

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.13.002

人工湿地—微生物燃料电池强化尾水脱氮产电效能

管 凛¹, 陶梦妮², 荆肇乾²

(1. 南京市市政设计研究院有限责任公司, 江苏南京 210008; 2. 南京林业大学 土木工程学院,
江苏南京 210037)

摘要: 采用人工湿地—微生物燃料电池工艺(CW—MFCs)处理城市污水厂尾水, 强化脱氮并产生电能。分别以氨氮(I号反应器)和硝态氮(II号反应器)作为单一氮源, 考察了两组反应器的COD、氨氮、硝态氮去除率及输出电压。结果表明, I号反应器的COD去除率高于II号反应器, 最高达到78.81%; 两组装置对氨氮/硝态氮的去除率均平稳上升; I号反应器的产出电压和最大功率密度分别达到了126 mV和6.01 mW/m³, 高于II号反应器(58 mV、1.12 mW/m³)。通过检测DO、COD和氮浓度的分布发现, I号反应器中的DO分布梯度大于II号反应器, COD的去除主要发生在阳极区, 硝化反应主要发生在阴极区, 反硝化反应主要发生在阳极区。

关键词: 人工湿地; 微生物燃料电池; 尾水; 脱氮; 产电

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)13-0007-07

Enhanced Nitrogen Removal and Electricity Generation Efficiency of Constructed Wetland – Microbial Fuel Cells for Purification of Tail Water from Wastewater Treatment Plant

GUAN Lin¹, TAO Meng-ni², JING Zhao-qian²

(1. Nanjing Municipal Design and Research Institute Co. Ltd., Nanjing 210008, China;
2. School of Civil Engineering, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: The tail water from wastewater treatment plant was treated by constructed wetland – microbial fuel cells (CW – MFCs) to enhance nitrogen removal and electricity generation. Ammonia nitrogen (reactor I) or nitrate nitrogen (reactor II) was applied as a single nitrogen resource, and COD and ammonia nitrogen/nitrate nitrogen removal efficiency and output voltage of the two reactors were investigated. The COD removal efficiency of reactor I was higher than that of reactor II, which was up to 78.81%. The ammonia nitrogen and nitrate nitrogen removal efficiencies increased steadily in the two reactors. In addition, the output voltage and maximum power density of reactor I were 126 mV and 6.01 mW/m³, respectively, which were higher than those of reactor II (58 mV and 1.12 mW/m³). The distribution of DO, COD and nitrogen concentrations showed that DO gradient in reactor I was higher than that in reactor II, COD was mainly removed in anode region, and nitrification and denitrification mainly occurred in cathode region and anode region, respectively.

Key words: constructed wetland; microbial fuel cell; tail water; nitrogen removal; electricity generation

污水厂的二级处理工艺通过生化反应削减了水体中大部分污染物, 但由于污水C/N值的失调, 氮

的出水浓度依旧较高,当其排入受纳水体中时,容易造成水体富营养化。随着污水排放标准日益严格,对污水厂尾水中氮浓度的排放要求也相应提高,许多地区将主要污染物排放标准由原来的 GB 18918—2002 一级 A 标准(COD≤50 mg/L、氨氮≤5 mg/L、总氮≤15 mg/L)提升至地表水Ⅳ类标准(COD≤30 mg/L、氨氮≤1.5 mg/L、总氮≤1.5 mg/L)^[1]。因此,对污水厂尾水进一步深度脱氮处理具有重要的实际工程应用意义。

人工湿地—微生物燃料电池(CW—MFCs)是一种通过物理、化学、生物作用实现污水处理的同时回收电能的新型技术^[2],因其成本低、操作简便、维护简单的优势而被广泛关注^[3-4]。目前对于 CW—MFCs 脱氮产电的机理研究还处于初步阶段,脱氮在阳极室和阴极室均可发生,对于该系统阴极脱氮的原理已基本达成一致,但关于阳极的脱氮原理仍有争议^[5]。溶解氧(DO)是影响 CW—MFCs 性能的主要因素^[6],因此探究 CW—MFCs 中 DO、COD 与氮的关系有助于了解 CW—MFCs 脱氮产电的机理。笔者构建了上流式 CW—MFCs 系统,并以模拟污水处理厂尾水为进水,分别以氨氮、硝态氮为单一氮源建立 I 号和 II 号 CW—MFCs 系统,测定出水 COD、氨氮、硝态氮浓度以及输出电压,分析 DO、COD 和氮浓度的沿程分布,探究 CW—MFCs 工艺的脱氮除碳效果及产电性能。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示。反应器材质为有机玻璃,内径为 30 cm、高 55 cm,总容积为 40.25 L,有效储水容积为 15.6 L,设置水力停留时间(HRT)为 48 h。在反应器距离底部圆板 5、15、25、35 cm 处分别设置取样口,依次标记为 S1、S2、S3、S4。阳极区位于距底座圆板 10 cm 处,厚度为 4 cm。采用柱状活性炭($\varnothing=4$ mm)对阳极区进行填充,同时在阳极区内埋入不锈钢网(20 目)以增强电子传递性能,将石墨棒($\varnothing=10$ mm,长 250 mm,密度为 1.65 g/cm³)电极置于阳极区中部并外接铜导线。在距离阳极区 18 cm 处设置阴极区,同样使用柱状活性炭和不锈钢网对阴极区进行填充,厚度为 4 cm。埋入阴极区的石墨棒电极由铜导线接出,与 1 000 Ω 外电阻连接后,再与阳极区伸出的导线连接,形成闭合回路。试验选择菖蒲作为 CW—MFCs 装置的植物,将其根

部穿过阴极区种植在反应柱中,并用不锈钢网将植物根系与下层填料隔离开,避免植物根系向下生长,分泌的氧气破坏阳极区的厌氧环境。数据采集系统由电阻箱(ZX21)及数据采集板(MPS-010601)组成。反应器内部的填充材料为砾石(5~12 mm)和砂子(0.5~2 mm),砂子填充在阳极区上下侧,其他区域由砾石进行填充。为加快 CW—MFCs 的启动,将取自南京市江宁开发区污水处理厂氧化沟内的活性污泥(SV=54%,MLSS=6 634 mg/L,SVI=81.4 mL/g)作为接种源,驯化 10 d 后投加至装置内。

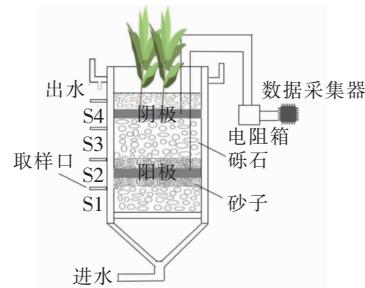


图 1 人工湿地—微生物燃料电池装置

Fig. 1 Schematics of constructed wetland-microbial fuel cells setup

1.2 进水质

试验进水采用人工模拟污水处理厂尾水,以葡萄糖作为碳源(COD: 60 mg/L)、氯化铵(氨氮: 5 mg/L)和硝酸钾(硝态氮: 10 mg/L)作为氮源,此外还加入缓冲溶液和利于微生物生长的微量元素,具体组分如下:C₆H₁₂O₆, 56.25 mg/L; NH₄Cl, 19.11 mg/L; KNO₃, 72.2 mg/L; NaH₂PO₄·2H₂O, 33 mg/L; Na₂HPO₄·2H₂O, 18 mg/L; NaCl, 20 mg/L; NaHCO₃, 30 mg/L; CaCl₂, 15 mg/L; ZnSO₄·7H₂O, 2 mg/L; FeSO₄, 1 mg/L; MnSO₄·H₂O, 2 mg/L; CoCl₂·6H₂O, 0.24 mg/L; FeCl₃·6H₂O, 1 mg/L。

1.3 试验方法

此次试验研究 CW—MFCs 启动期间对 COD、氮的去除效果及产电性能,并分析 DO 及污染物的沿程分布情况,探究 CW—MFCs 的脱氮除碳及产电关系。分别以氨氮、硝态氮作为氮源构建 2 组 CW—MFCs 反应器(分别命名为 I 号和 II 号反应器),其余进水组分相同。启动期间,定时对 2 组装置的出水水质进行分析,并记录输出电压,绘制极化曲线和功率密度曲线。启动完毕后,分别在 2 组装置的 S1、S2、S3、S4 及出口处取水样检测分析。

1.4 分析项目与方法

常规指标如 COD、氨氮、亚硝态氮、硝态氮等均采用国家标准方法测定,DO 浓度采用 H29145 型检测仪测定。因阳极具有立体结构,非平面电极,故采用阳极室的体积计算功率密度,计算公式如下:

$$P_A = \frac{U \times I}{V_A} = \frac{U^2}{R_{ex} \times V_A} = \frac{I^2 \times R_{ex}}{V_A} \quad (1)$$

式中: U 为电池的输出电压, V ; I 为回路电流, A ; R_{ex} 为外接电阻, Ω ; V_A 为阳极室体积, 本试验中为 $2.83 \times 10^{-3} m^3$; P_A 为功率密度, W/m^3 。

通过极化曲线的欧姆极化区域的线性拟合得到 CW—MFCs 的内阻。

2 结果与讨论

2.1 污染物的去除效果

2.1.1 COD 去除效果

CW—MFCs 系统对 COD 的去除效果见图 2。可以看出, I 号和 II 号反应器对 COD 的去除率均呈现先逐步增加后稳定的趋势, 说明两组反应器中的微生物经历了快速生长直至趋于稳定的过程。I 号反应器进水 COD 浓度为 $58.4 \sim 60.3 mg/L$, 出水浓度为 $12.4 \sim 23.4 mg/L$, 去除率由第 1 天的 62.44% 逐渐上升, 最后稳定在第 14 天的 78.81%。II 号反应器进水 COD 浓度为 $58.9 \sim 61.4 mg/L$, 出水浓度为 $16.6 \sim 27.3 mg/L$, 第 1 天的去除率为 53.65%, 其后波动上升, 最大去除率出现在第 10 天, 为 73.01%。两组反应器稳定后均对 COD 有较好的去除效果, 这是由于填料的截留作用、植物吸收作用以及缓慢形成的生物膜促进了 COD 的去除。此外, 相对于 II 号反应器, I 号反应器对 COD 的去除效果更好, 稳定后去除率更高。

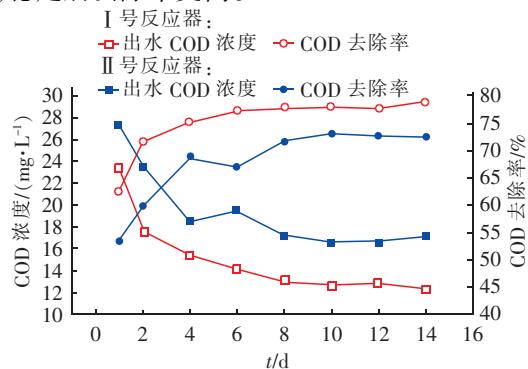


图 2 CW—MFCs 对 COD 的去除效果

Fig. 2 Removal effect of COD by CW—MFCs

2.1.2 氮去除效果

CW—MFCs 系统对氮污染物的去除效果如图 3 所示。I 号反应器进水氨氮浓度为 $4.86 \sim 5.10 mg/L$, 出水浓度为 $1.12 \sim 1.60 mg/L$, 去除率平稳上升, 第 14 天达到了 77.98%。II 号反应器进水硝态氮浓度为 $10.10 \sim 10.33 mg/L$, 出水浓度为 $3.65 \sim 6.27 mg/L$, 第 1 天的去除率为 39.30%, 之后稳定增长至 63.89%。氨氮及硝态氮去除率的稳定上升说明相关脱氮菌种不断丰富, 菖蒲根际释放氧气为硝化反应提供合适的环境, 同时, 菖蒲根际分泌物或残体腐烂可能会释放反硝化所需的有机碳源^[7], 促进异养反硝化菌的生长, 从而保证反硝化的进行。

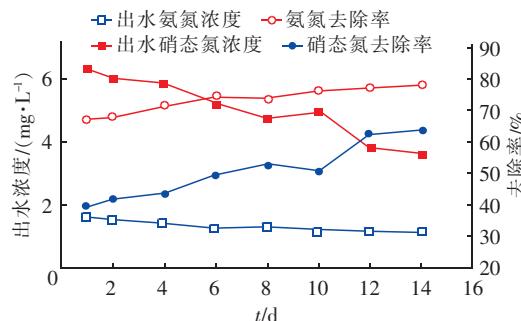
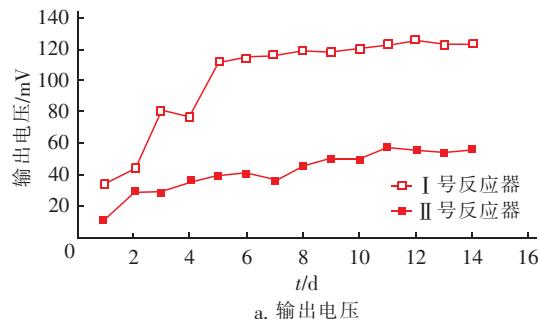


图 3 CW—MFCs 系统对氮的去除效果

Fig. 3 Removal effect of nitrogen by CW—MFCs

2.2 产电性能变化

I 号和 II 号反应器的输出电压如图 4(a) 所示。两组装置的输出电压在前期随时间的增加而波动上升, 之后达到稳定。在连续运行的前 4 d, I 号反应器的输出电压均未超过 100 mV, 表明系统内部产电菌尚未适应进水环境, 产电功能较弱, 第 5 天后输出电压开始稳步增长, 出现了较为稳定的平台期, 最大输出电压在第 12 天被监测到, 为 126 mV。II 号反应器达到稳定输出电压所耗费的时间长于 I 号反应器, 前 10 d 均在缓慢上升, 第 11 天后趋于稳定, 并测得最大输出电压为 58 mV。



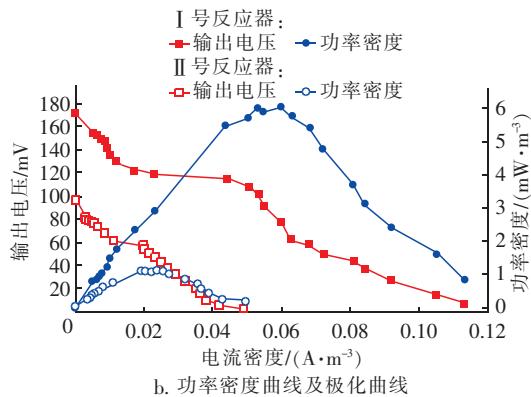


图4 CW—MFCs系统的产电性能

Fig. 4 Electricity generation of CW - MFCs

CW—MFCs系统依靠阳极产电微生物对底物的降解进行产电,故系统的输出电压特性可用产电微生物的生长动力学理论进行解释。在CW—MFCs系统启动初期,产电微生物尚处于生长适应期,未驯化完成,对于进水中污染物的代谢能力较弱,产电能力较弱。一段时间后,产电微生物逐步适应了周围的环境,并开始快速增殖,形成了致密的生物膜,输出电压总体呈上升趋势。当输出电压的增长速率逐渐放缓时,产电微生物进入了稳定期,有机底物已经不再成为微生物增长的限制因素^[8]。电子从缺/厌氧区转移至好氧区将产生电势差异,从而导致电流的产生。因此,CW—MFCs的电压输出和有机物的氧化息息相关^[9]。此外,已有研究发现^[10],产电量与COD的去除呈一定的正相关关系,本研究表明,COD去除率稳定上升并逐渐平缓导致装置的电压呈现先上升后稳定的趋势。

由图4(b)的极化曲线可知,I号和II号反应器的开路电压分别为172、96 mV。从功率密度曲线可见,I号反应器的最大功率密度为6.01 mW/m³,而II号反应器的最大功率密度为1.12 mW/m³。两组反应器的线性拟合方程分别为: $V_I = -721.21I_I + 0.2177$ 、 $V_{II} = -854.18I_{II} + 0.1037$,则I号和II号反应器的内阻分别为721.21、854.18 Ω。

2.3 CW—MFCs 沿程分析

2.3.1 DO 分布

CW—MFCs系统内的DO环境是影响反应器性能的重要参数。从CW角度分析,植物根际存在的DO浓度梯度是CW用于脱氮的主要机理;从MFCs角度分析,DO不仅是阴极室的重要电子受体,其含量也决定着系统内部各菌群的生长环境,同时,植物

的根际释放氧气能增大阴阳两极间的溶解氧梯度^[11],从而能够提高产电量。

图5显示了两组反应器运行14 d后不同取样点的DO分布。两组反应器内部的DO分布趋势大致相同:厌/缺氧区出现在装置底部、阳极区附近,好氧区出现在装置顶部、阴极区附近。观察到I号和II号系统阳极区附近(S1、S2取样点处)的DO浓度较为相似,均处于较低水平,为0.61~0.97 mg/L,促进了异养微生物代谢碳源底物产生电子^[12]。而在阴极区附近(S3、S4取样点处),I号系统内部DO浓度迅速上升,从S2取样点处的0.97 mg/L快速升至S3取样点处的1.57 mg/L再升至S4取样点处的2.05 mg/L。阴极区内DO浓度上升的主要原因为阴极区植物根际泌氧与大气复氧的存在,使得DO浓度逐渐升高,该DO浓度的分布符合最大化产电的要求^[13]。II号系统阴极区内DO浓度也有上升,S2、S3、S4取样点处的DO浓度分别为0.82、0.98、1.38 mg/L,相较于I号系统上升幅度小,从而导致了较小的产电量(见图4)。

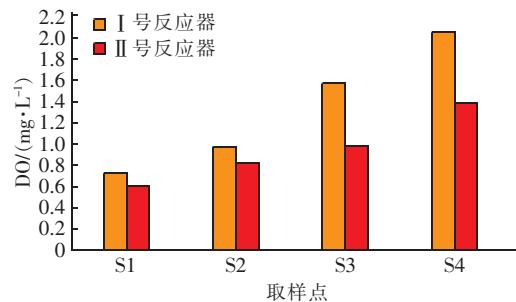


图5 CW—MFCs中DO浓度的变化

Fig. 5 Variation of DO concentration in CW - MFCs

2.3.2 COD 分布

图6为两组反应器运行14 d后各取样点的COD浓度分布。可以看出,I号系统进水流经的各个取样点COD浓度分别为58.4、36.3、28.2、23.3、17.2和13.2 mg/L,表明在阳极区去除的COD(S2取样点与进水处的COD浓度差)占系统内COD总去除量的66.8%。II号系统各个取样点COD浓度分别为63.4、36.4、27.8、23.6、18.7和16.4 mg/L,阳极区的COD去除量占COD总去除量的75.7%。该结果充分证实了CW—MFCs反应器对COD的去除主要发生在阳极区,与赵晓红等人^[14]的研究结果一致。阳极区的溶解氧浓度较低,有助于反硝化菌的生长,因此充足的有机碳源被反硝化菌氧化^[6]。

同时阳极区生物膜表面的产电菌与一部分发酵细菌、产酸细菌等一起降解进水中的有机物^[15]。据 Srivastava 等人报道, 阳极在厌氧条件下可以提供足够的末端电子受体, 从而增加厌氧细菌的代谢速率, 导致更多的有机物被氧化^[9]。两组反应器在 S3 取样点处的 COD 浓度水平相近(分别为 23.3、23.6 mg/L), 但在后续阴极区内, I 号系统对 COD 的去除效果更好。结合 2.3.1 节, 其原因可能是 I 号系统中的阴极区 DO 浓度更高, 导致阴极区的好氧菌对水中残留碳源底物的代谢更充分。此外, 本试验采用柱状活性炭填充阳极和阴极, 丁岩等人^[16]研究活性炭对有机物的去除特性时发现, 活性炭对小分子有机物具有较好的吸附效果。因此, CW—MFCs 系统对进水中 COD 的去除原理可总结为: 阳极微生物的氧化、阴极室好氧菌对进水中碳源底物的代谢和柱状活性炭电极对有机物的吸附。

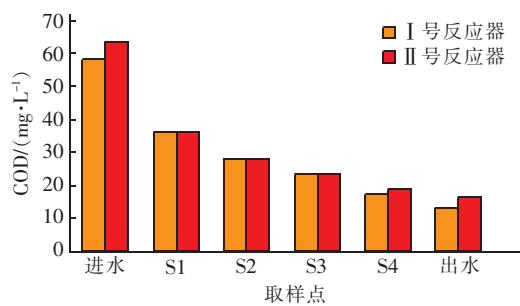


图 6 CW—MFCs 中 COD 浓度的变化

Fig. 6 Variation of COD concentration in CW—MFCs

2.3.3 氮污染物分布

CW—MFCs 中氮浓度的变化如图 7 所示。在 I 号系统中, 从进水至出水沿程各个取样点处的氨氮浓度逐渐降低, 而亚硝态氮浓度基本不变。从进水至阳极区出水(S2 取样点处), 氨氮浓度下降, 根据 2.3.1 节可知, S2 处 $DO > 0.5 \text{ mg/L}$, 其硝化反应未受限制, 但速率较慢。此外, Liu 等人^[17]研究发现, 闭路条件下 CW—MFCs 可以实现更高的氨氮去除率, 且发生在阳极室内。阴极区进、出水(S3、S4 取样点处)氨氮浓度明显下降, 由 S3 处的 1.92 mg/L 下降至 S4 处的 1.26 mg/L , 同时硝态氮浓度从 0.30 mg/L 上升至 0.98 mg/L 。从两种含氮污染物浓度的变化判断, 在阴极区内主要发生了生物硝化作用, 使得进水中的氨氮部分转化为硝态氮^[18]。由于 I 号系统的阴极区 DO 浓度在 2 mg/L 左右, 高于生物反硝化需要的 DO 值, 因此反硝化作用不理想, 出水中

硝态氮浓度较高。综上可知, 在 CW—MFCs 中氨氮的去除主要在阴极区通过生物硝化作用来完成。

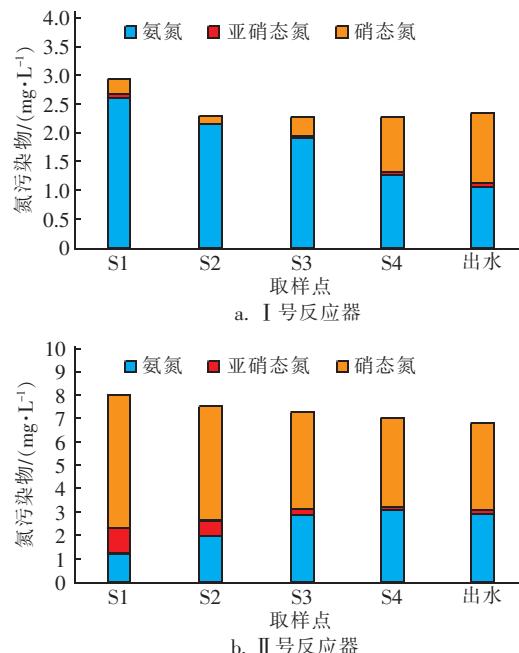


图 7 CW—MFCs 中氮浓度的变化

Fig. 7 Variation of nitrogen concentrations in CW—MFCs

硝态氮在 CW—MFC 系统中的去除机理主要分为电极反硝化和非电极反硝化^[19]。电极反硝化指通过 MFCs 原理实现的反硝化, 电极材料本身可作为电子供体, 硝态氮作为阴极室内的电子受体得到阴极传递来的电子从而被还原为氮气而去除^[20-21]。非电极反硝化则为传统的生物反硝化, 在阴、阳极区均可能发生。从图 7(b)可以看出, 在阳极区硝态氮浓度减少、亚硝态氮和氨氮浓度增加, 低水平 DO 环境使得阳极区生物反硝化过程得以发生。阴极区前后(S3、S4 取样点), 硝态氮浓度下降。解释该现象的原因分为两方面: 一方面, 硝态氮作为电子受体发生电极反硝化; 另一方面, 富集在 S3 周围的生物膜内部形成局部缺氧环境, 导致生物反硝化^[22]。由图 7(b)可知, 氨氮浓度逐步上升, 这可能是由于离子扩散且氧气受到限制^[23], 阳极的部分氨氮流至阴极, 导致阳极室内氨氮浓度降低、阴极室内氨氮浓度上升。而从 S4 取样点至出水, “三氮”总量进一步下降, 可能是植物对水体中氮素的吸收作用所致。

从进水质来看, I 号和 II 号反应器的 C/N 值分别为 12、6, 已有研究证明 C/N 值对 CW—MFCs 的产电具有影响, 且输出电压随着 C/N 值的增加而增加^[24], 因此 I 号反应器的电压远高于 II 号反应器

(见图4)。此外,由于硝态氮的去除需要消耗阳极有机质,使用于产电的有机质含量相对较少,导致阴阳极间电势差降低^[25],因此Ⅱ号反应器的产电性能较差。

3 结论

① 以氨氮为氮源的Ⅰ号反应器对氨氮和COD的平均去除率分别为73.23%和74.84%,以硝态氮为氮源的Ⅱ号反应器对硝态氮和COD的平均去除率分别为50.50%和67.42%。Ⅰ号反应器在COD去除方面表现更好,系统启动更快,稳定后去除率更高。

② 两组装置均出现了稳定的产电平台,Ⅰ、Ⅱ号反应器的最高输出电压分别为126、58 mV,最大功率密度分别为6.01、1.12 mW/m³,内阻分别为721.21、854.18 Ω,Ⅰ号反应器的产电性能优于Ⅱ号反应器。

③ 两组反应器内部DO浓度分布特点一致,厌氧区出现在装置底部、阳极区附近,而好氧区出现在装置顶部、阴极区附近。CW—MFCs对COD的去除主要发生在阳极区,氨氮主要通过阴极区生物硝化作用被去除,硝态氮在阴、阳极区均可被去除,主要为电极反硝化与生物反硝化作用。

参考文献:

- [1] 胡洁,许光远,胡香,等.组合式人工湿地深度处理小城镇污水处理厂尾水[J].水处理技术,2018,44(11):120-122,132.
HU Jie, XU Guangyuan, HU Xiang, et al. Tail water advanced treatment by hybrid constructed wetlands in a small town wastewater treatment plant[J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44 (11) : 120 - 122, 132 (in Chinese).
- [2] 谢静怡,卢学强,李海笑.人工湿地型微生物燃料电池研究进展述评[J].安全与环境学报,2020,20(1):206-215.
XIE Jingyi, LU Xueqiang, LI Haixiao. Review and commentary on the constructed wetland-microbial fuel cells[J]. Journal of Safety and Environment, 2020, 20 (1) : 206 - 215 (in Chinese).
- [3] 王晓欧.人工湿地—微生物燃料电池系统运行特性及运行优化研究[D].天津:天津大学,2018.
WANG Xiaou. Research on the Performance and Operation Optimization of Constructed Wetland - Microbial Fuel Cell Systems [D]. Tianjin: Tianjin University, 2018 (in Chinese).
- [4] 谢婷玉.以生物质为碳源的人工湿地型微生物燃料电池脱氮研究[D].南京:南京林业大学,2018.
XIE Tingyu. Denitrification of Wastewater by a Microbial-fuel-cell-coupled Constructed Wetland Using Biomass as Carbon Source [D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2018 (in Chinese).
- [5] 谢婷玉,荆肇乾,徐佳莹.生物阴极型微生物燃料电池脱氮研究进展[J].应用化工,2016,45(7):1354-1358.
XIE Tingyu, JING Zhaoqian, XU Jiaying. Research progress in biocathode microbial fuel cell for nitrogen removal[J]. Applied Chemical Industry, 2016, 45 (7) : 1354 - 1358 (in Chinese).
- [6] OON Y L, ONG S A, HO L N, et al. Synergistic effect of up-flow constructed wetland and microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery [J]. Bioresource Technology, 2016, 203:190-197.
- [7] WANG J, SONG X, WANG Y, et al. Bioelectricity generation, contaminant removal and bacterial community distribution as affected by substrate material size and aquatic macrophyte in constructed wetland-microbial fuel cell[J]. Bioresource Technology, 2017, 245:372-378.
- [8] 李婧.无膜生物阴极微生物燃料电池处理生活污水的研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2010.
LI Jing. Characteristic in Electricity Generation and Wastewater Treatment by the Biocathode Membrane-less MFC [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010 (in Chinese).
- [9] SRIVASTAVA P, ABBASSI R, YADAV A K, et al. A review on the contribution of electron flow in electroactive wetlands: electricity generation and enhanced wastewater treatment [J]. Chemosphere, 2020, 254:126926.
- [10] SRIVASTAVA P, YADAV A K, MISHRA B K. The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland[J]. Bioresource Technology, 2015, 195:223-230.
- [11] YANG Y, ZHAO Y, TANG C, et al. Role of macrophyte species in constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and bioenergy generation [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 392:123708.
- [12] CHIRANJEEVI P, MOHANAKRISHNA G, MOHAN S V. Rhizosphere mediated electrogensis with the function of anode placement for harnessing bioenergy

- through CO₂ sequestration [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 124:364–370.
- [13] LI X N, SONG H L, XIANG W L, 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.
- [14] 赵晓红,徐磊,任柏铭,等. 铝污泥人工湿地/微生物燃料电池工艺性能初步研究[J]. 中国给水排水, 2015, 31(17):137–141.
ZHAO Xiaohong, XU Lei, REN Baiming, et al. Preliminary study on alum sludge-based constructed wetland/microbial fuel cell [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(17):137–141 (in Chinese).
- [15] 王琳,李雪,王丽. 复合生物阴极型微生物燃料电池处理废水及同步产电性能[J]. 环境科学研究, 2017, 30(7):1098–1104.
WANG Lin, LI Xue, WANG Li. Performance of a hybrid biocathode microbial fuel cell for wastewater treatment and electricity generation [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30 (7):1098–1104 (in Chinese).
- [16] 丁岩,吴昌永,周岳溪,等. 活性炭吸附石化二级出水有机物去除特性研究[J]. 环境科学学报, 2016, 36 (4):1183–1189.
DING Yan, WU Changyong, ZHOU Yuexi, et al. Adsorption characteristics of organics from petrochemical secondary effluent by activated carbon [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(4):1183–1189 (in Chinese).
- [17] LIU F, SUN L, WAN J, et al. Organic matter and ammonia removal by a novel integrated process of constructed wetland and microbial fuel cells [J]. *RSC Advances*, 2019, 9(10):5384–5393.
- [18] KIM J R, ZUO Y, REGAN J M, et al. Analysis of ammonia loss mechanisms in microbial fuel cells treating animal wastewater [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2008, 99(5):1120–1127.
- [19] 梁鹏,张玲,黄霞,等. 双筒型微生物燃料电池生物阴极反硝化研究[J]. 环境科学, 2010, 31(8):1932–1936.
- LIANG Peng, ZHANG Ling, HUANG Xia, et al. Biocathode denitrification in a two-columnar microbial fuel cell [J]. *Environmental Science*, 2010, 31 (8): 1932–1936 (in Chinese).
- [20] VIRDIS B, RABAHEY K, YUAN Z, et al. Microbial fuel cells for simultaneous carbon and nitrogen removal [J]. *Water Research*, 2008, 42 (12):3013–3024.
- [21] 崔心水,赵剑强,闫龙梅,等. 阴极类型对微生物燃料电池阳极脱氮产电的影响[J]. 中国给水排水, 2019, 35(21):97–102.
CUI Xinshui, ZHAO Jianqiang, YAN Longmei, et al. Influence of cathode types on anode denitrification and electricity generation of microbial fuel cells [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35 (21): 97 – 102 (in Chinese).
- [22] VIRDIS B, READ S T, RABAHEY K, et al. Biofilm stratification during simultaneous nitrification and denitrification (SND) at a biocathode [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(1):334–341.
- [23] XU L, ZHAO Y, WANG X, et al. Applying multiple bio-cathodes in constructed wetland-microbial fuel cell for promoting energy production and bioelectrical derived nitrification-denitrification process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 344:105–113.
- [24] WANG X, TIAN Y, LIU H, et al. Effects of influent COD/TN ratio on nitrogen removal in integrated constructed wetland – microbial fuel cell systems [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 271:492–495.
- [25] WANG L, PANG Q, ZHOU Y, et al. Robust nitrate removal and bioenergy generation with elucidating functional microorganisms under carbon constraint in a novel multianode tidal constructed wetland coupled with microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 314:123744.

作者简介:管凛(1974–)女,江苏南通人,学士,研究员级高工,研究方向为水污染控制技术。

E-mail:guanlin@bewg.net.cn

收稿日期:2020–06–15

修回日期:2020–08–13

(编辑:刘贵春)