

利用生物曝气滤池修复受污染水源

刘建广¹ 鲁 巍¹ 张晓健¹ 王占生¹ 查人光² 沈莉萍² 周 聆²

(1. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 嘉源给排水有限公司, 浙江 嘉兴 314000)

摘要 利用生物曝气滤池 (BAF) 对微污染水源水去除氨氮及有机物进行了试验研究。试验表明, 在进水氨氮为 6 mg/L 左右时, BAF 可在 8 m/h 的滤速下运行, 氨氮去除率大于 88%; 在氨氮进水为 2 mg/L 时, BAF 可在 16 m/h 的滤速下运行, 氨氮去除率大于 84%。BAF 对水中的三氯甲烷前体物去除率较低 (16%), 对 AOC 的去除率为 58%。BAF 中载体上的生物膜主要聚集在表面的凹陷和孔洞处, 不能完全覆盖载体表面。

关键词 生物曝气滤池 微污染水源水 生物修复 硝化

长江以南的城市普遍存在因水质污染而造成的水质型缺水问题。由于现有工艺对氨氮、有机物等污染物去除率较低, 有的自来水厂因水源污染严重而被迫临时停止供水, 严重影响城镇工业生产及人民生活。水中易生物降解的有机物会引起供水管网中细菌的大量繁殖而造成二次污染。因此, 对受污染水源进行人工强化生物修复是必需的。以粒状填料为载体的生物曝气滤池 (Biological aerated filter, 简称 BAF) 具有运行稳定、去除氨氮及有机物效率高等特点。本研究利用 BAF 对南方某城市的水源进行了生物强化修复试验。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

试验装置见图 1。

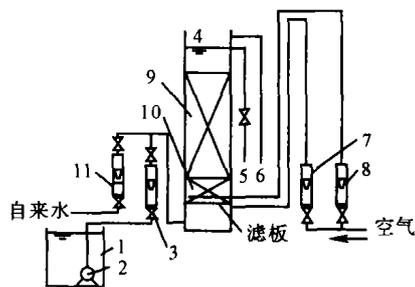


图 1 BAF 生物修复技术试验流程示意图

1. 原水吸水池; 2. 潜水泵; 3. 进水玻璃转子流量计; 4. BAF 滤池; 5. 出水管; 6. 反冲排水管; 7. 反冲空气玻璃转子流量计; 8. 曝气转子流量计; 9. 滤层; 10. 承托层; 11. 反冲进水流量计 (接自来水)

BAF 滤柱用有机玻璃制作, 规格为 500 mm × 380 mm, 内装陶粒滤料, 粒径为 2~4 mm, 外表为褐色, 堆积密度为 0.8 g/mL, 运行方式为气、水同向流 (下进水上出水), 填料层高度为 1.6 m。以滤板为

零点, 在滤柱壁上每隔 40 cm 设置一个取样口, 取样管内径为 25 mm。

1.2 原水水质

试验期间原水水质变化范围见表 1。

表 1 试验期间的水质变化范围

浊度/NTU	pH	水温/℃	COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹)	氨氮 /(mg·L ⁻¹)
50~120	7.1~7.3	12~35	5.3~7.7	0.5~6.5

1.3 试验主要检测项目与方法

COD_{Mn}、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 均按国家标准 (GB 5750-85) 方法; DO 采用便携式溶氧仪 (YS1-55); 载体表面生物相观察采用 FEI QUANTA 200 扫描电子显微镜; 水中的三氯甲烷采用气相色谱测定。

2 BAF 生物修复技术试验结果与讨论

试验装置从 2003 年 6 月 8 日开始进水运行, 连续运行至 2003 年 12 月上旬, 水温变化范围为 12~35℃, 分别进行了不同进水水力负荷 (滤速) 的试验。

2.1 接种与生物膜的形成

原水中含有一定数量的微生物, 这部分微生物已适应水中的污染物质, 可认为是水体中的土著菌。试验采用原水中的微生物进行自然接种的挂膜方式, 未向 BAF 反应器中投加其他菌种。为了提高挂膜速度, 进水采用设计滤速为 5.5 m/h, 曝气量与处理水量之比为 1:1, 出水 DO 在 6.0 mg/L 以上。生物膜的生长主要通过对氨氮及有机物的去除表现出来。试验装置从 2003 年 6 月 8 日开始进水, 10 d 后稳定运行。反应器挂膜期 (温度为 28~29℃) 的进出水氨氮、NO₂⁻-N 和 COD_{Mn} 变化见图 2 至图 4。

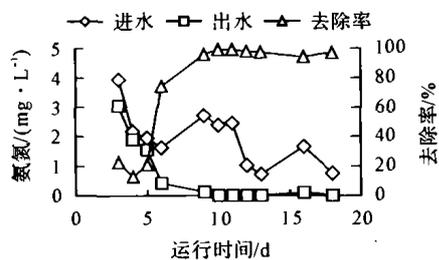


图2 BAF挂膜期对氨氮的去除

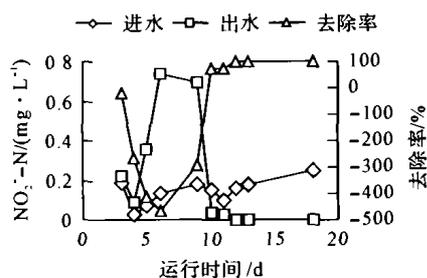
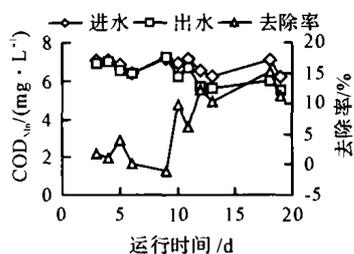


图3 BAF挂膜期对NO₂⁻-N的去除

图4 BAF挂膜期对COD_{Mn}的去除

转化为 NO_3^- -N并不断增值。在开始运行阶段,两类菌是不平衡的,氨氧化菌对氨氮的转化能力大于亚硝化菌对 NO_2^- -N的转化能力,从而造成 NO_2^- -N的累积。随硝化菌的不断增殖,两类菌达到平衡。

由图4可看出,运行前10d,BAF对 COD_{Mn} 的去除率很低,主要是由于滤层的吸附与截留作用、生物作用和出水 NO_2^- -N累积造成的。第10天以后, COD_{Mn} 的去除率达到10%左右,说明生物膜中异养菌基本达到稳定,生物膜基本成熟。

2.2 滤速对BAF反应器运行效果的影响

BAF在滤速为5.5 m/h左右的水力负荷下运行稳定,对氨氮的去除率一般在90%以上,出水亚硝酸盐没有累积现象。本研究除了在低滤速下(5.5 m/h)运行外,还采用了高水力负荷的运行方式,将滤速分别提高到8.2、11.0、16.5 m/h(对应的空床水力停留时间分别为12.0、8.0、5.8 min),对氨氮、 NO_2^- -N、 COD_{Mn} 的去除效果如图5所示。由于进水氨氮的变化较大,在滤速为11.0、16.5 m/h时的运行期间,进水氨氮均为1.0~2.0 mg/L。试验条件为:水温17~28℃;进水氨氮为1.0~6.5 mg/L; COD_{Mn} 为5.4~7.7 mg/L;曝气量与处理水量之比为1:1;在每个运行条件下稳定运行10d以上。

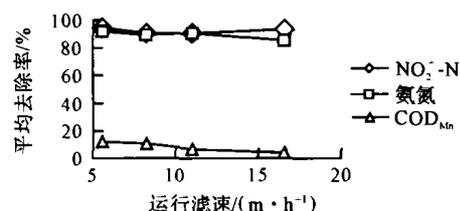


图5 水力负荷(滤速)对BAF运行效果的影响

由图5可看出,滤速从5.5 m/L变化到16.5 m/h时, COD_{Mn} 的去除率从12%下降至4%左右,因此对于去除 COD_{Mn} 来说,最大滤速不能超过8 m/h,即水力停留时间不小于12 min。水力负荷对氨氮去除影响较小,在试验进水的条件下,氨氮的平均去除率从91%下降至84%。滤速为16.5 m/h的运行条件下(此时进水氨氮<2.0 mg/L),氨氮的去除率达84%以上,在滤速为8.2 m/h、进水氨氮为4.5~6.5 mg/L的运行条件下,氨氮的去除率可达88%以上。在试验范围内,水力负荷对 NO_2^- -N的去除没有影响,说明在较高水力负荷的运行条件下,没有造成 NO_2^- -N的累积,滤层生物膜中氨氧化菌与硝化菌仍能保持平衡。从试验结果可以看出,当以去除水中的有机污染物为生物修复的主要目的时,BAF滤池的运行滤速应小于8 m/h;当以去除水中的氨氮

由图2可看出,在水温为28~29℃的条件下,投入运行的前几天,BAF对氨氮的去除率一直很低,出水中 NO_2^- -N也没有增加,说明载体的生物作用很弱,细菌在载体上的附着量少,处于附着期。当细菌附着在载体上以后,开始繁殖,载体上的细菌数量增长,随运行时间的增加,对氨氮的去除率逐渐增加,而且增殖速度较快,去除率快速增长。BAF反应器运行5d后,对氨氮的去除率达70%,运行8d后,对氨氮的去除率达95%,且运行稳定。说明载体表面的氨氧化细菌的数量已达到相对稳定状态,生物膜已初步形成。由图3可看出,随氨氮去除率的增加,出水中 NO_2^- -N出现严重的累积现象,出水 NO_2^- -N达到了进水时的4~6倍,第5天达到最大值,然后开始下降,运行10d后,出水中 NO_2^- -N降至0.03 mg/L以下,且运行稳定。以上现象主要是因为硝化作用分两步进行:第一步为亚硝化反应,由氨氧化细菌(或称亚硝化细菌)将氨氮转化为 NO_2^- -N;第二步为硝化反应,由硝化菌(或称为亚硝酸盐氧化菌)将 NO_2^- -N转化为 NO_3^- -N。因此,硝化菌的生长存在滞后期,在氨氧化菌不断增殖并将氨氮转化为 NO_2^- -N后,硝化菌才开始利用 NO_2^- -N,将其

作为生物修复的主要目的时,可以采用较高的滤速;当水源水的氨氮在 2.0 mg/L 左右时,可采用 16 m/h 以下的高滤速运行,当原水氨氮在 4.0~6.5 mg/L 时,可以采用 8 m/h 的滤速运行。从微污染水的水质条件看,采用 8 m/h 的滤速是可行的。

2.3 BAF 生物修复技术对消毒副产物前体物的去除

水中的某些有机物是造成自来水厂氯化消毒副产物产生的根源,这部分有机物能与氯作用生成三氯甲烷等消毒副产物,因此被称为消毒副产物的前体物。消毒副产物属“三致”物质,减少消毒副产物的产生是自来水厂急需解决的问题之一。利用进出水中三氯甲烷的生成潜能,可以表征进出水中三氯甲烷前体物的相对含量和 BAF 滤池对水中三氯甲烷前体物的去除。三氯甲烷生成潜能的测定:通过向水样中投加过量的氯,使水中的有机物与氯充分反应以最大限度地生成三氯甲烷并测定其生成量,水样的处理方法见文献报道[1]。在 BAF 运行滤速为 5.5 m/h 的条件下取样测定了三氯甲烷潜能,测定结果见图 6。

由图 6 可看出,BAF 对原水中三氯甲烷前体物的去除率为 16%,去除率较低,主要是因为能与氯反应生成三氯甲烷的有机物大部分为腐殖质等难生物降解的物质,而 BAF 降解去除的主要是可生物降解的有机物。BAF 去除前体物是生物降解、生物吸附与絮凝、对悬浮物(颗粒上可能吸附有腐殖质)的截留等联合作用的结果。

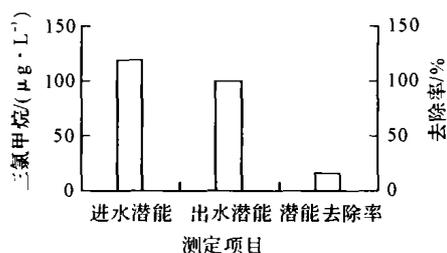


图 6 BAF 滤池对三氯甲烷前体物的去除

2.4 BAF 生物修复技术对可同化有机物的去除

水中有一部分有机物极易被微生物利用而被同化成细胞物质,称为可同化有机物(简称 AOC)。ADC 进入城市供水管网后,会造成管网中细菌的大量增殖,使供水水质受到污染,现有自来水厂的净化工艺很难将其去除。从水中去除 AOC 来提高城市供水的生物稳定性是生物修复受污染水源的目标之一。AOC 按清华大学确定的方法测定[2]。BAF 对 AOC 的去除效果见图 7,试验运行滤速为 5.5 m/h。

由图 7 可看出,BAF 对水中 AOC 的去除率较

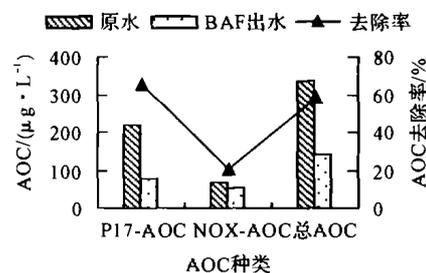


图 7 BAF 对原水 AOC 的去除作用

高。以荧光假单胞菌 P17 菌株测出的 AOC 的去除率为 66%,以螺旋菌 NOX 菌株测出的 AOC 的去除率为 21%,BAF 对 AOC 的总去除率为 58%。进水总 AOC(以乙酸碳计)为 339 μg/L,出水为 142 μg/L,小于清华大学研究提出的我国饮用水 AOC 控制建议值 200 μg/L[2]。

3 BAF 滤层中的生物量分布及生物膜特性

3.1 BAF 滤层中的生物量分布

沿水流方向分别从 BAF 不同高度的滤层中取出载体,测定载体上生物膜微生物细胞中的脂磷(细胞膜磷脂中的磷,以 P 计)含量。磷脂在细胞死亡后很快分解,是可以用来表示活菌总数的较为理想的指标[3,4],在许多饮用水生物处理的研究中都以脂磷含量来表示生物量[5~9]。因此,通过测定脂磷可以较准确地反映单位载体上的活生物量。测定方法见文献[9],测定结果见图 8。

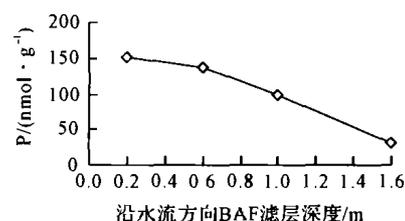


图 8 BAF 滤池中生物量沿滤层深度的变化

由图 8 可看出,沿水流方向在滤层不同深度载体上的生物量逐渐降低,原因是水中可生物作用的基质沿滤层深度逐渐降低,特别是氨氮,进水为 1.00~6.00 mg/L 时,出水一般在 0.02~0.50 mg/L。同样,可生物降解的有机物沿滤层深度也逐渐降低,使进水端生物量达到出水端生物量的 5 倍以上。按 1×10^8 个大肠杆菌中脂磷含量为 1 nmol 的计量关系[9]计算,每克载体上进水端的细菌数量为 150×10^8 个,出水端的细菌数量为 30×10^8 个。可见,BAF 对氨氮的高效去除是滤层中含有较高的生物量的结果。

BAF 中的生物量是随进水水质的变化而变化的,进水氨氮、可生物降解有机物含量高,则生物量

大,反之生物量降低。

3.2 BAF 滤层中的微生物相及生物膜特征

沿水流方向分别从不同深度的滤层中取出载体样品,按要求对生物样品进行预处理(委托中科院微生物所电镜室)后,进行扫描电镜观察。样品分别取自距进水端 0.2、1.0、1.6 m 处。

通过电镜观察发现,随滤层深度的增加,载体表面的生物量明显减少。在 0.2 m 处的载体上,载体表面的凹陷处生长较多的微生物,且被大量的丝状真菌所覆盖,1.0 m 处载体上的丝状真菌明显减少,而在出水端的 1.6 m 处的载体表面基本不存在丝状真菌,这与用生物脂磷所测的生物量的变化是相符的。

通过电镜观察还发现,生物膜不能完全覆盖载体颗粒的表面,在载体表面凸起及平滑处一般只有分散的个体细胞或少量细胞的聚集,在凹陷或孔洞处则生长着大量的微生物,其生长厚度与凹陷的深度有关,说明表面凹陷和孔洞处是微生物易附着的位点。在对营养贫瘠的微污染水的生物修复工艺中,BAF 载体上的生物膜很薄。

4 结 论

(1) 利用 BAF 工艺处理微污染水源水可以高效去除氨氮与 NO_2^- -N。若以去除氨氮为主要目的,BAF 可以在较高的水力负荷(滤速)下运行。在进水氨氮为 2 mg/L 左右时,可在 16 m/h 的滤速下运行,氨氮去除率在 80% 以上。

(2) BAF 对水中三氯甲烷前体物有一定的去除作用。BAF 对水中的可同化有机物(AOC)具有较

高的去除率,在滤速为 5.5 m/h、进水中总 AOC(以乙酸碳计)为 339 $\mu\text{g}/\text{L}$ 的条件下,出水 AOC 为 142 $\mu\text{g}/\text{L}$,去除率为 58%,可大大提高水的生物稳定性。

(3) 对于微污染水源水处理,BAF 微生物主要生长在载体表面的凹陷及孔洞处,生物膜不能完全覆盖载体表面。载体表面凹陷和孔洞处是微生物易附着的位点。在进水端生物膜中丝状真菌起到了结构骨架作用。

参考文献

- 1 王丽花,周 鸿,张晓健,等. 常规工艺对消毒副产物及前体物的去除. 给水排水,2001,27(4):35~37
- 2 王占生,刘文君. 微污染水源饮用水处理. 北京:中国建筑工业出版社,1999
- 3 Findlay R H, King G M, Watling L. Efficacy of phospholipid analysis in determining microbial biomass in sediments. Appl. Environ. Microbiol., 1989,55(11): 2888~2893
- 4 Vestal R J, White D C. Lipid analysis in microbial ecology. Bio-Science, 1989, 39(8): 535~541
- 5 Wang J Z, Summers R S, Miltner R J. Biofiltration performance: Part I, relationship to biomass. J. AWWA, 1995, 87(12): 55~63
- 6 Carlson K H, Amy G L. BOM removal during biofiltration. J. AWWA, 1998, 90(12): 42~52
- 7 Moll D M, Summers S R, Fonseca A C. Impact of temperature on drinking water biofilter performance and microbial community structure. Environ. Sci. Technol., 1999, 33: 2377~2382
- 8 Liu X B, Huck P M, Slawson R M. Factors affecting drinking water biofiltration. J. AWWA, 2001, 93(12): 90~101
- 9 于 鑫,张晓健,王占生. 饮用水生物处理中生物量的脂磷法测定. 给水排水,2002,28(5):1~5

责任编辑: 闵 怀 (修改稿收到日期:2004-06-09)

(上接第 457 页)

- 2 建设部,国家环境保护总局,科技部. 城市污水处理及污染防治技术政策(城建[2000]124号),2000
- 3 国家环境保护总局. GB 18918--2002, 城镇污水处理厂污染物排放标准
- 4 莫测辉,吴启堂,蔡全英,等. 论城市污泥农用资源化与可持续发展应用. 生态学报,2000, 11(1):157~160
- 5 Wang Minjian. Land application of sewage sludge in China. The Science of the Total Environment, 1997, 197:149~160
- 6 孙 颖,陈 玲,赵建夫. 污泥的处理处置与农林利用研究进展. 环境保护科学,2002, 28(114):28~31
- 7 乔显亮,骆永明. 我国部分城市污泥化学组成及其农用标准初探. 土壤,2001,(4):205~209
- 8 蔡全英,吴启堂,李桂荣,等. 城市污泥中有机污染物的研究进展. 农业环境保护,2000,20(4):273~276
- 9 Rauret G. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. Talanta, 1998, 46: 449~455
- 10 Alvarez E A, Mochon M C, Sánchez J C J, et al. Heavy metal extractable forms in sludge from waste-water treatment plants. Chemosphere, 2002, 47: 765~775
- 11 Qiao X L, Luo Y M, Christie P, et al. Chemical speciation and extractability of Zn, Cu and Cd in two contrasting biosolids-amended clay soils. Chemosphere, 2003, 50: 823~829
- 12 Scan car J, Mila ci c R, Stra zar M, et al. Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. The Science of the Total Environment, 2000, 250: 9~19
- 13 鲍士旦,江荣凤,杨朝光,等. 土壤农化分析. 第3版. 北京:中国农业出版社,2000

责任编辑: 陈泽军 (修改稿收到日期:2004-06-01)