

祁连山东部冰沟河流域景观格局与河流水化学特征关系

周俊菊¹ 向 鹏^{1*} 王兰英² 种国双^{3,4*} 朱国锋¹ 魏 伟¹ 冯 炜¹ 黄美华¹

(¹西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070; ²中国 21 世纪议程管理中心, 北京 100381; ³中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100049; ⁴中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要 以 2016 年 9 月冰沟河流域的土地利用数据和河流水化学数据为基础, 以河水采样点为中心分别建立三种尺度的缓冲区, 运用 Fragstats 4.2 软件计算景观指数, 再采用冗余分析方法分析不同尺度下的景观格局与水化学特征关系。结果表明: 流域内不同土地利用/覆被类型对河流水化学特征的影响存在差异, 耕地和建设用地的增加会在一定程度上促使主要水化学元素向河水中汇集, 草地对水化学元素起到固持作用, 水域和荒漠具有稀释作用, 上游地区林地与水化学特征主要表现为正相关关系; 该流域内, 斑块密度、景观分离度和斑块连通性指数在 200 m 和 600 m 尺度下对水化学特征具有较好的指示意义; 1000 m 缓冲区尺度下的面积加权平均斑块分维数及 600 m 尺度下的景观形状指数与水化学特征关系更符合客观规律; 香农多样性指数在中下游 600 m 缓冲区尺度下对水化学特征具有更高的解释度。本研究结果揭示了祁连山区生态水文过程, 为土地的合理利用和景观格局的优化提供了科学依据。

关键词 景观格局; 水化学; 冗余分析; 冰沟河流域

Relationship between landscape pattern and hydrochemical characteristics of Binggou River Basin in eastern Qilian Mountains. ZHOU Jun-ju¹, XIANG Juan^{1*}, WANG Lan-ying², ZHONG Guo-shuang^{3,4*}, ZHU Guo-feng¹, WEI Wei¹, FENG Wei¹, HUANG Mei-hua¹ (¹College of Geography and Environmental Sciences, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China; ²The Administrative Center for China's Agenda 21, Beijing 100381, China; ³State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; ⁴University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China).

Abstract: Based on the data of land use and hydrochemistry of river water in the Binggou River Basin in September 2016, buffers at three scales were established by the center of the water sampling points. The landscape index was calculated by Fragstats 4.2. The relationship between landscape pattern and hydrochemistry at different scales was analyzed by redundant analysis method. The results showed that different land use/cover types had different effects on chemical characteristics of river water. Increased area of farmland and construction land promoted the major chemical elements to be converged into river water. Grassland retained water chemical elements, whereas water area and desert had dilution effects. Forest land was positively related to water chemical characteristics in the upper reaches. Patch density, landscape division index, and patch cohesion index were good indicators for water chemistry at the scale of 200 m and 600 m in the Binggou River Basin. The relationships of the area-weighted patch fractal dimension at 1000 m buffer scale and the landscape shape index at 600 m scale with the water chemistry characteristics accorded with the objective law. The Shannon's diversity index at the 600 m buffer scale in the middle and lower reaches of this basin could better indicate water chemistry characteristics. Our

results revealed the ecological hydrological processes in the Qilian Mountains and thus provide reference for the rational use of land and the optimization of landscape pattern.

Key words: landscape pattern; hydrochemistry; redundancy analysis; Binggou River Basin.

水资源是人类生存和社会发展的基础,水质则在公共卫生、环境保护和农业发展等方面起着关键作用,而水化学特征一定程度上反映了水质状况。景观格局受到气候条件、土壤属性和地形地貌等自然因素和人类活动的综合影响,反过来又影响着流域各种生物地球化学和物理过程(Xiao *et al.*, 2016; 王小平等, 2017),从而深刻影响着河流水化学特征。为了加强水资源的保护和管理,需要对景观格局和河流水化学特征之间的关系进行研究。

自20世纪70年代以来,土地利用/覆被对水质的影响持续受到关注(Rimer *et al.*, 1978)。早期研究主要关注流域内不同土地利用/覆被类型对河流水化学特征的影响(Donohue *et al.*, 2006; 刘阳等, 2008; Bolstad *et al.*, 2010)。不合理的土地利用加剧了营养物向水体的转移(Valle Junior *et al.*, 2014; Pacheco *et al.*, 2016);强烈的农业活动和快速的城市化严重加速了水质的恶化;化肥通过径流进入地表水,使得农业用地覆盖率与水污染呈现显著正相关关系(Tu, 2011);随着城市的扩张,道路、住房和停车场等增加导致径流量的增加,这反过来又为污染物向河流的输送提供了新的途径(Wilson *et al.*, 2010);林地被认为是硝酸盐的净汇(Pacheco *et al.*, 2015)。随着地理信息系统(GIS)技术和景观生态学的快速发展,景观指标成为量化土地利用/覆被配置的有效手段。景观指标能够反映土地利用/覆被类型的空间结构和景观配置,对各种自然或人为因素响应更加敏感,对水质的影响更为直接。吉冬青等(2015)分析了流溪河流域景观空间特征与水质的关系,认为景观破碎度与水质呈显著正相关关系,而景观聚集程度和斑块形状复杂程度与水质呈现负相关性;曹灿等(2018)探讨了艾比湖流域景观格局与河流水质的关系,认为流域内景观格局与水质显著相关,景观破碎度和边界长度与水质的相关性最强。不同尺度下景观格局与河流水化学特征的关系研究一直是研究的重点内容(赵军等, 2011)。在河段、集水区和河岸三个空间尺度内探讨景观变量与河流水质关系的研究较为普遍(Allan, 2004; Ding *et al.*, 2016)。但是,并没有确定在哪种尺度下景观格局与水化学关系最紧密。一些研究表明,整个流域

对于确定人类活动或水质的影响很重要(King *et al.*, 2005; Meneses *et al.*, 2015; Ding *et al.*, 2016),而其他研究发现土地在集水区范围或河岸尺度上的使用更好地解释了水质变化(Sahu *et al.*, 2009; Collins *et al.*, 2013; McMillan *et al.*, 2014)。Buck(2004)对新西兰 South Island 地区的河流水质与景观格局关系进行研究,得出高等级河流水质主要受集水区景观格局影响,低等级河流水质主要受局地景观格局控制的结论。在水化学指标的选取上,一部分研究选取的常规理化指标主要有 pH、COD、BOD、TN、TP 等(查智琴等, 2018; 范志平等, 2018),此类研究重要侧重于对河流水质的反映,其中 pH、TN、TP 的相关性较好;另一部分研究选取的主要是 pH、TDS、SAL 以及 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 HCO_3^- 等主要离子,这类研究侧重于河流主要的水化学组成(柳凤霞等, 2019),其中 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 的相关性较好。这些研究内容及结果的不同主要归因于不同流域的景观类型和分布格局特征存在差异,对水质的影响尺度也不同(Guo *et al.*, 2009)。因此,需要更多的研究来量化不同尺度下景观格局对水质的影响,以改善水资源管理。

水资源一直是制约中国西北干旱内陆地区社会经济发展的重要因素,而祁连山区作为西北地区众多内陆河流的水源地之一,山区河流的水质深刻影响着流域内及中下游广大地区的生活、农业和生态用水。近年来,由于社会经济发展的需要,祁连山区的人类活动越来越频繁,也给区域内河流水质造成了较大的压力。本文以祁连山北坡冰沟河流域为研究区,以河水采样点为中心建立三个尺度的缓冲区,分析不同缓冲区尺度下景观格局特征与河流水化学特征之间的关系,期望找到最佳的水质预报尺度,以加强为水资源的保护与管理。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

冰沟河流域($102^\circ 10' 7'' \text{E}$ — $102^\circ 31' 52'' \text{E}$, $37^\circ 34' 7'' \text{N}$ — $37^\circ 47' 51'' \text{N}$)位于祁连山北部,石羊河流域上游,是国家一级饮用水水源保护地,流域总面积 326 km^2 。地处季风气候与大陆性气候过度区的

高寒山区,年均温 5℃,年平均降水 300 mm,年蒸发量约 1300 mm,属于典型的寒旱区(周俊菊等,2012)。流域最大高差 2808 m,从下游到上游依次分布着荒漠、草地、林地、高寒草甸和高干荒漠,垂直差异明显,中下游河流沿岸分布着大量的村庄和农田。流域内水资源不仅是内部居民饮用水和农田灌溉用水的来源,也是石羊河流域中下游地区大量城镇、农业、工业及生态保护区的重要水源(王录仓等,2018)。

1.2 数据来源

1.2.1 土地利用/覆被数据 以 2016 年 9 月的 Landsat-8 OLI 影像数据(分辨率为 15 m)为基础,以长期的野外观测为辅助,在 ArcGis 10.2 平台上采用人工目视解译的方法,得到冰沟河流域土地利用/覆被数据。根据流域土地利用覆被的实际情况,参考全国土地利用/覆被分类方法和相关研究成果,将研究区划分为林地、草地、耕地、建设用地、荒漠、水域、高寒草甸和高寒荒漠 8 种类型。

1.2.2 水化学数据 本文相关化学指标主要是针对区域特点,并结合相关研究选取的,选取了 pH、EC、TDS、SAL,以及 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 HCO_3^- 等主要离子。

于 2016 年 9 月对冰沟河 8 个断面进行水样采集,每个断面采集 2 个水样,共采集水样 16 个。采集水面 0.5 m 以下的水样,使用聚乙烯瓶密封,低温保存运送至实验室进行检测。采集水样时,使用 GPS 记录采样点经纬度位置,并记录采样点周围具体地理环境状况。电导率(EC)和 pH 值分别是采用的 LT-EC 型号的 EC 检测仪和 PHS-SD 型 pH 仪测得。在检测 pH 值时,每次测试之前都需要对仪器进行校正,每测试一个样品都要用蒸馏水清洗仪器。可溶性固体(TDS)和盐度(SAL)采用的是 HI3512 型哈纳(HANNA)测定仪测得。在测定样品离子含量之前,所有的样品均通过 0.45 μm 聚碳酸酯超细纤维滤膜过滤。主要的阳离子(Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+})都是采用美国戴安 DX-600 型离子色谱仪进行检测,主要的阴离子(Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^-)采用的是美国戴安 DX-3000 离子色谱仪。 HCO_3^- 是通过双标试剂滴定法测得。通过对比试验分析显示,采样、运输及处理过程中对样本的污染可以忽略不计。

1.3 研究方法

1.3.1 缓冲区提取和景观指数计算 利用 Arcgis 的分析工具,以 8 个断面为中心分别生成半径为

200、600 和 1000 m 的缓冲区。用缓冲区对土地利用/覆被数据进行裁剪,获得每个采样点不同缓冲区内的土地利/覆被数据,再将矢量的数据转换成栅格数据,以便计算景观指数。景观指数的计算使用的是 Fragstats 4.2 软件。本文在类型水平上计算了类型百分比,在景观水平上选取了斑块密度(PD)、斑块连通性指数(COHESION)、景观分离度(DIVISION)、面积加权平均斑块分维数(FRAC_AM)、景观形状指数(LSI)和香农多样性指数(SHDI)6 个指数。

1.3.2 数据统计与处理 运用软件 SPSS 21 和 Origin 8对水化学数据和景观格局指数数据进行处理,分析其特征。

运用冗余分析方法分析土地利用/覆被-景观格局与河流水化学特征关系,采用 CANOCO 4.5 软件对采样点的水化学指标做降趋势对应分析(De-trended Correspondence Analysis,DCA)分析,看分析结果中 Lengths of gradient 的第一轴的大小,如果大于 4.0,就应该选 CCA,如果 3.0~4.0,选 RDA 和 CCA 均可,如果小于 3.0,RDA 的结果要好于 CCA。本文对采样点的水化学指标进行 DCA 分析后发现,水化学数据的梯度值为 0.316,小于 3.0,所以选择 RDA(冗余分析)。

2 结果与分析

2.1 不同尺度土地利用/覆盖结构

利用软件 Origin 8.0 绘制不同缓冲区尺度及全流域土地利用/覆被百分比图(图 1),比较直观地展示了不同尺度下土地利用/覆被类型结构。

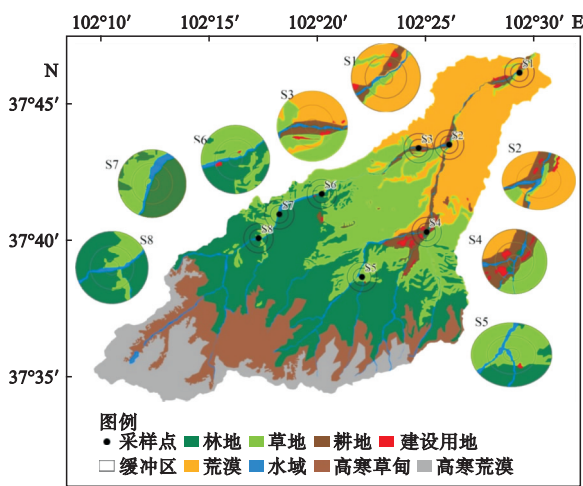


图 1 土地利用分类及缓冲区
Fig.1 Land-use classification and buffer zone

全流域尺度下,林地、草地和荒漠为主要的覆被类型,总面积占到全流域的 65.54%。其中,林地面积最大,主要分布在上游,其次是草地,草地主要分布在中游地区,荒漠面积相对较少,基本都分布下游地区。高寒荒漠和高寒草甸主要分布在流域的源头,占到总面积的 29.81%。耕地、建设用地和水域面积较少,耕地和建设用地分布比较接近,基本沿河岸分布于中下游地区,水域主要是河流(图 2)。

在 200 m 缓冲区以内,采样点 S1 和 S2 主要分布有草地、耕地、荒漠和水域,S1 采样点以草地为主,其次为荒漠,荒漠面积达到 23.49%,S2 采样点以耕地和水域为主,其中耕地面积达到 36.83%。采样点 S3 和 S4 以耕地为主,耕地面积分别 79.48%和 75.15%,有少量水域,其他类型很少。S5 采样点主要是林地和水域,其中草地面积占 74.4%。采样点 S6、S7 和 S8 的土地利用/覆被类型以林草和草地为主,其余基本为水域,其他类型极少。缓冲区 200~600 m 范围内,采样点 S1、S2 和 S3 以荒漠和耕地为主,其次是草地和水域,此外还有一些建设用地。S4 采样点以耕地和草地为主,其次是建设用地,建设用地占到 12.1%,还有一些林地、荒漠和水域,类型比较丰富。采样点 S5、S6、S7 和 S8 以林草地为主,其中 S5 和 S6 采样点有少量建设用地,S5 采样点的草

地面积占 70.16%,S8 采样点的林地占 64.84%。在缓冲区 600~1000 m 范围内,采样点 S1、S2、S3 和 S4 均有少量的建设用地,而 S1 和 S2 以荒漠为主,面积分别占 78.39%和 73.36%,S3 以草地和荒漠为主,S4 以耕地和草地为主且耕地面积达 30.76%。采样点 S5、S6、S7 和 S8 以林地和草地为主,其中 S5 和 S6 的草地偏多,S7 和 S8 则是林地较多(图 2)。

2.2 不同缓冲区尺度景观指数

不同缓冲区尺度景观格局指数分析如图 3 所示。PD 反映了景观的破碎程度,其值越大,景观越破碎。PD 在 200 m 缓冲区内的最大值、最小值和均值最大,在 1000 m 缓冲区内的值最小,所以 200 m 缓冲区的景观破碎度最高,1000 m 缓冲区破碎度最低。COHESION 是衡量景观类型的空间链接度的指数,值越大,说明景观的空间连通性越高。200 m 缓冲区内 COHESION 的最大值、最小值和平均值最小,1000 m 缓冲区的最小值和均值最大,而最大值出现在 600 m 缓冲区,因而 1000 m 缓冲区内景观类型的空间连通性较高,而 200 m 缓冲区的连通性最低。DIVISION 反映了景观中不同类型斑块分布的分离度。DIVISION 在 600 m 缓冲区内的最大值和均值最大,200 m 缓冲区内的最大值、最小值和均值最小,表明 600 m 缓冲区景观类型斑块分离度较高,

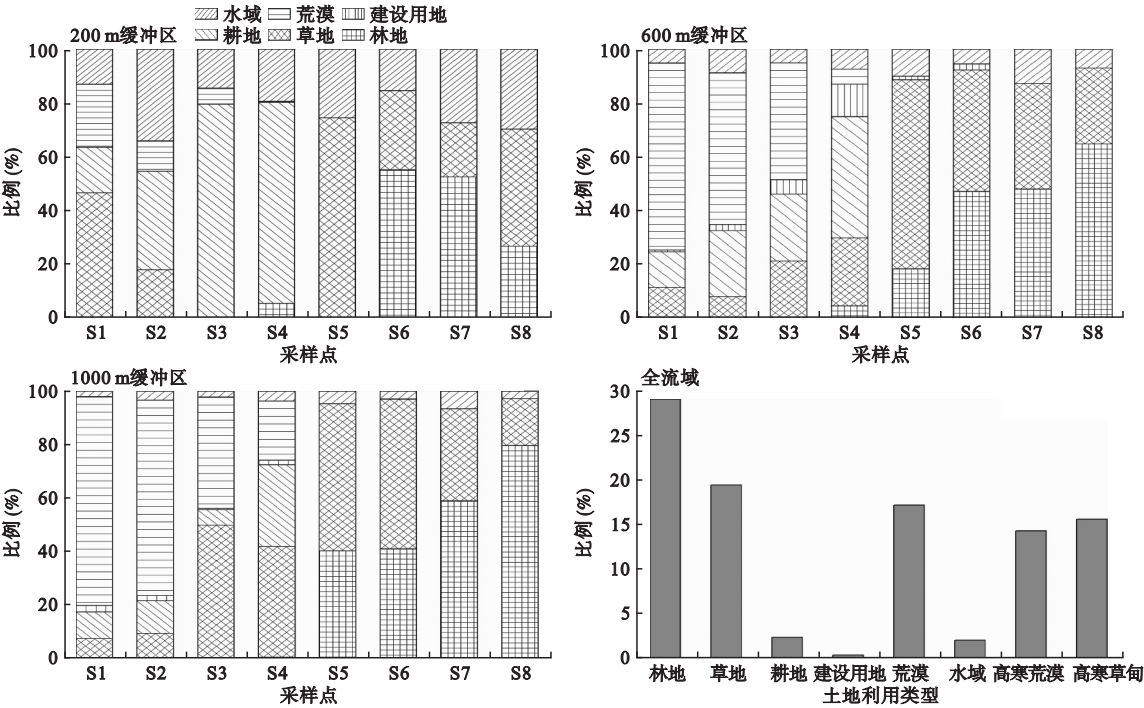


图 2 不同尺度土地利用/覆被结构
Fig.2 Composition of land use/cover in different scales

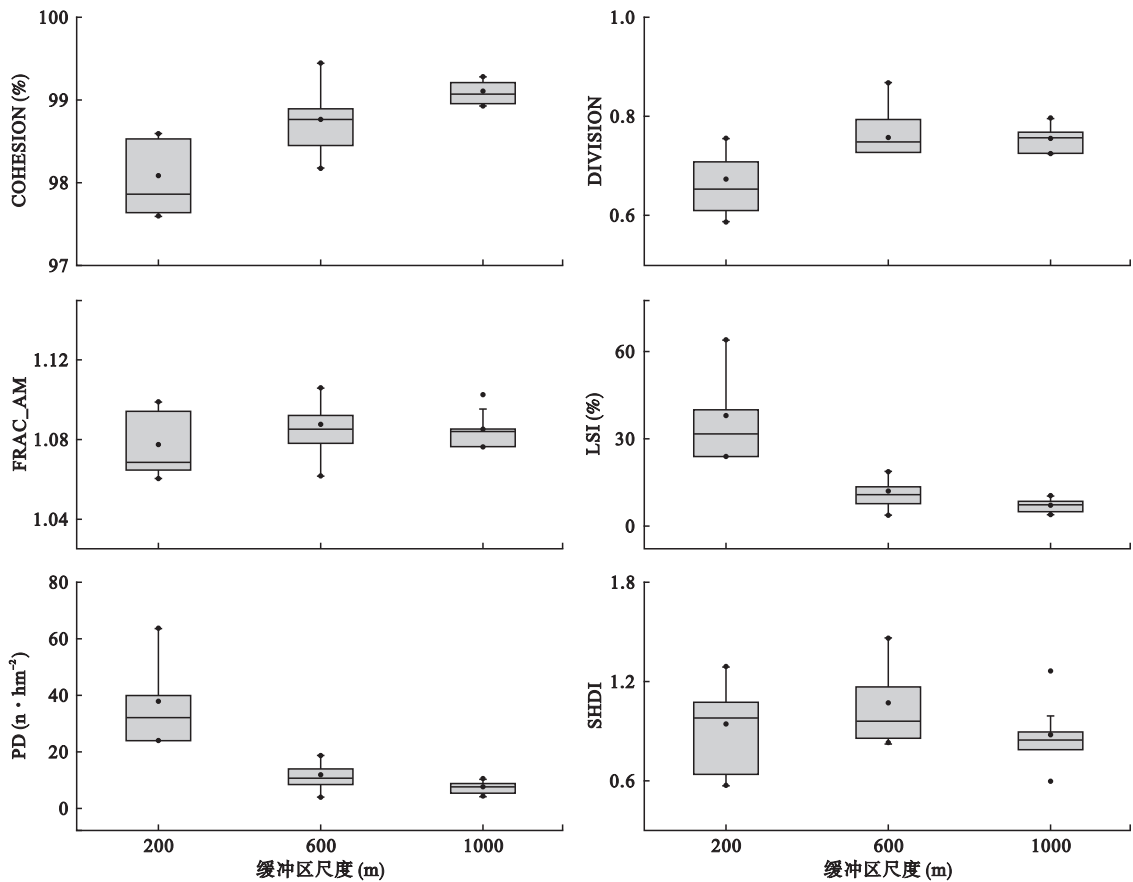


图 3 不同缓冲区内景观水平指数
Fig.3 Landscape index in different buffer zones

200 m 缓冲区分离度最低。

FRAC_AM 在一定程度上反映了人类活动对景观格局的影响,受人类干扰小的景观分维数值越高,受人为活动影响大的人为景观分维数越低(越接近 1)。600 m 缓冲区内 FRAC_AM 的最大值和均值最大,最小值则较小,但 3 个缓冲区尺度下的值均小于 1.1,表明 3 个缓冲区都受到较强的人类活动干扰。LSI 反映了景观斑块形状的复杂程度,值越大形状越复杂。200 m 缓冲区内 LSI 的最大值、最小值和均值都最大,1000 m 缓冲区最小,说明 200 m 缓冲区斑块形状最复杂,而 1000 m 缓冲区最简单。SHDI 能够反映景观的多样性、异质性和破碎度,SHDI 的值越大,表明景观类型增加或者各类型在景观中分布越均衡,景观优势度越小。600 m 缓冲区 SHDI 的最大值、最小值和均值最大,说明 600 m 缓冲区内景观类型更多样,分布越均匀。

2.3 水化学特征

冰沟河 8 个断面的河水主要理化参数如表 1 所示。冰沟河 pH 值范围是 7.67~8.04,平均值为 7.84,

河水呈弱碱性。盐分(SAL)在 60~180(mg · L⁻¹)之间,平均值为 90(mg · L⁻¹),为淡水。TDS 与 EC 的范围分别是 79.2 ~ 245 (mg · L⁻¹) 和 120 ~ 366 (μS · cm⁻¹),平均值分别为 132.34 (mg · L⁻¹) 和 198.9 (μS · cm⁻¹),最大值均出现在采样点 S4,最小值出现在 S8 采样点。

所有阳离子(Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺)的最大值均出现在 S4 采样点,最小值均出现在 S8 采样点。S1、S2、S3、S6、S7 和 S8 采样点的主要阳离子为 Ca²⁺,S4 和 S5 采样点的主要阳离子为 Na⁺。HCO⁻的最小值出现在 S4 采样点,最大值出现在 S1 采样点。其他阴离子(CL⁻、SO²⁻、NO⁻)的最大值都出现在采样点 S4,CL⁻和 SO²⁻的最小值出现在 S8 采样点,NO⁻的最小值出现在 S7 采样点。采样点 S1、S3、S6、S7 和 S8 的河水中主要阴离子为 HCO⁻和 SO²⁻,S2、S4 和 S5 采样点的主要阴离子为 SO²⁻。

2.4 不同缓冲区尺度景观格局-水化学特征关系冗余分析

为探讨景观指数和景观类型面积与水化学指标

表 1 河水样本主要理化参数统计

Table 1 Statistics of main physical and chemical parameters of river water samples

采样点	Ca ²⁺ (mg · L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg · L ⁻¹)	Na ⁺ (mg · L ⁻¹)	K ⁺ (mg · L ⁻¹)	HCO ⁻ (mg · L ⁻¹)	CL ⁻ (mg · L ⁻¹)	SO ₂ ⁻ (mg · L ⁻¹)	NO ⁻ (mg · L ⁻¹)	TDS (mg · L ⁻¹)	EC (μS · cm ⁻¹)	SAL (mg · L ⁻¹)	pH
S1	11.59	3.55	5.60	0.26	12.80	1.53	9.88	2.08	117	177	80	7.82
S2	11.50	3.34	5.24	0.29	0.51	1.58	15.44	2.23	118	177.7	80	7.75
S3	10.17	2.47	3.62	0.21	6.79	0.89	9.72	1.97	99.6	150.5	70	7.78
S4	13.07	13.21	24.83	1.32	0.43	9.32	29.35	10.00	245	366	180	7.89
S5	9.83	10.40	24.58	0.93	4.06	7.14	23.39	8.22	213	318	150	8.04
S6	10.21	2.23	3.14	0.19	8.10	0.76	8.70	1.96	95.3	144	70	7.67
S7	10.42	2.10	3.03	0.16	9.23	0.64	8.28	1.80	91.6	138	60	7.81
S8	8.03	1.80	2.65	0.15	6.77	0.61	6.62	1.85	79.2	120	60	7.92
平均值	10.60	4.89	9.09	0.44	6.09	2.81	13.92	3.76	132.34	198.9	90	7.84
最大值	13.07	13.21	24.83	1.32	12.80	9.32	29.35	10.00	245	366	180	8.04
最小值	8.03	1.80	2.65	0.15	0.43	0.61	6.62	1.80	79.2	120	60	7.67

之间的相关性,进行 RDA 排序分析。在分析结果图(图 4,图 5)中,箭头越长,表示两种变量之间的相关性越强,反之相关性弱;箭头之间夹角的余玄值等于零时,两者不相关,余玄大于零则表示两者为正相关关系,值越大相关性越强,余玄为负值时,表示两

者呈负相关关系。另外,样本点之间的距离显示了不同采样点之间的相似程度,距离越短,相似程度越高,反之,差异越大。

由于 S5、S6、S7 和 S8 采样点所处的上游地区受人类活动影响较小,景观类型以林草地等自然景观

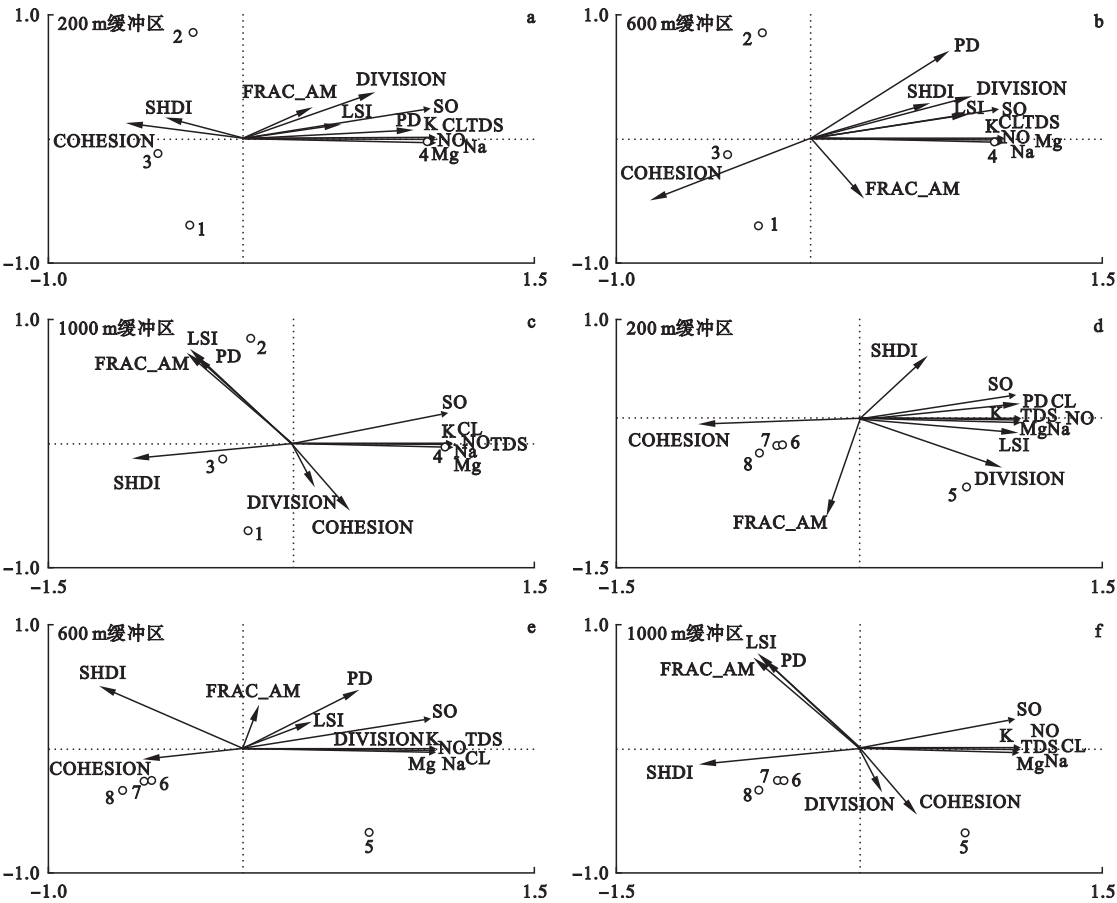


图 4 不同缓冲区尺度下景观指数与水化学参数冗余关系

Fig.4 The correlation between landscape indices and hydrochemical parameters

图中 a, b, c 为中下游地区;d, e, f 为上游地区;圆点表示采样点。

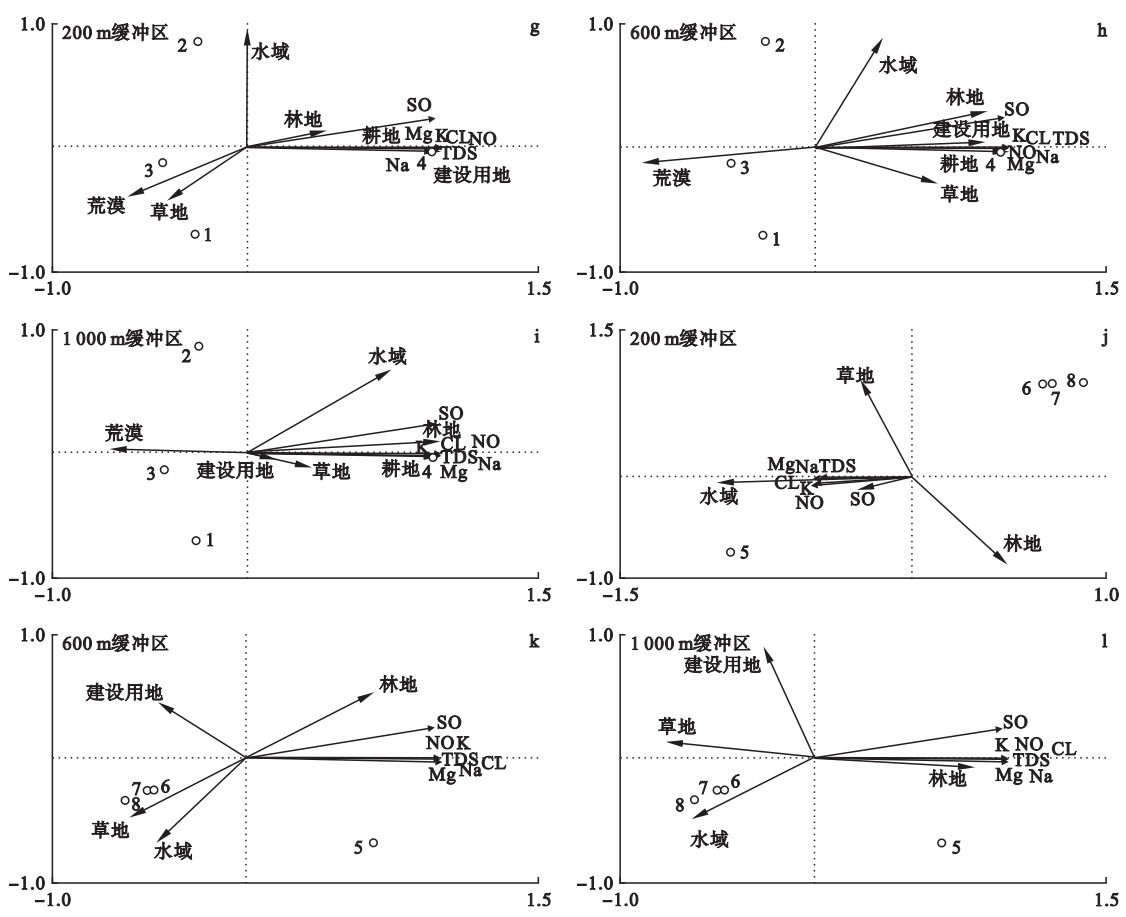


图 5 不同缓冲区尺度下景观类型与水化学参数冗余关系
Fig.5 The correlation between land use types and hydrochemical parameters
图中 g, h, i 为中下游地区;j, k, l 为上游地区;圆点表示采样点。

为主,S1、S2、S3 和 S4 采样点所在的中下游地区受人类活动影响较大,耕地和建设用地面积大,所以对上游和中下游地区分别进行了分析。

由景观格局指数与水化学参数冗余关系图可知(图 4),PD、LSI 和 DIVISION 无论在人类活动较强的中下游还是上游地区的 200 和 600 m 缓冲区尺度下,都与主要水化学参数呈现较强的正相关关系,在 1000 m 缓冲区下的相关性较弱。FRAC_AM 在中下游地区的 200 和 600 m 缓冲区下与主要水化学参数成正相关,200 m 尺度下相关性较强,在 1000 m 缓冲区尺度下与主要水化学参数成负相关,在上游地区的三种缓冲区尺度下与水化学参数的相关性都较弱。SHDI 在中下游地区的 600 m 以及上游的 200 m 缓冲区尺度下,与主要水化学参数成正相关,在其他尺度下呈现负相关关系。

由景观类型与水化学参数冗余关系图可知(图 5),在中下游地区,200 m 缓冲区内,主要水化学参数与建设用地、耕地和林地成正相关且与建设用地

和耕地的相关性最强,与水域相关性极弱,与荒漠和草地成负相关;在 600 和 1000 m 缓冲区内,主要水化学参数与荒漠成负相关,与其他土地利用/覆被类型成正相关,在 600 m 缓冲区内与建设用地和耕地相关性较强,在 1000 m 缓冲区内与耕地和林地相关性较强,与建设用地相关性较弱。在上游地区,200 m 缓冲区内,主要水化学参数与水域成较强的正相关关系,与草地和林地分别呈现较弱的正相关和负相关关系;在 600 和 1000 m 缓冲区内,主要水化学参数与林地呈现正相关关系,与草地和水域成负相关,与建设用地相关性较弱。

3 讨论

3.1 不同土地利用/覆被类型对水化学特征的影响

不同土地利用/覆被类型反映了不同的利用方式以及人类活动的强度,不同形式的人类活动对地表水化学特征的影响具有不同的特点。有研究表明,耕地和城镇建设用地是河流水化学污染的重要

源头,林地和草地则会起到净化水质,防止水化学污染的作用(李艳利等,2012;焦胜等,2014;Doody *et al.*,2016;刘怡娜等,2019)。由于农田和园地的施肥,耕地中的水污染元素浓度增加,大量元素在降雨径流的作用下汇集到地表水中,从而导致水体中化学元素含量增加(李明涛等,2013;焦胜等,2014)。生活污染物使得建设用地本身就成为重要的污染源,同时,地表硬化使不透水面增加,加速了污染物向水体中汇集。

本研究中,建设用地和耕地主要集中在中下游的200和600 m的缓冲区内,所以这两个缓冲区内的建设用地和耕地与主要水化学参数的相关性更接近实际,在这两个尺度下建设用地和耕地与主要水化学参数表现出较强的正相关关系,与已有研究成果一致。主要是因为,流域内以农村居民点为主,居民以煤为主要燃料,且废弃垃圾随意堆放,农田和果园施肥以氮肥、磷肥和农家肥为主,产生了大量人造污染源。分布于中下游地区的荒漠在三种尺度下都与主要水化学参数表现出较强的负相关关系。可能是由于荒漠本身比较贫瘠,利用程度低,受人类活动干扰小,经荒漠汇入河流的水对各种水化学元素起到了稀释作用。上游地区以林草地和水域为主,且受人类干扰较弱,所以能够较好的反映河流水化学特征与林、草和水域之间的关系。在上游地区,200 m缓冲区下主要水化学参数与水域成正相关,与林草地相关性较弱,一方面因为上游类型相对单一,200 m缓冲区内水域面积较大,200 m尺度的缓冲区划分破坏了原有景观格局,另一方面,该尺度范围内的人类放牧活动较频繁,降低了林草地“汇”的功能;600和1000 m缓冲区下的主要水化学参数与草地和水域成负相关,与林地成正相关,草地属于“汇”景观,对各种水化学元素具有截留的作用,而水域面积的增大则会起到稀释作用。上游地区的林地主要分布在200 m缓冲区以外,随着距离的增加,林地所占比率越来越大,而对采样点的水化学特征的影响却越来越弱,所以会出现林地与水化学参数成正相关的现象。

虽然河流周边的土地利用/覆被状况深刻影响着河流水化学特征,但是河流作为一个连续体,其本身也存在着上下游之间的连续性。通过对流域河流水化学特征的分析,发现从上游到下游,各种水化学参数的含量整体呈现逐渐增加的趋势,这反映了河水中水化学指标从上游到下游的累积效应。此外,

采样点S4的河水水化学指标普遍高于其他采样点,而该采样点缓冲区内的建设用地面积所占比重明显高于其他区域,这在一定程度上反映了建设用地对河流水化学元素的正向贡献作用,对河流水化学影响比较明显。

3.2 不同景观格局指数与水化学特征的关系及其尺度效应

土地利用/覆被对河流水化学特征的影响不仅表现在不同类型的差异上,更受到不同景观类型的空间结构和布局的影响。在200和600 m缓冲区尺度下,DIVISION都与主要水化学参数成正相关关系,COHESION与主要水化学参数成负相关,在1000 m缓冲区尺度下,DIVISION和COHESION与主要水化学参数的相关性都很弱。表明该流域内,200和600 m缓冲区尺度下的景观连通性越好,越有利于水化学污染物的固定和截留,分离度越高,则会促使污染物汇入河流。FRAC_AM与LSI在中下游地区的200和600 m缓冲区尺度下与主要水化学参数成正相关关系,FRAC_AM在1000 m缓冲区尺度下与主要水化学参数成负相关关系。FRAC_AM值越小(表明景观格局受人类活动干扰越大),LSI值越大(景观形状比较复杂),越有利于各种化学元素向河水中汇集。所以,1000 m缓冲区尺度下的FRAC_AM对水化学特征的指示意义更明显,600 m缓冲区尺度下的LSI则具有更好的预测效果。PD在200和600 m尺度下与各种水化学参数成正相关,1000 m尺度下与主要水化学参数相关性较弱,PD反映了区域内景观的破碎化程度,景观越破碎越有利于各种水化学元素的汇集,所以在研究区200和600 m缓冲区内,PD对河流水化学特征具有较好的指示意义。SHDI值越大,景观类型越多样,景观优势度越低,均匀度越高,越有利于防止污染物扩散,本研究中,1000 m缓冲区下的SHDI值较小即该尺度下土地类型优势度较高,600 m缓冲区下SHDI较大即该尺度下具有最大多样性,SHDI在中下游地区的600 m缓冲区尺度下与水化学参数的关系符合实际。

4 结 论

冰沟河流域不同土地利用/覆被类型对河流水化学特征的影响差异明显。流域内建设用地和耕地水化学污染的重要“源”景观,会增加并加速各种水化学元素向河水中汇集;草地则是“汇”景观,能够

减少和减缓各种水化学元素向河流中聚集;水域面积的增加和荒漠对河流水化学元素具有一定的稀释作用;上游地区林地与主要水化学参数表现出正相关。

流域内水化学特征与景观格局存在较强的相关性,不同景观指标与水化学特征的关系存在较大尺度差异。香浓多样性指数在中下游地区的 600 m 缓冲区以及香浓均匀度指数在上游的 100 m 缓冲区尺度下能够较好地反映河流水化学特征;200 和 600 m 缓冲区尺度下的斑块密度、景观分离度、斑块连通性指数,600 m 尺度下的聚集度指数和景观形状指数及 1000 m 缓冲区尺度下的积加权平均斑块分维数对冰沟河流域水化学特征具有较好地解释度。

该流域内,斑块密度、斑块连接度指数、景观分离度和聚集度指数是影响河流水化学特征的主要因子。景观越完整,连接度越高,越有利于河流水质的保护。此外,人类活动产生了新的污染源,对景观格局的干扰加速了各种水化学元素向河水中的汇集。

参考文献

曹 灿, 张 飞, 阿依尼格爾·亞力坤, 等. 2018. 艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨. *环境科学*, **39**(4): 1568–1577.

查智琴, 角媛梅, 刘志林, 等. 2018. 哈尼梯田湿地景观水体富营养化及截留效应评价. *生态学杂志*, **37**(11): 3413–3421.

范志平, 刘建治, 赵 悦, 等. 2018. 蒲河水质空间异质性特征及其对流域土地利用方式的响应. *生态学杂志*, **37**(4): 1144–1151.

吉冬青, 文 雅, 魏建兵, 等. 2015. 流溪河流域景观空间特征与河流水质的关联分析. *生态学报*, **35**(2): 246–253.

焦 胜, 杨 娜, 彭 楷, 等. 2014. 汾水流域土地景观格局对河流水质的影响. *地理研究*, **33**(12): 2263–2274.

李明涛, 王晓燕, 刘文竹. 2013. 潮河流域景观格局与非点源污染负荷关系研究. *环境科学学报*, **33**(8): 2296–2306.

李艳利, 徐宗学, 李艳粉. 2012. 浑太河流域多尺度土地利用/景观格局与水质响应关系初步分析. *地球与环境*, **40**(4): 573–583.

柳凤霞, 史紫薇, 钱 会, 等. 2019. 银川地区地下水水化学特征演化规律及水质评价. *环境化学*, **38**(9): 1–12.

刘 阳, 吴 钢, 高正文. 2008. 云南省抚仙湖和杞麓湖流域土地利用变化对水质的影响. *生态学杂志*, **27**(3): 447–453.

刘怡娜, 孔令桥, 肖 燚, 等. 2019. 长江流域景观格局与生态系统水质净化服务的关系. *生态学报*, **39**(3): 1–9.

王录仓, 陈 菲. 2018. 石羊河流域综合治理灌区水效率变化研究. *生态学报*, **38**(10): 3692–3704.

王小平, 张 飞, 李晓航, 等. 2017. 艾比湖区域景观格局空间特征与地表水质的关联分析. *生态学报*, **37**(22): 7438–7452.

赵 军, 杨 凯, 邵 俊, 单福征. 2011. 区域景观格局与地表水环境质量关系研究进展. *生态学报*, **31**(11): 3180–3189.

周俊菊, 石培基, 师 玮. 2012. 1960—2009 年石羊河流域气候变化及极端干湿事件演变特征. *自然资源学报*, **27**(1): 143–153.

Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **35**: 257–284.

Bolstad PV, Swank WT. 2010. Cumulative impacts of land use on water quality in a southern Appalachian watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, **33**: 519–533.

Buck O, Niyogi DK, Townsend CR. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, **130**: 287–299.

Collins KE, Doscher C, Rennie HG, et al. 2013. The effectiveness of riparian ‘restoration’ on water quality—A case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology*, **21**: 40–48.

Ding J, Jiang Y, Liu Q, et al. 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment*, **551**: 205–216.

Donohue I, McGarrigle ML, Mills P. 2006. Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research*, **40**: 91–98.

Doody DG, Withers PJ, Dils RM, et al. 2016. Optimizing land use for the delivery of catchment ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **14**: 325–332.

Guo QH, Ma KM, Yang L, et al. 2009. Testing a dynamic complex hypothesis in the analysis of land use impact on lake water quality. *Water Resources Management*, **24**: 1313–1332.

King RS, Whigham DF, Weller DE, et al. 2005. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications*, **15**: 137–153.

Mcmillan SK, Scientist AKTP. 2014. Influence of restoration age and riparian vegetation on reach-scale nutrient retention in restored urban streams. *Journal of the American Water Resources Association*, **50**: 626–638.

Meneses BM, Reis R, Vale MJ, et al. 2015. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal)—Water quality implications. *Science of the Total Environment*, **527–528**: 439–447.

Pacheco FAL, Santos RMB, Fernandes LFS, et al. 2015. Controls and forecasts of nitrate yields in forested watersheds: A view over mainland Portugal. *Science of the Total Environment*, **537**: 421–440.

Pacheco FA, Sanches Fernandes LF. 2016. Environmental land use conflicts in catchments: A major cause of amplified

nitrate in river water. *Science of the Total Environment*, **548–549**: 173–188.

Rimer AE, Nissen JA, Reynolds DE. 1978. Characterization and impact of stormwater runoff from various land cover types. *Journal Water Pollution Control Federation*, **50**: 252–264.

Sahu M, Gu RR. 2009. Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecological Engineering*, **35**: 1167–1177.

Tu J. 2011. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography*, **31**: 376–392.

Valle Junior RF, Varandas SG, Sanches Fernandes LF, *et al.* 2014. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Science of the Total Environment*, **493**: 812–827.

Wilson C, Weng Q. 2010. Assessing surface water quality and its relation with urban land cover changes in the Lake Calumet area, Greater Chicago. *Environmental Management*, **45**: 1096–1111.

Xiao R, Wang GF, Zhang QW, *et al.* 2016. Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. *Scientific Reports*, **6**: 25250.

作者简介 周俊菊,女,1972 年生,博士,主要从事水文过程与土地利用/覆被变化相关研究。E-mail: yzh_su@ 163.com

责任编辑 李凤芹
