

重庆市露地蔬菜生产施肥现状与活性氮损失及温室气体排放估算

程泰鸿, 吴吉, 梁涛, 谭庆军, 戴安勇, 陈新平, 王孝忠

引用本文:

程泰鸿, 吴吉, 梁涛, 谭庆军, 戴安勇, 陈新平, 王孝忠. 重庆市露地蔬菜生产施肥现状与活性氮损失及温室气体排放估算[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1380-1390.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1057>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

减氮配施硝化抑制剂对大白菜农学和环境效应评价

郭广正, 张芬, 沈远鹏, 肖焱波, 朱盼, 王芳, 陈新平, 王孝忠

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2307-2315 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0884>

氮肥品种对露地蔬菜 NH_3 挥发及经济效益的影响

李晓明, 居静, 夏永秋, 钱晓晴, 颜晓元, 周伟

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1337-1343 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1482>

江苏设施菜地控释氮肥一次性基施增效减排效果研究

徐丽萍, 巨昇容, 王远, 刘之广, 闵炬, 施卫明

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1106-1114 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1211>

有机无机肥配施对苹果园温室气体排放的影响

马艳婷, 赵志远, 冯天宇, SOMPOUVISSETThongsouk, 孔旭, 翟丙年, 赵政阳

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2039-2048 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1477>

畜禽粪便堆肥过程中碳氮损失及温室气体排放综述

袁京, 刘燕, 唐若兰, 马若男, 李国学

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2428-2438 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0986>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

程泰鸿, 吴吉, 梁涛, 等. 重庆市露地蔬菜生产施肥现状与活性氮损失及温室气体排放估算[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1380–1390.

CHENG T H, WU J, LIANG T, et al. Impact of compound addition of biochar, nitrification inhibitor, and urease inhibitor on greenhouse gas emissions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(6): 1380–1390.

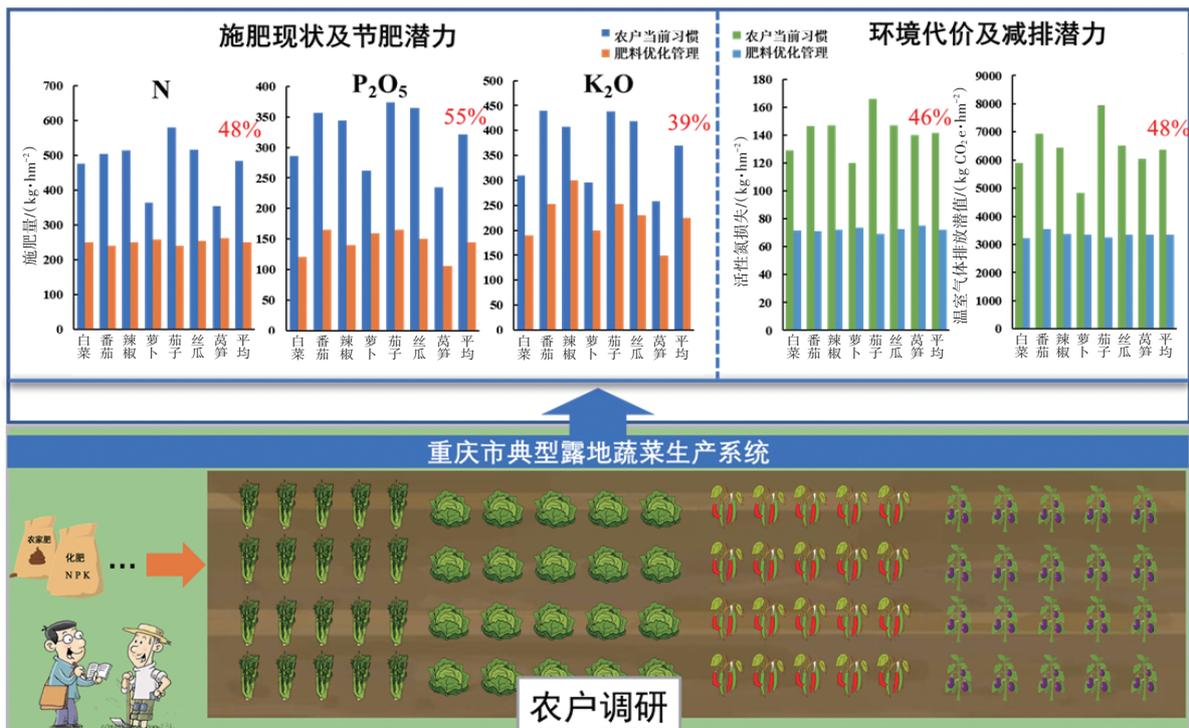


开放科学 OSID

重庆市露地蔬菜生产施肥现状与活性氮损失及温室气体排放估算

程泰鸿¹, 吴吉^{1,2}, 梁涛^{1,3}, 谭庆军², 戴安勇⁴, 陈新平^{1,2}, 王孝忠^{1,2*}

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 西南大学长江经济带农业绿色发展研究中心, 重庆 400716; 3. 重庆市农业科学院, 重庆 401329; 4. 重庆市铜梁区农业农村委员会, 重庆 401120)



摘要:集约化蔬菜系统是当前全球高投入和高环境代价热点系统,降低不同区域蔬菜生产环境代价是实现蔬菜绿色生产的关键。本研究以重庆市铜梁典型露地蔬菜为研究对象,采用农户问卷调查方法,并结合生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)方法,系统评价该地区露地蔬菜生产的施肥现状与环境代价(活性氮损失和温室气体排放),并比较蔬菜种类间差异。最后,基于推荐施肥量估算其节肥减排潜力并明确节肥减排措施。结果表明:重庆市铜梁区蔬菜生产系统肥料用量高,当季氮、磷、钾平均用量分别为483、321 kg·hm⁻²和369 kg·hm⁻²,普遍超过作物自身养分需求,且重基肥、轻追肥。高肥料投入导致该地区蔬菜生产系统

收稿日期:2021-09-13 录用日期:2022-02-07

作者简介:程泰鸿(1996—),男,广东潮州人,硕士研究生,主要研究方向为养分资源管理。E-mail:2730493237@qq.com

*通信作者:王孝忠 E-mail:wxyz20181707@swu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(U20A2047);西南大学-重庆市铜梁区人民政府合作项目;西南大学博士启动基金项目(SWU118077)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (U20A2047); Southwest University-Chongqing Tongliang District People's Government Cooperation Project; Doctoral Fund Project of Southwest University (SWU118077)

环境代价高,平均活性氮损失和温室气体排放分别为 $141 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (以N计)和 $6\,352 \text{ kg CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$,氮肥投入贡献了86.6%~92.9%的温室气体排放。不同蔬菜种类间肥料投入量和环境代价差异大,其中,茄果类蔬菜的肥料投入和环境代价最高。不同蔬菜类型节肥减排潜力大。单位面积上,与推荐施肥量相比,该地区蔬菜生产系统氮、磷、钾肥的节肥潜力分别为48%、55%和39%,降低活性氮损失和温室气体排放的潜力分别为46%和48%。

关键词:蔬菜种类;肥料用量;活性氮损失;温室气体排放;节肥减排潜力

中图分类号:S63;S181 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2022)06-1381-10 **doi:**10.11654/jaes.2021-1057

Assessment of fertilizer application and environmental cost from typical open-field vegetable production in Chongqing City, China

CHENG Taihong¹, WU Ji^{1,2}, LIANG Tao^{1,3}, TAN Qingjun², DAI Anyong⁴, CHEN Xinping^{1,2}, WANG Xiaozhong^{1,2*}

(1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2. Interdisciplinary Research Center for Agriculture Green Development in the Yangtze River Basin, Southwest University, Chongqing 400716, China; 3. Chongqing Academy of Agriculture Sciences, Chongqing 401329, China; 4. Agricultural and Rural Committee of Tongliang District, Chongqing 401120, China)

Abstract: Globally, intensive vegetable production is a system with high inputs and high environmental costs. Reducing the environmental cost of vegetable production across different regions is key to achieving sustainable production of vegetables. This study used a combination of farmer questionnaires and a life cycle assessment (LCA) method to assess the current status of fertilizer application in and environmental cost [including reactive nitrogen loss and greenhouse gas (GHG) emissions] from typical open-field vegetable production in Chongqing City, China. Additionally, the differences of fertilizer application and environmental costs among various vegetable crops were compared. Finally, based on the recommended fertilizer rate, we estimated the reduction potential of fertilizer use and environmental cost, and identified mitigation measures. The results revealed that the fertilizer application rates for vegetable production in the Tongliang District, Chongqing, were high. The average application rates of N, phosphorus (P_2O_5), and potassium (K_2O) were 483 , $321 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, and $369 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively, which generally exceeded the crop demand for nutrients. The ratio of basal fertilizer was too high, and the ratio of top dressing was low. High fertilizer input has resulted in high environmental costs for the vegetable production system in this region. The average reactive N loss and GHG emissions were $141 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ and $6\,352 \text{ kg CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively. The high application of nitrogen fertilizer contributed 86.6%~92.9% to reactive N losses and GHG emissions. High variation in fertilizer rate, reactive N losses, and GHG was observed among different vegetable crops, and where solanaceous vegetables showed relatively higher reactive N loss and higher contribution to GHG emissions than other vegetable species. These results suggest there is high mitigation potential for fertilizer rates and environmental costs in this region. Optimizing the fertilizer rate could reduce the application of N, P_2O_5 , and K_2O fertilizers by 48%, 55%, and 39%, respectively, and reduce reactive N losses and greenhouse gas emissions by 46% and 48%, respectively. Therefore, optimizing the fertilizer rate, especially the application of N fertilizer, is vital to reduce environmental costs and to realize sustainable vegetable production.

Keywords: vegetable species; fertilizer application rate; reactive nitrogen losses; greenhouse gas emission; mitigation potential

蔬菜在人们生活中占有重要地位,随着生活水平的不断提高,人们对蔬菜的需求量越来越高。我国蔬菜种植面积和产量分别占全世界的41.2%和50.9%^[1],且蔬菜产量以每年1.1%的速度增长^[2]。大部分蔬菜根系浅^[3-4],导致其养分吸收能力弱,农户为了追求高产量和高收益,常投入大量的化肥,投入量超过了蔬菜养分需求,因此在蔬菜种植中氮、磷盈余量居高不下,远超粮食作物^[5-6]。硝酸盐淋洗和氧化亚氮、氨挥发等氮损失现象严重,加剧了土壤酸化效应和水体富营养化等风险,导致我国蔬菜生产系统的环

境代价较高^[7-8]。因此,明确农户蔬菜生产的施肥现状及其环境代价,对于实现养分高效管理与减少农业生产环境代价具有重要意义。

近年来,蔬菜生产系统由于其高投入和高环境代价的特性而受到广泛的关注。生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)是一种ISO标准化方法,用于评估与任何给定活动相关的各种环境影响,包括与产品生命周期每个阶段相关的材料、输入和能量,并量化每个生命周期步骤对特定环境影响类别的贡献。LCA被广泛应用于评价作物全生产过程中对环境产

生的影响^[9]。目前对于蔬菜生产系统环境代价的研究主要集中于对特定区域和特定蔬菜系统的定量化,然而,不同地区的气候、土壤和资源投入等条件各异,导致不同地区的环境代价差异大。如ZHANG等^[10]的研究表明,我国北方氮肥施用量比南方高18.2%~58.2%,北方地区的温室气体排放量比南方地区高9.7%~30.0%;郭金花^[11]的研究表明,北京设施番茄的温室气体排放潜值(379 kg CO₂e·t⁻¹)比山东寿光设施番茄温室气体排放潜值(263 kg CO₂e·t⁻¹)高44.1%。肥料是蔬菜生产系统环境代价最主要的贡献因素。大量研究表明,蔬菜生产中氮肥施用导致的温室气体排放占总温室气体排放的比例高达58.0%~84.2%^[10,12-13]。同时,不同蔬菜种类的生理特性等不同,田间管理措施和资源投入差异大,进而导致不同蔬菜类型间环境代价差异大。如胡亮等^[14]定量比较了浏阳市8种蔬菜(黄瓜、苦瓜、青椒、茄子等)生产中的温室气体排放,发现黄瓜和苦瓜显著高于其他种类的蔬菜。ADEWALE等^[15]定量比较了8种不同种类蔬菜生产中的温室气体排放,发现花椰菜、土豆和辣椒的温室气体排放量最高。降低肥料用量是降低作物生产系统环境代价的关键。我国不同种类蔬菜生产系统施肥投入量高、环境代价大,同一区域蔬菜生产肥料投入差异大,导致环境代价差异大,具有较大的节肥减排潜力。例如,本课题组前期研究表明,基于作物养分需求优化氮肥管理策略能够减少我国蔬菜系统1.77 Mt的氮肥消耗,同时减少23.3 Mt CO₂e温室气体排放^[10]。我国蔬菜种植区域分布广泛,种植种类多,不同区域土壤、气候和田间管理等条件差异大,因此亟需对我国典型蔬菜生产区域的主要蔬菜类型进行施肥现状和环境代价评价,明确节肥减排潜力并提出合理的调控途径,实现蔬菜可持续生产。

重庆是我国蔬菜生产的优势产区之一。2000年到2018年重庆蔬菜种植面积增加了41.2万hm²,增幅为20.1%,蔬菜种植面积占整个种植业的比例由9.1%增加到21.1%,是重庆增长最快的作物种类之一^[16]。铜梁区位于重庆最大的蔬菜生产区域——遂渝高速公路沿线蔬菜生产优势带,该地蔬菜种植面积大,化肥施用强度远高于其他粮油生产区县。本研究以重庆市典型露地蔬菜为研究对象,采用农户问卷调查方法,并结合LCA方法系统评价该地区露地蔬菜生产的施肥现状与环境代价(活性氮损失和温室气体排放),并比较蔬菜种类间肥料投入及其环境代价的差异。最后,基于推荐施肥量估算节肥减排潜力并明确

节肥减排措施,为该地区蔬菜生产系统的绿色可持续发展提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本研究区域为重庆市铜梁区(105°46'~106°16'E, 29°31'~30°05'N),该地区为典型的亚热带湿润季风气候,年平均气温18.1℃,年平均降水量1070.6mm。本研究区域蔬菜种植面积2.3×10⁴hm²,是我国西南低山丘陵区一个非常重要且典型的露地蔬菜生产区域。

1.2 农户调研

本研究分别于2020年7月和2021年7月对重庆市铜梁区的蔬菜生产状况进行实地调研,重点关注蔬菜生产过程中各阶段的投入情况。基于蔬菜在铜梁区的种植分布情况,采用农户调研的方法,在该地区选取了6个典型的蔬菜生产优势镇,每个镇选取2~3个蔬菜生产优势村,每个村随机选取12~15户农户开展问卷调查。问卷指标主要包括:蔬菜种类、种植年限、轮作方式、产量、户种植面积、农药、地膜、柴油消费量、施肥情况(底肥/追肥施用种类及施用量、底肥/追肥施肥方法、施肥时间和追肥次数)等。对得到的原始数据进行整理,剔除缺失施肥量或产量的样本,同时剔除施肥量和产量明显不合常理的样本,对于获得的对应样本量较少的蔬菜种类不纳入统计。最终共得到有效的蔬菜调研问卷180份,其中白菜45份、番茄23份、辣椒35份、萝卜17份、茄子19份、丝瓜26份、莴笋15份。

1.3 环境影响评价

1.3.1 系统边界和评价单元

本研究通过LCA对重庆市铜梁区主要露地蔬菜种类生产过程中的环境代价进行定量研究。系统边界为蔬菜从播种到收获的整个生育期,分为农资阶段和农作阶段两个阶段。农资阶段主要关注各投入物(无机和有机肥料、农药、柴油燃料和塑料薄膜等)的生产和运输过程。农作阶段主要关注肥料施用、农药施用和机械使用过程中消耗的柴油。目前环境代价指标很多,本研究重点关注与肥料投入量显著相关的活性氮损失和温室气体排放。研究表明粮食生产系统的活性氮损失和温室气体排放有显著的线性相关关系^[17],对这两者的分析有助于更全面评价作物系统的环境效应。为了方便评价和理解其环境代价,将此系统环境代价评价单元设为单位面积(每公顷)和

单位产量(每吨)。

1.3.2 计算方法

(1) 活性氮损失和氮足迹

根据 ISO-14040 国际标准^[18-19],从 LCA 的角度对活性氮损失进行了量化。活性氮损失和氮足迹分别为生产每公顷蔬菜和每吨蔬菜在农资阶段和农作阶段总活性氮损失量^[20]。活性氮损失的计算公式为:

$$Nr_{\text{损失}} = MS_{-Nr_{\text{损失}}} + FS_{-Nr_{\text{损失}}} \quad (1)$$

式中: $Nr_{\text{损失}}$ 为活性氮损失, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $MS_{-Nr_{\text{损失}}}$ 为化肥、农药、塑料薄膜和机械消耗的柴油等生产和运输中产生的活性氮排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $FS_{-Nr_{\text{损失}}}$ 为施用化肥和有机肥产生的活性氮排放,包括氧化亚氮(N_2O)排放、氨(NH_3)挥发和淋洗径流造成的氮(NO_3^-)流失, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

$$MS_{-Nr_{\text{损失}}} = \sum_{i=1}^m PM_{iNr} \times Rate_{iNr} \quad (2)$$

式中: PM_{iNr} 为生产和运输的第 i 个投入类别(化肥、农药、塑料薄膜和柴油的机械消耗)的活性氮排放因子^[21-25]; $Rate_{iNr}$ 为蔬菜生产过程中第 i 个投入类别的使用量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

$$FS_{-Nr_{\text{损失}}} = L_{\text{N}_2\text{O}} + L_{\text{NH}_3} + L_{\text{NO}_3^-} \quad (3)$$

式中: $L_{\text{N}_2\text{O}}$ 为施用无机和有机氮肥后土壤中 N_2O 排放的直接累积量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; L_{NH_3} 为施用无机和有机氮肥后 NH_3 的挥发损失, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $L_{\text{NO}_3^-}$ 为施用无机和有机氮肥后 NO_3^- -N 的淋失量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。通过将无机和有机氮肥的施用量乘以相应的排放因子,计算出各活性氮损失。

本研究中 N_2O 排放、 NO_3^- 淋失和 NH_3 挥发的排放因子采用文献[26-27]的分析方法获取。由于缺乏本地区蔬菜生产活性氮损失排放因子参数,本研究将南方露地蔬菜活性氮损失参数的平均值作为该地区蔬菜生产活性氮损失排放参数, N_2O 排放、 NO_3^- 淋失和 NH_3 挥发的排放因子分别为 1.23%、19.4% 和 7.2%。

氮足迹计算公式为:

$$NF_i = \frac{Nr_{i\text{损失}}}{Y_i} \quad (4)$$

式中: NF_i 为第 i 种蔬菜的氮足迹, $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$; $Nr_{i\text{损失}}$ 为第 i 种蔬菜每公顷的活性氮损失, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; Y_i 为第 i 种蔬菜的鲜质量, $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

(2) 温室气体排放和碳足迹

根据政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)提出的方法^[26]估算了蔬菜生产整个生命周期中的温室气体排放,分

为农资阶段(Materials stage, MS)和农作阶段(Farming stage, FS)两个阶段,计算公式为:

$$GHG_{\text{排放}} = MS_{-GHG} + FS_{-GHG} \quad (5)$$

式中: $GHG_{\text{排放}}$ 为整个生命周期中的温室气体排放量, $\text{kg CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$; MS_{-GHG} 为化肥、农药、塑料薄膜和机械消耗的柴油在生产和运输中产生的温室气体排放量, $\text{kg CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$; FS_{-GHG} 为所有输入应用期间的温室气体排放量,包括直接 N_2O 排放和间接途径损失(NH_3 和 NO_3^- 作为 N_2O 损失), $\text{kg CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

$$MS_{-GHG} = \sum_{i=1}^m PM_{iGHG} \times Rate_{iGHG} \quad (6)$$

式中: PM_{iGHG} 为生产和运输的第 i 种投入的温室气体排放因子^[21-25]; $Rate_{iGHG}$ 为蔬菜生产期间第 i 种投入类别(如肥料、农药、塑料薄膜和柴油)的使用量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

$$FS_{-GHG} = (L_{\text{N}_2\text{O}} + L_{\text{NH}_3} \times 0.01 + L_{\text{NO}_3^-} \times 0.0075) \times 265 \times 44/28 \quad (7)$$

式中: $L_{\text{N}_2\text{O}}$ 为施用无机和有机氮肥后 N_2O 的直接排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; L_{NH_3} 为施用无机和有机氮肥后因 NH_3 挥发而损失的 Nr , $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $L_{\text{NO}_3^-}$ 为施用无机和有机氮肥后 NO_3^- -N 的淋失, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。 CO_2 和 N_2O 的全球增温潜势(以 CO_2e 计)分别为 1 和 265^[26]; 44/28 为 N_2O 与 N_2O -N 的分子量比, 0.01 和 0.0075 分别为 N_2O -N 损失的 NH_3 和 NO_3^- 的间接排放系数^[27]。

碳足迹定义为每吨产品的温室气体排放量,通过公式(8)计算:

$$CF_i = \frac{GHG_{i\text{排放}}}{Y_i} \quad (8)$$

式中: CF_i 为第 i 种蔬菜的碳足迹, $\text{kg CO}_2\text{e} \cdot \text{t}^{-1}$; $GHG_{i\text{排放}}$ 为第 i 种蔬菜每公顷的温室气体排放量, $\text{kg CO}_2\text{e} \cdot \text{hm}^{-2}$; Y_i 为第 i 种蔬菜的鲜质量, $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

1.4 节肥减排潜力分析

优化施肥用量是实现作物生产减排的重要措施。数据整合分析方法是揭示区域作物优化施肥用量的重要手段。基于此方法,本研究通过中国知网搜索 2021 年 1 月 1 日之前发表的有关蔬菜推荐施肥量的文章。搜索的关键词为:蔬菜/白菜/番茄/辣椒/萝卜/茄子/丝瓜/莴笋/施肥量/最佳施肥量等。为了最大程度保证数据的代表性,本文采用以下标准进行数据二次筛选:(1)试验地点位于中国,仅限于田间试验,排除土培与盆栽试验;(2)剔除采用缓/控释肥、稳定性肥料和其他功能性肥料的试验。通过以上过程得到不同蔬菜种类推荐氮、磷、钾肥施肥量,去掉异常值后取算术平均值,并基于有机肥代替化肥合理比例为

30%优化有机肥用量^[28]。基于此,采用LCA方法,估算出优化施肥条件下活性氮损失和温室气体排放,最终得出各蔬菜种类不同养分(N、P₂O₅和K₂O)的节肥潜力与活性氮损失和温室气体排放的减排潜力。

节肥潜力=(现状施肥量-推荐施肥量)/现状施肥量×100% (9)

减排潜力=(现状排放量-优化排放量)/现状排放量×100% (10)

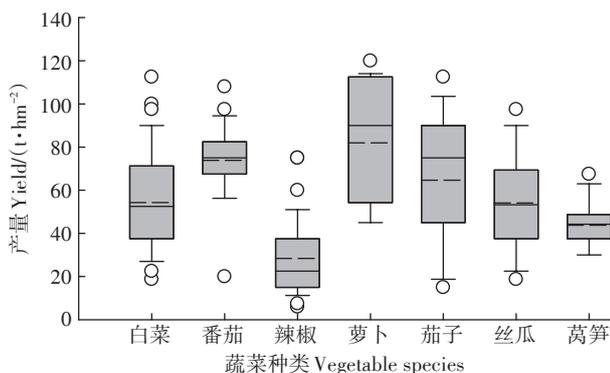
1.5 数据处理与统计分析

采用Microsoft Excel 2019和SPSS 22.0软件进行数据处理和统计分析。使用Sigmaplot 14.0绘图。化肥养分含量参照农户所用化肥的产品参数,畜禽粪便养分含量参照中国主要作物施肥指南^[29],商品有机肥按N 2%、P₂O₅ 1.0%、K₂O 1.0%^[30]计算。

2 结果与分析

2.1 产量

由调查结果可得,不同蔬菜类型产量差异较大(图1)。白菜的平均产量为(54.3±22.1) t·hm⁻²,范围为18.8~112.5 t·hm⁻²;番茄的平均产量为(73.9±16.3) t·hm⁻²,范围为20.5~108.0 t·hm⁻²;辣椒的平均产量为(28.4±16.2) t·hm⁻²,范围为6.0~75.0 t·hm⁻²;萝卜的平均产量为(82.5±26.6) t·hm⁻²,范围为45.5~120.0 t·hm⁻²;茄子的平均产量为(64.7±28.2) t·hm⁻²,范围为15.5~113.0 t·hm⁻²;丝瓜的平均产量为(54.1±20.9) t·hm⁻²,范围为18.8~97.5 t·hm⁻²;莴笋的平均产量为



矩形中间实线和虚线分别代表中位数和平均值,上、下边框分别代表全部数值的25%、75%,箱外的上、下边缘和点分别代表全部数值的5%、95%和<5%与>95%的值。

The solid and dashed lines represent median and mean values, lower and upper edges represent 25% and 75% of all data, bars and dots in or outside the boxes represent 5% and 95%, and <5% and >95% percentiles of all data, respectively

图1 不同蔬菜种类的产量水平

Figure 1 Yield levels in different vegetable species

(43.7±10.5) t·hm⁻²,范围为30.5~67.5 t·hm⁻²。

2.2 资源投入现状

如表1所示,铜梁主要蔬菜氮、磷、钾平均施用量分别为483、321 kg·hm⁻²和369 kg·hm⁻²,不同蔬菜种类的施肥量存在较大的差异。茄子的氮、磷肥投入量均最高,分别比其他种类蔬菜高12.2%~63.8%和2.5%~59.1%。番茄的钾肥投入量最高,比其他种类蔬菜高0.46%~70.5%。从总养分来源看,化肥的氮、磷、钾平均投入量分别为328、226、268 kg·hm⁻²,占肥料投入总量的比例分别为67.9%、70.5%、72.5%。其中茄子的化肥氮、磷、钾投入量均最高,比其他种类蔬菜投入量分别高27.0%~144.4%、10.7%~127.2%和1.3%~150.0%。7种蔬菜有机肥的氮、磷、钾平均投入量分别为155、94、101 kg·hm⁻²,占肥料投入总量的比例分别为32.1%、29.5%、27.5%。辣椒的有机肥氮、磷、钾投入量均最高,比其他种类蔬菜分别高6.8%~43.3%、10.3%~56.3%和6.9%~55.3%。不同蔬菜种类的农药、柴油和薄膜的投入存在差异,其中萝卜的农药和柴油投入最高,比其他种类蔬菜分别高4.8%~95.8%和6.3%~47.8%;番茄的薄膜投入最高,比其他种类的蔬菜高11.0%~394.0%。

如表2所示,从不同时期养分施用量来看,不同蔬菜种类的基肥氮、磷、钾平均投入量分别为344、242 kg·hm⁻²和270 kg·hm⁻²,追肥氮、磷、钾平均投入量分别为139、79、99 kg·hm⁻²。从不同蔬菜种类的基肥和追肥的比例来看,基肥和追肥的氮、磷、钾肥料的平均比例分别为0.71:0.29、0.75:0.25和0.73:0.27,在氮肥投入中,萝卜和莴笋的基肥比例最高,分别为87%和85%,其次分别为辣椒(72%)、白菜(70%)、丝瓜(70%)、番茄(67%),茄子(63%)的比例最低;莴笋磷肥和钾肥基肥比例最高,均为90%。

2.3 活性氮损失和温室气体排放

如图2所示,不同蔬菜种类单位面积上的平均总活性氮损失为141 kg·hm⁻²,其中NO₃淋洗、NH₃挥发和N₂O排放分别占总活性氮损失的67.9%、25.2%和4.3%。不同蔬菜种类活性氮损失差异较大,其中茄子的活性氮损失最高(165 kg·hm⁻²),比白菜、番茄、辣椒、萝卜、丝瓜和莴笋分别高28.4%、13.3%、13.0%、38.2%、12.8%和18.6%。不同蔬菜种类的平均温室气体排放分别为6 352 kg CO₂e·hm⁻²,其中,茄子的温室气体排放最高(7 934.3 kg CO₂e·hm⁻²),比白菜、番茄、辣椒、萝卜、丝瓜和莴笋分别高34.8%、14.4%、23.0%、63.9%、21.8%和31.1%。其中,肥料是蔬菜生产中主

表1 不同蔬菜种类资源投入情况

Table 1 Investigated inputs in different vegetable species

项目 Item		白菜 Chinese cabbage (n=45)	番茄 Tomato (n=23)	辣椒 Pepper (n=35)	萝卜 Radish (n=17)	茄子 Eggplant (n=19)	丝瓜 Towel gourd (n=26)	莴笋 Lettuce (n=15)	平均 Average (n=180)
肥料总量 Total fertilizer/ (kg·hm ⁻²)	N	475±272	505±385	515±248	364±163	580±375	517±274	354±163	483±285
	P ₂ O ₅	286±149	356±255	344±200	262±153	374±214	365±238	235±134	321±198
	K ₂ O	309±156	440±295	407±198	295±144	438±244	419±258	258±133	369±217
化肥用量 Chemical fertilizer/ (kg·hm ⁻²)	N	332±274	358±219	334±241	218±125	454±331	349±235	186±110	328±247
	P ₂ O ₅	198±163	271±222	230±182	172±140	300±195	263±218	132±101	226±185
	K ₂ O	215±165	355±219	285±189	195±136	359±232	310±243	144±101	268±200
有机肥用量 Organic fertilizer/ (kg·hm ⁻²)	N	143±153	147±318	180±101	146±146	126±116	167±174	169±133	155±171
	P ₂ O ₅	88±90	83±162	114±62	90±89	73±71	102±108	103±87	94±98
	K ₂ O	94±100	86±166	122±72	101±100	79±82	110±120	114±96	101±107
有机肥:化肥 Organic fertilizer: chemical fertilizer	N	0.30:0.70	0.29:0.71	0.35:0.65	0.40:0.60	0.22:0.78	0.32:0.68	0.48:0.52	0.32:0.68
	P ₂ O ₅	0.31:0.69	0.23:0.76	0.33:0.67	0.34:0.66	0.20:0.80	0.28:0.72	0.44:0.56	0.29:0.71
	K ₂ O	0.30:0.70	0.20:0.80	0.30:0.70	0.34:0.66	0.18:0.82	0.26:0.74	0.44:0.56	0.27:0.73
农药 Pesticide/(kg·hm ⁻²)		1.90±1.25	2.17±3.24	2.91±0.63	3.72±1.61	3.55±3.05	3.01±1.54	3.50±0.09	2.90±2.47
柴油 Diesel/(kg·hm ⁻²)		30.1±11.3	35.3±22.0	34.8±27.1	40.5±19.0	38.1±27.5	35.8±29.6	27.4±28.9	34.6±19.9
薄膜 Plastic cover/(kg·hm ⁻²)		14.3±44.9	70.6±34.8	65.0±49.8	0	63.6±47.3	30.4±34.2	20.0±37.4	37.7±46.4

注:表中数值为平均值±标准差。下同。

Note: Values are mean±SD. The same below.

表2 不同时期肥料养分施用量

Table 2 Average application rates of fertilizers at different growth stage

蔬菜种类 Vegetable species	基肥施肥量 Basal fertilizer/(kg·hm ⁻²)			追肥施肥量 Top-dressing fertilizer/(kg·hm ⁻²)			基肥:追肥 Basal fertilizer:top-dressing fertilizer		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	白菜 Chinese cabbage(n=45)	333±215	236±129	255±144	142±164	51±86	54±84	0.70:0.30	0.82:0.18
番茄 Tomato(n=23)	340±321	240±183	271±188	164±147	116±144	170±158	0.67:0.33	0.67:0.33	0.61:0.39
辣椒 Pepper(n=35)	371±203	257±166	291±181	143±173	88±106	116±125	0.72:0.28	0.75:0.25	0.71:0.29
萝卜 Radish(n=17)	315±165	224±134	256±131	49±88	38±80	39±80	0.87:0.13	0.85:0.15	0.87:0.13
茄子 Eggplant(n=19)	363±262	252±169	285±220	218±306	122±152	153±153	0.63:0.37	0.67:0.33	0.65:0.35
丝瓜 Towel gourd(n=26)	360±244	257±178	290±213	156±144	108±127	129±131	0.70:0.30	0.70:0.30	0.69:0.31
莴笋 Lettuce(n=15)	300±158	211±132	232±135	55±79	24±59	26±60	0.85:0.15	0.90:0.10	0.90:0.10
平均 Average(n=180)	344±228	242±155	270±174	139±175	79±114	99±126	0.71:0.29	0.75:0.25	0.73:0.27

要的温室气体排放源,农资阶段肥料生产和运输及农作阶段肥料施用对温室气体排放贡献率分别为49.1%~53.2%和36.5%~37.3%,其中,氮肥的生产、运输和施用是温室气体排放的主要贡献因素,由氮肥引起的温室气体排放占总温室气体排放量的86.6%~88.9%。此外,农药、柴油和农膜的贡献率较小,为2.1%~9.6%。

如图3所示,在单位产量上,蔬菜平均氮足迹为3.67 kg·t⁻¹,不同蔬菜种类氮足迹差异较大,其中辣椒氮足迹最大,比白菜、番茄、萝卜、茄子、丝瓜和莴笋分

别高159%、255%、319%、94.9%、122%和117%。蔬菜平均碳足迹为162.1 kg CO₂e·t⁻¹,其中辣椒碳足迹最大,比白菜、番茄、萝卜、茄子、丝瓜和莴笋分别高142%、220%、345%、68%、114%和113%。

2.4 节肥与减排潜力分析

基于文献汇总的各蔬菜种类推荐施肥量,对比各种蔬菜的施肥现状,估算了各类蔬菜种植的节肥减排潜力,结果如表3所示,可知铜梁蔬菜生产系统具有较大的节肥减排潜力。与优化施肥量相比,单位面积氮肥、磷肥和钾肥的平均节肥潜力分别为48%、55%

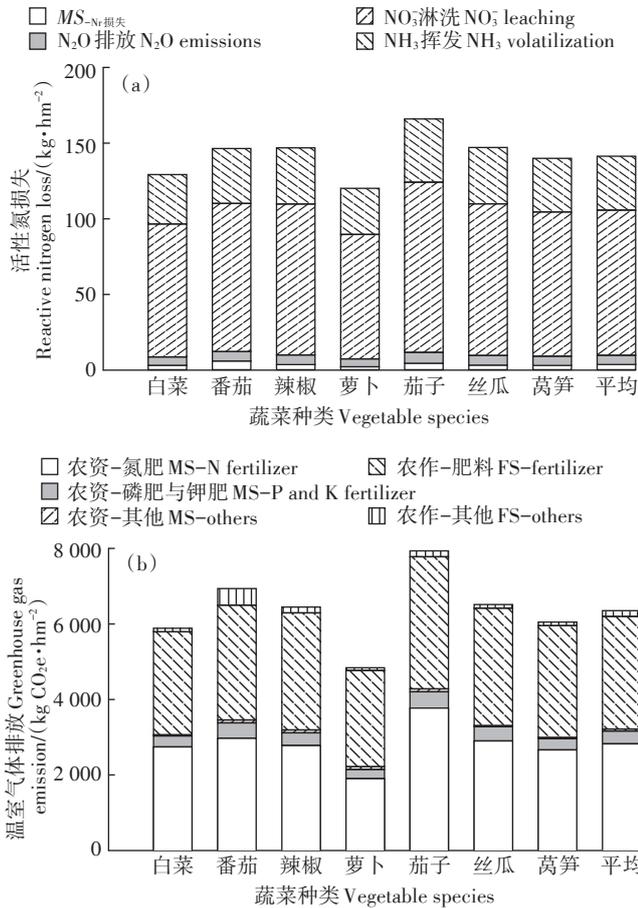


图2 不同蔬菜种类单位面积活性氮损失和温室气体排放
Figure 2 The reactive nitrogen loss and greenhouse gas emission per hectare of different vegetable species

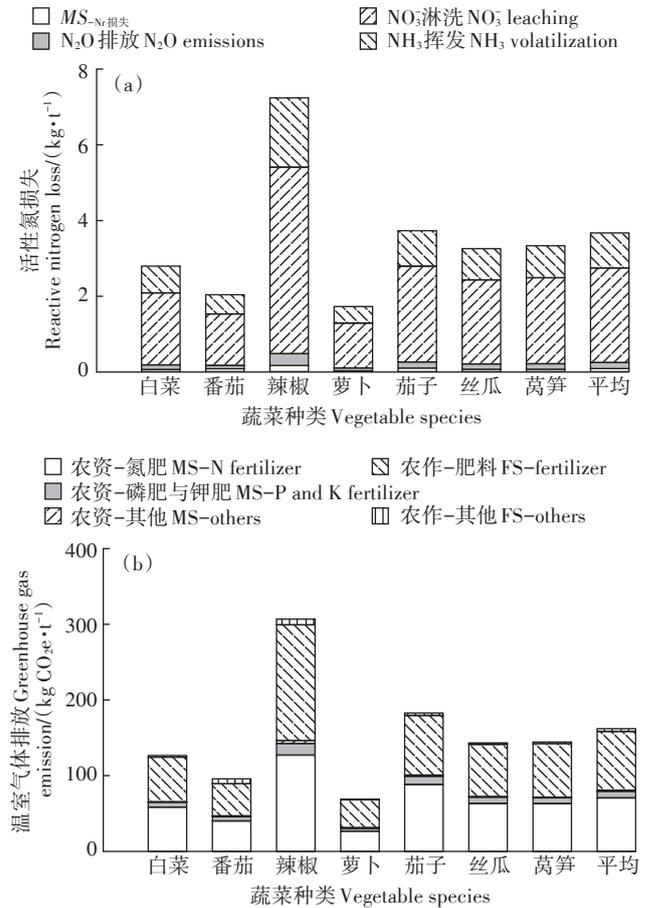


图3 不同蔬菜种类单位产量活性氮损失和温室气体排放
Figure 3 The reactive nitrogen loss and greenhouse gas emission per metric ton of different vegetable species

表3 不同种类蔬菜的节肥减排潜力分析

Table 3 Mitigation potentials of fertilizer rate and environmental cost in different vegetable species

蔬菜种类 Vegetable species	目前肥料用量 Current fertilizer rate/ (kg·hm ⁻²)			推荐肥料用量 Recommended fertilizer rate/ (kg·hm ⁻²)			节肥潜力 Mitigation potential of fertilizer rate/%			减排潜力 Mitigation potential of environmental cost/%	
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	活性氮损失	温室气体排放
白菜 Chinese cabbage	475	286	309	250	120	190	47	58	39	46	47
番茄 Tomato	505	356	440	239	165	252	53	54	43	49	51
辣椒 Pepper	515	344	407	250	140	300	51	59	26	48	51
萝卜 Radish	364	262	295	258	159	200	29	39	32	23	29
茄子 Eggplant	580	374	438	239	165	252	59	56	42	59	58
丝瓜 Towel gourd	517	365	419	253	150	230	51	59	45	49	51
莴笋 Lettuce	354	235	258	262	106	149	26	55	42	16	25
平均 Average	483	321	369	250	144	225	48	55	39	46	48

和39%，蔬菜活性氮和温室气体平均减排潜力分别为46%和48%。不同蔬菜种类节肥减排潜力差异较大，该地区蔬菜生产单位面积氮、磷、钾节肥潜力的范围

分别为26%~59%、39%~59%和26%~45%，其中茄子的氮、钾节肥潜力，辣椒和丝瓜的磷节肥潜力高于其他蔬菜种类。减排潜力因蔬菜种类的不同而异，活性

氮和温室气体的减排潜力范围分别为16%~59%和25%~58%,其中茄子的减排潜力高于其他蔬菜种类。

3 讨论

3.1 施肥现状

近年来,通过我国实施的“国家测土配方施肥项目(2005)”和“化肥使用零增长行动(2015)”等政策干预,蔬菜的施肥量有所减少,但是目前整体施肥量仍处于较高水平。调查结果表明,铜梁区蔬菜系统肥料用量过高,平均氮、磷、钾肥料投入总量分别为483、321 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和369 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,比全国露地蔬菜施肥量高41%~95%^[10],氮肥用量分别比我国小麦和玉米高130%和120%^[31],但铜梁区蔬菜系统肥料投入量仍低于我国其他地区的设施蔬菜系统^[32-34]。与粮食作物施肥量相比,铜梁区蔬菜施肥量总体较高,原因在于:一方面,蔬菜的根系浅,养分需求量大,其生长过程中需要大量养分的投入^[35];另一方面,由于大部分农民对肥料和土壤管理等方面的知识和技能缺乏,加上蔬菜的高附加值,为了提高产量获得高回报,降低蔬菜减产风险,农民习惯性依赖于通过提高肥料投入量这单一途径来提高产量^[36-37]。此外,西南地区以山地丘陵为主,坡度较大的地形和过多的降雨都会增加肥料的流失,间接提高了农民的肥料用量。研究表明,在20°的坡度下,氮和磷的总流失量分别比5°下的高18.1%和10.8%^[38-39]。不同蔬菜种类间氮、磷、钾施肥量差异大,总体而言茄果类(番茄、辣椒、茄子)氮、磷、钾肥料用量高于其他蔬菜类型,主要原因在于茄果类生长周期长、产量大、采收次数多、施肥次数多,所以其施肥量相对较高。

不同时期氮、磷、钾投入比例差异较大,目前农民普遍重基肥、轻追肥。铜梁区不同蔬菜种类的氮、磷、钾肥料投入量基追比平均为7:3,然而蔬菜基肥养分用量占总养分投入量(基肥+追肥)的适宜比例一般为20%~30%^[40]。基肥养分比例过高不利于蔬菜苗期根系的发育,同时会影响全生育期蔬菜生长。因此,需要降低基肥养分比例,提高追肥养分比例。肥料的分次施用不但可以满足蔬菜不同生育时期的养分需求,而且可以降低肥料损失。本研究地区蔬菜施肥一般分为基施和一次追施,追肥次数偏少,与蔬菜生长的养分吸收规律不匹配。造成这种现象的原因主要是施肥劳动力成本和气候,目前施肥多数采用人工施肥,因为劳动力成本高,所以农民倾向于通过增加单次施肥量、减少施肥次数来节省人工成

本。同时该地区降水较多,部分蔬菜铺设地膜,不利于施肥操作。

3.2 环境代价分析

高投入导致铜梁区蔬菜系统环境代价高。在单位面积上,该生产系统平均活性氮损失和温室气体排放分别为141 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和6 352 $\text{kg CO}_2\text{e}\cdot\text{hm}^{-2}$,较我国蔬菜生产系统高29.4%和6.5%^[41],温室气体排放较我国小麦和玉米生产系统高47.7%和34.1%^[42]。导致该差异的原因主要在于肥料投入量的不同,氮肥的投入是活性氮损失和温室气体排放的主要贡献因子,分别贡献了95.9%~98.1%和86.6%~92.9%,与前人的研究结果类似^[42-44]。本研究中铜梁蔬菜平均氮肥投入量为483 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,比我国蔬菜生产系统高40%^[41],比我国玉米和小麦氮肥投入量高119%和130%^[42]。同时区域活性氮损失排放因子差异也是导致此差异的主要因素。铜梁地处西南低山丘陵区,常年高温多雨, N_2O 排放因子和硝酸盐淋洗因子高于其他系统,这些因素共同导致了该地区蔬菜生产的高环境代价。

不同种类蔬菜的活性氮损失和温室气体排放存在较大的差异。不同种类蔬菜的肥料用量差异,尤其是氮肥投入的差异,是导致不同蔬菜类型环境代价差异的主要原因。例如茄果类的氮肥用量比其他种类的蔬菜显著高12.2%~63.8%,进而导致其活性氮损失和温室气体排放比其他种类的蔬菜高12.8%~63.9%。综上所述,由于不同蔬菜类型肥料用量、环境代价差异大,铜梁区的蔬菜生产系统具有较大的节肥减排潜力,所以在农户生产过程中针对不同蔬菜类型必须要严格把控肥料的投入,在避免浪费的同时保护农业生产环境。

3.3 节肥减排潜力分析

优化施肥管理,尤其是优化肥料用量是降低蔬菜生产系统环境代价的重要举措^[45-46]。当前铜梁地区蔬菜生产肥料用量高且变异大,远超于自身养分需求,因此节肥潜力大。基于蔬菜养分需求特征和气候土壤特征优化肥料用量是蔬菜精准施肥的关键。研究表明,基于作物需求减少施肥量后,土壤依然能够保持合适的养分含量并满足作物的需要,维持作物产量^[36,47]。本研究发现不同类型蔬菜能够节肥26.5%~59.2%,高于粮食作物的节肥潜力,与其他蔬菜系统的研究结果类似^[48]。由于蔬菜系统节肥潜力大,因而铜梁区蔬菜具有较大的环境减排潜力。本研究发现单位面积活性氮损失和温室气体排放分别可以减少15.9%~50.0%和9.50%~47.9%,与先前的研究一致,如ZHANG等^[10]通过优化施氮量使我国蔬菜生产系统

温室气体排放总量减少16.7%。

为进一步降低该系统环境代价,本文提出以下建议:(1)有机无机配施。研究发现,用有机肥部分替代化肥可以调整土壤中的碳氮比例和氮的转化过程,更好地使土壤氮素供应与作物氮素需求同步,从而增加氮肥利用率,减少氮素损失^[49]。目前,铜梁区的菜地有机肥用量较低,在果菜茶有机肥替代化肥大背景下,需要适当提高有机肥用量,同时优化化肥用量。(2)使用新型增效肥料,如硝化抑制剂、缓控释肥料等,调控土壤中氮转化过程,提高氮肥利用率。大量的研究表明,硝化抑制剂能显著减少作物氮淋洗损失(38%~56%)和N₂O排放(39%~48%),同时增加蔬菜产量(0~10%)和作物肥料氮的回收率(34%~93%)^[50]。然而,在调研过程中未发现农户在生产中使用增效肥料,周边农资店也未发现相关产品。(3)提高肥料生产技术。ZHANG等^[24]的研究结果表明,改善氮肥生产工艺能够显著降低20%~63%与氮肥相关的温室气体排放。因此,可以通过改善肥料生产工艺降低蔬菜生产的温室气体排放。

4 结论

(1)铜梁区蔬菜生产系统的肥料投入高,平均氮、磷、钾肥料投入量分别为483、321 kg·hm⁻²和369 kg·hm⁻²。不同蔬菜种类的肥料投入量差异大,其中茄果类的肥料投入量最高。

(2)该地区蔬菜生产系统的环境代价较高,平均活性氮损失和温室气体排放分别为141 kg·hm⁻²和6 352 kg CO₂e·hm⁻²,这主要是由于肥料投入量高造成的,其中氮肥投入的贡献分别为95.9%~98.1%和86.6%~92.9%。由于不同蔬菜种类肥料投入量差异大,蔬菜种类之间的活性氮损失和温室气体排放存在较大的差异。

(3)基于推荐施肥量,铜梁区的蔬菜生产系统有巨大的节肥减排潜力,平均氮、磷、钾肥料的节肥潜力分别为48%、55%和39%,平均活性氮损失和温室气体减排潜力分别为46%和48%。因此,亟需通过优化施肥管理策略在维持蔬菜产量的条件下降低生产成本并减少环境代价,实现铜梁区蔬菜产业的绿色可持续发展。

致谢:对铜梁区农业农村委产业科科长熊杰,西南大学资源环境学院肖然老师,西南大学植物保护学院杨宇衡老师,西南大学资源环境学院郭超仪、张芬、刘发波、刘栩辰、杨林等同学在蔬菜生产调研过程中提供的帮助表示衷心的感谢。

参考文献:

- [1] Food and Agriculture Organization. Food and Agriculture Organization Statistical Data (FAOSTAT) agriculture database[EB/OL]. (2019-08-10) [2021-08-15]. <http://faostat.fao.org>.
- [2] 沈辰, 梁丹辉, 王盛威, 等. 2014—2023年中国蔬菜市场展望[J]. 农业展望, 2014, 10(12): 14-18. SHEN C, LIANG D H, WANG S W, et al. China's vegetable market outlook for 2014—2023[J]. *Agricultural Outlook*, 2014, 10(12): 14-18.
- [3] WEAVER J E, BRUNER W E. Root development of vegetable crops[J]. *Nature*, 1928, 121(3037): 53.
- [4] BRUMM I, SCHENK M. Influence of nitrogen supply on the occurrence of calcium deficiency in field grown lettuce[J]. *Acta Horticulturae*, 1993, 339: 125-136.
- [5] CHEN Q, ZHANG X, ZHANG H, et al. Evaluation of current fertilizer practice and soil fertility in vegetable production in the Beijing region [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 69(1): 51-58.
- [6] 武良, 张卫峰, 陈新平, 等. 中国农田氮肥投入和生产效率[J]. 中国土壤与肥料, 2016(4): 76-83. WU L, ZHANG W F, CHEN X P, et al. Nitrogen fertilizer input and nitrogen use efficiency in Chinese farmland[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2016(4): 76-83.
- [7] WANG X, ZOU C, GAO X, et al. Nitrous oxide emissions in Chinese vegetable systems: A meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 239(8): 375-383.
- [8] WANG X, ZOU C, GAO X, et al. Nitrate leaching from open-field and greenhouse vegetable systems in China: A meta-analysis[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25: 31007-31016.
- [9] BRENTRUP F, KÜSTERS J, KUHLMANN H, et al. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: An example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers [J]. *European Journal of Agronomy*, 2001, 14(3): 221-233.
- [10] ZHANG F, LIU F B, MA X, et al. Greenhouse gas emissions from vegetables production in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 317: 128449.
- [11] 郭金花. 典型设施蔬菜生产系统水肥、农药投入及环境影响的生命周期评价[D]. 北京: 中国农业大学, 2016: 55-73. GUO J H. Input of irrigation water, fertilizer, pesticides to and life cycle assessment of environmental impacts from typical greenhouse vegetable production systems in China[D]. Beijing: China Agricultural University, 2016: 55-73.
- [12] 闫明, 潘根兴. 南京地区大棚蔬菜生产的碳足迹调查分析[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(9): 1791-1796. YAN M, PAN G X. Evaluation of the carbon footprint of greenhouse vegetable production based on questionnaire survey from Nanjing, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(9): 1791-1796.
- [13] 赵明炯, 王孝忠, 刘彬, 等. 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放估算[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1409-1419. ZHAO M J, WANG X Z, LIU B, et al. Estimation of reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions from vegetable production in Yangtze River Delta, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(6): 1409-1419.

- [14] 胡亮, 文礼章, 彭云鹏, 等. 不同蔬菜品种生产效益和碳效益评价[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(1):92-101. HU L, WEN L Z, PENG Y P, et al. Evaluation of production and carbon benefit of different vegetables[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2016, 33(1):92-101.
- [15] ADEWALE C, HIGGINS S, GRANATSTEIN D, et al. Identifying hotspots in the carbon footprint of a small scale organic vegetable farm[J]. *Agricultural Systems*, 2016, 149:112-121.
- [16] 重庆市统计局. 重庆统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2018. Chongqing Bureau of Statistics. Chongqing statistical yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2018.
- [17] XIA L, TI C, LI B, et al. Greenhouse gas emissions and reactive nitrogen releases during the life-cycles of staple food production in China and their mitigation potential[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 556:116-125.
- [18] International Organization for Standardization. Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework (ISO 14040) [S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [19] International Organization for Standardization. Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines (ISO 14044) [S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [20] ALLISON M L, JAMES N G, ALBERT B, et al. A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment[J]. *Environmental Development*, 2012, 1(1):40-66.
- [21] PISHGAR-KOMLEH S H, OMID M, HEIDARI M D. On the study of energy use and GHG (greenhouse gas) emissions in greenhouse cucumber production in Yazd Province[J]. *Energy*, 2013, 59:63-71.
- [22] CLARK S, KHOSHNEVISAN B, SEFEEDPARI P. Energy efficiency and greenhouse gas emissions during transition to organic and reduced-input practices: Student farm case study[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 88:186-194.
- [23] CUI Z, YUE S, WANG G, et al. In-season root-zone N management for mitigating greenhouse gas emission and reactive N losses in intensive wheat production[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(11):6015-6022.
- [24] ZHANG W F, DOU Z X, HE P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(21):8375-8380.
- [25] LONG L, BRADLEY G R, RATTAN L, et al. Nitrogen footprint and nitrogen use efficiency of greenhouse tomato production in north China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 208:285-296.
- [26] IPCC. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [27] IPCC. Guidelines for national greenhouse gas inventories 11.1-11.54 [R]. National Greenhouse Gas Inventories, 2006.
- [28] LIU B, WANG X, MA L, et al. Combined applications of organic and synthetic nitrogen fertilizers for improving crop yield and reducing reactive nitrogen losses from China's vegetable systems: A meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 269:116143.
- [29] 张福锁, 陈新平, 陈清, 等. 中国主要作物施肥指南[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2009. ZHANG F S, CHEN X P, CHEN Q, et al. Fertilization guidelines for main crops in China[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2009.
- [30] 顾巍巍, 顾树平, 张强, 等. 有机无机配施对水稻产量及产量构成因素的影响[J]. 上海农业学报, 2015, 31(6):95-100. GU W W, GU S P, ZHANG Q, et al. Effect of combination application of organic and inorganic fertilizer on the yield and yield components of rice[J]. *Acta Agriculture Shanghai*, 2015, 31(6):95-100.
- [31] CHEN X, CUI Z, FAN M, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. *Nature*, 2014, 514(7523):486-489.
- [32] 韩沛华, 闵炬, 诸海焘, 等. 长三角地区设施蔬菜施肥现状及土壤性状研究[J]. 土壤, 2020, 52(5):994-1000. HAN P H, MIN J, ZHU H T, et al. Fertilization status and soil physicochemical properties of greenhouse vegetable system in Yangtze River Delta[J]. *Soils*, 2020, 52(5):994-1000.
- [33] 石生伟, 刘衍, 郭利娜, 等. 天津市设施菜地施肥现状及减施潜力和对策[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(6):1091-1105. SHI S W, LIU K, GUO L N, et al. Fertilization status-quo in greenhouse vegetable production in Tianjin and the potential and countermeasures of fertilizer reduction[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2020, 26(6):1091-1105.
- [34] 梁金凤, 贾小红, 金强, 等. 北京市设施蔬菜施肥状况变化分析[J]. 中国蔬菜, 2013(19):18-22. LIANG J F, JIA X H, JIN Q, et al. Analysis on the change of fertilization status of facility vegetables in Beijing[J]. *China Vegetables*, 2013(19):18-22.
- [35] TEI F, DE NEVE S, DE HAAN J, et al. Nitrogen management of vegetable crops[J]. *Agricultural Water Management*, 2020, 240:106316.
- [36] MIN J, ZHANG H, SHI W. Optimizing nitrogen input to reduce nitrate leaching loss in greenhouse vegetable production[J]. *Agricultural Water Management*, 2012, 111:53-59.
- [37] CHEN D, SUTER H C, ISLAM A, et al. Influence of nitrification inhibitors on nitrification and nitrous oxide (N₂O) emission from a clay loam soil fertilized with urea[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(4):660-664.
- [38] 姚娜, 余冰, 蔡崇法, 等. 丹江口库区土壤氮磷养分流失特征[J]. 水土保持通报, 2017, 37(1):97-103. YAO N, YU B, CAI C F, et al. Characteristic of soil nitrogen and phosphorus loss in Danjiangkou Reservoir area[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017, 37(1):97-103.
- [39] YAO Z, ZHANG L, TANG S, et al. The basic characteristics and spatial patterns of global cultivated land change since the 1980s[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2017, 27(7):771-785.
- [40] 黄绍文, 唐继伟, 张怀志, 等. 基于发育阶段的设施黄瓜水肥一体化技术[J]. 中国果菜, 2017, 37(5):82-84. HUANG S W, TANG J W, ZHANG H Z, et al. Drip fertigation technology of greenhouse cucumber based on management strategy at different growth stages[J]. *China Fruit & Vegetable*, 2017, 37(5):82-84.
- [41] WANG X, DOU Z, SHI X, et al. Innovative management programme reduces environmental impacts in Chinese vegetable production[J].

- Nature Food*, 2021, 2(1):47-53.
- [42] CHEN X, CUI Z, FAN M, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. *Nature*, 2014, 514(7523):486-489.
- [43] WANG X, ZOU C, ZHANG Y, et al. Environmental impacts of pepper (*Capsicum annuum* L.) production affected by nutrient management: A case study in southwest China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 171:934-943.
- [44] 张芬, 程泰鸿, 陈新平, 等. 我国典型露地蔬菜生产中的温室气体排放[J]. 环境科学, 2020, 41(7):3410-3417. ZHANG F, CHENG T H, CHEN X P, et al. Greenhouse gas emissions for typical open-field vegetables production in China[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(7):3451-3417.
- [45] HE F, JIANG R, CHEN Q, et al. Nitrous oxide emissions from an intensively managed greenhouse vegetable cropping system in northern China[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(5):1666-1672.
- [46] WANG X, LIU B, WU G, et al. Cutting carbon footprints of vegetable production with integrated soil-crop system management: A case study of greenhouse pepper production[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 254:120158.
- [47] ZHAO H, LI X, JIANG Y. Response of nitrogen losses to excessive nitrogen fertilizer application in intensive greenhouse vegetable production[J]. *Sustainability-Basel*, 2019, 11(6):1513.
- [48] 刘衍, 郭利娜, 贾羽旋, 等. 北京市设施蔬菜施肥状况及减施潜力分析[J]. 中国蔬菜, 2020(9):71-81. LIU K, GUO L N, JIA Y X, et al. Analysis on fertilization status and potential of fertilizer reduction in greenhouse vegetable fields in Beijing[J]. *China Vegetables*, 2020(9):71-81.
- [49] ZHOU J, LI B, XIA L, et al. Organic-substitute strategies reduced carbon and reactive nitrogen footprints and gained net ecosystem economic benefit for intensive vegetable production[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 225:984-994.
- [50] QIAO C, LIU L, HU S, et al. How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input[J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(3):1249-1257.

(责任编辑:宋潇)