



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202201072 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

刘思强, 信欣, 朱羽蒙, 等. 脱氮除磷功能菌泥强化低溶解氧 ACF-BAF 工艺处理猪场沼液效能及微生物种群分析[J]. 环境工程学报, 2022, 16(7): 2397-2407. [LIU Siqiang, XIN Xin, ZHU Yumeng, et al. The performance and microbial community structure of a bioaugmented ACF-BAF process treating anaerobic digested swine wastewater under low dissolved oxygen condition[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(7): 2397-2407.]

脱氮除磷功能菌泥强化低溶解氧 ACF-BAF 工艺处理猪场沼液效能及微生物种群分析

刘思强, 信欣[✉], 朱羽蒙, 叶芝祥, 羊依金, 郑启莲, 罗竣怀, 刘嘉丽

成都信息工程大学资源环境学院, 成都 610225

摘要 猪场沼液是一种高氨氮低 C/N 比废水, 传统工艺处理时启动时间长、运行管理不便、能耗高、总氮难去除且除磷效果差。本研究以活性炭纤维 (activated carbon fiber, ACF) 作为曝气生物滤池 (biological aerated filter, BAF) 的滤料, 接种特定的脱氮除磷菌泥, 在低溶解氧 ($DO=(0.6 \pm 0.1) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 条件下, 通过改变进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度的方式在 100 d 内成功启动了处理猪场沼液的生物强化 ACF-BAF, 对其微生物种群组成和功能菌群活性进行了分析, 并探讨了其脱氮除磷的机理。结果表明, ACF-BAF 启动成功后的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP 和 COD 的平均去除率分别为 61.03%、51.87%、52.58% 和 77.11%, 其对氮、磷的去除负荷分别为 $0.143 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.009 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 均显著高于传统工艺及部分新型工艺。其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 和 COD 的去除过程符合一级动力学方程, TN 的去除过程符合二级动力学方程。高通量测序结果表明, 处理猪场沼液的 ACF-BAF 反应系统中存在的与脱氮除磷功能相关菌属有 *Candidatus Brocadia* (2.22%)、反硝化菌 *norank_f_NS9_marine_group* (4.02%)、*Acinetobacter* (8.34%) 和除磷菌 *Micropruina* (6.09%), *norank_f_PHOS-HE36* (2.36%)。ACF-BAF 系统中脱氮过程以厌氧氨氧化和反硝化途径为主, 除磷过程主要为微生物聚磷。将 ACF-BAF 工艺应用于实际猪场沼液处理, 可快速启动并实现高效同步脱氮除磷, 节约后续处理成本。

关键词 猪场沼液; 活性炭纤维 (ACF); 曝气生物滤池 (BAF); 生物强化; 同步脱氮除磷; 微生物种群

养殖场排放大量的猪场废水含有大量有机物、氮、磷等营养物质, 若不加以有效处理, 会对周围生态环境造成危害^[1-2]。目前对于猪场废水较为常见的处理方式是厌氧发酵处理, 但厌氧发酵仅能去除有机物, 不能有效去除其中的氮、磷等营养物, 因此, 猪场沼液普遍呈现出高氨氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N} \geq 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、低碳氮比 ($\text{C/N} < 3$) 的特点^[3-4]。传统的硝化反硝化工艺在针对猪场沼液脱氮时, 反硝化作用对碳源的需求无法得到满足而致使其脱氮效率低^[5-6]。不少学者探索采用新型自养脱氮工艺提升对猪场沼液脱氮的处理效果, 其总氮去除率可达 40%~70%, 但其存在启动时间过长, 运行管理不便, 能耗高和除磷效果差等缺点^[3,7]。因此, 针对猪场沼液处理中高效脱氮除磷除碳的需求, 开发低能耗、高效率的新型工艺迫在眉睫。

曝气生物滤池 (biological aerated filter, BAF) 是一种集吸附、氧化和过滤于一体的新型膜生物处

收稿日期: 2022-01-13; 录用日期: 2022-05-26

基金项目: 成都市科技局技术创新研发项目 (2022-YF05-00811-SN); 四川省科技计划项目 (2021YFG0267); 2021 年大学生创新创业训练计划项目 (202110621050)

第一作者: 刘思强 (1997—), 男, 硕士研究生, 815164626@qq.com; ✉通信作者: 信欣 (1976—), 女, 博士, 教授, 178920302@qq.com

理工艺,广泛应用于污水处理中^[8]。目前传统曝气生物滤池常用的滤料包括沸石、陶粒、焦炭、石英砂、活性炭等^[9],但传统滤料存在耐冲击负荷差、脱氮除磷功能微生物富集效果较差等问题^[10]。因此,滤料的选择关系着反应器启动、运行的稳定性及除污性能。活性炭纤维(activated carbon fiber, ACF)由有机纤维经高温炭化、活化制备而成,呈现纤维状,其具有比表面积大、微孔含量及容量高、吸附再生后仍有较好的吸附效果等特点^[11-12],被认为是BAF较为理想的滤料,能较好地富集脱氮除磷功能菌^[13-14]。因此,为进一步提高传统BAF脱氮除磷性能,本研究利用生物强化技术,接种课题组前期富集驯化的脱氮除磷功能混合污泥^[7,15],在微曝气条件下启动ACF-BAF。并通过数学模型进行污染物去除动力学模拟,结合启动前后微生物种群组成的变化规律及微生物活性进行脱氮除磷机理探讨,本研究结果可为新型ACF-BAF工艺处理实际猪场沼液提供参考。

1 材料与方法

1.1 BAF 实验装置

BAF实验装置图如图1所示。反应器由有机玻璃制成,有效容积为1.5 L,内填约40%(体积百分比)的活性炭纤维布。进、出水口分别位于反应器两侧上方,出水口一侧设有挡泥板,以防止较大的污泥颗粒堵塞出水口及污泥流失,进水口一侧不同高度处设有3个取样口。

1.2 接种污泥和实验用水

BAF接种的特效脱氮除磷污泥来自课题组前期富集驯化的混合污泥^[7,15]。接种量约为反应器有效容积的40%,混合液悬浮固体质量浓度(MLSS)约为3 000 mg·L⁻¹。

实验用水取自成都市双流区某大型养猪场

实际废水厌氧发酵后所产生的沼液,分2个阶段逐步提升NH₄⁺-N质量浓度的方式进水,在第I阶段将沼液稀释1.3倍,同时添加少量微量元素与碱度。其中微量元素母液组成^[7]为:0.1 g·L⁻¹ CuCl₂·2H₂O、0.1 g·L⁻¹ ZnSO₄·7H₂O、0.3 g·L⁻¹ FeCl₃、0.1 g·L⁻¹ H₃BO₄、0.1 g·L⁻¹ CoCl₂、0.1 g·L⁻¹ EDTA,母液添加量为1 mL·L⁻¹。以NaHCO₃提供碱度,进水COD为343~409 mg·L⁻¹,NH₄⁺-N为302~479 mg·L⁻¹,NO₂⁻-N、NO₃⁻-N和TN分别为0.5~1.0、1.0~3.0和303~482 mg·L⁻¹,TP为20~37 mg·L⁻¹,TSS为3~10 mg·L⁻¹,pH为6.5~7.5。

1.3 反应器运行方式

反应器放置于恒温水浴锅内,控制温度为(30±1)℃。装置底部安装曝气盘,连接空气泵与转子流量计,以调节曝气量。控制DO为(0.6±0.1) mg·L⁻¹,进水C/N为0.8~1.0。采用序批式进出水的方式来运行反应器,每天运行2个周期,每批次置换率为50%,1个运行周期分为进水0.5 h,曝气10 h,沉淀1 h,排水0.5 h。在反应器启动过程中,分2个阶段逐步提升进水NH₄⁺-N质量浓度,第I、II阶段NH₄⁺-N质量浓度分别为302~357 mg·L⁻¹和431~479 mg·L⁻¹。反应器运行期间,每隔14 d采用气-水联合的方式进行1次反冲洗^[16],底部污泥的SRT设置为14 d。

1.4 分析方法

本实验中化学需氧量(COD)、氨氮(NH₄⁺-N)、亚硝态氮(NO₂⁻-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、总氮(TN)、总磷(TP)等均采用国家标准方法测定^[17];pH采用PHSJ-6L型便携式pH计测定;DO采用JPB-607A型溶解氧仪测定。

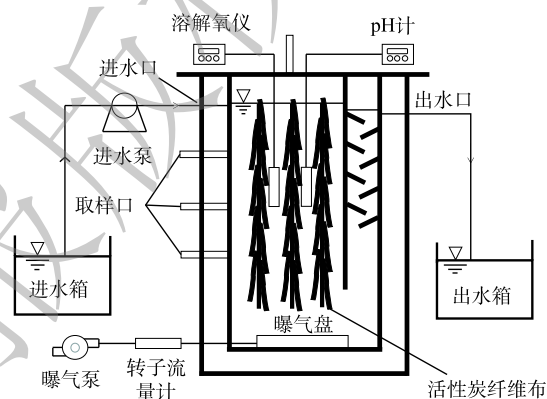


图1 BAF反应器装置图

Fig. 1 Schematic diagram of BAF device

1.5 微生物种群组成分析

高通量测序样品分别取自启动前接种污泥 (0[#]), 第 I、II 阶段运行末期 (50 d 和 100 d) 反应器内不同部位处的填料上的生物膜和污泥的混合样品 (分别编号为 1[#](50 d)、2[#](100 d))。采用 DNA 快速提取试剂盒 (离心柱型) 提取污泥样品的 DNA^[18], 利用 1% 琼脂凝胶电泳检测其浓度及质量。测定合格的 DNA 送至上海美吉生物医药科技有限公司进行高通量测序。测序引物为 338F(ACTCCTACGGGAGGCAG) 和 806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT)^[19], 对目标样品的 16S rRNA 进行 PCR 扩增。每个样品的扩增均重复做 3 次, 扩增结束后将同一样品的 PCR 扩增产物混合并用 2% 琼脂糖凝胶电泳检测^[20]。PCR 扩增产物由 QuantiFluor™-ST 蓝色荧光定量系统进行检测定量并在 Illumina Miseq 上测序。使用 I-sanger 生物信息云数据分析系统 (<http://www.i-sanger.com/>) 对微生物基因序列信息进行分析。利用 UPARSE 软件, 依据 97% 的相似度对序列信息进行 OTU 聚类分析, 利用 UCHIME 软件去嵌合体。采用 RDP classifier 对 OTU 代表序列进行物种分类注释^[21]。

1.6 动力学模型

反应器内各污染物去除过程较复杂, 可通过经验公式对复杂过程中的基质去除进行数学模型的模拟^[22-23], 对不考虑微生物生长污染物的去除速率根据指数模型 (式 (1)) 进行计算。

$$v = -\frac{d\rho}{dt} = k_n \rho^n \quad (1)$$

式中: v 为污染物去除速率; ρ 为污染物质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; t 为反应时间, h ; k_n 为反应速率常数; n 为反应级数。

1.7 脱氮除磷功能菌的活性测定

为测定 AnAOB、AOB、NOB、反硝化菌和除磷菌的活性, 取启动成功后的污泥 50 mL, 测定其 MLSS, 再将其置于 250 mL 的锥形瓶中, 加入 100 mL 基质溶液, 进行批次活性实验测定方法参照郑照明等^[24] 和张杰等^[25] 的研究, 通过曝气或通入氮气控制溶解氧 DO, 设置不同进水污染物质量浓度监测其在 12 h 的变化情况, 以此表征各功能菌的活性。测定条件如表 1 所示。

AnAOB、AOB、NOB、反硝化菌和除磷菌的活性表征, 反应速率 k_1 、 k_2 、 k_3 、 k_4 和 k_5 根据式 (2)~式 (5) 进行计算。

$$k_1 = -C_1/\rho\Delta t \quad (2)$$

$$k_2 = -C_2/\rho\Delta t \quad (3)$$

$$k_3 = -C_3/\rho\Delta t \quad (4)$$

$$k_4 = -C_4/\rho\Delta t \quad (5)$$

$$k_5 = -C_5/\Delta t \quad (6)$$

式中: C_1 、 C_2 、 C_3 、 C_4 和 C_5 分别为反应时间内 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、COD 和 TP 的变化量, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; Δt 表示时间, h ; ρ 表示污泥质量浓度, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

表 1 脱氮除磷功能菌活性测定条件

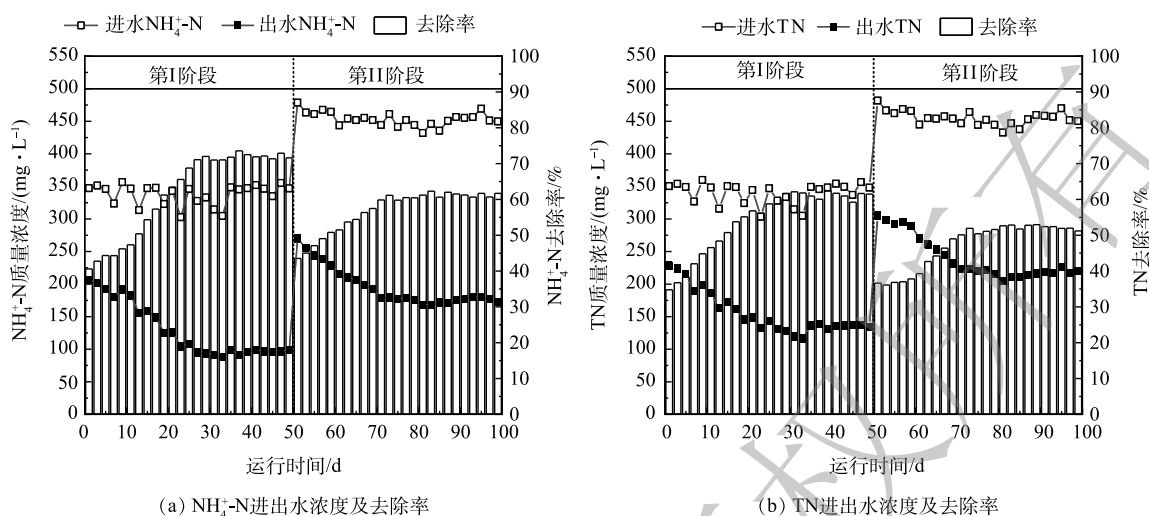
Table 1 Test conditions for activity of functional bacteria for nitrogen and phosphorus removal

功能菌	进水指标质量浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$					
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	COD	TP	DO
AnAOB	120	160	0	0	0	0
AOB	140	0	0	0	0	1.0±0.1
NOB	0	120	0	0	0	1.0±0.1
反硝化菌	0	40	60	120	0	0.5±0.1
除磷菌	0	40	60	120	20	1.0±0.1

2 结果与讨论

2.1 ACF-BAF 启动阶段对有机物及氮、磷的去除效果

1) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TN 去除变化分析。反应器启动过程中, 氮素转化去除的变化如图 2 所示。在第 I 阶段 (1~50 d), 此阶段中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 平均负荷分别为 $0.2027 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.2037 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 反应器运行前 7 d, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率较低, 仅有 42% 左右, 此时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除过程包括活性炭纤维布

图2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率变化图Fig. 2 Changes in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN removal efficiency

的吸附截留及部分接种微生物生物转化去除。随着微生物挂膜生长增殖,其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的分解转化率逐步提升。在 18 d 时,明显观察到填料表面附着一层生物膜,此时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率稳定在 60% 以上。反应器运行 27 d 后,BAF 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除效果趋于稳定,平均去除率分别为 71.91% 和 61.19%,平均出水质量浓度分别为 $94.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $131.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 平均去除负荷分别为 $0.1319 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.1169 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。由此可见,活性炭纤维布滤料有利于微生物的附着,具有较好的挂膜性能。

在第 II 阶段 (51~100 d),进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度提升至 $431\sim 479 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,TN 质量浓度为 $432\sim 482 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 的平均负荷分别为 $0.2721 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.2730 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。由于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷提高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率出现不同程度的下降,此时去除率分别为 51.48% 和 40.80%。随着反应器内的微生物逐渐适应该环境, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除效率逐步提升至稳定,后期其平均去除率分别为 61.03% 和 51.87%,平均出水质量浓度为 $175.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $217.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此时的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 平均去除负荷分别为 $0.1730 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.1430 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。分析原因,较高质量浓度的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对微生物具有毒害作用,抑制了反应器内相关脱氮菌的活性^[26]。有研究^[27]表明, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度的提升会导致系统中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除速率下降, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累使其质量浓度上升从而抑制氨氧化菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 的活性。当 AOB 活性下降时,曝气量保持不变,反应器内的溶解氧将会上升,从而抑制厌氧氨氧化菌 (anaerobic ammonium oxidizing bacteria, AnAOB) 的活性,对脱氮系统的稳定性造成影响^[10]。但随着反应器内微生物对环境的适应,系统再次达到新的平衡。由此可见,本研究中以活性炭纤维布为滤料,接种特效脱氮除磷菌泥有利于曝气生物滤池的快速启动。

2) TP 及 COD 去除变化分析。图 3 为反应器启动过程中对 TP 和 COD 的去除性能。在第 I 阶段,TP 和 COD 进水平均负荷为 $0.0177 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.2106 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。反应器启动时,TP 的平均去除率仅有 43.74%,此时 TP 的去除基于活性炭纤维布对磷具有一定的吸附效果^[28],以及接种污泥中含有的相关除磷菌呈现出一定的活性。随着反应器中的微生物挂膜生长,生物除磷过程加强,后期总磷平均去除率为 60.04%,平均出水质量浓度为 $11.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除负荷为 $0.0119 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。反应器启动后对 COD 的去除性能随时间逐渐提高,后期去除率稳定在 69.38% 左右,出水 COD 平均值为 $107.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除负荷为 $0.1478 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。由于本研究中反应器采用的是低能耗微

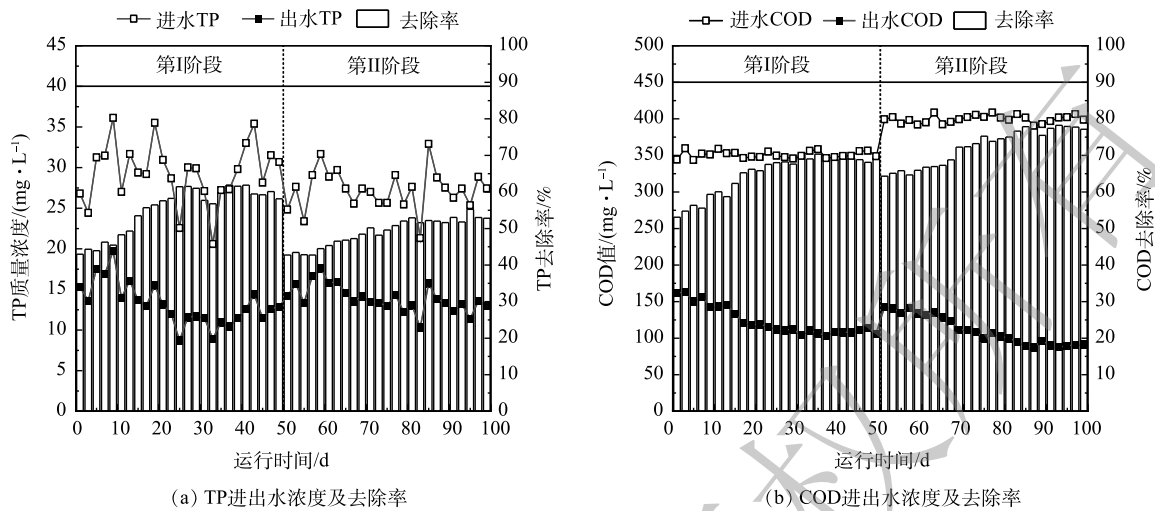


图3 TP和COD去除率变化图

Fig. 3 Changes in TP and COD removal efficiency

曝气，溶解氧处于较低水平 ($0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，且沼液中复杂的有机物成分也增加了其降解难度，随微生物增殖，系统中持续的曝气，好氧菌活性及数量均有所提升，且反应器中存在的除磷菌除磷过程及反硝化菌进行反硝化时消耗耗氧有机物 (以 COD 计)，提升其去除率。在第 II 阶段，TP 和 COD 去除率均有所降低，分别为 42.75% 和 64.33% ，随着系统逐渐稳定，TP 和 COD 去除率亦逐步回升。后期稳定后总磷和 COD 的平均去除率为 52.58% 和 77.11% ，平均出水质量浓度为 $12.89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $91.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除负荷分别为 $0.0093 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.1882 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度的提升，对反应器内的除磷微生物及 AOB 造成不同程度的胁迫，降低了其活性，AOB 活性的抑制减少了溶解氧的消耗，以致反应器内的其余好氧异养菌活性提升，可将 COD 去除率维持在较高水平，而 TP 去除效果出现一定程度的降低。同时沼液中的其他复杂成分浓度增加对微生物产生的抑制作用也是性能下降的原因之一。微生物在适应新环境后，系统对 TP 和 COD 的去除性能逐渐提升。污染物负荷的提升，使得反应器内对溶解氧及碳源消耗更大，反应器局部出现厌氧环境也促进了厌氧消化过程对 COD 的去除。多种异养微生物的同时作用使得 COD 去除率最终高于第 I 阶段后期的水平。由此可见，该反应器启动成功后能够较好地同步脱氮、除磷和除碳。

2.2 污染物去除动力学分析

图 4 为反应器成功启动后，各污染物去除动力学模型拟合曲线，表 2 为拟合曲线对应的参数。可以看出， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($R^2=0.9989$)、TP ($R^2=0.9689$) 和 COD ($R^2=0.9905$) 的去除过程遵循一级反应动力学关系，TN ($R^2=0.9955$) 的去除过程遵循二级反应动力学关系，得到 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP 和 COD 对应的去除动力学方程分别为 $\rho_i=452.84e^{-0.0814t}$ 、 $\rho_i=1/(2.1140\times 10^{-4}t+2.2044\times 10^{-3})$ 、 $\rho_i=28.36e^{-0.0730t}$ 和 $\rho_i=406.68e^{-0.1145t}$ 。在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 和 COD 的去除过程中反应速率在一定程度上受到底物质量浓度的影响，呈现一级动力学规律；而 TN 在本研究中的去除途径主要包括厌氧氨氧化和反硝化过程，在电子供体匮乏的条件下，其呈现二级动力学规律。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 在本研究中进水质量浓度相近，但其动力学过程却呈现出差异性。分析原因为，在反应器中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除途径主要为短程硝化、硝化及厌氧氨氧化过程将其转化为 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 及 N_2 ，且 AOB 和 AnAOB 均为自养型细菌，其限制因素较少。而 TN 的去除主要依靠厌氧氨氧化和反硝化过程，反硝化细菌作为异养菌，受碳源的影响较大，初期碳源充足时厌氧氨氧化和反硝化同时作用下 TN 去除速率较高，而后碳源被快速消耗殆尽， $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 开始积累，去除过程主要为厌氧氨氧化，其去除速率迅速降低。由此可见，在本研究中底物质量浓度对去除速率的影响较大。动力学模型能够较好地拟合反应器内污染物去除过

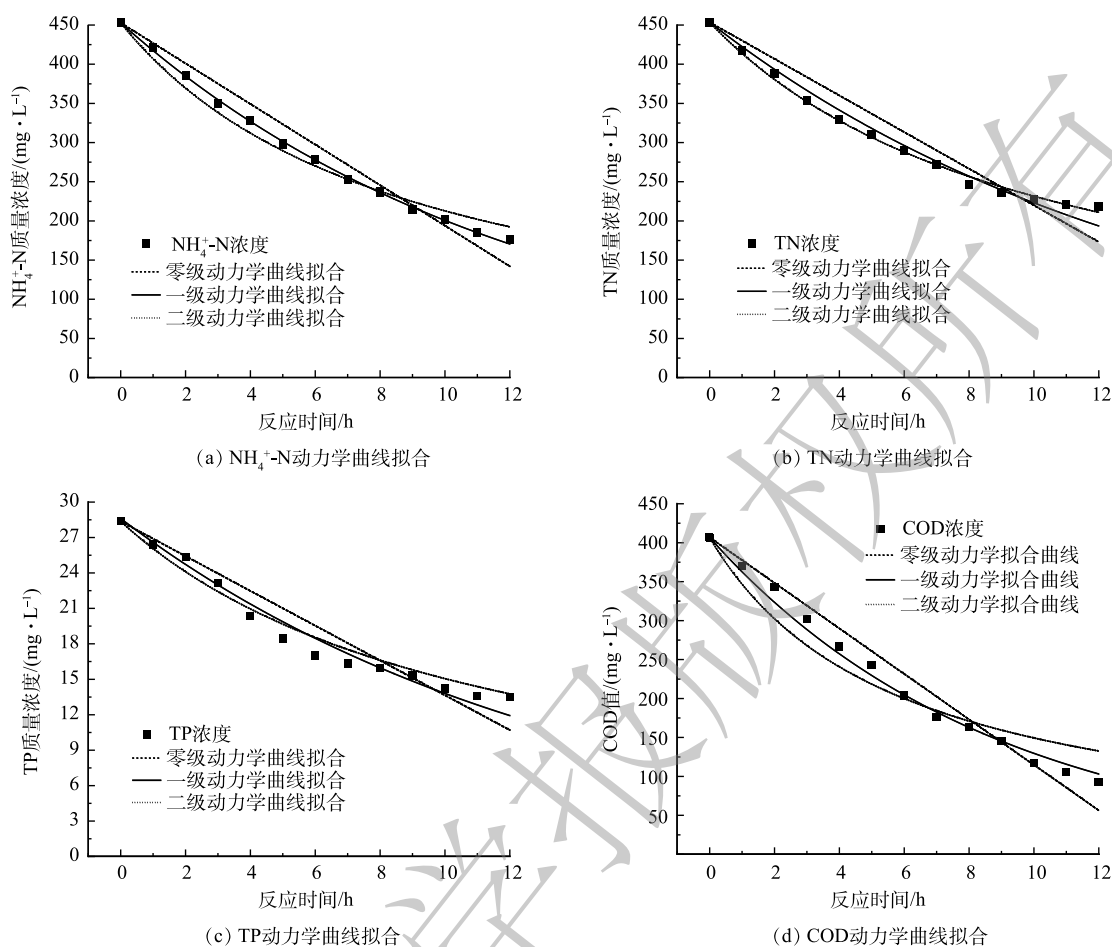


图4 污染物去除动力学曲线拟合

Fig. 4 Kinetic model curve of pollutants removal

程,其拟合度均较高,可通过该动力学模型对反应器稳态运行状况进行预测,指导运行过程中的操作与调控,对工况优化及工程应用具有重要意义。

2.3 微生物种群结构分析

1) 多样性指数分析。各阶段系统中各类多样性指数如表3所示。3个样本的覆盖率均大于0.99,表明测序结果可代表样品中微生物的真实情况。Ace、Chao、Shannon和Simpson指数分别用于反应样本中微生物的多样性及丰富度,Ace、Chao、Shannon指数越高,则代表物种多样性和丰富度越高,Simpson指数则反之。 $1^{\#}$ 的Ace、Chao、Shannon指数均高于 $0^{\#}$,而Simpson指数则低于 $0^{\#}$,说明接种后,反应器内物种的多样性和丰富度均高于接种污泥。 $2^{\#}$ 的多样性和丰富度低于 $1^{\#}$ 但仍高于 $0^{\#}$,说明随着氨氮的提高,对部分微生物生长有抑制作

表2 污染物去除动力学参数

Table 2 Kinetic model parameters of pollutants removal

污染物指标	零级动力学		一级动力学		二级动力学	
	k_0	R^2	k_1	R^2	k_2	R^2
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	25.896 1	0.961 2	0.081 4	0.998 9	$2.492 2 \times 10^{-4}$	0.982 1
TN	23.369 5	0.906 4	0.071 0	0.981 4	$2.114 0 \times 10^{-4}$	0.995 5
TP	1.472 3	0.899 9	0.073 0	0.968 9	$3.120 0 \times 10^{-3}$	0.930 4
COD	29.196 3	0.945 7	0.114 5	0.990 5	$4.244 0 \times 10^{-4}$	0.934 0

表3 多样性指数表

Table 3 Diversity index table

Sampl e	Ace 指数	Chao 指数	覆盖率 /%	Shannon 指数	Simpson 指数	Sobs 指数
$0^{\#}$	292.81	302.03	99.8 6	2.04	0.25	243
$1^{\#}$	434.36	435.46	99.7 9	3.23	0.11	356
$2^{\#}$	357.19	355.87	99.8 7	2.98	0.15	312

用，降低了其多样性和丰富度。但 2[#]仍高于接种污泥，说明活性炭纤维表面特征适宜微生物生长，可为微生物提供较好的生长环境。

2) ACF-BAF 反应体系中微生物种群组成分析。应器启动运行阶段，反应器内接种污泥 0[#]、第 I 阶段末的污泥 1[#]和第 II 阶段末的污泥 2[#]的微生物种群组成如图 5 所示。Patescibacteria 菌门由接种污泥的 0.15% 提升至 1[#]和 2[#]中的 35.95% 和 32.61%(图 5(a))。拟杆菌门 (Bacteroidetes) 作为反应器内的另一优势菌门，其相对丰度由启动前的 1.92% 增加至 1[#]和 2[#]样本中的 15.63% 和 12.10%，该菌门下 属黄杆菌纲中的 *norank_f_NS9_marine_group* 具有反硝化功能，其相对丰度由启动前的 0.01% 增长至第 I、II 阶段的 1.43% 和 4.02%(图 5(b))，使得系统具有稳定的反硝化功能。浮霉菌门 (Planctomycetes) 在 3 个样品中的相对丰度分别为 3.86%、2.59% 和 2.43%，系统较大程度上截留富集该菌门，保证其在反应器内发挥相应的功能；相比于接种污泥，其相对丰度略有下降，说明 NH₄⁺-N 质量浓度提升对该菌门下某些菌属有一定的抑制作用^[29]；反应器内检出唯一的 AnAOB 菌属 *Candidatus_Brocadia* 归属于浮霉菌门，其丰度由启动前的 0.95% 分别变化至 0.81% 和 2.22%，因此推测该菌属更适宜在高基质质量浓度废水中生长，且在第 II 阶段中 *Candidatus_Brocadia* 在浮霉菌门中的占比提升，该门下的其余非 AnAOB 菌属被淘汰出反应器，*Candidatus_Brocadia* 的成功富集保证了系统中厌氧氨氧化过程。绿弯菌门 (Chloroflexi) 多为兼性厌氧菌，在厌氧氨氧化系统中较常见，多为丝状菌且位于污泥菌胶团絮状体的内部，可充当絮体骨架促进厌氧氨氧化菌形成颗粒^[30]。本研究 中，Chloroflexi 菌门相对丰度从 0[#]样品的 3.97% 提升至 1[#]的 7.10%，最后再到 2[#]样品的 26.80%，形成的菌胶团可为 AnAOB 的提供适宜的生长环境，减缓恶劣环境对 AnAOB 生长的抑制作用，检出 优势菌属中的 *norank_f_norank_o_SBR1031*、*OLB13* 及 *norank_f_A4b* 均属于绿弯菌门，其为厌氧 消化核心微生物种群^[31]。变形菌门 (Proteobacteria) 的相对丰度下降较为明显，由接种时的 87.74%

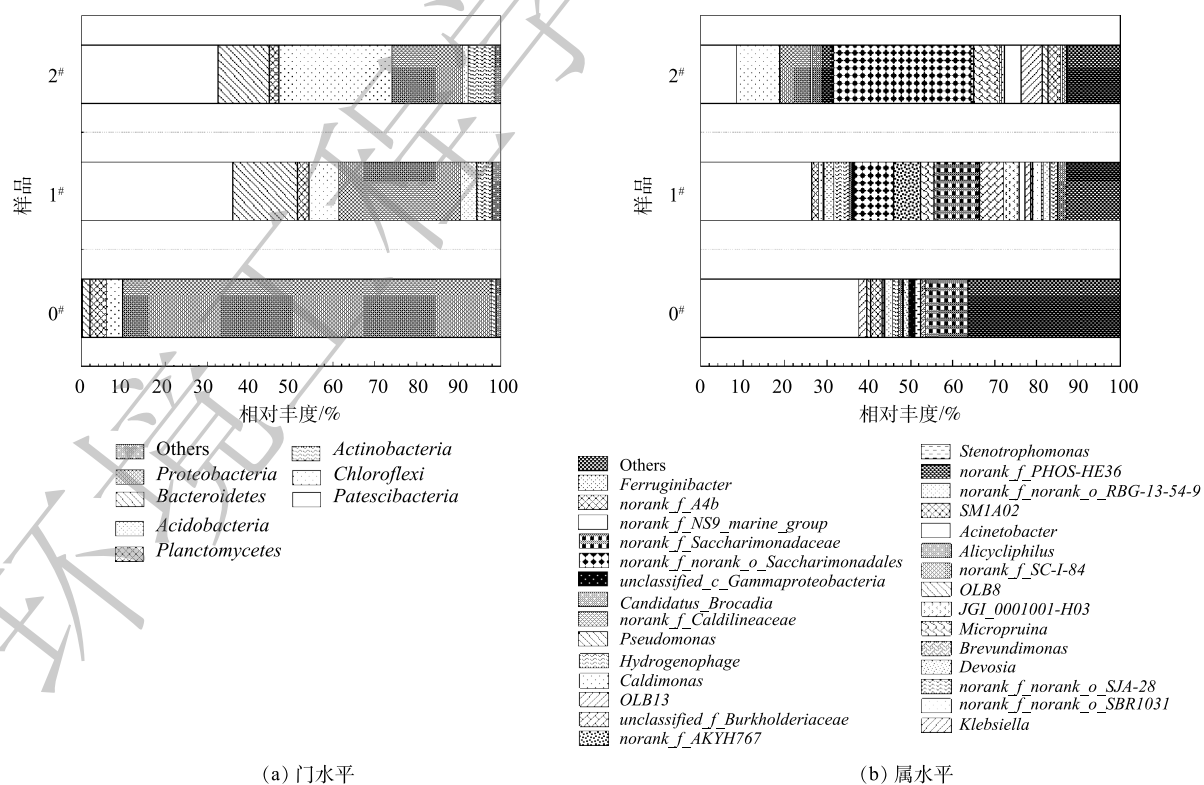


图 5 门、属水平菌群结构及分布

Fig. 5 Structure and distribution of bacterial community at genus level

降至 29.12%(1[#]) 和 16.82%(2[#])。XIN 等^[32]的研究表明, 当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均进水质量浓度高于 $253.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 会产生大量的游离氨 (free ammonia, FA), 可能会抑制某些功能菌的生长。SUI 等^[33]的研究也表明, 在高质量浓度 FA 和低溶解氧的条件下, 变形菌门相对丰度有较为明显的下降。因此, 在今后实际工程应用中, 应通过改进反应器构型等手段提高污泥截留率, 以此保证系统内较高的脱氮除磷效率。酸杆菌门 (Acidobacteria) 相对丰度由接种污泥的 0.21% 增加至 1[#] 的 3.93% 和 2[#] 的 1.43%。放线菌门 (Actinobacteria) 的相对丰度由接种污泥中的 1.11% 增长至 3.69% 和 6.36%, 该菌门的细菌可分泌出降解复杂多糖的胞外酶, 可对大分子有机物进行有效降解^[34], 此外, 此菌门下存在部分聚磷菌, 在好氧和厌氧条件下均可利用和贮存各种糖类物质, 积累细胞聚磷酸盐^[35], 如优势菌属中的 *Micropruina*, 该菌属的相对丰度变化趋势与放线菌门相同, 由启动前的未检出 ($<0.01\%$) 分别增加至第 I、II 阶段的 3.26% 和 6.09%。绿菌门下的 *norank_f_PHOS-HE36* 为聚磷菌, 具有聚磷作用^[36], 其相对丰度由 0.26% 增加至第 II 阶段的 2.36%, 在反应器内实现富集。

2.4 生物强化 ACF-BAF 处理猪场沼液脱氮除磷贡献率及机理探讨

1) 脱氮除磷功能菌活性分析。反应器内脱氮除磷功能菌活性如图 6 所示。其中 AnAOB 和反硝化菌的活性分别达到 $4.05 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $3.08 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, 表明反应器内厌氧氨氧化和反硝化占主导地位。同时, AOB 和 NOB 的活性分别为 $1.57 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $2.82 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, AOB 的存在将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 保证厌氧氨氧化的顺利进行, 而由于低溶解氧的状态导致 NOB 的活性受到抑制。除磷菌的活性为 $1.49 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, 系统内的好氧反硝化聚磷菌和传统聚磷菌可实现较好的摄磷作用, 从而达到除磷目的。通过对脱氮除磷功能菌的活性测定, 证实了系统内厌氧氨氧化、短程硝化、硝化、反硝化和除磷过程处于良好的动态平衡, 可实现同步脱氮除磷除碳。

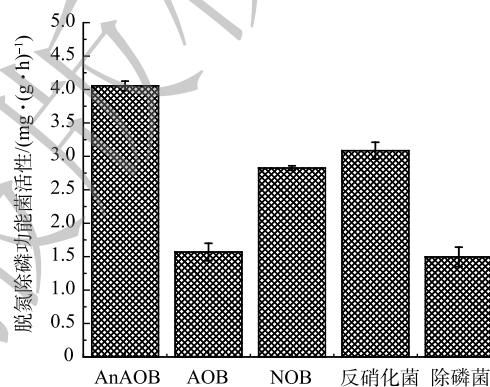


图 6 脱氮除磷功能菌活性

Fig. 6 Activity of functional bacteria for nitrogen and phosphorus removal

2) ACF-BAF 处理猪场沼液脱氮除磷机理分析。迄今为止, 关于通过接种脱氮除磷菌泥及以活性炭纤维作为滤料强化曝气生物滤池处理猪场沼液脱氮除磷的研究鲜有报道。由于本研究中接种的菌泥中包括 *Acinetobacter*、*Candidatus_Brocadia*、*Hydrogenophaga*、*Alicyclophilus*、*Micropruina*、*norank_f_PHOS-HE36* 等脱氮除磷功能菌群, 因此, ACF-BAF 第 I、II 阶段分别在第 27、72 天时污染物处理效果逐渐趋于稳定, 启动时间远远短于传统以 ANAMMOX 为核心衍生的各类工艺。由此可见, 通过接种特效脱氮除磷菌泥可克服以 AnAOB 为代表的世代周期较长的功能菌群的启动培养周期长的问题。而以活性炭纤维作为滤料, 其巨大的表面积及发达的孔隙结构是微生物优良的载体, 除接种菌泥外, 纤维布填料也是 ACF-BAF 工艺得以快速启动的重要原因之一, 与脱氮除磷功能密切相关的菌属 *Candidatus_Brocadia*、*Micropruina*、*norank_f_NS9_marine_group*、*norank_f_PHOS-HE36* 均得以大量富集截留, 保证了 ACF-BAF 高效的脱氮除磷效能。系统微曝气低溶解氧状态及生物膜特性可使反应器内同时存在厌/缺/好氧微环境, 进而同时实现传统反硝化菌及聚磷菌的脱氮除磷功能。脱氮除磷功能菌活性也表明系统中的脱氮途径以厌氧氨氧化和反硝化过程为主, 除磷过程则以微生物聚磷为主, 其余通过吸附和沉淀作用去除。同时, ACF-BAF 反应器启动成功阶段的污染物去除动力学表明, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 遵循一级动力学模型, 而 TN 遵循二级动力学模型, ACF-BAF 启动成功后, 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP 和 COD 的平均去除率相比以聚丙烯树脂填料为滤

料、接种普通活性污泥启动的BAF分别提高了9.33%、16.80%、15.24%和4.87%^[37],大大降低了后续处理的成本和压力。反应启动成功时的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN的平均去除负荷分别为 $0.173\ 0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.143\ 0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,相比于传统工艺的 $0.015\ 6\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.015\ 0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 而言^[38],亦或是新型的短程硝化-厌氧氨氧化工艺(CANON工艺)的 $0.125\ 6\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.116\ 1\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 而言^[7],本研究对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN的去除负荷均有显著提升。本研究对TP和COD的平均去除负荷为 $0.009\ 3\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.188\ 2\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,传统 A^2O 工艺为 $0.008\ 0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.491\ 6\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ^[39],在本工艺中在COD进水及去除负荷均低于传统工艺时仍能保持氮磷去除负荷更高。本工艺基于CANON工艺的同时耦合反硝化除磷过程,显著改善了工艺脱氮除磷性能。可见,接种脱氮除磷菌泥可强化ACF-BAF处理实际猪场沼液的除污效能,具有快速启动、高效同步脱氮除磷及节约后续处理成本等优点。

3 结论

1) 在微曝气($\text{DO}=(0.6\pm 0.1)\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),温度为 $(30\pm 1)\ ^\circ\text{C}$ 的条件下,通过改变沼液进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度,接种特效脱氮除磷污泥,在100 d内实现了ACF-BAF工艺处理猪场沼液的启动;启动成功后,反应器对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP的平均去除率为77.11%、61.03%、51.87%和52.58%,其对氮和磷的去除负荷分别为 $0.143\ 0\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.009\ 3\ \text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,均显著高于传统工艺和部分新型工艺。

2) COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP的去除过程遵循一级动力学模型,TN的去除过程遵循二级动力学模型。其拟合度均较高,可通过该动力学模型对反应器稳态运行状况进行预测,指导应用中的操作与调控,对工况优化及工程应用具有重要意义。

3) 反应器启动成功后,优势脱氮除磷功能菌属为*Acinetobacter*(8.34%)、*Candidatus_Brocadia*(2.22%)、*norank_f_NS9_marine_group*(4.02%)、*Micropruina*(6.09%)、*norank_f_PHOS-HE36*(2.36%)。本工艺相对比传统工艺而言,可显著降低曝气能耗成本及除磷成本,符合可持续高效低碳脱氮除磷工艺节能技术的特点,可降低后续处理成本。

参 考 文 献

- [1] XU S W, LI Z M, CUI L G, et al. Price transmission in China's swine industry with an application of MCM[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2012, 11(12): 2097-2106.
- [2] 宿程远,刘凡凡,钟余,等.生态高负荷土地快速渗滤系统处理猪场废水的效能及微生态[J]. *环境科学*, 2017, 38(10): 4271-4278.
- [3] 黄方玉,邓良伟,杨红男,等.温度对自养型同步脱氮工艺处理猪场废水厌氧消化液性能及微生物群落的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 2357-2367.
- [4] HAN Z F, MIAO Y, DONG J, et al. Enhanced nitrogen removal and microbial analysis in partially saturated constructed wetland for treating anaerobically digested swine wastewater[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2019, 13(4): 1-11.
- [5] ZHOU S N, XU S J, JIANG Y S, et al. Enhancing nitrogen removal from anaerobically-digested swine wastewater through integration of *Myriophyllum aquaticum* and free nitrous acid-based technology in a constructed wetland[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 779: 146441-146441.
- [6] CHEN J L, XU Y B, LI Y X, et al. Effective removal of nitrate by denitrification re-enforced with a two-stage anoxic/oxic (A/O) process from a digested piggery wastewater with a low C/N ratio[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 240: 19-26.
- [7] 王子凌,信欣,王翎,等. CANON工艺处理猪场沼液的启动及微生物种群结构分析[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(10): 3945-3953.
- [8] DONG Y B, LIN H, ZHANG X R. Simultaneous ammonia nitrogen and phosphorus removal from micro-polluted water by biological aerated filters with different media[J]. *Water, Air, & Soil Pollution: An International Journal of Environmental Pollution*, 2020, 231(3): 50-61.
- [9] WANG D, QIU L P, GUO C H, et al. Performance of polluted source water treatment by biological aerated filter (BAF) with zeolite, activated carbon and anthracite media[J]. *Advanced Materials Research*, 2013, 2577: 117-121.
- [10] 王亚宜,黎力,马骁,等.厌氧氨氧化菌的生物特性及CANON厌氧氨氧化工艺[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(6): 1362-1374.
- [11] LIN D, DENG L, WANG Q, et al. Adsorption removal of cyclopentanol generated from Fenton oxidation treatment industrial wastewater process with activated carbon fiber cloths[J]. *IOP Conference Series: Earth and*

- Environmental Science*, 2020, 601(1): 012002.
- [12] LI Y W, LIU F, LI M, et al. Study on adsorption coupling photodegradation on hierarchical nanostructured g-C₃N₄/TiO₂/activated carbon fiber composites for toluene removal[J]. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 2020, 93(2): 1-17.
- [13] 龚丽影, 赵如金, 李一暉, 等. ACF-FBBR处理城市生活污水的研究[J]. *工业水处理*, 2017, 37(11): 38-42.
- [14] GONG W J, LIANG H, LI W Z, et al. Selection and evaluation of biofilm carrier in anaerobic digestion treatment of cattle manure[J]. *Energy*, 2011, 36(5): 3572-3578.
- [15] XIN X, LU H, YAO L, et al. Rapid formation of aerobic granular sludge and its mechanism in a continuous-flow bioreactor[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2017, 181(1): 424-433.
- [16] Sharma D, Taylor-Edmonds L, Andrews R C. Comparative assessment of ceramic media for drinking water biofiltration[J]. *Water research*, 2018, 128: 1-9.
- [17] 国家环境保护总局. 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.
- [18] 王衫允. 低氨氮浓度厌氧氨氧化工艺强化及颗粒污泥菌群特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2016.
- [19] 王颖, 孙层层, 周际海, 等. 生物炭添加对半干旱区土壤细菌群落的影响[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(5): 2170-2179.
- [20] YANG Z H, XIAO Y, ZENG G M, et al. Comparison of methods for total community DNA extraction and purification from compost[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2007, 74(4): 918-925.
- [21] 秦嘉伟, 信欣, 鲁航, 等. 连续流SNAD工艺处理猪场沼液启动过程中微生物种群演变及脱氮性能[J]. *环境科学*, 2020, 41(5): 2349-2357.
- [22] 钟乐, 夏磊, 丁杰. 电解强化人工湿地处理低碳氮比污水的效能及机制[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(10): 3590-3597.
- [23] 曹新垲, 杨琦, 郝春博. 厌氧污泥降解苯酚动力学与生物多样性研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(10): 3535-3541.
- [24] 郑照明, 杨函青, 马静, 等. SNAD反应器中颗粒污泥和絮体污泥脱氮特性[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(10): 2996-3002.
- [25] 张杰, 成朔, 李冬, 等. AUSB中置曝气启动连续流全程自养脱氮工艺[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2018, 50(2): 1-7.
- [26] 王元月, 魏源送, 张树军. 厌氧氨氧化技术处理高浓度氨氮工业废水的可行性分析[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(9): 2359-2368.
- [27] 郑照明, 李军, 马静, 等. SNAD生物膜厌氧氨氧化活性的氨氮抑制动力学研究[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(10): 2957-2963.
- [28] 谌莉莎. 活性炭纤维吸附性能及其在水产养殖水体的处理研究[D]. 北京: 北京化工大学, 2012.
- [29] Fernández I, Dosta J, Fajardo C, et al. Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 95: S170-S174.
- [30] CHEN C J, HUANG X X, LEI C X, et al. Effect of organic matter strength on anammox for modified greenhouse turtle breeding wastewater treatment[J]. *Bioresour Technol*, 2013, 148: 172-179.
- [31] XIA Y, WANG Y B, WANG Y, et al. Cellular adhesiveness and cellulolytic capacity in Anaerolineae revealed by omics-based genome interpretation[J]. *Biotechnology for biofuels*, 2016, 9(1): 111.
- [32] XIN X, LIU Q, WERNER D, et al. Start-up strategy and bacterial community analysis of SNAD process for treating anaerobic digester liquor of swine wastewater (ADLSW) in a continuous-flow biofilm reactor[J]. *Water and Environment Journal*, 2020, 34: 661-671.
- [33] SUI Q W, LIU C, ZHANG J Y, et al. Response of nitrite accumulation and microbial community to free ammonia and dissolved oxygen treatment of high ammonium wastewater[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(9): 4177-4187.
- [34] Tomáš V, Kari T S, Petr B. Potential of cometabolic transformation of polysaccharides and lignin in lignocellulose by soil Actinobacteria[J]. *PLoS ONE*, 2017, 9(2): e89108.
- [35] 李建婷, 纪树兰, 刘志培, 等. 16S rDNA克隆文库方法分析好氧颗粒污泥细菌组成[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(10): 1218-1223.
- [36] 鲁轩余, 胡哲太, 孙培德, 等. 纳米氧化锌对EBPR系统的长期作用机制研究: 从宏观到微观[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(11): 4053-4061.
- [37] XIN X, LIU S Q, QIN J W, et al. Performances of simultaneous enhanced removal of nitrogen and phosphorus via biological aerated filter with biochar as fillers under low dissolved oxygen for digested swine wastewater treatment[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2021, 44(8): 1-13.
- [38] 陈琳. 上流式厌氧生物膜与生物接触氧化耦合工艺处理猪场废水的研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2011.
- [39] 赵伟华, 王梅香, 李健伟, 等. A²O工艺和A²O+BCO工艺的脱氮除磷性能比较[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(3): 994-999.

(责任编辑: 曲娜)

The performance and microbial community structure of a bioaugmented ACF-BAF process treating anaerobic digested swine wastewater under low dissolved oxygen condition

LIU Siqiang, XIN Xin*, ZHU Yumeng, YE Zhixiang, YANG Yijin, ZHENG Qilian, LUO Junhuai, LIU Jiali

College of Resources and Environment, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China

*Corresponding author, E-mail: 178920302@qq.com

Abstract Anaerobic digested swine wastewater is a kind of wastewater with high ammonia nitrogen and low C/N ratio, the traditional treatment process has the disadvantages of long start-up time, inconvenient operation and management, high energy consumption, difficult removal of total nitrogen and poor phosphorus removal. In this study, activated carbon fiber (ACF) was used as the filter media of biological aerated filter (BAF), inoculated with specific nitrogen and phosphorus removal bacterial sludge. Under low dissolved oxygen ($DO = (0.6 \pm 0.1) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) conditions, the bioaugmented ACF-BAF was successfully started within 100 d by changing the influent $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration, and the microbial population composition and functional bacterial activity were analyzed, and the mechanism of nitrogen and phosphorus removal was investigated. The results indicated that the average removal rates of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN, TP and COD were 61.03%, 51.87%, 52.58%, and 77.11%, respectively. The removal loads of nitrogen and phosphorus were $0.143 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and $0.009 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, which were significantly higher than those of the conventional process and some new processes. The removal process of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP and COD could be fitted by the first-order kinetic model, and the TN removal process could be fitted by the second-order kinetic model equation. The results of high-throughput sequencing showed that the bacteria related to nitrogen and phosphorus removal in the ACF-BAF system were *Candidatus_Brocadia*(2.22%), *norank_f_NS9_marine_group*(4.02%), *Acinetobacter*(8.34%), *Micropruina* (6.09%), *norank_f_PHOS-HE36* (2.36%). The results of activity and contribution rate of bacteria showed that nitrogen removal process in ACF-BAF was realized mainly by anaerobic ammonia oxidation and denitrification, and phosphorus removal process in ACF-BAF was realized mainly microbial phosphorus accumulation. The application of ACF-BAF process treating anaerobic digester liquor of real swine wastewater can realize quick start-up and realize an efficient simultaneous nitrogen and phosphorus removal, and reduce the follow-up processing cost.

Keywords anaerobic digester liquor of swine wastewater; activated carbon fiber (ACF); biological aerated filter (BAF); biological enhancement; simultaneous nitrogen and phosphorus removal; bacterial community