

بررسی کیفیت منابع آب زیرزمینی در دشت فریمان- تربت جام

سمیرا عظیمیان^۱، گیتی فرقانی تهرانی^{۲*}، یوسف اختری^۳ و رحیم باقری^۴

۱- دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد، دانشکده علوم‌زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

۲- استادیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم‌زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

۳- کارشناس‌ارشد هیدروژئولوژی، آب منطقه‌ای شهرستان تربت جام، تربت جام، ایران

۴- دانشیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم‌زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

نویسنده مسئول: *forghani@shahroodut.ac.ir

نوع مقاله: پژوهشی

پذیرش: ۱۴۰۱/۱/۲۸

دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۱۲

چکیده

به منظور ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام و بررسی عوامل مؤثر بر آن، ۲۶ نمونه آب از چاه‌های منطقه (عمق ۷۰ تا ۲۶۰ متر) برداشته شد. پارامترهای pH و EC در صحرا، غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم، کلر و بی‌کربنات با استفاده از تیتراسیون، غلظت سدیم و پتاسیم با استفاده از نورسنج شعله‌ای، غلظت نیترات و سولفات با استفاده از اسپکتروفتومتری، و غلظت عناصر بالقوه سمی آرسنیک، سرب و کادمیم توسط دستگاه ICP اندازه‌گیری شد. تیپ و رخساره نمونه‌های آب دشت فریمان- تربت جام در طی مسیر جریان، و تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد، از بی‌کربناته سدیک در منطقه تغذیه، به کلروره سدیک در میانه دشت، و سولفاته سدیک در منطقه تخلیه تغییر می‌کند. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که آب زیرزمینی در تعادل با کانی‌های کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت) بوده، و فرایندهای تبخیر، انحلال، و تبادل یونی معکوس از عوامل طبیعی مؤثر در ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب است. نمونه‌های مورد مطالعه عمدتاً در رده‌ی شوری متوسط تا بالا (رده III، هدایت الکتریکی بین ۱۳۰۰ تا ۳۰۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) قرار می‌گیرند و برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بالا مناسب هستند. محاسبه‌ی شاخص کیفیت آب نشان می‌دهد که آب‌های زیرزمینی مورد مطالعه از نظر مصارف شرب در رده‌ی خوب (منطقه تغذیه، و در تماس با سازندهای آهکی) تا بسیار ضعیف (منطقه تخلیه، و در تماس با سازندهای شیلی و تبخیری) قرار می‌گیرند. محاسبه‌ی ضریب لائزلیه نشان‌دهنده‌ی کیفیت نامناسب آب زیرزمینی منطقه برای مصارف صنعتی است. آبخوان فریمان- تربت جام در مناطق متأثر از سازندهای شیلی و آتشفشانی، و همچنین در اثر فعالیت‌های کشاورزی و تخلیه فاضلاب مناطق مسکونی، به فلزات آرسنیک، سرب (بیشتر از ۱۰ میکروگرم بر لیتر) و کادمیم (بیشتر از ۳ میکروگرم بر لیتر) آلوده است.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، دشت فریمان- تربت جام، هیدروژئوشیمی

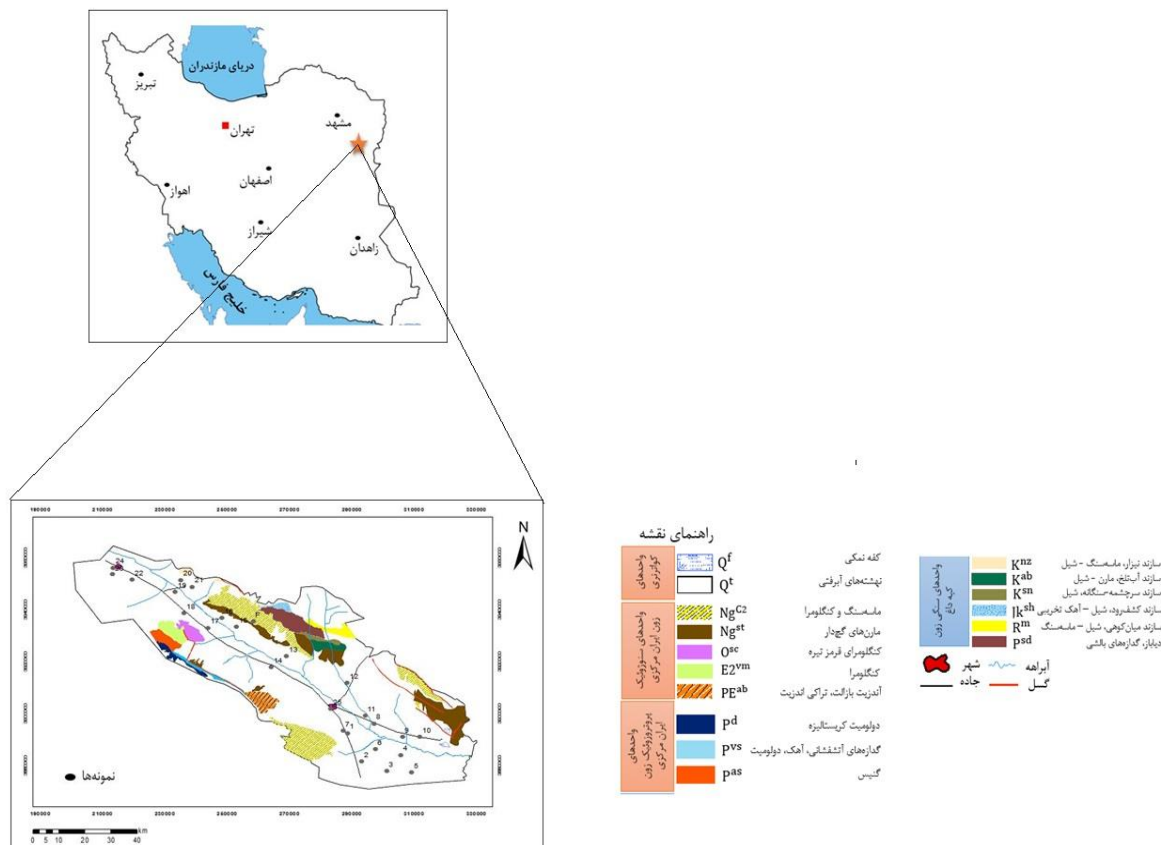
۱- پیشگفتار

زیرزمینی، مسأله آلودگی آب در اثر تخلیه سنتی فاضلاب مناطق مسکونی و کشاورزی غیر اصولی وجود دارد. این عوامل باعث می‌شود که منابع آب زیرزمینی در معرض تهدید جدی قرار گیرد. درک ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آبخوان در این گونه مناطق، اولین گام برای مدیریت زیست‌محیطی و کاهش بار آلودگی سفره آب زیرزمینی است (عمر و همکاران، ۲۰۰۱). آب‌های زیرزمینی تحت تأثیر عوامل طبیعی (شامل زمین‌شناسی منطقه، میزان تغذیه، و تبخیر و بارش) و فعالیت‌های انسانی شامل فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهرنشینی) مستعد آلودگی به انواع آلاینده‌های شیمیایی آلی و غیرآلی، عوامل بیماری‌زا و پرتوزا، نیترات و فسفات هستند (راویکومار و همکاران، ۲۰۱۱؛ راویکومار و سوماشکار،

بررسی کیفیت منابع آب، به ویژه آب‌های زیرزمینی اهمیت بسیار زیادی دارد چرا که آب‌های زیرزمینی مهم‌ترین منبع آب برای مصارف مختلف (شرب، کشاورزی و صنعت)، خصوصاً طی خشکسالی‌ها بوده، و افت کیفیت آن‌ها به طور مستقیم بر سلامت انسان تأثیرگذار است (جایا پروکاش و همکاران، ۲۰۰۸؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۱۲؛ تیواری و همکاران، ۲۰۱۶). افزایش جمعیت و به دنبال آن افزایش مصرف آب در بخش‌های مختلف کشاورزی، صنعت و شرب، باعث کاهش کمیّت و کیفیت آب زیرزمینی می‌شود (دیکسیت و همکاران، ۲۰۰۵؛ راو، ۲۰۰۶). بنابراین در کشورهای خشک که منابع آب زیرزمینی بخش عمده نیاز آبی سالیانه را فراهم می‌کند، علاوه بر کمبود منابع آب

تربت جام فاقد سیستم‌های جمع‌آوری فاضلاب بوده و فاضلاب‌های مسکونی به شکل چاه‌های جذبی دفع می‌شود. وجود سازندهای زمین‌شناسی تبخیری و شیلی در منطقه نیز می‌تواند باعث کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی شود. با توجه به فعالیت‌های وسیع کشاورزی، عدم وجود سیستم تخلیه فاضلاب، اقلیم خشک، و زمین‌شناسی منطقه، احتمال آلودگی آبخوان وجود دارد و بنابراین، ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه به منظور اقدامات مدیریتی بعدی، ضروری است. متوسط دمای سالیانه در منطقه ۱۷/۱ درجه سانتی‌گراد، متوسط بارندگی سالیانه ۱۳/۶ میلی‌متر می‌باشد. پرباران‌ترین و کم‌باران‌ترین ماه‌های سال به ترتیب اسفند و مرداد می‌باشد. بر اساس مقادیر بارش و دمای متوسط سالانه، منطقه مورد مطالعه دارای آب‌وهوای نیمه‌خشک است. دشت فریمان-تربت جام در حد فاصل واحد زمین‌ساختی ایران مرکزی و واحد ساختاری-رسوبی کپه‌داغ-هزارمسجد قرار گرفته است. قدیمی‌ترین واحدهای سنگی در منطقه شامل شیل‌های فیلیتی، ماسه‌سنگ‌های توفی، شیل‌های رادیولار و آهک‌های متبلور با سن پرمین است. از سازندهای معروف رخنمون‌یافته در منطقه می‌توان به سازندهای میان‌کوهی، کشف‌رود، سرچشمه-سنگانه، تیرگان، نیزار و آب‌تلخ اشاره نمود (شکل ۱). سازند میان‌کوهی (دوره نورین-رسین) شامل شیل‌های سیاه تا سبزرنگ و قهوه‌ای می‌باشد و بیش‌ترین گسترش آن در جنوب شرق منطقه است. نفوذ توده گرانیتوئیدی تربت‌جام در شیل‌های میان‌کوهی موجب هورنفلسی شدن این شیل‌ها شده است. سازند کشف‌رود (ژوراسیک پیشین تا ژوراسیک میانی) شامل توالی رسوبات آواری متشکل از شیل، کنگلومرا و ماسه‌سنگ است. سازند سرچشمه-سنگانه (آپسین-آلبین) از شیل‌های تیره، مارن خاکستری متمایل به آبی، سبز و سفید تشکیل شده است. سازند آب‌تلخ (کرتاسه) نیز شامل تناوب مارن‌های خاکستری و شیل‌های آهکی خاکستری است. سازند نیزار (کرتاسه) از ماسه‌سنگ، شیل به رنگ سبز روشن تا خاکستری تشکیل شده است و عمدتاً در شمال منطقه رخنمون دارد. همچنین در شرق، شمال غرب، و غرب محدوده دشت فریمان-تربت جام، واحدهای آتشفشانی (پروتروزوئیک، مزوزوئیک و سنوزوئیک)، رخنمون دارد. نهشته‌های دوره کواترنری در سراسر ناحیه تربت‌جام به فراوانی گسترش دارد.

۲۰۱۲) که برخی از آن‌ها ممکن است تأثیر جدی منفی بر سلامت انسان داشته باشند. کشاورزی از جمله مهم‌ترین فعالیت‌های انسان است که می‌تواند کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی را تحت تأثیر قرار دهد (بوهلک، ۲۰۰۰). در طی عملیات کاشت و اصلاح خاک، هر ساله مقدار زیادی کود و آفت‌کش استفاده می‌شود؛ نفوذ آب برگشتی کشاورزی به زمین که حاوی این ترکیبات است، ممکن است به آلودگی جدی آب زیرزمینی منجر شود (راویکومار و همکاران، ۲۰۱۱). نیترات، فسفات و پتاسیم از جمله اجزاء اصلی تشکیل دهنده کودها هستند که در هنگام استفاده در خاک، فوراً جذب گیاهان نمی‌شوند و در منابع آب حل شده و باعث آلودگی آب می‌شوند. شوری آب برگشتی ۳ تا ۱۰ برابر آب اولیه است که علت آن تغلیظ در اثر تبخیر و تعرق، انحلال املاح موجود در مسیر و نمک‌های حاصل از کودهای شیمیایی است. ورود پساب‌ها و فاضلاب‌های مناطق مسکونی و دفع نامناسب زباله‌ها نیز از مهم‌ترین منابع آلاینده آب‌های زیرزمینی به شمار می‌رود. فاضلاب‌های مناطق مسکونی از مواد آلی تجزیه‌پذیر، فسفات، نیترات، باکتری‌ها و عوامل بیماری‌زا غنی هستند. به طور کلی شدت آلودگی آب زیرزمینی که در اثر دفع نامناسب فاضلاب‌های مناطق مسکونی رخ می‌دهد، به ویژه در مناطق با رشد سریع جمعیت و نیز مقدار بالای سرانه آب مصرفی، رو به افزایش است (طباطبایی و همکاران، ۲۰۲۰). اگر منطقه فاقد سیستم جمع‌آوری، تصفیه و دفن بهداشتی باشد و فاضلاب به صورت سنتی در چاه‌های جاذب دفع گردد، آلودگی منابع آب زیرزمینی امری اجتناب‌ناپذیر و غیر قابل جبران خواهد بود. دشت فریمان-تربت جام با وسعتی در حدود ۸۸۷۹ کیلومتر مربع، از دشت‌های مهم استان خراسان رضوی از لحاظ کشاورزی و جمعیتی است که در شمال شرق ایران و در محدوده‌ی ۶۰ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۶۰ درجه و ۳۰ دقیقه طول شرقی و ۳۴ درجه و ۳۵ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۷ دقیقه عرض شمالی، و در ۱۶۱ کیلومتری جنوب شرق مشهد واقع شده است. بخش زیادی از نیاز آبی شهرستان تربت جام (شرب، کشاورزی و صنعت) از آب‌های زیرزمینی تأمین می‌شود. سالیانه ده‌ها هزار تن کود شیمیایی نیتراتی و فسفاتی، در طی عملیات کاشت محصولات زراعی گندم، جو، خربزه، پنبه، چغندر، سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی استفاده می‌گردد. همچنین، مراکز جمعیتی دشت فریمان-

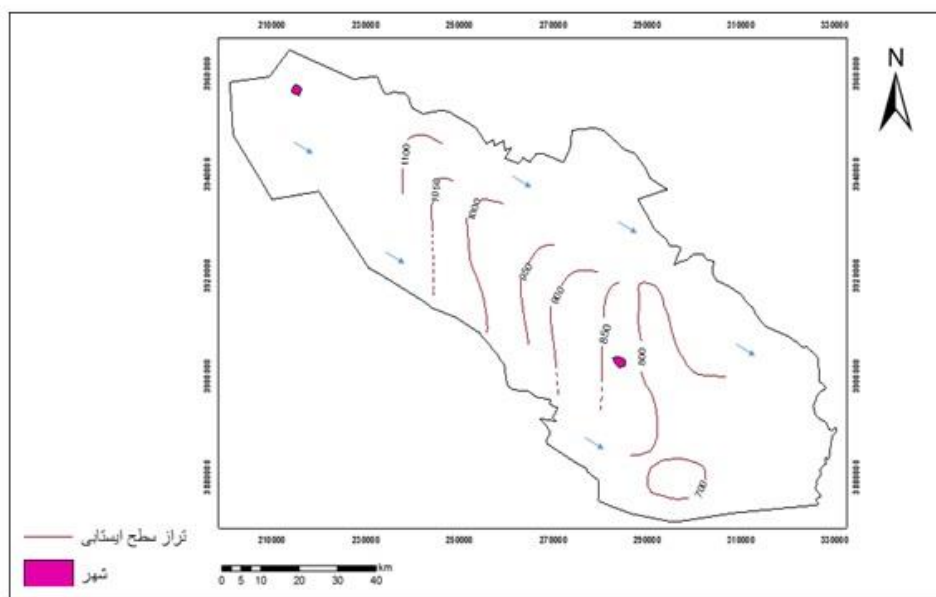


شکل ۱. نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ترتبت جام از رقم ۱۱۰۰ متر در شمال‌غرب و غرب به ۷۵۰ متر در جنوب شرقی کاهش می‌یابد. بر این اساس جهت جریان آب زیرزمینی در منطقه، از شمال‌غرب به جنوب‌شرق است.

منابع آب سطحی در دشت فریمان-ترتبت جام رودخانه‌های ابدال‌آباد، رونج، تیمنک، بردو و سفیدسنگ می‌باشد، که سالانه ۳۱۹/۲ میلیون متر مکعب آب را وارد این دشت می‌نماید. حجم تخلیه سالانه‌ی آب زیرزمینی در منطقه از طریق چاه‌ها، چشمه‌ها و قنات‌ها برابر با ۶۳۱/۶ میلیون متر مکعب می‌باشد، که این میزان تخلیه از ۱۰۷۴ حلقه چاه عمیق، ۸۶ حلقه چاه نیمه‌عمیق، ۳۰۲ رشته قنات و ۵۵۳ دهنه چشمه انجام می‌شود. طبق بررسی‌های صورت گرفته توسط شرکت آب منطقه‌ای ترتبت جام (۱۳۹۵)، ۱۲/۴ درصد از حجم کل تخلیه از سازند سخت، ۸۷/۵ درصد از سازند آبرفتی و ۱۸/۸ درصد از ارتفاعات منطقه رخ می‌دهد.

۲- هیدروژئولوژی آبخوان دشت فریمان-ترتبت جام
 آبخوان دشت فریمان-ترتبت جام یک آبخوان آزاد است که در دشتی آبرفتی واقع شده است. ترکیب سنگ بستر آبخوان دشت شامل شیل، مارن، سنگ‌آهک و سنگ‌های آتشفشانی با سن کرتاسه است. محدوده‌ی دشت فریمان-ترتبت جام محیط متخلخل مناسبی برای ذخیره و انتقال آب زیرزمینی می‌باشد. آبخوان اصلی دشت از سازندهای کواترنری تشکیل شده است که شامل نهشته‌های سیلابی واریزه‌ای و سنگ‌ریزه‌ای بسیار نفوذپذیر، پادگانه‌های قدیمی و پادگانه‌های جوان می‌باشد که عمدتاً از جنس ماسه‌ریزه، شیست، رس و کنگلومرا می‌باشند. بیشتر چاه‌های بهره‌برداری محدوده‌ی مورد مطالعه، در این واحدها حفر شده‌اند، که نشان‌دهنده پتانسیل بالای این رسوبات به لحاظ آبدهی است. شکل ۲ نشان می‌دهد که منحنی‌های تراز سطح آب زیرزمینی دشت فریمان-



شکل ۲. نقشه تراز سطح ایستابی آبخوان دشت فریمان- تربت جام در سال ۹۵

۳- مواد و روش‌ها

۳-۱- نمونه‌برداری، آماده‌سازی و تجزیه شیمیایی نمونه‌ها

در شهریور ۱۳۹۵ (فصل خشک)، تعداد ۲۶ ایستگاه نمونه‌برداری (شامل ۱ قنات و ۲۵ چاه با کاربری‌های مختلف کشاورزی، صنعت و شرب) بر اساس ارتباط با زمین‌های کشاورزی و مناطق مسکونی و نیز زمین‌شناسی منطقه، انتخاب شدند (شکل ۱). برای برداشت نمونه‌های آب، از بطری‌های نو پلی‌اتیلن ۱ لیتری استفاده شد. در هر ایستگاه ۳ بطری نمونه آب (یکی برای اندازه‌گیری کاتیون و آنیون‌های اصلی، یکی برای اندازه‌گیری عناصر بالقوه سمی و یکی برای اندازه‌گیری نیترات و TDS) برداشت شد. نمونه‌برداری در هر ایستگاه، ۲۰ تا ۳۰ دقیقه پس از شروع پمپاژ انجام گردید، تا نمونه گرفته شده از لحاظ کیفی معرف آبخوان باشد و میزان آلودگی به حداقل برسد. ظرف نمونه‌برداری چند بار با آب چاه شستشو داده شد و سپس کاملاً پر گردید. پارامترهای pH و EC در صحرا و به ترتیب با استفاده از دستگاه pH متر (مدل AZ inter face-8601) با دقت ۰/۰۱، و EC متر (مدل JENWAY-4510) با دقت ۰/۰۱ اندازه‌گیری شد. نمونه‌های برداشت شده در کمتر از ۴ ساعت به آزمایشگاه منتقل شده و تا هنگام انتقال به آزمایشگاه و آنالیز، در دمای ۴° C نگهداری شدند. نمونه‌ها ظرف مدت ۴۸ ساعت آماده‌سازی شده و توسط روش‌های

استاندارد آنالیز شدند. نمونه‌های آب برداشت شده برای آنالیز یون‌های اصلی نیاز به آماده‌سازی ندارند، اما به منظور اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی، ابتدا هر نمونه با صافی ۰/۴۵ میکرون فیلتر شد و سپس به منظور جلوگیری از تغییر در غلظت و لخته شدن عناصر، pH نمونه‌ها توسط اسید نیتریک ۱۰ درصد به کمتر از ۳ رسید. پس از افزودن اسید، نمونه‌ها ب توسط دستگاه ICP-OES آنالیز شد. به منظور ارزیابی صحت نتایج تجزیه‌ای، همراه با هر دسته ۵ تایی نمونه‌ها، یک نمونه تهی و یک نمونه با غلظت افزوده شده آنالیز شد، و همچنین غلظت عناصر در نمونه‌های مرجع استاندارد (SPEX series, SPEX CertiPrep, Metuchen, NJ., CLAS2-2Y, CLCA2-2Y, CLPB2-2Y, CLZN2-2Y) اندازه‌گیری شد. دقت آنالیزها با سه بار اندازه‌گیری هر عنصر در هر نمونه آب، نمونه تهی، و نمونه استاندارد (SPEX series) چک شد. از یک نمونه تکراری نیز برای چک کردن کنترل کیفیت آنالیز استفاده شد. غلظت یون‌های سدیم و پتاسیم توسط نورسنجی شعله‌ای، غلظت یون‌های بی‌کربنات، کلر و کلسیم و منیزیم توسط تیتراسیون، و غلظت سولفات و نیترات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری تعیین شد. جامدات حل شده کل و نیترات به ترتیب با استفاده از روش فیلتراسیون و روش اسپکتروفتومتری اندازه‌گیری شد. درصد خطای آنالیز یون‌های اصلی در هر نمونه آب از طریق رابطه ۱ تعیین شد (راویکومار و سوماشکار، ۲۰۱۱):

مقایسه با مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، ارائه شده است. مقدار مجاز pH برای مصارف شرب بین ۷/۵-۶/۵ و برای مصارف کشاورزی بین ۸/۵-۶/۵ است (WHO, 2011). گستره تغییرات pH در نمونه‌های آب منطقه مورد مطالعه بین ۸/۴-۷/۳ و میانگین آن ۷/۶ است. کمترین مقدار pH مربوط به نمونه ۲۵ و بیشترین مقدار آن نیز مربوط به نمونه ۲۱ است (شکل ۳ الف). نمونه‌های شماره ۱۵، ۱۶، ۱۹ و ۲۲ که از سازندهای آهکی تغذیه می‌شوند در مقایسه با سایر نمونه‌ها به طور نسبی دارای pH بالاتری می‌باشند. در محدوده شهر تربت‌جام و روستاهای اطراف احتمالاً به علت ورود آلایندهای شهری و تخلیه‌ی فاضلاب‌های خانگی، مقدار pH اندکی کاهش یافته است. هدایت الکتریکی به نوع و میزان یون‌های موجود در آب بستگی دارد و نشان‌دهنده‌ی توانایی آب برای انتقال جریان الکتریکی است. حد مطلوب این پارامتر برای آب آشامیدنی و کشاورزی به ترتیب ۵۰۰ و کمتر از ۳۰۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر است. گستره‌ی تغییرات هدایت الکتریکی در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۶۴۵-۴۱۴۰ با میانگین ۱۹۴۱/۳ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است. بیشترین مقدار هدایت الکتریکی مربوط به نمونه‌ی ۹ (منطقه تخلیه جریان)، و کمترین مقدار آن مربوط به نمونه‌ی ۲۴ است. به طور کلی میزان هدایت الکتریکی از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه افزایش یافته است (شکل ۳ ب)، که این امر ناشی از مدت زمان تماس بیشتر جریان آب زیرزمینی با واحدهای سنگی می‌باشد. نمونه‌های آب برداشت شده از چاه‌های منطقه تغذیه، به دلیل اینکه از سازندهای آهکی تغذیه می‌شوند، کیفیت بهتری از نظر هدایت الکتریکی دارند.

$$E = \left| \frac{(\sum cations - \sum anions)}{(\sum cations + \sum anions)} \right| \times 100 \quad (1)$$

درصد خطای آزمایش در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام کمتر از ۱۰ درصد به دست آمد، بنابراین صحت نتایج تجزیه شیمیایی قابل قبول است.

۳-۲- تجزیه و تحلیل داده‌ها

از روش‌های آماری چندمتغیره به طور گسترده در تحلیل‌های هیدروژئوشیمیایی، و به ویژه برای نشان دادن منشأ آلودگی‌ها استفاده شده است (روبیو و همکاران، ۲۰۰۰). در این پژوهش به منظور بررسی ارتباط میان یون‌ها، تعیین منشأ احتمالی آن‌ها و همچنین تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی در دشت فریمان-تربت‌جام، از روش‌های آماری چندمتغیره شامل محاسبه‌ی ضرایب همبستگی، تحلیل مؤلفه اصلی، و آنالیز خوشه‌ای سلسله مراتبی استفاده شد. این روش‌ها ابزارهای مفیدی برای بررسی تغییرات کیفیت آب، منشأ یون‌های حل شده و عوامل مؤثر بر تحرک و انتقال آن‌ها هستند (رافیک و همکاران، ۲۰۰۸؛ بو و همکاران، ۲۰۱۰؛ تیلی رلی، ۲۰۱۲). همچنین از شاخص کیفی آب (WQI) به عنوان یکی از مؤثرترین روش‌ها برای توصیف کیفیت آب و تعیین مناسب بودن آن استفاده شد.

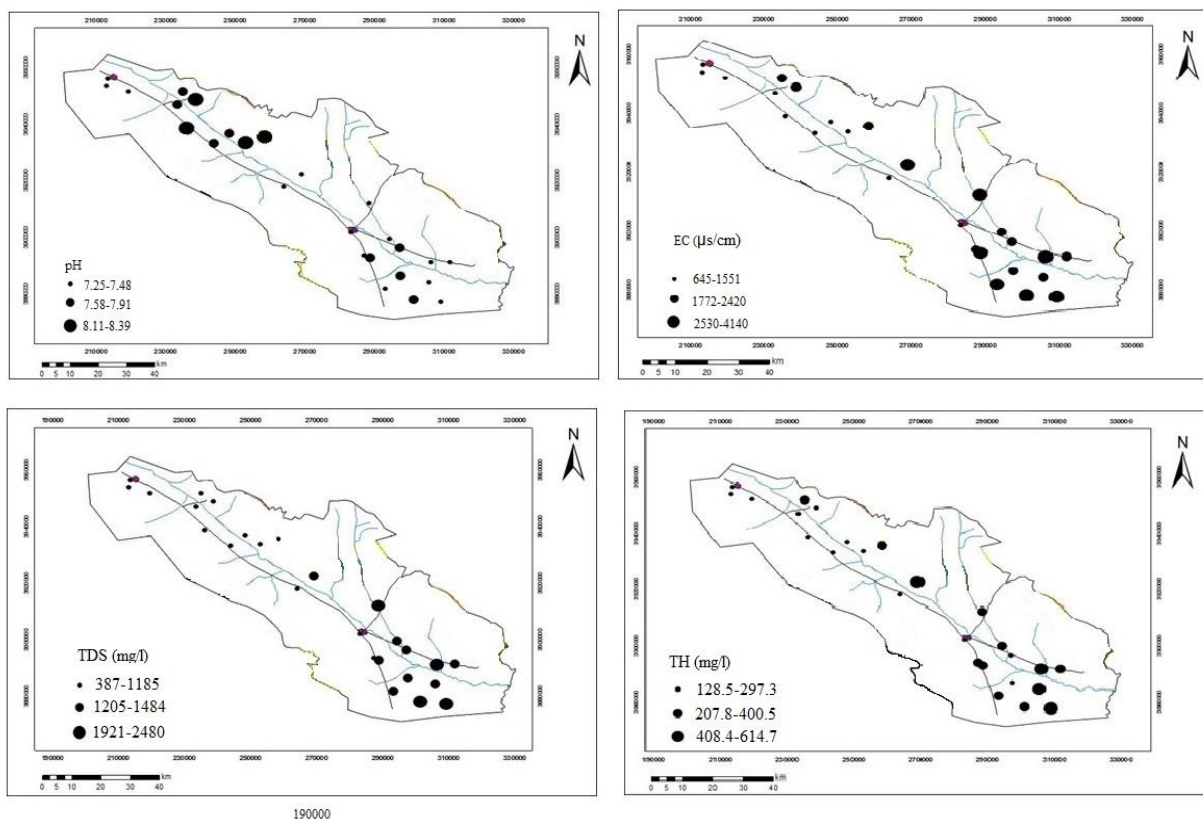
۴- نتایج و بحث

۴-۱- ویژگی‌های هیدرووشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه

در جدول ۱، آمار توصیفی مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی پارامترهای هیدرووشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه در

جدول ۱. آمار توصیفی مقادیر pH، EC، غلظت یون‌های اصلی، سختی کل در ۲۶ نمونه آب زیرزمینی و مقایسه آن‌ها با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، (EC بر حسب $\mu s/cm$ ، عمق بر حسب m و سایر پارامترها بر حسب mg/l). E درصد خطا است.

TH	HCO_3^-	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Mg^{2+}	K^+	Ca^{2+}	Na^{2+}	TDS	EC	pH	
۱۲۸/۸	۱۴۶/۴	۶	۳۵	۷۲	۱۸	۰/۷	۲۲	۴۰/۷	۳۸۷	۶۴۵	۷/۲	حداقل
۶۱۴/۷	۳۲۳/۳	۱۸/۶	۵۸۸	۷۱۸/۵	۷۹/۲	۳/۵	۱۳۶	۴۴۶/۶	۲۴۸۰	۴۱۴۰	۸/۳	حداکثر
۲۹۸/۲	۲۲۲/۱	۱۲/۱	۲۲۰/۳	۳۲۱/۷	۴۰/۲	۲/۱	۵۳	۲۵۰	۱۱۶۸	۱۹۴۱	۷/۶	میانگین
۱۲۵/۴	۴۵/۳	۳/۲	۱۴۶/۶	۱۸۹/۷	۱۸/۱	۰/۸	۲۷/۵	۱۳/۷	۵۷۶/۱	۹۱۳/۶	۰/۳	انحراف معیار
-	۵۰۰	۴۵	۲۵۰	۲۵۰	۵۰	۱۲	۷۵	۲۰۰	۵۰۰	۱۵۰۰	-۷/۵	استاندارد
											۶/۵	(WHO, 2011)



شکل ۳. نقشه پراکندگی مقادیر pH (الف)، هدایت الکتریکی (ب)، جامدات حل شده کل (ج) و سختی کل (د) در آبخوان فریمان- تربت جام

کل بالاتر از ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر هستند و از سوی دیگر، با توجه به زمین‌شناسی منطقه و دفع غیراصولی فاضلاب‌های شهری و روستایی، افزایش مقدار جامدات حل شده کل آب زیرزمینی در منطقه افزایش قابل توجهی است. رده‌بندی غلظت آب‌های زیرزمینی آورده شده است. بر طبق رده‌بندی جامدات حل شده کل (USGS, 2000)، ۱۵/۴ درصد نمونه‌ها، مناسب برای آشامیدن ($TDS < 500$)، ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها مجاز برای آشامیدن ($500 < TDS < 1000$) و ۶۱/۵ درصد از نمونه‌ها مناسب برای آبیاری ($1000 < TDS < 3000$) هستند. سختی کل توسط رابطه ۲ به دست می‌آید (تاد، ۱۹۸۰):

$$TH = 2.497(Ca^{2+}) + 4.115(Mg^{2+}) \quad (2)$$

بازه تغییرات سختی کل در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۱۲۸/۸-۶۰۰ با میانگین ۲۹۸/۲ میلی گرم بر لیتر است. با توجه به پراکندگی سختی کل (شکل ۳ د)، بیشترین مقدار این پارامتر مربوط به نمونه ۵ (۶۰۰ میلی گرم بر لیتر) و کمترین مقدار آن مربوط به نمونه ۲۳ (۱۲۸/۸ میلی گرم بر لیتر) می‌باشد. بر اساس رده‌بندی سختی کل (سایر و مکاری، ۱۹۶۷)، ۱۱/۵ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی با سختی

با توجه به رده‌بندی کیفیت آب بر مبنای هدایت الکتریکی (ساندرای و همکاران، ۲۰۰۹)، ۸۴/۶ درصد نمونه‌ها در رده هدایت الکتریکی بالا (۲۲۵۰-۷۵ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) و بسیار بالا (> 2250 میکروزیمنس بر سانتی‌متر) قرار داشته و برای مصارف شرب نامناسب هستند. جامدات حل شده کل شامل مواد معدنی، نمک‌ها، فلزات، کاتیون و آنیون‌ها، مولکول‌ها و ذرات جامد حل شده در آب می‌باشد. مقدار مجاز جامدات حل شده کل برای مصارف شرب ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر و برای مصرف کشاورزی کمتر از ۲۰۰۰ میلی گرم بر لیتر است (WHO, 2011). بازه‌ی تغییرات جامدات حل شده کل در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۸۷-۲۴۸۰ با میانگین ۱۱۶۸/۱ میلی گرم بر لیتر بوده، بیشترین مقدار آن مربوط به ایستگاه ۹ و کمترین مقدار آن مربوط به ایستگاه ۲۴ می‌باشد (شکل ۳ ج) بالاتر بودن میزان جامدات حل شده کل در نمونه‌های آب از ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر، نشان‌گر امکان رخداد فرآیندهایی مثل انحلال سنگ‌های تبخیری و کربنات‌ها و همچنین آلودگی آب است (هانسلو، ۱۹۹۵). با توجه به این‌که اکثر نمونه‌ها دارای جامدات حل شده‌ی

مجاز سختی برای مصارف شرب ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بنابراین جز ۳ نمونه (۱۴، ۲۲ و ۲۳)، سختی نمونه‌های مورد مطالعه بالاتر از حد مجاز است.

متوسط (TH < ۱۵۰) (۷۵ < TH < ۱۵۰)، ۳۸/۵ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی سخت (TH < ۳۰۰) (۱۵۰ < TH < ۳۰۰) و ۵۰ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی خیلی سخت (TH > ۳۰۰) قرار می‌گیرند (جدول ۲). طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، حد

جدول ۲. رده‌بندی آب‌های زیرزمینی بر اساس سختی کل (سایر و مکارتی، ۱۹۶۷)

سختی کل بر اساس میلی‌گرم بر لیتر CaCO ₃	رده‌بندی آب	شماره نمونه	درصد نمونه‌های مورد مطالعه در هر رده
TH < ۷۵	نرم	-	-
۷۵ < TH < ۱۵۰	سختی متوسط	۲۳، ۲۲، ۱۴	۱۱/۵
۱۵۰ < TH < ۳۰۰	سخت	۲۵، ۲۴، ۲۰، ۱۸، ۱۷، ۱۶، ۱۵، ۱۴، ۸، ۶	۳۸/۵
TH > ۳۰۰	خیلی سخت	F، ۲۱، ۱۳، ۱۲، ۱۱، ۱۰، ۹، ۷، ۵، ۴، ۳، ۲، ۱	۵۰

نمونه‌های مورد مطالعه بازه غلظت پتاسیم بین ۳/۵-۰/۸ و میانگین آن ۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. غلظت پتاسیم در طول مسیر جریان از (منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه) افزایش یافته است (شکل ۴ ب). بیشترین مقدار پتاسیم مربوط به نمونه ۵ است که از زمین‌های کشاورزی برداشته شده است، بنابراین ورود پساب کشاورزی در این ایستگاه عامل احتمالی بالا رفتن غلظت پتاسیم است. کمترین مقدار پتاسیم نیز مربوط به نمونه‌های ۲۳ و ۱ (۰/۷۸ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. حداکثر غلظت مجاز پتاسیم در آب‌های زیرزمینی برای مصارف شرب بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بر این اساس غلظت پتاسیم در همه‌ی نمونه‌ها کمتر از حد استاندارد می‌باشد.

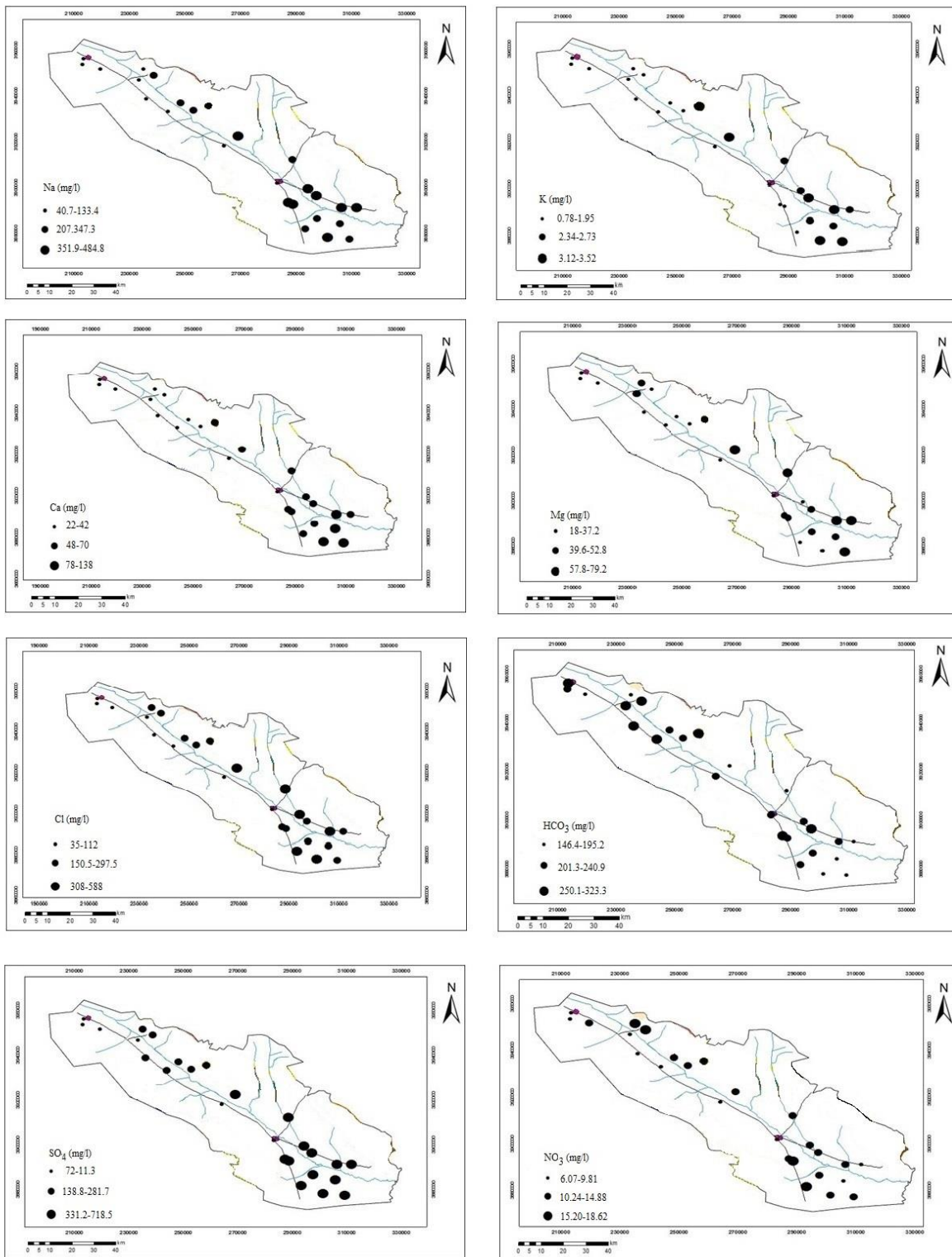
غلظت کلسیم در آب عمدتاً در اثر انحلال کانی‌های کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت)، کانی‌های تبخیری (ژیپس و انیدریت)، و تا حد کمتر کانی‌های سیلیکاته (فلدسپات‌های کلسیک، انورتیت و پیروکسن) افزایش می‌یابد (هانسلو، ۱۹۹۵). همچنین رخداد فرآیند تبادل یونی معکوس باعث افزایش غلظت کلسیم آب می‌شود. بازه‌ی تغییرات کلسیم در نمونه‌های آب منطقه بین ۱۳۶-۲۲ و میانگین آن ۵۳/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین غلظت کلسیم در ایستگاه ۹ (واقع در منطقه تخلیه) و کمترین غلظت این یون در ایستگاه ۲۳ (واقع در منطقه تغذیه) مشاهده می‌شود (شکل ۴ ج). غلظت کلسیم در جهت جریان روند افزایشی نشان می‌دهد، که احتمالاً ناشی از انحلال کانی‌های کلسیت، دولومیت و ژیپس می‌باشد. میزان مجاز کلسیم برای مصارف شرب بر اساس استاندارد

سدیم یون غالب در میان کاتیون‌هاست و در اکثر آب‌های طبیعی حضور دارد. از جمله منابع آلودگی انسان‌زاد سدیم، می‌توان به آب برگشتی کشاورزی اشاره کرد. منشأهای طبیعی سدیم شامل بارش، انحلال کانی‌ها و کانی‌های سیلیکاته، نفوذ آب دریا و شورابه‌های عمیق حوضه‌ای، و فرایند تبادل یون (نرم شدن طبیعی آب) می‌باشد. غلظت سدیم در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۴۶۴/۶-۴۰/۷ با میانگین ۲۵۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است (شکل ۴ الف). بیشترین غلظت سدیم مربوط به ایستگاه ۳ واقع در منطقه تخلیه، و کمترین مقدار آن در ایستگاه ۲۴ واقع در منطقه تغذیه است. افزایش میزان سدیم در طول مسیر جریان آب زیرزمینی ناشی از انحلال سازندهای تبخیری، و افزایش زمان ماندگاری آب می‌باشد. نفوذ فاضلاب از مناطق مسکونی و ورود پساب‌های کشاورزی نیز در برخی از ایستگاه‌ها، می‌تواند باعث افزایش غلظت یون سدیم شود. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حداکثر میزان سدیم برای مصارف شرب ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس ۶۵/۳ درصد از نمونه‌ها بالاتر از این مقدار قرار می‌گیرند.

انحلال فلدسپات‌های پتاسیک (اورتوز، میکروکلین، ساندین، لوسیت) و سیلویت، از منابع پتاسیم در آب است (هانسلو، ۱۹۹۵)، با این حال چون کانی‌های فلدسپات پتاسیم در برابر هوازگی مقاوم‌اند، پتاسیم زیادی وارد آب نمی‌کنند و غلظت پتاسیم در آب‌ها معمولاً پایین است. منابع انسان‌زاد یون پتاسیم شامل استفاده از کودها (شیمیایی و آلی) و نشت فاضلاب در نواحی شهری و روستایی است (مه‌دی‌زابل و استایفزند، ۲۰۰۹). در

از حد استاندارد است و نشان‌دهنده‌ی تأثیر انحلال کلسیت و دولومیت در طول جریان می‌باشد.

سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت کلسیم در ایستگاه‌های ۳، ۵ و ۹ (به ترتیب ۹۶، ۱۱۶ و ۱۳۶ میلی‌گرم بر لیتر) بالاتر



شکل ۴. نقشه پراکندگی یون‌های اصلی و نیترات در آبخوان فریمان-تربت جام

بخش‌هایی از دشت که سازندهای آهکی رخنمون دارند بالاتر است، بنابراین، احتمالاً انحلال کانی‌های کربناتی در دو سمت حوضه، باعث آزاد شدن یون بی‌کربنات به درون آبخوان شده است. حد مجاز بی‌کربنات در آب آشامیدنی ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2011)، بنابراین غلظت بی‌کربنات در همه‌ی نمونه‌ها در محدوده مجاز قرار دارد. مهم‌ترین منشأهای سولفات عبارتند از انحلال ژئیس، اکسیداسیون مواد آلی گوگرددار، مصرف کودهای شیمیایی سولفات و فعالیت‌های آتشفشانی (کربنات کومار و همکاران، ۲۰۱۵). بازه‌ی غلظت سولفات در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۷۲-۷۱۸/۵ و میانگین آن ۳۲۱/۷ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت سولفات مربوط به نمونه ۵ (منطقه‌ی تخلیه) و کمترین غلظت این یون مربوط به نمونه ۲۴ (منطقه تغذیه جریان) است (شکل ۴ ز). بنابراین غلظت سولفات نیز در انتهای مسیر جریان آب زیرزمینی (منطقه تخلیه جریان) افزایش یافته است، که ناشی از انحلال سازندهای ژئوسی و مارنی در جنوب شرقی منطقه، نفوذ سولفات از طریق آبشویی کودهای شیمیایی و نفوذ فاضلاب‌های خانگی به آبخوان است. حد مطلوب غلظت سولفات برای مصارف شرب ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد (WHO, 2011)، بنابراین در ۵۵٪ از نمونه‌ها، غلظت سولفات بالاتر از این حد می‌باشند.

نیترا ت از مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی است (سوتار، ۲۰۰۹) که در اثر فعالیت کشاورزی و استفاده از کودهای نیتروژن‌دار، آبیاری زمین توسط پساب، نفوذ فاضلاب‌های شهری و صنعتی، شیرابه زباله‌های جامد و فضولات حیوانی وارد آب‌های زیرزمینی می‌شود (ناس و برکتی، ۲۰۰۶). عوامل طبیعی نیز ممکن است غلظت نیترا ت را تحت تأثیر قرار دهند (لیو و همکاران، ۲۰۰۳)، برای مثال، فرآیند نیترا ت‌زدایی از طریق جذب NH_4^+ موجود در آب بر روی کانی‌های رسی (مانند کائولینیت و مونت‌موریلونیت)، باعث کاهش نیترا ت آب می‌شود (کومار و ریاض‌الدین، ۲۰۱۲). گستره‌ی غلظت نیترا ت در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۱۸/۳-۶/۱ و میانگین آن ۱۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین غلظت نیترا ت مربوط به ایستگاه ۲۰ و کمترین غلظت آن مربوط به ایستگاه ۲۴ می‌باشد (شکل ۴ ح). با توجه به کشت گندم در دشت فریمان- تربت‌جام استفاده از کودهای نیتروژنه بسیار بالا است. نیتروژن موجود در کودهای نیترا ت در خاک به

مهم‌ترین منبع منیزیم، انحلال دولومیت و همچنین انحلال کانی‌های سیلیکاته (مثل آمفیبول و میکا) است (دوتچ، ۱۹۹۷). بازه‌ی غلظت منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۱۸-۷۹/۲ و میانگین آن ۴۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین مقدار منیزیم مربوط به نمونه‌ی ۵ (واقع در منطقه‌ی تخلیه‌ی جریان آبخوان دشت) است (شکل ۴ د). همانند کلسیم، غلظت منیزیم نیز در منطقه‌ی تخلیه جریان آبخوان (جنوب شرق) افزایش یافته است، این امر احتمالاً نشان‌دهنده‌ی منشأ مشترک این دو یون در آب زیرزمینی دشت تربت‌جام-فریمان است. کمترین غلظت منیزیم مربوط به نمونه‌های ۲۳ و ۱۴ و بیشترین غلظت آن در نمونه‌های برداشت شده از بخش‌های جنوب شرقی و شرق دشت (رخنمون تشکیلات آهکی و دولومیتی) مشاهده می‌شود، که احتمالاً ناشی از انحلال دولومیت است. حد مجاز غلظت منیزیم ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر برای مصارف شرب است (WHO, 2011)، بر این اساس ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها بالاتر از این مقدار قرار می‌گیرند.

مهم‌ترین منشأ کلر در آب‌های زیرزمینی، انحلال کانی‌های تبخیری به ویژه هالیت است. همچنین نفوذ آب دریا، افشانه‌های دریایی، شورابه‌های عمیق حوضه‌ای، تخلیه فاضلاب‌های شهری، صنعتی و خانگی نیز می‌توانند از منشأهای اصلی کلر باشند (هم، ۱۹۸۹). بازه‌ی تغییرات کلر در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۵-۵۸۸ و میانگین آن ۲۲۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین مقدار کلر در ایستگاه ۱۳ مشاهده می‌شود که در پایین دست واحدها و تشکیلات آهکی و مارنی واقع شده است (شکل ۴ ه). کمترین غلظت یون کلر در ایستگاه‌های ۲۵ و ۲۴ مشاهده می‌شود. افزایش غلظت کلر در نمونه‌های آب زیرزمینی نیز ناشی از انحلال سازندهای تبخیری و یا نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان است. حد مطلوب غلظت کلر برای مصارف شرب ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2011)، بنابراین ۳۴/۶ درصد از نمونه‌ها دارای غلظتی بالاتر از استاندارد مصارف شرب می‌باشند.

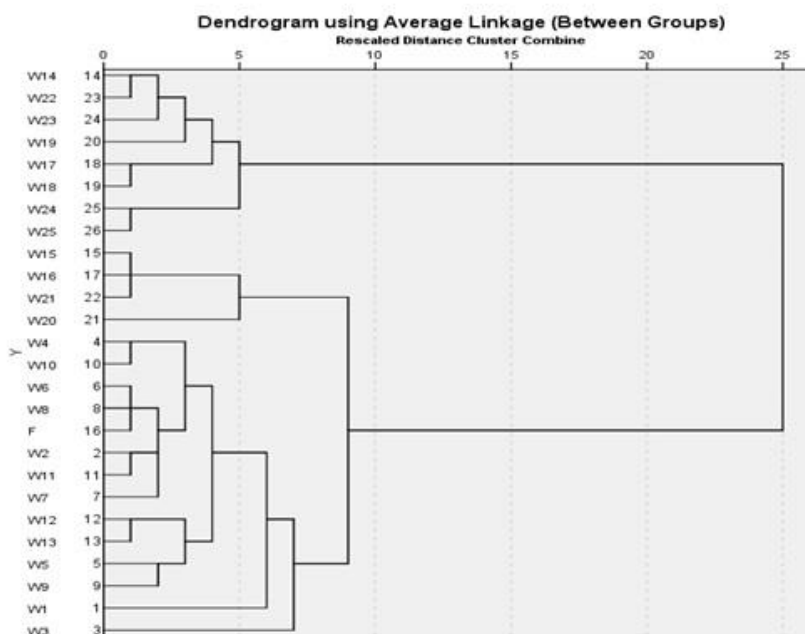
مهم‌ترین منبع بی‌کربنات انحلال کانی‌های کربناته می‌باشد (هانسلو، ۱۹۹۵). بازه‌ی تغییرات غلظت بی‌کربنات در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۲۳/۳-۱۴۶/۴ و میانگین آن ۲۲۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت یون بی‌کربنات در ایستگاه ۷ و کمترین مقدار آن در ایستگاه ۵ مشاهده می‌شود (شکل ۴ و). غلظت یون بی‌کربنات در

تحلیل خوشه‌بندی سلسله مراتبی یکی از پرکاربردترین روش‌ها در علوم زمین است (تیلی‌رلی، ۲۰۱۲) و روش مناسبی برای تحلیل داده‌های کیفی آب می‌باشد. این روش، گروه‌بندی نمونه‌ها بر حسب منشأ و ویژگی‌های هیدروشیمیایی را امکان‌پذیر می‌سازد و در مطالعات هیدروژئوشیمیایی دارای اهمیت خاصی است. خوشه‌بندی سلسله مراتبی نمونه‌های مورد مطالعه نشان‌دهنده‌ی دو خوشه اصلی A و B می‌باشد. با توجه به شکل ۵، ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳ و F (زیرخوشه A1) دارای تغییرات مشابه در غلظت پارامترهای هیدروشیمیایی و یون‌های اصلی هستند. این ایستگاه‌ها در منطقه تخلیه آبخوان قرار دارند. ایستگاه‌های ۱۵، ۱۶، ۲۰ و ۲۱ (زیرخوشه A2) نیز دارای تغییرات مشابهی می‌باشند. این ایستگاه‌ها تحت تأثیر زمین‌شناسی و فعالیت‌های کشاورزی در منطقه قرار دارند و تغییرات مشابهی را از نظر غلظت پارامترهای هیدروشیمیایی و یون‌های اصلی دارا هستند. ایستگاه‌های ۱۴، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۲، ۲۳، ۲۴ و ۲۵ (خوشه B) در منطقه تغذیه آبخوان واقع شده‌اند و تغییرات مشابهی را از نظر پارامترهای هیدروشیمیایی و یون‌های اصلی دارند، بنابراین در یک خوشه قرار می‌گیرند. این ایستگاه‌ها بیشتر تحت تأثیر نشت فاضلاب شهری و روستایی و پساب‌های کشاورزی می‌باشند.

اشکال مختلف مانند نیترات که بسیار محلول است و به راحتی در دسترس گیاه قرار می‌گیرد، تبدیل می‌شود (سوتار، ۲۰۰۹). به طور کلی منشأ نیترات در آب‌هایی که غلظت این یون در آن‌ها بیش از ۱۳ میلی‌گرم بر لیتر باشد، انسان‌زاد در نظر گرفته می‌شود (بوکرت و کولپین، ۱۹۹۳). بر این اساس ۳۸/۵ درصد نمونه‌ها (۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۴، ۱۵، ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۱ و ۲۲) به وسیله‌ی فعالیت‌های انسان به‌ویژه فعالیت‌های کشاورزی آلوده شده‌اند که این نمونه‌ها از مناطق با توسعه فعالیت‌های کشاورزی و مراکز جمعیتی برداشت شده‌اند. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011)، حد مجاز نیترات برای مصارف شرب ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس، تمام نمونه‌های مورد مطالعه غلظتی پایین‌تر از این مقدار دارند و در نتیجه، خطر آلودگی نیترات در آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام وجود ندارد.

۴-۲- خوشه‌بندی سلسله مراتبی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

تحلیل خوشه‌ای شامل تعدادی روش و الگوریتم‌های مختلف بوده که به منظور گروه‌بندی داده‌های آماری مشابه و متفاوت و قرارگیری آن‌ها در گروه‌های مناسب به کار می‌رود. داده‌های مربوط به یک گروه دارای بیش‌ترین درجه شباهت خواهند بود، به عبارت دیگر در هر خوشه حداکثر شباهت و در بین خوشه‌ها حداکثر تفاوت وجود خواهد داشت. تکنیک‌های خوشه‌بندی مختلفی وجود دارد که

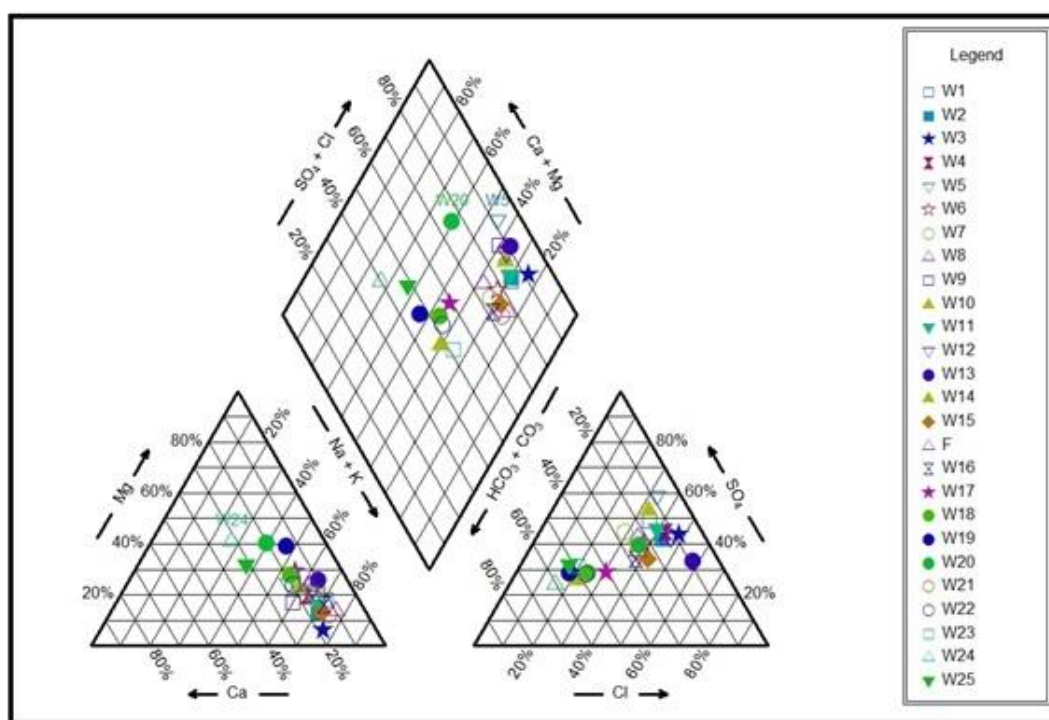


شکل ۵. خوشه‌بندی سلسله مراتبی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در آبخوان فریمان-تربت‌جام

۳-۴- تعیین تیپ و رخساره‌ی هیدروشیمیایی نمونه‌های آب

به منظور مشخص کردن تیپ و رخساره‌ی نمونه‌های آب از نمودارهای پایپر و دروو استفاده شد (عطا و یعقوب، ۲۰۱۵؛ کریشنا کومار و همکاران، ۲۰۱۵). بر اساس موقعیت نمونه‌ها بر روی نمودار پایپر (شکل ۶)، تیپ و رخساره آب در ابتدای دشت (منطقه تغذیه آبخوان) بی‌کربناته سدیک، در طول مسیر جریان کلروره سدیک و در انتهای دشت (منطقه تخلیه آبخوان)، سولفات سدیک می‌باشد. بی‌کربناته بودن تیپ آب در منطقه تغذیه احتمالاً به دلیل انحلال سازندهای آهکی و دولومیتی؛ سدیک بودن رخساره‌ی آب در تمام منطقه ناشی از انحلال سازندهای

تبخیری و شیلی؛ و سولفات بودن تیپ آب در منطقه تخلیه ناشی از انحلال سازندهای ژئوسپی است. نمونه‌هایی که غنی از کلر و سولفات می‌باشند (۲، ۱، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۴، ۱۵، ۲۰) آب‌های نسبتاً شور با سختی دائم هستند. نمونه‌های ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۱، ۲۲، ۲۳، ۲۴، ۲۵، F در قسمت میانی نمودار قرار گرفته‌اند، و موقعیت قرارگیری آن‌ها نشان‌دهنده رخداد فرآیند مخلوط‌شدگی است. با توجه به نمودار دورو (شکل ۷)، یون‌های سدیم و سولفات در آب غالب بوده و فرآیندهای انحلال و مخلوط‌شدگی، عوامل اصلی کنترل‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی آب دشت فریمان-تربت جام هستند.



شکل ۶. نمودار پایپر آب‌های زیرزمینی آبخوان فریمان-تربت جام

۴-۴- فرآیندهای کنترل‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب

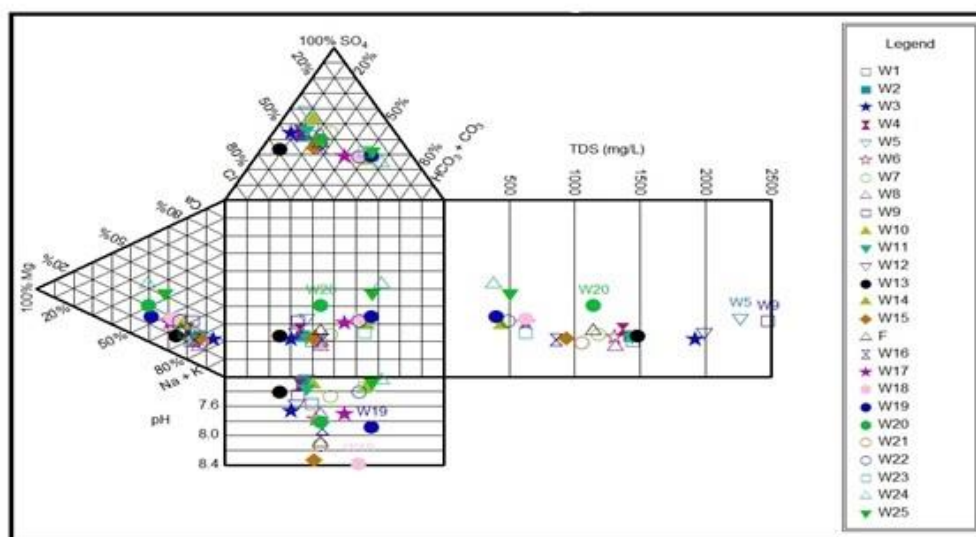
به منظور بررسی فرآیندهای هیدروشیمیایی کنترل‌کننده‌ی ترکیب نمونه‌های آب از محاسبه شاخص اشباع، نسبت‌های یونی، و نمودارهای پراکندگی، ضرایب همبستگی و تحلیل مؤلفه اصلی استفاده شد. شاخص اشباع با استفاده از رابطه ۳ محاسبه می‌شود:

$$SI = \log \frac{IAP}{K_t} \quad (3)$$

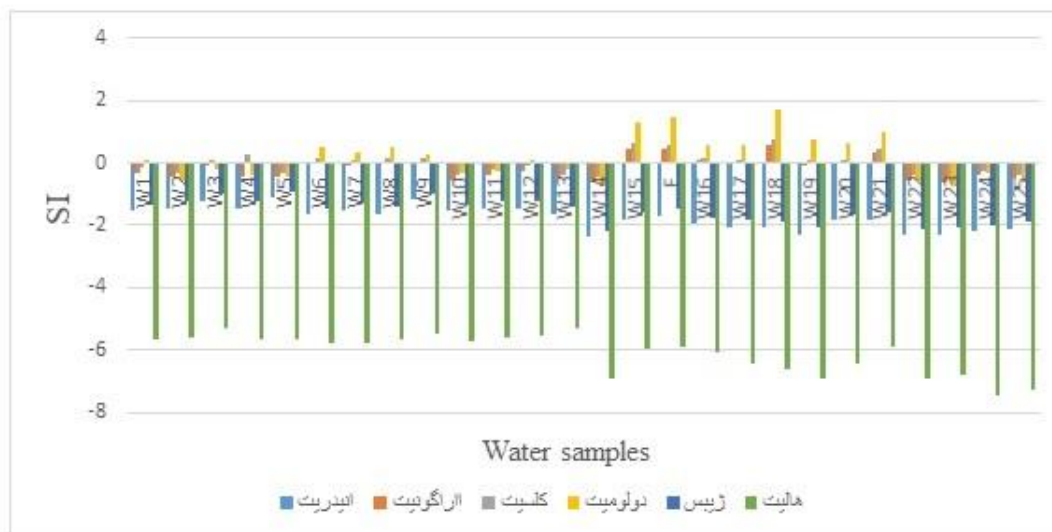
در این رابطه IAP حاصل‌ضرب فعالیت یون و K_t ثابت انحلال است. اگر مقدار SI برابر با صفر باشد یعنی آب نسبت به فاز جامد حالت اشباع دارد. SI مثبت نشان‌دهنده‌ی فوق‌اشباع بودن آب نسبت به یک کانی و تمایل به ته‌نشینی آن و منفی بودن این شاخص نشان‌دهنده‌ی تحت‌اشباع بودن آب نسبت به یک کانی و تمایل به انحلال آن کانی است (جلالی، ۲۰۰۹). در شکل ۸، شاخص اشباع کانی‌های انیدریت، آراگونیت، کلسیت،

در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه ایفا می‌کنند. شاخص اشباع کانی‌های انیدریت، ژپس و هالیت منفی است که نشان‌دهنده‌ی تحت‌اشباع بودن آب زیرزمینی نسبت به این کانی‌ها و قابلیت انحلال این کانی‌ها در نمونه‌های مورد مطالعه است.

دولومیت، ژپس و هالیت برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام نشان داده شده است. با در نظر گرفتن خطای ± 0.05 می‌توان گفت که نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های آراگونیت، کلسیت و دولومیت حالت اشباع دارند و انحلال این کانی‌ها نقش تعیین‌کننده‌ی را



شکل ۷. نمودار دورو آب‌های زیرزمینی آبخوان فریمان- تربت جام



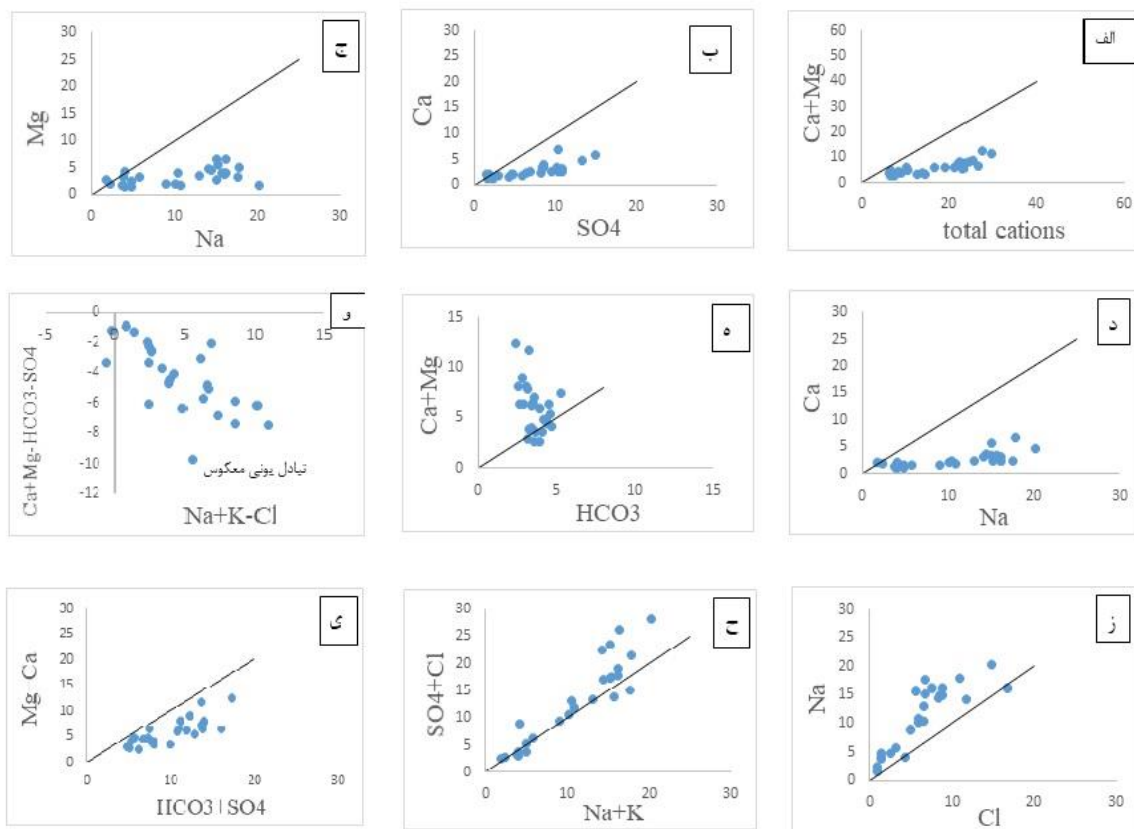
شکل ۸. شاخص اشباع کانی‌ها در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام

انحلال هالیت را برای نمونه‌های آب زیرزمینی تأیید می‌کند. شکل ۹ بیانگر آن است که منشأ دیگری برای سولفات (علاوه بر انحلال ژپس) وجود دارد، بنابراین عامل تبخیر و یا منابع انسان‌زاد از مهم‌ترین عوامل افزایش غلظت سولفات در نمونه‌های مورد مطالعه است. نسبت $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}}$ برای نمونه‌های آب زیرزمینی کمتر از 0.5 است، که بیان‌گر

شکل ۹ نمودارهای پراکندگی یون‌های اصلی موجود در آبخوان فریمان- تربت جام را نشان می‌دهد. شکل ۹ الف نشان می‌دهد که غلظت یون سدیم نسبت به کلسیم و منیزیم در نمونه‌های آب بالاتر می‌باشد که با توجه به مقادیر منفی شاخص اشباع کانی‌های هالیت در نمونه‌های آب و همچنین بیشتر بودن مقادیر نسبت $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ از 0.5

از انحلال کربنات‌ها ایجاد شده‌اند. با توجه به حضور واحدهای تبخیری در منطقه، این کاتیون‌ها احتمالاً از هوازگی ژپیس یا از طریق فرآیند تبادل یونی معکوس وارد آب زیرزمینی شده‌اند. همچنین تعدادی از نمونه‌ها روی خط تعادل و نزدیک به آن قرار می‌گیرند که نشان‌دهنده نقش انحلال کربنات‌ها برای تأمین این یون‌ها در نمونه‌های آب می‌باشد. شکل ۹ و نشان می‌دهد که در تمام نمونه‌های آب، فرآیند تبادل یونی معکوس رخ داده است، که سبب افزایش مقدار یون‌های کلسیم و منیزیم شده است. شکل ۹ ز مؤید فراوانی کاتیون سدیم در آب زیرزمینی و ورود آن از منبعی غیر از انحلال کانی‌های تبخیری (مانند هالیت) می‌باشد، که فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی را می‌توان به عنوان مهم‌ترین منبع غیر از انحلال هالیت در نظر گرفت.

منشأهایی به جز انحلال ژپیس (مانند تبادل یونی معکوس و رسوب کلسیت) می‌باشد. شکل ۹ ج، نشان می‌دهد غلظت یون سدیم نسبت به منیزیم در آب زیرزمینی بالاتر می‌باشد که ناشی از انحلال هالیت می‌باشد. منفی بودن شاخص اشباع کانی هالیت و کمتر بودن مقادیر نسبت $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ از ۰/۵ برای نمونه‌های آب، مؤید فرآیند انحلال هالیت می‌باشد. بر اساس شکل ۹ د، غلظت یون سدیم نسبت به کلسیم در نمونه‌های مورد مطالعه بالاتر است. با توجه به شواهد موجود مبنی بر رخداد تبادل یونی معکوس، احتمالاً انحلال هالیت نقش اصلی را در بالا بودن غلظت سدیم داراست. شکل ۹ ه، بیان‌گر فراوانی کاتیون‌های کلسیم و منیزیم نسبت به یون‌های بی‌کربنات در آب زیرزمینی می‌باشد، بنابراین کلسیم و منیزیم از منبعی غیر



شکل ۹. نمودارهای ترکیبی یون‌های اصلی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام

می‌باشد. با توجه به اینکه این که اکثر ایستگاه‌ها در پایین دست روستاها و مناطق مسکونی واقع شده‌اند، احتمالاً نشأت فاضلاب‌های خانگی باعث افزایش غلظت کلر در این نمونه‌ها شده است. در شکل ۹ ح، نمودار پراکندگی مجموع

چند نمونه روی خط تعادل قرار می‌گیرند که بیان‌گر در تعادل بودن یون سدیم و کلر است. همچنین مقدار نسبت یونی $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ در این نمونه‌ها بیشتر از ۰/۵ می‌باشد که این امر بیان‌گر منبع دیگری جز انحلال هالیت برای کلر

هالیت می‌باشد. همچنین همبستگی پایین نیترات با کلسیم ($r=0/314$)، منیزیم ($r=0/81$) و پتاسیم ($r=0/209$)، نشان‌دهنده منشأ متفاوت این یون و نقش فعالیت‌های انسانی در افزایش غلظت نیترات در برخی از ایستگاه‌ها می‌باشد. همبستگی خوب بی‌کربنات با pH ($r=0/404$)، نشان‌دهنده تأثیر pH بر بالارفتن غلظت بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی مورد مطالعه است.

تحلیل مؤلفه‌ی اصلی یک روش آماری چندمتغیره است که ارتباط بین نمونه‌ها و متغیرها را بیان می‌کند (منکیو و ماسپلا، ۲۰۰۸). این روش بر روی داده‌های نرمال شده انجام می‌گیرد و پس از مرتب‌سازی داده‌هایی که بیش‌ترین همبستگی را از میان داده‌ها دارند، مؤلفه‌ی اصلی با مقادیر ویژه بیشتر از یک استخراج می‌شود. سپس هر مؤلفه، حول محورهای مختصات چرخش داده می‌شود. این روش برای مطالعات رخساره هیدروشیمیایی و تعیین منشأ آن‌ها، مطالعات آلودگی آب‌های زیرزمینی و شناسایی فرآیندهای طبیعی و انسان‌زاد مؤثر بر آن‌ها، به کار برده می‌شود (دراگون، ۲۰۰۶).

بر طبق نتایج به دست آمده از به‌کارگیری روش تحلیلی مؤلفه‌ی اصلی بر روی نمونه‌های مورد مطالعه، ۱۰ مؤلفه از مجموعه‌ی داده‌ها استخراج شد که پس از چرخش این مؤلفه‌ها به روش Varimax، تعداد ۲ مؤلفه دارای مقادیر ویژه بالاتر از یک، به دست آمد (شکل ۱۰).

بر اساس آنالیز مؤلفه اصلی، مؤلفه اول ۵۹ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت بین سدیم، منیزیم، کلسیم، پتاسیم، کلر و سولفات وجود دارد، که بیان‌گر منشأ مشترک آن‌ها (انحلال تبخیری‌ها و فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی) در آب زیرزمینی منطقه می‌باشد. همچنین بارگذاری منفی و بالایی میان pH و این پارامترها وجود دارد، که نشان‌دهنده تأثیر معکوس افزایش pH بر مقدار این پارامترها در منابع آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه می‌باشد (جدول ۴). مؤلفه دوم ۴۱ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه بارگذاری مثبت و بالایی بین بی‌کربنات و نیترات با pH وجود دارد، که بیان‌گر نقش pH در بالا رفتن میزان بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام می‌باشد.

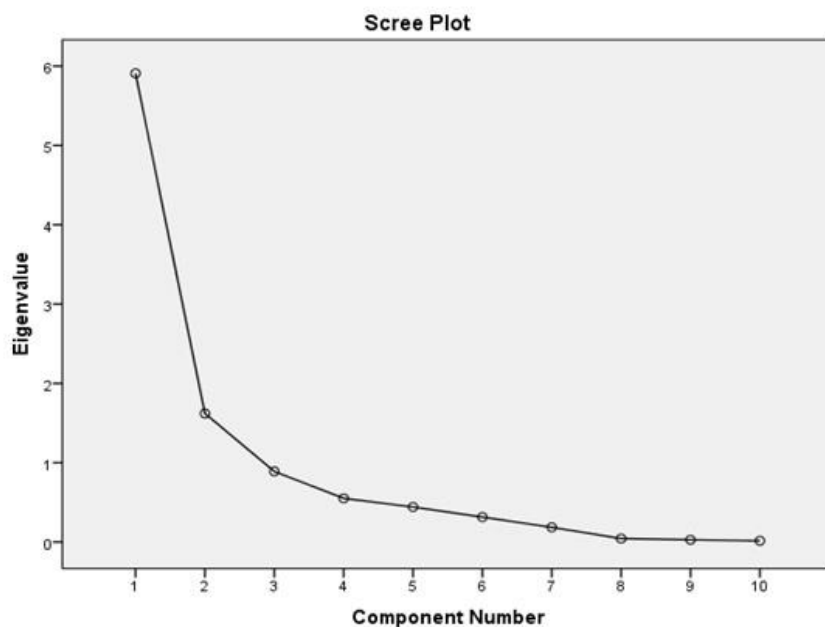
غلظت سدیم و پتاسیم در برابر مجموع غلظت سولفات و کلر رسم شده است. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود، که اکثر نمونه‌ها روی خط تعادل (۱:۱) یا بالای آن قرار می‌گیرند. این امر بیان‌گر فراوانی آنیون‌های سولفات و کلر در آب زیرزمینی و منبعی غیر از انحلال کانی‌های تبخیری برای آنیون‌ها می‌باشد. با توجه به اینکه این ایستگاه‌ها در پایین‌دست مناطق مسکونی واقع شده‌اند، احتمالاً نشت فاضلاب خانگی باعث افزایش این آنیون‌ها در آب شده است. در شکل ۹، نمودار پراکندگی مجموع بی‌کربنات و سولفات در برابر مجموع منیزیم و کلسیم رسم شده است. با توجه به این شکل تمام نمونه‌ها زیر خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند که این امر بیان‌گر افزایش میزان بی‌کربنات و سولفات نسبت به کلسیم و منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه است. با توجه به موارد ذکر شده قبلی، احتمالاً انحلال ژئوپس، انیدریت و کلسیت و همچنین نفوذ فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی منبع اصلی دو آنیون سولفات و کلر در مقایسه با کلسیم و منیزیم در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد. از روش همبستگی پیرسون برای توصیف رابطه بین پارامترهای هیدروشیمیایی استفاده گردید. پارامترهایی که $r > 0/7$ نشان می‌دهند به صورت همبستگی قوی، $0/5 < r < 0/7$ همبستگی متوسط و $r < 0/5$ همبستگی ضعیف در نظر گرفته می‌شوند (اوینام و همکاران، ۲۰۱۲). ضریب همبستگی بین پارامترها در نمونه‌های مورد بررسی در اکثر موارد مثبت و در بیشتر موارد بالاتر از ۰/۵ می‌باشد (جدول ۳). همبستگی قوی بین سدیم و کلر ($r=0/936$) و سدیم و سولفات ($r=0/943$)، را می‌توان به انحلال هالیت و آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی نسبت داد (سریواستاوا و راماناتام، ۲۰۰۷). همبستگی قوی بین پتاسیم و کلسیم ($r=0/718$) نشان‌دهنده منشأ مشترک این دو و فرایند انحلال کربنات‌ها می‌باشد. همبستگی قوی بین سولفات و کلر ($r=0/949$)، نشان‌دهنده منشأ مشترک (انحلال سازنده‌های تبخیری و نشت فاضلاب‌های خانگی) برای این دو آنیون می‌باشد (هلنا و همکاران، ۲۰۰۰). همبستگی مثبت و خوب بین کلسیم و منیزیم ($r=0/567$)، کلسیم و سدیم ($r=0/690$)، کلر و کلسیم ($r=0/542$)، سولفات و منیزیم ($r=0/622$) و سولفات و کلسیم ($r=0/811$)، بیان‌گر منشأ مشترک این یون‌ها و رخداد انحلال کربنات‌ها و

جدول ۳. ضریب همبستگی پیرسون برای نمونه‌های مورد مطالعه

	Na	Mg	Ca	K	Cl	HCO ₃	SO ₄	EC	pH	NO ₃
Na	۱									
Mg	۰/۴۶۲*	۱								
Ca	۰/۶۹۰**	۰/۵۶۷**	۱							
K	۰/۵۷۳**	۰/۵۲۶**	۰/۷۱۸**	۱						
Cl	۰/۹۳۶**	۰/۵۴۲**	۰/۷۳۹**	۰/۶۸۸**	۱					
HCO ₃	-۰/۲۴۹	-۰/۲۳۷	-۰/۴۴۱*	-۰/۲۷۶	۰/۳۹۰*	۱				
SO ₄	۰/۹۴۳**	۰/۶۲۲**	۰/۸۱۱**	۰/۶۶۳**	۰/۹۴۹**	-۰/۳۸۰	۱			
EC	۰/۸۹۴**	۰/۵۹۵**	۰/۸۴۷**	۰/۶۹۱**	۰/۹۳۵**	-۰/۴۵۷*	۰/۹۶۵**	۱		
pH	-۰/۰۲	-۰/۲۴۵	-۰/۲۸۴	-۰/۰۱۱	۰/۵۵	۰/۴۰۴*	-۰/۰۷۷	-۰/۱۰۲	۱	
NO ₃	۰/۵۳۷**	۰/۰۸۱	۰/۳۱۴	۰/۲۰۹	۰/۶۰۳**	-۰/۱۴۳	۰/۵۴۱**	۰/۵۴۱**	۰/۳۳۱**	۱

*Correlation is significant at the 0/05 level (2-tailed)

** Correlation is significant at the 0/01 level (2-tailed)



شکل ۱۰. مؤلفه‌های استخراج شده در روش PCA برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام

جدول ۴. بارگذاری متغیرها در تحلیل مؤلفه اصلی

	مؤلفه		
	۱	۲	۳
Na	۰/۹۰۲	۰/۱۹۹	-۰/۰۰۳
Mg	۰/۶۵۱	-۰/۳۱۵	۰/۴۴۶
Ca	۰/۸۶۹	-۰/۲۳۲	۰/۰۵۶
K	۰/۷۵۵	-۰/۰۶۶	۰/۳۴۹
Cl	۰/۹۵۷	۰/۱۸۸	-۰/۰۳۸
HCO ₃	-۰/۴۶۵	۰/۴۸۶	۰/۶۰۶
SO ₄	۰/۹۷۶	۰/۰۶۹	۰/۰۱۰
EC	۰/۹۷۹	۰/۰۲۶	-۰/۰۵۳
pH	-۰/۱۱۲	۰/۸۷۸	۰/۱۶۲
NO ₃	۰/۵۳۷	۰/۶۱۳	-۰/۴۱۱

سدیم استفاده شد. شاخص شوری از طریق رابطه ۴ به دست می‌آید (سرینیواس و همکاران، ۲۰۱۳):

$$Na\% = \frac{(Na^+ + K^+)}{(Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+})} \times 100 \quad (4)$$

حد مجاز سدیم در آب زیرزمینی ۶۰ درصد می‌باشد. بر طبق رده‌بندی درصد سدیم (ویلکاکس، ۱۹۹۵)، اکثر نمونه‌های آب در رده مجاز تا مشکوک (درصد سدیم بین ۴۰ تا ۸۰) قرار می‌گیرند. نمونه‌های متعلق به رده خوب (درصد سدیم بین ۲۰ تا ۴۰)، در منطقه تغذیه آبخوان قرار دارند و هر چند از داخل منطقه شهری برداشت گردیده‌اند، اما درصد سدیم در این نمونه‌ها پایین می‌باشد. نمونه‌های موجود در رده مجاز (درصد سدیم بین ۴۰ تا ۶۰)، در مسیر جریان آب زیرزمینی و در مجاورت زمین‌های کشاورزی قرار دارند، و درصد سدیم در این نمونه‌ها متوسط می‌باشد. نمونه‌های موجود در رده‌ی مشکوک (درصد سدیم بین ۶۰ تا ۸۰) در منطقه تخلیه آبخوان قرار دارند. به علت افزایش زمان ماندگاری آب درصد سدیم در این نمونه بسیار بالا است. نسبت جذب سدیم توسط رابطه ۵ محاسبه می‌شود (المدیا و همکاران، ۲۰۰۸):

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (5)$$

بر اساس رده‌بندی نسبت جذب سدیم (میلز، ۲۰۰۳)، ۱۵/۴ درصد از نمونه‌ها در رده I ($SAR < 3$)، ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها در رده II ($3 < SAR < 6$)، ۳۴/۶ درصد از نمونه‌ها در رده III ($6 < SAR < 8$) و ۹۲/۳ درصد از نمونه‌ها در رده IV ($8 < SAR < 14$) قرار می‌گیرند. نمونه‌هایی که در رده I و II قرار گرفته‌اند، از منطقه تغذیه برداشت شده‌اند، بنابراین دارای کیفیت بهتری هستند و میزان شوری در آن‌ها پایین‌تر است. نمونه‌هایی که در رده III و IV قرار دارند، از نزدیکی منطقه تخلیه جریان برداشت شده‌اند، بنابراین به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب و انحلال سازندهای تبخیری و همچنین تراوش فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های کشاورزی، در رده‌ی نامطلوب قرار می‌گیرند. افزایش میزان منیزیم در آب نیز باعث کاهش کیفیت آب و خاک می‌شود و در نتیجه بر عملکرد محصول تأثیر منفی می‌گذارد (ساندرای و نایاک، ۲۰۰۸). شاخص خطر منیزیم به شکل زیر محاسبه می‌گردد:

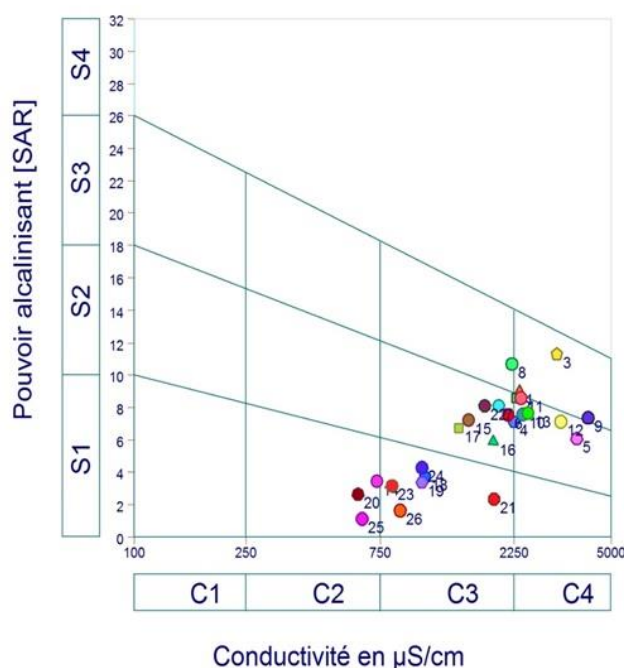
$$MH = \frac{(Mg^{2+})}{(Ca^{2+} + Mg^{2+})} \times 100 \quad (6)$$

۴-۵- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف کشاورزی

افزایش غلظت یون‌های حل شده در آب و محلول خاک باعث کاهش تولید محصول می‌شوند (راویکومار و سامشکار، ۲۰۱۱). ارزیابی مناسب بودن آب برای آبیاری با بررسی برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، و همچنین محاسبه برخی شاخص‌های هیدروشیمیایی (مانند شاخص شوری، درصد سدیم، نسبت جذب سدیم، سختی، شاخص نفوذپذیری، خطر منیزیم) و نمایش گرافیکی داده‌ها (مانند نمودار ویلکاکس) انجام می‌شود (ساندرای و همکاران، ۲۰۰۹). شاخص شوری بر اساس مقدار هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده‌ی کل (TDS) تعیین می‌شود. بر این اساس آب به رده‌های مختلف طبقه‌بندی می‌گردد (میلز، ۲۰۰۳). ارزیابی این شاخص برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که ۷/۷ درصد از نمونه‌ها در رده I (شوری پایین و مناسب برای آبیاری؛ $EC < 650$) قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها به دلیل اینکه در منطقه تغذیه آبخوان قرار دارند، شوری پایینی دارند. ۲۳/۱ درصد از نمونه‌ها در رده II (شوری متوسط، مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بسیار کم، هدایت الکتریکی بین ۶۵۰-۱۳۰۰) قرار می‌گیرند؛ این نمونه‌ها از میانه دشت فریمان-تربت جام برداشت شده‌اند. ۵۳/۸ درصد از نمونه‌ها در رده III (شوری بالا، مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا؛ هدایت الکتریکی بین ۳۰۰-۱۳۰۰) قرار می‌گیرند؛ این نمونه‌ها به دلیل نزدیکی به منطقه تخلیه و افزایش زمان ماندگاری آب شوری بالایی دارند. ۱۵/۳۴ درصد از نمونه‌ها در رده IV (شوری بسیار بالا؛ مناسب برای محصولات با تحمل شوری بالا، هدایت الکتریکی بین ۵۰۰-۳۰۰۰) قرار می‌گیرند. این نمونه‌ها نیز از منطقه تخلیه جریان آب زیرزمینی برداشت شده‌اند و ارتباط نزدیکی با سازندهای ژیبسی و تبخیری دارند. به طور کلی با توجه به شاخص شوری، اکثر نمونه‌ها دارای شوری متوسط تا به بالا هستند و برای آبیاری محصولات کشاورزی با تحمل شوری متوسط تا بالا مناسب می‌باشند. درصد سدیم در آب‌های زیرزمینی پارامتر مهمی برای تعیین کیفیت آب آبیاری است، زیرا میزان زیاد سدیم در آب، باعث تغییر خواص خاک و کاهش نفوذپذیری آن می‌گردد (رائو، ۲۰۰۶). برای ارزیابی کیفیت آب از نظر میزان سدیم از شاخص شوری، نسبت جذب سدیم و درصد

نمونه‌های آب در محدوده کمی شور-مناسب کشاورزی، ۲۳/۵۷ درصد از نمونه‌ها در طبقه شور-مناسب برای کشاورزی، ۲۳/۸ درصد از نمونه‌ها در رده شور متوسط-مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بالا متوسط، ۳۰/۸ درصد از نمونه‌ها در طبقه شور بالا مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا و ۱۱/۵ درصد از نمونه‌ها در طبقه شور بسیار بالا-مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بالا قرار گرفتند. این امر ناشی از وجود سازندهای تبخیری در منطقه است که سبب آزادسازی یون‌های سدیم و سولفات به داخل آب شده است.

خطر منیزیم بالای ۵۰٪ کیفیت آب را کاهش می‌دهد و تأثیر منفی بر میزان محصول می‌گذارد. در ۶۹/۲ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۴، ۱۵، ۱۶، ۱۹، ۲۲، ۲۳، ۲۴ و ۲۵)، خطر منیزیم در حدود ۵۰٪ است، و بنابراین برای آبیاری مناسب هستند. ۳۰/۸ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۱، ۱۰، ۱۲، ۱۳، ۱۷، ۱۸، ۲۰ و F)، برای آبیاری نامناسب تشخیص داده شدند. در رده‌بندی ویلکاکس، دو عامل هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم (SAR) در نظر گرفته می‌شود و ۱۶ گروه کیفی آب بر اساس این رده‌بندی قابل تشخیص است. بر اساس نمودار ویلکاکس (شکل ۱۱)، ۱۱/۵ درصد از



شکل ۱۱. موقعیت نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام بر روی نمودار ویلکاکس

pH، عبارت است از مقدار اندازه‌گیری شده در صحرا و pH میزان pH در حالت اشباع می‌باشد. pHs از طریق رابطه ۸ محاسبه شد:

$$pH_s = TDS + P_{Ca} + P_{alk} \quad (8)$$

P_{alk} قلیائیت (میلی گرم بر لیتر CaO) و P_{Ca} غلظت کاتیون کلسیم (میلی گرم بر لیتر) است. LSI منفی نشان‌دهنده خاصیت خوردگی آب، و LSI مثبت، نشان‌دهنده رسوب‌گذار بودن آب است. مقادیر محاسبه شده pH، pHs و LSI در جدول ۵، ارائه شده است. بر اساس این شاخص ۵۳/۸ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۲، ۳، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۱، ۲۴، ۲۵ و F)، دارای خاصیت

۴-۶- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف صنعتی

صنایع اغلب با اثرات نامطلوب واکنش‌های شیمیایی، خوردگی و رسوب‌گذاری ناشی از آن مواجه هستند (آقازاده و همکاران، ۲۰۱۷). در صورت استفاده از آب‌های زیرزمینی برای مصارف صنعتی، بررسی ویژگی‌های کیفی آب برای کاربرد صنعتی ضروری است. برای بررسی کیفیت آب زیرزمینی نمونه‌های مورد مطالعه، از شاخص اشباع لانژلیه استفاده شد که از طریق رابطه ۷ محاسبه می‌شود:

$$LSI = pH - pH_s \quad (7)$$

۱۲، ۱۳، ۱۴، ۱۵، ۲۰، ۲۲ و ۲۳) دارای خاصیت خوردگی می‌باشند. به طور کلی، نمونه‌های مورد مطالعه برای مصارف صنعتی مناسب نیستند.

رسوب‌گذار هستند. با توجه با اینکه pH نمونه‌های آب تغییرات زیادی را نشان نمی‌دهد، این پدیده ناشی از بالا بودن غلظت سدیم در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد. ۴۶/۲ درصد از نمونه‌ها (شامل نمونه‌های ۱، ۴، ۵، ۱۰، ۱۱،

جدول ۵. نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی

شماره نمونه	pH	pHs	LSI	کیفیت آب برای مصارف صنعتی
W1	۷/۵۸	۷/۷۵	-۰/۱۷	خورنده
W2	۷/۲۹	۷/۶۱	-۰/۳۳	رسوب‌گذار
W3	۷/۶۷	۷/۶۳	-۰/۰۴	رسوب‌گذار
W4	۷/۳۲	۷/۶۹	-۰/۳۷	خورنده
W5	۷/۲۳	۷/۶۳	-۰/۴۰	خورنده
W6	۷/۷۸	۷/۶۸	-۰/۱۰	رسوب‌گذار
W7	۷/۴۸	۷/۴۰	-۰/۰۸	رسوب‌گذار
W8	۷/۷۲	۷/۶۵	-۰/۰۷	رسوب‌گذار
W9	۷/۴۶	۷/۴۴	-۰/۰۲	رسوب‌گذار
W10	۷/۳۱	۷/۸۰	-۰/۴۹	خورنده
W11	۷/۳۷	۷/۶۱	-۰/۲۴	خورنده
W12	۷/۵۸	۷/۷۵	-۰/۱۷	خورنده
W13	۷/۴۲	۷/۸۵	-۰/۴۳	خورنده
W14	۷/۳۶	۷/۹۰	-۰/۵۴	خورنده
W15	۷/۳۴	۷/۷۸	-۰/۴۴	خورنده
F	۸/۱۱	۷/۶۲	-۰/۴۹	رسوب‌گذار
W16	۷/۹۱	۷/۸۴	-۰/۰۷	رسوب‌گذار
W17	۷/۷۱	۷/۷۰	-۰/۰۱	رسوب‌گذار
W18	۷/۳۹	۷/۶۷	-۰/۷۲	رسوب‌گذار
W19	۷/۸۹	۷/۷۹	-۰/۱۰	رسوب‌گذار
W20	۷/۸۲	۷/۸۷	-۰/۰۵	خورنده
W21	۸/۱۴	۷/۷۵	-۰/۳۹	رسوب‌گذار
W22	۷/۴۲	۷/۹۳	-۰/۵۱	خورنده
W23	۷/۳۶	۷/۹۳	-۰/۵۷	خورنده
W24	۷/۲۵	۷/۵۷	-۰/۳۲	رسوب‌گذار
W25	۷/۲۸	۷/۷۱	-۰/۴۳	رسوب‌گذار

جدول ۶. وزن‌دهی به پارامترهای آب (کومار و همکاران، ۲۰۱۵) و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) برای هر پارامتر

پارامتر شیمیایی	وزن	وزن نسبی (wi)	استاندارد سازمان بهداشت جهانی
pH	۴	۰/۱۱۱	۷/۵
EC	۴	۰/۱۱۱	۵۰۰
TDS	۵	۰/۱۳۸	۵۰۰
HCO ₃ ⁻	۳	۰/۰۸۳	۵۰۰
Cl ⁻	۳	۰/۰۸۳	۲۵۰
SO ₄ ²⁻	۴	۰/۱۱۱	۲۵۰
Ca ²⁺	۲	۰/۰۵۵	۷۵
Na ⁺	۲	۰/۰۵۵	۲۰۰
Mg ²⁺	۱	۰/۰۲۷	۵۰
K ⁺	۲	۰/۰۵۵	۱۲
NO ₃ ⁻	۵	۰/۱۳۸	۴۵
TH	۱	۰/۰۲۷	۱۵۰

نمونه آب (C_i)، بر مقدار استاندارد سازمان بهداشت جهانی (S_i)، تقسیم می‌شود و در نهایت در ۱۰۰ ضرب می‌گردد:

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100$$

زیر شاخص هر پارامتر (Sl_i)، از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$Sl_i = W_i \times q_i$$

در نهایت مجموع مقادیر Sl_i شاخص کیفیت آب برای هر نمونه را نشان می‌دهد:

$$WQI = \sum Sl_i$$

با توجه به شکل ۱۲، شاخص کیفی آب بین ۲۵۹-۶۶ متغیر است. با توجه به رده‌بندی مقادیر این شاخص توسط سازمان بهداشت جهانی، ۳۰/۸ درصد از نمونه‌ها (واقع در منطقه تغذیه) در رده‌ی خوب، ۵۳/۸ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی ضعیف (واقع در جهت جریان) و ۱۵/۴ درصد از نمونه‌ها (واقع در منطقه تخلیه) در رده‌ی خیلی ضعیف قرار می‌گیرند. بالا بودن این شاخص در اکثر نمونه‌ها احتمالاً ناشی از نفوذ پساب‌های کشاورزی و نشت فاضلاب از مناطق مسکونی و دامداری‌ها است.

۷-۴- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای مصرف شرب

یکی از مؤثرترین روش‌ها برای توصیف کیفیت آب و تعیین مناسب بودن آن برای مصرف شرب، استفاده از شاخص کیفی آب (WQI) است. شاخص کیفی یک ابزار محاسباتی است که می‌تواند مقادیر زیادی از اطلاعات در مورد کیفیت آب را به یک عدد که نشان دهنده‌ی سطح کیفیت آب است، تبدیل کند. این شاخص در ابتدا در سال ۱۹۶۵ در ایالات متحده آمریکا تعریف شد. محاسبه این شاخص شامل سه مرحله است:

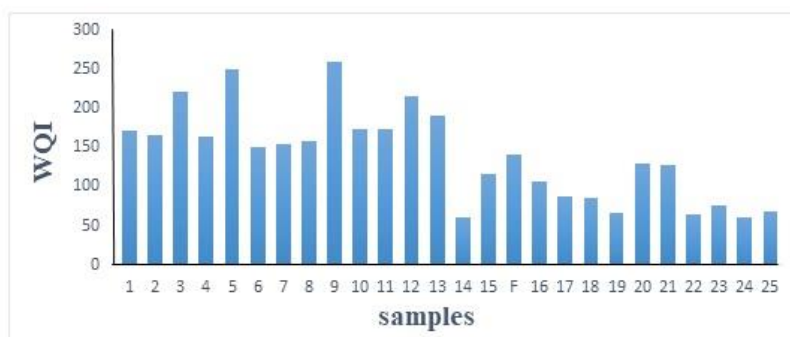
۱- وزن دهی به پارامترها (جدول ۶): وزن تعیین شده نشان دهنده اهمیت یک پارامتر است و تأثیر قابل توجهی بر مقدار عددی شاخص دارد. وزن تعیین شده بین ۱ تا ۵ است.

۲- وزن نسبی: وزن نسبی به شکل زیر محاسبه می‌شود:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

در این رابطه W_i وزن هر پارامتر و n تعداد پارامتر است.

۳- مقیاس رتبه‌بندی کیفی برای هر پارامتر (q_i): به منظور رتبه‌بندی کیفی هر پارامتر، غلظت هر پارامتر در هر



شکل ۱۲. مقادیر شاخص کیفی آب برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان- تربت جام

سازمان بهداشت جهانی برای مصارف شرب و نیز غلظت در آب‌های شیرین (WHO, 2011) آورده شده است. آرسنیک: آب برگشتی کشاورزی مهم‌ترین منشأ آرسنیک در آب زیرزمینی است (عطافر و همکاران، ۲۰۱۰). همچنین تحرک آرسنیک در محیط‌های قلیایی بالا است و آرسنیک به راحتی آبشویی شده و از سطح خاک به آب زیرزمینی منتقل می‌شود (کاباتا پندپاس، ۲۰۱۱). در نمونه‌های مورد مطالعه بازه‌ی غلظت آرسنیک کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (کمتر از ۵ میکروگرم بر لیتر) تا ۳۳

۸-۴- بررسی غلظت عناصر بالقوه سمی در

نمونه‌های آب مورد مطالعه

با توجه به رخنمون گسترده برخی از واحدهای سنگی (شیل، آهک، آندزیت) و احتمال حضور برخی منابع آلاینده (کشاورزی و تخلیه فاضلاب‌ها) در محدوده‌ی مورد مطالعه، در این پژوهش غلظت ۳ عنصر بالقوه سمی آرسنیک، کادمیم و سرب در ۱۰ نمونه آب اندازه‌گیری شد و روند تغییرات و منشأ احتمالی آن‌ها مورد بررسی قرار گرفت در جدول ۷، غلظت این عناصر و همچنین مقادیر استاندارد

شیرین به طور معمول ۱ میکروگرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز آن برای مصارف شرب ۱۰ میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). در این مطالعه همه‌ی نمونه‌های آب جز نمونه‌ی ۱۸ دارای غلظتی پایین‌تر از حداکثر مجاز هستند، بنابراین از لحاظ مصارف شرب مناسب می‌باشند.

میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین غلظت آرسنیک مربوط به نمونه‌ی ۱۹ می‌باشد که از نزدیکی واحدهای آتشفشانی برداشت شده، و احتمالاً تحت تأثیر زمین‌شناسی منطقه غلظت آرسنیک در آن بالا است. در منابع آب زیرزمینی در جایی که کانی‌های سولفیدی و رسوبات ناشی از سنگ‌های آتشفشانی حضور دارند، غلظت آرسنیک به طور چشمگیری افزایش می‌یابد. غلظت آرسنیک در آب‌های

جدول ۷. غلظت عناصر بالقوه سمی در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه (واحدها بر حسب میکروگرم بر لیتر)

Cd	As	Pb	شماره نمونه
ND	۵	۱۶	W۲
ND	ND	۲۰	W۳
ND	ND	۴۰	W۱۱
ND	۷	۲۰	W۱۳
۶	ND	۵۰	W۱۴
ND	ND	۴۰	W۱۵
۷	ND	۹۰	W۱۸
ND	۳۳	۶	W۱۹
ND	ND	۱۴	W۲۲
۵	ND	۴۳	W۲۳
۷	۳۳	۹۰	حداکثر
۵	۵	۶	حداقل
-	-	۳/۹	میانگین
۳	۱۰	۱۰	استاندارد (WHO, 2011)
۱	۱	۵	غلظت در آب‌های شیرین
۵	۵	۵	حد آشکارسازی دستگاه

در ساختار کربنات‌ها باعث تجمع کادمیم در خاک می‌شود و از آبشویی آن به منابع آب جلوگیری می‌کند (کاباتاپندیاس، ۲۰۱۱). بازه‌ی غلظت کادمیم در منابع آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۵ میکروگرم بر لیتر) تا ۷ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین غلظت کادمیم مربوط به ایستگاه ۱۸ است که در اطراف آن مزارع کشاورزی و همچنین مراکز مسکونی روستایی با سیستم دفع فاضلاب به صورت چاه‌های جذبی وجود دارند. همچنین در مناطق تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی (ایستگاه‌های ۱۴، ۱۷ و ۲۳) غلظت کادمیم بالاتر از سایر ایستگاه‌ها می‌باشد. متوسط غلظت کادمیم در آب‌های شیرین ۱ میکروگرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز آن در آب‌های آشامیدنی ۳ میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011). بر این اساس نمونه‌های (۱۴، ۱۷ و ۲۳) از نظر آشامیدن نامناسب هستند.

سرب: کاربرد قابل توجه کودهای شیمیایی و تغذیه آبخوان به وسیله‌ی آب برگشتی کشاورزی نیز از مهم‌ترین منابع انسانزاد سرب در آب زیرزمینی هستند (کاباتاپندیاس، ۲۰۱۱). در نمونه‌های مورد مطالعه بازه‌ی غلظت سرب بین ۶ تا ۹۰ میکروگرم بر لیتر و میانگین آن ۳۳/۹ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین غلظت سرب در ایستگاه ۱۸ و کمترین آن در ایستگاه ۱۹ مشاهده می‌شود. غلظت سرب در آب‌های شیرین ۵ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت مجاز آن برای مصارف شرب (۱۰ میکروگرم بر لیتر) تعیین شده است (WHO, 2011). بر این اساس تمام نمونه‌ها جز نمونه ۱۸ از لحاظ مصارف شرب نامناسب هستند.

کادمیم: کادمیم عنصری بسیار متحرک است و در مناطق با فعالیت گسترده‌ی کشاورزی از طریق کودهای شیمیایی و یا نشت از فاضلاب‌ها وارد منابع آب می‌شود. با این حال جذب کادمیم به وسیله‌ی کلوئیدهای خاک و قرارگیری آن

۵- نتیجه‌گیری

تشکر و سپاسگزاری

نویسندگان مقاله مراتب سپاس خود را از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه صنعتی شاهرود به سبب فراهم آوردن امکانات انجام این پژوهش ابراز می‌نمایند.

منابع

- اداره آب منطقه‌ای شهرستان تربت‌جام (۱۳۹۵) گزارش مهندسی مشاور.
- Almeida, C., Quintar, S., González, P., Mallea, M (2008) Assessment of irrigation water quality. A proposal of a quality profile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 142: 149-152.
- Aghazadeh, N., Chitsazan, M., Golestan, Y (2017) Hydrochemistry and quality assessment of groundwater in the Ardabil area, Iran. *Applied Water Science*, 7: 3599-3616.
- Atta, M., and Yaacob, W (2015) the potential impact of leachate-contaminated Groundwater of an ex-landfill site at Taman Beringin Kuala Lumpur, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 73(7): 3913-3923.
- Atafar, Z., Mesdaghinian, A., Nouri, J., Homae, M., Yunesian, M., Ahmadimoghaddam, M., Mahvi, A. H (2010) Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160: 83-89.
- Bohlke, J. K (2002) Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology*, 10: 153-179.
- Bu, H. X., Tan, S., Zhang, Q (2010) Temporal and spatial variations of water quality in the jinshui River of the South Qinling Mts. *China Ecotoxicological Environmental Safety*, 73: 907-913.
- Burkart, M. R., Kolpin, D. W (1993) Hydrologic and land use factors associated with herbicides. *Journal of Environmental Quality*, 22: 646-656.
- Dixit, S., Gupta, S. K., Tiwari, S (2005) Nutrients overloading of a freshwater lake in Bhopal, India. *Electron Green Journal*, 21: 2-6.
- Dragon, K (2006) Application of factor analysis to study contamination of a semi-confined aquifer (Wielk opolska Buried valley aquifer, Poland), *journal of Hydrology*, 33: 272-279.
- Deutsch, W. J (1997) *Groundwater geochemistry: fundamentals and application to contamination*. CRC Press, Boca Raton.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J. M., & Fernandez, L (2000) Temporal evolution of groundwater.
- Hem, J. D (1989) *the study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters* (3rd ed.). US Geological Survey.
- Hounslow, A (1995) *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC perss.
- محدودیت منابع آب از نظر کمی از یک سو و کاهش کیفیت و آلودگی روزافزون آب‌ها از طریق فعالیت‌های صنعتی، شهرنشینی و کشاورزی از سوی دیگر، پیش‌گیری از آلودگی منابع آب را اجتناب‌ناپذیر می‌سازد. به دلیل کمبود آب در کشور خشک ایران، مدیریت بهینه و استفاده صحیح از این منابع لازم و ضروری است. دشت فریمان- تربت‌جام، منطقه‌ای خشک با محدودیت منابع آب، فعالیت وسیع کشاورزی، و توسعه جمعیتی است که از نظر زمین‌شناسی (رخمون گسترده واحدهای سنگی شیلی، تبخیری، آهکی و آتشفشانی) نیز پتانسیل آلودگی طبیعی آب‌های زیرزمینی در آن بالاست. مطالعات هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی در دشت فریمان- تربت‌جام نشان می‌دهد که به جز پتاسیم و بی‌کربنات، میزان تمام پارامترها بالاتر از حد مجاز برای مصارف شرب است. اکثر نمونه‌ها دارای شوری متوسط رو به بالا هستند و برای آبیاری محصولات کشاورزی با تحمل شوری متوسط تا بالا مناسب می‌باشند. تیپ و رخساره‌ی آب در ابتدای دشت (منطقه تغذیه) $Na^+HCO_3^-$ ، در مسیر جریان آب زیرزمینی Na^+Cl^- و در انتهای دشت (منطقه‌ی تخلیه) $Na^+SO_4^{2-}$ می‌باشد. سدیک بودن رخساره‌ی آب در تمام منطقه ناشی از انحلال سازندهای تبخیری و شیلی، و سولفات‌ها بودن آب در منطقه تخلیه ناشی از انحلال سازندهای ژیبسی است. محاسبه‌ی شاخص اشباع نشان داد که نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های آراگونیت، کلیست و دولومیت حالت اشباع دارند و انحلال این کانی‌ها نقش تعیین‌کننده‌ای را در ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه ایفا می‌کنند. شاخص اشباع محاسبه شده برای کانی‌های انیدریت، ژیبس و هالیت مقادیر منفی را نشان می‌دهد که بیانگری تحت اشباع بودن آب‌های زیرزمینی نسبت به این کانی‌ها است. بر اساس ضریب همبستگی، همبستگی قوی بین سدیم و کلر ($r=0/936$)، سدیم و سولفات ($r=0/943$) و سولفات و کلر ($r=0/949$) وجود دارد، که نشان‌دهنده‌ی منشأ مشترک این یون‌ها در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت فریمان-تربت‌جام می‌باشد. با توجه به این که دشت فریمان-تربت‌جام از نظر شرایط طبیعی اقلیمی و زمین‌شناسی، دارای پتانسیل آلودگی آب است، کنترل ورود آلاینده‌های انسانی (صنعتی، کشاورزی، مسکونی) دارای اهمیت بسیار زیادی است.

- Environmental Monitoring and Assessment, 173: 459-487.
- Ravikumar, P., & Somashekar, R. K (2011) Geochemistry of groundwater, Markandeya River Basin, Belgaum district, Karnataka State, India. *Chinese Journal of Geochemistry*, 30: 51-74.
- Rafique, T., Naseem, S., Bhangar, M. I., Usmani, T. H (2008) Fluoride ion contamination in the groundwater of Mithi sub-district, the Thar Desert, Pakistan. *Environmental Geology*, 56: 317-332.
- Ramakrishna (1998) *Groundwater, Handbook*, India.
- Rubio, B., Nombela, M. A., Vilas, F (2000) Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 968-980.
- Sawyer, C. N., McCarty, P. I (1967) *Chemistry of sanitary engineers* (2nd ed., p. 518). New York. McGraw-Hill.
- Srinivas, Y., Hudson Oliver, D., Stanley Raj, A., Chandrasekar, N (2013) Evaluation of groundwater quality in and around Nagercoil town, Tamil Nadu, India: an integrated geochemical and GIS approach. *Applied Water Sciences*, 3: 631-651.
- Srivastava, S. K., Ramanathan, A. L (2007) Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Delhi, India, using graphical and multivariate statistical methods. *Environmental Geology*, 53: 1509-1528.
- Rao, N. S (2006) Seasonal variation of groundwater quality in a part of Guntur district, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology*, 49:413-429.
- Sundaray, S. K., Nayak, B. B., Bhatta, D (2009) Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India – a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155: 227-243.
- Suthar, S. Bishnoi, P. Singh, S. Mutiyar, P. K., Nema, A. K., Patil, N. S (2009) Nitrate contamination in groundwater of some rural areas of Rajasthan, India. *Journal of Hazardous Materials*, 171 (1-3): 189-199.
- Tabatabaei, S. H., Nourmahnad, N., Golestani Kermani, S., Tabatabaei, S. A., najafi, P., Heydarpour, M (2020) Urban wastewater reuse in agriculture for irrigation in arid and semi-arid regions - A review. *International journal of recycling of organic waste in agriculture*, 9 (2): 193-220.
- Tiwari, S. K., Bartarya, S. K., Rai, S. K., Gupta, K., Asthana, A. K. L (2016) Isotopic and geochemical studies of groundwater from the Ramganga basin and the middle Ganga Plains: Hudak, P. F (2000) Regional trends in nitrate content of Texas groundwater. *Journal of Hydrology*, 228: 37-47.
- Jalali, M (2009) Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan, western Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166: 359-369.
- Jayaprakash, M., Giridharan, L., Venugopal, S., Krishna Kumar, S.P., Periyakali, P (2008) Characterization and evaluation of the factors affecting the geochemistry of groundwater in Neyveli, Tamil Nadu, India. *Environmental Geology*, 54(4): 855-867.
- Kabata-pendias, A (2011) *Trace elements in soils and plants*. 4rd ed, CRC Press. Boca Raton., pp. 534.
- Krishna Kumar, S., Logeshkumaran, A., Magesh, N. S., Godson, S., Chandrasekar, N (2015) Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India. *Applied Water Sciences*, 5: 335-343.
- Kumar, A. R., Riyazuddin, P (2012) Seasonal variation of redox species and redox potentials in shallow groundwater: A comparison of measured and calculated redox potentials. *Journal of Hydrology*, 444 (445): 187-198.
- Liu, C. W., Lin, K. H., & Kuo, Y. M (2003) Application of factor analysis in the assessment of ground water quality in a Blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313: 77-89.
- Mencio, A., Mas-Pla, J (2008) Assessment by multivariate analysis of groundwater-surface water interactions in urbanized Mediterranean streams. *Journal of Hydrology*, 352: 355-366.
- Mendizabal, I., Stuyfzand, P. J (2009) Guidelines for interpreting hydrochemical patterns in data from public supply well fields and their value for natural background groundwater quality determination. *Journal of Hydrology*, 379(1): 151-163.
- Mills, B (2003) *Interpreting Water Analysis for Crop and Pasture [Z]*. File No. FS0334, DPI's Agency for Food and Fiber Sciences, Toowoomba.
- Nas, B., Berktaş, A (2006) Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective. *Journal of Environmental Management*, 79:30-37.
- Oinam, J. D., Ramanathan, A. L., Jayalakshmi, S. G (2012) Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphaland Thoubal district of Manipur, India. *Journal of Asian Earth Sciences*, 48: 136-149.
- Ravikumar, P, Somashekar, R. K, Angami, M (2011) Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India.

- implication for pollution and metal contamination. *Environmental Earth Sciences*, 75: 1170.
- Tlili-Zrelli, B., Azaza, F. H., Gueddari, M., Bouhlila, R (2012) Geochemistry and quality assessment of groundwater using graphical and multivariate statistical methods. A case study: Grombalia phreatic aquifer (Northeastern Tunisia). *Arabian Journal of Geosciences*, 6: 3545-3561.
- Todd, D. K (1980) *Groundwater hydrology*. New York: Wiley. United States Salinity Laboratory. *Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils*. Washington: US Department of Agriculture.
- Umar, A., Umar, R., & Ahmad, M. S (2001) Hydrogeological and hydrochemical framework of regional aquifer system in Kali-Ganga sub-basin, India. *Environmental Geology*, 40 (4-5): 602-611.
- USGS (2000) *Classification of natural ponds and lakes*. US Department of the Interior, US Geological Survey, Washington DC.
- Wilcox, L. V (1955) *Classification and use of irrigation waters*. In USDA, Circular 969 [Z], Washington, DC, USA.
- World Health Organization (WHO) (2011) *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed., Vol. 1: Recommendations). Geneva: World Health Organization.
- Zhang, B. Song, X. Zhang, Y. Han, D. Tang, C. YU, Y., & Ma, Y (2012) Hydrochemical characteristics and water quality assessment of surface water and groundwater in Songnen plain, Northeast China. *Water Research*, 46: 2737-2748.

Environmental Hydrogeochemistry of Groundwater Resources in Fariman-Torbat Jam plain

S. Azimiyan¹, G. Forghani Tehrani^{*2}, Y. Akhtari³, R. Bagheri⁴

1- M. Sc. (graduated), Earth Sciences Faculty, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran

2- Assist. Prof., Dept., of Geology, Earth Sciences Faculty, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran

3- M. Sc. in Hydrogeology, Regional Water Company of Torbat Jam, Torbat Jam, Iran

4- Assoc. Prof., Dept., of Geology, Earth Sciences Faculty, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran

* forghani@shahroodut.ac.ir

Received: 2022/2/1 Accepted: 2022/4/17

Abstract

In order to assess the quality of Fariman-Torbat-e-Jam groundwater resources and investigate the factors affecting the quality of groundwater, 26 groundwater samples (depth of tube wells between 70 and 260 m) were collected and analyzed for major ions, nitrate, and potentially toxic elements. pH and electrical conductivity were measured at the field. The type and facies of the samples changed from Na-HCO₃ in the recharge zone to Na-Cl in the middle of the plain, and finally to Na-SO₄ in the discharge zone. The results indicated the water equilibrium with carbonate minerals (calcite, dolomite, and aragonite); evaporation, dissolution and reverse ion exchange are the natural factors affecting the chemical composition of the samples. The study samples are classified as intermediate to high saline waters (class III, EC between 1300-3000 $\mu\text{s}/\text{cm}$) and are suitable for irrigation crops which can tolerate saline waters. The calculation of water quality index (WQI) revealed that the groundwater of the recharge zone (exposure of limestone rock units) is suitable for drinking usage, whereas the quality samples collected from the discharge zone (exposure of shale and evaporate rock units) is too weak. Calculation of Langelier Index indicated that the samples are not suitable for industrial applications. The Torbat-e-Jam aquifer is polluted with As, Pb ($>10 \mu\text{g}/\text{l}$), and Cd ($>3 \mu\text{s}/\text{cm}$) mainly because of natural (exposure of shales and volcanic rocks) and anthropogenic factors (agricultural practices and discharge of residential wastewaters).

Keywords: Groundwater, Fariman-Torbat Jam plain, Hydrogeochemistry.