

کیفیت آب در بخش شمال غربی باشند.

بررسی هیدروژئوشیمی دشت ملکان از نظر آلودگی منابع آب به عناصر فرعی و کمیاب

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، آلاینده‌ها، فلزات سنگین،
ارزیابی محیط زیستی.

فرحناز عزیزی^{۱*}، اصغر اصغری مقدم^۲ و امیرحسین ناظمی^۳

تاریخ دریافت: ۹۷/۰۷/۱۳ تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۲/۱۵

مقدمه

از جمله نگرانی‌های محیط زیستی که امروزه در کانون توجه سازمان‌های محیط زیستی و بهداشتی قرار گرفته است، آلودگی‌های ناشی از عناصر فرعی و کمیاب است. با گسترش شهرنشینی، توسعه کشاورزی و صنعت، آلودگی محیط زیست به یک مشکل جهانی تبدیل شده است. مقادیر بیش از حد مجاز برخی عناصر در آب بر سلامت انسان تأثیر سوء داشته و منجر به غیر قابل مصرف شدن آب می‌شود. منابع اصلی آلودگی آب‌ها به منابع صنعتی، کشاورزی، طبیعی و شهری تقسیم‌بندی می‌شوند [۲۷].

از نظر هیدروشیمیایی مواد تشکیل دهنده منابع آب در سه دسته کلی، یون‌های اصلی با غلظت بیش‌تر از ۵ میلی‌گرم بر لیتر، یون‌های فرعی با غلظت ۰/۰۱ تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر و یون‌های کمیاب با غلظت کمتر از ۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر قرار می‌گیرند [۸]. از این میان مهم‌ترین و تأثیرگذارترین مواد تشکیل دهنده آب بر سلامتی انسان یون‌هایی فرعی و کمیاب هستند که عموماً شامل فلزات سنگین، فلوراید، نیتрат و غیره هستند. منشأ این مواد در آب می‌تواند طبیعی یا زمین زاد و یا ناشی از فعالیت‌های انسانی یا انسان زاد باشد.

با توجه به سمی بودن غلظت بالای فلزات سنگین اخیراً مطالعات فراوانی در این زمینه صورت گرفته است [۷]. فلزات سنگین تجزیه نمی‌شوند و به تدریج در بافت‌های چربی، عضلات، استخوان‌ها و مفاصل انسان تجمع می‌یابند. مغز مهم‌ترین عضو مورد هدف آرسنیک است. مصرف طولانی مدت آن سبب بیماری فشارخون، دیابت و اختلال عملکرد کبد و سرطان ریه، مثانه، کبد، کلیه و پوست می‌گردد [۱۷]. ترکیبات آرسنیک می‌توانند منجر به جهش ژنتیکی و آسیب DNA گردند [۲۰].

افزایش خطر ابتلا به سرطان ریه از اثرات استنشاق کادمیم نیز می‌باشد. تمرکز بیش از حد کادمیم در بدن حیوانات و انسان موجب بروز ناراحتی‌هایی همچون برونشیت، تخریب کلیه، افزایش فشار خون و تصلب شرایین می‌شود [۲۶]. سرب باعث آسیب جدی مغزی مثل عقب ماندگی ذهنی، اختلالات رفتاری، مشکلات حافظه

چکیده

حفاظت کمی و کیفی و جلوگیری از آلوده شدن منابع آب، بسیار اهمیت دارد. یکی از عوامل آلوده‌کننده آب، عناصری است که بدلیل داشتن ثبات شیمیایی و قدرت تجمع‌پذیری در بدن موجودات زنده، مقادیر بیش از حد مجاز آن‌ها باعث ایجاد بیماری‌های مختلف می‌شود. این تحقیق با هدف بررسی هیدروشیمی آبخوان دشت ملکان، اندازه‌گیری غلظت عناصر کمیاب، آلودگی‌های موجود و عوامل مؤثر بر آن‌ها در منابع آب آشامیدنی بر اساس استانداردهای سازمان جهانی بهداشت و استاندارد آب آشامیدنی ایران انجام شده است. در این راستا، ۴۱ نمونه، از منابع آب زیرزمینی تهیه و مورد آنالیز شیمیایی قرار گرفته است. حضور عناصر اصلی در غلظت‌های بالا، موجب افزایش هدایت الکتریکی در مسیر جریان آب زیرزمینی به ویژه در بخش‌های غرب و شمال‌غرب محدوده مورد مطالعه است و کیفیت آب از مناطق تغذیه به سمت مناطق انتهایی دشت کاهش داشته است. نتایج نشان داد، غلظت فلزات سنگین از جمله روی، کروم، منگنز، آهن و آلومینیوم در همه نمونه‌ها کمتر از حد استاندارد است. آلودگی آرسنیک در بخش شمال غربی آبخوان، حاصل فرایند تغلیظ به صورت تبخیری است. در کلیه نمونه‌ها میزان یون فلئوئور کمتر از حداکثر غلظت مجاز توصیه شده سازمان جهانی بهداشت و استاندارد آب آشامیدنی ایران است. همچنین، نتایج حاکی از تأثیر فعالیت‌های انسانی از طریق افزایش یون نیترات و بور بر کیفیت آب زیرزمینی دشت ملکان است. بر اساس نتایج حاصل عواملی از جمله تبادل یونی، شسته شدن املاح از لایه‌های رسی-نمکی، فعالیت‌های انسانی و تبخیر از منابع آب زیرزمینی انتهایی دشت می‌تواند از عوامل کاهش

۱. دکتری هیدروژئولوژی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران، نویسنده مسئول، Email: fazizi90@yahoo.com

۲. استاد هیدروژئولوژی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

۳. استاد هیدروژئولوژی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران.

و تغییرات خلقی می‌شود. وجود مس به مقدار بالا باعث ایجاد بیماری‌هایی از قبیل کم خونی، تغییرات در استخوان‌ها، افزایش کلسترول و سبز شدن رنگ موها در بدن و نیز گاهی منجر به مرگ می‌شود. کروم از عناصر اصلی در سوخت و ساز کربوهیدرات‌ها و چربی‌ها به حساب می‌آید به طوری که عدم مصرف کافی کروم به افزایش خطر ابتلا به انواع دیابت، بیماری‌های قلبی-عروقی و اختلال در سیستم دفاعی بدن منجر می‌شود. این فلز سنگین در دو حالت Cr^{3+} و Cr^{6+} وجود دارد که حالت Cr^{6+} آن برای انسان سرطانزا معرفی شده است [۲۶، ۱۸]. فلز روی به طور طبیعی حدود ۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک وجود دارد اما فعالیت‌های صنعتی از قبیل استخراج معادن، پردازش فولاد و احتراق غلظت آن را افزایش می‌دهد. این فلز تشکیل دهنده بیش از ۳۰۰ آنزیم است و به عنوان یک فلز ضروری برای انسان که کمبود آن به کم خونی، نقص مادرزادی و در موارد شدید به مرگ می‌انجامد مطرح است. آگاهی در مورد سمیت روی در انسان کم است اما مهم‌ترین اطلاعات گزارش شده حاکی از تداخل آن با متابولیسم مس در بدن می‌باشد. فلزاتی مانند سرب، کادمیوم، جیوه، نقره، آلومینیوم، باریم و آرسنیک در هر غلظتی هر چند ناچیز، زیان آور بوده و در دراز مدت اثرات نامطلوبی بدن‌بال خواهند داشت [۱۸].

برخی از عناصر در بدن موجودات زنده، در ساختمان مولکول‌ها شرکت و نقش کوانزیمی در واکنش‌های مختلف دارند. فلئوئور یکی از مهم‌ترین عناصر مؤثر بر استحکام دندان‌ها و استخوان‌ها می‌باشد. وجود یون فلوراید در آب آشامیدنی در حد مجاز برای سلامت انسان مفید بوده و در مقادیر بیش از آن موجب ایجاد فلئوروزیس دندان‌ها و در مقادیر خیلی بالاتر منجر به فلئوروزیس استخوانی می‌گردد [۱۱]. از آن‌جایی که بیش‌تر یون فلوراید وارد شده به بدن از طریق آب آشامیدنی می‌باشد، می‌توان به اهمیت تعیین مقادیر آن در آب‌های آشامیدنی پی برد.

عنصر بور از نظر زیست‌شناختی در مقادیر کم یک عنصر حیاتی و اصلی برای موجودات زنده است ولی در تمرکز بالا برای گیاهان و انسان مضر است و به عنوان یک عنصر سمی به شمار می‌رود. زمانی که فردی مقدار زیادی غذای دارای بور مصرف کند، غلظت بور در بدن به اندازه‌ای افزایش می‌یابد که در بدن فرد مشکلات فراوانی ایجاد می‌کند. بور سبب عفونت معده، کبد، کلیه‌ها و مغز می‌شود [۱].

هم‌چنین آلودگی منابع آب زیرزمینی به نیترات، به عنوان یکی از شاخص‌های شیمیایی آلودگی آب، از دیرباز مورد توجه بوده است. با توجه به مطالعات انجام شده، فعالیت‌های گسترده صنعتی، کشاورزی و خدماتی از قبیل دفع فاضلاب‌های تصفیه نشده در محیط زیست، مصرف بی‌رویه کودهای حیوانی و شیمیایی در کشاورزی و غیره منجر به ورود ترکیبات مختلف نیتروژن، به خصوص یون نیترات به منابع آب (سطحی و زیرزمینی) گردیده است. غلظت بالای آن در آب زیرزمینی ضمن ایجاد خطرات اکولوژیکی برای سلامتی مضر

می‌باشد. مسمومیت با نیترات در سطوح غلظت بالا سبب ایجاد مشکلات قلبی-عروقی و در سطوح غلظت پایین سبب بیماری متهموگلوبینا می‌گردد [۲۲].

مطالعات بسیاری در رابطه با کیفیت آب زیرزمینی و عوامل مؤثر و کنترل‌کننده مشخصات شیمیایی آن انجام گرفته است، می‌توان به مواردی از قبیل بررسی تأثیر عوامل طبیعی و انسانی بر کیفیت منابع آب دشت لنجان اصفهان توسط ناصری و همکاران [۲۳] و بررسی آنومالی آرسنیک و منشأ احتمالی آن در آب زیرزمینی دشت خوی توسط اصغری مقدم و جلالی [۲] اشاره کرد. در مطالعه دیگری در اتیوپی آب آشامیدنی مناطق پرجمعیت، از نظر آلودگی به فلزات سنگین مورد ارزیابی قرار گرفته است [۱۹]. باشکار و همکاران در سال ۲۰۱۰ غلظت فلزات سنگین در آب‌های سطحی و زیرزمینی ۷ منطقه در هند مورد ارزیابی قرار گرفته است [۶].

کیفیت آب به ترکیب آب تغذیه‌ای، ترکیب کانیایی و واکنش‌پذیری سازندهای زمین‌شناسی موجود در آبخوان‌ها و فعالیت‌های بشری بستگی دارد [۱۵]. یکی از عوامل مهم در بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی، تعیین میزان عناصر کمیاب است، زیرا کاربردهای امکان‌پذیر آب را تحت تأثیر قرار می‌دهد [۲۵]. همگام با رشد صنعتی و اقتصادی و تولید انواع مختلف ترکیبات و مواد شیمیایی به طور ناخواسته موادی چون انواع فلزات سنگین و سمی به طبیعت وارد می‌شود و خطرات جدی به همراه دارد. مطالعه حاضر با هدف تعیین غلظت عناصر آلاینده و کمیاب در منابع آب شرب و جهت سنجش میزان آلودگی آب به واسطه این عناصر، انجام شده است. لذا هدف اصلی این پژوهش، بررسی توزیع مکانی و عوامل کنترل‌کننده غلظت آلاینده‌هایی از جمله فلزات سنگین، نیترات، فلوراید و بور در منابع آب زیرزمینی آبخوان ساحلی دشت ملکان می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

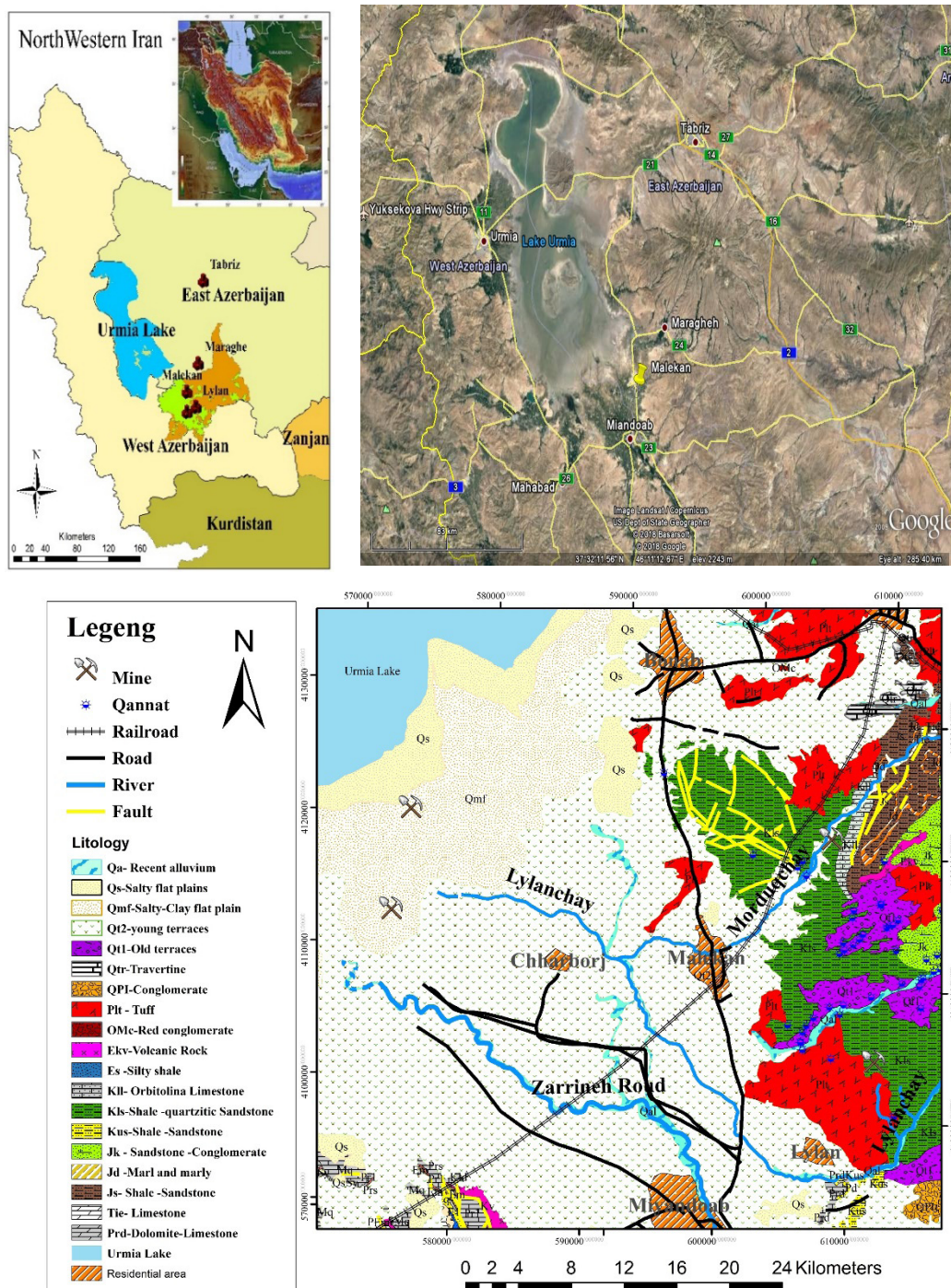
محدوده مطالعاتی ملکان، در شمال‌غرب ایران، جنوب‌غرب استان آذربایجان شرقی و جنوب‌شرق دریاچه ارومیه واقع شده است (شکل ۱). حوزه آبریز این دشت از زیرمجموعه حوزه آبریز دریاچه ارومیه است، مردق‌چای و لیلان‌چای از مهم‌ترین زهکش‌های سطحی دشت می‌باشند که از دامنه‌های جنوبی کوه سهند سرچشمه گرفته و پس از عبور از سطح دشت به دریاچه ارومیه می‌ریزند. وسعت این حوزه آبریز ۱۸۴۵ کیلومتر مربع و مساحت دشت ملکان در حدود ۵۱۵ کیلومتر مربع می‌باشد.

دشت ملکان با امتداد شمال غربی- جنوب شرقی در زون زمین‌ساختاری البرز- آذربایجان واقع شده است. تشکیلات زمین‌شناسی مختلفی از رسوبات متعلق به دوره اینفراکامبرین تا کواترنری در محدوده مورد مطالعه رخنمون دارند. چشمه‌های معدنی فعال در منطقه لایه‌های زیادی از تراورتن ایجاد نموده است. عملکرد زون گسلی باعث ایجاد درز و شکاف در سنگ‌های شکننده

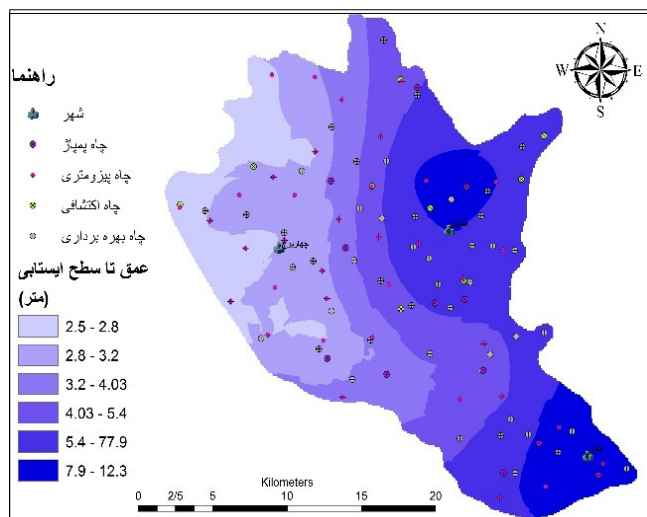
با سازندهای زمین‌شناسی مختلف را دارد (شکل ۲-الف). در شمال غربی دشت به علت بالا بودن سطح آب (شکل ۲-ب) و تبخیر ناشی از آن و نیز به سبب وجود املاح زیاد در آب به مرور لایه‌هایی از نمک در سطح تشکیل شده است. رسوبات رسی، علاوه بر این‌که از نفوذپذیری بسیار کمی برخوردار هستند، به علت داشتن لایه‌های گچ و نمک بر کیفیت آب اثر نامطلوب می‌گذارند [۳].

از جمله واحدهای آهکی- دولومیتی و ماسه سنگی شده است. رسوبات آبرفتی از نقطه نظر آب زیرزمینی به دلیل نفوذپذیری و متخلخل بودن و توانایی در تشکیل آبخوان دارای اهمیت بیشتری هستند. شکل (۱) موقعیت جغرافیایی و نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

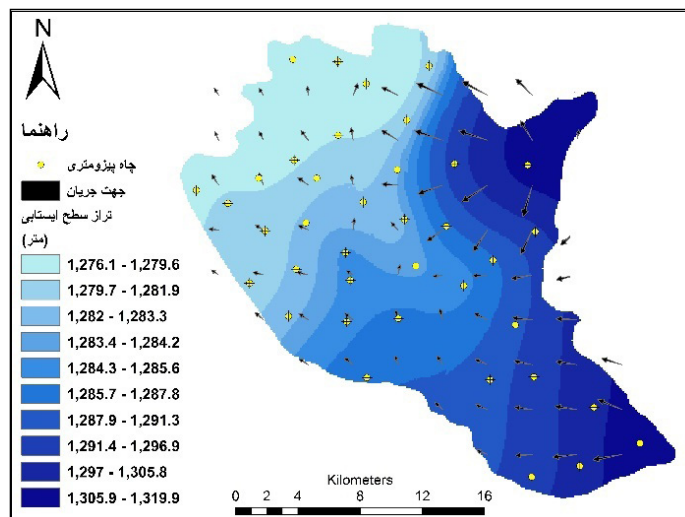
جهت جریان آب‌های زیرزمینی در دشت ملکان، از جنوب شرق به شمال غرب بوده و در نتیجه حرکت آب در آبخوان با سرعت بسیار اندک، آب فرصت کافی جهت واکنش، انحلال و تبادل یونی



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی و نقشه زمین‌شناسی دشت ملکان.



(ب)



(الف)

شکل ۲: الف) نقشه هم تراز سطح ایستابی و ب) عمق تا سطح ایستابی.

جدول ۱: خلاصه آماری نتایج آنالیز شیمیایی منابع انتخابی دشت ملکان.

SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	TDS	EC(μS/cm)	pH	پارامتر واحد
mg/l								μmhos/cm		-	
۵۱۱/۵	۴۴۱/۱	۲/۵	۵۳۵/۹	۸/۹	۳۸۴/۵	۷۳/۸	۱۸۳	۲۱۸۴/۱	۲۷۴۹	۷/۸	میانگین
۶۱۲/۱	۷۸۳/۱	۹/۳	۱۶۵/۴	۱۱/۴	۵۱۵/۲	۸۵/۷	۱۵۵/۷	۱۹۷۴/۳	۲۸۱۷	۰/۴	انحراف معیار
۱۱۹/۶	۱۷۷/۵	۳۷۰/۶	۳۰/۸	۱۲۸	۱۳۴	۱۱۶/۱	۸۵/۱	۹۰/۳	۱۰۲/۴	۵/۷	ضریب تغییرات %
۳۲۷۸/۹	۳۷۰۴/۱	۴۵/۶	۱۰۸۸/۲	۶۸/۱	۲۷۸۲/۶	۴۲۷/۲	۸۷۲	۱۰۴۹۴/۳	۱۴۷۱۰	۸/۶	حداکثر
۵۶/۶	۲۳/۱	۰	۲۳۹/۱	۰/۸	۲۹	۱۶/۳	۳۵/۲	۵۷۲/۶	۶۹۱	۶/۹	حداقل
-	۴۵۰/۵	۰	۴۴۴/۱	۶/۳	۹۶/۸	۳۸/۴	۶۷/۲	-	۱۲۸۳	۷/۹	مد
۲۵۱/۷	۱۳۰/۱	۰	۴۹۷/۷	۶/۳	۱۷۴/۲	۵۰/۹	۱۲۹/۶	۱۴۱۴/۶	۱۴۸۲	۷/۹	میانه
۳۲۲۲/۳	۳۶۸۱/۱	۴۵/۶	۸۴۹/۱	۶۷/۳	۲۷۵۳/۵	۴۱۰/۹	۸۳۶/۸	۹۹۲۱/۷	۱۴۰۱۹	۱/۷	دامنه تغییرات
۲/۶۶	۳	۳/۷	۰/۹	۴	۳	۳/۶	۲/۸۴	۲/۷	۲/۵	۰-۴	چولگی
۳۷۴۷۴۷	۶۱۳۲۰۸	۸۷/۲	۲۷۳۶۸	۱۲۹/۲	۲۶۵۴۴۶	۷۳۴۶	۲۴۲۴۹	۳۸۹۷۹۶۲	۷۹۳۸۳۳۳	۰/۲	واریانس

الکتریکی) و مشخصه‌های شیمیایی شامل کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻), یون‌های فرعی (Fe, Mn, Al), (نیتрат، فلوراید و بور) و برخی از فلزات سنگین (Zn, Cr, As) به کمک روش‌های آماری و از راه رسم نمودارهای هیدروژئوشیمیایی در محیط نرم‌افزار RockWare Aq.QA تغییر و تفسیر شده است. نقشه‌های پراکندگی مکانی در محیط نرم‌افزار Arc GIS 10.3.1 و به کمک روش کریجینگ بیزین تجربی^۱ (EBK) رسم شده است. بعد از اندازه‌گیری، داده‌ها با استانداردهای آب شرب ایران (استاندارد شماره ۱۰۵۳ مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران) در مورد ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب آشامیدنی و رهنمودهای WHO مقایسه گردید. خلاصه آماری نتایج آنالیز شیمیایی منابع انتخابی دشت ملکان در جدول (۱) نشان داده شده است. در جداول (۲ و ۳) استانداردها (S_i) برای یون‌های مختلف آب آشامیدنی بر حسب میلی‌گرم بر لیتر آمده است.

1. Experimental Bayesin Kriging

به منظور بررسی هیدروژئوشیمی منطقه، نمونه برداری از ۴۱ حلقه چاه با پراکندگی مناسب، در تیرماه سال ۱۳۹۵ جهت آنالیز عناصر اصلی و فرعی در ظروف پلی اتیلنی جداگانه صورت گرفته است. هم‌چنین برای آنالیز عناصر کمیاب، شامل فلزات سنگین، ۲۲ نمونه در ظروف پلی اتیلنی جداگانه تهیه و مطابق استانداردها با اضافه کردن اسید نیتریک غلیظ به هر یک از ظروف نمونه برداری pH آب به زیر ۲ رسانده شد تا از رسوب احتمالی یون‌ها و افزایش pH و رشد میکروارگانیسم‌ها جلوگیری شود و هم‌چنین جذب سطحی به وسیله دیواره‌های ظرف به حداقل برسد [۲۴:۹]. موقعیت نقاط نمونه برداری در شکل (۳) نشان داده شده است.

آنیون‌های سولفات، نیترات، فلوراید و بور به روش اسپکتروفتومتری در آزمایشگاه آبشناسی دانشگاه تبریز و عناصر کمیاب به روش جذب اتمی در آزمایشگاه کنترل کیفی آب استان آذربایجان شرقی مطابق استانداردها اندازه‌گیری شدند. مشخصه‌های تجزیه و تحلیل شده شامل مشخصه‌های فیزیکی (اسیدیته، هدایت

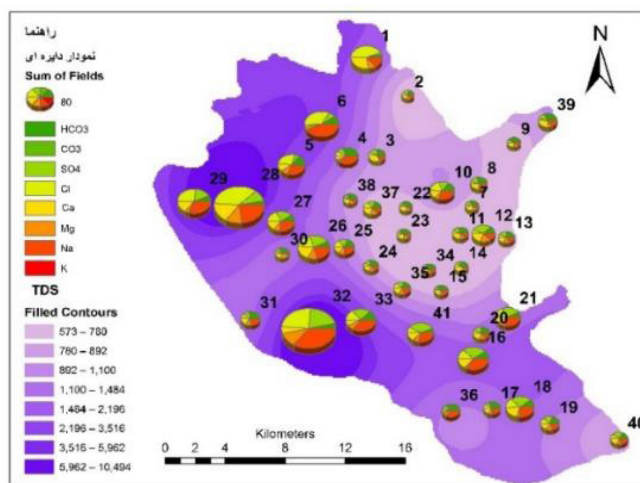
جدول ۲: حداقل و حداکثر حد استاندارد غلظت فلوراید در آب آشامیدنی [۲۴].

میزان سالیانه حداکثر دما هوای روزانه (درجه سلسیوس)	حداقل مقدار مجاز فلوئور mg/l	حد متوسط مقدار فلوئور mg/l	حداکثر مقدار مجاز فلوئور mg/l
۱۰-۱۲	۱/۱	۱/۲	۲/۴
۱۲-۱۴/۶	۱	۱/۱	۲/۲
۱۴/۶-۱۷/۷	۰/۹	۱	۲
۱۷/۷-۲۱/۵	۰/۸	۰/۹	۱/۸
۲۱/۵-۲۶/۳	۰/۷	۰/۸	۱/۶
۲۶/۳-۳۲/۵	۰/۶	۰/۷	۱/۴

نتایج و بحث

نتایج تجزیه آزمایشگاهی نمونه‌های آب زیرزمینی نشان می‌دهد که مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌ها از ۶۹۱ تا ۱۴۷۱۰ میکروموس بر سانتی‌متر متغیر است، حضور عناصر اصلی در غلظت‌های بالا عامل افزایش هدایت الکتریکی در آبخوان است. مقادیر بالای EC به ویژه در قسمت‌های غربی و انتهایی دشت از شیب بسیار کم سطح زمین و سطح ایستابی، ژرفای کم سطح آب زیرزمینی و تبخیر از آن، ناشی می‌شود.

شکل (۳) تغییرات TDS و نمودار دایره‌ای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت ملکان را نشان می‌دهد. با در نظر گرفتن غلظت بالای عناصر کلسیم، سدیم، کلراید، سولفات و بیکربنات، احتمال ورود آنها به آب زیرزمینی از طریق انحلال رسوبات آهکی و دولومیتی ارتفاعات شرق و جنوب شرق دشت، اختلاط با آب‌های تحت تاثیر محلول‌های نمکی در غرب و شمال غرب منطقه زیاد است. به علت بالا بودن سطح آب و تبخیر آن و نیز به سبب وجود املاح زیاد در آب، لایه‌هایی از نمک در بین نهشته‌های آبرفت تشکیل شده و باعث افزایش بیش از حد غلظت کل مواد جامد محلول آب زیرزمینی در شمال غرب گردیده‌اند.

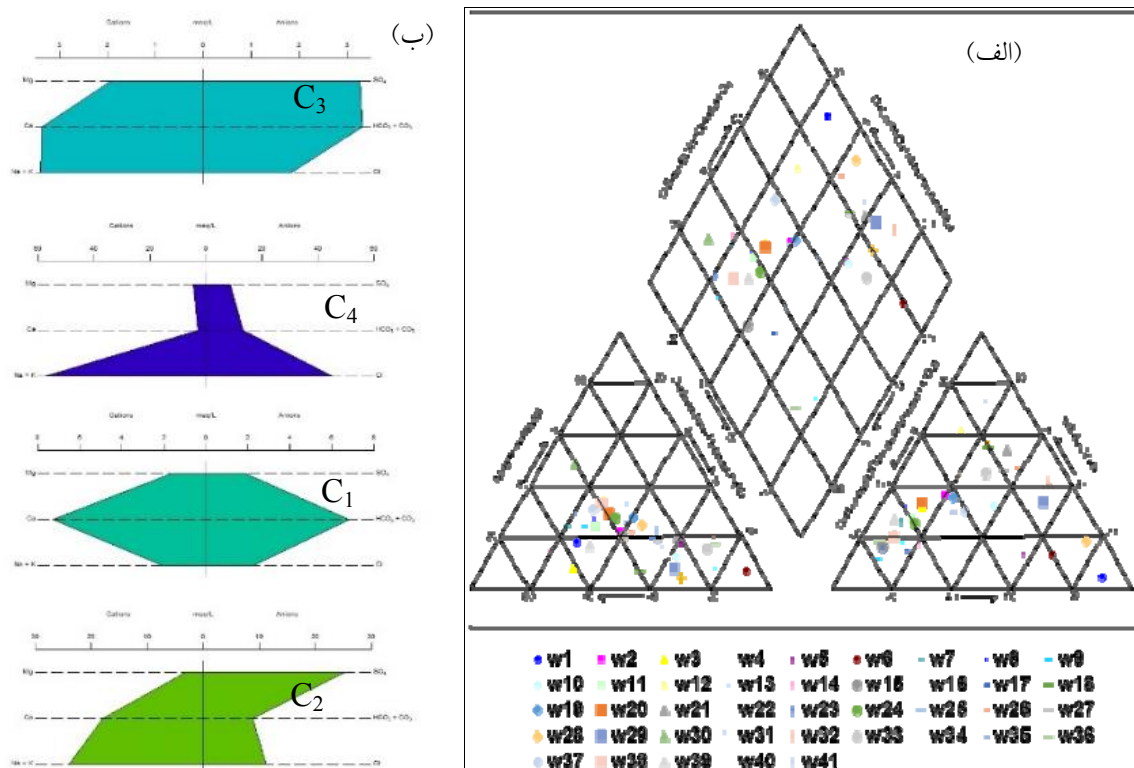


شکل ۳: تغییرات TDS و نمودار دایره‌ای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت ملکان.

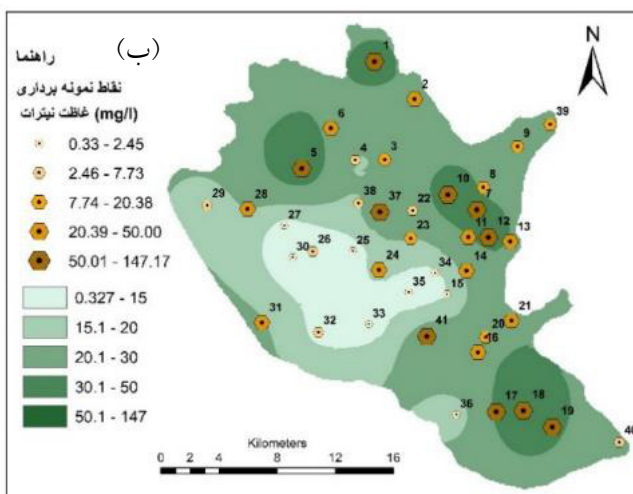
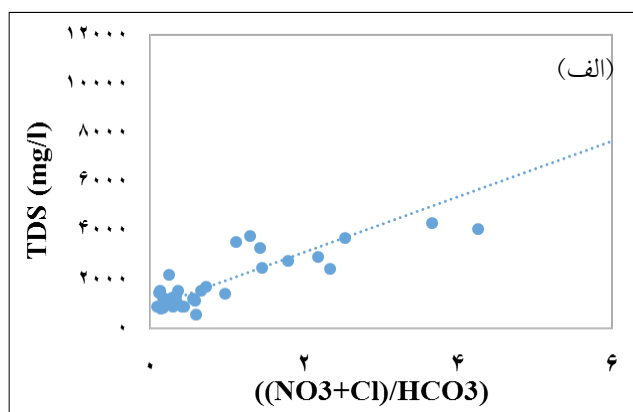
دیاگرام‌های استیف می‌توانند در مقایسه نمونه‌ها برای به دست آوردن منشأ آنها راه حلی مفید و سریع باشند، به طوری که در

این دیاگرام‌ها اختلاف بین تجزیه و تحلیل‌های شیمیایی متفاوت به خوبی نشان داده می‌شود [۱۳]. نمودارهای استیف رسم شده نشانگر چهار منشأ کیفی برای نمونه‌ها است. شکل (۴-الف) دیاگرام‌های استیف را برای چند نمونه انتخابی که مبین نمونه‌ای از هر مجموعه مختلف نمونه‌های آب، برای منطقه مورد مطالعه است، ارائه می‌دهد. دسته C_1 نشان از منشأ آهکی و دولومیتی، بیش‌تر در نمونه‌های قسمت‌های شرقی و شمال شرقی مشاهده می‌گردد. دسته C_2 نشان دهنده آب‌هایی با منشأ سازندهای تبخیری ژپسی می‌باشد. دسته C_3 نشاندهنده اختلاط در نمونه‌هاست و در نهایت دسته C_4 که خصوصیتی شبیه آب دریا نشان می‌دهد که عموماً نشان دهنده تأثیر لایه‌های نمک دار مارنی منطقه بر این دسته از نمونه‌ها است و نمونه‌های واقع در شمال غرب و غرب منطقه در این دسته قرار گرفته‌اند (شکل ۴-الف). دیاگرام‌های دایره‌ای و استیف برای مقایسه سریع ترکیب شیمیایی نمونه‌های مجزا مفید هستند اما برای ارائه گرافیکی تعداد زیادی از نمونه‌ها دیاگرام‌های مثالی مناسب هستند [۱۰]. شکل (۴-ب) دیاگرام پایپر را برای این نمونه‌ها نشان می‌دهد. جهت درک بهتر وضعیت آب زیرزمینی از لحاظ شیمیایی می‌توان با استفاده از نمودار پایپر و تعیین نقاط آنیون و کاتیون‌های اصلی روی نمودار، نوع آب‌ها، رخساره‌های هیدروژئوشیمیایی و مسیرهای تکامل ژئوشیمیایی را تعیین کرد. براساس دیاگرام پایپر، آب زیرزمینی در منطقه از رخساره حاکم آب زیرزمینی در مناطق شرق و جنوب شرق، مجاور ارتفاعات، متأثر از سازندهای آهکی، بیکربنات کلسیک، تا رخساره‌های سولفات سدیک و کلروره سدیک در مناطق میانی و تخلیه مشخص شده‌اند. تواتر یونی در آب‌های زیرزمینی دشت ملکان در تیرماه ۱۳۹۵ به صورت $Ca^{2+} > Na^{+} + K^{+}$ و $Na^{+} + K^{+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} = HCO_3^{-} > SO_4^{2-} > Cl^{-}$ است. توزیع نقاط در مثلث کاتیونی به صورت خطی از ضلع کلسیم-منیزیم به سمت گوشه سدیم می‌باشد و نشان دهنده تغییر ترکیب آب تحت تأثیر فرایندهای هیدروژئوشیمیایی از جمله تبادل یونی بین آب زیرزمینی و نهشته‌های رسی-مارنی آبخوان است.

افزایش غلظت کلراید و نترات در آب زیرزمینی و افزایش آنها نسبت به بیکربنات نشان دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی در کیفیت این منابع است. بنابراین با رسم نمودار غلظت این یون‌ها در مقابل TDS می‌توان به منشأ آلاینده آب زیرزمینی پی برد [۱۲] همبستگی



شکل ۴: (الف) دیاگرام‌های استیف داده‌های دشت ملکان و (ب) دیاگرام پایپر نمونه‌های دشت ملکان.



شکل ۵: (الف) نمودار TDS در مقابل نسبت $(NO_3+Cl)/HCO_3$ و (ب) پراکنش غلظت یون نیتрат در دشت ملکان.

($R^2 = 0.869$) بین نسبت $(NO_3+Cl)/HCO_3$ و TDS بیان کننده آلودگی نیترات در منطقه است (شکل ۵-الف). (شکل ۵-ب) پراکنش مکانی غلظت یون نیترات (NO_3^-) در آبخوان دشت ملکان را نشان می‌دهد. مقادیر غلظت یون نیترات در نمونه‌های مورد مطالعه از حداقل ۰/۳۳ تا حداکثر ۱۴۷ میلی گرم بر لیتر تغییر می‌یابد. اساس استاندارد غلظت بیش از ۵۰ میلی گرم بر لیتر آن موجب آلودگی می‌گردد [۲۲]. منابع اصلی نیترات در آب‌های زیرزمینی فعالیت‌های کشاورزی و فاضلاب شهری‌اند، نیترات به شدت در آب محلول بوده و به آسانی به وسیله رس‌ها جذب نمی‌شود [۱۳]. پراکنش مکانی غلظت یون نیترات در آبخوان مبین افزایش غلظت این ترکیب در بخش‌های شرق، جنوب شرق و شمال غرب دشت است که به دلیل قرار گرفتن زمین‌های کشاورزی و مناطق مسکونی در این محدوده دشت است.

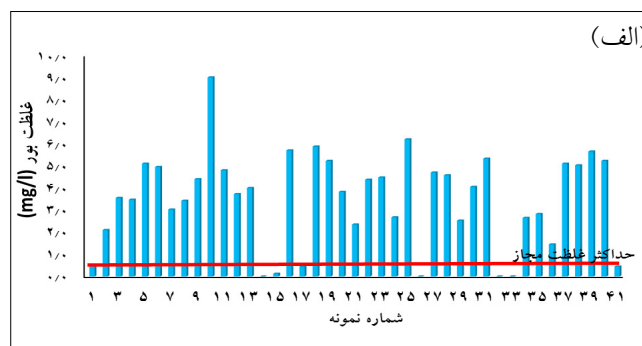
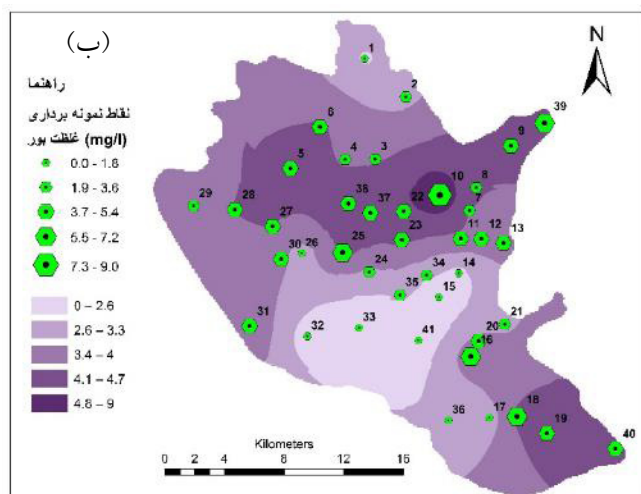
در مجموع، با توجه به روند متفاوت منحنی توزیع یون NO_3^- با عناصر اصلی و فرعی مورد بررسی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت ملکان و با در نظر داشتن غلظت‌های بالای عناصر SO_4^{2-} ، Cl^- و Ca^{2+} و Na^+ احتمال ورود این عناصر به آب زیرزمینی از راه انحلال کربنات‌ها و رسوبات تیخیری زیاد است و غلظت نیترات موجود در منطقه (شکل ۵-الف) به علت فعالیت‌های انسانی می‌باشد و سازندهای زمین‌شناسی سهم اندکی در آلودگی نیترات منطقه دارند. بنابراین، آب‌های برگشتی کشاورزی و دفع پساب‌های خانگی از طریق چاه، با توجه به عمق کم سطح ایستابی در محدوده مطالعاتی، منابع مهم مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت ملکان است.

بررسی‌ها نشان داده است که غلظت‌های بالای یون‌هایی مانند K، Na و B بیش‌تر می‌تواند حاصل واکنش‌های متقابل میان آب-سنگ باشد [۲۸]. مقادیر غلظت یون بور در نمونه‌های مورد مطالعه از غیر قابل آشکار شدن تا حداکثر ۹ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. حد مجاز غلظت بور در آب آشامیدنی از ۰/۳ تا ۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر است [۹]. آلودگی آب‌های منطقه به بور سبب بروز مشکلات محیط زیستی متعددی به ویژه در بخش کشاورزی منطقه شده‌است. زمانی که در بیشتر محصولات کشاورزی، علایم و نشانه‌های مسمومیت بور به صورت حاشیه‌های سوخته در برگ‌های قدیمی‌تر، زرد شدن برگ‌ها، پوسیدگی سریع و مرگ گیاه است [۲۱]. شکل (۶-الف) نمودار تغییرات و شکل (۶-ب) پراکنش مکانی غلظت یون بور را در دشت ملکان نشان می‌دهد.

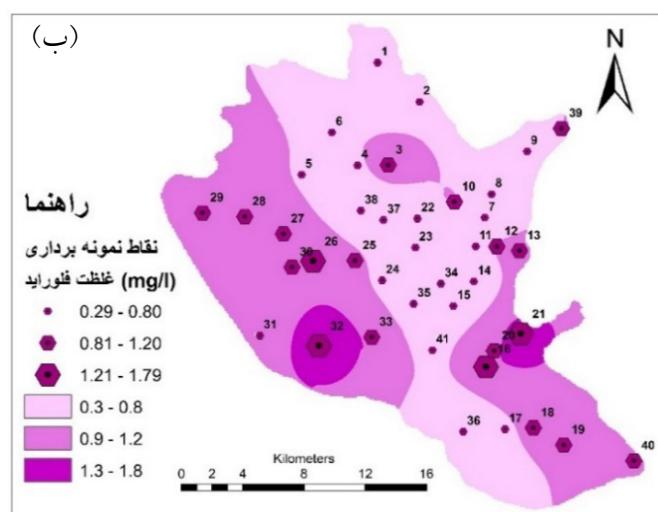
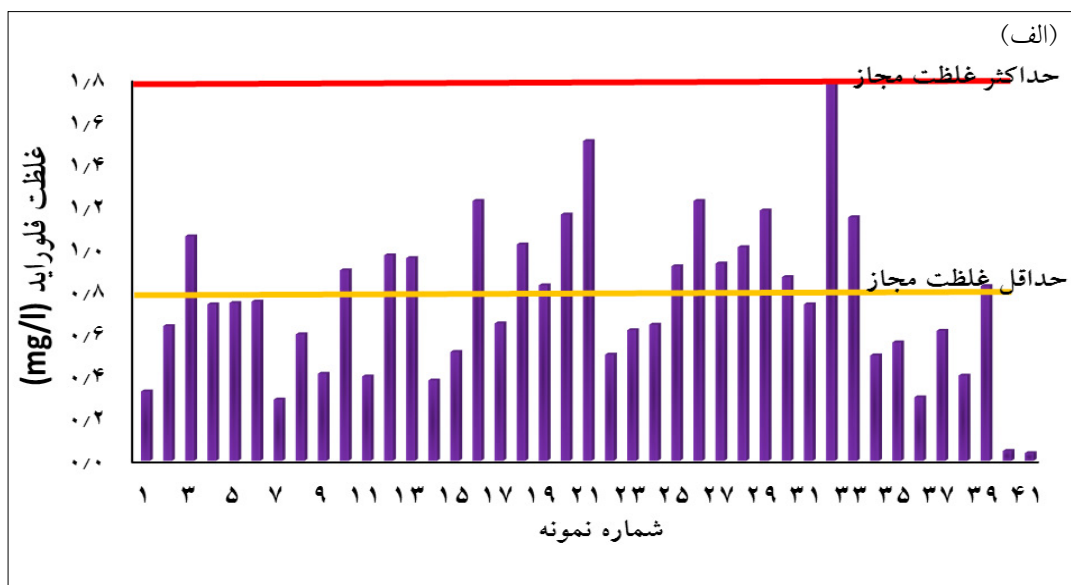
هم‌چنین تحقیق حاضر نشان می‌دهد که میزان فلئوئور در همه نقاط نمونه‌برداری این شهرستان کمتر از حداکثر غلظت استاندارد (۱/۸ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد. اهمیت وجود فلوراید در آب آشامیدنی به عنوان یکی از موارد ضروری برای تامین رشد طبیعی، براساس مطالعات و بررسی‌های متعدد انجام شده توسط مراکز علمی معتبر به اثبات رسیده است [۹؛ ۱۱]. مقدار فلوراید دریافتی از طریق آب آشامیدنی به شرایط طبیعی آب بستگی دارد. به‌طور معمول غلظت فلوراید در آب‌های سطحی کمتر از ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر است، اما غلظت آن در آب‌های زیرزمینی به دلیل عبور آب از نواحی غنی از فلوراید ممکن است به چندین میلی‌گرم در لیتر نیز برسد. فلوراید محلول بلافاصله پس از ورود به سیستم هاضمه جذب بدن می‌شود. غلظت بهینه فلوراید به شرایط آب و هوایی و مقدار آب مصرفی بستگی دارد (جدول ۲). سازمان بهداشت جهانی محدوده فلوراید برای کاهش پوسیدگی دندانانی که سبب فلوروزیس دندانانی نیز نشود را از ۰/۷ میلی‌گرم در لیتر برای مناطق گرمسیری تا ۱/۲ میلی‌گرم در

لیتر برای مناطق سردسیر اعلام نموده است [۹]. بر اساس میانگین حداکثر دمای منطقه (۲۱/۳۵) حداکثر و حداقل غلظت مجاز برای منطقه به ترتیب ۰/۸ و ۱/۸ مطابق جدول (۲) می‌باشد. مقادیر غلظت یون فلئوئور در نمونه‌های مورد مطالعه از حداقل ۰/۲۹ تا حداکثر ۱/۷۹ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌یابد. با توجه به شکل (۷-الف) میزان غلظت فلوراید در سراسر منطقه مورد مطالعه زیر حداکثر مقدار مجاز می‌باشد. شکل (۷-ب) پراکنش مکانی غلظت یون فلئوئور را نشان می‌دهد که میزان فلئوئور در بخش میانی منطقه کم‌تر از حداقل حد استاندارد (۰/۸ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد.

جدول (۳) مقادیر عناصر سنگین اندازه‌گیری شده در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. به طور کلی، مقدار عناصر سنگین اندازه‌گیری شده از جمله آلومینیوم، آهن، کروم، منگنز و روی در منطقه مورد مطالعه در همه نمونه‌ها کمتر از حد استاندارد است (شکل ۸). غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت ملکان از ۰/۰۱ تا ۰/۳۵ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک از منشأهای طبیعی، در سرتاسر دنیا به چندین فرایند ژئوشیمیایی نسبت داده شده‌است. این فرایندها شامل اکسیداسیون سولفیدهای دارای آرسنیک، واجذب آرسنیک از سطح اکسیدها و هیدروکسیدها، انحلال احیایی آرسنیک از اکسیدها و هیدروکسیدها، آزادسازی آرسنیک از آب‌های ژئوترمال و تغلیظ به صورت تبخیری [۲۹] و آبشویی آرسنیک از سولفیدها توسط کربنات‌ها [۱۴] هستند. هم‌چنین فعالیت‌های انسانی شامل دفن پسماندهای خطرناک صنعتی، ذوب و خالص کردن مواد معدنی دارای آرسنیک، احتراق زغال سنگ، استفاده از ترکیبات آرسنیک در بسیاری از محصولات به ویژه در چند صد سال گذشته مثل استفاده از آفت‌کش‌های آرسنیک‌دار در کشاورزی و حفاظت از جنگل نیز سبب آزادشدن آرسنیک به محیط زیست می‌شوند [۴؛ ۷]. منبع اصلی دریافت آرسنیک توسط انسان،



شکل ۶: الف) نمودار تغییرات و ب) پراکنش مکانی غلظت یون بور در دشت ملکان.



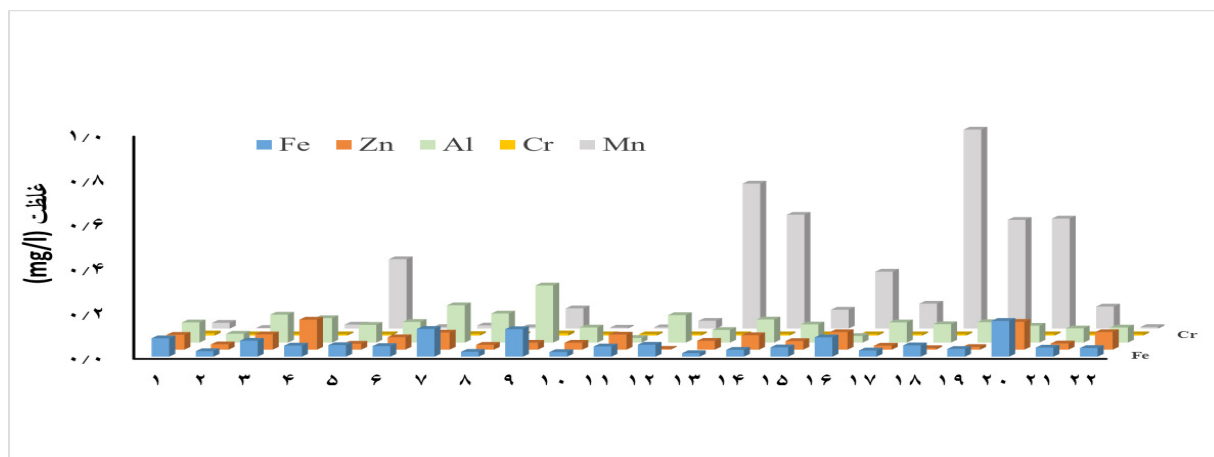
شکل ۷: الف) نمودار تغییرات و ب) پراکنش مکانی غلظت فلوراید در دشت ملکان.

شکل (۹-الف و ب) نمودار تغییرات و پراکنش مکانی غلظت آرسنیک در دشت را نشان می‌دهد. غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی شمال غرب دشت ملکان ۰/۰۳۵ میلی گرم بر لیتر است. تقریباً ۹۵٪ از نمونه‌ها، غلظت آرسنیک کمتر از حد مجاز برای آشامیدن نشان می‌دهند. آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک در بخش شمال غربی آبخوان از تغلیظ به صورت تبخیری حاصل شده است.

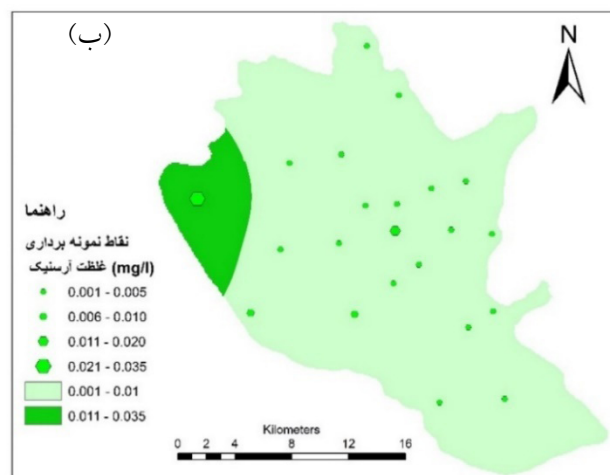
آشامیدن آب دارای آرسنیک غیرآلی است [۱۶]. محدوده غلظت آرسنیک در آب‌های طبیعی بسیار گسترده است و از ۰/۵ تا ۵۰۰۰ میکروگرم بر لیتر تغییر می‌کند [۲۵]. سازمان بهداشت جهانی (World Health Organization) و نیز استاندارد ملی ایران [۲۴] حد مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی را ۱۰ میکروگرم بر لیتر مشخص کرده‌اند [۵].

جدول ۳: نتایج آنالیز شیمیایی فلزات سنگین (بر حسب میلی گرم بر لیتر) در دشت ملکان.

Al	Cr	Zn	Mn	Fe	As	شماره نمونه
۰/۰۹۱	۰/۰۱	۰/۰۶۷	۰/۰۲۶	۰/۰۸۳	۰/۰۰۱	W 1
۰/۰۴	۰/۰۰۶	۰/۰۲۴	۰/۰۰۳	۰/۰۲۵	۰/۰۰۱	W 2
۰/۱۲۶	۰/۰۰۶	۰/۰۶۹	۰/۰۳۷	۰/۰۷۲	۰/۰۰۲	W 4
۰/۱۱	۰/۰۰۶	۰/۱۳۵	۰/۰۱۸	۰/۰۵	۰/۰۰۳	W 5
۰/۰۸	۰/۰۰۶	۰/۰۲۷	۰/۳۱۲	۰/۰۵۲	۰/۰۰۲	W 8
۰/۰۹۳	۰/۰۰۸	۰/۰۵۶	۰/۰۰۷	۰/۰۴۸	۰/۰۰۲	W 10
۰/۱۶۸	۰/۰۰۷	۰/۰۷۷	۰/۰۱۴	۰/۱۲۵	۰/۰۰۳	W 11
۰/۱۳۱	۰/۰۰۶	۰/۰۲۲	۰/۰۰۶	۰/۰۲۲	۰/۰۰۱	W 13
۰/۲۵۷	۰/۰۱	۰/۰۳۱	۰/۰۹۱	۰/۱۲۴	۰/۰۰۳	W 18
۰/۰۶۸	۰/۰۰۶	۰/۰۳۱	۰/۰۰۴	۰/۰۲۱	۰/۰۰۲	W 20
۰/۰۲۱	۰/۰۰۶	۰/۰۶۸	۰/۰۰۶	۰/۰۴۶	۰/۰۰۱	W 21
۰/۱۲۴	۰/۰۰۶	۰/۰۰۴	۰/۰۳۵	۰/۰۵۴	۰/۰۰۲	W 22
۰/۰۵۷	۰/۰۰۶	۰/۰۴	۰/۶۵۲	۰/۰۱۶	۰/۰۱۱	W 23
۰/۱۰۴	۰/۰۰۶	۰/۰۶۵	۰/۵۱۲	۰/۰۳۱	۰/۰۰۲	W 25
۰/۰۸۲	۰/۰۰۶	۰/۰۳۹	۰/۰۸۵	۰/۰۴۲	۰/۰۳۵	W 29
۰/۰۳	۰/۰۰۶	۰/۰۷۹	۰/۲۵۶	۰/۰۸۷	۰/۰۰۳	W 30
۰/۰۹۱	۰/۰۰۶	۰/۰۱۸	۰/۱۱۲	۰/۰۲۸	۰/۰۰۷	W 31
۰/۰۸۳	۰/۰۰۶	۰/۰۰۷	۰/۸۹۵	۰/۰۵۱	۰/۰۰۸	W 33
۰/۰۹۲	۰/۰۰۶	۰/۰۱۲	۰/۴۸۹	۰/۰۳۵	۰/۰۰۳	W 34
۰/۰۷۶	۰/۰۰۶	۰/۱۲۵	۰/۴۹۵	۰/۱۶۱	۰/۰۰۳	W 35
۰/۰۶۴	۰/۰۰۶	۰/۰۲۸	۰/۰۹۹	۰/۰۴۱	۰/۰۰۱	W 36
۰/۰۶۸	۰/۰۰۶	۰/۰۷۹	۰/۰۰۷	۰/۰۳۹	۰/۰۰۲	W 37
۲	۰/۰۵	۳	۵	۳	۰/۰۱	استاندارد (S _p)



شکل ۸: نمودار تغییرات فلزات سنگین (آهن، روی، آلومینیوم، کروم و منگنز) در دشت ملکان.



شکل ۹: الف) نمودار تغییرات و ب) پراکنش مکانی غلظت آرسنیک در دشت ملکان.

نتیجه گیری

بر اساس نتایج حاصل، تغییرات غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و EC در آب‌های زیرزمینی از محل تغذیه به سمت منطقه تخلیه افزایش نشان می‌دهد. افزایش غلظت عناصر اصلی در اثر تبخیر، عامل افزایش EC در بخش شمال غربی آبخوان است. تغییرات آنیونی آب زیرزمینی از آنیون HCO_3^- در منطقه تغذیه به آنیون‌های SO_4^{2-} و Cl^- در مناطق تخلیه است. نقشه‌های هم‌غلظت و نمودارهای تغییرات غلظت عناصر فرعی و کمیاب نشان دهنده آلودگی آب‌های برخی از مناطق دشت به آرسنیک، بور و نیتрат است. غلظت نیترات در بخش‌های شرق، جنوب شرق و شمال غرب دشت، بیش از حد مجاز آب آشامیدنی است. تمرکز زمین‌های کشاورزی در بخش شرق و جنوب شرقی دشت و استفاده از کودهای نیترات در این زمین‌ها هم‌چنین تمرکز مناطق مسکونی و فاضلاب حاصل از آن‌ها می‌تواند در افزایش غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی نقش داشته باشد که به دلیل حلالیت بالای این ترکیب، در جهت شیب آب زیرزمینی انتقال یافته است. مقادیر غلظت یون فلئور در بخش میانی منطقه کم‌تر از حداقل حد استاندارد (0.8 میلی گرم در لیتر) می‌باشد. لذا در مناطق کم‌تر از حد استاندارد اجرای طرح دهان شویه در بین دانش آموزان مدارس و اضافه کردن فلئور به آب مصرفی، می‌تواند در کاهش مشکلات کمبود یون فلوراید مؤثر باشد. هم‌چنین میزان بور در اکثر نقاط دشت، بجز بخش میانی، بالاتر از حداکثر غلظت مجاز می‌باشد. آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک در بخش شمال غربی آبخوان از تغلیظ به صورت تبخیری حاصل شده است. در مجموع،

فرایند تبخیر، انحلال نهشته‌های تبخیری و منابع انسانی (آب برگشتی کشاورزی و پساب‌های صنعتی و خانگی) از عوامل اصلی کاهش کیفیت آب زیرزمینی در آبخوان ساحلی دشت ملکان هستند.

منابع

1. Asadpour, M., Abbas Novinpour, E., Nikrouz, R. 2016. The geological study of the origin of boron contamination in the Issiso springs, North of Urmia. Journal of Geoscience, 25(100): 61-66. doi: 10.22071/gsj.2016.40688
2. Asghari Moghaddam, A., Jalali, L. 2015. Investigation of Arsenic Anomalies and Its Probable Origin in Groundwater of Khoy Plain. Journal of Geoscience, 24(94): 147-154. doi: 10.22071/gsj.2015.43273
3. Azizi, F., Asghari Moghaddam, A., Nazemi, A. H. 2017. Evaluation of Groundwater Salinization and delineation of ion offspring in Malekan Plain Coastal Aquifer Using Ionic Ratios. Journal of Environmental Studies, 43(3), 437-454. doi: 10.22059/jes.2018.226676.1007391
4. Baeyens, W., de Brauwere, A., Brion, N., De Gieter, M., and Leermakers, M, 2007. Arsenic speciation in the River Zenne, Belgium. Science of the Total Environment, 384(1-3): 409-419.
5. Baig, J. A., Kazi, T. G., Shah, A. Q., Kandhro, G. A.,

18. Manzoor, S., Shah, M. H., Shaheen, N., Khalique, A., and Jaffar, M, 2006. Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to soil and groundwater. *Journal of hazardous materials*, 137(1): 31-37.
19. Mebrahtu, G., and Zerabruk, S, 2011. Concentration and health implication of heavy metals in drinking water from urban areas of Tigray region, Northern Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science*, 3(1):105-121.
20. Merian, E., Anke, M., Ihnat, M., and Stoeppler, M, 2004. *Elements and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance* (No. Ed. 2). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
21. Nadav, N, 1999. Boron removal from seawater reverse osmosis permeate utilizing selective ion exchange resin. *Desalination*, 124(1): 131-135.
22. Nas, B., and Berkday, A, 2006. Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective. *Journal of Environmental Management*, 79(1): 30-37.
23. Nassery, H., Kayhomayoon, Z., Nakhaei, M. 2012. Effect of Natural and Anthropogenic Factors on Water Resources Quality in Lenjanat Plain, Esfahan, Iran. *Journal of Geoscience*, 22(85): 173-186. doi: 10.22071/gsj.2012.54034
24. National Iranian Standard, 2009. *Physical and Chemical Properties of Drinking Water, Standards and Industrial Research Institute of Iran, Fifth Review*.
25. Smedley, P. L., and Kinniburgh, D. G, 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry*, 17(5): 517-568.
26. Smith, A. H., and Steinmaus, C. M, 2009. Health effects of arsenic and chromium in drinking water: recent human findings. *Annual review of public health*, 30: 107-122.
27. Todd, D. K., and Mays, L. W. 2005. *Groundwater Hydrology* (third edition), John Wiley & Sons, Inc.
28. Vengosh, A., Helvacı, C., and Karamanderesi, I. H, 2002. Geochemical constraints for the origin of thermal waters from western Turkey. *Applied Geochemistry*, 17(3): 163-183.
29. Welch, A. H., Westjohn, D. B., Helsel, D. R., and Wanty, R. B, 2000. Arsenic in ground water of the United States: occurrence and geochemistry. *Ground water*, 38(4): 589-604.
- Afridi, H. I., Arain, M. B., and Jalbani, N, 2010. Speciation and evaluation of Arsenic in surface water and groundwater samples: A multivariate case study. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73(5): 914-923.
6. Bhaskar, C. V., Kumar, K., and Nagendrappa, G, 2010. Assessment of heavy metals in water samples of certain locations situated around Tumkur, Karnataka, India. *Journal of Chemistry*, 7(2):349-352.
7. Bissen, M. and Frimmel, F. H, 2003. Arsenic: a review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 31(1): 9-18.
8. Davis, S. N., and Dewiest, R. J. M. 1966. *Hydrogeology*, 463. New York.
9. Edition, F. 2011. *Guidelines for drinking-water quality*. WHO chronicle, 38(4): 104-8.
10. Freeze, R. A., and Cherry, J. A, 1979. *Groundwater*. Printice-Hall Inc, Englewood Cliffs.
11. Gupta, S. K., Deshpande, R. D., Agarwal, M., and Raval, B. R, 2005. Origin of high fluoride in groundwater in the North Gujarat-Cambay region, India. *Hydrogeology Journal*, 13(4): 596-605.
12. Han, G., and Liu, C. Q, 2004. Water geochemistry controlled by carbonate dissolution: a study of the river waters draining karst-dominated terrain, Guizhou Province, China. *Chemical Geology*, 204(1): 1-21.
13. Hounslow, A, 1995. *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC press.
14. Kim, M. J., Nriagu, J., and Haack, S, 2000. Carbonate ions and arsenic dissolution by groundwater. *Environmental Science & Technology*, 34(15): 3094-3100.
15. Kouras, A., Katsoyiannis, I., and Voutsas, D, 2007. Distribution of arsenic in groundwater in the area of Chalkidiki, Northern Greece. *Journal of Hazardous materials*, 147(3): 890-899.
16. Liu, C. W., Lin, K. H., and Kuo, Y. M, 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1): 77-89.
17. Luu, T. T. G., Sthiannopkao, S., and Kim, K. W, 2009. Arsenic and other trace elements contamination in groundwater and a risk assessment study for the residents in the Kandal Province of Cambodia. *Environment international*, 35(3): 455-460.



Abstract

Hydro-geochemical Investigation of Malekan Plain, Considering the Contamination of Minor and Rare ElementsF. Azizi^{1*}, A. Asghari Moghaddam² and A.h. Nazemi³

Received: 2018/10/05 Accepted: 2019/05/05

Quantitative and qualitative conservation and prevention of water resources contamination are increasingly important. The existence and accumulation of elements in drinking water, which their chemical properties are stable, higher than the acceptance criteria can cause the wide range of diseases and is one of the most important factors in water contamination. Study of the Malekan plain hydrochemistry, distribution of rare elements in the aquifer and their effects on groundwater contamination in the study area, is the main aim of the present study. In order to assess the groundwater quality, 41 samples of groundwater resources were collected and analyzed. The high electrical conductivity in the west and northwest parts of the study area is due to high concentrations of gradual increase in major elements, through groundwater flow and the water quality has decreased from the recharging areas to the end regions of the plain. The result showed the heavy metals concentration such as Zinc, Chromium, Manganese, Iron and Aluminum were less than standard, in all samples. Arsenic contamination in the northwest part is the result of groundwater evaporation at the end of the plain. Fluorine concentration was less than both WHO guidelines and the official Iranian government standard for the chemical quality of water in all samples. Furthermore results showed reveal the effect of anthropogenic activities on groundwater quality, addressing the increasing of nitrate and boron concentration. Cation exchange, leaching of salty-clayey layers, human activities and groundwater evaporation at the end of the plain could be the main reasons for the groundwater quality reduction.

Keywords: Groundwater, Pollutants, Heavy metals, Environmental evaluation.

1- Ph.D, hydrogeology, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz. Corresponding author, Email: fazizi90@yahoo.com

2- Professors, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz.

3- Professors, Department of Irrigation & Drainage, Faculty of Agriculture, University of Tabriz.