

DOI: 10.20103/j.stxb.202403080475

宋孟斐, 何伟军, 安敏. 长江经济带种植业面源污染多尺度特征及其与耕地破碎化的相关性. 生态学报, 2024, 44(24): 11387-11403.

Song M F, He W J, An M. Multi-scale characteristics of non-point source pollution in the planting industry and its correlation with fragmentation of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(24): 11387-11403.

长江经济带种植业面源污染多尺度特征及其与耕地破碎化的相关性

宋孟斐, 何伟军, 安敏*

三峡大学经济与管理学院, 宜昌 443002

摘要: 种植业面源污染是水体污染的重要来源之一, 耕地破碎化在一定程度上会对其造成影响。合理测算种植业面源污染量和耕地破碎化情况并分析二者之间的相关性, 对于保护农业水环境具有重要意义。基于 2010—2021 年多时期土地利用栅格数据, 利用清单分析法和等标污染负荷法对长江经济带区域、省域和市域多尺度种植业面源污染来源进行解析, 并结合 ArcGIS、景观格局软件 Fragstats 测算长江经济带多尺度耕地破碎化情况, 利用 Pearson 相关分析和灰色关联分析深入研究多尺度种植业面源污染与耕地破碎化的相关关系。研究结果表明: (1) 区域尺度上, 长江经济带种植业面源污染的主要污染单元是耕地 (44.15 万 t), 主要污染物是总氮。省域尺度上, 种植业面源污染省份主要集中在湖北省、安徽省和江苏省。市域尺度上, 28.13% 的地级市种植业面源污染均值大于 0.5 万 t。(2) 区域尺度上, 长江经济带经历了“破碎化加重-波动破碎化”阶段。省域尺度上, 贵州省、上海市、云南省和重庆市均达到较高破碎化。市域尺度上, 40.77% 的地级市处于较高破碎化和高度破碎化。(3) 区域尺度上, 地块空间特征和聚集度对种植业面源污染具有正向影响。省域尺度上, 对 11 省市种植业面源污染影响居前三位的分别是耕地聚集指数、分维指数和面积加权形状指数。市域尺度上, 耕地散布与并列指数与杭州市、湖州市和嘉兴市种植业面源污染的关联度较高。研究结果可为科学治理种植业面源污染以及制定精细化耕地保护政策提供参考。

关键词: 种植业面源污染; 耕地破碎化; 来源解析; 相关性; 长江经济带

Multi-scale characteristics of non-point source pollution in the planting industry and its correlation with fragmentation of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt

SONG Mengfei, HE Weijun, AN Min*

College of Economics & Management, China Three Gorges University, Yichang 443002, China

Abstract: Non-point source pollution in the planting industry is one of the important sources of water pollution, and the fragmentation of cultivated land will have a certain impact on it. Reasonably calculating the amount of non-point source pollution in planting and fragmentation of cultivated land and analyzing the correlation between the two is of great significance for protecting the agricultural water environment. Based on multi-period land use grid data from 2010 to 2021, this article used the Inventory Analysis and Equal Standard Pollution Load Method to analyze the sources of multi-scale non-point source pollution in planting in the Yangtze River Economic Belt from the perspective of region, province, and city. Then, ArcGIS and landscape pattern software Fragstats were used to calculate the multi-scale fragmentation of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt. Finally, Pearson Correlation Analysis and Grey Correlation Analysis were used to

基金项目: 国家自然科学基金项目 (72004116); 国家社科基金重大项目 (19ZDA089); 湖北省自然科学基金面上项目 (2022CFB292)

收稿日期: 2024-03-08; **网络出版日期:** 2024-09-09

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: anmin@ctgu.edu.cn

deeply analyze the multi-scale correlation between non-point source pollution in planting and fragmentation of cultivated land. The research results indicated that: (1) At the regional scale, the main pollution unit of non-point source pollution in planting of the Yangtze River Economic Belt was cropland (441500 tons), and the main pollutant was total nitrogen. At the provincial level, the non-point source pollution in planting was mainly concentrated in Hubei Province, Anhui Province, and Jiangsu Province. At the city level, 28.13% of prefecture-level cities had an average non-point source pollution of over 5000 tons in planting. (2) At the regional scale, the Yangtze River Economic Belt has gone through a stage of “Increasing fragmentation-Fluctuating fragmentation”. At the provincial level, Guizhou Province, Shanghai City, Yunnan Province, and Chongqing City have all achieved higher fragmentation. At the city scale, 40.77% of prefecture-level cities were in a state of higher fragmentation and highest fragmentation. (3) At the regional scale, the space features and aggregation of cultivated land had a positive impact on non-point source pollution in planting. At the provincial level, the top three factors affecting non-point source pollution in planting in 11 provinces and cities were the Patch Cohesion Index (COHESION), Perimeter Area Fractal Dimension (PAFRAC), and Area-weighted Mean Shape Index (AWMSI). At the city scale, the correlation between the Interspersion and Juxtaposition Index (IJI) and non-point source pollution in planting in Hangzhou, Huzhou, and Jiaxing was relatively higher. The research results can provide reference for the scientific management of non-point source pollution in planting and the formulation of refined cultivated land protection policies.

Key Words: non-point source pollution in planting; fragmentation of cultivated land; source analysis; correlation; the Yangtze River Economic Belt

当前,我国种植业面源污染问题突出^[1],已严重制约了水生态环境质量持续改善。长江经济带作为我国重要的粮油主产区,2017年《第二次全国污染源普查公报》数据表明其种植业面源污染排放量已达到了全国总排放量的58.64%。可见,种植业面源污染已成为长江经济带亟待解决的问题之一。与此同时,农业生产活动的土地利用类型所产生的污染物是种植业面源污染的重要来源^[2]。其中,人类活动加剧引起的耕地利用数量和空间结构配置变化使得耕地呈现出破碎化现象^[3],这在一定程度上会对种植业面源污染造成影响。因此,合理测算长江经济带种植业面源污染和耕地破碎化情况,并研究二者之间的关联关系,可以为农业水环境问题治理提供思路。

现阶段众多研究者对种植业面源污染开展了核算和解析工作。从研究内容来看,学者们分别从定量测算^[4-6],空间差异和影响因素^[7-9]以及防控措施^[10]等内容进行了深入研究。这些研究侧重于对污染总量的变化进行分析,为种植业面源污染的科学评价和治理研究奠定了重要基础。然而,种植业面源污染的发生在空间上具有不确定性,这也决定了评价和治理种植业面源污染不仅需要研究其总量特征,还需要从污染单元和污染物来源两个角度对其进行深入分析^[11]。现有研究对污染单元和污染物来源两个角度的种植业面源污染特征解析尚不清晰。

20世纪以来,土地利用变化与面源污染之间的关系一直是学者关注的重点。最初学者聚焦于土地利用数量变化与水质之间的关系^[12]。随着研究的深入,学者将能够同时反映区域土地利用数量变化和空间结构配置特征^[13-14]的景观格局指数引入到相关的研究中,重点关注了其与面源污染之间的关联关系^[15-18],这些研究发现耕地破碎化作为景观格局指数的综合体现,在一定程度上对种植业面源污染有影响,但是较少有学者研究其与种植业面源污染之间的关联关系。此外,土地利用变化与农业面源污染的关系存在区域差异性^[19],现有研究的尺度主要集中于子流域、河岸带和缓冲区^[20]。这种跨行政区尺度的划分存在条块管理关系复杂,治理职能相对分散,责权边界不够清晰等问题,尤其是在分权的环境管理体制下,各地区对污染的监管力度存在差异性,易造成边界污染现象。在此背景下,以行政管理的空间范围为研究尺度分析耕地破碎化与种植业面源污染的关联关系可以为不同区域的种植业面源污染治理提供新的思路。

鉴于此,本文基于2010—2021年长江经济带多时期土地利用数据,采用清单分析法和等标污染负荷法,

分析区域、省域和市域多尺度种植业面源污染和等标污染负荷的变化特征。继而,利用 ArcGIS、景观格局软件 Fragstats、SPSS、Matalab 等软件协同的方式测算长江经济带的耕地破碎化情况,深入分析不同尺度的种植业面源污染与耕地破碎化的相关关系,以期通过制定耕地利用规划来降低种植业面源污染,改善农业水环境。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

长江经济带是中国重要的农业生产基地和粮食主产区,以全国 33% 的耕地面积承载 50% 的农业人口,农业总产值约占全国的 41%,粮食产量约占全国的 38%^[21]。但是由于其复种指数高,化肥、农药施用量等都处于高位。据统计,2020 年长江经济带化肥施用量达 1684.55 万 t,化肥施用强度为 282.52 kg/hm²,是国际安全施用水平(225 kg/hm²)的 1.26 倍^[22],这些造成耕地和园地氮磷流失严重,种植业面源污染逐渐成为其亟待解决的一大问题。

除此之外,随着经济社会的发展,长江经济带不同地市(州)土地退耕^[23-24]或转为其他用途^[25]等导致耕地数量大量减少,耕地地块在空间地理位置上相互分割,耕地破碎化问题也逐渐显现。

1.2 种植业面源污染测算

1.2.1 清单分析法

以长江经济带 130 个城市为核算单位,将种植业面源污染物的污染单元分为耕地和园地,确定各地区污染单元中氨氮(NH₃-N)、总氮(TN)、总磷(TP)污染物的排放系数,利用清单分析法^[26]对区域种植业面源污染排放量进行计算。计算方法为:

$$Q_{\text{pla}} = \sum_{i=1}^n Q_i \quad (1)$$

$$Q_i = Q_{ai} + Q_{bi} \quad (2)$$

$$Q_{ai} = F_a \times \alpha_i \quad (3)$$

$$Q_{bi} = F_b \times \beta_i \quad (4)$$

式中, Q_{pla} 为种植业面源污染总量(kg); Q_i 为污染物 i 产生的种植业面源污染量(kg); Q_{ai} 为耕地污染单元中污染物 i 所产生的种植业面源污染量(kg); Q_{bi} 为园地污染单元中污染物 i 所产生的种植业面源污染量(kg); F_a 为耕地面积(hm²); F_b 为园地面积(hm²), α_i 为耕地污染单元中污染物 i 的单位排放(流失)量(kg/hm²); β_i 为园地污染单元中污染物 i 的单位排放(流失)量(kg/hm²); 污染物 i 分别为 NH₃-N、TN、TP, n 为污染物种类。

1.2.2 等标污染负荷法

当前种植业面源污染均是以行政单元来统计其排放量,但各行政单元面积、耕地面积、水资源量均存在较大差异,仅用排放总量很难准确反映其对环境的影响。为了在统一尺度下量化和评价不同的种植业面源污染物,本文在计算出种植业面源污染物排放量的基础上,采用等标污染负荷法测度对环境产生影响的种植业污染物排放总量,即分别计算 NH₃-N、TN、TP 单位时间排放的含该污染物的废水等标体积。

$$P_i = Q_i / C_{0i} \quad (5)$$

式中, P_i 为污染物 i 的等标污染负荷, C_{0i} 为污染物 i 的阈浓度。根据《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)中的 V 类标准,本文将 NH₃-N、TN、TP 的阈浓度分别设置为 2.0、2.0、0.4 mg/L。

城市 j 的种植业面源污染等标污染负荷 P_j 为:

$$P_j = \sum_{i=1}^n P_{ij} \quad (6)$$

式中, P_{ij} 为城市 j 污染物 i 的种植业面源污染等标污染负荷。

区域种植业面源污染等标污染负荷 P 为:

$$P = \sum_{j=1}^m P_j \tag{7}$$

式中, m 为城市个数, 共计 130 个城市。
污染物 i 的区域总等标污染负荷 $P_{i总}$ 为:

$$P_{i总} = \sum_{j=1}^m P_{ij} \tag{8}$$

式中, P_{ij} 为城市 j 污染物 i 的等标污染负荷。
城市 j 污染物 i 在区域中的总等标污染负荷比 K_{ij} 为:

$$K_{ij} = P_i/P_{i总} \times 100\% \tag{9}$$

1.3 耕地破碎化评价

1.3.1 耕地破碎化指数选取

从表征景观类型组成、空间特征以及聚集度等景观意义出发, 结合长江经济带 130 个城市的耕地利用和社会经济发展的实际情况, 收集处理每个城市耕地斑块的面积、形状和分布数据。在此基础上, 基于 Fragstats 4.2.1 软件获得长江经济带 130 个城市耕地破碎化指数, 并对其进行皮尔逊相关性分析, 最终确定六个相关性系数较低的指数, 用以计算耕地破碎化综合指数。如表 1 所示。

表 1 耕地破碎化指数选取
Table 1 Selection of fragmentation indexes of cultivated land

类型 Type	指数名称 Index Name	单位 Unit	指数含义 Meaning of index	属性 Attribute
景观类型组成 Landscape type composition	AREA_MN PD	hm ² 个/hm ²	耕作地块的平均面积 表征单位耕地面积上的地块数量, 是耕地面积的具体量化	负向 正向
空间特征 Space features	PAFRAC AWMSI	— —	表征耕地的空间形状复杂性, 该指标综合了各斑块个数、面积、周长等特征, 可以反映其褶皱程度 反映耕地地块的形状规则性	正向 正向
聚集度 Aggregation	IJI COHESION	% %	耕地地块与其他土地类型的邻接情况, 表征耕地地块的分布特征 表征耕地地块连接性程度	负向 负向

AREA_MN: 耕地地块平均面积 Mean of patch area; PD: 耕地斑块密度 Patch density; PAFRAC: 耕地分维指数 Perimeter area fractal dimension; AWMSI: 面积加权形状指数 Area-weighted mean shape index; IJI: 耕地散布与并列指数 Interspersion and juxtaposition index; COHESION: 耕地聚集指数 Patch cohesion index

1.3.2 耕地破碎化测算

为了量化耕地破碎化的现状, 本文利用投影寻踪模型对耕地破碎化综合指数进行测算, 主要包含数据无量纲化处理、投影特征值函数构建、构造投影指标函数、优化投影指标函数和优序排列等步骤^[27]。

$$Y_j = \sum_{t=1}^6 k_{jt} \times w_t \tag{10}$$

式中, Y_j 为城市 j 的耕地破碎化综合指数, Y_j 越大表示耕地破碎化程度越严重, k_{jt} 表示城市 j 第 t 个耕地破碎化指数; w_t 为第 t 个耕地破碎化指数的权重, t 取值为 1, 2, …, 6。

为更好的呈现长江经济带耕地破碎化特征并对其进行合理分析, 本文运用 ArcGIS 软件相等间隔法^[28]将长江经济带耕地破碎化综合指数分为 5 个等级, 分别为低度破碎化水平 (0.00—0.20)、较低破碎化水平 (0.20—0.40)、中度破碎化水平 (0.40—0.60)、较高破碎化水平 (0.60—0.80)、高度破碎化水平 (0.80—1.00)。

1.4 相关性分析

为科学分析耕地破碎化与种植业面源污染的关联关系, 利用 Pearson 相关分析对长江经济带区域 (长江经济带上中下游) 不同污染物 (NH₃-N、TN、TP) 等标污染负荷量和耕地破碎化指数的相关性进行计算。在此基础上, 选取灰色关联分析对区域 (长江经济带上中下游) 以及省域、市域的种植业面源污染等标污染负荷总

量和耕地破碎化指数的关联关系进行量化分析,并对其尺度效应进行讨论。

(1) Pearson 相关分析

采用 Pearson 相关分析^[29]探索不同区域耕地破碎化指数与氮磷输出的关系,其中,氮磷输出选取每个区域的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 、 TP 等标污染负荷量。其计算方法为

$$r_t = \frac{1}{m-1} \sum_{j=1}^m \left(\frac{P_{ij} - \bar{P}}{\sigma_P} \right) \left(\frac{k_{jt} - \bar{k}_t}{\sigma_{k_t}} \right) \quad (11)$$

式中, r_t 为相关系数, P_{ij} , k_{jt} 分别为城市 j 污染物 i 的种植业面源污染等标污染负荷和第 t 个耕地破碎化指数, $\bar{P}$, $\bar{k}_t$ 为污染物 i 的种植业面源污染等标污染负荷均值和第 t 个耕地破碎化指数均值, σ_P , σ_{k_t} 为样本标准差, m 为样本个数。

(2) 灰色关联分析

灰色关联分析是通过对系统中各因素的量化分析,比较各研究序列的统计集合关系,分析多因素间的关联程度^[30]。本研究采用灰色关联分析对区域(长江经济带中上下游)、省域和市域的耕地破碎化指数与种植业面源污染等标污染负荷总量的关联关系进行研究。其计算公式如下:

$$\xi_{jt} = \frac{\min_t \min_j |P_j - k_{jt}| + \rho \max_t \max_j |P_j - k_{jt}|}{|P_j - k_{jt}| + \rho \max_t \max_j |P_j - k_{jt}|} \quad (12)$$

$$r_t = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m \xi_{jt} \quad (13)$$

式中, ρ 为分辨系数,通常取 0.5; ξ_{jt} 为第 j 个省(市)种植业面源污染等标污染负荷总量与第 t 个耕地破碎化指数的关联系数; r_t 为第 t 个耕地破碎化指数 k_{jt} 对第 j 个省(市)种植业面源污染等标污染负荷总量 P_j 的灰色关联度,该值越接近 1,说明相关性越好。

1.5 数据来源及处理

(1) 种植业面源污染所需的耕地和园地面积数据来源于中科院资源环境科学与数据中心的多时期土地利用数据集(CNLUC) ^[31],空间分辨率为 1km,总体精度为 85.72%。缺失年份采用插值法补充。

(2) 耕地破碎化所需的土地利用栅格数据来自于武汉大学发布的中国年度 2010—2021 年土地覆盖数据集^[32]。该数据集的空间分辨率为 30m,逐年连续且范围跨度大,有利于准确表征土地覆盖的长时序变化特征。

(3) 不同省市的氮磷流失系数参考 2021 年发布的《农业源产排污核算方法和系数手册》,具体系数如表 2 所示。

2 结果与分析

2.1 种植业面源污染多尺度分布特征

为直观地反映长江经济带 2010—2021 年种植业面源污染的空间变化特征,本文将长江经济带划分为区域、省域和市域三个尺度,其中省域尺度包含重庆市和上海市两个直辖市,市域尺度则仅包括除重庆市和上海市的 128 个城市。

2.1.1 区域尺度

总体上看,2010—2021 年,长江经济带种植业面源污染总量和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 、 TP 等标污染负荷量都呈现递减趋势,下降幅度分别为 3.29%、3.56%、3.22%和 3.57%(表 3 和表 4)。从污染单元来看,长江经济带耕地所产生的种植业面源污染(均值为 44.15 万 t)占比最多,占长江经济带种植业面源污染的 97.65%。耕地作为长江经济带种植业耕作系统的重要组成部分,其面积占种植业土地总面积的 97.44%,相对园地来说,耕地中有一部分土地常年处于淹水状态,通气性较差,未被农作物吸收的污染物更易随径流和地下渗漏入环境水体,因此耕地所产生的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 、 TP 污染最多,均值分别为 4.36 万 t、35.70 万 t 和 4.09 万 t。

表 2 不同省市耕地和园地氮磷流失系数

Table 2 Nitrogen and phosphorus loss coefficients of cultivated land and garden in different provinces and cities

地区 Region	耕地排放(流失)系数			园地排放(流失)系数		
	Emission (loss) coefficient of cultivated land/(kg/hm ²)			Emission (loss) coefficient of garden/(kg/hm ²)		
	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP
上海市	0.847	6.055	0.767	0.617	10.986	0.179
江苏省	0.928	6.484	0.701	0.325	6.679	0.171
浙江省	1.802	15.021	2.445	1.049	10.147	0.620
安徽省	0.568	5.415	0.574	0.419	5.575	0.308
江西省	0.950	6.682	0.86	0.832	7.689	0.563
湖北省	0.707	6.683	0.791	0.494	5.741	0.408
湖南省	1.375	6.302	0.577	0.448	5.003	0.454
重庆市	0.453	3.599	0.398	0.265	2.133	0.321
四川省	0.336	3.402	0.373	0.309	3.359	0.300
贵州省	0.357	3.561	0.574	0.263	2.195	0.322
云南省	0.431	6.387	0.509	0.205	3.087	0.335

NH₃-N: 氨氮 Ammonia nitrogen; TN: 总氮 Total nitrogen; TP: 总磷 Total phosphorus

表 3 长江经济带种植业面源污染排放量

Table 3 Emission of non-point source pollution in planting in the Yangtze River Economic Belt

年份 Year	耕地污染单元/(×10 ⁴ t)			园地污染单元/(×10 ⁴ t)			种植业面源污染 Non-point source pollution in planting/(×10 ⁴ t)
	Cultivated land pollution unit			Garden pollution unit			
	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	
2010	4.48	36.61	4.20	0.06	0.65	0.05	46.05
2011	4.41	36.08	4.14	0.07	0.75	0.06	45.51
2012	4.34	35.55	4.08	0.08	0.85	0.07	44.96
2013	4.36	35.72	4.09	0.07	0.82	0.07	45.13
2014	4.39	35.90	4.12	0.07	0.78	0.06	45.32
2015	4.41	36.09	4.14	0.07	0.75	0.06	45.52
2016	4.37	35.79	4.10	0.07	0.79	0.06	45.19
2017	4.34	35.49	4.07	0.07	0.83	0.07	44.87
2018	4.32	35.38	4.05	0.07	0.83	0.07	44.73
2019	4.31	35.30	4.04	0.07	0.83	0.07	44.62
2020	4.30	35.22	4.03	0.07	0.82	0.07	44.52
2021	4.30	35.24	4.03	0.07	0.82	0.07	44.53
均值 Average value	4.36	35.70	4.09	0.07	0.79	0.06	45.08
变化率 Change rate/%	-3.90	-3.74	-4.06	21.64	26.26	37.95	-3.29

表 4 不同区域种植业面源污染物等标污染负荷量

Table 4 Standard pollution load of non-point source pollutants in planting in different regions

年份 Year	上游			中游			下游			等标污染负荷总量		
	Upper reaches/(×10 ⁸ m ³)			Middle reaches/(×10 ⁸ m ³)			Lower reaches/(×10 ⁸ m ³)			Total amount of equal standard pollution load/(×10 ⁸ m ³)		
	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP
2010	52.90	585.83	311.34	89.92	592.23	330.26	83.98	684.82	421.86	226.81	1862.88	1063.45
2011	53.01	587.70	312.18	89.55	590.78	329.39	81.27	663.28	408.72	223.74	1841.52	1050.08
2012	53.12	589.58	313.03	89.17	589.32	328.51	78.56	641.74	395.59	220.67	1820.16	1036.71
2013	52.88	586.91	311.67	89.19	589.47	328.41	79.76	651.10	400.93	221.68	1826.61	1040.43
2014	52.64	584.24	310.32	89.20	589.52	328.27	81.11	661.75	407.29	222.83	1834.27	1045.11
2015	52.39	581.57	308.96	89.21	589.58	328.13	82.46	672.41	413.64	223.98	1841.92	1049.79

续表

年份 Year	上游 Upper reaches/($\times 10^8 \text{ m}^3$)			中游 Middle reaches/($\times 10^8 \text{ m}^3$)			下游 Lower reaches/($\times 10^8 \text{ m}^3$)			等标污染负荷总量 Total amount of equal standard pollution load/($\times 10^8 \text{ m}^3$)		
	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP
2016	52.44	581.93	309.18	88.45	583.72	324.70	81.64	665.08	408.84	222.36	1828.94	1041.68
2017	52.48	582.28	309.40	87.69	577.87	321.27	80.83	657.75	404.05	220.74	1815.95	1033.57
2018	52.41	581.73	309.12	87.88	579.91	322.54	79.91	651.20	400.09	219.90	1810.33	1030.27
2019	52.33	581.19	308.84	88.07	581.95	323.81	79.23	646.29	397.01	219.30	1806.35	1027.84
2020	52.26	580.65	308.55	88.27	583.99	325.08	78.56	641.39	393.93	218.70	1802.37	1025.42
2021	52.18	580.11	308.27	88.46	586.02	326.34	78.52	640.99	393.29	218.74	1802.89	1025.44
均值 Average value	52.59	583.64	310.07	88.76	586.20	326.39	80.49	656.48	403.77	221.62	1824.52	1039.15
变化率 Change rate/%	-1.37	-0.98	-0.98	-1.63	-1.05	-1.19	-6.50	-6.40	-6.77	-3.56	-3.22	-3.57

从污染物来源分析,TN 所造成的种植业面源污染最大,均值为 35.77 万 t,占总种植业面源污染的 79.35%。从等标污染负荷总量来看,长江经济带 TN 等标污染负荷总量高于 TP 和 NH₃-N 的等标污染负荷总量,这说明长江经济带种植业面源污染的主要污染物来源为 TN。其中,下游地区的 TN 污染量最大,占长江经济带种植业面源污染总量的 29.06%。除此之外,下游地区种植业面源污染等标污染负荷量最大,研究期间其均值为 1140.74 亿 m³(表 4)。其主要原因是氮、磷的流失机制不同,氮易溶于水,移动性强,易淋溶下移,而磷是一种沉积性物质,在土壤中迁移率相对较低^[33],因此 TN 产生的水污染大。

2.1.2 省域和市域尺度

省域尺度上,种植业面源污染超过 5 万 t 的省份主要集中在长江经济带中下游地区。其中,最严重的省份是湖北省(均值为 5.61 万 t),其次是江苏省(5.49 万 t)和安徽省(5.29 万 t)。除此之外,上述三个省份的氮磷等标污染负荷量均值也表现为湖北省(388.06 亿 m³)>江苏省(369.29 亿 m³)>安徽省(356.82 亿 m³)。具体来看,湖北省、安徽省和江苏省作为全国的主要粮食产区,耕地面积较高,耕地产生的种植业面源污染分别占 11 省市农田面源污染总量的 12.57%、11.94%和 12.39%(图 1)。相比而言,上海市的种植业面源污染总量最小,这主要是由于上海市产业结构呈现“以第三产业为主,第二产业为辅”的格局,其土地利用类型以建设用地为主。综上所述,造成这种空间差异的原因主要是土地利用类型的不同。但是从污染物来源来看,浙江

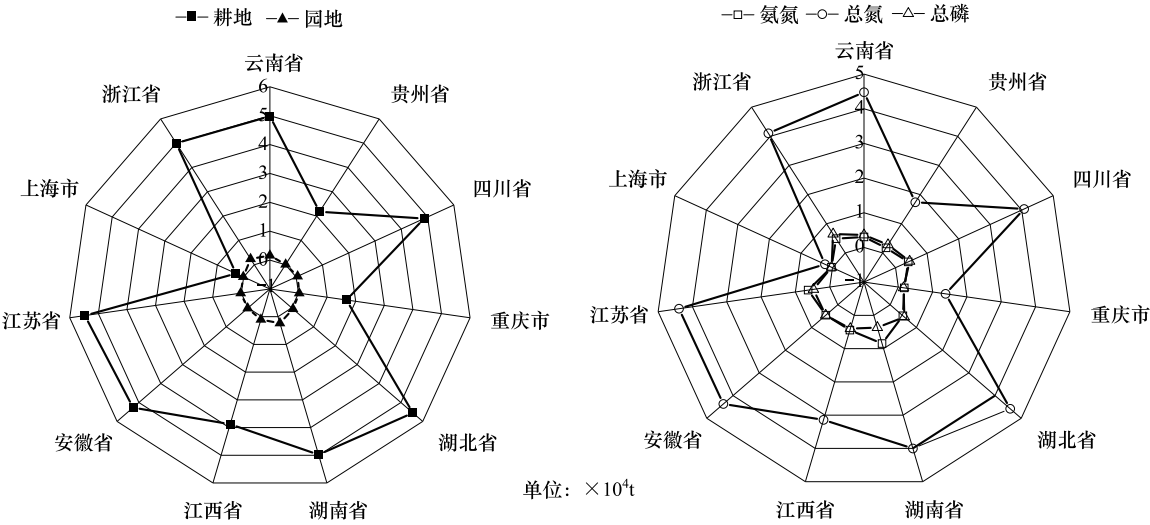


图 1 不同省市污染单元、污染物所产生种植业面源污染解析
Fig.1 Analysis of non-point source pollution in planting caused by pollution units and pollutants in different provinces and cities

省 TP 所产生的种植业面源污染在 11 省市中居于第一位,种植业面源污染总量却排在第四位(图 1)。由此可见,不同省份的污染单元和污染物之间的差异性会使得长江经济带种植业面源污染出现空间异质性。因此在对种植业面源污染进行治理时,要综合考虑地区的自然属性,从污染单元和污染物来源角度对其进行治理。

从市域角度来分析,长江经济带 28.13%的城市种植业面源污染均值大于 0.5 万 t,其中浙江省和安徽省分别有 63.64%和 25%的城市种植业面源污染都偏高。具体来看,江苏省盐城市的种植业面源污染在 128 个城市中最为严重,均值为 1.00 万 t。同时,盐城市 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP 等标污染负荷量最大,总等标污染负荷比为 2.18%(图 2)。分析发现:(1)盐城市是长三角中心区唯一农业总产值超千亿元的城市,粮食种植面积和产量均列全省第一。具体来看,盐城市耕地面积均值为 $1249.95\times 10^3\text{hm}^2$,远高于其他 127 个城市,农作物单位面积种植量较大,不合理的农作会造成土壤肥力衰减,一定程度上加剧了水土流失,易产生种植业面源污染;(2)盐城市土地利用类型特殊。大多数耕地是由盐碱地开发而来,盐碱地受海水影响形成,盐分高、养分低。随着耕地农事活动的频繁发生,更容易产生种植业面源污染。

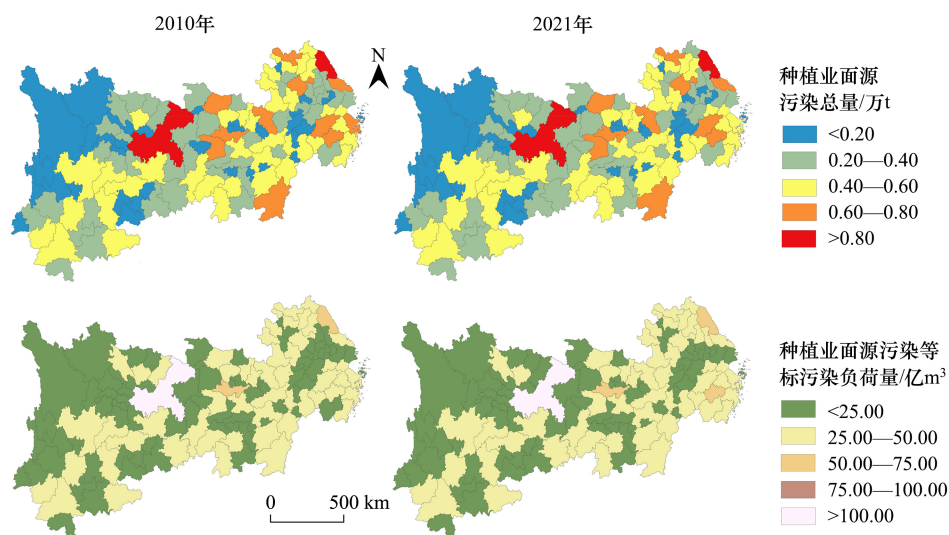


图 2 2010 和 2021 年不同城市种植业面源污染总量和等标污染负荷量

Fig.2 Total amount of non-point source pollution and equal standard pollution load in planting in different cities in 2010 and 2021

2.2 耕地破碎化多尺度特征分析

利用 Origin 软件和 ArcGIS 软件对长江经济带 2010—2021 年不同尺度耕地破碎化的变化特征进行分析。

2.2.1 区域尺度

长江经济带上中下游和整体的耕地破碎化变化趋势相似(图 3),大致可分为两个阶段。(1)破碎化加重阶段:2010—2014 年,长江经济带上中下游与整体耕地破碎化程度加重。2014 年达到较高破碎化水平,整体上来看,比 2010 年增加了 23.68%。主要表现为:2014 年长江经济带耕地地块平均面积(AREA_MN)递减趋势明显,降幅为 11.37%,同时,面积加权形状指数(AWMSI)也在逐年增加(6.75%)(图 4)。随着经济社会的发展,人口激增导致耕地利用强度提高,土地利用方式更加多样,城镇扩张、非农建设等导致区域耕地斑块完整性受损、形状规整性减弱,长江经济带耕地地块被分割得愈加零碎,地块形状逐渐表现出空间复杂性,破碎化程度加重。

(2)波动破碎化阶段:2015—2021 年变化幅度虽然不大,但是与上一阶段(2010—2014 年)相比,上中下游和整体的耕地破碎化均呈现波动下降趋势(图 3)。从耕地破碎化指数来看,PD、AWMSI 呈现波动下降趋势,降幅分别为 6.72%和 3.68%(图 4),这说明 2014 年《关于引导农村土地经营权有序流转发展农业适度规模经营的意见》的提出有效规范了农村土地经营权流转,使土地资源得到更有效合理的利用,因此长江经济

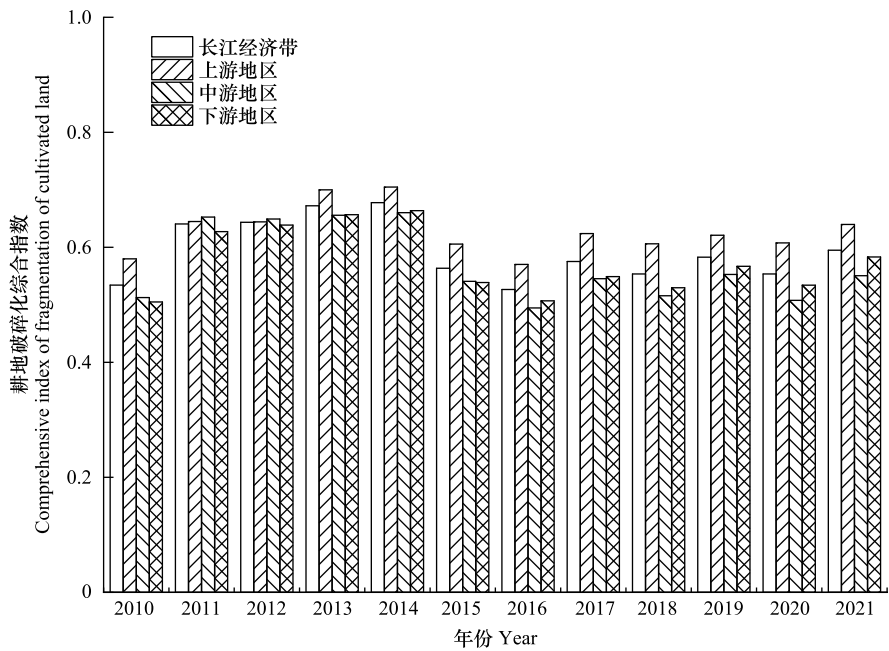


图 3 长江经济带耕地破碎化综合指数变化图

Fig.3 Changes in the comprehensive index of fragmentation of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt

带自 2015 年起,破碎化程度有所改善,但是整体来看,研究区耕地破碎情况仍处于中度破碎化水平。

2.2.2 省域和市域尺度

省域尺度上,45.45%的省市耕地处于较高破碎化水平,其余省市则都处于中度破碎化水平(图 5)。其中,贵州省、云南省和重庆市的耕地破碎化水平变化幅度不大,常年处于较高破碎化,2021 年三省市的耕地破碎化分别为 0.72、0.67 和 0.66。值得注意的是,与其他省市相比,重庆市的面积加权形状指数(AWMSI)平均值最大(表 5)。这与该市特有的山地地貌、有限的耕地资源有一定的关系。重庆市是中国山地城市典范,西北部 and 中部以丘陵、低山为主,东南部靠大巴山和武陵山两座大山脉,坡地较多。由于多是山区,耕作条件差,耕地分布状况受自然地理因素影响较为严重,易造成重庆市出现耕地分散,耕地地块的形状极不规则等现象,因此耕地呈现较高破碎化。

表 5 不同省市耕地破碎化指数

Table 5 Fragmentation indexes of cultivated land in different provinces and cities

地区 Region	耕地斑块密度 Patch density	面积加权 形状指数 Area-weighted mean shape index	耕地散布 与并列指数 Interspersion and juxtaposition index	分维指数 Perimeter area fracta l dimension	耕地地块 平均面积 Mean of patch area	耕地聚集指数 Patch cohesion index
云南省	1.86	34.67	42.16	1.41	5.47	98.71
贵州省	2.10	90.59	37.75	1.41	8.90	99.79
四川省	0.86	49.83	37.96	1.40	56.98	99.40
重庆市	1.26	99.58	27.77	1.41	13.82	99.91
湖北省	0.94	54.27	44.26	1.42	71.83	99.34
湖南省	1.26	80.85	33.01	1.41	16.88	99.75
江西省	1.11	61.97	41.50	1.42	16.57	99.81
安徽省	0.71	76.50	40.41	1.42	48.17	99.90
江苏省	0.92	71.86	38.70	1.42	41.30	99.93
上海市	1.72	40.59	28.57	1.41	16.87	99.84
浙江省	1.11	33.70	46.08	1.44	11.99	99.36

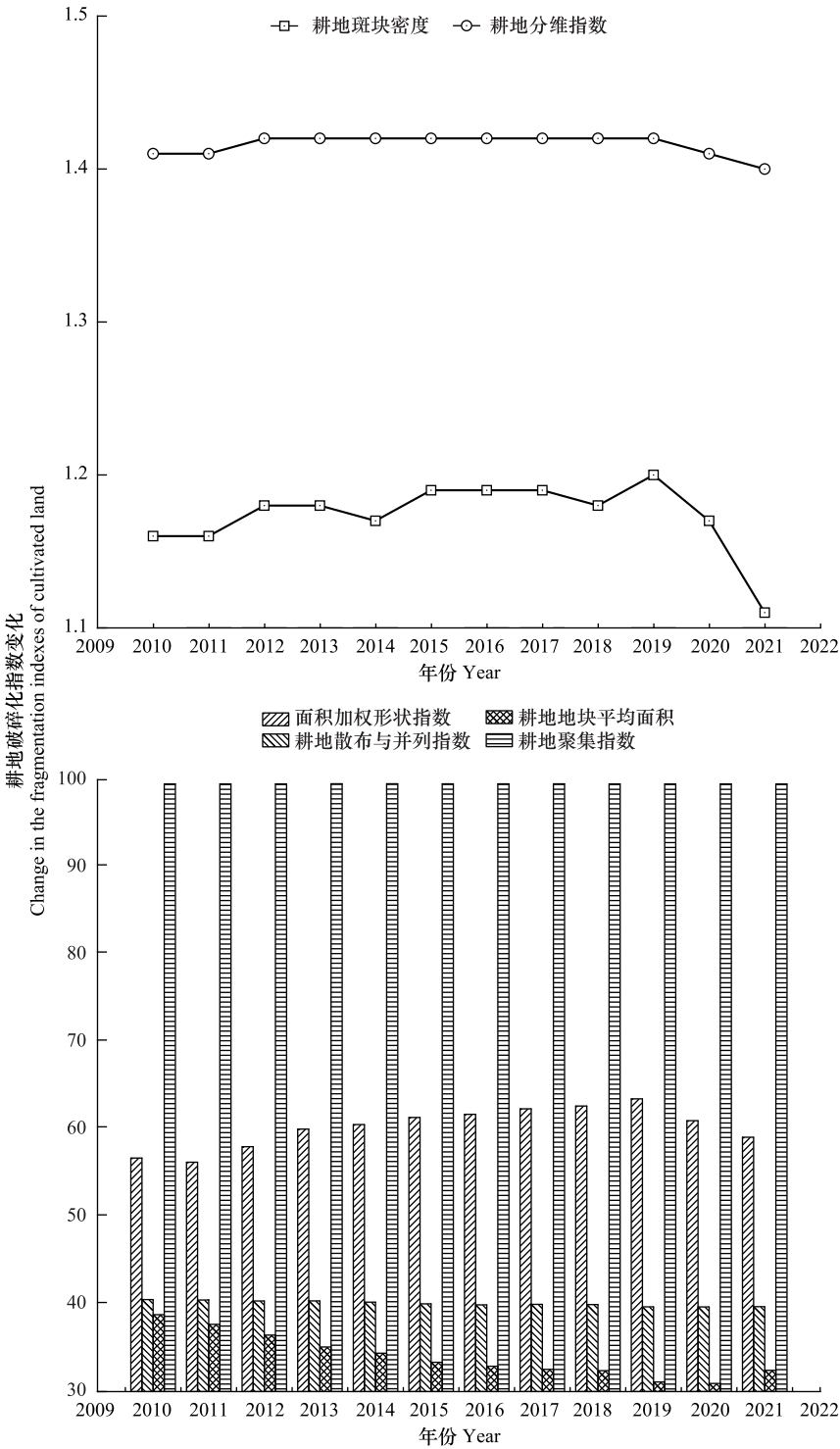


图 4 长江经济带耕地破碎化指数变化图

Fig.4 Changes in the fragmentation indexes of cultivated land in the Yangtze River Economic Belt

此外,上海市的耕地破碎化呈现出明显的增长趋势,2021 年达到最高。从耕地破碎化指数来看,耕地斑块密度(PD)作为正向指标,呈现出增长趋势,增长幅度达 9.20%,同时耕地散布与并列指数(IJI)和耕地地块平均面积(AREA_MN)作为负向指标,其递减幅度较大,分别为 25.81%和 12.36%。主要表现为研究期间上海市耕地逐渐流向建设用地等其他土地利用类型,呈现出建设用地不断扩张,耕地被大量占用的趋势,从而出现

耕地连片度低,平均耕地面积小等现象,耕地破碎化越来越严重。

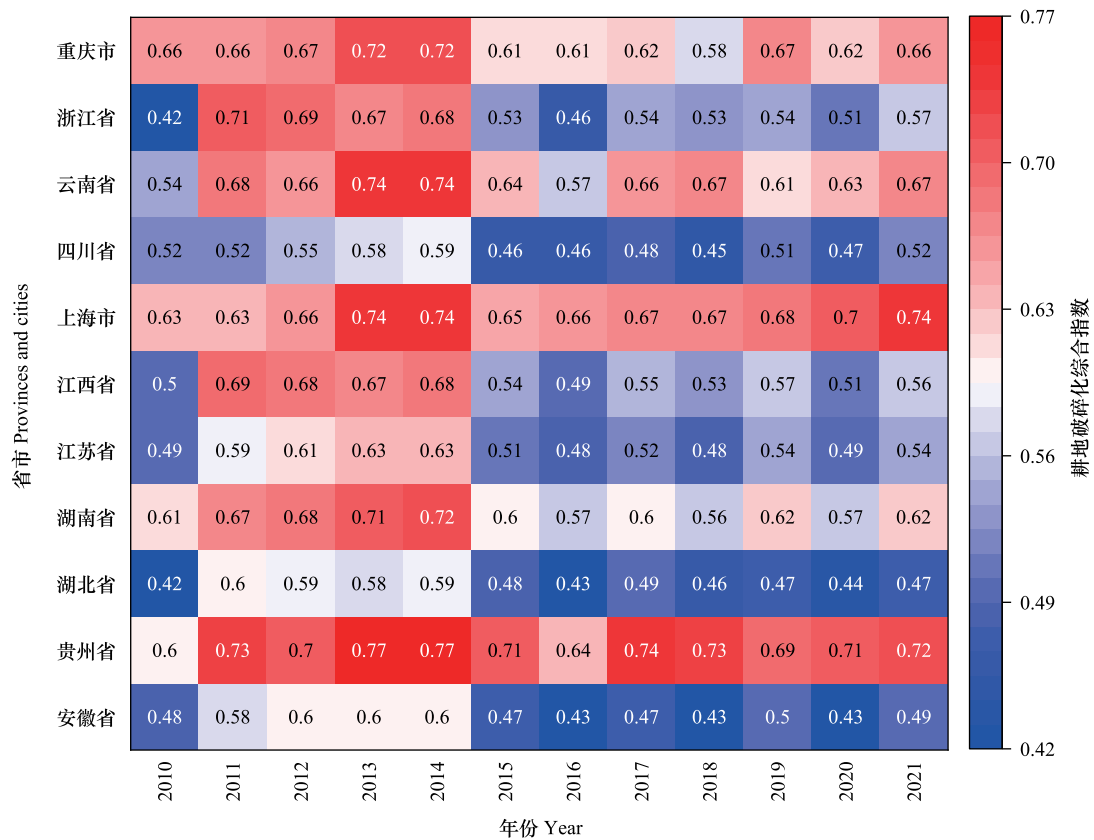


图5 长江经济带不同省市耕地破碎化综合指数

Fig.5 Comprehensive index of fragmentation of cultivated land in different provinces and cities of the Yangtze River Economic Belt

市域尺度上,研究期间,长江经济带耕地破碎化处于低度破碎化、较低破碎化、中度破碎化、较高破碎化和高度破碎化水平的地级市数量占比分别为 2.31%、5.38%、51.54%、39.23%和 1.54%(图 6)。其中,处于较高破碎化和高度破碎化水平的地区主要集中在以昆明市、贵阳市、乐山市、十堰市、张家界市为中心的周边城市,这些城市的共同特点是:(1)分维指数(PAFRAC)都在 1.40 左右,表现出耕地形状具有不规则性,耕地褶皱程度较高。(2)耕地散布与并列指数(IJI)都在 50 以下,说明这些城市的耕地发展形式逐渐转变为其他土地利用类型。综上所述,这些城市耕地呈现较高和高度破碎化水平的主要原因是:(1)空间特征:主要表现为地形地貌的差异,这些城市的耕地形状在一定程度上呈现出不规则性。(2)聚集度:人类活动的影响使得耕地利用类型逐渐向其他非耕地类型转变,耕地散布与并列指数与聚集度指数发生变化。

2.3 种植业面源污染与耕地破碎化关联关系多尺度特征

2.3.1 区域尺度

长江经济带以及上中下游三个区域种植业面源污染不同污染物($\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 和 TP)的等标污染负荷总量和耕地破碎化关联关系如表 6 所示。

(1)在区域整体尺度上,AWMSI、PAFRAC 和 COHESION 与氮磷污染物等标污染负荷量呈现显著的正相关关系,表明地块空间特征和聚集度对种植业面源污染物输出具有正向影响。其主要原因是:首先,在人类活动的干扰下,长江经济带耕地地块形状的不规则性会导致耕地不规模化程度变高,耕地破碎化程度加强,耕作过程使用的化肥等未被吸收的氮磷养分易随径流流失,加剧了因氮磷污染物产生的种植业面源污染。除此之外,耕地的空间位置、农业生产方式也会影响到耕地与水质之间的关系。其次,耕地在长江经济带种植业面源污染产生和迁移过程中起到正向推动作用,属于“源”景观类型。COHESION 指数值的增加意味着“源”景观

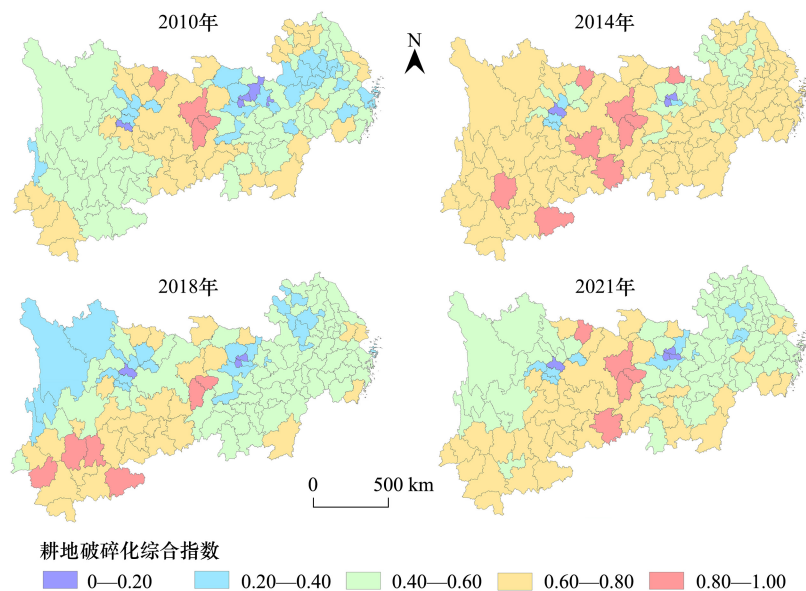


图 6 长江经济带市域耕地破碎化程度

Fig.6 The degree of fragmentation of cultivated land in cities of the Yangtze River Economic Belt

类型面积比例增加,破碎化降低,聚合度增加,对应着种植业面源污染的加重。可见耕地的空间特征和聚集度是调控种植业面源污染的重要景观属性。

表 6 不同区域种植业面源污染与耕地破碎化指数关联关系

相关性 Correlation	Table 6 Correlation between non-point source pollution in planting and fragmentation index of cultivated land in different regions											
	上游 Upper reaches			中游 Middle reaches			下游 Lower reaches			长江经济带 Yangtze River Economic Belt		
	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP	NH ₃ -N	TN	TP
PD	0.096 *	0.248 **	0.211 **	0.068	0.033	0.005	-0.002	-0.035	0.176 **	-0.050 *	0.075 **	0.047
AWMSI	0.301 **	0.267 **	0.391 **	0.412 **	0.318 **	0.238 **	0.317 **	0.374 **	0.093 *	0.367 **	0.318 **	0.270 **
IJI	-0.287 **	-0.272 **	-0.344 **	-0.079	0.124 **	0.184 **	-0.280 **	-0.262 **	-0.105 *	-0.178 **	-0.132 **	-0.083 **
PAFRAC	-0.005	0.018	0.032	-0.113 *	-0.007	0.057	0.025	-0.003	0.166 **	0.101 **	0.066 **	0.163 **
AREA_MN	-0.053	-0.114 **	-0.094 *	-0.275 **	-0.181 **	-0.147 **	0.232 **	0.268 **	-0.013	-0.079 **	-0.074 **	-0.081 **
COHESION	0.230 **	0.254 **	0.291 **	0.257 **	0.287 **	0.269 **	0.170 **	0.163 **	-0.016	0.263 **	0.265 **	0.256 **

** . 在 0.01 级别(双尾),相关性显著; * . 在 0.05 级别(双尾),相关性显著

(2)对上游来说,IJI 和 AREA_MN 与氮磷等标污染负荷量呈现显著的负相关关系,即耕地散布与分布情况和地块面积对种植业面源污染有抑制效果。分析原因发现,长江经济带上游地区林地和牧草资源丰富,分别占全国林地总面积的 19.50%和 5.10%。因此在耕地地块平均面积变大的同时,林草地等“汇”景观类型相对较多,会使得土地之间形成不间断的绿色自然屏障,有利于对 NH₃-N、TN 和 TP 污染物质进行截留过滤,有效阻滞污染物的迁移,降低种植业面源污染。

对于下游来说,AREA_MN 与 NH₃-N 和 TN 等标污染负荷总量呈现出显著正相关,而与 TP 等标污染负荷量不相关。主要原因是:与 TP 相比,NH₃-N 和 TN 这类污染物极易随着降水等进入水体,同时随着耕地地块平均面积的增加,种植业活动会相应增加,会导致污染源的输入量上升,再加上下游地区属于经济发达地区,人口密集,利用程度较高的建设用地等“源”景观较多,缺乏可以稀释、转化和截留污染物的“汇”景观过程。因此 AREA_MN 增大对 NH₃-N 和 TN 污染具有促进作用。可见,不同类型区域的耕地破碎化对种植业面源污染的影响规律不同。

2.3.2 省域和市域尺度

省域尺度上,对 11 省市种植业面源污染影响居于前三位的分别是 COHESION、PAFRAC 和 AWMSI(图 7)。具体来看,分维指数(PAFRAC)对四川省种植业面源污染影响最为明显,面积加权形状指数(AWMSI)对重庆市种植业面源污染的影响最大,其关联度分别为 0.91 和 0.95。PAFRAC 和 AWMSI 同属于耕地破碎化综合指数中的空间特征,而四川省和重庆市由于具有独特的地形地貌特征,坡耕地居多,使得耕地具有一定的空间复杂性和形状不规则性。当坡耕地这一“源”景观坡长越长,汇流的流量越大,流速也将增加,从而水土流失也越严重,携带的污染物质就越多,导致种植业面源污染严重。这也进一步说明地理地形地貌等自然因素与种植业面源污染具有密切联系。

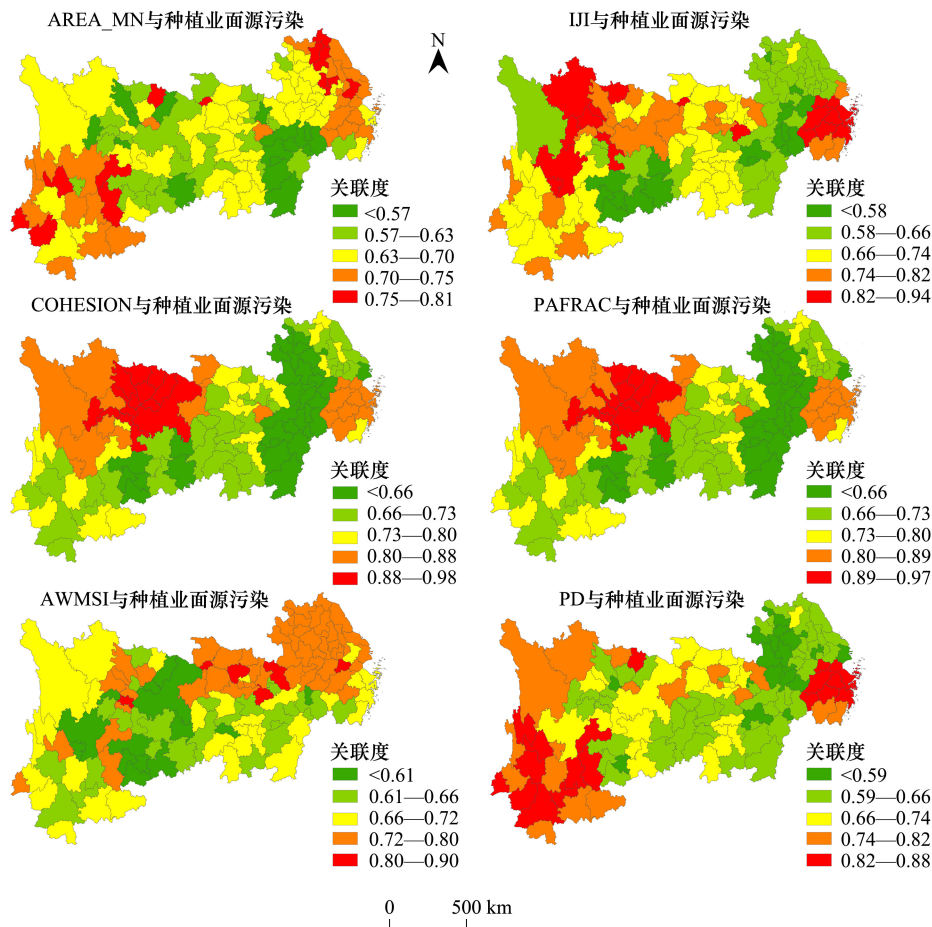


图 7 长江经济带市域耕地破碎化指数与种植业面源污染关联度

Fig.7 The correlation between fragmentation indexes of cultivated land and non-point source pollution in planting in cities of the Yangtze River Economic Belt

AREA_MN: 耕地地块平均面积; PD: 耕地斑块密度; PAFRAC: 耕地分维指数; AWMSI: 面积加权形状指数; IJI: 耕地散布与并列指数; COHESION: 耕地聚集指数

不同的是,对浙江省种植业面源污染影响居于第一位的是耕地散布与并列指数(IJI),关联度为 0.88。从市域角度来看,杭州市、湖州市和嘉兴市 IJI 与种植业面源污染的关联度较高。这些城市的主要特点是居于杭嘉湖平原地区,地势地平,因此种植业面源污染更多的是受到人类活动的影响。IJI 主要体现了耕地破碎化综合指数的聚集度情况,耕地分布类型的复杂性受人为活动影响较大。因此,在平原地区“以人为核心”的城镇化进程不断推进的背景下,随着“源”景观的不断增多,耕地分布类型的不规则性也逐渐呈现,从而更易对种植业面源污染产生影响。

3 讨论

3.1 长江经济带种植业面源污染成因解析

为全面且合理地评价不同区域种植业面源污染现状,就必须要对研究区域污染成因进行深入分析。研究发现,长江经济带各污染单元所产生的种植业面源污染主要表现为耕地>园地,这与闵炬等^[34]、李明龙等^[35]研究结果一样,即耕地这一土地利用类型对种植业面源污染的贡献最大,大规模集约化耕作模式伴有高频高强度农业机械的使用,易造成种植业面源污染^[18]。具体来看,长江经济带种植业面源污染呈现出典型的流域梯度特征,即下游(16.32 万 t)>中游(14.80 万 t)>上游(13.96 万 t),然而从省域视角来看时,这一特征存在例外。中游地区的部分省份(如湖北省)在种植业面源污染方面呈现出较高的水平,其污染程度明显高于下游和上游的所有省市。进一步深入到市域层面,则发现,上游地区部分地级市(如遵义市)>下游部分地级市(如神农架林区)>中游部分地级市(如舟山市)。由此可见,不同尺度的种植业面源污染成因呈现出空间差异性。从区域上讲,下游地区种植业面源污染大的主要原因是人为因素。主要表现为快速城镇化背景下,人类的社会经济活动影响土地利用方式、农业生产方式及管理水平、产业结构等,进而使得种植业面源污染偏高^[36-37]。但是从省市域尺度来分析,则发现自然因素(如地形地貌特征)往往对种植业面源污染有着更为直接的影响。具体来看,中游地区的湖北省坡地居多,而上游遵义市石漠化耕地面积较大,这些特殊的地形和地质环境决定了植被的特点,同时也影响了污染物的入渗情况与径流汇流流量,使得施于耕地的农药和化肥绝大部分进入空气、土壤和水体,增加种植业面源污染风险^[38]。在省市域尺度上,这些自然因素对种植业面源污染的影响具有更强的区域差异性。这表明污染分布不仅受到流域影响,还受到更为复杂的地域环境和社会经济因素的共同作用。

综上,在以林地、草地等生态用地为主的中小尺度地区,地形地貌复杂^[39]。林草地等植被可以通过改变降水性质和土壤表层结构,减小雨水对土壤的冲击力,有效地减少污染单元所产生的污染物,因此与其他省市相比,种植业面源污染较小。大尺度视角下,人类的社会经济活动是导致部分区域种植业面源污染偏大的主要原因。快速的城市化以及人类的强烈活动使得产业结构等发生变化,间接影响了耕地和园地这类“源”景观类型的利用方式,而不同的耕作制度以及轮作方式对改善土壤物理结构与土壤入渗方式均有一定干扰,这在一定程度上会造成种植业面源污染。

3.2 种植业面源污染与耕地破碎化关联关系的尺度效应

综合景观类型组成、空间特征以及聚集度等不同景观格局指数对长江经济带区域、省市域的耕地破碎化与种植业面源污染等标污染负荷总量进行相关性分析。从区域角度来看,表征耕地破碎化的景观格局指数和种植业面源污染的关联大小呈现出“上游>中游>下游”,但是省域尺度上却呈现出不一样的结果,即“上游部分省份(如重庆市)>下游部分省份(如江苏省)>中游部分省份(如湖南省)”,从市域尺度来分析,则发现下游部分地级市(如南京市)>中游部分地级市(如武汉市)>上游部分地级市(如贵阳市)。分析发现,随着空间范围的变化,不同尺度的耕地破碎化与种植业面源污染的关系也会发生变化^[40],主要表现为山地垂直景观格局(上游地区)和平地水平景观格局(下游地区)指数的不同对种植业面源污染的影响差异十分明显。在区域和省域尺度上,影响种植业面源污染的主要耕地破碎化指数分别是面积加权形状指数(AWMSI)和分维指数(PAFRAC)。具体来看,上游地区山地居多,地形复杂,耕地面积小,具有不规则的形状和边界,对种植业面源污染的缓解有一定的影响^[41]。而从市域尺度来看,聚集度指数对种植业面源污染有重要影响。下游地级市以平原为主,在有限的土地面积上,耕地聚集性增加,加之城镇化率提高使得建设用地“源”景观增多,越来越多的林草地等“汇”景观随之减少,进而对种植业面源污染物的拦截作用减弱。由此可见,尺度之间的耕地破碎化指数差异,一定程度上影响了区域种植业面源污染。一般来说,区域和省域尺度上,耕地的空间特征是种植业面源污染产生、转化的重要原因,而市域尺度上种植业面源污染的变化高度依赖于耕地聚集度的程度。综上所述,种植业面源污染与耕地破碎化之间的关系如图 8 所示。

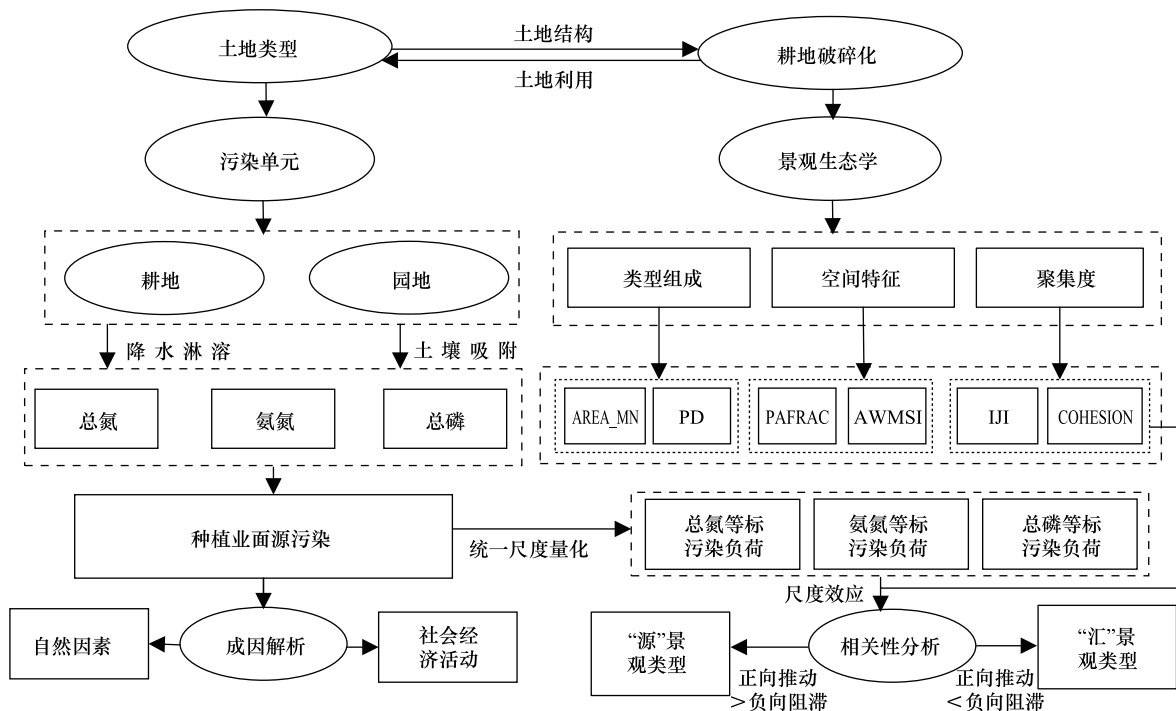


图8 种植业面源污染与耕地破碎化关系分析

Fig.8 Analysis of the correlation between non-point source pollution in planting and fragmentation of cultivated land

3.3 对长江经济带种植业面源污染治理的建议

研究发现在对种植业面源污染进行治理时,不仅应注重污染单元和污染物来源对种植业面源污染的影响,还应该加强耕地在景观类型组成、空间配置和集聚度等方面的优化与整合。在此基础上,对长江经济带种植业面源污染治理提出如下建议。

(1) 根据污染单元和污染物来源,分区分类采取治理措施。如针对耕地所产生的种植业面源污染突出区域—盐城市,首先应实施化肥农药减量增效行动,转变农业发展方式、提高农业资源利用水平,打造产业化利用典型模式。其次,盐城市要充分挖掘盐碱地开发利用潜力,加强现有盐碱耕地改造提升,有效遏制耕地盐碱化趋势,将“以种适地”同“以地适种”相结合,大力推广盐碱地治理改良的有效做法。

(2) 注重自然因素和人类活动对种植业面源污染的影响。在具有特殊地理地形地貌的中小尺度区域,如四川省成都市、贵州省遵义市等,应严格依据坡地地形和坡度因地制宜发展种植业,采取合理的轮作和间、套作制度以及生物防虫等技术减少化肥的施用,从而减少种植业面源污染。而对于受人类活动影响较为严重的平原地区,如浙江省,应改善农村人居环境,开展有针对性的种植业减排关键技术创新,进而系统提升全链条资源利用效率、减少污染排放。

(3) 合理配置耕地景观格局,有效治理种植业面源污染。在高度城市化的小尺度区域中,如武汉市、南京市等应优化耕地与城市的空间结构,充分发挥城市绿地这类“汇”景观对种植业面源污染物的过滤作用,打破建成区的连续性,严格控制建设用地和耕地占用具有重要生态价值的林草,以免污染物聚集恶化水质。针对城镇化率较低的其他小尺度区域,如巴中市、神农架林区、贵阳市等应对区域内劣质耕地采取退耕还林还草方式,改善具有不规则形状和边界的耕地情况,降低耕地破碎度,提高林地和草地这类“汇”景观的占比并增加景观类型,提升各景观单元对泥沙及污染物质的拦截、吸附、吸收及转化能力,减少水土流失和养分的输出。

3.4 研究不足与展望

从污染单元和污染物两个角度对长江经济带种植业面源污染进行了解析,同时从景观生态学角度分析了耕地破碎化的时空特征,并在此基础上研究二者的相关关系,在一定程度上可以准确解析种植业面源污染来

源,进而保护农业水环境。本文使用耕地利用数据计算的种植业面源污染总量主要聚焦于排放量,未考虑种植业面源污染物的迁移转化,文中的污染排放系数主要参考已有的省份流失系数来进行确定,建议对具体的研究区进行实地监测和调研来确定各污染物的具体数值,将微观数据与宏观数据相结合,综合分析种植业面源污染与耕地破碎化之间的关系,并选取部分区域的结果与实际调研结果相对比,以验证本研究的科学性和合理性,从而制定更科学合理的政策建议。

4 结论

(1) 污染单元和污染物是长江经济带种植业面源污染的重要来源。区域尺度上,长江经济带种植业面源污染的主要污染单元和污染物分别是耕地和总氮。省域尺度上,种植业面源污染排在第一的省份是湖北省。而市域尺度上盐城市的种植业面源污染在 128 个城市中最为严重。在对种植业面源污染进行治理时,要综合考虑地区的地理特征和人类活动对土地利用的影响,从污染单元和污染物来源角度对其进行治理。

(2) 耕地破碎化的多尺度特征可以由景观格局指数来直观反映。区域尺度上,自 2015 年起,长江经济带破碎化程度有所改善。省域尺度上看,贵州省常年处于较高破碎化。而从市域角度来看,处于较高破碎化和高度破碎化水平的地区主要集中在以昆明市、贵阳市、乐山市、十堰市、张家界市为中心的周边城市。其主要原因是耕地景观类型组成、空间特征和聚集度在区域之间存在差异性。因此在未来的耕地综合整治中应形成与区域自然环境相适应、有益于农业优势强化的耕地资源利用格局,充分发挥每一种景观类型对污染物的吸附和降解作用,最大程度提高景观格局的生态效应。

(3) 耕地破碎化与种植业面源污染的关联关系具有空间差异性。其中,区域尺度上耕地的空间特征和聚集度是调控种植业面源污染的重要景观属性。省域尺度上,对 11 省市种植业面源污染影响居于前三位的分别是 COHESION、PAFRAC 和 AWMSI,而从市域角度来看,IJI 与杭州市种植业面源污染的关联度较高。要重视地区“源”“汇”景观的配置,实现景观类型的增“汇”减“源”作用,有效阻滞污染物的迁移。

参考文献 (References):

- [1] 俞映惊, 杨林章, 李红娜, 朱昌雄, 杨根, 薛利红. 种植业面源污染防治技术发展历程分析及趋势预测. 环境科学, 2020, 41(8): 3870-3878.
- [2] Zhang X Q, Chen P, Dai S N, Han Y H. Analysis of non-point source nitrogen pollution in watersheds based on SWAT model. Ecological Indicators, 2022, 138: 108881.
- [3] Wang X. Changes in cultivated land loss and landscape fragmentation in China from 2000 to 2020. Land, 2022, 11(5): 684.
- [4] 丘雯文, 钟涨宝, 李兆亮, 潘雅琴. 中国农业面源污染排放格局的时空特征. 中国农业资源与区划, 2019, 40(1): 26-34.
- [5] 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. 农业现代化研究, 2021, 42(2): 198-205.
- [6] 文高辉, 张紫怡, 田雨萌, 方龙俊, 王子诚, 丁学谦, 黄瑶. 长江中下游粮食主产区耕地面源污染时空分异特征. 农业环境科学学报, 2024, 43(1): 133-142.
- [7] 马军旗, 乐章. 中国农业面源污染的空间差异与影响因素分析. 农业现代化研究, 2021, 42(6): 1137-1145.
- [8] 张广纳, 邵景安, 王金亮, 倪九派, 谢德体. 三峡库区重庆段农村面源污染时空格局演变特征. 自然资源学报, 2015, 30(7): 1197-1209.
- [9] 温兆飞, 吴胜军, 陈吉龙, 吕明权, 王小晓, 肖艳. 三峡库区农田面源污染典型区域制图及其研究现状评价. 长江流域资源与环境, 2014, 23(12): 1684-1692.
- [10] 武淑霞, 刘宏斌, 刘申, 王耀生, 谷保静, 金书秦, 雷秋良, 翟丽梅, 王洪媛. 农业面源污染现状及防控技术. 中国工程科学, 2018, 20(5): 23-30.
- [11] 李自林. 我国农业面源污染现状及其对策研究. 干旱地区农业研究, 2013, 31(5): 207-212.
- [12] Teixeira Z, Teixeira H, Marques J C. Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: implications on water quality. Science of The Total Environment, 2014, 470/471: 1320-1335.
- [13] 张建, 雷刚, 漆良华. 南水北调中线水源区丹江口市域景观格局变化及氮磷净化能力. 生态学报, 2021, 41(6): 2261-2271.
- [14] Fu F, Deng S M, Wu D, Liu W W, Bai Z H. Research on the spatiotemporal evolution of land use landscape pattern in a county area based on CA-Markov model. Sustainable Cities and Society, 2022, 80: 103760.
- [15] Lyu J Q, Huang Y J, Nie Q Y, Lu C, Zhang Y Y, Fu X H, Guo P, Luo P P. Spatiotemporal variations and risk characteristics of potential non-point source pollution driven by LUCC in the Loess Plateau Region, China. Frontiers in Ecology and Evolution, 2023, 11:1253328.

- [16] 王孟文, 齐伟, 王鹏涛, 王卓然. 鲁东山区流域景观格局与面源污染关联关系. 自然资源学报, 2020, 35(12): 3007-3017.
- [17] Wang J L, Ni J P, Chen C L, Xie D T, Shao J G, Chen F X, Lei P. Source-sink landscape spatial characteristics and effect on non-point source pollution in a small catchment of the Three Gorge Reservoir Region. Journal of Mountain Science, 2018, 15(2): 327-339.
- [18] Ouyang W, Song K Y, Wang X L, Hao F H. Non-point source pollution dynamics under long-term agricultural development and relationship with landscape dynamics. Ecological Indicators, 2014, 45: 579-589.
- [19] Yu W Q, Zhang J, Liu L J, Li Y, Li X Y. A source-sink landscape approach to mitigation of agricultural non-point source pollution: validation and application. Environmental Pollution, 2022, 314: 120287.
- [20] 谭娟, 熊丽君, 王卿, 任志文, 朱丹丹, 王敏. 不同时空尺度下土地利用结构与空间格局对苏州河水质的影响. 环境科学, 2024, 45(2): 768-779.
- [21] 唐健飞, 刘剑玲. 省域农业可持续发展水平评价及其耦合协调分析——以长江经济带 11 省市为例. 经济地理, 2022, 42(12): 179-185.
- [22] 赵健, 籍瑶, 刘玥, 刘泉利, 白静, 宋永会. 长江流域农业面源污染现状、问题与对策. 环境保护, 2022, 50(17): 30-32.
- [23] 张学珍, 赵彩杉, 董金玮, 葛全胜. 1992—2017 年基于荟萃分析的中国耕地撂荒时空特征. 地理学报, 2019, 74(3): 411-420.
- [24] 王艳, 张安录. 长江经济带耕地压力时空演变规律与趋势. 长江流域资源与环境, 2022, 31(2): 461-471.
- [25] 吴常艳, 陈博文, 黄贤金, 李焕. 耕地利用变化的近远程驱动机制研究——以长江经济带为例. 地理研究, 2023, 42(11): 3003-3019.
- [26] 丁学谦, 吴群, 文高辉, 张超. 2005—2019 年洞庭湖平原耕地面源污染迁移轨迹及空间格局. 农业工程学报, 2021, 37(15): 258-266.
- [27] Wang Q, Zhan L N. Assessing the sustainability of the shale gas industry by combining DPSIRM model and RAGA-PP techniques: an empirical analysis of Sichuan and Chongqing, China. Energy, 2019, 176: 353-364.
- [28] 李文灏, 沈俊. 水网平原地区耕地破碎化时空变化研究. 浙江农林大学学报, 2021, 38(4): 723-729.
- [29] 吕乐婷, 高晓琴, 刘琦, 江源. 东江流域景观格局对氮、磷输出的影响. 生态学报, 2021, 41(5): 1758-1765.
- [30] 孙彦旭, 周自翔, 米朝娟. 基于土地利用覆被变化 (LUCC) 的人类活动与流域生物多样性灰色关联分析. 干旱区研究, 2021, 38(6): 1782-1792.
- [31] 徐新良, 刘, 张树文, 李仁东, 颜长珍, 吴世新. 中国多时期土地利用遥感监测数据集 (CNLUCC). 资源环境科学数据注册与出版系统, 2018.
- [32] Yang J, Huang X. The 30m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925.
- [33] 郭二辉, 方晓, 马丽, 杨小燕, 杨喜田. 河岸带农田不同恢复年限对土壤碳氮磷生态化学计量特征的影响——以温榆河为例. 生态学报, 2020, 40(11): 3785-3794.
- [34] 闵炬, 纪荣婷, 王霞, 陈可伟, 徐建陶, 潘云枫, 陆志新, 路广, 王远, 施卫明. 太湖地区种植结构及农田氮磷流失负荷变化. 中国生态农业学报: 中英文, 2020, 28(8): 1230-1238.
- [35] 李明龙, 贾梦丹, 孙天成, 褚琳, 李朝霞. 三峡库区非点源污染氮磷负荷时空变化及其来源解析. 环境科学, 2021, 42(4): 1839-1846.
- [36] 房志达, 王淑萍, 苏静君, 胡炼, 赵洪涛, 李叙勇. 红壤丘陵区典型小流域不同下垫面非点源磷输出特征. 环境工程学报, 2021, 15(5): 1724-1734.
- [37] 姜和震, 吴习锦, 郝芳华, 杨胜天, 张璇. 近三十年中国非点源污染研究现状与未来发展方向探讨. 环境科学学报, 2020, 40(5): 1535-1549.
- [38] 刘彦伶, 李渝, 秦松, 黄兴成, 张雅蓉, 张文安, 蒋太明. 西南喀斯特生态脆弱区实行轮作休耕问题探讨——以贵州省为例. 中国生态农业学报, 2018, 26(8): 1117-1124.
- [39] 范贤贤, 周云蕾. 长江经济带土地利用与经济-社会-环境耦合协调研究. 水土保持研究, 2023, 30(5): 370-378.
- [40] Li K, Chi G Q, Wang L, Xie Y J, Wang X R, Fan Z Q. Identifying the critical riparian buffer zone with the strongest linkage between landscape characteristics and surface water quality. Ecological Indicators, 2018, 93: 741-752.
- [41] Zhou P, Huang J L, Pontius R G Jr, Hong H S. New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: does point source pollution weaken it? Science of The Total Environment, 2016, 543(Pt A): 591-600.