

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.21.017

典型挺水植物去除污水印记药物的特性研究

黄丽萍, 周海东, 陈晓萌, 李丹妍, 刘晓静, 胡 涛
(上海理工大学 环境与建筑学院, 上海 200093)

摘 要: 污水印记药物(WWMPs)是城市河流中新兴的污染物。采用旱伞草、灯芯草和菖蒲 3 种挺水植物,以阿奇霉素(AZM)、磺胺噻唑(STZ)、布洛芬(ibu)、双氯芬酸(DCF)、扑热息痛(PRC)、阿替洛尔(ATL)、氯贝酸(CLF)、卡马西平(CBM)和咖啡因(CAF)共 9 种 WWMPs 作为目标物,通过测定水相中 4 种常规指标和水相、沉积相、植物中 WWMPs 浓度的变化,探究单种植物人工生态系统对城市河流水质的净化效果。在无植物系统中,4 种常规指标 COD、TP、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度无明显变化;而在水生植物生态系统中,4 种常规指标浓度的下降率分别为 49.5%、52.1%、57.8% 和 74.2%。相比于无植物系统,水生植物生态系统对水相中的 WWMPs 有明显的去除效果,尤其是对 CBM、ibu、ATL 和 PRC,去除率大于 33.8%;旱伞草和菖蒲人工生态系统对沉积相中的 ATL、AZM、CBM、ibu 和 PRC 等去除效果不明显;在植物体中,无论是水上还是水下部分,对 CAF、CBM 和 CLF 的吸收效果均良好。研究表明,水生植物人工生态系统可有效去除城市河流中的 WWMPs 以及常规污染物,是改善城市河流水质的有效手段。

关键词: 城市河流; 污水印记药物; 挺水植物; 人工生态系统

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)21-0107-07

Removal Characteristics of Typical Wastewater-marking Pharmaceuticals by Emergent Hydrophytes

HUANG Li-ping, ZHOU Hai-dong, CHEN Xiao-meng, LI Dan-yan, LIU Xiao-jing,
HU Tao

(School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology,
Shanghai 200093, China)

Abstract: Wastewater-marking pharmaceuticals (WWMPs) are emerging contaminants in urban rivers. Nine WWMPs including azithromycin (AZM), sulfathiazole (STZ), ibuprofen (ibu), diclofenac (DCF), paracetamol (PRC), atenolol (ATL), clofibrate (CLF), carbamazepine (CBM) and caffeine (CAF) were selected as the target compounds, and purification effects of artificial ecosystem with different hydrophytes (*Cyperus alternifolius*, *Juncus effusus* and *Acorus calamus L.*) on water quality of urban rivers were investigated by monitoring 4 conventional indicators in liquid phase and the changes of WWMPs in liquid phase, sediment and plant tissue. There were no significant changes of 4 conventional indicators (COD, TP, TN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$) in the artificial ecosystem without plant, while

基金项目: 上海市自然科学基金资助项目(18ZR1426100); 国家自然科学基金资助项目(51279108); 上海理工大学科技发展项目(2018KJFZ117)

通信作者: 周海东 E-mail: zhouhaidong@usst.edu.cn

their concentrations in the artificial ecosystems with hydrophyte decreased by 49.5%, 52.1%, 57.8% and 74.2%, respectively. Compared with the non-plant system, ecosystems with hydrophyte had a significant removal effect on WWMPs in liquid phase, especially for CBM, IBU, ATL and PRC, and the removal efficiencies were greater than 33.8%. The removal of ATL, AZM, CBM, IBU and PRC in sediments by the ecosystem with *Cyperus alternifolius* and *Acorus calamus L.* was not remarkable. In plant tissue, no matter above-water and underwater parts, good absorption effects of CAF, CBM and CLF were obtained. Artificial ecosystem with hydrophyte can effectively remove WWMPs and conventional pollutants in urban rivers, and is an effective means for improving water quality of urban rivers.

Key words: urban river; wastewater-marking pharmaceutical; emergent hydrophyte; artificial ecosystem

微量有机污染物是指含量少、有毒有害难降解的污染物,进入自然环境后会影响到动植物的正常生长繁殖^[1-3]。其中,污水印记药物(WWMPs)在城市水生环境中经常被检测到,主要是传统污水处理厂没有去除的药物。WWMPs在一定程度上反映了城市水体受污水污染的状况或趋势,同样也是药物水环境风险的“主要贡献者”^[4]。

20世纪80年代起,我国开始研究和利用人工浮岛技术种植水稻,获得了较高的水稻产量,同时去除了水体中的氮、磷元素^[5]。后来研究者们逐渐开始用人工浮岛降解药物^[6-7]。笔者基于前期建立的目标药物筛选体系^[8],选取9种在城市环境中频繁检出的药品即阿奇霉素(AZM)、磺胺噻唑(STZ)、布洛芬(IBU)、双氯芬酸(DCF)、扑热息痛(PRC)、阿替洛尔(ATL)、氯贝酸(CLF)、卡马西平(CBM)和咖啡因(CAF)作为目标物,采用3种挺水植物分别搭建人工生态系统,并以无水生植物系统为对照,检测目标药物在不同介质(水相、沉积相、植物)中的分布及浓度变化趋势,阐明水生植物在药物降解过程中所起的作用,以期改善城市河流水质与保障生态安全提供理论基础和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 仪器设备

预处理设备:固相萃取装置(美国 Supelco 公司);真空抽滤装置;恒温水浴氮气吹干仪。

检测仪器:超高效液相色谱-串联质谱联用仪(UHPLC-MS-MS, ThermoFisher SCIENTIFIC, 美国);紫外可见分光光度计(723N型);TOC测定仪(multi N/C3100型);哈希消解仪、哈希测定仪(DRB200型)。

1.1.2 试剂与材料

9种目标WWMPs的标准品购自中国计量科学研究院,且每个标准品的纯度均在95%以上;内标物扑热息痛-d3(PRC-d3)标准品购自德国 Witega 公司。甲醇、二氯甲烷、丙酮为HPLC级;甲酸和乙酸铵为LC-MS级。

储备液与标准液的配制:9种WWMPs目标物及内标物PRC-d3标准品分别溶于甲醇,配制成1g/L的储备液;使用甲醇将储备液稀释至实验所需浓度即为标准液。储备液和标准液均于-18℃环境下避光保存。

旱伞草、灯芯草、菖蒲均从花卉市场购买。选取完整健康的植株(高约60~70cm),其中旱伞草根系和灯芯草根系比菖蒲根系更发达。

1.2 实验方法

本实验中所用的河水与沉积物均采自上海市杨浦区的虬江。实验开始前,先对植物进行驯化,再将9种WWMPs混合标准溶液均匀地滴入装置中,药物初始浓度为10μg/L。水温控制在(20±2)℃,每天光照时间为08:00—18:00。在0、0.5、1、2、5、10、15d的时间节点采集水样进行药物浓度的测定和常规水质指标的检测。在5、10、15d的时间节点取泥样和植物样进行沉积相和植物相的药物检测。实验共分4个周期,分别为无植物实验、旱伞草搭建的生态系统实验、菖蒲搭建的生态系统实验以及灯芯草搭建的生态系统实验。

NH₄⁺-N采用纳氏试剂分光光度法测定,TN采用TOC测定仪测定,TP采用过硫酸钾-紫外可见分光光度法测定,COD采用哈希快速消解法测定。

水样的富集提纯采用固相萃取法,沉积物与水生植物样品采用超声溶剂萃取法+固相萃取法。药

物含量采用超高效液相色谱-串联质谱联用仪配备 UltiMate 3000 Binary RSLC 超高效液相色谱仪与 TSQ-46000 Finnigan TSQ Vantage System 高分辨率、超小型台式三重四级杆质谱仪进行测定分析,具体步骤参考文献[9]。

2 结果与讨论

2.1 水体中常规水质指标的变化

不同人工生态系统水相中常规指标的变化如图1所示。在无植物系统中,15 d内 COD 浓度波动不大,但总体浓度比有植物系统的要低,这可能是由于不同周期的进水背景指标浓度略有不同。而在种植植物的生态系统中,COD 浓度持续下降。第15天时旱伞草、灯芯草和菖蒲搭建的生态系统中 COD 浓度分别为初始浓度的 49.5%、36.2% 以及 46.6%,这主要是由于植物的吸收与吸附、微生物新陈代谢等作用的影响。植物的生长和微生物的新陈代谢都需要碳源,植物根系为微生物的生存提供了场所,所以种植植物的系统可以有效去除水中的 COD。

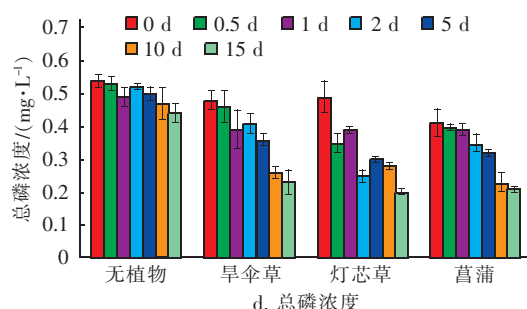
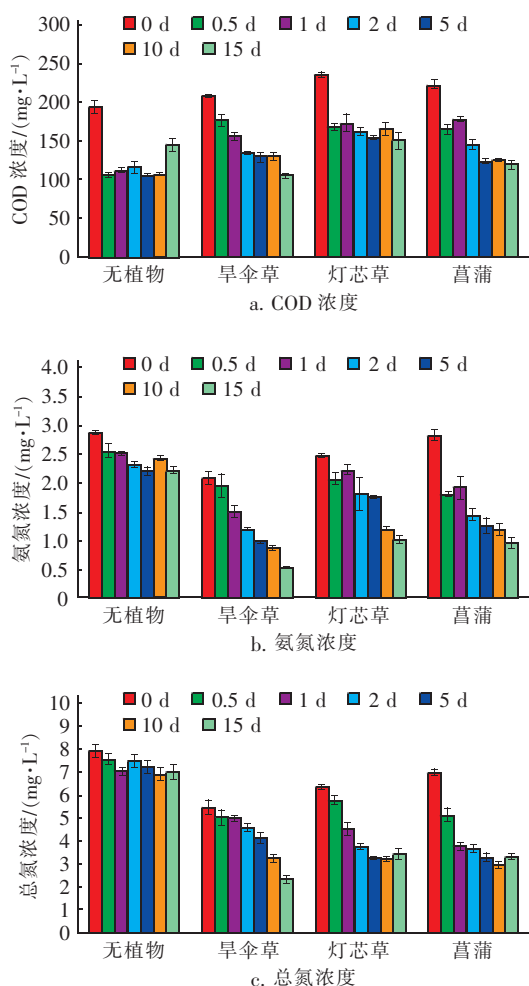


图1 不同人工生态系统水相中常规指标的变化

Fig. 1 Changes of conventional indicators in water phase of different artificial ecosystems

在无植物的生态系统中,TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度几乎没有降低,而在有植物的生态系统中,水体中的 TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度明显下降,说明植物对水体中的 TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有明显的去除作用,这可能是由于水中微生物大量繁殖,微生物能够使部分氮发生硝化和反硝化作用。有植物的系统中 TP 去除率可达到 48% 以上,是无植物系统的 3~4 倍,因此植物在去除 TP 方面发挥了重要作用。这是因为植物的存在会加强磷的吸附以及沉积固结作用。由实验结果可知,种植旱伞草的人工生态系统对 COD、TP、TN 以及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 都有很好的去除效果,去除率分别为 49.5%、52.1%、57.8% 和 74.2%。三种有植物的人工生态系统对常规水质指标的去除效果排序为旱伞草 > 菖蒲 > 灯芯草。

2.2 WWMPs 在水相中的变化

表1列出了9种 WWMPs 在有植物的生态系统水相中的浓度变化。所有样品均测定3次。旱伞草、菖蒲和灯芯草人工生态系统对 CBM 的去除率分别为 45.6%、33.8% 和 54.8%,三种有植物的生态系统会加快 CBM 的降解,而在无植物系统中,CBM 浓度几乎没有变化,去除率只有 15%,有植物系统相比无植物系统有明显的优势。Zhang 等人^[10]研究发现,CBM 容易被植物吸附,并富集在植物体内。而 ATL、AZM、CAF 和 PRC 浓度在四种系统中均大幅降低,可能是由于这几种药物易于被水解、光解、生物降解,其中 ATL 和 AZM 在旱伞草人工生态系统中的去除率较无植物系统分别提高了 12.6%、8.7%,说明水生植物作用对这两种药物的去除有一定影响。Topp 等人^[11]发现 AZM 易生物降解。先前的研究^[12-13]还表明,PRC 在生物降解与光降解实验中都有较高的降解效率,因此,其在水相中较高的

去除效率可能与其自身的降解特性有关。植物根系为微生物提供了繁殖场所,旱伞草发达的根系在一定程度上促进了生物降解。在无植物的生态系统中,IBU 和 CLF 去除率分别为 48.3% 和 70.9%,而

在有植物的生态系统中它们的去除率有所升高,分别为 61.2% 和 75.2%,对比可知,有植物的人工生态系统较无植物系统有一定的优势,这是由于植物对 WWMPs 有吸附作用。

表 1 不同人工生态系统中 9 种 WWMPs 在水相中的浓度变化

Tab. 1 Change of nine WWMPs concentrations in water phase of different artificial ecosystems

%

WWMPs	系统	相对浓度						
		0 d	0.5 d	1 d	2 d	5 d	10 d	15 d
ATL	无植物	100	70.3 ± 8.1	63.1 ± 3.5	48.1 ± 4.7	41.2 ± 8.3	36.2 ± 3.3	32.2 ± 3.7
	旱伞草	100	105.8 ± 6.4	56.9 ± 3.9	46.1 ± 4.2	36.0 ± 5.4	27.4 ± 3.8	19.6 ± 2.1
	菖蒲	100	87.2 ± 4.3	91.1 ± 5.9	89.7 ± 5.7	77.6 ± 2.6	48.7 ± 5.9	31.4 ± 4.0
	灯芯草	100	75.6 ± 5.3	71.3 ± 1.5	58.6 ± 6.5	39.2 ± 2.4	41.2 ± 1.8	22.2 ± 2.7
AZM	无植物	100	30.5 ± 1.5	20.9 ± 0.7	14.8 ± 1.3	20.4 ± 3.5	18.2 ± 0.7	23.2 ± 1.0
	旱伞草	100	52.1 ± 1.2	37.1 ± 1.5	31.0 ± 2.7	29.9 ± 3.0	23.3 ± 1.6	14.5 ± 2.8
	菖蒲	100	43.9 ± 4.0	48.8 ± 3.2	42.1 ± 4.5	32.2 ± 4.3	31.9 ± 2.5	17.9 ± 3.9
	灯芯草	100	48.6 ± 2.1	30.6 ± 2.8	36.8 ± 3.5	44.1 ± 2.4	28.2 ± 1.3	27.0 ± 1.2
CAF	无植物	100	74.5 ± 3.6	59.5 ± 2.9	32.6 ± 2.6	20.9 ± 5.2	18.6 ± 2.3	12.9 ± 0.8
	旱伞草	100	100.1 ± 7.0	68.7 ± 5.0	57.4 ± 6.1	39.5 ± 3.1	28.1 ± 1.9	19.8 ± 4.3
	菖蒲	100	82.3 ± 3.7	76.0 ± 4.6	59.3 ± 3.7	34.6 ± 2.8	25.0 ± 2.1	15.5 ± 3.5
	灯芯草	100	71.6 ± 4.6	71.5 ± 3.2	65.0 ± 4.0	29.5 ± 1.2	32.2 ± 1.8	11.9 ± 1.0
CBM	无植物	100	97.1 ± 4.3	94.0 ± 5.4	90.6 ± 6.5	95.4 ± 9.4	93.6 ± 7.9	85.2 ± 5.4
	旱伞草	100	102.0 ± 5.2	97.5 ± 5.5	86.5 ± 6.7	89.1 ± 4.1	68.7 ± 6.3	54.4 ± 6.0
	菖蒲	100	93.7 ± 3.5	104.2 ± 7.2	88.9 ± 6.1	74.6 ± 3.1	73.0 ± 4.8	66.2 ± 3.8
	灯芯草	100	102.2 ± 5.3	96.9 ± 6.3	90.3 ± 4.2	82.8 ± 5.5	62.8 ± 4.6	45.2 ± 5.7
CLF	无植物	100	116.6 ± 6.0	118.8 ± 8.4	109.2 ± 3.0	71.1 ± 2.9	47.3 ± 3.9	29.1 ± 4.5
	旱伞草	100	100.6 ± 7.6	85.2 ± 7.1	95.3 ± 2.4	84.0 ± 7.7	44.0 ± 2.6	24.5 ± 1.7
	菖蒲	100	99.2 ± 8.6	85.9 ± 3.5	77.8 ± 5.9	70.0 ± 5.8	37.3 ± 6.9	30.8 ± 2.5
	灯芯草	100	97.4 ± 3.8	95.9 ± 5.6	83.4 ± 1.7	65.2 ± 2.8	24.2 ± 5.5	18.9 ± 4.6
DCF	无植物	100	90.6 ± 6.5	97.4 ± 4.2	75.3 ± 2.1	60.4 ± 3.5	35.2 ± 1.6	32.0 ± 2.8
	旱伞草	100	104.5 ± 6.8	93.8 ± 7.9	80.6 ± 4.2	51.2 ± 4.0	37.5 ± 4.8	29.9 ± 4.5
	菖蒲	100	95.2 ± 5.3	85.6 ± 6.7	85.0 ± 7.4	70.5 ± 2.7	56.2 ± 6.8	40.6 ± 6.1
	灯芯草	100	106.0 ± 4.2	102.1 ± 5.8	96.4 ± 3.5	79.2 ± 5.1	62.1 ± 3.7	56.0 ± 6.7
IBU	无植物	100	116.9 ± 9.3	94.7 ± 6.6	35.7 ± 2.0	16.9 ± 2.2	19.3 ± 2.4	51.7 ± 2.0
	旱伞草	100	100.3 ± 2.5	111.2 ± 8.0	76.0 ± 3.2	70.3 ± 4.6	46.6 ± 2.5	38.0 ± 3.3
	菖蒲	100	110.0 ± 6.2	95.9 ± 7.0	85.7 ± 8.2	80.8 ± 2.3	57.0 ± 5.5	46.9 ± 4.5
	灯芯草	100	82.5 ± 3.9	84.3 ± 8.6	70.1 ± 4.1	49.0 ± 3.4	33.2 ± 2.7	31.5 ± 1.8
PRC	无植物	100	82.4 ± 4.7	5.4 ± 1.5	n. d.	3.8 ± 1.1	10.6 ± 2.4	0.3 ± 0.1
	旱伞草	100	79.6 ± 2.8	51.0 ± 4.7	29.2 ± 3.5	14.3 ± 2.1	n. d.	n. d.
	菖蒲	100	62.9 ± 3.1	19.5 ± 1.2	11.4 ± 1.0	11.9 ± 0.9	7.0 ± 0.2	0.8 ± 0.1
	灯芯草	100	54.5 ± 4.5	29.1 ± 4.0	14.2 ± 0.5	3.1 ± 0.1	n. d.	1.2 ± 0.3
STZ	无植物	100	109.4 ± 9.8	100.1 ± 9.1	87.4 ± 11	49.2 ± 4.3	31.4 ± 4.2	25.9 ± 5.0
	旱伞草	100	102.0 ± 7.4	93.5 ± 4.2	77.6 ± 5.5	63.8 ± 2.0	24.7 ± 3.6	29.2 ± 2.2
	菖蒲	100	94.6 ± 3.8	101.5 ± 9.3	86.0 ± 6.5	61.8 ± 4.7	41.9 ± 5.1	32.1 ± 2.9
	灯芯草	100	89.2 ± 4.3	82.4 ± 6.0	70.4 ± 4.3	36.9 ± 1.6	23.5 ± 1.4	19.8 ± 2.0

注: n. d. 表示未检出,下同。

无植物系统中 STZ 的去除率为 74.1%,而在旱伞草、菖蒲人工生态系统中的去除率相比无植物系

统要低,在灯芯草人工生态系统中的去除率有所提高,为 80.2%。植物对 STZ 的去除效果并不明显,

总体来说,有植物的人工生态系统较无植物系统有微弱的优势,生物降解和吸收并不是 STZ 降解的主要方式。在无植物系统中 STZ 浓度变化较大,这表明底泥、系统吸附是其降解的主要方式。CAF 的实验结果与 STZ 相似;另外,有植物的生态系统对

DCF 的去除效果较无植物系统没有明显的优势,这是由于 DCF 属于易光降解但不易生物降解的药物。

2.3 WWMPs 在沉积相中的变化

表 2 为 9 种 WWMPs 在 4 种系统沉积相中的含量变化情况。

表 2 不同人工生态系统中 9 种 WWMPs 在沉积相中的浓度变化

Tab.2 Concentration changes of nine WWMPs in sediment of different artificial ecosystems ng · g⁻¹

WWMPs	系统	浓度					
		0.5 d	1 d	2 d	5 d	10 d	15 d
ATL	无植物	187 ± 11	425 ± 33	398 ± 39	495 ± 30	597 ± 48	643 ± 35
	旱伞草	159 ± 13	119 ± 25	293 ± 27	365 ± 12	428 ± 15	526 ± 27
	菖蒲	137 ± 9	186 ± 16	213 ± 24	248 ± 8	307 ± 12	389 ± 22
	灯芯草	209 ± 21	302 ± 18	419 ± 23	559 ± 10	613 ± 20	810 ± 19
AZM	无植物	816 ± 42	1 232 ± 92	1 515 ± 77	1 196 ± 81	1 318 ± 60	1 106 ± 78
	旱伞草	589 ± 58	802 ± 45	913 ± 37	1 628 ± 106	1 487 ± 112	912 ± 39
	菖蒲	1 052 ± 76	1 275 ± 84	1 090 ± 36	1 008 ± 94	952 ± 35	858 ± 57
	灯芯草	1 244 ± 48	1 270 ± 94	1 001 ± 70	788 ± 28	678 ± 37	1 064 ± 38
CAF	无植物	1 892 ± 125	1 847 ± 86	1 954 ± 102	1 781 ± 49	1 655 ± 83	1 471 ± 156
	旱伞草	1 362 ± 70	1 780 ± 69	1 571 ± 139	1 048 ± 35	921 ± 77	777 ± 45
	菖蒲	1 962 ± 137	1 690 ± 47	1 369 ± 75	1 302 ± 117	1 266 ± 43	1 130 ± 87
	灯芯草	1 166 ± 59	1 332 ± 130	1 578 ± 91	1 325 ± 55	1 580 ± 94	1 348 ± 95
CBM	无植物	747 ± 34	319 ± 47	521 ± 101	608 ± 75	803 ± 50	481 ± 32
	旱伞草	174 ± 33	392 ± 61	206 ± 20	476 ± 62	218 ± 36	314 ± 57
	菖蒲	349 ± 46	403 ± 72	291 ± 45	380 ± 49	302 ± 27	574 ± 73
	灯芯草	575 ± 22	329 ± 45	601 ± 40	297 ± 52	476 ± 45	218 ± 29
CLF	无植物	396 ± 45	496 ± 58	475 ± 29	676 ± 73	542 ± 38	643 ± 51
	旱伞草	214 ± 36	297 ± 15	574 ± 41	506 ± 25	474 ± 49	356 ± 18
	菖蒲	354 ± 27	459 ± 56	792 ± 44	694 ± 27	678 ± 18	598 ± 72
	灯芯草	286 ± 24	477 ± 55	808 ± 102	716 ± 61	810 ± 63	813 ± 43
DCF	无植物	210 ± 16	395 ± 22	428 ± 56	470 ± 71	698 ± 74	894 ± 67
	旱伞草	152 ± 20	201 ± 43	218 ± 18	211 ± 18	336 ± 14	634 ± 54
	菖蒲	290 ± 44	337 ± 20	402 ± 34	340 ± 56	590 ± 35	798 ± 32
	灯芯草	188 ± 12	218 ± 58	336 ± 14	455 ± 37	490 ± 19	449 ± 33
IBU	无植物	394 ± 36	375 ± 65	448 ± 60	362 ± 20	445 ± 34	774 ± 56
	旱伞草	179 ± 15	268 ± 29	462 ± 38	370 ± 52	480 ± 31	508 ± 35
	菖蒲	194 ± 23	380 ± 62	513 ± 38	568 ± 84	837 ± 72	876 ± 79
	灯芯草	371 ± 42	479 ± 75	352 ± 21	610 ± 35	859 ± 50	1 142 ± 125
PRC	无植物	12 ± 1	35 ± 1	45 ± 5	53 ± 3	79 ± 6	129 ± 9
	旱伞草	n. d.	7 ± 1	39 ± 4	85 ± 4	31 ± 1	63 ± 4
	菖蒲	56 ± 3	78 ± 2	59 ± 3	45 ± 4	17 ± 2	27 ± 2
	灯芯草	36 ± 3	48 ± 2	32 ± 1	95 ± 6	109 ± 7	90 ± 5
STZ	无植物	240 ± 29	4 803 ± 37	668 ± 49	509 ± 46	759 ± 13	628 ± 34
	旱伞草	339 ± 34	397 ± 49	278 ± 32	313 ± 15	426 ± 55	317 ± 42
	菖蒲	329 ± 25	485 ± 22	672 ± 37	591 ± 35	611 ± 42	523 ± 31
	灯芯草	218 ± 9	357 ± 20	461 ± 27	385 ± 19	457 ± 21	712 ± 50

ATL、PRC 和 STZ 为亲水性药物,在沉积物中吸附效果较差,刚开始浓度上升较快说明这三种药物快速地被吸附到沉积物上,而下降可能是由于沉积

物中微生物的生物降解或是根系的吸收作用。CLF 在有植物的人工生态系统沉积相中含量较低,说明植物可以有效降低其在沉积物中的含量。IBU 既不

会大量吸附于沉淀物也不会挥发^[14],因此不论在哪种系统中,IBU 均无明显吸附效果。CBM 在沉积相中的含量呈现出较大波动,无明显的上升或者下降规律,说明 CBM 在沉积物中易解吸,即 CBM 在沉积物中不停地发生吸附、解吸现象^[14]。

不论在哪种系统中,DCF 在沉积物中的含量变化均呈持续富集趋势,但是在有植物的系统中底泥吸附的量相对较少,可能是由于人工生态系统中的植物吸收和吸附作用。沉积物中的 CAF 含量在短时间内迅速上升,达到 1 800 ng/g 左右,这表明 CAF 能够在短时间内快速吸附到沉积物上,并且在吸附

后很难发生解吸。在旱伞草和菖蒲人工生态系统中,AZM 在沉积物中的含量降低大约 25%,而 AZM 很容易被生物降解,出现这种现象是因为植物的存在为微生物提供了生存和繁殖的空间,从而使得沉积相中的含量降低。

2.4 WWMPs 在植物体内的变化

在 3 种有植物的人工生态系统中,WWMPs 在不同植物体内的含量变化如图 2 所示。WWMPs 经由根吸收进入植物体内,在木质部中随水流上行,经茎到叶,由气孔通过蒸腾作用排向大气,不能排出的就分布于植物体内的各个地方。

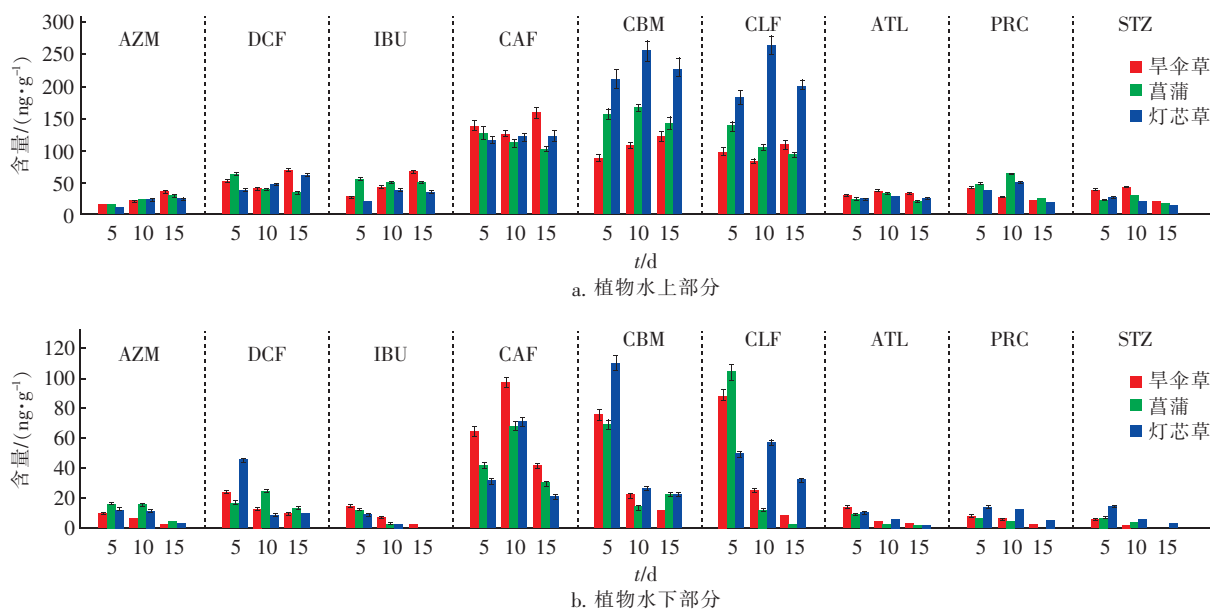


图 2 人工生态系统中 9 种 WWMPs 在植物体内的含量变化

Fig. 2 Change of nine WWMPs contents in plant tissue of artificial ecosystems

AZM 在植物体内含量很低,随着培养时间的延长,水上部分含量增加,水下部分含量减少,这是由于植物的运输作用所致。AZM 属于易生物降解物质,大部分的 AZM 在微生物作用下被降解,导致在植物体内含量较少。DCF、IBU 的疏水性较强,容易吸附到植物上但是很难被吸收。此外,DCF 容易发生光降解,所以在植物体内含量较低也可能是在植物体表发生了光降解。

PRC 易生物降解并容易被植物吸收,在三种水生植物体内检测到的 PRC 含量均偏低,主要原因是 PRC 为亲水性物质,吸附能力较差,植物体还未吸附就已经降解。CAF 易生物降解,并且 Zhang 等人^[10]在研究中指出,极性药物容易被植物吸收并富集在体内,因此 CAF 在水生植物体内呈现出较高的

含量。CBM 和 CLF 均属于极易被水生植物吸收的药物,不论水上、水下部分均检测出较高含量。旱伞草、灯芯草和菖蒲水下部分的 CBM 和 CLF 最终含量分别为 11.9 和 8.8 ng/g、22.9 和 32.4 ng/g 以及 23.1 和 2.4 ng/g,水上部分最终含量分别为 120.4 和 105.7 ng/g、224.3 和 198.6 ng/g 以及 140.1 和 90.0 ng/g。可知,水生植物的吸收作用是去除 CBM 和 CLF 的有效途径。

从图 2 可以看出,大部分 WWMPs 被根系发达的旱伞草和灯芯草吸收,有植物的人工生态系统对 WWMPs 的去除效果不仅与目标物自身性质有关,还与植物的生理特征相关。植物的根系越发达,对 WWMPs 的吸收能力就越强。植物根系还为微生物提供了生存繁殖空间,发达的根系微生物对

WWMPs 的降解效果更好。

3 结论

① 在有植物的人工生态系统中,水生植物能降低水体中氮、磷及有机物的浓度,对常规指标的去除效果排序为旱伞草 > 菖蒲 > 灯芯草。

② 有植物的人工生态系统对水相中 9 种 WWMPs 的去除效果均优于无植物系统。

③ 有植物的人工生态系统对沉积相中的药物含量有一定影响,其中旱伞草和菖蒲系统对底泥中药物的去除效果不明显,甚至药物含量会增加。

④ 水生植物的水上和水下部分都可有效去除系统中的药物。其中,植物对 CAF、CBM 和 CLF 的吸收效果较好,对 ATL 和 STZ 的吸收效果不明显。

参考文献:

- [1] BARBOSA M O, MOREIRA N F F, RIBEIRO A R, *et al.* Occurrence and removal of organic micropollutants: an overview of the watch list of EU decision 2015/495 [J]. *Water Research*, 2016, 94: 257 – 279.
- [2] JIANG J Q, ZHOU Z, SHARMA V K. Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micro-pollutants in waste water—a review from global views [J]. *Microchemical Journal*, 2013, 110: 292 – 300.
- [3] LUO Y, GUO W, NGO H H, *et al.* A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 473/474: 619 – 641.
- [4] ZHOU H D, YING T Q, WANG X L, *et al.* Occurrence and preliminarily environmental risk assessment of selected pharmaceuticals in the urban rivers, China [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 34928.
- [5] 晁雷,刘馨,胡成,等. 人工浮岛技术在北方地区水质改善中的研究进展 [J]. *黑龙江农业科学*, 2012(2): 135 – 138.
CHAO Lei, LIU Xin, HU Cheng, *et al.* Research progress of artificial floating island technology in northern region water quality improvement [J]. *Heilongjiang Agricultural Science*, 2012(2): 135 – 138 (in Chinese).
- [6] LI G, ZHAI J, HE Q, *et al.* Phytoremediation of levonorgestrel in aquatic environment by hydrophytes [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(9): 1869 – 1873.
- [7] CUI H, SCHRODER P. Uptake, translocation and possible biodegradation of the antidiabetic agent metformin by hydroponically grown *Typha latifolia* [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 308: 335 – 361.
- [8] ZHOU H D, ZHANG Q J, WANG X L, *et al.* Systematic screening of common wastewater-marking pharmaceuticals in urban aquatic environments: implications for environmental risk control [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2014, 21: 7113 – 7129.
- [9] ZHOU H D, LIU X J, CHEN X M, *et al.* Characteristics of removal of waste-water marking pharmaceuticals with typical hydrophytes in the urban rivers [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 1291 – 1302.
- [10] ZHANG D Q, GERSBERG R M, HUA T, *et al.* Fate of pharmaceutical compounds in hydroponic mesocosms planted with *Scirpus validus* [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 181: 98 – 106.
- [11] TOPP E, RENAUD J, SUMARAH M, *et al.* Reduced persistence of the macrolide antibiotics erythromycin, clarithromycin and azithromycin in agricultural soil following several years of exposure in the field [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 562: 136 – 144.
- [12] LAM M W, YOUNG C J, BRAIN R, *et al.* Aquatic persistence of eight pharmaceuticals in a microcosm study [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23(6): 1431 – 1440.
- [13] WANG Z F, HUANG Q X, YU Y Y, *et al.* Stereoisomeric profiling of pharmaceuticals ibuprofen and iopromide in wastewater and river water, China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, 35(5): 683 – 691.
- [14] TIXIER C, SINGER H P, OELLERS S, *et al.* Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(6): 1061 – 1068.

作者简介:黄丽萍(1994 –),女,安徽池州人,硕士,研究方向为水污染控制。

E-mail: 285879584@qq.com

收稿日期: 2020 – 08 – 15

修回日期: 2020 – 09 – 25

(编辑:刘贵春)