

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.23.021

# 径流输入性氮在生物滞留系统中的转化与归趋

陈 垚<sup>1,2</sup>, 朱嘉运<sup>2</sup>, 余雪花<sup>2</sup>, 刘 臻<sup>1,2</sup>, 袁绍春<sup>1,2</sup>

(1. 重庆交通大学 环境水利工程重庆市工程实验室, 重庆 400074; 2. 重庆交通大学 河海学院, 重庆 400074)

**摘 要:** 为探究径流输入性氮在生物滞留系统多介质中的即时转化规律与归趋特性,以水、植物、土壤、微生物等多介质中的氮素为研究对象,采用<sup>15</sup>N 同位素示踪技术考察场次径流输入性氮在多介质中的即时赋存形态与含量,分析不同前期干旱天数(ADD)形成的干湿交替条件下氮的转化特性与多介质归趋。结果表明,径流输入性 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 可同时发生反硝化与硝酸盐异化还原成铵(DNRA)作用,且两者存在协同性。适当的干旱可促进气态氮排放,使其成为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的主要归趋路径。但干旱也增加了淋洗排放风险,尤其是长期干旱(ADD=22 d)会抑制反硝化与 DNRA 作用,显著增加淋洗排放归趋分配比例(高达 32.30%)。土壤对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的非生物固定和微生物固持作用随 ADD 的增加而减弱,但长期干旱条件下根际耐干旱微生物成优势菌后可强化土壤的归趋作用,并通过协同竞争作用促进植物对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的直接吸收。径流输入性 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 在干旱条件下易以 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 形式发生淋洗排放,但淋洗排放比例最大仅为 0.34%。土壤对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的归趋以微生物固持作用为主,且归趋分配比例显著高于 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N。干旱期土壤含水率可调控微生物固持和非生物固定作用发生的空间与强度。植物对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的吸收主要与植物生物量有关,且营养和水分双重胁迫作用会促进植物根系对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的吸收。以上结果证实,不同形态氮在多介质中的即时转化路径和分配比例受 ADD 影响而存在较大差异,且长时间干旱易发生 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 淋洗排放。

**关键词:** 生物滞留系统; 海绵城市; 径流输入性氮; <sup>15</sup>N 同位素示踪; 前期干旱天数; 即时转化; 多介质归趋

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)23-0129-10

## Transformation and Fate of Incoming Nitrogen Associated with Runoff in Bioretention System

CHEN Yao<sup>1,2</sup>, ZHU Jia-yun<sup>2</sup>, YU Xue-hua<sup>2</sup>, LIU Zhen<sup>1,2</sup>, YUAN Shao-chun<sup>1,2</sup>

(1. Engineering Laboratory of Environmental Hydraulic Engineering of Chongqing Municipal Development and Reform Commission, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China;

2. School of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China)

**Abstract:** In order to explore the immediate transformation and the fate of incoming nitrogen associated with runoff in multi-media of bioretention systems, such as water, plants, soil, and microbes,

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51709024); 重庆市青少年创新人才培养雏鹰计划项目(CY200701); 重庆交通大学研究生科研创新项目(2020S0029); 重庆市留创计划项目(cx2017065); 重庆市建设科技计划项目(城科学 2020 第 5-7)

the immediate occurrence and content of incoming nitrogen in multi-media were studied with  $^{15}\text{N}$  isotope tracing technology. And the transformation of nitrogen under different drying-rewetting regimes which forming through antecedent dry days (ADD) were analyzed. Results showed that there existed denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) with cooperativity simultaneously for incoming  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ . Appropriate aridity promoted the emission of gaseous nitrogen, and then it became the dominant fate for  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ . However, aridity also aggrandized the risk of nitrogen leaching, particularly in overlong drought (ADD of 22 d), in which denitrification and DNRA can be inhibited, resulting in an increase of partitioning ratio in leaching fate (up to 32.30%). The abiotic fixation (AF) and microbial immobilization (MI) of soil to  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  was attenuated with the increase of ADD, while rhizosphere microorganism living in an arid environment during an overlong drought could strengthen the fate of nitrogen in the soil, and which facilitated direct assimilation of plants to  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  with a synergistic and competitive effect. The incoming  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  was easy to leaching in the state of nitrate during arid soil conditions, but the leaching ratio only up to 0.34%. The soil fate of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  was dominated by MI, and the fate partitioning ratio was significantly higher than  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ . The occurring space and intensity of AF and MI were controlled by the soil moisture content during dry period. The assimilation of plants to  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  was mainly related to plant biomass, and it was found that the dual stress effect of nutrients and water in the soil could accelerate the uptake of plant roots to  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ . This research presented here confirmed that the path of immediate transformation and partitioning characteristic of different nitrogen in multi-media were controlled by ADD, which resulted in a quite different, and the leaching of  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  in bioretention system was likely to occur suffering in a prolonged drought.

**Key words:** bioretention system; sponge city; incoming nitrogen associated with runoff; isotopic tracing of  $^{15}\text{N}$ ; antecedent dry day; immediate transformation; multi-media fate

近年来,城市化进程的加快导致不透水下垫面剧增,使得积水内涝和径流污染成为城市发展面临的主要问题。城市降雨形成的地表径流是水体中氮污染物的主要输入源,可占50%以上<sup>[1]</sup>。为削减地表径流,解决城市内涝问题,并从源头上控制径流污染,国内外提出了一些先进的雨洪管理理念,如美国的低影响开发(LID)、澳大利亚的水敏感城市设计(WSUD)、英国的可持续排水系统(SUDS)及我国的海绵城市建设等<sup>[2]</sup>。生物滞留技术因其具有水文削减和污染物控制双重功能,已成为优选的雨水控制措施之一,但其除氮性能的不稳定也逐渐被重视。氮进入生物滞留系统后会经历一系列的生物地球化学过程,进而决定氮在多介质中的归趋,而目前研究主要集中在多介质中氮的累积分配特性<sup>[3]</sup>,并未探明氮进入系统后的即时转化规律,使得无法准确通过氮素累积的归趋比例来阐释多介质中氮的再释放过程,进而难以阐明氮素淋失来源。同时,场次降雨的不确定性使得生物滞留系统呈现出干湿交替过程,造成氮素转化具有高度复杂性,并与水分变化、

植物演替、土壤性质等因素密切相关<sup>[4]</sup>,导致径流输入性氮在多介质中的即时环境行为将受不同前期干旱天数(ADD)形成的干湿交替影响。虽然研究已证实干湿交替会影响生物滞留系统中的氮素转化过程,但研究主要集中在除氮性能上<sup>[5]</sup>,尚未掌握多介质对输入性氮即时转化与归趋的影响机理。虽然生物滞留系统对氮素的去除是一个长期的迁移转化过程,但由于多介质并不能无限制累积氮,势必存在一个再释放迁移或淋洗过程。而掌握输入性氮在系统内的即时转化规律与分配特性,不仅可阐释系统对氮的短时快速处理过程,而且还可间接反映出氮的长期动态过程<sup>[3]</sup>。

鉴于此,笔者借助可精确定量氮素赋存形态与含量的 $^{15}\text{N}$ 稳定同位素示踪技术,分别在径流输入性氮中标记 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,考察生物滞留系统在不同干湿交替条件下(ADD=1、3、7、22 d)不同形态 $^{15}\text{N}$ 在多介质中的即时赋存形态与含量,分析其转化规律,在此基础上利用物料守恒原理分别

对进水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在多介质归趋中的初期分配比例进行定量,进而掌握多介质对进水氮素归趋的贡献强度,并探明氮素淋洗形态,以期为阐明生物滞留系统中氮素淋失机理,提高系统除氮性能的稳定性提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置

生物滞留系统选用内径为 150 mm、由蓄水层(200 mm,亚克力材质)和滤料层(600 mm,PVC 材质)组成的滤柱,并置于阳光棚内,滤柱自上而下分别为蓄水层、种植层、淹没层和排水层,如图 1 所示。种植层填充沙壤土、石英砂和河沙,三者的质量比为 1:2:2,粒径为 0.02~0.20 mm;淹没层填充石英砂和木屑,两者的质量比为 19:1,粒径为 0.10~0.50 mm;排水层填充砾石,粒径为 3~6 mm。各滤料层之间铺设土工布,防止滤料渗漏到排水层,堵塞排水管。选用具有高效去除多种污染物能力的风车草<sup>[6]</sup>作为实验植物,每个滤柱各种 3 株。

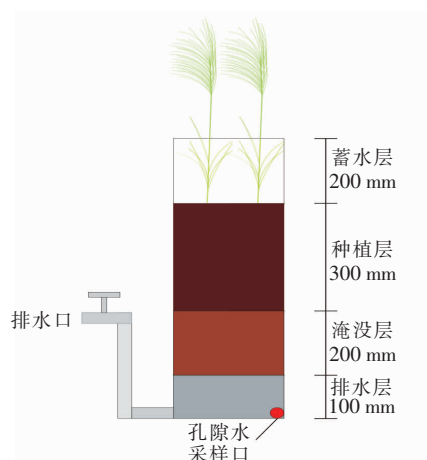


图 1 实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of test device

### 1.2 实验方法

根据重庆市主城区市政道路径流污染物的浓度,利用化学药剂、雨水塘底泥(粒径<1 mm)和脱氯自来水配制成所需目标污染物浓度的模拟雨水径流,以降低自然降雨径流高度变异的水质特征对实验产生干扰。其中,TSS 为 394 mg/L(中位数浓度,下同),由雨水塘底泥提供;COD 为 319 mg/L,由  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$  和  $\text{C}_6\text{H}_5\text{NO}_2$  提供;TP 为 0.9 mg/L,由  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  提供;TN 为 7.3 mg/L,由  $\text{NH}_4\text{Cl}$ 、 $\text{KNO}_3$ 、 $\text{C}_6\text{H}_5\text{NO}_2$  提供; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 4.0 mg/L,由  $\text{NH}_4\text{Cl}$  提

供; $\text{NO}_3^- - \text{N}$  为 2.1 mg/L,由  $\text{KNO}_3$  提供; $\text{Cu}$ 、 $\text{Zn}$ 、 $\text{Cd}$ 、 $\text{Fe}$  分别为 0.13、0.732、0.053、1 mg/L,分别由  $\text{CuSO}_4$ 、 $\text{ZnCl}_2$ 、 $\text{CdCl}_2$ 、 $\text{FeCl}_3$  提供。

各滤柱进水量按容积法根据当地年径流总量控制率对应的设计降雨量和生物滞留系统服务汇水面积计算确定,不采样时为 4.1 L(对应降雨量为 21.9 mm),而采样时为避免采集过多水样对实验过程产生干扰,进水量增至 4.6 L(对应降雨量为 24.5 mm),具体计算详见文献[7]。

由于不同 ADD 形成的连续湿润、一般湿润、短期干旱和长期干旱对生物滞留系统除氮性能存在一定的影响<sup>[7]</sup>,故本研究选取 ADD 为 1、3、7 和 22 d 的滤柱组进行同位素示踪实验,分别代表 4 种干湿交替条件,考察不同干湿交替下径流输入性氮在多介质中的环境行为。

为探明场次降雨径流中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  等无机氮进入系统后的迁移转化与多介质归趋,于 2019 年 5 月—6 月期间,分别利用丰度为 99% 的  $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$ (1.84 mg) 和  $\text{K}^{15}\text{NO}_3$ (0.966 mg) 代替原化学药剂设置  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  示踪组和  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  示踪组,且各示踪组分设 3 个平行滤柱。各滤柱在示踪实验前采集孔隙水水样,用于分析各形态  $^{15}\text{N}$  含量,作为背景值。进水后开始收集出水直至出水结束,并记录出水体积,采集出水水样。待下一场次降雨径流进水前,利用滤柱底部的孔隙水采集器采集孔隙水水样。示踪实验结束后,在不影响植物根系和土壤层前提下剖开滤柱,采用五点法分别采集种植层土壤剖面 0~100 mm 表层土和 100~300 mm 根际土,以及淹没层土壤样品。土壤采样时首先去除碎根系等杂质,并用无菌封口袋取适量土样 2 份待用。待土样采集完毕后,用流动清水柔和冲刷土壤层。待冲刷干净后,取出植物并对残留在根系上的土壤进行清洗,风干后测量植物地上和地下部分的生物量,并对根系构型进行定量分析。完成上述分析后,将植物于 70℃ 下烘干 18 h 至恒质量,得到干质量,取适量烘干样品待用。

### 1.3 样品预处理

出水和孔隙水样品用 0.45 μm 膜过滤后冷藏保存,用于后续分析  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  等 2 种形态的  $^{15}\text{N}$  同位素值( $\delta^{15}\text{N}$ )。采集的其中一份新鲜土样加入 2 mol/L 的 KCl 溶液于 160 r/min 下振荡 1 h,然后在 5 000 r/min 下离心,弃去上清液后获得萃

取后土样,并于70℃下烘干18h至恒质量,用于分析微生物生物量氮(MBN)。另一份新鲜土样则直接烘干用于后续分析。将上述获得的植物样品和2种土壤样品进行研磨并过100目尼龙网筛,取适量样品装入无菌封口袋干燥保存,分批次统一送至自然资源部第三海洋研究所进行同位素分析。

#### 1.4 分析方法与数据处理

对植物根系构型进行表征时,先采用扫描仪(Epson perfection V700 photo)对风干后的根系进行数字化扫描,随后采用WinRHIZO软件对根系构型进行定量分析。出水及孔隙水的 $^{15}\text{N}$ 含量采用多用途气体制备仪-稳定同位素质谱仪联用(GasBench II-IRMS)进行分析,植物和土壤的 $^{15}\text{N}$ 含量采用元素分析仪-稳定同位素质谱仪联用(Flash HT-IRMS)进行分析,而土壤的非生物固定氮量(AFN)则根据土壤总氮含量和MBN含量计算获得。

同位素检测结果以 $\delta^{15}\text{N}$ 表示,并以自然界大气氮为工作标准,计算方法如下:

$$\delta^{15}\text{N} = \left( \frac{R_{\text{样品}}}{R_{\text{大气}}} - 1 \right) \times 100\% \quad (1)$$

式中: $R_{\text{样品}}$ 和 $R_{\text{大气}}$ 分别代表样品和大气中氮同位素丰度比值( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ), $R_{\text{大气}}$ 为0.366%。水体中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的 $\delta^{15}\text{N}$ 分析精度为 $\pm 0.02\%$ ,土壤中TN的 $\delta^{15}\text{N}$ 分析精度为 $\pm 0.025\%$ ,水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和植物中TN的 $\delta^{15}\text{N}$ 分析精度为 $\pm 0.03\%$ 。

根据各样品的 $\delta^{15}\text{N}$ 按式(1)计算出 $R_{\text{样品}}$ ,进而求得各样品中 $^{15}\text{N}$ 的相对丰度(atom):

$$\text{atom} = \frac{R_{\text{样品}}}{(R_{\text{样品}} + 1)} \times 100\% \quad (2)$$

根据相对丰度可计算出水、孔隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的 $^{15}\text{N}$ 含量( $m^{15}\text{N}_w$ ):

$$m^{15}\text{N}_w = C_w \cdot V_w \cdot (\text{atom}_w - \text{atom}_n) \quad (3)$$

式中: $C_w$ 为水样中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 或 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度,mg/L; $V_w$ 为出水或孔隙水的总体积,L; $\text{atom}_w$ 为水样中 $^{15}\text{N}$ 的相对丰度,%; $\text{atom}_n$ 为自然界中 $^{15}\text{N}$ 的相对丰度,取0.366%。

植物、土壤和萃取后土样的 $^{15}\text{N}$ 含量( $m^{15}\text{N}_s$ ):

$$m^{15}\text{N}_s = m_s \cdot r_{\text{TN}} \cdot (\text{atom}_s - \text{atom}_n) \quad (4)$$

式中: $m_s$ 为植物或土壤的干质量,g; $r_{\text{TN}}$ 为植物或土壤的含氮量,mg/g; $\text{atom}_s$ 为植物或土壤中 $^{15}\text{N}$ 的相对丰度,%。本研究将萃取后土壤的 $^{15}\text{N}$ 含量

视为MBN含量,而将未萃取土壤的 $^{15}\text{N}$ 含量视为土壤总氮量,则两者差值为AFN含量。

根据物料守恒原理,可以计算出 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 还原后的气态及其他氮损耗量:

$$m^{15}\text{N}_a = m^{15}\text{N}_{wi} - m^{15}\text{N}_{we} - m^{15}\text{N}_{wp} - m^{15}\text{N}_{su} - m^{15}\text{N}_{sa} - m^{15}\text{N}_{sm} \quad (5)$$

式中: $m^{15}\text{N}_a$ 为气态及其他氮损耗量,mg; $m^{15}\text{N}_{wi}$ 为径流输入氮量,mg; $m^{15}\text{N}_{we}$ 为出水氮量(淋洗氮量),mg; $m^{15}\text{N}_{wp}$ 为孔隙水滞留氮量,mg; $m^{15}\text{N}_{su}$ 为植物吸收氮量,mg; $m^{15}\text{N}_{sa}$ 为AFN含量,mg; $m^{15}\text{N}_{sm}$ 为MBN含量,mg。

## 2 结果与分析

### 2.1 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在多介质中的迁移转化特性

#### ① 出水及孔隙水的 $^{15}\text{N}$ 含量

在同位素示踪前,自然条件下水中 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的 $\delta^{15}\text{N}$ 为0.79%,含量为 $6.61 \times 10^{-6}$  mg,而 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的 $\delta^{15}\text{N}$ 为0.41%,含量为 $9.06 \times 10^{-7}$  mg,可忽略不计。图2为不同干湿交替条件下出水及孔隙水中 $^{15}\text{N}$ 含量的变化情况。

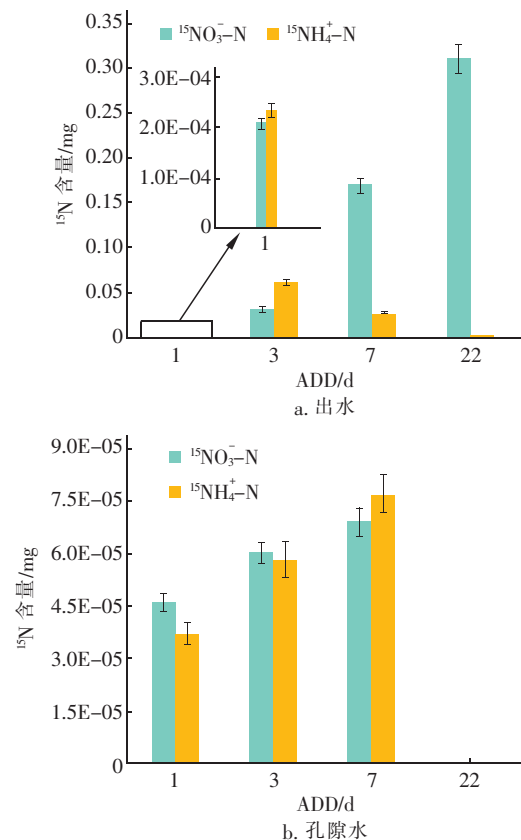


图2  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在出水及孔隙水中的赋存含量

Fig. 2  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  content in effluent and pore water



出水和孔隙水中赋存的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量,可视为未参与迁移转化的量。研究表明,出水中 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量随 ADD 的增加而升高,这与 Hatt 等<sup>[8]</sup>研究结果一致,表明未参与转化的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 容易随 ADD 的增加而呈现出显著的淋洗现象,从 0.05% 增至 32.11%。分析认为,连续湿润(ADD = 1 d)时滤柱在不进水期(即干早期)可形成有效淹没区(含水率高于 40%),为反硝化过程创造有利的厌氧条件与固体碳源释放环境,而前期研究结果证实,生物滞留系统主要依靠反硝化实现对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除<sup>[7]</sup>,进而可以解释当 ADD = 1 d 时出水中 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量最低,仅为 $2.08 \times 10^{-4} \text{ mg}$ ,显著比其他 ADD 条件低 2~3 个数量级。随着干早期的延长,淹没区在干早期的水分含量不断降低,导致反硝化受到限制,使得 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 反硝化量逐渐降低。同时,带负电荷的 $\text{NO}_3^-$ 不易被土壤吸附,易随水流的运移而发生淋洗,而较长 ADD 下生物滞留系统的渗透速率要高于较短 ADD 下的<sup>[9]</sup>,进一步加剧了对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的淋洗,造成出水 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的升高。由于本示踪组输入性氮素中仅含 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,若在系统中检测出显著高于背景值的 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,即可认为 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 通过硝酸盐异化还原成铵(DNRA)反应生成了 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。由图 2(a)可知,不同 ADD 条件下,出水 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均高于背景值 3~6 个数量级,证明生物滞留系统中存在 DNRA 反应,且还原能力随 ADD 的增加呈先增后降的变化规律。这主要是由于系统中存在的具有反硝化和 DNRA 能力的严格厌氧菌属 *Clostridium\_sensu\_stricto\_1* 更适合生长在较低 ADD 条件下(1~5 d)<sup>[7]</sup>,导致当 ADD 增至 7 d 和 22 d 时,因土壤中含氧量过高破坏 DNRA 反应所需厌氧环境,使得出水 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量逐渐降低,而出水 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量升高,呈现出反硝化与 DNRA 的协同性。

与出水 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量相比,孔隙水 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较低,仅仅高于背景值 1 个数量级[见图 2(b)],表明未参与转化的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 难以滞留于孔隙水内,易随水流运移作用而流出系统。而进水中的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在迁移过程中通过 DNRA 作用产生的 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 易被土壤吸附,在水流运移结束后仍可以通过交换作用滞留于孔隙水中,导致孔隙水中的 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量仍可达到背景值的 2 个数量级。

同时,除 ADD 为 22 d 外,孔隙水中两种形态的 $^{15}\text{N}$ 含量均随 ADD 的增加而升高。这主要是由于本示踪实验处于夏季连晴高温时期,ADD 越大导致干早期土壤中的孔隙水越少,甚至出现 ADD 为 22 d 时淹没区含水率低至 15%,无法采集出足够的土壤孔隙水,此时将孔隙水中的 $^{15}\text{N}$ 全部视为滞留于土壤内。干早期土壤含水率越低,腾出的空隙空间越多,场次降雨再湿润时滞留于土壤空隙的水量也相应越大,导致同位素滞留于孔隙水中的量越多,从而表现出孔隙水中同位素含量随干早期的延长而升高。

## ② 土壤的 $^{15}\text{N}$ 含量

不同 ADD 条件下 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在土壤中均可通过微生物的生物吸收和非生物固定两个途径,分别以 MBN 和 AFN 两种形式赋存于土壤中<sup>[10]</sup>,且表现出不同的变化规律,如图 3 所示。由于淹没层土壤中的 $^{15}\text{N}$ 丰度低于仪器检出限,故认为其含量可忽略,并未在图中表示出。研究结果表明,较低 ADD 条件下, $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在土壤中以非生物固定为主要赋存形式,而在过长干早条件下则以微生物固持为主要赋存形式。

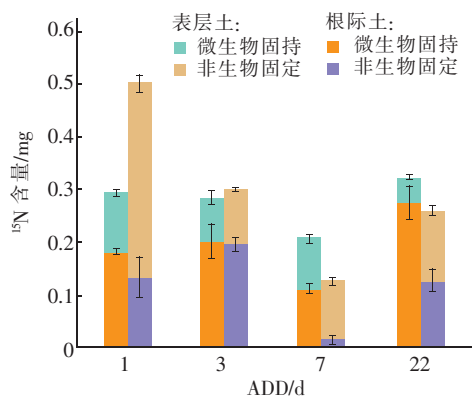


图 3  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  在土壤中的 MBN 和 AFN 含量

Fig. 3 MBN and AFN content of  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  in soil

ADD 从 1 d 增至 7 d 时,土壤中的 $^{15}\text{N}$ 总量呈现降低趋势,而当 ADD 增至 22 d 时,反而有所上升。当 ADD 为 1 d 时,土壤中的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 以非生物固定为主,而且主要集中在表层土。当 ADD 从 1 d 增至 3 d 时,非生物固定作用逐渐减弱,但随着 ADD 的进一步增加,表层土的 AFN 含量趋于稳定,维持在 0.1~0.15 mg。这主要是由于 ADD 为 1 d 时,表层水流渗透慢,水动力强度小, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 与土壤接触时间长,虽与土壤颗粒的吸附作用较弱,但可部分被土壤颗粒表面的正电荷所吸附,导致其不易受水动

力作用而发生迁移。而随着 ADD 的增加,土壤对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸附易受水动力作用影响,吸附固定作用达到平衡状态,进而表现为表层土的 AFN 含量基本维持不变。对于根际土,土壤对  $^{15}\text{N}$  的非生物固定除了  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  外,还包括由 DNRA 反应转化而来的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。前期研究证实当 ADD 为 3 d 时,菌属 *Clostridium\_sensu\_stricto\_1* 的相对丰度高于 ADD 为 1 d 的<sup>[7]</sup>,相应的 DNRA 反应能力更强,产生的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  更多,并易被带负电荷的土壤颗粒所吸附固定,从而表现为根际土的 AFN 含量更高。但是当 ADD 增至 7 d 时, DNRA 菌属的相对丰度降低,导致 DNRA 反应受到限制,大幅减少了  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的产生量,且 ADD 为 7 d 时干旱期的空隙容积大,滞留的孔隙水易交换出土壤中吸附的氮,进而造成 AFN 含量降低。这与图 2(b) 中孔隙水的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量高这一结果相对应。但随着 ADD 增至 22 d 时,根际土中假节杆菌属 (*Pseudarthrobacter*) 的相对丰度剧增<sup>[7]</sup>,而该菌属属于放线菌,广泛存活于速效氮含量较高的土壤中<sup>[11]</sup>,进而表现出根际土 AFN 含量的增加。

土壤的 MBN 含量随 ADD 的增加而呈现出先降后升的趋势,且不同 ADD 下,表层土的 MBN 含量均低于根际土。研究结果表明,径流输入的  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  在土壤中的微生物固持作用主要发生在土壤剖面 10 ~ 30 cm 的根际土区域内,这与邹子介研究发现生物滞留系统中微生物对  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的固持基本发生在根际土壤层这一结果相一致<sup>[12]</sup>。分析认为,由于实验中风车草根系主要分布于该土壤空间层,而根系周围形成生物圈增加微生物量,有效促进微生物对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收作用。同时,MBN 为土壤中体积  $< 5\,000\ \mu\text{m}^3$  活的和死的生物体(不含活体植物根系)内氮的总和<sup>[13]</sup>,可见土壤中的 MBN 含量取决于土壤微生物量。虽然 ADD 为 1 ~ 3 d 时,土壤的 MBN 含量基本一致,但呈现出表层土与根际土的不同,这可能是由于植物根系生物量越高导致根际土壤微生物量越大所致。随着 ADD 的增加,干旱期土壤中的水分含量不断降低,使得土壤微生物活性受到抑制,造成 ADD 为 7 d 时土壤的微生物量降低,但是随着 ADD 的进一步增大,土壤中逐渐出现了大量的耐干旱土壤微生物并成为优势菌属(如 *Pseudarthrobacter*)<sup>[7]</sup>,从而表现出当 ADD 从 7 d 增至 22 d 时,MBN 含量从最低的 0.21 mg 升高至 0.35

mg。同时,长期干旱条件下 (ADD = 22 d),由于表层土含水率极低,而根际土可通过植物根系的持水能力提供适合耐干旱土壤微生物的水分,使得根际土微生物量远高于表层土,进而造成表层土的 MBN 含量远低于根际土。

### ③ 植物的 $^{15}\text{N}$ 含量

实验结果表明,风车草可直接吸收  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  以满足其生长需求,并表现出不同的长势情况。虽然植物生物量和植物根系长度均随 ADD 的增加而增加,但不同干湿交替下,植物对  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收量与植物单位干质量的  $^{15}\text{N}$  含量呈现出相似的变化规律(见图 4),均随 ADD 的增加而呈现出先升后降再升的趋势。植物对  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收同化作用不仅受植物生物量影响,可能还与微生物量有关。这是因为植物对  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收同化是一个被动过程,需要耗能,通常与根际氮素功能微生物的互生关系有关<sup>[14]</sup>。而 ADD 为 7 d 时,受土壤水分影响,根系土壤微生物活性受到抑制,生物量大幅减少,导致植物对  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收同化作用受到影响,从而表现出植物的  $^{15}\text{N}$  含量降至 0.05 mg。随着 ADD 的进一步增加,耐干旱微生物成为优势菌,通过互生关系刺激了植物根系对  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收同化,使得植物的  $^{15}\text{N}$  含量升高至 0.16 mg。

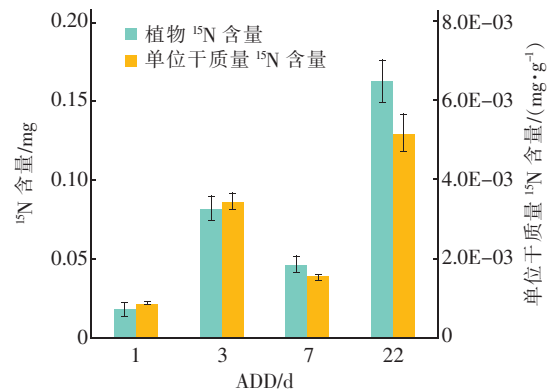


图 4  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  在植物中的赋存含量

Fig. 4 Content of  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  in plant

## 2.2 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在多介质中的迁移转化特性

### ① 出水及孔隙水的 $^{15}\text{N}$ 含量

出水和孔隙水中赋存的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量,同样可视为未参与迁移转化的量,仅为 0.04% ~ 0.34%,表明系统不容易发生  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的淋洗。其中,出水  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量随 ADD 的增加而呈先增后降的趋势[见图 5(a)]。同时,在水中检测出了

$\text{NO}_3^- - \text{N}$  形态的  $^{15}\text{N}$ , 结合前文  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  的迁移转化结果, 表明  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在本系统中发生了硝化与反硝化反应, 并随 ADD 的增加同样呈先增后降的趋势。前期研究证实, 径流中的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  进入生物滞留系统后, 主要滞留于种植层内<sup>[15]</sup>。随后通过土壤微生物固持、非生物固定、微生物还原反应以及植物吸收等途径去除。当 ADD 为 1 d 和 3 d 时, 同位素示踪前长达 1 年的进水使土壤氮营养物呈现出一定的差异性(施氮量相差 3 倍), 而施氮量越高, 微生物对  $^{15}\text{N}$  的固持能力越强<sup>[16]</sup>; 但连续湿润(ADD 为 1 d)条件下, 较高的土壤含水率使氧含量较低, 导致硝化作用不明显, 且在缺氧条件下硝化产物易被反硝化, 进而造成当 ADD 从 1 d 增至 3 d 时, 出水的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量均有所升高。随着干旱期的延长(ADD = 7 d), 土壤中的氧气含量逐渐升高, 硝化作用得到增强,  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在水流运移过程中不断发生硝化反应, 从而造成出水的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量大幅减少, 产生的  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  不易被土壤吸附而滞留于孔隙水中, 容易随水流运移而淋洗出系统, 最终导致出水的  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量进一步升高, 为出水  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量的 4 倍。但随着 ADD 延长至 22 d 时, 出水中两种形态的  $^{15}\text{N}$  含量均大幅下降, 甚至仅高于背景值 1 个数量级。这是由于示踪前系统施氮量有限, 导致土壤含氮量较低, 易对植物产生营养胁迫作用, 而植物根系对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的吸收为主动过程。在贫营养条件下, 植物根系对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的捕获能力更强, 使得大部分  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  被植物吸收同化, 而少量被硝化。受土壤含水量影响, 硝化产物的反硝化过程和微生物同化作用受限, 从而表现为长期干旱条件下的出水  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量高于连续湿润条件下的。

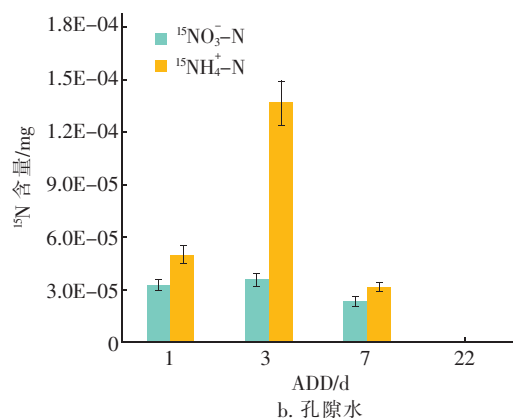
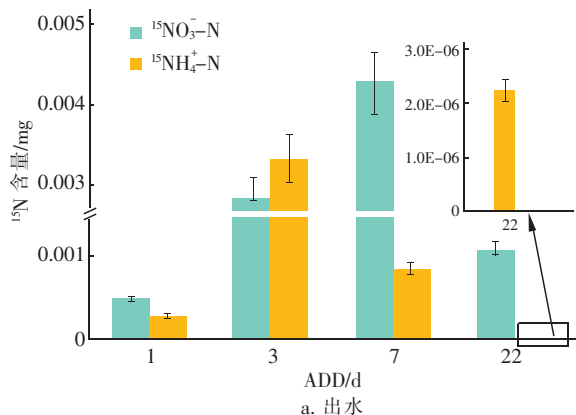


图 5  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在出水及孔隙水中的赋存含量

Fig. 5  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  content in effluent and pore water

孔隙水的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量高于背景值 2 ~ 3 个数量级[见图 5(b)], 表明  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  易被土壤吸附, 在水流运移结束后仍可以通过交换作用滞留于孔隙水中。而由  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  通过硝化作用产生的  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量仅高于背景值 1 个数量级, 这与进水  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  在孔隙水中的滞留情况一致。当 ADD 从 1 d 增至 7 d 时, 孔隙水中两种形态的  $^{15}\text{N}$  含量均呈先增后降的趋势。分析认为, 由于一般湿润(ADD = 3 d)时, 微生物对氮的吸收固持能力弱于连续湿润时, 且硝化能力弱于短期干旱(ADD = 7 d)时, 导致土壤对  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的吸附能力较强, 在水流运移结束后仍可通过交换作用滞留于孔隙水中。

## ② 土壤的 $^{15}\text{N}$ 含量

不同 ADD 下,  $^{15}\text{N}$  在不同土壤剖面内的微生物固持和非生物固定分布情况如图 6 所示。同样由于淹没层土壤中的  $^{15}\text{N}$  丰度低于仪器检出限, 并未在图中表示出。结果表明,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在土壤中以微生物固持为主, 且在不同土壤剖面内的微生物固持作用受 ADD 显著影响。当 ADD < 22 d 时, 微生物对  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的生物固定作用主要发生在表层土剖面中, 这可能是由于截留于种植土的  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在表层土剖面主要发生自养硝化反应, 而反硝化能力较弱<sup>[17]</sup>, 加之场次降雨径流输入的  $^{15}\text{N}$  含量一致, 使得 ADD 从 1 d 增至 7 d 时, 表层土的 MBN 含量基本一致, 为 0.68 ~ 0.70 mg。当 ADD 为 22 d 时, 表层土的 MBN 含量降至 0.24 mg, 而根际土的 MBN 含量高达 0.61 mg, 表明微生物固持作用主要发生于根际土区域内。分析认为, 长期干旱条件下表层土因含水率较低导致微生物量少, 进而造成微生物对



氮的吸收同化能力较弱。而在根际土区域,根际微生物与植物根系的互生作用强化了微生物对氮的吸收同化作用,同时 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 经硝化菌还原产生的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 因干早期水分运移的逐渐减弱而相对稳定,进一步被微生物吸收同化,从而表现为当 ADD 从 3 d 增至 22 d 时,根际土 MBN 含量逐渐增加。当 ADD 从 1 d 增至 3 d 时,根际土 MBN 含量降低了近一半,主要是由于相较于连续湿润,一般湿润条件强化了硝化作用,导致微生物对氮的吸收量减少。

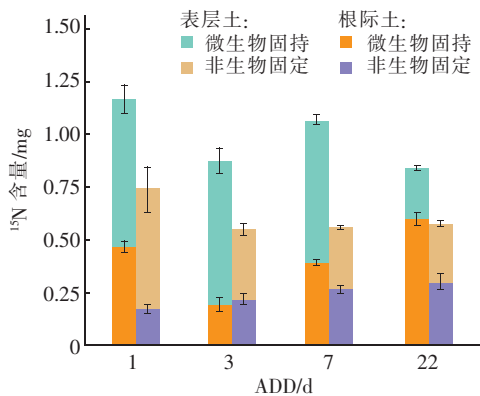


图6  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在土壤中的MBN和AFN含量

Fig. 6 MBN and AFN content of  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  in soil

土壤对 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的非生物固定能力随 ADD 的增加而减弱并趋于稳定,且在不同土壤剖面上呈现不同的变化规律。其中,根际土的 AFN 含量随 ADD 的增加而升高,这主要是由于干早期越长导致根际土水分移动越弱,土壤吸附固定能力越强;同时,ADD 越长,表层土水分含量越低,进水时的水分运移作用越强,导致表层土吸附能力减弱,进而表现为表层土的 AFN 含量逐渐降低。

### ③ 植物的 $^{15}\text{N}$ 含量

不同干湿交替下,植物对 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收同化量与植物单位干质量 $^{15}\text{N}$ 含量呈现出相似的变化规律,均随着 ADD 的增加而增加,如图 7 所示。植物对 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收同化作用主要与植物生物量有关,而与微生物量的关系不明显。这是因为植物对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收同化是一个主动过程,并且与土壤施氮量有关,容易出现营养胁迫效应。而土壤的营养状况与系统同位素示踪前进步数造成的施氮量和土壤水分含量有关。当 ADD 增大时,土壤累计施氮量大幅减少导致土壤出现贫营养,而再次进水时,植物根系会在营养和水分双重胁迫作用下吸收更多的 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,并转运至植物体内进行同化,从

而导致在 ADD 为 22 d 时,植物对 $^{15}\text{N}$ 的吸收同化量达到最大值(0.25 mg)。

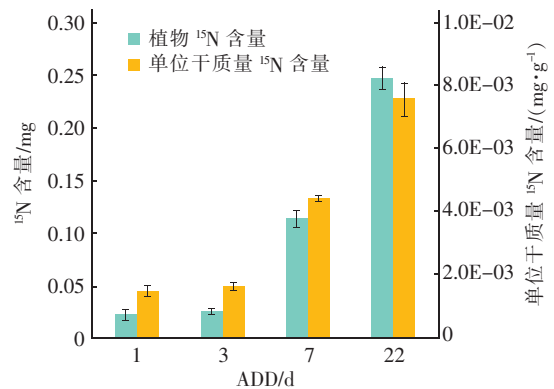


图7  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在植物中的赋存含量

Fig. 7 Content of  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$  in plant

## 2.3 输入性氮的多介质归趋与分配比例

根据式(5)可得到生物滞留系统中径流输入性氮的还原态气体及其他氮损耗量,进而获得输入性氮多介质归趋的分配比例,如图 8 所示。

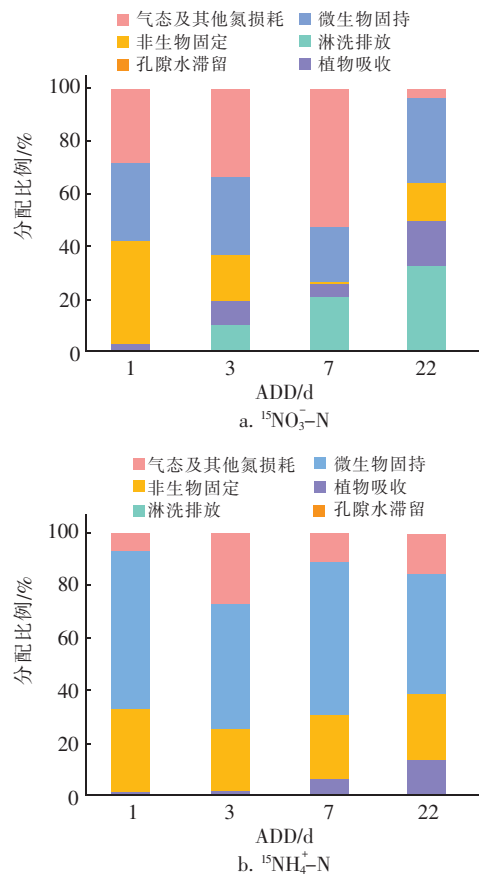


图8  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的多介质归趋分配比例

Fig. 8 Multi-media fate partitioning of  $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$  and  $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$



由图 8(a)可知,连续湿润(ADD = 1 d)时氮的多介质归趋以土壤非生物固定、微生物固持和气态及其他氮损耗为主(分配比例为 98.1%),一般湿润(ADD = 3 d)时以微生物固持和气态及其他氮损耗为主(分配比例为 63.5%),且气态及其他氮损耗的分配比例随 ADD 的增加而增加;当 ADD 增至 7 d(短期干旱)时,气态及其他氮损耗成为主要氮素归趋途径,分配比例高达 52.8%;而长期干旱(ADD = 22 d)时则以淋洗排放和微生物固持为主(分配比例为 65.8%)。综上,径流输入性  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  在系统中的多介质归趋受 ADD 影响而表现出较大的分配差异,且 ADD 越大,越易造成  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的淋洗排放。同时,当 ADD < 22 d 时,反硝化作用强的系统,植物吸收作用也强,即反硝化与植物吸收存在协同关系;而当系统经历长时间干旱(ADD = 22 d)后,反硝化与植物吸收因水分含量的胁迫作用而转变为竞争关系。可见,植物根系对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的吸收过程与微生物反硝化过程间的协同竞争关系受干旱期土壤水分调控。此外, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  以植物吸收为归趋的最大分配比例仅为 16.8%,即在本研究中植物对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除并不是主要途径,这与 Payne 等<sup>[3]</sup>的研究有所区别,但与课题组前期研究结果<sup>[15]</sup>基本一致,这可能是由于植物种类和土壤理化性质不同所致。

生物滞留系统中<sup>15</sup> $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 多介质归趋的分配比例受 ADD 影响不显著,均以微生物固持为主要归趋[见图 8(b)]。这是由于带正电荷的  $\text{NH}_4^+$  易被土壤颗粒吸附,并优先被土壤微生物吸收作为生长所需氮源。本研究中, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  以微生物固持为归趋的分配比例为 45.9% ~ 59.7%,是  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  微生物固持比例的 1.6 ~ 2.0 倍。诸多研究表明,相较于  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,微生物利用  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  进行生物同化的能量更低,从而表现为微生物优先利用  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ <sup>[18]</sup>。李剑沣<sup>[19]</sup>的研究发现,嵌草铺装系统中微生物对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的生物同化量约为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的 1.5 倍,与本研究结果一致。同时,本研究中土壤 pH 值呈中性偏碱(6.97 ~ 7.75),该 pH 值条件也有利于微生物对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的生物固持作用<sup>[12]</sup>。

### 3 结论

① 径流输入性  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  可同时发生反硝化与硝酸盐异化还原成铵(DNRA)作用,且两者间存在协同性。适当的干旱可促进气态氮排放,使其成

为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的主要归趋路径。但干旱也增加了淋洗排放风险,尤其是长期干旱(ADD = 22 d)可抑制反硝化与 DNRA 作用,显著增加淋洗排放归趋分配比例(高达 32.30%)。土壤对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的非生物固定和微生物固持作用随 ADD 增加而减弱,但长期干旱下根际耐干旱微生物成为优势菌后可强化土壤归趋作用,并通过协同竞争作用促进植物对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的直接吸收。

② 径流输入性  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  在干旱条件下易以  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  形式发生淋洗排放,但淋洗排放比例最大仅为 0.34%。土壤对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的归趋以微生物固持作用为主,且归趋分配比例显著高于  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。土壤干旱期的含水率可调控微生物固持和非生物固定作用发生的空间与强度。植物对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的吸收主要与植物生物量有关,且营养和水分双重胁迫作用会促进植物根系对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的吸收。

### 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, and Soil Pollution*, 2010, 210(1/4): 3-13.
- [2] 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 Wu, YAN Pan, ZHAO Yang, *et al.* Development and analysis of international updated stormwater management systems [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30(18): 45-51 (in Chinese).
- [3] PAYNE E G, 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.
- [4] 陈垚, 程启洪, 甘春娟, 等. 雨水生物滞留系统氮素过程研究现状与展望[J]. *环境工程*, 2018, 36(7): 11-16. CHEN Yao, CHENG Qihong, GAN Chunjuan, *et al.* Research and prospect on processes of nitrogen removal in bioretention systems [J]. *Environmental Engineering*, 2018, 36(7): 11-16 (in Chinese).
- [5] 黎雪然, 王凡, 秦华鹏, 等. 雨前干旱期对生物滞留系统氮素去除的影响[J]. *环境科学与技术*, 2018, 41(3): 118-123, 140. LI Xueran, WANG Fan, QIN Huapeng, *et al.* Effect of

- antecedent dry periods on the nitrogen removal in bioretention systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(3): 118–123, 140 (in Chinese).
- [6] 余雪花, 陈垚, 任萍萍, 等. 生物滞留系统植物筛选与综合评价[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(7): 1634–1644.
- YU Xuehua, CHEN Yao, REN Pingping, *et al.* Selection and comprehensive assessment of plants in bioretention system [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2019, 13(7): 1634–1644 (in Chinese).
- [7] 陈垚, 李欣芮, 郑爽, 等. 前期干旱天数对生物滞留系统除氮性能的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(1): 263–273.
- CHEN Yao, LI Xinrui, ZHENG Shuang, *et al.* Influence of antecedent dry days on the nitrogen removal in bioretention systems [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(1): 263–273 (in Chinese).
- [8] HATT B E, FLETCHER T D, DELETIC A. Hydraulic and pollutant removal performance of stormwater filters under variable wetting and drying regimes [J]. *Water Science and Technology*, 2007, 56(12): 11–19.
- [9] LEITNER S, MINIXHOFER P, INSELSBACHER E, *et al.* Short-term soil mineral and organic nitrogen fluxes during moderate and severe drying-rewetting events [J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 114: 28–33.
- [10] 程谊, 张金波, 蔡祖聪. 土壤中无机氮的微生物同化和非生物固定作用研究进展[J]. *土壤学报*, 2012, 49(5): 1030–1036.
- CHENG Yi, ZHANG Jinbo, CAI Zucong. A research progress on biotic and abiotic inorganic N immobilization in soils [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(5): 1030–1036 (in Chinese).
- [11] MAU R L, LIU C M, AZIZ M, *et al.* Linking soil bacterial biodiversity and soil carbon stability [J]. *The ISME Journal*, 2015, 9(6): 1477–1480.
- [12] 邹子介. 利用标记氮同位素示踪技术探究生物滞留系统氮的迁移转化规律研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2017.
- ZOU Zijie. Migration and Transformation of Nitrogen in Bioretention System by Nitrogen Isotope Tracing Technique [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2017 (in Chinese).
- [13] 仇少君, 彭佩钦, 刘强, 等. 土壤微生物量氮及其在氮素循环中作用[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(4): 443–448.
- QIU Shaojun, PENG Peiqin, LIU Qiang, *et al.* Soil microbial biomass nitrogen and its role in nitrogen cycling [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(4): 443–448 (in Chinese).
- [14] VAN DER HEIJDEN M G A, BARDGETT R D, VAN STRAALLEN N M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems [J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(3): 296–310.
- [15] 甘春娟, 郑爽, 陈垚, 等. 氮素在雨水生物滞留系统多介质中的归趋与迁移特性[J]. *山东农业科学*, 2019, 51(10): 71–77.
- GAN Chunjuan, ZHENG Shuang, CHEN Yao, *et al.* Fates and migration characteristics of nitrogen in multimedia of stormwater bioretention system [J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2019, 51(10): 71–77 (in Chinese).
- [16] INSELSBACHER E, UMANA N H N, STANGE F C, *et al.* Short-term competition between crop plants and soil microbes for inorganic N fertilizer [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(2): 360–372.
- [17] 张金波, 程谊, 蔡祖聪. 土壤调配氮素迁移转化的机理[J]. *地球科学进展*, 2019, 34(1): 11–19.
- ZHANG Jinbo, CHENG Yi, CAI Zucong. The mechanisms of soil regulating nitrogen dynamics [J]. *Advances in Earth Science*, 2019, 34(1): 11–19 (in Chinese).
- [18] BURGER M, JACKSON L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1): 29–36.
- [19] 李剑洋. 嵌草铺装系统中氮的迁移转化规律研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2018.
- LI Jianfeng. Explore the Migration and Transformation of Nitrogen in Grassed Paving System [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2018 (in Chinese).

作者简介: 陈垚 (1983–), 男, 浙江永康人, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染防治与城市雨洪管理。

E-mail: chenyaoyao@cqjtu.edu.cn

收稿日期: 2020–12–08

修回日期: 2021–02–18

(编辑: 刘贵春)