

C/N 值对嵌草铺装系统 N 迁移转化的影响

陈 韬¹, 李剑沣¹, 邹子介²

(1. 北京建筑大学 城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 北京 100044; 2. 北京首钢国际
工程技术有限公司, 北京 100043)

摘 要: 以模拟嵌草铺装系统为研究对象,运用¹⁵N 同位素示踪技术研究不同进水 C/N 值条件下土壤吸附、植物吸收、微生物固定、硝化、反硝化和硝酸盐异化还原为铵(DNRA)作用对氮的去除效果,量化分析氮的迁移转化规律。结果表明,嵌草铺装系统可有效去除雨水径流中的 COD、TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N,去除率分别可达到 77.5%、85.8%、85%、96.3%;0~5 d 时以土壤无机颗粒吸附、植物吸收、微生物同化和硝化反应为主,5~12 d 时以反硝化反应为主,12~20 d 时以硝化和反硝化反应为主;低 C/N 值条件下,DNRA 和反硝化作用较弱,硝化反应较强;随着进水 C/N 值的增加,硝化反应削弱,DNRA 作用和反硝化作用增强。进水 C/N 值对土壤无机颗粒吸附、植物吸收和微生物同化作用无显著影响。

关键词: 嵌草铺装系统; ¹⁵N 同位素示踪; C/N 值; 硝化; 反硝化; 硝酸盐异化还原为铵

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)05-0115-06

Effect of C/N Ratio on Nitrogen Migration and Transformation in Grassed Paving System

CHEN Tao¹, LI Jian-feng¹, ZOU Zi-jie²

(1. Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment <Ministry of Education>, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China; 2. Beijing Shougang International Engineering Technology Co. Ltd., Beijing 100043, China)

Abstract: The effects of soil adsorption, plant uptake, microbial fixation, nitrification, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) process on nitrogen removal under different influent C/N ratio by using ¹⁵N isotope tracing technique in a simulated grassed paving system were studied, and the migration and transformation of nitrogen were quantitatively analyzed. The results showed that NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, TN and COD in rainwater could be effectively removed by the grassed paving system, and the removal rates were 85%, 96.3%, 85.8% and 77.5%, respectively. The adsorption of soil inorganic particles, plant uptake, microbial assimilation and nitrification were the main factors during 0-5 days; however, the denitrification reaction was predominant during 5-12 days, and then the nitrification and denitrification reactions were significant during 12-20 days. Under low C/N ratio, the DNRA effect and denitrification were weak, but the nitrification was strong. With the increase of C/N ratio, the nitrification reaction was inhibited, but the DNRA effect and denitrification were en-

hanced. C/N ratio had no significant effect on the adsorption of soil inorganic particles, plant uptake and microbial assimilation.

Key words: grassed paving system; ^{15}N isotope tracing; C/N ratio; nitrification; denitrification; dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)

近年来,城市中的大面积硬化路面改变了土壤、植被和渗透层对水的天然循环属性,降低了城市流域系统完整性。透水铺装是一种典型的通过降低城市不透水面积来缓解城市雨水径流问题的措施,具有减少雨水径流和污染物负荷的作用^[1,2],嵌草铺装作为典型的透水铺装之一,越来越多地应用于公园、住宅小区、停车场及各种休闲场所。嵌草铺装包含植物-土壤-透水填料结构系统,有很多内部(植被、基层、微生物等)和外部(pH值、氧化还原电位、含水率、水力停留时间等)因素都会影响嵌草铺装系统对径流雨水污染物的去除效果^[3]。基于此,笔者运用 ^{15}N 同位素示踪技术研究了嵌草铺装系统在不同进水C/N值条件下土壤吸附、植物吸收、微生物固定、硝化、反硝化和硝酸盐异化还原为铵(DNRA)作用对氮的去除效果,量化分析了系统中氮的迁移转化规律。

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置见图1,为有机玻璃和PVC排水管制成的方形箱体,开孔尺寸为40 mm×40 mm,总高为450 mm。填装物自下而上分别为砾石、级配砂石、中砂、种植土,并种植多年生草本植物丹麦草,装置上方配置人工光源。试验装置共6组,每组设7个平行样。

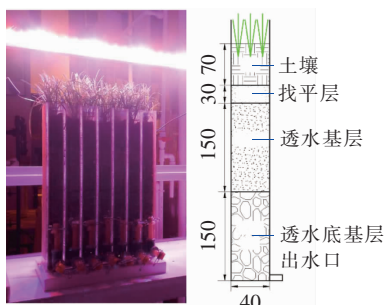


图1 嵌草铺装系统试验装置

Fig.1 Grassed paving experiment system

1.2 试验用水

试验用水由葡萄糖试剂、经 ^{15}N 同位素标记的 K^{15}NO_3 、 NH_4Cl 与去离子水混合配制而成。参考实

测的北京市道路雨水径流污染物数据^[4],配制进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度均为5 mg/L, COD浓度梯度为0、50、100、150、200、250 mg/L。在试验开始之前,用去离子水对每个装置淋洗一周,一周后出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分别小于0.3和0.2 mg/L,满足试验要求。

1.3 样品处理和测定

试验持续时间为20 d,分7个批次,分别在1、2、3、5、8、12、20 d进行破坏性取样。从出水口收集所有渗滤水测得体积并搅拌均匀,取100 mL渗滤水过滤待测。之后对每组进行破坏性取样,将清洗干净的植物和土样在烘箱中于75℃下干燥48 h至恒质量,然后将植物磨碎待测,将土样粉碎经100目筛过滤待测。采用哈希DR6000紫外可见分光光度计测定渗滤水和土壤萃取液中的 NO_3^- 、 NH_4^+ 、TN浓度;采用同位素质谱仪测定出水水样中 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的丰度;采用STEHL-100土壤氧化还原电位仪测定土壤的ORP值;采用Decagon EM50数据采集器测定土壤的含水率和温度;采用ZD-06土壤pH计测定土壤的pH值。

1.4 数据计算与分析

质谱仪的测定结果以 $\delta_{15\text{N}}$ 表示,计算公式为:

$$\delta_{15\text{N}} = (R_{\text{样品}}/R_{\text{标准}} - 1) \times 100\% \quad (1)$$

^{15}N 同位素占样品内N的原子百分比(atom%)

由下式得出:

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

式中, $R_{\text{样品}}$ 为样品的 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ 丰度比; $R_{\text{标准}}$ 为标准的 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ 丰度比。

渗滤水中 ^{15}N 含量的计算公式如下:

$$^{15}\text{N}_{\text{渗}} = V_{\text{渗}} \times (\text{atom}\%_{\text{渗}} - \text{atom}\%_{\text{背}}) \times C_{\text{渗}} \quad (3)$$

式中, $V_{\text{渗}}$ 为渗滤水总体积,L; $\text{atom}\%_{\text{渗}}$ 为渗滤水样品中的 ^{15}N 原子百分比; $\text{atom}\%_{\text{背}}$ 为N的自然丰度,即0.365%; $C_{\text{渗}}$ 为渗滤水中的N浓度,mg/L。

植物、土壤中 ^{15}N 含量的计算公式如下:

$$^{15}\text{N}_{\text{样}} = m_{\text{样}} \times (\text{atom}\%_{\text{样}} - \text{atom}\%_{\text{背}}) \times \text{TN}\%_{\text{样}} \quad (4)$$

式中, $m_{\text{样}}$ 为植物或土壤样品干质量, mg; $\text{atom}\%_{\text{样}}$ 为植物或土壤样品中的 ^{15}N 原子百分比; $\text{TN}\%_{\text{样}}$ 为植物或土壤样品中 TN 占所测样品的质量百分比。

2 结果与讨论

2.1 土壤 ORP 和含水率的变化

试验期间, 土壤温度为 $(22 \pm 2)^\circ\text{C}$ 、pH 值维持在 7.0 ± 0.3 , 土壤 ORP 和含水率的变化见图 2。

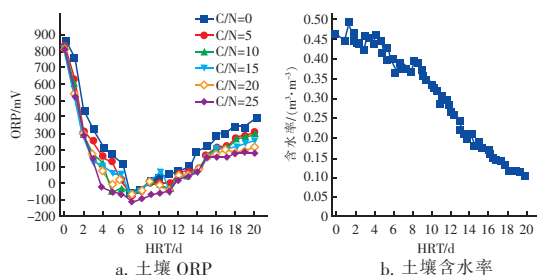


图 2 嵌草铺装系统土壤 ORP 和含水率的变化

Fig. 2 Change of ORP and moisture content of soil in grassed paving system

由图 2(a) 可知, 每个系统进水 ORP 约为 836 mV, 并且随着 HRT 的增加而逐渐降低, 当 HRT 为 7 d 时, ORP 降到最低, 范围在 $-121.6 \sim -55.2$ mV 之间; 随后各系统 ORP 随着 HRT 的增加逐渐升高, 当 HRT 为 20 d 时, ORP 达到最大值, 范围在 $181.6 \sim 389.5$ mV 之间。另外, ORP 随着进水 C/N 值的增加而降低, 这主要是因为随着碳源的增加, 系统中的溶解氧消耗量增大, 形成缺氧或厌氧环境, 促进反硝化作用, 从而导致氧化还原电位降低。图 2(b) 显示, 试验期间土壤含水率整体呈下降趋势, 从第 1 天的 $0.47 \text{ m}^3/\text{m}^3$ 降低到第 20 天的 $0.13 \text{ m}^3/\text{m}^3$, 蒸散作用显著。已有研究表明, 土壤系统中氧化还原电位、pH 值、温度、含水率的改变, 会影响微生物的硝化和反硝化作用, 从而影响氮去除效率。Kralova 等人^[5]的研究表明, 土壤氧化还原电位从 -200 mV 增至 200 mV 时, 反硝化酶活性逐渐降低。结合图 2(a) 可知, 反硝化作用可能发生在第 5 ~ 15 天。土壤含水率通过影响氧分压而间接影响反硝化速率, Ryden 等人^[6]研究表明, 当降水导致土壤含水量 $> 20\%$ 时, 反硝化速率较高, 结合图 2(b) 可知, 反硝化作用可能发生在第 0 ~ 15 天。综合土壤 ORP 和含水率的变化, 推测反硝化反应可能发生在 5 ~ 15 d。

2.2 渗滤水中的污染物含量

不同 C/N 值下渗滤水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、

TN 和 COD 浓度的变化见图 3。

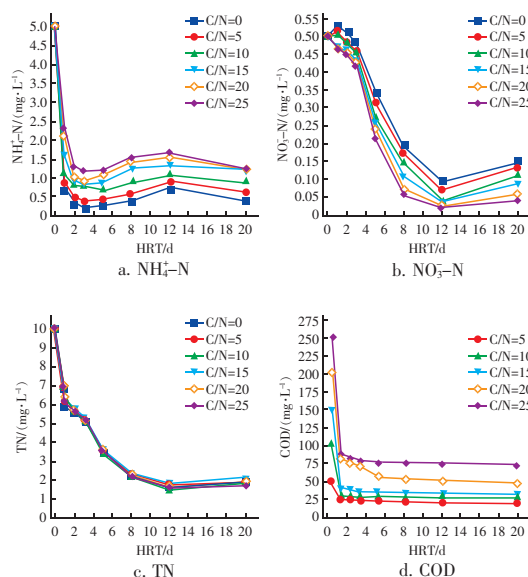


图 3 不同 C/N 值下渗滤水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 和 COD 浓度的变化

Fig. 3 Change of $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, TN and COD concentrations under different C/N ratios in filtrated water

由图 3(a) 可知, 在 HRT 为 0 ~ 5 d 时, 渗滤水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度下降较快, 5 ~ 12 d 时缓慢增加, 12 ~ 20 d 时缓慢下降; 渗滤水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度随进水 C/N 值的增加而增加; 当 C/N 值为零、HRT 为 3 d 时, 渗滤水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度降到最低, 为 0.02 mg/L 。由图 3(b) 可知, 在 0 ~ 5 d 时, 渗滤水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在低 C/N 值条件下先增加后降低, 在高 C/N 值条件下始终降低; 在 5 ~ 12 d 时, 渗滤水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度下降较快, 在 12 ~ 20 d 时缓慢增加; 渗滤水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度随 C/N 值的增加而减少。由图 3(c) 可知, 渗滤水中的 TN 浓度随着 HRT 的增加而降低, 与进水 C/N 值无明显关系。由图 3(d) 可知, 渗滤水中的 COD 浓度随 HRT 的增加呈下降趋势。综上, 0 ~ 5 d 时, 系统中可能存在土壤无机颗粒对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的吸附、植物对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的吸收以及硝化反应; 5 ~ 12 d 时, 系统中反硝化反应迅速, 并且可能伴随着 DNRA 作用的发生; 12 ~ 20 d 时, 表现出系统中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的硝化和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的生成积累, TN 含量没有变化。

2.3 氮去除路径分析

2.3.1 土壤对 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸附作用

不同 C/N 值下土壤中 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$

含量的变化见图4。

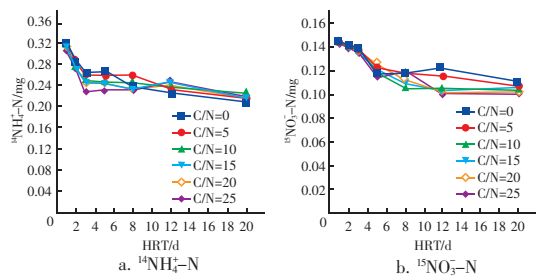


图4 不同C/N值下土壤中 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的变化

Fig. 4 Change of $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ in soil under different C/N ratios

大量研究表明,土壤无机颗粒对无机氮的吸附可在土壤无机氮持留中起重要作用^[7]。如图4所示,土壤初始吸附 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的量为0.304~0.320 mg,初始吸附 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的量为0.139~0.145 mg。萃取后土壤中 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 量约为 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量的2.5倍。土壤无机颗粒对氨氮的吸附能力显著高于硝态氮,主要原因是土壤颗粒带有负电荷,带正电荷的 NH_4^+ 更容易被土壤吸附。0~3 d时,土壤无机颗粒对 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸附量快速下降到0.22~0.26 mg,之后保持相对稳定,为植物提供营养储备,这是因为期间土壤ORP>200 mV,好氧条件下发生硝化反应,土壤中的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向水中迁移。3~12 d时,土壤对 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的吸附量快速下降到0.10~0.11 mg,之后保持相对稳定,这是因为期间土壤ORP<200 mV,缺氧条件下发生了反硝化反应,土壤中的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 向水中迁移。

2.3.2 植物对氮的吸收作用

土壤中的 NH_4^+ 和 NO_3^- 是植物通过根吸收无机氮的主要来源。在本研究中,植物对 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的吸收量均呈现先增加后稳定的变化趋势。植物初始吸收 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的量为0.085~0.106 mg,12 d时增加到0.176~0.191 mg,之后保持稳定;植物初始吸附 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的量为0.059~0.072 mg,12 d时增加到0.107~0.120 mg,之后缓慢下降。植物对 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收量约为 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的1.6倍。植物对 NO_3^- 的吸收主要是在硝酸还原酶作用下将 NO_3^- 还原为 NH_4^+ ,进而在多种酶的作用下转变成氨基酸类物质供植物利用,植物吸收 NO_3^- 比吸收 NH_4^+ 需要消耗更多的能量。

2.3.3 微生物对氮的固定作用

不同C/N值条件下微生物对 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的固定作用见图5。

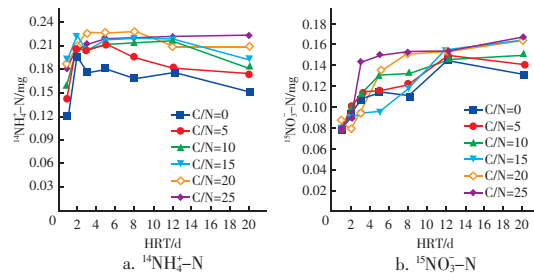


图5 不同C/N值下微生物对 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的固定作用

Fig. 5 Fixation of $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ by microorganisms under different C/N ratios

由图5可知,微生物初始固定 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的量为0.120~0.193 mg,3 d后达到0.174~0.225 mg,之后保持相对稳定。微生物初始固定 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的量为0.075~0.087 mg,8 d后达到0.117~0.153 mg,之后保持相对稳定。微生物固定 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的量约为 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的1.5倍。大量的室内和野外原位试验结果表明,微生物会优先利用氨氮作为氮源,因为微生物同化氨氮所需能量小于硝态氮,即氨氮的可利用性更强。8 d后,微生物固定 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的量都随着C/N值的增加而增加。当C/N值为25时,微生物固定 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的量保持在较高水平。在进水C/N值大和有机质含量高的土壤中,微生物可能会同化更多的无机氮,当可利用碳源充足时,微生物才能显著地同化硝态氮^[8]。

2.3.4 DNRA作用

DNRA作用是在嫌气或低氧条件下, NO_3^- 以硫化物(H_2S 、 S^{2-})为电子供体,被还原为 NH_4^+ 的过程,DNRA作用是硝态氮转化的重要途径。本试验中,不同C/N值条件下的DNRA作用见图6。

试验中,渗滤水中 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量和土样萃取后提取液中 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量总和即为DNRA作用消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量。图6所示,嵌草铺装系统中DNRA作用消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量呈现先增加后减小的趋势。初始阶段,DNRA作用消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量较少,在0.01~0.02 mg之间,这是由于试验初期土壤系统的ORP>200 mV,好氧条件下不利于发生DNRA作用。3~8 d时,DNRA作用消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$

量显著增加,达到 0.123 ~ 0.185 mg,这是因为此时土壤系统的 ORP < 200 mV,并且随着 HRT 的增加而不断降低,系统处于嫌气或低氧条件下,因此 DNRA 作用显著增强。8 ~ 12 d 时, DNRA 作用消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量维持相对稳定状态,可能是因为 DNRA 作用和反硝化作用同时竞争 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。12 ~ 20 d 时, DNRA 作用消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量开始降低,这是因为此时土壤系统的 ORP 逐渐升高,系统还原性减弱,氧化性增强,阻碍了 DNRA 作用。

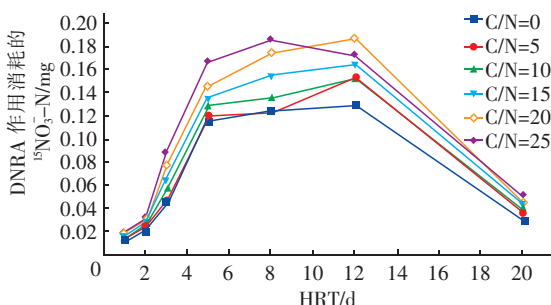


图 6 不同 C/N 值条件下的 DNRA 作用

Fig. 6 DNRA effect under different C/N ratios

2.3.5 硝化和反硝化作用

由于试验进水中不含 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$,系统中检测出的 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 即为进水中的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 发生硝化反应的产物,因此土壤和渗滤水中的 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量可用来描述硝化反应。试验通过 ^{15}N 的物料平衡推算出反硝化作用对 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除效果^[9]。试验添加的 ^{15}N 总量减去植物吸收、渗滤水中剩余、微生物固定和 DNRA 作用消耗的 ^{15}N 量即为反硝化消耗的 ^{15}N 量。不同 C/N 值下硝化消耗的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 量和反硝化消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量见图 7。

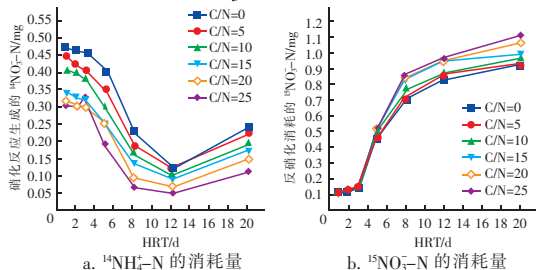


图 7 不同 C/N 值下硝化消耗的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 量和反硝化消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量

Fig. 7 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ content consumed by nitrification and $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ content consumed by denitrification under different C/N ratios

由图 7 可知,0 ~ 3 d 时,硝化生成的 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量相对较高,反硝化反应消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量相对较低;3 ~ 12 d 时,硝化反应生成的 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量逐渐降低,反硝化反应消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量逐渐增加;12 ~ 20 d 时,硝化反应生成的 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量缓慢增加,反硝化反应消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量保持相对稳定。0 ~ 3 d 时,土壤系统 ORP > 200 mV,氧化性较强,硝化反应占主导;3 ~ 12 d 时,土壤系统 ORP < 200 mV,还原性较强,反硝化反应占主导。

从图 7 还可以看出,硝化反应生成的 $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量随着 C/N 值的增加而减小,而反硝化反应消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量随着 C/N 值的增加而增加。碳源的增加,加速了系统中溶解氧的消耗,降低了系统的氧化性,造成硝化作用减弱、反硝化作用增强。但当 C/N 值增加到 15 时,再增加 C/N 值,反硝化反应消耗的 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 并没有明显增加,说明此时碳源可能不再是反硝化反应的限制因素。

2.3.6 嵌草铺装系统中氮去除路径量化分析

综合分析,嵌草铺装系统在 HRT 为 12 d、进水 C/N 值为 15 时,对污染物的去除效果相对较高。此时,嵌草铺装系统中 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的迁移转化路径如图 8 所示。

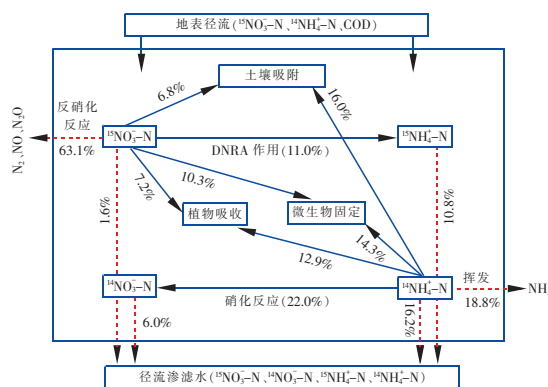


图 8 嵌草铺装系统中氮去除路径的量化分析

Fig. 8 Quantitative analysis of nitrogen removal path in grassed paving system

本试验采用 N 元素物料平衡法计算植物吸收的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 量和 NH_4^+ 水解挥发的 NH_3 量。反应前后植物体内的 N 元素总量之差减去 ^{15}N 元素量即为植物吸收的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 量。进水中的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 减去无机颗粒吸附、植物吸收、微生物固定、硝化反应消耗以及渗滤水中剩余的 $^{14}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 即为系统中挥发的 NH_3 。

3 结论

① 嵌草铺装系统可有效去除雨水径流中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 和 COD, 去除率分别可达到 85%、96.3%、85.8%、77.5%。

② 土壤无机颗粒吸附、植物吸收、微生物同化、DNRA 作用、硝化作用和反硝化作用对 TN 的去除都有所贡献。其中, 0 ~ 5 d 以土壤无机颗粒吸附、植物吸收、微生物同化和硝化作用为主, 土壤无机颗粒吸附 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的量为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的 2.5 倍; 植物对土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收量约为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的 1.6 倍; 微生物同化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的量为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的 1.5 倍; 硝化作用消耗的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 20% ~ 31.5%, 土壤系统的 ORP > 200 mV; 5 ~ 12 d 以反硝化作用为主, 伴随着土壤无机颗粒吸附、植物吸收、微生物同化和 DNRA 作用, 土壤系统的 ORP < 200 mV; 12 ~ 20 d 以硝化和反硝化作用为主, 土壤系统的含水率 < 30%, 抑制了反硝化作用, ORP 逐渐升高, 达到 400 mV。

③ C/N 值对嵌草铺装系统中氮迁移转化过程的 DNRA 作用、硝化作用和反硝化作用影响较大。低 C/N 值条件下, DNRA 作用和反硝化作用较弱, 硝化作用较强, 随着 C/N 值的增加, 硝化作用削弱, DNRA 作用和反硝化作用增强。C/N 值对土壤吸附、植物吸收、微生物同化作用无显著影响。

④ 仅从浓度变化无法解释该系统雨水污染物在 5 ~ 12 d 期间的变化原因, 通过运用同位素示踪技术可以区分土壤无机颗粒吸附、植物吸收、微生物同化、DNRA 作用、硝化作用和反硝化作用对脱氮的贡献。

参考文献:

- [1] Tota-Maharaj K, Scholz M. Efficiency of permeable pavement systems for the removal of urban runoff pollutants under varying environmental conditions[J]. *Environ Prog Sustain Energy*, 2010, 29(3): 358 - 369.
- [2] Dietz M E. Low impact development practices: a review of current research and recommendations for future directions[J]. *Water Air Soil Pollut*, 2007, 186(1/4): 351 - 363.
- [3] Deng H, Ge L, Xu T, *et al.* Analysis of the metabolic utilization of carbon sources and potential functional diversity of the bacterial community in lab-scale horizontal subsurface-flow constructed wetlands [J]. *J Environ Qual*, 2011, 40(6): 1730 - 1736.
- [4] 侯培强, 任玉芬, 王效科, 等. 北京市城市降雨径流水质评价研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(1): 71 - 75.
Hou Peiqiang, Ren Yufen, Wang Xiaoke, *et al.* Research on evaluation of water quality of Beijing urban stormwater runoff [J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2012, 33(1): 71 - 75 (in Chinese).
- [5] Kralova M, Masscheleyn P H, Lindau C W, *et al.* Production of dinitrogen and nitrous oxide in soil suspensions as affected by redox potential [J]. *Water Air Soil Pollut*, 1992, 61(1/2): 37 - 45.
- [6] Ryden J C, Skinner J H, Nixon D J. Soil core incubation system for the field measurement of denitrification using acetylene-inhibition [J]. *Soil Biol Biochem*, 1987, 19(6): 753 - 757.
- [7] Dail D B, Davidson E A, Chorover J. Rapid abiotic transformation of nitrate in an acid forest soil [J]. *Biogeochemistry*, 2001, 54(2): 131 - 146.
- [8] 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 Biol Biochem*, 2003, 35(1): 29 - 36.
- [9] Harrison M D, Groffman P M, Mayer P M, *et al.* Nitrate removal in two relict oxbow urban wetlands: a ^{15}N mass-balance approach [J]. *Biogeochemistry*, 2012, 111(1/3): 647 - 660.



作者简介: 陈韬(1977 -), 女, 黑龙江大庆人, 博士, 副研究员, 主要研究方向为城市节水和雨水低影响开发。

E-mail: chentao@bucea.edu.cn

收稿日期: 2017-07-31