



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201909017

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

卢欣欣, 王怡, 黄瑞雪. MBBR 一体式耦合短程硝化-厌氧氨氧化处理污泥水[J]. 环境工程学报, 2020, 14(7): 1827-1833.

LU Xinxin, WANG Yi, HUANG Ruixue. Reject water treatment by MBBR coupled with integrated partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(7): 1827-1833.

MBBR 一体式耦合短程硝化-厌氧氨氧化处理污泥水

卢欣欣^{1,2}, 王怡^{1,2,*}, 黄瑞雪^{1,2}

1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055

2. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710055

第一作者: 卢欣欣(1994—), 女, 硕士研究生。研究方向: 污水处理与资源化。E-mail: 2330390854@qq.com

*通信作者: 王怡(1971—), 女, 博士, 教授。研究方向: 污水处理与污泥资源化利用。E-mail: wangyi1003@sina.com

摘要 采用移动床生物膜反应器(MBBR)处理已回收磷后的实际污泥水,在进水平均氨氮浓度为 $167.51\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、HRT为22.24 h、DO为 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和温度为 $24\sim 26\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的条件下实现了一体式短程硝化-厌氧氨氧化过程的耦合,对氨氮和总无机氮的最大去除率可达96%和79.7%。但是,一体式反应器受DO浓度影响较大,维持稳定的DO浓度对于系统的氮去除非常重要。荧光原位杂交(FISH)及高通量测序结果表明,MBBR的生物膜及活性污泥中*Nitrosomonas*菌分别占总菌数的10.46%和21.46%,厌氧氨氧化菌的优势菌种*Candidatus Kuenenia*在生物膜和活性污泥中分别占总菌数的4.13%和0.71%。因此,MBBR中活性污泥主要完成亚硝化,生物膜主要完成厌氧氨氧化,常温条件下,两者在一个反应体系中共同完成了对污泥水中氮的高效自养脱除。以上结果表明了一体式反应器处理实际污泥水的可行性,可为该工艺在实际工程中的应用提供参考。

关键词 移动床生物膜反应器; 污泥水; 自养脱氮; 厌氧氨氧化

随着我国污水处理能力和处理率的迅速增长,作为污水衍生品的污泥产量也逐年增加,预计到2020年,我国污泥年产量将达到 $6\times 10^7\sim 9\times 10^7\text{ t}^{[1]}$ 。污泥在经过浓缩、消化、脱水过程时会产生大量污泥水,其水质特点为氮磷浓度高、C/N比较低,且其中的大部分碳较难降解。目前,污泥水通过回流到污水处理厂的前端,与市政污水混合处理,增加了系统的氮磷负荷,容易导致出水氮磷不达标排放^[2-4]。因此,将污泥水进行单独处理,可保障主工艺流程的稳定性和达标率,对污水处理厂的运行管理具有重要意义。

然而,污泥水单独处理工艺在目前的污水处理厂中应用较少,主要因为采用单独处理工艺在保证处理效率的前提下,其运行操作较为复杂或其能耗较高^[5]。污泥水中的磷一般可通过沉淀或结晶去除,研究相对成熟^[6],而污泥水中氮的低耗高效脱除一直是单独处理工艺研究开发的重点。污泥水中的氮主要为氨氮,从节能角度考虑,短程硝化-厌氧氨氧化(PN/A)工艺在污泥水处理中的研究应用较多。目前,大多研究通过分段式实现PN/A工艺对高氨氮废水的处理,即在2个独立的反应器中先经过短程硝化、后经厌氧氨氧化过程去除废水中的氮,但分段式存在操作复杂且短程硝

收稿日期: 2019-09-04; 录用日期: 2019-12-11

基金项目: 陕西省自然科学基金基础研究重点项目(2016JZ019)

化系统不易于长期稳定控制等问题^[7-8]。因此,一体式PN/A对高氨氮废水的处理工艺受到了广泛的关注,相较于分段式,其具有工艺流程简单、占地面积小的优点^[9-10]。然而,近年来采用一体式PN/A处理污泥水的研究中大多采用模拟废水^[11-12],其对一体式短程硝化-厌氧氨氧化处理实际污泥水的工程应用借鉴性不高。

鉴于此,本研究以实际污泥水为对象,采用移动床生物膜反应器(moving bed biofilm reactor, MBBR)一体式耦合短程硝化与厌氧氨氧化来实现污泥水的生物脱氮,探究了生物脱氮效果并通过微生物鉴定了解其脱氮机制,为实际污泥水中氮的去除提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行条件

实验系统流程如图1所示。主体部分为MBBR,总高为50 cm,有效体积为10 L。MBBR内部填充K1填料,其密度为 $0.95 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,填充率为50%,规格为直径10 mm×高10 mm。MBBR底部设石英砂曝气头,通过气泵曝气;底部同时设磁力搅拌器,系统完全混合器。MBBR前期接种污泥来自西安市第五污水处理厂二沉池,在开始实验前,MBBR已完成挂膜。沉淀池总有效体积为2.3 L,上部为圆柱形,底部为锥形。

实验在室温(24~26 ℃)下连续运行135 d,进水流量为 $0.45 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$,DO保持在 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.2 实验用水

实验采用西安市第五污水处理厂的污泥水,污泥水进入MBBR前已经过磷回收,进入MBBR的污泥水水质如下: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $155\sim 180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TN为 $173\sim 205 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 为 $8.5\sim 12.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、COD为 $109\sim 172 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、SS为 $65\sim 184 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。实验期间pH维持在8.45~8.59。

1.3 采样与分析

进出水水样每4 d采集1次,其中pH采用雷磁pH计(PHS-3C)测量,温度采用温度计测量,DO采用HACH便携式多功能水质测定仪(HQ-30d)测定; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、SRP均采用XINMAO752N分光光度计测量;SCOD采用重铬酸钾法测定;采用重量法测定悬浮固体(SS)和挥发性悬浮固体(VSS)。

在第2天和第67天时,分别采集活性污泥和生物膜样本,测定其氨氧化活性(AUR)、亚硝酸盐氧化活性(NUR)并观察其宏观形态;在第101天时,采集活性污泥和生物膜样本测定其厌氧氨氧化活性(SAA)并观察其宏观形态。活性污泥和生物膜AUR、NUR、SAA测定时依据文献中的方法^[13-14]测定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度和MLVSS浓度,并据此计算对应的AOB、NOB及Anammox菌活性。活性污泥和生物膜的宏观形态采用尼康相机采集。

在进行微生物的荧光原位杂交(FISH)及高通量测序分析时,在第128天,分别采集活性污泥和生物膜样本。通过FISH观察污泥和生物膜中AAOB菌的空间分布,用激光扫描共聚焦显微镜(Leica TCS SP8)来观察成像,本实验所用探针:总细菌采用Eub338mix(为Eub338, Eub338 II及Eub338 III三者等体积混合),总厌氧氨氧化菌采用Amx368,最常见的厌氧氨氧化菌种*Candidatus Kueningenia*和*Candidatus Brocadia*采用Amx820。

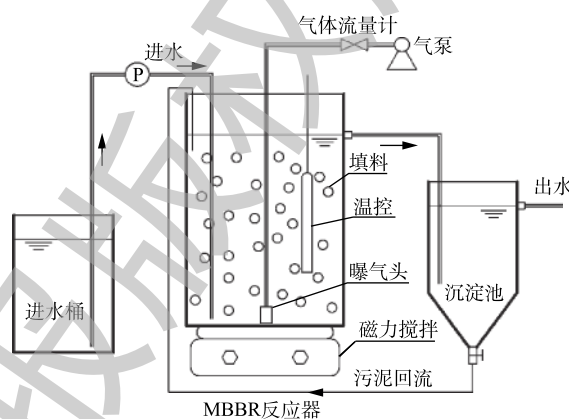


图1 实验系统流程图

Fig. 1 Schematic diagram of reactor system

利用 Illumina MiSeq 平台对 MBBR 内的活性污泥和生物膜进行高通量分析测定, 具体测定步骤如下。利用 OMEGA 试剂盒 (Life, USA) 提取土壤中的总 DNA, 利用琼脂糖凝胶电泳检验 DNA 的完整性。利用 Qubit 2.0 DNA 检测试剂盒 (Life, USA) 对基因组 DNA 精确定量, 以确定 PCR 反应过程中应加入的 DNA 量。利用 341F/805R 引物进行 PCR 扩增, 341F 引物: 5'-CCCTACACGACGC TCTTCCGATCTG-3'; 805R 引物: 5'-GACTGGAGTTCCTTGGCACCCGAGAATTCCA-3'。

2 结果与讨论

2.1 MBBR 的运行性能

实验考察了 MBBR 中氮的去除及 DO 的影响。MBBR 的运行性能如图 2 所示。由图 2 可知, 在整个运行过程中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均进水浓度为 $167.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在第 0~71 天, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随时间的延长逐渐降低, 在第 71 天, 降低至 $7.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由于曝气泵故障, 之后的几天反应器内的 DO 浓度有所降低, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在第 75 天时升高至 $41.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在曝气泵故障排除后, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度逐步降低, 在第 91 天, 降低至 $15.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 恢复期为 16 d。类似的情况又造成 MBBR 内 DO 浓度降低, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高至 $48.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 排除故障后, 经过 20 d 的恢复, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低至 $7.66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 并保持稳定运行状态。此外, MBBR 运行 40 d 后, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度有一定的波动, 这可能归因于 DO 的波动。40 d 后, 出水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度有所增加, 这可能归因于反应器中发生的厌氧氨氧化或硝化, 而整个过程未出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的大量积累。

由图 2 亦可知, MBBR 对氨氮和总无机氮的最大去除率可分别达到 96% 和 79.7%。DO 的降低可直接导致氮去除率的锐减, 而 DO 的恢复并不能立即恢复氮的去除。因此, 一体式反应器受 DO 浓度的影响较大, 维持稳定的 DO 浓度对于系统的氮去除非常重要。

图 3 反映了整个实验过程中生成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比率 ($\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$) 的变化情况。由图 3 可知, 反应器从开始运行至第 40 天, $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 从 0.77 逐步降低到 0.1 附近, 之后, $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 一直稳定在 0.11 附近。已有研究^[15]表明, 进水氨氮中约 65% 在部分硝化-厌氧氨氧化工艺中首先被 AOB 氧化成亚硝氮, 然后剩余的氨氮和生成的亚硝氮通过厌氧氨氧化转化成 N_2 , 如果进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 仅通过部分硝化-厌氧氨氧化过程进行生物转化, 则 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之比趋于 0.11; 如果发生 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的完全氧化, 则该比率为 1.00。因此, 本研究表明, MBBR 中维持了典型的典型部分硝化-厌氧氨氧化过程。

2.2 MBBR 内活性污泥及生物膜的研究

MBBR 内活性污泥和填料上生物膜的宏观照片如图 4 所示。图 4(a) 为 MBBR 运行第 101 天的填料照片, 此时填料内表面附着了棕

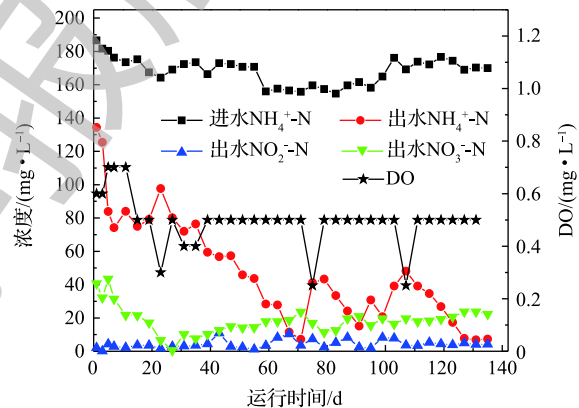


图 2 MBBR 中 DO 浓度变化及进出水氮浓度变化

Fig. 2 Changes of DO concentration in MBBR and nitrogen concentration in influent and effluent

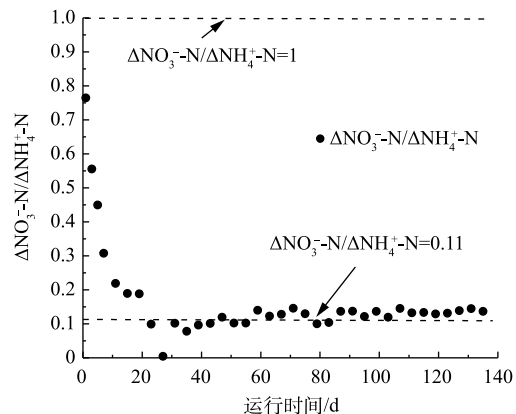


图 3 整个运行期间生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值

Fig. 3 Ratio of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (produced) to $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (removed) throughout the operation period

褐色、凹凸不平的生物膜。图4(b)为MBBR运行第101天的活性污泥照片,此时的活性污泥呈现絮状,颜色为淡褐色。因此,MBBR中生物膜和活性污泥呈现出不同的宏观特征。

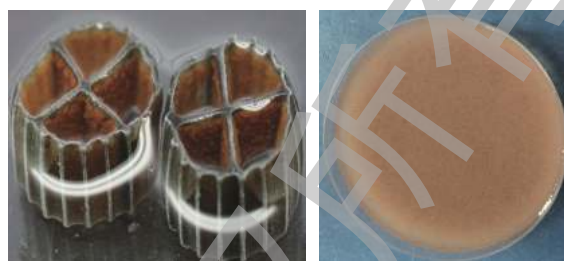
在MBBR运行2、67和101 d时,分别测定MBBR内活性污泥和生物膜的AUR、NUR和SAA,结果如表1所示。由表1可知,在运行过程中,活性污泥中的AOB菌活性强且增加较快,而NOB菌在活性污泥中活性较低,且在生物膜中的NOB菌活性有一定程度的下降,这有利于在MBBR中较好地完成部分硝化,为后续厌氧氨氧化提供合适的基质。此外,厌氧氨氧化菌存在于活性污泥和生物膜中,且在生物膜中的活性更高。总之,在整个运行过程中,微生物活性的变化有利于在MBBR中较好地完成部分硝化-厌氧氨氧化。

2.3 MBBR内活性污泥和生物膜的FISH分析

通过FISH观察污泥和生物膜中AAOB菌的空间分布,结果如图5所示。实验分别对样品中的总细菌、总厌氧氨氧化菌及最常见的厌氧氨氧化菌种(*Candidatus Kuenenia*和*Candidatus Brocadia*)进行了荧光染色,其荧光标识色分别为红、绿、蓝。3种颜色的叠加色为白色,白色即为总菌中最常见的厌氧氨氧化菌种(*Candidatus Kuenenia*和*Candidatus Brocadia*)。图5(a)为活性污泥中的菌种分布。由图5(a)可知,活性污泥中存在厌氧氨氧化菌,大部分菌体成团聚集,也有少部分分散在活性污泥中,图5(a)中显示的粉白色即为厌氧氨氧化菌种(*Candidatus Kuenenia*或*Candidatus Brocadia*)。图5(b)为生物膜中的菌种分布。由图5(b)可知,白色团状菌体在生物膜上大量聚集,图5(a)中显示的青白色即为厌氧氨氧化菌种(*Candidatus Kuenenia*或*Candidatus Brocadia*)。

2.4 MBBR内活性污泥和生物膜的高通量测序分析

图6给出了MBBR中活性污泥及生物膜的高通量测序分析结果。由图6可知,各菌种在活性污泥和生物膜中所占的比例各不相同,但其菌种的类型较为相似。测定结果显示,本实验的功能菌之一的氨氧化菌*Nitrosomonas*,在活性污泥中占比达到了21.46%,而在生物膜中占比只有10.46%,这与CHAO等^[16]的研究结果相似。因此,氨氧化菌*Nitrosomonas*在活性污泥中明显富集,其功能主要为部分硝化,这可能归因于氧气在活性污泥中的传质阻力小于生物膜^[17]。此外,MBBR中的主要厌氧氨氧化菌为*Candidatus Kuenenia*和*Candidatus Brocadia*,两者分别占生物膜中总菌的4.13%和0.4%,占活性污泥中总菌的0.71%和0.04%,这与GILBERT等^[18]发现生物膜上的厌氧氨氧化菌的丰度高于活性污泥的结果相一致。由此可见,生物膜具有较强的富集厌氧氨氧化



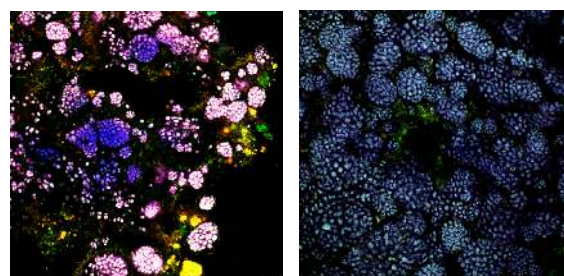
(a) 填料上生物膜宏观照片 (b) 活性污泥宏观照片

图4 MBBR内活性污泥和填料上生物膜的宏观对比
Fig. 4 Macroscopic photographs of activated sludge and biofilm on filler in MBBR

表1 MBBR内活性污泥和生物膜的AUR、NUR及SAA

Table 1 AUR、NUR and SAA of biofilm and activated sludge in MBBR

运行时间/d	活性污泥/mg·(g·h) ⁻¹			生物膜/mg·(g·h) ⁻¹		
	AUR	NUR	SAA	AUR	NUR	SAA
2	12.82	1.55	—	6.43	10.24	—
67	37.00	3.34	—	4.61	1.30	—
101	—	—	5.50	—	—	22.96



(a) 活性污泥 (b) 生物膜

图5 MBBR中活性污泥及生物膜的FISH图

Fig. 5 FISH images of activated sludge and biofilm in MBBR

菌的作用。此外,样品中还检测出亚硝酸盐氧化菌 *Nitrospira*,其含量在生物膜及活性污泥微生物中仅分别占 0.05% 和 0.15%。

综上所述,MBBR 中活性污泥和生物膜中虽然均存在亚硝化菌和厌氧氨氧化菌,但 2 类菌在其中的富集程度并不相同,活性污泥主要发挥着亚硝化作用,生物膜主要发挥着厌氧氨氧化作用,这也与前述的活性测定结果一致。

3 结论

1) 以实际污泥水为研究对象,24~26 °C 下在 MBBR 中实现了短程硝化-厌氧氨氧化一体式耦合,在氮负荷为 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时,对 TN 的去除率达到 79.7%,但其受反应器中 DO 浓度影响较大。因此,实现稳定的短程硝化-厌氧氨氧化过程的耦合,关键是要保持稳定的 DO 浓度。

2) 微生物的活性测定及菌种鉴定结果表明,氨氧化菌 *Nitrosomonas* 在活性污泥中富集,厌氧氨氧化菌 *Candidatus Kuenenia* 在生物膜上富集。相应地,MBBR 中的活性污泥主要完成短程硝化,而生物膜主要完成厌氧氨氧化。因此,为控制短程硝化-厌氧氨氧化合理匹配,可以通过控制活性污泥的生物量来实现。

3) MBBR 在常温条件下通过短程硝化-厌氧氨氧化过程的耦合实现了对污泥水中氮的有效脱除,这表明 MBBR 在短程硝化-厌氧氨氧化耦合方面具有巨大的潜力。

参考文献

- [1] 邱敬贤,刘君,黄安涛. 市政污泥资源化利用研究[J]. *中国环保产业*, 2019, 41(1): 56-61.
- [2] PODSTAWCZYK D, WITEK-KROWIAK A, DAWIEC-LIŚNIEWSKA A, et al. Removal of ammonium and orthophosphates from reject water generated during dewatering of digested sewage sludge in municipal wastewater treatment plant using adsorption and membrane contactor system[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 161: 277-287.
- [3] 周家中,吴迪,韩文杰,等. 基于MBBR的CANON工艺处理消化液中试启动[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(6): 2378-2386.
- [4] HU D L, ZHOU Z, NIU T H, et al. Co-treatment of reject water from sludge dewatering and supernatant from sludge lime stabilization process for nutrient removal: A cost-effective approach[J]. *Separation and Purification Technology*, 2017, 172: 357-365.
- [5] 裘湛,周振,胡大龙. 污水处理厂污泥水处理技术研究进展[J]. *给水排水*, 2018, 54(5): 127-131.
- [6] 周振,胡大龙,乔卫敏,等. 聚合氯化铝去除污泥水中磷的工艺优化[J]. *环境科学*, 2014, 35(6): 2249-2255.
- [7] DOSTA J, VILA J, SANCHO I, et al. Two-step partial nitritation/Anammox process in granulation reactors: Start-up operation

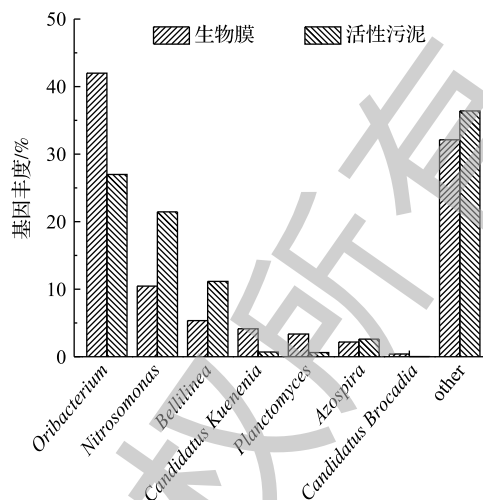


图 6 MBBR 中生物膜及活性污泥的宏基因组微生物分类测序基因丰度图

Fig. 6 Macro-genomic microbial classification and sequencing gene abundance map of biofilm and activated sludge in MBBR

- and microbial characterization[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 164: 196-205.
- [8] SUN H W, BAI Y, PENG Y Z, et al. Achieving nitrogen removal via nitrite pathway from urban landfill leachate using the synergetic inhibition of free ammonia and free nitrous acid on nitrifying bacteria activity[J]. *Water Science & Technology*, 2013, 68(9): 2035-2041.
- [9] LIU T, MA B, CHEN X M, et al. Evaluation of mainstream nitrogen removal by simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a granule-based reactor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 327: 973-981.
- [10] JIN P F, LI B K, MU D Y, et al. High-efficient nitrogen removal from municipal wastewater via two-stage nitrification/anammox process: Long-term stability assessment and mechanism analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 271: 150-158.
- [11] 胡石, 甘一萍, 张树军, 等. 一体化全程自养脱氮(CANON)工艺的效能及污泥特性[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(1): 111-117.
- [12] 李冬, 何永平, 张肖静, 等. MBR系统CANON工艺的快速启动及微生物种群特征[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(11): 2788-2795.
- [13] LI X L, ZHANG J, ZHANG X Y, et al. Start-up and nitrogen removal performance of CANON and SNAD processes in a pilot-scale oxidation ditch reactor[J]. *Process Biochemistry*, 2019, 84: 134-142.
- [14] KOWALSKI M S, DEVLIN T, DI BIASE A, et al. Accelerated start-up of a partial nitrification-anammox moving bed biofilm reactor[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2019, 145: 83-89.
- [15] QIAO S, TIAN T, DUAN X M, et al. Novel single-stage autotrophic nitrogen removal via co-immobilizing partial nitrifying and anammox biomass[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 230: 19-26.
- [16] CHAO Y Q, MAO Y P, YU K, et al. Novel nitrifiers and comammox in a full-scale hybrid biofilm and activated sludge reactor revealed by metagenomic approach[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(18): 8225-8237.
- [17] ZHOU X H, ZHANG M K, YU T, et al. Oxygen profiles in biofilms undergoing endogenous respiration[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 220: 452-458.
- [18] GILBERT E M, AGRAWAL S, SCHWARTZ T, et al. Comparing different reactor configurations for partial nitrification/Anammox at low temperatures[J]. *Water Research*, 2015, 81: 92-100.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Reject water treatment by MBBR coupled with integrated partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation

LU Xinxin^{1,2}, WANG Yi^{1,2,*}, HUANG Ruixue^{1,2}

1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China

2. Key Laboratory of Northwest Water Resources, Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an 710055, China

*Corresponding author, E-mail: wangyi1003@sina.com

Abstract A moving bed biofilm reactor (MBBR) was used to treat the reject water in which phosphorus was recovered in this study. The integrated partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation (PNAAO) process was successfully coupled with MBBR under the room temperature of 24~26 °C, HRT of 22.24 h, DO of 0.5 mg·L⁻¹, and the average influent ammonia nitrogen (NH₄⁺-N) concentration of 167.51 mg·L⁻¹. The maximum removal rates of NH₄⁺-N and total inorganic nitrogen could reach 96% and 79.7%, respectively. However, DO concentration had a great effect on the operation of the integrated reactor. So, it is very important to maintain a stable DO concentration for nitrogen removal by the system. The results of fluorescence in situ hybridization (FISH) and high-throughput sequencing confirmed that *Nitrosomonas* in biofilm and activated sludge of MBBR accounted for 10.46% and 21.46% of the total bacteria, respectively. In addition, *Candidatus Kuenenia* was the dominant species of AAOB (anammox bacterium) in both biofilm and activated sludge, which accounted for 4.13% and 0.71% of the total bacteria, respectively. Therefore, partial nitrification was mainly accomplished by activated sludge, while anaerobic ammonia oxidation was primarily accomplished by biofilm in MBBR. Therefore, the coupled process of partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation in a MBBR could achieve an efficient autotrophic nitrogen removal under room temperature. This research shows the feasibility of the treatment of real reject water by the coupled reactor, and provides an important basis on the application of the process in practical engineering.

Keywords moving bed biofilm reactor; reject water; autotrophic nitrogen removal; anaerobic ammonium oxidation