

هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی دشت راور (شمال استان کرمان)

مرجان عبداللهی^۱، افشین قشلاقی^{۲*}، احمد عباس‌نژاد^۳

۱. کارشناس ارشد رشته زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شاهرود
abdolahi789@yahoo.com

۲. استادیار، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شاهرود

abbasnejad35@yahoo.com

۳. دانشیار، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۳/۸/۲۸

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۳/۵/۲۶

چکیده

به منظور ارزیابی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی و غلظت فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت راور (استان کرمان)، تعداد ۱۸ نمونه آب از چاه‌های مختلف در کل گستره دشت برداشت شد. غلظت یون‌های اصلی و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب، همچنین غلظت برخی فلزات سنگین، به روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. نتایج به طور کلی نشان داد که میزان همه یون‌های اصلی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی (به جز pH، بیکربنات و نیترات) از محل تغذیه به سمت تخلیه آبخوان و در جهت شیب هیدرولیکی افزایش یافته است. با توجه به تغییرات مکانی پارامترها و ارزیابی شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های اصلی و محاسبه برخی نسبت‌های یونی، مشخص شد که فرایند تبخیر و به دنبال آن انحلال کانی‌های تبخیری، مهم‌ترین عامل کنترل‌کننده ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت راور است. تیپ آب برای ۳۸ درصد از نمونه‌ها، کلروره و ۴۴ درصد آن‌ها سولفات تعیین شد. بر اساس نتایج، منشأ فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی دشت راور، احتمالاً شیل‌های زغال‌دار در بستر آبخوان آب زیرزمینی است. بر اساس نقشه‌های توزیع عناصر در منابع آب زیرزمینی آشکار شد که برخی منابع انسان‌زاد مانند فعالیت‌های شهرنشینی و آلودگی ناشی از جاده‌ها نیز احتمالاً در غلظت برخی عناصر از جمله نیترات و سرب اثر گذاشته‌اند. نتایج تحلیل‌های آماری چندمتغیره مانند تحلیل مؤلفه اصلی و آنالیز خوشه‌ای سلسله‌مراتبی نیز وجود چند منشأ را برای عناصر (فلزات و یون‌های اصلی)، در منابع آب تأیید می‌کند.

کلیدواژه

دشت راور، کرمان، فلزات سنگین، منابع آب زیرزمینی، هیدروژئوشیمی.

۱. سرآغاز

زمین‌شناسی منطقه است. علاوه بر این‌ها در مناطق خشک، کمبود بارش و بالابودن نرخ تبخیر نیز به طور مستقیم در کیفیت منابع آب زیرزمینی اثر می‌گذارند (Edmunds et al., 2002). اتکای بیش از حد بر منابع آب زیرزمینی در مناطق خشک و بهره‌برداری مستمر از آن‌ها این منابع را در معرض آلودگی‌های زیست‌محیطی قرار می‌دهد. به همین علت ارزیابی و پایش کیفیت هیدروژئوشیمیایی منابع آب

منابع آب زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک که دارای بارندگی کم و فقدان منابع آب سطحی قابل توجه‌اند، اصلی‌ترین و تنها منبع تأمین‌کننده آب به شمار می‌آیند (Nosrati et al., 2011). تغییرات در کیفیت آب زیرزمینی در یک ناحیه، در واقع تابعی از پارامترهای فیزیکوشیمیایی است که خود متأثر از منابع انسان‌زاد و سازندهای

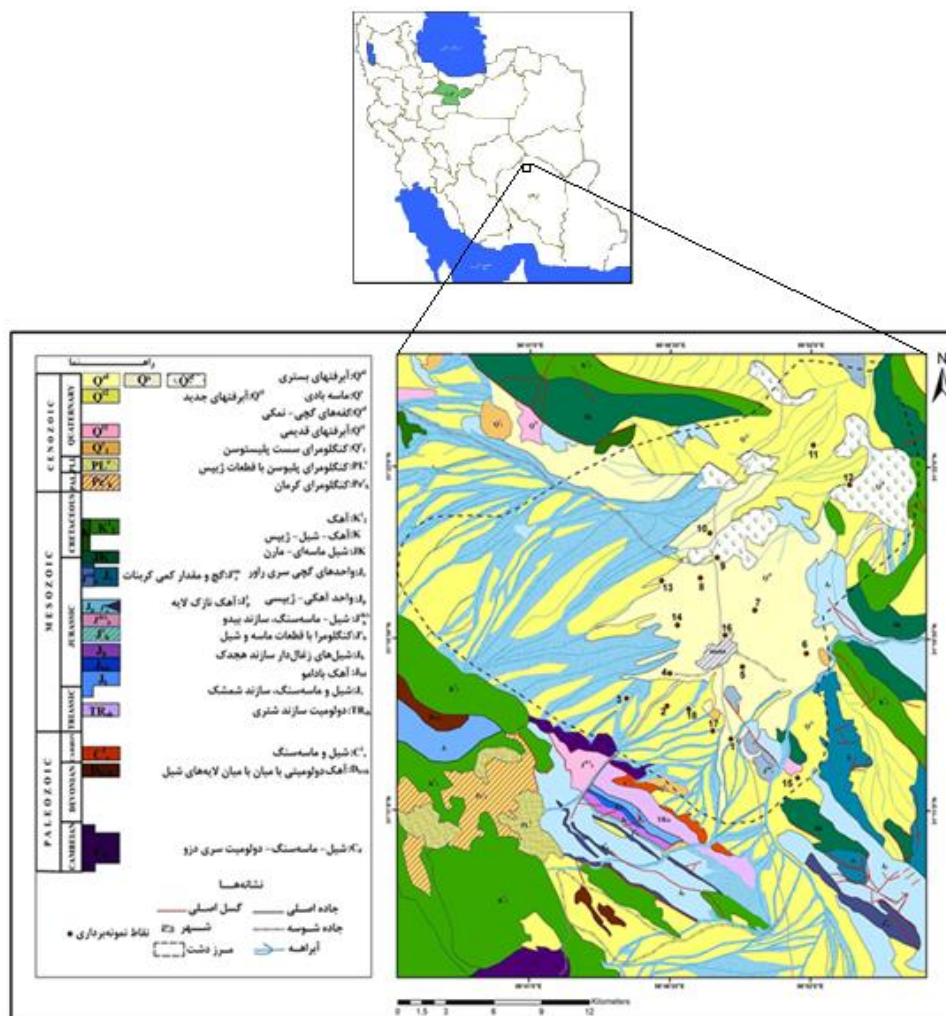
دشت راور به ویژه از دیدگاه هیدروژئوشیمی زیست محیطی و بررسی عوامل (طبیعی یا غیرطبیعی) کنترل کننده ترکیب شیمیایی این منابع است.

۲. معرفی

شهرستان راور بین طول جغرافیایی 57° تا $56^{\circ}30'$ و عرض جغرافیایی $31^{\circ}00'$ تا $31^{\circ}30'$ ، در فاصله ۱۴۲ کیلومتری شمال کرمان و در حاشیه کویر لوت واقع شده است. این شهرستان در حاشیه شرقی دشت راور قرار دارد (شکل ۱).

زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک از دیدگاه مدیریت زیست محیطی و تحقق توسعه پایدار از اهمیت زیادی برخوردار است.

دشت راور در شمال استان کرمان، از نظر اقلیمی در منطقه خشک و نیمه خشک قرار گرفته است. در این دشت، تبخیر شدید، کمی بارش و گسترش سازندهای تبخیری در نامطلوب شدن کیفیت آب های زیرزمینی اثر می گذارند. آب زیرزمینی تنها منبع تأمین کننده آب شرب و کشاورزی در منطقه است لذا انجام یک مطالعه روی کیفیت هیدروشیمیایی این منابع ضروری به نظر می رسد. هدف از مطالعه حاضر ارزیابی کلی کیفیت منابع آب زیرزمینی



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه، نقشه زمین شناسی همراه ایستگاه های نمونه برداری از منابع آب زیرزمینی

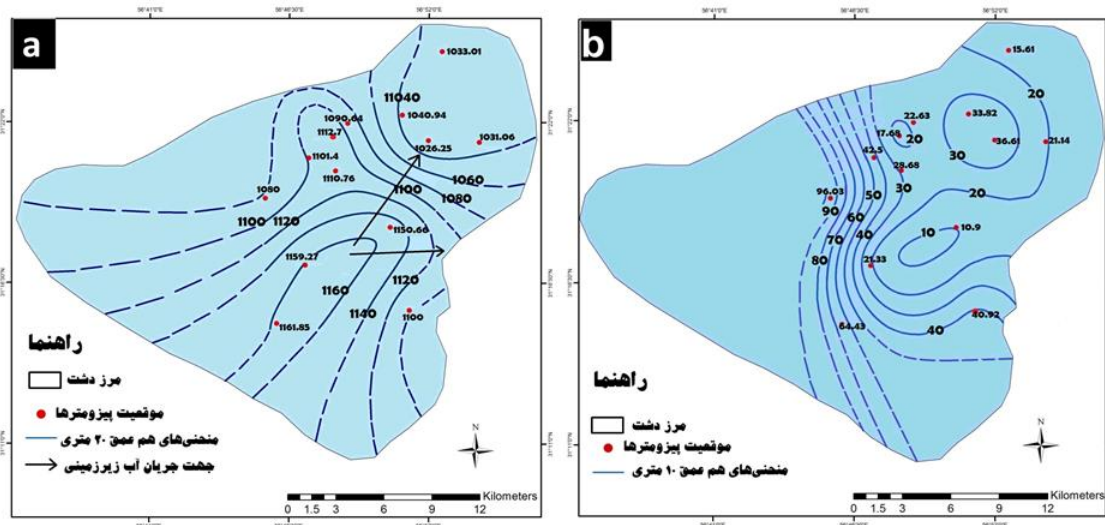
زیرزمینی بااهمیت تلقی می‌شود. جنس آبرفت‌ها در شرق دشت، به صورت رس‌های گچی - نمکی است که تأثیر فرایند تبخیر و صعود مویینه آب زیرزمینی در آن‌ها دیده می‌شود (مهندسین مشاور کاواب، ۱۳۹۰). اندازه ذرات رسوبات در دشت راور، درشت‌دانه در غرب و مرکز دشت و ریزدانه (رس و سیلت) در پلایا (کفه) شرق دشت است. از جمله سازندهای رخنمون‌یافته در محدوده دشت، می‌توان به سری دزو و کنگلومرای کرمان در جنوب دشت و سازند بیدو با واحدهای آهکی - شیلی، شیلی - ماسه‌سنگی و سری راور در شرق دشت، اشاره کرد. سازندهای زغال‌دار در منطقه، مربوط به سازندهای هجک و شمشک‌اند که در جنوب دشت رخنمون دارند. نقشه زمین‌شناسی محدوده مورد مطالعه در شکل ۱ آورده شده است.

۳. هیدروژئولوژی

نقشه‌های هم‌تراز و هم‌عمق آب زیرزمینی دشت راور در شکل ۲ آورده شده است. طبق نقشه هم‌تراز (شکل ۲-ا)، جهت‌های اصلی جریان آب زیرزمینی از جنوب‌غرب به شمال‌شرق و از غرب به شرق است.

مساحت دشت راور حدود ۴۰۸۰ کیلومتر مربع و ارتفاع متوسط آن از سطح دریا ۱۱۷۰ متر است. در یک دوره آبی ۸ ساله (از ۱۳۸۰ تا ۱۳۸۸) و بر اساس اطلاعات ایستگاه هواشناسی راور، متوسط سالیانه تبخیر بالقوه در دشت حدود ۳۷۶۶ میلی‌متر در سال است. حداکثر درجه حرارت نیز در تابستان، حدود ۴۲ درجه سانتی‌گراد بالای صفر و حداقل آن در زمستان در حدود ۱۰ درجه زیر صفر به ثبت رسیده است. بر اساس اطلاعات ایستگاه باران‌سنجی راور، متوسط بارندگی در ارتفاعات غرب دشت حدود ۱۰۰ میلی‌متر در سال است و به سمت شرق دشت که به کویر لوت نزدیک می‌شود، به کمتر از ۷۰ میلی‌متر در سال می‌رسد (مهندسین مشاور کاواب، ۱۳۹۰). همچنین، از نظر اقلیمی و بر اساس طبقه‌بندی کوپن، مناطق دشتی و حواشی کویری این محدوده دارای آب و هوای بیابانی خیلی گرم و نواحی کوهستانی غرب و جنوب‌غربی محدوده، دارای آب و هوای بیابانی نسبتاً گرم و خشک است (سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح، ۱۳۸۱).

از نظر زمین‌شناسی، دشت راور در حقیقت بخشی از زون ایران مرکزی است. ویژگی مهم آن وفور سازندهای تبخیری در منطقه است که از نظر اثر در کیفیت منابع آب



شکل ۲. نقشه‌های هم‌تراز (a) و هم‌عمق (b) منابع آب زیرزمینی دشت راور (مهندسین مشاور کاواب، ۱۳۹۰)

مناطق تغذیه دشت، بخش‌های جنوبی و غربی و مناطق تخلیه نیز بخش‌های شرقی و شمالی است. بر اساس نقشه هم‌عمق (شکل ۲-b) نیز مشاهده می‌شود که بیشترین عمق آب مربوط به بخش‌های غربی دشت (متجاوز از ۵۰ متر) است. سطح برخورد به آب نیز به سمت مرکز دشت کاهش می‌یابد و به حدود ۶ متر می‌رسد. بر اساس مطالعات ژئوفیزیکی، سنگ بستر دشت راور از جنس رسوباتی به سن ژوراسیک است که دارای واحدهای تبخیری و شیل‌های آلی (زغال‌دار) است (مهندسین مشاور کاواب، ۱۳۹۰).

۴. مواد و روش بررسی

۱.۴. نمونه‌برداری و تجزیه نمونه‌ها

به منظور ارزیابی هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی دشت راور، تعداد ۱۸ نمونه آب از چاه‌های عمیق و نیمه‌عمیق دشت با پراکندگی مناسب برداشت شد. مکان‌های نمونه‌برداری به گونه‌ای انتخاب شدند که حتی‌الامکان کل دشت را پوشش دهند، اگرچه در بخش‌هایی از دشت به علت فقدان چاه تعداد نمونه‌ها کم است. در شکل ۱ موقعیت نقاط نمونه‌برداری شده روی نقشه زمین‌شناسی منطقه آورده شده است. در آزمایشگاه غلظت یون‌های کلر، کلسیم و بیکربنات از طریق تیتراسیون و غلظت منیزیم از طریق تفریق میزان سختی و کلسیم، محاسبه شد. غلظت یون سدیم نیز با استفاده از نشر شعله رنگ‌سنجی و سولفات با روش گراویمتری، اندازه‌گیری شدند. غلظت نیترات نمونه‌ها نیز با دستگاه اسپکتروفوتومتر تعیین شد (Rice, 2002). اندازه‌گیری هدایت الکتریکی^۱ و pH نمونه‌های آب به وسیله دستگاه EC-pH متر (مدل je-3540) به ترتیب با دقت ۰/۰۳ و ۰/۲ میلی‌ولت در محل نمونه‌برداری انجام شد. غلظت فلزات سنگین نیز به کمک دستگاه جذب اتمی^۲ دارای کوره گرافیتی و با دقتی در حد میکروگرم بر لیتر در آزمایشگاه آشناسان فارس اندازه‌گیری شد.

۵. نتایج و بحث

۱.۵. روند تغییرات غلظت یون‌ها و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

خلاصه‌ای از مشخصات هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت راور و مقایسه آن با مقادیر مجاز سازمان بهداشت جهانی^۳ در جدول ۱ آورده شده است. با توجه به این جدول و شکل (۳-a)، میزان pH در نمونه‌های آب از ۷/۱ تا ۷/۸ تغییر می‌کند. علت این بازه کم تغییرات pH، آن است که آب‌های زیرزمینی منطقه دارای املاح زیادی است و آب خاصیت بافری دارد. بر اساس نقشه هم‌میزان pH، میزان این پارامتر در مناطق تغذیه بیشتر از مناطق تخلیه آبخوان است (شکل ۳-a)، زیرا در مناطق تغذیه، عامل اسیدی اصلی بیکربنات است، اما در مناطق تخلیه، کلرید و سولفات نیز افزایش می‌یابد (اگرچه وفور سدیم کمک می‌کند که pH به حد خنثی نزدیک شود).

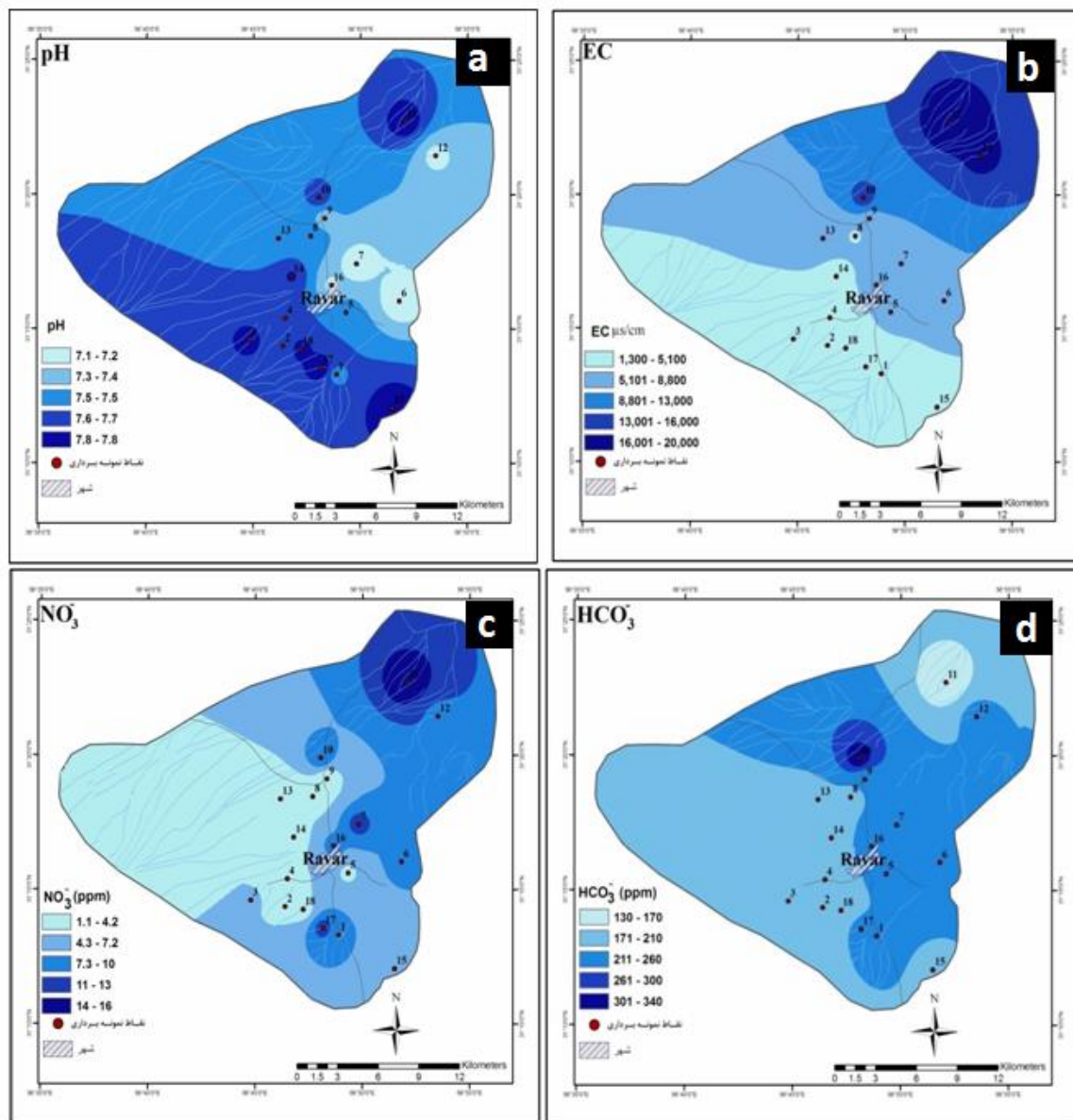
بر اساس توزیع مکانی هدایت الکتریکی (شکل ۳-b)، میزان این پارامتر در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه، از جنوب‌غرب به سمت شمال‌شرق دشت (در جهت شیب هیدرولیکی، شکل ۲-a)، روند افزایشی نشان می‌دهد. در تفسیر این امر می‌توان چنین استنباط کرد که تأثیر فرایند تبخیر و به دنبال آن انحلال کانی‌های تبخیری و حرکت آرام آب زیرزمینی از مناطق تغذیه به سمت پایین‌دست دشت و دانه ریزتربودن آبرفت در بخش تخلیه، سبب افزایش میزان هدایت الکتریکی نمونه‌های آب در جهت جریان آب زیرزمینی شده‌اند. در نمونه‌های آب مورد مطالعه، ترتیب فراوانی کاتیون‌های اصلی به صورت سدیم < کلسیم < منیزیم و آنیون‌های اصلی به ترتیب سولفات < کلر < بیکربنات است. روند تغییرات تمام یون‌های اصلی مطابق روند تغییرات هدایت الکتریکی است و در جهت جریان آب زیرزمینی غلظت آن‌ها افزایش می‌یابد. همچنین، تأثیر فعالیت‌های انسان‌زادی مانند تخلیه فاضلاب‌ها و آب بازگشتی کشاورزی داخل آب‌های زیرزمینی موجب بالا رفتن غلظت برخی یون‌ها مانند نیترات

آلودگی آب‌های زیرزمینی نیز گرفته شده است. برای مثال، نتایج بررسی آلودگی نیترات در آب زیرزمینی ناحیه جنوب شرق اصفهان نیز نشان داد که تغییرات غلظت نیترات با افزایش عمق چاه، دارای روند کاهشی است (قیصری و همکاران، ۱۳۸۵). با این حال می‌توان نتیجه گرفت که تأثیر فرایندهای طبیعی در تغییر شیمی آب به حدی بوده است که اثر فعالیت‌های انسان‌زاد، ناچیز دیده می‌شود.

و بیکربنات و تا حدی سولفات در آب شده است. این امر در چاه‌های اطراف شهر راور و زمین‌های زراعی دیده می‌شود (شکل‌های ۳-c و ۳-d). یکی دیگر از عوامل مؤثر در تغییر غلظت نیترات، تغییرات عمق آب زیرزمینی است (Almasri and Kaluarachchi, 2004). همان‌طور که از مقایسه نقشه هم‌عمق آب زیرزمینی (شکل ۲-b) و نقشه هم‌میزان نیترات مشخص است، در مناطقی از دشت که عمق آب زیرزمینی کمتر است، میزان نیترات بیشتری مشاهده می‌شود. چنین نتیجه‌ای در سایر مطالعات مربوط به

جدول ۱. خلاصه آماری پارامترهای هیدروژنوشیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب مورد مطالعه

استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)	انحراف معیار	میانگین	بیشینه	کمینه	پارامتر
۶/۵	۰/۲۳	۷/۴۸	۷/۸۰	۷/۱۰	pH
۱۴۰۰	۵۴۸۱	۵۰۶۶	۲۰۰۰۰	۱۳۳۶	EC ($\mu\text{s}/\text{cm}$)
۱۵۰۰	۲۵۶۲	۳۲۹۱	۱۳۰۰۰	۸۶۸	TDS (mg/L)
۲۰۰	۲۴۶/۲۰	۲۱۲/۴۰	۹۰۱/۸۰	۷۰/۱۴	Ca (mg/L)
۱۷۰	۲۱۱/۶۰	۱۳۱/۱۰	۸۲۶/۴۰	۴۲/۵۳	Mg (mg/L)
۲۰۰	۱۰۴۵/۶۰	۸۲۲/۷۰	۳۸۱۶	۱۴۹/۴۰	Na (mg/L)
۶۰۰	۱۴۴۸/۲۰	۱۰۸۳/۲۰	۵۱۴۱	۱۴۸/۹۰	Cl (mg/L)
-	۴۳/۴۰	۲۰۷/۲۰	۳۴۱/۱۰	۱۲۸/۱۰	HCO ₃ (mg/L)
۴۰۰	۱۶۹۲/۶۰	۹۵۲/۱۰	۶۹۱۲	۳۰۲/۶۰	SO ₄ (mg/L)
۵۰	۴/۵۰	۴/۶۰	۱۶/۴۰	۱/۱۰	NO ₃ (mg/L)
۱۰	۲/۶۵	۷/۷۵	۱۳/۹۶	۳/۲۸	Pb ($\mu\text{g}/\text{L}$)
۱۰	۱/۹۸	۴/۴۲	۹/۶۱	۱/۶۵	As ($\mu\text{g}/\text{L}$)
۳	۰/۳۴	۰/۰۶	۱/۱۰	۰/۰۲	Cd ($\mu\text{g}/\text{L}$)
۱۰	۰/۶	۰/۸	۲/۱	۰/۳	Se ($\mu\text{g}/\text{L}$)
۳۰۰	۱۴/۳۹	۵۲/۲۸	۸۳	۳۶	Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)
۴۰۰	۱/۳۰	۶/۰۲	۸/۶	۳/۹۰	Mn ($\mu\text{g}/\text{L}$)



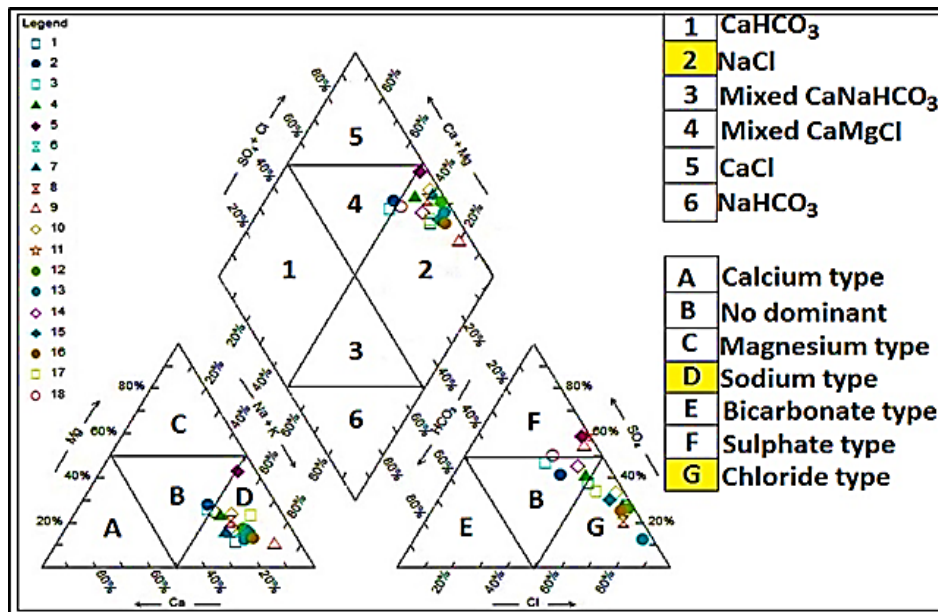
شکل ۳. روند تغییرات غلظت برخی از یون‌ها و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در منابع آب زیرزمینی دشت راور

۳.۵. فرایندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب

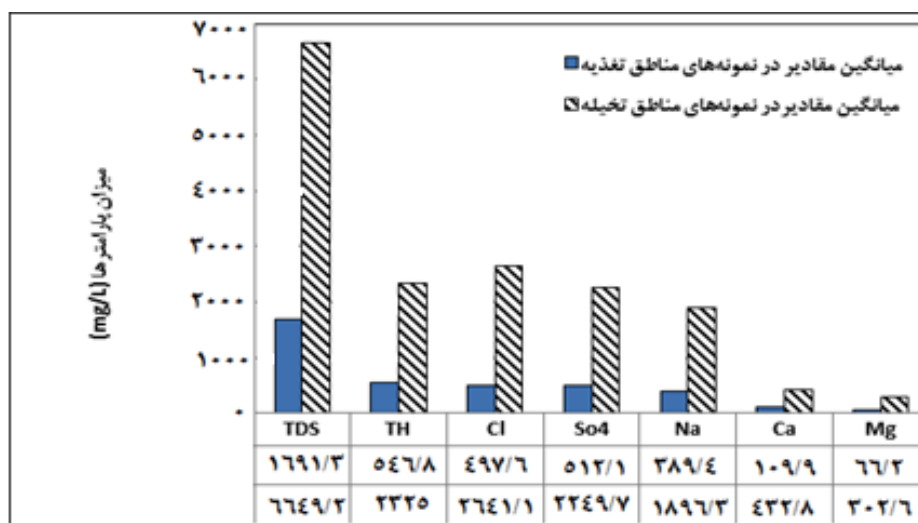
به منظور درک بهتر فرایندهای غالب کنترل‌کننده شیمیایی منابع آب زیرزمینی در این مطالعه از روش مقایسه پارامترهای فیزیکوشیمیایی در مناطق تغذیه و تخلیه آبخوان، محاسبه شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های اصلی، نمودار گیبس و محاسبه برخی نسبت‌های یونی استفاده شد.

۲.۵. تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب

برای تعیین تیپ و رخساره آب از نمودار پایپر استفاده شد (شکل ۴). این نمودار با استفاده از نرم‌افزار Rockware ver.14 رسم شد. بر اساس نمودار، تیپ آب برای ۳۸ درصد از نمونه‌ها، کلرووره و ۴۴ درصد آن‌ها سولفات‌هاست. بقیه نمونه‌ها تیپ ترکیبی دارند. از نظر کاتیونی تیپ آب سدیک است و تقریباً ۲۵ درصد نمونه‌ها تیپی مرکب از سدیک و منیزیک نشان می‌دهند. تیپ آب بیکربناته در منطقه به دلیل کم‌تر بودن گسترش سازندهای آهکی، مشاهده نشد.



شکل ۴. نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه روی آن



شکل ۵. محاسبه تأثیر احتمالی فرایند تبخیر در افزایش میزان پارامترها در نمونه‌های آب مربوط به مناطق تغذیه و تخلیه آبخوان

در نمونه‌های مربوط به منطقه تغذیه است. بنابراین، می‌توان چنین استنباط کرد که احتمالاً عامل تبخیر و انحلال کانی‌های تبخیری در مسیر حرکت آب زیرزمینی، سبب افزایش نسبتاً یکسان پارامترهای شیمیایی آب شده است. با توجه به اقلیم گرم و خشک دشت راور و دمای بالای هوا، فرایند تبخیر در منطقه غالب است. تأثیر تبخیر در کیفیت آب زیرزمینی دشت راور را می‌توان چنین توصیف کرد که نزدیک بودن سطح آب به سطح زمین در گذشته و بالابودن

۱.۳.۵. مقایسه پارامترهای هیدروشیمیایی در مناطق

تغذیه و تخلیه آب زیرزمینی

مقایسه میانگین میزان پارامترهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب مربوط به مناطق تغذیه با میانگین آن‌ها در مناطق تخلیه، در شکل ۵ آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، میزان کل جامدات حل شده^۴، سختی کل^۵ و غلظت یون‌های سدیم، کلر، سولفات، کلسیم و منیزیم در نمونه‌های مربوط به منطقه تخلیه ۴/۵ تا ۵ برابر مقادیر آن

هوازدگی سنگ‌ها و فرایند تبخیر است. رسم این نمودار، برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت راور، نشان داد که به طور عمده شیمی منابع آب زیرزمینی این دشت متأثر از فرایند تبخیر است.

۳.۳.۵. محاسبه شاخص اشباع‌شدگی

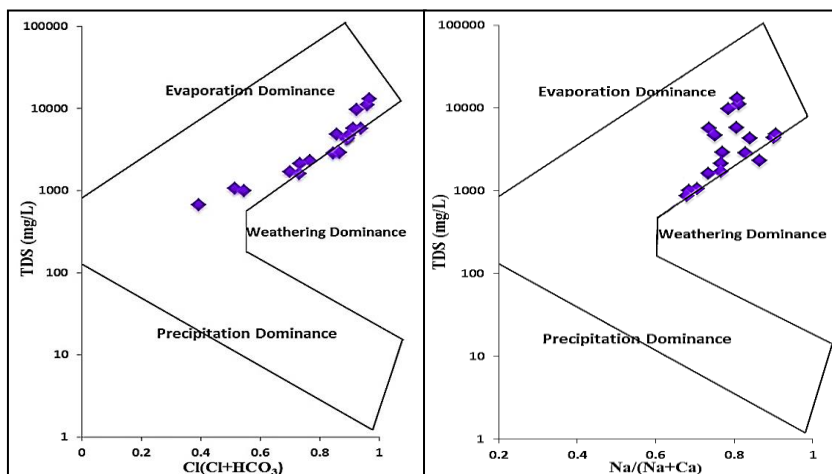
یکی از شاخص‌هایی که در ارزیابی‌های هیدروشیمیایی محیط‌های آبگین به کار می‌رود، شاخص اشباع‌شدگی^۶ است. این شاخص به صورت $SI = \log \frac{IAP}{Kt}$ بیان می‌شود که در آن IAP میزان فعالیت یون^۷ و Kt ثابت تعادل^۸ است (Subyani, 2005). اگر آب در حالت اشباع باشد، میزان شاخص اشباع‌شدگی برابر صفر یا نزدیک به صفر خواهد بود. شاخص اشباع‌شدگی مثبت نشان‌دهنده فوق اشباع بودن آب و تمایل به ته‌نشینی کانی است. منفی بودن این شاخص نیز نشان‌دهنده تحت اشباع بودن آب و تمایل به انحلال کانی است (Jianhua et al., 2008). محاسبه این شاخص برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان داد که در ۸۰ درصد از نمونه‌ها، کلسیت، دولومیت، هالیت، آراگونیت و ژیپس در حالت اشباع یا نزدیک به اشباع قرار دارند (شکل ۷). این مسئله نشان می‌دهد که پس از فرایند تبخیر، انحلال کانی‌های تبخیری و کربناته کنترل‌کننده اصلی ترکیب هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت راور به شمار می‌روند.

نرخ تبخیر و کم‌بودن بارندگی، موجب تبخیرشدن آب از زون غیراشباع آب زیرزمینی شده است و ریزش‌های جوی بعدی نیز سبب شسته شدن بیشتر املاح ته‌نشین شده به داخل سفره شده‌اند. با گذشت زمان و دخالت انسان در پایین‌بردن سطح آب زیرزمینی در این دشت، تبخیر از زون غیراشباع آب زیرزمینی به سرعت گذشته اتفاق نمی‌افتد، اما تغذیه آب زیرزمینی از طریق ریزش‌های جوی و آب بازگشتی کشاورزی، سبب بالارفتن یون‌های حل شده در جهت جریان آب زیرزمینی شده است.

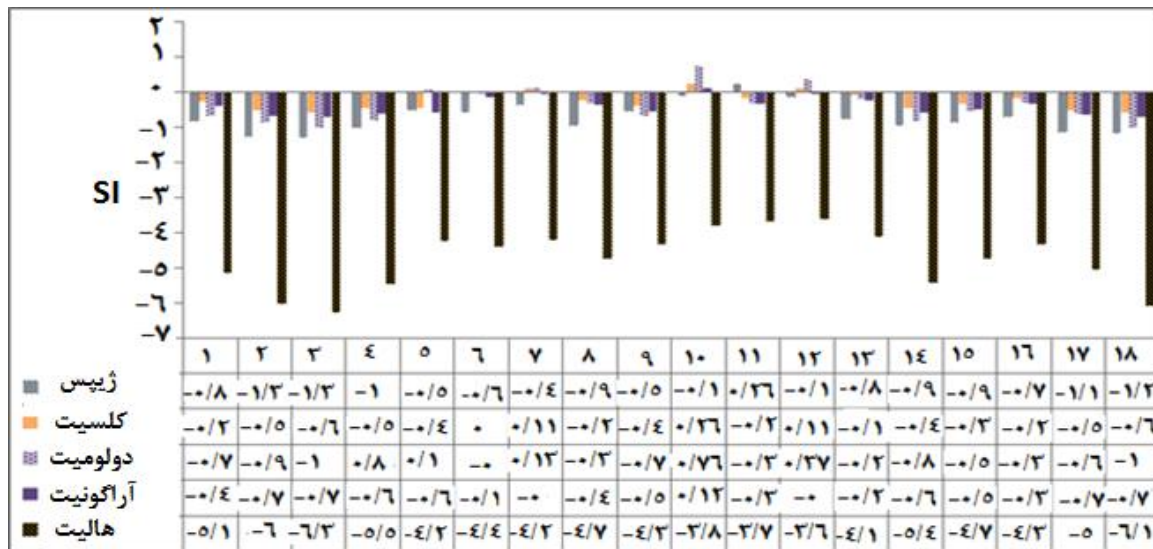
۲.۳.۵. نمودار گیبس

به طور کلی غلظت یون‌های حل شده در آب زیرزمینی به وسیله عوامل زمین‌شناختی، سرعت و جریان آب زیرزمینی، ماهیت واکنش‌های ژئوشیمیایی، انحلال‌پذیری نمک‌ها و فعالیت‌های انسان‌زاد، کنترل می‌شود (Jalali, 2006). منابع اصلی یون‌های حل شده را می‌توان طبق نمودار گیبس ارزیابی کرد (شکل ۶).

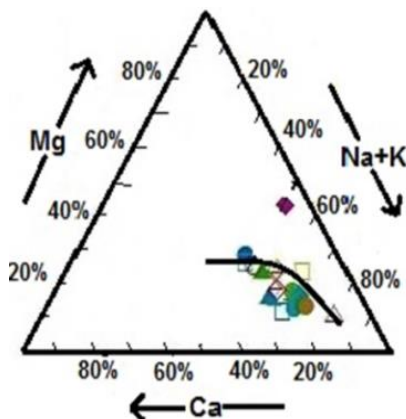
گیبس نشان داد که یک نمودار ساده از میزان کل جامدات حل شده در مقابل نسبت‌های $Na/(Na+Ca)$ و $Cl/(Cl+HCO_3)$ ، می‌تواند اطلاعاتی را به دست دهد تا طبق آن بتوان عوامل طبیعی عمده‌ای را که بر شیمی آب زیرزمینی تأثیر می‌گذارند شناسایی کرد (Eby, 2004). این عوامل کنترل‌کننده شامل ریزش‌های جوی، انحلال و



شکل ۶. نمودارهای گیبس برای نمونه‌های آب مورد مطالعه



شکل ۷. نمودار شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های واکنش‌پذیر برای نمونه‌های آب مورد مطالعه



شکل ۸. موقعیت نمونه‌ها روی مثلث کاتیون‌های نمودار پایپر

۵.۵. غلظت فلزات سنگین

مقایسه غلظت فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت راور با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی نشان می‌دهد که غلظت این فلزات در اکثر نقاط نمونه‌برداری پایین‌تر از مقادیر مجاز تعیین شده برای آب آشامیدنی است (جدول ۱) (البته به جز سرب که در چندین محل نمونه‌برداری (۲، ۵، ۹ و ۱۶) بالاتر از حدود مجاز برای آب آشامیدنی است). با توجه به روند تغییرات غلظت فلزات در نمونه‌های آب، مشاهده می‌شود که غلظت سرب در نزدیکی شهر راور و اطراف جاده‌های اصلی (به خصوص جاده کرمان-مشهد) نسبتاً بیشتر است (شکل ۹-ا) که

۴.۵. محاسبه نسبت‌های یونی

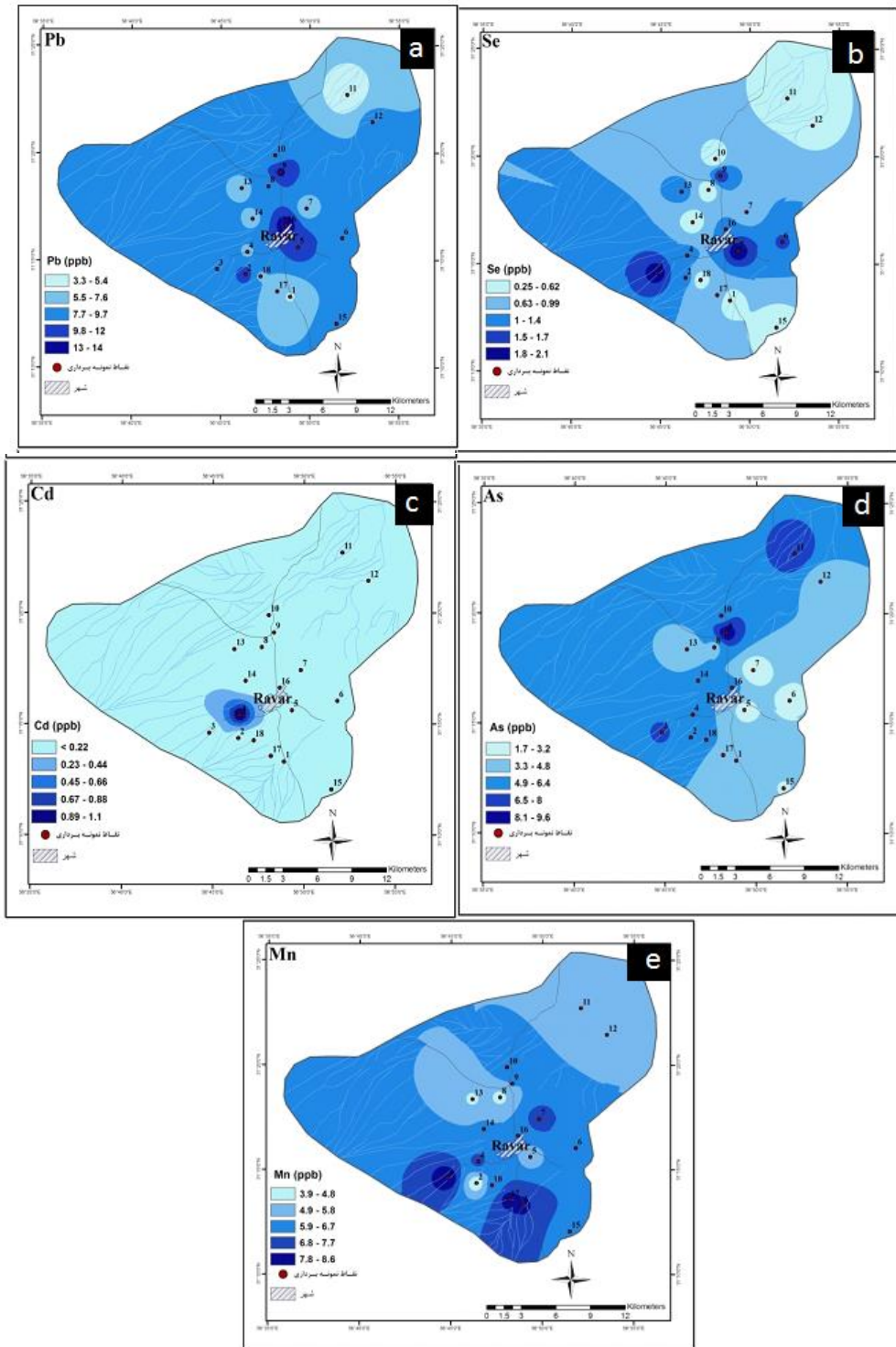
در این مطالعه با محاسبه نسبت‌های $Ca^{2+}/Ca^{2+}+SO_4^{2-}$ و Na^+/Na^++Cl^- اثر فرایندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب دقیق‌تر بررسی شد. به طور کلی اگر نسبت اول کمتر از ۰/۵ و نسبت دوم بیش از این عدد باشد فرایند تبادل یونی صورت گرفته است (Hounslow, 1995). با محاسبه این نسبت‌ها برای نمونه‌های آب مورد مطالعه مشاهده می‌شود که نسبت $Ca^{2+}/Ca^{2+}+SO_4^{2-}$ برای ۹۴/۵ درصد از نمونه‌ها کمتر از ۰/۵ و نسبت Na^+/Na^++Cl^- برای ۶۷ درصد از نمونه‌ها بیش از ۰/۵ است. مقدار میانگین نسبت اول حدود ۰/۳۵ و نسبت دوم حدود ۰/۵۳ به دست آمد که مؤید تأثیر فرایند تبادل یونی در ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی، به دلیل وجود رس‌هاست. فرایندهای تبادل یونی در حقیقت شامل جایگزینی سدیم به جای کلسیم و منیزیم در سطح رس‌هاست (Hounslow, 1995). روی نمودار پایپر نیز ترکیب آب، در اثر تبادل یونی تغییر می‌کند و به صورت منحنی موازی با رأس منیزیم و متمایل به ضلع سدیم، درمی‌آید (شکل ۸). این امر نشان‌دهنده این است که در این آبخوان کلسیم احتمالاً بیشتر از منیزیم مبادله شده است.

از جمله سازندهای زمین‌شناسی مؤثر در تغییر غلظت عناصر کمیاب در آب‌های زیرزمینی، سازندهای شیل‌دار است. شیل‌های سیاه معمولاً غلظت بالایی از چند فلز بالقوه سمی دارند (Siegel, 2002). این نهشته‌های رسوبی زمانی که در معرض اکسیژن آب قرار می‌گیرند اکسید می‌شوند و فلزات سنگین را وارد ترکیب آب زیرزمینی می‌کنند (Falk et al., 2006). در منطقه مورد مطالعه نیز شیل‌های زغال‌دار موجود در سازندهای منطقه (مانند هج‌دک و شمشک) می‌توانند به منزله منشأ اصلی تمام فلزات سنگین (منگنز، آهن، کادمیم، سلنیم، آرسنیک و سرب) در نظر گرفته شوند. به منظور تعیین منشأ دقیق فلزات و سایر پارامترهای هیدروشیمیایی در نمونه‌های آب از روش‌های آماری چندمتغیره استفاده شد. استفاده از این روش‌ها در تحلیل داده‌های کمی و هیدروشیمیایی، بسیار حائز اهمیت است، زیرا با استفاده از این‌ها می‌توان ضمن کاهش ابعاد داده‌ها روابط آشکار و پنهانی که بین متغیرهای کمی وجود دارد را نیز کشف کرد (Reimann et al., 2008). در این مطالعه از روش‌های تحلیل مؤلفه اصلی و خوشه‌بندی استفاده شده است (کلیه محاسبات و روش‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS ver.21 انجام شدند).

۶.۵. روش تحلیل مؤلفه اصلی^۹

هدف کلی در روش‌های آماری چندمتغیره این است که ابعاد داده‌ها کاهش یابند (Kumar et al., 2006). تحلیل مؤلفه اصلی، روش متفاوتی است که ارتباط پیچیده بین حجم وسیع داده‌ها و نقش آن‌ها را در مقابل یکدیگر توضیح می‌دهد (Guler et al., 2002). در این مطالعه پس از واردکردن داده‌های اولیه و هم‌مقیاس‌کردن^{۱۰} آن‌ها از طریق لگاریتم‌گیری در نرم‌افزار SPSS، ۱۶ مؤلفه استخراج شد. پس از چرخش این مؤلفه‌ها به روش واریانس^{۱۱} اختلاف یا واریانس آن‌ها به حداکثر رسید. مؤلفه‌هایی با بیشترین درصد از واریانس کل به منزله مؤلفه‌های (اجزا) اصلی در نظر گرفته شدند.

دلیل احتمالی آن را می‌توان به تأثیر فاضلاب‌های شهری در محدوده شهر راور و آزادسازی سرب از بنزین‌های سرب‌دار وسایط نقلیه (به ویژه در جاده اصلی کرمان-مشهد) نسبت داد. مطالعات دهقانی و عباس‌نژاد (۱۳۸۹) در دشت انار رفسنجان نیز نشان می‌دهند که یکی از منابع آلودگی سرب در آب‌های زیرزمینی این دشت، جاده پرتراфик کرمان- یزد است. بالاتر بودن نسبی سلنیوم نیز در چاه‌های نزدیک به شهر با کم‌تر بودن میزان pH در همین فعالیت‌های شهرنشینی (تخلیه فاضلاب‌های خانگی و آب برگشتی کشاورزی، تردد وسایط نقلیه) در کاهش نسبی pH آبخوان نقش داشته است. با کاهش pH امکان آزادسازی بیشتر فلزات سنگین از منابع آن (رسوب یا ماتریکس سفره) به داخل آب افزایش می‌یابد (Falk et al., 2006). همان‌طور که در نقشه هم‌میزان غلظت کادمیم (شکل ۹-c) مشاهده می‌شود، در خصوص این فلز روند خاصی مشاهده نمی‌شود که دلیل آن کم‌بودن میزان آن در منابع آب زیرزمینی دشت راور است به گونه‌ای که در تقریباً نیمی از نمونه‌ها غلظت این فلز کمتر از حد آشکارسازی دستگاه به دست آمد. نقشه توزیع مکانی آرسنیک نیز نشان می‌دهد که میان روند تغییرات این شبه‌فلز (شکل ۹-d) و روند pH (شکل ۹-a)، شباهت زیادی وجود دارد. این بدان معنی است که در چاه‌هایی که pH آب بالاتر است غلظت آرسنیک نیز به طور نسبی افزایش یافته است. به طور کلی این مسئله به خوبی مشخص شده است که با افزایش pH بر انحلال‌پذیری یا غلظت حل‌شده آرسنیک در محیط‌های آبگین افزوده می‌شود و به همین علت بین تغییرات غلظت آرسنیک و pH آب همواره نوعی همخوانی و ارتباط وجود دارد (Smedley and Kinniburgh, 2002). روند تغییرات غلظت منگنز (شکل ۹-e) نشان‌دهنده بالاتر بودن نسبی غلظت آن در مناطق تغذیه نسبت به مناطق تخلیه آب زیرزمینی است که این امر می‌تواند دلیلی بر طبیعی بودن منشأ این فلز باشد.

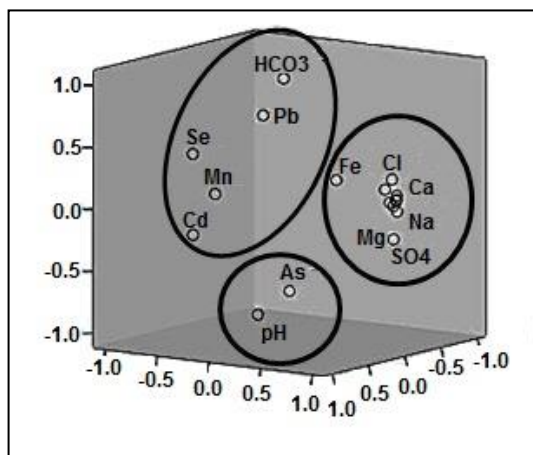


شکل ۹. روند تغییرات غلظت برخی فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه

و به همین علت در یک مؤلفه بارگذاری^{۱۲} نشان می‌دهند (Miller and Miller, 2000). معمولاً در هر مؤلفه بارگذاری‌های بیش از ۵٪ با اهمیت تلقی می‌شوند.

شایان یادآوری است متغیرهایی که در هر مؤلفه قرار می‌گیرند دارای بیشترین همبستگی (کورلاسیون) یا به عبارتی بهترین و بالاترین کوواریانس بوده‌اند و تغییرپذیری آنها به وسیله یک عامل (مثلاً منشأ متغیرها) کنترل می‌شود

می‌شود. در مؤلفه دوم بیشترین بارگذاری مربوط به آرسنیک و pH است که مبین آن است که غلظت این شبه‌فلز در آب به وسیله pH کنترل می‌شود (جدول ۲). بارگذاری بالا و مثبت بیکربنات با سرب و بارگذاری منفی و بالای این یون با pH در این مؤلفه، به این معناست که سرب احتمالاً به صورت کمپلکس‌های بیکربنات در آب حضور دارد و درست به همین علت با بیکربنات رابطه مثبت، اما با pH همبستگی منفی نشان می‌دهد، زیرا با افزایش pH از میزان گونه‌های بیکربنات در آب کاسته می‌شود و گونه‌های کربنات غالب می‌شوند (Eby, 2004). مؤلفه سوم کمترین درصد واریانس داده‌ها را به خود اختصاص داده است. منگنز و کادمیوم در این مؤلفه بارگذاری مثبت و بالایی نشان می‌دهند که احتمالاً به منشأ یکسان آن‌ها (شیل‌های زغال‌دار) در نمونه‌های آب مربوط است.



شکل ۱۰. شکل سه‌بعدی مؤلفه‌های اصلی استخراج‌شده و گروه‌بندی متغیرها

۲.۵. روش تحلیل خوشه‌ای سلسله‌مراتبی^{۱۳}

روش تحلیل خوشه‌ای می‌تواند مکمل و تأییدکننده نتایج روش تحلیل مؤلفه اصلی باشد (Davis, 1986). در این پژوهش از روش خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی، با مقیاس خویشاوندی^{۱۴} استفاده شد. با توجه به این شکل دندوگرام به‌دست‌آمده (شکل ۱۱)، مشاهده می‌شود که متغیرهایی

بر اساس نتایج (جدول ۲ و شکل ۱۰)، بالاترین درصد واریانس مربوط به مؤلفه اول است که دارای بارگذاری مثبت و بالای $EC, Cl^-, Ca^{2+}, NO_3^-, Mg^{2+}, SO_4^{2-}$ است (جدول ۲). Na^+

جدول ۲. مؤلفه‌های اصلی استخراج‌شده از ساختار اولیه داده‌ها

متغیر	مؤلفه		
	۱	۲	۳
Na	۰/۹۷۶	۰/۱۱۶	-۰/۰۸۴
Cl	۰/۹۳۸	۰/۲۷۷	-۰/۰۷۴
Ca	۰/۹۸۷	۰/۱۱۰	۰/۰۲۵
Mg	۰/۹۸۳	۰/۰۲۰	-۰/۰۸۱
SO4	۰/۹۷۸	-۰/۱۹۸	-۰/۰۳۹
NO3	۰/۸۵۴	۰/۱۸۳	-۰/۰۹۸
HCO3	-۰/۰۹۶	۰/۹۸۹	-۰/۰۵۸
Se	-۰/۸۹۹	۰/۳۱۳	۰/۰۵۱
As	-۰/۲۷۶	-۰/۷۸۸	-۰/۳۰۸
Pb	-۰/۶۰۵	۰/۵۷۶	-۰/۵۰۱
Fe	۰/۶۲۲	۰/۲۸۴	۰/۲۴۱
Mn	-۰/۱۶۶	۰/۱۷۲	۰/۷۸۷
Cd	-۰/۵۸۸	-۰/۲۴۳	۰/۵۰۱
pH	-۰/۳۰۹	-۰/۹۲۹	-۰/۰۰۴
EC	۰/۹۸۳	۰/۱۱۲	-۰/۰۶۸

اجزای سازنده این مؤلفه بیشترین نقش را در تعیین شیمی آب ایفا کرده‌اند که با توجه به آنچه پیش از این اشاره شد، فرایند تبخیر و به دنبال آن انحلال کانی‌های تبخیری دلیل اصلی این امر است. سرب و سلنیوم در همین مؤلفه دارای بارگذاری منفی و بالا با یکدیگرند که نشان می‌دهد منشأ یکسانی (شیل‌های زغال‌دار) دارند یا غلظت آن‌ها از طریق فرایندهای هیدروژئوشیمیایی یکسانی کنترل

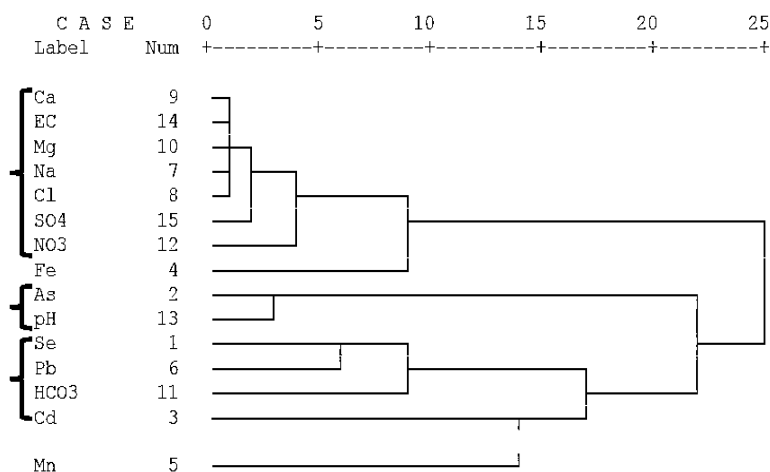
سبب بالا رفتن غلظت یون‌ها و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در جهت جریان آب شده‌اند. بنابراین، فرایند تبخیر و انحلال کانی‌ها مهم‌ترین فرایندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت راور به حساب می‌آیند. علاوه بر این فرایندها، فرایند تبادل یونی و منابع انسان‌زاد (آب برگشتی کشاورزی و فاضلاب‌های شهری) نیز تا حدی در شیمی و منابع آب زیرزمینی دشت راور تأثیر گذاشته‌اند. همچنین، نتایج این پژوهش نشان داد که به طور کلی غلظت فلزات سنگین (به جز سرب) در آب زیرزمینی دشت راور، پایین‌تر از استانداردهای مجاز برای آشامیدن است. شیل‌های زغال‌دار موجود در سازندهای منطقه به‌منزله منشأ اصلی فلزات سنگین در نظر گرفته شدند. البته در خصوص آرسنیک، بر اساس شواهد به‌دست‌آمده احتمالاً یکی دیگر از منابع مهم آزادسازی، اکسی هیدروکسیدهای آهن- منگنز موجود در رسوبات آبخوان است. بر اساس نتایج از روش‌های آماری چندمتغیره، همه یون‌های اصلی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی، یک منشأ دارند که در واقع همان فرایند تبخیر است. فلزاتی که در یک خوشه یا مؤلفه قرار گرفته‌اند نیز از یک منبع (احتمالاً شیل‌های زغال‌دار) منشأ گرفته‌اند.

چون سدیم، کلسیم، منیزیم، سولفات، نیترات و هدایت الکتریکی، تشکیل یک خوشه اصلی می‌دهند. آرسنیک و pH نیز در یک خوشه جداگانه قرار می‌گیرند. سلنیوم و سرب که هر دو احتمالاً منشأ یکسانی (شیل‌های زغال‌دار) دارند نیز در یک خوشه قرار گرفته‌اند. بیکربنات در فاصله بیشتری به سرب و سلنیوم پیوند خورده است. همچنین، منگنز و کادمیوم که تغییرپذیری و منشأ آن‌ها احتمالاً یکسان است (شیل‌های زغال‌دار)، در یک خوشه قرار گرفته‌اند. مقایسه نتایج تحلیل مؤلفه اصلی و خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی نشان می‌دهد که نتایج این دو روش با یکدیگر هم‌خوانی دارند، زیرا در هر دو روش متغیرها بر اساس ارتباط (همبستگی) آن‌ها با یکدیگر طبقه‌بندی می‌شوند، اما در روش تحلیل مؤلفه اصلی عامل یا علت این همبستگی‌ها نیز مشخص می‌شود.

۶. نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج این پژوهش مشخص شد که فرایند تبخیر و به دنبال آن انحلال کانی‌های تبخیری، حرکت آب زیرزمینی از مناطق تغذیه به سمت پایین‌دست دشت و مدت زمان بیشتر ماندگاری آب در بخش تخلیه (با توجه به شیب هیدرولیکی کمتر)، دانه‌ریز بودن آبرفت در این بخش، از جمله مهم‌ترین عواملی محسوب می‌شوند که

Rescaled Distance Cluster Combine



شکل ۱۱. خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی برای متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب

یادداشت‌ها

1. Electric Conductivity (EC)
2. Atomic Absorption Spectrometry (AAS)
3. World Health Organization (WHO)
4. Total Dissolved Solids (TDS)
5. Total Hardness (TH)
6. Saturation index (SI)
7. Ion Activity Product (IAP)
8. Equilibrium constant
9. Principal Component Analysis (PCA)
10. Autoscaled
11. Varimax
12. Loading
13. Hierarchical Cluster Analysis (HCA)
14. Linkage method

منابع

دهقانی، م.، عباس‌نژاد، ا. ۱۳۸۹. آلودگی سفره آب زیرزمینی دشت انار به نترات، سرب، آرسنیک و کادمیوم، محیط‌شناسی، سال سی و ششم، شماره ۵۶، صص ۸۷-۱۰۰.

سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح. ۱۳۸۲. فرهنگ جغرافیایی آبادی‌های استان کرمان- شهرستان راور، چاپ اول، ۲۱۱ ص.

قیصری، م.، میرلطیفی، س.، همایی، م.، اسدی، م. ا. ۱۳۸۵. آبشویی نترات در سیستم آبیاری بارانی تحت مدیریت کود آبیاری ذرت، تحقیقات مهندسی کشاورزی، شماره ۷، صص ۱۰۱-۱۱۸.

مهندسین مشاور کاواب. ۱۳۹۰. مطالعات تفصیلی پتانسیل و استفاده بهینه از منابع آب سطحی و زیرزمینی دشت راور، جلد چهارم، آب‌های زیرزمینی، ۱۱۵ ص.

Almasri, N.M., and Kaluarachchi, J.J. 2004. Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Hydrology*, 295: 225-245.

Eby, N. 2003. *Principles of Environmental Geochemistry*. Brooks/Cole-Thomson Learning: 528.

Edmunds, W.M., Shand, P., Hart, P. and Ward, R. S. 2002. The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study . *The Science of the Total Environment*, 310: 25-35.

Falk, H., Lavergren, U., Bergback, B. 2006. Metal mobility in alum shale from Oland, Sweden, *Journal of Geochemical Exploration*, 90: 157 - 165.

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. 1995. *Water Quality Data: Analysis and Interpretation*. CRC-Press: 416.

Jalali, M. 2006. Salinization of groundwater in arid and semi-arid zones: an example from Tajarak, western Iran. *Environmental Geology*, 52: 1133-1149.

Jianhua, S., Feng, Qi., Xiaohu, W., Yonghong, S., Haiyang, X. and Zongqiang, Ch. 2008. Major ion chemistry of groundwater in the extreme arid region northwest China. *Environmental Geology*, 57: 1079-1087.

Kumar, M., Kumari, K., Singh, U. K. and Ramanathan, A. 2008. Hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Muksar, Punjab: conventional graphical and multivariate statistical approach. *Environmental Geology*, 45: 873-884.

Miller, N.J., Miller, J.C. 2000. *Statistics and chemometrics for analytical chemistry* (4th. ed.). Pearson Education: 288.

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.

Rice, E.W. 2002. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association: 789.

Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., Dutter, R. 2008. Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R. John Wiley & Sons: 357.

Siegel, F.R. 2002. Environmental geochemistry of potentially toxic metals. Springer-Verlage: 218.

Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 17: 517-568.

Subyani, A.M. 2005. Hydrochemical identification and salinity problem of groundwater in Wadi Yalamlam basin, Western Soudia Arabia. Arid Environments, 60: 53-66.

WHO. 2011. Guidelines for Drinking– Water Quality. World Health Organization: 564.