

污泥基陶土填料应用于生物滞留系统的效果研究

涂凌波, 黄怡然, 王冰洁, 王金辉, 朱建林*

(宁波大学 建筑工程与环境学院, 浙江 宁波 315211)

摘要: 以污泥基陶土组成填料柱模拟生物滞留设施, 研究其对径流削减、峰值滞后、污染物去除的效果, 并与普通陶粒和砾石填料柱进行对比. 结果表明, 在重现期分别为 0.1, 1, 5, 10, 50 a 的降雨强度下, 污泥基陶土填料柱能有效削减径流量 20%~80%, 滞后径流峰值出现时间 8~40 min, 削减峰值 3.25%~12.9%, 明显优于陶粒和砾石填料柱. 重现期为 1 a 时, 污泥基陶土填料柱比其他 2 组峰值出现时间滞后约 25 min, 径流量和峰值削减 54%和 6.25%; 水力负荷为 $0.5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 在不同进水浓度下, 污泥基陶土填料柱的 COD_{Cr} 最大去除率比陶粒和砾石填料柱分别提高 28%~44%和 48%~65%; 对 NH_4^+-N 的处理效果与陶粒填料柱相差不大, 当进水浓度偏低时, 比砾石填料柱处理效果更佳.

关键词: 生物滞留设施; 污泥基陶土; 填料; 径流污染

中图分类号: X524

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2018) 04-0104-06

目前我国城市排水体制逐渐向雨污分流制发展, 而城市降雨径流携带污染物排入城市水体, 已逐渐成为城市河流与湖泊等受纳水体的第三大污染源^[1], 既是造成城市水体黑臭和富营养化的重要因素, 也是引起城市内涝的主要原因. 通过构建“自然积存、自然渗透、自然净化”的低影响开发设施, 来解决城市雨洪管理和水体污染问题已逐步成为共识, 而生物滞留设施则是其中的一项重要技术途径. 生物滞留设施汇集雨水并通过蒸腾、蒸发和下渗作用减少外排雨水径流强度, 同时通过沉降、生物降解、营养循环和生物吸收等机制去除污染物^[2], 不仅能有效改善径流水质, 还可有效削减径流和洪峰, 增强城市防涝能力, 最大限度地实现雨水的滞留、积蓄、渗透、净化与利用^[3].

研究表明, 填料是生物滞留系统功能发挥的关键因素^[4-6]. 用于生物滞留设施较为理想的填料应具备孔隙度高、比表面积大、通透性好、结构稳定的特点, 即应同时具有良好的“蓄、净、排”性能, 但这些性能往往难以同时兼顾. 目前用于生物

滞留设施的填料多为自然土壤、砂石、陶粒及某些工业固体废弃物等^[7-10], 但这些材料或因通透性和结构稳定性较差而导致排水不畅, 或因比表面积小、生物活性弱而导致污染物去除效果不佳. 因此, 性能优良且成本低廉的填料是生物滞留设施得以广泛运用于海绵城市建设的必要条件.

此外, 随着我国城市污水处理能力不断增加及城市河道整治力度不断加强, 污水处理剩余污泥及河道清淤污泥的产量与日俱增, 污泥产量持续增长与处理能力严重不足的矛盾日益突出^[11-12]. 近年来, 我国已逐步开始利用污泥来烧制轻骨料陶粒、砖块等建筑材料, 以期实现污泥的大规模处理与资源化利用. 陶粒已广泛应用于生物滞留设施中^[13-14], 但现有陶粒大多旨在作为建筑材料, 其吸水性能差、烧结温度高、污泥掺量少, 用作生物滞留设施的渗滤介质时, 对径流削减和污染物去除效果并不理想.

鉴于以上考虑, 本文利用剩余污泥、粉煤灰和河道淤泥为主要原料, 制备了一种污泥基陶土, 研

收稿日期: 2017-06-20.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journalg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2014ZX07305001-007).

第一作者: 涂凌波 (1993—), 男, 河南驻马店人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 水污染控制. E-mail: 790621215@qq.com

*通信作者: 朱建林 (1963—), 男, 湖南常德人, 教授, 主要研究方向: 水污染控制等. E-mail: zhujianlin@nbu.edu.cn

究将其作为模拟生物滞留设施的填料来控制径流量及径流污染的效果, 并与普通商品陶粒和砾石填料进行了对比, 以期为生物滞留设施建设及污泥处理提供可能的技术途径。

1 材料与方法

1.1 实验材料

污泥基陶土: 污水厂剩余污泥: 粉煤灰: 河道淤泥=3:5:4.5(干基质量), 外掺 9%—枝黄和 5%碳酸钙(质量分数)。原料混合均匀后成球, 于 105℃烘干 3 h 后放入箱式电阻炉, 以 6.5℃·min⁻¹ 升温, 在 950℃烧制 10 min 而得^[15]。与其他高温烧制陶粒滤料相比, 污泥基陶土表面基本无釉质、粗糙且孔隙丰富。基本性质: 吸水率 65%, 表观密度 630 kg·m⁻³, 比表面积 0.2 m²·g⁻¹, 筒压强度 0.42 MPa。

陶粒滤料: 由宁波市某陶粒厂提供。其原料配比(质量分数)为建筑渣土 60%, 污泥 30%, 粉煤灰 10%, 外加煤粉 2%。烧制温度为 1 150℃。其吸水率 15%, 表观密度 780 kg·m⁻³, 筒压强度 2.4 MPa。

砾石: 建筑用宕渣。其岩性为含晶屑玻屑熔结凝灰岩。

1.2 实验装置

采用 3 根相同的有机玻璃圆柱作为 3 组实验的填料柱, 其内径为 9 cm, 高 100 cm。柱内填料自上而下共分 5 层, 厚度分别为 3, 10, 25, 25, 10 cm, 每层填料用尼龙纱布袋装好放入。

填料柱内铺设的填料种类与顺序如图 1 所示,

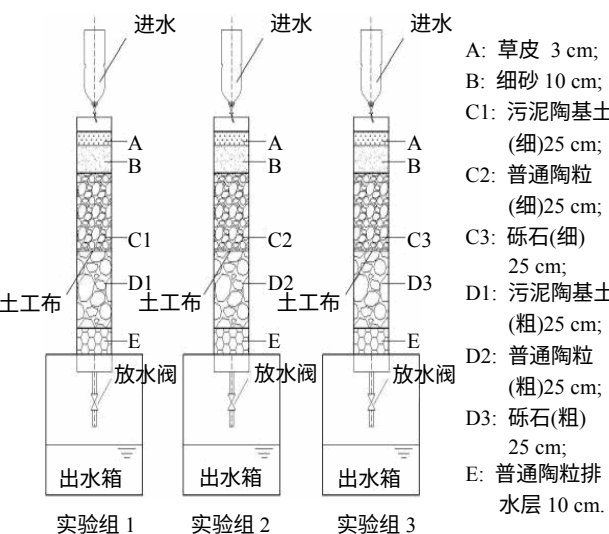


图 1 填料柱实验装置示意图

其中 B 层粒径小于 3 mm, C 层粒径 2~4 mm, D 层粒径 4~10 mm, E 层粒径 10~20 mm。

1.3 实验设计

1.3.1 不同降雨强度下径流削减与峰值滞后实验

实验采用填料柱的模拟降雨产流监测方法。即首先在给定的面积负荷率(填料柱承担的不透水汇水面积与其自身面积的比例)及降雨标准条件下, 得到填料柱的理论入流量, 然后根据其量来控制实验进水总量及进水速度, 采用蠕动泵进水, 并在填料柱上方设喷淋头, 以便实现均匀进水。采用自来水供水^[16]。

汇水面积比按 10:1 计算^[17]。降雨重现期分别取 0.1, 1, 5, 10, 50 a, 降雨历时取 1 h。暴雨强度按宁波市主城区新编暴雨强度公式计算:

$$q = \frac{6\,576.744 \times (1 + 0.685 \lg P)}{(t + 25.309)^{0.921}} \tag{1}$$

雨水设计流量按下式计算:

$$Q = 3.6 \times 10^{-1} \varphi q F \tag{2}$$

雨水设计径流总量按下式计算:

$$W = Qt / 60 \tag{3}$$

以上公式中, q 为设计暴雨强度, L·s⁻¹·hm⁻²; t 为降雨历时, min; P 为设计重现期, a; Q 为雨水设计流量, L·h⁻¹; φ 为径流系数, 此处采取沥青路面径流系数, $\varphi=0.90$; F 为等效汇水面积, m²; W 为雨水设计径流总量, L。

利用上述公式得出不同重现期下的暴雨强度和填料柱应承担的雨水设计径流总量、雨水设计流量, 相关数据结果见表 1。

表 1 填料柱 q 、 Q 及 W 列表

重现期 P/a	$q/(L \cdot s^{-1} \cdot hm^{-2})$	$Q/(L \cdot h^{-1})$	W/L
0.1	34.50	0.78	0.78
1	109.54	2.48	2.48
5	161.98	3.67	3.67
10	184.57	4.18	4.18
50	237.02	5.37	5.37

1.3.2 不同污染浓度与 HRT 下污染物去除实验

实验前期为微生物培养期, 期间每隔 3 d 向各填料柱加入生活污水, 共培养 30 d。根据宁波市年平均降雨强度得出各填料柱一次进水量约为 3.0 L, 相应水力负荷为 0.5 m³·m⁻²·d⁻¹。即从填料柱上部一

次性进水 3.0 L, 待完全浸没填料柱时开始计时, 检测水力停留时间(HRT)分别为 0.5, 1, 2, 4, 8, 12, 24 h 出水的污染物去除效果. 设置共有 5 组不同污染负荷进水, 每组实验结束后, 用去离子水冲洗填料柱, 然后放空, 并进行下组实验. 当研究填料柱对浊度的去除效果时, 利用蠕动泵连续进水, 并调节流量, 停留时间约为 1 h, 然后检测出水浊度. 上述进水由氯化铵、葡萄糖、磷酸二氢钾及道路沉积颗粒配制而成.

1.3.3 实际径流雨水污染物去除实验

2016 年 11 月~12 月采集 5 次实际雨水径流水样进行净化实验. 基于以上实验结果, 确定停留时间为 4 h. 水样取自宁波宁镇公路路面径流, 为采集降雨形成径流后 30 min 内的平均径流水样.

1.4 分析方法

水质检测项目、方法及相关的测试仪器具体见表 2.

表 2 水质检测项目

项目	测试方法	仪器
浊度	浊度仪测定	WGZ-2 型浊度仪
DO	DO 仪测定	JPB-607A 型 DO 仪
COD	重铬酸钾消解法	COD 消解器
TN	碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法	紫外分光光度计
NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂比色法	可见分光光度计
SS	重量法	分析天平

2 结果与讨论

2.1 峰值滞后和径流削减效果

不同降雨强度下各填料柱的出流情况如图 2 所示. 在模拟重现期分别为 0.1, 1, 5, 10, 50 a 的暴雨强度条件下, 出水后 2~3 min 内, 陶粒和砾石填料柱出水流量已接近峰值, 与之相比, 污泥基陶土填料柱出现峰值时间滞后约 3~5 min. 当关闭进水后, 相比陶粒及砾石填料柱均能在短时间内迅速排出剩余水体而言, 污泥基陶土填料柱出流明显放缓, 说明其有较好的缓释作用. 污泥基陶土填料柱的最大峰值出现在开始进水后的第 53, 33, 24, 20, 13 min, 比其他 2 组的最大峰值的出现时间滞后约 40, 25, 18, 15, 8 min, 最大峰值削减 12.9%, 6.25%, 3.85%, 3.47%, 3.25%.

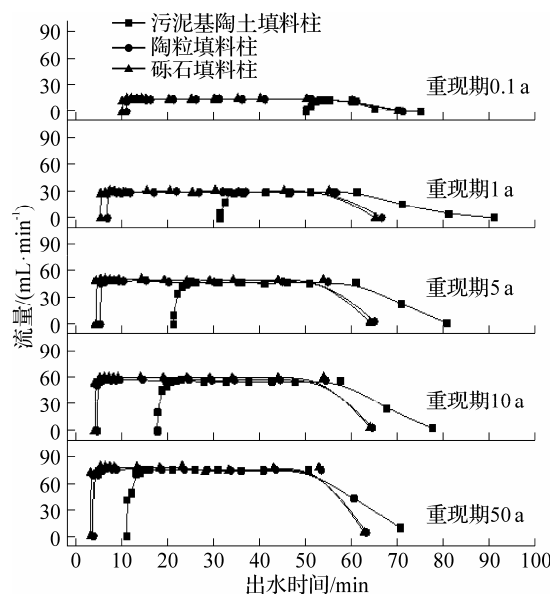


图 2 不同降雨强度下各填料柱的出流情况

不同降雨强度下, 污泥基陶土填料柱对径流削减量和峰值滞后效果如图 3 所示. 可以看出, 对于低径流量而言, 污泥基陶土填料柱能有效滞后峰值及削减径流, 在不同降雨强度下能有效削减径流量约 20%~80%, 滞后径流峰值 8~40 min, 而且滞后和削减作用与降雨强度及降雨量呈负相关, 这与唐双成等^[18]研究结果一致.

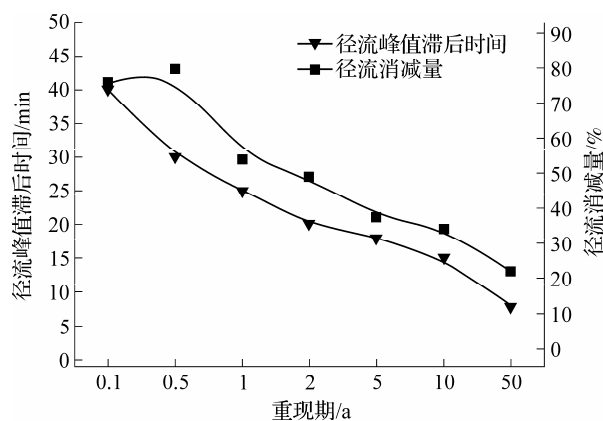


图 3 污泥基陶土填料柱径流削减与峰值滞后效果

2.2 模拟径流污染物去除效果

2.2.1 COD_{Cr}

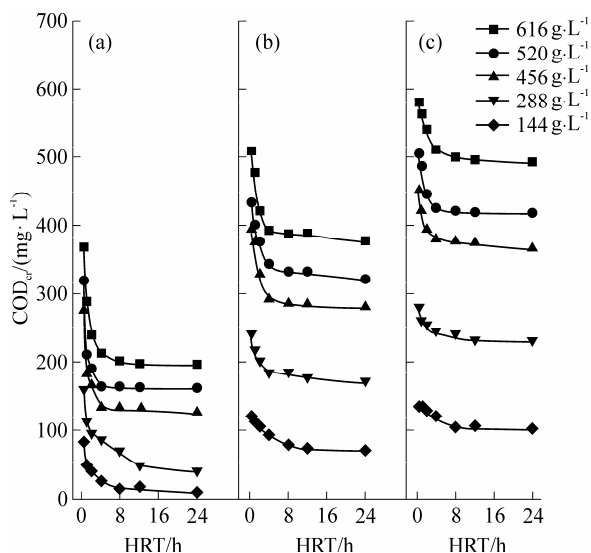
由图 4 和图 5 可知, 与(b)柱、(c)柱相比, (a)柱对 COD_{Cr} 的去除效果更加显著, 在不同降雨强度下, 最大去除率分别提高 28%~44%、48%~65%, 因此可认为污泥基陶土填料更适合应用于生物滞留设施. 对比各填料柱不同时期出水可发现, 出水

COD_{Cr} 浓度在 1 h 后下降迅速, 其中(a)柱去除效果最佳, 原因在于填料的高效吸附作用能有效减少出水 COD_{Cr}, 且污泥基陶土吸附性能更好。当 HRT 为 1~4 h 内, COD_{Cr} 去除率不断增长, 但速度开始下降, 原因在于此时吸附作用接近饱和, 不能快速去除 COD_{Cr}, 但附着在填料表面的微生物可通过代谢作用有效去除 COD_{Cr}。与(b)柱、(c)柱相比, (a)柱去除率增长速度较大, 说明其更易作为微生物栖息地。当 HRT 为 4~8 h 时, 去除率增长下降明显, 原因可能在于水中溶解氧(DO)逐渐被消耗, 代谢作用减弱。当 HRT 大于 8 h 时, COD_{Cr} 去除率基本

保持不变, 原因可能在于此时水中 DO 已被耗尽, 微生物处于缺氧状态, 代谢活动停止。

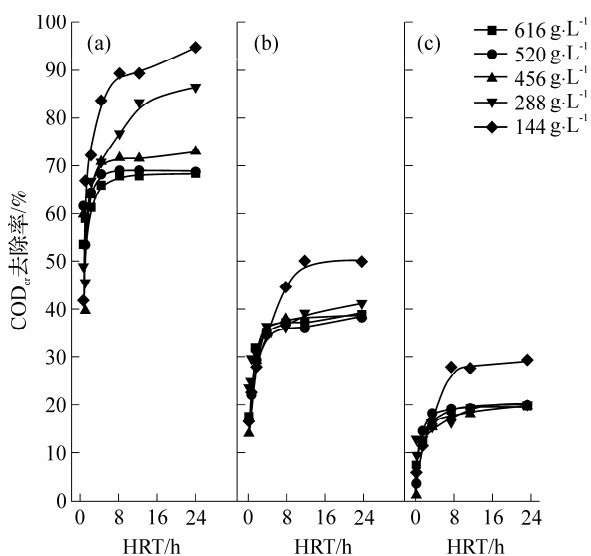
2.2.2 NH₄⁺-N

不同进水质量浓度下各填料柱 NH₄⁺-N 去除情况如图 6 和图 7 所示。总体而言, (a)柱与(b)柱对 NH₄⁺-N 去除情况相似, 去除效果均优于(c)柱。并且 NH₄⁺-N 去除效果与进水质量浓度呈负相关, 即进水质量浓度越高, 去除率越低。在前 4 h 内, 出水 NH₄⁺-N 质量浓度下降较快, 原因可能在于进水初期填料的高效吸附作用, 并且此时水中 DO 充足, 硝化细菌代谢旺盛; 4 h 后去除率增长速度下降, 当



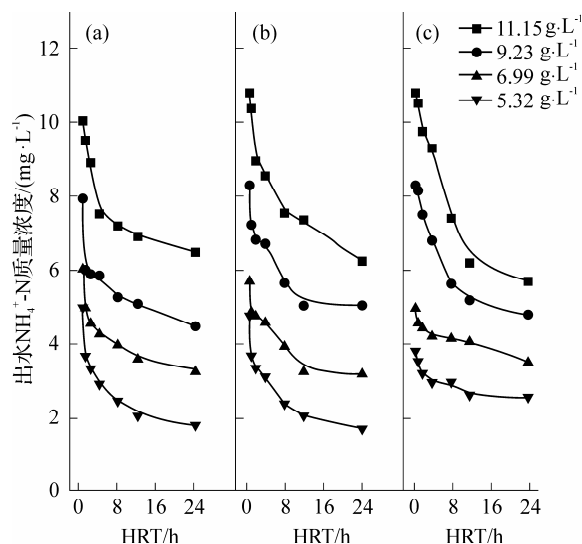
(a)污泥基陶土填料柱; (b)陶粒填料柱; (c)砾石填料柱。

图4 不同进水质量浓度下 HRT 对出水 COD_{Cr} 的影响



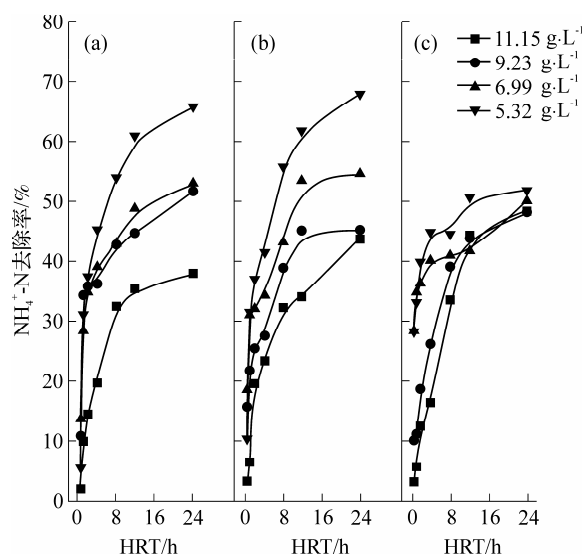
(a)污泥基陶土填料柱; (b)陶粒填料柱; (c)砾石填料柱。

图5 不同进水质量浓度下 HRT 对 COD_{Cr} 去除率的影响



(a)污泥基陶土填料柱; (b)陶粒填料柱; (c)砾石填料柱。

图6 不同进水质量浓度下 HRT 对出水 NH₄⁺-N 的影响



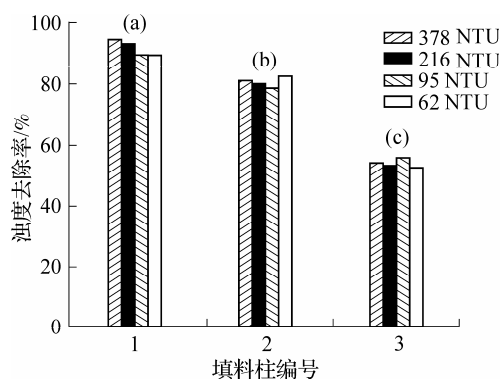
(a)污泥基陶土填料柱; (b)陶粒填料柱; (c)砾石填料柱。

图7 不同进水质量浓度下 HRT 对 NH₄⁺-N 去除率的影响

HRT 大于 8 h 时, 去除率基本不再增长, 原因可能在于随时间的延长, DO 消耗殆尽, 硝化细菌作用减弱. 与(c)柱相比, 当进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度不大于 $9.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, (a)柱 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除果更佳, 且去除效果与进水质量浓度呈正相关; 当进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度超过 $11.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, (a)柱去除效果明显下降, 且低于(c)柱. 因此, 对于低浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水而言, 污泥基陶土填料柱更具优势.

2.2.3 浊度

如图 8 所示, (a)柱对浊度的平均去除率为 92%, 与(b)柱、(c)柱相比分别提高约 12%和 37%. 说明与普通陶粒、砾石相比, 污泥基陶土填料柱能有效吸附微型固体颗粒, 使出水浊度降低.



(a)污泥基陶土填料柱; (b)陶粒填料柱; (c)砾石填料柱.

图 8 不同填料柱对浊度的去除效果

2.3 污泥基陶土填料柱对城市径流污染处理效果

5 次水样处理效果相应数据见表 3, 经计算后, COD_{Cr} 去除率为 50%~69%, 平均值为 60%; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 54%~83%; 平均值为 68%, TN 去除率为 45%~62%, 平均值为 52%; SS 去除率为 70%~100%, 平均值为 88%.

3 结论

(1)在重现期分别为 0.1, 1, 5, 10, 50 a 的暴雨强度条件下, 污泥基陶土填料柱能将径流量削减约 20%~80%, 径流峰值削减 3.25%~12.9%, 与陶粒及砾石填料柱相比, 峰值滞后 8~40 min, 说明其对于径流峰值削减及峰值滞后作用显著. 当重现期为 1 a 时, 与其他 2 组相比, 污泥基陶土填料柱的峰值滞后约 25 min, 削减径流量约 54%, 削减峰值约 6.25%. 且其具有较长落干期, 应用于生物滞留设施时能有效滞蓄雨水.

表 3 污泥基陶土填料柱对雨水径流

污染物的去除效果 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

检测项目	COD_{Cr}	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	TN	SS
1 进水	176	2.66	20.9	341
出水	88	0.44	11.1	0
2 进水	128	1.68	8.3	179
出水	40	0.56	3.2	28
3 进水	120	0.68	4.1	432
出水	40	0.31	2.2	37
4 进水	136	1.77	11.5	231
出水	56	0.39	4.4	70
5 进水	296	1.53	9.5	620
出水	132	0.62	5.2	32

(2)与普通陶粒、砾石填料柱相比, 当水力负荷为 $0.5 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 及不同进水浓度下, 污泥基陶土填料柱分别提高 COD_{Cr} 最大去除率约 28%~44%、48%~65%; 对于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除作用与普通陶粒填料柱相差不大, 当进水浓度较低时, 去除效果比砾石填料柱更佳. 当 HRT 为 1 h 时, 污泥基陶土填料柱能有效改善出水浊度, 与普通陶粒、砾石填料柱相比去除效果分别提高 12%和 37%.

(3)当 HRT 为 4 h 时, 污泥基陶土填料对实际城市径流中 COD_{Cr} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 SS 去除率分别为 60%、68%、52%和 88%. 若为低污染雨水径流, HRT 可降为 1~2 h.

参考文献:

- [1] Taebi A, Droste R L. Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater[J]. Science of the Total Environment, 2004, 327(1/3):175-184.
- [2] 李平, 王晟. 生物滞留技术控制城市面源污染的作用与机理[J]. 环境工程, 2014, 32(3):75-79.
- [3] 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.
- [4] 高晓丽, 张书函, 肖娟, 等. 雨水生物滞留设施中填料的研究进展[J]. 中国给水排水, 2015, 31(20):17-21.
- [5] Coustumer S L, Fletcher T D, Deletic A, et al. Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation[J]. Journal of Hydrology, 2009, 376(1):16-23.
- [6] Hatt B E, Fletcher T D, Deletic A. Hydrologic and

- pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale[J]. *Journal of Hydrology*, 2009, 365(3/4):310-321.
- [7] 孟莹莹, 陈建刚, 张书函. 生物滞留技术研究现状及应用的重要问题探讨[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(24): 20-24; 38.
- [8] 韦苏. 人工生态系统改善景观湖水质的应用研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2011.
- [9] 潘国艳, 夏军, 张翔, 等. 生物滞留池水文效应的模拟实验研究[J]. *水电能源科学*, 2012, 25(5):13-15.
- [10] Zhang W, Brown G O, Storm D E, et al. Fly-ash-amended sand as filter media in bioretention cells to improve phosphorus removal[J]. *Water Environment Research*, 2008, 80(6):507-516.
- [11] 杨丽标, 邹国元, 张丽娟, 等. 城市污泥农用处置研究进展[J]. *中国农学通报*, 2008, 24(1):420-424.
- [12] 崔玉波. 人工湿地污泥处理技术研究进展[J]. *吉林农业大学学报*, 2017, 39(1):1-9.
- [13] 李飞鹏, 贾玉宝, 陆佳丽, 等. 高架道路降雨径流水质的污染控制实验研究[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(19): 142-146.
- [14] 贾兰, 童欢欢, 周继梅, 等. 新型功能性陶粒制备及水处理效能研究[J]. *东北农业大学学报*, 2016, 47(10):74-82.
- [15] 黄怡然, 王金辉, 涂凌波, 等. 污泥基陶土对水中 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Cr^{3+} 离子的吸附性能研究[J]. *宁波大学学报(理工版)*, 2017, 30(2):100-105.
- [16] 高晓丽. 道路雨水生物滞留系统内填料的研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2014.
- [17] 向璐璐, 李俊奇, 邝诺, 等. 雨水花园设计方法探析[J]. *给水排水*, 2008(6):47-51.
- [18] 唐双成, 罗纨, 贾忠华, 等. 填料及降雨特征对雨水花园削减径流及实现海绵城市建设目标的影响[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(1):73-78; 102.

Performance of sludge-based pottery clay filler simulating bioretention system

TU Ling-bo, HUANG Yi-ran, WANG Bing-jie, WANG Jin-hui, ZHU Jian-lin*

(Faculty of Architectural, Civil Engineering and Environment, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: Bioretention facility for runoff treatment is simulated by using filler column filled with sludge-based pottery clay (SBPC), commercial ceramsite and gravel to investigate their effects on runoff reduction, runoff peak lag and pollutants removal contrastively. The results suggest that: in different recurrence periods of torrential rain on 0.1, 1, 5, 10, 50 a, SBPC column effectively reduce the runoff by 20%~80%, lagged the peak time of runoff for 8-40 min, and reduce the peak value by 3.25%-12.9%, which is obviously better than that of commercial ceramsite and gravel filler column. In the recurrence interval of 1a, the outflow peak of SBPC column lags for about 25 min in comparison to other two columns, and the runoff and the peak value decrease by 54%, 6.25%, respectively. For the hydraulic load of $0.5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, the removal capacity of COD_{Cr} on SBPC column at different inflow concentrations are found to be 28%-44% and 48%-65% higher than commercial ceramsite and gravel filler column, respectively. The removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ of SBPC column turns out to be similar to that of ceramsite filler column, but better than that of gravel filler column in low concentration inflow.

Key words: bioretention facility; sludge-based pottery clay; filler; runoff pollution

(责任编辑 章践立)