



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202007025

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

朱柏林, 林灿阳, 杨志敏, 等. 活性滤坝对城市内河中氮磷的削减效果[J]. 环境工程学报, 2021, 15(3): 1016-1024.  
ZHU Bolin, LIN Canyang, YANG Zhimin, et al. Reducing effect of active filter dam on nitrogen and phosphorus in urban inner river[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(3): 1016-1024.

## 活性滤坝对城市内河中氮磷的削减效果

朱柏林<sup>1</sup>, 林灿阳<sup>1</sup>, 杨志敏<sup>2</sup>, 王丽滨<sup>3</sup>, 李飞<sup>1</sup>, 周真明<sup>1,\*</sup>, 苑宝玲<sup>1</sup>

1. 华侨大学土木工程学院, 厦门 361021

2. 华侨大学分析测试中心, 厦门 361021

3. 北京首创股份有限公司办公室, 北京 100044

第一作者: 朱柏林(1995—), 男, 硕士研究生。研究方向: 水环境修复。E-mail: 245529793@qq.com

\*通信作者: 周真明(1981—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 水环境修复理论与技术。E-mail: zhenming@hqu.edu.cn

**摘要** 城市内河氮磷严重超标是当前水污染治理的重要难题。针对内河具有旱季水位低、水流速度慢、自净能力差等特点, 提出采用活性滤坝削减氮磷, 以铝基锁磷剂和沸石为活性滤坝基质滤料, 实验室静态和动态实验研究了活性滤坝削减氮磷效果, 讨论了基质滤料组合方式对削减氮磷效果影响, 同时采用曲线方程拟合分析方法预测了活性滤坝吸附氮磷有效使用时间。静态实验结果表明, 在控制进水氨氮  $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和正磷酸盐  $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  情况下, 实验历时 20 d, 活性滤坝对氨氮和正磷酸盐削减率分别为 98.02% 和 100%, 混合滤坝组削减氮磷效果最佳; 动态实验结果表明, 控制水中氨氮和正磷酸盐为  $8 \sim 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $2.5 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 流速为  $8.33 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ , 实验历时 37 d, 完成氮和磷循环分别为 11 次和 16 次, 拟合曲线方程预测混合滤坝组削减氨氮和正磷酸盐的有效使用时间分别为 282 d 和 479 d。以上研究结果可为城市内河道修复提供技术参考。

**关键词** 城市内河; 活性滤坝; 削减; 氮; 磷

城市内河氮磷严重超标是当前水污染治理的重要难题<sup>[1-4]</sup>。随着我国工业化和城市化的发展, 大量工业水和生活污水的直排和溢流, 导致河道中氮磷负荷超过河道自净能力<sup>[5-6]</sup>, 同时由于内河具有旱季水位低、水流循环慢、自净能力低的特点, 大量底泥淤积, 引发污染物释放, 进而导致氮磷浓度超标, 造成城市内河严重污染<sup>[7-10]</sup>。如何经济、长效、安全地对河道进行修复, 减缓河道污水处理压力、削减氮磷浓度成为研究重点<sup>[11]</sup>。

活性滤坝是结合人工湿地和快速渗滤原理进行研发的技术, 通过砾石等在河道中垒筑坝体, 利用坝前河道容积贮存一次或多次地表径流量<sup>[12]</sup>, 使污染物被滤料吸附, 具有净化水质、促进悬浮物和营养盐沉降等作用<sup>[13]</sup>。目前关于滤坝研究主要集中在坝体的水利设计和实际工程建设等方面, 对其净水载体——滤料的研究甚少<sup>[14]</sup>。滤料是滤坝的基础, 也是实现水体渗透、吸附、过滤等作用的主要依托, 因此, 滤料的优化是提高污染物去除效率的重要方向<sup>[15]</sup>。

本研究采用课题组自主研发的铝基锁磷剂<sup>[16-17]</sup>和沸石为滤料进行基质组合, 分别通过实验室

收稿日期: 2020-07-03; 录用日期: 2020-08-31

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51878300); 福建省高校产学研合作科技重大项目(2018Y4010); 福建省自然科学基金资助项目(2019J01052); 厦门市重大科技项目(3502Z20191012); 厦门市科技计划项目(3502Z20203044); 华侨大学研究生科研创新基金项目(1611304043)

静态和动态实验研究了活性滤坝对城市内河中氮磷的削减效果，讨论了基质滤料组合方式对氮磷削减效果影响，使用拟合曲线方程预测了活性滤坝吸附氮磷的有效使用时间，以为城市内河道修复提供技术支撑。

## 1 实验材料与方法

### 1.1 实验材料

1) 砂石和天然沸石。实验所用的砂石粒径为 1~2 mm，产自中国福建厦门，主要用作建筑填料、混凝土原料。实验所用的沸石产自中国内蒙古巴彦淖尔，粒径 1~2 mm，以氧化物的形式对其成分进行描述，其主要化学成分的质量分数为  $\text{SiO}_2$  73.98%、 $\text{Al}_2\text{O}_3$  8.99%、 $\text{CaO}$  5.07%、 $\text{K}_2\text{O}$  4.68%、 $\text{Fe}_2\text{O}_3$  3.11%、 $\text{Na}_2\text{O}$  2.13% 和  $\text{MgO}$  1.51%。

2) 铝基锁磷剂。实验所用铝基锁磷剂是将净水厂污泥进行煅烧改性后所得的材料。具体制备方法为将取自厦门某净水厂的脱水后污泥自然风干 30 d 直至质量恒定，此时污泥的含水率为 10%~13%，之后将其置于马弗炉中 400 °C 恒温条件下煅烧 2.5 h，制得铝基锁磷剂颗粒，通过粉碎和筛分获得粒径 1~2 mm 的铝基锁磷剂，煅烧改性污泥颗粒的制备参数见已有研究的制备参数<sup>[16]</sup>，已有研究<sup>[17]</sup>报道了煅烧改性前后污泥理化性质变化。实验前，将上述 3 种滤料经去离子水浸泡洗涤 24 h 后，放入电热烘箱中在 105 °C 烘干，放在干燥器中备用。

3) 实验用水和相关试剂。由于本研究的处理对象为城市内河，其氨氮浓度一般不超过  $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，正磷酸盐浓度不超过  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ <sup>[11]</sup>。本实验采用模拟河水，更易于实验控制且水质相对稳定，取用实验室自来水向其中投加氯化铵 ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 和磷酸二氢钾 ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )，配制水体氨氮浓度  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和正磷酸盐浓度  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，并通过添加  $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的盐酸 ( $\text{HCl}$ ) 和氢氧化钠 ( $\text{NaOH}$ ) 调节 pH 至中性。

### 1.2 实验装置与方法

1) 实验装置。如图 1 所示，实验装置采用 6 mm 厚的透明有机玻璃制作而成，装置长×宽×高为  $200 \text{ cm}\times 40 \text{ cm}\times 30 \text{ cm}$ ，内部可分为进水加药区、滤坝基质滤料区及出水采样区 3 个部分，不同区域采用穿孔挡板隔开。每个装置槽中随着水流前进方向装有 2 个活性滤坝 A 和 B，滤坝的长和宽固定，分别为 40 cm 和 20 cm，滤坝厚度随滤料投加量变化而变化，本实验中滤料投加量为  $12.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，厚度约为 3 cm，滤坝两侧每隔 1 cm 设有一个固定卡槽，可通过移动滤坝两侧穿孔挡板位置调节滤坝基质厚度，在水流末端设置取水口，方便取样测量。

2) 静态吸附实验。实验在 8 个有机玻璃槽装置中进行，分为 4 组，每组 2 个平行样，编号为 1#~4#。其中，1#为对照组，即滤坝 A 和 B 内的滤料均为砂石，简称砂石组；2#为混合滤坝组，即将沸石和铝基锁磷剂滤料按照质量比 1:1 均匀混合后，分别投入 A 和 B 滤坝内，简称混合组；3#和 4#为分段滤坝组，3#组是 A 滤坝基质滤料为天然沸石和 B 滤坝基质滤料为铝基锁磷剂，简称 A 除氮剂+B 锁磷剂组；4#组是 A 滤坝基质滤料为铝基锁磷剂和 B 滤坝基质滤料为天然沸石，简称 A 锁磷剂+B 除氮剂组。利用虹吸原理通过塑料软管将配水缓缓沿箱壁加入水槽至 160 L，静置 20 d，定期取 50 mL 出水水样，测量水中氨氮和正磷酸盐的质量浓度，取样后用原水进行补充至原刻度线。实验在室温下进行，放置在室内，每天定时测定系统中水深 10 cm 处水温和 pH。

3) 动态模拟实验。选择静态吸附实验中对污染物去除效果最佳的滤坝组合方式，对其进行室内动态模拟河道实验，如图 1 所示，动态实验采用蠕动泵进行水流循环实验，控制水流流速为  $8.33 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ 。通过配水加药方式，保证

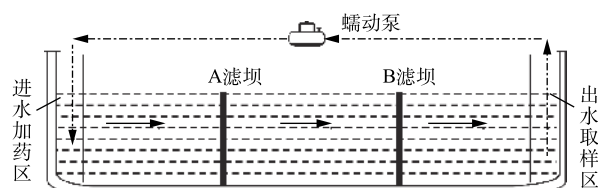


图 1 实验装置

Fig. 1 Experimental device

水中氮磷质量浓度在实验控制范围内变化,其中氨氮浓度为 $8\sim 15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,正磷酸盐浓度为 $2.5\sim 5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,每24 h取水样50 mL,并及时检测氨氮和正磷酸盐的含量,取水样后用原水进行补充至原刻度线。当水中氨氮或正磷酸盐的质量浓度低于该范围所设定最低阈值时,即当氨氮浓度低于 $8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 或正磷酸盐浓度低于 $2.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,立即在进水口加药使其恢复初始浓度,以此进行循环实验。实验在室温下进行,放置在室内,历时37 d,每天定时测定系统中水深10 cm处水温和pH。

### 1.3 项目测试与方法

水温和DO采用便携式溶解氧测定仪(HQ30d,美国哈希公司)进行测定;pH采用便携式pH计(STARTER3100型,上海奥豪斯仪器有限公司)测定;正磷酸盐浓度采用钼锑抗分光光度法<sup>[18]</sup>;氨氮浓度采用纳氏试剂光度法<sup>[18]</sup>。

### 1.4 数据处理

水体氨氮和正磷酸盐的削减率根据式(1)进行计算。

$$R = \frac{C_{\text{NCi}} - C_{\text{Ci}}}{C_{\text{NCi}}} \times 100\% \quad (1)$$

式中: $R$ 为削减率; $C_{\text{Ci}}$ 和 $C_{\text{NCi}}$ 分别为取样时滤坝组和对照组水中正磷酸盐或氨氮浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; $i$ 为取样次数。

采用Origin 8.5进行单因素方差分析滤坝系统与对照系统之间削减氮磷效果是否存在显著性差异性。

## 2 结果与分析

### 2.1 静态模拟实验

在历时20 d的实验过程中,4组系统中水温为 $23.6\sim 29.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,均值为 $25.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,pH为 $6.96\sim 7.78$ ,均值为7.33。4组系统中氨氮浓度变化如图2所示。由图2可知,在水中氨氮初始质量浓度为 $15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下,经20 d的静态模拟实验,与砂石组相比,A除氮剂+B锁磷剂组、A锁磷剂+B除氮剂组和混合组对水中氨氮均有较好的去除效果,平均削减率可达90%以上,氨氮浓度均可削减到地表水III类水标准( $\leq 1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),其中混合组的去除效果最佳,平均削减率可达98.02%,且去除更加稳定。经方差分析表明,A除氮剂+B锁磷剂组、A锁磷剂+B除氮剂组、混合组与砂石组之间削减氨氮效果的差异显著( $P<0.05$ )。活性滤坝削减氨氮的主要依靠为天然沸石吸附氨氮,天然沸石为四面体结构,其构架内部有大量的孔径的空腔和孔道,且比表面积较大,具有强的离子交换性和吸附性<sup>[19-20]</sup>;此外氨氮的离子半径为0.286 nm,小于沸石孔径0.4 nm,易进入沸石晶穴内部进行离子交换,使得沸石对氨氮具有很强的选择性吸附能力<sup>[21]</sup>。

4组系统中正磷酸盐浓度变化如图3所示。由图3可知,当水中正磷酸盐初始质量浓度为 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,经过20 d的静态吸附,水中正磷酸盐浓度逐渐降低,最终趋于稳定。相比砂石组,A除氮剂+B锁磷剂组、A锁磷剂+B除氮剂组和混合组对水中磷的平均削减率在95%以上,去除效果明显。相比A除氮剂+B锁磷剂组和A锁磷剂+B除氮剂组而言,混合组对水中正磷酸盐的去除效果更好,在实验进行至12 d时,水中正磷酸盐浓度已基本为 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。经方差分析表明,A除氮剂+B锁磷剂组、A锁磷剂+B除氮剂组、混合组与砂石组之间削减正磷酸盐浓度效果的差异显著( $P<0.05$ )。活性滤坝除磷的主要依靠为铝基锁磷剂吸附正磷酸盐,铝基锁磷剂表面带有大量带正电荷铁铝盐<sup>[22]</sup>,能将溶液中 $\text{PO}_4^{3-}$ 吸附至其表面,进一步发生配体交换、络合等化学反应,并将磷以铝磷、铁磷的形式固定在材料中<sup>[23-24]</sup>。这与GUAN等<sup>[25]</sup>在研究中发现的结果相吻合,即铝污泥对于水中溶解态活性磷的去除效果较好,这是由于污泥颗粒对于水中溶解态活性磷的吸附以化学吸附为主。

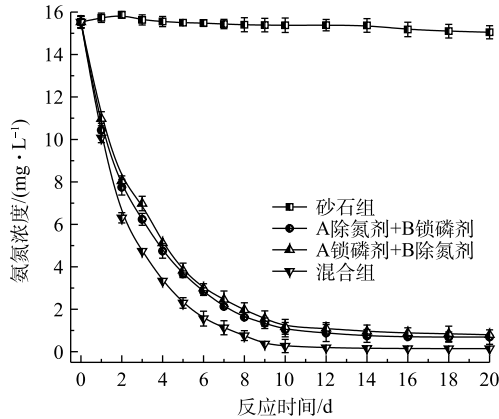


图 2 各系统氨氮浓度变化

Fig. 2 Changes of ammonia nitrogen concentration in each system

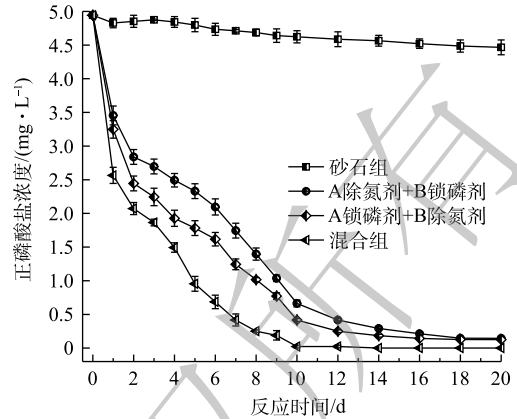


图 3 各系统正磷酸盐浓度变化

Fig. 3 Changes of orthophosphate concentration in each system

混合组削减氮磷的效果优于 A 除氮剂+B 锁磷剂组和 A 锁磷剂+B 除氮剂组，分析其原因为混合组中 2 种滤料的充分均匀混合增加了滤料与水的接触面积<sup>[26]</sup>，滤料对水中氮磷的吸附去除更加充分；此外，沸石对磷的去除主要以沸石表面的物理吸附和化学沉淀为主<sup>[27-28]</sup>。沸石对氨氮去除主要以  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Al}^{3+}$  等阳离子交换为主，而沸石中  $\text{Ca}^{2+}$  易与  $\text{PO}_4^{3-}$  反应形成难溶物  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ，从而覆盖在沸石表面，大大减少了沸石中  $\text{Ca}^{2+}$  与  $\text{NH}_4^+$  交换数量，且占据了沸石孔道和吸附位点<sup>[29]</sup>。相比于分段滤坝 A 除氮剂+B 锁磷剂组和 A 锁磷剂+B 除氮剂组，混合滤坝组中铝基锁磷剂更易将水中及沸石表面吸附聚集的  $\text{PO}_4^{3-}$  直接吸附，不仅阻碍了沸石表面  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  形成，也进一步加快铝基锁磷剂对磷的去除速率，从而提升了对水中氮磷的截留与物理化学的吸附能力。

### 2.2 动态模拟实验

由静态模拟实验结果可得，混合组活性滤坝对水中氮磷的去除效果最佳，且更加稳定。因此，选择混合组活性滤坝展开动态水流循环实验，模拟其在实际河道内削减氮磷的效果，并探明滤料有效使用时长(即使用寿命)。在历时共 37 d 实验过程中，系统中水温为 24.1~29.7 °C，均值为 26.2 °C，pH 为 6.88~7.69，均值为 7.27。

对氨氮去除效果及有效使用时间混合组活性滤坝系统中氨氮浓度变化如图 4 所示。由图 4 可知，在动态实验中，混合组活性滤坝对氨氮去除仍有较好效果，前 3 次削减氨氮实验中，经过 2 d 即可将水中氨氮浓度降至轻度黑臭水体标准(氨氮浓度  $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 以下。随着削减次数增多，每次达到去除标准所需时间逐渐增长。其原因是随着吸附反应的进行，沸石的吸附位点逐渐被氨氮所占据，沸石表面吸附点位变少<sup>[30]</sup>；同时溶液本体与沸石表面形成的氨氮浓度差也是氨氮向沸石迁移的主要动力学原因<sup>[31-32]</sup>，而随着吸附反应进行，沸石表面与水中氨氮浓度差值逐渐变小，从而导致削减时间增加。

混合组活性滤坝削减氨氮循环时间与加药次数的关系如图 5 所示。由图 5 可见，在氨氮质量浓度为  $8\sim 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的情况下，随着人工配水加药次数的增加，水流循环次数有所增加，每次吸附氨氮反应时间也在增长，循环时间和加药次数的关系拟合曲线方程为  $y=0.01399x^2+$

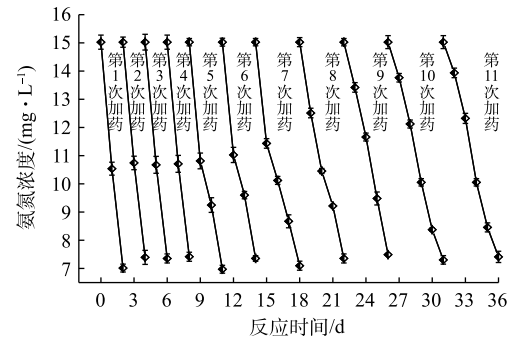


图 4 混合组活性滤坝系统中氨氮浓度的变化

Fig. 4 Changes of ammonia nitrogen concentration in active filter dam of mixed group

$0.177\ 62x+1.563\ 64$  ( $R^2=0.937$ )。

假设在混合组活性滤坝系统中,水流经过 A、B 滤坝进出水循环 20 次后(根据流量和系统体积计算得到完成 1 次进出水循环时间为 1 d, 20 次即 20 d),出水口氨氮浓度可降到  $8\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,认定滤坝对氨氮仍有削减效果,可连续使用;否则认定滤坝对氨氮削减已失效,应更换滤料。相应地,在实际河道中控制与本实验同等氨氮初始浓度、滤料投加量与水流流速的条件下,经滤坝循环出水 20 d 的削减氨氮效果即为实际河道中 20 组滤坝(即 40 个滤坝)的削减效果。当循环出水时间  $y=20$  时,求出加药次数  $x=31$ ,再根据拟合曲线方程,得出前 31 次加药每次所对应的循环时间,具体循环时间如表 1 所示,数据累加计算得总时间为 282 d,可预测该混合组在水中氨氮浓度由  $15\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  削减至  $8\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  条件下有效使用时长为 282 d。

表 1 混合组活性滤坝削减氨氮循环时间计数表

Table 1 Cycle times for reducing ammonia nitrogen by active filter dam of mixed group

加药次数	循环时间/d	加药次数	循环时间/d	加药次数	循环时间/d	加药次数	循环时间/d
1~4	2	14~15	7	22	12	27	17
5~7	3	16	8	23	13	28~29	18
8~9	4	17~18	9	24	14	30	19
10~11	5	19	10	25	15	31	20
12~13	6	20~21	11	26	16		

正磷酸盐去除效果及有效使用时间混合组活性滤坝系统中正磷酸盐浓度变化如图 6 所示。由图 6 可知,在动态实验中,混合组活性滤坝对水中正磷酸盐的去除效果显著,在 35 d 内,共模拟削减效果实验 16 次,前 3 次削减实验中 1 d 即可将正磷酸盐浓度去除至  $2.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下。随着削减次数的增多,削减正磷酸盐浓度至  $2.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下所用时间增加,两者呈正相关趋势。其原因是因为在铝基锁磷剂吸附初始阶段,其颗粒表面活性吸附位点较多,并且颗粒表面与水界面存在较大的磷浓度梯度,传质推动力大,利于滤料对水中正磷酸盐的吸附,因此水中磷浓度可快速降低。随着时间推移吸附持续进行,颗粒表面吸附点位逐渐减少,两者浓度梯度逐渐减小,磷去除效果变差,反应时间增加,最终趋于饱和<sup>[33-34]</sup>。

混合组活性滤坝削减正磷酸盐循环时间与加药次数的关系如图 7 所示。由图 7 可知,当水中正磷酸盐质量浓度为  $2.5\sim 5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,随着配水加药次数的增加,水流循环次数增加,每次对正磷

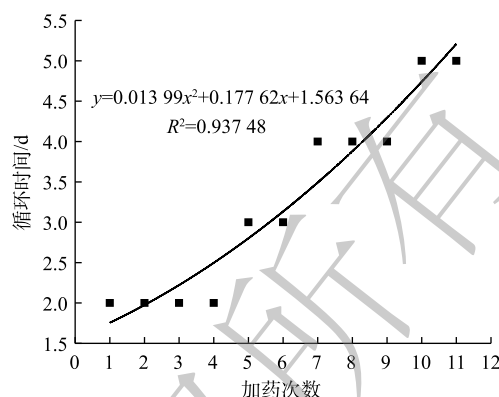


图 5 混合组活性滤坝削减氨氮循环时间与加药次数的关系

Fig. 5 Relationship between reducing ammonia nitrogen circulation times and dosing times in active filter dam of mixed group

可预测该混合组在水中氨氮浓度由  $15\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  削减至  $8\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  条件下有效使用时长为 282 d。

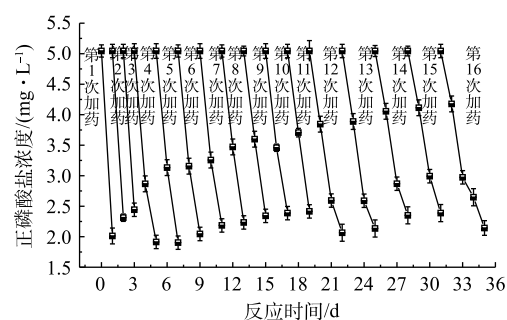


图 6 混合组活性滤坝系统中正磷酸盐浓度的变化

Fig. 6 Changes of orthophosphate concentration in active filter dam of mixed group

酸盐的吸附反应时间也在增长。循环时间和加药次数的关系拟合曲线方程为  $y=0.00438x^2+0.08589x+1.04821$  ( $R^2=0.847$ )。

对活性滤坝中铝基锁磷剂的有效使用时长同上述对天然沸石的假定，即水流经过 A、B 滤坝进出水循环 20 次后，出水口正磷酸盐浓度可降到  $2.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，认定滤坝除磷仍有效果；否则认定滤坝除磷已失效，应更换滤料，而在实际河道中，在控制与本实验同等磷初始浓度、滤料投加量与水流流速的条件下，经滤坝循环出水 20 d 的除磷效果即为实际河道中 20 组滤坝 (即 40 个滤坝) 的削减效果。当循环出水时间  $y=20$ ，求解得出加药次数  $x=57$ ，再根据多项式，得出前 57 次加药每次所对应的循环时间，具体循环时间如表 2 所示，数据累加计算得总时间为 479 d，可预测该混合组在水中正磷酸盐浓度由  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  削减至  $2.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  条件下，可有效使用时长为 479 d。

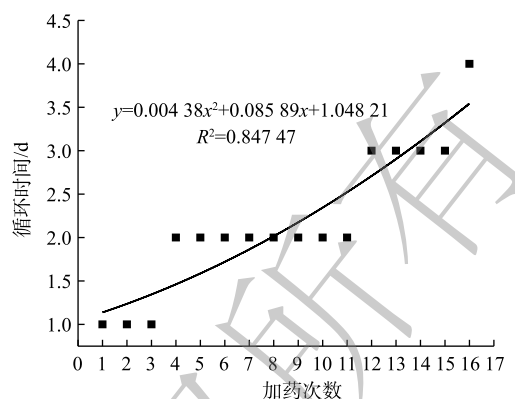


图 7 混合组活性滤坝削减正磷酸盐循环时间与加药次数的关系

Fig. 7 Relationship between reducing orthophosphate circulation times and dosing times in active filter dam of mixed group

表 2 混合组活性滤坝削减正磷酸盐循环时间计数表

Table 2 Cycle times for reducing orthophosphate by active filter dam of mixed group

加药次数	循环时间/d	加药次数	循环时间/d	加药次数	循环时间/d	加药次数	循环时间/d
1~4	1	24~26	6	38~40	11	49~50	16
5~10	2	27~29	7	41~42	12	51~52	17
11~15	3	30~32	8	43~44	13	53~54	18
16~19	4	33~35	9	45~46	14	55	19
20~23	5	36~37	10	47~48	15	56~57	20

### 3 结论

1) 静态实验结果表明，在进水氨氮为  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和正磷酸盐为  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时，实验历时 20 d，活性滤坝对氨氮和正磷酸盐削减率分别为 98.02% 和 100%，活性滤坝可有效削减氮磷，沸石和铝基锁磷剂混合滤坝组对氮磷的削减效果最佳。

2) 动态模拟实验结果表明，混合滤坝组仍能有效削减氮磷，控制水中氨氮和正磷酸盐为  $8\sim 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $2.5\sim 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，水流流速为  $8.33 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ，37 d 内可分别完成削减氮磷 11 次和 16 次，拟合曲线方程预测了混合滤坝组可分别削减氨氮和正磷酸盐的有效使用时间为 282 d 和 479 d。

### 参考文献

- [1] WIJESIRI B, LIU A, HE B, et al. Behaviour of metals in an urban river and the pollution of estuarine environment[J]. *Water Research*, 2019, 164: 114911.
- [2] TANG J, LI X, CAO C, et al. Compositional variety of dissolved organic matter and its correlation with water quality in peri-urban and urban river watersheds[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 104: 459-469.

- [3] DUVERT C, PRIADI C R, ROSE A M, et al. Sources and drivers of contamination along an urban tropical river (Ciliwung, Indonesia): Insights from microbial DNA, isotopes and water chemistry[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 682: 382-393.
- [4] ZHAO Y K, BAI Y, GUO Q, et al. Bioremediation of contaminated urban river sediment with methanol stimulation: Metabolic processes accompanied with microbial community changes[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 653: 649-657.
- [5] 刘福兴, 宋祥甫, 邹国燕, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践: 水环境生态修复技术[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(11): 2105-2111.
- [6] 张言, 潘珉, 李扬, 等. 污水处理厂尾水中不同形态氮、磷在景观河道和入湖口的衰减特征[J]. *环境工程*, 2019, 37(7): 99-103.
- [7] WANG W D, MA C, ZHANG Y T, et al. Phosphate adsorption performance of a novel filter substrate made from drinking water treatment residuals[J]. *Journal of Environmental Science*, 2016, 45: 191-199.
- [8] 周成, 杨国录, 陆晶, 等. 河湖底泥污染物释放影响因素及底泥处理的研究进展[J]. *环境工程*, 2016, 34(5): 113-117.
- [9] WU T F, QIN B Q, BROOKES J D, et al. Spatial distribution of sediment nitrogen and phosphorus in Lake Taihu from a hydrodynamics-induced transport perspective[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 1554-1565.
- [10] CAO C J, ZHENG B H, CHEN Z L, et al. Eutrophication and algal blooms in channel type reservoirs: A novel enclosure experiment by changing light intensity[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 23(10): 1660-1670.
- [11] 刘翔. 城市水环境整治水体修复技术的发展与实践[J]. *给水排水*, 2015, 51(5): 1-5.
- [12] 董慧峪, 王为东, 强志民. 透水坝原位净化山溪性污染河流[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(10): 4249-4253.
- [13] HU X Q, HU Z C, WANG C X, et al. Research on adsorption of phosphorus and ammonia nitrogen by natural zeolite[J]. *Environmental Science and Management*, 2009, 34(4): 72-74.
- [14] 刘露, 于鲁冀, 李廷梅, 等. 基质厚度对生态滤坝净化水体效果及机理的研究[J]. *华北水利水电大学学报(自然科学版)*, 2019, 40(5): 13-17.
- [15] ZHANG J K, YIN J, SANG L. Preparation and characterization of a novel multi-component composite biological filler[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2015, 57(21): 1-9.
- [16] 刘启迪, 周真明, 张红忠, 等. 煅烧改性净水厂污泥制备除磷材料工艺参数优化[J]. *华侨大学学报(自然科学版)*, 2018, 39(1): 51-56.
- [17] ZHOU Z M, LIU Q D, LI S W, et al. Characterizing the correlation between dephosphorization and solution pH in a calcined water treatment plant sludge[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2018, 25(19): 18510-18518.

- [18] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [19] MOUSSAVI G, TALEBI S, FARROKHI M, et al. The investigation of mechanism, kinetic and isotherm of ammonia and humic acid co-adsorption onto natural zeolite[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 171(3): 1159-1169.
- [20] LIN H, AN M Y, DONG Y B, et al. Preparation of zeolite porous adsorption material based on nitrogen and phosphorus wastewater treatment[J]. *Journal of Tongji University(Natural Science)*, 2019, 47(1): 85-91.
- [21] PAUZAN M A B, PUTEH M H, YUZIR A, et al. Optimizing ammonia removal from landfill leachate using natural and synthetic zeolite through statically designed experiment[J]. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 2019, 45(5): 3657-3669.
- [22] MAKRIS K C, HARRIS W G, O'CONNOR G A, et al. Phosphorus immobilization in micropores of drinking-water treatment residuals: Implications for long-term stability[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(24): 6590-6596.
- [23] ANIS S F, KHALIL A, SINGARAVEL G, et al. A review on the fabrication of zeolite and mesoporous inorganic nanofibers formation for catalytic applications[J]. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2016, 236: 176-192.
- [24] AL-TAHMAZI T, BABATUNDE A O. Mechanistic study of P retention by dewatered waterworks sludges[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2016, 6: 38-48.
- [25] GUAN X H, CHEN G H, SHANG C. Reuse of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage[J]. *Water Research*, 2005, 39(15): 3433-3440.
- [26] 于鲁冀, 吕晓燕, 李阳阳, 等. 生态滤坝处理微污染河水实验研究[J]. *水处理技术*, 2018, 44(5): 88-92.
- [27] MITROGIANNIS D, PSYCHOYOU M, KOUKOUZAS N, et al. Phosphate recovery from real fresh urine by  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  treated natural zeolite[J]. *The Chemical Engineering Journal*, 2018: 618-630.
- [28] ADAM M R, SALLEH N M, OTHMAN M H D, et al. The adsorptive removal of chromium (VI) in aqueous solution by novel natural zeolite based hollow fibre ceramic membrane[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 224: 252-262.
- [29] WANG C N, ZHOU R M, YAN Y, et al. A study of nitrogen and phosphorus removal by natural zeolite[J]. *Industrial Water & Wastewater*, 2011, 42(3): 60-63.
- [30] 靳薛凯, 冯素敏, 邵立荣, 等. 天然片沸石对水中氨氮的吸附机理研究[J]. *河北科技大学学报*, 2018, 39(1): 56-64.
- [31] XU Y X, YU M, CHEN X J, et al. Characteristics of ammonia nitrogen adsorption on natural zeolite in water[J]. *Journal of Agricultural Resources & Environment*, 2015, 32(3): 250-256.
- [32] 崔競文, 郑晓英, 邱丽佳, 等. 城市给水厂污泥对污水中磷的动态吸附[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(4): 917-924.
- [33] YANG Y Y, ZHAO Y Q, BABATUNDE A O, et al. Characteristics and mechanisms of phosphate adsorption on dewatered



alum sludge[J]. *Separation & Purification Technology*, 2006, 51: 193-200.

- [34] RAZALI M, ZHAO Y Q, BRUEN M. Effectiveness of a drinking-water treatment sludge in removing different phosphorus species from aqueous solution[J]. *Separation and Purification Technology*, 2007, 55(3): 300-306.

(责任编辑: 曲娜)

## Reducing effect of active filter dam on nitrogen and phosphorus in urban inner river

ZHU Bolin<sup>1</sup>, LIN Canyang<sup>1</sup>, YANG Zhimin<sup>2</sup>, WANG Libin<sup>3</sup>, LI Fei<sup>1</sup>, ZHOU Zhenming<sup>1\*</sup>, YUAN Baoling<sup>1</sup>

1. College of Civil Engineering, Huaqiao University, Xiamen 361021, China

2. Analyzing and Testing Center, Huaqiao University, Xiamen 361021, China

3. Office of Beijing Capital Co. Ltd., Beijing 100044, China

\*Corresponding author, E-mail: zhenming@hqu.edu.cn

**Abstract** The serious excess of nitrogen and phosphorus in urban inner river is an important problem in water pollution control. In view of the characteristics of low water level, slow flow velocity and poor self-purification ability in the dry season, this study proposes to utilize active filter dam of which the matrix filter materials are zeolite and aluminum-based products Phoslock to reduce nitrogen and phosphorus. The effect of matrix filter combination on the reduction of nitrogen and phosphorus was discussed. Meanwhile, the effective time for reducing ammonia nitrogen and orthophosphate by active filter dam was predicted by the fitting curve equation. The static experiment results showed at the initial ammonia nitrogen concentration of  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and orthophosphate concentration of  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , the reduction rates of ammonia nitrogen and orthophosphate by active filter dam were 98.02% and 100% after 20 days, respectively, and the mixed filter dam group had the best performance on reducing nitrogen and phosphorus. The results of dynamic experiment showed that at the water flow rate of  $8.33 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ , the ammonia nitrogen concentration range of  $8\sim 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and the orthophosphate concentration range of  $2.5\sim 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , the reduction process of nitrogen and phosphorus in the simulated river channel was completed 11 times and 16 times during 37 days, respectively. The fitting curve equation predicted that the effective time for reducing ammonia nitrogen and orthophosphate was 282 days and 479 days in the matrix filter dam group, respectively. This study can provide reference for the remediation technology of urban inner river.

**Keywords** urban inner river; active filter dam; reduction; nitrogen; phosphorus