



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202109079

中图分类号 X52

文献标识码 A

张紫涵, 代嫣然, 梁威. 滤坝基质排布方式对微污染水体净化效果的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(12): 3916-3923.

ZHANG Zihan, DAI Yanran, LIANG Wei. Effect of the packing arrangement of filter dam on the purification of slightly-polluted water body[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(12): 3916-3923.

滤坝基质排布方式对微污染水体净化效果的影响

张紫涵^{1,2}, 代嫣然¹, 梁威^{1,✉}

1. 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072

2. 中国科学院大学, 北京 100049

第一作者: 张紫涵(1995—), 女, 硕士研究生, 研究方向: 生态工程。E-mail: 1791827020@qq.com

✉通信作者: 梁威(1971—), 男, 博士, 研究员。研究方向: 人工湿地及环境微生物学等。E-mail: wliang@ihb.ac.cn

摘 要 采用吸附效果较好的火山石和炉渣作为填料, 构筑了 3 个室内滤坝小试系统, 研究了不同的基质组合配置对滤坝净化污染物的影响。3 种不同的基质组配分别方式为: 火山石和炉渣均匀混合、沿水流方向先火山石后炉渣和沿水流方向先炉渣后火山石。结果表明, 3 个滤坝系统对微污染水体具有明显的净化效果, 总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH₃-N)和化学需氧量(COD)去除率最高可达 85.7%、46.5%、47.2% 和 53.4%。基质组合排布方式对 COD 和 NH₃-N 的去除效果没有明显的影响, 而火山石和炉渣均匀混合的配置方式有利于 TP 的去除, 沿水流方向先炉渣后火山石的配置方式有利于 TN 的去除。微生物群落分析结果表明, 在炉渣和火山石均匀混合的滤坝中, 微生物优势菌为除磷优势菌——气单胞菌属, 沿水流方向先后排布炉渣火山石的 2 个滤坝的优势菌为肠杆菌属, 该细菌可以进行反硝化产生 N₂, 这可能是沿水流方向先炉渣后火山石的滤坝 TN 去除效果较好的原因。

关键词 滤坝; 基质组合配置; 微污染水体; 微生物多样性

生态滤坝是指用砾石或碎石在河道中垒筑坝体, 通过砾石碎石等的拦截吸附作用以及其表面形成生物膜的降解作用以降解水体氮、磷等营养物质。同时, 滤坝还可以调节透过坝体径流量, 从而实现径流拦截^[1]和控制雨水径流等作用。滤坝技术作为一种新型的污染物拦截和水体生态修复技术, 已成功应用于微污染水体^[2-3]、山溪性河流^[4-5]、雨水^[6]和二级生化尾水^[7]等不同水体的拦截净化。此外, 水质跟踪监测结果表明, 滤坝应用于水体治理均具有较为明显的净化效果^[4,7-8]。传统的原位拦截技术, 如人工湿地、生物滞留池、缓冲带等, 虽具有技术成熟、去除效率高、运行稳定等优势, 但对于人口和河网较为密集的区域存在工程量大和占地面积大^[4]等局限性。滤坝则因具备占地面积小、操作简单、人工投入少等特点^[9-11], 在河网和人口密集区域有较好的应用潜力。

与人工湿地依靠水力负荷和基质孔隙率进行设计不同, 滤坝理论设计主要依赖于渗流力学中的渗流方程和达西定律^[1,8]。而滤坝基质的选择目前主要以人工湿地基质研究为基础, 通常选择疏松多孔、有生物亲和性、廉价易得的材料^[2,12], 如沸石、火山石、炉渣和钢渣等。滤坝一方面可通过基质的挡隔作用减缓水流, 促进营养物质发生沉降; 另一方面, 其基质可吸附水体营养物并在表面形成的生物膜, 进而降解营养物质^[13-16], 从而达到净化水体的作用。此外, 被修复水体还可利

收稿日期: 2021-09-14; 录用日期: 2021-11-03

基金项目: 浙江省科技厅重点研发计划项目(2019C03110)

用滤坝前后的水位差增加水体扰动^[4,8,17]，促进水体复氧^[18]，提高水体自我修复能力^[19]。

影响滤坝净化效果的主要因素有基质材料、坝体坡度、坝体厚度、基质组合配置等。基质材料一般选择疏松多孔、具有生物亲和性的材料。此外，在滤坝中构建原电池可显著提升净化效率。李阳阳^[2]通过在普通滤坝中添加铁屑和活性炭，显著提升了滤坝的净化效果，尤其是微污染水体中化学需氧量去除率由 20% 提升至 39%。坝体坡度可通过直接影响微生物载体基质量和渗流量而影响其净化效果。张文生等^[19]通过构建 3 个坡度梯度的生态滤坝发现，20°坡度滤坝的基质量最多，其净化效率也最高；而 25°坡度滤坝由于渗流量过大，生物膜容易脱落，因此净化效果最差。刘露等^[20]通过构筑不同厚度的滤坝发现，基质厚度越大，基质量越多，其吸附能力和生物挂膜量也越多，因此，净化效果越好，防堵性能最佳。基质组合配置方式通常有 2 种：基质均匀混合模式和上下分层模式。于鲁冀等^[3]通过构筑分层滤坝和普通混合滤坝净化清溪河河水，结果表明，基质均匀混合的模式显著地提高了滤坝净化效率。

在滤坝中，水流几乎与河道平行，但以往在大多数滤坝的研究中，基质多采用均匀混合^[3,6,19]或上下分层^[2]的模式，鲜有研究沿水流方向先后分布不同的基质对水质净化效果的影响。因此，本文通过构建 3 个室内滤坝小试系统，选用常用的且已被证实具有较好氨氮吸附效果的火山石^[21-22]和具有较好总磷吸附效果的炉渣^[2,23]为填料，采用水平方向进出水来探究了基质排布模式对滤坝净化效果的影响，并基于不同污染物的去除效果，提出了相应的基质组合建议。此外，基于对基质细菌群落的分析，初步探讨了相应的污染物净化机制。

1 材料与方法

1.1 实验装置和基质材料

实验装置由 10 mm 厚的有机玻璃制成，装置尺寸的长、宽、高分别为 60、20、30 cm。装置内设配水区、基质区和出水区，3 个区域的体积之比为 1:4:1，配水区与基质区和基质区与出水区均采用穿孔挡板分开，穿孔挡板为每隔 1 cm² 分布 1 个孔，圆孔直径为 4 mm。滤坝装置尺寸与基质区如图 1 所示。

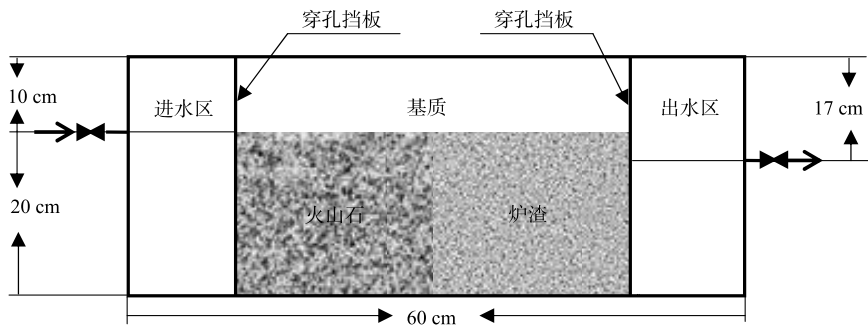


图 1 滤坝尺寸示意图
Fig. 1 Diagram of simulated filter dam

基质区填料火山石和炉渣均购自巩义市紫荆龙腾滤材经销部，粒径均为 10~20 mm，用去离子水清洗并浸泡 24 h，再用无水乙醇清洗并浸泡 24 h，用去离子水清洗后，于 60 ℃ 烘干备用。滤坝基质区基质的排布方式分别为沿水流方向火山石和炉渣均匀混合 (HL)、沿水流方向先火山石后炉渣 (H-L) 和沿水流方向先炉渣后火山石 (L-H)。

1.2 实验配水

实验所用水为模拟《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级标准 A 标准排水，

自来水中加入分析纯级的葡萄糖 ($C_6H_{12}O_6 \cdot H_2O$)、氯化铵 (NH_4Cl)、硝酸钠 ($NaNO_3$) 和磷酸氢二钾 ($K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$)，所得水样的目标质量浓度及实际质量浓度如表 1 所示。

1.3 装置运行

运行方式为连续进水，参照以往研究，该实验水力停留时间设为 8 h^[8]。实验装置利用水泵、流量计控制滤坝进出水的流量和流速，由水泵抽取进水箱中的水进入进水区，经过基质区后，由出水区流出至出水箱中，滤坝装置的构建示意图如图 2 所示。实验期间，每隔 48 h 清洗进水管、进出水区和水箱，防止生物膜堵塞和污染。预运行时间为 2019-12-03—2019-12-09，此期间实验用水为自来水，水力停留时间为 8 h，目的是清洗填料以及装置中的有机物和氮磷等。正式运行时间为 2019-12-10—2020-01-17，每 2 d 取 1 次进水水样和出水水样，进水水样采自进水箱，出水水样采自出水水管。取样时间为当天 9:00—11:00，水样用 500 mL 聚乙烯瓶收集，在 24 h 内进行分析。实验结束时共取样 20 次。

1.4 样品采集与分析

测定指标为总氮 (total nitrogen, TN)、总磷 (total phosphorus, TP) 和氨氮 (ammonium nitrogen, NH_3-N)、重铬酸盐指数 (dichromate oxidizability, COD)。TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (HJ 626-2012)；TP 采用过硫酸钾消解—钼酸铵分光光度法 (GB 11893-1989)； NH_3-N 采用纳氏试剂分光光度法 (HJ 636-2012)；三者测定仪器均为多波长紫外可见分光光度计 (GENESYS-180 型，赛默飞世尔科技(中国)有限公司)。COD 采用快速消解分光光度法 (HJ/T 399-2007)，消解仪器为 COD 消解仪 (DRB200-30 型，哈希水质分析仪器上海有限公司)，测定仪器为紫外分光光度计 (UV-1200 型，上海美谱达仪器有限公司)。实验结束时，分别从 3 个滤坝中距离水面 0~5 cm 处采集炉渣和火山石，每个滤坝均采用梅花点法采集 5 个点，混合均匀后放入 -80 ℃ 冰箱保存。HL 滤坝中所采集的炉渣和火山石样品标记为 HL_L 和 HL_H，H-L 滤坝中所采集的炉渣和火山石分别标记为 H-L_L 和 H-L_H，L-H 滤坝中所采集样品的炉渣和火山石分别标记为 L-H_L 和 L-H_H，将此 6 个样品送往生工生物工程(上海)股份有限公司进行微生物宏基因组测序及微生物多样性分析。实验数据的处理使用 Microsoft Excel 2019，图表的绘制使用 Origin 2018、Microsoft PowerPoint 2019 和 Microsoft Word 2019，方差分析采用 SPSS 24。去除率根据式 (1) 和式 (2) 进行计算。

$$R_i = (1 - c/c_0) \times 100\% \quad (1)$$

$$\bar{R} = (\sum_i^n R_i) / n \quad (2)$$

式中： R_i 为单日的去除率，%； $\bar{R}$ 为平均去除率，%； C 为出水质量浓度， $mg \cdot L^{-1}$ ； C_0 为进水质量浓度， $mg \cdot L^{-1}$ ； n 为实验周期，d； i 为取样日期，d。

2 结果与讨论

2.1 基质排布方式对 TN 去除效果的影响

3 个滤坝装置进出水的 TN 质量浓度变化见图 3。由图 3 可知，TN 进水质量浓度为 11.3~19.0 $mg \cdot L^{-1}$

表 1 配制进水目标质量浓度及实际质量浓度

Table 1 Target and actual concentration of influent water

	$mg \cdot L^{-1}$			
配水	COD	TN	TP	NH_3-N
目标配水	50	15	0.5	5
实际配水	39.4~55.6	11.3~19.0	0.474~0.700	4.79~6.97

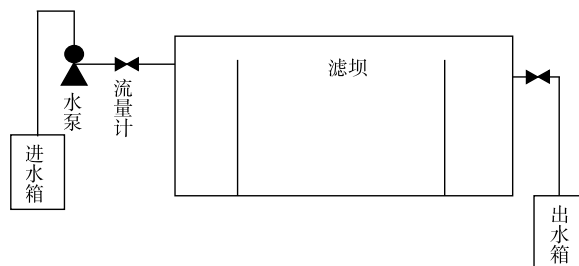


图 2 滤坝装置构建示意图

Fig. 2 Diagram of filter dam construction device

时, HL、H-L 和 L-H 系统的出水质量浓度分别为 (3.96 ± 2.10) 、 (2.02 ± 1.00) 和 $(4.48 \pm 1.73) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。系统运行前 2 d, TN 的出水质量浓度迅速降低。在 20°C 下, 生物膜的形成至少需要 5 d, 因此, 此时系统对无机氮(氨氮和硝态氮)的去除主要依靠填料的吸附作用^[24-26]。在运行 14 d 以后, 出水质量浓度趋于稳定, 且对 TN 具有良好的去除效果, 表明此时系统已经形成生物膜。当系统运行至第 6 周时, 进出水质量浓度均有所升高, 这可能是因为生物膜累积过厚, 老旧生物膜脱落, 释放污染物造成二次污染水体。在柴宏祥等^[17]的研究中, 也观察到类似情况。此外, TN 出水质量浓度会随着进水质量浓度升高而升高。在实验的前 5 周, L-H 滤坝 TN 平均去除率高达 85.7%, 显著高于其他 2 组 ($P < 0.05$); 而 HL 滤坝和 H-L 滤坝无显著差异, TN 去除率分别为 70.3% 和 69.3%。这表明基质的排布方式可显著影响滤坝对 TN 的去除效果, 且 L-H 排布模式优于其他 2 种排布模式。因此, 对于 TN 质量浓度较高的水体, 可优先采用 L-H 排布模式。但需要注意的是, 在 HL 排布模式中, TN 的出水质量浓度波动比其他 2 组要大, 出水质量浓度不太稳定。此外, 本实验中 TN 的去除率高于以往的研究结果^[3-5,8,19,27-28]。其原因可归为 2 点: 首先, 滤坝内水体流速极为缓慢, 而且滤坝中基质区较厚, 基质的堆积有利于扩充系统内的缺氧区^[20], 硝态氮的去除依赖于系统中反硝化菌在缺氧环境中的反硝化作用以及系统填料的吸附作用, 从而可促进反硝化菌大量繁殖和硝态氮的去除; 其次, 系统的水力停留时间比较长, 也使得反硝化进行地比较充分。

2.2 基质排布方式对 TP 去除效果的影响

3 个滤坝装置进出水的 TP 质量浓度变化见图 4。由图 4 可知, TP 进水质量浓度为 $0.474 \sim 0.700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HL、H-L 和 L-H 系统的出水质量浓度分别为 (0.328 ± 0.0546) 、 (0.354 ± 0.0667) 和 $(0.415 \pm 0.0558) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。滤坝中 TP 的去除主要依赖于微生物除磷和填料的吸附作用^[29], TP 的出水质量浓度在前 2 d 迅速降低主要是依赖于火山石和炉渣对 TP 的吸附作用, 而当填料达到吸附饱和之后, 则去除能力缓慢降低。第 5 周时, TP 去除率缓慢提升, 此时微生物膜形成且稳定, 有利于 TP 的去除。SPSS 数据统计结果表明, 在 HL 系统中, TP 平均去除率高达 46.7%, 显著高于另外 2 组 ($P < 0.05$), 其余 2 组的去除率分别为 42.3%(HL) 和 32.7%(L-H)。以上结果表明, 基质的排布方式可显著影响滤坝对 TP 的去除效果, 且 HL 排布模式比其他 2 种模式更有优势。因此, 对于 TP 浓度较高的水体时, 可优先采用 HL 排布模式。但 HL 系统出水质量浓度相较于其他 2 个系统波动较大, 且稳定期较长。第 12 天时, H-L 滤坝和 L-H 滤坝达到稳定, 但在第 18 天时, HL 滤坝才达到稳定。

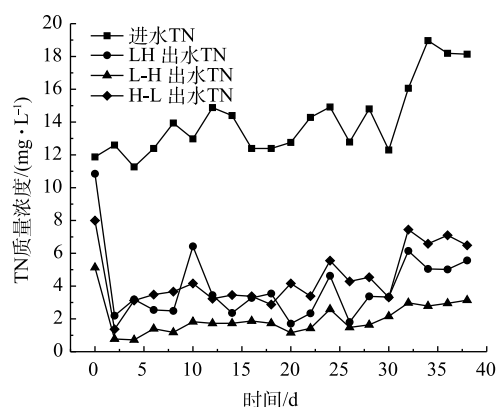


图 3 基质排布方式对 TN 去除效果的影响

Fig. 3 Effect of packing arrangement on TN removal

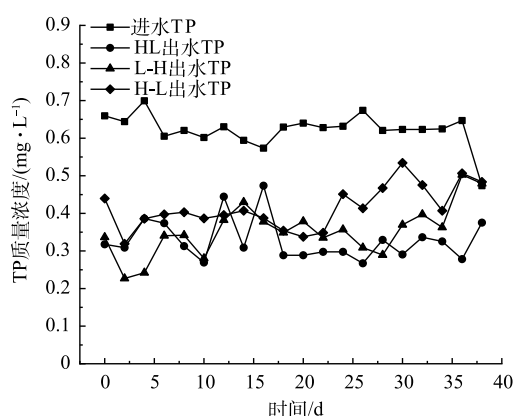


图 4 基质排布方式对 TP 去除效果的影响

Fig. 4 Effect of packing arrangement on TP removal

2.3 基质排布方式对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果的影响

3个滤坝装置进出水的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化见图5。由图5可知, $\text{NH}_3\text{-N}$ 进水质量浓度为 $4.79\sim 6.97\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, HL、H-L 和 L-H 系统的出水质量浓度分别为 (2.88 ± 0.474) 、 (3.02 ± 0.807) 、 $(3.37\pm 0.823)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的平均去除率分别为 $47.2\%(\text{HL}) > 44.6\%(\text{H-L}) > 38.8\%(\text{L-H})$, 但3种排布模式下的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率差异不显著 ($P < 0.05$)。以上结果表明, 基质的排布方式不会影响滤坝对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果, 因此, 若针对氨氮含量较高的水体, 采用3种基质排布模式并无显著差异。装置运行第2天时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 出水质量浓度迅速降低至整个运行期间的最小值, 由于此时还未形成成熟的生物膜, 由此可推测, 此时系统以基质的吸附为主要作用。而后, 由于基质中的铵根离子不断向水体中释放, $\text{NH}_3\text{-N}$ 出水质量浓度不断升高, 由于系统中微生物的繁殖, 生物膜不断形成, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率则不断升高, 并在运行第18天后, $\text{NH}_3\text{-N}$ 出水质量浓度趋于稳定, 并且维持较高的去除率。此外, 在HL排布系统中, 整个阶段的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均去除效率最高, 出水质量浓度也相较于其他2个系统稳定。整体而言, 3个滤坝装置的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率呈现先逐渐升高后缓慢降低的趋势。因为基质上的吸附位点随着系统的运行而不断减少, 故吸附速率变缓, 导致出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的浓度缓慢上升^[30-31]。另外, 装置内水体流动较为缓慢, 水体中溶解氧有限, 因此也限制了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 向亚硝酸盐和硝酸盐转化, 造成了出水质量浓度在后期缓慢上升。

2.4 基质排布方式对 COD 去除效果的影响

3个滤坝装置进出水的耗氧有机污染物的质量浓度(以COD计)变化情况见图6。由图6可知, 3个滤坝系统进水COD值为 $39.4\sim 55.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, HL、H-L 和 L-H 系统的出水COD值分别为 (24.3 ± 6.74) 、 (23.7 ± 5.03) 和 $(23.2\pm 6.20)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在整个正式运行期间, 3个滤坝系统对COD的平均去除率分别为 $53.4\%(\text{L-H}) > 52.3\%(\text{H-L}) > 51.2\%(\text{HL})$, 但系统间差异不显著 ($P < 0.05$)。此结果表明, 对于COD较高的水体, 3种排布模式下净化效率无明显差异。实验结束时, 3个系统的出水COD均值均达到了《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)Ⅳ类水。滤坝正式运行第1周, 出水COD值迅速降低; 第8天时, H-L滤坝出水COD值高于运行刚开始阶段, 这可能是因为填料吸附的有机物向水体释放导致水体耗氧有机污染物质量浓度升高。在3个系统运行到第18天时, 出水COD值均趋于稳定, 表明此时3个滤坝系统已经稳定运行。以往统计结果^[32]表明, 滤坝对COD的去除率为 $10\%\sim 20\%$ 。而本研究的COD去除率远高于这一值, 这是因为相对于实际可生化性较低的水体, 本实验水体中耗氧有机污染物(以COD计)来源为葡萄糖, 更有利于微生物降解。

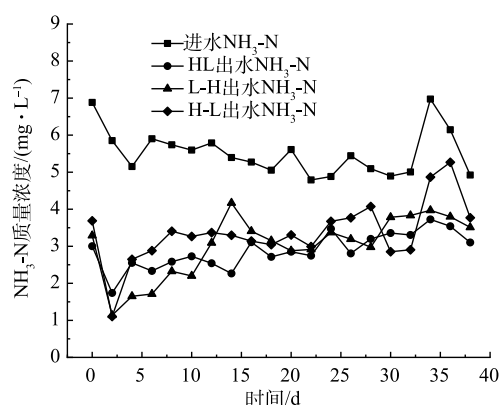


图5 基质排布方式对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果的影响

Fig. 5 Effect of packing arrangement on $\text{NH}_3\text{-N}$ removal

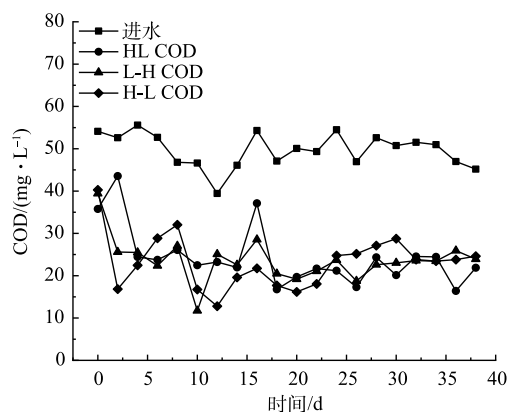


图6 基质排布方式对 COD 去除效果的影响

Fig. 6 Effect of packing arrangement on COD removal

2.5 基质微生物群落及多样性分析

滤坝排布方式对细菌多样性并没有显著的影响,但改变了细菌在属水平上的相对丰度,细菌在属水平上的丰度见图 7。由图 7 可知,在 HL 滤坝中,火山石和炉渣的微生物优势菌种均为气单胞菌属 (*Aeromonas*),占比分别为 53.8% 和 51.4%。周岳溪等^[33]的研究表明,气单胞菌属为除磷微生物的优势种属。在 HL 滤坝中,TP 的去除效率明显高于其他 2 个系统,可能与该系统中气单胞菌属的相对丰度较高有关。H-L 滤坝和 L-H 滤坝优势种均发生了改变,4 个样品的优势菌均为肠杆菌属 (*Enterobacter*)。在 H-L 滤坝中,火山石 (H-L_H) 的肠杆菌属占比为 66.6%,其次为假单胞菌属 (*Pseudomonas*),占比为 8.83%;炉渣 (H-L_L) 的肠杆菌属占比为 49.9%,气单胞菌属占比为 8.1%。在 L-H 滤坝中,火山石 (L-H_H) 的肠杆菌属占比为 64.3%,气单胞菌属占比为 9.69%;炉渣 (L-H_L) 的肠杆菌属占比为 53.9%,其次假单胞菌属占比为 18.8%。肠杆菌属可发酵葡萄糖,产酸产气,可将硝酸盐还原至亚硝酸盐^[34],最后产生 N_2 ^[35],这可能是 L-H 滤坝 TN 的去除率明显高于 HL 滤坝的原因。此外,这 2 个系统中接触进水端的基质 (H-L_H、L-H_L) 假单胞菌属的相对丰度均较高。这与本研究中进水端的进水管和水面之间有 7 cm 距离有关,水位差造成了一定的扰动,增加进水区的溶解氧,因为假单胞菌是一类具有硝化和反硝化、可降解多种有机物的能力的严格好氧细菌^[36-40],溶解氧浓度越高,越有利于假单胞菌属的繁殖。

3 结论

1) 当水力停留时间为 8 h 时,采用水平方向进出水的火山石和炉渣填料滤坝对 TN、TP、 NH_3-N 、COD 具有良好的去除效果,但在不同的基质排布模式间仅 TN 和 TP 的去除率差异显著。

2) 对于 TN 污染程度相对较高的水体,可优先采取沿水流方向先炉渣后火山石的排布模式;而对于 TP 指标较高的水体来说,炉渣和火山石均匀混合的模式更有利于 TP 的去除。

3) 沿水流方向炉渣火山石均匀混合滤坝的优势菌种为气单胞菌属,这可能是导致该系统 TP 去除效果较好的原因;而沿水流方向先炉渣后火山石的滤坝 TN 去除效果相对较好,这与该系统的优势菌种为可反硝化产 N_2 的肠杆菌属有关。此外,在沿水流方向先后排布炉渣和火山石的 2 个系统中,进水端基质中好氧菌-假单胞菌属相对丰度比出水端高,主要是因为水体扰动造成进水端溶解氧浓度较高。

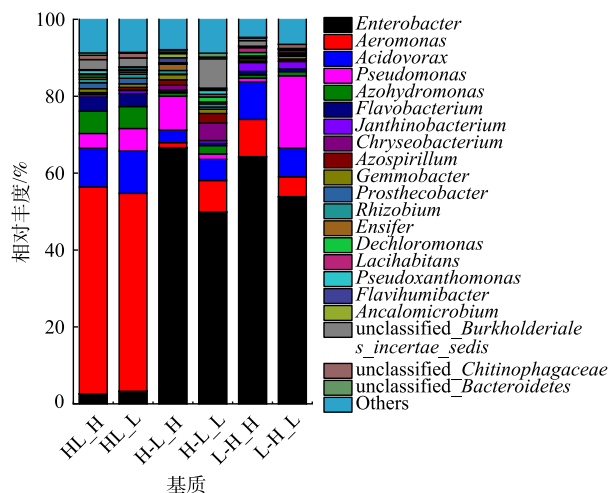


图 7 滤坝微生物群落结构分布图(属水平)

Fig. 7 Microbial community structure in filter dam at genus level

参 考 文 献

- [1] 田猛, 张永春, 张龙江. 透水坝渗流流量计算模型的选择[J]. 中国给水排水, 2006, 22(13): 22-25.
- [2] 李阳阳. 复合悬浮生态岛和生态滤坝对微污染河水(清漯河)净化研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2017.
- [3] 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.
- [4] 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.
- [5] 陈欣, 马建, 史奕, 等. 一种净化山地小流域水体的多级生态透水坝: CN102211817. A[P]. 2011-10-12.
- [6] 骆其金, 周昭阳, 黎京士, 等. 滤坝系统对城市初期雨水的净化效果[J]. 环境工程学报, 2019, 9(3): 282-285.
- [7] 宋德生, 于鲁冀, 曾科, 等. 原位生态净化集成系统对二级生化尾水的处理效果[J]. 环境工程, 2018, 36(12): 1-5.
- [8] 田猛, 张永春. 用于控制太湖流域农村面源污染的透水坝技术试验研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(10): 1665-1670.
- [9] 陈甜甜. 河道水环境治理工程中多方位原位生态修复技术的应用: 以合肥滨湖新区塘西河水水质治理工程为例[J]. 清洗世界, 2021, 37(3): 62-63.
- [10] 王佳, 李玉臣, 顾永钢, 等. 受污染河道原位修复技术研究进展[J]. 北京水务, 2020(4): 40-44.
- [11] ATEIA M, YOSHIMURA C, NASR M. In-situ biological water treatment technologies for environmental remediation: A review[J]. Journal of Bioremediation & Biodegradation, 2016, 7(3): 1-5.
- [12] 赵倩, 庄林岚, 盛芹等. 潜流人工湿地中基质在污水净化中的作用机制与选择原理[J/OL]. 环境工程: 1-12 [2021-09-11]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20210429.1419.004.html>.
- [13] NI Z F, WU X G, LI L F. Pollution control and in situ bioremediation for lake aquaculture using an ecological dam[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 172: 2256-2265.
- [14] 葛媛. 潜流人工湿地中的基质作用及污染物去除机理研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2017.
- [15] 叶建锋. 垂直潜流人工湿地中污染物去除机理研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.
- [16] 卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2670-2677.
- [17] 柴宏祥, 鲍燕荣, 林华东, 等. 山地城市次级河流人工强化自然复氧技术与措施[J]. 中国给水排水, 2013, 29(14): 9-12.
- [18] 施卫明, 薛利红, 王建国, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践: 生态拦截技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1697-1704.
- [19] 张文生, 于鲁冀, 吕晓燕, 等. 生态滤坝坡度对水体污染物去除效率的影响[J]. 环境工程, 2018, 36(8): 30-34.
- [20] 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.
- [21] 卢少勇, 万正芬, 李锋民, 等. 29种湿地填料对氨氮的吸附解吸性能比较[J]. 环境科学研究, 2016, 29(8): 1187-1194.
- [22] 刘莹, 刘晓晖, 张亚茹, 等. 三种人工湿地填料对低浓度氨氮废水的吸附特性[J]. 环境化学, 2018, 37(5): 1118-1127.
- [23] 李丽, 王全金, 李忠卫. 四种填料对总磷的静态吸附试验研究[J]. 华东交通大学学报, 2009, 26(4): 39-43.
- [24] 樊凯. 陶粒—炉渣双层填料生物滤池处理生活污水的试验研究[D]. 兰州: 兰州理工大学, 2007.
- [25] 单连斌, 王允妹, 王英健. 散水滤床法处理生活污水的研究[J]. 环境保护科学, 2000, 26(1): 14-15.
- [26] 陈宁, 王亚军, 贾怀宏. 生物过滤系统填料动态快速挂膜速度实验研究[J]. 甘肃科技纵横, 2020, 49(8): 41-43.
- [27] 陈众, 田丰, 董俊. 太湖流域河网水体负荷削减技术应用及效果分析[J]. 环境化学, 2013, 32(10): 1995-1996.
- [28] 吕哲, 倪志凡, 肖德茂, 等. 生态坝对阳澄湖养殖水体的原位修复研究[J]. 中国给水排水, 2015, 31(1): 22-26.
- [29] BRIX H, ARIAS C A, BUBBA M D. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands[J]. Water Science and Technology, 2001, 40(11): 47-54.
- [30] 江子建, 陈秀荣, 赵建国. 沸石、钢渣组合填料对氨氮和磷的定量去除研究[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(2): 133-138.
- [31] 张修稳, 李锋民, 卢伦, 等. 10种人工湿地填料对磷的吸附特性比较[J]. 水处理技术, 2014, 40(3): 49-52.
- [32] 张瑞斌. 苏南地区河道低污染水生态修复技术研究[J]. 中国环保产业, 2015, 208(10): 46-48.
- [33] 周岳溪, 钱易, 顾夏声, 等. 废水生物除磷机理的研究: 循序间歇式生物脱氮除磷处理系统中微生物的组成[J]. 环境科学, 1992, 13(4): 2-4.
- [34] 中公教育医疗卫生系统考试研究院. 医学检验专业知识[M]. 北京: 世界图书北京出版公司, 2014: 268-270.
- [35] 马放, 王春丽, 王立立. 高效反硝化聚磷菌的筛选及其生物学特性[J]. 哈尔滨工程大学学报, 2007, 127(6): 631-635.
- [36] 李雪, 刘思彤, 陈倩. 一株好氧反硝化菌的鉴定及脱氮特性研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2018, 54(6): 1276-1282.
- [37] 李军冲, 齐树亭, 石玉新, 等. 一株假单胞菌降解溶解有机氮条件探讨[J]. 食品研究与开发, 2010, 31(5): 151-153.
- [38] 张培玉, 曲洋, 于德爽, 等. 菌株qy37的异养硝化/好氧反硝化机制比较及氨氮加速降解特性研究[J]. 环境科学, 2010, 31(8): 1819-1826.
- [39] BARANIECKI C A, AISLABIE J, FOGHT J M. Characterization of *Sphingomonas* sp. Ant 17, an aromatic hydrocarbon-degrading bacterium isolated from aromatic soil[J]. Microbial Ecology, 2002, 43(1): 44-54.
- [40] 李辉, 徐新阳, 李培军, 等. 人工湿地中氨化细菌去除有机氮的效果[J]. 环境工程学报, 2008, 2(8): 1044-1047.

(责任编辑: 曲娜)

Effect of the packing arrangement of filter dam on the purification of slightly-polluted water body

ZHANG Zihan^{1,2}, DAI Yanran¹, LIANG Wei^{1,*}

1. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

*Corresponding author, E-mail: wliang@ihb.ac.cn

Abstract Three indoor filter dam mesocosms, filled with volcanic rock and slag with good adsorption capacity, were constructed to study the effects of different packing arrangements on the purification of slightly-polluted water. Accordingly, we set three different matrix combinations: uniform mixing of volcanic rock and slag, volcanic rock followed slag and slag followed volcanic rock along the water flow, respectively. The results showed that all three mesocosm systems had obvious purification effects on the simulated slightly-polluted water. The highest removal rates of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), ammonium nitrogen (NH₃-N) and chemical oxygen demand (COD) were 85.7%, 46.5%, 47.2% and 53.4%, respectively. The packing arrangements had a limited effect on the removal of COD and NH₃-N. However, the uniform mixing configuration mesocosm system had the best performance on TP removal, and the mesocosm system filled with slag followed volcanic rock along water flow showed the highest average TN removal rate. The dominant bacteria identified in the mesocosm system filled with mixed slag and volcanic rock were *Aeromonas*, which could contribute to TP removal. Meanwhile, the dominant bacteria *Enterobacterium* were found in the other two mesocosm systems. *Enterobacterium* can produce N₂, which accounted for the better TN removal performance in the mesocosm system filled with slag followed volcanic rock along water flow.

Keywords filter dam; packing arrangement; slightly polluted water; microbial diversity