J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(1):000-000
DOI 10.18307/2026.0122
©2026 by Journal of Lake Sciences

土地利用类型、强度和景观格局对河流水质的多尺度影响*

朱加应[1,2]，彭双云[1,2**]，林之强[1,2]，杨玉钱[1,2]，张瑞[1]，黄帮梅[3]
（1:云南师范大学地理学部，昆明 650500）
（2:西部资源环境地理信息技术教育部工程研究中心，昆明 650500）
（3:昆明市第十中学，昆明 650500）

摘要：水质安全是保障生态系统功能、维护人类健康及实现可持续发展的关键要素。土地利用的类型、强度和景观格局作为人类活动的重要表征，对河流水质变化具有显著影响，且这种影响在不同时空尺度下存在差异。本研究以赤水河源区为研究对象，结合河岸带和子流域两个尺度，采用方差分解分析（VPA）和随机森林模型，全面量化土地利用类型、强度及景观格局三个维度对水质的独立贡献和综合影响，并识别了关键影响因子及其空间尺度。结果表明：①景观格局是影响水质变化的最主要因素（33-58%），其次为土地利用类型（11-22%）和强度（4-16%）；②河岸带景观格局对水质的影响更显著，而子流域土地利用强度的解释力更大；③建设用地占比、强度（LUI_Con）和农田强度（LUI_Cul）是关键的水质预测因子，森林占比和景观格局在减少 TN、COD 方面发挥重要作用。研究显示，流域水质管理应根据不同土地利用特征，寻找河岸带与子流域尺度的最佳组合来制定管理措施。建议在河岸带尺度优先控制工业与生活污水点源，子流域尺度强化农业面源治理，形成“点面结合”的管控体系。本研究为理解土地利用-水质关系的多维度特征和尺度效应提供了新的实证，对于制定流域水土资源保护和空间优化策略具有重要的理论和实践意义。

关键词：土地利用；水质；景观格局；土地利用强度；尺度效应

Multi-scale impacts of land use type, intensity, and landscape pattern on river water quality*

Zhu Jiaying[1,2], Peng Shuangyun[1,2**], Lin Zhiqiang[1,2], Yang Yuqian[1,2], Zhang Rui[1] & Huang Bangmei[3]
(1: Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming 650500, P.R.China)
(2: GIS Technology Research Center of Resource and Environment in Western China of Ministry of Education, Yunnan Normal University, Kunming 650500,P.R. China)
(3: Kunming No. 10 Middle School, Kunming 650500, P.R.China)

Abstract: Water quality is a key factor in safeguarding ecosystem functions, protecting human health and ensuring sustainable development. The characteristics of land use (including type, intensity, and landscape configuration) are important indicators of human activity and significantly impact river water quality, with these impacts varying across different spatial and temporal scales. This study focuses on the source region of the Chishui River, integrating two spatial scales: the riparian buffer and the sub-watershed. Using variation partitioning analysis (VPA) and random forest modelling, we quantify the independent and combined contributions of land use type, intensity and landscape pattern to water quality. This allows us to identify the key influencing factors and their corresponding spatial scales. The results show that: Landscape pattern is the dominant factor affecting water quality (explaining 33–58% of the variation), followed by land use type (11–22%) and intensity (4–16%). Riparian landscape configuration exerts a more significant influence on water quality, while land use intensity at the sub-watershed scale provides

* 2025-02-11 收稿； 2025-04-30 收修改稿。
国家自然科学基金项目（42261073，41971369，42261037）、云南省中青年学术和技术带头人后备人才项目（202305AC160083、202205AC160014）、云南省重大科技专项（202202AD080010）、云南省基础研究面上项目（202401AT070103）；云南省基础研究专项重点项目（202201AS070024，202001AS070032）联合资助。
** 通信作者；E-mail：pengshuangyun@ynnu.edu.cn

stronger explanatory power.The proportion of built-up land and the intensities of construction (LUI_Con) and agriculture (LUI_Cul) are key predictors of water quality, while forest cover and landscape connectivity play important roles in reducing total nitrogen (TN) and chemical oxygen demand (COD) concentrations. These findings suggest that water quality management in watersheds should consider land use characteristics at multiple scales in order to identify the most effective combinations of riparian and sub-watershed interventions. Specifically, we recommend prioritising the control of industrial and domestic point-source pollution at the riparian scale and enhancing agricultural non-point source management at the sub-watershed scale to form an integrated 'point-source and non-point source' control system. This study provides new empirical evidence on the multidimensional interactions and scale effects of land use–water quality relationships, offering important theoretical and practical insights for the protection of watershed resources and the optimisation of spatial planning.
Key words: Land use; Water quality; Landscape pattern; Land use intensity; Scale effect

水质安全是保障人类健康、维护生态系统功能和实现可持续发展的关键要素[1, 2]。作为连接陆地生态系统与水生环境的重要桥梁，河流作为地表污染物的重要汇聚通道，其水质状况直接反映了流域内人类活动和自然过程的综合影响[3, 4]。随着全球人口的持续增长、城市化进程的加快以及农业和工业活动的扩大，水质问题日益凸显，成为亟需解决的环境挑战[5, 6]。在这一背景下，量化人类活动和土地利用模式对水质变化的影响，明确影响水质变化的关键因素和空间尺度，对于制定科学有效的规划措施、维护河流生态健康和实现可持续发展具有指导意义[7, 8]。

土地利用作为人类活动的直接体现，其组成、强度及空间格局对水质有着重要的影响[9]。已有研究表明，土地利用类型的变化会导致不同类型污染源的变化，进而影响水质[10]。如张琼等[11]在三峡库区得出建设用地和耕地对较多水质指标呈正相关关系；张旭达等[12]在无定河及延河流域和 Wang 等[13]在嘉陵江重庆段均表明建设用地对水质产生负向影响。景观格局作为空间结构特征，其景观破碎度、连通性等特性显著影响污染物的迁移和转化过程，与水质密切相关[14, 15]。如顾洋等[16]研究得出 LSI、LPI、PD 等景观格局指数对巢湖流域南淝河水质变化起主导作用；Chen 等[17]以龙溪河流域为研究对象，探讨了不同的景观指标的贡献度和阈值管理。近年来，随着城市化加速，生活污水和工业废水排放增加，水质恶化问题愈发严重，土地利用强度对水质的干扰程度受到广泛关注。如张洪森等[18]基于土地利用上的人类活动强度差异分级，构建土地利用强度来探究对云南省九大高原湖泊水质的影响；Xu 等[19]在密云水库上游流域量化了肥料施用、生活垃圾和畜禽养殖等人类活动强度及其对水质的解释力。然而，现有研究对土地利用强度的刻画不够深入，往往简单地采用土地利用面积比例等指标来表征，忽视了土地利用方式和管理措施在调控污染强度方面的作用，无法准确反映人类活动强度的空间分异特征及其对水质的影响，对土地利用强度的精细化定量分析仍较为缺乏。此外，现有研究多聚焦于土地利用类型或景观格局对水质的单一或联合影响，尤其是以土地利用和景观格局对水质的联合影响关注较多，缺乏对土地利用类型、强度与景观格局三者之间关系的系统分析，限制了对水质变化复合驱动机制的深入揭示。因此，亟需从土地利用类型、强度和景观格局三个维度出发，全面评估土地利用特征对水质的复杂交互影响，这对于污染源识别与流域精细化管理具有重要意义。

河流水质变化是一个受多种因素交互作用影响的复杂过程，关于确定影响河流水质变化的最佳空间尺度争议一直存在[7, 20]。研究者普遍将尺度划分为河岸带和子流域两个层级，并通过多时空尺度分析探索最优治理单元[21]。部分研究认为，河岸带作为污染物进入河流的最后防线，其管理措施对水质改善具有更直接和显著的效果[22, 23]，而另一些研究则指出，子流域尺度能够更全面地整合景观格局与人类活动的综合影响，因而在解释水质变化方面表现出更高的解释力[24, 25]。此外，也有研究表明，河岸带和子流域两个尺度在水质保护中具有同等重要性[20]。如 Xu 等[26]在整个赤水河流域研究得出，子流域尺度的景观模式可以更好地解释河流水质变化；Zhu 等[27]在赤水河源区表明，100 m 和 300 m 河岸缓冲区是影响水质的关键尺度。尽管已有研究在赤水河流域进行了影响河流水质的最佳尺度探索，但在同时整合土地利用类型、强度与景观格局的综合框架下，不同土地利用特征的差异性会对最优解释尺度的确定带来新的挑战，需要进一步深化对空间尺度效应的理解。

赤水河源区位于人口密集且地表崎岖破碎的乌蒙山区，近年来，随着人类活动的加剧，该区域的水质出现了显著恶化，进而影响了赤水河中下游的水质。赤水河中下游是茅台、郎酒等酱香型白酒的核心产区，其独特水质与地理环境的优劣是白酒品质与产业发展的关键。上游水质恶化将直接影响其品质与可持续发展。因此，研究土地利用类型、强度和景观格局对水质的影响，识别关键指标与空间尺度，对于保障白酒产业健康发展至关重要。基于上述研究背景和现有研究的不足，本研究通过全面评估土地利用类型、强度和景观格局三个维度对水质变化的多尺度影响，旨在：1）量化分析赤水河源区土地利用类型、强度、景观格局和水质的变化特征；2）全面分析土地利用类型、强度和景观格局对水质变化的影响；3）探究影响水质变化的关键影响因子和空间尺度效应。本研究希望能够填补现有研究的不足，为赤水河流域水资源管理提供更全面的视角和更有针对性的管理措施，进而维护河流生态健康，促进区域可持续发展。

1 材料与方法

1.1 研究区域

赤水河源区位于为中国西南部云南省的赤水河上游（图 1），赤水河是长江的一条一级支流。该区域地形以喀斯特地貌为主，地势崎岖、沟谷交错。赤水河源区属亚热带季风气候，降雨主要集中在 6-8 月，12 月至次年 2 月降雨量明显减少。该区域处于经济较为落后的乌蒙山区，人口密度较大，坡耕地分布广泛，工业基础相对薄弱，污水处理设施建设滞后，导致水质安全面临严峻挑战。人口、耕地和建设用地主要集中在河流两侧的狭窄沟谷区域，这一分布格局进一步加剧了水质问题。

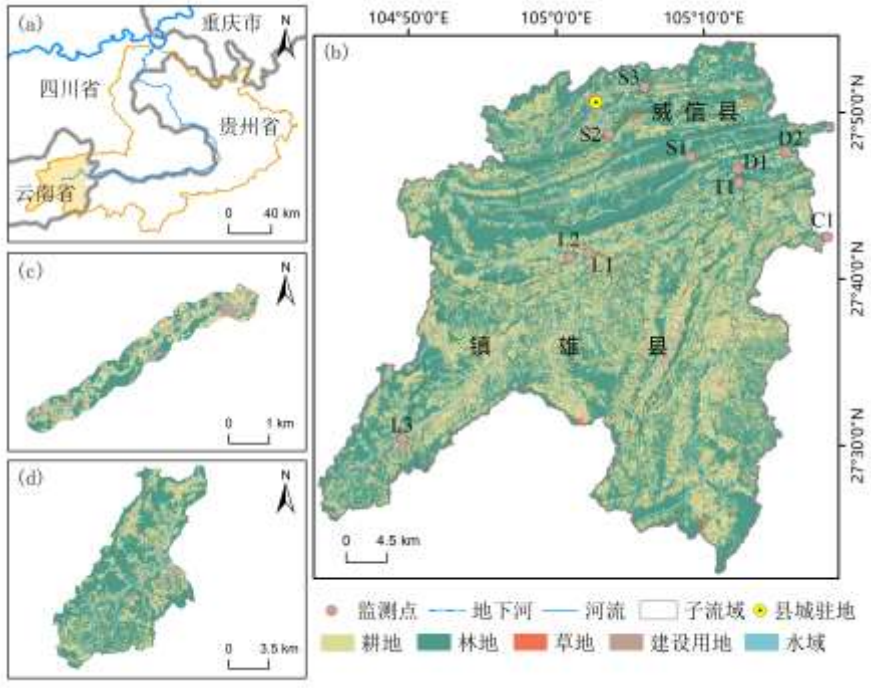


图 1 赤水河源区位置、水质监测点空间分布以及尺度划分

（a）赤水河源区在赤水河流域的位置；（b）赤水河源区土地利用类型及水质监测点空间分布；（c）河岸带尺度；（d）子流域尺度

Fig.1 Location of Chishui River source area, spatial distribution and scale division of water quality monitoring points

(a) The location of the Chishui River source area within the Chishui River basin; (b) Land use types in the Chishui River source area and the spatial distribution of water quality monitoring points; (c) Riparian zone scale; (d) Sub-basin scale.

1.2 数据处理与尺度选择

为了更好地监测赤水河源区内各类污染源对水质的影响，本研究在子流域出水口、县城上游与下游区

域选取了 10 个监测点。选取了 6 项具有代表性的水质指标，包括高锰酸盐指数（COD_{Mn}，mg/L）、化学需氧量（COD，mg/L）、氨氮（NH_4^+-N，mg/L）、总磷（TP，mg/L）、总氮（TN，mg/L）、五日生化需氧量（BOD_5，mg/L）。为确保数据的代表性与可靠性，水质数据均来自于威信县和镇雄县相关部门，水样采集于 2021 年夏季（2021 年 6、7、8 月）冬季和（2121 年 12 月和 2122 年 1、2 月），每个季节采集 3 次水样，并采用 3 次水样平均值作为该季节的水质数据进行分析。

土地利用数据采用 2021 年地理国情监测数据，来源于镇雄县和威信县自然资源局。本研究主要以耕地（Cul）、林地（For）和建设用地（Con）三种主要土地利用类型作为研究重点，尽管研究区内还存在草地、水域和其他用地等类型，但由于其占比较小（合计不足 2%），对水质的影响相对有限，因此未纳入后续分析。化肥、畜禽数量、人口数量来源于镇雄县和威信县各乡镇 2021 年统计年鉴。林业数据则依托于 2021 年林地一张图。

河岸缓冲带的宽度对水质的影响存在尺度效应，不同区域的最佳缓冲带宽度可能有所差异。为了更全面地理解土地利用特征对水质的影响，本研究选择了两个不同的空间尺度：河岸带尺度和子流域尺度。在河岸带尺度上，参考我们在相同研究区开展的前期研究成果[27]，选取 300 m 作为河岸缓冲带的宽度。该尺度在前期分析中已被证明能够有效捕捉河岸两侧土地利用对水质的局地影响，300 m 缓冲带下建设用地、耕地等关键土地利用类型占比超过 50%，更大尺度下建设用地、耕地所占比例逐渐减小，污染物迁移的影响逐渐减弱。同时，子流域尺度被用于评估更大范围内土地利用和人类活动对整个流域水质的综合影响。该尺度能够捕捉区域内不同土地利用类型的累积效应，如农业化肥使用、畜禽养殖以及生活污水排放等，反映流域内整体水文过程和污染物排放，从而更全面地评估土地利用强度对水质的影响。另外，河岸带土地利用类型、强度和景观格局的取值以采样点上游河流向两侧扩展 300 m 宽度为取值范围，子流域以采样点上游的累计流域面积为取值范围。

1.3 土地利用强度计算

土地利用强度反映了人类活动对土地资源的开发和使用程度，通常用于衡量不同土地利用类型对生态系统的干扰水平[28, 29]，并在流域管理中作为评估水质变化的重要指标。在本研究中，流域内的主要人为干扰源包括农业种植、畜禽养殖、以及城镇和农村的生活污水及废弃物排放。因此，本文通过计算这些污染源的投入强度和污染负荷量，量化耕地、建设用地等土地利用类型对水质的潜在影响。同时，采用森林郁闭度来表征森林的林分密度，从而探究不同森林密度对水质的调节作用。

（1）农业种植投入强度: 基于农业种植过程中化肥和农药使用量作为耕地投入要素从而计算耕地投入强度。单位面积耕地投入强度的计算公式可按下式计算[30]。

$$EI_i = \frac{E_i}{A} \tag{1}$$

式中，EI_i 为单位面积耕地投入强度（t/ha），E_i 为投入要素 i 的使用量，A 为耕地面积。

（2）建设用地污染负荷量: 输出系数模型综合了牲畜和人类数量和分布状况对水质的影响，从不同污染源建立更加完善的输出系数模型[31]。该模型以操作简便、所需参数少等优势在流域面源污染测度中被广泛采用，模型计算公式如下：

$$PL_i = \sum_{i=1}^{m} E_i A_i \tag{2}$$

$$PL = PL_{TN} + PL_{TP} + PL_{COD} \tag{3}$$

$$I_i = \frac{PL_i}{R_j} \tag{4}$$

式中，PL_i 为流域内污染物 i 的污染负荷量（kg/a），i 为污染物类型，共 m 种；E_i 为第 i 种畜禽或者人口的输出系数[kg/(头•a)或 kg/(人•a)]；A_i 为第 i 种畜禽数量或者人口数量。I_i 为第 i 种畜禽或者人口单位面积输出强度（kg/ha•a），R_j 为第 j 种土地利用类型的面积（ha）。

畜禽养殖和生活污水及其废弃物是建设用地主要污染源，建设用地强度以猪、家禽、牛、羊养殖和城

乡人口的输出养分来表征。畜禽养殖输出系数参照国家环保总局推荐的排泄系数、《第一次全国污染源普查——畜禽养殖业源产排污系数手册》和相关资料予以确定，畜禽养殖源输出系数取各自排泄系数的 10%。城乡生活污水参照《第二次全国污染源普查——生活污染源产排污系数手册》。具体输出系数见表 1。

表 1 各类污染物输出系数

Tab.1 The output coefficient of various pollutants

污染源	污染物	TP	TN	COD
畜禽养殖	牛/头	0.37	3.80	81.58
	羊/只	0.05	0.20	4.04
	猪/只	0.15	0.59	12.11
	家禽/只	0.002	0.026	0.48
生活污水	城镇人口/人	0.11	1.37	11.3
	农村人口/人	0.03	0.17	6.38

（3）森林郁闭度 郁闭度指森林中林木树冠在阳光直射下在地面的总投影面积与此林地总面积之比，它反映林分的密度[32]。在本文中，森林郁闭度来自于镇雄县和威信县林业局的林地一张图数据。

$$郁闭度(C) = \frac{\sum_{i=1}^{n} S_{冠层i}}{S_{林地}} \tag{5}$$

式中，$S_{冠层i}$为单株树木冠层垂直投影面积，$S_{林地}$为样地或研究区总面积。

1.4 景观格局指数

景观格局指数是一种反映土地利用空间配置和结构特征的定量指标，有助于揭示景观格局与水质变化之间的关系。根据前人的研究[14, 20]，在类级尺度上选择了 6 个景观格局指数，这些指数能够从斑块的形状、破碎度和空间联系等方面定量化描述景观的结构特征（表 2）。这些指标旨在揭示景观斑块的破碎化程度、优势类型、形状复杂性、内部连通性、空间混合程度和聚集程度如何影响水质变化。景观格局指数均使用 FRAGSTAT4.2 软件计算得到。

表 2 景观格局指数描述与计算公式

Tab.2 The description and calculation formula of landscape pattern index

指数	描述	计算
斑块密度（PD）	单位面积上的斑块数量	$PD = （n/A）\times 10^6$
最大斑块指数（LPI）	景观中最大斑块与所有景观面积的比值	$LPI = \frac{max(a_1, \cdots, a_n)}{A}$
景观形状指数（LSI）	相应土地利用类型的周长与面积之比	$LSI = \frac{0.25\sum_{k=1}^{m} e_{ik}^{j}}{\sqrt{A}}$
平均欧几里得最近邻指数（ENN_MN）	同一景观斑块的最近相邻斑块的距离	$ENN_MN = \frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} h_{ij}}{n}$
贴片内聚力指数（COHESION）	相应斑块类型的内部连通性	$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^{m} P_{ij}}{\sum_{j=1}^{m} P_{ij}\sqrt{a_{ij}}}\right]\left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}}\right]^{-1} \times 100$
散布与并列指数（IJI）	不同斑块类型的空间混合程度	$IJI = \sum_{i} \frac{\left(\frac{\sum_{j\neq i} L_{ij}}{L_i} \times \ln\left(\frac{\sum_{j\neq i} L_{ij}}{L_i}\right)\right)}{\ln(N_{type} - 1)} \times 100$

1.5 统计分析方法

为全面探究土地利用类型、强度和景观格局对河流水质的影响，本研究采用了多种统计分析方法。具体的分析步骤如下：

1.5.1 数据预处理与描述性统计分析 首先，使用 Kolmogorov-Smirnov 检验评估各水质参数的数据分布是否符合正态分布。季节性差异通过配对 t 检验进行评估，空间差异则应用单因素方差分析（ANOVA）确定各监测点水质参数的显著性差异。

1.5.2 Pearson 相关性分析 为探讨土地利用特征与水质参数之间的线性关系，本文采用 Pearson 相关性分析，对土地利用类型、利用强度及景观格局指数与水质参数之间的相关性进行量化评估。分析前，对景观格局指数进行了共线性诊断，剔除共线性较强的变量后，筛选出代表性景观格局因子。随后，将筛选后的景观格局因子与土地利用类型和强度共同纳入相关性分析，系统探究其与水质参数之间的关系，为后续多变量分析提供理论依据。

1.5.3 方差分解分析 为量化土地利用类型、强度和景观格局对水质变化的相对贡献，采用方差分解分析（VPA）来探究各个土地利用特征对水质变化的独立贡献与综合影响。在此步骤中，使用 R 语言中的 vegan 包进行分析，将筛选出的重要变量作为输入，计算各因子对水质变化的解释比例[33]。

1.5.4 随机森林 为了识别影响水质变化的关键因子，进一步采用随机森林（RF）来识别各土地利用特征影响水质变化的相对重要性。随机森林是一种集成学习方法，通过构建多个决策树，能够处理非线性关系，并有效减少过拟合。具体分析步骤如下：1）模型构建：使用 R 语言中的 RandomForest 包构建随机森林模型[29]，将土地利用类型、强度和景观格局作为自变量，水质参数作为因变量。2）变量重要性评估：根据随机森林模型的%IncMSE（均方误差增加百分比）值，评估各自变量对水质参数的相对重要性[34]。%IncMSE 值越大，表示该变量对水质变化的影响越大。3）关键预测因子筛选：通过显著性检验，筛选出对水质变化具有显著影响的关键预测因子，以用于进一步的水质管理和治理建议。

2 结果与分析

2.1 水质参数的季节和空间特征分析

配对 t 检验分析结果表明，除 NH_4^+-N 外，其余水质参数具有明显的季节性差异（$p<0.05$，图 2）。COD、COD_{Mn}、BOD_5、NH_4^+-N、TP、TN 冬季平均值分别为 6.67 mg/L、1.79 mg/L、2.69 mg/L、0.29 mg/L、0.07 mg/L 和 3.58 mg/L；夏季平均值分别为 9.08 mg、2.07 mg/L、1.67 mg/L、0.32 mg/L、0.09 mg/L 和 3.82 mg/L，水质参数浓度夏季普遍更高，而 BOD_5 浓度在冬季较高。其中，大部分监测点 COD_{Mn}、COD、NH_4^+-N、TP、BOD_5 低于地表水环境水质标准（GB3838-2002）Ⅱ类。TN 浓度明显超标，大部分监测点均高于Ⅴ类（2.0mg/L）。方差分析（ANOVA）结果显示，所有水质参数均呈现出明显的空间差异（图 3）。COD、COD_{Mn}、BOD_5、NH_4^+-N、TP、TN 在监测点 S2 浓度中位数分别为 16 mg/L、3.80 mg/L、4.35 mg/L、0.92 mg/L、0.23 mg/L 和 4.56 mg/L，显著高于其他监测点。其次为监测点 S1，且均与其他监测点存在明显差异。S2 和 S1 均位于县城周边，受人类活动影响较大。而监测点 L3、S3、D2 等位于源头区域，受人为干扰较少，COD_{Mn}、COD、NH_4^+-N 和 TP 的浓度中位数最低。

2.2 土地利用类型、强度和景观格局的空间特征

土地利用类型在河岸带和子流域尺度上差异显著，其中以耕地、林地、水域和建设用地变化较为明显（图 4）。在子流域尺度上，耕地的平均比例为 31%，而在河岸带尺度上这一比例上升至 38%，表明河岸带区域农业活动更为频繁。林地在两个尺度上均占主导地位，但其比例在河岸带（46%）明显低于子流域（63%）。建设用地在子流域的平均比例较低（5%），而在河岸带的平均比例达到 13%，表明建筑设施沿河流两侧的分布更为集中。这可能是由于研究区独特的地形条件，使得建筑设施和农田主要分布在河流两侧狭窄的沟谷地带。

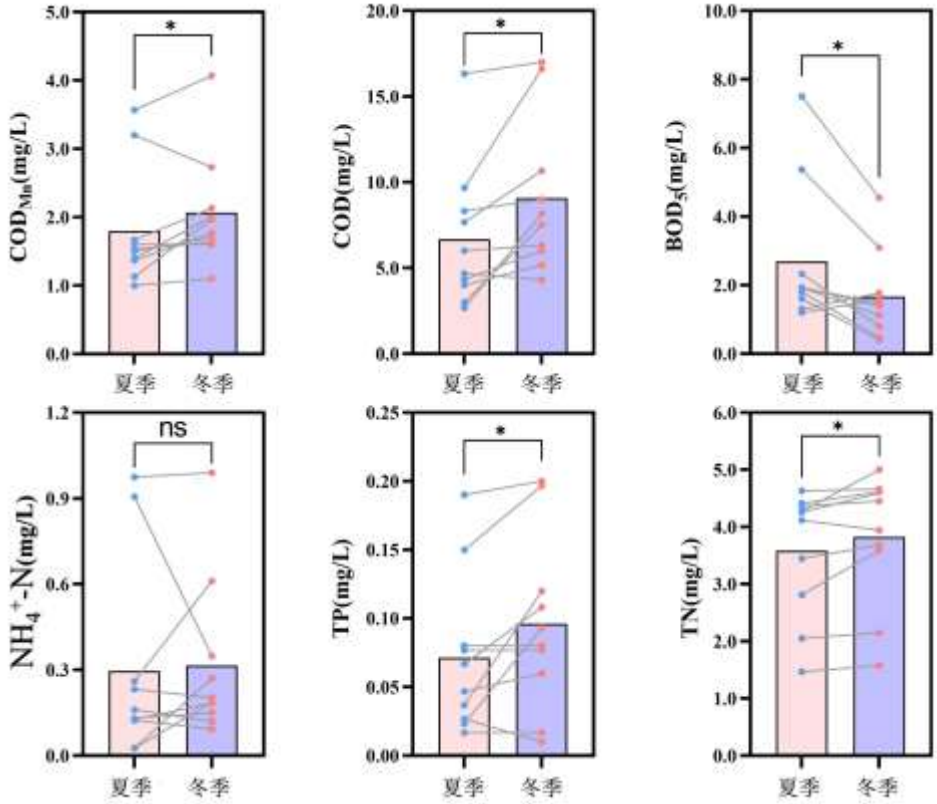


图 2 水质参数的季节变化配对 t 检验分析

Fig.2 The analysis of seasonal variation of water quality parameters by paired T-test

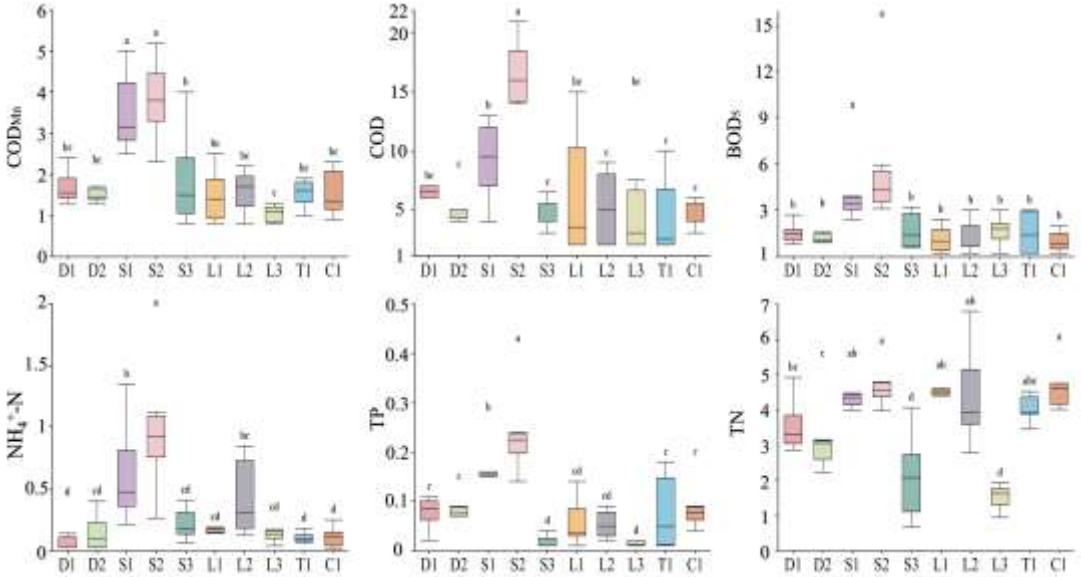


图 3 不同监测点水质参数空间差异

Fig.3 The spatial differences of water quality parameters at different monitoring points

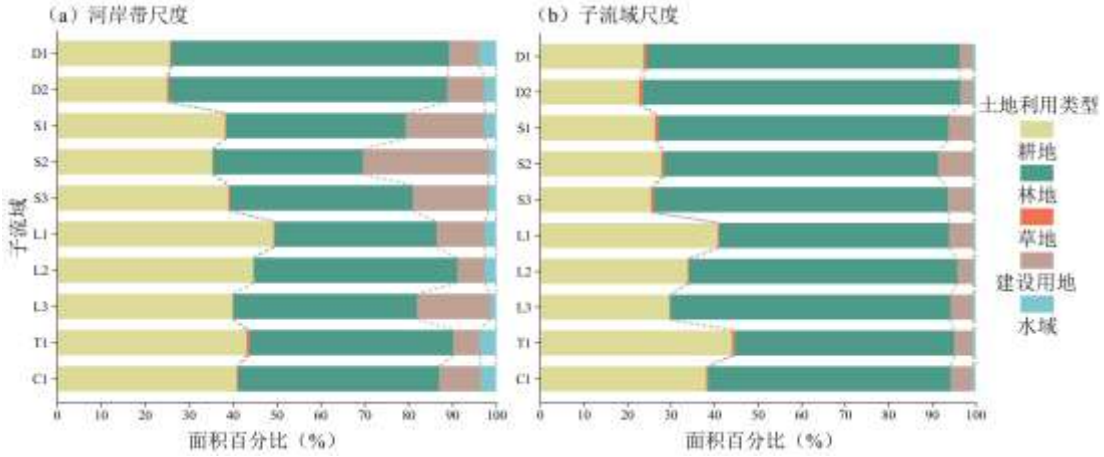


图 4 河岸带与子流域尺度土地利用类型占比

Fig.4 The proportion of land use types at the riparian zone and sub-basin scale

不同土地利用类型的强度具有明显的空间异质性。研究区中南部地形相对平缓，耕地分布集中，而北部地区沟谷纵横，仅在河谷平坦区域分布有零星的耕地斑块。因此，耕地总投入强度呈现出北低南高的空间格局（图 5a）。林地的郁闭度在研究区北部和南部的山区较高，而在中部地区则较低且破碎化程度明显（图 5b）。尽管建设用地在面积上不及耕地和林地，但由于建设用地承载了大量的人类生产生活活动，如生活污水排放、工业废水排放等，使其成为研究区内主要的污染源之一。建设用地强度在北部威信县城及各乡镇驻地较高，而在农村居民点则相对较低（图 5c）。

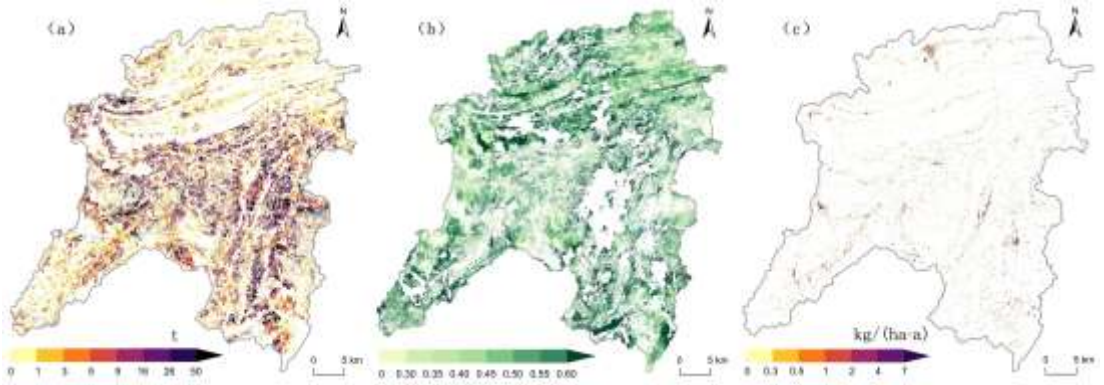


图 5 不同土地利用强度空间分布

（a）耕地总投入强度；（b）林地郁闭度；（c）建设用地单位面积污染强度

Fig.5 The spatial distribution of different land use intensity

(a) Intensity of total cultivated land input；(b) forest cover；(c) Pollution intensity per unit area of construction land

不同土地利用类型的景观格局指数在河岸带尺度和子流域尺度上均表现出显著差异（图 6）。在河岸带尺度上，建设用地的 PD 均值最高，为 27.65，表明其景观格局较为破碎，这可能与其由分散的村落和建筑物组成有关。相比之下，林地和耕地的 PD 均值分别为 18.73 和 19.13，表明斑块破碎化程度较低，整体结构较为完整。这种差异在子流域尺度上也得到了延续。LPI 均值在河岸带尺度上的均值相对较低，波动范围为 2.74-4.32，而在子流域尺度上，耕地和林地的 LPI 均值显著上升，分别达到 7.07 和 13.44，说明它

们在大尺度下更倾向于以大斑块形式存在，结构更为集中，且在不同子流域尺度下差异明显。景观形状指数反映了景观斑块边界的复杂程度。建设用地和耕地作为人为景观，其 LSI 均值显著高于林地，说明人类活动增强了景观的边界复杂性。随着尺度的扩大，LSI 均值从 34.02-48.69 上升至 79.61-122.56，表明大尺度下景观形态差异更加明显。平均欧几里得最近邻指数揭示了景观斑块的空间隔离程度。建设用地的 ENN_MN 均值在子流域尺度上高于河岸带尺度，说明在较大尺度下其斑块空间分布更为分散，隔离性增强。而林地的 ENN_MN 均值在两个尺度上的变化较小，表明其具有较好的连通性。耕地的散布与并列指数均值较高，在河岸带和子流域尺度上分别为 70.69 和 46.98，表明耕地在空间上与多种其他土地类型交错分布。相比之下，林地的 IJI 均值较低，仅为 55.20 和 33.75，可能是林地斑块在空间分布上较为规整，斑块分布较为单一。COHESION 均值在河岸带尺度上整体较低，均值在 99.20-99.38 之间，表明小尺度下景观斑块的连通性较弱。而在子流域尺度上，建设用地的 COHESION 指数明显降低，表现出较低的聚合度，而林地则保持较高的连通性，说明自然植被在大尺度下更容易形成连续的生态网络。

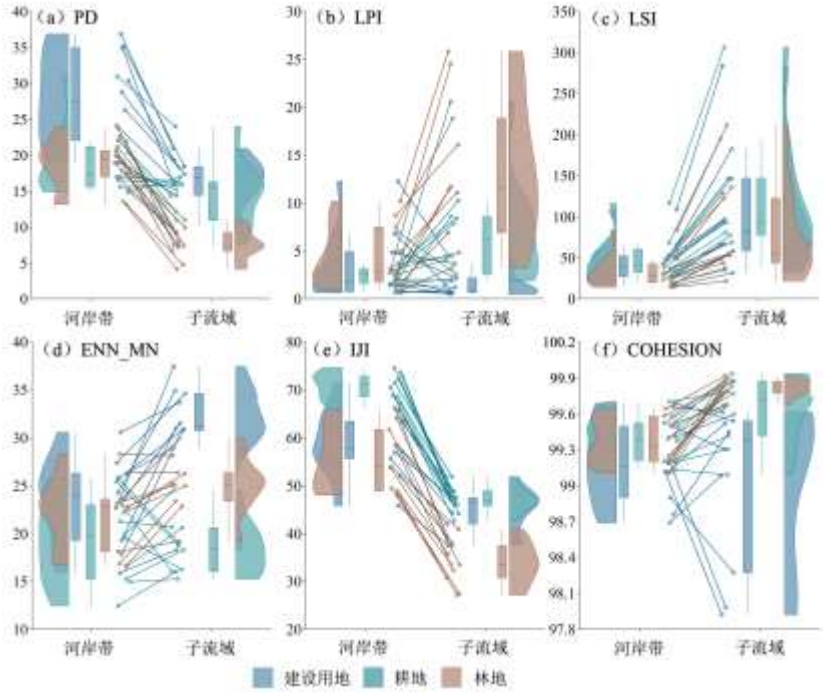


图 6 不同尺度下的景观指标

Fig.6 The landscape indicators at different scales

2.3 土地利用类型、强度和景观格局对水质的影响

2.3.1 土地利用类型、强度和景观格局对水质的影响 Pearson 相关性分析结果表明，土地利用类型方面，河岸带-冬季组合下，Con 与 COD_{Mn}、NH_4^+-N、BOD_5、COD 和 TP 浓度呈显著正相关，相关系数普遍高于 0.68；河岸带-夏季组合下，Con 和 COD_{Mn}、BOD_5 呈显著正相关，相关系数为 0.76 和 0.81。子流域-冬季组合下，Con 与 COD、BOD_5 和 NH_4^+-N 显著正相关，相关系数均大于 0.65；子流域-夏季组合下，Con 与 COD_{Mn}、COD 相关系数为 0.63 和 0.71，这表明，建设用地是影响水质的重要因素。相反，林地比例与水质参数呈负相关，尤其对 COD 的影响最为显著，相关系数最大为-0.63，表明林地在一定程度上具有稀释和净化作用。土地利用强度方面，建设用地强度（LUI_Con）与除 TN 外的其他水质参数均呈显著正相关，相关系数多在 0.8 以上，进一步反映出高强度建设开发是水质恶化的重要驱动因子。相比之下，耕地与林地的利用强度对水质影响较弱，相关性表现不稳定。值得注意的是，Con 在河岸带尺度上对水质的影响更

为显著，而 LUI_Con 在子流域尺度上的影响更强。

在景观格局方面，在河岸带尺度上，建设用地的最大斑块指数（LPI_Con）和建设用地的散布与并列指数（IJI_Con）与水质参数呈正相关，LPI_Con 与水质参数的相关系数大多数高于 0.6，表明表明大规模连片的建设用地可能增强污染物的积累与扩散能力。而林地的贴片内聚力指数（COHESION_For）和林地散布与并列指数（IJI_For）与水质参数呈负相关，对 COD、BOD_5 和 NH_4^+-N 相关系数为 0.6 左右，表明林地在维持水体净化方面发挥重要作用。在子流域尺度上，LPI_Con 与水质参数呈正相关，耕地的最大斑块指数（LPI_Cul）亦表现出类似趋势。在冬季，除 TN 外，相关系数均大于 0.6，而在夏季，仅与 COD 呈显著正相关，相关系数为 0.64。这表明，建设用地的景观格局对所有水质参数均具有显著影响，耕地景观格局主要影响 TN 浓度，而林地景观格局在一定程度上缓解了水质恶化。

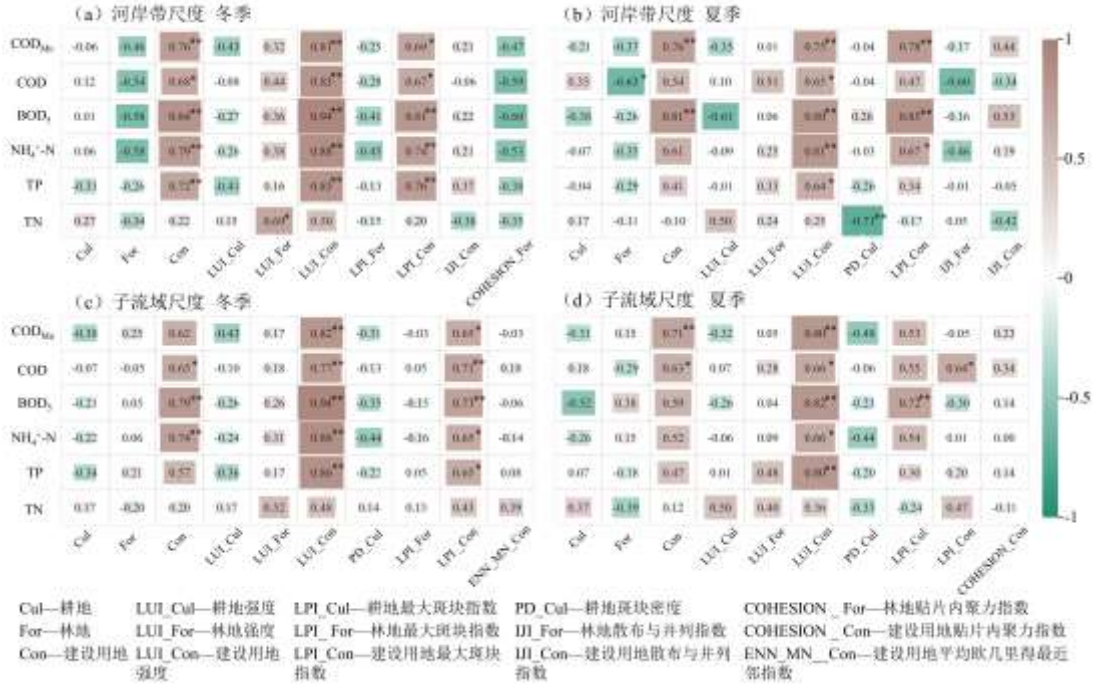


图 7 土地利用类型、强度和景观格局与水质参数的 Pearson 相关性

Fig.7 The pearson correlation of land use type, intensity and water quality parameters

2.3.2 土地利用类型、强度和景观格局对水质的相对贡献与作用 VPA 结果显示，土地利用类型、强度以及景观格局共同解释了 54-61%的水质变化（图 8）。其中，景观格局对水质变化的单独解释度最高（33-58%），其次是土地利用类型（11-22%）和土地利用强度（4-16%）。不同土地利用特征对水质变化的相对贡献率具有尺度依赖性。具体而言，随着尺度的增加，土地利用强度的解释力逐渐增强，表明其在更大尺度上的累积效应更为显著。景观格局的解释力在冬季随尺度增加而下降，在夏季则呈现相反的趋势。土地利用类型的解释力则相对稳定，对尺度变化的响应不明显。从季节性来看，冬季土地利用特征对水质变化的综合解释度最为显著，尤其是在子流域尺度下，解释度最高，达到 61%。其中，河岸带景观格局对水质变化的季节性影响最为明显，解释度高出夏季 25%；而在子流域尺度上，景观格局的季节性影响则不显著。土地利用类型（9-11%）和土地利用强度（6%）的季节性差异也较为明显。总的来说，不同土地利用特征对水质变化的解释力不仅受到尺度的影响，也表现出明显的季节性差异。尺度上的影响主要体现在土地利用强度和景观格局的解释力随尺度变化的不同，而季节上的影响则在冬季尤其显著，特别是河岸带景观格局对季节性变化的贡献更大。

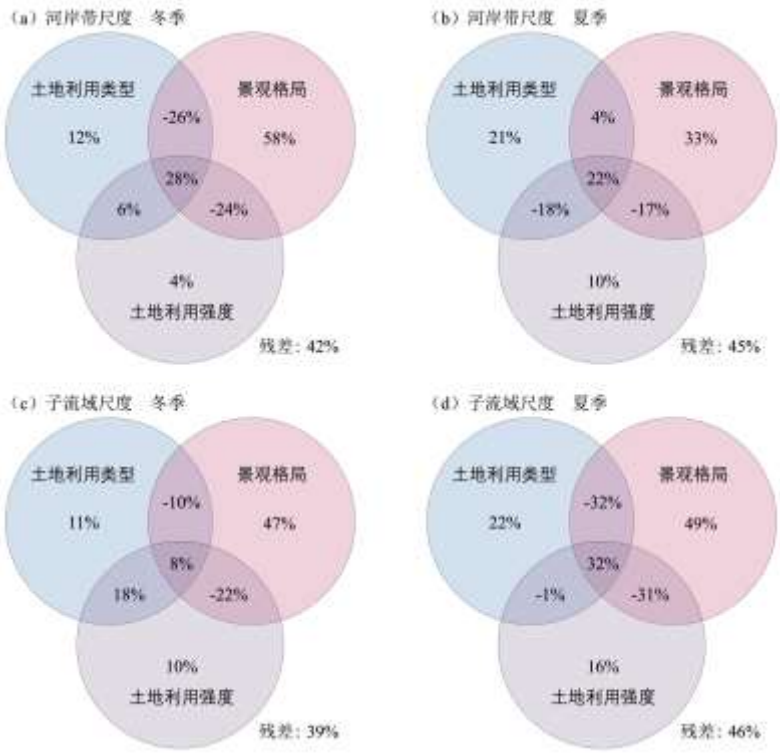
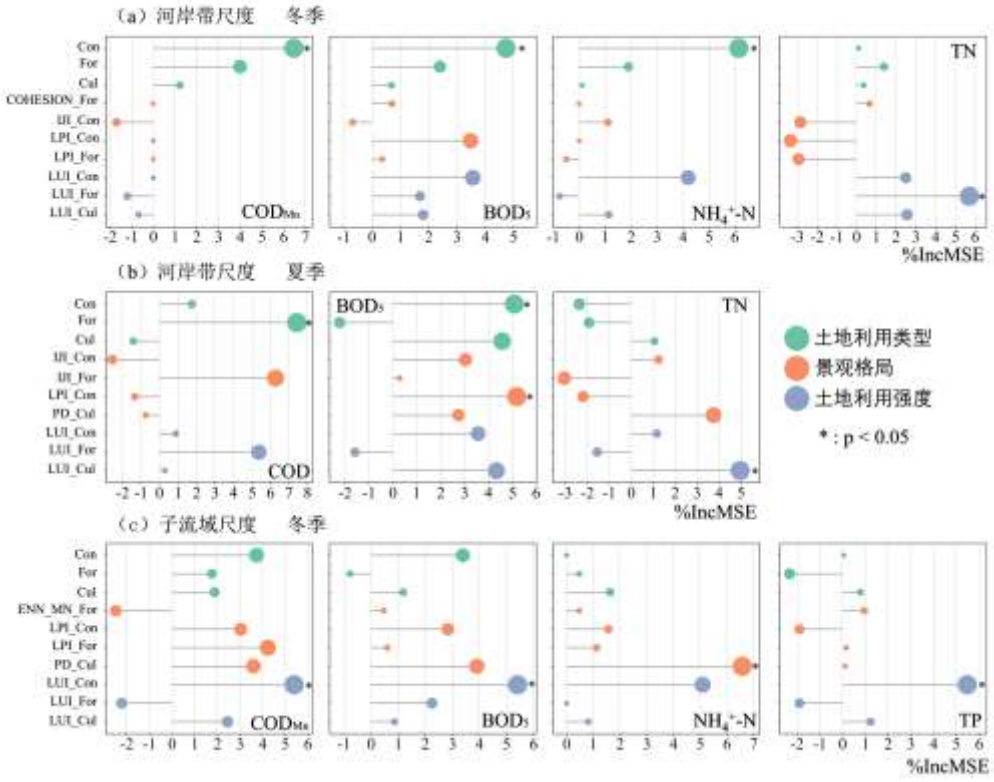


图 8 不同土地利用特征之间的独立贡献和综合影响

Fig.8 The independent contribution and comprehensive impact of different land use characteristics

随机森林分析结果显示，不同土地利用特征对水质参数的相对重要性存在显著差异（图 9）。总体而言，Con、LUI_Con 和 LUI_Cul 是影响多数水质参数变化的关键因子，而 For 和 IJI_For 则对 COD 和 TN 等水质参数具有重要的缓解作用。具体来说，Con 和 LUI_Con 是 COD_{Mn} 和 BOD_5 变化的主要驱动因素。在冬季河岸带尺度上，Con 对 BOD_5 和 COD_{Mn} 的重要性得分分别为 6.48 和 4.73；在子流域尺度上，LUI_Con 对 BOD_5 和 COD_{Mn} 的重要性得分分别为 5.40 和 5.42。此外，在夏季河岸带尺度上，建设用地最大斑块指数和占比对 BOD_5 的重要性得分也较高，分别为 5.18 和 5.08。这些结果表明，建设用地扩张及其伴生的生活污水排放是 COD_{Mn} 和 BOD_5 的主要污染来源。

农业活动对氮磷投入强度的贡献同样显著。在子流域尺度上，PD_Cul 对 NH_4^+-N 的重要性得分高达 6.58，表明农业面源污染（如化肥和农药的使用）是 NH_4^+-N 的主要来源。同样的，LUI_Cul 和 LUI_Con 对 TN 和 TP 的变化也有显著影响，凸显了人类活动强度与氮磷投入强度之间的紧密关系。与上述土地利用特征相反，For 和 IJI_For 与多数水质参数呈负相关关系，表明森林生态系统在降低河流污染方面发挥了重要作用。特别地，森林面积是影响 COD 浓度变化的关键因子，在夏季河岸带尺度上的重要性得分高达 7.43。这些结果揭示了森林生态系统在截留和净化污染物方面的独特功能。此外，在冬季，森林郁闭度（LUI_For）对 TN 浓度变化的预测能力最强，在河岸带和子流域尺度上的重要性得分分别为 5.71 和 5.20。这可能由于森林生态系统与大气氮沉降之间的响应关系所导致的。总而言之，建设用地扩张、农业面源污染和人类活动强度是赤水河源区水质恶化的主要驱动因素，而森林生态系统则在维持水质安全方面发挥了关键作用。



注：未通过显著性检验的水质参数并未列出。

图 9 不同指标对河流水质变化的相对重要性

Fig.9 The relative importance of different indicators to changes in river water quality

3 讨论

3.1 土地利用特征对水质变化的影响

本研究首次将土地利用类型、强度和景观格局三者结合，并采用 VPA 量化了它们对水质变化的相对贡献和综合影响，这与以往侧重于土地利用类型或景观格局等单一土地利用特征的研究不同[35-37]，结果表明，水质变化是土地利用组成、强度和景观格局的共同作用。其中，景观格局对水质变化的独立贡献最大（33-58%），其次是土地利用类型（11-22%），最后是土地利用强度（4-16%）。这一结果与已有研究结果存在一定差异。一些研究发现，土地利用变化是影响水质的主要因素[38]，尤其以农业面源污染影响最为明显[39]；另一些研究则发现景观格局对水质拥有更好的解释力[20]。这些差异可能源于不同研究区的自然地理条件和人类活动特征的差异。赤水河源区地处山区，景观破碎化程度高，这可能导致景观格局在影响水质变化方面发挥了更为关键的作用。

尽管景观格局的独立贡献最大，但纳入建设用地和农田强度的影响同样不容忽视。本研究发现，建设用地面积比例和强度与多数水质参数呈显著正相关（图 7），其重要性影响着多个水质参数的变化（图 9），表明城镇化进程和人类活动强度的增加是导致水质恶化的重要原因。这一结果与 song 等的研究结果一致，他们同样发现城市用地比例的增加会显著降低河流水质[40]。建设用地扩张导致大量的不透水面连接到一起，增加生活污水输出的同时也减少了污水的下渗速度，从而加速水体污染物的富集[41]。因此，合理规划河岸带和子流域的绿地布局，减少建设用地的连通性，合理引导污水排放以及建立污水处理精准监测是降低河流污染的必要措施。农田面积比例和强度与氮磷等养分指标的相关性显著，且对 TN 的变化具有显著的预测能力，表明农业活动对水体氮含量的影响非常明显[42, 43]。特别是在夏季，河岸带大片农田中的氮肥更易在降雨过程中流失并被带入河流，这使得农业强度对 TN 含量变化的贡献显著，进一步证实了化肥和

农药是河流氮含量的重要来源。这与 Badrzadeh 等研究结果相似，表明控制农业面源污染是改善河流水质的关键举措之一[44]。高强度人为活动增加了污染物的输入，但良好的河岸带森林生态系统能够缓冲和吸附部分污染物已成为共识[45]。森林通过拦截地表径流、吸收营养物质和促进污染物降解，有效削弱污染物向水体的传输路径，进而改善水质[46]。此外，IJI_For、COHESION_For 进一步体现了森林的空间结构和分布特征对水质的影响。较高的森林景观形状复杂性和连通性有助于优化水文过程，减少污染物的径流与沉积，从而显著降低水体污染水平。

3.2 不同土地利用特征下水质变化的尺度效应

本研究发现土地利用类型、强度和景观格局对水质的影响存在显著的空间尺度效应。在河岸带尺度上，景观格局对水质变化的贡献率高于子流域尺度，而土地利用强度在子流域尺度上对水质的影响更为显著。这是因为河岸带的景观多样性和破碎化程度与水质指标关系密切[47, 48]，而在子流域尺度下，土地利用强度在大尺度下人类活动累积效应更为明显。特别是在降雨和大面积非点源污染叠加的情况下，土地利用强度对水质的影响达到最高[49]。这种土地利用-水质关系的空间尺度效应可能由以下几点原因导致：首先，河岸带与河流的直接接触更广泛，其景观组成和空间配置对河岸带生态过程和功能的影响更加显著[50, 51]，并通过河岸带植被的连通性和异质性影响污染物的截留和净化效率，进而影响河流水质[52]。其次，在子流域尺度上，土地利用方式和强度对产汇流过程以及污染物输移的影响较大。例如，农田面积比例和化肥施用强度直接决定了农业面源污染的程度，进而影响区域水质[53, 54]。此外，城镇建设用地对水质的影响在局地尺度上反应较快，而农田和林地的影响则可能有滞后性和累积效应[55]。

关于河岸带和子流域尺度对水质变化影响的争议一直存在。本研究表明，水质变化是多因素共同作用的结果，虽然有些因素在特定尺度上表现出最佳解释力，但水质格局往往是多尺度因素共同作用的产物。因此，河岸带和子流域尺度对于水质保护同样重要。如 Xu 等[20]的研究表明，管理河岸带和子流域尺度的景观模式对水质保护具有同等重要性。我们的研究进一步强调，不同土地利用特征下，需通过寻找最佳尺度组合来管理水质。例如，子流域尺度上的土地利用强度对水质变化的解释力更强，而河岸带的建设用地比例和景观格局对水质的影响更突出。这表明，在水质管理中，应根据目标污染物类型与土地利用情景，统筹河岸带与子流域的尺度协同优化，以实现更具针对性的流域管理策略。

3.3 污染源空间分布与水质的关联性

更精确地识别污染源对水质的影响，可以为河流管理提供了明确的干预点。本研究发现，建设用地是水质污染的主要来源，其所表征的城镇、农村生活污水及废弃物排放与水质参数在空间上高度重叠，且强度越高，河流污染风险越大。监测结果显示，建设用地比例和强度与 COD_{Mn}、BOD_5等污染物浓度显著正相关（图 7）。这一现象源于建设用地承载的密集人类活动：城镇生活污水直排、工业废水无序排放以及不透水面扩张导致的径流加速，共同加剧了污染物的输入。在研究区内，威信县城下游监测点 S2 的污染物浓度远高于上游点 S3（图 3），可见，威信县城生活污水排污强度对水质的影响在此区域更加显著和直接，甚至可能超越土地利用结构本身的静态效应。农业污染源则表现出明显的南北空间分异。中南部耕地集中区与 TN 高值区高度重合，邻近河流的坡耕地化肥施用量大，导致氮素随径流进入水体，TN 浓度的累积效应更加显著。因此，水质变化均受到了生活污水与农业面源污染的共同调控。污染控制需结合其空间分布特征，在河岸带应优先实施生态拦截措施，精准治理点源污染；在子流域尺度，则应推进污水实时监测和化肥减量政策。最终形成“点源精准管控—面源系统修复”的多尺度水质治理策略。

3.4 研究局限与未来展望

尽管本研究取得了一些有价值的发现，但仍存在一些局限性，需要在未来研究中加以完善。首先，本研究主要基于 2021 年的土地利用和水质数据进行分析，缺乏长时间序列的动态评估。未来研究可以收集和整合多年的数据，开展时间序列分析，深入探究土地利用-水质关系的动态演变规律。其次，本研究水质样本数量和污染源动态过程考虑相对有限，存在一定局限性。未来可通过扩大采样规模，增加面源污染径流等动态过程的模拟，进一步提升不同驱动因素对流域水环境影响结论的可靠性与完整性。总之，土地利用与水质的关系错综复杂，是当前生态环境领域的前沿科学问题，仍需要学界持续关注和深入研究，为流域水生态环境保护和可持续管理提供更加科学有效的决策依据。

4 结论

在本研究中，我们全面分析了土地利用特征对水质的影响，尝试从人类活动实践与水质响应之间的直接关系出发，引入土地利用强度作为关键变量，系统分析了土地利用类型、强度和景观格局对水质变化的独立贡献和综合影响。我们得出结论，河岸带景观格局对水质的影响更显著，子流域土地利用强度对水质变化的解释度更高。故此，我们强调在河岸带和子流域尺度上水质管理保护同样重要。针对不同的土地利用特征，应寻找最佳尺度组合来优化水质管理。随机森林重要性排序得出，建设用地占比、LUI_Con 和 LUI_Cul 是影响水质变化的关键指标，并在 LPI_Con、IJI_Con、PD_Cul 和 LPI_Cul 等景观指标作用下进一步放大此影响，而森林占比和景观格局可以有效减少河流中 TN、COD 等污染物浓度。这项研究揭示了土地利用特征如何在不同空间尺度下影响水质变化，并指出了关键影响指标和污染源，为制定有效的河流水质保护管理措施提供了建设性的参考

5 参考文献

[1] Miller JD, Staddon C, Salzberg A et al. Self-reported anticipated harm from drinking water across 141 countries. Nature Communications, 2024, 15(1): 7320. DOI: 10.1038/s41467-024-51528-x.

[2] Liu MJ, Graham N, Wang WY et al. Spatial assessment of tap-water safety in China. Nature Sustainability, 2022, 5(8): 689-698. DOI: 10.1038/s41893-022-00898-5.

[3] Huang J, Zhang Y, Bing H et al. Characterizing the river water quality in China: Recent progress and on-going challenges. Water Research, 2021, 201: 117309. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117309.

[4] Giri S. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. Environmental Pollution, 2021, 271: 116332. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.116332.

[5] Scanlon BR, Fakhreddine S, Rateb A et al. Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. Nature Reviews Earth & Environment, 2023, 4(2): 87-101. DOI: 10.1038/s43017-022-00378-6.

[6] Liu S, Ryu D, Webb JA et al. A Bayesian approach to understanding the key factors influencing temporal variability in stream water quality – a case study in the Great Barrier Reef catchments. Hydrology and Earth System Sciences, 2021, 25(5): 2663-2683. DOI: 10.5194/hess-25-2663-2021.

[7] Lintern A, Webb J, Ryu D et al. Key factors influencing differences in stream water quality across space. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 2018, 5(1): e1260. DOI: 10.1002/wat2.1260.

[8] Guo DL, Lintern A, Webb J A et al. Key factors affecting temporal variability in stream water quality. Water Resources Research, 2019, 55(1): 112-129. DOI: 10.1029/2018WR023370.

[9] Li SY, Gu S, Liu WZ et al. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. Catena, 2008, 75(2): 216-222. DOI: 10.1016/j.catena.2008.06.005.

[10] Teixeira Z, Teixeira H, Marques JC. Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: Implications on water quality. Science of the Total Environment, 2014, 470: 1320-1335. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.098.

[11] Zhang Q, Liu R, Zhang J et al. Effects of land use on river water quality under extreme weather in the Three Gorges Reservoir area. Journal of Lake Science, 2019,36(04):1096-1114. [张琼, 刘睿, 张静等.极端天气下三峡库区土地利用对河流水质的多时空尺度影响.湖泊科学,2024,36(04):1096-1114.]

[12] Zhang XD, Han X, Sun CS et al. Effects of land use on water quality in Wuding River and Yanhe River basins at different temporal and spatial scales. Environmental Science,2024, 45(08):4540-4552. [张旭达, 韩谞, 孙长顺等.无定河及延河流域不同时空尺度下土地利用对水质的影响.环境科学,2024, 45(08):4540-4552.]

[13] Wang YB, Junaid M, Deng JY et al. Effects of land-use patterns on seasonal water quality at multiple spatial scales in the Jialing River, Chongqing, China. Catena, 2024, 234: 107646. DOI10.1016/j.catena.2023.107646.

[14] Wu JH, Lu J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream water quality and their seasonal changes. Water Research, 2021, 191: 116811. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116811.

[15] Zhang F, Chen Y, Wang WW et al. Impact of land-use/land-cover and landscape pattern on seasonal in-stream water quality in small watersheds. Journal of Cleaner Production, 2022, 357: 131907. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.131907.

[16] Gu Y, Zhang PJ, Qin FY et al. The influence of landscape pattern evolution on river water quality: A case study of Nanfeihe River in Chaohu Basin. Journal of Lake Science, 2024, 36(06): 1769-1781. [顾洋, 张平究, 秦风约等. 流域景观格局演变对河流水质的影响——以巢湖流域南淝河为例. 湖泊科学, 2024, 36(06): 1769-1781.]

[17] Cheng X, Song JP, Yan JZ. Influences of landscape pattern on water quality at multiple scales in an agricultural basin of western China. Environmental Pollution, 2023, 319: 120986. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120986.

[18] Zhang HS, Jiao YM, Chen F et al. Multi-scale effects of human activity intensity on water quality in nine plateau lake basins in Yunnan Province. Journal of Lake Science, 2024, 36(02): 430-442. [张洪森, 角媛梅, 陈凡等. 云南九大高原湖泊流域人类活动强度对水质的多尺度影响. 湖泊科学, 2024, 36(02): 430-442.]

[19] Julian JP, De BM, Owsley B et al. River water quality changes in New Zealand over 26 years: response to land use intensity. Hydrology and Earth System Sciences, 2017, 21(2): 1149-1171. DOI: 10.5194/hess-21-1149-2017.

[20] Xu QY, Yan TZ, Wang CY et al. Managing landscape patterns at the riparian zone and sub-basin scale is equally important for water quality protection. Water Research, 2023, 229: 119280. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119280.

[21] Mainali J, Chang H, Chun Y. A review of spatial statistical approaches to modeling water quality. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 2019, 43(6): 801-826. DOI: 10.1177/0309133319852003.

[22] Xiao HB, Su RL, Luo Y et al. Effects of land cover patterns on pond water nitrogen and phosphorus concentrations in a small agricultural watershed in Central China. Catena, 2024, 237: 107800. DOI: 10.1016/j.catena.2023.107800.

[23] W ang YB, Junaid M, Deng JY et al. Effects of land-use patterns on seasonal water quality at multiple spatial scales in the Jialing River, Chongqing, China. Catena, 2024, 234: 107646. DOI: 10.1016/j.catena.2023.107646.

[24] Zhang J, Li SY, Dong RZ et al. Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: A case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. Journal of Cleaner Production, 2019, 206: 76-85. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.09.179.

[25] Wang H, Xiong X, Wang K et al. The effects of land use on water quality of alpine rivers: A case study in Qilian Mountain, China. Science of the total environment, 2023, 875: 162696. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162696.

[26] Xu S, Li SL, Zhong J et al. Spatial scale effects of the variable relationships between landscape pattern and water quality: Example from an agricultural karst river basin, Southwestern China. Agriculture Ecosystems & Environment, 2020, 300: 106999. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106999.

[27] Zhu JY, Peng SY, Shen XJ et al. Multiple scale impacts of land use intensity on water quality in the Chishui river source area. Ecological Indicators, 2024, 166: 112396. DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.112396.

[28] Zhang XD, Wang X D, Zhou Z X et al. Spatial Quantitative Model of Human Activity Disturbance Intensity and Land Use Intensity Based on GF-6 Image, Empirical Study in Southwest Mountainous County, China. Remote Sensing, 2022, 14(18): 4574. DOI: 10.3390/rs14184574.

[29] Zhuang DF and Liu JY. Research on regional differentiation model of land use degree in China. Journal of Natural Resources, 1997, (02): 10-16.[庄大方, 刘纪远. 中国土地利用程度的区域分异模型研究. 自然资源学报, 1997, (02): 10-16.]

[30] Xu EQ, Zhang HQ. Aggregating land use quantity and intensity to link water quality in upper catchment of Miyun Reservoir. Ecological Indicators, 2016, 66: 329-339. DOI:10.1016/j.ecolind.2016.02.002.

[31] Li N, Han WZ, Shen MN et al. Agricultural non-point source pollution load estimation in reservoir catchment area based on output coefficient model. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(08): 224-230. [李娜, 韩维峥, 沈梦楠等. 基于输出系数模型的水库汇水区农业面源污染负荷估算. 农业工程学报, 2016, 32(08): 224-230.]

[32] Li YN, Zhang BL, Qin SY et al. Study and application of canopy density and its determination method. World Forestry Research,2008,(01):40-46. [李永宁,张宾兰,秦淑英等.郁闭度及其测定方法研究与应用.世界林业研究,2008,(01):40-46.]

[33] Oksanen J. Vegan: community ecology package. http://vegan r-forge r-project org/, 2010.

[34] Breiman L. Random forests. Machine learning, 2001, 45: 5-32.

[35] Peng S Y, Li S H. Scale relationship between landscape pattern and water quality in different pollution source areas: A case study of the Fuxian Lake watershed, China. Ecological Indicators, 2021, 121: 107136. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.107136.

[36] Wu AP, Ma CZ, Huo SL et al. Influence of riparian landscape pattern on river water quality in Miyun Reservoir basin. Acta

Geographica Sinica, 2019,80(03):724-741. [吴艾璞,马春子,霍守亮等.河岸带景观格局对密云水库流域河流水质的影响.地理学报,2025,80(03):724-741.]

[37] Wang W, Yang P, Xia J et al. Impact of land use on water quality in buffer zones at different scales in the Poyang Lake, middle reaches of the Yangtze River basin[J]. Science of the Total Environment, 2023, 896: 165161. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.165161.

[38] Wang L, Han X, Zhang Y et al. Impacts of land uses on spatio-temporal variations of seasonal water quality in a regulated river basin, Huai River, China. Science of the Total Environment, 2023, 857(Pt 2): 159584. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159584.

[39] Xiao HB, Jiang MD, Su RL et al. Fertilization intensities at the buffer zones of ponds regulate nitrogen and phosphorus pollution in an agricultural watershed. Water Research, 2024, 250: 121033. DOI: 10.1016/j.watres.2023.121033.

[40] Song Y, Song XD, Shao GF et al. Effects of land use on stream water quality in the rapidly urbanized areas: A multiscale analysis. Water, 2020, 12(4): 1123. DOI: 10.3390/w12041123.

[41] Bernhardt ES, Band LE, Walsh CJ et al. Understanding, managing, and minimizing urban impacts on surface water nitrogen loading. Annals of the New York Academy of Sciences, 2008, 1134(1): 61-96. DOI: 10.1196/annals.1439.014.

[42] Basu NB, Van MK, Byrnes DK et al. Managing nitrogen legacies to accelerate water quality improvement. Nature Geoscience, 2022, 15(2): 97-105. DOI: 10.1038/s41561-021-00889-9.

[43] Liu Y, Wang P, Gojenko B et al. A review of water pollution arising from agriculture and mining activities in Central Asia: Facts, causes and effects. Environmental Pollution, 2021, 291: 118209. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118209.

[44] Badrzadeh N, Samani JM, Mazaheri M et al. Evaluation of management practices on agricultural nonpoint source pollution discharges into the rivers under climate change effects. Science of the Total Environment, 2022, 838: 156643. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156643.

[45] Turunen J, Markkula J, Rajakallio M et al. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. Science of the Total Environment, 2019, 649: 495-503.

[46] Shah N W, Baillie B R, Bishop K et al. The effects of forest management on water quality. Forest Ecology and Management, 2022, 522: 120397. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120397.

[47] Li K, Chi GQ, Wang L et al. Identifying the critical riparian buffer zone with the strongest linkage between landscape characteristics and surface water quality. Ecological Indicators, 2018, 93: 741-752. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.05.030.

[48] Shen ZY, Hou XS, 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. Ecological Indicators, 2015, 48: 417-427. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.08.019.

[49] Li YY, Wang H, Deng YQ et al. How climate change and land-use evolution relates to the non-point source pollution in a typical watershed of China. Science of The Total Environment, 2022, 839: 156375. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156375.

[50] Council NR, Earth DO, Studies L et al. Riparian areas: functions and strategies for management. National Academies Press, 2002.

[51] Kuglerová L, Ågren A, Jansson R et al. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. Forest Ecology and Management, 2014, 334: 74-84. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.08.033.

[52] Huang L, Chen XH, Yuan Z et al. Impact of Landscape Patterns on Water Quality in Urbanized Rivers at Characteristic Scale: A Case of Pearl River Delta, China. Environmental Management, 2024, 74(4): 715-728. DOI: 10.1007/s00267-024-02017-w.

[53] Xu HX, Tan XX, Liang J et al. Impact of agricultural non-point source pollution on river water quality: evidence from China. Frontiers in Ecology and Evolution, 2022, 10: 858822. DOI: 10.3389/fevo.2022.858822.

[54] Wang SH, Wang YQ, Wang YJ et al. Assessment of influencing factors on non-point source pollution critical source areas in an agricultural watershed. Ecological Indicators, 2022, 141: 109084. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109084.

[55] De MK, Taniwaki RH, De PF et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. Journal of Environmental Management, 2020, 270: 110879. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110879.