

3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林的去除效果及阿莫西林对系统脱氮除磷性能的影响

罗娟¹, 安锦霏², 赵培棉³, 李南锟², 王晓慧³, 张培培^{4*}

(1. 清华大学 环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点实验室, 北京 100084; 2. 生态环境部环境工程评估中心, 北京 100012; 3. 北京化工大学 化学工程学院, 北京 100029; 4. 生态环境部中国环境规划研究院战略规划研究所, 北京 100012)

摘要: 利用自行设计的三维电极生物膜反应器(3DBER), 将三维电极生物膜耦合硫自养反硝化和铁自养反硝化构成 3DBER-S/Fe 系统, 采用模拟的二沉池出水, 研究了 3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林的去除效果及阿莫西林对系统脱氮除磷性能的影响。结果表明, 3DBER-S/Fe 系统中加入 $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 阿莫西林, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率无明显变化, TN、TP 去除率略有降低, 但仍保持在较高的水平(87.30%、82.39%); 3DBER-S/Fe 系统可用于降解阿莫西林, 添加 $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的阿莫西林, 出水阿莫西林平均浓度为 $16.01 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率为 98.40%; HRT 为 8 h、6 h 和 4 h 时, 3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林的去除率分别为 98.40%、98.15% 和 93.90%; 电流从 100 mA 升高至 300 mA 时, 阿莫西林去除率从 98.16% 升高至 98.62%, 电流为 500 mA 时, 去除率降低至 97.85%。综合经济性和高效性, HRT=6 h、电流为 100 mA 为 3DBER-S/Fe 系统降解阿莫西林抗生素废水的最佳条件。

关键词: 3DBER-S/Fe 系统; 阿莫西林; 脱氮除磷

中图分类号: S216.4; X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1166(2022)05-0024-06

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2022050024

The Effect of the 3DBER-S/Fe System on the Removal of Amoxicillin and the Effect of Amoxicillin on the Performance of the System for Nitrogen and Phosphorus Removal /LUO Juan¹, AN Difei², ZHAO Peimian³, LI Nankun², WANG Xiaohui³, ZHANG Peipei^{4*} / (1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Appraisal Center for Environment & Engineering, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100043, China; 3. College of Chemical Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China; 4. Institute of Strategic Planning, Chinese Academy of Environmental Planning, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100012, China)

Abstract: A self-designed three-dimension biofilm-electrode reactor (3DBER), in which the three-dimension biofilm-electrode is coupled with sulfur autotrophic denitrification and iron autotrophic denitrification to form a 3DBER-S/Fe system, was used to study the effect of the 3DBER-S/Fe system on the removal of amoxicillin and the effect of amoxicillin on the performance of the system for nitrogen and phosphorus removal with simulative the outlet of the secondary sedimentation tank. The results showed that there was no significant effect when adding $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ amoxicillin in the feed water to the system for the removal the $\text{NO}_3^- - \text{N}$, for which the removal rate was 97.40%. Although the removal rate of TN and TP decreased slightly, remained it at a relatively high level with 87.30% and 82.39%, respectively. The 3DBER-S/Fe system can be used to degrade amoxicillin. When $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ amoxicillin was added, the average amoxicillin concentration in the effluent was $16.01 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ and the average removal rate was 98.40%. The average removal rate of amoxicillin by the 3DBER-S/Fe system respectively was 98.40%, 98.15% and 93.90% when the HRT was 8 h, 6 h and 4 h. When the current increased from 100 mA to 300 mA, the removal rate of amoxicillin increased from 98.16% to 98.62%, while the current was 500 mA, the removal rate decreased to 97.85% instead. Comprehensively considering economy and efficiency, HRT is 6h and current is 100 mA, which is the best condition to degrade amoxicillin wastewater for 3DBER-S/Fe system.

Key words: 3DBER-S/Fe system; amoxicillin; removal of nitrogen and phosphorus

收稿日期: 2022-02-23 修回日期: 2022-04-05

项目来源: 国家重点研发技术项目(2018YFC1801501)

作者简介: 罗娟(1986-), 女, 汉族, 江西萍乡人, 助理研究员, 主要研究方向为生物质资源能源化和高值利用, E-mail: ddluoluo@126.com

通信作者: 张培培, E-mail: zhangpp@caep.org.cn

我国水资源形势越来越严峻,中水回用不但能够解决当前水资源匮乏与生活生产用水量日益增加之间的矛盾,还能起到保护和恢复水生态环境的作用^[1-2]。污水处理厂(Wastewater treatment plants, WWTPs)处理完成后达标的出水,是水资源回用的重要资源。然而,国内很多的工艺经过对污水初步的处理后,出水中依旧含有一定浓度的 NO_3^- -N、TP和PPCPs类等污染物质。地表水中阿莫西林(Amoxicillin, AMX)是含量最高的一类PPCPs类物质^[3-4]。这些物质在环境中长期的累积会对人类健康、动物的生存以及生态环境造成威胁。

调查发现,当前我国污水处理厂的传统污水处理工艺的处理重点大多关注于水体中有机物、氮和磷的去除,对PPCPs类持久性有机污染物研究较少,加之传统污水处理工艺对PPCPs类有机物的处理效果十分有限,导致国内排放的污水中PPCPs类物质含量普遍偏高^[5]。有报道称,在中、日和欧洲部分国家的WWTPs出水均检测出浓度较大的PPCPs类有机物^[6]。目前针对抗生素污染水体的处理技术相对缺乏。鉴于此,探索和开发新型污水处理技术以实现WWTPs出水深度脱氮除磷并去除水体中难降解的PPCPs类有机物无疑是实现我国污水处理厂排放水质深度净化、促进中水回用的有效途径^[7]。

一般来说阿莫西林的抗生素废水中,C/N都较低,有学者对金霉素或是青霉素等各类生物降解展开了全力的探索^[8-9]。结果显示:含抗生素废水,借助厌氧反应器即可进行处理。同时,抗生素也将得到初步的降解。从化学性质上看,阿莫西林相对平稳,其杀菌效果突出,对生物处理也会有突出的影响^[10-11]。就污水处理系统而言,阿莫西林的作用有待进一步探索。针对废水该如何去除阿莫西林这一问题,杨兴桐^[12]等展开了深入研究,发现生物可以降解阿莫西林。废水处理系统中,反应器实际运行状态与去除阿莫西林的效果有着相关性。

在已有的学术研究中,众多学者表明三维电极生物膜反应器(Three-dimension biofilm-electrode reactor, 3DBER)是一种有效的脱氮除磷工艺^[13-14],但是利用3DBER系统在脱氮除磷基础上进一步去除PPCPs类有机物(阿莫西林)以及阿莫西林究竟会对脱氮除磷性能产生何种影响的研究并不多。本研究利用自行设计的3DBER,将三维电极生物膜耦合硫自养反硝化和铁自养反硝化构成3DBER-S/Fe系

统,采用模拟的二沉池出水,以微电流启动反应器,研究了3DBER-S/Fe系统对阿莫西林的去除效果及阿莫西林对系统脱氮除磷性能的影响,为3DBER-S/Fe系统实现高效脱氮除磷的同时也降解阿莫西林提供更多可靠的见解。

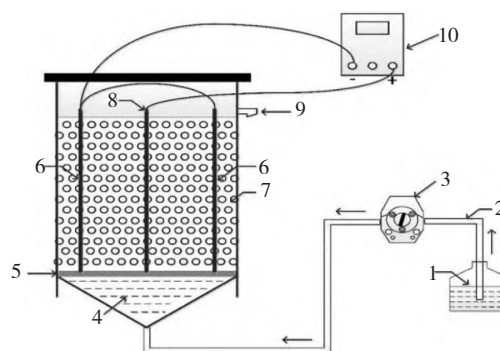
1 材料与方法

1.1 试验装置

实验采用有效容积16 L的3DBER,如图1所示。反应器总高50 cm,直径28 cm,由下及上依次为底座(12 cm)、布水器、填料区(28 cm)、阳极区以及超高(5 cm)。阳极板安装在反应器中心,2块阴极板则以平行的方式安装在阳极板两侧,与阳极板相隔10 cm。极板的材料均采用石墨板,阳极板厚为1 cm,阴极板厚为0.6 cm。为了促进微生物附着,电极板表面裹上炭毡,以提高微生物自身的附着能力。在3DBER中加入 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$,构建3DBER-S/Fe系统。

1.2 运行条件

以微电流来启动反应器,加入3 L污水处理厂厌氧处理池中形成的泥以缩减反应装置启动时间。



1. 进水桶; 2. 进水管; 3. 蠕动泵; 4. 布水斗; 5. 承托层; 6. 阴极板; 7. 填料; 8. 阳极板; 9. 出水; 10. 直流电源(箭头: 水流方向)

图1 三维电极生物膜反应器结构图

水力停留时间(HRT)为8 h,利用微电流(0 mA、20 mA、40 mA、60 mA)进行梯度驯化,等到出水水质趋向于稳定,即判断该系统已经启动成功。系统在电流强度100 mA条件下持续运行30 d,出水水质稳定后在水中加入 $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的阿莫西林,共运行63 d,出水水质稳定。

1.3 试验用水

进水为人工配水,模拟污水处理厂二沉池出水,每升污水中加入0.3 mL营养液。配水COD为50 ~ 60 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N、 $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ (分别由 NaNO_3 、

$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 配制) 的质量浓度分别为 $37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 值为 7.0 ~ 8.0, 阿莫西林为 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.4 分析方法

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的测定采用以麝香草酚分光光度法^[5]; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[6]; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量: 纳氏试剂分光光度法^[7]; TN 含量: 考虑到采用的是模拟废水, 无有机氮, 水质成分相对简单, 故将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 含量相加即为 TN 含量。TP 采用钼酸铵分光光度法; 阿莫西林采用高效液相色谱进行测定。

2 结果与讨论

2.1 阿莫西林对 3DBER-S/Fe 系统脱氮除磷性能的影响

2.1.1 阿莫西林对系统中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除效果的影响

图 2 为阿莫西林加入前后 3DBER-S/Fe 系统中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 出水浓度和去除率的变化。从图 2 可以看出, 阿莫西林添加之前, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 出水浓度可达到 $1.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率可达 97.20%。加入 $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 阿莫西林之后, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度基本未改变, 且其去除率也未出现变化, 仍保持着高效的去除效果和较低的出水浓度 ($0.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 去除率可达 97.40%。由此可知, 该药对系统 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 最终的去除效果没有明显影响。有研究表明, 阿莫西林可能成为碳源, 用于异养反硝化, 使其反硝化性能得到提高。然而, 在此研究中尚未出现这一结果, 可能阿莫西林是一种难生物降解的碳源, 系统中碳源仍是以易生物降解的碳源为主, 这使得阿莫西林并未明显影响到系统反硝化性能^[8]。

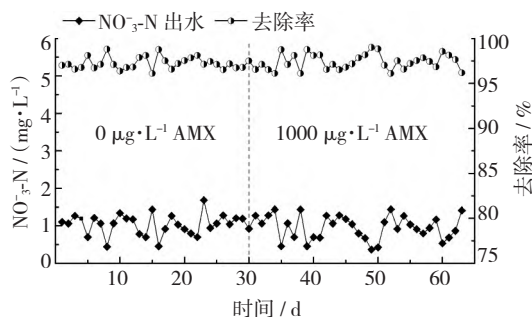


图 2 阿莫西林对系统中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 出水浓度及去除率的变化

2.1.2 阿莫西林对系统中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的影响

由图 3 可知, 加入阿莫西林之后, 系统出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 积累量发生一定程度的改变。未

投加阿莫西林时, 系统经过 16 d 的启动, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 出水平均浓度为 $0.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 出水平均浓度为 $2.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 积累量趋于稳定。加入阿莫西林之后, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度快速上升, 在第 40 天时到达最高值为 $1.75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在第 49 天的时候, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度有所降低, 从第 58 天开始, 变得越来越稳定, 浓度为 $1.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 与之前未加入阿莫西林相比, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 出水浓度上升了 $0.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。同时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的出水浓度也发生了明显升高, 浓度为 $2.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 比添加阿莫西林之前升高了 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这说明阿莫西林在 3DBER-S/Fe 系统中, 能够影响 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 以及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的积累量。赖后伟^[9]等研究阿莫西林对 A^2O 工艺中 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 去除率的影响, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率从 95.5% 下降至 85.0%。因为加入了阿莫西林之后, 可能抑制了微生物的产生, 比如可能对 AOB 活性产生了抑制, 使得微生物不能转化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。同时, 可看到积累了大量的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 可能是因为添加了阿莫西林, 使反硝化细菌受到了抑制作用, 导致不能完全进行反硝化。有关报道称, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 不同的反硝化动力学反应系数可造成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累^[10]。

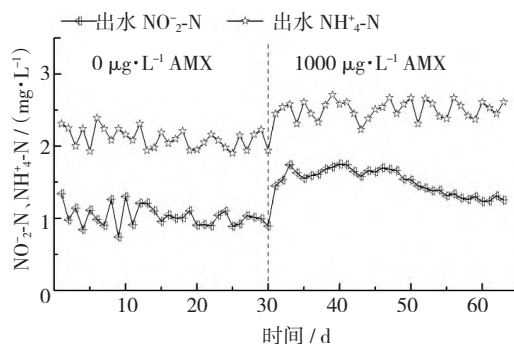


图 3 阿莫西林对系统中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的变化

2.1.3 阿莫西林对系统中 TN 去除效果的影响

投加阿莫西林前后, TN 出水浓度和去除率出现一定程度的波动, 由图 4 可知, 系统尚未加入阿莫西林时, 持续运行 16 d 后, 可看到 TN 出水浓度及其去除率都比较稳定, TN 出水浓度为 $4.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率为 88.73%。加入阿莫西林后, TN 出水浓度明显提高, 在第 38 天时出现了最高的 TN 出水浓度为 $5.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率为 84.63%。继续实验, 可看到 TN 出水浓度开始下降, 平均出水浓度为 $4.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率为 87.30%, 相较于阿莫西林尚未添加之前, 降低了 1.43%。由此可知阿莫西林会影响 TN 去除

效率,但是,TN 去除效果仍保持在较高水平。赖后伟^[9]等研究阿莫西林对 A²O 工艺中 COD、NH₄⁺-N 和 TN 去除率的影响,TN 的去除率只有 63.2%。本研究中的 TN 去除率比较高,这充分说明了生物电化学系统具备这方面的优势。

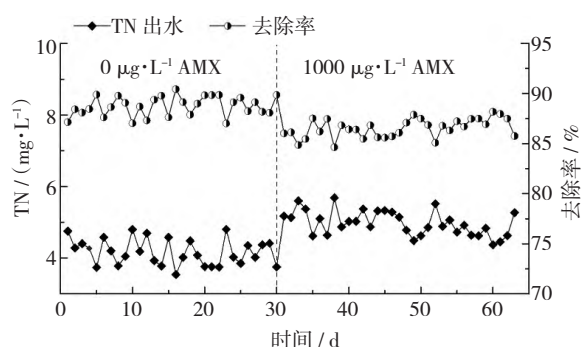


图4 阿莫西林对系统中 TN 出水浓度及去除率的变化图

2.1.4 阿莫西林对系统中 TP 去除效果的影响

图5反映了阿莫西林对 3DBER-S/Fe 系统中 TP 的出水浓度和去除率影响。可以看到,阿莫西林还没有添加之前,持续运行 20 d 后,TP 去除率、出水浓度都呈现出稳定状态,TP 平均出水浓度为 0.45 mg·L⁻¹,去除为 84.87%。加入阿莫西林后,TP 的出水浓度有升高的趋势,在第 39 天时出现了最高的 TP 出水浓度为 0.59 mg·L⁻¹,去除率为 80.05%。继续实验,可看到 TP 出水浓度开始下降,出水浓度平均为 0.52 mg·L⁻¹,去除率上升到 82.39%,相较于阿莫西林添加之前,去除率降低了 2.48%。由此可见,在 3DBER-S/Fe 系统中,阿莫西林能够影响 TP 去除性能,主要因为阿莫西林可以抑制微生物。加入阿莫西林后,反应器中产生大量的降解菌、耐药菌,且其在细菌总量中占据了较大的比例,同时也会与反硝化聚磷菌争夺碳源,导致反硝化聚磷菌种群优势减弱,这可能是 TP 去除效果下降的其中一个原因^[12,19]。赖后伟^[9]等研究阿莫

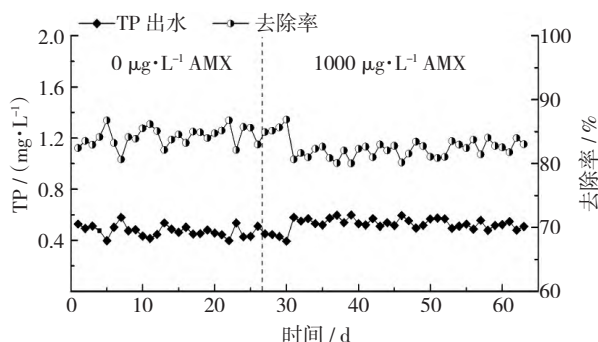


图5 阿莫西林对系统中 TP 出水浓度及去除率的变化

西林对 A²O 工艺中 TP 去除率的影响,当投加 3 ~ 5 mg·L⁻¹ 阿莫西林后,平均总磷去除率从 72.54% 下降至 67.1%。

2.2 3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林的去除效果

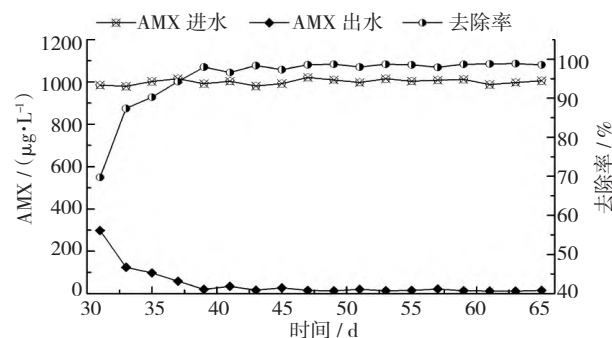


图6 3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林的出水浓度及去除率变化

3DBER-S/Fe 系统处于 31 d 的运行时间后,在进水中加入阿莫西林 1000 μg·L⁻¹。从图6可以看出,阿莫西林刚开始加入时,出水浓度为 298.1 μg·L⁻¹,阿莫西林去除率为 69.72%。反应器持续运行,阿莫西林的出水浓度开始明显降低,在第 41 天时,阿莫西林出水浓度为 34.11 μg·L⁻¹。当系统呈现出稳定的运行状态后,阿莫西林平均出水浓度为 16.01 μg·L⁻¹,平均去除率高达 98.40%。孙超^[21]利用活性炭三维电极-活性炭纤维生物膜法组合工艺去除阿莫西林,结果表明 24 h 后阿莫西林的去除率最高,达到 98.63%。孟令威^[22]利用 EGSB 反应器处理含阿莫西林抗生素废水,结果表明对阿莫西林去除率保持在 80% 左右。Putra^[23]等的研究表明,用粒径为 0.15 ~ 0.25 mm 的活性炭对实际废水中阿莫西林的去除率为 94.67%。李风娇^[24]的研究表明,生物膜法对阿莫西林的去除率为 85.7%,去除率优于普通活性污泥法。阿莫西林可通过 3DBER-S/Fe 系统进行降解。相较于微生物降解,微生物与电化学共同产生作用,能够使阿莫西林具备更好的去除性能。3DBER-S/Fe 系统通过发生电解,可加快某些基团的产生,使其强氧化作用得到充分发挥。与此同时,这些基团能够降解阿莫西林,通过氧化分解 PPCPs 类物质,形成一些小分子有机物,进而促使废水可生化性逐渐提高,进而加剧了 PPCPs 降解,然而,不能忽视微生物降解,这才是阿莫西林降解的最核心的途径。在处理阿莫西林时,城市污水处理厂的数据表明,反应生成物的中间产物具有一定的稳定性^[25],所以这些中间产物才是废水处理的重点与难点。有研究发现,有一些难降解的有毒物

质表面上去除效果很好,但是并不能完全矿化,会形成中间产物,与原有物质相比,其具有更强的形态毒性,这样不利于水处理。所以这可能是抗生素废水一直难以处理的原因^[19,25]。

2.3 3DBER-S/Fe 系统不同参数条件下对阿莫西林去除性能的影响

本实验通过单因素实验方式,研究反应器水力停留时间 HRT 以及不同的电流强度对阿莫西林去除率的影响。在电流为 100 mA 的条件,研究不同 HRT(HRT=8 h、6 h、4 h) 对阿莫西林去除率影响。在 HRT=6 h 的条件下,研究不同电流强度(100 mA、300 mA、500 mA) 对阿莫西林去除率影响。每个参数条件运行 15 d。

2.3.1 HRT 对阿莫西林的去除效果影响

图 7 为不同 HRT 条件下,3DBER-S/Fe 系统阿莫西林出水浓度、去除效率的变化,不难看出,HRT 极大地影响了阿莫西林的出水浓度和去除率。在 HRT 的作用下,反应时间从 8 h 缩短为 4 h,平均出水浓度由 $15.98 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $60.95 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率从 98.40% 降低到了 93.90%,但是 HRT 从 8 h 缩短到 6 h 时,阿莫西林去除率几乎没有变化,去除率保持在 98.15%。这表明当微生物与基质的接触反应时间不足时,会影响系统对阿莫西林的降解,低的 HRT 不利于对阿莫西林的去除,但是系统对阿莫西林仍有较好的去除效果。

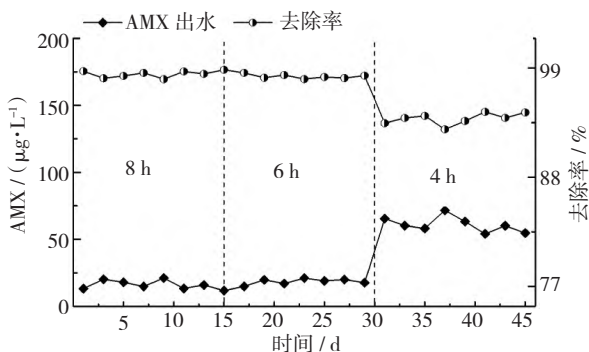


图 7 不同 HRT 下阿莫西林的出水浓度及去除率的变化

2.3.2 电流对阿莫西林的去除效果影响

从图 8 可以看出,随电流强度的改变,3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林出水浓度和去除率的影响。在电流从 100 mA 升高到 300 mA 时,阿莫西林平均出水浓度从 $18.32 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 $13.81 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率从 98.16% 升高到 98.62%;当电流为 500 mA 时,阿莫西林出水浓度为 $21.41 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率达到 97.85%。实验可知: 电流强度对系统中阿莫西林有

一定的干扰,但幅度偏小。适当的电流增加,能够促进阿莫西林的降解。不过,当电流强度超过限度时,降解效果将明显受到限制,去除率降低,可能是升高的电流会导致反应器中产生更多的热量,对微生物产生抑制作用。

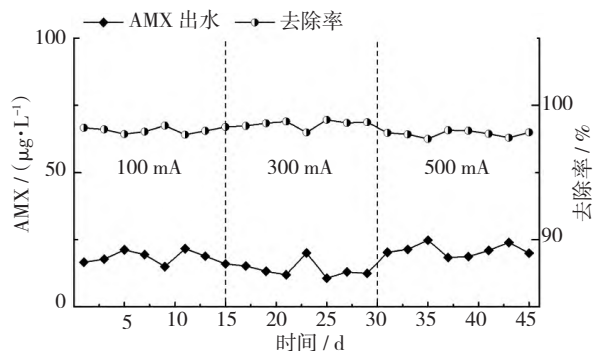


图 8 不同电流下阿莫西林的出水浓度及去除率的变化

3 结 论

(1) $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 阿莫西林对 3DBER-S/Fe 系统 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除表现为稳定无明显变化,但系统出水中表现为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 积累的显著增加,这可能是因为阿莫西林抑制了反硝化细菌活性,造成反硝化不完全,同时可能抑制了 AOB 的活性从而导致积累的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 无法被微生物转化, $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 阿莫西林降低了系统对 TN、TP 的去除率。

(2) 3DBER-S/Fe 系统可用于降解阿莫西林,添加 $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的阿莫西林,随着微生物的驯化,去除率逐渐升高,当系统运行稳定后,出水阿莫西林平均浓度为 $16.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除率为 98.40%。

(3) HRT 为 8 h、6 h 和 4 h 时,3DBER-S/Fe 系统对阿莫西林平均去除率分别为 98.40%、98.15% 和 93.90%; 电流从 100 mA 升高至 300 mA 时,阿莫西林去除率从 98.16% 升高到 98.62%。当电流为 500 mA 时,去除率反而降低为 97.85%。综合经济性和高效性,HRT=6 h、电流为 100 mA 为 3DBER-S/Fe 系统降解阿莫西林抗生素废水的最佳条件。

参考文献:

- [1] Pradhan S, Fan L, Roddick F A, et al. Impact of salinity on organic matter and nitrogen removal from a municipal wastewater RO concentrate using biologically activated carbon coupled with UV/ H_2O_2 [J]. Water Research, 2016, 94 (May1): 103 - 110.
- [2] 华士乾. 我国水资源分布特点及其开发利用中的问题

- 田. 资源科学, 1979(02): 34 - 40.
- [6] Mengya Guo, Yan Feng, Xing Li, et al. Enhanced degradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) by three-dimensional electrocatalysis coupled biological aerated filter [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9 (5): 106035
- [7] 贺莹莹. 长江口水体极性有机污染物存在水平及生态风险评价 [D]. 大连: 大连理工大学, 2014.
- [8] 安婧, 周启星. 污水处理系统中 PPCPs 残留情况及强化处理技术 [J]. 安全与环境学报, 2009(03): 24 - 8.
- [9] 杨程. 城市水系统中 PPCPs 分布及污水处理优化研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2014.
- [10] 林龙利, 刘国光. PPCPs 在水环境中的污染现状与控制研究进展 [J]. 给水排水, 2017(S1): 143 - 7.
- [11] Qambrani N, Oh S. Effect of Dissolved Oxygen Tension and Agitation Rates on Sulfur-Utilizing Autotrophic Denitrification: Batch Tests [J]. Applied Biochemistry & Biotechnology, 2013, 169(1): 181 - 191.
- [12] Soares M. Denitrification of groundwater with elemental sulfur [J]. Water Research, 2002, 36(5): 1392 - 1405.
- [13] Martínez J, Gonzalez A, Lopez M, et al. Electrochemical Degradation of Amoxicillin in Acidic Aqueous Medium Using TiO_2 -Based Electrodes Modified by Oxides of Transition Metals [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29: 42130 - 42145.
- [14] 钟婷婷, 杨灿, 王甜甜, 等. 改性污泥活性炭对阿莫西林的吸附研究 [J]. 森林工程, 2019, 035(006): 106 - 112.
- [15] 杨兴桐. 曝气生物滤池对水体中阿莫西林去除效果的研究 [D]. 北京: 北京化工大学, 2017.
- [16] 郝瑞霞, 徐忠强, 周彦卿, 等. 3DBER-S-Fe 深度脱氮除磷效果 [J]. 北京工业大学学报, 2016, 42(12): 120 - 127.
- [17] 张娅, 郝瑞霞, 徐鹏程, 等. 3DBER-S-Fe 同步脱氮除磷及去除邻苯二甲酸酯的工艺特性 [J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4268 - 4274.
- [18] 中华人民共和国卫生部. 生活饮用水标准检验方法无机非金属指标: GB/T 5750.5 - 2006 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [19] 国家环境保护总局. 水质亚硝酸盐氮的测定分光光度法: GB 7493 - 1987 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1987.
- [20] 水质氨氮的测定纳氏试剂分光光度法: HJ 535 - 2009 [S].
- [21] 陈志强, 赖后伟, 温沁雪, 等. 阿莫西林对制药园区污水厂 A ~ 20 工艺脱氮除磷的影响 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2014, 46(02): 33 - 37.
- [22] 赖后伟. 阿莫西林对 AAO 城市污水处理工艺运行的影响及其生物降解行为研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
- [23] Hoseinzadeh E, Rezaee A, Farzadkia M. Nitrate removal from pharmaceutical wastewater using microbial electrochemical system supplied through low frequency-low voltage alternating electric current [J]. Bioelectrochemistry, 2018, 120: 49 - 56.
- [24] 孙超. 活性炭三维电极—活性炭纤维生物膜法处理阿莫西林模拟废水 [D]. 济南: 山东农业大学, 2016.
- [25] 孟令威. EGSB 反应器处理含阿莫西林抗生素废水研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
- [26] Kimura K, Hara H, Watanabe Y. Elimination of selected pharmaceuticals by biosolids from municipal wastewater treatment plants: importance of modest pH change and degree of mineralization [J]. Water Science Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2010, 62(5): 1084 - 9.
- [27] 李风娇. 生物膜法与三维电极-Fenton 法处理含阿莫西林废水的研究 [D]. 济南: 山东农业大学, 2018.
- [28] Watkinson A, Murby E, Costanzo S. Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: Implications for environmental discharge and wastewater recycling [J]. Water Research, 2007, 41(18): 4164 - 4176.