



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201812178

中图分类号 X703

文献标识码 A

熊家晴, 何一帆, 白雪琛, 等. 改良填料生物滞留池对雨水径流中磷的去除效果[J]. 环境工程学报, 2019, 13(9): 2164-2172.
XIONG Jiaqing, HE Yifan, BAI Xuechen, et al. Removal effect of phosphorus in rain-runoff by the media-improved bioretention tank[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(9): 2164-2172.

改良填料生物滞留池对雨水径流中磷的去除效果

熊家晴^{1,2,*}, 何一帆^{1,2}, 白雪琛³, 王晓昌^{1,2}

1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710043
2. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710043
3. 中联西北工程设计研究院有限公司, 西安 710077

第一作者: 熊家晴(1969—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 城市水环境系统设计等。E-mail: xiongjiaqing@xauat.edu.cn

*通信作者

摘要 针对生物滞留池在一定淹没区高度条件下同时添加碳源对 P 的去除效果波动较大问题, 开展了生物滞留池填料改良方法的研究。通过构建 3 根模拟实验柱, 分别填充传统填料、普通生物炭改良填料和铁改性生物炭改良填料, 分析了不同生物炭改良填料生物滞留池在不同淹没区高度和不同落干期条件下对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果; 同时, 探讨了生物炭对生物滞留池填料的改良作用。研究表明: 在淹没区高度为 300 mm 的条件下, 铁改性生物炭改良填料生物滞留池对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除效果最好, 平均去除率接近 90%, 而普通生物炭改良填料生物滞留池对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除效果最差, 平均去除率低于 60%; 同时, 在不同落干期条件下, 所有实验柱均未发生 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 淋出现象。铁改性生物炭改良填料生物滞留池在设有一定高度淹没区条件下对雨水径流中磷具有很好的去除效果, 并对不同落干期变化具有较强的适应性。

关键词 径流污染; 生物滞留池; 生物炭; 改良填料; 磷的去除

随着人口聚集以及城市化的推进, 城市区域不透水地面面积越来越大, 由此导致城市内涝频发并产生径流污染问题^[1]。特别是雨水径流中存在大量的 N、P 等营养物质, 当这些 N、P 污染物随雨水径流进入自然水体后, 会造成水体富营养化^[2]。为了解决城市内涝以及径流污染, 各种基于源头控制的低影响开发措施逐渐受到人们的关注。

生物滞留池作为一种雨水径流源头控制的低影响开发措施, 能有效缓解城市雨水径流对水文、水质及水生态带来的冲击^[3]。其对于一些重金属、悬浮物等的去除效果良好, 但对 N、P 等营养物的去除效果波动较大^[4-5]。雨水径流中的 P 主要以磷酸盐形式 (H_3PO_4 , $\text{pH}<2.16$; H_2PO_4^- , $\text{pH}<7.20$; HPO_4^{2-} , $\text{pH}<12.35$) 存在^[6]。有研究^[7]表明, 填料性能特别是填料的化学吸附特性是决定生物滞留池除磷效果的最主要因素。为此, 有研究^[2,8]通过改良填料以提高 P 的去除效果, 通过在生物滞留池中添加 5% 的水处理残渣或 10% 硫酸铝处理过的蒙脱石提高对 P 的去除效果。RICHARDSON 等^[9]指出, 生物滞留池中磷的去除主要依靠填料中铁氧化物的吸收, 并且填料中铁的含量对填料吸附磷的效果具有一定影响。

收稿日期: 2018-12-27; 录用日期: 2019-04-15

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2012ZX07308-001-08); 陕西重点科技创新研究团队计划 (2018KWT-11); 陕西省海绵城市研究创新团队计划 (2017KCT-19-02)

有研究^[10-12]发现,抬高生物滞留池出水口高度形成一定淹没滞水区可创造一定厌氧条件,同时在淹没滞水区添加木屑、生物炭等碳源作为电子供体,可促进反硝化过程,从而提高对总N的去除率,但这种改进方法对于生物滞留池P的去除效果会产生一定的负面影响。LI等^[13]和ZHANG等^[14]通过表面活化等方法将铁、镁附着于生物炭表面,能制备对P吸附性能优越的生物炭,这种新型生物炭目前主要用于土壤改良,尚未用于生物滞留池填料的改良。通过在淹没区投加一定量铁改性生物炭,既可以作为电子供体,也可以提高填料对P的吸附效果,避免因生物滞留池淹没区的设置造成对P的去除影响。本研究提出了铁改性生物炭和普通生物炭改良生物滞留池填料的方法,通过分析不同填料生物滞留实验柱在不同淹没区高度和不同落干期条件下对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果及不同高度的填料对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的截流量,探讨了铁改性生物炭以及普通生物炭对于生物滞留池填料的改良作用;在此基础上,开展了生物滞留池对典型地区雨水径流中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果研究,力求通过对生物滞留池填料的优化来提高生物滞留池雨水净化功能。

1 材料与方法

1.1 实验原料

1) 生物滞留池填料。本研究中,生物滞留池所用填料主要包含C33混凝土砂、土、普通生物炭(SWT)和铁改性生物炭(GXT)。各种填物理化性质如表1所示。

2) 主要试剂。六水合三氯化铁($\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 99.99%)、磷酸二氢钾(KH_2PO_4 , 99.50%)、氯化铵(NH_4Cl , 99.50%)、硝酸钾(KNO_3 , 99.99%)、无水氯化钙(CaCl_2 , 96.00%)、无水乙醇($\text{CH}_2\text{CH}_3\text{OH}$, 99.70%)、浓硫酸(H_2SO_4 , 95%~98%)、浓盐酸(HCl , 36%~38%)。

3) 主要仪器。水质浊度仪(2100Q, 美国哈希水质检测有限公司)、水质色度仪(SD9001, 上海昕瑞仪器仪表有限公司)、紫外-可见光分光光度计(TU-1900, 北京普析通用仪器有限责任公司)、离心机(TGL-16M, 贝克曼库尔特有限公司)、超声清洗仪器(KQ-500DE, 杭州法兰特超声波有限公司)、马弗炉(SXL1008, 中国科学院上海光学精密机械研究所)。

表1 填物理化性质

Table 1 Physicochemical properties of media

填料名称	pH	灰分/%	CEC/($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	ζ 电位/mV	比表面积/($\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$)
GXT	2.91±0.08	38.52±0.57	81.25±0.30	-5.00±0.05	170.00±3.00
SWT	8.28±0.46	42.20±80.69	30.51±0.50	-3.00±0.03	150.00±5.00
土	7.35±0.07	89.20±0.03	7.00±0.10	-1.37±0.03	—
混凝土砂	8.23±0.16	96.72±0.70	1.50±0.40	-16.00±0.02	11.80±0.60

注:CEC为阳离子交换容量;—表示未检测。

1.2 实验装置

实验采用直径为300 mm,高1250 mm的HDPE圆柱箱体。实验柱编号及填料层填料类型见图1。箱体内部结构自上而下为超高层(45 mm)、淹没层(255 mm)、覆盖层(100 mm)、填料层(700 mm)、砾石排水层(150 mm)。沿实验柱外壁设有不同高度填料取样口,柱底设有上翻的出水口控制淹没区高度。为了减少外界环境温度的影响,实验柱外壁使用保温膜包裹,同时为避免植物干扰,实验柱中不种植物。

覆盖层使用粒径为10~20 mm的碎石,砾石排水层使用粒径为30~40 mm的砾石。参考北卡罗纳州雨洪最佳管理手册^[15],对照组填料T1采用88%混凝土砂、12%土的质量百分比均匀混合而成,pH为8.03±0.03;改良填料T2为填料T1均匀混合4% SWT,pH为7.33±0.09;改良填料T3为填料T1均匀混合4% GXT,pH为6.94±0.04。

1.3 实验方法

1) 生物炭制备及改性方法。SWT 原料为稻壳, 采用热裂解法制备, 热解升温速率为 $15\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}$, 最高热解温度为 $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。使用 FeCl_3 溶液对 SWT 进行改性^[13], 取 100 g SWT 浸泡于 1 L 浓度为 $1.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐酸溶液中 1 h , 然后淋洗, 直至淋洗液为中性; 于 $75\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干 12 h 后, 按照铁炭的质量比为 0.70 , 将上述生物炭放置于 FeCl_3 溶液中, 混合均匀并静置 1 h , 再用去离子水淋洗至中性, 最后于 $75\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干, 铁改性生物炭被标记为 GXT。

2) 生物炭淋洗实验。采取淋洗实验评价不同生物炭在去离子水 (DI) 或人工模拟降雨径流 (SW) 连续淋洗条件下营养物的释放特征。称取 1 g 干燥的 SWT 或 GXT 分别加入有 40 mL DI 或 SW 离心瓶中, 在 $150\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 频率下振荡 24 h 后以 $500\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 高速离心 20 min , 取上清液经 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 孔径滤纸过滤, 重复 10 次后分析 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量, 设置只装有 DI 或 SW 无生物炭的离心瓶作为对照组, 做 2 组重复实验。SW 使用 pH 为 7.0 ± 0.20 且含有 $8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NH}_4^+\text{-N}$ 、 $8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NO}_3^-\text{-N}$ 和 $120\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ CaCl}_2$ 的溶液^[16]。

3) 生物炭对磷的等温吸附实验。实际应用中, 生物滞留池的填料将被入渗的雨水径流不断淋洗, 会导致可溶物浸出。为检验淋洗后的生物炭对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的实际吸附能力, 本研究使用在淋洗实验中经 DI 淋洗 10 d 后的 SWT 和 GXT 作为实验材料。 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 等温吸附实验在室温条件下进行, 每种生物炭做 2 组重复实验^[16]。 0.1 g 的 SWT (或 GXT) 加入 50 mL 不同浓度 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 溶液中 (0 、 10 、 20 、 30 、 40 、 50 、 60 、 70 、 80 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 在室温下于 $150\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 振荡 24 h , 吸附液通过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤头过滤后测定其中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度。吸附平衡浓度采用式 (1) 计算。

$$q_e = (C_0 - C_e) \frac{V}{m} \quad (1)$$

式中: q_e 为吸附平衡时的吸附量, $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; C_0 为初始溶液浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; C_e 为吸附平衡溶液浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; V 是溶液体积, L ; m 是吸附剂质量, g 。选择 Langmuir 模型对实验数据进行非线性回归拟合, 结果见式 (2)。

$$q_e = q_{\max} \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2)$$

式中: q_{\max} 为 Langmuir 模型最大吸附量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; K_L 为 Langmuir 模型亲和性参数, $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$ 。用系数 R_L 来判断是否容易发生吸附, 计算方法如式 (3) 所示。

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (3)$$

当 $0 < R_L < 1$ 时, 容易发生吸附; 当 $R_L > 1$ 时, 不易发生吸附; 当 $R_L = 0$ 时, 为可逆吸附; 当 $R_L = 1$ 时, 为线性吸附。

4) 径流模拟实验。为研究不同淹没高度生物滞留池对于雨水径流中 P 去除效果, 分别设置实验柱出口高度为 0 、 300 和 600 mm , 每一实验条件运行前实验柱预先运行 3 d 。不同淹没高度实验中的水力条件和污染物浓度一致, 雨水径流根据《海绵城市建设技术指南》^[1], 按照西安市年径流总量控制率为 85% 的降雨量, 生物滞留池和汇水区面积比为 5% , 径流系数 0.8 , 实验开始连续进

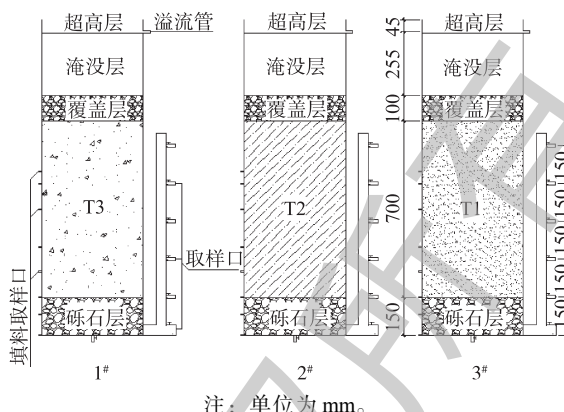


图1 实验柱结构与编号

Fig. 1 Structure and number of experimental columns

水 6 h, 进水流量 $56.69 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 。为避免其他条件干扰, 配水使用人工配水, 模拟自然降雨, 污染物浓度参考西安市道路、屋顶雨水径流污染物浓度平均值确定^[17-18], 具体污染物及浓度如下: $\text{NH}_4\text{-N}$ $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。每次进水结束时取出水水样, 然后间隔 18 h 重复实验, 每一实验条件下重复 11 次。检测出水中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、pH、浊度、色度等指标。

为研究不同落干期对生物滞留池去除 P 的影响, 实验分别设置落干期 2、3、4、5、6、7 和 8 d。淹没区高度采用 300 mm, 水力条件和污染物浓度等条件和上述实验一致。

5) 填料分析实验。淹没区高度为 300 mm 的连续径流模拟实验结束后, 取每根实验柱中不同高度的填料样品, 取样高度自柱底向上分别为 250、550 和 700 mm, 样品数合计 15 个。土样各取 1 g 放入坩埚中, 于 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 烘干 24 h, 测量湿度, 其余样品通过风干处理^[19]待测。通过测定填料中有效磷含量来确定不同高度的填料对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的截流效果^[20]。

1.4 分析方法

采用玻璃电极法检测填料 pH; 采用灼烧法检测填料灰分; 采用乙酸铵法检测填料阳离子交换容量 (CEC)^[21]; 采用 BET 法检测填料比表面积; 采用固体 ZETA 电位仪检测 pH 为 0 时填料 ζ 电位; 采用钼锑抗分光光度法检测水样磷酸盐浓度; 采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法检测填料有效磷浓度^[20]; 采用分光光度检测水质色度; 采用分光光度法检测水质浊度。

2 结果与讨论

2.1 生物炭对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的淋洗量

从图 2 中可看出, 在 DI 或 SW 淋洗条件下, SWT 中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 累计淋失量远高于 GXT 对应的数值, 这说明 GXT 更适合作为生物滞留池填料的改良剂。在 DI 淋洗条件下, GXT 累计淋失 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 量为 $0.555 \text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$; 同样条件下 SWT 累计淋失 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 量为 $14.426 \text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$, 约为 GXT 的 30 倍。在 SW 淋洗条件下, GXT 中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 累计淋失量为 $0.755 \text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$, 而 SWT 中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 累计淋失量为 $7.848 \text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$, 约为 GXT 中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 累计淋失量的 10 倍。

2.2 生物炭对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 吸附特质

图 3 为 SWT 和 GXT 对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸附等温线。Langmuir 模型拟合结果表明 SWT 和 GXT 对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 均具有较好的吸附效果, SWT 和 GXT 对应的 R_L 均在 0~1 之间, 表明两者对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸附均容易发生。具体模型参数见表 2。由表 2 可以看出, GXT 对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的最大吸附量远高于 SWT, 这表明 GXT 对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸附性能更好, 这可能与不同生物炭的比表面积、CEC 等性能有关 (见表 1)。

2.3 不同淹没高度对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除影响

淹没高度为 0 mm 时, 不同实验柱对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果见图 4(a)。可以看出, 1#和 3#实验柱对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果差异不明显, 但都远高于 2#实验柱。这说明在不设置淹没区时, GXT 改良填料与传统填料相比对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除性能没有显著提升, 而 SWT 改良填料反而降低了 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除性能。2#实验柱去除效果差, 可能是因为 SWT 自身 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的释放, 这一推断可通过上面淋洗实验得到验证。

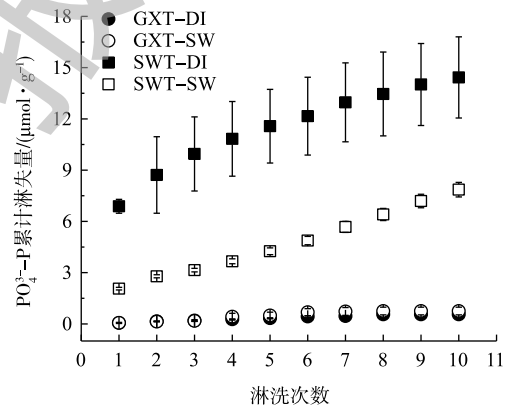
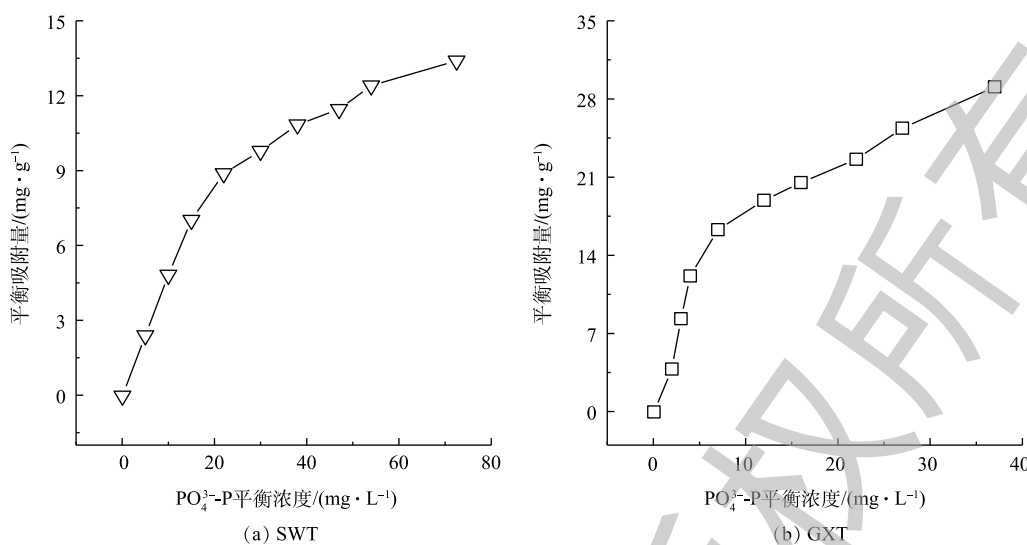


图 2 DI 或 SW 中生物炭 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 累计淋失量

Fig. 2 Cumulative phosphate leaching amount from biochars in DI water or SW

图3 DI淋洗SWT和GXT对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸附等温线Fig. 3 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ adsorption isotherms of DI leached SWT and GXT biochars

淹没高度为300 mm时,不同实验柱对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果见图4(b)。可以看出,1[#]实验柱对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果最好,2[#]实验柱 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率最低,这证明GXT改良填料可以显著减少 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的淋失。2[#]实验柱对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果较差,这可能来源于生物炭自身磷的淋出,也可能是由于淹没区的设置造成。一方面,淹没区的设置产生的厌氧条件可能会引起溶解磷的淋出^[22];另一方面,淹没区设置造成低氧条件可能导致滤料中离子键磷的移动和排出^[23-24]。而1[#]实验柱因为GXT的改良,使得磷和填料形成更加牢固的化合键,不易脱落^[25]。

淹没高度为600 mm时,各实验柱对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除差异比淹没高度为300 mm时更明显,见图4(c)。可以看出,3[#]实验柱对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果最好、1[#]次之、2[#]最差。1[#]实验柱对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果虽然不及3[#]实验柱,但平均去除率仍然稳定在80%以上;2[#]实验柱在运行至第5天后 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率开始降低,在运行结束时 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率下降至60%以下。

总体而言,除2[#]实验柱外,其他2根实验柱不设淹没区时,对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果较好。对于1[#]实验柱来说,在不设淹没区时对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果较好,平均去除率为98.03%,而设置300 mm和600 mm淹没高度时,平均去除率分别为88.70%和84.41%,去除效果有所降低。2[#]实验柱和其他实验柱不同,当设置600 mm淹没高度时,其对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果最好,平均去除率可达71.26%;在不设淹没区和设置300 mm淹没高度时,对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的平均去除率分别为49.75%和47.35%,均低于同等条件下的其他实验柱。作为对照组的3[#]实验柱,在不设置淹没区和淹没高度600 mm的情况下对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除性能均较好,平均去除率分别为97.86%和95.31%;但在淹没高度为300 mm时,去除率下降至76.20%。不同淹没高度下不同实验柱对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的平均去除率见图4(d)。

图5是淹没高度为300 mm条件下模拟径流实验结束后,不同实验柱在不同高度填料样品中

表2 生物炭及改性炭对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的Langmuir吸附方程参数Table 2 Parameters for Langmuir isotherms of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ adsorption on biochar

生物炭种类	$K_L/(\text{L}\cdot\text{mg}^{-1})$	$q_{\max}/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	R^2	R_L
SWT	0.027	15.680	0.996	0.270~0.787
GXT	0.108	35.857	0.972	0.085~0.481

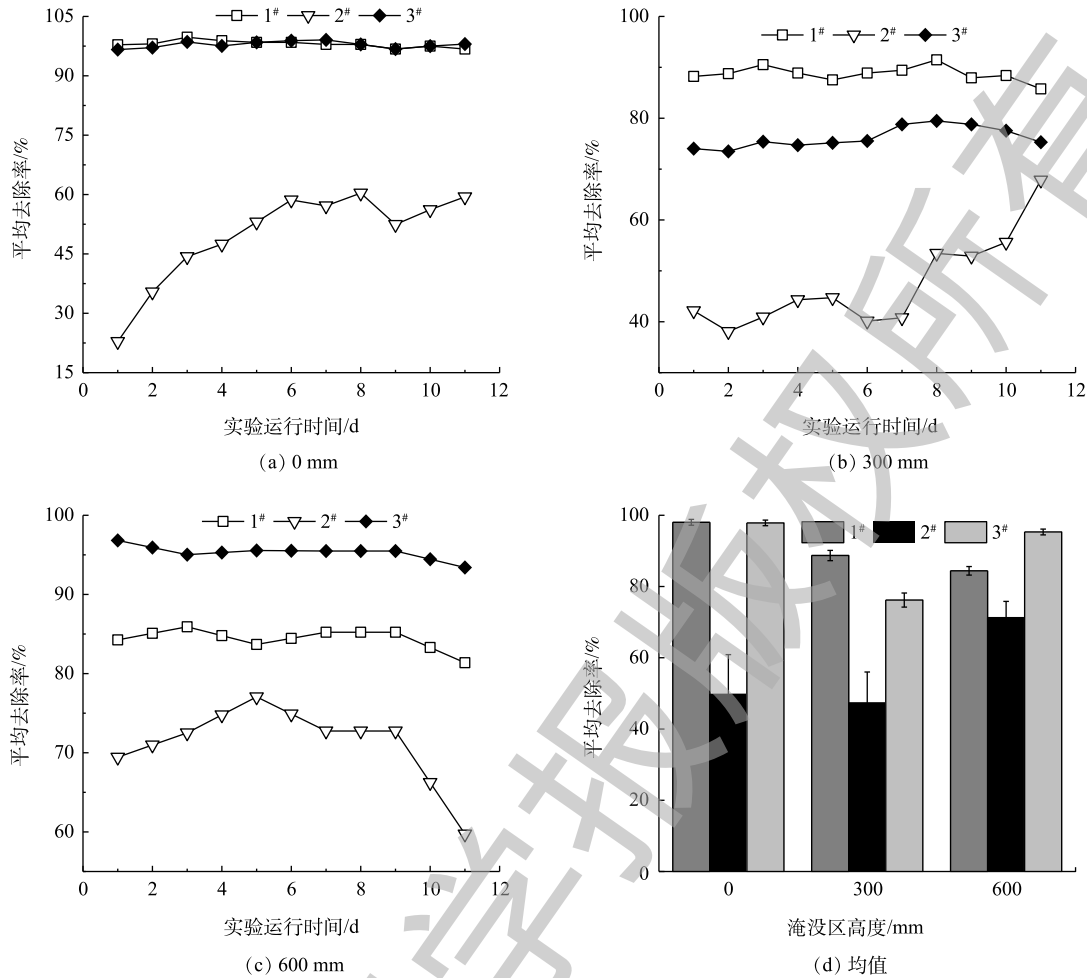


图 4 不同淹没高度下不同实验柱对 $PO_4^{3-}-P$ 去除率

Fig. 4 $PO_4^{3-}-P$ removal effects at different submerged heights of different experimental columns

$PO_4^{3-}-P$ 的含量。通过对 3 根实验柱中 $PO_4^{3-}-P$ 的含量对比, 1# 实验柱在各区对 $PO_4^{3-}-P$ 的截流均优于其他 2 根实验柱; 同时, 2# 实验柱在除高区外, 对 $PO_4^{3-}-P$ 的截流能力均低于其他 2 根实验柱。总体而言, 每根实验柱对 $PO_4^{3-}-P$ 的截流量随填料深度增大而逐渐递减。以上结果说明, 一定的填料高度对于磷的去除是有必要的^[26]。

2.4 不同落干期对 $PO_4^{3-}-P$ 的去除影响

图 6 为不同实验柱在不同落干期时进水和出水 $PO_4^{3-}-P$ 的浓度。总体而言, 各实验柱均未发生填料中 $PO_4^{3-}-P$ 的淋出现象, 且随着落干期的延长, 各实验柱出水 $PO_4^{3-}-P$ 的浓度均呈降低趋势。3# 实验柱的平均出水浓度最低, 但在落干期延长至 6 d 以上时, 各实验柱出水 $PO_4^{3-}-P$ 的浓度相差不大, 且均低于 $0.75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这说明, 对于干旱气候来说, 生物滞留池对 P 的去除效果较好。

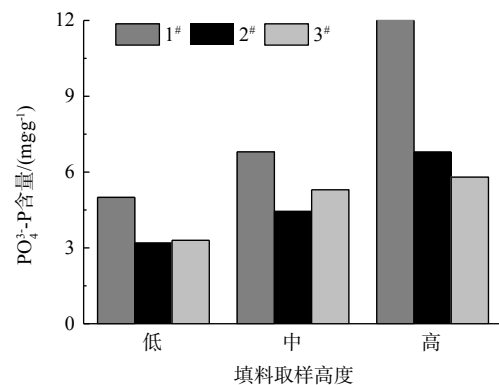


图 5 不同实验柱不同高度填料中 $PO_4^{3-}-P$ 含量

Fig. 5 Contents of $PO_4^{3-}-P$ in different height of media of different experimental columns

3 结论

1) 在不设淹没区条件下, 除生物炭改良填料生物滞留实验柱外, 其他实验柱对于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果较好, 故在仅考虑除磷功能的前提下, 一般生物滞留池可考虑不设置淹没区。

2) 在设置 300 mm 淹没区高度条件下, 铁改性生物炭改良填料生物滞留实验柱性能最优, 且优于设置 600 mm 淹没区高度; 添加生物炭的生物滞留池性能最差, 平均去除率不足 60%。因此, 生物滞留池在同时考虑脱氮除磷的前提下, 设置淹没区高度为 300 mm 且使用铁改性生物炭改良填料较好。

3) 淹没高度 300 mm 时, 不同落干期条件下所有实验柱均未发生 P 的淋出现象, 且随着落干期的延长, 各实验柱出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度均呈降低趋势, 这种特性特别适用于干旱半干旱的西北地区。

参考文献

- [1] 住房城乡建设部. 海绵城市建设技术指南: 低影响开发雨水系统构建(试行)[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2014.
- [2] LIU J, DAVIS A P. Phosphorus speciation and treatment using enhanced phosphorus removal bioretention[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48: 607-614.
- [3] HUNT W F, DAVIS A P G R. Meeting hydrologic and water quality goals through targeted bioretention design[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2012, 138(6): 698-707.
- [4] LI J, DAVIS A P. A unified look at phosphorus treatment using bioretention[J]. *Water Research*, 2016, 90: 141-155.
- [5] DAVIS A P, HUNT W F, TRAVER R G, et al. Bioretention technology: overview of current practice and future needs[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2009, 135(3): 109-117.
- [6] ERICKSON A J, GULLIVER J S, WEISS P T. Enhanced sand filtration for storm water phosphorus removal[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2007, 133(5): 485-497.
- [7] DAVIS A P, SHOKOUHIAN M, SHARMA H, et al. Laboratory study of biological retention for urban stormwater management[J]. *Water Environment Research*, 2001, 73(1): 5-14.
- [8] YAN Q, DAVIS A P, JAMES B R. Enhanced organic phosphorus sorption from urban stormwater using modified bioretention media: batch studies[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2016, 142(4): 1-11.
- [9] RICHARDSON J L, VEPRASKAS M J. *Wetland Soils*[M]. London, UK: CRC Press LLC, 2001.
- [10] TIAN J, JIN J, CHIU P C, et al. A pilot-scale, bi-layer bioretention system with biochar and zerovalent iron for enhanced

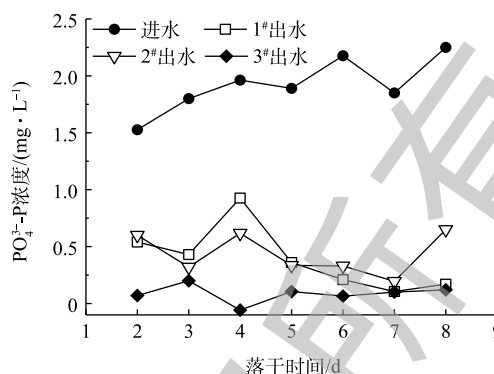


图6 不同落干期生物滞留池对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果
Fig. 6 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ removal by different experimental columns at different durations of drying periods

- nitrate removal from stormwater[J]. *Water Research*, 2019, 148: 378-387.
- [11] TIAN J, MILLER V, CHIU P C, et al. Nutrient release and ammonium sorption by poultry litter and wood biochars in stormwater treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 553: 596-606.
- [12] 许萍, 黄俊杰, 张建强, 等. 模拟生物滞留池强化径流雨水中的氮磷去除研究[J]. *环境科学与技术*, 2017, 40(2): 107-112.
- [13] LI J, LV G, BAI W, et al. Modification and use of biochar from wheat straw (*triticum aestivum* L.) for nitrate and phosphate removal from water[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2014, 57(10): 1-13.
- [14] ZHANG M, GAO B, YAO Y, et al. Synthesis of porous mgo-biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 210: 26-32.
- [15] NCDWQ. Chapter 12: Bioretention. *Stormwater Best Management Practices Manual*[M]. Raleigh: N.C. Department of Environmental and Natural Resources, Division of Water Quality, 2007: 12-13.
- [16] 田婧. 生物炭对生物滞留池水文效应和氮素去除影响的研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2016.
- [17] 陈莹, 赵剑强, 胡博, 等. 西安市城市主干道路面径流污染负荷研究[J]. *安全与环境学报*, 2011, 11(4): 112-117.
- [18] 袁宏林, 陈海清, 林原, 等. 西安市降雨水质变化规律分析[J]. *西安建筑科技大学学报(自然科学版)*, 2011, 43(3): 391-395.
- [19] TAN K H. Sample preparation[M]//TAN K H. *Soil Sampling, Preparation, and Analysis*. USA: Chapman and Hall/CRC, 2005.
- [20] 中华人民共和国环境保护部. 土壤有效磷的测定 碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
- [21] TAN K H. Cation exchange capacity and base saturation determination[M]//*Soil Sampling, Preparation, and Analysis*. USA: Chapman and Hall/CRC, 2005.
- [22] BALDWIN D S, MITCHELL A M. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis[J]. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2000, 16: 457-467.
- [23] CLAUSEN M, JOHNC D. Saturation to improve pollutant retention in a rain garden[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(4): 1335-1340.
- [24] CORRELL D L. Phosphorus: A rate limiting nutrient in surface waters[J]. *Poultry Science*, 1999, 78: 674-682.
- [25] BOHN H L, MCNEAL B L, O'CONNOR G A. *Soil Chemistry*[M]. 3rd Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2001.
- [26] DAVIS A P, SHOKOUHIAN M, SHARMA H, et al. Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal[J]. *Water Environment Research*, 2006, 78(3): 284-293.
- (本文编辑: 金曙光, 曲娜, 郑晓梅)

Removal effect of phosphorus in rain-runoff by the media-improved bioretention tank

XIONG Jiaqing^{1,2,*}, HE Yifan^{1,2}, BAI Xuechen³, WANG Xiaochang^{1,2}

1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710043, China

2. Northwest China Key Laboratory of Water Resource and Environment Ecology, Xi'an 710043, China

3. China United Northwest Institute for Engineering Design & Research Co. Ltd., Xi'an 710077, China

*Corresponding author, E-mail: xiongjiaqing@xauat.edu.cn

Abstract Aiming at the problem that phosphorus (P) removal effect fluctuates greatly with the addition of carbon source at a certain height of submerged zone in a bioretention tank, the improvement method of its media was investigated. In this study, three simulated experimental columns were constructed and filled with conventional media, general biochar-improved media, and iron-coated biochar-improved media, respectively. The PO_4^{3-} -P removal effects of the bioretention cells with different biochar-improved media at different submerged heights and drying periods were analyzed, and the improvement effect of biochar on media was evaluated. The results showed that the iron-coated biochar-improved media presented the best PO_4^{3-} removal effect at the submerged height of 300 mm in the bioretention tank, and the corresponding average removal efficiency approached 90%. However, the general biochar-improved media presented the lowest PO_4^{3-} removal effect with average removal rate below 60%. At the same time, under different drying periods, PO_4^{3-} leaching from media did not occur in all the experimental columns. In conclusion, the bioretention tank filled with the iron-coated biochar-improved media had a good performance on phosphorus removal from rain runoff and a strong adaptability to different drying periods when a submerged zone with certain height was preset.

Keywords runoff pollution; bioretention tank; biochar; improved media; phosphorus removal