

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

南京工业区分夏季二次有机气溶胶浓度估算及来源解析	刘静达, 安俊琳, 张玉欣, 师远哲, 林旭 (1733)
南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性	梁静舒, 安俊琳, 王红磊, 张玉欣, 王俊秀, 施双双, 王潇 (1743)
广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素	高元官, 张凯, 王体健, 陈志明, 耿红, 孟凡 (1753)
神农架大九湖大气中的多环芳烃	金梦云, 邢新丽, 柯艳萍, 郑煌, 胡天鹏, 孙焰, 丁洋, 李绘, 张泽洲, 祁士华 (1760)
沧州市春季 NMHCs 空间分布特征	段菁春, 周雪明, 张鹤丰, 谭吉华, 胡京南, 柴发合 (1769)
北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征	梁云平, 张大伟, 林安国, 马召辉, 郭晓东 (1775)
生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析	邵珠泽, 郑国砥, 王元刚, 高定, 朱彦莉, 陈同斌, 聂二旗 (1783)
低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性	姜理英, 张迪, 郭海倩, 缪晶晶, 陈怡伶, 李慧 (1792)
运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析	武媛媛, 李如梅, 彭林, 端允, 王海京, 李颖慧, 白慧玲, 牟玲 (1799)
高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险: 以常州市为例	姚静波, 王明新, 齐今笛, 孙向武, 张文艺 (1807)
上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系	董小芳, 邓黄月, 张彦, 朱志鹏, 王琳, 郑祥民, 周立旻 (1817)
DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响	张允华, 楼狄明, 谭丕强, 胡志远 (1828)
我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价	张秋秋, 潘申龄, 刘伟, 张昱, 安伟 (1835)
基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估	王阳, 徐明芳, 耿梦梦, 黎明, 耿耕南 (1842)
北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险	张盼伟, 周怀东, 赵高峰, 李昆, 赵晓辉, 刘巧娜, 任敏, 赵丹丹, 李东佼 (1852)
长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素	孙语嫣, 白莹, 苏荣国, 石晓勇 (1863)
垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制	肖晓, 何小松, 高如泰, 席北斗, 张慧, 黄彩红, 李丹, 袁志业 (1873)
3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用	李立青, 胡楠, 刘雨情, 涂声亮, 陈华超 (1881)
三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响	陈成龙, 高明, 倪九派, 谢德体, 邓华 (1889)
NO ₃ ⁻ -N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响	姜应和, 李瑶, 张莹, 张翔凌 (1898)
湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响	李薛晓, 程思超, 方舟, 李先宁 (1904)
阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响	丁为俊, 于立亮, 陈杰, 成少安 (1911)
臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响	刘海龙, 付晶森, 郭雪峰, 柴建恬, 张忠民 (1918)
紫外线和次氯酸钠对 <i>Escherichia coli</i> 和 Poliovirus 的消毒作用	徐丽梅, 张崇森, 王晓昌, 吉铮, 周进宏 (1928)
不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用	王星星, 林建伟, 詹艳慧, 张志斌, 邢云青, 姜博汇, 储鸣 (1936)
树脂基纳米钛锆氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟	陈家凯, 聂广泽, 刘志英, 姚远, 徐炎华 (1947)
灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响	朱培颖, 李大鹏, 于胜楠 (1957)
城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律	桑浪涛, 石烜, 张彤, 付博文, 金鹏康 (1965)
11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋	周林军, 古文, 刘济宁, 石利利, 徐炎华 (1972)
反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性	金鹏康, 杨珍瑞, 李蓉, 李岩, 周立辉 (1982)
Fe ⁽⁰⁾ -活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素	吕永涛, 刘婷, 曾玉莲, 孙婷, 张瑶, 王磊 (1991)
两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较	李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 王博, 姚倩, 卓杨 (1997)
基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响	闫刚, 徐乐中, 沈耀良, 吴鹏, 张婷, Samwine Thomas (2006)
温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响	范军辉, 郝瑞霞, 朱晓霞, 万京京, 刘思远, 王丽沙 (2012)
SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析	杨波, 徐辉, 冯修平, 李方, 田晴, 马春燕 (2021)
嗜碱降解菌 <i>Ochrobactrum</i> sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用	徐伟超, 吴翠平, 张玉秀, 张琪, 张怡鸣 (2030)
锰氧化菌 <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制	万文结, 薛芷筠, 张泽文, 何冬兰 (2036)
温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响	周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (2044)
包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析	许晓毅, 尤晓露, 吕晨培, 王斌, 胡碧波 (2052)
强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落	曹知平, 吴静, 左剑恶, 王晓璐, 王翀, 王广启, 王凯军, 钱易 (2059)
三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征	秦红, 任庆水, 杨文航, 李昌晓 (2065)
川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素	田琳琳, 朱波, 汪涛, 赵原, 董宏伟, 任光前, 胡磊 (2074)
双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N ₂ O 排放的影响	伍延正, 张苗苗, 秦红灵, 陈春兰, 王娟, 魏文学, 李勇 (2084)
生物炭介导的不同地表条件下土壤 N ₂ O 的排放特征	邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 张迪, 陈威, 王向前, 陈窈君, 刘扬 (2093)
垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征	熊瑛, 王龙昌, 杜娟, 赵琳璐, 周泉, 张赛 (2102)
广东省土壤 Cd 含量空间分布预测	孙慧, 郭治兴, 郭颖, 袁宇志, 柴敏, 毕如田, 杨静 (2111)
宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价	张鹏岩, 康国华, 庞博, 郭依, 何坚坚, 秦明周 (2125)
腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响	王青清, 蒋珍茂, 王俊, 魏世强 (2136)
紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征	李秋言, 赵秀兰 (2146)
生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用	吴志娟, 毕二平 (2154)
两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制	王彤彤, 马江波, 曲东, 张晓媛, 郑纪勇, 张兴昌 (2161)
牛粪源蛭蚶及其生物炭对 Pb ²⁺ 、Cd ²⁺ 的吸附特性	杜文慧, 朱维琴, 潘晓慧, 沈旭阳, 陈思远, 陈可乐, 坎吉汗·木沙拉, 张杭君, 丁颖 (2172)
C ₃ N ₄ /BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制	鲍玥, 周旻昀, 邹骏华, 史宇滨, 万先凯, 史惠祥 (2182)
《环境科学》征稿简则 (2020) 《环境科学》征订启事 (2035) 信息 (1782, 1798, 1827)	

3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用

李立青¹, 胡楠¹, 刘雨情¹, 涂声亮¹, 陈华超²

(1. 中国地质大学环境学院, 武汉 430074; 2. 湖北省林业科学研究院, 武汉 430075)

摘要: 城市地表径流溶解性氮(N)的有效控制具有挑战性. 2015 构建了 3 种不同设计的生物滞留设施: 壤砂种植紫穗狼尾草(CB)、壤砂种植紫穗狼尾草设置饱和带(MB1)、壤砂种植紫穗狼尾草设置饱和带并添加 10% 木块(MB2). 在模拟城市地表径流水文、水质变化条件下, 研究 3 种生物滞留种植植物、设置饱和带以及添加碳源对城市地表径流溶解性 N(NH_4^+ -N、 NO_3^- -N)的去除作用. 通过为期 1 年试验监测表明, 在进水 NH_4^+ -N浓度平均值为 $(5.45 \pm 2.21) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 情况下, 3 种生物滞留对 NH_4^+ -N均具有显著的去除作用(去除率 95%). 基质吸附、硝化与植物吸收是生物滞留有效去除城市地表径流 NH_4^+ -N的主要途径. 在进水 NO_3^- -N平均值为 $(5.88 \pm 2.32) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 情况下, CB、MB1 和 MB2 出水 NO_3^- -N浓度的平均值分别为 (4.04 ± 2.64) 、 (0.84 ± 1.18) 和 $(0.26 \pm 0.48) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 相应去除率分别为 31.3%、85.7% 和 95.6%. 生物滞留种植紫穗狼尾草、设置饱和带以及添加碳源均可显著降低出水 NO_3^- -N浓度, 减少 NO_3^- -N淋溶输出, 提高 NO_3^- -N去除率. 植物吸收和微生物反硝化是生物滞留去除 NO_3^- -N的主要途径. 进水 NO_3^- -N浓度、水量、间隔天数是影响生物滞留出水 NO_3^- -N浓度的主要因素. 生物滞留种植紫穗狼尾草、设置饱和带并添加碳源, 在水文、水质变化情况下, 仍可有效去除城市地表径流溶解性 N.

关键词: 生物滞留; 紫穗狼尾草; 饱和带; 溶解性 N; 地表径流水文

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-1881-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201612215

Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater

LI Li-qing¹, HU Nan¹, LIU Yu-qing¹, TU Sheng-liang¹, CHEN Hua-chao²

(1. School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China; 2. Hubei Academy of Forestry, Wuhan 430075, China)

Abstract: Multiple chemical forms of nitrogen in urban storm water make its management challenging. Three types of bioretention systems were constructed in 2015 with loamy sand as filter media, including a conventional freely drained bioretention (CB), a modified bioretention incorporated a submerged zone (MB1), and a modified bioretention incorporating a submerged zone with woodchips addition (MB2). This study investigated the role of vegetation, the use of submerged zone and carbon addition in achieving co-optimized dissolved nitrogen removal in bioretention systems. Twelve bioretention columns were monitored over a 12-month period of dosing with synthetic storm water under varying hydrology and nitrogen loading rates. All the studied bioretention systems could achieve very good ammonia removal (more than 95%) at an average inflow ammonia concentration of $(5.45 \pm 2.21) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The filter media sorption, nitrification and plants uptake were the main removal pathways for incoming ammonia. The effluent nitrate concentrations of the CB, MB1 and MB2 were $(4.04 \pm 2.64) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (31.3%), $(0.84 \pm 1.18) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (85.7%), and $(0.26 \pm 0.48) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (95.6%), respectively, at the average inflow nitrate concentration of $(5.88 \pm 2.32) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The use of the native species *P. alopecuroides*, a submerged zone and woodchips addition could effectively decrease the effluent nitrate concentration, reduce the washout and achieve high nitrate removal. Both plants uptake and denitrification were the two major pathways for removal of inflow nitrate. Inflow magnitude, antecedent dry days and inflow nitrate concentration were the main factors influencing the effluent nitrate concentrations for the three bioretention systems. The results highlighted that the bioretention design of the native species *P. alopecuroides* incorporated a submerged zone with 10% woodchips addition could consistently and effectively remove storm water nitrate under hydrological regime and nitrogen loading rates.

Key words: bioretention; *Pennisetum alopecuroides*; submerged zones; dissolved nitrogen; hydrological regime of surface runoff

生物滞留(或雨水花园)是城市雨水管理和影响开发的主要措施之一,广泛应用于不透水地表径流量、水质控制^[1]. 近年来随着国内城市雨洪、地表径流污染问题频现,以地表径流源区控制为目标的海绵城市建设蓬勃兴起,生物滞留技术的应用受到广泛关注.

生物滞留是指由 0.7 ~ 1 m 深的砂质壤土或壤

质砂土及其种植其上的植物组成,用于减少或滞留不透水地表径流以及去除地表径流携带的污染物^[1]. 研究与实践表明,生物滞留系统不仅能够有

收稿日期: 2016-12-25; 修订日期: 2017-02-07

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07307001); 中央高校基本科研业务费专项

作者简介: 李立青(1977~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为城市地表径流污染控制, E-mail: li-liqing@163.com

效降低城市地表径流总量和峰值流量^[2],而且可有效控制城市地表径流中颗粒污染物、磷和重金属,主要通过沉淀、过滤与吸附等物理化学过程去除^[1,3-7].但是对城市地表径流 N 的去除变化较大,从最高可达到 60% 的滞留去除到淋溶输出^[8-10].为此部分研究选择种植特定植物和设置饱和带,通过加强植物吸收与促进微生物反硝化,减少 NO_3^- 的淋溶输出,提高对城市地表径流 N 的去除^[11-13].但是也有的研究表明生物滞留底部设置饱和带没有显著提高对城市地表径流 N 的去除作用^[14,15].究其原因与不同研究地表径流水文、水质的差异有关.生物滞留对城市地表径流 N 的去除涉及不同形态 N 的沉淀、过滤、基质吸附以及生物转化(植物吸收、微生物硝化、反硝化)^[1,9].城市地表径流水文、水质变化势必会影响 N 在生物滞留中的迁移转化与去除过程.而水文、水质的时、空差异性正是城市地表径流的基本特征.因此生物滞留的设计与配置应以当地城市地表径流水文、水质特征为依据.鉴于城市地表径流水文、特别是污染程度的区域差异^[16-18],那么如何设计与配置生物滞留值得进一步研究.

本研究根据武汉城市地表径流污染水文、水质变化特征,参考国际上生物滞留设计指南与最新研究进展设计了 3 种典型的生物滞留设施,在变化水文、水质条件下,模拟研究生物滞留种植植物、设置饱和带及添加碳源对城市地表径流溶解性 N (NH_4^+ -N、 NO_3^- -N) 去除的影响,揭示植物吸收与饱和带(反硝化)对 N 去除影响机制,以期为国内生物滞留组成与结构设计提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 生物滞留模拟装置

生物滞留模拟柱选择直径 300 mm 的 PVC 管和有机玻璃管制作,PVC 管高度 90 cm,顶部接 30 cm 有机玻璃管,便于植物生长与储水(图 1).选取河砂(75%)与武汉当地黄棕壤(25%,体积比)混合形成壤砂质基质,基本理化性质见表 1.种植植物选择城市观赏草紫穗狼尾草(*Pennisetum alopecuroides*).紫穗狼尾草属禾本科狼尾草属多年草本植物,秆直立,丛生,高 60~120 cm,须根发达、生长速率快,能够适应频繁的淹水和干旱,并具有较高的观赏价值^[19].

2015 年 5 月在湖北省林业科学院温室共构建 12 个生物滞留模拟柱,设计了对照(CK)、传统生物

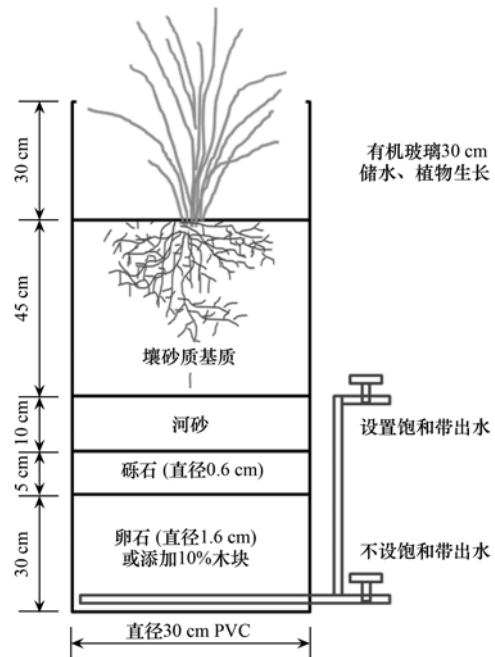


图 1 生物滞留模拟柱结构配置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the bioretention columns

表 1 生物滞留土砂混合基质理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil-sand mixtures used to construct test bioretention systems

项目	河砂	黄棕壤	壤砂基质 (1:3, 体积比)
颗粒分布			
砂粒/%	96.6	29.4 ± 2.34	79.8
粉粒/%	—	59.7 ± 2.4	14.9
黏粒/%	—	10.9 ± 0.06	2.7
容重/ $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	1.58	1.29	1.74
饱和导水率/ $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$	—	—	180 ± 2.8
pH	7.44 ± 0.22	6.52 ± 0.07	6.71 ± 0.01
EC/ $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	24.8 ± 1.6	79.6 ± 5.8	89.8 ± 6.7
OM/%	—	1.1	0.28
TN/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	—	200	50
TP/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	161.5	323.1	201.9
Si/%	38.6	31.6	36.9
Al/%	6.67	9.71	7.43
Fe/%	0.50	3.83	1.34
Mg/%	0.08	0.56	0.20
Ca/%	0.46	0.24	0.41
Na/%	1.31	0.36	1.07
K/%	3.12	1.64	2.75

滞留(CB)、改进生物滞留设置饱和带不加碳源(MB1)和改进生物滞留设置饱和带并添加碳源(MB2)这 4 个处理,每个处理设置 3 个重复(见表 2).生物滞留模拟柱自上而下依次装填过滤基质层 45 cm 壤砂、15 cm 过渡层[10 cm 河砂、5 cm 砾石(直径 0.6 cm)]、储排水层 30 cm 卵石(直径 1.6 cm).饱和带设置高度为 45 cm,添加杨木块(直径

1.6 cm,10%,体积比)为碳源(图 1)。3 种生物滞留与对照的不同设计配置共形成 3 种对比关系:①壤砂基质不种植物(CK)与传统生物滞留壤砂质基质种植植物(CB),②传统生物滞留壤砂质基质种植植物(CB)与改进生物滞留设置饱和带不加碳源(MB1),③改进生物滞留设置饱和带不加碳源(MB1)与改进生物滞留设置饱和带并添加碳源(MB2)。因此根据生物滞留种植植物与否、设置饱和带与否、饱和带中添加碳源与否,分析种植植物、设置饱和带与添加碳源对城市地表径流 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除的影响。

表 2 生物滞留模拟柱设计配置
Table 2 Bioretention column design configuration

处理	过滤基质	植物	饱和带	碳源
对照组 CK	45 cm 壤砂	无	无	无
传统生物滞留 CB	45 cm 壤砂	紫穗狼尾草	无	无
改进生物滞留 MB1	45 cm 壤砂	紫穗狼尾草	45 cm 饱和带	无
改进生物滞留 MB2	45 cm 壤砂	紫穗狼尾草	45 cm 饱和带	杨木块 10% (体积比)

1.2 模拟城市地表径流与试验运行

根据国内典型城市不透水地表径流水质测定研究结果(表 3)^[16~18],重点研究溶解性 N($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)和 P($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)。模拟城市地表径流 N、P 浓度设计了 3 个水平(表 3),低污染水平代表城市不透水地表径流污染平均污染程度。考虑到城市地表

径流污染时空差异以及生物滞留设施通常用于处理初期地表径流,对应中等污染水平。另外为了研究生物滞留不同配置对地表径流 N、P 去除机制,特设计了高污染水平。模拟城市地表径流采用放置 24 h 自来水,通过添加分析纯 NH_4Cl 、 KNO_3 和 KH_2PO_4 达到设计的 N、P 浓度。

表 3 典型城市地表径流水质及模拟地表径流水质设计

Table 3 Typical urban storm water quality and synthetic storm water inflow characteristics

水质指标 / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	典型城市地表径流			模拟城市地表径流			来源
	武汉	重庆	上海	低浓度	中浓度	高浓度	
TN	11.58 ± 8.31	6.02 ± 1.60	7.74 ± 5.34	6.0	12.0	18.0	
DN	3.51 ± 3.20	—	—	6.0	12.0	18.0	
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	1.45 ± 1.11	2.77 ± 1.33	4.85 ± 4.56	3.0	6.0	9.0	NH_4Cl
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	1.82 ± 2.33	1.62 ± 0.60	—	3.0	6.0	9.0	KNO_3
TP	1.28 ± 1.03	0.61 ± 0.45	0.57 ± 0.44	0.50	1.0	1.5	
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.15 ± 0.22	—	—	0.50	1.0	1.5	KH_2PO_4
N:P	8.9	10.0	13.6	12	12	12	

试验运行进水量与间隔天数参考武汉气候、降雨特征。武汉属于亚热带大陆性季风气候区,多年平均降雨量 1 344 mm。日降雨量分布特征为 40% 的降雨事件 ≤ 7.5 mm,60% 降雨的降雨事件 ≤ 15.0 mm,80% 的降雨事件 ≤ 22.5 mm。以生物滞留设施面积为不透水地表面积的 10% 设计计算,每次模拟运行进水量设计 3 个水平:5、10 和 15 L,分别对应 7.5、15.0 和 22.5 mm 降雨事件,可考察进水量变化对生物滞留去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的影响。另外根据武汉日降雨量 ≥ 5.0 mm 降雨事件的平均间隔时间为 6 d,2 次模拟运行间隔时间设计了 3 个水平:3、6、12d,以便考察 2 次降雨间隔时间、干湿交替对生物滞留去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的影响。

2015 年 6 月生物滞留模拟柱种植植物之后,每周 1 次用 5 L 自来水一次性浇灌。2015 年 7~8 月每周 1 次用 5 L 低 N、P 浓度模拟城市地表径流一次性浇灌。培育 2 个月植物逐渐长成后,在 2015 年

9~11 月开始正式试验运行监测。采用正交表 $\text{L}_9(3^4)$ 安排了 9 次试验(表 4),考察了进水 N/P 浓度、间隔天数、进水水量各 3 水平下,3 种生物滞留与对照处理对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除的影响。2015 年 12 月在第一轮试验结束后,对植物进行了收割。2016 年 3 月植物返青后,进行了第二轮试验,同样根据表 3 进行了 9 次试验运行监测。

2015~2016 年对 3 种生物滞留设计与对照共运行监测 18 次。每次试验运行对于每个模拟柱进水方式为一次性浇灌,同时采集进水水样。每次试验分别收集每个模拟柱所有出水,测定水量,混匀采集 1 个水样。现场采用 YSI 便携式多参数水质仪(ProPlus)测定 pH、EC、溶解氧(DO)和氧化还原电位(ORP)。采集的水样运回实验室,原样与过滤水样($0.45\text{ }\mu\text{m}$)分别测定 TN 和 TP,过滤水样测定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$,均按照文献[20]测定。

表 4 生物滞留模拟运行试验设计
Table 4 Bioretention experimental design

试验编号	操作变量		
	进水 N、P 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	间隔天数/d	进水水量/d
1	1 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 3.0)、($\text{NO}_3^- \text{-N}$, 3.0)、($\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$, 0.5)	3	5
2	1	6	10
3	1	12	15
4	2 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 6.0)、($\text{NO}_3^- \text{-N}$, 6.0)、($\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$, 1.0)	3	10
5	2	6	15
6	2	12	5
7	3 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 9.0)、($\text{NO}_3^- \text{-N}$, 9.0)、($\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$, 1.5)	3	15
8	3	6	5
9	3	12	10

1.3 数据处理

利用 Origin 8.5 与 SPSS 21.0 对数据分析处理. 采用方差分析模块, 分析生物滞留不同处理之间对出水水质影响的差异 ($P = 0.05$), 分析生物滞留进水量、间隔天数、水质变化对出水水质的影响 ($P = 0.01, P = 0.05$), 并进行多重比较 ($P = 0.05$).

2015 ~ 2016 试验期间生物滞留进水、出水累积负荷 (L_{in} 、 L_{out}) (mg) 计算公式表达为:

$$L_{\text{in}} = \sum_{i=1}^a c_{\text{in},i} \times V_{\text{in},i}$$
$$L_{\text{out}} = \sum_{i=1}^a c_{\text{out},i} \times V_{\text{out},i}$$

式中, $c_{\text{in},i}$ 和 $c_{\text{out},i}$ 分别为生物滞留第 i 次进水、出水污染物浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), $V_{\text{in},i}$ 和 $V_{\text{out},i}$ 分别为生物滞留第 i 次进水、出水水量 (L), a 为试验期间总运行监测次数 (18). 试验期间对进水 N 负荷去除率 (LR, %) 计算公式表达为:

$$\text{LR} = \left(1 - \frac{L_{\text{out}}}{L_{\text{in}}}\right) \times 100\%$$

2 结果与分析

2.1 生物滞留设计配置对进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除的影响

在进水水量 5 ~ 15 L 变化范围下, CK、CB、MB1、MB2 平均出水量分别为 7.2、6.7、7.1 和 7.2L, 水量减少率分别为 27.8%、32.6%、28.7% 和 28.4% (表 5). 生物滞留种植植物 (CB) 与对照 (CK) 相比仅提高水量控制率 5%, 增加饱和带设计 (MB1 和 MB2) 与 CB 相比减少水量控制率 4% ~ 5%. 生物滞留通过蒸发和蒸腾可减少 30% 水量, 增加饱和带设计不会显著减少对水量的控制功能 ($P > 0.05$).

18 次模拟试验 CK、CB、MB1、MB2 进水、出

水 TN、DN、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、EC、DO、ORP 和 pH 综合结果见表 5. 在进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度平均值为 (5.45 ± 2.21) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 情况下, CK、CB、MB1 和 MB2 出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度的平均值分别为 (0.06 ± 0.02)、(0.08 ± 0.02)、(0.08 ± 0.08) 和 (0.18 ± 0.16) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CK、CB、MB1、MB2 对进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 均具有显著的去作用 ($P < 0.05$), 去除率分别为 99.1%、98.5%、99.1% 和 97.4%. 与对照 (CK) 相比, 生物滞留种植紫穗狼尾草 (CB) 与设置饱和带 (MB1) 不会显著影响 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除 ($P > 0.05$). 尽管生物滞留设置饱和带并添加碳源 (MB2) 与设置饱和带不添加碳源 (MB1) 相比, 使出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度升高 0.10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但不显著 ($P > 0.05$), 整体不会降低对 TN 的去除作用.

进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的平均值为 (5.88 ± 2.32) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 情况下, CK、CB、MB1 和 MB2 出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度的平均值分别为 (10.27 ± 3.16)、(4.04 ± 2.64)、(0.84 ± 1.18) 和 (0.26 ± 0.48) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相应去除率分别为 -74.7%、31.3%、85.7% 和 95.6%. 同对照 CK 相比, 生物滞留种植植物 (CB) 可显著降低出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度, 减少 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 淋溶输出, 增设饱和带不加碳源 (MB1) 可显著降低出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度, 提高 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除率. 设置饱和带并添加碳源 (MB2) 可进一步降低出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除率提高 9.9%. 另外生物滞留设置饱和带与添加碳源显著降低出水 DO、ORP 与 pH (见表 5).

2.2 生物滞留进水水文、水质变化对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除的影响

进水水质、水文变化 (水量、间隔天数) 对 3 种设计生物滞留与对照出水 TN、DN、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度影响的方差分析结果见表 6. 进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度变化对 CK 出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度存在显著影

响($P < 0.05$),而进水流量与间隔天数的变化对 CK 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的浓度没有影响($P > 0.05$). 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、进水水量、间隔天数对生物滞留 CB 和 MB1 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度不存在显著影响($P > 0.05$). 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度变化对 MB2 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度没有影响($P > 0.05$),而进水水量与间隔天数变化对 MB2 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度存在显著影响($P < 0.05$).

表 5 3 种生物滞留设计与对照对进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均去除作用¹⁾ ($n = 18$)

Table 5 Average stormwater inflow and outflow nitrogen concentrations and removal rates for the three bioretention treatments and control					
项目	进水	CK	CB	MB1	MB2
水量/L	10.0 ± 4.2 ^a	7.2 ± 4.1 (28%) ^b	6.7 ± 4.2 (33%) ^b	7.1 ± 4.2 (29%) ^b	7.2 ± 4.2 (28%) ^b
TN/ mg·L ⁻¹	12.46 ± 5.00 ^a	11.87 ± 4.11 (4.7%) ^a	4.68 ± 3.28 (62.4%) ^b	1.20 ± 1.48 (90.4%) ^c	0.91 ± 0.68 (92.7%) ^c
DN/ mg·L ⁻¹	11.97 ± 4.85 ^a	11.23 ± 3.77 (6.2%) ^a	4.40 ± 3.09 (63.2%) ^b	1.02 ± 1.37 (91.5%) ^c	0.52 ± 0.63 (95.7%) ^c
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ / mg·L ⁻¹	5.45 ± 2.21 ^a	0.06 ± 0.02 (99.1%) ^b	0.08 ± 0.02 (98.5%) ^b	0.08 ± 0.08 (99.1%) ^b	0.18 ± 0.16 (97.4%) ^b
$\text{NO}_3^- - \text{N}$ / mg·L ⁻¹	5.88 ± 2.32 ^a	10.27 ± 3.16 (- 74.7%) ^b	4.04 ± 2.64 (31.3%) ^c	0.84 ± 1.18 (85.7%) ^d	0.26 ± 0.48 (95.6%) ^d
EC/μS·cm ⁻¹	370.7 ± 62.7	389.2 ± 76.3	387 ± 60.3	488.4 ± 90.5	504.9 ± 93.8
DO/ mg·L ⁻¹	7.25 ± 0.66	7.3 ± 1.05	7.08 ± 1.24	1.72 ± 1.31	1.15 ± 0.31
ORP/mV	174.0 ± 36.2	175.7 ± 47.6	208.6 ± 40.9	120.4 ± 85.8	- 138.5 ± 41.2
pH	7.66 ± 0.11	7.93 ± 0.14	7.64 ± 0.17	7.30 ± 0.08	6.93 ± 0.11

1) CK:对照壤砂不种狼尾草;CB:壤砂种植狼尾草;MB1:壤砂种植狼尾草并设置饱和带;MB2:壤砂种植狼尾草设置饱和带并添加碳源;不同小写字母代表不同处理间差异性显著($P < 0.05$),括号内代表平均去除率

进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化对 CK 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度存在极显著影响($P < 0.01$),而进水流量与间隔天数的变化对 CK 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度没有影响($P > 0.05$). 进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度、进水水量和间隔天数对 3 种生物滞留设计 CB、MB1、MB2 均存在显著或极显著影响. 由此可说明,城市地表径流 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度、水文变化(水量、间隔天数)是影响 3 种生物滞留(CB、MB1、MB2)出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 重要因素. 另外对比进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和水文变化对 3 种生物滞留(CB、MB1、MB2)影响的差异(F 值),进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和水文变化对 CB 的影响最大,依次为 MB1、MB2,说明饱和带设置与碳源添加可增加生物滞留对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除的缓冲作用.

图 2 进一步比较了进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度、间隔天数、进水流量不同水平对 3 种生物滞留(CB、MB1、MB2)和 CK 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的影响差异. 对于 CB,随着进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和进水水量增加,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度显著增加;而间隔天数不是影响 CB 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的主要因素. 对于 MB1,只在进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 高浓度情况下,显著增加出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,随着间隔天数的增加,显著降低出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度,进水水量 3 个水平对出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度不存在显著差异. 对于 MB2,随着进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度增加,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度有所增加,但是不存在显著差异. 进水间隔隔天数增加,可降低 MB2 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度. 进水水量 3 个水平下 MB2 对应出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的差异不显著. 在城市地表径流水文、水质变化情况下,种植植物

表 6 进水文、水质变化对 3 种设计生物滞留与对照出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度影响方差分析¹⁾ (F 值)

Table 6 F values from co-variance (ANCOVA) analysis of total nitrogen (TN), ammonium, and nitrate concentrations in effluent in relation to inflow nitrogen concentration, inflow volume and antecedent dry days in the three bioretention and control treatments

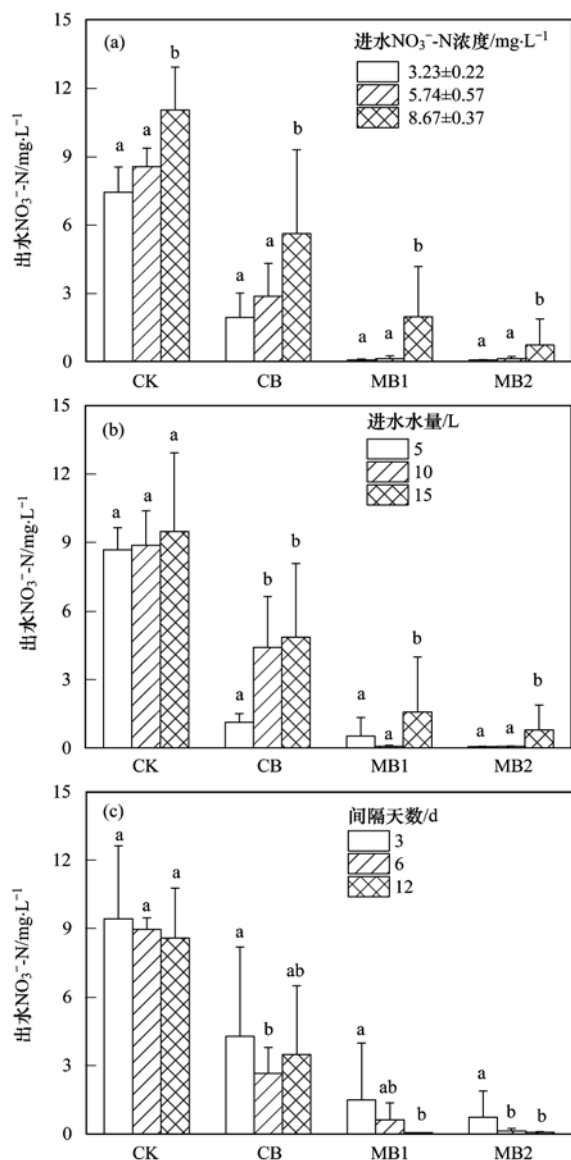
处理	TN	DN	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$
CK				
进水浓度	44.09 **	50.28 **	3.98 *	22.12 **
间隔天数	1.47	2.35	1.60	1.16
进水流量	3.25	4.76 *	0.84	1.11
CB				
进水浓度	35.66 **	32.24 **	0.89	35.66 **
间隔天数	9.54 **	9.59 **	1.42	6.42 **
进水流量	40.39 **	32.42 **	0.14	40.58 **
MB1				
进水浓度	9.76 **	10.80 **	2.45	10.80 **
间隔天数	5.52 *	5.42 *	1.23	4.85 *
进水流量	5.21 *	5.66 *	0.87	5.45 *
MB2				
进水浓度	3.08	5.45 *	0.73	3.93 *
间隔天数	5.54 *	4.06 *	3.92 *	3.93 *
进水流量	5.01 *	4.89 *	5.60 *	5.24 *

1) ** 表示差异极显著($P < 0.01$), * 表示差异显著($P < 0.05$)

CB、设置饱和带 MB1 和设置饱和带并添加碳源 MB2 对有效去除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的适应能力依次增强.

2.3 生物滞留对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 负荷削减与去除途径

表 7 总结了试验期间(18 次)对照 CK 与 3 种生物滞留(CB、MB1、MB2)累积进、出水 TN、DN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度、负荷以及去除率. 累积进水



CK:对照壤砂不种狼尾草、CB:壤砂种植狼尾草、MB1:壤砂种植狼尾草并设置饱和带、MB2:壤砂种植狼尾草设置饱和带并添加碳源;同一处理不同小写字母代表操作变量不同水平差异性显著($P < 0.05$)

图2 3种生物滞留设计与对照进水 NO_3^- -N浓度、水量、间隔天数对出水 NO_3^- -N浓度的影响

Fig. 2 Effects of inflow nitrate concentrations, inflow volume, and antecedent dry days on the outflow nitrate concentrations in the three bioretention and control treatments

量 180 L, CK、CB、MB1、MB2 对水量的削减分别为 27.8%、32.6%、28.7%、28.4%, 种植植物增加 5% 水量削减, 设置饱和带减少 5% 水量削减. 累积进水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TN 负荷为 982.7、1 054.9 和 2 250.5 mg, CK 对 NH_4^+ -N 与 NO_3^- -N 负荷削减率分别为 99.3% 和 -24.8%, 基质通过吸附或离子交换可有效去除 NH_4^+ -N, 但是 NO_3^- -N 存在淋溶输出, 因而

对 TN 负荷削减率总体表现为 27.8%. 同 CK 相比, 种植植物 CB 显著减少了 NO_3^- -N 淋溶, NO_3^- -N 负荷的去除率达到 42.3%, TN 负荷去除率增加至 68.0%. 种植植物通过植物吸收或根际促进了微生物硝化、反硝化至少可使 TN 负荷削减率提高 36.3%. 生物滞留设置饱和带不添加碳源 MB1 与 CB 相比, 设置饱和带可显著提高对 NO_3^- -N 负荷去除率(88.8%), 设置饱和带促进微生物反硝化, 使 NO_3^- -N 负荷去除率提高 46%. 生物滞留设置饱和带添加碳源 MB2 与不添加碳源 MB1 相比, 碳源添加尽管仅提高了 NO_3^- -N 负荷去除率 6.7%, 但是 NO_3^- -N 出水浓度从 $0.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (MB1) 显著降低至 $0.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (MB2), 添加碳源显著增加了饱和带微生物的反硝化能力. 另外生物滞留饱和带中添加碳源没有明显增加出水 NH_4^+ -N 负荷, 整体上不影响到 TN 负荷的去除.

3 讨论

本研究根据武汉城市地表径流污染水文、水质变化特征, 参考国际上生物滞留设计指南与最新研究进展设计了 3 种典型的生物滞留设施. 在进水水文、水质变化条件下, 研究了生物滞留种植植物、设置饱和带以及添加碳源对城市地表径流溶解性 N (NH_4^+ -N、 NO_3^- -N) 去除影响. 3 种生物滞留与对照的过滤基质都采用的是 75% 河砂与 25% 当地土壤混合而成, 都能够有效去除进水 NH_4^+ -N, 且不受进水水文、水质变化的影响. 在河砂中混合黄棕壤, 基质吸附或离子交换是去除进水 NH_4^+ -N 的主要途径^[21]. 另外 CB (种植植物) 出水 pH 低于对照 (不种植物) 出水的 pH, 与植物光合作用过程中吸收 NH_4^+ -N 降低 pH 有关^[22], 说明植物吸收也是 NH_4^+ -N 去除的重要途径之一^[11].

对照 CK 尽管可以有效去除 NH_4^+ -N, 但是出水 NO_3^- -N 浓度显著高于进水 NO_3^- -N 浓度, 表现为淋溶输出, 且不受进水水量与间隔天数的影响. 因此对照 CK 壤砂基质对上次进水吸附去除的 NH_4^+ -N, 在 2 次运行间隔期内 NH_4^+ -N 硝化为 NO_3^- -N, 下次运行与进水 NO_3^- -N 同时淋溶输出, 增加出水 NO_3^- -N 浓度^[23,24]. 生物滞留种植紫穗狼尾草 (CB) 与对照 CK 相比, 可显著降低出水 NO_3^- -N 的浓度, 减少淋溶输出. 种植植物对 NO_3^- -N 去除作用的提高可能包括 3 个途径: ①植物直接吸收 NH_4^+ -N, 从而减少硝化作用; ②植物可直接吸收 NO_3^- -N; ③植物根际促进微生物

表 7 试验期间(18 次)3 种设计生物滞留进、出水NH₄⁺-N和NO₃⁻-N累积负荷及去除率

Table 7 Comparison of the influent and effluent water quality and pollutant mass loads for the three bioretention treatments

项目	进水平均浓度 /mg·L ⁻¹	多次出水平均浓度/mg·L ⁻¹				L _{in} /mg	L _{out} /mg				LR 负荷去除率/%			
		CK	CB	MB1	MB2		CK	CB	MB1	MB2	CK	CB	MB1	MB2
水量/L	—	—	—	—	—	180.0	130.0	121.3	128.4	128.9	27.8	32.6	28.7	28.4
TN	12.50	11.82	5.94	1.35	1.03	2 250.5	1 537.2	720.9	173.7	133.4	31.7	68.0	92.3	94.1
DN	12.01	11.01	5.54	1.13	0.66	2 162.5	1 431.3	671.9	144.6	85.7	33.8	68.9	93.3	96.0
NH ₄ ⁺ -N	5.46	0.05	0.08	0.09	0.17	982.7	7.1	9.2	11.8	22.0	99.3	99.1	98.8	97.8
NO ₃ ⁻ -N	5.86	10.13	5.02	0.92	0.39	1 054.9	1 316.7	608.8	118.1	49.8	-24.8	42.3	88.8	95.3

物反硝化^[25]。但是生物滞留种植紫穗狼尾草(CB)对NO₃⁻-N去除作用的提高程度受进水浓度与进水量影响,所以其有效去除NO₃⁻-N的适应性是有限的。

当生物滞留种植紫穗狼尾草和设置饱和带(MB1)可进一步显著降低出水NO₃⁻-N的浓度。饱和带的设置增加了水力停留时间,提供了缺氧条件(ORP = 120.4 mV ± 85.8 mV),促进了微生物的反硝化作用。即使没有添加碳源,也可以有效去除NO₃⁻-N,可能紫穗狼尾草的根系分泌物可为NO₃⁻-N的微生物反硝化提供一定的碳源^[26]。但是当进水NO₃⁻-N浓度、进水水量升高,间隔天数减少时,生物滞留 MB1 对NO₃⁻-N去除作用有所降低(图 2),可能与仅靠植物提供的碳源有限,不能完全满足NO₃⁻-N高负荷下微生物反硝化对碳源的需求。

生物滞留种植紫穗狼尾草和设置饱和带,同时添加 10% 碳源(MB2)与 MB1 相比,尽管在进水NO₃⁻-N低、中负荷情况下对NO₃⁻-N去除作用基本相当,但是在进水NO₃⁻-N高负荷情况下,MB2 对NO₃⁻-N去除作用高于 MB1。生物滞留设置饱和带同时添加碳源,不仅增加了水力停留时间,而且可为微生物反硝化提供充足的碳源。从氧化还原电位 ORP 为(-138.5 ± 41.2)mV 可以看出,添加碳源使饱和带中微生物反硝化作用更加彻底。生物滞留设置饱和带添加碳源(MB2)出水 pH 值为 6.93 ± 0.11,明显低于不添加碳源(MB1)出水 pH(7.30 ± 0.08)。虽然微生物反硝化作用会使 pH 值升高,但是添加的碳源(杨木块)水解产生脂肪酸是出水 pH 降低的主要原因^[27],也说明添加 10% 木块通过水解产生的溶解性有机物可为微生物反硝化提供充足的碳源。另外对比 MB1 和 MB2 出水NH₄⁺-N浓度,添加碳源的量没有显著增加出水NH₄⁺-N,略增加了出水颗粒态有机氮(PON)的浓度(总氮 TN 与溶解性氮 DN 之差)(表 6)。由此可说明生物滞留饱和带添加 10% 的木块,既可以充分满足微生物反硝化有效去除NO₃⁻-N对碳源的需求,又不会明显增加出水 TN

浓度,整体上达到了有效去除 TN 的目的。未来对种植紫穗狼尾草通过植物吸收与设置饱和带通过微生物反硝化对城市地表径流溶解性 N 去除的贡献应进一步采取直接定量的方法进行验证。

值得指出的是在进水水文、水质变化的情况下,本研究设计的含饱和带的生物滞留与含饱和带并添加碳源的生物滞留对 TN 和NO₃⁻-N浓度与负荷的去除均达到了 85% 以上,不仅高于生物滞留野外监测研究对 TN 和NO₃⁻-N 的去除结果(30% ~ 60%)^[9,15,21,23],而且也高于多数室内模拟结果^[12~14]。这种差异一方面反映了本研究采用了低有机质、高含砂量的基质,另一方面更为重要的是种植须根发达的紫穗狼尾草、设置饱和带以及添加适量碳源的协同作用。虽然本研究设计的生物滞留对城市地表径流溶解性 N 去除的结果在未进行验证的情况下不能直接推广到野外实践中,但是生物滞留不同设计对NH₄⁺-N和NO₃⁻-N的去除作用与相对差异,可为实际设计有效去除城市地表径流溶解性 N 的生物滞留提供重要科学依据。

4 结论

(1)在进水NH₄⁺-N浓度平均值为(5.45 ± 2.21) mg·L⁻¹情况下,3 种设计的生物滞留出水NH₄⁺-N浓度的平均值分别为(0.08 ± 0.02)、(0.08 ± 0.08)和(0.18 ± 0.16) mg·L⁻¹,对NH₄⁺-N均具有显著的去除作用,去除率分别为 98.5%、99.1% 和 97.4%。进水水文、水质变化不影响生物滞留对NH₄⁺-N去除作用。基质吸附、硝化与植物吸收是生物滞留有效去除城市地表径流NH₄⁺-N的主要途径。

(2)在进水NO₃⁻-N浓度平均值为(5.88 ± 2.32) mg·L⁻¹情况下,3 种设计的生物滞留出水NO₃⁻-N浓度的平均值分别为(4.04 ± 2.64)、(0.84 ± 1.18)和(0.26 ± 0.48) mg·L⁻¹,相应去除率分别为 31.3%、85.7% 和 95.6%。生物滞留种植紫穗狼尾草、设置饱和带以及添加碳源均可显著降低出水NO₃⁻-N浓

度,减少 NO_3^- -N淋溶输出,提高 NO_3^- -N去除率. 植物吸收和微生物反硝化是生物滞留有效去除 NO_3^- -N的主要途径.

(3)生物滞留采用低有机质、高含砂量的基质、种植紫穗狼尾草、设置饱和带并添加木块,在水文、水质变化情况下,仍可有效去除城市地表径流溶解性 N.

参考文献:

- [1] 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.
- [2] Davis A P, Traver R G, Hunt W F, *et al.* Hydrologic performance of bioretention storm-water control measures[J]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2012, **17**(5): 604-614.
- [3] Liu J Y, Davis A P. Phosphorus speciation and treatment using enhanced phosphorus removal bioretention[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(1): 607-614.
- [4] Li J K, Davis A P. A unified look at phosphorus treatment using bioretention[J]. *Water Research*, 2016, **90**: 141-155.
- [5] 王建军, 李田, 张颖. 给水厂污泥改良生物滞留填料除磷效果的研究[J]. *环境科学*, 2014, **35**(12): 4642-4647.
Wang J J, Li T, Zhang Y. Water treatment residual as a bioretention media amendment for phosphorus removal[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(12): 4642-4647.
- [6] 孟莹莹, 王会肖, 张书函, 等. 基于生物滞留的城市道路雨水滞蓄净化效果试验研究[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2013, **49**(2-3): 286-291.
Meng Y Y, Wang H X, Zhang S H, *et al.* Experiments on detention, retention and purifying effects of urban road runoff based on bioretention[J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 2013, **49**(2-3): 286-291.
- [7] 李立青, 龚燕芳, 颜子钦, 等. 生物滞留设施对城市地表径流低浓度磷吸附基质研究[J]. *环境科学*, 2015, **36**(7): 2511-2517.
Li L Q, Gong Y F, Yan Z Q, *et al.* Bioretention media screening for the removal of phosphorus in urban stormwater[J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(7): 2511-2517.
- [8] LeFevre G H, Paus K H, Natarajan P, *et al.* Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention Cells[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2015, **141**(1): 04014050.
- [9] Li L Q, Davis A P. Urban Stormwater runoff nitrogen composition and fate in bioretention systems[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(6): 3403-3410.
- [10] Collins K A, Lawrence T J, Stander E K, *et al.* Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: a review and synthesis[J]. *Ecological Engineering*, 2010, **36**(11): 1507-1519.
- [11] Barrett M E, Limouzin M, Lawler D F. Effects of media and plant selection on biofiltration performance[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2013, **139**(4): 462-470.
- [12] Brown R A, Hunt W F. Underdrain configuration to enhance bioretention exfiltration to reduce pollutant Loads[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2011, **137**(11): 1082-1091.
- [13] Peterson I J, Igielski S, Davis A P. Enhanced denitrification in bioretention using woodchips as an organic carbon source[J]. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 2015, **1**(4), doi: 10.1061/JSWBAY.0000800.
- [14] Zinger Y, Blecken G T, Fletcher T D, *et al.* Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters: benefits and tradeoffs of a retrofitted saturated zone[J]. *Ecological Engineering*, 2013, **51**: 75-82.
- [15] Hunt W F, Jarrett A R, Smith J T, *et al.* Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina[J]. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 2006, **132**(6): 600-608.
- [16] 林莉峰, 李田, 李贺. 上海市城区非渗透性地面径流的污染特性研究[J]. *环境科学*, 2007, **28**(7): 1430-1434.
Lin L F, Li T, Li H. Characteristics of surface runoff pollution of Shanghai urban area[J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(7): 1430-1434.
- [17] 李立青, 尹澄清. 雨、污合流制城区降雨径流污染的迁移转化过程与来源研究[J]. *环境科学*, 2009, **30**(2): 368-375.
Li L Q, Yin C Q. Transport and sources of runoff pollution from urban area with combined sewer system[J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(2): 368-375.
- [18] 李立青, 单保庆, 赵建伟, 等. 山地城市地表径流源区水质特征监测研究[J]. *环境科学*, 2012, **33**(10): 3397-3403.
Li L Q, Shan B Q, Zhao J W, *et al.* Research on stormwater runoff quality of mountain city by source area monitoring[J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(10): 3397-3403.
- [19] 代会平, 向佐湘, 郭君, 等. 紫穗狼尾草和狗牙根茎叶水文生态效应比较[J]. *草业科学*, 2009, **26**(2): 107-113.
Dai H P, Xiang Z X, Guo J, *et al.* Comparative study on hydrological and ecological effects of stems and leave of wild *Pennisetum alopecuroides* and *Cynodon dactylon* [J]. *Pratacultural Science*, 2009, **26**(2): 107-113.
- [20] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [21] 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.
- [22] Brezonik P L, Arnold W A. Water chemistry: an introduction to the chemistry of natural and engineered aquatic systems[M]. New York: Oxford University Press, 2011. 299-301.
- [23] Brown R A, Birgand F, Hunt W F. Analysis of consecutive events for nutrient and sediment treatment in field-monitored bioretention cells[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2013, **224**(6): 1581.
- [24] Cho K W, Song K G, Cho J W, *et al.* Removal of nitrogen by a layered soil infiltration system during intermittent storm events[J]. *Chemosphere*, 2009, **76**(5): 690-696.
- [25] Payne E G I, Fletcher T D, Russell D G, *et al.* Temporary storage or permanent removal? The division of nitrogen between biotic assimilation and denitrification in stormwater biofiltration systems[J]. *PLoS One*, 2014, **9**(3): e90890.
- [26] Minett D A, Cook P L M, Kessler A J, *et al.* Root effects on the spatial and temporal dynamics of oxygen in sand-based laboratory-scale constructed biofilters[J]. *Ecological Engineering*, 2013, **58**: 414-422.
- [27] Lynn T J, Yeh D H, Ergas S J. Performance of denitrifying stormwater biofilters under intermittent conditions[J]. *Environmental Engineering Science*, 2015, **32**(9): 796-805.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuahu, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qi, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper(II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark ...	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitrification Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthen Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suya Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetirizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)