

文章编号:1673-1689(2006)04-0105-04

不同类型污泥接种源培养的好氧颗粒污泥 脱氮性能比较

张蓉蓉, 任洪强*, 张志, 魏翔

(污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京大学 环境学院, 江苏 南京 210093)

摘要: 分别以活性污泥和厌氧颗粒污泥培养的好氧颗粒污泥为对象, 对成熟污泥颗粒的脱氮性能进行了比较研究。结果表明, 颗粒污泥驯化成熟之后, 对氨氮的去除效果维持在 95% 左右, 与其污泥接种源没有明显的相关关系; 对一个降解周期内氮的形态分析表明, 在颗粒污泥存在的反应器内发生了同步硝化反硝化。

关键词: 活性污泥; 厌氧颗粒污泥; 颗粒化; 好氧颗粒污泥

中图分类号: X 78

文献标识码: A

Comparison Study on Different Sludge Cultivated to Aerobic Granules with Capacity of Nitrogen Removal

ZHANG Rong-rong, REN Hong-qiang*, ZHANG Zhi, WEI Xiang

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, The School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: This paper studied nitrification and denitrification of mature aerobic granular which cultivated from activated sludge and anaerobic granular sludge. The results indicated that, after aerobic granular sludge was matured, removal rate of ammonia nitrogen could maintain at 95%; Different forms of ammonia nitrogen was analysed in one degradatic period, and the results showed nitrification and denitrification occurred simultaneously in the reactor filled with aerobic granular.

Key words: activated sludge; anaerobic granular sludge; granulation; aerobic granular sludge; ammonia removal

好氧颗粒污泥的研究始于 20 世纪 90 年代初期^[1], 已有的研究主要集中在以好氧活性污泥作为接种污泥, 围绕颗粒形成的过程、机理以及获得的颗粒的特性等展开研究^[2-5]。作者分别以活性污泥和厌氧颗粒污泥为接种污泥, 对培养成熟的颗粒

污泥的脱氮性能进行了比较分析。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验所用反应器为作者所在实验室自行设计,

收稿日期: 2005-09-02; 修回日期: 2005-11-21.

作者简介: 张蓉蓉(1981-), 女, 江苏溧阳人, 环境工程硕士研究生; * 通讯作者。

万方数据

采用有机玻璃加工而成,反应器容积 1.5 L,有效容积 1 L,高径比 H/D 为 10:1,实验装置见图 1。实验采用两个完全相同的反应器 R1、R2,R1 接种活性污泥,R2 接种厌氧颗粒污泥。采用微孔曝气头进行曝气,控制反应器内 DO 在 2 mg/L 左右,温度控制在 $(25 \pm 2)^\circ\text{C}$ 。

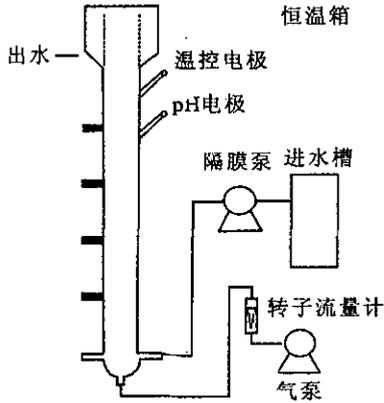


图 1 好氧颗粒污泥培养实验装置图

Fig. 1 Process flow diagram of aerobic granules

1.2 实验用水

实验进水采用醋酸钠为有机碳源,氯化铵、磷酸二氢钾、磷酸氢二钾等无机盐和微量元素配制的模拟废水,COD 为 500 mg/L 左右。

1.3 接种污泥

活性污泥取自城市污水处理厂二沉池回流污泥,其污泥特征为:MLVSS/MLSS = 0.934,SVI = 245 mL/g,接种之前对活性污泥进行必要的预处理。

厌氧颗粒污泥取自工业化 UASB 反应器。厌氧颗粒污泥 MLVSS/MLSS = 0.803,SVI = 26 mL/g,厌氧颗粒呈黑色,粒径 1.5~2.5 mm,接种之前对厌氧颗粒污泥进行淘洗,洗去其中的细小颗粒和絮状悬浮物。

1.4 颗粒化过程的控制

R1、R2 反应器污泥接种后,控制相同的反应条件,研究 R1、R2 反应器的污泥脱氮性能的差异。

1.5 不同污泥接种源培养的好氧颗粒污泥的性状描述

反应器 R1 运行至 30 d 时,活性污泥基本实现颗粒化,此时颗粒污泥外观呈橙黄色,表面光滑,近似圆形或椭圆形,污泥浓度达到 7.3 g/L,SVI 值在 35~45 mL/g 范围内波动。

反应器 R2 内接种的厌氧颗粒污泥直到成功转化为好氧颗粒污泥,污泥的外在形态没有发生明显变化,其外表面颜色由黑色变为褐色,然后是灰白色。厌氧颗粒污泥向好氧颗粒的转变则经历了外

在形态的保持,颗粒颜色和内部微生物种群转变的过程。

1.6 分析项目与方法

DO: YSI MODEL58 型溶解氧测定仪测定; NH_4^+-N : 采用纳氏试剂分光光度法^[7]; NO_2^--N : 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法^[7]; NO_3^--N : 采用酚二磺酸分光光度法^[7]。

2 结果与讨论

2.1 不同类型接种污泥颗粒化过程 R1、R2 脱氮性能的对比研究

考察了颗粒化过程反应器的脱氮性能。污泥接种后,启动初始进水 NH_4^+-N 质量浓度维持在 60 mg/L 左右。视运行情况来确定提高 NH_4^+-N 负荷,具体控制措施为:当 NH_4^+-N 去除率大于 80%,且呈不断上升的趋势时,开始提高负荷;负荷提高后,稳定运行 2~3 d 再测定 NH_4^+-N 的浓度,负荷提高幅度一般为 10%~30%。

2.1.1 不同类型接种污泥颗粒化过程中进水氨氮去除的比较分析 从污泥接种开始,对进、出水中的 NH_4^+-N 进行连续的监测,得到一系列的曲线见图 2、3。图 2 和图 3 分别表示了两种接种污泥颗粒化过程中,反应器进、出水氨氮质量浓度的变化。

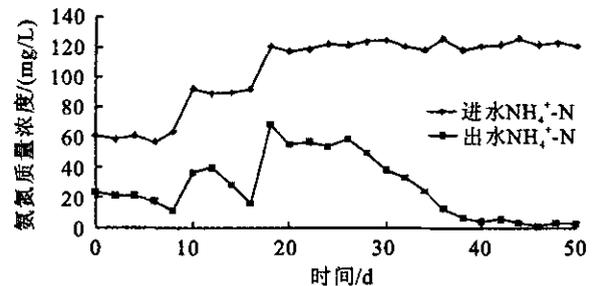


图 2 R1 反应器进出、水中氨氮的浓度的变化

Fig. 2 Ammonia nitrogen in inlet/outlet of R1 reactor

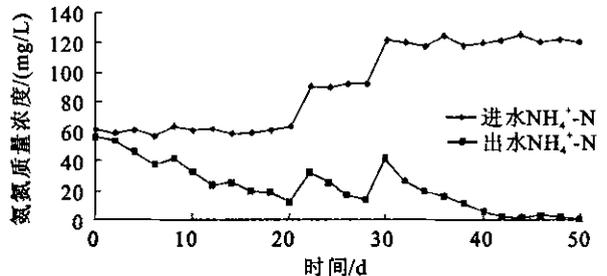


图 3 R2 反应器进出、水中氨氮质量浓度的变化

Fig. 3 Ammonia nitrogen in inlet/outlet of R2 reactor

从图 2 可以看出,在反应器 R1 内,氨氮负荷的提高经历了 3 个浓度阶段(60, 90, 120 mg/L),而氨氮的去除率也在负荷提高之后出现短暂的下降。在实验的第 8 天,氨氮去除率为 81.6%,之后在第

12天,提高进水氨氮质量浓度为88.4 mg/L,由于提高浓度产生的冲击,当天的氨氮去除率下降到54.9%,到了第16天,氨氮去除率再次超过80%,在第18天又一次提高进水氨氮质量浓度到120.5 mg/L,而氨氮去除率也从当天的40.3%上升到第26天的51.4%,之后氨氮去除率逐渐提高,到第40天基本维持在95%左右。这表明,颗粒污泥的培养成熟,同时成熟的好氧颗粒污泥能够滞留更多的微生物,为反硝化反应的进行提供了载体。与之相比较,图3的结果表明,反应器R2内氨氮负荷提升较慢,这正是培养过程厌氧颗粒污泥内部厌氧微生物种群逐渐向好氧微生物转变,硝化细菌缓慢累积过程的具体表现。在接种的第4天,氨氮去除率只有23.89%,到第12天,氨氮去除率上升到61.64%,直到第20天,氨氮去除率突破80%。从第22天开始,提高进水氨氮质量浓度到90.68 mg/L,而氨氮去除率从第22天的64.53%上升到第28天的85.24%。从第30天开始,进水氨氮质量浓度提高到121.64 mg/L,氨氮去除率为65.18%,第34天氨氮去除率达到82.87%,之后氨氮去除率逐渐稳定提高,第46天开始基本维持在95%左右,这表明,不同污泥接种源培养好氧颗粒污泥,成熟颗粒污泥对氨氮的去除率相差不大,与接种的源污泥没有明显的相关关系。

2.1.2 不同类型接种污泥在颗粒化过程中进出水氮的形态变化 图4和图5分别表示了在颗粒化过程中,两个反应器R1、R2进、出水中氮的3种形态的浓度。

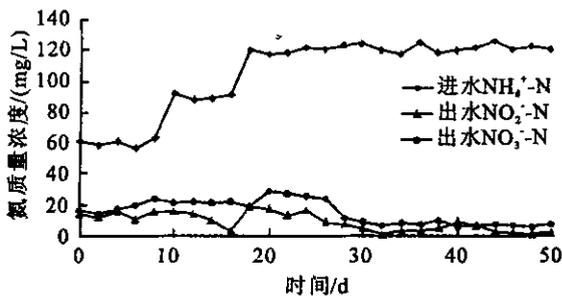


图4 反应器R1内进、出水中氮的形态变化

Fig. 4 Different forms of ammonia nitrogen in inlet/outlet of R1 reactor

活性污泥接种后,反应器R1的进水 NH_4^+-N 去除率为61.7%,而TN去除率仅为11.6%。经过8d的运行, NH_4^+-N 去除率达到81.6%,因此,从第9天开始,将进水 NH_4^+-N 质量浓度提高到90 mg/L。运行至第16天,进水 NH_4^+-N 去除率再次超过80%,TN去除率也达到54.5%,从第17天起再次提高进水 NH_4^+-N ,达到120 mg/L左右。到

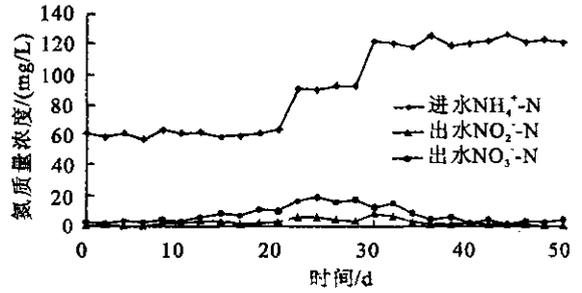


图5 反应器R2内进、出水中氮的形态变化

Fig. 5 Different forms of ammonia nitrogen in inlet/outlet of R2 reactor

第46个运行日,反应器出水 NH_4^+-N 低于5 mg/L, NH_4^+-N 去除率达到95%。与反应器R1相比,反应器R2的氨氮负荷提升较慢。从图5可以看出,随着反应器进水氨氮负荷的升高,出水 NH_4^+-N 质量浓度波动较小, NH_4^+-N 去除率和TN去除率均呈现缓慢上升的趋势。从第30天开始提高进水氨氮质量浓度到120 mg/L,第38天开始,R2反应器对进水氨氮的去除率达到了90%,之后一直维持在95%左右。

由于反应器R1接种污泥为絮状活性污泥,在控制曝气量的情况下,基本处于完全混合状态,不能满足反硝化过程的反应条件,故总氮去除率仍然较低。而经过8天之后,反应器出水 NH_4^+-N 浓度降低,说明随着反应器内微小颗粒污泥的出现,颗粒的外表面处于好氧环境,积累了一定数量的硝化细菌,随着颗粒的粒径的增大,从颗粒外部到颗粒内部,溶解氧的传递受到阻碍,容易形成兼氧/厌氧区域,为反硝化菌的存在提供了前提条件,也为反硝化反应的进行提供了基本条件,从而促进反应器脱氮性能的提高^[6-7]。反应器R2的氨氮负荷提升较慢,这也是培养过程厌氧颗粒污泥微生物种群逐渐转变,硝化细菌缓慢累积过程的具体表现。随着厌氧颗粒污泥成功实现向好氧颗粒污泥的转变,颗粒表面积聚了大量硝化细菌,内部积累了反硝化菌,为颗粒污泥实现同步硝化反硝化提供了条件^[8]。

在整个试验过程中, NO_x-N 没有发生较高浓度积累,且同时氮的总量在下降,这说明由于反应器内的污泥以颗粒形态存在,不仅能提高系统抗冲击负荷能力,而且成熟好氧颗粒污泥内部的厌氧微环境为同步硝化反硝化的顺利进行提供了条件,使反应器TN的去除率大大提高,从而实现了好氧颗粒污泥高效生物脱氮。

2.2 成熟好氧颗粒污泥脱氮行为的分析

为了更进一步考察好氧颗粒污泥在生物脱氮

过程中的降解行为,取适量的好氧颗粒污泥进行间歇实验。即预先配好已知氨氮浓度的基质,在控制的条件下进行降解,每隔1h取水样测定出水中氮的各种形态的质量浓度,考察在整个脱氮过程中氮的各种形态的浓度变化,结果见图6,7。

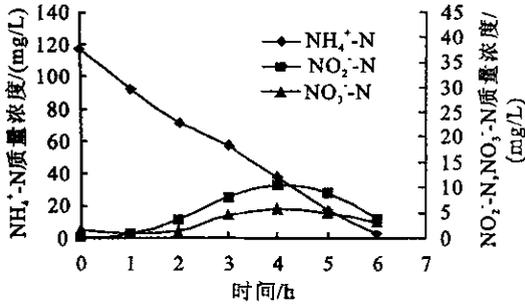


图6 反应器R1一个降解周期进、出水中氮形态变化曲线

Fig. 6 $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ profiles in one degradation period in R1 reactor

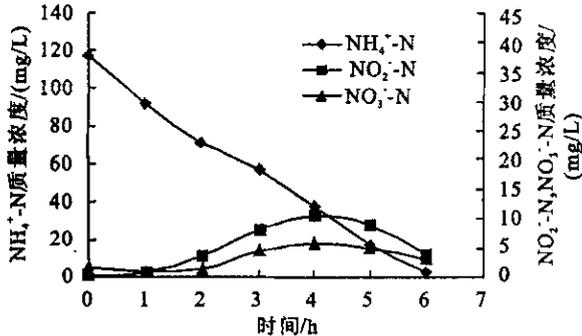


图7 反应器R2一个降解周期进、出水中氮形态变化曲线

Fig. 7 $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ profiles in a degradation period in R1 reactor

从图6和图7可以看出,在一个典型的降解周期内, $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度随运行时间呈明显的下降趋势,在5h内有85%左右被降解;与此同时,随着反应的进行,氨化菌和硝化菌对基质的降解,出水中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 在第4小时有较明显的积累,到了第5小时,出水中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 质量浓度开始下降,且一直维持在较低范围内。这

参考文献:

- [1] 郑俊华. 好氧颗粒污泥:新一代的污水生物处理技术[C]. 第一届污染控制与资源化全国学术会议论文集. 上海:同济大学,2004.
- [2] Morgenroth E, Sherden T, Van Loosdrecht M C M, et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor [J]. *Wat Res*, 1997, 31(12): 3191-3194.
- [3] Tay J H, Iiu Q S, Liu Y. Aerobic granulation in sequential sludge blanket reactor [J]. *Wat Sci Tech*, 2002, 46(4-5): 13-18.
- [4] 竺建荣, 刘纯新. 好氧颗粒污泥的培养及理化特性的研究 [J]. *环境科学*, 1999, 20(2): 38-41.
- [5] 王强, 陈坚, 堵国成. 选择压法培育好氧颗粒污泥的试验 [J]. *环境科学*, 2003, 24(4): 99-104.

表明由于好氧颗粒污泥的存在,模拟废水中的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 由水相扩散到颗粒污泥表面,首先被外侧的硝化细菌氧化成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$,随即位于同一颗粒污泥兼氧/厌氧区内的反硝化细菌利用从废水中扩散至颗粒内的碳源,将 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 还原,直接以气态最终产物形式去除,实现了同步硝化反硝化生物脱氮。

以上分析表明,存在颗粒污泥的反应器内发生了同步硝化反硝化反应。

颗粒污泥的结构特点,形成了有利于同步硝化反硝化的微环境^[6]。由于溶解氧扩散的限制,在颗粒内部产生溶解氧浓度梯度,即颗粒的外表面溶解氧浓度高,以好氧硝化菌及氨化菌为主,深入颗粒内部,氧传递受阻及外部氧的大量消耗,产生缺氧/厌氧区,反硝化菌占优势,从而为实现同步硝化反硝化提供了合适的载体。另一方面,颗粒污泥内部的微生物多样性,也为实现同步硝化反硝化提供了基础。

3 结论

1) 对进水氨氮的去除效果,不同污泥接种源培养的好氧颗粒对进水氨氮的去除率都维持在95%左右,这表明,不同污泥接种源培养的成熟颗粒污泥对氨氮的去除率相差不大,与接种的源污泥没有明显的相关关系。

2) 好氧活性污泥反应器的负荷提升较快,可能与其中微生物的生长环境没有改变有关;而接种厌氧颗粒污泥的反应器 $\text{NH}_4\text{-N}$ 负荷提升较慢,这也是培养过程中厌氧微生物种群逐渐向好氧微生物转变,硝化细菌缓慢累积过程的具体表现。

3) 通过分析一个降解周期内好氧颗粒污泥的脱氮行为,证明存在颗粒污泥的反应器内发生了同步硝化反硝化反应。好氧颗粒污泥自身的结构特点为同步硝化反硝化的实现提供了载体。

表 1 邻苯三酚用量值与 ΔA 的关系Tab. 1 The relation between o-trihydroxybenzene ΔA and it's amounts

邻苯三酚用量/ μL	A_1	A_2	$\Delta A/(OD/\text{min})$
4.0	0.014	0.037	0.023
6.0	0.043	0.092	0.049
8.0	0.062	0.133	0.071
10.0	0.092	0.186	0.094
12.0	0.136	0.265	0.129

表 2 标准 SOD 进样量与 ΔA 的关系Tab. 2 The relation between standard SOD amounts and ΔA

标准 SOD 进样量/ μL	$\Delta A/(OD/\text{min})$
10.0	0.052
10.5	0.046
11.0	0.040
11.5	0.035
12.0	0.029

根据式(1)及(2)计算得标准 SOD 实测活力及校正系数: $C_{\text{标实}}=434.8 \text{ U/mL}$, $K=0.91$ 。

控制余甘子口服液的样品进样量,使邻苯三酚自氧化速率变化 ΔA 值约为 0.035,平行测定 5 次,取其平均值,计算口服液样品的类 SOD 活力,结果见表 3。

表 3 样品进样量与 ΔA 的关系Tab. 3 The relation between sample amounts and ΔA

样品	进样量 $V/\mu\text{L}$	$\Delta A/(OD/\text{min})$	$C_{\text{样实}}/(\text{U}/\text{mL})$	平均 $C_{\text{样实}}/(\text{U}/\text{mL})$	$C/(\text{U}/\text{mL})$	平均标准偏差/ (U/mL)	相对标准偏差/ $\%$
1	12.2	0.036	409.8				
2	12.3	0.035	406.5				
3	12.4	0.035	403.2	403.3	367.0	3.9	0.97
4	12.5	0.035	400.0				
5	12.6	0.034	396.8				

余甘子的鲜果或加工保健食品,因其口感好、无异味、纯天然,是广大消费者清凉解暑、四季保健的最佳果品。作者研究的余甘子功能口服液加工方法合理,口味纯正,营养丰富,适合于各种人群,尤其是可作为运动员饮料,已经受到广大消费者喜爱,是一种值得推广的新型保健品。目前,云南省的余甘子尚未被充分开发,资源利用率低,随着经济发展,它具有良好的市场前景,应加强余甘子的基础应用研究和开发的力度,提高其附加值。

参考文献:

- [1] 吴雪辉,谢洁芳,黄永芳. 余甘子的化学成分和保健功能作用[J]. 中国野生植物资源,2003,(22)6:69-71.
- [2] 赵苹,刘凤书. 余甘子营养成分及果脯加工的研究[J]. 食品工业科技,1997,(4):71-72.
- [3] Barthaur N N. Chemical analysis of the emblic (*Phyllanthus emblica*) and its potential as a food source [J]. *Scientific Horticultural*, 1991, 47 (1-2): 99-105.
- [4] 李绍家. 滇橄榄系列产品抗衰老作用研究[J]. 食品科学,1998,(5):33-35.

(责任编辑:李春丽)

(上接第 108 页)

- [6] 李小明,谢珊. 好氧微生物颗粒污泥脱氮机理[J]. 净水技术,2004,23(3):29-31.
- [7] 阮文权,陈坚. 同步脱氮好氧颗粒污泥的特性及其反应过程[J]. 中国环境科学,2003,23(4):380-384.
- [8] 胡林林,王建龙,文湘华. SBR 中厌氧颗粒污泥向好氧颗粒污泥的转化[J]. 环境科学,2004,25(4):74-77.
- [9] 国家环保局. 水和废水监测分析方法(第 3 版)[M]. 北京:中国环境科学出版社,1989.
- [10] 美国公共卫生协会、美国自来水厂协会、水污染控制联合会. 水和废水标准分析法(第 15 版)[M]. 宋仁元等译. 北京:中国建筑工业出版社,1985.
- [11] Joanna Surmacz-Gorska. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate(OUR) measurements[J]. *Wat Res*,1996,30(5):1228-1236.
- [12] 蓝惠霞,陈中豪,陈元彩. 影响好氧颗粒污泥形成和性能的因素分析[J]. 环境保护,2004,(5):28-31.

(责任编辑:李春丽)