

# 广东稻田氮素径流流失特征

姚建武<sup>1</sup>, 宁建凤<sup>1</sup>, 李盟军<sup>1</sup>, 王荣辉<sup>1</sup>, 曾招兵<sup>1</sup>, 罗英健<sup>1</sup>, 艾绍英<sup>1\*</sup>, 李振森<sup>2</sup>, 陈位超<sup>2</sup>, 欧计寅<sup>2</sup>

(1. 广东省农业科学院农业资源与环境研究所/农业部南方植物营养与肥料重点实验室/广东省养分资源循环利用与耕地保育重点实验室, 广州 510640; 2. 广东省农业环保与农村能源总站, 广州 510500)

**摘要:** 2008—2012年间, 对分布于粤中、粤北和粤西的增城、清远和高州三个稻田试验点进行了连续5年的径流养分定点监测试验, 研究当地农户常规施肥模式下稻田氮素养分的径流流失特征及其潜在环境风险。径流监测结果表明, 三个试验点的稻田径流事件主要发生在早稻季节。增城、清远和高州试验点施肥处理铵态氮浓度分别为0.05~25.05、0.02~19.83 mg·L<sup>-1</sup>和0.02~55.4 mg·L<sup>-1</sup>, 总氮浓度分别为0.33~36.51、0.46~21.01 mg·L<sup>-1</sup>和0.49~61.96 mg·L<sup>-1</sup>。结果显示, 施肥明显增加径流水铵态氮和总氮含量, 施肥后10 d内径流水铵态氮和总氮浓度均高于地表水Ⅴ类水标准(2.0 mg·L<sup>-1</sup>), 具有一定的环境污染风险; 施肥对径流水硝态氮浓度具有一定影响, 三个试验点径流水硝态氮浓度均在10 mg·L<sup>-1</sup>的地表水标准限值内; 稻田氮年流失负荷表现出时空差异性大的特点, 增城、清远和高州试验点施肥处理总氮年流失负荷分别为24.31~53.68 kg·hm<sup>-2</sup>、8.71~23.76 kg·hm<sup>-2</sup>和13.32~88.16 kg·hm<sup>-2</sup>, 相应氮流失系数为1.4%~3.9%、0.1%~5.5%和0.9%~21.6%。不同稻季总氮流失分析显示, 53%~86%的总氮流失负荷发生在早稻季, 与本地区降雨时间分布有直接关系。

**关键词:** 稻田; 养分径流; 氮负荷; 广东

**中图分类号:** S511 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2015)04-0728-10 **doi:** 10.11654/jaes.2015.04.018

## Characteristics of Nitrogen Runoff from Paddy Fields in Guangdong Province

YAO Jian-wu<sup>1</sup>, NING Jian-feng<sup>1</sup>, LI Meng-jun<sup>1</sup>, WANG Rong-hui<sup>1</sup>, ZENG Zhao-bing<sup>1</sup>, LUO Ying-jian<sup>1</sup>, AI Shao-ying<sup>1\*</sup>, LI Zhen-sen<sup>2</sup>, CHEN Wei-chao<sup>2</sup>, OU Ji-yin<sup>2</sup>

(1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Guangdong Academy of Agricultural Sciences, Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer in South Region, Ministry of Agriculture, Guangdong Key Laboratory of Nutrient Cycling and Farmland Conservation, Guangzhou 510640, China; 2. Guangdong Master Station of Agricultural Environment Protection and Rural Energy, Guangzhou 510500, China)

**Abstract:** Nitrogen loss from agricultural fields is a important source for eutrophication in aquatic ecosystems. In this study, characteristics and potential environmental risks of nitrogen runoff were studied from 2008 to 2012 under conventionally managed paddy fields in Zengcheng, Qingyuan and Gaozhou, which represent central, north and western regions of traditional paddy production area in Guangdong Province, respectively. Nitrogen runoff from paddy fields occurred mainly during the early period of rice growth in these regions, which was associated with the local precipitation. In nitrogen fertilization treatment, concentrations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N in runoff water were from 0.05 to 25.05 mg·L<sup>-1</sup>, 0.02 to 19.83 mg·L<sup>-1</sup>, and 0.02 to 55.4 mg·L<sup>-1</sup> for Zengcheng, Qingyuan and Gaozhou region, respectively. The corresponding total nitrogen(TN) concentrations were from 0.33 to 36.51 mg·L<sup>-1</sup>, 0.46 to 21.01 mg·L<sup>-1</sup>, and 0.49 to 61.96 mg·L<sup>-1</sup>. Nitrogen application increased the concentrations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and TN in runoff water from paddy fields, both exceeding the grade V (2.0 mg·L<sup>-1</sup>) of the national surface water quality standards within 10 days after nitrogen application, implying that nitrogen runoff during this period would impose potential risks to the water environment. Although nitrogen fertilization affected NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentrations in the runoff water, it was less than 10 mg·L<sup>-1</sup> in all three experimental regions. The nitrate concentrations in the runoff met the fifth grade (grade V) of national surface water quality

收稿日期: 2014-11-22

基金项目: 农业部行业科研专项(201003014-02-04); 广东省低碳发展专项资金(2012-015); 广东省农业厅生态环境保护项目

作者简介: 姚建武(1966—), 男, 贵州天柱人, 研究员, 主要从事农业面源污染研究。E-mail: yaojianwu1966@163.com

\* 通信作者: 艾绍英 E-mail: shaoyingai@21cn.com

standards. Annual loads of nitrogen runoff in Zengcheng, Qingyuan and Gaozhou regions were from 24.31 to 53.68 kg·hm<sup>-2</sup>, 8.71 to 23.76 kg·hm<sup>-2</sup> and 13.32 to 88.16 kg·hm<sup>-2</sup>, respectively, and the corresponding runoff coefficients were from 1.4% to 3.9%, 0.1% to 5.5% and 0.9% to 21.6%. Approximately 53% to 86% of nitrogen runoff loads were observed in the early rice season, which was directly related to the local rainfall distribution.

**Keywords:** paddy field; nutrient runoff; nitrogen load; Guangdong Province

广东省是我国传统的水稻主产区之一,丰富的水热资源为水稻的生产种植提供了便利的自然条件。本地区水稻生产以双季稻为主:3月至7月种植早稻,8月至11月种植晚稻。据统计,2012年底广东全省水稻种植面积已达1.94×10<sup>6</sup> hm<sup>2</sup>,总产量1.13×10<sup>7</sup> t,水稻667 m<sup>2</sup>产量达到385 kg,是1978年(133.36 kg)的2.89倍<sup>[1]</sup>。统计显示,三十多年来水稻单产的大幅增加主要依赖于化肥的大量投入<sup>[2]</sup>。在经济利益驱动下,农户通常施用大量的、超过水稻营养需求的化肥,以达到提高产量、增加收益的目的。董稳军等<sup>[3]</sup>报道,2001至2010年的10年间,水稻生产中氮肥平均用量为150 g·kg<sup>-1</sup>,磷肥用量为63 kg·hm<sup>-2</sup>,钾肥用量120 kg·hm<sup>-2</sup>。相比广东省的其他地区,经济发达的珠江三角洲多数地区化肥施用量高于全省平均水平,其中广州南海区氮肥投入量高达343.5 kg·hm<sup>-2</sup>,东莞市磷肥和钾肥用量分别高达145.5、154.5 kg·hm<sup>-2</sup><sup>[4]</sup>。然而,基于作物的营养需求特性,其产量和化肥投入量之间并不是线性关系,而是符合报酬递减定律。长期过量施肥引起土壤次生盐渍化、作物产量及品质下降及水体富营养化等诸多生态、环境问题<sup>[5-7]</sup>。近年来,化肥过量投入导致的稻田生态系统污染已成为本地区水稻生产面临的主要问题之一<sup>[8]</sup>。

农田养分径流流失是水体富营养化的主要污染来源之一<sup>[9]</sup>。Cho<sup>[10]</sup>研究显示,稻田施肥期氮素径流流失量占全年流失量的68.2%。Ji等<sup>[11]</sup>研究发现,洞庭湖双季稻土壤氮流失负荷达7.47 kg·hm<sup>-2</sup>,占施氮量的2.49%,且施氮后15 d是氮流失的关键时期。太湖稻麦轮作系统氮素年均流失负荷为69.2 kg·hm<sup>-2</sup><sup>[12]</sup>,82%~93%的氮通过径流损失进入环境,是周边水体潜在的污染源。不同地区由于降雨量、施肥习惯、耕作制度等的差异,养分流失导致的面源污染问题也存在

较大差异。广东地处热带、亚热带季风气候区,降雨量大、降雨强度高,同时基于本地区水稻生产中存在的过量施肥等问题,稻田养分流失必将对周边水环境产生污染风险。目前,鲜有针对广东地区稻田养分流失的相关研究和报道。本文分别选择位于粤北、粤中以及粤西的三个稻田试验点,连续开展了5年的地表养分径流监测研究,旨在分析、评价当地农户习惯施肥模式下稻田养分流失情况,以期优化水稻施肥及保护稻田生态环境提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验点

三个试验点分别位于清远(112°56′38″E,24°20′55″N),增城(119°53′20″E,30°23′55″N)和高州(110°46′32″E,21°47′19″N)。从2008年到2012年对三个试验点连续开展了5年的监测研究。三个试验点所在地气候均属亚热带季风气候,清远、增城和高州年均气温分别为20.3、21.8、22.8℃,年均降雨量分别为1876、1922、1893 mm,80%的降雨量均集中在4—9月<sup>[13]</sup>。三个试验点供试稻田土壤均为赤红壤,肥力水平中等。增城稻田土壤为宽谷冲积平原土,壤质土;高州试验点土壤为坡积物和洪积物发育的水稻土,质地为砂壤;清远试验点地处石灰岩低山丘陵地区,为壤质页岩黄土。试验点表层(0~20 cm)土壤基本理化性质见表1。

### 1.2 径流试验

试验共设两个处理:对照(CK,不施肥)和习惯施肥(CF)处理,每处理三次重复,随机排列。习惯施肥处理中有机肥和化肥用量及施用方法均按照当地农户的施肥量来进行(表2)。有机肥一次性基施,化肥在水稻移栽后40 d内分2~3次施入土壤,有机肥和

表1 供试土壤基本性质

Table 1 Basic properties of soils in experimental fields

| 试验点<br>Experimental site | pH   | 有机质/g·kg <sup>-1</sup><br>Organic matter | 全氮/g·kg <sup>-1</sup><br>Total N | 硝态氮/mg·kg <sup>-1</sup><br>NO <sub>3</sub> -N | 铵态氮/mg·kg <sup>-1</sup><br>NH <sub>4</sub> -N | 速效磷/mg·kg <sup>-1</sup><br>Olsen P |
|--------------------------|------|------------------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------|
| 增城 Zengcheng             | 6.40 | 24.2                                     | 1.39                             | 3.45                                          | 11.31                                         | 12.50                              |
| 清远 Qingyuan              | 6.20 | 22.8                                     | 1.28                             | 5.09                                          | 2.59                                          | 23.80                              |
| 高州 Gaozhou               | 5.60 | 21.5                                     | 1.08                             | 3.33                                          | 0.40                                          | 25.00                              |

表 2 试验点水稻年施肥量

Table 2 Annual inputs of chemical fertilizers in rice production

| 年份   | Rice   | 清远 Qingyuan |     | 增城 Zengcheng |     | 高州 Gaozhou |     |
|------|--------|-------------|-----|--------------|-----|------------|-----|
| Year | season | CK          | CF  | CK           | CF  | CK         | CF  |
| 2008 | 早稻     | 0           | 223 | 0            | 106 | 0          | 156 |
|      | 晚稻     | 0           | 268 | 0            | 122 | 0          | 138 |
|      | 合计     | 0           | 491 | 0            | 228 | 0          | 294 |
| 2009 | 早稻     | 0           | 151 | 0            | 168 | 0          | 107 |
|      | 晚稻     | 0           | 165 | 0            | 113 | 0          | 115 |
|      | 合计     | 0           | 317 | 0            | 281 | 0          | 222 |
| 2010 | 早稻     | 0           | 207 | 0            | 192 | 0          | 243 |
|      | 晚稻     | 0           | 195 | 0            | 114 | 0          | 175 |
|      | 合计     | 0           | 402 | 0            | 305 | 0          | 418 |
| 2011 | 早稻     | 0           | 181 | 0            | 143 | 0          | 69  |
|      | 晚稻     | 0           | 208 | 0            | 142 | 0          | 68  |
|      | 合计     | 0           | 389 | 0            | 285 | 0          | 137 |
| 2012 | 早稻     | 0           | 232 | 0            | 143 | 0          | 91  |
|      | 晚稻     | 0           | 254 | 0            | 142 | 0          | 72  |
|      | 合计     | 0           | 486 | 0            | 285 | 0          | 163 |

化肥均按照农户施肥习惯,采用撒施方式。有机肥种类主要为鸡粪和商品有机肥,化肥中氮肥主要为二元、三元复合肥,含少量尿素和碳酸氢铵。试验期间,水稻灌水、农药喷施、田间除草等管理措施均按照当地农户的常规模式进行。早稻生长期为 4 月至 7 月,晚稻生长期为 8 月至 11 月。

三个试验点田间小区规格均相同,小区面积 24 m<sup>2</sup>(6 m×4 m)。为防止降雨时水从侧向流动,在小区四周埋设塑料薄膜,每小区末端预埋设一条 PVC 排水管(内径 8 cm,长 50 cm),将降雨产生的径流水导入径流池(长 3 m,宽 1 m,深 1 m)。于每次降雨后(连续降雨不超过 3 d)采集径流水,采水前先测定径流池中径流液体积,并将池内径流液充分搅匀后,采集径流水样于 2.5 L 洁净塑料瓶中,带回实验室分析。试验期间降雨量通过雨量计测量,并采集雨水样品进行分析。每次采集径流液后用抽水机将径流水抽干,并清洗径流池,便于下次径流液收集。

1.3 样品采集与分析方法

径流液中总氮(TN)采用 TC/TN 分析仪(multi N/C 2100S,德国)测定<sup>[14]</sup>,硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)和铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)均采用流动分析仪(Alliance-Futura II,法国)测定。氮径流负荷(kg·hm<sup>-2</sup>)=[小区径流 N 浓度(mg·L<sup>-1</sup>)×径流水体积(L)/1000]×10 000(m<sup>2</sup>)/小区面积(m<sup>2</sup>);氮流失系数(%)=(施氮处理 N 流失负荷-不施肥处理 N 流失负荷)×100/施 N 量。

1.4 数据分析

使用 Excel 2007 程序和 SAS 9.0 统计分析软件进行数据处理。

2 结果与讨论

2.1 降雨量和径流量

2008—2012 年,增城、清远和高州三个试验点水稻生长期间的降雨量分别为 1017~1978、772~1652 mm 和 1210~2831 mm,相应产生的径流量为 441~912、529~1599 mm 和 576~2292 mm(图 1B),分别采集径流样品 64、53 次和 67 次,其中平均 85%、72%和 66%的径流事件发生在早稻季节。从图 1 A 月均降雨量分布图可以看出,早稻生长期间的降雨量占全年降雨量比例较高,经计算在 55%~57%之间;晚稻生长期间的降雨量占全年降雨量的 22%~36%。稻田径流量消长变化与降雨量变化类似,说明降雨量是影响农田地表径流的一个主要因素,与前人的报道结果<sup>[15]</sup>一致。

2.2 稻田铵态氮径流浓度

图 2 中,稻田施肥处理径流水铵态氮浓度分别为 0.05~25.05(增城)、0.02~19.83 mg·L<sup>-1</sup>(清远)和 0.02~55.4 mg·L<sup>-1</sup>(高州),均高于相应对照处理 0.01~1.88、0.01~5.73、0.02~2.9 mg·L<sup>-1</sup> 的浓度。施肥和降雨时间间隔是影响稻田养分径流流失的主要因素之一,径流液中氮素浓度与田面水氮浓度直接相关<sup>[16-17]</sup>。研究显示,尿素氮肥施入稻田后 2~3 d,田面水铵态氮浓度即达到峰值<sup>[18]</sup>,主要是尿素施入稻田后发生水解。增城试验点,稻田径流液 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度峰值(2008.04.28、2009.04.17、2010.05.15、2011.05.05 和 2012.04.13)仅出现在早稻季(图 2 A),分别为 25.05、5.20、3.99、1.83、2.53 mg·L<sup>-1</sup>,距离最近一次施氮时间分别为 2、5、7、2、8 d。清远试验点中稻田径流液铵态氮的浓度峰值也出现在早稻季(图 2 B),分别为 10.31、1.84、7.12 mg·L<sup>-1</sup>,对应径流发生时间为 2008.04.24、2010.05.09 和 2012.04.29,距最近一次氮肥施用后 6~9 d。高州试验点中(图 2 C),稻田径流液铵态氮峰值分别为 1.81、2.21、1.47、14.12、55.4、26.2 mg·L<sup>-1</sup>,发生在 2008.04.14、2008.08.25、2009.08.20、2010.04.26、2010.08.13、2012.04.24,距最后一次施氮时间为 3~10 d。

本文中,三个试验点水稻生产中所用氮肥多数以复合肥提供,配施一定量的尿素或碳酸氢铵。由于复合肥中氮养分的释放速率相对慢于单质氮肥(如尿素等),部分径流事件的径流液铵态氮浓度峰值出现在

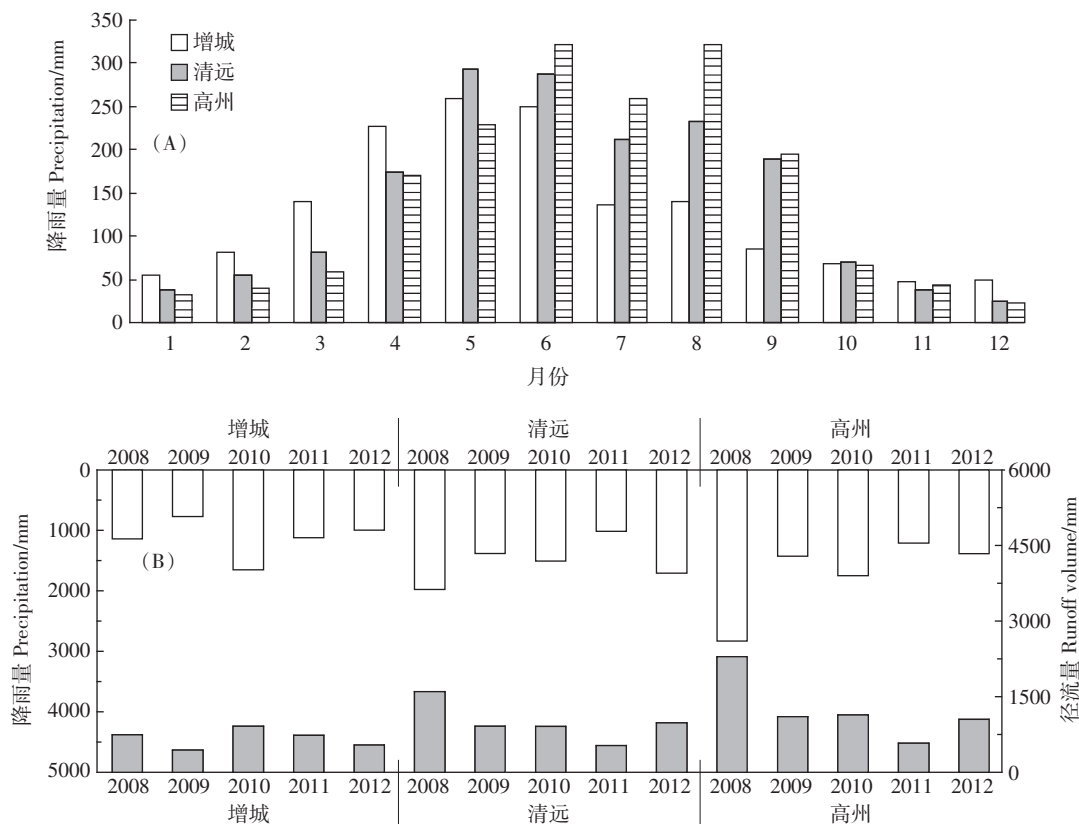


图 1 试验点 2008—2012 年月均(A)和年均(B)降雨量及年径流量

Figure 1 Monthly(A) and annual(B) precipitation and annual runoff at experimental sites during 2008 to 2012

施氮后 3~10 d,与已有的报道中以尿素为氮肥<sup>[17,19]</sup>的研究结果相比,铵态氮浓度峰值出现时间较晚。如图 1 所示,增城、清远和高州降雨量主要分布在早稻季节,导致早稻季稻田径流液出现铵态氮浓度峰值的几率较高。另外,与增城和清远相比,高州地处粤西,临近南海,年均降雨量相对较高,且晚稻季内降雨量较高、暴雨频次较多,导致高州试验点部分时间晚稻径流液出现浓度峰值。本试验中,施氮肥后 10 d 内稻田径流液铵态氮浓度几乎均高于地表水 V 类水标准值( $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),存在一定的污染风险。稻田施用氮肥 10 d 以后,径流液铵态氮浓度均降至低于  $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的含量水平,主要是由植株对铵态氮的吸收、氨挥发、铵态氮渗漏、淋失及硝化、反硝化作用等因素影响所致<sup>[18]</sup>。

### 2.3 稻田硝态氮径流浓度

径流水硝态氮浓度变化如图 3 所示。增城试验点中(图 3 A),对照和施肥处理硝态氮浓度分别为  $0.02 \sim 3.21$ 、 $0.03 \sim 10.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。连续 5 年所采集的 64 次径流水样品中,施肥处理 48 次样品硝态氮浓度低于  $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,其他径流样品的硝态氮浓度在  $1.0 \sim 10.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。清远试验点中(图 3 B),施肥处理径流液硝态氮

浓度范围为  $0.05 \sim 3.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,略高于对照处理浓度( $0.01 \sim 2.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )。该试验点监测时间内所采集的 53 次径流样品中,对照和施肥处理分别有 83% 和 74% 的样品硝态氮浓度低于  $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,其他样品含量为  $1 \sim 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。高州试验点中,对照处理硝态氮浓度在  $0.04 \sim 1.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间,施肥处理硝态氮浓度为  $0.05 \sim 3.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。与其他两个试验点硝态氮浓度变化情况类似,高州试验点所采集的 67 次径流样品中(图 3 C),对照和施肥处理多数样品(85% 和 79%)的硝态氮浓度低于  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,其他样品含量在  $1 \sim 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间。试验结果表明,稻田中几乎所有径流事件硝态氮浓度均在地表水标准限值( $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )范围内。王强等<sup>[20]</sup>研究显示,稻田田面水硝态氮浓度多数低于  $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,尿素氮肥施用后  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  不是污染水体的主要氮素形态。本研究结果也说明稻田径流水硝态氮对环境的污染风险较小。田玉华等<sup>[17]</sup>针对太湖地区稻田的研究表明,径流水硝态氮浓度基本不受施氮水平的影响,径流液中硝态氮的主要来源不是当季施入的肥料,而可能来源于灌溉水及雨水。本研究结果与之不同,施肥处理硝态氮浓度基本处于略高于对照含量的



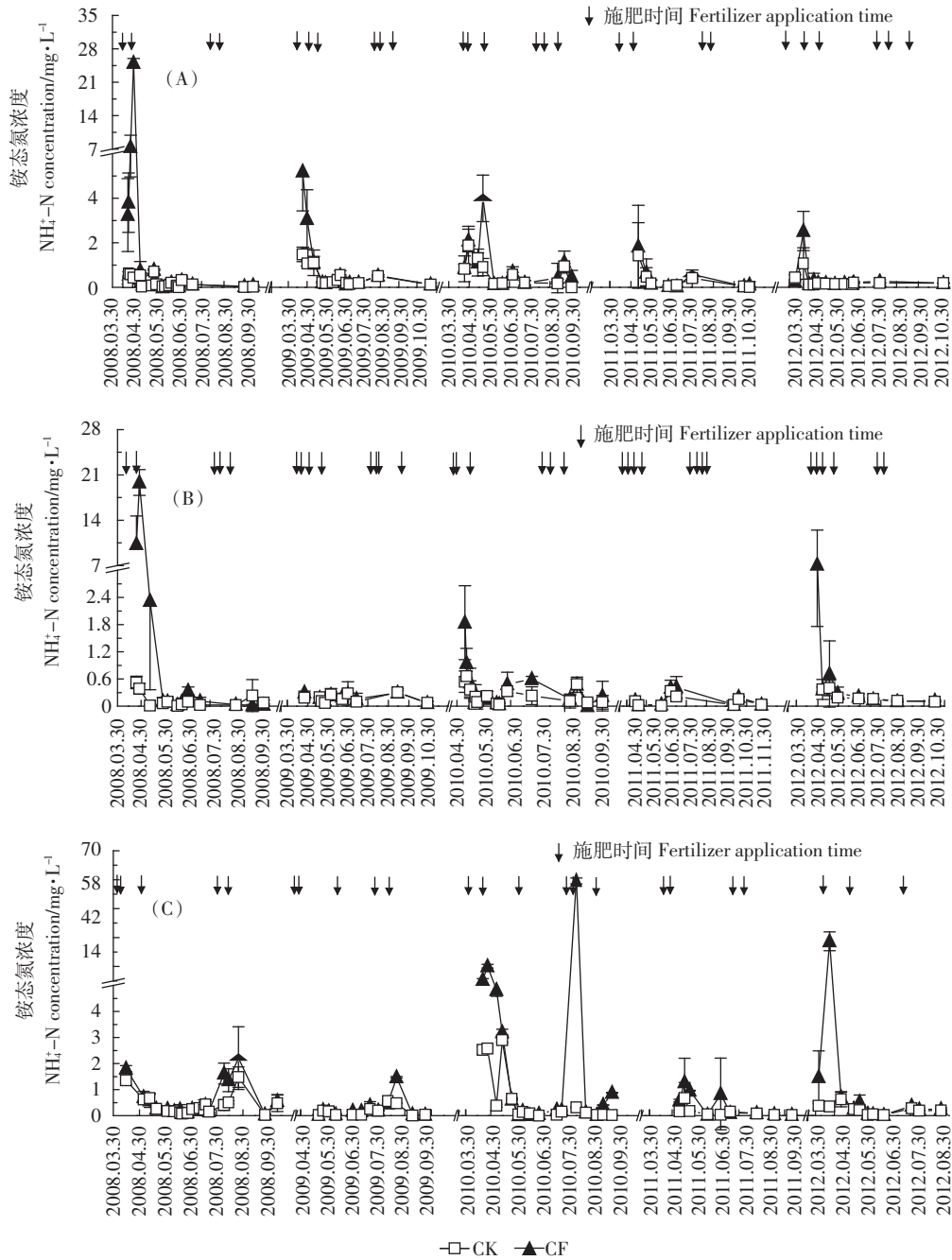


图2 稻田地表径流铵态氮浓度(A:增城;B:清远;C:高州)

Figure 2 Concentrations of ammonium nitrogen in runoff water from rice fields(A: Zengcheng;B: Qingyuan;C: Gaozhou)

水平(图3),说明施氮后田面水铵态氮发生了硝化作用,形成了一定量的硝态氮。在稻田厌氧生态条件下,施氮后短时间内,由于硝态氮形成量与反硝化作用的差值较小,导致田面水硝态氮含量比较低。当氮肥大量分解成铵态氮,硝化作用变得强烈,远大于反硝化作用,从而使硝态氮出现浓度峰值<sup>[20]</sup>。Yoshida 和 Padre<sup>[21]</sup>研究表明,淹水稻田的氧化性表层土壤中具有较高的硝化活性,30℃下约1/4的铵态氮转化为硝态

氮。监测期内,三个试验点硝态氮浓度均不同程度地出现峰值(图3),且与相应的铵态氮浓度峰值相比,均出现滞后现象,说明径流水中硝态氮来源于部分铵态氮的硝化作用。

#### 2.4 稻田总氮径流浓度

施氮后稻田径流液总氮浓度变化情况总体上与铵态氮浓度变化较为接近。增城试验点(图4A)施氮后2~8d内均不同程度出现总氮浓度峰值,对照处理

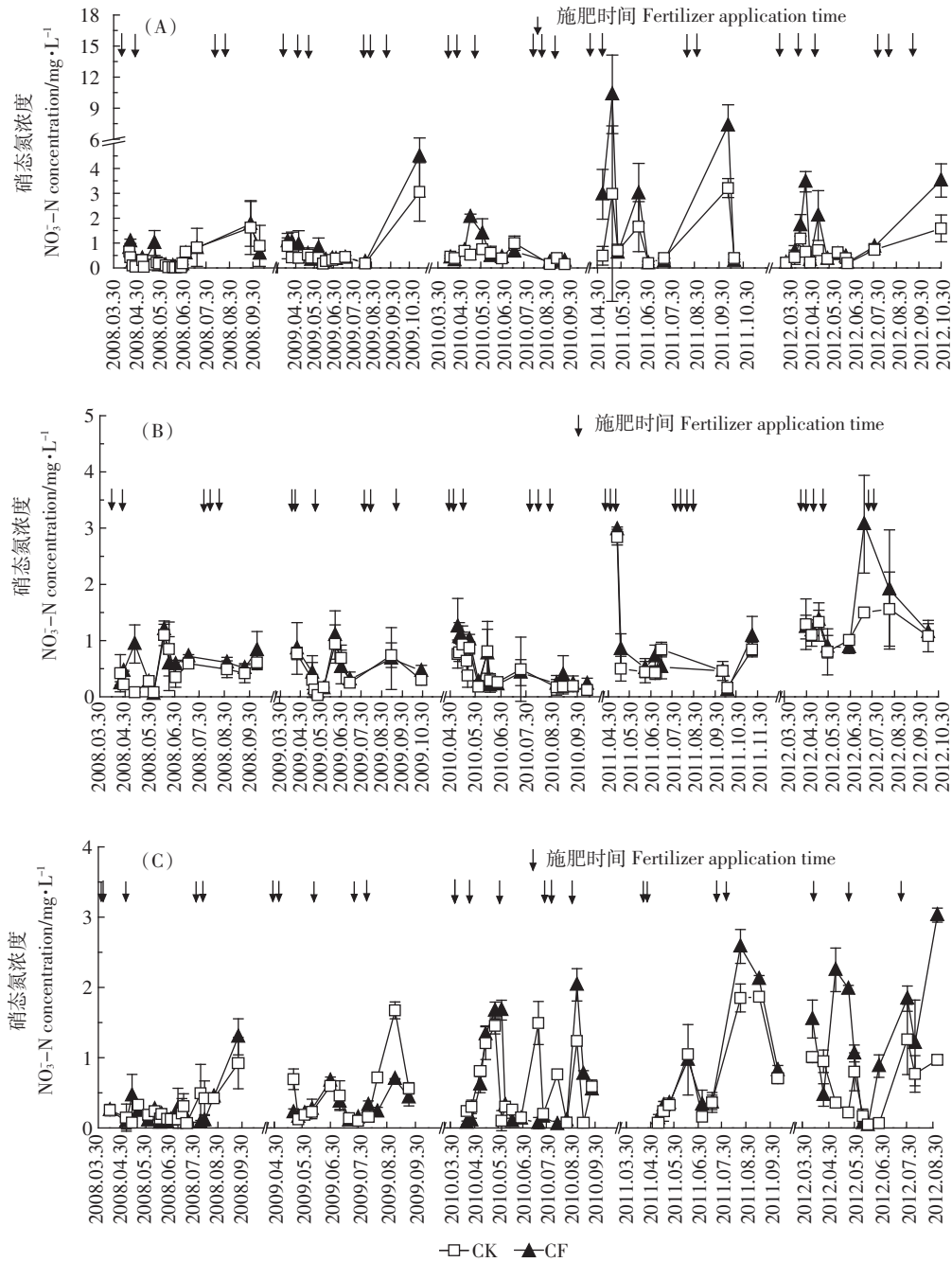


图 3 稻田地表径流硝态氮浓度(A:增城;B:清远;C:高州)

Figure 3 Concentrations of nitrate nitrogen in runoff water from rice fields(A:Zengcheng;B:Qingyuan;C:Gaozhou)

总氮浓度为  $0.23 \sim 28.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 施肥处理总氮浓度较高, 为  $0.33 \sim 36.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在所采集的 64 次径流样品中, 对照和施肥处理分别有 33% 和 52% 的样品总氮浓度超出地表水 V 类水标准限值  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。对照处理总氮的最大值为  $28.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 对应于施肥处理的  $36.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 均发生在 2010 年第二次径流事件(4 月 23 日)中。根据实际调查, 对照处理较高的总氮浓度可能是由于受到了施肥处理的污染。清远试验点(图

4 B) 施肥处理总氮浓度为  $0.46 \sim 21.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 高于相应对照处理的  $0.1 \sim 8.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。本试验点共采集径流样品 53 次, 对照和施肥处理分别有 15 次和 17 次样品超过地表水 V 类水标准( $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 多数样品总氮浓度介于  $1.0 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间。施肥对径流水总氮浓度影响较大, 本试验点施氮后 6~9 d 内径流水浓度均有峰值出现, 与相应的铵态氮浓度变化(图 2 B)较为相似。高州试验点(图 4 C)共采集径流样品 67 次,

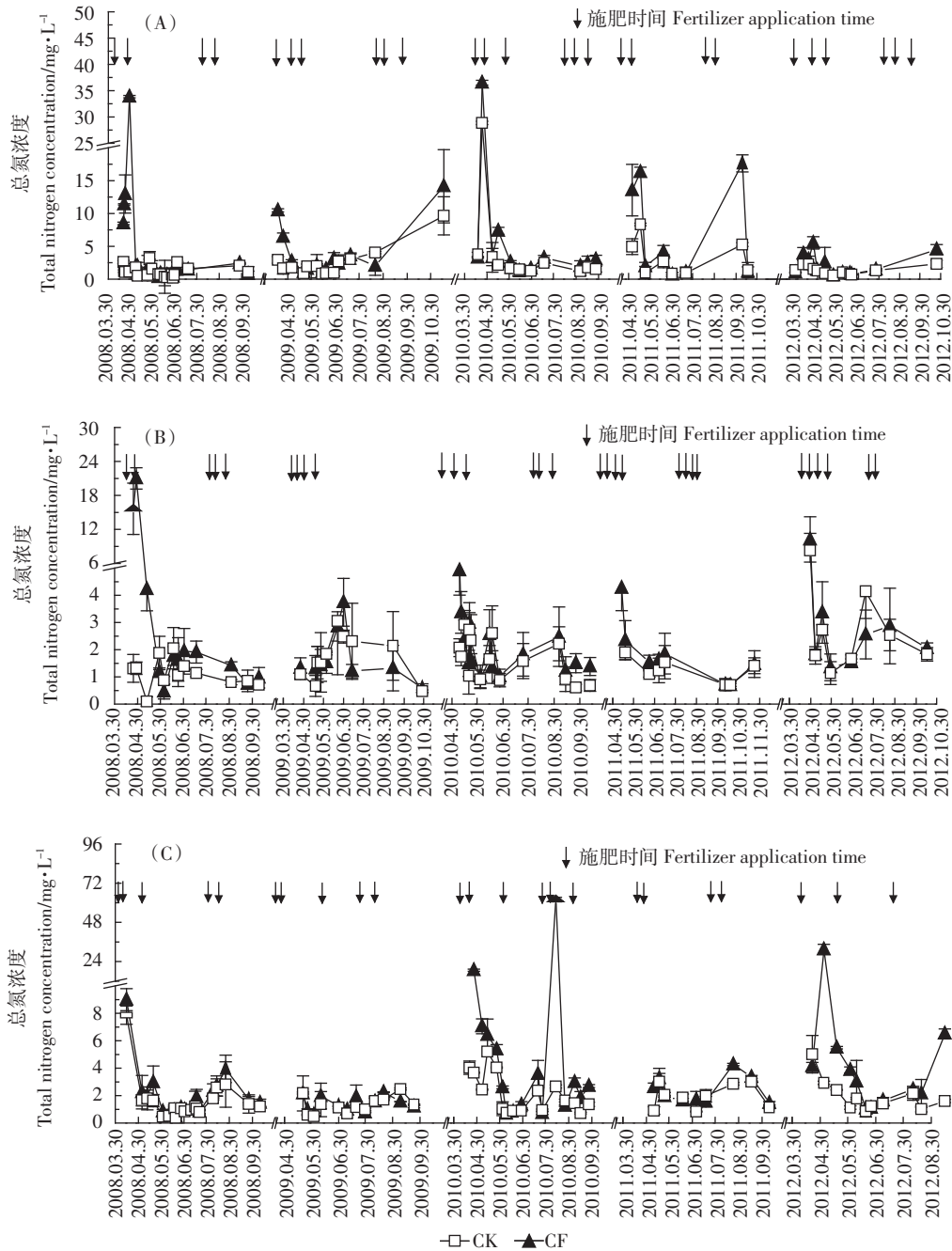


图4 稻田地表径流总氮浓度(A:增城;B:清远;C:高州)

Figure 4 Total nitrogen concentrations in runoff water from rice fields(A:Zengcheng;B:Qingyuan;C:Gaozhou)

对照处理总氮浓度为  $0.39 \sim 7.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 施肥处理总氮浓度较高, 为  $0.49 \sim 61.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。对比地表水 V 类水标准, 对照和施肥处理分别有 30% 和 46% 的样品总氮浓度超过  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 多数样品总氮浓度在  $1.0 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间。总体上, 施肥处理径流水总氮浓度峰值出现时间与相应的铵态氮浓度规律相似, 即施氮后 10 d 径流水中总氮浓度高于  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的地表水 V 类水标准, 具有一定的环境污染风险。

氮素在水稻田水土体系中的存在形态包括溶解的无机态和有机态及其他气态的氮, 各种形态的氮在一定条件下可相互转化<sup>[22]</sup>。经计算, 本文中三个试验点稻田径流水总氮浓度均远高于矿质氮(硝态氮+铵态氮)浓度, 说明径流水中包括一部分有机氮等其他形态氮。以高州试验点为例, 2009 年和 2010 年均采用有机无机复合肥料进行水稻施肥, 因此施用有机肥一定程度上会提高总氮中有机氮所占比例。纪雄辉

等<sup>[23]</sup>针对洞庭湖双季稻的研究也显示,铵态氮及有机氮均是氮素径流损失的主导氮素形态。另外,稻田土壤有机氮的矿化<sup>[24]</sup>一定程度上也有助于增加径流水总氮浓度。相关研究显示,在适宜的温度及 pH 条件下,稻田淹水土壤的有机氮矿化可增加铵态氮浓度,进而增加总氮的含量<sup>[25]</sup>。本文中,水稻植株生长对氮的吸收、铵态氮和硝态氮淋溶、氨挥发及反硝化等作用导致田面水总氮含量不断降低,表现为随施肥时间延长,不同试验点总氮径流浓度趋于平稳,多数样品浓度介于  $1\sim 2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  之间。

## 2.5 稻田氮素径流流失负荷

施肥对稻田矿质氮和总氮流失负荷的影响效应在不同试验点及同一试验点不同年份之间存在较大差异(表 3)。增城试验点中,施肥显著增加稻田矿质氮和总氮流失负荷,对照处理矿质氮和总氮流失负荷分别为  $8.15\sim 12.88\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  和  $13.17\sim 38.14\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,施肥处理矿质氮和总氮流失负荷较相应对照处理分别提高  $26.5\%\sim 121.4\%$  和  $39.2\%\sim 65.3\%$ 。清远试验点中,除 2008 和 2010 年外,其他三年的监测结果显示,施肥对稻田矿质氮和总氮流失负荷无显著影响,对照处理矿质氮和总氮流失负荷分别为  $3.7\sim 11.18\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  和  $8.66\sim 16.72\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,施肥处理矿质氮和总氮流失负荷为  $4.46\sim 16.18\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  和  $8.66\sim 16.72\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。高州试验点中,施肥显著增加稻田矿质氮流失负荷,而对总氮流失负荷的影响在不同年份之间差异较大。总体上,高州试验点施肥处理稻田矿质氮和总氮流失负

荷相对高于其他两个试验点,其中矿质氮流失负荷为  $12.2\sim 65.9\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,总氮流失负荷为  $13.3\sim 88.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。三个试验点监测结果均显示,稻田氮流失负荷年际变化较大,其中以高州试验点的氮流失负荷变幅最大。通常,影响地表养分径流的因素包括地形、土壤性质、施肥、降雨量等多种因素<sup>[15]</sup>。Zhao 等<sup>[16]</sup>针对太湖地区稻麦轮作系统连续三年研究表明,不同年份间农田总氮流失负荷变幅较大( $55.3\sim 93.1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ),降雨量、不合理排水及施肥等是导致农田养分流失的重要原因<sup>[16,26]</sup>。据报道,日本中等规模的稻田总氮流失负荷为  $10\sim 60\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ <sup>[27]</sup>,我国东北典型稻区总氮每季的流失负荷为  $5.89\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ <sup>[22]</sup>,巢湖流域稻田当季总氮流失负荷为  $2.9\sim 6.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ <sup>[28]</sup>,不同地区稻田总氮流失负荷均存在时空变异性大的特点。与上述报道的研究结果相比,本文中增城和清远试验点总氮流失负荷总体上较为接近,而高州点个别年份(2010 年和 2012 年)总氮流失负荷偏高,可能与当地施肥及降雨等因素有关。经计算,增城、清远和高州试验点中矿质氮流失负荷占总氮负荷的比例分别为  $45\%\sim 79\%$ 、 $39\%\sim 99\%$  和  $20\%\sim 89\%$ ,矿质氮占总氮负荷的百分比变幅较大。总体来看,稻田流失的总氮中,除包括一定量的矿质氮外,也含有机态氮,主要来源于有机肥的施用及径流冲刷土壤所携带的有机氮。

## 2.6 氮素在不同稻季的流失比例及年流失系数

稻田总氮流失系数分析结果(图 5)显示,增城试验点总氮流失系数为  $1.4\%\sim 3.9\%$ ,清远和高州试验

表 3 稻田氮素径流流失负荷( $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ )  
Table 3 Annual loads of nitrogen runoff from paddy fields

| 试验点<br>Experimental site | 氮形态 Nitrogen form                        | 处理 Treatment | 年份 Years |        |        |        |        |
|--------------------------|------------------------------------------|--------------|----------|--------|--------|--------|--------|
|                          |                                          |              | 2008     | 2009   | 2010   | 2011   | 2012   |
| 增城 Zengcheng             | $(\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-)\text{-N}$ | CK           | 8.15b    | 9.11a  | 12.88b | 6.99b  | 10.28b |
|                          |                                          | CF           | 18.04a   | 11.52a | 19.59a | 12.24a | 17.49a |
|                          | TN                                       | CK           | 19.49b   | 19.53b | 38.14b | 13.17b | 17.53b |
|                          |                                          | CF           | 32.21a   | 27.19a | 53.68a | 25.62a | 24.31a |
| 清远 Qingyuan              | $(\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-)\text{-N}$ | CK           | 6.38b    | 3.70a  | 7.72b  | 8.80a  | 11.18a |
|                          |                                          | CF           | 16.18a   | 4.46a  | 12.82a | 10.33a | 12.32a |
|                          | TN                                       | CK           | 11.26b   | 8.66a  | 15.01b | 16.72a | 14.76a |
|                          |                                          | CF           | 23.76a   | 8.71a  | 24.05a | 16.89a | 16.45a |
| 高州 Gaozhou               | $(\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-)\text{-N}$ | CK           | 19.69b   | 6.98b  | 13.15b | 4.33a  | 13.38b |
|                          |                                          | CF           | 25.71a   | 12.2a  | 65.91a | 6.59a  | 42.19a |
|                          | TN                                       | CK           | 47.28b   | 16.38a | 23.74b | 11.58a | 29.67b |
|                          |                                          | CF           | 61.30a   | 18.37a | 88.16a | 13.32a | 64.94a |

注:同列不同小写字母代表 CK 和 CF 处理差异显著( $P<0.05$ )。

Note: Different letters in the same column represent significant difference between CK and CF treatments at  $P<0.05$  level.



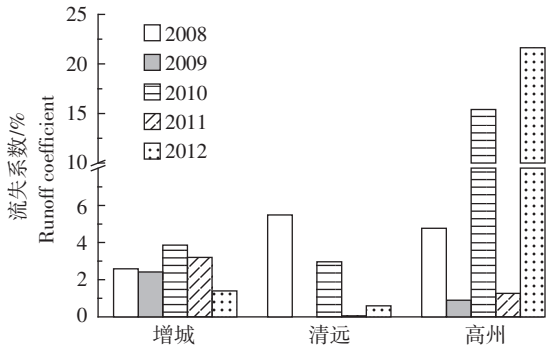


图5 稻田总氮流失系数

Figure 5 Runoff coefficients of nitrogen in paddy fields

点的总氮流失系数变幅相对较大,分别为0.1%~5.5%和0.9%~21.6%,其中高州试验点2010年和2012年总氮流失系数分别达到15.4%和21.6%。针对我国其他地区如洞庭湖区双季稻田的研究显示,总氮径流损失量占施氮量的2.49%<sup>[19]</sup>,太湖地区稻季的径流氮负荷占稻季施氮量的0.3%~5.8%<sup>[17]</sup>,巢湖流域稻田氮流失量为施氮量的1.62%~3.46%<sup>[28]</sup>。本文中,广东地区三个试验点稻田氮流失系数除高州在部分年份的数值偏高外,氮流失系数基本与上述其他地区的报道结果相接近。

图6中,增城试验点早稻季和晚稻季总氮流失负荷占年度总负荷的百分比分别为62%~86%和14%~38%,说明氮流失主要发生在早稻季;清远试验点总氮流失负荷在早稻和晚稻季的分配规律与增城试验点相似,分别占全年总负荷的75%~86%和14%~25%;高州试验点除2009年氮流失负荷主要分配在晚稻季(63%)外,其他4年的总氮流失负荷主要分配在早稻季,流失比例为53%~81%。总体上,广东地区稻田氮的流失主要发生在早稻季节,即4—7月,与本地区降雨时空分布等因素有直接关系。

### 3 结论

(1)广东稻田径流事件及氮流失负荷主要发生在4—7月的早稻季,与区域降雨分布有关。

(2)施肥明显增加稻田径流水铵态氮和总氮浓度,施氮后10 d 铵态氮和总氮浓度均高于地表水V类水标准。

(3)稻田氮流失负荷表现出时空差异性大的特点,增城、清远和高州稻田施肥处理总氮年流失负荷分别为24.31~53.68、8.71~23.76  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$  和13.32~88.16  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,年流失系数为1.4%~3.9%、0.1~5.5%和0.9%~21.6%。矿质氮占总氮负荷的百分比变幅较大,

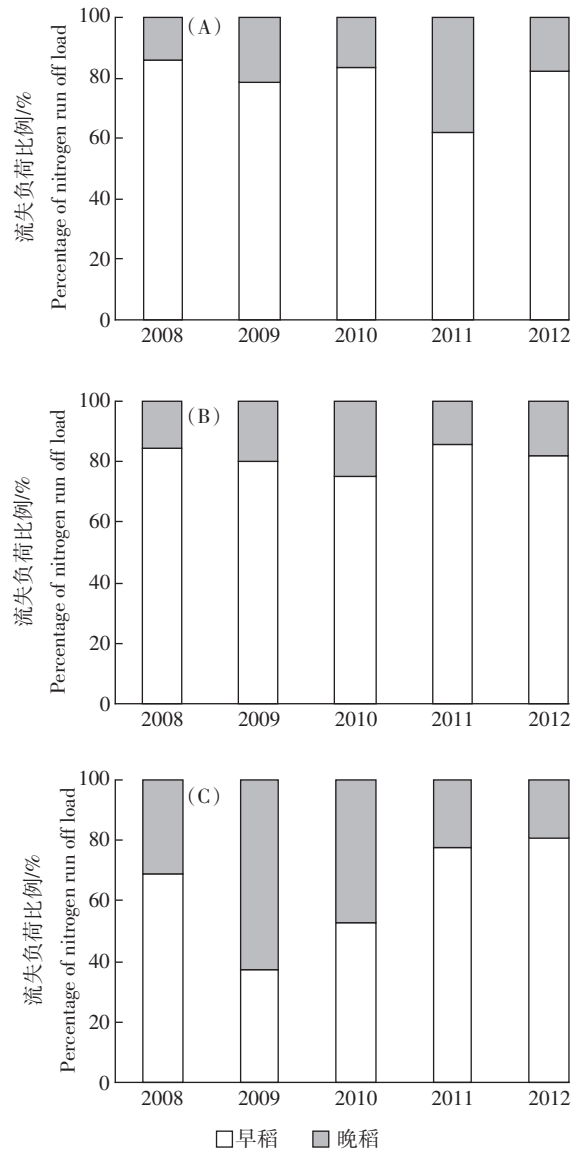


图6 稻田总氮流失负荷在早、晚稻季的分配比例

(A:增城;B:清远;C:高州)

Figure 6 Distribution of nitrogen runoff loads between early and late rice (A: Zengcheng; B: Qingyuan; C: Gaozhou)

为20%~99%。

### 参考文献:

- [1] 广东省统计局, 国家统计局广东调查总队. 广东统计年鉴 2013[M]. 北京: 中国统计出版社, 2013.  
Guangdong Provincial Statistics Bureau, Guangdong Statistics Survey Office of The National Bureau. Guangdong statistical yearbook: 2013 [M]. Beijing: China Statistical Press, 2013.
- [2] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2012[M]. 北京: 中国统计出版社, 2012.  
China Bureau of Statistics. China statistical yearbook: 2012[M]. Beijing: China Statistics Press, 2012.

- [3] 董稳军, 黄旭, 郑华平, 等. 广东省60年水稻肥料利用率综述[J]. 广东农业科学, 2012, 39(7): 76-79.  
DONG Wen-jun, HUANG Xu, ZHENG Hua-ping, et al. Review on fertilizer use efficiency of Guangdong over the past sixty year[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2012, 39(7): 76-79.
- [4] 广东省土壤肥料总站. 珠江三角洲耕地质量评价与利用[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006.  
Guangdong Master Station of Soil and Fertilizer. Evaluation and utilization of farmland in the Pearl River Delta [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006.
- [5] Ma Q, Yu W T, Shen S M, et al. Effects of fertilization on nutrient budget and nitrogen use efficiency of farmland soil under different precipitations in Northeastern China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 88(3): 315-327.
- [6] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, et al. Nitrate pollution of groundwater in Northern China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1996, 59(3): 223-231.
- [7] Zhang H C, Cao F L, Fang S Z, et al. Effects of agricultural production on phosphorus losses from paddy soils: A case study in the Taihu Lake Region of China[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2005, 13(1): 25-33.
- [8] Zhong X H, Peng S B, Huang N R, et al. The development and extension of "three controls" technology in Guangdong, China[M]//Palis F G, Singleton G R, Casimero M C, et al. Research to impact: Case studies for natural resource management for irrigated rice in Asia. Los Baños: International Rice Research Institute. 2010: 221-232.
- [9] Zhang G S, Li J C, Hu X B, et al. On-farm assessment of soil erosion and non-point source pollution in a rain-fed vegetable production system at Dianchi lake's catchment, Southwestern China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2013, 96(1): 67-77.
- [10] Cho J Y. Seasonal runoff estimation of N and P in a paddy field of central Korea[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003, 65(1): 43-52.
- [11] Ji X H, Zheng S X, Lu Y H, et al. Study of dynamics of floodwater nitrogen and regulation of its runoff loss in paddy field-based two-cropping rice with urea and controlled release nitrogen fertilizer application [J]. *Agricultural Sciences in China*, 2007, 6(2): 189-199.
- [12] Zhao X, Zhou Y, Min J, et al. Nitrogen runoff dominates water nitrogen pollution from rice-wheat rotation in the Taihu Lake region of China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 156(1): 1-11.
- [13] 广东省土壤普查办公室. 广东土壤[M]. 北京: 科学出版社, 1993.  
Soil Survey Office of Guangdong Province. Guangdong soils[M]. Beijing: Science Press, 1993.
- [14] 张芸. 紫外分光光度法与 TOC/TN 分析仪测定水中总氮的对比分析[J]. 北方环境, 2011, 23(11): 250-251.  
ZHANG Yun. Comparative analysis on determination of water total nitrogen by using ultraviolet spectrophotometry and TOC/TN[J]. *Northern Environment*, 2011, 23(11): 250-251.
- [15] García-Rodeja I, Gil-Sotres F. Prediction of parameters describing phosphorus-desorption kinetics in soils of Galicia (Northwest Spain)[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26(5): 1363-1369.
- [16] Zhao X, Zhou Y, Min J, et al. Nitrogen runoff dominates water nitrogen pollution from rice-wheat rotation in the Taihu Lake region of China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 156: 1-11.
- [17] 田玉华, 尹斌, 贺发云, 等. 太湖地区稻季的氮素径流损失研究[J]. 土壤学报, 2007, 44(6): 1070-1075.  
TIAN Yu-hua, YIN Bin, HE Fa-yun, et al. Nitrogen loss with runoff in season in the Taihu Lake region, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(6): 1070-1075.
- [18] De Datta S K. Nitrogen transformations in wetland rice ecosystems[J]. *Fertilizer Research*, 1995, 42(1-3): 193-203.
- [19] 纪雄辉, 郑圣先, 鲁艳红, 等. 施用尿素和控释氮肥的双季稻田表层水氮素动态及其径流损失规律[J]. 中国农业科学, 2006, 39(12): 2521-2530.  
JI Xiong-hui, ZHENG Sheng-xian, LU Yan-hong, et al. Dynamics of floodwater nitrogen and its runoff loss, urea and controlled release nitrogen fertilizer application regulation in rice[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(12): 2521-2530.
- [20] 王强, 杨京平, 沈建国, 等. 稻田田面水中三氮浓度的动态变化特征研究[J]. 水土保持学报, 2003, 17(3): 51-54.  
WANG Qiang, YANG Jing-ping, SHEN Jian-guo, et al. Study on dynamic change of three kinds of nitrogen in surface water of paddy field [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 17(3): 51-54.
- [21] Yoshida T, Padre B C J. Nitrification and denitrification in submerged Maahas clay soil[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1974, 20(3): 241-247.
- [22] 陈淑峰, 孟凡乔, 吴文良, 等. 东北典型稻区不同种植模式下稻田氮素径流损失特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(6): 728-733.  
CHEN Shu-feng, MENG Fan-qiao, WU Wen-liang, et al. Nitrogen loss characteristics via runoff in typical rice planting area in Northeast China under different planting managements[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(6): 728-733.
- [23] 纪雄辉, 郑圣先, 鲁艳红, 等. 控释氮肥对洞庭湖区双季稻田表面水氮素动态及其径流损失的影响[J]. 应用生态学报, 2007, 18(7): 1432-1440.  
JI Xiong-hui, ZHENG Sheng-xian, LU Yan-hong, et al. Effects of controlled release nitrogen fertilizer on surface water N dynamics and its runoff loss in double cropping paddy fields in Dongtinghu Lake area[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7): 1432-1440.
- [24] Keeney D R, Sahrawat K L. Nitrogen transformations in flooded rice soils[J]. *Fertilizer Research*, 1986, 9(1-2): 15-38.
- [25] Ponnampetuma F N. The chemistry of submerged soils[J]. *Advances in Agronomy*, 1972, 24: 29-96.
- [26] Guo H Y, Zhu J G, Wang X R, et al. Case study on nitrogen and phosphorus emissions from paddy field in Taihu region[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2004, 26(2): 209-219.
- [27] Yoshinaga I, Miura A, Hitomi T. Runoff nitrogen from a large sized paddy field during a crop period[J]. *Agricultural Water Management*, 2007, 87(2): 217-222.
- [28] 王静, 郭熙盛, 王允青, 等. 保护性耕作与平衡施肥对巢湖流域稻田氮素径流损失及水稻产量的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(6): 1164-1171.  
WANG Jing, GUO Xi-sheng, WANG Yun-qing, et al. Effects of conservation tillage and balanced fertilization on nitrogen loss from paddy field and rice yields in Chaohu Region[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(6): 1164-1171.