

王建龙,李慧莹,王雪婷,等.雨水径流碳氮比对生物滞留设施温室气体排放特征的影响[J].环境工程技术学报,2025,15(4):1112-1118.

WANG J L, LI H Y, WANG X T, et al. Impact of carbon-to-nitrogen ratio in stormwater runoff on greenhouse gas emission characteristics of bioretention facilities[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2025, 15(4): 1112-1118.

雨水径流碳氮比对生物滞留设施温室气体排放特征的影响

王建龙^{1,3}, 李慧莹², 王雪婷², 秦昊辰², 李涵菊³

1.城市雨水系统与水环境教育部重点实验室,北京建筑大学

2.北京未来城市设计高精尖创新中心,北京建筑大学

3.北京可持续城市排水系统构建与风险控制工程技术研发中心,北京建筑大学

摘要 生物滞留设施作为绿色雨水基础设施的重要组成部分,在去除雨水径流中污染物的过程中也伴随着二氧化碳(CO₂)、一氧化二氮(N₂O)等温室气体的排放,同时植物通过光合作用具有固碳的作用,但目前关于生物滞留设施温室气体排放特征及碳氮比(C/N)对其影响尚缺乏系统研究。采用实验室柱状模拟的方法,人工配置雨水径流模拟城市道路雨水径流水量和水质,系统研究了雨水径流中C/N对生物滞留设施温室气体排放特征的影响,并对水量水质控制效果进行分析。结果表明:C/N对生物滞留设施温室气体排放以及全球增温潜势(GWP)具有明显影响,其中C/N对N₂O气体排放影响较大。当C/N为15时,N₂O平均排放通量最大,为166.32 μg/(m²·h);当C/N<1时,N₂O平均排放通量最小,为31.26 μg/(m²·h)。生物滞留设施GWP随C/N增大呈升高趋势,C/N为15时GWP约是C/N<1的4倍;C/N<1时,生物滞留设施碳减排潜力最大且对雨水径流中水质水量控制效果最好。研究可为生物滞留设施碳减排潜力评估提供支撑。

关键词 生物滞留;温室气体;碳氮比(C/N);雨水径流;海绵城市

中图分类号:X701;X52 文章编号:1674-991X(2025)04-1112-07 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20240690

Impact of carbon-to-nitrogen ratio in stormwater runoff on greenhouse gas emission characteristics of bioretention facilities

WANG Jianlong^{1,3}, LI Huiying², WANG Xueting², QIN Haochen², LI Hanju³

1.Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment (Ministry of Education), Beijing University of Civil Engineering and Architecture

2.Beijing Advanced Innovation Center for Future Urban Design, Beijing University of Civil Engineering and Architecture

3.Beijing Engineering Research Center of Sustainable Urban Sewage System Construction and Risk Control, Beijing University of Civil Engineering and Architecture

Abstract As an important measure of green stormwater infrastructure, bioretention facilities also emit greenhouse gases (GHGs) such as carbon dioxide (CO₂) and Nitrous oxide (N₂O) in removing pollutants from stormwater runoff. At the same time, plants have the function of carbon sequestration through photosynthesis. However, there is a knowledge gap on the GHG emission characteristics of bioretention facilities and how they are affected by the carbon-to-nitrogen ratio (C/N). Using the laboratory column experiment, artificial rainwater was configured to simulate the runoff volume and water quality of urban road stormwater runoff. The influence of C/N ratio in stormwater runoff on GHG emission characteristics of bioretention facilities was systematically investigated, and the control effects on water quantity and water quality were analyzed. The results showed that C/N had a significant impact on GHG emissions and global warming potential (GWP). Among them, C/N had a greater impact on N₂O emissions. When C/N=15, the average emission flux of N₂O was the largest, which was 166.32 μg/(m²·h). When C/N<1, the average emission flux of N₂O was the smallest, which was 31.26 μg/(m²·h). GWP increased with the increase of C/N. When C/N=15, GWP value was approximately four times that of C/N<1. Moreover, when C/N<1,

收稿日期:2024-10-23

基金项目:北京市自然科学基金面上项目(8232022);北京市属高等学校高水平科研创新团队建设支持计划项目(BPHR20220108)

作者简介:王建龙(1978—),男,教授,博士,主要从事城市雨水径流污染控制、城市水文水力学、海绵城市规划管理研究方向, wjl_xt@163.com

the bioretention facilities had the greatest carbon reduction capacity and showed the best control effect on the water quality and quantity in stormwater runoff. This study can provide support for the assessment of carbon emission reduction potential of bioretention facilities.

Key words bioretention; greenhouse gas; carbon-to-nitrogen ratio (C/N); stormwater runoff; sponge city

随着城镇化发展和气候变化加剧,城市内涝和雨水径流污染等问题日益突出。研究表明,雨水径流污染负荷随着城市不透水区域面积逐年增加而增加,部分城市由雨水径流排入环境水体的污染负荷已占其总污染负荷的50%以上^[1]。针对上述问题,国内外提出了一系列新的雨水管理理念,比如美国1990年提出的低影响开发(LID)和最佳管理措施(BMP)^[2]、澳大利亚的水敏感城市设计(WSUD)、英国的可持续城市排水系统(SUDS)、德国的分散式雨水管理系统(DRSM)和新加坡的活力—美丽—洁净的水计划(ABC)等^[3]。我国于2013年提出了海绵城市,其作为一种新的城市发展方式得到了快速发展和推广应用^[4]。生物滞留是海绵城市建设中应用最广泛的技术措施之一,由于具有水质净化、水量调控等多重作用,并且兼具景观功能,从而在国内外得到广泛应用^[5]。在水质净化方面,如冉阳等^[6]通过构建折流式生物滞留柱并采用羟基铝蛭石污泥颗粒(HAVSP)改良填料,发现HAVSP改良填料折流式生物滞留系统对氮、磷的削减效果比传统填料和改良填料直流式生物滞留系统更加明显,且在350 mm淹没出流高度时对氮、磷削减效果最佳,总氮和硝态氮去除率最高可分别达76%和77%。王小平等^[7]开展了固定化菌藻填料淋洗试验和不同配比固定化菌藻填料的生物滞留池脱氮除磷效果研究,发现固定化菌藻填料有效提高了生物滞留池脱氮除磷性能。

在全球气候变化加剧和碳排放负荷逐年增加的背景下,关于生物滞留设施碳排放的研究也日益增多。如Kavehei等^[8]量化了各种LID设施的碳排放和封存潜力,包括绿色屋顶、雨水花园、生物滞留池、植被缓冲带,结果表明,雨水花园具有较高的碳封存能力。Hathaway等^[9]研究表明生物滞留系统可有效调节潜在气候变化影响。Spatari等^[10]使用LCA模型计算了LID设施的平均能源消耗量和温室气体排放量,结果表明LID设施不但显著降低市政水污染控制的能源成本,还通过减少碳排放助力减缓气候变化。然而生物滞留设施在去除雨水径流污染物过程中,也伴随着CO₂、CH₄、N₂O等温室气体的排放^[11],与此同时,其过滤介质也存在积累大量氮(N)和碳(C)的潜力,这些N和C可持续参与生物过程^[12-13]。王建龙等^[14]通过柱状实验的方法研究了

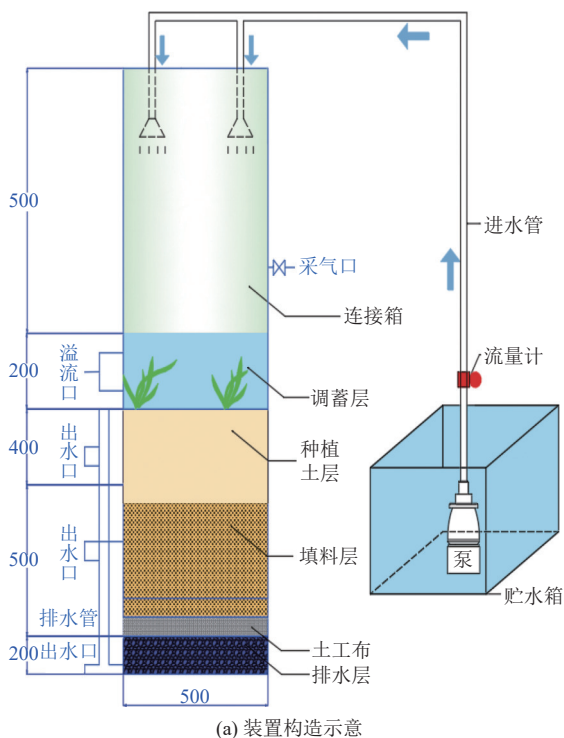
不同类型生物滞留设施温室气体排放特征和碳减排效果,发现倒置生物滞留设施的温室气体累积排放量总量最低,全球增温潜势为224.18 kg/hm²,较其他类型设施具有明显的碳减排优势。温室气体中CO₂来自土壤中微生物对有机质的好氧和厌氧生物过程,而CH₄则是在严格厌氧条件下生成^[11]。N₂O的产生则与反硝化作用密切相关,反硝化作用是去除N的最重要微生物过程之一,此过程硝酸盐(NO₃)转换为N₂O和N₂,从而改善水质^[15],N₂O的产生与促进硝化和反硝化的好氧与厌氧土壤条件之间的转化有关^[16]。McPhillips等^[16-17]评估了2种不同类型的LID设施在温室气体排放量方面的差异,发现不同设施和相邻参考站点之间的N₂O和CH₄排放没有显著差异,但与下沉式绿地相比,生物滞留设施的CO₂排放量明显更高。

综上所述,生物滞留设施作为碳排放与封存系统,其设计参数以及径流水质等因素均会对生物滞留设施温室气体的吸收、利用、排放等过程产生影响,但目前关于生物滞留设施温室气体排放特征及其受C/N影响情况尚缺乏系统性研究。本研究通过柱状模拟实验,系统研究了雨水径流C/N对温室气体排放特征的影响,及其雨水径流水质水量控制效果对碳减排的影响。以期量化评估生物滞留设施的碳排放效果,以及建立生物滞留设施温室气体排放核算方法提供支撑。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验装置如图1所示,装置长(L)×宽(B)×高(H)为50 cm×50 cm×180 cm,构造从上到下依次为气体采集箱(PVC材质,50 cm)、蓄水层(20 cm)、种植土层(粉质壤土,40 cm)、填料层(细砂,50 cm)、砾石排水层(级配碎石,粒径为5~10 mm,20 cm),种植植物采用马莲。为防止装置内壁生长苔藓等影响实验结果,实验装置渗滤介质层外壁用锡箔纸进行遮光处理。实验采用人工配置雨水径流模拟路面降雨径流,雨水径流污染物浓度参考北京市典型道路雨水径流水质监测数据^[18],典型污染物浓度及配置化学试剂如表1所示。生物滞留设施进水流量通过调节蠕动泵转速控制。



注: (a)图中数字单位为 mm。

图 1 实验装置构造及实物照片

Fig.1 Schematic diagram of the experimental device and its photo

表 1 模拟雨水径流中污染物及其浓度

Table 1 Pollutants and their concentrations in the simulated stormwater runoff

污染物	化学药剂	配置浓度/(mg/L)
COD	$C_6H_{12}O_6$	150.0
TP	KH_2PO_4	0.5
NH_4^+-N	NH_4Cl	3.0
$NO_3^- -N$	KNO_3	6.0

实验控制变量为模拟雨水径流的 C/N, 通过改变碳源与氮源投加量控制, 分别设置 4 种工况: C/N<1, C/N 为 5 且 NH_4^+-N 浓度> $NO_3^- -N$ 浓度(简称 C/N 为 5-I), C/N 为 5 且 NH_4^+-N 浓度< $NO_3^- -N$ 浓度(简称 C/N 为 5-II), C/N 为 15。生物滞留设施面积与汇水面面积比一般为 5%~10%^[18], 本研究采用该比值为 8%, 汇水面径流系数取 0.8。降雨过程根据北京 II 区暴雨强度公式推求, 如式(1)所示, 每次实验降雨历时均为 1 h。实验期间降雨重现期为 5 a, 雨峰系数为 0.4。

$$q = \frac{1602 \times (1 + 0.811 \lg P)}{(t + 8)^{0.711}} \quad (1)$$

式中: P 为设计重现期, a; q 为暴雨强度, $L/(s \cdot hm^2)$; t 为降雨历时, min。

1.2 气体采集与监测

实验采用静态箱法采集温室气体, 生物滞留设

施温室气体通量日变化特征曲线如图 2 所示。从图 2 可知, CO_2 排放峰值集中在 10: 00、20: 00, CH_4 排放峰值出现在 12: 00 左右, N_2O 排放峰值处于 10: 00、14: 00、16: 00。根据温室气体日排放通量变化特征, 确定采样时间为每天 10: 00—12: 00。

多次重复实验确定采样时间后, 进行 1.1 节所述 4 种工况的 C/N 控制实验。实验过程中保持模拟降雨条件一致, 实验模拟降雨时间为实验当天 09: 00—10: 00, 模拟降雨结束后安装采气罩, 并在第 0、20、40、60、80、100、120 min 采用容积为 60 mL 带有三通阀的注射器分别采集 50 mL 气体, 将采集到的气体样品注入铝箔采气袋(100 mL, 大连德霖气体包装有限公司)中, 并带回实验室于 48 h 内测定。同时记录箱内温度和大气压, 以 14 d 为 1 个实验周期, 共进行 3 个周期。采气罩外侧附有一层 5 mm 厚的铝箔隔热层, 以防止因太阳的辐射造成罩体内气体温度发生变化。

温室气体监测采用气相色谱仪(Agilent8890A, 美国)。进样方式为三通阀手动进样, 分析所需气体样品量为 6 mL, 用离子火焰检测器(FID)检测 CH_4 和 CO_2 气体, 用电子捕获检测器(ECD)检测 N_2O 。采用内径为 2 mm 的 80/100 目 HayeSepQ 色谱柱, 载气为高纯氮气。

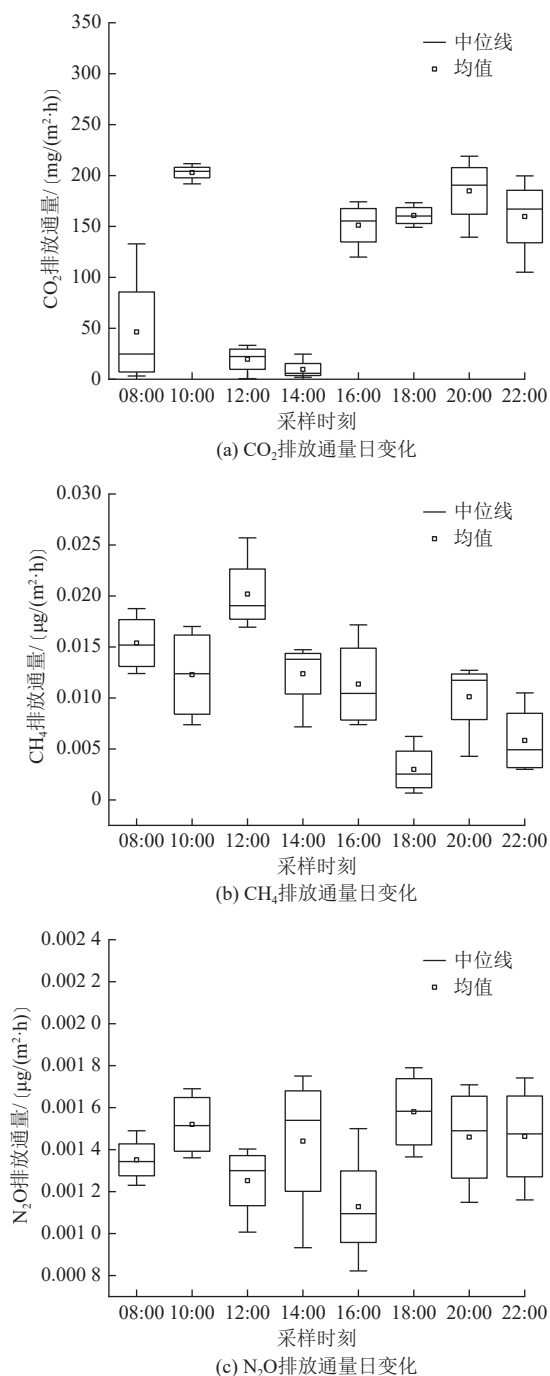


图2 生物滞留设施温室气体排放通量日变化

Fig.2 Daily changes in greenhouse gas fluxes from bioretention facilities

1.3 温室气体通量及增温潜势计算方法

1.3.1 温室气体排放通量

温室气体排放通量是根据一定时间内气体的浓度变化计算得到的,再根据温度、气压和采样高度等,求得单位时间内单位面积的温室气体排放通量,正值表示“碳源”,负值表示“碳汇”,其计算采用式(2)^[19]:

$$F = \rho \times H \times \frac{P}{P_0} \times \frac{273}{273 + T} \times \Delta C \times 60 \quad (2)$$

式中: F 为温室气体排放通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; ρ 为标准大气压下气体密度, g/L ; H 为采样空间有效高度, m ; P 为采样时环境气压, kPa ; P_0 为标准大气压, kPa ; T 为采样时温度, $^{\circ}\text{C}$; ΔC 为降雨间隔时间内气体浓度变化速率, $\mu\text{L}/(\text{L} \cdot \text{min})$ 。

1.3.2 温室气体累积排放量

温室气体累积排放量的计算以前后 2 次量的平均值乘以 2 个相邻测定日的时间间隔,并乘以 24 h,然后进行加权平均计算,其计算公式^[19]如下:

$$\text{CE} = \sum_i^n \frac{F_i + F_{i+1}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \quad (3)$$

式中: CE 为温室气体的累积排放量, kg/hm^2 ; F_i 为温室气体排放通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, i 为第 i 次采样; $t_{i+1} - t_i$ 为 2 个相邻观测日的时间间隔, d ; n 为通量观测次数。

1.3.3 全球增温潜势

全球增温潜势(global warming potential, GWP)是目前常用的预测增温能力的指标,根据 Intergovernmental Panel on Climate Change(IPCC)第 5 版报告,以 CO_2 作为参考标准,预测未来 100 年 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 对气候变化的影响, CH_4 和 N_2O 的 GWP 值分别为 CO_2 的 28 倍和 265 倍^[20]。GWP 的计算采用下式^[21]:

$$\text{GWP} = \text{CE}_{\text{CO}_2} + 28 \times \text{CE}_{\text{CH}_4} + 265 \times \text{CE}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (4)$$

式中: GWP 为系统直接排放的温室气体增温潜势, kg/hm^2 (以 CO_2 计); CE_{CO_2} 为系统 CO_2 的累积排放量, kg/hm^2 ; CE_{CH_4} 为系统 CH_4 的累积排放量, kg/hm^2 ; $\text{CE}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为系统 N_2O 的累积排放量, kg/hm^2 。

2 结果与讨论

2.1 CO_2 排放特征

不同 C/N 条件下生物滞留设施 CO_2 排放通量随时间的变化特征如图 3 所示。从图 3 可知,当雨水径流中 C/N 为 <1、5-I、5-II、15 时,生物滞留设施 CO_2 平均排放通量分别为 41.42、48.91、87.79 和 165.41 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。上述实验条件下生物滞留设施的 CO_2 排放通量均在降雨实验结束之后 2~3 d 达到峰值,分别为 83.22、92.76、140.68 和 291.56 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。当雨水径流中 C/N 为 15 时,生物滞留设施 CO_2 排放通量在降雨实验结束之后 4 d 达到峰值,随后逐渐降低并趋于稳定, CO_2 平均排放通量为 165.41 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,明显高于其他 3 种情况。因此, CO_2 气体平均排放通量受 C/N 影响较大,呈现随着 C/N 的增大而增加的变化趋势,该结论与 McPhillips 等^[16-17]研究发现生物滞留设施 CO_2 排放通量显著高于其他类型设施的结果相一致。

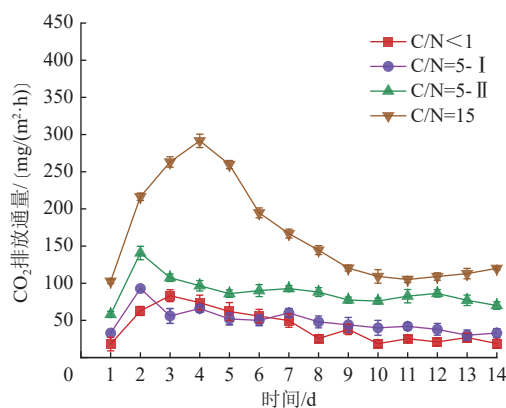
图 3 不同 C/N 时生物滞留设施 CO₂ 排放通量

Fig.3 CO₂ emission flux of bioretention facilities under different C/N ratios

2.2 CH₄ 排放特征

不同 C/N 条件下,生物滞留设施 CH₄ 排放通量随时间的变化特征如图 4 所示。从图 4 中可知,当雨水径流中 C/N 为 15、5-II、5-I、<1 时,生物滞留设施 CH₄ 平均排放通量分别为 16.52、12.48、-8.66、-13.46 μg/(m²·h)。随着 C/N 的增大,生物滞留设施 CH₄ 平均排放通量呈上升趋势。CH₄ 的排放受产甲烷菌活性和周围环境的氧化还原状况的影响较大^[22]。C/N 为 15、5-II 时,产甲烷菌活性较强,CH₄ 排放通量主要处于正排放通量区域,而 C/N 为 5-I 和 <1 时,适宜甲烷氧化菌进行 CH₄ 的氧化过程,CH₄ 排放通量主要处于负排放通量区域。有研究^[22-23]发现,产生甲烷的过程需要有充足的易降解有机物作为反应底物,所有工况的出水 COD 与 CH₄ 排放通量呈显著正相关关系。但较低的 CH₄ 排放通量也可能是由于高效的 CH₄ 氧化所致。在好氧和厌氧环境中都存在甲烷氧化菌,它们能够将部分在厌氧环境中产生的 CH₄ 氧化为 CO₂,从而使生物滞留设施成为产生 CH₄ 的弱源^[24]。

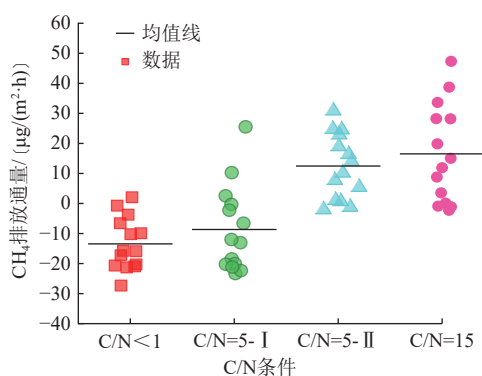
图 4 不同 C/N 时生物滞留设施的 CH₄ 排放通量

Fig.4 CH₄ emission flux of bioretention facilities under different C/N ratios

2.3 N₂O 排放特征

不同 C/N 条件下,生物滞留设施 N₂O 排放通量随时间的变化特征如图 5 所示。从图 5 可知,不同实验条件下生物滞留设施的 N₂O 排放通量变化范围为 -23.24~297.66 μg/(m²·h),该研究结果与 Li 等^[24]研究结果相一致,其研究表明生物滞留设施 N₂O 排放通量范围为 -346.67~7 100 μg/(m²·h)。当雨水径流中 C/N 为 15、5-II、5-I、<1 时,生物滞留设施 N₂O 平均排放通量分别为 166.32、96.82、74.52、31.26 μg/(m²·h),其中 N₂O 最高排放通量(C/N 为 15)约是最低(C/N<1)的 5 倍。导致上述结果的主要原因是,当雨水径流中 C/N 较高时,生物滞留设施内碳源不足,抑制反硝化反应,从而使 N₂O 释放量较少。此外,生物滞留设施渗透出水中 NO₃⁻-N 浓度较低,表明反硝化较完全,也可能导致 N₂O 释放量较少。因为在反硝化过程中,硝酸盐作为电子受体和电子供体,消耗的硝酸盐和产生的 CO₂ 的化学计量关系为 1.0:14.4^[25]。因此,当生物滞留设施脱氮效率较高时,CO₂ 排放通量也较大。

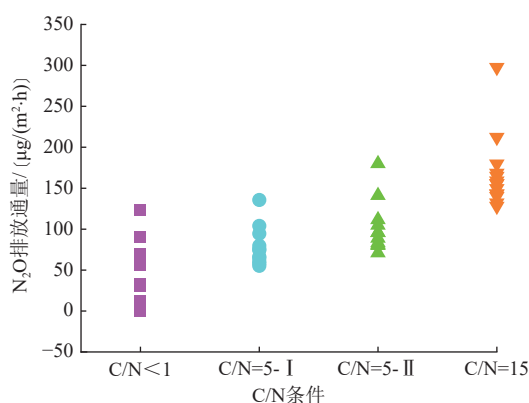
图 5 不同 C/N 条件下生物滞留设施 N₂O 排放通量

Fig.5 N₂O emission flux of bioretention facilities under different C/N ratios

2.4 温室气体累积排放量和增温潜势

不同 C/N 条件下,生物滞留设施温室气体累积排放量和增温潜势如表 2 所示,从表 2 中可知,当 C/N 为 15 时,生物滞留设施中 CO₂、CH₄、N₂O 累积排放量均最高,分别为 529.06、0.05、0.51 kg/m²,GWP 最大,为 665.08 kg/hm²(以 CO₂ 计)。当 C/N<1 时,生物滞留设施中 CO₂、CH₄、N₂O 累积排放量均最低,分别为 134.74、-0.04、0.09 kg/hm²,GWP 最小,为 158.31 kg/hm²(以 CO₂ 计)。通过上述分析可知,雨水径流 C/N 对生物滞留设施温室气体排放和 GWP 影响较大,且当 C/N 较低时生物滞留设施温室气体累积排放量和 GWP 均较小。

表 2 不同 C/N 时生物滞留设施温室气体累积
排放量及 GWP

Table 2 Cumulative GHG emission and warming potential of bioretention facilities under different C/N ratios					kg/hm ²
C/N	累积排放量			GWP	
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O		
<1	134.74	-0.04	0.09	158.31	
5- I	156.42	-0.02	0.23	215.87	
5- II	279.62	0.04	0.30	358.94	
15	529.06	0.05	0.51	665.08	

2.5 雨水径流水质水量控制效果

不同 C/N 条件下,生物滞留设施对雨水径流中 COD 的去除效果如图 6 所示。从图 6 可知,当雨水径流中 C/N 为<1、5- I、5- II、15 时,生物滞留设施对 COD 的去除率分别为 91.57%、86.78%、64.09%、59.44%,上述实验条件下出水中 COD 分别为 12.65、19.83、53.87、60.84 mg/L。按北京市多年平均降水量 590 mm 计算,生物滞留设施每年可处理 1 020 L 雨水,即生物滞留设施每年可削减 COD 的量为 0.147kg(C/N<1)、0.133kg(C/N 为 5- I)、0.098kg(C/N 为 5- II)、0.091 kg(C/N 为 15)。选择 CH₄ 表征污水的碳排放量,以每 kg COD 可产生 0.25 kg CH₄^[26]计,则生物滞留设施每年单位面积可减少 CH₄ 排放量为 0.036 8 kg(C/N<1)、0.033 3 kg(C/N 为 5- I)、0.024 5 kg(C/N 为 5- II)、0.022 8 kg(C/N 为 15),即不同 C/N 条件下,生物滞留设施碳减排能力从大到小依次为 C/N<1、C/N 为 5- I、C/N 为 5- II、C/N 为 15。

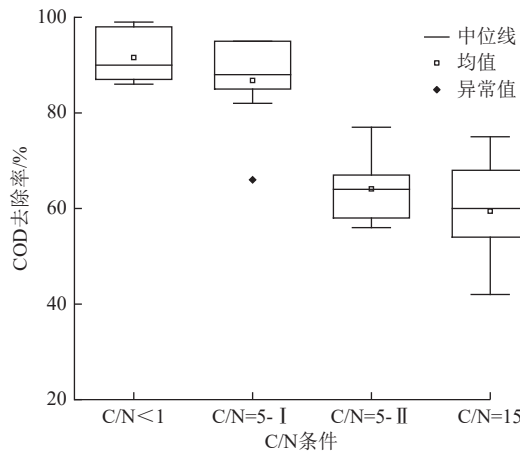


图 6 C/N 对生物滞留设施 COD 去除率的影响
Fig.6 Influence of C/N on COD removal efficiency of
bioretention facilities

不同 C/N 条件下,生物滞留设施对雨水径流总量的削减率如图 7 所示。当雨水径流中 C/N 为<1、

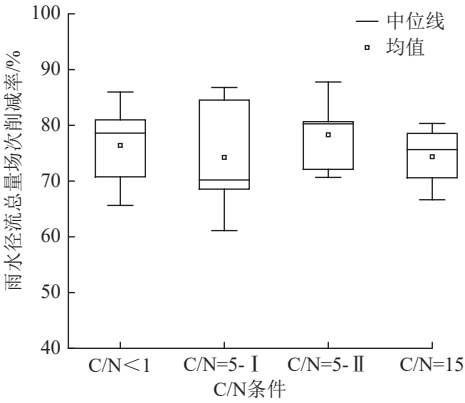


图 7 不同 C/N 时生物滞留设施雨水径流总量场次削减率
Fig.7 Total rainwater runoff reduction rates for bioretention
facilities under different C/N ratios

5- I、5- II、15 时,生物滞留设施对雨水径流总量的场次平均削减率分别为 76.39%、74.24%、78.29%、74.36%,则上述各生物滞留设施每场降雨可减少雨水径流外排量分别为 74.10、72.01、75.94、72.13 L。根据径流总量的平均削减率与减排量,经计算可得,当雨水径流中 C/N 为<1、5- I、5- II、15 时,生物滞留设施每年可减少 CO₂ 排放量分别为 0.010 4、0.010 1、0.010 6、0.010 1 kg。因此,加和计算得到不同 C/N 条件下生物滞留设施的碳减排能力依次为:C/N 小于 1>C/N 为 5- I>C/N 为 5- II>C/N 为 15。

3 结论与展望

- (1)随着雨水径流 C/N 的增大,生物滞留设施 CO₂、CH₄、N₂O 的平均排放通量均呈升高趋势,N₂O 与 CO₂ 受 C/N 影响较大,CH₄ 受 C/N 影响较小,C/N 为 15 时 N₂O 排放通量约是 C/N<1 的 5 倍。
- (2)雨水径流 C/N 与 GWP 关系分析结果表明,雨水径流 C/N 对 GWP 影响较大,GWP 随 C/N 增大呈升高趋势,C/N 为 15 时 GWP 约是 C/N<1 的 4 倍。
- (3)不同雨水径流 C/N 条件下,雨水径流中 C/N<1、C/N 为 5(NH₄⁺-N 浓度>NO₃⁻-N 浓度)、C/N 为 5(NH₄⁺-N 浓度<NO₃⁻-N 浓度)、C/N 为 15 时,生物滞留设施对 COD 的去除率随 C/N 增大而降低,生物滞留设施碳减排效果从大到小依次为:C/N 小于 1、C/N 为 5(NH₄⁺-N 浓度>NO₃⁻-N 浓度)、C/N 为 5(NH₄⁺-N 浓度<NO₃⁻-N 浓度)、C/N 为 15。

综上所述,雨水径流中合理的 C/N 不仅可以促进植物生长和土壤微生物活动,增加生态系统的碳固定能力,还可以降低因生物滞留设施反硝化作用产生的 N₂O 排放,从而在减少面源污染的同时降低温室气体排放,实现减污降碳协同增效。未来可通过调节生物滞留设施中土壤的 C/N,实现减小温室

气体排放通量的效果。具体可通过施用有机肥等方式补充碳源,调节土壤中的 C/N 使其有利于生物滞留设施中植被生长,这些植被可以吸收大气中的 CO₂ 并将其固定在植物组织和土壤中,减小 CO₂ 在大气中的浓度,同时植物的净化作用可以减少径流中的污染物进入水体,减轻面源污染。

参考文献

- [1] DAVIDSON E A, SAVAGE K E, BETTEZ N D, et al. Nitrogen in runoff from residential roads in a coastal area[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 210(1): 3-13.
- [2] Prince George's County (PGCo). Low-impact development hydrologic analysis[R]. Maryland: Department of Environmental Resources, Prince George's County. 1999.
- [3] 张辰, 陈嫣, 吕永鹏.《城镇雨水调蓄工程技术规范》解读[J]. *给水排水*, 2017, 53(6): 9-13.
ZHANG C, CHEN Y, LÜ Y P. Interpretation on technical code for urban stormwater detention and retention engineering[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2017, 53(6): 9-13.
- [4] 车伍, 闫攀, 赵杨, 等. 国际现代雨洪管理体系的发展及剖析[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(18): 45-51.
CHE W, YAN P, ZHAO Y, et al. Development and analysis of international updated stormwater management systems[J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30(18): 45-51.
- [5] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Reducing storm-water costs through low impact development strategies and practices. Rep. No. EPA, 841-F-07-006[R]. Washington DC: US EPA, 2007.
- [6] 冉阳, 付峥嵘, 马满英, 等. 改良填料折流式生物滞留系统对雨水中氮磷削减的效果[J]. *环境工程技术学报*, 2022, 12(5): 1484-1491.
RAN Y, FU Z R, MA M Y, et al. Effect of amended filler fold-flow bioretention system on nitrogen and phosphorus reduction in rainwater[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(5): 1484-1491.
- [7] 王小平, 陈曜, 黄茹婷, 等. 固定化菌藻强化生物滞留池脱氮除磷效果[J]. *环境工程技术学报*, 2023, 13(6): 2117-2125.
WANG X P, CHEN Y, HUANG R T, et al. Effect of immobilized bacteria and algae on enhanced nitrogen and phosphorus removal in bioretention tank[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2023, 13(6): 2117-2125.
- [8] KAVEHEI E, JENKINS G A, ADAME M F, et al. Carbon sequestration potential for mitigating the carbon footprint of green stormwater infrastructure[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 94: 1179-1191.
- [9] HATHAWAY J M, BROWN R A, FU J S, et al. Bioretention function under climate change scenarios in North Carolina, USA[J]. *Journal of Hydrology*, 2014, 519: 503-511.
- [10] SPATARI S, YU Z W, MONTALTO F A. Life cycle implications of urban green infrastructure[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(8/9): 2174-2179.
- [11] KAVEHEI E, IRAM N, REZAEI RASHTI M, et al. Greenhouse gas emissions from stormwater bioretention basins[J]. *Ecological Engineering*, 2021, 159: 106120.
- [12] 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.
- [13] KAVEHEI E, JENKINS G A, LEMCKERT C, et al. Carbon stocks and sequestration of stormwater bioretention/biofiltration basins[J]. *Ecological Engineering*, 2019, 138: 227-236.
- [14] 王建龙, 樊佳乐, 王雪婷, 等. 不同类型生物滞留设施温室气体排放特征研究[J]. *环境工程技术学报*, 2025, 15(4): 1097-1104.
WANG J L, FAN J L, WANG X T, et al. Study on the characteristics of greenhouse gas emissions from different types of bioretention facilities[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2025, 15(4): 1097-1104.
- [15] WALLER L J, EVANYLO G K, KROMETIS L H, et al. Engineered and environmental controls of microbial denitrification in established bioretention cells[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(9): 5358-5366.
- [16] McPHILLIPS L, WALTER M T. Hydrologic conditions drive denitrification and greenhouse gas emissions in stormwater detention basins[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 85: 67-75.
- [17] McPHILLIPS L, GOODALE C, WALTER M T. Nutrient leaching and greenhouse gas emissions in grassed detention and bioretention stormwater basins[J]. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 2018, 4(1): 04017014.
- [18] 林宏军, 王建龙, 赵梦圆, 等. 倒置生物滞留技术水量水质控制效果研究[J]. *水利水电技术*, 2019, 50(6): 11-17.
LIN H J, WANG J L, ZHAO M Y, et al. Study on water quantity and water quality control effect of inverted bioretention technology[J]. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2019, 50(6): 11-17.
- [19] 潘占东. 添加生物炭对黄土高原旱作农田土壤温室气体排放及土壤理化性质的影响[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2021.
- [20] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2013: the physical science basis[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- [21] 贾文妃, 伊森, 张佳蕾, 等. 冬小麦-夏玉米 II 夏花生周年种植的农田温室气体排放及碳足迹评价[J]. *中国油料作物学报*, 2024, 46(3): 664-675.
JIA W Q, YI M, ZHANG J L, et al. Assessment of greenhouse gas emissions and carbon footprint associated with annual cultivation of winter wheat-summer corn II summer peanut in farmland[J]. *Chinese Journal of Oil Crop Sciences*, 2024, 46(3): 664-675.
- [22] MAUCIERI C, BARBERA A C, VYMAZAL J, et al. A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 236: 175-193.
- [23] OLSSON L, YE S, YU X, et al. Factors influencing CO₂ and CH₄ emissions from coastal wetlands in the Liaohe Delta, NorthEast China[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(16): 4965-4977.
- [24] LI M, WU H M, ZHANG J, et al. Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: effect of C/N ratios[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 240: 157-164.
- [25] CHEN D Y, GU X S, ZHU W Y, et al. Electrons transfer determined greenhouse gas emissions in enhanced nitrogen-removal constructed wetlands with different carbon sources and carbon-to-nitrogen ratios[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 285: 121313.
- [26] 国家发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南(试行)[R/OL]. (2011-05-05)[2025-02-05]. <https://www.doc88.com/p-18961508205349.html>. ◇