

# 帽儿山地区不同类型河岸带土壤的反硝化效率\*

王庆成\*\* 崔东海 王新宇 吕跃东 姚琴 乔树亮 韩壮行

(东北林业大学, 哈尔滨 150040)

**摘要** 以帽儿山地区森林背景下的森林、皆伐、草地河岸带和农田背景下的森林、裸地河岸带土壤为研究对象, 采用硝态氮消失法, 研究了不同背景下各类型河岸带的反硝化强度及其影响因素。结果表明: 各类型河岸带中, 农田背景下的森林河岸带土壤反硝化强度最大, 其硝态氮消失率的变化范围为 46.79%~91.13%; 农田背景下的裸地河岸带土壤反硝化强度最小, 其硝态氮消失率的变化范围为 15.64%~81.84%; 森林背景下土壤反硝化强度的大小顺序为皆伐河岸带>森林河岸带>草地河岸带, 其硝态氮消失率的变化范围依次为 42.06%~90.39%、28.24%~85.73%、21.44%~83.11%。研究区河岸带表层土壤的反硝化强度大于底层。河岸带土壤反硝化强度均受可利用碳、硝态氮的限制, 各类型河岸带以农田背景下森林河岸带土壤反硝化潜力最大。

**关键词** 河岸带 森林 农田 土壤 反硝化

文章编号 1001-9332(2007)12-2681-06 中图分类号 S154.4 文献标识码 A

**Soil denitrification rates in different type riparian zones in Maoershan mountainous region of China.** WANG Qing-cheng, CUI Dong-hai, WANG Xin-yu, LÜ Yue-dong, YAO Qin, QIAO Shu-liang, HAN Zhuang-xing (Northeast Forestry University, Harbin 150040, China). -*Chin. J. Appl. Ecol.* 2007, 18(12): 2681-2686.

**Abstract:** Soil samples were collected from forested, clear-cut, and grassy riparian zones under forest background and from forested and barren riparian zones under cropland background in the Maoershan mountainous region of China. The samples were incubated in laboratory, and their denitrification potentials were determined by nitrate-deduction method. The results showed that under cropland background, soil denitrification rate was the highest in forested riparian zone and the lowest in barren riparian zone, with the deduction rate of nitrate varied from 46.79%-91.13% and 15.64%-81.84%, respectively. Under forest background, soil denitrification rate decreased in the order of clearcut > forested > grassy riparian zone, with the deduction rate of nitrate being 42.06%-90.39%, 28.24%-85.73% and 21.44%-83.11%, respectively. The denitrification rate was higher in subsurface layer than in deeper layer, and the denitrification potential was limited by the available carbon and nitrate, being the greatest in the forested riparian zone under cropland background.

**Key words:** riparian zone; forest; cropland; soil; denitrification.

## 1 引言

由于植被破坏、农药和化肥的大面积施用, 以及生产、生活污水的大量排放, 世界范围内陆地水体受到了不同程度的污染<sup>[26]</sup>。氮素是水体污染的重要元素之一。氮素污染不但引起水体富营养化、破坏水生生物、降低水生生物的多样性, 还直接威胁着人类健

康<sup>[6]</sup>。氮素污染物主要通过非点源污染途径经过河岸带进入水体<sup>[7, 21, 31]</sup>。河岸带作为独特的生态系统, 通过物理的、生物的和生物化学的过程, 在控制氮素污染物输入中发挥了重要作用<sup>[20]</sup>。20世纪70年代, 美国等发达国家开始了河岸带对溪流养分输入控制机制的研究, 结果表明, 植物的吸收同化和微生物的反硝化过程是实现河岸带氮素截留转化的主要机制<sup>[21]</sup>。河岸带独特的环境条件有利于反硝化的进行, 因此, 反硝化被认为是硝态氮减少的最佳途径<sup>[18]</sup>。微生物的反硝化作用是反硝化细菌将硝酸盐

\* 国家自然科学基金资助项目(30370277)。

\*\* 通讯作者。E-mail: wqcnfu@163.com

2007-02-15 收稿, 2007-09-24 接受。

或亚硝酸盐还原为气态氮( $N_2$ ,  $N_2O$ )的过程<sup>[8, 25]</sup>. 反硝化作用的强度受土壤通气状况<sup>[8, 12, 15-16]</sup>、土壤有机质和有机碳含量<sup>[9-11]</sup>、反硝化底物( $NO_3^-$ )浓度<sup>[22]</sup>等的影响. 因植被、土壤之间的长期互作, 不同类型的河岸带对土壤中上述反硝化条件产生影响<sup>[9, 32]</sup>, 其反硝化效率和对氮素的截留转化能力也各不相同.

我国在溪流河岸带方面的研究起步较晚, 目前对河岸带的功能, 特别是河岸带作为养分缓冲带的功能方面少有研究<sup>[4, 21, 29, 34]</sup>, 严重地限制了我国河岸带健康维护工作的进行. 黑龙江省帽儿山地区位于浅山区, 农林交错, 人为干扰较重, 河岸带状况复杂, 具有森林和农田景观下的各种河岸带类型. 为此, 本文对该区不同背景下各类型河岸带反硝化强度及其影响因素进行了研究, 明确了河岸带对来自相邻高地径流中氮素的截留转化功能, 旨在了解不同类型的河岸缓冲带在维持水质方面的重要性, 以为河岸带的健康维护和科学经营提供基础数据.

## 2 研究地区与研究方法

### 2.1 自然概况

研究区设在东北林业大学帽儿山实验林场东林施业区. 帽儿山实验林场位于黑龙江省尚志市境内( $45^{\circ}23'—45^{\circ}26'N$ ,  $127^{\circ}26'—127^{\circ}39'E$ ), 面积  $2.6 \times 10^4 \text{ hm}^2$ , 森林覆被率约 80%. 为低山丘陵地貌, 平均海拔 300 m. 平均坡度  $6^{\circ}—15^{\circ}$ . 属温带大陆性季风气候, 年均气温  $2.8^{\circ}C$ , 1 月平均气温  $-23^{\circ}C$ , 7 月平均气温  $20.9^{\circ}C$ . 年均降水量 700~800 mm, 年均蒸发量 1 094 mm. 植被为原始阔叶红松(*Pinus koraiensis*)林被破坏后, 经次生演替形成的以硬阔叶混交林为主的天然次生林. 地带性土壤为暗棕壤, 隐域性土壤包括草甸土、沼泽土和白浆土等. 场区范围内, 森林和农田镶嵌分布, 有完整的森林景观及农田景观.

### 2.2 样地设置

2005 年 7 月下旬, 在帽儿山实验林场东林施业区东沟的 3 级溪流两侧河岸带设立样地. 共设置 5 块样地, 分别为农田背景下的森林、裸地河岸带(CFR、CBR); 森林背景下的森林、草地、森林皆伐河岸带(FFR、FGR、FCR); 森林背景下的森林河岸带植被为次生林, 主要组成树种包括水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)、白桦(*Betula platyphylla*)、黄波罗(*Phellodendron amurense*)、稠李(*Padus racemosa*)、胡桃楸(*Juglans mandshurica*)和榆树(*Ulmus pumi-*

*la*)等; 森林背景下的草地河岸带的主要组成植物为苔草(*Carex* spp.), 盖度在 90% 以上, 土壤为草甸土; 森林背景下的皆伐河岸带为  $30 \text{ m} \times 15 \text{ m}$  的皆伐河岸带, 2004 年秋皆伐. 农田背景中的作物为玉米(*Zea mays*), 农田背景下的裸地河岸带仅在溪流边缘有零星的树木, 含大量石块, 为砂壤土; 农田背景下的森林河岸带为次生林, 主要组成树种有水曲柳、稠李、山丁子(*Malus baccata*)等, 土壤为砂壤土.

样地面积均为  $30 \text{ m} \times 15 \text{ m}$ , 其长边平行于河道. 在每个样地中, 距溪流边缘 7~8 m 平行于溪流的直线上设 3 个采样点, 采样点间相隔 10 m. 每个样点分表层(0~20 cm)、底层(20~40 cm)取样, 每层采 1 kg 土壤, 共 30 个土样. 样品置冷藏箱中带回实验室待测.

### 2.3 土壤样品培养与测定

土壤样品在室温下( $20—25^{\circ}C$ )风干 48 h 后碾碎, 过 2 mm 筛. 每个土样均称取 30 份 25 g 土壤样品, 分别置于 500 ml 的玻璃瓶中(玻璃瓶事先用 1% 盐酸溶液浸泡, 用重蒸馏水洗净)备用.

对玻璃瓶中的土壤样品培养采用 3 种处理: 原土培养, 培养土中仅加入重蒸馏水; 葡萄糖处理, 培养土中加 5 ml、 $0.25 \text{ g} \cdot \text{ml}^{-1}$  的葡萄糖溶液; 硝酸钾处理, 培养土中加入 5 ml、 $0.025 \text{ g} \cdot \text{ml}^{-1}$   $KNO_3$  溶液. 每处理 9 个重复, 待用.

在上述土壤样品瓶中, 加入重蒸馏水至浸没土样, 水面高出土样 2 cm. 向样品瓶中注入 99.99% 的高纯氮气, 使瓶中大部分原有气体通过瓶口排出后密封, 在  $30^{\circ}C$  的恒温箱中培养<sup>[1, 19]</sup>. 每处理在培养 1、3、5 d 时分别取出 3 个土壤样品, 用紫外可见分光光度计(752N, 上海精密科学仪器有限公司)测定土壤硝态氮含量<sup>[19]</sup>. 培养前土样中的硝态氮进行测定(重复 3 次), 作为土壤中硝态氮的初始值.

土壤中  $NO_3^- - N$  含量( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )由下式计算<sup>[1]</sup>:

$$NO_3^- - N = \rho(NO_3^- - N) \times V \times ts / m$$

式中  $\rho(NO_3^- - N)$  为从标准曲线上查得的显色液  $NO_3^- - N$  质量浓度( $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ );  $V$  为显色液体积(ml);  $ts$  为分取倍数;  $m$  为烘干样品质量(g).

以样品中硝态氮的消失率<sup>[19]</sup>作为土壤反硝化势指标.

硝态氮消失率 = (培养前硝态氮含量 - 培养后硝态氮含量) / 培养前硝态氮含量  $\times 100\%$

风干土样含水量用烘干法<sup>[17]</sup>测定; 有机碳含量( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )用重铬酸钾容量法-稀释热法测定.

数据分析采用 Excel 2003 和 SPSS 12.0 软件处理。

### 3 结果与分析

#### 3.1 不同河岸带类型土壤硝态氮和有机碳含量

由表 1 可以看出,研究区不同类型河岸带土壤硝态氮和有机碳含量存在较大差异;各类型河岸带表层土壤硝态氮和有机碳含量均大于底层。森林背景下各类型河岸带表层、底层土壤硝态氮含量大小顺序均为皆伐河岸带 > 草地河岸带 > 森林河岸带;森林背景下各类型河岸带表层土有机碳含量均为皆伐河岸带 > 森林河岸带 > 草地河岸带,底层土的顺序为森林河岸带 > 皆伐河岸带 > 草地河岸带。农田背景下的森林河岸带表层、底层土壤的硝态氮含量显著高于裸地河岸带 ( $P < 0.05$ ),其有机碳含量也高于裸地河岸带。

#### 3.2 不同河岸带土壤的反硝化势

由表 2 可以看出,森林背景下,皆伐河岸带土壤原土培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率均高于森林背景下的其它河岸带;草地河岸带表层土壤培养 1、3 d

的硝态氮消失率略高于森林河岸带,差异不显著,其培养 5 d 的硝态氮消失率低于森林河岸带,差异不显著;森林河岸带底层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率高于草地河岸带,差异均不显著 ( $P > 0.05$ )。

农田背景下,森林河岸带表层土壤培养 1 d 的硝态氮消失率显著高于裸地河岸带 ( $P < 0.05$ ),培养 3、5 d 的硝态氮消失率仍高于裸地河岸带,但差异不显著 ( $P > 0.05$ );森林河岸带底层土壤培养 1、5 d 的硝态氮消失率显著大于裸地河岸带 ( $P < 0.05$ ),培养 3 d 的硝态氮消失率仍高于裸地河岸带,但差异不显著 ( $P > 0.05$ )。

研究区各河岸带土壤硝态氮消失率随培养时间的延长有不同程度的增加,土壤硝态氮的消失主要发生在 3 d 之内,所有类型硝态氮的消失率均达到 50% 以上。培养 1 d 的硝态氮消失得最快,表层趋势更为明显。在 5 d 的培养期内,各类型河岸带表层土壤硝态氮消失率大小顺序为 CFR > FCR > FGR > FFR > CBR,且土壤表层硝态氮消失率明显大于底层。

#### 3.3 葡萄糖对不同河岸带土壤反硝化的作用

由表 2 和表 3 可以看出,经葡萄糖处理后,各类型河岸带表层、底层土壤的硝态氮消失率均有所提高。森林背景的各类型河岸带表层土壤中,森林土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率比原土培养分别提高了 18.29%、8.63% 和 7.98%;草地土壤提高了 19.17%、8.89% 和 11.50%;皆伐河岸带土壤提高了 13.68%、13.13% 和 6.10%。森林背景的各类型河岸带底层土壤中,森林土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率提高了 22.83%、17.63% 和 19.88%;草地土壤提高了 22.16%、10.76% 和 15.68%;皆伐河

表 1 各类型河岸带土壤硝态氮和有机碳含量

Tab.1  $\text{NO}_3^-$ -N and organic carbon contents in soil from different riparian zones

河岸带类型 Riparian zone type	硝态氮		有机碳	
	$\text{NO}_3^-$ -N ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )		Organic carbon ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	
	表层 Upper	底层 Lower	表层 Upper	底层 Lower
FFR	8.85bc	4.17c	76.15ab	51.14ab
FCR	20.87ab	10.30ab	81.67ab	46.61ab
FGR	16.50b	4.90bc	52.96bc	29.56bc
CBR	4.09c	2.78c	52.11bc	36.72abc
CFR	34.08a	13.37a	88.89a	60.57a

同列不同小写字母表示差异显著 ( $P < 0.05$ ) Different small letters in the same column indicated significant difference at 0.05 level. 下同 The same below.

表 2 不同类型河岸带土壤培养过程中硝态氮的消失率

Tab.2 Deduction rate of  $\text{NO}_3^-$ -N in soil from different riparian zones during incubation

土壤层次 Soil horizons	河岸带类型 Riparian zone type	硝态氮消失率		
		Deduction rate of $\text{NO}_3^-$ -N (%)		
		1 d	3 d	5 d
表层 Upper	FFR	59.89ab	75.92a	85.73a
	FCR	71.39a	78.11a	90.39a
	FGR	61.18ab	76.71a	83.11a
	CBR	48.22b	71.92a	81.84a
	CFR	74.60a	79.60a	91.13a
	底层 Lower	FFR	28.24b	54.40a
FCR		42.06a	62.04a	74.84a
FGR		21.44bc	51.76a	62.45bc
CBR		15.64c	50.56a	58.98c
CFR		46.79a	62.30a	76.67a

表 3 葡萄糖处理下不同类型河岸带土壤硝态氮的消失率

Tab.3 Deduction rate of  $\text{NO}_3^-$ -N in soil from different riparian zones under glucose addition

土壤层次 Soil layer	河岸带类型 Riparian zone type	硝态氮消失率		
		Deduction rate of $\text{NO}_3^-$ -N (%)		
		1 d	3 d	5 d
表层 Upper	FFR	77.88a	84.55b	93.71a
	FCR	85.07a	91.24ab	96.49a
	FGR	80.35a	85.60ab	94.61a
	CBR	49.94b	79.34b	86.79b
	CFR	89.26a	93.32a	96.49a
	底层 Lower	FFR	51.07ab	72.03bc
FCR		57.15ab	75.53b	92.20a
FGR		43.60b	62.52bc	78.13b
CBR		37.35b	61.10c	76.73b
CFR		63.13a	91.24a	93.54a

岸带土壤提高了 15.09%、13.49% 和 17.36%。农田背景的各类型河岸带表层土壤中,森林土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率分别提高了 14.66%、13.72% 和 5.36% ;裸地河岸带土壤提高了 1.72%、7.42% 和 4.95%。农田背景的各类型河岸带底层土壤中,森林土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率分别提高了 16.34%、28.94% 和 16.87% ;裸地分别提高了 21.71%、10.54% 和 17.75%。

不同河岸带类型土壤在添加葡萄糖处理后,其硝态氮消失率存在明显差异。农田背景下森林河岸带表层、底层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率显著高于裸地河岸带 ( $P < 0.05$ ),差值分别为 39.32%、13.98%、9.70% 和 25.78%、30.14%、16.81%。森林背景下各类型河岸带表层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率大小顺序均为  $FCR > FGR > FFR$ ,各河岸带之间差异不显著 ( $P > 0.05$ )。森林背景下各类型河岸带底层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率大小顺序均为  $FCR > FFR > FGR$ ,除培养第 5 天皆伐河岸带、森林河岸带土壤硝态氮的消失率显著大于草地河岸带外 ( $P < 0.05$ ),其它差异均不显著 ( $P > 0.05$ )。

葡萄糖处理下,研究区不同类型河岸带表层土壤硝态氮的消失率大小顺序依次为  $CFR > FCR > FGR > FFR > CBR$ ,底层土壤为  $CFR > FCR > FFR > FGR > CBR$ ,且各河岸带土壤表层硝态氮的消失率明显大于底层。各河岸带土壤硝态氮的消失率随培养时间的延长有不同程度的增加。各河岸带土壤硝态氮以培养 1 d 时的消失率最快,表层趋势更为明显。

### 3.4 硝酸钾对不同河岸带土壤反硝化的作用

经硝酸钾处理后,森林背景下各类型河岸带表层、底层土壤硝态氮的消失率明显提高。森林背景的皆伐河岸带表层土壤 1、3、5 d 的硝态氮消失率比原土培养分别提高 23.18%、20.14% 和 8.45% ,底层分别提高 47.04%、34.68% 和 23.10% ,森林河岸带表层土壤分别提高 34.48%、22.26% 和 13.08% ,底层土壤分别提高 58.76%、40.50% 和 25.74% ,底层提高尤为明显;草地河岸带表层土壤分别提高 30.53%、18.67% 和 14.87% ,底层土壤分别提高 55.30%、39.02% 和 34.33% ,底层明显大于表层。农田背景下各类型河岸带表层、底层土壤硝态氮的消失率明显提高,森林河岸带表层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率分别提高 23.60%、18.90% 和 7.93% ,底层土壤分别提高 50.03%、35.61% 和

表 4 硝酸钾处理下不同类型河岸带土壤硝态氮的消失率  
Tab. 4 Deduction rate of  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  in soil from different riparian zones under potassium nitrate addition

土壤层次 Soil layer	河岸带类型 Riparian zone type	硝态氮消失率 Deduction rate of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (%)		
		1 d	3 d	5 d
表层 Upper	FFR	94.07ab	98.18a	98.81a
	FCR	94.57ab	98.25a	98.84a
	FGR	91.71bc	95.38b	97.98a
	CBR	86.94c	93.68b	96.46b
	CFR	98.20a	98.50a	99.06a
底层 Lower	FFR	87.00ab	94.90a	97.41a
	FCR	89.10a	96.72a	97.94a
	FGR	76.74bc	90.78a	96.78a
	CBR	66.68c	79.52b	96.26a
	CFR	96.82a	97.91a	98.87a

22.20% ;裸地河岸带表层土壤分别提高 38.72%、21.76% 和 14.62% ,底层土壤分别提高 51.04%、28.96% 和 37.28% ,底层的提高更为明显(表 2,表 4)。

由表 4 可以看出,硝酸钾处理的森林背景下各类型河岸带表层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率大小顺序为  $FCR > FFR > FGR$ ,除培养 3 d 的皆伐、森林河岸带土壤硝态氮的消失率显著大于草地河岸带外 ( $P < 0.05$ ),其它均差异不显著 ( $P > 0.05$ );底层土壤硝态氮的消失率顺序为  $FCR > FFR > FGR$ ,除培养 1 d 的皆伐河岸带显著大于草地河岸带外 ( $P < 0.05$ ),其它均差异不显著 ( $P > 0.05$ )。硝酸钾处理的农田背景下森林河岸带表层土壤培养 1、3、5 d 的硝态氮消失率显著高于裸地河岸带 ( $P < 0.05$ ),两者的差值分别为 11.26%、4.82%、2.60% ;森林河岸带底层土壤培养 1、3 d 的硝态氮消失率显著高于裸地河岸带 ( $P < 0.05$ ),差值分别为 30.14%、18.39% ,培养 5 d 的底层土壤硝态氮消失率仍为森林河岸带高于裸地河岸带,但差异不显著 ( $P > 0.05$ )。

硝酸钾处理下,各类型河岸带土壤硝态氮的消失率大小顺序为  $CFR > FCR > FFR > FGR > CBR$ ,且各河岸带土壤表层硝态氮的消失率大于底层。各河岸带土壤硝态氮消失率随培养时间的延长有不同程度的增加。各河岸带土壤硝态氮以培养 1 d 时的消失率最快,表层趋势更为明显。

## 4 讨 论

森林背景下,研究区皆伐河岸带土壤硝态氮的消失率均较明显高于森林、草地河岸带,以培养初期尤为明显。有研究认为,从长期来看,森林采伐等人

类活动改变了森林生境及其土壤理化性质,不利于反硝化作用<sup>[3]</sup>。然而有研究表明,将植被地上部分去除,土壤反硝化量在其后较长的时间内保持较高值,尤其是在最初时段内反硝化量增加特别显著,这可能是由于植物根系有效碳的释放所造成<sup>[23]</sup>。本研究表明,皆伐河岸带土壤反硝化强度较高,应与皆伐河岸带的有机碳含量明显大于草地、森林河岸带有关。

农田背景下,研究区森林河岸带表层、底层土壤反硝化强度显著高于裸地河岸带( $P < 0.05$ )。产生差异的原因可能与裸地河岸带较低的反硝化底物和有机碳含量限制其反硝化活性有关<sup>[14]</sup>。

各类型河岸带中,有植被河岸带(CFR、FFR和FGR)土壤硝态氮的消失率高于农田裸地河岸带(CBR),以培养1d尤为明显。很多研究表明,有植被覆盖的土壤反硝化作用较强,原因是由于植被凋落物、根系通过改变土壤理化性质,提供了更多的碳源,增加了微生物活性,从而影响土壤反硝化作用<sup>[2]</sup>。有植被河岸带与农田裸地河岸带土壤反硝化强度的差异也与土壤碳含量有关,同时有植被河岸带较高的硝态氮含量也是其反硝化作用较强的一个原因。在有植被河岸带中,农田背景下森林河岸带土壤硝态氮的消失率明显高于其它有植被河岸带,培养1d的底层土壤最为明显,可能与农田背景下森林河岸带土壤较高的反硝化底物、碳源以及较强的土壤反硝化活性有关。受表层土壤硝态氮、有机质和有机碳含量较高的影响,各类型河岸带表层土壤硝化氮的消失率明显高于底层。许多研究表明,土壤反硝化主要集中在土壤表层(0~20cm),随着土壤层次的加深,反硝化量呈直线下降<sup>[24,30,37]</sup>。

葡萄糖处理后不同背景下各类型河岸带土壤硝态氮的消失率均有所提高,表明所有河岸带类型土壤的反硝化过程均受可利用碳的制约。Weier等<sup>[27]</sup>报道了土壤中加入葡萄糖后,反硝化速率增加了10~20倍;Drury等<sup>[5]</sup>的研究表明,可溶性碳的加入使微生物生物量和反硝化速率增加5倍以上。于克伟等<sup>[33]</sup>和姜桂华等<sup>[13]</sup>的研究表明,外加葡萄糖时反硝化速率大大加快,是由于电子供体的增加消除了还原过程中的电子竞争对反硝化作用的促进。于克伟等<sup>[33]</sup>认为,虽然森林土壤中碳源充分,对反硝化作用的限制较低,但反硝化过程中的电子竞争依然存在,外加碳源有助于缓解电子竞争,这在硝酸盐浓度较低时更为明显。外加葡萄糖加速了反硝化作用。

硝酸钾处理后,本研究中各河岸带土壤硝态氮

的消失率均有较明显的增加,与以往很多研究相一致<sup>[32,35-36]</sup>。有研究表明,反硝化作用强度与土壤中的硝酸盐含量有关<sup>[27]</sup>。蒋静艳等<sup>[14]</sup>也认为,反硝化过程是酶促反应,与底物浓度 $\text{NO}_3^-$ 含量呈正相关。硝态氮浓度的增加刺激了反硝化过程的进行,导致反硝化强度增大<sup>[36]</sup>。氮增加在一定程度上驯化了土壤中反硝化微生物,使反硝化作用得到一定程度的加强<sup>[28]</sup>。硝酸钾处理下各类型河岸带土壤硝态氮的消失率顺序为 $\text{CFR} > \text{FCR} > \text{FFR} > \text{FGR} > \text{CBR}$ ,说明农田背景下的森林河岸带相对于其它河岸带,以及森林背景下的森林河岸带相对于草地河岸带土壤都具有更高的反硝化潜力,即对硝态氮截留转化更为快速和有效。农田背景下的裸地河岸带相对其它类型河岸带土壤反硝化潜力最弱。

#### 参考文献

- [1] Bao S-T(鲍士旦). 2000. Soil Agro-Chemistry Analysis. Beijing: China Agricultural Publishing House (in Chinese)
- [2] Beck H, Christensen S. 1987. The effect of grass maturing and root decay on nitrous oxide production in soil. *Plant and Soil*, **103**: 269-273
- [3] Chen F-S(陈伏生), Zeng D-H(曾德慧), He X-Y(何兴元). 2004. Soil nitrogen transformation and cycling in forest ecosystem. *Chinese Journal of Ecology(生态学杂志)*, **23**(5): 126-133 (in Chinese)
- [4] Deng H-B(邓红兵), Wang Q-C(王青春), Wang Q-L(王庆礼), et al. 2001. On riparian forest buffers and riparian management. *Chinese Journal of Applied Ecology(应用生态学报)*, **12**(6): 951-954 (in Chinese)
- [5] Drury CF, Beauchamp EG. 1991. Ammonium fixation, release, nitrification, and immobilization in high- and low-fixing soils. *Soil Science Society of America Journal*, **55**: 125-129
- [6] Dupont DP. 1992. Economic assessment of the performance of alternative environmental policy instruments as they pertain to agriculture and water quality// Miller MH, FitzGibbon JE, Fox GC, eds. Agriculture and Water Quality: Proceedings of an Interdisciplinary Symposium. Ontario, Canada: University of Guelph
- [7] He C-S(贺缠生), Fu B-J(傅伯杰), Chen L-D(陈利顶). 1998. Non-point source pollution control and management. *Chinese Journal of Environmental Science(环境科学)*, **19**(5): 87-91 (in Chinese)
- [8] He N-Z(何念祖), Meng C-F(孟赐福). 1987. Principles for Plant Nutrition. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press (in Chinese)
- [9] Hernandez ME, Mitsch WJ. 2007. Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *Journal of Environmental Quality*, **36**: 333-342
- [10] Hill AR. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones.

- Journal of Environmental Quality*, **25**:743-755
- [ 11 ] Hill AR, Cardaci A. 2004. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. *Soil Science Society of America Journal*, **68**:320-325
- [ 12 ] Huang S-H ( 黄树辉 ), Lü J ( 吕 军 ). 2004. Research progress in nitrous oxide emissions from agricultural soil. *Chinese Journal of Soil Science* ( 土壤通报 ), **35**( 4 ):516-522
- [ 13 ] Jiang G-H ( 姜桂华 ), Xu L-Y ( 徐凌云 ). 1997. The experimental study on cultural microorganism cleaning nitrate by denitrification in aeration zone. *Journal of Changchun University of Science and Technology* ( 长春科技大学学报 ), **27**( 4 ):435-439 ( in Chinese )
- [ 14 ] Jiang J-Y ( 蒋静艳 ), Huang Y ( 黄 耀 ). 2001. Advance in research of N<sub>2</sub>O emission from agricultural soils. *Agro-Environmental Protection* ( 农业环境保护 ), **20**( 1 ):51-54 ( in Chinese )
- [ 15 ] Li G-C ( 李贵才 ), Han X-G ( 韩兴国 ), Huang J-H ( 黄建辉 ). 2001. A review of affecting factors of soil nitrogen mineralization in forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* ( 生态学报 ), **21**( 7 ):1187-1195 ( in Chinese )
- [ 16 ] Liu Z-K ( 刘忠宽 ), Wang S-P ( 汪诗平 ), Han J-G ( 韩建国 ), et al. 2004. Nitrogen turnover from grazing livestock excreta: A review. *Acta Ecologica Sinica* ( 生态学报 ), **24**( 4 ):775-783 ( in Chinese )
- [ 17 ] Lü Y-H ( 吕英华 ), Qin S-Y ( 秦双月 ). 2002. Soil Test and Fertilization. Beijing: China Agricultural Publishing House ( in Chinese )
- [ 18 ] Martin TL, Kaushik NK, Trevors JT, et al. 1999. Review: Denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, and Soil Pollution*, **111**:171-186
- [ 19 ] Microbiological Department, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences ( 中国科学院南京土壤研究所微生物室 ). 1985. Methodology for Soil Microbe. Beijing: Science Press ( in Chinese )
- [ 20 ] Osborne LL, Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, **29**:243-258
- [ 21 ] Pan X-L ( 潘响亮 ), Deng W ( 邓 伟 ). 2003. Advances in riparian buffers in agricultural catchments. *Journal of Agro-environmental Science* ( 农业环境科学学报 ), **22**( 2 ):244-247 ( in Chinese )
- [ 22 ] Pinay G, Roques L, Fabre A. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, **30**:581-591
- [ 23 ] Robertson GP, Vitousek PM, Matson PA, et al. 1987. Denitrification in a clearcut loblolly pine plantation in the southeastern US. *Plant and Soil*, **97**:119-129
- [ 24 ] Staley TE, Caskey WH, Boyer DG. 1990. Soil denitrification and nitrification potentials during the growing season relative to tillage. *Soil Science Society of America Journal*, **54**:1602-1607
- [ 25 ] Tompkins JA, Smith SR, Cartmell E, et al. 2001. In-situ bioremediation is a viable option for denitrification of chalk groundwaters. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, **34**:111-125
- [ 26 ] Wan X-T ( 万咸涛 ), Chen J ( 陈 进 ). 2006. Situation and the management of water resource quality in China and the world. *Express Water Resources & Hydro-power Information* ( 水利水电快报 ), **27**( 5 ):9-11 ( in Chinese )
- [ 27 ] Weier KL, MacRae IC, Myers RJK. 1993. Denitrification in a clay soil under pasture and annual crop: Estimation of potential loss using intact soil cores. *Soil Biology and Biochemistry*, **25**:991-997
- [ 28 ] Wu Y-G ( 吴耀国 ); Wang C ( 王 超 ), Wang H-M ( 王惠民 ). 2003. Experimental research on nitrogen-removal and its mechanism during riverbank filtration. *Urban Environment & Urban Ecology* ( 城市环境与城市生态 ), **16**( 6 ):298-300 ( in Chinese )
- [ 29 ] Xia J-H ( 夏继红 ), Yan Z-M ( 严忠民 ). 2004. Advances in research of ecological riparian zones and its trend of development. *Journal of Hehai University* ( Natural Science ) ( 河南大学学报·自然科学版 ), **32**( 3 ):252-254 ( in Chinese )
- [ 30 ] Xu H ( 徐 慧 ), Chen G-X ( 陈冠雄 ), Ma C-X ( 马成新 ). 1995. A preliminary study on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from different soils on northern slope of Changbai Mountain. *Chinese Journal of Applied Ecology* ( 应用生态学报 ), **6**( 4 ):373-377 ( in Chinese )
- [ 31 ] Yang A-L ( 杨爱玲 ), Zhu Y-M ( 朱颜明 ). 1998. The study of nonpoint source pollution of surface water environment. *Advances in Environmental Science* ( 环境科学进展 ), **7**( 5 ):60-67 ( in Chinese )
- [ 32 ] Yin Y-X ( 殷永娴 ), Liu H-Y ( 刘鸿雁 ). 1996. Investigation on nitrification and denitrification of soil under installing cultivation conditions. *Acta Ecologica Sinica* ( 生态学报 ), **16**( 3 ):246-250 ( in Chinese )
- [ 33 ] Yu K-W ( 于克伟 ), Chen G-X ( 陈冠雄 ). 1998. Dynamics of denitrification potential in a Danish forest soil. *Chinese Journal of Applied Ecology* ( 应用生态学报 ), **9**( 2 ):163-167 ( in Chinese )
- [ 34 ] Zhang J-C ( 张建春 ). 2001. Riparian functions and its management. *Journal of Soil Water Conservation* ( 水土保持学报 ), **15**( 6 ):143-146 ( in Chinese )
- [ 35 ] Zhang Y-M ( 张玉铭 ), Hu C-S ( 胡春胜 ), Dong W-X ( 董文旭 ), et al. 2004. The influencing factors of production and emission of N<sub>2</sub>O from agricultural soil and estimation of total N<sub>2</sub>O emission. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* ( 中国生态农业学报 ), **12**( 3 ):119-123 ( in Chinese )
- [ 36 ] Zhou C-P ( 周才平 ), Ouyang H ( 欧阳华 ). 2001. Effect of temperature on nitrogen mineralization at optimum and saturated soil water content in two types of forest in Changbai Mountain. *Acta Ecologica Sinica* ( 生态学报 ), **21**( 9 ):1469-1473 ( in Chinese )
- [ 37 ] Zou G-Y ( 邹国元 ), Zhang F-S ( 张福锁 ), Li X-H ( 李新慧 ). 2001. Study on the denitrification in the subsoil. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* ( 植物营养与肥料学报 ), **7**( 4 ):379-384 ( in Chinese )

作者简介 王庆成,男,1963年生,博士,教授。主要从事森林培育、森林生态学方面的研究,发表论文30余篇。E-mail: wqcnf@163.com

责任编辑 杨 弘