

沟渠沉积物的氮素迁移转化在干涸期和输水期的试验研究

吴建, 杨培岭, 任树梅, 苏艳平

(中国农业大学水利与土木工程学院, 北京 100083)

摘要: 沟渠沉积物对水中 N 的迁移转化有重要作用, 本文针对有无植物生长的两种沟渠沉积物在干涸期和输水期对 N 的吸附、硝化和反硝化效应进行试验研究, 探讨了植物(芦苇)在此过程中的作用。结果表明, 由于沉积物 O_2 含量、有机质含量等因素的变化, 吸附、硝化/反硝化强度在干涸期及输水期均呈现有规律的变化。沟渠的干湿变化不利于沉积物对 N 的去除, 在沟渠输水时, 芦苇的生长对沉积物 N 的迁移转化影响不大。

关键词: 沟渠沉积物; 干涸/输水; 吸附; 硝化/反硝化

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2009)09-1888-04

Research of Nitrogen Transportation and Transformation of Ditch Sediments in Drying and Wetting Period

WU Jian, YANG Pei-ling, REN Shu-mei, SU Yan-ping

(College of Water Conservancy & Civil Engineering, China Agriculture University, Beijing 100083, China)

Abstract: Ditch sediments are important to nitrogen transportation and transformation of water. In this study, nitrogen adsorption and nitrification/denitrification were investigated in the ditches with/without plant during the drying and wetting period. And the effect of plant (bulrush) was also analyzed. The results indicated that, nitrogen adsorption and nitrification/denitrification change regularly with the component of sediments, such as O_2 , organic matters etc. The drying and wetting process is disadvantage of nitrogen removal. The nitrogen transportation and transformation weren't obviously effected by the bulrush in the wetting time.

Keywords: ditch sediments; drying/wetting; adsorption; nitrification/denitrification

沟渠是农田流失的 N 汇入江河水体的通道, 亦是生活、工业废水排放的重要途径, 因此对 N 在沟渠中的各种效应研究具有重要的现实意义。沟渠沉积物的 O_2 含量、含水率、微生物种群等在干涸期和输水期存在差异, 植物的生长会引起沉积物性质的变化^[1-2], 这些差异和变化会对 N 的吸附、硝化、反硝化过程产生影响^[3-5]。

Ulrike 等^[6]通过对干涸和淹水期的土壤进行 N^{15} 示踪得出, 在干涸期, 超过 80% 的 NO_3^- -N 被转化为有机 N, 在淹水期, 77%~95% 的 NO_3^- -N 被转化为气态 N。目前, 有关干涸和输水过程中 N 的转化效应的研究主要集中在土壤方面, 在沟渠沉积物方面的研究不

多。本文通过对典型沟渠的试验分析, 探讨了有植物生长和无植物生长的两种沟渠沉积物中 N 的吸附、硝化、反硝化效应在干涸和输水过程中的变化, 以期了解沟渠中氮素的迁移转化规律。

1 材料与方法

1.1 沟渠设计与运行

为避免降雨影响, 试验地点选在北京市大兴区北野厂干渠边一大棚内, 试验新建两条沟渠, 每条沟渠长 80 m, 梯形断面, 1:1 边坡, 底宽 0.3 m, 高 0.5 m。将取自天然沟渠的沉积物均匀铺于两条沟渠底部, 沉积物铺设厚度为 10 cm, 同时在其中一条沟渠上种植芦苇, 试验期的芦苇密度约为 200 棵·m⁻²。试验用水为北野厂干渠内的二级再生水, 通过水泵抽入。沟渠理论水力停留时间约为 2 h, 水深约为 20 cm, 试验期水质及沉积物性质分别见表 1 和表 2。

1.2 取样

沟渠运行一段时间稳定后, 放干沟渠存水, 开始采

收稿日期: 2009-01-07

基金项目: 水利部公益性行业科研专项经费项目(200701025); 北京重点学科“水文学与水资源”建设项目; 北京市科委 2009 年度科技项目

作者简介: 吴建(1985—), 男, 安徽巢湖人, 硕士研究生, 主要从事农业环境方面的研究。E-mail: wujian85@yahoo.cn

通讯作者: 杨培岭 E-mail: yangpeiling@126.com

表 1 试验用水水质

Table 1 Characteristic of the water

成分	TN/mg·L ⁻¹	TP/mg·L ⁻¹	COD/mg·L ⁻¹	EC/dS·m ⁻¹	pH
含量	8.0	2.0	30.0	0.9	7.1

表 2 沉积物性质

Table 2 Characteristic of the sediment

成分	TN/g·kg ⁻¹	TP/g·kg ⁻¹	TOC/g·kg ⁻¹	EC/dS·m ⁻¹	pH
含量	1.40	0.90	23.00	0.25	7.40

集沉积物样本。采用对角线布点法在沟渠中部表层下 0~10 cm 处采取沉积物样本,并将各个点的样本均匀混合。首次取样时间为 9 月 1 日。取样间隔时间为 2 d,取完 5 次样后开始供水,沟渠进入输水期,供水 1 d 后采集沉积物样本,之后每隔 2 d 取 1 次沉积物样本。为保证沉积物中微生物成分不会产生较大变化,将沉积物样本密封,低温保存后带回实验室当天处理,样品的含水率采用烘干法测定。

1.3 沉积物吸附、硝化效应试验

沉积物对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有吸附和硝化两种效应。吸附试验以经过高温灭菌后的沉积物为研究对象,其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 只有吸附作用,吸附效应可以根据试验前后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的变化来衡量。硝化试验以没有灭菌的沉积物为研究对象,其中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 效应有吸附和硝化两种。吸附和硝化试验设置在同等条件下进行,近似认为两个试验中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附效应相同,据此衡量硝化效应。翟丽华等^[7]的室内试验表明,沟渠沉积物对氨氮的吸附主要发生在 0~1 h 之内,5 h 后进入慢速吸附过程,吸附量相对稳定,本试验将处理时间设为 24 h 以保证沉积物达到稳定吸附强度。具体试验设置如下:

对每个沉积物样本分别称取 15 g 置于两个 300 mL 三角瓶中,标记为吸附样本和硝化样本,将其中的吸附样本放入高压灭菌锅中灭菌 30 min,取出后加封口膜冷却。在各个三角瓶中加入 200 mL 相同浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 培养液(25 mg·L⁻¹),用脱脂棉塞住瓶口后放入恒温水浴振荡机中振荡 24 h(恒温 25 ℃),振荡后静置 2 h,取上清液过 0.45 μm 滤膜,分析滤液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。试验设置两组重复并设置空白平行样。

吸附(硝化)强度以 1 kg 干重的沉积物在 1 h 内吸附(硝化)的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg)近似表示。吸附和硝化强度采用下式计算:

$$q_1 = (c_0 - c_{e1}) \times 1000/15$$

$$q_2 = (c_{e1} - c_{e2}) \times 1000/15$$

式中: q_1 为吸附强度,mg·h⁻¹·kg⁻¹; q_2 为硝化强度,mg·

h⁻¹·kg⁻¹; c_0 为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 起始浓度,mg·L⁻¹; c_{e1} 为吸附后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,mg·L⁻¹; c_{e2} 为硝化后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,mg·L⁻¹。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用水杨酸-次氯酸盐光度法测定^[8]。液体培养液: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (0.05 mol·L⁻¹)、 K_2HPO_4 (0.2 mol·L⁻¹)、 KH_2PO_4 溶液(0.2 mol·L⁻¹),按体积比 30:7:3 的比例配制,同时用 H_2SO_4 或 NaOH 调至 pH=7.1。

1.4 沉积物反硝化效应试验

试验采用底物消失法研究沉积物的反硝化效应。由于试验的目的只是得出沉积物在不同时期的反硝化势的变化,采用培养前后样本中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化近似表示沉积物的反硝化强度,并在试验过程中设定固定的温度和培养时间。试验方法如下:

称取 15 g 沉积物样品分别置于一系列 300 mL 三角瓶中,加入 200 mL 相同浓度的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 培养液(50 mg·L⁻¹),摇匀后用密封膜密封放入恒温培养箱中培养 24 h(恒温 25 ℃)。培养后取样品上清液过 0.45 μm 滤膜,分析滤液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。试验设置两组重复并设置空白平行样。反硝化强度以 1 kg 干重的沉积物在 1 h 内反硝化的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg)表示。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法^[8]测定。液体培养液: KNO_3 (0.03 mol·L⁻¹)、 $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ (0.02 mol·L⁻¹)、 K_2HPO_4 (0.2 mol·L⁻¹)、 KH_2PO_4 (0.2 mol·L⁻¹),按体积比 30:10:7:3 的比例配制,同时用 H_2SO_4 或 NaOH 调至 pH=7.1, C:N 约为 3:1。

2 结果

2.1 含水率的变化

两种沟渠沉积物在干涸及输水期的质量含水率随时间变化曲线如图 1 所示。由图可以看出,沟渠停止供水 1 d 后,由于芦苇的蒸腾耗水量大,芦苇沟渠含水率下降速率较无植物沟渠迅速,但随着时间的推移,两种沉积物含水率趋于同一水平。输水后,含水率迅速得到提升,在整个输水期间,两种沉积物的含水率变化不大。

2.2 吸附强度的变化

两种沟渠沉积物在干涸及输水期的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 吸附强度随时间的变化曲线如图 2 所示。干涸期,吸附强度逐渐下降,干涸后期,吸附强度下降明显。芦苇沟渠的吸附强度高于无植物沟渠。输水后,沉积物的吸附强度逐渐增加,随着时间的推移,吸附强度增加缓慢并趋于饱和。试验前后,两种沟渠沉积物的吸附强度均略微下降。

2.3 硝化强度的变化

两种沟渠沉积物在干涸及输水期的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 硝化

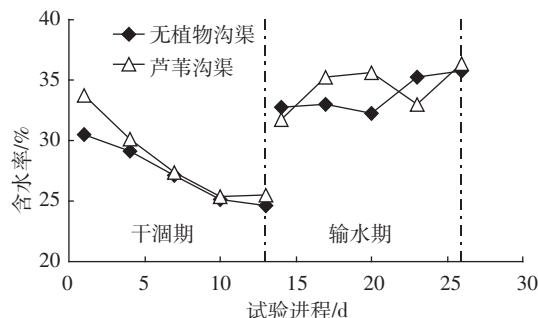


图1 干涸和输水期两种沟渠沉积物含水率随时间变化曲线
Figure 1 Profile of water content of two kinds of ditch sediment in drying and wetting period

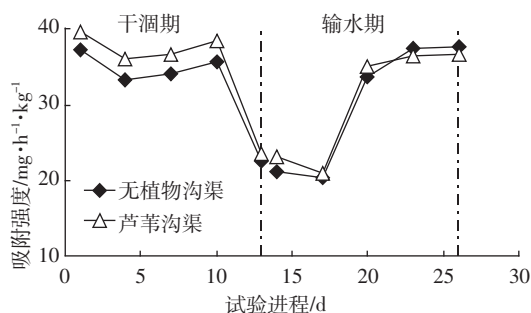


图2 干涸和输水期两种沟渠沉积物对 NH_4^+-N 的吸附强度随时间变化曲线

Figure 2 Profile of adsorptive intensity of two kinds of ditch sediment in drying and wetting period

强度随时间的变化曲线如图3所示。干涸期,沉积物硝化强度在后期下降。芦苇沟渠的硝化强度明显低于无植物沟渠。输水后,硝化强度逐步提高,输水后期,芦苇沟渠沉积物的硝化强度高于无植物沟渠。试验前后,无植物沟渠和芦苇沟渠沉积物硝化强度均得到了明显的提升,分别达到了52.2%和84.5%。这与Noah Fierer等对土壤的研究得出的结论相似^[9]。

2.4 反硝化强度的变化

干涸及输水期两种沟渠沉积物的反硝化强度随

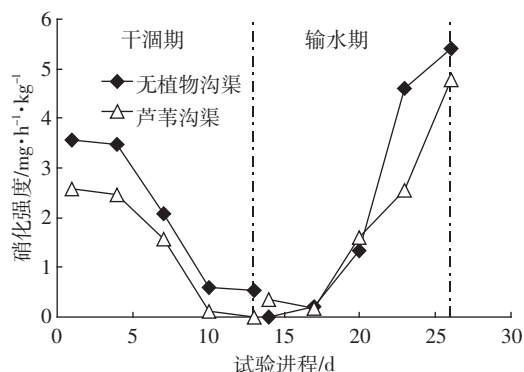


图3 干涸和输水期两种沟渠沉积物的硝化强度随时间变化曲线
Figure 3 Profile of nitrification intensity of two kinds of ditch sediment in drying and wetting period

时间的变化曲线如图4所示。干涸期,反硝化强度略微下降,芦苇沟渠反硝化强度明显高于无植物沟渠。输水后,沉积物反硝化强度比干涸最后一天的反硝化强度有一定的提升,输水初期反硝化强度提升缓慢,中后期逐步下降。试验前后,无植物沟渠和芦苇沟渠沉积物的反硝化强度均下降很大,分别为53.8%和78.8%。

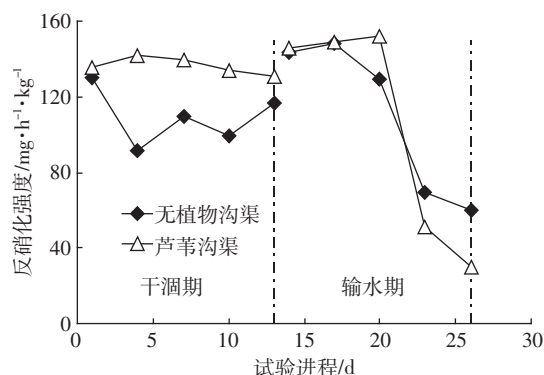


图4 干涸和输水期两种沟渠沉积物的反硝化强度随时间变化曲线
Figure 4 Profile of denitrification intensity of two kinds of ditch sediment in drying and wetting period

3 结果分析

3.1 吸附强度

沉积物对 NH_4^+-N 的吸附作用一般通过沉积物中粘土颗粒的离子交换吸附和有机配合基的化学吸收等方式完成,其中有机物对 NH_4^+-N 的吸附强度明显大于粘土颗粒^[4]。干涸期,沉积物中氧含量增加使得有机质的矿化分解作用加剧,吸附强度随有机质减少而下降,干涸后期,参与有机质分解的微生物种群扩大,有机质分解加速,吸附强度下降明显。芦苇沟渠的吸附强度高于无植物沟渠是由于芦苇根部分泌了一些有机质进入沉积物^[10],增加了沉积物中有机质的含量。沉积物中的 NH_4^+-N 在无外源 N 补充的干涸期随着硝化作用的进行不断减少,沉积物的吸附容量不断释放,吸附强度得以提升,并随着吸附量的增加而在后期增加缓慢。试验前后的沉积物吸附强度出现的略微下降可能是由于干涸-输水变化提高了有机质的矿化能力^[11]而减小了有机质的含量所致。

3.2 硝化强度

已有研究表明,异养微生物繁殖吸收的 NH_4^+-N 量远超过硝化细菌利用的 NH_4^+-N 量^[12],这可能由于硝化细菌对 NH_4^+-N 的竞争能力较弱所致^[13]。本研究中,干涸期沉积物中充足的有机 C 及 O_2 促进了氨化细菌等异养微生物的迅速繁殖,其繁殖在消耗大量 NH_4^+-N 的同时抑制了硝化细菌的生长,硝化细菌数量大量

减少,沉积物硝化强度因此降低。芦苇对 NH_4^+-N 的吸收使得芦苇沟渠的硝化强度明显低于无植物沟渠。Wu 等^[14]的模拟实验表明,水与沉积物交界面及交界面下 10 cm 处硝化细菌数量在实验开始后第 22 d 才达到最大值,沉积物中 NH_4^+-N 含量随着时间不断增加。输水期,沉积物中初始 NH_4^+-N 浓度很低,硝化强度随着 NH_4^+-N 浓度的增加逐步提高。输水后期, NH_4^+-N 浓度达到了一定水平, NH_4^+-N 含量不再是影响硝化细菌增长的限制性因素,而此时由于植物根系对沉积物的供氧效应^[15],使得芦苇沟渠沉积物的硝化细菌增长速率高于无植物沟渠。沉积物中 NH_4^+-N 含量在输水期逐渐增加可能是试验前后硝化强度增加的主要原因。

3.3 反硝化强度

干涸期,沉积物含水率下降幅度不大,引起的 O_2 含量的增加不会太大,反硝化强度因此出现略微下降。芦苇沟渠反硝化强度明显高于无植物沟渠的主要原因是芦苇根部可以作为反硝化细菌的附着物^[16]以及分泌供反硝化利用的有机质加速了反硝化进程。输水后,沉积物中 O_2 含量的急剧下降致使灌水 1 d 后的反硝化强度比干涸最后一天的反硝化强度有较大的提升。反硝化强度在干涸期及输水初期始终维持在一个较高的水平($120\sim 150\text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$),沉积物中的 NO_3^--N 消耗迅速,且低水平的硝化进程和水中低浓度的 NO_3^--N ($2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)无法维持高效的反硝化进程,反硝化强度因此提升缓慢并在中后期逐步下降。沉积物中 NO_3^--N 及有机质含量的前后差异可能是试验前后反硝化强度大幅下降的主要原因。

4 讨论

(1)干涸期间,沟渠沉积物的 NH_4^+-N 吸附和硝化强度均出现了明显的下降。

(2)沟渠输水后,吸附和硝化强度均逐步提高,反硝化强度在初期也有一定的提升,这说明沟渠在干涸后重新输水的一段时间内,沉积物对 N 的转化能力在逐步提升。

(3)试验前后,无植物沟渠和芦苇沟渠沉积物的吸附强度均略微下降,硝化强度分别增加了 52.2%和 84.5%,反硝化强度分别下降了 53.8%和 78.8%。反硝化是 N 去除的主要过程,沟渠的干湿变化不利于沉积物对 N 的去除。

(4)干涸期间,芦苇的生长提高了沉积物中 N 的吸附和反硝化强度,降低了硝化强度,但对输水期的

这几种效应影响很小。因此,对于干湿变化的沟渠,芦苇的生长对沉积物 N 在输水后的迁移转化没有太大的影响。

参考文献:

- [1] Reddy K R, Patrick W H, Lindau C W. Nitrification denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands[J]. *Limnology and Oceanography*, 1989, 34: 1004-1013.
- [2] Karjalainen H, Stefansdottir G, Tuominen L, et al. Do submersed plants enhance microbial activity in sediment[J]. *Aquatic Botany*, 2001, 69: 1-13.
- [3] Jan V. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 380: 48-65.
- [4] Wim V R, Johannes F P M. Ammonium adsorption in superficial North Sea sediments[J]. *Continental Shelf Research*, 1996, 16(11): 1415-1435.
- [5] Lin Y F, Jing S R, Wang T W, et al. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 119: 413-420.
- [6] Ulrike R, Jürgen A, Rolf R, et al. Nitrate removal from drained and re-flooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36: 77-90.
- [7] 翟丽华, 刘鸿亮, 席北斗, 等. 农业源头沟渠沉积物氮磷吸附特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1359-1363.
ZHAO Li-hua, LIU Hong-liang, XI Bei-dou, et al. Property of nitrogen and phosphate adsorption on sediments in headwater ditches[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1359-1363.
- [8] 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.
- [9] Noah F, Joshua P S. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 777-787.
- [10] Richert M, Saarnio S, Juutinen S, et al. Distribution of assimilated carbon in the system *Phragmites australis*-waterlogged peat soil after carbon-14 pulse labelling[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32: 1-7.
- [11] Van V J A, Ladd J N, Frissel M J. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil[J]. *Plant and Soil*, 1984, 76: 257-274.
- [12] Hart S C, Nason G E, Myrold D D, et al. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: the carbon connection[J]. *Ecology*, 1994, 75: 880-891.
- [13] Verhagen F J M, Laanbroek H J, Woldendorp J W. Competition for ammonium between plant roots and nitrifying and heterotrophic bacteria and the effects of protozoan grazing[J]. *Plant and Soil*, 1995, 170: 241-250.
- [14] Wu Q H, Zhang R D, Huang S, et al. Effects of bacteria on nitrogen and phosphorus release from river sediment[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20: 404-412.
- [15] Reddy K R, D'Angelo, DeBusk T A. Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment[J]. *Environ Qual*, 1989, 19: 261-270.
- [16] Kadlec R H, Knight R L. Treatment wetlands[M]. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1996: 415.