

# 正渗透-微生物燃料电池处理污泥

王志伟, 唐霁旭, 马金星, 吴志超

(同济大学 环境科学与工程学院, 上海 200092)

**摘要:** 采用正渗透-微生物燃料电池(OsMFC)浓缩消化剩余污泥,并将污泥化学能转化为清洁电能回收.结果表明:在外阻为 470  $\Omega$  时,OsMFC 输出电压为 200~212 mV,输出功率密度为 218~244  $\text{mW} \cdot \text{m}^{-3}$ ;由于正渗透(FO)膜浓缩作用,反应器运行结束时,污泥体积减少为原体积的 41.3%,系统产水率为 58.7%;在 24 d 运行过程中,阳极室内污泥总化学需氧量、混合液悬浮固体、混合液挥发性悬浮固体消解率分别为 22.2%,32.8%和 47.6%.

**关键词:** 正渗透-微生物燃料电池(OsMFC); 剩余污泥; 污泥浓缩; 水回收

**中图分类号:** X705

**文献标志码:** A

## Waste Activated Sludge Treatment in an Osmotic Microbial Fuel Cell (OsMFC)

WANG Zhiwei, TANG Jixu, MA Jinxing, WU Zhichao

(College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** An osmotic-microbial fuel cell (OsMFC) was used for simultaneous thickening and digestion of waste activated sludge (WAS) and converting chemical energy of WAS to clean electricity. The results show that with the load of external resistance of 470  $\Omega$ , the stable voltage output and power density reach 200~212 mV and 217~244  $\text{mW} \cdot \text{m}^{-3}$ , respectively. Due to the use of forward osmosis (FO) membrane, the volume of initial WAS is decreased by 41.3% at the end of operation, and 58.7% of the water in WAS is recovered in the draw solution. During 24 d operation of OsMFC, the total destruction efficiencies of total chemical oxygen demand, mixed liquor suspended solids and mixed liquor volatile suspended solids are approximately 22.2%, 32.8% and 47.6%, respectively. OsMFC brings new visions for energy recovery and resource reclamation from WAS.

**Key words:** forward osmosis-microbial fuel cell; waste activated sludge; sludge thickening; water reclamation

剩余污泥作为城市污水处理厂废水处理的一种副产物,成分非常复杂,含有大量易降解有机物、恶臭物质、重金属、病原菌、寄生虫,如果随意排放或不恰当处置,将对生态环境造成二次污染,对人类活动构成威胁.然而剩余污泥中同样富含大量潜在能源物质和丰富的氮、磷等营养元素,可以作为一种资源加以利用<sup>[1]</sup>.

目前,对剩余污泥资源化利用方式主要包括污泥热解气化产燃气<sup>[2]</sup>、焚烧<sup>[3-5]</sup>及厌氧消化产甲烷<sup>[6-8]</sup>等技术.污泥热解工艺流程较为复杂、操作相对困难,且污泥的高含水率不适于直接利用,需干化预处理<sup>[1]</sup>;污泥燃烧供热技术因污泥含水率高、反应能耗高及燃烧后气态污染物难控制等问题<sup>[9-10]</sup>,限制了其推广使用;厌氧消化产甲烷技术也存在着甲烷的分离纯化等问题<sup>[1,11]</sup>.近年来,随着微生物产能技术的不断发展,微生物燃料电池(MFC)技术在产电微生物作用下可以将有机物直接转化为电能<sup>[12]</sup>,因其具有生化反应条件温和、操作简单、产生清洁能源等特点<sup>[13]</sup>,逐渐引起国内外研究者的关注. Zhang 等<sup>[14]</sup>采用生物空气阴极型 MFC 处理剩余污泥,在 40 d 运行过程中,污泥的总化学需氧量(TCOD)去除率可达 31.8%~49.8%,功率密度为(13.2 $\pm$ 1.7)  $\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$ .文献[15-16]采用微生物燃料电池对污泥进行产电性能研究,为 MFC 进行剩余污泥的处理提供了丰富的基础信息.

随着研究的不断深入,研究者们逐渐发现,经 MFC 处理后,剩余污泥的含固率下降(约 30%~40%),但污泥中的水未得到有效分离.污泥含水率升高,在进行后续处理前必须进一步脱水浓缩,不仅增加了相关费用,也复杂了处理工艺流程,制约了 MFC 在剩余污泥处理中的发展和应用.正渗透-微生物燃料电池(OsMFC)以正渗透(FO)膜代替传统的质子交换膜<sup>[17]</sup>,与传统 MFC 相比可以提升质子

的传递效率. 本文提出以 OsMFC 进行污泥的同步浓缩消化并产电, FO 膜在阴极汲取液(KCl 肥料液)作用下可以分离回收污泥中的水分, 实现污泥的同步浓缩, 从而解决污泥含水率增加的问题, 阴极稀释后的汲取液可以直接作为肥料液进行利用.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置概况

双室型 OsMFC 工艺流程如图 1 所示. 阳极室为半圆柱体, 尺寸为  $\Phi 10.0 \text{ cm} \times 10.0 \text{ cm}$ ; 阴极室为长方体,  $10.0 \text{ cm} \times 10.0 \text{ cm} \times 2.0 \text{ cm}$ ; 两极室间用 FO 透膜(美国 HTI 公司生产)分隔, 膜有效尺寸为  $10.0 \text{ cm} \times 10.0 \text{ cm}$ . 阳极电极为碳刷( $\Phi 3.0 \text{ cm}$ ), 阴极电极为镀铂黑碳纸(铂担载量为  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ ), 尺寸为  $10.0 \text{ cm} \times 10.0 \text{ cm}$ . 阳极前设污泥调节池, 运用连通器原理即时为阳极补充污泥. 为防止污泥沉降, 阳极室与调节池均采用磁力搅拌器进行搅拌, 转速为  $400 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ . 阴极汲取液为  $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 KCl 溶液<sup>[18]</sup>, 采用循环泵, 控制流量为  $2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ , 汲取液在阴极室的流速约为  $1.6 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ .

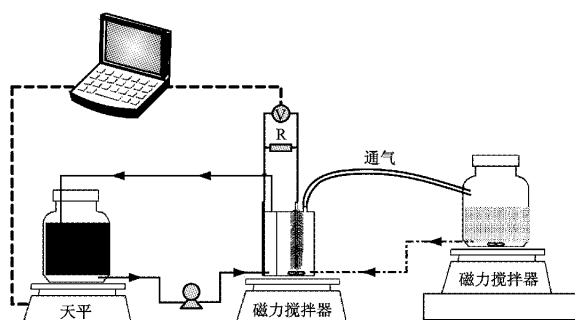


图 1 OsMFC 工艺流程示意图

Fig.1 Process flow schematic of OsMFC

### 1.2 污泥性质

阳极室的接种污泥取自实验室长期运行的 MFC 阳极, 接种比为 1:20; 进料污泥为上海某污水处理厂(该厂进水主要为城镇生活污水)的二沉池回流污泥, 污泥主要性质见表 1.

### 1.3 分析方法

(1) 反应器运行阶段对阳极室内污泥与进料污泥的化学需氧量(COD)、混合液悬浮固体质量浓度(MLSS)、混合液挥发性悬浮固体质量浓度(MLVSS)等指标采用标准方法进行测定<sup>[19]</sup>, 测定结果用于消解率的计算.

表 1 进料污泥主要性质

Tab.1 Main characteristics of the feed sludge	
参数	数值
pH	6.9~7.1
MLSS/( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	6.2~9.0
MLVSS/( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	3.9~6.2
MLVSS/MLSS	0.62~0.76
TCOD/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	5 630~8 460
SCOD/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	4~64

注: MLSS 为混合液悬浮固体质量浓度, MLVSS 为混合液挥发性悬浮固体质量浓度, TCOD 为总化学需氧量, SCOD 为溶解性化学需氧量.

$$\eta_t = \left[ 1 - \frac{X_t V}{\sum_{i=0}^t C_i V_i - X_i B_i} \right] \times 100\% \quad (1)$$

式中:  $\eta_t$  为第  $t$  天的累计消解率;  $C_i, X_i$  别为第  $i$  天进泥浓度和装置内污泥浓度;  $V_i, B_i$  为进泥体积和取出的体积;  $V$  为反应器阳极有效体积;  $X_t$  为第  $t$  天装置内污泥浓度.

(2) 污泥混合液与滤液采用 HCl-HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 多元酸体系进行预处理后, 采用电感耦合等离子体发射光谱仪 ICP-OES(Agilent 720ES, 安捷伦科技有限公司, 美国)测定七种常规金属元素(K, Ca, Na, Mg, Fe, Al, Zn)的浓度.

(3) FO 膜水通量可通过下式计算:

$$J_w = \frac{\Delta w}{\rho A \Delta t} \quad (2)$$

式中:  $J_w$  表示单位时间内透过单位面积膜的水体积, 即 FO 膜的水通量,  $\text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ;  $\Delta w$  表示一段时间内透过 FO 膜的水的质量, 即为天平增加的数值;  $\rho$  为水的密度,  $\rho = 1.0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ;  $A$  为 FO 膜的有效面积, 本实验中采用的 FO 膜有效面积为  $0.01 \text{ m}^2$ ;  $\Delta t$  为时间.

(4) 电化学指标的测定. 装置外接  $470 \Omega$  的电阻, 外阻两端电压由数据采集器连续采集; 电化学阻抗测试由电化学工作站(CS350, 科思特仪器有限公司, 武汉)进行测定. 功率密度由下式计算:

$$P_v = UI/V = U^2/RV \quad (3)$$

式中:  $U$  为电压,  $I$  为电流,  $R$  为负载电阻.

## 2 结果与讨论

### 2.1 OsMFC 产电特性分析

在  $25^\circ \text{C}$  恒温条件下, OsMFC 经过 7 d 的启动, 输出电压稳定至  $147 \text{ mV}$ . 反应器的启动是产电微生物在碳刷表面富集形成生物膜的过程, 也是产电微生物和其他种群微生物的竞争过程<sup>[20]</sup>. 更换阳极室

内污泥后,电池输出电压变化(负载  $470\ \Omega$ ),如图 2a 所示.第 1 天电压迅速恢复至  $150\ \text{mV}$ ,接近启动期输出电压.随着污泥厌氧消化过程的进行,OsMFC 电压呈逐渐上升趋势.在第 2~9 天,电压逐渐增加至  $199\ \text{mV}$ .从第 10 天开始至运行周期结束,电压稳定在  $(206 \pm 6)\ \text{mV}$ ,相应电流和输出功率密度分别为  $(0.44 \pm 0.01)\ \text{mA}$  和  $(231 \pm 13)\ \text{mW} \cdot \text{m}^{-3}$ .文献 [21] 中 MFC 以剩余污泥为燃料,获得了  $0.28 \sim 0.31\ \text{V}$  的电压(外阻  $1\ 000\ \Omega$ )和  $106 \sim 130\ \text{mW} \cdot \text{m}^{-3}$  的输出功率密度,产电性能低于本实验的 OsMFC.这说明与传统质子交换膜(PEM)相比,FO 膜的应用可以一定程度上提高反应器的产电性能<sup>[17]</sup>.

图 2b 为 OsMFC 的阻抗复平面图( $Z'$  表示阻抗实部, $Z''$  表示阻抗虚部),测量条件为:电压振幅  $10\ \text{mV}$ ,频率范围  $1 \times 10^{-6} \sim 100\ \text{kHz}$ .OsMFC 表观内阻包括欧姆内阻、活化极化内阻和浓差极化内阻.欧姆内阻包括阳极和阴极电极、FO 膜、污泥、高浓度 KCl 溶液等全部内阻.根据 Nyquist 方程,阻抗曲线与阻抗实部( $Z'$  轴)第一次相交阻抗大小代表 OsMFC 的欧姆内阻大小,而阻抗曲线与实部第二次相交阻抗大小代表 OsMFC 的极化内阻大小.本实验中,由于阳极和阴极室离子浓度较高、电极间距较小,导致电池的欧姆内阻仅为  $4.31\ \Omega$ (如图 2b 所示),因此极化内阻是 OsMFC 系统的主要内阻.污

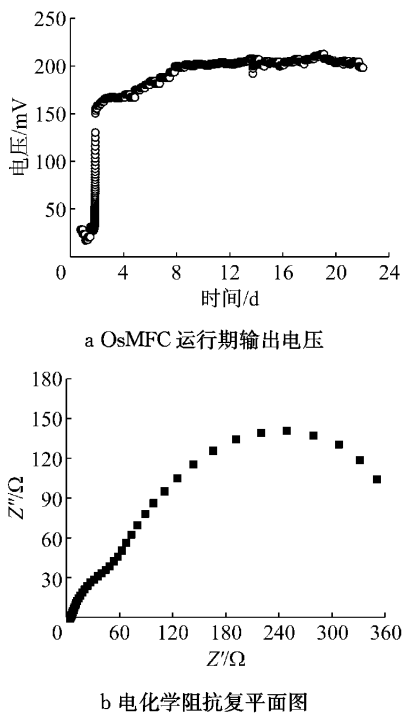


图 2 OsMFC 电化学性能  
Fig.2 Electrochemical performance of OsMFC

泥中可被微生物直接利用的部分较少,大分子和颗粒性的有机物只能通过厌氧水解生成易降解有机物才能被微生物利用,反应物和生成物的传质受限致使 OsMFC 的极化内阻较大.可以通过加碱预处理实现固体颗粒物快速水解,从而提高 OsMFC 的输出电压和功率密度<sup>[14]</sup>.

## 2.2 OsMFC 中污泥浓缩消化情况

### 2.2.1 FO 膜对阳极污泥浓缩效果

本实验中,阳极剩余污泥中的水不断地通过 FO 膜稀释汲取液,当汲取液电导率低于  $12.5\ \text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  时,补加饱和 KCl 溶液以维持汲取液电导率在  $13.1 \sim 13.4\ \text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ ,保证汲取液侧渗透压基本恒定.图 3 为装置运行过程中 FO 膜水通量变化图.如图所示,水通量整体呈现逐渐下降的趋势,从最初的  $0.40\ \text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$  下降到  $0.04\ \text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ .主要有以下原因:

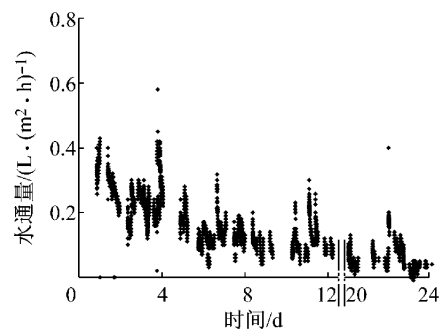


图 3 FO 膜水通量变化  
Fig.3 Variation of FO water flux

(1) 原料液浓度增加.实验发现,污泥滤液的 COD,总氮(TN),总磷(TP)均呈现不同程度的增加;汲取液侧  $\text{K}^+$  反向渗透至原料液侧,使得污泥滤液中  $\text{K}^+$  质量浓度从最初的  $12.1\ \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到  $939.6\ \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .实验测得剩余污泥滤液的电导率从最初的  $0.4\ \text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  增加到最终的  $8.8\ \text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ ,增长幅度较大.在 FO 膜脱水、污泥厌氧消化与汲取液溶质反渗透的多重作用下,原料液中溶解性物质浓度增加.

(2) 发生浓差极化现象.磁力转子的搅拌作用较弱,原料液中被截留的溶质聚集在 FO 膜表面附近不能及时扩散而发生浓缩性外浓差极化.汲取液进入阴极室时流速较大,液体处于紊流状态,混合充分,所以稀释性外浓差极化较轻.FO 膜为非对称膜,由多孔支撑层和致密活性层组成.实验采取活性层面向原料液的放置方位以求获得相对稳定的水通量<sup>[22]</sup>.在汲取液一侧,水在支撑层多孔结构中扩散不

畅易形成极化层而发生稀释性内浓差极化<sup>[23]</sup>,使得水通量大大降低。

(3) FO膜阳极侧的生物污染。厌氧污泥中含有的有机物和厌氧发酵产生的物质会逐渐形成膜污染,从而减小水的渗透通量<sup>[24]</sup>。

污泥产水量与FO膜水通量成正比,随着反应器的运行,产水量也逐渐降低。至运行周期结束,整个系统产水率为58.7%,污泥体积减少为原体积的41.3%,有一定的污泥浓缩效果。Zhu等<sup>[25]</sup>利用FO膜对污泥进行浓缩消化脱水处理,实验发现,至运行期结束,污泥体积为原体积的7%。FO膜水通量受原料液和汲取液浓度、膜两侧液体流速以及溶液温度等因素影响<sup>[22]</sup>,可以通过采用高浓度的汲取液和较快的液体流速,获得较高的水通量以提高污泥浓缩效果<sup>[25]</sup>。

### 2.2.2 OsMFC对污泥的消化效果

阳极室内污泥TCOD,MLSS,MLVSS和消解率随时间变化趋势如图4所示。图4中消解率曲线表明在前8天,TCOD,MLSS以及MLVSS的消解率较小,污泥消化作用较弱。该阶段污泥TCOD,MLSS,MLVSS增加,速率由快到慢,主要原因在于污泥脱水浓缩。如前文所述,FO膜的产水量逐渐下降,从而导致污泥浓缩的倍数逐渐减小。从第8天开始,污泥累积消解率逐渐上升,消化作用加强,反应器内污泥TCOD,MLSS以及MLVSS逐渐降低。实验结束时,污泥TCOD,MLSS以及MLVSS各自的累积消解率分别为22.2%,32.8%和47.6%,被利用降解的污泥仅占污泥中一小部分,体系中还有大量有机物未被利用。阳极室内MLSS,MLVSS减少总质量分别为1907 mg和1850 mg,污泥减少质量主要表现为MLVSS的降解,MLVSS/MLSS也从最初的0.71逐渐减小到0.52。Xiao等<sup>[26]</sup>以剩余污

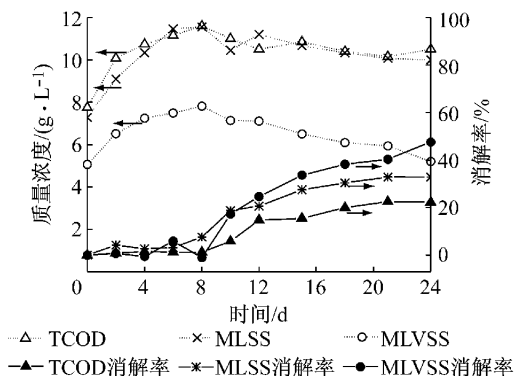


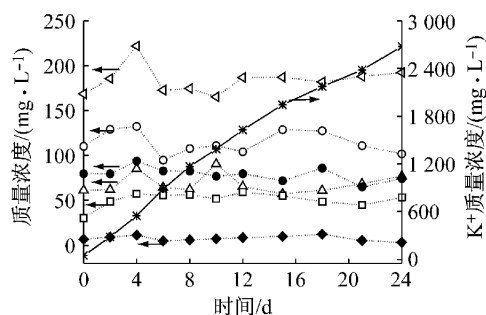
图4 污泥TCOD,MLSS,MLVSS和消解率变化

Fig.4 Variation of the concentration and destruction efficiency of TCOD,MLSS and MLVSS

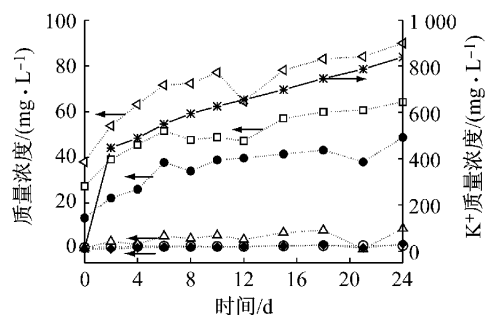
泥为燃料MFC在污泥停留16.5 d后,MLSS,MLVSS消解率分别为25%和35%。本研究OsMFC污泥停留时间约为5 d,MLSS,MLVSS的累积消解率分别为32.8%和47.6%。与之相比,OsMFC污泥消化时间短,消化效果好,具有一定的优势。

### 2.3 汲取液性质变化

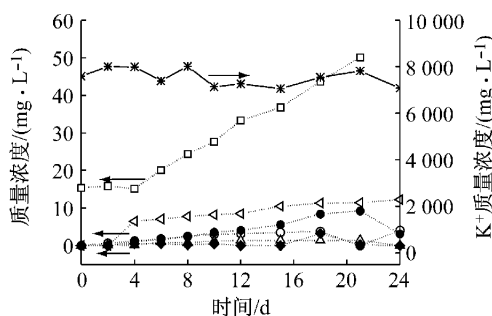
图5a,b分别为阳极室污泥混合液和污泥滤液中七种金属元素质量浓度变化图。本实验以KCl溶液作为汲取液,高浓度的K<sup>+</sup>离子透过FO膜反渗透至原料液侧。如图5a所示,污泥混合液中K<sup>+</sup>离子质量浓度增加至2700 mg·L<sup>-1</sup>。类似地,由图5b可知,污泥滤液中的K<sup>+</sup>质量浓度也从最初的12.1 mg·L<sup>-1</sup>增加到939.6 mg·L<sup>-1</sup>。从图5a发现,污泥混合液中Al,Ca,Fe,Mg,Na和Zn六种元素质量浓度的



a 污泥混合液



b 污泥滤液



c 汲取液

—●—K<sup>+</sup> —○—Al —△—Ca —△—Fe —●—Mg —□—Na —◆—Zn

图5 金属元素质量浓度变化

Fig.5 Variation of the concentration of metal elements

波动可能是受污泥脱水浓缩、排泥和金属元素反渗透作用的共同影响,但变化不大。污泥滤液中除  $K^+$  外的六种元素质量浓度缓慢增加(见图 5b),原因可能为消解过程中胞内物质的溶出与 FO 膜的脱水浓缩作用。

图 5c 为汲取液中七种金属元素质量浓度变化趋势图(图 5c 中第 24 天 Na 元素质量浓度值未成功测出)。汲取液为去离子水(电导率  $< 1.0 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ )配置的  $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 KCl 溶液,实验测得其  $K^+$ , Na 元素质量浓度分别为  $7.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $15.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,其他五种元素均未检出(见图 5c,第 0 天汲取液中金属元素质量浓度)。随着反应器的运行,汲取液中  $K^+$  质量浓度维持稳定;原料液侧的金属元素渗透至汲取液侧导致汲取液中 Al, Ca, Fe, Mg, Na 和 Zn 六种元素质量浓度出现不同程度的增长。如图 5c 所示,质量浓度增长分别为:  $\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{Al} > \text{Fe} > \text{Zn}$ 。如图 5b 中所示,原料液侧溶解性金属元素质量浓度分别为  $\text{Ca} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Zn}$ 。六种金属元素的离子半径大小分别为:  $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Zn}^{2+}$ 。  $\text{Na}^+$  半径最小且原料液侧溶解性  $\text{Na}^+$  浓度较高,最易通过 FO 膜渗透到汲取液侧;

$\text{Ca}^{2+}$  在污泥滤液中浓度最大,其扩散动力大,其次为中等粒径的  $\text{Mg}^{2+}$ ;  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  离子半径大且滤液中浓度低,透过膜的难度增大;  $\text{Zn}^{2+}$  半径最大、浓度最小,扩散动力最小。如图 4b 所示,污泥滤液中 Zn 元素质量浓度仅约  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。金属元素渗透主要受其浓度(阳极污泥滤液)与离子半径的共同影响。

汲取液中金属元素含量满足农业灌溉水要求(参照国家标准 GB 5084—2005),稀释后可以作为钾肥灌溉农田。但本文仅测定了汲取液中常规金属质量浓度变化,不足以证明其农用的安全性,还需对其他性质进行测定并评价其生物毒性。

#### 2.4 OsMFC 技术可行性与经济性

目前 MFC 技术仍处于实验室研究阶段,尚未进行实际应用,其主要原因在于:①与常规生物处理技术相比,MFC 出水水质没有明显优势;②MFC 的功率密度低,产生的电能直接利用较困难。OsMFC 工艺的创新在于将 FO 过程与 MFC 相结合,利用 FO 膜取代传统双室 MFC 的质子交换膜,集污泥浓缩消化产电于一体。与常规污泥浓缩工艺、污泥厌氧消化工艺以及普通 MFC 相比,OsMFC 有其一定的优势(见表 2)。

表 2 OsMFC 与其他工艺优劣性对比<sup>[1,11,12,27-30]</sup>

Tab.2 The comparison of OsMFCs with other processes<sup>[1,11,12,27-30]</sup>

工艺	代表工艺	优点	缺点
常规污泥浓缩工艺	重力浓缩法	贮泥能力强,动力消耗低,操作简单,应用广泛	占地面积大,建设费用高,需要辅助手段,浓缩效果差
常规污泥厌氧消化	污泥厌氧消化产甲烷	工艺条件稳定,污泥消化效果好,固体体积减少 $1/3 \sim 1/2$ ,可回收能源,占地较小,应用广泛	建设和运行费用高,工艺复杂,反应条件严格,污泥含水率升高,消化时间长,甲烷纯化和沼气运输困难,安全性差
普通 MFC	以剩余污泥为燃料的双室 MFC	反应条件温和,能量转化效率高,安全性高,以清洁电能的形式回收能源	处理后的污泥含水率高,产电性能有待提升
OsMFC	OsMFC	占地面积小,浓缩效率高,能耗低,反应条件温和,能量转化效率高,以清洁电能的形式回收能源	仍处于初步研究阶段,产电能力有待进一步提升

OsMFC 既能实现污泥的脱水浓缩,解决普通 MFC 污泥含水率高的问题,又能去除污泥中的有机污染物并将其化学能转化为电能进行资源回收,减少后续处理工艺和成本。但目前 OsMFC 仍处于初步研究阶段。提高 OsMFC 产电性能和提升污泥浓缩消化效果是后续研究的重点。

### 3 结论

在外阻  $470 \Omega$  条件下,OsMFC 的输出电压为  $(206 \pm 6) \text{ mV}$ ,输出功率为  $(231 \pm 13) \text{ mW} \cdot \text{m}^{-3}$ , OsMFC 的内阻主要表现为极化内阻。随着反应的进行,FO 膜水通量逐渐下降,整个系统产水率为  $58.7\%$ ,污泥体积减少为原体积的  $41.3\%$ 。实验测得

阳极室消化污泥的 TCOD, MLSS, MLVSS 消解率分别为  $22.2\%$ ,  $32.8\%$  和  $47.6\%$ , MLVSS/MLSS 值也从  $0.71$  减小到  $0.52$ 。汲取液满足国家相关标准,稀释后可以作为钾肥灌溉农田。OsMFC 可同步实现污泥浓缩消化并产电,为以后污泥浓缩提供了新的思路和方向。

#### 参考文献:

- [1] 张辉, 胡勤海, 吴祖成, 等. 城市污泥能源资源化利用研究进展[J]. 化工进展, 2013, 32(5): 1145.  
Zhang H, Hu Q H, Wu Z C. An overview on utilization of municipal sludge as energy resources[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, 32(5): 1145.
- [2] Shao J G, Yan R, Chen H P, et al. Pyrolysis characteristics

- and kinetics of sewage sludge by thermogravimetry fourier transform infrared analysis[J]. *Energy & Fuels*, 2008, 22(1): 38.
- [3] 章嵘, 费征云. 杭州七格污水处理厂污泥处置及示范工程[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(18): 79.  
Zhang R, Fei Z Y. Demonstration project of sludge disposal in qige wastewater treatment plant in Hangzhou[J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(18): 79.
- [4] Cui H, Ninomiya Y, Masui M, *et al.* Fundamental behaviors in combustion of raw sewage sludge[J]. *Energy & Fuels*, 2005, 20(1): 77.
- [5] 吴越, 时剑, 童红. 应用循环流化床锅炉焚烧城市污泥的技术研究[J]. *环境保护科学*, 2009, 35(5): 35.  
Wu Y, Shi J, Tong H. Technology research on burning urban sludge with circulation fluid bed boiler[J]. *Environmental Protection Science*, 2009, 35(5): 35.
- [6] 李维, 杨向平, 李建军. 高碑店污水处理厂沼气热电联供情况介绍[J]. *给水排水*, 2003, 29(12): 17.  
Li W, Yang X P, Li J J. The presentation of methane and cogeneration project in Gaobeidian wastewater treatment plant[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2003, 29(12): 17.
- [7] Cao Y C, Pawlowski A. Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: brief overview and energy efficiency assessment[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2011, 16(3): 1657.
- [8] Nishio N, Nakashimada Y. Recent development of anaerobic digestion processes for energy recovery from wastes[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2007, 103(2): 105.
- [9] Cheng J, Zhou J H, Liu J Z, *et al.* Sulfur removal at high temperature during coal combustion in furnaces: a review[J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2003, 29(5): 381.
- [10] Folgueras M B, Diaz R M, Xiberta J. Sulphur retention during co-combustion of coal and sewage sludge[J]. *Fuel*, 2004, 83(10): 1315.
- [11] 吴静, 姜洁, 周红明, 等. 我国城市污水厂污泥厌氧消化系统的运行现状[J]. *中国给水排水*, 2008, 24(22): 21.  
Wu J, Jiang J, Zhou H M, *et al.* Current operation status of sludge anaerobic digestion system in municipal wastewater treatment plants in China[J]. *China Water & Wastewater*, 2008, 24(22): 21.
- [12] Wang Z W, Mei X J, Ma J X, *et al.* Recent advances in microbial fuel cells integrated with sludge treatment[J]. *Chemical Engineering & Technology*, 2012, 35(10): 1733.
- [13] Oliveira V B, Simoes M, Melo L F, *et al.* Overview on the developments of microbial fuel cells[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2013, 73: 53.
- [14] Zhang G D, Zhao Q L, Jiao Y, *et al.* Efficient electricity generation from sewage sludge using biocathode microbial fuel cell[J]. *Water Research*, 2012, 46(1): 43.
- [15] Vologni V, Kakarla R, Angelidaki I, *et al.* Increased power generation from primary sludge by a submersible microbial fuel cell and optimum operational conditions[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2013, 36(5): 635.
- [16] Xiao B Y, Yang F, Liu J X. Evaluation of electricity production from alkaline pretreated sludge using two-chamber microbial fuel cell[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 254: 57.
- [17] Zhang F, Brastad K S, He Z, *et al.* Integrating forward osmosis into microbial fuel cells for wastewater treatment, water extraction and bioelectricity generation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(15): 6690.
- [18] Phuntsho S, Shon H K, Hong S K. A novel low energy fertilizer driven forward osmosis desalination for direct fertigation: evaluating the performance of fertilizer draw solutions[J]. *Journal of Membrane Science*, 2011, 375(1/2): 172.
- [19] 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, 2012.  
State Environmental Protection Administration of the People's Republic of China, Editorial Board of Water and Wastewater Monitoring and Analysis Method. Monitoring and analysis method of water and wastewater[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2012.
- [20] 温青, 刘智敏, 陈野, 等. 空气阴极生物燃料电池电化学性能[J]. *物理化学学报*, 2008, 24(6): 1063.  
Wen Q, Liu Z M, Chen Y, *et al.* Electrochemical performance of microbial fuel cell with air-cathode[J]. *Acta Physico-Chimica Sinica*, 2008, 24(6): 1063.
- [21] Xiao B Y, Yang F, Liu J X. Enhancing simultaneous electricity production and reduction of sewage sludge in two-chamber MFC by aerobic sludge digestion and sludge pretreatments[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 189: 444.
- [22] Lay W C L, Zhang J S, Tang C Y, *et al.* Factors affecting flux performance of forward osmosis systems[J]. *Journal of Membrane Science*, 2011, 394: 151.
- [23] Gray G T, McCutcheon J R, Elimelech M. Internal concentration polarization in forward osmosis: role of membrane orientation[J]. *Desalination*, 2006, 197(1/3): 1.
- [24] Linares R V, Yangali-Quintanilla V, Li Z Y, *et al.* NOM and TEP fouling of a forward osmosis (FO) membrane: foulant identification and cleaning[J]. *Journal of Membrane Science*, 2012, 421: 217.
- [25] Zhu H T, Zhang L Q, Wen X H, *et al.* Feasibility of applying forward osmosis to the simultaneous thickening, digestion, and direct dewatering of waste activated sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 113: 207.
- [26] Xiao B Y, Guo X S, Liu J X. Simultaneous electricity production and sludge treatment using two chambers microbial fuel cells[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2009, 108(1): 75.
- [27] 贾斌, 刘志华, 李小明, 等. 剩余污泥为燃料的微生物燃料电池产电特性研究[J]. *环境科学*, 2009, 30(4): 1227.  
Jia B, Liu Z H, Li X M, *et al.* Electricity production from surplus sludge using microbial fuel cells[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(4): 1227.
- [28] 朱洪涛, 邢珊珊. 正渗透工艺应用于污泥浓缩的可行性研究[EB/OL]. [2013-11-20]. <http://www.paper.edu.cn/releasepaper/content/201311-377>.  
Zhu H T, Xing S S. Study on the feasibility of application of forward osmosis technology on sludge thickening[EB/OL]. [2013-11-20]. <http://www.paper.edu.cn/releasepaper/content/201311-377>.
- [29] Tomei M C, Braguglia C M, Cento G, *et al.* Modeling of anaerobic digestion of sludge[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2009, 39(12): 1003.
- [30] 赵庆良, 姜珏秋, 王琨, 等. 微生物燃料电池处理剩余污泥与同步产电性能[J]. *哈尔滨工程大学学报: 自然科学版*, 2010, 30(6): 780.  
Zhao Q L, Jiang J Q, Wang K, *et al.* Simultaneous treatment of sludge and generation of electricity with amicrobial fuel cell[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2010, 30(6): 780.