

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.21.017

微电解耦合人工湿地去除畜禽废水中SM2

王万金^{1,2}, 张漓杉^{2,3}, 钟山^{2,3}, 朱佳燕^{1,2}, 张梅芳^{1,2}, 陈运妹^{1,2},
肖桂芳^{1,2}

(1. 广西师范大学 环境与资源学院, 广西 桂林 541006; 2. 珍稀濒危动植物生态与环境
保护教育部重点实验室, 广西 桂林 541006; 3. 桂林电子科技大学 生命与环境科学
学院, 广西 桂林 541004)

摘要: 对比了微电解耦合上升垂直流人工湿地系统(A)和普通上升垂直流人工湿地系统(B)对畜禽废水中磺胺二甲基嘧啶(SM2)的净化效果,并分析SM2对两种人工湿地系统基质酶活性和微生物群落的影响。结果表明,向废水中投加SM2后,A系统对常规污染物的去除效果几乎不受影响,仍然稳定维持较高的污染物去除率,对SM2的去除率也远高于B系统,而B系统受SM2的冲击较大,常规污染物去除率平均下降约15个百分点且波动明显。SM2对A系统中脲酶、碱性磷酸酶和脱氢酶活性的影响相对较小,表明A系统对SM2的冲击适应能力更强,其微生物体系仍然维持了较好的功能状态。铁碳微电解作用能有效降低SM2对A系统中微生物种群的胁迫效应,与去除常规污染物有关的功能菌属的丰度略有变化,但不显著,影响抗生素去除的优势菌株包括*Cloacibacterium*、*Lysobacter*、*Acinetobacter*和*Brevundimonas*等,在投加SM2后的运行过程中丰度显著增加,系统的适应性调整维持了其良好的运行状况与去除效能。B系统中脲酶、碱性磷酸酶、脱氢酶活性和微生物总体丰度均大幅下降,表明B系统缺乏应对SM2冲击的能力,其微生态在一定程度上受到SM2的抑制,因此污染物去除效果大幅降低。

关键词: 微电解; 人工湿地; 磺胺二甲基嘧啶; 酶活性

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)21-0109-07

Micro-electrolysis Coupled with Constructed Wetland for Removal of Sulfamethazine from Livestock Wastewater

WANG Wan-jin^{1,2}, ZHANG Li-shan^{2,3}, ZHONG Shan^{2,3}, ZHU Jia-yan^{1,2},
ZHANG Mei-fang^{1,2}, CHEN Yun-mei^{1,2}, XIAO Gui-fang^{1,2}

(1. College of Environment and Resources, Guangxi Normal University, Guilin 541006, China;
2. Key Laboratory of Ecology of Rare and Endangered Species and Environmental Protection
<Ministry of Education>, Guilin 541006, China; 3. School of Life and Environmental Sciences,
Guilin University of Electronic Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: The purification efficacy of micro-electrolysis coupled with upflow vertical flow constructed wetland system (A) was compared with that of an ordinary upflow vertical flow constructed

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51469006); 广西科技攻关计划项目(1598016-4); 桂林市科技计划项目(2016012506)

通信作者: 张漓杉 E-mail: lishanzhang@guet.edu.cn

wetland system (B) for the treatment of sulfamethazine (SM2) present in livestock wastewater. Additionally, the impact of SM2 on substrate enzyme activities and microbial communities within both constructed wetland systems was analyzed. The introduction of SM2 into the wastewater had a negligible impact on system A's removal efficiency for conventional pollutants, which remained consistently high and stable. In contrast, system B experienced significant adverse effects from SM2, resulting in an average decrease of approximately 15% in the removal efficiency of conventional pollutants, accompanied by considerable fluctuations. The influence of SM2 on the activities of urease, alkaline phosphatase, and dehydrogenase in system A was relatively minor, suggesting that system A exhibited greater resilience to the effects of SM2 while its microbial community continued to uphold a robust functional state. The iron-carbon micro-electrolysis effectively mitigated the stress impact of SM2 on the microbial community within system A. The abundance of functional bacterial genera linked to the removal of conventional pollutants exhibited minor changes, though these were not statistically significant. The predominant strains influencing antibiotic degradation included *Cloacibacterium*, *Lysobacter*, *Acinetobacter*, and *Brevundimonas*, and their abundances exhibited a marked increase during the operation after the introduction of SM2. The system's adaptive adjustments ensured sustained operational stability and removal efficiency. The activities of urease, alkaline phosphatase, and dehydrogenase, along with the overall microbial abundance in system B, exhibited significant reductions. This indicated that system B was unable to effectively mitigate the impact of SM2, resulting in a notable inhibition of its microecology by SM2 and consequently diminishing the pollutants removal efficiency.

Key words: micro-electrolysis; constructed wetland; sulfamethazine; enzyme activities

为预防和治疗畜禽疾病,兽用抗生素被广泛用作饲料添加剂^[1]。在畜禽养殖业中,磺胺类是常用抗生素之一,大约占磺胺类抗生素总使用量的45%^[2]。所使用的抗生素在动物肠道中不能完全代谢,最终通过粪便和尿液排出体外进入到环境中^[3]。在畜禽养殖废水中,该类药物的检出浓度较高^[4]。抗生素的增加,使抗性基因在非致病和致病性细菌之间传播,会危害人类健康^[5]。

畜禽养殖场通常建有完整的生化处理工艺。但其不能有效去除抗生素,特别是磺胺类抗生素在尾水中仍保持高浓度^[4],需另做处理再排放到环境中。由于人工湿地建设和维护成本低、操作简单、环境友好、污染物去除率高,因此被广泛应用于污水二级或三级处理^[6-7],也是目前处理畜禽废水的常见工艺之一。垂直流人工湿地是人工湿地技术的主流工艺之一,其对污染物的去除效率及可承受的污染负荷都普遍高于表面流和水平潜流人工湿地,但抗生素会对垂直流人工湿地的运行处理状况产生负面影响^[8]。因此,在人工湿地中如何应对可能的抗生素影响,保障系统正常运行,实现抗生素和

常规污染物的有效去除,需要做进一步研究。

铁碳微电解作为广泛使用的高级氧化技术之一,已被证明是一种高效处理制药废水^[9]、重金属废水^[10]、养殖废水^[11]和其他类型废水^[12]的低成本技术。铁碳微电解法是将一定比例的铁和碳浸入废水中而形成无数微小的原电池,废水作为电解质溶液产生氧化还原反应,对污染物进行氧化,从而使污染物分解为易降解物质。铁碳材料具有良好的吸附能力,在微电解和吸附的共同作用下,可以有效去除废水中的各种污染物。因此,有研究利用铁碳微电解技术对抗生素废水进行预处理,并取得了良好的效果^[13]。同时,有研究将微电解技术引入人工湿地后,发现其能有效应对农药等污染物的冲击,保证了人工湿地系统的稳定运行^[14]。

为了提高人工湿地系统对抗生素的适应性调整,笔者将铁碳微电解技术与人工湿地相结合,构建了微电解耦合上升垂直流人工湿地系统,同时构建普通上升垂直流人工湿地系统作为对照,研究两种人工湿地系统对畜禽养殖废水中磺胺二甲基嘧啶(SM2)的去除效果与净化机理,并通过酶活性测

定和高通量测序系统分析了湿地系统中基质酶活性和微生物群落的变化,明确了磺胺二甲基嘧啶对两种人工湿地微生态系统的影响规律,旨在为畜禽养殖废水尾水中抗生素的去除探索有效途径。

1 材料与方法

1.1 实验装置

采用PVC材料制成两个尺寸相同的人工湿地实验装置(见图1)。装置长为70 cm,宽为50 cm,高为65 cm。微电解耦合上升垂直流人工湿地系统(简称为A)自下而上依次填充鹅卵石(粒径为2~3 cm)、铁碳(粒径为1~1.5 cm)、沸石(粒径为0.5~1 cm);普通上升垂直流人工湿地系统(简称为B)自下而上依次填充鹅卵石(粒径为2~3 cm)、砾石(粒径为1~1.5 cm)、沸石(粒径为0.5~1 cm);并用铝箔包裹避光,在A、B系统的沸石层分别种植6株长势相似的美人蕉。植物生长补光灯日照时长为10 h。

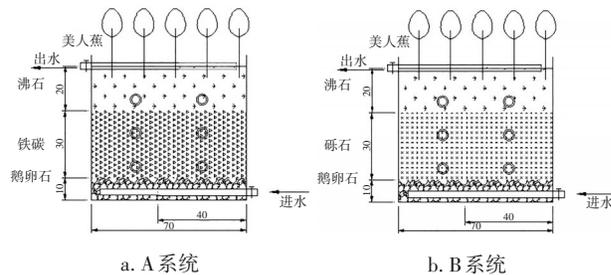


图1 人工湿地实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of constructed wetland experiment device

铁碳的制备参照文献[14],铁粉、碳粉、高岭土和氯化铵按照质量比为2.40:3.60:4.00:0.05搅拌均匀后加水调匀,其含水率控制在10%~12%之间,采用球形造粒机制成粒径为1~1.5 cm的球状填料,并在110 °C的烘箱中干燥2 h,将其放在马福炉中,在900 °C下焙烧4 h,自然冷却至室温后制成。

1.2 实验运行及采样

采用桂林市雁山污水处理厂出水启动系统,使用蠕动泵连续进水,HRT设置为48 h,待两个系统中植物生长正常,且对常规污染物的去除率稳定运行至少一个月后视为启动完成,可开始后续实验。

用葡萄糖(400 mg/L)、磷酸二氢钾(15 mg/L)、三水合乙酸钠(54 mg/L)、碳酸氢钠(111 mg/L)、硫酸铵(108 mg/L)、二水合氯化钙(30 mg/L)配制成实验废水,进水COD、NH₄⁺-N和TP平均浓度分别为(400.99±4.28)、(26.23±0.28)和(3.90±0.23) mg/

L。采用连续流运行方式,每2 d测定一次进出水中污染物浓度。选用磺胺二甲基嘧啶作为目标抗生素,其在模拟废水中的添加浓度设定为100 μg/L^[15]。具体实验步骤分三个阶段,其中第一阶段为向A、B系统连续进实验废水两个月后,将湿地系统基质分为三等份,从基质上表面往下5~10、30~40 cm两个范围设6个取样点,把所取基质放入无菌锥形瓶中,用无菌缓冲液淹没基质,充分振荡后,用0.22 μm孔径滤膜过滤缓冲液,滤膜上的沉淀作为测试微生物多样性和基质酶活性的样品;继续向A、B系统进实验废水两个月(第二阶段),向废水中加入SM2并混匀,再次连续进水两个月后,提取基质,测试微生物多样性和基质酶活性(第三阶段),提取方法与第一阶段相同。

1.3 分析项目及方法

COD采用重铬酸盐法测定,NH₄⁺-N采用纳氏试剂分光光度法测定,TP采用钼酸铵分光光度法测定,TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定。

水样中的SM2采用HLB小柱净化富集,结合高效液相色谱法(HPLC)进行分析,具体操作如下:取300 mL水样用0.45 μm水系滤膜抽滤,然后用盐酸调节pH为3.0,加入0.3 g的Na₂EDTA;HLB小柱用5 mL甲醇、5 mL超纯水预洗,将备用水样过柱,以5 mL/min的流速流经HLB小柱,挤干;用10 mL甲醇洗脱,收集;用氮气吹干,加入1 mL流动相旋涡溶解,过0.22 μm滤膜,随后用于HPLC分析。色谱条件:色谱柱为Agilent TC-C18(4.6 mm×250 mm,5 μm),流动相乙腈(A):0.1%甲酸(B)为15:85,流速为1 mL/min,柱温为30 °C,进样量为20 μL,检测波长为270 nm。

脲酶活性采用靛酚蓝比色法进行测定^[16];脱氢酶活性采用TTC比色法进行测定;碱性磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法进行测定。微生物DNA提取采用Fast DNA SPIN Kit For Soil(MP Biotechnology)试剂盒来完成。PCR扩增所用的引物为338F(ACTCCTACGGGAGGCAGCA)和806R(GGAC-TACHVGGGTWTCTAAT),利用Illumina MiSeq 250仪器完成测序分析,测序由上海派森诺生物科技有限公司来完成。使用Vsearch软件过滤高质量的嵌合序列。采用UPARCE以97%的序列同一性对操作单元(OTU)进行聚类。

2 结果与讨论

2.1 污染物去除效果

进出水中COD、NH₄⁺-N、TP和TN浓度的变化见图2。A系统对常规污染物的去除率显著高于B系统。第一阶段,A系统对COD、NH₄⁺-N、TP和TN的去除率分别为(93.74±7.46)%、(70.79±3.67)%、(90.50±13.78)%和(62.86±4.07)%,而B系统的相应去除率分别为(67.27±7.71)%、(55.10±4.23)%、(61.94±8.23)%和(47.47±4.71)%。在第二阶段发现,提取基质后对两种湿地系统中微生物群落均造成了影响。对于外界影响,A系统可以更快地调整适应,所以历经较短时间就恢复了高效处理能力;而B系统抵抗外界影响的能力较弱,去除率波动较大。第三阶段,A系统对几种常规污染物的去除率与第一阶段几乎相同,总体保持了稳定且高效的处理效果;B系统对常规污染物的去除率下降较明显且波动较大,COD、NH₄⁺-N、TP和TN分别平均下降了3.80%、14.94%、30.97%和10.63%。这一过程表明在SM2的胁迫下,微电解耦合上升垂直流人工湿地系统可以稳定且有效地去除常规污染物,而普通上升垂直流人工湿地系统则受到了较大的冲击。

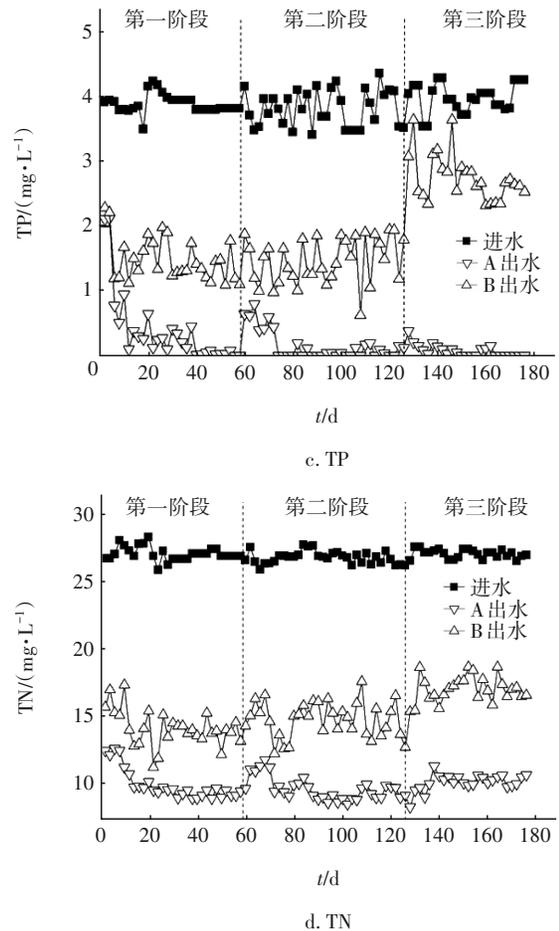
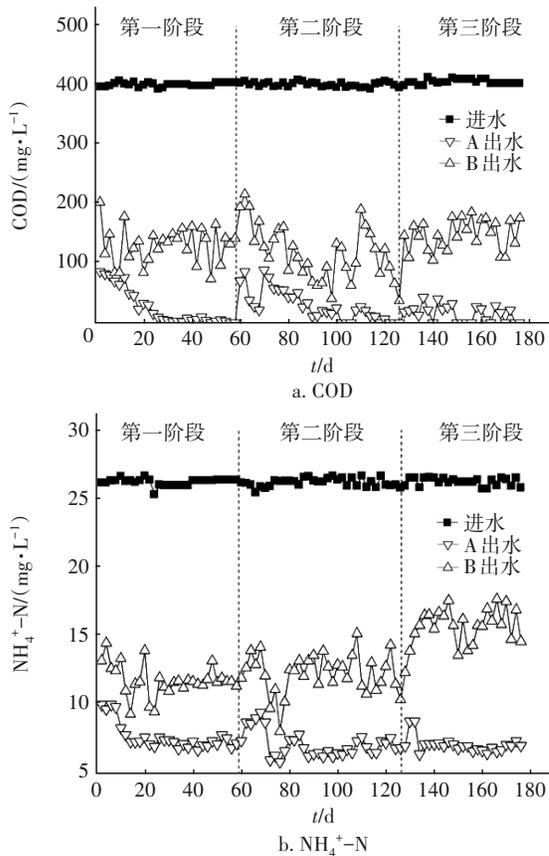


图2 进出水中COD、NH₄⁺-N、TP和TN浓度的变化
Fig.2 Change of COD, NH₄⁺-N, TP and TN concentrations in influent and effluent

进出水中SM2浓度的变化如图3所示。

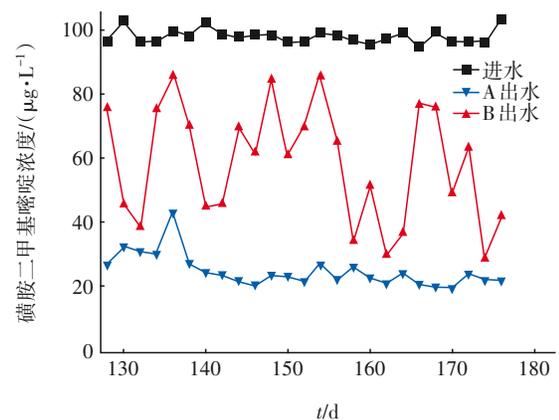


图3 进出水中SM2浓度的变化
Fig.3 Change of SM2 concentration in influent and effluent

从图3可知,与B系统相比,A系统出水中SM2浓度更低,系统稳定运行后对SM2的去除率为(76.64±2.04)%,且能在10 d左右达到稳定,而B系

统对SM2的去除率为(36.37±19.45)%,且一直处于波动状态,50 d后依旧难以稳定。因此,从对SM2的去除效果来看,A系统不仅在去除率方面优势明显,而且系统的稳定性也显著强于B系统,这也显示了B系统缺乏应对SM2冲击的能力,在相对较高浓度SM2的长期胁迫下难以实现稳定运行。

2.2 基质酶活性的变化

基质酶在污水净化中起关键作用,其是微生物分泌的一类非常重要的生物催化剂,能参与多种有机物反应,进而提高人工湿地系统对污染物的去除效率。其中脲酶、磷酸酶和脱氢酶与污水中氮、磷和有机物的去除密切相关。在模拟废水中投加SM2后,A、B系统中基质酶活性的变化见表1。

表1 不同基质层酶活性的变化率

Tab.1 Change rates of enzyme activity in different substrate layer %

基质酶	沸石(A)	铁碳(A)	沸石(B)	砾石(B)
脲酶	-15.92±0.19	-16.97±0.21	-68.50±0.41	-74.10±0.56
碱性磷酸酶	-25.64±0.20	-33.74±0.25	-88.92±0.46	-47.21±0.09
脱氢酶	-28.95±0.07	-38.16±0.10	-45.45±0.09	-52.83±0.07

总体来看,A、B系统在投加SM2后,各项酶指标均有下降,表明SM2作为一种广谱性抗生素对微生物群落的影响是明确的。在A系统中脲酶、碱性磷酸酶和脱氢酶活性的变化率显著低于B系统。铁碳微电解可有效降解磺胺类抗生素的作用机理已有报道^[17],推测微电解首先作用于S—N键,使其断裂,然后分别作用于苯环和特征官能团,得到一系列最终产物和中间产物。铁碳对SM2的分解作用能够大幅降低其对A系统的毒性胁迫,这在很大程度上保障了系统的原有功效。B系统则缺乏有效的应对机制,受到较高浓度SM2的冲击时微生物种群受到较大程度的影响,导致脲酶、碱性磷酸酶和脱氢酶活性大幅度降低,系统对常规污染物的去除效果下降得也比较显著。

A系统中,位于上层的沸石层酶活性的变化率略小于下层的铁碳层。图4为A系统中不同基质层SM2浓度的变化。可知,A系统中,SM2在铁碳层和沸石层的平均浓度分别为67.23和31.96 μg/L,表明铁碳层确实降低了SM2浓度。因此,上层沸石层

的SM2浓度更低,上层中微生物受到的影响也 smaller,体现出来的酶活性的变化率也更小一些。

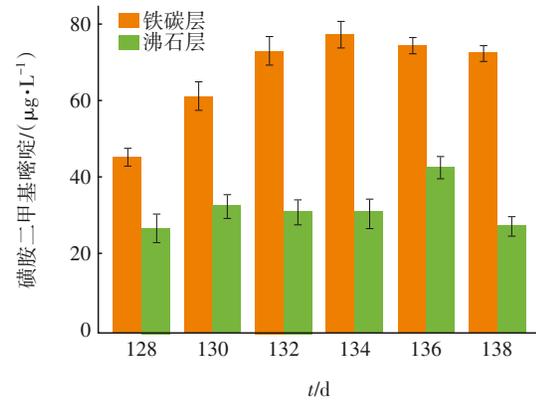


图4 A系统中不同基质层SM2浓度的变化

Fig.4 Change of SM2 concentration in different matrix layers of system A

2.3 微生物群落的变化

图5为A、B系统在属水平上的微生物Heatmap图(1为投加SM2前,2为投加SM2后)。

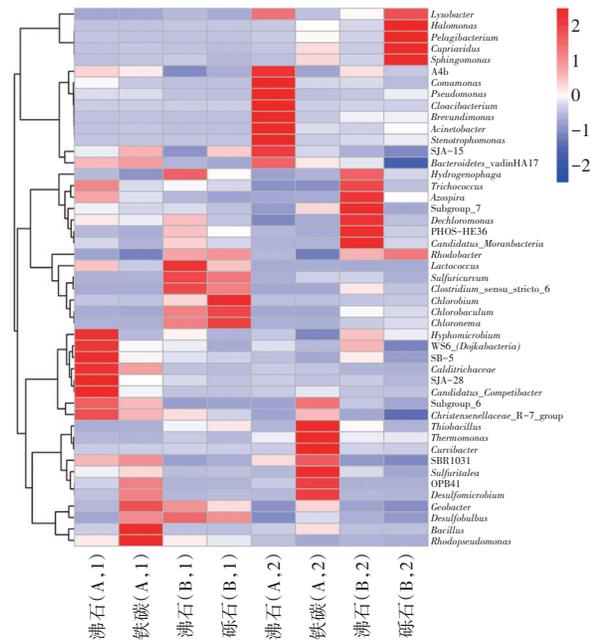


图5 属水平的Heatmap图

Fig.5 Heatmap graph at genus level

从图5可以看出,投加SM2前,A系统的主要优势菌属分别为 *Trichococcus* 和 *Bacillus*。投加SM2后,A系统中以去除常规有机污染物为主的主要优势属 *Trichococcus* 的丰度(5.28%)降低至0.31%,而 *OPB41* 的丰度由7.12%升高至10.20%,此外 *Cloacibacterium* 的丰度(0.02%)升高至19.89%,成

为主要优势属。检测到除氮菌 *Desulfomicrobium* (3.69%) 和 *Cupriavidus* (0.58%) 的丰度分别升高至 5.41% 和 4.69%。反硝化细菌 *Bacillus* (8.24%) 和 *Rhodopseudomonas* (4.37%) 的丰度分别降低至 2.12% 和 0.12%, *Acinetobacter*、*Brevundimonas*、*Pseudomonas*、*Thermomonas* 和 *Thiobacillus* 的丰度由 0.34%、0.14%、0.33%、0.03% 和 0.18% 分别升高至 16.69%、10.44%、3.09%、5.81% 和 2.83%, 其中 *Acinetobacter*、*Pseudomonas* 和 *Bacillus* 也是常见的除磷菌。系统中存在丰富的功能微生物属,对常规污染物有良好的去除效果,且 SM2 在不同程度上影响着细菌结构。

投加 SM2 后, A 系统经短暂波动后即达到平稳、高效的运行状态。经分析,系统的上、中两层微生物的 Chao1 指数分别为 3 533.06 和 2 706.69, 仍然维持了较高的微生物丰度。实验中检测到影响抗生素去除的微生物属包括 *Cloacibacterium*、*Lysobacter*、*Acinetobacter* 和 *Brevundimonas* 等, 其丰度均有显著增加, 这些耐药菌是去除抗生素的优势菌属, 可以直接破坏和修饰抗生素使其失活。推测其原因很可能是铁碳微电解有效降解了磺胺类抗生素^[17], 导致对微生物种群的胁迫效应下降, 低浓度的 SM2 和铁碳微电解作用刺激了功能微生物的活性, 促进以 *Cloacibacterium* 为代表的菌属生长, 使 A 系统中微生物群落结构得到适应性调整和二次驯化。经过该过程, A 系统中再次形成了丰富的功能菌属, 并能够维持对污染物的有效去除, 保证系统稳定运行。

投加 SM2 前, B 系统的主要优势菌属分别为 *Chlorobaculum* 和 *Chlorobium*。投加 SM2 后, B 系统中主要优势属 *Chlorobaculum* (10.93%) 和 *Chlorobium* (29.53%) 的丰度分别降低至 3.89% 和 0.58%, 而 *Trichococcus* 和 *Halomonas* 的丰度分别由 2.54% 和 0.13% 升高至 7.14% 和 11.21%, 成为新的主要优势菌属。脱氮菌 *Chlorobium* 的丰度降低了 28.95%。反硝化细菌 *Hydrogenophaga* 的丰度 (2.29%) 升高至 2.31%, 硝化细菌 *Azospira* 的丰度由 0.28% 增加至 2.30%。与抗生素去除有关的微生物 *Lysobacter* 的丰度由 0.11% 升高至 5.12%。

投加 SM2 后, B 系统去除常规污染物时产生了大幅度波动, 去除效果下降明显。该系统上、中两层微生物的 Chao1 指数分别由 3 695.20 和 3 704.07 降低至 3 054.57 和 1 199.88, 总体微生物量明显下

降。在 B 系统中也仅发现了一种与抗生素去除有关的优势菌属 (*Lysobacter*), 表明在高浓度 SM2 的胁迫下, 该系统受到显著冲击, 难以进行微生物群落结构的适应性调整, 因此 B 系统的稳定性及对污染物的去除效果均大幅度下降。

3 结论

① 在 SM2 的胁迫下, 微电解耦合上升垂直流人工湿地系统仍能维持稳定、高效的运行状态, 对常规污染物与 SM2 均表现出了更好的去除效果, 而普通上升垂直流人工湿地系统难以实现稳定运行, 其对常规污染物与 SM2 的去除效果均显著低于微电解耦合上升垂直流人工湿地系统。

② 基质酶活性的变化情况表明, 微电解耦合上升垂直流人工湿地系统中脲酶、碱性磷酸酶和脱氢酶活性的变化率显著低于普通上升垂直流人工湿地系统。主要原因是微电解耦合上升垂直流人工湿地系统中铁碳微电解作用降低了 SM2 对系统的毒性胁迫, 有效维持了基质酶的活性, 而普通上升垂直流人工湿地系统受到较高浓度 SM2 的冲击, 微生物种群受到较大程度的影响, 脲酶、碱性磷酸酶和脱氢酶活性大幅度降低。

③ 铁碳微电解对 SM2 的分解作用降低了胁迫效应, 较低浓度的 SM2 可能促使微生物属发生二次驯化, 致使去除抗生素的微生物属 *Cloacibacterium*、*Lysobacter*、*Acinetobacter* 和 *Brevundimonas* 等的丰度均显著增加, 群落结构的适应性调整保证了微电解耦合上升垂直流人工湿地系统稳定、高效的运行状态; 普通上升垂直流人工湿地系统在高浓度 SM2 的胁迫下, 难以实现微生物结构适应性调整和二次驯化, 对污染物的去除效果明显下降。

参考文献:

- [1] HOU J, WAN W N, MAO D Q, et al. Occurrence and distribution of sulfonamides, tetracyclines, quinolones, macrolides, and nitrofurans in livestock manure and amended soils of northern China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22 (6): 4545-4554.
- [2] ZHANG Q Q, YING G G, PAN C G, et al. Comprehensive evaluation of antibiotics emission and fate in the river basins of China: source analysis, multimedia modeling, and linkage to bacterial resistance

- [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(11): 6772-6782.
- [3] WEN X, MI J D, WANG Y, *et al.* Occurrence and contamination profiles of antibiotic resistance genes from swine manure to receiving environments in Guangdong Province southern China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 173: 96-102.
- [4] WANG Z, WANG X Y, TIAN H, *et al.* High throughput determination of 28 veterinary antibiotic residues in swine wastewater by one-step dispersive solid phase extraction sample cleanup coupled with ultra-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry [J]. *Chemosphere*, 2019, 230: 337-3346.
- [5] QIAO M, YING G G, SINGER A C, *et al.* Review of antibiotic resistance in China and its environment [J]. *Environment International*, 2018, 110: 160-172.
- [6] CHRISTOFILOPOULOS S, KALIAKATSOS A, TRIANTAFYLLOU K, *et al.* Evaluation of a constructed wetland for wastewater treatment: addressing emerging organic contaminants and antibiotic resistant bacteria [J]. *New Biotechnology*, 2019, 52: 94-103.
- [7] HE Y J, NURUL S, SCHMITT H, *et al.* Evaluation of attenuation of pharmaceuticals, toxic potency, and antibiotic resistance genes in constructed wetlands treating wastewater effluents [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 631/632: 1572-1581.
- [8] WANG Q S, LI J G, WANG C J, *et al.* Treatment of mariculture wastewater using constructed wetlands under antibiotic interference [J]. *Applied Mechanics and Materials*, 2014, 522: 849-953.
- [9] FANG J H, HUANG M, REN L Q. Pretreatment of pharmaceutical wastewater by microelectrolysis of iron and Fenton reagent [J]. *Advanced Materials Research*, 2015, 1092/1093: 1051-1055.
- [10] PENG R H, XIAO J X, JUN J A, *et al.* Research on treatment of leaded wastewater by process combined Fe/C micro-electrolysis with microbial adsorbent-flocculant [J]. *Applied Mechanics and Materials*, 2015, 3693: 470-474.
- [11] CHE J G, WAN J B, HUANG X P, *et al.* Pretreatment of piggery digestate wastewater by ferric-carbon micro-electrolysis under alkalescence condition [J]. *The Korean Journal of Chemical Engineering*, 2017, 34(9): 2397-2405.
- [12] HU M Z, SHEN Z H. Assessment of the effects of combined Fe/C microelectrolysis-electro-Fenton on the acrylonitrile removal from analogue wastewater [J]. *Advanced Materials Research*, 2013, 610/613: 2323-2327.
- [13] ZHU X Y, CHEN X J, YANG Z M, *et al.* Investigating the influences of electrode material property on degradation behavior of organic wastewaters by iron-carbon micro-electrolysis [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 338: 46-54.
- [14] 田开放. 铁碳微电解耦合人工湿地系统对混合农药的去除研究[D]. 桂林:广西师范大学, 2019.
TIAN Kaifang. Research on Removal of Mixed Pesticide by Iron-Carbon Micro-electrolysis Coupled with Constructed Wetland System [D]. Guilin: Guangxi Normal University, 2019(in Chinese).
- [15] CHEN J F, TONG T L, JIANG X S, *et al.* Biodegradation of sulfonamides in both oxic and anoxic zones of vertical flow constructed wetland and the potential degraders [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265: 115040.
- [16] 王玉功, 刘婧晶, 刘貽熙, 等. 苯酚-次氯酸钠比色法测定土壤脲酶活性影响因素的研究 [J]. *土壤通报*, 2019, 50(5): 1166-1170.
WANG Yugong, LIU Jingjing, LIU Yixi, *et al.* Effective factors of urease activities in soil by using the phenol-sodium hypochlorite colorimetric method [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2019, 50(5): 1166-1170(in Chinese).
- [17] 马嘉敏, 宋伟, 张小磊, 等. 铁碳微电解降解磺胺甲恶唑和卡马西平 [J]. *环境化学*, 2019, 38(5): 985-990.
MA Jiamin, SONG Wei, ZHANG Xiaolei, *et al.* Degradation of sulfamethoxazole and carbamazepine by iron-carbon microelectrolysis [J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(5): 985-990(in Chinese).

作者简介:王万金(1994-),男,贵州兴义人,硕士研究生,主要研究方向为环境污染防治。

E-mail:wangwanjinzhuili@163.com

收稿日期:2021-01-17

修回日期:2021-02-04

(编辑:任莹莹)