

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2025.10.014

唐文婧, 蒋乙玮, 朱康文, 等. 基于“源-流-汇”的丘陵山区种植业面源污染风险评估 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2025, 47(10): 156-168.

基于“源-流-汇”的 丘陵山区种植业面源污染风险评估

——以重庆市璧山区为例

唐文婧¹, 蒋乙玮¹, 朱康文², 陈玉成^{1,3}, 管宏友^{1,3}

1. 西南大学 资源环境学院, 重庆 400715; 2. 重庆交通大学 智慧城市学院, 重庆 402675;
3. 重庆市农用地土壤污染风险管控重点实验室, 重庆 400715

摘要: 农业面源污染防治的瓶颈之一在于缺乏合理的风险评估方法, 使其在实际工作中难以找到有效抓手。利用熵权法和专家打分法结合重庆市地方标准构建基于“源-流-汇”的规模化种植面源污染风险评估体系, 以重庆市璧山区为例开展实证研究。结果表明: ① 基于综合风险评估结果, 璧山区规模化种植地块中, 25.82% 呈现高风险, 24.07% 处于中风险状态, 23.01% 处于低风险, 11.59% 呈现极高风险。② 基于各维度风险评估结果, “源”指标以无风险为主, “流”指标以中风险为主, “汇”指标以高风险/极高风险为主。基于“源-流-汇”有针对性地提出对策建议, 以期完善种植业面源污染风险管控体系提供理论与实践指导。

关键词: 农业面源污染; 规模化种植; 风险评估; “源-流-汇”

中图分类号: X5

文献标识码: A

文章编号: 1673-9868(2025)10-0156-13

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Risk Assessment of Non-Point Source Pollution in the Planting Industry in Hilly and Mountainous Areas Based on “Source-Flow-Sink”

——Taking Bishan District, Chongqing as an Example

TANG Wenjing¹, JIANG Yiwei¹, ZHU Kangwen²,
CHEN Yucheng^{1,3}, GUAN Hongyou^{1,3}

收稿日期: 2024-12-12

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金项目(42301353); 重庆市社会科学规划重点项目(2020ZDSH10)。

作者简介: 唐文婧, 硕士研究生, 主要从事环境规划与管理方向的研究。

通信作者: 管宏友, 博士, 副教授。

1. School of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China;
2. School of Smart City, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 402675, China;
3. Chongqing Key Laboratory of Soil Pollution Risk Control in Agricultural Land, Chongqing 400715, China

Abstract: One of the bottlenecks in the prevention and control of agricultural non-point source pollution is the deficiency of a rational risk assessment method, which makes it challenging to identify effective approaches in practical work. This research employed the entropy weight method and expert scoring method in combination with the local standards of Chongqing City to construct a risk assessment system for non-point source pollution of large-scale planting based on the “source-flow-sink” concept, and conducted an empirical study by taking Bishan District as an example. The results indicated that: ① Based on the results of comprehensive risk assessment, among the large-scale cultivation plots in Bishan District, 25.82% were at high risk, 24.07% were at medium risk, 23.01% were at low risk, and 11.59% were at extremely high risk. ② Regarding the risk assessment of each dimension, the source indicators were mainly risk-free, the flow indicators were mainly at a medium risk, and the sink indicators were mainly at a high/extremely high risk. Based on the “source-flow-sink” approach, targeted countermeasures and suggestions were put forward to provide theoretical and practical guidance for improving the risk control system of non-point source pollution in the planting industry.

Key words: agricultural non-point source pollution; large-scale planting; risk assessment; “source-flow-sink”

在点源污染得到有效控制的背景下,面源污染已成为我国农业绿色发展的重要障碍^[1],威胁着“米袋子”和“菜篮子”的生态安全。自 20 世纪 80 年代开始,我国学者开展了面源污染的研究^[2]。近年来针对“面源污染负荷、污染风险评估”等研究取得了诸多成果,但囿于农业面源污染的随机性、分散性、滞后性等特点^[3],防控较为困难。农业面源污染源主要有种植业、畜禽养殖业和农村生活污染等,其中种植业是对农业面源污染中氮贡献较大的污染源^[4-5]。

种植业作为农业的重要组成部分,对国民经济和人民生活有着不可替代的作用,其高质量发展离不开化肥、农药等投入品的使用,但因种植业投入品使用不当所引发的环境问题也不容忽视。2015 年,原农业部下发《关于打好农业面源污染防治攻坚战的实施意见》,提出要减少化肥和农药使用量,同年印发了《到 2020 年化肥使用量零增长行动方案》和《到 2020 年农药使用量零增长行动方案》。但种植业投入品“投入量高、利用率低”的局面仍然存在。2021 年,中国农用化肥单位面积平均施用量为 307.7 kg/hm²,明显高于国际公认的化肥施用安全上限的 225 kg/hm²^[6-7]。据调查,集约化农区农药、化肥利用率仅 30%~35%^[8],大量未被利用的农药、化肥以及残留的地膜极易引发面源污染。丘陵山区地形破碎、降水多且集中等导致污染分布更广、威胁更大、动能更强,农业活动产生的氮、磷等元素通过降雨、地形驱动进入水体产生的面源污染与农业绿色发展的矛盾日趋严峻。

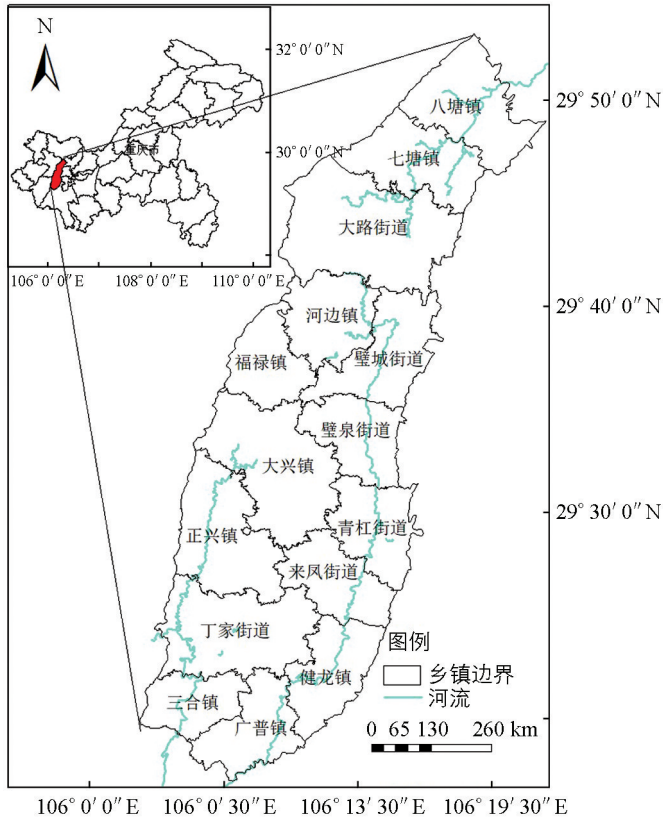
相关学者研究表明农业面源污染风险评估是有效防治面源污染的重要手段^[9]。已有学者针对种植业投入品进行污染风险评估,但大多只单独考虑化肥或农药使用造成的面源污染风险,如花莉等^[10]在对土壤样品进行农药残留检测并利用风险熵值法进行生态风险评估;也有学者结合刘钦普^[11]的化肥施用面源污染环境风险评价模型,在改进 Hakanson^[12]生态危害指数法-重金属生态风险评价模型的基础上评估化肥施用强度、复种指数等的面源污染风险及其影响因素^[13-15];王磊等^[16]根据化肥、农药施用强度,将污染风险进行分区;王琦等^[17]结合化肥、农药等使用及秸秆利用率,计算种植业污染指数并进行评估;杨世琦等^[18]

以农作物施肥量为切入点, 构建农田面源污染风险评价模型, 进而揭示不同作物、不同区域面源污染风险。以上研究对农业面源污染进行了有益探索, 但鲜有考虑坡度、离水距离等因素, 而丘陵山地地势不平、地形破碎会加剧种植业投入品流失, 亟需建立适应丘陵山地农村的种植业面源污染风险评估体系^[19]。目前, 面源污染的评估模型大多采用 InVEST 模型、HSPF 模型、SWAT 模型、AnnAGNPS 模型、SWMM 模型等^[20-24], 其中 SWAT、AnnAGNPS 模型的应用最为广泛^[25]。GIS 地理信息系统因具有适应性强、更新快、交互方便等特点, 已成为近年来研究农业面源污染风险评估的重要手段^[26]。本研究从“源-流-汇”构建种植业面源污染风险评估体系, 以重庆市璧山区为例开展实证研究, 旨在为丘陵山地种植业面源污染风险管控提供理论与实践指导。

1 资料与方法

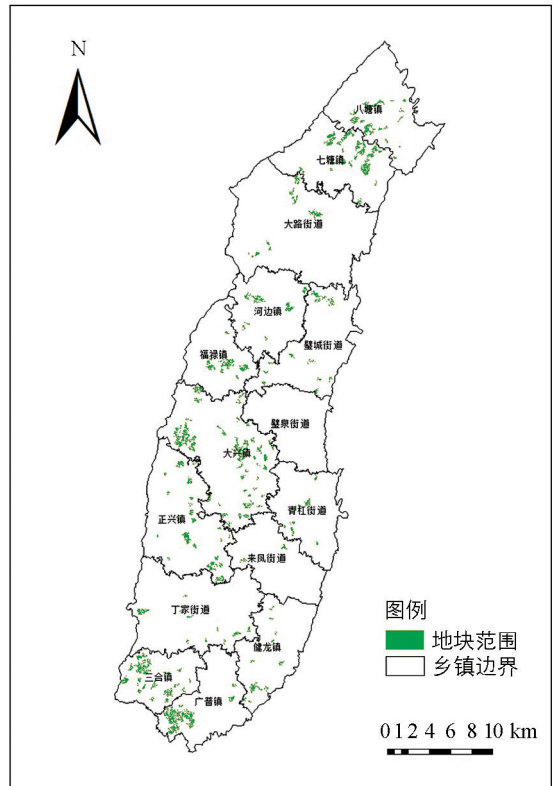
1.1 研究区概况

重庆市璧山区地处长江经济带、成渝经济圈, 规模化种植业主多, 劳动力较少。为追求利润最大化, 业主一般会选择化肥等种植业投入品。此外, 璧山区地貌总轮廓为“两山夹一谷”, 境内地貌按其海拔高度和分布位置, 可分为低山、丘陵和宽谷, 为典型的丘陵山区。全区农村占比高、坡耕地多、降水集中等导致污染分布广、威胁大、动能强, 化肥、农药更容易受到降雨、地形等因素的驱动进入周边水体产生面源污染, 如图 1。研究涉及规模化种植地块如图 2 所示。



审图号: GS(2024)2646 号

图 1 研究区域



审图号: GS(2024)2646 号

图 2 地块范围

1.2 评估体系构建

结合相关学者的研究^[27]和重庆市地方标准^[28], 利用熵权法和专家打分法, 从污染物负荷、输移和受纳 3 个维度构建风险评估体系。研究将畜禽养殖指数的权重等比例分给其他 3 个指标, 并计算权重(表 1)。

表 1 评估指标体系及其权重

一级指标	二级指标	权重	三级指标	权重
种植业面源污染风险评估综合指数(I)	源(I_1)	0.38	化肥强度指数(I_{11})	0.55
			农药强度指数(I_{12})	0.34
			地膜强度指数(I_{13})	0.11
	流(I_2)	0.32	降雨侵蚀指数(I_{21})	0.22
			坡长坡度指数(I_{22})	0.19
			坡耕地指数(I_{23})	0.18
			土壤可侵蚀性指数(I_{24})	0.20
			水域距离指数(I_{25})	0.21
	汇(I_3)	0.30	林草滞纳指数(I_{31})	0.52
			水体容纳指数(I_{32})	0.48

1.3 数据来源

通过对重庆市璧山区实地调研,获取 2021 年璧山区规模化种植地块的化肥、农药、地膜投入数据,经整理得到投入品使用总量及使用强度。复合肥含量统一以 15:15:15 计算纯度,并使用无人机勘测地块范围,结合 ArcGIS 工具绘制地块范围图。

负荷维度风险分级使用自然断点法^[29-30],输移、容纳维度风险分级参考朱康文^[27]使用分位数分级法。DEM 数据来源于资源环境数据云平台(<http://www.resdc.cn/>),数据分辨率统一设置为 30 m。坐标系采用国家大地 2000 坐标系统。利用 ArcGIS 计算各维度指数及风险值,并结合自然断点法、分位数断点法对风险分级,采用分区统计方法得到各地块不同的属性值。为统一各个因子之间的栅格大小,使用 ArcGIS 中的“重采样”工具,将栅格数据像元全部转化为 30 m×30 m。

1.4 数据处理方法

1.4.1 源头负荷—源

参考重庆市地方标准对种植业面源污染进行负荷评估^[28]。其指标具体计算方法如下。

1) 化肥强度指数(I_{11})

$$A_1 = \frac{A_2}{S} \quad (1)$$

$$I_{11} = \frac{A_1}{250P} \quad (2)$$

式中: A_1 为化肥使用强度,单位为 kg/hm^2 ; A_2 为化肥使用量(纯量),单位为 kg ; S 为耕地面积,单位为 hm^2 ; P 为复种指数,无单位; I_{11} 为化肥强度指数,无单位; 250 为化肥强度参比值,即国家生态乡镇、生态县、生态市、生态省建设指标,单位为 kg/hm^2 。

2) 农药强度指数(I_{12})

$$B_1 = B_2 \times 32.28\% \quad (3)$$

$$B_3 = \frac{B_1}{S} \quad (4)$$

$$I_{12} = \frac{B_3}{2.5P} \quad (5)$$

式中: B_1 为农药使用折百量, 单位为 kg; B_2 为农药使用商品量, 单位为 kg; B_3 为农药使用强度, 单位为 kg/hm^2 ; S 为耕地面积, 单位为 hm^2 ; P 为复种指数, 无单位; 32.28% 为农药折百系数; 2.5 为农药强度参比值, 即国际公认安全使用水平, 单位为 kg/hm^2 。

3) 地膜强度指数(I_{13})

$$C_1 = \frac{C_2}{P} \quad (6)$$

$$C_3 = \frac{C_{4i}}{0.0855} \quad (7)$$

$$C_5 = \frac{C_6}{C_1} \quad (8)$$

$$C_7 = \frac{C_{8i}}{75} \quad (9)$$

$$I_{13} = \sqrt{C_3 \cdot C_7} \quad (10)$$

式中: C_1 为地膜使用比率, 无单位; C_2 为地膜使用面积, 单位为 hm^2 ; C_3 为地膜使用率指数, 无单位; C_{4i} 为第 i 评估区的地膜使用比率, 无单位; C_5 为地膜使用水平, 单位为 kg/hm^2 ; C_6 为地膜使用量, 单位为 kg; C_7 为地膜使用水平指数, 无单位; C_{8i} 为第 i 评估区的地膜使用水平, 单位为 $\text{kg}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$; I_{13} 为地膜强度指数, 无单位; 0.0855 为地膜使用率参比值, 即重庆市地膜多年平均使用比率, 无单位; 75 为地膜安全使用参比值, 即一般安全水平, 单位为 $\text{kg}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ 。

1.4.2 过程输移一流

1) 降雨侵蚀指数(I_{21})

降雨侵蚀指数(I_{21})是用于衡量特定区域内降雨对土壤侵蚀潜在影响的重要指标。该指数通过综合考量经度、纬度、海拔、坡度、坡向以及降雨量等关键要素, 定量评估降雨对土壤颗粒的分离和搬运作用。在研究过程中, 一般采用广泛认可的日雨量侵蚀力模型, 首先计算出月降雨侵蚀力, 进而推算出年降雨侵蚀力。

$$F = m \sum_{a=1}^d (D_b)^n \quad (11)$$

式中, F 为月降雨侵蚀力(MJ, 单位为 $\text{mm}/\text{hm}^2/\text{h}/\text{mon}$); D_b 为第 b 天的侵蚀性日雨量(单位为 mm, 要求日雨量 ≥ 12 mm, 否则以 0 计算); d 表示天数; m 、 n 是模型参数。 R 为年降雨侵蚀力, 由 F 值测算得到。 R 值对农业面源污染风险起到正面作用, 即 R 值越高风险越高。根据生态功能区划中对于土壤侵蚀敏感性的算法, 将 R 值按照 $R \geq 600$ 、 $600 > R \geq 400$ 、 $400 > R \geq 100$ 、 $100 > R \geq 25$ 、 $R < 25$ 分为 5 个等级, 分别代表极高风险、高风险、中风险、低风险、无风险, I_{21} 分别赋值为 5、4、3、2、1。

2) 坡长坡度指数(I_{22})

坡长坡度指数(I_{22})是衡量大尺度地形因素在特定区域内驱动水土流失能力的重要参数, 能够有效反映不同坡长和坡度组合(LS)对坡面土壤侵蚀量的影响程度, 通过比较实际坡长坡度条件下的土壤侵蚀量与标准小区条件下的侵蚀量, 得出一个比值。在区域土壤侵蚀评估中, 坡长坡度作为关键的地形指标, 通常利用地形起伏度进行计算。地形起伏度是指在一定距离范围内的地面最大高差, 本研究采用 GIS 软件中的 Focal Statistics 工具的 RANGE 统计方法进行精确测量。

根据生态功能区划中对于土壤侵蚀敏感性的算法, 将 LS 值按照 $LS \geq 300$ 、 $300 > LS \geq 100$ 、 $100 > LS \geq 50$ 、 $50 > LS \geq 20$ 、 $LS < 20$ 分为极高风险、高风险、中风险、低风险、无风险 5 个等级, I_{22} 分别赋值为 5、4、3、2、1。 LS 对农业面源污染风险起到正面作用, 即 LS 值越高风险越高。

3) 坡耕地指数(I_{23})

坡耕地指数(I_{23})表示微尺度地形驱动引起的水土流失能力,其大小可以反映污染物从耕地流出的难易程度,为有效体现坡耕地的坡度影响,研究对常规坡耕地指数考虑面积的算法进行调整。本研究根据生态功能区划针对坡度的分级评价,按照耕地坡度进行坡耕地指数赋值。 I_{23} 赋值为 5、4、3、2、1,分别对应极高风险、高风险、中风险、低风险、无风险 5 个等级。

$$I_{23} = \begin{cases} 5 & 25^\circ \leq C_{slo} \\ 4 & 20^\circ \leq C_{slo} < 25^\circ \\ 3 & 15^\circ \leq C_{slo} < 20^\circ \\ 2 & 5^\circ \leq C_{slo} < 15^\circ \\ 1 & C_{slo} < 5^\circ \end{cases} \quad (12)$$

式中: I_{23} 为坡耕地指数的值; C_{slo} 为耕地位置对应的坡度值。

4) 土壤可侵蚀性指数(I_{24})

土壤可蚀性指数(I_{24})是衡量区域内土壤性质差异导致的水蚀抵抗能力的重要指标,反映不同类型土壤对侵蚀外应力作用的敏感程度。土壤可蚀性的强弱深受土壤自身理化性质的影响,特别与土壤的机械组成和有机碳含量紧密相关,EPIC 模型^[31]因其准确性和实用性而得到了广泛应用。

$$K_{EPIC} = \left\{ 0.2 + 0.3 \times \exp \left[-0.0256 \times SAN \times \left(1 - \frac{SIL}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \times \left\{ 1 - \frac{0.25 \times C}{C + \exp(3.72 - 2.95 \times C)} \right\} \quad (13)$$

$$K = (-0.01382 + 0.51575K_{EPIC}) \times 0.1317 \quad (14)$$

式中: K 为土壤可蚀性(单位为 $t/hm^2/h/MJ/hm^2/mm$); SAN 、 SIL 、 CLA 为砂粒、粉粒、粘粒的含量(%); C 为有机碳含量(%).根据左太安等^[32]在重庆地区的研究,将土壤可蚀性按照下述区间进行分级赋值处理得到土壤可蚀性指数(I_{24})。 I_{24} 分别赋值为 5、4、3、2、1,对应极高风险、高风险、中风险、低风险、无风险 5 个等级。

$$I_{24} = \begin{cases} 5 & 0.020 < K \leq 0.040 \\ 4 & 0.015 < K \leq 0.020 \\ 3 & 0.011 < K \leq 0.015 \\ 2 & 0.007 < K \leq 0.011 \\ 1 & 0.001 < K \leq 0.007 \end{cases} \quad (15)$$

5) 水域距离指数(I_{25})

水域距离指数(I_{25})是某个空间点位离最近水域的距离,可以反映污染物进入受纳所需要克服的距离阻力,通常情况下污染源离水域越近则越容易进入水体。通过运用 GIS 中的欧式距离分析工具,计算得出某一点离水域的距离。

$$DIS = (x_1 - x_1)^2 - (y_1 - y_2)^2 \text{ (二维空间)} \quad (16)$$

式中: DIS 表示二维空间中 (x_2, y_1) 和 (x_1, y_2) 的距离。参考饮用水源保护区划定范围、畜禽养殖区划中水体保护范围、长江经济带水体保护范围、生态廊道构建等要求,将 I_{25} 按照 DIS 的以下范围进行分级赋值。

$$I_{25} = \begin{cases} 5 & DIS \leq 500 \\ 4 & 500 < DIS \leq 1000 \\ 3 & 1000 < DIS \leq 2000 \\ 2 & 2000 < DIS \leq 5000 \\ 1 & 5000 < DIS \end{cases} \quad (17)$$

1.4.3 末端受纳—汇

1) 林草滞纳指数(I_{31})

林草滞纳指数(I_{31})表示林草景观主动消纳污染物的能力。结合指定区域内“建设用地、耕地”与“林地、草地、其他用地”的比值,构建林草滞纳指数。 I_{31} 按照总量累计比例为 0.2、0.4、0.6、0.8 进行分级赋值,分别为 5、4、3、2、1。

$$P_p = G \left(\frac{A_{sink500}}{A_{source500}} \right) + G_{K_{sink500}} \quad (18)$$

$$I_{31} = \begin{cases} 5 & M_{P_p} \leq 0.2 \\ 4 & 0.2 < M_{P_p} \leq 0.4 \\ 3 & 0.4 < M_{P_p} \leq 0.6 \\ 2 & 0.6 < M_{P_p} \leq 0.8 \\ 1 & 0.8 < M_{P_p} \end{cases} \quad (19)$$

式中: P_p 为林草滞纳值, G 表示对数值进行归一化, $A_{sink500}$ 和 $A_{source500}$ 分别表示A区域水域500m范围内“林地、草地、其他用地”和“建设用地、耕地”的面积, $K_{sink500}$ 表示水域500m范围内“林地、草地、其他用地”的核密度测算值。

2) 水体容纳指数(I_{32})

水体容纳指数(I_{32})评估区内水体纳污净化的能力,采用水网密度结合水体分布核密度值进行测算,水网密度由湖库面积、河流长度、水资源量计算所得。

$$Riv = a \frac{A_l}{A_a} + b \frac{A_r}{A_a} + c \frac{A_{re}}{A_a} \quad (20)$$

$$R_r = G_{Riv} + G_{K_R} \quad (21)$$

式中: Riv 为水网密度, a 、 b 、 c 分别为湖库面积、河流长度、水资源量的归一化系数, A_l 、 A_r 、 A_{re} 、 A_a 分别为湖库面积、河流长度、水资源量、区域面积。生态环境部推荐的 a 、 b 、 c 分别为 591.79、84.37、86.39。 K_R 为水体分布核密度, R_r 为水体容纳值。水体容纳指数 I_{32} 按照 R_r 总量的 0.2、0.4、0.6、0.8 进行分级取值。

$$I_{32} = \begin{cases} 5 & M_{R_r} \leq 0.2 \\ 4 & 0.2 < M_{R_r} \leq 0.4 \\ 3 & 0.4 < M_{R_r} \leq 0.6 \\ 2 & 0.6 < M_{R_r} \leq 0.8 \\ 1 & 0.8 < M_{R_r} \end{cases} \quad (22)$$

2 结果与分析

2.1 “源”特征

2.1.1 化肥强度指数(I_{11})

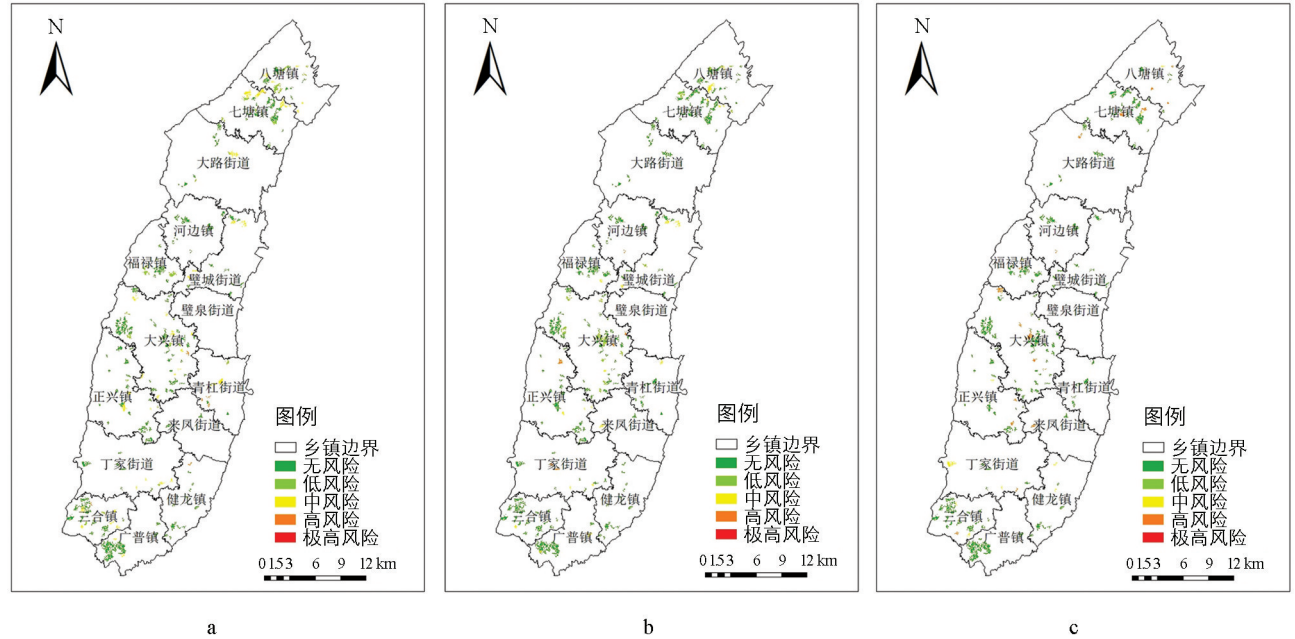
从化肥强度指数测算结果来看(图 3a),2021 年全区化肥强度指数整体上以中风险居多,高风险和极高风险较少,说明重庆市璧山区规模化种植业主化肥投入品导致的种植业面源污染风险不高,化肥减量政策效果显著。数据分析结果显示,有 12.08% 的地块呈低风险,28.50% 呈中风险,4.35%、1.93% 呈高风险或极高风险(全文均不讨论无风险占比情况)。

2.1.2 农药强度指数(I_{12})

农药强度指数结果如图 3b 显示, 2021 年重庆市璧山区农药投入整体上与化肥投入一致, 呈现无风险/低风险为主, 共占 84.06%; 中风险其次, 为 9.18%; 高风险和极高风险较少, 分别为 2.90%、3.86%。规模种植主体农药投入无风险/低风险共占 70% 以上。

2.1.3 地膜强度指数(I_{13})

地膜强度指数图 3c 显示, 2021 年重庆市璧山区地膜投入与化肥、农药略有不同, 整体上以无风险、低风险为主, 共占 61.35%; 极高风险/高风险分别为 24.64%、9.18%。



审图号: GS(2024)2646 号

图 3 基于“源”特征的化肥(a)、农药(b)及地膜(c)强度指数

2.2 “流”特征

2.2.1 降雨侵蚀指数(I_{21})

由图 4a 可知, 2021 年重庆市璧山区规模种植主体年降雨侵蚀力在 200 和 400 之间, 不同乡镇降雨侵蚀指数风险层级一致, 均为中风险。

2.2.2 坡长坡度指数(I_{22})

由图 4b 可以看出, 重庆市璧山区种植地块坡长坡度指数整体以 $100 > R \geq 50$ 、 $300 > R \geq 100$ 为主, 其次是 $50 > R \geq 20$ 、 $R > 300$, 最后是 $R < 20$ 。根据测算结果来看, 结合璧山区实际地形, 整体以中风险、高风险为主, 约占 79.47%, 3.36% 为极高风险地区。

2.2.3 土壤可蚀性指数(I_{23})

本研究测算了重庆市璧山区规模种植地块土壤可蚀性指数, 由图 5a 可知, 璧山区整体以极高风险为主, 高风险为辅, 其中 68.36% 的地块为极高风险, 31.64% 地块为高风险。

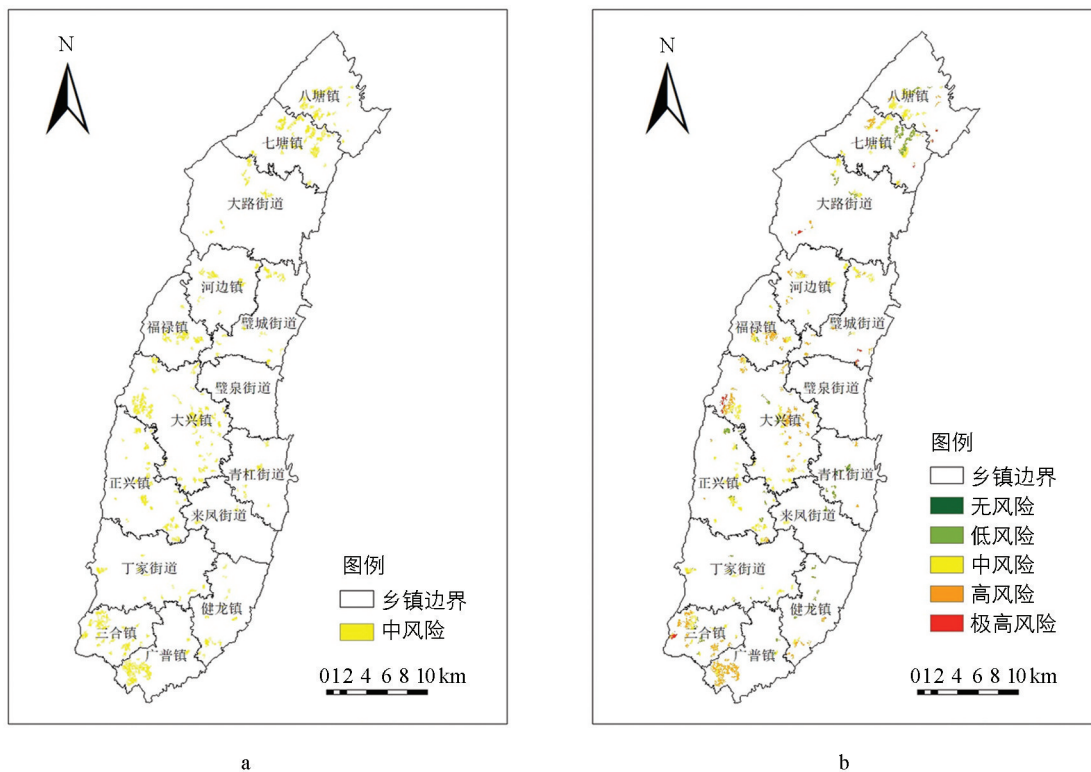
2.2.4 坡耕地指数(I_{24})

从坡耕地指数结果来看(图 5b), 璧山区规模种植地块坡度(C_{slo})整体上以 $C_{slo} < 5^\circ$ 为主, 其次是 $5^\circ \leq C_{slo} < 15^\circ$ 、 $C_{slo} \geq 15^\circ$ 较少。地块中有 18.03% 存在低风险, 0.60% 存在中风险, 0.09% 存在高风险。

2.2.5 水域距离指数(I_{25})

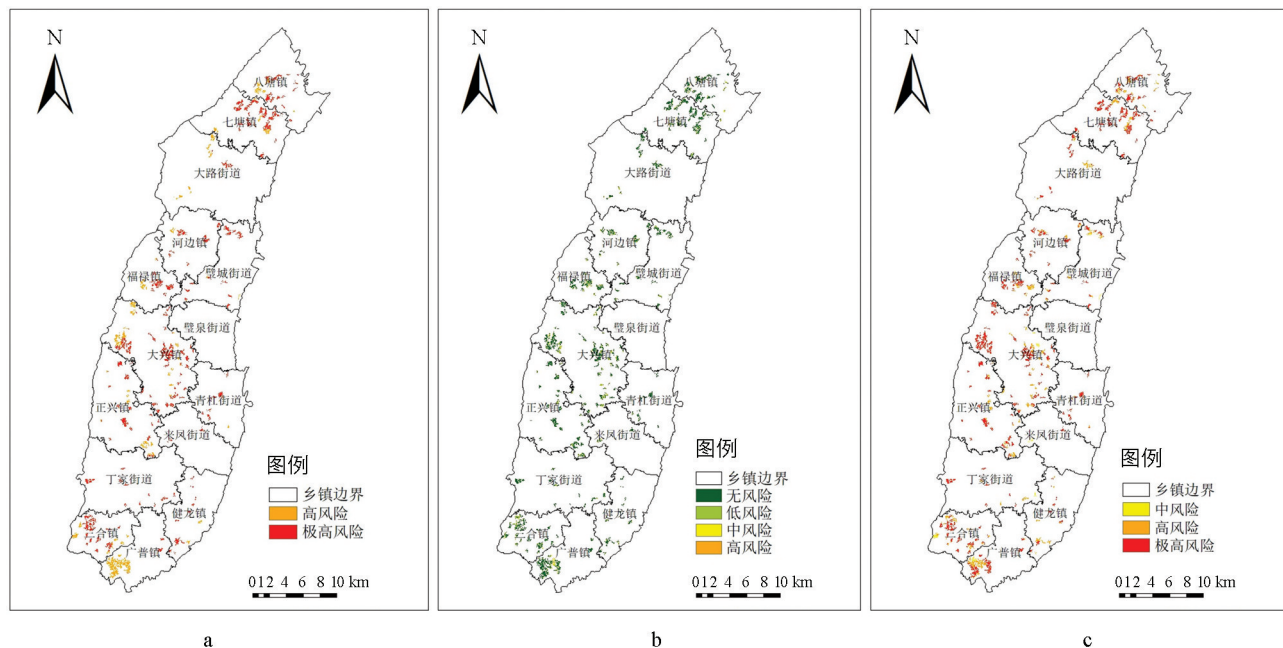
由水域距离分析结果(图 5c)可以看出, 重庆市璧山区规模种植主体地块水体距离整体较近, 其中

69.43%的地块处于极高风险, 27.91%的地块处于高风险, 2.66%地块处于中风险。



审图号: GS(2024)2646 号

图 4 基于“流”特征的降雨侵蚀指数(a)与坡长坡度指数(b)



审图号: GS(2024)2646 号

图 5 基于“流”特征的土壤可侵蚀指数(a)、坡耕地指数(b)及水域距离指数(c)

2.3 “汇”特征

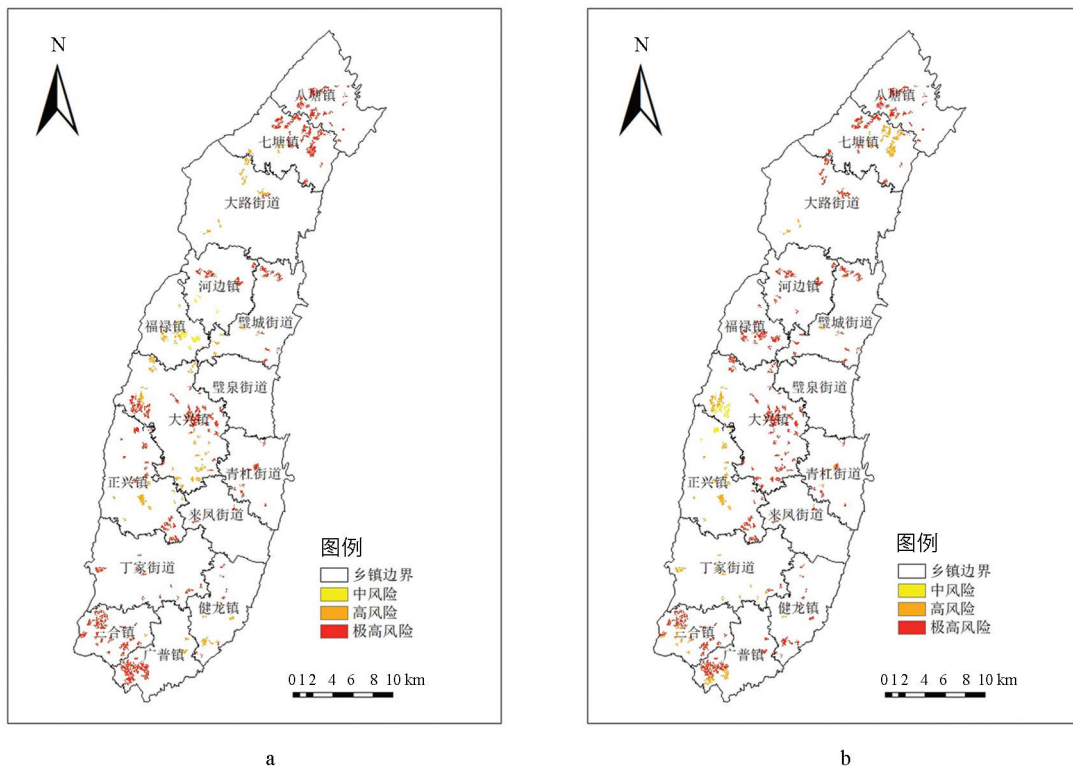
2.3.1 林草滞纳指数(I_{31})

林草滞纳指数结果如图 6a 所示, 重庆市璧山区整体以极高风险为主, 高风险次之, 中风险最少, 其中

73.98%处于极高风险, 22.54%处于高风险, 仅 3.48%处于中风险。

2.3.2 水体容纳指数(I_{32})

从重庆市璧山区水体容纳指数结果来看, 水体容纳指数与林草滞纳指数规律基本一致, 整体以极高风险为主, 高风险次之, 中风险最少, 其中 96.04%处于高风险和极高风险, 仅 3.96%处于中风险(图 6b)。



审图号: GS(2024)2646 号

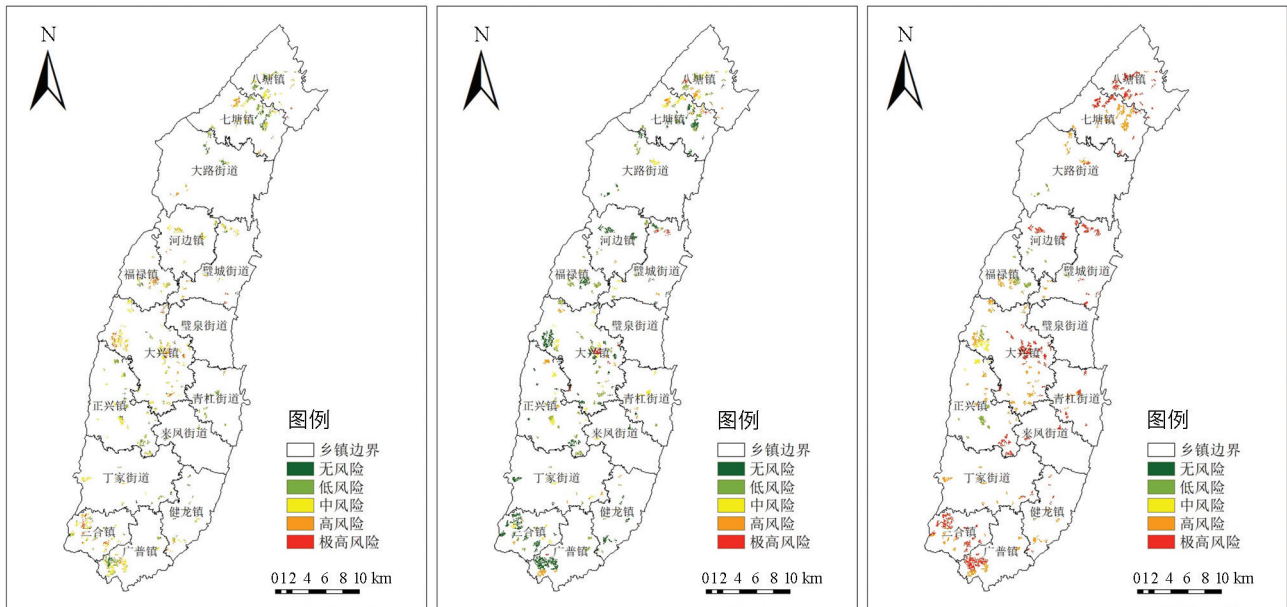
图 6 基于“汇”特征的林草滞纳指数(a)与水体容纳指数(b)

2.4 污染风险综合评估

2.4.1 各维度风险评估

重庆市璧山区规模化种植地块各分项指标风险评估结果如图 7 所示, 除“汇”指标风险呈现极高风险外, 其他指标风险均相对较低。其中, “源”指标以无风险为主, “流”指标以中风险为主, “汇”指标以高风险/极高风险为主。“源”指标中 24.06%为低风险, 15.37%为中风险, 11.44%为高风险, 4.77%为极高风险; “流”指标中 29.41%为低风险, 35.81%为中风险, 21.04%为高风险, 4.94%为极高风险; “汇”指标中 8.98%为低风险, 3.85%为中风险, 37.15%为高风险, 49.90%为极高风险。

各维度风险分析结果: ①“源”风险维度。璧山区化肥强度指数以无风险为主, 极高风险为 1.93%, 高风险为 4.35%, 中风险为 28.50%; 农药强度指数极高风险为 3.86%, 高风险为 2.90%, 中风险为 9.18%; 地膜强度指数极高风险、高风险的比例分别占 24.64%、9.18%, 中风险为 4.83%。②“流”风险维度。璧山区降雨侵蚀指数整体为中风险; 坡长坡度指数整体以中风险、高风险为主, 约占 79.47%, 极高风险为 3.36%; 土壤可侵蚀性指数整体以极高风险为主, 为 68.36%, 高风险为 31.64%; 坡耕地指数中 18.03%为低风险, 0.60%为中风险, 极少为高风险, 占 0.09%; 水域距离指数中极高风险占 69.43%, 27.91%的地块处于高风险, 2.66%地块处于中风险。③“汇”风险维度。璧山区林草滞纳指数中, 73.98%处于极高风险, 22.54%处于高风险, 3.48%处于中风险; 水体容纳指数中, 高风险、极高风险总占 96.04%, 有 3.96%处于中风险。



a. “源”指标

b. “流”指标

c. “汇”指标

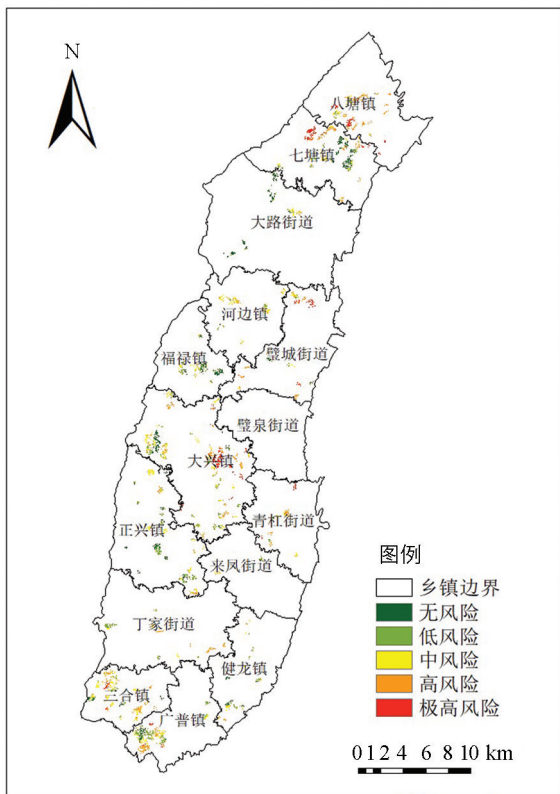
审图号: GS(2024)2646 号

图 7 分项指标风险评价

2.4.2 综合风险评估

对各个维度指标进行加权叠加分析后,再用自然断点法对风险进行分级得到规模种植地块的种植业面源污染风险如图 8 所示。在重庆市璧山区规模化种植地块中,11.59%呈现极高风险,25.82%呈现高风险,24.07%处于中风险状态,23.01%处于低风险。

综合风险评估结果发现,在重庆市璧山区中高风险的种植地块中,八塘镇“流”风险以中风险为主,“汇”风险以极高风险为主,叠加分析后以高风险为主;七塘镇“流”风险以低风险为主,“汇”风险中高风险占比较高,叠加分析后风险有所减弱;三合镇“流”风险以中风险为主,“汇”风险以极高风险为主,叠加分析后以中风险为主;广普镇叠加分析后的风险较“流”风险、“汇”风险有所降低;大兴镇“流”风险以中风险为主,“汇”风险则为高风险及极高风险,叠加分析后以中风险为主;正兴镇“流”风险以中风险或低风险为主,“汇”风险以极高风险为主,叠加分析后以中风险或低风险为主。



审图号: GS(2024)2646 号

图 8 规模化种植面源污染风险

3 结论与建议

利用熵权法和专家打分法结合重庆市地方标准构建基于“源-流-汇”的规模化种植面源污染风险评估体

系,以重庆市璧山区为例开展实证研究。得到如下结论:①从“源-流-汇”角度构建规模化种植业面源污染风险评估体系,能较好地评估种植业面源污染风险,为种植业面源污染全程管控提供决策依据。②从综合风险评估看,规模化种植地块中,11.59%呈现极高风险,25.82%呈现高风险,24.07%处于中风险状态,23.01%处于低风险。③从“源”风险维度看,化肥强度指数整体上呈现中风险,农药强度指数表现为中风险及以上,较2014年面源污染程度有所缓解^[33],表明近年来重庆市璧山区投入品减量政策取得了一定成效。④从“流”风险维度看,璧山区八塘镇、正兴镇、广普镇以中风险为主;大兴镇、七塘镇、三合镇中风险占比较大。⑤从“汇”风险维度看,璧山区八塘镇、三合镇、广普镇整体风险相对较高;正兴镇、七塘镇、大兴镇极高风险占比较高。

基于上述研究结论,提出如下建议:①农户参与,实现种植业投入品源头管控。开展种植业投入品详查,摸清种植业投入品底数,重点关注种植大户、家庭农场、龙头企业和蔬菜种植地块的地膜投入量。从重庆市璧山区种植业投入品强度指数测算结果来看,除化肥投入品总体无风险外,其余都呈现中风险以上。因此,应发挥补贴的经济激励作用,引导种植主体调整自身的决策和行为^[34]。②政策引导,实现种植业投入品过程拦截。优化农业产业布局,严格管控旱地种植、坡地种植以及近水种植等投入品流失风险高的区域;重点关注种植业投入品使用强度高的区域,如七塘镇等蔬菜集中种植区。③工程赋能,实现种植业投入品末端治理。水域距离指数结果显示,有69.43%的地块处于极高风险,目前已有多项研究证明,在水域或流域入水口附近构建植被缓冲带、人工湿地等可以有效缓解农业面源污染风险^[35],因此,可以通过建立人工湿地、植物缓冲带等工程措施,提高自然生态系统在时间空间上的污染容纳量,进而降低种植业面源污染风险。

参考文献:

- [1] 夏舒洋. 现行农业面源污染防治法规检视及立法走向 [J]. 农业经济, 2022(5): 20-22.
- [2] 夏青. 城市径流污染系统分析 [J]. 环境科学学报, 1982, 2(4): 271-278.
- [3] 王萌, 杨生光, 耿润哲. 农业面源污染防治的监测问题分析 [J]. 中国环境监测, 2022, 38(2): 61-66.
- [4] 杜鹃, 王乐宜, 周皓媛, 等. 农业面源污染时空分布及污染源解析——以安徽怀远县为例 [J]. 中国农业大学学报, 2021, 26(2): 139-149.
- [5] 宋大平, 左强, 刘本生, 等. 农业面源污染中氮排放时空变化及其健康风险评估研究——以淮河流域为例 [J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6): 1219-1231.
- [6] 廖鹏, 罗磊. 生态教育对大学生农业环境保护意愿的影响研究——基于1114份农林类高校学生的调查数据 [J]. 干旱区资源与环境, 2023, 37(12): 39-48.
- [7] 蓝红星, 王婷昱, 施帝斌. 中国农业农村现代化: 生成逻辑、内涵特征与推进方略 [J]. 改革, 2023(7): 105-115.
- [8] 梁流涛, 曲福田, 冯淑怡. 经济发展与农业面源污染: 分解模型与实证研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2013, 22(10): 1369-1374.
- [9] CHENG X, CHEN L D, SUN R H, et al. An Improved Export Coefficient Model to Estimate Non-Point Source Phosphorus Pollution Risks Under Complex Precipitation and Terrain Conditions [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(21): 20946-20955.
- [10] 花莉, 常江峰, 马倩. 陕西农田土壤烟碱类农药污染现状及风险评估 [J]. 环境污染与防治, 2022, 44(12): 1632-1638.
- [11] 刘钦普. 中国化肥面源污染环境风险时空变化 [J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1247-1253.
- [12] HAKANSON L. An Ecology Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [13] 杨连心, 田若蓿, 雷永疆, 等. 云南省化肥施用强度及其环境风险评估 [J]. 农村经济与科技, 2018, 29(19): 20-23.
- [14] 田若蓿, 黄成毅, 邓良基, 等. 四川省化肥面源污染环境风险评估及趋势模拟 [J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(11):

1739-1751.

- [15] 文高辉,王子诚,何庆,等. 洞庭湖平原化肥面源污染生态环境风险及脱钩效应 [J]. 水土保持研究, 2023, 30(4): 301-308.
- [16] 王磊,香宝,苏本营,等. 京津冀地区农业面源污染风险时空差异研究 [J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1254-1265.
- [17] 王琦,骆洪义,李传华,等. 泰安市种植业污染综合评价与研究 [J]. 安徽农学通报(上半月刊), 2010, 16(15): 162-165.
- [18] 杨世琦,颜鑫,基于农作物施肥量视角的区域尺度农田面源污染风险评价研究. 中国农业大学学报, 2023, 28(2): 147-159.
- [19] 黄瑜,刘佩诗,甘曼琴,等. GIS技术在农业面源污染研究中的应用 [J]. 中国土壤与肥料, 2020(6): 279-285.
- [20] DING L, QI C C, ZHANG W Q. Distribution Characteristics of Non-Point Source Pollution of TP and Identification of Key Source Areas in Nanyi Lake (China) Basin: Based on InVEST Model and Source List Method. [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2023, 30(55): 117464-117484.
- [21] 孙滔滔,赵鑫,尹魁浩,等. 基于 HSPF 模型的东江流域氮磷污染研究 [J]. 中国农村水利水电, 2020(4): 39-43, 48.
- [22] KHADKA A. Runoff Modeling using SWAT Model in Little Wabash River Watershed, Illinois [D]. Edwardsville: Southern Illinois University, 2022.
- [23] 赵倩,马建,问青春,等. 应用 AnnAGNPS 模型模拟柴河上游农业非点源污染 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(2): 344-351.
- [24] LEE J M, PARK M, MIN J H, et al. Evaluation of SWMM-LID Modeling Applicability Considering Regional Characteristics for Optimal Management of Non-Point Pollutant Sources [J]. Sustainability, 2022, 14(21): 14662.
- [25] 熊泽豪. 基于 WebGIS 的重庆市多尺度农业面源污染风险评估可视化系统的研究与实现 [D]. 重庆:西南大学, 2023.
- [26] 朱康文,陈玉成,杨志敏,等. 基于文献定量法的农业面源污染风险评估研究动态 [J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(4): 425-432.
- [27] 朱康文. 多级网格下农业面源污染风险测度与可视化研究 [D]. 重庆:西南大学, 2022.
- [28] 重庆市市场监督管理局. 重庆市农业面源污染风险评估技术规范: DB50/T 931-2019 [S]. 重庆:重庆市农业农村委员会, 2019: 1-10.
- [29] 高林林,吴用,杨书涵,等. 河南省氮素农业面源污染风险评价与关键管控区识别 [J]. 农业机械学报, 2024, 55(3): 311-320.
- [30] 于佩丹,张守红,李华林,等. 北沙河上游流域氮、磷污染风险空间分布特征解析 [J]. 环境科学学报, 2022, 42(2): 4-12.
- [31] WILLIAMS J R, RENARD K G, DYKE P T. EPIC: A New Method for Assessing Erosion's Effect on Soil Productivity [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1983, 38(6): 381-382.
- [32] 左太安,苏维词,马景娜,等. 三峡重庆库区针对水土流失的土地资源生态安全评价 [J]. 水土保持学报, 2010, 24(2): 74-78.
- [33] 胡静锋. 重庆市农业面源污染测算与空间特征解析 [J]. 中国农业资源与区划, 2017, 38(1): 135-144.
- [34] 周志波,张卫国. 基于环境税的两部门政策与农业面源污染规制 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2019, 41(3): 89-100.
- [35] ZHU K W, CHEN Y C, ZHANG S, et al. Vegetation of the Water-Level Fluctuation Zone in the Three Gorges Reservoir at the Initial Impoundment Stage [J]. Global Ecology and Conservation, 2020, 21: e00866-e00866.