

陈学兵,王 烁,刘富平,等.南苕溪河岸带景观格局对水体氮素浓度的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(4):1925-1938.

Chen X B, Wang S, Liu F P, et al. Effects of landscape pattern in riparian buffer on water nitrogen concentrations in the South Tiaoxi River [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):1925-1938.

南苕溪河岸带景观格局对水体氮素浓度的影响

陈学兵^{1,2},王 烁^{3,4},刘富平^{1,3},马小雪^{5,6},田琳琳^{1,3,7*},陈 健^{1,3,7},李 彦^{1,3},蔡延江^{1,2} (1.浙江农林大学,森林食物资源挖掘与利用全国重点实验室,浙江 杭州 311300; 2.浙江农林大学环境与资源学院、碳中和学院,浙江 杭州 311300; 3.浙江农林大学林业与生物技术学院,浙江 杭州 311300; 4.中国科学院武汉植物园,中国科学院水生植物与流域生态重点实验室,湖北 武汉 430074; 5.江苏第二师范学院地理科学学院,江苏 南京 210013; 6.中国科学院南京地理与湖泊研究所,江苏 南京 211135; 7.浙江天目山森林生态系统国家定位观测研究站,浙江 杭州 311300)

摘要: 基于 2019-2022 年太湖流域上游南苕溪流域的实测数据,分别利用冗余分析(RDA)和非参数变点分析(nCPA)确定流域氮(N)素浓度与不同尺度河岸带景观格局指数的关系和影响水体硝态氮(NO_3^- -N)浓度变化的关键景观阈值区间(景观格局指数阈值)。结果显示:南苕溪流域总氮(TN)浓度超过地表水V类标准, NO_3^- -N是主要N污染物赋存形态。湿季水体TN、溶解性总氮(DTN)、 NO_3^- -N和溶解性有机氮(DON)浓度均显著高于干季,而铵态氮(NH_4^+ -N)浓度则相反;上游河段 N 素浓度低于下游河段。400 和 200m 河岸带缓冲区内景观格局指数分别对湿季和干季水体 N 素浓度解释度最高(89.49%和 90.97%)。在确定降低流域水体 NO_3^- -N 污染风险的关键景观格局指数阈值分析的基础上,建议在 400m 河岸带缓冲区内调控耕地、建设用地面积占比及香农多样性指数(SDHI)分别低于 0.25%、1.75%和 0.77;在 200m 河岸带缓冲区内调控耕地面积占比和边缘密度(ED)分别应低于 0.5%和 39m/hm²,且林地面积占比应高于 91.0%。

关键词: 硝态氮(NO_3^- -N); 河岸缓冲带; 景观组成; 景观配置; 景观格局指数阈值; 尺度效应

中图分类号: X524 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)04-1925-14

Effects of landscape pattern in riparian buffer on water nitrogen concentrations in the South Tiaoxi River. CHEN Xue-bing^{1,2}, WANG Shuo^{3,4}, LIU Fu-ping^{1,3}, MA Xiao-xue^{5,6}, TIAN Lin-lin^{1,3,7*}, CHEN Jian^{1,3,7}, LI Yan^{1,3}, CAI Yan-jiang^{1,2} (1.National Key Laboratory for Development and Utilization of Forest Food Resources, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 2.College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 3.College of Forestry and Biotechnology, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 4.CAS Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China; 5.College of Geosciences, Jiangsu Second Normal University, Nanjing 210013, China; 6.Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 7.Tianmushan Forest Ecosystem National Orientation Observation and Research Station of Zhejiang Province, Hangzhou 311300, China). *China Environmental Science*, 2025,45(4): 1925-1938

Abstract: Based on field data from 2019 to 2022 in the South Tiaoxi River Watershed in the upper reaches of the Taihu Lake Basin, redundancy analysis (RDA) and non-parametric breakpoint analysis (nCPA) were employed to analyze the relationships between riverine nitrogen (N) concentrations and landscape pattern indices at different buffer scales, and identify the critical landscape threshold ranges affecting the river nitrate (NO_3^- -N) concentration. The results showed that the total nitrogen (TN) concentration in the South Tiaoxi River exceeded the Class V surface water quality standard, with NO_3^- -N as the predominant N pollutant. During the wet season, the concentrations of TN, dissolved total nitrogen (DTN), NO_3^- -N, and dissolved organic nitrogen (DON) were significantly higher than those in the dry season, whereas ammonium nitrogen (NH_4^+ -N) concentrations were lower. N concentrations were lower in the upstream compared to downstream. The landscape pattern indices in the buffer zones of 400m and 200m explained the largest variance in river N concentrations during the wet and dry seasons, respectively (89.49% and 90.97%). Based on the identified key thresholds of landscape pattern indices for significantly reducing the risk of NO_3^- -N pollution in the watershed, the following suggestions are provided: the proportion of farmland, construction land, and Shannon diversity index (SDHI) in the buffer zone of 400m should be controlled within 0.25%, 1.75%, and 0.77, respectively; and the proportion of farmland and

收稿日期: 2024-09-27

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41907268,42406234);浙江省领雁研发攻关计划项目(2022C02019);浙江农林大学校科研发基金资助项目(2018FR005,2018FR006,2018FR061)

* 责任作者, 副教授, tianll@zafu.edu.cn

edge density (ED) in the buffer zone of 200m should be kept within 0.5% and 39m/hm², simultaneously with the proportion of forest area exceeding 91.0%.

Key words: nitrate nitrogen (NO₃⁻-N); riparian buffer; landscape composition; landscape configuration; threshold of landscape pattern index; scaling effect

河流氮(N)污染已成为全球性环境问题,据报道全球每年由陆地生态系统向河流生态系统输送的N量约为184.3Tg^[1].大量的N负荷将加剧水体富营养化、温室气体排放等风险,并威胁水生生态系统安全和人体健康^[2-4].城市化发展和农业集约化扩张引起的流域水体N污染亦不容忽视^[5-6],这类问题既可威胁到流域上游源头溪流及部分水源地的水环境质量^[7-8],对下游湖库水体环境承载力也造成一定影响^[9-10].因此,源头溪流水体N素的监管和阻控对于流域水体N污染治理具有重要意义^[9].以往的研究指出,通过减少和控制农业氮肥的施用和城镇生活污水直排等方式可以从源头上有效控制河流中的N输入^[11-12].然而,河流水体N素浓度特征亦受流域内土地利用类型和结构空间异质性的影响较大,这可能增加了流域N素管理的难度^[13].因此,阐明流域内N污染物浓度对土地利用方式的响应规律对于源头溪流及流域N污染的管控和水安全的保障具有重要意义.

土地利用景观格局包括景观组成(即土地利用类型的面积比例)和景观配置两个方面^[14-15].景观组成指标主要体现在土地利用斑块的多样性和丰富度,而景观配置指标包含斑块的空间分布和组合信息^[16].流域内景观格局会影响其向河流水体迁移的水文过程和N污染物负荷量大小^[17-18].研究表明流域景观格局与河流水体N素浓度的关系具有典型的尺度依赖性和空间差异性^[19].河岸缓冲区是连接陆地和河流的关键区域,对于N污染物的截留及水体污染阻控等方面有重要生态服务功能^[20].2020年浙江省发布的《浙江省河流生态缓冲带划定与生态修复技术指南(试行)》中强调了对河岸生态缓冲区的保护和合理划定的重要性^[21].然而,以往研究对于如何界定合适的河岸缓冲区尺度仍没有达成共识^[22-23].以往研究对于不同宽度河岸缓冲区的景观格局与水质(含N污染物)间的关系存在最佳解释尺度^[22-23].因此,有必要深入分析多空间尺度的景观格局与水体N素浓度的关系及其产生原因,这将有利于优化流域土地利用结构进而有助于控制流域面

源污染.

河岸缓冲区景观格局对水体N素浓度的影响也表现出一定的季节差异^[19,24],这主要是因为降水的季节差异会影响陆地与河流间的水文过程^[25].龙川江流域雨季末期(9月)土地利用结构与景观格局对TN的影响大于雨季初期(5月)^[26].丹江口库区胡家山流域枯水期景观格局指数能够更好地解释河流TN变化,而丰水期对氨氮(NH₃-N)的解释度优于枯水期^[27].此外,也有研究表明不同形态N污染物在流域内随水迁移转化的能力差异较大^[28],也可能加剧景观格局与水体N浓度关系季节差异的异质性.施肥等农业活动常发生在生长季,在季节性降雨叠加下,可能会增加外源N的输入^[29-30],上述人为和自然因素的叠加可加剧景观格局与水环境间关系的复杂性^[4,31].因此,需明确河岸缓冲区景观格局对水体N素浓度影响效应的季节差异,更有助于因地制宜、科学合理地制定对应的调控措施.

河流水体N素浓度与流域景观格局指数梯度通常呈现非线性和非正态的关系^[32].而这种典型的关系会导致景观指标出现一些关键阈值效应,体现出N素浓度对景观格局的变化尤为敏感^[33].这种阈值通常被定义为景观阈值或突变点,即水体污染物能够对景观指标值的变化快速作出反应的特定区域^[22,34].因此,确定不同空间尺度的景观阈值对于优化流域土地利用方式和结构、提升流域水质净化功能具有重要的科学意义.

南苕溪是太湖流域的源头支流,也是下游杭嘉湖地区重要的水源涵养区^[9].本世纪以来,南苕溪流域的杭州市临安区处于城镇化高速发展期,土地利用类型和结构的转换伴随着农业面源污染的加剧,导致南苕溪流域水体存在较为严重的N污染负荷^[7,35].然而,该区源头溪流水体N素浓度与流域景观格局的多尺度空间分析及其特征仍不甚明了.因此,本文以太湖流域源头溪流南苕溪为研究对象,探究河岸缓冲区景观格局对水体N素浓度影响效应及其时空分

异规律,从而明确影响南苕溪流域水体 N 素浓度的关键景观格局指数,并确定河岸缓冲区景观阈值及其关键控制范围.本研究有助于为源头小流域土地利用规划的调整及管理优化提供科学指导,并最终为改善太湖流域水体 N 污染提供数据支撑和理论基础.

1 材料和方法

1.1 研究区概况

南苕溪流域位于浙江省杭州市临安区(30°13'49.07"~30°23'35.52"N,119°32'52.44"~119°44'21.96"E),是太湖流域的源头支流,也是杭嘉湖地区优质的饮用水源地^[35].该流域全长 63km,流域面积为 720km²,平均比降 1.23%^[36].研究区属于北亚热带季风气候,多年平均气温 15.8℃,年相对高温月出现在 7~9 月^[7],四季分明,年平均降水量 1500mm,降水相对集中于 5~9 月(约占全年降水量的 57%),雨热同期.因此,本研究中将全年划分为湿季(5~9 月)和干季(10~次年 4 月)^[24].流域内主要自然植被类型为常绿阔叶林,上游区域主要分布森林,中游主要分布农田、果园、竹林和村镇;下游则主要分布城镇,土地开发程度高^[36].

1.2 样品采集与分析

根据子流域划分方法选取了 15 个流域出口作为采样点进行定期采样观测(图 1).在 2019 年 7 月~2022 年 6 月(因新冠疫情 2020 年 2~6 月暂停采样),每月至少进行 1 次野外采样观测,研究期间共完成 37 次采样.每次采集各采样点的表层 0~20cm 水样贮存于 250mL 聚乙烯塑料瓶中,并放入装有冰袋的保温箱中,采样结束(每次采样均在当天完成)运回实验室后迅速保存于 4℃ 冰箱,并于 2d 内完成样品所有 N 素指标的测定.

测定指标包括 TN、溶解性总氮(DTN)、铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N).参照《水和废水监测分析方法》^[37],分别采用靛酚蓝比色法和双波长比色法测定 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度,分别将水样原液和经 0.45μm 滤膜过滤的水样用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定 TN 和 DTN 浓度.经过前期多次测定实验发现,亚硝态氮(NO₂⁻-N)浓度基本上低于所测定方法的检测下限^[37],故忽略不计.因此,溶解性有机氮(DON)和颗粒态氮(PN)分别利用公式(1)和(2)

计算得出^[35]:

$$\text{DON} = \text{DTN} - \text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- \quad (1)$$

$$\text{PN} = \text{TN} - \text{DTN} \quad (2)$$

1.3 河岸缓冲区尺度和景观格局指数的选择

根据前人研究^[38-39]以及南苕溪流域边界特征,分别划分各采样点上游至源头河段的多个河岸带尺度的带状范围(100, 200, 300, 400, 500 和 1000m)作为缓冲区宽度,划分情况详见图 1.

表 1 景观格局指数及其生态意义

Table 1 Landscape pattern indices and their ecological significances

类型	名称	生态含义
景观组成	林地	林地面积占比
	耕地	耕地面积占比
	草地	草地面积占比
	建设用地	建设用地面积占比
景观配置	斑块密度(PD)	单位面积的斑块数量
	边缘密度(ED)	景观的破碎化程度
	最大斑块指数(LPI)	最大斑块占景观总面积的百分比
	景观形状指数(LSI)	对应土地利用类型的周长面积比
	蔓延度指数(CONTAG)	土地利用类型集聚趋势
	香农多样性指数(SHDI)	群落生态多样性的一种度量,代表景观中斑块的多样性

土地利用数据源自于 2022 年欧洲航天局(ESA; <https://worldcover2021.esa.int/>)发布的全球土地覆盖图,作者数据分析后发现研究期间研究区内的土地利用年变化幅度<0.2%,故选择 2021 年的土地利用数据(基于 Sentinel-1 和 Sentinel-2 数据,分辨率为 10m,精度为 76.7%)^[40].通过 ArcGIS10.2 软件(美国 Esri 公司)人工目视解译提取到南苕溪流域林地、草地、耕地、建设用地、水域和未利用地 6 种土地利用类型(图 1),其中水域和未利用地面积占比不足 1%,根据相关文献^[16,24],后续所有数据统计分析中予以忽略.根据前人的研究中较为常用的几种景观配置指标^[24,26,41],选择能够反映景观破碎度、聚集度、优势性和多样性等的景观格局指数.因此,本文从景观水平上选取了斑块密度(PD)、边缘密度(ED)、最大斑块指数(LPI)、景观形状指数(LSI)、蔓延度指数(CONTAG)和香农多样性指数(SHDI)这 6 种景观配置指标(表 1).基于 ArcGIS10.2 和 FRAGSTATS4.2 软件计算上述 6 个河岸带尺度的景观指数.

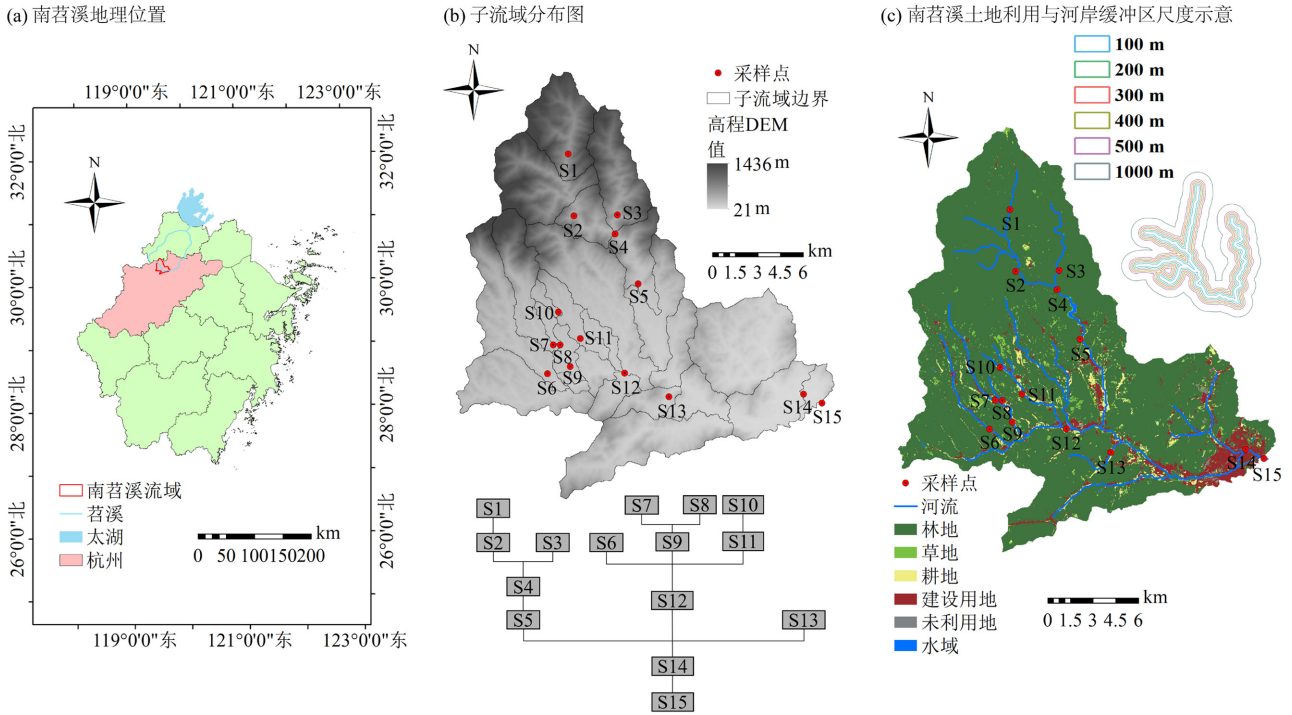


图1 采样点位分布示意
Fig.1 Distribution of sampling points

1.4 景观阈值的计算

非参数变点分析(nCPA)通常用于确定引发水质显著变化的景观度量阈值^[14,42].由于实际测得样本数据有限,通常采用自举例法来估计变点频率分布^[22].使用非参数偏差减少方法计算变化阈值.本研究中nCPA的计算方法如下:第一步,将景观指标(x_1, x_2, \dots, x_n)和N素浓度(y_1, y_2, \dots, y_n)从小到大排序.第二步,在分割点*i*处将N素浓度分为两组:(y_1, y_2, \dots, y_i)和($y_{i+1}, y_{i+2}, \dots, y_n$).每组偏差使用公式(1.3)进行计算:

$$D = \sum_{k=1}^m (y_k - \mu) \tag{3}$$

式中:*D*表示第*i*个变点的偏差;*m*为样本数; μ 为*m*个观测值 y_k 的平均值.

由于两个子组的偏差之和总是小于整体数据的偏差,因此可以对每个点*i*计算偏差的减少 Δ_i .具体由公式(4)进行计算:

$$\Delta_i = D - (D_{<i} + D_{>i}) \tag{4}$$

式中:*D*为整体数据的偏差; $D_{<i}$ 和 $D_{>i}$ 分别为(y_1, y_2, \dots, y_i)和($y_{i+1}, y_{i+2}, \dots, y_n$)的偏差.

为了提高变化点频率分布估计的准确性,采用自举例法从N素浓度和景观指标数据集中提取1000个样本.使用R4.4.1中的boot包进行突变点分析.

1.5 数据处理与统计方法

利用Kolmogorov-Smirnov检验N素浓度的正态性,对于非正态分布的数据进行了对数 $\log(x+1)$ 转换.采用独立样本*T*检验比较N素浓度的季节差异,采用ANOVA单因素方差分析及Duncan检验确定不同季节采样点间N素浓度的空间差异.利用观测期间各个采样点N素浓度的3a平均值($n=15$),采用Pearson相关分析和冗余分析(RDA)来探究N素浓度与景观格局指数的关系.为了明确线性模型或单峰模型的可靠性与准确性,本文首先进行去趋势对应分析(DCA),发现4个轴的最长梯度小于3,同时也参考相关的研究^[41],最终使用RDA来探索河岸缓冲带景观格局指数对水体N素浓度的影响程度.RDA分析使用Canoco5.0软件进行.

2 结果与分析

2.1 南苕河流域河岸缓冲带不同空间尺度的景观格局指数

在景观组成方面,各观测点位上游不同尺度上河岸缓冲带土地利用类型均以林地为主,林地面积占比均已超过60%(图2).从S1~S5到S6~S15河段,河岸缓冲带林地面积由96.45%降低至80.97%,而耕地和建设用地面积占比则分别由0.25%和1.83%增

加至 8.90%和 7.26%.S1~S5 河段缓冲带中耕地和建设用地面积占比较小,表明农业和城镇开发利用程度较低.南苕溪流域随着河岸缓冲区尺度的增加,林地面积占比均值逐渐升高,由 78.57%(100m 宽缓冲区内)逐步上升到 90.50%(1000m 宽缓冲区内);而建设用地和草地面积占比均值逐渐降低,分别由 10.20%和 8.35%(100m 宽缓冲区内)降至 3.64%和

3.19%(1000m 宽缓冲区内).耕地面积平均占比随缓冲区尺度的增加而先降低后增加(图 2).

在景观配置上,南苕溪流域内河岸带的 PD、ED、LSI 和 SHDI 均随着河岸缓冲区尺度的增加而增加;LPI 和 CONTAG 随缓冲区尺度的增加而降低(图 3).相同缓冲区尺度下不同河段采样点之间的 LSI 差异较大.

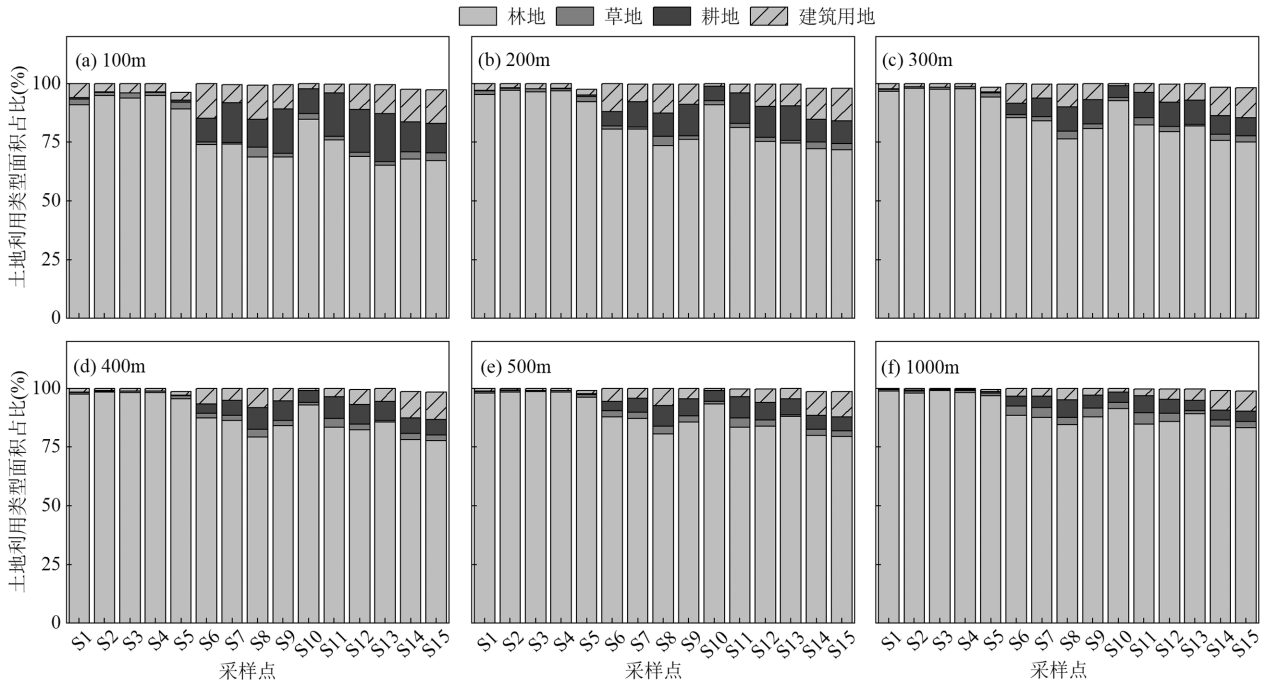


图 2 南苕溪流域不同尺度河岸缓冲区中主要土地利用类型面积占比

Fig.2 The area proportion of mainly land use type within riparian buffer at different scales in the South Tiaoxi River Watershed

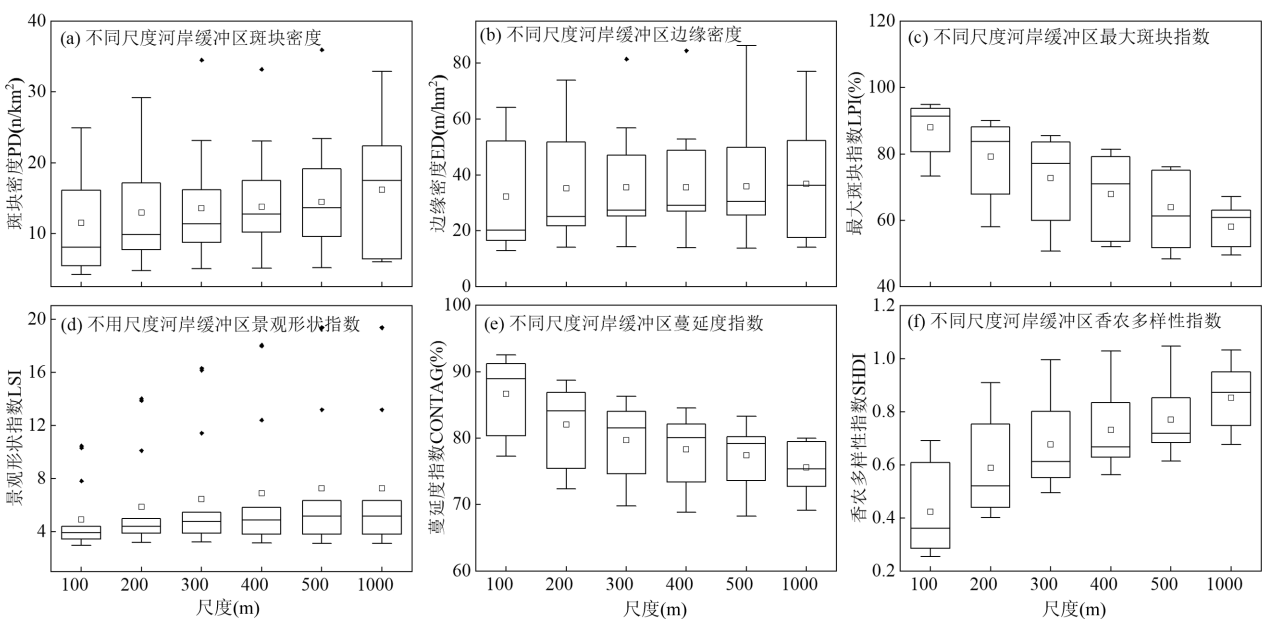


图 3 不同尺度河岸缓冲区景观配置指数

Fig.3 The landscape configuration indices of riparian buffer at different scales

2.2 南苕河流域 N 素浓度的时空分异特征

研究期间南苕溪水体 TN, DTN, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, DON 和 PN 浓度均值分别为 3.96, 3.64, 3.37, 0.10, 0.37 和 0.31mg/L,其中 NO₃⁻-N/TN 值最高(均值 77.45%),表明南苕河流域水体中 NO₃⁻-N 是 N 污染物的最主要赋存形态.该流域 TN 浓度超出了地表水环境质量标准(GB3838-2002)中规定的 V 类水

体的浓度范围,NO₃⁻-N 浓度也超出标准限值,而 NH₄⁺-N 浓度低于地表水 I 类标准范围.因此,南苕河流域亟需首要管控的 N 污染物为 NO₃⁻-N.鉴于 NO₃⁻-N 具有长距离迁移的特性,源头溪流 NO₃⁻-N 迁移的尺度效应可能导致下游水体 N 污染的负荷加剧^[43].因此,该流域内 NO₃⁻-N 对缓冲区景观格局的空间响应将是后续研究的重点.

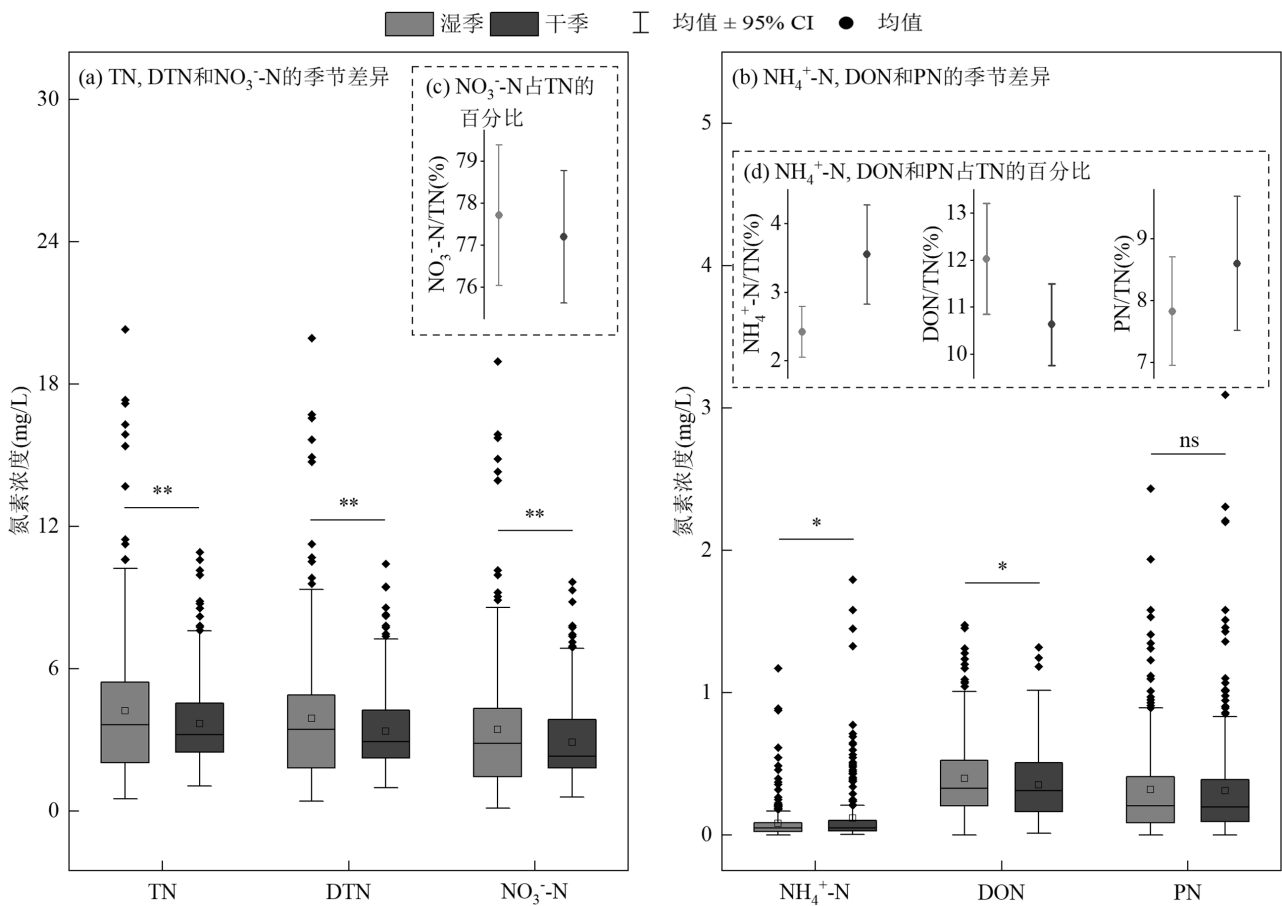


图 4 南苕河流域水体氮素浓度的干湿季差异

Fig.4 Dry/wet seasonal variations of nitrogen concentrations in the South Tiaoxi River Watershed

*和**分别表示在 0.05 和 0.01 水平上有显著差异,ns 表示无显著差异

研究期间全流域水体湿季中 TN, DTN, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, DON 和 PN 浓度均值分别为 4.23, 3.92, 3.44, 0.08, 0.40 和 0.32mg/L;干季水体 TN, DTN, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, DON 和 DON 浓度均值分别为 3.69, 3.38, 2.91, 0.12, 0.35 和 0.31mg/L(图 4);湿季水体 TN、DTN、NO₃⁻-N 和 DON 浓度均显著高于干季,而湿季水体 NH₄⁺-N

浓度显著低于干季,PN 浓度则无显著干湿季差异(图 4).

空间上,除 DON 和 PN 外,S1~S5 河段的 N 素浓度均小于 S6~S15 河段的(图 5).这主要是因为 S1~S5 河段处在森林覆盖率高的区域,受人类活动影响较小,而 S6~S15 河段河岸带主要分布农业区和城镇居民点区(图 1).

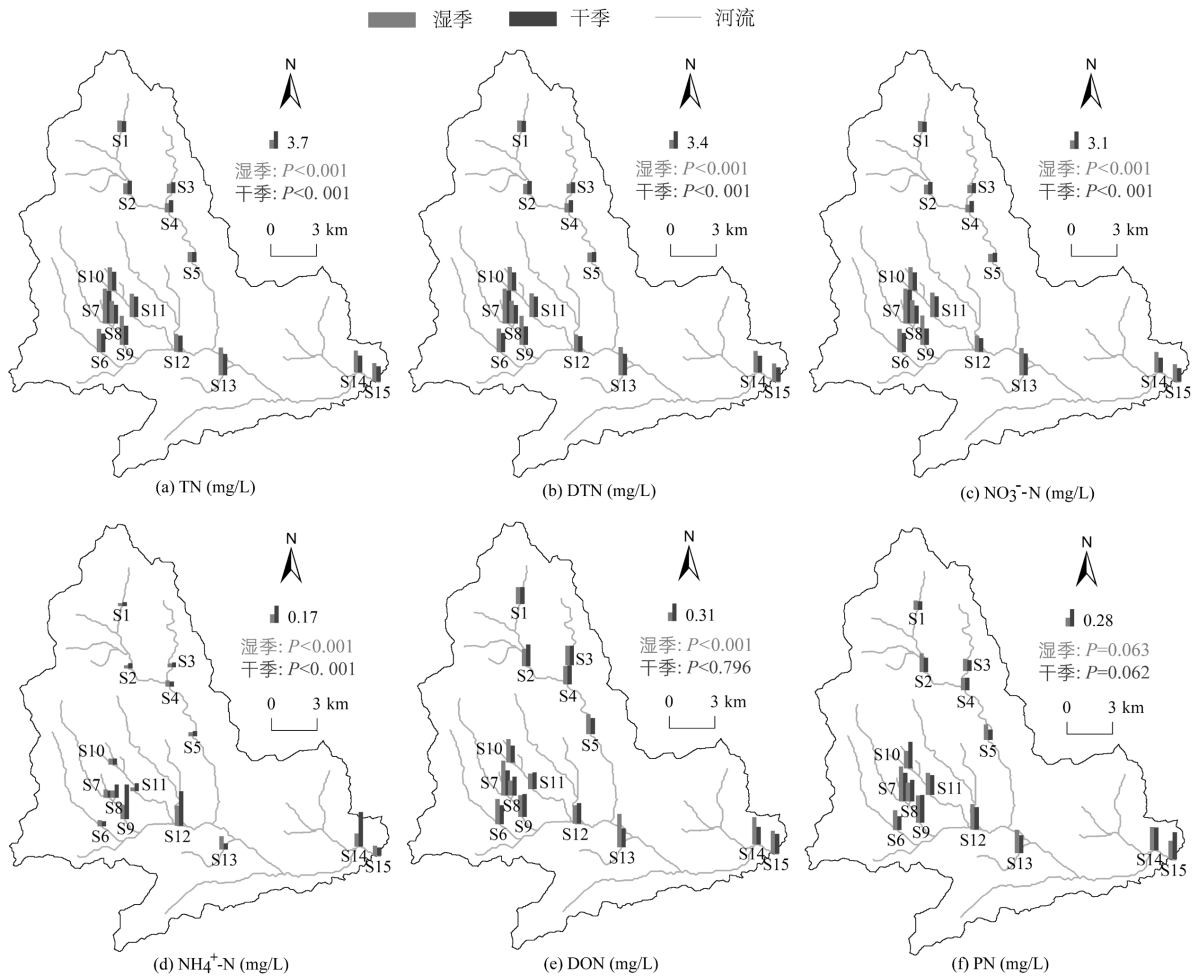


图 5 南苕河流域水体干湿季中氮素浓度的空间变化

Fig.5 Spatial variations of nitrogen concentrations in dry and wet seasons in the South Tiaoxi River Watershed

$P < 0.001$ 表示在 0.001 水平上有显著差异

2.3 南苕溪 N 素浓度与景观格局指数的关系

南苕河流域河岸带不同宽度缓冲区景观格局指数对 N 素浓度的总解释度为 78.97%~

90.97%, 100, 200, 300 和 1000m 缓冲区内的景观格局指数对流域水体 N 素的总解释度在干季高于湿季(表 2).

表 2 基于冗余(RDA)分析的不同尺度河岸缓冲区景观格局指数对干湿季水体氮素浓度的解释度

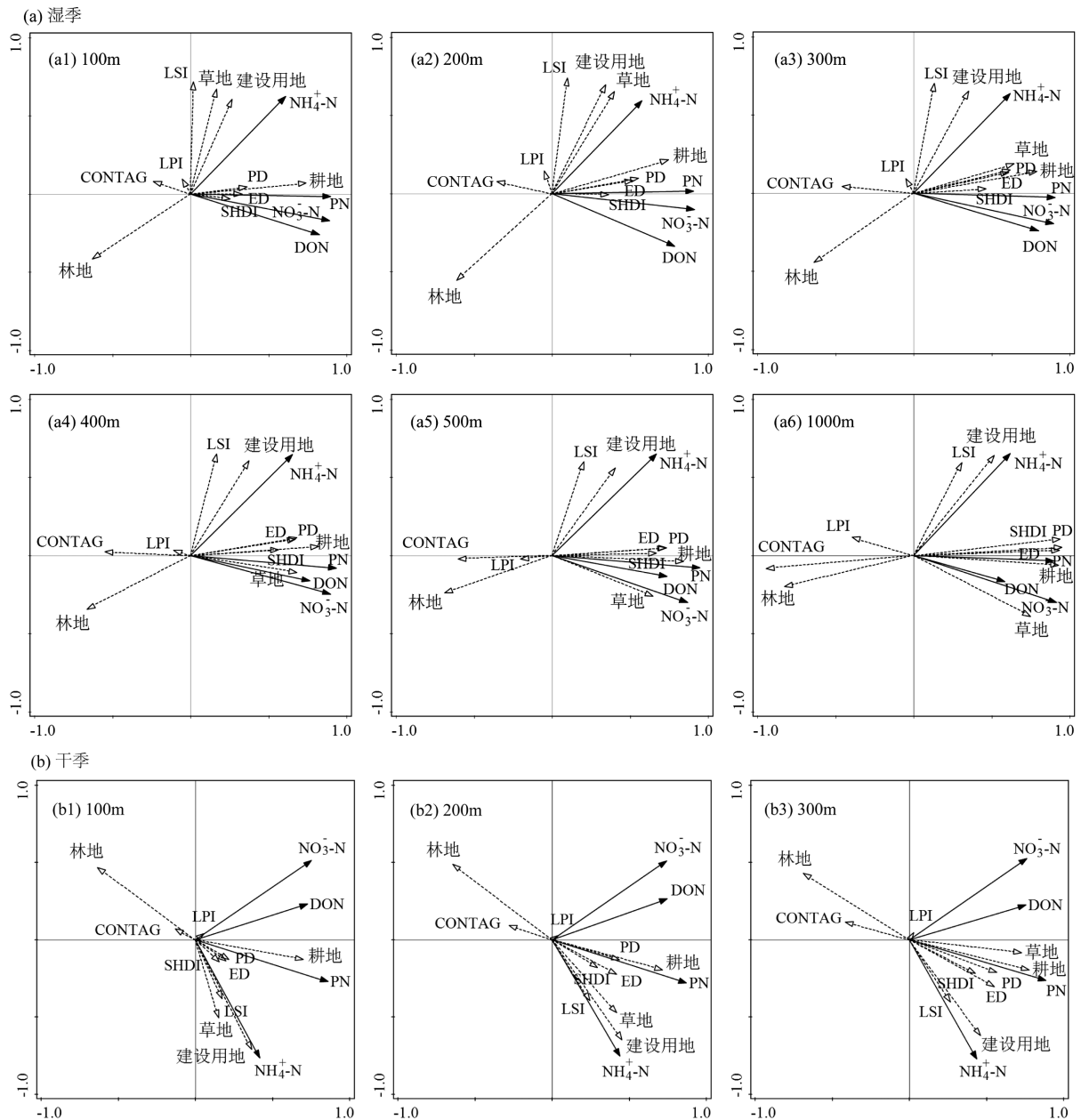
Table 2 Interpretation of landscape pattern indices of riparian buffer at different scales on nitrogen concentrations in wet and dry seasons based on the redundancy analysis (RDA)

季节	空间范围 (m)	解释度变化(%)				景观格局指数对水体 N 素浓度的总解释度(%)	主要景观格局指数及其解释度(%)
		第一轴	第二轴	第三轴	第四轴		
湿季	100	66.34	12.18	6.97	2.37	87.86	耕地(38.1)、草地(10.7)、林地(10.6)
	200	65.19	11.94	5.36	2.23	84.72	耕地(37.7)、PD(11.0)、林地(8.0)
	300	66.30	12.61	7.39	3.00	89.30	耕地(43.4)、建设用地(10.6)、草地(8.9)
	400	67.23	12.78	7.01	2.47	89.49	耕地(46.7)、建设用地(10.6)、SHDI(6.2)
	500	66.18	13.44	6.52	2.41	88.55	耕地(48.5)、建设用地(10.6)、ED(7.8)
	1000	59.22	13.68	3.30	2.77	78.97	PD(53.8)、建设用地(8.0)、林地(7.6)
干季	100	50.26	24.42	12.88	2.79	90.35	耕地(28.4)、林地(15.9)、CONTAG(12.8)
	200	51.52	24.46	12.30	2.69	90.97	耕地(29.7)、林地(12.5)、ED(11.0)
	300	53.15	24.87	10.00	2.73	90.75	耕地(34.7)、CONTAG(12.6)、建设用地(11.9)
	400	53.47	24.68	6.11	2.75	87.01	耕地(36.7)、草地(11.7)、建设用地(10.7)
	500	54.03	24.49	6.36	2.69	87.57	耕地(39.1)、建设用地(10.5)、SHDI(10.4)
	1000	51.78	22.72	11.37	2.42	88.29	SHDI(44.4)、草地(13.9)、LPI(9.7)

河岸带景观格局指数对河流 N 素浓度的影响随河岸带空间尺度的增加先增后降.200 和 400m 缓冲区内景观格局指数对湿季和干季中流域水体 N 素浓度的总解释度最大.100~500m 的缓冲带中耕地面积占比是影响该流域水体 N 素浓度的最佳解释变量,且其对 N 素浓度的解释度随缓冲区尺度的增大而增加,但其对湿季中水体 N 素的解释度(37.7%~48.5%)高于干季(28.4%~39.1%).

各形态 N 素浓度均与缓冲带内林地面积占比和 CONTAG 负相关,而与耕地、草地和建设用地面

积占比以及 PD、ED 和 SHDI 正相关(图 6 和 7).水体 N 素浓度主要与 100~300m 缓冲区草地、耕地和建设用地面积占比显著正相关,而与该区域内林地面积占比显著负相关;在 400~1000m 缓冲区与上述的土地利用类型占比显著相关,也与 PD、ED 和 SHDI 显著正相关,与 CONTAG 显著负相关(图 7).干季水体 DON 浓度仅与 1000m 缓冲带的 LPI 显著相关,可能是因为以森林为主的河岸带缓冲区域,河流中 DON 最主要来源于水体浮游植物的内源生产,而受到陆源输入的影响较小^[35].



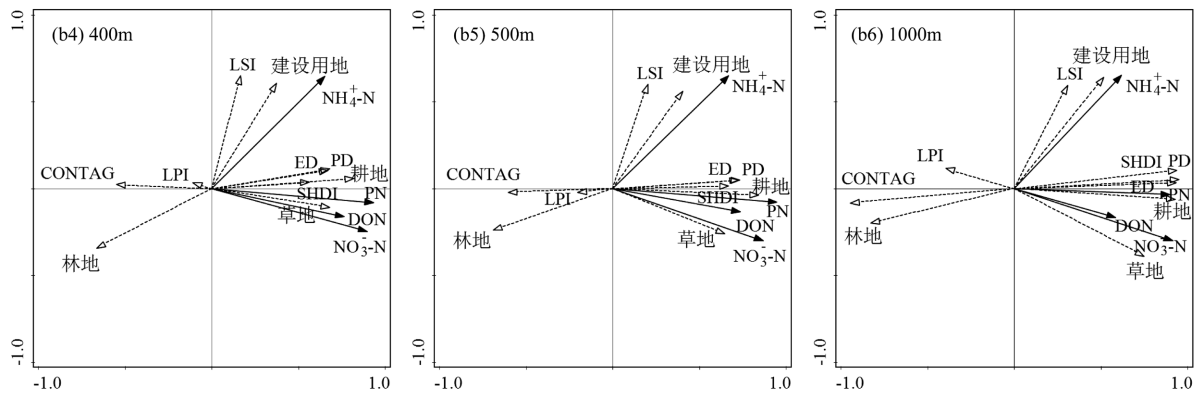


图 6 基于 RDA 的干湿季流域水体氮素浓度与不同尺度河岸缓冲区景观格局指数的关系

Fig.6 Relationships between nitrogen concentrations in wet and dry seasons and landscape pattern indices of riparian buffer at different scales based on the redundancy analysis (RDA)

虚线箭头为环境变量;实线箭头为响应变量;样本量 n=15

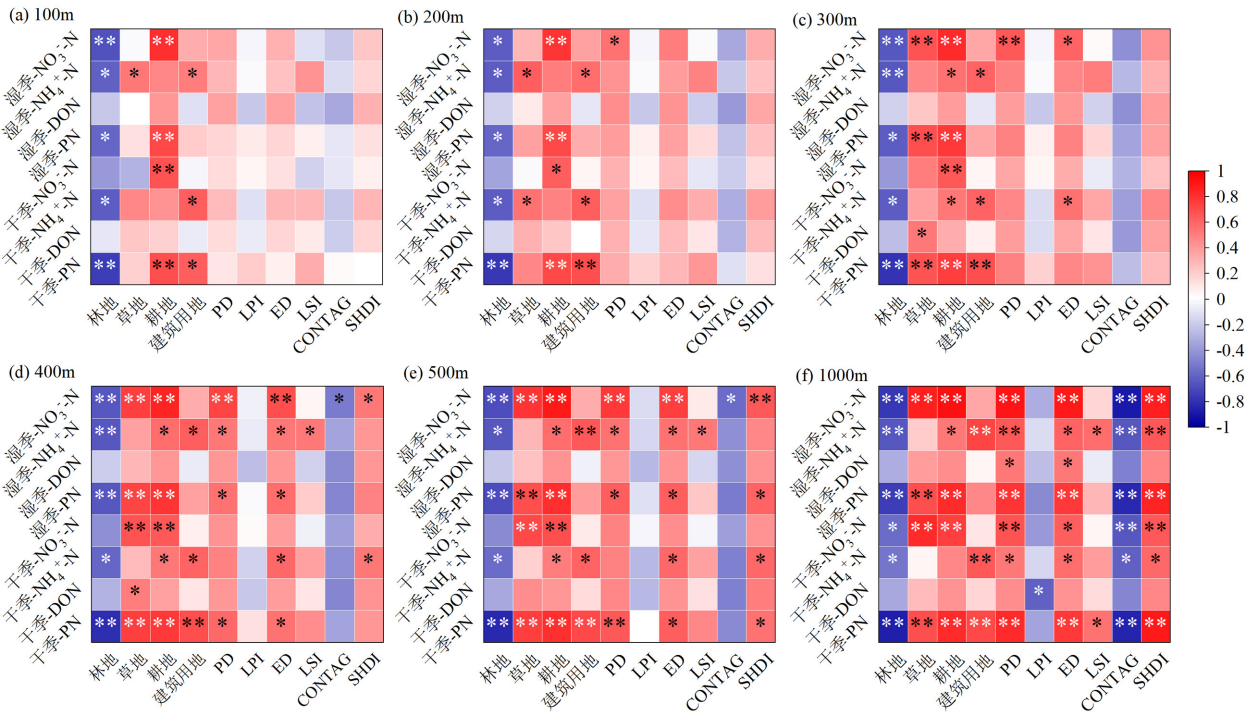


图 7 干湿季水体氮素浓度与不同尺度缓冲区景观格局指数的相关性

Fig.7 Correlation between nitrogen concentrations in dry and wet seasons and landscape pattern indices of riparian buffer at different scales

样本量 n=15,*和**分别表示在 0.05 和 0.01 水平上有显著关系

2.4 景观格局指数阈值分析

鉴于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 是南苕溪水体主要的 N 污染物,且其浓度已超出地表水 V 类标准范围(图 4).因此,本研究分别选择对湿季和干季水体 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度解释度最高的河岸缓冲区尺度(400 和 200m),在二种缓冲区范围内对主要影响干湿季水体 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度突变的景观格局指数阈值予以分析,最终确定影响

水体 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度变化的景观格局指数的关键阈值区间(图 8).

河岸带 400m 缓冲区内耕地和建设用地面积占比对湿季水体 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度变化影响的关键阈值区间分别为 0%~0.25%和 1.25%~1.75%,而 SHDI 的关键阈值区间为 0.75~0.77[图 8(a)].当缓冲区内耕地和建设用地面积占比分别 >0.25%和 >1.75%,河流

NO_3^- -N 浓度增加的突变概率则分别可达到 91.3% 和 97.4%。当 $\text{SHDI} > 0.77$ 时, NO_3^- -N 浓度突变概率可达到 93.5%。

河岸带 200m 缓冲区内耕地和林地面积占比对干季水体 NO_3^- -N 浓度变化影响的关键阈值区间分别为 8.5%~9.5%和 89.0%~91.0%, 该缓冲区 ED 的关键阈值区域为 37~39 m/hm^2 [图 8(b)]. 当缓冲带中耕地面积占比 > 9.5% 时, 河流 NO_3^- -N 浓度增加的突变

概率则会达到 96.3%; 当耕地面积占比 > 0.5% 时, 突变概率也会达到 61.2%。干季河流 NO_3^- -N 浓度突变的累积概率可随缓冲带内林地面积占比增加而增加, 当其占比 > 91.0%, NO_3^- -N 浓度降低的突变概率达到 100%, 表明提高研究区河岸缓冲区内林地面积占比 (如 > 91.0%) 显著有利于提高对陆源 NO_3^- -N 的阻隔拦截效率 [图 8(b)]. 当缓冲带中 $\text{ED} > 39 \text{m}/\text{hm}^2$, 河流 NO_3^- -N 浓度增加的突变概率可达 92.0%。

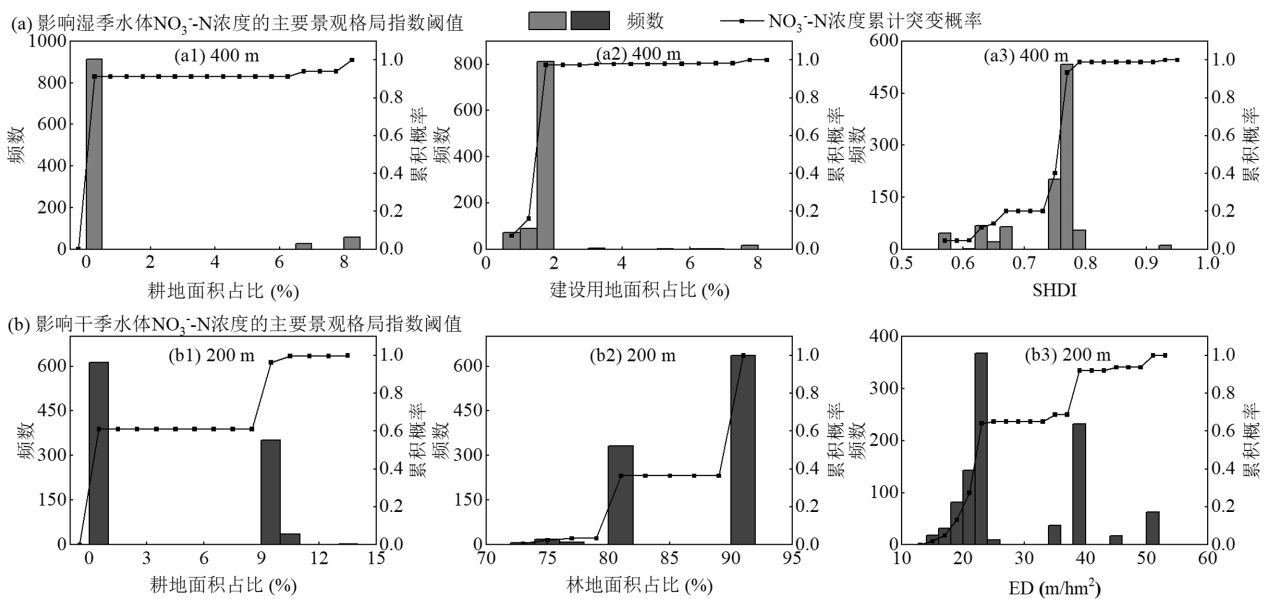


图 8 不同尺度河岸缓冲区景观格局指数影响干季水体 NO_3^- -N 浓度发生突变的频数和累积概率

Fig.8 Frequency and cumulative probability of abrupt changes in NO_3^- -N concentration affected by landscape pattern indices of riparian buffer at different scales in wet and dry seasons

频数和累积概率分别反映了景观格局指数分布的特征和相应条件下 NO_3^- -N 浓度变化发生的概率

3 讨论

3.1 河岸带景观格局指数对水体氮素浓度的影响

河流 N 素浓度的变化与土地利用方式密切相关^[19,44]. 森林具有涵养水源、水土保持等功能, 对地表径流和壤中流中 N 素污染物有截留、转化和吸收等作用, 从而可显著降低输入河流的 N 污染物^[15,45]. 本研究中 100~1000m 河岸缓冲带中林地面积占比的增加对水体 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、DON 和 PN 浓度升高均有抑制效应 (图 6), 且全流域森林覆盖率达 85% (图 1), 这表明保障河岸缓冲带中林地的高覆盖度, 同时降低景观破碎化程度能够有效阻隔流域内水体 N 污染物^[46]. 农业化肥大量施用使土壤 N 素随地表径流和淋溶迁入河流^[47]. 本研究发现 100~

1000m 河岸缓冲带中耕地面积占比增加会导致水体 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、DON 和 PN 浓度升高 (图 6), 在河岸缓冲带中耕地面积占比较高的区域 (S6~S13), 河流水体 N 素浓度也相对较高 (图 2 和 5), 这与杨莎莎等^[38]在苏子河流域研究结果一致. 因此, 农业非点源 N 污染是南苕河流域水体中 N 污染物的重要来源之一^[7,35]. 此外, 该区 (S6~S13) 河岸缓冲带中耕地面积占比与河流 NO_3^- -N 和 PN 浓度相关系数更高 (图 7), 这可能是因为农耕活动影响了土壤结构, 导致 NO_3^- -N 和 PN 更容易迁入河流^[47]. 居民点和建设用地也是流域 N 污染物的主要来源, 建设用地不透水层面积占比较高以及生活废弃物未经处理后直接排放, 会减少地表下渗并增加河流 N 污染负荷^[15]. 本研究发现河岸带缓冲区内建设用地面积占比与

NH_4^+-N 浓度的相关系数显著较高,表明居民点区生活污水是该流域水体 NH_4^+-N 主要来源^[48-49].本研究还发现,河岸缓冲带内草地面积占比升高可在一定程度上促进河流 N 素浓度增加(图 6 和图 7),其原因可能是草地土壤中仍含有一定农业源 N 素^[41];同时,草地面积占比高的河段缓冲区内(如 S8 河段)ED 也较高(图 2 和图 3),表明草地的单位面积小且分布较为零散,增加了河岸带景观的破碎化程度,从而弱化了地表径流 N 污染物的截留效应^[50].

景观配置指数反映了土地利用的大小、密度、聚集性和多样性,合理的景观配置在调节水质方面具有重要作用^[17].CONTAG 是衡量土地利用类型聚集程度的指标,该值越大表明景观连通性越高^[51].本研究河岸缓冲区 CONTAG 与河流 N 素浓度负相关(图 6 和图 7),表明提高和保障缓冲带内林地占比和景观连通性可增加对 N 污染物的截留能力,最终减少河流陆源 N 污染物的输入^[34].PD、ED 和 SHDI 分别可反映景观丰富度、破碎化程度和多样性^[4,41,52].本研究水体 N 素浓度均与河岸缓冲带 PD、ED 和 SHDI 负相关(图 6 和图 7),表明河岸缓冲带中耕地和建设用占比过高可能会引起景观斑块密度和边缘密度的增加,进而导致河流 N 污染物浓度的增加^[53].因此,该流域内应加强对河岸缓冲带的监管,推广使其景观破碎化程度降低(如退耕还林、防护林建设等)的措施^[6,34],从而有助于增强对该区河流 N 污染的阻控效果.

3.2 河岸带景观格局指数对水体 N 素浓度影响效应的时空差异分析

南苕溪流域河岸缓冲区景观格局指数对湿季和干季中河流 N 素浓度解释度的高低随着空间尺度的变化有所差异.当缓冲区尺度 $\leq 300\text{m}$ 和 1000m 时,景观格局指数对干季 N 素浓度的解释度高于湿季,该发现也与吕乐婷等^[15]研究结果一致.其原因可能是湿季降雨量大对河流 N 污染物产生较强的稀释效应,而干季降雨量小对河流 N 素浓度的影响较小^[15].湿季水体 N 素浓度对 400m 和 500m 河岸缓冲区景观格局的敏感性比干季高(图 7),这与徐明珠等^[41]研究结果一致.上述原因主要为:该区域景观破碎化较为严重、连通性较差(图 3);同时,湿季农业施肥耕作活动频繁,增加了缓冲区土壤的 N 输入^[35],而干季较低的降水量会减少陆地 N 素向河流输入,最终使

得耕地面积占比对干季 NO_3^--N 浓度负荷的威胁较湿季有所减缓^[1],从而表现出耕地面积占比对水体 N 素浓度的解释度最大(表 2).

研究表明,河流较普遍存在一个临界河岸缓冲区(即景观格局对水质的解释度最大的河岸缓冲区)^[54].本研究发现南苕溪流域不同空间尺度河岸缓冲区景观格局指数对河流 N 素浓度的解释度在湿季和干季中均有类似的空间变化规律,即对 N 素浓度的解释度随空间尺度的增加先升后降, 400m 和 200m 河岸缓冲区景观格局分别对湿季和干季水体 N 素浓度的解释度最高(表 2).表明这些河岸缓冲区是对水环境变化反应最为迅速和直接的区域^[39].因此,上述结果均表明科学合理的划分南苕溪流域河岸缓冲区管理范围是十分必要和亟需的^[5].

3.3 景观格局指数阈值及其对流域管理的建议

河岸缓冲区景观格局指数阈值的确定对于土地利用结构的优化与河流 N 污染的阻控不可或缺^[34].由于 NO_3^--N 是南苕溪流域 N 污染物的主要赋存形态,鉴于 NO_3^--N 具有可长距离迁移的特性,源头溪流 NO_3^--N 迁移的尺度效应可能导致下游水体 N 污染的负荷加剧^[43].本研究地属太湖流域源头的山溪性河流,建设用地和耕地主要分布在沿河岸 200m 缓冲区范围内[图 2(a)和 2(b)],导致河岸带缓冲区景观格局指数的空间变化不够均一且有一定差异(图 3);同时, 200m 和 400m 河岸带缓冲区内影响 N 素浓度变化的景观格局指数及其解释度均不同(表 2)、景观配置指数 SDHI 和 ED 均不同(图 3),因此在 400m 和 200m 河岸带缓冲区的景观格局指数阈值指标有所差异(图 8).进一步研究发现,当 400m 河岸缓冲区内耕地和建设用地面积占比及 SHDI 分别大于 0.25% 、 1.75% 及 0.77 时[图 8(a)],湿季河流面临 NO_3^--N 负荷风险会显著增加.这与闵家河流域 100m 河岸缓冲区尺度对 TN 浓度的影响效应类似^[4].当 200m 河岸缓冲区耕地面积占比和 ED 分别大于 9.5% 和 $39\text{m}^2/\text{hm}^2$,干季河流 NO_3^--N 浓度会显著升高;而林地面积占比大于 91.0% 时,对于季迁入河流的 NO_3^--N 的阻控效应显著[图 8(b)].上述景观格局指数阈值分析表明,即使 200m 缓冲带中耕地占比对干季中水体 NO_3^--N 浓度影响的敏感性降低[图 8(b)],仍需要严格控制河岸缓冲带耕地面积占比[如低于 0.5% ,图 8(b)],从而避免其景观破碎化程度增加,可能有助于降低河流

NO₃⁻-N 负荷风险.因此,建议加强该区域土地利用规划的优化管理及农业集约化经营,减少河岸缓冲带景观破碎化程度,以促进生活废弃物的集中处置和提升土壤 N 肥利用率,进而减少人为活动对河流水质的威胁^[51,55].同时,在河岸缓冲带内坚持以退耕还林、生态育林为主的林业生态修复(如生态公益林)措施则是对太湖流域上游及源头河流 N 污染阻控的有效途径^[6,41].

4 结论

4.1 南苕河流域水体 N 素浓度有明显的时空变化,湿季中水体 TN、DTN、NO₃⁻-N 和 DON 浓度均显著高于干季,湿季水体 NH₄⁺-N 浓度显著较低,上游河段 N 素浓度低于下游河段.100~1000m 河岸缓冲带内林地面积占比以及 PD、ED、LSI 和 SHDI 均随缓冲带尺度的增加逐渐升高,而建设用地和草地面积占比以及 LPI 和 CONTAG 则反之,耕地面积占比先降低后增加.

4.2 南苕溪 100~1000m 河岸缓冲带内林地占比越高、CONTAG 越大,对河流 N 污染物的阻控效应越强,而耕地、草地和建设用地面积占比升高及 PD、ED 和 SHDI 增大均可能会导致河流中 N 素浓度升高.

4.3 在流域 N 素管理时,应确保在湿季和干季河岸缓冲带保护的面积分别在 400 和 200m 以上,同时,在 400m 河岸缓冲带的耕地和建设用地面积占比以及 SHDI 分别应低于 0.25%、1.75%和 0.77;在 200m 河岸缓冲带耕地面积占比和 ED 分别应低于 0.5%和 39m/hm²,且林地面积占比应高于 91.0%.同步实施上述管理措施,将会有更为有效地保障促进对南苕河流域及其下游 NO₃⁻-N 负荷的削减和污染风险的调控作用.

参考文献:

- [1] Maavara T, Lauerwald R, Laruelle G G, et al. Nitrous oxide emissions from inland waters: Are IPCC estimates too high? [J]. *Global Change Biology*, 2019,25(2):473-488.
- [2] 王书航,王雯雯,姜霞,等.蠡湖水体氮、磷时空变化及差异性分析 [J]. *中国环境科学*, 2014,34(5):1268-1276.
Wang S H, Wang W W, Jiang X, et al. Spatial-temporal dynamic changes of nitrogen and phosphorus and difference analysis in water body of Lihu Lake [J]. *China Environmental Science*, 2014,34(5): 1268-1276.
- [3] 龚小杰,王晓锋,刘婷婷,等.流域城镇发展下三峡水库典型入库流水体碳、氮、磷时空特征及富营养化评价 [J]. *湖泊科学*, 2020, 32(1):111-123.
- [4] Gong X J, Wang X F, Liu T T, et al. Spatial-temporal characteristics of carbon, nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment in a typical river of Three Gorges Reservoir under the development of field towns [J]. *Lake Science*, 2020,32(1):111-123.
- [5] Xu M Z, Xu G C, Li Z B, et al. Effects of comprehensive landscape patterns on water quality and identification of key metrics thresholds causing its abrupt changes [J]. *Environmental Pollution*, 2023,333(15): 122097.
- [6] 易帆,陈旻,何晓枫,等.流域土地利用分析中空间尺度差异对水质的影响 [J]. *中国环境科学*, 2023,43(8):4280-4291.
Yi F, Chen M, He X F, et al. Effect of spatial scale differences on water quality in land use analysis [J]. *China Environmental Science*, 2023,43(8):4280-4291.
- [7] 马小雪,吴昊,秦伯强,等.长江经济带景观格局动态演变及其景观生态环境效应 [J]. *地理科学*, 2022,42(10):1706-1716.
Ma X X, Wu H, Qin B Q, et al. Spatiotemporal change of landscape pattern and its eco-environmental response in the Yangtze River economic belt [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2022,42(10):1706-1716.
- [8] 袁淑方,王为东.太湖流域源头溪流氧化亚氮(N₂O)释放特征 [J]. *生态学报*, 2012,32(20):6279-6288.
Yuan S F, Wang W D. Characteristics of nitrous oxide(N₂O) emission from a headstream in the upper Taihu Lake Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012,32(20):6279-6288.
- [9] Li Y, Mi W J, Ji L, et al. Urbanization and agriculture intensification jointly enlarge the spatial inequality of river water quality [J]. *Science of the Total Environment*, 2023,878:162559.
- [10] 袁淑方,王为东,董慧峪,等.太湖流域源头南苕溪河口生态工程恢复及其初期水质净化效应 [J]. *环境科学学报*, 2013,33(5):1475-1483.
Yuan S F, Wang W D, Dong H Y, et al. Ecological engineering restoration at the confluence of South Tiaoxi Stream in the upper Taihu Lake and its water quality improvement [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013,33(5):1475-1483.
- [11] Seybold E, Mcglynn B. Hydrologic and biogeochemical drivers of dissolved organic carbon and nitrate uptake in a headwater stream network [J]. *Biogeochemistry*, 2018,138(1):23-48.
- [12] 庞爱萍,李春晖,易雨君.长江经济带农业种植-消费系统氮流时空格局演化规律与驱动机制 [J]. *农业环境科学学报*, 2021,40(2):408-420.
Pang A P, Li C H, Yi Y J. Spatial-temporal patterns and driving forces of nitrogen flows for agricultural plantation-consumption system in Yangtze River Economic Belt [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021,40(2):408-420.
- [13] Wang Z, Wang Y Q, Ding X K, et al. Evaluation of net anthropogenic nitrogen inputs in the Three Gorges Reservoir Area [J]. *Ecological Indicators*, 2022,139:108922.
- [14] Jiang T T, Huo S L, Xi B D, et al. The influences of land-use changes on the absorbed nitrogen and phosphorus loadings in the drainage basin of Lake Chaohu, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2013,71(9):4165-4176.
- [15] Wu J H, Lu J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream

- water quality and their seasonal changes [J]. *Water Research*, 2021, 191(1):116811.
- [15] 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.
- LÜ L T, Gao X Q, Liu Q, et al. Influence of landscape pattern on nitrogen and phosphorus output in the Dongjiang River Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021,41(5):1758-1765.
- [16] Deng L, Li W S, Liu X J, et al. Landscape patterns and topographic features affect seasonal river water quality at catchment and buffer scales [J]. *Remote Sensing*, 2023,15(5):1438.
- [17] 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.
- [18] Mainali J, Chang H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea [J]. *Journal of Hydrology*, 2018,564:26-40.
- [19] 周添红,苏思霖,马凯,等.典型区域土地利用/景观格局对黄河上游水体 TN 的影响 [J]. *环境科学*, 2024,45(10):5768-5776.
- Zhou T H, Su S L, Ma K, et al. Influence of Typical Regional Land Use / Landscape Pattern on Water TN of the Upper Yellow River [J]. *Environmental Science*, 2024,45(10):5768-5776.
- [20] 陈雨晴,席海洋,程文举,等.河岸缓冲区氮传输及移除机制研究进展 [J]. *地球科学进展*, 2022,37(10):1037-1048.
- Chen Y Q, Xi H Y, Cheng W J, et al. Research progress on the mechanisms of nitrogen transfer and removal in riparian buffer zones [J]. *Advances in Earth Science*, 2022,37(10):1037-1048.
- [21] 袁鹏,刘瑞霞,俞洁,等.《浙江省河流生态缓冲带划定与生态修复技术指南(试行)》解读 [J].*环境工程技术学报*, 2021,11(1):1-5.
- Yuan P, Liu R X, Yu J, et al. Interpretation of technical guidelines for delineation and ecological restoration of riparian buffers of rivers in Zhejiang Province (Trial) [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021,11(1):1-5.
- [22] Shen Z Y, Hou X S, Li W, et al. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China [J]. *Ecological Indicators*, 2015,48:417-427.
- [23] 张微微,李晓娜,王超,等.密云水库上游白河地表水质对不同空间尺度景观格局特征的响应 [J]. *环境科学*, 2020,41(11):4895-4904.
- Zhang W W, Li X N, Wang C, et al. Water quality response to landscape pattern at different spatial scales in Baihe River in the upper reaches of the Miyun Reservoir [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(11):4895-4904.
- [24] 李冲,张璇,吴一帆,等.京津冀生态屏障区景观格局变化及其对水源涵养的影响 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(6):2588-2595.
- Li C, Zhang X, Wu Y F, et al. Landscape pattern change of the ecological barrier zone in Beijing-Tianjin-Hebei region and its impact on water conservation [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(6): 2588-2595.
- [25] Pak H Y, Chuah C J, Yong E L, et al. Effects of land use configuration, seasonality and point source on water quality in a tropical watershed: A case study of the Johor River Basin [J]. *Science of The Total Environment*, 2021,780(1):146661.
- [26] 胡琳,李思悦.不同空间尺度土地利用结构与景观格局对龙川江流域水质的影响 [J]. *生态环境学报*, 2021,30(7):1470-1481.
- Hu L, Li S Y. Scale effects of land use structure and landscape pattern on water quality in the Longchuan River Basin [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021,30(7):1470-1481.
- [27] 徐建锋,尹炜,闫峰陵,等.农业源头流域景观异质性与溪流水质耦合关系 [J]. *中国环境科学*, 2016,36(10):3193-3200.
- Xu J F, Yin W, Yan F L, et al. The coupling relationship between landscape heterogeneity and stream water quality in an agricultural catchment [J]. *China Environmental Science*, 2016,36(10):3193-3200.
- [28] 冯冰聪,马杰,刘勇,等.氮素在农田土壤中迁移转化的研究进展 [J/OL]. *农业资源与环境学报*, 2024:1-15.DOI:10.13254/j.jare.2023.0825.
- Feng B C, Ma J, Liu Y, et al. Research progress of nitrogen transport and transformation in farmland soils [J]. *Research progress of nitrogen transport and transformation in farmland soils*, 2024:1-15.DOI:10.13254/j.jare.2023.0825.
- [29] Qin C, Wright A L, Ma L H, et al. Improving nitrogen-use efficiency by using ridge tillage in rice paddy soils [J]. *Soil Use and Management*, 2022,38(1):528-536.
- [30] 王维刚,史海滨,李仙岳,等.基于改进 SWAT 模型的灌溉—施肥—耕作对乌梁素河流域营养物负荷及作物产量的影响 [J]. *湖泊科学*, 2022,34(5):1505-1523.
- Wang W G, Shi H B, Li Y Y, et al. Effects of irrigation-fertilization-tillage on nutrient loading and crop yield in Ulansuhai watershed based on improved SWAT model [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2022, 34(5):1505-1523.
- [31] Nobre R L G, Caliman A, Cabral C R, et al. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,716(10): 137044.
- [32] Clément F, Ruiz J, Rodríguez M A, et al. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments [J]. *Ecological Indicators*, 2017,72:627-639.
- [33] Mo W B, Yang N, Zhao Y L, et al. Impacts of land use patterns on river water quality: the case of Dongjiang Lake Basin, China [J]. *Ecological Informatics*, 2023,75:102083.
- [34] Wu J H, Lu J. Landscape patterns regulate non-point source nutrient pollution in an agricultural watershed [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,669(15):377-388.
- [35] 陈学兵,贾珺杰,田琳琳,等.南苕溪流域水体溶解性有机碳、氮时空变化及驱动机制 [J]. *环境科学学报*, 2023,43(2):254-265.
- Chen X B, Jia J J, Tian L L, et al. Spatiotemporal changes and the driving mechanisms of dissolved organic carbon and nitrogen in water in Nantiaoxi River Watershed [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023,43(2):254-265.
- [36] 梁佳辉,田琳琳,周钟昱,等.太湖流域上游南苕溪水系夏秋季水体溶存二氧化碳和甲烷浓度特征及影响因素 [J]. *环境科学*, 2021,42(6): 2826-2838.
- Liang J H, Tian L L, Zhou Z Y, et al. Characteristics and drivers of dissolved carbon dioxide and methane concentrations in the Nantiaoxi River System in the upper reaches of the Taihu Lake Basin during summer-autumn [J]. *Environmental Science*, 2021,42(6):2826-2838.
- [37] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法.第4版 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:240-260.

- The State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring analysis method [M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:240–260.
- [38] 杨莎莎,汤萃文,刘丽娟,等.流域尺度上河流水质与土地利用的关系[J].应用生态学报,2013,24(7):1953–1961.
Yang S S, Tang C W, Liu L J, et al. Relationships between river water quality and land use type at watershed scale [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013,24(7):1953–1961.
- [39] 李昆,王玲,孙伟,等.城市化下景观格局对河流水质变化的空间尺度效应分析[J].环境科学学报,2020,40(1):343–352.
Li K, Wang L, Sun W, et al. Spatial effect of landscape pattern on river water quality under urbanization [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020,40(1):343–352.
- [40] Zanaga D, Van De Kerchove R, Daems D, et al. ESA WorldCover 10m 2021v200 [Z]. 2022.<https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/18478/>.
- [41] 徐明珠,徐国策,乔海亮,等.秦岭南麓小流域不同空间尺度景观格局对水质的影响分析[J].环境科学学报,2023,43(10):396–406.
Xu M Z, Xu G C, Qiao H L, et al. Influence of different spatial scale landscape patterns on water quality in a small watershed at the southern foot of the Qinling Mountains [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(10):396–406.
- [42] Qian S S, King R S, Richardson C J. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds [J]. Ecological Modelling, 2003,166(1/2):87–97.
- [43] 田琳琳,朱波,汪涛,等.川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素[J].环境科学,2017,38(5):2074–2083.
Tian L L, Zhu B, Wang T, et al. Nitrous oxide emissions and its influencing factors from an agricultural headwater ditch during a maize season in the hilly area of central Sichuan Basin [J]. Environmental Science, 2017,38(5):2074–2083.
- [44] Meng C, Liu H Y, Wang Y, et al. Landscape pattern exhibits threshold-driven effect on nitrogen export of typical land use in subtropical hilly watershed under specific hydrological regimes [J]. Journal of Cleaner Production, 2023,419(20):138322.
- [45] De Mello K, Valente R A, Randhir T O, et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone [J]. Catena, 2018,167:130–138.
- [46] 郭玉静,王妍,刘云根,等.普者黑岩溶湖泊湿地湖滨带景观格局演变对水质的影响[J].生态学报,2018,38(5):1711–1721.
Guo Y J, Wang Y, Liu Y G, et al. The effects of landscape pattern evolution in Puzhehei karst lake wetland littoral zone on water quality [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(5):1711–1721.
- [47] Gu Q, Hu H, Ma L G, et al. Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach [J]. Ecological Indicators, 2019,102:633–643.
- [48] 陈昕,邹俊,王伟民,等.多介质土壤层系统处理旅游型村镇生活污水的示范研究[J].生态与农村环境学报,2011,27(4):81–86.
Chen X, Zhou J, Wang W M, et al. Demonstration research on treatment of domestic sewage from tourism-oriented rural towns and villages with multi-soil-layering (MSL) system [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2011,27(4):81–86.
- [49] Xu Y Y, Lu X W, Chen F K, et al. Field investigation on rural domestic sewage discharge in a typical village of the Taihu Lake Basin [J]. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 2020,546(3):032031.
- [50] Ding J, Jiang Y, Liu Q, et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis [J]. Science of the Total Environment, 2016,551–552(1):205–216.
- [51] Shi P, Zhang Y, Li Z B, et al. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales [J]. Catena, 2017,151:182–190.
- [52] 胡丛巧,迪丽努尔·阿吉,李茹霞,等.博斯腾湖不同时空尺度下土地利用景观格局对水质的影响[J].水生生态学杂志,2025,46(1):34–44.
Hu C Q, Dilinuer A, Li R X, et al. Effects of land use landscape pattern on water quality in Bosten Lake at different temporal and spatial scales [J]. Journal of Hydroecology, 2025,46(1):34–44.
- [53] Amaral Y T, Santos E M D, Ribeiro M C, et al. Landscape structural analysis of the Lençóis Maranhenses national park: implications for conservation [J]. Journal for Nature Conservation, 2019,51:125725.
- [54] Sun Y W, Guo Q H, Liu J, et al. Scale effects on spatially varying relationships between urban landscape patterns and water quality [J]. Environmental Management, 2014,54(2):272–287.
- [55] Qiu J X, Turner M G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed [J]. Ecosphere, 2015,6(11):1–19.

作者简介: 陈学兵(1996–),男,安徽安庆人,博士研究生,主要研究方向为农业面源污染与生态治理.发表论文1篇.XuebingChen@stu.zafu.edu.cn.