

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2025.10.003

MFC 耦合鸟粪石结晶工艺处理剩余污泥的研究

李子越, 韦林, 汤一鸣, 纪俊杰, 孔建宇, 丁晓可

(合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009)

摘要:微生物燃料电池(microbial fuel cell, MFC)和鸟粪石结晶工艺同时回收城市生活污水厂剩余污泥中丰富的有机质氮、磷等营养物质,在剩余污泥资源化方面具有很好的应用前景。文章探究不同阴极电子受体对 MFC 产电性能的影响;基于 Box-Behnken 设计的响应面法,模拟和预测了不同阳极初始 pH 值、温度和污泥接种比的工作条件下 MFC 的最大功率输出,获取了阳极操作条件的优化参数;探讨鸟粪石结晶法回收 MFC 产电后污泥上清液中氮、磷的效率和结晶产物性质。结果表明:以 $K_3[Fe(CN)_6]$ 作为 MFC 阴极电子受体时, MFC 的输出电压和最大功率密度分别为 0.64 V 和 $2.66 W/m^3$, 是以氧气为 MFC 阴极电子受体时的 3.0、2.5 倍; MFC 阳极操作条件的优化参数为 $55\text{ }^\circ\text{C}$ 、初始 pH 值为 9.8、污泥接种比为 0.37 时, MFC 的最大功率密度为 $6.82 W/m^3$, 此时当 pH 值为 9.0 时鸟粪石结晶法对 MFC 产电后污泥上清液中磷的去除率高达 94% 以上。该研究成果为剩余污泥的资源化提供了一定的借鉴作用,有利于推动其工业化应用。

关键词:剩余污泥;微生物燃料电池(MFC);阴极电子受体;Box-Behnken 模型;鸟粪石结晶

中图分类号:X705

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2025)10-1309-08

Study on the treatment of waste activated sludge by microbial fuel cell coupled with struvite crystallization

LI Ziyue, WEI Lin, TANG Yiming, JI Junjie, KONG Jianyu, DING Xiaoke

(School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract: Microbial fuel cell (MFC) coupled with struvite crystallization can simultaneously recover the abundant nutrients such as nitrogen and phosphorus from waste activated sludge (WAS) in municipal sewage treatment plants, thereby presenting promising application prospects in the WAS resource utilization. In this study, the effects of different cathodic electron acceptors on the electricity production performance of MFC were investigated. Through Box-Behnken based response surface methodology, the maximum power output of MFC under different initial pH values, temperatures and sludge inoculation ratios in the anolyte was simulated and predicted, and the optimal anode operating conditions were also obtained. Meanwhile, the recovery efficiency of nitrogen and phosphorus from the sludge supernatant after MFC operation by struvite crystallization and the properties of crystallization products were discussed. The results show that when potassium ferricyanide ($K_3[Fe(CN)_6]$) is used as cathodic electron acceptor, the output voltage and maximum power density of MFC are 0.64 V and $2.66 W/m^3$, respectively, which are 3.0 and 2.5 times higher than that of MFC with oxygen as cathodic electron acceptor. The optimal anode operating conditions are $55\text{ }^\circ\text{C}$, initial pH value of 9.8, and sludge inoculation ratio of 0.37, under which MFC achieves a maximum power density of $6.82 W/m^3$. After MFC operation, the removal rate of phosphorus from the sludge supernatant by struvite crystal-

收稿日期:2024-05-07;修回日期:2024-05-31

基金项目:安徽省自然科学基金资助项目(2308085MD117)

作者简介:李子越(1998—),男,安徽合肥人,合肥工业大学硕士生;

韦林(1980—),男,安徽庐江人,博士,合肥工业大学副教授,硕士生导师,通信作者, E-mail: weilin@hfut.edu.cn.

lization is as high as 94% at pH 9.0. The findings can provide a reference for WAS resource utilization, which is also conducive to facilitating its full-scale application.

Key words: waste activated sludge(WAS); microbial fuel cell(MFC); cathodic electron acceptor; Box-Behnken model; struvite crystallization

近年来,随着我国经济快速发展和城市化进程的加快,城市污水及其处理厂的数量急剧增加。作为污水生物处理的副产物,剩余污泥产量也十分惊人。据统计,2020 年我国城市污水处理厂的数量为 4 326 座,剩余污泥的年产量超 $6\ 000 \times 10^4 \text{ t}^{[1]}$ 。通常,剩余污泥含有有机污染物和病原体,若不进行妥善处理,则会对周边的生态环境造成潜在的风险^[2-3]。剩余污泥的传统处理与处置方法(如厌氧消化、压滤脱水等)耗能较大,其处理成本占污水处理厂总运营成本的 50% 以上^[4]。由于剩余污泥含有大量的有机质(50%~70%),有潜力成为能源回收的原料。与运用广泛的厌氧消化产甲烷技术相比,微生物燃料电池(microbial fuel cell, MFC)直接将有机物的化学能转化为电能,其能量传递效率比厌氧消化法高出约 44%^[5]。因此,以剩余污泥作为原料的 MFC 产电技术在剩余污泥资源化方面具有更好的应用前景。

较低的电能输出限制了 MFC 的工业化的应用。一般来说, MFC 产电性能一定程度上取决于电子受体、电解液 pH 值、温度、底物、生物膜等因素^[6]。然而,对 MFC 中多因素影响系统产电性能的研究较少,对功率输出的影响因素进行建模是预测和优化性能的可靠方法。作为一个复杂生物电化学系统, MFC 系统的数学模型一般分为基于机制研究和应用方面的模型^[7]。基于机制研究的数学模型主要涉及到复杂的生化反应、质量传输和发电过程,很大程度上受到限制。由于不考虑生物电化学过程,工程应用的模型是基于 Box-Behnken 模拟 MFC 操作条件下的产电性能,具有很强的工程实用性。

通常, MFC 阳极中剩余污泥进行厌氧反应时,聚磷菌将胞内聚磷酸盐转化为正磷酸盐释放到溶液中^[8],因此污泥上清液中产生较高浓度的磷酸盐。此外,当 MFC 阳极采用磷缓冲溶液(phosphorus buffer solution, PBS)导致 MFC 产电后阳极液含有更高浓度的磷酸盐。为避免磷酸盐随意排放造成水体富营养化,同时缓解当前磷资源短缺现状, MFC 运行后污泥上清液的磷回收是十分必要的^[9-10]。当前,鸟粪石($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot$

$6\text{H}_2\text{O}$)、蓝铁矿($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$)和羟基磷酸钙($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$)形式结晶工艺常用于回收剩余污泥中磷^[11]。相比而言,鸟粪石含农作物生长所需的氮、磷、镁元素,作为一种缓释肥,可直接作为肥料使用。

由于湿污泥含水率高,可能造成潜在的环境问题。因此,本文以烘干污泥作为原料,接种厌氧污泥进行 MFC 产电和鸟粪石结晶回收污泥中氮、磷的实验研究,探究不同阴极电子受体对输出电压和功率密度的影响;基于 Box-Behnken 设计的响应面法优化 MFC 运行的阳极操作条件。此外,探讨优化条件下 MFC 运行后污泥上清液 pH 值对鸟粪石结晶的影响机理。

1 材料与方 法

1.1 污泥来源

剩余污泥样品取自合肥市某城市污水处理厂二沉池,通过 60 目筛网去除粗颗粒,并在 105 °C 下烘干备用。厌氧颗粒污泥取自厌氧池,置于冰箱内 4 °C 保存,备用。

1.2 MFC 构建与运行

H 型双室 MFC 由阴极室和阳极室构成,体积为 250 mL。两室是通过直径为 50 mm 的 Nafion117 质子交换膜(美国杜邦公司)隔开。MFC 的阴阳电极均采用碳刷电极(长 6 cm、直径 3 cm)。两电极与外部直流变阻箱相连,形成闭合回路。外电阻统一设置为 $1\ 000 \ \Omega^{[12]}$,并联 888 型万用电压表以测定输出电压。MFC 装置置于 HJ-2B 恒温磁力搅拌器上,为避免铁氰化钾挥发,阴极温度保持在室温,阳极室搅拌速度设置为 $(550 \pm 50) \text{ r/min}$ 。

MFC 运行前,质子交换膜和碳刷电极分别在 5% 的稀硫酸溶液和 30% 的 NaOH 溶液中煮沸 30 min 以去除表面杂质,最后置于超纯水中进行清洗。MFC 以干污泥与 PBS 为阳极液,使用厌氧颗粒污泥进行接种,阴极液使用 50 mmol/L $\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ 或进行曝气^[13]。

1.3 电化学指标分析方法

MFC 运行过程中的外电阻电压数据利用万用表进行测定。极化曲线和功率密度曲线采用变

外电阻法测定。MFC 运行稳定后,将系统断路运行 12 h,测出最大开路电压(open circuit voltage, OCV)。随后调节外电阻范围从 10 000 Ω 逐渐降低至 10 Ω ,并记录下各外电阻值下的电压,计算相应的电流密度和功率密度,其公式分别为:

$$I_v = I/V_a = U/(RV_a) \quad (1)$$

$$P_v = I_v U \quad (2)$$

$$U = a + bi \quad (3)$$

其中: U 为输出电压; I 为电路电流; R 为外电阻; I_v 为电流密度; V_a 为阳极室体积; P_v 为功率密度; a 、 b 为拟合参数,拟合参数 b 的绝对值即为 MFC 的总内阻 R_{int} 。

1.4 响应面优化试验

基于文献[14-15]的研究,对 MFC 性能影响较大的因素为阳极液温度(A)、初始 pH 值(B)和污泥接种比(C)。以上述 3 个因素为自变量,以最大功率密度为响应值,进行响应面试验。设计因素及水平见表 1 所列。

表 1 Box-Behnken 设计的因素及水平

水平	A	B	C
-1	35	7.0	0.33
0	45	8.5	0.50
1	55	10.0	0.67

1.5 鸟粪石结晶及产物的表征

鸟粪石结晶实验在 907 型自动电位滴定仪(Metrohm)上进行。将 MFC 反应后污泥混合液在 4 000 r/min 离心 10 min,快速滤纸过滤后的上清液用于鸟粪石结晶。每次取 200 mL 上清液于滴定杯中,按 Mg、N、P 摩尔比为 1.2 : 1.0 : 1.0 向上清液中投加相应量的 $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ 和 NH_4Cl 。室温条件下,利用自动电位滴定仪自动滴加 0.1 mol/L NaOH 溶液维持反应 pH 值在 9.0 左右,结晶时间为 30 min。结晶产物用超纯水洗涤 2~3 次,滤纸过滤后于 DZF-6020 干燥箱 40 $^{\circ}C$ 烘干保存。

用纳氏试剂分光光度法和钼酸铵分光光度法测试结晶前、后上清液的 NH_4^+-N 和 $PO_4^{3-}-P$ 质量浓度,其去除率计算公式为:

$$R_P = \frac{\rho_0 - \rho_t}{\rho_0} \times 100\% \quad (4)$$

其中: R_P 为磷回收率; ρ_0 为鸟粪石结晶前上清液中 $PO_4^{3-}-P$ 质量浓度; ρ_t 为鸟粪石结晶后上清液中 $PO_4^{3-}-P$ 质量浓度。

利用 DX-2700 型 X 射线衍射仪(X-ray diffraction, XRD)对结晶产物的结晶度进行分析。使用 Gemini 500 型热场发射扫描电子显微镜(scanning electron microscope, SEM)观察结晶产物的形貌。

2 结果与讨论

2.1 阴极电子受体对 MFC 产电性能的影响

不同阴极电子受体 MFC 产电特征如图 1 所示。

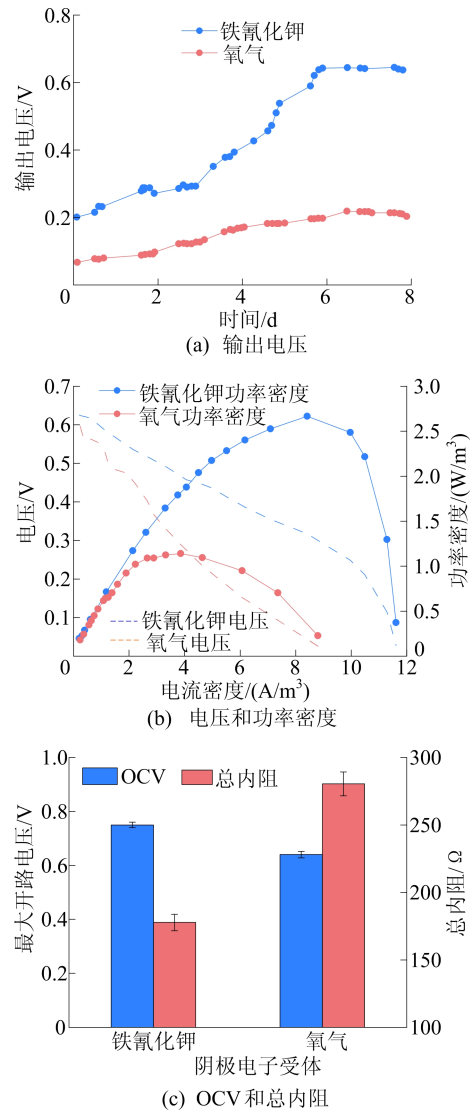


图 1 不同阴极电子受体 MFC 产电特征

按质量比 2 : 1 接种厌氧污泥,以 10 g/L 污泥和 PBS 混合物作为阳极液,初始 pH 值为 7.0 时,不同的阴极电子受体对输出电压的影响如图 1a 所示。由图 1a 可知,当氧气为阴极电子受体时,MFC 初始电压仅为 0.07 V,而以铁氰化钾为阴极电子受体时 MFC 初始电压为 0.20 V;MFC 运行 6 d 后,输出电压均达到稳定,说明启动阶段

基本完成,此时,MFC 的输出电压分别为 0.21、0.64 V。相比氧气,铁氰化钾为阴极电子受体显著提升 MFC 输出电压,但对启动周期影响不大。

由图 1b、图 1c 可知,以铁氰化钾为阴极电子受体时 MFC 最大开路电压和最大功率密度分别为 0.75 V 和 2.66 W/m³,高于以氧气为阴极电子受体时 MFC 对应值(0.64 V 和 1.12 W/m³)。此时 MFC 总内阻也从(280.4±8.8) Ω 降低到(177.7±6.2) Ω。其原因是铁氰化钾可以加快传质过程,降低活化能,在电极表面反应可逆性好,反应速率快,并且铁氰化钾作电子受体时 MFC 不易极化^[16]。此外,MFC 的阳极室需要保持厌氧状态,以利于厌氧产电微生物生长。但质子交换膜对氧气具有一定的渗透性,在阴极室进行持续曝气,会导致溶解氧通过质子交换膜扩散到阳极室,破坏了阳极室的厌氧环境^[17],从而导致 MFC 产电性能降低。

2.2 阳极操作条件对 MFC 产电性能的影响

2.2.1 响应面试验设计及结果

本文以 50 mmol/L K₃[Fe(CN)₆]溶液作为阴极电子受体,分析了阳极工作条件对 MFC 产电性能的影响。将 MFC 最大功率密度(Y)作为响应值进行三因素三水平 Box-Behnken 试验的优化设计。以 12 个析因试验和 3 个中心试验组成 15 组因素组合进行试验,获取最佳功率密度输出的阳极操作条件。Box-Behnken 试验结果见表 2 所列,方差分析见表 3 所列。

表 2 Box-Behnken 试验设计及结果

因素	A	B	C	Y
1	45	8.5	0.50	3.20
2	35	10.0	0.50	1.55
3	35	7.0	0.50	1.63
4	55	7.0	0.50	3.43
5	45	10.0	0.67	3.22
6	45	8.5	0.50	2.75
7	55	8.5	0.67	5.62
8	45	10.0	0.33	4.80
9	45	7.0	0.33	1.76
10	45	8.5	0.50	2.88
11	45	7.0	0.67	1.98
12	35	8.5	0.67	1.11
13	35	8.5	0.33	1.72
14	55	8.5	0.33	5.53
15	55	10.0	0.50	6.43

得到最大功率密度与各因素的二次多元回归方程和编码回归方程为:

$$Y = 13.377 - 0.693A - 0.828B + 8.985C + 0.051AB + 0.103AC - 1.765BC + 0.004A^2 \quad (5)$$

$$Y = 2.940 + 1.880A + 0.900B - 0.235C + 0.770AB + 0.175AC - 0.450BC + 0.436A^2 \quad (6)$$

采用 Design expert v13 软件对表 2 数据进行回归拟合分析,由于模型的方差源 B² 与 C² 的 P 值大于 0.5,因此不可考虑这 2 项。

表 3 改进的响应曲面试验结果方差分析

方差源	平方和	自由度	均方	F 值	P 值	显著性
模型	39.06	7	5.58	44.73	<0.000 1	**
A	28.12	1	28.12	225.43	<0.000 1	**
B	6.48	1	6.48	51.94	0.000 2	**
C	0.44	1	0.44	3.54	0.101 9	
AB	2.37	1	2.37	19.01	0.003 3	**
AC	0.12	1	0.12	0.98	0.354 7	
BC	0.81	1	0.81	6.49	0.038 2	*
A ²	0.71	1	0.71	5.69	0.048 5	*
残差	0.87	7	0.12			
失拟项	0.77	5	0.15	2.86	0.279 4	不显著
误差项	0.11	2	0.05			
总和	39.93	14				

注:*表示影响显著(P<0.05);**表示影响极显著(P<0.01)。

从表 3 可以看出,模型 F 值为 44.73, P<0.000 1,说明模型极显著;失拟项 P 为 0.279 4,相对于纯误差不显著(P>0.05)。

对响应面模型的预测值与实际值进行比较,结果如图 2 所示。

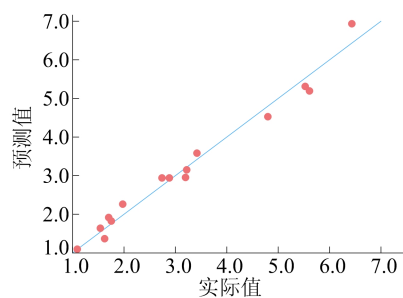


图 2 预测值与实际值比较

从图 2 可以看出, R²=0.978 1,表明该回归模型的拟合效果良好,该回归方程能较准确地模拟与预测实际 MFC 的最大功率密度。另外,由表 3 可知;一次项 A 和 B 对结果影响极显著(P<0.01);交互项 AB 对结果影响极显著(P<0.01),BC 对结果影响显著(P<0.05);二次项 A² 对结果影响显著(P<0.05)。从表 3 中 F 值大小可以判断,3 个因素对 MFC 最大功率密度影

响程度的大小依次为 A、B、C。

2.2.2 响应面试验中交互作用分析

根据回归方程,固定 3 个因素中的某个因素

水平,使其编码值为 0,绘制另外 2 个因素对最大功率密度交互影响作用的响应面,3 个因素交互作用响应曲面图如图 3 所示。

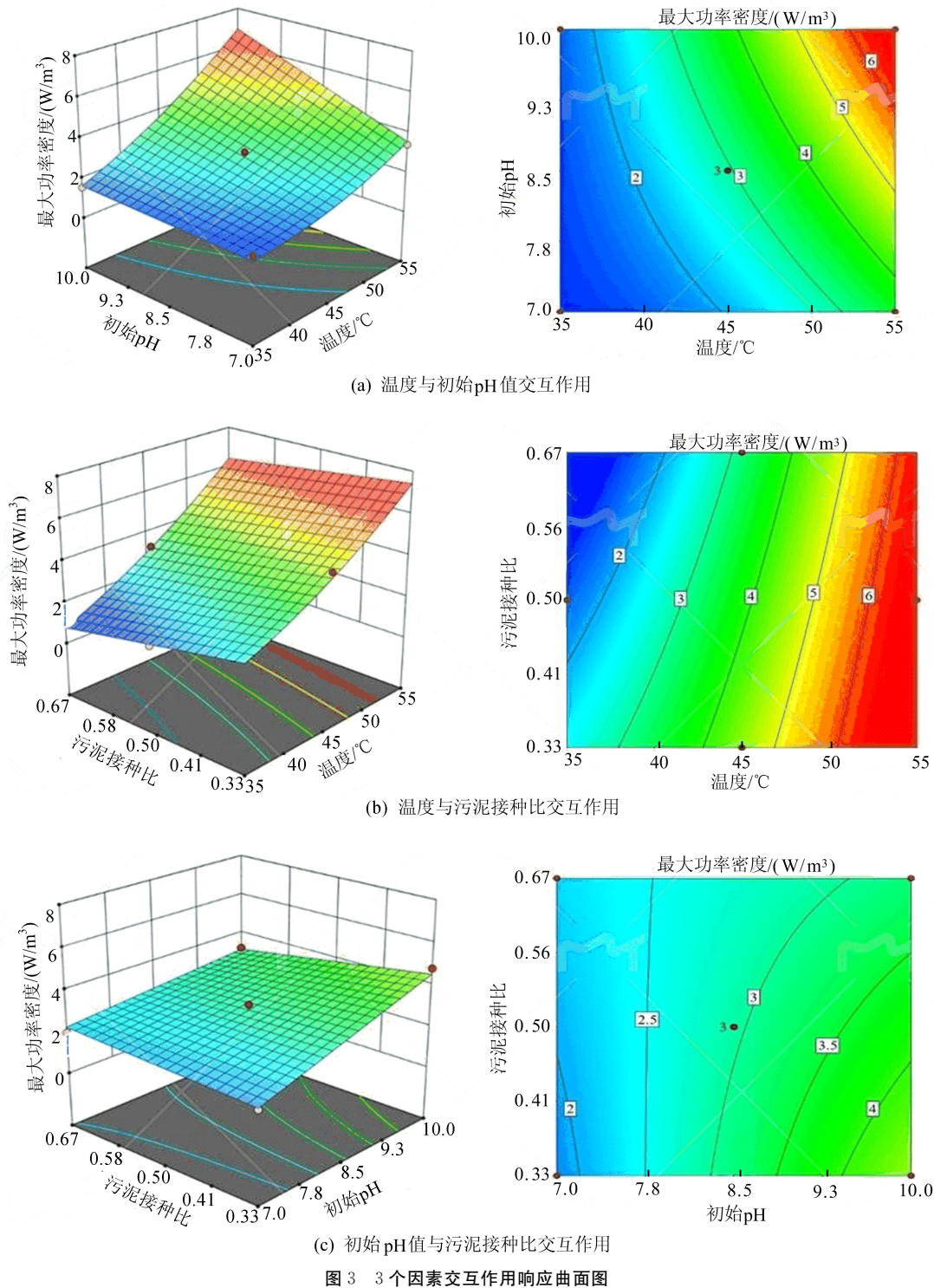


图 3a 为污泥接种比为 0.50 时,阳极的温度和初始 pH 值的响应曲面。由图 3a 可知,当初始 pH 值为 8.5、温度为 35、45、55 °C 时,最大功率密度分别为 1.50、3.00、5.30 W/m³。其原因是较高温度更有利于阳极室内挥发性脂肪酸的积累,

从而为产电微生物提供了充足底物^[18]。随着温度升高,阳极液黏度降低,离子的迁移速度加快,电导率增加,MFC 的电阻减小,电功率提高^[19],质子交换膜的电动力学传输性能也随之提升,即提高了阳极室的 H⁺ 向阴极室传递的速率,加快

了阴极室的还原反应^[20]。当初始 pH 值从 7.0、8.5 增大到 10.0、温度为 45 °C 时, MFC 的最大功率密度分别为 2.50、3.00、3.80 W/m³。研究表明, 随着初始 pH 值提升, 生物膜与阳极之间的电化学反应增强, MFC 的内阻也相应降低^[21]。碱性条件抑制了产甲烷菌活性, 减小了 CH₄ 生成量, 促进功率输出^[22]。当温度低于 45 °C 时, 等值线较为稀疏, 初始 pH 值对最大功率密度影响较小, 温度作为限制功率输出的主要因素。当温度高于 45 °C 时, 等值线的密度逐渐增大, 说明温度和初始 pH 值共同影响 MFC 的输出功率。

由图 3b 可知, 当初始 pH 值为 8.5、温度为 45 °C、污泥接种比为 0.33、0.50、0.67 时, 最大功率密度分别为 3.20、2.90、2.70 W/m³。研究表明, 随着污泥接种比增加, 阳极微生物因缺少基质而代谢变缓, 电子传递效率也随之降低, 限制功率输出。但污泥接种比对 MFC 的最大功率密度影响有限, 且温度越高污泥接种比的影响就越小。

从图 3c 可以看出, 当温度为 35 °C 时, 最大功率密度随着 pH 值的上升而增加。当初始 pH 值为 7.0~8.5 时, 污泥接种比的影响显著性较低。随着 pH 值上升, 等值线的密度逐渐增大, 污泥接种比的影响也随之增加。当 pH 值为 10.0 时, 污泥接种比从 0.67 降至 0.33 时, 最大功率密度从 1.10 W/m³ 增加到 2.50 W/m³。

各设计变量的帕累托图如图 4 所示。

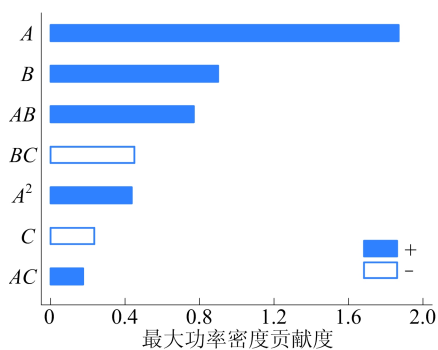


图 4 各设计变量的帕累托图

帕累托图展示了自变量及其相互作用对最大功率密度的主要影响及其相对显著性。图 4 中, 每个柱的长度表示该因素对响应的标准化影响。其中, A、B 和 AB 的系数较大, 表明这些项对响应值的预测贡献较大。

2.2.3 验证试验

响应面模型预测出 MFC 最大功率密度的优化操作条件为温度 55 °C、初始 pH 值为 9.8、污

泥接种比为 0.37, 此时最大功率密度的预测值为 7.02 W/m³。为了验证预测值, MFC 在此优化条件下运行 5 d, 其 MFC 的产电性能如图 5 所示。当 MFC 稳定运行时, 稳定的输出电压为 0.66 V, 最大功率密度也达到了 6.82 W/m³, 接近于理论预测值。结果表明, 基于 Box-Behnken 设计的响应面法有效地优化 MFC 的运行条件。

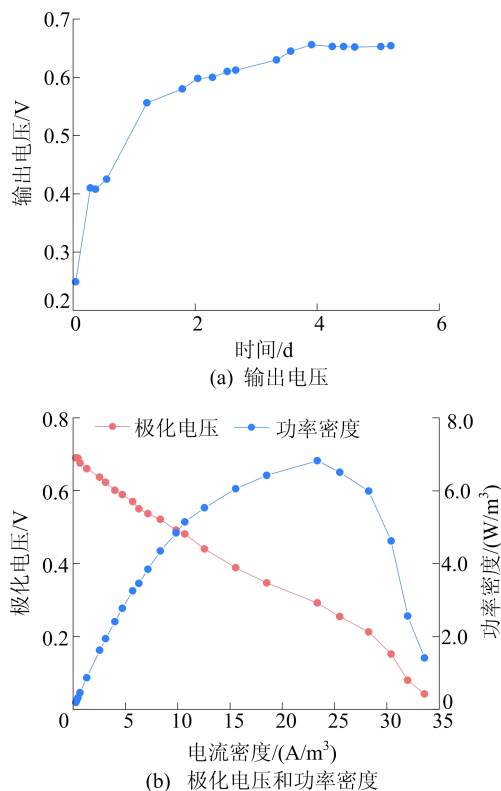


图 5 优化条件下 MFC 产电特征

2.3 鸟粪石结晶与产物表征结果分析

在优化条件下 MFC 运行后, 利用鸟粪石结晶法回收阳极污泥上清液中磷。结晶前、后 PO₄³⁻-P 的质量浓度和去除率如图 6 所示。

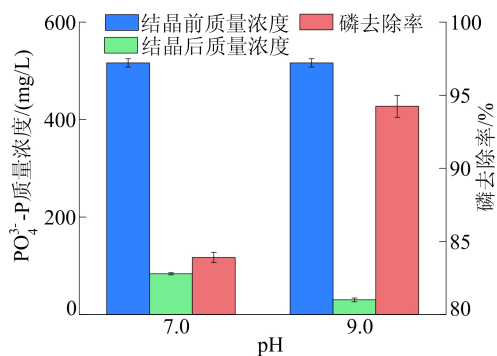


图 6 鸟粪石结晶前、后 PO₄³⁻-P 质量浓度以及磷去除率

厌氧状态下, 聚磷菌将细胞中磷以正磷酸盐的形式释放到溶液中^[23], MFC 反应后阳极上清

液中磷酸盐的释放量为 (123 ± 8) mg/L。由于使用 PBS, 污泥上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度达到了 (516.3 ± 8.4) mg/L。在 pH 值分别为 7.0 和 9.0 的条件下鸟粪石结晶法对磷的去除率分别为 $(83.9 \pm 0.4)\%$ 和 $(94.3 \pm 0.8)\%$ 。本工艺中磷去除率高于文献[24]报道的消化污泥中 61% 的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均去除率。

鸟粪石 XRD 图谱如图 7 所示, 当 pH 值为 7.0 和 9.0 时鸟粪石结晶产物的 XRD 图谱与鸟粪石标准图谱(JCPDS PDF # 15-0762)上的标准峰吻合, 晶体有(001) (020) (111) (021) (103) (012) (211) (040) (022)等晶面。相比而言, 当 pH 值为 9.0 时 XRD 的基线平整且峰形尖锐, 说明鸟粪石结晶产物的结晶度和纯度较高。

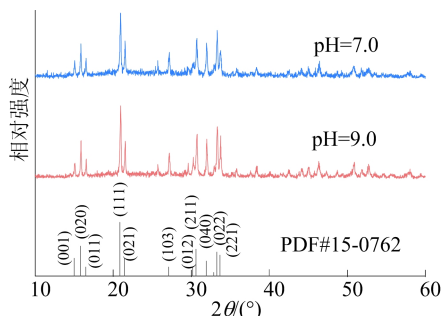
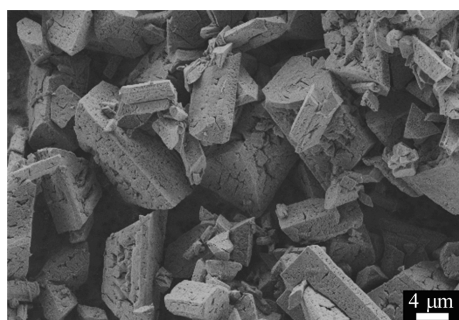
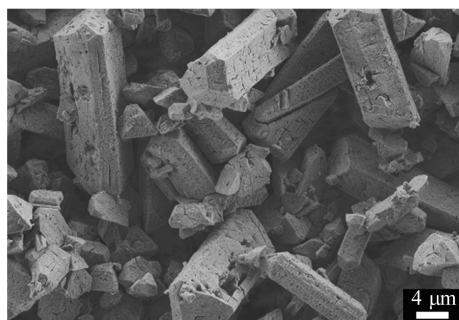


图 7 鸟粪石 XRD 图谱

鸟粪石结晶产物的粒径受饱和度和有机物的抑制作用影响。不同 pH 值条件下鸟粪石晶体 SEM 图如图 8 所示。



(a) pH=7.0



(b) pH=9.0

图 8 不同 pH 值条件下鸟粪石晶体 SEM 图

随着 pH 值从 7.0 增加到 9.5, 鸟粪石结晶饱和度和也随之提高, 但在 pH 值高于 9.5 时下降^[25]。在 pH 值为 7.0 时, 鸟粪石饱和度较低, 鸟粪石晶体表面活性生长点位易被有机物吸附导致晶体粒径较小, 晶型呈棺材板状(图 8a)。而在 pH 值为 9.0 时, 鸟粪石饱和度较高, 鸟粪石结晶速率较快, 因而减弱有机物的抑制作用, 此时结晶产物的粒径增大, 呈现较长的棒状结构(图 8b), 这与文献[26]的研究结果一致。

3 结 论

本研究考察不同阴极电子受体对 MFC 产电性能的影响; 基于 Box-Behnken 设计的响应面法, 获取阳极操作条件的优化参数; 探讨鸟粪石结晶法回收污泥上清液中氮、磷的效率和结晶产物性质。得出以下主要结论:

1) MFC 以铁氰化钾为电子受体的最大输出电压和功率密度分别为 0.64 V 和 2.66 W/m³, 是以氧气为阴极电子受体时的 3.0 和 2.5 倍。以铁氰化钾为阴极电子受体有利于强化 MFC 的产电性能。

2) 基于 Box-Behnken 设计的响应面模型, 优化后 MFC 的阳极工作条件分别为温度 55 °C、初始 pH 值 9.8、污泥接种比 0.37; 此优化条件下 MFC 实际运行时最大功率密度(6.82 W/m³)接近于模型预测值(7.02 W/m³)。

3) 采用鸟粪石结晶法回收 MFC 运行后污泥上清液中较高质量浓度氮、磷, 当 pH 值为 9.0 时磷的去除率可达 94%, 鸟粪石结晶产物结晶度较高、粒径较大。

[参 考 文 献]

- [1] WU B, WANG H, LI W, et al. Influential mechanism of water occurrence states of waste-activated sludge: potential linkage between water-holding capacity and molecular compositions of EPS[J]. Water Research, 2022, 213: 118169.
- [2] CHRISTENSEN M L, KEIDING K, NIELSEN P H, et al. Dewatering in biological wastewater treatment; a review [J]. Water Research, 2015, 82: 14-24.
- [3] MANCUSO G, LANGONE M, ANDREOTTOLA G, et al. Effects of hydrodynamic cavitation, low-level thermal and low-level alkaline pre-treatments on sludge solubilisation [J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2019, 59: 104750.
- [4] YUAN H, ZHU N. Progress of improving waste activated sludge dewaterability: influence factors, conditioning technologies and implications and perspectives[J]. Science of the

- Total Environment, 2023, 912:168605.
- [5] XIN X, CHEN B Y, HONG J. Unraveling interactive characteristics of microbial community associated with bioelectric energy production in sludge fermentation fluid-fed microbial fuel cells [J]. Bioresource technology, 2019, 289:121652.
- [6] SONG N, JIANG H L. Effects of initial sediment properties on start-up times for sediment microbial fuel cells[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2018, 43 (21): 10082-10093.
- [7] PING Q, ABUREESH I M, HE Z. Mathematical modeling based evaluation and simulation of boron removal in bioelectrochemical systems[J]. Science of the Total Environment, 2016, 569:1380-1389.
- [8] FENG C, WELLES L, ZHANG X, et al. Stress-induced assays for polyphosphate quantification by uncoupling acetic acid uptake and anaerobic phosphorus release[J]. Water Research, 2019, 169:115228.
- [9] AHN Y, LOGAN B E. Saline catholytes as alternatives to phosphate buffers in microbial fuel cells [J]. Bioresource Technology, 2013, 132:436-439.
- [10] WEI L, HONG T, LIU H, et al. The effect of sodium alginate on struvite crystallization in aqueous solution; a kinetics study[J]. Journal of Crystal Growth, 2017, 473:60-65.
- [11] WIJDEVELD W K, PROT T, SUDINTAS G, et al. Pilot-scale magnetic recovery of vivianite from digested sewage sludge[J]. Water Research, 2022, 212:118131.
- [12] 刘艳娟, 卢洪斌, 孟丽聪, 等. 微生物燃料电池型水质生物毒性传感器的研究进展[J]. 中国给水排水, 2023, 39(16): 1-7.
- [13] LAI C, LI B, CHEN M, et al. Simultaneous degradation of P-nitroaniline and electricity generation by using a micro-filtration membrane dual-chamber microbial fuel cell[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2018, 43 (3): 1749-1757.
- [14] RAAD N K, FARROKHI F, MOUSAVI S A, et al. Simultaneous power generation and sewage sludge stabilization using an air cathode-MFCs [J]. Biomass and Bioenergy, 2020, 140:105642.
- [15] MUNOZ-CUPA C, HU Y, XU C, et al. An overview of microbial fuel cell usage in wastewater treatment, resource recovery and energy production[J]. Science of the Total Environment, 2021, 754:142429.
- [16] 蒋进元, 张月, 何绪文, 等. 微生物燃料电池工作原理及产电性能提升策略[J]. 环境工程技术学报, 2024, 14 (2): 699-709.
- [17] JABLONSKI A, KULESZA P J, LEWERA A. Oxygen permeation through Nafion 117 membrane and its impact on efficiency of polymer membrane ethanol fuel cell[J]. Journal of Power Sources, 2011, 196(10):4714-4718.
- [18] ZHOU Y, HUANG X, MA S, et al. Thermo-alkaline pretreatment of excess sludge: effects of temperature on volatile fatty acids accumulation and microbial community[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 342:118244.
- [19] OLIVEIRA V, SIMOES M, MELO L, et al. Overview on the developments of microbial fuel cells[J]. Biochemical Engineering Journal, 2013, 73:53-64.
- [20] CATALANO J, BENTIEN A. Influence of temperature on the electrokinetic properties and power generation efficiency of Nafion 117 membranes[J]. Journal of Power Sources, 2014, 262: 192-200.
- [21] LIAO Q, ZHANG J, LI J, et al. Electricity generation and COD removal of microbial fuel cells (MFCs) operated with alkaline substrates[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2014, 39(33):19349-19354.
- [22] GENG Y K, YUAN L, LIU T, et al. Thermal/alkaline pretreatment of waste activated sludge combined with a microbial fuel cell operated at alkaline pH for efficient energy recovery[J]. Apply Energy, 2020, 275:115291.
- [23] YU B, XIAO X, WANG J, et al. Enhancing phosphorus recovery from sewage sludge using anaerobic-based processes; current status and perspectives[J]. Bioresource Technology, 2021, 341:125899.
- [24] SAERENS B, GEERTS S, WEEMAES M. Phosphorus recovery as struvite from digested sludge—experience from the full scale[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 280:111743.
- [25] 韦林, 洪天求, 周跃飞, 等. pH 对鸟粪石吸附海藻酸的影响及机制[J]. 环境科学学报, 2017, 37(9):3364-3369.
- [26] WEI L, HONG T, LI X, et al. New insights into the adsorption behavior and mechanism of alginic acid onto struvite crystals[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 358: 1074-1082.

(责任编辑 吴 亮)