

بررسی فرایندهای هیدروژئوشیمیایی مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت راین، کرمان با استفاده از روش‌های آماری

احمد عباس‌نژاد^۱، یلدا نظری^۲، مژگان دهقانی^{۳*}

۱- دانشیار زمین‌شناسی زیست‌محیطی، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران

۲- کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست‌محیطی، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران

۳- کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست‌محیطی، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران

* عهده‌دار مکاتبات: MojganDehghani92@yahoo.com

دریافت مقاله: ۱۳۹۵/۴/۵، پذیرش مقاله: ۱۳۹۵/۶/۱۶

چکیده

هدف از این مطالعه بررسی فرایندهای هیدروژئوشیمیایی مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت راین (شمال شرقی استان کرمان) است. برای این منظور، ۲۳ نمونه آب زیرزمینی از چاه‌های درحال پمپاژ در سطح دشت برداشته و مقادیر pH، EC، TDS و قلیابیت و غلظت Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، Na^+ ، K^+ ، Cl^- و SO_4^{2-} اندازه‌گیری شد. به منظور ارزیابی ژئوشیمی آبخوان و فرایندهای هیدروژئوشیمیایی حاکم بر آن، نمایش‌های گرافیکی و تحلیل‌های آماری داده‌های هیدروژئوشیمیایی (تحلیل مؤلفه‌های اصلی، تحلیل خوشه‌ای و ضرایب همبستگی) انجام شدند. با توجه به روش‌های هیدروژئوشیمیایی و آماری مورد استفاده، اصلی‌ترین عامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه، برهم‌کنش بین آب و مواد سازنده آبخوان (رسوبات تیخیری و مارن) است. فرایندهای هیدروژئوشیمیایی حاکم بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی، انحلال کانی‌های تیخیری و کربناتی، هیدرولیز سیلیکات‌ها و تبادل یونی می‌باشند. رسم داده‌های شیمیایی روی نمودار گیبس نشان می‌دهد که انحلال کربنات‌ها و هیدرولیز سیلیکات‌ها و انحلال کانی‌های تیخیری از عوامل غالب کنترل‌کننده شیمی آب زیرزمینی محسوب می‌شوند. براساس این مطالعه تبادل یونی نیز نقش مهمی در کنترل شیمی آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه دارد. نتایج تحلیل آماری، یافته‌های مزبور را تأیید می‌کند.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، فرایندهای هیدروژئوشیمیایی، آزمون مؤلفه اصلی، تحلیل خوشه‌ای

۱- مقدمه

تعیین می‌کنند (Atapour, 2012). تغییر کیفیت آب زیرزمینی در یک منطقه تابعی از پارامترهای شیمیایی و فیزیکی است که به مقدار زیادی تحت‌تأثیر شرایط زمین‌شناسی و فعالیت‌های انسان‌زاد است (Vijith and Satheesh, 2007, Nas and Berkday, 2010, Subramani et al., 2005). این فعالیت‌ها عبارتند از فعالیت‌های کشاورزی، تولید برق و مواد شیمیایی که منبع اصلی آلودگی آب زیرزمینی هستند (Ntengwe, 2006). همچنین کیفیت آب زیرزمینی به دلیل پسماندهای جامد شهری و مراکز صنعتی، افزایش استفاده از آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها کاهش می‌یابد (Sahoo et al., 2014). بنابراین آب شیرین به یک کالای کمیاب در سراسر جهان تبدیل شده است (Rao, 2010).

تحلیل مؤلفه‌های اصلی روشی آماری برای تبدیل متغیرهای اصلی به متغیرهای جدید است که مؤلفه‌های اصلی نامیده می‌شوند (Zamani et al., 2012). تحلیل خوشه‌ای نیز یک روش چندمتغیره است که با هدف گروه‌بندی متغیرها بر اساس درجه همبستگی آنها صورت می‌گیرد (Khorasanipour et al., 2011). تحلیل خوشه‌ای یکی از روش‌های آماری است که سطح‌بندی متغیرها را انجام می‌دهد (حکمت‌نیا و موسوی، ۱۳۸۸). روش‌های مختلفی برای ترکیب اجزای درون خوشه‌ها وجود دارد که یکی از آنها تحلیل سلسله مراتبی با استفاده از روش تراکمی یا تفکیکی است (آسایش و استعلاجی، ۱۳۸۲).

در این مطالعه سعی شده است با توجه به روش‌های هیدروژئوشیمیایی

افزایش جمعیت و بالا رفتن استانداردهای زندگی در بسیاری از کشورها، موجب تقاضای روزافزون آب زیرزمینی برای مصارف مختلف کشاورزی، صنعتی و شرب شده است (Faithful and Finlayson, 2005). شیرانی و همکاران، (۱۳۹۲). از سوی دیگر، آب زیرزمینی بر اثر تصفیه طبیعی عاری از جانداران بیماری‌زاست، در نتیجه بهترین کیفیت را دارد و در معرض نوسانات فصلی کمتری است، بنابراین در اغلب موارد در طرح‌های آبرسانی بهترین گزینه است و به دلیل میزان ذخیره زیاد و حساسیت کم به آلودگی در مقایسه با آب‌های سطحی به طور روزافزون توجه بیشتری را به خود جلب می‌کند (Babiker et al., 2005).

خصوصیات شیمیایی آب زیرزمینی نیز به شیمی آب در منطقه تغذیه و همین‌طور فرایندهای شیمیایی مختلفی که در زیر سطح زمین رخ می‌دهند، بستگی دارد. این فرایندهای ژئوشیمیایی مسئول تغییرات فصلی و خاص در شیمی آب زیرزمینی هستند (Matthess, 1982).

وجود و حرکت آب زیرزمینی در یک منطقه توسط چندین عامل کنترل می‌شود از جمله توپوگرافی، هیدرو - ژئومورفولوژی، زمین‌شناسی، طرح‌های زهکشی، کاربری زمین، شرایط آب و هوایی و روابط میان این عوامل (Yidana and Yidana, 2010).

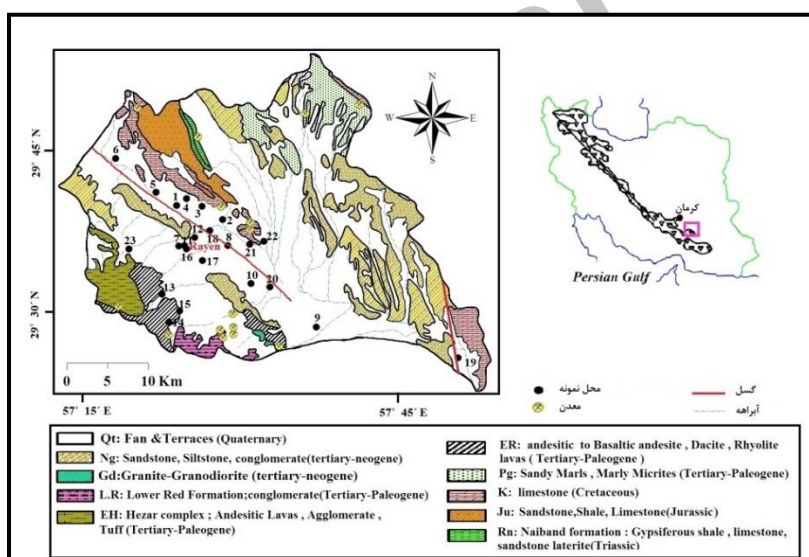
میزان آب نفوذی و خصوصیات خاک، ترکیب و کیفیت آب زیرزمینی را

لایه آبدار در منطقه راین حدود ۱۵۰ متر و عمق سطح ایستابی بین ۱۵ تا ۸۰ متر متغیر است. آبخوان از نوع آبرفتی و از فرسایش سنگ‌های کوهستان‌های اطراف ایجاد شده است. جهت آب زیرزمینی تقریباً از شمال غرب به سمت جنوب شرق است. رسوبات تشکیل دهنده سفره در مناطق شمال غرب و غرب از نوع آبرفت‌های درشت دانه مخروط افکنه‌ای و در شرق و جنوب شرقی آبرفت‌های دانه ریز (مخلوط رس، ماسه و سیلت) است (سازمان آب منطقه‌ای کرمان، ۱۳۸۲). به‌طور کلی اقلیم منطقه خشک و نیمه‌خشک است. میانگین بارش سالانه در این محدوده ۱۲۴ میلی‌متر است. بارندگی سالانه بین ۲۵۴ میلی‌متر در ارتفاعات هزار (غرب) و ۵۲ میلی‌متر در خروجی دشت (جنوب شرق) تغییر می‌کند. بیشترین بارش در ماه‌های بهمن و اسفند رخ می‌دهد. میانگین دمای سالانه در ارتفاع ۲۶۰۰ متری که ارتفاع متوسط منطقه است، ۱۸ درجه سانتی‌گراد و میانگین رطوبت نسبی منطقه ۳۰ درصد است. تبخیر بالقوه در منطقه حدود ۳۴۶۳ میلی‌متر است (نظری، ۱۳۹۰). کشاورزی در منطقه مورد مطالعه چندان رونقی نداشته و حدود ۴ درصد از آن قابل کشت می‌باشد که به کشت پسته، میوه‌جات و صیفی‌جات اختصاص دارد.

و آماری عامل اصلی مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی و فرایندهای هیدروژئوشیمیایی حاکم بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی منطقه مشخص شوند.

۲-۱- موقعیت جغرافیایی

محدوده مطالعاتی راین با وسعتی حدود ۱۹۰۰ کیلومتر مربع در حاشیه جنوب‌غربی کویر لوت و دامنه شرقی کوه هزار و در فاصله حدود ۱۰۰ کیلومتری جنوب‌شرقی کرمان قرار دارد. این محدوده در مختصات ۱۳' - ۵۷° تا ۵۳' - ۵۷° طول شرقی و ۲۳' - ۲۹° تا ۲۲' - ۲۹° عرض شمالی واقع است (شکل ۱). تغییرات ارتفاعی در محدوده بین ۴۴۶۵ متر از سطح دریا مربوط به کوه هزار در جنوب غرب منطقه و ۱۷۵۰ متر از سطح دریا در نقطه خروجی جنوب شرق دشت است. میانگین ارتفاع محدوده مطالعاتی نیز حدود ۲۶۰۰ متر است که حدود ۳۴ درصد از مساحت کل محدوده را تشکیل می‌دهد. حدود ۴۴ درصد از وسعت محدوده مطالعاتی را دشت و بقیه را نواحی کوهستانی و کوهپایه‌ای تشکیل می‌دهند. شیب دشت حدود ۳ در هزار به طرف جنوب‌شرقی است. آبخوان دشت از نوع آزاد، ضخامت



شکل ۱- موقعیت منطقه، نقشه زمین‌شناسی و موقعیت محل‌های نمونه‌برداری

بستر مخزن آبرفتی را تشکیل می‌دهند. آبخوان اصلی دشت در آبرفت‌های دوران چهارم تشکیل شده است (شکل ۱).

۲- مواد و روش‌ها

به‌منظور ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه، ۲۳ نمونه آب زیرزمینی (۱۸ نمونه از چاه‌ها و ۵ نمونه از قنات‌ها) در شهریور ۱۳۹۰ جمع‌آوری شد. پیش از نمونه‌برداری، چاه به مدت ۱۵ دقیقه روشن بوده تا اطمینان حاصل شود که آب خروجی مستقیماً از سفره آبدار خارج می‌شود. بطری‌ها پیش از نمونه‌برداری تمیز و با آب محل نمونه‌برداری

این منطقه در محل اتصال زون‌های ایران مرکزی و ارومیه- دختر واقع است. رشته‌کوه هزار در جنوب آن از جنس سنگ‌های آذرآواری متعلق به زون ارومیه- دختر و ارتفاعات شمال آن از جنس رسوبات ژوراسیک و کرتاسه ایران مرکزی است. در ارتفاعات شمالی دشت واحدهای کرتاسه پایینی شامل ماسه‌سنگ و میکروکنگلوмера و آهک‌های اوربیتولین‌دار رخمون دارند. در حاشیه شرق دشت رسوبات ضخیم آهک میکروولیتی و در بخش جنوب و جنوب غرب دشت واحدهای سنگی آذرین (ائوسن بالایی) از جنس آندزیت، تراکیت، بازالت، توف و گدازه‌های اسیدی و بازی گسترش دارند. مارن، ماسه‌سنگ و کنگلومراهای نئوژن که رخساره قرمز داشته و حاوی کانی‌های تبخیری به صورت سیمان و بین لایه‌ای می‌باشند، سنگ

به منظور ارزیابی سازوکار اصلی کنترل‌کننده شیمی آب زیرزمینی منطقه از نمودار گیبس استفاده شد (Gibbs, 1970). نسبت $Na + K / (Na + K + Ca)$ برای آنیون‌ها و نسبت $Cl / (Cl + HCO_3)$ برای کاتیون‌های نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه محاسبه و به طور جداگانه در برابر TDS پیاده شدند (Gibbs, 1970). نسبت اول بین 0.07 تا 0.89 و نسبت دوم بین 0.05 تا 0.77 تغییر می‌کند. بر اساس شکل ۶ بیشتر نمونه‌های آب در میدان برهم‌کنش سنگ-آب و تعداد اندکی در منطقه تبخیر قرار گرفته‌اند با توجه به اینکه در عمق ۱۵ متری و بیشتر تبخیر نمی‌تواند نقش داشته باشد، به نظر می‌رسد که انحلال کانی‌های تبخیری و برهم‌کنش آب-سنگ کنترل‌کننده شیمی یون‌های اصلی آب زیرزمینی در این منطقه باشد. به دلیل قرارگیری منطقه در شرایط آب و هوایی خشک و نیمه‌خشک تبخیر در مرحله نفوذ آب به عمق و عبور از خاک اهمیت دارد (Subramani, et al., 2010).

به‌منظور بررسی منشأ مواد محلول در آب زیرزمینی از نسبت‌های یونی استفاده شده است. نسبت یونی $Cl / \text{Sum Anions}$ بین 0.11 تا 0.79 با میانگین 0.36 تغییر می‌کند. در همه نمونه‌ها این نسبت کمتر از 0.8 است که نشانگر این است که همه نمونه‌های آب زیرزمینی تحت تأثیر هوازدگی سنگ‌ها قرار گرفته‌اند. به عبارت دیگر واکنش متقابل بین آب زیرزمینی و مواد تشکیل‌دهنده آبخوان، بیشترین تأثیر بر کیفیت آب دارد که از شکل ۶ نیز همین نتیجه حاصل شد (فاریابی و همکاران، ۱۳۸۹). تبادل یونی یکی از مهم‌ترین فرایندهای مؤثر بر غلظت یون‌ها در آب زیرزمینی است (Kumar et al., 2008). تبادل یونی بین آب زیرزمینی و محیط آبخوان طی دوره اقامت و حرکت را می‌توان با شاخص کلروآلکالین $chloroalkaline\ indices$ (CAI) تعیین کرد (Rao et al., 2010). توسط Schoeller, (1977) با فرمول زیر محاسبه شد (همه مقادیر بر حسب meq/l).

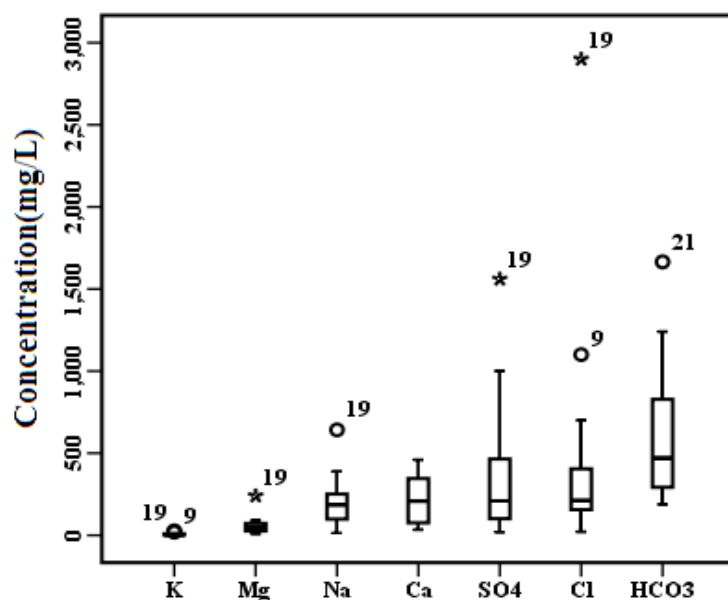
شسته شدند. نمونه‌ها در ظروف پلی‌اتیلن نگهداری شدند. هنگام نمونه‌برداری دما و pH با استفاده از pH متر قلمی مدل ۸۶۸۹ اندازه‌گیری شد. کاتیون‌های اصلی (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) و آنیون‌های اصلی (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) در آزمایشگاه آب و فاضلاب روستایی کرمان تجزیه شدند. HCO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , TDS، سختی کل و قلیابیت با روش تیتراسیون، Na^+ و K^+ با نوریج شعله‌ای و SO_4^{2-} با روش اسپکتروفوتومتری تعیین گردیدند. محل نمونه‌ها در شکل ۱ و نتایج حاصل از تجزیه آب زیرزمینی در جدول ۱ آورده شده است. با استفاده از واکنش‌های شیمیایی یون‌های اصلی، نمودارهای ترسیمی و روش‌های آماری چندمتغیره به بررسی فرایندهای کنترل‌کننده کیفیت آب زیرزمینی منطقه پرداخته شد.

۳- نتایج و بحث

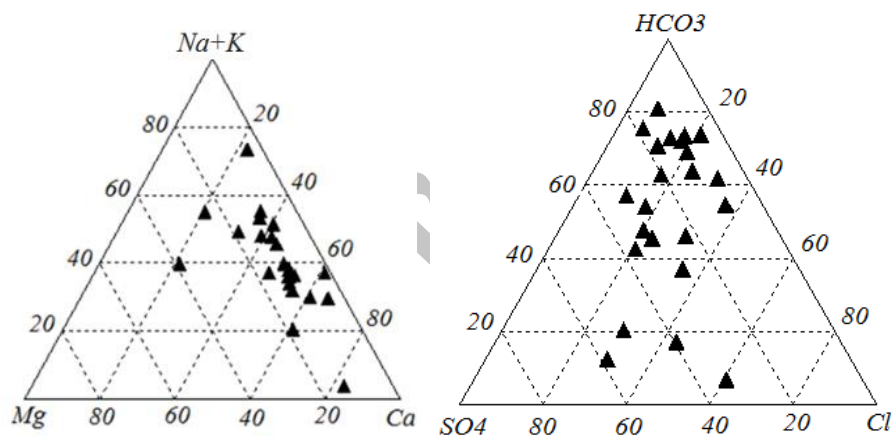
در شکل ۲ توزیع یون‌های اصلی نمونه‌های آب به صورت باکس پلات رسم شده است. در شکل ۳ فراوانی کاتیون‌ها و آنیون‌ها در نمودار سه‌تایی آورده شده است. در $5/56$ درصد از نمونه‌ها کلسیم، کاتیون غالب و در بقیه نمونه‌ها سدیم، کاتیون غالب بوده و در $3/91$ درصد از نمونه‌ها بی‌کربنات و در دو نمونه دیگر کلر آنیون غالب تحلیل است. K^+ در همه نمونه‌ها کمتر از حد مجاز است و $1/2$ درصد از کل کاتیون‌ها را در بردارد (جدول ۱). ۶ تیپ آب در نمونه‌های آب زیرزمینی تشخیص داده شده که عبارتند از: $Ca-HCO_3$ ، $Na-HCO_3$ ، $Ca-Cl$ ، $Na-Cl$ ، $Ca-SO_4$ ، $Mg-Cl$. تیپ آب در $5/49$ درصد از نمونه‌ها $Ca-HCO_3$ است (شکل ۵). تیپ آب تقریباً در نزدیک محل تغذیه بی‌کربناتی ($Ca-HCO_3$ و $Na-CO_3$)، در خروجی و شمال غرب دشت کلردی ($Ca-Cl$ و $Mg-Cl$ ، $Na-Cl$) و در میانه دشت سولفاتی ($Ca-SO_4$) است. متغیر بودن تیپ آب می‌تواند ناشی از عمق متفاوت چاه‌های نمونه‌برداری شده و تفاوت درجنس لایه آبدار نیز باشد. در شکل ۴ توزیع غلظت کاتیون و آنیون‌های اصلی، EC و قلیابیت در نمونه‌های آب زیرزمینی آورده شده است.

جدول ۱- پارامترهای آماری و استاندارد آب آشامیدنی

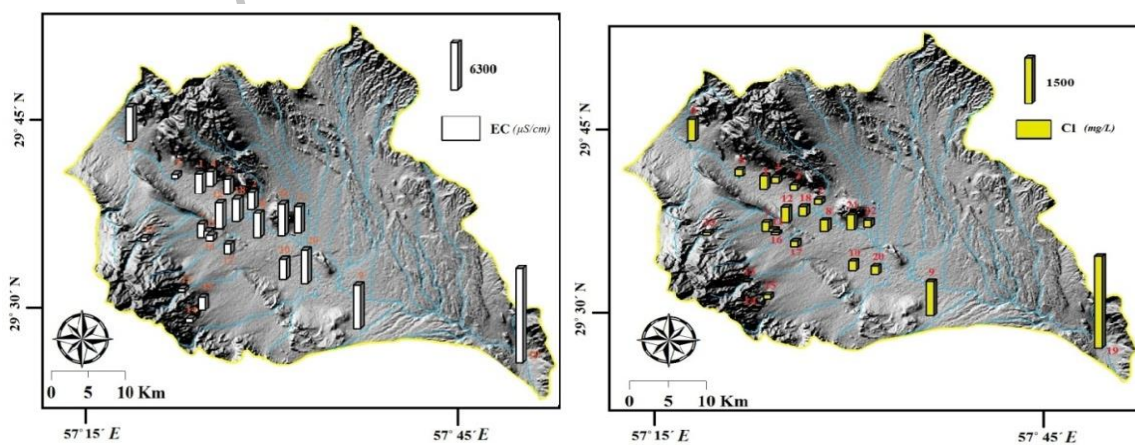
Mg	Ca	Na	K	PH	T	
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		°C	واحد
۵۵/۱	۲۲۶/۲	۱۹۴/۲	۶/۰	۷/۱	۲۱/۱	میانگین
۴۷/۷	۱۴۴/۰	۱۴۲/۶	۶/۲	۰/۸	۳/۸	انحراف معیار
۹/۶	۳۳/۶	۱۳/۰	۲/۱	۶/۰	۱۲	کمینه
۲۴۰/۰	۴۶۰/۰	۶۴۲/۰	۲۶/۴	۸/۷	۳۲	بیشینه
۱۵۰	۲۰۰	۲۰۰	۲۰۰	۶/۵-۸/۵		استاندارد WHO (2011)
Alkalinity	EC	TH	TDS	HCO ₃	SO ₄	
mg/L	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	واحد
۵۰۴/۵	۲۸۵۵/۲	۷۹۴/۷	۱۴۲۷/۱	۵۹۵/۱	۳۵۲/۰	میانگین
۳۱۵/۴	۲۵۸۵/۸	۴۸۹/۲	۱۲۹۲/۹	۳۸۱/۴	۳۸۳/۲	انحراف معیار
۱۵۴	۴۴۰	۱۶۰	۲۲۰/۰	۱۸۸	۲۰	کمینه
۱۳۶۶	۱۲۵۷۰	۲۰۵۰	۶۲۸۵/۰	۱۶۶۵/۰	۱۵۶۰	بیشینه
-	۱۵۰۰	۵۰۰	۱۰۰۰	۲۴۰	۲۵۰	استاندارد WHO (2011)

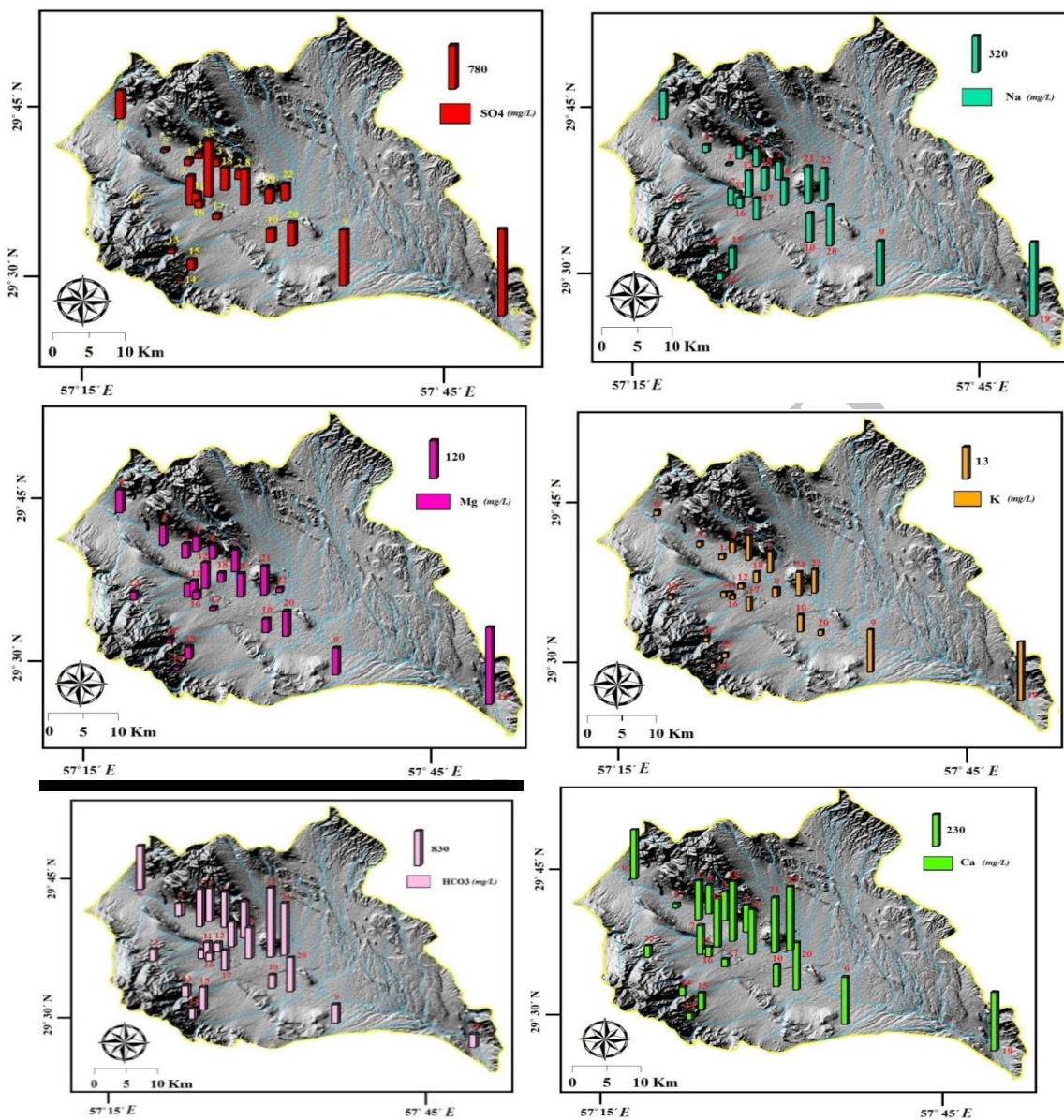


شکل ۲- باکس پلات یون‌های اصلی در نمونه‌ها

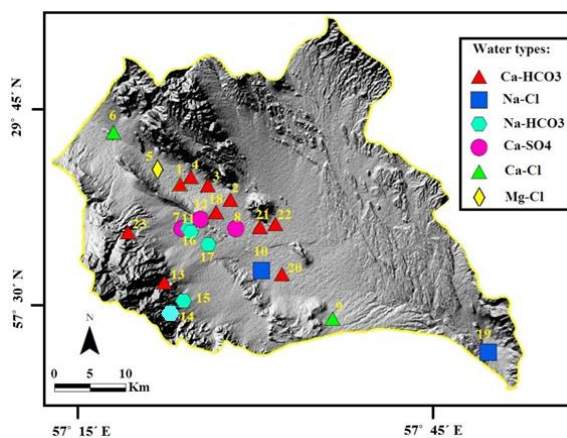


شکل ۳- نمودار سه‌تایی کاتیون $Na+K$ و Ca ، Mg و Cl و آنیون HCO_3 ، SO_4 و Cl

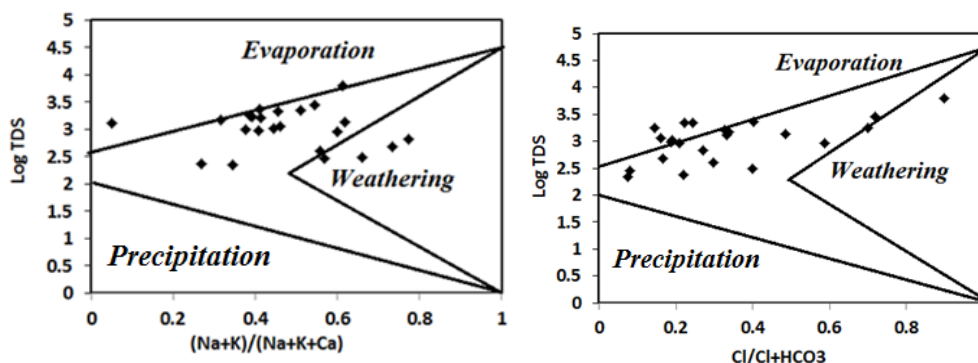




شکل ۴- نقشه توزیع یون‌های اصلی و EC در نمونه‌های آب زیرزمینی



شکل ۵- تیپ آب در نمونه‌های آب منطقه مورد مطالعه

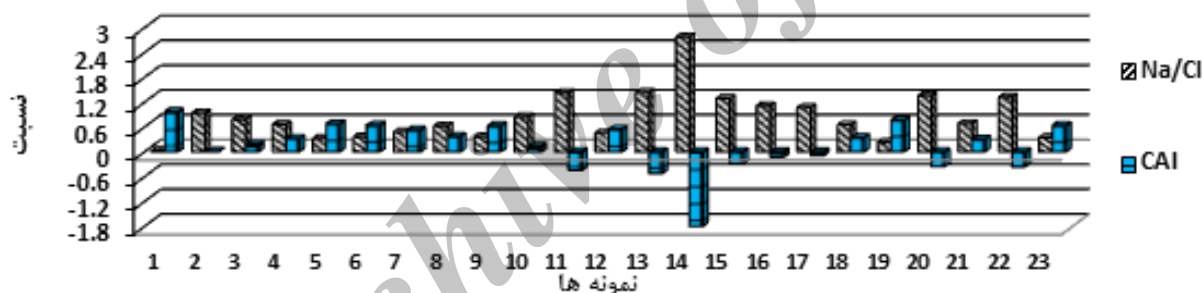


شکل ۶- نمودارهای گیبس برای رده‌بندی نمونه‌های آب زیرزمینی

Subramani et al., 2010, Rao et al., 2011, Pazand and Hezarkhani, 2012). مقادیر CAI در منطقه مورد مطالعه بین ۱/۸۷- تا ۰/۹۷ تغییر می‌کند. CAI در ۶۵/۲۳ درصد نمونه‌ها مثبت بوده و در بقیه نمونه‌های آب زیرزمینی این نسبت منفی و تبادل یونی معکوس را نشان می‌دهد. مقادیر منفی CAI در دشت نشان می‌دهد که Mg^{2+} و Ca^{2+} آب با سدیم و پتاسیم در سطح کانی‌های رسی مبادله می‌شود (شکل ۷).

$$CAI = \frac{[Cl^- - (Na^+ + K^+)]}{Cl^-} \quad \text{معادله ۱}$$

اگر بین Na^+ و K^+ موجود در آب زیرزمینی با Mg^{2+} و Ca^{2+} در سنگ، تبادل یونی وجود داشته باشد، تبادل یونی مستقیم و شاخص‌ها مثبت و اگر تبادل یونی معکوس باشد، این شاخص منفی است و مبین تبادل یونی بین کلسیم و منیزیم موجود در آب با سدیم و پتاسیم رس‌های موجود در آبخوان یا سنگ بستر است (Kumar et al., 2008).



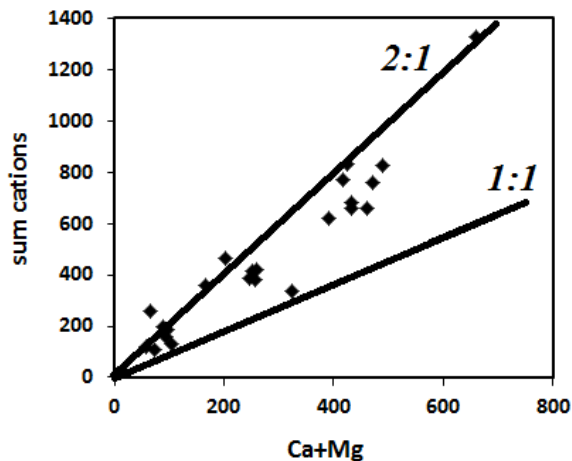
شکل ۷- شاخص CAI و نسبت Na/Cl در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

۲/۷۷ تغییر می‌کند. در ۸ نمونه این نسبت بیش از یک و در بقیه نمونه‌ها کمتر و نزدیک به ۱ است. این نمونه‌ها اغلب در مرکز دشت و در دامنه کوه هزار قرار دارند. در این نمونه‌ها سدیم از واکنش هوازدگی سیلیکات‌های موجود در سنگ‌های آذرین منطقه آزاد شده است. در بقیه نمونه‌ها این نسبت کمتر و نزدیک به ۱ است؛ بنابراین انحلال هالیت باعث آزاد شدن سدیم می‌شود. در نتیجه هوازدگی سیلیکات‌ها مانند آلبیت و انحلال هالیت هر دو در آزاد شدن سدیم به آب زیرزمینی منطقه نقش دارند (شکل ۷). نمونه‌هایی که در بالای خط $Na/Cl = 1$ قرار دارند دارای منشأ دوگانه هستند. با توجه به شکل ۸ در بیشتر نمونه‌ها تبادل یونی دیده می‌شود (فاریابی و همکاران، ۱۳۸۹).

به‌منظور بررسی هوازدگی و انحلال کربنات‌ها از نسبت Ca^{2+}/Mg^{2+} استفاده شد. اگر این نسبت مساوی ۱ باشد، انحلال دولومیت باید رخ داده باشد در حالی که نسبت بالاتر نشانگر انحلال کلسیت است. نسبت بالاتر از ۲ معرف انحلال کانی‌های سیلیکاتی است (Subramani et al., 2010). در همه نمونه‌ها این نسبت بیش از ۱ است (بجز ۲ نمونه)، در سایر نمونه‌ها

از نسبت Na/Cl برای تعیین فرایند تبخیر در آب زیرزمینی استفاده می‌شود. اگر تبخیر فرایند غالب باشد، این نسبت با افزایش EC تغییر نمی‌کند (Subramani et al., 2010). نمودار پراکنش EC در برابر Na/Cl برای نمونه‌های آب زیرزمینی (شکل ۸) نشان می‌دهد که نسبت Na/Cl با افزایش EC کاهش می‌یابد که به نظر می‌رسد به دلیل حذف سدیم توسط واکنش تبادل یونی باشد. این مشاهدات نشان می‌دهد که در منطقه، تبخیر نمی‌تواند فرایند اصلی کنترل‌کننده شیمی آب زیرزمینی باشد و واکنش تبادل یونی و انحلال کانی‌های تبخیری بر تبخیر غلبه دارد.

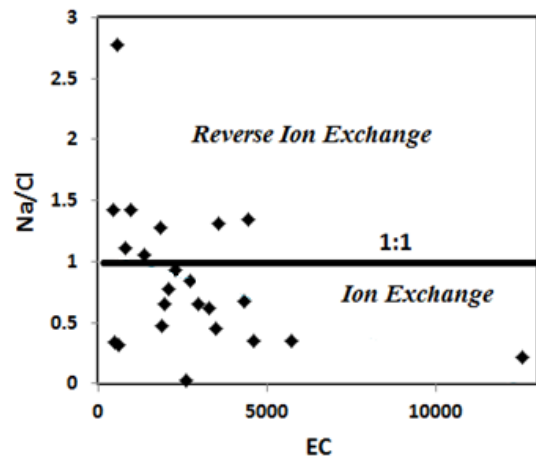
نسبت Na/Cl برای تشخیص منشأ سدیم در آب زیرزمینی به‌کار می‌رود. اگر این نسبت بیش از ۱ باشد نشانگر این است که سدیم از واکنش هوازدگی سیلیکات‌ها به‌ویژه پلاژیوکلاز سدیم‌دار آزاد شده است و یا ناشی از تبادل یونی (Na^+ به جای Ca^{2+} و Mg^{2+} در محلول) می‌باشد در حالی که اگر این نسبت کمتر از ۱ باشد نشان‌دهنده انحلال هالیت است (Hounslow, 1995, Ebrahimzadeh et al., 2011, Pazand and Hezarkhani, 2012). نسبت Na^+/Cl^- در نمونه‌های آب بین ۰/۰۳ تا

شکل ۱۱- نمودار پراکندگی $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ در برابر مجموع کاتیون‌ها

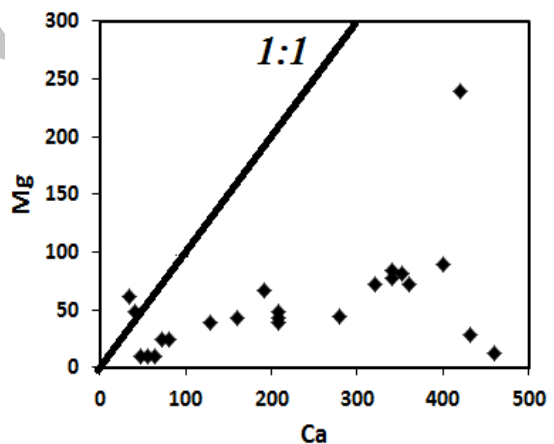
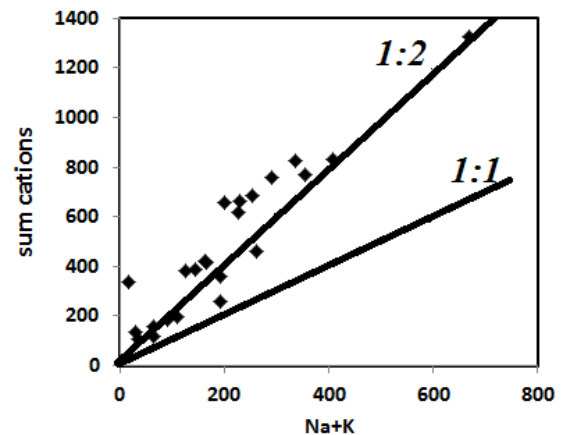
از نمودار مجموع کاتیون‌ها در برابر $Na^+ + K^+$ می‌توان برای شناخت هوازگی سیلیکات‌ها استفاده کرد. با توجه به شکل ۱۰، همه نمونه‌ها بالای خط ۱:۱ قرار گرفته‌اند که بیانگر نقش هوازگی سیلیکات‌ها در شیمی آب و آزاد شدن پتاسیم و سدیم از این طریق به آب هستند (Subramani et al., 2011, al., 2005, Krishnaraj et al.). نسبت یونی مجموع کاتیون‌ها در برابر $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ (شکل ۱۱) نشان می‌دهد که همه نمونه‌ها بالای خط ۱:۱ قرار گرفته‌اند که این امر بیانگر این است که منشأ برخی از یون‌های کلسیم و منیزیم می‌تواند هوازگی کانی‌های سیلیکاتی باشد (Subramani et al., 2010, Kumar et al., 2008). نسبت $(Na+K-Cl)/(Na+K-Cl+Ca)$ برای بررسی احتمال هوازگی پلاژیوکلاز به کار می‌رود. این نسبت در نمونه‌های آب بین ۰/۵ تا ۲/۴۵ تغییر می‌کند. اگر این نسبت $> 0/2$ و $< 0/8$ باشد به معنی هوازگی پلاژیوکلاز است و در صورتی که $< 0/2$ و $> 0/8$ باشد نشان می‌دهد که هوازگی پلاژیوکلاز غیرمحمول است. بر این اساس در نمونه‌های ۱۰، ۱۱، ۱۴، ۱۵، ۱۶، ۱۷، ۲۰ و ۲۲ امکان هوازگی پلاژیوکلاز وجود دارد.

برای تحلیل ارتباط چندمتغیره بین پارامترهای آب زیرزمینی از ماتریس همبستگی پیرسون، تحلیل مؤلفه اصلی (Principal Component Analysis (PCA) و تحلیل سلسله مراتبی خوشه‌ای (Hierarchical Cluster Analysis (HCA) استفاده شد. در نمونه‌هایی که $r > 0/7$ (ضریب همبستگی) همبستگی قوی در نظر گرفته می‌شود در حالی که r بین ۰/۵ و ۰/۷ همبستگی متوسط و $r < 0/5$ همبستگی پایین را در سطح اطمینان $p < 0/05$ نشان می‌دهد (Laurent et al., 2010). همبستگی بین پارامترها به شناخت منشأ کاتیون‌ها و آنیون‌ها در آب زیرزمینی کمک می‌کند. EC و TDS رابطه مثبت قوی با Ca^{2+} ، TH ($r=0/89$)، K^+ ($r=0/82$)، Na^+ ($r=0/93$)، Mg ($r=0/90$)، SO_4^{2-} ($r=0/97$) دارند (جدول ۲). این همبستگی‌ها نشان می‌دهند که EC آب زیرزمینی توسط Na^+ ، K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} و Cl^- کنترل می‌شود که ناشی از انحلال کانی، تبادل یونی و تبخیر است. همه کاتیون و آنیون‌های اصلی بجز HCO_3^- با یکدیگر همبستگی قابل توجهی دارند. pH با HCO_3^- همبستگی منفی و با

این نسبت بیش از ۱ است و انحلال کلسیت را مشخص می‌سازد. تنها در ۲ نمونه مقدار آن تقریباً مساوی ۱ است که می‌تواند معرف انحلال دولومیت باشد (شکل ۹). بالا بودن مقدار Mg/Ca در نمونه‌های آب زیرزمینی نشان‌دهنده غلبه دولومیت است (MacDonald et al., 2003).



شکل ۸- نمودار تبادل یونی EC در برابر Na/Cl

شکل ۹- نمودار پراکندگی Ca^{2+} در برابر Mg^{2+} شکل ۱۰- نمودار پراکندگی $Na^+ + K^+$ در برابر مجموع کاتیون‌ها

نوع PCA است، استفاده شده است. نتایج PCA برای پارامترهای شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی در جدول ۳ و شکل ۱۲ آورده شده است. واریانس جمعی دو مؤلفه استخراج شده ۵۹/۷۴ و ۸۵/۹۹ درصد است. این دو مؤلفه بیانگر فرایندهای هیدروژئوشیمیایی غالب می‌باشند. مؤلفه ۱ (PC1) و مؤلفه ۲ (PC2) به ترتیب ۵۹/۷۴٪ و ۲۶/۲۵٪ از واریانس کل را در بر می‌گیرند. PC1 ارزش عددی مثبت و قوی بین Mg ، Cl ، Na ، K ، SO_4 و EC را نشان می‌دهد. وابستگی قوی Mg ، K ، Na ، Cl و SO_4 با EC در PC1 می‌تواند نشانگر کنترل EC آب زیرزمینی توسط این پارامترها باشد. برهم‌کنش سنگ-آب دلیل افزایش شوری در آب زیرزمینی است. در این عامل انحلال رسوبات تیخیری، هوازگی سیلیکات‌ها و تبادل یونی اهمیت دارند. این عامل مهم‌ترین فرایند کنترل‌کننده شیمی آب زیرزمینی منطقه است. PC2، ارتباط قوی Ca و HCO_3^- را نشان می‌دهد. pH در این مؤلفه ارتباط منفی با Ca و HCO_3^- دارد که علت این امر می‌توان فعالیت گسلی در منطقه، تزریق گاز دی‌اکسیدکربن در آبخوان از سنگ بستر و انحلال واحدهای کربناتی موجود در این بخش از منطقه و در نتیجه افزایش HCO_3^- و Ca^{2+} بیان کرد. با توجه به فعالیت زمین‌ساختی منطقه و تزریق گاز CO_2 از طریق گسل فعال به آب زیرزمینی، فشار جزئی گاز CO_2 در آب زیرزمینی منطقه افزایش و در نتیجه pH کاهش و سنگ‌های کربناتی موجود در این ناحیه انحلال یافته‌اند، بنابراین HCO_3^- ، Ca^{2+} و قلیائیت موجود در آب افزایش می‌یابد (Chae et al., 2003; Norton et al., 2009). انحلال کربنات‌ها در pH کمتر از حدود ۷ افزایش می‌یابد (Norton et al., 2009). مقدار بی‌کربنات در نزدیکی واحدهای سنگ آهک بالاست که نشان‌دهنده انحلال $CaCO_3$ توسط CO_2 حاصل از فعالیت زمین‌ساختی است (شکل ۴). با افزایش برهم‌کنش سنگ-آب، آب زیرزمینی به طور طبیعی شورتر شده و به سبب مصرف CO_2 و کاهش مقادیر pCO_2 مقدار pH افزایش می‌یابد (Smedley et al., 2002).

قلیائیت و Ca^{2+} همبستگی مثبت بالا دارد. همان‌گونه که شکل ۴ نیز نشان می‌دهد در نمونه‌هایی که pH پایین است مقدار بی‌کربنات و در نتیجه Ca^{2+} افزایش یافته است.

منشأ SO_4^{2-} انحلال رسوبات تیخیری (ژیپس) است. منشأ Mg^{2+} تجزیه بیوتیت، هورنبلند و پیروکسن در سنگ‌های آتشفشانی جنوب و جنوب غرب منطقه و رسوبات ناشی از فرسایش آنها است که در دشت انباشته شده اند (Afsin, 1996). غلظت بالای Mg^{2+} بر مزه آب تأثیر می‌گذارد (Aiuppa et al., 2002). غلظت منیزیم در آب زیرزمینی منطقه کمتر از کلسیم است به علت اینکه انحلال منیزیم از کانی‌های غنی از منیزیم کم است (Ramesh and Jagadeeswari, 2012). غلظت پتاسیم نتیجه هیدرولیز کانی‌های پتاسیم‌دار، تیخیر و واکنش‌های تبادل یونی است (Nicolli et al., 2011). پایین‌بودن غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی محدوده مورد مطالعه به علت مقاومت بیشتر فلدسپار پتاسیم به هوازگی شیمیایی و جذب این کاتیون‌ها توسط رس‌ها است (Rao et al, 2011, Laurent et al., 2010). واکنش کانی‌های سیلیکاتی، یک فرایند کلیدی برای ایجاد pH بالا است. در مقداری از سدیم محلول از تبادل یونی ناشی می‌شود (Smedley et al., 2002). منبع Na^+ در نمونه‌های آب زیرزمینی انحلال کلرید سدیم، هوازگی پلاژیوکلاز و اضافه‌شدن از طریق آب باران است (ایبای، ۱۳۹۰).

منشأ کلر می‌تواند انحلال کلرید سدیم باشد. کلراید با سدیم رابطه قوی ($r = 0.82$) دارد. ارتباط بین کلراید و سدیم منعکس‌کننده انحلال هالیت موجود در رسوبات تیخیری منطقه است (Petrini et al., 2011).

به‌منظور تعیین منشأ پارامترهای مرتبط و عوامل تعیین‌کننده کیفیت آب زیرزمینی منطقه، از روش‌های آماری چندمتغیره مؤلفه اصلی (PCA) و تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی (HCA) استفاده شد. برای این منظور، پارامترهای pH، Ca ، SO_4 ، K ، Na ، Cl ، Mg و EC به کار گرفته شدند. در مطالعه حاضر از روش rotation varimax که از رایج‌ترین

جدول ۲- ضرایب همبستگی پارامترهای مورد مطالعه

	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	pH	EC	TH	Alkalinity
K^+	1	.790**	.471*	.706**	.806**	.650**	.149	-.171	.804**	.633**	.132
Na^+		1	.682**	.803**	.816**	.820**	.215	-.248	.929**	.828**	.203
Ca^{2+}			1	.492*	.508*	.630**	.564**	-.709**	.716**	.935**	.605**
Mg^{2+}				1	.916**	.816**	.060	-.221	.904**	.768**	.026
Cl^-					1	.857**	-.037	-.145	.944**	.746**	-.051
SO_4^{2-}						1	-.125	-.167	.870**	.795**	-.128
HCO_3^-							1	-.716**	.190	.439*	.981**
pH								1	-.347	-.611**	-.730**
EC									1	.894**	-.730**
TH										1	.455*
Alkalinity											1

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed). *. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

نتیجه‌گیری

تیپ آب در منطقه از نوع Ca-HCO_3 ، Na-Cl ، Na-HCO_3 ، Ca-SO_4 ، Ca-Cl و Mg-Cl است. با توجه به روش‌های هیدروژئوشیمیایی و آماری مورد استفاده، اصلی‌ترین عامل مؤثر در کیفیت آب زیرزمینی منطقه، برهم‌کنش بین آب و مواد سازنده آبخوان (رسوبات تبخیری و مارن) در نظر گرفته می‌شود. فرایندهای هیدروژئوشیمیایی حاکم بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی عبارتند از انحلال نهشته‌های تبخیری مانند ژپس، انیدریت، هالیت و انحلال کانی‌های کربناتی و هیدرولیز سیلیکات‌ها و تبادل یونی. منشأ یون سدیم در آب زیرزمینی انحلال هالیت، هوازگی پلاژیوکلازهای غنی از سدیم و تبادل یونی است. زمین‌شناسی منطقه و دانه‌بندی رسوبات آبرفت، نقش تعیین‌کننده‌ای در کیفیت آب زیرزمینی منطقه دارند. به گونه‌ای که در مناطق شمال غرب و غرب که از مخروط‌افکنه و رسوبات درشت‌دانه تشکیل شده کیفیت آب زیرزمینی مناسب و در مناطق شرقی و جنوب‌شرقی دانه‌ریز بودن رسوبات، نفوذپذیری کم، بالابودن سطح آب زیرزمینی و در نتیجه افزایش آهنگ تبخیر و همچنین کاهش حرکت آب زیرزمینی که عامل افزایش املاح در آن آب زیرزمینی می‌باشند و مجاورت با سازندهای نئوژن باعث شده که آب‌ها کیفیت نسبتاً نامطلوبی داشته باشند. در شرق و جنوب شرق غلظت یون‌ها به دلیل افزایش فاصله از منبع تغذیه افزایش می‌یابد.

مراجع

ایبای، ج.ن. (ترجمه م.ف. مدبری س. فرقانی تهرانی گ.، ۱۳۹۰، "مبانی زمین‌شیمی زیست‌محیطی" مرکز نشر دانشگاهی، ۶۷۰ صفحه.
آسایش، استعلاجی، ۱۳۸۲، "اصول و روش‌های برنامه‌ریزی ناحیه‌ای (مدل‌ها، روش‌ها و فنون)" انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی، ۵۶ صفحه.
حکمت‌نیا، حسن و میرنجف موسوی، ۱۳۸۸، "کاربرد مدل در جغرافیا با تاکید بر برنامه‌ریزی شهری و ناحیه‌ای" انتشارات علم نوین، ۸۲ صفحه.
شرکت سهامی آب منطقه‌ای کرمان، ۱۳۸۲، "مطالعات کمی و کیفی منابع آب دشت راین (مطالعات زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی)" جلد سوم، ۱۳۴ صفحه.

شیرانی، ز.، عباس‌پور، م.، جاوید، ا. ح.، تقوی، ل.، ۱۳۹۲، "ارزیابی منابع آلودگی آب‌های زیرزمینی در محیط شهری (مطالعه موردی: منطقه ۱۴ شهرداری تهران)" فصلنامه انسان و محیط زیست، شماره ۲۴، صفحات ۱۷-۱۰.
فاریابی، م. کلانتری ن. نگارستانی، ا.، ۱۳۸۹، "ارزیابی عوامل مؤثر بر کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی دشت جیرفت با استفاده از روش‌های آماری و هیدروشیمیایی" مجله علوم زمین، پاییز ۱۳۸۹، سال بیستم، شماره ۷۷: صفحات ۱۱۵-۱۲۰.

نظری، م.، ۱۳۹۰، "بررسی منشأ و پراکندگی آرسنیک در آب‌های زیرزمینی دشت راین و اثرات بالقوه زیست‌محیطی آن" پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید باهنر کرمان، صفحه ۲۲.

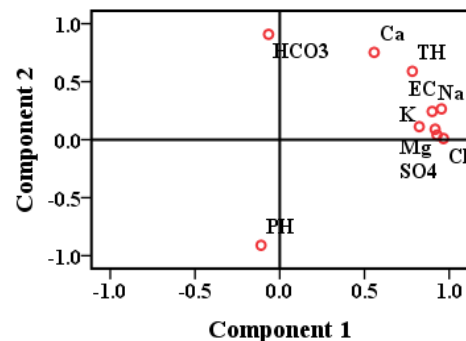
Afsin M., 1996, "Hydrochemical evolution and water quality along the groundwater flow path in the Sandıklı plain (Afyon Turkey)", *Environmental Geology*, *Environmental Geology*, 31: 221. doi: 10.1007/s002540050183.

جدول ۳- نتایج حاصل از PCA برای پارامترهای شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی

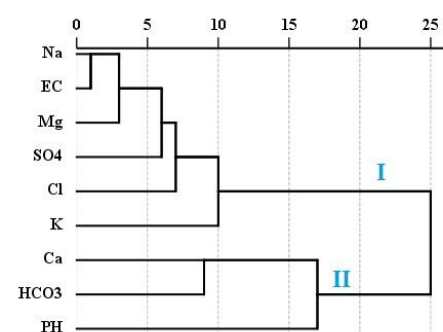
Rotated Component Matrix ^a			
Communalities	مؤلفه‌ها		متغیرها
	۲	۱	
۰/۸۴۱	^b -۰/۹۱۰	-۰/۱۱۷	PH
۰/۶۹۰	۰/۱۲۶	^b ۰/۸۳۲	K
۰/۸۶۸	۰/۲۴۲	^b ۰/۹۰۲	Na
۰/۸۷۶	^b ۰/۷۳۴	^b ۰/۵۵۶	Ca
۰/۸۴۹	-۰/۰۸۴	^b ۰/۹۱۸	Mg
۰/۹۳۴	۰/۰۰۷	^b ۰/۹۶۸	Cl
۰/۸۶۳	۰/۰۲۲	^b ۰/۹۲۳	SO ₄
۰/۸۲۹	^b ۰/۹۱۹	-۰/۰۵۶	HCO ₃
۰/۹۸۰	۰/۲۶۰	^b ۰/۹۵۶	EC
	۲/۳۶۲	۵/۳۷۷	Eigenvalue
	۲۶/۲۴۶	۵۹/۷۴۰	درصد واریانس
	۸۵/۹۹	۵۹/۷۴۰	درصد تجمعی

Extraction Method: Principal Component Analysis. Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

a. Rotation converged in 3 iterations. b. Variable with significant loading



شکل ۱۲- شکل فضایی مؤلفه‌ها



شکل ۱۳- دندروگرام پارامترهای آب زیرزمینی با استفاده از روش Average Cosine و Linkage (Between Groups)

- Aiuppa A. Bellomo S. Brusca L. D'Alessandro W. and Federico, C., 2002**, "Natural and anthropogenic factors affecting groundwater quality of an active volcano (Mt. Etna Italy)", *Applied Geochemistry*. 18: P.863-882.
- Atapour, H., 2012**, "Geochemical baseline of major anions and heavy metals in groundwater and drinking waters around the urban areas of Kerman city", *southeastern Iran. Environ Earth Sci.*, 67(7), P.2063-2076.
- Babiker S, Mohamed A, Tetsuya H, Kikuo K., 2005**, "A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights", *Gifu Prefecture, central Japan. Sci Total Environ* 354: P.127-140.
- Chae G.T., Kim K. Yun S.T. Kim K.H. Kim S.O. Choi B.Y. Kim H.S. and Rhee C.W., 2003**, "Hydrogeochemistry of alluvial groundwaters in an agricultural area: an implication for groundwater contamination susceptibility. *Chemosphere*. 55: 369-378.
- Ebrahimzadeh S. Boustani F. and Shakeri A., 2011**, "Groundwater Quality Assessment of Zarghan Plain (Shiraz Iran)", *2011 2nd International Conference on Environmental Science and Technology*. V2: P.305-309.
- Faithful, J. and Finlayson W., 2005**, "Water quality assessment for sustainable agriculture in the Wet Tropics-A community assisted approach", *Marine pollution Bulletin*, 51(1-4), P.99-112.
- Gibbs R. J., 1970**, "Mechanisms controlling world water chemistry", *Science Journal*, 170, P.795-840.
- Hounslow, A.W., 1995**, "Water Quality Data Analysis and Interpretation", *Lewis Boca Raton. FL. USA*. P.397.
- Khorasanipour, M., Tangestani, M. H., Naseh, R., 2011**, "Application of multivariate statistical methods to indicate the origin and geochemical behavior of potentially hazardous elements in sediment around the Sarcheshmeh copper mine", *SE Iran. Environ Earth Sci*. 66(2): P.589-605.
- Krishnaraj S. Murugesan V. K.V. Sabarathinam C. Paluchamy A. Ramachandran M., 2011**, "Use of Hydrochemistry and Stable Isotopes as Tools for Groundwater Evolution and Contamination Investigations", *Geosciences*. 1(1): P.16-25.
- Kumar M. Kumari K. Singh U.K. and Ramanathan A., 2008**, "Hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Muktsar, Punjab: conventional graphical and multivariate statistical approach", *Environ Geol* (2009) 57: P.873-884.
- Laurent M. François A. and Marie M.J., 2010**, "Assessment Of Groundwater A Quality During Dry Season In Southeastern Brazzaville", *Congo*. 1(3): P.762-769.
- Laurent Matini, François Antoine, Marie Moutou Joseph, 2010**, "Assessment of groundwater quality during dry season in Southeastern Brazzaville", *Congo. International Journal of Applied Biology and Pharmaceutical Technology*. Nov-Dec.
- Matthess, G., 1982**, "The properties of groundwater", *Wiley, New York*, P.481.
- Nas, B., Berkday, A., 2010**, "Groundwater quality mapping in urban groundwater using GIS", *Environ Monit Assess*, 160(1-4), P.215-227.
- Norton, J., Petersen, C., Eary, L.E., Largey, J., Mills, S.K., Johnson, N., Berard, T., Parker, T.K., Duguid, A., Lamel, A., Routle, C., Picard, G., & Couselan, M., 2009**, "Potential groundwater quality impacts resulting from geologic carbon sequestration. Water Research Foundation and the American Water Works Association", Retrieved from <http://www.waterrf.org/ProjectsReports/PublicReportLibrary/4203.pdf>, P.14.
- Ntengwe, FW., 2006**, "Pollutant loads and water quality in stream of heavily populated and industrialized towns", *Physical Chemistry Earth*, 31, P.832-839.
- Pazand K. and Hezarkhani A., 2012**, "Investigation of hydrochemical characteristics of groundwater in the Bukan basin Northwest of Iran", *Applied Water Sciences*.
- Ramesh. K. and Jagadeeswari. P.B., 2012**, "Hydrochemical Characteristics of Groundwater for Domestic and Irrigation Purposes in Periyakulam Taluk of Theni District", *Tamil Nadu, Research Journal of Environment Sciences*. Vol. 1(1), P.19-27.
- Rao N.S. Rao P.S. Reddy G.V. and Nagamani M., 2011**, "Chemical characteristics of groundwater and assessment of groundwater quality in Varaha River Basin", *Visakhapatnam District, Andhra Pradesh, India, Environ Monit Assess*. 184: P.5189-5214.
- Rao, M.H., 2010**, "Water situation in Pakistan getting grave", *Pakistan Times, Federal Bureau*. Daily Pakistan Times, 1th March, 2010, P.6.
- Sahoo, S., Kaur A., Litoria P., Pateriya B., 2014**, "Geospatial modelling for groundwater quality mapping: a case study of Rupnagar district, Punjab, India", *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, ISPRS Technical Commission VIII Symposium, Hyderabad, India, XL-8, ISPRS Technical Commission VIII Symposium, 09 - 12 December 2014, Hyderabad, India*, P.227.
- Schoeller H., 1977**, "Geochemistry of groundwater. Groundwater studies: an international guide for research and practice", *Chap15. UNESCO, Paris*. P.1-18.
- Subramani, T., Elango, L., Damodarasamy, SR., 2005**, "Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Chithar River Basin", *Tamil Nadu, India. Environ Geol.*, 47, P.1099-1110.
- Vijith, H., Sathesh, R., 2007**, "Geographical information system based assessment of spatiotemporal characteristics of groundwater quality of upland subwatersheds of Meenachil River", *parts of Western Ghats, Kottayam District, Kerala, India. Environ Geol.*, 53(1), P.1-9.
- Yidana, SM., Yidana, A., 2010**, "Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis", *Environ Earth Sci*, 59(7), P.1461-1473.
- Zamani, A.A, Yaftian, M. R and Parizanganeh, A, 2012**, "The contamination of groundwater by heavy metal ions around a lead and zinc plant has been studied Iranian", *Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*, 9 (1): P.29.
- Subramani, T., Rajmohan N., Elango, L., 2010**, "Groundwater geochemistry and identification of hydrogeochemical

processes in a hard rock region, Southern India”, *Environ Monit Assess* 162: P.123–137. DOI 10.1007/s10661-009-0781-4.

Smedleya, P.L., Nicolli, H.B., Macdonalda, D.M.J. Barrosb, A.J. Tullioc J.O., 2002, “Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina”, *Applied Geochemistry* 17, P.259–284.

MacDonald, Alan M., George Darling, W., Ball, Derek F., Oster, Harald., 2003, “Identifying trends in groundwater quality using residence time indicators: an example from the Permian aquifer of Dumfries”, *Scotland, Hydrogeology Journ-*

al 11: P.504–517.

Nicolli, Hugo B., Garcí’a Jorge W., Falco’n, Carlos M., Smedley, Pauline L., 2011, “Mobilization of arsenic and other trace elements of health concern in groundwater from the Salí’ River Basin, Tucuma’n Province”, *Argentina, Environ Geochem Health*, DOI 10.1007/s10653-011-9429-8.

Petrini, R. Slejko F., Lutman, A., Pison, S., Franceschini, G., Zini, L., Italiano, F., Galic, A., 2011, “Natural arsenic contamination in waters from the Pesariis village”, *NE Italy, Environ Earth Sci* 62: P.481–491, DOI 10.1007/s12665-010-0541.

Archive of SID

