

复合生物反应器中两相微生物硝化特性比较*

吴立波 王建龙 黄霞 张淼 钱易

(清华大学环境科学与工程系环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084, E-mail: wulb5@263.net)

摘要 采用间歇式复合生物反应器处理人工配制的氨氮废水, 进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度约为 160mg/L , HRT 为 12h, SRT 为 10d, N_V 可达 $0.15\text{g}/(\text{L} \cdot \text{d})$. 重点比较了反应器中附着相和悬浮相微生物的硝化特性. 结果表明, 此时悬浮相和附着相微生物比 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解速率分别为 0.68 和 $0.53\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$, 附着相微生物的硝化活性稍低于悬浮相微生物. 但当苯酚、喹啉、吡啶等毒性有机物存在时, 附着相微生物抗有机物抑制能力明显强于悬浮相微生物.

关键词 复合反应器, 硝化, 悬浮相微生物, 附着相微生物, 有机物抑制.

Nitrification Characteristics of the Suspended and Attached Microorganisms in Hybrid Biological Reactor*

Wu Libo Wang Jianlong Huang Xia Zhang Miao Qian Yi

(Environmental Simulation and Pollution Control State Key laboratory, Dept. of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China E-mail: wulb5@263.net)

Abstract Artificial ammonia wastewater was treated with a batch hybrid biological reactor, concentration of influent $\text{NH}_3\text{-N}$ being about 160mg/L , HRT being 12h, SRT being 10d, N_V may reach $0.15\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$. The emphasis was put on comparison between nitrification characteristics of the suspended microorganism and that of the attached microorganisms in the reactor. The results reviewed that the attached microorganism showed a little lower nitrification activity than the suspended microorganism, with specific degradation rate of $\text{NH}_3\text{-N}$ was respectively 0.53 and $0.68\text{g}/(\text{g} \cdot \text{d})$, but higher ability of resistance to inhibition of toxic organic compounds for the attached microorganism was found, while phenol, quinoline or pyridine existed.

Keywords hybrid biological reactor, nitrification, suspended microorganism, attached microorganism, organic inhibition.

复合式生物反应器容积负荷高、耐冲击负荷能力强、运行稳定,特别是对有毒物质抵抗力增强^[1,2]. 目前,此工艺已广泛用于提高传统工艺的硝化和生物毒性物质降解的能力^[3~5]. 如何提高硝化菌抵抗共存有机物抑制性的影响,达到良好的硝化效果一直是人们致力研究的课题^{6,7]}. 本工作用以陶粒为载体的间歇式复合生物反应器处理 $\text{NH}_3\text{-N}$ 废水,并研究比较反应器中附着相和悬浮相两相污泥的硝化活性及抗有机物抑制的能力.

1 实验装置与方法

1.1 复合生物反应器及其运行

复合生物反应器采用间歇式生物流化床. 反应器高 400mm、内径 100mm, 内设有直径 65mm 的套筒, 有效容积 3.0L. 载体采用粒径

0.6~0.9mm 的陶粒,投加量为 10g/L . 反应器底部设有微孔曝气头,曝气量 $0.08\text{m}^3/\text{h}$. 由控温棒控制反应温度为 $26\sim 30^\circ\text{C}$.

接种污泥为本实验室硝化实验所得. 试验用水(自来水人工合成 $\text{NH}_3\text{-N}$ 废水)成分: NH_4Cl 600mg/L, NaHCO_3 500mg/L, K_2CO_3 1000mg/L, K_2HPO_4 152mg/L, KH_2PO_4 60mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度约为 160mg/L . 反应器间歇运行. 初期,运行周期为 24h,反应时间 23h,沉淀、换水时间 1.0h,每次换水量为 1.5L. 随着反应器内硝化菌的增殖,周期改为 12h,反应 11h,沉淀、换水 1.0h,每次换水 1.0L. 此阶段每天排

* 国家“九五”科技攻关项目(The National Key Science and Technology Project during the Ninth Five-year Plan Period): 96-909-05-03, 国家自然科学基金资助项目
吴立波: 男, 30 岁, 博士生
收稿日期: 1998-10-25

泥 300ml, 排泥时将所排出的陶粒与悬浮污泥分离后投回反应器, 维持悬浮相污泥龄为 10d. 运行 2 月后, 反应器趋于稳定.

1.2 污泥硝化活性的测定

污泥硝化活性以单位时间单位重量污泥的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解量表示, $\text{NH}_3\text{-N}$ 检测方法采用纳氏试剂法. 悬浮相污泥从反应器取出后, 浓缩、经生理盐水洗涤 3 次, 分散于蒸馏水中. 附着有硝化菌的陶粒从反应器中取出少量, 用生理盐水洗涤 3 次后置于蒸馏水中. 测定活性时将陶粒用滤纸吸干、称重, 以保证每次所取污泥量大致相等. 污泥量以挥发性悬浮固体(VSS)计.

测试采用 100ml 锥形瓶, 加入无机培养基 50ml、一定量菌种、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 溶液, 稀释到 100ml. 为测硝化菌抗共存有机物抑制的能力, 在试验中还加入了一定浓度的有机物. 无机培养基含 NaHCO_3 、 K_2CO_3 和磷酸盐等, 其目的是调节碱度, 使反应过程中 pH 维持在 7.5 左右, 同时提供微生物生长所需的磷及其它金属离子. $\text{NH}_3\text{-N}$ 溶液以 NH_4Cl 配制, 反应开始时 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度约 100mg/L. 将锥形瓶在 28℃、200r/min 摇床上振荡, 定时取样测定 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度.

2 结果与讨论

2.1 复合反应器的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解效果

复合反应器运行 2 个月后, 悬浮相污泥浓度达 329mg/L; 陶粒载体浓度为 10g/L, 单位陶粒上附着污泥量为 10.4mg/g, 则固定相污泥浓度折合为 104mg/L. 此时, 反应器中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 随时间的降解情况如图 1 所示. $\text{NH}_3\text{-N}$ 容积去除负荷(N_v)可达 0.15g/(L·d).

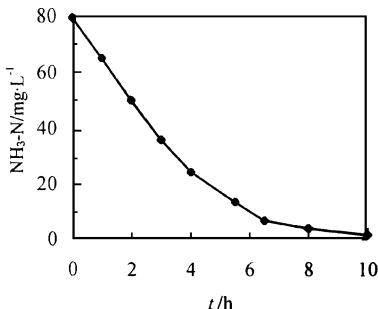


图 1 复合反应器中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解曲线

2.2 两相污泥硝化活性比较

从反应器中取出适量的两相污泥, 分别进行了降解氨氮配水的试验. 试验结果见图 2. 由图 2 可见, 随着降解时间的增加, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度呈直线降低, 表明硝化过程可以近似为零级反应过程, 在一定浓度范围内硝化速率与浓度无关, 这与报道的结果相一致^[8,9]. 因此, 可以硝化速率来表征硝化活性. 测定过程中, 悬浮相污泥浓度 329mg/L, 附着相污泥折合浓度 276mg/L. 分别计算悬浮相和附着相污泥的比 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解速率为 0.68g/(g·d) 和 0.53g/(g·d). 后者的硝化活性稍低于前者, 主要是因为传质阻力的影响.

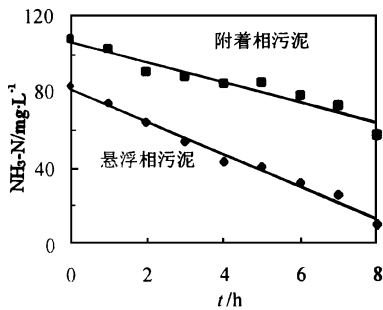


图 2 两相污泥硝化活性比较

2.3 有机物对两相污泥硝化活性抑制的比较

以焦化废水中几种典型有机物为代表. 某种有机物对硝化活性的抑制率定义为: $\beta = (A - B)/A$. A: 不加有机物情况下某时刻污泥的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解量. B: 加入某种有机物情况下同一时刻污泥的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解量.

(1) 不同浓度苯酚的抑制 抑制率见图 3.

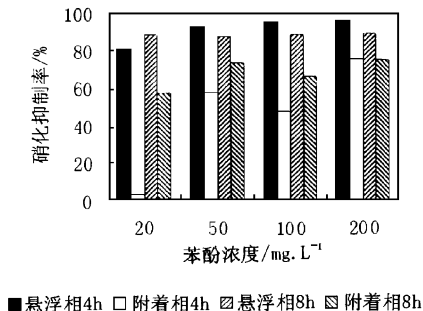


图 3 不同浓度苯酚的硝化抑制率

当反应时间为 4h 时, 在苯酚浓度为 20mg/L 时, 其对悬浮相污泥的硝化活性抑制率就超

过了 80%, 并随苯酚浓度的增加而升高. 苯酚浓度为 200mg/L 时, 有机物的抑制率达 95% 左右. 与悬浮相污泥相比较, 附着相污泥的硝化活性受苯酚的抑制较小. 苯酚浓度为 20mg/L 时, 苯酚对附着相硝化活性的抑制率在 5% 以下. 随着苯酚浓度的增加, 苯酚对附着相污泥的硝化抑制率增加, 在苯酚浓度达 200mg/L 时, 抑制率为 75%. 由此可见, 附着相硝化菌较悬浮相在抗苯酚抑制的能力方面有明显的优势, 在中低浓度(20~100mg/L) 时尤为明显.

当反应时间为 8h 时, 悬浮相硝化菌在不同浓度苯酚下抑制率几乎没有差别, 都在 85% 左右. 而附着相硝化菌在 20mg/L 苯酚作用下抑制率明显低于其它情况, 在 50mg/L~200mg/L 苯酚浓度下则差别不大, 都在 70% 左右.

比较 2 种反应时间下的试验结果, 对悬浮相污泥而言, 有机物对硝化活性的抑制率受反应时间的影响不大; 但对附着相污泥来说, 反应时间则有较大影响. 反应时间越短, 两相污泥活性抑制率之间的差异越大.

同样, 对邻甲酚对两相污泥的硝化活性的抑制特征也进行了试验. 其结果与苯酚的相类似, 抑制率略低于同等浓度苯酚的抑制率.

(2) 不同浓度氮杂环类物质的抑制 不同浓度喹啉、吡啶在反应时间为 4h 时对两相污泥硝化活性的抑制率见图 4 和图 5.

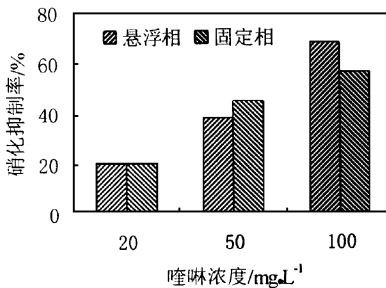


图 4 不同浓度喹啉硝化抑制率

喹啉对两相硝化菌的抑制率都随着喹啉浓度增加而增加. 20mg/L 和 50mg/L 喹啉对两相硝化菌的抑制率相近, 而 100mg/L 喹啉对悬浮相的抑制率比对附着相的抑制率高 10%. 与喹啉相比, 吡啶对两相硝化菌的抑制率都较小,

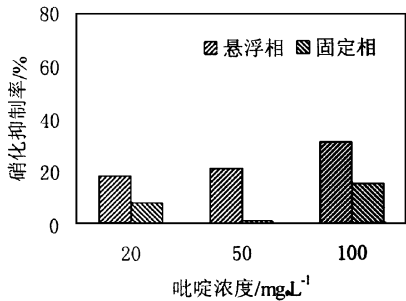


图 5 不同浓度吡啶硝化抑制率

但附着相硝化菌所受的抑制明显低于悬浮相硝化菌所受的抑制. 比较图 3、图 4 和图 5 可见, 氮杂环类物质对硝化菌活性的抑制大大低于酚类物质对硝化菌活性的抑制.

以上附着相污泥表现出的较强抗有机物抑制能力与附着相微生物生长的微环境有关. 对于附着在载体上生物膜内部的微生物, 反应器液相中的基质以及共存有机物需通过扩散才能进入与之反应. 由于这种扩散作用, 造成生物膜从外向内污染物浓度递减. 因此, 生物膜内部微生物所直接接触的抑制性物质浓度比反应器混合液中的低, 由此导致抑制性有机物的毒性减弱. 随着反应时间的延长, 扩散的不断进行, 进入生物膜内的抑制性物质的浓度增加, 对微生物产生的抑制性将逐渐增强.

悬浮相污泥处于悬浮分散状态, 与污染物反应的速度快, 如果污染物有毒性, 将迅速受到较强毒害, 并且受反应时间影响较少.

2.4 两相污泥的电镜观察

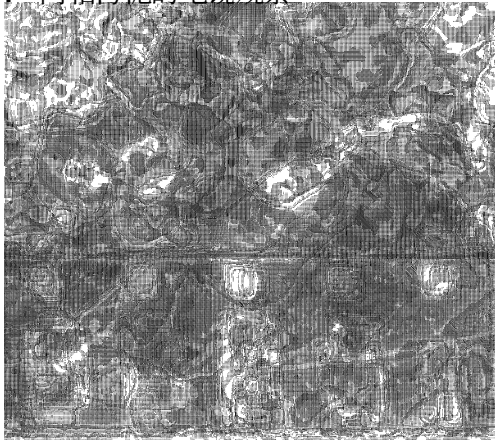


图 6 附着相硝化菌

两相污泥的电镜照片如图6和图7. 由图可见, 微生物以短杆菌为主, 也有少量球菌. 两相菌种形态相近, 但附着相菌种球菌稍多些, 而且, 所分泌的细丝更多, 通过这些细丝菌种粘附在陶粒上. 两相污泥硝化活性上的差异是否与微生物种属有关, 尚须进一步深入研究.

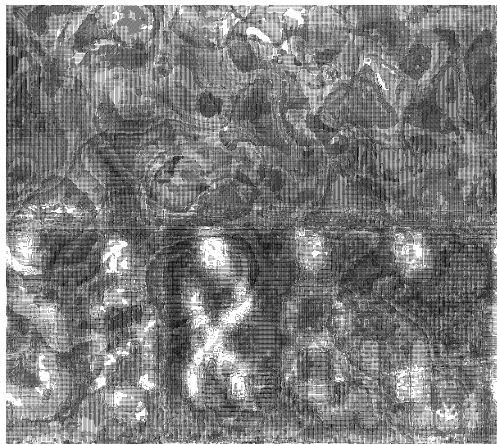


图7 悬浮相硝化菌

图8是陶粒的外观电镜照片, 可见陶粒上有大量孔隙, 有一些孔隙的孔径比较大, 有利于微生物的附着生长. 图9是其中一个较大孔隙中的微生物的生长情况, 可见孔隙内有大量的微生物繁殖. 而对陶粒表面的电镜观察发现附着的微生物甚少.

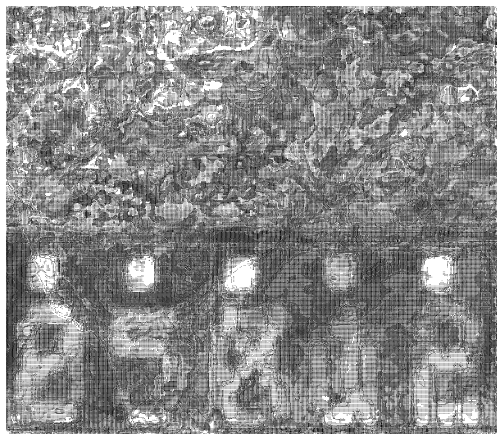


图8 生物载体陶粒外观

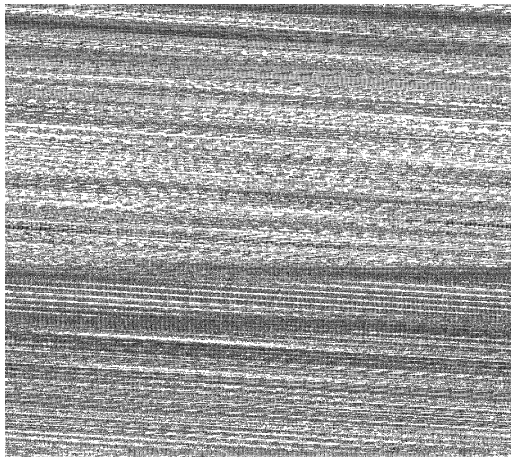


图9 陶粒上孔隙外观

水, 控制悬浮相污泥龄10d, $\text{NH}_3\text{-N}$ 容积去除负荷可达 $0.15\text{g}/(\text{L} \cdot \text{d})$.

(2) 复合反应器中附着相硝化菌活性虽较悬浮相硝化菌稍低, 然而对毒性有机物的抑制具有较强的抗性.

(3) 通过电镜观察, 两相微生物在形态上无明显差异. 多孔结构的陶粒内空隙中附着相微生物生长良好.

参 考 文 献

- 1 王建龙等. 复合生物反应器处理废水的研究及进展. 工业水处理, 1997, **17**(1): 58~60
- 2 Tyagi R D et al. Wastewater Treatment by Immobilized Cells. Florida: CRC press, 1990. 103~134
- 3 Hogrefe W. Biotreatment of s-Triazine-containing wastewater in a fluidized bed reactor. Biotech. & Bioeng., 1986, **28**(8): 1577~1587
- 4 林铸炉等. 普通活性污泥法系统曝气池中投加浮动填料提高硝化能力的研究. 环境科学, 1998, **19**(1): 62~65
- 5 王磊等. 固定化硝化菌去除氨氮的研究. 环境科学, 1997, **18**(2): 18~20
- 6 Hockenbury M R et al. Inhibition of Nitrification Effects of Selected Organic Compounds. Journal WPCF, 1977, **49**(6): 768~777
- 7 文一波等. 焦化废水生物脱氮研究. 环境科学, 1992, **13**(3): 45~50
- 8 顾夏声. 废水生物处理数学模式(第二版). 北京: 清华大学出版社, 1993. 200
- 9 Barnes D & Bliss P J. Biological control of nitrogen in wastewater treatment. E&F. N. Spon Ltd, 1983. 32~33

3 结论

(1) 间歇式复合反应器处理人工 $\text{NH}_3\text{-N}$ 配