

高膜通量厌氧微网生物反应器处理生活污水的研究^{*}

陆风海 吴志超 王志伟 张新颖 王子龙 白 涛

(同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要 将动态膜技术与厌氧膜生物反应器相结合, 形成一体式厌氧微网生物反应器(AnFBR), 用于城市生活污水的处理, 研究了在高膜通量条件下, AnFBR 的运行情况和对生活污水的处理效果。结果表明, AnFBR 在膜通量为 $72 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 条件下可连续稳定运行 40 d; 系统对 COD 平均去除率为 58.4%, 对 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 有一定的去除效果; 出水 SS 最高为 15.0 mg/L, 出水中污染物粒径在 $10 \mu\text{m}$ 以下; 微网动态膜对小分子物质的截留量不高, 但对分子量大于 1 000 kU 的物质有明显的截留效果, 进水中的大部分大分子物质被转化为小分子物质; AnFBR 在保留了泥水分离特点的情况下还具有结构简单、膜通量高、微网过滤周期长等优点。

关键词 厌氧微网生物反应器 动态膜 膜通量 生活污水

Experimental study on the domestic wastewater treatment by a high flux submerged anaerobic fabric bioreactor LU Fenghai, WU Zhichao, WANG Zhiwei, ZHANG Xinying, WANG Zilong, BAI Tao. (School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092)

Abstract: The filter modules made of 250 mesh dacron material were submerged into an anaerobic bioreactor to form a submerged anaerobic fabric bioreactor (AnFBR), the established AnFBR was employed for treating domestic wastewater. The operating characteristics of the AnFBR at high flux were investigated. The results showed that the reactor was operated steadily for 40 days at a flux of $72 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. The removal rate of COD was averaged at 58.4%, and a proportion of TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ was also removed. The SS concentration in the effluent was lower than 15.0 mg/L with average particle size of below $10 \mu\text{m}$. High molecular weight organic substances ($>1\,000 \text{ kU}$) were partially retained by the AnFBR. The AnFBR presented the characteristics of high flux and long stable operating, beside which, it could achieved the high-efficient solid-liquid separation.

Keywords: anaerobic fabric bioreactor; dynamic membrane; membrane flux; domestic wastewater

目前, 厌氧膜生物反应器由于其低能耗和高效泥水分离的特点而受到了广泛的关注^[1-3]。传统的厌氧膜生物反应器可以获得稳定、良好的处理效果, 但恒流操作时膜通量只能维持在 $10 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 以下, 对膜污染的控制主要为利用混合液、生物气体的回流来形成错流过滤或间歇对膜组件进行反冲洗^[4-7]。对于低浓度($\text{COD} < 1\,000 \text{ mg/L}$)生活污水等而言, 若采用厌氧膜生物反应器进行处理, 甲烷产量较低, 很难形成大量气泡, 导致膜表面冲刷作用小, 而且混合液回流与反冲洗也需要一定能耗, 这也成该技术大规模推广和应用的瓶颈。

很多研究对膜生物反应器进行了改进, 众多学者研究采用大孔径基材替代固体膜从而形成动态膜生物反应器, 并取得了很大的研究进展。动态膜技术是指采用大孔材料作为污水过滤介质, 利用初期

截留的污染物及后期粘附的微生物形成生物膜, 从而达到改善出水水质的目的。吴志超等^[8]采用孔径为 $108 \mu\text{m}$ 左右的不锈钢网组成微网膜, 其 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率与传统的膜生物反应器相近。范彬等^[9]采用孔径为 0.1 mm 的筛绢作为动态膜处理城市生活污水, 也取得了良好的效果。

动态膜技术多用于好氧膜生物反应器中, 本研究则将动态膜技术与厌氧膜生物反应器相结合, 形成一体式厌氧微网生物反应器(AnFBR), 用于城市生活污水的处理, 研究了在高膜通量条件下, AnFBR 的运行情况和对生活污水的处理效果。

1 材料和方法

1.1 实验装置

实验装置如图 1 所示。AnFBR 有效容积为 6.4

第一作者: 陆风海, 男, 1987 年生, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制。

^{*} 国家水体污染控制与治理科技重大专项(No. 2008ZX07316-002); 国家大学生创新性实验计划项目(No. 0400107017); 上海市科委科研项目(No. 10231201300)。

L,分为下部污泥区和上部沉淀区,污水进入 AnFBR 后,与污泥区中厌氧污泥发生接触反应,之后进入沉淀区,微网的主要作用为截留部分上浮的污泥絮体和进水 SS。进水采用重力流方式由底部经配水系统进入 AnFBR,由高位水箱控制内部水位,保持 AnFBR 内水位恒定。微网膜采用平板膜形式,微网采用 250 目涤纶网,沉淀区上清液透过微网进入微网膜内部的空腔,由蠕动泵连续运行抽吸出水。由于装置中无搅拌或气体回流,所以微网的过滤形式几乎为不可逆的死端过滤。实验期间,AnFBR 总水力停留时间(HRT)为 4.0 h,其中污泥区 HRT 为 1.5 h,膜通量为 72 L/(m²·h)。实验期间,除正常取样监测外,未排泥。

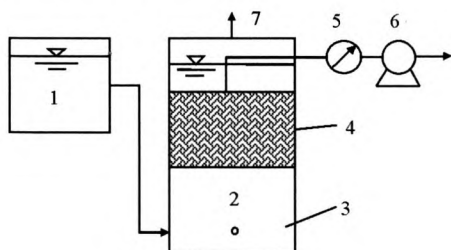


图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic flow diagram of the AnFBR
1—高位水箱;2—AnFBR;3—布水器;4—微网膜组件;
5—压力计;6—蠕动泵;7—集气口

1.2 进水水质

实验用水为上海市某污水处理厂曝气沉砂池出水,水质见表 1。

表 1 进水水质
Table 1 Influent quality of the AnFBR

指标	COD /(mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N /(mg·L ⁻¹)	TN /(mg·L ⁻¹)	SS /(mg·L ⁻¹)
范围	159.9~472.7	19.8~43.1	31.3~71.9	72.6~139.6
平均值	297.7	36.9	55.9	105.9

1.3 污泥驯化

AnFBR 内接种该污水处理厂的好氧活性污泥,经过 3 个月培养,AnFBR 进入稳定运行状态。运行初期的污泥平均质量浓度为 7.62 g/L,污泥中悬浮性挥发固体(VSS)和 SS 的体积比为 0.46。

1.4 分析及测定方法

COD、NH₃-N、VSS、SS 等指标测定均采用国家标准分析方法^[10]。物质粒径采用美国 Accusizer 780 激光粒度分析仪测定;物质的分子量(MW)采用日本岛津 Lc-10ADVP 凝胶过滤色谱分析仪测定(TSK4000 柱子,MW 测试范围为 10⁶ U 以下),仪器校准所用 MW 标样采用德国 Merck 聚乙二醇混合标样,MW 分别为 106、1 470、25 820、460 000 U。

2 结果与讨论

2.1 污染物的去除效果

2.1.1 AnFBR 对 COD 的去除效果

AnFBR 的稳定运行时间为 2009 年 10 月至 2010 年 1 月,反应水温从最高的 27 ℃降至 10 ℃以下。实验期间共经历了 2 个过滤周期,这里将过滤周期定义为从微网开始运行至清洗压力 30 kPa 所需的时间^[11]。AnFBR 运行过程中进、出水 COD 质量浓度的变化见图 2。由图 2 可见,AnFBR 运行期间进水 COD 波动较大,进水溶解性 COD(SCOD)为 78.4~185.5 mg/L,而出水 COD 比进水 SCOD 稍低,COD 的平均去除率为 58.4%,最高达 78.2%,说明 AnFBR 对进水 COD 去除的贡献主要源于接触沉淀以及微网的截留,微生物降解只起辅助作用,这与污泥区较短的 HRT 有关。实验中还发现,有时出水 COD 比 AnFBR 中的进水 SCOD 要高,说明微网虽然形成了动态膜,由于其不够致密而没有将全部颗粒性污染物截留。

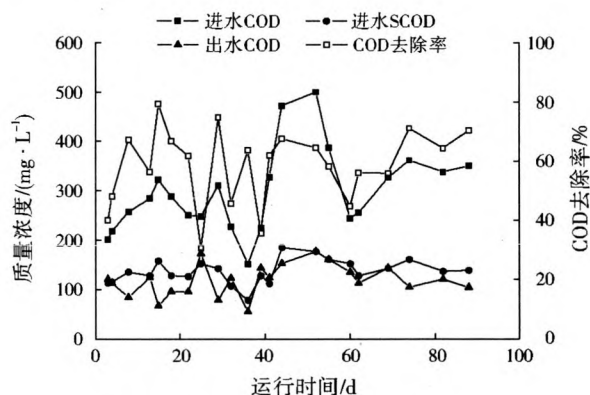


图 2 AnFBR 对 COD 的去除效果

Fig. 2 COD removal efficiency in AnFBR

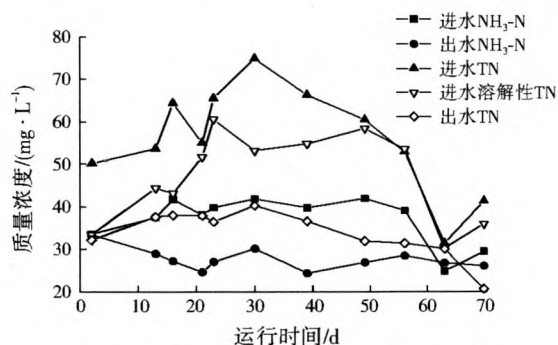
2.1.2 AnFBR 对 NH₃-N 和 TN 的去除效果

AnFBR 运行过程中进、出水 NH₃-N 和 TN 浓度的变化见图 3。由图 3 可见,AnFBR 对进水中的 NH₃-N 和 TN 都有一定的去除效果,出水 NH₃-N、TN 平均分别为 27.5、33.8 mg/L,平均去除率分别为 23.6% 和 37.8%。其去除途径可能是:一方面通过接触沉淀和微网可以对颗粒性氮源起截留作用;另一方面,通过微生物合成代谢,部分氮源被利用。

2.2 污染物截留效果

2.2.1 对 SS 的截留效果

与传统的厌氧膜生物反应器不同,采用大孔径微网膜,一方面节约了制膜成本,另一方面又能够维持较高的膜通量和较长的过滤周期。微网作用机制

图3 AnFBR对NH₃-N和TN的去除效果Fig. 3 NH₃-N and TN removal efficiency in AnFBR

为通过截留污泥絮体,以微网为载体在表面形成动态膜,从而提高过滤效果^[12]。在AnFBR最初运行的24 h,出水较为浑浊,颗粒物较多,此阶段为动态膜形成期,FAN等^[13]建议在实际工程应用中将此阶段出水回流至AnFBR内以保证出水水质。随着污染物逐渐减少,出水变清,动态膜基本形成,AnFBR进入稳定运行状态。本研究在运行过程中对AnFBR进、出水SS各检测10次,进水SS平均为94.6 mg/L,出水4次检测出SS,最高为15.0 mg/L,另6次未检出。笔者在早期实验中曾考察不同目数微网的过滤效果,发现小孔径微网对SS的截留效果较好,但压力上升过快,微网过滤周期短,而大孔径微网则由于污泥絮体松散而不能形成稳定动态膜,出水SS较高。本研究中所采用的250目微网就是基于对SS的去除效果和微网过滤周期而优选出来的最佳截留目数微网,它较长的微网过滤周期有利于实际的工程应用。

2.2.2 对不同粒径物质的截留效果

AnFBR进、出水中污染物、污泥、微网膜面污染物的粒径分布情况见图4。由图4可见,进水中污染物粒径主要在10~200 μm,分布较为均匀;污泥粒径主要分布在100~200 μm;微网膜面污染物的粒径主要分布在10~100 μm,并且10~61、61~100 μm粒径的污染物的截留量相差不大;出水中污染物的粒径在10 μm以下。说明粒径较大的污染物(>100 μm)主要沉淀于污泥区中,粒径较小的污染物在沉淀区被微网截留,这些被截留的污泥絮体、胶体和颗粒性污染物在微网表面沉积形成动态膜,从而形成二次过滤作用,将粒径更小的污染物拦截下来。

2.2.3 对不同MW物质的截留效果

在凝胶色谱(GFC)中,由于大分子不能透过多孔性凝胶而直接穿越色谱柱,出峰时间比小分子要早,所以出峰时间与MW呈线性关系,而峰强度则

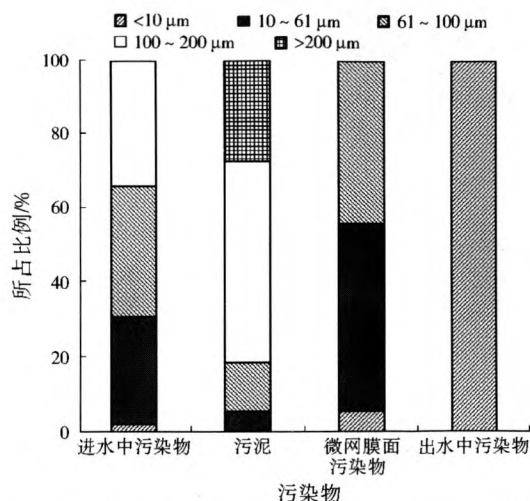


图4 AnFBR进、出水中污染物、污泥、微网膜面污染物的粒径分布情况

Fig. 4 Volume-based particle size distribution of pollutant in influent, sludge and membrane foulants

与响应值有关^[14,15]。图5为AnFBR进水、沉淀区上清液和出水的GFC图。由图5可见,进水和沉淀区上清液分别在8.3、8.4 min出现强度较小的峰,对应的物质的MW分别为6 536、6 107 kU,而在出水中这个峰消失了;同时可以发现,进水、沉淀区上清液和出水的GFC图依次向右偏移,且2个高峰值均依次被削弱,说明经AnFBR处理后,生活污水中的部分大分子物质被降解。

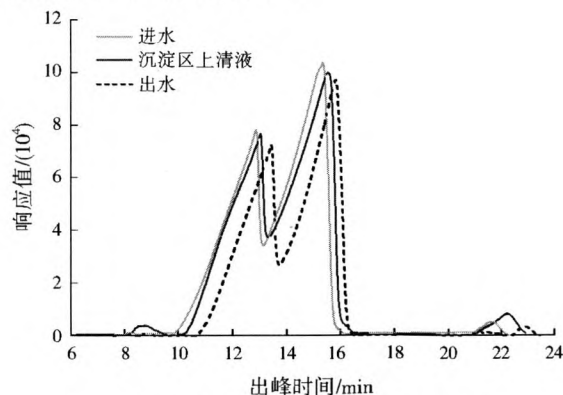


图5 进水、沉淀区上清液和出水的GFC图

Fig. 5 GFC chromatograms of the influent, upper filtrate and the effluent

进水、沉淀区上清液和出水中物质的MW分布情况见图6。由图6可见,进水中MW>1 000 kU的大分子物质所占比例为3.3%,沉淀区上清液中其相应比例为3.4%,而出水中其相应比例仅为0.7%;出水中MW<50 kU的小分子物质所占比例较大,为37.3%,进水和沉淀区中其相应所占比例分别为22.0%和28.7%,说明微网动态膜对小分子物质截留量不高。

由AnFBR进水、沉淀区上清液和出水中MW的

迁移特点可以发现:通过厌氧微生物的作用,进水中大部分大分子物质被转化为小分子物质;微网动态膜对 $MW>1\ 000\ kU$ 的物质有明显的截留效果。

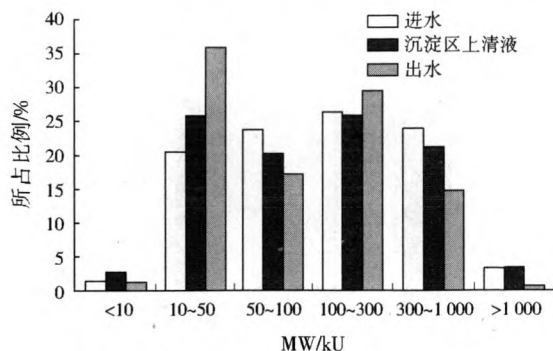


图 6 AnFBR 进水、沉淀区上清液和出水中物质的 MW 分布情况

Fig. 6 Molecular weight distributions of the influent, upper filtrate and the effluent

2.3 跨膜压差(TMP)变化

本实验采用蠕动泵恒流出水,由于 AnFBR 内水扰动较小,微网过滤形式基本可认为是不可逆的死端过滤,随着运行时间的增加,微网膜上污染物的积累越来越多,因过滤阻力变大而导致了 TMP 的上升。AnFBR 运行中的 TMP 变化见图 7。由图 7 可见,在第 1 个过滤周期中,在连续高膜通量条件下稳定运行了 40 d 时,TMP 上升到了 30 kPa,出水流量不可逆地迅速衰减。同时,在 2 个过滤周期中发现微网的 TMP 并不是一直增加的,在到达一定的压力后会产生波动,可能是由于初期形成的微网动态膜不稳定。微网膜组件的清洗方式为物理清洗,只需简单的擦洗和水力冲洗后可重复使用,重复使用的微网膜污染物截留效果和过滤周期与新微网膜相差不大。本研

究中,第 2 个微网过滤周期的时间较第 1 个微网过滤周期长,可能是由于运行温度改变和污泥上浮所致。

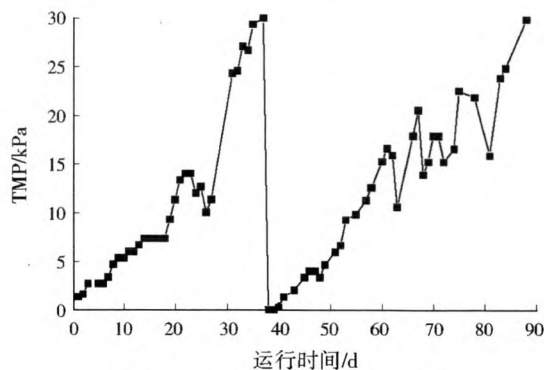
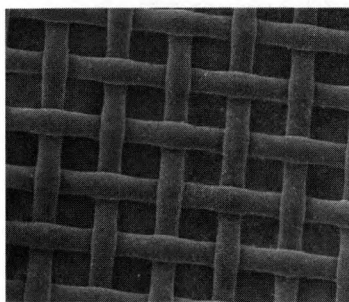


图 7 AnFBR 运行中的 TMP 变化

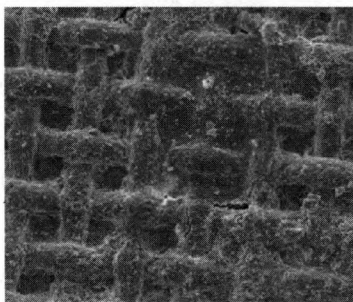
Fig. 7 Change of TMP with the time

2.4 微网表面电镜扫描结果

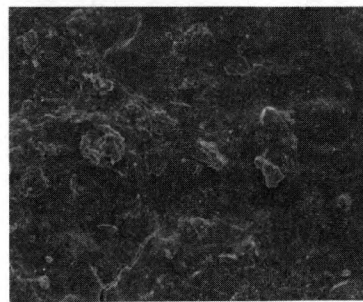
图 8 显示的分别为未使用、使用中及达到终点时的微网表面电镜扫描结果,反映了微网动态膜的形成过程。由图 8(a)可见,未使用的微网孔径分布均匀,表面光洁平整。AnFBR 运行一段时间后,由于微网网孔被微生物和生活污水中的污染物堵塞而形成动态膜,但与好氧污泥不同的是厌氧污泥絮体较松散,所以微网动态膜也只有较薄的一层。由图 8(b)可见,在微网网格之间已形成了动态膜,且这层膜较薄,在高膜通量及高 TMP 的联合作用下,容易破裂而出现“漏洞”。在 AnFBR 运行初期,微网起主要的污染物截留作用,随着运行时间的增加,微网膜面污染物有所积累,微网逐渐被动态膜完全覆盖(见图 8(c)),此时微网只起到了承托层的作用,并且短期内 TMP 上升较快,膜通量不可逆衰减,预示着微网清洗时机的到来。



(a) 未使用



(b) 使用中



(c) 达到终点时

图 8 未使用、使用中及达到终点时的微网表面电镜扫描图

Fig. 8 SEM pictures of the mesh

3 结 论

(1) AnFBR 对 COD 的平均去除率为 58.4%,对 TN 和 NH_3-N 也有一定的去除效果。

(2) 本研究中所采用的 250 目微网对 SS 和不

同粒径物质均有较好的截留效果,出水 SS 最高为 15.0 mg/L,出水中污染物粒径在 10 μm 以下。

(3) 微网动态膜对小分子物质的截留量不高,但对 $MW>1\ 000\ kU$ 的物质有明显的截留效果,进水中大部分大分子物质被转化为小分子物质。

(4) AnFBR 在连续高膜通量条件下稳定运行了 40 d 时, TMP 上升到了 30 kPa, 微网膜过滤后重复使用的污染物截留效果和微网过滤周期与新微网膜相差不大。AnFBR 在保留了泥水分离特点的情况下还具有结构简单、膜通量高、微网过滤周期长等优点。

参考文献:

- [1] AN Yingyu, YANG Fenglin, BUCCIALI B, et al. Municipal wastewater treatment using a UASB coupled with cross-flow membrane filtration[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2009, 135(2): 86-91.
- [2] FUCHS W, BINDER H, MAVRIAS G, et al. Anaerobic treatment of wastewater with high organic content using a stirred tank reactor coupled with a membrane filtration unit[J]. *Water Research*, 2003, 37(4): 902-908.
- [3] KANG I J, YOON S H, LEE C H. Comparison of the filtration characteristics of organic and inorganic membranes in a membrane-coupled anaerobic bioreactor[J]. *Water Research*, 2002, 36(7): 1803-1813.
- [4] LIN H J, XIE K, MAHENDRAN B, et al. Sludge properties and their effects on membrane fouling in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAnMBRs)[J]. *Water Research*, 2009, 43(15): 3827-3837.
- [5] VAN LIER J B, JESION D. Thermophilic treatment of acidified and partially acidified wastewater using an anaerobic submerged MBR: factors affecting long-term operational flux[J]. *Water Research*, 2007, 41(17): 3868-3879.
- [6] WEN Cheng, HUANG Xia, QIAN Yi. Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration[J]. *Process Biochemistry*, 1999, 35(3/4): 335-340.
- [7] ERDEM K, NAZMI T. Treatment investigation of the Erzurum City municipal wastewaters with anaerobic membrane bioreactors[J]. *Desalination*, 2007, 216(1/2/3): 367-376.
- [8] 吴志超, 田陆梅, 王旭, 等. 动态膜-生物反应器处理城市污水的运行特性研究[J]. *环境污染与防治*, 2008, 30(5): 47-50.
- [9] 范彬, 黄霞, 文湘华, 等. 微网生物动态膜过滤性能的研究[J]. *环境科学*, 2003, 24(1): 91-97.
- [10] 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, 2002.
- [11] CHU Huaqiang, CAO Dawen, JIN Wei, et al. Characteristics of bio-diatomite dynamic membrane process for municipal wastewater treatment[J]. *Journal of Membrane Science*, 2008, 325(1): 271-276.
- [12] LEE J, AHN W Y, LEE C H. Comprison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor[J]. *Water Research*, 2001, 35(10): 2435-2445.
- [13] FAN Bin, HUANG Xia. Characteristics of a self-forming dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment[J]. *Environment Science & Technolo-*

gy, 2002, 36(23): 5245-5251.

- [14] CHOW C W K, FABRIS R, LEEUWEN J, et al. Assessing natural organic matter treatability using high performance size exclusion chromatography[J]. *Environment Science & Technology*, 2008, 42(17): 6683-6689.
- [15] WANG Zhiwei, WU Zhichao. Distribution and transformation of molecular weight of organic matters in membrane bioreactor and conventional activated sludge process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, 150(2/3): 396-402.

编辑: 卜岩枫 (修改稿收到日期: 2010-06-10)

(上接第 18 页)

占到其他 2 种二次电池的 1/7 左右。因此, 锂离子电池以其优异的性能和良好的环境友好性, 可成为今后大力发展的二次电池类型。

参考文献:

- [1] 郭懋端. 二次电池的特性和应用[J]. *电子元器件应用*, 2000, 2(12): 16-19.
- [2] 赵瑞端, 任安福, 陈红雨. 中国铅酸电池产业存在的问题与展望[J]. *电池*, 2009, 39(6): 333-334.
- [3] 王莉, 何向明, 蒲微华, 等. 金属锂二次电池研究进展[J]. *化学进展*, 2006, 18(5): 641-647.
- [4] 吴锋. 绿色二次电池材料的研究进展[J]. *中国材料进展*, 2009, 28(7/8): 41-49.
- [5] 尤宏, 姚杰, 孙丽欣, 等. 废旧镍镉电池中镍镉的回收方法[J]. *环境污染与防治*, 2002, 24(3): 187-189.
- [6] 黄带弟. 二次电池体系的生命周期评价及绿色模型建立[D]. 北京: 北京工业大学, 2007.
- [7] 王飞儿. 生命周期评价研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2001, 23(5): 249-252.
- [8] 白璐, 孙启宏, 乔琦. 生命周期评价在国内的研究进展评述[J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(5): 2553-2555.
- [9] DREYER L C, NIEMANN A L, HAUSCHILD M Z. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99: does it matter which one you choose? [J]. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2003, 8(4): 191-200.
- [10] RYDH C J. Environmental assessment of vanadium redox and lead-acid batteries for stationary energy storage[J]. *Journal of Power Sources*, 1999, 80(1/2): 21-29.
- [11] 宋社林. 增强聚丙烯在铅酸蓄电池上应用[J]. *工程塑料应用*, 1985, 13(4): 37.
- [12] RYDH C J, KARLSTRÖM M. Life cycle inventory of recycling portable nickel, cadmium batteries[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2002, 34(4): 289-309.
- [13] 郭炳焜, 李新海. 化学电源——电池原理及制造[M]. 长沙: 中南工业大学出版社, 2000.
- [14] VAN DEN BOSSCHE P, VERGELS F, VAN MIERLO J, et al. SUBAT: an assessment of sustainable battery technology[J]. *Journal of Power Sources*, 2006, 162(2): 913-919.

编辑: 黄 苇 (修改稿收到日期: 2010-06-13)