DOI:10. 3880/j. issn. 1004 - 6933. 2025. 02. 002

城市降雨条件下生物滞留池对多环芳烃的削减效果研究

栾清华[1,2],胡容京[1,3],暴瑞玲[1,2,3],高 成[1,2,3],周 宏[1,2,3]

(1. 河海大学水灾害防御全国重点实验室,江苏 南京 210098; 2. 河海大学洪涝灾害风险预警与防控应急管理部重点实验室,江苏 南京 210098; 3. 河海大学水文水资源学院,江苏 南京 210098)

摘要:为探究生物滞留池对城市降雨径流的多环芳烃面源污染的削减效果,构建了基于真实场景的生物滞留池,并设计了具有最不利条件的积水场景,以进出水条件为变量,对径流与介质接触时间、进水水深和壅水带深度等因素的影响进行了试验研究。结果表明:在无壅水带设置的情景下,高、中、低进水水深下多环芳烃的稳定去除率分别为 71. 2%、77. 3%、81. 4%,较低的进水水深有利于延长接触时间,提高削减效果;相同进水水深的条件下,随着壅水深度的增加及厌氧环境的形成,多环芳烃削减效果逐渐提高,相比于 10 cm 壅水带,60 cm 壅水带条件下多环芳烃去除率提高了 15. 7%;多环芳烃的长期累积会导致介质饱和,在生物滞留池内多环芳烃累积量达 280 μg 时,试验出现浸出效应,降低了削减效果。

关键词:多环芳烃;生物滞留池;城市降雨径流;面源污染;削减效果

中图分类号:P343 **文献标志码**:A **文章编号**:1004 - 6933(2025)02 - 0012 - 07

Study on reduction effect of polycyclic aromatic hydrocarbons by bioretention ponds under urban rainfall conditions//LUAN Qinghua[1,2], HU Rongjing[1,3], BAO Ruiling[1,2,3], GAO Cheng[1,2,3], ZHOU Hong[1,2,3](1. *The National Key Laboratory of Water Disaster Prevention*, *Hohai University*, *Nanjing* 210098, *China*; 2. *Key Laboratory of Flood Disaster Prevention and Control of the Ministry of Emergency Management in China*, *Hohai University*, *Nanjing* 210098, *China*; 3. *College of Hydrology and Water Resources*, *Hohai University*, *Nanjing* 210098, *China*)

Abstract: To investigate the effectiveness of bioretention ponds in mitigating polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) pollution from urban rainfall runoff, a bioretention pond based on the real-world scenario was constructed. A water accumulation scenario with the most unfavorable conditions was designed, with influent and effluent conditions as variables. Experimental studies were conducted on the effect of contact time between runoff and media, influent water depth, and the depth of the backwater zone. The results showed that in the absence of a backwater zone, the stable removal rates of PAHs under high, medium, and low influent water depths were 71. 2%, 77. 3%, and 81. 4%, respectively. A lower influent water depth was beneficial for extending the contact time and improving the removal efficiency. Under the same influent water depth, as the backwater depth increased and an anaerobic environment formed, the removal efficiency of PAHs gradually improved. Compared to a 10 cm backwater zone, the PAHs removal rate increased by 15. 7% under a 60 cm backwater zone. Long-term accumulation of PAHs can lead to media saturation. When the cumulative amount of PAHs in the bioretention pond reached 280 μg, leaching effects were observed in the experiment, reducing the removal efficiency.

Key words: PAHs; bioretention pond; urban rainfall-runoff; non-point source pollution; reduction effect

伴随着我国城市化的快速发展,城市地区车辆交通的扩张速率和使用频率也随之增加,伴随而来的是石油等高分子化合物不完全燃烧形成的有机污染,多环芳烃(PAHs)就是其中的典型代表[1]。Wang 等[2]的研究表明,多环芳烃主要通过雨水径流进入水体,成为城市面源污染的一部分。由于交通运行的随机性和降雨事件的不确定性,针对地表径流携带多环芳烃进入天然水体的控制研究存在溯源难、去除难的问题。而且多环芳烃具有高度的稳定性和脂溶性,能够在环境中长时间存在,并通过食

基金项目:国家自然科学基金项目(52379008,42301015)

作者简介:栾清华(1978—),女,正高级实验师,博士,主要从事水文水资源研究。E-mail:caro197011202@ 163. com

通信作者:高成(1983—),男,教授,博士,主要从事城市水环境及城市防洪排涝研究。E-mail:gchohai@ 163. com

物链累积，对人类健康和生态系统构成严重威胁[3]。Schoellhamer 等[4]的研究表明，累积在沉积物中的多环芳烃会通过再悬浮作用重新释放进入水体，从而造成对水体的二次污染。因此，如何削减水体中的多环芳烃成为城市水污染治理的新焦点。

在应对城市面源污染的策略中，低影响开发（low impact development，LID）措施被视为一种有效的解决方案。生物滞留池作为 LID 的一种典型应用，其介质层可以对径流起到很好的截留作用，利用自然植物和微生物的作用去除水中的重金属、营养物质和悬浮固体等污染物，从而减少污染物的直接排放[5-6]。Xiong 等[7]的研究表明在具有饱和区的单层生物滞留池中加入铁涂层生物炭（iron coated biochar，ICB）可以有效去除 N、P 和其他营养物质，从而显著改善雨水径流质量。除填料介质的优化研究之外，Kumar 等[8-9]发现植被的存在和种类选择同样对去除污染物的效果产生影响。生物滞留池中的植被可以保持介质的渗透性，作为一种生态可持续的生物修复工具减轻包括多环芳烃在内的化合物的潜在风险。Sharma 等[10]分析了植物修复中植物与其相关细菌之间的关系，揭示了植株可起到协同去除径流中污染物的作用。除此之外，一些研究者也聚焦于生物滞留池降低城市径流中污染物负荷的量化研究，如 Mou 等[11]的研究表明生物滞留设施可以将降雨径流中的碳氢化合物污染物减少 85%以上，甚至高达 90%，初步证明了生物滞留池在处理径流中多环芳烃污染的潜力。

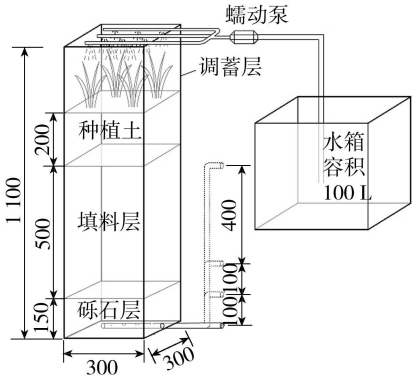
但目前生物滞留池对多环芳烃的去除效率和机制尚未得到深入的研究，且研究手段更偏重于数值模型模拟[12-14]，仍有必要进行物理试验，以优化其应用工艺。鉴于此，本文在调查南京市鼓楼区典型片区多环芳烃非点源污染现状的基础上，结合现场监测与室内试验，开展基于城市径流模拟的生物滞留池进出水机制研究，评估了生物滞留池去除城市径流中多环芳烃的效果，并探讨其去除机制，以期为类似城市多环芳烃污染控制策略的制定提供参考。

1 试验方法

1.1 生物滞留池设计

生物滞留池通常由进水系统、蓄水层、植物、种植土层、填料层、排水层和溢流设施等组成[15]，主要应用于地表蓄水区接收降雨径流。参考胡爱兵等[16-17]关于城市地区生物滞留池的设计参数，将生物滞留装置以透明有机玻璃为材料制成，内部是长、宽、高分别为 30、30、110 cm 的立柱，壁厚 2 cm，设计图与装置图见图 1。

由图 1 可见，进水系统中蠕动泵链接了水箱和喷头装置，以模拟地表均匀的降雨条件，其中蠕动泵可控制进入生物滞留池的流量为 0～963 cm^3/s。结合南京城区的土壤及气候条件，选择石菖蒲作为生物滞留装置的植被，植株高度为 20～30 cm，种植密度为 60 株/m^2，该植被种类适宜当地气候环境，并考虑了适合植株生长的种植密度[18]。选择壤土、炉渣、砾石作为生物滞留装置的过滤介质，体积比为 4∶10∶3。其中壤土由当地原土与腐殖土配制而成，体积比为 1∶1，质量共计 18.1 kg；炉渣粒径为 8～15 mm，质量共计 68.4 kg，该填料被验证对多环芳烃等有机污染物具有较好的吸附效果；选择粒径为 12～15 mm 的砾石作为生物截留装置的排水层材料[19-20]，以保证未被介质层截留的径流能够顺利排出。在立柱底部设置直径为 3 cm 的嵌入式穿孔管进行排水和取样，穿孔直径为 1 cm，孔距为 5 cm。管体由土工布包裹，保证生物滞留装置流出物顺利排出而不堵塞。出水口接距离底部垂直高度分别为 10、20、60 cm 的直角弯管，以调节生物滞留池的底部壅高。每一层固态介质之间都用透水土工布隔开。



（a）设计示意图（尺寸单位：mm）

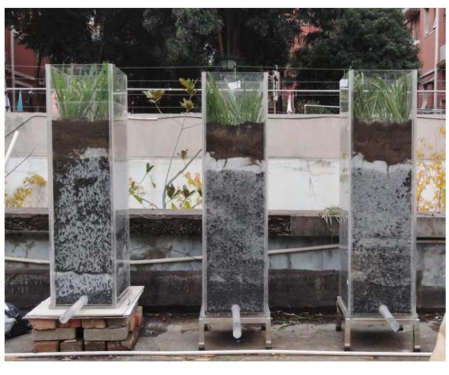

（b）装置照片

图 1 生物滞留池设计示意图及装置照片

Fig. 1 Design schematic diagram and device photo of bioretention pond

立柱体内壁做粗糙化处理，避免进水发生短流效应优先通过光滑内壁流出。生物滞留池装置在试验开始前已运行 6 月，使植被和微生物能够充分生长和适应环境。

1.2 积水情景设置

考虑生物滞留池的安装位置和采样代表性，选择南京市主城区道路和十字路口等交通密集且易积水的路段作为水质检测采样点及洪痕调查点，以获取该地降雨后真实的径流水质数据和积水起涨过程数据，如图 2 所示。考虑在较长雨前干期后雨水径流将有较大的污染负荷，选取尽可能长的雨前干期以确定地表径流中污染物负荷的最不利情况。根据统计结果，南京地区汛期雨前干期为 4～9 d[21]。综合南京市平均历史降雨时间间隔和人工采样条件选取雨前干期为 6 d 的 2023 年 6 月 25 日场次降雨事件进行多环芳烃浓度检测，结果如表 1 所示，从而确定南京市地表径流总多环芳烃的质量浓度为 200 ng/L。各组分质量浓度分别为 200 mg/L 的 16 种多环芳烃混合标样（ρ_{16} = 3 200 mg/L）购自科学指南针平台，将 1 mL 的多环芳烃混合标样用正己烷定容至 800 mL 作为标准使用液，试验时取定量标准使用液用自来水稀释，以达到模拟径流中污染物的规定浓度。

为收集研究区积水过程的实测数据，构建具有最不利积水条件的地表径流情景，开展洪痕调查。选取具有积水深度大、积水时间长特征的南京市鼓楼区 2023 年 7 月 19 日场次汛期典型暴雨所造成的宁海路地面积水作为参考，通过数据资料和实地调研走访相结合的方式确定本试验的模拟积水起涨过程。在单次降雨的过程中，路面积水的动态变化会对生物滞留池中的蓄水深产生显著影响。为评估不同降雨进程阶段对生态滞留池污染物去除效果的影响，选定降雨事件开始后的 30、60、120 min 分别作为降雨阶段早期、中期和晚期的时间节点，采用线性插值方法计算得到相应水深分别为 22.8、15.2、7.6 cm。

表 1 2023 年 6 月 25 日降雨事件中多环芳烃检测情况

Table 1 PAHs test situation in rainfall event of June 25, 2023

采样点	特征	下垫面类型	ρ_{16}/(ng/L)
北京西路及虎踞北路交叉口	十字路口	沥青	253.5
北京西路	交通干道	沥青	228.8
五台花园小区	行车道	水泥	153.9
广州路公交停车站	地面停车场	沥青	162.7

1.3 进出水方案设计

基于实测降雨事件的地面积水深度，设定高、中、低 3 种进水水深分别为 22.8、15.2、7.6 cm，以模拟不同降雨阶段下生物滞留池的存蓄状态。试验中，采用蠕动泵和雾化喷嘴系统模拟径流，确保水流均匀分布于生物滞留装置表面，以维持池内不同的进水水深。试验分三阶段进行，共开展 15 组平行试验，编号为 1～15 组。第一阶段试验主要目的是探索进水水深对多环芳烃削减效果的影响，包括 1～3 组试验。1～3 组试验分别设置高、中、低进水水深，不设置底部壅高。在不同的降雨阶段，观察生物滞留池内积水深度随时间的变化，每组试验在装置稳定出流后第 0、30、60、100、140、180、240、300 min 进行采样。第二阶段试验主要目的是通过改变不同进水水深下生物滞留池底部壅高，评估其对生物滞留池处理效率的影响，特别对池底砾石层、填料层底

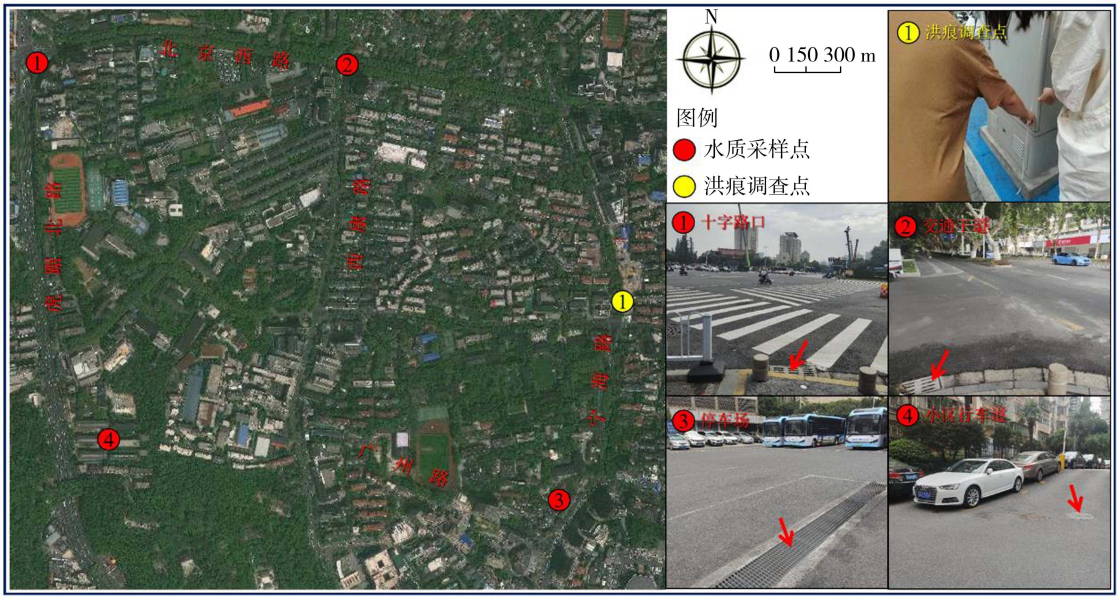


图 2 水质检测采样点及洪痕调查点位置

Fig. 2 Location of water quality testing sampling points and flood trace investigation points

部及填料层顶部的淹没效果进行了考察,包括 4~12 组试验。对 4~6 组试验分别设置高、中、低进水水深及 10 cm 底部壅高,7~9 组试验分别设置高、中、低进水水深及 20cm 底部壅高,10~12 组试验分别设置高、中、低进水水深及 60 cm 底部壅高,并在稳定出流后第 140 min 进行采样。第三阶段试验的主要目的是评估生物滞留池的长期稳定性,并研究其对进水中多环芳烃累积量的响应,包括 13~15 组试验。13~15 组试验分别设置高、中、低进水水深,进行不连续的模拟进水试验,在每轮试验前设定 3 d 的干燥期,模拟自然环境中的干湿交替条件。结合 Yuan 等[22]的研究,确定 13~15 组试验中多环芳烃的最高累积值为 400 μg。当进水中的多环芳烃累积量达到预设的不同阈值(40、80、…、400 μg)时进行采样分析,以探究生物滞留池在持续污染物输入条件下的处理效率及介质层性能的长期稳定性。

1.4 计算方法与样品检测

1.4.1 去除率计算

根据污染物质量浓度和污染物削减效果对生物滞留池对多环芳烃的削减效果进行评价,污染物去除率计算公式为

$$\eta_{PRE} = (\rho_{in} - \rho_{out})/\rho_{in} \times 100\% \quad (1)$$

式中:η_{PRE} 为污染物去除率;ρ_{in} 为进水中污染物质量浓度;ρ_{out} 为出水中污染物质量浓度。

1.4.2 多环芳烃检测方法

样品中多环芳烃经液萃取方法进行萃取、净化和浓缩定容,并用新鲜制备的纯水以相同步骤配制空白试样。试验采用气相色谱-质谱仪对水样进行分析,气相色谱用于组分分离,质谱检测选用离子扫描法,根据试样中目标化合物的相对保留时间,辅助定性离子与定量离子峰面积比值定性,进而根据定量离子的峰面积,采用内标法定量。分析过程中,通过设置空白试样、回收率控制、平行样等方法进行质量保证和质量控制。16 种多环芳烃的检出限范围为 1.8~22 ng/L,基体加标的回收率控制在 50%~145%,空白加标的回收率控制在 50%~135%。当测定结果小于或等于 10 倍检出限,平行双样测定结果的相对偏差小于或等于 50%;当测定结果大于 10 倍检出限,平行双样测定结果的相对偏差小于或等于 20%。

2 结果与分析

2.1 生物滞留池对多环芳烃的削减效果

第一阶段的 1~3 组试验从接触时间和进水水深两个角度研究生物滞留池对多环芳烃的削减效果。图 3 为 1~3 组试验中多环芳烃去除率变化过程。由图 3 可见,不同进水水深条件下生物滞留池对多环芳烃均有较好的削减效果,去除率达到了 56.3%~80.9%,验证了生物滞留池用于城市地表径流多环芳烃污染控制的可行性。1~3 组试验中均出现了初始去除率较低,随着进水时间的增长,去除率逐渐上升的现象,显示出生物滞留池对多环芳烃的削减效果随时间持续改善的趋势。

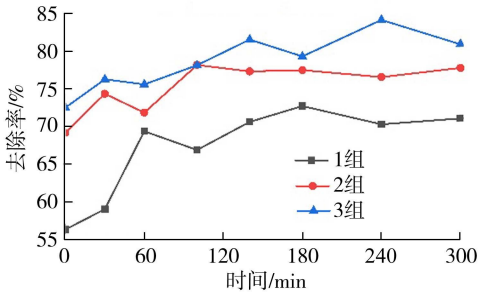


图 3 1~3 组试验中多环芳烃去除率变化过程

Fig. 3 Change process of PAHs removal rate in group 1-3 experiments

由于第一阶段试验在装置出水稳定后开始采样,故假设试验全程土壤含水率保持不变,在此可着重考虑接触时间而非吸附介质层干燥度对多环芳烃的去除率的影响。1~3 组试验结果表明生物滞留池介质对多环芳烃的吸附过程分两个阶段进行,快速吸附阶段发生在反应初期、底物的反应性最强且底物处于可接近的位点时,总吸附量的 90%以上发生这一阶段;在缓慢吸附阶段,较慢的吸附反映出多环芳烃反应性较弱以及多环芳烃在介质中向空间位阻较大的位点迁移,需要几个小时才能达到平衡。因此,这一结果表明在城市生物滞留池布设中,需考虑合理的径流存续时间,以提高多环芳烃的削减效果。

图 4 为 1~3 组试验中多环芳烃残留物质量浓度变化。由图 4 可见,16 种多环芳烃经过生物滞留池处理,被去除的多环芳烃在环数上的分布表现出了较为显著的差异。2 环和 3 环的多环芳烃在 1~3 组试验中表现较为稳定,平均去除率为 70%~80%;5 环和 6 环的多环芳烃在 1~3 组试验中都表现出极好的削减效果,平均去除率均在 90%以上。可见在不同进水水深的条件下,低环芳烃(2 环、3 环、4 环)的去除率均低于高环芳烃(5 环、6 环),说明这些低分子量、可溶性较高的低环芳烃在生物滞留池中较难被彻底去除,而疏水性强的高环芳烃在长时间的处理后,可被较有效去除。这是由于高环芳烃的抗氧化、还原和汽化能力较强,水溶解度较低,导致其在土壤和有机介质中的吸附性更强。王鑫格等[23]的研究表明高环多环芳烃具有更高的毒性,对水生生物的危害更大,因此有效减少径流中高

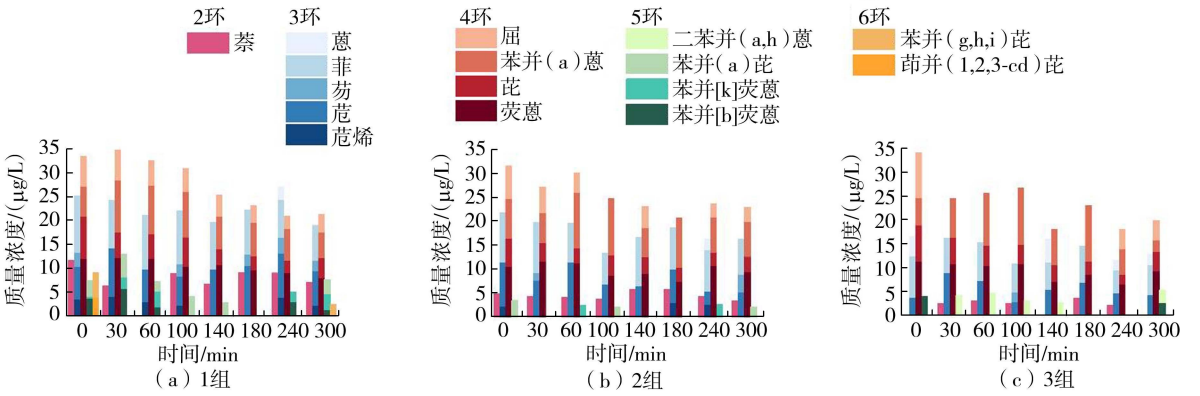


图 4　1~3 组试验中多环芳烃残留物质量浓度变化

Fig. 4　Changes in mass concentration of PAHs residues in group 1-3 experiments

环芳烃的负荷更符合维持水体安全的要求,生物滞留池在这方面展现出显著的优势。

2.2　不同进出水方案对多环芳烃削减效果的影响

2.2.1　进水水深的影响

在实际的降雨径流过程中,随着降雨阶段的发展,生物滞留池内会形成深度变化的积水,而不同的积水深度会影响生物滞留池的稳渗率。1~3 组试验的稳渗率分别为 51.43、18.95、6.79 L/h。可见试验进水水深较高时,下渗速度加快,缩短了介质层的水力停留时间,生物滞留池对多环芳烃的滞留吸附、生物降解和植物吸收作用也受到了抑制。

生物滞留池对多环芳烃的去除主要在溶液与基质充分接触后的 140 min 内达到平衡状态,表明大部分易去除的污染物已经被清除。将试验进行 140 min 之后的平均去除率作为生物滞留池对多环芳烃的稳定去除率,1~3 组试验的稳定去除率分别为 71.2%、77.3%、81.4%。结合图 3 与图 4,可以发现随着进水水深的降低,水动力随之减弱,径流在生物滞留池介质中的水力停留时间延长,为介质和微生物充分作用提供了更有利的条件,多环芳烃的稳定去除率显著提高。从接触时间上看,3 组试验中稳定去除率相比于初次采样的去除率增加了 14.8%,1、2 组试验中分别增加了 9.0%、8.2%;且 1、2 组试验的多环芳烃残留物质量浓度下降缓慢,维持在一个相对较高的水平。因此,低进水水深条件下,生物滞留池展现了更高的多环芳烃去除率,表明适当的水力停留时间对于提升装置的污染物削减效能至关重要。在实际降雨场景中,生物滞留池对地面径流起到调蓄作用,即生物滞留池的排空时间往往大于地面积水的起涨消落时间。在生物滞留池的排空时间内,当池内积水过深时生物滞留池对多环芳烃的削减效果会受到明显的负面影响。

2.2.2　壅水带的影响

第二阶段的 4~12 组试验通过改变池底壅高,在一定高度内将原本的介质含水量提高为饱和状态,以研究壅水层的存在及其深度对多环芳烃削减效果的影响。高进水水深的条件下,4、7、10 组试验的多环芳烃稳定去除率分别为 62.6%、67.3%、82.5%。中进水水深条件下,5、8、11 组试验的多环芳烃稳定去除率分别为 68.7%、73.8%、83.8%。低进水水深条件下,6、9、12 组试验的多环芳烃稳定去除率分别为 73.5%、81.1% 、89.2%。可见,不同进水水深条件下,随着壅水层深度的增加,生物滞留池对多环芳烃的削减效果均有着显著的提升。特别是 60 cm 壅水深度下,3 组试验的多环芳烃去除率均有显著提升,表明较大的壅水深度有利于多环芳烃的去除。

Bertilsson 等[24]的研究表明生物滞留池中污染物去除率的差异可能与介质中微生物的生物降解作用有关。在多环芳烃的厌氧生物降解过程中,一些特定的微生物能够对多环芳烃进行生物降解,如 *Desulfotomaculum*、*Desulfobacter* 属硫酸盐还原菌能通过硫酸盐还原过程降解低分子量的多环芳烃,*Geobacter*、*Shewanella* 属铁还原菌能在铁还原条件下活跃并降解多环芳烃。除以上能利用环烷烃多环芳烃作为唯一碳源的共生群落外,甲烷生成菌(如 *Methanosaeta* 和 *Methanosarcina* 属)、厌氧消化菌等微生物能够间接或协同参与多环芳烃的降解。这些微生物能够在没有氧气的环境中生存,并利用多环芳烃作为能量和碳源,在生物滞留池中促进多环芳烃浓度的削减[25]。本试验中,当壅水位处于生物滞留池装置填料层顶端时,形成的深层饱和厌氧区能够有效提升专性厌氧微生物分解多环芳烃的代谢效率。而且厌氧环境相对稳定,可以维持较长时间的低氧化还原电位,有助于厌氧微生物持续降解多环芳烃。另外,壅水带的设计降低了介质层的孔隙率,从而提供了更大的存水体积,延长了径流在装置中的水力停留时间,这种设计有利于污染物在介质层

中的充分吸附和降解。

控制其他试验条件不变的情况下,开展了进水水深与池底壅高的单因素正交试验。结果表明,池底壅高对多环芳烃去除率的影响更为显著。12 组试验中,低进水水深与高壅水深度共同影响下多环芳烃的削减效果最佳。在现实降雨过程中,地表积水位不断上涨导致生物滞留池内进水水深过高,往往对生物滞留池削减污染负荷的能力起到抑制效果。本文给出了一种协调补偿的方案,即通过改变池底与原土接触面的透水率适当提升池底饱和壅水层的深度,从而使生物滞留池在较不利的进水条件下能够保证对面源污染较好的控制效果。朋四海等[26]的研究通过现场试验与模型模拟,提出了考虑内部储水区的过滤-渗透-回补型生物滞留池,该生物滞留池能够维持服务区域的水文条件与开发前接近,从而提升对污染物的削减效果。这与本研究结论一致。

2.3 生物滞留池长期运行的污染物控制性能

第三阶段 13~15 组试验研究了生物滞留长期运行对多环芳烃累积量的响应。在试验开始时,生物滞留池已处于稳定状态,因此可不考虑介质的水力特性变化。13、14、15 组试验中多环芳烃的稳定去除率分别为 69.8%、75.0%、78.6%,与 13、14 组试验相比,相同的累积量下 15 组试验中多环芳烃的去除率呈现较高的水平。13~15 组试验中多环芳烃去除率与累积量关系箱型图如图 5 所示。由图 5 可见,13~15 组试验的多环芳烃去除率与累积量之间的关系呈两阶段特征:第一阶段,多环芳烃去除率随着累积量增加而上升,当累积量由 40 增加到 160 μg 左右,3 组的多环芳烃去除率均达到了峰值,这主要是由于在生物滞留池中多环芳烃的存在诱导了特定降解菌群的增殖,多环芳烃的富集还会影响微生物群落的演变和生物降解能力,从而提升了生物滞留池的整体降解能力[27];第二阶段,多环芳烃累积量超过 160~200 μg 后,去除率均有不同程度的下降,最终在累积量达到 400 μg 时,13~15 组的多环芳烃去除率均低于 70%,这可能是因为生物滞留池在多环芳烃长期累积下的浸出效应成为主导因素,介质中暂时吸附的多环芳烃被冲刷,出现解吸现象。

由图 5 中多环芳烃去除率的分布可以看出,试验后期去除率异常值增多,其中出现了去除率异常值小于 0 情况,这表明生物滞留池中出现了出水的多环芳烃质量浓度高于进水的现象。Loffredo 等[28]的研究发现土壤介质对包括多环芳烃在内的有机污染物的吸附作用在累积量达到一定程度后往往是可逆的,这也说明了生物滞留池在污染物累积尺度上存在一定的使用期限。本试验结果显示,生物滞留

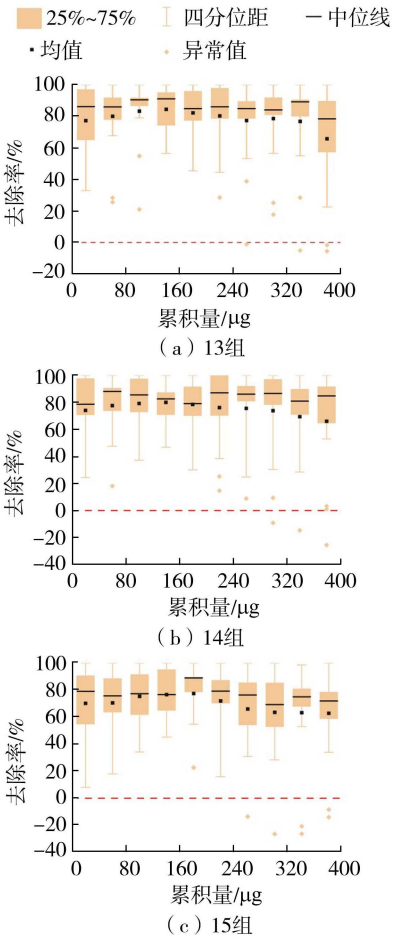


图 5 13~15 组试验中多环芳烃去除率与累积量关系的

Fig. 5 Box plot of relationship between removal rate and accumulation of PAHs in group 13-15 experiments

池中多环芳烃的累积量达到 280~320μg 左右时,生物滞留池的削减效果可能变差。实际应用中,应结合生物滞留池布设地对水质净化效果的需求确定生物滞留池的使用期限,并通过改变进出水机制或更换介质等方式延长生物滞留池的使用期限。

从 13~15 组试验中多环芳烃浸出的情况来看,进水水深并没有对多环芳烃的浸出现像产生显著影响。在高累积量条件下,化学吸附和物理过滤等过程可能已达到稳态,介质中多环芳烃的解吸速率和吸附速率趋于平衡,高进水水深只能在短时间内改变局部环境,但无法持久改变整体的化学和物理平衡状态。这可能是由于多环芳烃在土壤和沉积物中的吸附与解吸特性主要由其理化性质(如分子大小、疏水性)决定,而当其累积量达到一定程度时,生物滞留池介质的吸附位点可能已趋于饱和。此时,多环芳烃在介质表面的吸附和解吸达到动态平衡,额外增加进水水深并不会显著改变这一平衡状态。

3 结 论

a. 多环芳烃的削减效果随着生物滞留池内径

流与介质接触时间的增加逐渐提高,高、中、低进水水深条件下的多环芳烃稳定去除率分别为71.2%、77.3%和81.4%。较高的进水水深会降低多环芳烃的去除率,通过优化介质层厚度和渗透率可以提高水力停留时间,从而提高多环芳烃的去除率。

b. 60 cm 壅水深度下多环芳烃去除率高达89.2%,该设计通过延长停留时间和提供厌氧环境促进微生物降解。在高污染负荷区域设计生物滞留池时,设置壅水带并保证一定的壅水深度,可以提升多环芳烃的削减效果。

c. 多环芳烃在介质中的吸附量存在临界值,当累积量达到一定程度时,吸附位点趋于饱和,出现解吸现象。需要定期监测生物滞留池中的多环芳烃累积情况,在必要时更换介质或调整进出水机制,以确保长期高效运行,延长滞留池的使用寿命,避免污染物累积导致的反效果。

参考文献:

[1] 岳敏,谷学新,邹洪,等. 多环芳烃的危害与防治[J]. 首都师范大学学报(自然科学版),2003,24(3):40-44. (YUE Min,GU Xuexin,ZOU Hong,et al. Killer of health-polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Journal of Capital Normal University (Natural Science Edition),2003,24(3):40-44. (in Chinese))

[2] WANG Lijun, WANG Li, TAO Wendong, et al. Characteristics, sources, and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban surface dust:a case study of the city of Xi'an in Northwest China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(13):13389-13402.

[3] 顾莉,张苏艳,华祖林,等. 生物滞留池中多环芳烃去除研究进展[J]. 河海大学学报(自然科学版),2018,46(2):106-114. (GU Li,ZHANG Suyan,HUA Zulin,et al. Advance on the removal efficiency of polycyclic aromatic hydrocarbons in bioretention cells[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2018, 46(2): 106-114. (in Chinese))

[4] SCHOELLHAMER D H, MUMLEY T E, LEATHERBARROW J E. Suspended sediment and sediment-associated contaminants in San Francisco Bay [J]. Environmental Research,2007,105(1):119-131.

[5] 李家科,晁森豪,段小龙. 溶解性有机质对低影响开发设施运行影响的研究进展[J]. 水资源保护,2023,39(3):43-54. (LI Jiake, CHAO Senhao, DUAN Xiaolong. Influence of dissolved organic matter on operation of low impact development facilities [J]. Water Resources Protection,2023,39(3):43-54. (in Chinese))

[6] 杨柳,李小英,王莹,等. 海绵城市雨水调蓄设施优化设计与运行调度研究进展[J]. 水资源保护,2025,41(1):140-149. (YANG Liu,LI Xiaoying,WANG Ying,et al. Research progress on optimization design and operation dispatch of rainwater storage facilities in sponge cities [J]. Water Resources Protection,2025,41(1):140-149. (in Chinese))

[7] XIONG Jiaqing,REN Sihui,HE Yifan,et al. Bioretention cell incorporating Fe-biochar and saturated zones for enhanced stormwater runoff treatment[J]. Chemosphere, 2019,237:124424.

[8] KUMAR M, OU Yanliang, LIN J G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio[J]. Waste Management,2010,30(4):602-609.

[9] SAXENA M,SHARMA S K,TOMAR N,et al. Residential biomass burning emissions over Northwestern Himalayan region of India: chemical characterization and budget estimation[J]. Aerosol and Air Quality Research,2016,16(3):504-518.

[10] SHARMA P, KUMAR S. Bioremediation of heavy metals from industrial effluents by endophytes and their metabolic activity: recent advances [J]. Bioresource Technology, 2021,339:125589.

[11] MOU Bolin, GONG Guangyi, WU Shimin. Biodegradation mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbons: combination of instrumental analysis and theoretical calculation[J]. Chemosphere,2023,341:140017.

[12] XU Yan, LI Haiyan, ZHANG Xiaoran, et al. Removal, migration, and distribution of naphthalene in bioretention facilities: the influences of particulate matter [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(16):46940-46949.

[13] 侯俊,许晓雅,程芳,等. 微塑料与有机污染物的相互作用及环境行为研究进展[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2020, 48(1): 22-28. (HOU Jun, XU Xiaoya, CHENG Fang,et al. Research progress on interaction and environment behavior between microplastics and organic pollutants [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2020,48(1):22-28. (in Chinese))

[14] 薛禄,钟豪杰,张建,等. 聚二甲基硅氧烷修饰生物炭吸附水体中多环芳烃的效能与机制[J]. 应用化工,2024,53(4): 802-807. (XUE Lu, ZHONG Haojie, ZHANG Jian, et al. Adsorption of PAHs in water by polydimethylsiloxane modified biochar: performance and mechanism[J]. Applied Chemical Industry,2024,53(4): 802-807. (in Chinese))

[15] 李家科,张兆鑫,蒋春博,等. 海绵城市生物滞留设施关键技术研究进展[J]. 水资源保护,2020,36(1):1-8. (LI Jiake, ZHANG Zhaoxin, JIANG Chunbo, et al. Research progress on key technologies of bioretention facilities for sponge city construction[J]. Water Resources Protection,2020,36(1):1-8. (in Chinese))

(下转第29页)

[23] 李子贻, 许有鹏, 何玉秀, 等. 城市化下平原河流水系变化及空间响应 [J]. 生态学报, 2021, 41(22): 8953-8964. (LI Ziyi, XU Youpeng, HE Yuxiu, et al. Changes of plain river network and its spatial responses to urbanization. [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(22): 8953-8954. (in Chinese))
[24] 付晓花,董增川,韩锐,等. 复杂河网地区气候-水文-水动力耦合模型模拟[J]. 水资源保护,2023,39(3):162-169. (FU Xiaohua, DONG Zengchuan, HAN Rui, et al. Simulation of climate-hydrologic-hydrodynamic coupling model in complex river network area[J]. Water Resources Protection, 2023, 39(3): 162-169. (in Chinese))
[25] 王鹏,华祖林,褚克坚,等. 高度城镇化地区河网水系生态调控方案[J]. 水资源保护,2022,38(1):205-212. (WANG Peng, HUA Zulin, CHU Kejian, et al. Ecological regulation scheme of river network and water system in highly urbanized areas[J]. Water Resources Protection, 2022, 38(1): 205-212. (in Chinese))

(收稿日期:2024-06-03 编辑:徐娟)

(上接第 18 页)

[16] 胡爱兵,张书函,陈建刚. 生物滞留池改善城市雨水径流水质的研究进展[J]. 环境污染与防治,2011,33(1): 74-77. (HU Aibing, ZHANG Shuhan, CHEN Jiangang. Progress on the improvement of urban stormwater runoff quality by bioretention[J]. Environmental Pollution and Control, 2011, 33(1): 74-77. (in Chinese))
[17] 李俊奇,孙梦琪,李小静,等. 生物滞留设施对雨水径流热污染控制效果试验[J]. 水资源保护,2022,38(4):6-12. (LI Junqi, SUN Mengqi, LI Xiaojing, et al. Experimental study on thermal pollution control of stormwater runoff by bioretention[J]. Water Resources Protection, 2022, 38(4): 6-12. (in Chinese))
[18] 陈垚,杨威,王健斌,等. 雨水生物滞留设施中植被的设计与养护[J]. 中国给水排水,2017,33(12):6-11. (CHEN Yao, YANG Wei, WANG Jianbin, et al. Design and maintenance of vegetation in bioretention facilities [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(12): 6-11. (in Chinese))
[19] 俞孔坚,李迪华,袁弘,等. “海绵城市”理论与实践[J]. 城市规划,2015,39(6):26-36. (YU Kongjian, LI Dihua, YUAN Hong, et al. “Sponge city”: theory and practice[J]. City Planning Review, 2015, 39(6): 26-36. (in Chinese))
[20] 刘增超,李家科,蒋春博,等. 4 种生物滞留填料对径流污染净化效果对比[J]. 水资源保护,2018,34(4):71-79. (LIU Zengchao, LI Jiake, JIANG Chunbo, et al. Comparison of purification effects of 4 kinds of bioretention fillers on runoff pollutants [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(4): 71-79. (in Chinese))
[21] 吴洋. 基于片区降雨与污染特征的初雨冲刷截流理论研究[J]. 中国资源综合利用,2022,40(11):115-118. (WU Yang. Study on the theory of initial rain scouring and interception based on regional rainfall and pollution characteristics [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2022, 40(11): 115-118. (in Chinese))
[22] YUAN Chen, DAVIS P, KAYA D, et al. Distribution and biodegradation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) accumulated in media of a stormwater bioretention [J]. Chemosphere, 2023, 336: 139188.
[23] 王鑫格,李娜,韩颖楠,等. 二噁英及类二噁英污染物致免疫毒性作用机制研究进展[J]. 生态毒理学报,2023,18(1):138-148. (WANG Xinge, LI Na, HAN Yingnan, et al. Research progress on immunotoxic mechanism of dioxins and dioxin-like pollutants [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2023, 18(1): 138-148. (in Chinese))
[24] BERTILSSON S, WIDENFALK A. Photochemical degradation of PAHs in freshwaters and their impact on bacterial growth: influence of water chemistry [J]. Hydrobiologia, 2002, 469(1/2/3): 23-32.
[25] 朋四海,李田,黄俊杰. 合肥地区生物滞留设施的合理构型和设计参数[J]. 中国给水排水,2014,30(17): 145-149. (PENG Sihai, LI Tian, HUANG Junjie. Reasonable configuration and design parameters of bioretention facilities in Hefei [J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(17): 145-149. (in Chinese))
[26] LOFFREDO E, SENESI N. Fate of anthropogenic organic pollutants in soils with emphasis on adsorption/desorption processes of endocrine disruptor compounds[J]. Pure and Applied Chemistry, 2006, 78(5): 947-961.

(收稿日期:2024-08-20 编辑:王芳)

