

生物活性炭膨胀床工艺处理微污染水源水

张山立¹, 刘红², 李其军³, Shvetsov V.⁴, Morozova K.⁴, 王占生⁵

(1. 北京师范大学环境学院, 北京 100875; 2. 北京航空航天大学环境工程系, 北京 100083; 3. 北京市水利科学研究所, 北京 100044; 4. 俄罗斯给排水设计研究院, 俄罗斯 莫斯科 119992; 5. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要:在北京三家店水库建立 150 L 的反应器,研究了以活性炭为微生物载体的膨胀床工艺对微污染水源水中有机物和氨氮的处理效果及其受温度影响的程度。结果表明,本工艺对有机物和氨氮具有较好的处理效果,对温度具有较强的适应性,常温下(15℃左右)和低温下(<4℃)对 COD_{Mn} 的去除率分别为 20%和 10%,对氨氮的去除效率大于 85%。处理三家店水库出水可以满足二类地表水对 COD_{Mn} 的要求。长期运行水力负荷的冲击并不会对本工艺造成明显的影响,在氨氮不足条件下,通过适当提高水力负荷可增加通过反应器氨氮的量,从而促进其对有机物的去除。

关键词:微污染水源水; 生物活性炭; 膨胀床; 有机物; 氨氮

中图分类号:X703.1 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2005)05-0984-06

Pretreatment of Light-polluted Raw Water by Biological Active Carbon Expended Bed

ZHANG Shan-li¹, LIU Hong², LI Qi-jun³, Shvetsov V.⁴, Morozova K.⁴, WANG Zhan-sheng⁵

(1. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Department of Environmental Engineering, Beijing University of Aeronautics and Astronautics, Beijing 100083, China; 3. Beijing Hydraulic Research Institute, Beijing 100044, China; 4. Water Supply and Wastewater Drainage Design and Research Institute of Russia, Moscow 119992, Russia; 5. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: Active carbon can not only absorb organics but also provide space for microorganism to attach in, thus can supply enough time for microorganism to remove sustainable organics. A reactor with volume of 150 liters was build at Sanjiadian reservoir(Downstream of Guanting, Beijing)to study the removal effects of organics and ammonia in light-polluted water by biological active carbon expended bed (BAC-EB). When the water temperature was 1.5℃~21℃, the concentrations of influent COD_{Mn} and ammonia were 4.46~6.58 mg·L⁻¹ and 0.14~0.39 mg·L⁻¹ respectively. The reactor had a satisfactory startup with COD_{Mn} removal rate about 70% due to the absorption of active carbon. The removal of organics and ammonia were quite approving under normal temperature (about 15℃) and low temperature (about 4℃), with the COD_{Mn} removal rates of 20% and 10% respectively. UV₄₁₀ and UV₂₅₄ were also removed quite noticeably, the removal rates both being 20%~30%. Effluent COD_{Mn} and ammonia concentration met the GB standard for Class II and Class I for surface water respectively. During long period running, the reactor wasn't affected by the hydraulic compact, but it could not remove insoluble organics. Under low ammonia supplying, higher hydraulic load increased the COD_{Mn} removal rate and decreased the startup or re-startup period.

Keywords: light-polluted raw water; biological active carbon; expended bed; organic; ammonia

随着目前饮用水质要求的不断提高和水源水污染的不断加剧,传统的自来水厂处理工艺已经很难使出水中有机物、氨氮等指标达到要求^[1]。在给水处理中引入生物预处理单元,已经成为微污染水源水处理的一个技术发展方向和有效手段^[2]。生物活性炭膨胀床是以活性炭作为微生物生长载体的一种膨胀床工

艺,活性炭具有极大的比表面积和发达的内部孔隙,适合于微生物的附着、固定和生长,而且密度、强度适中,无毒性,是非常理想的生物载体;膨胀床则可以利用水流的作用使活性炭达到膨胀的状态,有利于传质的进行和有机物的去除。出水所带出的微量活性炭及微生物可在后续的砂滤工艺中除去,不会产生对公众健康不利的二次污染物^[3],并且活性炭还可以通过吸附作用对水中的致突变物具有一定的去除效果^[4]。

生物活性炭对有机物的处理过程是一个物理化学吸附与生物吸附降解的综合过程,在反应器运行的

收稿日期:2004-12-06

基金项目:国家“十五”科技攻关项目(2002DFBA0009)

作者简介:张山立(1979—),辽宁丹东人,北京师范大学在读硕士,主要从事水污染控制方面的研究。

联系人:刘红 E-mail:lh64@buaa.edu.cn

初期吸附作用占有绝对优势,而后随着生物量的积累,微生物的作用逐渐加大,可溶性有机物同时被活性炭吸附和微生物降解而被去除^[5],被活性炭吸附的有机物最终也将被生物降解,而活性炭的吸附能力在运行一段时间后将保持在一个稳定的范围内^[6],因此在微污染水处理中,生物活性炭工艺较单纯的活性炭吸附工艺具有更长的使用周期。

本研究以北京市门头沟区三家店水库(官厅水库下游)内的水为原水,研究生物活性炭膨胀床工艺对微污染水源水中有机物和氨氮的处理效果及其受温度和水力负荷的影响,为恢复官厅水库的饮用水供水功能提供备选技术,为自来水厂微污染水源水净化提供技术参考。

1 试验设备与方法

1.1 试验设备与材料

膨胀床反应器尺寸及运行参数如下:内径 285 mm,外径 330 mm,总高 4 m,有效容积约为 150 L。试验用活性炭为北京市北郊活性炭厂生产的果壳活性炭,颗粒大小为 20~40 目。反应器内静止碳层高约 1.7 m(50 kg),运行期间通过调节回流量保持 40%的膨胀度即碳层高 2.4 m,回流管设在柱高 2.8 m 处,水力停留时间 30~60 min,反应器内溶解氧浓度保持在 6 mg·L⁻¹ 以上。膨胀床工艺示意图,见图 1。

1.2 分析方法和仪器

采用的分析方法和仪器见表 1。

1.3 试验用水

试验用原水取自三家店水库,试验期间三家店水库内水质变化见表 2。

表 1 分析方法和仪器		
Table 1 Analytical methods and instruments		
项目	方法	分析仪器
COD _{Mn}	酸性高锰酸钾法	
UV ₂₅₄	紫外分光光度法	755 可见—紫外分光光度计
UV ₄₁₀	可见分光光度法	755 可见—紫外分光光度计
氨氮	纳氏试剂光度法	755 可见—紫外分光光度计
DO	电极检测法	YSI-MODEL95 溶氧仪

表 2 试验期间进水水质参数	
Table 2 Quality of influent water during the experiment	
水质指标	数值
水温/℃	1.5~21
COD _{Mn} /mg·L ⁻¹	4.46~6.58
UV ₂₅₄ /cm ⁻¹	0.05~0.093
UV ₄₁₀ /cm ⁻¹	0.006~0.003
氨氮/mg·L ⁻¹	0.14~0.39
DO/mg·L ⁻¹	5.8~12

2 结果与讨论

2.1 生物活性炭膨胀床对水中有机物去除能力的变化规律

反应器运行 8 个月中对有机物去除能力的效果见图 2。

分析图 2 中 b、c、d 可见,反应器启动的初期对有机物具有很高的去除效果,因为刚刚投加的新炭对有机物具有很强的吸附作用,具有很高的净化能力,出水水质很好,COD_{Mn} 以及 UV₄₁₀ 和 UV₂₅₄ 的去除率均较高,分别为 45%、70%和 70%。在随后的 40 d 左右的时间里,COD_{Mn} 的处理效率逐渐下降,并且下降逐渐趋缓,最终维持在 15%~20%,与此同时膨胀床对 UV₄₁₀ 和 UV₂₅₄ 去除效率也由初始的 70%降至 20%~30%。

处理效率的下降主要是由于活性炭吸附的有机物的渐增而趋于饱和。同时,由于活性炭上的微生物量逐渐增多,分解有机物的能力逐渐增强,使活性炭的吸附能力得到再生,从而在一定范围内趋于稳定。因此从第 40 d 开始至第 90 d 左右反应器对各种参数的处理效率开始稳定在一定水平,此时处理效果不再下降,而微生物的数量和微生物对有机物的消耗也相对稳定,COD 的去除率保持在 15%~20%,而 UV₄₁₀ 和 UV₂₅₄ 的去除率则保持在 25%~30%之间。

由图 2a 可见这段时间内水温的下降也是很明显的,前 35 d 水温高于 5℃,有机物的去除率受到的影响很小,35 d 后水温降至 5℃以下,去除率稍有降低,这可能是因为反应器内活性炭上附着的大量微生物,

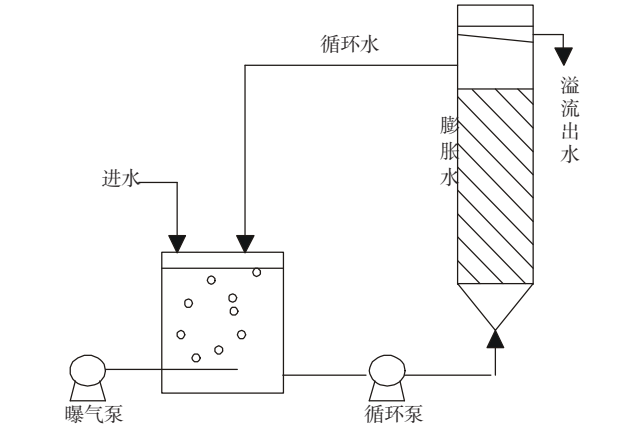


图 1 膨胀床工艺示意图
Figure 1 Diagram of the expanded bed

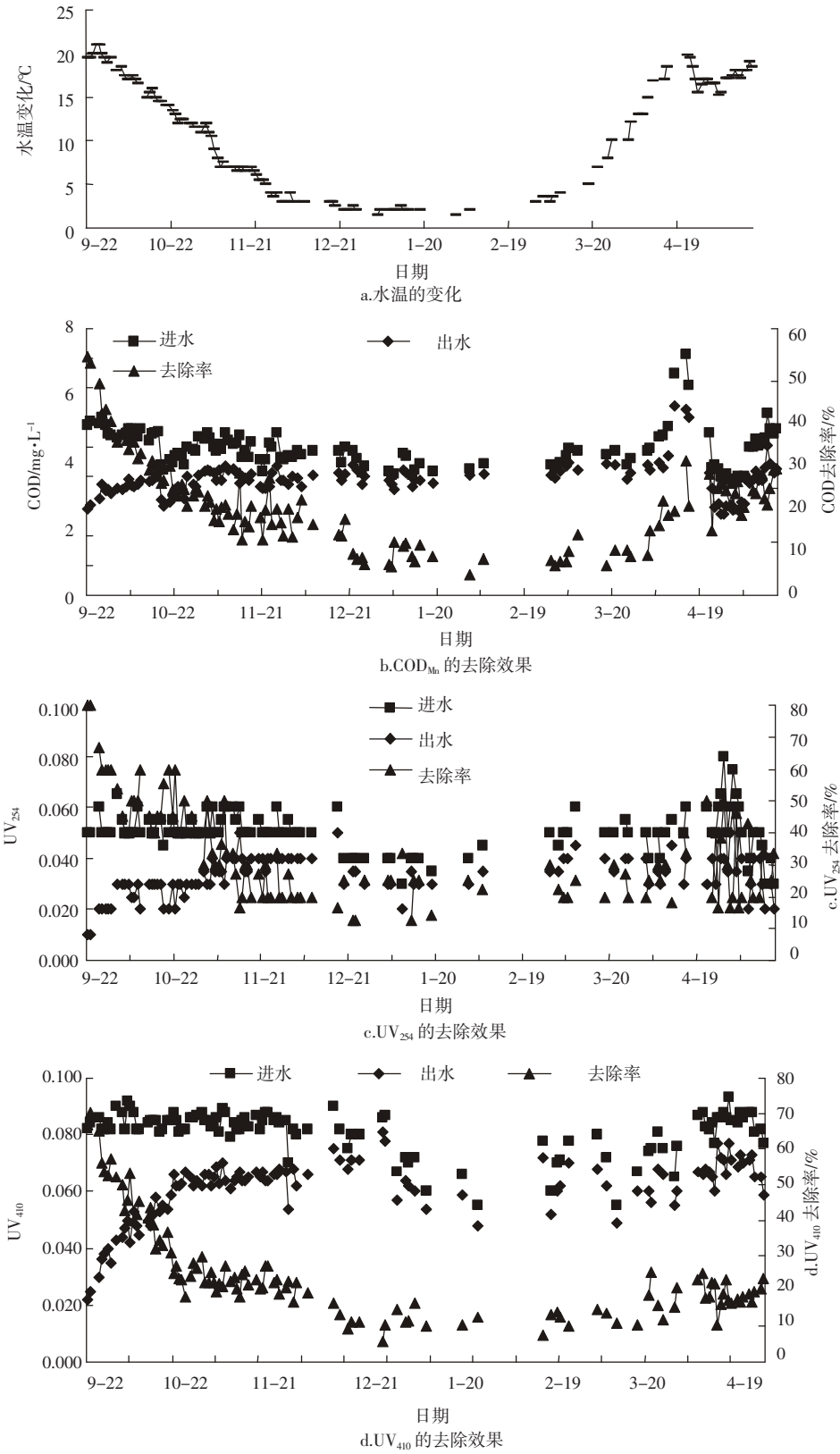


图 2 反应器净化效果和运行温度

Figure 2 The removal effects and the water temperature of the reactor

在温度降低的初期因其具有较大的生物量而使温度对其总体活性的影响不大,而到后期因温度过低而严重影响了微生物的活性,导致去除率下降,随着水温稳定在 $2\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时间的延长, COD_{Mn} 去除率逐步降低到10%左右,而 UV_{410} 和 UV_{254} 的去除率则稳定在15%~20%。

经过冬天以后,随着气温的逐渐回升各指标的去除率也逐渐上升,并且相对于温度的回升滞后约10 d,最终去除率保持在20%左右。

从8个月的运行情况来看,本工艺无需进行微生物的培养,可即时启动。初期依靠活性炭的吸附作用,随着吸附能力的下降,微生物也逐渐培养成熟,从而可保持稳定的净化效率;对温度具有较强的适应性,但长时间的低温对本工艺的净化能力还是有一定的影响,并且存在一定滞后。

2.2 水力停留时间对去除效果的影响

在4月8日至5月15日之间水温的变化不大,保持在 $15\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 9.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 之间,其间有一些波动,将反应器的处理量调节在 $150\text{ L}\sim 300\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,对应的水力停留时间的变化约为1~0.5 h,这期间流量大致的变

化趋势是先升后降,而对应的去除率总体来讲并没有发生较大的变化,一直处于一种平稳而缓慢的上升趋势。

在4月22日到4月29日7 d里,当膨胀床的处理量刚刚开始上升时,各参数的处理效率也随之上升,尤其是 COD_{Mn} 的处理效率与处理量的变化十分紧密,这很有可能是微生物恢复活性的一个重要标志,在此之前虽然温度有一定上升,但是由于氨氮的浓度很低,对于微生物来讲氨氮成为了限制生长因子,限制了其对有机物的利用,导致了去除率提升较慢,而这段时间由于提高了水量的供应,有较多的氮通过了反应器,促进了微生物的新陈代谢,因而短期内产生了去除率与处理量同步变化的效应。在此之后的几天,当处理量下降之后,去除率又继续缓慢上升,这与生物活性的恢复以及水力停留时间延长有密切的关系,见图3。

2.3 反应器对悬浮态和溶解态有机物的去除效果

将反应器的进水和出水用孔径 $0.22\text{ }\mu\text{m}$ 的滤膜进行过滤后进行 COD_{Mn} 的测定,取其差值,并与未过滤的进出水的 COD_{Mn} 差值进行对比,结果见图4。

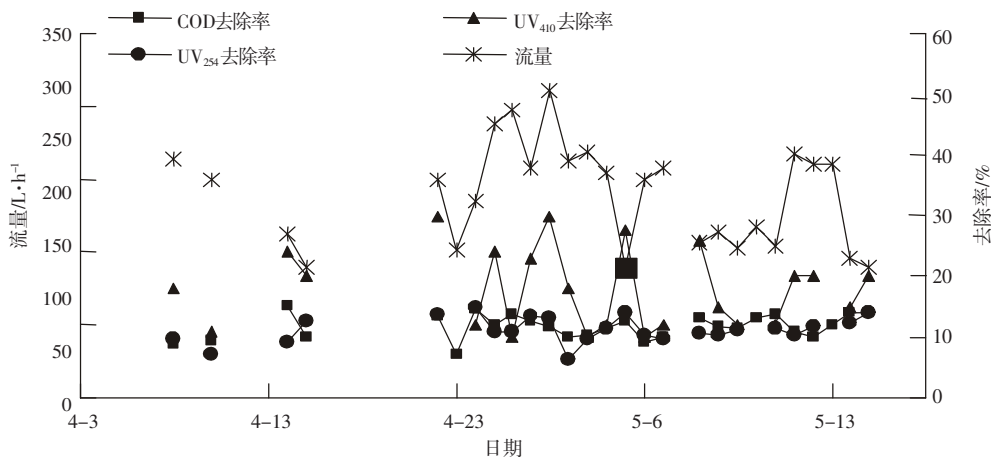


图3 流量与去除效果

Figure 3 Flow rates and removal effects

从图4可以看出本工艺对总的 COD_{Mn} 和溶解的 COD_{Mn} 去除量差别很小,说明该工艺对粒径大于 $0.22\text{ }\mu\text{m}$ 的有机颗粒基本没有去除效果。这是由于活性炭颗粒表面孔径很小,并且在反应器中处于膨胀状态,无法有效吸附、截留粒径较大的有机悬浮物,因此附着在其表面的微生物也就无法对其进行降解。这部分有机物可通过后续的过滤工艺去除。

2.4 氨氮的去除效果

对氨氮的去除效果见图5。由图中可以看出本工

艺对水中氨氮的处理效率很高,通常情况下出水氨氮在 $0.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水经常在纳氏试剂法的检出限以下。因为原水中的氮含量较低,作为微生物生长的一个重要因子,微生物必然尽最大努力摄取水中的氮源,而氨氮这种最易被利用的氮源则被利用得最为彻底。

3 结论

通过用生物活性炭膨胀床工艺对三家店水库水

处理试验可以得到以下结论:

(1)本工艺对三家店水库水的 COD_{Mn} 具有较好的处理效果,出水可以满足二类地表水对 COD_{Mn} 的要求。

(2)在氨氮浓度较低的情况下,本工艺出水的氨氮指标非常好,可以减少水厂中后续的投药量。

(3)本工艺的去除效果只针对可溶性物质,对悬浮性物质没有去除效果。

(4)从长期运行的角度看,水力负荷的冲击并不会对本工艺造成明显的影响,而某些情况下反应器的运行可能因某些原因中断,再启动通常比较顺利,如果再启动氨氮含量并不充足的时候,通过

适当提高水力负荷增加通过反应器氨氮的量可以促进对有机物的去除,加快启动的速度。

(5)本工艺的构筑物结构相对简单,运行期间操作方便,应用于实际生产时可以考虑多个膨胀床体串联以取代本研究中的回流方法达到对电力的节约。相对于生物陶粒工艺,本工艺因反应器内流速相对较大,处理单位水量设备占地较少,因此基础建设的成本大大降低,工程应用前景十分广阔。

参考文献:

- [1] 王琳,王宝贞. 优质饮用水净化技术[J]. 北京:科学出版社,2000.
- [2] 邓志光. 生物处理在给排水处理中的应用. 中国给水排水,1991,7(5):41-44.

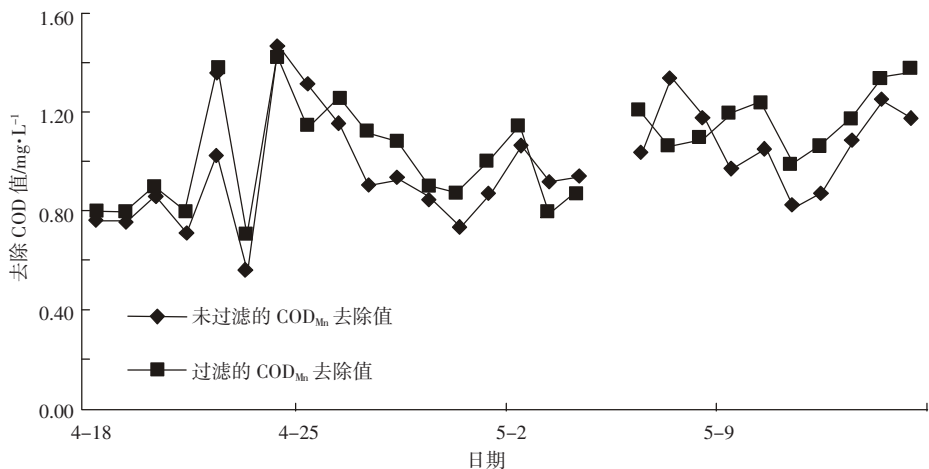


图4 过滤与未过滤的进出水 COD_{Mn} 差值

Figure 4 Comparisons in COD of water samples between before and after filtration

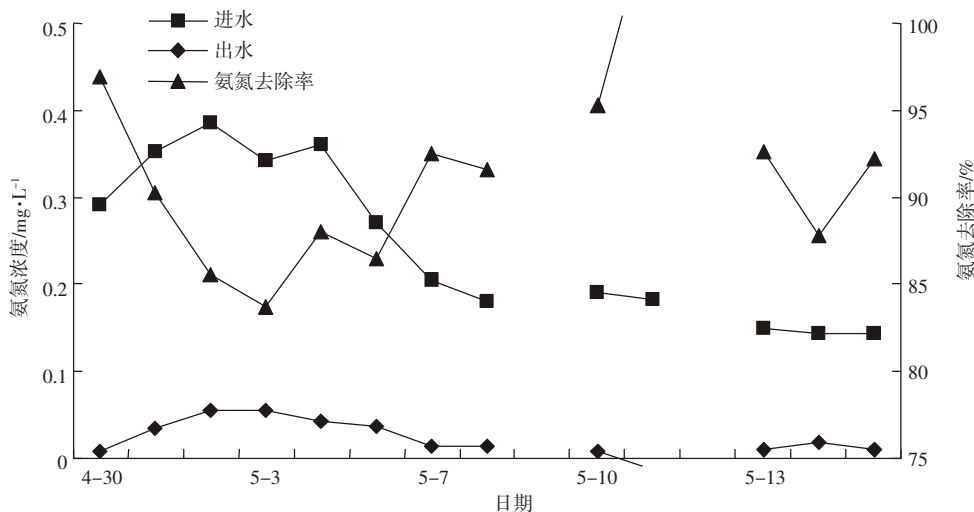


图5 氨氮的去除效果

Figure 5 Removal effect of ammonia

- [3] Pernitsky D J, Finch G R, et al. Recovery of attached bacteria from GAC fines and implications for disinfection efficacy [J]. *Wat Res*, 1997,31(3):385-390.
- [4] 李灵芝,王占生. GAC-NF 组合工艺处理微污染饮用水的研究[J]. 水处理技术, 2003,29(4):233.
- [5] Woo Hang Kim, Wataru Nishijima, et al. Competitive removal of dissolved organic carbon by adsorption and biodegradation on biological activated carbon[J]. *Wat Sci Tech*, 1997,35(7):147-153.
- [6] Xianda Zhao, Hickey R F. Long-term evaluation of adsorption capacity in a biological activated carbon fluidized bed reactor system[J]. *Wat Res*, 1999,33(13):2983-2991.

致谢:感谢北京师范大学环境学院李仙波、欧阳威和李安婕在反应器的加工和分析测试方面给予的帮助。