环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2019

Vol.40 No.3

第40卷 第3期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第3期
2019年3月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第3期 2019年3月
Vol. 40, No. 3 Mar., 2019

IEM-UF 同步分离反硝化系统脱氮特性及种群结构分析

刘子奇[1], 张岩[1*], 马翔山[2], 张博康[1], 曹孟京[1], 陈昌明[1]
(1. 北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124; 2. 北京市市政工程设计研究总院有限公司, 北京 100082)

摘要: 针对传统脱氮工艺处理低 C/N 污水存在的问题, 本研究提出 IEM-UF 同步分离反硝化系统. 考察了三阶段各反应器对系统 COD 去除与脱氮性能影响, 同时应用宏全基因组技术分析了各反应器功能微生物种群结构特征. 结果表明,系统在电流强度 0.2A 时分离器氨氮富集率平均达到 116.1%, 最高可达 170%; 系统进水 C/N 为 2.80 稳定运行时, 系统 COD 及 TN 平均去除率分别可以达到 90% 和 50% 以上. TN 去除率最高达到 65.4%. 宏全基因组测序表明, 在硝化反应器中硝化螺旋菌属(*Nitrospira*)和亚硝化单胞菌属(*Nitrosomonas*)所占比例分别为 12.23% 和 2.31%; 在反硝化反应器中脱氯单胞菌属(*Dechloromonas*)、陶厄氏菌属(*Thauera*)和 *Azospira* 所占比例分别为 4.57%、1.76% 和 1.03%, 远大于其他菌属所占比例, 保证了系统中 COD、NH_4^+-N、NO_x^--N 较高的去除率; 同时铁自养反硝化菌的存在提高了系统的反硝化效率.

关键词: 离子交换膜; 超滤膜; 生物脱氮; 低 C/N 废水; 宏全基因组测序
中图分类号: X172 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)03-1419-07 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201808051

Nitrogen Removal Characteristics and Analysis of Microbial Community Structure in an IEM-UF Simultaneous Separation and Denitrification System

LIU Zi-qi[1], ZHANG Yan[1*], MA Xiang-shan[2], ZHANG Bo-kang[1], CAO Meng-jing[1], CHEN Chang-ming[1]
(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Beijing General Municipal Engineering Design and Research Institute Co., Ltd., Beijing 100082, China)

Abstract: A system that combines an ion exchange membrane and ultrafiltration membrane (IEM-UF) to form a simultaneous separation and denitrification system was proposed for domestic sewage with a low carbon/nitrogen ratio. The removal of nitrogen and COD in the system was studied under a three phase operating condition. The characteristics of the microbial community in each reactor were analyzed using metagenomics. The results show that, the average rate of ammonia nitrogen enrichment in the separator reached above 116.1% when the current intensity was 0.2 A. When the system was at C/N 2.80 and operating well, the average removal rates of COD and TN reached above 90% and 50%, respectively. The maximum removal rate of TN was above 65.4%. The results of metagenomics showed a genus of phylum Nitrospirae (*Nitrospira*) and a genus of phylum Proteobacteria (*Nitrosomonas*), with the proportions of 12.23% and 2.31%, respectively. In the denitrifying reactor, *Dechloromonas*, *Thauera*, and *Azospira* were detected in the proportions 4.57%, 1.76%, and 1.03%, respectively. These proportions were far larger than those of other bacteria in this reactor. Meanwhile, the presence of iron autotrophic denitrifying bacteria increased the denitrification efficiency of the system.

Key words: ion exchange membrane; ultrafiltration membrane; biological nitrogen removal; low C/N ratio wastewater; metagenomics

传统生物脱氮工艺在处理低 C/N 污水时, 微生物对 C/N 的需求存在矛盾. 在硝化反应过程中, 有机物的存在使硝化细菌在与异养微生物的竞争作用中处于劣势, 从而影响硝化反应的速度[1]; 而在反硝化过程中, 反硝化菌则需要充足的有机物作为氢供体完成反硝化脱氮作用[2]. 所以传统生物脱氮工艺处理低 C/N 废水时常需要外加碳源以提高 C/N 比值从而达到反硝化效果[3]. 因此如何简易高效地处理低 C/N 生活污水是传统生物脱氮工艺处理污水时面临的难题. 针对传统脱氮工艺处理低 C/N 污水碳源不足及硝化菌硝化效率不高等问题, 本实验室开发了新型浸没式 IEM-UF (ionexchange membrane-ultrafiltration membrane)组合膜耦合硝化反硝化脱氮系统, 通过膜组件的选择透过性将 NH_4^+-N与有机物进行有效分离, 富集的NH_4^+-N与分离的有机物分别进入硝化反应器、反硝化反应器进行反应. 这样既可避免硝化反应器中自养菌与异养菌的竞争作用而且改善了反硝化反应器中碳源不足的问题[4]. 但该系统运行中也存在一些问题: 为提高膜组件的NH_4^+-N富集效果, 分离器中增加电极电场以加速NH_4^+-N离子转移[5], 但电场同时电解消耗了部分有机物, 导致系统反硝化效果欠佳.

本研究针对上述问题, 将反硝化反应置于分离器内形成同步分离反硝化系统, 使其具备富集 NH_4^+-N、分离有机物的同时进行反硝化脱氮. 这样不仅可以充分利用分离出的有机物, 减少电解消

收稿日期: 2018-08-06; **修订日期**: 2018-09-15
基金项目: 国家自然科学基金项目(51478015)
作者简介: 刘子奇(1993~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理与资源化利用, E-mail: jeremyliuziqi@sina.com
* 通信作者, E-mail: yzhang@bjut.edu.cn

耗，而且可利用铁电极电解的部分二价铁进行自养生物反硝化反应[5]，进一步提高脱氮效果. 本研究主要考察了 IEM-UF 同步分离反硝化系统不同工况下氨氮富集、硝化、同步分离反硝化脱氮及 COD 去除特性，并与原系统脱氮效果进行比较，优化整套系统.

1 材料与方法

1.1 实验水质

本实验采用人工配水，以淀粉作为碳源，人工配水组成如表 1 所示.

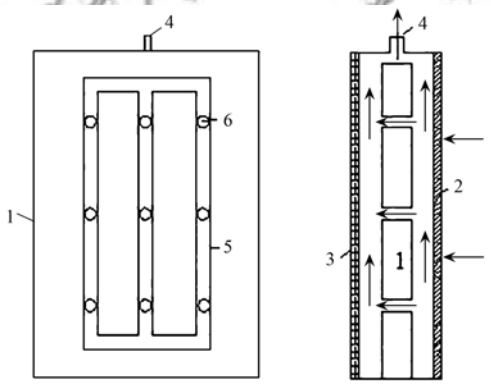
表 1 实验模拟废水成分及元素组成

Table 1 Components of the simulated wastewater

投加药剂	投加量/g·L^{-1}	投加药剂	投加量/g·L^{-1}
淀粉	0.152	COD	180
NH_4HCO_3	0.339	NH_4^+-N	60
KH_2PO_4	1.31	pH	7.8 ~ 8.5
$MgSO_4$	44.4		
$CaCl_2$	1.25		
$Na_2EDTA \cdot 2H_2O$	15.0		
$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	0.430		

1.2 IEM-UF 组合膜

新型 IEM-UF 组合膜是一种可浸没于液体中的平板式膜组件. 该膜组件由阳离子交换膜、多孔支撑板、超滤膜组成，基本尺寸为 320 mm × 220 mm × 5 mm，如图 1 所示.



1. 支撑板；2. 板式超滤膜；3. 阳离子交换膜；4. 膜组件出水口；5. 导流槽；6. 孔洞

图 1 膜组件示意

Fig. 1 Schematic diagram of the membrane component

1.3 同步分离反硝化反应器工作原理

同步分离反硝化反应器装置如图 2 所示. 分离器长 × 宽 × 高 = 40 cm × 20 cm × 60 cm，有效体积为 40 L，主要由直流电源、铁电极、IEM-UF 组合膜以及搅拌装置组成. IEM-UF 组合膜浸没在分离器内，阳极正对阳离子交换膜，阴极正对超滤膜. NH_4^+ 等一价阳离子在电场力的作用下透过阳离子交换膜进入膜组件内，形成高浓度的氨氮浓缩液，同时，大分子有机物被膜组件截留在分离器内，从而实现氨氮的富集和有机物的分离. 同时同步分离反硝化反应器内接种有反硝化污泥进行反硝化反应.

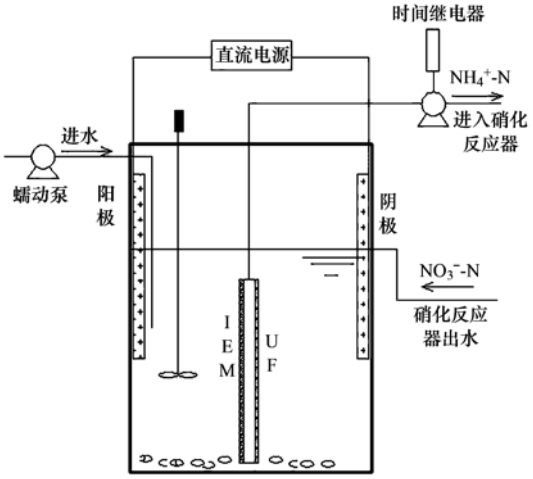


图 2 同步分离反硝化反应器装置

Fig. 2 Schematic diagram of the simultaneous separation and denitrification

1.4 实验装置及运行

IEM-UF 同步分离反硝化系统装置如图 3 所示，主要包括同步分离反硝化反应器、硝化反应器. 原水经蠕动泵进入同步分离反硝化反应器进行氨氮富集和有机物截留. 富集的氨氮浓缩液经蠕动泵进入硝化反应器中进行硝化. 硝化反应器出水经蠕动泵返回同步分离反硝化反应器中进行反硝化脱氮和有机物的去除. 二沉池污泥经污泥回流泵回流至同步分离反硝化反应器中.

1.5 实验条件

本实验运行包括 3 个阶段，各阶段运行工况如表 2 所示. 同步分离反硝化反应器运行条件采用实验室已有研究[6]. 实验过程定期排泥，控制污泥浓度为(3 000 ± 200) mg·L^{-1}.

1.6 分析方法

1.6.1 常规指标检测

COD 采用快速测定仪测定，NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N、TN、MLSS 采用标准方法测定[7]，pH 值、DO 值、温度采用 HACH 多功能仪测定.

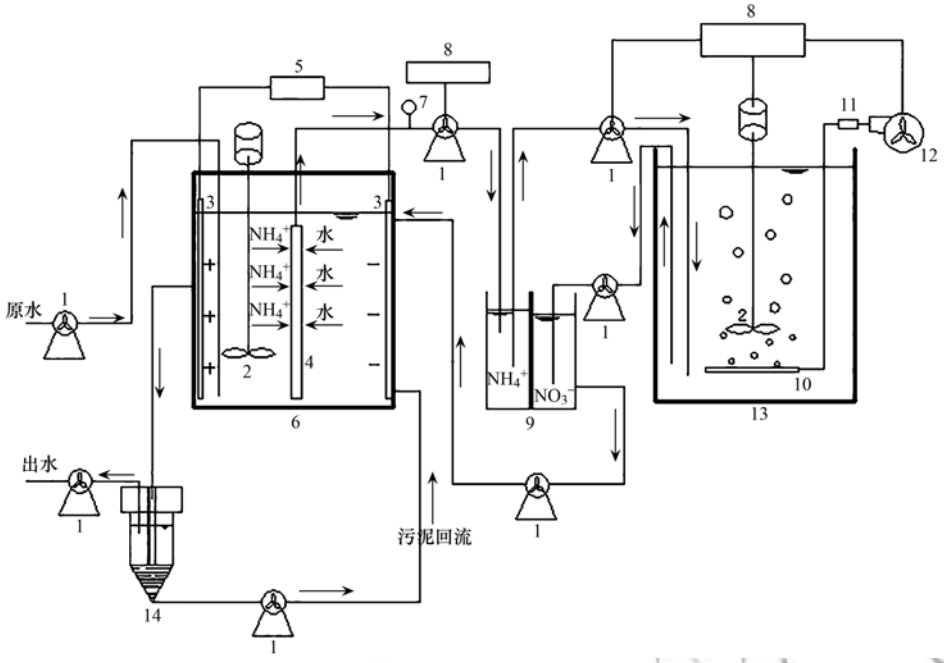
氨氮富集率计算如式(1)：

$$氨氮富集率(\gamma) = \frac{(N_2 - N_1)}{N_1} \times 100\% \quad (1)$$

式中，N_1 为分离器中 NH_4^+-N 浓度(mg·L^{-1})；N_2 为膜组件出水 NH_4^+-N 浓度(mg·L^{-1}).

1.6.2 微生物结构分析

宏全基因组微生物多样性分析分别从硝化、同



1. 蠕动泵；2. 搅拌器；3. 电极；4. 膜组件；5. 电源；6. 同步分离反硝化反应器；7. 压力表；8. 时间继电器；9. 收集水箱；10. 曝气装置；11. 气体流量计；12. 气泵；13. 硝化反应器；14. 二沉池

图 3　本实验装置示意

Fig. 3　Schematic diagram of the test equipment

表 2　实验运行工况

Table 2　Operating conditions of the reactor

系统反应器	项目	阶段 Ⅰ (1～20 d)	Ⅱ (21～45 d)	Ⅲ (46～113 d)
同步分离反硝化反应器	电流强度/A	0.15	0.2	0.2
	膜出水抽停比(min∶min)	8∶5	8∶5	8∶5
	膜后出水流量/mL·min^{-1}	4.8	4.8	4.8
	运行周期/h	6	6	8
	温度/℃	30±1	32±1	35±1
	DO/mg·L^{-1}	0.2～0.5	0.2～0.5	0.2～0.5
	pH 值	7.8～8.5	7.8～8.5	7.8～8.5
	ORP/mV	−200	−200	−200
	有效容积/L	40	40	40
硝化反应器	运行周期/h	4	6	6
	温度/℃	30±1	30±1	30±1
	DO/mg·L^{-1}	1.5	1.5	1.5
	曝气时间/h	4.5	4.5	6.5
	有效容积/L	2.5	2.5	2.5

步分离反硝化反应器整个运行周期的最后 1 d 即第 113 d 采集活性污泥样品，分别编号为 A_X(硝化活性污泥)、B_F(反硝化活性污泥)．由生工生物(中国,上海)进行测序.

2　结果与讨论

2.1　同步分离反硝化反应器氨氮富集特性

分离器进出水NH_4^+-N浓度及氨氮富集率变化情况如图 4 所示．第一阶段氨氮富集率变化较大，先升高，后下降，平均值为 124.2%，由于此时电流强度为 0.15A，膜组件未被污泥堵塞，NH_4^+ 能够在电场力的推动下进入膜组件，因此刚开始 1～10 d 富集率逐渐升高，最高达到 170.8%．第 10 d 之后，氨氮富集率呈持续下降趋势．分析原因：由于膜污染，单位时间通过膜的 NH_4^+ 离子数量逐渐减小所致．因此在第二、三阶段定期清洗膜组件以保证膜组件的氨氮富集性与透水性．第二阶段氨氮富集率平均值为 124.2%、最高为 170%，其中第 20 d～30 d，氨氮富集率由均值 100% 提升到 145%，这是由于第二阶段将分离器内电流强度调整为 0.2A，

NH_4^+ 的迁移速度随电流强度增大而加快[8]，此时电迁移传质占主导地位，单位时间进入膜组件的 NH_4^+ 增加，氨氮富集率升高；第三阶段氨氮富集率达到稳定，平均值为 116.1%、最高为 169.1%，分离器中膜出水 NH_4^+-N浓度和分离器内 NH_4^+-N浓度均较第一、二阶段降低，其中分离器内 NH_4^+-N浓度平均值为 17.9 mg·L^{-1}. 分析认为可能是由于随着反应器的长期稳定运行，其中部分反硝化菌在此工况下能够转化为厌氧氨氧化菌，在厌氧条件下，以 NH_4^+ 为电子供体，NO_2^- 或 NO_3^- 为电子受体，直接将部分 NH_4^+-N转换为 N_2[9]，此外，分离器中微生物的增长繁殖也会发生一部分同化作用，部分氨氮被微生物吸收利用来维持细菌的代谢繁殖，导致出水 NH_4^+-N浓度较低.

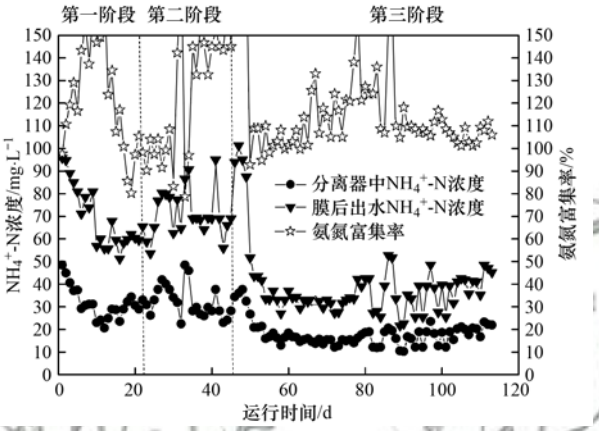


图 4 同步分离反硝化反应器中氨氮富集率随时间变化

Fig. 4 Variation of ammonia nitrogen enrichment with time in the separator

2.2 硝化反应器 NH_4^+-N去除特性

硝化反应器中接种污泥取自实验室稳定运行的 SBR 硝化反应器，反应器接种后污泥浓度为3 200 mg·L^{-1}. 硝化反应器中进出水 NH_4^+-N浓度及其去除率变化如图 5 所示.

硝化反应第一阶段，硝化效率较低，主要是由

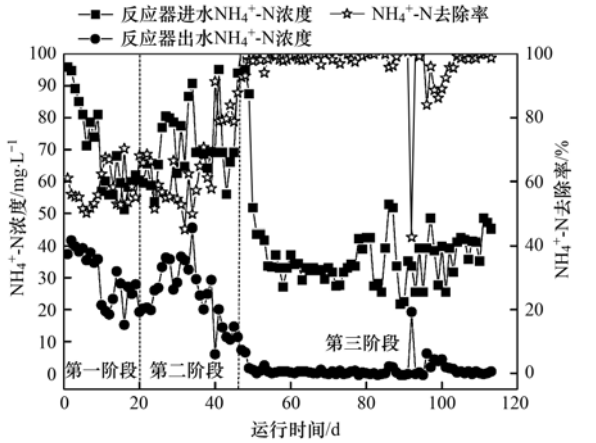


图 5 硝化反应器中 NH_4^+-N去除情况

Fig. 5 Removal of ammonia nitrogen in the nitrification reactor

硝化污泥刚刚接种，需要一定的时间来适应水质达到较高的细菌浓度及活性[10]. 此阶段 NH_4^+-N出水浓度平均值为 29.88 mg·L^{-1}、平均去除率为 57.8%.

第二阶段，调整硝化反应器的运行周期至 6 h，反应器中 AOB(氨氧化菌)菌种含量开始增加，在反应周期内可将 NH_4^+-N氧化，出水 NH_4^+-N浓度逐步降低，此阶段 NH_4^+-N 出水浓度平均值为 25.15 mg·L^{-1}、NH_4^+-N平均去除率为 64.5%. 由于此阶段分离器氨氮富集效果不稳定，导致硝化反应器进水 NH_4^+-N浓度波动较大，因此氨氮去除效果不稳定.

第三阶段开始增加曝气时间，延长为 6.5 h，出水 NH_4^+-N浓度较一、二阶段大幅降低，平均值为 1.61 mg·L^{-1}，平均 NH_4^+-N 去除率为 97.1%，NH_4^+-N去除效果达到稳定.

硝化反应器三阶段均可有效去除 NH_4^+-N，且第三阶段 NH_4^+-N去除效果稳定，出水基本不含 NH_4^+-N与 NO_2^--N，因此在同步分离反硝化的系统中膜组件的富集对良好的硝化反应起到了非常重要的作用.

2.3 同步分离反硝化反应器 NO_x^--N 及 COD 去除特性

同步分离反硝化反应器中污泥取自前一阶段稳定运行的 IEM-UF 组合膜耦合硝化反硝化系统中反硝化反应器的污泥，接种后污泥的 MLSS 为2 800 mg·L^{-1}. 同步分离反硝化反应器 NO_x^--N、COD 浓度变化、去除效果如图 6 和图 7 所示.

由图 6 看出，第一阶段刚接种活性污泥后，硝氮去除率出现与传统反硝化过程不同趋势：先升高后下降的过程. NO_x^--N 去除率平均值为21.9%. 分析原因可能为同步分离反硝化反应器中的接种污泥为稳定运行的反硝化反应器的污泥，反硝化细菌初期在电流的刺激下更加高效快速地在 COD 与 NO_x^--N之间传递电子完成氧化还原反应，细菌逐渐适应电场环境后，细胞内外传递电子的速率降低造成硝氮去除率短期下降. 之后反硝化细菌的数量开始逐渐繁殖增多，硝氮去除率恢复逐渐升高.

第二阶段进水硝氮浓度不变，将温度和电流强度分别调整为 32℃、0.2A. 硝氮去除率逐渐升高并趋于稳定，出水中硝氮已明显减少，硝氮去除率最高可达 80%. 45 d 后反硝化细菌能够长期在适宜电流强度、低 DO、中高温、适宜 pH，以及高硝氮浓度下运行，已基本完成了对硝酸盐氮的去除.

第三阶段将温度调为 35℃，硝氮去除率有一个快速的跃升并趋于稳定，NO_x^--N 去除率平均值为 81.2%. 分析原因：随着运行条件下的驯养，反硝

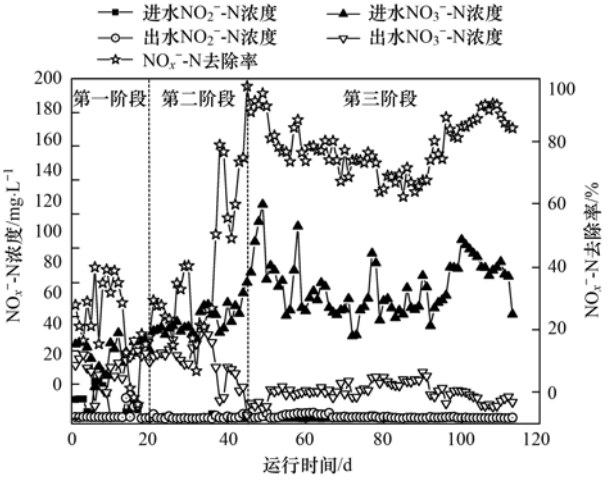


图 6　同步分离反硝化反应器 NO_x^--N 去除效果

Fig. 6　Removal of NO_x^--N in the separator

化反应器内异养反硝化微生物及二价铁自养反硝化微生物均得到了驯化，反硝化效果趋于稳定. 在保证反硝化稳定运行的同时，保持反应器 pH 在 7.8 左右，以期反硝化反应器中产生的部分二价铁自养反硝化菌可以加快繁殖[11,12]，使反硝化反应器有更高的去除率.

分析图 7 看出，第一、二阶段 COD 平均去除率分别为 65.1%、62.6%. 第三阶段随着反硝化反应器的稳定运行及温度的提高，出水 COD 浓度平均值为 19.2 mg·L^{-1}. COD 平均去除率达到 80.6%. 3 个阶段出水 COD 浓度均能达到文献[13]的一级 A 标准中 COD 要求(50 mg·L^{-1}).

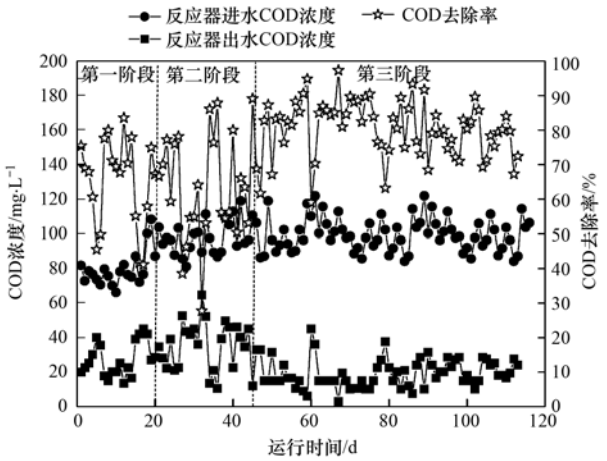


图 7　同步分离反硝化反应器 COD 去除效果

Fig. 7　Removal of COD in the separator

2.4　IEM-UF 组合膜同步分离反硝化系统脱氮及 COD 去除特性

分析图 8 知，经计算，系统运行期间平均进水 C/N 为 2.80，属于典型低 C/N 污水[14]；第一阶段，系统进水 TN 平均浓度为 52.68 mg·L^{-1}，TN 去除率仅为 21.2%. 系统出水成分主要为 NH_4^+-N 和 NO_3^--N，浓度变化幅度较大，分析原因是由于初期分离器氨氮富集率较低，分离器中还留有 NH_4^+-N 未被富集，在分离器中缺氧条件下 NH_4^+-N 未被氧化所致.

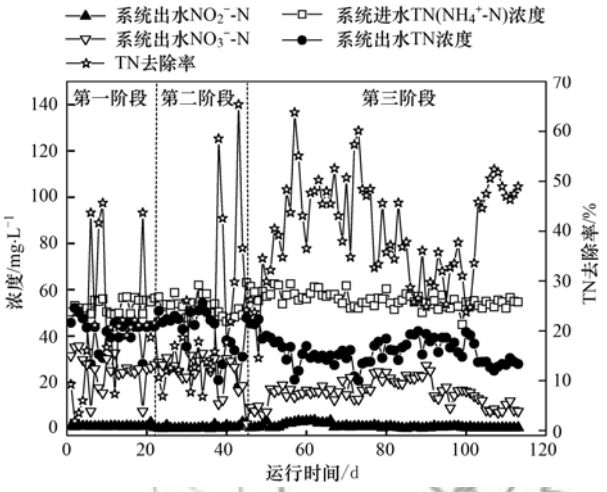


图 8　IEM-UF 脱氮系统氨氮、NO_x^--N、TN 去除效果

Fig. 8　Removal of NH_4^+-N, NO_x^--N, and TN in the system

第二阶段，系统进水 TN 浓度平均值为 53.35 mg·L^{-1}，TN 去除率随运行时间的增加逐渐升高，后期最高达到 65.4%，系统出水中 NH_4^+-N 浓度及 NO_3^--N 浓度均呈现逐渐下降趋势.

第三阶段，系统进水 TN 浓度平均值为 55.7 mg·L^{-1}，TN 平均去除率为 44.5%，最高去除率为 63.8%. TN 去除率提高是由于第三阶段分离器氨氮富集性能稳定且硝化过程曝气时间由 4.5 h 调整至 6.5 h，DO 浓度增加至 2.0，由此提高了硝化效果，同时反硝化反应器经过长期运行性能达到最佳，且在其中还发生了部分二价铁的自养反硝化，NO_x^--N 去除率达到 80% 以上，此时整个系统在第三阶段实现稳定高效脱氮. 出水 NH_4^+-N 浓度大幅减小，出水中主要为 NO_3^--N.

由图 9 可以看出，系统各阶段 COD 均能得到有效去除. 3 个阶段 COD 去除率平均值分别为 77.1%、77.6% 和 88.2%. 可以稳定高效地去除 COD.

2.5　IEM-UF 组合膜同步分离反硝化系统微生物群落分析

宏全基因组测序在属分类水平下检测到两反应器中分别有2 192个细菌属. 本研究发现在属水平上具有硝化与反硝化脱氮作用的相关菌属如表 3 所示.

由表 3 可知，硝化污泥样品中属水平上共检测到了两种 AOB 细菌 *Nitrosomonas*（2.31%）、*Nitrosospira*（0.35%）和一种 NOB 细菌 *Nitrospira*

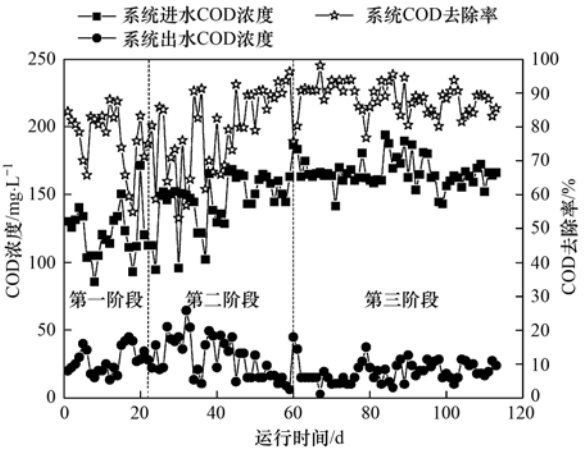


图 9 系统 COD 去除率效果

Fig. 9 Removal of COD in the system

表 3 属分类水平下部分菌属统计

Table 3 Statistics of some microorganisms at the genus level

菌属	A_X 样品/%	菌属	B_F 样品/%
Nitrospira_genus	12.23	*Dechloromonas*	4.57
Gemmata	6.16	*Thermomonas*	2.66
Nitrosomonas	2.31	*Acidovorax*;	2.43
Planctomyces	1.05	*Thauera*	1.76
Nitrosospira	0.35	*Azospira*	1.03
		Planctomyces	0.9
		Pseudomonas	0.59

(12.23%). 这些菌属的存在是保证硝化反应器稳定高效去除氨氮的根本[15]; 另外出芽菌属(*Gemmata*)和浮霉状菌属(*Planctomyces*)也被检出, 这些菌属均能够对硝化过程起到一定帮助[16].

反硝化污泥 样品中属水平上检测到脱氯单胞菌属 *Dechloromonas*(4.57%)、陶厄氏菌属 *Thauera*(1.76%)、*Azospira*(1.03%). 有研究表明 *Dechloromonas* 可以利用有机物提供电子将 NO_3^- 还原成 N_2[17]; *Thauera* 为革兰氏阴性细菌, 具有异养反硝化脱氮功能[18]; *Azospira* 可作为电子受体还原硝酸盐[19]. 这些菌属的存在使得反硝化作用顺利进行且能够在电流条件下生存, 是整个系统稳定脱氮和良好去除 COD 的关键.

此外, 反硝化污泥样品中同时检测到硝酸盐型厌氧铁氧化菌系统发育树中的几种菌属[20], 包括 *Dechloromonas*、*Thermomonas*(热单胞菌属)、*Acidovorax*(食酸菌属)和 *Azospira* 等. 证明反硝化反应器中同时发生了硝酸盐型厌氧铁氧化(nitrate-dependent anaerobic ferrous/iron oxidation, NAFO)过程[21], 这从微生物菌属角度证实了同步分离反硝化反应器中发生了部分二价铁的自养反硝化, 提升了硝酸盐去除率.

国内外关于低 C/N 废水脱氮研究中 C/N 在 5~8 之间时, TN 去除率一般较高[22, 23]; 当 C/N 减小到 4 以下时, TN 去除率下降明显[24]. 本实验在 C/N 为 2.80 时, 总氮去除率可达到 65.4%, COD 去除率达 86.98%. 有着良好的脱氮效果与去除 COD 效果, 具有一定的应用推广价值.

3 结论

(1)新型浸没式组合膜 IEM-UF 与硝化反应器耦合, 分离器氨氮富集率一直较高, 平均富集率达 119.5% 以上, 其中在第三阶段电流强度为 0.2A 时, 氨氮富集率最为稳定, 组合膜的分离避免了硝化反应器异养菌的竞争, 使得硝化反应器稳定高效运行, 稳定运行期间氨氮去除率达 97.1%.

(2)反硝化污泥放入 IEM-UF 组合膜分离器内培养形成同步分离反硝化系统, 稳定运行期间, NO_x^--N 和 COD 平均去除率分别为 81.2%, 76.8%. 同步分离反硝化反应器充分利用有机物, 反硝化效果良好; 且部分二价铁的自养反硝化反应提升了反硝化效率.

(3)新型同步分离反硝化系统在各反应器稳定运行期间可实现低 C/N 废水中 COD、NH_4^+-N的有效去除. COD 平均去除率为 88.2%、TN 去除率最高为 65.4%.

(4)宏全基因组测序检测在硝化污泥样品中与硝化过程相关的菌种所占比例为 22.10%, 在反硝化污泥样品中参与反硝化过程的菌种比例为 13.94%, 这些微生物的存在也证明了反硝化反应器与带电分离器的结合可以更加稳定高效脱氮与 COD 去除, 此外二价铁自养反硝化菌种的存在也说明了同步分离反硝化反应器中发生了部分二价铁的自养反硝化作用.

参考文献:

[1] Komorowska-Kaufman M, Majcherek H, Klaczyński E. Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater[J]. Process Biochemistry, 2006, **41**(5): 1015-1021.

[2] 李瑾, 柴立元, 向仁军, 等. 厌氧? 好氧活性污泥法(A/O)-体化装置处理生活污水的中试研究[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2011, **42**(10): 2935-2940.
Li J, Chai L Y, Xiang L J, *et al*. Pilot-scale test on domestic waste water treatment using integrative A/O (anaerobic-aerobic sludge) equipment[J]. Journal of Central South University (Science and Technology), 2011, **42**(10): 2935-2940.

[3] 邢金良, 张岩, 陈昌明, 等. CEM-UF 组合膜-硝化/反硝化系统处理低 C/N 废水及种群结构分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1342-1349.
Xing J L, Zhang Y, Chen C M, *et al*. Analysis of low C/N wastewater treatment and structure by the CEM-UF combined membrane-nitrification/denitrification system[J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1342-1349.

[4] 张岩, 陈敬, 王修平, 等. 新型淹没式组合膜的氨氮富集性

能[J]. 环境工程学报, 2016, **10**(7): 3391-3395.
Zhang Y, Chen J, Wang X P, *et al*. Ammonia nitrogen enrichment with new submerged composite membrane [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, **10**(7): 3391-3395.

[5] Wang R, Zheng P, Zhang M, *et al*. Bioaugmentation of nitrate-dependent anaerobic ferrous oxidation by heterotrophic denitrifying sludge addition: A promising way for promotion of chemoautotrophic denitrification [J]. Bioresource Technology, 2015, **197**: 410-415.

[6] 张岩, 马翔山, 郭威, 等. 新型 IEM-UF 耦合短程硝化反硝化系统脱氮特性[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(2): 542-550.
Zhang Y, Ma X S, Guo W, *et al*. Study on the nitrogen removal performance of new IEM-UF with shortcut nitrification denitrification system[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(2): 542-550.

[7] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1997.

[8] 陈日耀, 陈震, 耿亚敏, 等. 阴阳离子双隔膜三室电解槽电渗析处理垃圾渗滤液[J]. 应用化学, 2009, **26**(11): 1336-1340.
Chen R Y, Chen Z, Geng Y M, *et al*. Treatment of landfill leachates by electrodialysis in three-chamber cell divided by two membranes[J]. Chinese Journal of Applied Chemistry, 2009, **26**(11): 1336-1340.

[9] Van Dongen U, Jetten M S M, Van Loosdrecht M C M. The SHARON? -Anammox? process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. Water Science and Technology, 2001, **44**(1): 153-160.

[10] Rosenberger S, Krüger U, Witzig R, *et al*. Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water[J]. Water Research, 2002, **36**(2): 413-420.

[11] 张宁博, 李祥, 黄勇. pH 值对零价铁自养反硝化过程的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 5208-5214.
Zhang N F, Li X, Huang Y. Effect of pH value on autotrophic denitrification process of zero valent iron substrate [J]. Environmental Science, 2017, **38**(12): 5208-5214.

[12] Kiskira K, Papirio S, Van Hullebusch E D, *et al*. Fe(Ⅱ)-mediated autotrophic denitrification: a new bioprocess for iron bioprecipitation/biorecovery and simultaneous treatment of nitrate-containing wastewaters[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, **119**: 631-648.

[13] GB 8978-1996, 污水综合排放标准[S].

[14] 赵骥, 王晓霞, 李夕耀, 等. DO 浓度对 EBPR 耦合 SND 处理低 C/N 污水的影响[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(1): 120-128.
Zhao J, Wang X X, Li X Y, *et al*. Effect of DO concentration on the combination of EBPR and SND for low C/N sewage treatment [J]. China Environmental Science, 2018, **38**(1): 120-128.

[15] 杨宏, 胡银龙. 硝化细菌的培养及包埋固定化中试[J]. 环境科学, 2018, **39**(6): 2763-2769.
Yang H, HU Y L. Nitrifying bacteria culture in entrapment immobilization[J]. Environmental Science, 2018, **39**(6): 2763-2769.

[16] Utåker J B, Nes I F. A qualitative evaluation of the published oligonucleotides specific for the 16S rRNA gene sequences of the ammonia-oxidizing bacteria [J]. Systematic and Applied Microbiology, 1998, **21**(1): 72-88.

[17] Coates D J, Chakraborty R, Lack J G, *et al*. Anaerobic benzene oxidation coupled to nitrate reduction in pure culture by two strains of *Dechloromonas*[J]. Nature, 2001, **411**(6841): 1039-1043.

[18] 孟婷, 杨宏. 高效反硝化细菌的快速培养及群落结构多样性分析[J]. 环境科学, 2017, **38**(9): 3816-3822.
Meng T, Yang H. Rapid culture, microbial community structure, and diversity of high-efficiency denitrifying bacteria [J]. Environmental Science, 2017, **38**(9): 3816-3822.

[19] Zhou H X, Li X K, Chu Z R, *et al*. Effect of temperature downshifts on a bench-scale hybrid A/O system: process performance and microbial community dynamics [J]. Chemosphere, 2016, **153**: 500-507.

[20] 常玉梅, 杨琦, 郝春博, 等. 城市污水厂活性污泥强化自养反硝化菌研究[J]. 环境科学, 2011, **32**(4): 1210-1216.
Chang Y M, Yang Q, Hao C B, *et al*. Experimental study of autotrophic denitrification bacteria through bioaugmentation of activated sludge from municipal wastewater plant [J]. Environmental Science, 2011, **32**(4): 1210-1216.

[21] 王茹, 郑平, 张萌, 等. 硝酸盐型厌氧铁氧化菌的种类、分布和特性[J]. 微生物学通报, 2015, **42**(12): 2448-2456.
Wang R, Zheng P, Zhang M, *et al*. Nitrate-dependentanaerobic ferrous/iron oxidation microorganism: review on its species, distribution and characteristics[J]. Microbiology China, 2015, **42**(12): 2448-2456.

[22] 易艳红, 李小江, 孙红松, 等. 新型 SBBR 工艺处理低 C/N 值生活污水的研究[J]. 中国给水排水, 2011, **27**(3): 12-15.
Yi Y H, Li X J, Sun H S, *et al*. New type SBBR process for treating domestic sewage with low C/N ratio[J]. China Water & Wastewater, 2011, **27**(3): 12-15.

[23] 吴昌永, 彭永臻, 彭轶. A^2O 工艺处理低 C/N 比生活污水的试验研究[J]. 化工学报, 2008, **59**(12): 3126-3131.
Wu C Y, Peng Y Z, Peng Y. Biological nutrient removal in A^2O process when treating low C/N ratio domestic wastewater[J]. Journal of Chemical Industry and Engineering, 2008, **59**(12): 3126-3131.

[24] 曾薇, 李磊, 杨莹莹, 等. A^2O 工艺处理生活污水短程硝化反硝化的研究[J]. 中国环境科学, 2010, **30**(5): 625-632.
Zeng W, Li L, Yang Y Y, *et al*. Short-cut nitrification and denitrification in A^2O process treating domestic wastewater[J]. China Environmental Science, 2010, **30**(5): 625-632.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 3
Environmental Science (monthly) Mar. 15, 2019

CONTENTS