

## 生物法去除水环境中磺胺甲恶唑的研究进展

崔迪<sup>1</sup>, 邓红娜<sup>1</sup>, 庞长泷<sup>2</sup>, 陈翰<sup>3</sup>, 谷逊雪<sup>1</sup>, 侯圣琦<sup>1</sup>, 宋金萍<sup>1</sup>  
(1. 哈尔滨商业大学药学院 药物工程技术研究中心, 黑龙江 哈尔滨 150076; 2. 知行道合  
<江西>环保产业技术研究院有限公司, 江西 南昌 330000; 3. 哈尔滨工业大学 环境学院,  
黑龙江 哈尔滨 150090)

**摘要:** 磺胺甲恶唑作为使用频率最高的磺胺类抗生素之一,在水环境中频繁被检出。磺胺甲恶唑长期存在于自然水体中极易导致抗性细菌的产生,严重威胁到水生生物和人类的健康和安全。从磺胺甲恶唑的特性和来源、微生物降解磺胺甲恶唑及不同水处理工艺去除磺胺甲恶唑的效能等方面对磺胺甲恶唑的生物处理进行了综述。结合不同类型微生物降解磺胺甲恶唑的效果及不同水处理工艺的特点,提出好氧颗粒污泥结合强化功能微生物的新型工艺是潜在的处理磺胺甲恶唑的有效方法。

**关键词:** 生物法; 磺胺甲恶唑; 污染控制

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)24-0032-07

### Progress in the Study of the Removal of Sulfamethoxazole by Biological Methods in Water Environment

CUI Di<sup>1</sup>, DENG Hong-na<sup>1</sup>, PANG Chang-long<sup>2</sup>, CHEN Han<sup>3</sup>, GU Xun-xue<sup>1</sup>,  
HOU Sheng-qi<sup>1</sup>, SONG Jin-ping<sup>1</sup>

(1. *Engineering Research Center for Medicine, College of Pharmacy, Harbin University of Commerce, Harbin 150076, China*; 2. *Zhixingdaohe <Jiangxi> Environmental Protection Industry Technology Institute Co. Ltd., Nanchang 330000, China*; 3. *School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China*)

**Abstract:** As one of the most frequently used sulfonamide antibiotics, sulfamethoxazole is often detected in water environment. The long-term existence of sulfamethoxazole in natural water can easily induce the occurrence of antibiotic resistance bacteria, which seriously threaten the health and safety of aquatic organism and humans. This work reviewed the characteristics and sources of sulfamethoxazole, the microbial degradation efficiency of sulfamethoxazole, and the removal performance of sulfamethoxazole in different wastewater treatment processes. Based on the degradation efficiencies of sulfamethoxazole and the characteristics of diverse treatment processes, a novel process of combining aerobic granular sludge with the bioaugmentation of functional microorganisms has been proposed to be an effective way for the sulfamethoxazole treatment.

**基金项目:** 国家自然科学基金青年基金资助项目(51608154); 2017年度黑龙江省普通高等学校青年创新人才培养计划(UNPYSCT-2017211); 2018年度哈尔滨商业大学校级科研项目(18XN026); 哈尔滨商业大学博士科研启动项目(2016BS15); 哈尔滨商业大学研究生科研创新项目(YJSCX2018-550HSD)

**通信作者:** 崔迪 E-mail:jscz\_dd@hotmail.com

**Key words:** biological method; sulfamethoxazole; pollution control

近年来,水环境中的抗生素作为新型有机污染物频繁被检出,逐渐成为环境科学与工程领域关注的焦点之一。尽管抗生素在水体环境中以较低浓度存在,但它们对水生生物和人类健康存在极大的毒性威胁。抗生素进入污水处理厂后极易引起抗性细菌的产生,抗性细菌可以向污水厂中的其他微生物水平转移抗性基因<sup>[1]</sup>。污水处理厂无法去除这些含有抗生素抗性基因的微生物,导致抗生素抗性基因在水体中广泛存在,给临床治疗造成困难。目前,抗生素在国内污水处理厂出水中的浓度已经达到微克级别,被频繁检出的抗生素主要包括磺胺类抗生素、四环素等,如何有效去除水体中的磺胺类抗生素已经成为环境保护领域中亟待解决的问题之一。

磺胺甲恶唑是使用频率最高的磺胺类抗生素之一。现有研究中,不同的去除方法对磺胺甲恶唑的去除效率存在较大差异。大多数研究只考虑单一因素对去除效率的影响,然而实际环境中磺胺甲恶唑的降解情况受多种因素影响。针对能够有效去除磺胺甲恶唑的生物技术方法研究进展进行了概括和总结,深入分析不同生物技术对磺胺甲恶唑不同处理效能的影响,为揭示水环境中磺胺甲恶唑的存在状况和有效污染控制方法提供理论参考。

## 1 磺胺甲恶唑的特性及来源

磺胺甲恶唑(Sulfamethoxazole, SMX)具有很强的抗菌能力和抗菌广谱性,可抑制大多数细菌的生长和分布,广泛用于治疗人类及动物的细菌感染。研究表明,约有10%~90%的SMX会在24 h之内排出使用者体外<sup>[2-3]</sup>。在排出体外的SMX中有15%~25%仍然以SMX形式存在,其余成分包括43%的N4-乙酰基-磺胺甲恶唑,9%~15%的磺胺甲恶唑-N1-葡糖苷酸以及4%~10%的其他代谢产物,而这些物质最终会在污水或污水处理过程中重新转化为SMX。

SMX的抑菌机制与其结构有关,当前大多数处理方法都难以破坏SMX中的异恶唑环,导致SMX不能被完全降解,并且传统的污水处理工艺对其去除效率较低,最终使SMX在水体环境中长期残留。长期接触抗生素极有可能诱发抗生素抗性基因的产生。因此,研究水体中SMX的去除对水环境生态安全和人类健康发展具有重大意义。

## 2 微生物降解磺胺甲恶唑的研究进展

### 2.1 好氧微生物降解SMX的研究进展

目前已报道很多从活性污泥中分离出来的菌株对SMX具有很高的降解能力。Gauthier等<sup>[4]</sup>发现菌株*Rhodococcus rhodochrous*(紫红葡萄球菌)只有在外加碳源存在的条件下对SMX才具有共代谢降解能力。Reis等<sup>[5]</sup>从活性污泥中获得一株对SMX有降解作用的菌*Achromobacter denitrificans* PR1(反硝化无色杆菌),该菌株在有无外加碳源的情况下都可以对SMX进行降解,但是在有碳源存在的条件下代谢产物为毒性较低的3-氨基-5-甲基异恶唑。Nguyen等<sup>[6]</sup>对菌株PR1降解环境中不同浓度(600 ng/L、20 μg/L、500 μg/L、150 mg/L)的SMX做了进一步研究,并确定了菌株PR1在没有额外碳源和能源的情况下降解SMX的能力。在每个浓度水平下设置三组实验,第一组中不添加碳源,第二组中添加0.59 g/L的乙酸盐,第三组中添加0.59 g/L的琥珀酸盐。结果表明,在有外加碳源(乙酸盐、琥珀酸盐或两种碳源同时存在)存在的条件下,SMX去除率显著提升,以SMX浓度为500 μg/L为例,仅有SMX存在的条件下去除率为(44.5 ± 8.8)%,有0.59 g/L乙酸盐存在时去除率为(90 ± 2)%。向活性污泥系统中添加PR1进行生物强化,发现强化后的活性污泥对SMX的去除率显著提高<sup>[7]</sup>。

以上研究均以SMX为目标底物进行降解,但实际水环境中可能有多种抗生素同时存在。因此Wang等<sup>[8]</sup>探究了有甲氧苄胺嘧啶(THM)、双氯芬酸钠(DFC)、三氯生(TCS)存在的条件下菌株*Acinetobacter* sp.对SMX的降解效果。向250 mL锥形瓶中分别添加2 mg/L的THM、DFC、TCS和30 mg/L的SMX,每个锥形瓶内的的最终体积为150 mL,将锥形瓶置于150 r/min、25 °C的摇床中进行降解实验。结果表明,在TMP和DFC分别存在时该菌株对SMX仍然有降解作用,但是在TCS存在时*Acinetobacter* sp.对SMX不具有任何降解效果。污水组成成分复杂,存在多种微污染物,原本对SMX有降解作用的菌株在污水或污水处理厂这样的复杂环境中对SMX的降解作用可能会减弱甚至完全消失。因此如何将SMX降解菌与污水处理系统进行有效结合,使得菌株的降解作用在复杂环境中仍然

得以发挥是研究生物法去除污水环境中 SMX 的关键问题之一。

Larcher 等<sup>[9]</sup>从活性污泥中分离出七株单菌,并在混合细菌之前进行了抑制实验。将 100  $\mu\text{L}$  每种细菌的细胞标准溶液(108 个细胞/mL)分别置于 BHI 琼脂平板上,在其他六种细菌标准溶液中分别浸泡直径为 8 mm 的无菌滤纸,将浸泡后的滤纸均匀分布在 BHI 琼脂平板上,在温度为 26  $^{\circ}\text{C}$  的黑暗条件下培养 24 ~ 48 h,以确定菌株混合在一起后可以生长。利用这七株单菌构建了两组混菌体系对 SMX 进行降解,试验结果表明,优势菌种 *Rhodococcus equi* 对 SMX 的降解率为 29%,而两组混菌体系对 SMX 的降解率仅为 5%。Bouju 等<sup>[10]</sup>从膜生物反应器中获得了 6 株对 SMX 有降解作用的单菌,除菌株 *Tsukumurella* sp. HR3 外,其余菌株对 SMX 都有矿化作用,矿化率为 24% ~ 44%,混合菌株以 SMX 为单一碳源时矿化率为  $(58.0 \pm 1.3)\%$ 。Vasiliadou 等<sup>[11]</sup>利用混菌体系降解包含 SMX 在内的多种药物,将浓度为 3 mg/L 的多种药物加入到活性污泥中,对活性污泥进行驯化,然后逐渐降低各种药物的浓度至 50  $\mu\text{g/L}$ ,分别考察多种药物同时存在和单独存在时的去除效率,结果表明,多种药物存在时对 SMX 的去除率为  $(73.2 \pm 21.3)\%$ ,高于以 SMX 为单一底物的降解率。研究者推测其原因为多种药品同时存在的情况下会激发微生物细胞产生多种降解酶,从而提高了混菌体系对某些药物的降解效率。

近年来有研究表明,氨氧化细菌(Ammonia Oxidizing Bacteria, AOB)有助于提高活性污泥对抗生素的降解效率。Suarez 等<sup>[12]</sup>分别测定了活性污泥在硝化阶段和利用烯丙基硫脲(ATU)抑制硝化作用的情况下对 1  $\mu\text{g/L}$  的 SMX 和其他 15 种抗生素的去除效果,其中罗红霉素在硝化阶段的去除率明显高于反硝化阶段,但是 SMX 在两个阶段的去除率变化不大,因此认为 AOB 可以显著提高一些抗生素的降解效率,但对 SMX 降解效率的影响可以忽略。除活性污泥外,也有人研究了 AOB 在好氧颗粒污泥去除微污染物过程中起到的作用,得到了类似的研究结果<sup>[13]</sup>。然而,另一些研究则证实 AOB 有助于 SMX 降解。Kassotaki 等<sup>[14]</sup>利用 SBR 反应器研究 AOB 是否具有提高 SMX 降解效率的能力,反应持续 6 h,为保证反应器系统中维持较高的硝化速

率,在开始运行的 4 h 内以 0.002 L/min 的速率通入铵根离子,实验结果表明 SMX 的降解效果在硝化作用存在时明显提高,降解率从 86% 提高到 98%。当反应器中存在 ATU(氨单加氧酶 AMO 的抑制剂)时,SMX 不再降解,由此推测 SMX 降解可能与 AMO 有关。Xu 等<sup>[15]</sup>结合数学模型研究了 AOB 对抗生素的降解情况,认为 AOB 降解抗生素的作用机理是 AMO 的共代谢作用,但是对于 AOB 可降解的抗生素的浓度范围尚不清楚。目前,AOB 对 SMX 的降解作用尚不明确。现有研究中 SMX 的初始浓度不同,因此 SMX 的初始浓度可能是影响 AOB 对其降解的因素之一,SMX 浓度过高或过低都不利于降解。确定 AOB 能够提高降解效率的 SMX 浓度范围,实际应用中可在有效的浓度范围内,利用 AOB 提高对 SMX 的降解效率。

根据现有研究结果,混菌对 SMX 的降解效果存在矛盾,一些混菌体系的降解效率高于单菌,也有混菌体系降解效率低于优势菌的情况。由此可见,混合菌株间的相互作用可能是影响降解效率的关键因素。混菌体系中微生物间的作用关系为协同作用时,混菌的降解效率要高于单菌,这是因为在协同作用的影响下促进了优势菌对 SMX 的降解。反之,如果混合体系中微生物间的作用关系为拮抗作用,菌株间相互抑制导致优势菌的降解能力不能够完全发挥,从而降解效率较低。因此深入研究微生物间的相互作用关系,构建能够协同降解 SMX 的混合微生物体系,对提高 SMX 的降解效率具有重要意义。

## 2.2 厌氧微生物降解 SMX 的研究进展

除了好氧微生物外,厌氧微生物对 SMX 也有降解作用。有研究发现,硫化还原菌、产甲烷菌、金属还原菌对 SMX 有降解作用。在 SMX 的初始浓度为 2 ~ 10 mg/L 的情况下,厌氧生物降解 10 ~ 35 d 后去除率可达 99% 以上。Jia 等<sup>[16]</sup>发现,硫化还原菌在  $\text{SO}_4^{2-}$  含量为 277.4 mg/L、温度为 25  $^{\circ}\text{C}$  的情况下,8 d 内硫化还原菌对初始浓度为 10  $\mu\text{g/L}$  的 SMX 去除率可达 80%。根据硫化还原菌降解 SMX 的产物可知,硫化还原菌主要是破坏了 SMX 结构中的异恶唑环。在沉积物中添加蔗糖和电子受体有利于 SMX 的降解,此外研究者们还发现 *Achromobacter* (无色杆菌属)、*Brevundimonas* (短波单胞菌属)、*Delftia* (代尔夫特菌属)、*Idiomarina* (海源菌属)、*Pseudomonas* (假单胞菌属)、*Rhodopriellula* (红葡萄

球菌属)是沉积物中对 SMX 起降解作用的主要菌属<sup>[17]</sup>。Martins 等<sup>[18]</sup>以 0.5 mg/L 的环丙沙星、17-β 雌二醇和 SMX 为混合底物在厌氧条件下进行降解,发现 SMX 的含量在实验前后并无变化。厌氧条件下厌氧微生物在环境中 and 实验室规模下均可有效去除初始浓度水平为 μg/L 或 mg/L 的 SMX,但对于更低浓度水平的 SMX 去除效率尚不明确。相对于好氧条件而言,在厌氧条件下筛选菌株需要的时间更长,获得菌株的难度更大。

### 2.3 微生物降解 SMX 机理研究

微生物降解 SMX 被广泛研究,但是对于降解机制的研究却少有报道。*Microbacterium* sp. (BR1)、*Pseudomonas psychrophila* HA-4、*Acinetobacter* sp. 均为以 SMX 为单一碳源和氮源生长的 SMX 降解菌。*Microbacterium* sp. BR1 中的基因 *sadA* 和 *sadB* 引起的羟基化导致 SMX 的降解,3-氨基-5-甲基异恶唑为主要的降解产物,在降解过程中还检测到了氨基酸和三羟基苯。低温降解菌 *Pseudomonas psychrophila* HA-4 降解 SMX 的主要产物也是 3-氨基-5-甲基异恶唑,但中间产物并不是氨基酸和三羟基苯而是苯胺和 4-氨基苯磺酰胺。*Acinetobacter* sp. 降解 SMX 的中间产物为羟基化的 3-氨基-5-甲基异恶唑和羟基苯磺酸,主要降解产物为 3-羟胺-氨基-5-羧基。当以 SMX 为碳源和氮源时,降解产物通常为 3-氨基-5-甲基异恶唑和 4-羟基磺胺甲恶唑,但是 *Microbacterium* sp. BR1 和 *Pseudomonas psychrophila* HA-4 的降解产物中却没有 4-羟基磺胺甲恶唑。在 SMX 降解过程中检测到了不同的产物,因此推测在 SMX 降解过程中除基因 *sadA* 和 *sadB* 外还存在其他降解基因。除了以上提到的中间产物,有研究中 SMX 降解过程中还存在磺胺酸、N-乙酰磺胺甲恶唑等中间产物。氨氧化细菌以共代谢作用降解 SMX 时中间产物为 4-硝基磺胺甲恶唑和去氨基磺胺甲恶唑。另外,在厌氧条件下降解 SMX 的硫化还原菌可以通过攻击异恶唑环的方式来降解 SMX。综上所述,SMX 降解过程中存在多种降解途径,SMX 降解菌的类型对降解途径存在直接影响。除降解菌的类型外,SMX 浓度也是影响降解途径的因素之一。

## 3 生物处理工艺去除磺胺甲恶唑的进展

### 3.1 传统工艺对 SMX 的去除

目前,传统污水处理工艺对 SMX 的去除效率有

限。Joss 等<sup>[19]</sup>的研究中分别监测了 CASS 工艺和 MBR 工艺进出水中 SMX 的含量,处理前后的 SMX 含量无明显变化,但是 SMX 常见的转化产物 4-氨基苯磺酰胺的去除率较高,在 60%~90% 之间。该研究还证明了 SMX 的去除与反应器结构、污泥龄、系统温度无关。另一项研究发现,经过 WWTPs 处理后 SMX 的浓度有所增加,研究者认为这可能是因为在处理过程中 SMX 的代谢产物重新转化成 SMX,导致传统工艺对 SMX 的处理效率较低,但是研究中并没有监测代谢产物所以无法证实该结论。在 WWTPs 处理 SMX 的过程中,微生物群落结构发生变化,但缺乏微生物降解 SMX 的机理研究。Rosal 等<sup>[20]</sup>的研究调查了污水处理厂对城市污水中 70 多种 PPCPs 的处理情况,结果表明 SMX 以及其他 14 种药物的去除率低于 20%。

WWTPs 对 SMX 的处理效率不同,300 ng/L 的 SMX 经 A<sup>2</sup>O 处理后的浓度为 81.9 ng/L,去除效率为 72.7%。但在其他研究中 A<sup>2</sup>O 工艺处理 SMX 的效率却很低<sup>[21]</sup>,这说明在 WWTPs 中 SMX 的去除效率受很多因素的影响,比如进水成分组成、微生物种类等。现有研究表明 WWTPs 不能有效去除 SMX,需要利用新型工艺提高对 SMX 等痕量污染物的去除效果。

### 3.2 人工湿地对 SMX 的去除效能研究进展

人工湿地作为一项污水处理工艺已有 40 多年的发展历史,在去除常规污染物的同时对重金属、难降解有机物、油脂类污染物也有较高的去除率。有研究认为生物降解是 SMX 在垂直流湿地中的主要降解方式。Sochacki 等<sup>[22]</sup>利用垂直流湿地处理浓度为 0.5 mg/L 的 SMX 和双氯芬酸,SMX 的去除率高达 90% 以上。通过鉴定人工湿地中 SMX 的转化产物证明了 SMX 降解过程中发生了多种反应,包括(多重)羟基化、去甲基化、脱氨基、与谷胱甘肽和 *n*-乙酰化结合。SMX 进入系统后微生物群落中优势菌群发生了明显变化。研究发现植物可以加速羟基化的 SMX 转化成其他产物。SMX 在人工湿地系统中可被快速去除,1 h 后的去除率可达 99.7% 以上。当系统中 SMX 的浓度在 0~1 000 μg/L 范围内逐渐提高时,有无植被存在的系统中微生物活性均呈现出下降的趋势<sup>[23]</sup>。目前,人工湿地对难降解有机物以及重金属的降解途径尚不明确,应更加关注降解过程中人工湿地系统中微生物群落结构的变

化,从微观角度解释其降解机理。

### 3.3 新型工艺对 SMX 的去除

国内外学者的早期研究主要集中于 SMX 对好氧颗粒污泥的理化性质与污染物去除效能的影响情况,考察 SMX 对好氧颗粒污泥的短期、长期影响以及恢复过程。Zhao 等<sup>[24]</sup>利用好氧颗粒污泥膜反应器(GMBR)工艺降解包含 SMX 在内的 5 种抗生素。利用 MBR 反应器培养好氧颗粒污泥,确定反应器中已形成稳定的颗粒污泥之后向进水中加入浓度为 50  $\mu\text{g/L}$  的 SMX。研究结果表明,好氧颗粒污泥对浓度为 50  $\mu\text{g/L}$  的 SMX 的去除率为 78.5%,加入的抗生素会对好氧颗粒污泥处理常规污染物的效能产生影响,但随着反应器的继续运行,常规污染物的去除效率会逐渐恢复。以好氧颗粒污泥序批式反应器(GSBR)工艺为基础利用好氧颗粒污泥降解 SMX 等抗生素,反应器稳定运行后向反应器系统中加入适量甲醇作为碳源,可以使 SMX 的去除率稳定在 60% 以上。实验室规模的反应器进水中通常以葡萄糖或乙酸钠作为碳源,甲醇作为污水中有机物的另一种碳源,对系统中有机质的浓度有很大的影响,可能是保持去除率稳定在较高水平的原因之一<sup>[25]</sup>。Alvarino 等<sup>[26]</sup>探究了 MBR 工艺对 SMX 的去除效果。通过在 MBR 工艺前增加厌氧预处理装置,提升 MBR 工艺对 SMX 的处理效率,相对于单一 MBR 工艺,这种结合技术可以去除更多的 SMX,并且 COD 的去除效率也获得提升。以医院排放的实际污水为进水,利用中试规模的 MBR 反应器对其进行处理。由于实际排放污水的成分复杂,各种抗生素含量波动较大导致 MBR 工艺对 SMX 的去除效率波动较大,但最终的平均去除率维持在较高水平,约为 79%<sup>[27]</sup>。Vo 等<sup>[28]</sup>也研究了 MBR 工艺与其他工艺相结合时对抗生素的去除情况。Sponge-MBR 工艺与臭氧氧化工艺相结合用于处理 SMX 及其他六种医院排放污水中常见的抗生素,其中对 SMX 的去除率为 66.1%,而对其他抗生素的去除率均在 80% 以上。

近年来研究者们开始关注 SMX 降解过程中的微生物变化情况。Zhao 等<sup>[29]</sup>发现在 GMBR 运行过程中,能够降解抗生素的微生物会逐渐积累,成为系统中的优势菌群。利用高通量测序技术,监测好氧颗粒污泥处理系统中的微生物群落变化情况,发现耐抗生素微生物如 *Firmicutes* sp.、*Aeromonas* sp. 和

*Nitospira* sp. 在含抗生素污水的处理中起着关键作用。Kang 等<sup>[30]</sup>以 SBR 反应器为基础,利用好氧颗粒污泥和活性污泥分别处理 2  $\mu\text{g/L}$  的 SMX,监测了好氧颗粒污泥和悬浮污泥系统中微生物群落以及污泥性能的变化情况。尽管 2  $\mu\text{g/L}$  的 SMX 对悬浮污泥和好氧颗粒污泥的常规污染物去除能力没有明显影响,但悬浮污泥和颗粒污泥中的群落结构上存在着显著差异。通过分析新型工艺降解 SMX 的情况(如表 1 所示),发现新型工艺的运行利于 SMX 的去除,去除率在 60% ~ 79.8% 之间。

表 1 新型工艺对 SMX 处理情况

Tab. 1 Treatment of SMX by new sewage treatment process

反应器类型	底物浓度/ ( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	去除率/%	去除机理	对颗粒污泥有无影响
GMBR	50	78.5	生物降解	有
GMBR/GSBR	50	79.8	生物降解	有
GSBR	50	>60	生物降解	有
GMBR	50 ~ 55	79.8	生物降解	有
GSBR	2	73 ~ 84	生物降解	无

SMX 进入好氧颗粒污泥系统后,通常会影响到颗粒性质及其对常规污染物的降解能力。此外,好氧颗粒污泥系统中存在可降解 SMX 的菌群,但菌群对 SMX 的降解途径及其代谢产物的相关研究不够深入,仍然需要从微观方面更深入地研究其降解机理。

## 4 展望

磺胺甲恶唑作为环境中难降解有机污染物受到广泛关注,研究高效降解水环境中的磺胺甲恶唑处理方法是环境科学与工程领域的热点。尽管当前微生物降解磺胺甲恶唑的研究众多,但仍存在以下问题亟需解决:

① 由于传统工艺处理含有 SMX 的污水存在降解不彻底、周期长等弊端,导致 SMX 降解效率较低,而新型好氧颗粒污泥工艺可有效改善工艺弊端,并维持较高的 SMX 去除效率。因此,构建能够有效降解 SMX 的混菌体系,强化好氧颗粒污泥系统,在保留好氧颗粒污泥处理污水的优势基础上,提高对 SMX 的降解效率是未来处理水环境中 SMX 的有效方法之一。

② 结合实际污水处理过程中可能存在的不同水质情况,探究不同环境因素对 SMX 降解效率的影响将是未来该领域的主要研究内容。

③ 随着生物技术的不断发展,基因工程菌的应用为 SMX 的微生物处理提供了有效的技术手段。

针对目前SMX可能存在的降解途径,深度挖掘SMX的微生物降解机理,结合基因工程技术进一步研究有效、彻底的处理方法。

#### 参考文献:

- [1] Karkman A, Do T T, Walsh F, *et al.* Antibiotic-resistance genes in waste water[J]. *Trends Microbiol*, 2018, 26(3): 220 – 228.
- [2] Zhang Y, Xu J, Zhong Z, *et al.* Degradation of sulfonamides antibiotics in lake water and sediment[J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2013, 20(4): 2372 – 2380.
- [3] Li S, Shi W, Liu W, *et al.* A duodecennial national synthesis of antibiotics in China's major rivers and seas (2005 – 2016) [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 615: 906 – 917.
- [4] Gauthier H, Yargeau V, Cooper D G. Biodegradation of pharmaceuticals by *Rhodococcus rhodochrous* and *Aspergillus niger* by co-metabolism [J]. *Sci Total Environ*, 2010, 408(7): 1701 – 1706.
- [5] Reis P J M, Reis A C, Ricken B, *et al.* Biodegradation of sulfamethoxazole and other sulfonamides by *Achromobacter denitrificans* PR1 [J]. *J Hazard Mater*, 2014, 280: 741 – 749.
- [6] Nguyen P Y, Carvalho G, Reis A C, *et al.* Impact of biogenic substrates on sulfamethoxazole biodegradation kinetics by *Achromobacter denitrificans* strain PR1 [J]. *Biodegradation*, 2017, 28(2/3): 1 – 13.
- [7] Nguyen P Y, Carvalho G, Polesel F, *et al.* Bioaugmentation of activated sludge with *Achromobacter denitrificans* PR1 for enhancing the biotransformation of sulfamethoxazole and its human conjugates in real wastewater; Kinetic tests and modelling [J]. *Chem Eng J*, 2018, 352: 79 – 89.
- [8] Wang S, Hu Y, Wang J. Biodegradation of typical pharmaceutical compounds by a novel strain *Acinetobacter* sp. [J]. *J Environ Manage*, 2018, 217: 240 – 246.
- [9] Larcher S, Yargeau V. Biodegradation of sulfamethoxazole by individual and mixed bacteria [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2011, 91(1): 211 – 218.
- [10] Bouju H, Ricken B, Beffa T, *et al.* Isolation of bacterial strains capable of sulfamethoxazole mineralization from an acclimated membrane bioreactor [J]. *Appl Environ Microb*, 2012, 78(1): 277 – 279.
- [11] Vasiliadou I A, Molina R, Martínez F, *et al.* Biological removal of pharmaceutical and personal care products by a mixed microbial culture: Sorption, desorption and biodegradation [J]. *Biochem Eng J*, 2013, 81: 108 – 119.
- [12] Suarez S, Lema J M, Omil F. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions [J]. *Water Res*, 2010, 44(10): 3214 – 3224.
- [13] Margot J, Lochmatter S, Barry D A, *et al.* Role of ammonia-oxidizing bacteria in micropollutant removal from wastewater with aerobic granular sludge [J]. *Water Sci Technol*, 2016, 73(3): 564 – 575.
- [14] Kassotaki E, Buttiglieri G, Ferrando-Climent L, *et al.* Enhanced sulfamethoxazole degradation through ammonia oxidizing bacteria co-metabolism and fate of transformation products [J]. *Water Res*, 2016, 94: 111 – 119.
- [15] Xu Y, Yuan Z, Ni B J. Biotransformation of pharmaceuticals by ammonia oxidizing bacteria in wastewater treatment processes [J]. *Sci Total Environ*, 2016, 566/567: 796 – 805.
- [16] Jia Y, Khanal S K, Zhang H, *et al.* Sulfamethoxazole degradation in anaerobic sulfate-reducing bacteria sludge system [J]. *Water Res*, 2017, 119: 12 – 20.
- [17] Yang C W, Tsai L L, Chang B V. Anaerobic degradation of sulfamethoxazole in mangrove sediments [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 643: 1446 – 1455.
- [18] Martins M, Sanches S, Pereira I A C. Anaerobic biodegradation of pharmaceutical compounds: New insights into the pharmaceutical-degrading bacteria [J]. *J Hazard Mater*, 2018, 357: 289 – 297.
- [19] Joss A, Zabczynski S, Göbel A, *et al.* Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme [J]. *Water Res*, 2006, 40(8): 1686 – 1696.
- [20] Rosal R, Rodriguez A, Perdigon-Melon J A, *et al.* Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation [J]. *Water Res*, 2010, 44(2): 578 – 588.
- [21] Rivera-Jaimes J A, Postigo C, Melgoza-Aleman R M, *et al.* Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 613/614: 1263 – 1274.
- [22] Sochacki A, Nowrotek M, Felis E, *et al.* The effect of loading frequency and plants on the degradation of sulfamethoxazole and diclofenac in vertical-flow

- constructed wetlands [J]. *Ecol Eng*, 2018, 122: 187 – 196.
- [23] Button M, Cosway K, Sui J, *et al.* Impacts and fate of triclosan and sulfamethoxazole in intensified recirculating vertical flow constructed wetlands [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 649: 1017 – 1028.
- [24] Zhao X, Chen Z L, Wang X C, *et al.* PPCPs removal by aerobic granular sludge membrane bioreactor [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2014, 98(23): 9843 – 9848.
- [25] Zhao X, Chen Z, Wang X, *et al.* Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 179: 104 – 112.
- [26] Alvarino T, Suarez S, Garrido M, *et al.* A UASB reactor coupled to a hybrid aerobic MBR as innovative plant configuration to enhance the removal of organic micropollutants [J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 452 – 458.
- [27] Hamon P, Moulin P, Ercolei L, *et al.* Oncological ward wastewater treatment by membrane bioreactor: Acclimation feasibility and pharmaceuticals removal performances [J]. *J Water Process Eng*, 2018, 21: 9 – 26.
- [28] Vo T K, Bui X T, Chen S S, *et al.* Hospital wastewater treatment by sponge membrane bioreactor coupled with ozonation process [J]. *Chemosphere*, 2019, 230: 377 – 383.
- [29] Zhao X, Wang X C, Chen Z L, *et al.* Microbial community structure and pharmaceuticals and personal care products removal in a membrane bioreactor seeded with aerobic granular sludge [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2015, 99(1): 425 – 433.
- [30] Kang A J, Brown A K, Wong C S, *et al.* Variation in bacterial community structure of aerobic granular and suspended activated sludge in the presence of the antibiotic sulfamethoxazole [J]. *Bioresour Technol*, 2018, 261: 322 – 328.



作者简介: 崔迪(1984 - ), 女, 黑龙江哈尔滨人, 工学博士, 助理研究员, 主要研究方向为环境生物技术。

E-mail: jscz\_dd@hotmail.com

收稿日期: 2019 - 06 - 13

像保护眼睛一样保护生态环境,  
像对待生命一样对待生态环境