

垃圾渗滤液处理反应器中好氧反硝化研究

高艳娇¹, 黄继国^{2*}, 陈鸿汉³, 沈照理³(1.辽宁工学院土木建筑系,锦州 121001; 2.吉林大学环境与资源学院环境工程系,长春 130026;
3.中国地质大学(北京)水资源与环境学院环境工程系,北京 100083)

摘要:为了探讨厌氧折流板-生物接触氧化工艺处理垃圾渗滤液好氧反应器的脱氮机理,采用反应器氮平衡的原理对脱氮问题进行了研究。研究表明:生物接触氧化反应器在进水 pH=7.27、 $T=35^{\circ}\text{C}$ 和 $\text{DO}=0.5\text{mg/L}$ 情况下发生了好氧反硝化,可用微环境理论来解释这一现象的发生;本试验生物接触氧化反应器中 DO 浓度、pH 值、温度和泥龄为好氧反硝化的发生创造了适宜的条件。

关键词:垃圾渗滤液; 好氧反硝化; 生物接触氧化反应器

中图分类号:X703.1 **文献标识码:**A **文章编号:**1003-6504(2006)09-0074-03

由于向水体排放氮、磷的量逐年增多,致使我国部分地区地表水域富营养化问题加剧,如太湖、滇池等^[1]。因此废水脱氮除磷的工艺方法越来越受到人们的重视,尤其在废水的脱氮方面不仅在传统的生物氮工艺上有很多进展,而且在脱氮理论上也有新的突破。传统的脱氮理论认为,硝化反应只能在好氧情况下发生,反硝化反应只能在缺氧或厌氧条件下发生,只有在有顺序的硝化、反硝化工艺中才能去除污水中的氮^[2]。然而,最近几年国内外有不少试验和报道证实各种不同的生物处理系统中有好氧反硝化现象的发生,但尚处于实验室研究阶段^[3-4]。好氧反硝化也叫短程硝化反硝化,是指将硝化过程控制在亚硝化阶段,随后在缺氧条件下进行反硝化的生物脱氮过程。本文采用厌氧折流板-生物接触氧化工艺处理垃圾渗滤液,对生物接触氧化好氧反应器的氮平衡问题进行了研究,旨在探讨好氧下的脱氮机理。

1 试验条件

厌氧部分采用折流板,将反应器分格,反应器整体上属推流型,每个格室内污水与污泥混合,属完全混合型反应器,这样的设计可充分发挥两种流态的优势。好氧反应器为生物接触氧化反应器,内置轻质陶粒填料,具有较大的比表面积,利于生物膜的培养和驯化^[5]。试验期间渗滤液的 COD 为 2000~15000mg/L, $\text{NH}_4\text{-N}$ 为 300~1000mg/L, pH 为 6~8。

2 试验结果与分析

2.1 分析方法

试验过程中,厌氧段氨氮浓度基本是增加的,即使是有所降低也较小,只在 20~40mg/L 之间,而且其转化

机理主要是由于厌氧反硝化产生了大量的氨氮,这是目前成熟的机理,在这里就不加以讨论,主要以反应器中氮平衡的原理来分析生物接触氧化好氧段氮去除机理。

好氧段,对氮的去除有几个方面的作用:(1)吹脱作用;(2)硝化作用;(3)反硝化作用;(4)生物利用作用。在这四个作用中,由于本试验好氧段采用的是接触氧化法,其污泥产率较小,生物污泥排出量也不大,生物利用作用量较小,计算平衡时可以忽略不计。

2.2 吹脱静态试验

吹脱试验是在两个静态的生物接触氧化反应器中进行的,内装和动态接触氧化池一样的填料,不进行生物膜培养,把氨氮浓度和好氧进水基本一致并经过厌氧处理的垃圾渗滤液注入接触氧化池,一池保持取样时的 pH=7.27,另一池调节 pH=9,保持和好氧动态系统一样的气水比。采用曝气头同时进行吹脱,试验结果如图 1、图 2 所示,在 pH=7.27 和 pH=9 的情况下,随着吹脱时间的增加,反应器中 pH 的变化规律、COD 值的变化规律和 COD 去除率变化规律是基本一致的,随着吹脱时间增大,这种一致性更突出,说明在 pH=7.27 到 pH=9 的范围内,当吹脱时间足够长时,是否调节 pH 对氨氮的吹脱效果影响不大。而本试验动态工艺中,没有进行 pH 调节,所以计算氨氮平衡时,按没有调节 pH 的氨氮去除率进行计算。

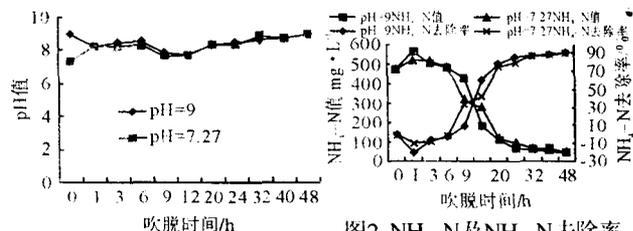


图1 pH随吹脱时间的变化

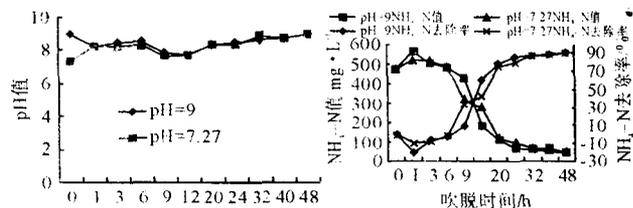


图2 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率随吹脱时间的变化

2.3 氮平衡量的计算

反应器对氨氮的去除机理是生物降解、吹脱、硝化、

基金项目:国家 973 计划资助项目(G1999570609)

作者简介:高艳娇(1974-),女,副教授,博士,主要研究方向水污染治理与控制。(手机)13134161506(电子邮箱)yanjiaogao@163.com

反硝化作用。好氧生物处理过程中氮的变化情况如表 1 所示,从氮平衡的计算结果可以看出,氮总去除率大于吹脱率和硝化率的总和,说明还有一部分氮被去除了,这部分氮的去除可以推断是由于好氧反硝化的结果。反硝化速率受生物膜影响较大,表 1 中的结果显示后 6 天的反硝化速率明显低于前几天,因为在这之前加大了好氧池的曝气量,明显观察到生物膜被部分的破坏了,当恢复原来的曝气量后,反硝化速率又在逐渐的恢复,当系统运行稳定时,反硝化率占氮总去除率的 30%~50%之间。本试验过程中,没有发现亚硝酸盐积累问题,而且硝酸盐含量也很低,一般情况下,硝酸盐含量占氮总量的百分之零点几,亚硝酸盐只有一次测试结果高于检测限,所占比例也不高。如果造成亚硝酸盐积累,说明污泥停留时间不够长,硝化细菌不能很好的生长,导致硝化不完全,会影响系统的正常运行,本试验通过对工艺参数进行调控,创造了良好的硝化条件。

表 1 氮平衡计算表 (%)

序号	总去除率	吹脱率	硝化率	亚硝化率	差额
1	56.40	49.84	0.18		6.38
2	71.69	39.01	0.74		31.94
3	88.24	39.01	0.17		49.06
4	77.32	39.01	0.27		38.04
5	77.04	39.01	1.13		36.9
6	86.73	39.01	0.20		47.52
7	71.19	39.01	1.89	1.18	29.11
8	61.42	39.01	1.98		20.43
9	71.08	39.01	0.38		31.69
10	50.14	39.01	0.06		11.07
11	51.26	39.01	0.24		12.01
12	57.57	39.01	0.21		18.35
13	65.75	39.01	0.69		26.05
14	55.50	34.26	0.10		21.14
15	55.61	34.26	0.47		20.88

2.4 好氧反硝化的影响因素

实现好氧反硝化的前提是系统的硝化反应能够控制在亚硝化阶段,这受很多环境条件的影响。国内有学者对这方面问题进行了研究^[3,6-8],涉及的影响因素很多且复杂,本试验考查了以下几个方面因素的影响。

(1)温度。生物硝化反应适宜温度为 20~35℃,12~14℃下活性污泥中硝酸菌活性受到更严重的抑制,出现 HNO₂ 积累,15~30℃范围内,硝化过程形成的亚硝酸可完全被氧化成硝酸,温度超过 30℃后又会出现 HNO₂ 积累。本工艺反应温度控制在 35℃左右,是好氧反硝化的适宜温度范围。

(2)pH。亚硝酸菌要求的最适 pH 为 7~8.5 之间,硝酸菌为 6~7.5。随着硝化反应的进行,硝化过程产生的酸使废水 pH 不断下降。反应器中 pH<7 则整个硝化反应会受到抑制。pH 升高到 8 以上,则出水 HNO₂ 浓度升高,硝化产物中亚硝酸比例增加,出现 HNO₂ 积累。

本工艺好氧段的 pH 在 8~9 之间,也在短程反硝化的适宜范围内。

(3)DO。亚硝酸菌和硝酸菌均是绝对好氧菌,在生物膜和活性污泥反应器中当膜的厚度和污泥颗粒的尺度较大时,形成氧扩散梯度。一般认为至少应使 DO 在 0.5mg/L 以下时才能很好地进行硝化作用,否则硝化作用会受到抑制。降低溶解氧对亚硝酸氧化有明显阻碍,产生 HNO₂ 积累。本工艺运行中虽然从出水颜色观察曝气量足够了,但实测 DO 含量却非常低,这也有利于亚硝酸盐的形成。

(4)有害物质。硝化菌对环境较为敏感,废水中酚、氰及重金属离子等有害物质对硝化过程有明显抑制作用。本工艺垃圾渗滤液含有有害重金属物质,对硝化菌有抑制作用,相对有利于亚硝酸盐的形成。

(5)泥龄。亚硝酸菌的世代较硝酸菌短,通过控制较小的泥龄,系统中的硝酸菌会逐渐被“淘汰”掉,使亚硝酸菌成为系统中优势硝化菌,硝化产物以 HNO₂ 为主。本工艺为了保证对 COD 的去除率必须保证相对较高的曝气量,它对污泥的冲刷作用,不利于世代周期长的硝酸菌的生成。

3 好氧反硝化机理探讨

关于同步硝化反硝化机理的研究国内外有两种理论^[9]:(1)微环境理论:微环境体积非常小,大多数属于纳米级的,同样微生物个体所处的环境也是微小的,也就是说,从空间角度看影响微生物个体生存状态的环境是微小的。微环境直接决定微生物个体的活动状态,而宏观环境的变化往往导致微环境的急剧变化和分布,从而对微生物群体的活动状态在某种程度上出现所谓的表里不一现象。在好氧反应器的活性污泥中,决定各类环境分布状况的因素包括:有机物和电子受体(溶解氧,硝态氮)的物质传递特性,菌胶团的结构特征,各类微生物的分布和活动状态等。氧传递和硝态氮传递的不均匀性,曝气状态下菌胶团内也可存在一定比例的缺氧微环境,因此在曝气状态下也可以出现某种程度的反硝化,也就是所谓的好氧反硝化现象。(2)好氧反硝化菌理论:近年来,硝化和反硝化的理论有了新的发现,即许多异养菌也能完成有机氮和无机氮的硝化过程,而且在很多的生态系统中,还比自养菌占有优势;异养硝化菌同时也是好氧反硝化菌,因而能在好氧条件下把氨氮直接转化成气态最终产物;国外有些学者对好氧反硝化菌进行了分离,取得了一定的成绩,国内也有学者在做好氧反硝化菌的培养研究^[9-12]。上述两种理论笔者认为都有各自的道理,在本试验过



(上接第 75 页)

程中的好氧反硝化机理笔者倾向于用第一种理论来解释,即实际上发生的好氧反硝化是在好氧反应器内存在厌氧微环境的地方发生的,其实质还是厌氧的反硝化。本工艺在接触氧化池中采用了陶粒填料,陶粒具有许多中空的微型孔洞,孔洞内的氧传效率低,因此能够产生低氧甚至厌氧环境,使得在生物接触氧化反应器中发生了好氧反硝化。

4 结论

(1)生物接触氧化反应器在进水 $pH=7.27$ 、 $T=35^{\circ}C$ 、 $DO=0.5mg/L$ 以下情况下发生了好氧反硝化,可通过好氧反硝化的微环境理论为其提供理论依据。本工艺在接触氧化池中采用了陶粒填料,陶粒具有许多中空的微型孔洞,孔洞内的氧传效率低,因此能够产生低氧甚至厌氧环境,使得在生物接触氧化反应器中发生了好氧反硝化。

(2)生物反应器中溶解氧浓度, pH , 温度, 泥龄等因素为好氧反硝化的发生创造了适宜的条件,这些环境条件非常适合亚硝酸盐的积累,在前期,曾经检测到高浓度亚硝酸盐,随着污泥的逐渐驯化,就没有监测到亚硝酸盐,是由于生成的亚硝酸盐被反硝化消耗了的结果。

【参考文献】

[1] Xing Kexia, Guo Huaicheng, Sun Yanfeng, et al. Assessment of the spatial-temporal eutrophic character in the lake

[2] 孙锦宜. 含氮废水处理技术与应用[M]. 北京:化学工业出版社, 2003.

[3] 吕锡武,李峰,稻森悠平,等. 氨氮废水处理过程中的好氧反硝化研究[J]. 给水排水, 2000,26(4):17-20.

[4] 谢曙光,张晓健,王占生. 地表水处理中的好氧反硝化[J]. 中国给水排水, 2002,18(3):7-9.

[5] 汪艳霞,许立新,杨云龙. 生物接触氧化处理工艺中填料处理效果的比较[J]. 山西建筑, 2004, 30(23):98-99.

[6] 张小玲,彭党聪,王志盈. 传统与短程反硝化的影响因素及特性研究[J]. 中国给水排水, 2002,18(9):1-3.

[7] 吕锡武,李从娜,稻森悠平. 溶解氧及活性污泥浓度对同步硝化反硝化的影响[J]. 城市环境与城市生态, 2001,14(1):33-35.

[8] 王弘宇,马放,周丹丹. 同步硝化好氧反硝化生物脱氮机理分析及其研究进展[J]. 四川环境, 2004, 23(6):62-65.

[9] H K Huang, S K Tseng. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2001,55(1):90-94.

[10] Naoki Takaya, Maria Antonina B Catalan-Sakairi, Yasushi Sak-aguchi. Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003,69(6):3152-3157.

[11] 周丹丹,马放,王弘宇,等. 关于好氧反硝化菌筛选方法的研究[J]. 微生物学报, 2004,44(6):837-839.

[12] 马放,王弘宇,周丹丹. 活性污泥体系中好氧反硝化菌的选择与富集[J]. 湖南科技大学学报(自然科学版), 2005,20(2):80-83.