

重庆市浅层地下水污染源解析与环境影响因素识别

张 虹^{1,2}, 魏兴萍^{1,2}, 彭名涛¹

1.重庆师范大学, 地理信息系统应用研究重庆市高校重点实验室, 重庆 401331

2.重庆师范大学地理与旅游学院, 重庆 401331

摘要:为了有效防控山地城市复杂地质条件下的浅层地下水污染,明晰地下水污染的影响因素,基于重庆82个浅层地下水监测点的15项水质指标,运用绝对主成分-多元线性回归模型(APCS-MLR),解析不同水质指标的污染源因子,量化因子对地下水水质的贡献率;基于地下水脆弱性理论,借助地理探测器识别岩溶区、非岩溶区地下水污染的关键影响因素。结果表明:①重庆市浅层地下水受人类活动影响大,总大肠杆菌群、Fe、Mn等元素超标率在50%以上;②重庆市浅层地下水污染源因子主要包括淋溶富集-城镇生活污染因子(贡献率42%)、地质环境背景因子(17.83%)、工业污染因子(13.74%)、农业污染因子(6.78%),方差累计贡献率为80.34%;③重庆市浅层地下水污染强度空间分布总体呈现西部都市区及周边>中部>东南部>东北部的空间分布格局。土地利用类型、坡度、土壤质地等3个因子对全域地下水污染具有较高的解释力,是浅层地下水污染的关键影响因子;④土地利用类型与降雨强度、土地利用类型与水力传导系数、土壤与坡度等双因子交互非线性增强了对重庆市浅层地下水污染的解释力。研究显示:污染源强与路径因子相结合能更好地解释地下水污染差异化;地理探测器为识别地下水污染影响因子提供了有效的探索方法。

关键词:浅层地下水; 绝对主成分-多元线性回归模型; 源解析; 地下水脆弱性

中图分类号: X824 文章编号: 1001-6929(2021)12-2896-11

文献标志码: A DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2021.08.10

Analysis of Pollution Sources and Identification of Environmental Influencing Factors of Shallow Groundwater in Chongqing, China

ZHANG Hong^{1,2}, WEI Xinpingle^{1,2}, PENG Mingtao¹

1.Key Laboratory of GIS Application and Research, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China

2.College of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China

Abstract: In order to effectively prevent the shallow groundwater pollution under complex geological conditions in mountain city Chongqing, and to clarify the environmental impact of regional shallow groundwater pollution, based on 82 shallow groundwater samples and 15 key groundwater quality indicators, this study used absolute principal component score-multiple linear regression model (APCS-MLR) to quantify the source contribution rate of each pollution factor. Based on the theory of groundwater vulnerability, the key environmental factors of groundwater pollution in non-karst/karst areas were identified by geographical detectors. The results showed that: (1) Human activities significantly influenced the shallow groundwater quality in Chongqing, and the exceed rate of E. coli group, Fe, Mn reached 50%. (2) The pollution factors of shallow groundwater included leaching enrichment-urban living pollution with contribution of 42%, geological environment 17.83%, industrial pollution 13.74%, agriculture pollution 6.78% and the cumulative variance contribution of 80.34%. (3) The spatial distribution of shallow groundwater pollution intensity from large to small was in order of the western cities, the middle, the southeast, the northeast. (4) The land use, slope, soil texture were key influencing factors of the shallow groundwater pollution in karst/non-karst region in Chongqing. Land use and rainfall intensity, land use types and rock hydraulic conductivity coefficient, soil and slope enhanced their influence on the shallow groundwater pollution. The combination of pollution source strength and path factors can better explain the difference of groundwater pollution. Geographical detector provides an effective exploration method for identifying factors of groundwater pollution.

收稿日期: 2021-04-06 修订日期: 2021-07-27

作者简介: 张虹(1978-),女,内蒙古呼和浩特人,副教授,博士,主要从事区域开发与环境科学的研究,zh_angh@cqnu.edu.cn.

基金项目: 国家自然科学基金项目(No.41807498); 国家重点基础研究发展计划项目(No.2019YFC1805502); 重庆市教委科技项目(No.KJQN201800525)

Supported by National Natural Science Foundation of China (No. 41807498); National Key Research and Development Program of China (No.2019YFC1805502); Chongqing Education Committee Science and Technology Program, China (No.KJQN201800525)

Keywords: shallow groundwater; APCS-MLR; source apportionment; groundwater vulnerability

地下水作为重要的水资源,其环境安全是全球关注的重点问题之一^[1]. 人类活动对地下水质量影响日趋严重,污染物负荷增加是导致地下水环境退化的重要原因之一^[2]. 不同的水文地质条件,污染物地下的迁移方式不同,进入地下水的比例和对水质的贡献率也不同^[3]. 解析污染源排放与水质之间的响应关系,从污染源、路径等方面识别区域地下水污染的主要环境影响因素,对防控地下水环境污染及保护地下水安全具有重要意义.

快速准确识别污染源是地下水污染防治的关键. 目前,基于“源-受体”污染特征的多元统计模型法是常用的快速污染源定量解析方法之一^[4-7]. 如主成分分析法、因子分析法、多元回归法及多种统计方法的联合和改进等,已广泛应用于湖泊^[8-9]、河流^[10-12]、地下水^[4,13-14]等污染源解析和水质空间分布研究中,定量反映了各污染因子对水质指标的贡献率. 现有研究为识别地下水的污染源及分布提供了重要理论和方法. 但地下水系统结构复杂,污染影响因素众多,除污染源强外,环境因素对地下水污染也有一定的影响. 目前地下水污染源解析研究中,少有考虑污染过程中环境因子的影响,而不同区域环境因子对地下水污染的影响差异显著,在地质条件复杂的山地地区表现尤为突出^[15]. 该研究以地下水脆弱性为理论依据,选取地下水埋深、土壤介质、含水层介质、降水、地形坡度等自然和土地利用等人类活动因子^[16-18],识别地下水污染路径中的关键因素,进一步认识自然环境、水文地质条件对污染物迁移转化的影响,优化地下水污染防控,实现地下水精细化监测和管理.

重庆地处西南,地质条件复杂,地下水环境敏感,且重庆作为长江流域重要生态屏障和全国水资源战略储备库,其水资源安全事关重庆长远发展和国家战略. 该研究采用重庆市82个浅层地下水监测数据,运用绝对主成分-多元线性回归(APCS-MLR)模型,解析浅层地下水污染源,量化污染因子贡献率;借助地理探测器,识别污染物迁移关键环境影响因素,不仅对重庆水资源安全和应急水源保障具有现实意义,也为浅层地下水资源的监测和有效管理提供科学依据.

1 研究区概况

重庆市地处四川盆地东缘,面积 $8.24 \times 10^4 \text{ km}^2$,地貌类型多样,以中、低山地为主,占市域的75%以上. 区域地形起伏大,总体呈现东、东南、南部地势高,中、西部地势低. 重庆属于亚热带季风气候,雨量充沛,年

均降雨量1 000~1 400 mm,但时空分布不均,降雨时间集中(5—10月),雨热同季. 土壤类型多样,黄壤、紫色土和水稻土占主导,集中分布于中、西平行岭谷之间丘陵地区,构成重庆市农业基本生产力的基础. 重庆市土地利用类型包括耕地、园地、林地、草地、建设用地等,其中,林地面积($3.81 \times 10^4 \text{ km}^2$)最大,占市域的46.22%;耕地次之,面积 $2.43 \times 10^4 \text{ km}^2$,占29.51%,主要分布在中西部丘陵地区^[19]. 境内地质结构复杂多样,地跨扬子准台地和秦岭褶皱系两大地质构造单元,地层自震旦系板溪群至第四系均有出露. 重庆地下水资源量约为 $160.7 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$,空间分布差异大. 区内碳酸盐分布广,面积约 $3.0 \times 10^4 \text{ km}^2$,占市域的36.5%. 地下水类型以碳酸盐岩溶水为主,见图1,约 $118.4 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$,占比73.7%,分布在渝东北大巴山褶皱山地,渝东南巫山一大娄山褶皱山地及中西部平行岭谷区的背斜轴部,化学类型以Ca-HCO₃型或Ca(Mg)-HCO₃型为主^[20]. 岩溶区地貌破碎、表层土壤薄,缺少天然过滤层,污染物易通过裂隙、落水洞直接进入地下含水层或地下河,造成地下水污染^[21]. 除岩溶水外,其余多属红层区地下水,包括基岩裂隙水、碎屑岩孔隙裂隙水、松散岩孔隙水等地下水类型,主要分布在渝西北丘陵区及中部平行岭谷地区,该地区受到人类活动影响地下水呈Na+Ca-HCO₃型、Na+Ca-SO₄型、Na+Ca-Cl型或Ca-SO₄+HCO₃型^[20]. 渝西人口集聚,人口密度约400人/km²,城镇化、工业化程度高,生产生活污染负荷高,且地下水资

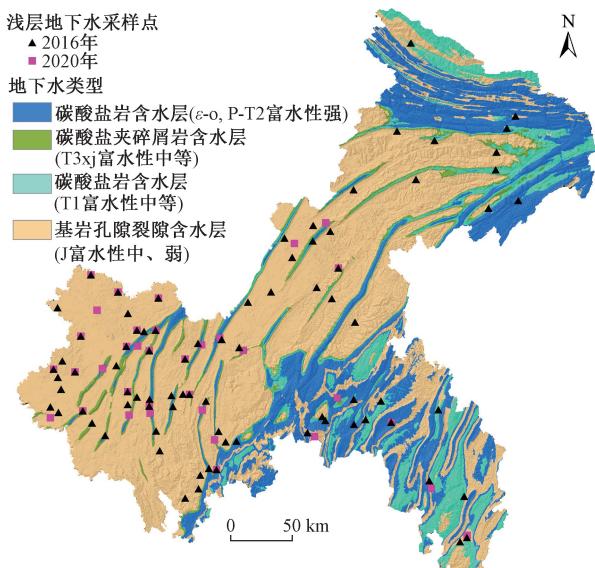


图1 重庆市浅层地下水类型及采样点分布

Fig.1 Sampling points and groundwater type in Chongqing

源相对短缺,属重庆市地下水污染重点防控区.

2 数据与方法

2.1 数据来源

研究涉及自然环境要素、人类活动要素和水质监测等数据,具体包括:2016年重庆市月均降雨数据(中国气象科学数据中心,<http://data.cma.cn>);ASTER GDEM 30M(地理空间数据云,<http://www.gscloud.cn>);重庆市1:200 000水文地质图及调查报告(重庆市地质勘测院);重庆市1:250 000土壤类型数据,2015年重庆市30 m土地覆被数据(国家地球系统科学数据中心,<http://www.geodata.cn/>);重庆市土壤质地(中国科学院资源环境科学数据中心,<http://www.resdc.cn>);2016年7—12月重庆市82个浅层地下水采样点的水质监测数据(长江水利委员会水文局长江上游水环境监测中心);2020年10—11月重庆市34个地下水采样点的水质监测数据(重庆市生态环境局).根据重庆地下水环境差异性特征,同时参照GT/T 14848—2017《地下水质量标准》,该文选取的水质指标包括NH₃-N、COD_{Mn}、F⁻(氟化物)、NO₃⁻、Mn、Fe、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、Cl⁻、SO₄²⁻、CO₃²⁻、TH(总硬度)、TDS(溶解性总固体)、总大肠杆菌群共15项.

2.2 数据处理及研究方法

2.2.1 基于APCS-MLR的源解析

APCS-MLR模型是对原始地下水水质监测数据进行标准化和因子分析,提取主成分得分;计算绝对真实因子得分(APCS),即主成分因子得分和绝对零值因子得分之差^[8,14];最后以实测水质浓度为因变量,以APCS为自变量,基于多元线性回归模型(MLR),计算各公因子对水体指标的贡献率.

$$(A_z)_{jk} = \sum_{j=1}^p w_j \times z_k \quad (1)$$

式中: $z_k = (c_k - \bar{c})/\sigma$,表示k采样点标准化的污染物浓度,mg/L;j为PCA过程中得到的主成分序号;(A_z)_{jk}为主成分的得分值; w_j 为第j主成分的因子系数; c_k 为k采样点的污染物浓度,mg/L; \bar{c} 为污染物浓度的算术平均值,mg/L; σ 为污染物浓度标准差,mg/L.

$$\text{APCS}_{jk} = (A_z)_{jk} - (A_0)_j \quad (2)$$

式中,(A₀)_j= $\sum_{i=1}^n [S_{ij} \times (Z_0)_i]$ 为零值下的主成分得分值,(Z₀)_i=(0- \bar{c})/ σ 为观测点零值标准化的污染物浓度,i为污染指标因子序号,S_{ij}为污染指标因子得分系数,n为样品数量.

$$C_k = \sum_{f=1}^v a_{kf} \times \text{APCS}_{kf} + b_k \quad (3)$$

式中, a_{kf} 为回归系数, b_k 为回归常数项, $a_{kf} \times \text{APCS}_{kf}$ 为污染源f对污染指标浓度C_k的贡献,v为污染源个数.

2.2.2 基于地理探测器的影响因素识别

基于“源—路径—受体”的地下水污染过程和地下水脆弱性理论,针对岩溶区和非岩溶区参照不同的脆弱性评价模型选取环境影响因子.岩溶区参照COP(径流-覆盖层-降雨)模型^[22],以土地利用类型、坡度、表层岩溶发育度、土壤、含水层岩性及降雨强度因子6个指标识别地下水污染的影响因素,指标分级参照表1^[22-23];针对非岩溶区(红层区)参照考虑人为影响的DRASTIC改进模型^[24-25],从地下水位埋深、净补给量、含水层介质类型、土壤介质类型、地形坡度、渗流区介质类型、含水层水力传导系数及土地利用类型8个指标识别地下水污染影响因素,分级参照见表2^[24-26],空间分布见图2~4,并利用ArcGIS软件中Extract Value to Points工具,获取采样点对应的影响因素值.借助地理探测器中的因子探测和交互探测分析以上各因子对不同区域浅层地下水污染是否有影响及其大小.地理探测器是基于统计学方法探测事件空间分异性及驱动因素的工具,其中因子探测是用q值度量自变量(X)对因变量(Y)空间分异的影响程度,即解释力.q的计算公式^[27]:

$$q = 1 - \left[\sum_{h=1}^L \sigma_h^2 N_h / (N\sigma^2) \right] \quad (4)$$

式中,q是衡量各环境要素与浅层地下水污染空间分布相关性的值,N、 σ^2 分别为样本量和方差,N_h和 σ_h^2 分别为h层样本量和方差. $q \in [0,1]$,q值越大,相关性越强,反之越弱.

表1 岩溶区地下水污染环境影响因素分级标准^[22-23]

Table 1 Classification standard of groundwater pollution influence factors in karst area^[22-23]

分级	土地利用类型	坡度/(°)	表层岩溶发育度	土壤类型	岩性	降雨强度/(mm/d)
1	未利用地	>30	不发育	水稻土	泥岩	<10
2	林地、草地、水域	15~30	裂隙发育	潮土	砂岩夹泥岩	10~15
3	建设用地	5~15	发育	棕壤、黄褐土、石灰土	碎碳酸盐岩夹碎屑岩	16~20
4	耕地	<5	强发育	黄壤、黄棕壤、紫色土	白云岩、石灰岩	>20

表2 非岩溶区地下水污染环境影响因素分级标准^[24-26]Table 2 Classification standard of pollution influence factors of groundwater in non-karst area^[24-26]

分级	地下水位埋深/m	净补给量/mm	含水层介质类型	土壤介质类型	坡度/(°)	渗流区介质类型	含水层水力传导系数/(m/d)	土地利用类型
1	>50	<800	泥岩	黏土	>30	承压层	<5	未利用地
2	50	800~1 200	砂岩夹泥岩	砂质黏土	16~30	砂岩	16~20	林地、草地、水域
3	30	1 200~1 500	碎碳酸盐岩夹碎屑岩	壤土	5~15	层状灰岩	21~30	建设用地
4	<20	>1 500	白云岩、石灰岩	砂质壤土	<5	玄武岩、岩溶灰岩	>30	耕地

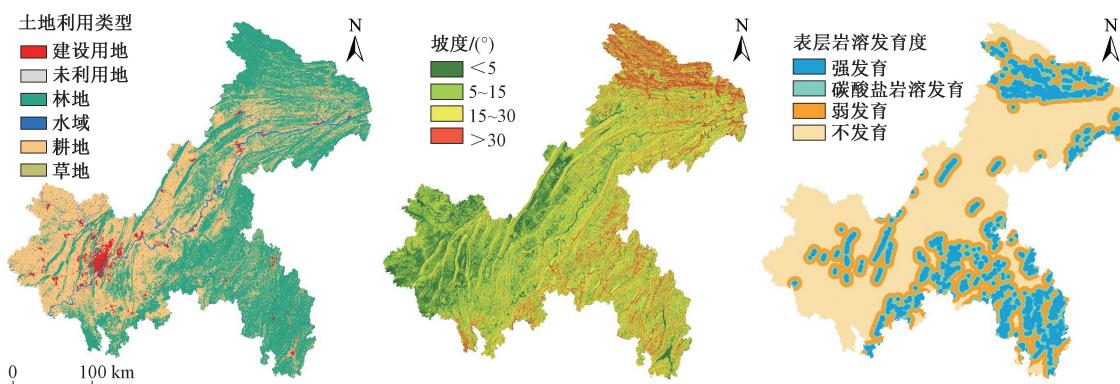


图2 土地利用类型、坡度分布及表层岩溶发育度分布

Fig.2 Land use types, slope gradient and development of surface karst

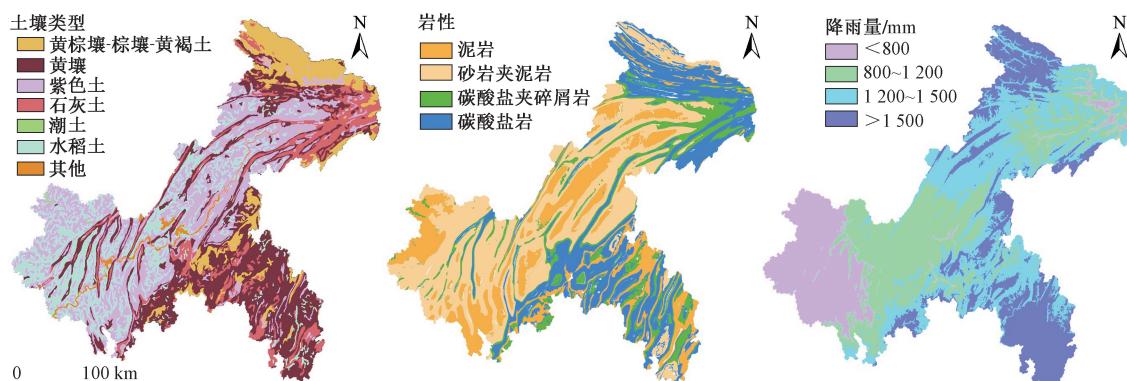


图3 土壤类型分布、含水层岩性分布及降雨分布

Fig.3 Soil types, lithologic features and rainfall distribution

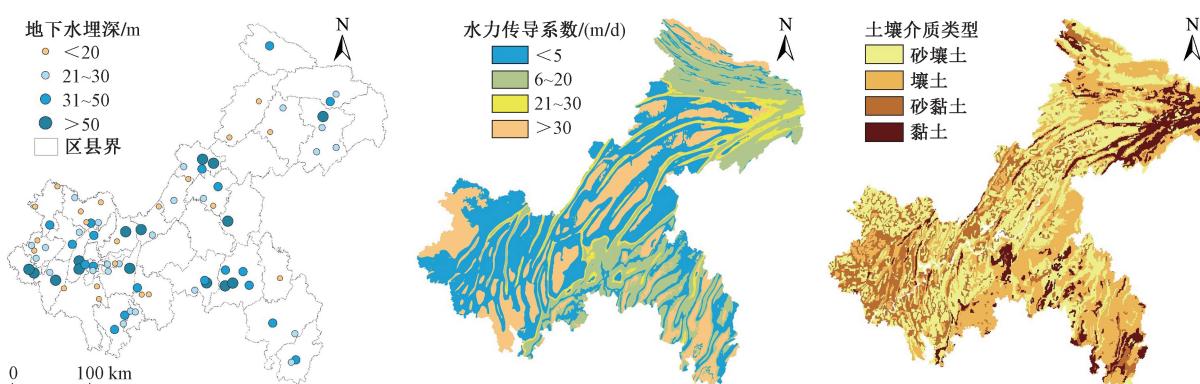


图4 地下水埋深, 水力传导系数及土壤质地

Fig.4 Ground water depth of sampling sites, fluid conductivity and soil media types

交互探测是评估不同因子 X₁、X₂ 共同作用时,是否增加或者减弱了对 Y 的解释力,具体包括独立、非线性增强、非线性减弱、单因子非线性减弱、双因子增强^[27]。

3 结果与讨论

3.1 重庆市浅层地下水水质分析

重庆作为典型的人口密集山地城镇,水文地质结构复杂,地下水类型多样,天然化学特性差异大。浅层地下水受原生地质环境限制和人类活动长期影响,组分复杂,水质空间异质性高。重庆市 82 个浅层地下水采样点的水质参数统计(见表 3)显示:Cl⁻、Na⁺、Ca²⁺、

TH 及 TDS 等水质参数变异系数均高于 3,变异性大;同时,受人类活动影响,NH₃-N、NO₃⁻、总大肠杆菌群等水质参数,也存在不同程度的异质性(变异系数>1)。

以 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》中Ⅲ类标准为依据,重庆市浅层地下水总大肠杆菌群、Fe 超标严重,超标率分别为 92% 和 80.72%,其中,总大肠杆菌最高超标 170 倍,Fe 最高超标 99 倍,其次是 Mn、COD_{Mn},超标率均达 20%。重庆市浅层地下水受人类活动影响明显,农业面源污染问题突出。

3.2 污染源解析

通过极差法对原始水质指标进行标准化,采用

表 3 重庆市浅层地下水水质参数统计结果

Table 3 Statistics of water quality parameters of shallow groundwater in Chongqing

水质指标	最小值/(mg/L)	最大值/(mg/L)	平均值/(mg/L)	标准差/(mg/L)	变异系数	超标率/%
Cl ⁻	1.76	18 404.09	450.89	2 591.11	5.75	7.23
Na ⁺	0.59	7 877	221.33	977.50	4.42	7.23
TDS	125	30 109	1 288.32	4 383.04	3.4	—
Ca ²⁺	3.24	6 333	216	731.04	3.38	—
CO ₃ ²⁻	0	47.8	2.12	6.90	3.25	—
TH	20.2	16 214.6	601.13	1 874.13	3.12	19.28
SO ₄ ²⁻	2.04	3 704.46	221.49	568.57	2.57	13.25
NH ₃ -N	0.02	4.71	0.37	0.69	1.85	—
Fe	0	29.76	2.63	4.33	1.65	80.72
Mn	0	1.90	0.22	0.33	1.50	50.20
NO ₃ ⁻	0.09	18.92	2.17	3.22	1.48	12.03
总大肠菌群 ¹⁾	20	16 000	4 191	6 171	1.47	92.00
F ⁻	0.04	4.46	0.61	0.79	1.28	15.66
COD _{Mn}	0.80	24.40	2.34	2.76	1.18	20.68
Mg ²⁺	1.96	97.20	15.10	16.31	1.08	—

注: 1) 单位为 MPN/L。

KMO-Bartlett 球形检验变量间的相关程度,KMO 值为 0.674,显著性 P 值接近 0,表明数据适合进行因子分析,且因子间具有相关性。借助 SPSS 的因子分析工具,提取出 5 个公因子(特征大于 1),累积贡献率为

80.34%(见表 4);以旋转后的因子荷载矩阵突出各公因子载荷的典型指标变量(见表 5);基于 APCS-MLR 模型,计算各公因子对水质指标的贡献率(见表 6);利用 ArcGIS 空间插值模块绘制公因子分布图(见图 5~6)。

表 4 重庆市浅层地下水成分解释总方差

Table 4 Total variance of interpretation of shallow groundwater composition in Chongqing

主成分	初始特征值			提取载荷平方和			旋转载荷平方和		
	总计	方差贡献率/%	累积贡献率/%	总计	方差贡献率/%	累积贡献率/%	总计	方差贡献率/%	累积贡献率/%
F1	6.30	42.00	42.00	6.30	42.00	42.00	6.09	40.61	40.61
F2	2.06	13.74	55.74	2.06	13.74	55.74	2.07	13.79	54.40
F3	1.59	10.61	66.34	1.59	10.61	66.34	1.54	10.28	64.68
F4	1.08	7.22	73.57	1.08	7.22	73.57	1.22	8.12	72.80
F5	1.02	6.78	80.34	1.02	6.78	80.34	1.13	7.54	80.34

表5 旋转后的因子载荷矩阵

Table 5 Rotated factor loading matrix

水质指标	F1	F2	F3	F4	F5
TDS	0.978	0.046	0.040	0.031	-0.050
Cl ⁻	0.970	-0.089	0.017	0.100	-0.042
TH	0.967	0.031	0.034	0.120	0.030
Ca ²⁺	0.964	0.023	0.037	0.128	0.029
Na ⁺	0.847	0.021	0.035	-0.035	-0.118
COD _{Mn}	0.841	0.136	0.033	0.377	0.025
Mg ²⁺	0.781	0.236	-0.043	-0.154	0.039
NH ₃ -N	-0.011	0.812	-0.033	0.137	-0.186
Fe	-0.051	0.793	-0.064	0.369	0.092
SO ₄ ²⁻	0.338	0.727	0.136	-0.298	-0.004
F ⁻	0.146	-0.142	0.822	0.122	0.070
CO ₃ ²⁻	-0.046	0.163	0.794	-0.248	-0.064
Mn	0.368	0.321	-0.086	0.751	0.033
总大肠菌群	-0.107	-0.116	0.109	0.138	0.857
NO ₃ ⁻	0.092	0.041	-0.431	-0.325	0.568

表6 公因子污染贡献率

Table 6 Contribution of common factor pollution

水质指标	因子贡献率/%					
	F1	F2	F3	F4	F5	本体污染源
NH ₃ -N	0.64	57.22	1.90	7.98	20.83	11.43
COD _{Mn}	59.59	9.62	2.33	26.73	1.74	0.00
F ⁻	11.20	10.90	63.19	9.34	5.38	0.00
总大肠菌群	8.05	8.72	8.20	10.38	56.31	8.35
NO ₃ ⁻	6.34	2.83	29.03	22.41	33.63	5.74
Mn	16.53	14.45	3.85	33.77	1.48	29.93
Fe	3.62	55.87	4.48	25.99	6.46	3.57
Na ⁺	80.18	2.01	3.27	3.31	11.21	0.02
Ca ²⁺	81.36	1.95	3.10	10.87	2.48	0.25
Mg ²⁺	61.67	18.65	3.38	12.18	3.04	1.06
CO ₃ ²⁻	3.41	12.12	58.93	18.45	4.73	2.36
Cl ⁻	79.67	7.29	1.41	8.21	3.41	0.01
SO ₄ ²⁻	17.86	38.38	7.21	15.74	0.23	20.57
TH	81.82	2.62	2.89	10.13	2.53	0.01
TDS	85.43	4.01	3.51	2.70	4.35	0.00

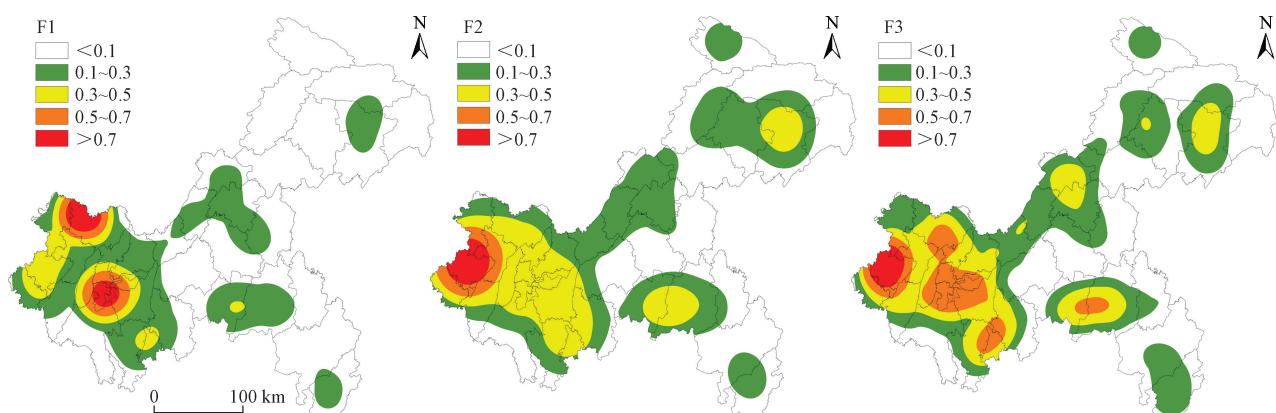


图5 重庆市浅层地下水污染主导因子F1、F2、F3的空间分布

Fig.5 Spatial distribution of F1, F2, F3 of shallow groundwater pollution in Chongqing

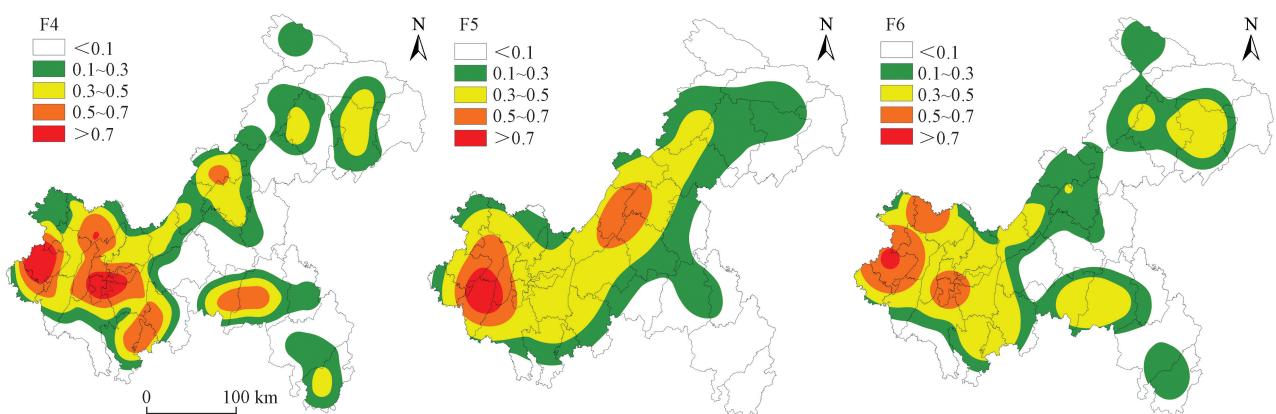


图6 重庆市浅层地下水污染主导因子F4、F5和F的空间分布

Fig.6 Spatial distribution of F4, F5 and F of shallow groundwater pollution in Chongqing

从数据分析结果(见表 4~6)和公因子空间分布(见图 5~6)来看,F1 特征值为 6.30,方差贡献率达 42.00%,主要载荷为 Cl^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、TH、TDS、 COD_{Mn} ,对各指标贡献率接近或超过 60%。主要分布于重庆西部九龙坡、大渡口等人口集聚的都市核心区,合川区渭沱组团污水处理场、铜梁城市污水处理场周边丘陵区。区域属褶皱构造,为基本骨架形成多层平行岭谷式地貌,地下水以基岩(红层)孔隙裂隙水为主,并有背斜轴部及两侧的碳酸盐岩溶水和零星分布的松散堆积层孔隙水^[28]。山地轴部岩性以石灰石、方解石、白云石等碳酸盐岩为主,受地形、气候湿热和雨量充沛影响,含水层孔隙、裂隙发育和径流条件好,强烈的溶滤作用使得 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 等离子从背斜山地地带向两翼的丘陵地区迁移,随水力坡度和水岩作用减弱,在丘陵地区富集,区域地下水矿化度一般在 0.1~0.5 g/L,TDS、TH 值较高。此外,采样点多集中在洼地、河谷等主要生产生活区, Cl^- 、 COD_{Mn} 浓度较高,主要来源于城镇生活废水、下水管泄露、化粪池、垃圾填埋场、污水处理场渗漏等,F1 主要属于淋溶富集-城镇生活污染因子。

F2 特征值为 2.06,方差贡献率为 13.74%,主要载荷为 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、Fe、 SO_4^{2-} ,贡献率分别为 57.22%、55.87% 和 38.38%,对 COD_{Mn} 的贡献率为 9.62%。F2 高值区主要集中在渝西大足、周边荣昌、铜梁等地区,区域交通便利、经济发展较好。受自然条件影响,重庆母质岩土普遍含 Fe,且分布广,在长期水岩作用下,淋溶进入地下水,使得地下水 Fe 元素含量高; SO_4^{2-} 主要源于硫酸盐沉积物的溶滤-富集,且 SO_4^{2-} 具有良好的迁移性,易进入地下水; $\text{NH}_3\text{-N}$ 来源以点源为主,区域采煤、火电厂建设等工矿活动频繁^[29],加之煤系含硫量高,煤炭堆积、采矿废水等处置不当等均可能导致 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 SO_4^{2-} 等超标;另外,重庆市冶金、汽车、摩托车、机械制造、生物工程、天然气深加工、煤矿等产业集中分布于西部方山丘陵地区,如工业废水池泄露、传输管道破裂等,均会使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量较高的工业废水排放到附近河流,经地表-地下水力交换导致地下水污染。除受地质环境影响外,F2 主要属于工业污染因子。

F3 主要载荷为 CO_3^{2-} 、 F^- ,对 CO_3^{2-} 、 F^- 的贡献率分别为 58.93%、63.19%。F4 主要载荷为 Mn,对其贡献率为 33.77%,对 Fe、Ca、Na、 SO_4^{2-} 等指标贡献率也超过 10%。F3 和 F4 空间分布相似,高值区集中在重庆西部、中部和东南局部。重庆西部都市区人类活动强度大,加速山脊碳酸盐溶解,并在丘陵缓坡富集,使

得西部地区 CO_3^{2-} 含量高;另外,重庆是我国重要的老工业基地,煤、铁、石油、天然气等矿产资源丰富,且原冶金和钢铁厂多集中于西部九龙坡、大渡口等都市区及周边,导致地下水 Fe、Mn、 F^- 含量较高;重庆东南部为扬子陆块南部被动边缘褶皱带,碳酸盐岩分布广, CO_3^{2-} 来源于碳酸盐矿物溶解,由于燕山期盖层褶皱发育,断层产生,地下水热液成矿条件好,形成规模较大的锰、硫铁、汞、铅锌、萤石 (CaF_2)、重晶石等层控矿床^[30],在水岩作用下 Fe、Mn、 F^- 进入地下水,导致区域地下水对应水质超标。另外,重庆境内大部分土壤母质铁、锰等元素含量高,有效铁大于 20 mg/kg 的土壤占区域面积的 57.1%,有效锰大于 30 mg/kg 占比在 56.9% 以上,集中分布于重庆西部、东南部及城口县北部^[31],在红层水偏酸性(pH 为 6.40~6.58)环境中,Fe、Mn 更易淋溶进入地下水。F3 和 F4 主要属于地质环境背景因子。

F5 主要载荷为 NO_3^- 、总大肠菌群等,F5 对 NO_3^- 、总大肠菌群、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 Na^+ 等指标贡献率较大,分别为 56.31%、33.65%、20.83% 和 11.21%,F5 高值区主要分布在渝西丘陵区及中部平行岭谷地区。区域地势平坦,交通便利,土壤肥力较好,基本农田连片分布,适合大面积农业生产,是重庆主要的粮食生产地区^[32]。在农业生产过程中,长期使用农药化肥,氮污染物在土壤中与矿物反应形成 NO_3^- 渗入地下水系统造成污染。同时,区域承载了重庆市大部分规模化畜禽养殖和农产品加工企业,农业种植农药化肥的使用、农村生活污水、农村生活垃圾等无序排放^[33],畜禽养殖过程中产生的污水、动物的粪便和病死的畜禽等废弃物,未进行处理和合理地资源化利用,污染物随土壤、地表水迁移至地下,地下水总大肠杆菌群严重超标,总氮污染负荷高,农业面源污染较为突出。F5 主要属农业生活生产污染因子。

以因子方差贡献率大小(见表 4)为基础,贡献率越大权重越大,贡献率越小权重越小,计算因子权重,加权求得综合污染指数(F)。结果显示,渝西都市区及周边合川、大足等地的浅层地下水综合污染指数高,该区生活、工业、农业污染负荷大, COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、总大肠杆菌群等指标均超标,而渝东南、渝东北地下水水质相对较好。

3.3 浅层地下水污染影响因素识别

通过地理探测器对重庆岩溶区、非岩溶区浅层地下水综合污染指数(F)的空间分异进行环境影响因子探测,岩溶区各环境因子对浅层地下水污染的解释力(q 值)表现为土地利用类型(0.913)>坡度

(0.891)>土壤质地(0.697)>降雨强度(0.525)>表层岩溶发育(0.357)>含水层岩性(0.232)(见表7)、非岩溶区表现为土地利用类型(0.956)>坡度(0.923)>土壤质地(0.781)>含水层水力传导系数(0.423)>地下水水位埋深(0.344)>渗流区介质类型(0.292)>含水层岩性(0.225)>净补给量(0.168)(见表8)。全域土地利用类型、坡度和土壤与地下水污染程度具有强相关性,且显著性水平均小于0.05。土地利用类型直接反映人类活动强度,间接反映污染源强,土地利用类型对浅层地下水污染程度具有较强的解释力,从重庆市浅层地下水各采样点的用地类型可见,建设用地和耕地是 COD_{Mn}、NH₃-N、NO₃⁻、总大肠杆菌群等的重要来源,浅层地下水污染以城镇生活因子为主导。坡度反映区域地形对污染物迁移的影响,在山地地区表现尤为突出,污染物沿坡面随地表径流迁移至坡度较缓的丘陵地区,并富集进入地下水,表现出缓坡地区地下水综合污染指数明显高于陡坡地区,即重庆市浅层地下水综合污染指数(F)高值区主要分布于西部丘陵缓坡地区(见图5~6)。土壤质地反映污染物从地表迁移进入地下的难易程度,土壤粒径越大,孔隙度越高,土壤黏度越小,对污染物吸

附能力相对越弱,污染物越易通过土壤层进入地下含水层,造成地下水污染,表现为砾石>砂土>壤土>黏土。重庆西部土壤质地以砂土为主(见图4),渗透性好,该区浅层地下水易受到人类活动影响。降雨对于渝东南、渝东北岩溶地区浅层地下水污染的解释力高于渝中、西部非岩溶区。重庆岩溶地层以碳酸盐岩为主,加之降水丰富,岩溶作用强烈,溶隙、裂隙、落水洞等发育度高,地表水-地下水交换强烈^[34-35],而在中、西部的非岩溶地区,土壤厚度大,大气降水随地形由高到低径流,在低洼处汇集排出地表,故净补给量直接对该区浅层地下水污染的解释力不明显,不具有显著相关性;而地下水埋深,水力传导系数对该区浅层地下水污染具有一定解释力,表现为埋深越小污染指数越高,岩石水力传导系数越大污染指数越高。

因子交互探测结果显示,在岩溶区和非岩溶区,因子交互增强了对浅层地下水污染的解释力,属非线性增强。在岩溶区,相关性最强的3组交互因子分别为土地利用类型∩降雨强度(0.987)、土地利用类型∩坡度(0.965)、土壤∩坡度(0.954)(见表7)。在非岩溶区为土地利用类型∩坡度(0.979)、土地利用类型∩土壤质地(0.974)、坡度∩土壤质地(0.971)(见表8)。

表7 岩溶区因子探测及交互探测结果

Table 7 Results of factor detection and interactive detection in karst area

岩溶区探测因子	土地利用类型	坡度	土壤质地	降雨强度	表层岩溶发育	含水层岩性
土地利用类型	0.913 **					
坡度	0.965	0.891 **				
土壤质地	0.943	0.954	0.679 *			
降雨强度	0.987	0.941	0.913	0.525		
表层岩溶发育	0.941	0.925	0.871	0.597	0.357	
含水层岩性	0.939	0.931	0.846	0.566	0.231	0.232

注:数值表示地下水水质与环境因子的相关性显著水平P值,其中*表示P<0.1,**表示P<0.05。下同。

表8 非岩溶区因子探测及交互探测结果

Table 8 Results of factor detection and interactive detection in non-karst area

岩溶区探测因子	土地利用类型	坡度	土壤质地	含水层水力传导系数	地下水埋深	渗流区介质类型	含水层岩性	净补给量
土地利用类型	0.965 **							
坡度	0.979	0.923 **						
土壤质地	0.974	0.971	0.781 *					
含水层水力传导系数	0.968	0.967	0.821	0.423 *				
地下水埋深	0.961	0.932	0.799	0.523	0.344 *			
渗流区介质类型	0.957	0.925	0.792	0.541	0.368	0.292		
含水层岩性	0.956	0.923	0.788	0.512	0.352	0.311	0.225	
净补给量	0.956	0.923	0.783	0.487	0.345	0.295	0.231	0.168

土地利用类型间接反映污染源,是浅层地下水污染的关键因子,土地利用类型与坡度、土壤质地等因子交互作用,增强了对浅层地下水污染的解释,表明在相同土地利用类型下,浅层地下水污染空间分布与降雨、坡度、土壤、地下水埋深具有较强的相关性。

该文基于2016年的监测点数据研究重庆市浅层地下水污染源和影响因素,为了验证研究结果与现状浅层地下水污染是否存在较大差异。采用重庆市生态环境局提供的2020年10—11月34个位置相同或相近的浅层地下水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 COM_{Mn} 、 NO_3^- 、 Mn 、 Fe 、

TH 、 TDS 、总菌群8个水质指标进行对比发现,水质存在一定差异,各采样点水质均值有所下降,总体呈现好转趋势(见图7),但两个年份各水质指标空间分布差异不明显,如 COM_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ (见图8)。浅层地下水污染仍以农业面源污染最为普遍,工业、农业、生活污染相对集中于渝西都市区及周边,这与重庆市老工业基地的历史背景有一定关系。重庆浅层地下水水质相对稳定,但水质数据主要来源于限定时间内的地下水监测,而温度、降雨等实时气象数据对地下水水质有一定影响。

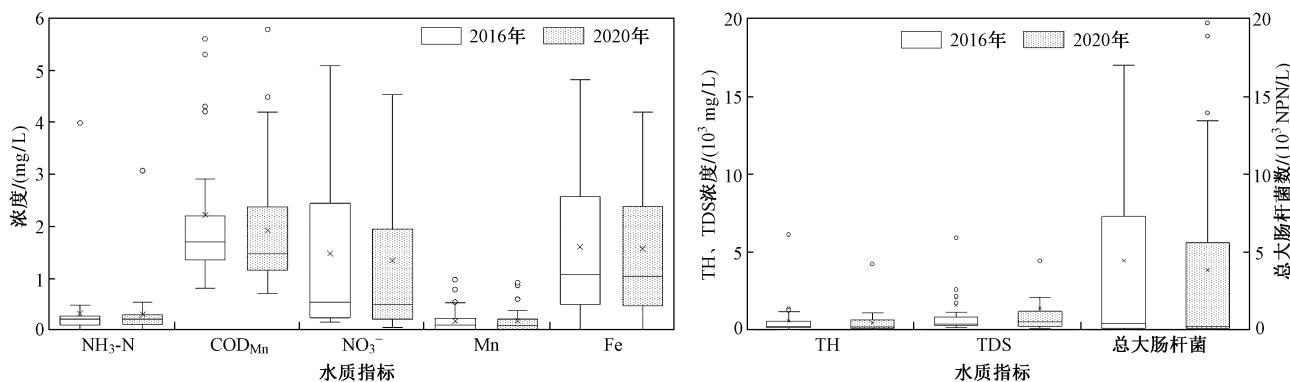


图7 重庆市2016年和2020年浅层地下水采样点水质参数统计对比

Fig.7 Water quality parameters comparison of shallow groundwater sampling points in 2016 and 2020, Chongqing

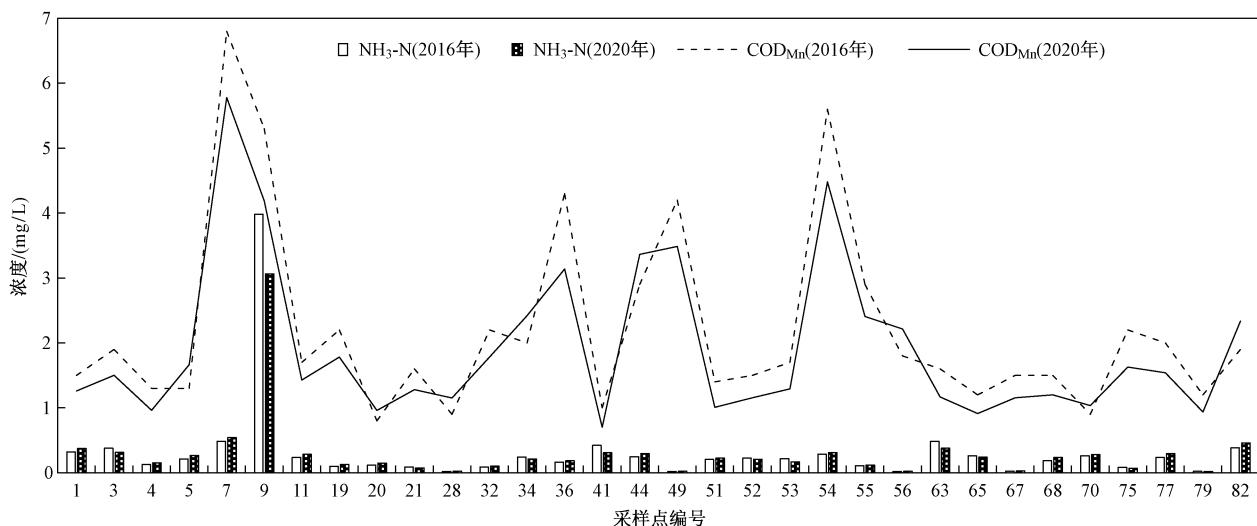


图8 重庆市2016年和2020年浅层地下水采样点 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 COD_{Mn} 浓度对比

Fig.8 Comparison of $\text{NH}_3\text{-N}$, COD_{Mn} of shallow groundwater sampling points in 2016 and 2020, Chongqing

4 结论

a) 重庆地区地下水水质参数中,以总大肠杆菌群超标最为严重,超标率大于90%。人类活动对区域地下水水质影响大;其次为 Fe 、 Mn 等元素,超标率达50%。主要是区域含 Fe 、 Mn 元素的岩土受淋溶作用,同时受矿山开采、煤炭产生等人类活动地表扰动影响,加速 Fe 、 Mn 元素进入地下水;重庆地下水以岩溶

水为主,地下水中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 分布广,水体矿化度高。

b) 基于APCS-MLR模型的源解析,可有效辨识淋溶富集-城镇生活污染(F1)、工业污染(F2)、地质环境(F3、F4)、农业污染(F5)等因子及空间分布。重庆市浅层地下水污染总体呈现西部都市区及周边>中部>东南部>东北部的空间格局,与区域人类活动

强度分布一致。

c) 基于地下水固有脆弱性理论,选取岩溶区、非岩溶区等不同地质条件的地下水污染风险的暴露要素,应用地理探测器可以快速识别出污染物向地下水迁移过程中的关键环境影响因素。土地利用类型、坡度、土壤质地等3个因素对岩溶区、非岩溶区地下水污染均有较高的解释力。而交互探测中,含水层水力传导系数 \cap 土地利用类型、降雨强度 \cap 土地利用类型等明显增强了非岩溶区、岩溶区土地利用类型单因子对地下水污染的解释力。即污染路径因子与源强组合能更好地解释地下水污染,且在不同区域其解释力差异明显。故地理探测器为识别地下水污染影响因子、预测区域地下水污染风险分布等研究提供了有效的探索方法。

参考文献(References):

- [1] HASAN M, RAI A K. Groundwater quality assessment in the Lower Ganga Basin using entropy information theory and GIS[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 274: 123077.
- [2] LIU J, WANG H, JIN D, et al. Hydrochemical characteristics and evolution processes of karst groundwater in carboniferous Taiyuan formation in the Pingdingshan coalfield [J]. Environmental Earth Sciences, 2020, 79(6): 1-14.
- [3] HESTER E T, FOX G A. Preferential flow in riparian groundwater: gateways for watershed solute transport and implications for water quality management [J]. Water Resources Research, 2020, 56(12): 25-32.
- [4] 李翔, 汪洋, 鹿豪杰, 等. 京津冀典型区域地下水污染风险评价方法研究[J]. 环境科学研究, 2020, 33(6): 1315-1321.
LI Xiang, WANG Yang, LU Haojie, et al. Groundwater pollution risk assessment method in a typical area of Beijing-Tianjin-Hebei Region [J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(6): 1315-1321.
- [5] CLOUTIER V, LEFEBVRE R, THERRIEN R, et al. Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system[J]. Journal of Hydrology, 2008, 353(3/4): 294-313.
- [6] SINGH C K, SHASHTRI S, MUKHERJEE S. Integrating multivariate statistical analysis with GIS for geochemical assessment of groundwater quality in Shiwaliks of Punjab, India [J]. Environmental Earth Sciences, 2011, 62(7): 1387-1405.
- [7] ZHANG X, HUI Q, CHEN J, et al. Assessment of groundwater chemistry and status in a heavily used semi-arid region with multivariate statistical analysis[J]. Water, 2014, 6(8): 2212-2232.
- [8] 后希康, 张凯, 段平洲, 等. 基于APCS-MLR模型的沱河流域污染来源解析[J]. 环境科学研究, 2021.doi:10.13198/j.issn.1001-6929.2021.05.30.
HOU Xikang, ZHANG Kai, DUAN Pingzhou, et al. Pollution source apportionment of tuohe river based on absolute principal component score-multiple linear regression [J]. Research of Environmental Sciences, 2021.doi:10.13198/j.issn.1001-6929.2021.05.30.
- [9] MUANGTHONG S, SHRESTHA S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2015, 187(9): 548.
- [10] PARK S, KAZAMA F, LEE S. Assessment of water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Nakdong River Basin, Korea [J]. Environmental Engineering Research, 2014, 19(3): 197-203.
- [11] SHRESTHA S, KAZAMA F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji River Basin, Japan [J]. Environmental Modelling & Software, 2007, 22(4): 464-475.
- [12] 王会霞, 史浙明, 姜永海, 等. 地下水污染识别与溯源指示因子研究进展[J]. 环境科学研究, 2021, 34(8): 1886-1898.
WANG Huixia, SHI Zheming, JIANG Yonghai, et al. Research progress on indicator of groundwater pollution identification and traceability [J]. Research of Environmental Sciences, 2021, 34(8): 1886-1898.
- [13] NOSRATI K, EECKHAUT M. Assessment of groundwater quality using multivariate statistical techniques in Hashtgerd Plain, Iran [J]. Environmental Earth Sciences, 2012, 65(1): 331-344.
- [14] 孟利, 左锐, 王金生, 等. 基于PCA-APCS-MLR的地下水污染源定量解析研究[J]. 中国环境科学, 2017, 37(10): 3773-3786.
MENG Li, ZUO Rui, WANG Jinsheng, et al. Quantitative source apportionment of groundwater pollution based on PCA-APCS-MLR [J]. China Environmental Science, 2017, 37(10): 3773-3786.
- [15] KONSTANTINA K. Hellenic karst aquifers vulnerability approach using factor analysis: the example of the louros karst aquifers [J]. Geosciences, 2018, 8(11): 154-163.
- [16] WU Z, LIU Y, LIANG Z, et al. Internal cycling, not external loading, decides the nutrient limitation in eutrophic lake: a dynamic model with temporal Bayesian hierarchical inference [J]. Water Research, 2017, 116: 231-240.
- [17] 朱玉晨, 李亚松, 刘雅慈, 等. 基于改进DPSIR模型的京津冀地区优先回补地下水水源地筛选方法[J]. 环境科学研究, 2020, 33(6): 1357-1365.
ZHU Yuchen, LI Yasong, LIU Yaci, et al. Screening method of preferred groundwater recharge source fields in the Beijing-Tianjin-Hebei Region based on improved DPSIR model [J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(6): 1357-1365.
- [18] HUAN H, WANG J, TENG Y. Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: a case study in Jilin City of northeast China [J]. Science of the Total Environment, 2012, 440: 14-23.
- [19] GUO P, XIA Z Y, GAO F, et al. Evaluating the contribution of the physical and biochemical effects of root on detachment for the coarse-textured soil from the Three Gorges Reservoir, China [J]. Eurasian Soil Science, 2020, 53(9): 1260-1269.
- [20] 蒲俊兵, 袁道先, 蒋勇军, 等. 重庆岩溶地下河水文地球化学特征及环境意义[J]. 水科学进展, 2010, 21(5): 628-636.
PU Junbin, YUAN Daoxian, JIANG Yongjun, et al. Hydro

- geochemistry and environmental meaning of Chongqing subterranean karst streams in China [J]. *Advances in Water Science*, 2010, 21(5):628-636.
- [21] BAGHERZADEH S, KALANTARI N, NOBANDEGANI A F, et al. Groundwater vulnerability assessment in karstic aquifers using COP method [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(19):18960-18979.
- [22] 汪莹,罗朝晖,吴亚,等.岩溶地下水脆弱性评价的城镇化因子:以水城盆地为例[J].*地球科学*,2019,44(9):2909-2919.
WANG Ying, LUO Chaohui, WU Ya, et al. Urbanization factors of groundwater vulnerability assessment in karst area: a case study of Shuicheng Basin [J]. *Earth Science*, 2019, 44(9): 2909-2919.
- [23] BUTSCHER C, HUGGENBERGER P. Modeling the temporal variability of karst groundwater vulnerability, with implications for climate change [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(6):1665-1669.
- [24] KHOSRAVI K, SARTAJ M, TSAI F T, et al. A comparison study of DRASTIC methods with various objective methods for groundwater vulnerability assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642:1032-1049.
- [25] 奚旭,张新长,孙才志,等.不确定性条件下的下辽河平原地下水脆弱性评价及空间分布软区划[J].*地理科学*,2017(9):1439-1448.
XI Xu, ZHANG Xinchang, SUN Caizhi, et al. Assessment and soft zoning of groundwater vulnerability in the lower reach of the Liaohe River Plain under uncertainty condition [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2017, 37(9): 1439-1448.
- [26] QIN R G, WU Y Q, XU Z G, et al. Assessing the impact of natural and anthropogenic activities on groundwater quality in coastal alluvial aquifers of the lower Liaohe River Plain, NE China [J]. *Applied Geochemistry*, 2013, 31(2): 142-158.
- [27] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].*地理学报*,2017,72(1):116-134.
WANG Jingfeng, XU Chengdong. Geodetector: principle and prospective [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134.
- [28] 薄婧方,姚建新,林宝玉,等.四川东部和重庆地区三叠纪海相红层分布及时代[J].*地质学报*,2019,93(2):285-301.
BO Jingfang, YAO Jianxin, LIN Baoyu, et al. Distribution and age of the triassic marine red beds in eastern Sichuan and Chongqing [J]. *Acta Geologica Sinica*, 2019, 93(2): 285-301.
- [29] 张玉韩,吴尚昆,董延涛.长江经济带矿产资源开发空间格局优化研究[J].*长江流域资源与环境*,2019,28(4):839-852.
ZHANG Yuhan, WU Shangkun, DONG Yantao. Optimization of the spatial pattern of mineral resources development in the Yangtze River Economic Belt [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, 28(4): 839-852.
- [30] TENG M J, ZENG L X, XIAO W F, et al. Spatial variability of soil organic carbon in Three Gorges Reservoir Area, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599(1): 1308-1316.
- [31] 程军,张丽红,刘梓萱.重庆市主要矿产资源分布及赋存特征[J].*中国西部科技*,2011,10(8):3-5.
CHENG Jun, ZHANG Lihong H, LIU Zixuan. Distribution of main mineral resources and the orebearing feature in Chongqing [J]. *Science and Technology in Western China*, 2011, 10(8): 3-5.
- [32] 梁鑫源,李阳兵,邵景安,等.三峡库区山区传统农业生态系统转型[J].*地理学报*,2019,74(8):1605-1621.
LIANG Xinyuan, LI Yangbing, SHAO Jing'an. Traditional agroecosystem transition in mountainous area of Three Gorges Reservoir Area [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(8): 1605-1621.
- [33] 王金亮,陈成龙,倪九派,等.小流域农业面源污染阻力评价及“源-汇”风险空间格局[J].*农业工程学报*,2018,34(10):216-224.
WANG Jinliang, CHEN Chenglong, NI Jiupai, et al. Resistance evaluation and ‘source-sink’ risk spatial pattern of agricultural non-point source pollution in small catchment [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34 (10) : 216-224.
- [34] YANG P H, LI Y, GROVES C, et al. Coupled hydrogeochemical evaluation of a vulnerable karst aquifer impacted by septic effluent in a protected natural area [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 658(25):1475-1484.
- [35] 蒲俊兵,袁道先,蒋勇军.重庆市地下河的空间分布及水资源[J].*水文地质工程地质*,2009,36(2):34-39.
PU Junbing, YUAN Daoxian, JIANG Yongjun. Spatial distribution of underground river streams and water resource in the Chongqing municipality [J]. *Hydrogeology Engineering Geology*, 2009, 36 (2) : 34-39.

(责任编辑:张蕊,方利)