

# بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آب زیرزمینی آبخوان دشت نقده و شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

اصغر اصغری مقدم<sup>۱</sup>، عطا الله ندیری<sup>۲</sup> و فریبا صادقی اقدم<sup>۳\*</sup>

استاد، گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

دانشیار، گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

دانشجوی دکتری، گروه علوم زمین، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۲/۱۱ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۰/۱۰

## چکیده

دشت نقده در قسمت جنوب غربی دریاچه ارومیه واقع شده است. طی سالیان اخیر، توسعه کشاورزی و افزایش واحدهای صنعتی همراه با دفع نامناسب فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی به رودخانه گدار، احتمال آلودگی آب زیرزمینی را افزایش می‌دهد. به منظور پایش منابع آب زیرزمینی این دشت، تعداد ۳۳ نمونه آب از چاه‌های بهره‌برداری جمع‌آوری و پارامترهای هیدروشیمیایی و غلظت عناصر اصلی، فرعی و فلزات سنگین (Cr و Fe، Mn، Zn، Al، As) آنها اندازه‌گیری شد. به منظور شناسایی منشأ فلزات سنگین و منابع آلودگی زمین‌زاد و انسان‌زاد مرتبط با آنها، از دیاگرام‌های هیدروشیمیایی، آنالیزهای آماری، نقشه‌های توزیع مکانی و تفسیر زمین‌شناسی استفاده شد. نتایج نشانگر بالا بودن مقادیر برخی پارامترها مانند EC، و فلزات سنگین Fe، Mn و Al نمونه‌های آب زیرزمینی از مقدار استاندارد بین‌المللی (WHO) است. شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) به منظور شناخت کیفیت کلی منابع آب زیرزمینی، بر پایه غلظت ۶ فلز سنگین مورد استفاده قرار گرفت. نتایج رده‌بندی نشان دهنده کیفیت مناسب ۷۰٪ نمونه‌ها و کیفیت نامناسب ۳۰٪ نمونه‌ها بوده است. شاخص HPI کلی دشت نقده ۲۳/۲۴ بود که پایین‌تر از مقادیر بحرانی آن (۱۰۰) است. همچنین بیشترین شاخص آلودگی نقاط نمونه‌برداری شده با مقادیر ۱۶۱، ۲۲۰، ۸۷۱ به عنوان تهدیدی برای سلامت انسان محسوب می‌شود. غلظت بالای فلزات سنگین می‌تواند مرتبط با انحلال سازندهای زمین‌شناسی، استخراج معدن سنگ آهن، فعالیت واحدهای صنعتی و تغلیظ عناصر در آب زیرزمینی در نتیجه تبخیر بالا در مناطق با عمق کم سطح ایستابی باشد.

**کلیدواژه‌ها:** دشت نقده، هیدروژئوشیمی، آب زیرزمینی، شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI).

\*نویسنده مسئول: فریبا صادقی اقدم

E-mail: Fariba\_Sadeghi@tabrizu.ac.ir

## ۱- پیش‌نوشتار

که می‌بایست مصرف آن جهت شرب عارضه‌سویی در کوتاه‌مدت یا بلندمدت برای سلامت انسان ایجاد نکند و مقادیر حد مطلوب (Admissible/Desirable Limit) یا AL نیز ویژگی‌هایی هستند که بیشتر از آن حد، برای کیفیت آب آشامیدنی مطلوب نیست، اما هنوز قابل شرب است (Schwartz and Zhang, 2003; WHO, 2008). این مقدار با در نظر گرفتن قابل پذیرش بودن آب از نظر طعم و بوی آب، موارد زیباشناختی، ملاحظات فنی، راهبردی و اقتصادی آب تعیین می‌شود (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۸).

در بعضی حالات ورود مواد سمی و غیرسمی به محیط آبی باعث افزایش غلظت برخی عناصر و آلودگی آب زیرزمینی می‌شود. واژه فلز سنگین به گروهی از عناصر فلزی و شبه‌فلزی اطلاق می‌شود که دارای خاصیت سمی هستند (Duffus, 2002). فلزاتی مانند Zn، Cd، Pb، Ni، Se یا منشأ طبیعی یا زمین‌زاد (Geogenic) در اثر فعالیت‌های آتشفشانی (Nadiri et al., 2018)، فرسایش طبیعی سنگ‌ها (He and Charlet, 2013) و یا منشأ انسان‌زاد (Anthropogenic) متعدد مانند معدنکاری، ترکیبات سوختی، فاضلابی شهری و صنعتی یا ذرات هوازداد، فعالیت‌های کشاورزی، پرورش دام، طیور و آبریان در بیوسفر تجمع می‌یابند (Ameh and Akpah, 2011). ریشه گیاهان قادر به جذب مواد مغذی و برخی فلزات سنگین از آب نفوذی هستند. در مواردی همچون استفاده بیش‌ازحد کودهای شیمیایی، آب‌های نفوذی از این عناصر غنی می‌شود (Bouwer, 1978) و به دلیل محدود بودن ظرفیت جذب گیاهان، غلظت ورودی آنها به آب زیرزمینی افزایش می‌یابد. فلزات سنگین از طریق تماس آب با خاک وارد بافت‌های گیاهی، جانوری و در نتیجه زنجیره غذایی می‌شوند. این عناصر به دلیل متابولیسم نداشتن و مقاومت در برابر تغییرات بیولوژیکی در محیط (آب، هوا، خاک و بافت‌های زیستی) انباشته شده و مشکلات زیست محیطی متعددی را به وجود می‌آورند. فلزاتی مانند Zn، Cu، Co،

منابع آب زیرزمینی از جمله منابع با ارزشی هستند که مطالعات کمی و کیفی آنها به دلیل کاربرد وسیع و مسئله آلودگی آب از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. نوع و غلظت عناصر اصلی (Major ions)، فرعی (Minor ions) و کیمیا (Trace elements) موجود در آب زیرزمینی بستگی به نوع سنگ میزبان، انحلال پذیری کانی‌ها، قابل دسترس بودن عناصر در خاک و سنگ‌های در تماس با آب (Freeze and Cherry, 1979)، منشأ آب زیرزمینی، شرایط احیایی آب، مسافت طی شده توسط آب، واکنش‌های انحلالی بین آب و سنگ (Hounslow, 1995)، میزان سطح تماس و مدت زمان تماس سنگ با آب، شرایط آب و هوایی و موقعیت جغرافیایی (Davis and Dewiest, 1966) دارد.

به منظور گزارش یا مقایسه نتایج آنالیزهای آب، کنترل کیفی پارامترهای شیمیایی یا فیزیکی اندازه‌گیری شده آب، با استفاده از تعریف معیارهای کیفی استاندارد ضروری است. استانداردهای کیفی آب توسط یک سازمان دولتی تدوین می‌شود و نشان‌دهنده یک نیاز عمومی و ملی است که با توجه به عواملی از جمله نوع کاربری (شرب، صنعت و کشاورزی)، زمان، کشورهای مختلف، توقعات متقاضی، ویژگی‌های خاص در منطقه مصرف، شرایط اقتصادی محلی و عوامل دیگر مشخص می‌شود (اصغری مقدم، ۱۳۸۹).

استانداردها با عبارت‌های حداکثر سطح آلاینده (Maximum Contaminant Level) یا MCLs و حداکثر سطح مجاز مطرح می‌شود که به عنوان استانداردهای قابل اجرا هستند که بایستی در سیستم‌های آب آشامیدنی عمومی رعایت شوند. حداکثر سطح هدف برای آلاینده‌ها (Maximum Contaminant Level Goal) یا MCLGs نیز به عنوان سطحی از آلاینده در آب آشامیدنی است که کمتر از این مقدار، انتظار ریسک بهداشتی وجود ندارد. مقادیر حد مجاز (Permissible Limit) یا MCL از طریق ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و رادیواکتیو آب شرب تعریف می‌شود

منابع آبی است که در آن تأثیرات تجمعی فلزات سنگین منفرد نرخ‌بندی می‌شود (Prasad and Jaiprakash, 1999; Prasad and Bose, 2001). تاکنون مطالعات متفاوتی در رابطه با آب‌های زیرزمینی و ارزیابی درجه آلودگی آنها با این روش صورت پذیرفته است (Singh et al., 2013; Panigrahy et al., 2015; Chabukdhara et al., 2017). شناسایی وضعیت کیفی آب‌های زیرزمینی با استفاده از شاخص‌های کیفیت آب این امکان را به وجود می‌آورد تا ضمن استفاده از اطلاعات، به توان راهکارهای مدیریتی مناسب را انتخاب نمود. موفقیت و تصمیم‌گیری صحیح و به موقع در مسائل زیست‌محیطی نیاز به تحلیل صحیح و همه‌جانبه داده‌های جمع‌آوری شده و بررسی‌های زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی دارد.

دشت نقره با منابع آبی فراوان در قسمت جنوب غربی دریاچه ارومیه قرار دارد. در طی چندین سال اخیر کاهش نزولات جوی، گسترش کشاورزی و صنعت، افزایش تقاضای آب، افزایش تعداد حفر چاه‌ها، بهره‌برداری بیش از حد و در نتیجه، افت سطح آب زیرزمینی، احتمال آلودگی این منابع آبی را افزایش داده است. همچنین تأثیرگذاری کمی و کیفی منابع آبی این دشت بر روی دریاچه ارومیه، ضرورت مطالعاتی آن را اهمیت می‌بخشد. با توجه به این که تاکنون مطالعات جامعی در منطقه صورت نپذیرفته است، به منظور بررسی کیفی آب زیرزمینی و پایش فلزات سنگین محدوده مطالعاتی، نمونه‌برداری هیدروژئوشیمیایی از منابع آبی با استفاده از روش‌های استاندارد صورت پذیرفت و غلظت عناصر اصلی، فرعی و برخی فلزات سنگین زیرزمینی مورد آنالیز شیمیایی قرار گرفت. نتایج حاصل با استانداردهای جهانی مقایسه شده و شاخص‌های کیفی آلودگی تعیین شد. به منظور شناسایی منابع زمین‌زاد و انسان‌زاد مرتبط با فلزات سنگین نقشه‌های توزیع مکانی شوری، فلزات سنگین، جهت جریان و عمق آب زیرزمینی، شاخص کیفی آلودگی، کاربری اراضی و نقاط صنعتی فعال در سطح دشت تعیین شد و با استفاده از روش‌های گرافیکی، تحلیل‌های آماری و زمین‌شناسی مورد مطالعه قرار گرفت.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱. ویژگی‌های منطقه مطالعاتی

دشت نقره در استان آذربایجان غربی به مختصات UTM،  $X=562500$  تا  $X=515700$  طول شرقی و  $Y=4065000$  تا  $Y=4110000$  عرض شمالی در قسمت جنوب غربی دریاچه ارومیه واقع شده است که از اطراف با محدوده‌های رشکان، اشونیه، پیرانشهر و مهاباد مرتبط است (شکل ۱). نام قدیمی شهر نقره سولدوز است که در زبان ترکی به دشت‌های هموار و پرآب اطلاق می‌شود. شاخه‌های فرعی آن در قسمت جنوب غربی و جنوب شرقی دشت به ترتیب رود بالقچی و بایرام بلاخی هستند.

Fe و Mo، Ca، K، Na، Mn در مقادیر کم در محیط و غذای انسان وجود دارند که برخی از آنها برای بدن لازم هستند، ولی در غلظت‌های بالاتر باعث مسمومیت و تهدید سلامت انسان می‌شود. همچنین غلظت برخی دیگر از فلزات سنگین و سمی مانند Se و Cr، Ni، Pb، As، Cd به دلیل سمیت بالای آنها حتی در غلظت‌های خیلی اندک نیز برای انسان مضر است (Al-Garni, 2005).

مقدار حد مطلوب آهن (Fe) در آب زیرزمینی  $0.3 \text{ mg/L}$  است ولی حد مجاز استاندارد برای آن تعیین نشده است (WHO, 2003c). طعم آهن در آب با غلظت حدود  $40 \text{ } \mu\text{g/L}$  قابل تشخیص است. منگنز (Mn) که معمولاً همراه آهن یافت می‌شود، برای فعالیت آنزیم‌های سلول‌های انسانی و حیوانی ضروری است ولی در مقادیر بیش از حد باعث کاهش بهره‌دهی هوشی کودکان می‌شود. در غلظت‌های بیش از  $1 \text{ mg/L}$  طعم نامطلوبی به آب می‌دهد و در غلظت‌های  $0.2 \text{ mg/L}$  پوششی در لوله‌ها برجای می‌گذارد. مقادیر حد مطلوب و حد مجاز استاندارد منگنز در آب زیرزمینی به ترتیب  $0.1 \text{ mg/L}$  و  $0.4 \text{ mg/L}$  است (WHO, 2011c). روی (Zn) اغلب طعم نامطلوبی به آب می‌دهد به طوری که در مقادیر  $4 \text{ mg/L}$  اغلب قابل تشخیص است. همچنین در مقادیر  $3-5 \text{ mg/L}$  در حالت جوش یک لایه چرب برجای می‌گذارد (WHO, 2003d). روی موجب اختلال در پروتستات، استخوان، عضله و کبد می‌شود و نیمه عمر آن در بدن انسان ۱ سال است. مقدار حد مطلوب روی در آب زیرزمینی  $3 \text{ mg/L}$  است ولی حد مجاز استاندارد برای آن تعیین نشده است (WHO, 2011b). جذب آلومینیم (Al) در بدن انسان موجب بیماری آلزایمر (AD) می‌شود. مقادیر حد مطلوب و حد مجاز استاندارد آلومینیم در آب زیرزمینی به ترتیب  $0.1 \text{ mg/L}$  و  $0.2 \text{ mg/L}$  است (WHO, 2003a). مقدار حد مجاز استاندارد آرسنیک در آب زیرزمینی  $0.01 \text{ mg/L}$  است (WHO, 2011a). هر دو نوع آرسنیک پنج و سه ظرفیتی محلول در آب به طور بارز از طریق اندام‌های معده و روده جذب می‌شود و موجب ضعف عضلات، کاهش اشتها، ضایعات پوستی، مشکلات عصبی و تومورهای بدخیم می‌شود. کروم (Cr) برای سوخت و ساز کربوهیدرات‌ها و چربی‌ها مورد نیاز بدن بوده و باعث اتصال انسولین به سلول‌ها می‌شود که با افزایش تعداد پذیرنده‌های انسولینی باعث افزایش حساسیت به انسولین می‌گردد. کروم باعث ابتلا به انواع دیابت و بیماری‌های قلبی و عروقی و اختلال در سیستم دفاعی بدن می‌شود (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۹). مقدار حد مجاز استاندارد کروم در آب زیرزمینی  $0.01 \text{ mg/L}$  است (WHO, 2003b).

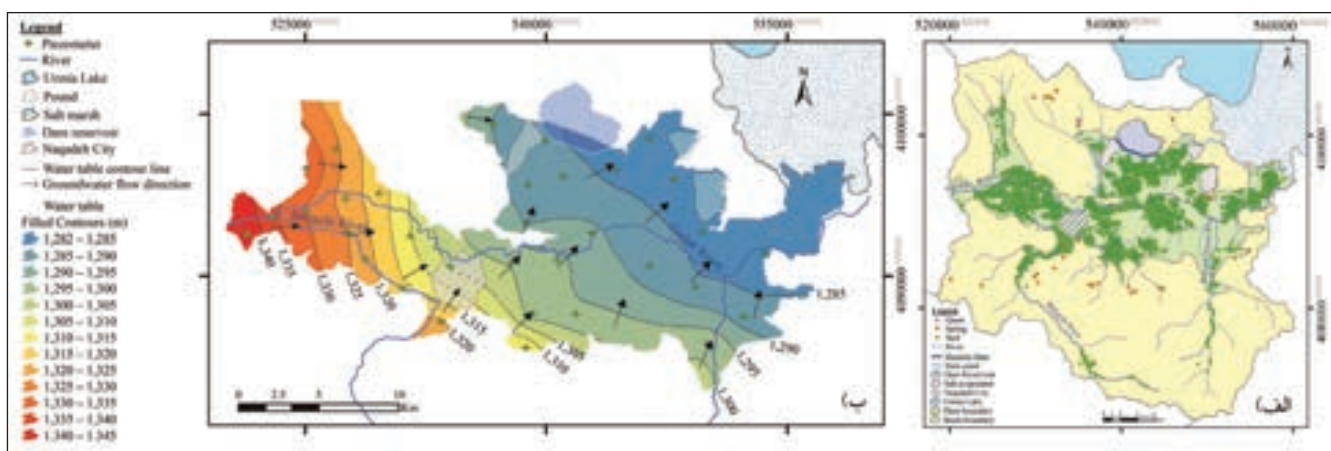
اغلب مطالعات فلزات سنگین و ارزیابی اثرات زیست‌محیطی با تعیین توزیع مکانی آنها شروع می‌شود. در این نوع مطالعات از شاخص‌هایی به منظور تعیین درجه آلودگی منابع آبی استفاده می‌شود (Singh et al., 2013). شاخص آلودگی فلزات سنگین (Heavy metal Pollution Index) یا HPI ابزاری مفید برای شناسایی کیفیت



شکل ۱- موقعیت محدوده مطالعاتی نقره و راه‌های ارتباطی آن. [www.SID.ir](http://www.SID.ir)

محدوده مطالعاتی جزوی از حوضه آبریز رودخانه گدار است که از ارتفاعات مرزی عراق سرچشمه گرفته و پس از جریان از سمت غرب به شرق دشت، به دریاچه ارومیه ختم می‌شود. جهت جریان آب زیرزمینی مطابق نقشه هم‌تراز سطح ایستابی (شکل ۲-ب) به‌طور عمده از قسمت‌های غرب و جنوب‌غربی به سمت نواحی شرقی دشت است. عمق آب زیرزمینی در دامنه‌های کوهستانی حدود ۱۰ متر و در نواحی سواحل دریاچه ارومیه به ۱ متر می‌رسد. منابع بهره‌برداری کننده از آب‌های زیرزمینی دشت که در سال ۱۳۹۰ آماربرداری شده‌اند (شکل ۲-الف)، شامل ۴۳۷۸ حلقه چاه با تخلیه سالانه ۷۴/۴۹ میلیون مترمکعب، ۳ رشته قنات با تخلیه سالانه ۰/۰۵ میلیون مترمکعب و ۲۸ دهنه چشمه با تخلیه سالانه ۹/۲۹ میلیون مترمکعب است (سازمان آب منطقه ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰).

کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی در ارتباط مستقیم با شرایط آب‌وهوایی و اقلیمی هر منطقه است. با استفاده از آمار ۱۰ ساله (۱۳۸۵-۱۳۹۵) ایستگاه سینوپتیک نقده با متوسط درجه حرارت سالانه ۱۵ درجه سانتی‌گراد، بارش ۳۲۵ میلی‌متر، تبخیر و تعرق از طشتک ۱۲۸۴ میلی‌متر و رطوبت نسبی ۵۸٪، اقلیم منطقه به روش آمبرژه (Emberger, 1930) نیمه‌خشک سرد تعیین شد. حداکثر ارتفاع محدوده مطالعاتی ۲۲۰۰ متر و حداقل ارتفاع آن ۱۲۷۰ متر در حواشی دریاچه ارومیه است. تجمع آب در فروافتادگی‌های توپوگرافی ملایم به ویژه در قسمت‌های شرق و مرکز دشت باعث تشکیل شوره‌زارهایی در فصول خشک می‌شود. علاوه بر سد مخزنی حسلسو مهم‌ترین تالاب‌های بین‌المللی استان شامل تالاب‌های حسلسو، یادگارلو، درگه‌سنگی، شیطان‌آباد و سولدوز در این دشت واقع است.



شکل ۲- الف) نقشه منابع آبی دشت نقده؛ ب) نقشه هم‌تراز سطح آب ایستابی و جهت جریان آب زیرزمینی در مهرماه ۱۳۹۵.

به خاطر داشتن شرایط هیدروژئولوژیکی مناسب جهت تشکیل مخازن آب زیرزمینی حائز اهمیت هستند. عامل اصلی رسوب مواد آبرفتی جریان‌های رودخانه گدار است که باعث ایجاد مخروط افکنه‌هایی شده است که حداکثر ضخامت آبرفت در این رسوبات ممکن است به ۱۰۰ متر برسد (سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰).

## ۲-۲. پایش منابع آبی

پایش سیستم منابع آب همراه با تعیین سطوح متغیرها و پارامترها به منظور شناخت کیفیت منابع آبی صورت می‌پذیرد. به این منظور نمونه‌برداری از تعداد ۳۳ حلقه چاه بهره‌برداری دشت نقده در تیرماه ۱۳۹۵ صورت پذیرفت که موقعیت آنها در شکل ۳ قابل مشاهده است.

مراحل نمونه‌برداری، نوع ظروف نمونه‌برداری، محلول‌ها، مراحل انتقال و آنالیز نمونه‌ها با رعایت اصول استاندارد (ASTM, 2002) انجام گرفت. در صورت وجود کدورت آب نمونه‌ها، از کاغذ صافی با اندازه منافذ ۲۵-۲۰ میکرومتر استفاده شد. همچنین به منظور تثبیت نمونه‌های فلزات سنگین (Sample preservation)، با استفاده از اسید نیتریک غلیظ (HNO<sub>3</sub>) pH آن به زیر ۲ رسانده شد تا از رسوب احتمالی فلزات سنگین جلوگیری شود. مقادیر دما، pH و EC به صورت صحرایی نیز اندازه‌گیری شد. از تمامی ایستگاه‌ها دو نمونه مجزا به منظور آنالیز عناصر اصلی و فرعی (در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز) و عناصر سنگین (در آزمایشگاه آب و فاضلاب استان آذربایجان شرقی) برداشت شد. پارامترهای آنالیز شده شامل مشخصه‌های فیزیکی درجه حرارت، pH و EC و مشخصه‌های شیمیایی شامل یون‌های اصلی K<sup>+</sup>، Na<sup>+</sup>،

تشکیل واحدهای هیدروژئولوژیکی در ارتباط با ساختارها و سازندهای زمین‌شناسی است. مطالعات زمین‌شناسی و فیزیوگرافی حوضه آبریز با توجه به عبور آب‌های سطحی و رواناب‌ها از سطح زمین و واکنش آب با خاک، وابسته به نوع لیتولوژی سازندها، گسترش آنها و مقدار و زمان تماس آب با آنها، مستقیماً بر نوع آلاینده‌های دارای منشأ طبیعی و پارامترهای کیفیت آب مؤثر هستند.

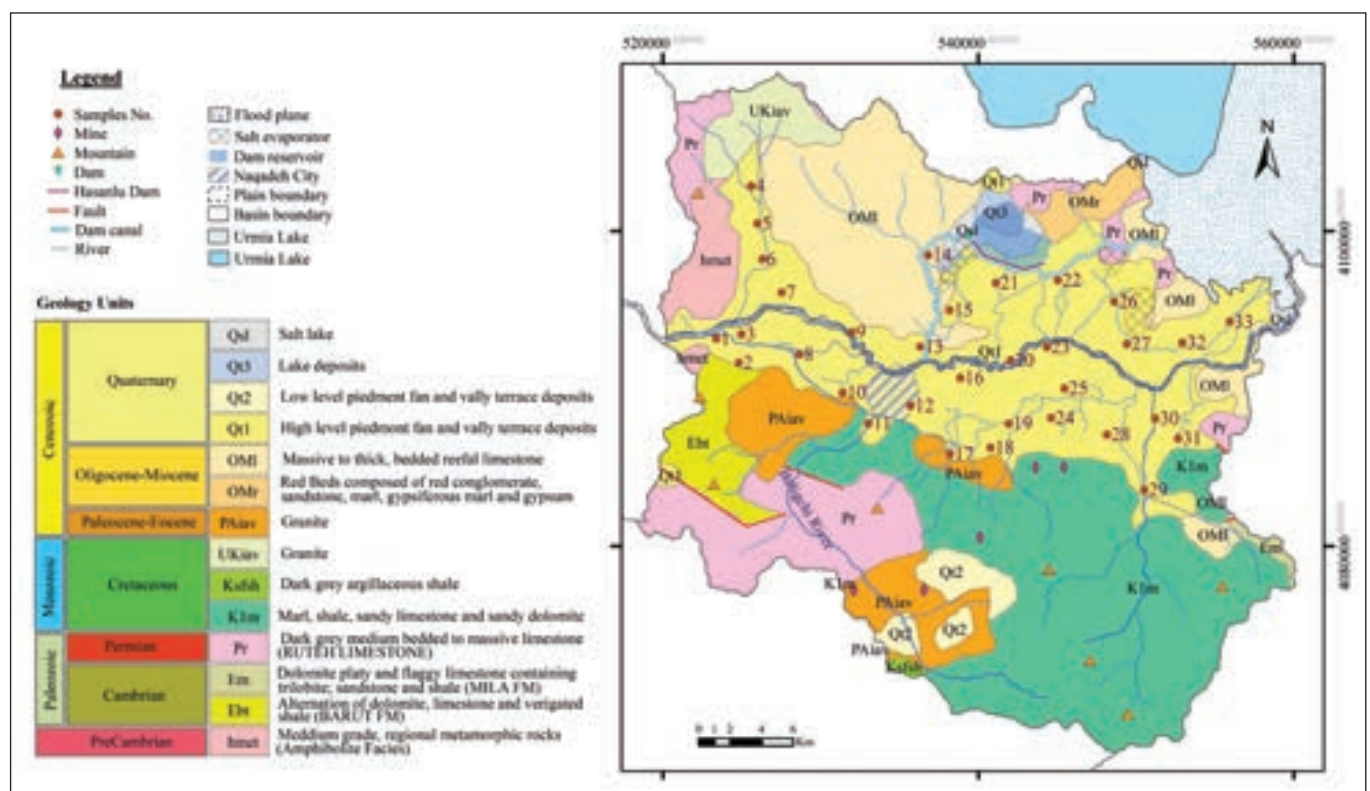
در محدوده مطالعاتی نقده سنگ‌های دگرگونی، آتشفشانی، آذرین نفوذی و رسوبی از زمان پرکامبرین تا کواترنری رخنمون دارند. شکل ۳ نقشه زمین‌شناسی محدوده مطالعاتی نقده و سازندهای موجود در منطقه را ارائه می‌نماید. روند ساختارهای زمین‌شناسی مانند گسل و چین خوردگی‌ها و لایه‌بندی‌ها از امتداد زون زاگرس و سندج-سیرجان پیروی می‌کنند که در راستای NW-SE هستند. پی‌سنگ کامبرین پسین-پالئوزوئیک در نتیجه عملکرد فازهای تکتونیکی گوناگون و فعالیت گسل‌ها در این ناحیه رخنمون یافته است. گسترش سیستم‌های درز و شکاف در سنگ‌های آهکی و دولومیتی نقش مؤثری در تغذیه منابع آب زیرزمینی منطقه دارد. شرق و شمال منطقه در اواخر کرتاسه دچار دگرگونی مجاورتی شده است. بخش عمده این دگرگونی‌ها شامل شیل، ماسه‌سنگ (که تشکیل هورنفلس داده‌اند)، آهک و دولومیت زمان کرتاسه و واحدهای کمتری از دولومیت زمان پرمین را شامل می‌شود. سنگ‌های نفوذی منطقه براساس ویژگی‌های سنی و ترکیب سنگ‌شناسی، جزو خانواده دیوریتی و گرانیتی قابل طبقه‌بندی هستند. در شکل ۳ موقعیت ذخایر معدنی (در جدول ۱ ارائه شده است) که شامل سنگ چینی (M0 و M1)، سنگ آهن (M2) و مرمر اونیکس و آراونیت، (M3 و M4) است. بیشتر واحدهای رسوبی منطقه

یک حد معین (Less Than Values) LT گزارش شد (Helsel and Hirsch, 2002; Mac Berthouex and Linfield, 2002).

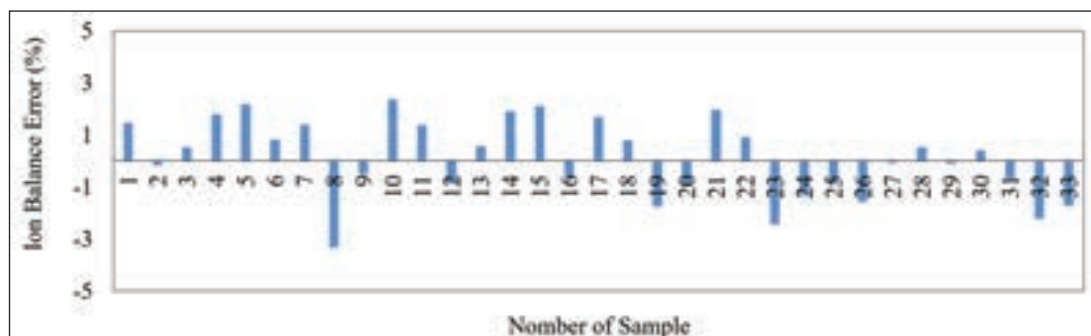
بر اساس نتایج نمونه‌های تکراری و شاهد استاندارد، دقت و صحت روش کار بررسی و مورد تأیید قرار گرفت. جهت صحت‌سنجی نتایج حاصل از آنالیز شیمیایی نمونه‌ها، روش بالانس یونی مطابق رابطه ۱ به کار برده شد (Hounslow, 1995). درصد خطای بالانس یونی (Ion Balance Error) نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌ها می‌بایست کمتر از ۵٪ باشد (Freeze and Cherry, 1979) که مطابق شکل ۴ برای نمونه‌های آنالیز شده ارائه شده است.

$$\%I.B.E(meg / L) = \frac{(\sum cation - \sum anion)}{totalions} \times 100 = \frac{(\sum cation - \sum anion)}{(\sum cation + \sum anion)} \times 100 \quad (1)$$

به روش فتومتر شعله‌ای (Flame photometry)  $Ca^{2+}$ ،  $Mg^{2+}$  به روش تیتراسیون کمپلکسومتری (Complexometric titration)؛  $CO_3^{2-}$ ،  $HCO_3^-$  به روش حجم‌سنجی تیتراسیون اسید-باز؛  $SO_4^{2-}$  به روش توربیدیمتری (Turbidimetric Method)  $Cl^-$  به روش تیتراسیون رسوبی (نقره‌سنجی مور) و  $NO_3^-$ ،  $PO_4^{2-}$  و یون‌های فرعی  $Br$ ،  $B$ ،  $Li$ ،  $F$ ،  $SiO_2$ ، به روش اسپکتوفوتومتر هستند. همچنین فلزات سنگین  $Mn$ ،  $Zn$ ،  $Cr$ ،  $Al$  به روش جذب اتمی مورد آنالیز قرار گرفتند. نتایج به صورت  $mg/L$  مطابق جدول ۱ ارائه شده است که در آن مقادیر کمتر از حد تشخیص دستگاه یا روش کاربردی، به صورت تشخیص داده نشده (Not Detected) ND یا کمتر از



شکل ۳- نقشه زمین‌شناسی و موقعیت نقاط نمونه برداری شده محدوده مطالعاتی نقده.



شکل ۴- نمایش درصد خطای بالانس یونی حاصل از آنالیز آزمایشگاهی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت نقده.

جدول ۱- نتایج آنالیز نمونه های آب زیرزمینی دشت نقره، مؤلفه های آماری پارامترها و مقادیر حد استاندارد (WHO, 2011a, b and c) آنها.

ردیف	نام پارامتر	نتایج آنالیز		حد استاندارد WHO
		مقدار	واحد	
۱	کلسیم	2236	mg/L	200
۲	مگنزیوم	194	mg/L	50
۳	سدیم	145	mg/L	200
۴	کلراید	120	mg/L	250
۵	سولفات	105	mg/L	250
۶	کلرید سولفات	80	mg/L	500
۷	کلرید سدیم	75	mg/L	500
۸	کلرید کلسیم	60	mg/L	50
۹	کلرید کلسیم	50	mg/L	90
۱۰	کلرید کلسیم	45	mg/L	90
۱۱	کلرید کلسیم	35	mg/L	90
۱۲	کلرید کلسیم	25	mg/L	90
۱۳	کلرید کلسیم	15	mg/L	90
۱۴	کلرید کلسیم	10	mg/L	90
۱۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۱۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۱۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۱۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۱۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۲۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۳۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۴۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۵۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۶۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۷۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۸۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۱	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۲	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۳	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۴	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۵	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۶	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۷	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۸	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۹۹	کلرید کلسیم	5	mg/L	90
۱۰۰	کلرید کلسیم	5	mg/L	90

### ۲-۳. مبانی مطالعاتی

بر اساس اطلاعات آماری داده‌ها موجود مشاهده می‌شود که مقادیر پارامترها آتومالی‌هایی را در برخی نقاط دارا هستند. در مطالعات حاضر به بررسی مقادیر و توزیع هدایت الکتریکی و فلزات سنگین پرداخته شده است. برای شناسایی منشأ آتومالی‌های موجود در محدوده مطالعاتی می‌بایست منابع زمین‌زاد و انسان‌زاد آنها مورد بررسی قرار گیرد.

مقادیر شوری به عنوان معیار هدایت الکتریکی (EC) برای سنجش کل یون‌های محلول در آب به ویژه عناصر اصلی است. شوری آب زیرزمینی در جهت جریان از محل تغذیه به تخلیه افزایش نشان می‌دهد و تغییرات آنیون‌های غالب از نوع بی‌کربناته به نوع سولفاته و سپس کلرید تغییر می‌یابد. این تغییر آنیون‌ها از نظر ژئوشیمیایی وابسته به دسترس بودن کانی‌ها و قابلیت انحلال آنها است. غلظت‌های بی‌کربنات معمولاً ناشی از  $CO_2$  خاک و انحلال کلسیت و دولومیت، غلظت‌های سولفات ناشی از انحلال ژینس و انیدریت و غلظت‌های کلر ناشی از انحلال هالیت و سیلویت است (اصغری مقدم، ۱۳۸۹). دیاگرام استیف (Stiff Diagram) روش گرافیکی برای نمایش شیمی کلی آب زیرزمینی است. مقایسه شباهت یا تفاوت حاصل از این دیاگرام با نمونه‌های الگو (Hounslow, 1995)، راه‌حلی مفید و سریع برای شناسایی سنگ منشأ احتمالی است. همچنین گستردگی دیاگرام نشانگر بالا بودن غلظت یون‌ها است (Hem, 1985).

به منظور تعیین شدت و میزان ارتباط بین متغیرها، تعیین روابط بین عناصر مختلف، تشخیص منشأ و چگونگی انتقال آنها در محیط تحت شرایط مشابه، از همبستگی بین متغیرها استفاده می‌کنیم. برای محاسبه ضریب همبستگی پیرسون (Pearson) از کوواریانس دو متغیر و انحراف معیارهای آنها استفاده می‌شود. مقادیر همبستگی نزدیک +۱ بیانگر همبستگی مستقیم بین دو متغیر است که با افزایش یکی دیگری نیز افزایش می‌یابد. مقادیر همبستگی نزدیک -۱ بیانگر همبستگی معکوس بین متغیرها است که با افزایش یکی، دیگری کاهش می‌یابد. مقدار نزدیک صفر نیز عدم ارتباط بین متغیرها و مستقل بودن آنها نسبت به سایر متغیرها را بیان می‌کند (Hauke and Kossowski, 2011). ضریب همبستگی پیرسون به صورت رابطه ۲ قابل محاسبه است، که در آن  $n$  تعداد داده‌ها،  $x_i$  تا  $x_n$  مقادیر داده‌های اولین متغیر،  $\bar{x}$  میانگین آنها و  $\sigma_x$  انحراف معیار است.  $y_i$  تا  $y_n$  مقادیر متغیر دوم،  $\bar{y}$  میانگین آنها و  $\sigma_y$  انحراف معیار است (Pearson, 1920).

شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) تأثیر فلزات سنگین بر سلامت انسان را تعیین می‌نماید که از رابطه ۳ به دست می‌آید (Majhi and Biswal, 2016; Horton, 1965). در روابط ارائه شده  $W_i$  وزن واحد (Unit weightage) مربوط به پارامتر نام است که از طریق رابطه ۴ (معکوس استاندارد) محاسبه می‌شود.  $n$  تعداد پارامتر،  $Q_i$  زیرشاخص (Sub-index) پارامتر نام (رابطه ۵)،  $M_i$  مقدار پایش شده (Monitored value) فلز سنگین در پارامتر نام،  $S_i$  مقدار استاندارد پارامتر  $i$  (بیشترین حد مجاز آب شرب)،  $I_i$  مقدار ایده‌آل (Ideal value) پارامتر  $i$  (حداقل حد مطلوب آب شرب) مورد نظر است (Prasad and Jaiprakash, 1999; Ameh and Akpah, 2011; Balakrishnan and Ramu, 2016).

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (3)$$

$$W_i = \frac{1}{S_i} \quad (4)$$

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{|M_i - I_i|}{S_i - I_i} \times 100 \quad (5)$$

در محاسبات برای عناصر فاقد حد مجاز از مقادیر حد مطلوب آن استفاده می‌شود (Tamsi and Cini, 2004; Balakrishnan and Ramu, 2016). عناصری مانند Fe، Zn و Mn به دلیل وزن واحد (Wi) کم، تأثیر کمتری در محاسبات HPI دارند ولی عناصری مانند As، Cr، Pb، Cd که مقادیر ایده‌آل (Ii) آنها در آب شرب تعیین نشده است، دارای وزن واحد (Wi) بالایی در محاسبات HPI هستند. مقادیر HPI بالای ۱۰۰ نشانگر آلودگی آب به فلزات سنگین است، مقادیر برابر ۱۰۰ در آستانه آلودگی و

### ۳-۴. بحث

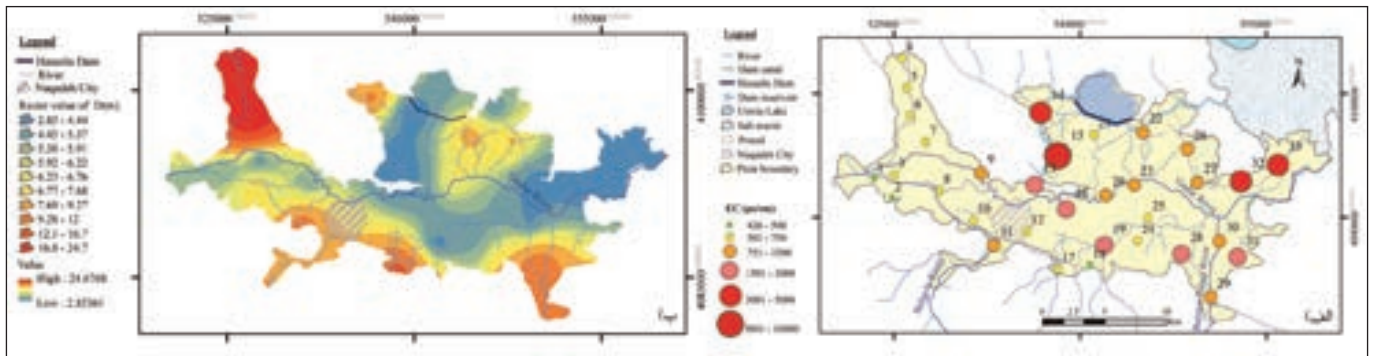
تکامل هیدروشمیایی ترکیبات اصلی در آب می‌تواند واکنش‌پذیری دیگر اجزای محلول، مانند فلزات سنگین یا عناصر کمیاب را با اجزای آبخوان تعیین کرده و تغییراتی در غلظت آنها به وجود آورد. هدایت الکتریکی (EC) شاخص مناسبی برای نمایش مقادیر کل مواد حل شده در آب زیرزمینی است. EC مناسب برای آب شرب کمتر از  $750 \mu\text{S/cm}$  و مقادیر مجاز آن  $750-1500 \mu\text{S/cm}$  است (Elumalai et al., 2017). مقادیر EC آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی دارای میانگین  $1491 \mu\text{S/cm}$  است. کمترین مقادیر EC در نمونه شماره ۲ مربوط به روستای پیچیک ( $482 \mu\text{S/cm}$ ) و بیشترین آن در نمونه شماره ۱۵ روستای عظیم خانلو ( $8640 \mu\text{S/cm}$ ) است.

مطابق (شکل ۵-الف) نمونه‌های برداشت شده از قسمت‌های غرب و جنوب غربی دشت دارای مقادیر EC کم هستند که بر اساس نقشه جهت جریان آب زیرزمینی (شکل ۲)، جزو مناطق ورودی جریان (تغذیه) هستند. به سمت نواحی مرکزی و شرقی دشت مقادیر EC آب زیرزمینی افزایش می‌یابد. همچنین نمونه‌های با شوری بالای  $3000 \mu\text{S/cm}$  (۳۲ و ۳۳) نیز مربوط به مناطق خروجی جریان آب زیرزمینی هستند که منتهی به دریاچه ارومیه است.

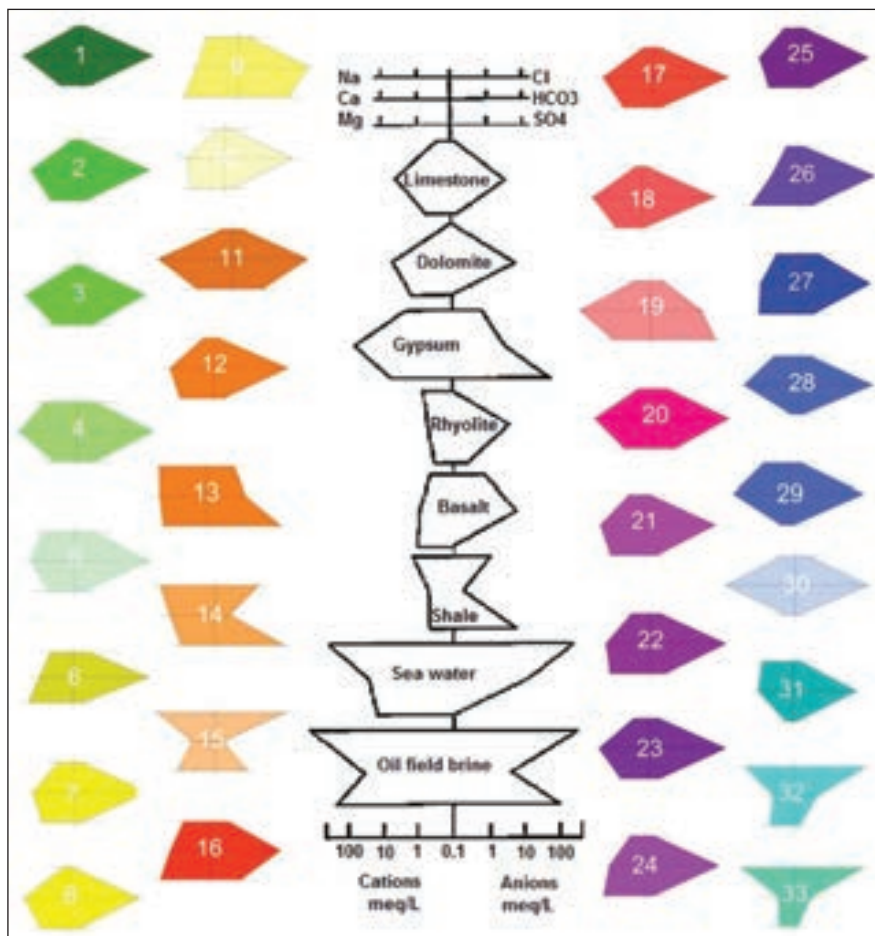
تأثیرگذارترین سازند در افزایش شوری آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی شامل رسوبات تبخیری-تخریبی میوسن با وسعت  $117/41$  کیلومتر مربع است که در قسمت‌های شمال شهر نقده و شرق دشت پراکنده هستند. پهنه‌های رسی نمکی کواترنری (Qs1) که موقعیت آنها در نقشه زمین‌شناسی شکل ۳ مشاهده می‌شود نیز باعث کاهش کیفی آب زیرزمینی می‌شود. تالاب‌های فصلی که مناطق با سطح آب زیرزمینی بالا هستند، در فصول خشک سال شوره‌زارهایی را تشکیل می‌دهند که به علت تلاقی منطقه موقتی با سطح زمین جریان عمودی آب زیرزمینی به طرف سطح زمین وجود دارد که این شرایط در پروفیل خاک ریزدانه بیشتر است. تراوش پیوسته آب زیرزمینی به سطح زمین و تبخیر آن باعث تغلیظ نمک‌ها و افزایش شوری خاک و آب زیرزمینی می‌شود که مطابق (شکل ۵-ب) مقادیر شوری بالا در مکان‌های با عمق سطح ایستابی کم نسبت به سطح زمین مشاهده می‌شود که نشانگر تأثیر بالای تبخیر در افزایش شوری آب است.

بر اساس دیاگرام استیف ترسیم شده برای نمونه‌های برداشت شده و تطابق با نمونه‌های الگو (Hounslow, 1995) که در شکل ۶ ارائه شده است، سنگ منشأ انحلالی و تغییرات عناصر اصلی آب زیرزمینی را در نقاط مختلف نمونه برداری شده از دشت تعیین می‌شود. بر این اساس نمونه‌های آب زیرزمینی در نقاط شماره ۱، ۳، ۴، ۵، ۱۱، ۱۵، ۲۰، ۲۸، ۲۹، ۳۰ دارای منشأ کلسیت، نمونه‌های شماره ۶، ۹، ۱۶، ۲۶ منشأ دولومیتی با یون غالب بی‌کربنات و نمونه‌های شماره ۲، ۷، ۸، ۱۰، ۱۲، ۱۷، ۱۸، ۲۱، ۲۲، ۲۳، ۲۴، ۲۵، ۲۶، ۲۷ منشأ دولومیت را نشان می‌دهند. همچنین نمونه شماره ۱۹ منشأ ژینس، ۱۳ و ۱۴ منشأ شیل، ۳۱ منشأ ترکیبی (شیل، ماسه و آهک)، ۳۲ و ۳۳ منشأ آب شور و اختلاطی و نمونه ۱۵ منشأ آب خیلی شور یا دریاچه‌های آب شور (Salt lake) را نشان می‌دهند.

بررسی‌های زمین‌شناسی محدوده مطالعاتی (سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰) نیز تأییدی بر صحت این نتایج است. به طوری که منشأ نمونه‌های کلسیتی و دولومیتی از انحلال واحدهای آهکی سازندهای کامبرین، کرتاسه، پرمین و الیگومیوسن است. منشأ شیل از انحلال واحد سنگی سازند پرمین و میان‌لایه‌های سازند کامبرین و منشأ مارن نیز از انحلال سازندهای الیگومیوسن و کرتاسه پیشین می‌باشد. رسوبات تبخیری-تخریبی میوسن با نفوذپذیری متوسط، همچنین شوره‌زارها و پهنه‌های نمکی و رسی نیز از نوع سازندهای شورکننده آب زیرزمینی هستند که مرتبط با منشأ نمونه‌های ذکر شده است (شکل ۳).



شکل ۵- الف) تغییرات هدایت الکتریکی (EC)؛ ب) نقشه هم عمق سطح آب زیرزمینی دشت نقده.



شکل ۶- نمودار استیف الگو و نمونه های آب زیرزمینی دشت نقده.

کاهش pH است. همبستگی یون های دارای شعاع یونی مشابه با امکان تعویض یونی، احتمالاً نشانگر تأثیر سازندهای زمین شناسی یا منشأ مشترک و مکانیسم های انحلال یا انتقال مشابه آنها هستند.

عناصر  $K$  و  $As$ ،  $NO_3$ ،  $Al$ ،  $SiO_2$ ،  $Zn$  دارای همبستگی کمی با دیگر پارامترها هستند و به همین دلیل تأثیر آنها در تحلیل آنالیزها ناچیز بوده و نیازمند مطالعات بیشتری هستند. نداشتن همبستگی برخی فلزات سنگین با عناصر اصلی نشانگر عدم ارتباط آنها با انحلال سازندهای زمین شناسی است. در بین فلزات سنگین، همبستگی قوی منگنز به ترتیب با  $Fe > Ca > TH > SO_4 > EC > pH$ ، آهن با  $Mn > Ca > TH > SO_4 > EC > pH$ ، کروم با  $SiO_2 > F > EC > TH > Na > Mg > Cl > Ca$ ، روی با  $K > Cr > SO_4$  و آرسنیک با  $B$  است.

با توجه به مقادیر همبستگی ارائه شده در جدول ۲ ارتباط بین کاتیون ها و آنیون های اصلی با گروه آب های شور و سخت متمایز می شود. به طوری که مقادیر EC بیشتر متأثر از آب های شور  $Na$  و  $Cl$  است تا آب های با سختی (TH) بالا. همبستگی بالای  $Na$  با  $Cl$  نیز نشانگر انحلال هالیت و نفوذ شورابه ها به آب زیرزمینی است. همبستگی بین عناصر  $Mg$ ،  $HCO_3$ ،  $Ca$  و  $SO_4$  نشانگر منشأ انحلال کانی های کلسیتی و دولومیتی است. نداشتن همبستگی بالای EC با pH نشانگر این است که انحلال فلزات سنگین و دیگر فازهای سنگی به طور مستقیم مرتبط با شرایط اسیدی آب های زیرزمینی نیست و میزان انحلال پذیری سنگ ها و رسوبات نیز تأثیرگذار است. همبستگی منفی pH با بیشتر عناصر نیز به دلیل محدود بودن تغییرات pH در نمونه ها و همچنین افزایش انحلال پذیری عناصر به ویژه کاتیون ها و فلزات سنگین با

جدول ۲- همبستگی بین فلزات سنگین و پارامترهای اندازه‌گیری شده.

پارامتر	Ca	Mg	Na	K	HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	NO <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	Li	F	B	Br	As	Fe	Mn	Zn	Cr	Al	pH	TH	EC
Ca	۰/۵۵۱	۰/۵۷۰	۰/۰۵۹	۰/۵۴۷	۰/۶۹۴	۰/۴۹۷	۰/۰۴۸	۰/۱۴۹	۰/۷۳۳	۰/۶۸۶	۰/۴۲۳	-۰/۰۲۸	-۰/۰۴۱	-۰/۵۰۰	۰/۵۴۶	۰/۰۰۰	۰/۴۷۹	۰/۱۲۴	-۰/۶۰۳	۰/۸۶۳	۰/۶۸۷	
Mg	۱	۰/۸۶۰	۰/۰۲۹	-۰/۰۷۲	۰/۸۴۰	۰/۸۵۱	-۰/۰۴۲	۰/۰۵۷	۰/۳۹۵	۰/۸۱۵	۰/۰۹۱	-۰/۰۳۸۱	-۰/۰۱۳۴	۰/۳۳۸	۰/۳۰۱	۰/۱۹۱	۰/۵۷۳	۰/۱۱۴	۰/۰۶۸	۰/۸۹۷	۰/۹۰۵	
Na		۱	۰/۰۱۸	۰/۰۱۵	۰/۶۷۳	۰/۹۷۹	-۰/۰۶۵	-۰/۰۴۵	۰/۵۶۵	۰/۷۰۳	۰/۲۴۴	-۰/۰۵۸۱	-۰/۰۶۶	۰/۷۷۱	۰/۱۰۹	۰/۰۸۹	۰/۵۷۶	۰/۰۹۳	۰/۰۳۹	۰/۸۲۷	۰/۹۸۱	
K			۱	۰/۱۶۸	۰/۰۳۷	۰/۰۰۲	۰/۲۰۹	۰/۱۹۵	۰/۱۵۰	-۰/۰۶۵	-۰/۰۳۱	۰/۰۰۶	-۰/۰۰۱	۰/۱۰۹	-۰/۰۲۳	۰/۴۳۱	-۰/۰۶۱	۰/۰۳۷	-۰/۲۲۷	۰/۰۴۹	۰/۰۴۰	
HCO <sub>3</sub>				۱	-۰/۰۸۰	-۰/۰۷۹	-۰/۰۱۸	۰/۱۵۹	۰/۶۴۲	-۰/۰۲۵	۰/۶۲۴	۰/۲۶۲	-۰/۰۰۹	۰/۲۲۶	۰/۲۱۷	-۰/۰۲۱۶	-۰/۰۹۹	۰/۰۸۴	۰/۷۶۳	۰/۲۴۷	۰/۰۸۱	
SO <sub>4</sub>					۱	۰/۶۰۴	۰/۲۱۷	۰/۱۰۹	۰/۴۴۶	۰/۹۰۹	۰/۱۰۵	-۰/۱۶۸	-۰/۱۰۷	۰/۳۶۵	۰/۴۶۵	۰/۳۰۶	۰/۷۰۳	۰/۰۷۶	-۰/۰۷۹	۰/۸۷۶	۰/۷۷۶	
Cl						۱	-۰/۱۴۷	-۰/۰۴۶	۰/۴۲۷	۰/۶۳۷	۰/۱۲۰	-۰/۶۱۶	-۰/۰۶۹	۰/۲۹۶	۰/۱۱۵	۰/۰۵۷	۰/۴۸۷	۰/۱۰۵	۰/۱۱۷	۰/۷۷۸	۰/۹۴۸	
NO <sub>3</sub>							۱	-۰/۰۹۶	۰/۰۶۲	۰/۱۷۹	-۰/۰۰۷	-۰/۰۰۴	۰/۰۲۳	-۰/۲۱۲	-۰/۲۶۰	۰/۰۴۹	۰/۲۵۷	-۰/۰۹۲	-۰/۱۱۷	۰/۰۰۰	-۰/۰۲۰	
SiO <sub>2</sub>								۱	-۰/۰۳۷	۰/۰۳۴	۰/۰۷۴	۰/۰۴۳	۰/۰۳۴	۰/۳۵۴	۰/۲۴۸	۰/۰۸۱	-۰/۰۱۰	۰/۳۴۰	-۰/۰۳۳	-۰/۱۱۳	۰/۰۲۱	
Li									۱	۰/۴۸۳	۰/۷۳۴	-۰/۰۱۰۲	-۰/۰۵۸	۰/۳۳۳	۰/۲۴۷	-۰/۰۰۳	۰/۴۴۸	۰/۰۵۹	-۰/۰۵۹۵	۰/۶۲۷	۰/۶۰۰	
F										۱	۰/۱۶۶	-۰/۰۴۱	-۰/۰۱۵	۰/۲۹۱	۰/۳۳۹	۰/۲۱۶	۰/۶۹۷	-۰/۰۰۵	-۰/۱۲۰	۰/۸۵۶	۰/۷۸۶	
B											۱	۰/۰۰۵	۰/۲۱۵	۰/۲۰۱	۰/۱۲۷	-۰/۰۹۴	۰/۱۴۱	۰/۰۰۱	-۰/۰۵۵۱	۰/۲۸۰	۰/۲۵۰	
Br													۱	-۰/۰۲۳	-۰/۰۱۸	۰/۲۹۲	۰/۰۱۶	-۰/۲۵۹	-۰/۲۴۴	۰/۲۵۱	-۰/۵۰۴	
As														۱	-۰/۰۶۳	-۰/۰۵۵	۰/۱۰۵	-۰/۰۹۳	-۰/۰۵۱	-۰/۰۱۵	-۰/۰۱۳	
Fe															۱	۰/۷۸۴	۰/۱۲۰	۰/۱۳۶	۰/۱۶۸	۰/۳۵۷	۰/۴۶۹	
Mn																۱	۰/۰۹۲	۰/۰۰۳	۰/۰۹۰	-۰/۳۸۵	۰/۴۷۱	
Zn																	۱	۰/۳۱۶	-۰/۰۴۰	۰/۰۸۳	۰/۱۱۶	
Cr																		۱	۰/۰۷۸	۰/۰۶۲	۰/۶۰۰	
Al																			۱	-۰/۱۶۶	۰/۱۳۵	
pH																				۱	-۰/۲۷۸	
TH																					۱	۰/۹۱۰
EC																						۱

انحلال آنها در آب زیرزمینی دارد. مطابق جدول ۲ همبستگی بالای آهن و منگنز (۰/۷۸) نشانگر مکانیسم‌های انحلال یا انتقال مشابه و منشأ مشترک هستند. همبستگی منفی این دو عنصر با مقادیر pH نشانگر افزایش انحلال آنها در شرایط کم pH آب زیرزمینی است. زهکشی آب‌های سطحی از معدن سنگ آهن که موقعیت آن در شکل ۳ مشخص شده است، می‌تواند مقادیر قابل توجهی از این عنصر را وارد آب زیرزمینی نماید و عامل اصلی آنومالی در مکان‌های جنوبی دشت به ویژه نمونه ۱۹ است. منشأ زمین‌زاد آهن می‌تواند ناشی از فرسایش و انحلال کنگلومرای قرمز حاوی رسوبات رسی و ترکیبات آهن دار سازند الیگومیوسن (معادل سازند قم)، واحد آهکی با میان‌لایه‌های دولومیت سازند پرمین به رنگ قهوه‌ای ناشی از اکسیدهای آهن (معادل سازند روتنه)، و سنگ‌های دگرگونی پرکامبرین (آمفیولیت شیست) دارای رگه‌های اکسید آهن باشد که پی سنگ اصلی منطقه را تشکیل می‌دهد (سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰). همبستگی بالای آهن و منگنز با کلسیم و سختی آب می‌تواند دلیل بر تأثیر بیشتر واحدهای آهکی در منشأ انحلالی آنها است.

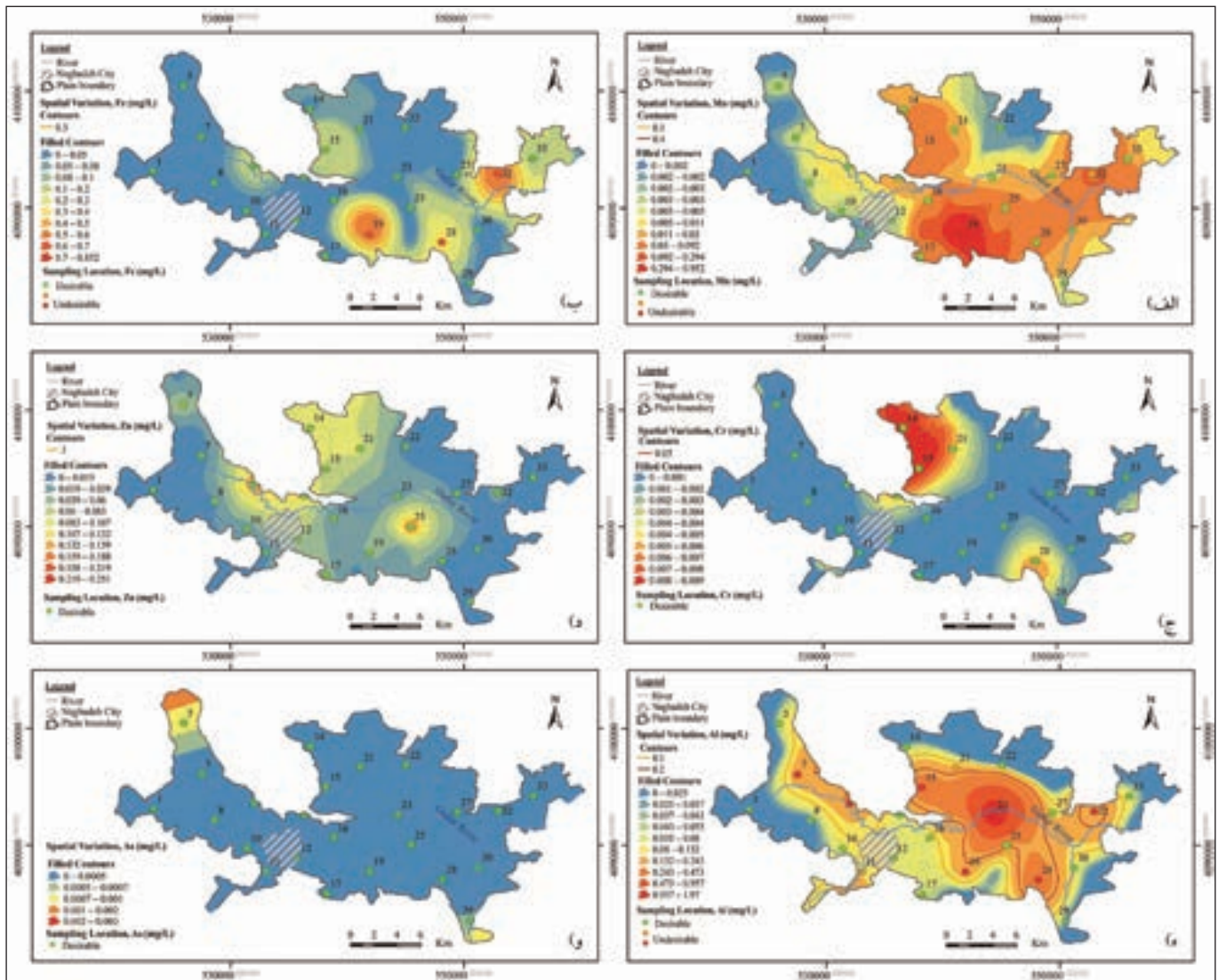
در آب‌های طبیعی سطحی غلظت معمول روی کمتر از ۱۰ µg/L و در آب زیرزمینی ۴۰-۱۰ µg/L است. غلظت بالای روی در آب‌های با خوردگی بالا، pH کم، محتوای CO<sub>2</sub> بالا و شوری کم است. روی به مقدار کم در تمامی سنگ‌های آتشفشانی وجود دارد و کاربامات روی نیز به عنوان آفت کش مورد استفاده قرار می‌گیرد (WHO, 2003d). مطابق جدول ۲ بیشترین همبستگی روی با پتاسیم، کروم و سولفات است ولی به دلیل غلظت‌های پایین روی و مقادیر همبستگی کم آن نمی‌توان به‌طور دقیق اظهار نظر نمود. غلظت روی در آب زیرزمینی دشت پایین‌تر از حد مطلوب آن (۰/۳ mg/L) است و بیشترین غلظت آن در نقاط نمونه‌برداری ۹ و ۲۵ مشاهده می‌شود.

فاکتورهای متعدد مؤثر در تحرک و انتقال عناصر در محیط شامل گونه‌زایی شیمیایی، مسیر جریان هیدرولوژیکی، درهم‌کنش آب-سنگ و ترکیبات مواد زمین‌شناسی زیرسطحی هستند. در شکل ۷، توزیع غلظت فلزات سنگین در محدوده دشت و مکان آنومالی آنها به‌صورت نقطه‌ای ارائه شده است که منشأ زمین‌زاد احتمالی آنها بر اساس بررسی‌های زمین‌شناسی و گزارشات موجود (سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰) مورد مطالعه قرار گرفت.

هوازدگی ترکیبات آهن خاک در صورت کاهش سطح آب زیرزمینی بر روی کیفیت آب سطحی و زیرزمینی مؤثر است. انحلال آهن در نتیجه فرآیند اکسایش و در شرایط pH پایین صورت می‌پذیرد (WHO, 2003c). عنصر منگنز که معمولاً همراه آهن یافت می‌شود دارای مکانیسم‌های هیدروشیمیایی مشابه با عنصر آهن است (WHO, 2011c). شیمی آب از جمله شرایط Eh، pH، مقادیر اکسیژن و مواد آلی محلول بر روی تحرک و گونه‌زایی منگنز در محیط آبی مؤثر است (Homonick et al., 2010). هوازدگی سنگ‌های مافیک و اولترامافیک، شیل، گری‌وک و سنگ آهکی مقادیر بالای منگنز را به آب زیرزمینی آزاد می‌کند (Homonick et al., 2010).

غلظت آهن بیشتر از حد مطلوب (۰/۳ mg/L) در نمونه‌های ۱۹، ۳۲ و ۲۸ به ترتیب با غلظت ۰/۷۵، ۰/۴۱ و ۰/۷۵ mg/L در قسمت جنوب شرقی و شرق دشت مشاهده می‌شود (شکل ۷). غلظت منگنز بیش از حد مطلوب (۰/۱ mg/L) نیز در نقاط نمونه‌برداری ۱۵ و ۳۲ با غلظت ۰/۱۴ mg/L در قسمت‌های شمالی مرکز دشت و شرق دشت وجود دارد و غلظت بیشتر از حد مجاز آن (۰/۴ mg/L) در نمونه ۱۹ (۰/۹۵ mg/L) مربوط به قسمت‌های جنوبی دشت است. توزیع غلظت‌های بالای عناصر آهن و منگنز در مکان‌های مشابه و با عمق آب زیرزمینی کم مشهود است که نشان از شرایط مناسب (اکسایش) آزادسازی و





شکل ۷- نحوه پراکنش فلزات سنگین Al و Fe، Mn، Cr، Zn، As در دشت ننده.

آلودگی آرسنیک با مقادیر بالا در منابع آب زیرزمینی دشت مطالعاتی اطمینان حاصل نمود.

آلومینیم به طور طبیعی به فرم سیلیکات، اکسید و هیدروکسیدها با سایر عناصر و کمپلکس‌های ترکیبات آلی یافت می‌شود. همچنین در مراحل تصفیه آب، صنعت و فلزسازی مورد استفاده قرار می‌گیرد. آلومینیم در نتیجه هیدرولیز یا انحلال، واکنش‌های تعویض یونی و انتقال آلومینیم باقیمانده موجود در تخریل سنگ به آب زیرزمینی وارد می‌شود. حلالیت آلومینیم در مقادیر pH بیشتر یا کمتر از محدوده ۵/۵-۶ افزایش می‌یابد (WHO, 2003a). غلظت آلومینیم بیش از حد مطلوب (۰/۱ mg/L) در نقاط نمونه‌برداری ۱۱ و ۲۱ و همچنین غلظت بیش از حد مجاز آن (۰/۲ mg/L) در نمونه‌های ۲۳، ۲۸، ۱۵، ۳۲، ۱۸، ۷ و ۹ مشاهده شد (شکل ۷). مطابق جدول ۲ بیشترین همبستگی عنصر آلومینیم با سیلیس است. توزیع آلومینیم در آب زیرزمینی منطقه مطالعاتی وسیع بوده و می‌تواند ناشی از انحلال سازندهای زمین‌شناسی یا فعالیت صنعتی باشد. با بررسی‌های زمین‌شناسی منطقه مطالعاتی (سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰) این عنصر می‌تواند ناشی از انحلال فلدسپات K و Na دار و پلازیوکلار Ca دار سازند پراکامبرین و شست‌های سبز متشکل از کانی‌های میکا (بیوتیت و مسکوویت)، آمفیبول، کوارتز، کلریت، سریسیست و سنگ‌های آتشفشانی دگرگونی با رگه‌های سیلیسی (متاریولیت) باشد.

کروم می‌تواند در اثر فرسایش سنگ‌های مافیک و اولترامافیک آزاد شود (WHO, 2003b). کروم در صنعت آبکاری، نساجی و چاپ به طور وسیع مورد کاربرد قرار می‌گیرد. غلظت کروم نمونه‌های برداشت شده نیز کمتر از حد مجاز آن (۰/۰۵ mg/L) است که در نقاط نمونه‌برداری ۱۳، ۱۴، ۱۵، ۲۱ و ۲۸ مشاهده شد. با توجه به غلظت پایین کروم و همبستگی آن با عناصر اصلی (جدول ۲)، غلظت‌های مشاهده شده آن می‌تواند ناشی از انحلال سازندهای زمین‌شناسی و مرتبط با آب‌های شور باشد.

آب زیرزمینی در برخورد با ته‌نشست‌های سنگ‌های آتشفشانی غلظت‌های قابل توجهی از آرسنیک را دارا است (WHO, 2011a). سمیت و حلالیت آرسنیت As(III) بیشتر از آرسنات As(V) است. بیشترین محدوده جذب آرسنیت pH ۷-۱۰ و آرسنات pH ۴-۷ است و آزادسازی آرسنات از pH حدود ۸ شروع می‌شود (ندیری و همکاران، ۱۳۹۱). با توجه به pH نمونه‌های آنالیز شده (۷/۰۳-۸/۰۱) وجود گونه آرسنات محتمل‌تر است. تغییرات pH محیط منجر به جذب و آزادسازی آرسنیک توسط اکسی-هیدروکسیدهای آهن، منگنز و آلومینیم می‌شود. با توجه به وجود مقادیر بالای بی‌کربنات در منابع آبی دشت مطالعاتی که تسهیل‌کننده آزادسازی آرسنیک به آب زیرزمینی است (ندیری و همکاران، ۱۳۹۱) و مشاهده نشدن آرسنیک با غلظت بالا در نمونه‌های آنالیز شده، می‌توان از عدم احتمال

روابط و محاسبات مربوط به این شاخص را ارائه می‌نماید. به منظور تعیین تأثیر هر یک از فلزات سنگین بر درجه آلودگی، مقادیر HPI برای آنها محاسبه شد. بر این اساس عنصر Al با شاخص آلودگی ۱۱۸/۹۵ بیشترین تأثیر را بر آلودگی دشت نقره دارد.

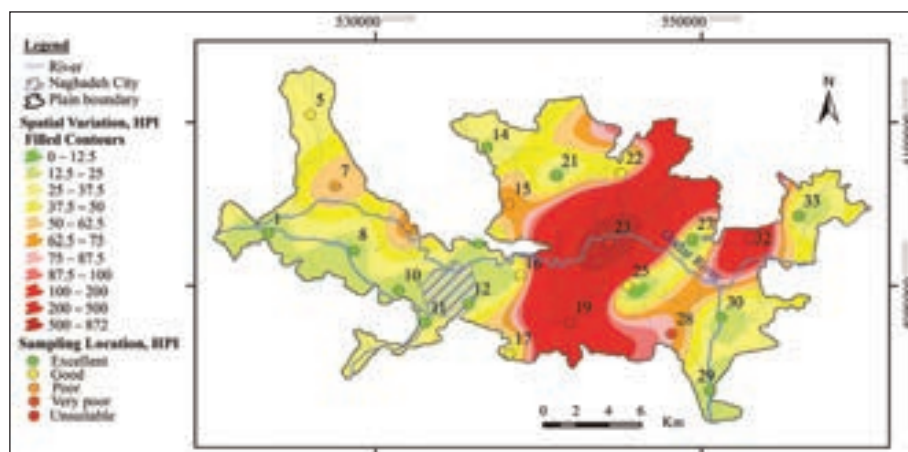
شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) منطقه مطالعاتی مطابق رابطه ۳ و با استفاده از مقادیر اندازه‌گیری شده شش فلز سنگین شامل Fe، Mn، Zn، Al، As و Cr تعیین شد که با مقدار HPI برابر ۲۳/۲۴ جزو مناطق غیر آلوده (HPI > ۱۰۰) است. جدول ۳

جدول ۳- محاسبات مربوط به شاخص آلودگی فلزات سنگین دشت نقره.

فلزات سنگین	تعداد نمونه	میانگین پایش شده M <sub>i</sub> (mg/L)	مقدار استاندارد S <sub>i</sub> (mg/L)	مقدار ایده آل I <sub>i</sub> (mg/L)	وزن واحد W <sub>i</sub> =1/S <sub>i</sub>	زیر شاخص Q <sub>i</sub> =(M <sub>i</sub> -I <sub>i</sub> )/(S <sub>i</sub> -I <sub>i</sub> )*100	W <sub>i</sub> Q <sub>i</sub>	HPI= $\frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$	شاخص آلودگی مجزای فلزات سنگین
Fe	۲۳	۰/۱۱۸	-	۰/۳	۳/۳۳	۳۹/۴۱	۱۳۱/۳۵	۳۹/۴۱	۳۹/۴۱
Mn	۲۴	۰/۰۶۰	۰/۴	۰/۱	۲/۵	۱۳/۳۵	۳۳/۳۷	۱۳/۳۵	۱۳/۳۵
Zn	۱۱	۰/۱۰۷	-	۳	۰/۳۳	۳/۵۸	۱/۱۹	۳/۵۸	۳/۵۸
Al	۲۲	۰/۲۱۹	۰/۲	۰/۱	۵	۱۱۸/۹۵	۵۹۴/۷۷	۱۱۸/۹۵	۱۱۸/۹۵
As	۲	۰/۰۰۲	۰/۰۱	-	۱۰۰	۲۰/۰۰	۲۰۰۰/۰۰	۲۰/۰۰	۲۰/۰۰
Cr	۵	۰/۰۰۷	۰/۰۵	-	۲۰	۱۴/۴۰	۲۸۸/۰۰	۱۴/۴۰	۱۴/۴۰
					$\sum=۱۳۱/۱۷$		$\sum=۳۰۴۸/۶۹$	۲۳/۲۴	

نمونه شماره ۳۲ روستای سارال مربوط به مناطق انتهایی جریان آب زیرزمینی با تبخیر از سطح ایستابی کم عمق و مقدار EC برابر ۳۳۴۰ μs/cm است. همچنین نمونه شماره ۱۹ روستای بیگم قلعه دارای مقادیر شوری کمتر (۲۳۹۰ μs/cm) ولی شاخص آلودگی بیشتر می‌باشد. مقادیر فلزات سنگین نمونه شماره ۲۳ در حوالی روستای راهدانه نیز با مقدار شوری آن (۷۶۶ μs/cm) تطابق چندانی نشان نمی‌دهد که می‌بایست علاوه بر منابع زمین‌زاد غلظت عناصر، منابع انسان‌زاد نیز مورد بررسی قرار گیرد.

شکل ۸ تغییرات مکانی شاخص آلودگی فلزات سنگین را بر اساس رده‌بندی ارائه شده (Elumalai et al., 2017) در جدول ۴ برای هر یک از نمونه‌های برداشت شده از دشت نقره نمایش می‌دهد. بر این اساس ۵۰٪ نمونه‌ها در رده‌بندی کیفی عالی، ۲۱٪ خوب، ۱۲٪ ضعیف، ۴٪ خیلی ضعیف و ۱۳٪ غیر مناسب قرار دارند. بیشترین شاخص آلودگی فلزات سنگین در نقاط ۱۹، ۳۲ و ۲۳ با مقادیر HPI به ترتیب ۱۶۱، ۲۲۰، ۸۷۱ هستند که می‌بایست به غیر قابل شرب بودن این نمونه‌ها توجه نمود زیرا به عنوان تهدیدی برای سلامت انسان محسوب می‌شوند.



شکل ۸- تغییرات مکانی و رده‌بندی شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) در محدوده مطالعاتی دشت نقره.

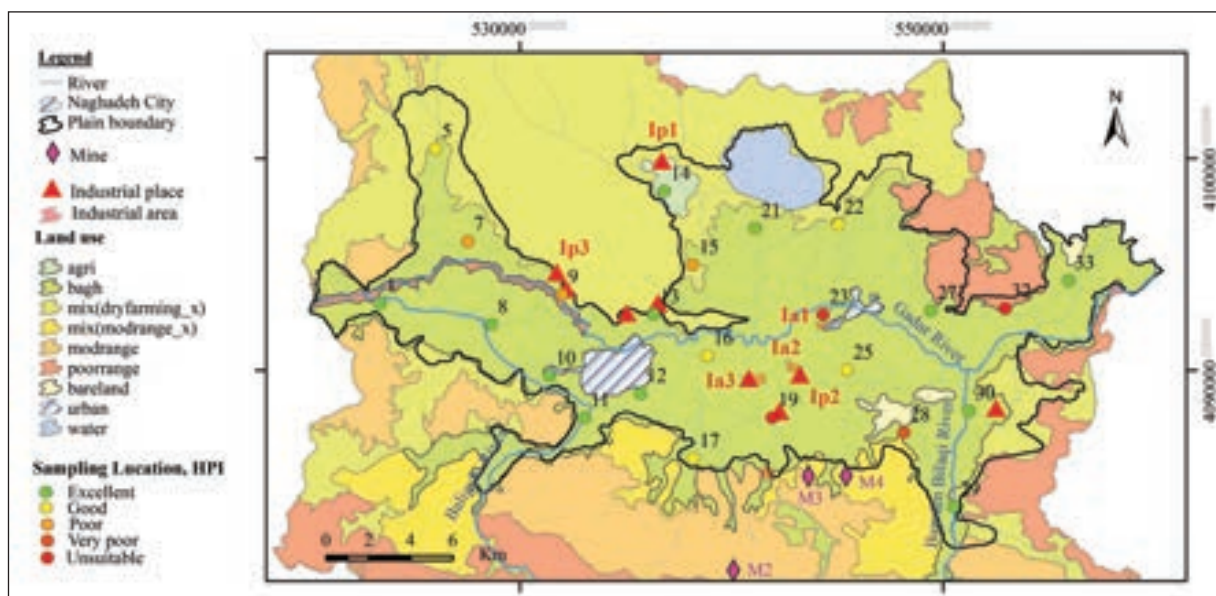
جدول ۴- رده بندی شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) نقاط نمونه برداری شده.

شماره نمونه	درصد نمونه %	مقدار HPI	رده بندی
۱۴، ۱۲، ۳۳، ۱۱، ۱۳، ۲۱، ۱۰، ۳۰، ۸، ۱، ۲۹، ۲۷	۵۰	۲۵ >	عالی
۲۲، ۱۶، ۲۵، ۵، ۱۷	۲۱	۲۵-۵۰	خوب
۹، ۱۵، ۷	۱۲	۵۰-۷۵	ضعیف
۲۸	۴	۷۵-۱۰۰	خیلی ضعیف
۲۳، ۱۹، ۳۲	۱۳	>۱۰۰	نامناسب

منفی را جبران نمود. وجود دو شهرک صنعتی واقع در غرب روستای محمدیار (که در شکل ۹ با نماد Ia1 و Ia2 مشخص شده است)، کارخانه های متعدد قند (غرب سد حسنلو Ip1)، کارخانه کاشی (شرق تصفیه خانه فاضلاب نقده Ip2)، کارخانه بسته بندی (شمال غرب شهر نقده Ip3) و نیز چندین واحد صنعتی پراکنده در سطح دشت نیز باعث شده تا ورود فاضلاب خروجی از این واحدها به آب زیرزمینی افزایش یابد. در شکل ۸ مکان بیشترین شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)، از جمله نقاط نمونه برداری شماره ۱۹ و ۲۳ منطبق با پراکنش مراکز صنعتی موجود در شکل ۹ است که احتمال وجود آلودگی با منشأ انسان زاد را در این نقاط افزایش می دهد. توزیع و گسترش هاله مربوط به شاخص آلودگی فلزات سنگین با توجه به جهت جریان آب زیرزمینی (شکل ۲- ب) قابل توجه است همچنین با مقایسه نقشه توزیع مکانی HPI و نقشه هم عمق آب زیرزمینی (شکل ۵- ب) و تطابق مکانی نقاط نمونه برداری شده (به جز نمونه شماره ۲۳ که در محل شهرک صنعتی واقع شده است) مشاهده می شود که در مکان های با عمق سطح ایستابی کم، شاخص آلودگی فلزات سنگین بالا است که می تواند در نتیجه انتقال سریعتر آلودگی در این مناطق به آب زیرزمینی و همچنین تغلیظ عناصر ناشی از تبخیر بالا باشد.

شهر نقده از مناطق فعال کشاورزی است. پیشرفت کشاورزی با افزایش روزافزون مصرف کود و سموم شیمیایی همراه است که از منابع آلاینده انسان زاد محسوب می شود. در مکان های تغذیه آب زیرزمینی مانند جریانات آبرفتی یا کانالی یا مکان های تغذیه مصنوعی، کیفیت آب سطحی نفوذی می تواند تأثیر عمده ای بر آب زیرزمینی داشته باشد. به دلیل سطح تراز بالای آب های زیرزمینی این دشت و عدم جوابگویی دفع فاضلاب به روش چاه جاذب، از گذشته دارای شبکه فاضلاب سنتی بوده و فاضلاب این شبکه در چندین نقطه متعدد به رودخانه گذار وارد شده است. ورود فاضلاب به آب زیرزمینی و آلودگی آن که منبع اصلی تأمین آب شرب این شهر نیز بوده است مسائل زیست محیطی و بهداشتی متعددی را ایجاد می نماید، زیرا سال ها زباله های شهری و بیمارستانی به طرق غیراستاندارد دفع شده و فاضلاب های شهری، صنعتی و کشاورزی بدون تصفیه مؤثر وارد رودخانه گذار و آب های زیرزمینی شده است.

تصفیه خانه فاضلاب نقده که موقعیت آن بر روی شکل ۹ (با نماد Ia3) مشخص شده است، در جنوب جاده محمدیار- نقده واقع شده است، تاکنون به صورت مفید شروع به کار نکرده است و حتی سال ها پس از فعالیت این واحد هم نمی توان تأثیرات



شکل ۹- نقشه کاربری اراضی و واحدهای صنعتی فعال در سطح دشت نقده.

#### ۴- نتیجه‌گیری

در محدوده مطالعاتی هدایت الکتریکی (EC) بالا در مکان‌های با عمق سطح ایستابی کم و تبخیر بالا مشاهده شده که در ارتباط با انحلال سازندهای تبخیری تخریبی میوسن و پهنه‌های رسی- نمکی کواترنری هستند. سازندهای انحلالی تأثیرگذار بر شوری آب زیرزمینی از طریق تغییرات عناصر اصلی با استفاده از دیاگرام‌های هیدروشیمیایی و همچنین بررسی‌های زمین‌شناسی منطقه تعیین شد.

همبستگی یون‌های دارای شعاع یونی مشابه با امکان تعویض یونی مانند آهن و منگنز نشانگر تأثیر سازندهای زمین‌شناسی یا منشأ مشترک و مکانیسم‌های انحلال یا انتقال مشابه آنها است. انحلال سازندهای آهنکی عمده منشأ آزادسازی آهن و منگنز در منطقه است. همچنین زهکشی آب‌های سطحی از معدن سنگ آهن می‌تواند مقادیر قابل توجهی از این عنصر را به ویژه در مکان‌های جنوبی دشت، وارد آب زیرزمینی نماید. آلومینیم نیز بیشترین همبستگی را با سیلیس نشان داد که می‌تواند ناشی از انحلال سازند پرکامبرین با واحدهای فلدسپات K و Na دار و پلاژیوکلاژ Ca دار باشد. مقادیر عناصر سنگین Fe، Mn و Al نمونه‌های اندازه‌گیری شده در برخی از نقاط نمونه‌برداری شده بیش از استاندارد جهانی WHO هستند که می‌بایست به غیرقابل شرب بودن این نمونه‌ها توجه نمود.

شاخص کلی آلودگی فلزات سنگین (HPI) آب زیرزمینی دشت نقره در حد غیرآلوده تشخیص داده شد. حدود ۳۰٪ از نمونه‌های برداشت شده بر اساس رده‌بندی کیفی آلودگی فلزات سنگین در رده ضعیف تا غیرمناسب قرار دارند. عنصر Al با شاخص آلودگی ۱۱۸/۹۵ بیشترین تأثیر را بر آلودگی ناشی از فلزات سنگین دشت نقره دارد. نقاط ۳۲، ۱۹ و ۲۳ دارای بیشترین شاخص آلودگی HPI با مقادیر به ترتیب ۱۶۱، ۲۲۰، ۸۷۱ هستند که به عنوان تهدیدی برای سلامت انسان محسوب می‌شوند و لزوم بررسی منابع زمین‌زاد و انسان‌زاد آلودگی در محدوده مطالعاتی را

اهمیت می‌بخشد. در مناطق مرکزی و شرق محدوده مطالعاتی توزیع مکانی مقادیر بالای شوری با توزیع مکانی شاخص HPI همخوانی دارد. در این مناطق غلظت بالای فلزات سنگین را می‌توان به انحلال زمین‌زاد آنها و استخراج معدن سنگ آهن مرتبط دانست. عمق کم سطح ایستابی و افزایش تبخیر نیز نقش عمده‌ای در تغلیظ عناصر در آب زیرزمینی دارد.

پتانسیل کشاورزی بالا، وجود واحدهای صنعتی متفاوت و عدم وجود سیستم تخلیه و تصفیه مناسب منجر به نفوذ فاضلاب‌ها به آب زیرزمینی شده است. با وجود آبخوان آزاد و عمق کم آب زیرزمینی، افزایش آلودگی آب زیرزمینی محتمل می‌شود و لزوم پایش دوره‌ای فلزات سنگین و تعیین شرایط اکسیداسیون و احیا، به منظور بررسی منشأ و مکانیسم‌های حاکم بر انحلال فلزات سنگین اهمیت می‌یابد.

با توجه به افزایش آلودگی زیست‌محیطی فلزات سنگین، استفاده از روش‌های مناسب برای حذف این عناصر از محیط زیست امری ضروری است. در این راستا کنترل استفاده از کود و انواع آفت‌کش‌ها در بخش کشاورزی و همچنین جلوگیری از تخلیه فاضلاب برخی واحدهای صنعتی، سیستم فاضلاب شهری مناسب و بهره‌برداری مؤثر از تصفیه‌خانه نقره، می‌تواند به عنوان عامل پیشگیری کننده از آلودگی هر چه بیشتر منابع آبی این دشت در آینده شود.

#### سپاسگزاری

از مسئول محترم آزمایشگاه آشناسی دانشکده علوم زمین دانشگاه تبریز و شرکت آب و فاضلاب استان آذربایجان شرقی که در انجام آنالیزهای آزمایشگاهی همکاری لازم را مبذول نمودند تشکر و قدردانی می‌شود.

#### کتابنگاری

- استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۸- آب آشامیدنی، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، استاندارد شماره ۱۰۵۳، تجدید نظر ۵.
- اصغری مقدم، ا.، ۱۳۸۹- اصول شناخت آب‌های زیرزمینی، انتشارات دانشگاه تبریز، ۳۴۹ ص.
- سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی، ۱۳۹۰- مطالعات بهنگام سازی بیلان منابع آب محدوده‌های مطالعاتی حوضه آبریز دریاچه ارومیه منتهی به سال آبی ۸۹-۹۰، گزارش بیلان منابع آب محدوده مطالعاتی نقره، جلد ۵، ضمیمه ۷، کد ۳۰۰۷.
- کرباسی، م، کرباسی، ا.، صارمی، ع. و قربانی زاده خرازی، ح.، ۱۳۸۹- بررسی میزان غلظت عناصر سنگین در منابع تأمین کننده آب شرب شهرستان الشتر در سال ۱۳۸۸، مجله دانشگاه علوم پزشکی لرستان ۱۲(۱): ۴۳ ص.
- ندیری، ع. ا.، اصغری مقدم، ا.، صادقی اقدم، ف. و آقایی، ح.، ۱۳۹۱- بررسی آنومالی آرسنیک موجود در منابع آب سد سهند، محیط شناسی ۳۸(۳): ۶۱-۷۴.

#### References

- Al-Garni, S., 2005- Biosorption of lead by gram-ve capsulated and non-capsulated bacteria. *Water SA* 1(3): 345-349.
- Ameh, E. G. and Akpah, F. A., 2011- Heavy metal pollution indexing and multivariate statistical evaluation of hydrogeochemistry of River PovPov in Itakpe Iron- ore mining area, Kogi State, Nigeria. *Advances in Applied Science Research* 2(1): 33-46.
- ASTM, 2002- Annual book of ASTM standards. American Society for Testing and Materials, Section 11, Water and environmental technology vol.11.01. 1020 p.

- Balakrishnan, A. and Ramu, A., 2016- Evaluation of Heavy Metal Pollution Index (HPI) of Ground Water in and around the Coastal Area of Gulf of Mannar Biosphere and Palk Strait. *Journal of Advanced Chemical Sciences* 2(3): 331–333.
- Bouwer, H., 1978- *Groundwater Hydrology*: McGraw-Hill Book.
- Chabukdhara, M., Gupta, S. K., Kotecha, Y. and Nema, A. K., 2017- Groundwater quality in Ghaziabad district, Uttar Pradesh, India: Multivariate and health risk assessment. *Chemosphere* 179: 167-178.
- Davis, N. S. and Dewiest, R. J. M., 1966- *Hydrogeology*. John Wiley and Sons Inc, U.S.A. 463 pp.
- Duffus, J. H, 2002- Heavy metals-a meaningless term?. *Pure Appl Chem* 74(5): 793–807.
- Elumalai, V., Brindha, K. and Lakshmanan, E., 2017- Human exposure risk assessment due to heavy metals in groundwater by pollution index and multivariate statistical methods: a case study from South Africa. *Water* 9(4): 234.
- Emberger, L., 1930- La vegetation de la region mediterraneenne. *Essai d'une classification des groupements vegetaux*. *Rev. Gen. Bot* 42: 641-662,705-721.
- Freeze, R. A. and Cherry, J. A., 1979- *Groundwater*: Prentice Hall Inc. New Jersey.
- Hauke, J. and Kossowski, T., 2011- Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficient on the same sets of data. *Questiones Geographicae, Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznan* 30(2): 87–93.
- He, J. and Charlet, L., 2013- A review of arsenic presence in China drinking water. *Journal of Hydrology* 49(2): 79-88.
- Helsel, D. R. and Hirsch, R. M., 2002- *Statistical methods in water resources, Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey*. Retrieved from <http://water.usgs.gov/pubs/twi/twi4a3/>.
- Hem, J. D., 1985- *Study and Interpretation of Chemical Characteristics of Natural Water*. Third Edition. Geological Survey Water-Supply Paper 2254. United States Government Printing Office, Washington, D.C.
- Homonick, S. C., McDonald, A. M., Hel, K. V., Dochartaigh, B. E. and Ngwenya, B. T., 2010- Manganese concentration in Scottish groundwater. *Sci. Total Environment* 408(12): 2467-2473.
- Horton, R. K., 1965- An index number system for rating water quality. *Journal-Water Pollution Control Federation* 37: 300-305.
- Hounslow, A. W., 1995- *Water quality data: analysis and interpretation*: Lewis publishers.
- Mac Berthouex, P. and Linfield, C. B., 2002- *Statics for environmental engineers*, 2nd ed. USA: Lewis publishers; CRC Press.
- Majhi, A. and Biswal, S. K., 2016- Application of HPI (Heavy Metal Pollution Index) and Correlation Coefficient For The assessment of ground water quality near Ash Ponds of thermal power plants. *International Journal of Science Engineering and Advance Technology* 4: 8.
- Nadiri, A. A., Sadeghi Aghdam, F., Khatibi, R. and Asghari Moghaddam, 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.
- Panigrahy, B. P., Singh, P. K., Tiwari, A. K., Kumar, B. and Kumar, A., 2015- Assessment of heavy metal pollution index for groundwater around Jharia Coalfield region. India. *Biodivers Environ Sci* 6(3): 33-39.
- Pearson, K., 1920- Notes on the History of Correlation Author. *Biometrika* 13(1): 25-45.
- Prasad, B. and Bose, J. M., 2001- Evaluation of heavy metal pollution index for surface and spring water near lime stone mining area of lower Hamialayas. *Environmental Geology* 4: 183-188.
- Prasad, B. and Jaiprakash, K. C., 1999- Environmental of heavy metals in groundwater near mining area and development of heavy metal pollution index. *J. Environ Sci Health A* 34: 91-102.
- Reza, R. and Sing, G., 2010- Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *Environ. Sci tech* 7(4): 785-792.
- Schwartz, F. W. and Zhang, H., 2003- *Fundamentals of Ground Water*: John Wiley and Sons Inc.
- Singh, P. K., Tiwarri, A. K., Panigarhy, B. P. and Mahato, M. K., 2013- Quality indices used for water resources vulnerability assessment using GIS technique: a review. *Earth Sci Eng* 6(6-1): 1594-1600.
- Tamasi, G. and Cini, R., 2004- Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy). Possible risks from arsenic for public health in the Province of Siena. *Science of the Total Environment* 327: 41-51.
- WHO., 2003a- Aluminium in Drinking-water. World Health Organization.
- WHO., 2003b- Chromium in Drinking-water. World Health Organization.
- WHO., 2003c- Iron in Drinking-water. World Health Organization
- WHO., 2003d- Zinc in Drinking-water. World Health Organization.

- WHO., 2008- Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization.
- WHO., 2011a- Arsenic in Drinking-water. World Health Organization.
- WHO., 2011b- Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization.
- WHO., 2011c- Manganese in Drinking-water Quality. World Health Organization.

# Investigation of groundwater hydrogeochemical characteristics of Naqadeh plain aquifer and heavy metal pollution index (HPI)

A. Asgharai Moghaddam<sup>1</sup>, A. A Nadiri<sup>2</sup> and F. Sadeghi Aghdam<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>Professor, Department of Earth Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran

<sup>2</sup>Associate Professor, Department of Earth Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran

<sup>3</sup>Ph. D. student, Department of Earth Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran

Received: 2018 May 01

Accepted: 2018 December 31

## Abstract

Naqadeh plain located in the southwestern part of Urmia Lake. In recent years, agricultural development and increasing industrial units, in addition to inadequate disposal of urban, industrial and agricultural wastewater to the Gedar River, increase the risk of groundwater contamination. In order to monitor the groundwater resources of this plain, 33 water samples from exploitation wells were collected. Hydrochemical parameters and the concentration of the major, minor and heavy metals elements (Fe, Mn, Zn, Al, As and Cr) of collected samples were analyzed. In order to identify the origin of heavy metals and the related geogenic and anthropogenic pollution sources of them, hydrochemical diagrams, statistical analysis, spatial distribution maps and geological interpretations were used. The results indicate the concentration of some parameters including EC, and heavy metals include, Fe, Mn, and Al are higher than the international standard (WHO) limits. Heavy metals Pollution Index (HPI) was used to understand the drinking quality of groundwater resources in regard to the concentrations of six heavy metals. Classification results show a good quality for 70% and inadequate quality for 30% of the samples. The total HPI index of Naqadeh plain is 23.24, which is lower than its critical values (100). Also, the highest HPI of sampling points with values of 161, 220, and 871 threaten human health. High concentrations of heavy metals can be related to the dissolution of geological formations, mining of iron ore, and the activity of industrial units and the condensation of elements in groundwater due to high evaporation in areas with a low depth of groundwater.

**Keywords:** Naqadeh plain, Hydrogeochemistry, Groundwater, Heavy metal pollution index (HPI).

For Persian Version see pages 97 to 110

\*Corresponding author: F. Sadeghi Aghdam; E-mail: Fariba\_Sadeghi@tabrizu.ac.ir