

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0207

马丹丹, 李茹莹, 凯西·福雷斯特, 等. 2014. 微生物电容脱盐燃料电池性能研究[J]. 环境科学学报, 34(6): 1375-1380

Ma D D, Li R Y, Casey Forrestal, *et al.* 2014. Investigation on the performance of microbial capacity desalination cell[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 34(6): 1375-1380

微生物电容脱盐燃料电池性能研究

马丹丹¹, 李茹莹^{1,*}, 凯西·福雷斯特², 任智勇², 季民¹

1. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072

2. 美国科罗拉多大学博尔德分校, 美国博尔德 80309

收稿日期: 2013-08-26

修回日期: 2013-10-25

录用日期: 2013-11-03

摘要:以微生物电容脱盐燃料电池(MCDC)为研究对象,考察了反应时间、盐溶液浓度和电容电极对数对 MCDC 脱盐效率的影响.试验采用阳离子交换膜分隔阳极室与脱盐室,阴离子交换膜分隔阴极室与脱盐室.试验结果显示在处理 $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaCl 溶液试验中,脱盐室溶液盐度先降低后升高,在反应运行 30 min 时,脱盐室达到最大脱盐率 47.83%.同时发现在脱盐过程中,阳极室和阴极室溶液盐度持续降低,运行 150 min 后分别下降到 15.24% 和 6.12%.随盐溶液浓度的增加,脱盐率降低,单位电极吸附量增加,根据 Langmuir 方程和 Freundlich 方程的线性拟合得到,MCDC 最大脱盐吸附容量为 $72.99\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,电容吸附为复杂度的双分子层吸附.电极对数从 1 对增加到 4 对,MCDC 的脱盐效率提高了 37.37%.通过电容电极反接,可在 1 h 内实现电容再生.

关键词:微生物电容脱盐燃料电池;反应时间;盐溶液浓度;电极对数;电容再生

文章编号:0253-2468(2014)06-1375-06

中图分类号:X703

文献标识码:A

Investigation on the performance of microbial capacity desalination cell

MA Dandan¹, LI Ruying^{1,*}, CASEY Forrestal², REN Zhiyong², JI min¹

1. School of Environment Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072

2. Department of Civil Engineering, University of Colorado Boulder, Boulder, CO80309, USA

Received 26 August 2013;

received in revised form 25 October 2013;

accepted 3 November 2013

Abstract: The effects of desalination time, concentration of salt water and the number of capacity electrode on the performance of salt removal were investigated in a microbial capacity desalination cell (MCDC). The MCDC was constructed by inserting a cation exchange membrane (CEM) next to the anode and an anion exchange membrane (AEM) next to the cathode. Results showed that the conductivity of salt water decreased at the beginning of time and then increased slowly, when treating $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ of NaCl solution. When the reactor operated for 30 min with $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ NaCl solution, the salt removal efficiency reached the highest of 47.83%. The conductivity reductions of anolyte and catholyte in MCDC were 15.24% and 6.12% respectively after desalinated for 150 min. With the increase of NaCl concentration, the salt removal efficiency decreased and the adsorption quantity of total dissolved solid per gram activated carbon cloth increased. According to the equation liner fittings of the Langmuir and Freundlich, the maximum adsorption capacity of MCDC was $72.99\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ and the capacity adsorption was complex bilayer adsorption. The salt removal efficiency increased by 37.37%, when the electrode number increased from 1 to 4 pairs. The capacity can be regenerated within 1 h through exchange the connection of electrode and activated carbon cloth assemblies.

Keywords: microbial capacity desalination cell; operation time; NaCl concentration; electrode number; capacity regeneration

1 引言(Introduction)

常见的除盐方法有蒸馏、反渗透、电渗析、离子交换等.这些方法普遍存在着能耗高、产水量低或对

环境产生二次污染等缺点(Alklaibi and Lior, 2005; Feinberg *et al.*, 2013; Jacob, 2007).因此开发经济、高效的环保型除盐技术具有重要意义.

微生物脱盐燃料电池(microbial desalination

基金项目:教育部博士点基金(No.20120032110042);天津市应用基础与前沿技术研究计划青年项目(No. 14JCQNJC08300)

Supported by the Research Fund for the Doctoral Program of Higher Education of China (No.20120032110042) and the Youth Project for Application Basis and Cutting-edge Technology Research Plan of Tianjin (No. 14JCQNJC08300)

作者简介:马丹丹(1988—),女,E-mail:antyfly@126.com; *通讯作者(责任作者),E-mail: liruying@tju.edu.cn

Biography: MA Dandan(1988—), female, E-mail: antyfly@126.com; * Corresponding author, E-mail: liruying@tju.edu.cn

cell, MDC) 是一项以微生物燃料电池 (microbial fuel cell, MFC) 为基础的新型除盐技术. MDC 是在 MFC 的阳极室和阴极室间加上阳离子交换膜 (CEM) 和阴离子交换膜 (AEM), 形成一个中间脱盐室. 在 MDC 中, 阳极上的产电微生物氧化阳极室的有机污染物产生电子并释放出质子, 电子通过外电路到达阴极, 与阴极室水解产生的质子和空气阴极上的氧气结合生成水并释放出氢氧根离子, 在阴阳极间形成电场推动脱盐室中盐离子去除. 在不需要任何外加电场和压力的条件下, 中间脱盐室的盐水得到了淡化, 同时处理废水并产生电能 (Cao *et al.*, 2009; Kim and Logan, 2013; Mehanna *et al.*, 2010). 虽然阳极室溶液电导率的升高会一定程度上提高脱盐效率和产能, 但会影响阳极出水的后续利用并增大了盐溶液体积. MDC 面临的另一问题是阴阳极室 pH 失衡, 阳极室氯离子的累积和 pH 的降低限制了微生物的产电能力进而影响脱盐效率, 同时危害了产电菌的活性 (Luo *et al.*, 2011; Rozendal *et al.*, 2008; Luo *et al.*, 2012). 针对上述两种问题, Casey 等提出微生物电容脱盐燃料电池 (microbial capacity desalination cell, MCDC) (Forrestal *et al.*, 2012a). 它是在脱盐室安装两个活性炭布电容电极并分别与阴阳极连接, 电容电极具有与阴阳极相同的电势进而在活性炭布表面形成双电层吸附带有相反电荷的盐离子. 运用两张 CEM 分隔三室, 质子可在三室间自由转移, 减缓了 pH 波动问题 (Forrestal *et al.*, 2012a, 2012b), 但随反应时间的延长, 阴极室溶液盐度升高 pH 升高. 罗海萍等的试验表明, 阴极室 pH 升高导致 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等阳离子氢氧化物在膜表面的沉积是造成长期运行下 MDC 脱盐效率下降的主要因素, MDC 在脱盐运行 8 个月后, 脱盐效率由最初的 47% 下降到 27% (Luo *et al.*, 2012). 因此 MCDC 阴极液 pH 的升高会影响其长期运行效果.

本文在 MCDC 电容吸附离子概念的基础上, 对其进行深入的研究. 为了调整盐度分配和改善阴极液 pH 升高问题, 本实验采用 CEM 分隔阳极室与脱盐室, AEM 分隔阴极室与脱盐室. 在电容间电势差的作用下, 阳极室中的阳离子与阴极室中的阴离子分别穿过 CEM 与 AEM 到达脱盐室并吸附于双电层, 实现了三室同时脱盐的目的. 阴极室累积的 OH^- 和阳极室生成的 H^+ 可以分别穿过 AEM 和 CEM 到达脱盐室进而中和. 本实验室之前的研究表明, 在经过一个脱盐周期 (30 min) 后, 使用两张 CEM 的

MCDC 系统阴极液 pH 升高了 0.36, 而本实验使用的 MCDC 仅升高了 0.22, 明显改善了阴极液 pH 波动问题, 保证其长期运行效果. 目前关于 MCDC 的脱盐效果和产电情况已有报道, 但较少见各运行条件对 MCDC 性能影响的相关报道. 本试验考察了反应时间、盐溶液浓度和电容电极对数对脱盐效率的影响, 探讨 MCDC 的脱盐机理, 研究电容再生方法.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 装置与材料

采用三室空气阴极型微生物电容脱盐燃料电池, 结构如图 1 所示. 阳极室与脱盐室采用阳离子交换膜 (CMI7000, 膜国际, 新泽西) 分隔, 阴极室与脱盐室由阴离子交换膜 (AMI 7001, 膜国际, 新泽西) 分隔. 阳极室、脱盐室和阴极室有效体积分别为 27 mL、7 mL 和 23 mL. MCDC 阳极为碳刷 (直径 25 mm×长 30 mm). 空气阴极工作面积为 9 cm^2 , 阴极与溶液接触的一侧载有 0.5 $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ 的铂催化剂, 另一侧与空气相通, 涂有 PTFE 防水层 (Cheng *et al.*, 2006). 脱盐室设有两个活性炭布电容电极, 分别由一层镍/铜金属网 (McMaster Carr, IL) 和 2 层活性炭布 (1.05 g, ACC, Chemviron Carbon, 英国) 组成. 碳刷与活性炭布在使用之前用丙酮浸泡过夜后放入马弗炉中加热至 350 $^{\circ}\text{C}$ 保温 30 min (Wang *et al.*, 2011).

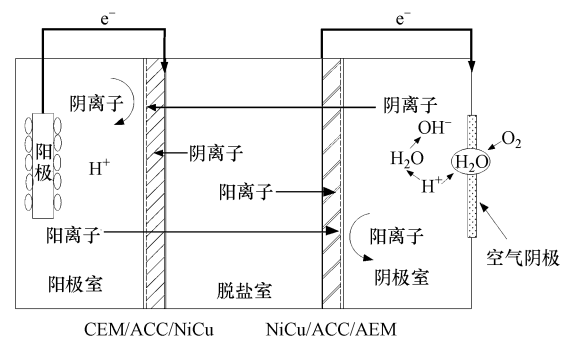


图 1 微生物脱盐电容燃料电池示意图

Fig.1 Schematic diagram of microbial capacity desalination cell

2.2 模拟废水成分及组成

阳极开路电压是在保持 MCDC 开路 1~2 h, 当开路电压稳定后用氯化银电极作参比测得的, 可以间接表明产电微生物的活性. 微生物脱盐电容燃料电池的阳极取自己已经驯化好的 MFC 的预挂膜阳极. MFC 启动成功后阳极开路电压为 -370 ± 12 mV, 表明阳极上产电微生物数量和活性均较稳定 (黄霞

等,2007).阴阳极溶液和盐溶液均采用灭菌后的去离子水配制.阳极溶液成分为:NaAc $1.6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $100 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 磷酸钠缓冲溶液(PBS)和其他微量元素,平均电导率为 $12.1 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$;阴极溶液成分为 $5.2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$, $10.7 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{HPO}_4$,平均电导率为 $12.6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Ren *et al.*, 2011);盐溶液据试验要求用 NaCl 配置成不同浓度.

2.3 脱盐与解吸

在脱盐阶段,活性炭布电容电极与邻近的阳极、阴极相连.脱盐室与外置烧杯联通,利用蠕动泵将 30 mL NaCl 溶液以 $5 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 的流速在脱盐室与烧杯间循环.阳极上的产电菌降解乙酸钠释放的电子通过外电路传递到活性炭布电容电极,使电容电极具有与阴阳极相同的电势,进而在活性炭布表面与溶液间形成双电层,离子富集在电极表面而使溶液中的离子浓度降低.解吸阶段采用两种方法再

生电容电极:一种是在电容吸附饱和后,断开电容与阴阳极的连接,用外导线连接两电容电极使其短路,阴阳极用 1000Ω 外载电阻连接.在短路的情况下,活性炭布失去极性,吸附于双电层上的离子从碳布上解吸,带有相反电荷的离子互相吸引并向溶液中转移.另一种方法是交换电容电极与阴阳极的连接,在活性炭布电极间加以与脱盐阶段相反的电势,吸附于电容上的离子在同性相斥的作用下解吸.当电容间电势 $\leq \pm 0.5 \text{ mV}$ 时视为电容电解吸完成,后用 250 mL 蒸馏水循环冲洗脱盐室以去除物理吸附的离子.

2.4 数据测量与计算

使用电导率仪(Sension 156, HACH Co., 美国)测量盐度.在本试验所用 NaCl 浓度范围内 NaCl 浓度与 NaCl 溶液电导率有很好的线性关系.使用公式(1)计算单位质量活性炭布吸附量(钟颖, 2009).

$$QA = \frac{(\sigma_{0A} - \sigma_{tA}) \times V_A + (\sigma_{0C} - \sigma_{tC}) \times V_C + (\sigma_{0D} - \sigma_{tD}) \times V_D}{m} \quad (1)$$

式中, σ_{0A} 、 σ_{0C} 和 σ_{0D} 代表阳极室、阴极室和脱盐室初始溶液电导率($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$); σ_{tA} 、 σ_{tC} 和 σ_{tD} 代表反应过程中某一时刻溶液的电导率; V_A 、 V_C 和 V_D 为阳极室、阴极室和脱盐室的溶液体积(mL); m 是活性炭布质量(g).

电容间电势差与电阻两端电压用万用表测得.使用 pH 计(Sension 156, HACH Co., 美国)测量溶液 pH.使用 COD 速测仪(Hach DR/890, 哈希, 美国)测量阳极液 COD.反应器内阻的变化利用恒电位仪(G300, Garmy 仪器公司, 新泽西)通过电化学阻抗谱方法(EIS)测得.

3 结果(Results)

3.1 反应时间对脱盐效果的影响

MCDC 系统对浓度为 $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、体积为 30 mL 的 NaCl 溶液进行脱盐试验.将电容电极与阴阳极连接,盐溶液中的离子向带有相反电荷的电极处移动并吸附在其表面,吸附在电极表面的离子同时也被电极附近溶液中的反向离子吸附,重新回到溶液中,在电容去离子脱盐过程中,离子的吸附和脱附是同时发生的(Oren *et al.*, 2008; 尹广军和陈福明, 2003).图 2 所示为脱盐室、阴阳极室和活性炭布电容电极间电势差随时间的变化.从图中可知,脱盐室溶液电导率随电势差的升高而降低,当电容间电势差从 0 mV 升至 300 mV 时,盐溶液电导率从初始的

$8.12 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 降至 $4.56 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.反应器运行初期,脱盐室电导率快速下降的同时电势差迅速上升,之后二者均变化缓慢,这表明电容吸附容量随被吸附离子的增加而降低.在运行到 30 min 时,脱盐室达到最大脱盐率 47.83% .随着反应时间的延长脱盐室溶液电导率有轻微的上升,这是因为阳极室的阳离子与阴极室的阴离子在电容间电势差的作用下分别穿过阳离子交换膜与阴离子交换膜向脱盐室转移,而电容的吸附容量是一定的,在吸附饱和后脱盐室溶液的电导率逐渐升高.阴阳极室溶液电导率在反应器运行期间持续降低.反应进行 150 min 后,脱盐室与阴阳极室脱盐率为 44.72% 、 15.24% 和 6.12% .阴阳极室溶液脱盐率较脱盐室盐溶液脱盐率要小很多,这主要是由有限的电容吸附容量,较大的离子交换膜阻力和阴阳极电极本身对离子的吸引力共同作用的结果.综合三室溶液电导率值,根据公式(1)计算得出,单位质量活性炭布吸附量为 $70.08 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$.MCDC 较传统 MDC 相比,在实现对脱盐室溶液脱盐的同时,避免了离子向阴阳极室转移并部分去除了两室溶液的盐度,利于阴阳极溶液的后续利用;较 CDI 技术相比提高了单位质量碳布的吸附量,并直接利用产电菌降解有机物产生的电能进行电吸附脱盐,降低了设备运行能耗.相关研究表明,CDI 技术在使用炭气凝胶作电极时可获得 $7 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 的最大吸附量(Xu *et al.*, 2008),远小于本

试验中 MCDC 获得的 $70.08 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 较好的吸附效果可能是因为 MCDC 是利用产电微生物产生的内部电能,避免了外部电路进而降低了能量传输过程中的能量损耗,因此,MCDC 比传统 CDI 技术具有更高的能量转换效率 (Forrestal *et al.*, 2012b).

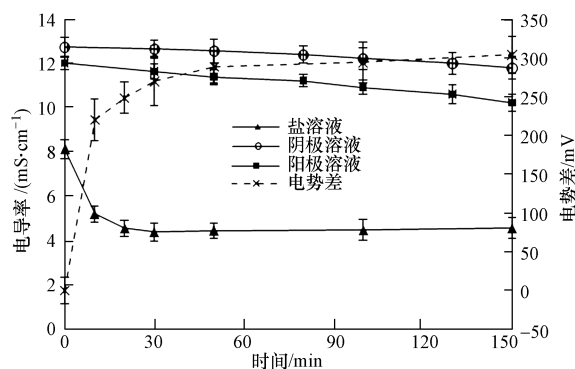


图2 各室溶液电导率与活性炭布电容间电势差随时间的变化
Fig.2 The conductivity of solutions and the charge potential across the ACC assemblies as functions of time

3.2 盐溶液浓度对脱盐效果的影响

电吸附能力与盐溶液浓度有关,一般而言,浓度越高吸附量越大,但是其饱和也越快,影响了其脱盐效率.用去离子水配置 NaCl 溶液浓度分别为 $0.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,控制流速为 $5 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,比较不同盐浓度下的脱盐效果.图 2 是各个浓度下的脱盐效率与单位质量活性炭布的吸附量,随着盐水浓度的提高,脱盐效率呈下降趋势,在盐水浓度为 $0.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时最高脱盐效率为 73.86%,而在盐水浓度为 $30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,脱盐效率为 20.64%.在盐水浓度为 $15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (电导率为 $22.9 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$) 以下时,随着浓度的提高,吸附量有较显著的提高,但是当盐溶液浓度大于 $15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,吸附量的提高并不显著,这主要是因为电极的吸附容量是一个定值,在相同的流速和时间下,浓度高的溶液所含离子较多,电极在相同的时间内吸附的离子就越多,所以电极最先出现饱和现象,处理效果也最差.为确定离子在活性炭纤维电极上的主要吸附类型,用 Langmuir 方程和 Freundlich 方程对吸附等温线进行了线性拟合.结果表明电极吸附过程与 Langmuir ($R^2 = 0.943$) 方程和 Freundlich ($R^2 = 0.9907$) 方程都有较好的一致性,其中 Freundlich 方程有更好的相关性.用 Langmuir 方程求得最大的吸附量为 $72.99 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$.对 Freundlich 方程求出特征常数 $n = 2.23$,可见 MCDC 的电容吸附是更类似于电场作用下的多分子层

吸附.

3.3 电极数目对脱盐效果的影响

为考察电极对数对 MCDC 脱盐效率的影响,分别将制作好的 1 对、2 对、3 对、4 对活性炭布电极安装在脱盐室内.调节盐溶液浓度为 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,控制流速为 $5 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$.不同电极对数下 MCDC 的脱盐效率与吸附量如图 3 所示.随着电极数目的增大,脱盐效率越高,当电极数目为 4 对时,最高脱盐效率为 59.4%.单位电极间电势差为一定值,即阴阳极间电势,增加电极对数即增加了活性炭布面积,进而为离子提供更多吸附位点.但去除效率并不是和电极对数呈线性关系,这是因为在其他条件相同的情况下,随电极数量的增加,使得处理溶液通过的路程增长,单位电极接触的离子量下降.吸附量随电极数目的增加下降,在盐溶液浓度相同的情况下,单位电极的吸附量基本为一定值.可见,若是增加电极数目或是将多个 MCDC 串联,出水情况将是相当可观的,在工业应用中,安装足够的电极就能达到理想的出水效果.因此,在今后的研究中可以进一步关注 MCDC 的构型设计以装载更多的吸附材料和改善扩散速率进而提高吸附容量.

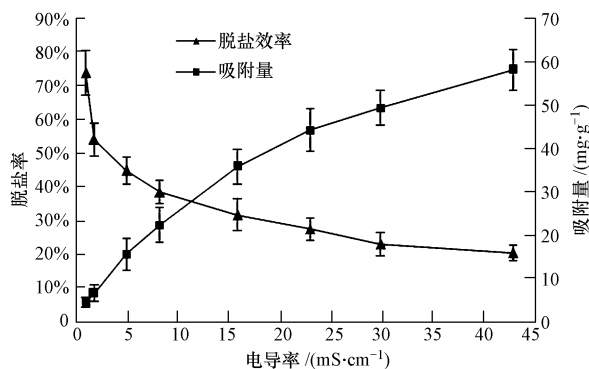


图3 不同盐溶液浓度时的脱盐效率与吸附量

Fig.3 Salt removal percentage and adsorption capacity on different sodium chloride concentrations

3.4 电容的再生

电容吸附饱和后不再具有吸附能力,需要对其进行解吸再生.比较了电极短路连接与电极反接两种电容再生方法.由图 4 可知,电极反接比电极短路连接能更快地完成电解吸.电极反接所需再生时间为 53 min,远小于电极短路所需的 240 min.这主要是因为电极短路连接完全是依靠水流的冲刷和正负离子间的相互吸引,而电极反接是在电容电极上加以相反电势以驱逐吸附的离子,其作用力远远大于离子间吸引力.电解吸完成后,用超纯水冲洗脱盐

室以去除残余的盐度直至超纯水盐度恒定.测量超纯水电导率发现回收的盐度小于三室脱除的盐度,回收率为 86.73%.这是由于反接电极进行电容再生,离子在脱附的同时,带有反向电荷的离子会吸附到电极上,占据吸附位,脱附作用和吸附作用同时发生,所以电极上会残留离子,影响循环效果.并且在电容电极再生期间,阴阳极室的离子在浓度差与阴阳极间电势差的作用下继续向脱盐室转移,实现了持续脱盐的效果.今后的研究中可以通过模块化的堆栈反应堆和灵活的操作策略来实现脱盐与再生一体化,生物电化学系统,例如 MFC 与 CDI 技术的不断发展也有利于 MCDC 系统的优化和理论完善.

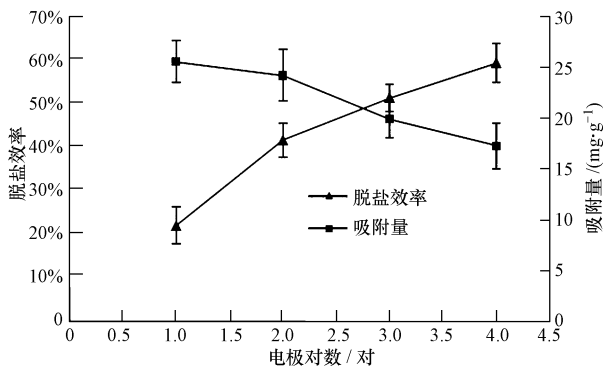


图 4 不同电极数目时的脱盐效率与吸附量

Fig.4 Salt removal percentage and adsorption capacity on different electrode numbers

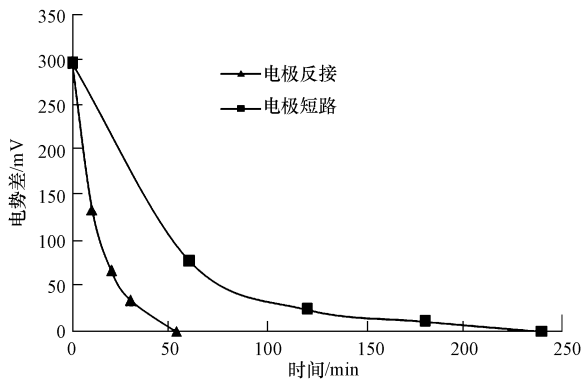


图 5 不同再生方法下活性炭布电容间电势差的变化

Fig.5 The change of ACC assemblies potential under different regeneration methods

4 结论 (Conclusions)

1) 微生物电容脱盐燃料电池实现了对脱盐室以及阴阳极室溶液同时进行脱盐的效果,保证了阳极微生物免受高盐度的影响.在处理 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ NaCl 的

试验中,脱盐室溶液电导率先迅速降低后缓慢升高,在运行 30 min 时取得最大脱盐率 47.83%.反应进行 150 min 时,阳极室、阴极室脱盐率分别为 15.24% 和 6.12%.

2) 脱盐室盐溶液浓度影响脱盐效率.随浓度的增加,脱盐率降低,单位电极吸附量增加,根据 Langmuir 方程和 Freundlich 方程的线性拟合可知,MCDC 最大吸附量为 $72.99 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,电容吸附为复杂度的双分子层吸附.

3) 增加电极对数可以提高 MCDC 脱盐效率:电极对数从 1 对增加到 4 对,MCDC 的脱盐效率提高了 37.37%.单位电极吸附量在盐浓度相同的情况下为一定值,并随电极对数的增加而降低.

4) 电极反接相比于电极短路连接,可在较短的时间内实现电容的电解吸.通过交换电容与阴阳极的连接,可在 1 h 内完成电容的再生.阴阳极室溶液电导率在整个脱盐与再生期间持续降低.

致谢:该论文试验在美国科罗拉多大学丹佛校区完成,感谢任智勇老师的环境生物技术实验室为本试验提供研究资助.

责任作者简介:李茹莹,女,副教授,硕士生导师,主要研究方向为厌氧生物能源技术及污水处理.E-mail: liruying@tju.edu.cn.

参考文献 (References):

- Alklaibi A M, Lior N. 2005. Membrane-distillation desalination: Status and potential[J]. *Desalination*, 171(2): 111-131
- Cao X X, Huang X, Liang P, et al. 2009. A new method for water desalination using microbial desalination cells[J]. *Environmental Science & Technology*, 43(18): 7148-7152
- Cheng S A, Liu H, Logan B E. 2006. Increased performance of single-chamber microbial fuel cells using an improved cathode structure[J]. *Electrochemistry Communications*, 8(3): 489-494
- Feinberg B J J, Ramon G Z, Hoek E M V. 2013. Thermodynamic analysis of osmotic energy recovery at a reverse osmosis desalination plant[J]. *Environmental Science & Technology*, 47(6): 2982-2989
- Forrestal C, Xu P, Jenkins P E, et al. 2012a. Microbial desalination cell with capacitive adsorption for ion migration control[J]. *Bioresource Technology*, 120: 332-336
- Forrestal C, Xu P, Ren Z Y. 2012b. Sustainable desalination using a microbial capacitive desalination cell[J]. *Energy & Environmental Science*, 5(5): 7161-7167
- 黄霞, 范明志, 梁鹏, 等. 2007. 阳极材料特性对 MFC 产电的影响[J]. *中国给水排水*, 23(3): 8-13
- Jacob C. 2007. Seawater desalination: Boron removal by ion exchange technology[J]. *Desalination*, 205(1/3): 47-52

- Kim Y, Logan B E. 2013. Simultaneous removal of organic matter and salt ions from saline wastewater in bioelectrochemical systems [J]. *Desalination*, 308: 115-121
- Luo H P, Jenkins P E, Ren Z Y. 2011. Concurrent desalination and hydrogen generation using microbial electrolysis and desalination cells [J]. *Environmental Science & Technology*, 45(1): 340-344
- Luo H P, Xu P, Jenkins P E, *et al.* 2012a. Ionic composition and transport mechanisms in microbial desalination cells [J]. *Journal of Membrane Science*, 409-410: 16-23
- Luo H P, Xu P, Ren Z Y. 2012b. Long-term performance and characterization of microbial desalination cells in treating domestic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 120: 187-193
- Mehanna M, Kiely P D, Call D F, *et al.* 2010. Microbial electro dialysis cell for simultaneous water desalination and hydrogen gas production [J]. *Environmental Science & Technology*, 44(24): 9578-9583
- Oren Y. 2008. Capacitive deionization (CDI) for desalination and water treatment-past, present and future (a review) [J]. *Desalination*, 228(1/3): 10-29
- Ren Z Y, Yan H J, Wang W, *et al.* 2011. Characterization of microbial fuel cells at microbially and electrochemically meaningful timescales [J]. *Environmental Science & Technology*, 45(6): 2435-2441
- Rozendal R A, Hamelers H V M, Rabaey K, *et al.* 2008. Towards practical implementation of bioelectrochemical wastewater treatment [J]. *Trends in Biotechnology*, 26(8): 450-459
- Wang H M, Davidson M, Zuo Y, *et al.* 2011. Recycled tire crumb rubber anodes for sustainable power production in microbial fuel cells [J]. *Journal of Power Sources*, 196(14): 5863-5866
- Xu P, Drewes J E, Heil D, *et al.* 2008. Treatment of brackish produced water using carbon aerogel-based capacitive deionization technology [J]. *Water Research*, 42(10/11): 2605-2617
- 尹广军, 陈福明. 2003. 电容去离子研究进展 [J]. *水处理技术*, 29(2): 63-66
- 钟颖. 2009. 活性炭纤维及其改性后的电极电吸附脱盐研究 [D]. 广州: 中山大学