

# 亚热带典型农林混合流域河流氮磷输出 负荷特征及与景观格局关系

邓越<sup>1,2</sup> 唐代生<sup>1</sup> 孟岑<sup>2,3,4</sup> 李裕元<sup>2,3,4</sup> 李希<sup>2,3,4</sup>

宫殿林<sup>2,3</sup> 李情<sup>1,2</sup> 沈建林<sup>2,3,4</sup> 吴金水<sup>2,3,4</sup>

(1. 中南林业科技大学林学院, 湖南 长沙 410018; 2. 中国科学院亚热带

农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 湖南 长沙 410125;

3. 中国科学院亚热带农业生态研究所长沙农业环境观测研究站,

湖南 长沙 410125; 4. 中国科学院大学, 北京 100049)

**【摘要】:** 流域景观特征对流域河流氮(N)磷(P)迁移输出具有显著影响, 但不同景观组成与配置与河流 N、P 输出负荷的关系有待进一步深入研究。以亚热带典型农林混合流域金井河流域为研究区域, 基于长期水文、水质定位观测数据定量估算了河流 N、P 输出负荷。将景观指数分类结合传统统计分析筛选出的不同景观尺度的核心景观指数, 采用冗余分析(RDA)和方差分解分析(VPA)明确不同尺度景观格局特征对于河流 N、P 输出负荷的影响关系。结果表明: 流域丰水期、平枯水期 N、P 输出负荷呈显著时空差异, 丰水期流域河流 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP、DIP 输出负荷分别为 2.61~9.03、0.34~5.34、1.26~5.03、0.15~0.50、0.09~0.23kg/(hm<sup>2</sup>·a); 平枯水期分别为 1.55~6.68、0.29~2.91、0.74~2.91、0.10~0.46、0.05~0.20kg/(hm<sup>2</sup>·a)。不同景观尺度水平及土地利用类型, 景观特征对于 N、P 输出负荷的影响有所差异, 但在同一尺度水平上, 各类景观指数对河流丰水期和平枯水期 N、P 输出负荷的影响基本一致。景观尺度上, 不同类型斑块聚集度、景观多样性的增加会导致河流 N、P 输出负荷的增加; 河流 N、P 输出负荷与面积大、聚集度高、连通度高的农田、居民地斑块呈显著正相关, 与聚集度高、大面积的林地斑块显著负相关。丰水期、平枯水期农田斑块对河流 N、P 负荷主要影响指数类别分别为面积-边缘和聚集度指数。林地、居民地斑块对 N、P 负荷主要影响的类别指数分别为面积-边缘和聚集度。研究可从流域景观规划角度为农业面源污染的治理提供理论支持和科学依据。

**【关键词】:** 景观格局 景观尺度水平 斑块类型尺度水平 面源污染

**作者简介:** 邓越(1997~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水土保持、流域农业面源污染。E-mail:599359981@qq.com; 孟岑, E-mail:mengcen@isa.ac.cn

**基金项目:** 国家自然科学基金青年项目(42007157)

农业面源污染作为我国环境污染主要问题之一,治理形势依旧严峻。根据第二次全国污染源普查结果显示,总氮(TN)、总磷(TP)污染物中约 57.2%、67.3%来自于农业面源<sup>[1]</sup>。流域尺度上 N、P 污染物的迁移转化受景观格局(组成和配置)的影响<sup>[2,3]</sup>。但目前国内研究多侧重于研究景观格局与流域河流 N、P 浓度间的关系,而较少关注 N、P 输出负荷<sup>[4]</sup>。因此进一步明确流域 N、P 输出负荷与景观格局特征间关系能够从土地利用和景观规划角度为流域面源污染防治提供科学理论依据。

国内外针对景观格局特征对河流水质的影响已进行了大量研究并取得了重要的进展<sup>[2,5]</sup>,但部分研究结果存在一定分歧。例如:针对流域景观组成,多数研究认为稻田作为污染源是引起流域水体富营养化的重要原因<sup>[6,7]</sup>。但也有部分研究认为,淹水期稻田可视为污染物“汇”景观类型,对 N、P 有一定的拦蓄作用<sup>[8,9]</sup>。针对流域景观配制,有研究认为较高的景观多样性指数(SHDI)、斑块密度(PD)表明流域内人为扰动性较强,会显著增加河流 N、P 浓度<sup>[2,10]</sup>。而有研究表明平水期河流 TN 浓度与 SHDI、PD 呈负相关<sup>[11]</sup>。此外, Lee 等<sup>[12]</sup>研究表明农田斑块聚集性(聚集指数, AL)与河流 N、P 浓度无显著相关性。然而, Wang 等<sup>[13]</sup>则发现农田斑块聚集度与流域河流 N、P 浓度呈显著正相关。出现这些争议结果的主要原因可能在于研究流域在尺度、气候条件、下垫面特征、农业生产方式等因素存在差异。以及不同分析方法所带来的结果解释的局限性。此外,河流 N、P 浓度易受降雨、水文变化影响,呈现季节波动,仅考虑景观格局特征与河流 N、P 浓度间的关系难以全面综合评估其对污染物迁移、转化、输出的影响。

景观格局指数能够量化流域景观格局特征,反映流域景观组成和空间配置的特征<sup>[4]</sup>。但由于景观指数数量众多,目前多数研究对于景观格局指数的选取多基于前人的研究经验,存在一定的主观性,难以保证所选取的景观指数具有流域代表性和独立性,从而导致部分研究结果解释的混乱和无意义。对于景观指数的筛选,有研究通过各种统计方法来减少景观指数数量,筛选核心指数,例如,何鹏等<sup>[14]</sup>采用因子分析和敏感性分析等分析方法,筛选出 4 个具有良好灵敏度、明确生态学意义的代表性景观指数。李佩玲等<sup>[15]</sup>依次采用相关性分析、尺度分析和主成分筛选,分别筛选出湖北江汉平原、湖南江南丘陵和贵州高原 3 个区域的代表性景观指数。然而,不同景观指数含义及其生态学意义均不同,单纯通过统计分析可能会筛选出部分无生态学意义的指数,因此,在进行景观指数筛选时有必要将传统统计分析 with 指数类别分类(面积、形状、聚集度、多样性)结合,确保所筛选指数具有明确生态学和指导意义。

我国南方亚热带丘陵区作为我国主要粮食生产区,河网密集,面源污染所导致水体富营养化问题严重<sup>[3]</sup>。该区域除景观格局特征存在较强的空间异质性外,河流 N、P 输出负荷也存在显著的季节性差异<sup>[16]</sup>。因此,本研究根据研究区长期待监测数据(2012~2017),明确亚热带典型农林流域河流 N、P 输出负荷时空动态特征;结合景观指数分类与统计分析筛选流域核心景观指数;阐明流域及不同土地利用(林地、农田、居民地)景观格局特征对河流 N、P 季节输出负荷的影响,以期为通过景观规划的流域面源污染防治提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区金井河流域(27° 55' N~28° 40' N, 112° 56' E~113° 30' E)位于湖南省长沙市东北约 50km,地处长沙县金井镇境内,为湘江一级支流捞刀河的上游(图 1)。流域总面积为 134.4km<sup>2</sup>。流域属于典型亚热带湿润季风气候,年平均降水量 1200~1500mm,集中在 3~8 月,年平均气温 17.2℃,无霜期 274d,年日照时数 1663h,相对湿度 80%左右。流域内主要土壤类型为红壤和水稻土,丘陵区土壤母质主要为花岗岩和板页岩风化物,平原区主要为河流冲积物。

流域土地利用方式主要以林地、农田、居民地为主,所占比例分别为 62.81%、31.62%、2.73%。林地属中亚热带常绿阔叶林,优势树种为马尾松(*Pinus massoniana*)、杉木(*Cunninghamia mialanceolata*)和油茶(*Camellia oleifera*)。农田主要为稻田(单季和双季稻)、旱地,其中双季稻化肥施用量平均为 270 和 70kgP/(hm<sup>2</sup>·a)。除水稻外,经济作物主要以茶叶、蔬菜为主,果树面积

很小。流域内畜禽养殖以生猪养殖为主，养殖方式主要以 500 头以下的小规模养殖为主。流域多数村镇无污水管网收集和处理设施，人畜粪便处理方式主要为经化粪池或沼气池后直排入河流。

### 1.2 河流氮磷输出负荷计算

根据研究目标和流域特征，在金井河流域内选取 8 个子流域(表 1)，且分别在各子流域河流出口设置水文、水质监测采样点。河流水位数据则由投入式自记水位计自动记录(10min 间隔)，根据实测建立的河流流量-水位关系函数计算出河流流量。

水质监测时间从 2012 年 1 月至 2017 年 12 月，采样频率为 10d，采样方法为《国家水质采样技术指导》(HJ494-2009)。水样检测指标为铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)、总氮(TN)、溶解态磷(DIP)、总磷(TP)。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度利用流动注射仪测定；TN 浓度采用碱性过硫酸钾消解-流动注射仪法测定，TP 浓度采用过硫酸钾消解-钼蓝比色法测定，DIP 浓度采用钼蓝比色法测定。

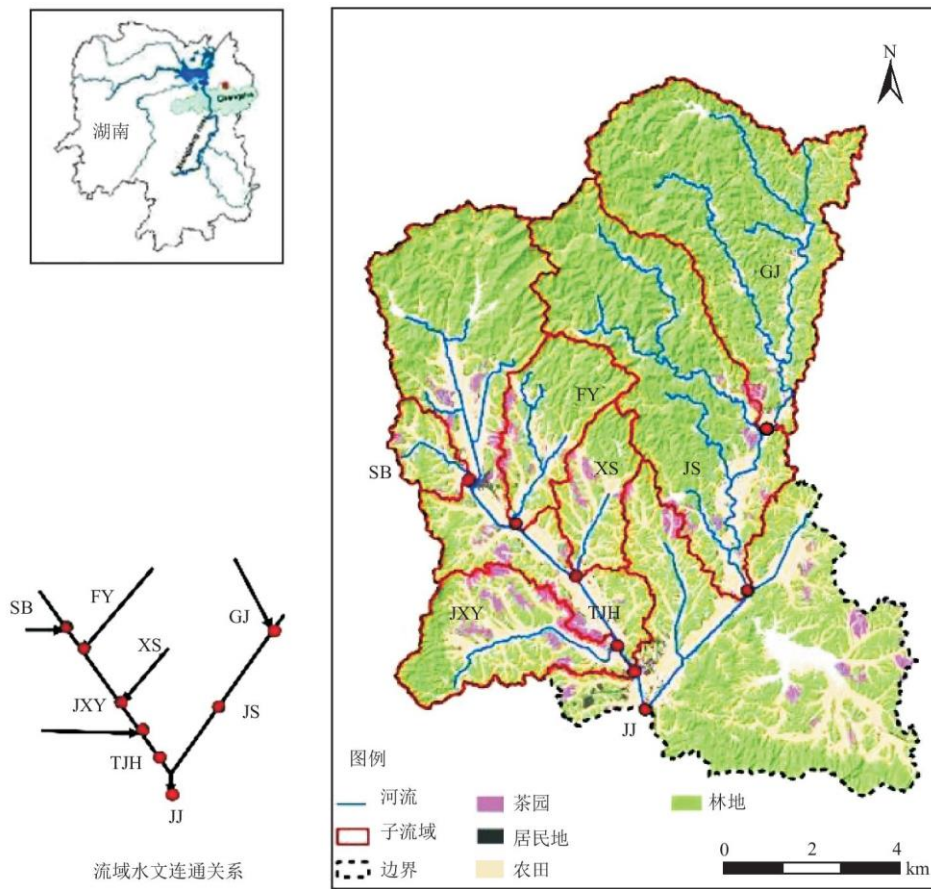


图 1 金井河流域地理区位置、土地利用及水文水质监测点图

表 1 研究区土地利用特征(2012~2017)

| 子流域    | 面积 (hm <sup>2</sup> ) | 土地利用类型 (%) |       |      |      |
|--------|-----------------------|------------|-------|------|------|
|        |                       | 林地         | 农田    | 居民地  | 其他   |
| 水坝(SB) | 264                   | 56.27      | 36.79 | 3.27 | 3.67 |

|           |       |       |       |      |      |
|-----------|-------|-------|-------|------|------|
| 飞跃 (FY)   | 747   | 62.27 | 33.01 | 2.89 | 1.85 |
| 新沙 (XS)   | 510   | 60.15 | 34.78 | 2.52 | 2.56 |
| 九溪源 (JXY) | 969   | 51.84 | 43.13 | 2.95 | 2.08 |
| 观佳 (GJ)   | 2582  | 80.55 | 16.54 | 1.36 | 1.55 |
| 涧山 (JS)   | 5013  | 78.06 | 18.47 | 1.58 | 1.89 |
| 脱甲河 (TJH) | 5018  | 59.39 | 34.79 | 2.99 | 2.82 |
| 金井 (JJ)   | 13441 | 62.81 | 31.62 | 2.73 | 2.91 |

金井河流域水文季节分化明显，每年 4~10 月为丰水期，11~12 月为平水期，1~3 月为枯水期。因为 4~10 月内为流域内水稻种植期，11~次年 3 月为休耕期<sup>[16]</sup>，所以为探明流域景观格局 (尤其是农田) 对水文过程的影响，研究将平水期和枯水期合并为平枯水期，按照丰水期和平枯水期计算流域河流不同形态 N、P 输出负荷。

丰水期和平枯水期河流不同形态 N、P 输出负荷计算公式<sup>[17]</sup>：

$$Nflux_{river} = K \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (N_{river-i} Q_{river-i})}{\sum_{i=1}^n (Q_{river-i}) Q_r} \right] \quad (1)$$

$$Pflux_{river} = K \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (P_{river-i} Q_{river-i})}{\sum_{i=1}^n (Q_{river-i}) Q_r} \right] \quad (2)$$

式中： $Nflux_{river}$  是丰水期/平枯水期的  $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^- - N$ 、TN 的输出负荷 ( $kg / (hm^2 \cdot a)$ )； $Pflux_{river}$  是丰水期/平枯水期的 DIP、TP 输出负荷 ( $kg / (hm^2 \cdot a)$ )； $N_{river-i}$  为第  $i$  次采样时河流的瞬时  $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^- - N$ 、TN 浓度 ( $mgL^{-1}$ )， $N_{river-i}$  为第  $i$  次采样时河流的瞬时 DIP、TP 浓度 ( $mgL^{-1}$ )； $Q_{river-i}$  为第  $i$  次采样时河流出口监测点流量 ( $m^3s^{-1}$ )； $Q_r$  是丰水期/平枯水期的年平均流量 ( $m^3s^{-1}$ )； $K$  是考虑到单位和记录周期的转换系数； $n$  是样本数量。

### 1.3 景观格局指计算与筛选

土地利用信息 (包括土地利用类型、面积和分布) 提取自湖南省地理信息中心购买的数字化地形图 (2012 年)，并经实地调查发现 2012~2017 年研究区土地利用方式基本保持不变。在 ArcGIS 中建立数据库并对扫描图进行配准矢量化，以土地利用分类为基础，提取林地、农田、居民等信息。在此基础上利用 FRAGSTATS4.2 软件计算获取相关景观指数，其中在景观尺度水平 (landscape level) 选取 47 个景观指数，并根据生态意义将其分为四类，分别为面积-边缘、形状、聚集度、多样性指标；斑块类型尺度水平 (classlevel: 林地、农田、居民地) 选取 38 个景观指数，分为 3 类，即：面积-边缘、形状、聚集度 (表 2)。

表 2 景观尺度水平和斑块类型尺度水平景观格局指数

| 类别    | 景观指数           | 缩写            | 景观尺度水平 | 斑块类型尺度水平 |
|-------|----------------|---------------|--------|----------|
| 面积-边缘 | 总(斑块)面积        | CA/TA         | Y      | Y        |
|       | 最大斑块面积指数       | LPI           | Y      | Y        |
|       | 总边缘长度          | TE            | Y      | Y        |
|       | 边缘密度           | ED            | Y      | Y        |
|       | 斑块类型面积所占景观面积比重 | PALND         | N      | Y        |
|       | 平均/加权平均斑块面积    | AREA_MN,_AM   | N      | Y        |
|       | 平均/加权平均回旋半径    | GYRATE_MN,_AM | N      | Y        |
| 形状    | 平均/加权平均周长-面积比率 | PARA_MN,_AM   | Y      | Y        |
|       | 平均/加权平均形状指数    | SHAPE_MN,_AM  | Y      | Y        |
|       | 平均/加权平均分维数指数   | FRAC_MN,_AM   | Y      | Y        |
|       | 平均/加权平均相关外接圆指数 | CIRCLE_MN,_AM | Y      | Y        |
|       | 平均/加权平均邻近指数    | CONTIG_MN,_AM | Y      | Y        |
|       | 周长-面积分维数       | PAFRAC        | Y      | Y        |
| 聚集度   | 平均/加权平均几何最邻近距离 | ENN_MN,_AM    | Y      | Y        |
|       | 平均/加权平均邻近指数    | PROX_MN,_AM   | Y      | Y        |
|       | 连接度            | CONNECT       | Y      | Y        |
|       | 斑块数量           | NP            | Y      | Y        |
|       | 斑块密度           | PD            | Y      | Y        |
|       | 景观分离度          | DIVISION      | Y      | Y        |
|       | 分散指数           | SPLIT         | Y      | Y        |
|       | 有效网格大小         | MESH          | Y      | Y        |
|       | 蔓延度            | CONTAG        | Y      | N        |
|       | 散布与并列指数        | IJI           | Y      | Y        |
|       | 相似邻接比例度        | PLADJ         | Y      | Y        |
|       | 聚合度            | AI            | Y      | Y        |
|       | 景观形状指数         | LSI           | Y      | Y        |
|       | 标准化景观形状指数      | NLSI          | N      | Y        |

|       |                     |          |   |   |
|-------|---------------------|----------|---|---|
|       | 斑块内聚力指数             | COHESION | Y | Y |
|       | 从聚指数                | CLUMPY   | N | Y |
| 景观多样性 | 斑块丰富度               | PR       | Y | N |
|       | 斑块丰富度密度             | PRD      | Y | N |
|       | 相对斑块丰富度             | RPR      | Y | N |
|       | Shannon' s 多样性指数    | SHDI     | Y | N |
|       | Simpson' s 多样性指数    | SIDI     | Y | N |
|       | 修正 Simpson' s 多样性指数 | MSIDI    | Y | N |
|       | Shannon' s 均匀度指数    | SHEI     | Y | N |
|       | Simpson' s 均匀度指数    | SIEI     | Y | N |
|       | 修正 Simpson' s 多样性指数 | MSIEI    | Y | N |

注：Y 代表有该景观格局指数，N 代表无该景观格局指数。

首先对同一类别(面积、形状、聚合程度、多样性)组内的指数进行 Spearman 相关性分析。将两两指数相关系数绝对值大于 0.9 ( $p < 0.01$ ) 的一组，并根据生态意义和起源，从每一组中选出一个代表性指数<sup>[18]</sup>。随后，对所有代表性的指数使用最大方差法旋转进行因子分析，选择特征值>1 的公因子，然后，从每类公因子中选择旋转荷载值>0.8 的景观指数作为核心指数<sup>[3]</sup>。

#### 1.4 景观指数与河流氮磷输出负荷的关系

采用冗余分析(RDA)分析明确所选取的景观尺度水平及斑块类型尺度水平的核心景观格局指数分与流域丰水期和平枯水期河流  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、DIP、TP 输出负荷间的关系，并绘制双轴图。随后采用方差分解分析(VPA),明确不同类别景观指数类别(面积-边缘、形状、聚集度、多样性)对河流 N、P 输出负荷的解释能力和贡献大小。RDA 分析使用 Canoco5.0 软件，VPA 分析使用 R 软件中的 Vegan 包执行。

## 2 结果与分析

### 2.1 流域河流氮磷输出负荷时期分化特征

分析结果表明，在 2012~2017 年，丰水期不同子流域河流 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  输出负荷均值分别为 2.61~9.03、0.34~5.34、1.26~5.03kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )；平枯水期分别为 1.55~6.68、0.29~2.91、0.74~2.91kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ) (图 2)。TN 形态以溶解性无机氮为主( $\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{-N}$ )，其中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  占比高于  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。TP、DIP 均值在丰水期分别为 0.15~0.50、0.09~0.23kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )，在平枯水期则分别为 0.10~0.46、0.05~0.20kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )，且 DIP 皆约占 TP 的 50%左右。不同时期不同子流域间 N、P 输出负荷存在显著差异 ( $p < 0.05$ )，丰水期各子流域河流氮磷输出负荷均显著高于平枯水期，九溪源(JXY)、新沙(XS)流域 N、P 输出负荷显著高于其余流域。观佳(GJ)、润山(JS)流域 N、P 输出负荷低。

### 2.2 核心景观指数筛选

利用 Spearman 相关分析筛选出不同尺度水平(景观尺度、斑块类型尺度)上各类别代表性景观指数。随后通过因子分析, 筛选出各公因子(特征值>1)中旋转载荷>0.8 的景观指数作为核心景观指数(表 3)。景观尺度水平上, 4 个公因子累计解释率为 95.82%, 各斑块类型尺度上, 公因子累计解释率均超过 90.00%。经筛选, 景观尺度水平上, 景观指数数量由 47 个缩减到 8 个, 不同斑块尺度上, 景观指数数量由 38 个分别缩减到 6、8 和 7 个。

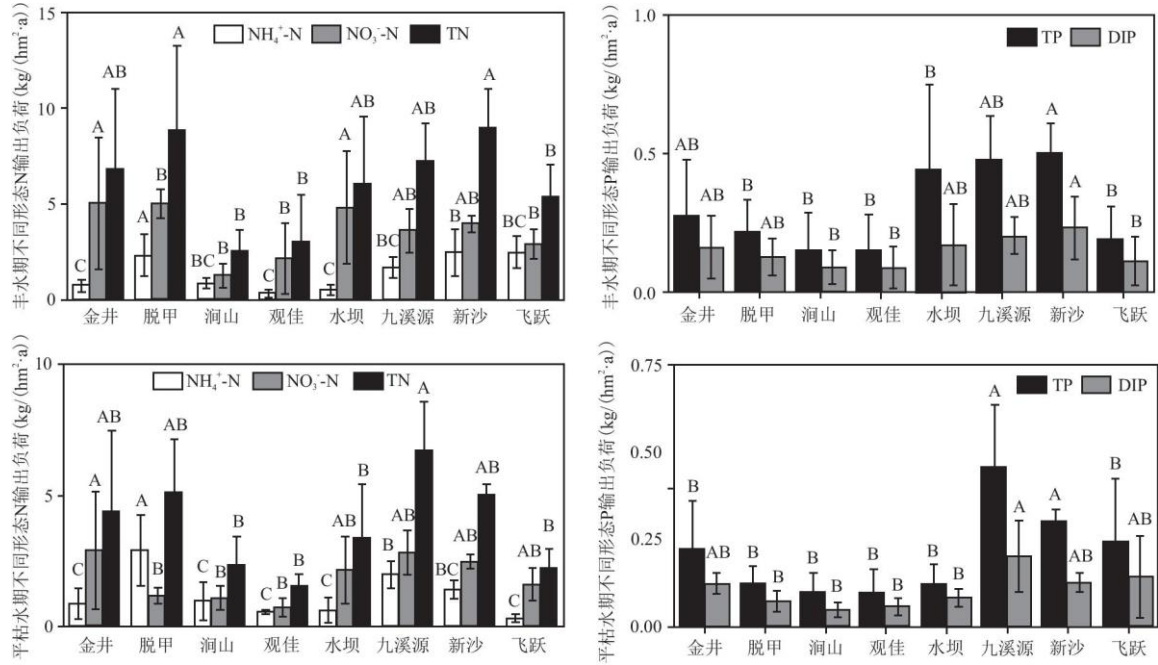


图 2 研究区丰水期、平枯水期各子流域河流 N、P 输出负荷(2012~2017 年)

注: 不同大写字母代表不同子流域河流 N、P 负荷间存在显著差异,  $p < 0.05$ 。

表 3 基于因子分析的不同景观尺度核心景观指数筛选

| 尺度水平 |     | 公因子数(特征值>1) | 累计 (%) | 核心景观指数(旋转载荷>0.80) |                    |                         |      |
|------|-----|-------------|--------|-------------------|--------------------|-------------------------|------|
|      |     |             |        | 面积                | 形状                 | 聚集度                     | 多样性  |
| 景观   |     | 4           | 95.82  | ED                | FRAC_MN、CIRCLE_MN  | ENN_MN、CONTAG、IJI、PLADJ | SHDI |
| 斑块类型 | 林地  | 4           | 93.39  | PLAND、CA、AREA_MN  | SHAPE_AM           | ENN_MN、DIVISION         |      |
|      | 农田  | 3           | 90.77  | PLAND、LPI、AREA_AM | CONTIG_AM、FRAC_MN  | PD、PROX_AM、CONNECT      |      |
|      | 居民地 | 4           | 94.99  | LPI、AREA_AM       | SHAPE_AM、CIRCLE_MN | SPLIT、AL、ENN_AM         |      |

通过筛选代表性景观指数降低共线性时必须明确景观指数生态学意义及起源。虽然部分景观指数显著相关，但其代表的景观生态学意义有所差异。例如，MESH(有效网格大小)与 DIVISION(景观分离度)通常为显著负相关关系，两者区别仅在于解释意义和计量单位不同。PRD(斑块丰富度密度)与 PR(斑块丰富度)相比，PRD(斑块丰富度密度)可以度量相关斑块类型的自然连通度，而 PR(斑块丰富度)只是最基本的度量，无法体现不同斑块类型的相对丰度，两者同时存在时根据其生态学意义选择 PRD(斑块丰富度密度)更合适<sup>[19]</sup>。此外，CONHESION(斑块内聚力指数)会随着斑块类型在分布上越来越聚集而增加，一旦超过阈值，其对斑块空间分布状况就不再敏感，且其在景观尺度水平上的作用一直无法确定，故选择时需充分考虑其限制条件<sup>[20]</sup>。

采用因子分析筛选核心景观指数进一步减少了景观指数数量，损失的数据信息小于 10%。表明通过因子分析不仅进一步减少了景观指数数量，同时也确保了所选择的核心景观指数能够最大程度上代表流域景观格局特征。因此以景观指数类别分类为基础，通过相关分析和因子分析能够较为客观对景观指数进行筛选。相较主观选择，能够保证指数的独立性和流域景观代表性。

### 2.3 景观格局指数对流域氮磷输出负荷的影响

RDA 结果表明，景观尺度和斑块类型尺度水平上，核心景观指数对于河流丰水期和平枯水期 N、P 输出负荷变化的解释率均超过 48%(表 4)，且所有排序轴都通过了蒙特卡罗显著性检验，表明排序结果可信度较高。

景观尺度水平上，丰水期、平枯水期流域景观格局特征对河流 N、P 输出负荷影响无显著变化。河流 N、P 负荷与斑块聚集度(如：聚集度类别，CONTAG)、形状(如：平均分维数指数，FRAC\_MN)负相关，与多样性(如：多样性类别景观指数，SHDI)显著正相关(图 3a, b)。聚集度、多样性类别指数对于河流 N、P 输出负荷变化的独立解释度大于面积-边缘、形状类别(图 4a, b)。其中聚集度类别独立解释度最大，丰水期和平枯水期分别为 0.05、0.08。

河流 N、P 输出负荷与流域不同类型斑块聚集度、形状类别指数呈显著负相关，与多样性指数呈正相关，表明随着流域内不同类型斑块多样性和离散度的增加，以及斑块形状复杂性的降低，河流 N、P 输出负荷会显著增加。CONTAG(蔓延度)值的降低与 IJI(散布与并列指数)、SHDI(景观多样性指数)值的增加反映了流域内人类活动对流域景观自然属性的影响逐渐增大，会使流域内斑块延展性降低、同一类型斑块离散度增大，不同斑块类型间连通性增强，这可能会降低作为污染物“汇”的斑块对 N、P 污染污染物的滞留、拦截作用<sup>[21]</sup>。同时这一过程将导致流域从自然生态系统向农业生态系统转变，导致流域内人为 N、P 投入量会显著增加，进而导致河流氮磷输出负荷增高<sup>[22]</sup>。然而，以上结果仍有待确定，主要是因为流域尺度上的景观格局特征多由占主导的土地利用类型决定<sup>[23]</sup>。例如本研究流域土地利用以林地为主(比例 56.3%~80.6%)，以上结果可能并不适用于其他土地利用类型为主的流域。因此，在斑块类型尺度阐明不同土地利用斑块对河流 N、P 负荷的影响更有意义。

表 4 基于 RDA 分析的不同景观尺度不同时期核心景观指数解释率

| 尺度水平 |    |     | 解释变量(%) |     |      | pseudo-F | p 值     | 核心景观指数(贡献率%)  |                |              |            |
|------|----|-----|---------|-----|------|----------|---------|---------------|----------------|--------------|------------|
|      |    |     | 轴 1     | 轴 2 | 所有轴  |          |         | 面积-边缘         | 形状             | 聚集度          | 多样性        |
| 景观   | 流域 | 丰水  | 56.3    | 1.4 | 58.5 | 8.7      | 0.002** | ED(11.7)      | FRAC_MN(1.7)   | CONTAG(67.1) | SHDI(11.8) |
|      |    | 平枯水 | 41.5    | 3.7 | 48.7 | 7.0      | 0.002** | ED(5.9)       | FRAC_MN(6.2)   | CONTAG(62.5) | SHDI(11.3) |
| 斑块类型 | 林地 | 丰水  | 52.8    | 2.3 | 56.0 | 7.3      | 0.002** | AREA_MN(56.9) | SHAPE_AM(13.9) | ENN_MN(23.4) | -          |
|      |    | 平枯  | 50.8    | 3.6 | 56.1 | 6.8      | 0.002** | AREA_MN(49.4) | SHAPE_AM(8.8)  | ENN_MN(29.4) |            |

|     |     | 水    |     |      |     |         |              |                 |               |  |  |
|-----|-----|------|-----|------|-----|---------|--------------|-----------------|---------------|--|--|
| 农田  | 丰水  | 52.8 | 2.9 | 56.9 | 7.3 | 0.002** | PLAND(65.1)  | CONTIG_AM(16.5) | PROX_MN(11.1) |  |  |
|     | 平枯水 | 41.2 | 3.4 | 48.7 | 6.8 | 0.002** | PLAND(41.1)  | CONTIG_AM(13.0) | PD(20.5)      |  |  |
| 居民地 | 丰水  | 52.9 | 2.9 | 57.0 | 7.3 | 0.002** | AREA_AM(5.8) | PARA_MN(8.6)    | SPLIT(61.5)   |  |  |
|     | 平枯水 | 51.5 | 3.7 | 57.1 | 6.8 | 0.002** | LPI(8.3)     | CIRCLE_MN(4.4)  | PD(52.2)      |  |  |

注：\*\*表示景观指数与河流 N、P 负荷在 0.01 水平上相关性显著。

斑块类型尺度水平上，丰水期、平枯水期、河流 N、P 输出负荷与林地斑块面积-边缘类别指数 (AREA\_AM、CA、PLAND) 呈显著负相关，与形状类别指数 (SHAPE\_AM)、聚集度类别指数 (ENN\_MN、DIVISION) 显著正相关 (图 3c, d)。丰水期和平枯水时林地斑块面积-边缘类别指数对于河流 N、P 输出变化的独立解释度均最高，分别为 0.11 和 0.08 (图 4c, d)。

农田斑块面积-边缘 (PLAND、AREA\_AM、LPI)、形状 (CONTIG\_AM)、聚集度 (CONNECT、PROX\_MN) 类别指数均与丰水期、平枯水期河流 N、P 输出负荷均呈显著正相关 (图 3e, f)。农田斑块面积-边缘和聚集度类别指数分别为丰水期和平枯水期最大独立解释度因子，解释度分别为 0.16 和 0.13 (图 4e, f)。

居民地斑块面积-边缘 (AREA\_AM、LPI)、形状 (PARA\_MN、CIRCLE\_MN) 类别指数与丰水期、平枯水期河流 N、P 负荷呈显著正相关 (图 3g, h)。聚集度类别指数中，SPLIT 与丰水期河流 N、P 负荷呈显著负相关，PD 与河流 N、P 负荷平枯水期显著正相关。丰水期、平枯水期河流 N、P 负荷变化独立解释度最高类别指数为聚集度，分别为 0.15 和 0.18 (图 4g, h)。

斑块类型尺度水平上，不同土地利用类型斑块 (林地、农田、居民地) 与流域河流 N、P 输出负荷关系存在显著差异，但同一类型斑块与丰水期、平枯水期流域 N、P 输出负荷的关系基本一致。对林地斑块而言，林地斑块越完整、面积范围越大、聚集度越高，流域河流 N、P 输出负荷越低。因为林地面积的增加往往伴随着农田面积的减少，从而减少污染物“源”并增加“汇”。且林地斑块会通过景观配制直接影响流域水文功能，面积范围大、聚集度高、连通性强的林地生态系统由于植被覆盖度高，根系分布广泛，可以有效拦截 N、P，阻止其沿水文通道迁移进入河流<sup>[24]</sup>。此外，林地能够促进降雨的再分配，影响土壤水分和浅层地下水的运动，进而影响流域 N、P 的迁移输出<sup>[25]</sup>。例如：平枯水期林地斑块的强烈蒸散导致土壤水分和浅层地下水的减少，降低流域尺度的基流量，减少河流溶解态 N、P 输出负荷<sup>[26]</sup>。

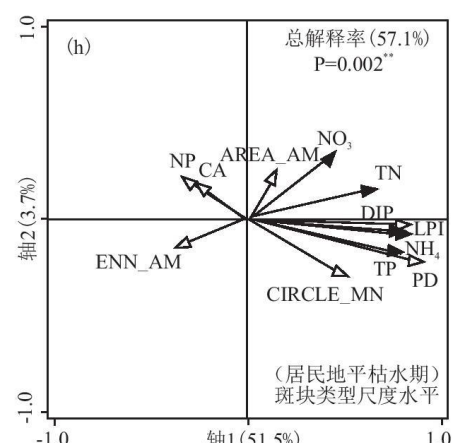
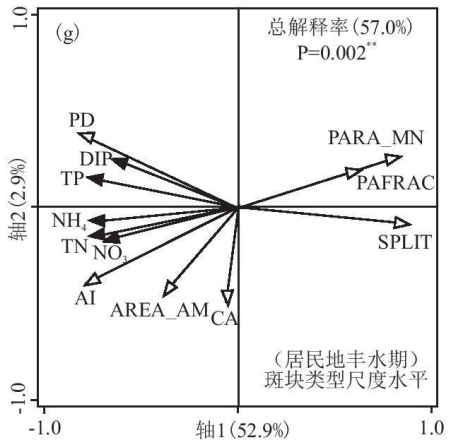
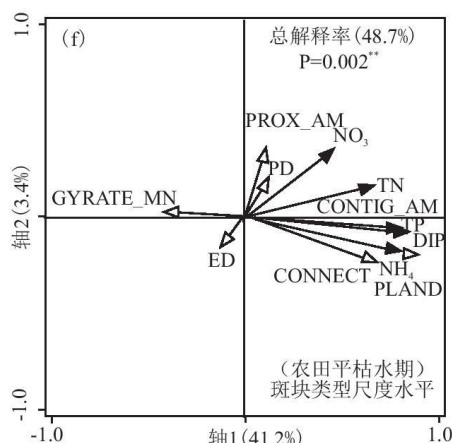
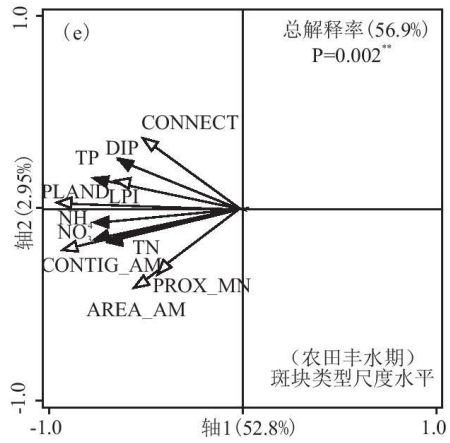
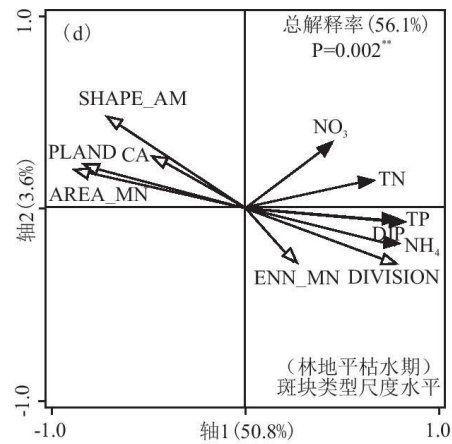
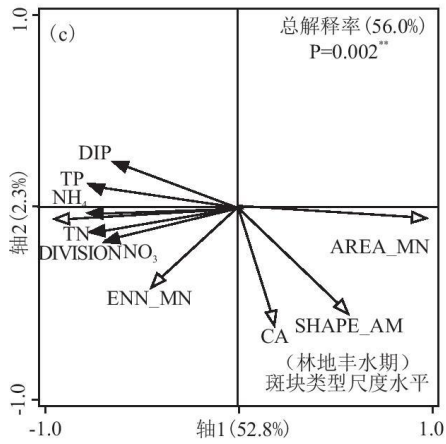
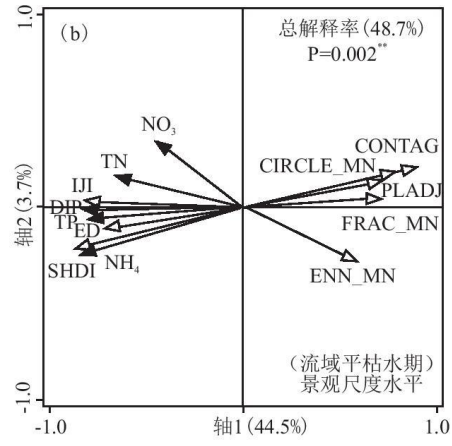
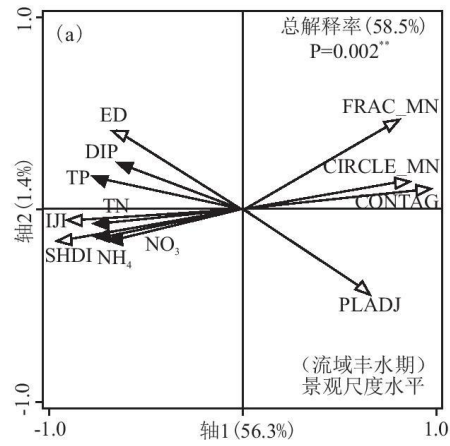


图 3 不同时期景观尺度水平以及斑块类型尺度水平(林地、农田、居民地)景观指数与河流 N、P 输出负荷冗余分析图

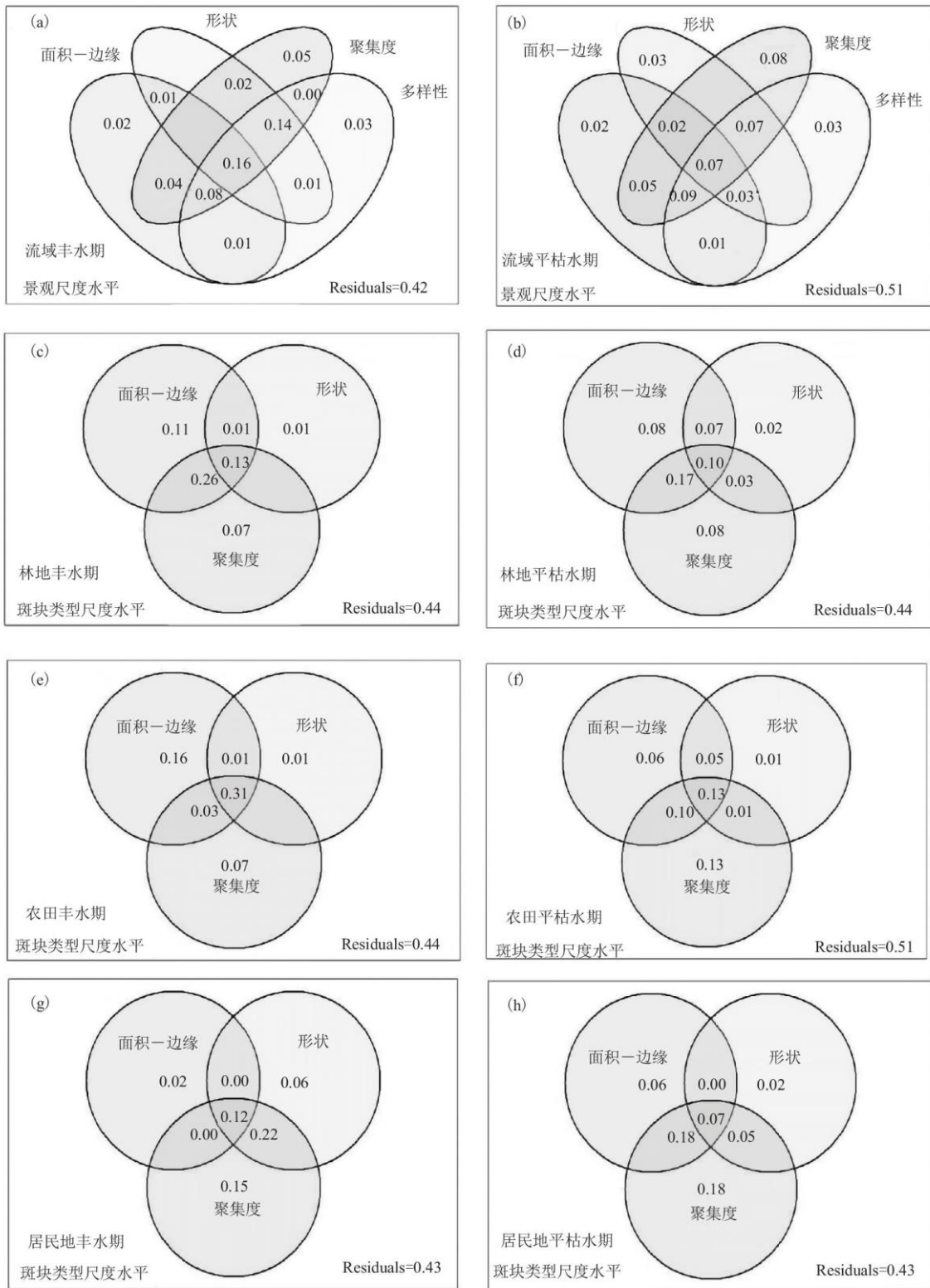


图 4 基于方差分解分析的不同水文时期各类别景观指数对河流 N、P 输出负荷变化的解释量

丰水期、平枯水期农田和居民地斑块对河流 N、P 负荷输出的影响相似。斑块面积越大、聚集度越高、连通性越强，流域河流 N、P 输出负荷越大。但丰水期农田斑块面积-边缘类别指数对河流 N、P 负荷输出的影响较大，而平枯水期以聚集度类别指数影响为主。这主要因为在研究区内聚集度高、连通性强的农田多集中分布在相对平坦的河谷或洪泛平原，多种植双季稻或蔬菜等化肥投入量高的作物，并配置有发达的灌溉排水系统<sup>[27]</sup>。丰水期时，地表径流是 N、P 迁移输出的主要驱动因素，能够促进 N、P 污染物从零散分布且距河道较远农田斑块迁移和输出，突出污染物“源”面积对于流域 N、P 负荷变化的影响<sup>[28]</sup>。而平枯水期时，聚集度、连通性较高的农田，其发达的农田排水系统能够促进 N、P 污染物进入河流<sup>[29]</sup>。同样，高聚集度的居民地斑块意味着其城镇化水平较高，与家庭生活相关的 N、P 投入量也较大。过量投入的 N、P 会累积在土壤、地下水，最终经过转化、迁移进入河流，导致河流 N、P 输出负荷增加<sup>[30]</sup>。此外居民地斑块聚集程度的增加会导致地表不透水层面积的增加，同时发达的排水系统会促进强降雨期间及平枯水期间 N、P 从土壤、化粪池等设施进入河流水体<sup>[31]</sup>。故在丰水期和平枯水期，居民地聚集程度对河流 N、P 输出负荷变化有主要影响。

### 3 结论

研究选取典型亚热带农林混合流域金井河流域为研究对象，定量估算了丰水期、平枯水期河流 N、P 输出负荷时空动态变化。并基于景观格局指数类别分类和统计分析筛选了流域及不同土地利用类型尺度的核心景观指数，通过 RDA 和 VPA 分析明确了不同水文时期景观格局特征对于河流 N、P 输出负荷的影响：

(1) 2012~2017 年，研究区河流 N 输出形态以溶解性无机氮为主 ( $\text{NH}_4^+-\text{N}+\text{NO}_3^--\text{N}$ )，P 的输出形态以溶解态无机磷为主 (DIP)。丰水期河流 TN、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、TP、DIP 输出负荷均值分别为 2.61~9.03、0.34~5.34、1.26~5.03、0.15~0.50、0.09~0.23kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )；平枯水期分别为 1.55~6.68、0.29~2.91、0.74~2.91、0.10~0.46、0.05~0.20kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。

(2) 在景观指数进行类别分类的基础上，通过相关分析和因子分析能够较为客观地筛选出共线性低、具有流域代表性的核心景观指数。

(3) 在不同尺度水平上，各类别景观指数对河流丰水期和平枯水期 N、P 输出负荷的影响基本一致。流域尺度，不同类型斑块聚集度、景观多样性的增加会导致河流 N、P 输出负荷的增加。河流 N、P 输出负荷与面积大、聚集度高、连通度高的农田、居民地斑块呈正相关，而对于林地斑块则相反。丰水期、枯水期农田斑块对于河流 N、P 输出负荷变化影响的主要景观指数类别分别为面积-边缘和聚集度。

#### 参考文献:

- [1] 中华人民共和国生态环境部. 第二次全国污染源普查公报 [R]. 2020.
- [2] LIU J, LIU X, WANG Y, et al. Landscape pattern at the class level regulates the stream water nitrogen and phosphorus levels in a Chinese subtropical agricultural catchment [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 295:106897.
- [3] MENG C, LIU H, LI Y, et al. Influences of the landscape pattern on riverine nitrogen exports derived from legacy sources in subtropical agricultural catchments [J]. *Biogeochemistry*, 2021 (2):1-17.
- [4] MEIHUI W, YI W, YONG L, et al. Natural and anthropogenic determinants of riverine phosphorus concentration and loading variability in subtropical agricultural catchments. *Agriculture [J]. Ecosystems and Environment*, 2020, 287:106713.

- 
- [5]傅伯杰, 徐延达, 吕一河. 景观格局与水土流失的尺度特征与耦合方法[J]. 地球科学进展, 2010, 25(7):673-681.
- [6]司友斌, 王慎强, 陈怀满. 农田氮、磷的流失与水体富营养化[J]. 土壤, 2000(4):188-193.
- [7]WOLDEAB B, AMBELU A, MERETA S T, et al. Effect of watershed land use on tributaries' water quality in the east African Highland[J]. Environmental monitoring and assessment, 2019, 191(1):36.
- [8]吕乐婷, 高晓琴, 刘琦, 等. 东江流域景观格局对氮、磷输出的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(5):1758-1765.
- [9]查智琴, 角媛梅, 刘志林, 等. 哈尼梯田湿地景观水体富营养化及截留效应评价[J]. 生态学杂志, 2018, 37(11):3413-3421.
- [10]刘婉锐, 朱卫红, 姜明, 等. 布尔哈通河流域景观格局与河流水质关系研究[J]. 湿地科学, 2020, 18(6):750-758.
- [11]杨强强, 徐光来, 杨先成, 等. 青弋江流域土地利用/景观格局对水质的影响[J]. 生态学报, 2020, 40(24):9048-9058.
- [12]LEE S W, HWANG S J, LEE S B, et al. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics[J]. Landscape and Urban Planning, 2009, 92(2):80-89.
- [13]WANG Y, LI Y, LIU X, et al. Relating land use patterns to stream nutrient levels in red soil agricultural catchments in subtropical central China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(17):10481-10492.
- [14]何鹏, 张会儒. 常用景观指数的因子分析和筛选方法研究[J]. 林业科学研究, 2009, 22(4):470-474.
- [15]李佩伶, 刘艳芳, 李庆玲, 等. 基于空间异质性的湖北平原、湖南丘陵、贵州高原多尺度景观指数筛选[J]. 生态科学, 2016, 35(6):53-61.
- [16]刘济, 李玮, 王毅, 等. 中亚热带红壤丘陵区农业流域景观格局对水文过程的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(3):424-431.
- [17]LITTLEWOOD I G. Estimating contaminant loads in rivers:A review[M]. Institute of Hydrology, 1992.
- [18]XU Y T, MIN Q W, YUAN Z, et al. Identifying landscape pattern metrics for the Hani Terrace in Yunnan, China[J]. Journal of resources and ecology, 2013, 4(3):212-219.
- [19]WITH K A, GARDNER R H, TURNER M G. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments[J]. Oikos, 1997, 78(1):151-169.
- [20]SAUNDERS D A, HOBBS R J, MARGULES C R. Biological consequences of ecosystem fragmentation:A review[J]. Conservation biology, 1991, 5(1):18-32.
- [21]贾艳艳, 唐晓岚, 唐芳林, 等. 长江中下游流域人类活动强度及其对湿地景观格局影响研究[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(4):950-963.

- 
- [22]BU H, MENG W, ZHANG Y, et al. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 41:187-197.
- [23]UUEMAA E, ROOSAARE J, MANDER Ü. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments[J]. *Ecological Indicators*, 2005, 5(4):350-369.
- [24]CHEN D, GUO Y, HU M, et al. A lagged variable model for characterizing temporally dynamic export of legacy anthropogenic nitrogen from watersheds to rivers[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(15):11314-11326.
- [25]赵丹阳, 毕华兴, 侯贵荣, 等. 晋西黄土区典型林地土壤水分变化特征[J]. *水土保持学报*, 2021, 35(1):181-187.
- [26]NING T, LI Z, FENG Q, et al. Effects of forest cover change on catchment evapotranspiration variation in China[J]. *Hydrological Processes*, 2020, 34(10):2219-2228.
- [27]WANG Y, LI Y, LI Y, et al. Intensive rice agriculture deteriorates the quality of shallow groundwater in a typical agricultural catchment in subtropical central China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(17):13278-13290.
- [28]傅春, 毛安琪. 抚河流域径流对土地利用变化时空响应[J]. *长江流域资源与环境*, 2021, 30(2):342-350.
- [29]焦军霞, 杨文, 王美慧, 等. 亚热带红壤丘陵区浅层地下水氮淋失特征研究[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(7):2193-2201.
- [30]杨坤宇, 王美慧, 王毅, 等. 不同农艺管理措施下双季稻田氮磷径流流失特征及其主控因子研究[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(8):1723-1734.
- [31]KUSMER A S, GOYETTE J O, MACDONALD G K, et al. Watershed buffering of legacy phosphorus pressure at a regional scale:A comparison across space and time[J]. *Ecosystems*, 2019, 22(1):91-109.