

三段式硝化型生物接触氧化反应器的启动及特性

张淼¹, 彭永臻^{1*}, 王聪¹, 汪传新¹, 薛晓飞², 庞洪涛² (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 100124; 2.北京北控水务(中国)投资有限公司, 北京 100124)

摘要: 采用实际生活污水,研究了三段式串联的硝化型生物接触氧化反应器的挂膜启动及各段的硝化特性.试验结果表明:利用中间沉淀池出水作为生物接触氧化反应器的进水进行自然挂膜,在无需投加接种污泥的情况下,20d 挂膜成熟, NH_4^+-N 的去除率达到 98%以上.反应器中随着沿程推流,三段的生物量和生物膜厚度逐渐降低,最大的生物量和生物膜厚度分别为 1271.25mg/L 和 119.45 μm .分析各段的硝化特性,发现三段在低温 15 $^{\circ}\text{C}$ 条件下仍具有较高的比硝化速率,并且在同一温度下(15,23,32 $^{\circ}\text{C}$),第 2、3 段的比硝化速率均大于第 1 段.针对上述现象,根据比耗氧速率 SOUR 粗略估计了 AOB 和 NOB 在各段中的相对比例.3 段 AOB 的百分比分别为(25.64 \pm 4.89)%, (34.59 \pm 5.02)%, (42.50 \pm 1.57)%,而 NOB 的百分比为(23.52 \pm 3.35)%, (39.65 \pm 4.26)%, (40.69 \pm 2.19)%.此外,系统运行 125d 的 FISH 结果表明,3 段的微生物菌群分布确实存在差异.与第 1 段相比,后 2 段的 AOB 和 NOB 更容易成为优势菌.

关键词: 生物接触氧化反应器; 生物膜; 比硝化速率; 比耗氧速率; 启动; 荧光原位杂交(FISH)

中图分类号: X703.5 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2015)01-0101-09

The start-up and characterization of a three-stage nitrification biological contact oxidation reactor. ZHANG Miao¹, PENG Yong-zhen^{1*}, WANG Cong¹, WANG Chuan-xin¹, XUE Xiao-fei², PANG Hong-tao² (1.Key laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment recovery engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2.Beijing Enterprises Water Group (China) Investment Limited, Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2015,35(1): 101~109

Abstract: The start-up and characterization of a three-stage nitrification biological contact oxidation reactor were studied using actual sewage. The experimental results showed that by using the intermediate sedimentation tank effluent as influent for the biofilm incubation in biological contact oxidation reactor, the biofilm matured within 20 day without additional inoculation sludge, and the NH_4^+-N removal efficiency reached above 98%. The biomass and biofilm thickness of three stages gradually decreased in the flow direction, and the highest biomass and biofilm thickness were 1271.25mg/L and 119.45 μm respectively. By analyzing the nitrifying characteristics, the results revealed that the three stages had higher specific nitrification uptake rate (SNUR) even at low temperature of 15 $^{\circ}\text{C}$, and the second and third stages were both higher than the first stage at the same temperature (15, 23, 32 $^{\circ}\text{C}$). In view of the above phenomenon, the ammonia oxidizing bacteria (AOB) and nitrite oxidizing bacteria (NOB) ratio in each stage were roughly estimated according to the specific oxygen uptake rate (SOUR). The AOB of three stages were (25.64 \pm 4.89)%, (34.59 \pm 5.02)% and (42.50 \pm 1.57)% while the NOB were (23.52 \pm 3.35)%, (39.65 \pm 4.26)%, (40.69 \pm 2.19)% respectively. In addition, the fluorescence in situ hybridization (FISH) results derived on day 125 after initial operation showed that the bacterial distribution of three stages do exist differences. The AOB and NOB were more dominant in the second and third stages, compared to the first stage.

Key words: biological contact oxidation reactor; biofilm; specific nitrification uptake rate; specific oxygen uptake rate; start-up; fluorescence in situ hybridization (FISH)

近年来,随着新型填料的开发和应用,生物膜工艺成为城市污水处理中的研究热点,并且在发展过程中衍生出了多种变形工艺^[1].AAO-BAF (Anaerobic Anoxic Oxidation-Biological Aerated Filter)

收稿日期: 2014-04-09

基金项目: 国家“863”计划项目(2012AA063406);北京市科技计划项目(D12110900010000)

* 责任作者, 教授, pyz@bjut.edu.cn

工艺正是典型的泥膜结合的双污泥处理系统,该工艺将硝化过程从 AAO 中分离出去,成功解决了传统工艺中各菌群间的竞争性矛盾;尤其是在低 C/N 比条件下利于反硝化聚磷菌 DPAOs 成为优势菌,实现了碳源的高效利用,污泥产率低,运行效果稳定^[2-3]。但由于 BAF 对 SS 的截留作用使其易堵塞^[4],存在水头损失,需定期的反冲洗^[5],同时对风压要求高,运行管理复杂等问题限制了其进一步的推广应用。

生物接触氧化(BCO)兼有活性污泥法和生物膜法的特点,主要是在池内设置填料,从池底曝气使其处于流动状态,从而保证污染物、微生物、氧气三者的充分接触。其具有处理负荷高、抗冲击能力强、不易堵塞、勿需反冲洗、运行稳定、维护管理简单^[6-7]等优点,正逐步应用于实验室和大规模的污水处理及改造系统^[8]。本研究提出了一种 3 段式硝化型生物接触氧化反应器,并在此基础上形成一种新型的 AAO-生物接触氧化耦合工艺。

由于填料在生物接触氧化反应器中处于流化状态,会不断受到水流和气体的扰动^[9],所以生物接触氧化反应器的启动,特别是悬浮填料上能否成功挂膜是整个系统运行的前提和关键。目前许多学者关于填料挂膜方式的选择仍存在分歧^[10-14],特别是在实际工程应用中,寻求更便捷更有效的挂膜方式显得尤为重要。启动周期、处理效能、生物膜特性等是表征生物膜系统的重要参数^[11],AAO-生物接触氧化作为一种新型改进工艺,目前尚未进行大规模的推广应用,如何实现生物接触氧化反应器快速启动和参数优化具有十分重要的研究意义。此外,生物接触氧化反应器中这种完全混合式与推流式相结合的运行模式对沿程三段性能的影响尚不明确。本研究以实际生活污水为处理对象,以 AAO-生物接触氧化工艺为研究主体,着重考察生物接触氧化反应器的挂膜和启动过程,并探索串联 3 段的硝化特性以及微生物特性,以为实际工程的应用管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验装置

AAO-生物接触氧化工艺主要由 A²O 反应器、中间沉淀池、生物接触氧化反应器顺序连接组成,系统装置见图 1。A²O 反应器与生物接触氧化反应器设有密闭隔板使两者隔离,A²O 反应器的出水进入中间沉淀池,完成泥水分离后,上清液经中间进水泵进入生物接触氧化反应器,沉淀污泥回流到 A²O 反应器的厌氧区;含有氨氮的上清液在生物接触氧化反应器 3 格内沿程推流,完成氨氮的氧化,硝化液经斜板沉淀后回流到 A²O 反应器的缺氧区。

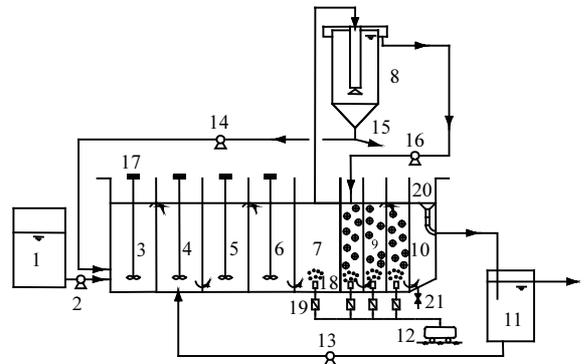


图 1 AAO-生物接触氧化工艺装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the AAO-BCO process

1:原水水箱;2:进水泵;3:厌氧区;4:缺氧区 1;5:缺氧区 2;6:缺氧区 3;7:好氧区;8:中间沉淀池;9:生物接触氧化反应器;10:斜板沉淀区;11:出水水箱;12:鼓风机;13:硝化液回流泵;14:污泥回流泵;15:剩余污泥排出口;16:中间进水泵;17:搅拌装置;18:曝气头;19:气体流量计;20:溢流口;21:排泥口

生物接触氧化反应器 3 格串联,分别记为 N₁、N₂、N₃,总有效容积 24L,内设聚丙烯悬浮填料,填充率为 45%;平均氨氮负荷 0.24~0.45kg N/(m³·d),总气量为 0.18~0.24m³/h,该阶段主要完成氨氮的氧化,硝化液回流比 200%~300%。

1.2 污水水质及接种污泥

试验用水取自某大学化粪池的实际生活污水,水质情况见表 1,属于典型的低 C/N 污水。反应器的接种污泥取自校园处理生活污水的中试 SBR 装置,污泥具有正常的脱氮除磷功能,且沉降性能良好。

1.3 填料特性及挂膜方式

填料是微生物赖以栖息的场所,填料的选择

对微生物的生长、繁殖以及生物膜形态等至关重要^[12]。此外,填料的挂膜特性不仅影响硝化效果,而且与基建费用^[13]、运行成本等密切相关。综合上述考虑,本试验选用江苏裕隆环保有限公司生产的高活性悬浮生物填料,主要材质为聚丙烯,其

表面粗糙度大,密度略低于水,可在水中处于悬浮状态。圆柱体中心呈网格结构,比表面大,较大的孔隙率使其在运行过程中不堵塞,并具有良好的通气、过水特性,且价格低廉。填料的具体性能见表 2。

表 1 试验进水水质

Table 1 Characteristics of influent wastewater

项目	COD(mg/L)	NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	NO ₃ ⁻ -N(mg/L)	NO ₂ ⁻ -N(mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P(mg/L)	C/N	C/P
范围	113.61~267.82	55.13~79.01	0~1.33	0~0.28	4.12~7.47	1.72~5.26	19.6~47.3
均值	201.30	67.77	0.67	0.13	6.12	3.23	38.72

表 2 悬浮填料特性

Table 2 Characteristics of suspended carriers

名称	形状	D×H(mm)	孔隙率(%)	比表面积(m ² /m ³)	密度(kg/m ³)	填充率(%)
聚丙烯环	圆柱体	25×10	93~98	500~700	960~1000	15~60

生物接触氧化反应器中生物膜的培养采用的是以中间沉淀池出水作为进水的自然挂膜^[14]方式。将填料按一定的填充率投加,同时将实际生活污水泵入反应器,开始以 2L/h 的初始流量连续进水,待出水 NH₄⁺-N 浓度接近于零,去除率保持稳定后,逐步加大进水流量到设计值。在这个过程中,溶解氧 DO 充足,以保证填料处于流化状态,并使其与底物充分接触。

1.4 常规项目监测

NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 是在水样经滤纸过滤后,由流动注射分析仪(Lachat Quik-Chem8000, Lachat Instrument, Milwaukee, USA)测定;MLSS、MLVSS 根据国家标准方法测定^[15];采用德国 WTW pH/Oxi 340i 及相应传感器监测溶解氧 DO、pH、温度;填料的生物量采用超声的方法进行预处理,将超声后的填料进行烘干称重直至恒重为止,再按照反应器的填充率进行换算,表征方式同 MLSS 的测定;生物膜形态根据奥林巴斯 BX51 及佳能 EOS550D 数码相机进行光学显微镜观察,再利用 Image-Pro Plus 6.0 软件测量生物膜厚度^[16];扫描电子显微镜(SEM)图片采用日立 S-4300 进行观察拍照;按照 Amann 的操作方法进行荧光原位杂交(FISH)的分析,并参

照曾薇等^[17]给出的检测 AOB、NOB 常用探针和具体操作步骤。

1.5 硝化特性的批次试验

将生物接触氧化反应器内 3 个格室的填料取出,按照反应器内的填充比,对各格室分别进行比硝化速率(SNUR)及比耗氧速率(SOUR)的测定。其中比硝化速率主要考察了 15、23、32℃ 3 个不同温度的影响,而其他试验条件保持相同。采用 NH₄Cl 配水,初始 NH₄⁺-N 浓度 20mg/L 左右,溶解氧充足,pH 值控制在 7.5。间隔 10min 取样,检测 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 浓度随时间的变化,最后根据生物量计算比硝化速率。

比耗氧速率的测定通过投加烯丙基硫脲(ATU)和 NaClO₃ 选择性的抑制氨氧化菌 AOB 和亚硝酸盐氧化菌 NOB 的活性^[18]。试验分 3 组同时进行,第 1 组投加 NaClO₃(0.02mol/L),第 2 组投加 ATU(5mg/L),第 3 组不投加任何抑制剂,根据公式(1)(2)分别计算 AOB、NOB 以及异养菌在 3 段中的相对比例。试验条件采用配水,水温 23.8℃,初始 COD 为 20mg/L(乙酸钠),NH₄⁺-N 浓度 10mg/L,NO₂⁻-N 浓度 5mg/L。配水完成后对溶液充氧,使 DO 饱和或接近饱和,然后加入填料,在密闭容器中监测 DO 浓度随时间 *t* 的变化,再根据生物量计

算比耗氧速率.

$$SOUR_{NOB} = SOUR_T - (SOUR_H + SOUR_{AOB}) \quad (1)$$

$$SOUR_{AOB} = (SOUR_H + SOUR_{AOB}) - SOUR_H \quad (2)$$

式中: $SOUR_T$, $SOUR_H$ 为总比耗氧速率, 异养菌比耗氧速率, $mgO_2/(gMLSS \cdot h)$; $SOUR_{AOB}$, $SOUR_{NOB}$ 为 AOB、NOB 比耗氧速率, $mgO_2/(gMLSS \cdot h)$.

2 结果与讨论

2.1 生物接触氧化反应器的挂膜启动

挂膜期间水温 $20 \sim 25^\circ C$, 启动过程分 3 个阶段, 前 7d 进水流量为 2L/h, 待 NH_4^+-N 去除率保持稳定后, 加大进水流量为 3L/h, 再经过 7d 后, NH_4^+-N 出水浓度趋于零, 此时将流量加大为 4L/h. 初投反应器的填料是白色, 到启动的第 4d, 填料颜色转为淡黄, 但是肉眼观察不到生物膜, 1 周后, 填料表面出现点状、片状的黄褐色黏膜. 填料粗糙的表面和较大的比表面积, 为微生物的附着生长提供了栖息空间, 同时较大的孔隙率有利于提高传质效率, 便于生物膜的形成. 反应器启动 15d 后, 刮下部分生物膜镜检, 可观察到钟虫、纤毛虫等原生动物以及少量的轮虫、线虫等微型后生动物, 生物相较丰富, 表明填料上的生物膜已形成相对完整的体系.

这个过程主要考察了 NH_4^+-N 的去除效果, 同时将 3 段的硝化效果进行了对比. 由图 2 可知: 进水流量从 2L/h、3L/h 到 4L/h 上升过程中, 流量的增加都伴随着 NH_4^+-N 去除率的先下降再回升, 但 3 个阶段的去除率变化幅度却大不相同. 进水流量为 2L/h 时, NH_4^+-N 去除率从 28.94% 缓慢上升为 97.11%; 当进水流量变为 3L/h, NH_4^+-N 去除率迅速下降为 70.85%, 然后又渐渐回升到 98.66%; 当进水流量变为 4L/h, NH_4^+-N 去除率下降到 82.71%, 仅经过 2d 就上升为 98.63%, 且后续一直稳定在 98.9% 左右. 由于进水中含有 COD, 硝化菌的生长速率比异养菌慢, 因此在启动初期对 NH_4^+-N 去除率没有表现出较好的稳定性, 但随着挂膜的继续, 硝化菌对环境不断适应并开始大量繁殖, 对冲击负荷具备了缓冲能力, 使得出水 NH_4^+-N 浓度渐渐降低.

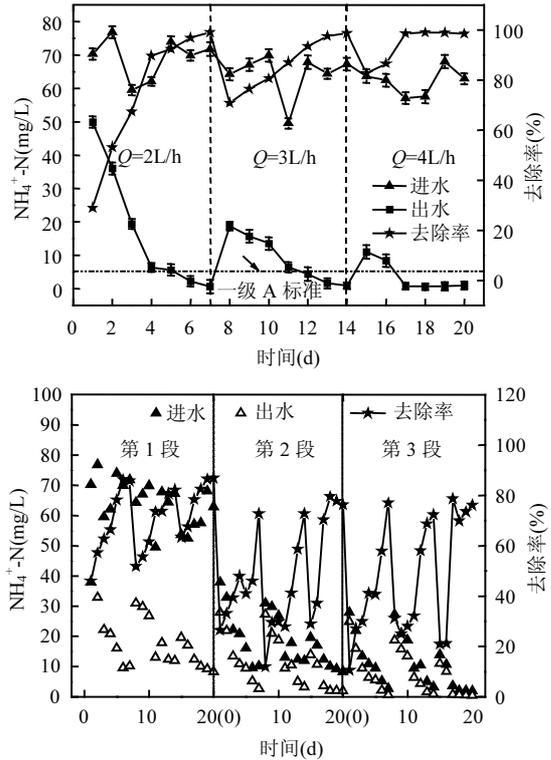


图2 启动过程中 NH_4^+-N 去除效果

Fig.2 The performance of NH_4^+-N during the start up process

与此同时, 生物接触氧化反应器沿程 3 段也体现出了不同的 NH_4^+-N 去除效果. 进水的 NH_4^+-N 浓度范围 $52.45 \sim 73.92 mg/L$, 经过第 1 段 N_1 的出水紧接着进入第 2 段, 此时 NH_4^+-N 浓度已降为 $12.39 \sim 42.87 mg/L$, 经过 N_2 、 N_3 之后, 出水的平均 NH_4^+-N 浓度为 $7.42 mg/L$, 其中大约 70% 的出水可达到一级 A 排放标准 (GB18918-2002). 三段的平均 NH_4^+-N 去除率分别为 71.35%、57.37%、57.01%, 即第 1 段对 NH_4^+-N 的去除率最高, 而后 2 段相差不大. 利用中间沉淀池出水作为生物接触氧化反应器的进水进行自然挂膜, 生物接触氧化反应器无需投加接种污泥, 无需反冲洗, 出水水质良好, 挂膜历时 20d, 而王建华等^[19-20]采用实际生活污水对 BAF(陶粒)挂膜需 24d. 试验结果表明, 该填料挂膜速度较快, 对氨氮具有彻底高效的去除效果.

根据启动结束拍摄的扫描电镜照片(图 3)也可以看出, 生物膜形态饱满致密, 微生物菌群以球

菌、杆菌为主,并且球菌的比例较高,附着生长在填料内表面,并伴有少量丝状菌、螺旋菌和累枝虫出现.丝状菌的出现有利于形成生物膜骨架,为

其他微生物的附着提供栖息繁殖的环境^[16],而累枝虫可作为水质澄清良好的指示性生物,在一定程度上标志着填料挂膜的成熟.

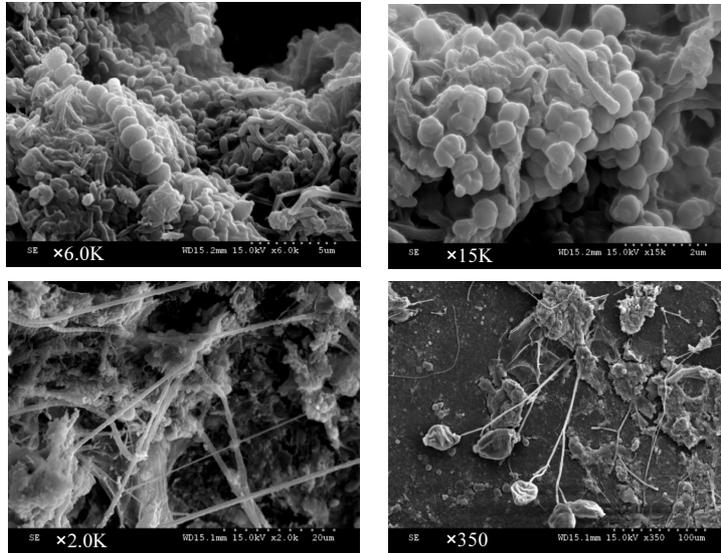


图 3 填料挂膜成熟时 SEM 图片

Fig.3 The SEM images of the mature biofilm

2.2 生物膜特性

图 4 给出了在启动过程中,生物接触氧化反应器内填料上的生物量和生物膜厚度随挂膜时间的变化情况.由于生物接触氧化反应器 3 格的混合液浊度均比较低($NTU < 15$),平均 SS 含量在 $20 \sim 30\text{mg/L}$,仅占总生物量的 $2\% \sim 4\%$,所以计算生物量时忽略了混合液中 SS 的含量.可以发现 3 段的生物量梯度降低,即第 1 段最高,第 2 段次之,第 3 段最低.启动的第 5d 到第 20d,第 1 段的 MLSS 从 699.71mg/L 上升为 1271.25mg/L ,第 2 段从 465.32mg/L 上升为 989.15mg/L ,第 3 段从 345.41mg/L 上升为 698.92mg/L ,到挂膜第 15d,3 段的生物量已基本处于稳定状态,平均 MLSS 分别为 $1032.59, 756.47, 563.79\text{mg/L}$.这是因为随着反应器沿程推流,氨氮浓度逐渐降低,底物浓度限制了微生物的生长.对于传统活性污泥法,普通好氧池的平均 MLSS 基本在 3000mg/L 左右^[21],相比之下,本反应器中的生物量大大减少,仅为前者的 $1/3 \sim 1/4$,节约曝气量,污泥产率低,不存在污泥膨胀,一定程度上缓解了污泥处置和能耗问题,同

时降低了运行费用.

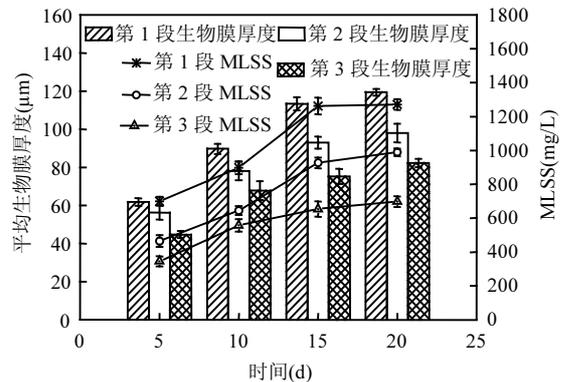


图 4 启动过程中生物量和生物膜厚度的变化

Fig.4 The variations of MLSS and biofilm thickness during the start up process

相应地,3 段的生物膜厚度与生物量呈现了相似的变化规律,生物膜厚度随着生物量的增长而增加,从第 5d 的 $61.85, 56.23, 44.77\mu\text{m}$ 增大为第 20d 的 $119.45, 97.97, 82.30\mu\text{m}$,3 段的平均生物膜厚度分别为 $116.09, 83.3, 67.54\mu\text{m}$. Manser

等^[22]采用激光散射法考察了 MBR 和 CAS(传统活性污泥法)系统中的污泥絮体的粒径,研究表明:污泥絮体的大小直接影响硝化过程中基质的扩散和传质,并且通过对比两个系统中污泥粒径发现,与 CAS 系统相比,MBR 系统的平均粒径范围 130 ~ 240 μm ,对底物具有较强的亲和力.本试验中生物接触氧化反应器的平均生物膜厚度仅为 60 ~ 120 μm ,生物膜更薄,便于硝化过程的传质,为氨氮的高效氧化奠定了基础.

2.3 生物膜系统的硝化特性

2.3.1 比硝化速率 由于 AOB 和 NOB 的最适生长温度存在一定的差别,温度发生变化时会导致这两类微生物生长速率的变化,因此硝化菌对温度很敏感^[23-24].近年来,有研究报道温度的变化还会引起 AOB 菌群数量的改变^[25],温度不但影响硝化菌的比增长速率,而且影响硝化菌的活性,所以温度是影响比硝化速率的一个重要因素.

由图 5 可知,随着温度升高,3 段的比硝化速率均呈上升趋势.温度为 15 $^{\circ}\text{C}$ 时,3 段的比硝化速率分别为 7.62,12.69,12.45 $\text{mg N}/(\text{gMLSS}\cdot\text{h})$;而温度为 32 $^{\circ}\text{C}$ 时,3 段的比硝化速率增大为 16.17,23.68,24.32 $\text{mg N}/(\text{gMLSS}\cdot\text{h})$.杨敏等^[26]采用 SPR-1 型悬浮填料(与本论文填料性能相似)在低温条件下对不同填充率的比硝化速率研究表明,温度为 15.6 $^{\circ}\text{C}$,40%填充率下的比硝化速率为 6.82 $\text{mg N}/(\text{gMLSS}\cdot\text{h})$,而本系统在相同条件下,最高比硝化速率可达上述的 2 倍.因此,该工艺尤其在低温季节、氨氮负荷较高、占地面积有限的情形下具备潜力和优势,同时也为现有污水处理厂的升级改造提供了思路^[27].

对于同一段而言,23 $^{\circ}\text{C}$ 的比硝化速率是 15 $^{\circ}\text{C}$ 的 1.52 倍,32 $^{\circ}\text{C}$ 的比硝化速率是 15 $^{\circ}\text{C}$ 的 1.98 倍,因此在 15 $^{\circ}\text{C}$ ~32 $^{\circ}\text{C}$ 范围内,温度越高,硝化菌的活性越高,对氨氮的氧化越有利,这与许多现有的研究报道一致.Zhang 等^[28]研究了温度 T 对硝化动力学的影响,并给出了温度与最大比降解速率 μ 之间的关系(3),由此可计算 3 段的温度修正系数 θ 分别为 1.045 \pm 0.008、1.038 \pm 0.011、1.041 \pm 0.011,与其研究结论($\theta=1.109\sim 1.119$)相比数值偏低.说明温度的突然升高或突然降低,对系统中比硝化

速率的影响不会特别显著,因此抗冲击性强.

$$\mu_T = \mu_{15} \theta^{T-15} \quad (3)$$

此外,在同一温度下(15 $^{\circ}\text{C}$ 、23 $^{\circ}\text{C}$ 、32 $^{\circ}\text{C}$),第 2、3 段的比硝化速率均大于第 1 段,即第 1 段虽然生物量最高,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率最大,但比硝化速率却是最小的,相反,生物量相对较低的第 2、3 段的比硝化速率较高.后 2 段的比硝化速率相差不大很好理解,因为随着沿程推流,氨氮的浓度逐渐降低,3 段的平均氨氮负荷也呈下降趋势,分别为 (0.60 \pm 0.12), (0.48 \pm 0.08), (0.06 \pm 0.02) $\text{kg N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,进入第 3 段的氨氮浓度已经很低,因此该段的比硝化速率与第 2 段相比没有太大提升.对于第 1 段的反常现象,可能是微生物菌群与后 2 段区别较大导致,但由于生物量较高,整体体现出了较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率.

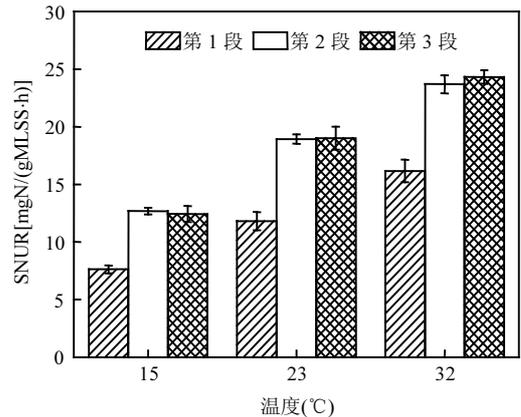


图 5 生物接触氧化反应器中 3 段在不同温度下的比硝化速率

Fig.5 The SNUR of three stages at different temperatures in BCO reactor

2.3.2 比耗氧速率 比耗氧速率 SOUR 是表征微生物生理状态和代谢活性的重要指标,在许多时候可以用来粗略指示活细胞的数量^[29],并且该方法简单易行,操作方便.图 6 给出了生物接触氧化反应器中 N_1 , N_2 , N_3 分别投加 ATU、 NaClO_3 和未投加抑制剂 3 种情况下的 SOUR, R^2 均在 0.95 以上,拟合相关性较好(表 3).活性污泥法的 SOUR 通常为 8 ~ 20 $\text{mg O}_2/(\text{gMLSS}\cdot\text{h})$,而本系统的测量值普遍高于此范围,表明微生物有较好的代谢活性.

表 3 生物接触氧化反应器中 3 段的比耗氧速率
Table 3 The SOUR at three stages in BCO reactor

阶 段	拟合方程	R ²	SOUR[mgO ₂ /(gMLSS·h)]	
N ₁	未投加抑制剂	y = -0.35x + 3.31	0.97	29.82 ± 3.48
	投加 NaClO ₃	y = -0.28x + 4.38	0.96	23.86 ± 1.38
	投加 ATU	y = -0.26x + 4.90	0.99	22.16 ± 0.72
N ₂	未投加抑制剂	y = -0.29x + 5.54	0.99	31.87 ± 1.20
	投加 NaClO ₃	y = -0.26x + 5.89	0.96	28.57 ± 2.94
	投加 ATU	y = -0.12x + 6.23	0.99	13.19 ± 0.72
N ₃	未投加抑制剂	y = -0.26x + 4.16	0.97	33.55 ± 1.20
	投加 NaClO ₃	y = -0.23x + 5.09	0.97	29.68 ± 1.44
	投加 ATU	y = -0.10x + 5.36	0.98	12.90 ± 0.42

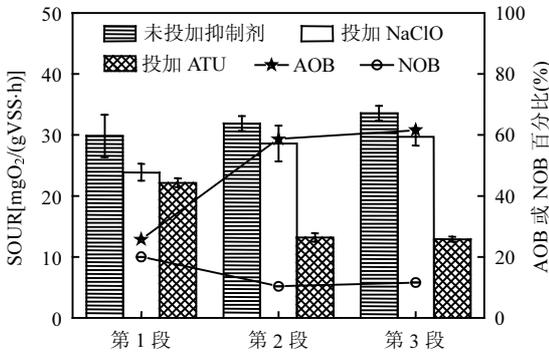


图 6 生物接触氧化反应器中 3 段比耗氧速率和菌群数量的对比

Fig.6 The comparison of SOUR and bacterial percentage at three stages in BCO reactor

从整体趋势上看,第 1 段的 $SOUR_H + SOUR_{AOB}$ 和 $SOUR_H + SOUR_{NOB}$ 基本相等,说明 AOB 和 NOB 比例相当;第 2 段和第 3 段的变化规律相似, $SOUR_T$ 和 $SOUR_H + SOUR_{AOB}$ 相差不大,即 $SOUR_{NOB}$ 所占比例较小.计算结果表明生物接触氧化反应器串联 3 段的 AOB 和 NOB 的相对比例确实存在较大差异,其中 3 段 AOB 的相对比例分别为 25.69%,52.61%,56.55%,而 NOB 的相对比例为 19.99%, 10.35%,11.54%,即硝化菌总比例为 45.68%, 62.96%,68.09%.说明与第 1 段相比,后 2 段的硝化菌含量较高,因此出现了 2.3.1 中第 2、3 段比硝化速率大于第 1 段的现象.

在整个 AAO-生物接触氧化系统中,虽然进入生物接触氧化反应器的可降解 COD 已所剩不多,在这里主要进行氨氮的氧化,但填料上会不可避免的存在异养菌,尤其是第 1 段的异养菌比例相对较高,然而经过第 1 段的筛选,第 2、3 段更利于硝化菌的生长.由于在启动初期 AOB 比 NOB 的增殖速度快^[30],使得第 2、3 段中 AOB 占据了绝大比例(运行期间系统平均亚硝积累率 33.73% ~ 47.45%).随着系统连续运行的不断淘洗,AOB 和 NOB 在生物接触氧化反应器各段中的相对比例可能会发生变化,但是可以确定的是硝化菌含量会越来越高.

2.4 生物膜系统的微生物特性

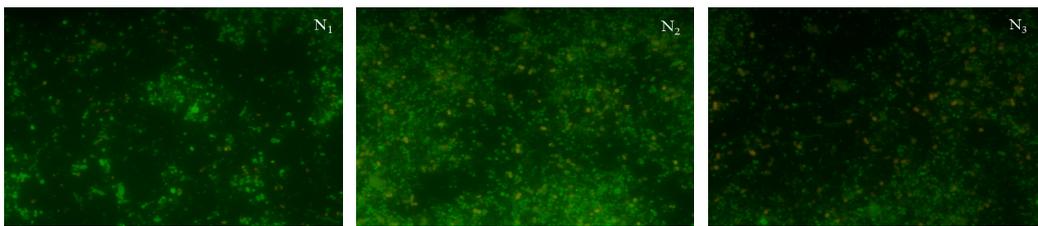


图 7 生物接触氧化反应器中 3 段 AOB 的 FISH 检测结果

Fig.7 The FISH results of AOB at three stages in BCO reactor

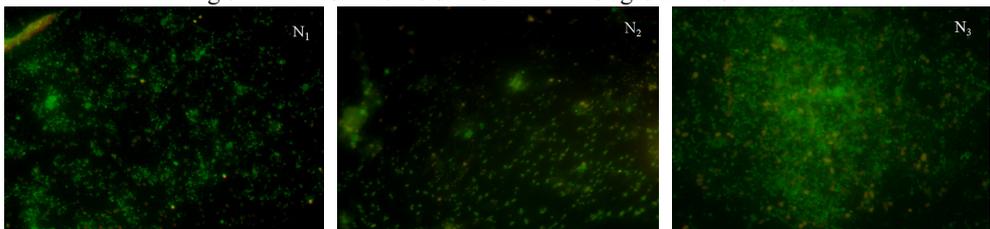


图 8 生物接触氧化反应器中 3 段 NOB 的 FISH 检测结果

Fig.8 The FISH results of NOB at three stages in BCO reactor

FITC 标记 EUBmix, 目标为 Eubacteria; Cy3 标记 NSO1225, 目标为 β-AOB; Cy3 标记 NIT3, 目标为 Nitro bacteria

在系统连续运行 125d,从反应器 3 格 N_1, N_2, N_3 分别取出生物膜样品,采用 FISH 方法对 AOB 和 NOB 进行定量分析.如图 7、图 8 所示,从第 1 段到第 3 段, AOB 和 NOB 占总菌数的百分比均呈上升趋势,其中 3 段 AOB 占总菌数的百分比分别为 $(25.64 \pm 4.89)\%$, $(34.59 \pm 5.02)\%$, $(42.50 \pm 1.57)\%$, 而 NOB 的百分比为 $(23.52 \pm 3.35)\%$, $(39.65 \pm 4.26)\%$, $(40.69 \pm 2.19)\%$.说明与第 1 段相比,后 2 段的 AOB 和 NOB 已成为明显的优势菌.基于以上分析,可得出结论:这种 3 段式的串联运行方式,可实现硝化菌的筛选和富集,并且推流过程环境的变化会导致微生物空间分布的差异.

基于 3 段式生物接触氧化反应器的启动和特性研究,对工程实践具有重要的指导意义:抗冲击能力强,可实现对低温条件、高氨氮废水的稳定运行;为工艺参数的优化提供参考,第 1 段可相对缩小容积,尽可能的充分发挥后 2 段的硝化作用;系统中 AOB 和 NOB 易成为优势菌,硝化效果稳定;无需反冲洗,节能降耗,运行管理方便,适合污水处理厂的升级改造.

3 结论

3.1 采用实际生活污水,利用中间沉淀池出水作为生物接触氧化反应器的进水进行自然挂膜,生物接触氧化反应器无需投加接种污泥 20d 挂膜成熟, NH_4^+-N 的去除率达到 98% 以上.填料表面的生物膜饱满致密,微生物菌群以球菌、杆菌为主.整个启动过程无需反冲洗,挂膜速度较快,对氨氮具有彻底高效的去除效果.

3.2 反应器中随着沿程推流,3 段的生物量和生物膜厚度逐渐降低,最大的生物量和生物膜厚度分别为 1271.25mg/L 和 $119.45\mu\text{m}$.生物量仅为传统活性污泥法的 $1/3 \sim 1/4$,一定程度上缓解了污泥处置和能耗问题,同时较薄的生物膜为氨氮的高效氧化奠定了基础.

3.3 在 $15^\circ\text{C} \sim 32^\circ\text{C}$ 范围内,温度越高,比硝化速率越大,并且生物接触氧化反应器的 3 段在低温 15°C 条件下仍具有较高的比硝化速率;在同一温度下,第 2、3 段的比硝化速率均大于第 1 段.此外,温度修正系数 θ 的求解反映出生物接触氧化反

应器具有较好的抗冲击性.

3.4 生物接触氧化反应器中 SOUR 与 FISH 的试验结果均表明,三段的微生物菌群分布确实存在差异.与第 1 段相比,后 2 段的 AOB 和 NOB 更容易成为优势菌.因此这种三段式的串联运行方式,可实现硝化菌的筛选和富集,并且推流过程环境的变化会导致微生物空间分布的差异.

参考文献:

- [1] Jiade W, Jianmeng C. Removal of dichloromethane from waste gases with a bio-contact oxidation reactor [J]. Chemical Engineering Journal, 2006,123(3):103-107.
- [2] Chen Y, Peng C, Wang J, et al. Effect of nitrate recycling ratio on simultaneous biological nutrient removal in a novel anaerobic/anoxic/oxic (A^2/O)-biological aerated filter (BAF) system [J]. Bioresource Technology, 2011,102(10):5722-5727.
- [3] Zhang W, Peng Y, Ren N, et al. Improvement of nutrient removal by optimizing the volume ratio of anoxic to aerobic zone in AAO-BAF system [J]. Chemosphere, 2013,93(11):2859-2863.
- [4] Vigne E, Choubert J, Canler J, et al. A biofiltration model for tertiary nitrification of municipal wastewaters [J]. Water Research, 2010,44(15):4399-4410.
- [5] Farabegoli G, Chiavola A, Rolle E. The Biological Aerated Filter (BAF) as alternative treatment for domestic sewage. Optimization of plant performance [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009,171(1-3):1126-1132.
- [6] El-Shafai S A, Zahid W M. Performance of aerated submerged biofilm reactor packed with local scoria for carbon and nitrogen removal from municipal wastewater [J]. Bioresource Technology, 2013,143:476-482.
- [7] Bassin J P, Dezotti M, Sant'Anna G L. Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011,185(1):242-248.
- [8] Zhang S, Wang Y, He W, et al. Responses of biofilm characteristics to variations in temperature and NH_4^+-N loading in a moving-bed biofilm reactor treating micro-polluted raw water [J]. Bioresource Technology, 2013,131:365-373.
- [9] Leyva-Diaz J C, Calderon K, Rodriguez F A, et al. Comparative kinetic study between moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor and membrane bioreactor systems and their influence on organic matter and nutrients removal [J]. Biochemical Engineering Journal, 2013,77:28-40.
- [10] 陈亚男.几种填料生物膜特性与挂膜参数优化研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2012.
- [11] 龚灵潇,彭永臻,杨庆,等.不同载体填充率下一体化 A/O 生物

- 膜反应器的启动特性 [J]. 中南大学学报(自然科学版), 2013, 44(3):1275-1282.
- [12] Chang Won-Seok, Tran Hung-Thuan, Park Doo-Hyun, et al. Ammonium nitrogen removal characteristics of zeolite media in a Biological Aerated Filter (BAF) for the treatment of textile wastewater [J]. Journal of Industrial and engineering Chemistry, 2009,15:524-528.
- [13] 王 怡,彭党聪,王社平,等.填充率对紊动床生物膜反应器生物量影响的研究 [J]. 水处理技术, 2007,33(5):22-24.
- [14] 周 晴,傅金祥,赵玉华,等.UBAF 两种挂膜方式的试验研究 [J]. 工业安全与保护, 2005,31(5):28-30.
- [15] APH A. Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2005.
- [16] Gong L, Jun L, Yang Q, et al. Biomass characteristics and simultaneous nitrification-denitrification under long sludge retention time in an integrated reactor treating rural domestic sewage [J]. Bioresource Technology, 2012,119:277-284.
- [17] 曾 薇,杨 庆,张树军,等.采用 FISH_DGGE 和 Cloning 对短程脱氮系统中硝化菌群的比较分析 [J]. 环境科学学报, 2006,26(5):734-739.
- [18] Pai T. Modeling nitrite and nitrate variations in A²O process under different return oxie mixed liquid using an extended model [J]. Process Biochemistry, 2007,42(6):978-987.
- [19] 王建华,陈永志,彭永臻.硝化型曝气生物滤池的挂膜与启动 [J]. 环境工程学报, 2010,4(10):2199-2203.
- [20] 王建华,陈永志,彭永臻.低碳氮比实际生活污水 A~2O-BAF 工艺低温脱氮除磷 [J]. 中国环境科学, 2010,30(9):1195-1200.
- [21] Wang X, Wang S, Peng Y. Anoxic biological phosphorus uptake in A²O process [J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2005,13(4):516-521.
- [22] Manser R, Gujer W, Siegrist H. Consequences of mass transfer effects on the kinetics of nitrifiers [J]. Water Research, 2005, 39(19):4633-4642.
- [23] Shore J L, M'Coy W S, Gunsch C K, et al. Application of a moving bed biofilm reactor for tertiary ammonia treatment in high temperature industrial wastewater [J]. Bioresource Technology, 2012,112:51-60.
- [24] 董怡君,王淑莹,汪传新,等.亚硝酸盐氧化菌(NOB)的富集培养与其污泥特性分析 [J]. 中国环境科学, 2013,33(11):1978-1983.
- [25] V. Hoang, R. Delatolla, T. Abujamel, et al. Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1°C [J]. Water Research, 2014,49:215-224.
- [26] 杨 敏,郑兴灿,孙永利,等.悬浮填料强化传统活性污泥法硝化效果研究 [C]//全国城镇污水处理厂除磷脱氮及深度处理技术交流大会, 2010:51-54.
- [27] Zhang L, Yin J, Liu L, et al. Enhanced biological phosphorus removal using a combined A(2)/O process and suspended carrier Biofilm process in pilot scale [J]. International Symposium on Environmental Science and Technology, 2007,1:929-931.
- [28] Zhang S, Wang Y, He W, et al. Impacts of temperature and nitrifying community on nitrification kinetics in a moving-bed biofilm reactor treating polluted raw water [J]. Chemical Engineering Journal, 2014,236:242-250.
- [29] Zokaei-Kadijani S, Safdari J, Mousavian M A, et al. Study of oxygen mass transfer coefficient and oxygen uptake rate in a stirred tank reactor for uranium ore bioleaching [J]. Annals of Nuclear Energy, 2012,53:280-287.
- [30] Kim Y M, Park H, Cho K H, et al. Long term assessment of factors affecting nitrifying bacteria communities and N-removal in a full-scale biological process treating high strength hazardous wastewater [J]. Bioresource Technology, 2013,134:180-189.

作者简介: 张 淼(1989-),女,江苏徐州人,北京工业大学博士研究生,主要从事污水生物处理理论与应用研究。