



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201910058

中图分类号 X52

文献标识码 A

陈恺, 任龙飞, 蔡浩东, 等. 新型生物强化 A²/O 系统在苯胺废水处理中的应用[J]. 环境工程学报, 2020, 14(7): 1808-1816.
CHEN Kai, REN Longfei, CAI Haodong, et al. Application of a new biologically enhanced A²/O system in aniline wastewater treatment[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(7): 1808-1816.

新型生物强化 A²/O 系统在苯胺废水处理中的应用

陈恺¹, 任龙飞¹, 蔡浩东², 邵嘉慧¹, 李彭¹, 张小凡^{1,*}, 何义亮¹

1. 上海交通大学环境科学与工程学院, 上海 200240

2. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州 730070

第一作者: 陈恺(1994—), 男, 硕士研究生。研究方向: 水污染控制理论与技术。E-mail: chenka1827@sjtu.edu.cn

*通信作者: 张小凡(1960—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 环境生物技术。E-mail: xf_zhang@sjtu.edu.cn

摘要 针对常规 A²/O 系统中污泥菌群泥龄不平衡、易受有毒物质毒害而难以有效处理苯胺类废水的问题, 采用经驯化并固定的包埋菌对 A²/O 系统进行强化。考察了常规 A²/O 系统和生物强化 A²/O 系统对氨氮(NH₄⁺-N)、总氮(TN)、化学需氧量(COD)的去除效能, 且研究了强化前后系统微生物的响应情况。结果表明: 随着常规 A²/O 系统随进水中苯胺组分的提高, 脱氮能力明显下降, TN 去除率由 76.46% 下降到 34.28%, NH₄⁺-N 去除率由 97.63% 下降到 31.82%; 在包埋菌强化后, A²/O 系统 TN 和 NH₄⁺-N 去除率分别恢复至 73.09% 和 93.30%, 同时能有效处理 60 mg·L⁻¹ 苯胺。污泥微生物响应结果显示, 生物强化 A²/O 系统中活性污泥的比好氧呼吸速率(SOUR)和胞外聚合物(EPS)含量明显上升, 说明污泥活性增强, 抵御有毒物质能力提高。污泥微生物在属水平上, *Zoogloea*(动胶菌属)、*Flavobacterium*(黄杆菌属)和 *Brevundimonas*(短波单胞菌属)等具有硝化和反硝化功能的菌属在强化后的相对丰度增加, 这表明系统脱氮能力得到增强。生物强化 A²/O 系统实现了苯胺类工业废水的有效处理, 可为工程应用提供参考。

关键词 苯胺废水; A²/O; 生物强化; 污染物去除; 微生物响应

苯胺是化工、印染等工业废水中的常见污染物, 其结构中的芳香环和胺基对微生物具有很强的毒性^[1]。苯胺类废水的可生化性较差, 不易用生物法有效处理^[2], 而吸附法、光催化氧化法、电化学法等常用处理方法存在费用高、效率低、可能引发二次污染等问题^[3]。因此, 为防治苯胺类废水污染, 减轻其危害, 亟需开发经济、高效、环保的苯胺废水处理办法。

目前, 城镇污水处理厂基于经济性和运行效果的综合考虑, 多选择基于活性污泥的 A²/O 工艺。但常规的 A²/O 工艺易受有毒物质影响, 且存在硝化菌和反硝化菌泥龄不平衡的问题, 脱氮效率受到限制^[4-5], 苯胺难以有效降解。因此, 如能对 A²/O 系统进行强化, 使之能更有效地处理苯胺废水, 将对这类废水处理提供现实借鉴。近年来, 固定化包埋技术在污水处理领域成为研究热点^[6]。投加到污泥系统中的包埋菌可改善污泥菌群, 增强系统耐冲击负荷性能^[7], 提高对苯胺等污染物的去除能力。同时, 包埋菌不随污泥回流, 可避免功能菌群流失, 解决常规 A²/O 系统菌群泥龄不平衡的问题。以上优点令该技术具备应用上的潜在价值, 而目前针对苯胺废水在 A²/O 工艺中的处理, 使用包埋菌进行生物强化的研究还鲜见报道。

收稿日期: 2019-10-12; 录用日期: 2019-12-14

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07202)

为研究包埋菌生物强化A²/O系统对苯胺废水的处理效果，本研究采用好氧、厌氧型包埋菌对常规A²/O系统进行生物强化，并研究了常规A²/O和生物强化A²/O对废水中化学需氧量(COD)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)的去除性能，此外，进一步考察了系统内活性污泥比好氧呼吸速率(specific oxygen uptake rate, SOUR)、胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)和微生物菌群结构的变化情况，从微生物角度揭示处理能力变化原因，为城镇污水处理厂高效处理苯胺类工业废水提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验原料

A²/O系统接种污泥分别取自常州某污水处理厂厌氧池、缺氧池、好氧池。A²/O系统进水为实验室配置的模拟废水，配置参考YOO等^[8]和刘静^[9]的研究中所用的配方。进水组分为：无水葡萄糖300 mg·L⁻¹、大豆蛋白胨100 mg·L⁻¹、乙酸铵242 mg·L⁻¹、磷酸二氢钾21.88 mg·L⁻¹、氯化钙10 mg·L⁻¹、七水硫酸镁51.5 mg·L⁻¹、酵母浸膏50 mg·L⁻¹、微量元素0.1 mg·L⁻¹，另依次添加5、15、30、60 mg·L⁻¹苯胺作为特征污染物。

用于生物强化的好氧及厌氧型包埋菌购自南京霖恒彦水处理技术有限公司。包埋菌为在好氧及厌氧条件下经驯化、筛选并固定的菌群。包埋菌外观为1 cm³左右的凝胶状固体颗粒，并具有一定的机械强度，耐水力冲击。

1.2 实验装置

实验装置采用自制的A²/O反应器，厌氧池、缺氧池和好氧池体积分别为2.2、2.2、4.8 L，总有效容积为9.2 L。在厌氧池和好氧池出水口处用孔径为0.5 cm的铁丝网遮挡，防止包埋菌在投加后随泥水混物流出而流失。反应器使用蠕动泵(LongerPump, BT100-2J)进水和回流污泥；好氧池使用气泵(Hailea, AC0-9601)供气。污泥回流比为70%~80%，硝化液回流比为200%，水力停留时间为24 h。

1.3 实验方案

常规A²/O系统运行总计44 d。前9 d进水为生活污水(进水组分中无苯胺)，第10~44天进水中按照5、15、30、60 mg·L⁻¹浓度添加苯胺，生物强化A²/O系统运行总计30 d。第1~10天，好氧池投加4%(体积分数)好氧型包埋菌；第11~20天，在好氧池另投加4%好氧菌；第21~30天，在厌氧池另投加4%厌氧菌。之后系统继续运行30 d，以考察系统的长期稳定性。

1.4 微生物响应分析

在常规和强化A²/O系统运行最后的1 d，从好氧池末端提取污泥样品，测定污泥SOUR、EPS，提取DNA并分析微生物群落。

比好氧呼吸速率(SOUR)采用自制设备测定：好氧池污泥取样，充分曝气后在密封环境下以30 s为间隔用溶解氧仪测定溶解氧(DO)浓度的变化，另取污泥样品测定MLSS，SOUR根据式(1)进行计算。

$$S = \frac{\Delta C_{DO}}{\Delta t \cdot X} \quad (1)$$

式中： S 为比好氧呼吸速率，mg·(g·h)⁻¹； C_{DO} 为溶解氧变化值，mg·L⁻¹； Δt 为时间变化值，h； X 为生物固体浓度，g·L⁻¹。

本研究以污泥细胞中蛋白质(PN)和多糖(PS)含量之和来表示活性污泥EPS含量。蛋白质采用Lowry法^[10]测定，多糖采用蒽酮-硫酸法^[11]测定。

活性污泥微生物群落分析通过上海美吉生物有限公司生物云平台完成，具体步骤如下：采用

美国 MP 公司 Fast DNA Spin Kit for Soil 试剂盒提取污泥 DNA, DNA 纯度及浓度由 NanoDrop2000 微量分光光度计测定, 满足要求后进行 PCR 扩增; 采用 TruSeq™ DNA Sample Prep Kit 试剂盒构建测序文库; 采用引物 338F 和 806R 进行测序; DNA 文库混合后, 使用 Illumina MiSeq 测序仪测序。通过比对 Silva 128/16s 数据库, 分别在各个分类水平统计各样本的群落组成。

1.5 水质分析

每 2 d 对系统进出水进行取样, 测定水样中 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD 含量。TN 采用碱性过硫酸钾紫外分光光度法 (HJ 636-2012) 测定; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法 (HJ 535-2009) 测定; COD 采用哈希 COD 试剂盒 (哈希 DR6000 分光光度计) 测定。

2 结果与讨论

2.1 常规 A^2/O 系统的运行效果

常规 A^2/O 系统对生活污水和苯胺废水中 COD 的去除性能如图 1 所示。第 1~9 天, COD 进水平均值为 $381.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 COD 平均值为 $34.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率为 91.0%。在第 9 天, 在进水中依次添加 $5\sim 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 苯胺, 用于模拟苯胺废水。如图 1 所示, 废水中 COD 随着苯胺浓度的提高而不断提高, 从 $406.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提升至 $632.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在此过程中, 反应器出水 COD 维持在 $18.2\sim 48.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率维持在 92.7%~95.2%。COD 的去除效果受水质影响较小, 常规 A^2/O 系统对苯胺废水中 COD 的去除效果较为稳定。

图 2 显示了常规 A^2/O 系统对苯胺废水中 TN 的去除效果。第 1~9 天, TN 进水平均浓度为 $43.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 75.3%。第 9~12 天, 当 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 苯胺进入 A^2/O 系统后, TN 平均去除率下降到 64.4%, 此时活性污泥菌群可能受到苯胺毒害作用, 导致脱氮性能下降。随后在第 13~19 天, 脱氮性能逐渐恢复。第 20~34 天, TN 的平均去除率为 75.9%。在第 35 天后, 由于苯胺浓度继续提高, 系统污泥脱氮性能再次恶化, 系统 TN 平均去除率下降至 59.0%, TN 平均出水浓度为 $21.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

常规 A^2/O 系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果如图 3 所示。全程进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均浓度为 $38.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 1~9 天, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均出水浓度为 $0.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率为 98.9%, 去除稳定且高效。第 9 天, 当苯胺以 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 含量进入 A^2/O 系统后, 系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除能力明显下降。第 12 天的去除率下降至该阶段的最低值 48.8%。这是由于苯胺对于硝化细菌具有毒害作用, 可与硝化菌胞外酶或细胞膜上酶的活性部位发生作用, 抑制氨氧化的进行^[12]。有研究^[13]表明, 硝化反应在苯胺浓度高于 $3\sim 4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时较难有

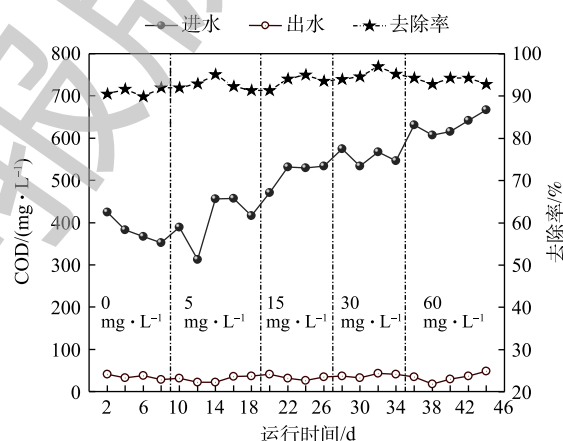


图 1 不同苯胺浓度对常规 A^2/O 系统去除 COD 的影响

Fig. 1 Effect of different aniline concentrations on COD removal by conventional A^2/O system

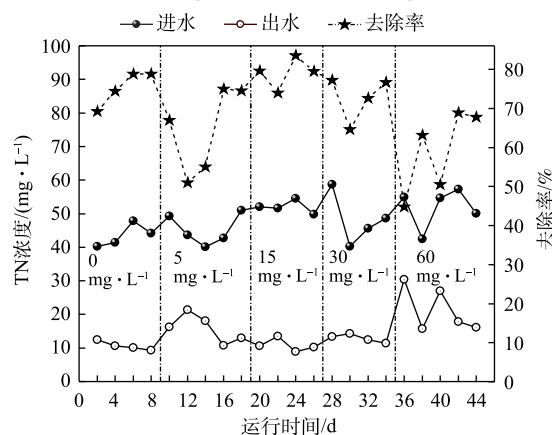


图 2 不同苯胺浓度对常规 A^2/O 系统去除 TN 的影响

Fig. 2 Effect of different aniline concentration on TN removal by conventional A^2/O system

效进行。另一方面，苯胺在微生物降解的开环过程中有额外的NH₄⁺-N生成，部分可被微生物利用，而多余部分需要通过硝化反应去除^[14]，这也造成了NH₄⁺-N在系统内的累积。随后，常规A²/O系统又经过8 d的运行，污泥能较好地适应苯胺负荷，NH₄⁺-N去除率逐渐恢复至97.40%。第20~27天，苯胺浓度提升至15 mg·L⁻¹；第28~35天，苯胺浓度提升到30 mg·L⁻¹。在此期间，系统仍能维持96.9%~98.8%的NH₄⁺-N去除率。第36天以后，当苯胺浓度提升至60 mg·L⁻¹时，系统NH₄⁺-N平均出水浓度为14.01 mg·L⁻¹，去除能力再次明显下降至66.8%，且未再恢复至初始水平。这表明常规A²/O系统在60 mg·L⁻¹苯胺负荷下，活性污泥难以维持高效的氮利用率。

本节对比了常规A²/O系统对生活污水和苯胺废水处理效果的差异。常规A²/O系统对生活污水有较好的处理效果，COD、TN、NH₄⁺-N的出水在运行初期已达到城镇污水处理厂污染物排放一级A标准(GB 18918-2002)；对苯胺废水的处理效果不佳，主要表现为脱氮能力在较高浓度苯胺负荷下恶化。为使系统有效处理苯胺废水，投加包埋菌以研究生物强化A²/O系统对污染物的处理效果。

2.2 包埋菌强化A²/O系统的运行效果

包埋菌强化A²/O系统对COD的去除效果如图4所示，进水COD平均值为616.5 mg·L⁻¹，出水平均值为49.2 mg·L⁻¹。COD在3种投菌方式下的平均去除率分别为93.3%、91.9%、90.7%，并无明显变化，这表明强化型A²/O系统对有机基质的利用率仍然较高，对COD仍维持在较高的去除水平。

由图5可知，包埋菌强化A²/O系统对TN去除表现出显著的强化效果。强化系统全程TN进水平均浓度为50.5 mg·L⁻¹。在3种投菌方式下，第1~10天，TN出水平均浓度为32.4 mg·L⁻¹，平均去除率为38.5%；第11~20天，TN出水平均浓度逐步降低到19.0 mg·L⁻¹，去除率逐步上升到61.0%；第21~30天，TN出水平均浓度进一步降低到11.9 mg·L⁻¹，去除率达到76.2%，脱氮性能得到进一步改善。

由图6可知，生物强化A²/O系统对NH₄⁺-N的去除效果呈现与TN相似的变化趋势。全程NH₄⁺-N

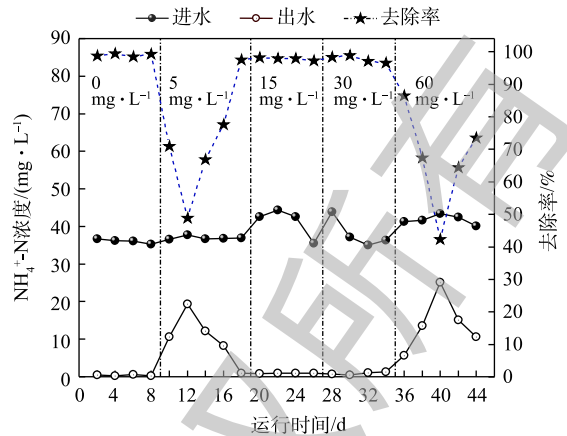


图 3 不同苯胺浓度对常规 A²/O 去除 NH₄⁺-N 的影响
Fig. 3 Effect of different aniline concentration on NH₄⁺-N removal by conventional A²/O system

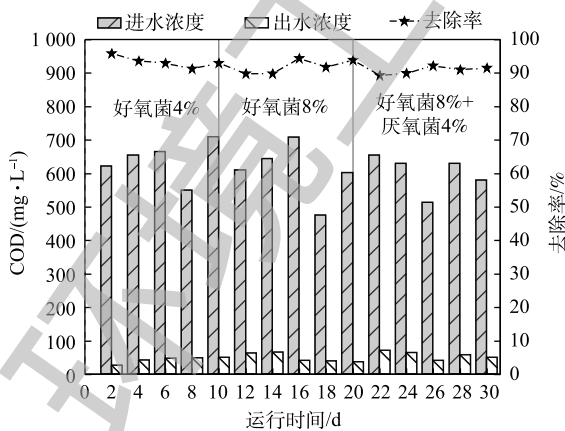


图 4 生物强化对 A²/O 系统去除 COD 的影响
Fig. 4 Effect of bioaugmentation on COD removal by enhanced A²/O system

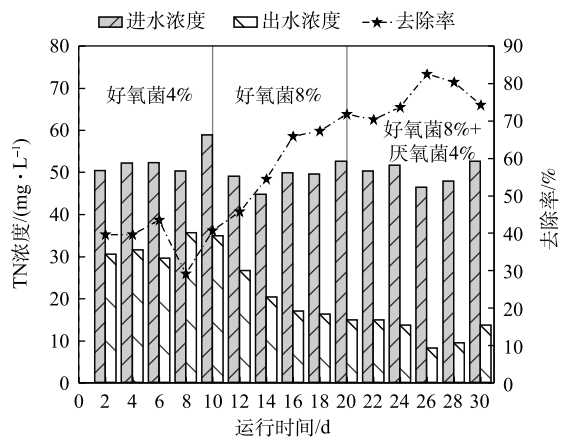


图 5 生物强化对 A²/O 系统去除 TN 的影响
Fig. 5 Effect of bioaugmentation on TN removal by enhanced A²/O system

进水平均浓度为 $36.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第1~10天, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的出水平均浓度为 $21.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 39.0%; 第11~20天, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水平均浓度下降到 $9.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率升高到 73.7%。结合图5可知, 在第16天出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低至 $3.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。但此时 TN 出水浓度仍为 $17.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这是因为系统内硝态氮的浓度较高, 硝化菌活性得到增强, 但反硝化过程可能仍未有效进行, 导致硝态氮积累。随着系统继续运行, 第21~30天, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达 91.0%, 且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 出水浓度均较低, 这表明系统脱氮性能得到恢复。

本节结果展示了生物强化 A^2/O 系统对苯胺废水的处理效果。在强化过程中, COD 始终具有高去除率, 说明污泥微生物保持了旺盛的代谢水平, 而脱氮能力的变化则反映了菌群结构的改变。包埋菌在 20 d 内就对污泥菌群有了较好的优化效果, 30 d 内使 TN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水达到一级 A 标准 (GB 18918-2002)。在此基础上, 系统继续保持运行 30 d, TN 出水浓度范围为 $3.9\sim 17.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均浓度为 $8.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水浓度为 $0.9\sim 6.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均浓度为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 有 28 d 达标 (一级 A)。总体来看, 包埋菌强化 A^2/O 系统运行稳定性较好。在此基础上, 本研究对运行过程中的污泥微生物响应情况进行了考察。

2.3 运行过程中活性污泥微生物响应

在适宜的微生物生长条件下, SOUR 可在一定程度上反映降解过程中污泥微生物的代谢活性, 从而间接表征污泥活性状态^[15-16]。由式(1)的计算结果看出, 常规 A^2/O 系统好氧池活性污泥的 SOUR 为 $5.82 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, 强化 A^2/O 系统为 $9.07 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。该数据表明, 系统在生物强化后活性污泥的耗氧量大幅增加, 好氧菌群活性上升。结合 2.2 节可知, 活性污泥对废水中污染物的代谢能力增强。

EPS 存在于活性污泥絮体内部及表面, 主要包括一些高分子物质如 PS、PN 和核酸等聚合物, 其中 PS 和 PN 在活性污泥中约占 EPS 的 70%~80%, 是 EPS 中的主要成分^[17]。图7显示了常规和强化 A^2/O 系统各区域活性污泥 EPS 的变化情况。常规 A^2/O 系统厌氧池、缺氧池、好氧池中活性污泥的 EPS 分别为 51.8 、 75.8 、 $40.2 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 强化 A^2/O 系统中的 EPS 分别为 85.8 、 112.9 、 $78.1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。强化 A^2/O 系统各反应池 EPS 含量均高于常规 A^2/O 系统。有研究^[18]表明, EPS 可通过胞外酶将基质降解为小分子后吸收到细胞内, 还可抵御有毒物质对细胞的危害。强化系统中 EPS 的增加提高了微生物表面的疏水性, 有利于团聚体的形成^[19]。团聚体为活性污泥微生物提供更强的保护作用, 从而能够减轻废水中有毒物质对微生物细胞的毒性。EPS 中 PN 的含量均高于 PS, 这是由于反应器中的微生物降解以糖代谢为主^[20], 对 PN 的代谢较

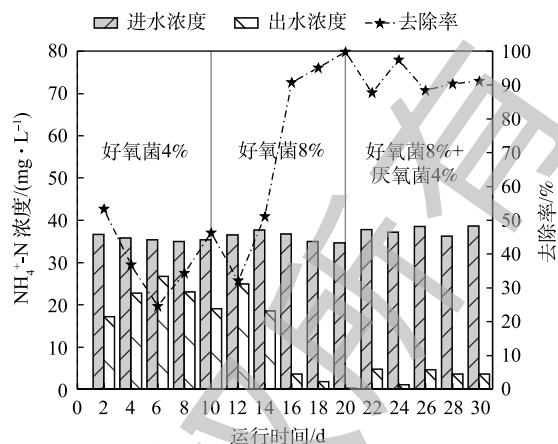


图6 生物强化对 A^2/O 系统去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响

Fig. 6 Effect of bioaugmentation on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal by enhanced A^2/O system

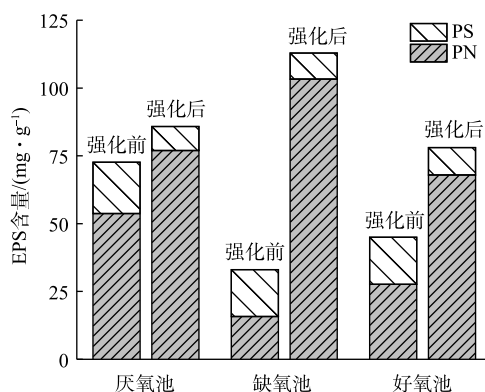


图7 活性污泥 EPS 含量变化

Fig. 7 Changes of EPS content in activated sludge

弱。PN 相较于 PS 疏水性更强，使污泥更易粘附在包埋菌颗粒表面，在反应池中停留时间更长，从而与污染物进行充分接触。

为探明 A²/O 系统在生物强化前后处理能力变化的生物学机理，本研究对常规和强化 A²/O 系统的活性污泥 DNA 进行测序并分析了群落的变化情况。在门水平上，常规及强化系统活性污泥的优势种群均为 *Proteobacteria*(变形菌门)、*Bacteroidetes*(拟杆菌门) 和 *Firmicutes*(厚壁菌门)，但各菌群的比例有所变化。强化系统中 *Proteobacteria* 的相对丰度比常规系统低 15.37%；*Bacteroidetes* 的相对丰度比常规系统高 12.88%；*Firmicutes* 比常规系统高 1.02%。*Proteobacteria* 包含许多氨氧化细菌(AOB)，能在降解有机物的同时实现脱氮^[21]。进水中的氯化铵和苯胺降解产生的铵为该类微生物提供了较好的生存环境，从而使 *Proteobacteria* 成为污泥微生物中最丰富的菌群。*Bacteroidetes* 能在较恶劣的环境中生存，同时具有非常强的代谢能力，能代谢复杂有机物、脂类和蛋白质等物质^[22]。*Firmicutes* 中的 *Clostridia*(芽孢杆菌纲) 可能与难以分解的大分子有机物的降解有关^[23]。强化 A²/O 系统中 *Bacteroidetes* 和 *Firmicutes* 2 类微生物增长，使系统对污染物降解和对苯胺废水中有毒物质的抵御能力增强。

研究进一步分析了在属水平下，活性污泥微生物群落的改变情况，结果如图 8 所示。在常规 A²/O 系统中，*Hydrogenophaga*(氢噬胞菌属) 为优势种群，相对丰度为 19.16%，*Ideonella*(艾德昂菌属)、*Zoogloea*(动胶菌属)、*Flavobacterium*(黄杆菌属) 的相对丰度分别为 11.08%、6.77%、5.38%。在强化 A²/O 系统中，*Zoogloea* 相对丰度增加至 20.08%，*Flavobacterium* 增加至 11.57%，*Hydrogenophaga* 和 *Ideonella* 的相对丰度分别降低为 3.56% 和 3.01%。

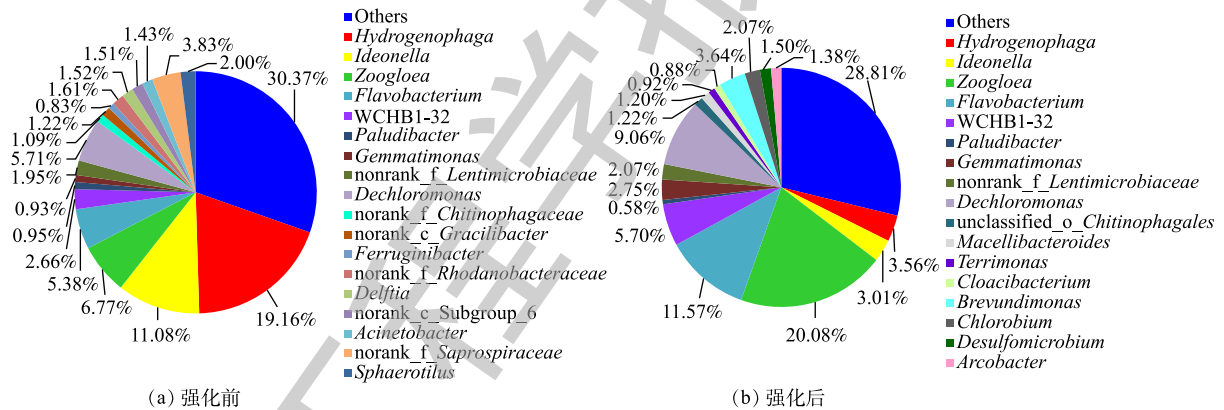


图 8 强化过程活性污泥微生物属水平群落分布

Fig. 8 Distribution of microbial community at genus level during the enhancement process

Hydrogenophaga 属于 *Proteobacteria*，能利用碳源对生化池尾水进行反硝化脱氮的作用。其中有的种具有反硝化作用，但很少利用碳水化合物。*Zoogloea* 对活性污泥中的有机物具有很强的吸附和氧化能力，一些属于 *Zoogloea* 的菌株具有反硝化作用，可利用铵作为电子供体^[24]。*Flavobacterium* 属于 *Bacteroidetes*，具有异养硝化特性，存在保守的硝酸盐还原和反硝化途径^[25]。这说明其对反应器的脱氮能力也有促进作用^[26]。生物强化后，在 *Hydrogenophaga* 减少的同时，*Zoogloea* 和 *Flavobacterium* 的占比大幅增加，对 NH₄⁺-N 的利用更为充分，从而使 NH₄⁺-N 去除率恢复到较高的水平。另外，常规 A²/O 系统中 *Acinetobacter*(不动杆菌属)、*Sphaerotilus*(球衣菌属) 分别占有 1.43% 和 2.00%。二者为丝状细菌，能引起污泥结构的不稳定性，从而可降低污泥的沉降性能^[27]。强化后两者消失，表明活性污泥稳定性增强。强化系统的活性污泥中出现了 *Brevundimonas*(短波单胞菌属，3.64%)、*Chlorobium*(绿菌属，2.07%) 等菌群。*Brevundimonas* 是好氧反硝化菌，具有良好的脱氮效果^[28]，*Chlorobium* 则

具有较好的生物除磷作用^[29],这进一步表明经生物强化后,系统功能菌种类丰度增加,处理能力增强。

3 结论

1) 常规 A²/O 系统可有效处理生活污水,但难以有效处理有毒物质浓度较高的苯胺废水。在苯胺浓度为 60 mg·L⁻¹ 时, NH₄⁺-N 去除率仅为 59.0%, TN 去除率仅为 66.8%。

2) 生物强化 A²/O 系统在采用好氧型 8%+厌氧型 4% 包埋菌联合投加方式时,对系统强化效果最佳。强化型的 A²/O 系统可有效去除苯胺废水中的污染物, COD 去除率达 90.0% 以上, TN 去除率达 76.2%, NH₄⁺-N 去除率达 91.0%, 且运行的稳定性较好。

3) 与常规 A²/O 系统相比,生物强化 A²/O 系统中污泥的 SOUR 和 EPS 均有所增加,污泥活性增强,微生物群落分布发生改变。*Proteobacteria*、*Bacteroidetes* 和 *Firmicutes* 为污泥微生物优势种。*Zoogloea*、*Flavobacterium* 和 *Brevundimonas* 等具有反硝化功能的菌属在强化后的相对丰度有所增加,从而提高了强化 A²/O 系统的脱氮性能。

参 考 文 献

- [1] 王亚娥, 嵇斌, 李杰, 等. Fe⁰/O₂体系降解苯胺废水机理[J]. 环境工程学报, 2018, 12(10): 2768-2775.
- [2] 王群, 王福浩, 郭姿璇, 等. 活性污泥微生物对苯胺废水的降解研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2018, 48(4): 120-125.
- [3] REN Z Q, ZHU X Y, LIU W, et al. Removal of aniline from wastewater using hollow fiber renewal liquid membrane[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2014, 22(11/12): 1187-1192.
- [4] 丁晓倩, 赵剑强, 陈钰, 等. 传统和氧化型A²/O工艺脱氮除磷性能对比[J]. 环境工程学报, 2018, 12(5): 1480-1489.
- [5] 殷芳芳, 胡恩保. A²/O耦合生物曝气滤池强化污水脱氮除磷[J]. 环境工程, 2019, 37(6): 73-77.
- [6] 杨宏, 徐富, 孟琛, 等. 包埋活性污泥反硝化性能的快速提高及群落分析[J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4661-4669.
- [7] 徐聪, 乔向利. 高活性包埋菌对低含量氨氮苯酚废水的处理研究[J]. 水处理技术, 2014, 40(1): 24-28.
- [8] YOO H S, AHN K H, LEE H J, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor[J]. Water Research, 1999, 33(1): 145-154.
- [9] 刘静. 不同进水VFAs比例对倒置/常规A²/O工艺生物物质与能量代谢特征的影响研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2014.
- [10] FROLUND B, GRIEBE T, NIELSEN P H. Enzymatic activity in the activated-sludge floc matrix[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1995, 43(4): 755-761.
- [11] JING W, ZHOU H M, LI H Z, et al. Impacts of hydrodynamic shear force on nucleation of flocculent sludge in anaerobic reactor[J]. Water Research, 2009, 43(12): 3029-3036.
- [12] ZEPEDA A, TEXIER A C, RAZO-FLORES E, et al. Kinetic and metabolic study of benzene, toluene and m-xylene in

- nitrifying batch cultures[J]. *Water Research*, 2006, 40(8): 1643-1649.
- [13] SHABBIR H G, AJIT P A. Biodegradation of aniline[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 36(10): 53-63.
- [14] 郑金来, 李君文, 晁福寰. 苯胺、硝基苯和三硝基甲苯生物降解研究进展[J]. *微生物学通报*, 2001, 28(5): 85-88.
- [15] CHEN R, REN L F, SHAO J H, et al. Changes in degrading ability, populations and metabolism of microbes in activated sludge in the treatment of phenol wastewater[J]. *Royal Society of Chemistry Advances*, 2017, 6: 52841-52851.
- [16] 王建龙, 吴立波, 齐星, 等. 用氧吸收速率(OUR)表征活性污泥硝化活性的研究[J]. *环境科学学报*, 1999, 19(3): 3-7.
- [17] HOUGHTON J I, STEPHENSON T. Effect of influent organic content on digested sludge extracellular polymer content and dewaterability[J]. *Water Research*, 2002, 36(14): 3620-3628.
- [18] WILÉN B, JIN B, LANT P. The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties[J]. *Water Research*, 2003, 37(9): 2127-2139.
- [19] MCSWAIN B S, IRVINE R L, HAUSNER M, et al. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71(2): 1051-1057.
- [20] 刘莉莉, 高大文, 张明慧. 分置式厌氧陶瓷膜生物反应器处理模拟生活污水试验研究[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(11): 4259-4265.
- [21] ZHANG T, SHAO M F, YE L. 454 pyrosequencing reveals bacterial diversity of activated sludge from 14 sewage treatment plants[J]. *ISME Journal*, 2012, 6: 1137-1147.
- [22] 信欣, 管蕾, 姚艺朵, 等. 低DO下AGS-SBR处理低COD/N生活污水长期运行特征及种群分析[J]. *环境科学*, 2016, 37(6): 2259-2265.
- [23] HU M, WANG X H, WEN X H, et al. Microbial community structures in different wastewater treatment plants as revealed by 454-pyrosequencing analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 117: 72-79.
- [24] LUKOW T, DIEKMANN H. Aerobic denitrification by a newly isolated heterotrophic bacterium strain TL1[J]. *Biotechnology Letters*, 1997, 19(11): 1157-1159.
- [25] YANG J A, YANG S H, KIM J H, et al. Comparative genome analysis of the *Flavobacteriales* bacterium strain UJ101, isolated from the gut of *Atergatis reticulatus*[J]. *Journal of Microbiology*, 2017, 55(7): 583-591.
- [26] SWIĄT CZAK P, CYDZIK-KWIATKOWSKA A. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(2): 1655-1669.
- [27] 王启镛, 苑泉, 宫徽, 等. SBR系统在低浓度污水条件下培养的好氧颗粒污泥特性及微生物分析[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(11): 3043-3052.

- [28] 聂毅磊, 贾纬, 曾艳兵, 等. 两株好氧反硝化聚磷菌的筛选、鉴定及水质净化研究[J]. 生物技术通报, 2017, 33(3): 116-121.
- [29] CAROLINE K, CATERINA L, ARJAN B, et al. Identity, abundance and ecophysiology of filamentous *Chloroflexi* species present in activated sludge treatment plants[J]. *FEMS Microbiol Ecology*, 2007, 59(3): 671-682.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Application of a new biologically enhanced A²/O system in aniline wastewater treatment

CHEN Kai¹, REN Longfei¹, CAI Haodong², SHAO Jiahui¹, LI Peng¹, ZHANG Xiaofan^{1,*}, HE Yiliang¹

1. School of Environment Science and Engineering, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China

2. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China

*Corresponding author, E-mail: xf_zhang@sjtu.edu.cn

Abstract The activated sludge in conventional A²/O system is difficult to effectively treat aniline wastewater since it has unbalanced retention time and is easily subjected to the toxicity of pollutants. In this study, the acclimatized and immobilized bacteria were adopted to strengthen A²/O system. The removal performances of ammonia nitrogen (NH₄⁺-N), total nitrogen (TN), chemical oxygen demand (COD) by both the conventional and enhanced A²/O systems were studied, as well as the microbial response the system before and after the enhancement. The results showed that the nitrogen removal efficiency of the conventional A²/O system decreased significantly with the increase of aniline content in influent, TN removal rate decreased from 76.46% to 34.28% and NH₄⁺-N removal rate decreased from 97.63% to 31.82%. After enhancement by immobilized bacteria, TN and NH₄⁺-N removal rates were restored to 73.09% and 93.30%, respectively, and the A²/O system could effectively treat 60 mg·L⁻¹ aniline simultaneously. The results of the microbial response in activated sludge indicated that the specific oxygen uptake rate (SOUR) and extracellular polymeric substances (EPS) increased significantly in the biologically enhanced A²/O system, suggesting that the sludge activity and the ability to defense toxic substance were improved. At the genus level, the relative abundance of bacteria, such as *Zoogloea*, *Flavobacterium*, *Brevundimonas* which possess nitrifying and denitrifying functions, increased after enhancement, and the nitrogen removal ability of the system was enhanced significantly. The enhanced A²/O with immobilized bacteria realized the effective treatment of aniline wastewater, which provided technical support for engineering applications.

Keywords aniline wastewater; A²/O; bioaugmentation; pollutant removal; microbial response