

# 川中丘陵区农业源头沟渠反硝化速率特征及其影响因素\*

龙虹竹<sup>1,2</sup>, 汪涛<sup>1,3</sup>, 田琳琳<sup>1,3</sup>, 任光前<sup>1,3</sup>

(1. 中国科学院成都山地灾害与环境研究所, 成都 610041; 2. 重庆师范大学地理与旅游学院, 重庆 401331;  
3. 中国科学院山地表生过程与生态调控重点实验室, 成都 610041)

**摘要:**农业源头沟渠是连接农田排水与河流的重要通道,对农业非点源污染物具有很高的削减作用。反硝化作用是沟渠水体氮污染去除最彻底的机制,但目前相关研究缺乏。利用改进的乙炔抑制法研究川中丘陵区农业源头沟渠沉积物反硝化作用的速率、季节变化及影响因素,以期为长江上游农业水环境保护提供新的思路。结果表明:1)农业源头沟渠沉积物反硝化速率变化范围在 $0.31\sim 43.11\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,平均值为 $10.45\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ;2)沟渠反硝化速率具有明显的季节差异,冬季沟渠沉积物反硝化速率普遍偏低,而夏季则具有较强的反硝化作用,不同季节的反硝化速率大小顺序为:夏季>春季>秋季>冬季;3)沟渠反硝化作用受水文条件、水体沉积物碳氮浓度等因素影响。其中,水文条件不同的区域反硝化速率的大小顺序为:间歇滞水区>干湿交替区>常年淹水区;沉积物和上覆水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、DOC浓度与反硝化速率之间具有显著的正相关关系。总体来说,川中丘陵区农业源头沟渠具有较高的反硝化速率,通过增加碳源或改善水文条件能有效地促进沟渠沉积物的反硝化作用,从而极大地提高农业源头沟渠对非点源氮污染的截控能力。

**关键词:**反硝化速率;季节变化;农业源头沟渠;川中丘陵区;沉积物

**中图分类号:**X522

**文献标志码:**A

**文章编号:**1672-6693(2016)04-0166-07

农业源头沟渠是一种常见的连接各个农业区的土地利用类型<sup>[1-2]</sup>,水和污染物通过地表径流、壤中流和地下径流在沟渠传输<sup>[3]</sup>。农业源头沟渠中氮循环的重要环节有铵化作用、硝化作用、矿化作用、脱氮和固氮作用,而影响沟渠中氮素去除的机制主要有3种:沉积泥沙的吸附机制、植物吸收机制和反硝化脱氮机制<sup>[4-5]</sup>。这几种作用机制中,最彻底的是微生物的反硝化脱氮机制,沟渠氮素能通过反硝化过程永久的被去除<sup>[6]</sup>。

农业源头沟渠反硝化研究是目前国际上氮素研究的热点<sup>[7]</sup>。一般认为,反硝化能力的大小受3种条件的影响:1)水体有机碳浓度;2)温度;3)水体硝态氮浓度<sup>[8-10]</sup>。其中,温度是影响反硝化率最关键的环境因子。这是由于反硝化细菌的活性随着温度的升高而升高,当温度达到 $30\sim 35\text{ }^\circ\text{C}$ 时,反硝化率最高。而且较高的温度可促进矿化和硝化作用,从而为反硝化提供更多的硝酸盐<sup>[11]</sup>。近年来的研究发现,植被、沟渠地形、沉积物等也都能影响沟渠反硝化率<sup>[12-14]</sup>。例如,Annelies等人利用<sup>15</sup>N示踪技术研究了大型挺水植物、浮游植物和沉水植物对沟渠反硝化作用的影响,发现反硝化速率明显受大型挺水植物类型的影响,浮游植物由于能明显降低水体氧气浓度而具有最高的反硝化率。Matthew等人利用乙炔抑制法探讨了沟渠形态变化对底泥反硝化的影响,发现农业溪流河床反硝化空间变异性高与河床有机物质、沉积物细颗粒尺寸以及河床地形有关。目前,国内关于农业源头沟渠反硝化作用的研究尚未见报道。

川中丘陵区位于长江上游腹地,由于降雨径流冲刷,形成了很多天然的排水沟渠。这些沟渠由深度不到1 m、宽度为1 m到数米的系列浅沟组成。在湿润期,沟渠通过地表径流和地下水将水排出;而在干旱期,沟渠则通过渗透作用将水排出。目前,伴随面源污染快速蔓延,沟渠水体富营养化已经成为该区域主要的环境质量问题。多年监测结果显示,沟渠水体总氮浓度常年维持在 $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,远高于水体富营养化临界浓度<sup>[15]</sup>。川中丘陵区沟渠具备洼坑、高差跌落和小型积水的特点,加之湿润气候使植被生长迅速,自然沟渠内水花生、鱼腥

\* 收稿日期:2016-02-25 修回日期:2016-05-16 网络出版时间:2016-07-07 16:35

资助项目:国家自然科学基金(No. 41371462);中国科学院西部之光重点项目;三峡库区生态清洁小流域建设技术体系试验示范(No. KZCX2\_XB-09)

作者简介:龙虹竹,女,研究方向为氮素生物地球过程,E-mail:longhongzhu@163.com;通信作者:汪涛,副研究员,E-mail:wangt@imde.ac.cn

网络出版地址:http://www.cnki.net/kcms/detail/50.1165.N.20160707.1635.076.html

草、土地瓜、菖蒲等植物生长旺盛,植被茂密,低洼处大量水陆两栖植被形成基本稳定的小型湿地。这些条件都可为沉积物反硝化作用提供了良好的场所和丰富的碳源。可预见,反硝化作用对川中丘陵区沟渠水体氮素去除具有重要作用。因此,本文通过野外定位试验,研究川中丘陵区农业源头沟渠沉积物反硝化速率及其季节变化,以期弄清该区农业源头沟渠沉积物反硝化作用的过程与机制,为当地乃至长江上游水环境氮素污染去除提供科学支撑。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

野外观测试验依托中国科学院盐亭紫色土农业生态试验站(105°27' E, 31°16' N)。该站位于四川盆地中北部的盐亭县林山乡,地处涪江支流弥江、湍江的分水岭上。区域属中亚热带湿润季风气候,年均气温 17.3 °C,极端最高气温 40 °C,极端最低气温 -5.1 °C;多年平均降雨量 826 mm,但分布不均,春季占 5.9%,夏季占 65.5%,秋季占 19.7%,冬季占 8.9%,无霜期为 294 d。土壤为紫色土,田间持水量为 28.1%~37.8%,凋萎湿度为 5.4%~7.7%。

### 1.2 试验设计

选取试验站内一条农业源头沟渠作为研究对象。该沟渠位于小流域中部,上部土地利用类型以坡耕地为主,沟渠植物生长茂盛。流域内高低落差明显,所选沟渠具有明显的干湿交替过程,旱季沟渠内上覆水较少甚至干涸,雨季沟渠水深受降雨影响变化明显。沟渠总长 1 000 m,高低落差 50 m,沟渠上游受径流冲刷和坡度的影响沉积物较少。本文研究区位于沟渠下游稍平缓处,观测段面长约 200 m,沟渠宽度最大为 2.3 m,最窄为 0.8 m。根据淹水条件的不同,观测段面可以分为干湿交替区、间歇滞水区、常年淹水区。分别于 1 月 20 日、4 月 11 日、7 月 6 日、9 月 11 日在沟渠干湿交替区、间歇滞水区、常年淹水区、出口处(间歇滞水区)采集沉积物和上覆水样。利用沉积物采样器采集 0~20 cm 表层沉积物混合样品,装入聚乙烯袋中密封,放入冷藏箱保存,送回实验室 3 h 内进行反硝化培养实验,每个区域采集三个重复样。同时,利用水样采集器在所选段面内采集表层混合水样(至少 3 点混合),用洗净的聚乙烯塑料瓶(稀硫酸浸泡,自来水冲洗 3 次,高纯水冲洗 3 次,样品采集时沟渠水冲洗 3 次)收集 500 mL 混合水样,放入冷藏箱保存,然后送回实验室进行分析,24 h 内分析完毕。如来不及分析,则用 0.45 μm 滤膜抽滤,滤液加硫酸酸化至 pH<2 放置 4 °C 冰柜中待测并于一周内分析完毕。

### 1.3 实验方法

1.3.1 改进的乙炔抑制法 沟渠沉积物反硝化速率采用改进的乙炔抑制法测定。传统的乙炔抑制法是通过乙炔抑制剂使反硝化过程停留在 N<sub>2</sub>O 阶段,根据 N<sub>2</sub>O 的产量估算反硝化速率。而改进的乙炔抑制法在原有的基础上添加氯霉素来抑制反硝化酶的重新合成,同时减小培养瓶对沉积物反硝化曝气的抑制作用<sup>[16]</sup>。该方法具有培养时间短、灵敏度高、重现性好的优点,适用于疏松的沉积物和低浓度 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的水体,易于大量复制反硝化过程的时间和空间<sup>[14]</sup>。具体实验方法为:首先将沉积物过 2 mm 筛使其均质化,再在 250 mL 培养瓶中加入(60±0.5) g 的沉积物样品,再加入沉积物上覆水样 10 mL,之后加入 5 mL 的 0.21 mol·L<sup>-1</sup> 的氯霉素,每个沉积物样设置三个平行。然后注入高纯度氮气冲刷 5 min,以排除培养瓶中空气。然后添加乙炔气体 15 mL 实现 8%~10% 的 C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> 顶空浓度。将培养瓶置于水浴恒温同步培养箱中,以现场采样温度(采用 JM624 型便携式温度计测得)进行培养,分别在 0, 1, 2, 3, 4 h 时采集气体测定 N<sub>2</sub>O 浓度。N<sub>2</sub>O 浓度用 Agilent 7890A 和 Agilent 7890B (USA)气相色谱仪分析。

1.3.2 沉积物、上覆水理化性质测定方法 沉积物 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DOC 采用 0.5 mol K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提(水土比 5:1),过 0.45 μm 微孔滤膜,用德国生产的连续流动分析仪(AA3, SEAL, German)测定。上覆水需先经 0.45 μm 微孔滤膜进行过滤,过滤液用连续流动分析仪测定 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DOC;上覆水样原液采用过硫酸钾氧化,紫外分光光度法测定总氮(TN)。

### 2.4 数据处理与统计分析

反硝化速率计算方法如下:

$$f = \frac{V}{A} \cdot \frac{\Delta m}{\Delta t} \cdot \frac{28}{44} \quad (1)$$

式中,  $f$  为反硝化速率(单位: mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>);  $V$  为培养瓶顶空体积(单位: m<sup>3</sup>);  $A$  为培养瓶固定部分的覆盖面积

积(单位:  $\text{m}^2$ );  $\Delta m/\Delta t$  为单位时间内反硝化培养过程  $\text{N}_2\text{O}$  的浓度差(单位:  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ )<sup>[17]</sup>,  $\frac{28}{44}$  为  $\text{N}_2\text{O}$  中氮的分子量所占比例。实验数据使用利用 SPSS 20.0 和 Excel 进行统计与分析, 利用最小显著差异法(LSD)和多重比较分析不同数据组间的显著差异( $p < 0.05$ ), 采用 Pearson 相关分析对沟渠沉积物和水体  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_3^--\text{N}$ , TN, DOC 浓度与反硝化速率进行相关关系分析。利用软件 Origin 9 制图。文中反硝化速率是指  $\text{N}_2\text{O}$  中氮素的释放速率(单位:  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ )。

### 3 结果与讨论

#### 3.1 沉积物和上覆水理化性质

农业源头沟渠不同干湿分区沉积物及上覆水理化性质见表 1。从沉积物和上覆水体碳氮浓度的标准偏差得知不同干湿分区碳氮浓度变化范围较大, 这是由于采样时间的不同, 沟渠沉积物和水样碳氮浓度呈现出显著的时间变异。其中, 沟渠沉积物铵态氮浓度范围在  $2.09 \sim 11.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  之间, 各干湿分区铵态氮浓度均值差异小, 出口处铵态氮浓度均值最高为  $6.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 硝态氮浓度范围在  $0.04 \sim 4.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  之间, 干湿交替区硝态氮浓度均值( $2.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )最高, 常年淹水区和间歇滞水区差异不明显, 出口处浓度最低。农业源头沟渠沉积物 DOC 浓度介于  $11.3 \sim 64.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  之间, DOC 浓度最大值和最小值均出现在干湿交替区。淹水早期, 沉积物中的微生物通过渗透调节作用将大量含碳化合物从细胞体内排出, 导致短时间内沉积物中溶解性有机碳量迅速升高, 沟渠沉积物溶解性有机碳在淹水早期(4 月)达到最大值<sup>[18]</sup>。此外, 淹水环境激发了微生物活性, 对碳源的利用率升高, 能够快速分解利用累积的活性有机质, 导致土壤 DOC 的迅速降低, 在淹水中期(7 月)达到最低值<sup>[19]</sup>。

农业源头沟渠上覆水体 pH 值在  $6.82 \sim 8.25$  之间, 总体上偏碱性。沟渠上覆水 TN 浓度在  $0.42 \sim 8.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间, 水体总氮最高值  $8.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  出现在干湿交替区, 出口处总氮平均浓度最低为  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; 铵态氮浓度在  $0 \sim 0.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间; 硝态氮最低值和最高值均位于干湿交替区, 分别为  $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $7.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。沟渠水体 DOC 浓度在  $0.41 \sim 4.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  之间, 其最大值和最小值同沟渠沉积物硝态氮浓度分布规律一致均位于干湿交替区, 而且川中丘陵区的农业源头沟渠 DOC 浓度均值显著低于三江平原旱田和水田沟渠水体 DOC 浓度均值(分别为  $6.99 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $6.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )<sup>[20]</sup>。

表 1 农业源头沟渠沉积物和上覆水理化性质

Tab. 1 Chemical and physical properties of sediment and water in agriculture headwater ditch

干湿分区	沉积物				pH 值	水体			
	含水率/%	$\text{NH}_4^+-\text{N}/$ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^--\text{N}/$ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	DOC/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )		$\text{NH}_4^+-\text{N}/$ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^--\text{N}/$ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	DOC/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TN/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
干湿交替区	44.62±6.30	4.45±1.58	2.27±1.93	33.86±21.09	7.41±0.71	0.10±0.10	1.55±2.53	2.56±1.29	2.19±2.99
常年淹水区	65.44±8.39	4.14±1.79	0.95±1.24	25.85±17.95	7.22±0.24	0.14±0.15	1.79±2.62	2.55±0.67	2.19±2.49
间歇滞水区	63.62±5.78	3.95±1.66	1.38±2.17	36.16±17.81	7.42±0.52	0.20±0.18	1.33±2.28	2.03±0.84	1.82±1.86
出口	46.04±10.02	6.01±5.08	0.33±0.38	36.88±17.41	7.32±0.71	0.18±0.18	1.34±2.27	1.92±0.77	0.5±0.09

#### 3.2 沟渠反硝化速率

川中丘陵区地势起伏, 造成排水沟渠高低落差明显, 高低落差造成了山丘区排水沟渠快速的干湿交替过程。由表 2 可知, 农业源头沟渠沉积物反硝化速率在  $0.31 \sim 43.11 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  之间, 平均值为  $10.45 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。反硝化速率的最高值出现在干湿交替区, 最低值在出口处(表 2)。间歇滞水区反硝化速率均值最高为  $16.33 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 其次为干湿交替区为  $15.96 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 常年淹水区为  $10.26 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 出口处反硝化速率平均值最低为  $4.46 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。多重比较结果显示, 干湿交替区和间歇滞水区反硝化速率差异不显著, 但均明显高于常年淹水区。农业源头沟渠干湿交替区和间歇滞水区的干湿交替过程促进了沉积物有效氮的矿化作用, 为复水后的淹水厌氧环境下沟渠沉积物反硝化作用提供氮源。另一方面干湿交替过程导致沟渠系统微生物生境的剧烈变化, 从而导致沟渠内生物化学过程剧烈变化。这些因素可能是造成干湿交替区、间歇滞水区沉积物反硝化速率显著高于常年淹水区的主要原因( $p < 0.05$ )。在出口处, 由于氮在农源头沟渠前段的传输过程



过程中,通过沉积吸附作用、脱氮作用、植物吸收和渗滤作用等被拦截,造成出口处硝态氮浓度较低(表1),从而表现出较低的反硝化速率。张波等人用 $^{15}\text{N}$ 同位素配对法对太湖流域江苏和上海境内主要河流沉积物的反硝化作用及其影响因素进行研究,发现太湖流域江苏和上海境内的河流夏季反硝化速率均值为 $0.89\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,冬季反硝化速率均值为 $0.30\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,显著低于本研究沟渠反硝化速率<sup>[21]</sup>。王启东等人采用培养乙炔抑制法测得夏季长江河口潮滩潮间带反硝化速率在 $21.91\sim 35.87\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,明显低于川中丘陵区农业源头沟渠干湿交替区夏季反硝化速率均值( $40.25\pm 1.97\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ )<sup>[22]</sup>。

### 3.3 沟渠反硝化速率的季节变化特征

农业源头沟渠春季反硝化速率均值为 $11.25\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,夏季为 $25.6\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,秋季为 $3.34\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,冬季为 $1.62\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,不同季节的反硝化速率大小顺序为:夏季>春季>秋季>冬季。不同干湿分区反硝化速率呈现出显著的季节变化(图1)。干湿交替区反硝化速率表现为7月>4月>1月>10月,且各月之间差异显著( $p<0.05$ )。常年淹水区4月反硝化速率显著高于1月和9月( $p<0.05$ ),但4月和7月无显著差异性。间歇滞水区在4月表现出较高的反硝化速率,这可能与采样前沟渠进行了清淤及植物刈割有关<sup>[23]</sup>。间歇滞水区反硝化速率表现为7月和9月无显著差异性,但反硝化速率均显著高于1月和4月( $p<0.05$ )。出口处反硝化作用季节变化同样显著,7月反硝化速率最大。从整体来看,不同分区沉积物反硝化速率呈现先升高后降低的趋势。其中7月份沟渠沉积物反硝化速率较高,这可能是与该区玉米季的施肥及降雨径流有关。试验沟渠上方土地类型以坡耕地为主,种植方式为玉米-小麦轮作,每年6月初为玉米播种施肥时期。川中丘陵区坡耕地氮素主要通过壤中流流失进入沟渠<sup>[24]</sup>,且壤中流具有明显的滞后效应。因此,在降雨径流的驱动下,致使试验沟渠中7月份氮素含量偏高,从而导致了7月份沟渠沉积物具有较高的反硝化速率。此外,7月份温度较高也可能是当季反硝化速率较高的重要原因。

### 3.4 影响沟渠沉积物反硝化速率的因素

影响自然沟渠沉积物反硝化速率的因素很多,诸如温度、沟渠植物、沟渠地形等<sup>[11-14]</sup>。本文主要探讨沟渠水体和沉积物碳氮浓度对反硝化速率的影响。主成分分析结果显示,前三个成分的特征值都大于1,并且累计贡献值达到了82.25%,所以选取了前三个因素作为主成分。从表3可知提取的第一个主成分F1有三个因子,分别是沟渠上覆水的 $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度和沉积物 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度,将F1总结为沟渠硝态氮因子。相关分析结果显示,反硝化速率与沉积物 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 和上覆水的 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、 $\text{TN}$ 具有显著的正相关性关系( $p<0.05$ )(图2)。这说明沟

表2 农业源头沟渠反硝化速率( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ )

Tab. 2 Denitrification rate of agriculture headwater ditch

地点	最大值	最小值	平均值	标准差
干湿交替区	43.11	0.51	15.96 <sup>a</sup>	14.89
常年淹水区	18.81	2.05	10.26 <sup>b</sup>	6.16
间歇滞水区	30.79	1.51	16.33 <sup>a</sup>	14.49
出口	9.39	0.31	4.46 <sup>c</sup>	4.76

\* 多重比较结果如表2所示,上标字母不同表示差异明显,相同则表示差异不明显( $p<0.05$ )。

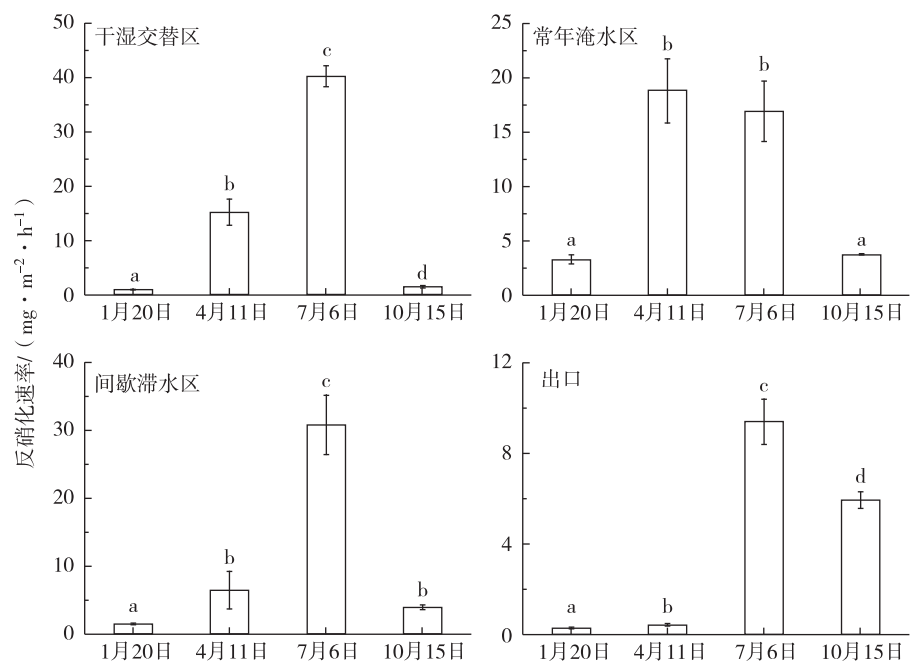


图1 农业源头沟渠不同干湿分区反硝化速率季节变化差异分析( $p<0.05$ )

Fig. 1 Seasonal variations of denitrification rate in different wetting and drying area in agricultural head water ditch

渠上覆水  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度是控制反硝化速率的重要因子,这与唐陈杰在鄱阳湖以流动培养及同位素添加模拟的方法对 3 种不同类型湿地沉积物反硝化影响因素的研究结果相似<sup>[25]</sup>。提取的第二个主成分 F2 包括沟渠上覆水体铵态氮和沉积物的铵态氮,可将 F2 总结为沟渠铵态氮因子,相关分析上覆水体铵态氮和沉积物的铵态氮并无显著相关性,说明沟渠铵态氮浓度对沟渠反硝化速率影响不大。第三个主成分 F3 包括沉积物  $\text{NO}_3^-$ -N, DOC 和上覆水 DOC,将 F3 因子总结为沟渠 DOC 因子,从相关分析结果来看沉积物 DOC 浓度在  $0 \sim 38.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  区间内与反硝化速率显著负相关,当沉积物 DOC 浓度大于  $38.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,与反硝化速率呈显著正相关;上覆水体 DOC 浓度在  $0 \sim 2.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  区间内与反硝化速率呈显著负相关,水体 DOC 浓度大于  $2.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时,与反硝化速率呈显著

正相关;从水体碳氮比与反硝化速率相关分析结果来看,比值在  $0 \sim 5.27$  范围内与反硝化速率呈负相关,比值大于  $5.27$  时为正相关,同沉积物和水体 DOC 与反硝化相关分析结果类似( $p < 0.05$ )。溶解性有机碳源对沉积物反硝化作用的影响非常重要,碳氮比过低时沉积物反硝化作用不明显,过高则会降低硝化反应的速率<sup>[26]</sup>。因此,沟渠沉积物和上覆水的  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度、溶解性有机碳是影响沟渠沉积物反硝化作用的重要因素。

### 4 结论

- 1) 川中丘陵区农业源头沟渠的反硝化速率范围在  $(0.31 \sim 43.11) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  之间。沟渠不同干湿分区的沉积物反硝化速率空间差异显著,干湿交替区和间歇滞水区反硝化速率均显著高于常年淹水区。
- 2) 川中丘陵区农业源头沟渠沉积物反硝化速率呈显著季节性差异,冬季沟渠沉积物反硝化速率普遍偏低,夏季较高且最高值出现在 7 月。
- 3) 沟渠反硝化作用受水文条件、水体沉积物碳氮浓度等因素影响。通过增加碳源或改善水文条件能有效地促进沟渠

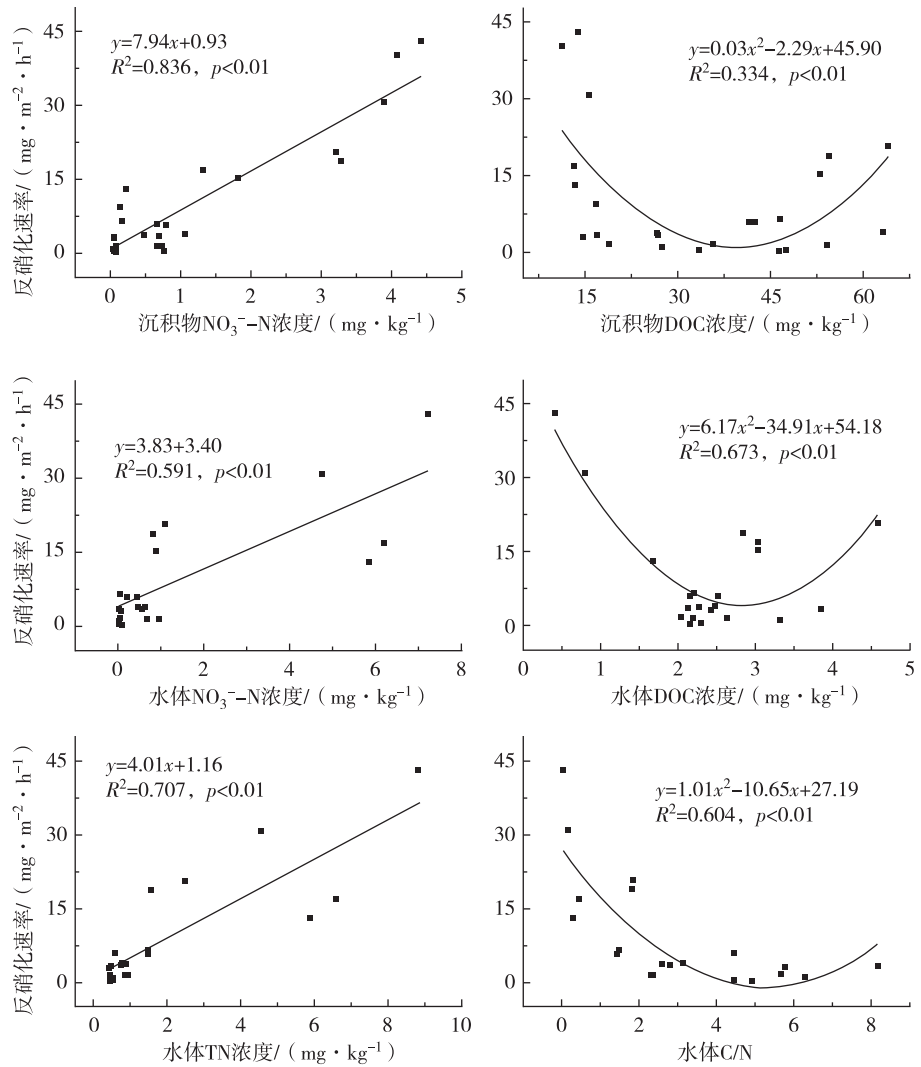


图 2 反硝化速率与沉积物和水体相关关系

Fig. 2 Correlation between denitrification rate and sediment and water

表 3 主成分矩阵

Tab. 3 Component matrix

影响因素	主成分		
	1	2	3
TN (water)	0.955	-0.096	0.035
$\text{NO}_3^-$ -N (water)	0.954	-0.127	-0.023
C/N (water)	-0.785	-0.462	-0.191
$\text{NO}_3^-$ -N (sediment)	0.683	0.064	0.604
DOC (water)	-0.632	-0.297	0.503
$\text{NH}_4^+$ -N (water)	-0.042	0.766	-0.438
$\text{NH}_4^+$ -N (sediment)	-0.139	0.752	-0.011
DOC (sediment)	-0.428	0.569	0.644

沉积物的反硝化作用,从而极大地提高农业源头沟渠对非点源氮污染的截控能力,降低下游受纳水体的氮污染风险。

#### 参考文献:

- [1] Moore M T, Bennett E R, Cooper C M, et al. Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalothrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2001, 87(3): 309-314.
- [2] Kröger R, Holland M M, Moore M T, et al. Hydrological variability and agricultural drainage ditch inorganic nitrogen reduction capacity[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36(6): 1646-1652.
- [3] Smith D R, Huang C. Assessing nutrient transport following dredging of agricultural drainage ditches[J]. *Transactions of the Asabe*, 2010, 53(2): 429-436.
- [4] McClain M E, Boyer E W, Dent C L, et al. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems[J]. *Ecosystems*, 2003, 6(4): 301-312.
- [5] Piña O E, Álvarez C M. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 81(1): 111-130.
- [6] Seitzinger S, Harrison J A, Böhlke J K, et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis[J]. *Ecological Applications*, 2006, 16(6): 2064-2090.
- [7] Mulholland P J, Helton A M, Poole G C, et al. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading[J]. *Nature*, 2008, 452(7184): 202-246.
- [8] Hill A R, Sanmugdas K. Denitrification rates in relation to stream sediment characteristics[J]. *Water Research*, 1985, 19(12): 1579-1586.
- [9] Garcia R R, Pattinson S N, Whitton B A. Denitrification in river sediments: relationship between process rate and properties of water and sediment[J]. *Freshwater Biology*, 1998, 39(3): 467-476.
- [10] Packman A I, Salehin M. Relative roles of stream flow and sedimentary conditions in controlling hyporheic exchange[J]. *Hydrobiologia*, 2003, 494(1-3): 291-297.
- [11] Jeroen de Klein. From ditch to delta, nutrient retention in running waters[D]. Wageningen: Wageningen University, 2008, ISBN: 978-90-8504-930-2.
- [12] Matthew R O, Mark B D, Bruce L R. Influence of geomorphological variability in channel characteristics on sediment denitrification in agricultural streams[J]. *Environ Qual*, 2006, 35: 2103-2112.
- [13] Annelies J V, Wilco J J, Jeroen J M, et al. Effects of aquatic vegetation type on denitrification[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 104(1-3): 267-274.
- [14] Roley S S, Tank J L, Williams M A. Hydrologic connectivity increases denitrification in the hyporheic zone and restored floodplains of an agricultural stream[J]. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 2012, 117(G3): 184-192.
- [15] 朱波,汪涛,徐泰平,等.紫色丘陵区典型小流域氮素迁移及其环境效应[J].*山地学报*, 2006, 24(5): 601-606.
- Zhu B, Wang T, Xu T P, et al. Non-point-source nitrogen movement and its environmental effects in a small watershed in hilly area of purple soil[J]. *Journal of Mountain Science*, 2006, 24(5): 601-606.
- [16] Bernot M J, Dodds W K, Gardner W S, et al. Comparing denitrification estimated for a Texas estuary by using acetylene inhibition and membrane inlet mass spectrometry[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2003, 69(10): 5950-5956.
- [17] 张后虎,张毅敏,何晶晶.人工湿地处理渗滤液 N<sub>2</sub>O 的释放规律及控制[J].*环境科学研究*, 2009(6): 723-729.
- Zhang H H, Zhang Y M, He P J. Control and pattern of N<sub>2</sub>O emissions from constructed wetlands treating landfill leachate[J]. *Research of Environmental Science*, 2009(6): 723-729.
- [18] Unger S, Máguas C, Pereira J S, et al. The influence of precipitation pulses on soil respiration—assessing the “birch effect” by stable carbon isotopes[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42(10): 1800-1810.
- [19] 王苑,宋新山,王君,等.干湿交替对土壤碳库和有机碳矿化的影响[J].*土壤学报*, 2014, 51(2): 342-350.
- Wang Y, Song X S, Wang J, et al. Effect of drying-rewetting alternation on soil carbon pool and mineralization of soil organic carbon[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(2): 342-350.
- [20] 郗敏,孔范龙,吕宪国,等.三江平原沟渠系统水体和底泥的养分特征及效应[J].*地理科学*, 2014, 34(3): 358-64.
- Xi M, Kong F L, Lü X G, et al. Nutrient variation in water and sediments of ditch wetlands and their effects on environment in Sanjiang Plain, China[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2014, 34(3): 358-64.
- [21] 张波,杜应旸,陈宇炜,等.太湖流域典型河流沉积物的反硝化作用[J].*环境科学学报*, 2012, 32(8): 1866-1873.
- Zhang B, Du Y Y, Chen Y W, et al. Denitrification in sediments of typical rivers in Taihu Basin[J]. *Acta Scientiarum Circumstantiae*, 2012, 32(8): 1866-1873.
- [22] 王东启,陈振楼,王军,等.夏季长江河口潮间带反硝化作用和 N<sub>2</sub>O 的排放与吸收[J].*地球化学*, 2006, 35(3): 271-279.

- Wang D Q, Chen Z L, Wang J, et al. Denitrification, nitrous oxide emission and adsorption intertidal flat, Yangtze Estuary, in summer[J]. *Geochimica*, 2006, 35(3): 271-279.
- [23] 吴建, 杨培岭, 任树梅, 等. 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[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(9): 1888-1891.
- Wu J, Yang P L, Ren S M, et al. Research of nitrogen transportation and transformation of ditch sediments in drying and wetting period[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(9): 1888-1891.
- [24] Wang T, Zhu B. Nitrate loss via overland flow and interflow from a sloped farmland in the hilly area of purple soil, China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 90(3): 309-319.
- [25] 唐陈杰, 张路, 杜应暘, 等. 鄱阳湖湿地沉积物反硝化空间差异及其影响因素研究[J]. *环境科学报*, 2014, 34(1): 202-209.
- Tang C J, Zhang L, Du Y Y, et al. Spatial variations of denitrification in wetland sediments in Poyang Lake and the influencing factors[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(1): 202-209.
- [26] 傅利剑, 郭丹钊, 史春龙, 等. 碳源及碳氮比对异养反硝化微生物异养反硝化作用的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2005, 21(2): 42-45.
- Fu L J, Guo D Z, Shi C L, et al. Effect of carbon source C/N ratio on heterotrophic denitrification of culture[J]. *Rural Eco-Environment*, 2005, 21(2): 42-45.

## Denitrification Variations and Influencing Factors in Agriculture Headwater Ditch in the Hilly Area of Sichuan Central Basin

LONG Hongzhu<sup>1,2</sup>, WANG Tao<sup>1,3</sup>, TIAN Linlin<sup>1,3</sup>, REN Guangqian<sup>1,3</sup>

(1. Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041;

2. College of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331;

3. Key Laboratory of Mountain Surface Processes and Ecological Regulation, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China)

**Abstract:** Agricultural headwater ditch with high nitrogen removal efficiency is an important channel connects agricultural drainage and rivers. Denitrification is the most important mechanism of nitrogen removal in the water. However, relative researches in agricultural headwater ditch were lack. Seasonal variations and influencing factors of agricultural headwater ditch denitrification in the Hilly Area of Central Sichuan Basin were investigated by the method of amended acetylene inhibition technique with the objective to offer new ideas for the water quality protection in the upper reaches of Yangtze River. Results indicated that: 1) Denitrification rate of sediment in agricultural headwater ditch ranged from  $0.31 \sim 43.11 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  with an average of  $10.45 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ; 2) Seasonal variations of denitrification in sediment in agricultural headwater ditch were obviously. Higher denitrification rate was found in summer than the rate in winter; 3) Denitrification in agricultural headwater ditch sediment affected by hydrology, the concentration of carbon and nitrogen in sediment. The denitrification rate in intermittent flooding area was highest, followed by the drying-wetting alternating area, the perennial flooding area. Denitrification rate positively related with  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  and DOC in sediment and water. It could be concluded that denitrification can be improved by adding carbon sources and changing hydrological conditions in agricultural ditches, which will be conducive to the control of non-point nitrogen pollution in the upper reaches of Yangtze River.

**Key words:** denitrification rate; seasonal variation; agriculture headwater ditch; Sichuan central basin; sediment

(责任编辑 许 甲)