## 研究简报

## 两种典型滤料厌氧氨氧化效果与工艺运行优化

杨庆<sup>1</sup>,谷鹏超<sup>1</sup>,刘秀红<sup>1,2</sup>,周瑶<sup>1</sup>,彭永臻<sup>1</sup>
 (<sup>1</sup>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 100124;
 <sup>2</sup>北京城市排水集团有限责任公司科技研发中心,北京 100022)

摘要:为促进厌氧氨氧化在城市污水处理中的应用,针对陶粒和火山岩两种典型滤料滤池的厌氧氨氧化脱氮效果 和关键性工艺参数进行了研究。试验结果表明,接种挂膜启动生物滤池,10d可实现稳定的厌氧氨氧化生物膜, 火山岩滤池生物膜量和 EPS 均高于陶粒。滤料和反冲洗对厌氧氨氧化滤池实现稳定脱氮具有重要影响,低滤速条 件下火山岩和陶粒滤池厌氧氨氧化效果基本相同,火山岩滤池和陶粒滤池反冲洗周期均较长,宜采用单独水冲方 式;但高滤速条件下火山岩滤池比陶粒滤池更易堵塞,滤层有效深度小,反冲洗方式宜采用气水联合反冲方式, 并相应缩短反冲洗周期、延长反冲洗时间。火山岩和陶粒滤池滤速均不宜高于2m・h<sup>-1</sup>,最高总氮负荷分别可达 3.81 kg・m<sup>-3</sup>・d<sup>-1</sup>和 3.56 kg・m<sup>-3</sup>・d<sup>-1</sup>。 关键词:城市污水;厌氧氨氧化;过滤;生物滤池;生物膜;滤速;反冲洗 DOI: 10.11949/j.issn.0438-1157.20140914 中图分类号: X703.1 文献标志码:A 文章编号: 0438—1157 (2015) 01—0455—09

# Comparison of performance and optimizing process for two typical filter medias of ANAMMOX biofilters

#### YANG Qing<sup>1</sup>, GU Pengchao<sup>1</sup>, LIU Xiuhong<sup>1,2</sup>, ZHOU Yao<sup>1</sup>, PENG Yongzhen<sup>1</sup>

(<sup>1</sup>Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; <sup>2</sup>Research and Development Center of Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100022, China)

**Abstract:** To promote the engineering applications of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) for sewage treatment, nitrogen removal rate and key operational parameters were studied in two typical filters with ceramsite or volcanic rock as filter media were studied. The obtained results showed that the anammox biofim in both biofilters was successfully cultivated after 10 days of inoculation. Filter media and backwash both played important role in achieving stable anammox in biofilter. At low filtration velocity, in both biofilter, not only nitrogen removal rate was almost similar, but also water backwash and long backwash cycle were optimal. However, at high filtration velocity, volcanic rock biofilter was more easily blocked up than ceramsite biofilter. The effective depth of filter layer in volcanic rock biofilter was also thinner than that in ceramsite biofilter. Besides, air+water backwash style was optimal, backwash cycle should be shortened and backwash time should be prolonged. Filtration velocity in both biofilters should be controlled lower than 2 m • h<sup>-1</sup>. The highest nitrogen removal loading rate in volcanic rock biofilter and ceramsite biofilter were 3.81 kg • m<sup>-3</sup> • d<sup>-1</sup> and 3.56 kg • m<sup>-3</sup> • d<sup>-1</sup>, respectively.

Received date:2014-06-18. Corresponding author: LIU Xiuhong, lxhfei@163.com

<sup>2014-06-18</sup>收到初稿, 2014-08-10收到修改稿。

联系人:刘秀红。第一作者:杨庆(1979—),男,副教授。

基金项目:北京市科技新星计划(Z111106054511017);北京市自然 科学基金项目(8132010):北京市水务青年科技骨干培养项目 (SW2012)。

Key words: municipal wastewater; ANAMMOX; filtration; biofilter; biofilm; filtering velocity; backwash

### 引言

厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)工艺是目前国际上广泛关注的高效可 持续污水生物脱氮工艺,该工艺克服了传统脱氮工 艺流程长、能耗大、投加碳源、脱氮效果低等缺点, 具有节约能耗、无须外加碳源、污泥产率低等优 点<sup>[1-5]</sup>。目前,ANAMMOX工艺主要用于处理高氨 氮废水,如污泥上清液、垃圾渗滤液等<sup>[6-9]</sup>,几乎没 有关于城市污水厌氧氨氧化的工程实例。该工艺实 际应用过程中仍需克服诸多瓶颈问题,如城市污水 冬季水温较低、水质波动较大、控制厌氧氨氧化过 程有机物浓度和适当的 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N/NO<sup>-</sup><sub>2</sub>-N 等。

厌氧氨氧化工程中多采用间歇式活性污泥法 (SBR)、颗粒污泥反应器和生物膜反应器<sup>[10]</sup>。 生物滤池集生物膜法和过滤于一体,为更严格的 推流反应器,具有抗冲击负荷、占地面积小及污 泥产量低等优点,然而堵塞与如何合理控制反冲 洗是传统生物滤池实际工程应用中的瓶颈问题。 厌氧氨氧化菌生长缓慢、世代时间长<sup>[11-14]</sup>,在生 物滤池中实现厌氧氨氧化,不但可有效防止厌氧 氨氧化菌流失,而且能够克服生物滤池易堵塞、 需频繁反冲洗的缺点,可进一步充分发挥生物滤 池的诸多优势。滤料是生物滤池的核心,滤料选 择将影响厌氧氨氧化生物滤池的脱氮效果、滤速 以及反冲洗运行等。

基于此,本研究以模拟低氨氮城市污水为研究 对象,对陶粒和火山岩两种典型滤料厌氧氨氧化生 物滤池工艺的启动与运行进行了研究,探索了不同 滤速条件下两种滤料生物滤池内厌氧氨氧化脱氮效 果和生物膜特性与强化过程,确定了不同滤速条件 下最佳的反冲洗方式、反冲洗周期和强度等,从滤 料选择、滤速和反冲洗等角度对厌氧氨氧化生物滤 池工艺进一步优化,旨在为该工艺的实际应用提供 参考和依据。

1 材料与方法

#### 1.1 试验装置与运行

基于上流式生物滤池有利于氮气释放、运行简 单、管理方便等特点,本研究采用上流式生物滤池 反应器,如图1所示。反应器主体由有机玻璃制成, 反应器总高3m,内径10cm,有效容积13.3L,底 部设有 20 cm 的卵石层作为承托层,上部为 1.5 m 的滤料层;反应器每隔 20 cm 设一个取样口,共9 个取样口;水浴控制反应温度为 34℃<sup>[12,15]</sup>。试验采 用陶粒滤料和火山岩滤料,粒径为 4~6 mm,主要 特性见表 1。



图 1 生物滤池工艺装置

Fig.1 Schematic diagram of biofilter process

表1 滤料主要特性

项目	陶粒	火山岩
材料	页岩+黏土	熔岩
形态	黄棕色,表面较平 滑,粗糙度较小	灰黑色,表面粗糙, 且有大量孔洞
孔隙率/%	55~75	73~82
比表面积/m <sup>2</sup> •g <sup>-1</sup>	16.8	20~100
吸附率/%	98	95
磨损率/%	0.55	1

#### 1.2 试验水质

试验用水采用北京高碑店污水处理厂二沉池 出水,根据试验不同阶段对 NO<sub>2</sub>-N 和 NH<sub>4</sub>-N 浓度 的要求投加硫酸铵和亚硝酸钠,整个试验过程中未 调节有机物和 DO 浓度等其他水质参数。试验期间 的水质情况见表 2。

表 2 进水水质情况 Table 2 Characteristics of influent

项目	范围/mg・L <sup>-1</sup>	平均值/mg • L <sup>-1</sup>
SCOD <sub>Cr</sub>	20.58~42.53	26.71
NH <sub>3</sub> -N	20.57~64.40	52.10
NO <sub>2</sub> -N	8.90~97.79	63.79
TN	50.70~176.25	84.30
TP	0.25~0.71	0.42

#### 1.3 分析项目与方法

水质分析方法:应用 DO 和 pH 测定仪在线检 测反应过程中 DO 和 pH 的变化情况。试验中 COD、  $NH_4^+-N$ 、 $NO_2^--N$ 、 $NO_3^--N$  和 TP 分析均按照国家环 境保护局发布的标准方法测定,TOC 及 TN 使用 multi N/C 3000 TOC/TN 分析仪测定。

生物量分析方法:滤料用无菌水冲洗,105℃ 下恒温干燥后测定固体干重 TS。将干燥后的滤料置 于马弗炉中,炉温 600℃,加热 2 h 后冷却,测定剩 余物质干重 RS 和滤料干重 MS。滤料表面生物量= (TS-RS)/MS,单位为 mg VSS • (g 滤料)<sup>-1</sup>。

生物膜扫描电镜分析方法:滤料样品加入 2.5% 戊二醛固定,置于 4℃冰箱中固定 1.5 h 后,用磷酸 缓冲液冲洗 3 次,每次 10 min。此后,分别用 50%、 70%、80%、90%乙醇进行脱水,每次 10~15 min; 用 100%乙醇脱水 3 次,每次 10~15 min。然后, 分别用 100%乙醇/乙酸异戊酯 (1:1)、纯乙酸异戊 酯各置换一次,每次 15 min。最后,用 HCP22 (HITACHI)型临界点干燥仪对样品进行干燥。将样 品切割成 0.5 cm×0.5 cm×0.2 cm 的小块,将观察 面向上粘贴在扫描电镜样品台上,用 IB25 (Giko)型 离子溅射镀膜仪在样品表面镀上一层 1500 nm 厚的 金属膜(金或铂膜),采用扫描电镜(Hoskin Scientific, Tokyo, Japan)对样品进行观察。

胞外聚合物 (EPS) 分析方法: 滤料表面生物 膜经超声剥落后,充分搅拌泥水混合物。取 40 ml 泥水混合物,4000×离心 15 min,弃去上清液。用 磷酸盐缓冲溶液稀释至原体积(2 mmol •L<sup>-1</sup> Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, 4 mmol • L<sup>-1</sup> NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 9 mmol • L<sup>-1</sup> NaCl, 1 mmol • L<sup>-1</sup> KCl, pH=7)。向锥形瓶中加入 732 阳离 子树脂,再将待测样品转移到锥形瓶中,4℃、600 r • min<sup>-1</sup> 摇床振荡 1.5 h; 12000×、4℃离心 20 min; 0.22 µm 微孔滤膜过滤。提取完毕,用分光光度计 测定多糖、蛋白质、DNA。

#### 1.4 试验方案与过程

陶粒和火山岩滤池平行运行,试验均分为3个

阶段。第1阶段:ANAMMOX 生物滤池启动挂膜 与生物膜稳定阶段,采用接种挂膜法连续进水,接 种 5 L 高 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 条件下培养的厌氧氨氧化污泥,污 泥浓度为 6.708 g • L<sup>-1</sup>,接种量为 33.5 g,启动初期 滤速为 0.2 m • h<sup>-1</sup>,HRT 为 7.5 h,启动成功后逐渐 增加进水亚硝酸盐浓度,并调节 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N/NO<sup>-</sup><sub>2</sub>-N≈ 1.32,实现生物膜的稳定与强化;第2阶段:考察 不同滤速(0.5 m • h<sup>-1</sup>、1 m • h<sup>-1</sup>、1.5 m • h<sup>-1</sup>和 2 m • h<sup>-1</sup>)条件下系统脱氮效果、沿滤池不同高度氨 氮和亚硝氮浓度变化以及高滤速条件下陶粒和火山 岩滤料表面的生物膜特性;第3阶段:ANAMMOX 滤池反冲洗运行优化,重点考察滤池反冲洗运行对 系统脱氮效果的影响,确定不同滤速条件下最佳反 冲洗周期、反冲洗方式和反冲洗强度。

#### 2 试验结果与讨论

#### 2.1 厌氧氨氧化滤池快速启动与生物膜强化

图 2 给出了陶粒和火山岩厌氧氨氧化滤池启动 阶段  $NH_4^+$ 和  $NO_2^-$ 浓度的变化情况。为防止  $NO_2^-$ N 浓度过高对厌氧氨氧化菌生长的抑制<sup>[7,16]</sup>, 启动初 期前 28 d, 进水  $NH_4^+$ -N 浓度和亚硝酸盐浓度分别控 制为 20~24 mg  $\cdot L^{-1}$ 和 8~10 mg  $\cdot L^{-1}$ , 滤池启动 即有厌氧氨氧化效果,  $NO_2^-$ 去除率可达 100%, 但 由于初期亚硝氮浓度较低, 厌氧氨氧化过程缺少电



图 2 陶粒和火山岩厌氧氨氧化滤池启动阶段 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>和 NO<sub>2</sub> 浓度的变化情况



子受体,使得氨氮去除率仅为 52%;从第 30 d 开始 增加亚硝氮浓度,30~50 d 控制进水 NO<sub>2</sub>-N: NH<sub>4</sub><sup>4</sup>-N≈1.0,两个滤池亚硝氮平均去除率仍为 98%,而 NH<sub>4</sub><sup>4</sup>-N 平均去除率升高到 66%;50~98 d 控制 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N:NH<sub>4</sub><sup>4</sup>-N 为  $1.3 \sim 1.4^{[17]}$ ,两个滤池内 NH<sub>4</sub><sup>4</sup>-N 去除率达到 99%,出水几乎检测不到 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>。 由于所用污水处理厂的二级出水中 COD 浓度已低 于 25 mg·L<sup>-1</sup>,两滤池中 COD 浓度变化不大,去 除率仅为 11.2%。

启动前 10 d,火山岩滤池对  $NH_4^+$ 的去除效果略 高于陶粒滤池,但 10 d 后两个滤池内的厌氧氨氧 化脱氮效果基本相同, $NH_4^+$ -N 去除量:  $NO_2^-$ N 去 除量=1:1.31, $NH_4^+$ -N 去除量: $NO_3^-$ N 生成量=1:0.23, 满足厌氧氨氧化化学计量关系。不仅如此,滤池底 部滤料表观颜色由黑色变为红色,能够清晰观察到 滤料表面生长的红色生物膜(图 2)。基于以上试验结 果,采用接种挂膜连续运行仅 10 d 即可实现陶粒和 火山岩厌氧氨氧化滤池的成功启动,脱氮效果主要 受  $NO_2^-$ N 与  $NH_4^+$ -N 比值的影响,当进水中  $NO_2^-$ N 浓度与  $NH_4^+$ -N 浓度比值为 1.3 时  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ N 去除率均达到最高(99%)。

#### 2.2 不同滤速条件下厌氧氨氧化脱氮效果

2.2.1 滤速影响 陶粒和火山岩厌氧氨氧化滤池启 动成功后,依次对 0.5 m • h<sup>-1</sup>、1 m • h<sup>-1</sup>、1.5 m • h<sup>-1</sup> 和 2 m •  $h^{-1}$  4 个滤速水平的脱氮效果进行了研究。 图 3 给出了陶粒和火山岩滤池不同滤速条件下  $NH_4^+-N$ 、 $NO_2^--N$ 和 $NO_3^--N$ 浓度的变化情况。滤池滤 速由启动时的 0.2 m • h<sup>-1</sup> 升高至 0.5 m • h<sup>-1</sup> 后,出 水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度不断降低, 氨氮和亚硝 氮去除率最高分别可达 99% 和 94%。滤速升高至 1.5  $\mathbf{m} \cdot \mathbf{h}^{-1}$ 后,氨氮去除率较为稳定,亚硝氮去除率逐 渐升高,后期 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 出水浓度可稳定维 持在1 mg•L<sup>-1</sup>以下,而且去除率均大于98%;陶 粒和火山岩滤池 TN 容积去除负荷分别可达 2.94 kg • m<sup>-3</sup> • d<sup>-1</sup> 和 3.09 kg • m<sup>-3</sup> • d<sup>-1</sup>。第 112 d 后增加 滤池反冲洗强度, 使得陶粒和火山岩滤池的厌氧氨 氧化效果略有波动。第 121 d 升高滤速为 2 m  $\cdot$  h<sup>-1</sup>, 火山岩滤池 NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N 出水浓度为 0.2~18.5 mg • L<sup>-1</sup>, NO<sub>2</sub>-N 出水浓度则为 0.8~34.2 mg •L<sup>-1</sup>, NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N 平 均去除率降为83%, NO<sub>2</sub>-N 平均去除率降为81%, TN 容积去除负荷为 3.11 kg • m<sup>-3</sup> • d<sup>-1</sup>。陶粒滤池 NH<sub>4</sub>-N和NO<sub>2</sub>-N出水浓度波动略高于火山岩滤池, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N 出水浓度在 0.8~39.5 mg •L<sup>-1</sup>之间, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N 出水浓度在  $1.0 \sim 34.2 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ 之间,  $NH_4^+$ -N 平均去 除率降为 74%, NO<sub>2</sub>-N 平均去除率降为 73%, TN 容积去除负荷为 2.7 kg •m<sup>-3</sup> •d<sup>-1</sup>。由于高滤速条件 下滤池更易堵塞,反冲洗控制难度加大,导致 2 m •h<sup>-1</sup>滤速条件下滤池脱氮效果稳定性变差,因此 确定不同滤速条件下最优滤池的反冲洗周期和强度 对于滤池的稳定运行至关重要。



图 3 陶粒和火山岩滤池不同滤速条件下 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N 浓度的变化情况

Fig.3 Variations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentrations under different filtration velocity in AN-biofilter with ceramic and volcanic as filter media

不同滤速条件下陶粒和火 2.2.2 沿程脱氮效果 山岩厌氧氨氧化滤池沿滤层不同高度 NH<sub>4</sub>-N、 NO<sub>2</sub>-N和NO<sub>3</sub>-N浓度的变化情况如图4所示。试 验结果表面,1m•h<sup>-1</sup>滤速时,陶粒和火山岩滤 池污染物去除主要集中在 0~50 cm 滤层, 而且 处理效果基本相同; 1.5 m•h<sup>-1</sup> 滤速时, 陶粒滤 池污染物去除主要集中在 0~130 cm 滤层,火山 岩则为0~130 cm; 2 m • h<sup>-1</sup> 滤速时, 陶粒和火 山岩滤池的整个滤层对污染物均有去除,同时火 山岩滤池  $NH_{4}^{+}N$  和  $NO_{2}^{-}N$  的出水浓度都比陶粒 滤池出水浓度低, 厌氧氨氧化效果更好。上述结 果表明,低滤速条件下,火山岩和陶粒滤池的厌 氧氨氧化效果基本相同;但在高滤速条件下,与 陶粒滤池相比,火山岩滤池的滤层有效深度较 低,去除效果更好,相同深度的滤料能够承受的 负荷更高。



Fig.4 Variations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N concentrations in different filter layer level of AN-biofilter with ceramic and volcanic as filter media under different filtration velocity

#### 2.3 厌氧氨氧化生物膜特性分析

不同滤速条件下,陶粒和火山岩滤池脱氮效果

的不同与滤料表面生长的生物膜特性也密切相关[18]。 测定滤料表面生物量的结果发现,火山岩滤料表面 的生物膜量为 164 mg VSS • (g 滤料)<sup>-1</sup>, 而陶粒滤料 仅为 83 mg VSS • (g 滤料)<sup>-1</sup>。图 5 给出了陶粒和火 山岩滤料表面生物膜的扫描电镜照片。两种滤料表 面的微生物形态基本相同[图 5(c)],但火山岩滤料 表面孔隙较大,孔隙内部生长了大量的生物膜;而 陶粒滤料表面孔隙较小, 生物膜主要生长于滤料表 面,孔隙中有少量生物膜[图 5(a)、(b)]。EPS 测试 结果表明,火山岩滤料表面生物膜 EPS 含量高于陶 粒滤料表面生物膜,并且火山岩生物膜 EPS 中的 DNA、蛋白质、多糖和腐殖酸的含量均高于陶粒滤 料生物膜。上述结果表明滤料对生物滤池脱氮系统 有重要影响,火山岩滤池生物膜含量高,使得不同 滤速条件下有效滤层厚度均小于陶粒滤料滤池。同 时,在系统启动和不同反冲洗强度条件下,火山岩 滤池的抗冲击能力高于陶粒滤料。

#### 2.4 厌氧氨氧化滤池反冲洗运行优化

生物滤池过滤过程中生物膜在降解污染物的 同时不断生长,滤料层因而逐渐堵塞,过水能力随 之下降。反冲洗过程滤池内滤料由堵塞状态变成膨 胀状态,滤料互相碰撞和摩擦<sup>[19]</sup>,反冲洗水冲洗掉 滤料间的污泥及其表面过量生长与老化的生物膜<sup>[20]</sup>, 保持滤池系统维持稳定的活性生物量和脱氮效率<sup>[21]</sup>。 反冲周期和反冲洗强度等对滤池的挂膜及运行效果



Fig.5 Scanning electron micrographs of biofilm on the surface of ceramic and volcanic as filter media

(a) bar length: 500  $\mu m;$  (b) bar length: 50  $\mu m;$  (c) bar length: 10  $\mu m$ 

具有关键的作用<sup>[22]</sup>。传统的生物滤池具有易堵塞、 反冲洗周期短、难于运行管理等缺点。由于厌氧氨 氧化菌生长缓慢,传统生物滤池的反冲洗周期、反 冲洗方式和强度等参数难于用于厌氧氨氧化滤池 中,同时不同滤料表面生物膜特性的不同对反冲洗 也有一定影响。基于此,本研究从反冲洗对厌氧氨 氧化滤池运行的影响和不同滤料不同滤速条件下反 冲洗运行的优化两个方面对厌氧氨氧化滤池反冲洗 进行了研究。

2.4.1 反冲洗对厌氧氨氧化滤池运行的影响 不同 滤速条件下陶粒和火山岩滤池运行过程中发现:低 滤速条件下,滤池反冲洗易于控制,而且对脱氮效 果影响较小;高滤速条件下,由于生物滤池易于堵 塞,反冲洗控制难度加大,对系统运行效果产生影 响。图6给出了滤速为2m•h<sup>-1</sup>条件下陶粒和火山 岩滤池由于堵塞较严重而进行的4次高强度反冲洗 过程中滤池的脱氮效果。该过程中反冲洗方式为气 水联合反冲洗,气体反冲洗强度为70.8L•m<sup>-2</sup>•s<sup>-1</sup>, 水冲强度为14.2L•m<sup>-2</sup>•s<sup>-1</sup>。试验结果表明,每次 高强度反冲洗后陶粒和火山岩 ANAMMOX 滤池出 水中 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 和 NO<sup>-2</sup>-N 出现先大幅升高后逐渐下降 的趋势,氨氮和亚硝氮去除率先大幅下降后逐渐升 高,滤池厌氧氨氧化效果和稳定性受到很大影响。 与火山岩滤池相比,陶粒滤池的厌氧氨氧化效果受





反冲洗的影响更大,每次高强度反冲洗后陶粒滤池 的 NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N 和 TN 的去除率比同条件下火山 岩滤池去除率低 2%~8%。火山岩滤料生物量大, 而且生物膜大部分生长在孔隙内部;陶粒滤料生物 量相对较小,而且附着于滤料表面的生物膜量较多, 而孔隙内部生物量较少。高强度反冲洗条件下,滤 料表面生物膜易于剥落,而滤料内部生物膜不易剥 落,所以反冲洗后火山岩滤池中剩余的微生物量高 于陶粒滤料。因此,相比陶粒滤池,火山岩滤池抵 抗高强度气水联合反冲洗的能力更强;同时反冲洗 对于滤池稳定运行和工艺应用至关重要,需进一步 优化厌氧氨氧化滤池的反冲洗运行。

2.4.2 反冲洗运行优化 本试验对陶粒和火山岩 ANAMMOX 滤池不同滤速条件下的反冲洗周期、 反冲洗方式和反冲洗强度进行了系统的研究,研 究过程中以实现滤料层膨胀及有无断层判断滤池 内滤料堵塞程度和滤池反冲洗周期,据此选择反 冲洗方式。反冲洗过程中,反冲洗水中生物量先 升高后降低,根据出水 SS 浓度判断水冲结束时 间。反冲洗强度过高或时间过长,都可能导致过 度反冲洗,滤池处理效率降低;根据反冲洗 24 h 后滤池总氮去除负荷降低程度可确定最佳的反冲 洗方式、强度和时间。表 3 列出了不同反冲洗方 式和强度条件下总氮容积负荷变化情况。陶粒和 火山岩滤池中,单纯水冲方式比气水联合冲洗方 式对系统总氮去除负荷率的影响小,但水冲时间 过长也可能导致系统总氮负荷降低较多。陶粒和 火山岩滤池 0.2 m•h<sup>-1</sup>滤速启动成功后,单纯水 反冲即可使滤料膨胀,水冲强度为 14.2  $L \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ,反冲洗时间为 1 min,即可实现滤 池有效反冲洗,而且对处理效果几乎没有影响。 滤池滤速升高至1m•h<sup>-1</sup>后,由于去除总氮负荷 升高,生物膜生长速率增加,滤层有效深度增加, 滤池堵塞速度加快,根据滤料层的污堵情况适当 降低反冲洗周期,单纯水冲可使滤料膨胀,水冲 强度为 14.2 L•m<sup>-2</sup>•s<sup>-1</sup>,反冲洗时间为 1 min, 总氮负荷的降低程度最小,可实现滤池有效反冲 洗。但当滤速为 1.5 m•h<sup>-1</sup>,滤层有效深度已达 1.3 m (火山岩) 或 1.5 m (陶粒), 生物膜厚度 不断增大[23]。这使得滤池堵塞速率进一步加快, 反冲洗周期需进一步降低。同时,试验研究发现 反冲初期单纯水冲难于使滤料膨胀,滤料层易出 现断层,这说明部分情况下系统出现了板结的现 象,系统反冲洗难度加大。这说明单纯水冲洗已

难于将过量生长的生物膜去除,滤池反冲不充分。因此,虽然单纯水冲系统总氮去除负荷降低最少, 但是需调整系统反冲洗方式,增加气冲阶段,有 利于滤料膨胀的同时强化生物膜的剥落,延长反 冲洗周期,保证滤池反冲洗充分。控制适当的气 水冲强度和时间,总氮去除负荷降低程度可低于 0.14。

火山岩质轻、形状不规则、多孔,生物膜量大; 陶粒略重、表面平滑、形状规则,生物膜量小。同 样滤速条件下,陶粒滤料层的有效深度高于火山岩; 陶粒和火山岩滤池的反冲洗运行也有所不同。相同 的高强度反冲洗条件试验表明,火山岩滤池的厌氧 氨氧化效果恢复速度比陶粒滤池快,反冲洗对火山 岩滤池造成的破坏小,这主要是由于陶粒滤料表面 的生物膜比火山岩表面的生物膜更易剥落;但是由 于火山岩滤料附着的生物膜量大,火山岩滤池比陶 粒滤池更易堵塞,而且火山岩滤池需要的反冲洗强 度比陶粒滤池大。基于上述研究结果,表4给出了 陶粒和火山岩厌氧氨氧化滤池不同滤速条件下的最 佳反冲洗方式、反冲洗周期、反冲洗强度和时间。 随着滤速升高,反冲洗周期逐渐降低。滤速低于1 m•h<sup>-1</sup>,可采用单独水冲方式,适当增加水冲时间;

	under different filtration velocity in AN-biofilter with coromic and volcanic as filter media
Table 3	Variations of nitrogen removal loading rates after backwashing with different backwash style and strength
	表 3 个同反冲洗方式和强度条件下忌氮容积负荷变化情况

under unter einer unter unter verscheig im Fill v biofinder with eer under volcume u.s. inter interund									
	浉渖		反冲洗强度			反冲洗前总氮	反冲洗完 24 h 后总	陈任的名志	
类型	/m • h <sup>-1</sup>	反冲洗方式	气冲强度	气冲耗时	水冲强度	水冲耗时	去除负荷	氮去除负荷	$/kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$
	/111 - 11		$/L \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$	/min	$/L \bullet m^{-2} \bullet s^{-1}$	/min	$/\mathrm{kg} \cdot \mathrm{m}^{-3} \cdot \mathrm{d}^{-1}$	$/\mathrm{kg} \cdot \mathrm{m}^{-3} \cdot \mathrm{d}^{-1}$	, ng m u
陶粒	1	水	—	_	13.8	2	1.08	0.98	0.1
		水	—	_	14.2	1	1.09	1.06	0.03
	1.5	水	—	_	10.6	3	2.27	2.22	0.05
		水	—	_	13.4	3	1.95	1.82	0.13
		气+水	70.8	1	14.2	3	2.28	1.90	0.38
	2	水	—	—	10.6	3	1.92	1.73	0.19
		水	—	_	12.4	3	1.34	1.46	_
		气+水	70.8	1	14.2	3	1.72	1.58	0.14
火山岩	1	水	—	—	12.7	2	1.06	1.03	0.03
		水	—	—	14.2	1	1.08	1.06	0.02
	1.5	水	—	—	9.2	3	2.34	2.31	0.03
		水	—	—	12.4	3	2.04	2.04	0
		气+水	70.8	3	14.2	3	2.41	2.03	0.38
	2	水	—	—	12.4	3	2.15	2.14	0.01
		气+水	70.8	2	14.2	3	2.03	1.25	0.78
		气+水	70.8	2	14.2	3	2.29	2.17	0.12

注: 一表示无。

表 4 陶粒和火山岩滤池不同滤速条件下的最佳反冲洗方式,反冲洗周期、强度和时间

 Table 4
 Optimal backwash style, cycle, strength and time of backwashing under different filtration velocity in

 AN-biofilter with ceramic and volcanic as filter media

米刑	滤油/m ▲ h <sup>−1</sup>	后冲进 国 扣/1	后冲洪子子	反冲洗强度			
天堂	₩278/111 • 11	汉(平初,同两/u	风田机力式	气冲强度/L •m <sup>-2</sup> •s <sup>-1</sup>	气冲时间/min <sup>-1</sup>	水冲强度/L • m <sup>-2</sup> • s <sup>-1</sup>	水冲时间/min
陶粒	0.5	25	水冲	—	—	14.2	1
	1	20	水冲			14.2	1
	1.5	15	气冲+水冲	70.8	1	14.2	3
	2	7	气冲+水冲	70.8	1	14.2	3
火山岩	0.5	22	水冲	—	—	14.2	1
火山岩	1	15	水冲	—	—	14.2	1
	1.5	10	气冲+水冲	70.8	1	14.2	3
	2	7	气冲+水冲	70.8	2	21.2	3
	+; → <b>-</b> 7						

注: 一表示无。

滤速高于1m•h<sup>-1</sup>, 宜采用气水联合反冲洗模式, 随滤速升高适当增加水冲时间。厌氧氨氧化滤池的 反冲洗周期远远高于曝气生物滤池和反硝化生物滤 池,一般污水处理过程用于除碳的生物滤池反冲洗 周期约1d,而用于再生水处理中的反硝化生物滤池 反冲洗周期至少为1d,部分情况下为12~16h,因 此,厌氧氨氧化滤池与其他类型生物滤池相比克服 了滤池需要频繁反冲洗的缺点,充分发挥了生物滤 池的优势。但有关厌氧氨氧化滤池中生物膜的脱氮 机理等问题还需要进一步研究。

3 结 论

(1) 以接种挂膜方式启动生物滤池,启动即有 厌氧氨氧化效果,10 d 后生物膜已强化稳定与成熟。 进水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 约为 1.3 时,火山岩和陶粒滤料 滤池对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 去除率分别达 97%、 99%和 72%。

(2)低滤速条件下,火山岩滤池和陶粒滤池 厌氧氨氧化效果基本相同;但在高滤速条件下, 与陶粒滤池相比,火山岩滤池的滤层有效深度较 低,氨氮和亚硝氮去除率略高,相同深度滤料能 够承受的负荷更高。陶粒和火山岩滤池的总氮去 除负荷最高分别可达 3.56 kg•m<sup>-3</sup>•d<sup>-1</sup> 和 3.81 kg•m<sup>-3</sup>•d<sup>-1</sup>。

(3) 滤料对厌氧氨氧化滤池内生物膜有重要影响。火山岩滤料生物膜主要生长于滤料孔隙内部; 陶粒滤料生物膜主要生长于滤料表面,孔隙中生物 量相对较少。火山岩滤池生物膜量和 EPS 含量均高 于陶粒滤料。

(4)反冲洗是保证厌氧氨氧化滤池稳定运行的 关键环节,滤料和滤速均对厌氧氨氧化滤池反冲洗 产生影响。低滤速条件下,火山岩滤池和陶粒滤池 反冲洗运行基本相同,反冲洗周期较长,宜采用单 独水冲方式;高滤速条件下,火山岩滤池比陶粒滤 池更易堵塞,反冲洗宜采用气水联合反冲方式,相 应缩短反冲洗周期、延长反冲洗时间。

#### References

- Mulder A, Van De Graaf A A, Robertson La, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, 16(3): 177-183
- [2] Van De Graaf A A, Mulder A, De Bruijn P, et al. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J]. Appl. Environ. Microbiol., 1995, 61(4): 1246-1251
- [3] Jetten M S M, Strous M, Van De Pas-Schoo-Nen K T, et al. The

anaerobic oxidation of ammonium [J]. FEMS Microbiology Reviews, 1999, 22: 421-437

- [4] Jetten M S M, Wagner M, Fuerst J, et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process [J]. Current Opinion Biothchnology, 2001, 12: 283-288
- [5] Hao Xiaodi(郝晓地), Qiu Fuguo(仇付国), van der Sta W R L. Anaerobic ammonium oxidation technology engineered global status and prospects [J]. *China Water & Wastewater*(中国给水排水), 2007, 23(18): 15-19
- [6] Christian F, Marc B, Philipp H, et al. Biologieal treatment of ammonium-rich wastewater: by partical nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) in a pilot plant [J]. Biotechnology, 2002, 99: 295-306
- [7] Van De Star W R L, Abma W R, Blommers D, et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale ANAMMOX reactor in Rotterdam [J]. Water Research, 2007, 41(18): 4149-4163
- [8] Zhu Jie(朱杰), Huang Tao(黄涛), Fan Xingjian(范兴建), et al. Treatment of ANAMMOX technique on treating high concentration wastewater [J]. Environment Science(环境科学), 2009, 30(5): 1442-1448
- [9] Ma Fuguo(马富国), Zhang Shujun(张树军), Cao Xiangsheng(曹相 生), et al. Coupling process of partial nitrification and ANAMMOX for treatment of sludge liquor [J]. China Environmental Science(中国 环境科学), 2009, 29(2): 219-224
- [10] Susanne Lackner, Eva M Gilbert, Siegfried E Vlaeminck, et al. Full-scale partial nitritation/ANAMMOX experiences — an application survey [J]. Water Research, 2014, 55: 292-303
- [11] Pu Guibing(蒲贵兵), Zhen Weidong(甄卫东), Sun Kewei(孙可伟). Development of ecologichal factors for anaerobic ammonium oxidation [J]. Chemical Research(化学研究), 2007, 18(4): 102-107
- [12] Strous M, Fuerst J A, Kramere H M, et al. Missing lithotrophidentified as new planetomyeete [J]. Nature, 1999, 40(8): 446-449
- [13] Pongsak (Lek) Noophan, Siriporn Sripiboon. Anaerobic ammonium oxidation by *Nitrosomonas* spp. and anammox bacteria in a sequencing batch reactor [J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, **90**(2): 967-972
- [14] Feng Ping(冯平), Zhou Shaoqi(周少奇). Experimental study on start-up of UASB-anammox biofilm reactor at ordinary temperature
  [J]. Environmental Science & Technology(环境科学与技术), 2010, 33(6): 19-22
- [15] Egli K, Fanger U, Alvarez P J J, et al. Enrichment and characterization of anarnmox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate [J]. Arch. Microbiol., 2001, 175: 198-207
- [16] Marc Strous, Gijs Kuenen, Mikes M, et al. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. American Society for Microbiology, 1999, 57(6): 3248-3250
- [17] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, Jetten M S M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1998, 50: 589-596
- [18] Deng Zhengyu(邓征宇), Yang Chunping(杨春平), Zeng Guangming(曾光明), et al. Progress on biological aerated filter technique [J]. Environmental Science & Technology(环境科学与技

术), 2010, 33(8):88-93

- [19] Flemming H C, Wingender J. Relevance of microbial extracellular polymeric substances(EPSs)(Part I): Structure and ecological aspects [J]. Wat. Sci. Tech., 2001, 43(6): 1-8
- [20] Zhang Junzhen(张俊贞), Deng Cailing(邓彩玲), An Dingnian(安鼎年). Mathmatical model of air-water backwashing of filter [J]. *China Water & Wastewater*(中国给水排水), 1997, **13**(3): 10-13
- [21] Liu Xibo, Peter M Huck, Robin M Slawson. Factors affecting drinking water biofiltration [J]. *American Water and Wastewater*

Association, 2001, 90(12): 90-101

- [22] Bai Yu(白宇), Zhang Jie(张杰), Chen Shufang(陈淑芳), et al. Biomass and microbial activity in backwashed biofilter [J]. Journal of Chemical Industry and Engineering(China)(化工学报), 2004, 55(10): 1690-1695
- [23] Zhang Daijun(张代钧), Cao Lin(曹琳), Yan Chenmin(严晨敏), et al. Biofilm multiple-substrate model and its simulating of BAF treating the synthetic domestic sewage [J]. China Environmental Science(中 国环境科学), 2005, 25(2): 231-235