

DOI: 10.11934/j.issn.1673-4831.2018.09.002

谢文明, 闵炬, 施卫明. 长江三角洲河网平原地区集约化种植面源污染监测指标筛选研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(9): 776-781.

XIE Wen-ming, MIN Ju, SHI Wei-ming. Researches on Monitoring Indicators Screening of Intensive Plant Source Pollution in the Plain Area of the Yangtze River Delta [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(9): 776-781.

# 长江三角洲河网平原地区集约化种植面源 污染监测指标筛选研究

谢文明<sup>1,2</sup>\*, 闵炬<sup>2</sup>, 施卫明<sup>2</sup> (1. 南京师范大学环境学院, 江苏 南京 210023; 2. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 江苏 南京 210008)

**摘要:** 以长江三角洲河网平原地区典型区域不同种植模式(水稻、小麦和设施蔬菜)面源污染发生过程为研究对象,通过连续3 a田间试验,确定不同种植模式面源污染发生量。结果显示,水稻种植中氨挥发损失、地表径流损失和淋溶损失分别占施氮量的15.4%、5.3%和1.8%,总损失量约占22.5%。小麦种植中氨挥发损失、地表径流损失和淋溶损失分别占施氮量的3.3%、5.1%和3.0%,总损失量约占11.4%。设施蔬菜种植中氨挥发损失、地表径流损失和淋溶损失分别占施氮量的0.1%、3.0%和18.9%,总损失量约占22.0%。基于田间试验结果,针对长江三角洲河网平原地区水稻、小麦和设施蔬菜种植模式,分别提出4个(田面水铵态氮浓度、日最高气温、土壤120 cm深度处总氮浓度和降水量)、5个(0~30 cm土壤中铵态氮浓度、日最高气温、土壤pH、氮肥投入量和降水量)和2个(氮肥投入量和降水量)简易监测指标,结合田间试验数据的验证,确认新建立的简易监测指标及构建的数学关系能够提高面源污染发生量预测精度,从而可为我国环境管理部门提供一种便捷有效的监测和管理方法。

**关键词:** 长江三角洲; 河网平原地区; 集约化种植; 面源污染; 监测指标

**中图分类号:** X83; X501 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2018)09-0776-06

**Researches on Monitoring Indicators Screening of Intensive Plant Source Pollution in the Plain Area of the Yangtze River Delta.** XIE Wen-ming<sup>1,2</sup>\*, MIN Ju<sup>2</sup>, SHI Wei-ming<sup>2</sup> (1. School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** The amount of non-point source pollution from intensive cropping with different patterns (rice, wheat and greenhouse vegetable) were measured by three successive years' field experiments in typical area of Yangtze River Delta. The field experiments results illustrated the losses of ammonia volatilization, surface runoff and leaching were accounted for 15.4%, 5.3% and 1.8% of the applied nitrogen in the rice season and the total loss percentage was about 22.5%. In the wheat season, the losses of ammonia volatilization, surface runoff and leaching were responsible for 3.3%, 5.1% and 3.0% of the applied nitrogen, respectively and the total loss percentage was about 11.4%. By the greenhouse vegetable farming, the losses of ammonia volatilization, surface runoff and leaching were accounted for 0.1%, 3.0% and 18.9% of the applied nitrogen and the total loss percentage was about 22.0%. Based on the field experiments' results, several monitoring indicators were screened to forecast the non-point source pollutions. Specifically, 4 monitoring indicators (ammonium concentration in the flooded water, the daily highest temperature, the TN concentration at the soil depth of 120 cm and rainfall) for rice planting system, 5 monitoring parameters (soil ammonium concentration in the 0-30 cm layer, the daily highest temperature, soil pH, the nitrogen application rate and rainfall) for wheat planting system, and 2 monitoring indexes (the nitrogen application rate and rainfall) for greenhouse vegetable planting system have been proposed in the study. Statistical validation confirmed that these newly developed monitoring indicators can improve the prediction accuracy of non-point source pollution emission. Therefore, this study provides a convenient and effective method of envi-

收稿日期: 2017-12-12

基金项目: 环保公益性行业科研专项(201309035); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-004)

\*通信作者 E-mail: wmxie@njnu.edu.cn

ronment monitoring and management for the environmental protection authorities of government.

**Key words:** Yangtze River Delta; plain area; intensive planting; non-point source pollution; monitoring indicator

第一次全国污染源普查资料显示,我国农业生产排放的 COD、氮、磷等主要污染物质已远超过工业与生活源,成为污染源之首,其中,COD 排放量占总量的 46%以上,氮、磷排放量分别占各自总量的比例均在 50%以上<sup>[1]</sup>。由农业生产产生的污染已成为影响我国水环境的首要因素。

长江三角洲河网平原地区工业生产的快速发展使得该地区土地利用结构发生了巨大变化,大量农业用地被转变为工业用地或城市扩张用地,人均耕地面积急剧下降。与此同时,为了保证农产品总产出相对稳定,需要施用更多的肥料,从而导致化肥利用率低,肥料流失严重,水体环境严重污染<sup>[2-4]</sup>。控制该地区农业污染、削减农业污染物排放量已经成为该地区农业经济、社会、生态环境和谐发展的重要任务<sup>[5]</sup>。

然而,农业污染的产生和排放除了与农业生产中肥料施用有关以外,还受到降水、地形、土壤和农业生产方式等诸多自然或人为因素的影响,具有分散性和不确定性等特点<sup>[6]</sup>。虽然前期我国已对农业面源污染产排污系数进行了初步研究,取得了一定成果,但由于基础薄弱,时间短促,产排污系数研究不够充分,影响了结果的科学性和可靠性。同时,我国不同地区、不同种植类型和不同规模农业区或基地,农业面源污染产生强度、污染物总量和监测方法都存在较大差异,往往不能照搬或参考其他模式。因此,笔者针对长江三角洲河网平原地区集约化种植业面源污染开展监测工作,同时构建面源污染监测技术方法,以期为该地区农业面源污染控制提供技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验区域

试验在江苏省宜兴市丁蜀镇渭读村的中国科学院南京土壤研究所宜兴面源污染治理技术研发中心宜兴基地(31°16' N, 119°54' E)内开展。该基地位于长江三角洲太湖西部之滨,距太湖大堤仅 5 km<sup>[7-8]</sup>。

试验地土壤为当地典型的黄泥土,其 0~15 cm 耕作层土壤  $w$ (有机碳)为 12.6 g · kg<sup>-1</sup>, $w$ (全氮)为 0.64 g · kg<sup>-1</sup>, $w$ (全磷)(以 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 计)为 0.39 g · kg<sup>-1</sup>, $w$ (全钾)(以 K<sub>2</sub>O 计)为 13.9 g · kg<sup>-1</sup>, $w$ (速效磷)为 42.6 mg · kg<sup>-1</sup>, $w$ (速效钾)为 49.6 mg ·

kg<sup>-1</sup>,土壤 pH 值为 6.2。

### 1.2 试验设计

稻季试验设 N0(不施氮肥)、N220(施氮量为 220 kg · hm<sup>-2</sup>,减量 20%)和 N270(施氮量为 270 kg · hm<sup>-2</sup>,当地常规施肥量)3个施氮肥处理,每个处理设 4 次重复,共计 12 个小区,各小区随机排列,面积均为 44 m<sup>2</sup>。尿素按质量比 4:3:3 分别作为基肥、分蘖肥和穗肥施入。基肥采用混施方式,分蘖肥和穗肥均采用表施方式。磷肥为过磷酸钙,施用量为 75 kg · hm<sup>-2</sup>,钾肥为氯化钾,施用量为 130 kg · hm<sup>-2</sup>,磷、钾肥均以基肥形式在移栽前与耕层土壤充分混合后一次性施入。

麦季试验设 N0(不施氮肥)、N200(施氮量为 200 kg · hm<sup>-2</sup>,减量 20%)和 N250(施氮量为 250 kg · hm<sup>-2</sup>,当地常规施肥量)3个施氮肥处理,每个处理设 4 次重复,共计 12 个小区,各小区随机排列,面积均为 44 m<sup>2</sup>。尿素按质量比 4:3:3 分别作为基肥、分蘖肥和穗肥施入。基肥、分蘖肥和穗肥均采用表施方式。磷肥为过磷酸钙,施用量为 60 kg · hm<sup>-2</sup>,钾肥为氯化钾,施用量为 120 kg · hm<sup>-2</sup>,磷、钾肥均以基肥形式一次性施入。

菜地试验种植模式为番茄-莴苣-芹菜轮作。试验共设 5 个施肥处理: N0(不施氮肥); N1: 番茄、莴苣和芹菜施氮量分别为 160、208 和 256 kg · hm<sup>-2</sup>; N2: 番茄、莴苣和芹菜施氮量分别为 240、312 和 384 kg · hm<sup>-2</sup>; N3: 番茄、莴苣和芹菜施氮量分别为 320、416 和 512 kg · hm<sup>-2</sup>; N4: 习惯施氮处理,根据试验区农户的习惯施氮量确定,番茄、莴苣和芹菜施氮量分别为 400、520 和 640 kg · hm<sup>-2</sup>,每个处理设 4 次重复,共计 20 个小区,各小区随机排列,面积均为 17.5 m<sup>2</sup>。尿素按质量比 5:3:2 分别作为基肥、追肥和追肥施入。磷肥作底肥一次性施入,施用量为 120 kg · hm<sup>-2</sup>,钾肥采用 1 次基肥 1 次追肥施用方式,分别按质量比 1:1 施入,施用量为 150 kg · hm<sup>-2</sup>。

### 1.3 面源污染监测方法

氨挥发采用密闭室间歇通气法<sup>[9]</sup>测定。密闭室为直径 20 cm、高 15 cm 底部开放的有机玻璃圆筒,顶部留有一个通气孔并使其与 2.5 m 高通气管连通,将通气管架到距地面 2.5 m 高处,保证交换空气氨浓度一致。将密闭室嵌入表土中,上面留有约 8~10 cm 高的密闭室空间。于每天 8:00—10:00 和

14:00—16:00 测定。换气频率为 15~20 次·min<sup>-1</sup>,在洗气瓶中装入 60 mL 20 g·L<sup>-1</sup>硼酸溶液用于吸收挥发的氨气,并用标准稀硫酸溶液滴定,以上述 4 h 的通气值作为每天氨挥发的平均通气量。从施肥第 2 天开始测定,直至施氮处理与对照的氨挥发通气量无差异时停止。

稻田和麦地土壤渗滤液利用多孔渗滤管收集。多孔渗滤管是直径为 5 cm 的 PVC 管,在管的一端距边缘 20 cm 的管壁上均匀分布有直径为 0.5 cm 的小孔,小孔被细密的尼龙纱网包裹,一根直径为 0.5 cm 的塑料管经 PVC 管另一端插入直至布满小孔端底部。将长度(埋入土平面下长度)为 40、60、80、120 cm 的渗滤管分别埋入各小区,分别代表土壤 20~40、>40~60、>60~80 和 >80~120 cm 深度范围内的土壤渗滤状况,渗滤液采集通过真空泵完成<sup>[10]</sup>。施肥后隔天采集渗滤液水样,共采集 4 次,之后每隔 7 d 采集 1 次。样品采集后立即将其保存在-20℃冰箱中待测。通过快速反应渗滤计监测该地区的渗滤速率为 2 mm·d<sup>-1</sup>,以此计算得到渗滤液体积<sup>[8]</sup>。通过分析样品各形态氮和磷浓度并结合渗透液体积计算氮、磷淋溶损失量。氮或磷淋溶损失量由施氮处理水稻整个生育期渗滤水氮或磷平均浓度与渗滤量的乘积再减去对照(不施氮或磷处理)相应值得到。

稻季和麦季径流采用流量计法<sup>[11]</sup>计算,即在田块出口处安装电磁流量计,记录径流产生的水量,同时取径流水样测定各形态氮和磷浓度。通过浓度与体积计算得到稻田面源污染径流排放量。

菜地淋溶损失采用淋溶盘法<sup>[12]</sup>计算。在地下 50 cm 深处设置收集盘,收集面表面积为 0.47 m<sup>2</sup>,用导管将收集盘连接到渗滤桶中。每 7~10 d 取 1 次水样,每次取样时将装置中淋洗液抽净,并测定淋洗液体积。测定样品中各形态氮和磷浓度,并结合淋洗液体积,计算菜地面源污染淋溶损失量。

菜地地表径流采用径流箱法<sup>[13]</sup>计算。通过安装集水池,将径流导入集水池,在每次径流产生之后采集径流池水样,同时测定径流液体积。通过测定样品中各形态氮和磷浓度,结合径流液体积,计算菜地面源污染径流排放量。

#### 1.4 样品分析测定

渗滤水和径流水样品中铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)和总氮(TN)浓度测定采用流动分析仪(Holland, Skalar Corp)。溶解性磷酸盐(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P)和总磷(TP)浓度测定采用分光光度计法<sup>[14]</sup>。土壤铵

态氮含量用 1 mol·L<sup>-1</sup>KCl 溶液浸提新鲜土样,然后用连续流动分析仪测定浸提液。土壤 pH 采用 V(水):m(土)为 2.5:1 混合物进行提取测定<sup>[15]</sup>。

#### 1.5 数据处理

采用 Origin 9.0 软件对数据进行统计和制图,采用 SPSS 22.0 软件对数据进行差异显著性分析(P<0.05)。

## 2 结果与分析

### 2.1 稻季面源污染监测技术方法的建立

#### 2.1.1 稻季面源污染发生规律

氮肥投入后不同处理不同土壤深度淋溶液中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 浓度随着时间的增加均呈现先增加后降低的趋势。整个水稻生长期 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 浓度都出现 3 个峰,分别对应稻田施用基肥、穗肥和分蘖肥时间。而在不同空间上,随着土壤深度(20~40、>40~60、>60~80 和 >80~120 cm)的增加,不同处理土层渗滤液中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 TN 浓度都呈下降趋势。不同处理条件下 20~40 和 >60~80 cm 土层渗滤液中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度均大于 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度,且呈较大差异。而在 >80~120 cm 土层渗滤液中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度则低于 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度。以土壤深度 120 cm 处 TN 负荷作为稻田淋溶损失,确定稻季氮淋溶负荷为 3.74~6.21 kg·hm<sup>-2</sup>,约占氮肥投入量的 1.7%~2.3%。

尿素分基肥、分蘖肥和孕穗肥 3 次施入。试验结果表明,尿素施入淹水的稻田后很快水解为铵态氮发生氨挥发反应,氨挥发速率随时间变化而出现明显的挥发高峰,且氨挥发损失集中发生在施肥后 1 周内,之后挥发量很少。田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度和 pH 也都呈现先增加后降低趋势。经计算,稻季氨挥发量(以 N 计)为 25.9~53.4 kg·hm<sup>-2</sup>,约占施氮量的 12.2%~19.8%,其中, N270 处理氨挥发量高于 N220 处理。

根据测定的稻季排水总氮浓度和流量计记录的流量折算出不同施氮量条件下稻季氮素径流损失量。经计算,稻季氮径流量为 7.1~21.8 kg·hm<sup>-2</sup>,约占施氮量的 3.23%~8.07%。

#### 2.1.2 稻季面源污染简易监测指标的构建

基于前期研究结果,针对氨挥发过程,选取田面水中氨(以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 计)浓度(X<sub>1</sub>)和日最高气温(X<sub>2</sub>) 2 个指标,通过二元回归方程确定日氨挥发量(Y<sub>1</sub>):

$$Y_1 = 2.15 \times X_1 + 6.58 \times X_2 - 0.003 \times X_1^2 -$$

$$0.09 \times X_2^2 - 0.04 \times X_1 \times X_2 - 116.63. \quad (1)$$

式(1)中,  $Y_1$  为日氨挥发量(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_1$  为田面水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度变化量,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 由施肥后田面水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度减去未施肥田面水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度得到;  $X_2$  为日最高气温,  $^\circ\text{C}$ 。

通过测定某一时刻稻田田面水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度, 同时结合当天最高气温, 利用构建的函数关系计算日氨挥发量。若在施肥后连续监测 7~8 d 田面水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度和日最高气温, 通过上述关系式计算日氨挥发量, 进而得到氨挥发总量, 则模型准确率达 85%; 若施肥后监测田面水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度减少至 2 次, 则模型准确率在 60% 以上。

针对稻田淋溶过程, 以土壤深度 120 cm 处 TN 浓度作为简易监测指标, 构建稻田氮淋溶量与其之间的数学关系。根据同一地区不同时期不同试验数据<sup>[8,10,16-20]</sup>, 构建了幂指数函数关系。

每次采样时氮淋溶损失量计算公式为

$$N_i = v_s \times t \times \rho_i \times 10^{-2}. \quad (2)$$

式(2)中,  $N_i$  为氮淋溶损失量,  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $i$  为采样次数;  $v_s$  为渗漏速率,  $\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$ ;  $t$  为采样间隔时间,  $\text{d}$ ;  $\rho_i$  为 TN 浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

每次采样时氮淋溶损失所占比例计算公式为

$$P_i = N_i / \sum_{i=1}^{15} N_i. \quad (3)$$

式(3)中,  $P_i$  为第  $i$  次采样时氮淋溶损失量占总淋溶损失量的比例, %。

氮淋溶累积损失比例计算公式为

$$q = \sum_{i=1}^n P_i. \quad (4)$$

式(4)中,  $q$  为氮淋溶累积损失比例, %。

氮淋溶累积损失比例与时间的关系为

$$q = a - b \times e^{-t/k}. \quad (5)$$

式(5)中,  $t$  为施肥后时间,  $\text{d}$ ;  $a$ 、 $b$  和  $k$  为常数。

模拟结果显示该数学模型能够很好地模拟稻田氮的淋溶损失过程(图1)。利用笔者研究中稻田不同处理的数据对该模型进行进一步验证, 结果显示预测值与实测值接近(图2)。

通过幂指数函数构建氮肥投入量( $x$ )与氮淋溶损失量( $y$ )之间的数学关系(图3), 结合氮肥投入量和降水量, 利用二元线性方程确定氮径流损失量, 准确率达 50% 以上。降水强度、降水持续时间和农业生产方式等都是影响氮径流损失的因素。

$$Y_2 = 0.05301 \times X_3 + 0.0394 \times X_4 - 24.64. \quad (6)$$

式(6)中,  $Y_2$  为氮径流损失量,  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_3$  为氮肥投入量,  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_4$  为降水量,  $\text{mm}$ 。

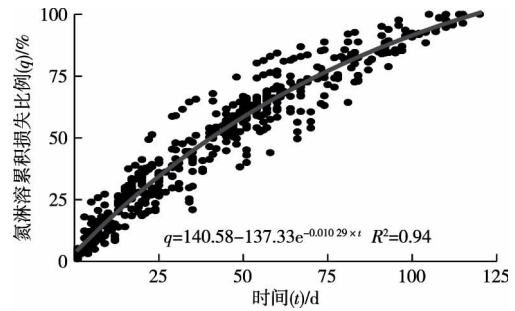
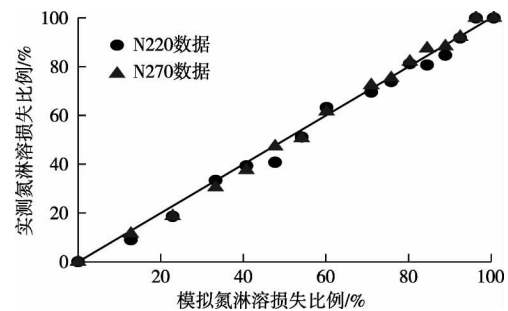


图1 稻季氮淋溶累积损失比例与时间的关系  
Fig. 1 The cumulative N loss ratio with time in rice season



N220 和 N270 分别指施氮量为 220 和 270  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

图2 稻季氮淋溶累积损失比例的模拟结果与预测结果对比  
Fig. 2 The comparison of simulated and measured cumulative N loss ratios in rice season

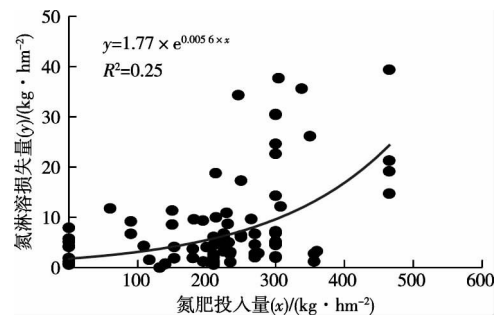


图3 稻季基于氮淋溶损失量推测得到的氮肥投入量  
Fig. 3 The predicted N input rate by N leaching loss data in rice season

## 2.2 麦季面源污染监测技术方法的建立

### 2.2.1 麦季面源污染发生规律

麦季不同处理氨挥发速率随着施氮量的增加而增加, 高氮处理与低氮处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。比较不同生长季节氨挥发量占施氮量的比率(即氨挥发率)由大到小依次为基肥期、拔节期和

返青期。经计算,氨挥发损失量占各处理施氮量的比例为 1.51%~3.5%。麦季地表径流液中氮形态以硝态氮和其他形态氮为主,分别约占总氮含量的 30%~70%。经计算,地表径流量约占施氮量的 3.2%~6.9%。麦季不同处理条件下淋溶水中硝态氮浓度均随施氮量的增加而增加。经计算,麦季淋溶损失量约占施氮量的 2.0%~4.0%。

### 2.2.2 麦季面源污染简易监测指标的构建

针对氨挥发过程,选取 0~30 cm 土壤中铵态氮浓度、日最高气温和土壤 pH 作为简易监测指标,通过三元机理函数分析,并结合麦季试验的数据验证,其计算结果精度可达 60% 以上。

$$Y_3 = X_5 \times K_H / (1 + 10^{-X_6/K_d}) \times \eta, \quad (7)$$

$$K_H = 239\ 000 \times e^{-4\ 157/X_7}/X_7, \quad (8)$$

$$K_d = 10^{-0.090\ 18-2\ 729.92/X_7}. \quad (9)$$

式(7)~(9)中,  $Y_3$  为日氨挥发量(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ;  $X_5$  为铵态氮浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $K_H$  为亨利常数;  $X_6$  为土壤 pH;  $K_d$  为电解常数;  $\eta$  为修正系数;  $X_7$  为日最高气温绝对值, K。

针对麦季径流损失和淋溶损失,选取氮肥投入量和降水量作为简易监测指标,通过二元回归分析,结合麦季试验的数据验证,发现氮径流损失的预测精度可达 60% 以上,氮淋溶损失的预测精度可达 75% 以上。

$$Y_{径1} = 0.45 \times X_8 + 0.35 \times X_9 - 0.000\ 6 \times X_8^2 - 0.000\ 1 \times X_9^2 - 0.000\ 9 \times X_8 \times X_9 - 87.37, \quad (10)$$

$$Y_{淋1} = 0.20 \times X_8 - 0.27 \times X_9 - 0.000\ 2 \times X_8^2 + 0.000\ 5 \times X_9^2 - 0.000\ 39 \times X_8 \times X_9 + 31.10. \quad (11)$$

式(10)~(11)中,  $Y_{径1}$  为氮径流损失(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $Y_{淋1}$  为氮淋溶损失(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_8$  为氮肥投入量(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_9$  为降水量, mm。

## 2.3 菜地面源污染监测技术方法的建立

### 2.3.1 菜地面源污染发生规律

设施菜地淋溶液中  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  淋失量仅占 TN 淋失量的 0.04%~0.29%,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  淋洗损失量极低,可以忽略不计。 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  淋洗量在不同生长季占 TN 淋洗量的 89.0%~98.9%,是设施菜地氮淋洗排放的主要形态。在番茄、莴苣和芹菜 3 个生长季淋洗液中  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度以番茄季为最高,莴苣季次之,芹菜季最低。在高淋洗发生的揭棚期,其 TN 淋洗浓度、淋洗液体积和降水量均显著高于盖棚期。揭棚期淋洗液体积和淋洗总量分别为盖棚期的 2.2 倍和

2 倍。菜地田间试验结果显示氨挥发量仅占施氮量的 0.1%,地表径流约占施氮量的 3.0%,淋溶损失约占施氮量的 18.9%。

### 2.3.2 菜地面源污染简易监测指标的构建

针对设施菜地,选取氮肥投入量和降水量作为简易监测指标,通过二元回归分析,结合设施菜地试验的数据验证,发现氮径流损失的预测精度可达 80% 以上,氮淋溶损失的预测精度可达 65% 以上。

$$Y_{径2} = -1.32 \times e^{13 \times X_{10}} + 0.11 \times X_{11} + 1.44 \times e^{16}, \quad (12)$$

$$Y_{淋2} = -3.0 \times e^{13 \times X_{10}} - 0.16 \times X_{11} + 3.3 \times e^{16}. \quad (13)$$

式(12)~(13)中,  $Y_{径2}$  为氮径流损失(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $Y_{淋2}$  为氮淋溶损失(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_{10}$  为氮肥投入量(以 N 计),  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $X_{11}$  为降水量与灌溉量之和, mm。

## 3 讨论与结论

由于农业面源污染具有污染物来源分散、复杂的特点,且污染物排放具有不确定性和随机性,同时受多样的农业生产方式以及自然和人为因素(如降水、地形、土壤、施肥量、种植模式等)影响,使得农业面源污染的监测和负荷估算变得复杂和繁琐。目前,在科学研究过程中采用的面源污染监测方法仍存在着监测方法繁琐、监测过程耗时耗力等缺点,使得这些监测方法难以被环保部门采纳进而有效地用于农业环境的监测和管理。比如,针对稻田氨挥发,科学研究中通常采用密闭室间歇通气法来进行监测。该方法不但需要有现场的电力条件,而且还需要具备一定专业操作技能的人员进行现场操作得到,这样的监测方法完全不适合环境管理部门的现场监测。再比如,针对稻田淋溶过程,在整个稻季生长周期内,通常需要现场采集 10 次以上的渗漏液,使得该过程消耗大量的人力和时间。这种方法也不适合于管理部门的现场监测。

因此,针对上述问题,笔者开展了长江三角洲河网平原地区集约化种植面源污染监测技术方法的研究,确定了长江三角洲河网平原地区典型区域不同种植条件下面源污染发生量,同时提出了 11 个简易监测指标,其中,稻田 4 个(田面水铵态氮浓度、日最高气温、土壤 120 cm 深度处总氮浓度和降水量),麦地 5 个(0~30 cm 土壤中铵态氮浓度、日最高气温、土壤 pH、氮肥投入量和降水量),菜地 2 个(氮肥投入量和降水量)。与科学研究中常用的方法相比,这些指标值易于通过现场操作得到,同

时能减少人力和时间的投入,且这些指标经过田块尺度的试验验证,能提高面源污染发生量预测精度,可为环保部门实施环境监测和管理提供一种便捷的方法。

#### 参考文献:

- [1] 中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国国家统计局,中华人民共和国农业部.第一次全国污染源普查公报[EB/OL].(2010-02-10 [2017-12-12]).[http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201002/t20100210\\_185698.htm](http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201002/t20100210_185698.htm).
- [2] 朱广伟.太湖富营养化现状及原因分析[J].湖泊科学,2008,20(1):21-26.[ZHU Guang-wei. Eutrophic Status and Causing Factors for a Large, Shallow and Subtropical Lake Taihu, China [J]. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(1): 21-26.]
- [3] 金苗,任泽,史建鹏,等.太湖水体富营养化中农业面污染源的影响研究[J].环境科学与技术,2010,33(10):106-109.[JIN Miao, REN Ze, SHI Jian-peng, et al. Impact of Agricultural Non-Point Source Pollution in Eutrophic Water Body of Taihu Lake [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 33(10): 106-109.]
- [4] 张红举,陈方.太湖流域面源污染现状及控制途径[J].水资源保护,2010,26(3):87-90.[ZHANG Hong-ju, CHEN Fang. Non-Point Pollution Statistics and Control Measures in Taihu Basin [J]. Water Resources Protection, 2010, 26(3): 87-90.]
- [5] 赵永宏,邓祥征,战金艳,等.我国农业面源污染的现状与控制技术研究[J].安徽农业科学,2010,38(5):2548-2552.[ZHAO Yong-hong, DENG Xiang-zheng, ZHAN Jin-yan, et al. Study on Current Situation and Controlling Technologies of Agricultural Non-Point Source Pollution in China [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2010, 38(5): 2548-2552.]
- [6] 杨林章,施卫明,薛利红,等.农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践:总体思路与“4R”治理技术[J].农业环境科学学报,2013,32(1):1-8.[YANG Lin-zhang, SHI Wei-ming, XUE Li-hong, et al. Reduce-Retain-Reuse-Restore Technology for the Controlling the Agricultural Non-Point Source Pollution in Countryside in China: General Countermeasures and Technologies [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(1): 1-8.]
- [7] MIN J, SHI W M, XING G X, et al. Effects of a Catch Crop and Reduced Nitrogen Fertilization on Nitrogen Leaching in Greenhouse Vegetable Production Systems [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, 91(1): 31-39.
- [8] 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 & Environment, 2012, 156: 1-11.
- [9] 田玉华,贺发云,尹斌,等.太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发影响[J].土壤学报,2007,44(5):893-900.[TIAN Yu-hua, HE Fa-yun, YIN Bin, et al. Ammonia Volatilization From Paddy Fields in the Taihu Lake Region as Affected by N and P Combination in Fertilization [J]. Acta Pedologica Sinica, 2007, 44(5): 893-900.]
- [10] 陈贵,陈莹,施卫明.氮肥对水稻不同生长期土壤不同深度氮素渗漏的影响[J].土壤,2013,45(5):809-814.[CHEN Gui, CHEN Ying, SHI Wei-ming. Effect of Fertilizer N on N Leaching at Different Soil Depths During Growth Periods of Rice [J]. Soils, 2013, 45(5): 809-814.]
- [11] 赵冬,颜廷梅,乔俊,等.太湖地区稻田氮素损失特征及环境效应分析[J].生态环境学报,2012,21(6):1149-1154.[ZHAO Dong, YAN Ting-mei, QIAO Jun, et al. Characteristics of N Loss and Environmental Effect of Paddy Field in Taihu Area [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(6): 1149-1154.]
- [12] 张贵龙,任天志,李志宏,等.施氮量对白萝卜硝酸盐含量和土壤硝态氮淋溶的影响[J].植物营养与肥料学报,2009,15(4):877-883.[ZHANG Gui-long, REN Tian-zhi, LI Zhi-hong, et al. Effects of Nitrogen Fertilization on Nitrate Content of Radish (*Raphanus sativus* L.) and Soil Nitrate Leaching [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2009, 15(4): 877-883.]
- [13] 王春梅,蒋治国,赵言文.太湖流域典型蔬菜地地表径流氮磷流失[J].水土保持学报,2011,25(4):36-40.[WANG Chun-mei, JIANG Zhi-guo, ZHAO Yan-wen. Nitrogen and Phosphorus Runoff in the Typical Vegetable Fields in Taihu Lake Basin [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011, 25(4): 36-40.]
- [14] 国家环境保护总局,水和废水监测分析方法编委会.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2002:246-247.
- [15] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000:13-14.
- [16] 张静,王德建,王灿.苏南平原稻田灌排水系统中氮磷平衡状况[J].土壤学报,2008,45(4):657-662.[ZHANG Jing, WANG De-jian, WANG Can. Nitrogen and Phosphorous Balance Under Paddy Field Irrigation-Drainage System in South Jiangsu Plain [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(4): 657-662.]
- [17] TIAN Y H, YIN B, YANG L Z, et al. Nitrogen Runoff and Leaching Losses During Rice-Wheat Rotations in Taihu Lake Region, China [J]. Pedosphere, 2007, 17(4): 445-456.
- [18] WANG X Z, ZHU J G, GAO R, et al. Nitrogen Cycling and Losses Under Rice-Wheat Rotations With Coated Urea and Urea in the Taihu Lake Region [J]. Pedosphere, 2007, 17(1): 62-69.
- [19] XUE L H, YU Y L, YANG L Z. Maintaining Yields and Reducing Nitrogen Loss in Rice-Wheat Rotation System in Taihu Lake Region With Proper Fertilizer Management [J/OL]. Environmental Research Letters, 2014, 9(11): 115010(2014-11-18) [2017-12-12]. <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/9/11/115010/meta>. doi: 10.1088/1748-9326/9/11/115010.
- [20] ZHU J G, HAN Y, LIU G, et al. Nitrogen in Percolation Water in Paddy Fields With a Rice/ Wheat Rotation [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 57(1): 75-82.

作者简介: 谢文明(1982—),男,浙江龙游人,副教授,博士,主要从事水污染治理方面的研究。E-mail: wmxie@nynu.edu.cn

(责任编辑:李祥敏)