

# 新疆焉耆盆地地下水地球化学特征

麦麦提吐尔逊·艾则孜<sup>1,2</sup>, 米热古丽·艾尼瓦尔<sup>3</sup>,

麦尔丹·阿不拉<sup>2</sup>, 古丽孜巴·艾尼瓦尔<sup>2</sup>

(1. 新疆师范大学 新疆干旱区湖泊环境与资源重点实验室, 乌鲁木齐 830054; 2. 新疆师范大学  
地理科学与旅游学院, 乌鲁木齐 830054; 3. 新疆大学 资源与环境科学学院, 乌鲁木齐 830046)

**摘要:**采用相关分析法与主成分分析法,研究了新疆焉耆盆地地下水地球化学特征。结果表明:从开都河上游向盆地中部灌溉区,地下水矿化度由0.21 g/L增加到37.45 g/L,地下水水化学类型依次为HCO<sub>3</sub>型、HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub>型、SO<sub>4</sub>-Cl型以及Cl-SO<sub>4</sub>型。研究区各时期地下水阳离子主要以Mg<sup>2+</sup>与Ca<sup>2+</sup>为主,阴离子主要以SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>与Cl<sup>-</sup>为主。地下水矿化度,电导率, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>与Cl<sup>-</sup>均呈现强烈的空间变异性, pH值呈现非常弱的空间变异性。草地的地下水矿化度最高, 荒漠地下水矿化度最低。地下水矿化度与主要离子含量从高到低依次为: 草地、耕地、林地、荒漠。研究区地下水矿化度的大小与Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>等离子含量水平的高低密切相关。

**关键词:**地下水; 地球化学特征; 统计分析; 焉耆盆地

**中图分类号:** P592; P641.3

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1005-3409(2016)04-0263-06

## Geochemical Characteristics of Groundwater in Yanqi Basin, Xinjiang

Mamattursun · Eziz<sup>1,2</sup>, Mihrigul · Anwar<sup>3</sup>, Mardan · Abila<sup>2</sup>, Gulziba · Anwar<sup>2</sup>

(1. Xinjiang Laboratory of Lake Environment and Resources in Arid Zone, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, China; 2. College of Geographical Science and Tourism, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, China; 3. College of Resources and Environmental Sciences, Xinjiang University, Urumqi 830046, China)

**Abstract:** The Geochemical characteristics of groundwater in Yanqi Basin, Xinjiang, were studied based on correlation analysis and principal component analysis. Results of this study indicated that groundwater salinity increased from 0.21 g/L to 37.45 g/L from the upper reaches of Kaidu River to the irrigation area in the middle of the basin, and hydrochemical types of groundwater gradually changed from HCO<sub>3</sub> type, HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub> type, SO<sub>4</sub>-Cl type to Cl-SO<sub>4</sub> type; cations were mainly Mg<sup>2+</sup> and Ca<sup>2+</sup> while anions were mainly SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and Cl<sup>-</sup> in the study area; groundwater salinity, EC, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and Cl<sup>-</sup> presented strongly spatial variation while pH demonstrated very slightly spatial variation; groundwater salinity of the grassland was the maximum while groundwater salinity of Gobi was the minimum. The abundance of salinity and main ion contents of groundwater for different land use types decreased in the order: grassland > farmland > forest land > Gobi. Groundwater salinity has the significant positive correlation with the concentrations of Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

**Keywords:** groundwater; geochemical characteristics; statistical analysis; Yanqi Basin

地下水是陆地水资源的重要组成部分之一,是影响生态环境系统的一个重要因子之一<sup>[1]</sup>。在干旱区绿洲可利用的淡水资源中,地下水资源以其水质优良,水量较丰富和供应稳定而成为干旱区绿洲主要水源<sup>[2]</sup>。对于干旱区绿洲,地下水资源形成条件差,绿洲的发育与演化对地下水资源具有极强的依赖性,地下水资源不仅是维持干旱区绿洲社会经济发展的重

要供水水源,而且也是保护绿洲生态安全与稳定性的重要因素<sup>[3]</sup>。由于地下水资源是干旱区植被建设中的限制性因子之一,决定着干旱区植被生长与土壤上层的积盐程度,影响地表生态环境<sup>[4-5]</sup>。

地下水的地球化学特征包括地下水的矿化度、电导率、pH值与主要离子含量,是地下水水质监测与评价的基本内容<sup>[6]</sup>。干旱区绿洲浅层地下水更有其特

殊性,对绿洲地下水地球化学特征的了解,有利于地下水资源的合理开发与利用。干旱区地下水矿化度较高并埋深较小的地区,在强烈蒸发作用下,溶解于地下水中的盐离子沿毛管水流在土壤表层积累,使土壤发生盐渍化,不利植物生长,威胁绿洲土地资源可持续开发利用<sup>[7]</sup>。因此,对水资源缺乏的干旱区绿洲地下水地球化学特征进行研究十分必要。

目前,有关天山南部焉耆盆地地下水地球化学特征方面的研究较少。近年来,新疆焉耆盆地绿洲面积的扩展,增加了对绿洲水土资源的需求,产生了一系列生态环境问题<sup>[8]</sup>。随着焉耆盆地不合理的水土资源开发活动的影响下,地下水矿化度日益增加,导致绿洲内部部分区域土壤次生盐渍化,已明显阻碍了该区域农业的可持续发展,造就焉耆盆地生态环境日益退化<sup>[9]</sup>。因此,本研究利用 2013 年对焉耆盆地地下水检测资料,分析地下水资源的地球化学特征,以期对焉耆盆地地下水资源开发利用和管理的科学化提供参考。

## 1 研究区概况

新疆焉耆盆地地处新疆维吾尔自治区巴音郭楞蒙古自治州境内,为南天山山脉之间的中生代断陷盆地,是一个典型的干旱区绿洲—荒漠交错地区。焉耆盆地地势北高南低、西高东低,海拔高程 1 050~2 000 m,盆地最低处为我国最大的内陆淡水湖—博斯腾湖。本研究选择的典型采样区域(85°50′—87°50′E, 41°40′—42°20′N)位于开都河下游绿洲。该区域行政上属于新疆巴音郭楞自治州焉耆县、和硕县、博湖县与和静县,是焉耆盆地人类活动对自然生态系统的干扰最剧烈的区域之一<sup>[8]</sup>。

焉耆盆地在气候上属暖温带大陆性干旱气候,热量与光照丰富,多年平均气温 8.6℃,年降水量 50~80 mm,年蒸发能力 2 000~2 450 mm。在行政区划上包括巴音郭楞蒙古自治州的焉耆、和静、和硕与博湖四县平原部分。焉耆盆地土壤类型多为灌耕土、沼泽土、盐土、草甸土、棕漠土、潮土、风化土等。自然植被以罗布麻(*Apocynum venetum*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)、红柳(*Tamarix ramosissima*)、麻黄(*Ephedra przewalskii* Stapf)、芦苇(*Phragmites communis*)和甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)为主的荒漠植被<sup>[8-9]</sup>。

## 2 材料与方法

### 2.1 样品采集

在研究区内共布设了 48 眼地下水监测点,用 GPS 对每个监测点定位。在 2013 年 4 月,7 月,10 月,通过三次相同标准的野外调查,在研究区内总采

集了 48 个地下水监测点总 144 个地下水样品。

### 2.2 样品处理与分析

采集的地下水样品带回实验室,并测定其主要离子( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ )含量。 $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$  用双指示剂滴定法,  $Cl^-$  用  $Ag-NO_3$  滴定法,  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  用 EDTA 容量法测定,  $K^+$ ,  $Na^+$  量为差减法计算值;然后采用离子加和法计算出相应的地下水矿化度<sup>[10]</sup>;电导率用 150 Conductivity Meter 当场测定。数据利用 Statistica 6.0 统计软件进行经典统计分析,相关分析与主成分分析。

## 3 结果与分析

### 3.1 焉耆盆地地下水化学特征

把地下水样品按照矿化度的大小分为 5 个等级,即淡水( $<1$  g/L)、微咸水( $1\sim24$  g/L)、咸水( $24\sim35$  g/L)、盐水( $35\sim50$  g/L)和卤水( $>50$  g/L)<sup>[11]</sup>。分析结果表明,研究区内 25.56% 地下水样呈淡水, 39.12% 为微咸水, 22.85% 为咸水, 12.47% 为盐水。由于在焉耆盆地独特的地貌特征及水文地质条件,造就了明显的水文地球化学场的分带性。在山前倾斜平原地下水水质较好,地下水化学类型主要为  $HCO_3-Ca(Mg)$  型和  $HCO_3-Ca-Na$  型,地下水矿化度小于 1 g/L,为淡水。盆地中部平原区地下水水质较差,矿化度较大。从开都河上游向盆地中部灌溉区,地下水矿化度由 0.21 g/L 增加到 37.45 g/L,地下水水化学类型依次为  $HCO_3$  型、 $HCO_3-SO_4$  型、 $SO_4-Cl$  型以及  $Cl-SO_4$  型。可以看出,盆地内人类灌溉活动的影响导致盆地内地下水水质的变化<sup>[12]</sup>。

### 3.2 地下水水质年内变化特征

灌区引水灌溉对发展绿洲农业生产和改善农业生态环境有着重要作用,但其产生的负面效应也是显著的。引水灌溉导致地下水位居高不下,潜水蒸发严重,矿化度增大,最终导致土壤次生盐渍化<sup>[13]</sup>。表 1 为焉耆盆地春季(4 月)、夏季(7 月)、秋季(10 月)地下水中矿化度、pH 值、电导率和各离子浓度的最小值、最大值、平均值、标准差以及变异系数。

表 1 可知,研究区 4 月地下水矿化度变化范围在 0.31~37.45 g/L,平均值为 4.45 g/L,为微咸水。pH 值在 7.12~8.33 变化,平均值为 7.66,呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.46~44.97 mS/cm,平均为 6.78 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为: $Mg^{2+}>Ca^{2+}>Na^+>K^+$ ,各阴离子在地下水中的平均含量为: $SO_4^{2-}>Cl^->HCO_3^->CO_3^{2-}$ ;7 月地下水矿化度变化范围在 0.21~33.29 g/L,平均值为

4.11 g/L,为微咸水。pH 值在 7.08~8.02 变化,平均值为 7.43,呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.41~40.06 mS/cm,平均为 5.92 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为:Ca<sup>2+</sup>>Mg<sup>2+</sup>>Na<sup>+</sup>>K<sup>+</sup>,各阴离子在地下水中的平均含量为:SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>>Cl<sup>-</sup>>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>;10 月地下水矿化度变化范围在 0.25~34.90 g/L,平均值为 4.39 g/L,为微咸水。pH 值在 7.09~8.14 变化,平均值为 7.70,呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.38~41.33 mS/cm,平均为 6.06 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为:Ca<sup>2+</sup>>Mg<sup>2+</sup>>Na<sup>+</sup>>K<sup>+</sup>,各阴离子在地下水中的平均含量为:SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>>Cl<sup>-</sup>>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>。总体上,各

时期研究区地下水水质属于微咸水,呈弱碱性,阳离子主要以 Mg<sup>2+</sup> 与 Ca<sup>2+</sup> 为主,阴离子主要以 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 与 Cl<sup>-</sup> 为主。地下水中的盐分离子沿毛管水流在土壤表层积累过程中,阳离子的累积虽然不会对表层土壤环境产生很大的危害,但地下水中某些离子在土壤上层的累积会影响其他离子在土壤中的运移,甚至导致某些养分有效性的下降。如 Na<sup>+</sup> 对 Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup> 对 Mg<sup>2+</sup> 的吸收有抑制作用;Ca<sup>2+</sup> 对磷有固定作用,土壤中 Ca<sup>2+</sup> 的积累会使土壤磷的有效性下降;Na<sup>+</sup> 增加土壤碱性,腐蚀植物根系,并会降低土壤中 Mn、Fe 与 P 等营养元素的溶解度,影响植物营养吸收。因此,加强对地下水中阳离子积累的控制<sup>[7]</sup>。

表 1 研究区不同时期地下水盐分及离子组成描述统计结果

时间	样本数	统计数值	矿化度	pH	电导率	Cl <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
4 月	48	最小值	0.31	7.12	0.46	0.02	0.01	0.01	0.07	0.01	0.01	0.00	0.00
		最大值	37.45	8.33	44.97	7.14	1.12	1.36	9.30	2.66	1.85	5.30	4.12
		平均值	4.45	7.66	6.78	0.92	0.19	0.23	1.23	0.15	0.22	0.35	0.36
		标准差	3.87	0.21	5.10	0.66	0.13	0.14	0.86	0.15	0.09	0.24	0.21
		变异系数	1.23	0.08	1.18	1.36	0.85	0.77	1.59	0.76	0.80	1.21	1.02
7 月	48	最小值	0.21	7.08	0.41	0.01	0.00	0.00	0.03	0.00	0.01	0.01	0.00
		最大值	33.29	8.02	40.06	6.27	1.03	1.10	7.26	1.98	1.77	4.30	3.99
		平均值	4.11	7.43	5.92	0.85	0.15	0.19	1.08	0.09	0.16	0.33	0.27
		标准差	4.66	0.27	4.76	0.54	0.29	0.31	0.78	0.12	0.19	0.17	0.15
		变异系数	1.06	0.09	1.04	1.19	0.66	0.64	1.13	0.62	0.69	0.93	1.15
10 月	48	最小值	0.25	7.09	0.38	0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.02	0.01
		最大值	34.90	8.14	41.33	7.07	1.09	1.14	8.09	2.10	1.80	4.72	4.10
		平均值	4.39	7.50	6.06	0.90	0.19	0.18	1.15	0.10	0.22	0.30	0.23
		标准差	3.93	0.29	4.88	0.58	0.32	0.43	0.85	0.29	0.24	0.27	0.19
		变异系数	1.06	0.12	1.10	1.54	0.85	0.77	1.30	0.59	0.72	0.95	1.22

注:矿化度与离子组成单位为 g/L;电导率单位为 mS/cm。

从变异系数来看,焉耆盆地地下水矿化度、电导率,Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 与 Cl<sup>-</sup> 空间变异性大,均大于 1.00,呈现强烈的空间变异性。由于在一定浓度范围内,地下水矿化度与电导率呈正相关关系,地下水矿化度越高,溶液的渗透压越大,地下水电导率也越大。因此,地下水电导率与矿化度空间变异性基本相同。pH 值空间变异均小于 0.12,呈现弱的空间变异性。Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>、CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> 等离子空间变异性在 0.59~0.85,呈现中等空间变异性。

3.3 不同土地利用方式下地下水水质变化

不同土地利用/覆被(LUCC)方式下,因地下水开采、灌水入渗与蒸发等引起地下水中溶质被移走或带入,浅层地下水水质也会发生时空变化<sup>[14]</sup>。因此,分耕地、林地、草地和荒漠等 4 种土地利用/覆被类型,对比分析了研究区不同土地利用方式下的地下水化学成分(表 2)。

从表 2 可以看出,研究区耕地地下水矿化度变化范

围在 0.22~28.71 g/L,平均值为 3.03 g/L,为微咸水。pH 值变化范围在 7.22~8.24,平均值为 7.59,呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.45~37.10 mS/cm,平均为 7.23 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为:Mg<sup>2+</sup>>Ca<sup>2+</sup>>K<sup>+</sup>>Na<sup>+</sup>,各阴离子在地下水中的平均含量为:SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>>Cl<sup>-</sup>>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>;林地地下水矿化度变化范围在 0.24~10.81 g/L,平均值为 1.87 g/L,为微咸水。pH 值变化范围在 7.12~8.11,平均值为 7.50,呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.39~32.10 mS/cm,平均为 5.27 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为:Mg<sup>2+</sup>>Ca<sup>2+</sup>>Na<sup>+</sup>>K<sup>+</sup>,各阴离子在地下水中的平均含量为:SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>>Cl<sup>-</sup>>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>;草地地下水矿化度变化范围在 0.39~37.45 g/L,平均值为 5.43 g/L,为微咸水。pH 值变化范围在 7.15~8.33,平均值为 7.87,呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.41~44.97 mS/cm,平均为 9.54 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为:Mg<sup>2+</sup>>Ca<sup>2+</sup>>K<sup>+</sup>>Na<sup>+</sup>,各阴离子

在地下水中的平均含量为： $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$ ；荒漠地下水矿化度变化范围在 0.21~8.45 g/L，平均值为 1.15 g/L，为微咸水。pH 值变化范围在 7.08~7.90，平均值为 7.36，呈现弱碱性。电导率变化范围在 0.38~9.86 mS/cm，平均为 3.12 mS/cm。各阳离子在地下水中的平均含量为： $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ ，各阴离子在地下水中的平均含量为： $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$ ；总体上，不同土地利用方式下研究区地下水水质均属于微咸水，呈弱碱性，地下水阳离子主要以  $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Ca}^{2+}$  为主，地下水阴离子主要以  $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{Cl}^-$  为主。

不同土地利用条件下，草地的地下水矿化度最

高(5.43 g/L)，普遍高于耕地、林地与荒漠，荒漠地下水平均矿化度最低(1.15 g/L)，这与草地的地下水埋深较小，容易受到外部环境的影响，而荒漠地下水埋深较大，不容易受到外部环境的影响有关。地下水  $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$  等离子含量从高到低依次为：草地、耕地、林地、荒漠； $\text{CO}_3^{2-}$  含量从高到低依次为：耕地、草地、林地、荒漠； $\text{Na}^+$  含量从高到低依次为：耕地、草地、荒漠、林地。从变异系数来看，地下水矿化度、电导率、 $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Cl}^-$  空间变异性大，基本上大于 1.00，呈现强烈的空间变异性。pH 值， $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$  与  $\text{HCO}_3^-$  等离子呈现中等空间变异性，变异系数基本上介于 0.25~1.00。

表 2 不同土地利用方式地下水盐分及离子组成变化

LUCC	样本数	统计数值	矿化度	pH	电导率	$\text{Cl}^-$	$\text{CO}_3^{2-}$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$
耕地	54	最小值	0.22	7.22	0.45	0.01	0.01	0.01	0.05	0.02	0.02	0.03	0.02
		最大值	28.71	8.24	37.10	6.23	1.06	1.09	7.12	2.35	1.89	5.19	5.25
		平均值	3.03	7.59	7.23	1.65	0.46	0.37	1.98	0.31	0.29	0.98	1.26
		标准差	3.15	0.33	3.25	0.62	0.29	0.47	0.61	0.39	0.31	0.18	0.15
		变异系数	1.47	0.34	1.20	1.19	0.79	0.65	0.95	0.38	0.81	0.89	1.07
林地	18	最小值	0.24	7.12	0.39	0.01	0.00	0.00	0.03	0.00	0.01	0.00	0.01
		最大值	10.81	8.11	32.10	3.14	0.89	0.96	6.66	2.13	1.39	4.03	4.52
		平均值	1.87	7.50	5.27	0.98	0.23	0.36	1.75	0.19	0.26	0.95	0.98
		标准差	2.51	0.30	3.52	0.65	0.25	0.47	0.77	0.31	0.39	0.18	0.16
		变异系数	0.94	0.15	0.95	1.12	0.77	0.50	1.30	0.65	0.57	0.88	1.34
草地	39	最小值	0.39	7.15	0.41	0.01	0.01	0.01	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02
		最大值	37.45	8.33	44.97	7.14	1.12	1.36	9.30	2.66	1.85	5.30	4.12
		平均值	5.43	7.87	9.54	1.78	0.42	0.49	2.14	0.65	0.59	1.28	1.59
		标准差	2.06	0.31	3.45	0.69	0.45	0.39	0.70	0.41	0.16	0.18	0.31
		变异系数	1.08	0.32	0.95	1.21	0.67	0.78	1.03	0.35	0.62	0.83	1.19
荒漠	33	最小值	0.21	7.08	0.38	0.01	0.00	0.00	0.03	0.00	0.01	0.00	0.00
		最大值	8.45	7.90	9.86	2.11	0.16	0.82	0.80	0.53	0.60	1.02	1.21
		平均值	1.15	7.36	3.12	0.90	0.09	0.21	0.26	0.15	0.27	0.49	0.65
		标准差	2.67	0.44	3.56	0.61	0.29	0.69	0.81	0.43	0.15	0.34	0.26
		变异系数	0.87	0.30	1.26	1.45	0.63	0.84	0.99	0.58	0.42	0.79	1.06

注：矿化度与离子组成单位为 g/L；电导率单位为 mS/cm。

3.4 地下水化学成分相关分析

地下水矿化度是地下水各组分浓度的总指标，矿化度的变化可以反映地下水化学组分浓度的变化，因此它能很好地反映地下水中物质组分总体的分布特征和变化趋势<sup>[15]</sup>。为了解盐分在地下水中的存在形态，采用相关分析法分析了地下水中矿化度、pH 值、电导率与主要离子的内在关系，分析结果见表 3。

从表 3 可见，研究区地下水矿化度与电导率呈现极显著正相关关系( $p<0.01$ )，其相关系数为 0.98。地下水矿化度与阴离子  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$  与  $\text{HCO}_3^-$  的相关系数分别为 0.88、0.90、0.69 与 0.91，即矿化

度与阴离子  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$  与  $\text{HCO}_3^-$  呈现极显著( $p<0.01$ )正相关关系。其中，矿化度与  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$  与  $\text{HCO}_3^-$  的相关系数很高，揭示了研究区地下水矿化度大小与  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$  与  $\text{HCO}_3^-$  等离子含量水平的高低密切相关。地下水矿化度与阳离子  $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$  与  $\text{Na}^+$  的相关系数分别为 0.88、0.85、0.15 与 0.66，即矿化度与阴离子  $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Ca}^{2+}$  离子呈现极显著( $p<0.01$ )正相关。矿化度与  $\text{Na}^+$  离子呈现较好的相关关系，相关系数为 0.66( $p<0.01$ )。矿化度与  $\text{K}^+$  离子相关系数为 0.15，相关关系不显著。地下水电导率与主要离子的相关关系和矿化度与主要离子

的相关关系基本相同。除此之外,  $\text{Cl}^-$  与  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  与  $\text{Mg}^{2+}$  呈现极显著 ( $p < 0.01$ ) 正相关关系,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  与  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{Na}^+$ , 系, 这表明主成分分析的必要性。

表 3 地下水化学成分相关关系矩阵( $n=144$ )

参数	pH	电导率	$\text{Cl}^-$	$\text{CO}_3^{2-}$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$
矿化度	0.23	0.98a	0.90a	0.69a	0.91a	0.88a	0.15	0.66b	0.85a	0.88a
pH	1.00	0.22	0.13	0.51b	0.08	0.37	0.30	0.41	-0.11	0.27
电导率		1.00	0.84a	0.80a	0.77b	0.86a	0.39	0.68b	0.87a	0.93a
$\text{Cl}^-$			1.00	0.55b	0.90a	0.59b	0.61b	0.78a	0.04	0.77a
$\text{CO}_3^{2-}$				1.00	0.71a	0.62b	0.75a	0.85a	0.24	0.49b
$\text{HCO}_3^-$					1.00	0.75a	0.53b	0.69b	-0.17	0.82a
$\text{SO}_4^{2-}$						1.00	0.87a	0.79a	0.36	0.62b
$\text{K}^+$							1.00	0.43b	0.06	0.57b
$\text{Na}^+$								1.00	-0.07	0.79a
$\text{Ca}^{2+}$									1.00	-0.02
$\text{Mg}^{2+}$										1.00

注:a 相关系数在 0.01 水平上显著;b 相关系数在 0.05 水平上显著。

3.5 地下水盐分离子间主成分分析

由于研究区地下水化学成分的空间变异性较大, 难以定量描述矿化度及离子的分布特征。因此, 选择地下水矿化度, pH 值, 电导率,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,

$\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  共 11 个变量进行主成分分析。各主成分中各项指标系数、特征值及贡献率见表 4, 按照累计贡献率达到 85% 确定主成分个数。并计算主成分与各项指标的相关系数。

表 4 主成分的因子负荷矩阵(特征向量)、特征值及贡献率( $n=144$ )

主成分	矿化度	pH	EC	$\text{Cl}^-$	$\text{CO}_3^{2-}$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	特征值	贡献率/%
$Z_1$	0.91	0.13	0.88	0.84	0.76	0.85	0.91	0.66	0.29	0.81	0.82	8.37	69.25
$Z_2$	0.09	0.55	-0.11	-0.15	0.20	0.06	0.16	-0.15	-0.08	-0.42	-0.19	1.32	10.67
$Z_3$	-0.03	-0.31	-0.03	0.17	-0.03	-0.04	0.25	-0.12	0.61	-0.09	0.05	1.00	7.93

分析结果表明, 第一、二、三主成分的方差贡献率分别为 69.25%, 10.69% 与 7.93%, 其累计贡献率达到了 87.85%, 说明它们基本包含了以上 11 个指标的大部分信息。其中, 第一个主成分又是最重要的, 包含的信息最多, 对其地下水矿化度的影响最大。从主成分载荷大小来看, 第一主成分除对各指标均为正向负荷, 进一步说明第一主成分能较全面地反映了各项指标, 在实际意义上代表了地下水化学状况。各指标系数的大小反映该指标对各主成分的贡献大小, 从主成分载荷大小来看, 与第一主成分密切相关的是矿化度, 电导率,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , 它们与第一主成分的相关系数绝对值都超过了 0.80。在第二主成分中, pH 值的载荷较高, 为 0.55, 呈正相关, 说明该主成分是在第一主成分的基础上进一步反映了地下水地球化学特征一定程度上受到 pH 值的影响。在第三主成分中,  $\text{Na}^+$  的载荷最高, 为 0.61, 说明该主成分是在第一、二主成分的基础上进一步反映了地下水地球化学特征一定程度上受到  $\text{Na}^+$  的影响。从各指标与主成分间的相关性显著程度, 可将地下水矿化度, 电导率, pH 值,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  以及  $\text{Na}^+$  可作为研究区地下水水质状况的特征因子。

4 结论

- (1) 研究区 25.56% 地下水样呈淡水, 39.12% 为微咸水, 22.85% 为咸水, 12.47% 为盐水。从开都河上游向盆地中部灌溉区, 地下水矿化度由 0.21 g/L 增加到 37.45 g/L, 地下水水化学类型依次为  $\text{HCO}_3$  型、 $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$  型、 $\text{SO}_4\text{-Cl}$  型以及  $\text{Cl-SO}_4$  型; 研究区 4 月, 7 月, 10 月地下水水质均属于微咸水, 呈弱碱性, 阳离子主要以  $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Ca}^{2+}$  为主, 阴离子主要以  $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{Cl}^-$  为主。从变异系数来看, 研究区 4 月, 7 月, 10 月地下水矿化度, 电导率,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{Cl}^-$  均呈现强烈的空间变异性,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  等离子呈现中等空间变异性。
- (2) 不同土地利用方式下研究区地下水水质均属于微咸水, 呈弱碱性, 阳离子主要以  $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Ca}^{2+}$  为主, 阴离子主要以  $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{Cl}^-$  为主。草地的地下水矿化度最高, 荒漠地下水矿化度最低。大体上, 地下水主要离子含量从高到低依次为: 草地、耕地、林地、荒漠。不同土地利用方式下地下水矿化度、电导率、 $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Cl}^-$  呈现强烈的空间变异性。pH 值,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  与  $\text{HCO}_3^-$  等离子呈现中等空间变异性。
- (3) 相关分析表明, 研究区地下水矿化度大小与

$Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $HCO_3^-$  等离子含量水平的高低密切相关。主成分分析结果表明,地下水矿化度,电导率,pH 值, $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $HCO_3^-$  以及  $Na^+$  可作为研究区地下水水质状况的特征因子。焉耆盆地地下水系统正在受到较强烈人类活动的影响。对于焉耆盆地而言,由于地处生态环境特别脆弱的干旱荒漠区,区域发展规划必须把生态环境保护放在重要位置。要实现经济、社会和环境可持续发展的目标,就必须保护水资源。提高水资源利用率,加强地下水资源、湖泊与湿地保护是保护绿洲稳定性与绿洲生态安全,实现可持续发展的重要举措<sup>[8]</sup>。

#### 参考文献:

- [1] 黄一帆,刘俊民,姜鹏,等. 基于 Modflow 的泾惠渠地下水动态及预测研究[J]. 水土保持研究,2014,21(2):273-278.
- [2] 晓利,卢玲. 黑河中游张掖绿洲地下水时空变异性分析[J]. 中国沙漠,2009,29(4):777-784.
- [3] Hamid Y, Mamattursun E, Mhriqul M, et al. Variations in groundwater levels and salinity in Ili River Irrigation Area, Xinjiang, north-west China: A geostatistical approach[J]. International Journal of Sustainable Development and World Ecology,2011,18(1):56-65.
- [4] 郝兴明,陈亚宁,李卫红,等. 塔里木河中下游荒漠河岸林植被对地下水埋深变化的响应[J]. 地理学报,2008,63(11):1123-1129.
- [5] 张俊,赵振宏,马洪云,等. 于物种生存域的干旱半干旱区地下水与植被关系研究[J]. 水土保持研究,2014,21(5):240-243.
- [6] 麦麦提吐尔逊·艾则孜,海米提·依米提,艾尼瓦尔·买买提. 天山西部伊犁河灌区地下水地球化学特征[J]. 地球化学,2011,40(2):179-187.
- [7] 麦麦提吐尔逊·艾则孜,海米提·依米提,艾尼瓦尔·买买提,等. 天山西部伊犁河流域土壤盐分特征[J]. 环境科学研究,2010,23(6):774-781.
- [8] 麦麦提吐尔逊·艾则孜,海米提·依米提,祖皮艳木·买买提,等. 焉耆盆地土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 水土保持研究,2012,19(6):137-141.
- [9] Zulpiya M, Hamid Y, Ruozu A, et al. Source identification and hazardous risk delineation of heavy metal contamination in Yanqi Basin, northwest China[J]. Science of the Total Environment,2014,493(15):1098-1111.
- [10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社,2000.
- [11] 黄锡荃. 水文学[M]. 北京:高等教育出版社,1985.
- [12] 王水献,王云智,董新光,等. 开孔河流域浅层地下水矿化度时空变异及特征分析[J]. 水土保持研究,2007,14(2):293-296.
- [13] 宋长春,邓伟. 吉林西部地下水特征及其与土壤盐渍化的关系[J]. 地理科学,2000,20(3):246-250.
- [14] 马兴旺,朱靖蓉,李保国. 绿洲土地利用对地下水矿化度时空变化影响的定量评估[J]. 自然资源学报,2009,24(3):466-475.
- [15] 赵枫. 新疆阿其克苏河沿岸地下水水质与主要离子关系研究[J]. 干旱区资源与环境,2011,25(11):161-164.

(上接第 262 页)

- [21] Houghton R A. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850—1990[J]. Tellus series B-Chemical and Physical Meteorology, 1999,51,(2):298-313.
- [22] Houghton R A, Hackler J L. Sources and sinks of carbon from land-use change in China [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2003,17(2):1034-1047.
- [23] Ali G, Nitivattananon V. Exercising multidisciplinary approach to assess interrelationship between energy use, carbon emission and land use change in a metropolitan city of Pakistan[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2012,16(1):775-786.
- [24] 张秀梅,李升峰,黄贤金,等. 江苏省 1996 年至 2007 年碳排放效应及时空格局分析[J]. 资源科学,2010,32(4):768-775.
- [25] Cai Z C, Kang G D, Tsuruta H, et al. Estimate of  $CH_4$  emission from year-round flooded rice field during rice growing season in China[J]. Pedosphere, 2005,15(1):66-71.
- [26] Churkina G. Modeling the carbon cycle of urban systems [J]. Ecological Modelling, 2008,216(2):107-113.
- [27] Fisher, Vanden K, Jefferson G H, et al. What is driving China's decline in energy intensity[J]. Resource and Energy Economics, 2004,26(1):77-97.
- [28] 赵荣钦,陈志刚,黄贤金,等. 南京大学土地利用碳排放研究进展[J]. 地理科学,2012,32(12):1473-1480.
- [29] 李颖,黄贤金,甄峰. 江苏省区域不同土地利用方式的碳排放效应分析[J]. 农业工程学报,2010,24(S2):102-107.
- [30] 张秀梅,李升峰,黄贤金,等. 江苏省 1996—2007 年碳排放效应及时空格局分析[J]. 资源科学,2010,32(4):768-775.
- [31] 鲁丰先,张艳,秦耀辰,等. 中国省级区域碳源汇空间格局研究[J]. 地理科学进展,2013,32(12):1751-1759.
- [32] 颀鹏,蔺海明,黄高宝,等. 河西绿洲农田生态系统碳源/汇的时空差异研究[J]. 草业科学,2009,18(4):224-229.
- [33] 方精云,郭兆迪,朴世龙,等. 1981—2000 年中国陆地植被碳汇的估算[J]. 中国科学(D辑),2007,37(6):804-812.