

DOI: 10.11766/trxb202307310301

施卫明, 王远, 闵炬. 中国农业面源污染防治研究进展与工程案例[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1309–1323.

SHI Weiming, WANG Yuan, MIN Ju. Progress in Research and Engineering Application Cases of Agricultural Non-Point Source Pollution Control in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(5): 1309–1323.

中国农业面源污染防治研究进展与工程案例*

施卫明^{1, 2}, 王远¹, 闵炬¹

(1. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 农业面源污染具有发生分散、随机, 排放不确定性, 污染物浓度波动大、类型复杂, 污染面广量大的特点, 其综合防治一直是世界性难题。当前, 我国面源污染防治首要的问题为污染“家底”不清, 不同部门或研究学者对农业面源污染负荷估算差别大。基于几十年定位、全程的科学观测数据, 本研究认为, 虽然国家污染普查数据和很多学者的估算数据, 均高估了种植业源排放量占面源污染总量的比例, 但种植业源排放总量仍然很高, 必须给予充分的重视和防控。结合中国 30 多年的面源污染防治经验, 中国科学院南京土壤研究所学者提出了农业面源污染控制的 3R (“减源—拦截—修复”) 和 4R 策略 (“源头减量—生态拦截—循环利用—生态修复”), 并伴随着防控技术升级和组合优化、技术产品化和装备化, 逐渐完善扩展为 4R⁺, 为我国农业面源污染防治提供了理论支撑和应用指导, 在一些典型地区进行工程化实施后, 形成了农业面源污染防治的成功经验和案例。然而, 农业面源污染防治的工作仍然面临着许多挑战, 深入了解土壤与污染物之间的相互作用机制将尤为关键。此外, 为实现资源的高效循环使用, 还必须进一步提高氮、磷等关键污染物的净化与回收效率, 确保在增加农业产值的同时降低对环境的污染负荷。

关键词: 农业面源污染; 4R 策略; 成功工程案例; 污染防治; 种植业源排放

中图分类号: X51; X52; X53; S278 **文献标志码:** A

Progress in Research and Engineering Application Cases of Agricultural Non-Point Source Pollution Control in China

SHI Weiming^{1, 2}, WANG Yuan¹, MIN Ju¹

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Non-point source pollution from agriculture is characterized by its dispersed and random occurrence, uncertain discharge, fluctuating concentrations, diverse pollutant types, and widespread, high-volume impact, making its management a global challenge. At present, the prevention and control of non-point source pollution in China remains a challenge due to unclear overall pollution levels, and the estimation of non-point source pollution load varies greatly among different departments or researchers. Based on decades of site-specific experiments and holistic observational data, it was believed that even though both

* 国家重点研发计划项目(2021YFD1700801)资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2021YFD1700801)

作者简介: 施卫明(1963—), 男, 浙江舟山人, 博士, 研究员, 博士生导师, 主要从事农田面源污染防治和植物营养方面的研究。

E-mail: wmshi@issas.ac.cn

收稿日期: 2023-07-31; 收到修改稿日期: 2023-09-11; 网络首发日期(www.cnki.net): 2023-09-19

the national pollution census data and estimations from researchers have overestimated the proportion of pollution emissions from plantations in the total amount of non-point source pollution, the total emissions from plantation remain high and must be given adequate attention and control. Drawing on more than 30 years of experience in controlling non-point source pollution in China, scholars from the Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences have proposed the 3R (Reduce-Retain-Restore) and 4R (Reduce-Retain-Reuse-Restore) strategies for agricultural non-point source pollution control. Accompanied by upgrades in prevention and control technology, optimization of combinations, technological productization, and equipping the 4R strategy has gradually evolved and expanded into 4R⁺, providing theoretical support and practical guidance for the control of non-point source pollution in China. After being implemented in some typical areas, these strategies have resulted in successful experiences and case studies in controlling agricultural non-point source pollution. Nevertheless, the prevention and control of agricultural non-point source pollution still faces many challenges. A deeper understanding of the interaction mechanisms between soil and pollutants is pivotal. Moreover, to achieve efficient resource recycling, it is imperative to enhance the purification and recovery rates of key pollutants such as nitrogen and phosphorus, ensuring that agricultural productivity is increased while simultaneously reducing the environmental pollutant load.

Key words: Agricultural non-point source pollution; 4R strategy; Successful engineering application cases; Pollution prevention and control; Emissions from plantation sources

1 我国农业面源污染特征与危害

农业面源污染是一种环境污染形式, 主要指在农业生产和农村生活活动中产生的各种污染物(如泥沙、营养盐、农药、畜禽排泄物等)通过诸如地表径流、壤中流、农田排水和地下渗漏等途径进入水体而形成的污染^[1]。随着农业面源污染相关研究的发展与深入, 农业生产活动中产生的气态污染物(氨、氧化亚氮)排放也常被归为农业面源污染^[2]。农业面源污染通常分为生产型和生活型两类: 生产型面源污染主要来源于农业生产活动, 如种植业和小型养殖业; 生活型面源污染则主要涉及到农村地区的生活污水和地表径流^[3]。我国农业面源污染问题日渐突显, 已成为影响我国水环境质量的重要因素之一。

面源污染物主要包括氮、磷等营养物质, 农药残留物, 有机物等^[4]。这些污染物主要来自农田施肥、农药使用、畜禽养殖等活动。例如, 过量施用肥料和农药的农田会产生大量的氮、磷和农药残留物, 而畜禽养殖排泄物的不当处置则会产生大量的有机物和营养物质。此外, 由于不当的土地管理导致土壤侵蚀, 携带氮、磷等营养或污染物进入就近水体, 也是造成面源污染的一个主要因素^[5]。

农业面源污染对环境和社会经济发展产生了严重影响。具体表现在以下几个方面: (1) 导致水体

富营养和水质恶化。农业活动产生的氮、磷等营养物质进入水体后, 会促进水中藻类和其他微生物的过度生长, 加速水体富营养化过程^[3]。藻类的过度生长会消耗水体中的溶解氧, 导致水体缺氧, 对鱼类等水生生物产生负面影响。水体富营养化和水质恶化可能导致水生生物多样性降低, 影响生态系统的稳定性和抵抗力。此外, 某些藻类, 如铜绿微囊藻, 还会产生有毒有害的藻毒素, 威胁饮用水安全^[6]。(2) 威胁农业绿色发展。近年来, 我国持续加大生态环境保护力度, 环境质量得到了显著改善, 但农业面源污染防治仍然任重道远。以农田投入品“肥料”为例, 虽然近年来施肥量有所下降, 但化学肥料的投入仍超过了化肥安全使用的建议值^[7]。连续过度使用化肥和农药, 导致土壤质量下降、作物生长受到影响、农产品品质降低等问题^[8], 部分有毒有害物质甚至可通过食物链进入人体, 影响人体健康, 对我国粮食安全和农业绿色发展造成威胁。(3) 对社会、经济造成负面影响。农业面源污染对社会经济的影响主要体现在对水环境健康的威胁以及对区域经济增长的影响。农业面源污染导致的水体富营养化, 影响了水体的景观效果, 破坏了乡村生态环境。这不仅影响了人民的生活质量, 也严重影响了水乡旅游业的发展^[9]。此外, 农业面源污染的防治也需要长期大量的经济投入, 成为地方发展的经济负担。

2 我国农业面源污染防控方面存在的突出问题

我国农业面源污染防控面临着许多突出问题，包括面源污染的来源和负荷估算不清，缺乏广泛适用和经济有效的防控技术与产品，缺乏持续、系统的防控策略，技术标准与监管机制缺位，公众意识薄弱等。

2.1 面源污染家底不清，不同部门对面源污染负荷估算结果存在争议

面源污染物的来源广泛，种类多样，数量大，难以进行准确的统计和估算。例如，来自于施肥、灌溉等活动的面源污染物，可能由于不同的肥料品种、灌溉时间、土壤类型和气象条件，所产生的污染物种类、数量及入水量均存在差异^[5, 10]。此外，不同部门对面源污染负荷估算的结果也存在较大争议，环保部门的估算数据常不被农业部门采纳。这种情况不仅影响了对面源污染的准确认识，也影响了农业面源污染防控政策的有效性和针对性。因此，建立统一的、科学的污染负荷估算方法，以及开展全面、准确的污染情况调研，是实现农业面源污染有效防控的关键。

2.2 广泛适用、经济有效的防控技术和产品不足

我国幅员辽阔，地形地貌和气候条件复杂多变，这对面源污染防控技术的适用性带来了巨大的挑战。例如，黄河流域多处于干旱和半干旱地区，面源污染防控主要以防止土壤侵蚀和施行高效灌溉为主^[11]；而长江流域气候湿润，稻作与水产养殖发达，面源污染防控则重点关注养殖污染、化肥与农药管理，以及水田灌溉优化等^[12-13]。这些差异限制了单项技术的适用范围，不同地区的面源污染防控策略需结合地方特点重新优化组合，而这个过程又需要大量的人力物力投入，仍需较长的发展时间。同时，我国农业种植模式正从传统的分散型向适度规模化发展，两种模式并存，增加了农田管理的不确定性，种植户的受教育程度、种植规模、收益情况均直接影响面源污染防控技术的应用^[14]。

2.3 缺乏持续、系统的防控策略

农业面源污染的突出特点是污染物量大、浓度低和持续排放^[15]，因此，农业面源污染防控不只是一个短期的任务，而是需要深入、持续的科学研究

和系统的管理策略。这不仅需要对农业活动对环境的长期影响进行持续监控和评估，还需要对污染物在环境中的迁移、转化和积累过程有系统的理解^[16]。此外，为了有效地制定和实施防控策略，深入了解导致农业面源污染的多种因素也十分关键，如作物品种选择、肥料的种类和施用方法、农田的灌溉和管理策略，以及相关的气象因素等^[17-18]。

2.4 缺乏有效监管机制，公众意识薄弱

近年来，湖北、黑龙江、江苏、浙江等地陆续出台了农业面源污染防控相关的地方标准，农业农村部也组织国内多家单位起草了《农业面源污染综合防控技术规范 第 1 部分：平原水网区》(NY/T 3821.1-2020) 等系列标准，有效填补了农业面源污染防控技术标准缺失的问题。但监管机制的建立与法律法规的完善仍然需要较长一段时间。此外，农户对农业面源污染的认识不足，缺乏必要的知识和技能，也将导致相关法律法规的执行难度增大。更为复杂的是，农业面源污染防控需要多个政府部门协调一致，以形成一个统一和高效的防控策略。

3 农业面源污染物总量估算进展

3.1 第一次和第二次全国污染源普查

为了全面、系统地了解全国范围内污染源的分布、数量、种类以及排放情况，为环保政策的制定和污染防治提供科学依据，我国分别在 2007 年和 2017 年开展了第一次和第二次全国污染源普查。普查数据显示：2007 年农业源（不包括典型地区农村生活源）中主要水污染物排放（流失）量为：化学需氧量（COD）13.24 Tg，总氮（TN）2.70 Tg，总磷（TP）0.28 Tg（图 1）；其中种植业流失量为 TN 1.60 Tg，TP 0.11 Tg，畜禽养殖业排放 COD 12.68 Tg，TN 1.02 Tg，TP 0.16 Tg^[19]。2017 年农业源水污染物排放量为：COD 10.67 Tg，铵态氮（ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ）0.22 Tg，TN 1.41 Tg，TP 0.21 Tg；其中种植业水污染物流失量为： $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 0.08 Tg，TN 0.72 Tg，TP 0.08 Tg，畜禽养殖业水污染物排放量为：COD 10.01 Tg， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 0.11 Tg，TN 0.60 Tg，TP 0.12 Tg^[20]。

从“第一次全国污染源普查”到“第二次全国污染源普查”，农业源水污染排放量明显下降，COD、TN、TP 排放分别下降了 19.4%、47.8%、25.0%。

农业源 TN 排放量不仅降幅显著,而且农业源的占比也大幅下降,农业源占农业和工业总排放的比例从 57.2%降为 46.5%,说明这十年间农业面源污染减排效果明显。对比农业源中的种植业和畜禽养殖业排放量,种植业 TN 排放量降低 68.1%,大大超过畜禽养殖业 TN 排放量的降低比例(33.2%);种植业 TP 排放量降低 44.7%,小于畜禽养殖业 TP 排放量的降低比例(56.0%)。种植业对 TN 减排的贡献更大,畜禽养殖业对 TP 减排的贡献更大^[21]。

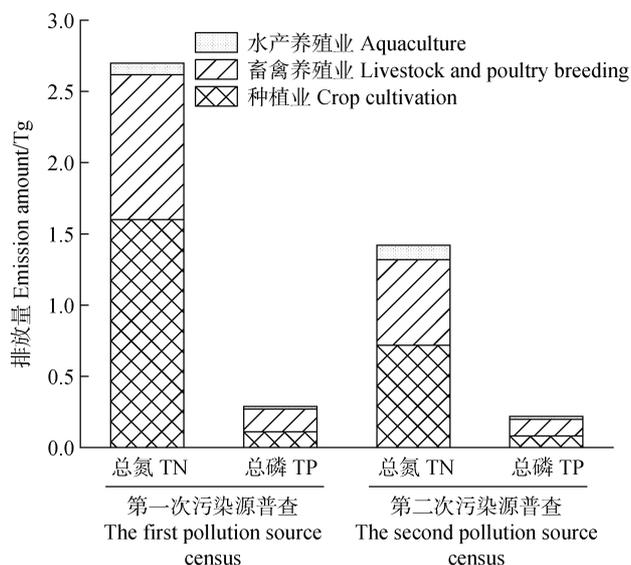


图1 全国污染源普查农业源 TN、TP 排放量

Fig. 1 Census on the sources of pollution: TN and TP emissions from agricultural sources

3.2 不同研究团队对全国种植业氮、磷排放量的估算

对于种植业,全国污染源普查只覆盖了水污染物排放量,而未涉及氨挥发、氧化亚氮(N_2O)等气态排放途径,本文通过文献调研对全国种植业水污染物和气态污染物排放量进行分析(表1)。

氨挥发排放是氮肥环境排放的重要途径,约占施氮量的5%~40%,氨挥发排放量同时受肥料品种、施肥方式、施肥时期和气象条件等因素的影响^[22]。估算数据显示,1980年至2014年间,全国种植业氨挥发排放量在2.1~7.7 Tg之间,峰值年份约在2000年^[17, 23-28],氨挥发排放系数平均约为11%^[2]。从不同农田类型来看,水田排放量较早地更高。

硝化和反硝化作用是造成土壤氧化亚氮(N_2O)

产生和排放的重要途径, N_2O 是《京都议定书》规定的6种温室气体之一,虽然 N_2O 在大气中的浓度很低,但其单分子增温潜势是二氧化碳的310倍,农田生态系统的 N_2O 排放也已被认定为大气 N_2O 的重要来源之一。《中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告》显示,我国2014年农用地 N_2O 排放量为0.93 Tg,占农业活动排放总量的79.5%^[29]。联合国粮食及农业组织(Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO)2020年数据显示,我国农田因化肥施用导致的 N_2O 排放总量约为0.62 Tg^[30]。我国研究团队估算结果显示,种植业 N_2O 排放总量在0.28~0.51 Tg之间^[24-25, 28, 31]。 N_2O 排放系数在水田和旱地上存在明显差异,分别约为0.41%和1.05%。

地表径流主要是指降雨或不合理的灌溉在土壤表面汇集形成的水流。径流水中的溶解性物质可直接随水流进入水体。氮素主要以硝态氮(NO_3^- -N)和铵态氮(NH_4^+ -N)的形式通过径流离开农田,不同作物种植体系和施肥方式下的损失量约为施氮量的3%~11%^[18, 32]。磷素主要通过地表径流损失,径流水中的磷可分为可溶性磷和颗粒态磷,颗粒态磷是磷素径流损失的主要形态。根据径流的成因和养分损失路径,养分的径流损失量主要受降雨强度、植被覆盖程度、土壤理化性质和耕地坡度等因素的影响。淋溶是指土壤中养分随降雨或灌溉水向下迁移至作物根系活动层以下土体或直接进入地下水,不能被作物根系吸收利用而导致的损失。农田氮素淋溶损失主要是硝态氮(NO_3^- -N),约占施氮量的1%~2%,淋溶损失的氮素来自于土壤中残留的氮以及当季施入的肥料氮。磷素和钾素的淋溶损失也主要为可溶性部分。淋溶受到土壤水量和水流强度、土壤特征、施肥量、肥料种类、施肥方法和轮作制度等因素的影响。已发表文献中对种植业氮素径流和淋溶损失估算结果在1.97~5.74 Tg之间,其中径流损失0.96~2.39 Tg,淋溶损失1.01~3.70 Tg^[18, 24-25, 28, 33]。对比“第一次全国污染源普查”和“第二次全国污染源普查”,文献数据明显偏高。全国农田TP径流损失量约为0.06 Tg,TP径流损失主要集中在旱地,旱地和水田分别约为0.047 Tg和0.016 Tg^[34]。TP径流损失数据与“第一次全国污染源普查”和“第二次全国污染源普查”数据较为接近。

表 1 不同研究团队对全国种植业面源污染物排放量的估算结果

Table 1 Estimations of national plantation non-point source pollution emissions by different research teams

指标 Indicators	排放量 Emissions/Tg	基准年份 Base year of estimation	估算情境 Estimation scenarios	估算方法 Estimation methods	数据来源 Data sources
氨挥发 ^①	3	2011	化肥施用	CMAQ 和 EPIC 模型	[23]
氨挥发 ^①	2.1	1980	化肥施用	排放因子	[26]
	4.7	1996			
	2.8	2012			
氨挥发 ^①	3.2	2006	化肥施用	排放因子	[35]
氨挥发 ^①	3.3	2008	化肥施用	校正排放因子	[27]
氨挥发 ^①	7.7	2010	种植业排放	URCNC 和 NCNA 模型	[24]
N ₂ O	0.4				
径流和淋溶(氮) ^②	4.5				
氨挥发 ^①	6.4	2010-2014	种植业排放	DNDC 模型	[28]
N ₂ O	0.4				
径流和淋溶氮 ^②	5.1				
N ₂ O	0.93	2014	农用地	IPCC	[29]
N ₂ O	0.62	2020	化肥施用	IPCC	[30]
N ₂ O	0.28	2010	农用地	校正 IPCC	[31]
N ₂ O	0.51	2010	种植业排放	排放因子	[25]
氨挥发 ^①	7.06				
径流氮 ^③	2.39				
淋溶氮 ^④	2.55				
径流氮 ^③	2.04	2011	种植业排放	Eubolism 模型	[18]
淋溶氮 ^④	3.70				
径流氮 ^③	0.96	2011	种植业排放	多元回归模型	[33]
淋溶氮 ^④	1.01				
径流磷 ^⑤	0.06	2011	种植业排放	多元回归模型	[34]

①Ammonia volatilization; ②Runoff and leaching nitrogen; ③Runoff nitrogen; ④Leaching nitrogen; ⑤Runoff phosphorus

中国科学院南京土壤研究所在江苏常熟、河南封丘、江西鹰潭建有国家级野外观测台站，并开展了多项农田面源污染长期定位监测。以长江下游地区为例，长期定位监测显示稻麦轮作体系下年氨挥发排放量约为 42.08 kg·hm⁻² (以 N 计)，排放率为 11.97%；径流损失量约为 29.92 kg·hm⁻²，排放率为 8.51%；淋溶损失量约为 12.73 kg·hm⁻²，排放率为 3.62%；N₂O 排放量约为 2.56 kg·hm⁻²，排放率为 0.81%^[36-39]。果蔬种植体系由于施肥量大，肥料利

用率低，且种植面积逐年增加，其造成的面源污染排放也越来越受到关注。研究显示，淋溶损失是菜地氮素的主要损失途径，排放率约为 19%；而径流损失较少，排放率仅为 3%左右^[40]。

为了更直观地认识种植业面源污染的发生强度，表 2 列出了不同类型农田、小规模水产养殖和村镇地表径流的监测结果：不同土地利用类型下，面源污染发生强度存在较大差异，整体表现为鱼塘>村镇地表径流>菜地>果园>茶园>稻田>虾蟹塘。

表 2 长江下游地区农田、养殖和村镇地表径流面源污染发生强度比较 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)Table 2 Comparison of non-point source pollution intensity from farmland, breeding, and village surface runoff in the Lower Yangtze River region ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

	稻田 Paddy fields	菜地 Vegetable fields	果园 Orchards	茶园 Tea gardens	鱼塘 Fish ponds	虾蟹塘 Shrimp and crab ponds	村镇地表径流 Surface runoff from villages
总氮 TN	2.5	6.9	6.0	3.4	11.6	2.1	10
总磷 TP	0.12	2.05	1.24	0.45	1.65	0.44	0.5
化学需氧量 COD	2.35	—	—	—	—	—	90

注：数据来源于[41-44]。Note: Data obtained from [41-44].

鱼塘和村镇地表径流发生强度平均为农田 2 倍以上，虽然鱼塘和村镇面积远小于农田，但其对临近水体仍然会造成很大影响。

此外，需要引起注意的是，以上讨论的农田面源污染监测和估算数据一般是指农田发生量，即直接从农田中排放出来的污染物总量。但在实际场景下，农田发生的面源污染排放还需要经过一定的输移过程才能到达河流或湖泊等大型水体，部分面源污染物在输移路径上通过沉淀、反硝化、氨挥发、植物吸收固定等途径被消纳，实际大型水体的入水氮、磷量远小于农田发生量。相关研究表明：在氮素进入大型水体之前，太湖地区河网系统反硝化作用可以有效去除水生系统 TN 负荷的 43%^[45]，用于灌溉目的的池塘-河流-水库连续体可以去除水生系统 TN 负荷的 83.4%^[46]。因此，直接以农田发生量代替实际能产生面源污染作用的量显然是不合适的^[47-48]。以太湖地区为例，该地区是我国经济最发达的地区之一，科研人员在该地区开展了全面、系统的面源污染防控研究工作。基于几十年定位、全程的科学观测，太湖流域种植业 TN、TP 排放量分别占该地区 TN、TP 排放总量的 29%和 7%左右（“十二五”水专项技术报告）。考虑到农田发生量和实际入水量之间的巨大差异，及估算时对两个概念的混淆，因此本研究认为，国家“第一次全国污染源普查”和“第二次全国污染源普查”数据^[19-20]，以及部分学者的估算结果（普遍在 50%以上）^[49-50]，可能大都高估了种植业源占比。当然，种植业源排放总量仍然很高，且不同地区污水在输移路径上的消纳率不同，仍需给予充分的重视和防控。

4 我国农业面源污染防控策略与技术途径

农业面源污染问题并非我国所特有，欧美等发达国家早已经历过发现污染、监测污染与防治污染的过程。由于欧美等国家人口少地多，因此经常采用减少肥料投入，以损失作物产量来减少面源污染物的产生和排放；并通过设置宽大的过滤带，来保障净水入湖。但我国人口密度大，寸土寸金，没有设置宽大过滤带的先天条件，因此，欧美国家的农业面源污染防控策略很难适用于我国。日本也是人多地少，其采用的农业面源污染防控策略与欧美国家有相似也有不同之处。相同之处是，也采用以牺牲作物产量为代价的肥料投入控制。不同之处是受到土地紧张的限制，没法采用设置宽大过滤带的策略，但是强调加强农田内部循环和利用休耕地过滤净化，以达到保障净水入湖的目标，这实际上也是以不种植冬季作物为代价的。因此，导致日本的粮食自给率较低，甚至低到了 37%。显然，日本的农业面源污染防控策略也很难适用于我国。

4.1 农业面源污染控制的“减源—拦截—修复”（3R）策略性理论的提出

中国科学院南京土壤研究所是国内最早开展农业面源污染研究的机构。从 20 世纪 80 年代开始系统研究农田养分损失与水质的关系；90 年代开展了农田及小流域面源污染估算等研究；2000 年以来开始系统研究农业生产对环境的影响，以及农业面源污染防控技术方面的工作。结合中国 30 多年的面源污染控制经验，中国科学院南京土壤研究所杨林章

团队提出了农业面源污染控制的策略性理论：“减源—拦截—修复”（“Reduce-Retain-Restore”，3R strategy），并对该策略在太湖和滇池流域的典型区域进行实践检验^[51]。3R 策略在农业面源污染控制工程建设过程中，以实现农业环境保护、农业经济可持续发展以及农业人居环境和意识形态相和谐

发展为目标，从污染物产生的源头开展污染物的减量化工程，在污染物迁移过程中开展污染物的拦截与阻断工程，并对面源污染物进行深度的处理与再净化，在此基础上对农业生态系统进行环保修复（图 2），实现农业生态系统自我修复功能的提高和系统的稳态转换^[51]。



图 2 “减源—拦截—修复”（3R）策略示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the “Reduce-Retain-Restore” (3R) strategy

4.2 理论发展：从 3R 到 4R “源头减量—生态拦截—循环利用—生态修复”

3R 策略是一种由点到线的链状技术体系，只有当前步骤顺利实施后，后续的工程措施才能有效实施并达到预期目标。在 3R 策略的基础上，增加废弃物的资源化利用，形成“源头减量—生态拦截—循环利用—生态修复”的 4R 策略（“Reduce-Retain-Reuse-Restore”）^[15]。4R 策略是 3R 策略的升级版，更强调在拦截和消纳面源污染物时，不

能仅仅是“处理”，更重要的是如何再利用这些“污染物质”，达到削减面源污染和变废为宝的目的。同时，4R 策略强调了区域联控的理念，在源头减量的基础上，考虑区域内潜在养分资源的再利用，使污染控制由单一的治理向治理与利用相结合的转变，控制空间由点、线扩展到面，形成一种复杂的网络结构技术体系（图 3），从而实现了污染控制技术在时间和空间上的全覆盖，污染控制效果更加稳定和显著^[15, 51]。

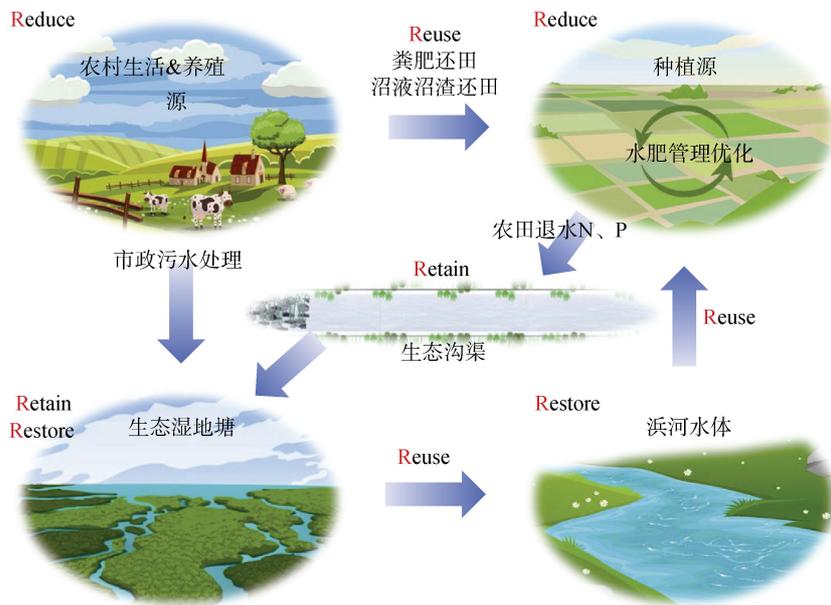


图 3 “源头减量—生态拦截—循环利用—生态修复”的（4R）策略示意图

Fig. 3 Schematic diagram of the “Reduce-Retain-Reuse-Restore” (4R) strategy

4.3 技术升级与集成：从 4R 到 4R⁺

3R 和 4R 策略形成、发展已有十余年，其中各个环节的应用技术不断发展更新，技术组合也在不断优化，其中部分技术已形成商业化产品和农机设备，如智慧农业中的实时氮肥管理、水肥一体化、肥料增效剂和水稻测深施肥机械等。在此基础上，本文提出 4R⁺概念，特指农业面源污染防治技术的升级与组合优化、技术的产品化和装备化、以及技术应用的轻简化，旨在从易用、有用的技术产品入手推动农业面源污染防治策略的落地应用。

本文列出具有代表性的轻简化农业面源污染防治技术或技术组合，并对其技术效果和适用情况进行

简单说明（表 3）。

5 示范工程

国家及各级政府高度重视农业面源污染问题，从“十五”开始就陆续投入大量资金进行技术研发和工程治理，在重点流域建设了一批面源污染防治工程，在削减农村面源污染负荷、遏制水环境进一步恶化中起到了积极的作用。中国科学院南京土壤研究所先后参与了多项重大项目和课题，在无锡胡埭直湖港流域、竺山湾区域、宜兴周铁、江苏镇江、南京六合等地建设了多个示范区。

表 3 代表性轻简化农业面源污染防治技术

Table 3 Representative technologies for the prevention and control of agricultural surface pollution in a lightweight and simplified manner

技术名称 Name of the technology	技术效果 Effects of technology	试验或应用场景 Experimental or application scenarios	适用条件 Conditions of application
节水灌溉或水肥一体化技术 Water-saving irrigation or fertigation technology	减少肥料用量、节水、减少肥料损失、提高肥料利用率和产量 ^[52]	经济作物或干旱地区	需设备投入
新型缓控释肥或肥料增效剂 Novel controlled-release fertilizers or fertilizer efficiency enhancers	减少肥料用量、减少肥料损失、提高肥料利用率和产量 ^[53-54]	主要作物类型和地区均有研究	无特殊限制
侧深施肥技术 Side-deep fertilization technique	减少肥料投入 30%，降低氮挥发损失 50%以上 ^[55]	长江下游露天蔬菜	受限于农机使用条件
基于氮高效品种的氮肥减施增效技术 Nitrogen fertilization enhancement technique based on high-nitrogen-efficiency varieties	生产单位产量氮素排放量减少 13%~33% ^[56]	长江下游水稻	无特殊限制
变量施肥技术 Variable rate fertilization technology	减少氮肥投入 0%~19%，氮肥利用率提高 11% ^[57-58]	北方冬小麦、玉米	对最小应用面积有要求
基于目标产量和肥料效应函数的优化施肥技术 Optimized fertilization technology based on target yield and fertilizer response function	氮磷钾总用量较原配方减少 12% ^[59]	北方冬小麦	需大量基础试验数据
生物膜技术 Biofilm technology	减少肥料损失、提高肥料利用率 ^[60]	水田、人工湿地	无特殊限制
(改性)生物炭等吸附材料 (Modified) biochar and other adsorptive materials	减少氮素淋溶损失，增加土壤氮素固持 ^[61]	农田、沟、塘	无特殊限制

注：各技术的应用或试验效果受试验地区、作物类型、气候条件等因素的影响，本表仅列出参考文献中的相关结果。Note: The application or experimental effect of each technology is affected by the experimental region, crop type, climatic conditions, and other factors, this table only lists the relevant results in the references.

5.1 直湖港及其小流域污染控制技术与工程示范 (引自^[15])

“十一五”期间,在国家水专项课题“闸控入湖河流直湖港及其小流域污染控制技术与工程示范”(2008ZX07101-005)的资助下,在对闸控河道直湖港水文水动力学特征及污染来源解析的基础上,基于闸控河流污染控制的区域联控策略,以提出的“4R”技术为支撑,结合直湖港小流域的地形水系特点,重点选择直湖港下游胡埭镇龙延村作为综合示范区(面积为2 km²)进行技术系统的设计,建设“点(源)—面(源)—线(河道)”的面源污染控制系统示范工程,基本实现了示范区内全过程、全区域的覆盖以及不同工程之间的无缝对接。示范区由陆域清水入河示范工程和河道水质改善及生态修复示范工程两部分共9个子示范工程组成(图4)。



注: ①稻田面源污染防控示范工程; ②低污染水的稻田湿地净化示范工程; ③菜地氮磷减量与污染阻控示范工程; ④桃园面源污染综合防控示范工程; ⑤陆域水产养殖污染生态控制示范工程; ⑥生活污水处理示范工程; ⑦次级支浜生态拦截工程; ⑧主干支流生态阻控工程; ⑨临河湿地生态净化工程。Note: ① Demonstration project for non-point source pollution control in paddy fields; ② Demonstration project for wetland purification of low-pollution water in paddy fields; ③ Demonstration project for nitrogen and phosphorus reduction and pollution control in vegetable fields; ④ Comprehensive non-point source pollution control demonstration project in peach orchards; ⑤ Demonstration project for ecological control of pollution from terrestrial aquaculture; ⑥ Domestic wastewater treatment demonstration project; ⑦ Ecological interception project in secondary branches; ⑧ Ecological control project in main tributaries; ⑨ Riverside wetland ecological purification project.

图4 核心示范区的示范工程分布(图片源自文献^[15])

Fig. 4 Distribution of demonstration projects in core demonstration areas (image cited in Ref. ^[15])

通过系统设计和工程实施,改变了以往农田污染物的无序直排现象,实现了示范区内污染物的有序控制以及污染物中氮磷养分的多级阻控和循环利用,使稻田由原来的污染源变成污染物的消纳汇,克服了以往治理工程之间的分散独斗等缺点,通过工程之间的系统整合,从而使示范区的污染物控制效果大幅提高,整个区域的水环境质量得到了提升。核心示范区TN年入河量由实施前的10 368 kg削减为5 436.8 kg,削减率为47.5%。水质提升1~2个等级,改善明显,其中TN平均降幅达70.2%(由6.34~8.83 mg·L⁻¹降至1.13~3.78 mg·L⁻¹),COD_{Mn}平均降幅55.7%(由9.60~15.6 mg·L⁻¹降至4.52~7.7 mg·L⁻¹),NH₄⁺-N平均下降84.1%(由2.66~5.33 mg·L⁻¹降至0.29~1.28 mg·L⁻¹),TP平均降幅25.0%(由0.17~0.47 mg·L⁻¹降至0.11~0.27 mg·L⁻¹)。

5.2 竺山湾农田种植业面源污染综合治理技术集成研究与工程示范

“十二五”期间,在国家水专项课题“竺山湾农田种植业面源污染综合治理技术集成研究与工程示范”(2012ZX07101—004)的资助下,开展了农田面源污染负荷沿程削减与估算、源头投入品减量、污染物过程拦截、作物残体养分回用等方面的技术集成研究和工程示范,提出了竺山湾区域基于污染物总量控制和区域养分平衡的,以种植业结构调整为主的农田面源污染控制总体方案,并选择宜兴市周铁镇棠下村(竺山湖区域)建设种植业污染物联控综合示范工程,示范区面积约2 km²。示范工程以农田种植业污染过程拦截为主线,利用种植业区域内密布的排放沟渠、低洼地、废弃塘等,从陆域-陆水界面及沟渠塘等角度出发,开展了近源拦截、输移控制、末端净化三个层面的技术研发和工程示范。在具体地块应用过程中,从每个地块、每处水体的实际情况(迁移路径、水体分布、水质情况等)及主要问题出发,开展针对性的工程设计,各地块采用的主体工程如图5所示。

本案例针对水网区的连片农田,以4R策略为指导,以区域污染物总量控制为目标,根据各片区特点设计建设示范工程,实现区域内各片区的联合控制。综合示范区氮磷生态拦截率达到40%以上(与混凝土沟渠流失量相比),氮、磷入河污染负荷由工

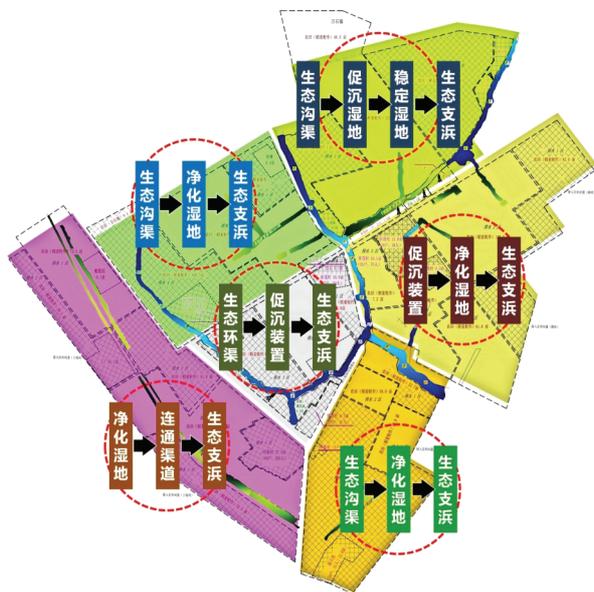


图5 竺山湾示范工程各地块主体工程示意图

Fig. 5 Schematic diagram of the primary engineering designs for each plot in the Zhushan Bay demonstration project

程实施前的 $1\,413\ \text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $4.24\ \text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ 减少为 $851\ \text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $2.95\ \text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ 。对示范工程连续 15 个月的监测结果显示：农田排水中 TN 在 50% 时间低于 $2\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，促沉湿地工程平均出水效率达到 64.5%，与系统最终出水的平均效率相差不大（63.3%），系统出水 TN 平均拦截效率达 64%；末端净化湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 总降低比例为 45.0%，TN 总平均降低比例为 46.0%，TP 总平均去除率为 32.3%；支浜生态建设工程对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 总平均降低比例分别为 52.4% 和 37.6%，TP 工程前后总平均下降比例达到 28.9%， COD_{Mn} 工程前后降低比例较小，平均为 10%。

5.3 长江下游河网平原稻田面源污染周年立体综合防控集成技术与示范

“十三五”期间，在国家重点研发计划项目“长江下游农业面源和重金属污染防控技术示范”（2016YFD0801100）的资助下，针对长江下游地区水稻种植集约化程度高、肥料利用率低、氮磷污染负荷严重，以往主要关注径流和淋溶过程的控制，缺乏对氨挥发排放过程的控制等问题，开展了面向机械化的稻麦农田周年立体综合防控集成技术研究，并选择江苏省镇江新区姚桥镇作为综合示范区和核心示范区（ $80\ \text{hm}^2$ ）。在对区域化肥施用现状、污染物排放情况以及周边水系水质情况进行系统调研的基础上，以面源污染治理的“源头减量-过程拦

截-养分回用-生态修复”4R 策略为指导，因地制宜地建设了相应的示范工程。

化肥源头减量方面，主要应用示范的有秸秆全量粉碎深耕还田技术、基于水稻插秧侧深施肥一体化的新型缓控释肥技术、基于专用缓控释掺混肥（新型配方肥）的小麦条播深施肥技术、基于化肥总量削减-运筹优化-叶色诊断穗肥的精确施氮技术和稻麦周年磷肥优化运筹技术等。在过程拦截方面，主要应用示范了农田排水的促沉净化技术和生态拦截沟渠技术，在核心示范区的农田排水口安装了 2 处小型净化反应器和 3 处大型的促沉池，建设了 3 条生态拦截沟渠（长度分别为 660 m、330 m 和 420 m，合计 1 410 m）。生态净化方面，主要示范了湿地塘调蓄净化技术和生态河浜净化技术，利用废弃的垃圾堆放地建设了一处大型的净化湿地塘（约 $4.8\ \text{hm}^2$ ），平常核心示范区所有的地表径流均汇集到该湿地塘进行净化，大暴雨时高浓度污染物的初期地表径流汇集在该湿地塘，后期的低浓度径流则经旁路系统直接排放至河道，基本实现了核心示范区农田排水的全部拦截与净化。此外，对示范区的农田汇水河道上社河也进行了生态化改造，主要包括生态岸坡、强化净化生态浮岛、河道滨水生态系统构建以及漂浮水生植物净化带建设等，对示范区排入的农田排水进行生态净化。

本案例创新了河网平原稻田面源污染周年立体防控（径流+氨挥发）、农艺农机融合（机插秧侧深施+专用控释肥）、轻简高效（机械化一次性施肥）的综合防控集成技术，填补了对氨挥发排放过程控制的空白，实现了稻田面源污染周年、立体、综合防控。示范区氮磷负荷削减 40% 以上，农田排水中 TN 浓度 80% 时间低于 $2\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，达到国家地表水 V 类水标准，TP 全部达地表水 IV 类水标准。示范区上社河道水质明显改善，TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 和 COD_{Mn} 浓度分别下降 28.9%、30.4%、21.9% 和 35.5%，水质提升了 1~2 个等级，相比“十二五”期间，低于 $2\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的农田排水时段增加 45%。

5.4 菜地面源污染防控关键技术研发与示范

“十三五”期间，在江苏省农业科技自主创新基金项目“集约化菜地面源污染系统防控技术方案”（CX（18）1005）的资助下，针对集约化设施蔬菜肥料用量大、利用率低、易在土壤中大量积累、夏

季高温揭棚期径流风险大等问题，通过集成轮作制度调整等原位减排技术、基于新型环保材料的过程拦截和强化脱氮技术和沟渠塘汇流控污与养分循环利用等关键技术，实现集约化菜地氮磷地表零排放。

示范区建设遵循在田块内部“总量削减和源头减量增效”的原则，应用“基于蔬菜氮磷营养特性和轮作优化的氮磷减施增效技术”“基于高活性适磷有机肥的土壤培肥减氮控磷技术”“基于新型育苗基质和有机肥的土壤培肥减氮控磷技术”等菜地面源污染防控新技术，减少化肥投入和氮磷污染负荷。在田块外部遵循“沟渠拦截+环境材料深度净化+生态塘消纳”的原则，构建“零排放系统”，实现集约化菜地氮磷地表零排放（暴雨情况下径流养分近零排放）。

相比前述几个案例，本案例主要针对施肥量较大的经济作物种植区，该技术在时间尺度上实现了集约化菜地周年污染控制，空间布局上实现了氮磷流失的全过程多级防控及循环利用，显著提高了防控技术的集成度和系统性（图 6）。以宜兴市周铁镇示范区为例：示范工程规模约 170 hm²，主要为露天和设施蔬菜用地，少部分稻田交错种植。示范区新建生态沟渠 1 200 m，改造 1 600 m，建设水量调蓄池用于收集径流排水，回灌菜地和稻田，进行氮、磷的再利用。示范区减少氮、磷肥投入 20%以上，减少氮、磷排放 30%以上，蔬菜产量不减。与对照区相比，示范区农田排水中的 TN、TP 削减分别达到 34.8%~43.4%和 32.1%~41.7%。

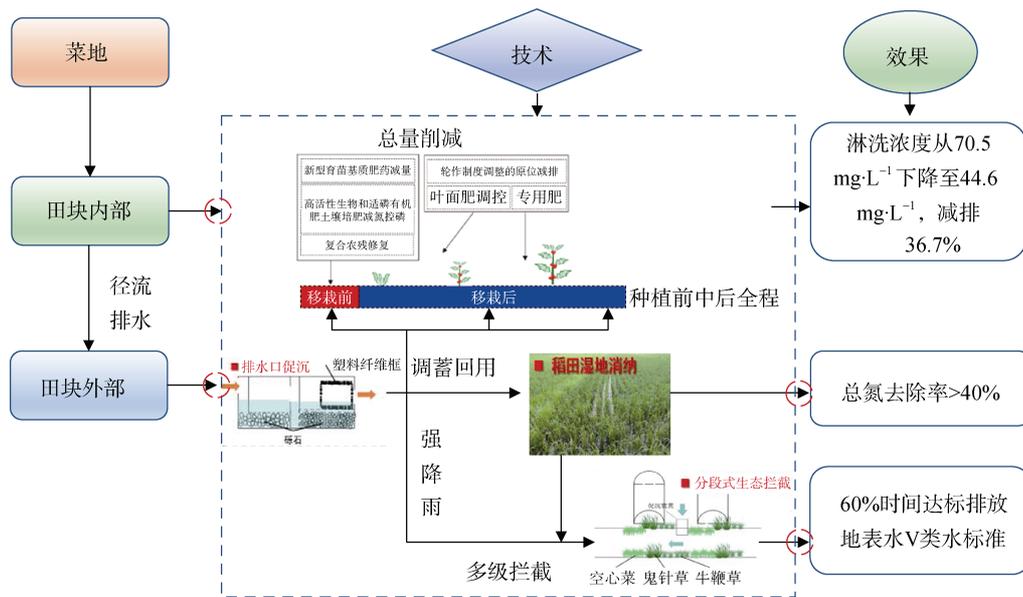


图 6 集约化菜地氮磷污染系统防控技术示意图

Fig. 6 Schematic diagram of techniques for controlling nitrogen and phosphorus pollution in intensive vegetable farming systems

6 结论与展望

本文探讨了农业面源污染的现状、影响以及防控策略。农业面源污染是一个全球性问题，它对环境健康和社会经济均产生了深远影响。然而，通过科学的管理策略和技术创新，可以有效地防止和控制农业面源污染。中国科学院南京土壤研究所科研工作者基于三十多年的基础研究，提出了适合我国国情的“3R”“4R”和“4R+”农业面源污染综合防控策略，形成了针对不同种植规模和水质防控目标的稻麦、菜地和果园种植系统面源污染综合防控

技术体系，助力了农产品升级、企业发展和农村生态环境改善。

尽管农业面源污染防控已取得了一些进展，但任务依旧充满挑战。这不仅是一个简单的污染物治理问题，更涉及到如何维护土壤与水资源的健康，以及如何确保农业走向绿色、可持续的发展。在未来，深入了解土壤与污染物之间的相互作用机制将尤为关键。此外，为实现资源的高效循环使用，还必须进一步提高氮、磷等关键污染物的净化与回收效率，确保在增加农业产值的同时降低对环境的污染负荷。

致谢 本文所采用的农业面源污染防治案例均由国家或省部级项目支持,在此表示感谢!也特别感谢3R和4R策略的首创者杨林章研究员,及作者的长期合作团队江苏省农业科学院薛利红研究员、上海市农业科学院刘福兴研究员、中国科学院南京土壤研究所王慎强研究员及其团队的研究成果为本文提供了宝贵的资料和启示。

参考文献 (References)

- [1] Quan W M, Yan L J. Effects of agricultural non-point source pollution on eutrophication of water body and its control measure[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(3): 291—299. [全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. *生态学报*, 2002, 22(3): 291—299.]
- [2] Zhu Z L, Sun B, Yang L Z, et al. Policy and countermeasures to control non-point pollution of agriculture in China[J]. *Science & Technology Review*, 2005, 23(4): 47—51. [朱兆良, 孙波, 杨林章, 等. 我国农业面源污染的控制政策和措施[J]. *科技导报*, 2005, 23(4): 47—51.]
- [3] Zhang W L, Wu S X, Ji H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies I. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in early 21 century[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(7): 1008—1017. [张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(7): 1008—1017.]
- [4] Sun B, Zhang L X, Yang L Z, et al. Agricultural non-point source pollution in China: Causes and mitigation measures[J]. *AMBIO*, 2012, 41(4): 370—379.
- [5] Tao C, Gao M, Xu C, et al. Research status and prospect on influential factors and control technology of agricultural non-point source pollution: A review[J]. *Soils*, 2010, 42(3): 336—343. [陶春, 高明, 徐畅, 等. 农业面源污染影响因子及控制技术的研究现状与展望[J]. *土壤*, 2010, 42(3): 336—343.]
- [6] Dai R H, Liu H J, Qu J H, et al. The effects of nitrogen-limitation and phosphorus-limitation on the growth and microcystin production of *microcystis aeruginosa*[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(9): 1739—1744. [代瑞华, 刘会娟, 曲久辉, 等. 氮磷限制对铜绿微囊藻生长和产毒的影响[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(9): 1739—1744.]
- [7] Li Y C, Fan Z Y, Jiang G H, et al. Addressing the differences in farmers' willingness and behavior regarding developing green agriculture—A case study in Xichuan County, China[J]. *Land*, 2021, 10(3): 316.
- [8] Zhou X X. Effect of high fertilizer input in protected agriculture on secondary salinization of soil environment[D]. Shanghai: Donghua University, 2013. [周鑫鑫. 设施农业肥料高投入对土壤环境次生盐渍化的影响研究[D]. 上海: 东华大学, 2013.]
- [9] Liu Y, Li H Y, Cui G, et al. Water quality attribution and simulation of non-point source pollution load flux in the Hulan River Basin[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 1—15.
- [10] Wang R, Min J, Kronzucker H J, et al. N and P runoff losses in China's vegetable production systems: Loss characteristics, impact, and management practices[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 663: 971—979.
- [11] Tao Y, Xu J, Ren H J, et al. Spatiotemporal evolution of agricultural non-point source pollution and its influencing factors in the Yellow River Basin[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2021, 37(4): 257—264. [陶园, 徐静, 任贺靖, 等. 黄河流域农业面源污染时空变化及因素分析[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(4): 257—264.]
- [12] Min J, Sun H J, Chen G, et al. The practice of technologies for nitrogen emission reduction and efficiency increase in intensive farmland of Tai Lake region[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(11): 2418—2426. [闵炬, 孙海军, 陈贵, 等. 太湖地区集约化农田氮素减排增效技术实践[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(11): 2418—2426.]
- [13] Zhao J, Ji Y, Liu Y, et al. Current situation, problems and suggestions on agricultural non-point source pollution in the Yangtze River Basin[J]. *Environmental Protection*, 2022, 50(17): 30—32. [赵健, 籍瑶, 刘玥, 等. 长江流域农业面源污染现状、问题与对策[J]. *环境保护*, 2022, 50(17): 30—32.]
- [14] Hua C L, Zhang C Q. Research on the farmers' response behavior to education and training program for controlling agricultural non-point source pollution: soil test and formulation fertilizer program[J]. *Ecological Economy*, 2016, 32(10): 193—197. [华春林, 张灿强. 农户响应农业面源污染治理教育引导机制的行为研究——以测土配方施肥项目为例[J]. *生态经济*, 2016, 32(10): 193—197.]
- [15] Yang L Z, Shi W M, Xue L H, 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. [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.]
- [16] Xia Y Q, Zhao D, Yan X, et al. Dilemma and prospect of modelling in agricultural non-point source pollution in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022,

- 41 (11): 2327—2337. [夏永秋, 赵娣, 严星, 等. 我国农业面源污染过程模拟的困境与展望[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41 (11): 2327—2337.]
- [17] Huang S, Lü W S, Bloszies S, et al. Effects of fertilizer management practices on yield-scaled ammonia emissions from croplands in China: A meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2016, 192: 118—125.
- [18] Chen M P, Sun F, Shindo J. China's agricultural nitrogen flows in 2011: Environmental assessment and management scenarios[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2016, 111: 10—27.
- [19] Ministry of Environmental Protection, People's Republic of China, National Bureau of Statistics, Ministry of Agriculture of the People's Republic of China. The first national pollution source census bulletin[R]. 2010. [中华人民共和国环境保护部, 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[R]. 2010.]
- [20] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, National Bureau of Statistics, Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. The second national pollution source census bulletin[R]. [中华人民共和国生态环境部, 国家统计局, 中华人民共和国农业农村部. 第二次全国污染源普查公报[R]. 2020.]
- [21] Hu Y, Lin Y, Jin S Q. The situation of agricultural non-point source pollution and the policy orientation of the 14th Five-Year Plan: Based on the comparative analysis of two pollution census bulletins[J]. *Environmental Protection*, 2021, 49 (1): 31—36. [胡钰, 林煜, 金书秦. 农业面源污染形势和“十四五”政策取向——基于两次全国污染源普查公报的比较分析[J]. 环境保护, 2021, 49 (1): 31—36.]
- [22] Song Y S, Fan X H, Lin D X, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41 (2): 265—269. [宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究[J]. 土壤学报, 2004, 41 (2): 265—269.]
- [23] Fu X, Wang S X, Ran L M, et al. Estimating NH₃ emissions from agricultural fertilizer application in China using the bi-directional CMAQ model coupled to an agro-ecosystem model[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15 (12): 6637—6649.
- [24] Gu B J, Ju X T, Chang J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112 (28): 8792—8797.
- [25] He W T, Jiang R, He P, et al. Estimating soil nitrogen balance at regional scale in China's croplands from 1984 to 2014[J]. *Agricultural Systems*, 2018, 167: 125—135.
- [26] Kang Y N, Liu M X, Song Y, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980 to 2012[J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2016, 16 (4): 2043—2058.
- [27] Xu P, Lin Y, Liao Y, et al. High resolution inventory of re-estimating ammonia emissions from agricultural fertilizer in China from 1978 to 2008[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15: 25299—25327.
- [28] Yu C Q, Huang X, Chen H, et al. Managing nitrogen to restore water quality in China[J]. *Nature*, 2019, 567 (7749): 516—520.
- [29] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. The Second Biennial Update Report on Climate Change of the People's Republic of China[R]. 2018. [中华人民共和国生态环境部. 中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告[R]. 2018.]
- [30] FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2023. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>.
- [31] Zhang Q, Ju X T, Zhang F S. Re-estimation of direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China via revised IPCC2006 guideline method[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, 18 (1): 7—13. [张强, 巨晓棠, 张福锁. 应用修正的 IPCC2006 方法对中国农田 N₂O 排放量重新估算[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18 (1): 7—13.]
- [32] Hou P F, Jiang Y, Yan L, et al. Effect of fertilization on nitrogen losses through surface runoffs in Chinese farmlands: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 793: 148554.
- [33] Xia Y Q, Yang W X, Shi W M, et al. Estimation of non-point source N emission in intensive cropland of China[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34 (9): 782—787. [夏永秋, 杨旺鑫, 施卫明, 等. 我国集约化种植业面源氮发生量估算[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34 (9): 782—787.]
- [34] Yang W X, Xia Y Q, Jiang X S, et al. Influencing factors and estimation of total phosphorus runoff from farmlands in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34 (2): 319—325. [杨旺鑫, 夏永秋, 姜小三, 等. 我国农田总磷径流损失影响因素及损失量初步估算[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34 (2): 319—325.]
- [35] Huang X, Song Y, Li M M, et al. A high-resolution ammonia emission inventory in China[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2012, 26 (1): GB1030.
- [36] Zhu Z L. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9 (1): 1—6. [朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9 (1): 1—6.]
- [37] Zhang M, Tian Y H, Zhao M, et al. The assessment of nitrate leaching in a rice-wheat rotation system using an improved agronomic practice aimed to increase rice crop yields[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 241: 100—109.

- [38] Xue L H, Yu Y L, Yang L Z. Nitrogen balance and environmental impact of paddy field under different N management methods in Taihu Lake region[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 32(4): 1133—1138. [薛利红, 俞映惊, 杨林章. 太湖流域稻田不同氮肥管理模式下的氮素平衡特征及环境效应评价[J]. *环境科学学报*, 2011, 32(4): 1133—1138.]
- [39] Zhao X, Xie Y X, Xiong Z Q, et al. Nitrogen fate and environmental consequence in paddy soil under rice-wheat rotation in the Taihu Lake region, China[J]. *Plant and Soil*, 2009, 319 (1): 225—234.
- [40] Min J, Zhao X, Shi W M, et al. Nitrogen balance and loss in a greenhouse vegetable system in Southeastern China[J]. *Pedosphere*, 2011, 21 (4): 464—472.
- [41] Min J, Ji R T, Wang X, et al. Changes in planting structure and nitrogen and phosphorus loss loads of farmland in Taihu Lake region[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2020, 28 (8): 1230—1238. [闵炬, 纪荣婷, 王霞, 等. 太湖地区种植结构及农田氮磷流失负荷变化[J]. *中国生态农业学报*, 2020, 28 (8): 1230—1238.]
- [42] Li J, Min Q W, Li W H, et al. Pollution assessment of rice agriculture in the Taihu Lake watershed based on the pollution footprint: A case study of Changzhou city and Yixing city, China[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2014, 31 (4): 372—380. [李静, 闵庆文, 李文华, 等. 基于污染足迹的太湖流域稻作农业污染评估——以常州市和宜兴市为例[J]. *农业资源与环境学报*, 2014, 31 (4): 372—380.]
- [43] Huang J C, Zhang J, Ji Y L, et al. Thoughts on modelling and control of agricultural non-point source pollution in the lowland areas of Lake Taihu Basin, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41 (11): 2365—2370. [黄佳聪, 张京, 季雨来, 等. 太湖流域平原农业面源污染模拟与管控的思考[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41 (11): 2365—2370.]
- [44] Pang Y J, Yuan Z W. Quantification of pollutants in rainfall-runoff in plain areas with dense river networks: A case study in the Western Bank of Wangyu River, Taihu Basin[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33 (2): 439—448. [庞琰瑾, 袁增伟. 平原河网区降雨径流污染负荷测算——以太湖流域望虞河西岸为例[J]. *湖泊科学*, 2021, 33 (2): 439—448.]
- [45] Zhao Y Q, Xia Y Q, Ti C P, et al. Nitrogen removal capacity of the river network in a high nitrogen loading region[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49 (3): 1427—1435.
- [46] Li X B, Xia Y Q, Li Y F, et al. Sediment denitrification in waterways in a rice-paddy-dominated watershed in eastern China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13 (4): 783—792.
- [47] Cheng H G, Hao F H, Ren X Y, et al. The study of the rate loss of nitrogenous non-point source pollution loads in different precipitation levels[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26 (3): 392—397. [程红光, 郝芳华, 任希岩, 等. 不同降雨条件下非点源污染氮负荷入河系数研究[J]. *环境科学学报*, 2006, 26 (3): 392—397.]
- [48] Qiu J, She D L, Xia Y Q. Research on estimation method of national non-point source pollution loading from planting system[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2021, 42 (2): 198—205. [邱捷, 余冬立, 夏永秋. 国家尺度种植业面源污染负荷估算方法研究[J]. *农业现代化研究*, 2021, 42 (2): 198—205.]
- [49] Yan L Z, Shi M J, Wang L. Review of agricultural non-point pollution in Taihu Lake and Taihu Basin[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2010, 20 (1): 99—107. [闫丽珍, 石敏俊, 王磊. 太湖流域农业面源污染及控制研究进展[J]. *中国人口·资源与环境*, 2010, 20 (1): 99—107.]
- [50] Li H P, Yang G S, Huang W Y, et al. Simulating fluxes of non-point source nitrogen from upriver region of Taihu Basin[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44 (6): 1063—1069. [李恒鹏, 杨桂山, 黄文钰, 等. 太湖上游地区面源污染氮素入湖量模拟研究[J]. *土壤学报*, 2007, 44 (6): 1063—1069.]
- [51] Wu Y H, Hu Z Y, Yang L Z. Strategies for controlling agricultural non-point source pollution: Reduce-retain-restoration(3R)theory and its practice[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27 (5): 1—6. [吴永红, 胡正义, 杨林章. 农业面源污染控制工程的“减源-拦截-修复”(3R)理论与实践[J]. *农业工程学报*, 2011, 27 (5): 1—6.]
- [52] Li C Z, Xu X J, Ma H B, et al. Research advances in fertigation technology improving water and fertilizer use efficiency[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2017, 33 (2): 469—475. [李传哲, 许仙菊, 马洪波, 等. 水肥一体化技术提高水肥利用效率研究进展[J]. *江苏农业学报*, 2017, 33 (2): 469—475.]
- [53] Liu Z H, Wu X B, Tan D S, et al. Application and environmental effects of one-off fertilization technique in major cereal crops in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51 (20): 3827—3839. [刘兆辉, 吴小宾, 谭德水, 等. 一次性施肥在我国主要粮食作物中的应用与环境效应[J]. *中国农业科学*, 2018, 51 (20): 3827—3839.]
- [54] Sun H J, Min J, Shi W M, et al. Effects of nitrification inhibitor on rice production and ammonia volatilization in paddy rice field[J]. *Soils*, 2015, 47 (6): 1027—1033. [孙海军, 闵炬, 施卫明, 等. 硝化抑制剂施用对水稻产量与氨挥发的影响[J]. *土壤*, 2015, 47 (6): 1027—1033.]
- [55] Jiang Z C, Min J, Lu Z X, et al. Effects of mechanical ridging and lateral and band fertilization on yield and ammonia volatilization in Chinese cabbage production[J].

- Soils, 2020, 52 (1): 10—15. [姜振萃, 闵炬, 陆志新, 等. 机械起垄侧条施肥对大白菜产量和氨挥发的影响[J]. 土壤, 2020, 52 (1): 10—15.]
- [56] Chen G, Chen Y, Zhao G H, et al. Do high nitrogen use efficiency rice cultivars reduce nitrogen losses from paddy fields?[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 209: 26—33.
- [57] Chen J, Wu Y C, Chen L P, et al. Economic benefit analysis of variable-rate fertilization technology in maize (*Zea mays*) field based on partial budget analysis method[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33 (19): 141—146. [陈静, 吴永常, 陈立平, 等. 基于部分预算法的玉米大田变量施肥经济效益分析[J]. 农业工程学报, 2017, 33 (19): 141—146.]
- [58] Jiang A N, Huang W J, Zhao C J, et al. Effects of variable nitrogen application based on characteristics of canopy light reflectance in wheat[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2007, 40 (9): 1907—1913. [蒋阿宁, 黄文江, 赵春江, 等. 基于光谱指数的冬小麦变量施肥效应研究[J]. 中国农业科学, 2007, 40 (9): 1907—1913.]
- [59] Jia K, Liu J L, Shen B. Yield effect change of fertilizers in the past 14 years and optimized fertilization of winter wheat in north of China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2020, 26 (11): 2032—2042. [贾可, 刘建玲, 沈兵. 近 14 年北方冬小麦肥料产量效应变化及优化施肥方案[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26 (11): 2032—2042.]
- [60] Wu Y, Liu J, Rene E R. Periphytic biofilms: A promising nutrient utilization regulator in wetlands[J]. Bioresource Technology, 2018, 248: 44—48.
- [61] Jiang Z X, Cui S, Zhang X, et al. Influence of biochar application on soil nitrate leaching and phosphate retention: A synthetic meta-analysis[J]. Environmental Science, 2022, 43 (10): 4658—4668. [姜志翔, 崔爽, 张鑫, 等. 基于 Meta-analysis 的生物炭对土壤硝态氮淋失和磷酸盐固持影响[J]. 环境科学, 2022, 43 (10): 4658—4668.]

(责任编辑：檀满枝)