



## فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی بخش میانی دشت نوق (غرب استان کرمان)

بتول حسن‌زاده<sup>۱</sup>، احمد عباس‌نژاد<sup>۲\*</sup>

۱- کارشناس ارشد زمین‌شناسی زیست محیطی، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید باهنر کرمان

۲- دانشیار بخش زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید باهنر کرمان

\* نویسنده مسئول: abbasnejad35@yahoo.com

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۰۸/۱۰

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۰۲/۲۸

### چکیده

دشت نوق با حدود ۳۶۰۰ کیلومتر مربع وسعت در جنوب شرق ایران و غرب استان کرمان واقع شده است. موقعیت جغرافیایی آن بین ۳۰ درجه و ۶۱ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۲۳ دقیقه عرض شمالی و ۵۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۵۶ درجه و ۰۳ دقیقه طول شرقی قرار دارد. هدف این مطالعه، تعیین منشأ و ارزیابی نقش فرآیندهای تأثیرگذار بر کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی بخش میانی دشت نوق واقع در غرب استان کرمان است. بدین منظور ۲۲ نمونه آب زیرزمینی از چاه‌های بهره‌برداری برداشت گردید. نقشه‌های هم‌غلظت و تحلیل‌های آماری (آنالیز مؤلفه اصلی و آنالیز خوشه‌ای) روی این نمونه‌ها انجام شد. سپس غلظت فلزات سنگین (Mo, Ni, Fe, Mn, Pb, Ag)، یون‌های اصلی ( $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$  و  $HCO_3^-$ ) به علاوه EC و pH در صحرا سنجش شد. غلظت فلزات سنگین همراه با سایر یون‌ها و بعضی عناصر دیگر به طریق ICP-MS تعیین شد. به منظور شناسایی فرآیندهای تأثیرگذارنده نقشه‌های هم‌غلظت ترسیم و تفسیر گردیدند، شاخص‌های اشباع شدگی نمونه‌ها نسبت به هالیت، کلسیت، آراگونیت، دولومیت و ژپس محاسبه و مورد ارزیابی قرار گرفتند و همچنین نمایه‌های کلروآلکان نمونه‌ها تعیین شدند. بر اساس موارد فوق مشخص گردید که فرآیندهای تبخیر آب، انحلال تبخیری‌ها، رسوب‌گذاری کلسیت و ژپس، اکسید شدن سولفیدها، واجذب بعضی از فلزات سنگین، اثر اشتراک یونی، هیدرولیز سیلیکات‌ها و تبادل یونی کمابیش در این سفره آب زیرزمینی صورت گرفته و بر کیفیت آب تأثیر گذاشته‌اند.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، آزمون مؤلفه اصلی، آنالیز خوشه‌ای، شاخص اشباع شدگی، هیدروژئوشیمی.

### ۱- مقدمه

تأثیرگذار از جنبه‌های متعددی اهمیت دارد. از یک طرف شناسایی آن‌ها کمک می‌کند تا به لحاظ علمی و کنجکاوی دریابیم که یک نمونه آب زیرزمینی مشخص چگونه ترکیب شیمیایی موجود خود را به دست آورده است. از طرف دیگر، می‌توان مشخص کرد که تأثیر عوامل و فرآیندهای مختلف بر افزایش یا کاهش مقدار یک یون یا ترکیب خاص چگونه بوده است. همچنین، از آنجا که هر فرآیند مشخص کننده وجود

کیفیت شیمیایی هر نمونه آب زیرزمینی محصول عملکرد فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی است که بر آن تأثیر گذاشته‌اند. این فرآیندها شامل چندین مورد بوده و هر یک اثرات مشخصی بر آن می‌گذارند. شدت و نوع فرآیندهای تأثیرگذار از یک محل به محل دیگر معمولاً تفاوت دارد و استفاده از نقشه‌های هم‌مقدار می‌تواند کمک به ارزیابی آن کند. شناسایی نوع فرآیندهای

شرایط، کانی‌ها، سنگ‌ها یا واکنش‌های خاصی است، از طریق شناسایی فرآیندها پی به وجود شرایط حاکم در سفره آب زیرزمینی می‌بریم. فرآیندهای متعددی نظیر هیدرولیز سیلیکات‌ها آپلو و پستما (۲۰۰۵)، ریماهاشا (۱۹۹۶)، هانسلو (۱۹۹۵) و درور (۱۹۸۲)، انحلال ساده و انحلال کربنات‌ها، آپلو و پستما (۲۰۰۵)، ریماهاشا (۱۹۹۶) و درور (۱۹۸۲) و رسوب‌گذاری و تبخیر، درور (۱۹۸۲)، اکسید شدن سولفیدها، هانسلو (۱۹۹۵)، تجزیه مواد آلی، هانسلو (۱۹۹۵)، تبادل یونی، آپلو و پستما (۲۰۰۵)، ریماهاشا (۱۹۹۶)، هانسلو (۱۹۹۵) و درور (۱۹۸۲)، تغییر شرایط اکسیداسیون و احیا، آپلو و پستما (۲۰۰۵)، ریماهاشا (۱۹۹۶)، هانسلو (۱۹۹۵) و درور (۱۹۸۲) و بالاخره آلودگی، سلیمان و همکاران (۱۹۹۶) می‌توانند بر کیفیت آب‌های زیرزمینی تأثیر گذارند. در بسیاری از موارد، از جمله در منطقه مورد مطالعه، فرآیندهای هیدروشیمیایی متعددی تأثیر گذاشته‌اند و موجب ایجاد یک ترکیب هیدروشیمیایی خاص شده‌اند. از آنجا که بعضی از اثرات این فرآیندها مشابه و یا متضاد می‌باشند، شناسایی نوع فرآیندهای عمل‌کننده ساده نبوده و نیاز به استفاده از شواهد متعدد نظیر تکنیک‌های آماری، شاخص اشباع شدگی، توجه به تغییرات مکانی هر یون در حین جریان آب زیرزمینی و مقایسه تغییرات مکانی یون‌های مختلف در نقشه است. در این حالت نکته اصلی حاکم بر تفسیر به‌کارگیری اصل "تقارب شواهد" است. بدین معنی که اگر همه شواهد حاکی از انجام یک فرآیند هستند پس آن فرآیند صورت گرفته است و اگر همه شواهد آن را تأیید نمی‌کنند یا آن فرآیند انجام نشده یا باید توجه منطقی در این مورد که چرا بعضی شواهد انجام فرآیند را تأیید نمی‌کنند ارائه گردد. لذا این نوع عدم همبستگی در محیط تبخیری با رسوب‌گذاری قابل توجه خواهد بود. پیچیدگی‌های مشابه معمولاً در اثر اشتراک یونی و تبادل یونی هم صورت می‌گیرند. به چند طریق می‌توان فرآیندهای عمل‌کننده که موجب پیدایش آب با کیفیت مشخصی شده‌اند را شناسایی کرد. دقت و کارایی این روش‌ها از یک محل به محل دیگر و از یک

وضعیت به وضعیت دیگر می‌تواند تغییر کند. اهم این روش‌ها عبارت‌اند از استفاده از نسبت‌های یونی هانسلو (۱۹۹۵)، توجه به ترکیب ایزوتوپی، آدلانا مازو (۱۹۹۱) و درور (۱۹۸۲)، توجه به شرایط Eh-pH آب، ریماهاشا (۱۹۹۶)، توجه به شاخص اشباع شدگی ترکیبات مختلف، کلانتری و علیخانی (۱۳۸۴) و ریماهاشا (۱۹۹۶) استفاده از نمودارهای همبستگی یون‌ها، هانسلو (۱۹۹۵) و برزگر و همکاران (۲۰۱۴) توجه به تغییرات مکانی یون‌ها، دهقانی (۱۳۸۸) و بالاخره استفاده از تکنیک‌های آماری نظیر تحلیل مؤلفه اصلی و تحلیل خوشه‌ای (برزگر و همکاران، ۲۰۱۴). اساس تکنیک‌های آماری نیز همبستگی بین یون‌ها و ترکیبات است و از این طریق به عنوان شاهد انجام فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی مورد استفاده قرار می‌گیرند. در عین حال استفاده از شواهد ایزوتوپی به علت هزینه زیاد و استفاده از شرایط Eh-pH محیط به علت مشکل بودن سنجش Eh و عدم دقت Eh‌های به دست آمده کمتر مورد استفاده قرار می‌گیرد، اگرچه ممکن است آن‌ها در مواردی کارایی بالاتری داشته باشند. در بعضی موارد یون‌های اصلی که معمولاً در مطالعات هیدروژئوشیمیایی مورد سنجش قرار می‌گیرند نمی‌توانند به خوبی فرآیندهای عمل‌کننده را نشان دهند و در این صورت تفسیرهای هیدروژئوشیمیایی با ابهام همراه خواهند بود. لذا در صورتی که اطلاعاتی از یون‌های فرعی (مثل نیترات) یا نادر (مثل بسیاری از فلزات سنگین) داشته باشیم امکان تفسیر افزایش می‌یابد. به همین دلیل، در این مطالعه غلظت بعضی از فلزات سنگین نمونه‌های آب هم مورد سنجش و بررسی قرار گرفت.

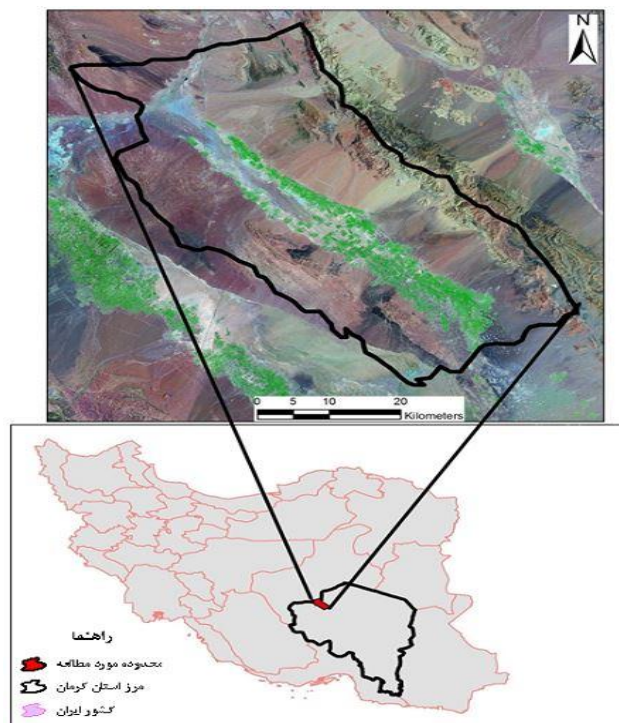
## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱. منطقه مورد مطالعه

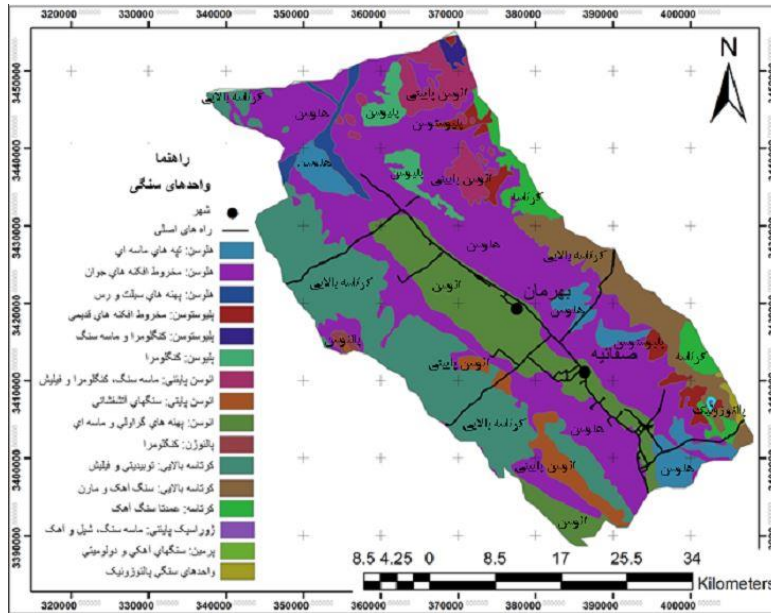
دشت نوق در جنوب خاوری ایران و غرب استان کرمان واقع شده است (شکل ۱). از نظر اقلیمی در یک منطقه خشک قرار گرفته است (سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح، ۱۳۸۳). این وضعیت خاص آب و هوایی همچنین تنوع واحدهای سنگی بر کیفیت آب زیرزمینی تأثیر گذارده‌اند. دشت نوق در محدوده ۳۰ درجه

سازندهای سرخ شیل، شتری، نایبند، بادامو، هجدک، بیدو و تیزکوه نیز در کوه‌های داوران رخنمون دارند. از این میان رسوبات ژوراسیک با رخساره عمدتاً شیلی - ماسه‌سنگی در کوه‌های داوران گسترش داشته و فلیش‌های کرتاسه در بدبخت کوه گسترش دارند. واحد مربوط به سنوزوئیک تنها در بخش کوچکی از محدوده مورد مطالعه به چشم می‌خورد که می‌توان آن را معادل کمپلکس بحر آسمان به سن ائوسن در نظر گرفت. جنس این واحد عمدتاً گدازه‌های آندزیت تا بازالت، ریوداسیت و تراکی آندزیت همراه با آذرآواری‌های وابسته به آن‌هاست. در این دشت رسوبات میوپلیوسن با رخساره سری سرخ و تبخیری در زیر و رسوبات آبرفتی کوتاه‌تر در روی آن‌ها قرار دارند. آبرفت‌های کوتاه‌تر در بخش میانی دشت که این مطالعه صورت گرفته نسبتاً ریزدانه می‌باشند. هم رسوبات میوپلیوسن و هم آبرفت‌های کوتاه‌تر حاوی سیمان یا بین لایه‌های تبخیری از جنس ژیبس و نمک طعام می‌باشند (سازمان زمین‌شناسی کشور، ۱۳۷۱) (شکل ۲).

و ۶۱ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۲۳ دقیقه عرض شمالی و ۵۵ درجه و ۲۳ دقیقه تا ۵۶ درجه و ۰۳ دقیقه طول شرقی قرار دارد و به شکل مستطیلی با عرض و طول متوسط ۲۰ و ۷۲ کیلومتر و کشیدگی در امتداد شمال غربی - جنوب شرقی بین دو رشته‌کوه داوران در شمال و بدبخت کوه در جنوب واقع شده است. محدوده مطالعاتی دشت نوق از نظر تقسیمات زمین‌شناسی به ایران مرکزی تعلق دارد. سازندها و واحدهای زمین‌شناسی کوه‌های مشرف به آن متعلق به دوران‌های پالئوزوئیک تا سنوزوئیک هستند و در دشت رسوبات کوتاه‌تر دیده می‌شوند. سازندها و واحدهای زمین‌شناسی متعلق به پالئوزوئیک شامل دولومیت‌ها و سنگ آهک‌های معادل سازند سلطانیه (شامل گچ، سنگ آهک، شیل و ماسه‌سنگ)، واحد معادل سازندهای لالون و زاگون (ماسه‌سنگ، کوارتزیت، کنگلومرا و شیل متراکم)، معادل میلا (دولومیت و سنگ آهک همراه با ماسه‌سنگ و شیل)، معادل سردر (شیل تیره رنگ، ماسه سنگ، سنگ آهک مارنی) و سازند جمال (سنگ آهک و دولومیت‌های مرمری شده) در کوهستان داوران رخنمون دارند. واحدهای متعلق به مزوزوئیک شامل



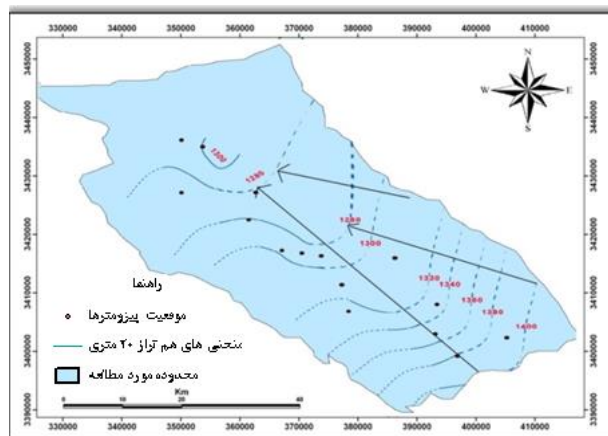
شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه.



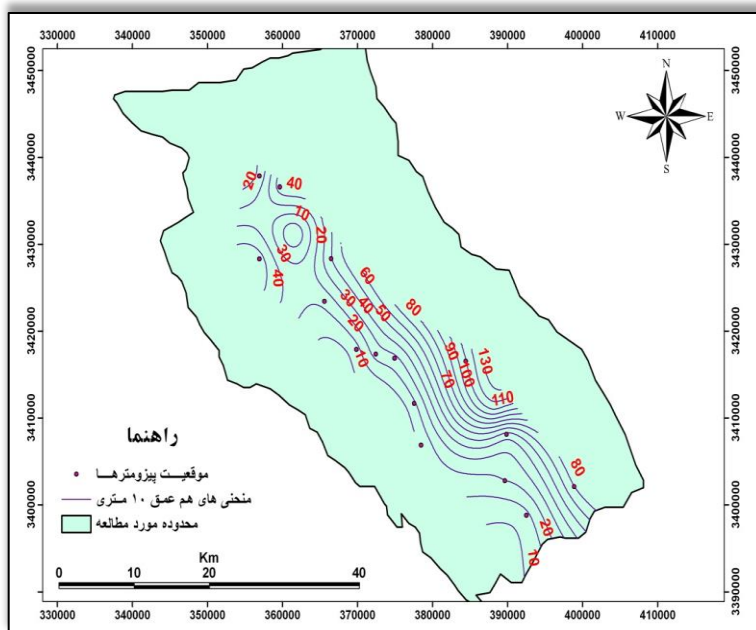
شکل ۲- نقشه زمین شناسی ساده شده منطقه مورد مطالعه

(شکل ۳). با توجه به نقشه هم عمق شکل ۴، بیشترین عمق برخورد به آب، مربوط به بخش های شمالی دشت (متجاوز از ۱۳۰ متر) است. سطح برخورد به آب به سمت شمال غرب دشت کاهش می یابد و به حدود ۱۰ متر می رسد. جنس سنگ کف در این منطقه سری های سرخ میوپلیوسنی متشکل از مارن، کنگلومرا و ماسه سنگ قرمز با سیمان گچی و نمکی است و ولکانیک های آئوسن در سمت غرب دشت تا میانه آن در زیر واحد فوق گسترش دارند. در مجاورت کوهستان داوران در زیر سری های سرخ آهک های کرتاسه قرار دارند (سازمان آب منطقه ای کرمان، ۱۳۹۱).

سفره آب زیرزمینی دشت نوق به طور عمده در آبرفت های دوران چهارم شکل گرفته است. نقشه های هم تراز و هم عمق آب زیرزمینی دشت نوق در شکل های ۳ و ۴ ارائه شده اند. بر طبق نقشه هم تراز شکل ۳، جهت اصلی جریان آب زیرزمینی از جنوب شرق به سمت شمال غرب است. با توجه به اینکه کوه های داوران و بدبخت کوه منبع تغذیه سفره آب زیرزمینی این دشت می باشند و در بخش مرکزی دشت چاه های زیادی حفر شده اند، آب های زیرزمینی از حواشی دشت به سمت مرکز آن و از آنجا به سمت شوره زارهای انتهایی دشت حرکت دارد. این موضوع باعث خمیدگی خطوط تراز در نقشه جریان آب زیرزمینی شده است



شکل ۳- نقشه هم تراز آب زیرزمینی دشت نوق، سازمان آب منطقه ای کرمان، ۱۳۹۱.



شکل ۴- نقشه هم عمق آب زیرزمینی دشت نوق، سازمان آب منطقه ای کرمان، ۱۳۹۱.

## ۲-۲. نمونه برداری

نمونه برداری اسیدی گردید تا از رسوب احتمالی و رشد میکروارگانیسمها جلوگیری شود و همچنین جذب سطحی توسط دیواره های ظرف به حداقل برسد. در محل نمونه برداری، دما با استفاده از دماسنج و pH نمونه ها با استفاده از pH متر و همچنین موقعیت جغرافیایی محل نمونه برداری با یک دستگاه GPS اندازه گیری و ثبت گردید. سپس نمونه یون های اصلی جهت آنالیز به سازمان آب منطقه ای استان کرمان و نمونه فلزات به آزمایشگاه زرآرما تهران فرستاده شدند. برای اندازه گیری کلسیم، منیزیم، بی کربنات و کلر از روش تیتراسیون، سدیم از روش فلیم فتومتر و مقدار سولفات نمونه ها از روش وزن سنجی استفاده شد. فلزات سنگین نیز با روش ICP-MS اندازه گیری شدند. برای بررسی دقت اندازه گیری، یک نمونه تکراری در بین نمونه های ارسالی قرار داده شد و همراه با سایر نمونه ها مورد تجزیه شیمیایی قرار گرفت. مقایسه مقادیر اعلام شده برای نمونه تکراری مؤید قابل قبول بودن دقت سنجش ها بود. برای پردازش و تحلیل مقادیر عناصر از نرم افزارهای SPSS 18, Arc Map و PHREEQC استفاده گردید.

## ۲-۳. روش های تحلیل اطلاعات:

در این تحقیق ۲۲ نمونه آب از چاه های بهره برداری در تاریخ ۱۵ و ۱۶ تیرماه ۱۳۹۳ از بخش میانی دشت برداشت گردید. لازم به ذکر است که بخش شمالی دشت عمق آب زیرزمینی زیاد بوده و ضخامت لایه اشباع ناچیز است. به همین دلیل در آن هیچ چاهی وجود ندارد و بخش جنوبی دشت نیز نمکزار بوده و فاقد چاه است. به همین دلیل قسمت مرکزی این دشت برای مطالعه هیدروشیمیایی انتخاب گردید. در عین حال در بسیاری از چاه ها، آب زیرزمینی مستقیماً به سمت باغ های پسته که اغلب چند کیلومتر فاصله دارند پمپاژ می شود و امکان نمونه برداری در سر چاه وجود نداشت و به همین دلیل تنها ۲۲ حلقه چاه که تخلیه آب در سر چاه صورت می گرفت و در محل مناسب قرار داشتند برای نمونه برداری شناسایی شدند. ظروف نمونه برداری از جنس پلی اتیلن ۱ لیتری بود. در موقع نمونه برداری ظروف سه بار با آب مورد استفاده جهت نمونه گیری، شستشو شدند. در هر نقطه نمونه برداری، دو نمونه آب برداشته شد که در یکی اندازه گیری یون های اصلی و در دیگری اندازه گیری فلزات مدنظر بود. نمونه فلزات با استفاده از اسید نیتریک ۶۵ درصد تا pH زیر ۲ در محل



این داده‌ها استفاده می‌شود (نصرتی و اکهوت، ۲۰۱۱). شاخص اشباع شدگی: محاسبه شاخص اشباع شدگی کانی‌های مختلف به منظور توصیف تکامل شیمیایی آب‌های زیرزمینی صورت گرفت. با استفاده از شاخص اشباع می‌توان به پیش‌بینی واکنش‌های کانی‌شناسی زیرسطحی با آب زیرزمینی، بدون جمع‌آوری نمونه‌های خاک و سنگ و تجزیه و تحلیل‌های پتروگرافی پرداخت (هانسلو، ۱۹۹۵). برای محاسبه شاخص اشباع از نرم‌افزار PHREEQC استفاده شد.

روش وزن‌دهی فاصله معکوس: یکی از مناسب‌ترین روش‌های زمین آماری برای ترسیم منحنی‌های هم‌مقدار، روش وزن‌دهی معکوس فاصله می‌باشد (ماگیش و چاندراسکار، ۲۰۱۳). این روش پس از تهیه نقشه مکانی نمونه‌ها در دشت نوق جهت تعیین تغییرات غلظت یون‌ها و فلزات سنگین در گستره دشت با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS استفاده گردید.

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱. روند تغییرات مکانی

خلاصه‌ای از مشخصات هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت نوق در جدول ۱ آورده شده است. با اندازه‌گیری مقادیر هدایت الکتریکی که رابطه مستقیمی با مقدار مجموع نمک‌های محلول در آب دارد می‌توان به‌طور نسبی میزان املاح آب را مشخص ساخت.

مقادیر EC بالا معمولاً به شوری بالا و محتوای کانیایی محل برداشت نمونه نسبت داده شده می‌شوند (گارگ و همکاران، ۲۰۰۹). همچنین مقادیر بالای EC می‌تواند ناشی از تبادل یونی و پدیده انحلال در آبخوان باشد (سانچ‌پرز و ترمولیرز، ۲۰۰۳).

آنالیز چند متغیره - تحلیل عاملی<sup>۱۳</sup>: آنالیز چند متغیره، جهت تجزیه و تحلیل‌های ژئوشیمیایی و هیدروژئوشیمیایی کاربرد دارد (انازوا و یوشیدا، ۱۹۹۶). استفاده از این تکنیک در تبدیل حجم زیادی از داده‌ها به پارامترهای کمتر و تجزیه و تحلیل همبستگی میان آن‌ها بسیار مفید است و بنابراین تجزیه و تحلیل از این طریق نتایج قابل قبولی به دست می‌دهد.

تنوع گسترده‌ای از تکنیک‌های آنالیز چند متغیره در دسترس می‌باشد. لذا انتخاب مناسب‌ترین تکنیک بستگی به ماهیت داده‌ها، مشکلات موجود و اهداف دارد. در این رابطه آنالیز چند متغیره، فاکتور آنالیز یا تحلیل عاملی یک تکنیک آماری شناخته‌شده و دارای کاربرد بسیاری می‌باشد که ما را قادر می‌سازد تا فاکتورهای معمولی که الگوهای رفتاری را کنترل می‌نمایند، شناسایی کنیم. این تکنیک برای استخراج و درک اطلاعات مربوط به منشأ و تغییر هر یک از عناصر محلول در نمونه‌های آب طبیعی به کار برده می‌شود. فاکتور آنالیز یا تحلیل عاملی، کشف عوامل اصلی تأثیرگذار در نمونه‌ها و ابعاد پنهان نمونه‌ها و متغیرها در شرایطی است که محقق نسبت به وجود این ابعاد پنهان اطلاع کافی ندارد (انازوا و اموری، ۲۰۰۱).

تحلیل مؤلفه اصلی<sup>۱۴</sup>: هدف اصلی از به‌کارگیری این آزمون کاهش ابعاد (تعداد) متغیرهای ورودی (با حجم اطلاعات زیاد) و دستیابی به نتایجی با ابعاد کوچک‌تر (تعداد کمتر) است که ضمن حفظ اطلاعات اولیه داده‌ها، اطلاعاتی در موارد پنهان متغیرها نیز به دست می‌دهد. این کاهش ابعاد از طریق چرخش مؤلفه‌های اصلی حول محورهای عمودی و افقی مختصات انجام می‌گیرد (گولر و همکاران، ۲۰۰۲). از روش PCA، برای طبقه‌بندی و پایش داده‌های کیفی آب و همچنین تعیین منشأ

<sup>14</sup>PCA

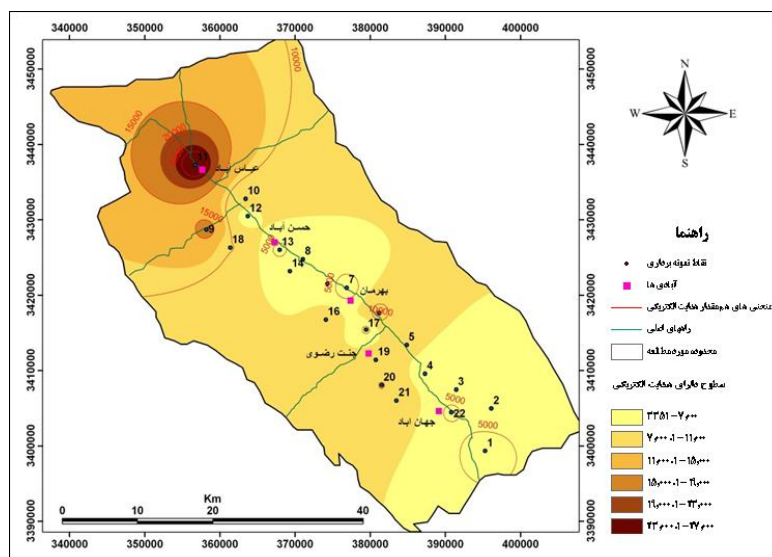
<sup>13</sup>FA

جدول ۱- خلاصه آماری پارامترهای هیدروشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه.

| پارامتر  | حداقل  | حداکثر | میانگین | میانه  | انحراف معیار | استاندارد سازمان بهداشت جهانی |
|--|--------|--------|---------|--------|--------------|-------------------------------|
| pH   | ۶/۱    | ۹/۱    | ۷/۵     | ۷/۶    | ۰/۵          | ۶/۵                           |
| EC( $\mu\text{m cm}^{-1}$ )                          | ۳۳۵۰   | ۲۷۹۰۰  | ۸۰۹۳    | ۶۳۶۵   | ۵۳۶۰/۸       | ۱۴۰۰                          |
| TDS( $\text{mg L}^{-1}$ )                            | ۱۶۷۵   | ۱۳۹۵۰  | ۴۰۴۶/۵  | ۳۱۸۲/۵ | ۲۶۸۰/۴       | ۱۵۰۰                          |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | ۶۱۰    | ۲۶۷۳   | ۱۱۴۹    | ۱۰۷۰   | ۳۸۵/۴        | ۴۰۰                           |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | ۱۰۷    | ۶۰۹/۷۰ | ۲۹۴/۶   | ۲۷۹/۲۰ | ۱۴۲/۶        | -                             |
| Na <sup>+</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )               | ۴۴۶/۲۰ | ۵۰۶۰   | ۱۱۶۹/۱  | ۱۱۶۹/۱ | ۹۸۰/۱        | ۲۰۰                           |
| K <sup>+</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )                | ۸      | ۵۵     | ۱۵      | ۱۸/۱   | ۱۱/۸         | -                             |
| Cl <sup>-</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )               | ۶۶۰/۳۰ | ۸۷۳۳   | ۲۲۶۵/۲  | ۲۲۶۵/۲ | ۱۷۷۰/۷       | ۶۰۰                           |
| Ca <sup>2+</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )              | ۱۰۰    | ۶۲۸    | ۲۳۶/۶   | ۲۳۶/۶  | ۱۲۷/۳        | ۲۰۰                           |
| Mg <sup>2+</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )              | ۷۲     | ۶۰۲    | ۲۱۷/۷   | ۲۱۷/۷  | ۱۲۴/۸        | ۱۷۰                           |
| Pb( $\mu\text{g L}^{-1}$ )                           | ۱      | ۴۲     | ۲۵/۶    | ۲۵/۶   | ۱۰/۱         | ۱۰                            |
| Al( $\mu\text{g L}^{-1}$ )                           | ۰/۰۱   | ۱۰۴۰   | ۰/۰۱    | ۰/۰۶   | ۰/۲۱         | ۲۰۰                           |
| Fe( $\text{mg L}^{-1}$ )                             | ۰/۰۱   | ۰/۷۳   | ۰/۰۱    | ۰/۱۲   | ۰/۲          | ۳۰۰                           |
| Ni( $\mu\text{g L}^{-1}$ )                           | ۱۴     | ۵۲     | ۱۸/۵۶   | ۱۸/۵۶  | ۸/۴          | ۷۰                            |
| Mo( $\mu\text{g L}^{-1}$ )                           | ۱/۴    | ۱۱/۸   | ۵/۸۴    | ۵/۸۴   | ۲/۸          | ۷۰                            |
| Ag( $\mu\text{g L}^{-1}$ )                           | ۰/۱    | ۳۷/۶   | ۲/۸     | ۲/۴۴   | ۸            | -                             |
| Mn( $\text{mg L}^{-1}$ )                             | ۰/۰۱   | ۰/۸۷   | ۰/۱     | ۰/۱۸   | ۰/۲۳         | ۴۰۰                           |
| Si( $\text{mg L}^{-1}$ )                             | ۱۰/۲۸  | ۳۸/۰۴  | ۱۷/۳    | ۱۹/۱۸  | ۷/۴۵         | -                             |

می‌یابد. این افزایش به علت انحلال تبخیری‌ها در جهت جریان آب می‌باشد. اصولاً نفوذپذیری کم، زمان مجاورت آب زیرزمینی را با مواد اطراف زیاد کرده و در نتیجه آب زیرزمینی با داشتن فرصت بیشتر برای انحلال، شورتر خواهد شد (اصغری مقدم و قندی، ۱۳۸۴).

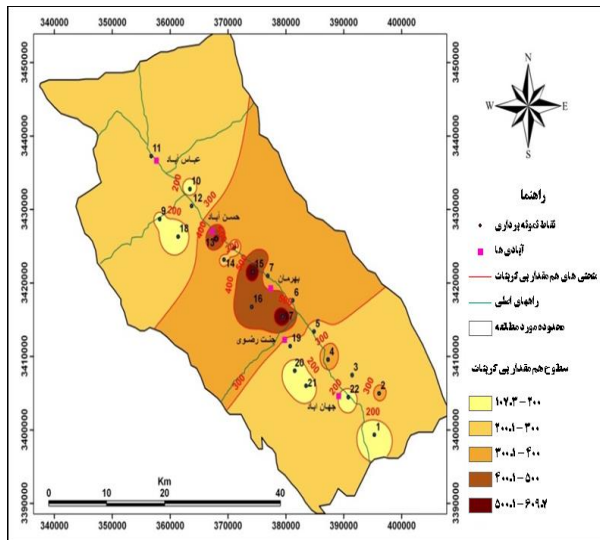
بر اساس نقشه هم‌مقدار EC شکل ۵، میزان EC در نمونه‌های آب زیرزمینی، از جنوب شرق به سمت شمال غرب دشت (در جهت جریان آب زیرزمینی) روند افزایشی نشان می‌دهد. روند تغییرات تمام یون‌های اصلی به جزء بی‌کربنات مانند روند تغییرات EC می‌باشد و در جهت جریان آب زیرزمینی غلظت آن‌ها افزایش



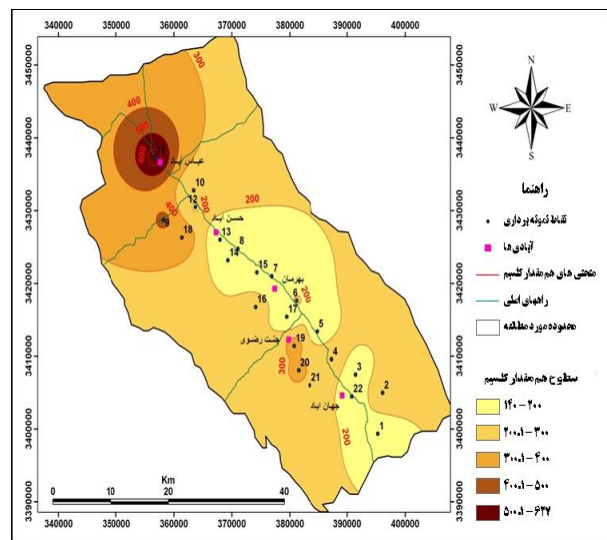
شکل ۵- نقشه هم‌مقدار هدایت الکتریکی.

که به علت اشتراک یونی با کلسیت و با توجه به ثابت انحلال (حاصل ضرب حلالیت) کلسیت، مقدار کربنات و بیکربنات کاهش می‌یابد. اگر آبی از کلسیت اشباع باشد در صورت افزایش یون کلسیم، غلظت کربنات و بیکربنات که تحت تأثیر pH در آب در نوعی تعادل با هم هستند کاهش می‌یابد تا حاصل ضرب فعالیت آن‌ها ثابت بماند. همان‌گونه که در ادامه ملاحظه خواهد شد، در بخش عمده این دشت، آب‌های زیرزمینی نسبت به کلسیت اشباع می‌باشند (شکل ۸).

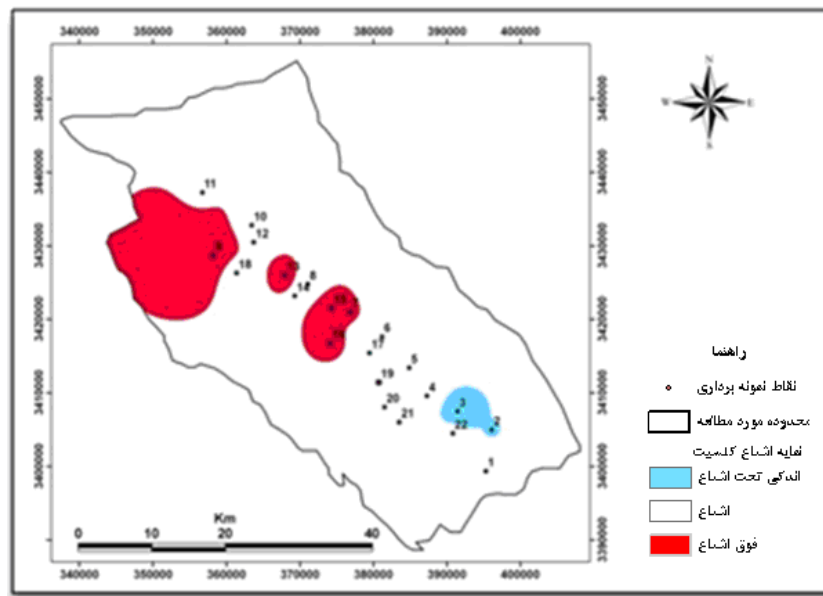
با توجه به نقشه هم‌مقدار بی‌کربنات شکل ۶، بیشترین غلظت بی‌کربنات مربوط به نمونه‌های حوالی مناطق مسکونی است که یک علت آن را می‌توان ناشی از تجزیه مواد آلی فاضلاب خانگی، تولید CO<sub>2</sub> و انحلال آن در آب زیرزمینی دانست و همچنین این پارامتر به صورت معکوس با نقشه هم‌میزان کلسیم (شکل ۷)، عمل می‌کند. در مناطقی که غلظت Ca بالاست غلظت بی‌کربنات پایین است و برعکس. این وضعیت را می‌توان با انحلال گچ در آب توجیه کرد که منجر به افزایش مقدار یون کلسیم می‌شود



شکل ۷- نقشه هم‌مقدار کلسیم



شکل ۶- نقشه هم‌مقدار بی‌کربنات.



شکل ۸- نقشه وضعیت اشباع شدگی کلسیت



چنانچه شاخص اشباع برای یک کانی بیشتر از صفر باشد این کانی در آب فوق اشباع بوده و ممکن است در آب رسوب کند. ولی اگر شاخص اشباع کمتر از صفر باشد آب نسبت به این کانی تحت اشباع بوده و می‌تواند بیشتر از آن نیز انحلال یابد (راجوهان و الانگو، ۲۰۰۴). شاخص اشباع‌شدگی به صورت  $SI = \log IAP/K_t$  بیان می‌شود که در آن حاصل ضرب فعالیت یون<sup>۱۵</sup> و ثابت انحلال<sup>۱۶</sup> است (سویانی، ۲۰۰۴) در این مطالعه شاخص اشباع کانی‌های ژیپس، کلسیت، دولومیت، آراگونیت و هالیت محاسبه شد (شکل ۱۰).

محاسبه این شاخص برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان داد که اکثر نمونه‌های آب نسبت به ژیپس، کلسیت، آراگونیت و دولومیت در وضعیت اشباع و اندکی فوق اشباع قرار دارند و نسبت به کانی هالیت تحت اشباع می‌باشند. نقشه مقدار شاخص اشباع کلسیت (شکل ۸) مؤید افزایش مقدار این شاخص در جهت جریان آب زیرزمینی می‌باشد. فرآیندهای انحلال تبخیری‌ها و تبخیر آب زیرزمینی کم عمق (هر دو) می‌توانند عامل این تغییر باشند. ولی همان‌گونه که ذکر شد کاهش مقدار بی‌کربنات مؤید انحلال تبخیری‌ها است.

اسیدیته رابطه نزدیکی با متغیرهای فیزیکوشیمیایی آب دارد (گارگ و همکاران، ۲۰۰۹). بر اساس نقشه هم‌مقدار pH شکل ۹، کمترین میزان pH مربوط به نقاط تغذیه دشت در حد ۶/۵ و حداکثر آن در قسمت تخلیه دشت در حد ۸/۹ می‌باشد. علت این افزایش pH، سهم کاتیون شدیداً بازی (سدیم) در مناطق تخلیه دشت است. نمایه‌های کلروآلکالین نمونه‌های آب زیرزمینی این منطقه به صورت زیر محاسبه شدند (شولر، ۱۹۶۲).

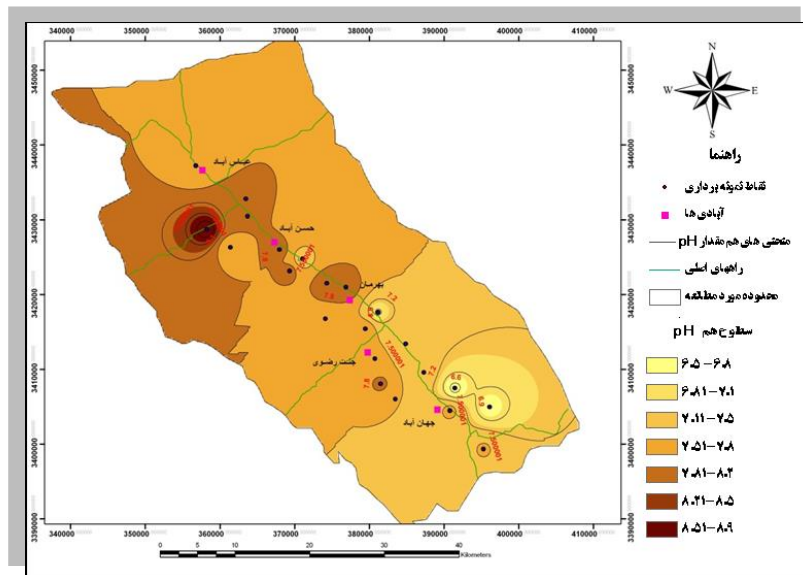
$$CAI1 = \frac{[Cl - (Na + K)]}{Cl} \quad (1)$$

$$CAI2 = \frac{[Cl - (Na + K)]}{So_4 + Hco_3} \quad (2)$$

که در این فرمول‌ها مقادیر بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشند. نتیجه محاسبات در جدول ۲ ارائه گردیده اند. در صورتی که بین Ca و Na تبادل یونی صورت گرفته باشد مقادیر نمایه‌های فوق منفی خواهد بود. با توجه به جدول فوق در ۳۱ درصد از نمونه‌ها تبادل یونی به چشم می‌خورد.

### ۳-۳. شاخص اشباع‌شدگی

محاسبه وضعیت اشباع‌شدگی آب‌ها نسبت به کانی‌های مختلف در مطالعات هیدروشیمیایی اهمیت زیادی دارد (دوتش، ۱۹۹۷).



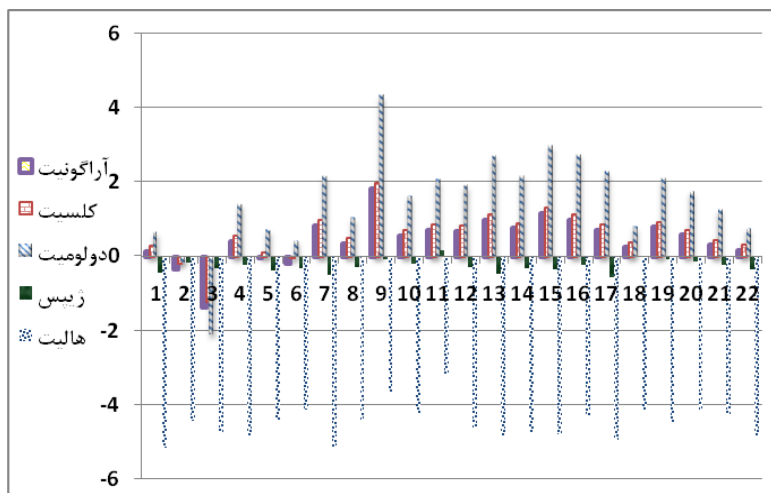
شکل ۹- نقشه هم‌مقدار pH

<sup>16</sup>Kt

<sup>15</sup>IAP

جدول ۲- مقادیر نمایه‌های کلروآلکان.

| شماره نمونه | CAI <sub>2</sub> | CAI <sub>1</sub> | شماره نمونه | CAI <sub>2</sub> | CAI <sub>1</sub> |
|-------------|------------------|------------------|-------------|------------------|------------------|
| ۱           | ۰/۸۴             | ۰/۰۸۴            | ۱۲          | ۰/۸۳             | ۰/۳۱             |
| ۲           | -۰/۰۰۹           | -۰/۰۹۲           | ۱۳          | -۰/۰۲۱           | -۰/۱۹            |
| ۳           | ۰/۰۹             | ۰/۱۱             | ۱۴          | -۰/۰۱            | -۰/۱۸            |
| ۴           | ۰/۸              | ۰/۱              | ۱۵          | ۰/۶۱             | ۰/۲              |
| ۵           | -۰/۰۸            | -۰/۱۷            | ۱۶          | -۰/۶۱            | -۰/۷۵            |
| ۶           | ۰/۸۴             | -۰/۲۹            | ۱۷          | ۰/۶۲             | -۰/۱۴            |
| ۷           | -۰/۷۵            | -۰/۳۹            | ۱۸          | ۰/۹۳             | ۰/۲۷             |
| ۸           | ۰/۸۸             | -۰/۱۷            | ۱۹          | ۰/۸۵             | ۰/۳۳             |
| ۹           | ۰/۹۱             | ۰/۲۳             | ۲۰          | ۰/۹۲             | ۰/۲۹             |
| ۱۰          | ۰/۸۹             | ۰/۳۱             | ۲۱          | ۰/۸۹             | ۰/۳۵             |
| ۱۱          | ۰/۹۱             | ۰/۱۱             | ۲۲          | -۰/۲۱            | -۰/۲۴            |



شکل ۱۰- نمودار شاخص اشباع کانی‌های اصلی.

### ۳-۴. تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)

همه در یک دوره تناوبی قرار دارند و خصوصیات ژئوشیمیایی مشابهی دارند و همچنین دارای منشأ یکسان هستند (هوازدگی سولفیدهای موجود در شیل‌های تیره منطقه). فاکتور سوم، ۱۱/۳٪ از کل واریانس داده‌ها را شامل می‌شود. در این فاکتور pH دارای بیشترین امتیاز مثبت (۰/۷+) و Mn دارای بیشترین امتیاز منفی (۰/۸-) می‌باشد. این نشان می‌دهد که Mn از جمله عناصر هیدرولیزات است که با افزایش pH، رسوب می‌کند (مر و شرفی، ۱۳۸۰). فاکتور چهارم با اختصاص دادن ۱۰/۰۴٪ از واریانس داده‌ها، عناصر Mo و Al را شامل می‌شود. با افزایش pH و قلیایی شدن محیط آبی اکثر عناصر تمایل به رسوب‌گذاری

پس از ترسیم داده‌ها به روش چرخش مؤلفه اصلی تعداد ۵ فاکتور به دست آمد که ویژه مقدار بیشتر از ۱ داشتند (جدول ۳). با توجه به این جدول مشخص می‌شود که ۵ فاکتور اول مجموعاً ۸۳/۸٪ از کل واریانس داده‌ها را به خود اختصاص داده‌اند. در فاکتور اول که ۳۹/۴٪ از کل واریانس داده‌ها را شامل می‌شود،  $EC, Cl^-, Na^+, SO_4^{2-}, Mg^{2+}, K^+, Ca^{2+}$  دارای بیشترین امتیاز مثبت هستند که فرآیند انحلال تبخیری‌ها می‌تواند این رفتار را توجیه کند. فاکتور دوم، ۱۳/۲٪ از کل واریانس داده‌ها را شامل می‌شود. در این فاکتور Ag، Ni و Pb قرار می‌گیرند که

دارند به جز عناصر با ظرفیت ۳ به بالا مانند Mo و Al که با افزایش pH به صورت محلول در می‌آیند (دابس و همکاران، ۱۹۹۰). در فاکتور پنجم  $\text{HCO}_3^-$  و Si قرار می‌گیرند که ۶/۶٪ از کل واریانس داده‌ها را شامل می‌شوند. این فاکتور نشان می‌دهد که هوازگی سیلیکات‌ها نیز تحت تأثیر  $\text{CO}_2$  حل شده در آب صورت می‌گیرد.  $\text{CO}_2$  هم باعث افزایش غلظت  $\text{HCO}_3^-$  شده و هم با تولید  $\text{H}^+$  کمک به هیدرولیز سیلیکات‌ها و افزایش غلظت Si در آب شده است.

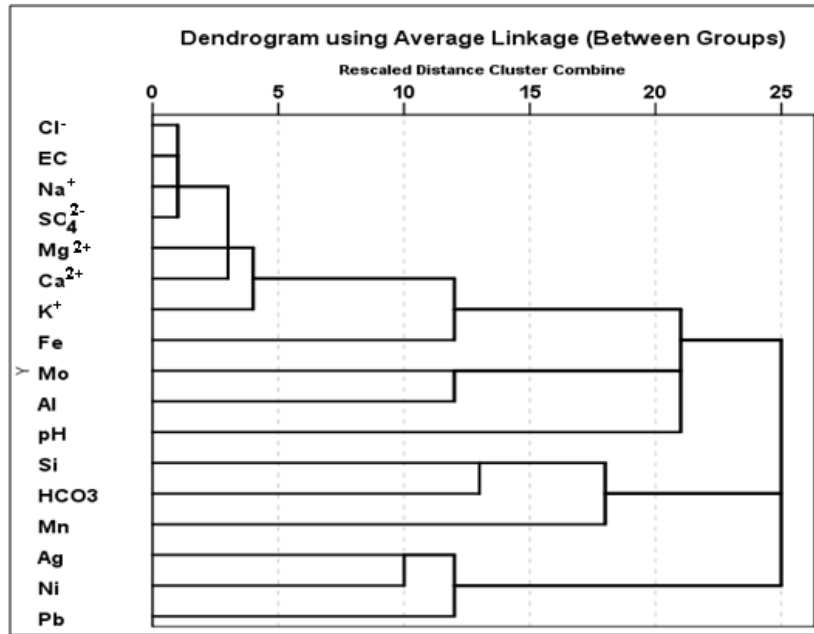
جدول ۳- شبکه مؤلفه‌های اصلی پارامترهای شیمیایی در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه پس از چرخش عامل‌ها

| متغیر              | فاکتور ۱ | فاکتور ۲ | فاکتور ۳ | فاکتور ۴ | فاکتور ۵ |
|--------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| EC                 | ۰/۹۸۵    | -        | -        | -        | -        |
| $\text{Cl}^-$      | ۰/۹۷۲    | -        | -        | -        | -        |
| $\text{Na}^+$      | ۰/۹۶۱    | -        | -        | -        | -        |
| $\text{SO}_4^{2-}$ | ۰/۹۵۳    | -        | -        | -        | -        |
| $\text{Mg}^{2+}$   | ۰/۹۳۵    | -        | -        | -        | -        |
| $\text{K}^+$       | ۰/۹۲۲    | -        | -        | -        | -        |
| $\text{Ca}^{2+}$   | ۰/۹۱۱    | -        | -        | -        | -        |
| Fe                 | ۰/۴۵۵    | -        | -        | -        | -        |
| Pb                 | -        | ۰/۸۵۲    | -        | -        | -        |
| Ni                 | -        | ۰/۸۴۱    | -        | -        | -        |
| Ag                 | -        | ۰/۶۹۹    | -        | -        | -        |
| pH                 | -        | -        | ۰/۷۷۴    | -        | -        |
| Mn                 | -        | -        | -۰/۸۶۹   | -        | -        |
| Al                 | -        | -        | -        | ۰/۸۶۴    | -        |
| Mo                 | -        | -        | -        | ۰/۷۴۷    | -        |
| $\text{HCO}_3^-$   | -        | -        | -        | -        | ۰/۸۷۲    |
| Si                 | -        | -        | -        | -        | ۰/۶۶۶    |
| ویژه مقدار         | ۶/۷۱     | ۲/۲۴     | ۱/۹۳     | ۱/۷      | ۱/۶۴     |
| درصد واریانس       | ۳۹/۴۸    | ۱۳/۲۲    | ۱۱/۳۸    | ۱۰/۰۴    | ۶/۶۹     |
| درصد تجمعی واریانس | ۳۹/۴۸    | ۵۲/۷     | ۶۴/۰۸    | ۷۴/۱۳    | ۸۳/۸۲    |

می‌باشند. گروه دوم مؤید رفتار ژئوشیمیایی خاص و متفاوت Fe نسبت به سایر عناصر است. گروه سوم مؤید تأثیر pH بر غلظت Al و Mo در نمونه آب است. حضور بی‌کربنات و سیلیس در گروه چهارم مؤید نقش هیدرولیز سیلیکات‌ها است و بالأخره گروه پنجم مؤید منشأ مشترک عناصر سرب، نیکل و نقره از شیل‌های تیره منطقه می‌باشد. در مجموع روش تحلیل خوشه‌ای نتایج حاصل از آزمون مؤلفه اصلی را تأیید می‌کند.

### ۳-۵. تحلیل خوشه‌ای

تحلیل خوشه‌ای یکی از روش‌های آماری چند متغیره است که برای گروه‌بندی متغیرها و یا نمونه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این مطالعه از ضریب همبستگی پیرسون برای رسم دندروگرام و روش پیوستگی میان گروه، برای گروه‌بندی استفاده شد. گروه‌بندی بر پایه متغیرها صورت گرفت (شکل ۱۱). پارامترهای گروه یک معرف تأثیر غالب فرآیند انحلال تبخیری‌ها



شکل ۱۱- آنالیز خوشه‌ای پارامترهای شیمیایی در منابع آب زیرزمینی

#### ۴- نتیجه‌گیری

از جمله فرآیندهای تأثیرگذار بر کیفیت آب زیرزمینی محدوده، انحلال سازندهای تبخیری، تبادل یونی، هیدرولیز سیلیکات‌ها، اثر اشتراک یونی، تجزیه مواد آلی فاضلاب (در بخش محدودی از دشت) و اکسیداسیون سولفیدهای (عمدتاً پیریت) شیل‌های تیره ژوراسیک می‌باشند. از بین این فرآیندها، انحلال تبخیری‌ها از طریق افزایش مقدار کل املاح و غلظت بسیاری از یون‌های اصلی مهم‌ترین محسوب می‌شود. تبادل یونی و سایر فرآیندها نقش فرعی دارند بطوریکه تبادل یونی باعث کاهش ضعیف  $Ca^{2+}$  و افزایش ضعیف غلظت  $Na^{2+}$  شده است. هیدرولیز سیلیکات‌ها باعث افزایش غلظت Si و  $HCO_3$  شده است. تأثیر این فرآیند در افزایش غلظت کاتیون‌های اصلی در مقایسه با انحلال تبخیری‌ها ناچیز است. اثر اشتراک یونی از طریق رسوب‌گذاری کربنات کلسیم موجب کاهش غلظت بی‌کربنات در پائین دست سفره آب زیرزمینی شده است. تجزیه مواد آلی بطور موضعی غلظت بی‌کربنات در محدوده تراکم روستاها و شهر بهرمان را افزایش داده است. با توجه به اینکه شیل‌های تیره ژوراسیک در این منطقه غنی از پیریت می‌باشند

که در ساختمان آن‌ها فلزات سنگین متعددی کمابیش جانشین آهن می‌شوند و آن‌ها در تماس با آب‌های زیرزمینی دچار اکسیداسیون و رها شدن فلزات می‌شوند، افزایش غلظت فلزات در بعضی مناطق این دشت را می‌توان بر اساس این امر توجیه کرد. بدیهی است که تمام فلزات سنگین رها شده در اثر فرآیند اکسیداسیون محلول نبوده و وارد منابع آب زیرزمینی نمی‌شوند.

#### ۵- منابع

اصغری مقدم، ا.، قندی، ا.، ۱۳۸۴. بررسی عوامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت تسوج، نهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران، تهران، انجمن زمین‌شناسی ایران، دانشگاه تربیت معلم.  
دهقانی، م. ۱۳۸۸. هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت انار، پایان نامه کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست محیطی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، ۱۸۳ ص.  
سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح (۱۳۸۳). فرهنگ آبادی‌های استان کرمان - شهرستان رفسنجان - جلد هفتم، چاپ اول، انتشارات سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح تهران، ۳۵۰ ص.  
سازمان زمین‌شناسی کشور، نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ منطقه رفسنجان، ۱۳۷۱.  
سازمان آب منطقه‌ای کرمان ۱۳۹۱. گزارش ادامه مطالعات دشت رفسنجان، ۹۲ ص.

- Guler, C., Thyne, G.D., McCray, J.E., and Turner, A.K. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical method for classification of water chemistry data *Hydrogeology*. 10: 455-474.
- Hounslow, A.W. 1995. *Water Quality Data: Analysis and Interpretation*, Lewis Publishers, 397p.
- Magesh, N.S. and N. Chandrasekar, 2013. Evaluation of spatial variations in groundwater quality by WQI and GIS technique: a case study of Virudunagar District, Tamil Nadu, India. *Arabian Journal of Geosciences*. 6(6): p. 1883-1898.
- Mazor, E. 1991. *Applied chemical and isotopic groundwater hydrology*, Open University Press.
- Nosrati, k., Eeckhaut, M. V. D. 2011. Assessment of groundwater quality using multivariate statistical techniques in Hashtgerd Plain, Iran, *Environmental Earth Sciences*. 65: 331-344.
- Rajmohan, N., L., Elango .2004. Identification and evolution of hydrogeochemical processes in the groundwater environment in an area of the Ple and Cheryyar River Basins, Southern India. *Environment Geology*. 46: 47-61.
- Raymahashy, B. C. 1996. *Geochemistry for Hydrology*, Allied Pub.
- Sanchez-Perez, J., Tremolieres, M. 2003. Changes in groundwater chemistry as a consequence of suppressions of floods. Rhine floodplains case. *Journal of Hydrolgy*. 270: 89-04.
- Schoeller, H. 1962. *Les eaux souterraines*, Massioetcie, Paris, France.
- Soliman, m. m., Lamoreaux, P. E., Memon, B. A., Assaad, F. A. and Lamoreaux, J. W. 1998. *Environmental Hydrogeology*, Lewis Pub.
- Subyani, A. M. 2005. Hydrochemical identification and salinity problem of groundwater in Wadi Yalamlambasin, Western Soudia Arabia. *Arid Environments*. 60: 53-66.
- WHO. 2011. *Guidelines for Drinking- Water Quality*. World Health Organization, 4rd edition: 564.
- کلانتری، ن.، علیخانی، ف. ۱۳۸۴. فرآیندهای ژئوشیمیایی مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت عباس استان خوزستان، مجموعه مقالات چهارمین کنفرانس زمین‌شناسی مهندسی و محیط زیست ایران. صفحه ۸۱۰-۸۰۴.
- نکوعآمال کرمانی، م.، میرعباسی نجف آبادی، ر.، ۱۳۹۵. ارزیابی روش های درون یابی در تخمین سطح آب زمینی (مطالعه موردی: دشت سرخون)، مجله هیدروژئولوژی، دوره ۲، ۱۳۹۶، ۹۵-۸۴.
- مر، ف.، شرفی، ع. ا. ۱۳۸۰. اصول ژئوشیمی، انتشارات دانشگاه شیراز. ص. ۵۰۵.
- Anazawa, K., and Ohmori, H. 2001. Chemistry of surface water at a volcanic summit area, Norikura, Central Japan: Multivariate statistical approach, *Chemosphere*. 45: 807-816.
- Anazawa, K., and Yoshida, M. 1996. Multivariate analysis of Japanese volcanic rocks: Volatile and major elements, *J.Geochem*. 30: 355-372.
- Appelo, C. A. G., and Postma, D., 2005, *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, 2<sup>nd</sup> ed., Balkema Pub.
- Barzegar, r., Asghari Moghadam, A., and Kazemian, n. 2015. Assessment of heavy metals concentrations with emphasis on arsenic in the Tabriz Plain aquifers, Iran, *Enviro Earth Scie, Dol* 10.1007/s 12665-4123-2.
- Deutsch, W.J. 1997. *Groundwater geochemistry: fundamentals and application to contamination*. CRC, BocaRaton. Florida.
- Drever, J. 1988. *The Geochemistry of Natural waters*, Prentice Hall.
- Dobbs, J., French, P., Gunn, AM., Hunt, D., Winnard, DA. 1990. Aluminiumspeciation and toxicity inupland waters. In: Lewis TE (Ed) *Environmental chemistry and toxicity of aluminium*. Lewis Publ,
- Garg, V. K., Suthar, S., Singh, S., Sheoran, A., Meenakshi, G., & Jain, S. 2009. Drinking water quality in villages of southwestern Haryana, India: assessing human health risks associated with hydrochemistry, *Environmental Geology*. 58: 1329-1340.