

# 微曝气生物滤池-固相碳源反硝化生物滤池强化脱氮处理 新运粮河水的示范工程研究

朱擎<sup>1, 2, 3</sup>, 杨飞飞<sup>2</sup>, 芦婷<sup>2</sup>, 冯传平<sup>1</sup>, 吴为中<sup>2\*</sup>

1. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 北京, 100083; 2. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 3. 中国环境监测总站, 北京, 100012

**摘要:**滇池是中国富营养化状态最为严重的湖泊, 而入湖河流氮磷元素的输入是其主要原因。河流水质的低 C/N 特征是限制氮素去除的关键因素, 采用固相反硝化技术能够为反硝化过程提供持续的碳源, 因而能够强化受污染河流的脱氮效果。以滇池的重点控制入湖河流-新运粮河为研究对象, 设计了微曝气生物滤池 (Biological aerating filter, BAF)-固相碳源反硝化 (Solid-phase denitrification, SPD) 组合工艺, 在河道旁路展开示范工程研究。组合工艺设计规模为  $800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , BAF (气水比为 3 : 1~5 : 1) 和 SPD 生物滤池的最大表面水力负荷分别为  $4.2$  和  $1.4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 其中 SPD 生物滤池采用新型固相碳源共混可生物降解聚合物与惰性载体共混作为生物膜载体。工艺研究结果表明, 在 BAF 气水比为 3 : 1~5 : 1、HRT 为 0.5~1 h 和 SPD 滤池 HRT 为 0.5~1 h 的运行工况下, BAF 对  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  的平均硝化率达到了 91.27%, SPD 滤池的平均反硝化率 93.60%, 工艺出水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  平均浓度分别为  $0.68$ 、 $0.70$  和  $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。示范工程对各项污染物的去除效果良好, 对 TN、TP 和  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率分别达到 84.93%、50.15% 和 31.39%; 工艺出水 TN、TP 和  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  平均浓度分别为  $1.75$ 、 $0.20$  和  $22.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 主要水质指标均达到了地表水 V 类水质标准。采用新型固相碳源填充的反硝化生物滤池强化了工艺针对低 C/N 水质特征污染水体的脱氮效果, 组合工艺对滇池氮素输入控制具有重要的意义。

**关键词:** 曝气生物滤池 (Biological aerating filter, BAF); 固相反硝化 (Solid-phase denitrification, SPD); 脱氮; 示范工程

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2015.07.021

中图分类号: X522

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2015) 07-1216-06

**引用格式:** 朱擎, 杨飞飞, 芦婷, 冯传平, 吴为中. 微曝气生物滤池-固相碳源反硝化生物滤池强化脱氮处理新运粮河水的示范工程研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(7): 1216-1221.

ZHU Qing, YANG Feifei, LU Ting, FENG Chuanping, WU Weizhong. Demonstration Scale Evaluation of A Biological Aerated Filter Combined with Solid Phase Denitrification Biofilter for XinYunliang River Water Treatment [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(7): 1216-1221.

近年来, 我国的湖泊富营养化形势日趋严重, 据 2013 年国家环境质量公报结果显示, 在国家重点湖泊(水库)中, 处于富营养状态的比例为 27.8%, 其中滇池富营养化状态最为严重。滇池是我国著名的高原湖泊, 位于昆明市西南部, 其流域面积为  $2920 \text{ km}^2$ , 湖岸线长为 163 km, 湖容积为  $15.6 \text{ 亿 m}^3$  (陈吉宁等, 2004)。滇池流域富营养化问题主要由外源性氮、磷输入导致, 而入湖河流是重要的输入途径之一。草海是滇池富营养化最为严重的区域, 而其北部入湖河流输入的污水量是其最主要的污染输入源。在纳入监测的草海的 4 条入湖河流中, 污染最为严重的是乌龙河和新运粮河, 其水质均为劣 V 类水, 因而针对入湖河流的水质净化对滇池的富营养化控制具有重要意义。

针对受污染河流的水质净化方法, 较为常用的技术有生物接触氧化工艺 (张辉等, 2009)、人工快速渗滤系统 (张敏等, 2008; 牟新民等, 2003)、地表漫流系统 (孙敏等, 2006)、人工湿地系统 (Ruan et al., 2006; 张建等, 2006)、多级土壤渗滤系统 (魏才健等, 2010)、氧化塘 (张永祥等, 2011) 等。但受河水水温变化及低碳氮比的水质特征影响 (吴伟龙等, 2013), 限制了工艺对污染物的去除。在低碳氮比水质特征的受污染河水处理过程中, 有机碳源是影响氮素去除的限制性因素, 碳源不足会导致反硝化不足而导致氮素去除效率低下的问题。在传统的污水处理过程中常采用液体碳源, 如甲醇 (Auclair et al., 2012; Ginige et al., 2009)、乙醇 (Adav et al., 2010; Kazasi et al., 2013)、乙酸钠 (Rustige

基金项目: 国家自然科学基金面上项目 (51378021; 50978001); 国家重大水专项 (2012ZX07102002)

作者简介: 朱擎 (1983 年生), 男, 博士研究生, 主要从事水污染治理技术方面的研究。E-mail: zhuqing@cncmc.cn

\*通讯联系人, E-mail: wzwu@pku.edu.cn

收稿日期: 2014-11-20

et al., 2007) 等, 来作为反硝化过程的电子供体, 但往往由于投加量控制困难而易出现反硝化不完全或出水的二次污染问题等 (Wu et al., 2012)。固相反硝化工艺是近年来研究较多的一种新型反硝化脱氮工艺, 其由于固相碳源能够在微生物酶作用下缓慢释放有机物质, 因而维持了反硝化过程的持续稳定进行, 且能够有效避免出水的二次污染问题。多种人工可生物降解聚合物 (Biodegradable Polymers) 类固相碳源被用于多种反硝化工艺中, 取得了较好的污染物去除效果 (Boley et al., 2005; Chu et al., 2013; Zhao et al., 2009; 陈佳利等, 2012), 证实了固相反硝化工艺在实际工程中应用的可能性, 但存在固相碳源成本较高的问题。

本研究设计了河流旁路处理工程——微曝气生物滤池 (Biological aerating filter, BAF)-固相碳源反硝化生物 (Solid-phase denitrification, SPD) 滤池组合工艺处理受污染城市河流新运粮河河水, 将研发的一种新型较低成本的固相碳源应用于生物滤池中, 探讨强化脱氮去除效果, 为滇池流域入湖河流输送的氮素污染控制提供技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 示范工程概况

示范工程位于昆明市昆安公路与积善路之间, 隐含在新运粮河“河长林”绿地内, 紧邻新运粮河。工程采用 BAF-SPD 生物滤池工艺, 由取水泵将新运粮河河水泵至 BAF, 经处理后进入砂滤池、配水井, 最后进入生物滤池单元, 出水经景观水池后回流入新运粮河。工艺流程如图 1 所示。

该示范工程所处位置, 地质结构良好。范工程中 BAF 尺寸为  $4\text{ m}\times 4\text{ m}\times 3.5\text{ m}$ , 填充重质陶粒, 采用上向流, 滤池为半地下式, 钢筋混凝土结构; 快滤池单元尺寸为  $4\text{ m}\times 1.5\text{ m}\times 2\text{ m}$ , 选用重质陶砂作为滤料, 水流流向为向下流, 主要控制悬浮物对后续基于固相碳源多介质生物滤池的冲击问题。由于该示范工程 BAF-砂滤池为本研究中 SPD 生物滤池与其它技术单元的共用流程, 因而建设配水井以完成后续不同处理技术单元的分流, 配水井尺寸为  $4\text{ m}\times 1.5\text{ m}\times 2\text{ m}$ 。SPD 生物滤池尺寸为  $3\text{ m}\times 8\text{ m}\times 2\text{ m}$ , 滤池为半地下式结构, 水流流向为向上流, 填料高度为  $1\text{ m}$ , 由新型固相碳源、水洗高炉渣、瓜子石等组成, 有效容积为  $36\text{ m}^3$ , 上面种植具有净化和景观美化功能的水生植物。新型固相碳源是基于聚羟基丁酸戊酸酯/聚乳酸等多组分共混可生物降解聚合物。除 BAF 外, SPD 生物滤池、快滤池、配水井等因池深仅为  $2\text{ m}$ , 且为半地下式, 所以均为底部地基经过夯实, 下部为钢筋混凝土池底, 采用砖混结构池体并作了防渗膜处理, 上部加圈梁加固。

### 1.2 工艺运行期间的原水水质及运行条件

示范工程运行期间 (3 月至 9 月) 跨越了旱季、雨季, 截污控源后的新运粮河河水主要为昆明市第 3 污水处理厂尾水排放, 除了少量截污不完善的污水排放外, 在雨季受降雨影响比较明显。运行期间的新运粮河河水的水质特征如表 1 所示。BAF 处理规模为  $1600\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ , 其最大水力表面负荷为  $4.2\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ; BAF-SPD 生物滤池工艺设计最大规模

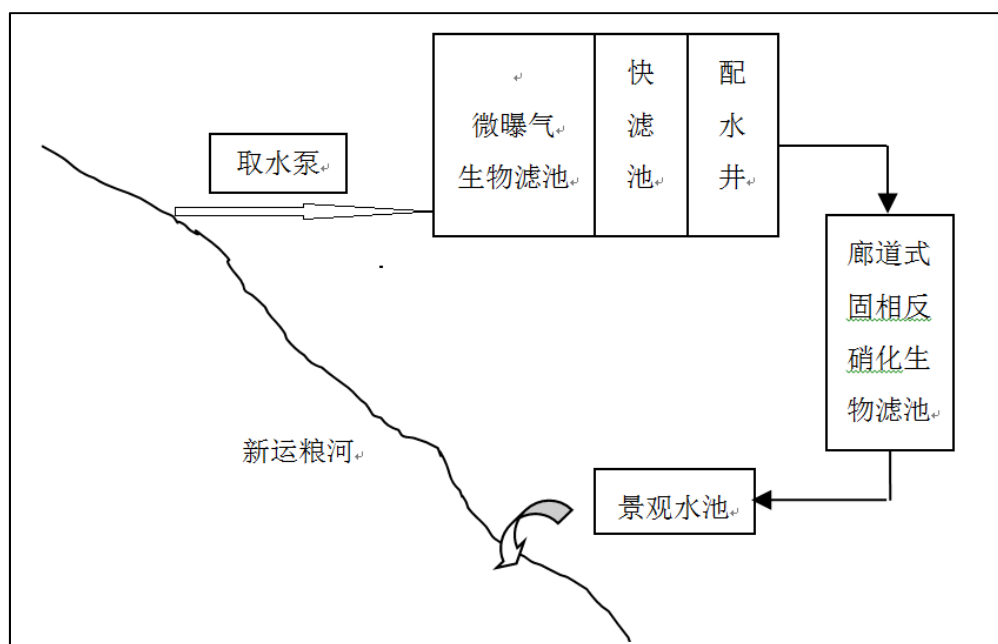


图 1 示范工程工艺流程图

Fig. 1 Flow chart of the demonstration project

表1 新运粮河“河长林”段的水质状况

水质指标	COD <sub>Cr</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TP
浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	18.3~44.54	1.3~12.3	8.3~14.5	0.1~10.2	0.09~1.8
均值/(mg·L <sup>-1</sup> )	33.8	6.8	11.9	3.4	0.5

为 800 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, SPD 生物滤池的最大水力表面负荷为 0.7 m<sup>3</sup>·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>。工程运行期间, BAF 气水比为 3 : 1~5 : 1。

单独设立了控制室, 放置空压机等, 控制泵的自控运行、正常运行时 BAF 的供氧以及 BAF、快滤池、SPD 滤池的气水联合反冲洗等。非雨季情况下, BAF、SPD 滤池反冲洗的周期一般为 3~6 d, 快滤池则每天反冲洗 1 次。

### 1.3 分析项目和分析方法

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: 纳氏试剂分光光度法; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N: 紫外分光光度法; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N: N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; TN: 碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法; COD<sub>Cr</sub>: 重铬酸钾法; TP: 钼酸铵分光光度法。

## 2 结果与讨论

BAF-SPD 生物滤池工艺示范工程运行期间的各类污染物去除情况及分析如下。

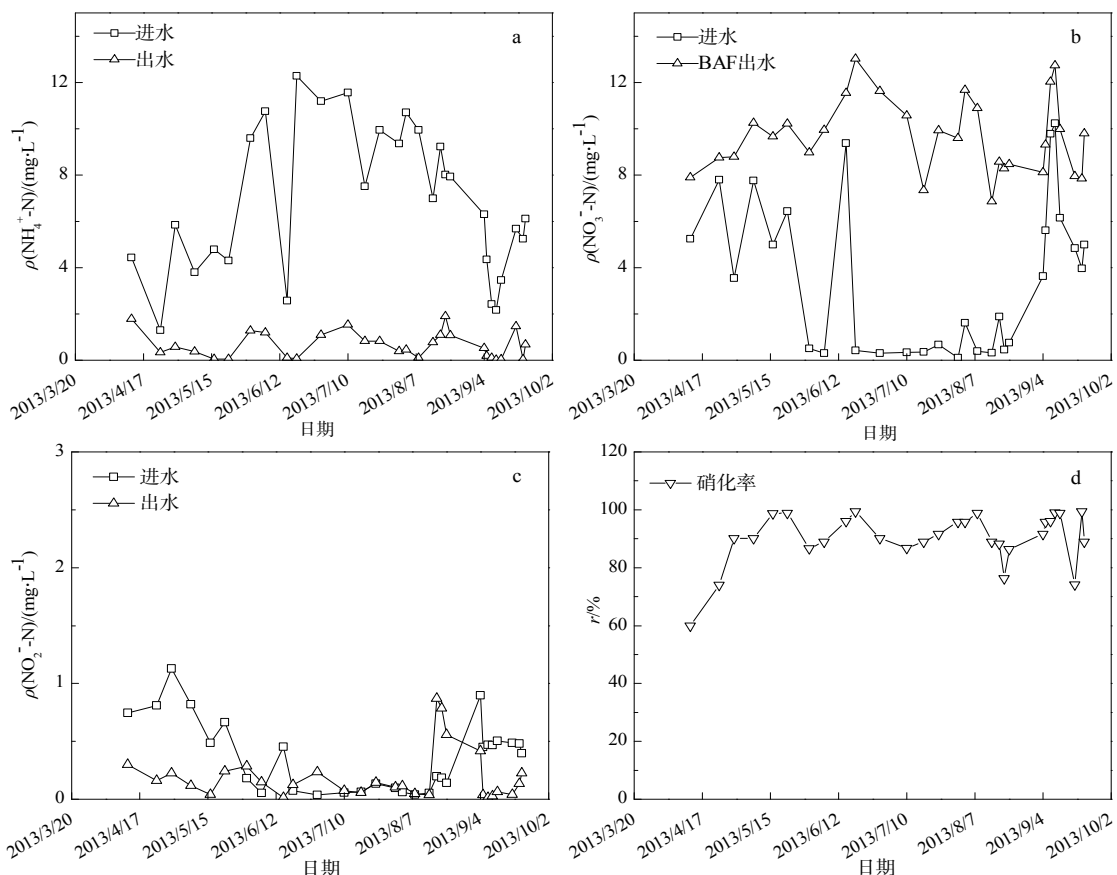
### 2.1 工艺对 N 素污染的去除效果分析

工程运行期间进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 平均浓度及整个工艺对 N 素的平均去除率如表 2 所示, BAF、SPD 滤池的进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度以及硝化、反硝化效果如图 2、图 3 所示。

表2 工艺进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 平均浓度及 N 素平均去除率

水质指标	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	TN
进水浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	6.80±2.60	3.43±2.77	0.39±0.27	11.85±1.16
出水浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	0.70±0.52	0.70±0.40	0.02±0.01	1.75±0.52
平均去除率/%	88.97±6.60	92.33±4.77	93.84±3.48	84.93±5.14

如图 2a, 示范工程运行期间, 由于季节和污水处理厂排水影响, 进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度波动变化较大, 浓度范围为 1.29~12.28 mg·L<sup>-1</sup>。经过 BAF 的充分氧化后, 出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度降至 0.80 mg·L<sup>-1</sup>, 平均硝化率达到了 91.27% (图 2d)。由图 2b 也可以看出在进水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度波动较大的条件下 (0.09~10.22 mg·L<sup>-1</sup>), BAF 的硝化作用仍然十分明显, 出水

图2 BAF的硝化效果: BAF进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度分别如 (A)~(C) 所示, 硝化率如 (D) 所示Fig. 2 Nitrification performance of BAF: Influent and effluent contents of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N showed in a-c, nitrification rate showed in d

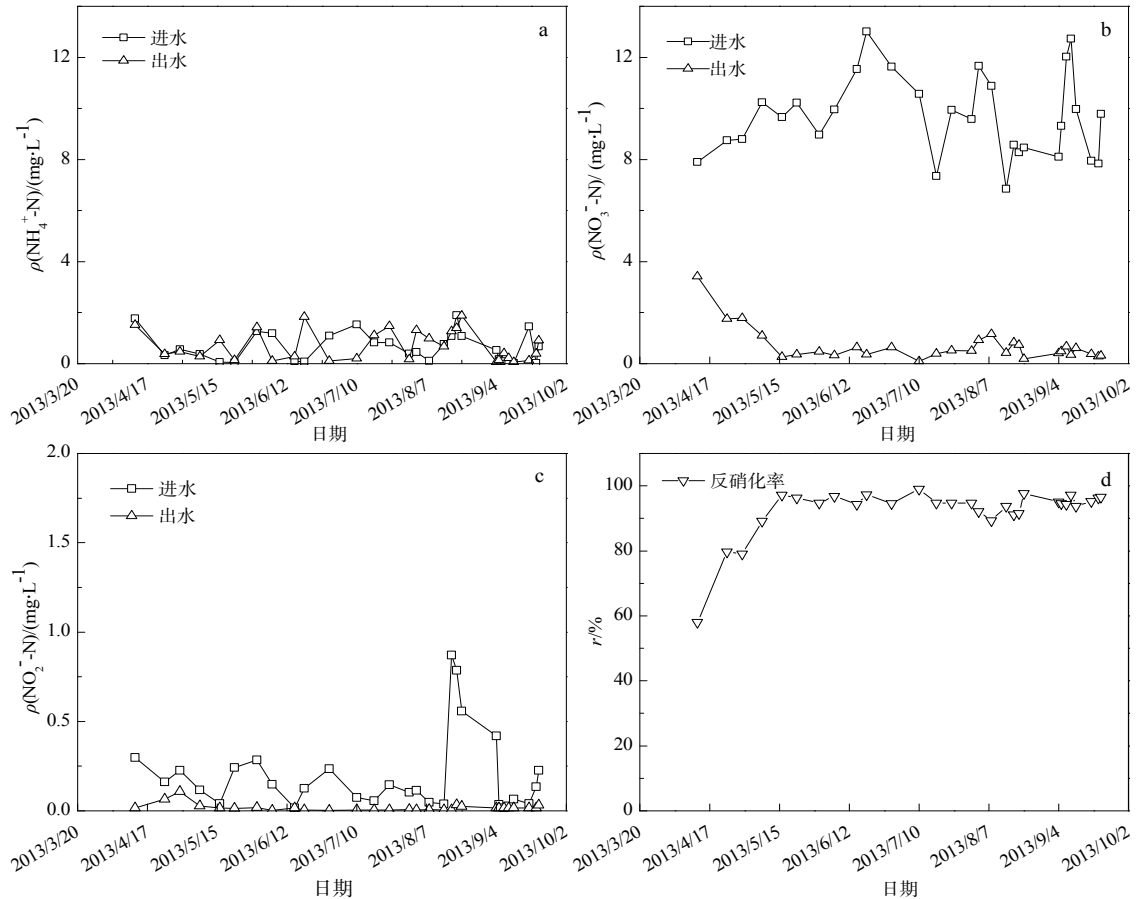


图3 SPD滤池的反硝化效果：SPD滤池进出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 分别如(A)~(C)所示，反硝化率如(D)所示

Fig. 3 Denitrification performance SPD biofilter: Influent and effluent contents of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  and  $\text{NO}_2^--\text{N}$  showed in a-c, denitrification rate showed in d

$\text{NO}_3^--\text{N}$  明显上升，浓度范围为  $6.72\sim 9.53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由 BAF 进出水  $\text{NO}_2^--\text{N}$  浓度变化 (图 2c)，可以表明河水中的  $\text{NO}_2^--\text{N}$  浓度较低 ( $0.04\sim 1.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 且波动较大，BAF 出水  $\text{NO}_2^--\text{N}$  平均浓度为  $0.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，并未出现明显的积累现象，表明硝化过程较为完全。这表明 BAF 单元设计合理，具有较好的抗冲击负荷能力，为后续反硝化过程准备了良好的基础条件。

通过对 SPD 生物滤池进出水水质监测可以发现， $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度前后并无明显差异 (图 3a)，但  $\text{NO}_3^--\text{N}$  和  $\text{NO}_2^--\text{N}$  浓度均明显降低 (图 3b 和 c)，出水浓度分别为  $0.70$  和  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率分别达到了  $92.34\%$  和  $93.84\%$ 。由图 3d 可以发现，随着工艺运行时间的增长，SPD 的反硝化率 ( $\text{NO}_3^--\text{N}$  和  $\text{NO}_2^--\text{N}$  总去除率) 逐渐上升并趋于稳定。在稳定运行状态下，平均反硝化率为  $93.60\%$ ，表明添加了新型固相碳源的 SPD 生物滤池具有较好的反硝化性能。通过采用新型固相碳源作为生物膜载体，为反硝化过程提供了持续的电子供体供应，使反硝化过程得以高效稳定进行，弥补了传统的低 C/N 水质污水脱氮过程中存在的碳源不足而产生的脱氮效率

低下的缺陷。

BAF-SPD 组合工艺对 TN 的去除效果反映了整个示范工程对氮素污染物的去除效果。由图 4 可以看出，系统对 TN 的去除效果随运行时间的增长逐渐趋于稳定，由进水水质波动变化与去除率变化情况可以得知，在运行条件维持一定的情况下，进水 TN 浓度是影响 TN 去除率变化的主要因素。进水 TN 浓度平均值为  $11.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，工艺出水 TN 浓度

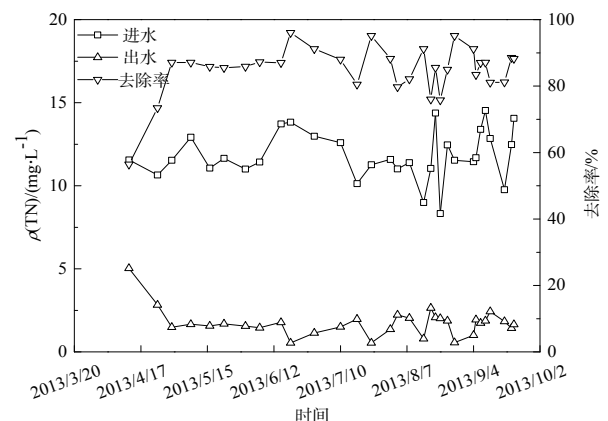


图4 示范工程对 TN 的去除效果

Fig. 4 Removal performance of TN by the demonstration project

平均值为  $1.75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 达到了地表水 V 类水质标准, 去除率达到了 84.93%。工艺中 BAF 单元的高效硝化作用与 SPD 生物滤池的高效反硝化脱氮作用, 共同实现了示范工程对受污染河水的强化脱氮功能。

## 2.2 工艺对 TP 的去除效果分析

示范工程对 TP 的去除效果如图 5 所示。在 BAF 中, 水体中 TP 的去除主要通过附着在填料表面生物膜对磷素进行吸收利用的同化作用实现, 在反冲洗过程中通过生物膜脱落实现磷素从系统中的去除。在该示范工程中, 春季进水中 TP 浓度较低, 进入夏季 TP 浓度略有升高, 浓度范围为  $0.09\sim 1.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (平均浓度为  $0.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )。BAF 段出水 TP 浓度平均值为  $0.30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , SPD 生物滤池出水 TP 浓度为  $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 达到了地表水 V 类水质标准, 对 TP 的去除率贡献分别为 42.31% 和 19.23%, 可见在曝气的条件下生物滤池具有相对较高的 TP 去除效果。整个工程对 TP 的平均去除率达到了 50.15%, 表现出良好的去除能力。

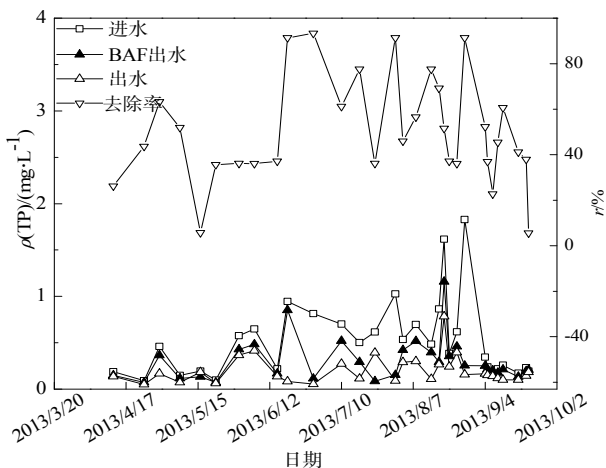


图 5 示范工程对 TP 的去除效果

Fig. 5 Removal performance of TP by the demonstration project

## 2.3 工艺对有机物的去除效果分析

示范工程对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除效果如图 6 所示。工程运行期间进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度平均值为  $33.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , BAF 段出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度平均值为  $23.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 对其去除率贡献为 30.11%, SPD 生物滤池出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度平均值为  $22.96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 对整个工艺  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率的贡献甚微, 由此说明有机物的去除主要发生在 BAF 段, 主要通过好氧微生物的分解利用去除, 而 SPD 生物滤池段由于填充了固相碳源, 系统内部对外源有机污染物的去除作用并不明显, 但由出水浓度与进水浓度比较可知, 固相碳源的填充并没有带来过度释碳导致的出水有机物浓度过高的二次污染问题。由于在该工程中, SPD 生物滤池内部固相碳源是与惰性载体(水洗高炉渣、瓜子石等)混

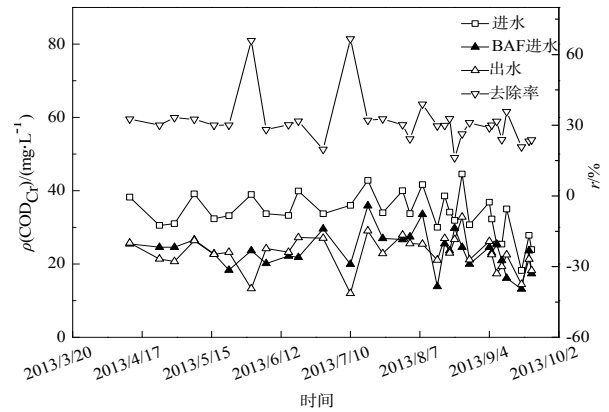


图 6 示范工程对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除效果

Fig. 6 Removal performance of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  by the demonstration project

合填充的, 因而在固相碳源和惰性载体表面均能形成生物膜, 若固相碳源被其表面微生物利用后释放出残余的有机物质, 会被惰性载体表面的异养型微生物进一步利用, 进而避免了出水的二次污染, 也提高了固相碳源的利用效率, 这与很多研究中单独使用固相碳源作为生物滤池填料易出现出水的有机物浓度较高的二次污染问题(吴伟龙等, 2013; 谭洪新等, 2010; Shen et al., 2011)。

由进水水质可以发现, 进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{TN}$  仅为 2.85, 且经过 BAF 氧化处理后水中  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度进一步降低,  $\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{TN}$  变为 2.08, 远低于满足反硝化完全进行所需的 C/N (4~15) (李晓晨等, 2003), 属于一类明显具有低 C/N 特征的污水, 而采用固相碳源强化的反硝化过程则能较好地实现这类污染水体的脱氮效果。

## 3 结论

(1) BAF-SPD 生物滤池示范工程对氮素污染物具有较好的去除效果, 其中 BAF 和 SPD 生物滤池段的平均硝化和反硝化率分别为 91.27% 和 93.60%, 表现出了较好的硝化和反硝化性能, 在进水 TN 浓度为  $11.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的条件下, 去除率达到了 84.93%, 出水氮素水质指标达到了地表水 V 类水质标准; 新型固相碳源的填充强化了 SPD 生物滤池对  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的去除效果。

(2) 在进水 TP 浓度波动较大的水质条件下, 示范工程对 TP 的去除效果良好, 去除率达到了 50.15%, 且 TP 的去除主要由 BAF 段完成。

(3) 示范工程对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除效果良好, 在进水为  $33.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的水质条件下, 对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率达到了 31.39%, 出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  浓度为  $22.96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 达到了地表水 IV 类水质标准; 同时表明通过固相碳源与惰性载体混合填充能有效避免过度释碳导致的出水二次污染问题, 并进一步提高了碳源的利用效率。

## 参考文献:

- ADAV S S, LEE D J, LAI J Y. 2010. Enhanced biological denitrification of high concentration of nitrite with supplementary carbon source [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(3): 773-778.
- AUCLAIR J, PARENT S, VILLEMUR R. 2012. Functional Diversity in the Denitrifying Biofilm of the Methanol-Fed Marine Denitrification System at the Montreal Biodome [J]. *Microbial Ecology*, 63(4): 726-735.
- BOLEY A, MULLER W R. 2005. Denitrification with polycaprolactone as solid substrate in a laboratory-scale recirculated aquaculture system [J]. *Water Science and Technology*, 52(10-11): 495-502.
- CHU L B, WANG J L. 2013. Denitrification performance and biofilm characteristics using biodegradable polymers PCL as carriers and carbon source [J]. *Chemosphere*, 91(9): 1310-1316.
- GINIGE M P, BOWYER J C, FOLEY L, et al. 2009. A comparative study of methanol as a supplementary carbon source for enhancing denitrification in primary and secondary anoxic zones [J]. *Biodegradation*, 20(2): 221-234.
- KAZASI A, BOARDMAN G D, BOTT C B. 2013. Evaluation of Gasoline-Denatured Ethanol as a Carbon Source for Denitrification [J]. *Water Environment Research*, 85(6): 549-557.
- RUAN X, XUE Y, WU J, et al. 2006. Treatment of polluted river water using pilot-scale constructed wetlands [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(1): 90-97.
- RUSTIGE H, NOLDE E. 2007. Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands [J]. *Water Science and Technology*, 56(3): 125-133.
- SHEN Z Q, WANG J L. 2011. Biological denitrification using cross-linked starch/PCL blends as solid carbon source and biofilm carrier [J]. *Bioresource Technology*, 102(19): 8835-8838.
- WU W Z, YANG F F, YANG L H. 2012. Biological denitrification with a novel biodegradable polymer as carbon source and biofilm carrier [J]. *Bioresource Technology*, 118: 136-140.
- ZHAO X, MENG X L, WANG J L. 2009. Biological denitrification of drinking water using biodegradable polymer [J]. *International Journal of Environment and Pollution*, 38(3): 328-338.
- 陈吉宁, 李广贺, 王洪涛. 2004. 滇池流域面源污染控制技术研究[J]. *水文水资源*, (9): 47-50.
- 陈佳利, 吴为中, 杨春平, 等. 2012. 基于 BDPs 的多级土壤渗滤系统处理受污染河水的试验研究[J]. *环境科学学报*, 32(4): 909-915.
- 李晓晨, 杨敏, 吴成强, 等. 2003. 城市污水高效低耗生物脱氮工艺研究 [J]. *江苏环境科技*, 16(3): 1-3.
- 牟新民, 黄培鸿, 张金炳, 等. 2003. 人工快速渗滤系统处理深圳市茅洲河水的试验研究[J]. *应用基础与工程科学学报*, 11(4): 370-376.
- 孙敏, 阮晓红, 张旭东, 等. 2006. 地表漫流系统处理污染新沂河水的中试研究[J]. *中国给水排水*, 22(9): 46-49.
- 谭洪新, 赖才胜, 罗国芝, 等. 2010. 以可生物降解聚合物为碳源去除海水闭合循环养殖系统中的硝酸盐[J]. *海洋科学*, 34(6): 22-27.
- 魏才捷, 吴为中, 陶淑, 等. 2010. 多级土壤渗滤系统处理滇池入湖河水的研究[J]. *中国给水排水*, 26(9): 104-111.
- 吴伟龙, 杨璐华, 杨飞飞, 等. 2013. 低温条件下 BAF+SPD 组合工艺对滇池入湖河水的脱氮效果[J]. *环境工程学报*, 7(12): 4597-4602.
- 张辉, 温东辉, 李璐, 等. 2009. 附加回流的生物接触氧化工艺净化滇池大清河水质的示范工程研究[J]. *环境工程学报*, 3(2): 199-204.
- 张建, 邵文生, 何苗, 等. 2006. 人工湿地处理污染河水的持续性运行研究[J]. *环境科学*, 27(9): 1760-1764.
- 张敏, 李璐. 2008. CRI 工艺在河流水质净化中的应用[J]. *民营科技*, (9): 151.
- 张永祥, 袁崇刚, 闫峰, 等. 2011. 生态基泛氧化塘工艺对城市河道污水的净化效果[J]. *中国给水排水*, 27(17): 36-39.

## Demonstration Scale Evaluation of A Biological Aerated Filter Combined with Solid Phase Denitrification Biofilter for XinYunliang River Water Treatment

ZHU Qing<sup>1,2,3</sup>, YANG Feifei<sup>2</sup>, LU Ting<sup>2</sup>, FENG Chuanping<sup>1</sup>, WU Weizhong<sup>2\*</sup>

1. School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences, Beijing 100083, China;

2. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China;

3. China National Environmental Monitoring Center, Beijing 100012, China

**Abstract:** Over input of nitrogen and phosphorus contaminants is the major reason for the most serious eutrophication condition of Dianchi Lake in China. Low C/N restricts the removal efficiency of nitrogen compounds. Application of solid-phase technology could supply enough carbon source consistently for denitrification process, enhancing the removal performance of nitrogen. A biological aerated filter (BAF) combined with solid phase denitrification (SPD) biofilter was applied to water purification in the Xin Yunliang River bypass on a demonstration scale. Designed scale was 800 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, with the maximum hydraulic loads of 4.2 and 1.4 m<sup>3</sup>·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> for BAF and SPD biofilter, respectively. Novel solid carbon source combined with inert carrier were applied in the SPD biofilter as biofilm carriers. Results indicated nitrification and denitrification were satisfactory at air/water ratio of 3 : 1 to 5 : 1 and HRT of 0.5 to 1.0 h for BAF and HRT of 0.5 to 1.0 h for SPD, with average nitrification and denitrification rates of 91.27% and 93.60% respectively. Effluent contents of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N were 0.68, 0.70 and 0.02 mg·L<sup>-1</sup>. Removals of TN, TP and COD<sub>Cr</sub> were found to be 84.93%, 50.15% and 31.19%, respectively. Contents of TN, TP and COD<sub>Cr</sub> in the effluent were 1.75 mg·L<sup>-1</sup>, 0.20 mg·L<sup>-1</sup> and 22.96 mg·L<sup>-1</sup> respectively, meeting the Class V limits of Environmental Quality Standards for Surface Water. Further analysis pointed out that such a process combination was effective for purifying low C/N ratio water and thus controlling nitrogen input into Dianchi Lake.

**Key words:** biological aerated filter (BAF); solid phase denitrification; nitrogen removal; demonstration project