

基于食物系统全链条定量的可持续氮素管理框架研究

*

钟于秀¹, 巨晓棠¹, 张卫峰², 李婷玉^{1†}

(1.海南大学热带农林学院, 海口 570228; 2.中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘要: 氮素的环境排放贯穿于整个食物链和生态链, 单一农田系统的优化已无法有效控制氮素污染, 亟需创新系统化的研究和管理手段。基于氮素阶梯流动 (Cascade flow) 概念及全链条氮素研究框架 (CAFE), 以全球 13 个国家为研究对象, 定量各地区种植、种养、食物链子系统到区域生态的氮素通量, 分析各子系统氮素盈余 (N surplus) 和氮素利用率 (NUE), 剖析相邻子系统间氮素盈余增量的驱动因素, 并提出全链条氮素管理优化方案。结果表明, 从作物生产到动物生产、初级农产品、食品生产及消费, 绝大多数国家的氮素盈余不断增加而利用率逐渐下降。尽管所有国家盈余增加的趋势一致, 但不同国家盈余增加的幅度差异较大, 决定了每个国家改善氮素管理的优先序不同。对于中国而言, 高氮素盈余主要来自种植系统, 因此科学施肥技术和相关的政策仍是研究和管理的重点。对于大部分西方国家, 农田以外系统对总氮素盈余贡献更大, 需要重视相关系统的氮素循环利用。对全球 CAFE 系统的分析发现, 影响系统盈余增量的主要因素包括农田氮素投入结构、养殖密度、饲料自给率以及食品贸易与国内供需关系等, 而这些因素目前尚未在全球氮素管理中得到重视。CAFE 为全球氮素全链条管理提供了一致的定量研究方法, 有助于跨区域的比较、经验分享和政策制定。

关键词: 氮素流动; 全链条氮素定量; 氮素盈余; 氮素利用率; 系统耦合

中图分类号: F323

文献标志码: A

Research on A Framework for Sustainable Nitrogen Management Based on Whole-chain Quantification in Food Systems

ZHONG Yuxiu¹, JU Xiaotang¹, ZHANG Weifeng², LI Tingyu^{1†}

(1. College of Tropical Agriculture and Forestry, Hainan University, Haikou 570228, China; 2. College of Resources and Environmental Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: **【Objective】** The environmental emission of nitrogen (N) permeates through the entire food chain and ecological system. Nitrogen-efficient technologies in crop or livestock production alone have proven ineffective in controlling N pollution, necessitating the innovation of systematic research and management methods. **【Method】** Based on the concept of cascade flow and the whole-chain N research framework (CAFE), N fluxes in four nested systems of cropping system, animal-crop system, food system, and regional ecosystem in various countries or regions were quantified, N surplus and N use efficiency in each subsystem were analyzed. The driving factors of N

*海南省面源污染重大项目(ZDKJ2021008)和三亚市农业农村局横向课题(RH2300005147)资助 Supported by the Major projects of non-point source pollution in Hainan Province, China (No. ZDKJ2021008) and the Horizontal Project of Sanya Agriculture and Rural Affairs Bureau, China (No. RH2300005147)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: lty@hainanu.edu.cn.

作者简介: 钟于秀 (2000—), 男, 海南临高人, 硕士研究生, 研究方向为养分综合管理。E-mail: zhong312732202@foxmail.com.

收稿日期: 2023-07-31; 收到修改稿日期: 2023-11-17; 网络首发日期 (www.cnki.net):

surplus increment between adjacent subsystems were analyzed, and the promising strategies were proposed.

【Result】 Applying **CAFE** to 13 representative countries reveals that the N surplus in most countries increased and the nitrogen use efficiency (NUE) decreased with the increase of the level of managed system. The N surplus in the animal-crop system, food system, and regional ecosystem increased by 138% (median), 230%, and 287%, respectively, based on the cropping system. The N surplus eventually increased from 3-153 kg·hm⁻² in the cropping system to 63-464 kg·hm⁻² in the regional ecosystem. At the same time, NUE decreased from 55% (median) in the cropping system to 34% in the animal-crop system and 18% in the food system. N loss increases gradually from crop production to primary agricultural products, food production, and consumption. Although the trend of N surplus increase is consistent across all countries, the magnitude of the increase varies considerably among countries, determining the different priorities for improving N management in each country. For China, as the high nitrogen surplus mainly comes from the cropping system, efforts need to be made to reduce the N surplus in cropland by promoting best management practices and adjusting the structure of N inputs. For most western countries, the system outside the cropland contributes more to the total N surplus, and attention should be given to the N recycling of related systems. For example, the Netherlands needs to focus on matching crop-livestock structure, increasing feed self-sufficiency rate, and reducing livestock density to decrease N surplus in the animal-crop system. Japan needs to further reduce food waste or increase circulation, while African countries need to reduce crop storage waste and improve overall productivity. **【Conclusion】** The analysis of the global **CAFE** system shows that the main factors affecting the surplus increment across systems include the structure of N input in cropland, livestock density, feed self-sufficiency rate, and the relationship between food trade and domestic supply and demand. However, these factors have not yet received attention in global N management. **CAFE** provides a consistent quantitative method for global N whole-chain management, which is helpful for cross-regional comparison, experience sharing, and policy formulation.

Key words: Nitrogen flow; Whole-chain nitrogen quantification; Nitrogen surplus; Nitrogen use efficiency; System coupling

可持续氮素管理关系着粮食和环境安全。过去 60 年, 生物圈人为活性氮输入增加了近五倍^[1], 超出了生物圈可容纳的安全边界^[2]。全球土壤酸化、大气污染、水体富营养化等环境问题日益突出^[3-5]。探寻既能保证食物生产供应又能保护生态环境的氮素优化管理方略具有重要意义。当前, 氮素管理缺少全链条的视角和系统方法。尽管有些研究量化了从田块到农场再到区域尺度等涵盖不同生产和生态系统的氮素流动和平衡^[6-10], 但在全球范围内, 仍缺乏对不同子系统、不同利益主体氮素嵌套关系的评估方法, 导致氮素管理政策的碎片化^[11-12]。Gu 等^[13]通过构建成本收益分析, 建立了农业氮素信用系统, 寻找最佳氮素管理措施以减少污染和提高农民收益; Cai 等^[14]通过建立基于最大经济 (ON) 或生态 (EON) 收益的施氮量模型, 探寻将国家氮污染限制在环境阈值以下但不降低土壤肥力、同时获得目标产量的氮素优化管理方案。尽管在全球食物生产、环境安全和氮素管理方面开展了较多研究和实践, 但氮素污染导致的生态环境问题仍困扰着世界不同经济发展水平的国家或地区, 特别是经济发展较快、农业生产集约化程度正在增高的中收入国家。

从生态系统视角分析, 氮素流动涉及不同来源、转化、去向, 涉及不同尺度 (田块、区域、国家) 和利益相关主体, 被定义为氮素的阶梯流动 (Cascade flow)^[15]; 不同子系统存在着多维度嵌套关系。伴随着氮素在子系统的流动, 氮素损失始于化肥生产, 并贯穿整个食品生产、运输、消费和废弃物处理^[16]过程。从食物系统全链条角度分析, 农民仅是链条中的参与者之一, 食品加工企业、城镇居民消费者也会造成直接或间接氮素排放; 但大部分研究将氮素污染问题归咎于种植和养殖业, 将氮素减排压力均施加予农民, 忽略了其他经营主体的责任^[17]。本文以食物生产、加工、消费、生态环境多维度的新概念和系统方法, 研究大食物观背景下的氮素流动, 分析全链条上相互嵌套的不同子系统氮素管理指标及关键驱动因素, 为全球食物系统可持

续氮素管理提供新视角和新方法。

1 材料与方法

1.1 研究区域

本研究选取了全球 13 个代表不同农业和经济发展水平的国家。包括丹麦、德国、荷兰、英国、日本、美国六个高收入国家，巴西、中国、印度三个中收入国家，以及肯尼亚、马拉维、乌干达、坦桑尼亚四个低收入国家。

1.2 研究方法

全链条氮素研究框架 (CAFE) [12] 以分层递进的形式定义了相互嵌套的氮素管理子系统 (图 1)，包含“种植系统 Cropping system”、“种养系统 Animal-Crop system”、“食物链系统 Food system”和“区域生态系统 Regional Ecosystem”。以种植系统为基本单位到最终的区域生态系统，逐级介入氮素流动相关子系统和利益主体，形成嵌套式的贯穿整个食物系统的结构框架。每个子系统均有清晰的物理边界或组织边界，并由氮素输入、输出 (以产品为单位)、氮素盈余 (N surplus) 和氮素利用率 (NUE) 等指标表征；随着子系统层次的提升，新的氮素流动不断被介入 (表 1)。提高全链条氮素管理水平，不仅依赖于子系统内氮素流动的优化，还依赖于子系统间的耦合协同 (图 2)。CAFE 主要应用于国家或区域尺度，能够更有效鉴别氮素损失的主要环节，为制定相应调控措施提供科学依据。

种植系统以农田为边界，氮素输入来自于化肥、粪肥、生物固氮和大气干湿沉降；氮素输出是用作人类消费和动物生产的作物产品。该系统的氮素盈余包括土壤残留和活性氮损失 (如 NH_3 、 NO_x 、 NO_3^- 淋洗、 N_2O 和 N_2)。一般情况下，集约化生产体系中土壤氮素年均累积量与年均投入量相比较低，可忽略不计。目前国际上多将 $80 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (以 N 计，下同) 和 60%~75% 分别作为氮素盈余和 NUE 的控制指标 [18-19]，以提高生产力并避免土壤耗竭和环境风险。

种养系统是种植系统的扩展，新氮素输入包括牧草和饲料，输出包括非饲料作物和动物产品。该系统主要考虑区域尺度上两个系统的耦合，并不局限于种植和养殖一体的农场，可以是空间上的虚拟区域，用于评估和实施氮素管理。氮素盈余除来自种植系统外，还包括养殖生产中的各环节如畜舍、粪便管理和流通等过程的氮素损失，以及养殖系统库存的变化。从长期考虑，养殖系统库存产生的氮素变化可忽略不计 [6]。目前国际上将渔业生产也纳入养殖体系 [20]，本研究受制于数据限制，未考虑渔业生产的氮素流动。

食物链系统为人类提供食物、纤维和生物燃料产品。其输出可定义为人类食物总氮素需求，其输入包括农业生产系统总氮输入以及进口食物引入氮素。该系统氮素盈余还包括供应链中任何环节的食物损失和浪费，如农场储存、食品加工、批发零售环节、餐馆和家庭中的食物浪费，以及超出健康需求的过量氮素摄入。这些氮素盈余的产生有一些是不可避免，例如加工过程剥离的小麦麸皮、豆制品生产中的副产物豆饼，以及酿酒的谷物残渣等；未利用的城市污泥也是该系统的一部分。该系统氮素盈余为未被消费者有效利用的部分，反映了食物系统氮素循环利用的程度及被浪费的风险。与食品中的氮素相比，纤维和生物燃料产品中的氮素含量可忽略不计 [21]。

区域生态系统的氮素输入进一步包括区域非农田的氮素沉降和生物固氮，氮素输出为该区域向外有效输出的部分，而区域内部消费的氮素则以农产品或废弃物等形式保留，或以污染物形式排放至环境中。该系统氮素盈余存在于食物产品、农田土壤或森林、湿地、生物防护带以及污水处理厂。在土壤、湿地和污水处理厂中，一部分氮素盈余也可能转化为 N_2 ，但总体而言，其氮素盈余与活性氮损失高度相关，过量盈余会导致区域内水体富营养化及生态功能下降，可作为评估区域氮素环境风险的有效指标。氮素输出仅包括食物链系统输出的一部分，即出口的粮食、饲料、纤维和生物燃料产品。对于本研究中的国家，与其他氮输入相比，上游的氮负荷可忽略不计，因此被忽略。

1.3 数据来源

对于 **CAFE** 框架中的每个子系统，选择 2010—2020 年时间段，根据公共数据库或文献值，计算了每个国家的氮素输入和输出量（以 $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 衡量）；以算术平均值和中位数来计算氮素盈余和利用率。此外，本研究以联合国粮食及农业组织（以下简称“粮农组织”）统计数据库“土地使用表(Land Use)”^[22]提供的农业用地面积来评估单位面积的氮素盈余，以反映氮负荷的强度，并使之能够在土地面积差异很大的国家之间进行比较。

在种植系统中，所有氮素输入和输出数据可从粮农组织统计数据库“农田养分收支表 (Cropland Nutrient Budget)”^[22]获得；其中农田氮肥投入为农业氮肥投入与牧草氮肥投入之差，各国牧草氮肥投入参考 Lassaletta 等^[23]。根据研究区域，**CAFE** 各系统的输入和输出数据也可从该区的统计资料和文献中获取。

在种养系统中，氮素输入可参考粮农组织统计数据库“牲畜粪肥表 (Livestock Manure)”^[22]，来获得动物排泄物还回牧草系统的氮素（即牧草粪肥投入氮素）；牧草生物固氮量为牧草年均固氮量 $5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[24]与人工管理牧场面积之积；牧草氮素沉降量为单位面积氮素沉降通量与人工管理牧场面积之积。进口饲料作物（即青贮饲料、草、大豆）以及食品加工副产品（即麸皮、小麦粉、干啤酒糟等）、进口谷类作物（如玉米、小麦等）的数据来自粮农组织统计数据库“贸易表(Trade)”^[22]和“食物平衡表(Food Balances)”^[22]。在种养系统的输出中，动物产品包括牲畜初级产品和加工产品，数据来自粮农组织统计数据库“农作物和动物产品生产表(Crops and Livestock Products)”^[22]。非饲料作物产品氮素由农作物收获总氮素减去国内生产的饲料氮素得到，数据来自粮农组织统计数据库“食物平衡表(Food Balances)”^[22]和“农作物和动物产品生产表(Crops and Livestock Products)”^[22]。

在食物链系统中，农产品进出口数据可从粮农组织统计数据库“贸易表 (Trade)”^[22]获取。国内粮食总氮素需求计算方法为人口乘世界卫生组织 (WHO) 推荐膳食摄入量（人均 $3.5 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[25]）。

在区域生态系统中，氮素沉降为单位面积氮素沉降通量与土地面积之积，土地面积数据来自粮农组织统计数据库“土地使用表(Land Use)”^[22]。

CAFE 各子系统的氮素盈余 (N surplus) 由该系统投入减去产出得到，氮素利用率 (NUE) 由该系统的产出除以投入得到。

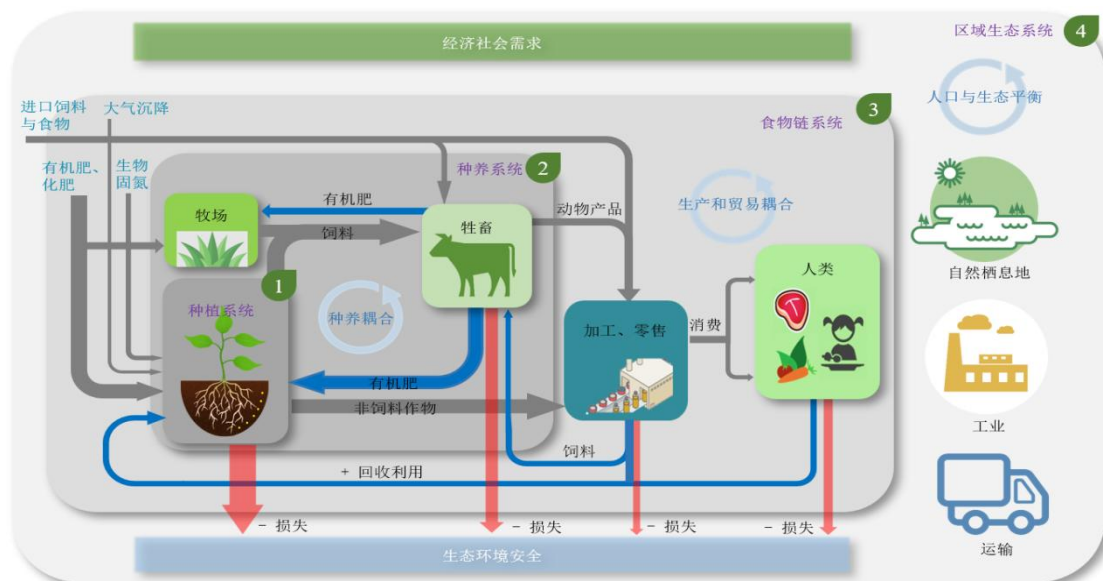


图 1 全链条氮素研究框架 (CAFE)

Fig. 1 The CAFE (cropping system, animal-crop system, food system, regional ecosystem) framework for regional nitrogen governance

表 1 全链条氮素研究框架子系统的定义 (修改自 Li 等^[12])

Table 1 The definition of four N management systems in the CAFE framework (Adapted from Li et al.^[12])

	种植系统 Cropping system	种养系统 Animal-crop system	食物链系统 Food system	区域生态系统 Regional Ecosystem
管理边界 Management boundary	农田	农田、草地、牲畜	食物、纤维和生物燃料供应链	食物、纤维和生物燃料供应链, 工业、粪污、自然栖息地
输入 Input	氮肥、生物固氮、大气沉降 (农田)、粪肥	氮肥、生物固氮、大气沉降 (农业土地)、进口饲料	氮肥、大气沉降 (农业土地)、生物固氮、进口饲料、食品、纤维和生物燃料	氮肥、大气沉降 (生态系统)、生物固氮、进口饲料和食品、纤维和生物燃料
输出 Output	饲料和非饲料作物产品	非饲料作物产品、动物产品	国内消费和出口的食品、饲料、纤维和生物燃料	出口的食品、饲料、纤维和生物燃料
空间尺度 Spatial scale	地区、国家、全球	地区、国家、全球	地区、国家、全球	地区、国家、全球
时间尺度 Temporal scale	一个完整的循环周期	一个完整的轮作周期和牲畜生产周期 (至少 4-5 年)	一个完整的轮作周期和牲畜生产周期 (至少 4-5 年)	一个完整的轮作周期和牲畜生产周期 (至少 4-5 年)
氮素流动 N dynamics	作物从土壤中吸收氮素	饲料粪肥回收氮素	从生产到消费的食物、纤维和纤维转化氮素	氮素从陆地系统到河流和河口的生物地球化学过程
利益相关者 Stakeholders	农民、农业产业 (例如: 化肥工业、种子公司)、学术界 (研究扩展), 政府 (例如: 补贴和保险单)	农民、农业产业、学术界、政府	农民、农业产业、食品纤维-生物燃料加工和零售公司、学术界、政府	农民、农业、食品纤维生物燃料加工和零售公司、能源行业、交通运输、学术界、政府
策略/焦点领域 Strategies/ focus area	启用和激励采用最佳养分管理措施 (BMP), 提高氮素利用率并降低氮素盈余	整合作物和动物生产, 鼓励有效回收养分, 以优化生产农作物和牲畜的组合、改善牲畜营养和饮食效率	通过国家和区域规划匹配食品生产和消费空间, 改善食品储存基础设施、交通, 教育消费者对健康和环境有利的饮食选择	将农业生产力与区域生态系统功能相结合, 如使用天然或人工湿地和河岸植被作为接受农场径流的营养过滤缓冲带; 处理人类污水和循环利用以减少非农业氮排放

注: 从种植系统到区域生态系统, “空间尺度”和“时间尺度”行表示系统定义可应用的空间和时间尺度; “氮素流动”行突出显示了系统中包含的新氮素流动, 以及系统内的氮素流动; “策略/焦点区域”行强调了由于新的氮素流动而改善氮素平衡所需的额外策略。Note: From cropping system to regional Ecosystem, the “Spatial scale” and “Temporal scale” rows denote the spatial and temporal scales that the system definition could be applied to. The “N dynamics” row highlights the new N dynamics included in a system in addition to the N dynamics in systems nested within this system, similarly, the “strategies/focus area” row highlights the additional strategies needed for improving N balance due to the new N dynamics.

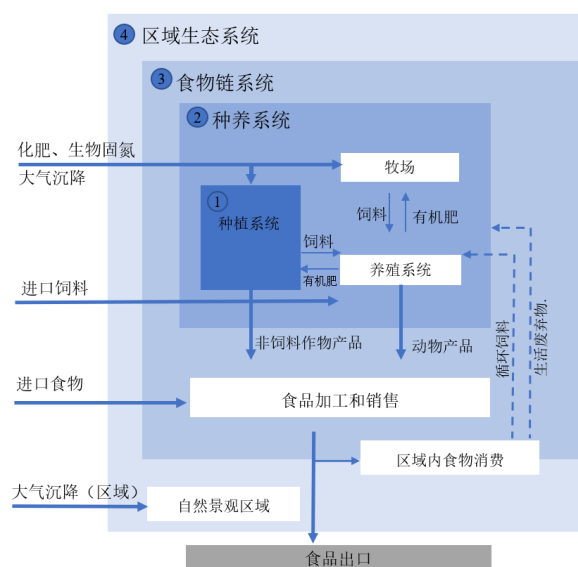


图 2 全链条氮素研究框架 (CAFE) 的投入产出关系 (修改自 Li 等^[12])

Fig. 2 The N balance across the CAFE framework for N governance (Adapted from Li et al.^[12])

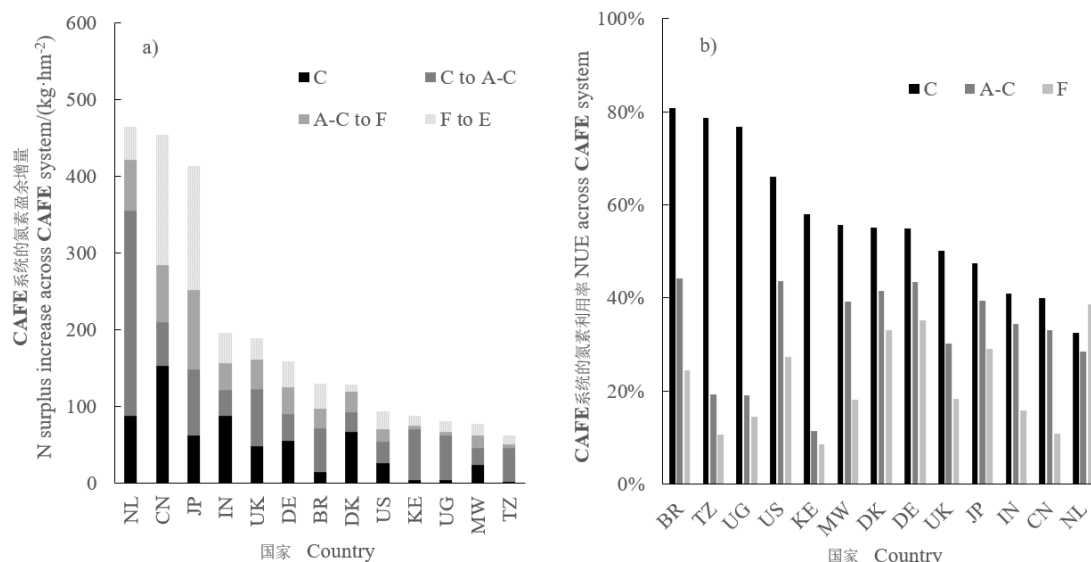
2 结果

2.1 不同国家氮素管理水平的综合评估

随着 **CAFE** 层次的递增, 绝大多数国家 (除了荷兰) 的氮素盈余不断增加而氮素利用率逐渐降低。种养系统、食物链系统和区域生态系统的氮素盈余在种植系统的基础上分别增加了 138% (中位数) (38%~1556%, 最小值~最大值)、230% (78%~1750%) 和 287% (94%~2179%) (图 3a)。同时, 氮素利用率分别从种植系统的 55% (33%~81%) 降至种养系统的 34% (11%~44%) 和食物系统的 18% (9%~39%) (图 3b)。随着作物生产到动物生产、从初级农产品到消费品, 以及从食品生产到人类消费, 氮素损失逐渐增加。氮素盈余从种植系统的 3~153 kg·hm⁻² 最终增加至区域生态系统的 63~464 kg·hm⁻²。尽管所有国家盈余增加的趋势一致, 但各个国家盈余增幅差异较大, 说明每个国家氮素盈余产生的环节不同, 管理的重点也应有差异。中收入国家如中国和印度, 种植系统氮素盈余平均为 121 kg·hm⁻², 超过安全阈值 80 kg·hm⁻²^[18-19] (图 3a), 氮素利用率平均为 41%, 低于高收入国家平均水平 (51%), 仍需要通过农田养分综合管理、肥料产品和施用技术等方面进一步优化农田氮素投入, 减少氮素损失、提高氮素利用率。低收入国家如肯尼亚、乌干达和坦桑尼亚, 种植系统氮素盈余接近 0 kg·hm⁻² (图 3a), 土壤肥力被持续耗竭, 需要增加养分投入以提高作物产量和土壤肥力。荷兰从种植到种养系统氮素盈余增幅最大达 305%, 从 88 kg·hm⁻² 增加至 356 kg·hm⁻²; 而氮素利用率并未出现较大降低 (33% 降至 28%, 图 3b)。荷兰的养殖系统氮素利用率较高, 但由于养殖密度较大, 出现了“高效率高盈余”的情况, 说明降低种养系统的总氮负荷不仅需要提高效率, 还需优化种养结构。日本从种养系统至食物链系统氮素盈余增幅最大为 70% (148 kg·hm⁻² 升至 252 kg·hm⁻²); 氮素利用率也从种养系统的 39% 降至食物系统的 29%, 降幅为 26% (图 3); 说明日本在食物消费环节出现了大量的损失。

区域生态系统的氮素盈余表明, 无论一个国家的发展阶段或地理位置如何, 人类活动均不可避免地给生态系统增加了氮素负荷, 但不同地区的氮素环境压力差异较大。一些人口密集国家如荷兰、中国和日本, 区域氮素盈余已超过安全阈值 5 倍~6 倍。相比之下, 其他国家如乌干达、马拉维和坦桑尼亚等, 仍可增加氮素使用强度, 而不会对生态环境造成污染。

对于大多数国家, 种植系统对区域生态系统总氮素盈余的贡献不足 1/2, 表明农田以外系统氮素管理的重要性。经济发展水平会显著影响 **CAFE** 系统的氮素盈余 (图 4), 人均收入水平与农田氮素盈余总量符合环境库兹涅茨曲线 (EKC); 在追求作物增产的初级阶段, 农田氮素盈余会随收入的增加而增长, 而在经济水平达到较富裕的阶段, 社会对改善环境质量的要求不断增加, 促使农田氮素管理水平得到提高, 随着收入的进一步增长, 农田氮素盈余逐步下降 (图 4a)。进一步的分析发现, 种植体系之外氮素盈余也符合 EKC 曲线, 表现出随着人均 GDP 的增加, 农田以外的氮素盈余先增加后下降的趋势 (图 4b), 说明当经济发展到一定阶段时, 社会对农田之外的养殖和食物链系统产生的氮素污染愈加重视, 从而推动了这些系统氮素盈余的降低。



注: C 指种植系统, A 指养殖系统, F 指食物链系统, C 到 A-C 指种植系统至种养系统, A-C 到 F 指种养系统至食物链系统, F 到 E 指食物链系统至区域生态系统。国家名称缩写为 BR: 巴西, CN: 中国, DE: 德国, DK: 丹麦, IN: 印度, JP: 日本, KE: 肯尼亚, MW: 马拉维, NL: 荷兰, TZ: 坦桑尼亚, UG: 乌干达, UK: 英国, US: 美国。下同。Note: C indicates the cropping system, A indicates the animal system, F indicates the food system, C to A-C indicates the cropping system to the animal-crop system, A-C to F indicates the animal-crop system to the food system, and F to E indicates the food system to the regional ecosystem system. Names of countries abbreviated as BR: Brazil, CN: China, DE: Germany, DK: Denmark, IN: India, JP: Japan, KE: Kenya, MW: Malawi, NL: Netherlands, TZ: Tanzania, UG: Uganda, UK: The United Kingdom, US: The United States. The same as below.

图 3 不同国家在 CAFE 不同系统的氮素盈余 (a) 和氮素利用率 (b) (2010—2020 年)

Fig. 3 Nitrogen surplus (a) and nitrogen use efficiency (b) in four CAFE systems in different countries (averaged for the period of 2010—2020)

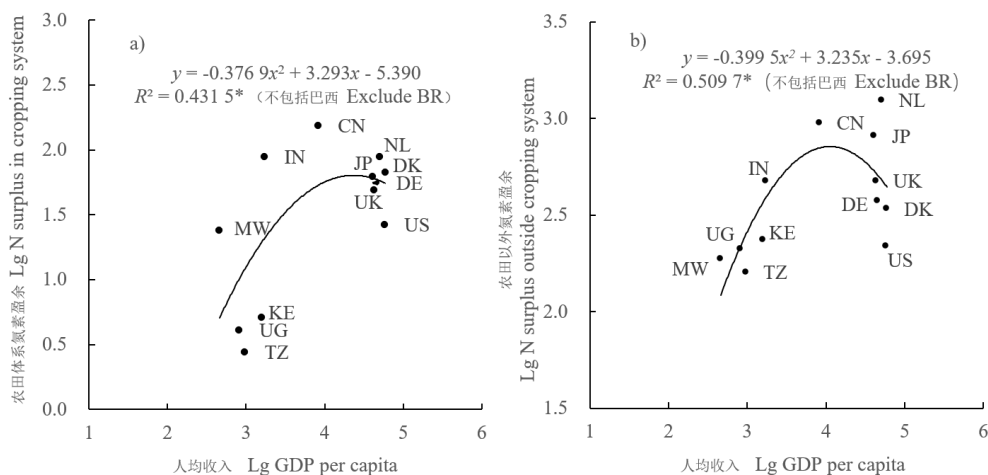


图 4 人均收入与 CAFE 系统氮素盈余的关系 (a. 农田氮素盈余, b. 农田外氮素盈余)

Fig. 4 The GDP (gross domestic product) per capita with N surplus inside (a) and outside (b) cropping systems

2.2 种植系统

种植系统仍然是全链条氮素管理的重要环节, 特别是在中收入国家和低收入国家 (图 5)。一些中收入国家如中国和印度, 氮素盈余分别达到 153 kg·hm⁻² 和 88 kg·hm⁻², 氮素利用率仅 40% 左右; 而许多低收入国家如坦桑尼亚、乌干达和肯尼亚, 氮素盈余均接近于零, 表明土壤养分被持续消耗, 如不增加养分投入会导致产量进一步下降和地力衰竭。高收入国家 (除了荷兰) 在减少氮素盈余和增加氮素利用率方面均取得了较好进展, 同时也增加或保持了作物高产。但

荷兰氮素盈余仍然较高, 达到 $88 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 氮素利用率仅为 33%, 需要进一步调控至安全范围内。

种植系统氮素盈余与氮素来源构成显著相关。在总氮投入中, 随着有机肥和生物固氮占比的增加, 氮素盈余不断降低而氮素利用率逐渐增加, 当两者投入接近总氮投入 1/2 时, 氮素盈余逐渐平稳且达到最低水平, 同时氮素利用率达到 60% 左右, 该水平被国际学者认为是农田可持续氮素管理的目标值 (图 5)。

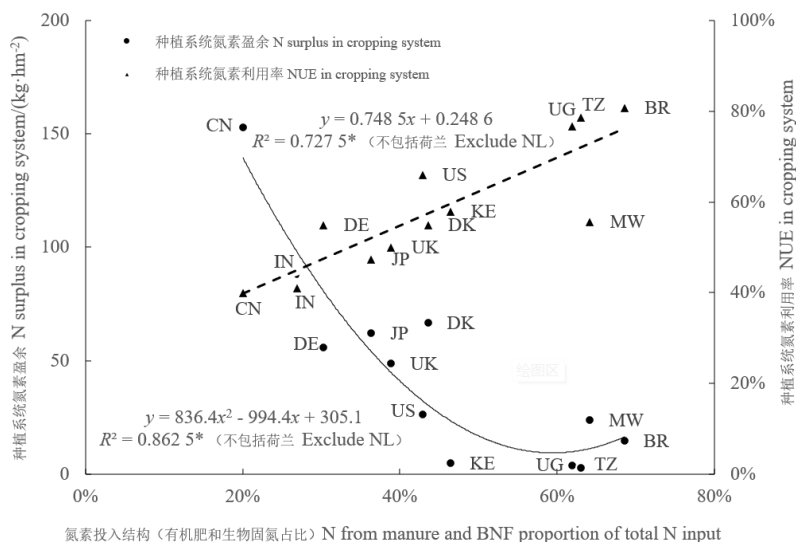


图 5 氮素投入结构 (有机肥和生物固氮占比) 与氮素盈余及氮素利用率之间的关系

Fig. 5 The relationship between N sources (percentage of manure and BNF (biological nitrogen fixation) in total nitrogen), N surplus, and NUE in cropland

2.3 种养系统

从种植系统进入种养系统, 13 个国家的氮素盈余平均增加了 $62 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 其中高收入国家增加了 $86 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 中收入国家增加了 $49 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 低收入国家增加了 $37 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。这些盈余来自于养殖系统畜舍和粪便管理及牧草生产的氮素损失。尽管荷兰养殖系统的氮素利用率 (41%) 和粪肥回收氮 ($82 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) 均处于较高水平 (图 6), 但从种植到种养系统氮素盈余增加了 $267 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 盈余增幅最大。这种“高效率高盈余”的现象在其他集约化养殖发达的国家也存在, 如日本。其主要原因在于过高的养殖密度。荷兰的养殖密度在所研究国家中最高, 达到 4.2 LU (Livestock Units, 用于计算养殖密度的参考单位), 其次是日本为 2.0 LU。从种植系统到养殖系统氮素盈余增量与养殖密度有显著的正相关关系 (图 6), 该指标反映了种植和养殖系统的有效耦合程度。与种植系统中生产力受到单位土地表面光合作用限制的情况相反, 养殖系统通过发展集约化动物饲养 (CAFO) 和跨区域进口饲料, 可有效放宽土地对生产力的限制。虽然集约化养殖系统有效提高了单位土地的经济回报, 但同时也加剧了种植和养殖的分离, 使牲畜和农田 (或牧场) 之间的氮循环脱钩, 导致养殖系统粪污资源不能有效利用, 增加了种养系统的氮素盈余。养殖密度与动物产品在食物总产品中的比重呈正相关, 而与饲料自给率呈负相关 (图 7), 如高养殖密度的荷兰, 其动物食品在国内总食物供给中占比为 78%, 而饲料自给率仅为 3.4%; 日本相应分别为 44% 和 2%。

由于种植到种养系统盈余增量主要来自于养殖体系中畜舍和粪便管理及牧草生产中的氮素损失, 而有机肥循环利用可减少盈余增加, 因此, 提高养殖系统的氮素利用率、将更多的牲畜粪便还田, 可显著降低该系统的氮素盈余。例如, 丹麦和日本的养殖密度相近, 但由于有机肥得到较好的循环利用 ($63 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$), 丹麦从种植到种养系统的氮素盈余增量较日本低 $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。尽管养殖系统的氮素利用率随着养殖密度的增加而增加, 但目前能达到的最高水平也仅 41% (荷兰) (图 6), 仍低于种植系统, 反映了养殖系统现有技术和管理措施对减少氮素

盈余的有限性。例如，有机肥管理最严格、有效的丹麦其种养系统仍有 92 kg·hm⁻² 的氮素盈余，高于环境安全阈值，仍需通过调整种养结构、进一步优化系统效率或以牺牲系统有效产出为代价减少投入等措施，来降低环境负荷。同样，荷兰有机肥还田量为 82 kg·hm⁻²，在所研究的国家中最高，但种养系统的氮素盈余仍高达 356 kg·hm⁻²，表明种养系统氮素盈余的减少仍需依赖于养殖密度的限制。根据本研究分析，当养殖密度低于 1.1 LU·hm⁻²时，种养系统中的氮素盈余小于 100 kg·hm⁻²，饲料自给率高于 50%（图 7），可作为种养系统氮素管理的目标值。

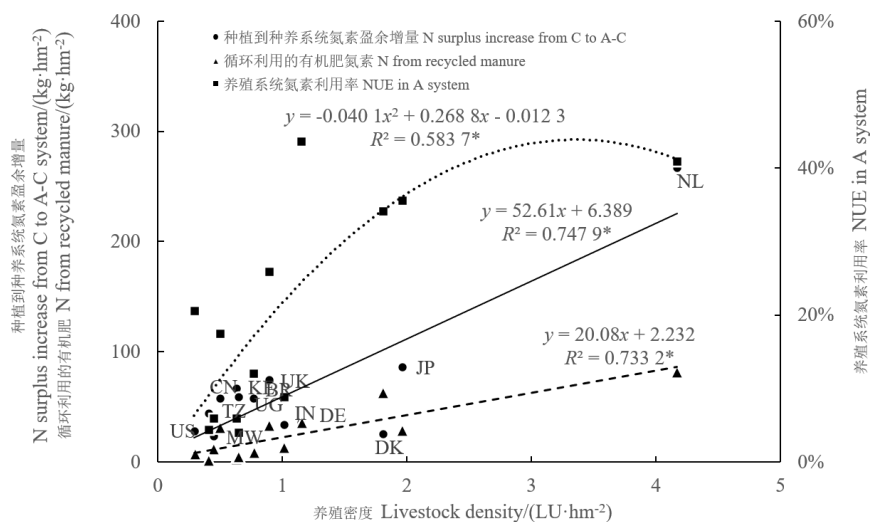


图 6 种植到种养系统氮素盈余增量的驱动因素

Fig. 6 The driving factors for N surplus increase from cropping system to animal-crop system

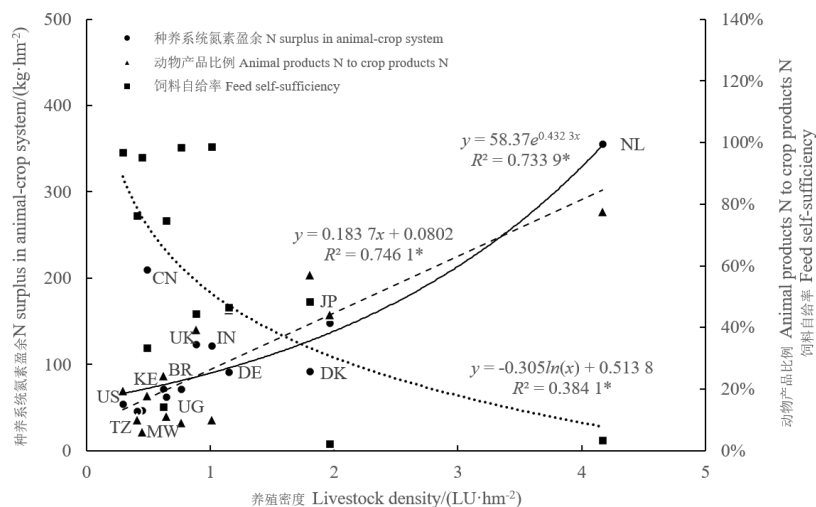


图 7 养殖密度与种养系统氮素盈余、动物产品比例以及饲料自给率的关系

Fig. 7 The relationship between animal density and N surplus in the animal-crop system, animal products ratio and feed self-sufficiency rate

2.4 食物链系统

从种养系统到食物链系统，氮素盈余平均增加了 36 kg·hm⁻²，其中高收入国家增加了 48 kg·hm⁻²，中收入国家增加了 45 kg·hm⁻²，低收入国家增加了 13 kg·hm⁻²。盈余主要来自供应链上的食物损失、浪费和过度消费。大部分浪费的食物最终被焚烧、填埋或进入污水处理系统，对生态环境产生威胁，仅有一小部分会作为食品回收、用作堆肥或动物饲料^[26]。以美国为例，由于农业面积大，从种养系统到食物链系统的氮素盈余增量较低，但来自国内粮食供应的氮素远超过本地人口需求^[25, 27]；国内人均供应的氮素为 14.4 kg·capita⁻¹·a⁻¹，为需求的 4.1 倍。虽然这部分氮素盈余还包括非食用部分，如一部分玉米用于乙醇工业，但大部分盈余来自食物市场

(如超市、餐馆)以及家庭产生的食物垃圾。

从种养系统到食物链系统的氮素盈余增量与单位农业面积人口密度显著相关(图 8)。日本的该部分氮素盈余增量最高(增加了 $103 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$), 其单位农业面积人口密度也最大, 高达 $28 \text{ capita}\cdot\text{hm}^{-2}$ (包括农田和管理牧场), 而其他高收入国家平均为 $5 \text{ capita}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。日本在平衡食品供应与需求之间做出了较大努力, 如食品加工产业中 80%的副产品被回收利用(主要是用作动物饲料), 对减少加工体系的食物浪费颁布了强制性法规, 如 2001 年的《食品废物回收法》, 要求与食品相关的行业和企业(如食品制造商、批发商、零售商、餐馆)减少和回收食品废物^[28]。这些措施成功地减少了氮素盈余增量, 使其仅较我国高 $29 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 而日本的人口密度为我国的 3.1 倍。

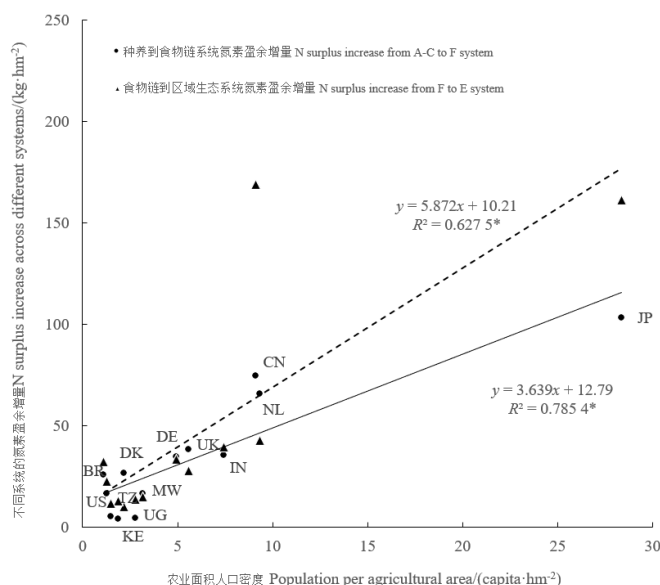


图 8 人口密度与种养系统到食物链系统氮素盈余增量的关系

Fig. 8 Relationship between population density and N surplus increase from the animal-crop system to the food system

2.5 区域生态系统

从食物链系统到区域生态, 氮素盈余平均增加了 $46 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 其中高收入国家增加了 $50 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 中收入国家增加了 $80 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 低收入国家增加了 $13 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。盈余主要来自食物和其他农产品中的氮素累积以及非农业活动(如工业和运输)的氮素损失。人口密度是单位面积食物消费量的核心驱动因素, 这些消费产生的残留氮素最终会以家庭废弃物的形式存留于区域生态中, 因此人口密度与区域生态系统的氮素盈余增量密切相关。人口稠密的国家, 如荷兰、日本和中国, 在区域生态系统中表现出类似的高氮素盈余(超过 $400 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 图 3a), 造成了较大的环境负荷。从大气到陆地生态系统(包括水体)的氮素沉降主要来自于非农业活动, 是从食物链系统到区域生态氮素盈余增加的重要组成部分, 约占盈余增量的 1/2。氮素沉降通量与国家经济发展水平密切相关, 高收入国家平均为 $9 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 中收入国家平均为 $19 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 低收入国家平均为 $6 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

3 讨论

3.1 CAFE 系统氮素盈余和氮素利用率的驱动因素

对 CAFE 系统内和系统间氮素盈余构成和关系的分析有助于明确一些关键的驱动因素。如根据本研究发现, 种植系统中的氮素投入结构对种植系统的氮素盈余累积有较大影响, 当有机肥和生物固氮投入之和占总氮投入接近 1/2 时, 氮素盈余最低且氮素利用率最高(图 5)。多种氮素来源的配合也是多种氮素形态如有机无机、铵态氮和硝态氮的配合, 一方面可有效改善作

物的生理代谢过程,提高作物对养分的吸收从而提高产量,另一方面也可改善土壤物理化学及生物学属性,更好地固持和循环养分,提高作物利用率,减少氮素盈余。而种植系统到种养系统的盈余主要受养殖密度驱动(图7),该指标反映了动物当量与土地承载的关系,当养殖密度过高时,产生的氮素损失会超过农田的承载力,当养殖密度低于 $1.1 \text{ LU}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,种养系统中的氮素盈余大多低于安全阈值且饲料自给率较高,但受制于有限样本,科学的养殖密度阈值尚需进一步探究。农业人口密度是食物链系统和区域生态系统中氮素盈余总量的主要驱动因素(图8),反映了人口数量和土地承载力的关系,人口密度越大意味着单位面积上食物生产和消费环节氮素损失越大,因此需根据生态承载力来发展人口。

CAFE 框架中每个子系统的氮素盈余和氮素利用率的量化有助于明确不同地区管理的重点。对于我国而言,高氮素盈余主要来自种植系统和区域生态系统,因此相关的科学施肥技术和调控政策仍是研究和管理的重点。此外,我国的大气氮素沉降近年来虽有下降,但相比于全球其他地区仍处于较高水平,对工业和农业生产中活性氮排放的管理需进一步加强。对于其他地区,由于发展水平、农业生产结构、人口密度和饮食习惯等方面的不同,管理的侧重点也有差异,例如荷兰需重点关注种养结构的匹配,日本需进一步减少食物浪费,非洲国家需要降低作物储存浪费和提高整体生产率等。

3.2 基于 CAFE 的氮素管理策略与建议

想要解决不同国家或地区氮素管理的问题,相关利益主体(如农民和消费者)的共同努力至关重要。此外,国家和地方政府、企业、学术界和非政府组织间的合作也是不可或缺的。对于 **CAFE** 框架中的每个系统,本文在 Li 等^[12]研究的基础上总结了一些管理措施和建议,这些措施和建议可提高系统氮素循环和利用率,同时有助于氮素管理的整体可持续性。

种植系统: 结合特定区域生态和社会经济条件,需要进一步创新最佳养分管理措施(BMP),如优化轮作制度、实践“4R”养分管理方法(选择正确的肥料品种(Right source)、采用正确的肥料用量(Right rate)、在正确的施肥时间(Right time)施用在正确的位置(Right place))以及优化有机肥和生物固氮的占比等^[18, 29]。需要因地制宜地选择强制性政策、经济性鼓励措施或将两者有效结合,以限制养分过量投入,并提高畜禽粪污及家庭废弃物养分的还田。应克服 BMP 应用中的社会经济障碍因素,为农民提供较为完善的技术服务(例如商业化农场或合作社的注册登记、土壤分析服务)。还应加强肥料企业及技术服务行业的参与,特别是在中收入国家和低收入国家。

种养系统: 有效耦合种植和养殖系统、增强有机肥的有效利用、调控动物密度并提高饲料自给率是减少种养系统氮素盈余的关键^[26, 30]。需要通过创新技术和机制打破有机肥还田的障碍因素,如有机肥质量差(水分含量高或存在重金属及病原菌等污染)、施用不方便、缺少第三方有机肥服务体系等,建立有机肥施用技术服务体系(有机肥合理施用量、产品、机械),完善有机肥施用补贴机制^[31]。此外,减少对外埠饲料的依赖、提高饲料自给率也是促进种养循环的重要举措,同时在口粮与饲料粮之间也能实现更好的平衡。对于养殖系统仅改善氮素利用率是不够的,可能导致“高效率高盈余”现象,特别是对于养殖密度高、集约化养殖发达的国家。因此,有必要采取强制性措施来调控养殖密度,以减少养殖体系单位面积的氮素损失。

食物链系统: 目前,全球绝大多数国家均面临着减少粮食损失和食物浪费问题,但解决方案不同^[32]。低收入国家需要改善粮食储运的基础设施,而对高收入国家和中收入国家(如中国和巴西),对消费者行为的干预更重要;这种干预需要政府、企业和公众的集体努力。食物供应商和零售商可通过建立产品氮足迹标签、追溯供应商生产方式等途径,来满足消费者对低环境成本食品的需求^[33]。同时,还应加大宣传教育来改变消费者行为,例如宣传联合国可持续发展目标(减少粮食浪费),要求在 2030 年之前将全球人均食品废弃物在零售和消费层面减少 1/2。

区域生态系统: 在区域尺度需考虑农业生产、工业生产与生态系统功能的平衡,尽可能加强区域内氮素循环并阻控其向环境外溢。除养殖和食物加工系统废弃物的循环利用,还需考虑

城市污泥的回收利用；使用天然或人工湿地、生物防护等措施过滤回收农田径流带出的氮素^[34]；控制工业和污水处理厂的活性氮排放（NO_x）^[35]，限制生态保护区的农业生产等。通过对种植、种养和食物链系统氮素盈余的耦合和调控有效减少区域生态系统总氮负荷。

4 结论

CAFE 框架在区域上的应用，强调了从作物生产到整个区域生态中多维度协同管理的重要性。根据对全球 13 个 **CAFE** 典型国家研究表明，农田系统以外产生的氮素盈余对于区域生态系统总盈余的贡献较大，特别是对于高收入国家，种植系统之外的氮素盈余占主导地位，需要进行全链条可持续氮素管理。人口和经济因素对 **CAFE** 框架总氮素盈余起决定性作用。人口稠密国家如日本、荷兰和中国是区域生态系统氮素盈余最高的国家。近年来随着经济水平的提高，社会对生态环境重视程度提高，农田外的氮素盈余随着人均 GDP 的增加已经出现拐点，各个国家在改善农田以外氮素污染方面取得了显著进步。在对全球 **CAFE** 系统的分析发现，影响系统盈余增量的主要因素包括农田氮素投入结构(需增加有机肥和生物固氮的占比)、养殖密度、饲料自给率以及食品贸易与国内供需关系等，而这些因素目前尚未在全球氮素管理中得到有效重视。基于 **CAFE** 框架，提出“四个耦合（Four Coupling）”的氮素管理方略，即种植体系的化肥与有机肥、生物固氮等氮素来源的耦合、种植和养殖系统结构的耦合、食品贸易与国内需求、生产的耦合及人口发展与生态承载的耦合。**CAFE** 框架为全球氮素全链条管理提供了一致的定量研究方法，可进一步在全球更多地区进行应用和比较，提供更丰富的全球化管理经验，同时针对 **CAFE** 提出的关键调控因素尚需通过更多的分析明确其科学标准，形成可在全球尺度实施的有效管理政策，并以此带动不同管理单元和地区间的分工协作，进一步推动氮素可持续管理。

参考文献 (References)

- [1] Battyte W, Aneja V P, Schlesinger W H. Is nitrogen the next carbon[J]. *Earth's Future*, 2017, 5(9): 894-904.
- [2] Steffen W, Richardson K, Rockström J, et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet[J]. *Science*, 2015, 347(6223): 1259855.
- [3] Chien S C, Krumins J A. Anthropogenic effects on global soil nitrogen pools[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 902: 166238.
- [4] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. *Nature*, 2013, 494(7438): 459-462.
- [5] Yu C Q, Huang X, Chen H, et al. Managing nitrogen to restore water quality in China[J]. *Nature*, 2019, 567(7749): 516-520.
- [6] Oenema O. Nitrogen budgets and losses in livestock systems[J]. *International Congress Series*, 2006, 1293: 262-271.
- [7] Chen B H, Ren C C, Wang C, et al. Driving forces of nitrogen use efficiency in Chinese croplands on county scale[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 316(2): 120610.
- [8] Billen G, Lassaletta L, Garnier J. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade[J]. *Global Food Security*, 2014, 3(3/4): 209-219.
- [9] Zhang X, Davidson E A, Zou T, et al. Quantifying nutrient budgets for sustainable nutrient management[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2020, 34(3): e2018GB006060.
- [10] McLellan E L, Cassman K G, Eagle A J, et al. The nitrogen balancing act: Tracking the environmental performance of food production[J]. *BioScience*, 2018, 68(3): 194-203.
- [11] Ma L, Bai Z H, Wang X, et al. Significance and research priority of nutrient management in soil-crop-animal production system in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51(3): 406-416. [马林, 柏兆海, 王选, 等. 中国农牧系统养分管理研究的意义与重点[J]. *中国农业科学*, 2018, 51(3): 406-416.]
- [12] Li T Y, Zhang X, Zhong Y X, et al. A hierarchical framework for unpacking the nitrogen challenge[J]. *Earth's Future*, 2022, 10(11): e2022EF002870.

- [13] Gu B J, Zhang X M, Lam S K, et al. Cost-effective mitigation of nitrogen pollution from global croplands[J]. *Nature*, 2023, 613(7942): 77-84.
- [14] Cai S Y, Zhao X, Pittelkow C M, et al. Optimal nitrogen rate strategy for sustainable rice production in China[J]. *Nature*, 2023, 615(7950): 73-79.
- [15] Galloway J N, Aber J D, Erisman J W, et al. The nitrogen cascade[J]. *BioScience*, 2003, 53(4): 341-356.
- [16] Kanter D R, Bartolini F, Kugelberg S, et al. Nitrogen pollution policy beyond the farm[J]. *Nature Food*, 2020, 1(1): 27-32.
- [17] Kanter D R, Chodos O, Nordland O, et al. Gaps and opportunities in nitrogen pollution policies around the world[J]. *Nature Sustainability*, 2020, 3(11): 956-963.
- [18] Zhang X, Davidson E A, Mauzerall D L, et al. Managing nitrogen for sustainable development[J]. *Nature*, 2015, 528(7580): 51-59.
- [19] Oenema O. Nitrogen use efficiency (NUE): An indicator for the utilization of nitrogen in food systems[C]. International Fertiliser Society Conference, 2015.
- [20] Springmann M, Clark M, Mason-D'Croz D, et al. Options for keeping the food system within environmental limits[J]. *Nature*, 2018, 562(7728): 519-525.
- [21] Nocentini A, Field J, Monti A, et al. Biofuel production and soil GHG emissions after land-use change to switchgrass and giant reed in the U.S. Southeast[J]. *Food and Energy Security*, 2018, 7(1): e00125.
- [22] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). FAOSTAT Data [DB/OL]. <http://faostat.fao.org/>. [2023-07-31].
- [23] Lassaletta L, Billen G, Grizzetti B, et al. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: The relationship between yield and nitrogen input to cropland[J]. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(10): 105011.
- [24] Herridge D F, Peoples M B, Boddey R M. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems[J]. *Plant and Soil*, 2008, 311: 1-18.
- [25] de Vries W, Kros J, Kroeze C, et al. Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2013, 5(3/4): 392-402.
- [26] de Klein C A M, Monaghan R M, Alfaro M, et al. Nitrogen performance indicators for dairy production systems[J]. *Soil Research*, 2017, 55(5/6): 479-488.
- [27] Galloway J N, Winiwarter W, Leip A, et al. Nitrogen footprints: Past, present and future[J]. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(11): 115003.
- [28] Liu C, Hotta Y, Santo A, et al. Food waste in Japan: Trends, current practices and key challenges[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 133: 557-564.
- [29] Gu B J, van Grinsven H J M, Lam S K, et al. A credit system to solve agricultural nitrogen pollution[J]. *The Innovation*, 2021, 2(1): 100079.
- [30] Chatzimpiros P, Harchaoui S. Sevenfold variation in global feeding capacity depends on diets, land use and nitrogen management[J]. *Nature Food*, 2023, 4(5): 372-383.
- [31] Zhang T, Meng T, Hou Y, et al. Which policy is preferred by crop farmers when replacing synthetic fertilizers by manure? A choice experiment in China[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, 180: 106176.
- [32] Aschemann-Witzel J. Waste not, want not, emit less[J]. *Science*, 2016, 352(6284): 408-409.
- [33] Poore J, Nemecek T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers[J]. *Science*, 2018, 360(6392): 987-992.
- [34] Staponites L R, Simon O P, Barták V, et al. Management effectiveness in a freshwater protected area: Long-term water quality response to catchment-scale land use changes[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 144: 109438.
- [35] Eshleman K N, Sabo R D, Kline K M. Surface water quality is improving due to declining atmospheric N deposition[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(21): 12193-12200.

(责任编辑:陈荣府)