

固定化生物活性炭处理含硝基苯微污染水的可行性研究

王晨, 马放*, 山丹, 杨基先, 蓝远东, 高国伟

(哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090)

摘要:以硝基苯为主要目标污染物, 探讨固定化生物活性炭 (IBAC) 工艺对含硝基苯微污染水的净化效能以及利用该工艺处理含硝基苯微污染水的可行性. 采用筛选、驯化的工程菌, 对活性炭 (GAC) 进行固定化, 使之成为固定化生物活性炭处理含硝基苯微污染水. 试验对比了 IBAC 和 GAC 去除硝基苯、高锰酸盐指数、浊度、UV₂₅₄、氨氮、亚硝酸盐氮的性能, 测定了炭柱进出水中生物综合毒性, 考察了炭柱在接种后以及运行相对稳定时炭上细菌总数的变化. 结果表明, IBAC 启动速度快, 对微污染物净化效能较高; IBAC 对硝基苯的去除效果更好, 在遭遇冲击负荷时, 恢复净化能力的时间较短; 炭柱进水中硝基苯控制 26 $\mu\text{g/L}$ 以下时可保证出水检不出硝基苯; 加入硝基苯会明显增加水的毒性, IBAC 出水毒性低于 GAC 出水; IBAC 上细菌总量较高, 沿水流方向, 炭柱上的菌量都是先增加后减少.

关键词:硝基苯; 固定化生物活性炭; 微污染水

中图分类号: X52; TU991.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1490-06

Feasibility of Treatment of Micro-pollutant Water Polluted by Nitrobenzene with IBAC-Process

WANG Chen, MA Fang, SHAN Dan, YANG Ji-xian, LAN Yuan-dong, GAO Guo-wei

(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The performance and feasibility of immobilization biological activated carbon (IBAC) were investigated to treat micro-pollutant water containing nitrobenzene. IBAC has been developed on the granular activated carbon by immobilization of selected and acclimated species of engineering bacteria to treat the micro-pollutant water containing nitrobenzene. The IBAC removal efficiencies for nitrobenzene, permanganate index, turbidity, UV, ammonia and nitrite were compared with granular activated carbon (GAC) process. Biological toxicity of influent and effluent of filter were determined. Amount of bacteria in carbon was measured when carbon filter was inoculated and circulated stably. The results showed that compared with GAC, it took short time for IBAC to startup and recover to normal after impact burden. In addition, IBAC was more effective to treat micro-pollutants. In order to ensure security of drinking water, the influent nitrobenzene should be controlled below 26 $\mu\text{g/L}$. Effluent biological toxicity treated with IBAC was less than that with GAC. The performance of IBAC was much better than that of GAC. Amount of bacteria in both activated carbon filter increased first and then declined from inlet to outlet.

Key words: nitrobenzene; immobilized biological activated carbon; micro-pollutant water

随着我国社会经济的高速发展, 工业化程度的不断提高, 城市的供水水源受到不同程度的污染. 当供水水源被很多种痕量的溶解性物质污染后, 很难用传统的处理工艺 (混凝-沉淀-过滤) 将水源水净化到满足饮用水标准^[1]. 近年来, 生物活性炭作为一种投资省、性能高的深度处理工艺单元, 被越来越多的研究人员关注^[2~9]. 很多关于生物活性炭的研究表明, 生物活性炭对三卤甲烷前驱物质、臭味物质等有长期稳定的去除效果. 这些研究认为是活性炭的物理吸附和炭上微生物降解的协同作用去除了水中的有机物. 而且, 被吸附物质的微生物降解称为生物再生, 这种作用可以延长活性炭的使用寿命^[10~16]. 硝基苯是医药、染料、炸药、杀虫剂等的重要原料, 也是一种剧毒化学品, 被列为优先控制的环境污染

物^[17], 它还是 2005 年松花江重大环境污染事件的主要污染物之一. 松花江污染事件发生后, 能否利用生物活性炭工艺完全吸附滤后水中的硝基苯, 并且对硝基苯进行原位生物降解, 以保证出水安全受到广泛关注.

本试验将工程菌循环固定在活性炭上启动固定化生物活性炭 (IBAC) 工艺, 以普通活性炭 (GAC) 工艺作为对比, 探讨了当水中存在微量硝基苯时, IBAC 对硝基苯及其他微污染物的净化效果, 并对分析 2 套工艺进出水有机物种类和生物综合毒性的

收稿日期: 2006-07-31; 修订日期: 2006-10-08

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2004CB185050); 黑龙江省重大科技攻关项目 (CC05S301)

作者简介: 王晨 (1983 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: hitwangchen@hotmail.com

* 通讯联系人, E-mail: mafang@hit.edu.cn

变化,评价利用固定化生物活性炭工艺处理含硝基苯微污染水的可行性.

1 材料与方法

1.1 培养基和试剂

富集培养基: 葡萄糖 1 g/L, 蛋白胨 0.5 g/L, K₂HPO₄ 1 g/L, MgSO₄ 1 g/L. 无机盐培养液是在无机盐溶液中添加一定量的硝基苯而配成, 各种无机盐的含量为: Na₂HPO₄ · 12H₂O 3.8 g/L, KH₂PO₄ 1.0 g/L, KCl 3.0 g/L, MgSO₄ 0.2 g/L, NH₄Cl 0.1 g/L.

1.2 菌种的来源

试验选择去除微污染物效果较好的 15 株菌来自黑龙江省环境生物技术重点实验室^[7], 以及重新筛选、驯化的硝基苯降解菌作为反应器菌源. 其中, 硝基苯降解菌是以硝基苯为碳源的无机培养基贫富交替培养的方式驯化松花江底泥, 并从中筛选得到 1 株硝基苯降解菌, 其对浓度为 400 μg/L 的硝基苯 24 h 降解率是 72.2%.

1.3 试验装置

为了研究 IBAC 对含硝基苯微污染水的净化效能, 以 GAC 在同样条件下进行对比试验, 试验装置如图 1.

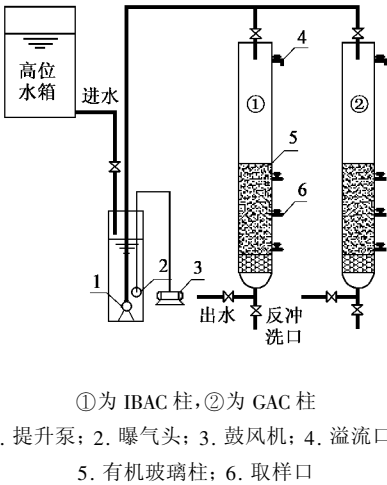


图 1 试验装置

Fig.1 Schematic diagram of the experimental apparatus

活性炭柱采用规格为 φ40 mm × 2 000 mm 的有机玻璃柱, 炭柱下面有厚度为 30 mm 的卵石作为承托层, 填料层采用太原新华化工厂生产的 ZJ-15 型颗粒活性炭, 粒径为 1 mm, 长度为 2 ~ 3 mm, 填充密度为 500 kg/m³, 活性炭填料层高 1.0 m, 进水量为 2 L/h, 水力停留时间为 30 min. 其中 IBAC 柱采用间歇式循环、物理吸附法将扩大培养后的工程菌(硝基苯

降解菌与其他工程菌体积比 1:1)固定在活性炭上形成 IBAC 装置^[7]. 2 个炭柱采用下向流, 反冲洗的周期为 7 ~ 8 d.

1.4 试验水样

实验用水为加入一定硝基苯的哈尔滨某水厂滤后水. 试验期间滤后水水质情况是: 水温 18 ~ 20℃, 高锰酸盐指数 2.3 ~ 4.5 mg/L, 浊度 0.4 ~ 2.27 NTU, 氨氮 0.91 ~ 1.60 mg/L.

1.5 仪器与分析方法

(1)测定项目 浊度、高锰酸盐指数、UV₂₅₄、氨氮、亚硝酸盐氮, 测定方法见文献[18]; 硝基苯测定采用液相色谱法; 有机物种类采用色谱-质谱联用仪分析.

(2)试验仪器 WTW Turb55 型浊度测试仪; Spectrum lab-22pc 可见光光度计(上海棱光公司); 紫外分光光度计(上海棱光公司); 6890NGC/5973NMSD 色谱质谱联用仪(美国安捷伦公司); 高效液相色谱仪(美国安捷伦公司).

(3)硝基苯测定 采用高效液相色谱仪, 紫外检测器固定波长 265 nm; Waters C18 色谱柱(250 mm × 4.6 mm, 5 μm), 柱温 38℃. 流动相为乙腈-水, 流速 1.0 mL/min, 进样量 100 μL. 水样可通过稀释或浓缩使其达到液相色谱最佳检测范围内, 用 0.45 μm 滤膜过滤.

2 结果与讨论

2.1 活性炭吸附硝基苯的特性

通过吸附等温线的测定可以了解该种活性炭对硝基苯的吸附能力及吸附特性, 为工艺参数的确定和管理运行的控制提供依据^[19]. 根据吸附实验结果, 得到活性炭对硝基苯的吸附等温线如图 2.

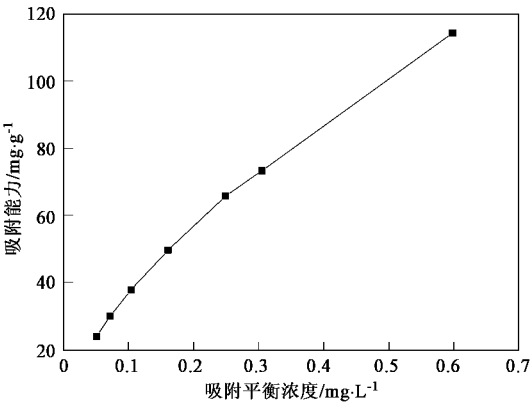


图 2 吸附等温线

Fig.2 Adsorption isotherms

由图 2 可以得出 Freundlich 经验方程:

$$a = \frac{x}{m} = K_f c^n$$

常数 $K_f = 157.98, n = 0.631$, 方程为:

$$a = 157.98c^{0.631}$$

式中, a 为吸附质的吸附能力(mg/g), x 为有机物质量(mg), m 为吸附剂量(g), K_f 、 n 为常数, c 为吸附平衡浓度(mg/L).

对于不同物质和浓度的污染物, n 的取值范围为 0~6, 当 n 小于 1 时, 吸附对于废水处理是有效的^[20]. 因此, 该种活性炭作为硝基苯的吸附剂是可行的. 而吸附平衡方程常数 K_f 较大, 表明该种活性炭对硝基苯的吸附容量很大, 当反应器进水负荷较高时, 平衡浓度的变化很小, 也就是溶液中基质浓度变化很小, 有利于微生物的生存和降解, 使反应器稳定运行. 在进水低负荷情况下, 活性炭吸附的基质也会因为反相浓度梯度的存在发生解吸作用, 增加了炭上微生物可利用底物含量并提高了炭上微生物活性, 这一点在出水污染物浓度要求较高的情况下特别重要^[5].

2.2 炭柱对滤后水的净化效能

在 IBAC 和 GAC 2 个炭柱启动后, 对炭柱进出水的高锰酸盐指数、硝基苯浓度、UV₂₅₄、浊度、氨氮以及亚硝酸盐氮进行了连续监测.

2.2.1 炭柱进出水高锰酸盐指数的变化规律

炭柱进出水高锰酸盐指数的变化规律见图 3.

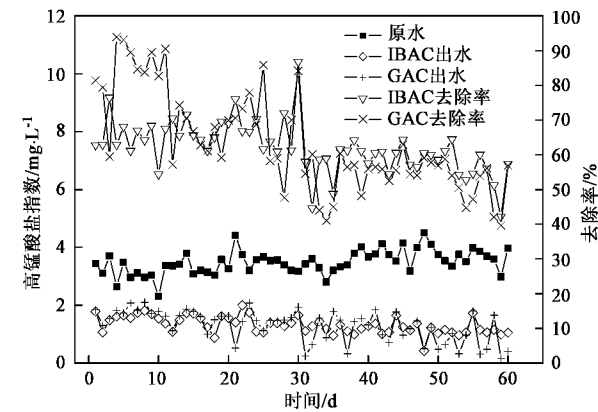


图 3 炭柱进水高锰酸盐指数的去除效果

Fig.3 Effect of IBAC and GAC on permanganate number removal

由图 3 可知, 在炭柱启动阶段, 2 个炭柱对高锰酸盐指数的去除率均较高, 但 GAC 对高锰酸盐指数的去除效果更好, 这是因为 GAC 中新炭对水中有机物的吸附能力较强, 而 IBAC 上活性炭则由于工程

菌的存在使处理效果受到一定的影响. 随着炭柱运行时间的增加, GAC 中活性炭吸附能力下降, 对高锰酸盐指数的去除率降低, 其出水高锰酸盐指数基本保持在 2.5 mg/L 以下; IBAC 由于炭上生物降解和活性炭吸附的协同作用, 对高锰酸盐指数的去除率保持稳定, 出水高锰酸盐指数均在 2 mg/L 以下.

2.2.2 炭柱对硝基苯的去除效果

进水硝基苯浓度在试验的前 35 d (第 22~28 d, 由于过年放假, 硝基苯无法测定) 控制在国家供水源地标准 17 μg/L 左右; 从第 36~53 d, 硝基苯浓度控制在 26 μg/L 左右; 第 54 d 提高进水硝基苯浓度至 112.3 μg/L, 之后 1 周内, 硝基苯浓度逐渐降低. 炭柱对硝基苯的去除效果见图 4.

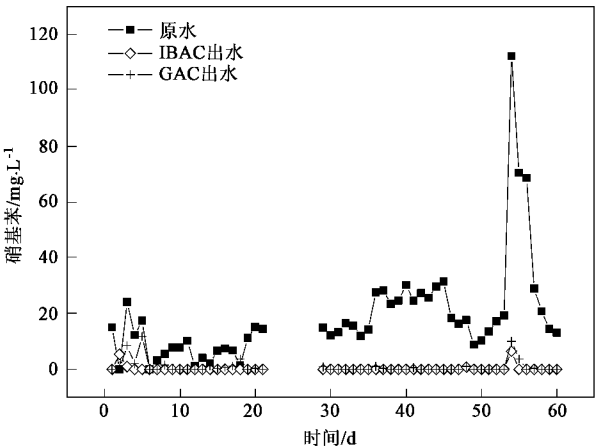


图 4 炭柱对硝基苯的去除效果

Fig.4 Effect of IBAC and GAC on nitrobenzene removal

由图 4 可知, 在炭柱启动时, 新炭吸附能力较强, 2 个炭柱出水中均未检出硝基苯. 随着运行时间的增加, IBAC 柱出水连续 2 d 检出有硝基苯, 其后 IBAC 柱出水中未检出硝基苯, 而 GAC 出水多次检出有硝基苯. 运行时间的增加使 2 个柱中炭的吸附能力下降, 但 IBAC 上存在有大量硝基苯降解菌, 这些菌在适应环境后将炭上吸附的硝基苯降解, 保证了出水中检不出硝基苯. 第 54 d 当原水中硝基苯浓度突然升高到 112.3 μg/L 时, 当天 IBAC 出水中检出硝基苯, 随后的几天中并未检出硝基苯, 这是由于 IBAC 上硝基苯降解菌的生长相对底物浓度的突然升高迟缓引起的. 随后炭上硝基苯降解菌量逐渐增加, 炭柱对硝基苯的去除能力也随之增强, 出水中检不出硝基苯. 而 GAC 在遭遇此冲击负荷时, 出水连续检出硝基苯, 这是由于 GAC 上自然生长的菌量较少, 不能完全降解去除活性炭吸附的硝基苯, 吸附的

硝基苯脱附引起的.由上述分析可知,IBAC 在硝基苯浓度较低时,对硝基苯的去除效果较好;在遭遇冲击负荷时,恢复净化能力的时间较短,进水硝基苯浓度在 26 $\mu\text{g/L}$ 以下时,出水中检不出硝基苯.

2.2.3 炭柱对 UV₂₅₄ 的去除效果

UV₂₅₄ 是指在波长为 254 nm 处的单位比色皿光程下的紫外吸光度,是衡量水中有机物指标的一项重要控制参数,主要反映由含有不饱和双键和苯环结构组成的那部分有机物含量,也可间接反映水中有机物污染的程度.炭柱对 UV₂₅₄ 的去除效果见图 5.

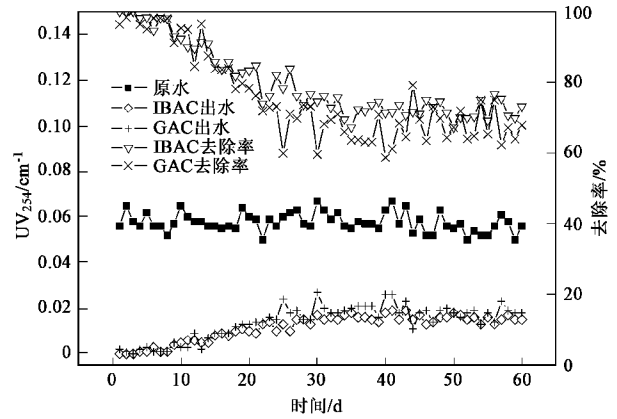


图 5 炭柱对 UV₂₅₄ 的去除效果

Fig.5 Effect of IBAC and GAC on UV₂₅₄ removal

由图 5 可知,在炭柱启动阶段,2 个炭柱由于活性炭的吸附能力强,对 UV₂₅₄ 的去除率均较高,随着运行时间的增加,活性炭吸附位被吸附的有机物占据,2 个炭柱出水 UV₂₅₄ 均在缓慢升高,IBAC 出水 UV₂₅₄ 趋于平稳,比 GAC 出水 UV₂₅₄ 低,这可能是由于 IBAC 上固定的工程菌降解了部分活性炭吸附的有机物,而 GAC 上无菌或菌量较少较杂,对 GAC 中活性炭吸附的有机物无降解作用或降解效果较人工固定的工程菌差导致的.

2.2.4 炭柱对浊度的去除效果

浊度是由于水中含有泥砂、粘土、有机物、无机物、浮游生物和微生物等悬浮物质所造成的,可使光散射或吸收.原水经过炭柱的处理后,浊度都大大降低.炭柱对浊度的去除效果见图 6.

由图 6 可知,2 个炭柱对浊度去除效果较好,出水浊度均小于 0.5 NTU,2 个炭柱对浊度的去除效果没有明显差异.炭柱反冲洗会使出水浊度有所升高,一般 1 d 便可恢复.

2.2.5 炭柱对氨氮、亚硝酸盐氮的去除效果

炭柱对氨氮、亚硝酸盐氮去除效果见图 7、图 8.

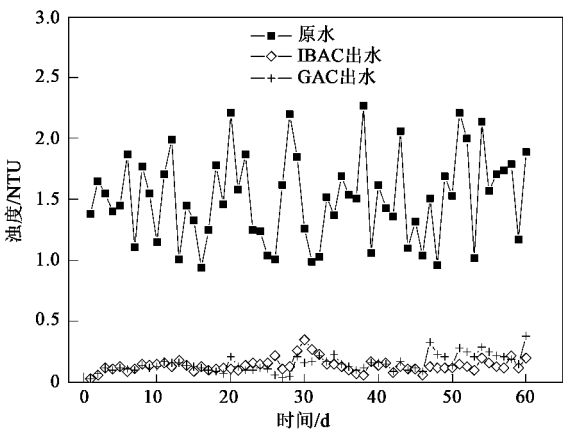


图 6 炭柱对浊度的去除效果

Fig.6 Effect of IBAC and GAC on turbidity removal

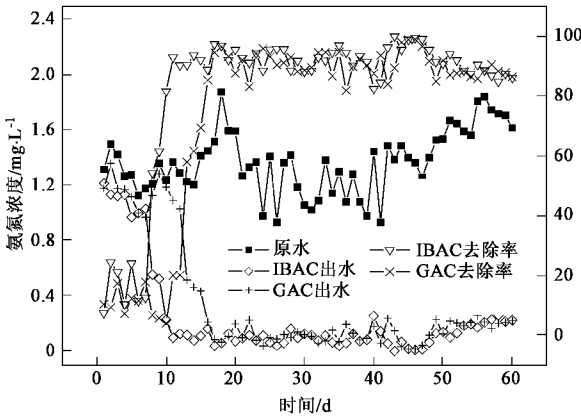


图 7 炭柱对氨氮的去除效果

Fig.7 Effect of IBAC and GAC on ammonia removal

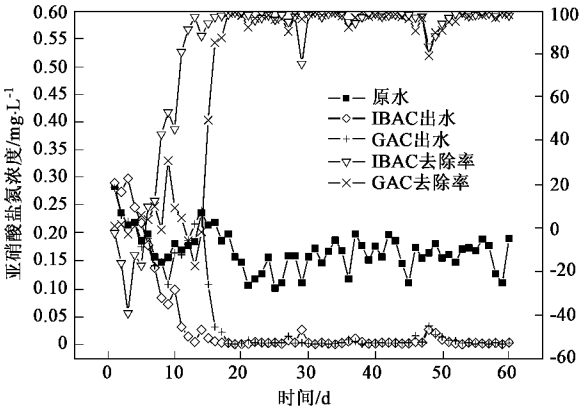


图 8 炭柱对亚硝酸盐氮的去除

Fig.8 Effect of IBAC and GAC on nitrite removal

由图 7 可知,在炭柱启动阶段,2 个炭柱对水中氨氮的去除率较低,这是由于 IBAC 中活性炭上的

工程菌刚进入新的环境,需要一段的适应,而 GAC 中还没有微生物存在.随着运行时间的增加,在第 6 d,IBAC 出水氨氮浓度降低,而 GAC 在第 13 d 时,出水氨氮才出现较好的去除,这可能是由于 IBAC 上固定的硝化菌在适应环境后开始生长繁殖,使得反应器在较短时间内启动,而 GAC 上微生物从无到有,需要的启动时间相对较长.随着运行时间的增加,2 个炭柱对氨氮均保持了相当高的去除率,出水氨氮浓度基本在 0.3 mg/L 以下.

由图 8 可知,在炭柱启动阶段,2 个炭柱对水中亚硝酸盐氮的去除率较低,出水亚硝酸盐氮积累,这是由于亚硝化菌的生长速度较硝化菌的生长速度快导致的.随着运行时间的增加,炭柱上硝化菌量逐渐增加,出水亚硝酸盐氮开始减低.2 个炭柱对亚硝酸盐氮的去除率均在 90% 以上,出水亚硝酸盐氮浓度均在 0.034 mg/L 以下.

2.3 炭柱进出水毒性测试结果

Deltatox 是美国 SDI(Strategic Diagnostics Inc.)在 Microtox 技术的基础上研制的一种急性毒性检测系统.该仪器采用生物光原理来精确确定水样或废水样总的生物量,可快速检测 2 类污染饮用水可能性最大的物质——病原体和化学毒性物.本试验的检测内容为出水生物综合毒性,检测指标是发光细菌光损失率,检测样品分别为水厂滤后水、原水(水厂滤后水加入硝基苯使其浓度至 100 μg/L 左右)、GAC 出水以及 IBAC 出水.试验检测环境温度为 19.6℃,检测结果如表 1 所示.

表 1 水样生物综合毒性
Table 1 Biological toxicity of samples

样本名称	检测结果(以光损失率计)/%	样本生物综合毒性评价
水厂滤后水	2	低毒性,无急性毒性风险
原水	5	低毒性,无急性毒性风险
GAC	1	低毒性,无急性毒性风险
IBAC	0	低毒性,无急性毒性风险

由表 1 可知,水厂滤后水低毒性,光损失率为 2%,原水光损失率为 5%,说明硝基苯毒性较强,硝基苯的加入使滤后水毒性明显增加.原水经过 GAC 柱后,毒性降低,光损失率为 1%.由于固定有高效硝基苯降解菌量,IBAC 充分发挥了活性炭吸附和微生物降解的协同作用,其出水光损失率为 0%,这表明 IBAC 对硝基苯等微污染物有更好的去除效果.

2.4 炭柱上细菌数量的变化

试验考察了炭柱在接种后以及运行相对稳定时炭上细菌总数的变化.沿水流方向在 IBAC 和 GAC

炭柱由上向下设置 3 个取炭口.炭柱在分别运行 1 周和 7 周后,无菌操作,采用稀释平板法计数测定菌量,结果如表 2 所示.

表 2 不同炭层的细菌数量
Table 2 Amount of bacteria in different carbon layers

取样口 编号	炭层 厚度/m	启动 1 周后炭柱 细菌数量/CFU·g ⁻¹		启动 7 周后炭柱 细菌数量/CFU·g ⁻¹	
		IBAC	GAC	IBAC	GAC
1	0.2	4.2 × 10 ⁶	3.2 × 10 ³	5.3 × 10 ⁵	8.2 × 10 ⁴
2	0.5	3.5 × 10 ⁶	6.4 × 10 ²	6.6 × 10 ⁵	3.0 × 10 ⁴
3	0.8	2.1 × 10 ⁶	2.4 × 10 ²	2.4 × 10 ⁵	1.9 × 10 ⁴

如表 2 所示,IBAC 上细菌总量在启动 1 周比 7 周后要多,GAC 上细菌总量变化趋势相反.这可能是由于水流的冲刷以及炭上原生动物的吞噬使 IBAC 炭上工程菌的数量减少,而 GAC 上细菌自然生长需要缓慢增殖,数量逐渐增加.该现象解释了 IBAC 反应器启动时间较短的原因.炭柱运行 7 周后 IBAC 上细菌总量整体上要比 GAC 高 1 个数量级,这是由于 IBAC 上固定的工程菌经过前期的筛选、驯化,能以优势菌群的形式能长期适应环境,并占据自身的生存空间.而随 GAC 上生长的自然菌群未经过驯化,在资源的利用等方面竞争不过工程菌,很难在数量和质量上与成为 IBAC 上的优势菌群的工程菌相比.沿水流方向,IBAC 和 GAC 上的菌量都是先增加后减少.这是由于进水水流的冲刷使进口处的工程菌的数量相对较少,其后,活性炭对水中微污染物的吸附拦截使微生物可利用的底物增加,菌量随之增加,随着炭层厚度的增加,微生物可利用底物逐渐减少,菌量也随之减少.炭柱上菌量在数量级上基本一致,这是由炭柱内具有充足的溶解氧和营养基质,使工程菌在炭柱上的分布相对比较均匀.

3 结论

- (1)IBAC 启动速度快,对微污染物净化效果较高,对浊度去除效果较好;在进水硝基苯浓度低于 26 μg/L 时,出水中检不出硝基苯;在硝基苯浓度突然增加时,其恢复净化能力的时间较短.
- (2)水厂滤后水毒性较低,光损失率为 2%,加入硝基苯会明显增加进水的毒性,光损失率达到 5%.原水经过 GAC 柱后,可降低毒性使光损失率为 1%,而 IBAC 充分发挥活性炭吸附和微生物降解的协同作用,出水光损失率为 0%,表明 IBAC 对硝基苯等微污染物有更好的去除效果.
- (3)在启动以及运行相对稳定时,IBAC 上细菌

总量始终高于 GAC,这解释了 IBAC 反应器启动时间较短的原因.由于水流的冲刷、微生物可利用底物的改变,使 2 个炭柱上的菌量沿水流方向都是先增加后减少.

(4)利用固定化生物活性炭工艺深度处理含硝基苯微污染水,可以完全吸附进水中的硝基苯,并且对硝基苯进行原位生物降解,出水中其他各项指标均可达到国家饮用水标准.

参考文献:

[1] Akiyoshi Sakoda, Jianzhong Wang, Motoyuki Suzuki. Microbial activity in biological activated carbon bed by pulse responses[J]. Wat Sci Tech, 1996, **34**: 213 ~ 222.

[2] Dussert B W, Van Stone G R. The biological activated carbon process for water purification[J]. Water E&M, 1994, **141**(12): 22 ~ 24.

[3] Yonge D R, Keinath T M, Poznanska K, *et al*. Single-solute irreversible adsorption on granular activated carbon[J]. Envir Sci Technol, 1985, **19**: 690 ~ 694.

[4] Vidic R D, Suidan M T. Role of dissolved oxygen on the adsorptive capacity of activated carbon for synthetic and natural organic matter [J]. Envir Sci Technol, 1991, **25**: 1612 ~ 1618.

[5] Moshe Herzberg, Carlos G Dosoretz, Sheldon Tarre, *et al*. Patchy biofilm coverage can explain the potential advantage of BGAC reactors[J]. Environ Sci Technol, 2003, **37**: 4274 ~ 4280.

[6] Mccafferty N D, Callow M E, Hoggett L, *et al*. Application of a method to quantify carbonate precipitated on granular activated carbon (GAC) used in potable water treatment[J]. Wat Res, 2000, **34**: 2199 ~ 2206.

[7] 马放,王宝贞,孙建平,等. 固定化生物活性炭除微量有机物的实验研究[J]. 哈尔滨建筑大学学报,1998,**31**(5):52 ~ 57.

[8] 马放,李伟光,王宝贞,等. 固定化生物活性炭除微量有机物的运行效果[J]. 哈尔滨建筑大学学报,1998,**31**(6):56 ~ 62.

[9] Sirotkin A S, Koshkina L Y, Ippolitov K G. The BAC-process for treatment of waste water containing non-ionogenic synthetic surfactants[J]. Wat Res, 2001, **35**: 3265 ~ 3271.

[10] 马放,时双喜,杨基先,等. 固定化生物活性炭的形成及功能研究[J]. 哈尔滨建筑大学学报,2000,**33**(1):46 ~ 50.

[11] Zhang X J, Wang Z S, Gu X S. Simple combination of biodegradation and carbon adsorption-the mechanism of the biological activated carbon process[J]. Wat Res, 1991, **25**: 165 ~ 172.

[12] Dewalle F, Chian E. Biological regeneration of activated carbon added to activated sludge units [J]. Wat Res, 1977, **11**: 439 ~ 446.

[13] Kazuhiro Mochidzuki, Yasushi Takeuchi. The effects of some inhibitory components on biological activated carbon processes [J]. Wat Res, 1999, **33**(11): 2609 ~ 2616.

[14] van der Hoek J P, Hofman J A H, Graveland A. The use of biological activated carbon filtration for the removal of natural organic matter and organic micropollutants from water[J]. Wat Sci Tech, 1999, **40**(9): 257 ~ 264.

[15] Christina L Warta, Spyridon P Papdimas, George A Sorial, *et al*. The effect of molecular oxygen on the activated carbon adsorption of natural organic matter in Ohio River water[J]. Wat Res, 1995, **29** (2): 551 ~ 562.

[16] Goksen Capar, Ulku Yetis. Removal of THM precursors by GAC: Ankaro case study [J]. Wat Res, 2002, **36**: 1379 ~ 1384.

[17] 钱易. 水体颗粒物和难降解有机物的特性与控制技术原理 [M]. 北京:中国环境科学出版社,2000.

[18] 国家环保局. 水和废水分析检测方法[M].北京:中国环境科学出版社,1997.

[19] 刘红,李安婕,全向春,等. 生物活性炭降解 2,4-二氯酚的特性[J]. 环境科学,2004,**25**(6):80 ~ 84.

[20] Fischer K, Bardtke D. Effect of biological film growth on the activated carbon adsorption and their using for the complex treatment of waste water [J]. GWF-Wasser-Abwasser, 1981, **122**: 58 ~ 64.