

周律, 李哿, SHIN Hang-sik, 等. 2012. 生物膜复合系统脱氮除磷的特征及微生物群落结构分析[J]. 环境科学学报, 32(6):1312-1318

Zhou L, Li G, Shin Hang-Sik, et al. 2012. Characteristics of nitrogen and phosphorus removal and microbial community structure in hybrid biofilm system [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(6):1312-1318

生物膜复合系统脱氮除磷的特征及微生物群落结构分析

周律^{1,*}, 李哿^{1,2}, SHIN Hang-sik³, 邢丽贞², 方国锋¹, 姜丽丽¹, 李涛¹

1. 清华大学 环境学院, 北京 100084

2. 山东建筑大学 市政与环境工程学院, 济南 250101

3. 韩国高等科学技术研究院 土木与环境工程系, 韩国 大田 305-701

收稿日期: 2011-07-25 修回日期: 2011-09-02 录用日期: 2011-09-14

摘要: 试验研究了序批式生物膜复合系统在不同有机负荷下氮磷等营养物质的去除特性。结果表明, 复合系统在 COD 负荷为 $0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 MLSS 计) 时能够很好解决脱氮除磷的泥龄矛盾, TP、TN、 NH_4^+ -N 去除率分别能达到 96%、89% 和 96%, 高于对照组的 SBR 工艺。复合系统中, 悬浮污泥对硝化起主要作用, 悬浮态污泥和生物膜的硝化平均贡献比为 1.66; 附着态生物膜对反硝化和除磷起主要作用, 生物膜和悬浮态污泥的反硝化贡献比为 2.19, 释磷贡献比为 3.5, 摄磷贡献比为 3.76。利用 PCR-DGGE 技术发现, 复合系统中存在丰富的脱氮功能菌和除磷功能菌, 且悬浮态与附着态微生物的相似性仅为 73%, 区别较大, 说明两者存在一定的分工协作, 与反应器的处理特性相一致。

关键词: 生物膜复合系统; 脱氮除磷; PCR-DGGE; 微生物群落结构

文章编号: 0253-2468(2012)06-1312-07 中图分类号: X703 文献标识码: A

Characteristics of nitrogen and phosphorus removal and microbial community structure in hybrid biofilm system

ZHOU Lü^{1,*}, LI Ge^{1,2}, SHIN Hang-sik³, XING Lizhen², FANG Guofeng¹, JIANG Lili¹, LI Tao¹

1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084

2. Department of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101

3. Department of Civil and Environmental Engineering, Korea Advanced Institute of Science and Technology, Daejeon 305-701, Korea

Received 25 July 2011; received in revised form 2 September 2011; accepted 14 September 2011

Abstract: Bench scale sequencing hybrid biofilm reactor (HBR), fed on synthetic wastewater, were used to study the characteristics of nitrogen and phosphorus removal with different sludge loads. It was found that under the condition of the sludge load at $0.35 \text{ kg}(\text{COD}_{\text{Cr}}) \cdot \text{kg}^{-1}(\text{MLSS}) \cdot \text{d}^{-1}$, the system had a good performance on nitrogen and phosphorus removal, and the total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and ammonia nitrogen (NH_4^+ -N) removal efficiency were 96%, 89% and 96%, respectively, all higher than the counterparts in the sequencing batch reactor (SBR) process. The suspended sludge contributed the main nitrification process with the contribution ratio of 1.66 to the biofilm. However, the biofilm influenced the denitrification and phosphorus degradation processes significantly. The contribution ratio from the biofilm to the suspended sludge on denitrification, phosphorus releasing and uptaking were 2.19, 3.50 and 3.76, respectively. The microbial community structures of the treatment reactor were monitored by PCR-amplified 16S rDNA and denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) analysis of the resultant PCR products. The profiles of DGGE showed that the HBR was rich in nitrogen and phosphorus removal functional bacteria and the correlation coefficient between the suspended and biofilm microbial community was only 73%. The results indicated the close relationships among different microbial communities in the HBR. The relationship between the structure of microbial community and its functions may be characterized with the variation analysis.

Keywords: hybrid biofilm reactor; nitrogen and phosphorus removal; PCR-DGGE; microbial community structures

基金项目: 国际科技合作重点项目“环境污染控制与质量改善的关键技术研究”(No. 2007DFC90170)

Supported by the Program of “Research on Key Technology of Environmental Pollution Control and Quality Improvement”(No. 2007DFC90170)

作者简介: 周律(1963—), 男, 副教授(博士), E-mail: zhoulu@tsinghua.edu.cn; * 通讯作者(责任作者)

Biography: ZHOU Lü(1963—), male, associate professor(Ph. D.), E-mail: zhoulu@tsinghua.edu.cn; * Corresponding author

1 引言(Introduction)

污水中氮磷排放超标会严重影响水体环境,甚至引起水体富营养化问题(Danalewich *et al.*, 1998).为了减少氮磷的影响,污水处理厂一般会采取多种脱氮除磷工艺,如SBR工艺(Casellas *et al.*, 1994)、A²O工艺(Gonzalez *et al.*, 2007)和生物膜复合工艺(Nicolella *et al.*, 2000)等.向活性污泥污水处理系统中投加填料形成生物膜复合系统,可以控制悬浮态活性污泥以较短泥龄运行,以附着态生物膜为载体富集生长缓慢的硝化菌,从而达到强化生物脱氮除磷的目的(Wang *et al.*, 2000).生物膜具有空间异质性,能够提供好氧和厌氧环境,而环境交替变化可强化生物除磷效果;生物膜能够保护生长缓慢的硝化细菌免于被冲刷,有利于硝化反应.研究表明,生物膜载体易于富集氨氧化细菌,同时可以提高50%的固体停留时间(SRT)(Jinwook *et al.*, 2007),如Lo(2008)也证明了生物膜复合系统的脱氮除磷效果优于传统活性污泥法.

在生物膜复合系统中,生物膜可以使附着态污泥的SRT最大化,同时实现相对较短的悬浮态污泥SRT,在一定程度上缓解传统工艺中硝化和除磷过程对污泥龄要求不同的矛盾.相关研究表明,生物膜复合系统中悬浮态污泥SRT宜控制在10~15 d(Su *et al.*, 1996).

复合系统中生物膜和悬浮污泥对脱氮除磷的贡献各不相同.Falkenstoft(2001)研究表明,生物膜中生物膜厚度会影响基质扩散,而扩散限制阻碍了生物除磷效果.Kumar和Chaudhari(2003)研究发现,SBR工艺和SBBR工艺都能够达到90%以上的硝化效果,然而,两者的总氮去除率却分别为48%和62%.You(2003)比较了活性污泥-生物转盘工艺和A²O工艺的脱氮效果,发现生物膜和悬浮污泥复合系统的硝化效果和比硝化速率均优于A²O工艺,在低污泥龄下生物转盘中的生物膜提高了系统硝化活性,对硝化起主要作用;同时,运用DGGE技术发现,复合系统中的生物膜增加了反应器中硝化细菌数量,从而强化了工艺的硝化作用.也有研究表明,复合系统中对硝化作用起主要贡献的是悬浮态污泥,悬浮态污泥的硝化速率是生物膜的6.4倍,而对反硝化作用起主要贡献的是生物膜,生物膜的反硝化速率是悬浮态污泥的4.1倍(Lo *et al.*, 2010).

目前,有关生物膜复合系统的研究大多集中于污水处理效果,对于复合系统中悬浮污泥和生物膜的脱氮除磷机理研究较少.因此,本文通过控制生物膜复合系统COD负荷,研究其对生物膜复合系统脱氮除磷的影响,分析悬浮污泥和生物膜对氮磷的去除贡献.同时,运用聚合酶链式反应-变性梯度凝胶电泳技术(PCR-DGGE)分析复合系统的运行效果与微生物种群的关系.

2 材料和方法(Material and methods)

2.1 试验装置及运行条件

试验中采用两套反应器,分别为生物膜复合反应器(Hybrid)和SBR反应器.反应器由有机玻璃制成,高500 mm,直径150 mm,有效体积7.85 L.生物膜复合反应器中海绵填料(1.0 cm×1.0 cm×1.0 cm)投配率为50.0%(填料堆积体积占曝气池有效体积的百分比).

两个反应器采用序批式模式运行,每天运行3个周期,每个周期运行480 min,其中,厌氧段120 min(包括进水5 min)、好氧段240 min、缺氧段60 min、沉淀45 min、排水15 min,反应器由可编程控制器(PLC)控制运行.

运行环境温度(22±2)℃,好氧段溶解氧浓度保持在(6±1)mg·L⁻¹,通过定期在好氧结束后排出悬浮态污泥控制污泥浓度,以COD负荷(N_s)分别为0.33、0.35、0.38 kg·kg⁻¹·d⁻¹(以MLSS计,下同)为3个试验工况.

2.2 接种污泥和试验用污水

接种污泥来自北京清河污水处理厂A²O工艺回流污泥,接种量5.6 L,MLSS为5.0 g·L⁻¹.采用人工合成污水,加入C₆H₁₂O₆、NH₄Cl和KH₂PO₄控制COD_{Cr}、TN、TP分别为800、50、8 mg·L⁻¹,并添加必要的微量元素(Astrid *et al.*, 1997; Linping *et al.*, 1998).

2.3 水质分析方法

COD_{Cr}、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、TN、TP、pH的分析方法依据相关文献(国家环保总局, 2002).污泥含磷量测定采用GB9837—1988抗坏血酸标准方法;硝化速率采用单位浓度污泥单位需氧时间内NO_x⁻-N浓度之差来表示(陈金声等, 1996),反硝化速率采用单位浓度污泥单位缺氧时间内NO₃⁻-N浓度的变化来表示(王社平等, 2008),释磷速率采用单位浓度污泥单位厌氧时间内TP浓度的变化来表

示,摄磷速率采用单位浓度污泥单位需氧时间内 TP 浓度的变化来表示(柴延丽等,2005).悬浮态污泥和生物膜反应速率的比值即为悬浮态污泥和生物膜对该反应的贡献比.

2.4 DNA 提取和 PCR 扩增

试验中共针对 12 个取自 SBR 反应器和 Hybrid 反应器运行过程中不同运行条件下的污泥样品进行分析,样品编号和来源见表 1.

表 1 污泥样品编号及来源

Table 1 Number and source of sludge samples

运行条件	样品编号	样品来源
正式运行前	O	污水厂接种污泥
(准备和启动)	S	驯化稳定后的 SBR 污泥
	H	驯化稳定后的 Hybrid 污泥
$N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	S ₅	SBR 污泥
	H ₅	Hybrid 悬浮污泥
	HB ₅	Hybrid 生物膜
$N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	S ₁₀	SBR 污泥
	H ₁₀	Hybrid 悬浮污泥
	HB ₁₀	Hybrid 生物膜
$N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	S ₂₀	SBR 污泥
	H ₂₀	Hybrid 悬浮污泥
	HB ₂₀	Hybrid 生物膜

采用 FastDNA SPIN Kit for Soil (Qbiogene, USA, 1986) 试剂盒,按照操作说明进行 DNA 提取,提取物分装保存于 -20 ℃ 的冰箱. DNA 的提取质量通过 1.2% 的琼脂糖凝胶电泳分析.

PCR 扩增 16S rRNA 的正向引物为 GC341F (5'-CGC CCG CCG CGC CCC GCG CCC GTC CCG CCG CCC CCG CCC G-CCT ACG GGA GGC AGC AG-3'),反向引物为 EU500R (5'-GTA TTA CCG CCG CTG CTG G-3') (欧阳科等,2009). 扩增后片段的长度大约为 200 bp. 50 μL 的 PCR 反应体系采用大连宝生物公司 DR001AM. 运行条件如下:94 ℃ 预变性 5 min, 94 ℃ 变性 1 min, 65 ℃ 复性 1 min, 之后每两个循环降低复性温度 1 ℃, 共计 20 个循环, 72 ℃ 延伸 1 min; 剩下 5 个循环 94 ℃ 变性 1 min, 55 ℃ 复性 1 min, 72 ℃ 延伸 1 min, 最后 72 ℃ 延伸 7 min. PCR 扩增反应结束后,用 1.8% 的琼脂糖凝胶电泳检测是否扩增成功.

2.5 DGGE 结果分析

使用 Dcode 基因突变检测仪器 (Bio-Rad, Hercules, CA, USA) 进行 DGGE 分析. 根据 16S rDNA 的片段长度,选择聚丙烯酰胺凝胶浓度为

8%,配制变性剂浓度为 35% 和 70% 的母液. 跑胶完成后用 DGGE 分析仪进行照相并用 Quantity One (Bio-Rad) 软件分析,根据条带数目和位置可以计算 Shannon-Wiener 多样性指数、相似矩阵等. 将 DGGE 胶上的目标条带切下,进行扩增测序,得出目标条带的系统发育树.

3 结果和讨论(Results and discussion)

3.1 不同 COD 负荷下 Hybrid 反应器的氮、磷去除效果的比较

图 1 为不同 COD 负荷工况下, Hybrid 反应器出水中 NH₄⁺-N 和 TN 浓度的变化情况. 由图 1a 可知, 在 $N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 的工况下, Hybrid 反应器出水 NH₄⁺-N 浓度略高于其他工况, 分析在 $N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 由于生物膜的存在使得 Hybrid 反应器的实际污泥龄要大于 20 d. 研究表明, 泥龄过长会影响亚硝酸菌的活性,从而影响氨氮去除效果(耿琰等,2002). 而 TN 的去除效果相差不大(图 1b), TN 去除率在 85% 以上,最高为 89%,与 SBR 反应器相比,同样 3 个负荷工况下, Hybrid 反应器

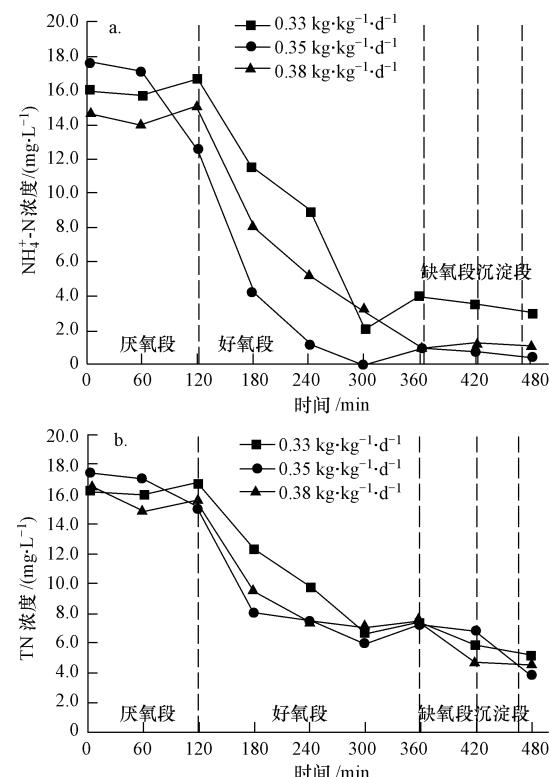


图 1 不同 COD 负荷下 Hybrid 反应器中 NH₄⁺-N 和 TN 浓度随时间的变化

Fig. 1 The average concentrations of NH₄⁺-N and TN profiles under different COD loads in hybrid reactor

TN 去除明显。MLSS 是影响同步硝化反硝化的重要因素(王建龙等,2007),而 3 个工况下 SBR 反应器的 MLSS 低于 Hybrid 反应器,因此,Hybrid 反应器的同步硝化反硝化作用使得 TN 去除率较高。

图 2 是 Hybrid 反应器中污泥硝化速率和反硝化速率的变化情况。由图 2a 可知,随着 COD 负荷的提高,悬浮污泥和生物膜的硝化速率均降低,这是由于悬浮态污泥 SRT 的减小降低了 MLSS,提高了污泥的有机负荷,抑制了污泥的硝化性能(王海东等,2006)。在 Hybrid 反应器中,其悬浮态污泥和附着态生物膜均发挥了硝化功能,各自对硝化的贡献比分别为 2.31:1 ($N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、1.65:1 ($N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、1.03:1 ($N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。可见,悬浮态污泥对硝化功能的贡献率要大于附着态生物膜。生物膜的硝化速率低一是因为硝化细菌大多生长在生物膜好氧层,生物膜中的硝化细菌少;二是因为随着有机物浓度提高,异养菌与硝化菌会竞争生物膜表面的空间和溶解氧,从而抑制硝化菌的增殖。在 Hybrid 反应器中,虽然悬浮态污泥硝化起主要作用,但其硝化速率受 COD 负荷变化的影响较大,平均变化率为 41%,反而附

着态生物膜的硝化速率受 COD 负荷变化的影响较小,平均变化率为 11.5%,正是由于 Hybrid 反应器中生物膜的存在,才使得 Hybrid 反应器对 COD 负荷的变化具有较强的缓冲能力。

如图 2b 所示,两反应器的反硝化速率随着 COD 负荷的提高而降低,在 Hybrid 反应器中,附着态生物膜和悬浮污泥对脱氮的贡献比分别为 2.31:1 ($N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、2.43:1 ($N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、1.84:1 ($N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。可见,Hybrid 反应器对脱氮起主要作用的是生物膜,能够为脱氮提供缺氧环境。

与 $N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 的工况相比,在 $N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 工况下,Hybrid 反应器的释磷和摄磷速率均降低(图 3),原因在于悬浮态污泥浓度低,无法充分发挥除磷作用。 $N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 工况下,由于泥龄(20 d)过长,污泥将趋于老化,可通过自身的氧化而使体内的磷释放在水中;同时,剩余污泥量减少也导致了除磷量降低。 $N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 工况下,复合系统的释磷和摄磷速率均为最高。因此,单纯考虑磷的去除,可选择排泥控制 $N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

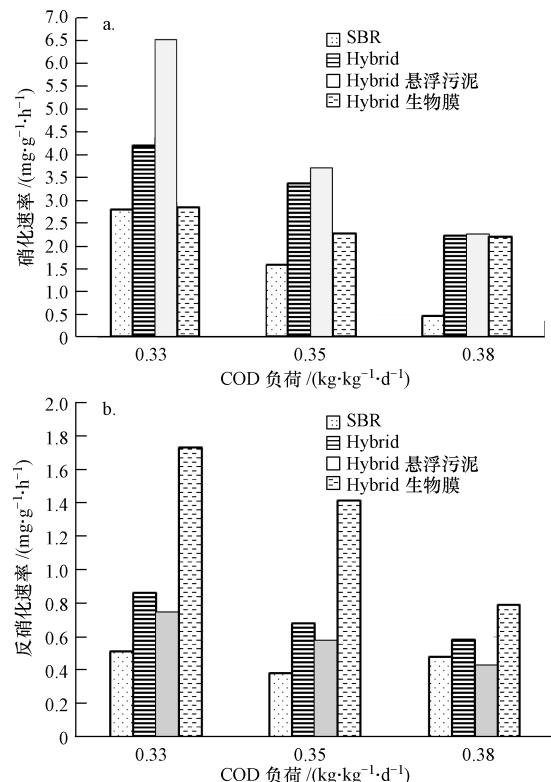


图 2 不同 COD 负荷下硝化速率和反硝化速率比较

Fig. 2 Effect of different COD loads on nitrification rates and denitrification rates

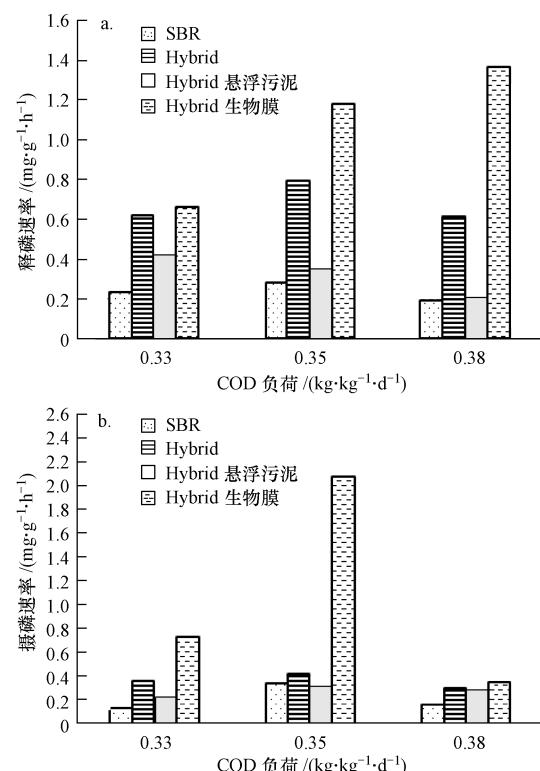


图 3 不同 COD 负荷下释磷速率和摄磷速率的比较

Fig. 3 Effect of different COD loads on phosphorus release rates and uptake rates

在 Hybrid 反应器中,生物膜对除磷起了主要作用。释磷过程中,生物膜和悬浮态污泥的贡献比为 0.64:1 ($N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、3.37:1 ($N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、6.48:1 ($N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) ; 摄磷过程中,生物膜和悬浮态污泥的贡献比为 3.32:1 ($N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、6.71:1 ($N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)、1.25:1 ($N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$),且生物膜的含磷量较高。因此,生物膜对摄磷具有主要贡献作用,原因在于该生物膜的填料是块状海绵填料,具有吸附特点,除了聚磷菌的摄磷功能外,该填料同时吸附污水中的磷元素。

考虑到氮和磷的同时最佳去除效果,在本研究的条件下,可选择 $N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,这在一定程度上解决或缓解传统反应器中硝化和除磷过程对污泥龄要求的矛盾。

3.2 反应器系统微生物群落结构组成及变化分析

图 4 为污泥样品的 DGGE 结果图,按 Shannon-Wiener 多样性指数 (Magurran, 1988) 公式: $H = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$ 进行归纳计算 (P_i 为第 i 条带峰高值在全部条带峰高之和中所占比例),得出样品的 H 值如表 2 所示,相似矩阵见表 3。通过总结微生物群落与运行的相关性可得出表 4,可以看出,微生物种群复杂,相似度低,则运行效果较好。两种反应器不同 COD 负荷下的微生物群落结构见表 5。

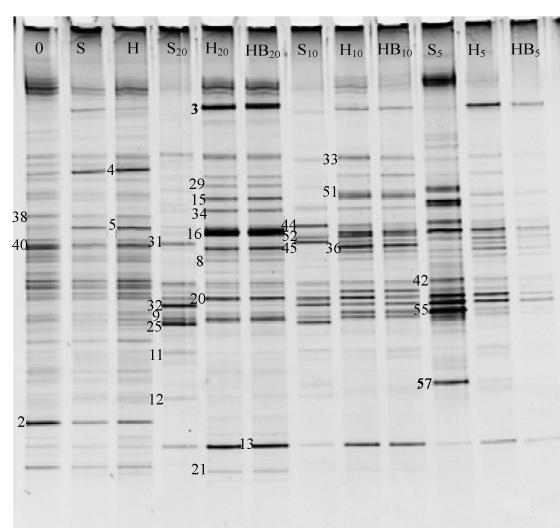


图 4 污泥样品 DGGE 图谱

Fig. 4 DGGE profiles of sludge samples

表 2 污泥样品的条带及多样性指数

Table 2 Sludge sample bands and diversity index

样品编号	条带数	H	样品编号	条带数	H
O	36	3.31	S ₁₀	21	2.74
S	39	3.47	H ₁₀	25	2.23
H	43	3.54	HB ₁₀	26	3.01
S ₅	28	2.91	S ₂₀	23	2.75
H ₅	21	2.84	H ₂₀	27	3.05
HB ₅	18	2.70	HB ₂₀	27	3.07

表 3 污泥样品的相似矩阵

Table 3 Similarity matrix of sludge samples

	O	S	H	S ₂₀	H ₂₀	HB ₂₀	S ₁₀	H ₁₀	HB ₁₀	S ₅	H ₅	HB ₅
O	100%											
S	74.6%	100%										
H	74.7%	84.9%	100%									
S ₂₀	45.6%	46.0%	43.9%	100%								
H ₂₀	45.3%	44.5%	39.4%	47.1%	100%							
HB ₂₀	49.0%	40.3%	39.3%	44.5%	82.1%	100%						
S ₁₀	43.7%	45.5%	46.0%	56.7%	33.2%	36.1%	100%					
H ₁₀	54.1%	48.1%	49.3%	48.6%	48.1%	56.9%	53.8%	100%				
HB ₁₀	52.7%	49.1%	54.6%	50.5%	40.0%	46.2%	53.1%	73.0%	100%			
S ₅	44.2%	34.3%	32.3%	41.2%	30.5%	30.8%	44.3%	40.1%	41.4%	100%		
H ₅	46.9%	44.4%	44.7%	42.4%	36.6%	47.9%	55.4%	62.6%	57.0%	48.8%	100%	
HB ₅	46.2%	43.9%	40.2%	44.9%	44.9%	53.1%	52.0%	61.7%	58.3%	49.6%	84.7%	100%

表 4 SBR 与 Hybrid 反应器微生物群落比较

Table 4 Microbial communities in SBR and hybrid reactor

运行工况	Hybrid 反应器微生物状况	效果	SBR 反应器微生物状况	效果
$N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	多样性指数高,与 SBR 相比相似指数最低(47.1%)	较长的污泥龄使微生物在种属上呈多样性,可以形成稳定的小生态系统,脱氮除磷效果较好	多样性指数高	硝化活性和反硝化活性最高,除磷率最低

续表4

运行工况	Hybrid 反应器微生物状况	效果	SBR 反应器微生物状况	效果
$N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	与 $N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 相比, 出现了新菌种, 悬浮态污泥和附着态生物膜的相似性最小(73%)	悬浮污泥和生物膜的微生物种群存在一定的差距, 从而两者协同达到最佳运行效果	与 $N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 相比, 相似性相差不大	仍具有较高的脱氮除磷率
$N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	微生物种群少, 无优势	脱氮除磷较差	出现新菌种	氨氮去除率最低, 除磷率最高

表5 Hybrid 与 SBR 反应器在不同 COD 负荷下微生物群落比较

Table 5 Microbial communities under different COD loads in SBR and Hybrid Reactors

反应器	微生物群落状况		
	$N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	$N_s = 0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	$N_s = 0.38 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
Hybrid	生物膜中特有的菌种 (<i>Ignatzschineria</i> sp.), 脱氮菌 (<i>Sphingobacteria</i>)、降解有机物菌种 (<i>Flavobacterium</i>)。特有生物降解和脱氮功能菌 (<i>TM7</i>)、适宜厌氧条件菌 (<i>Uncultured Bacteroidetes</i>)，过长的泥龄使得 Hybrid 系统中厌氧菌的增多, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除效果差, 生物膜中的厌氧层增厚, 生物膜主要起反硝化	生物膜中特有的菌种 (<i>Ignatzschineria</i> sp.), 脱氮菌 (<i>Sphingobacteria</i>)、降解有机物菌种 (<i>Flavobacterium</i>)、生物降解和脱氮功能菌 (<i>TM7</i>)、适宜厌氧条件菌 (<i>Uncultured Bacteroidetes</i>)，特有除磷菌 (<i>Runella</i>)，新出现的菌种多数属于除磷菌, 且总菌种丰富度高, 除磷效果好于 $N_s = 0.33 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 工况, 同时保持较好的脱氮效果	生物膜中特有的菌种 (<i>Ignatzschineria</i> sp.), 脱氮菌 (<i>Sphingobacteria</i>)、降解有机物菌种 (<i>Flavobacterium</i>)。总菌种丰富度低, 并没有特别优势菌种, 说明泥龄过短的功能性微生物淘汰过快, 不利于脱氮除磷效果
SBR	反硝化除磷菌 (<i>Dechloromonas</i> sp.)、NOB (<i>Nitrosira</i> sp., <i>Pseudoxanthomonas</i> sp., <i>Rhodocyclaceae</i>)、反硝化细菌 (<i>Stenotrophomonas</i> sp.), 新出现丝状菌 (<i>Filamentous</i>)、除磷菌 (<i>Uncultured Bacteroidetes</i> EU283384), 无优势菌种, 且硝化菌变少, 除磷率提高, 脱氮效果差	反硝化除磷菌 (<i>Dechloromonas</i> sp.)、NOB (<i>Nitrosira</i> sp., <i>Pseudoxanthomonas</i> sp., <i>Rhodocyclaceae</i>)、反硝化细菌 (<i>Stenotrophomonas</i> sp.), 新出现丝状菌 (<i>Filamentous</i>)、除磷菌 (<i>Uncultured Bacteroidetes</i> EU283384)、 <i>Rhodococcus</i> 、 <i>Dechloromonas</i>), 除磷率最高, 但脱氮效果差	反硝化除磷菌 (<i>Dechloromonas</i> sp.)、NOB (<i>Nitrosira</i> sp., <i>Pseudoxanthomonas</i> sp., <i>Rhodocyclaceae</i>)、反硝化细菌 (<i>Stenotrophomonas</i> sp.), 新出现丝状菌 (<i>Filamentous</i>)、除磷菌 (<i>Uncultured Bacteroidetes</i> EU283384)、 <i>Rhodococcus</i> 、 <i>Dechloromonas</i>), 除磷率最高, 但脱氮效果差

4 结论(Conclusions)

1) 悬浮污泥和生物膜复合系统(Hybrid 反应器)在 COD 负荷为 $0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 时能够解决脱氮除磷泥龄矛盾, TP、TN 去除率分别为 96%、89%。不同的 COD 负荷下, Hybrid 工艺硝化速率的平均变化率为 26.8%, 对照的 SBR 工艺的平均变化率为 57.2%, 这说明 Hybrid 工艺对 COD 负荷的变化具有较强的缓冲能力。

2) 复合系统中悬浮态污泥对硝化起主要作用, 同生物膜的硝化平均贡献比为 1.66, 附着态生物膜对反硝化和除磷起主要作用, 生物膜和悬浮态污泥的反硝化贡献比 2.19, 释磷贡献比 3.50, 摄磷贡献比 3.76。

3) 复合系统中的微生物群落与运行效果具有密切关系。在负荷 $0.35 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 出现了新的优势除磷菌种, 这些使 Hybrid 反应器的除磷率达到最大为 96%, 同时脱氮功能菌的种群丰富。在此工

况下的悬浮态污泥和附着态生物膜的生物相似性为 3 种 COD 负荷工况下的最小值 73%, 说明悬浮污泥和生物膜的微生物种群存在一定的差异, 两者的协同作用增强了系统的处理效果。

责任编辑简介: 周律(1963—), 男, 博士, 副教授, 主要从事给水排水工程, 水污染控制技术方面的研究。

参考文献(References):

- Astrid A, van de G, Peter de B, et al. 1997. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed reactor[J]. *Microbiologi*, 143(7):2415-2421
- Casellas M, Dagot C, Baudu M. 2006. Set up and assessment of a control strategy in a SBR to enhance nitrogen and phosphorus removal[J]. *Process Biochem*, 41(9):1994-2001
- 陈金声, 史家梁, 徐亚同. 1996. 硝化速率测定和硝化细菌计数考察脱氮效果的应用[J]. 上海环境科学, 15(3): 18-20
- Chen J S, Shi J L, Xu Y T. 1996. Measurement of nitrifying rate and nitrobacteria count for application to investigating the effects of denitrification [J]. *Shanghai Environment Science*, 15(3):18-20(in

- Chinese)
- 柴延丽,周岳溪,王海燕,等. 2005. MDAT-IAT 同步脱氮除磷工艺活性污泥在不同基质中的厌氧释磷特性研究 [J]. 环境科学学报, 25(7):913-917
- Chai Y L, Zhou Y X, Wang H Y, et al. 2005. The characteristic of the phosphorus anaerobic release from activated sludge in different substrates with MDAT-IAT process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 25(7):913-917 (in Chinese)
- Danalewich J R, Papagiannis T G, Belyea R L. 1998. Characterisation of dairy waste streams, current treatment practices, and potential for biological nutrient removal [J]. *Water Res*, 32(12):3555-3568
- Daims H, Schleifer K H, Wagner M. 1999. The domain-specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all Bacteria: development and evaluation of a more comprehensive probe set [J]. *Syst Appl Microbiol*, 22 (3):434-444
- Falkenstoft C M, Arnz P, Henze M, et al. 2001. Possible complication regarding phosphorus removal with a continuous flow biofilm system: Diffusion limitation [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 76(1): 77-85
- Fukase T, Shibata M, Miyaji Y. 1985. The role of an anaerobic stage on biological phosphorus removal [J]. *Wat Sci Tech*, (17):69-80
- Gonzalez S, Petrovic M, Barcelo D. 2007. Removal of a broad range of surfactants from municipal wastewater-comparison between membrane bioreactor and conventional activated sludge treatment [J], *Chemosphere*, 67 (2):335-343
- 耿琰,周琪,屈计宁. 2002. SMSBR 反应器去除焦化废水中的氨氮 [J]. 中国给水排水, 18(7): 8-11
- Geng Y, Zhou Q, Qu J N. 2002. Use of SMSBR for removal of ammonia nitrogen from coke wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 18 (7):8-11 (in Chinese)
- Jinwook C, Wookeun B, Yong-Woo L, et al. 2007. Shortcut biological nitrogen removal in hybrid biofilm/suspended growth reactors [J]. *Process Biochem*, 42 (3):320-328
- Kumar B M, Chaudhari S. 2003. Evaluation of sequencing batch reactor (SBR) and sequencing batch biofilm reactor (SBBR) for biological nutrient removal from simulated wastewater containing glucose as carbon source [J]. *Water Science and Technology*, 48(3):73-79
- Lo I W. 2008. Nitrous oxide emission and nitrogen transformation dynamics in hybrid simultaneous nitrification, denitrification and phosphorous removal system [D]. Canada: University of British Columbia
- Lo I W, Lo K V, Mavinic D S. 2010. Contributions of biofilm and suspended sludge to nitrogen transformation and nitrous oxide emission in hybrid sequencing batch system [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 22 (7):953-960
- Liping K, Willy V. 1998. Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (11):4500-4506
- Magurran A E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement* [M]. New Jersey: Princeton University Press
- Nicolella C, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. 2000. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors [J]. *Biotechnol*, 80 (1): 1-33
- 欧阳科,刘俊新. 2009. 膜生物反应器与传统活性污泥反应器内生物群落特征 [J]. 环境科学, 30(2): 499-503
- Ouyang K, Liu J X. 2009. Analysis of characteristics of microbial communities in membrane bioreactor and conventional activated sludge process [J]. *Environmental Science*, 30 (2):499- 503 (in Chinese)
- 国家环保总局. 2002. 水和废水标准分析方法(第4版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- State Environmental Protection Administration. 2002. *Standards of Water and Wastewater Analysis (4th edition)* [M]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- Su J L, Ouyang C F. 1996. Nutrients removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm [J]. *Water Sci Technol*, 34 (1):477-486
- Wagner M, Amann R, Lemmer H, et al. 1993. Probing activated sludge with oligonucleotides specific for Proteobacteria: inadequacy of culture-dependent methods for describing microbial community structure [J]. *Appl Environ Microbiol*, 59(5):1520-1525
- Wu Z, Du C. 2008. Bacterial diversity in activated sludge from a consecutively aerated submerged membrane bioreactor treating domestic wastewater [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 20 (10):1210-1217
- 王海东,王淑莹,彭永臻. 2006. 进水负荷对硝化菌与异养菌竞争关系的影响 [J]. 中国给水排水, 22(23): 26-29
- Wang H D, Wang S Y, Peng Y Z. 2006. Influence of applied loading on competition between nitrifiers and heterotrophs [J]. *China Water & Wastewater*, 22(23):26-29 (in Chinese)
- Wang J L, Shi H C, Qian Y. 2000. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): Effect of organic loading rates [J]. *Process Biochem*, 36(4):297-303
- 王建龙,王淑莹,袁志国,等. 2007. 复合生物反应器的同步硝化反硝化研究 [J]. 中国给水排水, 23(9): 32-36
- Wang J L, Wang S Y, Yuan Z G, et al. 2007. Study on nitrogen removal by simultaneous nitrification and denitrification in hybrid biological reactor [J]. *China Water & Wastewater*, 23(9):32-36 (in Chinese)
- 王社平,王卿卿,惠灵灵,等. 2008. 分段进水 A/O 脱氮工艺反硝化速率的测定 [J]. 环境工程, 26(3): 56-58
- Wang S P, Wang Q Q, Hui L L, et al. 2008. The Determination of denitrification rate of step-feed A/O nitrogen removal process [J]. *Environmental Engineering*, 26(3):56-58 (in Chinese)
- You S J, Hsu C L, Chuang S H. 2003. Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A₂O systems [J]. *Water Research*, 37(10):2281-2290