

电磁波加载回流污泥对 A²O 厌氧池功能的影响

桑稳姣^{1*}, 李 栋¹, 冯逸捷¹, 丰洋洋², 张宛君³, 徐 茜³ (1. 武汉理工大学土木工程与建筑学院, 湖北 武汉 430070; 2. 安徽省城建设计研究总院股份有限公司, 安徽 合肥 230051; 3. 中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北 武汉 430010)

摘要: 基于电磁波加载污泥的生物效应和溶出效应, 将 A²O 系统的回流污泥进行电磁波加载, 以期从微生物群落结构变化角度考察其对系统中厌氧池功能的影响。结果表明, 电磁波加载回流污泥后, 污泥絮体分解, 细胞破壁; 回流污泥中 C、N、P 的溶出效应显著。与加载前对比, 厌氧池中 TP 富集效果更明显, 富集率由 122.9% 增至 152.2%; TN、COD 去除率分别由 7.3%、58.8% 上升为 32.1% 和 65.4%。MiSeq 焦磷酸测序分析表明, 回流污泥经电磁波加载后, 厌氧池微生物群落的丰度增加, 但其微生物多样性降低。碳源得到补充, 厌氧池中微生物的代谢活性明显提高, 活菌数量增加。厌氧池中富集了 *Zoogloea*、*Tolomonas*、*Dechloromonas* 等菌属。

关键词: A²O; 电磁波; 回流污泥; 溶出效应; 微生物群落结构

中图分类号: X703.X172 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2019)07-2796-08

Effect on function of anaerobic tank in A²O system with electromagnetic wave loading on returned sludge. SANG Wen-jiao^{1*}, LI Dong¹, FENG Yi-jie¹, FENG Yang-yang², ZHANG Wan-jun³, XU Qian³ (1. School of Civil Engineering and Architecture, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China; 2. Anhui Urban Construction Design Institute Co.Ltd., Hefei 230051, China; 3. Central and Southern China Municipal Engineering Design & Research Institute Co.Ltd., Wuhan 430010, China). *China Environmental Science*, 2019, 39(7): 2796~2803

Abstract: Based on the biological and dissolution effects of electromagnetic wave on sludge, returned sludge in A²O reactor was loaded by electromagnetic wave, and effect on the function of the anaerobic tank was investigated from the perspective of microbial community diversity. Sludge flocs were decomposed, and cell structure in returned sludge was destroyed owing to electromagnetic wave loading. The dissolution ratio of C, N and P was obvious. By contrast, the enrichment effect of TP in the anaerobic tank was significantly enhanced with the enrichment rate increased from 122.9% to 152.2%. The removal rates of TN and COD increased from 7.3% and 58.8% to 32.1% and 65.4%, respectively. MiSeq pyrosequencing showed that the abundance of microbial communities in the anaerobic tank increased, while the microbial diversity decreased. Carbon resource was supplemented due to the interaction of the biological and dissolution effects of electromagnetic wave on returned sludge. Consequently, the metabolic activity of microorganisms and the number of live bacteria in the anaerobic tank increased greatly. *Zoogloea*, *Tolomonas*, *Dechloromonas* and other bacterial genera were enriched in the anaerobic tank.

Key words: A²O; electromagnetic wave; returned sludge; dissolution effect; microbial community structure

在城市污水和工业废水处理领域, A²O 工艺作为主流技术已被广泛使用^[1]。在 A²O 工艺中, 磷在厌氧池中得到释放, 并成为后续好氧池中聚磷菌过量摄磷得以实现生物除磷的必要条件和决定性因素^[2]。同时, 污水与回流污泥在厌氧池中充分混合, 给予优势菌群较好的生长条件, 并保持一定的生物活性。因此, 若能通过一定技术手段作用于回流污泥以提升厌氧池的功能, 将对整个 A²O 系统的运行起到积极的作用。有学者在回流污泥管线上增设污泥缺氧池^[3]或加载超声-臭氧处理装置^[4], 改变了系统的微生物特征, 促进了系统降污能力的提升。但在研究系统整体功能的改善时, 对单体厌氧池功能提升的分析提及较少。电磁波作用于污泥具有溶出效应和生物效

应已被证实^[5-6]。电磁波加载污泥可破坏污泥絮体结构, 将复杂的有机物质分解为更小、更易生物降解的物质^[7], 还可直接分解部分细胞壁和细胞膜, 促进细胞物质如蛋白质等的溶出^[8]。同时, 电磁波的加载能够改变细胞 DNA、蛋白质、酶的组成构象, 使细胞中生物酶活性改变, 并影响微生物的代谢过程^[9-10]。以往研究中, 电磁波技术的工程应用常以促进污泥脱水^[11], 污泥减量^[12]以及污泥厌氧消化^[13]为主, 但将电磁波加载与 A²O 系统相结合以促进系统功能

收稿日期: 2018-11-30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51108360); 湖北省科技支撑计划资助项目(2015BCA304); 中央高校基本科研业务费专项资助项目(185206009)

* 责任作者, 副教授, whlgdxxwj@126.com

提升的研究鲜有报道。

鉴于电磁波的溶出效应和生物效应,以及厌氧池在 A²O 系统中的关键地位,本文采用电磁波加载 A²O 系统的回流污泥,在满足出水达到一级 A 排放标准的前提下,从厌氧池中微生物群落结构特征的变化入手,研究其对厌氧池功能的提升效果,旨在为 A²O 系统降污能力的提升提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 进水水质

实验用水采用人工模拟废水,碳源、氮源和磷源分别由淀粉、葡萄糖(COD=240~250mg/L), NH₄Cl (TN=35~40mg/L)和 KH₂PO₄(TP=3.5~4.0mg/L)组成;投加 NaHCO₃ 调节进水 pH=6~8;MgSO₄·7H₂O 为 27mg/L;CaCl₂ 为 30mg/L;微量元素为 1mL/L。

1.2 实验装置与操作条件

实验采用的 A²O 反应器由透明有机玻璃制成(图 1),处理水量为 5L/h。厌氧池、缺氧池、好氧池和二沉池的有效容积分别为 10,15,40,29L。试验期间,反应器温度控制在 25℃左右,好氧池的溶解氧浓度约为 4mg/L。各反应池水力停留时间分别为 2,3,8h;污泥停留时间为 15d;回流污泥和硝化液回流比分别为 100%和 200%。系统运行稳定后,在 A²O 反应器的回流污泥管路上,加设连续流 2450MHz 电磁波加载回流污泥的线路。

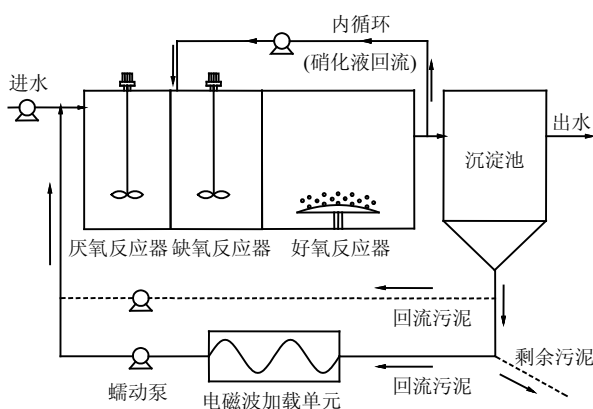


图 1 实验装置工艺流程

Fig.1 Schematic diagram of the experimental set-up

实验中,保持其他运行参数不变,按电磁波加载功率(P :105~420W)、加载时间(T :15~75s)、回流污泥加载百分比(L :10%~80%)的先后顺序,进行电磁

波加载回流污泥的单因素试验,分为 3 个阶段,记为阶段 II、III、IV。加上回流污泥未加载电磁波的对比试验(阶段 I),共 4 阶段。在每个操作条件下,反应器连续运行直至稳定,运行期内每隔 1d,从厌氧池取入流、出流水样进行检测分析,同时对经电磁波加载前后的回流污泥进行取样分析。每一工况下,选取反应器运行稳定的 6d 数据进行分析。各阶段的运行条件和系统运行情况如表 1 所示。

1.3 分析方法

用定性滤纸对进、出厌氧池的混合液以及回流污泥样品进行过滤,测定滤液中的 TP、TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、COD 浓度,均采用国家标准方法^[14]。通过将三苯基四唑氯化物(TTC)还原法测定脱氢酶活性(DHA)^[15]。采用最大或然数(MPN)计数法对样品中的活菌进行计数。用 JSM-IT300 扫描电子显微镜(SEM,日本电子株式会社)进行污泥结构的检测。

回流污泥中物质溶出倍数表示为:

$$\text{溶出倍数} = X_{H(\text{加载后})} / X_{H(\text{加载前})} \quad (1)$$

式中: $X_{H(\text{加载前})}$ 、 $X_{H(\text{加载后})}$ 分别为电磁波加载前后回流污泥中 C、N、P 的浓度,mg/L。

厌氧池混合液中物质富集/去除率表示为:

$$\text{富集/去除率} = |X_{Y(\text{流出})} - X_{Y(\text{流入})}| / X_{Y(\text{流入})} \quad (2)$$

式中: $X_{Y(\text{流入})}$ 和 $X_{Y(\text{流出})}$ 分别为厌氧池入流和出流混合液中污染物浓度,mg/L。对于 TP,公式用于计算富集率,%;对于 TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、COD,公式用于计算去除率,%。

1.4 高通量测序

取厌氧池混合液和回流污泥样品,通过 MiSeq 测序分析微生物群落的演变。在将污泥样品进行高通量测序之前,进行 PMA 染料预处理、DNA 提取、PCR 扩增。PCR 扩增产物经琼脂糖电泳检测后,进行纯化回收。使用生工生物工程(上海)股份有限公司的 Illumina-MiSeq 平台对扩增后样品进行测序。

将高通量测序得到 DNA 序列采用 RDP classifier 贝叶斯算法,对 97%相似度水平的 OTU 代表序列进行物种分类注释。通过 Mothur 软件(<http://www.mothur.org>)统计每个生物样本的物 Chao、Ace、Shannon、Simpson、Coverage 等 alpha 多样性指数。

1.5 数据处理与分析

运用 Excel 2016 软件对测定数据进行整理,统计细菌群落数据并绘制柱状图;统计平均数和标准差并利用 Origin 2017 软件绘制水质指标及生物活性变化图.

表 1 反应器各阶段电磁波加载条件及出水指标
Table 1 Electromagnetic wave loading conditions and effluent indexes at each stage of the reactor

阶段	工况	加载条件			出水指标				
		加载功率 P (W)	加载时间 T (s)	加载百分比 L (%)	COD (mg/L)	TN (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	TP (mg/L)	Y_{obs} (gMLSS/gCOD)
I	1	—	—	—	35.11±2.17	14.74±0.05	0.53±0.11	0.51±0.11	0.46±0.01
	2	105	30	20	26.12±1.60	15.31±0.39	0.44±0.05	0.60±0.03	0.45±0.02
	3	210	30	20	37.23±0.05	12.92±0.57	0.81±0.03	0.76±0.07	0.43±0.02
II	4	265	30	20	40.23±3.65	14.08±0.35	2.16±0.12	0.83±0.07	0.42±0.01
	5	350	30	20	42.84±0.72	14.12±0.66	3.16±0.26	1.21±0.17	0.36±0.00
	6	420	30	20	65.28±0.87	20.64±0.30	6.54±0.47	1.53±0.14	0.35±0.01
III	7	265	15	20	31.29±0.99	15.18±0.40	0.29±0.03	0.61±0.02	0.44±0.02
	8	265	30	20	33.23±1.24	13.52±0.37	2.16±0.12	0.83±0.10	0.41±0.00
	9	265	45	20	44.17±1.23	13.34±0.37	3.37±0.37	0.95±0.09	0.41±0.01
	10	265	60	20	48.93±0.77	15.76±0.24	4.48±0.11	1.31±0.04	0.32±0.01
	11	265	75	20	71.80±5.36	21.09±0.17	8.54±0.30	2.16±0.20	0.39±0.02
IV	12	265	45	10	66.07±4.18	17.39±1.16	11.56±0.25	1.99±0.34	0.29±0.01
	13	265	45	20	44.17±1.23	13.34±0.37	3.37±0.37	0.95±0.09	0.40±0.01
	14	265	45	30	42.46±2.00	12.69±0.30	3.22±0.17	0.49±0.10	0.36±0.00
	15	265	45	40	42.89±2.00	13.23±0.35	3.31±0.10	0.89±0.15	0.36±0.02
	16	265	45	80	39.18±1.07	14.61±0.16	0.77±0.08	0.75±0.13	0.47±0.02

注: “—”表示未加载; Y_{obs} 为剩余污泥表观产率.

2 结果与讨论

2.1 回流污泥中 C、N、P 的溶出效应

电磁波溶出效应(图 2)是影响厌氧池进水特征变化的主要原因.活性污泥絮体在电磁波的作用下,胞内物质的溶出使有机物含量增加,污泥中的 C、N、P 等转化为可被微生物利用的溶解性有机物.与加载前相比,加载后回流污泥中 TP、TN、COD 含量明显增加,分别

在阶段 II 末端(350~420W)、阶段 III 末端(60~75s)、阶段 IV 始端(10%~20%)达到最大溶出倍数,但 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度变化并不显著,说明电磁波加载致 TN 的溶出主要以有机氮为主.随着加载功率的增大、加载时间的延长以及加载百分比的减小,C、N、P 表现出更好的溶出效果.在 $P=265\text{W}$ 、 $T=45\text{s}$ 、 $L=10\%$ 下(工况 12)TP、TN、COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 溶出倍数达到最大值,分别为 15.5、4.5、9.0、5.7、1.4 和 1.3.

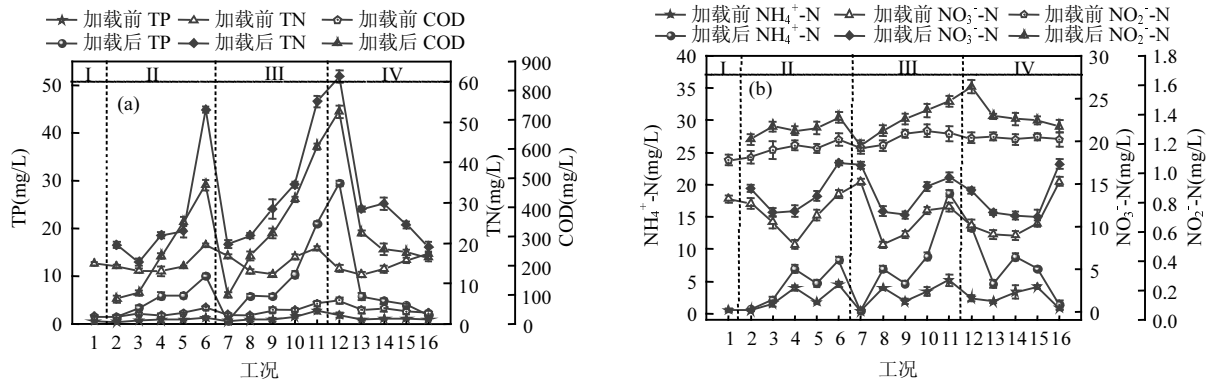


图 2 回流污泥中 C、N、P 的溶出效果
Fig.2 Dissolution effect of C, N, P in returned sludge
a. TP, TN, COD; b. $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$

2.2 回流污泥絮体结构变化

回流污泥絮体在电磁波加载前后的电镜扫描结果如图 3 所示.与原回流污泥相比,经电磁波加载后的回流污泥的絮体结构已被破坏,变得分散和膨胀.污泥絮体形态发生裂变,密实度降低,出现了明显的裂缝(图 3b).

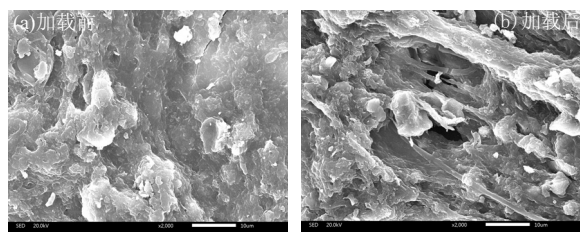


图 3 回流污泥结构对比

Fig.3 The structure of different returned sludge

可见,电磁波加载产生的高能电磁场破碎了污泥中复杂的有机大分子物质,导致回流污泥絮体被分解.同时,电磁波加载可以使回流污泥中微生物的胞内水分产生机械性撞击,有利于破坏细胞膜和细胞壁的基本结构,导致细胞溶解^[11],微生物(如 PAOs)细胞中的物质得到部分释放(图 2).污泥的分解和微生物细胞的破壁是回流污泥混合液中 C、N、P 增加的 2 个主要原因.同时,污泥的解体也有利于后续厌氧过程的完成^[16].

2.3 厌氧池中污染物的去除

图 4 表明,经电磁波加载的污泥回流至厌氧池后,流入厌氧池的混合液中所有物质的浓度均增大.经厌氧池处理后,出流 TP 浓度继续变大,但 TN、COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 含量减少.在阶段 I,厌氧池 TP 的富集率为 122.9%,TN、COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 去除率分别为 7.3%,58.8%,10.5%,99.6%,96.1%.

在 II、III 阶段末期和 IV 阶段初期,厌氧池出水受到的影响最为明显.在 $P=265\text{W}$ 、 $T=45\text{s}$ 、 $L=30\%$ (工况 14)时,系统最终出水水质达到一级 A 排放标准^[17],其中 TN、TP 分别为 12.69 和 0.49mg/L.经计算,厌氧池中 TP 富集率增至 152.2%,TN、COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 去除率分别增至 32.1%, 65.4%, 10.9%,99.9% 和 98.4%.此时,TN、TP、COD 和 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 的溶出倍数分别为 5.2,2.2,8.0,和 2.6,1.3, 1.1.

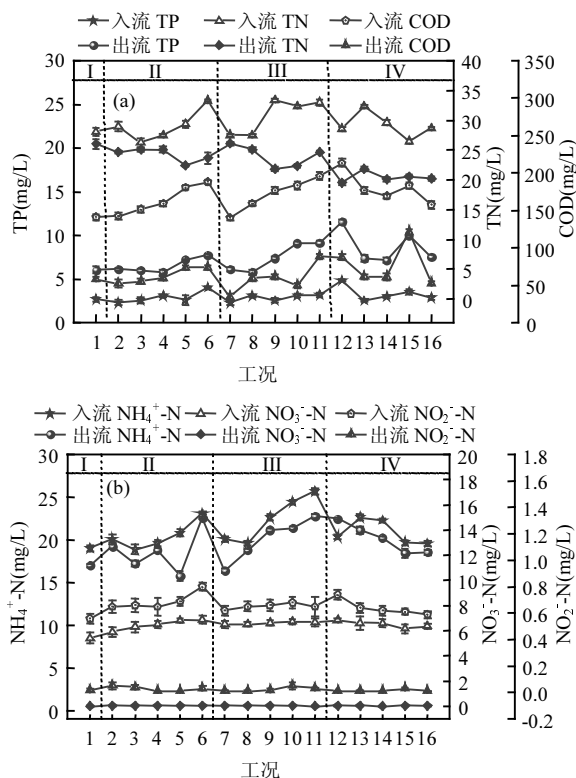


图 4 物质在厌氧池的流入、流出情况

Fig.4 Influent and effluent of substances in anaerobic tank during the experiment

a. TP, TN, COD; b. NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N

电磁波加载回流污泥后,厌氧池中的有机物负荷增大,可有效缓解反硝化菌和聚磷菌共存对碳源竞争的矛盾^[18],使聚磷菌分解胞内聚磷酸盐的能力更强,TP 富集率显著增大,这证明了电磁波加载回流污泥可促使厌氧释磷效果得到提升,同时使整个系统的除磷更加彻底.

厌氧池中增加的溶解性有机物作为碳源补充了反硝化细菌所需的电子供体^[19],异养反硝化菌对碳源的竞争强于聚磷菌,以 NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 为电子受体进行反硝化作用的能力得到加强.被加载后的回流污泥流入厌氧池,使系统中的营养物质更为丰富,为更多种类的生物生存和生长提供了更好的环境,活菌数量增多,这与本文微生物群落分析中,加载后系统厌氧池内生物丰度优于传统 A²O 系统厌氧池内生物丰度的结果一致.此时,厌氧池中 NH₄⁺-N 因参与细胞合成而被部分去除^[20].反硝化作用联同微生物合成代谢使厌氧池 TN 去除效果得以提升.

回流污泥经电磁波加载后,流入厌氧池的混合液中有机物含量明显上升,更有利于厌氧发酵菌的代谢,促进大分子有机物的分解转化.与此同时,厌氧

池中的合成代谢、反硝化作用以及聚磷菌吸收有机物转化为细胞内含物 PHA,都会增强池内 COD 的消耗,使 COD 去除率得到提高。

2.4 厌氧池微生物特性

如图 5 所示,适当条件的电磁波加载可增强厌氧池微生物脱氢酶活性.未加载时,厌氧池微生物脱氢酶活性为 $53.75\text{mgTF}/(\text{gMLSS}\cdot\text{h})$.在 II、III、IV 阶段,微生物脱氢酶活性各自在 $P=265\text{W}$ 、 $T=45\text{s}$ 和 $L=30\%$ 时达到最大值,分别为 63.27 、 66.22 、 $70.57\text{mgTF}/(\text{gMLSS}\cdot\text{h})$.同时发现,整个试验过程中,在工况 14 ($P=265\text{W}$ 、 $T=45\text{s}$ 、 $L=30\%$) 时,系统的污泥产量最小.因此,分别选择工况 1 和工况 14 的厌氧池混合液,检测分析活菌数目和微生物群落结构等。

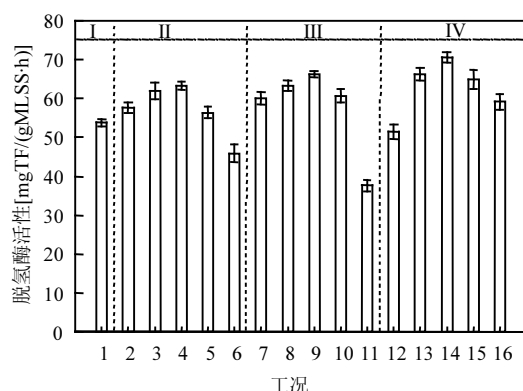


图 5 厌氧池微生物脱氢酶活性的变化

Fig.5 Changes of microbial dehydrogenase activity in the anaerobic tank

通过 MPN 计数分析了电磁波加载前后厌氧池混合液内活菌数量的变化.结果显示,在 A^2O 系统污泥回流段增加电磁波加载环节,可使厌氧池单位体积污泥中活菌数量由 $4.78\times 10^{12}\text{cells/mL}$ 增大至 $5.11\times 10^{12}\text{cells/mL}$.这是由于回流污泥中有机物的溶出补充了厌氧池聚磷菌等微生物所需的碳源以增强微生物合成代谢,使得异养细菌数量上升,活菌数增加。

与传统 A^2O 系统相比,适当条件的电磁波加载回流污泥后,厌氧池中的生物量和脱氢酶活性都变大,说明对回流污泥进行适当条件的电磁波加载,能够使絮体中具有活性的细菌数目增多,同时可使活性污泥表现出更高的代谢活性,有利于厌氧池生物降解能力的改善和提升。

2.5 厌氧池微生物群落结构

2.5.1 微生物群落丰富度与多样性 电磁波加载前后回流污泥和厌氧池混合液样品的微生物群落丰富度和多样性的综合评估如表 2 所示.各污泥样品的文库覆盖率均超过 0.98,说明本次测序结果接近样品中微生物的实际情况.在 $\alpha=0.03$ (即相似度 97%) 的水平上,聚类得到 5 个样品操作分类单元 (OTU) 分别为 2340, 3582, 3321, 2237, 3032.根据多样性分析结果推断,电磁波的加载对回流污泥和厌氧池混合液微生物种群分布影响明显.与未加载的 A^2O 系统 ($\text{R0}, \text{Y0}$) 相比,工况 14 中回流污泥与厌氧池 ($\text{R1}, \text{Y1}$) 微生物群落 ACE 指数和 Chao 指数显著增加.说明电磁波加载回流污泥,可通过促进胞内物质的溶出,为 A^2O 系统中的发酵细菌提供更多水解底物,促进了细菌群落丰度的增加^[21].对比加载系统中电磁波加载前、后的回流污泥样品 ($\text{R1}, \text{R2}$),丰富度和多样性指数都有所减小,表明电磁波加载对回流污泥中微生物群落结构的丰富度和多样性影响较大.这是由于电磁波的加载具有生物效应,致使回流污泥中部分微生物失活,微生物丰度降低,同时也降低了细菌菌群的均匀性.与此同时,相比于未加载电磁波系统中的厌氧池混合液 Y0 ,工况 14 中混合液 Y1 的 Shannon 指数减小, Simpson 指数略有增大,表明电磁波加载回流污泥后,厌氧池微生物群落多样性略有减小,这与电磁波对微生物的“灭活”作用有关.变化并不那么明显,说明不同菌群对电磁波生物效应的敏感度不同,导致微生物的“灭活”结果不一样.同时电磁波溶出效应使碳源得到补充,有利于厌氧池中微生物的生长,生物效应和溶出效应相互作用于菌群结构,使系统成熟后具有较强的生物稳定性。

2.5.2 微生物群落组成 为了解电磁波加载回流污泥对厌氧池微生物群落组成的影响,对 Y0 、 Y1 样品序列进行分类学分类,并计算门和属的水平相对丰度.厌氧池细菌群落在门水平的分布特性如图 6(a) 所示.在电磁波加载前后,两样品中丰富度最高的门均为 Proteobacteria ($\text{Y0}: 61.3\%$ 、 $\text{Y1}: 65.0\%$)、其次是 Bacteroidetes ($\text{Y0}: 10.5\%$ 、 $\text{Y1}: 17.1\%$)、Firmicutes ($\text{Y0}: 2.8\%$ 、 $\text{Y1}: 7.6\%$),表明这些菌门在厌氧池内占主导地位. A^2O 系统交替的厌氧-缺氧-好氧环境有利于 Proteobacteria 中兼性细菌和脱氮除磷细菌的生存.电磁波加载回流污泥导致有机物溶出,增加了厌

氧池中异养菌生长所需的营养底物,使厌氧池中 *Proteobacteria* 的丰度增大,进而附属于该菌门的聚磷菌含量增多,厌氧释磷效果得到提升。*Bacteroidetes* 门所含细菌大多可将蛋白质等大分子有机物水解成有机酸类小分子物质供聚磷菌吸收^[22],电磁波加载回流污泥过程中的溶出物质多以大分子有机物为主,回流至厌氧池后,有益于刺激 *Bacteroidetes* 门中分泌水解酶的细菌生长,致使该菌

门丰富度增大,易于厌氧池中 COD 含量的有效降低。*Planctomycetes* 菌门主要包括各种厌氧氨氧化菌属,加载前系统中丰度为 8.9%,表明加载前厌氧池中有一部分的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由于厌氧氨氧化反应得以去除。回流污泥中有机物溶出可补充系统异养反硝化菌的有机碳源,但不利于厌氧氨氧化菌属的生存,导致电磁波加载回流污泥后该菌门在厌氧池中丰富度显著下降(Y1:1.8%)。

表 2 回流污泥和厌氧池中微生物群落丰富度和多样性分析

Table 2 Richness and diversity of microbial communities in returned sludge and anaerobic tank under Condition 1and 14($\alpha=0.03$)

样品	序列数	OTU	ACE	Chao	Coverage	Shannon	Simpson
R0	45506	2340	3290.16	3260.04	0.98	5.821	0.010
R1	67193	3582	6721.42	5401.41	0.99	5.889	0.012
R2	57209	3321	6165.43	5167.76	0.98	6.053	0.009
Y0	44316	2237	3481.65	3121.54	0.99	5.690	0.013
Y1	51159	3032	6316.60	4890.49	0.99	5.686	0.016

注:R0为工况1的回流污泥;R1为工况14中经电磁波加载前的回流污泥;R2为工况14中经电磁波加载后的回流污泥;Y0为工况1的厌氧池混合液;Y1为工况14的厌氧池混合液。

图 6(b)显示,电磁波加载回流污泥后,厌氧池细菌群落的优势菌属与未加载系统完全不同。加载前,样品 Y0 中优势菌属依次为 *Dechloromonas* (8.0%)、*Dyella*(6.3%)、*Azonexus*(3.7%)、*Nitrospira* (3.4%)、*Zoogloea* (3.3%);加载后厌氧池混合液样品 Y1 中最丰富的属为 *Zoogloea*(12.4%),其次是 *Tolumonas*(8.9%)、*Dechloromonas*(8.3%)、*Clostridium_sensu_stricto*(3.4%)、*Azospira*(3.2%)。产生上述结果的主要原因是电磁波对不同菌属所产生的生物效应不同。

Dechloromona 在活性污泥中的丰富度与污水中碳源的利用关系密切,能在反硝化和生物强化除磷过程中发挥重要作用^[23]。*Dyella* 可降解污水中大分子污染物^[24],但因其对电磁波抵抗能力较弱,在加载后被淘汰直至消失。同时,电磁波加载后 *Nitrospira* 和 *Azonexus* 丰度下降,说明与其他菌属相比,它们不具备竞争优势。*Zoogloea* 为污泥菌胶团结构形成过程中的主要功能菌属,同时是一种反硝化菌^[25]。电磁波加载回流污泥过程中,污泥絮体变得分散,进入厌氧池后,*Zoogloea* 丰富度增大,成为第一优势菌属 (12.4%),完成了污泥絮体的再聚集过程。*Tolumonas* 为厌氧发酵菌属,在电磁波加载后成为厌氧池第二优势菌属 (8.9%)。*Clostridium_sensu_stricto* 菌属可降解高分子物质生成挥发性脂肪酸^[26],电磁波加载

后其丰度由 0.2%升至 3.4%。*Azospira* 可进行厌氧发酵,是一种化能异养型脱氮菌,与有机物质积累、糖原形成和反硝化有关^[27],电磁波加载回流污泥后,厌氧池中该菌属丰度有所增加,达到 3.2%。*Sulfurospirillum* 是一种兼性厌氧硫还原细菌^[28],能够以硝酸盐作为电子受体,发生反硝化反应,经电磁波加载后,其在厌氧池中的丰富度也明显增大 (Y1:1.7%)。*Thauera* 在有氧和缺氧条件下均可存活,具有良好的反硝化作用和有机底物降解能力^[29]。*Acinetobacter* 可以在厌氧池释放多聚磷酸盐并在生物强化除磷过程中发挥积极作用,同时它们的部分菌种使用 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 作为唯一氮源^[30]。但试验中,经电磁波加载后厌氧池 *Acinetobacter* 丰富度 (0.2%)相比于加载前(0.5%)有所降低。*Arcobacter* 是一种常见的聚磷菌,在电磁波加载后的各种除磷菌属中占主导地位(1.1%)。同时,厌氧池中新出现了反硝化聚磷菌 *Enterococcus*(0.6%)。

综上所述,经电磁波加载后,回流污泥中有机物溶出可补充异养厌氧菌属 (*Dechloromonas*、*Azospira*、*Tolumonas*、*Clostridium_sensu_stricto*等)代谢所需的有机底物浓度,促进其生长繁殖并进行厌氧发酵,随之大部分有机物被生物利用,有助于厌氧池 COD 的降解。有机物的溶出可作为反硝化碳源,使厌氧池污泥中异养型反硝化菌的多样性增大,提

升了反硝化菌属 (*Zoogloea*、*Azospira*、*Dechloromonas*、*Sulfurospirillum*、*Thauera* 等)的丰富度,促进了厌氧池中 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的降解,联合细胞微生物合成代谢以增强 TN 的去除.兼性发酵细菌将厌氧池混合液中可生物降解的大分子有机物转化为水解酸化产物.聚磷菌属 (*Dechloromonas*、*Acinetobacter*、*Arcobacter*、*Enterococcus* 等)分解胞内的聚磷酸盐释放能量,摄取挥发性有机酸等水解酸化产物.随着持续的电磁波加载,回流污泥溶出的有机物不断进入厌氧池,池中的有机物负荷增大,提升了厌氧释磷效果.与此同时,厌氧池内碳源的补充以及厌氧释磷能力的提升使整个 A^2O 系统的脱氮除磷进行的更加彻底.

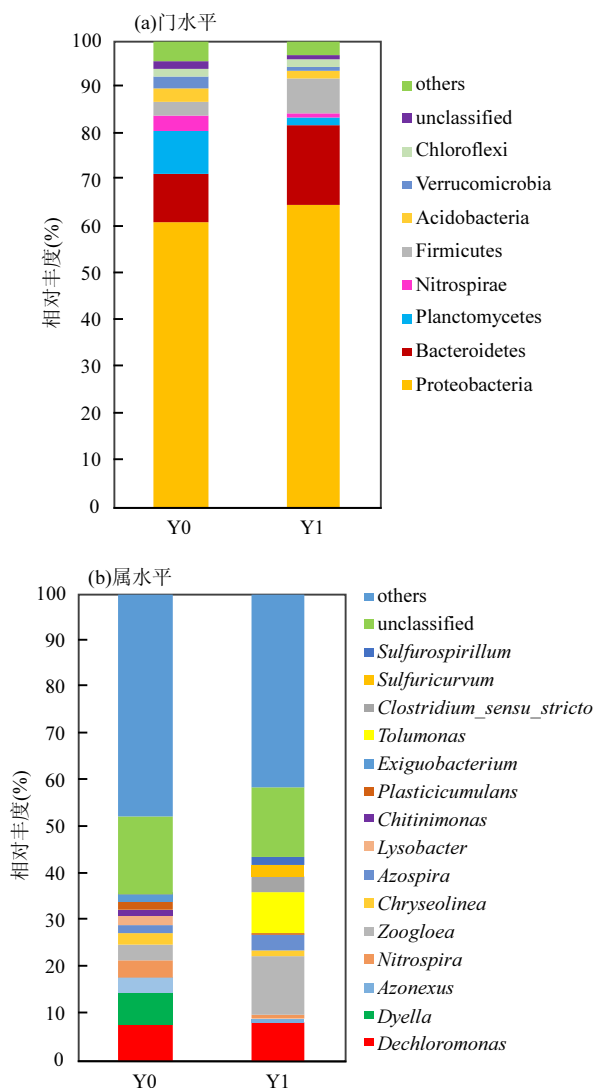


图 6 细菌在门和属水平的相对丰度

Fig.6 Relative abundance of bacteria at the phylum and genus level

3 结论

3.1 在 A^2O 系统增加电磁波加载回流污泥单元,实现了系统整体降污能力的提高,同时,厌氧池运行效果得到提升.在 $P=265\text{W}$ 、 $T=45\text{s}$ 、 $L=30\%$ 的加载条件下,电磁波生物效应和溶出效应交互作用效果明显.厌氧池中 TP 富集效应增大,TN、COD 去除效果显著增加.

3.2 溶出效应致使回流污泥中有机物含量的增大,有助于厌氧池中异养菌的代谢活性提升,分解代谢有机物的能力得到提高,活菌数目增多.

3.3 回流污泥经电磁波加载后的 A^2O 系统中,厌氧池内微生物群落丰富度增加,OTU 分布更均匀. *Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes* 为主要门,主要属为 *Zoogloea*.同时,厌氧池中富集了厌氧发酵菌属 (*Dechloromonas*、*Azospira*、*Tolumonas*、*Clostridium_sensu_stricto*), 异养反硝化菌属 (*Dechloromonas*、*Zoogloea*、*Azospira*、*Thauera*、*Sulfurospirillum*) 以及聚磷菌属 (*Dechloromonas*、*Arcobacter*、*Enterococcus*).

参考文献:

- [1] Baek G, Cheon S P, Kim S, et al. Modular neural networks prediction model based A^2O process control system [J]. International Journal of Precision Engineering & Manufacturing, 2012,13(6):905-913.
- [2] Carucci A, Kühni M, Brun R, et al. Microbial competition for the organic substrates and its impact on EBPR systems under conditions of changing carbon feed [J]. Water Science and Technology, 1999, 39(1):75-85.
- [3] 余宏刚,袁林江.回流污泥缺氧时间对 A^2O 系统脱氮除磷的影响 [J]. 水处理技术, 2018,44(2):63-67.
- [4] Yu H, Yuan L. Effect of returned sludge anoxia time on Nitrogen and Phosphorus removal in A^2O system [J]. Technology of Water Treatment, 2018,44(2):63-67.
- [5] 孟昭辉.超声-臭氧溶胞回流 AAO 工艺效能强化及剩余污泥产氢 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2014.
- [6] Meng Z. Enhanced excess sludge reduction in AAO process and energy production based on combined ozone-ultrasound pretreatment [D]. Habin:Harbin Institute of Technology, 2014.
- [7] 桑稳姣,方笑笑,龚雅君,等.连续流 2450MHz 电磁波剩余污泥脱水与溶出效果研究 [J]. 中国环境科学, 2014,34(8):2024-2029.
- [8] Sang W, Fang X, Gong Y, et al. Study on dewaterability and solubilization of intracellular substances during sludge dewatered by continuous inflow with 2450MHz electromagnetic wave [J]. China Environmental Science, 2014,34(8):2024-2029.
- [9] 桑稳姣,丰洋洋,李 栋,等.加载连续流电磁波对回流污泥脱氢酶活性的影响 [J]. 中国给水排水, 2018,34(23):14-20.

- Sang W, Feng Y, Li D, et al. Effect of continuous flow electromagnetic wave loading on dehydrogenase activity of returned sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2018,34(23):14–20.
- [7] Xiao Q, Yan H, Wei Y, et al. Optimization of H₂O₂ dosage in microwave-H₂O₂ process for sludge pretreatment with uniform design method [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012,24(12):2060–2067.
- [8] 李丹熠,桑稳姣,张倩,等.2450MHz 电磁波污泥脱水过程中的温度效应 [J]. *中国环境科学*, 2018,38(11):4147–4152.
- Li D, Sang W, Zhang Q, et al. Temperature effect of 2450MHz electromagnetic wave during sludge dewatering [J]. *China Environmental Science*, 2018,38(11):4147–4152.
- [9] Stanislavov A S, Sukhodub L F, Sukhodub L B, et al. Structural features of hydroxyapatite and carbonated apatite formed under the influence of ultrasound and microwave radiation and their effect on the bioactivity of the nanomaterials [J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2018, 42:84–96.
- [10] Zhao Z, Yu S, Xu M, et al. Effects of microwave on extracellular vesicles and microRNA in milk [J]. *Journal of Dairy Science*, 2018, 101(4):2932–2940.
- [11] 田禹,方琳,黄君礼.微波辐射预处理对污泥结构及脱水性能的影响 [J]. *中国环境科学*, 2006,26(4):459–463.
- Tian Y, Wan L, Huang J. Influence of microwave pretreatment on activated sludge structure and dewaterability [J]. *China Environmental Science*, 2006,26(4):459–463.
- [12] 王亚伟,肖庆聪,阎鸿,等.基于微波预处理的源头污泥减量研究 [J]. *中国给水排水*, 2013,29(15):19–23.
- Wang Y, Xiao Q, Yan H, et al. Source sludge reduction by conventional activated sludge process combined with microwave pretreatment [J]. *China Water & Wastewater*, 2013,29(15):19–23.
- [13] Gil A, Siles J A, Martín M A, et al. Effect of microwave pretreatment on semi-continuous anaerobic digestion of sewage sludge [J]. *Renewable Energy*, 2018,115:917–925.
- [14] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:210–279.
- State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis methods [M]. Beijing:China Environmental Science Press, 2002:210–279.
- [15] Klapwuk A, Drent J, Steenvoorden J H A M. A modified procedure for the TTC-dehydrogenase test in activated-sludge [J]. *Water Research*, 1974,8(2):121–125.
- [16] Lee I S, Rittmann B E. Effect of low solids retention time and focused pulsed pre-treatment on anaerobic digestion of waste activated sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2011,102(3):2542–2548.
- [17] GB 18918–2002 城镇污水处理厂污染物排放标准 [S].
- GB 18918–2002 Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant [S].
- [18] 赵伟华,王梅香,李建伟,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.
- Zhao W, Wang M, Li J, et al. Nitrogen and phosphorus removal performance comparison between A²O and A²O+BCO system [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(3):994–999.
- [19] Kampas P, Parsons S A, Pearce P, et al. An internal carbon source for improving biological nutrient removal [J]. *Bioresource Technology*, 2009,99(1):149–154.
- [20] 王晓莲,彭永臻,等.A²O 法污水生物脱氮除磷处理技术与应用 [M]. 北京:科学出版社, 2017:24–25.
- Wang X, Peng Y, et al. Application and technology of A²O biological nitrogen and phosphorus removal in wastewater treatment [M]. Beijing:Science and Technology Press, 2017:24–25.
- [21] Akgul D, Cella M A, Eskicioglu C. Influences of low-energy input microwave and ultrasonic pretreatments on single-stage and temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) of municipal wastewater sludge [J]. *Energy*, 2017,123:271–282.
- [22] Han X, Wang Z, Ma J, et al. Membrane bioreactors fed with different COD/N ratio wastewater: impacts on microbial community, microbial products, and membrane fouling [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015,22(15):11436–11445.
- [23] He Q, Song Q, Zhang S, et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018,331:841–849.
- [24] Yang Z, Liu J, Cao J, et al. A comparative study of pilot-scale bio-trickling filters with counter- and cross-current flow patterns in the treatment of emissions from chemical fibre wastewater treatment plant [J]. *Bioresource Technology*, 2017,243:78–84.
- [25] Wang C, Liu Y, Lv W, et al. Enhancement of nitrogen removal by supplementing fluidized-carriers into the aerobic tank in a full-scale A²O system [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,660:817–825.
- [26] Liu J, Zhang H, Zhang P, et al. Two-stage anoxic/oxic combined membrane bioreactor system for landfill leachate treatment: pollutant removal performances and microbial community [J]. *Bioresource Technology*, 2017,243:738–746.
- [27] Lyu W, Huang L, Xiao G, et al. Effects of carbon sources and COD/N ratio on N₂O emissions in subsurface flow constructed wetlands [J]. *Bioresource Technology*, 2017,245:171–181.
- [28] Goris T, Schenz B, Zimmermann J, et al. The complete genome of the tetrachloroethene-respiring *Epsilonproteobacterium Sulfurospirillum halorespirans* [J]. *Journal of Biotechnology*, 2017,255:33–36.
- [29] Sun H, Wu Q, Yu P, et al. Denitrification using excess activated sludge as carbon source: performance and the microbial community dynamics [J]. *Bioresource Technology*, 2017,238:624–632.
- [30] Tarayre C, Charlier R, Delepiepierre A, et al. Looking for phosphate-accumulating bacteria in activated sludge processes: a multidisciplinary approach [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017,24(9):8017–8032.

作者简介: 桑稳姣(1974–),女,湖北公安人,副教授,博士,主要从事水污染控制与污泥减量等方面研究.发表论文 30 余篇。