农业环境科学学报
JOURNAL OF AGRO-ENVIRONMENT SCIENCE
中文核心期刊/CSCD
请通过网上投稿系统投稿
网址：http://www.aes.org.cn

满江红对含卡马西平与吉非罗齐的生活污水的净化效果

李胜曙, 崔二苹, 郑凌云, 李松旌, 陶甄, 胡超, 赵志娟, 樊向阳

引用本文:
李胜曙, 崔二苹, 郑凌云, 李松旌, 陶甄, 胡超, 赵志娟, 樊向阳. 满江红对含卡马西平与吉非罗齐的生活污水的净化效果[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(4): 921-930.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1039

李胜曙，崔二苹，郑凌云，等. 满江红对含卡马西平与吉非罗齐的生活污水的净化效果[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(4): 921-930.
LI S S, CUI E P, ZHENG L Y, et al. Purification effect of azolla on domestic sewage containing carbamazepine and gemfibrozil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(4): 921-930.

满江红对含卡马西平与吉非罗齐的生活污水的净化效果

李胜曙[1]，崔二苹[1]，郑凌云[2]，李松旌[3]，陶甄[1]，胡超[1]，赵志娟[1]，樊向阳[1*]

(1.中国农业科学院农田灌溉研究所，河南 新乡 453002；2.河南省漯河市农水技术推广中心，河南 漯河 462000；3.天津大学地球系统科学学院，天津 300072)

摘 要:药品和个人护理品(Pharmaceuticals and personal care products，PPCPs)的环境危害及修复治理日益受到重视，为揭示满江红对含PPCPs生活污水的净化效果，以典型PPCPs吉非罗齐、卡马西平及满江红为供试材料，采用室内模拟培养试验，研究满江红在不同培养时间(1、2、4、8 d)和不同PPCPs初始浓度(0、1、10、100、1 000 μg·L^{-1})生活污水中的生长状况，以及对常规污染物[氨氮(NH_3-N)，硝态氮(NO_3-N)，总磷(TP)，化学需氧量(COD)]和PPCPs的去除率。结果表明，随着生活污水中PPCPs初始浓度的增加，满江红相对生长率及其耐受指数呈先增加后降低的趋势，且满江红在100、1 000 μg·L^{-1} PPCPs处理下生长受到抑制；与对照相比，1、10 μg·L^{-1} PPCPs处理下满江红对氮、磷的去除效果显著增强(P<0.05)，但100、1 000 μg·L^{-1}PPCPs处理下对氮、磷的去除效果显著减弱(P<0.05)；在不同PPCPs初始浓度处理下，满江红对COD去除作用显著，且COD去除率随PPCPs初始浓度的增加而增加；满江红对吉非罗齐和卡马西平去除效果随培养时间的延长而增强，吉非罗齐去除率随PPCPs初始浓度的增加而增加(1 000 μg·L^{-1} PPCPs处理除外)，而卡马西平去除率随PPCPs初始浓度的增加而降低。满江红对PPCPs有良好的去除效果，对生活污水中NH_3-N以外的常规污染物也有很好的去除能力，可作为含典型PPCPs生活污水的修复治理植物。

关键词:新污染物；卡马西平；吉非罗齐；满江红；水质净化

中图分类号:X799.3；X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2023)04-0921-10 doi:10.11654/jaes.2022-1039

Purification effect of azolla on domestic sewage containing carbamazepine and gemfibrozil

LI Shengshu[1], CUI Erping[1], ZHENG Lingyun[2], LI Songjing[3], TAO Zhen[1], HU Chao[1], ZHAO Zhijuan[1], FAN Xiangyang[1*]

(1. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China; 2. Luohe Agricultural and Water Technology Promotion Center, Luohe 462000, China; 3. School of Earth System Science, Tianjin University, Tianjin 300072, China)

Abstract: Environmental hazards and remediation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) have recently received growing attentions. Thus, investigating the purification effect of azolla on domestic sewage containing PPCPs is important. Representative PPCPs gemfibrozil, carbamazepine, and azolla were used as test materials, and indoor simulation culture tests were conducted to investigate the growth of azolla in domestic wastewater at both different incubation times (1, 2, 4, and 8 d) and different initial concentrations of PPCPs (0, 1, 10, 100, and 1 000 μg·L^{-1}), as well as the removal rates of conventional pollutants (ammonia nitrogen, NH_3-N; nitrate nitrogen, NO_3^--N; total phosphorus, TP; chemical oxygen demand, COD) and PPCPs. With an increase of the initial concentration of PPCPs in domestic wastewater, the relative growth rate and tolerance index of azolla showed a trend of first increasing and then decreasing, and the growth of azolla was inhibited under the treatment of 100 and 1 000 μg·L^{-1} PPCPs. Compared with the control, the removal effect of azolla on

收稿日期:2022-10-18 **录用日期:**2022-12-19
作者简介:李胜曙(1997—)，男，硕士研究生，研究方向为农业水资源与水环境治理。E-mail:lss9758@163.com
*__通信作者:__樊向阳 E-mail:fxy0504@163.com
基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1700900)；国家自然科学基金项目(51479201)；中国农业科学院农业科技创新计划项目(ASTIP202104)
Project supported: The National Key Research & Development Program of China(2021YFD1700900); The National Natural Science Foundation of China (51479201); Innovation Project of Chinese Academy of Agricultural Science(ASTIP202104)

nitrogen and phosphorus was significantly enhanced under 1 and 10 μg·L-1 PPCPs treatment (P<0.05), but was significantly weakened under 100 and 1 000 μg·L-1 PPCPs treatment (P<0.05). When treating with different initial concentrations of PPCPs, the effect of azolla on COD removal was significant, and the COD removal rate increased with the increase of the initial concentration of PPCPs. The removal effect of azolla on gemfibrozil and carbamazepine was enhanced with increasing incubation time. The removal rate of gemfibrozil increased with increasing initial concentration of PPCPs (except for 1 000 μg·L-1 PPCPs treatment), whereas the removal rate of carbamazepine decreased with increasing initial concentration of PPCPs. Azolla has a good removal effect on both PPCPs and conventional pollutants other than ammonia nitrogen in domestic wastewater and can be used as a remediation treatment plan for domestic wastewater containing typical PPCPs.

Keywords: emerging pollutant; carbamazepine; gemfibrozil; azolla; water purification

近年来,随着人们生活水平的提高,药品和个人护理品(Pharmaceuticals and personal care products, PPCPs)使用量不断增加。PPCPs在人体及动物体内难以被完全吸收,未完全代谢部分随污水排入水体及土壤环境,致使这一类新污染物的环境危害日益凸显。目前,我国地表水及污水处理厂进出水中检出的PPCPs主要有卡马西平(Carbamazepine,CBZ)、吉非罗齐(Gemfibrozil,GEM)、三氯生(Triclosan,TCS)、布洛芬(Ibuprofen,IBP)、萘普生(Naproxen,NPX)等[1-3],检出量虽在ng·L-1至mg·L-1之间,但其长期不断输入环境所带来的暴露潜力不亚于持久性污染物[4]。研究表明,PPCPs具有一定的生态环境风险,微量水平即可抑制微生物[5-6]、植物[7-9]、动物[10]的生长发育,甚至导致其死亡。近年来,对PPCPs这类新污染物的环境效应及去除研究日益成为热点。吉非罗齐作为一种广泛使用的血脂调节药,常被用于治疗高血脂、冠状动脉等疾病。随着人们生活质量的提升,高血脂人群逐年增加,该药物及其代谢物在污水、水体以及土壤中累积浓度的可能性进一步增大[11],研究发现其在较高浓度下对水生生物(弧菌、水蚤、藻类、金鱼)有一定的危害,甚至影响人类健康[11-12]。卡马西平是一种重要且广泛使用的抗癫痫药物,主要用于治疗癫痫病、治疗中枢神经性尿毒症、抗躁狂抑郁症,也常用于抗心律失常等[13]。随着现代生活节奏快、生活压力大,患病人群逐渐增多,该药品的使用量及生产量仍处于持续增加的态势[14],卡马西平的过度使用不仅会造成环境污染,还会影响人类的健康[15]。

近年来,水生植物被广泛应用于净化高氮、磷的生活污水,并表现出较好的应用前景[16]。满江红是作为我国南方常见的蕨类水生植物,因其生长速度快,且对含氮、磷、COD[17-21]等常规污染物及含双氯芬酸[22]、表面活性剂[23]等典型PPCPs的生活污水具备良好净化去除效果,在水体污染治理中日益受到重视。目前,关于满江红进行植物修复的研究主要集中在富含氮、磷的生活污水修复或仅对PPCPs的去除,对PPCPs及高氮磷复合污染的生活污水修复效果鲜见报道。同时研究表明,PPCPs的存在可削弱植物对污水中常规污染物的去除效果[24]。为此,本研究以满江红和生活污水中典型PPCPs(吉非罗齐、卡马西平)为研究对象,针对不同PPCPs含量的生活污水,开展满江红对吉非罗齐、卡马西平及常规污染物的协同去除效果研究,以期探明满江红在不同PPCPs初始浓度生活污水中的生长状况及其污染去除效果,旨在为满江红应用于含PPCPs生活污水的治理提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验地点

试验在中国农业科学院新乡农业水土环境野外科学观测试验站智能人工气候室进行,具体环境控制指标设置为光照强度300 μmol·m-2·s-1,光照时间07:00—20:00,白天、夜间温度分别为28、18 ℃,相对湿度60%,CO_2含量1 178.5 mg·m-3。

1.2 试验材料

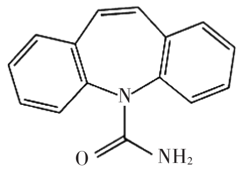
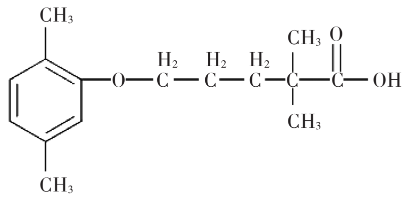
供试植物选择满江红科满江红属满江红 Azolla(俗称红萍或绿萍),采自福建省福清市某观测实验站。采集的满江红植株,采用0.5% NaClO溶液消毒2~3 min,并经超纯水洗涤2次后转移至20%的Hoagland's营养液中驯化培养2周。选择长势良好且个体差异较小的满江红,采用超纯水冲洗3次,并用滤纸吸干表面水分后备用。

供试卡马西平和吉非罗齐基本物化参数如表1所示。供试材料均购自上海安谱璀世标准技术服务有限公司,采用甲醇溶解配制母液后冷藏待用。

参考刘伟等[25]、阮晓卿等[26]的研究,供试生活污水基于20% Hoagland's营养液添加葡萄糖($C_6H_{12}O_6$)、硫酸铵[$(NH_4)_2SO_4$]等进行配制。配制后生活污水pH值6.26,氨氮(NH_3-N)、硝态氮(NO_3^--N)、总磷(TP)、化学需氧量(COD)含量分别为36.97、20.66、7.40、

表1 目标PPCPs的基本物化参数

Table 1 Basic physicochemical parameters of targeted PPCPs

PPCPs	分子式	分子量	分子结构	解离常数pK_a	水溶性/($mg\cdot L^{-1}$)
卡马西平 Carbamazepine	$C_{15}H_{12}N_2O$	236.27		13.9	17.7
吉非罗齐 Gemfibrozil	$C_{15}H_{22}O_3$	250.33		4.5	19

346.67 $mg\cdot L^{-1}$。

由表1可知,卡马西平与吉非罗具有一定疏水性,齐水溶性很小。卡马西平含有一个酰胺基,酰胺在一般条件下水解反应缓慢且需要较强烈的条件,因此卡马西平溶液在一般条件下难以水解;吉非罗齐含有一个羧基,其羟基氧原子上的孤对电子与碳氧双键共轭,因此具有很强的稳定性,难以水解;有研究表明,卡马西平[27-28]与吉非罗齐[29]水溶液在短期内浓度变化不明显,污染物自身的水解反应不影响试验结果。

试验装置为聚丙烯黑色塑料桶,可有效防止光降解,单个试验桶容积1 L。

1.3 试验设计

试验处理主要考虑生活污水中供试PPCPs的浓度水平,卡马西平、吉非罗齐浓度均分别设置为1、10、100、1 000 $\mu g\cdot L^{-1}$,以不添加PPCPs为对照,共计5个浓度处理。试验开始时向各处理移栽4.00 g满江红,并添加稀释到相应浓度水平的等体积PPCPs工作液,其中对照处理中加入等体积甲醇以消除误差,同时注入生活污水至500 mL。试验过程中每日固定时间添加超纯水,以保持试验装置中生活污水体积不变。参考稳定塘及人工湿地一般水力停留时间,整个试验周期设计为8 d[30],整个培养周期中,分别在试验当天及第1、2、4、8天破坏性采集植物样及水样。整个试验周期内进行5次取样,每次每个浓度取3个重复,共计75个小桶。

1.4 检测指标及方法

1.4.1 植株生长指标

满江红植物鲜质量采用称重法测定,经超纯水清洗、滤纸吸干表面水分后,记录鲜质量。

本研究运用植物相对生长率及耐受性指数来揭示满江红在不同时期鲜质量对PPCPs含量的响应规律,以定量评估满江红对生活污水中典型PPCPs的敏感性。其中,植物相对生长率(Relative growth rate, *RGR*)采用公式1计算,植物耐受性指数(Tolerance index, *TI*)采用公式2计算[30]。

$$RGR_{(t=1、2、4、8\,d)} = \frac{BM_{(t=1、2、4、8\,d)} - BM_{(t=0)}}{t_{(t=1、2、4、8\,d)}} \tag{1}$$

$$TI_{(t=1、2、4、8\,d)} = \frac{BM_{(P=P_{1,2,3,4};\,t=1、2、4、8\,d)} - BM_{(P=P_{1,2,3,4};\,t=0)}}{BM_{(P=P_0;\,t=1、2、4、8\,d)} - BM_{(P=P_0;\,t=0)}} \tag{2}$$

式中:*BM*为满江红鲜质量,g;*t*为时间,d;*P*为试验处理编号。

1.4.2 水体中PPCPs含量

水样过0.45 μm滤膜后,取200 mL滤液装入棕色玻璃瓶中,并加入0.16 g EDTA-二钠盐,调节pH至6.5~7.0。将HLB柱(Waters Oasis HLB,200mg / 6cc)活化后(5 mL甲醇、10 mL超纯水),使滤液以5 $mL\cdot min^{-1}$的流速通过被活化的HLB柱,待滤液全部通过后,采用5 mL超纯水淋洗HLB柱,并用10 mL甲醇-乙腈混合液(体积比1:1)洗脱HLB柱,收集洗脱液。利用氮吹仪将收集的洗脱液浓缩至1~2 mL后,用1:1的质谱甲醇-水混合液定容至10 mL[31],采用外标法和液相色谱-质谱联用仪检测水中目标PPCPs含量。

液相色谱-质谱联用仪型号为赛默飞U3000-QE。色谱柱为Waters BEH(C18,2.1×100 mm,1.7 μm),柱温设置为40 ℃,样品进样量为1 μL;流动相A相为0.1%甲酸水溶液,B相为乙腈,流速均为0.3 $mL\cdot min^{-1}$;流动相洗脱梯度见表2。

采用点喷雾离子源(ESI),正负离子模式,传输毛

表2 液相色谱流动相洗脱梯度

Table 2 Liquid chromatography mobile phase elution gradient

Time/min	A/%	B/%
0	90	10
1	90	10
3	10	90
7.5	10	90
8	90	10
9	90	10

细管温度250 ℃，离子源温度350 ℃，雾化器温度325 ℃，电压为3.8 kV，采集模式选用一级高分辨母离子模式。2种PPCPs质谱参数及其回收率见表3。

表3 PPCPs对应的液相二级串联质谱分析参数及其回收率

Table 3 Operation parameters and recovery rate of LC-MS/MS analysis corresponding to tested PPCPs

名称	分子式	母离子/($m \cdot z^{-1}$)	电离模式	回收率/%
卡马西平	$C_{15}H_{12}N_2O$	237.102 2	正电离	118.21
吉非罗齐	$C_{15}H_{22}O_3$	249.149 6	负电离	110.23

1.4.3 水体pH值及NH_3-N、NO_3^--N、COD、TP含量

pH值采用pH S-1型酸度计（Oion奥立龙公司，美国）测定；NH_3-N含量采用纳氏试剂分光光度法测定；NO_3^--N含量采用紫外分光光度法测定；COD（以N计）含量采用重铬酸钾氧化法测定；TP（以PO_4^{3-}-P计）含量采用钼酸铵分光光度法测定[32]。

水体污染物去除率采用公式3计算。

$$R=\frac{C_{(t=0\,d)}-C_{(t=1、2、4、8\,d)}}{C_{(t=0\,d)}}\times 100\% \tag{3}$$

式中：R为污染物去除率，%；C为污水中污染物含量（PPCPs含量单位为$\mu g \cdot L^{-1}$，其余污染物含量单位为$mg \cdot L^{-1}$）。

1.5 数据分析

采用Excel 2019进行数据统计，采用SPSS 23进行数据处理，采用莱文检验进行方差齐性检验，采用Pearson检验进行拟合优度检验，对不满足正态分布的数据采用Zscore法对其进行标准化处理，采用Origin 2022制图。

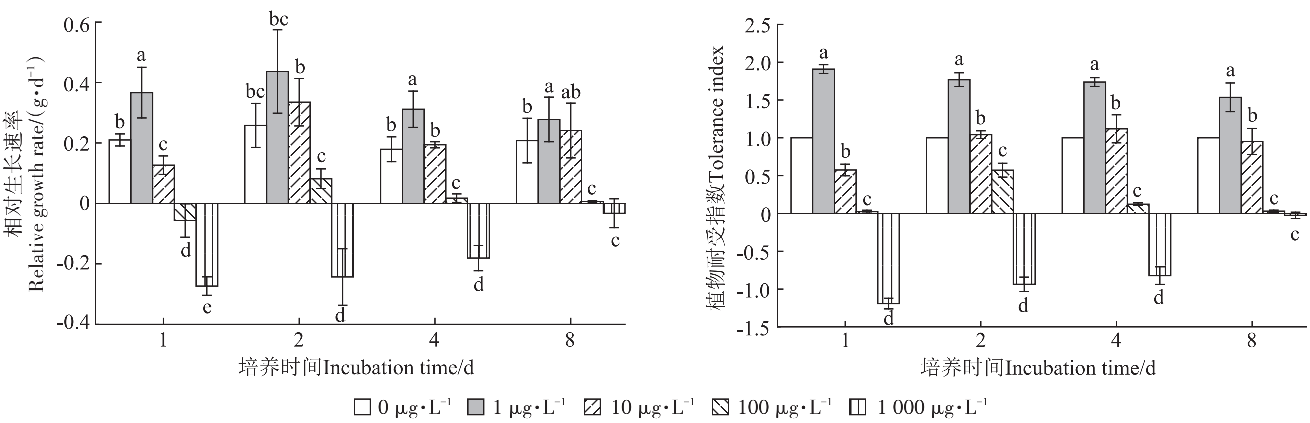
2 结果与分析

2.1 不同初始浓度PPCPs生活污水对满江红生长的影响

不同PPCPs浓度水平下满江红相对生长率及耐受指数变化如图1所示。由图1可知，各培养周期内，不同初始PPCPs浓度处理对满江红相对生长率及耐受指数的影响差异均达到显著水平（$P<0.05$），其中1 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ PPCPs处理下满江红相对生长率及耐受指数最低，出现叶片发黄、根须脱落、鲜质量减少现象。满江红相对生长率及耐受指数随PPCPs浓度增加而显著降低（$P<0.05$），1、10 $\mu g \cdot L^{-1}$PPCPs处理下满江红相对生长率及耐受指数显著高于对照（$P<0.05$），100、1 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ PPCPs处理显著低于对照（$P<0.05$）。

2.2 满江红对不同处理下卡马西平和吉非罗齐的去除效果

不同PPCPs浓度水平下，卡马西平和吉非罗齐的去除变化规律如图2所示。试验周期结束后，满江红对生活污水中1、10、100、1 000 $\mu g \cdot L^{-1}$的卡马西平去



不同小写字母表示处理间差异达显著水平（$P<0.05$），下同。

Different lowercase letters indicate significant differences between treatments ($P<0.05$). The same below.

图1 不同PPCPs浓度下满江红相对生长速率及耐受指数

Figure 1 Relative growth rate and tolerance index under different PPCPs contents

除效果的差异达到显著水平（P<0.05），满江红可分别去除38.03%、22.50%、18.72%、12.3%的卡马西平，表明满江红对修复卡马西平污染的水体有一定潜力，且卡马西平去除率随其初始浓度的升高呈现下降趋势。此外，在1、10、100 μg·L^{-1}初始浓度下，卡马西平去除率随着培养时间的延长显著升高，而1 000 μg·L^{-1}初始浓度下，卡马西平去除率在培养4 d时达到12.05%，并在之后无显著变化，说明培养时间的延长显著利于低浓度（1、10、100 μg·L^{-1}）卡马西平的去除，但是对高浓度（1 000 μg·L^{-1}）卡马西平的去除无显著影响。

各处理下，满江红对吉非罗齐（1、10、100、1 000 μg·L^{-1}）去除效果的差异达到显著水平（P<0.05）。当污染水体中含1、10、100、1 000 μg·L^{-1}的吉非罗齐时，满江红最终可分别去除90.20%、99.20%、99.74%、76.89%的吉非罗齐，表明满江红是修复吉非罗齐污染水体的高效植物。此外，1 μg·L^{-1}初始浓度下，在培养1 d后吉非罗齐去除率已达到56.74%，并在培养2、4 d后无显著变化，直到培养8 d后去除率才有一个大幅度的提高；而10、100、1 000 μg·L^{-1}初始浓度下，吉非罗齐可在短时间内达到较高去除率，培养时间的延长有助于去除率的升高，但不明显。

2.3 满江红对不同处理下常规污染物的去除效果

2.3.1 满江红对氨氮、硝态氮去除效果

不同PPCPs浓度水平下满江红对氨氮、硝态氮去除率如图3所示。试验周期结束后，不同初始PPCPs浓度水平对满江红去除氨氮的影响差异均达显著水平（P<0.05）。随着培养时间的延长，氨氮去除率随培养时间的延长呈现先上升后下降的趋势，在第4天时去除率最高，对照及1、10、100、1 000 μg·L^{-1} PPCPs浓度下去除率分别为26.14%、24.20%、23.35%、14.67%、16.21%，而第8天后去除率均出现不同程度下降甚至出现负去除的情况，其中100、1 000 μg·L^{-1} PPCPs浓度下氨氮浓度分别增加8.35%、13.23%。

试验周期结束后，各处理下，满江红对硝态氮表

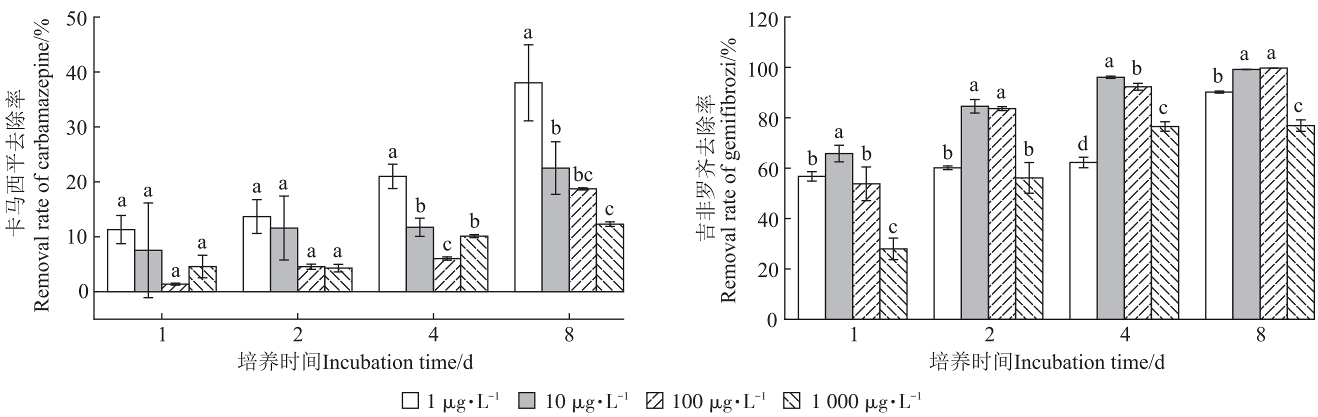


图2 卡马西平、吉非罗齐去除率

Figure 2 Removal rate of carbamazepine and gemfibrozil

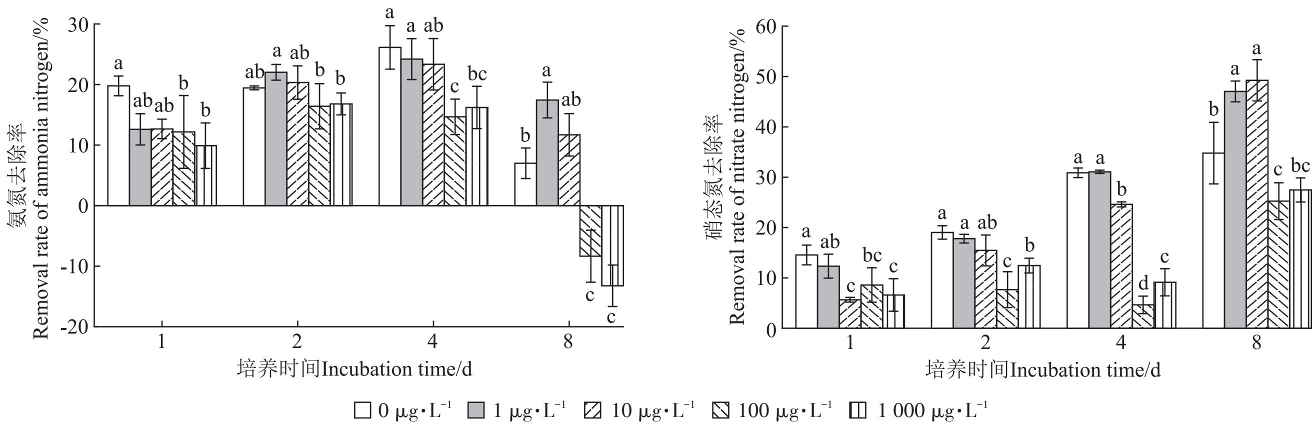


图3 氨氮、硝态氮去除效果

Figure 3 Removal effect of ammonia nitrogen and nitrate nitrogen

现出良好的去除能力，且不同初始PPCPs浓度水平对满江红去除硝态氮的影响差异达到显著水平（$P<0.05$）。其中，1、10 μg·L^{-1} PPCPs处理可显著增加其去除率，但两者之间无显著性差异（$P>0.05$）；100、1 000 μg·L^{-1} PPCPs处理可显著削弱其去除率，但两者之间无显著性差异（$P>0.05$）。随着培养时间延长，对照组及1、10 μg·L^{-1} PPCPs初始浓度下硝态氮去除率呈不断升高的趋势，培养周期结束后去除率分别为34.79%、47.04%、49.25%；而100、1 000 μg·L^{-1}PPCPs浓度下硝态氮去除率呈先下降后上升的趋势，在第4天时去除率最低为4.64%、9.12%，在培养周期结束后去除率分别为25.26%、27.47%。

2.3.2 满江红对总磷去除效果

不同PPCPs浓度水平下满江红对总磷去除率变化如图4所示。试验周期结束后，各处理下，不同初始PPCPs浓度水平对满江红去除总磷的影响差异达到显著水平（$P<0.05$）。其中，1、10 μg·L^{-1} PPCPs初始浓度水平下，总磷去除率显著高于其他处理（$P<0.05$），分别可达到50.88%、54.12%；1 000 μg·L^{-1} PPCPs初始浓度水平下，总磷去除效果显著低于其他处理（$P<0.05$），仅为15.59%。空白对照组中总磷去除率为38.82%，在含有不同初始浓度PPCPs的其他处理中，总磷去除率随PPCPs初始浓度升高呈现先升高后降低的趋势。

随着培养时间的延长，0、1、10 μg·L^{-1} PPCPs处理下总磷去除率呈不断升高的趋势，培养周期结束后去除率分别达到38.82%、50.88%、54.12%。100、1 000 μg·L^{-1} PPCPs处理下总磷去除率呈先上升后下降的趋势，100 μg·L^{-1} PPCPs处理下第4天时总磷去除率最大为31.03%，第8天去除率下降到27.06%；1 000 μg·L^{-1}PPCPs处理下第2天时总磷去除率最大为24.56%，第8天去除率下降到15.59%。

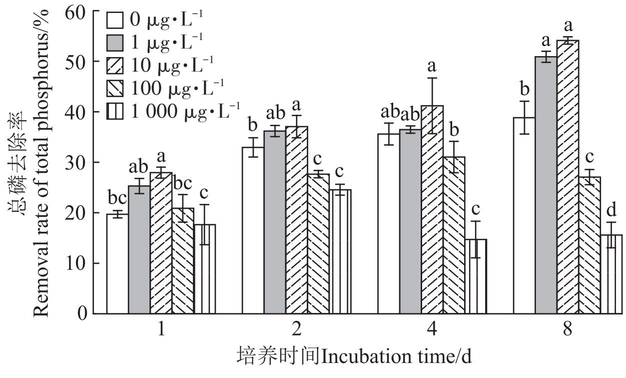


图4 总磷去除效果

Figure 4 Removal effect of total phosphorus

2.3.3 生活污水中COD去除效果

培养周期结束后对生活污水中COD含量进行测量，各处理下初始COD含量均为346.67 mg·L^{-1}，0、1、10、100、1 000 μg·L^{-1}浓度下培养周期结束后分别降至126.67、100.00、63.33、26.67、30.00 mg·L^{-1}，去除率分别为63.46%、71.15%、81.73%、92.31%、91.35%。整体上看，COD的去除率随初始PPCPs浓度升高而升高，其中100、1 000 μg·L^{-1}处理下，COD去除率显著高于其他处理（$P<0.05$）。

2.4 生活污水中pH值的变化趋势

培养周期前后对生活污水pH值进行测量，各处理下初始pH值均为6.26，培养周期结束后，0、1、10、100、1 000 μg·L^{-1}浓度下pH值分别为6.32、6.04、5.96、6.16、6.48。其中1、10 μg·L^{-1}处理中pH值显著低于其他处理（$P<0.05$），1 000 μg·L^{-1}处理中pH值显著高于其他处理（$P<0.05$）。

2.5 吉非罗齐和卡马西平去除效果的通径分析

为探明满江红生长情况、培养时间及常规污染物对吉非罗齐、卡马西平去除的影响，将吉非罗齐、卡马西平去除情况与总磷、氨氮、硝态氮、相对生长率和培养时间进行相关性分析，结果如表4所示。由表4可知，吉非罗齐去除情况与卡马西平、总磷、硝态氮及培养时间呈正相关（$P<0.01$）；卡马西平去除情况与总磷、硝态氮、培养时间及植物相对生长率呈正相关（$P<0.01$）。

为明确各因子对吉非罗齐、卡马西平去除的直接影响与间接影响，将吉非罗齐、卡马西平去除率进行正态性检验并做标准化处理，进一步获得的吉非罗齐（Y_{GEM}）、卡马西平（Y_{CBZ}）与总磷（x_1）、氨氮（x_2）、硝态氮（x_3）、培养时间（x_4）和相对生长率（x_5）等因子进行逐步回归分析及通径分析，筛除无显著影响的因子得到的最优模型见表5，相关回归系数见表6。同时可以得到线性方程：$Y_{GEM}=-0.235+6.954x_1-7.499x_3+0.443x_4$，$Y_{CBZ}=-1.427+0.758x_5+0.083x_4$。模型中标准化的吉非罗齐、卡马西平的多元线性回归方程均达到极显著水平（$P<0.01$），其中总磷（x_1）、硝态氮（x_3）与培养时间（x_4）可以解释73.4%的吉非罗齐去除率变化，而培养时间（x_4）和相对生长率（x_5）可解释65.4%的卡马西平去除率变化。通径分析结果见表7和表8。由表7可知，3个自变量对吉非罗齐去除率的直接影响中，培养时间（x_4）的直接作用最大，总磷（x_1）次之，硝态氮（x_3）直接作用最小；虽然硝态氮（x_3）对吉非罗齐去除

表4 植物相对生长率与培养时间及污水因子相关性

Table 4 Correlation of plant relative growth rate, incubation time and sewage factors

	GEM	CBZ	TP	NH_3-N	NO_3^--N	培养时间	RGR
GEM	—	0.435**	0.517**	-0.116	0.481**	0.682**	0.232
CBZ	0.435**	—	0.648**	0.014	0.823**	0.683**	0.463**
TP	0.517**	0.648**	—	0.420**	0.714**	0.378**	0.648**
NH_3-N	-0.116	0.014	0.420**	—	-0.067	-0.476**	0.379**
NO_3^--N	0.481**	0.823**	0.714**	-0.067	—	0.789**	0.416**
培养时间	0.682**	0.683**	0.378**	-0.476**	0.789**	—	0.04
RGR	0.232	0.463**	0.648**	0.379**	0.416**	0.04	—

注:**表示在P<0.01水平上显著相关。

Note: ** represent significant correlation at 0.01 level.

表5 模型概述

Table 5 Model summary

模型	R	R^2	调整后R^2	e	标准估算的误差
Y_{GEM}	0.857[a]	0.734	0.716	0.533	0.106 3
Y_{CBZ}	0.809[b]	0.654	0.639	0.588	0.214 2

注:a. 预测变量:常量,培养时间(x_4),总磷(x_1),硝态氮(x_3);
b. 预测变量:常量,相对生长率(x_5),培养时间(x_4)。

表6 回归系数

Table 6 Regression coefficient

		未标准化系数		标准化系数	t	显著性
		B	标准误差	Beta		
Y_{GEM}	(常量)	-0.235	0.260		-9.053	0.000
	总磷(x_1)	6.954	1.059	0.808	6.556	0.000
	硝态氮(x_3)	-7.499	1.334	-1.043	-5.623	0.000
	培养时间(x_4)	0.443	0.052	1.200	8.556	0.000
Y_{CBZ}	(常量)	-1.427	0.056		-25.274	0.000
	相对生长率(x_5)	0.758	0.141	0.478	5.389	0.000
	培养时间(x_4)	0.083	0.012	0.633	7.136	0.000

率产生一定负值的直接作用,但其通过培养时间(x_4)、总磷(x_1)对吉非罗齐去除率的间接作用大,导致其对吉非罗齐去除率影响较大。表8可以看出培养时间(x_4)对卡马西平去除率直接作用最大,而相对生长率(x_5)的直接作用略低,两者对卡马西平去除的间接通径系数均较小。

3 讨论

3.1 不同PPCPs初始浓度生活污水中满江红生长状况

低浓度的PPCPs对满江红的生长有着促进作用,但高浓度的PPCPs则会抑制满江红的生长,出现了不同程度的根须脱落、植株萎缩等现象,但随着时间延长,植物耐性指数增加,满江红衰减情况得到改善。Bianchi等[30]的研究表明再生水中低浓度的药品类污染可以提高满江红的相对生长速率;Vannini等[22]通过研究满江红对双氯芬酸的毒性反应指出,100、1 000 μg·L^{-1}双氯芬酸处理在短期内使满江红生物量

表7 吉非罗齐去除率相关系数

Table 7 Correlation index of gemfibrozil removal rate

因变量	自变量	与Y的简单相关系数	通径系数(直接作用)	间接通径系数			
				总磷(x_1)	硝态氮(x_3)	培养时间(x_4)	合计
Y_{GEM}	总磷(x_1)	0.517	0.808		-0.745	0.454	-0.291
	硝态氮(x_3)	0.481	-1.043	0.577		0.947	1.524
	培养时间(x_4)	0.682	1.200	0.306	-0.823		-0.518

表8 卡马西平去除率相关系数

Table 8 Correlation index of carbamazepine removal rate

因变量	自变量	与Y的简单相关系数	通径系数(直接作用)	间接通径系数		
				培养时间(x_4)	相对生长率(x_5)	合计
Y_{CBZ}	培养时间(x_4)	0.653	0.633		0.027	0.027
	相对生长率(x_5)	0.504	0.478	0.027		0.027

减少，且其衰减速率随着培养时间的延长逐渐降低。本研究中满江红在不同PPCPs初始浓度的生活污水中生长情况与上述研究结果基本一致。有研究指出满江红在水体污染胁迫下，一方面增加有机酸、氨基酸、可溶性糖等物质分泌进而抵御环境胁迫，另一方面分泌植物螯合素对污染物起束缚作用，降低可被吸收的环境中污染物浓度，同时根作为满江红吸收污染物的重要器官，面临污染胁迫时会主动脱落，降低植株体内污染物浓度水平[33-36]。参考满江红抵御污染物胁迫的自我调节机制，推断其在高浓度PPCPs条件下保持生长的原因可能是：①根系分泌了植物螯合素对PPCPs起到了束缚作用，降低了可被吸收的PPCPs浓度；②满江红根须脱落导致满江红植株内污染物含量减少。

3.2 不同PPCPs初始浓度生活污水中满江红对典型PPCPs的去除效果

满江红对不同PPCPs初始浓度的生活污水的新污染物去除效果不同。随着生活污水中PPCPs浓度升高，满江红对卡马西平的去除率明显降低，而对吉非罗齐的去除则表现出先升高后降低的趋势。有研究表明，卡马西平在自然环境下难以被降解[28]，不同的植物对卡马西平降解能力不同，向日葵和玉米对卡马西平的去除率分别为30%和10%[36]，美人蕉对卡马西平去除率为26%[28]。满江红在水力停留时间8 d内对不同PPCPs浓度水平的卡马西平去除率为14.20%~34.30%，对吉非罗齐去除率可达到76.89%~99.74%，表明满江红对卡马西平、吉非罗齐污染的生活污水有良好的修复潜力。通径分析表明，培养时间是影响吉非罗齐、卡马西平去除率的主导因子，说明采用满江红对PPCPs进行去除时，可增加处理时间以提高去除率。

满江红对不同类型的PPCPs去除效果不同。满江红对吉非罗齐的去除能力均优于对卡马西平的去除能力。总磷对吉非罗齐去除率的直接影响系数达到0.808，但对卡马西平去除率无显著影响，说明相同因子对不同类型的PPCPs作用效果也不相同。吉非罗齐作为一种可电离的酸性药物，在生活污水中的溶解度高于卡马西平[37]，其对应的质子接受体更容易被满江红根系吸附，为后续满江红对吉非罗齐的吸收创造有利条件。而卡马西平为中性药物，其分子更容易因疏水作用聚集[38]，难以被根系吸附，阻碍了满江红对卡马西平的吸收。

3.3 不同PPCPs初始浓度生活污水中满江红对常规污染物的去除效果

满江红对生活污水中高含量的氨氮去除效果不佳。满江红具有固氮作用，但对水环境中的氨氮吸收能力有限[39]。在PPCPs胁迫下，满江红根系坏死脱落，其根系中吸收的氨氮及固氮作用固定的氮随之释放到环境中，导致水体中氨氮含量回升甚至超过初始值。

满江红对生活污水中硝态氮去除效果随生活污水中PPCPs含量增加呈现出先增加后减弱的趋势。水体中氮主要依靠微生物硝化、反硝化作用去除[40]。而水生植物能够将氧气运送到根部，其根系能够为微生物提供生长繁殖的场所及条件[41]。满江红根系发达，为微生物提供良好的场所，但在高含量PPCPs的生活污水中，满江红生长受到一定胁迫，根须脱落，从而影响水中微生物进行水体的硝化、反硝化作用。满江红对生活污水中总磷去除效果整体表现良好，对总磷的去除规律与对硝态氮去除规律相似。磷是水生植物生长发育过程中关键的营养元素[42]，满江红的生长繁殖会从水体中吸收磷元素，从而削减水体中的磷含量。水体中总磷、硝态氮去除率与满江红相对生长率表现出极显著正相关关系，说明满江红生长状况良好时，大量吸收污水中的磷元素，保持其快速生长，同时根系发育良好，为水体微生物提供了优质的生长繁殖条件，促进水体硝化、反硝化的进行，降低水体氮含量；而当满江红生长状况不佳时，繁殖速度受到限制，对水体磷的吸收速度减缓，根须发育受阻甚至脱落，限制水中微生物硝化、反硝化的进行，从而导致对氮的去除效果减弱。满江红对生活污水中COD削减效果良好，水环境中的COD可作为植物及微生物生长过程所需的碳源，随着PPCPs含量增加，满江红对COD削减效果进一步提升的原因可能是面对环境胁迫，满江红及微生物对碳源需求增加，对水环境中碳吸收利用增加，从而降低水体中的COD含量。

4 结论

（1）低浓度药品和个人护理品（PPCPs）促进满江红在生活污水中的生长，提高其对污水中卡马西平、吉非罗齐及常规污染物的净化效果；高浓度的PPCPs胁迫满江红在生活污水中的生长，降低其对污水中卡马西平、吉非罗齐及常规污染物的净化效果。

（2）满江红对PPCPs的去除效果与其初始浓度和PPCPs种类相关，满江红对1、10、100、1 000 μg·L^{-1}浓度的吉非罗齐去除率分别为90.20%、99.20%、99.74%、76.89%；对1、10、100、1 000 μg·L^{-1}浓度的卡马西平去除率为34.30%、22.50%、20.87%、14.20%。

（3）针对特定PPCPs浓度水平的生活污水，种

植满江红在去除PPCPs的同时，可有效去除水中氨氮、硝态氮、总磷、COD等常规污染物，可作为含有卡马西平、吉非罗齐的生活污水的治理修复植物。

参考文献：

[1] 李松旌，樊向阳，崔二苹，等．PPCPs在土壤-作物系统行为特征及环境风险的研究进展[J]. 化工进展，2021，40(5)：2827-2838. LI S J, FAN X Y, CUI E P, et al. Advances in research on environmental risks of PPCPs and behavioral characteristics in soil-crop systems[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2021, 40(5)：2827-2838.

[2] 张琪，杨芳，王峥，等．药物与个人护理品在不同环境介质中的分布特征及其生态毒性与降解综述[J]. 环境污染与防治，2020，42(7)：922-928. ZHANG Q, YANG F, WANG Z, et al. Review on distribution characteristics, ecotoxicity and degradation of pharmaceutical and personal care products in different media[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2020, 42(7)：922-928.

[3] 张凯，辛蕊，李贶家，等．华中地区供水水库抗生素抗性基因的季节变化及影响因素[J]. 环境科学，2021，42(10)：4753-4760. ZHANG K, XIN R, LI K J, et al. Seasonal variation and influencing factor analysis of antibiotic resistance genes in water supply reservoirs of central China[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(10)：4753-4760.

[4] 秦秦，宋科，孙丽娟，等．药品和个人护理品(PPCPs)在土壤中的迁移转化和毒性效应研究进展[J]. 生态环境学报，2019，28(5)：1046-1054. QIN Q, SONG K, SUN L J, et al. Transference-transformation and toxicological effect of pharmaceuticals and personal care products in soils[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(5)：1046-1054.

[5] KELA P W, MICHAEL R M, ROBIN M S, et al. Effect of ciprofloxacin on microbiological development in wetland mesocosms[J]. *Water Research*, 2011, 45(10)：3185-3196.

[6] JEREMY L C, JOHN R W. An initial screening of antibiotic effects on microbial respiration in wetland soils[J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2012, 47：1381-1390.

[7] 杨灿，沈根祥，胡双庆，等．氯霉素对大型溞的急性和慢性毒性效应研究[J]. 生态毒理学报，2018，13(5)：248-255. YANG C, SHEN G X, HU S Q, et al. Acute and chronic toxicitiy of chloramphenicol to *Daphnia magna*[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2018, 13(5)：248-255.

[8] 王慧珠，罗义，徐文青，等．四环素和金霉素对水生生物的生态毒性效应[J]. 农业环境科学学报，2008，27(4)：1536-1539. WANG H Z, LUO Y, XU W Q, et al. Ecotoxic effects of tetracycline and chlortetracycline on aquatic organisms[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4)：1536-1539.

[9] 邓世杰，马辰宇，严岩，等．3种抗生素对黑麦草种子萌发的生态毒性效应[J]. 生态毒理学报，2019，14(3)：279-285. DENG S J, MA C Y, YAN Y, et al. Ecotoxicological effects of three antibiotics on seed germination of *Lolium perenne*[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(3)：279-285.

[10] 沈洪艳，王冰，赵月，等．氧氟沙星对锦鲤抗氧化系统和DNA损伤的影响[J]. 环境科学与技术，2015，38(12)：59-66. SHEN H Y, WANG B, ZHAO Y, et al. Effects of ofloxacin on antioxidant system and DNA damage of *Cyprinus carpio*[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 38(12)：59-66.

[11] FANG Y, KARNJANAPIBOONWONG A, CHASE D A, et al. Occurrence, fate, and persistence of gemfibrozil in water and soil[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2012, 31(3)：550-555.

[12] MIMEAULT C, WOODHOUSE A J, MIAO X S, et al. The human lipid regulator, gemfibrozil bioconcentrates and reduces testosterone in the goldfish, *Carassius auratus*[J]. *Aquatic Toxicology*, 2005, 73(1)：44-54.

[13] 张娟，代朝猛，周雪飞，等．水体中卡马西平的污染特征与赋存现状研究[J]. 给水排水，2012，48(6)：120-124. ZHANG J, DAI C M, ZHOU X F, et al. Study on pollution characteristics and occurrence status of carbamazepine in water[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2012, 48(6)：120-124.

[14] YONGJUN Z, SVEN-UWE G, CARMEN G. Carbamazepine and diclofenac：Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies[J]. *Chemosphere*, 2008, 73(8)：1151-1161.

[15] OETKEN M, NENTWIG G, LOFFLER D, et al. Effects of pharmaceuticals on aquatic invertebrates. Part I. The antiepileptic drug carbamazepine[J]. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 2005, 49(3)：353-361.

[16]谢朦，张飞，章莹颖，等．3种浮萍对富营养化水体的修复[J]. 环境工程学报，2016，10(5)：2447-2453. XIE M, ZHANG F, ZHANG Y Y, et al. Effect of three duckweed species on remediation of eutrophic water[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(5)：2447-2453.

[17] 胡南，丁德馨，李广悦，等．五种水生植物对水中铀的去除作用[J]. 环境科学学报，2012，32(7)：1637-1645. HU N, DING D X, LI G Y, et al. Uranium removal from water by five aquatic plants[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(7)：1637-1645.

[18] 梁杰锋，马徐发，李钰，等．双酚A对紫背浮萍生长和光合色素及抗氧化系统影响[J]. 生态毒理学报，2019，14(6)：144-151. LIANG J F, MA X F, LI Y, et al. Effects of biosphenol A on growth, photosynthesis pigment and antioxidant system of *Spirodeta polyrrhiza*[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(6)：144-151.

[19] 胡萃，刘强，龙婉婉，等．水生植物对不同富营养化程度水体净化能力研究[J]. 环境科学与技术，2011，34(10)：6-9. HU C, LIU Q, LONG W W, et al. Purification of eutrophic water of different degrees with hydrophytes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(10)：6-9.

[20] 万合锋，龙朝波，兰晨，等．满江红资源化利用及对环境修复作用的研究进展[J]. 福建农业学报，2015，30(11)：1120-1126. WAN H F, LONG C B, LAN C, et al. Research progress on utilization of azolla and its potential contribution to environmental restoration[J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2015, 30(11)：1120-1126.

[21]黄新伟，王永东，胡南，等．满江红-鱼腥藻对低浓度铀胁迫的适应机制[J]. 铀矿冶，2018，37(4)：290-295. HUANG X W, WANG Y D, HU N, et al. Adaptation mechanism of azolla-anabaena to low concentration uranium stress[J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2018, 37(4)：290-295.

[22] VANNINI A, PAOLI L, VICHI M, et al. Toxicity of diclofenac in the

fern azolla filiculoides and the Lichen Xanthoria parietina[J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 2018, 100:430-437.

[23] MASOUDIAN Z, LISAR S Y S, NORASTEHNIA A. Phytoremediation potential of azolla filiculoides for sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) surfactant considering some physiological responses, effects of operational parameters and biodegradation of surfactant[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(16):20358-20369.

[24] LIU X H, GUO X C, LIU Y, et al. A review on removing antibiotics and antibiotic resistance genes from wastewater by constructed wetlands: Performance and microbial response[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254:112996. 1-112996. 11.

[25] 刘伟, 刘怡彤, 朱永茂, 等. 高效活性污泥法-人工湿地组合工艺资源化处理生活污水[J]. 环境工程学报, 2021, 15(3):1025-1036. LIU W, LIU Y T, ZHU Y M, et al. Resourceful treatment of domestic sewage by the combination of high-rateactivated sludge-constructed wetland[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(3):1025-1036.

[26] 阮晓卿, 蒋岚岚, 陈豪, 等. 江苏不同地区典型农村生活污水处理适用技术[J]. 中国给水排水, 2012, 28(18):44-47. RAN X Q, JIANG L L, CHEN H, et al. Typical technologies applicable for rural domestic sewage treatment in different areas in Jiangsu Province[J]. *China Water & Wastewater*, 2012, 28(18):44-47.

[27] 乔肖翠. 有机质及pH对卡马西平吸附及迁移影响研究[D]. 北京：中国地质大学, 2015:28-29. QIAO X C. Influnces of DOM and pH on adsorption and migrations of carbamazepine[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2015:28-29.

[28] ABDEL N, WILSONG P C. Dissipation of acetaminophen, atrazine, carbamazepine, and sulfamethoxazole in water mediated by acorus gramineus and canna hybrida ´orange punch´[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2019, 230(6):135. 1-135. 12.

[29] 吴林. 蒙脱土和高岭土对吉非罗齐的吸附特征及影响因素研究[D]. 北京:中国地质大学(北京), 2015:2. WU L. Sorption of gemfibrozil to montmorillonite and kaolinite and its influencing factors[D]. Beijing:China University of Geosciences, 2015:2.

[30] BIANCHI E, BIANCALANI A, BERARDI C, et al. Improving the efficiency of wastewater treatment plants: Bio-removal of heavy-metals and pharmaceuticals by *Azolla filiculoides* and *Lemna minuta*[J]. *Science of the Total Environment*, 2020:746-755

[31] 刘娴静, 梁存珍, 肖本益, 等. 高效液相色谱-串联质谱法同时检测水体中26种药物及个人护理品[J]. 环境化学, 2021, 40(2):549-558. LIU X J, LIANG C Z, XIAO B Y, et al. Simultaneous determination of 26 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water using solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Environmental Chemistry*, 2021, 40(2):549-558.

[32] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:210-284. State Environmental Protection Administration The Water and Wastewater Monitoring Analysis Method Editorial Board. Water and wastewater monitoring analysis method. 4th Edition[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:210-284.

[33] UPADHYAY R K. Metal stress in plants: Its detoxification in natural environment[J]. *Brazilian Journal of Botany*, 2014, 37(4):377-382.

[34] 刘长风, 段士鑫, 张晓宇, 等. 植物根系分泌物在重金属胁迫下的响应研究进展[J]. 福建农业学报, 2021, 36(12):1506-1514. LIU C F, DUAN S X, ZHANG X Y, et al. Research advances on plant root exudates in response to heavy metal stress[J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2021, 36(12):1506-1514.

[35] 任安芝, 唐廷贵. 细绿萍对铅、汞污水的净化作用及其生物学效应[J]. 南开大学学报(自然科学版), 1996(1):74-79. REN A Z, TANG T G. Purification of lead and mercury from wastewater by azolla and its biological effect[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Nankaiensis*, 1996(1):74-79.

[36] HELENA R, ALICE P, SARKA P, et al. Phytoremediation of carbamazepine and its metabolite 10, 11-epoxycarbamazepine by C3 and C4 plants[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2015, 22(24):1-12.

[37] KRKOSEK W H, PELDSZUS S, HUCK P M, et al. Formation kinetics of gemfibrozil chlorination reaction products: Analysis and application [J]. *Water Environment Research*, 2014, 86(7):654.

[38] BUI T X, CHOI H. Influence of ionic strength, anions, cations, and natural organic matter on the adsorption of pharmaceuticals to silica [J]. *Chemosphere*, 2010, 80(7):681-686.

[39] SOOD A, UNIYAL P L, PRASANNA R, et al. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, azolla[J]. *AMBIO*, 2012, 41(2):122-137.

[40] 刘文杰, 许兴原, 何欢, 等. 4种湿地植物对人工湿地净化生活污水的影响比较[J]. 环境工程学报, 2016, 10(11):6313-6319. LIU W J, XU X Y, HE H, et al. Comparison of treatment performances of simulated urban sewage in constructed wetlands planted with four types of wetland plan[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(11):6313-6319.

[41] 周念清, 王燕, 钱家忠, 等. 湿地氮循环及其对环境变化影响研究进展[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2010, 38(6):865-869. ZHOU N Q, WANG Y, QIAN J Z, et al. Advances in research on nitrogen cycle in wetlands and its influence on environmental chang[J]. *Journal of Tongji University(Natural Science)*, 2010, 38(6):865-869.

[42] 武淑文, 侯磊, 洪子萌, 等. 阿特拉津胁迫下外源磷对香蒲磷吸收和抗氧化酶系统的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(4):844-851. WU S W, HOU L, HONG Z M, et al. Effect of exogenous phosphorus addition on phosphorus absorption and the antioxidase system of *Typha angustifolia* under different levels of atrazine stress[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(4):844-851.

(责任编辑:叶飞)