吸平衡分配系数 K_{d} 远大于吸附平衡分配系数 K_{p} , 即其滞后解吸行为显著, 表明阿特拉津一旦从水中进入沉积物, 则很难以解吸。在此基础上, 将南湖沉积物添加阿特拉津淹水培养沉水植物菹草 (*Potamogeton crispus*) 和穗花狐尾藻 (*Myriophyllum spicatum*), 设置阿特拉津初始浓度为 0.1、0.25、0.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 结果表明: 两种植物均能直接吸收阿特拉津, 在第 20 d, 初始浓度为 0.25 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 菹草和穗花狐尾藻体内阿特拉津浓度分别为 13.4、11.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 两种植物对水体中阿特拉津具有一定的去除作用, 培养 45 d 后, 随着浓度的增加, 菹草和穗花狐尾藻对根际沉积物中阿特拉津的去除率分别达到 92%、86%、91% 和 84%、82%、90%, 至 60 d 时, 对上覆水中阿特拉津降解率分别为 35.0%、51.3%、1.50% 和 32.4%、61.8%、0.44%。尽管水体中残留阿特拉津容易被沉积物吸持, 但在一定浓度范围内仍可用适当的沉水植物对其进行去除。

关键词: 阿特拉津; 分配; 沉积物; 穗花狐尾藻; 菹草

中图分类号: X592 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)04-0750-07 doi:10.11654/jaes.2016.04.020

The influence of submersed macrophytes on the migration of atrazine in water

QU Meng-jie¹, LI Hui-dong^{1,2}, LI Na¹, ZHANG Meng¹, ZHU Duan-wei^{1*}

(1. Laboratory of Eco-Environmental Engineering Research, College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Institute of Quality Standard and Testing Technology, Shandong Academy of Agricultural Sciences, Jinan 250100, China)

Abstract: This paper researched the distribution, adsorption and desorption behaviors of atrazine in the sediment-water system of Lake Tangxunhu and Lake Nanhu in Wuhan City, and Lake Honghu in Jingzhou City, China, concluding that K_{d} , the desorption equilibrium distribution coefficient of atrazine in this system, is much higher than the adsorption equilibrium distribution coefficient K_{p} . In other words, its hysteretic desorption behavior is obvious, and this suggests that atrazine will be hard to desorb once it enters into sediments. On this basis, *Potamogeton crispus* and *Myriophyllum spicatum*, two submerged plants that could absorb atrazine, were cultivated in the sediments in Lake Nanhu, and the initial concentration of atrazine was set equal to 0.10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 0.25 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 0.50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Both of the plants can directly absorb atrazine. When the initial concentration equaled 0.25 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ on the 20th day, the concentration of the atrazine in *P. crispus* and *M. spicatum* was equal to 13.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 11.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ respectively. Moreover, both plants have a certain removal effect on atrazine in water. After 45 d, as the concentration increased, the removal rate of the atrazine in the sediments by *P. crispus* and *M. spicatum* reached

收稿日期: 2015-11-15

基金项目: 国家科技重大专项子课题“三峡库区水生态风险阈值及其安全保障方案研究”(2012ZX07103.001); 国家自然科学基金项目“菹草驱动的生物钙泵在水/沉积物磷循环中的作用机制研究”(40973056)

作者简介: 瞿梦洁(1990—), 女, 湖北荆州人, 硕士研究生, 主要从事植物修复湖泊污水方面的研究。E-mail: 916759036@webmail.hzau.edu.cn

* 通信作者: 朱端卫 E-mail: zhudw@mail.hzau.edu.cn

92%, 86% and 91% as well as 84%, 82% and 90%. On the 60 d, the degradation rate of the atrazine in the overlying water reached 35.0%, 51.3% and 1.50% as well as 32.4%, 61.8% and 0.44%. Results show that even though the residue of atrazine in water is easily immobilized by sediments, macrophytes can still be properly applied in a specific concentration range to the removal of atrazine.

Keywords: atrazine; distribution; sediments; *Potamogeton crispus*; *Myriophyllum spicatum*

阿特拉津是一种广泛使用近 70 年的选择性内吸传导型苗前、苗后除草剂,具有生物毒性^[1-2]。在使用过阿特拉津的地区,其地下水、河流和湖泊中都已检测到该物质的残留,这些残留物质对水生生态环境已构成严重威胁^[1,3-5]。在一些地方,地表水和地下水中检测出的阿特拉津残留量超过了 $3.0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的最大污染控制浓度^[6-7]。美国环保局 2011 年通过对 3249 个水样的检测,得出阿特拉津浓度平均值为 $1.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,波动范围为 $0.05\sim 38.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[8]。经多方统计可知,2008 年我国阿特拉津的使用量已近 1 万 t。东辽河流域旱田分布区和非旱田分布区内地表水中阿特拉津的平均含量分别为 $9.71 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8.85 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[9];在铁岭市的招苏台河中,排污口水相中阿特拉津浓度高达 $1.233 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,底泥中阿特拉津达到 $79.446 \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[10]。进入湖泊沉积物中的阿特拉津,其吸附及分配行为对其在水体中的挥发、水解、生物降解、光降解以及被植物摄取将产生影响^[11-14]。因此,研究阿特拉津在水体中的吸附解吸行为,对后续可采用何种方法将其去除具有重要意义。

有研究表明,阿特拉津在种有植物的土壤中降解更快,如转基因杨树对阿特拉津污染土壤修复效果显著,水生鸢尾(*Iris pseudacorus*)、菖蒲(*Acorus gramineus*)和千屈菜(*Lythrum salicaria*)对加速阿特拉津降

解具有一定的作用^[15-16],地衣(*lichen*)、狐尾草(*Alopecurus pratensis*)、猫薄荷(*Nepeta cataria*)等的根际土壤对阿特拉津矿化速率的提高有显著作用^[17]。除了直接吸收外,植物还可以释放分泌物和酶,刺激根际微生物的活性和生物转化作用来促进有机污染物分解^[18]。

沉水植物既是沉积物及其上覆水质量的感受者,又是这一环境的改造者。阿特拉津对植物毒理学方面的研究很多,但是有关沉水植物对阿特拉津在水体及沉积物中的吸收、降解、转移作用的研究却很少。本实验选择沉水植物中的冬季优势种菹草和夏季优势种穗花狐尾藻为供试植物,在深入研究阿特拉津在沉积物和水体中分配及解吸特性的基础上,进行沉水植物去除水体中阿特拉津的生物试验,为研究沉水植物对水体阿特拉津降解提供依据。

1 材料与方法

1.1 材料

供试沉积物采自武汉市汤逊湖、南湖和荆州市洪湖,每个湖泊 3 个采样点均设在湖泊主要排污口汇入处。采样点分布如图 1 所示。

采集沉积物的 3 个湖均属于浅水湖泊,平均水深为 1.5~2 m,可以分为 3 类:其中南湖位于武汉城中,接纳城市雨水并一定程度上被城市生活污水污染,

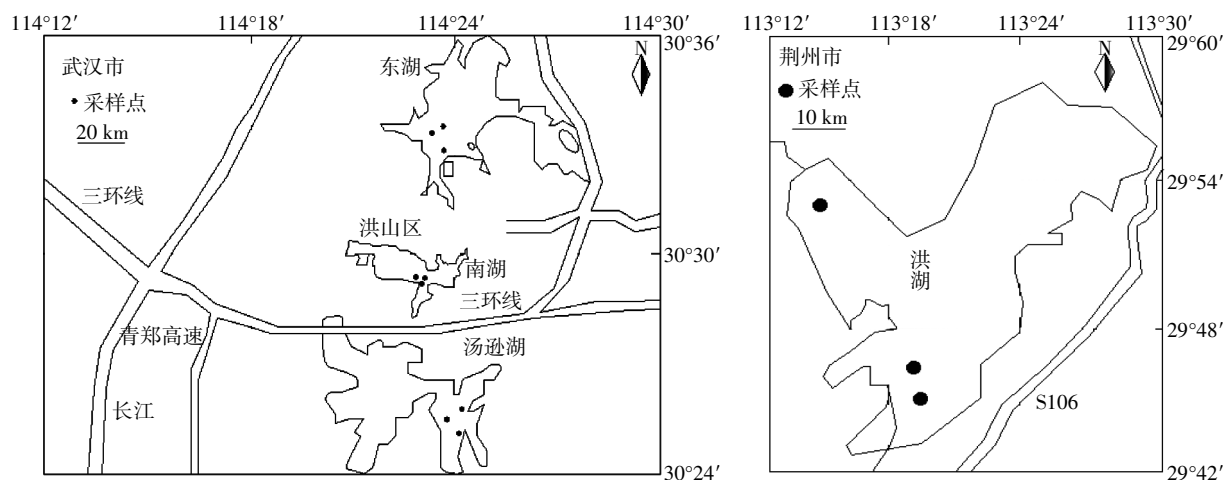


图 1 汤逊湖、南湖和洪湖沉积物采样点分布图

Figure 1 Locations of sediment sampling sites of Lake Tangxunhu, Lake Nanhu and Lake Honghu

属于重度富营养化湖泊;汤逊湖位于武汉市城郊,主要接纳农业面源污染,属富营养化湖泊;洪湖位于长江武汉段段首的南岸,是一个天然湿地,水质属中营养水平。将处理一定时间的沉积物取回室内,沥去明水,铺平,阴干,干透后进行研磨,过100目筛网,然后装于密封袋中储存。沉积物理化性质如表1。

表1 沉积物的理化性质

Table 1 The physical and chemical properties of sediments

沉积物 Sediments	汤逊湖 Lake Tangxunhu	南湖 Lake Nanhu	洪湖 Lake Honghu
阿特拉津背景值 Background value of atrazine/mg·kg ⁻¹	0	0	0
pH	6.74	7.15	8.64
有机碳含量 Organic carbon/%	1.83	4.65	12.18
阳离子交换量 CEC/cmole·kg ⁻¹	7.98	11.53	15.34

供试植物为单子叶沉水植物菹草和双子叶沉水植物穗花狐尾藻,均采自武汉植物园。

阿特拉津标准品购于武汉义宏科技有限公司,纯度99.5%。试验用农药配制:称取1.000 g阿特拉津,溶于1000 mL甲醇,配制成1000 mg·L⁻¹的阿特拉津-甲醇溶液。

恒温振荡器国华SHA-C型;高效液相色谱Agilent Technologies 1200 Series;色谱柱Alltima™ C18 (250 mm×4.6 mm×5 μm)。

1.2 实验设计

1.2.1 阿特拉津的吸附和解吸平衡实验

批量称取3.00 g沉积物样品,置于50 mL磨口三角瓶中,分别加入0.2、0.4、0.6、0.8、1.0、1.2 mg·L⁻¹的阿特拉津水溶液20 mL,充氮气后密封,于25℃、280 r·min⁻¹条件下振荡48 h,每组设3个重复。预实验结果表明,阿特拉津的吸附过程在48 h内完成,和相关文献结果一致^[9]。在吸附平衡后,将悬浮液在6000 r·min⁻¹条件下离心10 min,取10 mL上清液测定阿特拉津浓度,结果用于其吸附量的计算;在剩余的上清液中加入10 mL去离子水,将三角瓶充氮气密封后使沉积物重新悬浮,于25℃、280 r·min⁻¹条件下振荡48 h,将达到吸附平衡的悬浮液在6000 r·min⁻¹条件下离心10 min,取上清液测定阿特拉津浓度,结果用于其剩余吸附量的计算。

1.2.2 沉水植物培养试验

在容积18 L塑料桶中加入5 kg南湖沉积物。沉

积物中阿特拉津设置3个浓度处理,每个处理设置3个重复种植沉水植物。同时,每个处理设有无沉水植物的对照,2个重复。另设置既无沉水植物又无阿特拉津的空白对照(CK),2个重复。将配置的1000 mg·L⁻¹的阿特拉津-甲醇溶液分别取0.5、1.25、2.5 mL加入沉积物中,机械混合,使沉积物中阿特拉津的浓度分别达到0.10、0.25、0.50 mg·kg⁻¹,在沉积物中放入300目尼龙网袋,袋中填充混合均匀相应浓度阿特拉津的沉积物,将供试沉水植物种入袋中(袋内为根际沉积物),以虹吸法加入蒸馏水作为上覆水进行培养,上覆水深度为15 cm,定期补充蒸馏水抵消蒸发。每盆种植的植物鲜重固定为20 g。

1.3 测定方法

1.3.1 上覆水中阿特拉津含量测定

取100 mL水样于烧杯中,加入5 g NaCl,用玻棒搅拌溶解。然后将水样倒入250 mL分液漏斗中,再加入20 mL乙酸乙酯萃取剂,萃取5 min。静置分层后,从下部分离出水相,从上部将有机相导入蒸发皿中,于40℃水浴下蒸发近干,然后用甲醇定容至1 mL。定容液经0.22 μm孔径滤膜过滤,用高效液相色谱法(HPLC)测定。色谱条件:色谱柱Alltima™ C18 (250 mm×4.6 mm);甲醇溶液作为流动相,甲醇和水体积比为80:20;流动相流速为1 mL·min⁻¹,光电二极管检测波长为222 nm;进样量为10 μL。

1.3.2 沉积物中阿特拉津含量测定

称取5.00 g沉积物样于50 mL离心管中,加5 mL 0.01 mol·L⁻¹的CaCl₂溶液和10 mL甲醇溶液(1:1),静置12 h。在100 Hz、25℃条件下超声处理20 min,然后以4000 r·min⁻¹的转速离心10 min,将上清液倒入100 mL锥形瓶中;向离心管中再加入10 mL甲醇溶液,相同条件超声、离心、合并离心液,并重复以上操作一次。将3次的离心液用定量滤纸过滤至250 mL的分液漏斗中,用30 mL蒸馏水分次洗涤锥形瓶;再向分液漏斗中加入20 mL二氯甲烷萃取剂萃取5 min,静置分层后从下部分离出有机相,收集于蒸发皿中。重复萃取2次,合并萃取液。将萃取液于40℃水浴下蒸发近干,然后用甲醇定容至2 mL。定容液经0.22 μm孔径滤膜过滤,用HPLC进行测定,色谱条件同1.3.1。

1.3.3 水生植物中阿特拉津含量测定

称取5.00 g植物样于50 mL离心管中,加入5 mL乙腈振荡提取15 min,以4000 r·min⁻¹的转速离心5 min。经0.22 μm孔径滤膜过滤,用HPLC测定,色谱

条件同 1.3.1。阿特拉津平均回收率为 83.5%~97.4%, RSD 在 6%以内,符合农药残留检测的相关要求。

1.4 吸附-解吸相关参数计算方法

方程(1)被用来计算吸附平衡实验中沉积物中阿特拉津的吸附量:

$$C_{sa} = \frac{C_0 - C_{wa}}{R} \quad (1)$$

式中: C_{sa} 、 C_{wa} 和 C_0 分别代表吸附平衡时沉积物中阿特拉津浓度(吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、水相中阿特拉津浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和阿特拉津的初始浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); R 表示固液比,为 3:20。

解吸平衡时,沉积物中阿特拉津浓度可以用方程(2)来计算:

$$C_{sd} = \frac{C_{wa} - 2C_{wd}}{2R} + C_{sa} \quad (2)$$

式中: C_{sd} 表示解吸平衡时沉积物中阿特拉津浓度(剩余吸附量), $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_{wd} 表示取出部分吸附平衡上清液后再次解吸达到平衡时水相中阿特拉津浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

吸附平衡和解吸平衡的分配系数 K_p 和 K_{pl} ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$)分别由方程(3)和方程(4)计算得出:

$$K_p = C_{sa} / C_{wa} \quad (3)$$

$$K_{pl} = C_{sd} / C_{wd} \quad (4)$$

方程(5)用来计算阿特拉津在沉积物中的滞后解吸系数:

$$H_{coe} = K_{pl} / K_p \quad (5)$$

H_{coe} 值越大,表明滞后解吸现象越明显,即阿特拉津越难从沉积物中解吸出来。

2 结果与讨论

2.1 阿特拉津在沉积物中的分配特性

本实验中汤逊湖、南湖和洪湖沉积物对阿特拉津的吸附平衡分配系数 K_p 和解吸平衡分配系数 K_{pl} 如表 2 所示,所得分配系数与前人研究结果在同一个数量级^[20]。供试沉积物对阿特拉津的 K_p 依次为洪湖>南湖>汤逊湖,其中洪湖沉积物对阿特拉津的吸附能力最强,南湖次之,汤逊湖吸附阿特拉津最差。因为 K_{pl} 大于 K_p ,所以沉积物的滞后解吸系数均大于 1,其中,南湖的滞后解吸系数最大,洪湖的最小。

沉积物和土壤具有相似的化学组成,两者对化学物质的吸附具有相似性^[21-22]。有机化合物在土壤中的吸附主要存在两种机理:一是有机污染物在土壤有机质中的分配作用,其分配系数是定值,与其在有机质

表 2 不同湖泊沉积物对阿特拉津的吸附-解吸系数

Table 2 The adsorption-desorption coefficients of atrazine in the sediments

系数 Coefficients	汤逊湖 Lake Tangxunhu	南湖 Lake Nanhu	洪湖 Lake Honghu
K_p	1.34±0.16	2.24±0.29	3.27±0.60
K_{pl}	4.79±0.53	16.12±2.34	9.52±1.17
H_{coe}	3.26±0.49	6.13±0.74	2.51±0.23

注:数据为 Mean±s.d.。

中的溶解度有关,且吸附质和吸附剂之间没有强烈作用;二是土壤矿物表面的吸附作用,由于各吸附点的能量不同,导致分配不均,因而分配系数会发生变化^[23-24]。由表 2 可知,在实验浓度范围内供试沉积物对阿特拉津的分配系数 K_p 基本维持稳定,即阿特拉津在沉积物上的吸附以分配作用为主。此外,本实验结果中 $H_{coe} \gg 1$,即阿特拉津一旦进入水体,则很难从沉积物中解吸出来。

2.2 沉水植物对沉积物中阿特拉津的影响

为了评价沉水植物对沉积物中阿特拉津的去除效果,选取各项指标适中的南湖沉积物进行沉水植物培养试验,结果如图 2 所示。在相同初始浓度条件下培养 15 d,菹草和穗花狐尾藻根际沉积物中阿特拉津的浓度分别为 30、45、60 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 38、45、65 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著小于非根际沉积物的 50、78、155 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 40、84、150 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。随着阿特拉津初始浓度的增加,根际与非根际沉积物中阿特拉津的浓度差异越来越显著,说明沉水植物能减少根际沉积物中的阿特拉津含量,沉水植物的种植能促进阿特拉津的去除。

阿特拉津的去除主要依靠植物根系的微生物作用^[25]。菹草和穗花狐尾藻的根际沉积物中阿特拉津浓度比非根际沉积物中阿特拉津浓度低,可能是因为植物根际微生物对阿特拉津的降解效果更好。虽然植物主要通过根系吸收阿特拉津,并且转移至植物分生组织及叶部^[26],但是这种作用远远小于沉积物中降解菌对阿特拉津的降解作用。为了得到沉水植物对根际沉积物中阿特拉津的去除效果,将沉水植物对阿特拉津的实际去除率进行比较,结果如图 3 所示。

由图 3 可知,对于不同初始浓度的阿特拉津,无论是菹草还是穗花狐尾藻,沉水植物对其的去除率都是随着其初始浓度的增大而增大。在培养 45 d 内,阿特拉津初始浓度为 0.10、0.25、0.50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,菹草和穗花狐尾藻对根际沉积物中阿特拉津的去除率分别达到 92%、86%、91% 和 84%、82%、90%。随着时间

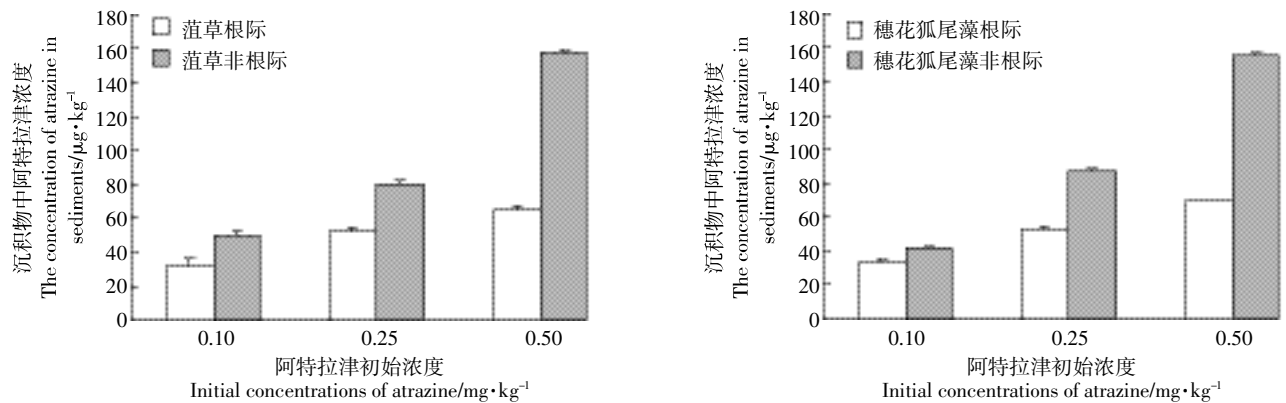


图 2 处理 15 d 时根际与非根际沉积物中阿特拉津的浓度

Figure 2 Concentration of atrazine in rhizosphere and non-rhizosphere sediments under the treatment of 15 days

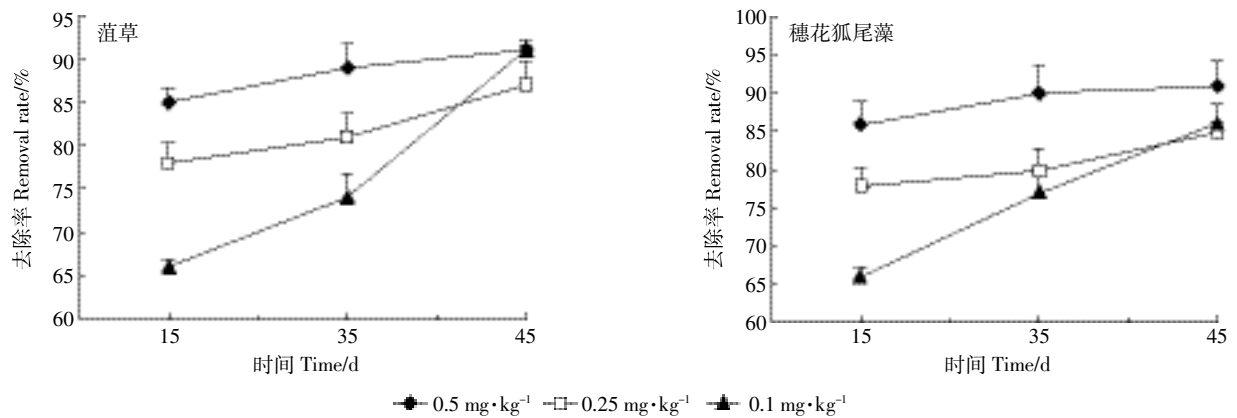


图 3 不同初始浓度下沉水植物对根际沉积物中阿特拉津的去除率

Figure 3 The removal ratio of atrazine in rhizosphere sediments by submerged macrophytes under different initial concentrations of atrazine

的推移,阿特拉津初始浓度为 0.10 mg·kg⁻¹ 时,两种沉水植物对沉积物中阿特拉津的去除率最终高于 0.25 mg·kg⁻¹ 时对应的去除率。对比两种沉水植物对于阿特拉津的去除率可以得出,阿特拉津初始浓度为 0.25、0.50 mg·kg⁻¹ 时,这两种沉水植物对阿特拉津的去除率无显著差异,当阿特拉津浓度低至 0.10 mg·kg⁻¹ 时,菹草对阿特拉津的去除率最终高于穗花狐尾藻。

2.3 沉水植物对上覆水中阿特拉津去除效果的影响

由于吸附-解吸平衡的存在,施入沉积物中的阿特拉津或多或少地释放到上覆水中。由表 3 可知,在培养的初始阶段,沉水植物并不能很好地去去除上覆水中的阿特拉津。沉积物中 0.50 mg·kg⁻¹ 阿特拉津严重抑制了沉水植物对水中阿特拉津的去除,如培养 60 d 时,菹草和穗花狐尾藻对上覆水中阿特拉津降解率仅分别为 1.50% 和 0.44%。随着培养时间的增加,两种沉水植物均在 0.25 mg·kg⁻¹ 条件下对水中阿特拉津的去除率最高,可达 45% 以上;在低浓度阿特拉津时,沉水植物对水中阿特拉津的去除率只在 30% 以上。

尽管穗花狐尾藻比菹草去除阿特拉津的效果更好,但是穗花狐尾藻对阿特拉津却更加敏感,高浓度阿特拉津明显抑制穗花狐尾藻的生长,导致其去除率极低。

水解过程是农药的一个主要水环境化学行为。相对而言,阿特拉津在酸性条件下的降解要比在中性和碱性条件下快^[27]。菹草和穗花狐尾藻既可通过直接吸

表 3 沉水植物生长对上覆水中阿特拉津降解率的影响

Table 3 Degradation rate of atrazine in the overlying water during growing of the plants

时间 Time/d	植物 Plants	降解率 Degradation rate/%		
		0.10 mg·kg ⁻¹	0.25 mg·kg ⁻¹	0.50 mg·kg ⁻¹
15	穗花狐尾藻	0	0	0
	菹草	0	5.34	0
30	穗花狐尾藻	21.3	51.2	—
	菹草	13.0	46.1	—
60	穗花狐尾藻	32.4	61.8	0.44
	菹草	35.0	51.3	1.50

注:—表示未检出。

收,也可通过改变水环境条件使得上覆水中阿特拉津被去除。但沉水植物的光合作用往往使上覆水 pH 升高^[28],这种情况可能对阿特拉津酸催化水解有抑制作用,导致沉水植物存在下,上覆水中阿特拉津的去除率不高;同时,阿特拉津浓度越低,植物长势越好,光合作用越强烈,对阿特拉津水解抑制作用更强,导致 0.10 mg·kg⁻¹ 条件下沉水植物对上覆水中阿特拉津降解率低于 0.25 mg·kg⁻¹ 时的降解率。

2.4 沉水植物对阿特拉津的吸收作用

由表 4 可知,沉积物中阿特拉津初始浓度为 0.25 mg·kg⁻¹ 时,在第 20 d,菹草和穗花狐尾藻体内阿特拉津浓度分别为 13.4、11.2 mg·kg⁻¹; 在培养达到 60 d 时,阿特拉津浓度更低。随着时间的增加,植物体内阿特拉津浓度降低,说明阿特拉津被逐渐降解。在前 40 d 菹草降解量多于穗花狐尾藻,在 40~60 d 时,穗花狐尾藻降解的阿特拉津则更多。

表 4 菹草和穗花狐尾藻体内阿特拉津的浓度变化(mg·kg⁻¹)

Table 4 Accumulation of atrazine in *P. crispus* and *M. spicatum*

时间 Time/d	菹草体内阿特拉津浓度 Atrazine in <i>P. crispus</i>	穗花狐尾藻体内阿特拉津浓度 Atrazine in <i>M. spicatum</i>
20	13.4	11.2
40	2.2	3.8
60	1.6	0.7

注:沉积物中阿特拉津初始浓度为 0.25 mg·kg⁻¹。

3 结论

沉积物对阿特拉津的吸附能力表现为洪湖>南湖>汤逊湖,其滞后解吸系数均远大于 1,表明滞后解吸现象明显,即阿特拉津一旦进入水体,则很难从沉积物中解吸出来。

低浓度时菹草对沉积物中阿特拉津的去除效果高于穗花狐尾藻,高浓度时这两种植物对沉积物阿特拉津的去除效果相差不大。沉积物中阿特拉津浓度过高会严重影响沉水植物的生长,导致其对上覆水中阿特拉津的去除率下降或几乎没有去除。同时,这两种沉水植物能直接吸收水体中阿特拉津,一定条件下,菹草和穗花狐尾藻体内阿特拉津浓度最高分别达到 13.4、11.2 mg·kg⁻¹。

参考文献:

- [1] Spliid N H, Kopper B. Occurrence of pesticides in danish shallow ground water[J]. *Chemosphere*, 1998, 37(7):1307-1316.
- [2] Ibrahim S I, Lateef M F A, Khalifa H M S, et al. Phytoremediation of atrazine-contaminated soil using *Zea mays* (maize)[J]. *Annual of Agricultural Science*, 2013, 58(1): 69-75.
- [3] Shipitalo M J, Owens L B. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(5):944-950.
- [4] Brodeur J C, Svartz G, Perez-Coll C S, et al. Comparative susceptibility to atrazine of three developmental stages of *Rhinella arenarum* and influence on metamorphosis: Non-monotonous acceleration of the time to climax and delayed tail resorption[J]. *Aquatic Toxicology*, 2009, 91(2): 161-170.
- [5] Dong X, Zhu L, Wang J, et al. Effects of atrazine on cytochrome P450 enzymes of zebrafish (*Danio rerio*)[J]. *Chemosphere*, 2009, 77(3): 404-412.
- [6] Susan K N, Sadeghi A M, Shirmohammadi A, et al. Atrazine distribution measured in soil and leachate following infiltration conditions[J]. *Chemosphere*, 2004, 54(4):489-496.
- [7] Ritter W F, Scarborough R W, Chirnside A E M. Contamination of groundwater by triazine, metolachlor and alachlor[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1994, 15(1/2):73-92.
- [8] United States Environmental Protection Agency. Pesticides; Reregistration, Atrazine Updates. Washington, DC. [EB/OL]. <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/atrazine/atrazine-update.htm#CWS>, 2012.
- [9] 严登华, 何岩, 王浩. 东辽河流域地表水体中 Atrazine 的环境特征[J]. *环境科学*, 2005, 26(3):203-208.
YAN Deng-hua, HE Yan, WANG Hao. Environmental characteristics of the atrazine in the waters in east Liaohe River basin[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(3):203-208.
- [10] 张琦, 焦军, 孙源海, 等. 用气相色谱法分析废水和底泥中的阿特拉津[J]. *甘肃环境研究与检测*, 2001, 14(3):151-152, 156.
ZHANG Qi, JIAO Jun, SUN Yuan-hai, et al. Determination of atrazine in waste water and sediments using gas chromatography[J]. *Gansu Environmental Study and Monitoring*, 2001, 14(3): 151-152, 156.
- [11] Nicholls P H. Factors influencing the entry of pesticides into soil water[J]. *Pesticide Science*, 1998, 22(2):123-137.
- [12] Lisan H M, Bhandari A. Atrazine sorption on surface soils: Time-dependent phase distribution and apparent desorption hysteresis[J]. *Water Research*, 2003, 37(7):1644-1654.
- [13] Alvord H H, Kadlec R H. The interaction of atrazine with wetland sorbents[J]. *Ecological Engineering*, 1995, 5(4):469-479.
- [14] Wu M, Huang S, Wen W, et al. Nutrient distribution within and release from the contaminated sediment of Huaihe River[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 23(7):1086-1094.
- [15] Cunningham S D, Berti W R. Remediation of contaminated soils with green plants: An overview[J]. *In Vitro Cell & Developmental Biology*, 1993, 29(4):207-212.
- [16] Walton B T, Guthrie E A, Hoylman A M. Toxicant degradation in the rhizosphere[M]//Anderson T A, Coats J R. Bioremediation Through Rhizosphere Technology. Washington: American Chemical Society, 1994:11-26.
- [17] Schwitzguébel J P, Meyer J, Kidd P. Pesticides removal using plants: Phytodegradation versus phytostimulation[M]//Mackova M, Dowling D

- N, Macek T. Phytoremediation and Rhizoremediation. Theoretical Background, 2006, 9A:179-198.
- [18] 张太平, 潘伟斌. 根际环境与土壤污染的植物修复研究进展[J]. 生态环境, 2003, 12(1):76-80.
- ZHANG Tai-ping, PAN Wei-bin. Progress in the research of rhizosphere and phytoremediation of contaminated soils[J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12(1):76-80.
- [19] 邓建才, 蒋新, 胡维平, 等. 吸附反应时间对除草剂阿特拉津吸附行为的影响[J]. 生态环境, 2007, 16(2):402-406.
- DENG Jian-cai, JIANG Xin, HU Wei-ping, et al. Effect of adsorption reaction time on adsorption behavior of herbicide atrazine[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(2):402-406.
- [20] Yan H, Huang S L, Miklas S. Kinetic processes of acute atrazine toxicity to *Brachydanio rerio* in the presence and absence of suspended sediments[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2015, 226(3):1-13.
- [21] Yang H L, He M C. Adsorption of methyl antimony and methyl arsenic on soils, sediments, and mine tailings from antimony mine area[J]. *Microchemical Journal*, 2015, 123:158-163.
- [22] Zhang R M, Yan W, Jing C Y. Experimental and molecular dynamic simulation study of perfluorooctane sulfonate adsorption on soil and sediment components[J]. *Journal of Environmental Sciences-China*, 2015, 29(1):131-138.
- [23] Xing B S, Joseph J P. Time-dependent isotherm shape of organic compounds in soil organic matter: Implications for sorption mechanism[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1996, 15(8):1282-1288.
- [24] 王芳, 张承东. 1, 1, 2, 2-四氯乙烷在土壤中的吸附解吸研究及解吸滞后的新型模型模拟[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(2):295-300.
- WANG Fang, ZHANG Cheng-dong. Sorption and desorption of 1, 1, 2, 2-tetrachloroethane in soils and new model prediction of desorption hysteresis[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(2):295-300.
- [25] Mckinlay R G, Kasperek K. Observations on decontamination of herbicide-polluted water by marsh plant systems[J]. *Water Research*, 1999, 33(2):505-511.
- [26] Burken J G, Selmoor J L. Uptake and metabolism of atrazine by poplar tree[J]. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31(5):1399-1406.
- [27] 叶常明, 雷志芳, 王杏君, 等. 除草剂阿特拉津的多介质环境行为[J]. 环境科学, 2001, 22(2):69-73.
- YE Chang-ming, LEI Zhi-fang, WANG Xing-jun, et al. Multimedia environmental behavior of herbicide atrazine[J]. *Environment Science*, 2001, 22(2):69-73.
- [28] Mi W J, Zhu D W, Zhou Y Y, et al. Influence of *Potamogeton crispus* growth on nutrients in the sediment and water of Lake Tangxunhu[J]. *Hydrobiologia*, 2008, 603(1):139-146.