

房新昌, 马良, 田彬彬, 等. 厌氧-好氧-缺氧 SBBR 工艺对垃圾渗滤液深度脱氮处理的试验[J]. 净水技术, 2024, 43(4):121–127.

FANG X C, MA L, TIAN B B, et al. Experiment of advanced treatment with anaerobic-aerobic-anoxic SBBR processes for landfill leachate denitrification [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(4):121–127.

厌氧-好氧-缺氧 SBBR 工艺对垃圾渗滤液深度脱氮处理的试验

房新昌¹, 马良², 田彬彬², 王凯^{1,*}

(1. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 山东济南 250000; 2. 山东国辰实业集团有限公司, 山东济南 250305)

摘要 传统的垃圾渗滤液生化处理工艺以厌氧-好氧(AO)为主, 存在总氮(TN)去除率较低的问题。为提高垃圾渗滤液的TN去除率和去除速率, 本研究采用序批式生物膜反应器(SBBR)工艺处理 COD_{Cr} 质量浓度为7 760 mg/L、TN质量浓度为1 200 mg/L的实际垃圾渗滤液。该SBBR的运行模式为厌氧-好氧-缺氧运行, 在不增加外加碳源的情况下, 经过85 d的启动和驯化, 出水TN质量浓度低于20 mg/L, TN的去除效率>97%。与序批式反应器(SBR)相比, 投加填料提高了同步硝化反硝化(SND)的去除效率, 周期从19.5 h缩短到13.75 h。高通量分析表明, SBBR的优势类群为变形菌门(26.43%), 而SBR的优势类群为绿弯菌门(28.53%), 不同的优势菌群可能是SBBR相比SBR脱氮效率更高的原因之一。

关键词 垃圾渗滤液 序批式生物膜反应器(SBBR) 序批式反应器(SBR) 深度脱氮 高通量分析

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)04-0121-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.04.015

Experiment of Advanced Treatment with Anaerobic-Aerobic-Anoxic SBBR Processes for Landfill Leachate Denitrification

FANG Xinchang¹, MA Liang², TIAN Binbin², WANG Kai^{1,*}

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250000, China;

2. Shandong Guochen Industrial Group Co., Ltd., Jinan 250305, China)

Abstract The traditional biochemical treatment process of landfill leachate is mainly AO, which has the problem of low removal rate of total nitrogen (TN). In order to improve the TN removal rate and removal rate of landfill leachate, sequencing batch biofilm reactor (SBBR) was used to treat the actual landfill leachate with COD_{Cr} of 7 760 mg/L and TN of 1 200 mg/L. The operation mode of the SBBR was anaerobic-aerobic-anoxic operation. After 85 days of start-up and acclimation without adding external carbon source, the effluent TN concentration was lower than 20 mg/L, and the removal efficiency of TN was more than 97%. Compared with sequencing batch reactor (SBR), the removal efficiency of simultaneous nitrification and denitrification (SND) was improved by adding fillers, and the period was shortened from 19.5 h to 13.75 h. High throughput analysis showed that the dominant group of SBBR was Proteobacteria (26.43%), while that of SBR was Chloroflexi (28.53%). The different dominant microbial communities may be one of the reasons why SBBR had higher nitrogen removal efficiency compared to SBR.

Keywords landfill leachate sequencing batch biofilm reactor (SBBR) sequencing batch reactor (SBR) advanced nitrogen removal high flux analysis

[收稿日期] 2023-09-20

[基金项目] 山东省泰山产业领军人才项目

[作者简介] 房新昌(1998—), 男, 硕士, 研究方向为污水处理与资源化, E-mail: 1481329788@qq.com。

[通信作者] 王凯(1983—), 男, 副教授, 研究方向为污水处理与资源化, E-mail: wangkai@sdjzu.edu.cn。

垃圾的卫生填埋过程、垃圾焚烧厂和垃圾中转站都会产生大量的垃圾渗滤液。由于垃圾的成分十分复杂,垃圾渗滤液成分复杂,通常含有重金属和高浓度的有机物和大量的氨氮^[1-4]。目前,垃圾渗滤液的处理主要集中在生物处理、物化处理和组合工艺等方面,其中生物处理是核心处理方法。传统的废水处理对垃圾渗滤液总氮(TN)的去除效果较差^[5]。如何通过生化方法实现对渗滤液进行深度脱氮是目前垃圾渗滤液处理的主要挑战之一。Wang 等^[6]在处理进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD_{Cr} 质量浓度分别为 1 100 mg/L 和 6 000 mg/L 的实际垃圾渗滤液时,采用了改良工艺序批式反应器(SBR),SBR 通过内源反硝化(ED)使整个系统最终 TN 去除率达到了 95%。然而,这个工艺的周期需要很长时间。主要原因是反硝化细菌为兼性细菌,在曝气硝化的过程中消耗了体内储存的大量内碳源,影响了后续的 ED 效率。如果增加反硝化细菌在硝化结束后的内碳源含量,则可以有效提高渗滤液的 TN 去除效率。相关学者^[7-8]研究还发现,聚羟基脂肪酸酯(PHA)在同步硝化反硝化(SND)过程中起着至关重要的作用。研究人员^[9]通过在 SBR 曝气过程中减少溶解氧(DO)浓度来改善系统的 SND。但是,较低的 DO 浓度影响 SBR 的硝化效率,系统整体的脱氮效率相比传统工艺

相差不大。序批式生物膜反应器(SBBR)是在 SBR 中添加生物填料的过程,可以增强 SND 的能力。同时,填料的存在也可以保护反硝化菌内部碳源,提高 ED 的效果。

本试验研究了 SBBR 在厌氧-好氧-缺氧模式下处理渗滤液的启动和驯化情况,探讨了该工艺对渗滤液有机物和 TN 的去除情况,将 SBBR 和 SBR 一个周期内的污染物去除情况和周期时长进行了比较,同时对其微生物进行了高通量分析,分析了微生物群落结构的差异。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置和运行模式

SBBR 和 SBR 的工作体积均为 18 L,均包裹在加热带中,使用温控设备将反应器温度控制在 $25(\pm 1)^\circ\text{C}$ 。曝气系统通过气泵产生气体,并通过空气流量计调节曝气量。反应器底部安装曝气装置,曝气时 DO 质量浓度保持在 2.0~4.0 mg/L。

SBBR 中使用比表面积为 $348\text{ m}^2/\text{m}$ 的绳状填料,添加比例约为 25%。本试验反应器的操作模式为进水-厌氧搅拌-曝气硝化-缺氧搅拌-沉淀排水(图 1)。渗滤液在 5 min 内加入到反应器内,厌氧搅拌 1 h。使用“氨谷点”“DO 突跃点”“硝酸盐膝”确定硝化和反硝化过程的终点。沉降时间为 0.5 h,排水比分别为 5:18。

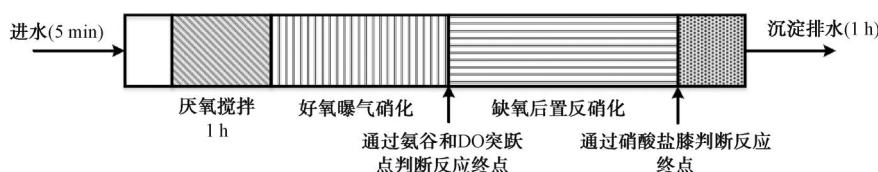


图 1 SBR 和 SBBR 的运行模式

Fig. 1 Operation Mode of SBR and SBBR

1.2 垃圾渗滤液和种污泥

种污泥取自我国济南某生活污水处理厂二沉池,混合液悬浮物(MLSS)质量浓度为 4 650 mg/L,混合液挥发性悬浮固体(MLVSS)质量浓度为 2 170 mg/L,污泥沉降比(SV_{30})为 33,污泥体积指数(SVI)为 78 L/mg。

垃圾渗滤液收集自我国济南某垃圾填埋场,根据取水地点的不同分为早期和晚期。前期试验采用低 C/N 的晚期渗滤液加自来水稀释,后期采用早期晚期混合渗滤液调节 C/N 并用自来水稀释,最终全部采用渗滤液原液。试验不同阶段所用渗滤液的具

体水质如表 1 所示。

1.3 分析方法

pH、DO、氧化还原电位(ORP)和温度等指标使用 WTW Multi3620 在线测定仪进行监测。氨氮、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)、硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、TN、 COD_{Cr} 、MLSS 和 SVI 采用国家标准方法进行检测^[10],分别为纳氏试剂分光光度法、(1-萘基)-乙二胺分光光度法、紫外分光光度法、碱性过硫酸钾紫外分光光度法、重铬酸钾法、滤纸重量法、马弗炉燃烧减重法和 30 min 沉淀法。

表 1 试验期间反应器的进水水质
Tab. 1 Influent Quality of Reactor during Experiment

阶段	时间/d	TN/(mg·L ⁻¹)	COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	COD/TN	TP/(mg·L ⁻¹)
第一阶段	1~46	60~330	120~690	1.8~2.1	0.1~0.2
第二阶段	47~86	330~1 200	1 620~6 200	4~4.8	0.1~0.2
第三阶段	87~120	1 200	6 200~7 765	4.9~6	0.1~0.2
第四阶段	120~127	1 200	7 760	6.5	0.1~0.2

1.4 高通量测序和功能分析

采集第 127 d 的 SBBR 污泥和生物膜混合样品以及 SBR 污泥样品。所有样品均储存在 -80 ℃ 下并通过干冰运输至公司。高通量测序由 Noogene Co., Ltd. (中国北京) 进行。使用 GraphPad Prism 8.0 软件进行数据分析。数据表示为一式三份的平均值。使用 *t* 检验分析每组的差异, $p < 0.05$ 表示有统计学意义。

2 结果和讨论

2.1 SBBR 处理垃圾渗滤液的启动与驯化

垃圾渗滤液的氨氮负荷比生活污水高约 20 倍, 对生活污水处理厂二沉池收集的种泥具有一定毒性。因此, 第一阶段垃圾渗滤液氨氮负荷被稀释为约等于生活污水。如图 2(a) 所示, 前 4 d 进水氨氮质量浓度为 60 mg/L, 连续 3 d 出水氨氮质量浓度 < 2 mg/L, 表明硝化细菌活性良好。第 5 d 增加进水氨氮浓度, 稳定硝化后进水负荷增加 50% (3~5 d 内出水氨氮浓度变化小于 5% 视为稳定硝化)。第 37 d, 当进水增加至 330 mg/L 时, 系统仍保持较高的氨氮去除率。曝气后 NO₃-N 质量浓度为 146 mg/L, 出水氨氮质量浓度仅为 2.7 mg/L [图 2(b)]。

由图 2(b) 可知, 本阶段渗滤液 C/N 较低, 因此, 一期结束时出水 NO₃-N 质量浓度为 219 mg/L, 反硝化效果较差。但硝化细菌的数量和活性较强, 出水氨氮质量浓度始终 < 2.8 mg/L。

在第二阶段, 通过混合早期和晚期的垃圾渗滤液, C/N 保持在 4.9 : 1。进水氨氮质量浓度在 46~57 d 保持在 330 mg/L。由于 C/N 的增加, TN 去除率从第一阶段结束时的 31.8% 迅速增加到此后 5 d 的 90%。而且出水 NO₃-N 质量浓度从 211 mg/L 迅速下降至 30 mg/L, 表明反硝化能力得到了极大的提高。此阶段结束时, 进水氨氮质量浓度为 800 mg/L 时, TN 去除率达到 98.4%, 出水 TN 质量浓度较低, 为 12.1 mg/L。

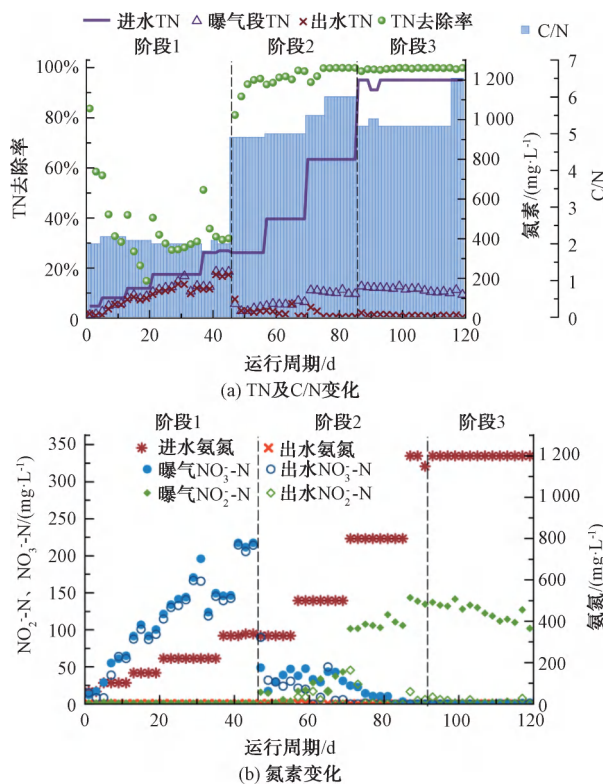


图 2 SBBR 驯化期间的氮素、C/N 以及 TN 去除率变化
Fig. 2 Changes of Nitrogen, C/N and TN Removal Rate during SBBR Acclimation

第三阶段, 试验采用未稀释的垃圾渗滤液原液作为进水, 氨氮质量浓度为 1 200 mg/L。经过短暂的小幅波动后 (85 d 后), TN 去除率仍大于 97%。该反应器已运行 120 d, 实现了垃圾渗滤液原水稳定、深度的脱氮处理, 出水 TN 质量浓度始终保持在 20 mg/L 以下。

2.2 SBBR 和 SBR 典型周期中各污染物的变化规律

系统满负荷运行稳定后, 分析典型周期中各污染物的变化规律, 并对实验室同时运行的 SBR 反应器的性能进行比较 (同等进水条件下)。

本次周期采用原垃圾渗滤液, 进水氨氮和

COD_{Cr} 质量浓度分别为 1 200 mg/L 和 7 760 mg/L。由于系统不排放污泥,脱氮主要通过 SND、ED 和微生物同化进行。

在硝化反应结束时,出现“DO 跳跃点”[图 3(c)的 a, a'] 和 pH 拐点“氮谷点”[图 3(c)的 b, b']。SBBR 和 SBR 硝化时间分别为 405 min 和 315 min。尽管 SBBR 硝化时间较长,但反应过程中并未形成 NO₃-N,且 TN 质量浓度(126.72 mg/L)比 SBR 的 TN 质量浓度(159.43 mg/L)低。这可能是生物膜的存在增加了系统中亚硝化单胞菌(AOB)和反

硝化细菌的数量,从而导致更完整的短程硝化作用和更彻底的 SND。SBBR 中 SND 的份额也较高,去除率达到 67%。与之相对比,SBR 反应器的 SND 去除率仅为 41%。

ORP 可以反映系统中氧化态氮的含量。当硝酸盐还原为 0 时,在氧化还原时间曲线中观察到“硝酸盐拐点”,这被认为是反硝化结束的标志。SBBR 和 SBR 的“硝酸盐拐点”出现在 825 min[图 3(c)的 c]和 1 170 min[图 3(c)的 c'],缺氧反硝化时间分别为 420 min 和 855 min。图 3(a)和图 3(b)显示,在厌氧搅拌过程中,两个反应器的 COD_{Cr} 显著下降,表明活性污泥吸附了大量的有机物。而且,该阶段有机物的吸附也为后续缺氧阶段的 ED 提供了基础。好氧阶段结束时,可降解的 COD_{Cr} 被消耗,而缺氧阶段的 TN 继续下降,表明反硝化细菌正在利用内部碳源进行反硝化。相比之下,SBBR 的整个周期时间为 13.75 h,比 SBR 的 19.5 h 短,周期时间提高了约 29%。综上,两组反应器在对渗滤液进行处理时一共有两个主要差异:1) SND 在 SBBR 中的效果较高,硝化结束时系统 TN 浓度较低;2) ED 阶段 SBBR 和 SBR 反硝化效果不同。硝化结束时,SBBR 中的 TN 质量浓度约为 125 mg/L,需要 7 h 完成脱氮。基于 SBR 通过 ED 观察到的 TN 去除 125 mg/L 需要 12 h,比 SBBR 长约 5 h。这表明生物膜的存在保护了曝气阶段 SBBR 中部分反硝化细菌的内部碳源,提高了系统的 ED 效率。

2.3 污泥和微生物特性分析

2.3.1 MLSS 和 SVI 变化

SBBR 和 SBR 的初始 MLSS 质量浓度分别为 3 850 mg/L 和 4 060 mg/L。在第一阶段,由于进水 COD_{Cr} 较低,活性污泥缓慢增加。第二阶段以后,进水 COD_{Cr} 明显增加,伴随着两组反应器的污泥浓度增加迅速。到第三阶段开始时,两个反应器的 MLSS 质量浓度升至 9 328 mg/L 和 8 102 mg/L。污泥驯化结束时,MLSS 质量浓度分别达到 14 958 mg/L 和 14 219 mg/L,SVI 分别为 59 L/mg 和 62 L/mg。厌氧-好氧-缺氧运行模式下,污泥沉降能力非常强。因此,虽然系统的 MLSS 很高,但泥水分离效果仍然很好,并且出水依然很清澈。较高的污泥浓度大大提高了系统的脱氮效率。

2.3.2 不同反应器的微生物群落

对两个样本组进行测序时,总共获得了

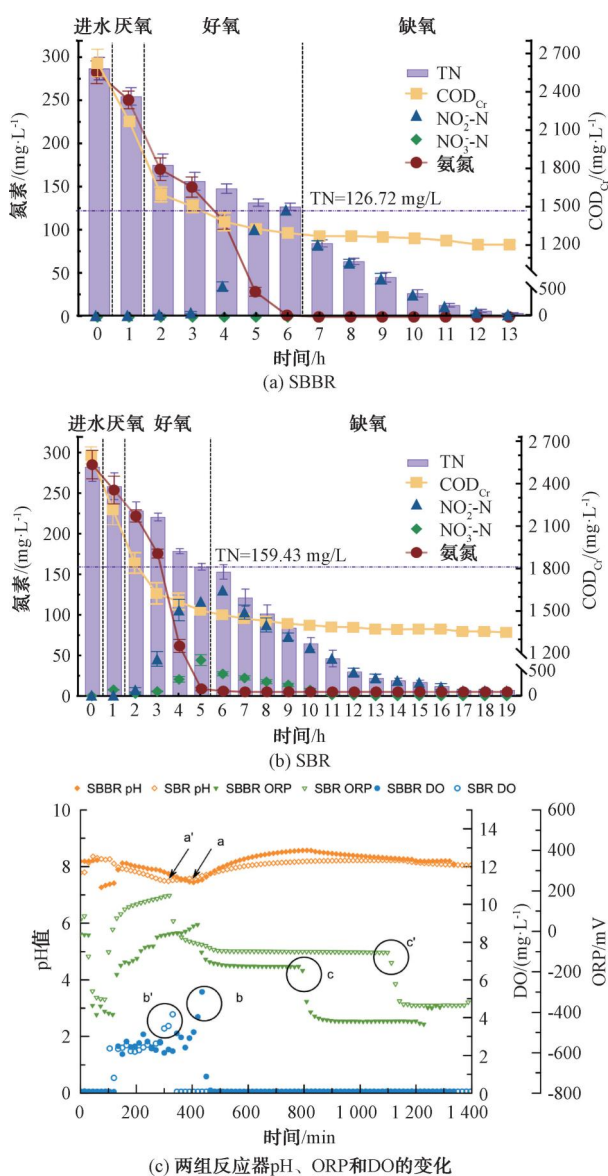


图3 一个典型周期内 COD_{Cr}、氮素以及参数的变化

Fig. 3 Changes of Nitrogen, COD_{Cr}, and Other Parameters in a Typical Cycles

51 888.97 Mbp 的原始数据,每个样本约包含 8 648.16 Mbp 的读数。共获得 51 577.08 Mbp 的干净数据,平均 8 596.18 Mbp,样本采集后生成 3 011 743 666 bp 的 Scaffigs。单一和混合组装的 Scaffigs (≥ 500 bp) 均通过 MetaGeneMark (V2.10, <http://topaz.gatech.edu/GeneMark/>) 软件预测开放阅读框 (ORF), 获得 4 494 604 个 ORF (平均 642 086)。随后通过冗余得到了 2 529 322 个 ORF, 总长度为 1 556 Mbp。完整基因数为 736 365 个, 占 29.11%。使用 blastp 将非冗余 (NR) 基因目录与 MicroNR 数据库 (版本 2018-01-02, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) 进行比对, 并使用 LCA 算法软件验证序列的物种注释信息。属和门注释比例分别为 46.16% 和 63.62%。

这两个反应器的微生物群落如图 4 所示。在门水平上, 9 个相对丰度的门在 SBBR 中占比 $>1\%$, 在 SBR 中共 7 个相对丰度的门占比 $>1\%$ [图 4(a)]。由于填料为微生物提供了更多的生长空间, 在相同的反应器体积内, 相同水力停留时间下获得了更高的生物量, 提高了其抗负荷冲击能力^[11-12]。SBBR 中发现的最主要门是变形菌门 (Proteobacteria) (26.43%), 其次是绿弯菌门 (Chloroflexi) (20.47%)、浮霉菌门 (Planctomycetes) (14.98%)、放线菌门 (Actinobacteria) (10.42%)、厚壁菌门 (Firmicutes) (2.74%)、Candidatus levybacteria (2.05%)、疣微菌门 (Verrucomicrobia) (1.22%)、酸杆菌门 (Acidobacteria) (1.10%) 和 Candidatus saccharibacteria (1.04%)。据报道^[13-14], 变形菌是大部分污水厂的优势菌群, 主要参与脱氮除磷和去除有机物。在厌氧环境中, 绿弯菌门可以降解复杂的聚合物^[15]。这两个广泛存在于活性污泥中的门在两个反应器中也具有较高的相对丰度, 其中绿弯菌门在 SBR 中的比例 (28.53%) 高于 SBBR 中的比例 (20.47%), 这意味着添加填料减轻了膨胀。与这两个门一起, 浮霉菌也被报道为脱氮过程中的关键参与者, 它被记录为两个反应器中第三丰富的门, 均约占 15%。放线菌不仅可以利用简单的化合物, 还可以同时利用复杂的有机化合物, 包括从垃圾渗滤液中去除氮^[16]。

值得注意的是, 两个反应器的微生物群落发生了显著变化。因此, 本研究还比较了相对丰度排名前 35 位的属水平微生物群落结构。在图 4(b) 中, 属于绿弯菌门的 *Candidatus promineofilum* 是 SBR 中

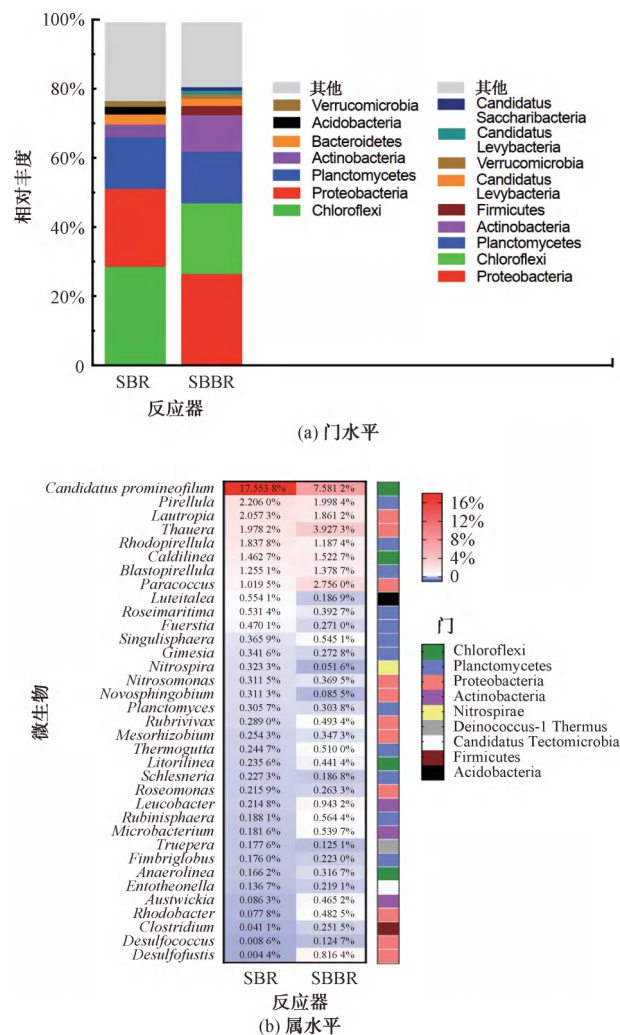


图 4 不同反应器中微生物种群
Fig. 4 Microbial Community of Different Reactors

最主要的属, 占 17.553 8%, 但在 SBBR 中仅占 7.581 2%。图 4(b) 所示 SBBR 中排名前 35 的属没有绝对优势属, 这说明 SBBR 中菌群更加丰富, 深度脱氮是多种菌群协同作用的结果。*Thauera* 和 *Paracoccus* 属于变形菌门, 可以同时去除碳和氮, 并且在 SBBR 中含量很高, 分别约为 3.93% 和 2.76%^[13]。*Pirellula* (1.998 4%)、*Blastopirellula* (1.378 7%) 和 *Rhodopirellula* (1.187 4%) 在 SBBR 中的浮霉菌群落中占主导地位, 能够进行碳水化合物发酵。*Pirellula*、*Blastopirellula*、*Thauera*、副球菌、*Leucobacter* 和 *Thermogutta* 是维持这两个系统的先进反硝化的菌属。SBBR 中硝化螺旋菌 (NOB) 的生长受到抑制, 仅占 0.05%, AOB 相对丰度为 0.37%, 保证了系统能够积累亚硝酸盐。相比之

下, SBR 中 NOB 的丰度为 0.32%, 与引起硝酸盐出现的 AOB(0.31%) 相当。

3 结论

(1) SBBR 处理进水氨氮质量浓度为 1 200 mg/L, COD_{Cr} 质量浓度为 7 760 mg/L 的垃圾渗滤液, 经过 85 d 的启动与驯化, 可以在不添加任何碳源的情况下, TN 去除率>97%。

(2) 与 SBR 相比, 在相同的运行模式下, 填料的添加提供了更加缺氧的微环境, 提高了 SND 去除率, 硝化结束时 SBBR 的 TN 浓度相比 SBR 更低, 同时将周期时间相比 SBR 缩短了 29%。

(3) 高通量检测显示, SBBR 中的优势门是变形菌, 其次是绿弯菌门、浮霉菌门和放线菌门。SBR 中的优势门为绿弯菌, 其次是变形菌门、浮霉菌门和放线菌门。在菌属层面, *Candidatus promineofilum* 是 SBR 中最主要的属, 约占 17.55%, 但在 SBBR 中仅约占 7.58%, SBBR 中排名前 35 的属没有绝对优势属。

垃圾渗滤液的深度脱氮是目前渗滤液达标排放的难点之一。本研究采用 SBBR 处理实际垃圾渗滤液实现了深度脱氮, 同时, 脱氮效率相比传统的 SBR 工艺有了较大的提高。同时文章从微观层面解释了 SBBR 相比 SBR 脱氮效率高的原因。本文的研究结果为垃圾渗滤液实现 TN 达标排放提供了有效的思路。

参考文献

- [1] MOJIRI A, ZIYANG L, HUI W, et al. Concentrated landfill leachate treatment with a combined system including electro-ozonation and composite adsorbent augmented sequencing batch reactor process [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2017, 111: 253–262. DOI: 10.1016/j.psep.2017.07.013.
- [2] TALALAJ I A, BEIDKA P, BARTKOWSKA I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2019, 17: 1177–1193. DOI: 10.1007/s10311-019-00860-6.
- [3] ZHANG F Z, PENG Y Z, WANG S Y, et al. Efficient step-feed partial nitrification, simultaneous anammox and denitrification (SPNAD) equipped with real-time control parameters treating raw mature landfill leachate [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 364: 163–172. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.09.066.
- [4] 戚二兵, 黄亚继, 袁琦, 等. 石灰混凝-浸没蒸发协同处理垃圾渗滤液纳滤膜浓缩液 [J]. *环境工程*, 2020, 38(12): 54–58, 77.
- QI E B, HUANG Y J, YUAN Q, et al. Lime coagulation-submerged evaporation synergistic treatment for nanofiltration membrane concentrate of landfill leachate [J]. *Environmental Engineering*, 2020, 38(12): 54–58, 77.
- [5] 代晋国, 宋乾武, 张玥, 等. 新标准下我国垃圾渗滤液处理技术的发展方向 [J]. *环境工程技术学报*, 2011, 1(3): 270–274.
- DAI J G, SONG Q W, ZHANG Y, et al. Directions for development of landfill leachate treatment technologies under the new standard in China [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2011, 1(3): 270–274.
- [6] WANG K, WANG S, ZHU R L, et al. Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 134: 212–218. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.02.017.
- [7] CHIU Y C, LEE L L, CHANG C N, et al. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2007, 59(6): 1–7.
- [8] YIN J, ZHANG P Y, LI F, et al. Simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal with a sequencing batch reactor biofilm system [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2015, 103: 221–226. DOI: 10.1016/j.ibiod.2015.02.019.
- [9] THIRD K A, BURNETT N, CORD-RUWISCH R. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 83(6): 706–720.
- [10] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- Editorial Board of *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods* State Environmental Protection Administration. *Water and wastewater monitoring and analysis method* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [11] KABALLO H P, ZHAO Y G, WILDERER P A. Elimination of p-chlorophenol in biofilm reactors – A comparative study of continuous flow and sequenced batch operation [J]. *Water Science and Technology*, 1995, 31(1): 51–60.
- [12] WILDERER P A, ROSKE I, UEBERSCHAR A, DAVIDS L. Continuous flow and sequenced batch operation of biofilm reactors: A comparative study of shock loading responses [J]. *Biofouling*, 1993, 6(4): 295–340.
- [13] ANTWI P, ZHANG D, SU H, et al. Nitrogen removal from landfill leachate by single-stage anammox and partial-nitrification process: Effects of microaerobic condition on performance and

- microbial activities[J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 38: 101572. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101572.
- [14] XIE B, LÜ Z, HU C, et al. Nitrogen removal through different pathways in an aged refuse bioreactor treating mature landfill leachate[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, 97(20): 9225–9234.
- [15] SPEIRS, L B M, RICE D T F, PETROVSKI S, et al. The phylogeny, biodiversity, and ecology of the Chloroflexi in activated sludge[J]. Frontiers in Microbiology, 2019, 10: 2015–2042. DOI: 10.3389/fmicb.2019.02015.
- [16] LI E C, LU S G. Denitrification processes and microbial communities in a sequencing batch reactor treating nanofiltration (NF) concentrate from coking wastewater[J]. Water Science & Technology, 2017, 76(12): 3289–3298.

(上接第 67 页)

于人工调控,DQN 算法调控降低了 8.84%的损失能耗,一年可节省吨水电耗 $1.27 \times 10^{-2} \text{ kW} \cdot \text{h/t}$,实现了节能减排,具有良好的经济效能,说明基于 DQN 算法的泵站供水系统最优节能控制方法具有较强的可推广性和实用性。

参考文献

- [1] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 2021 年城市建设统计年鉴[R/OL]. (2022-10-12) [2023-07-18]. <https://www.mohurd.gov.cn/gongkai/fdzdgknr/sjfb/tjxx/jstjnj/index.html>. Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. Statistical yearbook of urban construction in 2021[R/OL]. (2022-10-12) [2023-07-18]. <https://www.mohurd.gov.cn/gongkai/fdzdgknr/sjfb/tjxx/jstjnj/index.html>.
- [2] 徐统涛,杜春蒲. 供水企业节能降耗技术应用的探索[J]. 城镇供水, 2010(6): 31–32.
- XU T T, DU C P. Exploration of application of energy saving and consumption reduction technology in water supply enterprises[J]. Urban Water Supply, 2010(6): 31–32.
- [3] MENKE R, ABRAHAM E, PARPAS P, et al. Extending the envelope of demand response provision through variable speed pumps[J]. Procedia Engineering, 2017, 186: 584–591.
- [4] 中华人民共和国中央人民政府. 中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要[EB/OL]. (2021-03-13) [2023-07-18]. https://www.gov.cn/xinwen/2021-03/13/content_5592681.htm. Central Government of the People's Republic of China. The 14th five-year plan for national economic and social development of the People's Republic of China and the outline of the long-range goals for 2035 [EB/OL]. (2021-03-13) [2023-07-18]. https://www.gov.cn/xinwen/2021-03/13/content_5592681.htm.
- [5] 孙衍,王龙飞,袁志波. 泵站综合自动化及其优化控制调节分析[J]. 治淮, 2018(2): 24–25.
- SUN Y, WANG L F, YUAN Z B. Analysis of integrated automation of pumping station and its optimal control adjustment[J]. Harnessing the Huaihe River, 2018(2): 24–25.
- [6] 刘全,翟建伟,章宗长,等. 深度强化学习综述[J]. 计算机学报, 2018, 41(1): 1–27.
- LIU Q, ZHAI J W, ZHANG Z C, et al. A survey on deep reinforcement learning[J]. Chinese Journal of Computers, 2018, 41(1): 1–27.
- [7] ZHANG X, WANG D S, JIANG F, et al. An optimal regulation method for parallel water-intake pump group of drinking water treatment process[J]. IEEE Access, 2020, 8: 82797–82803. DOI: 10.1109/ACCESS.2020.2991895.
- [8] GUO S, ZHANG X, DU Y, et al. Path planning of coastal ships based on optimized DQN reward function[J]. Journal of Marine Science and Engineering, 2021, 9(2): 210. DOI: 10.3390/jmse9020210.
- [9] ZHANG M, ZHANG Y, GAO Z, et al. An improved DDPG and its application based on the double-layer BP neural network[J]. IEEE Access, 2020, 8: 177734–177744.
- [10] LIANG X Y, DU X S, WANG G L, et al. A deep reinforcement learning network for traffic light cycle control[J]. IEEE Transactions on Vehicular Technology, 2019, 68(2): 1243–1253.
- [11] MNIH V, KAVUKCUOGLU K, SILVER D, et al. Human-level control through deep reinforcement learning[J]. Nature, 2015, 518(7540): 529–533.
- [12] 顾祖坤,袁建平,骆寅,等. 泵系统电动机效率的测量方法[J]. 排灌机械工程学报, 2019, 37(6): 486–490.
- GU Z K, YUAN J P, LUO Y, et al. Measurement method of motor efficiency of pump system[J]. Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering, 2019, 37(6): 486–490.