

生物阴极型微生物燃料电池研究进展

张玲¹, 梁鹏^{2*}, 黄霞², 郑旭煦¹

(1.重庆工商大学环境与生物工程学院,重庆 400067; 2.清华大学环境科学与工程系,北京 100084)

摘要 :生物阴极型微生物燃料电池利用阴极微生物作为催化剂,降低微生物燃料电池成本的同时提高运行稳定性,受到广泛关注。文章根据最终电子受体将微生物燃料电池分为好氧生物阴极型和厌氧生物阴极型两类,分别对其产电机理、产电及污水净化效果进行评述,在此基础上分析影响生物阴极型微生物燃料电池产电的各种因素,提出生物阴极型微生物燃料电池的发展方向。

关键词 :微生物燃料电池; 生物阴极; 电子受体; 功率密度

中图分类号 :X382.1 文献标志码 :A doi :10.3969/j.issn.1003-6504.2010.11.025 文章编号 :1003-6504(2010)11-0110-05

Progress of Studies on Biocathode Microbial Fuel Cells

ZHANG Ling¹, LIANG Peng^{2*}, HUANG Xia², ZHENG Xu-xu¹

(1.School of Environmental and Biological Engineering, Chongqing Technology and Business University, Chongqing 400067, China; 2.Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract : Biocathodes which use microorganisms to assist cathodic reactions in microbial fuel cells (MFCs) could decrease the cost and increase the operational sustainability. Based on electron acceptors, biocathodes in MFCs were classed into two types including aerobic biocathode and anaerobic biocathode. The development and experimental progress of biocathodes in MFCs were analyzed, some factors which could affect power generation or wastewater treatment were discussed. Future studies were prospected as well.

Key words : microbial fuel cell; biocathode; electron acceptor; power density

微生物燃料电池(Microbial Fuel Cell,简称MFC)是近年迅速发展起来的一种融合了污水处理和生物产电的新技术,它能够在处理污水的同时,将有机物的化学能转化为电能。2000年之后,MFC研究者普遍关注MFC理论和实际应用领域,研究了电子从微生物到阳极电极的转移过程,构造了不同形状的MFC,选择了不同的阴阳极与膜材料进行对比实验,完成了从介体MFC向无介体MFC的发展,这些工作大大推进了MFC的发展。

最近的研究^[1-2]表明:阴极是制约MFC产电的主要原因之一,由于MFC的阴极通常以氧气作为电子受体,从氧的还原动力学看,氧的还原速度慢直接影响了MFC的产电性能,于是研究者开始在阴极中加入各种催化剂来提高氧气的还原速率。根据阴极催化剂种类可以将MFC阴极分为非生物型阴极(abiocathode)和生物型阴极(biocathode)。

非生物型阴极常用的催化剂主要有Pt、过渡金属元素等。目前,Pt是使用最广泛的高效催化剂,用Pt

催化电极反应可以使MFC的产电性能提高近4倍^[3]。但是Pt的价格昂贵,极大地增加了MFC的成本,不适于MFC的规模化应用。过渡金属元素,如铁和钴,也是合适的电子介体,因为它们能在各自的氧化还原态之间快速地转化。研究结果表明:在碳/石墨阴极中加入三价铁化合物(如铁氰化钾)会显著提高MFC的电子传递性能^[4]和输出电压^[3],MFCs的最大功率可提高至258W/m³^[5]。

非生物型阴极虽然能显著提高MFC的产电性能,但是其成本高、稳定性差、容易造成催化剂污染。为了克服非生物阴极的缺点,研究者们考虑用微生物体内的具有特定功能的酶作为催化剂,取代金属催化剂。与非生物型阴极相比,生物型阴极具有以下优点^[6]:(1)以微生物取代金属催化剂,可以显著降低MFC建造成本;(2)生物阴极能够避免出现催化剂中毒,提高MFC运行稳定性;(3)利用微生物的代谢作用可以去除水中的多种污染物,例如生物反硝化等。一般来说,根据阴极最终电子受体的不同,可以将生物阴极分为

收稿日期:2009-07-25;修回:2009-10-10

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA062329) 科技部国际科技合作计划项目(2006DFA91120)

作者简介:张玲(1984-),女,硕士,主要研究方向为水污染控制理论与技术研究(电子信箱)zhangling841211@163.com,*通讯作者(电子信箱)liangpeng@tsinghua.edu.cn。

好氧型生物阴极(aerobic biocathode)和厌氧型生物阴极(anaerobic biocathode)。

1 好氧型生物阴极

O₂ 在空气中的含量高,氧化还原电势为+0.8V,是MFC阴极最常用的电子受体。按照氧气的作用方式不同,好氧型生物阴极又可以分为直接以氧气为电子受体的生物阴极和间接以氧气为电子受体的生物阴极。前者是指微生物直接将电子传递到氧气,进行氧气的还原,而后者主要是指微生物利用金属氧化物或高价铁盐(如二氧化锰、三价铁盐)的还原,来实现电子到氧气的传递。

1.1 氧作为直接电子受体

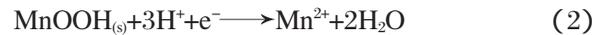
近年来研究者做了大量工作来推动生物阴极的发展,实现了以氧气为电子受体的生物阴极的应用。Bergel等^[7]发现在质子交换膜燃料电池中,长满生物膜的不锈钢阴极能够还原氧气,提高燃料电池的性能,最大功率密度达到320mW/m²。他们还发现去除生物膜后功率会显著下降,从原来的270mW/m²降为2.8mW/m²,证明生物膜对氧气还原有着明显的催化作用。

Clauwaert等^[8]在筒状MFC中实现了生物催化的O₂还原过程,最大功率密度达到83W/m³,阳极COD去除速率为1.5kg/(m³·d),库仑效率达到90%。同时还发现,在阴极表面沉积一层MnO₂后,MFC的启动时间比未经修饰的MFC缩短了30%,但是经过5个月的运行后,阴极上的微生物群落结构是相似的。Freguia等^[9]在两室型MFC中,将阳极出水直接流入阴极,进一步提高了生物阴极对O₂的利用效果,最大功率密度提高至110W/m³,最大COD去除速率为3.9kg/(m³·d),去除率高达99%。采用此种运行方式,一方面促进了质子从阳极向阴极的传递,避免了阴极pH升高过快,另一方面也可以利用阴极中的异养菌进一步去除残留有机物,强化了有机物的去除效果。

1.2 二氧化锰为直接电子受体

Mn是一种地壳中含量丰富的铁族元素,含有+2、+4等多种价态,在微生物的作用下,锰能够作为电子供体或受体,发生生物氧化还原反应。Rhoads等^[10]在MFC的阴极表面沉积一层MnO₂,利用MnO₂的电化学还原和生物再氧化过程,在MFC中首次实现了生物阴极过程。阴极发生的反应可以分为两步(如图1):首先,沉积在阴极表面的MnO₂从阴极接受一个电子还原为中间体MnOOH,MnOOH不稳定,会再次接受电子被还原为Mn²⁺,电极反应如式1和式2所示,然后,锰氧化菌*Leptothrix discophora*利用O₂将Mn²⁺再次氧化为MnO₂沉积到电极表面,从而实现了电子受

体MnO₂的循环利用。试验结果表明,以MnO₂作为电子受体的生物阴极型MFC表现出了更高的活性,最大功率密度可达126.7mW/m²,比直接以O₂为电子受体的MFC产电能力(3.9mW/m²)提高了将近40倍。



为了进一步探索生物阴极的实际应用,Shantaram等^[11]利用镁合金作为MFC的阳极,氧化锰作为MFC的阴极,将MFC的电压提高到3.3V,成功地驱动了无线传感器。利用MFC驱动的无线传感器测量空气和水的温度,并将所测数值传输给偏远的信号接收器,从而克服了传统化学电池寿命短、需要定期更换的不便以及太阳能电池需要依靠太阳光驱动的缺点。

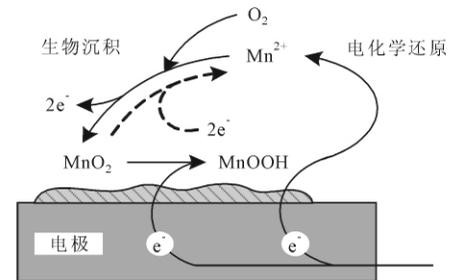
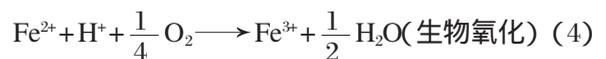
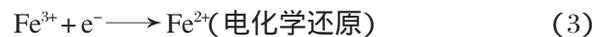


图1 生物阴极上MnO₂的还原和再氧化过程^[10]

Fig.1 The reduction and re-oxidation process of MnO₂ on biocathode^[10]

1.3 三价铁为直接电子受体

Fe³⁺/Fe²⁺氧化还原电势为0.77V,比MnO₂/Mn²⁺的氧化还原电势(0.60V)高^[12],因此阴极中Fe³⁺/Fe²⁺氧化还原反应更容易进行。Fe³⁺/Fe²⁺氧化还原循环分为两步进行,首先Fe³⁺在阴极上接受电子还原为Fe²⁺,然后Fe²⁺再经过生物氧化过程重新生成Fe³⁺,电极反应如式3和式4所示。



铁已经在MFC非生物型阴极中被普遍用作电子受体,但是关于铁在生物阴极MFC中的研究还并不多。Ter Heijne等^[13]通过在阴极接种*Acidithiobacillus ferrooxidans*,可以将还原后的Fe²⁺再氧化为Fe³⁺,实现了Fe³⁺在MFC中的循环利用。在*A. ferrooxidans*的作用下,阴极中Fe²⁺的含量在各种电流条件下均稳定在6%以下,说明Fe²⁺的生物氧化速率快于Fe³⁺的电化学还原速率,足以保证阴极中较高的Fe³⁺浓度,从而使阴极表现出更加优越的性能。试验中,生物阴极MFC的电流密度为4.4A/m²,功率密度达到1.2W/m²,比只加入Fe³⁺、没有Fe²⁺生物再氧化过程的MFC的功率密度^[14]提高了38%。

与直接以氧气为电子受体的生物阴极相比,间接以氧气为电子受体的生物阴极对提高微生物燃料电池的性能更加有利,其原因为:一是可以削弱氧气向阳极的扩散,降低阳极电势,从而使电池的电动势增加;二是提高电子受体的传质效率,降低由传质引起的传质阻力^[15]。

2 厌氧型生物阴极

在厌氧条件下,许多化合物,如硝酸盐、硫酸盐、铁、锰、硒酸盐、砷酸盐、尿素、延胡索酸盐和二氧化碳等都可以作为电子受体。用厌氧生物阴极代替需氧生物阴极的一大优势是可以阻止氧通过 PEM 扩散到阳极,防止氧气消耗电子导致库仑效率下降。目前在厌氧型生物阴极中,研究比较广泛的是以硝酸盐和硫酸盐作为终端电子受体的情况。

2.1 硝酸盐为电子受体

以 NO_3^- 为电子受体参与电极反应,最初应用在电极-生物膜反应器中(biofilm-electrode reactor, BER),其基本原理是通过施加一定的电场或电流,使微生物直接利用阴极传递的电子或产生的氢气将硝酸盐还原为氮气。该反应的优点在于:可以实现微生物在低碳源或无碳源条件下的反硝化作用,避免在水处理过程中补充碳源。近年来,随着 MFC 技术的发展,研究者在 MFC 的阴极上实现了生物脱氮。

Holmes 等^[16]发现沉积 MFC 阴极上的微生物参与了生物学反应,如氨氧化和反硝化过程,证明了阴极氮循环的存在。Gregory 等^[17]在半电池体系中利用恒电位仪控制阴极电势为 -500mV ,发现从河水底泥中富集的微生物可以在无碳源条件下,直接以阴极作为电子供体将 NO_3^- 还原为 NO_2^- 。Park 等^[18]检测到在生物膜电极反应器中,硝酸盐在微生物作用下接受从阴极电极产生的电子被还原为氮气。

最近两年,研究者把目光转向 MFC 同步脱氮除碳,他们在 MFC 阳极利用微生物去除有机物产生电子,同时在阴极利用硝酸盐还原菌催化硝酸盐还原,从而实现在去除有机物的同时,脱去污水中的氮。Virdis 等^[19]在两室型 MFC 中将阳极出水引入一个好氧反应器中进行硝化,硝化后的水进入阴极室,进一步实现了连续脱氮除碳。有机物的去除速率达到 $2\text{kgCOD}/(\text{m}^3 \text{NCC} \cdot \text{d})$,硝酸盐的去除速率达到 $0.41\text{kg NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3 \text{NCC} \cdot \text{d})$,最大功率输出为 $(34.67 \pm 1.1)\text{W}/\text{m}^3 \text{NCC}$ 。

虽然以硝酸盐为电子受体的 MFC 在产电能力方面与其他类型 MFC 相比,仍然存在着较大差别,但是在阴极中实现生物反硝化对 MFC 的实际应用具有十分重要的意义。

2.2 其它化合物作为电子受体

除了硝酸盐外,硫酸盐也可以作为 MFC 的电子受体。虽然硫酸盐的氧化还原电势很低,其接收电子受体的能力也比硝酸盐小很多,但是它的还原不需要严格厌氧条件,因此研究者依然看好硫酸盐作为阴极电子受体的潜力。Lewis 早在 1966 就通过在阴极接种硫酸盐还原菌来提高海水燃料电池的产电性能。Goldner 等研究了以活泼金属作阳极时, MFC 生物阴极的硫酸盐还原菌生存的营养需求。他们的结论表明氢气的氧化是靠海水中 *D. desulfuricans* 的富集培养来完成的,其中也包含了少量的酵母膏和铵离子。

此外,二氧化碳和延胡索酸盐也可以被用作终端电子受体。Park 等^[20-21]在恒电势平衡阴极中以中性红为电子介体,依靠微生物利用阴极电极产生的电子将 CO_2 和延胡索酸盐分别还原为甲烷和琥珀酸盐。但是,由于 CO_2/CH_4 和延胡索酸盐/琥珀酸盐的氧化还原电势非常小,分别只有 -0.24V 和 $+0.03\text{V}$, MFCs 的产电性能还有待进一步提高。

3 生物阴极型 MFC 产电性能及污水净化的影响因素

对于不同的电子受体,生物阴极型 MFC 的关注点不同,以氧气为电子受体的 MFC 主要关注于产电性能,而以硝酸盐为电子受体的 MFC 更侧重于氮的去除效果。表 1 列出了不同生物阴极型 MFC 的产电效果。从表中可以看出,不同的电子受体是影响产电最关键的因素,以氧气为电子受体的 MFC 的最大功率密度^[8-9, 23]远远大于以硝酸盐为电子受体的 MFC^[19, 25-26]。

(1)以氧气为电子受体的 MFC 产电性能的影响因素主要包括:反应器构型、反应器体积、操作条件等。

反应器构型 MFC 反应器的构型多种多样,有两室型、双筒型、单室型等^[22],目前,生物阴极型 MFC 中使用最广泛的构型是两室型和双筒型。从反应器构型来看,筒状 MFC^[9]的最大功率密度明显高于两室型 MFC^[8, 23],其原因可能是因为筒状 MFC 增大了反应器内部质子的传输通道(也就是通常所说的膜面积),缩短了质子传递的距离,从而加强了质子的传递,增强了 MFC 产电性能。

反应器体积 反应器体积对 MFC 产电性能也会产生一定的影响。Clauwaert 等^[9]在研究中发现, MFC 反应器的放大过程中存在明显的放大效应,即随着 MFC 总体积的增加, MFC 的功率(以总体积计算)显著减小,他们将反应器体积增加 2.9~3.8 倍后, MFC 的功率减小了 40%左右。分析其原因,可能是随着反应器体积的增大,反应器中出现一些死区和短流情况,或者是由于增加了反应器的厚度,使得质子传递

表 1 不同生物阴极型 MFC 的产电效果
Table 1 Electricity generation of MFCs with different biocathodes

电子受体	构型	电子供体	总体积或电极表面积	填料	最大功率密度	最大电流密度	库伦效率(%)	文献
O ₂	两室型	乙酸钠	0.96(L)	石墨粒	5.37(W/m ³)	24.1(A/m ³)	13	[9]
O ₂	两室型	乙酸盐	0.638(L)	石墨粒	19.8(W/m ³)	59.3(A/m ³)	65~95	[23]
O ₂	筒状型	乙酸盐	0.183(L)	石墨粒	65(W/m ³)	188(A/m ³)	90	[8]
MnO ₂	两室型	葡萄糖	0.1095(m ³)	石墨	126.7(mW/m ²)	0.0153(mA/cm ²)		[12]
Fe ³⁺	平板型	乙酸盐	0.029(m ²)	碳毡	1200(mW/m ²)	0.44(mA/cm ²)		[17]
NO ₃ ⁻	两室型	乙酸钠	0.336(L)	石墨粒	9.39(W/m ³)	36.1(A/m ³)	52.1	[19]
NO ₃ ⁻	内置阴极筒状型	乙酸盐	0.444(L)	石墨粒	1.50(W/m ³)	10.86(A/m ³)		[25]
NO ₃ ⁻	两室型	葡萄糖	0.753(m ³)	石墨	1.7(mW/m ²)	15(mA/cm ²)	7	[26]

注:表中体积单位除的是 MFC 总体积,面积单位除的是电极的表面积。

的距离增大。

反应器操作条件:Chen 等^[23]对生物阴极型 MFC 的操作条件进行了优化,考察了不同阴极流速对 MFC 产电性能的影响,试验结果表明,当流速为 20mL/min 时,MFC 的最大功率密度值达到最大,为 13.28W/m³;Zhang 等^[24]考察了曝气强度对 MFC 产电性能的影响,当阴极曝气速率为 300mL/min 时,MFC 的最大功率密度为 24.7W/m³,最大电流密度为 117.2A/m³。

(2)对于可以利用生物阴极去除污染物的 MFC,目前主要集中在阴极反硝化上,影响阴极反硝化的主要因素有:阴极电势、电流强度等。

阴极电势:Clauwaert 等^[25]在内置阴极型筒状 MFC 中,利用混合菌接种阴阳极,首次实现了 MFC 中有机物与硝酸盐的同时去除。在稳定情况下此 MFC 最大脱氮速率可达 0.146kg/(m³-净水体积·d),最大输出功率密度为 8W/m³-净水体积,但是微生物脱氮速率和输出功率均受到阴极电势的影响,只有当阴极电势低于 0V 时才会发生显著的反硝化。

电流强度:Jia 等^[26]在两室型 MFC 中,用厌氧污泥接种阴阳极,分别以葡萄糖和硝酸盐为阳极、阴极基质进行试验,结果表明电流越大,硝酸盐的去除速率越大,此 MFC 的最大功率密度为 1.7mW/m²,硝酸盐的最大去除速率为 0.084mg NO₃⁻-N/(cm²·d),库伦效率仅为 7%。

此外,值得注意的是,目前所报道的文献中,MFC 功率相差非常大,这主要是因为,在计算最大功率时除以的体积没有统一的标准,如 Freguia 等^[9]以总体积来计算,Chen 等^[23]以阴极净水体积计算,这导致了功率的不可比性。而同一反应器采用不同的体积进行计算,其差异也非常明显,如 Chen 等^[23]以阴极净水体积计算得到的功率密度为 110W/m³,而以 MFC 总体积计算得到的功率密度仅为 19.8W/m³。所以为了使功率具有可比性,建议采用统一的标准来规范 MFC 的计算。在众多体积中,总体积更能反应微生物燃料电池整体的性能,减小因构型不同、填料孔隙率不同等等

致的差异。

4 结论与展望

MFC 在环境污染治理方面有广阔的应用前景,它不仅能够处理污水、回收能源,而且可以制成 BOD 生物传感器,对受污染水体进行预警,甚至能够为边远海域的导航系统提供电源。虽然目前 MFC 的产电能力还很低,离实际应用也还有较大的距离,随着 MFC 研究的深入开展,MFC 的输出功率和对污染物的去除效率将进一步提高。

对于生物阴极型 MFC 而言,为了提高 MFC 的产电性能和污染物去除效果,今后的研究需要在反应器构型、操作条件优化以及微生物活性强化上有所突破。在反应器构型上,应尽可能地增大电池内离子通过面积(如扩大质子膜面积、减小阳极室和阴极室的厚度),操作条件优化上,应充分考虑各种影响因素,如填料的选择、溶解氧的控制、pH 等;微生物活性的强化方面,则需要对微生物进行不断的筛选与培育,增强微生物的针对性,从而提高库仑效率,减小能量的损失。通过对 MFC 各个方面关键性技术问题的逐一解决,推动 MFC 技术在实际废水处理中的应用。

[参考文献]

- [1] Gil GC, Chang IS, Kim BH, et al. Operational parameters affecting the performance of a mediatorless microbial fuel cell[J]. Biosensors and Bioelectronics, 2003, 18: 327-334.
- [2] Zhao Feng, Harnisch F, Schroder U, et al. Challenges and constraints of using oxygen cathodes in microbial fuel cells [J]. Environment Science Technology, 2006, 40: 5193-5199.
- [3] Cheng S, Liu H, Logan B E. Power densities using different cathode catalysts (Pt and CoTMPP) and polymer binders (Nafion and PTFE) in single chamber microbial fuel cells[J]. Environment Science Technology, 2006, 40(1): 364-369.
- [4] Park D H, Zeikus J G. Improved fuel cell and electrode designs for producing electricity from microbial degradation[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, 81(3): 348-355.
- [5] Aelterman P, Rabaey K, Pham H T, et al. Continuous elec-

- tricity generation at high voltages and currents using stacked microbial fuel cells[J]. *Environment Science Technology*, 2006, 40(10) 3388–3394.
- [6] He Zhen, Largus T Angenent. Application of bacterial biocathodes in microbial fuel cells[J]. *Electroanalysis* 2006, 18(19–20) 2009–2015.
- [7] Bergel A, Feron D, Mollica A. Catalysis of oxygen reduction in PEM fuel cell by seawater biofilm[J]. *Electrochemistry Communications* 2005, 7(9) 900–904.
- [8] Clauwaert P, Van der Ha D, Boon N, et al. Open air biocathode enables effective electricity generation with microbial fuel cells[J]. *Environment Science Technology* 2007, 41(21) 7564–7569.
- [9] Freguia S, Rabaey K, Yuan Z G, et al. Sequential anode-cathode configuration improves cathodic oxygen reduction and effluent quality of microbial fuel cells[J]. *Water Research*, 2008, 42(6–7) 1387–1396.
- [10] Rhoads A, Beyenal H, Lewandowski Z. Microbial fuel cell using anaerobic respiration as an anodic reaction and biomineralized manganese as a cathodic reactant[J]. *Environment Science Technology* 2005, 39(12) 4666–4671.
- [11] Shantaram A, Beyenal H, Raajan R, et al. Wireless sensors powered by microbial fuel cells[J]. *Environment Science Technology* 2005, 39(13) 5037–5042.
- [12] He Zhen, Angenent L T. Application of bacterial biocathodes in microbial fuel cells[J]. *Electroanalysis*, 2006, 18(19–20) 2009–2015.
- [13] Ter Heijne A, Hamelers H V M, Buisman C J N. Microbial fuel cell operation with continuous biological ferrous iron oxidation of the catholyte[J]. *Environment Science Technology* 2007, 41(11) 4130–4134.
- [14] Ter Heijne A, Hamelers H V M, De Wilde V, et al. A bipolar membrane combined with ferric iron reduction as an efficient cathode system in microbial fuel cells[J]. *Environment Science Technology* 2006, 40(17) 5200–5205.
- [15] 黄霞, 梁鹏, 曹效鑫, 等. 无介体微生物燃料电池的研究进展[J]. *中国给水排水* 2007, 23(4) 1–6.
Huang Xia, Liang Peng, Cao Xiao-xin, et al. Progress in research of mediator-less microbial fuel cells[J]. *China Water and Wastewater*, 2007, 23(4) 1–6. (in Chinese)
- [16] Holmes D E, Bond D R, O'Neill R A, et al. Microbial communities associated with electrodes harvesting electricity from a variety of aquatic sediments[J]. *Microbial Ecology*, 2004, 48(2) 178–190.
- [17] Gregory K B, Bond D R, Lovley D R. Graphite electrodes as electron donors for anaerobic respiration[J]. *Environmental Microbiology* 2004, 6(6) 596–604.
- [18] Park H I, Kim D K, Choi Y J, et al. Nitrate reduction using an electrode as direct electron donor in a biofilm-electrode reactor[J]. *Process Biochemistry* 2005, 40 3383–3388.
- [19] Viridis B, Rabaey K, Yuan Zhiguo, et al. Microbial fuel cells for simultaneous carbon and nitrogen removal[J]. *Water Research* 2008, 42(12) 3013–3024.
- [20] Park D H, Laivenieks M, Guettler M V, et al. Microbial utilization of electrically reduced neutral red as the sole electron donor for growth and metabolite production[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1999, 65(7) 2912–2917.
- [21] Park D H, Zeikus J G. Utilization of electrically reduced neutral red by *Actinobacillus succinogenes* Physiological function of neutral red in membrane-driven fumarate reduction and energy conservation[J]. *Bacteriology*, 1999, 181(8) : 2403–2410.
- [22] 李登兰, 洪义国, 许玫英, 等. 微生物燃料电池构造研究进展[J]. *应用与环境生物学报* 2008, 14(1) 147–152.
Li Deng-lan, Hong Yi-guo, Xu Mei-ying, et al. Progress in construction of microbial fuel cell[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2008, 14(1) 147–152. (in Chinese)
- [23] Chen Guowei, Cho S J, Lee T H, et al. Application of biocathode in microbial fuel cells cell performance and microbial community[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 2008, 79(3) 379–388.
- [24] 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.
- [25] Clauwaert P, Rabaey K, Aelterman P, et al. Biological denitrification in microbial fuel cells[J]. *Environment Science Technology* 2007, 41(9) 3354–3360.
- [26] Jia Yuhong, Tran H T, Kim D H, et al. Simultaneous organics removal and bio-electrochemical denitrification in microbial fuel cells[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 2008, 31(4) 315–321.