

基于GIS的土地利用类型及其对水源地敏感脆弱性评价

——以成都市水源地为例

高进长, 邱 诚, 李强林, 高宏星

成都工业学院材料与环境工程学院, 四川 成都

收稿日期: 2025年10月3日; 录用日期: 2025年10月30日; 发布日期: 2025年11月7日

摘 要

为保障成都市饮用水安全与明确生态保护重点, 本研究以成都市主要水源地 - 柏条河、徐堰河流域为研究区, 基于ArcGIS平台, 利用2014~2018年地理国情数据, 从土地利用类型的视角构建了水源地敏感脆弱性评价体系, 并对2014~2018年间的土地利用动态及其生态效应进行了分析。结果表明: (1) 研究区土地利用结构发生显著转变, 呈现出“城镇扩张、生态退缩”的总体特征, 建设用地面积增加15.19 km², 而林地、园地分别减少8.41 km²和14.96 km²; (2) 农业用地与园林绿地均出现结构性退化, 表现为大面积完整地块减少而小地块增多, 加剧了面源污染风险与生态功能的不稳定性; (3) 研究区被划分为高度、中度与轻度三个脆弱性等级, 其在空间上呈“廊道 - 外围 - 斑块”式分布, 高度敏感脆弱区(面积1186 km²)集中分布于河道水系沿线, 是水源保护的核心廊道。土地利用变化, 尤其是建设用地向河岸带逼近, 是导致水源地脆弱性升高的关键驱动因素。本研究为超越传统保护区划分模式、实施精准化的空间管控提供了科学依据, 对协调城市发展与水源保护具有重要实践价值。

关键词

水源地, 敏感脆弱性, 土地利用变化, GIS, 成都市

Assessment of Land Use Types and Their Impact on Water Source Sensitivity and Vulnerability Area Based on GIS

—A Case Study of Water Source Areas in Chengdu

Jinzhang Gao, Cheng Qiu, Qianglin Li, Hongxing Gao

School of Materials and Environmental Engineering, Chengdu Technological University, Chengdu Sichuan

Received: October 3, 2025; accepted: October 30, 2025; published: November 7, 2025

Abstract

To ensure drinking water safety and identify key ecological conservation priorities in Chengdu, this study conducted a preliminary assessment of the sensitivity and vulnerability of the city's major water sources- the Baitiao River and Xuyan River watersheds. Utilizing ArcGIS platform and land use data from 2014 to 2018, an evaluation system was developed from the perspective of land use types. The dynamics of land use changes and their ecological effects during this period were analyzed. The results indicate that: (1) Significant land use transformation occurred in the study area, characterized overall by "urban expansion and ecological retreat," with construction land increasing by 15.19 km², while forest land and garden plots decreased by 8.41 km² and 14.96 km², respectively; (2) Both agricultural land and landscape green space underwent structural degradation, manifested as a reduction in large, contiguous patches and an increase in smaller patches, thereby exacerbating non-point source pollution risks and ecological instability; (3) The study area was classified into three vulnerability levels: high, medium, and low, exhibiting a "corridor-buffer-patch" spatial pattern. The highly sensitive and vulnerable areas (approximately 1186 km²) were primarily concentrated along the river channels, forming the core ecological corridor for water source protection. Land use change, particularly the encroachment of construction land towards the riparian zones, was identified as the key driving factor increasing the vulnerability of the water sources. This research provides a scientific basis for transcending traditional protection zone delineation and implementing precise spatial regulation, offering significant practical value for balancing urban development and water source conservation.

Keywords

Water Source Area, Sensitivity and Vulnerability, Land Use Change, GIS, Chengdu City

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

水源地脆弱敏感区是指极易受自然灾害与人类不当开发活动影响,并对水源地水质产生负面效应的区域[1][2]。随着社会经济的快速发展,建设用地过快扩张、植被资源破坏等问题日益突出,导致各类污染源增加,污染物更易直接或间接进入水体,致使水污染事件频发,对水源安全构成严重威胁[3]。因此,控制水源地脆弱敏感区内的人类活动及开展环境保护,对于维护区域生态服务功能、防治水污染和防灾减灾具有关键作用,也是当今生态保护和生态文明建设的重要内容之一[4]。生态敏感性分析与评价是生态系统研究的重要工具,对一个区域生态敏感性的深入分析和合理评价,其成果能为区域规划与环境保护策略的制定提供科学支撑[5]。脆弱的生态环境通常表现出抗干扰能力低、受损后自恢复能力差等特征,群落物种组成和生产波动性大,易发生退化,地质构造、地貌特征、气候状况、水资源条件、植被覆盖情况、人类活动强度等多重因子的综合干扰[6]。然而,由于区域环境差异显著,目前尚未形成统一的敏感脆弱性评价指标体系。例如,欧阳志云等在中国生态环境敏感性研究中重点关注了气候、地形、土壤和地表覆盖等因子[1];秦贤宏等对广西钦州市生态敏感区综合评价时构建了“地”、“水”、“绿”指标体系,并细化为断裂构造、地形起伏、地质灾害、饮用水源保护、水体功能和水质保护、洪涝灾害、植被覆盖、农业生产

和生物多样性保护 9 个评价因子[7]。侯志华[5]在市域尺度上构建了包含“地、水、林、人”的评价体系,筛选坡度、水体、植被覆盖指数、生态保护区、土地利用类型 5 项生态敏感因子。

在管理实践中,我国现行河道型水源地保护区的划分方法,主要侧重于划定固定的陆域和水域保护范围,对污染源与环境风险源的时空分布考虑不足,导致监管强度有限。因此,开展水源地脆弱敏感性评价,科学掌握其对外界胁迫的抵抗与恢复能力,反映了自然环境对人类干扰的敏感性,为维持生态环境的持续发展,减轻外界因素对水源地的不利影响,自然资源面临的威胁在急速加剧,对于优化管理策略、减轻人类活动负面影响、保障生态环境可持续发展具有重要意义[8][9]。

本研究以 GIS 为技术平台,整合遥感影像与实地调查数据,重点从土地利用类型的视角,构建了一套适用于河道型水源地的敏感脆弱区初步划分方法,旨在明确重点监管区域,协调保护与发展的矛盾,为我国水源地精细化治理提供借鉴。

2. 研究区概况

柏条河与徐堰河是成都市主要的饮用水源河道,并称“成都市母亲河”。其水源来自岷江上游,流经都江堰水利工程,经鱼嘴分水、宝瓶口引流后,分别进入柏条河与徐堰河(图 1)。柏条河系都江堰内江水系干渠之一,起于都江堰市蒲柏闸,流经郫都区,于石堤堰与徐堰河汇合。河道全长 44.8 km,流域面积 258 km²。其进水口多年平均流量为 41.5 m³/s,年径流量达 11.76 亿 m³。徐堰河为都江堰内江四大干渠之一的走马河的支渠,属人工开凿河道,全长 27.5 km,流经郫都区安德镇、新民场镇、三道堰镇等地,最终于石堤堰汇入柏条河。

本研究区范围为以两条河道为核心的周边区域(图 1 中红色框线所示),总面积约 1167.09 km²。该区位于四川盆地西部边缘,地势西北高、东南低,属成都平原区,平均海拔约 773 米。丰水期研究表明,区内河道总长达 1524.4 km,最大河宽 0.43 km,河道总水域面积约 18.96 km²。成都市自来水六厂与七厂均从此取水,其中水六厂年取水量约 5.17 亿吨,水七厂年取水量约 1.83 亿吨,共同承担了成都市约 85% 的供水量。因此,柏条河与徐堰河水源地的生态安全,直接关系到约 1600 万市民的饮用水保障,其敏感性与脆弱性评价具有极其重要的现实意义。

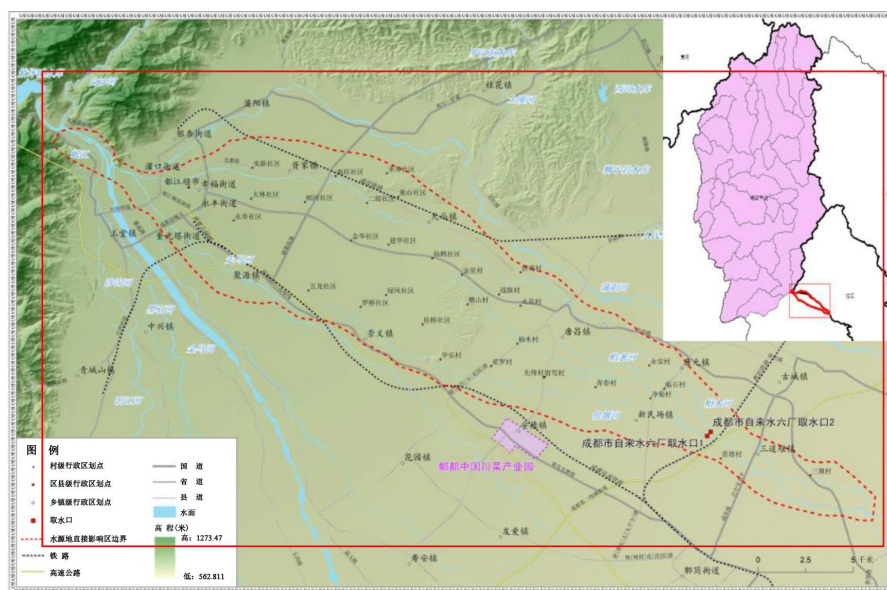


Figure 1. Overview of water source area in Chengdu City
图 1. 成都市水源地区域概况

3. 数据来源与评价方法

3.1. 数据来源

本研究所需的基础地理数据主要来源于 2015~2018 年的地理国情监测数据。该数据集基于优于 1 米分辨率的国产高分遥感影像，并辅以实地外业调查验证生成，具有较高的现势性与准确性。收集的数据图层主要包括：土地利用、水环境功能区划、地形地貌、土壤侵蚀强度、以及开发建设活动分布等。应用 ArcGIS-10.6 软件平台，进行坐标统一、格式转换与边界裁剪等预处理，形成标准化的基础数据库，以确保后续空间分析的一致性。

3.2. 评价方法

从空间角度识别水源地的敏感脆弱区域，根据不同的土地利用类型因其生态功能、人类活动强度及对污染的“源-汇”效应不同，对水源地脆弱性的贡献存在显著差异。对研究区的土地利用数据进行重分类与专家研判，确定其对水源地脆弱性的影响等级。应用 ArcGIS 10.6 的空间分析功能，将各土地利用图斑按其赋予的脆弱性等级进行可视化与制图，直观地揭示研究区内敏感脆弱区的空间分布格局。

为使评价结果更为精细和可靠，本研究在土地利用类型的基础上，进一步整合了地形、土壤和邻近性等关键因子，构建了一个水源地敏感脆弱性综合评价指数(Comprehensive Vulnerability Index, CVI)。模型构建步骤简述如下：(1) 评价因子选择与标准化，选取水源地脆弱性有显著影响的因子。(2) 权重确定：采用层次分析法，通过专家咨询构建判断矩阵，计算各因子的权重。(3) 加权叠加分析：应用 ArcGIS 的栅格计算器，将标准化后的各因子图层与其权重进行加权求和，计算每个栅格单元的综合脆弱性指数(CVI)。(4) 脆弱性等级划分：采用自然断点法将计算得到的 CVI 值划分为 3 个等级：高度脆弱性、中度脆弱性及轻度脆弱性三个脆弱性等级，生成综合评价下的脆弱性空间分布图。

4. 研究区 2014~2018 年土地利用变化特征分析

4.1. 土地利用面积变化总体特征

研究区 2014 年耕地为 307.40 km²，2018 年耕地增加到 309.03 km²，增加了 1.64 km²；2014 年园地由 302.19 km² 减少到 2018 年的 287.24 km²，减少了 14.96 km²；2014 年林地由 246.00 km² 减少到 2018 年的 237.59 km²，减少了 8.41 km²；2014 年草地由 52.75 km² 增加到 2018 年的 58.29 km²，增加了 5.54 km²。综上所述，2014~2018 年间，研究区土地利用结构发生了显著转变(表 1 和图 2)。总体来看，建设用地、耕地、草地及水域面积均有增加，其中建设用地扩张最为迅猛，净增 15.19 km²；耕地与草地的增加量分别为 1.64 km² 与 5.54 km²；水域面积小幅增加了 1.34 km²。与之相反，园地与林地面积则呈减少趋势，分别减少了 14.96 km² 与 8.41 km²。

这一变化格局清晰地揭示了研究期内两个主要趋势：其一，城镇化工矿建设用地的大规模扩张，是主导区域土地利用变化的核心驱动力；其二，部分生态用地(如林地)被占用，而草地面积的增长可能源于生态恢复或土地利用类型的自然转化，其具体驱动机制需进一步探究。

Table 1. Change characteristics of land use area between 2014 and 2018

表 1. 2014 年与 2018 年土地利用类型面积变化特征

土地利用类型	2014 年面积(km ²)	面积占比(%)	2018 年面积(km ²)	面积占比(%)	变化面积(km ²)
耕地	307.4	26.34%	309.03	26.48%	1.64
园地	302.19	25.89%	287.24	24.61%	-14.96
林地	246	21.08%	237.59	20.36%	-8.41

续表

草地	52.75	4.52%	58.29	4.99%	5.54
建设用地	233.35	19.99%	248.54	21.30%	15.19
水域	19.81	1.70%	21.15	1.81%	1.34
其他土地	5.6	0.48%	5.26	0.45%	-0.34
合计	1167.1	100.00%	1167.1	100.00%	-

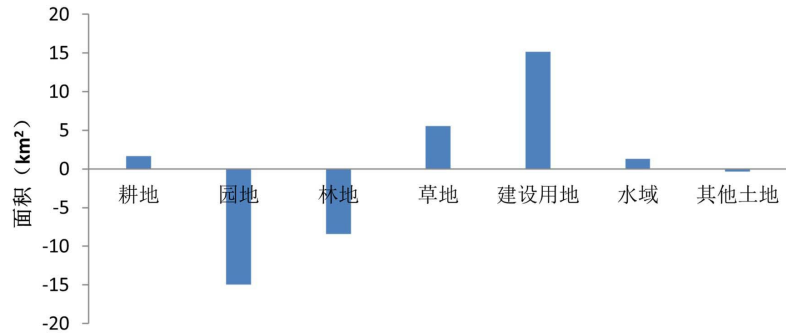


Figure 2. Change in land use type area between 2014 and 2018
图 2. 2014 年与 2018 年土地利用类型面积变化

4.2. 农业用地结构变化特征

将耕地与园地统一视作农业用地进行分析，其 2014~2018 年间变化呈现出“总量缩减、结构破碎化”的鲜明特征(表 2，图 3)。从总量上看，研究区农业用地总面积由 2014 年的 609.38 km² 减少至 2018 年的 596.07 km²，净减少 13.31 km²，降幅为 2.19%。然而，与此趋势相反，农业用地地块的总数量却从 8101 个增加至 9175 个，表明土地利用的集约度在下降。

大规模地块(>1 公顷)的面积显著减少，由 519.68 km² 降至 499.50 km²，减少了 3.88%，其在农业用地中的主导地位被削弱；中小规模地块的面积则同步扩张，其中，0.5~1 公顷地块面积由 34.09 km² 增至 38.39 km²，增幅达 12.62%；<0.5 公顷的小地块面积由 55.62 km² 增至 58.18 km²，增幅为 4.60%。

综上所述，研究期内农业用地不仅总面积流失，其内部空间结构更发生了显著的破碎化演变。具体表现为：承担规模化生产主体功能的大块农业用地被分割、占用，而中小地块的数量与面积均呈增长态势。这种破碎化趋势可能加剧农业生产的管理难度，并潜在提升了面源污染的风险与防控复杂性。

Table 2. Change characteristics of agricultural land between 2014 and 2018
表 2. 2014 年与 2018 年农业用地变化特征

时间	项目	数据	项目	数据
2014 年农业用地	总面积/km ²	609.38	5000~10000m ² 面积/km ²	3408.66
	地点位数/个	47271	5000~10000m ² 地点位数/个	4835
	10000m ² 以上面积/km ²	519.68	5000 以下面积/km ²	55.62
	10000m ² 以上地点位数/个	8101	5000 以下地点位数/个	34335
	面积最大/km ²	3.05		
2018 年农业用地	总面积/km ²	596.07	5000~10000m ² 面积/km ²	38.39
	地点位数/个	49571	5000~10000m ² 地点位数/个	5444
	10000m ² 以上面积/km ²	499.50	5000 以下面积/km ²	58.18
	10000m ² 以上地点位数/个	9175	5000 以下地点位数/个	34952
	面积最大/km ²	2.74		

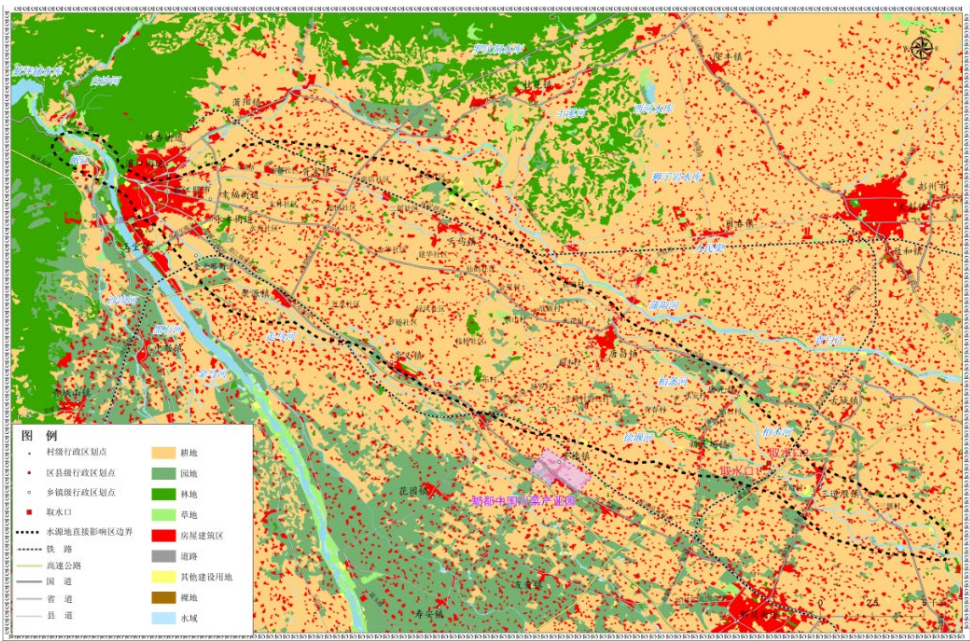


Figure 3. Land use type map around water source area in Chengdu City
图 3. 成都市水源地周边土地利用类型图

4.3. 园林绿地结构变化特征

将林地与草地合并视为园林绿地进行分析，其在 2014~2018 年间的变化呈现出“总量稳定但结构失衡”的特征(表 3，图 3)。从总体上看，研究区园林绿地总面积从 2014 年的 298.64 km² 略微减少至 2018 年的 295.77 km²，净减少 2.87 km²，降幅为 0.96%。与此同时，园林绿地的地块总数量从 4324 个小幅减少至 4300 个。从不同规模等级的地块结构来看，其变化趋势存在显著差异：大型绿地板块(>1 公顷)面积由 220.73 km² 减少至 216.03 km²，降幅为 2.13%，是导致园林绿地总面积减少的主要原因。中小型绿地斑块面积则有所增加：0.5~1 公顷等级的地块面积由 32.51 km² 增至 33.63 km²，增幅为 3.46%；<0.5 公顷的零星地块面积由 45.41 km² 增至 46.11 km²，增幅为 1.54%。

综合分析表明，研究期内园林绿地系统的变化不仅体现在总面积的小幅流失，更关键的是其内部结构发生了不利于生态功能稳定的转变。承担核心生态功能的大型、完整绿地板块被侵蚀和割裂，而生态效益相对有限的中小型、零星斑块占比增加。这种结构性变化可能削弱区域生态系统的连通性与稳定性，并对水源涵养能力产生潜在的负面影响。

Table 3. Change characteristics of landscape green space between 2014 and 2018
表 3. 2014 年与 2018 年园林绿地变化特征

时间	项目	数据	项目	数据
2014 年	园林绿地总面积/km ²	298.64	园林绿地 5000~10000 m ² 面积/km ²	32.51
	园林绿地点位个数/个	34406	园林绿地 5000~10000 m ² 点位个数/个	4659
	园林绿地 10000 m ² 以上面积/km ²	220.73	园林绿地 5000 以下 面积/km ²	45.41
	园林绿地 10000m ² 以上 点位个数/个	4324	园林绿地 5000 以下 点位个数/个	25423
	园林绿地面积最大/km ²	15.69		

续表

2018 年	园林绿地总面积/km ²	295.77	园林绿地 5000~10000 m ² 面积/km ²	33.63
	园林绿地点位个数/个	35376	园林绿地 5000~10000 m ² 点位个数/个	4810
	园林绿地 10000 m ² 以上面积/km ²	216.03	园林绿地 5000 以下 面积/km ²	46.11
	园林绿地 10000 m ² 以上 点位个数/个	4300	园林绿地 5000 以下 点位个数/个	26266
	园林绿地面积最大/km ²	14.82		

4.4. 建设用地变化特征

本研究将房屋建筑区、道路及其他构筑物统一界定为建设用地(即不透水地表), 以此分析 2014~2018 年间人类活动空间的扩张特征。结果显示, 建设用地呈现出“总量持续扩张与结构日益复杂”的显著趋势。

从总量上看, 建设用地总面积由 2014 年的 233.35 km² 增至 2018 年的 248.46 km², 净增 15.19 km², 增幅达 6.51%。地块总数量从 79819 个增至 82123 个, 表明开发活动在空间上更为密集和广泛。至 2018 年, 研究区内已形成约 1589 处城镇居民小区、1164 处工矿企业与单位院落, 仅房屋建筑区的总面积便已达 148.49 km², 构成了建设用地的主体(表 4)。

从地块规模结构分析, 各等级建设用地均呈增长态势, 但大型地块的引领作用突出: 大型地块(>1 公顷) 面积由 134.86 km² 增长至 145.49 km², 增幅为 7.89%, 其增长是建设用地总量扩张的主要贡献者, 反映了成片开发的建设模式。中小型地块同样活跃, 5000~10000 m² 及 5000 m² 以下等级的土地, 其面积与点位个数均有不同程度增加, 体现了填充式开发和基础设施网络的蔓延。

综上所述, 研究期内建设用地的快速扩张直接侵占了周边的农业与生态用地, 是导致区域土地利用格局变化的最核心驱动力。大规模地块的增长主导了面积总量的提升, 而中小地块数量的同步增加则预示着建设用地的空间形态正趋于密集与复杂。不透水面的显著增加, 将直接改变区域产汇流条件, 加剧面源污染风险, 从而对下游水源地的水质安全构成持续压力。

Table 4. Change characteristics of construction land between 2014 and 2018

表 4. 2014 年与 2018 年建设用地变化特征

时间	项目	数据	项目	数据
2014 年	建设用地总面积/km ²	233.27	建面 5000~10000 m ² 面积/km ²	26.91
	建设用地点位个数/个	79819	建面 5000~10000 m ² 点位个数/个	3887
	建面 10000 m ² 以上面积/km ²	134.86	建面 5000 m ² 以下 面积/km ²	71.50
	建面 10000 m ² 以上 点位个数/个	3549	建面 5000 以下 点位个数/个	72383
2018 年	建设用地总面积/km ²	248.46	建面 5000~10000 m ² 面积/km ²	28.89
	建设用地点位个数/个	82123	建面 5000~10000 m ² 点位个数/个	4150
	建面 10000 m ² 以上面积/km ²	145.49	建面 5000 m ² 以下 面积/km ²	74.06
	建面 10000 m ² 以上 点位个数/个	3911	建面 5000 以下 点位个数/个	74062

4.5. 土地利用变化的社会经济驱动力分析

研究区土地利用的剧烈转变,是成都平原地区快速城镇化和社会经济发展的一个缩影。主要原因是快速的城镇化与人口集聚,产业结构调整与农业现代化和政策与规划引导。

近些年来,成都市常住人口持续增长,产生了巨大的住房、交通和公共设施需求。根据成都市统计局数据,2014至2018年,全市常住人口增加了约70万人,直接驱动了城市边缘区的土地开发,侵占原有的林地和园地,园地的大幅减少(-14.96 km^2)与建设用地的增加形成鲜明对比,反映了地方经济从第一产业向第二、三产业转型的趋势。同时,耕地面积的微弱增加和内部结构的破碎化,可能与农业经营模式的转变有关,如从规模化经营向更具市场响应能力的、多样化但分散的家庭农场或观光农业转变,另外,建设用地的空间扩张,也可能导致了“城镇扩张、生态退缩”的总体格局。

5. 水源地敏感脆弱区综合评价

基于不同土地利用类型对水源地生态环境的影响机制,本研究构建了敏感脆弱性评价等级体系,将研究区划分为高度、中度及轻度三个脆弱性等级(图4)。从空间分布上看(图4),不同等级的脆弱区呈现出显著的规律性差异。高度敏感脆弱区呈带状集中分布于柏条河、徐堰河的主干河道及其支流沿线,构成了水源保护的生态核心廊道。中度敏感脆弱区则广泛分布于高度敏感区的外围,与研究区内的主要农业区域高度重合,形成了核心生态功能区的缓冲带。轻度敏感脆弱区广泛分布于研究区的岷江上游地区,在研究区内主要以斑块形式(城镇、工矿等建设用地)镶嵌。

将脆弱性评价结果与2014~2018年的土地利用动态进行叠加分析,可以揭示人为活动对脆弱性格局的深刻影响。研究期内,最显著的变化是建设用地的快速扩张($+15.19\text{ km}^2$)与林地、园地等生态用地的相应减少。这一“城镇扩张、生态退缩”的趋势,直接导致了两个关键后果:第一,部分原有的中度敏感区(如林地、园地)被转化为轻度敏感区,导致该区域的生态功能永久性丧失,直接削弱了区域整体的水源涵养能力。第二,建设用地的扩张呈现出向河岸带逼近的趋势,不断挤压和割裂高度敏感脆弱区的空间,缩短了污染风险源与敏感水体的距离,极大增加了污染物直接入河的风险。

农业用地虽总面积略有减少,但其内部结构的破碎化趋势(大块地块减少、小块地块增加),可能加剧了农业面源污染控制的难度,从而维持甚至提升了中度敏感脆弱区的潜在环境风险。研究区水源地保护面临的核心压力来自于城镇扩张所引致的生态空间被侵占与割裂。因此,未来的管理策略应超越传统保护区的固定边界,从生态功能的本质出发,实施更具针对性的空间管控措施。

对于高度敏感脆弱区,应作为生态红线区的核心,严格执行最严格的空间准入,禁止任何形式的开发建设活动,并重点推进河岸带生态修复与植被缓冲带建设。对于中度敏感脆弱区,应作为面源污染控制的重点区域,大力推行生态农业,减少化肥农药施用量,并在关键区位建设生态拦截沟、渗滤池等工程设施,以有效阻隔污染物进入水系,中度敏感脆弱区对核心生态系统有一定的缓冲和保护意义。对于轻度敏感脆弱区,尽管其直接影响较轻,但应作为环境风险源的重点监管对象,需要对岷江上游进行重点生态保护,加强对工矿企业及城镇雨污管网的监管,防范突发性污染事件,并积极推广海绵城市建设理念,从源头减少径流污染。

轻度敏感脆弱区,还包括广泛分布于岷江上游地区,在研究区内主要以斑块形式镶嵌,与城镇、工矿等建设用地的分布一致。这些地区山高坡陡,植被覆盖较好,部分被划为生态保护区,受多种敏感类型的影响,具有很高的生态价值,这些地区应以生态保护为主要目的,加强对各类开发建设活动的管控,尽量减少人类会对其产生危害的行为。因为没有受到人类开发建设活动的强烈影响,具有一定的地表植被种类、植物群落类型多样、植被覆盖度较高、生态环境保护较好的环境特征。但是,在整体上,水源涵养功能重要性中等的草地生态系统和森林生态系统,当主坡度大的地区水土流失敏感性明显增高,顺着

山坡容易发生水土流失，保护地表植被是减少水土流失的关键，保持并提高水源供给能力。

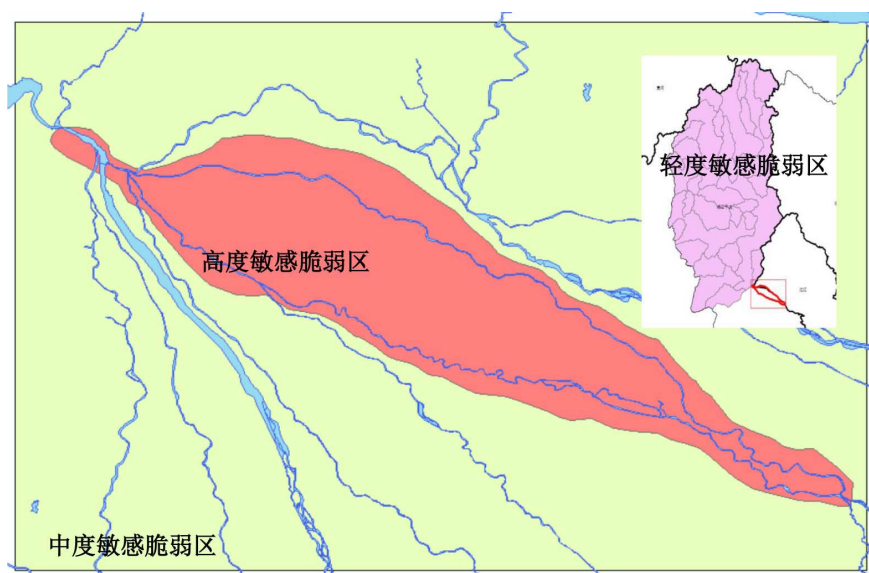


Figure 4. Preliminary division of sensitive area of water source area
图 4. 水源地敏感区域初步划分

本文揭示的建设用地扩张(5年间增加 15.19 km², 增幅 6.51%)和生态用地退缩趋势, 与国内许多大城市水源地面临的压力相一致。例如, 对北京密云水库[10]和深圳水库流域[11]的研究同样指出, 城镇用地的蔓延是威胁水源安全的首要因素。然而, 本研究区独特平原地区河道型水库, 使得园地和高质量耕地的流失尤为显著, 这区别于以山地林地为主的密云水库区和高度城市化的深圳水库区。因此, 对于兼具高度生态价值与农业发展传统的区域, 水源地保护必须统筹考虑基本农田保护与生态修复的双重目标, 严格执行生态保护红线, 限制河岸带开发, 大幅提升生态用地比例。

本评价结果, 尝试从“一刀切”的距离管控向“问题导向、功能分区”的空间精准管控转变。识别出的高度敏感脆弱区与国土空间规划中的“生态保护红线”核心区域高度吻合, 应作为不可逾越的生命线严格管护。因此, 将水源地保护要求实质性纳入国土空间规划“一张图”提供了可操作的技术路径。

6. 结论

本研究以成都市柏条河、徐堰河水源地为案例, 基于 ArcGIS 平台, 通过解译土地利用类型及其动态变化, 对水源地生态敏感脆弱性进行了初步评价, 旨在为区域水源保护与空间管控提供科学依据。明确了敏感脆弱区的空间分异格局, 成功识别出以河道水系为核心的高度敏感脆弱区、以农业用地为主体的中度敏感脆弱区以及以岷江上游地区和建设用地为代表的轻度敏感脆弱区, 并精确量化了其空间分布与面积, 揭示了“廊道-外围-斑块”式的空间结构特征。揭示了土地利用变化对脆弱性的驱动机制, 2014~2018 年间建设用地的快速扩张和生态用地的相应减少是导致水源地整体脆弱性升高的关键人为驱动因素。同时, 农业用地呈现的破碎化趋势, 增加了面源污染的控制难度与环境管理的复杂性。本评价结果能够帮助管理部门超越传统保护区划定的距离限制, 从生态功能敏感性的本质出发, 识别出需要优先保护和重点监管的关键区位, 为实现从“一刀切”式管理向“问题导向、重点突出”的精准化治理转变提供了直接依据。

综上所述, 基于土地利用类型的 GIS 空间分析, 是一种高效、实用的水源地敏感脆弱性初步评价方

法。然而,本研究仍存在一定局限性,未充分考虑气候气象、地质灾害等潜在影响因子,且评价因子的敏感度分级具有一定主观性。未来的研究可在此基础上,集成更多自然与人为因子,构建更为综合的评价模型。总体而言,本研究成果对于保障城市饮用水安全、协调区域发展与环境保护关系具有重要的实践价值。

基金项目

校博士基金项目(175059)和大创项目(239506)。

参考文献

- [1] 欧阳志云,王效科,苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究[J]. 生态学报, 2000(1): 10-13.
- [2] 欧阳志云,郑华,高吉喜,等. 区域生态环境质量评价与生态功能区划[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [3] 黄心怡,赵小敏,郭熙,江叶枫,赖夏华. 基于生态系统服务功能和生态敏感性的自然生态空间管制分区研究[J]. 生态学报, 2020, 40(3): 1065-1076.
- [4] 曾菊新. 基于生态空间管治的湖北省齐岳山区发展研究[J]. 华中师范大学学报(自然科学版), 2015, 49(5): 786-791.
- [5] 侯志华,马义娟,贾宇平. 太原市域生态敏感性综合评价[J]. 生态科学, 2018, 37(4): 204-210.
- [6] 马真臻,王忠静,顾艳玲,等. 中国西北干旱区自然保护区生态脆弱性评价——以甘肃西湖、苏干湖自然保护区为例[J]. 中国沙漠, 2015, 35(1): 253-259.
- [7] Qin, X.H. (2015) Eco-Sensitivity Assessment and Protection Policy in a Complex Geomorphic Region in China. *Journal of Resources and Ecology*, 6, 44-51. <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2015.01.006>
- [8] 蒙古军,王腊春. 贵州普定后寨河流域岩溶生态脆弱性的模糊综合评价[J]. 四川环境, 2007, 26(3): 62-66.
- [9] 刘振乾,刘红玉,吕宪国. 三江平原湿地生态脆弱性研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(2): 241-244.
- [10] 张薇,王凤春,万虹麟,等. 基于 In VEST 模型的土壤保持服务时空变化及其影响因素分析——以密云水库上游流域河北张承地区为例[J]. 地球物理学进展, 2022, 37(6): 2339-2350.
- [11] 吴健生,张茜,曹祺文. 快速城市化地区湿地生态安全评价——以深圳市为例[J]. 湿地科学, 2017, 15(3): 321-328.