

殷峻, 许文锋. 2011 生物滤塔处理含氨气体的长期运行研究 [J]. 环境科学学报, 31(3): 636-641

Yin J, Xu W F. 2011 Effect of long-term operation of biofilters on biological removal of ammonia [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 31(3): 636-641

# 生物滤塔处理含氨气体的长期运行研究

殷峻<sup>1,\*</sup>, 许文锋<sup>2</sup>

1. 浙江工商大学环境科学与工程学院, 杭州 310012

2. 杭州市环境保护科学研究院, 杭州 310014

收稿日期: 2010-06-30 修回日期: 2010-07-21 录用日期: 2010-07-26

**摘要:** 针对含氨恶臭气体的处理, 选用堆肥和污泥颗粒作为填料, 研究了生物滤塔长期运行 (210d) 处理氨的效果. 结果表明, 运行初期在低负荷 ( $\text{NH}_3$  浓度  $< 110 \text{ mg m}^{-3}$ ) 条件下, 生物滤塔对氨的去除能力均保持在较高水平, 氨去除效率达到 99% 以上; 随着负荷的不断增加, 到实验后期, 当进气浓度大于  $190 \text{ mg m}^{-3}$  时, 氨去除效率下降到了 50% 左右. 生物滤塔 BG1 和 BG2 对氨的最大去除能力分别为  $288 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  和  $243 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  (以  $\text{NH}_3$  计). 氨的去除主要发生在生物滤塔的底层, 氨的转化产物以硝酸盐为主. 长期运行及高负荷 ( $\text{NH}_3$  浓度  $> 110 \text{ mg m}^{-3}$ ) 条件下, 两生物滤塔均出现了失活现象. 通过对填料中代谢产物的分析和氮平衡计算, 发现生物滤塔失活的原因主要有两个: ①由于进气中氨的浓度不断升高, 导致填料所吸附的氨不断增加并大量积累, 高浓度的游离氨会抑制硝化细菌的活性, 造成系统硝化速率降低; ②由于氨氮和产物积累造成盐浓度过高, 引起渗透压效应, 抑制了硝化细菌的活性.

**关键词:** 生物滤塔; 氨; 生物降解; 渗透压

文章编号: 0253-2468(2011) 03-636-06 中图分类号: X701 文献标识码: A

## Effect of long-term operation of biofilters on biological removal of ammonia

Y N Jun<sup>1,\*</sup>, XU W enfeng<sup>2</sup>

1. School of Environmental Science and Engineering, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310012

2. Hangzhou Academy of Environmental Science, Hangzhou 310014

Received 30 June 2010; received in revised form 21 July 2010; accepted 26 July 2010

**Abstract** Long-term operation of biofilters for biological removal of ammonia was investigated using compost (BG1) and sludge (BG2) as packing materials. At the beginning of the experiment, during the low ammonia load period, the elimination capacities of both biofilters were high and the ammonia removal efficiencies could reach more than 99%. With the increase of ammonia load at the end of the experiment when the inlet concentration of ammonia was higher than  $190 \text{ mg m}^{-3}$ , the removal efficiencies of both biofilters decreased to 50%. The maximum elimination capacities of BG1 and BG2 were 288 and  $243 \text{ g (NH}_3\text{) m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , respectively. Most of the  $\text{NH}_3$  removal was performed in the bottom layers of the reactors. Ammonia was mainly oxidized to nitrate. After long time operation and high load of ammonia, deactivation occurred in both biofilters. There are two possible reasons. First, with the increase of the inlet concentration of ammonia, large amounts of ammonium were adsorbed and accumulated in the packed bed, thus causing inhibition of nitrifying bacteria due to free ammonia accumulation. Second, the accumulation of ammonium and its products caused high salt concentrations and the increased osmotic pressure due to the high salt concentration inhibited the activity of nitrifying bacteria.

**Keywords** biofilter; ammonia; biodegradation; osmotic pressure

### 1 引言 (Introduction)

氨是一种具有强烈刺激性气味的气体, 对动植物和人类都具有一定的危害. 排放到大气中的氨还会引起富营养化及水体和土壤的酸化等问题. 自然界中氨主要来源于有机氮物质的矿化, 而人类活动产生的氨主要来自农业生产及生物工业过程, 如炼

油厂和堆肥场 (Bugess *et al.*, 2001; Liang *et al.*, 2003). 另外, 污水处理厂及市政污水泵站也是氨的主要产生源.

生物过滤是一种能有效处理恶臭及挥发性有机废气的气体污染控制技术. 研究发现, 生物滤塔可以有效处理氨浓度低于  $50 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$  的气体 (Hartikainen *et al.*, 1996; Joshi *et al.*, 2000). 例

基金项目: 污染控制与资源化研究国家重点实验室开放基金 (No. PCRRF06006)

Supported by the Open Fund of the State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse (No. PCRRF06006)

作者简介: 殷峻 (1977—), 女, 副教授 (博士); \* 通讯作者 (责任作者), E-mail: yjn021@yahoo.com.cn

Biography: Y N Jun (1977—), female, associate professor (Ph. D.); \* Corresponding author, E-mail: yjn021@yahoo.com.cn

如, Hartkainen等(1996)用接种过的泥炭生物滤塔处理进气浓度为  $14 \text{ mg m}^{-3}$  的氨, 发现其对氨的去除能力可达到  $41 \text{ g m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , 但当氨浓度超过  $45 \text{ mg m}^{-3}$  时, 氨的去除效率急剧下降。Joshi等(2000)用接种过的珍珠岩生物滤塔处理浓度为  $35 \text{ mg m}^{-3}$  的氨, 反应器运行 100 d 后, 对氨的去除效率仍保持在 99.5% 左右。然而目前对生物滤塔处理浓度高于  $50 \text{ mg m}^{-3}$  氨的能力仍存在争论。例如, Pagans等(2005)研究发现, 当生物滤塔处理氨的浓度高达  $2000 \text{ mg m}^{-3}$  时, 才能观察到氨去除率显著下降的现象。因此, 本研究对两种不同填料(污泥和堆肥)生物滤塔处理含氨气体的有效性进行研究, 主要考察生物滤塔系统对不同浓度含氨气体的处理能力, 并对其长期运行的性能变化进行监测, 以期对生物滤塔的实际运行提供理论依据。

## 2 材料与方法 (Materials and methods)

### 2.1 实验装置、填料及操作

生物滤塔由有机玻璃制成, 采用法兰结构并分成三段, 以便于在不同高度采样。滤塔直径为 150 mm, 设 3 层填料层, 自下向上依次为底层(靠近进气口床层)、中间层和上层, 每层填料的高度为 15 cm, 各层之间的间隙为 20 mm, 并在每层填料上方设有气体采样口, 反应器有效容积约为 8 L。柱子底部设有布气板, 确保气体均匀分布。氨气同压缩空气从底部进入生物滤塔, 经附着在填料上的微生物降解

处理后, 由塔顶部排出。喷淋水由塔顶部向填料喷洒, 每隔 2d 喷淋 1 次以保持填料的湿度在 40% 左右。两个生物滤塔 BG1 和 BG2 的填料分别为堆肥和污泥。其中, 堆肥是商业产品, 由猪粪和稻草秸秆类农用废弃物堆制而成, 其  $\text{pH} = 8.04$ , 含水率 70%, 孔隙率 40% (干堆肥), 灰分 18%, 容积密度  $391 \text{ kg m}^{-3}$ 。同时, 为了增大堆肥的空隙率, 减小压降, 在堆肥中加入了一定量的珍珠岩 ( $V_{\text{堆肥}}:V_{\text{珍珠岩}} = 4:1$ )。污泥取自慈溪某生活污水处理厂, 为非商业产品, 活性污泥经过消化、脱水、风干制成污泥颗粒, 其  $\text{pH} = 6.74$ , 含水率 40%, 孔隙率 53% (干污泥), 灰分 54%, 容积密度  $726 \text{ kg m}^{-3}$ 。由于污泥颗粒较大, 为了增大其吸附能力, 在其中加入了 20% ( $V/V$ ) 的颗粒活性炭。

### 2.2 实验设计

BG1 和 BG2 的装置相同只是填料不同, 2 个反应器各运行 210d 分为 4 个不同的阶段, 运行过程中氨的进气浓度逐步升高, 具体操作条件见表 1。由于实际操作中大型生物滤塔通常是在一些波动负荷下运行的, 负荷的波动往往是由工艺条件的改变或者设备调整、检修、停产等因素造成。因此, 为了考察生物滤塔是否可以有效地应对这些非稳态状况的出现, 确定其恢复运行的时间, 在本实验的第 2 阶段设置了 1 个月的闲置期, 即生物滤塔被闲置一段时间后再启动, 在闲置期内生物滤塔完全停止运行。

表 1 实验设计

Table 1 Design of the biofilter experiment

运行阶段	运行时间 /d	进气浓度 / ( $\text{mg m}^{-3}$ )	气体停留时间 /min	采样方式
第 1 阶段	0~60	20~60	1, 0.5, 0.3 (1, 0.5, 0.3) <sup>a</sup>	分层
第 2 阶段	60~90	闲置		
第 3 阶段	90~180	50~100	0.6, 0.5 (0.75, 0.6) <sup>a</sup>	
第 4 阶段	180~210	110~200	0.5 (0.6) <sup>a</sup>	

注: a 括号中的数值为污泥生物滤塔 (BG2) 的停留时间。

### 2.3 样品采集

$\text{NH}_3$  的气体采集: 吸取 25 mL 稀硫酸吸收液至 50 mL 吸收瓶内, 以  $0.5 \text{ L min}^{-1}$  的气体流量采集气体样品 10 min。吸收液中,  $\text{NH}_3$  浓度采用纳氏试剂比色法测定。生物滤塔运行的 210d 内对填料采样共 10 次, 采样时间分别在反应器运行的第 7, 17, 27, 37, 49, 61, 92, 113, 143 和 173d。分 3 层取样, 取样时每层样品充分混合, 每层取样 10g。

### 2.4 分析方法

采集的样品需测定含水率、 $\text{pH}$ 、各种形态氮含

量等指标, 其中, 氨氮采用  $\text{KCl}(2 \text{ mol L}^{-1})$  浸提-蒸馏法测定, 硝酸盐氮采用  $\text{CuSO}_4$  和  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  浸提-酚二磺酸比色法测定, 亚硝酸盐氮采用  $\text{KCl}(2 \text{ mol L}^{-1})$  浸提-N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定。

## 3 结果 (Results)

### 3.1 生物滤塔对氨的处理效果

反应器启动时, 采用排泥法向 2 个生物滤塔内分别接种 4L 驯化好的含硝化细菌的活性污泥。两生物滤塔在 210d 内的运行情况见图 1, 同时开始阶

段为了驯化微生物使其逐步适应运行环境, 进气浓度低于  $40 \text{ mg m}^{-3}$ , 气体停留时间为  $1 \text{ min}$

由图 1可知, 生物滤塔 BG2(污泥)的驯化期为 4周, 随后其对氨的去除能力逐步升高并达到稳定. 而生物滤塔 BG1(堆肥)对氨的去除从一开始就达到了完全去除的水平, 几乎不存在驯化期. 因此, 污泥作为填料处理含氨废气需要进行硝化细菌的接种, 因为污泥中可能不存在硝化细菌, 或者虽有硝化细菌存在但生长缓慢、生物量较小, 需要创造有利于其生长的条件, 其他研究者也得出相同的结论 (Gracian *et al.*, 2002; Pagans *et al.*, 2005). 而对于堆肥填料来说, 由于其本身富含大量微生物和营养物质, 因此有利于硝化细菌的生长.

BG1和 BG2共运行了 210d 第 1阶段, 两生物滤塔在 30d内达到稳态, 对氨的去除效率都达到了 99%. 第 2阶段, 两生物滤塔虽然被闲置了一个月, 但当进入第 3阶段, 反应器重新启动时, 氨的进气浓

度逐渐升高, 两系统对氨的去除能力并没有出现下降, 去除效率始终维持在 99% 以上, 这主要是填料的吸附吸收与微生物转化共同作用的结果. Bollmann 等 (2002)研究发现, 在恒温 and 序批式实验中, *N. europaea* 在经历长时间“氨饥饿”之后再加入氨, 其活性能迅速恢复. 从第 4阶段 (第 180d)开始, 氨的进气浓度增加到了  $110 \sim 200 \text{ mg m}^{-3}$ , 两生物滤塔中氨去除效率迅速下降至 65%, 当进气浓度大于  $190 \text{ mg m}^{-3}$ 时, 去除效率降到了 50% 左右. 由于长时间的运行及氨负荷的不断积累, 氨在填料中不断积累, 高浓度的氨会抑制硝化细菌的活性, 因此, 在实验末期两生物滤塔均出现了“失活”现象. Baquerizo 等 (2009)的研究也得出了类似结论: 在较高的氨负荷下, 系统硝化速率降低, 主要是因为大量氨氮和亚硝酸盐在填料中积累, 高浓度的游离氨会抑制硝化细菌的活性.

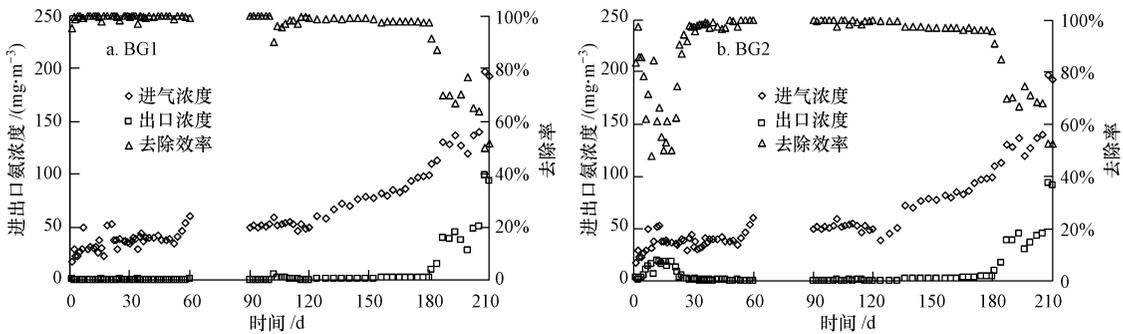


图 1 生物滤塔 BG1和 BG2对氨的去除效果

Fig. 1 Removal of  $\text{NH}_3$  in BG1 and BG2 during the experiment

图 2给出了 BG1和 BG2运行过程中氨去除能力与容积负荷之间的关系. 由图 2可知, 当 BG1和 BG2的容积负荷分别低于  $288 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 和  $243 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  (以  $\text{NH}_3$ 计)时, 去除能力与容积负荷之间呈较好的线性关系, 即氨能被完全去除. 说明低

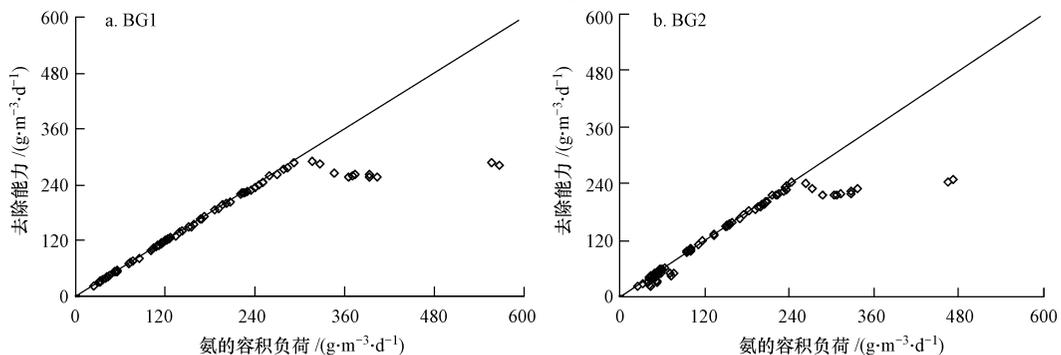


图 2 生物滤塔 BG1和 BG2对氨的去除能力与容积负荷之间的关系

Fig. 2 Elimination capacities relative to the loading rate of ammonia in BG1 and BG2

### 3.2 填料中代谢产物的分析

由于反应器采用逆流方式运行, 含氨气体由反应器底部进入, 因此, 生物滤塔对氨的去除出现明显的分层现象, 这与 Liang 等 (2003) 观察到的现象一致, 即底层填料接触到的氨负荷最高, 中层次之, 上层最低. 因此, 填料中的各形态氮浓度是自下向上逐渐减少, 这也说明反应器底层的填料对氨的去除起主要作用, 中层其次, 上层最弱. 随着反应器的运行, 氨负荷不断增加, 大量产物在填料中积累, 各层中各形态氮浓度逐渐升高. 对于 BG1, 几乎所有的氨都在底层被去除; BG2的进气中有 81% ~ 96% 的氨是在底层被去除, 中层去除了 4% ~ 18% 的氨. 生物滤塔 BG1和 BG2底层填料中 pH、氨氮、亚硝态氮和硝态氮含量 (以干重计) 随时间的变化如图 3 所示. 从图 3 可以看出, BG1和 BG2分别在第 7d 和第 27d 出现硝态氮含量增加的现象, 表明硝化作用开

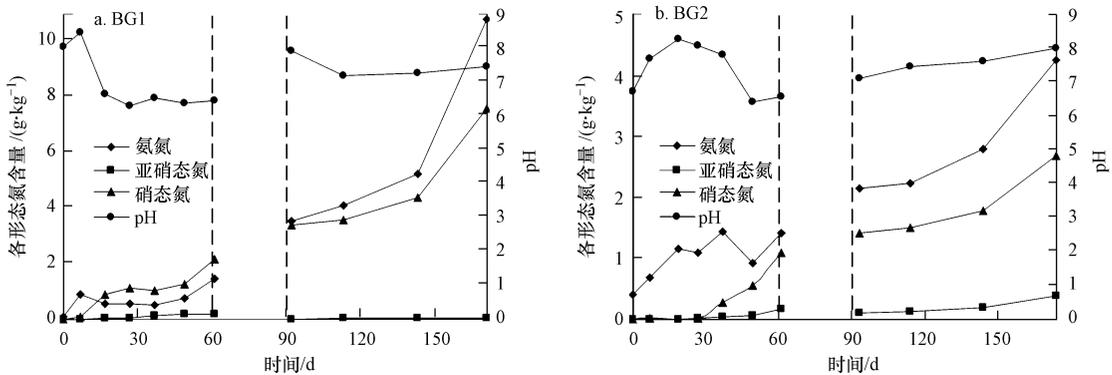
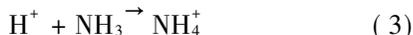
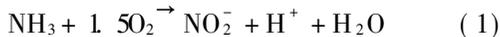


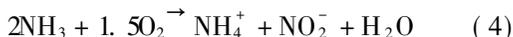
图 3 生物滤塔 BG1 和 BG2 底层填料中 pH、氨氮、亚硝态氮和硝态氮含量的变化

Fig. 3 Concentration changes of ammonium, nitrite, nitrate and pH in the bottom section of BG1 and BG2

硝化细菌作用下氨氧化的两步反应如式 (1) 和 (2) 所示, 另外, 氨还可以通过酸碱滴定反应 (3) 被去除.



将式 (1) 和式 (3) 合并可以得到式 (4), 而将式 (1)、(2) 和 (3) 合并可以得到式 (5).



从式 (4) 和 (5) 可以看到, 2 mol 的  $\text{NH}_3$  加入到系统中, 其中 1 mol 会发生硝化反应生成  $\text{NO}_2^-$  或  $\text{NO}_3^-$ , 剩下的 1 mol 能够被滴定. 若硝化作用大于酸碱滴定作用, 则 pH 降低; 反之, pH 会升高 (Hartkainen *et al.*, 1996). 表 2 结果显示, 实验开

始发生. 生物滤塔在闲置 1 个月后重新启动, 对系统造成了一定的冲击, 引起 pH 的立即上升.

堆肥和污泥填料的初始 pH 值分别为 8.04 和 6.74. 随着含氨气体的通入, 两种填料的 pH 值逐渐升高, 并分别在第 7d 和 19d 达到 8.46 (BG1) 和 8.25 (BG2). 这主要是由于系统运行初期还不稳定, 氨的去除主要靠填料的吸附作用, 因而 pH 升高. 随后两种填料的 pH 值均逐渐下降至 6.4 左右, 这是因为此时发生硝化作用, 出现了硝酸盐的积累. 在实验后期, 填料 pH 值再次逐渐升高, 这是由于系统长期在高负荷条件下运行, 再次进入不稳定状态, 相应地, 出口氨的浓度也出现升高. 本实验结果与 Taghipour 等 (2008) 的研究结果一致. 从图 3 中还可以看出, 硝酸盐是氨转化的主要产物, BG1 中并没有出现亚硝酸盐的明显积累, BG2 的底层填料中有少量亚硝酸盐的积累.

始阶段  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量远大于  $\text{NO}_2^--\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}$  的量, 说明滴定作用大于硝化作用, 并伴随有 pH 的升高. 随后二者的含量逐渐接近, BG1 中  $\text{NO}_2^--\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}$  含量甚至大于  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的量, 说明此时硝化作用大于滴定作用, 相应地, pH 出现下降. 总体而言, 底层填料中 pH 的总趋势是升高的, 反映在表 2 中则是填料中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量大于  $\text{NO}_2^--\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}$  的量, 氨氮在填料中不断积累.

比较 BG1 和 BG2 底层填料可以发现, 第 170d 时堆肥填料的 pH (7.4) 比污泥填料 (pH = 8.0) 低. 研究表明, 氨氧化菌 (AOB) 与亚硝酸氧化菌 (NOB) 生长所需的最适 pH 不同, AOB 的适宜 pH 范围为 7.0 ~ 8.5, NOB 为 6.0 ~ 7.5 (Hagopian, 1998). BG2 (污泥填料) 的 pH (8.0) 有利于 AOB 的生长, 而不利于 NOB 对亚硝酸盐的利用, 因此, 在 BG2 中可以

观察到亚硝酸盐的积累,而 BG1(堆肥填料)的 pH (7.4)对 NOB的影响并不显著,因此,在该系统中

氨氮基本被转化成了硝酸盐,并没有出现亚硝酸盐的积累.

表 2 BG1和 BG2底层填料中  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  和  $\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$  含量的比较

Table 2 Comparison of  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  and  $\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$  produced in the bottom part of BG1 and BG2

时间 /d	BG1(堆肥)			BG2(污泥)		
	$\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N} /$ ( $\text{g kg}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^+ \text{-N} /$ ( $\text{g kg}^{-1}$ )	pH	$\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N} /$ ( $\text{g kg}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^+ \text{-N} /$ ( $\text{g kg}^{-1}$ )	pH
0	0.01	0.07	8.0	0.008	0.41	6.7
7	0.11	0.90	8.5	0.016	0.68	7.7
27	1.17	0.58	6.3	0.049	1.10	8.1
51	1.47	0.78	6.4	0.630	0.92	6.4
92	3.40	3.56	7.9	1.530	2.15	7.1
115	3.61	4.11	7.2	1.620	2.23	7.4
170	7.67	7.83	7.4	3.060	4.24	8.0

两生物滤塔最终都出现了氨去除效率急剧下降的现象(图 1). 根据 Hunik 等 (1992) 的研究可知, 在  $6.5 < \text{pH} < 8.5$  的情况下,  $\text{NH}_4^+$  对处理氨的 *Nitrosomonas europaea* 和 *Nitrobacter agilis* 没有抑制作用, 而  $\text{pH} \geq 8.5$  时也不存在  $\text{NO}_2^-$  和  $\text{NO}_3^-$  对这两种菌的抑制作用. 然而, Hunik 等 (1992) 还发现, 由于较高的盐浓度引起的渗透压效应会抑制 *Nitrosomonas europaea* 的活性, 即:

$$A A_{\max} = 0.994 - 0.00187 C_{\text{salt}} \quad (6)$$

式中,  $A$  为 *Nitrosomonas europaea* 的活性;  $A_{\max}$  为 *Nitrosomonas europaea* 的最大活性;  $C_{\text{salt}}$  为盐浓度 ( $\text{mmol L}^{-1}$ ).

第 180 天时, 堆肥和污泥填料的生物滤塔中  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  含量分别达到了  $14.2 \text{ g kg}^{-1}$  (以 N 计) (等于  $25.8 \text{ g L}^{-1}$ , 即  $921.4 \text{ mmol L}^{-1} \text{ NH}_4\text{NO}_3\text{-N}$ ) 和  $6.26 \text{ g kg}^{-1}$  (等于  $21.6 \text{ g L}^{-1}$ , 即  $771.4 \text{ mmol L}^{-1} \text{ NH}_4\text{NO}_3\text{-N}$ ), 代入式 (6) 可知, 堆肥和污泥中硝化细菌的活性已 100% 被抑制. 因此, 反应器运行到末期

出现的失活现象是由于产物积累造成盐浓度过高, 引起渗透压效应抑制了硝化细菌的活性, 表现为氨去除能力的急剧下降. 该结果与 Smet 等 (2000) 报道的结果一致. 因此, 当填料中出现产物大量积累或酸化现象时, 对于有机填料一般建议更换填料; 对于无机填料, 可以采用反冲洗的方式减少产物积累.

### 3.3 氮平衡计算

为了更好地了解氨在生物滤塔中的转化机制, 实验过程中作了氮质量 ( $M$ ) 平衡计算. 具体采用如下公式:

$$\sum M_{\text{NH}_3(\text{g})} + \sum M_{\text{N}(\text{s})} = \sum M_{\text{NH}_3(\text{go})} + \sum M_{\text{N}(\text{so})} \quad (7)$$

式中,  $g$  为气相;  $s$  为固相;  $i$  表示进气;  $o$  表示出气.

若忽略实验过程中的氮损失, 即不考虑反硝化过程转化的气态氮和转化成生物质的有机氮, 通过计算可以得出各形态氮的质量百分比(图 4). 从图 4 可以看出, 在实验的第 1 阶段, 进入系统的氨有

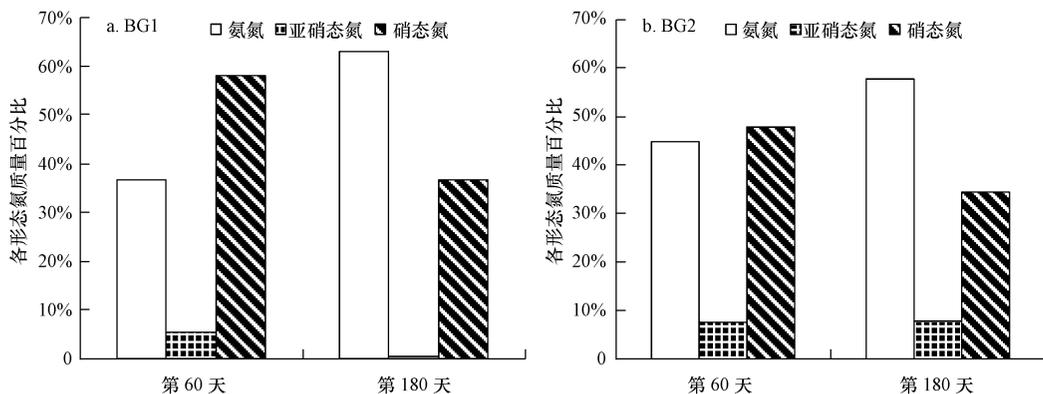


图 4 BG1和 BG2氨氧化的氮质量平衡

Fig. 4 Ammonia oxidation mass balance for BG1 and BG2

58% (BG1)和 47.8% (BG2)是通过生物硝化作用被去除的; 36.7% (BG1)和 44.7% (BG2)的氨是以氨氮的形式被吸附在填料中. 在实验后期, 氨的去除机制发生了显著变化, 进入系统的氨有 62.9% (BG1)和 57.7% (BG2)是以氨氮的形式存在于填料中, 并没有被微生物所转化, 这也证明了两生物滤塔为什么会在实验末期出现失活. 原因在于系统硝化能力逐渐丧失, 大量的氨被吸附并累积在填料中, 当填料的吸附能力饱和后, 出口氨的浓度将随之升高.

#### 4 结论 (Conclusions)

1)两生物滤塔分为 4 个不同阶段共运行 210d 运行过程中保持氨的进气浓度在  $20\sim 200\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  范围内逐步升高, 结果发现, 在运行初期低负荷条件下, 生物滤塔对氨的去除能力均保持在较高水平, 去除效率可达 99% 以上; 随着负荷的不断增加, 到实验后期, 当进气浓度大于  $190\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  时, 去除效率下降到了 50% 左右. 其中, 第 2 阶段的闲置期对两生物滤塔的再运行并没有显著影响. 计算发现, BG1 和 BG2 对氨的最大去除能力分别为  $288\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  和  $243\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  (以  $\text{NH}_3$  计).

2)由于反应器采用逆流方式运行, 生物滤塔对氨的去除存在明显的分层现象, 底层对氨的吸收和转化起了主要的作用. 氨的去除主要发生在生物滤塔的底层 (靠近进气口床层), 氨的转化产物以硝酸盐为主.

3)长期运行以及高负荷条件下, 实验末期两生物滤塔均出现了失活现象. 通过对填料中代谢产物的分析和氮质量平衡计算, 分析生物滤塔失活的原因主要有两个: ①由于进气中氨浓度的不断升高, 导致填料所吸附的氨不断增加并大量积累, 高浓度的游离氨会抑制硝化细菌的活性, 造成系统硝化速率降低; ②由于氨氮和产物积累造成盐浓度过高, 引起渗透压效应, 抑制了硝化细菌的活性.

责任作者简介: 殷峻 (1977—), 副教授, 博士, 主要从事废气生物处理技术、生物膜脱氮技术研究. E-mail: yjun021@yahoo.com.cn

#### 参考文献 (References):

- Baquerizo G, Maestre J P, Machado V C, *et al* 2009 Long-term ammonia removal in a coconut fiber-packed biofilter: Analysis of N fractionation and reactor performance under steady-state and transient conditions [J]. *Water Res* 43: 2293-2301
- Bolmann A, B $\frac{3}{4}$ Gilissen M J, Laanbroek H J 2002 Growth at low ammonium concentrations and starvation response as potential factors involved in niche differentiation among ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Appl Environ Microbiol* 68: 4751-4757
- Burgess J E, Parsons S A, Stuetz R M. 2001. Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review [J]. *Biotechnology* 19: 35-63
- Hagopian D S, Riley J G. 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification [J]. *Aquacultural Engineering* 18: 223-244
- Gracian C, Malhautier L, Fanlo J L, *et al* 2002 Biofiltration of air loaded with ammonia by granulated sludge [J]. *Environ Prog* 21: 237-245
- Hartikainen T, Ruuskanen J, Vanhatalo M, *et al* 1996 Removal of ammonia from air by a peat biofilter [J]. *Environ Technol* 17: 45-53
- Hunk J H, Meijer H J C, Tramper J 1992 Kinetics of *Nitrosomonas europaea* at extreme substrate, product and salt concentrations [J]. *Appl Microbiol Biotechnol* 37: 802-807
- Joshi J A, Hogan J A, Cowan R M, *et al* 2000. Biological removal of gaseous ammonia in biofilters: space travel and earth-based applications [J]. *J Air Waste Manage Assoc* 50: 1647-1654
- Liang Y K, Quan X, Chen J W, *et al* 2003 Long-term results of ammonia removal and transformation by biofiltration [J]. *J Hazard Mater* B80: 259-269
- Pagans E, Font X, Sanchez A. 2005 Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases [J]. *Chem Eng J* 113: 105-110
- Smets E, Van Langenhove H, Maes K. 2000 Abatement of high concentrated ammonia loaded waste gases in compost biofilters [J]. *Water, Air & Soil Pollut* 119: 177-190
- Taghipour H, Shahmansoury M R, Bina B, *et al* 2008 Operational parameters in biofiltration of ammonia-contaminated air streams using compost-pieces of hard plastics filter media [J]. *Chem Eng J* 137: 198-204