

بررسی کیفیت آبخوان دشت کاشان با استفاده از تحلیل‌های هیدروژئوشیمی

زهره جمشیدزاده^{۱*}

۱- استادیار گروه عمران دانشکده مهندسی دانشگاه کاشان

* نویسنده مسئول: jamshidzadeh@kashanu.ac.ir

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۸/۰۸/۱۴

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۰۷/۱۲

چکیده

آب زیرزمینی اصلی‌ترین منبع تأمین آب جهت مصارف مختلف در دشت کاشان است. بنابراین، بررسی و شناسایی عوامل طبیعی و انسانی مؤثر بر کیفیت آن از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. در این تحقیق کیفیت آب زیرزمینی دشت کاشان بر پایه تحلیل‌های هیدروژئوشیمی و شاخص اشباع‌شدگی آب نسبت به کانی‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج آنالیز شیمیایی پارامترهای کیفی آب در ۱۸ نقطه نمونه‌برداری نشان داد که ترتیب غالب کاتیون‌ها در آبخوان کاشان $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ و آنیون‌ها $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$ است. تیپ غالب آب در ۵۵٪ از نقاط نمونه‌برداری بر پایه نمودار چودا $Na-K-Cl-SO_4$ شناسایی شد که دلیل آن بالآمدگی آب شور از لایه‌های زیرین به دلیل پمپاژ بی‌رویه در بخش‌های مرکزی دشت و انحلال شیمیایی سازندهای رسی- نمکی در بخش شرقی دشت بود. در ۳۸٪ از نمونه‌ها، تیپ آب $Ca-Mg-SO_4$ یا $Ca-Mg-Cl$ بود که با توجه به ناچیز بودن ژپس در محدوده مطالعاتی، منشأ آن می‌تواند کودهای شیمیایی مورد استفاده در اراضی کشاورزی منطقه باشد. با توجه به نتایج محاسبات شاخص اشباع، آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی نسبت به کانی‌های کلسیت و دولومیت در حالت فوق اشباع و نسبت به هالیت، ژپس، انیدرید و سیلویت در حالت تحت اشباع قرار داشت. نتایج نمودارهای ترکیبی بررسی کیفیت آب نشان داد که تبادل یونی و ترسیب شیمیایی کلسیت و دولومیت و انحلال هالیت عامل اصلی کنترل‌کننده کیفیت آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی است. نسبت‌های یونی، تأثیر پدیده تبخیر از سطح آبخوان و انحلال ژپس بر کیفیت آب زیرزمینی را در منطقه نشان نداد. انحلال کربنات در اثر تبادل یونی معکوس در بخش‌های محدودی از منطقه مشاهده شد.

واژه‌های کلیدی: تبادل یونی، تحلیل هیدروژئوشیمی، دشت کاشان، شاخص اشباع، نمودار چودا.

۱-مقدمه

عوامل طبیعی همچون اندرکنش بین آب زیرزمینی با سازندهای پیرامون آن در مسیر جریان از محل تغذیه تا محل تخلیه طی فرایندهایی مثل تبادل یونی، هوازدهی سنگها و انحلال کانیهای مختلف در آب، تبخیر و تعرق، و پدیده نفوذ آب شور در آبخوانهای ساحلی می‌توانند فرایندهای هیدروژئوشیمی و کیفیت آب را تحت تأثیر قرار دهند (آرگاماسیلا و همکاران، ۲۰۱۷؛ اپلو و پوستما، ۲۰۰۵؛ کارول و همکاران، ۲۰۰۹؛ اکاوی و همکاران، ۲۰۰۸). عوامل غیرطبیعی مثل پدیده بالاآمدگی آب از لایه‌های زیرین آبخوان در اثر برداشتهای بی‌رویه و مدیریت نشده (ونگوش و همکاران، ۱۹۹۹)، نفوذ پساب اراضی کشاورزی (وستبروک، ۲۰۰۵) و فاضلاب‌های شهری و صنعتی (قابان و همکاران، ۲۰۰۶) از دیگر عوامل تنزل کیفیت آب هستند که باعث افزایش غلظت یون‌های محلول در آب شده و استفاده از آب را برای کشاورزی و شرب نامطلوب می‌سازد (هانگ و همکاران، ۲۰۱۳؛ مارتینز و بوکانگرا، ۲۰۰۲). لذا شناسایی ترکیبات فیزیکی-شیمیایی آب زیرزمینی می‌تواند برای شناسایی منشأ آلودگی آب و ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار گیرد.

هانسلو (۱۹۹۵) نسبت‌های یونی مختلفی را به منظور ارزیابی هیدروشیمی کیفیت آب ارائه نمود که توسط بسیاری از محققین به منظور بررسی عوامل مؤثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی در بسیاری از نقاط جهان مورد استفاده و ارزیابی قرار گرفته است (پاراسانا و همکاران، ۲۰۱۱؛ تای و همکاران، ۲۰۱۳ و ۲۰۱۸؛ کاتان، ۲۰۱۸؛ حسن‌زاده و عباس‌نژاد، ۱۳۹۷). استفاده از نمودارهای گرافیکی مثل نمودار پایپر، چودا و استیف، علی‌رغم اینکه به لحاظ تعداد یون‌ها و نمونه‌ها دارای محدودیت‌هایی هستند، اما به دلیل سادگی و سرعت در تفسیر داده‌های کیفی آب و تعیین تیپ آب در بسیاری از این تحقیقات و در کنار روش‌های آماری مورد استفاده قرار گرفته‌اند (اصغری مقدم و محبی، ۱۳۹۵؛ ندیری و همکاران، ۲۰۱۳؛ ندیری و همکاران، ۲۰۱۸؛ برزگر و همکاران، ۲۰۱۷؛ سعیدی رضوی و سلیمانی، ۱۳۹۸). استفاده از شاخص‌های کیفیت آب که بر اساس توابع تجمیع هندسی، حسابی و یا ترکیبی محاسبه می‌شود و همچنین بررسی شاخص‌های آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از پارامترهای هیدروژئولوژیکی مؤثر بر آلودگی آب زیرزمینی نیز از دیگر روش‌های ارزیابی کیفیت آب

زیرزمینی و شناسایی مناطق مستعد آسیب‌پذیر است (ندیری و همکاران، ۲۰۱۸؛ نوین‌پور و همکاران، ۱۳۹۷). آب زیرزمینی منبع حیاتی تأمین آب جهت تأمین آب مورد نیاز جهت مصارف مختلف به‌ویژه شرب و کشاورزی در دشت کاشان است و در چند دهه گذشته به دلیل توسعه شهری و افزایش چشمگیر تقاضای آب به ویژه در بخش کشاورزی، دچار تنش آبی شدید و افت کیفیت قابل توجهی شده است. چندین مطالعه علمی در خصوص ارزیابی کیفی آب زیرزمینی با استفاده از روش‌های آماری و تعیین همبستگی بین یون‌های مختلف در آب و روش‌های ترسیمی مثل نمودار پایپر، استیف و ... در محدوده مطالعاتی انجام شده است (باغوند و همکاران، ۲۰۱۰، معاشری و همکاران، ۲۰۱۳). جمشیدزاده و میرباقری (۲۰۱۱) به مطالعه کمی و کیفی آبخوان دشت کاشان پرداختند. نتایج این تحقیقات حاکی از این واقعیت بود که تیپ غالب آب زیرزمینی بر اساس دیاگرام پایپر از نوع Na-Cl است. همچنین افت سالیانه سطح ایستابی آب به طور متوسط ۵/۰ متر در سال به دست آمد. در تحقیق دیگری، جمشیدزاده و توانگری (۲۰۱۸) با استفاده از شاخص کیفیت آب برای مصارف شرب و بر پایه یک تابع تجمیع هندسی، نقشه پهنه‌بندی کیفیت آب در نقاط مختلف آبخوان را به دست آوردند. نتیجه این تحقیق حاکی از این واقعیت بود که کیفیت آب در تعداد زیادی از نقاط نمونه-گیری برای مقاصد شرب در وضعیت نامطلوب قرار داشته و فقط بخش کوچکی از آبخوان در منتهی‌الیه غربی آبخوان از کیفیت مناسب برای شرب برخوردار بود.

در طول چند دهه گذشته، به دلیل افزایش بی‌رویه مصرف آب زیرزمینی در بخش‌های مختلف به ویژه کشاورزی، افت تراز آب زیرزمینی در دشت کاشان سالیانه به طور متوسط حدود ۵/۰ متر گزارش شده که علاوه بر کمبود جدی منابع آب، کیفیت آب در بخش‌های زیادی از حوضه مورد مطالعه نیز کاهش یافته است. شناخت عوامل طبیعی و غیرطبیعی مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی و بررسی تغییرات مکانی آن مدیریت بهتر آبخوان و کنترل کیفیت آب در منطقه را امکان‌پذیر می‌نماید. هدف اصلی از این تحقیق، ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی دشت کاشان با استفاده از تحلیل‌های هیدروژئوشیمی و روش‌های آماری جهت شناسایی نقش سازندهای زمین‌شناسی و عوامل انسانی در کاهش کیفیت آب در محدوده مطالعاتی است. در این راستا، نمودارهای

همان‌طور که در شکل (۱-ب) نشان داده شده است از سمت ارتفاعات جنوب و جنوب غربی منطقه به سمت شمال و شمال شرقی در مجاور دریاچه نمک است. در نواحی غربی و جنوبی آبخوان، جنس رسوبات آبرفتی قلوه-سنگ، شن و ماسه درشت بوده و در قسمت شمال و شمال شرقی دشت رسوبات ریزدانه‌تر شده و متشکل از ماسه بادی، رس و سیلت است (قاضی فرد و همکاران ۲۰۱۶). به دلیل نزدیکی بودن دشت کاشان به کویر مرکزی، اقلیم منطقه خشک بوده و با توجه به کم بودن ریزش‌های جوی، فاقد رودخانه‌های بزرگ و دائمی است. جریان‌های سطحی از طریق چندین رودخانه فصلی و دو رودخانه دائمی (رودخانه‌های بن رود و قهرود) در غرب و جنوب غربی تأمین می‌شود و پس از عبور از دشت به مناطق کویری منتهی می‌شوند. میزان بارندگی سالانه در منطقه از ۷۵ میلی‌متر در حواشی دریاچه نمک تا بیش از ۳۰۰ میلی‌متر در ارتفاعات جنوب غربی کاشان متغیر بوده و متوسط درازمدت بارندگی در کل محدوده حوزه آبریز کاشان ۱۳۳ میلی‌متر در سال است (آل بوعلی و همکاران ۱۳۹۵). میانگین تبخیر و تعرق پتانسیل سالانه حدود ۳۰۰۰ میلی‌متر، میانگین دمای سالانه ۲۲ درجه سانتی‌گراد و متوسط رطوبت نسبی سالانه حدود ۴۲٪ است (میرزاوند و همکاران ۲۰۱۵).

۲-۲- نمونه‌برداری

بررسی کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه با استفاده از پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در ۱۸ نقطه نمونه‌گیری مطابق شکل (۱-د) انجام گرفت. جدول (۱) نتایج آنالیز شیمیایی کیفیت آب در ایستگاه‌های مورد نظر را نشان می‌دهد. صحت نتایج آنالیز شیمیایی نمونه‌ها با استفاده از خطای تعادل یونی مطابق با رابطه (۱) بررسی شده است و در همه ایستگاه‌ها مجموع اکای‌والان کاتیون‌ها و آنیون‌ها کمتر از ۵٪ با هم اختلاف دارند.

$$(۱) \quad \text{اکای‌والان} < ۵\% \quad \text{کاتیون‌ها} + \text{اکای‌والان}$$

$$\text{آنیون‌ها} / ۱۰۰ \times | \text{اکای‌والان} - \text{کاتیون‌ها} | \text{اکای‌والان}$$

$$\text{آنیون‌ها} = | \text{درصد خطای تعادل یونی} |$$

مقادیر حداکثر مطلوب و مجاز پارامترهای کیفی جهت شرب نیز بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (۲۰۰۶) مشخص شده است.

ترکیبی بر پایه نسبت‌های یونی مختلف، شاخص اشباع-شدگی آب نسبت به کانی‌های مختلف، نمودار چودا و ضرایب همبستگی یون‌های مختلف در آب مورد بررسی قرار گرفته و تغییرات مکانی نسبت‌های یونی در منطقه مورد مطالعه.

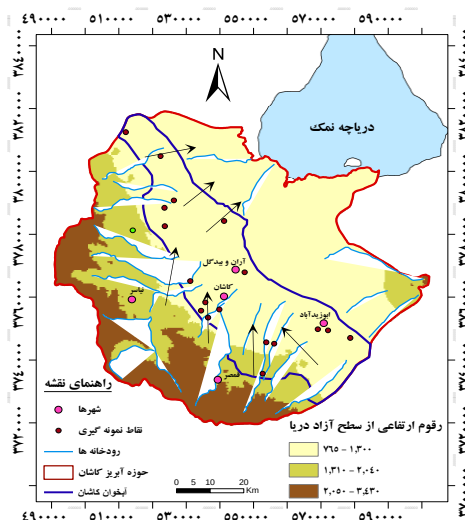
۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

حوزه آبریز کاشان با مساحتی حدود ۶۹۵۰ کیلومترمربع در شمال غربی استان اصفهان و بین طول‌های جغرافیائی ۵۰° ۵۰' E و ۵۲° ۵۰' E و عرض‌های ۳۳° ۳۷' N و ۳۴° ۳۰' N قرار دارد (شکل ۱-الف و ب) که ۳۸۹۳ کیلومتر آن را دشت و مابقی آن را ارتفاعات غربی، جنوبی و جنوب غربی منطقه تشکیل می‌دهد. این ارتفاعات رشته-کوه‌های قهرود و بخشی از کمربند آتشفشانی ایران مرکزی است که به موازات زون سنندج-سیرجان و تراست بزرگ زاگرس قرار دارد.

آبخوان دشت کاشان که عمدتاً شامل آبرفت‌های جوان کواترنری است، به صورت یک نوار باریک در امتداد شمال غربی- جنوب شرقی در محدوده مسطح دشت و به وسعت تقریبی ۲۳۳۳ کیلومتر مربع گسترش یافته است و رسوبات بادی و تپه‌های ماسه‌ای کواترنری بخش‌هایی از شرق آبخوان را تشکیل می‌دهد. سازند قرمز متشکل از مارن قرمز، ماسه سنگ و کنگلومرای قرمز دوره میوسن نیز در بخش‌های جنوبی آبخوان وجود دارد (شکل ۱-ج). عرض آبخوان در محدوده جنوب شرقی آبخوان حدود ۲۵ کیلومتر است و به تدریج از جنوب به سمت شمال از عرض آن کاسته می‌شود، به‌طوری‌که در منتهی‌الیه شمال غربی آبخوان به ۱۰ کیلومتر می‌رسد.

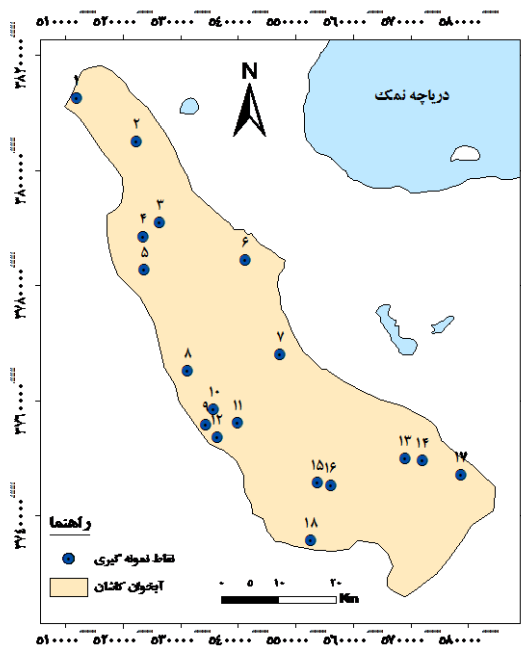
جهت غالب جریان آب زیرزمینی از ارتفاعات قمصر و نیاسر در قسمت جنوب و جنوب غربی منطقه به سمت تپه‌های رسی نمکی و دریاچه نمک در شمال و شمال شرق منطقه است (شکل ۱-ب). با توجه به مطالعات ژئوالکتریک انجام شده روی دشت کاشان مشخص شده است که آبخوان تشکیل‌شده در سرتاسر دشت کاشان از نوع آزاد بوده؛ حداکثر ضخامت رسوبات در جنوب غربی آب شیرین حدود ۲۳۰ متر و حداقل آن در نواحی شمالی آران و بیدگل در حاشیه کویر به میزان ۲۰ متر است. امتداد کلی جریان



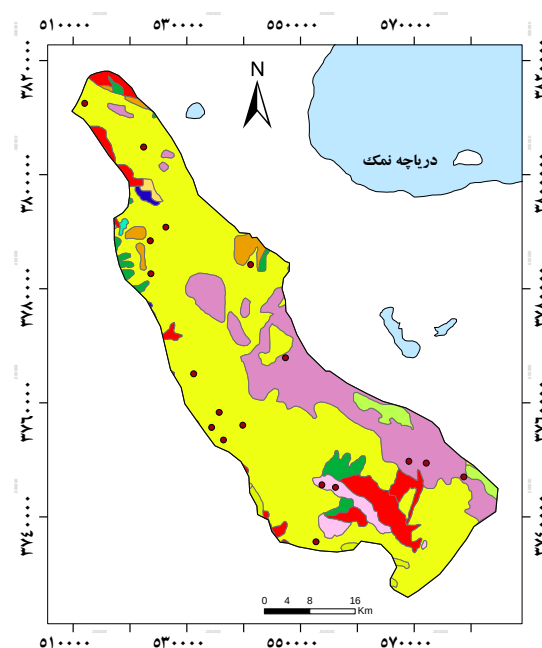
(ب)



(الف)



(د)



راهنمای نقشه زمین شناسی منطقه

- | | |
|--|--|
| آبرفت های جوان کواترنری | سازند قرمز بالایی (بارن قرمز، گچ، ماسه سنگ و کنگلومرا) میوسن |
| لایه های اهکی ضخیم الیگوس-میوسن | توف های آتشفشانی آئوسن |
| ماسه سنگ و کنگلومرای پلیوسن | سنگهای آتشفشانی آندزیت الیگوسن |
| ماسه سنگ و کنگلومرای قرمز میوسن | کله های رسی کواترنری |
| رسوبات بادی و تپه های ماسه ای کواترنری | زیس الیگوسن |
| | آبرفت های قدیمی کواترنری |

(ج)

شکل ۱- الف) موقعیت منطقه مورد مطالعه در ایران، ب) موقعیت جغرافیایی دشت و آبخوان کاشان، ج) نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه، د) موقعیت نقاط نمونه برداری از آبخوان دشت کاشان

جدول ۱- نتایج آنالیز شیمیایی آب زیرزمینی آبخوان دشت کاشان (جمشیدزاده و توانگری، ۲۰۱۸)

شماره چاه	UTM Coordinate		TDS	EC	pH	کاتیون‌ها			آنیون‌ها		
	X	Y				Ca	Mg	Na	Cl	SO ₄	HCO ₃
W1	52631	379074	4170/25±227/	5957/5±325/	7/98±0/2	8/96±6	1000/5±57/9	17/1±11/8	231±10/5	129/73±43/6	7±16/196
W2	53118	376507	1905/75±140/	2722/5±201/	7/25±0/3	11/94±7/	227/7±22/7	79/2±6/8	252/5±13	686/4±314/3	5±26/335
W3	53519	375617	1244/5±53/2	1777/75±75/	7/5±0/14	8/96±6	195/5±23	33±3/5	152±13/4	268/2±30/4	4±36/419
W4	53915	375584	2296±108/6	3280±155/1	7/58±0/1	7/96±4/6	438/2±11/3	46/2±7/2	225±6/8	567/7±58/1	213/5±14/
W5	54121	378422	6356±173/8	9080±248/3	7/6±0/16	25/9±5/1	1431/8±51	179/4±20/	426±17/7	1704±164/1	253/1±33/
W6	57065	374940	2882/3±34/9	4117/5±49/9	7/6±0/18	12/9±5/9	527/9±15/2	97/8±15/7	245±10/5	784/8±52/9	129/6±10/
W7	54733	376787	8901±628/2	12717/5±89	7/6±0/10	16/9±8/8	1753/8±175/5	255±22/2	805±42	1042/8±508/	149/5±23/
W8	52354	378839	529/3±8/1	814±12/6	8/3±0/25	3/98±0/1	115/6±4/74	9/6±0/97	39±5	134/7±17	175/4±20/
W9	52364	378258	1041/3±3/8	1487/5±5/6	8/32±0/2	4/98±1/9	272±6/6	11/4±2/5	45/5±5/7	344/7±14/6	199/8±28/
W10	53637	375419	1104/8±59/4	1578/3±84/9	7/55±0/1	7/96±4/6	150±13/5	24/7±50	149±14/1	129/7±15/1	484/9±35
W11	55270	373560	583/5±115/5	960/75±93/5	7/93±0/1	3/98±0/1	107/5±12/1	21/6±3/4	72/5±8/8	136/8±12/9	327/9±14/
W12	55375	374558	1123/5±264/9	1604/75±37	7/95±0/3	4/98±2	190/9±42/9	43/5±16/4	95/5±19/	371/8±116	242/5±29/
W13	57025	374931	912/8±12/9	1303/5±18/4	8/05±0/2	5/98±3/9	153/0±7/2	41/7±3/2	71/5±4/4	277/5±22/8	242/5±12/
W14	55530	374547	1520/8±28/2	2172/5±40/3	8/0±0/28	5/97±2/2	235/8±22	64/2±3/0	133±11/5	422/7±56/8	196/7±10/
W15	53439	375610	1107/8±49/9	1589/3±78/6	7/35±0/1	8/96±5/9	151/2±11/6	29/1±9/7	138/5±16	159/6±36	471/2±16/
W16	51202	381249	3011±45/7	4481±68/2	8/09±0/1	2/74±0/1	693/9±16/25	66/83±12/	218±9/6	973/92±96/4	203/74±31
W17	52238	380483	1369±22	2034±32/9	8/10±0/1	2/35±0/1	385/48±17/12	14/34±2/3	84±12/3	380/64±23/8	237/9±28/
W18	57872	374698	4903±174/8	7821±278/9	8/10±0/2	12/12±4/	1276±145/3	149/5±17/	408±21/2	1212/5±302/	103/7±13/
حداکثر مقدار مطلوب			500	1000	6/5-8/5	10	100	50	75	200	200
حداکثر مقدار مجاز			1500	1800	6/5-9	12	200	150	200	400	700

* کلیه پارامترهای کیفی بر حسب mg/L به جز pH و EC (μs/cm)

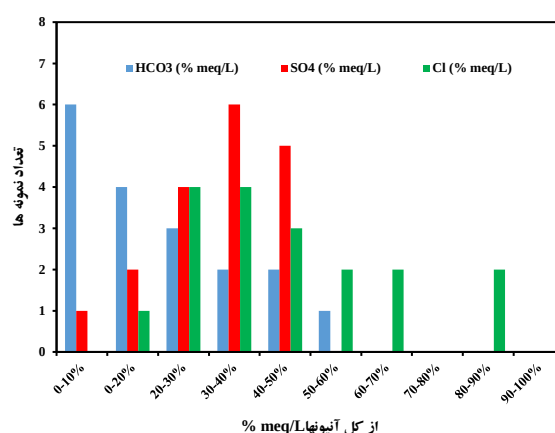
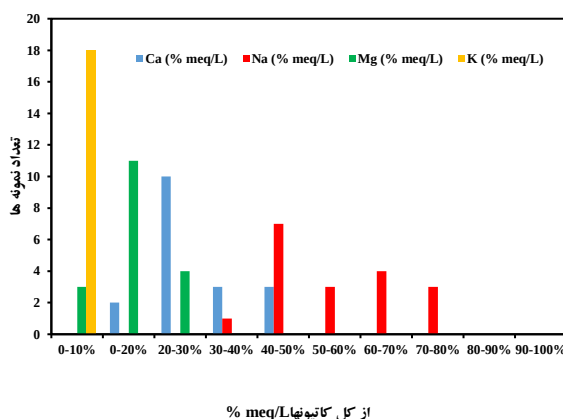
۳- نتایج و بحث

۳-۱- روند تغییرات پارامترهای کیفی

با توجه به آنالیز شیمیایی نمونه‌های آب در جدول (۱) مشاهده می‌شود که pH در همه نمونه‌ها مقداری بین ۷/۲۵ تا ۸/۱ با مقدار میانگین ۷/۸۳ دارد و نشانگر قلیائیت آب زیرزمینی است که می‌تواند ناشی از انحلال کربنات‌ها به شکل بی‌کربنات (HCO_3^-) باشد. تقریباً ۶۱٪ از نمونه‌ها بی‌کربنات بالاتر از مقدار مطلوب برای شرب دارند. در مورد کلسیم، حدود ۲۲٪ از نمونه‌ها غلظت کمتر از مقدار مطلوب دارند. TDS دامنه تغییرات بین ۵۲۹/۳ تا ۸۹۰۱ و مقدار میانگین ۲۴۹۷/۹ میلی‌گرم بر لیتر دارد. بیشترین مقدار TDS مربوط به نقاط نزدیک به دریاچه نمک و شورزارهای نواحی شرقی و شمال شرقی آبخوان و کمترین آن مربوط به نواحی جنوب غربی آبخوان در مجاور ارتفاعات قمصر و نیاسر است. TDS در همه نقاط نمونه‌گیری از حداکثر مقدار مطلوب برای شرب تجاوز می‌کند. غلظت بی‌کربنات در نواحی جنوب و جنوب غربی آبخوان زیاد بوده و به تدریج در امتداد

جریان به سمت شرق و شمال شرقی آبخوان از مقدار آن کاسته می‌شود. غلظت سولفات و کلراید از نواحی تغذیه به سمت شمال و شمال شرقی آبخوان در مجاور دریاچه نمک افزایش دارد. بنابراین طبق توالی جیئوتارو، تیپ آب در مناطق تغذیه ابتدا از نوع بی‌کربنات سپس از نوع سولفات بوده و در مسیر جریان آب زیرزمینی و افزایش سن آب میزان یون کلرید به طور تدریجی افزایش یافته، به‌طوری‌که در منطقه تخلیه به‌ویژه در شمال شرق آبخوان مقدار آن نسبت به سایر آنیون‌ها غلبه می‌یابد.

توزیع فرکانس درصد غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها در شکل (۲) نشان داده شده است. مطابق شکل، سدیم بیشتر از ۵۰٪ کل کاتیون‌ها را در ۵۶٪ از نقاط نمونه‌گیری تشکیل می‌دهد و در ۳۴٪ از نقاط نمونه‌گیری کلر بیشتر از ۵۰٪ کل آنیون‌ها را به خود اختصاص می‌دهد. ترتیب غالب کاتیون‌ها در آبخوان کاشان $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ و آنیون‌ها $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ است.



شکل ۲- توزیع فرکانس درصد غلظت کاتیون‌ها (سمت چپ) و آنیون‌ها (سمت راست) در منطقه مورد مطالعه.

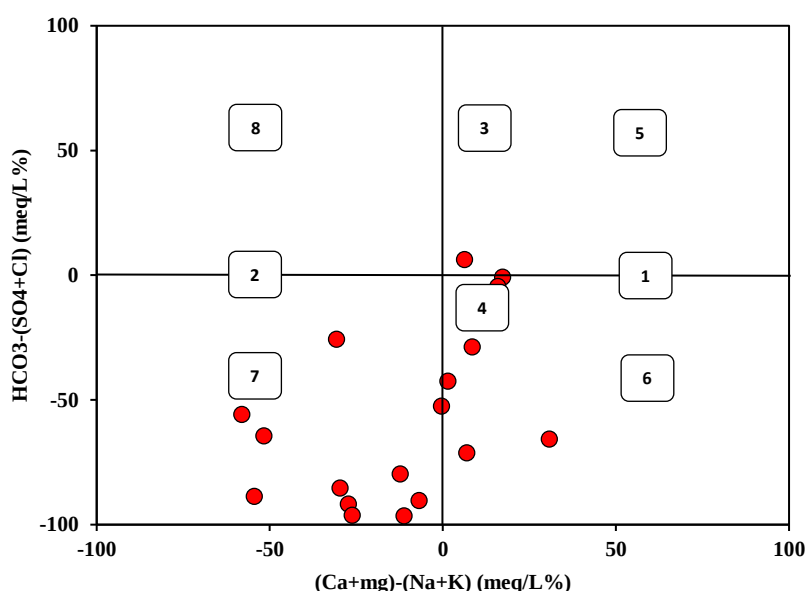
کلسیت و دولومیت تأثیر چندانی بر کیفیت آب زیرزمینی ندارد. همبستگی زیاد بین کلسیم و منیزیم با سدیم و کلر می‌تواند ناشی از تبادل یونی بین رسوبات نمکی با یون‌های کلسیم و منیزیم در آب باشد. همبستگی زیاد پتاسیم با سولفات نشان می‌دهد که انحلال رسوبات حاوی اراکانیت (K_2SO_4) می‌تواند در محدوده مطالعاتی وجود داشته باشد. استفاده از کودهای شیمیایی برای کشاورزی و برگشت پساب اراضی کشاورزی در منطقه نیز می‌تواند منشأ سولفات پتاسیم در نمونه‌های آب باشد.

۳-۲- ماتریس همبستگی

ماتریس همبستگی بین پارامترهای کیفی آب در جدول (۲) نشان مشاهده می‌شود. EC بیشترین همبستگی را با کلر و سدیم دارد. به طور مشابه TDS نیز با کلر و سدیم بیشترین همبستگی را نشان می‌دهد. بنابراین شوری آب در منطقه مورد مطالعه با یون‌های کلر و سدیم کنترل می‌شود و انحلال هالیت می‌تواند منشأ شوری آب زیرزمینی در این منطقه باشد. کلسیم و منیزیم همبستگی کمی با بی‌کربنات دارند و لذا انحلال

جدول ۲- ماتریس همبستگی پیرسون پارامترهای کیفی آب در نقاط نمونه برداری

	pH	EC	TDS	TH	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl
pH	1										
EC	-0/169	1									
TDS	-0/269	0/998	1								
TH	-0/004	0/952	0/921	1							
Ca	-0/431	0/956	0/956	0/958	1						
Mg	-0/365	0/911	0/903	0/963	0/937	1					
Na	-0/176	0/986	0/988	0/866	0/903	0/848	1				
K	-0/521	0/745	0/807	0/762	0/759	0/815	0/798	1			
HCO ₃	-0/522	-0/45	-0/392	-0/310	-0/271	-0/338	-0/424	-0/096	1		
SO ₄	-0/342	0/774	0/754	0/748	0/709	0/850	0/740	0/915	-0/337	1	
Cl	-0/212	0/986	0/987	0/910	0/954	0/869	0/973	0/712	-0/41	0/650	1



- (۱) فلزات قلیایی خاکی (کلسیم و منیزیم) بیشتر از فلزات خاکی (سدیم و پتاسیم) است.
- (۲) فلزات خاکی بیشتر از فلزات قلیایی است.
- (۳) آنیون‌های اسید ضعیف (بی‌کربنات) بیشتر از آنیون‌های اسید قوی (کلراید و سولفات) است.
- (۴) آنیون‌های اسید قوی بیشتر از آنیون‌های اسید ضعیف است.
- (۵) فلزات قلیایی خاکی و آنیون‌های اسید ضعیف بیشتر از فلزات قلیایی و آنیون‌های اسید قوی است.
- (۶) فلزات قلیایی خاکی و آنیون‌های اسید قوی بیشتر از فلزات قلیایی و آنیون‌های اسید ضعیف است.
- (۷) فلزات قلیایی و آنیون‌های اسید قوی بیشتر از فلزات قلیایی خاکی و آنیون‌های اسید ضعیف است.
- (۸) فلزات قلیایی و آنیون‌های اسید ضعیف بیشتر از فلزات خاکی و آنیون‌های اسید قوی است.

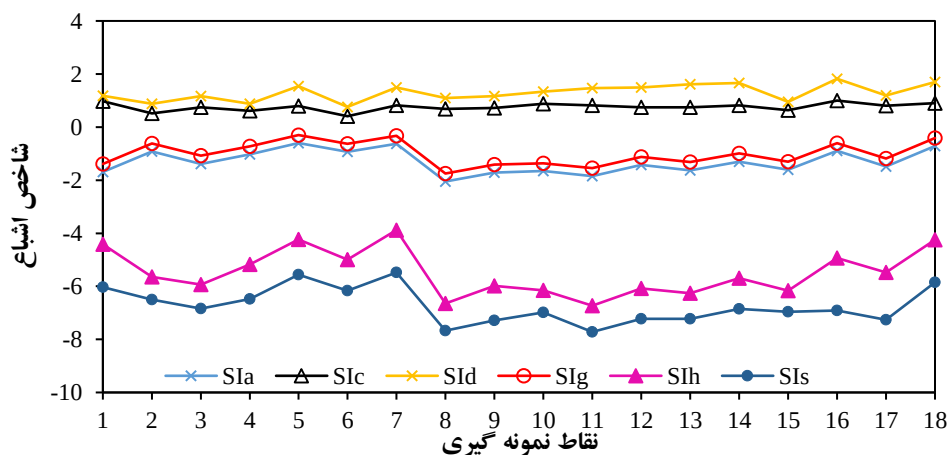
شکل ۳- نمودار چودا و طبقه‌بندی آب

اصلی در نمونه‌های آب شناسایی نمود. چودا (۱۹۹۹) نموداری را برای تعیین رخساره هیدروشیمیایی آب ارائه نمود که برای نقاط نمونه‌برداری منطقه مورد مطالعه در شکل (۳) نشان داده شده است. هشت ناحیه مختلف روی شکل مشاهده می‌شود. با

۳-۳- رخساره هیدروشیمیایی آب

فرایندهای هیدروشیمیایی، عوامل طبیعی و عوامل انسانی که بر کیفیت آب زیرزمینی و نوع رخساره هیدروشیمیایی تأثیر می‌گذارند را می‌توان با بررسی و تفسیر درصد نسبی یون‌های

نقاط نمونه‌گیری با استفاده از نرم‌افزار PHREEQC محاسبه و نمودار تغییرات آن در نقاط مختلف نمونه‌گیری در شکل (۴) ارائه شده است. مشاهده می‌شود که همه نمونه‌های آنالیز شده نسبت به شاخص اشباع انیدرید (CaSO_4) با دامنه تغییرات $-1/75$ تا $2/05$ ، $-0/63$ ، ژپس ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) با دامنه تغییرات $-3/88$ و $-0/3$ ، هالیت (NaCl) با دامنه تغییرات $-6/73$ تا $-5/48$ تحت اشباع بوده و آبخوان ظرفیت انحلال بیشتری از این کانی‌ها به ویژه در کفه‌های رسی - نمکی کواترنری در جنوب شرقی آبخوان را دارد. با توجه به ناچیز بودن ژپس در سازندهای محدوده مورد مطالعه، انحلال ژپس نیز بر کیفیت آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی تأثیرگذار نیست. شاخص‌های اشباع کلسیت (CaCO_3) با دامنه تغییرات $0/41$ تا یک و دولومیت ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) با دامنه تغییرات $0/76$ تا $1/82$ در حال فوق اشباع بوده و امکان ترسیب شیمیایی این کانی‌ها در اثر تبادل یونی در آبخوان وجود دارد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که انحلال رسوبات کربناتی و دولومیتی و همچنین پدیده تبخیر می‌توانند عوامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی باشند.



شکل ۴- شاخص اشباع‌شدگی آب نسبت به کانی‌های اصلی در نقاط نمونه‌گیری

تبخیر، باعث افزایش غلظت یون‌های مختلف در آب می‌شود؛ لذا اگر ترسیب شیمیایی عامل کنترل کننده کیفیت آب نباشد، تبخیر در صورتی تنها عامل کیفیت شیمیایی آب است که نسبت Na/Cl با تغییر EC ثابت بماند (جانکوسکی و آکورت، ۱۹۹۷). شکل (۵) نمودار تغییرات Na/Cl در مقابل EC را نشان

توجه به این شکل، ۱۰ تا از نمونه‌ها در ناحیه (۷) قرار گرفته‌اند و تیپ آب Na-K-SO_4 یا Na-K-Cl است که می‌تواند ناشی از پدیده بالاآمدگی آب شور از لایه‌های زیرین به دلیل پمپاژ بی‌رویه در بخش‌های مرکزی دشت و انحلال شیمیایی سازندهای رسی - نمکی در بخش شرقی دشت باشد. انحلال کانی میرابیلیت ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) می‌تواند عامل کنترل کننده کیفیت آب در نمونه‌هایی باشد که سولفات آنیون غالب در آنالیز شیمیایی آب زیرزمینی باشد. ۷ نمونه در ناحیه (۶) قرار گرفته است و نوع آب Ca-Mg-Cl یا Ca-Mg-SO_4 است و با توجه به ناچیز بودن ژپس در منطقه، مصرف کودهای شیمیایی و نفوذ پساب اراضی کشاورزی به آبخوان عامل ایجاد این نوع تیپ آب است.

۳-۴- شاخص اشباع‌شدگی

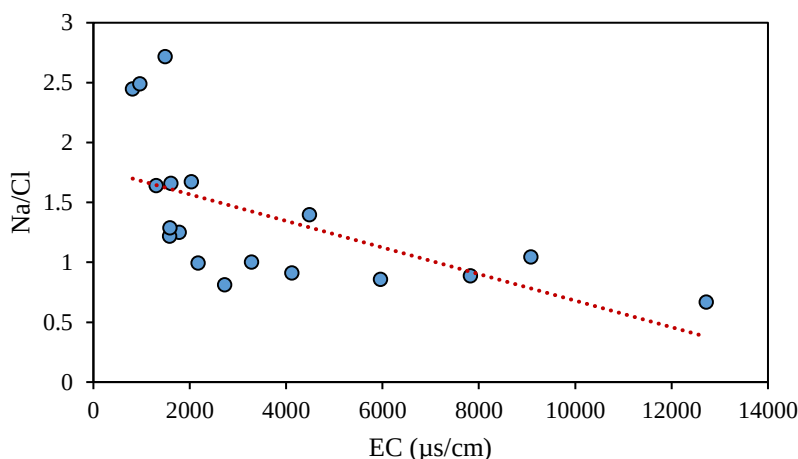
ارزیابی واکنش‌های شیمیایی در آب و ماهیت کانی‌های اثرگذار بر کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی با تعیین شاخص اشباع‌شدگی (SI) آب نسبت به کانی‌های مختلف قابل انجام است (اپلو و پوستا، ۲۰۰۵). مقدار عددی این شاخص واکنش‌هایی که منجر به انحلال یا ترسیب شیمیایی املاح در آب می‌شوند را شناسایی می‌کند. شاخص اشباع‌شدگی آب نسبت به کانی‌های مختلف در

۳-۵- نسبت‌های یونی

استفاده از نسبت‌های یونی دو یا چند پارامتر کیفی بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر (meq/L)، یکی از روش‌های بررسی فرایندهای مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی است. این نسبت‌ها توسط بسیاری از محققین مورد استفاده قرار گرفته است. فرایند

شود و بنابراین تبادل یونی و ترسیب شیمیایی رسوبات کربناتی و سیلیکاتی عامل کنترل کننده کیفیت آب است.

می دهد. شیب خط برازش داده شده بر نقاط در شکل (۵) منفی است و نسبت Na/Cl با افزایش EC کاهش می یابد. بیشترین مقدار نسبت Na/Cl در مقادیر $EC < 1500 \mu S/cm$ مشاهده می



شکل ۵- نمودار تغییرات نسبت Na/Cl در مقابل EC

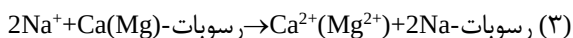
بین 1/74- تا 0/008- بوده و بیانگر تبادل یونی طبق رابطه (۴) در آبخوان است.

منبع اصلی وجود کلر در آب می تواند ناشی از انحلال هالیت و یا نفوذ آب شور به آبخوان باشد. این در حالی است که وجود سدیم در آب علاوه بر انحلال هالیت و نفوذ آب شور، می تواند منشأ دیگری مثل انحلال آلبایت و پلاژیوکلاز یا هوازدگی سنگ های سیلیکاته داشته باشد (هانسلو، ۱۹۹۵). اگر نسبت Na/Cl در نمونه آب برابر با واحد باشد، انحلال هالیت منشأ وجود سدیم در آب است. نسبت $Na/Cl > 1$ ناشی از فرایند نرم سازی آب (تبادل یونی و جایگزینی سدیم موجود در رسوبات با کلسیم موجود در آب) و یا هوازدگی سیلیکات خواهد بود. نسبت یونی کمتر از واحد نیز ناشی از فرایند سخت سازی آب (تبادل یونی معکوس و جایگزینی کلسیم موجود در رسوبات با سدیم موجود در آب) است. شکل (۶-ب) نمودار غلظت Na (meq/L) را در مقابل Cl (meq/L) نشان می دهد. تقریباً 83/3٪ از نمونه ها $Na/Cl > 1$ دارند. با توجه به اینکه بی کربنات یون غالب در هیچ یک از نمونه ها نیست، هوازدگی سیلیکات منشأ وجود سدیم در آب نیست (لی و همکاران، ۲۰۱۸) و پدیده تبادل یونی و ترسیب دولومیت و کلسیت کنترل کننده کیفیت آب در بخش گسترده ای از محدوده مطالعاتی است.

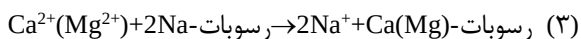
تبادل یونی بین سازند آبخوان و آب زیرزمینی با استفاده از شاخص کلرو-الکالاین مطابق با رابطه (۲) تعیین می شود (هانسلو، ۱۹۹۵):

$$CAI = [Cl - (Na^+ + K^+)] / Cl^- \quad (2)$$

که در آن کلیه یون ها بر حسب میلی اکی والان بر لیتر است. $CAI > 0$ بیانگر فرایند سخت شدن آب در اثر واکنش بین کلسیم و منیزیم موجود در سنگ های هوازده، با سدیم و پتاسیم موجود در آب است که به تبادل یونی معکوس معروف بوده و مطابق با رابطه زیر انجام می شود:



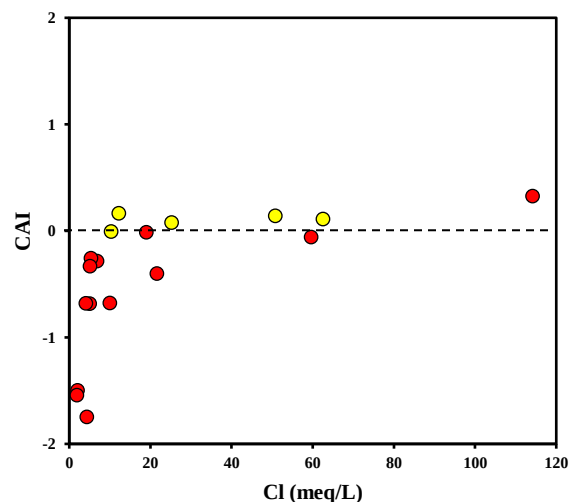
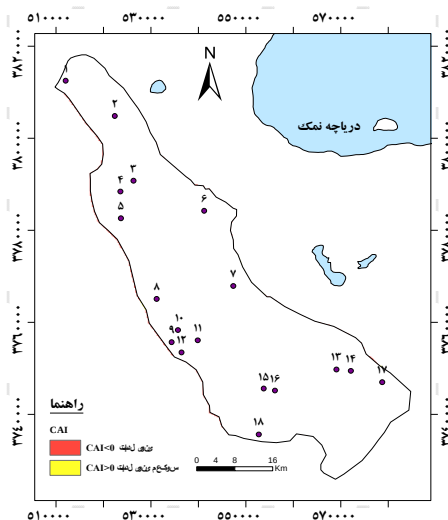
از طرف دیگر، در فرایند نرم سازی یا تبادل یونی، کلسیم و منیزیم موجود در آب با سدیم و پتاسیم موجود در سازند آبخوان مبادله شده و در این حالت شاخص $CAI < 0$ می شود. رابطه (۴) تبادل یونی بین آب و سازند آبخوان را نشان می دهد.



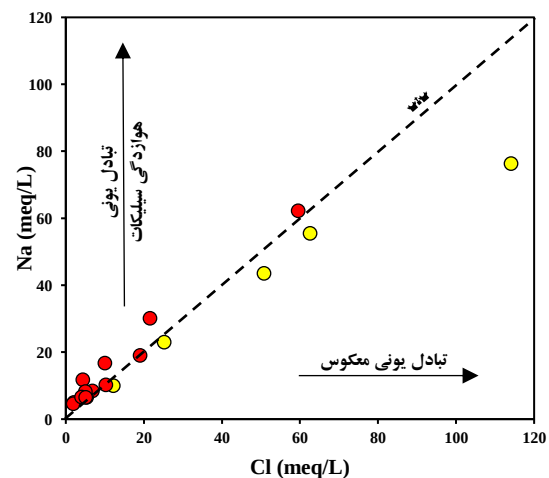
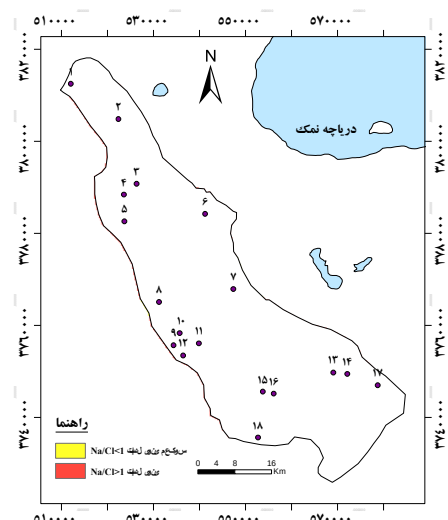
شکل (۶-الف) نمودار CAI نسبت به کلر و نقشه پهنه بندی CAI در آبخوان را نشان می دهد. نقاط ۳، ۷، ۸، ۱۴ و ۱۷ دارای $CAI > 0$ بوده که حاکی از فرایند تبادل یونی معکوس در این نقاط است. در سایر نقاط آبخوان، دامنه تغییرات شاخص CAI

با $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$ دارند که ناشی از تبادل یونی و ترسیب کلسیم به شکل CaCO_3 است. $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{SO}_4)=0/5$ انحلال ژپس در آب را نشان می‌دهد. اگر $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{SO}_4)<0/5$ و pH خنثی باشد، رسوب کلسیت در اثر پدیده تبادل یونی اتفاق می‌افتد. $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{SO}_4)>0/5$ معرف انحلال کربنات یا هوازدگی سیلیکات در اثر پدیده تبادل یونی معکوس در آب است. همان‌طور که در شکل (۶-د) مشاهده می‌شود، تعداد زیادی از نمونه‌ها پایین خط $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{SO}_4)=0/5$ قرار گرفته‌اند که حاکی از تبادل یونی در بخش عمده‌ای از آبخوان است. کیفیت آب در نواحی که بالای این خط قرار دارند متأثر از انحلال کانی‌های رسی حاوی کلسیم در اثر پدیده تبادل یونی معکوس است.

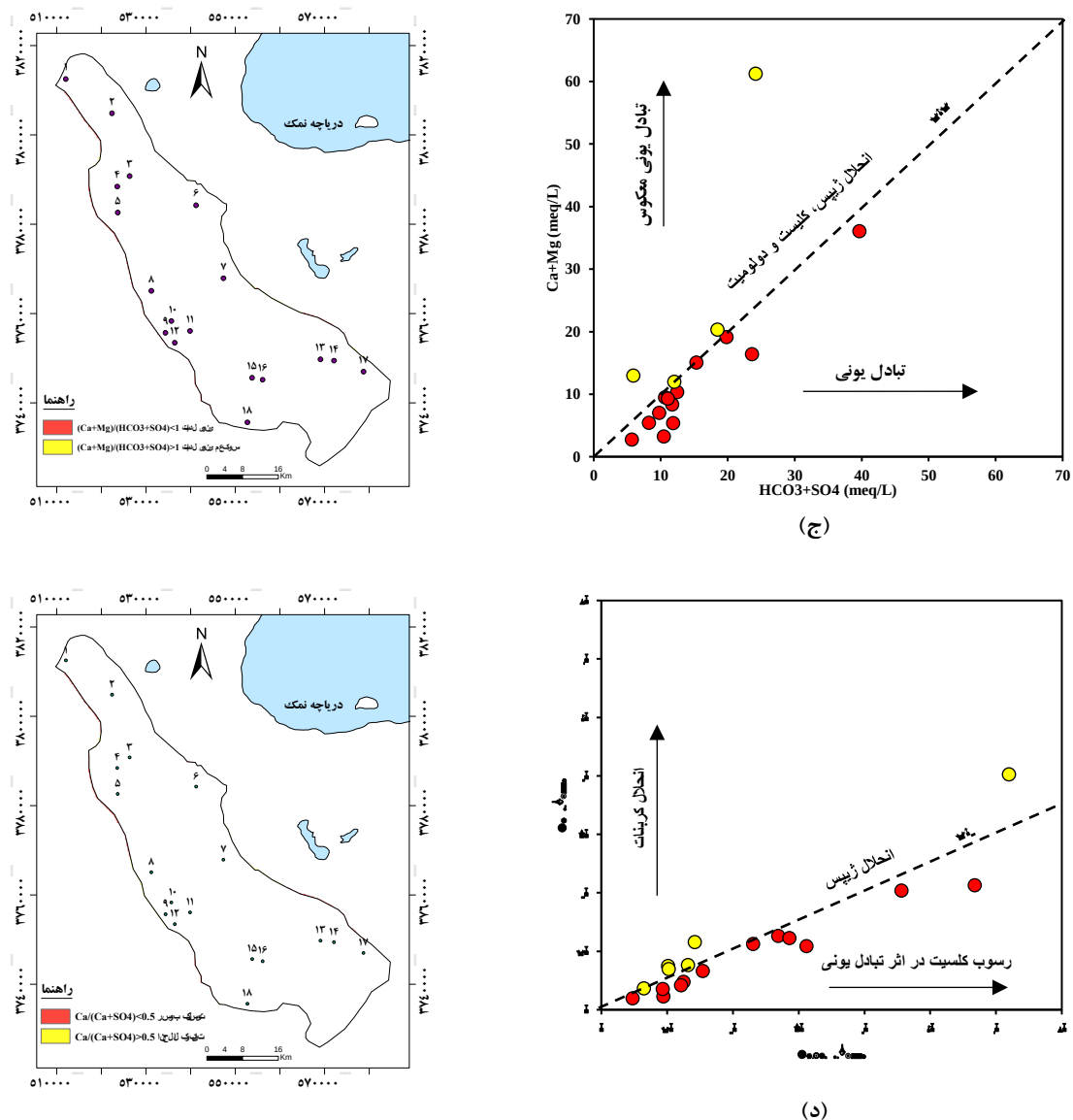
منشأ کلسیم در آب ناشی از انحلال دولومیت (CaCO_3) و کلسیت (CaCO_3) است. $(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})/(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})>1$ دلالت بر انحلال رسوبات کربناتی (تبادل یونی معکوس) طبق رابطه (۲) دارد. $(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})/(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})<1$ معرف تبادل یونی و ترسیب یون‌های کلسیم به شکل CaCO_3 است (داتا و تیاهی، ۱۹۹۶؛ فیشر و مولیکان، ۱۹۹۷). $(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})/(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})=1$ نشان می‌دهد که انحلال ژپس، کلسیت و دولومیت کنترل کننده کیفیت آب است. شکل (۶-ج) نمودار تغییرات $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$ را در مقابل $\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-}$ نشان می‌دهد. حدود ۷۸ درصد از نمونه‌ها مقدار $\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-}$ بیشتری در مقایسه



(الف)



(ب)



شکل ۶- نمودار تغییرات و نقشه پهنه‌بندی نسبت‌های یونی مختلف در محدوده مطالعاتی

۴- نتیجه‌گیری

SO_4 و در ۳۹٪ از نمونه‌ها $Ca-Mg-Cl-SO_4$ است. با توجه به نتایج محاسبات شاخص اشباع، آب زیرزمینی در محدوده مطالعاتی نسبت به کانی‌های کلسیت و دولومیت در حالت فوق اشباع و نسبت به هالیت، ژیپس، انیدرید و سیولیت در حالت تحت اشباع قرار دارد. بنابراین تبادل یونی، انحلال هالیت و ترسیب شیمیایی کلسیت و دولومیت عوامل اصلی کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی هستند. با توجه به محدود بودن ژیپس در سازندهای محدوده مطالعاتی، انحلال ژیپس کیفیت آب زیرزمینی را تحت تأثیر قرار نمی‌دهد. حضور عوامل غیرطبیعی

در این تحقیق کیفیت آب زیرزمینی دشت کاشان با استفاده از تحلیل‌های هیدروژئوشیمی مورد ارزیابی قرار گرفت. دیاگرام چودا، شاخص اشباع‌شدگی و نمودارهای ترکیبی نسبت‌های یونی با استفاده از غلظت یون‌های اصلی در ۱۸ نقطه نمونه‌گیری در محدوده مطالعاتی بررسی شد. نتایج آماری نشان داد که ترتیب غالب کاتیون‌ها و آنیون‌ها در آبخوان کاشان $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ و $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$ است. دیاگرام چودا نشان داد که تیپ غالب آب در ۵۵٪ از نمونه‌ها $Na-K-Cl-$

resources in Tabriz plain, northwest of Iran. *Applied Water Sciences*, 7(7), 3997-4011.

Carol, E., Kruse, E., Mas-Pla, J., 2009. Hydrochemical and isotopical evidence of groundwater salinization processes on the coastal plain of Samborombón Bay, Argentina. *Journal of Hydrology*, 365(3)

Datta, P.S., Tyagi, S.K., 1996. Major ion chemistry of groundwater in Delhi area: Chemical weathering processes and groundwater flow regime. *Journal Geological Society of India*, 47, 179-188

Ghabayen, S.M.S., McKee, M., Kemblowski, M., 2006. Ionic and isotopic ratios for identification of salinity sources and missing data in the Gaza aquifer. *Journal of Hydrology*, 318 (1-4), 360-373

Chadha, D.K., 1999. A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal*, 7, 431-439.

Fisher, R.S., Mulican, W.F., 1997. Hydrochemical evolution of sodium-sulphate and sodium-chloride groundwater beneath the Northern Chihuahuan desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeology Journal*, 5(2), 4-16.

Ghazifard, A., Moslehi, A., Safaei, H., Roostaei, M., 2016. Effects of groundwater withdrawal on land subsidence in Kashan Plain, Iran, *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 75(3), 1157-1168.

Huang, G., Sun, J., Zhang, Y., Chen, Z., Liu, F., 2013. Impact of anthropogenic and natural processes on the evolution of groundwater chemistry in a rapidly urbanized coastal area, South China. *Science of the Total Environment*. 463-464, 209-221.

Hounslow, A.W., 1995. Water quality data analysis and interpretation. Lewis Publishers, Boca Raton.

Jamshidzadeh, Z., Tavangari Barzi, M., 2018. Groundwater quality assessment using the potability water quality index (PWQI): a case in the Kashan plain, Central Iran. *Environmental Earth Sciences*, 77(3):59.

Jamshidzadeh, Z., Mirbagheri, S.A., 2011. Evaluation of groundwater quantity and quality in the Kashan basin; Central Iran, *Desalination*, 270(1-3), 23-30.

Jankowski, J., Acworth, R.I., 1997. Impact of debris-flow deposits on hydrogeochemical processes and the development of dryland salinity in the Yass River catchment, New South Wales, Australia. *Hydrogeology Journal*, 5(4), 71-88.

مثل استفاده از کودهای شیمیایی و نفوذ پساب اراضی کشاورزی در بخش‌هایی از منطقه نیز می‌تواند کیفیت آب را تحت تأثیر قرار دهد.

منابع

اصغری مقدم، ا.، محبی، ی.، ۱۳۹۵. ارزیابی عوامل مؤثر بر کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی دشت کهریز با استفاده از روش‌های آماری و هیدروشیمیایی. *هیدروژئولوژی*، دوره ۱، شماره ۱، صفحه ۹۲-۷۶.

آل بوعلی، ع.، قضاوی، ر.، ساداتی نژاد، س.ج.، ۱۳۹۴. بررسی اثرات خشک‌سالی بر منابع آب زیرزمینی با استفاده از شاخص SPI (مطالعه موردی: دشت کاشان). *اکوسیستم بیابان*، دوره ۵، شماره ۱۰، صفحه ۲۲-۱۳.

حسن‌زاده، ب.، عباس‌نژاد، ا.، ۱۳۹۷. فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی بخش میانی دشت نوق (غرب استان کرمان)، *هیدروژئولوژی*، دوره ۳، شماره ۲، صفحه ۴۶-۵۸.

سعیدی رضوی ب.، سلیمانی ر.، ۱۳۹۸. بررسی ویژگی‌های هیدروشیمیایی و منشأ یون‌ها با استفاده از نسبت‌های یونی و تحلیل عاملی، *هیدروژئولوژی*، دوره ۴، شماره ۱، صفحه ۱۱۰-۹۷.

نوبین‌پور، ا.، مسعودی، س.، اصغری مقدم، ا.، ۱۳۹۷. ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت نازلوچای ارومیه با استفاده از مدل DRASTIC و صحت‌سنجی آن با غلظت نیترات در محیط GIS، یافته‌های نوین زمین‌شناسی کاربردی، دوره ۱۲، شماره ۲۳، صفحه ۱۰۳-۹۲.

Akouvi, A., Dray M., Violette, S., de Marsily, G., Zuppi, G.M., 2008. The sedimentary coastal basin of Togo: example of a multilayered aquifer still influenced by a palaeo-seawater intrusion. *Hydrogeology Journal*, 16(3), 419-436.

Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, 2nd ed.; Balkema: Leiden, The Netherlands.

Argamasilla, M., Barberá, J.A., Andreo, B., 2017. Factors controlling groundwater salinization and hydrogeochemical processes in coastal aquifers from southern Spain. *Science of the Total Environment*, 580, 50-68.

Baghvand, A., Nasrabadi, T., Bidhendi, G.N. et al., 2010. Groundwater quality degradation of an aquifer in Iran central desert. *Journal of Desalination*, 1-12.

Barzegar, R., Asghari Moghaddam, A., Tziritis, E., 2017. Hydrogeochemical features of groundwater

Prasanna, M.V., Chidambaram, S., Shahul Hameed, A., Srinivasamoorthy, K., 2011. Hydrogeochemical analysis and evaluation of groundwater quality in the Gadilam river basin, Tamil Nadu, India. *Journal of Earth System Sciences* 120, 85-98.

Tay, C.K., Hayford, E., Hodgson, I.O., Kortatsi, B.K., 2015. Hydrochemical appraisal of groundwater evolution within the Lower Pra Basin, Ghana: a hierarchical cluster analysis (HCA) approach. *Environmental Earth Sciences*, 73, 3579-3591.

Tay, C.K., Kortatsi, B.K., Hayford, E., Hodgson, I.O., 2018. Origin of major dissolved ions in groundwater within the Lower Pra Basin using groundwater geochemistry, source-rock deduction and stable isotopes of 2H and 18O, *Environmental Earth Sciences*.

Vengosh, A., Spivack, A.J., Artzi, Y., Ayalon, A., 1999. Geochemical and boron, strontium and oxygen isotopic constraints on the origin of the salinity in groundwater from the Mediterranean coast of Israel. *Water Resources Research*, 35, 1877.

Westbrook, S.J., Rayner, J.L., Davis, G.B., Clement, T.P., Bjerg, P.L., Fisher, S.J., 2005. Interaction between shallow groundwater, saline surface water and contaminant discharge at a seasonally and tidally forced estuarine boundary. *Journal of Hydrology*, 302, 255-269.

WHO, 2006. Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization. First addendum to third edition. p.595

Li, X., Wu, H., Qian, H. Gao, Y., 2018. Groundwater Chemistry Regulated by Hydrochemical Processes and Geological Structures: A Case Study in Tongchuan, China, *Water*, 10, 338.

Kattan, Z., 2018. Using hydrochemistry and environmental isotopes in the assessment of groundwater quality in the Euphrates alluvial aquifer, Syria. *Environmental Earth Sciences*, 77, 45.

Martinez, D.E., Bocanegra, E.M., 2002. Hydrogeochemistry and cation-exchange processes in the coastal aquifer of Mar Del Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 10(3), 393-408.

Mirzavand, M., Khoshnevisan, B., Shamshirband, S., Kisi, O., Ahmad, R., Akib, S., 2015. Evaluating Groundwater Level Fluctuation by Support Vector Regression and Neuro-Fuzzy Methods - a Comparative Study. *Natural Hazards*. DOI 10.1007/s11069-015-1602-4.

Moasheri, S.A., Rezapour, O., Beyranvand, Z., Poornoori, Z., 2013. Estimating the spatial distribution of groundwater quality parameters of Kashan plain with integration method of Geostatistics - Artificial Neural Network Optimized by Genetic-Algorithm. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences IJACS/2013/5-20/2434-2442*.

Nadiri, A.A., Asghari Moghaddam, A., Tsai, F.T.C., Fijani, E., 2013. Hydrogeochemical analysis for Tasuj plain aquifer, Iran. *Journal of Earth System Sciences*, 122(4), 1091-1105.

Nadiri, A.A., Sadeghi Aghdam, F., Khatibi, R., Asghari Moghaddama, A., 2018. The problem of identifying arsenic anomalies in the basin of Sahand dam through risk-based 'soft modelling'. *Science of the Total Environment*, 613-614, 693-706.

Nadiri, A.A., Sadeghfam, S., Gharekhani, M., Khatibi R., Akbari, E., 2018. Introducing the risk aggregation problem to aquifers exposed to impacts of anthropogenic and geogenic origins on a modular basis using 'risk cells'. *Journal of Environmental Management*, 217, 654-667.