

巢湖流域土地整治与面源污染时空过程及关系

张淼淼¹, 肖武², 徐建飞³, 李素萃¹, 吕雪娇¹, 赵彬程¹

(1.中国矿业大学(北京)土地复垦与生态重建研究所, 北京 100083;

2.浙江大学公共管理学院, 杭州 310058; 3.中国资源卫星应用中心, 北京 100083)

摘要:为了保障农田安全和生态型土地整治的顺利进行,以巢湖为研究对象,运用SWAT模型模拟巢湖流域2000—2010年面源污染(总氮、总磷)的空间分布,采用地理加权回归(GWR)模型评估2000—2010年实施的2609个土地整治项目对面源污染的影响。结果表明:(1)巢湖流域面源污染恢复与恶化情况并存,总体偏向改善。(2)2000—2005年和2005—2010年面源污染变化区域存在空间差异,与南部地形起伏度高及农业耕作区的空间布局相关。(3)2000—2010年土地整治与面源污染现状 R^2 在0.71~0.74,呈负相关。一方面土地整治中四大工程的实施使得耕地细碎化降低,集约化农业活动也减少了化肥使用量,另一方面,土地整治实施带动了面源污染治理项目落地,使得综合治理效果显著。期望为类似区域开展以面源污染治理为重点的生态景观型土地综合整治提供参考。

关键词:土地整治; 面源污染; GWR模型; SWAT模型; 巢湖流域

中图分类号:F301.2; X52

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2021)01-0360-08

Spatiotemporal Processes and Relationships Between Land Consolidation and Non-point Source Pollution in Chaohu Lake Basin

ZHANG Miaomiao¹, XIAO Wu², XU Jianfei³, LI Sucui¹, LYU Xuejiao¹, ZHAO Bincheng¹

(1.*Institute of Land Reclamation and Ecological Rehabilitation, China University of*

mining and Technology, Beijing 10 083, China; 2.School of Public Affairs, Zhejiang University,

Hangzhou 310058, China; 3.China Centre for Resources Satellite Data and Application, Beijing 100083, China)

Abstract: In order to ensure the safety of farmland and the smooth progress of ecological land consolidation, Chaohu Lake was taken as the research object. The research used SWAT model to simulate the spatial distribution of non-point source pollution (TN and TP) from 2000 to 2010, and used Geographic Weighted Regression (GWR) model to assess the impact of 2609 land consolidation projects on the non-point source pollution. The results showed that: (1) non-point source pollution in the Chaohu Lake Basin coexisted with recovery and deterioration, and the overall pollution level had decreased; (2) there were spatial differences in the area of non-point source pollution change between 2000—2005 and 2005—2010, which was related to the high terrain in the south and the spatial layout of agricultural farming areas; (3) during the study period, the R^2 of land consolidation and non-point source pollution (TN and TP) was between 0.71 and 0.74, which was negatively correlated. On the one hand, the implementation of the four major projects in land improvement has reduced the fragmentation of farmland and the intensive agricultural activities have also reduced the amount of fertilizer use. On the other hand, the implementation of land consolidation has led to the landing of non-point source pollution control projects, resulting in a remarkable effect of comprehensive management. This paper is expected to provide reference for similar areas to carry out ecological land remediation focusing on non-point source pollution control.

Keywords: land consolidation; non-point source pollution; GWR model; SWAT model; Chaohu Basin

收稿日期:2020-01-09

修回日期:2020-03-27

资助项目:国土资源部公益性行业科研专项(201411006-05);自然资源部土地整治中心项目(20190901)

第一作者:张淼淼(1994—),女,辽宁阜新人,硕士生,主要从事土地整治与生态修复。E-mail:beata212@126.com

通信作者:肖武(1983—),男,湖南涟源人,研究员,博士,主要从事土地整治与生态修复和无人机遥感监测等方面研究。E-mail:xiaowuw@126.com

中国土地整治开始于 20 世纪 90 年代末,经历了“重数量”、“数量与质量并重”和“数量、质量与生态并重”的 3 个阶段^[1]。土地整治的作用不仅仅是提高土地利用效率,促进农业生产活动,它更提升了一个维度的内涵^[2],不仅要通过“田水路林村镇”改善人类的生存条件,还要通过“山水林田湖草”整治以实现生态化国土空间,即建设生态良田、修复受损土地和改善环境为中心的生态景观型的土地整治已成为主线^[3]。

巢湖地处江淮,毗邻长江,是安徽省长江流域最大的河流系统,也是国家粮食安全战略布局的重要区域。农田安全是粮食安全的重要保障,而农田水环境是保障农田安全的关键环节。随着农业经济飞速发展,粮食大幅增产,面源污染问题成为巢湖流域水环境治理的焦点,从 1978 年首次发生富营养化,水质不断恶化,到 2003 年污染状态峰值,逐渐的引起政府及专家学者的重视。目前,中国农业面源污染主要来源于化肥施用、农田固体废弃物、畜禽养殖粪污、水产养殖污水和农村生活污染等 5 个方面^[4]。相关研究表明农业布局调整措施^[5],防护林种植措施^[6],改善农业种植结构措施^[7],生态排灌措施等^[8]土地整治措施会对面源污染产生间接影响,以面源污染治理为中心的生态景观型的土地整治是实现巢湖流域生态农田建设的必经之路。

然而,从区域角度来看,土地整治多是点状分布,且以增加耕地面积与提高耕地质量为核心,对面源污染境与生态环境的改善无显著作用,面源污染治理往往更侧重于农村污染防控^[9]、农用地化肥施用的控制^[10],以及水体的治理等^[11]方面。本研究以巢湖为例,基于 SWAT 模型模拟的 2000—2010 年面源污染负荷(总氮、总磷)和 2000—2010 年土地整治项目数据,结合 GWR 模型,从宏观角度探究区域尺度的土地整治项目实施与面源污染的空间关系,分析土地整治对面源污染的作用机制,为巢湖以及同类地区以面源污染治理为中心的生态景观型土地综合整治提供科学依据及建议。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

巢湖是我国第五大淡水湖,位于安徽省中部,是全国重要的水源地和生态保护区。地理坐标为 116°25′30″—118°29′52″E,30°5′18″—32°32′30″N。巢湖北有柘皋河、店埠河入湖,西有南淝河、派河、丰乐河、杭埠河、白石天河流入,南与兆河、白湖相通,东经裕溪河下泄长江,水资源丰富。巢湖地处江淮丘陵地带,地势西高东低、中间低洼平坦,且气候温和湿润,年平均气温

15~16℃,年平均降水量为 1 100 mm,夏季降雨居多。土壤类型以黄棕壤为主,土地利用类型以耕地、林地、建设用地与水域为主。

考虑到巢湖流域土地整治项目以完整行政区为单位,本研究选取巢湖流域所在的 14 个县(市、区)为研究区域,即无为县、和县、含山县、舒城县、金安区、长丰县、瑶海区、蜀山区、庐阳区、庐江区、肥西县、肥东县、巢湖市、包河区,总面积约为 1.97 万 km²,见图 1。

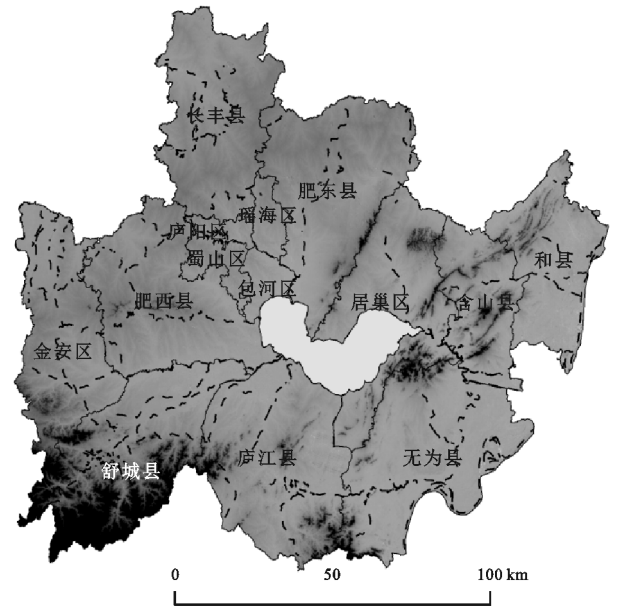


图 1 研究区位置

1.2 数据来源及数据库的建立

本文参考以往研究^[12-13]和多次试验结果,最终确定适合本研究单元格网大小为 1 km×1 km,以此单元格网为单位进行数据库建立及结果与分析,并选择 3 个时间点即 2000 年、2005 年、2010 年进行节点性和阶段性的研究。

1.2.1 面源污染数据 巢湖流域中,面源污染的各方面研究已经很成熟^[14-15],SWAT 模型也成为了面源污染问题研究的重要手段。SWAT(Soil and Water Assessment Tool)模型是 20 世纪 90 年代初美国(USDA)开发的分布式农业面源污染负荷模型^[16],可根据不同的土地利用、土壤以及水利措施对流域的水、泥沙、化学物质等进行模拟。

SWAT 模型所需要的数据分为两类,空间数据和属性数据,采用阿尔伯斯双标准纬线多圆锥投影(Asia_North_Albers_Equal_Area_Conic),具体情况见表 1。

为了后续的定量分析和模型模拟,将 SWAT 模型模拟的巢湖流域总氮和总磷负荷,按照国家《地表水环境质量标准》修订^[19]分为 6 个级别进行空间展示,划分等级见表 2。

1.2.2 土地整治数据 巢湖流域土地整治指标构建

的基础数据来自于 2000—2010 年研究区范围内的土地整治项目。2000—2010 年巢湖土地整治项目主要分布于巢湖市、肥东县、肥西县、庐江县、长丰县、无为县和金安区等 14 个区县,共 2 609 个,2000—2010 年的实际总投资达到 9.48 亿,新增耕地 1.43 万 hm²,实际建设总规模达到 3.12 万 hm²。考虑数据本身特性

以及土地整治项目验收规程的综合性原则,借鉴以往土地整治指标的构建^[20-21],选取了整治项目强度、建设强度、新增耕地、总投资以及投资强度 5 个基础指标。5 个指标均可作为土地整治力度的代表,故采用同等权重法综合形成整治因子指标,代表 2000—2010 年的整治力度,详情见表 3,结果见图 2。

表 1 面源污染数据情况

| 数据类型 | 数据 | 数据描述及用途 | 数据格式 | 数据来源 |
|------|----------|-----------------------------------|---------------|--|
| 空间数据 | DEM | 反映高程、坡面及坡向,提取河网水系 | Grid(30×30 m) | 地理空间数据云 |
| | 河网水系 | 校正 SWAT 模型构建时的水系 | Shape | Google 地图矢量化 |
| | 土地利用 | 反映 2000 年、2005 年、2010 年土地利用现状 | Grid(30×30 m) | 中国多时期土地利用土地覆被遥感监测数据集(CNLUCC) ^[17] |
| | 土壤类型 | 土壤类型的空间分布 | Grid | 世界土壤数据库(HWSD) |
| 属性数据 | 气象数据 | 研究区范围内各站点降雨、温度、气压、太阳辐射、风速、相对湿度等数据 | 日观测资料 | SWAT 模型中国大气同化驱动数据集(CMADS) ^[18] 和 SWAT 气象数据库 |
| | 不同土壤理化性质 | 各类型土壤的 PH、有机质含量、砂粒、黏粒、粉粒等含量数据 | | 世界土壤数据库(HWSD) |

表 2 面源污染划分等级

| 等级名称 | I | II | III | IV | V | VI |
|--------------------------|-------|----------|---------|---------|---------|------|
| 总氮/(mg·L ⁻¹) | ≤0.2 | 0.2~0.5 | 0.5~1.0 | 1.0~1.5 | 1.5~2.0 | >2.0 |
| 总磷/(mg·L ⁻¹) | ≤0.02 | 0.02~0.1 | 0.1~0.2 | 0.2~0.3 | 0.3~0.4 | >0.4 |

表 3 土地整治因子计算

| 编号 | 指标 | 指标计算公式 | 指标属性 | 因子计算公式 |
|----|--------|-----------------|------|---------------------------------------|
| A | 整治项目强度 | 各格网项目个数 | 正向 | $\text{整治因子} = \frac{(a+b+c+d+e)}{5}$ |
| B | 建设强度 | 各格网实际建设总规模 | 正向 | |
| C | 新增耕地 | 各格网新增耕地面积 | 正向 | |
| D | 总投资 | 各乡镇实际总投资 | 正向 | |
| E | 投资强度 | 各乡镇实际总投资/各乡镇总面积 | 正向 | |

注:整治因子式中的 a, b, c, d, e 代表归一化后的整治指标 A, B, C, D, E ,归一化公式为 $x = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}}$ 。

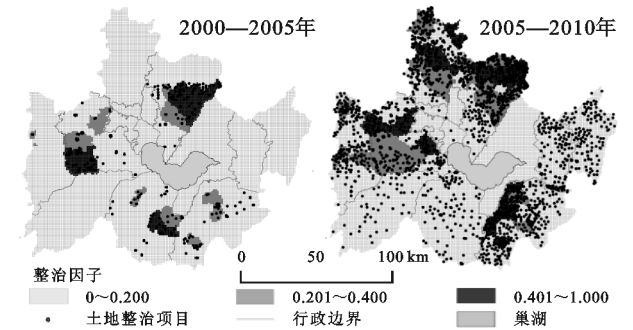


图 2 整治因子及整治项目分布

1.3 统计方法

本文首先利用全局 Moran's I 和局部空间关联指数(LISA)计算了 2000 年、2005 年、2010 年及 2000—2005 年、2005—2010 年两个时段面源污染全局空间自相关指数 Moran's I (显著性水平 $p = 0.001$)。通过分析巢湖面源污染的空间自相关性

模型(GWR)进行土地整治对 2000 年、2005 年、2010 年面源污染现状及土地整治对 2000—2005 年、2005—2010 年面源污染变化的影响研究。

1.3.1 空间自相关分析 空间自相关是揭示空间数据分布的一个重要的方法,是测度某位置上的数据与其空间位置数据间的相互依赖程度,分为全域型和区域型两种。该方法已经广泛应用于空间数据挖掘,探索自然与社会现象的空间模式和分布。

空间自相关的 Moran's I 统计可表示为:

$$I = \frac{n}{S_0} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} z_i z_j}{\sum_{i=1}^n z_i^2}$$

(1)

式中: z_i 为要素 i 的属性与平均值($x_i - \bar{X}$)的偏差; $w_{i,j}$ 为要素 i 和 j 之间的空间权重; n 为要素总数; S_0 为所有空间权重的聚合。

1.3.2 地理加权回归模型(GWR) 地理加权回归模

型(Geographically weighted regression,GWR)^[22],是普通线性回归(OLS)的改进,将数据的地理位置带入到回归参数中,并考虑相邻点的空间权重,允许局部的参数估计。已被广泛地应用到经济、自然资源管理、医学多个等研究领域,近年来也逐渐成为水质研究领域的新热点。GWR 模型计算公式为:

$$y_i=\beta_0(u_i,v_i)+\sum_{k=1}^K\beta_k(u_i,v_i)x_{ik}+\epsilon_i\quad(i=1,2,\cdots,n)$$

(2)

式中:(u_i,v_i)为第 i 点的空间位置; $\beta_k(u_i,v_i)$ 为第 i 点的第 k 个回归系数; ϵ_i 为第 i 点的随机误差。

2 结果与分析

2.1 面源污染分布及演变结果与分析

面源污染变化趋势分为 3 类:面源污染无变化区、面源污染恶化区和面源污染恢复区。图 3 为 2000—2010 年面源污染(总氮、总磷)模拟结果,表 4—7 为面源污染风险转移矩阵。由图 3 可看出巢湖流域北部长丰县、肥东县、瑶海区、蜀山区、庐阳区、包河区在 2000—2010 年总氮等级下降较剧烈,而总磷等级在瑶海区、蜀山区、庐阳区、包河区下降趋势较明显。

从表 4—7 中可以看出,2000—2005 年和 2005—2010 年两个阶段期间,总氮等级无变化区的比重从 92.85%,下降至 91.65%,总磷等级无变化区比重也从 95.06%下降至 94.91%,说明 2005—2010 年阶段巢湖区域总氮和总磷变化更为剧烈。

巢湖面源污染变化是恶化与恢复相互交织的过

程,从变化区的面积来看,2005—2010 年总氮恢复区所占面积比重为 6.88%较 2000—2005 年上升了 0.2%,总氮恶化区的比例也从 2000—2005 年的 0.49%增加至 2005—2010 年的 1.46%。总磷恢复区所占比重从 2000—2005 年的 4.73%下降至 2005—2010 年的 4.33%,恶化区从 2000—2005 年的 0.22%增加至 2005—2010 年的 0.76%。但 2000—2010 年期间,纵观巢湖流域面源污染(总氮、总磷)整体情况看恢复面积始终大于恶化面积。

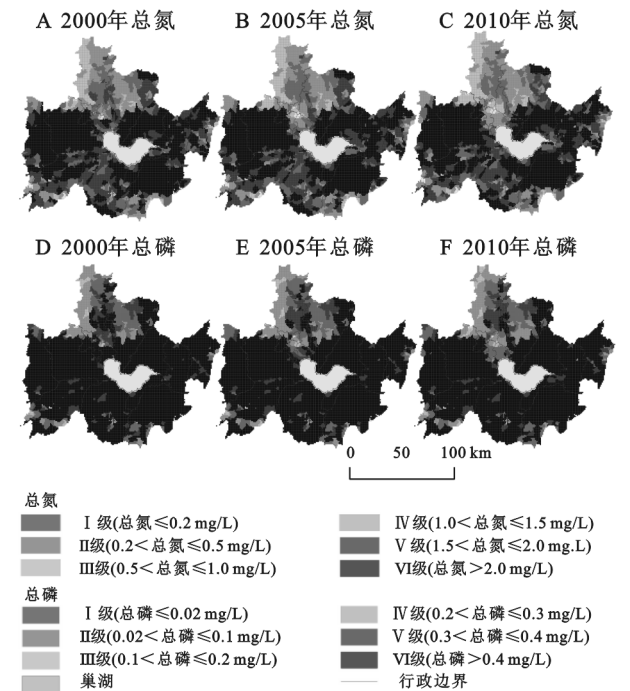


图 3 2000—2010 年巢湖流域总氮和总磷负荷的空间分布

| 年份 | 总氮变化/% | 2005 | | | | | |
|------|--------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | I | II | III | IV | V | VI |
| 2000 | I | <u>4.89</u> | 0.01** | 0.00 | 0.01** | 0.00 | 0.00 |
| | II | 0.07* | <u>4.08</u> | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | III | 0.00 | 1.03* | <u>10.69</u> | 0.05** | 0.00 | 0.00 |
| | IV | 0.02* | 0.17* | 1.41* | <u>11.77</u> | 0.30** | 0.00 |
| | V | 0.00 | 0.00 | 0.32* | 1.46* | <u>16.08</u> | 0.12** |
| | VI | 0.00 | 0.00 | 0.21* | 0.37* | 1.62* | <u>45.34</u> |

注:下划线代表总氮无变化区,*代表总氮恢复区,**代表总氮恶化区,下同。

表 5 2005—2010 年面源污染(总氮)风险转移矩阵

| 年份 | 总氮变化/% | 2010 | | | | | |
|------|--------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | I | II | III | IV | V | VI |
| 2005 | I | <u>4.97</u> | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | II | 0.00 | <u>5.28</u> | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | III | 0.00 | 0.80* | <u>11.69</u> | 0.15** | 0.00 | 0.00 |
| | IV | 0.00 | 0.00 | 1.66* | <u>11.80</u> | 0.19** | 0.00 |
| | V | 0.00 | 0.00 | 0.01* | 2.54* | <u>14.32</u> | 1.12** |
| | VI | 0.00 | 0.00 | 0.24* | 0.00 | 1.63* | <u>43.59</u> |

表 6 2000—2005 年面源污染(总磷)风险转移矩阵

| 年份 | 总磷变化/% | 2005 | | | | | |
|------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|
| | | I | II | III | IV | V | VI |
| 2000 | I | 4.65 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01** |
| | II | 0.00 | 0.76 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | III | 0.00 | 0.07* | 6.42 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | IV | 0.00 | 0.00 | 0.50* | 6.93 | 0.06** | 0.00 |
| | V | 0.02* | 0.00 | 0.20* | 1.03* | 5.65 | 0.15** |
| | VI | 0.00 | 0.00 | 0.17* | 0.68* | 2.06* | 70.65 |

表 7 2005—2010 年面源污染(总磷)风险转移矩阵

| 年份 | 总磷变化/% | 2010 | | | | | |
|------|--------|------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | | I | II | III | IV | V | VI |
| 2005 | I | 4.64 | 0.03** | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | II | 0.00 | 0.75 | 0.08** | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | III | 0.00 | 0.38* | 6.73 | 0.18** | 0.00 | 0.00 |
| | IV | 0.00 | 0.00 | 0.83* | 7.40 | 0.42** | 0.00 |
| | V | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.12* | 6.59 | 0.05** |
| | VI | 0.00 | 0.00 | 0.07* | 0.51* | 1.42* | 68.80 |

2.2 空间自相关结果与分析

图 4 所示为面源污染局部空间关联指数(LISA)分类图(显著性水平 $p=0.001$),由图 4 可知总氮的高风险区(HH 指标)在 2000,2005,2010 分别占总面积的 22.37%,22.71%,22.36%,呈稳定趋势。总氮的低风险区(LL 指标)在 2000 年、2005 年、2010 年分别占总面积的 29.87%,30.67%,31.12%,呈上升趋势。表明 2000—2010 年,巢湖流域内总氮的面源污染情况呈现逐步恢复趋势。图 5 所示的总氮变化的热点区域的统计结果也证实了该点,总氮变化的 HH 型的比重在 2000—2005 年、2005—2010 年两个时期均小于 LL 型的区域,2005—2010 总氮变化的 LL 型较 2000—2005 上升了 3.28%。研究期间内,总磷也呈相同的趋势。即面源污染各指标存在较为显著的正自相关,总氮和总磷的空间分布表现出较为明显的空间聚集。

2.3 巢湖流域土地整治与面源污染的关系与响应

面源污染与土地整治的响应关系进研究主要包

括面源污染对土地整治现状的响应及面源污染对土地整治变化的响应两部分。

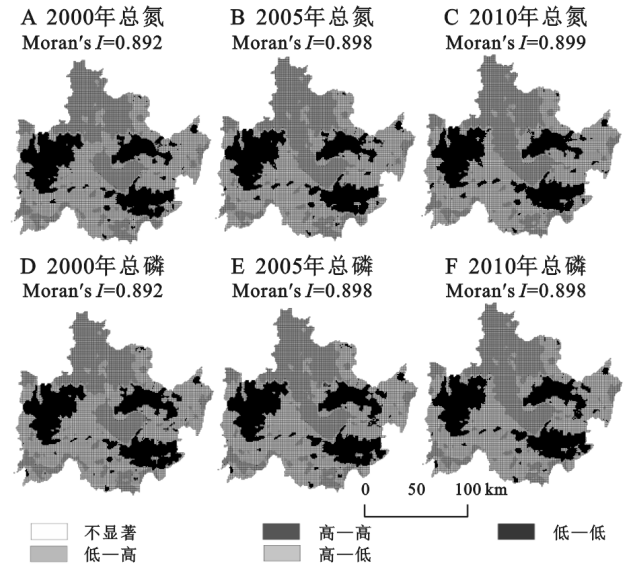


图 4 面源污染局部空间关联指数(LISA)分类

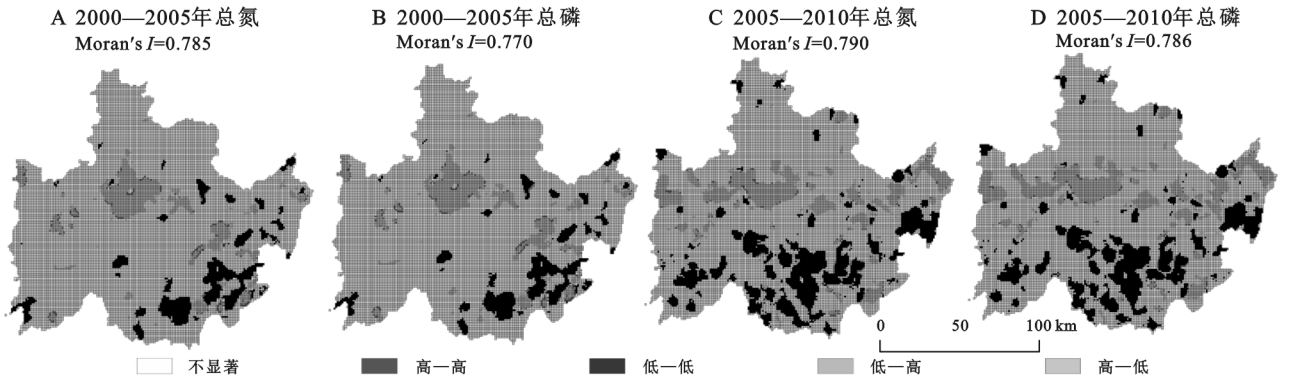


图 5 面源污染变化局部空间关联指数(LISA)分类

2.3.1 巢湖面源污染对土地整治现状的响应 巢湖面源污染对土地整治现状的响应是分别以 2000 年、2005 年、2010 年面源污染指数(总氮、总磷)为

因变量,相应年份的土地整治因子为自变量进行分析。GWR 的 R^2 、回归系数的空间分布见图 6、图 7 和表 8。

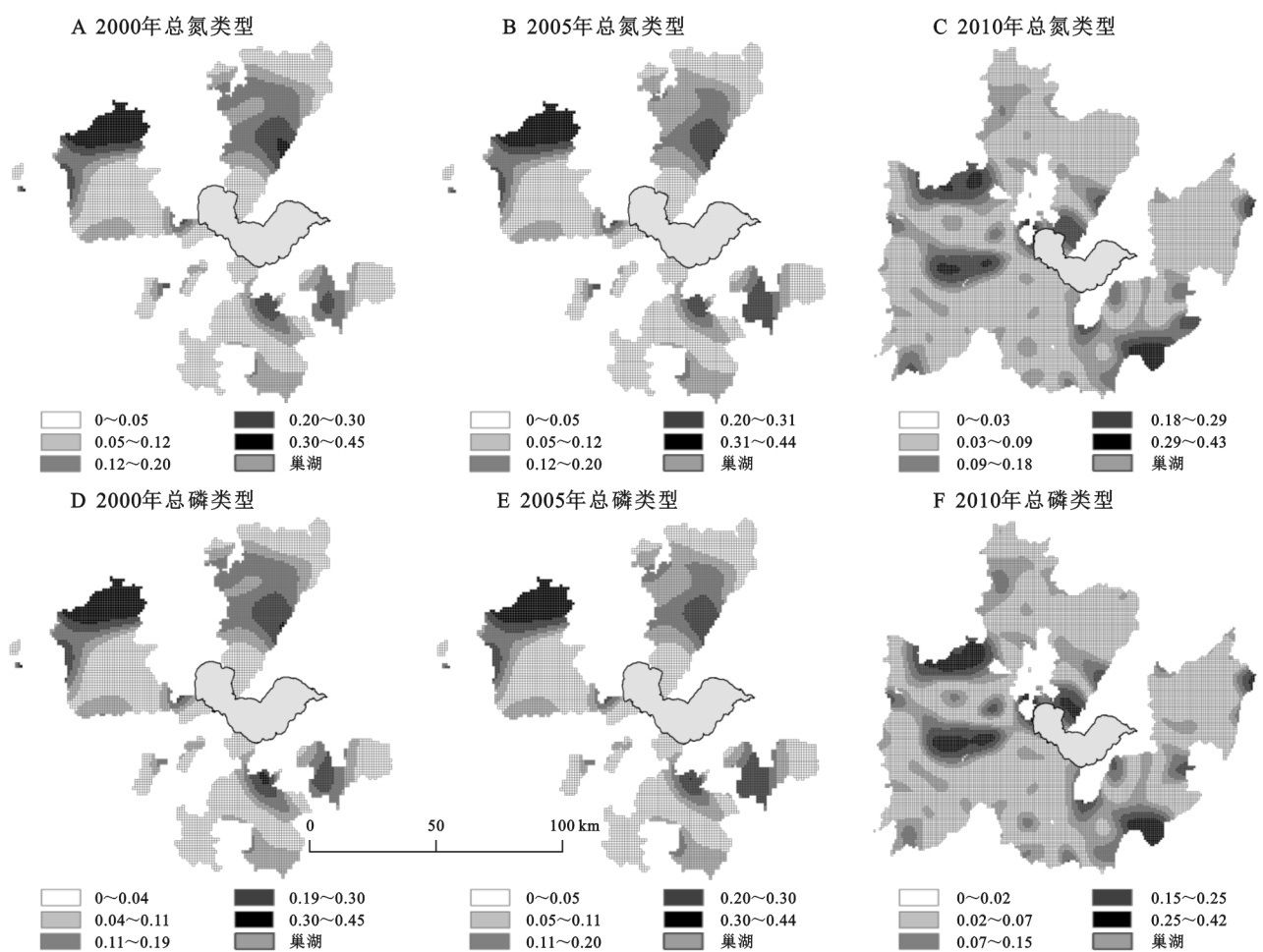


图 6 2000—2010 年现状 R^2 空间分布

2000 年、2005 年、2010 年的面源污染总氮 R^2 从 0.720 升至 0.730,总磷 R^2 从 0.717 升至 0.731,整治因子的拟合大致在 0.71~0.74 之间,说明整治因子大致解释面源污染当年现状的 71%~74%。这表明了在研究期间,研究区整治因子对面源污染现状的影响起重要性作用,且逐渐增大的趋势,也证明土地整治对面源污染的影响不容忽视。

从面源污染与土地整治关系的空间分布看,面源污染对土地整治的响应在空间上具有较强的异质性。其 R^2 较大的主要分为 3 部分在研究区西北、东南、东北中部呈斑块状分布(肥西县、肥东县、无为县),然后以这些区域为中心向外递减。相关系数较大区与土地整治集中区基本重合。从回归系数看,2000 年和 2005 年回归系数大于 0 的区域仍主要分布于西北和东南两部分,其余大部分系数处于小于 0 的状态;在 2010 年的回归系数中,在西南、东南以及巢湖中部是回归系数大于 0 的集中区,并以此 3 个斑块为中心向周递减,且绝大部分区域系数小于 0。2000 年、2005 年、2010 年的回归系数分布虽然

存在着差异,但大部分区域系数处于小于 0 的状态,说明在增加土地整治强度的情况下,面源污染的值反而降低,即巢湖流域内的面源污染得到了一定的改善。

2.3.2 巢湖面源污染对土地整治变化的响应 巢湖面源污染对土地整治变化的响应是分别以 2000—2005 年、2005—2010 年面源污染指数(总氮、总磷)为因变量,相应阶段的土地整治因子为自变量进行模拟。GWR 分析的 R^2 为 0.38~0.50,即土地整治的变化大致解释了面源污染变化的 38%~50%,这说明研究期间土地整治的实施在一定程度上对面源污染的分布造成影响,其变化趋势影响了该区水生态环境变化的走向。

2000—2005 年 R^2 在全区的分布基本上以中北部以及中南的块状高值区向外逐渐递减,其余大部分区域以片状分布, R^2 处于 0~0.1 的状态,所占比重最大。2005—2010 年 R^2 于 0.3~0.5 的区域大多分布于北部、西北和东南部(包河区、肥西县、无为县),并以此为中心向中部巢湖方向递减,说明边缘地区面源

污染变化受土地整治影响较大。从回归系数可以看出,研究区系数以小于 0 为主。

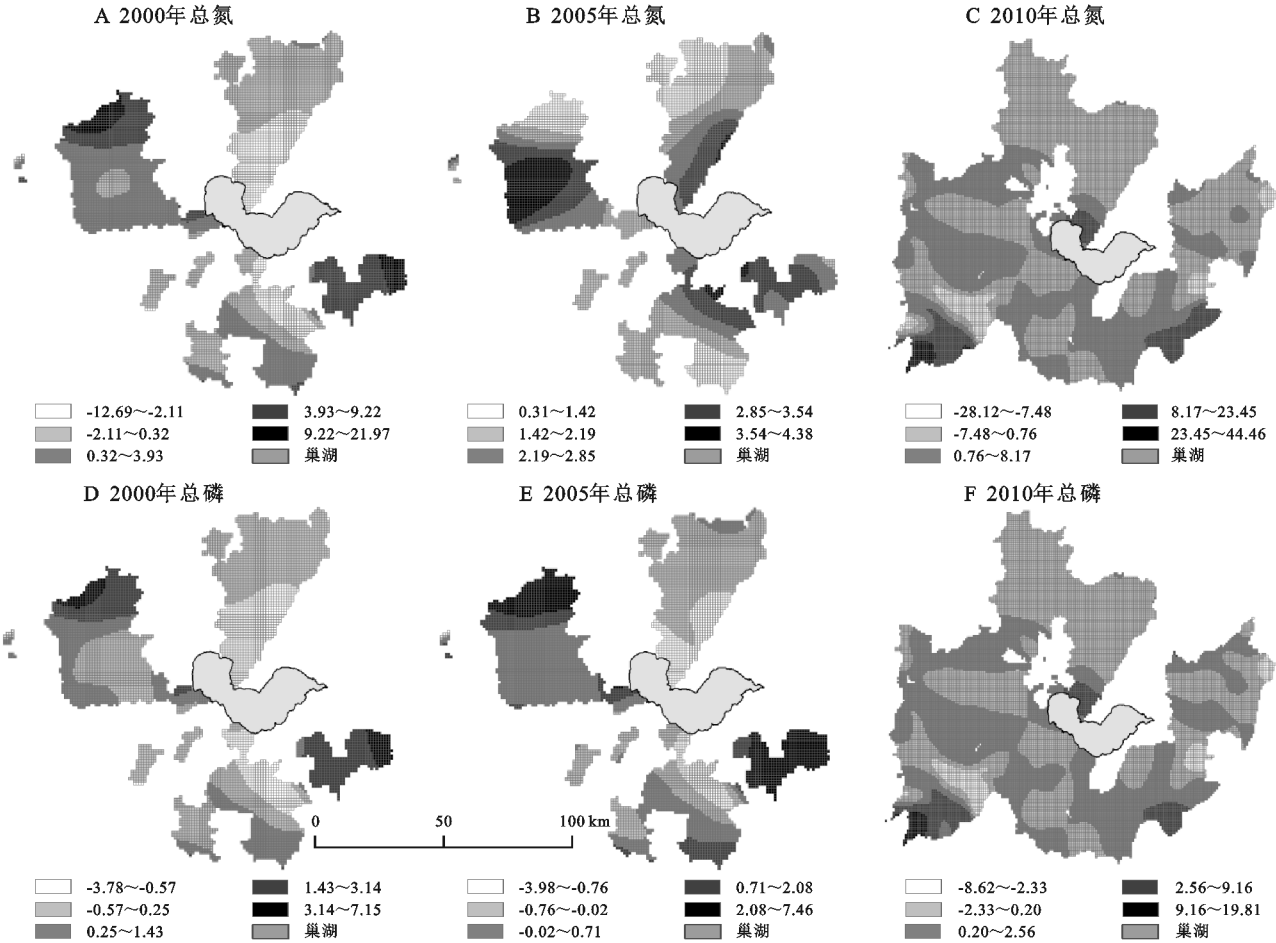


图 7 2000—2010 年现状回归系数空间分布

表 8 GWR 模型 R^2

| 名称 | 2000 年 | 2005 年 | 2010 年 | 2000—2005 年 | 2005—2010 年 |
|----------|--------|--------|--------|-------------|-------------|
| 总氮 R^2 | 0.720 | 0.725 | 0.730 | 0.382 | 0.492 |
| 总磷 R^2 | 0.717 | 0.722 | 0.731 | 0.380 | 0.483 |

3 讨论

本研究发现随着土地整治的进行,面源污染有恢复的倾向。面源污染的缓解与多方面因素有关,本文仅就土地整治角度,讨论其对面源污染的作用机制:

(1) 耕地细碎化降低,集约化农业活动降低化肥使用量。过量及不恰当的化肥施用是造成面源污染的重要原因,巢湖流域土地整治项目多,投资大,全域是安徽省土地整治的重点区域,通过土地整治,打造了耕地集中连片分布的粮食主产区和基本农田保护示范区,耕地的细碎化程度大大降低,研究表明耕地细碎化对农户化肥使用效率具有显著负影响^[23],降低了面源污染的输入源头。

(2) 四大土地整治工程作用。防护林工程可以有有效的改善水土流失,一定程度上缓解生态保护压力。土地平整工程中不仅可以田块合并规整,还可通过坡改梯方式改变原有的坡面过程,形成田坎,改善

生产耕作条件和水土保持能力。农田水利工程也可通过建立生态的农田灌排网络系统和水利工程配套设施,合理布局,减少洪涝灾害带来的水土流失。

(3) 村庄集约规划管理,加强监管农村生活污水的统一处理排放。加强村庄规划管理,稳步推进村庄整治,引导农民集中居住,有序搬迁撤并空心村和过于分散、生态恶劣的村庄。改善农村生活环境,集中处理农村生活污水废水^[24],有效减少面源污染外源。

(4) 土地整治带动面源污染治理项目落实,综合治理效果佳。根据自然资源部土地整治中心发布的土地整治蓝皮书,土地整治投资的带动效应达到将近 4.0,土地整治工作的开展提供了相较更加有利的耕作条件,也增加了农业面源污染治理相关项目在土地整治区落地的可能性,其复合作用下的面源污染治理效果得到增强。

4 结论与建议

4.1 结论

(1) 巢湖流域面源污染(总氮、总磷)的空间分布主要呈现东西为轴线条带状以及南部区域高值,北部区域低值的空间分布。该空间分布特征是自然地理

环境(西北部低山丘陵围绕)与人类活动(农业耕作)共同作用的结果。

(2) 面源污染恢复与恶化的情况并存,且存在空间差异。瑶海区、蜀山区、庐阳区、包河区为合肥市 4 个区,在土地整治的作用下仍能保持耕地斑块形状的规则,耕地面积小,化肥使用量小,2000—2010 年总氮和总磷在此区域改善趋势较明显。除此之外,居巢区位于巢湖东侧,土地整治种植了大量防护林,改善了当地水土流失环境,故氮磷有所改善。

(3) 巢湖流域面源污染(总氮和总磷)及面源污染变化区域全局自相关指数随着年份增加,持续上升,影响范围和程度越来越大,成为影响该区域环境问题的重要因素。

(4) 面源污染对土地整治现状的响应 R^2 在 0.71~0.74,面源污染对土地整治变化的响应 R^2 在 0.38~0.50,呈负相关。

4.2 建议

(1) 生态田埂技术,适当提高田埂高度,可减少大部分的农田地表径流。因地制宜的在田埂的两侧栽种植物,形成隔离带,有效吸附拦截氮磷养分和残留农药。

(2) 建设生态沟渠,在沟底、沟板种植植物,可过滤吸附农田径流污染物,达到控制污染物向水体迁移和氮磷养分再利用目的。

(3) 推进村庄集并,加强生活污水集中处理,避免出现由不良生活习惯和落后的排污体系直接排放到沟渠、坑塘、农田等水体。

(4) 土地平整过程调整农田的土壤质量,对相对贫瘠的土壤进行改良,因地制宜科学规划农业产业种植结构。

(5) 类似于巢湖同类大型湖泊或河流区域,规划种植防护林,改善土壤侵蚀和面源污染情况。

本文以 2000—2010 年作为研究时间段,尽管在一定程度上揭示了土地整治与面源污染的响应关系,但仍需探索更长时间序列下两者的空间关系。生态型土地整治是实现巢湖流域生态农田建设的必经之路,本文为巢湖及类似共同考虑面源污染治理和农田安全保障的区域提供土地整治的建议和依据。

参考文献:

[1] 鄢宛琪,朱道林,汤怀志.中国土地整治战略重塑与创新[J].农业工程学报,2016,32(4):1-8.

[2] 贾文涛.从土地整治向国土综合整治的转型发展[J].中国土地,2018(5):16-18.

[3] 肖武,李素萃,梁苏妍,等.生态景观型土地整治的研究进展与展望[J].江苏农业科学,2017,45(18):31-35.

[4] 张俊,陈杰,焦春海.生态文明视角下的农业面源污染防控对策研究[J].湖北农业科学,2019,58(13):159-162.

[5] 郑宇,程香菊,王兆礼,等.韩江流域面源污染及与景观

格局的关系[J].水资源保护,2019,35(5):78-85.

- [6] 孙慧,张建锋,单奇华,等.宜兴太湖防护林对农业面源污染的减源增汇作用浅析[J].湖泊科学,2015,27(2):227-233.
- [7] 冯洋,郭成久,李勇,等.不同水土保持措施对黑土区坡耕地氮、磷流失的影响[J].水土保持研究,2014,21(3):47-50,56.
- [8] 朱金格,张晓姣,刘鑫,等.生态沟—湿地系统对农田排水氮磷的去除效应[J].农业环境科学学报,2019,38(2):405-411.
- [9] 李想.近 10 年我国农业农村面源污染防控技术的综合评估与适应性研究[D].昆明:云南大学,2019.
- [10] 付永虎.高集约化农区投入减量化与低环境风险的土地利用系统设计:理论与模式[D].北京:中国农业大学,2016.
- [11] 杨林章,吴永红.农业面源污染防控与水环境保护[J].中国科学院院刊,2018,33(2):168-176.
- [12] 肖武,吕雪娇,王仕菊,等.基于格网的巢湖流域土地整治项目时空特征分析[J].江苏农业科学,2018,46(18):248-252.
- [13] 吕雪娇,肖武,李素萃,等.基于 GIS 与灰色星座聚类的巢湖流域土地整治分区[J].农业工程学报,2018,34(6):253-262,308.
- [14] 欧阳威,黄浩波,蔡冠清.巢湖地区无监测资料小流域面源磷污染输出负荷时空特征[J].环境科学学报,2014,34(4):1024-1031.
- [15] 王雪蕾,王新新,朱利,等.巢湖流域氮磷面源污染与水华空间分布遥感解析[J].中国环境科学,2015,35(5):1511-1519.
- [16] 邹松兵,陆志翔,龙爱华,等. ArcSWAT 2009 用户指南[M].郑州:黄河水利出版社,2012.
- [17] 徐新良,刘纪远,张树文,等.中国多时期土地利用土地覆被遥感监测数据集(CNLUCC)[R].中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统,2018.
- [18] 孟现勇. SWAT 模型中国大气同化驱动数据集(CMADS V1.1)[D].兰州:寒区旱区科学数据中心,2016.
- [19] 孟伟,张远,郑丙辉.水环境质量基准、标准与流域水污染物总量控制策略[J].环境科学研究,2006,19(3):1-6.
- [20] 王子凌.县域土地综合整治潜力与整治分区研究[D].北京:中国地质大学(北京),2014.
- [21] 马春艳,王占岐,易平.基于 ArcGIS 的耕地整治潜力测算与分级研究:以湖北省房县为例[J].水土保持研究,2015,22(1):207-211.
- [22] Brunsdon C, Charlton F M. Geographically weighted regression-modelling spatial non-stationarity[J]. Journal of the Royal Statistical Society. Series D(the Statistician),1998,47(3):431-443.
- [23] 史常亮,张益,郭焱,等.耕地细碎化对农户化肥使用效率的影响[J].自然资源学报,2019,34(12):2687-2700.
- [24] 顾霖,吴德礼,樊金红.农村生活污染综合治理模式与技术路线探讨[J].环境工程,2016,34(10):113-117.