晋祠泉域西边山岩溶关键带地下水污染机制

高旭波*，王倩，毛智锋，张鑫，段燕

中国地质大学（武汉）环境学院，武汉 430078

* 通信作者，E-mail：xubo.gao.cug@gmail.com

2024-05-23 收稿；2024-07-23 修回；2024-07-26 接受

基金项目：国家自然科学基金项目(230988000)

中图分类号：X523　　文章编号：2096-8523(2026)01-0225-11　　doi: 10.19509/j.cnki.dzkq.tb20240278

摘　要：岩溶地下水资源是我国重要供水水源。在全球气候变化和采煤等强烈人类活动的叠加作用下，晋祠泉域地下水水质恶化。探明水环境问题，识别泉域岩溶关键带地下水污染机制对于泉域岩溶地下水保护具有重要意义。采用熵权法水质指数对泉域地下水进行水质评价。基于水质评价结果，采用水化学耦合地下水硫酸盐硫氧和硝酸盐氮氧同位素进行地下水污染溯源。通过地下水无机碳同位素、锶同位素和硫同位素进一步识别出岩溶地下水污染途径。结果表明，岩溶水中硫酸盐质量浓度均值为 582.07 mg/L，孔隙水硝酸盐质量浓度高达 424.72 mg/L，说明研究区地下水受到明显硫酸盐、硝酸盐污染。污染岩溶水中硫酸盐硫同位素显著偏负，硝酸盐污染岩溶水锶同位素和碳同位素特征与深部孔隙水相似。地下水中过量硫酸盐的主要来源是硫化物氧化和石膏溶解，污水排放和粪肥输入是地下水受硝酸盐污染的重要原因。岩溶含水层的主要污染途径为孔隙水的反向补给和上层老窑水的串层补给。研究成果为晋祠泉域岩溶地下水污染治理及岩溶水资源的合理开发利用提供了重要科学依据。

关键词：地下水污染；晋祠泉域；同位素溯源；水质评价

地下水资源是我国宝贵的战略资源，尤其是在我国干旱半干旱地区，以岩溶地下水为主的淡水储库承担着工农业生产和城市生活供水的保障任务[1-2]。岩溶含水层以其高度的水文连通性、高渗透率和较差的自净能力对污染表现为高度敏感和极差的防污性[3-4]。近些年来，全球气候变化且伴随着我国城市化、工业化进程的加快，人类活动对地下水环境的影响不断加强[5]，开展地下水尤其是岩溶地下水污染的防治工作迫在眉睫，而进行污染机制的研究是其中的关键。

复杂的水文连通性和丰富的污染源导致了地下水中污染物各异的迁移转化过程[6]。国内外学者在地下水中污染物的来源、迁移与转化等方面开展了大量研究工作。基于水文地质调查、水文地球化学分析、稳定同位素示踪等多手段开展的污染溯源有效揭示了地下水复杂的污染来源[7-8]。研究表明地下水污染组分可能来自原生环境背景和工农业等多种人为活动[9]。地下水系统空间结构复杂，污染物进入含水层的途径各异。岩溶含水层非均质性强，从含水层结构和污染过程入手，污染物在岩溶含水层中的迁移途径可划分为间歇型入渗、持续型入渗、灌入型污染、越流型入渗等[10-11]。结合具体污染源和水力学特征的相关研究则表明污染地表水的渗漏[12]、矿坑水越流[13]、固体废物的渗漏淋滤[14] 等均为岩溶水污染的重要途径。纵观前人研究，污染溯源技术相对成熟，污染组分迁移途径相关成果丰富，而水化学分析耦合多同位素示踪将更为精准地探究地下水污染过程，进一步明确复杂含水层的污染机制。

晋祠泉是我国北方著名的岩溶大泉，泉域西边山关键带涵盖了社会持续发展所需的矿产资源和岩

著录信息：高旭波，王倩，毛智锋，等. 晋祠泉域西边山岩溶关键带地下水污染机制 [J]. 地质科技通报，2026，45(1)：225-235.
GAO Xubo, WANG Qian, MAO Zhifeng, et al. Groundwater pollution mechanisms in karst critical zone of western mountain of the Jinci Spring area[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2026, 45(1): 225-235.

© Editorial Office of Bulletin of Geological Science and Technology. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license.　https://dzkjtb.cug.edu.cn

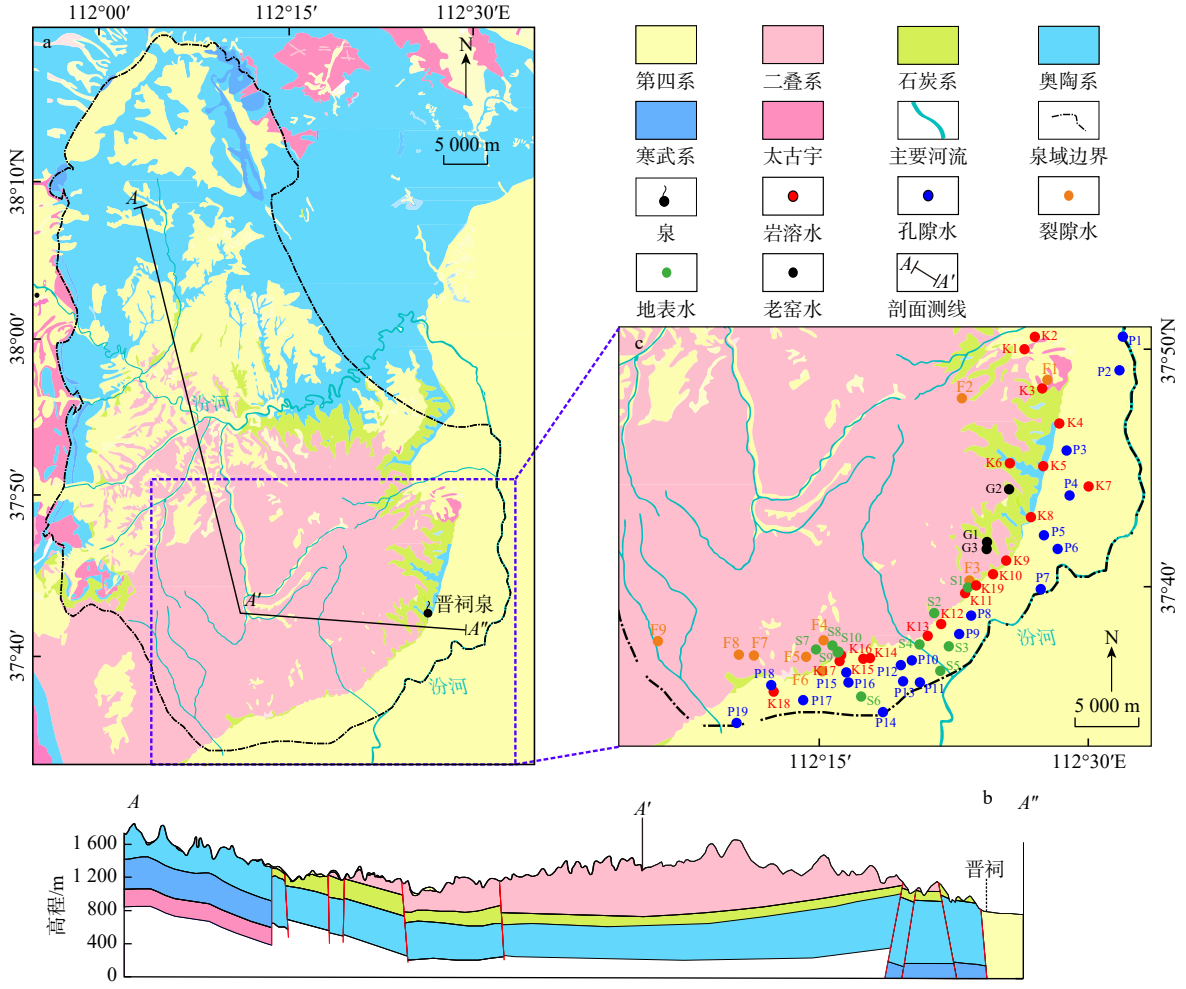
溶水资源。近年来，岩溶泉水流量衰减，水质恶化，岩溶泉域生态环境功能下降[15]。因此，开展泉域地下水水质评价工作，明确泉域地下水水环境现状，进行泉域地下水污染溯源及污染途径的研究对于有效保护泉域水资源具有重要现实意义。本研究以晋祠泉域西边山岩溶关键带为研究区，以水文地质调查、熵权法水质指数水质评价、水化学耦合多同位素分析为研究手段，查清区域地下水水质情况，针对地下水污染现状开展污染溯源，识别岩溶地下水污染途径，旨在为泉域涵养和保护工作提供科学依据。

1　研究区概况

晋祠泉域西边山岩溶关键带位于太原西山地区，晋祠泉域的东南部，总体地势西高东低，西边山岩溶水系统与太原盆地直接接触(图 1)。研究区属于我国北方温带半干旱大陆性季风气候类型区，干旱多风，雨量集中，蒸发强烈，四季分明，昼夜温差大及无霜期短为其典型特征。该区多年平均降雨量为 472 mm，降雨年内分配不均，主要集中在 6–9 月，年平均蒸发量约为 1 872 mm，蒸发较为强烈。

晋祠泉域主要出露有下古生界–中生界，可分为下寒武统变质基底、中新元古界、寒武系–奥陶系、石炭系–二叠系含煤岩系、下上二叠统、下中三叠统。泉域内以中奥陶统上马家沟组及峰峰组分布最广。石炭系主要分布于西边山山前地带，主要为海陆交替相、海陆交互相–陆相过渡的含煤建造，与下伏中奥陶统峰峰组呈平行不整合接触。二叠系大片出露于西山地区的山前地带，与下伏石炭系太原组呈整合接触。研究区盆地沉积较厚的第四系主要为冲洪积、残–坡积等松散堆积物。

研究区岩溶地下水的主要补给来自泉域北部大面积灰岩裸露区和西部边界条带状灰岩裸露区的大气降水入渗，另一部分来自包含汾河主河道常年渗



a. 主要年代地层略图；b. 研究区地质剖面图(*A*-*A*′-*A*″)；c. 采样点位置图

图 1　晋祠泉域西边山岩溶关键带地质综合图

Fig. 1　Comprehensive geological map in karst critical zone of western mountain of the Jinci Spring area

漏补给和季节性河流渗漏补给。孔隙水主要赋存于盆地第四系含水层中，盆地孔隙水和奥陶系灰岩岩溶含水层间水力联系密切，岩溶水水位高于孔隙水水位，孔隙水接受岩溶含水层的横向补给。晋祠泉域西边山岩溶关键带所处水文地质单元为泉域的径流–排泄区，泉域径流方向整体呈现由 WE 向 SE，后折向晋祠泉方向，由晋祠泉排泄。近年来，随着岩溶地下水水位下降，泉域岩溶水排泄方式已经转变为以人工开采、矿坑排水为主。

2 研究方法

基于研究区水文地质条件并结合前期调查，于 2022 年 1 月开展了采样工作，地下水样品均从监测井及民用机井中采集。共采集样品 60 组，其中地下水样品 47 组，包含岩溶水 19 组，孔隙水 19 组以及裂隙水 9 组，另采集地表水 10 组，老窑水 3 组。采样点布设遵循最大化均匀分布原则，针对岩溶泉排泄点等关键区域加密布设采样点，采样点分布如图 1c。采样过程严格按照各水化学指标采样标准进行。

野外现场使用哈希装置(HQ40d)完成水温、pH 等不稳定物理化学参数的测试。主要离子测试工作在中国地质大学(武汉)环境学院完成，水样阴阳离子浓度(Ca^{2+}、Mg^{2+}、Na^{+}、K^{+}、SO_4^{2-}、Cl^{-}、NO_3^{-}、F^{-})采用离子色谱仪(Dionex 2100)测定完成，分析质量由标准对照、样品重复和空白样控制。微量元素采用电感耦合等离子体质谱仪(Agilent 7500a)测定。研究采用样品的电荷平衡误差均在 10% 以内，数据较为可靠。水样同位素测定均在自然资源部第三海洋研究所分析测试中心完成。硫同位素采用元素分析–同位素比值质谱一体机(SerCon Integra2)测定，分析精度为±0.2‰。氮氧同位素采用气体稳定同位素比质谱仪(MAT 253)测定，氮同位素分析精度为±0.5‰，氧同位素值分析精度为±1‰。锶同位素采用热电离同位素质谱法测定，分析仪器为多接收电感耦合等离子质谱仪(Nu Plasama Ⅱ)，分析精度为±0.1‰。碳同位素测定结果以相对于国际标准物 VPDB 的千分差标准给出，分析精度为±0.2‰。

研究区水质评价基于熵权水质指数(*EWQI*)开展。熵权法较为客观，可有效消除指标权重计算中的主观影响[16]，计算各指标的信息熵值和熵权，*EWQI* 计算包含以下 5 个步骤[17]：

(1)根据原始数据建立矩阵($\boldsymbol{X}$)，如式(1)。

$$\boldsymbol{X}=\begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2n} \\ \vdots & \vdots & x_{ij} & \vdots \\ x_{m1} & x_{m2} & \cdots & x_{mn} \end{bmatrix}, \quad i=1,2,3,\cdots,m;\ j=1,2,3,\cdots,n, \tag{1}$$

式中：m 为样品个数；n 为选用的水化学参数项数；x_{ij} 为第 i 个样品的第 j 项参数。

(2)为消除不同指标间量纲影响，对参数进行标准化处理，得到标准矩阵($\boldsymbol{Y}$)，如式(2)～式(4)。

当 j 为正向指标时，

$$y_{ij}=\frac{x_{ij}-(x_{ij})_{\min}}{(x_{ij})_{\max}-(x_{ij})_{\min}}, \tag{2}$$

当 j 为负向指标时，

$$y_{ij}=\frac{(x_{ij})_{\max}-x_{ij}}{(x_{ij})_{\max}-(x_{ij})_{\min}}, \tag{3}$$

得到标准矩阵($\boldsymbol{Y}$)：

$$\boldsymbol{Y}=\begin{bmatrix} y_{11} & y_{12} & \cdots & y_{1n} \\ y_{21} & y_{22} & \cdots & y_{2n} \\ \vdots & \vdots & y_{ij} & \vdots \\ y_{m1} & y_{m2} & \cdots & y_{mn} \end{bmatrix}, \quad i=1,2,3,\cdots,m;\ j=1,2,3,\cdots,n, \tag{4}$$

式中：$(x_{ij})_{\min}$ 和 $(x_{ij})_{\max}$ 分别为地下水样品水化学参数的最小值和最大值；y_{ij} 为第 i 个样品的第 j 项标准化参数。

(3)量化信息熵(e_j)和熵权(w_j)。

$$P_{ij}=\frac{y_{ij}+10^{-4}}{\sum_{j=1}^{n}y_{ij}+10^{-4}}, \tag{5}$$

$$e_j=-\frac{1}{\ln m}\sum_{i=1}^{m}P_{ij}\ln P_{ij}, \tag{6}$$

$$w_j=\frac{(1-e_j)}{\sum_{j=1}^{n}(1-e_j)}, \quad i=1,2,3,\cdots,m;\ j=1,2,3,\cdots,n, \tag{7}$$

式中：P_{ij} 为第 j 个指标下第 i 个样本的比重。

(4)确定分级量化标准。

$$q_{ij}=\frac{x_{ij}}{s_j}\times 100, \quad i=1,2,3,\cdots,m;\ j=1,2,3,\cdots,n, \tag{8}$$

$$q_{\mathrm{pH}}=\begin{cases}\dfrac{C_{\mathrm{pH}}-7}{8.5-7}\times 100, & C_{\mathrm{pH}}\geqslant 7\\ \dfrac{7-C_{\mathrm{pH}}}{8.5-7}\times 100, & C_{\mathrm{pH}}<7\end{cases}, \tag{9}$$

式中：s_j 为《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017)[18]

中Ⅲ类地下水对应的阈值, mg/L; q_{ij} 为第 i 个样本的第 j 个指标的分级量化值; q_{pH} 为 pH 指标的分级量化值; C_{pH} 为 pH 指标的特征值。

(5)计算地下水样品 *EWQI* 值。

$$EWQI=\sum_{j=1}^{n}w_j\times q_{ij}。\tag{10}$$

根据地下水样品 *EWQI* 值, 将研究区地下水水质分为 5 类, 各类地下水 *EWQI* 范围及水质描述见表 1。

表 1　熵权水质指数（*EWQI*）等级分类

Table 1　Grade classification of the entropy weight water quality index

EWQI	等级	水质描述
≤25	Ⅰ	优秀
(25, 50]	Ⅱ	良好
(50, 100]	Ⅲ	中等
(100, 150]	Ⅳ	较差
>150	Ⅴ	极差

3　结果与讨论

3.1　地下水水环境现状

对研究区地下水及地表水的水化学组分进行了分析, 由统计结果(表 2)可知: 地下水总体呈中性偏碱性, 总溶解性固体质量浓度(ρ(TDS))在 252.30 ~ 2 645.86 mg/L 间变化, 变化范围较大。地下水主要阳离子的平均质量浓度排序为 $Ca^{2+}>Na^{+}>Mg^{2+}>K^{+}$, 岩溶水、孔隙水中优势阴离子为 SO_4^{2-}, 裂隙水中优势阴离子为 HCO_3^{-}, 岩溶水 SO_4^{2-} 平均质量浓度高达 582.07 mg/L, 表明受到严重污染。与其他地下水相比, 孔隙水中 NO_3^{-} 平均质量浓度高达 77.32 mg/L, 呈现出硝酸盐污染特征。变异系数可以反映水化学组分质量浓度空间分布的离散程度, 岩溶水和孔隙水中的硝酸盐变异系数均大于 1, 分别为 1.52, 1.56, 指示了硝酸盐在空间上分布不均。

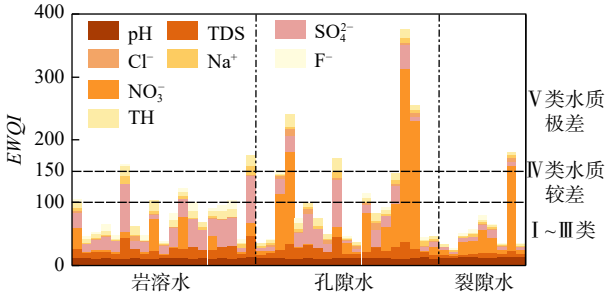
对采集的 19 组岩溶水、19 组孔隙水、9 组裂隙水进行了熵权水质指数评价。熵权水质指数涉及的主要水化学参数包含 pH、总硬度(TH)、溶解性总固体(TDS)、SO_4^{2-}、Cl^{-}、Na^{+}、NO_3^{-}、F^{-}, 研究区地下水水样各参数的 *EWQI* 值如图 2 所示, 可以看出: 地下水水样的 *EWQI* 值在 0 ~ 100 之间的有 32 组, 7 组水样 *EWQI* 值在 100 ~ 150 之间, 8 组水样 *EWQI* 值在 150 以上。总体来看, 研究区 68.09% 的地下水水质都在Ⅰ ~ Ⅲ类[18] 的范围内, 表明研究区大部分地下水水质较好。裂隙水 *EWQI* 值基本均在 100 以下, 水质整体较好, 均可作为工农业用水。然而, 岩溶水中有 5 个样品水质较差, 2 个样品水质极差, 孔隙水

表 2　研究区水化学参数统计

Table 2　Statistical of hydrochemical parameters in the study area

样品	项目	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	NO_3^{-}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	F^{-}	TDS
			ρ_B/(mg·L^{-1})									
岩溶水	最小值	6.59	23.85	2.27	20.61	0	0	10.45	94.68	83.54	0	449.70
	最大值	7.66	456.09	123.93	253.73	36.68	80.73	124.50	1 558.64	664.25	1.22	2 645.86
	平均值	7.18	229.00	61.14	70.40	8.78	17.14	29.06	582.07	290.00	0.46	1 145.16
	变异系数	0.19	0.60	0.62	1.01	1.24	1.52	0.92	0.72	0.41	0.83	0.54
孔隙水	最小值	6.75	46.36	0	27.83	0	0	20.92	67.12	65.33	0	377.58
	最大值	9.49	718.63	151.36	183.52	42.68	424.72	172.47	1 489.07	640.50	0.65	2 595.51
	平均值	7.47	214.94	51.13	82.56	5.57	77.32	70.50	430.25	352.70	0.14	1 111.23
	变异系数	0.64	0.80	0.76	0.51	1.66	1.56	0.69	0.85	0.39	1.59	0.55
裂隙水	最小值	7.42	19.35	2.11	21.85	0.25	5.05	6.78	60.68	166.07	0	252.30
	最大值	8.39	114.59	36.50	83.56	5.43	210.19	105.3	245.97	296.95	0.57	770.71
	平均值	8.01	65.76	19.87	55.66	3.99	45.43	23.1	119.98	233.76	0.21	451.38
	变异系数	0.04	0.41	0.57	0.43	0.40	1.41	31.3	0.47	0.17	0.97	0.37
地表水	最小值	7.66	40.80	17.20	35.25	3.07	0	13.10	132.84	154.41	0	431.65
	最大值	8.56	225.63	76.49	125.41	8.45	41.10	69.01	820.16	326.64	1.87	1 200.15
	平均值	8.03	102.14	34.26	65.46	4.56	14.09	31.33	324.72	240.19	0.58	697.31
	变异系数	0.04	0.70	0.64	0.44	0.35	0.87	0.57	0.76	0.23	1.00	301.78

注: TDS为总溶解性固体, 下同



TH 为总硬度；Ⅰ ~ Ⅴ为 *EWQI* 分类等级，同表 1

图 2　地下水水样 *EWQI* 值堆积柱状图

Fig. 2　Stacking histogram of *EWQI* values of groundwater samples

中在Ⅲ类以上的有 7 组，说明研究区部分区域岩溶水、孔隙水受到了明显污染。由各水化学组分的 *EWQI* 值可知，岩溶水水质受 SO_4^{2-} ，NO_3^- 影响较大，而孔隙水水质受 NO_3^- 影响明显，部分污染孔隙水也受高硫酸盐浓度的影响，污染裂隙水水质则主要受到 NO_3^- 影响。

研究区地下水 *EWQI* 值空间分布见图 3，图中气泡面积大小表示研究区地下水 *EWQI* 值的大小。岩溶水 *EWQI* 值整体沿山地−盆地耦合带展布方向逐渐增高，这可能是由于南部的岩溶水来源于径流路径更长、埋藏更深的西部补给区，另一方面，部分岩溶水样品呈现出异常高的 *EWQI* 值，这说明岩溶水受到人类活动的影响显著，在采矿活动、农业活动等人类活动影响下，岩溶水污染严重。研究区污染孔隙水的覆盖面较广，分布分散，污染较为严重。根据现场调查和研究区水文地质条件，晋祠泉域西边山

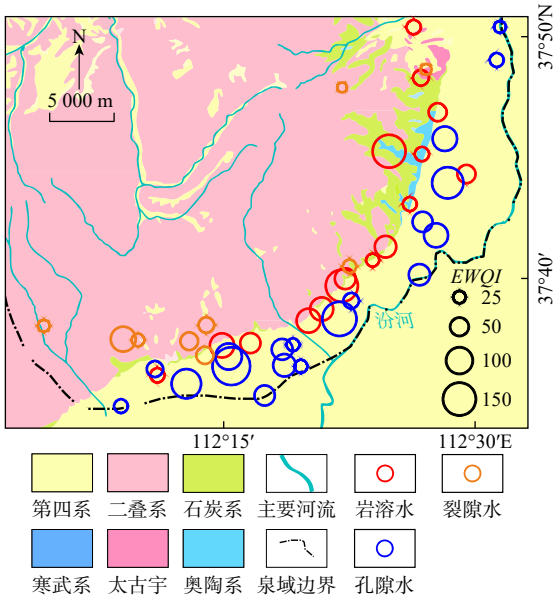


图 3　地下水 *EWQI* 空间分布图

Fig. 3　Spatial distribution of *EWQI* in groundwater

盆地沉积较厚的第四系，分布有大面积耕地和居民区，人类活动密集，孔隙水污染可能是由于农业活动和生活废水排放所致。

以研究区水质分析计算的 *EWQI* 为参照值，由图 2 可见，NO_3^- 在污染孔隙水中对 *EWQI* 值贡献较大，被识别为孔隙水的重要污染因子，SO_4^{2-} 对岩溶水污染的贡献显著，被识别为造成岩溶水污染重要的化学组分。在进行地下水水质评价时，具有最低信息熵和最高熵权的水化学参数对地下水水质的影响最大[17]，根据计算结果，选取熵权分别为 0.126，0.123，0.100，0.129 的 TDS，SO_4^{2-} ，Na^+和 NO_3^- 来探究研究区地下水中的污染组分来源，研究区 TDS，SO_4^{2-} ，Na^+，NO_3^- 质量浓度的空间分布如图 4。

由图 4a 可见，研究区南部岩溶水 TDS 显著高于北部，主要来自于泉域西部岩溶补给区，而研究区北部岩溶水则主要来自于泉域北部裸露区，相较于研究区北部岩溶水，研究区南部岩溶水径流路径更长，埋藏深度更深，岩溶水流动更缓慢，因此 TDS 整体较高。煤矿停采后煤矿开采过程中形成的大面积采空区会逐渐积蓄水体，采空区中煤堆和煤矸石经过水的淋滤作用，发生长期复杂的水文地球生物化学作用后最终会形成酸性矿坑积水，这部分矿井水称为老窑水或古空水[19]。老窑水经过煤系地层的淋滤，钠离子浓度相对较高（图 4b），故高钠离子浓度在一定程度上也反映了采矿活动对地下水的影响。研究区大多数岩溶水样品硫酸盐质量浓度远高于《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）[18] 要求的Ⅲ类地下水的 250 mg/L（图 4d），且硫酸盐浓度沿山地−盆地耦合带呈现明显上升趋势，研究区地下水硫酸盐主要来源于石膏的天然溶解[20]，这一现象说明研究区在径流过程中石膏持续溶解。地理位置上，钠离子浓度较高的污染地下水靠近老窑水，与高硫酸盐浓度的地下水分布较为一致，表明这些污染地下水受到了采矿活动的影响。

《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）[18] 规定的Ⅲ类地下水硝酸盐质量浓度限值为 20 mg/L[21]，而研究区部分地下水硝酸根质量浓度明显超过限值，尤其是孔隙水中，孔隙水样品中有 9 组孔隙水超过Ⅲ类水限值，硝酸盐最高的样品硝酸根质量浓度达 424.72 mg/L（表 2）。由图 4c 可见，硝酸盐浓度的空间变异性较高，在孔隙水中污染较为严重。值得注意的是，岩溶水中硝酸盐一般具有较低的环境本底浓度，硝酸盐的天然来源较少，而地理位置上与污染孔隙水距离较近的部分岩溶水也有较高的硝酸根浓

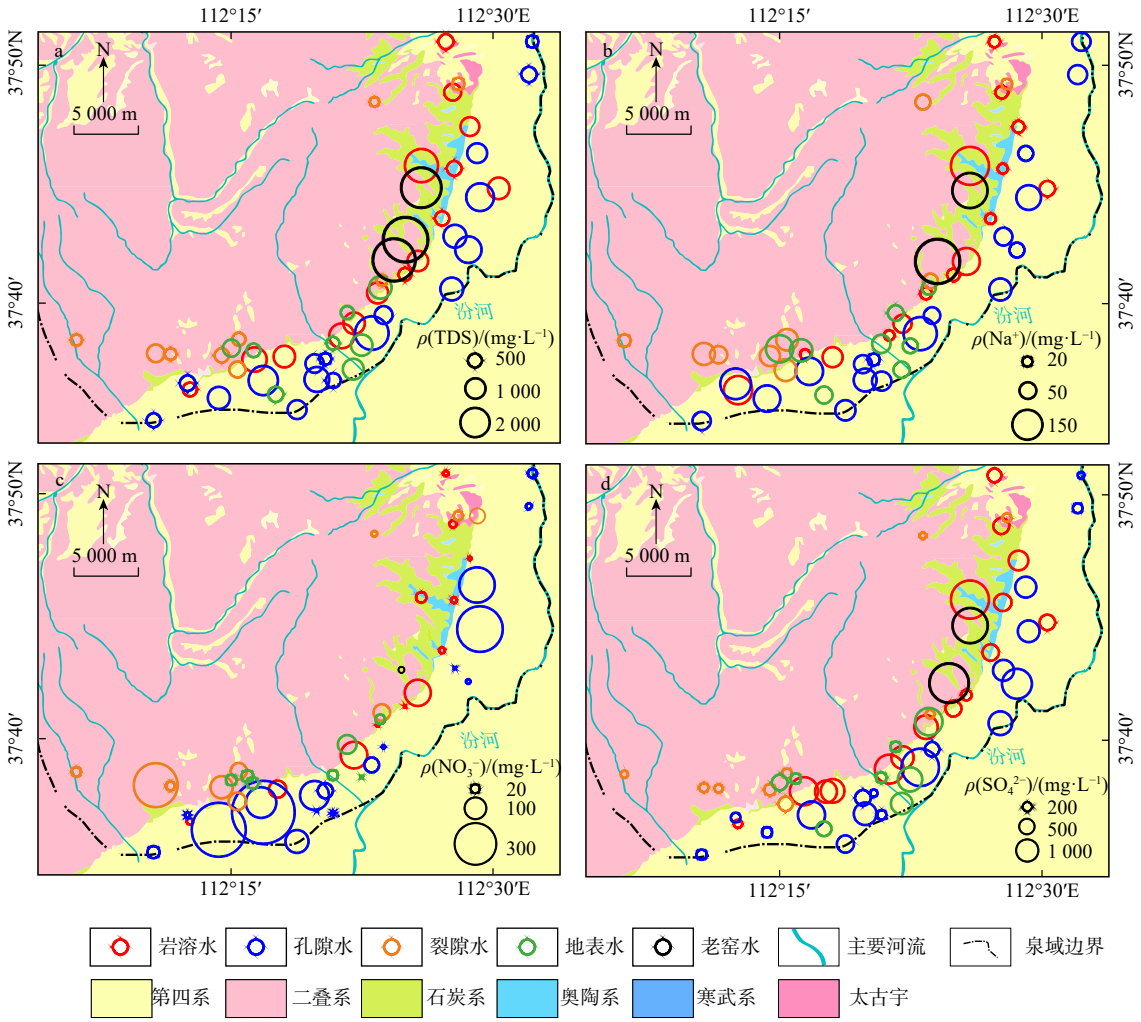


图 4　地下水污染组分 TDS(a), Na^+(b), NO_3^- (c) 和 SO_4^{2-} (d) 空间分布图

Fig. 4　Spatial distributions of contaminant TDS (a), Na^+ (b), NO_3^- (c), and SO_4^{2-} (d) concentrations in groundwater

度, 这表明污染孔隙水在一定程度上对岩溶水水质造成了影响。

3.2　地下水污染来源

由污染组分空间分布的分析可知, SO_4^{2-}, NO_3^- 是晋祠泉域岩溶关键带的重要污染组分。溶解在地下水中的硫酸盐可能有各种来源, 包括蒸发岩溶解、大气降水、硫化物氧化等[22]。碳酸盐岩地区伴生石膏的溶解导致重同位素富集, 硫同位素特征值为+15‰ ~ +30‰, 氧同位素特征值为+7‰ ~ +20‰, 硫化物氧化导致硫同位素的贫化, 形成的地下水硫酸盐硫同位素组成范围为−30‰ ~ +5‰, 氧同位素特征值小于+5‰[23]。大气降水中 $\delta^{34}S\text{-}SO_4^{2-}$ 特征值范围为 0 ~ +6‰, 氧同位素为+6‰ ~ +17‰[24]。研究区地下水 $\delta^{34}S\text{-}SO_4^{2-}$ 和 $\delta^{18}O\text{-}SO_4^{2-}$ 特征值分别在−1.6‰ ~ +22.19‰和+1.86‰ ~ +10.90‰之间变化。由图 5a 可知, 研究区岩溶水硫酸盐主要有石膏溶解、硫化物氧化 2 个来源。径流过程中的石膏溶解是岩溶水形成过程中硫酸盐的天然来源。硫化物氧化来源多为煤层间夹黄铁矿(FeS_2)的氧化, 指示了岩溶水受到采矿作用的影响[25]。图 5b 进一步指示了地下水中的硫酸盐的来源, 地下水中大气降水提供的硫酸盐较为有限, 地表水、孔隙水中的硫酸盐主要来源于大气降水。岩溶水、孔隙水流动过程中石膏持续溶解是硫酸根浓度升高的重要原因之一, 故相对升高的硫酸盐浓度可以用天然的石膏溶解解释。然而, 较高的硫酸根浓度指示了地下水硫酸根的额外来源。研究区奥陶系含水层上覆石炭系−二叠系含煤层, 上层大量煤矿开采活动导致硫化物氧化, 形成大量富含硫酸盐的采矿废水。岩溶水受到采矿废水的补给, 导致岩溶水中硫酸根浓度增高。

地下水中的硝酸盐常来源于大气沉降、化肥、土壤氮、粪肥和污水。 NO_3^- 与 Cl^-的摩尔比值可用于区分地下水 NO_3^- 是来源于农业输入、土壤氮输入还是污水输入[26]。由图 6a 可见, 孔隙水、岩溶水不单独属于任何范围, 其特征值表现为受到来自农业活动和污水排放的混合影响[27]。地下水中硝酸盐的

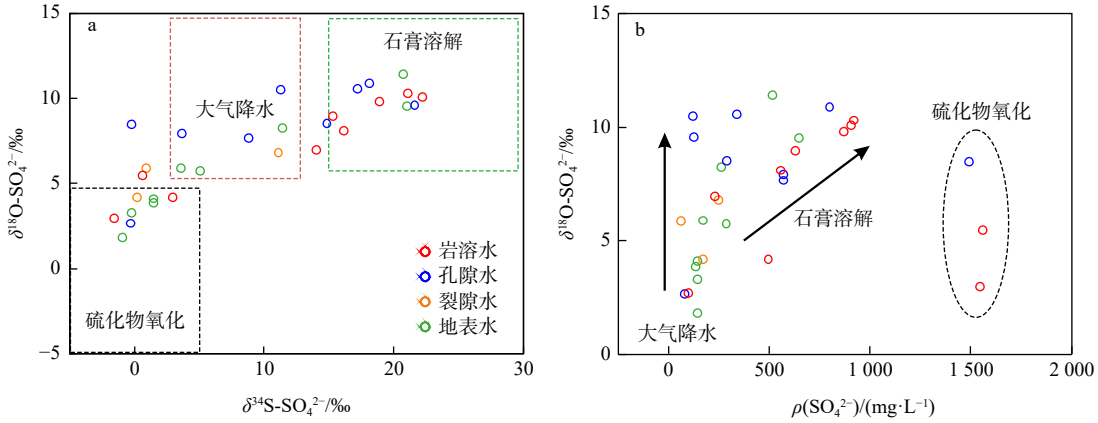


图 5　地下水硫酸盐 $\delta^{18}O$ 与 $\delta^{32}S$(a) 以及 $\delta^{18}O$ 与 $\rho(SO_4^{2-})$ (b) 散点图

Fig. 5　Scatter plots of $\delta^{18}O$-$\delta^{32}S$ (a), and $\delta^{18}O$-SO_4^{2-} (b) in groundwater sulfate

氮氧同位素可以较为准确地评估硝酸盐的来源和生物地球化学过程[28]。一般来说，天然土壤氮中 $\delta^{15}N$ 特征值范围为+3‰ ~ +20‰，$\delta^{18}O$ 特征值为+3‰ ~ +20‰；粪肥和污水中的 $\delta^{15}N$ 在 0 ~ +25‰，$\delta^{18}O$ 特征值为−6‰ ~ +14‰[28]。由图 6b 可见，研究区大部分水样点落在铵肥、土壤氮和粪肥及污水的范围内，岩溶水、地表水和裂隙水中的硝酸盐则明显来源于土壤氮。孔隙水中的硝酸盐氮同位素范围为+7.70 ‰ ~ +24.88 ‰，氧同位素范围为−0.26 ‰ ~ +13.53‰，表明孔隙水中硝酸盐多来源于粪肥和污水的排放，这指示了人类生产生活对孔隙水水质的影响。部分孔隙水受铵肥、氮肥的施用影响，盆地第四系地层上人类集居，农业活动频繁，这表明农业活动也对孔隙水水质造成一定影响。

3.3　岩溶水污染途径

污染岩溶水与孔隙水硝酸盐浓度在空间上存在一定关联，表明盆地孔隙水与岩溶水存在复杂的水体转化。为查明煤矿开采等人类活动影响下孔隙水对岩溶水中过量硝酸盐的贡献，进一步对岩溶水中硝酸盐的迁移过程进行了研究。前文已明确孔隙水中硝酸盐主要来源于污水与粪肥的输入，而岩溶水中硝酸盐主要天然来源于土壤氮的输入，说明硝酸盐污染岩溶水中硝酸盐有其他潜在来源，推测可能是盆地硝酸盐污染孔隙水的补给。研究区盆地沉积有较厚的第四系，孔隙水埋藏深度差异较大，考虑到深、浅层孔隙水含水层中可能发生不同的生物地球化学过程，将盆地第四系含水层孔隙水按照埋藏深度划分为深层承压孔隙水和浅层孔隙水。

地下水无机碳可能来自于大气 CO_2、土壤有机物降解产生的 CO_2、碳酸盐岩溶解和人为输入，不同来源无机碳的碳同位素特征各异，故碳同位素特征和水化学数据的联合应用可以反映地下水的污染过程[29]。大气来源的 CO_2 碳同位素特征值为−7‰。碳酸盐岩溶解产生的无机碳碳同位素在−2‰ ~ +2‰变化，土壤有机物降解产生的 CO_2 其碳同位素与土壤原有有机物碳同位素接近，但在迁移过程中碳同位素发生富集，特征值约−17‰[30]。由碳酸、硫酸风化作用主导形成的地下水的 $c(NO_3^-)/c(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ 比

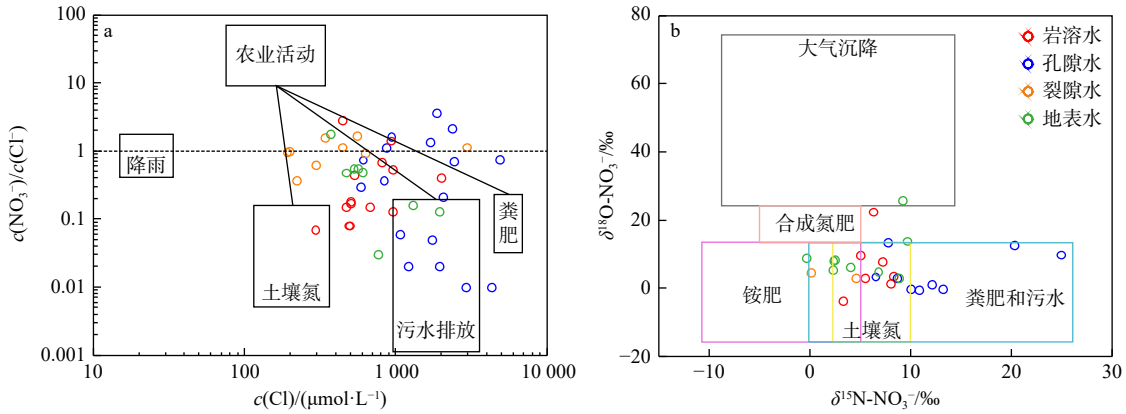
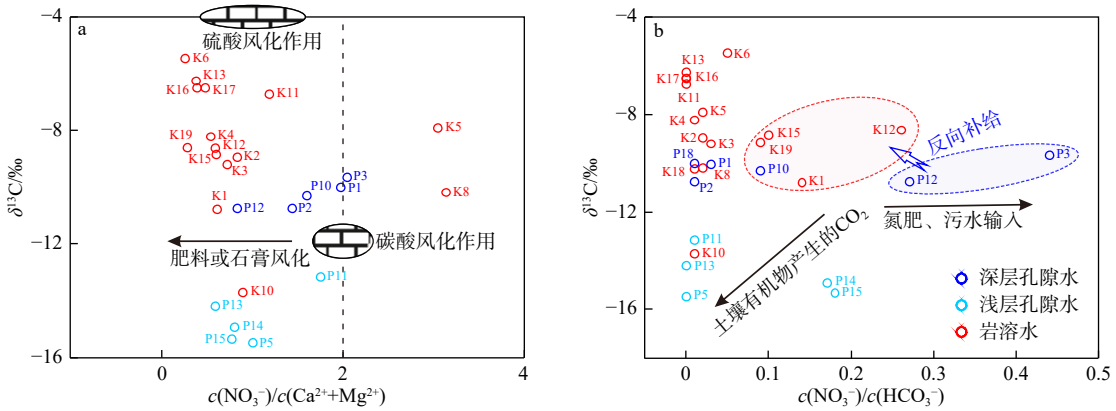


图 6　地下水 $c(NO_3^-)/c(Cl^-)$ 与 $c(Cl^-)$ 变化图 (a) 以及地下水硝酸盐 $\delta^{18}O$ 与 $\delta^{15}N$ 散点图 (b)

Fig. 6　Variation of NO_3^-/Cl^- and Cl^- in groundwater (a) and scatter plot of $\delta^{18}O$-$\delta^{15}N$ (b) in groundwater nitrate

值分别为 2, 1, 而来自肥料或石膏风化产生的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+}则使得该比值偏小。由图 7a 可见, 岩溶水表现为强烈的碳酸盐岩溶解特征, 且溶解过程主要受硫酸风化作用的影响, 肥料或石膏风化在岩溶水水化学形成过程中起重要作用。孔隙水 $c(NO_3^-)$ / $c(Ca^{2+}+Mg^{2+})$比值接近于 2, 表明主要受碳酸风化作用的影响。深、浅层孔隙水中碳同位素特征差异较大, 浅层孔隙水样品碳同位素偏负, 由图 7b 可见, 浅层孔隙水表现为土壤有机物降解产生 CO_2 的无机碳碳同位素特征。受有机物降解产生 CO_2 影响的地下水样品埋深均较浅, 这表明浅层孔隙水受有机物降解影响较大。采样点 P1, P2, P20 等孔隙水埋藏较深, 无机碳主要来源于碳酸盐岩风化或大气 CO_2。深、浅层孔隙水中均发现较高的 $c(NO_3^-)/c(HCO_3^-)$ 比值, 高比值指示了氮肥和污水输入对地下水的影响[31]。而部分岩溶水(K1, K12, K18, K19)表现出较高的 $c(NO_3^-)/c(HCO_3^-)$ 比值, 指示岩溶水受到氮肥和污水输入的影响, 由于农业活动主要发生在盆地第四系, 岩溶水中氮肥和污水输入特征指示了孔隙水对岩溶水的反向补给作用。



虚线圈内为代表性特征点, 有较明显表征; 下同

图 7　地下水 $\delta^{13}C$ 与 $c(NO_3^-)$ /$c(Ca^{2+}+Mg^{2+})$(a) 以及 $\delta^{13}C$ 与 $c(NO_3^-)/c(HCO_3^-)$ (b) 散点图

Fig. 7　Scatter plots of $\delta^{13}C$ versus NO_3^- /$(Ca^{2+}+Mg^{2+})$(a), and $\delta^{13}C$ versus NO_3^-/HCO_3^- (b) in groundwater

锶的地球化学性质稳定, 在表生迁移过程中锶同位素一般不发生质量分馏, 因此可用于研究区孔隙水与岩溶水的水−岩相互作用[32]。硅酸盐和碳酸盐是一些常见的含锶矿物, 其溶解是控制地下水锶来源和演化的主要地球化学过程[33]。硅酸盐一般拥有较高含量的 Rb 和较低含量的 Sr, 而碳酸盐则相反。流经硅酸盐岩含水层的地下水$^{87}Sr/^{86}Sr$ 比值一般大于 0.720 0, 而流经碳酸盐岩的地下水$^{87}Sr/^{86}Sr$ 比值一般为 0.707 0 ~ 0.711 0[34]。图 8 中浅层孔隙水硝酸根质量浓度范围 1.33 ~ 226.76 mg/L, $^{87}Sr/^{86}Sr$ 平均值为 0.710 0, 深层孔隙水硝酸根的质量浓度范围为 0.57 ~ 424.72 mg/L, $^{87}Sr/^{86}Sr$ 平均值为 0.713 2。自然条件下, 西边山岩溶水以潜流的形式侧向补给盆地孔隙水, 故浅层孔隙水表现为碳酸盐岩溶解形成较低的$^{87}Sr/^{86}Sr$。研究区深层和浅层孔隙水均存在较为严重硝酸盐污染, 说明农业活动粪肥和生活污水输入对研究区盆地第四系孔隙水造成了严重影响。部分岩溶水硝酸盐质量浓度在 14.99 ~ 50.76 mg/L 之间, $^{87}Sr/^{86}Sr$ 平均值为 0.712 8, 偏高的$^{87}Sr/^{86}Sr$ 平均值表明污染岩溶水受到硅酸盐岩风化成因地下水的影响, 指示深层孔隙水反向补给造成了岩溶水污染。研究区因生活生产用水需要大量开采岩溶水, 导致了岩溶水资源的减少, 岩溶水含水层中形成局部降落漏斗, 改变了岩溶水与盆地孔隙水间的补给关系, 由原来岩溶水侧向排泄补给孔隙水转变为深层孔隙水反向补给岩溶水。由于研究区盆地人类集居, 农业活动密集, 深层孔隙水中硝酸盐浓度较高, 深层污染孔隙水反向补给岩溶水, 进而导致岩溶含水层中

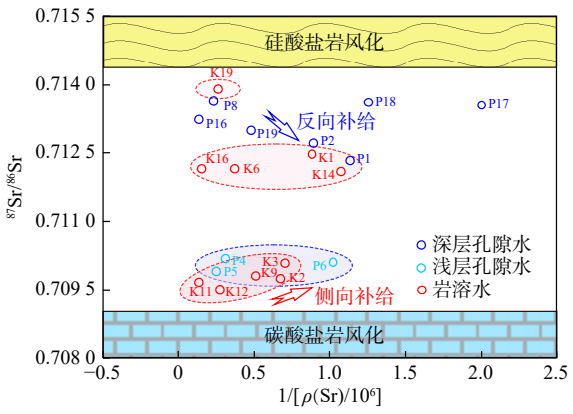


图 8　地下水$^{87}Sr/^{86}Sr$ 与 1/ρ(Sr) 散点图

Fig. 8　Scatter plot of $^{87}Sr/^{86}Sr$ versus 1/Sr in groundwater

硝酸盐浓度过高，岩溶水也受到硝酸盐污染。

硫同位素被广泛应用于识别硫酸盐地质成因和人为影响下的污染[35]，图 9 为研究区地下水硫酸根质量浓度与硫同位素的关系图。煤层中分布有稳定黄铁矿层，黄铁矿氧化水解形成的老窑水硫酸根质量浓度平均值高达 2 858 mg/L，其 $\delta^{34}S$ 值平均值为 −6.98‰。硫酸盐来源主要是大气降水的裂隙水、地表水中硫酸根浓度较低且硫同位素值较低。岩溶地下水受石膏溶解影响导致重硫同位素富集，而岩溶水样品 K6、K19，孔隙水样品 P9 中均识别出高浓度硫酸根和偏负的硫同位素值，且这些样点靠近老窑水端元，表明这些岩溶水样点受到老窑水的影响。煤矿关闭后虽然在煤层、煤矿隧道、采空区和岩溶含水层之间存在一定厚度的含水层，但原生地质缺陷的存在和采矿过程中产生的导水裂隙带提供了老窑水与岩溶水发生相互作用的通道。含煤地层下伏奥陶系含水层是采空区废水的主要污染受体，废弃矿坑和竖井内残留的采矿废水通过通道渗漏串层污染岩溶水，最终导致了岩溶水环境的退化。

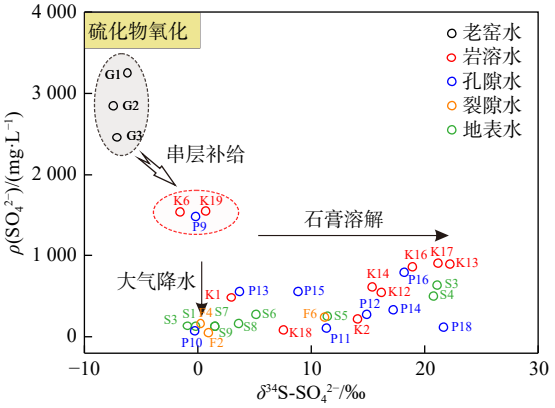


图 9　地下水硫酸盐 $\rho(SO_4^{2-})$ 与 $\delta^{34}S$ 散点图

Fig. 9　Scatter plot of SO_4^{2-}-$\delta^{34}S$ in groundwater sulfate

4　结　论

（1）研究区 68.08% 的地下水都为Ⅰ类到Ⅲ类，表明大部分地下水水质较好，但部分地下水受到了明显污染。主要为岩溶水中 SO_4^{2-} 偏高，孔隙水、岩溶水受明显的 NO_3^- 污染。硝酸盐污染空间变异性较大但岩溶水与孔隙水浓度的空间相关性表明孔隙水对岩溶水造成了一定影响；而老窑水则对岩溶水硫酸盐浓度造成了一定影响。

（2）污染岩溶水中大量的硫酸盐来源于石膏的溶解和硫化物氧化水解，孔隙水中大量硝酸根则主要来源于粪肥和污水，采矿活动和人类生活生产过程影响了晋祠泉域西边山岩溶关键带的地下水水质。

（3）岩溶水的 NO_3^-、SO_4^{2-} 污染途径分别为污染孔隙水的反向补给和上层老窑水的串层补给。自然状态下，岩溶水以潜流的形式补给孔隙水，但由于岩溶水大量开采，局部形成地下水降落漏斗，硝酸盐污染的深层孔隙水反向补给岩溶水，造成岩溶水的硝酸盐污染。老窑水通过地质缺陷串层到岩溶含水层中，导致了岩溶水的硫酸盐污染。

所有作者声明不存在利益冲突。

The authors declare that no competing interests exist.

参考文献：

[1] 林云，曹飞龙，武亚遵，等. 北方典型岩溶泉域地下水水文地球化学特征分析：以鹤壁许家沟泉域为例 [J]. 地球与环境，2020，48(3)：294-306.
LIN Y，CAO F L，WU Y Z，et al. Hydrogeochemical characteristics of groundwater in typical karst spring areas of North China：A case study in the Xujiagou Spring area，Hebi[J]. Earth and Environment，2020，48(3)：294-306.（in Chinese with English abstract）

[2] 梁永平，申豪勇，赵春红，等. 对中国北方岩溶水研究方向的思考与实践 [J]. 中国岩溶，2021，40(3)：363-380.
LIANG Y P，SHEN H Y，ZHAO C H，et al. Thinking and practice on the research direction of karst water in northern China[J]. Carsologica Sinica，2021，40(3)：363-380.（in Chinese with English abstract）

[3] EINSIEDL F，MAYER B. Hydrodynamic and microbial processes controlling nitrate in a fissured-porous karst aquifer of the Franconian Alb，southern Germany[J]. Environmental Science & Technology，2006，40(21)：6697-6702.

[4] 康凤新，郑婷婷，冯亚伟，等. 北方岩溶区降水入渗补给系数及补给机制：以羊庄岩溶水系统为例 [J]. 地质科技通报，2024，43(2)：268-282.
KANG F X，ZHENG T T，FENG Y W，et al. Recharge coefficients and recharge mechanisms of precipitation to groundwater in karst areas of North China：A case study of Yangzhuang karst water system[J]. Bulletin of Geological Science and Technology，2024，43(2)：268-282.（in Chinese with English abstract）

[5] DE GRAAF I E M，GLEESON T，VAN BEEK L P H，et al. Environmental flow limits to global groundwater pumping[J]. Nature，2019，574：90-94.

[6] JUTEBRING STERTE E，LIDMAN F，LINDBORG E，et al. How catchment characteristics influence hydrological pathways and travel times in a boreal landscape[J]. Hydrology and Earth System Sciences，2021，25(4)：2133-2158.

[7] 霍建光，赵春红，梁永平，等. 娘子关泉域径流−排泄区岩溶水污染特征及成因分析 [J]. 地质科技情报，2015，34(5)：147-152.
HUO J G，ZHAO C H，LIANG Y P，et al. Characteristic and cause analysis in the runoff-drainage area of Niangziguan Spring[J]. Geological Science and Technology Information，2015，34(5)：147-152.（in Chinese with English abstract）

[8] TAUFIQ A，EFFENDI A J，ISKANDAR I，et al. Controlling

factors and driving mechanisms of nitrate contamination in groundwater system of Bandung Basin, Indonesia, deduced by combined use of stable isotope ratios, CFC age dating, and socioeconomic parameters[J]. Water Research, 2019, 148: 292-305.

[9] 刘安, 于聪灵, 王立平, 等. 河北省典型铅锌矿区重金属来源解析及生态风险评价 [J]. 地质科技通报, 2024, 43(2): 307-317.
LIU A, YU C L, WANG L P, et al. Heavy metal sources and ecological risk assessment of typical lead-zinc mining areas in Hebei Province[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2024, 43(2): 307-317. (in Chinese with English abstract)

[10] 高旭波, 王万洲, 侯保俊, 等. 中国北方岩溶地下水污染分析 [J]. 中国岩溶, 2020, 39(3): 287-298.
GAO X B, WANG W Z, HOU B J, et al. Analysis of karst groundwater pollution in northern China[J]. Carsologica Sinica, 2020, 39(3): 287-298. (in Chinese with English abstract)

[11] 卢丽, 王喆, 裴建国, 等. 西南地区典型岩溶地下水系统污染模式 [J]. 南水北调与水利科技, 2018, 16(6): 89-96.
LU L, WANG Z, PEI J G, et al. Study on pollution model of typical karst groundwater system in area of Southwest China[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2018, 16(6): 89-96. (in Chinese with English abstract)

[12] LI C C, GAO X B, WANG W Z, et al. Hydro-biogeochemical processes of surface water leakage into groundwater in large scale karst water system: A case study at Jinci, northern China[J]. Journal of Hydrology, 2021, 596: 125691.

[13] 邹霜, 张东, 李小倩, 等. 豫北山前平原深层地下水硫酸盐来源与污染途径的同位素示踪 [J]. 地球科学, 2022, 47(2): 700-716.
ZOU S, ZHANG D, LI X Q, et al. Sources and pollution pathways of deep groundwater sulfate underneath the piedmont plain in the north Henan Province[J]. Earth Science, 2022, 47(2): 700-716. (in Chinese with English abstract)

[14] 孙斌, 邢立亭, 李常锁. 趵突泉泉域岩溶水典型污染组分变化特征及污染途径 [J]. 中国岩溶, 2018, 37(6): 810-818.
SUN B, XING L T, LI C S. Variation of typical pollution components and pollution way of karst water in Baotu Spring region[J]. Carsologica Sinica, 2018, 37(6): 810-818. (in Chinese with English abstract)

[15] 王焰新. 我国北方岩溶泉域生态修复策略研究: 以晋祠泉为例 [J]. 中国岩溶, 2022, 41(3): 331-344.
WANG Y X. Study on ecological restoration strategy of karst spring region in North China: Taking Jinci Spring as an example[J]. Carsologica Sinica, 2022, 41(3): 331-344. (in Chinese with English abstract)

[16] 张广禄, 刘海燕, 郭华明, 等. 华北平原典型山前冲洪积扇高硝态氮地下水分布特征及健康风险评价 [J]. 地学前缘, 2023, 30(4): 485-503.
ZHANG G L, LIU H Y, GUO H M, et al. Occurrences and health risks of high-nitrate groundwater in typical piedmont areas of the North China Plain[J]. Earth Science Frontiers, 2023, 30(4): 485-503. (in Chinese with English abstract)

[17] DASHORA M, KUMAR A, KUMAR S, et al. Geochemical assessment of groundwater in a desertic region of India using chemometric analysis and entropy water quality index (*EWQI*)[J]. Natural Hazards, 2022, 112(1): 747-782.

[18] 全国国土资源标准化技术委员会(SAC/TC93). 地下水质量标准: GB/T14848-2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
National Technical Committee 93 on Land and Resource of Standardization Administration of China (SAC/TC93). Quality standard for groundwater: GB/T14848-2017[S]. Beijing: Standards Press of China, 2017. (in Chinese)

[19] JIANG C F, GAO X B, HOU B J, et al. Occurrence and environmental impact of coal mine goaf water in karst areas in China[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 275: 123813.

[20] 王凯, 郑秀清, 贾振兴, 等. 基于 EOF 和 M-K 的晋祠泉域岩溶地下水水化学时空变化特征分析 [J]. 中国岩溶, 2018, 37(5): 690-697.
WANG K, ZHENG X Q, JIA Z X, et al. Analysis on temporal and spatial variation characteristics of karst groundwater hydrochemistry in Jinci Spring area based on EOF and M-K models[J]. Carsologica Sinica, 2018, 37(5): 690-697. (in Chinese with English abstract)

[21] 肖勇, 莫培, 尹世洋, 等. 北京南郊平原地下水化学特征及成因分析 [J]. 环境工程, 2021, 39(8): 99-107.
XIAO Y, MO P, YIN S Y, et al. Hydrochemical characteristics and genesis of groundwater in southern suburb of Beijing Plain[J]. Environmental Engineering, 2021, 39(8): 99-107. (in Chinese with English abstract)

[22] TORRES-MARTÍNEZ J A, MORA A, KNAPPETT P S K, et al. Tracking nitrate and sulfate sources in groundwater of an urbanized valley using a multi-tracer approach combined with a Bayesian isotope mixing model[J]. Water Research, 2020, 182: 115962.

[23] 张东, 黄兴宇, 李成杰. 硫和氧同位素示踪黄河及支流河水硫酸盐来源 [J]. 水科学进展, 2013, 24(3): 418-426.
ZHANG D, HUANG X Y, LI C J. Sources of riverine sulfate in Yellow River and its tributaries determined by sulfur and oxygen isotopes[J]. Advances in Water Science, 2013, 24(3): 418-426. (in Chinese with English abstract)

[24] MOORE K B, EKWURZEL B, ESSER B K, et al. Sources of groundwater nitrate revealed using residence time and isotope methods[J]. Applied Geochemistry, 2006, 21(6): 1016-1029.

[25] 曹慧丽, 李伟, 苏春利, 等. 水化学及硫同位素对大冶矿区地下水硫酸盐污染的指示 [J]. 地球科学, 2023, 48(9): 3432-3443.
CAO H L, LI W, SU C L, et al. Indication of hydrochemistry and δ^{34}S-SO_4^{2-} on sulfate pollution of groundwater in Daye mining area[J]. Earth Science, 2023, 48(9): 3432-3443. (in Chinese with English abstract)

[26] 雍亮, 王毅博, 冯民权. 混合土地利用下长河流域硝酸盐污染源解析 [J]. 环境科学学报, 2023, 43(7): 56-69.
YONG L, WANG Y B, FENG M Q. Analysis of nitrate pollution sources in Changhe River basin under mixed land use[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(7): 56-69. (in Chinese with English abstract)

[27] TORRES-MARTÍNEZ J A, MORA A, MAHLKNECHT J, et al. Estimation of nitrate pollution sources and transformations in groundwater of an intensive livestock-agricultural area (Comarca Lagunera), combining major ions, stable isotopes and MixSIAR model[J]. Environmental Pollution, 2021, 269: 115445.

[28] KIM S H, KIM H R, YU S, et al. Shift of nitrate sources in groundwater due to intensive livestock farming on Jeju Island, South

Korea: With emphasis on legacy effects on water management[J]. Water Research, 2021, 191: 116814.

[29] PINZONE M, DAMSEAUX F, MICHEL L N, et al. Stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulphur and mercury concentrations as descriptors of trophic ecology and contamination sources of Mediterranean whales[J]. Chemosphere, 2019, 237: 124448.

[30] 张东, 刘丛强, 汪福顺, 等. 农业活动干扰下地下水无机碳循环过程研究 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(11): 3359-3370.
ZHANG D, LIU C Q, WANG F S, et al. Inorganic carbon cycling in subsurface environment influenced by agricultural activities[J]. China Environmental Science, 2015, 35(11): 3359-3370. (in Chinese with English abstract)

[31] LI S L, LIU C Q, LI J, et al. Geochemistry of dissolved inorganic carbon and carbonate weathering in a small typical karstic catchment of Southwest China: Isotopic and chemical constraints[J]. Chemical Geology, 2010, 277(3/4): 301-309.

[32] WIDORY D, PETELET-GIRAUD E, NÉGREL P, et al. Tracking the sources of nitrate in groundwater using coupled nitrogen and boron isotopes: A synthesis[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(2): 539-548.

[33] 孙厚云, 卫晓锋, 甘凤伟, 等. 滦河流域中上游富锶地下水成因类型与形成机制 [J]. 地球学报, 2020, 41(1): 65-79.
SUN H Y, WEI X F, GAN F W, et al. Genetic type and formation mechanism of strontium-rich groundwater in the upper and middle reaches of Luanhe River basin[J]. Acta Geoscientica Sinica, 2020, 41(1): 65-79. (in Chinese with English abstract)

[34] HAN G L, LIU C Q. Water geochemistry controlled by carbonate dissolution: A study of the river waters draining karst-dominated terrain, Guizhou Province, China[J]. Chemical Geology, 2004, 204(1/2): 1-21.

[35] HOSONO T, WANG C H, UMEZAWA Y, et al. Multiple isotope (H, O, N, S and Sr) approach elucidates complex pollution causes in the shallow groundwaters of the Taipei urban area[J]. Journal of Hydrology, 2011, 397(1/2): 23-36.

Summary for “晋祠泉域西边山岩溶关键带地下水污染机制”

Groundwater pollution mechanisms in karst critical zone of western mountain of the Jinci Spring area

GAO Xubo*, WANG Qian, MAO Zhifeng, ZHANG Xin, DUAN Yan

School of Environmental Studies, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430078, China

* Corresponding author, E-mail: xubo.gao.cug@gmail.com

Abstract: [**Objective**] Karst groundwater resources are vital water sources in China. Due to the combined effects of global climate change and intense human activities, such as coal mining, groundwater quality in the Jinci Spring area has deteriorated. Identifying water environmental issues and understanding the groundwater pollution mechanisms in the karst critical zone of this area are crucial for the protection of karst groundwater resources. [**Methods**] The groundwater quality in the spring area was evaluated using the entropy weight method and water quality index. Based on the water quality assessment, isotopic tracing of sulfate oxygen and nitrate nitrogen in groundwater was further performed to trace pollution sources. Additionally, the pollution pathways in karst groundwater were identified through the analysis of inorganic carbon isotopes, strontium isotopes, and sulfur isotopes. [**Results**] The results showed that the average sulfate concentration in karst groundwater was 582.07 mg/L, while the nitrate concentration in pore water reached 424.72 mg/L, indicating obvious sulfate and nitrate pollution in the groundwater from the study area. Sulfur isotopes in the polluted karst water exhibited a remarkable negative deviation, and the strontium and carbon isotopic characteristics of nitrate-polluted karst water resemble to those of deep pore water. The primary source of excessive sulfate in groundwater is sulfide oxidation and gypsum dissolution, while sewage discharge and manure input are the important sources of nitrate pollution. The main pollution pathways in karst aquifers include reverse recharge from pore water and cascade recharge from upper-layer goaf water. [**Conclusion**] This study provides important scientific evidence for the control of karst groundwater pollution and the rational development and utilization of karst water resources in the Jinci Spring area.

Key words: groundwater pollution; Jinci Spring area; isotopic tracing; water quality assessment

Received: 2024-05-23; Revised: 2024-07-23; Accepted: 2024-07-26

doi: 10.19509/j.cnki.dzkq.tb20240278