

## 短程硝化反硝化工艺处理低 C/N 垃圾渗滤液\*

李 军<sup>1</sup> 彭 锋<sup>1</sup> 何建平<sup>2</sup> 刘 红<sup>2</sup> 孟光辉<sup>2</sup>  
王 磊<sup>1</sup> 陈 刚<sup>1</sup> 杜文利<sup>3</sup> 金永祥<sup>1</sup>

(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 100022;

2. 北京市城市节水用水管理中心,北京 100036; 3. 北京市六里屯卫生填埋场,北京 100094)

**摘要** 针对本试验垃圾渗滤液的水质特点和传统生物脱氮工艺存在的问题,结合目前国内外在该方向的研究现状,提出短程硝化反硝化处理垃圾渗滤液的新工艺。通过控制曝气池内溶解氧浓度平均在 2.0 mg/L,温度(30±2)℃,实现了稳定的亚硝氮积累和较高的氨氮去除率,亚硝化率和氨氮去除率分别维持在 83%和 85%左右。试验结果表明,该工艺与传统生物脱氮工艺相比,污泥负荷明显增加,耗氧量和反硝化所需碳源减少,反硝化效率和速率明显提高,从而总氮去除率也显著提高。

**关键词** 生物脱氮 垃圾渗滤液 低 C/N 短程硝化反硝化

## 0 引言

原生垃圾渗滤液经厌氧处理后,由于大部分易生物降解的有机物被降解掉,而有机氮化合物经氨化作用转化为氨氮,使得氨氮浓度升高而导致 C/N 偏低,采用常规的生物脱氮工艺总氮去除率较低<sup>[1]</sup>。

采用 A/O 工艺处理垃圾渗滤液时,常常由于缺氧池内碳源不足,反硝化不完全,部分 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 仅转化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 而没有被进一步还原为 N<sub>2</sub>,而这部分 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 在好氧池内又被氧化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N,无谓的增加了碳源和氧的消耗,使得水力停留时间加长,而总氮去除率并没有提高。

如果能控制硝化阶段 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 长久稳定地积累,并在缺氧池内脱除 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N,则既可减少好氧池内氧的消耗量,又可减少缺氧池内反硝化所需碳源,从而提高反硝化速率和总氮去除率<sup>[2]</sup>。

实现短程硝化的关键是使硝化过程终止于亚硝氮阶段,这不仅需要抑制亚硝氮的氧化,还要使氨氮氧化不受影响。影响亚硝氮积累的因素主要有温度、DO、pH、游离氨和污泥龄等。从实际可行性和经济合理性两方面考虑,本研究主要考察 DO 和温度对氨氮去除和亚硝氮积累的影响。

## 1 试验装置及试验条件

## 1.1 试验装置及工艺流程

如图 1,本试验模型由缺氧(A)-好氧(O)生物反

应器和竖流式沉淀池组成,材质为有机玻璃。A/O 生物反应器分 2 个廊道,每个廊道长 118 cm、宽 21 cm,高 72 cm,有效水深 51 cm,有效容积 116 L。沿池长方向上每隔 19.6 cm 设置一对竖直向插槽,并配以相应的隔板,可以将整个反应器沿池长方向分成若干个小格,在每个隔板上开一个直径为 25 mm 的圆孔,安放时使相邻圆孔上下交错,有助于整个反应器内形成推流。

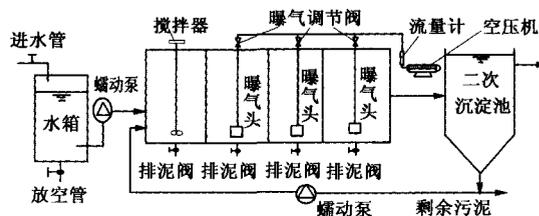


图 1 试验流程示意图

本工艺流程的特点:①采用前置反硝化,优先保证了碳源的利用,不但有利于反硝化,不会因过高的有机物浓度对后续自养硝化菌产生影响,而且由于反硝化产生碱度,硝化需要碱度,有利于硝化的顺利进行<sup>[3]</sup>;②按短程硝化反硝化运行,此工艺可节省 25% 的耗氧量和 40% 的反硝化碳源<sup>[4]</sup>,另外,Charles<sup>[5]</sup>等人在对反硝化过程的研究中发现:在亚硝化型脱氮过程中,反硝化碳源不再为硝酸盐还原菌优先利用,加速了反硝化速率;③改变传统的污泥和硝化液各自回流至缺氧段,采用污泥和硝化液一起回流至缺氧段,降低了运行费用,避免内循环硝化液中的 DO 对反硝化进程的影响。

\* 国家基金(50678008),北京市基金(8052005),北京市节水办项目(KQ0403200394)

## 1.2 试验水质

试验用水由上流式厌氧污泥床反应器出水和原生渗滤液按一定比例混合,试验用水水质如表1所示。

表1 试验用水水质 mg/L(pH除外)

COD <sub>Cr</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	水温/℃	TN	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	碱度	pH
2 500~6 000	1 000~2 000	0~5	5~20	1 200~2 400	0~5	9 000~15 000	7.5~8.4

## 2 试验运行效果与分析讨论

### 2.1 硝化污泥的培养

接种污泥取自北京市六里屯卫生填埋场渗滤液处理系统的好氧池内,培养阶段每天都接种污泥,采用逐步增大负荷的方法培养。在开始阶段,控制反应器内水温(30±2)℃,好氧池内DO平均3.5 mg/L<sup>[6]</sup>,通过提高进水氨氮浓度和减小水力停留时间,经过24 d的培养,氨氮的容积负荷从0.18 kg/(m<sup>3</sup>·d)逐步增大到1.58 kg/(m<sup>3</sup>·d),当氨氮的容积负荷达到1.58 kg/(m<sup>3</sup>·d)时,同时测定氨氮的去除率,此时氨氮的进水浓度1 473 mg/L,而出水浓度58 mg/L,达到了96%的氨氮去除率,此时认为污泥已经培养成熟,污泥浓度达到4 000 mg/L。由于硝化污泥培养阶段DO平均保持在3.5 mg/L,因此,出水中亚硝氮浓度很低,不超过10 mg/L。

### 2.2 DO对曝气池内氨氮去除率和亚硝化率的影响

当硝化污泥培养成熟后,在保持温度为(30±2)℃,曝气池进水氨氮平均浓度450 mg/L(由于污泥和硝化液回流的稀释作用),进水COD<sub>Cr</sub>平均浓度2 000 mg/L左右(由于稀释作用和缺氧段反硝化已消耗约60%的COD<sub>Cr</sub>),氨氮的容积负荷在0.6~1.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)条件下,改变DO浓度来考察DO对氨氮硝化和亚硝化率的影响,结果见图2。当DO平均

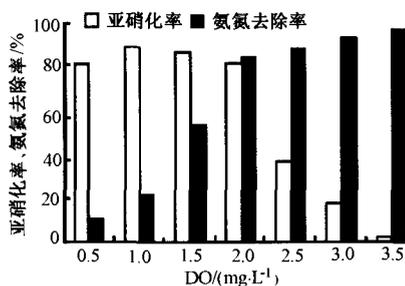


图2 不同DO下曝气池内氨氮去除率和亚硝化率的变化情况  
浓度在1.0 mg/L时,亚硝化率达到最大,但是在该浓度下,氨氮的去除受到影响。因此,选择曝气池内DO平均浓度2.0 mg/L,这样既促进了亚硝氮的积累,又能保持较高的氨氮去除率,此时的亚硝化率和氨氮去除率分别为82%和85%。

### 2.3 不同温度对硝氮、亚硝氮生成速率的影响

为了考察不同温度对硝氮、亚硝氮平均生成速率的影响,此时关闭进水泵和回流泵,在不同温度条件下,采用SBR式的运行工况,每次先将曝气池的上清液排空,然后一次性将曝气池加水至有效水深,此时氨氮浓度1 200 mg/L左右,COD<sub>Cr</sub>浓度3 000 mg/L左右,控制曝气池内平均DO=2.0 mg/L,污泥浓度4 000 mg/L左右,分别在10、15、20、25、30、35、40、45℃时,且工况运行稳定后计算硝氮、亚硝氮平均生成速率,如图3所示。

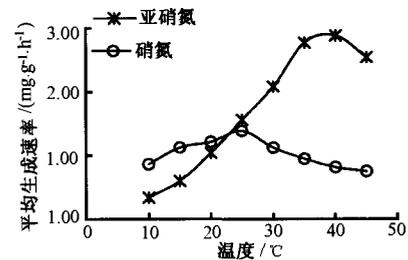


图3 温度与硝氮、亚硝氮平均生成速率关系曲线

由图3可见,在10~22℃时,亚硝氮平均生成速率小于硝氮,说明硝酸菌没有得到抑制,不能形成较高的亚硝氮积累;当温度继续升高到35℃,亚硝氮平均生成速率明显大于硝氮,说明在该温度范围内,硝酸菌得到了抑制,有利于亚硝氮的积累;而当温度超过40℃时,亚硝氮和硝氮的平均生成速率都降低,这是因为温度过高导致微生物的酶蛋白变性,从而导致硝化菌反应速率下降。综合考虑包括能耗在内的各种因素,本工艺短程硝化的温度控制在25~30℃为宜。

### 2.4 曝气池内稳定运行的情况

在第75~96 d,反应器在温度(30±2)℃、进水COD<sub>Cr</sub>4 000~6 000 mg/L、氨氮1 100~1 800 mg/L、水力停留时间72~96 h、污泥和硝化液回流比为3、曝气池内DO1.5~2.5 mg/L、氨氮的容积负荷0.6~1.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)的条件下运行,在整个阶段中,不仅氨氮得到了较高的去除,去除率达85%左右,而且保持了稳定的亚硝氮积累,亚硝化率达83%左右。这说明了硝酸菌的活性得到了成功的抑制,而亚硝酸菌的活性并没有受到影响,因此,控制DO浓度和温度是实现稳定短程硝化的有效方法。

### 2.5 碳源分析

为了分别考察以亚硝氮为主和以硝氮为主的反硝化的反应速率和碳源消耗量的差别,本试验采用SBR式的工艺实现,关闭进水泵和回流泵,并堵塞缺

氧段和好氧段交界处隔板上的圆孔,以阻止缺氧段和好氧段溶液相互混合。将曝气池末端的硝化液一次性加入缺氧池内,同时将高浓度有机废水一次性加入缺氧池内作为反硝化的外加碳源,混匀缺氧池内的污泥和硝化液,如图4,在缺氧池内温度30℃、亚硝氮平均浓度为1045 mg/L,硝氮平均浓度为95 mg/L, COD<sub>Cr</sub>平均浓度为4376 mg/L(此时 COD<sub>Cr</sub>/NO<sub>x</sub> ≈ 3.84),经过12 h,缺氧池内的亚硝氮、硝氮和 COD<sub>Cr</sub>浓度依次为108、37、1479 mg/L, COD<sub>Cr</sub>去除率为66.2%,亚硝氮去除率89.7%,取得了较好的反硝化效果。

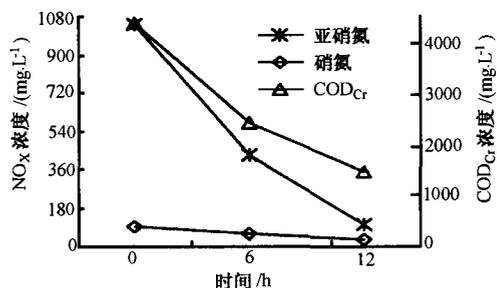


图4 以亚硝氮为主的反硝化效果图

而在同样条件下,采用以硝氮为主的反硝化时,此时以硝氮为主的硝化液由曝气池延时过量曝气得到,如图5所示,在温度30℃的条件下,缺氧池内亚硝氮平均浓度为78 mg/L,硝氮平均浓度为1073 mg/L, COD<sub>Cr</sub>平均浓度为4439 mg/L(此时 COD<sub>Cr</sub>/NO<sub>x</sub> ≈ 3.86),经过长达30 h后,缺氧池内的亚硝氮、硝氮和 COD<sub>Cr</sub>浓度依次为126、339、1438 mg/L,其中亚硝氮浓度升高是由于硝氮反硝化不完全造成的,此时 COD<sub>Cr</sub>去除率67.6%,但硝氮去除率只有68.4%,可见反硝化非常不完全,而且反应时间还很长。由以上可以看出,在 COD<sub>Cr</sub>/NO<sub>x</sub> 和污泥浓度 (MLSS =

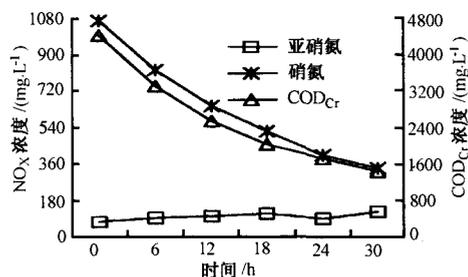


图5 以硝氮为主的反硝化效果图

6000 mg/L)几乎相同的情况下,以亚硝氮为主的反硝化时,每利用1 g亚硝氮反硝化,消耗2.91 g COD<sub>Cr</sub>;而以硝氮为主的反硝化时,每利用1 g硝氮反硝化,消耗4.37 g COD<sub>Cr</sub>,因此以亚硝氮为主的反硝化比以硝氮为主的反硝化节省约33.4%的碳源,而且反应

速率更快。

## 2.6 回流比的确定

总氮去除率与回流比的关系为:  $\eta_{TN} = R/(1 + R)$ ,式中  $R$  为回流比,  $\eta_{TN}$  为总氮去除率,显然  $R$  越大,总氮去除率越高,但实际上受缺氧池内碳源和反硝化菌数量的限制以及过大的回流比将导致亚硝氮在缺氧池内的有效停留时间缩短,因此应根据具体情况确定最佳回流比  $R^{[7]}$ 。根据前期试验结果,控制进水的 COD<sub>Cr</sub>/TN = 5,反应器内水温(30 ± 2)℃,考察不同的回流比对总氮去除率的影响,当回流比在1~4时,总氮去除率随回流比的增大而增大,但回流比到4以后,总氮去除率随回流比的增大而无明显变化,基本稳定在60%左右,因此确定本试验的回流比为4。

## 2.7 系统运行稳定后对渗滤液总体处理效果

在进水 COD<sub>Cr</sub>/TN 为5,反应器内温度(30 ± 2)℃, DO 平均浓度2.0 mg/L,氨氮的容积负荷1.0 kg/(m<sup>3</sup>·d),污泥和硝化液的回流比为4的条件下,系统内三氮和 COD<sub>Cr</sub>浓度沿程变化情况如图6所示。

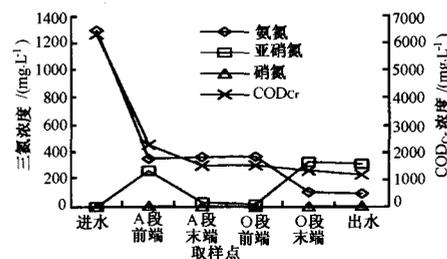


图6 系统内三氮和 COD<sub>Cr</sub>浓度沿程变化情况

此时进水 COD<sub>Cr</sub>、氨氮和总氮浓度分别为6327、1295和1380 mg/L,而出水 COD<sub>Cr</sub>、氨氮、亚硝氮、硝氮和总氮浓度分别为1209、104、320、78和537 mg/L, COD<sub>Cr</sub>和总氮去除率分别为80.8%和61%,实现了同时脱氮和除 COD<sub>Cr</sub>的目的。

## 3 结论

(1)采用 A/O 工艺处理高氨氮、低 C/N 的垃圾渗滤液时,在温度(30 ± 2)℃,曝气池内 DO 保持在2.0 mg/L左右,氨氮的容积负荷0.6~1.0 kg/(m<sup>3</sup>·d)的条件下,实现了稳定且较高的亚硝化率和氨氮去除率,亚硝化率和氨氮去除率分别为83%和85%。

(2)此工艺连续运行时,在进水 COD<sub>Cr</sub>/TN 为5,污泥和硝化液的回流比为4的条件下,此时 COD<sub>Cr</sub>和总氮去除率分别为80.8%和61%,实现了同时脱氮和除 COD<sub>Cr</sub>的目的。

# 两种生物膜反应器对黄河微污染水处理\*

施东文<sup>1,2</sup> 陈健波<sup>1</sup> 奚旦立<sup>1</sup> 汪蕊<sup>2</sup> 谢曙光<sup>3</sup> 王占生<sup>4</sup>

(1. 东华大学环境科学与工程学院, 上海 200051; 2. 郑州市自来水总公司, 河南 450013;

3. 北京大学环境学院, 北京 100871; 4. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

**摘要** 通过 MBBR 工艺和陶粒生物滤池预处理黄河中下游微污染黄河水的对比试验研究, 发现陶粒生物滤池和移动床生物膜反应器对  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  的去除效果接近, 但前者对  $\text{UV}_{254}$ 、三氯甲烷前体物和叶绿素 a 的去除效果均远远高于后者。陶粒生物滤池对氨氮的去除效果略高于移动床生物膜反应器, 陶粒生物滤池出水中的亚硝酸盐氮浓度也较低。

**关键词** 移动床生物膜反应器 陶粒生物滤池 预处理 黄河水

## 0 引言

移动床生物膜反应器 (moving bed biofilm reactor, MBBR) 是为了解决流化床需使载体流化和淹没生物滤池需定期反冲洗和更换曝气器的复杂操作而发展起来的<sup>[1-3]</sup>。该工艺对有机物具有良好的去除率, 并可用于生活污水脱氮除磷, 适合于设计小型污水处理厂或改造已有的超负荷运转的活性污泥系统, 很具有发展和应用前景, 但国内外尚未见运用 MBBR 工艺处理微污染原水的研究报道。陶粒生物滤池 (bio-ceramic filter, BF) 是我国处理微污染原水一种研究较多的生物膜反应器, 但尚未见其处理黄河原水的研究报道。

黄河中下游汾河、涑水河、渭河和伊洛河等入黄支流污染物排放量大, 直接影响黄河中下游郑州等大

中城市饮用水水源水质。因此, 本研究的主要目的是利用 MBBR 工艺和陶粒生物滤池进行黄河中下游微污染黄河水预处理的对比试验研究, 为将来可能兴建的以黄河为水源的生物预处理工程提供一定参考。

## 1 试验设备与分析方法

### 1.1 试验设备

两级串联式 MBBR 工艺如图 1 所示, 每个反应器面积为  $1 \text{ m}^2$ , 有效工作容积为  $3 \text{ m}^3$ 。所用填料为 LT 型悬浮空心球 (直径为  $100 \text{ mm}$ , 孔隙率约为  $87\%$ ), 其密度接近于  $1 \text{ g/cm}^3$ , 比表面积为  $360 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , 填料装填体积为  $50\%$ 。进水流量为  $4 \text{ m}^3/\text{h}$ , 总气水比为  $0.25:1$  (每个反应器进气量都为  $0.5 \text{ m}^3/\text{h}$ ), 每个反应器中的溶解氧浓度维持在  $5 \text{ mg/L}$  以上。排泥周期为  $5 \text{ d}$ 。

陶粒生物滤池工艺如图 2 所示, 滤柱为有机玻璃加工而成, 高  $3 \text{ m}$ , 直径  $0.5 \text{ m}$ 。陶粒粒径  $2 \sim 5 \text{ mm}$ , 填

\* 建设部研究开发项目 (04-02-166)

(3) 缺氧段采用 SBR 的运行方式时, 分别以亚硝氮和硝氮为主的硝化液进行反硝化, 在  $\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{NO}_x \approx 3.84$  的情况下, 以亚硝氮为主的反硝化比以硝氮为主的反硝化节省约  $33.4\%$  的碳源, 而且反硝化更加彻底、反应速率更快。

### 参考文献

- [1] 王宝贞. 水污染治理新技术: 新工艺、新概念、新理论. 北京: 科学出版社, 2004: 11-20.
- [2] G. Ciudad, Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. *Process Biochemistry*, 2005, 40(5): 1715-1719.
- [3] 张自杰. 排水工程 (下册). (第四版). 北京: 中国建筑工业出版社, 2000: 308-315.
- [4] Ivan Mahne. Nitrification/denitrification in nitrogen high-strength liquid

wastes. *Wat. Res.*, 1996, 30(9): 2107-2111.

- [5] Charles G, Joann S.. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation. *Wat Res.*, 1998, 32(3): 831-839.
- [6] U. Welander. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Wat. Res.*, 1997, 31(9): 2351-2355.
- [7] M. Martiensen. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites: alterations in the bacterial community during the denitrification process. *Wat. Res.*, 1997, 31(5): 1164-1170.

作者通讯处 李军 100022 北京市朝阳区平乐园 100 号 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

电话 (010)67391726

E-mail jgljun@bjut.edu.cn.