

doi:10.11918/j.issn.0367-6234.2016.08.008

生物产电加速污泥湿地中有机物降解性能

王淑恬,姜珺秋,赵庆良,张伟贤,于 航

(哈尔滨工业大学 市政环境工程学院,哈尔滨 150090)

摘 要:为解决污泥处理湿地(sludge treatment wetland,STW)污泥降解能力弱的问题,首次提出在 STW 系统中嵌入生物产电装置,以加速污泥湿地处理过程中污泥有机物的降解性能,同时回收污泥生物质能.启动以美人蕉为湿地植物的微生物燃料电池—污泥处理湿地系统(MFC-STW),通过电化学测量与有机物分析,考察不同进泥负荷下污泥湿地处理系统的有机物降解及产电性能.结果表明,MFC-STW 系统的输出电压、内阻、功率密度均随进泥负荷增大而升高.系统的最大电压和最大功率密度分别为 0.794 V 和 0.268 W/m³.在负荷期内,MFC-STW 系统下层积存污泥含水率为 84%,TCOD 降解率为 74%,较 STW 系统分别提高 7%和 11%.说明生物产电可促进污泥湿地处理过程中的污泥脱水和有机物降解性能.

关键词:微生物燃料电池;污泥湿地处理系统;进泥负荷;产电性能;有机物降解

中图分类号:X505;X382

文献标志码:A

文章编号:0367-6234(2016)08-0048-07

Acceleration of organic matter degradation in sludge treatment wetland by bioelectrogenesis

WANG Shutian,JIANG Junqiu,ZHAO Qingliang,ZHANG Weixian,YU Hang

(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: In order to enhance the sludge organics degradation rate in sludge wetland treatment system, this paper for the first time combining the bioelectrohenesis with STW system to improve the performance of STW and recovery biomass energy simultaneously. The degradation rate of sludge and power output under different organic loading of the MFC-STW system, using Canna as wetland plants, were investigated. Experimental results showed that both of the output voltage and power density of MFC-STW system increased significantly with the increasing of sludge loads. The maximum output voltage and power density of the MFC-STW system under steady-state operation were 0.794 V and 0.268 W/m³, respectively. During the charged circulation period, moisture content of the bottom layer sludge in MFC-STW system reached 84%, which was 7% lower than that in the with a STW system with no electricity production. Moreover, the average TCOD degradation rate of MFC-STW system was 74%, was 11% higher than the blank test. Bioelectrogenesis could improve the performance of sludge dehydration and degradation during sludge wetland treatment.

Keywords: microbial fuel cell; sludge treatment wetland; sludge load; electricity production; organic matter degradation

污泥处理湿地(sludge treatment wetland,STW)是一种基于湿地处理的污泥处理技术^[1].该技术起源于20世纪70年代欧洲,近年来在污泥处理中得到广泛应用^[2].其中丹麦应用最广,已经成功运行140处STW处理系统^[3].波兰、英国、意大利、法国等也陆续成功采用该工艺处理污泥^[4].在中国,崔玉波等^[5]开展了STW处理污泥的中试研究,并取得了很好的效果.国内外大量研究主要集中在STW对污泥

的脱水作用^[6].STW的脱水作用是基于污泥流经填料层时的渗透及植物的蒸发蒸腾,其脱水效率与污泥压滤机等常规机械脱水方法相当^[7].污泥经STW处理后由流动态转变为固体废物,最终含水率可降至70%~80%.污泥经湿地处理后的挥发性固体(volatile solid,VS)去除率为25%~30%^[8],而污泥经好氧消化和厌氧消化对污泥VS去除率一般为40%~55%和35%~50%^[9].STW相对于其他技术在污泥处理上具有初期投资成本低、运行管理费用低以及能耗低的显著优势^[10],然而其对污泥中有机物较低的降解能力是限制其发展的重要因素.

微生物燃料电池(microbial fuel cell,MFC)能在处理污泥的同时回收电能,并可加速污泥的厌氧

收稿日期:2016-04-18

基金项目:国家自然科学基金(51206036,51378144)

作者简介:王淑恬(1991—),女,硕士研究生;

赵庆良(1962—),男,教授,博士生导师

通信作者:姜珺秋,jiangjq_hit@126.com

降解过程.Jiang 等^[11]在以微生物燃料电池处理污泥的研究工作中发现,微生物燃料电池可以以污泥为燃料产电,同时该系统对污泥具有水解发酵作用.以脱水污泥为底物的微生物燃料电池运行 250 h,电压稳定输出 0.69 V,最大功率密度 8.5 W/m³,污泥总化学需氧量去除率为 46%.贾斌等^[12]成功启动了单室无膜微生物燃料电池,运行过程中 MFC 的最大电压为 495 mV,最大功率密度为 44 mW/m²,污泥 SS 和 VSS 的去除率分别为 27%和 29%.在 STW 系统中,污泥中有机物厌氧分解生成大量糖类化合物、核蛋白、磷脂等小分子有机物,这些小分子有机物均可被产电菌直接利用产电^[13].因此,本研究将微生物燃料电池与污泥湿地处理系统的结构特征相结合,通过构建微生物燃料电池—污泥湿地处理系统(MFC-STW),在 STW 处理污泥过程中引入生物产电技术,以实现强化污泥有机物降解并同步回收生物质能.目前,微生物燃料电池与湿地系统结合的工艺技术多用于污水处理.Fang 等^[14]利用微生物燃料电池—人工湿地技术对偶氮染料进行脱色,得到最高脱色效率为 91%,电压输出为 610 mV.Zhao 等^[15]构建了一种上升流的微生物燃料电池—人工湿地系统,采用曝气阴极处理养猪场废水,最大功率密度为 9.4 mW/m²,COD 去除率平均为 77%.而在 STW 系统中进泥负荷(sludge loading rate,SLR)是直接影响系统运行以及有机物降解效果的重要影响因素^[16],因此,本文研究了不同进泥负荷下 MFC-STW 系统对污泥中有机物的降解效能以及产电性能,以分析生物产电过程对污泥湿地中有机物降解的加速作用.

1 实 验

1.1 实验装置

MFC-STW 系统装置采用有机玻璃制成,结构如图 1 所示.装置规格为 20 cm×30 cm×40 cm,阳离子交换膜将系统分隔为阳极室和阴极室.其中阳极室为布泥区,尺寸为 20 cm×30 cm×30 cm,由 15 cm 填料层和15 cm超高部分组成,超高部分为积存污泥

区,有效容积 9.00 L.阳极室填料层分两层,由下至上分别填充平均粒径为 3 和 2 cm 的碳颗粒,填充高度均为 7.5 cm.阳极碳纤维刷按不同床层高度插入填料中,并以 Ag/AgCl 电极(饱和 KCl,+0.197 V vs. SHE)作为参比电极.阴极室尺寸为 20 cm×30 cm×10 cm,有效容积为 3.65 L.阴极为曝气生物阴极^[17],底部填充活性炭颗粒,碳纤维刷均匀插入底部填料并与外电路相连,采用这种活性炭加碳纤维刷的耦合电极可以缩短生物阴极 MFC 的启动时间,并且在较短的时间内获得较高的电流密度^[18-19].电解液组成为:Na₂HPO₄·12H₂O(15.1 g/L)、NH₄Cl(1.0 g/L)、NaCl(0.5 g/L)、MgSO₄·7H₂O(0.25 g/L)、KH₂PO₄(3.0 g/L)和 CaCl₂(14.7 mg/L)^[20],并进行持续曝气.MFC-STW 系统外接 1 000 Ω 电阻.此外,装置底部设排水管,污泥渗滤液经填料层由排水管排出.同时构建与 MFC-STW 系统阳极室结构相同的 STW 系统作为对照组.美人蕉具有生长迅速、根系发达和耐污能力强等优点,适合快速启动的湿地系统,故选择美人蕉作为湿地植物,以相同种植密度植于两系统中.

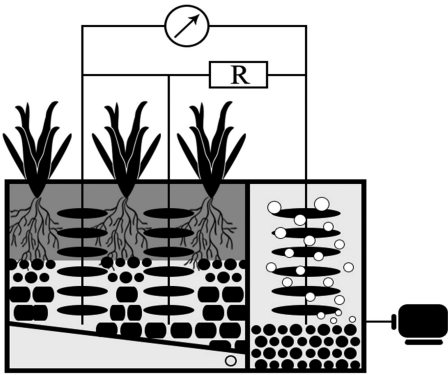


图 1 MFC-STW 系统示意

Fig.1 Schematic of MFC-STW system

1.2 实验启动和运行

实验选用的污泥取自哈尔滨市某城市污水处理厂回流池.取回的污泥经重力浓缩、弃去上清液后,4 ℃下低温保存.采用蒸馏水将污泥调节为不同的负荷后待用,MFC-STW 系统采用的污泥性质见表 1.

表 1 污泥性质

Tab.1 Properties of sludge

负荷	含水率/ %	进泥量 Q/L	TCOD/ (mg·L ⁻¹)	SCOD/ (mg·L ⁻¹)	TS/ (mg·L ⁻¹)	VS/ (mg·L ⁻¹)	进泥负荷/ (kg·d ⁻¹ ·m ⁻²)
1(SLR0.140)	99.1	5	28 856	535	6 679	3 540	0.140
2(SLR0.258)	98.3	5	47 880	926	9 326	5 130	0.258
3(SLR0.343)	97.2	5	64 900	1 488	13 200	7 128	0.343

注:TCOD 为总化学需氧量(total chemical oxygen demand,TCOD);SCOD 为可溶性需氧量(soluble chemical oxygen demand,SCOD);TS 为总固体(total solids,TS).

系统运行前先用生活污水浇灌以促进美人蕉根系的生长,45 d 后植物由 15 cm 生长至约 80 cm 且

长势良好.随后分别将 8 棵长势相同的美人蕉移入 MFC-STW 和 STW 系统中,系统正式开始启动.系统启动期以生活污水和厌氧污泥的混合物作为接种底物,MFC-STW 系统采用间歇运行启动,每 5 d 更换一次阳极底物,每 7 d 更换一次阴极电解液.系统运行期间采用间歇布泥的方式,并以 5 d 为一个周期,先后以 SLR0.140 运行 14 周期(70 d)、SLR0.258 运行 5 个周期(25 d)、SLR0.343 运行 5 个周期(25 d),共 120 d.系统第一个负荷期内泥层堆积不显著,单层取样;随着残留污泥的高度增加,自第二个负荷开始时分上下两层进行取样,其中上层为积存污泥的表面层,下层为污泥和介质分界层.

1.3 分析方法

实验过程中污泥及渗滤液指标均采用标准方法测定^[21].其中,污泥 SCOD 先用泥水比 1:10 的比例浸提 24 h;以 4 000 r/min 离心 30 min,过 0.45 μm 滤膜后采用重铬酸钾法,污泥含水率采用重量法.每次进样前用刻度尺测量积存污泥层厚度. $\varepsilon_{\text{TCOD}}$ 和 ε_{COD} 分别表示污泥 TCOD 和渗滤液 COD 的去除率.

MFC-STW 系统电压通过多通道数据采集系统(12 bit A/D conversion chips,US)每隔 1 min 在线记录输出电压及阳极电极电势.电压采集器与电脑相连,每次实验前用万用表(Agilent HP 34970,US)校准.阴极电势由全电压减去阳极电极电势绝对值计算.采用梯度改变外电路电阻的方法测量极化曲线,开路运行下,待外电路电压稳定时,连接变阻箱(10~9 999 Ω),测定在不同外电阻下稳态放电时的输出电压,利用欧姆定律计算得到电流值,将电压对电流作图即得极化曲线.

功率密度 $P(\text{W}/\text{m}^3)$ 计算公式为

$$P = \frac{UI}{V_a} = \frac{U^2}{R_e} \quad (1)$$

式中: U 为电压,V; I 为电流,A; V_a 为阳极室有效容积, m^3 ; R_e 为外电路电阻, Ω .

MFC-STW 系统的内阻由极化曲线得到,计算公式为

$$U = E - IR_{\text{int}} \quad (2)$$

式中 E 为电动势,V; R_{int} 为电池内阻, Ω .

实验和分析检测均在室温($(25 \pm 2)^\circ\text{C}$)和标准大气压($1.013 \times 10^5 \text{ Pa}$)下进行.为保障实验结果的有效性,每组实验均进行 3 组平行实验,取其平均值作为实验结果.

2 结果与讨论

2.1 MFC-STW 系统的启动与运行

MFC-STW 系统经 260 h 培养后稳定运行,输出

电压 0.620 V,成功启动,与其他文献报道接近^[22].STW 系统采用相同的操作.美人蕉在启动过程中并未发生烧苗枯死等现象,且长势良好.系统启动成功后,分别对不同进泥负荷下系统污泥降解情况和产电性能进行分析.进泥负荷依次设置为 0.140(SLR0.140)、0.258(SLR0.258)和 0.343 $\text{kg}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$ (SLR0.343).

2.2 MFC-STW 系统的产电性能

2.2.1 电压输出

系统启动成功后,针对不同进泥负荷对系统性能的影响进行研究.MFC-STW 系统不同进泥负荷下一个完整周期(5 d)的电压变化趋势如图 2 所示.随着进泥负荷的增加,MFC-STW 系统最大输出电压由 0.631 V(SLR0.140)升高至 0.794 V(SLR0.343).而 Doherty 等^[23]构建了微生物燃料电池-人工湿地系统,获得了 0.307 V 的稳定电压;Li 等^[24]通过构建微生物燃料电池-人工湿地系统,在电极间距为 20 cm 获得电压 0.560 V,可见本研究中构建的 MFC-STW 系统获得了较显著的产电效能.系统整个实验周期内,阴极电势始终保持在 $(0.313 \pm 0.01) \text{ V}$ 内,因此,不同进泥负荷下系统输出电压的变化主要来自阳极电势的变化.SLR0.343 时的阳极电势为 -0.470 V,较 SLR0.140 时 -0.334 V 降低 41%.

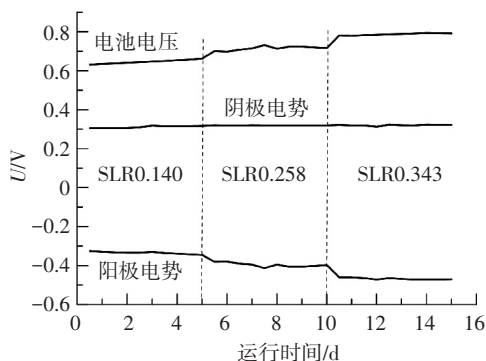


图 2 MFC-STW 系统电压及电极电势变化

Fig.2 Changes of voltage and electrode potential of MFC-STW system

杨广伟等^[25]构建了稳定运行的微生物燃料电池-人工湿地系统,获得了 0.68 V 的稳定电压,阳极电势为 -0.41 V.对于 MFC-STW 系统,阳极电势越低说明阳极室内可被产电菌直接利用的溶解性有机物浓度越高^[26].SLR0.140 时系统进泥负荷最小,脱水污泥层在系统表层开始积聚,此时产电菌可利用的“燃料”主要为污泥经脱水后渗滤液中所含的溶解性有机物,所以电压输出最低.随着运行时间延长,脱水污泥层不断积聚,在阳极室厌氧环境下污泥(或渗滤液)中大分子有机物通过水解发酵生成简单的小分子化合物(如乙酸、乳酸等),为产电菌提供源源不断的“燃料”,因此,系统总输出电压逐渐升高且保持稳定.

2.2.2 极化曲线和功率密度曲线

图 3 为不同进泥负荷下 MFC-STW 系统的极化曲线和功率密度曲线.随着进泥负荷的增加,系统开路电压升高,SLR0.343 时开路电压最高达 0.868 V,为 SLR0.140 时的 1.36 倍.同时,系统内阻随进泥负荷的增加而增加,SLR0.343 时系统内阻达 201.3 Ω ,为 SLR0.140 时的 2.3 倍.可见随着系统负荷增加,电池内部电子传递阻力逐渐增大,这主要归因于污泥层不断堆积引起系统欧姆内阻和扩散内阻的增加.但进泥负荷的增加会导致积存污泥层扩大,逐渐形成的厌氧环境促使污泥中非溶解性有机物大量水解溶出,而系统间歇进泥为积存污泥层提供源源不断的水分,利于水解产物的扩散,提高系统内产电菌对溶解性有机物的利用率.因此,随着进泥负荷增大,MFC-STW 系统的开路电压和功率密度也在逐渐增大,SLR0.343 时系统最大功率密度达 0.268 W/m^3 ,为 SLR0.140 时的 2.27 倍.

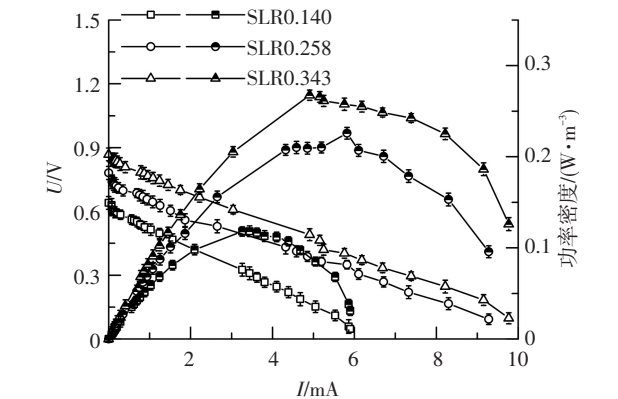


图 3 进泥负荷对 MFC-STW 系统极化曲线与功率密度的影响

Fig.3 Polarization curves and power density curves under different sludge loads of MFC-STW

2.3 MFC-STW 系统的脱水性能

2.3.1 污泥含水率变化

STW 系统污泥的脱水作用包括两个途径:1)水分在重力的作用下随渗滤液下渗;2)水分在系统内的蒸发和植物的蒸腾作用^[27].渗滤液排水通常发生在进泥后的 1~3 h,而蒸发过程比渗透过程慢,发生在积存污泥层表面且持续时间长.MFC-STW 和 STW 系统在不同进泥负荷下积存污泥的含水率变化如图 4 所示.由于系统采用周期布泥,两系统积存污泥含水率呈下降趋势但下降程度不高.SLR0.140 时,MFC-STW 和 STW 系统积存污泥的含水率分别为 88% 和 91%,较进泥分别减少了 11% 和 8%.SLR0.258 时 MFC-STW 系统上下层污泥含水率分别为 91% 和 82%,这是由于随着积存污泥层厚度增加,在重力压缩的作用下,污泥脱水性能提高,导致系统积存污泥含水率随床层深度增加而下降.

SLR0.343 时 MFC-STW 系统下层污泥含水率最低,为 84%,较 STW 系统污泥的脱水率高 7%.崔玉波等^[28]利用中试规模的人工湿地对污泥生态稳定化处理,在进泥期间设置通风结构的芦苇床中底层污泥含水率为 84%.Burgoon 等^[29]在美国西北部建立了芦苇干化床处理来自工业曝气塘中污泥,进泥负荷为 40 $\text{kg}/(\text{a} \cdot \text{m}^2)$ 时含水率为 88%~90%.结果表明,MFC-STW 系统较 STW 获得更低的污泥含水率,生物产电的引入可以强化 STW 系统中的脱水作用.

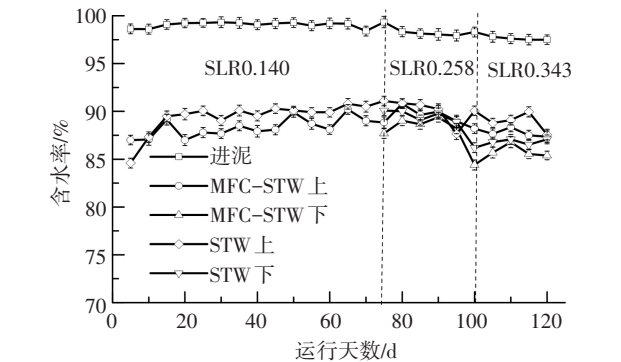


图 4 不同进泥负荷下污泥含水率变化
Fig.4 Changes of sludge moisture content under different sludge loads

2.3.2 污泥层厚度

污泥进泥期间两系统的积存污泥厚度如图 5 所示.SLR0.140 时系统所进污泥含水率高达 99%,含固率较低及流动性大导致污泥难以在基质层表面形成稳定的积存污泥层,因此,在 14 个周期内,MFC-STW 系统污泥层厚度基本在 2~3 cm 波动.SLR0.258 时系统积泥层厚度增长速度变快,可见进泥负荷的增大和进泥含水率的降低对积存污泥厚度的增长有显著影响.系统共进泥 120 L,到 SLR0.343 末期,MFC-STW 系统积存污泥层厚度为 7.2 cm,共积存污泥 4.32 L,污泥减量 96%;STW 系统积存污泥层厚度为 7.6 cm,共积存污泥 4.56 L.MFC-STW 系统积存污泥层厚度始终低于 STW 系统,表明生物产电的引入可以使 STW 系统积存污泥层厚度增长减慢,促进系统的污泥减容,利于后续污泥的处理处置.

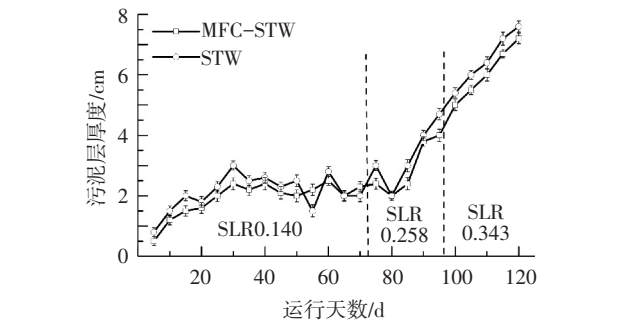


图 5 不同进泥负荷下污泥积存厚度随时间变化
Fig.5 Changes of sludge reservoir thickness with time under different sludge loads

2.4 MFC-STW 系统的有机物降解效能

2.4.1 污泥 TCOD 变化

STW 系统中有有机物在物理、化学和生物的协同作用得以去除。湿地系统的基质层和积存污泥层中有大量的微生物,布泥后大量的有机质流经基质层和积存污泥层,其中的可溶性有机物直接被微生物降解利用;而不溶性有机物则被基质层和积存污泥层过滤、吸附、截留,并被微生物利用^[30]。MFC-STW 和 STW 系统在不同进泥负荷下积存污泥的 TCOD 变化如图 6 所示。SLR0.140 时 MFC-STW 系统 $\varepsilon_{\text{TCOD}}$ 最大,达 74%,而 STW 系统的 $\varepsilon_{\text{TCOD}}$ 为 69%。表明生物产电的引进促进了 STW 系统中有机物的降解过程。随进泥负荷增大,系统中微生物在单位空间内可利用的有机物增多,但微生物降解能力有限,因此,大量有机物在系统内积累,使得系统的 $\varepsilon_{\text{TCOD}}$ 下降。STW 系统中同时存在好氧区和厌氧区:暴露于空气中的积存污泥表层,以及积存污泥层内受植物根系的泌氧作用的周围区域为好氧区,好氧区内微生物将有机物分解生成二氧化碳和水;其他区域则为厌氧区,在这些区域中厌氧微生物将有机物质厌氧发酵产生单糖、氨基酸、脂肪酸等小分子有机物,并被产电菌利用,从而实现污泥有机物的加速去除与稳定化。SLR0.343 时 MFC-STW 上下两层的污泥 $\varepsilon_{\text{TCOD}}$ 分别为 72%、78%,原因在于下层污泥积存时间长,有机物降解更充分。

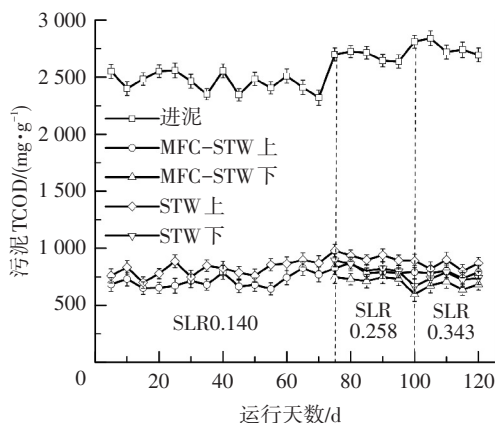


图 6 不同进泥负荷下污泥 TCOD 变化

Fig.6 Changes of sludge TCOD under different sludge loads

2.4.2 污泥 SCOD 变化

图 7 为 MFC-STW 和 STW 系统在不同负荷下的污泥 SCOD 变化。SLR0.140 时 MFC-STW 系统的 SCOD 为 695 mg/L,与进泥 SCOD 580 mg/L 相差不大。SCOD 的来源主要是复杂有机物水解产生的小分子有机物及中间代谢产物。SLR0.140 时系统积泥层厚度小,系统厌氧效果不理想,复杂有机物的水解不充分。随着进泥负荷的增加,积存污泥层厚度逐渐增加,系统的污泥 SCOD 明显增高。SLR0.343 时 MFC-STW 系统的

上层积存污泥中 SCOD 可达 2 619 mg/L,较进泥 SCOD 增加 68%,是 SLR0.140 时的 4.06 倍。此时 MFC-STW 系统中产电菌可利用的可溶性物质浓度最高,系统输出电压最高,功率密度最大。由于生物产电可以促进污泥的水解,使得 MFC-STW 系统的 SCOD 明显高于 STW 系统,积存污泥中高浓度的 SCOD 使产电微生物在底物充足的条件下进行胞外电子传递,从而表现出较高的产电效能。在产电菌的不断利用下,积存污泥的 SCOD 随积存时间梯度变化,即随深度呈现递减趋势。

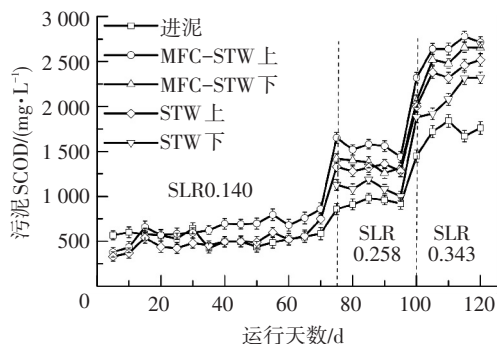


图 7 不同进泥负荷下污泥 SCOD 变化

Fig.7 Changes of sludge SCOD under different sludge loads

2.4.3 渗滤液中 COD 变化

图 8 为两系统在不同进泥负荷下渗滤液 COD 变化。系统中 SCOD 的去向包括:被产电菌利用转化为电能,被系统中微生物利用完成自身代谢作用,随渗滤液排出系统。在产电菌的作用下产电系统中 SCOD 高,故 MFC-STW 系统渗滤液 COD 呈现较高浓度。SLR0.343 时 MFC-STW 和 STW 系统的上层积存污泥中 SCOD 分别为 2 870 和 2 120 mg/L,下层积存污泥中 SCOD 较上层分别降低 39%和 13%。说明在本系统中,生物产电的嵌入为污泥 SCOD 的消耗提供了新的途径。两系统下层污泥 SCOD 相差 220 mg/L,而系统渗滤液中 COD 差仅为 10 mg/L,两系统的基质层结构完全相同,该差异源于 MFC-STW 系统对污泥中溶解性有机物的优先利用。生物产电的引入可强化系统有机物的降解,使 MFC-STW 系统具有更高的 SCOD 去除效能。

渗滤液中 COD 的去除率随负荷增高呈现先降低后升高的趋势。SLR0.258 时 ε_{COD} 最低, MFC-STW 系统渗滤液 ε_{COD} 为 65%, STW 系统的 ε_{COD} 则为 70%; SLR0.343 时 ε_{COD} 最好, MFC-STW 系统渗滤液 ε_{COD} 为 77%, STW 系统的 ε_{COD} 则为 83%。徐大勇等^[31]构建了一种垂直流人工湿地处理污泥,在运行期间,污泥厚度由 0 cm 增长至 5.23 cm 的过程中渗滤液 COD 由 215.9 mg/L 降至 118.9 mg/L。随着积存污泥层厚度的增加,渗滤液在下渗的过程中可以被更好地过滤、吸附和截留,使有机物在基质层和污泥

层中得到更充分的降解.

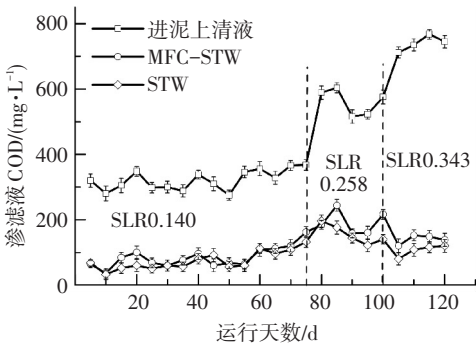


图 8 不同进泥负荷下渗滤液 COD 变化

Fig.8 Changes of COD under different sludge loads

3 结 论

1)成功构建并稳定运行 MFC-STW 系统.随着进泥负荷的增加,MFC-STW 系统输出电压和功率密度逐渐升高,SLR0.343 时系统最大输出电压和功率密度分别为 0.794 V 和 0.268 W/m³.

2)在 120 d 的进泥期内,由于周期性布泥,系统污泥的含水率变化不大.SLR0.343 时 MFC-STW 系统下层污泥含水率最低,可降低至 84%.进泥期结束后 MFC-STW 系统共获得积存污泥 4.32 L,污泥减量化效果达 96%.

3)SLR0.140 时 MFC-STW 系统对污泥中有机物去除达到最大, $\varepsilon_{\text{TCOD}}$ 为 74%.SLR0.343 时 MFC-STW 系统的上层积存污泥中 SCOD 最高达 2 619 mg/L,是 SLR0.140 时的 4.06 倍.本研究构建的 MFC-STW 系统可促进污泥有机物降解,并实现污泥中生物质的回收.

参考文献

[1] UGGETTI E, FEERRER I, LIORENS E, et al. Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(9): 2905–2912. DOI:10.1016/j.biortech.2009.11.102.

[2] STEFANAKIS A I, KOMILIS D P, TSIHRINTZIS V A. Stability and maturity of thickened wastewater sludge treated in pilot-scale sludge treatment wetlands [J]. *Water Research*, 2011, 5 (19): 6441–6452. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.036.

[3] PERUZZI E, MACCI C, DONI S, et al. Organic matter and pollutants monitoring in reed bed systems for sludge stabilization: a case study [J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2015, 22(4): 2447–2454. DOI:10.1007/s11356-014-3054-x.

[4] NIELSEN S. Sludge drying reed beds [C].// 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. ARUSHA: IWA Publishing, 2003, 48(5): 101–9.

[5] 崔玉波,郭智倩,刘颖慧,等.剩余污泥生态稳定化研究[J].*土木建筑与环境工程*, 2011, 33(4): 151–156. DOI:10.3969/j.issn.1674-4764.2011.04.023.

CUI Yubo, GUO Zhiqian, LIU Yinghui, et al. Ecological

stabilization for sewage sludge [J].*Journal of Civil , Architectural & Environmental Engineering*, 2011, 33(4) 151–156. DOI:10.3969/j.issn.1674-4764.2011.04.023.

[6] MAESENEER J L D. Constructed wetlands for sludge dewatering [J].*Water Science & Technology*, 1997, 35(5): 279–285. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00080-2.

[7] UGGETTI E, LLORENS E, PEDESCOLL A, et al. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(17): 3882–3890. DOI:10.1016/j.biortech.2009.03.047.

[8] EDWARDS J K, GRAY K R, COOPER D J, et al. Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries [C].//7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 2000. FL: IWA Publishing, 2001, 44(11/12): 551–558.

[9] NIELSEN S, BRUUN E W. Sludge quality after 10–20 years of treatment in reed bed systems [J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2015, 22(17): 12885–12891. DOI:10.1007/s11356-014-3815-6.

[10] 姚淑君,李怀正,叶建锋,等.人工湿地处理污泥技术的应用与发展[J].*净水技术*, 2009, 28(6): 1–4. DOI:10.15890/j.cnki.jsjs.2009.06.008.

YAO Shujun, LI Huaizheng, YE Jianfeng, et al. Application and development of constructed wetland sludge treatment technology [J]. *Water Purification Technology*, 2009, 28 (6): 1 – 4. DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2009.06.008.

[11] JIANG Junqiu, ZHAO Qingliang, ZHANG Jinna, et al. Electricity generation from bio-treatment of sewage sludge with microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(23): 5808–5812. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.06.076.

[12] 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): 1227–1231. DOI: 10.13227/j.hjks.2009.04.044.

JIA Bin, LIU Zhihua, LI Xiaoming, et al. Electricity production surplus sludge using microbial fuel cells [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(4): 1227–1231. DOI:10.13227/j.hjks.2009.04.044.

[13] JIANG Junqiu, ZHAO Qingliang, WEI Liangliang, et al. Degradation and characteristic changes of organic matter in sewage sludge using microbial fuel cell with ultrasound pretreatment [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(1): 272 – 277. DOI:10.1016/j.biortech.2010.04.066.

[14] FANG Zhou, SONG Hailiang, CANG Ning, et al. Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 144(6): 165–171. DOI:10.1016/j.biortech.2013.06.073.

[15] ZHAO Y, COLLUM S, PHELAN M, et al. Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell; batch and continuous flow trials [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 229(229): 364–370. DOI:10.1016/j.cej.2013.06.023.

[16] NIELSEN S. Sludge treatment and drying reed bed systems [J]. *Ecology & Hydrobiology*, 2007, 7 (s3/4): 223–234. DOI: 10.1016/S1642-3593(07)70105-2.

[17] ZHANG Guodong, ZHAO Qingliang, JIAO Yan, et al. Efficient

- electricity generation from sewage sludge using biocathode microbial fuel cell[J]. *Water Research*, 2012, 46(1): 43–52. DOI: 10.1016/j.watres.2011.10.036.
- [18] MENG Fanyu, JIANG Junqiu, ZHAO Qingliang, et al. Bioelectrochemical desalination and electricity generation in microbial desalination cell with dewatered sludge as fuel[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 157(2): 120–126. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.01.056.
- [19] ZHANG Guodong, ZHAO Qingliang, JIAO Yan, et al. Improved performance of microbial fuel cell using combination biocathode of graphite fiber brush and graphite granules[J]. *Journal of Power Sources*, 2011, 196(15): 6036–6041. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2011.03.096.
- [20] BOND D R, LOVELY D R. Electricity production by geobacter sulfurreducens attached to electrodes[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2003, 69(3): 1548–1555. DOI: 10.1128/AEM.69.3.1548–1555.2003.
- [21] 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.
- State Environmental Protection Administration. *Water and wastewater monitoring and analysis methods* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [22] ZHANG Jinna, ZHAO Qingliang, AELTERMAN P, et al. Electricity generation in a microbial fuel cell with a microbially catalyzed cathode[J]. *Biotechnology Letters*, 2008, 30(10): 1771–1776. DOI: 10.1007/s10529-008-9751-0.
- [23] DOHERTY L, ZHAO Y Q, ZHAO X H, et al. Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 266: 74–81. DOI: 10.1016/j.cej.2014.12.063.
- [24] LI Xianning, SONG Hailiang, XIANG Wenli, et al. Electricity generation during wastewater treatment by a microbial fuel cell coupled with constructed wetland[J]. *Journal of Southeast University (English Edition)*, 2012, 28(2): 175–178. DOI: 10.3969/j.issn.1003-7985.2012.02.008
- [25] 杨广伟, 姜珺秋, 王琨, 等. 生物产电人工湿地系统对处理生活污水的效能[J]. *浙江大学学报(工学版)*, 2015(6): 1186–1192. DOI: 10.3798/j.issn.1008-973X.2015.06.026.
- YANG Guangwei, JIANG Junqiu, WANG Kun, et al. Performance of sewage treatment by integrated system of bioelectrogenesis and constructed wetland[J]. *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)*, 2015(6): 1186–1192. DOI: 10.3798/j.issn.1008-973X.2015.06.026.
- [26] JENNA H, LOGAN B E, JENNA H, et al. Production of electricity from proteins using a microbial fuel cell[J]. *Water Environment Research*, 2006, 78(5): 531–7. DOI: 10.2175/106143005X73046.
- [27] GIRALDI D, IANNELLI R. Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems)[J]. *Desalination*, 2009, 246(1/2/3): 92–99. DOI: 10.1016/j.desal.2008.02.038.
- [28] 崔玉波. 剩余污泥人工湿地处理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2012.
- CUI Yubo. *Sludge manual wetland treatment technology* [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2012.
- [29] BURGOON P S, KIRKBRIDE K F, HENDERSON M, et al. Reed beds for biosolids drying in the arid northwestern United States[J]. *Water Science & Technology*, 1997, 35(5): 287–292. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00081-4.
- [30] STEFANAKIS A I, TSIHRINNTZIS V A. Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale Sludge Drying Reed Beds[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 38(1): 65–78. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.10.003.
- [31] 徐大勇, 徐建平, 裘秀群, 等. 新型垂直流人工湿地组合工艺处理剩余污泥实验研究[J]. *河南科学*, 2012, 30(11): 1638–1642. DOI: 10.13537/j.issn.1004-3918.2012.11.010.
- XU Dayong, XU Jianping, QIU Xiuqun, et al. Treatment and dewatering of sewage sludge by an innovative vertical-flow constructed wetlands combination process[J]. *Henan Science*, 2012, 30(11): 1638–1642. DOI: 10.13537/j.issn.1004-3918.2012.11.010.

(编辑 刘 彤)