

进水模式对 SBBR 性能及氮形态转化的影响

孙赛武, 杨朝晖*, 曾光明, 徐峥勇, 许朕, 曹明

(湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082)

摘要: 通过对 4 种不同进水模式下序批式生物膜反应器(SBBR) 的性能、微生物群落结构以及氮形态转化的差异分析, 比较不同进水模式对 SBBR 性能和氮形态转化的影响及其产生的机制。结果表明, 分散式进水模式表现出比一次性进水更好的脱氮效率和更高的抗冲击负荷能力, 在达到相同的处理效率的前提下, 分散式进水模式 M_4 的 COD 和氨氮负荷最高可达 2 540 和 540 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 而一次性进水模式 M_1 仅能分别达到 2 000 和 420 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$; 分散进水模式能降低一次性进水所带来的冲击性负荷, 将负荷均化分散到周期内的各个时段, 同时也减少了进水对微生物的稀释作用, 使得单位体积内有效微生物的数量相对充足, 从而提高反应器的负荷能力。在分散进水模式下, 从 M_4 与 M_2 、 M_3 的对比来看, 分散模式的进水规律越接近运行模式的循环规律, 反应器的氮素转化效率就越高, 残留的氮素总量也就越低。

关键词: 序批式生物膜反应器; 分散式; 进水模式; 性能; 形态转化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)01-0129-07

Effect on the Performance of SBBR and the Form Transformation of Nitrogen by Different Influent Pattern

SUN Sai-wu, YANG Zhao-hui, ZENG Guang-ming, XU Zheng-yong, XU Zhen, CAO Ming

(College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China)

Abstract: The difference of sequencing batch biofilm reactor (SBBR) performance and nitrogen transformation mechanism which caused by four different influent patterns were researched. Through variance analysis of SBBR performance, microbial community structure and nitrogen transformation, the results indicated that, on the one hand the dispersed influent pattern displayed higher anti-load ability than the centralized one, under the same efficiency, COD and ammonia load of the dispersed M_4 reached 2 540 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ and 540 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ respectively compared with 2 000 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ and 420 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ by the centralized M_1 ; on the other hand, considering the dispersed influent pattern, the closer influent mood was to the cycle mood of operation, the higher the nitrogen transformation efficiency was, which finally led residual nitrogen concentration declined.

Key words: sequencing batch biofilm reactor(SBBR); dispersed; influent pattern; performance; form transformation

由于分散式进水模式具有脱氮效率较高、无需内循环、污泥浓度高、污泥龄较长等优点^[1-3], 因此在连续流的水处理工艺中逐渐受到重视。在过去的 20 a, 众多学者对该模式进行了大量研究并得出了许多有意义的结论。Lesouef 等^[4] 通过仿真研究发现, 三段进水工艺相比于传统的前置硝化反硝化工艺能够节省 20% 的水力停留时间; 美国的 Oregon 州^[5] 于 2001 年 6 月建成了容积为 6 435 m^3 的三段式进水池, 与原有相同尺寸的推流式前置反硝化曝气池相比, 在泥龄、终沉池固体负荷和出水水质相同的条件下, 其处理能力较大; 在进水流量、池容和终沉池固体负荷相同的情况下, 采用分散进水工艺则出水水质较好。

但是目前国内外研究主要集中于连续流的污水处理工艺, 而对于序批式生物膜反应器(sequencing batch biofilm reactor, SBBR) 等间歇流的污水处理工艺则尚缺乏理论研究。SBBR 兼有活性污泥法和生

物膜法的优点^[6-8], 能够适用于各种废水的生物处理。本研究将分散式进水模式与 SBBR 的优势相结合, 以进一步地提高反应器性能, 并初步了解和研究分散进水模式与 SBBR 结合的优化控制工艺。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验中采用的 4 组如图 1 所示的 SBBR 装置, 分别标记为 S1、S2、S3 和 S4, 主体由有机玻璃制成, 内部填充半软性纤维组合填料, 填充填料后单个反应器有效容积为 2 L。外层设恒温水浴夹套, 通过温控仪和加热水箱将废水温度控制在 32~34 $^{\circ}\text{C}$ 。通

收稿日期: 2008-04-25; 修订日期: 2008-04-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(50478053); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA644010); 湖南省自然科学基金项目(04JJ3004)

作者简介: 孙赛武(1982~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: sunsaifu@163.com

* 通讯联系人, E-mail: yzh@hnu.cn

过可编程逻辑控制器 (PLC) 系统控制进水、出水以及曝气的时间, 同时利用溶解氧控制仪将曝气阶段的溶解氧浓度保持在 $2\sim 3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 反应器排出的气体用装有 $500\text{ mL } 0.01\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的稀硫酸溶液(滴入适量甲基红指示剂) 吸收净化.

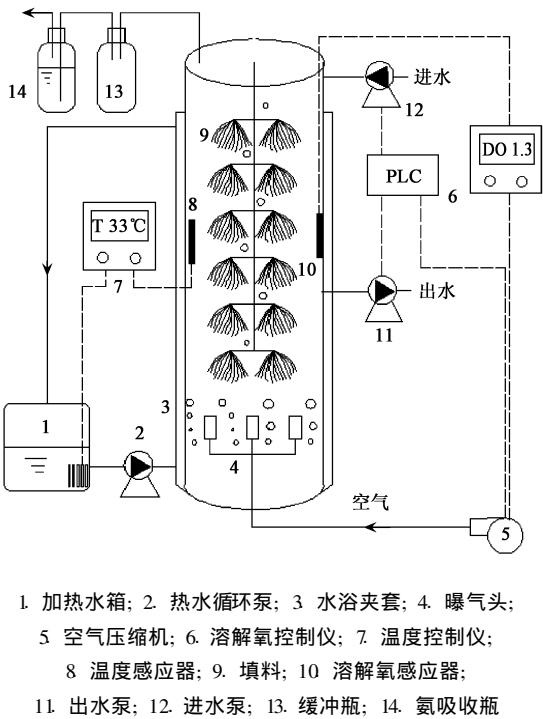


图1 SBBR 反应器装置示意
Fig. 1 Schematic chart of the SBBR

1.2 污泥与实验用水

将取自长沙市城市第一污水处理厂的回流污泥作为接种污泥, 以等体积加入到各实验反应器进行挂膜, 并在反应器内补加污水处理厂出水.

实验用水采取自配模拟污水^[9, 10], 其组成如表 1 所示.

表 1 人工模拟废水的组成/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Composition of the synthetic sewage/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

成分	含量	成分	含量
葡萄糖	按需投加	$\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	19.000
NH_4HCO_3	按需投加	$\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	14.286
K_2HPO_4	17.857	$\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	3.200
NaCl	63.000	$\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	3.571
$\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	31.000	EDTA	10.000
$\text{MnSO}_4\cdot 4\text{H}_2\text{O}$	40.143	pH	7.7~8
$\text{CaSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.714		

1.3 进水模式

SBBR 的运行周期为 12 h, 采用“进水、反应、沉淀、滗水”的序批式运行方式. 进水和滗水均在瞬间完成, 反应期包括曝气和缺氧 2 个阶段. 曝气段设

为 2 h, 缺氧段设为 1 h, 两者交替进行; 沉淀期为反应期的最后一个缺氧段. 驯化采用梯度负荷法, 即在反应器中 COD 去除效率和氨氮转化率均维持连续的增长趋势时, 通过改变进水浓度, 使反应器 COD 和氨氮的容积负荷各增加 90 和 20 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$, 4 组反应器均在每个周期的开始时进行一次性进水(如图 2a), 排水比取 1:2.

驯化结束后, 4 组反应器分别采用 M_1 、 M_2 、 M_3 和 M_4 4 种不同的进水模式运行, M_1 仍旧保持在驯化阶段的进水模式, 即在每个周期的开始时进行一次性进水(如图 2a); M_2 将进水等分成 2 部分, 分别在曝气段 1 和曝气段 2 开始时加入反应器中(如图 2b); M_3 也将进水等分成 2 部分, 分别在曝气段 1 和曝气段 3 开始时加入反应器中(如图 2c); M_4 将进水等分成 3 部分, 分别在曝气段 1、曝气段 2 和曝气段 3 开始时加入反应器中(如图 2d).

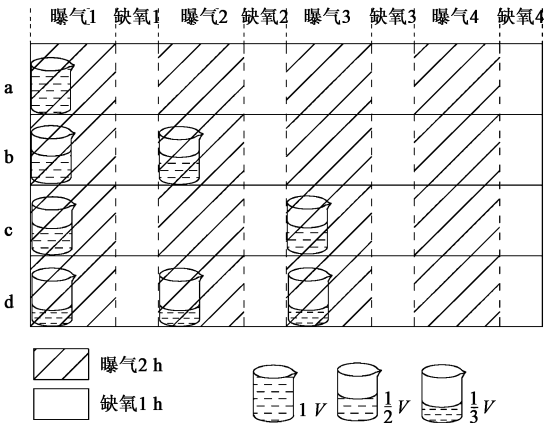


图2 SBBR 反应期运行工序
Fig. 2 Operating schedule of SBBR during reaction phase

1.4 分析项目与方法

(1) 常规检测 COD、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和 NO_2^--N 的浓度用分光光度计法进行检测 (ET 99730, Lovibond, 德国).

(2) 细菌系统发育分析 分别在每个反应器的生物膜上取样, 每次取样量约 0.3 g, 共计 4 个样品, 编号为 $M_1\sim M_4$, 冻存于 $-20\text{ }^\circ\text{C}$ 备用; 生物膜样品 DNA 的提取采用蛋白酶 K-CTAB 法^[11]. 分离后的 DNA 采用通用引物对 GG-34IF 和 907R^[12] (GG-34IF: 5'-CCTACGGGAGGCAGCAG-3'; 907R: 5'-CCGTCAA-TTCCTTTGAGTTT-3') 按照标准扩增程序进行 PCR 反应.

PCR 扩增产物使用 1% 琼脂糖进行凝胶电泳, 目的条带用 QIAquick Gel Extraction Kit (Qiagen,

Germany) 回收, 溶解于 60 mL 无菌 Milli-Q 水中. 取 30 mL 纯化后的 PCR 产物在 DCode System(Bio-Rad, USA) 上进行电泳, 变性梯度范围为 30%~ 60%, 聚丙烯酰胺凝胶浓度为 6%, 电压为 140 V, 电泳时间为 15 h, 温度恒定为 55 ℃^[11]. 电泳结束后, 凝胶以 0.5 μg·mL⁻¹ 的溴化乙锭溶液染色, 洗涤数次后于 Gel Doc2000 凝胶成像系统(BioRad, USA) 上成像检测.

2 结果与分析

2.1 反应器的驯化

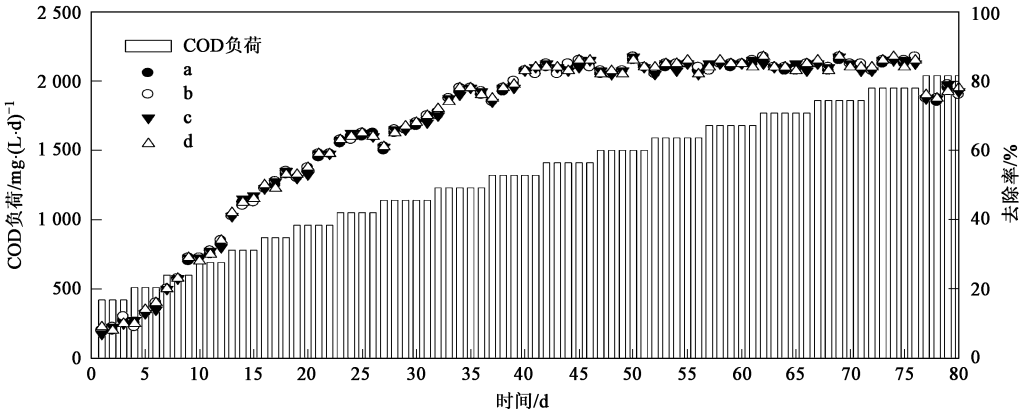


图 3 驯化阶段 COD 负荷及其去除率的变化

Fig.3 Variety of COD load and transformation efficiency at domestication stage

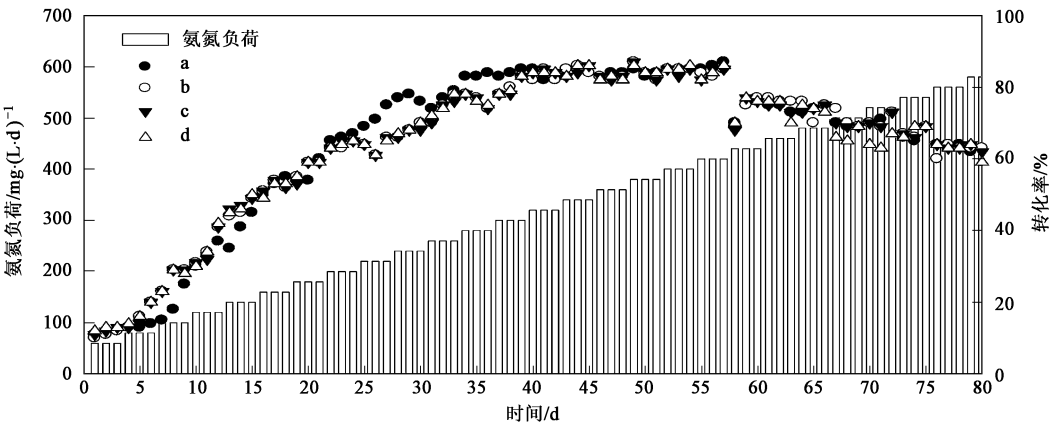


图 4 驯化阶段氨氮负荷和转化率的变化

Fig.4 Variety of ammonia nitrogen load and transformation efficiency at domestication stage

驯化成功后, 将 S1、S2、S3 和 S4 反应器在最佳的 COD 和氨氮负荷下稳定运行 2 周, 然后分别采用 M₁、M₂、M₃ 和 M₄ 4 种不同的进水模式运行. 运行测试分成 2 个阶段, 第 1~ 11 d 为模式性能调试阶段, 通过稳定运行考察在 4 种进水模式下反应器去除

如图 3、4 所示, 在 80 d 的驯化周期内, 4 组反应器均同步实现了较高的 COD 去除率和氨氮转化效率. 从第 45~ 57 d, COD 去除率和氨氮转化率维持在 80% 以上, 在第 77 d, 当 COD 负荷超过 2 000 mg·(L·d)⁻¹ 以后, COD 去除率明显下降, 而氨氮转化率则在第 58 d 时当氨氮负荷超过 440 mg·(L·d)⁻¹ 时开始下降. 因此在 COD 和氨氮负荷同步增长的前提下, 认为驯化成功的时间是 57 d, 此时最佳的 COD 和氨氮负荷分别为 2 000 和 420 mg·(L·d)⁻¹.

2.2 不同进水模式下的性能变化

COD 和氨氮性能的变化; 第 12~ 50 d 是在进水模式稳定的基础上, 通过加大进水负荷考察不同进水模式对反应器抗冲击负荷性能的影响, 负荷增加规律为每周各增加 COD 和氨氮的容积负荷 90 和 20 mg·(L·d)⁻¹. 经过 50 d 的运行测试后发现(图 5、

6), 分散进水模式明显地增加了反应器抗冲击负荷的能力, 特别是在M₄的模式下, 在COD和氨氮负荷分别高达2540和540 mg•(L•d)⁻¹时, 反应器仍然具有较高的COD去除率和氨氮转化率。

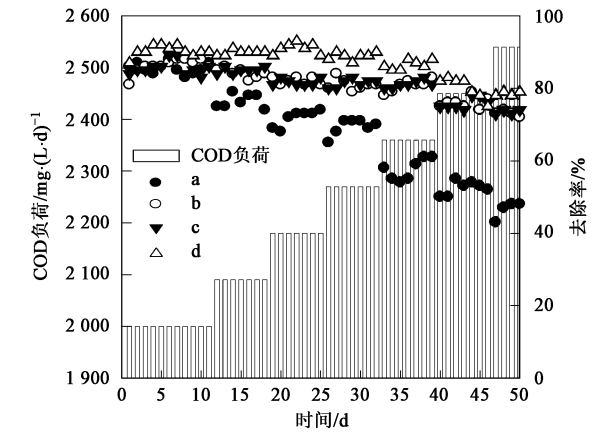


图5 不同进水模式下COD负荷及其去除率的变化
Fig. 5 Variety of COD load and transformation efficiency

2.3 不同进水模式下氮素残留变化

考察在不同进水模式下, COD和氨氮负荷分别维持在2 000和420 mg•(L•d)⁻¹, 即进水COD和氨氮浓度分别为1 000和210 mg•L⁻¹时, 各种氮素形态

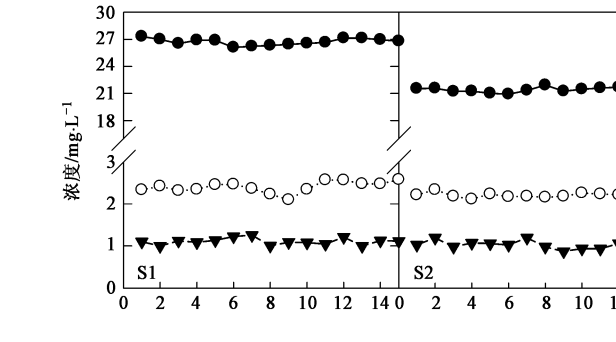


图7 不同进水模式下出水氮素残留值
Fig. 7 Residue of each kind of nitrogen under different influent pattern

2.4 进水模式对微生物群落结构的影响

PCR-DGGE技术能区分不同DNA的碱基构成, 以条带的多少反映样品中微生物组成的差异, 条带的亮度反映样品中微生物的数量^[13, 14]. 因此, PCR-DGGE目前被广泛地应用于微生物群落特征和多样性的分析. 对4种进水模式下的生物膜进行DGGE分析如图8所示, 4种生物膜的微生物群落结构基本一致, 但一些细菌在不同的模式下表现的活性有较大的差异, 如条带b所代表的细菌仅在M₂中比较清晰, 而条带d在M₂和M₄模式的泳道中比较模糊. 因此认为进水模式的改变不会改变反应器中生

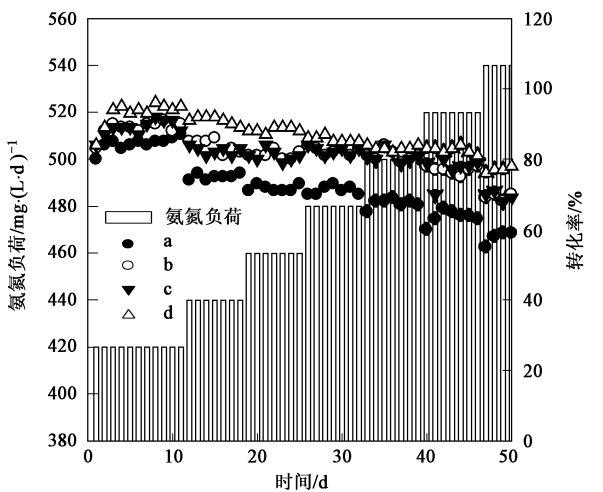


图6 不同进水模式下氨氮负荷和转化率的变化
Fig. 6 Variety of ammonia nitrogen load and transformation efficiency

在反应器中最终残留成分的浓度(不考虑有机氮形态). 如图7所示, 进水模式的变化对亚硝酸盐和硝酸盐的残留值影响不大, 在4种模式下硝酸盐和亚硝酸残留值均低于3 mg•L⁻¹. 但是在M₄进水模式下, 出水的氨氮残留值和氮素残留总量都要低于其它3种进水模式.

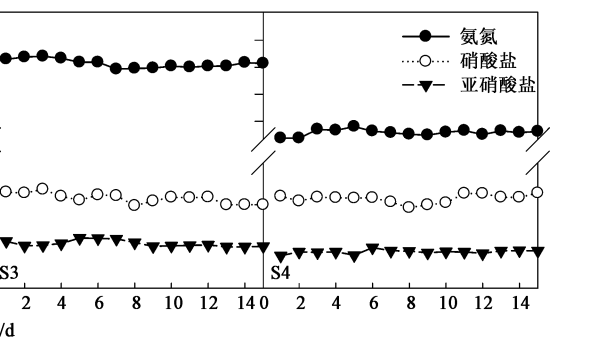


图7 不同进水模式下出水氮素残留值
Fig. 7 Residue of each kind of nitrogen under different influent pattern

物群落结构的变化, 但会改变微生物在反应器中的数量和活性分布, 从而间接影响反应器性能的变化.

3 讨论

3.1 进水模式与性能变化的关系

分散进水模式从以下2个方面对反应器性能进行提高: ①分散进水模式降低了进水对反应器内微生物的稀释作用. 由于SBBR是固定式生物膜反应器, 微生物分布相对均匀, 但是在相对容积内, 一次性进水使单位体积内的微生物要承受更多体积的

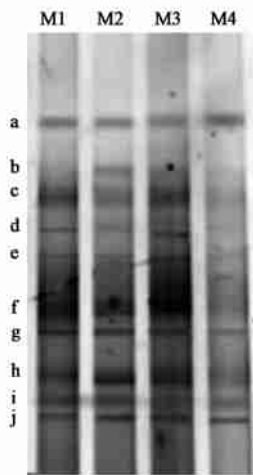


图8 不同进水模式下生物膜 DGGE 图谱

Fig.8 Comparison of DGGE results of biofilm under different influent pattern

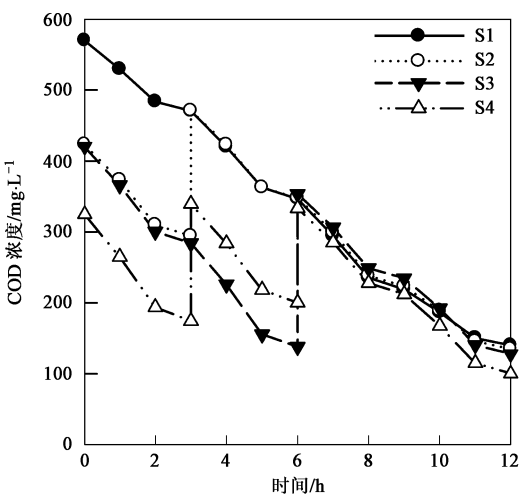


图9 COD在单周期内的浓度变化

Fig.9 Concentration variety of COD in a single cycle

污水; 同时在分散进水模式下, 上一个周期没有排出的水对污染物的稀释作用随分散次数的增加而加强^[15]. 如图9所示, COD 浓度在 M₄ 模式下最高为第2次进水后的 339.17 mg·L⁻¹, 而 M₁、M₂ 和 M₃ 模式下 COD 最高浓度分别达 570.11、470.77 和 420.35 mg·L⁻¹. 分散进水模式分散了单位时间内的负荷强度, 使得反应器在每个时段内所承担的总 COD 浓度和氨氮浓度都较大程度低于一次性进水模式时的浓度, 降低了较高浓度污染物对微生物可能的抑制作用, 提高了反应器在每个时段的转化效率. ②反应器内的生物膜所能承担的负荷是以生物膜活性为基础的, 在特定条件下, 生物膜(菌体)活性是相对稳定的. 如果负荷很高, 接近或超过最大污泥活性, 超额部分的基质将不被转化而残留于水中, 轻则影响出水水质, 重则导致反应器失活; 如果负荷很低, 基质不能满足生物膜生长需求, 则部分菌体转入内源呼吸, 同样影响出水水质^[16]. 在一次性进水条件下, 反应周期起始阶段因为受到较高负荷的影响而出现效率较低的现象, 而在反应周期后期则因负荷不足而同样出现效率较低的现象. 分散进水则使污染物在时空上进行了均化, 并使污染物的投加尽量符合运行模式的变化规律, 使反应器能够均匀地承担负荷.

如表2所示, 由于进水模式的影响, 每个曝气-缺氧循环中所消耗的 COD 总量也有较大的变化, M₄ 模式下各个循环中所消耗的 COD 总量最接近, 其次分别是 M₃、M₂、M₁. 进水模式的改变在一定程度上将污水中的负荷均化分配, 使反应器在每个时

段的污染物浓度都比较接近, 并保持较一次性进水模式低的最高浓度. 这使得微生物的生存环境相对稳定, 有利于保持较高的微生物活性.

表2 每个曝气-缺氧循环的 COD 消耗量/mg

Table 2 Wastage of COD in every aeration-anoxic circle/mg

进水模式	1	2	3	4	总量
M ₁	198.90	247.94	255.46	157.70	860
M ₂	193.46	245.54	249.76	176.18	864.94
M ₃	205.14	219.84	239.26	214.68	878.92
M ₄	201.27	231.95	242.30	223.52	899.04

3.2 进水模式对氮形态转化的影响

由图7可知, 4种模式下氮素残留总量(取15d均值)分别为60.49、49.58、55.28和39.56 mg, 因此可以认为分散式进水模式对于氮素的去除具有更好的优势. 分散式进水模式更加适应生物脱氮对底物的基本需要, 因为无论是传统的生物脱氮还是新型的生物脱氮都包括好氧和厌氧2类微生物的协同作用. 在好氧条件下, 氨氮是主要微生物活动的基质, 但是在缺氧条件下除厌氧氨氧化以外, 大部分的厌氧脱硝作用都不需要氨氮的参与. 并且浓度较高的游离氨对氨氧化细菌和亚硝酸氧化细菌都有一定的抑制作用. Abling 等^[17]认为, 当游离氨浓度超过7 mg·L⁻¹后, 它对氨氧化细菌和亚硝酸氧化细菌都有一定的抑制作用. 由于游离氨的浓度直接与氨氮浓度呈正相关^[18], 所以分散式进水模式由于降低了进水中氨氮的初始浓度而降低了游离氨对脱氮菌群的潜在抑制.

如图10所示, 在分散进水模式下, 氨氮的浓度

与曝气-缺氧的运行模式同步变化, 这种与运行模式同步的基质加入方式虽然没有改变微生物群落结构, 但是改变了微生物的数量和活性分布. 从 M_4 与 M_2 、 M_3 的对比来看, 分散模式的进水规律越接近运行模式的循环规律, 则反应器的氮素转化效率就越高, 残留的氮素总量也越少. 但是值得注意的

是, S_2 和 S_3 都采取的是两段式进水模式, 而 S_2 中残留的氮素总量却明显低于 S_3 , 也就是说在同样的负荷条件下 M_2 优于 M_3 , 从图 10 的虚线可以看出, 在第 6 h 时 S_2 中的氨氮浓度明显低于 S_3 , 这就使得 S_2 在反应的后 6 h 要承担较小的负荷, 因此它能够获得较 S_3 更好的氨氮转化效率和氮素去除效率.

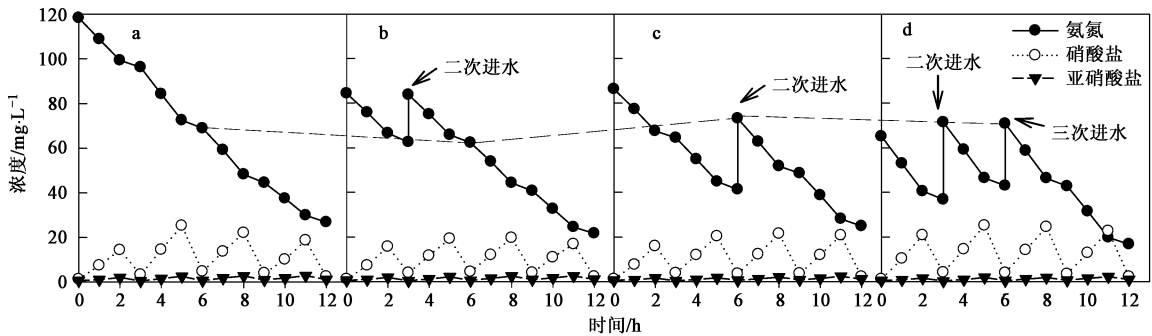


图 10 各种氮素在单周期内的浓度变化

Fig. 10 Concentration variety of each kind of nitrogen in a single cycle

4 结论

(1) 将分散进水模式应用于间歇流反应器中同样有利于提高脱氮效率、抗冲击负荷能力及单周期内的最大负荷值. 分散式进水模式 M_4 的 COD 和氨氮负荷最高可达 2 540 和 540 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 而一次性进水模式 M_1 仅能达到 2 000 及 420 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$.

(2) 分散进水模式能降低一次性进水所带来的冲击性负荷, 将负荷均化分散到周期内的各个时段, 同时也减少了进水对微生物的稀释作用, 使得单位体积内有效微生物的数量相对充足, 从而提高反应器的负荷能力.

(3) 在分散进水模式下, 氨氮的浓度与曝气-缺氧的运行模式同步变化, 这种与运行模式同步的基质加入方式虽然没有改变微生物群落结构, 但是改变了微生物的数量和活性分布. 从 M_4 与 M_2 、 M_3 的对比来看, 分散模式的进水规律越接近运行模式的循环规律, 则反应器的氮素转化效率就越高, 残留的氮素总量也越少.

参考文献:

- [1] 王伟, 彭永臻, 王海东, 等. 溶解氧对分段进水生物脱氮工艺的影响[J]. 中国环境科学, 2006, 26(3): 293-297.
- [2] Sarti A, Pozzi E, Chinalia F A, et al. The performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating domestic sewage colonized by an oxygenic phototrophic bacteria[J]. Chemosphere, 2006, 62(9): 1437-1443.

- [3] Sari L, Sami L, Lara V, et al. Nitrogen removal from on-site treated anaerobic effluents using intermittently aerated moving bed biofilm reactors at low temperatures[J]. Water Research, 2006, 40(8): 1607-1615.
- [4] Lesouef A, Payraudeau M, Rogalla F, et al. Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IWAPRC activated sludge model[J]. Water Sci Technol, 1992, 25(6): 115-123.
- [5] Carrio L, Streett F, Mahoney K. Practical consideration for design of a step feed biological nutrient removal system[A]. Proceedings of 73rd Annual Conference and Exposition [C]. USA: Anaheim, California, 2000.
- [6] Joshi H. SBR and SBBR systems: New approach to biological treatment[J]. Chemical Engineering World, 2001, 36(7): 79-83.
- [7] 李伟光, 赵庆良. 序批式生物膜反应器处理屠宰废水[J]. 中国给水排水, 2000, 16(10): 59-60.
- [8] 徐峥勇, 杨朝晖, 曾光明, 等. 序批式生物膜反应器(SBBR)处理高氨氮渗滤液的脱氮机理研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(1): 55-60.
- [9] Van de Graaf A A, De Bruijn P, Robertson L A, et al. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of N-15 studies in a fluidized bed reactor[J]. Microbiology, 1997, 143(7): 2415-2421.
- [10] Linping K, Willy V. Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system [J]. Appl Environ Microbiol, 1998, 64(11): 4500-4506.
- [11] 杨朝晖, 肖勇, 曾光明, 等. 用于分子生态学研究的堆肥 DNA 提取方法[J]. 环境科学, 2006, 27(8): 1613-1617.
- [12] Amann R I, Stromley J, Devereux R, et al. Molecular and microscopic identification of sulfate-reducing bacteria in multispecies biofilms[J]. Appl Environ Microbiol, 1992, 58(2): 614-623.

- [13] Gilan D C, Speksnijder A G, Zwart G, *et al.* Genetic diversity of the biofilm covering *Montacuta ferruginous* (Mollusca, Bivalvia) as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis and cloning of PCR amplified gene fragment coding for 16S rDNA [J]. Appl Environ Microbiol, 1998, **64**(9): 3464-3472.
- [14] 刘有胜, 杨朝晖, 曾光明, 等. PCR-DGGE 技术对城市餐厨垃圾堆肥中细菌种群结构分析[J]. 环境科学学报, 2007, **27**(7): 1151-1156.
- [15] 祝贵兵, 彭永臻, 吴淑云, 等. 碳氮比对分段进水生物脱氮的影响[J]. 中国环境科学, 2005, **25**(6): 641-645.
- [16] 任蔚彬, 胡宝兰, 杜泽俊, 等. 气提式内循环生物反应器处理高浓度含氮废水的研究[J]. 浙江大学学报, 2001, **27**(1): 23-27.
- [17] Abeling U, Seyfried C F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonia wastewater: nitrogen removal via nitrite[J]. Water Sci Technol, 1992, **26**(5-6): 1007-1014.
- [18] 魏琛, 罗国源. FA 和 pH 值对低 C/N 污水生物亚硝化的影响[J]. 重庆大学学报(自然科学版), 2006, **29**(3): 124-127.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性, 论点明确, 文字精炼, 数据可靠. 全文不超过 8000 字(含图、表、中英文摘要及参考文献). 国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示). 作者投稿时请先登陆我刊网站(www.hjks.ac.cn)进行注册, 注册完毕后以作者身份登录, 按照页面给出的提示信息投稿即可.

2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写. 论文各部分的排列顺序为: 题目; 作者姓名; 作者工作单位、地址、邮政编码; 中文摘要; 关键词; 中图分类号; 英文题目; 作者姓名及单位的英译名; 英文摘要; 关键词; 正文; 致谢; 参考文献.

3. 论文题目应简练并准确反映论文内容, 一般不超过 20 字, 少用副标题.

4. 中文摘要不少于 300 字, 以第三人称写. 摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论, 重点是结果和结论. 英文摘要与中文对应, 注意人称、时态和语言习惯, 以便准确表达内容.

5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等. 科普知识不必赘述.

6. 文中图表应力求精简, 同一内容不得用图表重复表达, 要有中英文对照题目. 图应大小一致, 曲线粗于图框, 图中所有字母、文字字号大小要统一. 表用三线表. 图表中术语、符号、单位等应与正文一致.

7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI). 论文中物理计量单位用字母符号表示, 如 mg(毫克), m(米), h(小时)等. 科技名词术语用国内通用写法, 作者译的新名词术语, 文中第一次出现时需注明原文.

8. 文中各级标题采用 1, 1.1, 1.1.1 的形式, 左起顶格书写, 3 级以下标题可用(1), (2)……表示, 后缩 2 格书写.

9. 文中外文字母、符号应标明其大小写, 正斜体. 生物的拉丁学名为斜体. 缩略语首次出现时应给出中文全称, 括号内给出英文全称和缩略语.

10. 未公开发表资料不列入参考文献, 可在出现页以脚注表示. 文献按文中出现的先后次序编排. 常见文献书写格式为:

期刊: 作者(外文也要姓列名前). 论文名[J]. 期刊名, 年, 卷(期): 起页-止页.

图书: 作者. 书名[M]. 出版地: 出版社, 年. 起页-止页.

会议文集: 作者. 论文名[A]. 见(In): 编者. 文集名[C]. 出版地: 出版社(单位), 年. 起页-止页.

学位论文: 作者. 论文名[D]. 保存地: 保存单位, 年份.

报告: 作者. 论文名[R]. 出版地: 出版单位, 出版年.

专利: 专利所有者. 专利题名[P]. 专利国别: 专利号, 出版日期.

11. 来稿文责自负, 切勿一稿多投. 编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节. 在 3 个月内未收到本刊选用通知, 可来电询问. 对未刊稿件一般不退, 请作者自留底稿.

12. 投稿请附作者单位详细地址, 邮编, 电话号码, 电子邮箱等. 编辑部邮政地址: 北京市 2871 信箱; 邮编: 100085; 电话: 010-62941102, 010-62849343; 传真: 010-62849343; E-mail: hjks@cees.ac.cn; 网址: www.hjks.ac.cn