

# 跌水曝气生物接触氧化预处理微污染水源水

刘科军<sup>1</sup>, 吕锡武<sup>2</sup>

(1.常州市市政工程设计研究院有限公司,江苏 常州 213003; 2.东南大学环境工程系,江苏 南京 210096)

**摘 要:** 采用三阶跌水曝气生物接触氧化预处理微污染水源水, 试验结果表明, 平均水温 19.5℃, 平均溶解氧 7.90 mg·L<sup>-1</sup>, 生物接触氧化的水力停留时间( HRT) 为 1.6 h 时, 反应器对浊度、氨氮、COD<sub>Mn</sub>、亚硝酸氮和藻类的去除率分别为 36.2%、65.4%、17.0%、67.0%和 65.2%, 并通过三级跌水曝气共充氧 1.41 mg·L<sup>-1</sup>, 使出水溶解氧浓度大于 4.69 mg·L<sup>-1</sup>。采用跌水曝气阶式反应器可以有效克服传统鼓风曝气推流反应器均匀供氧的不足, 其中影响跌水曝气的因素中水温起主要作用, 其次是原水实际溶解氧浓度, 最后为跌水高度。

**关键词:** 跌水曝气; 生物接触氧化; 微污染

中图分类号: TU991.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-3770(2008)08-055-04

针对目前水源水质的不断恶化, 已开发了很多生物预处理的工艺, 主要有<sup>[1]</sup> : 生物接触氧化、生物滤池、生物转盘和生流化床等。其中, 生物接触氧化工艺研究最多, 应用最广。但是大部分的生物接触氧化工艺采用的曝气方式是鼓风曝气, 其它曝气方式鲜有报道。本试验考虑到当地微污染水源水中溶解氧较高的特点, 将采用跌水曝气, 重点考察反应器对水中污染物的去污效果及充氧效果。

## 1 试验条件及方法

### 1.1 原水水质

本试验的原水选择无锡太湖边充山水厂的水源水, 原水的主要水质指标见表 1。

表 1 试验期间原水水质指标  
Table 1 Water quality of raw water

指标	范围	平均
水温 /	2.5 ~ 32	19.5
pH	7.3 ~ 7.7	7.5
DO/mg·L <sup>-1</sup>	2.48 ~ 15	7.90
浊度 /NTU	17.5 ~ 164	30.4
NH <sub>3</sub> -N/mg·L <sup>-1</sup>	0.209 ~ 2.27	0.782
NO <sub>2</sub> -N/mg·L <sup>-1</sup>	0.012 ~ 0.313	0.092
COD <sub>Mn</sub> /mg·L <sup>-1</sup>	1.12 ~ 6.11	3.22
藻类 /10 <sup>6</sup> 个·L <sup>-1</sup>	2.2 ~ 194	13.8
UV <sub>254</sub> /cm <sup>-1</sup>	0.084 ~ 0.126	0.103

### 1.2 试验装置

本试验采用三阶跌水曝气反应器, 试验装置如图 1 所示。各阶反应器在中间设有一挡板, 挡板左侧部分设置弹性立体填料, 水流经跌水曝气后进入左侧部分并与填料接触, 流至反应器底部再往上折流至出水堰跌水到下阶反应器。

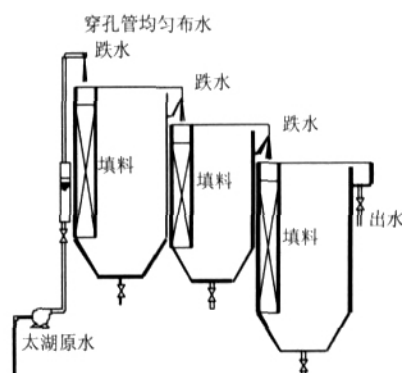


图 1 试验装置

Fig.1 Experimental set

第一阶反应器挡板左右两侧长度分别为 0.2 m 和 0.7 m, 宽度均为 0.9 m, 池底设有泥斗和排泥管, 弹性填料层高 1.1 m, 有效容积 0.198 m<sup>3</sup>; 第二阶反应器挡板左右两侧长度分别为 0.2 m 和 0.6 m, 宽度均为 0.8 m, 其它设置同一阶反应器, 弹性填料层高 1.0 m, 有效容积 0.16 m<sup>3</sup>; 第三阶反应器同一阶反应

收稿日期 2007-12-25

基金项目 江苏省科技厅社会发展资助项目 (BS2004050)

作者简介 刘科军 (1981-), 男, 硕士研究生, 研究方向为水处理技术与水污染控制, 联系电话: 13861250759, E-mail: l\_kwjw721@tom.com。

器。三阶反应器填料区总体积为 0.556 m<sup>3</sup>。三级跌水高度分别为 0.5、0.4、0.4 m。

1.3 试验检测项目及方法

检测项目及方法见表 2。

表 2 检测项目及方法  
Table 2 Measure items and methods

检测项目	检测方法
浊度	分光光度法
水温	温度计法
pH	电极法
COD <sub>Mn</sub>	酸性高锰酸钾法
NH <sub>3</sub> -N	纳氏试剂分光光度法
NO <sub>2</sub> -N	分光光度法
藻类	显微板框计数法
DO	仪器法

2 结果与讨论

2.1 去污效果分析

2.1.1 浊度的去除效果

系统对浊度的去除效果如图 2 所示。

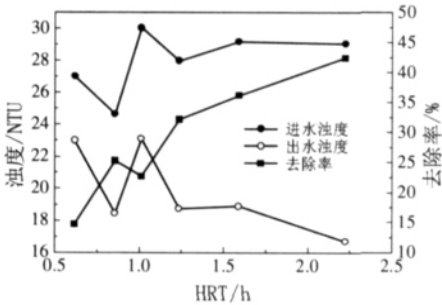


图 2 浊度去除与 HRT 的关系

Fig.2 Relationship between HRT and turbidity removal

由图 2 可知，生物接触氧化对浊度的去除效果随着水力停留时间的增长而增加（除 HRT 为 1.0 h 外），当水力停留时间从 0.62 h 增加到 2.2 h 时，浊度去除率从 14.7% 增加到 42.44%，同时出水浊度和进水浊度成正相关。当 HRT 为 1.0 h 时，浊度去除率反而低于 HRT 为 0.86 h 时的浊度去除率，分析其原因主要是当 HRT 为 1.0 h 时进水浊度较高，水中较高浓度的悬浮物吸附到生物膜表面，削弱了生物膜上生物的传质作用，进而影响了微生物正常的生长代谢，造成生物活性下降，使得生物去除浊度的效果下降，同时老化的生物膜脱落也会使出水浊度增加。另外，进水浊度较高，直接沉淀作用将起主导作用，但整个生物接触氧化池的浊度去除率仍下降，表明在生物接触氧化中，浊度的去除主要是靠生物作用。

2.1.2 COD<sub>Mn</sub> 的去除效果

生物接触氧化对有机物的去除机理主要有以下

几个方面：微生物对小分子有机物的降解，微生物胞外酶对大分子有机物的分解作用，生物吸附絮凝作用。

系统对 COD<sub>Mn</sub> 的去除效果如图 3 所示。由图 3 可以看出，当水力停留时间从 0.62 h 增加到 2.2 h 时，生物接触氧化对 COD<sub>Mn</sub> 的去除率从 7.74% 增加到 20.02%（除 HRT 为 1.0 h 外），变化幅度不大，因为有机物的去除主要是靠异养菌的生物降解作用，而异养菌主要是利用水中可生物降解有机物。但一般水源水中可生物降解有机物的量很少，占总有机物量的比例低，如密云水库水中 BDOC/DOC=14.04%<sup>[2]</sup>，这是因为水源水中的主要污染物是一些天然有机物，并经过了水体长时间的自净作用，导致可生物降解有机物含量少。

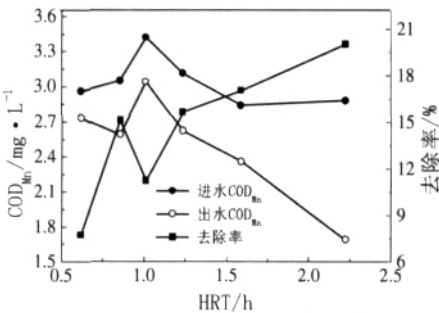


图 3 COD<sub>Mn</sub> 去除与 HRT 的关系

Fig.3 Relationship between HRT and COD<sub>Mn</sub> removal

2.1.3 NH<sub>3</sub>-N 的去除效果

氨氮在生物接触氧化池中的去除可以分为生物膜吸附和生物硝化降解两个阶段，在较短的时间内，水中的氨氮先与生物膜接触并被其吸附，随后发生生物硝化过程。

系统对 NH<sub>3</sub>-N 的去除效果见图 4。从图 4 可以看出，NH<sub>3</sub>-N 去除率随水力停留时间的增加而增大，其中当 HRT 从 1.0 h 增加到 1.6 h 时，NH<sub>3</sub>-N 去除率增加幅度较快，从 27.36% 增加到 65.36%，增幅近 40%；而 HRT 从 1.6 h 增加到 2.2 h 时，NH<sub>3</sub>-N 去除率增加幅度减缓，从 65.36% 增加到 73.52%，增幅仅

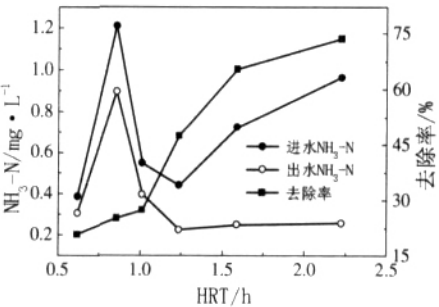


图 4 NH<sub>3</sub>-N 去除与 HRT 的关系

Fig.4 Relationship between HRT and NH<sub>3</sub>-N removal

为 7%左右。另外当  $HRT > 1.2$  h 时,出水氨氮浓度不再随进水浓度的变化而变化,基本稳定在  $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,表明出水氨氮浓度已达此状态下的最低临界浓度,无法再通过增加 HRT 来进一步提高氨氮去除率。

#### 2.1.4 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的去除效果

亚硝酸氮的去除主要是通过硝化菌的硝化作用完成的,而硝化菌是自养型微生物,生长缓慢,世代周期长。系统对  $\text{NO}_2\text{-N}$  的去除效果见图 5。从图 5 中可以看出,随着水力停留时间的增加,亚硝酸氮的去除率也增加,当水力停留时间从 0.6 h 增加到 2.2 h 时,亚硝酸氮的去除率从 5%左右增加到 80%左右。当  $HRT > 1.2$  h 时,亚硝酸氮的去除随 HRT 的增加而缓慢增加,同时,出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度一直保持在较稳定的低浓度状态 ( $< 0.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )。此时可以认为,出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  已达到最低临界浓度。

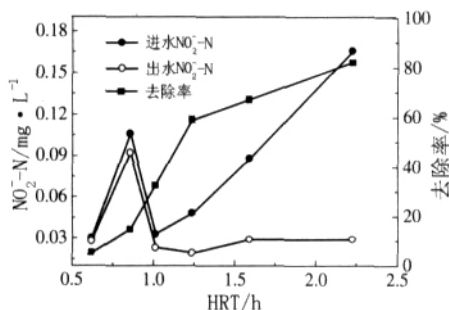


图 5  $\text{NO}_2\text{-N}$  去除与 HRT 的关系

Fig.5 Relationship between HRT and  $\text{NO}_2\text{-N}$  removal

#### 2.1.5 藻类的去除效果

一般认为,生物接触氧化除藻可能依赖于以下几种作用<sup>[2]</sup>:生物膜的吸附、附着,微生物的氧化分解,生物絮凝、沉淀,填料的机械截留。同时,生物接触氧化池内填料生物膜上以及池内生长的大量原生动物、后生动物也对藻类具有捕食作用<sup>[3]</sup>,吕锡武等人发现<sup>[4]</sup>,污泥样品中有大量草履虫的存在,并以很快的速度吞食蓝藻。系统对藻类的去除效果见图 6。图 6 可以看出,当水 HRT 从 0.62 h 增加到 2.2 h 时,反应器对藻类的去除率从 40%增加到 67.9%。当 HRT 从 1.2 h 增加到 1.6 h 时,去除率从 51.5%上升到 65.24%,增幅 14%;而继续增加 HRT 到 2.2 h 时,

藻类的去除率略有升高,幅度不大,表明再通过增加 HRT 来增加藻类的去除,效果不大。

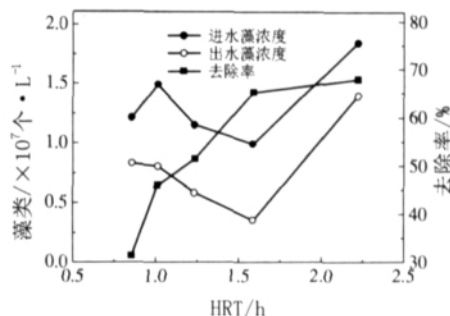


图 6 藻类去除与 HRT 的关系

Fig.6 Relationship between HRT and alga removal

#### 2.2 跌水曝气效果分析

在所有生物预处理中,微生物氧化降解水中有有机物和氨氮都需要氧的参与。一般认为,当反应器出水溶解氧大于  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时,反应器对有机物和氨氮的去除率基本保持不变,而低于此值时,去除率则有所下降。因此必须对反应器进行有效的充氧,在生物预处理中最常用的充氧方式是鼓风曝气。在本试验中,考虑到原水本身溶解氧较高(平均为  $7.90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),故将采用跌水曝气充氧。三级跌水的高度分别为 0.5、0.4、0.4 m。表 3 为试验期间所测跌水充氧效果。第二级跌水效果较好,第一级和第三级跌水效果相当,虽充氧量不够高,但充氧后水体溶解氧浓度较高 ( $> 4.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )。表 3 中,  $C_1$  为第一级跌水 DO 变化值;  $C_2$  为第二级跌水 DO 变化值;  $C_3$  为第三级跌水 DO 变化值。

#### 2.3 跌水曝气影响因素分析

一般地,常用双膜理论来分析空气中氧向水中的转移,其转移率可用式(1)表示<sup>[5]</sup>。

$$\frac{dC}{dt} = K_L (C_s - C) \quad (1)$$

式中  $dC/dt$  为氧在原水中的转移率,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ;  $K_L$  为水中的 DO 总转移系数,  $\text{h}^{-1}$ ;  $C_s$  为清水中 DO 的溶解度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $C_0$  为水中 DO 的溶解度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $C$  为水中 DO 的实际浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

氧在原水中的总转移速率系数  $K_L$  与水温、水流

表 3 各阶跌水充氧效果 /  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 3 Water oxygenation effects of the bands

DO	原水	第一阶			第二阶			第三阶		
		进水	$C_1$	出水	进水	$C_2$	出水	进水	$C_3$	出水
最大值	15	15.2	2.12	14.98	14.9	3.76	15.05	14.9	2.77	14.87
最小值	2.48	3.93	0	2.73	4.43	0	3.31	4.49	0	4.69
平均值	7.90	8.23	0.46	7.76	8.38	0.63	8.25	8.57	0.32	8.72



紊动程度、氧气泡同水体接触面积和接触时间呈正相关。原水中氧的实际浓度与微生物对溶解氧的利用速率有关,水中可生物降解有机物及氨氮含量越高、生物活性越强、微生物量越大,则溶解氧消耗速率越快,实际浓度也就越低,它与曝气方式无关,但会影响曝气效果。本试验的跌水曝气可以分为两个阶段,第一阶段为水流从上阶反应器的出水堰跌落至下阶,在跌落过程中水体和空气中的氧接触,不断进行溶氧;第二阶段为跌落下来的水体撞击下阶反应器的液面,造成水流紊动并不断形成空气泡。水流的紊动促进了液面氧的传质作用,而空气泡的形成,变大、破裂都有助于氧和水体接触面积的增加,从而增强了水体的溶氧。

针对本试验的跌水曝气,其影响因素主要为水温、原水实际溶解氧浓度和跌水高度。图7、图8反应的是跌水曝气的影响因素。

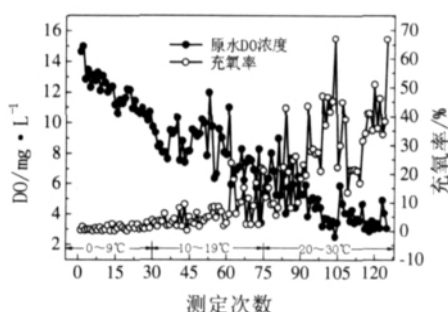


图7 跌水高度为0.5 m的充氧效果

Fig.7 DO aerated efficiency at water dropping height of 0.5 m

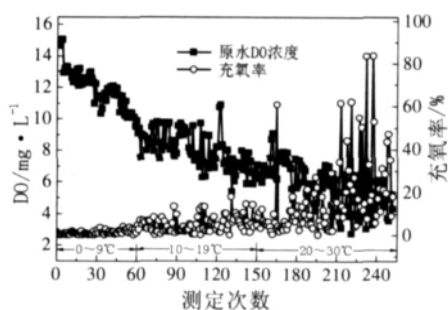


图8 跌水高度为0.4 m的充氧高度

Fig.8 DO aerated efficiency at water dropping height of 0.4 m

由图7和图8可知,水温对跌水曝气影响显著,当水温为0~9℃时,跌水高度0.5 m和0.4 m的充氧率几乎为零,这主要是由于一方面水温较低,水的粘滞度增加,抑止了氧的扩散,使氧转移系数减小;另一方面水温低,水体本身溶解氧含量较高,导致溶解氧浓度梯度小,减少了溶氧的推动力。反之,当水温为20~30℃时,跌水充氧率上升,跌水高度0.5 m

和0.4 m的平均充氧率分别为29.3%和16.8%。另外,在水温为20~30℃时,跌水高度0.5 m的平均充氧率低于0.4 m的平均充氧率,主要是跌水前两者的原水实际DO不同,分别为5.0 mg/L和4.4 mg/L,表明在此水温段下,原水实际溶解氧浓度是跌水曝气的主要影响因素。

以上分析表明,影响跌水曝气的三因素中,水温起主要作用,其次是原水实际溶解氧浓度,最后为跌水高度。但是,在实际的跌水曝气充氧过程中,要增加氧的总转移系数值,唯一可以控制是增加跌水高度即延长气液接触时间,此外是分散水滴,增加空气与水的接触面积。

采用跌水曝气阶式反应器的缺点是对水体的扰动不足,不利于生物膜的脱落和更新。但在实际工程运用中可以通过增加水力冲洗管,定期对填料上的生物膜进行水力冲洗来促进脱膜。

### 3 结论及建议

三阶反应器对浊度、氨氮、COD<sub>Mn</sub>、亚硝酸盐和藻类的去除率分别为36.2%、65.4%、17.0%、67.0%和65.2%,并通过三级跌水曝气共充氧1.41 mg/L,反应器出水DO浓度大于4.69 mg/L,平均浓度为8.72 mg/L。

在跌水曝气的影响因素中,水温起主导作用,其次是原水实际溶解氧浓度,最后为跌水高度。采用跌水曝气阶式反应器可以有效克服传统鼓风曝气推流反应器均匀供氧的不足,同时能维持良好的水力推流流态。建议通过调整各阶高度,不断改变进水端位置,使生物接触氧化反应器呈稳态-非稳态方式运行,研究该状态下反应器的去污效果,并对各阶沉淀区增设斜管或斜板来强化反应器对浊度的去除。

### 参考文献:

- [1] Edward J Bouwer, Patricia B Crowe. Biological process in drinking water treatment[J]. JAWWA, 1988, 80(9): 82-91.
- [2] 王占生, 刘文君. 微污染水源饮用水处理[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999, 49: 100-102.
- [3] Y Inamori. Decomposition and removal of musty odor producing phormidium tenue by bacteria and smaller animals [J]. Wat Sci Tech., 199 (23): 991-999.
- [4] 吕锡武, 稻森悠平, 丁国际. 有毒蓝藻及藻毒素生物降解的初步研究[J]. 中国环境科学, 1999, 19(2): 138-140.
- [5] 张自杰, 林荣忱, 金儒林. 排水工程下册(第四版)[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000: 143-148.

(下转第62页)

中试试验期间炭砂滤池出水的  $\text{NH}_3\text{-N}$  平均值为  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 相对于沉淀池出水的平均去除率为 79.2%; 而炭砂滤出水的  $\text{NO}_2\text{-N}$  几乎检测不出来。炭砂滤池出水的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  平均值为  $1.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 相对于沉淀池出水的平均去除率为 35.5%; 炭砂滤出水浊度平均值为 0.23 NTU, 相对于沉淀池出水的浊度平均去除率为 82.6%。

GAC-石英砂双层滤料滤池在经过曝气生物滤池生物预处理后, 比未经过预处理的滤池起到更好的去除氨氮、有机物、浊度等水质净化效果。但是预处理出水中含有丰富的生物群落, 加上广州属于亚热带气候, 高温高湿季节长, 经常造成藻类繁殖, 为红虫的繁殖提供了有利条件, 因此必须加强对红虫的治理措施, 加强常规处理单元清洗消毒, 防止水池池底积泥、池壁挂污, 甚至滋生苔藓, 避免红虫滋生

寄养、繁衍后代, 造成自来水的二次污染。

#### 参考文献:

- [1] 桑军强, 王占生. BAF 在微污染源水生物预处理中的应用[J]. 中国给水排水, 2003, 19(2): 21-23.
- [2] 王广智, 李伟光, 王锐, 等. 炭砂滤池在松花江污染应急处理中的应用特性研究[J]. 给水排水, 2007, 33(8): 11-15.
- [3] Kim W H, Nishijima W, Shoto E, et al. Pilot plant study on ozonation and biological activated carbon process for drinking water treatment[J]. Wat Sci Tech., 1997, 35(8): 21-28.
- [4] 于鑫, 乔铁军, 张晓键, 等. 饮用水生物滤池中亚硝酸盐氧化细菌的生长规律[J]. 应用与环境生物学报, 2003, 9(3): 318-321.
- [5] 许建华, 刘辉, 张东. 微污染源水生物预处理及后续工艺的生化延伸效益除污染研究[J]. 给水排水, 2002, 28(7): 1-5.
- [6] 张亮, 张玉先, 包卫彬, 等. 生物滤料滤池处理姚江微污染源水[J]. 水处理技术, 2007, 33(1): 58-62.
- [7] 杨艳玲, 李昆, 张晔, 等. 生物滤池处理微污染水效能的试验研究[J]. 工业水处理, 2007, 27(4): 17-20.

## STUDY ON MICRO-POLLUTED RAW WATER TREATMENT BY GAC-SAND BIOFILTRATION

FAN Ping, WU Chun-de, LU Shao-ming, ZHANG Fan

(Department of Environment Science & Engineering South China University of Technology, Guangzhou 510006, China)

Abstract: A new way to treat Zhujiang micro-polluted source water with granular activated carbon (GAC) sand biofiltration was investigated with test. The technique increased the biological pre-treatment before general disposal and cancelled the addition of  $\text{Cl}_2$ . The removal of  $\text{NH}_3\text{-N}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  and  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  and turbidity by the GAC-Sand Biofiltration were studied. During the experiment, the average data of the GAC-Sand Biofiltration of  $\text{NH}_3\text{-N}$  and  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  and turbidity is  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $1.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 0.23 NTU, the average removal rate of  $\text{NH}_3\text{-N}$  and  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  and turbidity is 79.2%, 35.5%, 82.6% relatively to sedimentation, and  $\text{NO}_2\text{-N}$  almost can not be measured. It can remove more  $\text{NH}_3\text{-N}$  and organic and turbidity than common GAC-sand filter.

Keywords: granular active carbon- sand filter; biofilter; micro-polluted source water

(上接第 58 页)

## EXPERIMENTAL STUDY ON PRE-TREATMENT OF MICRO-POLLUTED SOURCE WATER WITH WATER-DROPPING AERATION BIOLOGICAL CONTACT OXIDATION

LIU Ke-jun<sup>1</sup>, LV Xi-wu<sup>2</sup>

(1. Changzhou Civil Municipal Engineering Design & Research Institute Co. LTD., Changzhou 213003, China;

2. Department of Environmental Engineering Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: The experiments of pre-treatment of micro-polluted source water with three water-dropping aeration biological contact oxidation were performed. The results showed that the removal rates of turbidity,  $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  and algae by this process were 36.2%, 65.4%, 17.0%, 67.0% and 65.2% respectively when the average water temperature was  $19.5^\circ\text{C}$ , the average DO was  $7.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and the HRT was 1.6 hours; The total DO aerated by the three water-dropping is  $1.41 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and the DO of effluent is larger than  $4.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The reactor with water-dropping aeration can effectively overcome the defect of traditional reactor with air-blast aeration in homogeneous supply of oxygen. The main factors which effected the water-dropping aeration were water temperature, the real DO of the raw water and the height of water-dropping.

Keywords: water-dropping aeration; biological contact oxidation; micro-polluted