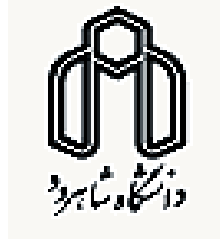


بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشکده علوم زمین
گروه آب شناسی و زمین شناسی زیست محیطی

عنوان پایان نامه کارشناسی ارشد:
بررسی تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی حاشیه‌ی
سیمینه‌رود، جنوب غرب بوکان

ظاهر آروم

استاد راهنما:
دکتر گیتی فرقانی تهرانی

استاد مشاور:
دکتر غلامعباس کاظمی

بهمن‌ماه ۱۳۹۳



دانشگاه شاهرود

پیوست شماره ۲

دانشگاه شاهرود

دانشکده : علوم زمین

گروه : آب شناسی و زمین شناسی زیست محیطی

پایان نامه کارشناسی ارشد آقای ظاهر آروم تحت عنوان: بررسی تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی حاشیه‌ی سیمینه‌رود، جنوب غرب بوکان در تاریخ ۱۳۹۳/۱۱/۲۶ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد مورد ارزیابی و با درجه عالی مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	دکتر غلامعباس کاظمی		دکتر گیتی فرقانی تهرانی

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی : دکتر محسن کریمی		نام و نام خانوادگی : دکتر افشین قشلاقی
			نام و نام خانوادگی : دکتر رحیم باقری



دانشگاه شاهرود

مدیریت تحصیلات تکمیلی
فرم شماره (۶)

باسمه تعالی

شماره:
تاریخ: ۱۳۹۳/۱۱/۲۶
ویرایش:

فرم صورت جلسه دفاع از پایان نامه تحصیلی دوره کارشناسی ارشد

با تأییدات خداوند متعال و با استعانت از حضرت ولی عصر (عج) نتیجه ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد آقای ظاهر آروم رشته زمین شناسی گرایش زیست محیطی تحت عنوان بررسی تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی حاشیه‌ی سیمینه‌رود، جنوب غرب بوکان که در تاریخ ۱۳۹۳/۱۱/۲۶ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می‌گردد:

<input type="checkbox"/> مردود	<input type="checkbox"/> دفاع مجدد	<input checked="" type="checkbox"/> عالی (امتیاز: ۱۹)
--------------------------------	------------------------------------	---

۱- عالی (۲۰-۱۹) ۲- بسیار خوب (۱۸/۹۹-۱۸)

۳- خوب (۱۶-۱۷/۹۹) ۴- قابل قبول (۱۴-۱۵/۹۹)

۵- نمره کمتر از ۱۴ غیر قابل قبول

عضو هیات داوران	نام و نام خانوادگی	مرتبه علمی	امضاء
۱- استاد راهنما	دکتر گیتی فرقانی تهرانی	استادیار	
۲- استاد مشاور	دکتر غلامعباس کاظمی	استادیار	
۳- نماینده شورای تحصیلات تکمیلی	دکتر محسن کریمی	استادیار	
۴- استاد ممتحن	دکتر افشین قشلاقی	استادیار	
۵- استاد ممتحن	دکتر رحیم باقری	استادیار	

رئیس دانشکده: دکتر پرویز امیدی

امضاء

تقدیم بہ:

روح پاک پدرم کہ عالمانہ بہ من آموخت تا چگونہ در عرصہ زندگی، ایستادگی را تجربہ نمایم
مادم، دریای بی کران فداکاری و عشق کہ وجودم برایش ہمہ رنج بود و وجودش برایم ہمہ مہر
برادر و خواہرانم، ہمراہان ہمیشگی و پشتوانہ های زندگیم
آموزگارانی کہ برایم زندگی؛ بودن و انسان بودن را معنا کردند.
کوبانی، مردمانی کہ ہر روز خاک می شوند، ولی خاک نمی دہند.

پاسکزاری

پاس و ستایش خدای راجل و جلالت که آثار قدرت او بر چهره روز روشن، تلمان است و انوار حکمت او در دل شب تار، دشمن. آفریدگاری که خویش را به ما نشانده و درهای علم را بر ما گشود و عمری و فرصتی عطا فرمود تا بدان، بنده ضعیف خویش را در طریق علم و معرفت بیازماید.

بدون شک جایگاه و منزلت معلم، اجل از آن است که در مقام قدردانی از زحمات بی‌شائبه‌ی او، بازبان قاصود دست ناتوان، چیزی بنگاریم. اما از آنجایی که تجلیل از معلم، پاس از انسانی است که هدف و غایت آفرینش را تا این می‌گذرد و سلامت امانت‌هایی را که به دستش سپرده‌اند، تضمین؛ بر حسب وظیفه و از باب "من لم یسکر المنعم من المخلوقین لم یسکر الله عزوجل":

از استاد با کمال و شایسته؛ سرکار خانم دکتر کیستی فرقانی تهرانی که در کمال سه صدر، با حسن خلق و فروتنی، از هیچ‌کلی در این عرصه بر من دریغ ننمودند و زحمت راهبانی این رساله را بر عهده گرفتند؛

از استاد و صورت با تقوا، جناب آقای دکتر غلامعباس کاظمی، که زحمت مشاوره این رساله را در حالی منتقل شدند که بدون مساعدت ایشان، این پروژه به نتیجه مطلوب نمی‌رسید؛

و از استاد فرزانه و دلسوز؛ جناب آقایان دکتر افشین قشلاقی و دکتر رحیم باقری که زحمت داوری این رساله را منتقل شدند؛ کمال تشکر و قدردانی را دارم باشد که این خردترین، نحشی از زحمات آنان را پاس گوید.

از استید دوره‌ی کارشناسی ارشد آقایان دکتر غلامحسین کرمی، دکتر مهدی جعفری، دکتر افشین قشلاقی و خانم دکتر بهناز دهر آرمابه دلیل یاریها و راهبیهایی بدون چشمداشت ایشان در این دوره از تحصیل که بسیاری از سختیها را بر ابرام آسانتر نمودند، پاسکزارم.

از دوستان و بهکلاسی‌های گرامی آقایان عبدالرحمان محمود حسن، فاروق بوداقتی، فتح‌هدا، محمد گلگونی جهرمی، سامرند کورده لاپین، محمد ملاویسی، فائق ناشمی، جمال صابحی اقدم، حامد مرادی، لقمان نسیمی، یونس یاری و عثمان عبداتمه زاده و خانم نسیم حاقلی که در طول نگارش این اثر به‌مباره یاری و دگر می‌ایجاب بودند و از یاری و راهبانی‌های ایشان بهره‌مند شدم، نهایت پاس و قدردانی را دارم.

تعهد نامه

اینجانب ظاهر آروم دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین‌شناسی زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه شاهرود نویسنده پایان نامه تحت عنوان بررسی تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی حاشیه‌ی سیمینه‌رود، جنوب غرب بوکان، به راهنمایی دکتر گیتی فرقانی تهرانی متعهد می‌شوم.

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهش‌های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه شاهرود » و یا « Shahrood University » به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری ، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ ۱۴۰۳، ۱۱، ۲۶

امضای دانشجو

آروم

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

چکیده

منابع آب زیرزمینی، منبع مهم تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعت در منطقه‌ی جنوب غرب بوکان می‌باشد. در این مطالعه به منظور بررسی عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، تعداد ۱۷ نمونه از آب چاههای منطقه برداشت شد. غلظت یونهای اصلی و TDS توسط روشهای استاندارد و غلظت عناصر بالقوه سمی توسط دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری گردید. میانگین غلظت کاتیونهای کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم در نمونه‌های آب به ترتیب ۶۸، ۲۸، ۲۸ و ۱ میلی‌گرم بر لیتر و میانگین غلظت آنیونهای بی کربنات، سولفات و کلر به ترتیب ۳۱۰، ۴۲ و ۴۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. همچنین میانگین غلظت نیترات و فسفات به ترتیب ۱/۲ و ۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر و میانگین غلظت عناصر سرب، کادمیم، روی، مولیبدن، مس، آرسنیک، کروم، سلنیم، بور و منگنز به ترتیب ۲۲، ۱۳، ۱۵۸، ۴۹، ۶، ۴، ۲۱، ۳۰، ۲۱۸ و ۱۷ میکروگرم بر لیتر تعیین شد. پارامترهای کیفی محاسبه و نمودارهای مختلف ترسیم شد. سپس عوامل مؤثر بر کیفیت نمونه‌های مورد مطالعه بررسی و کیفیت منابع آب زیرزمینی برای مصارف مختلف ارزیابی گردید. بر اساس نتایج به دست آمده، منابع آب زیرزمینی دشت بوکان دارای تیپ بی کربناته و رخساره‌ی کلسیکی هستند. محاسبه‌ی شاخص اشباع بیان می‌کند که آب زیرزمینی در تعادل با کانیهای کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت) می‌باشد. با ترسیم نمودار گیبس، بیشتر نمونه‌ها در محدوده‌ی واکنش سنگ قرار دارند. همچنین محاسبه‌ی نسبت‌های یونی نیز بیانگر فرآیند انحلال کربناتها در آبخوان دشت می‌باشد. بر اساس محاسبه‌ی شاخص شوری، تقریباً همه‌ی نمونه‌های آب در رده‌ی بدون مشکل از نظر سدیم قرار می‌گیرند. ترسیم نمودار ویلکاکس نیز نشان می‌دهد که بیشتر نمونه‌ها در رده‌ی مطلوب برای مصارف کشاورزی قرار می‌گیرند. محاسبه‌ی شاخص کیفیت آب بیان می‌کند که منابع آب زیرزمینی از نظر مصارف شرب در گستره‌ی خوب تا عالی می‌باشند. محاسبه‌ی ضریب لانزلیه نشان می‌دهد که اکثر نمونه‌های آب دارای خاصیت خوردگی بوده و همچنین برخی نمونه‌ها دارای خاصیت رسوبگذار هستند. این امر نامناسب بودن کیفیت آب زیرزمینی این منطقه را برای صنایع گوناگون بیان می‌کند. به طور کلی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در همه‌ی نمونه‌ها (به جز در مورد منگنز) بالاتر از متوسط غلظت این عناصر در آبهای شیرین می‌باشد. با توجه به محاسبه‌ی شاخص آلودگی فلزات سنگین و درجه‌ی آلودگی، منابع آب زیرزمینی دشت بوکان دارای غلظتهای نسبتاً بالایی از عناصر بالقوه سمی و به ویژه کادمیم، سرب و سلنیم می‌باشند. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که عناصر سرب، روی، کادمیم، آرسنیک و مولیبدن، احتمالاً دارای منشأ طبیعی (شیل‌های سیاه) می‌باشند. همچنین فاضلابهای خانگی و کودهای شیمیایی، منشأ احتمالی عناصر بور، سلنیم و کروم در منابع آب دشت بوکان می‌باشند.

کلمات کلیدی: آب زیرزمینی، دشت بوکان، عناصر بالقوه سمی، عوامل انسانزاد، عوامل طبیعی

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه:

۱- ظاهر آروم، گیتی فرقانی تهرانی و غلامعباس کاظمی، " طبقه‌بندی کیفی آب زیرزمینی جنوب غرب بوکان برای مصارف کشاورزی و صنعت " ، هفتمین همایش ملی یافته‌های پژوهشی کشاورزی، ۲۴ و ۲۵ اردیبهشت ۱۳۹۳، دانشگاه کردستان.

۲- ظاهر آروم، گیتی فرقانی تهرانی و غلامعباس کاظمی، "بررسی عوامل مؤثر بر ویژگی‌های کیفی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان"، اولین کنفرانس ملی جغرافیا، گردشگری، منابع طبیعی و توسعه پایدار، ۳۰ بهمن ۱۳۹۳، تهران.

فصل اول: کلیات

- ۱-۱- بیان مسأله و ضرورت انجام تحقیق..... ۲
- ۲-۱- اهداف تحقیق..... ۳
- ۳-۱- مراحل انجام پژوهش..... ۳
- ۴-۱- موقعیت جغرافیایی، راههای دسترسی و ویژگیهای اقلیمی دشت بوکان..... ۴
- ۵-۱- زمین شناسی محدوده‌ی مورد مطالعه..... ۶
- ۱-۵-۱- سازند روته..... ۶
- ۲-۵-۱- سازند شمشک..... ۶
- ۳-۵-۱- مجموعه رسوبی - آتشفشانی..... ۷
- ۴-۵-۱- نهشته‌های آواری - آتشفشانی..... ۷
- ۵-۵-۱- نهشته‌های کربناته و آواری..... ۷
- ۶-۵-۱- سازند قم..... ۷
- ۷-۵-۱- نهشته‌های جوان دوران چهارم..... ۷
- ۶-۱- بافت خاک حوضه‌ی دشت بوکان..... ۸
- ۷-۱- ویژگیهای هیدروژئولوژیکی دشت بوکان..... ۹
- ۱-۷-۱- مشخصات آبخوان دشت بوکان..... ۹
- ۲-۷-۱- جهت جریان و هدایت هیدرولیکی آبخوان دشت بوکان..... ۹
- ۳-۷-۱- تغذیه و تخلیه‌ی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۱۱

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

- ۱-۲- مقدمه..... ۱۴
- ۲-۲- عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی..... ۱۴
- ۱-۲-۲- عوامل طبیعی..... ۱۴

- ۱۵ عوامل انسانزاد. ۲-۲-۲
- ۱۶ مرور کوتاهی بر مطالعات انجام شده در رابطه با کیفیت منابع آب زیرزمینی. ۳-۲
- ۱۶ مطالعات انجام شده در جهان. ۱-۳-۲
- ۲۰ مطالعات انجام شده در ایران. ۲-۳-۲
- ۲۳ مطالعات انجام شده در منطقه‌ی بوکان. ۳-۳-۲

فصل سوم: نمونه‌برداری، آماده‌سازی، تجزیه‌ی نمونه‌ها و تحلیل داده‌ها

- ۲۶ انتخاب ایستگاههای نمونه‌برداری. ۱-۳
- ۲۶ نمونه‌برداری و پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل. ۲-۳
- ۲۷ آماده‌سازی نمونه‌های آب. ۳-۳
- ۲۸ اندازه‌گیری مقدار جامدات حل شده‌ی کل و غلظت یونهای اصلی. ۴-۳
- ۲۹ برآورد صحت نتایج. ۵-۳
- ۲۹ محاسبه‌ی شاخصهای ارزیابی کیفیت آب. ۶-۳
- ۲۹ درجه‌ی آلودگی. ۱-۶-۳
- ۳۰ شاخص آلودگی فلزات سنگین. ۲-۶-۳
- ۳۰ شاخص کیفی آب. ۳-۶-۳
- ۳۲ روشهای آماری تحلیل داده‌ها. ۷-۳
- ۳۲ ضریب همبستگی. ۱-۷-۳
- ۳۲ تحلیل خوشه‌ای. ۲-۷-۳
- ۳۳ تحلیل مؤلفه‌ی اصلی. ۳-۷-۳

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

- ۳۶ مقدمه. ۱-۴
- ۳۶ ویژگیهای هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان. ۲-۴
- ۳۶ هدایت الکتریکی. ۱-۲-۴
- ۳۹ جامدات حل شده‌ی کل. ۲-۲-۴

- ۴۰ ۳-۲-۴ سختی کل
- ۴۱ pH -۴-۲-۴
- ۴۳ ۱-۳-۴ سدیم
- ۴۳ ۶-۳-۴ پتاسیم
- ۴۵ ۴-۳-۴ کلسیم
- ۴۷ ۵-۳-۴ منیزیم
- ۴۷ ۲-۳-۴ کلر
- ۴۹ ۳-۳-۴ سولفات
- ۵۱ ۷-۳-۴ بی کربنات
- ۵۱ ۸-۳-۴ نیترات
- ۵۳ ۹-۳-۴ فسفات
- ۵۴ ۴-۴ تعیین تیپ و رخساره‌ی هیدروشیمیایی نمونه‌های آب
- ۵۴ ۱-۴-۴ نمودار پایپر
- ۵۵ ۲-۴-۴ نمودار دورو
- ۵۶ ۳-۴-۴ نمودار استیف
- ۵۹ ۵-۴ بررسی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان برای مصارف کشاورزی
- ۵۹ ۱-۵-۴ شاخص شوری
- ۶۰ ۲-۵-۴ درصد سدیم
- ۶۰ ۳-۵-۴ نسبت جذب سدیم
- ۶۱ ۴-۵-۴ نمودار ویلکاکس
- ۶۱ ۴-۵-۴ ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان برای مصارف صنعتی
- ۶۳ ۵-۵-۴ محاسبه‌ی شاخص کیفی آب
- ۶۴ ۶-۴ بررسی فرآیندهای کنترل کننده‌ی ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب
- ۶۵ ۱-۶-۴ نمودار گیبس

- ۶۵.....۲-۶-۴ شاخص اشباع
- ۶۶.....۳-۶-۴ نسبت‌های یونی
- ۷۰.....۴-۶-۴ نمودارهای پراکندگی
- ۷۵.....۷-۴ بررسی غلظت عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان
- ۷۵.....۱-۷-۴ سرب
- ۷۷.....۲-۷-۴ کادمیم
- ۷۹.....۳-۷-۴ روی
- ۸۰.....۴-۷-۴ مس
- ۸۲.....۵-۷-۴ منگنز
- ۸۳.....۶-۷-۴ کروم
- ۸۴.....۷-۷-۴ مولیبدن
- ۸۵.....۸-۷-۴ آرسنیک
- ۸۷.....۹-۷-۴ بور
- ۸۸.....۱۰-۷-۴ سلنیم
- ۸۹.....۸-۴ درجه‌ی آلودگی و شاخص آلودگی عناصر بالقوه سمّی
- ۹۱.....۹-۴ بررسی همبستگی پارامترها در نمونه‌های آب
- ۹۲.....۲-۹-۴ تحلیل مؤلفه‌ی اصلی
- ۹۶.....۳-۹-۴ تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

- ۱۰۲.....پیشنهادهایی برای مطالعه‌ی بیشتر
- ۱۰۳.....منابع فارسی
- ۱۰۵.....References

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی محدوده‌ی مورد مطالعه..... ۵
- شکل ۱-۲- نقشه‌ی زمین شناسی حوضه‌ی آبریز بوکان..... ۸
- شکل ۱-۳- نقشه‌ی تراز سطح ایستابی آبخوان دشت بوکان در سال ۱۳۹۱..... ۱۰
- شکل ۱-۴- نقشه‌ی هدایت هیدرولیکی آبخوان دشت بوکان..... ۱۱
- شکل ۱-۳- موقعیت ایستگاههای نمونه برداری..... ۲۸
- شکل ۱-۴- نقشه‌ی پراکندگی هدایت الکتریکی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۳۷
- شکل ۲-۴- رابطه‌ی مقدار هدایت الکتریکی با میزان جامدات کل شده‌ی کل..... ۴۰
- شکل ۴-۴- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سدیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۴۴
- شکل ۴-۵- نقشه‌ی پراکندگی غلظت پتاسیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۴۵
- شکل ۴-۶- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کلسیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۴۷
- شکل ۴-۷- نقشه‌ی پراکندگی غلظت منیزیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۴۸
- شکل ۴-۸- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کلر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۴۹
- شکل ۴-۹- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سولفات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۵۰
- شکل ۴-۱۰- نقشه‌ی پراکندگی غلظت بی کربنات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۵۲
- شکل ۴-۱۱- نقشه‌ی پراکندگی غلظت نیترات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۵۳
- شکل ۴-۱۲- نمودار پایپر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۵۵
- شکل ۴-۱۳- نمودار دورو نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۵۶
- شکل ۴-۱۴- نمودارهای استیف نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۵۸
- شکل ۴-۱۵- نمودار ویلکاکس برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۶۲
- شکل ۴-۱۶- مقادیر شاخص کیفی آب برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۶۴
- شکل ۴-۱۷- کاتیونهای اصلی آب در برابر TDS (نمودار گیبس)..... ۶۵
- شکل ۴-۱۸- آنیونهای اصلی آب در برابر TDS (نمودار گیبس)..... ۶۵

- شکل ۴-۱۹- نمودار شاخص اشباع کانیهای اصلی برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان ۶۶
- شکل ۴-۲۰- نمودار مقادیر نسبت کلسیم در مقابل مجموع کلسیم و منیزیم ۶۷
- شکل ۴-۲۱- نمودار مقادیر نسبت سدیم در مقابل مجموع کلر و سدیم ۶۸
- شکل ۴-۲۲- نمودار مقادیر نسبت منیزیم در مقابل مجموع کلسیم و منیزیم ۶۸
- شکل ۴-۲۳- نمودار مقادیر نسبت بی کربنات در مقابل مجموع آنیونها ۶۹
- شکل ۴-۲۴- نمودار ترکیبی یونهای مختلف نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان ۷۰
- شکل ۴-۲۵- نمودارهای پراکندگی یونهای اصلی ۷۵
- شکل ۴-۲۶- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سرب در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۷۷
- شکل ۴-۲۹- نقشه‌ی پراکندگی غلظت مس در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۱
- شکل ۴-۳۰- نقشه‌ی پراکندگی غلظت منگنز در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۳
- شکل ۴-۳۱- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کروم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۴
- شکل ۴-۳۲- نقشه‌ی پراکندگی غلظت مولیبدن در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۵
- شکل ۴-۳۳- نقشه‌ی پراکندگی غلظت آرسنیک در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۶
- شکل ۴-۳۴- نقشه‌ی پراکندگی غلظت بور در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۸
- شکل ۴-۳۵- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سلنیم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان ۸۹
- شکل ۴-۳۶- نمودار شاخص درجه‌ی آلودگی برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان ۹۰
- شکل ۴-۳۷- مقادیر شاخص آلودگی فلزات سنگین برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان ۹۰
- شکل ۴-۳۸- مؤلفه‌های استخراج برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان ۹۴
- شکل ۴-۳۹- بارگذاری متغیرها در مؤلفه‌ی اول ۹۵
- شکل ۴-۴۰- بارگذاری متغیرها در مؤلفه‌ی دوم ۹۵
- شکل ۴-۴۱- بارگذاری متغیرها در مؤلفه‌ی سوم ۹۶
- شکل ۴-۴۲- خوشه‌بندی سلسله مراتبی برای متغیرهای اندازه‌گیری شده ۹۷

فهرست جداول

- جدول ۳-۱- مشخصات ایستگاههای نمونه برداری..... ۲۷
- جدول ۳-۲- حد آشکار سازی دستگاه ICP-OES برای عناصر مورد مطالعه..... ۲۸
- جدول ۳-۳- روشهای اندازه گیری جامدات حل شده ی کل و یونهای اصلی آب..... ۲۹
- جدول ۳-۴- مقادیر وزن پارامترهای آب و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی..... ۳۱
- جدول ۳-۵- مقادیر WQI و رده بندی سازمان بهداشت جهانی..... ۳۲
- جدول ۴-۱- مقادیر پارامترهای هیدروشیمیایی نمونه های آب..... ۳۸
- جدول ۴-۲- رده بندی آبهای زیرزمینی بر اساس میزان جامدات حل شده ی کل..... ۴۰
- جدول ۴-۳- رده بندی آبهای زیرزمینی بر اساس سختی کل..... ۴۱
- جدول ۴-۴- رده بندی آب زیرزمینی بر اساس شوری و ارزیابی کیفیت آن در آبیاری..... ۵۹
- جدول ۴-۵- رده بندی آب بر اساس درصد سدیم..... ۶۰
- جدول ۴-۶- کیفیت آب آبیاری بر اساس نسبت SAR و تقسیم بندی نمونه های آب..... ۶۱
- جدول ۴-۷- نتایج ارزیابی کیفی نمونه های آب برای مصارف صنعت..... ۶۳
- جدول ۴-۸- مقادیر شاخصهای کیفی محاسبه شده برای نمونه های منابع آب..... ۶۴
- جدول ۴-۹- نسبتهای یونی محاسبه شده برای نمونه های آب مورد مطالعه..... ۶۷
- جدول ۴-۱۰- غلظت عناصر بالقوه سمی اندازه گیری شده نمونه های آب زیرزمینی..... ۷۶
- جدول ۴-۱۱- مقادیر شاخص درجه ی آلودگی برای نمونه های منابع آب زیرزمینی دشت بوکان..... ۹۰
- جدول ۴-۱۲- مقادیر ضریب همبستگی پیرسون محاسبه شده برای نمونه های آب..... ۹۳

فصل اول:

کلیات

۱-۱- بیان مسأله و ضرورت انجام تحقیق

بررسی کیفیت منابع آب اهمیت بسیار زیادی دارد، چرا که آب مهمترین عامل حیات است و کیفیت آن به طور مستقیم بر سلامتی انسان تأثیرگذار می‌باشد. همچنین کمیت و کیفیت محصولات کشاورزی، تابع کیفیت منابع آب می‌باشد (Zhang et al, 2012). در این میان منابع آب زیرزمینی، از ذخایر بزرگ آب شیرین در چرخه‌ی هیدرولوژی به شمار می‌روند که آب موردنیاز مصارف انسانی، کشاورزی، صنعت و اکوسیستم‌های وابسته را به‌ویژه در طی خشکسالی‌ها، تأمین می‌نمایند (Klove et al, 2013).

به طور کلی، کیفیت منابع آب تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد قرار دارد. آلودگی آبهای زیرزمینی توسط عوامل انسانزاد (مانند شهرنشینی، صنعت و کشاورزی) و طبیعی (زمین‌شناسی)، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک بسیار حائز اهمیت است (Jalali, 2010). ورود فاضلابهای شهری، کشاورزی و صنعتی منشاء برخی عناصر بالقوه سمی^۱ مانند آرسنیک، سرب، کادمیم، روی و نیکل در منابع آب زیرزمینی است (Manzoor et al, 2006). همچنین غلظت عناصر بالقوه سمی در آبهای زیرزمینی به شدت توسط سنگ شناسی آبخوان کنترل می‌شود (Frengstad et al, 2000).

دشت بوکان، یکی از دشتهای مهم استان آذربایجان غربی است که در آن، آب زیرزمینی از مهمترین منابع مورد استفاده برای مصارف خانگی، کشاورزی و صنعتی می‌باشد. کشاورزی در سطح گسترده‌ای در منطقه صورت می‌گیرد و عمده محصولات زراعی شامل گندم، جو، نخود، چغندر، یونجه و شبدر می‌باشد. فعالیت گسترده‌ی کشاورزی در منطقه، با استفاده‌ی وسیع از کودهای شیمیایی، آلی و نیز سموم دفع آفات نباتی همراه است، به‌طوری که سالیانه به ازای هر ۴ هکتار، ۱ تن از انواع کودهای شیمیایی مصرف می‌شود که عمده‌ی آنها اوره و سوپر فسفات است (گزارش سازمان جهاد کشاورزی شهریکند، ۱۳۹۱). به-دلیل ورود احتمالی پسابهای ناشی از آبیاری (که حاوی کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات نباتی است)، احتمالاً فعالیت کشاورزی از عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی این منطقه است. همچنین در مناطق روستایی اطراف بوکان، فاضلاب خانگی به صورت تصفیه نشده به محیط رها می‌شود. از سوی

^۱ Potentially Toxic Elements

دیگر، باتوجه به تنوع واحدهای زمین‌شناسی دشت بوکان (شامل شیلهای سیاه، آهک، دولومیت و آندزیت)، احتمالاً کیفیت آب زیرزمینی این منطقه تحت‌تأثیر عوامل طبیعی نیز قرار دارد. در این میان، شیلهای سیاه که غلظت بالای از عناصر بالقوه سمی دارند، از نظر تأثیر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی اهمیت زیادی دارند (Kim, 1989). با توجه به این موارد، امکان تغییر در ترکیب شیمیایی و کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی منطقه، توسط عوامل طبیعی (زمین‌شناسی) و انسانزاد (پسابهای کشاورزی و فاضلابهای خانگی) وجود دارد. تاکنون مطالعه‌ی جامعی در رابطه با کیفیت منابع آب زیرزمینی این منطقه، به ویژه از نظر آلودگی آب به عناصر بالقوه سمی صورت نگرفته است، از اینرو انجام پژوهشی در این زمینه ضروری به نظر می‌رسد.

۱-۲- اهداف تحقیق

اهداف کلی این تحقیق شامل موارد زیر است:

۱. بررسی ویژگیهای هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان
۲. ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب
۳. بررسی تأثیر عوامل طبیعی (زمین‌شناسی منطقه) و فعالیتهای انسانزاد (کشاورزی و ورود فاضلابهای خانگی) بر ویژگیهای هیدروشیمیایی و غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب زیرزمینی

۱-۳- مراحل انجام پژوهش

مراحل انجام پژوهش به شرح زیر می‌باشد:

۱. گردآوری اطلاعات موجود درباره‌ی ویژگیهای زمین‌شناسی، هیدرولوژیکی و هیدروژئولوژیکی منطقه‌ی مورد مطالعه و بررسی مطالعات پیشین در ارتباط با موضوع پژوهش در سطح ایران و جهان
۲. بازدید صحرائی، تعیین ایستگاههای مناسب نمونه‌برداری، نمونه‌برداری از آب و تعیین پارامترهای کیفی آب مانند pH، هدایت الکتریکی (EC) و دما در صحرا

۳. آنالیز نمونه‌های آب شامل اندازه‌گیری غلظت یونهای اصلی و همچنین عناصر بالقوه سمی توسط روشهای استاندارد

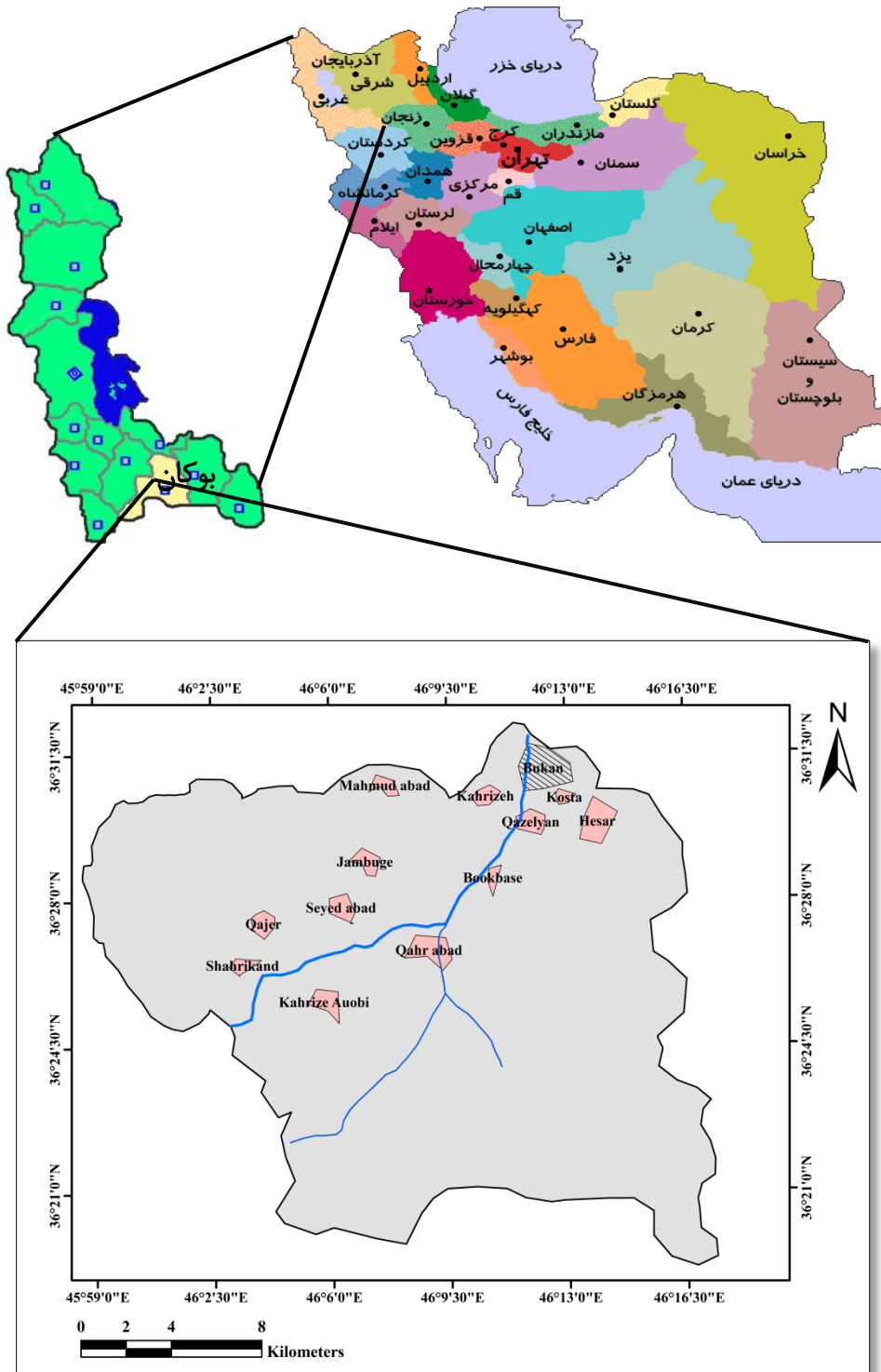
۴. تجزیه و تحلیل داده‌های به دست آمده از طریق محاسبه‌ی شاخصهای کیفی، بررسی ویژگیهای هیدروشیمیایی، تحلیل آماری داده‌ها و همچنین بررسی روند تغییرات مکانی غلظت عناصر

۵. شناسایی منابع مهم آلاینده آب زیرزمینی دشت بوکان

۶. تدوین پایان نامه و ارائه‌ی گزارش نهایی

۱-۴- موقعیت جغرافیایی، راههای دسترسی و ویژگیهای اقلیمی دشت بوکان

دشت بوکان با وسعت ۳۳۵۰۰ هکتار، یکی از دشتهای مهم استان آذربایجان غربی است که در جنوب استان و جنوب شهر بوکان و در محدوده‌ی 36° و $21'$ تا 36° و $32'$ عرض شمالی و همچنین 45° و $59'$ تا 46° و $13'$ طول شرقی واقع شده است. این دشت، قسمتی از حوضه‌ی آبریز رودخانه‌ی سیمینه‌رود است. در شکل (۱-۱) محدوده‌ی این حوضه‌ی آبریز مشخص شده است. مهمترین راههای دسترسی به محدوده‌ی مورد مطالعه، مسیر بوکان- شهریکند به طول ۲۵ کیلومتر و بوکان- قهرآباد به طول ۲۰ کیلومتر است. متوسط ارتفاع دشت بوکان از سطح دریا، ۱۳۳۰ متر می‌باشد و میانگین بارش و دمای سالانه به ترتیب، ۴۸۰ میلی‌متر و 12° درجه‌ی سانتیگراد است. این دشت دارای زمستانهای سرد و مرطوب و تابستانهای ملایم می‌باشد. براساس ضریب اقلیمی دومارتن، منطقه‌ی مورد مطالعه جزء مناطق با آب و هوای مدیترانه‌ای است (شریف آذری و عراقی نژاد، ۱۳۹۱).



شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی محدوده‌ی مورد مطالعه

۱-۵- زمین‌شناسی محدوده‌ی مورد مطالعه

از نگاه ساختاری، منطقه‌ی مورد مطالعه در حاشیه شمال غربی نوار دگرگونی سنندج - سیرجان و در محل تلاقی این زون با زونهای ساختاری خوی - مهاباد و البرز آذربایجان واقع شده است. از اینرو واحدهای مختلف سنگی موجود در این ورقه، گاهی خصوصیات سنگهای دگرگونی پرکامبرین زون سنندج- سیرجان را داشته و در مواردی دیگر نیز شباهتهای لیتولوژیکی با واحدهای کربناته آواری پرکامبرین - کامبرین زیرین، پالئوزوئیک و مزوزوئیک زون البرز- آذربایجان، نشان می‌دهند. نهشته‌های مربوط به پالئوزوئیک زیرین تا میانی (اردویسین تا کربونیفر) در منطقه رخنمون نداشته و نهشته‌های پرمین با مرز ناهماهنگ بر روی دولومیت‌های سازند میلا یا واحدهای قدیمتر جای می‌گیرند. نهشته‌های مربوط به دوران دوم با دولومیت‌های تریاس شروع می‌شود و نهشته‌های آواری سازند شمشک با یک فاز فرسایشی بر روی آنها قرار می‌گیرند (شکل ۱-۲). واحدهای سنگ چینه‌ای موجود در محدوده‌ی مورد مطالعه براساس نقشه‌های ۱:۱۰۰۰۰۰ سقز و میاندوآب از قدیم به جدید به شرح زیر می‌باشند (افتخارنژاد، ۱۹۷۳ و حریری و باباخانی، ۱۳۷۶):

۱-۵-۱- سازند روته Pr^{ld} (پرمین میانی)

این سازند شامل تناوبی از دولومیت، سنگ آهک‌های دولومیتی و سنگ آهک است. در سطح این واحد، رگه و رگچه‌های کلسیت و چرت در سطح آنها به فراوانی دیده می‌شود. این واحد در شرق و غرب منطقه رخنمون دارد.

۱-۵-۲- سازند شمشک J_s (ژوراسیک زیرین)

نهشته‌های این سازند شامل ماسه‌سنگ‌های سبز متمایل به خاکستری و شیل به همراه مقادیر اندکی از سنگ آهک‌های ماسه‌ای و گدازه‌های آتشفشانی با ترکیب آندزیت می‌باشد. رخنمون این واحد در قسمت شرق منطقه است.

۱-۵-۳- مجموعه رسوبی- آتشفشانی K_{sh} (کرتاسه زیرین)

نهشته‌های رسوبی- آتشفشانی کرتاسه، شامل تناوبی ضخیم از آهک و شیل‌های مدادی خاکستری رنگ (K_{sh})، تناوب شیل‌های سیاه و سنگ‌های آتشفشانی (K_{sh}^v) می‌باشد. این واحد در قسمت شرق، مرکز و شمال غرب منطقه رخنمون دارد و لیتولوژی غالب در منطقه است.

۱-۵-۴- نهشته‌های آواری - آتشفشانی E_v (ائوسن)

واحدهای سنگی مربوط به ائوسن نیز شامل یک مجموعه کنگلومرایبی، ماسه‌سنگی و آهکی است و به سمت بالا، به یک مجموعه‌ی سبز رنگ گدازه و توف برش با ترکیب آندزیتی و میان لایه‌های آهکی و کنگلومرایبی می‌رسد. این واحدها پیرامون روستای شهریکند (جنوب‌غربی) و شمال دشت رخنمون دارد.

۱-۵-۵- نهشته‌های کربناته و آواری O_m^m (الیگو- میوسن)

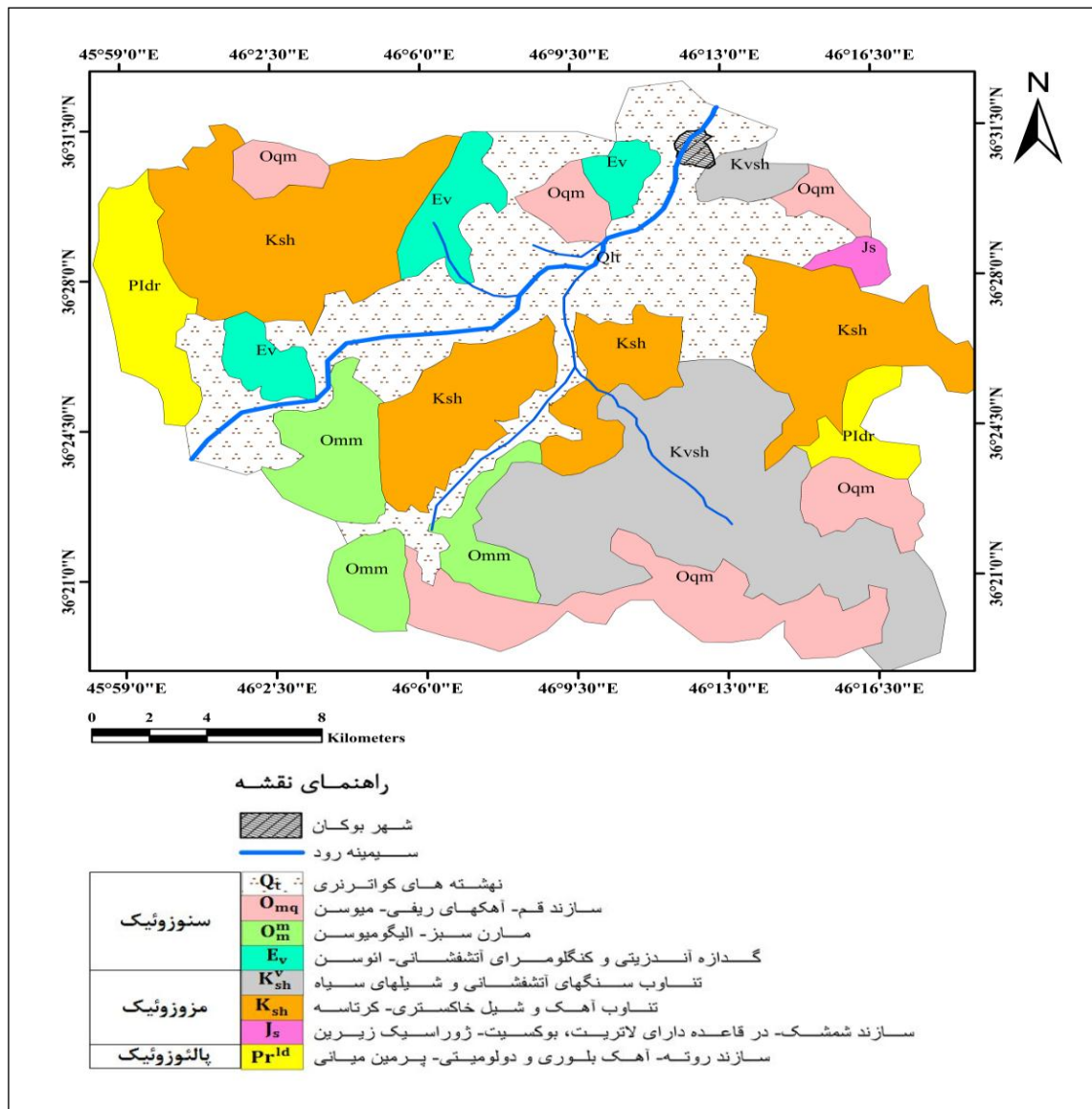
این واحد مارنی سبزرنگ، گاه در میان واحد کنگلومرایبی و واحد آهکی دیده می‌شود. ضخامت این واحد حدود ۷۰ متر است. گسترش آن زیاد نیست و عمدتاً در بخش جنوب غربی منطقه رخنمون دارد.

۱-۵-۶- سازند قم O_m^q (میوسن)

این واحد شامل تناوب سنگ آهک ریفی و مارن است و در شمال و جنوب منطقه بیشترین رخنمون را دارد.

۱-۵-۷- نهشته‌های جوان دوران چهارم Q_t (کواترنری)

نهشته‌های مربوط به دوران چهارم شامل پادگانه‌های قدیمی رودخانه‌ای، مخروط افکنه‌ها و پادگانه‌های جوان رودخانه‌ای دشت آبرفتی و نهشته‌های کنونی بستر رودخانه‌ها است و در بخش مرکزی منطقه رخنمون دارند.



شکل ۱-۲- نقشه‌ی زمین‌شناسی حوضه‌ی آبریز بوکان (برگرفته از نقشه‌های ۱:۱۰۰۰۰۰ سقر و میانداوب)

۱-۶- بافت خاک حوضه‌ی دشت بوکان

بافت خاک، نقش مهمی در ترکیب هیدروشیمیایی و هیدروژئوشیمیایی منابع آب ایفا می‌کند. بافت خاک تابع توزیع اندازه‌ی ذرات خاک می‌باشد. بافت خاک‌های دشت بوکان به طور عمده شامل لوم رسی سیلتی، لوم ماسه‌ای و لوم رسی و لومی سیلتی است. خاک اراضی ساحل رودخانه بیشتر لوم ماسه‌ای می‌باشد، در حالی که بخش شمالی و جنوبی دشت را خاک با بافت لوم رسی سیلتی و بخش شرقی دشت را خاک با بافت لوم رسی پوشانده است. همچنین خاک‌های این دشت به طور عمومی دارای pH خنثی می‌باشند (داده‌های آزمایشگاه خاک‌شناسی بوکان).

۷-۱- ویژگیهای هیدروژئولوژیکی دشت بوکان

به منظور تفسیر داده‌های هیدروژئوشیمیایی آبهای زیرزمینی، شناخت و بررسی مشخصات هیدروژئولوژیکی آبخوان، شامل ویژگیهای لایه‌های آبدار، جنس و ضخامت آبرفت، جبهه‌های تغذیه و تخلیه، شیب هیدرولیکی و جهت جریان امری ضروری است. در این بخش مشخصات هیدروژئولوژیکی آبخوان دشت بوکان به طور مختصر بیان می‌شود.

۱-۷-۱- مشخصات آبخوان دشت بوکان

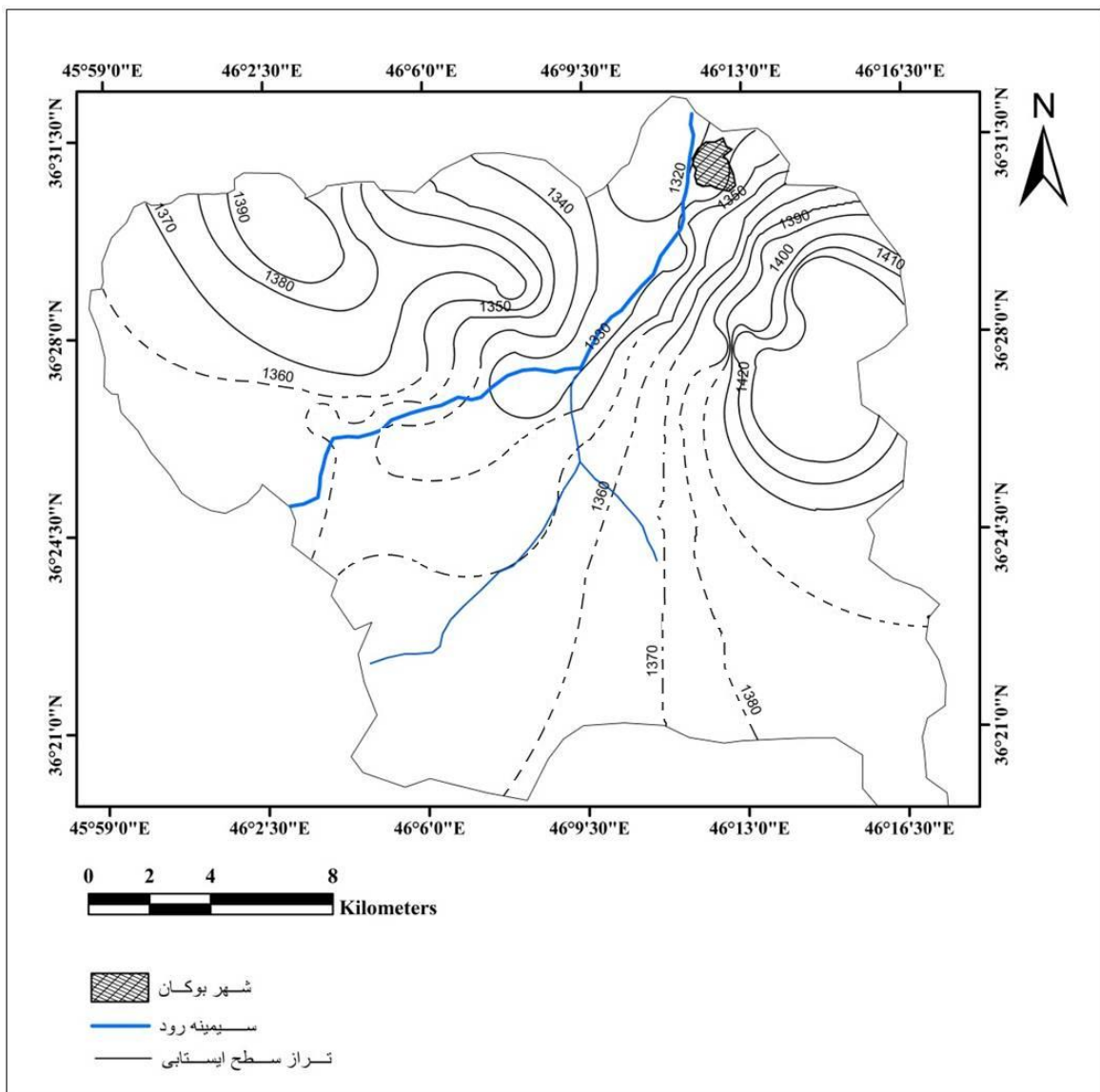
دشت بوکان، درحقیقت بستر متغیر سیمینه‌رود می‌باشد که با برخورد به مسیلهای اطراف، دشتهای کوچک آبرفتی را به وجود آورده است. ترکیب سنگ بستر آبخوان دشت شامل شیل، سنگ آهک و سنگهای آتشفشانی با سن کرتاسه است. محدوده‌ی دشت بوکان، محیط متخلخل مناسبی برای ذخیره و انتقال آب زیرزمینی می‌باشد. ضخامت آبرفت در کناره‌ی دشت ۱۰ متر، در غرب و جنوب دشت ۴ متر و در شمال شهر بوکان و بستر رودخانه سیمینه رود ۵۰ متر است (عماری، ۱۳۷۷).

آبخوان اصلی دشت بوکان از سازندهای کواترنری تشکیل یافته است. سازند Q_{al} شامل آبرفتهای بستر رودخانه‌ها می‌باشد و عمدتاً از ریگ، قطعه سنگ، ماسه و رس تشکیل شده است. این آبرفتها بیشترین نفوذپذیری را دارد. واحد Q_{t2} شامل پادگانه‌های جوان می‌باشد که به طور عمده از جنس ماسه‌ی ریز، سیلت، رس و کنگلومرا است در مجاورت Q_{al} ته‌نشست یافته است. بیشتر چاههای بهره‌برداری محدوده‌ی بوکان در حاشیه‌ی رودخانه‌ی سیمینه‌رود، در سازندهای Q_{al} و Q_{t2} حفر شده‌اند که نشان‌دهنده‌ی پتانسیل بالای این رسوبات به لحاظ آبدهی است (گزارش مهندسین مشاور طرح آبریز، ۱۳۹۱).

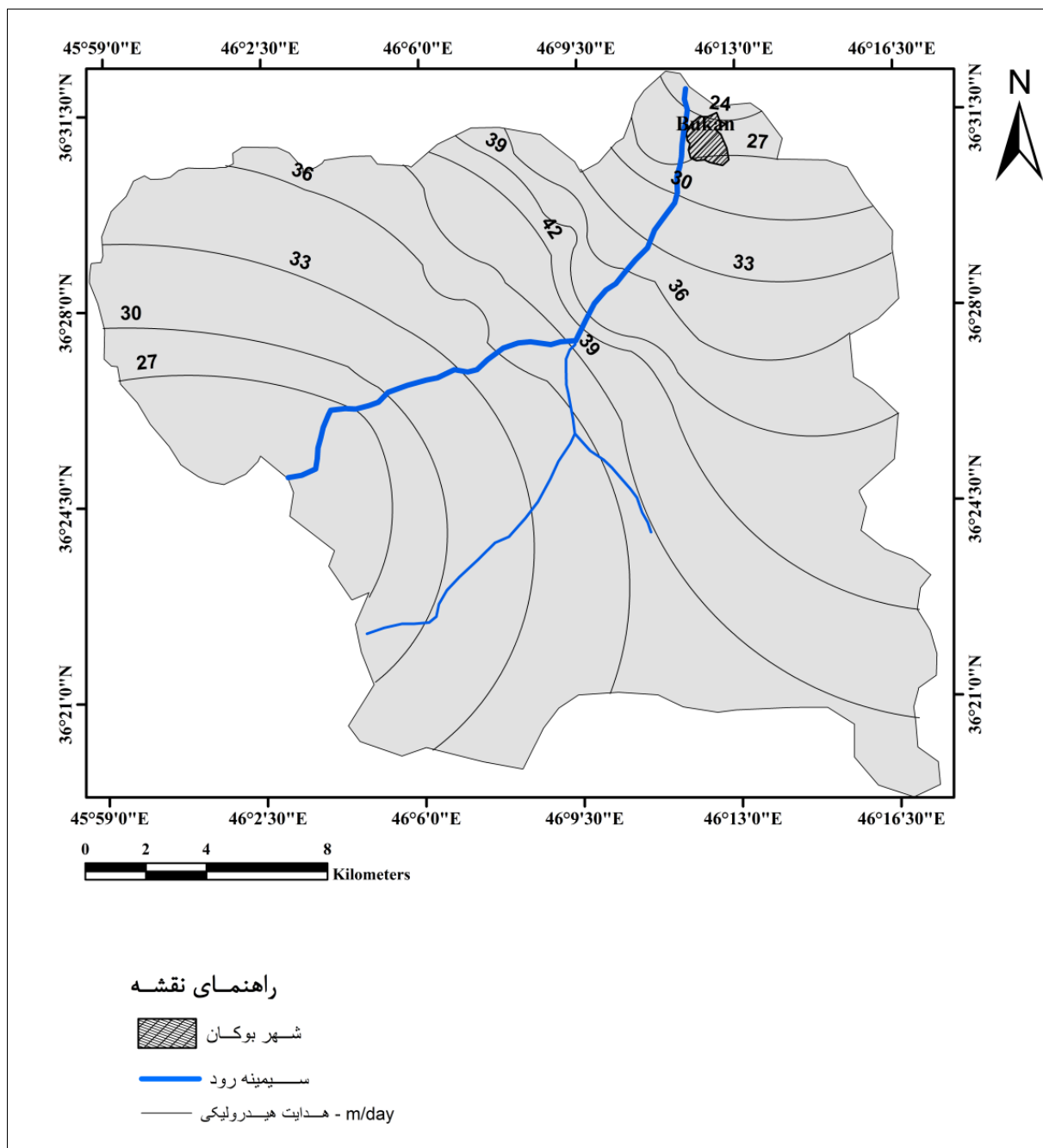
۱-۷-۲- جهت جریان و هدایت هیدرولیکی آبخوان دشت بوکان

به منظور تعیین جهت جریان آب زیرزمینی، نقشه‌ی همتراز سطح ایستابی آبخوان دشت با استفاده از تراز سطح ایستابی پیژومترها (داده‌های سازمان آب منطقه‌ای آذربایجان غربی) ترسیم شد (شکل ۱-۳). براساس نقشه‌ی خطوط همتراز، می‌توان دریافت که جهت جریان آب زیرزمینی از جنوب، شرق و شمال

غربی به سمت مرکز حوضه می‌باشد. خطوط تراز آب زیرزمینی نشان می‌دهد که جریان آب زیرزمینی تا حدودی تغذیه‌کننده رودخانه‌ی سیمینه‌رود بوده و بنابراین احتمالاً این رودخانه بر کیفیت آب زیرزمینی تأثیر چندانی ندارد. همچنین شکل (۱-۴) نشان می‌دهد که هدایت هیدرولیکی در آبخوان دشت بوکان، در حواشی دشت کمتر از مرکز دشت است، این امر به بستر آبرفتی رودخانه‌ی سیمینه‌رود اشاره دارد که به علت تخلخل و نفوذپذیری بالای رسوبات این بخش از آبخوان، هدایت هیدرولیکی در مرکز حوضه به بیشترین مقدار خود می‌رسد.



شکل ۱-۳- نقشه‌ی تراز سطح ایستابی آبخوان دشت بوکان در سال ۱۳۹۱



شکل ۱-۴- نقشه‌ی هدایت هیدرولیکی آبخوان دشت بوکان (داده‌های سازمان آب منطقه‌ای آذربایجان غربی)

۱-۷-۳- تغذیه و تخلیه‌ی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

رودخانه‌ی سیمینه‌رود، تنها منبع آب سطحی دشت بوکان می‌باشد که سالانه $7/5$ میلیون مترمکعب آب را وارد این دشت می‌نماید. حجم تخلیه‌ی سالانه‌ی آب زیرزمینی دشت بوکان از طریق چاهها، چشمه‌ها و قناتها $35/5$ میلیون متر مکعب برآورد شده است که $17/6$ میلیون متر مکعب آن مربوط به برداشت از

آبهای زیرزمینی توسط ۱۰۰۷ حلقه چاه نیمه عمیق می‌باشد. حفر چاههای عمیق در این دشت معمول نبوده و از مجموع ۴۴ رشته قنات و ۲۲ دهنه چشمه شناسایی شده، ۱۷/۹ میلیون متر مکعب آب جهت رفع نیاز آب کشاورزی و شرب شهر بوکان و روستاهای اطراف آن، مورد بهره برداری قرار می‌گیرد. پمپاژ از طریق چاههای بهره برداری در تمام سال انجام می‌گیرد، ولی شدت آن در فصلهای زراعی بیشتر است. نفوذ رواناب ناشی از بارندگی و آبیاری و همچنین ورود آب از مخازن زیرزمینی اطراف به سیستم منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، از عوامل اصلی تغذیه در سیستم فوق می‌باشد. در این میان، تغذیه‌ی عمده‌ی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان از طریق نفوذ رواناب ناشی از بارندگی می‌باشد. مقادیر تغذیه در ماههای نیمه‌ی دوم سال بیشتر از ماههای نیمه‌ی اول سال است. تغذیه‌ی و تخلیه‌ی آبخوان دشت توسط رودخانه‌ی سیمینه‌رود ناچیز می‌باشد (گزارش مهندسين مشاور طرح آبریز، ۱۳۹۱).

فصل دوم:

مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

آبهای زیرزمینی، از منابع مهم تأمین آب شیرین، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک مانند ایران می‌باشند. در دهه‌های اخیر، افزایش برداشت از آبهای زیرزمینی برای مصارف مختلف، کاهش جدی این منابع را در بخشهای مختلف جهان به همراه داشته است (Klove et al, 2013). این امر عمدتاً ناشی از رشد جمعیت به‌ویژه در شهرهای بزرگ، تغییر شرایط اقلیمی، همچنین کاربری جدید اراضی (کشاورزی و صنعتی) و افزایش تقاضا برای تأمین آب می‌باشد. کاهش کمی منابع آب زیرزمینی، آلودگی فزاینده‌ی آب و کاهش قابلیت شرب آنها را نیز به همراه دارد (Ravikumar et al, 2010). کیفیت آب زیرزمینی بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک زمینهای کشاورزی مؤثر است و بنابراین نقش مهمی را در میزان تولید محصولات ایفا می‌کند (Jalali, 2010).

۲-۲- عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی

به طور کلی، عوامل مؤثر بر کیفیت منابع آب زیرزمینی شامل عوامل طبیعی (زمین‌شناسی و تغذیه) و انسانزاد (فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی، تخلیه‌ی فاضلابهای خانگی) می‌باشند. در ادامه به توضیح مختصر این عوامل پرداخته می‌شود.

۲-۲-۱- عوامل طبیعی

به طور کلی، کاهش بارش و افزایش تبخیر و تعرق باعث کاهش تغذیه و افزایش افت سطح و کیفیت آب می‌شود. از سوی دیگر، در مناطق نیمه‌خشک، رخداد بارش‌های سنگین سبب تغذیه‌ی منابع آب زیرزمینی می‌شود، در حالی که در نواحی مرطوب، این مسأله می‌تواند نرخ تغذیه را کاهش دهد، زیرا بیشتر آب بارندگی به دلیل اشباع بودن زمین از دست می‌رود (Klove et al, 2013). خصوصیات آبخوان نیز در میزان تغذیه مؤثر است؛ به این صورت که آبخوانهای کوچک، کم عمق و نامحبوس با سرعت بیشتری به تغییرات اقلیمی پاسخ می‌دهند و قابلیت تجدید پذیری بیشتری را در مدت زمانی کوتاه دارند. به عبارت

دیگر، آبخوانهای آزاد سطحی و کم عمق در مقایسه با آبخوانهای عمیق و محبوس، نسبت به متغیرها و شرایط اقلیمی حساستر هستند.

کیفیت منابع آب، تابع نوع و مقدار نمکهای محلول در آن می‌باشد. منشاء نمکهای حل شده در آبهای زیرزمینی، هوازگی سنگها و انحلال کانیهای کربناته، ژئوپس و سایر کانیهای موجود در خاک می‌باشند (Sandaray et al, 2009). مقدار نمکهای حل شده در آبهای زیرزمینی به‌طور عمده به انحلال‌پذیری سازندهای زمین شناسی یا جنس آبخوان بستگی دارد. برای مثال، در مناطقی که سازندهای تبخیری وسعت زیادی دارند، کیفیت آبهای زیرزمینی به شدت پایین است. زیرا در این منابع، غلظت نمکهای محلول بسیار بالا می‌باشد و بنابراین این آبها کاربرد محدودی دارند (Apaydam and Aktas, 2012). آب زیرزمینی، همواره در تماس با سنگهای اطراف خود می‌باشد، بنابراین می‌توان گفت که سنگ‌شناسی آبخوان از مهمترین عوامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی به شمار می‌آید، زیرا نسبت به عوامل انسانزاد و سایر عوامل طبیعی (مانند اقلیم و تغذیه‌ی آبخوان)، برهم‌کنش مستمر و گسترده‌ای را با منابع آب زیرزمینی دارد.

۲-۲-۲- عوامل انسانزاد

فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و توسعه‌ی شهری، از مهمترین عوامل انسانزاد آلودگی منابع آب زیرزمینی می‌باشند. آلودگی‌های انسانزاد برای مدت زیادی (تا صدها سال) در منابع آب زیرزمینی باقی می‌مانند، زیرا حرکت آب در آبخوان به کندی صورت می‌گیرد (Ravikumar et al., 2011). آلاینده‌های دارای منبع نقطه‌ای (مانند فاضلابهای خانگی و صنعتی) را می‌توان قبل از ورود به آب زیرزمینی تصفیه کرد، در حالی که تصفیه‌ی آلاینده‌هایی که منبع غیرنقطه‌ای دارند مانند پسابهای کشاورزی که حاوی کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات نباتی هستند، دشوار است. بنابراین پسابهای کشاورزی نسبت به فاضلابهای شهری و صنعتی، نقش مهمتری را بر کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی ایفا می‌کنند.

۲-۳- مرور کوتاهی بر مطالعات انجام شده در رابطه با کیفیت منابع آب زیرزمینی

۲-۳-۱- مطالعات انجام شده در جهان

آسناچیندا (Asnachind, 1997) با مطالعه‌ی شیمی آب زیرزمینی حوضه‌ی چیانگ مای^۲ تایلند به این نتیجه رسیده است که آب زیرزمینی در این ناحیه، تحت تأثیر واکنش‌های آب-سنگ است و مقدار pH و TDS (جامدات حل شده‌ی کل) از محل تغذیه به سمت پایین دست افزایش می‌یابد.

فرنگستاد و همکاران (Frengstad et al, 2000) با مطالعه‌ی شیمی آب زیرزمینی جنوب نروژ، به این نتیجه دست یافتند که وجود عناصر جزئی در آب زیرزمینی، به‌طور عمده توسط سنگ‌شناسی آبخوان کنترل می‌شود. همچنین در این میان، تغییرات pH، تأثیر ویژه‌ای بر غلظت این عناصر در آب دارد.

کاس و همکاران (Kass et al., 2005) با مطالعه‌ی آبخوانهای کم‌عمق ساحلی شرق دریای مدیترانه، به این نتیجه رسیدند که شیمی آب در این آبخوانها، تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی، بسیار متغیر است و ترکیب آب در این نواحی توسط فرآیند آبیاری کنترل می‌شود.

لیونگ و جیائو (Leung and Jiao, 2006) با مطالعه‌ی فلزات سنگین و عناصر جزئی در آبهای زیرزمینی هنگ کنگ^۳ به این نتیجه رسیدند که ورود فاضلابهای شهری، منشاء برخی فلزات بالقوه سمی در آب زیرزمینی است. همچنین منطقه‌ی غیر اشباع می‌تواند تعدادی از فلزات بالقوه سمی را پالایش کند و نسبت به این فلزات خاصیت بافری دارد.

منظور و همکاران (Manzoor et al, 2006) با مطالعه‌ی فلزات بالقوه سمی در فاضلابهای صنایع نساجی منطقه‌ی حتار^۴ پاکستان، به این نتیجه رسیدند که منبع اصلی آلاینده‌های سرب، کادمیم، روی و نیکل در آب زیرزمینی و خاک منطقه، فاضلاب صنایع نساجی است.

^۲ Chiang mai

^۳ Honkong

^۴ Hattar

جیواناندام و همکاران (Jeevanandam et al, 2007) با ارزیابی شیمی آب زیرزمینی حوضه رودخانه‌ی پوننایار^۵ هند به این نتیجه دست یافتند که آب زیرزمینی به نترات آلوده است و ورود نترات، ناشی از تخلیه‌ی فاضلاب خانگی و مصرف کودهای شیمیایی است.

هریرا و همکاران (Herrera et al, 2008) با مطالعه بر روی کیفیت آب زیرزمینی یک آبخوان آبرفتی در اسپانیا به این نتیجه دست یافتند که غلظت بالای نترات در آب زیرزمینی، ناشی از استفاده‌ی بیش از حد از کودهای شیمیایی در منطقه است. همچنین به علت شرایط اکسیدی و حجم بالای اکسیژن محلول در آبخوانهای کم عمق، تجزیه‌ی نترات به نیتريت فرآیند مهمی محسوب نمی‌شود.

رزمیژر و همکاران (Rozemeijer et al, 2009) با مطالعه‌ی تأثیر تغییرات موقتی آب و هوا بر غلظت نترات آبخوانهای کم عمق، به این نتیجه رسیدند که مقدار نترات در آب زیرزمینی تحت تأثیر نوسانات بارش و تغذیه‌ی آبخوان قرار می‌گیرد.

هومونسیک و همکاران (Homoncik et al, 2010) با مطالعه‌ی غلظت منگنز در منابع آب زیرزمینی شرق و جنوب اسکاتلند به این نتیجه رسیدند که غلظت منگنز در آب زیرزمینی این ناحیه، توسط pH، حضور آهن و به‌ویژه توسط شرایط اکسایش-کاهش کنترل می‌شود.

راویکومار و همکاران (RaviKumar et al, 2010) با بررسی کیفیت آب زیرزمینی منطقه‌ی بنگالور^۶ هند به این نتیجه دست یافتند که آب زیرزمینی در اثر تخلیه‌ی فاضلابهای خانگی و پسابهای صنعتی آلوده شده است.

کین و همکاران (Qin et al, 2011) با مطالعه‌ی اثر آبیاری بر تغذیه‌ی آب زیرزمینی در حوضه‌ی ژانگی^۷ چین به این نتیجه رسیدند که جریان آب سطحی (به‌ویژه آبیاری) در مقایسه با بارش محلی، نقش اصلی را در تعیین شیمی آب زیرزمینی ناحیه بر عهده دارد.

^۵ Ponnaiyar

^۶ Bangalore

^۷ Zhangye

راجو و همکاران (Raju et al, 2011) با مطالعه‌ی کیفیت آب زیرزمینی منطقه‌ی وارانسی^۸ هند به این نتیجه رسیدند که غلظت بالای نیترات در آب زیرزمینی، ناشی از ورود فاضلابهای خانگی، تراوش از مخازن فاضلاب و مدیریت نامناسب لندفیل‌های بهداشتی است.

ما و همکاران (Ma et al, 2011) با مطالعه‌ی آب زیرزمینی آبخوانهای کربناته در تایوان دریافتند که شیمی آب زیرزمینی توسط واکنشهای آب-سنگ کنترل می‌شود و غلظت سدیم و پتاسیم در آب، ناشی از انحلال فلدسپار، مسکوویت و نمک است. همچنین مقادیر بالای کلر و نیترات در منطقه‌ی تغذیه، نشان دهنده‌ی آلودگی این آبخوانها می‌باشد.

هان و همکاران (Han et al, 2011) با مطالعه‌ی آب زیرزمینی ناحیه‌ی کارامای^۹ هند به این نتیجه رسیدند که فرآیندهای تبخیر و تعرق در منابع آب زیرزمینی کم عمق و همچنین فرآیندهای هوازدگی سنگ، انحلال نمک و تبادل یونی باعث افزایش غلظت مواد محلول در آبهای زیرزمینی شده است.

کاتز و همکاران (Katz et al, 2011) با بررسی نسبت کلر بر برم، به این نتیجه رسیدند که این نسبت ابزاری قوی برای ارزیابی تأثیر احتمالی مخازن فاضلاب بر آب زیرزمینی است. همچنین این پژوهشگران دریافتند که تراوش از مخازن فاضلاب، تأثیر کمتری بر آبخوان‌های عمیق دارد.

رامش کومار و ریاضودین (Ramesh kumar and Riyazuddin, 2012) با مطالعه‌ی شیمی آبهای زیرزمینی در آبخوانهای کم عمق در کرومپت^{۱۰} هند به این نتیجه رسیدند که گونه‌های اکسیدی فلزات در طول دوره‌های بارندگی افزایش می‌یابد که ناشی از ایجاد شرایط اکسیدی در اثر رخداد بارش و تغذیه آب زیرزمینی است.

^۸ Varansi

^۹ Karamay

^{۱۰} Chrompet

اونیام و همکاران (Oniam et al, 2012) با مطالعه‌ی منابع آب زیرزمینی در ناحیه‌ی ایمفال و توبال^{۱۱} هند، به این نتیجه دست یافتند که سنگ‌شناسی ناحیه و فعالیت‌های انسانزاد، نقش مهمی را در تعیین شیمی آب زیرزمینی ایفا می‌کند.

عیسا و همکاران (Isa et al, 2012) با مطالعه‌ی منابع آب زیرزمینی آبخوان ماسه‌ای در کاپاس^{۱۲} ایسلند، به این نتیجه دست یافتند که شیمی آب زیرزمینی توسط زمین‌شناسی ناحیه کنترل می‌شود و نیز تا اندازه‌ای تحت تأثیر بارش، هوازگی شیمیایی، انحلال ورقه‌های کربناته و فرآیند تبادل یونی است.

آکو و همکاران (Ako et al, 2012) با مطالعه‌ی کیفیت آب چشمه‌های منطقه‌ی ماونت کامرون^{۱۳} به این نتیجه دست یافتند که انتشار گاز کربن‌دی‌اکسید، هوازگی سیلیکات و تبادل یونی معکوس، فرآیندهای مؤثر بر هیدروشیمی چشمه‌های آب هستند.

آپایدام و آکتاش (Apaydam and aktash, 2012) با مطالعه‌ی آب زیرزمینی آبخوان تاتلیکای^{۱۴} ترکیه به این نتیجه رسیدند که انحلال تبخیریها توسط جریان سطحی و نفوذ این جریان‌ها به درون آبخوان و همچنین تغذیه‌ی آبخوان توسط چشمه‌های گچی حاوی آب شور، اثر نامطلوبی بر کیفیت آب آبخوان دارد.

اسلام و همکاران (Islam et al, 2013) با مطالعه‌ی انحلال آرسنیک در آب زیرزمینی و حضور میکروبه‌ها در این محیط، به این نتیجه رسیدند که انحلال، تحرک و انتقال آرسنیک، به شرایط محیطی، فرآیندهای میکروبی و واکنش‌های بین عنصری و کانیها بستگی دارد.

ماریمون و همکاران (Marimon et al, 2013) با بررسی شیمی آب زیرزمینی آبخوان گوارینا^{۱۵} در برزیل به این نتیجه دست یافتند که شیمی آب زیرزمینی توسط زمین‌شناسی منطقه کنترل می‌شود و اختلاط

۱۱ Imphal and Thoubal

۱۲ Kapas

۱۳ Mount Cameroon

۱۴ Tatlicay

۱۵ Guarina

آبخوانهای عمیق (دارای سنگ میزبان آتشفشانی) با آبخوانهای کم عمق (در اثر گسلش شدید در منطقه)، فرآیندی مؤثر بر غلظت فلئوئور در آب است.

پو و همکاران (Pu et al, 2013) با مطالعه‌ی شیمی آب زیرزمینی یک آبخوان کارستی در چین و بررسی منشاء سولفات موجود در آن به این نتیجه رسیدند که انحلال ژیپس، اکسایش کانیهای سولفیدی و عوامل انسانزاد از قبیل تخلیه‌ی فاضلابها و مصرف کودهای شیمیایی، مقدار سولفات منابع آب را کنترل می‌کنند.

دویس و همکاران (Devic et al, 2014) با مطالعه‌ی کیفیت آب زیرزمینی صربستان به این نتیجه رسیدند که آلودگی شدید آب زیرزمینی ناحیه، ناشی از هر دو منبع نقطه‌ای (فاضلاب خانگی و صنعتی) و غیر نقطه‌ای (پساب زمینهای کشاورزی) است.

۲-۳-۲- مطالعات انجام شده در ایران

عالیقدر و همکاران (۱۳۸۶) با اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت اردبیل و نیز آبهای آشامیدنی این شهر دریافتند که به علت استقرار صنایع در مکانهای دور از منابع آب، عدم حضور سازندهای تبخیری در منطقه، عدم نفوذ فاضلابهای شهری به منابع آب و نیز شرایط جغرافیایی و محیطی حاکم بر منطقه، این منابع در معرض آلودگی به فلزات سنگین نیستند.

خواجه‌پور و همکاران (۱۳۸۷) با مطالعه‌ی میزان آلودگیهای منابع آب زیرزمینی جنوب دشت رفسنجان به فلزات سنگین کروم و نیکل، به این نتیجه رسیدند که غلظت بالای کروم و نیکل ناشی از منابع طبیعی (سنگهای آتشفشانی سولفیدی در کوههای سرچشمه) و عوامل انسانزاد (معدنکاری طولانی مدت در معدن مس سرچشمه و تخلیه‌ی فاضلاب صنایع شیمیایی فعال در منطقه) می‌باشد.

جلالی (۲۰۰۹) با مطالعه‌ی کیفیت و شیمی آب زیرزمینی منطقه‌ی کشاورزی رزن همدان به این نتیجه رسید که فرآیندهای طبیعی و فعالیتهای انسانزاد (کشاورزی) بر شیمی آب زیرزمینی این منطقه تأثیر گذاشته است.

کمره‌ئی و همکاران (۱۳۸۸) با مطالعه‌ی غلظت فلزات سنگین در منابع آب شهر بروجرد به این نتیجه رسیدند که منابع آب سطحی به علت ورود فاضلاب شهری و صنعتی به فلزات سنگین آلوده است، اما غلظت این عناصر در منابع آب زیرزمینی، پایینتر از مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی است.

جلالی (۲۰۱۰) با مطالعه‌ی شیمی آب زیرزمینی منطقه‌ی علیصدر استان همدان چنین بیان کرد که انحلال ژئوپس، آنورتیت و هوازدگی کانیهای سولفیدی، غلظت یونهای محلول در آب زیرزمینی این منطقه را کنترل می‌کند.

باغوند و همکاران (۲۰۱۰) با مطالعه بر روی کیفیت آب زیرزمینی بیابان مرکزی ایران به این نتیجه رسیدند که پمپاژ بیش از حد آب زیرزمینی (که به‌طور عمده برای مصارف کشاورزی صورت می‌گیرد) در طول سالهای اخیر باعث کاهش کیفیت آب زیرزمینی در اثر پیشروی و نفوذ آب شور از بیابان مرکزی کویر، دریاچه‌ی نمک و آبخوانهای عمیقتر شده است.

عبدی نژاد (۱۳۸۹) با مطالعه‌ی منابع آب زیرزمینی دشت زنجان به این نتیجه رسید که تمرکز مناطق صنعتی و مسکونی در دشت زنجان سبب آلودگی منابع آب زیرزمینی این دشت به فلزات سمی شده است.

یوسفی فلکده‌ی و همکاران (۱۳۸۹) با ارزیابی منابع آب زیرزمینی دشت گیلان به این نتیجه رسیدند که منابع آب زیرزمینی آلوده به جیوه و سموم دفع آفات گیاهی هستند که ناشی از فعالیت گسترده‌ی کشاورزی در این ناحیه است.

جمشید زاده و میر باقری (۲۰۱۱)، با مطالعه‌ی کیفیت و کمیت آب زیرزمینی حوضه‌ی کاشان به این نتیجه رسیدند که پیشروی و نفوذ آب دریاچه‌ی نمک به این حوضه، منبع اصلی شوری آب است.

مر و اسماعیلی (۲۰۱۲)، با مطالعه بر روی کیفیت آب زیرزمینی استان اصفهان به این نتیجه رسیدند که اقلیم، سنگ شناسی و زمان ماندگاری مهمترین عوامل کنترل کننده‌ی شیمی آب زیرزمینی در این منطقه هستند.

محمودی نیکو و همکاران (۱۳۹۰) با ارزیابی آلودگی آبهای زیرزمینی منطقه‌ی چشمه حافظ به این نتیجه رسیدند که کانه‌زایی در منطقه باعث افزایش غلظت فلزات سنگین در منابع آب این منطقه شده است.

رجایی و همکاران (۱۳۹۱) با مطالعه‌ی منابع آب زیرزمینی استان سیستان و بلوچستان به این نتیجه رسیدند که در منابع آب زیرزمینی این منطقه، غلظت برخی از فلزات سنگین از قبیل کروم، سرب و کادمیم بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی است که ناشی از آلودگیهای طبیعی (زمین‌شناسی) و انسانزاد است.

محمدی و کاظمی (۱۳۹۲) با مطالعه‌ی کیفیت آب زیرزمینی دشت شوقان (خراسان شمالی) به این نتیجه رسیدند که کیفیت آب زیرزمینی در این دشت تحت تأثیر سازندهای زمین‌شناسی منطقه است و کاهش کیفیت آب زیرزمینی در این دشت به علت پایین بودن تغذیه و انحلال کانیهای تبخیری است.

شیرانی و همکاران (۱۳۹۲) با مطالعه‌ی منابع آلودگی آبهای زیرزمینی در محیط شهری (منطقه‌ی ۴ تهران) به این نتیجه رسیدند که استفاده از کودهای شیمیایی در فضای سبز، عدم وجود شبکه‌ی شبکه‌ی فاضلاب و سیستم تصفیه (نشت فاضلاب خانگی)، از مهمترین عوامل آلاینده‌ی آب زیرزمینی در این منطقه می‌باشند.

پازند و جوانشیر (۲۰۱۳) با مطالعه‌ی شیمی آب زیرزمینی و آلودگی آرسنیک در منطقه‌ی راین (استان کرمان) به این نتیجه رسیدند که آرسنیک از طریق فرآیندهای اکسایش-کاهش اکسیدهای آهن که حاوی آرسنیک هستند، وارد منابع آب می‌شود. همچنین واکنشهای بین آب و سنگهای آتشفشانی، باعث ورود آرسنیک به سیستم آب زیرزمینی می‌شود.

با توجه به مطالعات اشاره شده و نتایج آن، می‌توان چنین استنباط کرد که ترکیب هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی و غلظت عناصر بالقوه سمّی در آن به عوامل طبیعی مانند سنگ‌شناسی آبخوان، زمان ماندگاری و تماس آب با بستر سنگی و همچنین ترکیب بارش، ویژگیهای خاک، نوع پوشش حوضه،

فرآیندهای ژئوشیمیایی و شرایط اکسایش-کاهش و نیز وجود منابع آلودگی انسانزاد مانند معدنکاری، کشاورزی و ورود فاضلابهای خانگی و صنعتی، بستگی دارد.

۲-۳-۳- مطالعات انجام شده در منطقه ی بوکان

شریف آذری و عراقی نژاد (۱۳۹۱) با مطالعه ی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان به این نتیجه دست یافتند که کیفیت منابع آب این منطقه از لحاظ شاخص کیفی آب در محدوده ی خوب قرار می-گیرد.

فصل سوم:

نمونه برداری، آماده سازی، تجزیه می نمونه ها و تحلیل داده ها

۱-۳- انتخاب ایستگاههای نمونه برداری

به منظور بررسی ویژگیهای هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی، انتخاب ایستگاههای نمونه برداری مناسب، ضروری است. بنابراین، در طی بازدید اولیه از منطقه در شهریورماه سال ۱۳۹۲، محل دقیق چشمه ها و چاههای آب تعیین گردید. سپس ایستگاههای نمونه برداری بر اساس توزیع مناسب آنها در محدوده مورد مطالعه، ارتباط با اراضی کشاورزی و مناطق مسکونی و نیز زمین شناسی منطقه، انتخاب شدند. به این منظور از نقشه های زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ سقز، میاندوآب و نیز نقشه ی ۱:۲۵۰۰۰۰ مهاباد استفاده شد و در نهایت، تعداد ۱۷ ایستگاه (شامل یک چشمه و ۱۶ چاه با کاربری کشاورزی، آشامیدنی و صنعت) تعیین شد. نام، موقعیت ایستگاههای نمونه برداری و نوع کاربری آنها در جدول (۳-۱) و شکل (۱-۳) ارائه شده است.

۲-۳- نمونه برداری و پارامترهای اندازه گیری شده در محل

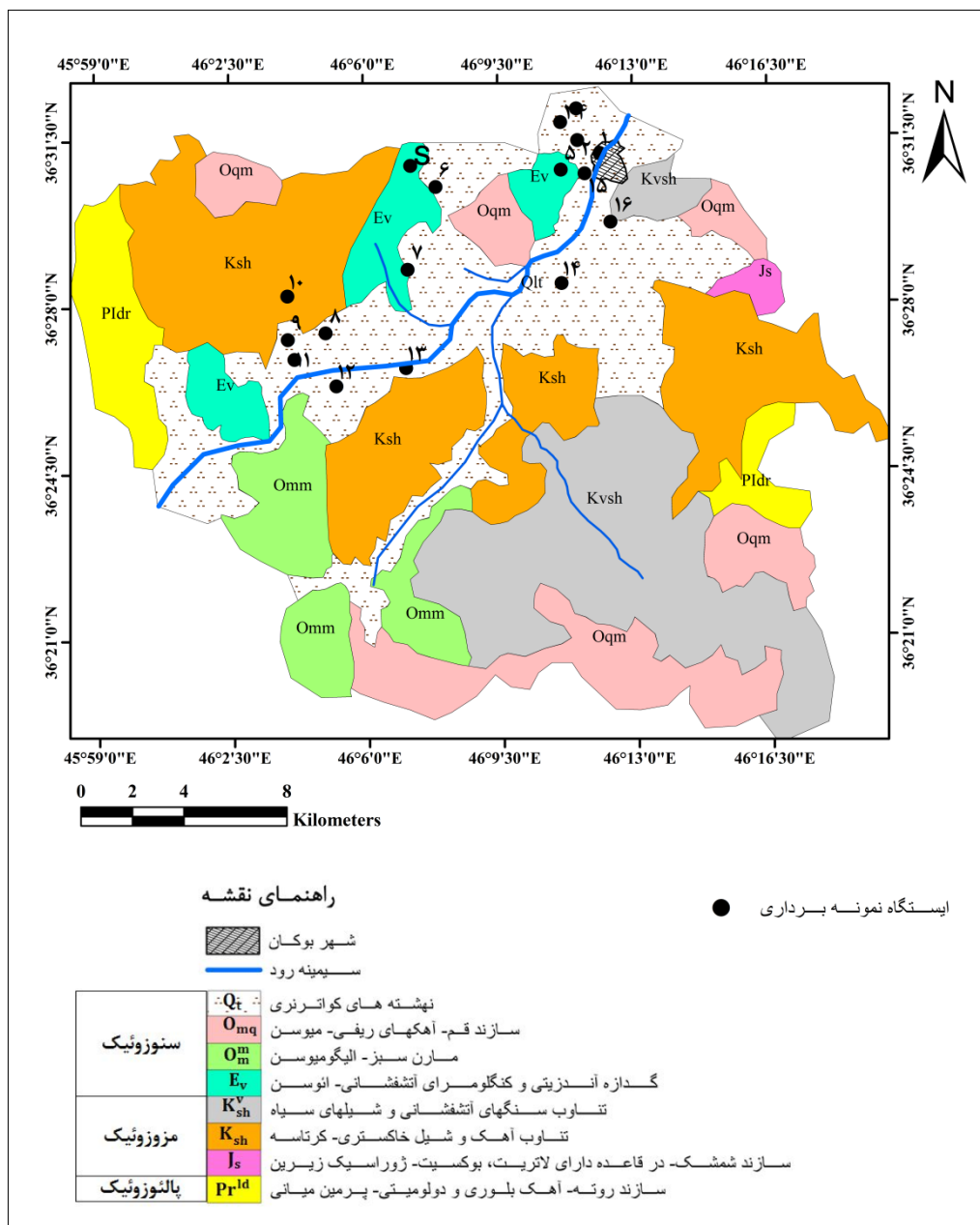
برای برداشت نمونه های آب زیرزمینی، از بطریهای ۱ لیتری پلی اتیلنی استفاده شد. در هر ایستگاه دو بطری نمونه آب (یکی برای اندازه گیری یونهای اصلی و دیگری برای اندازه گیری غلظت عناصر بالقوه سمی) برداشته شد. برای نمونه برداری، هر بار مدت ۲۰ الی ۳۰ دقیقه پس از شروع پمپاژ، عملیات نمونه برداری انجام گردید تا نمونه ی گرفته شده از لحاظ کیفی معرف آبخوان بوده و میزان آلودگی به حداقل برسد. طبق قاعده، هر ظرف نمونه برداری سه بار با همان آب شستشو داده و کاملاً پر شد. همچنین به دلیل احتمال تغییر خصوصیات آب، برخی پارامترها شامل pH و هدایت الکتریکی در محل اندازه گیری شد. هدایت الکتریکی با استفاده از دستگاه EC متر (مدل Lutron 2k-2001 CT) با دقت ۰/۰۱ میکرو موس بر سانتیمتر و pH با استفاده از دستگاه pH متر (مدل Lutron 2k-2001 CT) با دقت ۰/۰۱ در محل اندازه گیری شد.

جدول ۳-۱- مشخصات ایستگاههای نمونه برداری

ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	نوع کاربری
۱) اسلام آباد	۰۰" ۱۱' ۴۶° شرقی	۱۸" ۲۸' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۲) علی آباد	۱۶" ۱۱' ۴۶° شرقی	۳۵" ۲۸' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۳) امیرآباد	۰۸" ۱۱' ۴۶° شرقی	۴۹" ۳۱' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۴) حمامیان	۳۳" ۱۱' ۴۶° شرقی	۰۶" ۳۲' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۵) کهریزه	۰۰" ۱۱' ۴۶° شرقی	۴۱" ۳۱' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۶) محمودآباد	۵۲" ۰۷' ۴۶° شرقی	۴۹" ۳۰' ۳۶° شمالی	صنعت
S) چشمه	۱۳" ۰۷' ۴۶° شرقی	۵۶" ۳۰' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۷) جمبوغه	۰۷" ۰۷' ۴۶° شرقی	۴۵" ۲۸' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۸) سید آباد	۵۸" ۰۴' ۴۶° شرقی	۲۶" ۲۷' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۹) شهریکند	۱۳" ۰۴' ۴۶° شرقی	۴۴" ۲۶' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۱۰) قاجر	۵۹" ۰۳' ۴۶° شرقی	۱۱" ۲۸' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۱۱) سیمینه	۰۹" ۰۴' ۴۶° شرقی	۵۳" ۲۶' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۱۲) کهریزه ایوبی	۴۰" ۰۵' ۴۶° شرقی	۱۹" ۲۶' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۱۳) قهرآباد	۰۳" ۰۷' ۴۶° شرقی	۴۱" ۲۶' ۳۶° شمالی	کشاورزی
۱۴) حصار	۰۸" ۱۱' ۴۶° شرقی	۲۷" ۲۸' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۱۵) کوسه	۴۵" ۱۱' ۴۶° شرقی	۴۴" ۳۰' ۳۶° شمالی	آشامیدن
۱۶) قازلیان	۰۳" ۰۶' ۴۶° شرقی	۴۲" ۲۵' ۳۶° شمالی	صنعت

۳-۳- آماده سازی نمونه های آب

نمونه های آب برداشته شده برای آنالیز غلظت عناصر بالقوه سمی، ابتدا از فیلتر ۴۰ میکرون عبور داده شدند و سپس به هر نمونه چند قطره اسید نیتریک ۰/۲ مولار اضافه گردید تا pH آب به کمتر از ۳ کاهش یابد. اسیدی کردن نمونه ها به منظور تثبیت آنها و جلوگیری از تغییر خواص شیمیایی آنها می باشد. پس از افزودن اسید، نمونه ها بلافاصله برای آنالیز عناصر بالقوه سمی (As, Se, B, Mn, Pb, Cd, Zn, Cu, Mo, Cr) به آزمایشگاه ICP بخش علوم زمین دانشگاه زنجان ارسال شدند. در آزمایشگاه، غلظت عناصر در نمونه ها توسط دستگاه ICP-OES اندازه گیری شد. حد آشکارسازی دستگاه ICP-OES برای عناصر مورد مطالعه در جدول (۳-۲) آورده شده است.



شکل ۳-۱- موقعیت ایستگاههای نمونه برداری

جدول ۳-۲- حد آشکار سازی دستگاه ICP-OES برای عناصر مورد مطالعه

As	Pb	Se	B	Mo	Cu	Cd	Zn	Cr	Mn	نام عنصر
۵۰	۵۰	۵۰	۱۰	۱۰	۵	۵	۵	۵	۱	حد آشکار سازی (µg/l)

۳-۴- اندازه گیری مقدار جامدات حل شده ی کل (TDS) و غلظت یونهای اصلی

در جدول (۳-۳) روشهای اندازه گیری TDS و غلظت یونهای اصلی به طور خلاصه ارائه شده است.

جدول ۳-۳- روشهای اندازه گیری جامدات حل شده ی کل و یونهای اصلی آب

ردیف	پارامتر	روش اندازه گیری
۱	TDS	فیلتراسیون
۲	فسفات	اسپکتروفتومتری
۳	نیترات	اسپکتروفتومتری
۴	سولفات	اسپکتروفتومتری
۵	پتاسیم	نور سنجی شعله ای
۶	سدیم	نور سنجی شعله ای
۷	کلسیم	تیتراسیون
۸	منیزیم	تیتراسیون
۹	کلر	تیتراسیون
۱۰	بی کربنات	تیتراسیون

۳-۵- برآورد صحت نتایج

درصد خطای آنالیز یونهای اصلی در هر نمونه آب، از طریق رابطه ی زیر تعیین می شود (Hounslow, 1995):

$$\text{درصد خطا} = \left| \frac{\sum \text{آنیون ها} - \sum \text{کاتیون ها}}{\sum \text{آنیون ها} + \sum \text{کاتیون ها}} \right| \times 100 \quad \text{رابطه ی (۳-۱)}$$

در این مطالعه، درصد خطای آزمایش در نمونه های آب زیرزمینی دشت بوکان کمتر از ۵ درصد می باشد.

۳-۶- محاسبه ی شاخصهای ارزیابی کیفیت آب

۳-۶-۱- درجه ی آلودگی

با استفاده از شاخص درجه ی آلودگی^{۱۶}، کیفیت و میزان آلودگی آب ارزیابی می شود. این شاخص برای هر نمونه آب، جداگانه محاسبه می شود. به این ترتیب، اثرات ترکیبی چندین پارامتر مؤثر بر کیفیت آب مشخص می گردد. درجه ی آلودگی با استفاده از رابطه ی زیر مشخص می گردد (Tijani, 2009):

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_{fi} \quad \text{رابطه ی (۳-۲)}$$

$$C_{fi} = \frac{C_{Ai}}{C_{Ni}} \quad \text{رابطه ی (۳-۳)}$$

در این رابطه C_{fi} ضریب آلودگی، C_{Ai} مقدار پارامتر اندازه گیری شده و C_{Ni} غلظت استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای پارامتر i ام می باشد. با استفاده از مقادیر C_d می توان سطح آلودگی آب را به ۳ رده تقسیم کرد، به این ترتیب که $C_d < 1$ آلودگی پایین، مقادیر ۱ تا ۳ این پارامتر، آلودگی متوسط و $C_d > 3$ آلودگی بالا را نشان می دهد.

۳-۶-۲- شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

شاخص آلودگی فلزات سنگین برای برآورد آلودگی آب شرب استفاده می شود و طبق رابطه ی زیر محاسبه می شود (Monhan et al., 1996):

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{رابطه ی (۴-۳)}$$

W_i وزن پارامتر i ام که از طریق معکوس استاندارد ($W_i = \frac{1}{S_i}$) محاسبه می شود و S_i مقدار استاندارد یا مجاز برای فلز، n تعداد پارامترهای در نظر گرفته شده و Q_i زیر شاخص پارامتر i ام فلزات بالقوه سمی است که از رابطه ی زیر محاسبه می شود:

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{|M_i - I_i|}{(S_i - I_i)} \quad \text{رابطه ی (۵-۳)}$$

در این رابطه، I_i مقدار ایده آل برای فلز (گاهی صفر است) و M_i مقدار غلظت فلز سنگین محاسبه شده است. در این شاخص اگر HPI بیشتر از ۱۰۰ باشد، آب به فلزات سنگین آلوده است. در صورتی که HPI برابر ۱۰۰ باشد، آب در آستانه ی آلودگی به فلزات سنگین قرار دارد. اگر HPI کمتر از ۱۰۰ باشد، آب فاقد آلودگی نسبت به فلزات سنگین است.

۳-۶-۳- شاخص کیفی آب^{۱۷} (WQI)

این شاخص توسط سازمان بهداشت جهانی در سال ۱۹۹۳ تدوین شده است. جهت محاسبه ی این شاخص حداقل ۳ پارامتر کیفی مورد نیاز می باشد و بر اساس وزن دهی برای هر پارامتر و با توجه به استاندارد آب شرب که توسط سازمان بهداشت جهانی مطرح شده است، کیفیت آب را بین اعداد صفر تا

^{۱۷} Water Quality Index

بی نهایت مشخص می کند. هر چقدر عدد شاخص بیشتر باشد، آب کیفیت کمتری جهت مصارف شرب خواهد داشت (WHO, 2008). برای محاسبه ی WQI سه مرحله به شرح زیر وجود دارد:

۱- وزن دهی به پارامترهای در نظر گرفته شده با توجه به جدول (۳-۴) بر اساس اهمیت هر پارامتر

جدول ۳-۴- مقادیر وزن پارامترهای آب و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)

پارامتر	وزن	Wi	استاندارد سازمان بهداشت جهانی
Ca ^{۲+}	۲	۰/۰۵	۷۵
Mg ^{۲+}	۱	۰/۰۲	۵۰
Na ⁺	۲	۰/۰۵	۲۰۰
K ⁺	۲	۰/۰۵	۱۲
HCO _۳ ⁻	۳	۰/۰۸	۳۰۰
SO _۴ ^{۲-}	۴	۰/۱۱	۲۵۰
Cl ⁻	۳	۰/۰۸	۲۵۰
TDS	۴	۰/۱۱	۵۰۰
EC	۴	۰/۱۱	۵۰۰
pH	۴	۰/۱۱	۷/۵
NO _۳ ⁻	۵	۰/۱۳	۵۰
TH	۲	۰/۰۵	۱۵۰

۲- وزن نسبی از رابطه ی (۳-۶) محاسبه می گردد:

$$W_i = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{رابطه ی (۳-۶)}$$

۳- مقیاس رتبه بندی کیفی (Q_i) با استفاده از تقسیم غلظت هر پارامتر در هر نمونه آب بر مقدار

استاندارد سازمان بهداشت جهانی محاسبه شده و در ۱۰۰ ضرب می شود:

$$Q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad \text{رابطه ی (۳-۷)}$$

برای محاسبه ی WQI، ابتدا بایستی S_i برای هر پارامتر محاسبه شود:

$$S_i = W_i \times q_i \quad \text{رابطه ی (۳-۸)}$$

$$WQI = \sum S_i \quad \text{رابطه ی (۳-۹)}$$

که در این رابطه، SI_i زیر شاخص پارامترها، Q_i رتبه بندی بر اساس غلظت هر پارامتر و n تعداد پارامترها می باشد. سپس مقادیر WQI محاسبه شده برای هر نمونه آب بر اساس جدول (۳-۵) توصیف می شود.

جدول ۳-۵- مقادیر WQI و رده بندی سازمان بهداشت جهانی (WHO, 1998)

کیفیت آب	مقدار شاخص
عالی	$WQI > 50$
خوب	50-100
ضعیف	100-200
خیلی ضعیف	200-300
غیر قابل شرب	$WQI > 300$

۳-۷- روشهای آماری تحلیل داده ها

در این پژوهش به منظور تفسیر مجموعه ی داده ها و همچنین ارزیابی منشاء احتمالی عناصر و توجیه رفتار ژئوشیمیایی آنها در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، روشهای آماری چند متغیره، شامل محاسبه ی ضرایب همبستگی^{۱۸}، آنالیز خوشه ای سلسله مراتبی^{۱۹} و تحلیل مؤلفه ی اصلی^{۲۰} با استفاده از نرم افزار ۱۹ SPSS به کار گرفته شدند.

۳-۷-۱- ضریب همبستگی

از ضرایب همبستگی برای تعیین منشاء احتمالی عناصر، بررسی روابط بین عناصر و همچنین ارزیابی تأثیر پارامترهای محیطی بر کیفیت آب استفاده می شود. ضریب همبستگی در محدوده ی بین +۱ تا -۱ تغییر می کند. علامت مثبت بیانگر همبستگی مثبت و علامت منفی، بیانگر همبستگی منفی بین دو متغیر است (بایزیدی و همکاران، ۱۳۹۱).

۳-۷-۲- تحلیل خوشه ای

هدف از کاربرد آنالیز خوشه ای، نظم بخشیدن به داده های مختلف گروه هایی است که درجه ی ارتباط بین آنها، حداقل می باشد. در آنالیز خوشه ای، از ضریب همبستگی پیرسون به عنوان معیار شباهت بین

۱۸ Correlation coefficients

۱۹ Hierarchical Cluster Analysis

۲۰ Principle Coponent Analysis

متغیرها استفاده می‌شود (بایزیدی و همکاران، ۱۳۹۱). برای تهیه‌ی نمودار درختی که نمایانگر ساختار درونی متغیرها می‌باشد، باید روش مناسبی برای اتصال خوشه‌ها انتخاب شود که با توجه به معیار شباهت انتخاب شده (ضریب همبستگی پیرسون)، روش اتصال متوسط^{۲۱} بین خوشه‌ای انتخاب می‌شود. خوشه‌های مختلف در هر نمودار درختی، نشانگر ویژگی یا منشاء مشترک عناصر و یا شباهت در ویژگی ایستگاه‌های مختلف می‌باشد. در این پژوهش، روش تحلیل خوشه‌ای HCA (Q-mode hierarchical cluster analysis) با استفاده از نرم افزار SPSS بر روی ایستگاه‌های نمونه‌برداری (با توجه به غلظت یونهای اصلی، جامدات حل شده‌ی کل، هدایت الکتریکی و غلظت عناصر بالقوه سمی) انجام شد.

۳-۷-۳- تحلیل مؤلفه‌ی اصلی

روش تحلیل مؤلفه‌ی اصلی، یک روش آماری چند متغیره است و در مورد داده‌هایی استفاده می‌شود که در آن‌ها، بین متغیرهای وابسته و مستقل تمایز معناداری وجود ندارد. در این روش، ساختار موجود در درون مجموعه‌ی داده‌ها توصیف می‌شود. در واقع این روش بر روی داده‌های نرمال شده انجام می‌گیرد و پس از مرتب سازی داده‌هایی که بیشترین همبستگی را از میان داده‌ها دارند، مؤلفه‌های اصلی با مقادیر ویژه^{۲۲} بیشتر از یک استخراج می‌شود. سپس هر مؤلفه، حول محورهای مختصات چرخش داده می‌شود. با این روش، تعداد زیادی مؤلفه به چندین مؤلفه‌ی اصلی تبدیل می‌شود که علاوه بر اطلاعات اولیه داده‌ها، حاوی اطلاعاتی در مورد روابط پنهانی داده‌ها نیز هستند. معمولاً چرخش داده‌ها به روش Varimax انجام می‌شود که با آن، اختلاف واریانس بین مؤلفه‌ها به حداکثر می‌رسد (بایزیدی و همکاران، ۱۳۹۱).

^{۲۱} Average linkage

^{۲۲} Eigenvalue

فصل چهارم:

هیدروژنوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت

بوکان

۱-۴- مقدمه

بررسی غلظت عناصر بالقوه سمّی در منابع آب زیرزمینی و مطالعه‌ی ویژگی‌های هیدروشیمیایی این منابع، از نظر زیست محیطی اهمیت بسیار زیادی دارد. در این فصل به بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان پرداخته می‌شود. به این منظور از روش‌های مختلفی همچون بررسی رابطه‌ی بین متغیرهای هیدروشیمیایی نمونه‌های آب، ترسیم نقشه‌ی توزیع یونهای اصلی و فلزات بالقوه-سمّی (باتوجه به زمین‌شناسی منطقه)، محاسبه‌ی نسبت‌های یونی و شاخص‌های اشباع، تعیین تیپ و رخساره‌ی نمونه‌های آب استفاده شده است و کیفیت آب از نظر مصارف مختلف مورد بررسی قرار گرفته است.

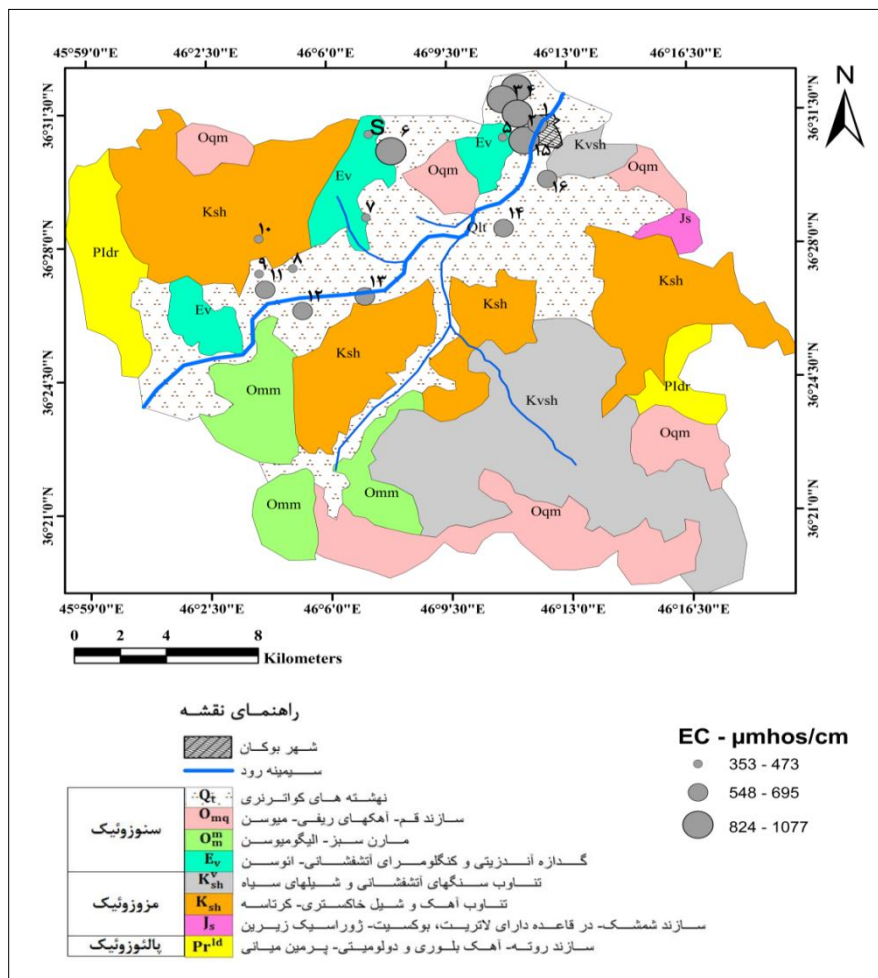
۲-۴- ویژگی‌های هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

در جدول (۱-۴) گستره‌ی مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی پارامترهای هیدروشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه در مقایسه با مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) ارائه شده است.

۱-۲-۴- هدایت الکتریکی (EC)

هدایت الکتریکی بیانگر قابلیت رسانایی آب می‌باشد و به غلظت یونها و دما بستگی دارد (Hounslow, 1995). گستره‌ی تغییرات EC در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۵۳ تا ۱۰۷۷ با میانگین ۶۵۷/۴۱ میکروموس بر سانتی‌متر است. بیشترین مقدار EC مربوط به نمونه‌ی ۴ می‌باشد که از روستای حمامیان (شمال منطقه) برداشته شده است. کمترین مقدار EC مربوط به نمونه‌ی S می‌باشد که از چشمه‌ای در بالادست روستای محمودآباد برداشت شده است. در مناطق مسکونی، فاضلاب‌های خانگی به دو صورت تخلیه می‌شوند: پخش در سطح زمین و تخلیه در چاه‌های جذبی. با توجه به این که فاضلاب این اثر را دارد که آب مورد استفاده در شهر، از EC بالاتری برخوردار باشد، احتمالاً نمونه‌هایی که دارای EC بالاتری هستند (نمونه‌های ۲، ۳، ۴، ۶ و ۱۵)، تحت تأثیر نشت فاضلاب مناطق مسکونی قرار گرفته‌اند. همچنین با توجه به جهت جریان آب زیرزمینی در آبخوان دشت بوکان (که از اطراف به سمت شمال

جریان دارد)، افزایش EC تا حدودی تابع جهت جریان آب زیرزمینی نیز می‌باشد. بنابراین مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌ها در جهت جریان آب زیرزمینی و تحت تأثیر نفوذ فاضلاب افزایش می‌یابد. شکل (۴-۱)، پراکندگی مقادیر EC نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان را نشان می‌دهد. با توجه به عدم رخنمون تشکیلات تبخیری در منطقه و با توجه به نسبت‌های یونی محاسبه شده (بخش ۴-۶-۳)، احتمالاً سنگ میزبان آبخوان دولومیت، آهک و آهک دولومیتی است و معمولاً مقدار EC در این سازندها نسبتاً پایین است. براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، حد مطلوب و بالاترین مقدار مجاز EC برای مصارف شرب به ترتیب ۵۰۰ و ۱۴۰۰ میکروموس بر سانتیمتر می‌باشد که از این نظر همهی نمونه‌های آب برای آشامیدن مناسب می‌باشند.



شکل ۴-۱- نقشه‌ی پراکندگی هدایت الکتریکی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

جدول ۴-۱- مقادیر پارامترهای هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در مقایسه با استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) برای آشامیدن، (EC برحسب $\mu\text{S}/\text{cm}$ و پارامترهای دیگر بر حسب mg/l)

TH	PO_4^{3-}	NO_3^-	T.D.S	EC	pH	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	نمونه
۳۰۵	۰/۱۵	۰/۹۴	۳۵۸	۶۸۰	۷/۵۰	۲۸۳/۶۵	۵۲/۵	۴۷/۰۴	۷۴	۲۸/۸	۲۳	۱/۱۷	۱
۳۰۰	۰/۳۴	۱/۹۲	۴۱۰	۸۲۴	۷/۲۵	۳۶۶	۴۲	۴۴/۷	۶۰	۳۶	۳۴/۵	۱/۹۵	۲
۳۵۵	۰/۲۵	۱/۲۶	۴۱۶	۸۳۶	۷/۲۲	۳۵۰/۷	۶۳	۴۰/۸	۹۶	۲۷/۶	۲۰/۷	۰/۳۹	۳
۳۷۰	۰/۱۸	۰/۸۲	۵۴۵	۱۰۷۷	۷/۴۸	۳۴۱/۶	۷۰	۱۶۵/۱۲	۹۸	۴۲	۵۷/۵	۰/۷۸	۴
۲۰۵	۰/۲۸	۱/۳	۲۴۹	۴۱۱	۷/۶۲	۲۲۵/۷	۲۸	۱۷/۷۶	۵۴	۱۶/۸	۲۳	۰/۳۹	۵
۴۶۰	۰/۳۹	۱/۳۸	۵۳۶	۱۰۷۱	۷/۲۳	۳۹۰/۴	۹۱	۷۲	۱۰۸	۴۵/۶	۲۳	۵/۴۶	۶
۱۹۵	۰/۲۵	۱/۸۲	۲۳۰	۳۵۳	۷/۵۳	۲۲۵/۷	۲۴/۵	۹/۱۲	۵۰	۱۶/۸	۱۶/۱	۰/۳۹	S
۲۰۵	۰/۶۸	۱/۰۸	۲۵۹	۴۴۵	۷/۶۵	۲۳۱/۸	۳۱/۵	۲۳/۰۴	۴۶	۲۱/۶	۲۵/۳	۰/۷۸	۷
۱۸۵	۰/۲۲	۱/۱۲	۲۱۶	۳۸۴	۷/۶۷	۲۵۶/۲	۱۷/۵	۴/۸	۴۲	۱۹/۲	۱۳/۸	۰/۷۸	۸
۲۸۰	۰/۲۱	۱/۳	۳۵۰	۷۰۰	۷/۶۸	۳۷۲/۱	۲۴/۵	۱۳/۹۲	۶۴	۲۸/۸	۱۸/۴	۱/۱۷	۹
۲۳۵	۰/۱۵	۰/۸	۲۷۰	۴۷۳	۷/۴۴	۳۱۱/۱	۲۱	۴/۸	۵۸	۲۱/۶	۱۶/۱	۰/۷۸	۱۰
۲۲۵	۰/۱۳	۰/۵۲	۲۵۹	۶۸۰	۷/۴۲	۲۵۶/۲	۲۱	۲۲/۰۸	۵۰	۲۴	۹/۲	۱/۵۶	۱۱
۲۱۵	۰/۲۳	۱/۲۶	۳۷۵	۵۴۸	۷/۵۴	۳۵۳/۸	۲۸	۱۵/۸۴	۵۲	۲۰/۴	۷۸/۲	۱/۱۷	۱۲
۲۹۰	۰/۳۴	۱/۴۶	۳۷۱	۶۹۵	۷/۴۱	۳۵۳/۸	۳۸/۵	۳۰/۲۴	۶۸	۲۸/۸	۲۵/۳	۲/۷۳	۱۳
۲۹۰	۰/۳۳	۱/۳	۳۵۱	۶۷۱	۷/۵۶	۳۱۱/۱	۳۸/۵	۳۱/۲	۵۸	۳۴/۸	۱۶/۱	۰/۷۸	۱۴
۴۲۰	۰/۲۴	۰/۹	۵۰۴	۹۶۵	۶/۹۴	۳۵۹/۹	۷۳/۵	۹۲/۱۶	۱۰۲	۳۹/۶	۴۸/۳	۱/۵۶	۱۵
۲۷۰	۰/۲۸	۱/۱۲	۳۶۴	۶۶۲	۷/۷۱	۲۸۳/۶۵	۲۸	۸۵/۹۲	۷۲	۲۱/۶	۳۲/۲	۰/۷۸	۱۶
۴۶۰	۰/۶۸	۱/۹۲	۵۴۵	۱۰۷۷	۷/۷۱	۳۹۰/۴	۹۱	۱۶۵/۱۲	۱۰۸	۴۵/۶	۷۸/۲	۵/۴۶	حداکثر
۱۸۵	۰/۱۳	۰/۵۲	۲۱۶	۳۵۳	۶/۹۴	۲۲۵/۷	۱۷/۵	۴/۸	۴۲	۱۶/۸	۹/۲	۰/۳۹	حداقل
۲۸۵/۵۸	۰/۲۷	۱/۱۹	۳۵۶/۶۴	۶۵۷/۴۱	۷/۴۶	۳۱۰/۲	۴۰/۷۶	۴۲/۳۵	۶۷/۷۶	۲۷/۸۸	۲۸/۲۸	۱/۳۳	میانگین
۱۵۰	-	۵۰	۵۰۰	۱۴۰۰-۵۰۰	۷/۵	۳۰۰	۲۵۰	۲۵۰	۷۵	۵۰	۲۰۰	۲۰۰	(WHO, 2008)

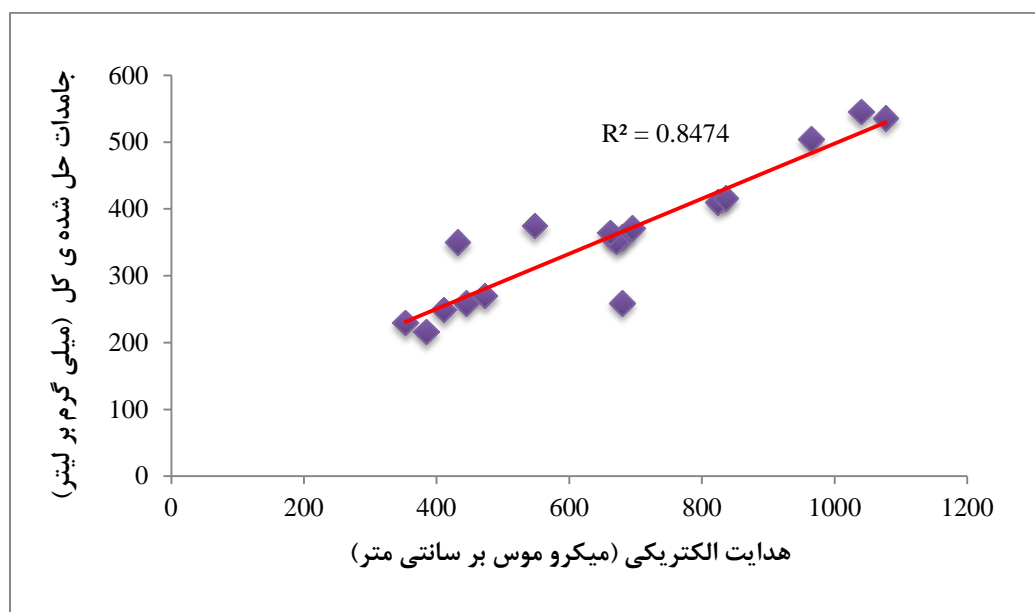
۴-۲-۲- جامدات حل شده کل (TDS)

به طور کلی میان EC و TDS رابطه‌ای خطی وجود دارد (Hounslow, 1995):

$$EC = TDS/A \quad \text{معادله (۴-۱)}$$

ضریب A دارای تغییراتی بین ۰/۵۴ تا ۰/۹۶ می‌باشد. شکل (۴-۲) رابطه‌ی بین هدایت الکتریکی و جامدات حل شده‌ی کل را در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. بر این اساس، مقدار این ضریب برابر ۰/۸۵ می‌باشد. به طور کلی، جامدات حل شده‌ی کل در آب می‌تواند ناشی از منابع انسانزاد مانند تخلیه‌ی فاضلابهای خانگی و پسابهای کشاورزی و عوامل طبیعی از جمله انحلال سازندهای زمین‌شناسی باشد (WHO, 2011). بازه‌ی تغییرات TDS در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲۱۶ تا ۵۴۵ با میانگین ۳۵۶/۶۴ میلی‌گرم بر لیتر است. بیشترین مقدار TDS مربوط به نمونه‌ی ۴ (۵۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین مقدار مربوط به نمونه‌ی ۸ (۲۱۶ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. اگر میزان TDS در نمونه‌ی آب، بیش از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر باشد، در این صورت امکان رخداد فرآیندهایی چون انحلال سنگهای تبخیری، انحلال کربناتها و آلودگی آب وجود دارد (Hounslow, 1995). با توجه به این که نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵ (به ترتیب ۵۴۵، ۵۳۶ و ۵۰۴ میلی‌گرم بر لیتر) دارای مقدار TDS بالاتر از ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر هستند و از مناطق مسکونی برداشته شده‌اند، احتمالاً تحت تأثیر فاضلابهای خانگی هستند. همچنین نمونه‌های ۲ و ۳ (به ترتیب ۴۱۰ و ۴۱۶ میلی‌گرم بر لیتر) نیز که در اطراف مناطق مسکونی قرار دارند، دارای مقادیر TDS بالایی هستند. رده‌بندی TDS آبهای زیرزمینی، در جدول (۴-۲) آورده شده است. بر طبق این رده‌بندی، ۸۲/۳۵ درصد از نمونه‌های آب مورد مطالعه برای مصارف شرب مناسب هستند و ۱۷/۶۵ درصد (نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵)، برای این منظور مجاز به شمار می‌آیند. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، مطلوبترین مقدار TDS برای مصارف شرب ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است (جدول ۴-۱). بر این اساس، نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵ (به ترتیب ۵۴۵، ۵۳۶ و ۵۰۴ میلی‌گرم بر لیتر) که از محل مناطق مسکونی برداشته شده‌اند، مقدار بالاتری از حد مطلوب برای مصارف شرب هستند. با توجه به مقدار TDS

در نمونه‌های آب و ارتباط آن با EC می‌توان گفت که پارامتر TDS در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نیز تحت تأثیر فاضلابهای خانگی می‌باشد.



شکل ۴-۲- رابطه‌ی مقدار هدایت الکتریکی با میزان جامدات کل شده‌ی کل در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

جدول ۴-۲- رده‌بندی آبهای زیرزمینی بر اساس میزان جامدات حل شده‌ی کل (Davis and Dewist, 1996)

درصد نمونه‌ها	TDS (mg/l)	رده‌بندی آب
۸۲/۳۵	<۵۰۰	مناسب برای آشامیدن
۱۷/۶۵	۵۰۰-۱۰۰۰	مجاز برای آشامیدن
-	<۳۰۰۰	قابل استفاده برای آبیاری
-	>۳۰۰۰	نامناسب برای آشامیدن و آبیاری

۴-۲-۳- سختی کل^{۲۳} (TH)

سختی کل مقیاسی است که توانایی آب را در واکنش با صابون برای تشکیل کف نشان می‌دهد. اگرچه در مطالعات هیدروژئوشیمیایی آب، این پارامتر اهمیت چندانی ندارد، ولی از نظر کاربردهای مختلف، به ویژه مصارف صنعتی، به دلیل احتمال رسوب‌گذاری در لوله‌های انتقال آب، حائز اهمیت است. سختی آب به‌طور معمول به عنوان غلظت کل یونهای کلسیم و منیزیم موجود در آب (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر) و طبق رابطه‌ی ۴-۲ به دست می‌آید (Ravi Kumar and Somashekar, 2011):

^{۲۳} Total Hardness

$$\text{Total Hardness} = 2/5(\text{Ca}^{2+}) + 4/1(\text{Mg}^{2+}) \quad \text{رابطه‌ی (۴-۲)}$$

بازه‌ی تغییرات سختی کل در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، بین ۱۸۵ تا ۴۶۰ با میانگین ۲۸۵/۵۸ میلی‌گرم برلیتر است. بیشترین مقدار سختی کل مربوط به نمونه‌ی ۶ (۴۶۰ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد که در شمال غربی دشت (مناطق دارای رخنمون آهکی) واقع شده است و نمونه‌ی ۸ (۱۸۵ میلی‌گرم بر لیتر) دارای کمترین مقدار می‌باشد. رده‌بندی آب بر اساس سختی کل، در جدول (۴-۳) ارائه شده است. بر اساس این رده‌بندی، ۷۰/۵ درصد نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده‌ی سخت و ۲۹/۵ درصد آنها (نمونه‌های ۱، ۳، ۴، ۶ و ۱۵) نیز در رده‌ی خیلی سخت قرار می‌گیرند. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، مطلوبترین مقدار سختی برای مصارف شرب ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بنابراین هیچ‌کدام از نمونه‌ها مطلوبترین حالت ممکن را ندارند. به طور کلی، می‌توان چنین اظهار کرد که گسترش سازندهای آهکی که معمولاً عامل سختی آب هستند، در مناطق تغذیه‌ی آب زیرزمینی (شمال غربی و جنوب شرقی حوضه) بیشتر بوده و حداکثر مقدار سختی در این بخش ۴۶۰ میلی‌گرم برلیتر است.

جدول ۴-۳- رده‌بندی آبهای زیرزمینی بر اساس سختی کل (Sawyer and McCarty., 1967)

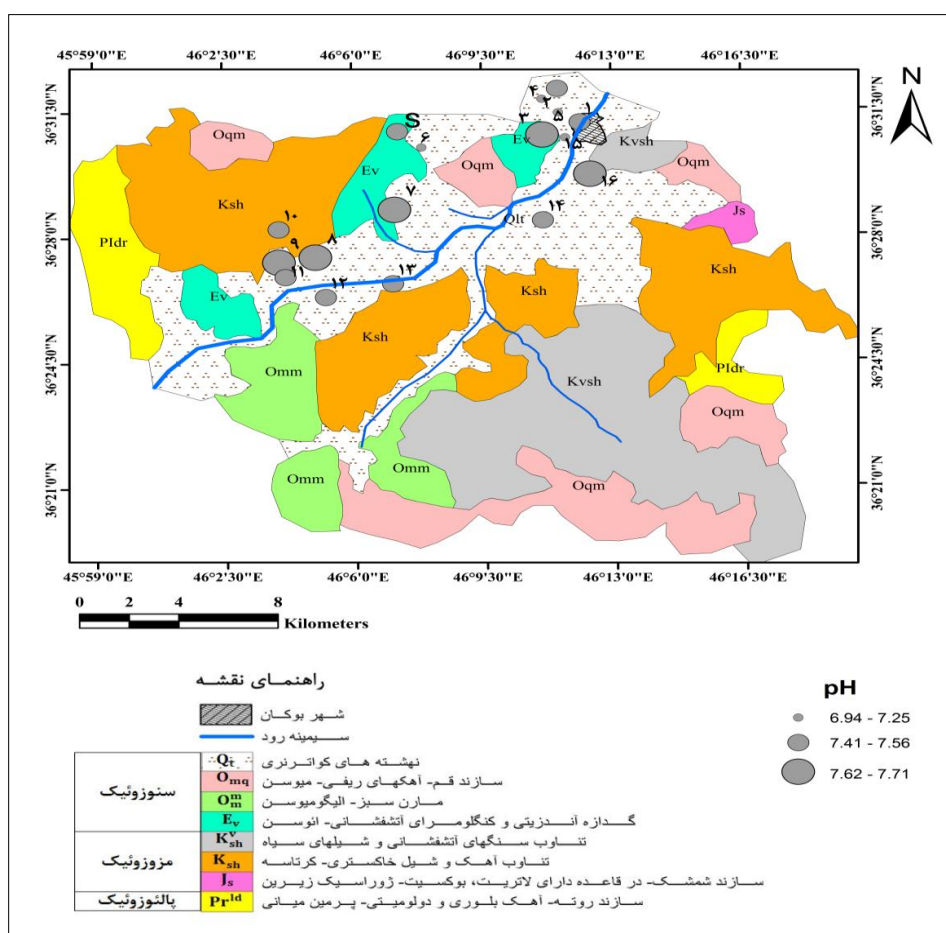
سختی کل بر اساس میلی‌گرم بر لیتر CaCO_3	طبقه‌ی آب	گستره (تعداد نمونه)	درصد نمونه‌ها
$75 >$	نرم	-	-
۱۵۰-۷۵	سختی متوسط	-	-
۳۰۰-۱۵۰	سخت	۳۰۰-۱۸۵ (۱۲ نمونه)	۷۰/۵
>300	خیلی سخت	۴۶۰-۳۰۰ (۵ نمونه)	۲۹/۵

pH-۴-۲-۴

pH آبهای طبیعی عمدتاً تابع سنگ‌شناسی منطقه و همچنین حضور گاز دی‌اکسیدکربن و دیگر گازهای جوی حل شده در آب می‌باشد. گستره‌ی pH نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۶/۹۴ تا ۷/۷۱ و میانگین آن ۷/۴۶ می‌باشد. کمترین مقدار pH مربوط به ایستگاه ۱۵ (۶/۹۴) که از مناطق مسکونی برداشته شده و بیشترین مقدار آن نیز مربوط به ایستگاه ۱۶ (۷/۷۱) می‌باشد. در شکل (۴-۳)، نقشه‌ی پراکندگی میزان pH در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان آورده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، نمونه‌های شماره

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۵، ۸، ۹ و ۱۶ (به ترتیب ۷/۶۲، ۷/۶۷، ۷/۶۸ و ۷/۷۱) که به طور عمده از سازندهای آهکی تغذیه می‌شود، در مقایسه با سایر نمونه‌ها دارای pH بالاتری می‌باشند. اما در محدوده‌ی شهر بوکان، احتمالاً به علت ورود آلاینده‌های شهری و تخلیه‌ی فاضلاب‌های خانگی، مقدار pH به طور نسبی کاهش یافته است، به طوری که کمترین مقدار pH در نمونه‌ی ۱۵ (۶/۹۴) مشاهده می‌شود. کاهش نسبی pH در مناطق مسکونی را می‌توان به اکسیداسیون مواد آلی فاضلاب نسبت داد که طی آن به علت تشکیل دی‌اکسیدکربن، pH آب به طور نسبی کاهش می‌یابد.



شکل ۴-۳- نقشه‌ی پراکندگی pH نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۳-۴- تغییرات غلظت یونهای اصلی در نمونه‌های آب

۱-۳-۴- سدیم (Na^+)

بازه غلظت سدیم از ۹/۲ تا ۷۸/۲ با میانگین ۲۸/۲۸ میلی‌گرم برلیتر می‌باشد. بیشترین مقدار سدیم مربوط به ایستگاه ۱۲ می‌باشد که از پایین دست روستای کهریزه‌ی ایوبی برداشته شده و کمترین مقدار نیز مربوط به ایستگاه ۱۱ (حاشیه‌ی رودخانه‌ی سیمینه‌رود) است. شکل (۴-۴)، پراکندگی غلظت سدیم در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، غلظت سدیم در چاههای اطراف شهر بوکان و ایستگاههای پایین دست روستاها در مقایسه با سایر نقاط بالاتر است. با توجه به تخلیه‌ی فاضلابهای خانگی در مناطق اطراف بوکان و بالابودن سطح آب زیرزمینی در این منطقه، می‌توان گفت بخشی از افزایش غلظت سدیم در این ناحیه، با نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان مرتبط است، چرا که از جمله منابع انسانزاد سدیم، فاضلابهای خانگی است (Ravikumar et al, 2010).

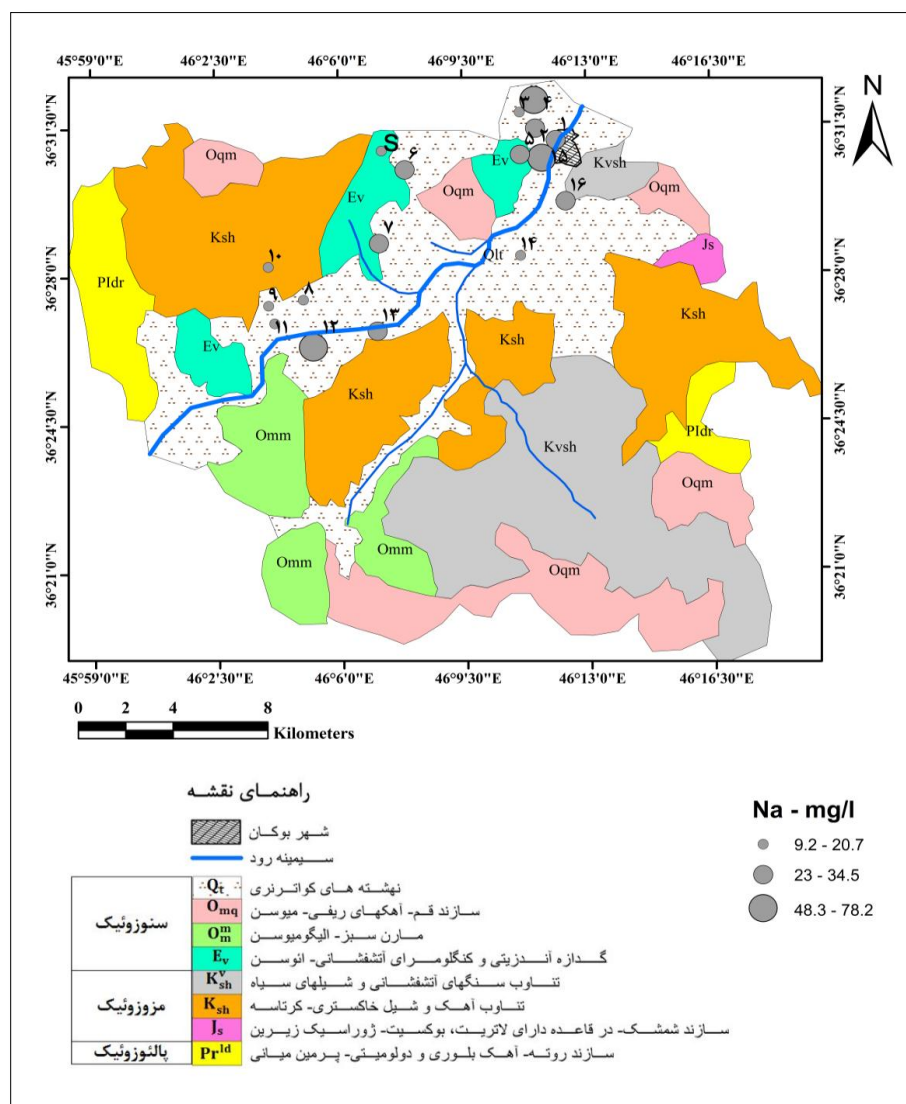
بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، حداکثر میزان مجاز سدیم برای مصارف شرب ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است، بنابراین در همه‌ی نمونه‌های مورد مطالعه، غلظت سدیم در محدوده‌ی استاندارد قرار دارد (جدول ۴-۱). نفوذ فاضلاب مناطق مسکونی و ورود پسابهای کشاورزی، دلیل احتمالی افزایش غلظت یون سدیم در برخی نمونه‌ها (۴، ۱۲ و ۱۵) می‌باشد. فرآیند دیگری که همگام با نفوذ فاضلابهای خانگی، می‌تواند باعث افزایش سدیم در جهت حرکت آب زیرزمینی گردد، تبادل یونی سدیم موجود در رسها توسط کلسیم و منیزیم می‌باشد. بنابراین تخلیه‌ی پساب کشاورزی به آبخوان دشت نیز در افزایش غلظت سدیم برخی نمونه‌ها تأثیرگذار بوده است.

۲-۳-۴- پتاسیم (K^+)

در نمونه‌های مورد مطالعه، بازه غلظت پتاسیم از ۰/۳۹ تا ۵/۴۶ با میانگین ۱/۳۳ میلی‌گرم برلیتر می‌باشد. بالاترین غلظت یون پتاسیم، در نمونه‌ی ۶ مشاهده می‌شود که از پایین دست روستای محمودآباد برداشت شده است. نمونه‌های ۲ و ۱۳ نیز نسبت به سایر نمونه‌های آب دارای پتاسیم بالاتری می‌باشند و با توجه

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

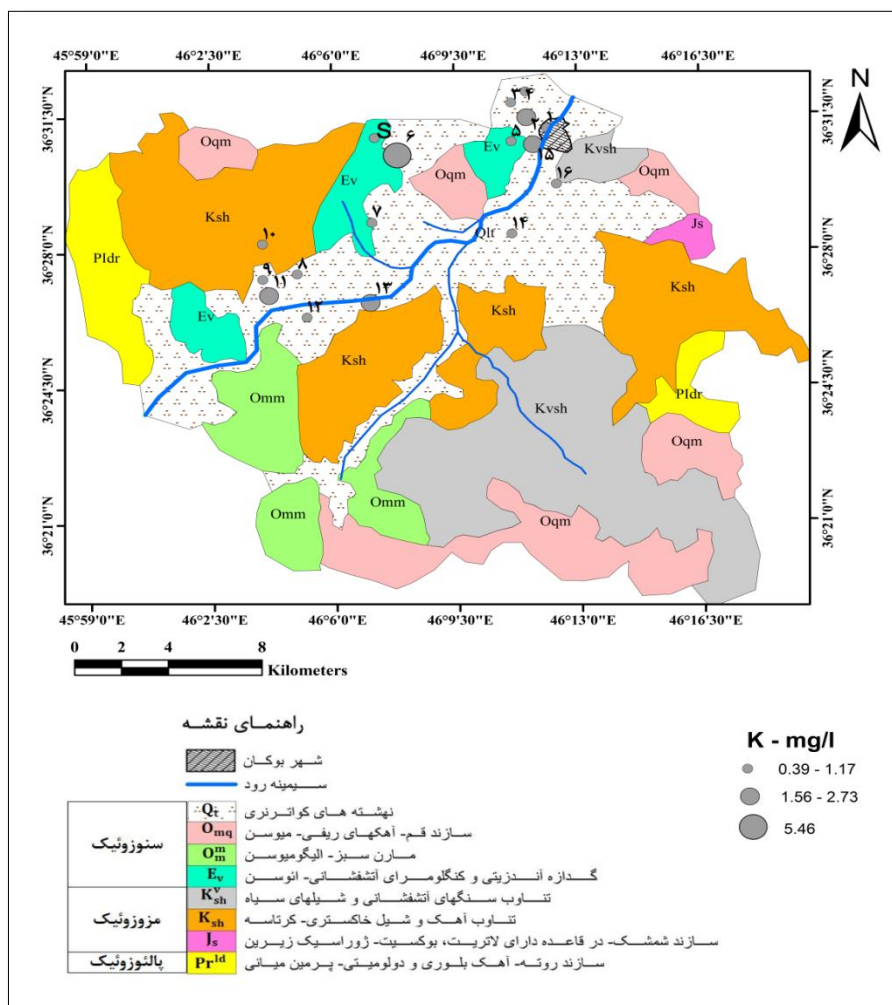
به اینکه در مجاورت مناطق مسکونی قرار دارند، احتمالاً متأثر از نشت فاضلابهای خانگی در منطقه هستند. با توجه به شکل (۴-۵) و با مقایسه‌ی غلظت پتاسیم در نمونه‌های مذکور با پتاسیم نمونه آب چشمه و دیگر نمونه‌های دور از مناطق مسکونی می‌توان گفت نفوذ فاضلاب مناطق مسکونی و در درجه‌ی دوم، ورود پساب کشاورزی، دلیل اصلی افزایش غلظت یون پتاسیم در نمونه‌های مورد مطالعه است.



شکل ۴-۴- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سدیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

منابع پتاسیم در آب زیرزمینی شامل انحلال فلدسپار پتاسیم، میکا و به مقادیر کمتر لوسیت و سیلویت است، همچنین دیگر منابع رایج این یون، شامل کانیهای رسی و گیاهان هستند (Hounslow, 1995). به طور کلی منابع طبیعی پتاسیم در آب زیرزمینی شامل تأثیر نفوذ آب دریا، انحلال کانیهای غنی از

پتاسیم (از قبیل فلدسپارها) و تبادل کاتیونی بین آب زیرزمینی و خاک در آبخوانهای تجدید پذیر می-باشد. همچنین منابع انسانزاد آن شامل استفاده از کودها (شیمیایی یا آلی) و نشت فاضلاب در نواحی شهری است (Mendizabal and Stuyfzand., 2009). مقدار پتاسیم در همه‌ی نمونه‌های آب پایینتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008) برای مصارف شرب (۱۲ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد.



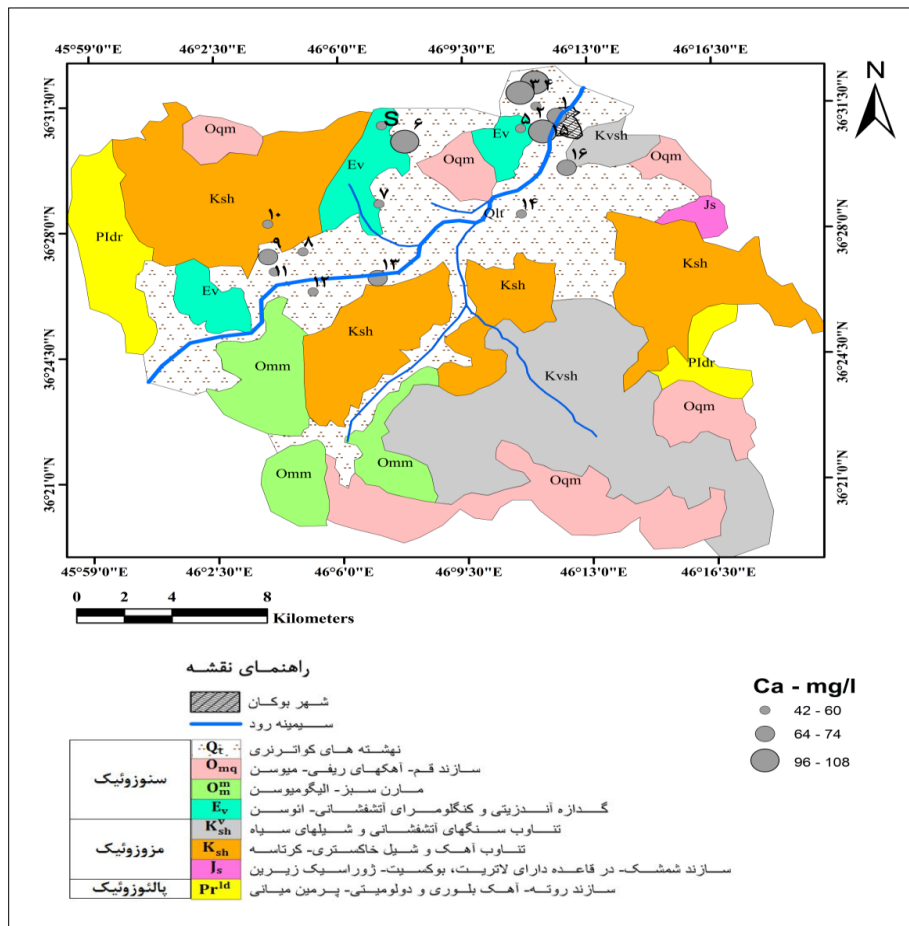
شکل ۴-۵- نقشه‌ی پراکندگی غلظت پتاسیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۳-۴- کلسیم (Ca²⁺)

بازه‌ی تغییرات کلسیم در نمونه‌های آب دشت بوکان بین ۴۲ و ۱۰۸ با میانگین ۶۷/۷۶ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین غلظت کلسیم در ایستگاه ۶ و کمترین آن در ایستگاه ۸ مشاهده می‌شود. به طور کلی بالاترین غلظت کلسیم مربوط به بخش تخلیه‌ی جریان (شمال دشت) آبخوان می‌باشد. شکل (۴-۶)

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

پراکندگی غلظت کلسیم در نمونه‌های آب دشت بوکان را نشان می‌دهد. با توجه به توزیع مکانی این یون، غلظت کلسیم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان در مناطق پایین دست رخنمون تشکیلات آهکی در شمال غرب حوضه، افزایش می‌یابد که دلیل عمده‌ی آن را می‌توان به فرآیند انحلال کانیه‌های کلسیت و دولومیت نسبت داد (Hounslow, 1995). مطلوبترین غلظت کلسیم برای مصارف شرب ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2008)، بنابراین ۲۳/۵ درصد از نمونه‌ها (نمونه‌های ۳، ۴، ۶ و ۱۵)، دارای غلظت بیشتر از ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر بوده و ۷۶/۵ درصد از آنها دارای غلظتی کمتر از مقدار مطلوب برای مصارف شرب هستند.



شکل ۴-۶- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کلسیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۳-۵- منیزیم (Mg^{2+})

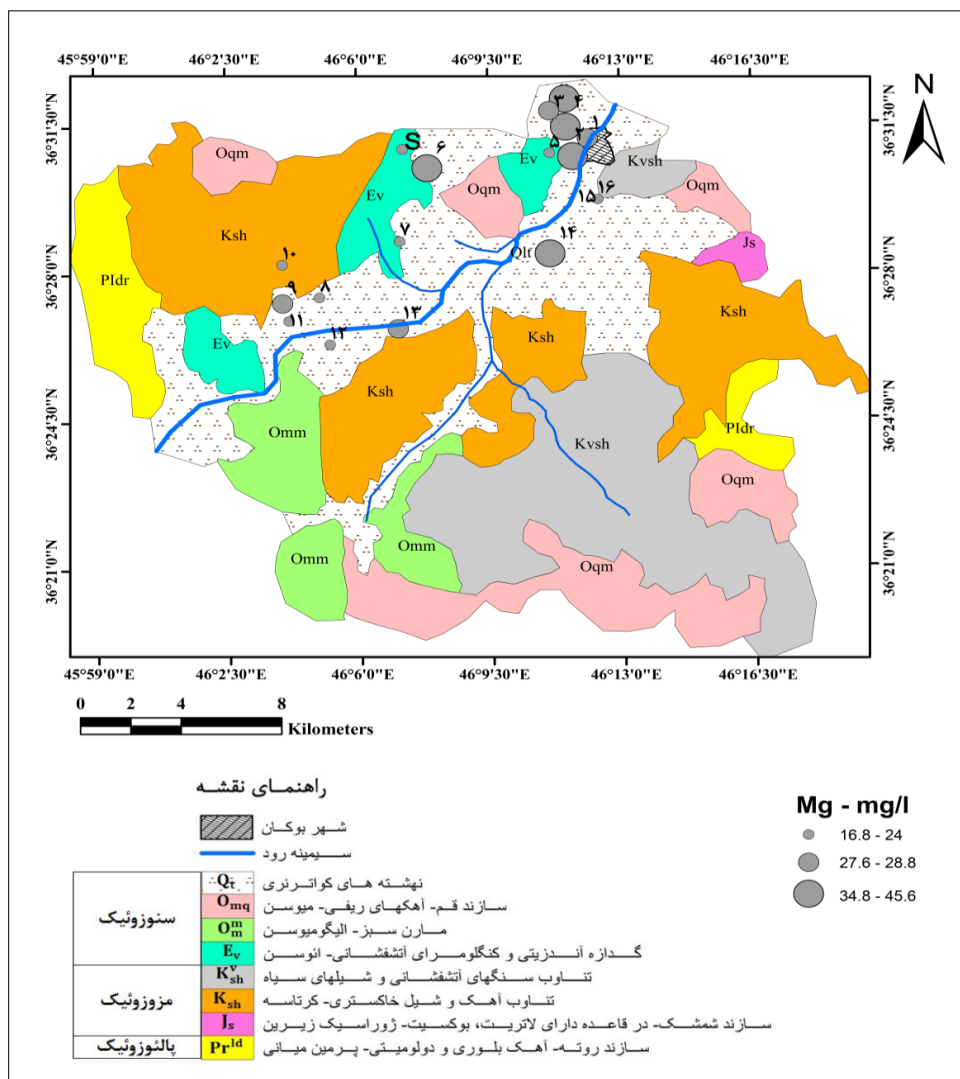
در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، غلظت منیزیم بین ۱۶/۸ تا ۴۵/۶ با میانگین ۲۷/۸۸ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. نمونه‌های ۶ و ۱۴، در مقایسه با سایر نمونه‌ها، دارای غلظت بالاتری از منیزیم هستند. قرار گرفتن این ایستگاهها در منطقه‌ی تخلیه‌ی جریان آبخوان دشت، از عوامل مؤثر در بالارفتن غلظت منیزیم در این نمونه‌ها می‌باشد. به طور کلی، پراکندگی غلظت منیزیم و کلسیم شباهت زیادی به یکدیگر دارند که دلیل آن احتمالاً منشاء یکسان این دو یون در آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد. شکل (۴-۷)، پراکندگی غلظت یون منیزیم را در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، بالاترین غلظت منیزیم در نمونه‌های برداشت شده از بخشهای شمال و شمال غربی دشت (رخنمون تشکیلات آهکی) مشاهده می‌شود که احتمالاً انحلال دلیل این افزایش غلظت است، چرا که منیزیم در اثر هوازگی کانیهای چون سیلیکاتهای منیزیم‌دار، دولومیت و منیزیت که انحلال‌پذیری بالایی دارند، وارد آب می‌گردد (Hounslow, 1995). مطلوبترین غلظت منیزیم برای مصارف شرب ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2008). بر این اساس همه‌ی نمونه‌های آب مورد مطالعه غلظتی پایتتر از حد استاندارد را نشان می‌دهند.

۴-۳-۲- کلر (Cl^{-})

بازه‌ی تغییرات کلر در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان بین ۱۷/۵ تا ۹۱ با میانگین ۴۰/۷۶ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. حداکثر غلظت کلر در نمونه‌ی ۶ (واقع در پایین روستای محمودآباد)، مشاهده می‌شود. نمونه‌های ۴ و ۱۵ (به ترتیب ۷۰ و ۷۳/۵ میلی‌گرم بر لیتر) نیز در مقایسه با سایر نمونه‌ها، غلظت بالاتری از کلر را نشان می‌دهند که این دو نمونه نیز از چاههای مجاور شهر بوکان و روستای حصار برداشت شده‌اند. با توجه به شکل (۴-۸)، افزایش غلظت یون کلر در نمونه‌های آب زیرزمینی نیز ناشی از نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان است، زیرا منشاء کلر در آب زیرزمینی را می‌توان به منابع گوناگونی مانند

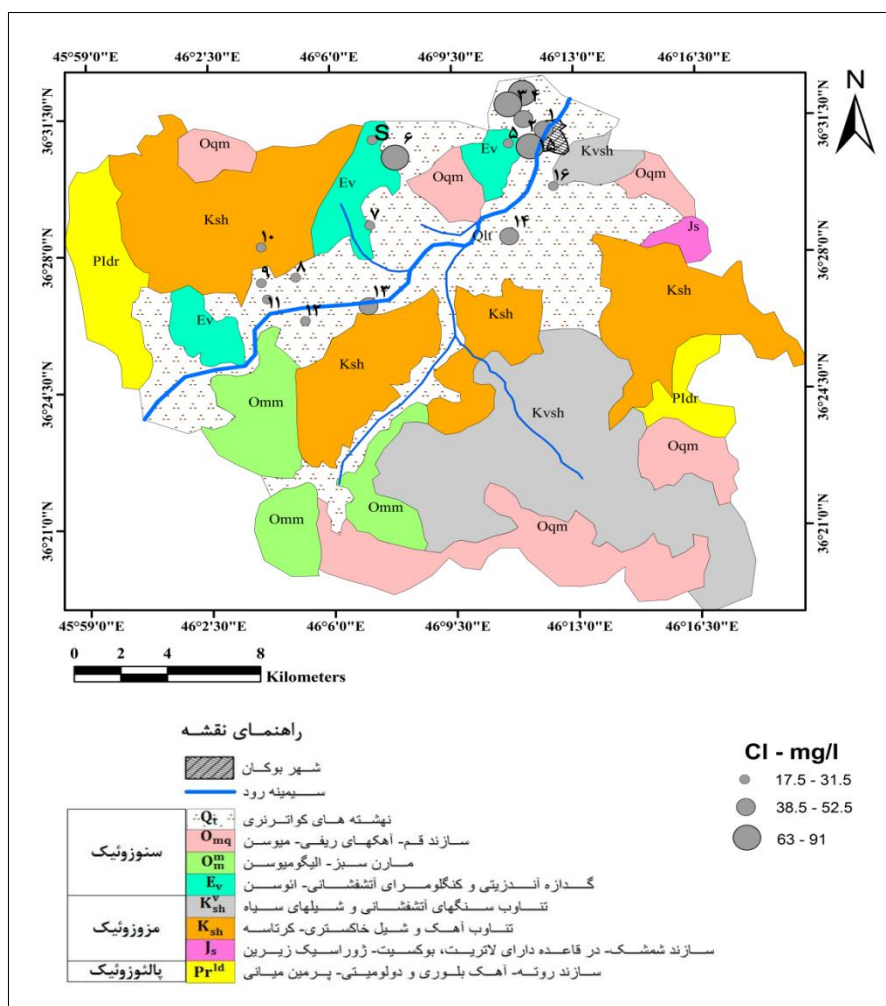
فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

هوازدگی، شستشو از سنگهای رسوبی و به‌ویژه سنگهای تبخیری، نفوذ شورابه‌ها، تخلیه‌ی فاضلابهای شهری، صنعتی و خانگی نسبت داد (Hounslow, 1995).



شکل ۴-۷- نقشه‌ی پراکندگی غلظت منیزیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

همچنین با توجه به جهت جریان آب زیرزمینی در آبخوان (به سمت شمال منطقه)، احتمالاً جریان آب زیرزمینی در تمرکز غلظت آن در نمونه‌های اطراف بوکان تأثیر داشته است. بر اساس جدول (۴-۱)، حد مطلوب غلظت کلر برای مصارف شرب ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است (جدول ۴-۱). بنابراین، همه‌ی نمونه‌های آب مورد مطالعه از نظر میزان کلر مطلوب می‌باشند.



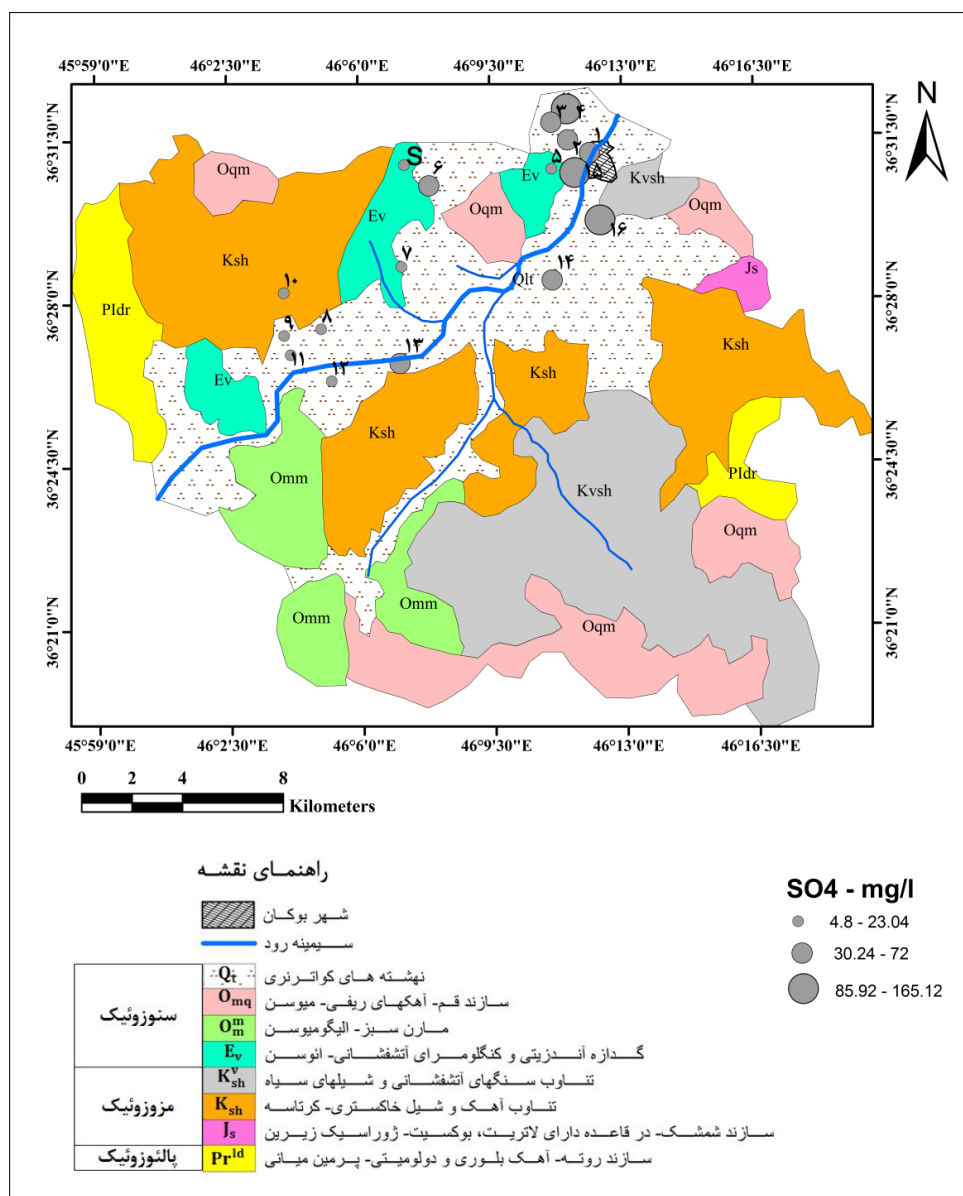
شکل ۴-۸- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کلر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۳-۳- سولفات (SO_4^{2-})

بازه‌ی غلظت سولفات در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان از ۴/۸ تا ۱۶۵/۱۲ با میانگین ۴۲/۳۵ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. بالاترین غلظت یون سولفات در ایستگاه شماره ۴ مشاهده می‌شود، که از مجاور مناطق مسکونی برداشت شده است. کمترین مقدار سولفات نیز از ایستگاه ۸ برداشت شده که دور از تأثیر و نفوذ فاضلابهای خانگی و پسابهای کشاورزی می‌باشد. شکل (۴-۹)، پراکندگی سولفات را در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشاهده می‌شود که غلظت سولفات در نمونه‌های اطراف شهر بوکان بالا می‌باشد که این امر نفوذ سولفات از طریق آبشویی کودهای شیمیایی و نفوذ فاضلابهای خانگی به آبخوان را نشان می‌دهد. به طور کلی، فرآیندهایی همچون اکسیداسیون مواد

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

آلی گوگرددار، مصرف کودهای شیمیایی سولفات و فعالیت آتشفشانها می‌توانند باعث ورود سولفات به محیطهای آبی گردند (Apaydin and Aktaş, 2011). بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، حد مطلوب غلظت سولفات برای مصارف شرب ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد، بنابراین همهی نمونه‌ها دارای حد مطلوب غلظت سولفات می‌باشند.



شکل ۴-۹- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سولفات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۳-۷- بی کربنات (HCO_3^-)

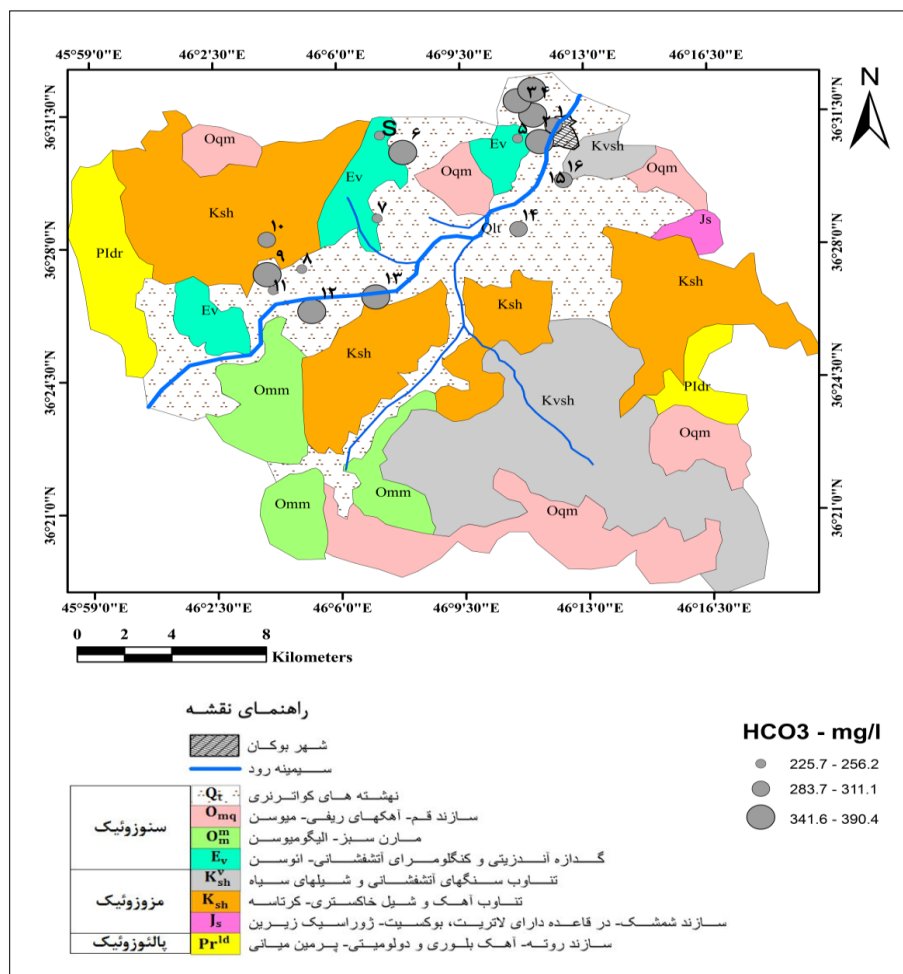
غلظت بی کربنات در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان، بین ۲۲۵/۷ تا ۳۹۰/۴ با میانگین ۳۱۰/۲۰ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. بالاترین غلظت این یون در نمونه‌ی ۶ مشاهده می‌شود. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی بی کربنات در نمونه‌های آب دشت بوکان (شکل ۴-۱۰) مشاهده می‌شود که در نمونه‌های آب برداشت شده از پایین روستا و محل تخلیه‌ی فاضلاب (ایستگاههای ۶ و ۹)، افزایش نسبی غلظت یون بی کربنات در مقایسه با سایر نمونه‌ها مشاهده می‌شود. در منطقه‌ی مورد مطالعه، غلظت بی کربنات در نواحی تغذیه‌ی آبخوان نسبتاً کم بوده و در منطقه‌ی میانی دشت (مناطق مسکونی) به بالاترین میزان خود می‌رسد. بنابراین، احتمالاً انحلال کانیهای کربناتی در اثر تماس آب با سازندهای آهکی در دو سمت حوضه، باعث آزاد شدن یون بی کربنات به درون آبخوان شده است. بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، غلظت مطلوب بی کربنات برای مصارف شرب ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است، بنابراین اکثر نمونه‌های آب دارای غلظت بی کربنات بالاتر از استاندارد مصارف شرب می‌باشند.

۴-۳-۸- نیترات (NO_3^-)

بازه تغییرات نیترات در نمونه‌های مورد مطالعه از ۰/۵۲ تا ۱/۹۲ با میانگین ۱/۲۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. شکل (۴-۱۱)، پراکندگی مقدار نیترات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان را نشان می‌دهد. بیشترین میزان نیترات مربوط به ایستگاه ۲ می‌باشد. این نمونه از روستای علی آباد (اطراف شهر بوکان) برداشت شده است. با توجه به فعالیت کشاورزی گسترده در منطقه و رهاسازی فاضلاب خانگی به محیط، انتظار می‌رود که غلظت نیترات در آب زیرزمینی بالا باشد، اما بر اساس نتایج به دست آمده، عوامل احتمالی مؤثر در کم بودن غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان را می‌توان تأثیر فرآیند نیترات‌زدایی در هنگام شستشوی نیترات به داخل آبخوان و همچنین جذب آن توسط ریشه‌ی گیاهان (کوددهی در فصل رشد گیاه) دانست. همچنین جذب NH_4^+ موجود در فاضلاب بر روی کانیهای رسی (مانند کائولینیت و مونت موریلونیت)، می‌تواند دلیل کم بودن غلظت نیترات در آب باشد (Ramesh)

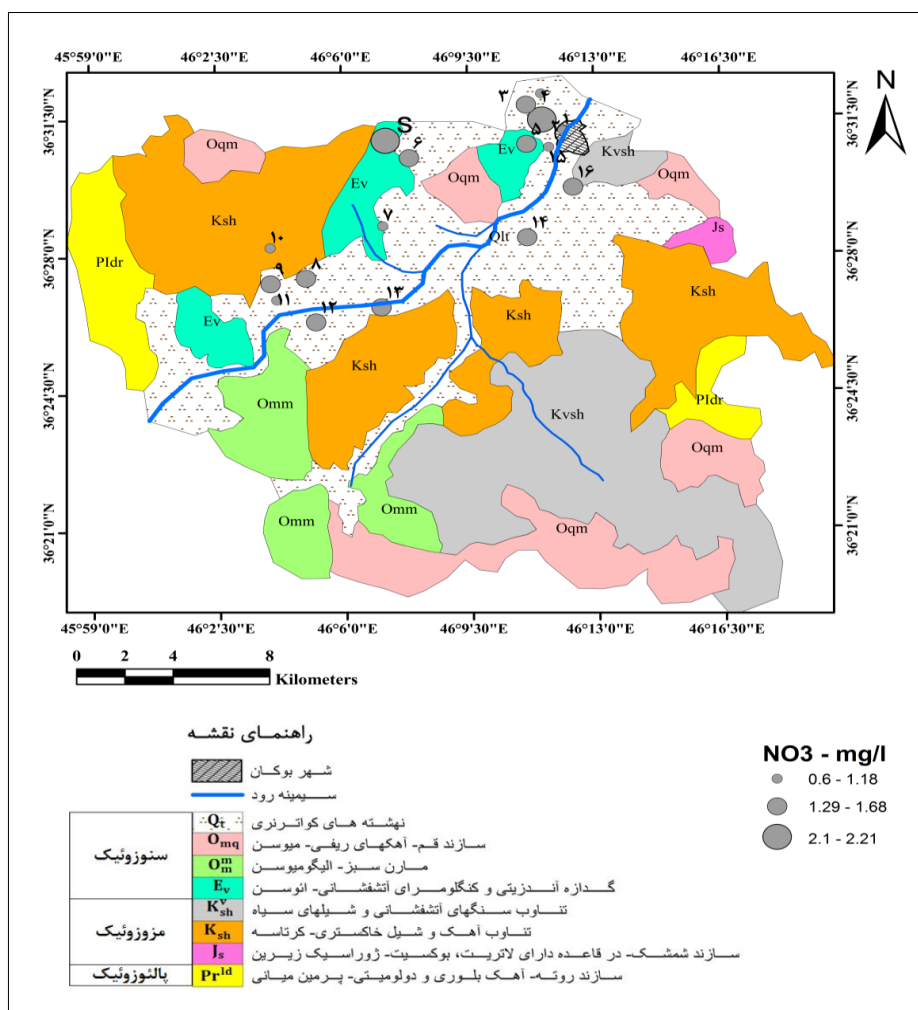
فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

(kumar and Riyazuddin., 2012). شرایط محیطی آبخوان و مسیر مهاجرت نترات به سوی آبخوان، بر فرآیندهای نترات‌زدایی و نترات‌زدایی در آب زیرزمینی تأثیر می‌گذارد. در طی فرآیند نترات‌زدایی که در شرایط کمبود اکسیژن محلول در آب زیرزمینی رخ می‌دهد، نترات در طی یک سری واکنش احیایی میکروبی (تحت تأثیر عوامل محیطی از قبیل pH، شوری، دما و Eh) به نیتريت تبدیل می‌گردد (Oinam et al., 2012).



شکل ۴-۱۰- نقشه‌ی پراکندگی غلظت بی‌کربنات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2008)، حد مجاز نترات برای مصارف شرب ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس، تمام نمونه‌های مورد مطالعه غلظتی پایینتر از این مقدار دارند. با توجه به غلظت کم نترات در نمونه‌ها، خطر آلودگی نترات در آب زیرزمینی دشت بوکان وجود ندارد.



شکل ۴-۱۱- نقشه‌ی پراکندگی غلظت نیترات نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۳-۹- فسفات (PO_4^{3-})

فسفر یک ماده‌ی مغذی و مؤثر در فرآیند پرغذایی شدن است. منشاء طبیعی فسفر، هوازدگی کانیهای فسفردار در سنگها می‌باشد که رایجترین آنها، آپاتیت است. آپاتیت و کانیهای فسفاتی مشابه در غلظتهای به حد کافی بالا، ذخیره‌ی معدنی را تشکیل می‌دهند که برای تأمین فسفر مورد استفاده در کودهای شیمیایی، معدنکاری می‌شوند. منبع انسانزاد فسفر، از طریق کودهای شیمیایی و فاضلابها (بازمانده‌ی شوینده‌های حاوی فسفات و فضولات انسانی) است (WHO, 2011). بازه‌ی تغییرات فسفات در نمونه‌های مورد مطالعه از ۰/۱۳ تا ۰/۶۸ با میانگین ۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بیشترین میزان فسفات مربوط به چاه شماره ۷ می‌باشد که این نمونه از ایستگاه جمبوغه برداشت شده است. با توجه به فعالیت کشاورزی

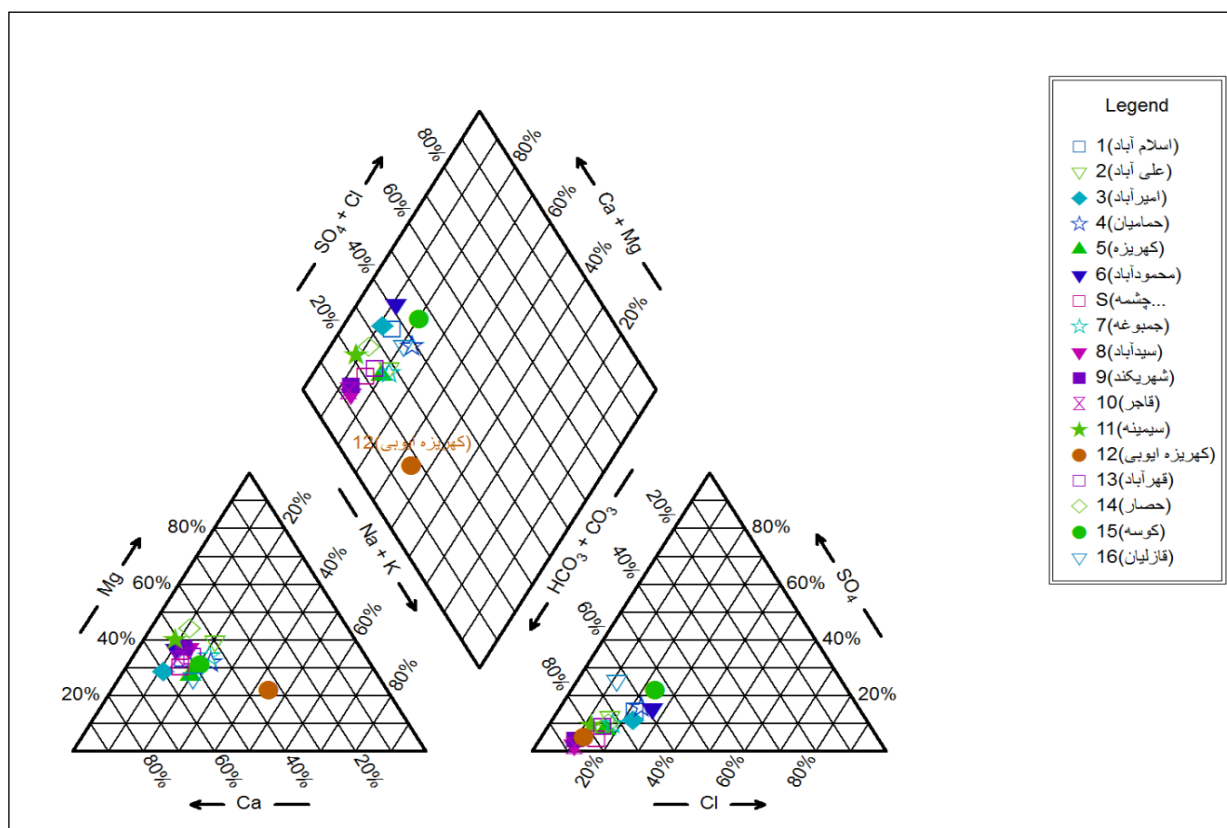
گسترده در منطقه و رهاسازی فاضلابهای خانگی به محیط، انتظار می‌رود که غلظت فسفات در آب زیرزمینی بالا باشد، اما عواملی همچون عدم تغذیه در فصل خشک، جذب فسفات توسط کانیه‌های رسی و تشکیل کمپلکس با عناصری مانند کلسیم و منیزیم در هنگام شستشوی فسفات به داخل آبخوان و همچنین جذب آن توسط ریشه‌ی گیاهان (در فصل رشد گیاه)، از دلایل احتمالی پایین بودن غلظت این یون در آبهای مورد مطالعه می‌باشد. با توجه به اینکه فسفر یک عنصر مغذی است، محدوده‌ی خاصی برای آن تعریف نشده است.

۴-۴- تعیین تیپ و رخساره‌ی هیدروشیمیایی نمونه‌های آب

تعیین تیپ و رخساره‌ی نمونه‌های آب می‌تواند اطلاعات مفیدی را در مورد زمین‌شناسی و خصوصیات سنگ‌شناسی آبخوان در اختیار قرار دهد. برای تعیین تیپ و رخساره‌ی نمونه‌های آب، از نمودارهای پایپر، دورو و استیف استفاده گردید.

۴-۴-۱- نمودار پایپر

نمودار پایپر (Piper, 1944)، پر کاربردترین نمودار برای تعیین تیپ و رخساره‌ی نمونه‌های آب است. در این نمودار، موقعیت کاتیونها و آنیونهای اصلی در دو مثلث تعیین می‌شوند و اطلاعات کلی حاصل از این دو مثلث، در یک لوزی قرار می‌گیرند (Hounslow, 1995). بر اساس موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی نمودار پایپر (شکل ۴-۱۲)، تیپ آب تقریباً برای همه‌ی نمونه‌ها، بی کربناته و رخساره آب نیز برای تمام نمونه‌ها (به جز نمونه‌ی ۱۲) کلسیک می‌باشد. بی کربناته بودن تیپ آب و کلسیک بودن رخساره‌ی آن در منطقه‌ی مورد مطالعه، احتمالاً به دلیل انحلال سازندهای آهکی است، لذا آب دارای ویژگی سختی موقت است.

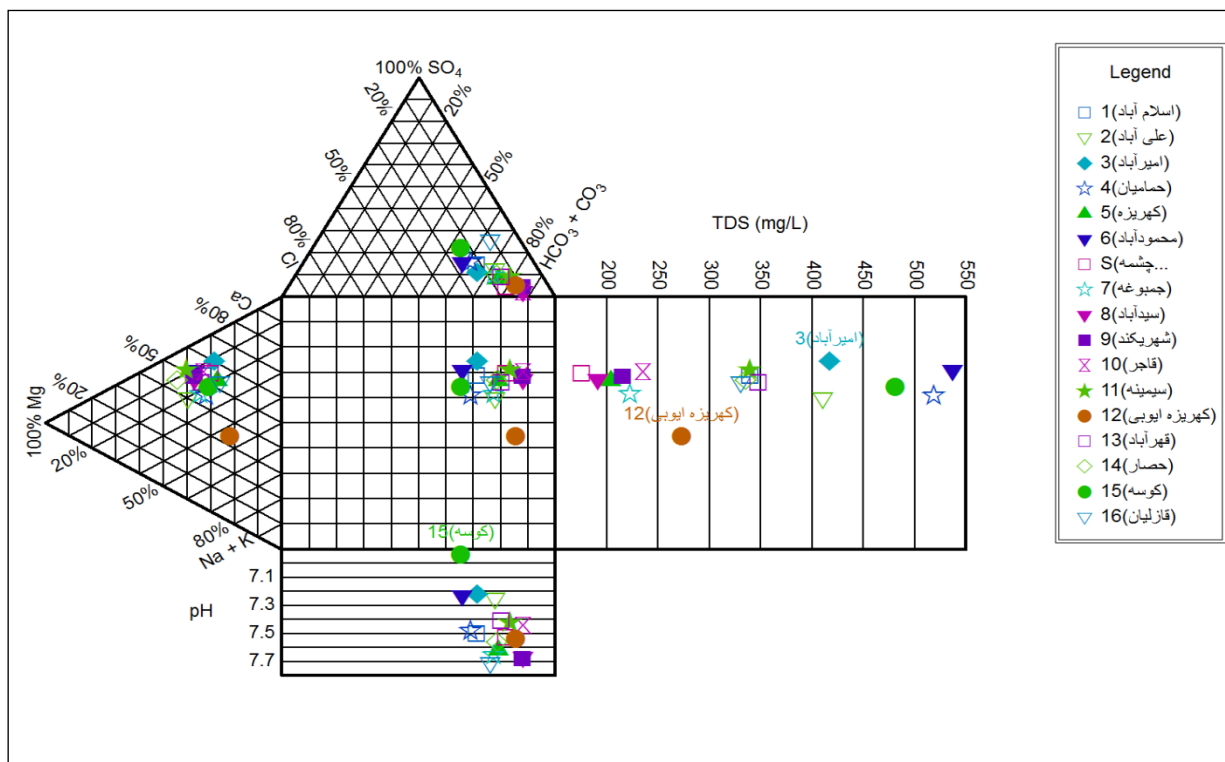


شکل ۴-۱۲- نمودار پایپر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۲-۴- نمودار دورو

نمودار دورو^{۲۴} در حقیقت شکل گسترش یافته‌ی نمودار پایپر است (Hounslow, 1995). این نمودار از این نظر که نتایج آنالیزهای شیمیایی بر روی مثلثهای آنیون و کاتیون جداگانه‌ای قرار می‌گیرند، شبیه به نمودار پایپر است. با استفاده از این نمودار نیز می‌توان به نوع فرآیند هیدروشیمیایی حاکم بر ترکیب شیمیایی آب، پی برد. با توجه به شکل (۴-۱۳)، قرار گرفتن نمونه‌ها در منطقه‌ی ۶، بیانگر غالب بودن کلسیم و بی کربنات در آب است و با توجه به موقعیت نمونه‌های آب، فرآیند انحلال (کربناتها) در آنها صورت گرفته است.

^{۲۴} Durov



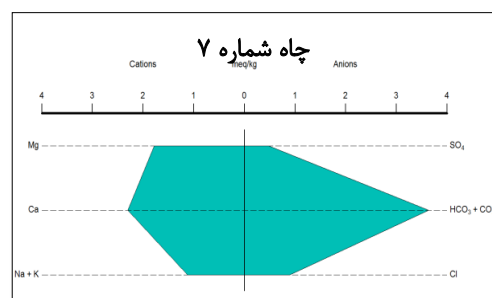
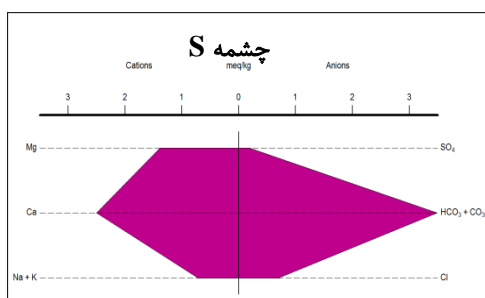
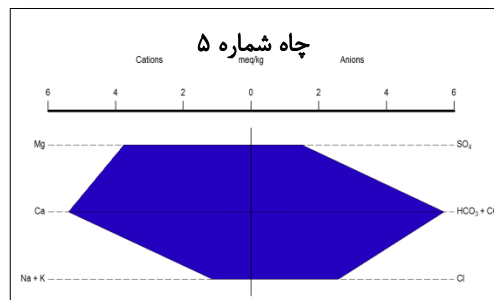
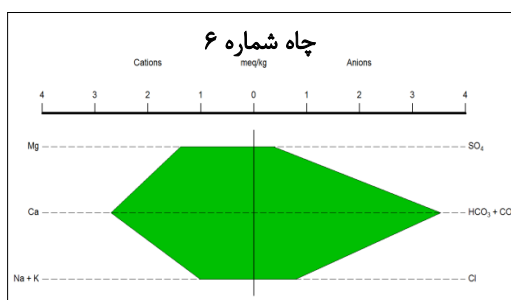
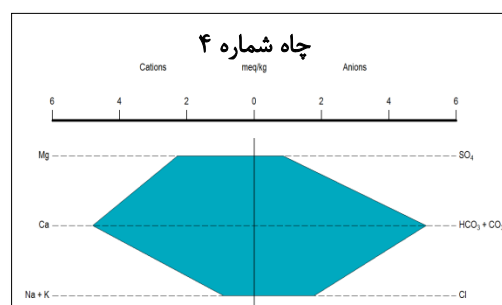
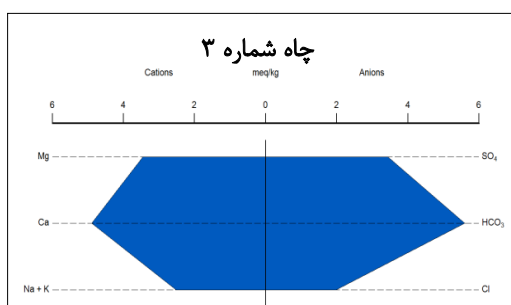
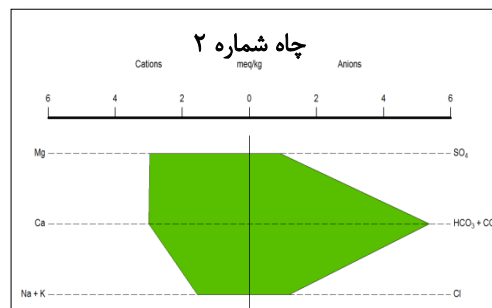
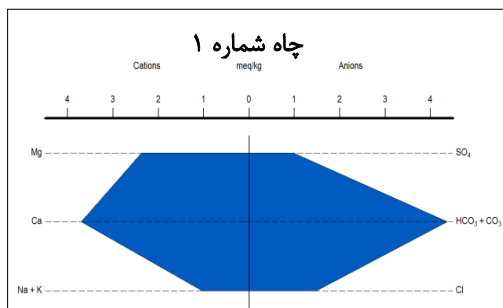
شکل ۴-۱۳- نمودار دورو نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۳- نمودار استیف

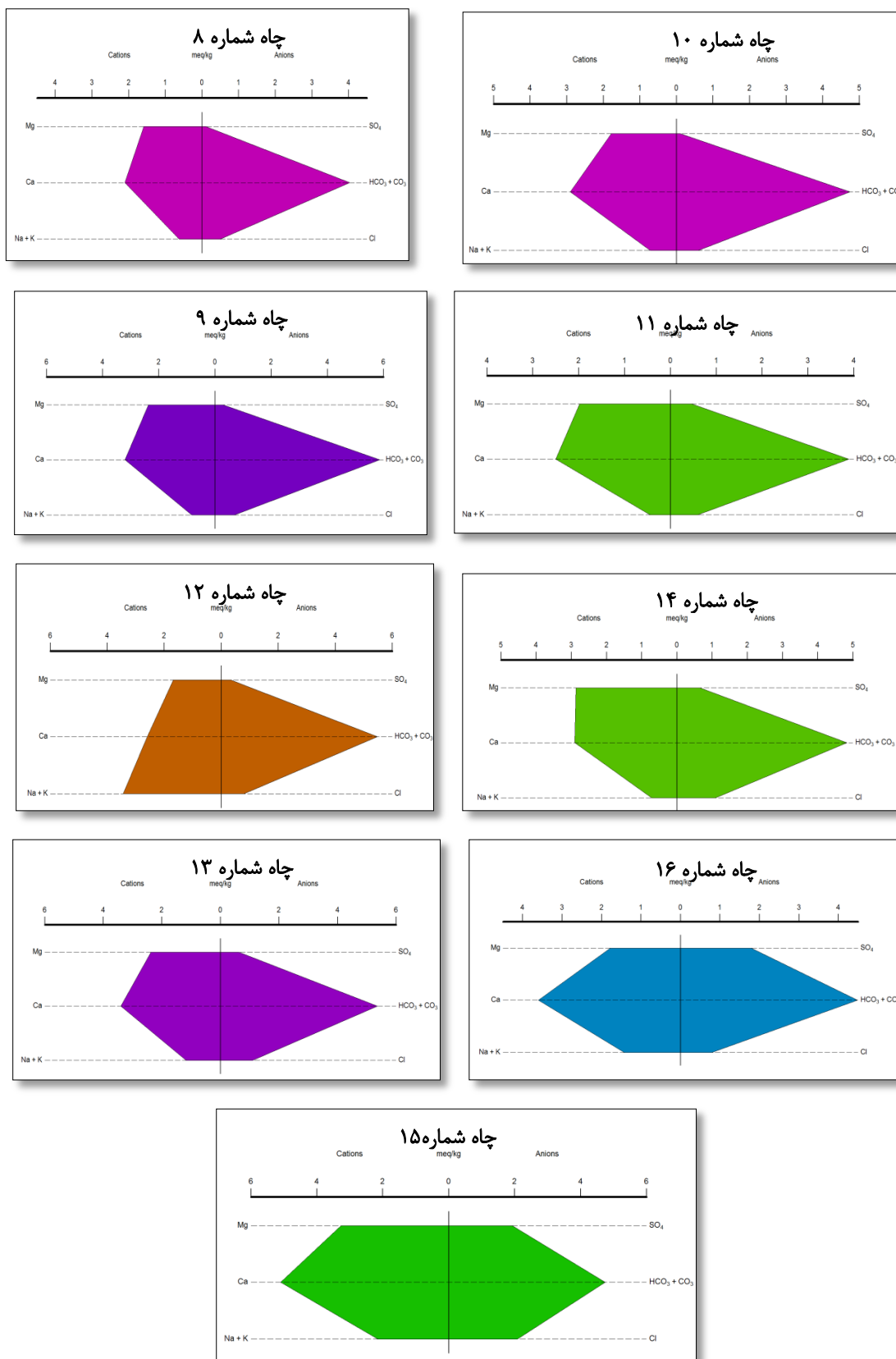
در نمودار استیف، هر نمونه آب به طور جداگانه مورد بررسی قرار می‌گیرد. در این نمودار، غلظت کاتیونها و آنیونها (برحسب meq/l) بر روی خطوط افقی قرار می‌گیرند. هرچه مساحت شکل به دست آمده بیشتر باشد، غلظت املاح موجود در آب بالاتر خواهد بود (Hounslow, 1995). نتایج به دست آمده از این نمودار می‌تواند مؤید نتایج به دست آمده از سایر نمودارها باشد. نمودار استیف ترسیم شده برای هر یک از نمونه‌های مورد مطالعه، در شکل (۴-۱۴) آورده شده است. بر اساس این شکل، یونهای کلسیم و بی کربنات در آب زیرزمینی دشت (به علت انحلال کربناتها)، بر سایر یونها چیرگی دارند و به این علت رخساره‌ی آب کلسیک است. بر اساس نمودارهای استیف، نمونه‌های آب مورد مطالعه در محل تخلیه (شمال منطقه)، به طور قابل توجهی از کلسیم و بی کربنات غنی هستند. با توجه به شکل (۴-۱۴)، نمودارهای استیف نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵ دارای بیشترین مساحت (غلظت املاح) هستند. همانگونه که قبلاً

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

بحث شد، این افزایش احتمالاً ناشی از تأثیر تراوش فاضلابهای خانگی به آبخوان است. همچنین نمونه‌ی ۱۲ به علت غلظت بالای سدیم دارای شکلی متفاوت با سایر نمونه‌هاست.



فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان



شکل ۴-۱۴- نمودارهای استیف نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۵- بررسی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان برای مصارف کشاورزی

کیفیت آب، تیپ خاک و فعالیت کشاورزی نقش مهمی را برای یک آبیاری مناسب ایفا می‌نمایند. مقادیر بالای یونهای حل شده در آب، بر خاک و گیاه تأثیر می‌گذارد و از لحاظ فیزیکی و شیمیایی، تولید محصول را کاهش می‌دهد (Ravikumar and Somashekar., 2011). کیفیت آب برای مصارف آبیاری، توسط شاخص شوری^{۲۵}، درصد سدیم^{۲۶}، نسبت جذب سدیم^{۲۷} و نیز نمودار ویلکاکس^{۲۸} بررسی می‌شود.

۴-۵-۱- شاخص شوری

شاخص شوری ارتباط نزدیکی با پارامترهای هدایت الکتریکی (EC) و جامدات حل شده‌ی کل (TDS) دارد (Ravikumar et al., 2010). رده‌بندی نمونه‌های آب زیرزمینی بر اساس شاخص شوری، در جدول (۴-۴) ارائه شده است.

جدول ۴-۴- رده‌بندی آب زیرزمینی بر اساس شوری و ارزیابی کیفیت آن در آبیاری (Mills, 2003)

شوری	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	رده بندی
پایین (مناسب برای آبیاری محصولات)	$650 >$	رده I
متوسط (مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری بسیار کم)	$650 - 1300$	رده II
بالا (مناسب برای آبیاری محصولات با تحمل شوری متوسط تا بالا)	$1300 - 3000$	رده III
بسیار بالا (مناسب برای محصولات با تحمل شوری بالا)	$3000 - 5000$	رده IV
شدید (نامناسب برای آبیاری)	$5000 - 8000$	رده V
بسیار شور (نامناسب برای آبیاری)	> 8000	رده VI

ارزیابی این شاخص برای نمونه‌های مورد مطالعه، نشان می‌دهد که ۳۵/۲۹ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی I و ۶۴/۷ درصد از نمونه‌ها در رده‌ی II قرار می‌گیرند. بنابراین می‌توان گفت که تمام نمونه‌ها دارای شوری متوسط به پایین هستند و برای آبیاری محصولات کشاورزی با تحمل شوری بسیار کم مناسب می‌باشند.

^{۲۵} Salinity Index

^{۲۶} Sodium percent

^{۲۷} Sodium Adsorption Ratio

^{۲۸} Wilcox

۴-۵-۲- درصد سدیم (%Na)

درصد سدیم از جمله پارامترهای تعیین کننده کیفیت آب برای مصارف آبیاری است. این شاخص از رابطه‌ی ۴-۳، به دست می‌آید (Ravikumar et al., 2010):

$$\text{Na\%} = \frac{\text{Na+K}}{\text{Na+K+Ca+Mg}} \times 100 \quad \text{رابطه‌ی (۴-۳)}$$

در این رابطه غلظتها بر حسب میلی‌اکی والان بر لیتر هستند. کیفیت آب زیرزمینی از نظر مقدار درصد سدیم، به ۵ رده تقسیم می‌شود (جدول ۴-۵). بر طبق این رده‌بندی، بیشتر نمونه‌های آب در رده‌های خوب و مجاز قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۵- رده‌بندی آب بر اساس درصد سدیم (Wilcox, 1995) و موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه

درصد سدیم	طبقه بندی	شماره نمونه‌ها	درصد نمونه‌ها
<۲۰	عالی	۱۱	۵/۸
۲۰-۴۰	خوب	S, ۳, ۶, ۱, ۸, ۱۰, ۱۴, ۹	۴۷/۱
۴۰-۶۰	مجاز	۲, ۵, ۷, ۱۳, ۱۶	۲۹/۴
۶۰-۸۰	مشکوک	۴, ۱۵	۱۱/۸
>۸۰	نامطلوب	۱۲	۵/۸

۴-۵-۳- نسبت جذب سدیم (SAR)

پارامتر مهم دیگر برای ارزیابی کیفیت آب برای مصارف آبیاری، غلظت سدیم است که با کاهش نفوذپذیری خاک مرتبط است، زیرا سدیم موجود در آب رسوب می‌کند و باعث کاهش دسترس پذیری آب برای گیاه می‌شود (Ravikumar and Somashekar., 2011). نسبت جذب سدیم (رابطه‌ی ۴-۴)، در حقیقت نسبت غلظت یونهای سدیم را در یک نمونه آب به غلظت یونهای کلسیم و منیزیم نشان می‌دهد:

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca+Mg}}{2}}} \quad \text{رابطه‌ی (۴-۴)}$$

در رابطه‌ی فوق، غلظتها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد. بر اساس رده‌بندی آب زیرزمینی بر حسب مقادیر SAR (جدول ۴-۶)، در صورتی که مقدار SAR کمتر از ۳ باشد، خاک از نظر میزان سدیم مشکلی ندارد. اگر این نسبت از ۸ بیشتر شود، نفوذپذیری خاک کاهش یافته و در نتیجه کیفیت آب برای

آبیاری، نامطلوب تلقی می‌گردد. در صورتی که این نسبت از ۱۴ بیشتر شود، خاک سدیمی شده و آب برای آبیاری نامناسب می‌باشد (Wilcox, 1955). بر این اساس همه‌ی نمونه‌ها از نظر میزان سدیم بدون مشکل (رده‌ی I) می‌باشند.

۴-۵-۴- نمودار ویلکاکس

برای رده‌بندی آب از نظر کشاورزی، از نمودار ویلکاکس نیز استفاده شد (شکل ۴-۱۵). این نمودار بر اساس دو پارامتر SAR و EC و به منظور تعیین کیفیت آب کشاورزی ارائه می‌شود (Wilcox, 1955). با توجه به این شکل، بیشتر نمونه‌ها در رده‌ی کمی شور- مناسب برای کشاورزی قرار می‌گیرند. در این میان نمونه‌های ۲، ۳، ۴، ۶ و ۱۵ در رده‌ی شور- قابل استفاده برای کشاورزی قرار می‌گیرند، که این نمونه‌ها از چاه‌های پایین دست جریان آب زیرزمینی و اطراف مناطق مسکونی برداشت شده‌اند، بر این اساس این نمونه‌ها دارای EC بالاتری نسبت به سایر نمونه‌ها می‌باشند. به طور کلی می‌توان گفت که کیفیت بالای منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، ناشی از عدم حضور سازندهای تبخیری در منطقه و در نتیجه غلظت پایین املاح آب (به ویژه سدیم) می‌باشد.

جدول ۴-۶- کیفیت آب آبیاری بر اساس نسبت SAR و تقسیم بندی نمونه‌های آب مورد مطالعه (Mills, 2003)

رده بندی	مقادیر SAR	رده بندی	شماره‌ی نمونه‌های آب	درصد نمونه‌ها در هر رده
رده I	<۳	بدون مشکل از نظر سدیم	همه‌ی نمونه‌های آب	۱۰۰
رده II	۳-۶	سدیم کم، بروز مشکل برای گیاهان حساس		-
رده III	۶-۸	شوری متوسط، افزایش خطر شوری		-
رده IV	۸-۱۴	شوری بالا، به‌طور کلی نامطلوب		-
رده V	>۱۴	شوری بسیار بالا، نامناسب برای آبیاری		-

۴-۵-۴- ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان برای مصارف صنعتی

در صورت استفاده از آب‌های زیرزمینی برای مصارف صنعتی، بررسی برخی ویژگی‌ها مانند خوردگی و رسوبگذاری بر روی ابزارهای فلزی، لوله‌های جدار چاه، پمپها و خطوط انتقال آب ضروری است (Todd).

and Mays., 2005) برای بررسی کیفیت نمونه‌های آب زیرزمینی برای مصارف صنعتی، معمولاً از ضریب

اشباع لانژلیه استفاده می‌شود:

$$SI = pH - pHS \quad \text{رابطه‌ی (۴-۵)}$$

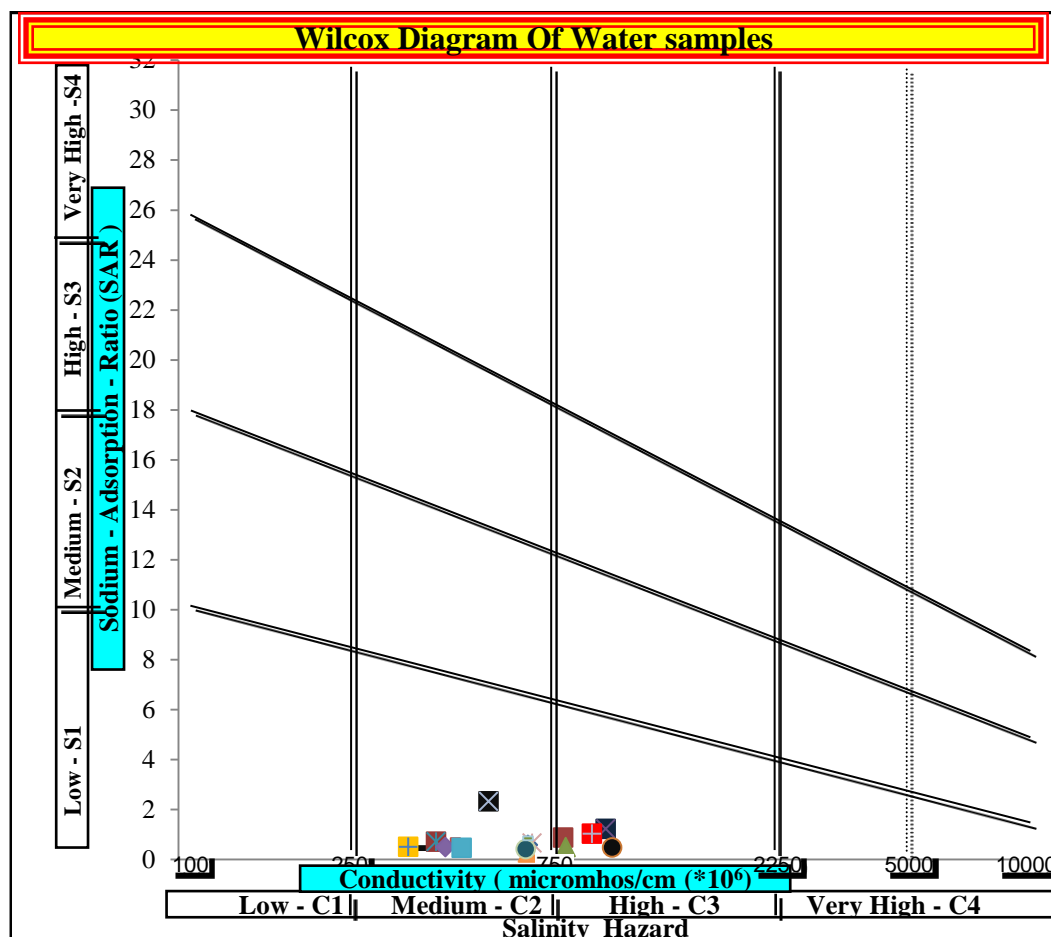
pH، اسیدیته‌ی واقعی (یا مقدار pH اندازه‌گیری شده در صحرا) و pHS میزان اسیدیته در حالت اشباع

می‌باشد که تحت عنوان شاخص اشباع از رابطه‌ی (۴-۶) محاسبه می‌شود:

$$pHS = C + P_{Ca} + P_{alk} \quad \text{رابطه‌ی (۴-۶)}$$

C پارامتری است که تابع درجه حرارت و TDS می‌باشد. alk قلیائیت (برحسب میلی‌گرم بر لیتر CaO) و

Ca غلظت کاتیون کلسیم (برحسب میلی‌گرم بر لیتر) است.



شکل ۴-۱۵- نمودار ویلکاکس برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

اگر SI منفی باشد، آب دارای خاصیت خورندگی، اگر صفر باشد، در تعادل و اگر مثبت باشد، تمایل به

رسوبگذاری در محیط دارد. نتایج حاصل از این محاسبات بر روی نمونه‌های آب، در جدول (۴-۷) ارائه

شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، اکثر نمونه‌های آب دارای خاصیت خورندگی بوده و این امر بیانگر نامناسب بودن کیفیت آب زیرزمینی این منطقه برای مصرف صنایع گوناگون می‌باشد. نمونه‌های ۴ و ۱۲ دارای خاصیت رسوبگذار هستند. با توجه به اینکه pH نمونه‌های آب، تغییرات زیادی را نشان نمی‌دهد، این پدیده احتمالاً ناشی از بالاتر بودن غلظت سدیم در این دو نمونه آب می‌باشد.

جدول ۴-۷- نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعت

شماره نمونه	PHs	PH	PH-PHs	ضریب C	Ca (mg/l)	قلیائیت (بر حسب CaO)	کیفیت آب برای مصارف صنعتی
۱	۷/۹	۷/۵	۰/۴	۱۱/۱۲	۷۴	۲۳/۱۵	خورنده
۲	۷/۸	۷/۲۵	۰/۵۵	۱۱/۱۳	۶۰	۳۴/۷	خورنده
۳	۷/۸	۷/۲۲	۰/۵۸	۱۱/۱۲	۹۶	۲۰/۹	خورنده
۴	۷/۴	۷/۴۸	-۰/۰۸	۱۱/۱۴	۹۸	۵۷/۶	رسوبگذار
۵	۸	۷/۶۲	۰/۳۸	۱۱/۱۳	۵۴	۲۳/۱۷	خورنده
۶	۷/۷	۷/۲۳	۰/۴۷	۱۱/۱۲	۱۰۸	۲۳/۲	خورنده
S	۸/۲	۷/۵۳	۰/۶۷	۱۱/۱۲	۵۰	۱۶/۳	خورنده
۷	۸/۱	۷/۶۵	۰/۴۵	۱۱/۱۳	۴۶	۲۵/۵	خورنده
۸	۸/۴	۷/۶۷	۰/۷۳	۱۱/۱۲	۴۲	۱۳/۹۸	خورنده
۹	۸	۷/۶۸	۰/۳۲	۱۱/۱۲	۶۴	۱۸/۵۵	خورنده
۱۰	۸/۱	۷/۴۴	۰/۶۶	۱۱/۱۲	۵۸	۱۶/۲	خورنده
۱۱	۸/۴	۷/۴۲	۰/۹۸	۱۱/۱۱	۵۰	۹/۳۴	خورنده
۱۲	۷/۵	۷/۵۴	-۰/۰۴	۱۱/۱۶	۵۲	۷۸/۴۵	رسوبگذار
۱۳	۷/۹	۷/۴۱	۰/۴۹	۱۱/۱۳	۶۸	۲۵/۴۵	خورنده
۱۴	۸/۱	۷/۵۶	۰/۵۴	۱۱/۱۲	۵۸	۱۶/۲۳	خورنده
۱۵	۷/۴	۶/۹۴	۰/۴۶	۱۱/۱۴	۱۰۲	۴۸/۵	خورنده
۱۶	۷/۸	۷/۷۱	۰/۰۹	۱۱/۱۳	۷۲	۳۲/۳۲	خورنده

۴-۵-۵- محاسبه‌ی شاخص کیفی آب (WQI)

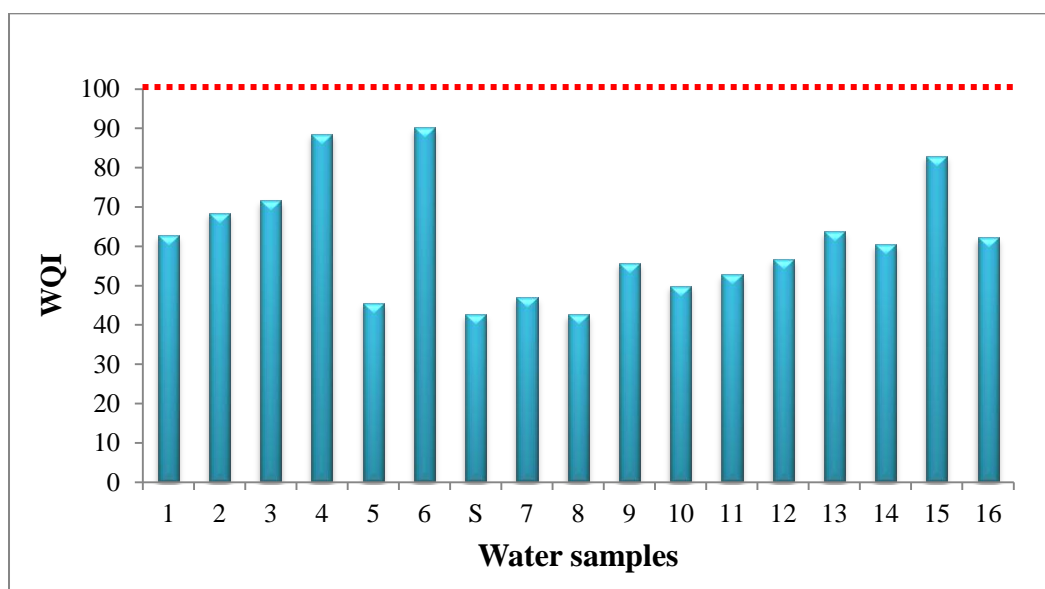
نتایج محاسبه‌ی شاخص کیفی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در جدول (۴-۸) آورده شده است. شاخص کیفی آب بین ۴۳ تا ۹۰ متغیر است. با توجه به رده‌بندی مقادیر این شاخص توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 1998)، نمونه‌های ۵، S، ۷ و ۸ در رده‌ی عالی (دارای مقدار WQI کمتر از ۵۰) و سایر نمونه‌ها از جمله نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵ (بیشترین مقدار شاخص) در رده‌ی خوب قرار می‌گیرند. بنابراین، همه‌ی نمونه‌های آب از لحاظ یونهای معمولی آب، در رده‌ی خوب تا عالی قرار می‌گیرند. بالاتر

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

بودن مقدار این شاخص در نمونه‌های ۴، ۶ و ۱۵، ناشی از نشت فاضلابهای مناطق مسکونی و پسابهای کشاورزی می‌باشد (شکل ۴-۱۶).

جدول ۴-۸- مقادیر شاخصهای کیفی محاسبه شده برای نمونه‌های منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴	۱۵	۱۶
WQI	۶۳	۶۸	۷۲	۸۹	۴۵	۹۰	۴۳	۴۷	۴۳	۵۰	۵۳	۵۷	۶۴	۶۰	۸۳	۶۲



شکل ۴-۱۶- مقادیر شاخص کیفی آب برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۶- بررسی فرآیندهای کنترل کننده ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب

برای بررسی فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی کنترل کننده ترکیب نمونه‌های آب از روشهای مختلفی استفاده می‌شود. از جمله این روشها، می‌توان به ترسیم نمودار گیبس^{۲۹}، محاسبه‌ی شاخص اشباع^{۳۰}، برخی نسبت‌های یونی^{۳۱} و نمودارهای پراکندگی اشاره کرد.

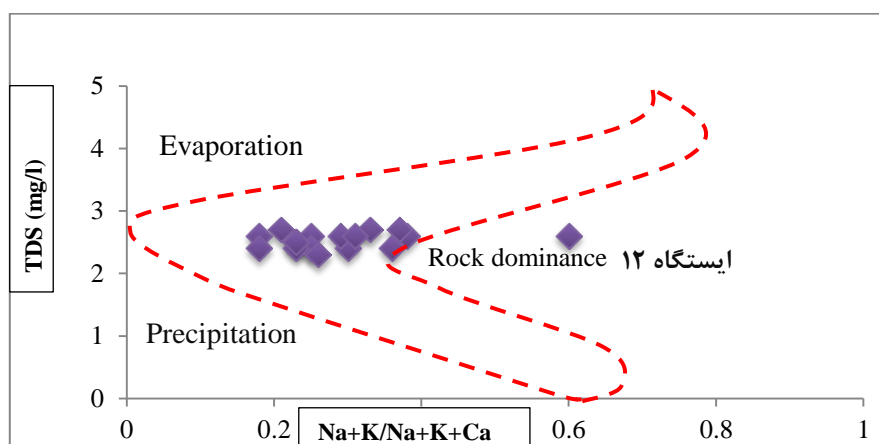
^{۲۹} Gibbs

^{۳۰} Saturation Index

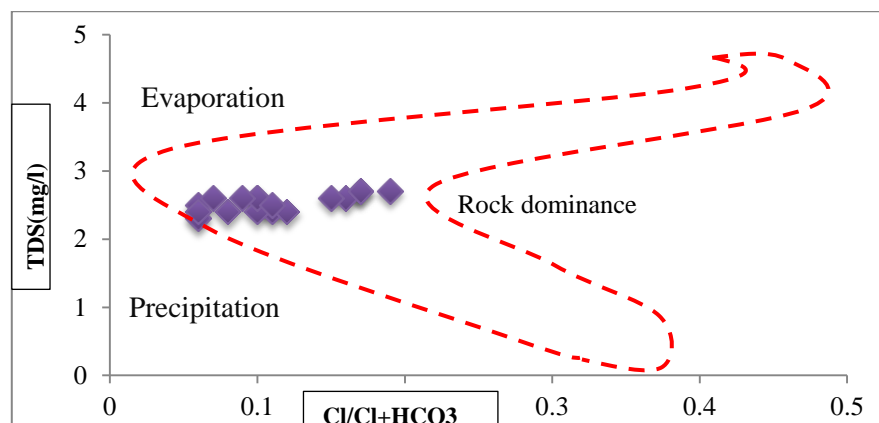
^{۳۱} Ion Ratios

۴-۶-۱- نمودار گیبس

در نمودار گیبس (Gibbs, 1970)، نسبت کاتیونها $\left(\frac{Na+K}{Na+K+Ca+Mg}\right)$ و آنیونهای اصلی $\left(\frac{Cl}{Cl+HCO_3}\right)$ در مقابل TDS ترسیم می‌شوند (شکل‌های ۴-۱۷ و ۴-۱۸). اکثر نمونه‌های آب مورد مطالعه، در محدوده‌ی تأثیر سنگ قرار دارند و این امر بیان می‌کند که هوازدگی سنگها (کربناتها)، عامل اصلی کنترل‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد که این نتیجه‌گیری، با نتایج به دست آمده از محاسبه‌ی شاخصهای اشباع و نسبتهای یونی سازگار است.



شکل ۴-۱۷- کاتیونهای اصلی آب در برابر TDS (نمودار گیبس)

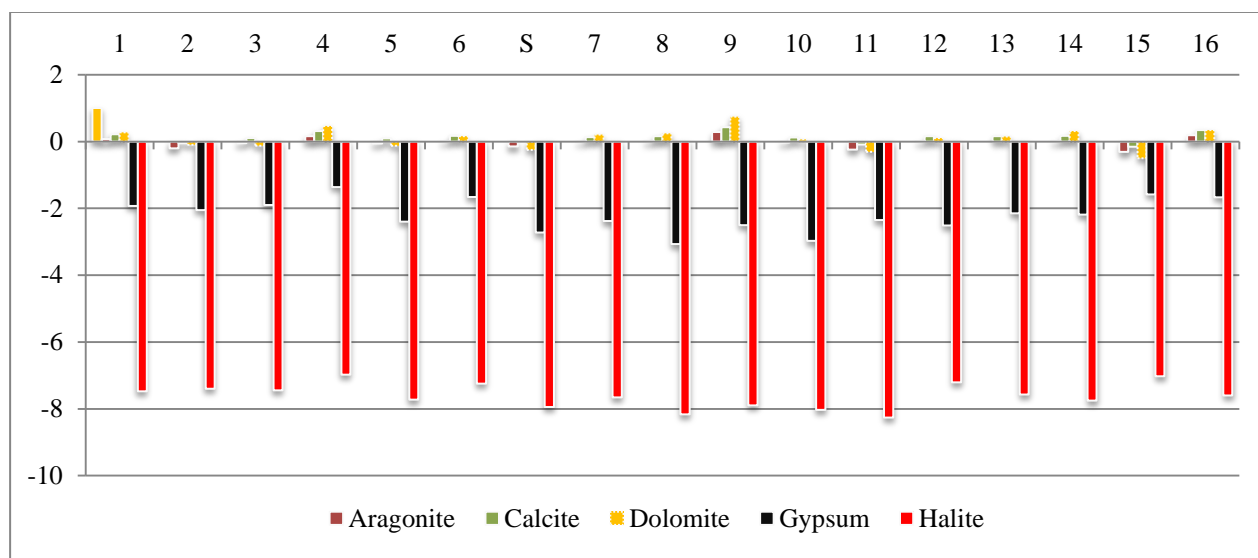


شکل ۴-۱۸- آنیونهای اصلی آب در برابر TDS (نمودار گیبس)

۴-۶-۲- شاخص اشباع

شاخص اشباع (SI) به صورت $\log \frac{IAP}{K_t}$ تعریف می‌شود که در آن، IAP حاصلضرب فعالیت یون و K_t ثابت انحلال است. اگر آب نسبت به یک فاز جامد حالت اشباع داشته باشد، در این صورت مقدار SI آن برابر

صفر خواهد بود. SI مثبت نشان‌دهنده‌ی فوق اشباع بودن آب نسبت به یک کانی و تمایل به ته‌نشینی آن و منفی بودن این شاخص نشان‌دهنده‌ی تحت اشباع بودن آب نسبت به یک کانی و تمایل به انحلال آن کانی است (Jalali, 2009). در شکل (۴-۱۹) شاخص اشباع کانیهای کلسیت، دولومیت، آراگونیت، ژپس و هالیت برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نشان داده شده است. با در نظر گرفتن خطای ± 0.5 ، می‌توان گفت که نمونه‌های آب نسبت به کانیهای کلسیت، دولومیت و آراگونیت حالت اشباع (تعادل) دارند و انحلال این کانیها نقش تعیین کننده‌ای را در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت بوکان ایفا می‌نماید. شاخص اشباع محاسبه شده برای کانیهای تبخیری (هالیت و ژپس)، مقادیر منفی را نشان می‌دهد. این امر بیانگر تحت اشباع بودن آب زیرزمینی نسبت به این کانیها می‌باشد.



شکل ۴-۱۹- نمودار شاخص اشباع کانیهای اصلی برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۶-۳- نسبت‌های یونی

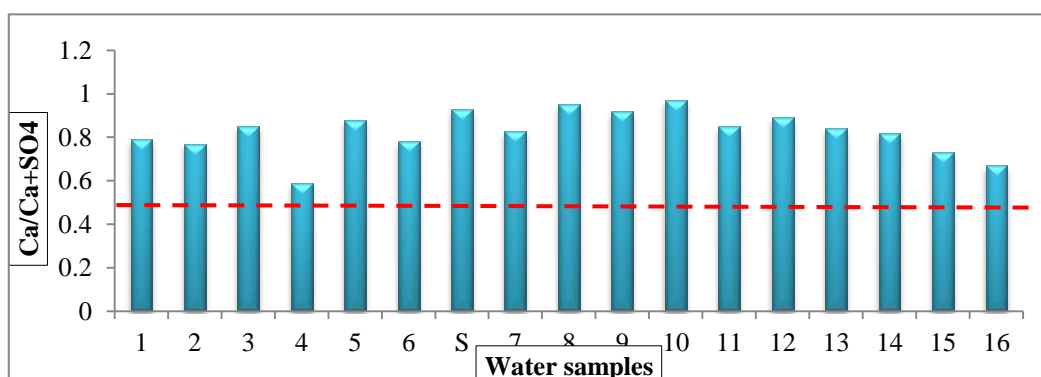
مهمترین فرآیندهای هیدورشیمیایی، شامل واکنشهای رسوبگذاری و انحلال، آمیختگی و تبادل یونی است (Hounslow, 1995). محاسبه‌ی برخی نسبت‌های یونی می‌تواند در تشخیص این فرآیندها مؤثر باشد. مقادیر مهم‌ترین نسبت‌های یونی برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در جدول (۴-۹) آورده شده است.

$$۱-۳-۶-۴ \text{ نسبت } \frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}} \text{ و } \frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$$

نسبت $\frac{Ca}{Ca+SO_4}$ برای تمامی نمونه‌های آب بیش از ۰/۵ (میانگین ۰/۸۳) و نسبت $\frac{Na}{Na+Cl}$ برای ۷۰ درصد نمونه‌ها بیش از ۰/۵ است (شکل‌های ۴-۲۰ و ۴-۲۱). این امر مؤید رخداد فرآیند انحلال کربنات‌ها و سیلیکات‌ها و تأثیر آن بر ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد.

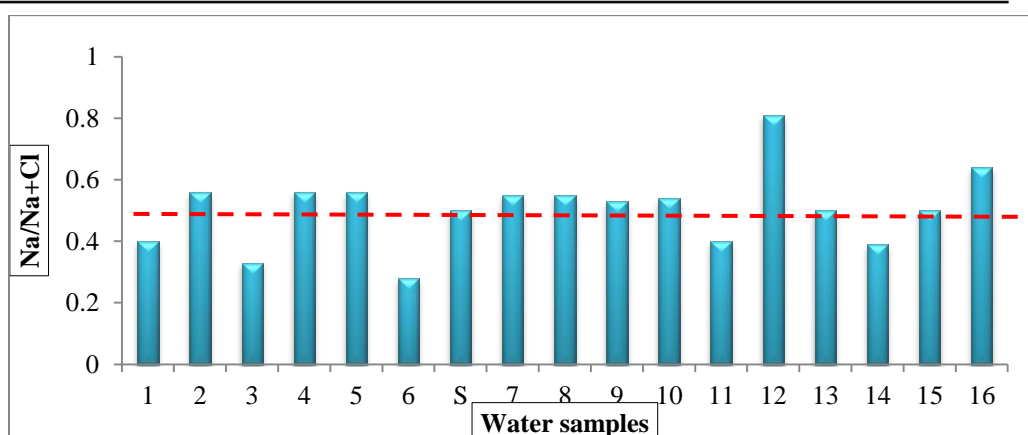
جدول ۴-۹- نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه (مقادیر بر حسب meq/l)

شماره نمونه	$\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$	$\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+}+Ca^{2+}}$	$\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}}$	$\frac{HCO_3^-}{\text{sum anions}}$	$\frac{Na^++K^+-Cl^-}{Na^++K^+-Cl^-+Ca^{2+}}$
۱	۰/۴	۰/۳۹	۰/۷۹	۰/۶۵	۰/۱۵
۲	۰/۵۶	۰/۵	۰/۷۷	۰/۷۴	۰/۴۳
۳	۰/۳۳	۰/۳۲	۰/۸۵	۰/۶۸	۰/۱۲
۴	۰/۵۶	۰/۴۲	۰/۵۹	۰/۵۱	۰/۲۱
۵	۰/۵۶	۰/۳۴	۰/۸۸	۰/۷۶	۰/۱۸
۶	۰/۲۸	۰/۴۱	۰/۷۸	۰/۶۱	۰/۴۲
S	۰/۵	۰/۳۶	۰/۹۳	۰/۸۱	۰/۱۳
۷	۰/۵۵	۰/۴	۰/۸۳	۰/۷۳	۰/۳۰
۸	۰/۵۵	۰/۴۳	۰/۹۵	۰/۸۷	۰/۳۰
۹	۰/۵۳	۰/۴۳	۰/۹۲	۰/۸۶	۰/۲۸
۱۰	۰/۵۴	۰/۳۸	۰/۹۷	۰/۸۸	۰/۲۳
۱۱	۰/۴	۰/۴۴	۰/۸۵	۰/۸	۰/۳۵
۱۲	۰/۸۱	۰/۴	۰/۸۹	۰/۸۴	۰/۵۹
۱۳	۰/۵	۰/۴۱	۰/۸۴	۰/۷۷	۰/۴۵
۱۴	۰/۳۹	۰/۵	۰/۸۲	۰/۷۴	۰/۱۲
۱۵	۰/۵	۰/۳۹	۰/۷۳	۰/۵۹	۰/۲۳
۱۶	۰/۶۴	۰/۳۳	۰/۶۷	۰/۶۴	۰/۲۸



شکل ۴-۲۰- نمودار مقادیر نسبت کلسیم در مقابل مجموع کلسیم و منیزیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

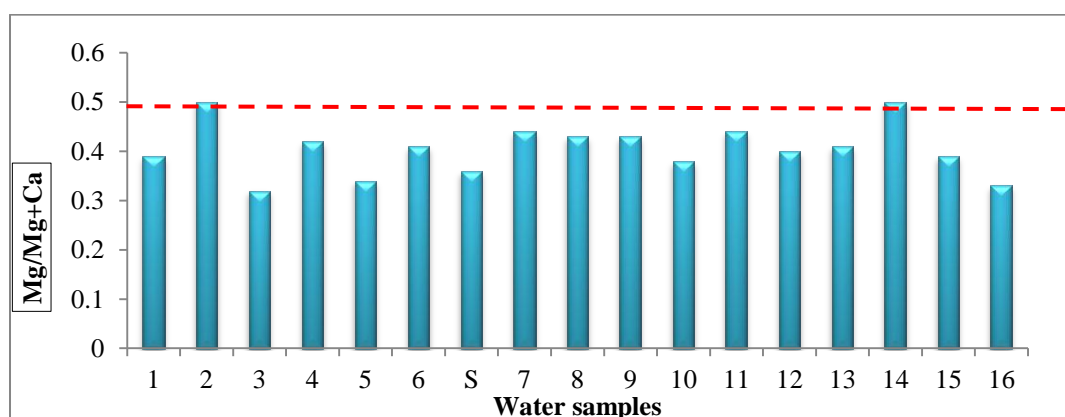
فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان



شکل ۴-۲۱- نمودار مقادیر نسبت سدیم در مقابل مجموع کلر و سدیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

$$\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+}+Ca^{2+}} \text{ نسبت } ۲-۳-۶-۴$$

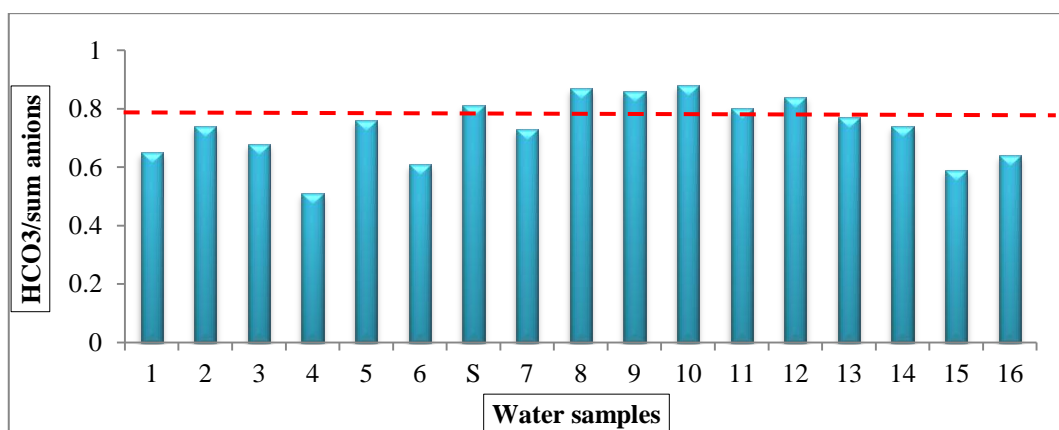
در صورتی که مقدار این نسبت در حد ۰/۵ باشد، می‌توان نتیجه گرفت که انحلال دولومیت صورت گرفته است و اگر مقدار این نسبت کمتر از ۰/۵ باشد، احتمالاً انحلال همزمان سنگ آهک و دولومیت روی داده است (Hounslow, 1995). مقدار نسبت $\frac{Mg}{Mg+Ca}$ برای ۸۸/۲ درصد نمونه‌های مورد مطالعه، کمتر از ۰/۵ و برای ۱۱/۸ درصد نمونه‌ها، ۰/۵ می‌باشد (شکل ۴-۲۲). با توجه به مقادیر pH در نمونه‌های مورد مطالعه، احتمالاً فرآیند انحلال همزمان سنگ آهک و دولومیت رخ داده است. با توجه به ارزیابی شاخص اشباع کانیهای کلسیت و دولومیت که در بخش‌های قبلی به آن اشاره شد، تقریباً اکثر نمونه‌ها نسبت به این دو کانی، حالت نزدیک به اشباع (در تعادل) دارند و این نشان می‌دهد که انحلال این کانیها در تعیین ترکیب هیدروشیمیایی آب نقش داشته است.



شکل ۴-۲۲- نمودار مقادیر نسبت منیزیم در مقابل مجموع کلسیم و منیزیم نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

$$\frac{HCO_3^-}{\text{sum anions}} \text{ نسبت } 3-3-6-4$$

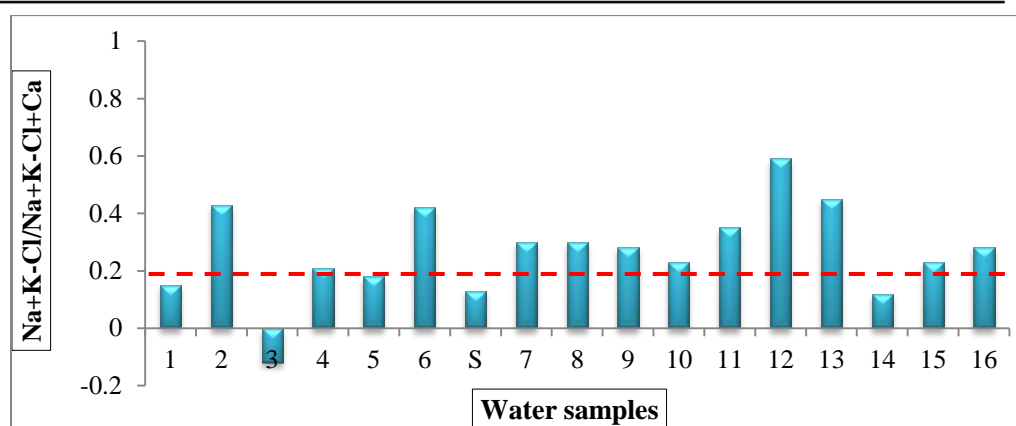
برای بیشتر نمونه‌های مورد مطالعه، نسبت $\frac{HCO_3^-}{\text{sum anions}}$ بیشتر از ۰/۸ می‌باشد (شکل ۴-۲۳). هنگامی که این نسبت بیش از ۰/۸ باشد، مهمترین عامل در تغییر ترکیب آب، هیدرولیز سیلیکاتها یا انحلال کربناتها می‌باشد (Hounslow, 1995). اگر این نسبت کمتر از ۰/۸ باشد و مقدار سولفات نیز در نمونه بالا باشد، انحلال ژپس صورت گرفته است و در صورت کم بودن سولفات، می‌توان گفت نفوذ آب شور صورت گرفته است (Hounslow, 1995). بنابراین انحلال کربناتها، نقش عمده‌ای در ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه دارد.



شکل ۴-۲۳- نمودار مقادیر نسبت بی کربنات در مقابل مجموع آنیونهای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

$$\frac{Na^+ + K^+ - Cl^-}{Na^+ + K^+ - Cl^- + Ca^{2+}} \text{ نسبت } 4-3-6-4$$

در صورتی که مقدار این نسبت بیشتر از ۰/۲ و کمتر از ۰/۸ باشد، انحلال پلاژیوکلازها رخ داده است و در حالتی که این نسبت کمتر از ۰/۲ و بیشتر از ۰/۸ باشد، امکان رخداد انحلال پلاژیوکلازها وجود ندارد (Hounslow, 1995). مقدار این نسبت در بیشتر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان، بیشتر از ۰/۲ و کمتر از ۰/۸ می‌باشد. بنابراین، امکان رخداد فرآیند هوازدگی پلاژیوکلازها وجود دارد (شکل ۴-۲۴).



شکل ۴-۲۴- نمودار ترکیبی یونهای مختلف نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۶-۴- نمودارهای پراکندگی

برای شناخت فرآیندهای ژئوشیمیایی مؤثر بر ترکیب شیمیایی آبهای زیرزمینی و بررسی منشأ یونها، می‌توان از نمودارهای ترکیبی استفاده کرد (Mazor, 1990). شکل (۴-۲۵)، نمودارهای ترکیبی یونهای اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان را نشان می‌دهد.

در شکل ۴-۲۵- الف، نمودار ترکیبی غلظت کل کاتیونها در برابر مجموع غلظت کلسیم و منیزیم رسم شده است. در این نمودار همه‌ی نمونه‌ها روی خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند، که بیانگر غلظت بالای یونهای کلسیم و منیزیم نسبت به مقدار یونهای سدیم و پتاسیم در نمونه‌های آب زیرزمینی می‌باشد. این امر با توجه به مقادیر شاخص اشباع کانیهای کلسیت و دولومیت در نمونه‌های آب و تعادل این کانیها با آب زیرزمینی، سازگار است. همچنین محاسبه‌ی نسبتهای $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}}$ و $\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+}+Ca^{2+}}$ ، انحلال کربناتها را برای نمونه‌های آب زیرزمینی نشان می‌دهند.

در شکل ۴-۲۵- ب، نمودار پراکندگی غلظت سولفات در برابر غلظت کلسیم رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود همه‌ی نمونه‌ها بالای خط تعادل قرار می‌گیرند. این پراکندگی بیانگر غلظت بالای کلسیم نسبت به سولفات و نیز منشأ غیر تبخیری یون کلسیم در آب زیرزمینی است. عدم حضور رخنمون سازندهای تبخیری در دشت بوکان و مقدار منفی شاخص اشباع کانی ژپس در نمونه‌های آب

زیرزمینی دشت بوکان، نیز مؤید منشأ غیر تبخیری برای کلسیم می‌باشد. همچنین نسبت $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}}$

برای نمونه‌های آب زیرزمینی نیز بیانگر منشاء انحلال کربنات برای کلسیم می‌باشد (جدول ۴-۹). محاسبه‌ی شاخص اشباع برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نیز مؤید در تعادل بودن آب زیرزمینی با کربناتها و رخداد فرآیند انحلال و ته نشینی در آن می‌باشد. در نمونه‌های (۸، ۹، ۱۰ و ۱۲) که زیر خط تعادل قرار دارند می‌توان چنین گفت که بخشی از غلظت بی کربنات در این نمونه‌ها از منابع دیگری مانند انحلال کربن دی‌اکسید و تجزیه‌ی مواد آلی وارد آب شده و یا اینکه مقداری از کلسیم و منیزیم در این نمونه‌ها در اثر رخداد فرآیند تبادل یونی از آب زیرزمینی خارج شده است. بنابراین مقدار بی کربنات نسبت به کاتیونهای کلسیم و منیزیم افزایش یافته است.

در شکل ۴-۲۵ ج، نمودار پراکندگی غلظت سدیم در برابر غلظت منیزیم رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود اکثر نمونه‌ها بالای خط تعادل قرار می‌گیرند. این پراکندگی بیانگر غلظت بالای منیزیم نسبت به سدیم در آب زیرزمینی می‌باشد که ناشی از رخداد فرآیند تبادل یونی معکوس می‌باشد. همچنین محاسبه‌ی شاخص اشباع کانی دولومیت و نسبت یونی $\frac{Mg^{2+}}{Mg^{2+}+Ca^{2+}}$ برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان، به ترتیب مؤید تعادل کانی دولومیت و نیز رخداد انحلال آهک و دولومیت در همه‌ی نمونه‌های آب می‌باشد.

در شکل ۴-۲۵ د، نمودار ترکیبی غلظت سدیم در برابر غلظت کلسیم رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود بیشتر نمونه‌ها (غیر از نمونه‌ی ۱۲) بالای خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند. بنابراین بیشتر نمونه‌ها، تحت تأثیر فرآیند تبادل یونی معکوس هستند. این امر با ترکیب سنگ‌شناسی غالب در دشت بوکان نیز سازگار است.

در شکل ۴-۲۵ ه، مجموع غلظت کاتیونهای کلسیم و منیزیم در برابر غلظت یون بی کربنات رسم شده است، با توجه به این شکل، بیشتر نمونه‌ها (۱، ۳، ۶، ۴ و ۱۵) بالای خط تعادل (۱:۱) قرار دارند. این امر بیانگر فراوانی کاتیونهای کلسیم و منیزیم نسبت به یونهای بی کربنات در آب زیرزمینی می‌باشد که از منبعی غیر از انحلال کربناتها ایجاد شده‌اند. با توجه به عدم حضور واحدهای تبخیری در منطقه‌ی مورد مطالعه، این کاتیونها احتمالاً از هوازدگی سیلیکاتها (از قبیل پلاژیوکلاز، پیروکسن) یا از طریق فرآیند

تبادل یونی معکوس وارد آب زیرزمینی شده‌اند. همچنین تعدادی از نمونه‌های آب (۲، ۵، S، ۷، ۱۱ و ۱۳) روی خط تعادل قرار می‌گیرند که نشان‌دهنده‌ی نقش انحلال کربناتها برای تأمین این یونها در نمونه‌های آب می‌باشد.

شکل ۴-۲۵-و، نشان می‌دهد که در بیشتر نمونه‌های آب، فرآیند تبادل یونی معکوس رخ داده است. این امر سبب افزایش مقدار یونهای کلسیم و منیزیم در مقایسه با یون سدیم شده است. همچنین احتمالاً بخشی از کلسیم و منیزیم در این نمونه‌ها مربوط به انحلال کربناتها (آهک و دولومیت) می‌باشد. در سایر نمونه‌ها (۴، ۱۲، ۱۵ و ۱۶) نیز رخداد فرآیند تبادل یونی سبب افزایش غلظت سدیم شده است. محاسبه‌ی نسبت یونی $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ نیز بیانگر رخداد فرآیند تبادل یونی برای غلظت بالای سدیم در این نمونه‌ها می‌باشد.

در شکل ۴-۲۵-ز، نمودار ترکیبی غلظت کلر در برابر سدیم رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود بخشی از نمونه‌ها (۴، ۷، ۱۲ و ۱۶) بالای خط تعادل (۱:۱) قرار دارند. این امر بیانگر فراوانی کاتیون سدیم در آب زیرزمینی و از منبعی غیر از انحلال کانیهای تبخیری (برای مثال فرآیند تبادل یونی و یا نشت فاضلابهای خانگی و کشاورزی) است. تعدادی از نمونه‌ها (۱، ۳، ۶ و ۱۴) نیز دارای غلظت کلر بالاتر از سدیم بوده و بنابراین زیر خط تعادل (۱:۱) قرار دارند، همانگونه که قبلاً اشاره شد، احتمالاً نفوذ فاضلاب خانگی به طور موضعی سبب افزایش غلظت کلر در این نواحی شده است، به دلیل اینکه یون کلر برخلاف سدیم دچار فرآیند جذب توسط رسها نمی‌شود، افزایش کلر ناشی از نفوذ فاضلابهای خانگی در این نمونه‌ها می‌باشد. همچنین مقدار نسبت یونی $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ در این نمونه‌ها کمتر از ۰/۵ می‌باشد که این امر بیانگر منبع دیگری به جز انحلال هالیت برای کلر می‌باشد. با توجه به اینکه این ایستگاهها در نواحی مسکونی واقع شده‌اند احتمالاً نشت فاضلابهای خانگی باعث افزایش غلظت کلر در این نمونه‌ها شده است.

در شکل ۴-۲۵-ح، نمودار پراکندگی مجموع غلظت سدیم و پتاسیم در برابر مجموع غلظت سولفات و کلر رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود تعدادی از نمونه‌ها (۳، ۴، ۶، ۱۵ و ۱۶) بالای

خط تعادل (۱:۱) قرار دارند. این امر بیانگر فراوانی آنیونهای سولفات و کلر در آب زیرزمینی و منبعی غیر از انحلال کانیهای تبخیری برای این آنیونها می‌باشد. با توجه به اینکه این ایستگاهها در پایین دست مناطق مسکونی قرار گرفته‌اند، احتمالاً نشت فاضلابهای خانگی باعث افزایش این آنیونها در آب شده است.

در شکل ۴-۲۵-ت، نمودار پراکندگی مجموع بی کربنات و سولفات در برابر مجموع غلظت کلسیم و منیزیم رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود تعدادی از نمونه‌ها (۴، ۸، ۹، ۱۲، ۱۳ و ۱۶) زیر خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند. احتمالاً این نمونه‌ها دچار فرآیند تبادل یونی (کاهش کلسیم و منیزیم آب) شده‌اند و یا این که تحت تأثیر نشت فاضلابهای خانگی و کشاورزی، غلظت سولفات در آنها بالا رفته است. اکثر نمونه‌ها بر روی خط تعادل قرار می‌گیرند و در امتداد آن هستند. این امر بیانگر نقش سنگهای آهکی در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی می‌باشد. همچنین شاخص اشباع کانیهای کربناته (کلسیت، دولومیت و آراگونیت) در نمونه‌های آب زیرزمینی بوکان حدود صفر است و این امر بیانگر تعادل آب زیرزمینی با کربناتها می‌باشد. برخی نمونه‌ها (۳، ۶ و ۱۵)، بالاتر از خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند، احتمالاً فرآیند تبادل یونی معکوس و نیز نفوذ فاضلابها، عامل افزایش غلظت یونهای کلسیم و منیزیم در این ایستگاهها می‌باشد.

در شکل ۴-۲۵-ی، نمودار ترکیبی نسبت سدیم بر کلر در برابر هدایت الکتریکی رسم شده است، با توجه به این شکل مشاهده می‌شود بیشتر نمونه‌ها روی خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند. تعدادی از نمونه‌ها (۱، ۳، ۶، ۱۱ و ۱۴) زیر خط تعادل قرار می‌گیرند، که بیانگر مقدار بالای یون کلر در این نمونه‌ها نسبت به یون سدیم است. احتمالاً افزایش غلظت کلر ناشی از نشت فاضلابهای خانگی و خروج سدیم از آب در اثر فرآیند تبادل یونی معکوس است. با توجه به موقعیت ایستگاههای ۱، ۳ و ۶، نشت فاضلابهای خانگی علت افزایش یون کلر در این نمونه‌ها است و نمونه‌های ۱۱ و ۱۴ ممکن است در اثر تبادل یونی معکوس بخشی از یون سدیم را از دست داده باشند. مقدار نسبت $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ در این نمونه‌ها نیز کمتر از ۰/۵ است. همچنین نمونه‌های ۲، ۴، ۱۲ و ۱۶ که بالاتر از خط قرار می‌گیرند، دارای غلظت بالای سدیم

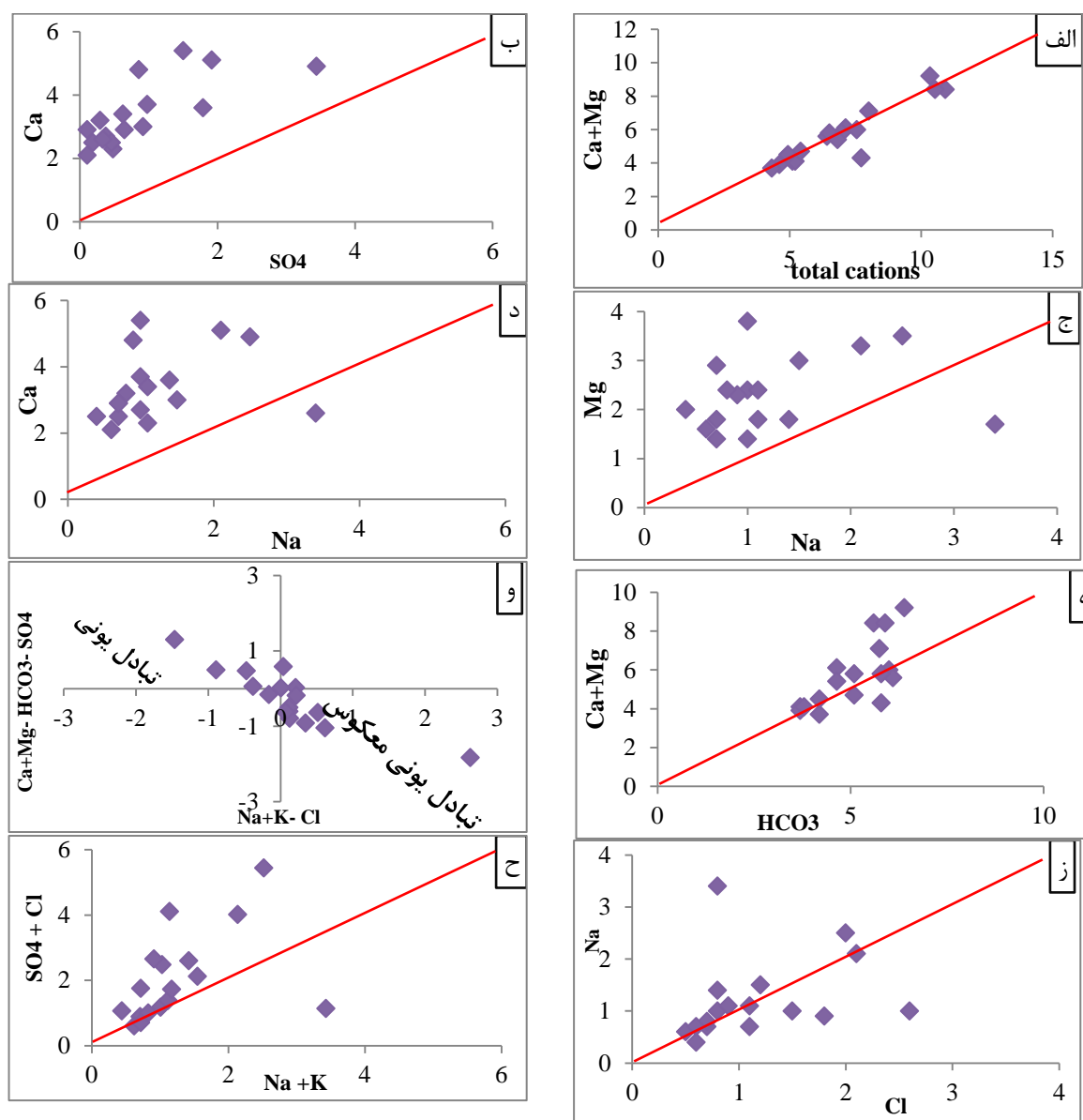
فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

نسبت به کلر در آب زیرزمینی می‌باشند. احتمالاً منبع سدیم در این نمونه‌ها، مربوط به تبادل یونی و تا

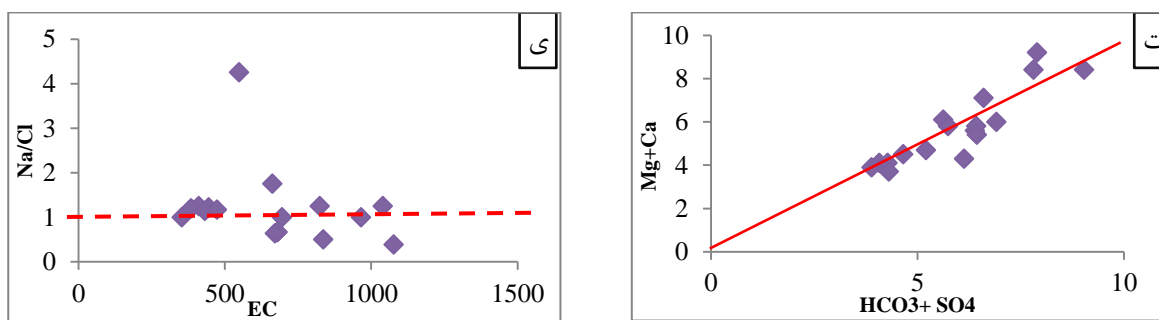
حدودی انحلال برخی سیلیکاتهای حاوی سدیم می‌باشد. همچنین نسبت $\frac{Na^{+}+K^{+}-Cl^{-}}{Na^{+}+K^{+}-Cl^{-}+Ca^{2+}}$ برای

این نمونه‌های آب، بیشتر از ۰/۲ و کمتر از ۰/۸ می‌باشد، که این امر رخداد هوازدگی سیلیکاتها را محتمل

می‌کند.



شکل ۴-۲۵- نمودارهای پراکندگی یونهای اصلی (مقادیر بر حسب meq/l می‌باشند)



شکل ۴-۲- نمودارهای پراکندگی یونهای اصلی (مقادیر بر حسب meq/l می باشند)

۴-۷- بررسی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

با توجه به گسترش رخنمون برخی واحدهای سنگی (شیل‌های سیاه، آهک، آندزیت) و احتمال حضور برخی منابع آلاینده (کشاورزی و تخلیه‌ی فاضلابها) در محدوده‌ی مورد مطالعه، در این پژوهش غلظت ۱۰ عنصر بالقوه سمی Se, B, As, Cd, Mo, Cu, Zn, Pb, Mn و Cr در نمونه‌های آب زیرزمینی اندازه‌گیری شد و روند تغییرات غلظت و منشاء احتمالی آنها مورد بررسی قرار گرفت. در جدول (۴-۱۰) غلظت این عناصر و همچنین مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای مصارف شرب و نیز غلظت در آبهای شیرین (WHO, 2011) آورده شده است.

۴-۷-۱- سرب

در نمونه‌های مورد مطالعه، بازه‌ی غلظت سرب بین ۹ تا ۴۳ با میانگین ۲۲/۶ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین غلظت سرب در ایستگاه ۱ که از روستای اسلام آباد برداشته شده، دیده می‌شود. ایستگاه S که از چشمه‌ی محمود آباد برداشته شده، کمترین غلظت سرب را دارد. شکل (۴-۲۶)، نقشه‌ی پراکندگی سرب را نشان می‌دهد. مشاهده می‌شود که غلظت این فلز در اطراف شهر بوکان و نواحی مسکونی روستایی نسبتاً بالاتر است، بنابراین دلیل احتمالی آن، نشت فاضلاب خانگی به درون آبخوان می‌باشد. افزایش غلظت سرب در آبهای طبیعی، ناشی از استفاده‌ی گسترده از حشره‌کشها و ورود پساب کشاورزی به آب زیرزمینی می‌باشد (Jeevanandam et al., 2007). منشاء طبیعی سرب در آب زیرزمینی را می‌توان به آزادسازی آن از شیل‌های سیاه که در تماس با آبخوان هستند، نیز مرتبط دانست (Jeng, 1991)، چرا که

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

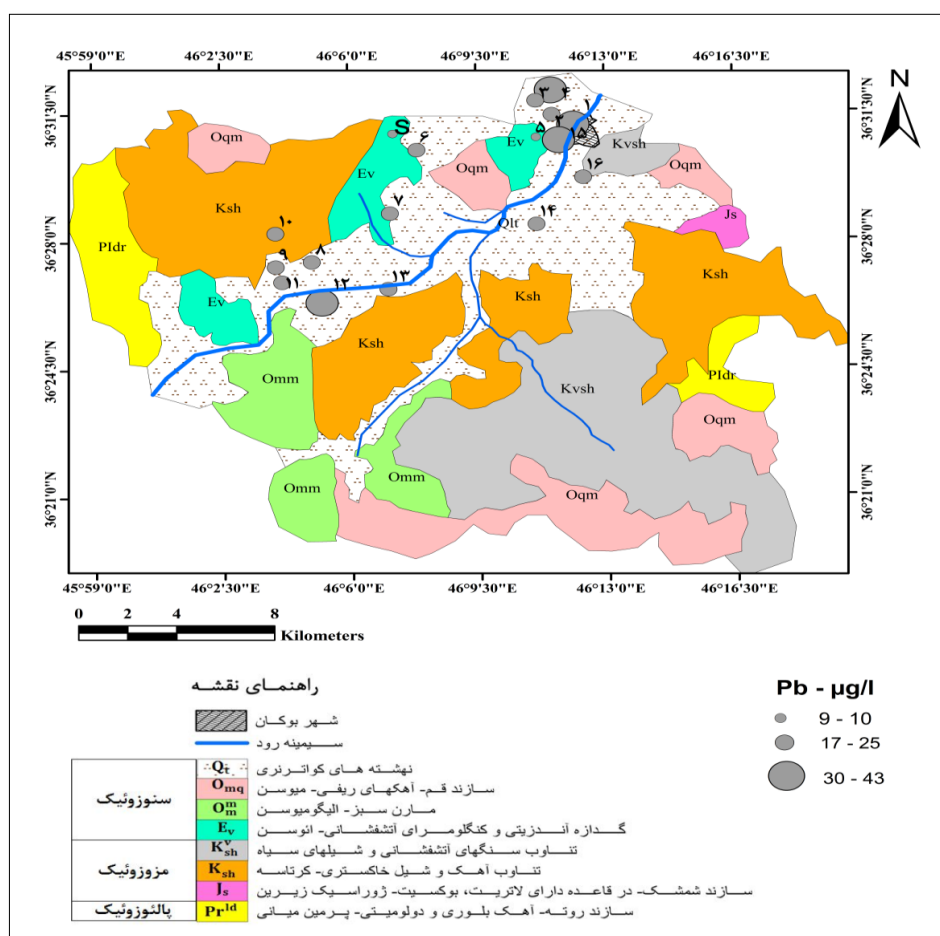
شیل‌های سیاه حاوی غلظت‌های بالایی از عناصر بالقوه سمی (از جمله سرب) هستند که می‌توانند در اثر تغییر شرایط محیطی، وارد آب‌های زیرزمینی شوند (Siegel, 2002 & Plant and Raiswell., 1983). بنابراین بخشی از سرب موجود در منابع آب زیرزمینی، ناشی از سازندهای زمین‌شناسی (شیل‌های سیاه شمال شرق و جنوب شرق) منطقه است. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی غلظت سرب در نمونه‌های آب، مشاهده می‌شود که غلظت سرب از حاشیه‌ی دشت به طرف شمال (شهر بوکان) و در امتداد جهت جریان آب زیرزمینی افزایش می‌یابد.

جدول ۴-۱۰- غلظت عناصر بالقوه سمی اندازه‌گیری شده نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان (میکروگرم بر لیتر)

Pb	Cd	Zn	Mo	Cu	As	Cr	Se	B	Mn	شماره نمونه
۴۳	۱۷	۲۲۷	۶۶	۷	۶	۱۹	۳۰	۲۲۲	^{۲۲} N.D.	۱
۲۵	۱۳	۱۸۹	۵۷	۷	۴	۲۵	۳۰	۲۰۵	۱۰	۲
۱۹	۱۳	۱۵۱	۴۸	۶	۴	۲۰	۳۹	۲۵۱	۱۷	۳
۳۴	۱۸	۲۱۳	۶۵	۶	۸	۲۸	۲۷	۲۸۷	۶۴	۴
۱۰	۱۲	۹۹	۳۶	۶	۱	۱۸	۲۶	۱۷۶	N.D.	۵
۲۰	۱۵	۱۶۳	۵۸	۷	۳	۱۹	۲۰	۱۹۳	۱۱	۶
۹	۹	۱۰۲	۳۶	۶	۲	۲۰	۲۹	۲۰۱	۱۵	S
۲۳	۱۴	۱۵۹	۴۵	۶	۶	۱۹	۳۹	۱۹۷	۱۳	۷
۱۷	۱۱	۱۰۷	۴۰	۶	۲	۱۶	۴۵	۱۷۸	N.D.	۸
۱۹	۱۶	۱۲۱	۳۱	۶	۲	۲۳	۴۷	۲۰۴	N.D.	۹
۲۳	۱۳	۱۷۳	۵۱	۷	۲	۱۶	۳۹	۱۸۰	۱۲	۱۰
۲۳	۱۳	۱۴۷	۴۸	۷	۶	۴۱	۱۸	۲۶۶	۴۰	۱۱
۳۱	۱۵	۱۹۹	۵۸	۷	۵	۱۸	۲۷	۲۲۹	N.D.	۱۲
۱۸	۱۲	۱۲۵	۴۰	۶	۲	۲۰	۲۲	۲۴۴	N.D.	۱۳
۲۱	۱۲	۱۶۰	۵۱	۶	۳	۱۹	۲۲	۲۱۱	۸۱	۱۴
۳۰	۱۴	۲۰۴	۶۲	۶	۴	۲۲	۲۶	۱۹۹	۱۷	۱۵
۱۹	۱۳	۱۴۵	۴۸	۵	۵	۲۲	۳۱	۲۶۵	N.D.	۱۶
۴۳	۱۸	۲۲۷	۶۶	۷	۸	۴۱	۴۷	۲۸۷	۸۱	حداکثر
۹	۹	۹۹	۳۱	۵	۱	۱۶	۱۸	۱۷۶	۱۰	حداقل
۲۳	۱۴	۱۵۸	۴۹	۶	۴	۲۲	۳۱	۲۲۰	۳۱	میانگین حساسی
۱۰	۳	۳۰۰۰	۷۰	۲۰۰۰	۱۰	۵۰	۴۰	۲۴۰۰	۴۰۰	استاندارد (WHO, 2011)
۵	۱	۱۰-۵۰	۱۰	۵	۱	۲	۱۰	۵۰	۴	غلظت در آب‌های شیرین
۵۰	۵	۵	۱۰	۵	۵۰	۵	۵۰	۱۰	۱	حد آسکار سازی دستگاه

^{۲۲} Not Detected

غلظت سرب در آبهای شیرین، به طور معمول کمتر یا مساوی ۵ میکروگرم بر لیتر بوده و بیشترین غلظت مجاز آن برای مصارف شرب (۱۰ میکروگرم بر لیتر) تعیین شده است (WHO, 2011). در بین نمونه‌های آب، به استثنای نمونه‌ی S (۹ میکروگرم بر لیتر)، که از چشمه‌ی محمود آباد برداشته شده، همه‌ی نمونه‌ها دارای غلظتی بالاتر از این حد مجاز هستند و از لحاظ آشامیدن نامناسب می‌باشند. همانطور که اشاره شد، بالا بودن غلظت سرب به طور طبیعی، احتمالاً ناشی از حضور واحدهای شیلی در منطقه است.



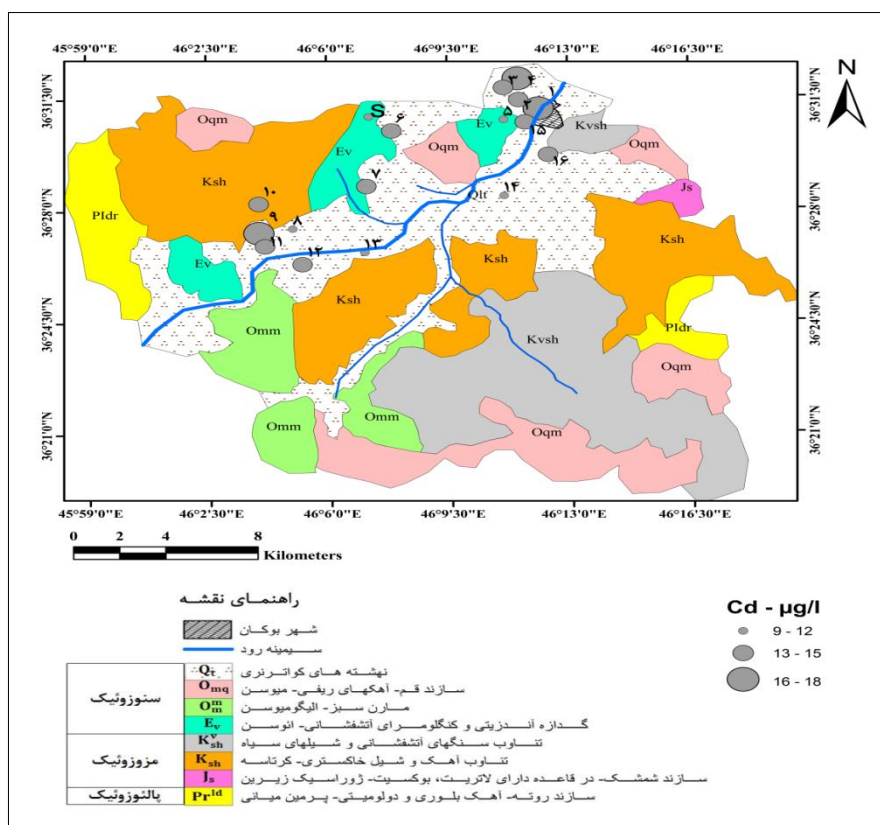
شکل ۴-۲۶- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سرب در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۲- کادمیم

بازه‌ی غلظت کادمیم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان بین ۹ تا ۱۸ با میانگین ۱۳/۵۳ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین غلظت کادمیم مربوط به ایستگاه ۴ (روستای حمامیان) است که در اطراف آن بیشتر مزارع کشاورزی با فاضلاب تصفیه شده آبیاری می‌شوند و همچنین سیستم دفع فاضلاب در آن به-

صورت چاههای جذبی است که این امر نشت فاضلابهای خانگی به درون آبخوان را به همراه دارد. سایر مطالعات نیز نشان داده‌اند که کادمیم در مناطق با فعالیت گسترده‌ی کشاورزی، از طریق کودهای شیمیایی و یا نشت از فاضلابها وارد منابع آب می‌شود (WHO, 2011). بنابراین در مناطق تحت تأثیر فعالیت کشاورزی (ایستگاه‌های ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱ و ۱۲) نیز غلظت کادمیم بالا می‌باشد. در نقشه‌ی پراکندگی غلظت کادمیم (شکل ۴-۲۷) مشاهده می‌شود که همانند سرب، روند منظمی در تغییرات غلظت این فلز وجود دارد و در نواحی مسکونی (۴،۶، ۹ و ۱۵) غلظت آن افزایش یافته است. از آنجا که شیل‌های سیاه حاوی غلظتهای بالایی از کادمیم نیز می‌باشند (Siegel, 2002 & Plant and Raiswell., 1983). هوازگی شیل‌های سیاه واقع در شمال شرق و جنوب شرق منطقه نیز، بخشی از کادمیم موجود در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان را فراهم کرده است.

متوسط غلظت کادمیم در آبهای شیرین ۱ میکروگرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز آن در آب آشامیدنی ۳ میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011). براین اساس تمام نمونه‌ها از نظر آشامیدن نامناسب هستند. به طور کلی غلظت کادمیم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، احتمالاً تحت تأثیر تخلیه‌ی فاضلابهای خانگی در نواحی مسکونی و نیز زمین شناسی (واحدهای شیل) نسبت به غلظت متوسط آن در آبهای شیرین بالاتر است.



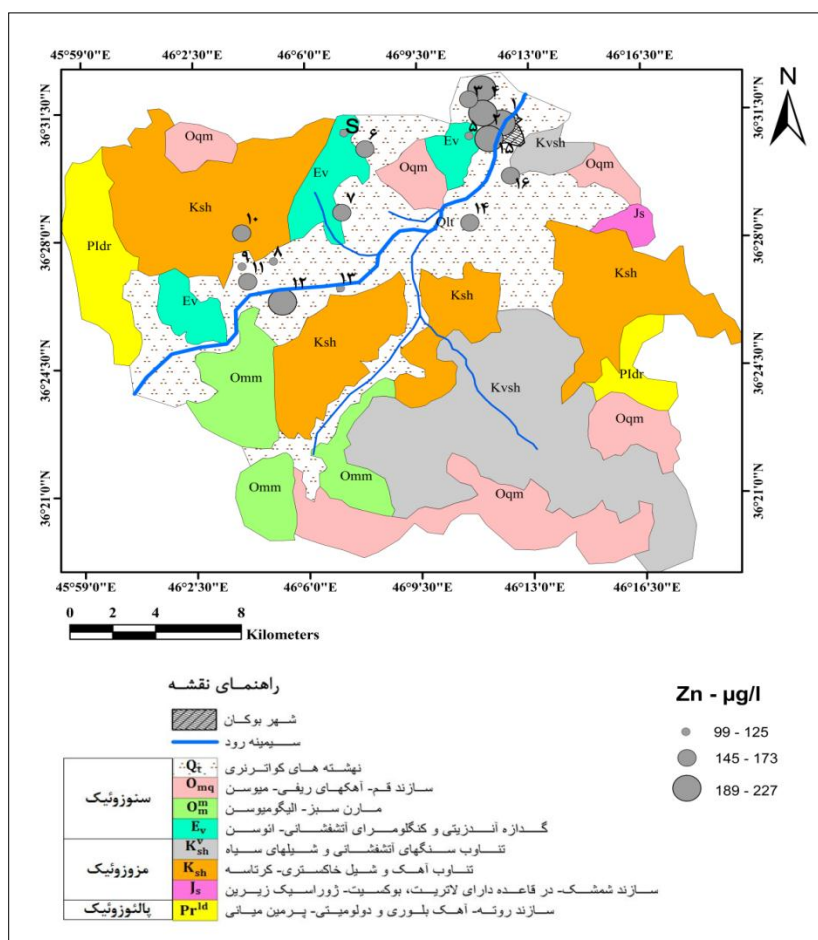
شکل ۴-۲۷- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کادمیم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۳- روی

بازه‌ی غلظت روی در آبهای زیرزمینی دشت بوکان بین ۹۹ تا ۲۲۷ با میانگین ۱۵۷/۸۸ میکروگرم بر لیتر است. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی غلظت روی (شکل ۴-۲۸) مشاهده می‌شود که غلظت این فلز در نمونه‌های آب زیرزمینی نواحی مسکونی اطراف شهر بوکان (۱، ۲، ۳، ۴ و ۱۵) بیشتر از سایر نمونه‌های آب است که دلیل احتمالی آن را می‌توان به نشت فاضلابهای خانگی به آبخوان نسبت داد. همچنین در سایر نمونه‌ها (۷، ۱۰، ۱۱ و ۱۲) نیز که در مناطق با فعالیت گسترده‌ی کشاورزی واقع شده‌اند، غلظت روی بالاست. به‌طور کلی، فاضلابهای خانگی از منابع روی در آبهای زیرزمینی و سطحی هستند (Manahan, 2010). همچنین از آنجا که شیل‌های سیاه حاوی غلظتهای بالایی از روی نیز می‌باشند (Siegel, 2002). هوازدگی شیل‌های سیاه واقع در شمال شرق و جنوب شرق منطقه نیز، بخشی از روی موجود در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان را فراهم کرده است.

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

غلظت روی در آبهای شیرین به طور معمول کمتر یا مساوی ۵۰ میکروگرم بر لیتر بوده و بیشترین غلظت مجاز آن در آب آشامیدنی ۳۰۰۰ میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). براین اساس همه‌ی نمونه‌های آب دارای غلظتی کمتر از بیشترین حد مجاز برای مصارف شرب بوده و از اینرو برای آشامیدن مناسب هستند.



شکل ۴-۲۸- نقشه‌ی پراکندگی غلظت روی در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۴- مس

غلظت عنصر مس در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۵ تا ۷ با میانگین ۶/۳ میکروگرم بر لیتر تغییر می‌کند. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی غلظت مس (شکل ۴-۲۹) مشاهده می‌شود که غلظت این عنصر در نمونه‌های آب زیرزمینی بسیار پایین است و در مناطق تحت تأثیر کشاورزی (نمونه‌های ۹، ۱۱ و ۱۲) بالاتر از سایر نقاط است، چرا که کودهای شیمیایی، منبع بالقوه‌ی مس در منابع آب سطحی و زیرزمینی هستند.

(Savci, 2012). لازم به ذکر است که غلظت نسبتاً پایین مس، احتمالاً، ناشی از جذب این عنصر در

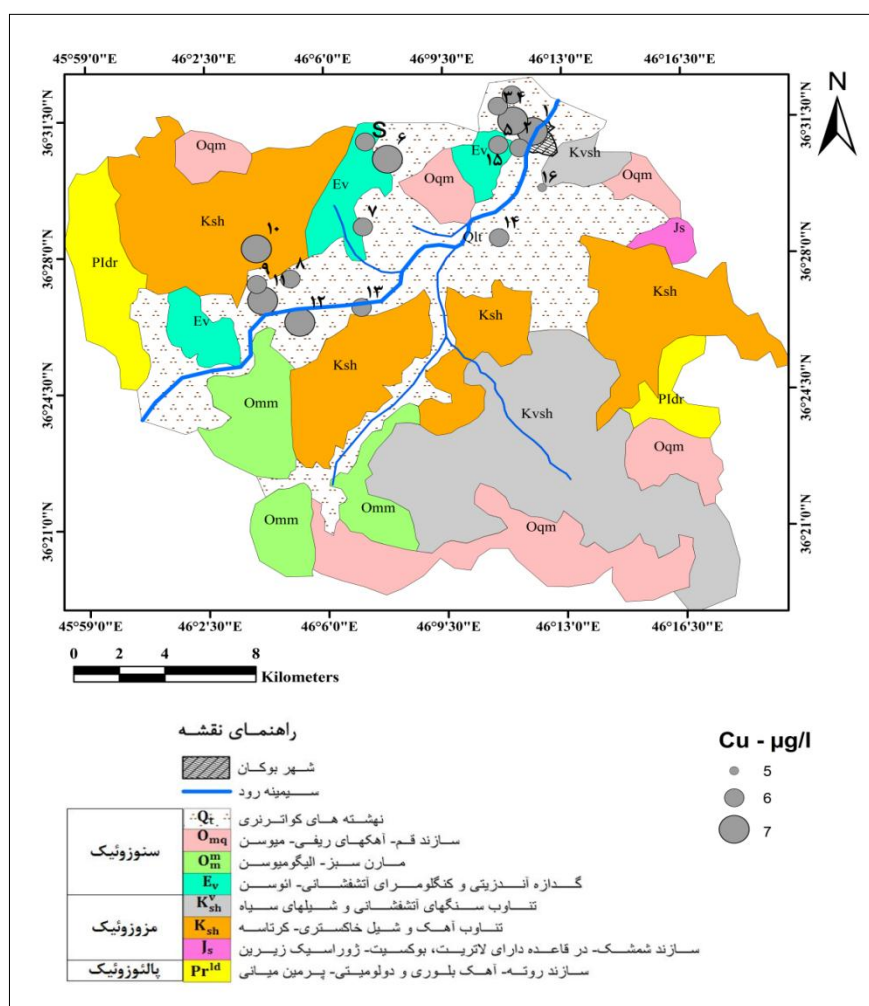
خاکهای رسی، به ویژه در نواحی دور از رودخانه می باشد (Sherene, 2010).

غلظت مس در آبهای شیرین ۵ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت مجاز آن در آب آشامیدنی ۲۰۰۰

میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). بنابراین همهی نمونه های آب از نظر آشامیدن

مناسب هستند. به طور کلی منشاء اصلی مس در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان، احتمالاً مربوط به نفوذ

پساب کشاورزی حاوی کودهای شیمیایی به زمین می باشد.

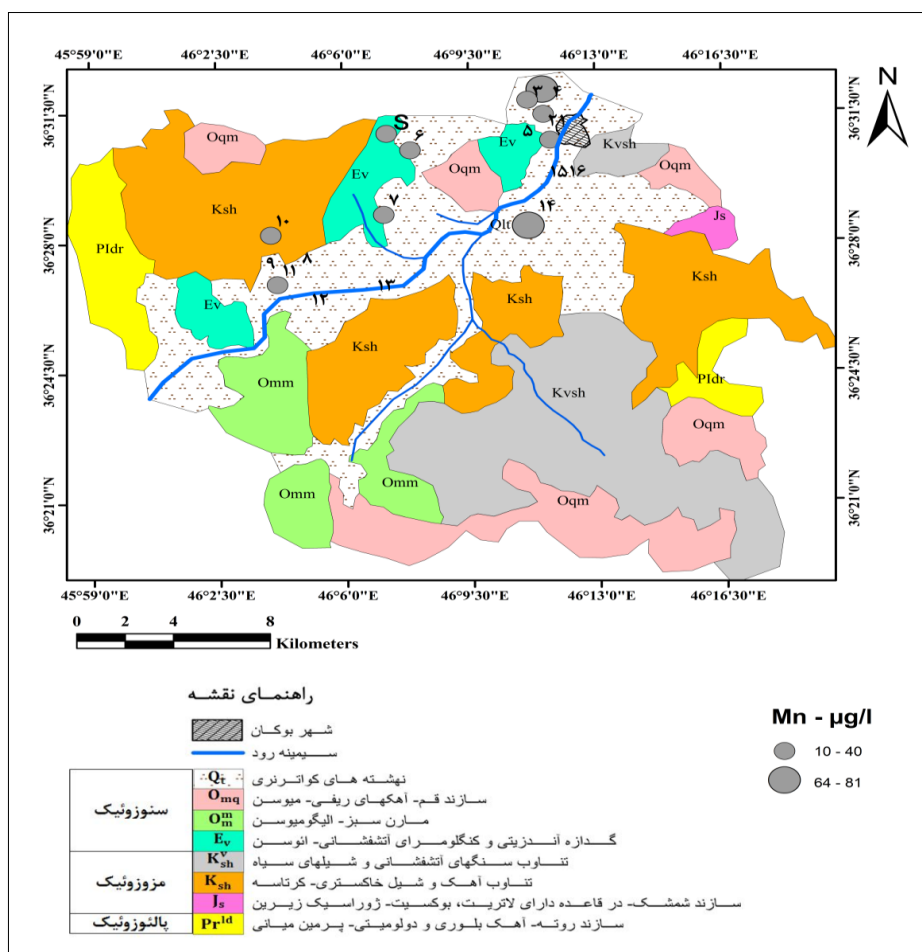


شکل ۴-۲۹- نقشه ی پراکندگی غلظت مس در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۵- منگنز

در نمونه‌های مورد مطالعه، بازه‌ی غلظت منگنز از کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم بر لیتر) تا ۸۱ با میانگین ۱۶/۸۸ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی غلظت منگنز (شکل ۴-۳۰) مشاهده می‌شود که بالاترین غلظت منگنز مربوط به نمونه‌ی ۱۴ می‌باشد. این ایستگاه در پایین دست جریان آب زیرزمینی قرار دارد و از سوی دیگر، احتمالاً غلظت منگنز تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی در این بخش از دشت افزایش یافته است. زیرا در نمونه‌های (۶، S، ۷، ۱۰ و ۱۱) که در مناطق تحت تأثیر فعالیت کشاورزی قرار دارند نیز غلظت منگنز نسبتاً بالاست.

غلظت منگنز در آب‌های شیرین، به طور معمول کمتر یا مساوی ۴ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت مجاز آن برای مصارف شرب ۴۰۰ میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). بر این اساس، همه‌ی نمونه‌ها برای آشامیدن مناسب هستند. در شرایط pH خنثی، احتمالاً بخشی از منگنز همراه با کربنات‌ته‌نشین و از محیط آبی خارج می‌شود (Smith, 2007). سایر مطالعات هم نشان داده‌اند که در pH های نزدیک به خنثی و در شرایطی که غلظت بی کربنات و سولفات در آب بالا باشد، غلظت منگنز به میزان قابل توجهی کاهش می‌یابد (Homoncik et al., 2010).



شکل ۴-۳۰- نقشه پراکندگی غلظت منگنز در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

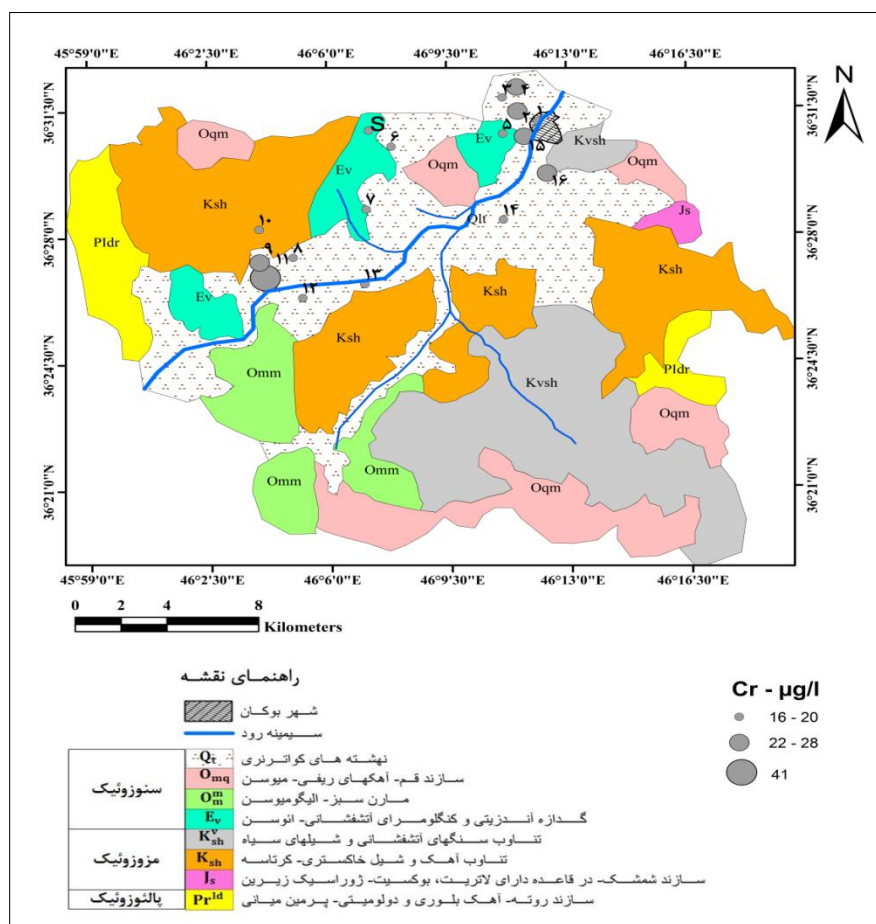
۴-۷-۶- کروم

در نمونه‌های مورد مطالعه، بازه‌ی غلظت کروم بین ۱۶ تا ۴۱ با میانگین ۲۱/۴۷ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی غلظت کروم (شکل ۴-۳۱) مشاهده می‌شود که نمونه‌های برداشت شده از اطراف شهر بوکان غلظتهای بالاتری از کروم را دارا هستند (Sherene, 2010). همچنین تأثیر سازندهای زمین شناسی (شیل‌های سیاه در شمال شرق و جنوب شرق منطقه) بر افزایش غلظت کروم در برخی نمونه‌ها (ایستگاههای ۱۱، ۲، ۳، ۱۵ و ۱۶) مشهود است.

غلظت کروم در آبهای شیرین ۲ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت مجاز آن برای مصارف شرب ۵۰ میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011). بر این اساس نمونه‌های آب دارای غلظتی پایینتر از بیشترین حد مجاز برای آشامیدن هستند، لذا همه‌ی نمونه‌ها برای مصارف شرب مناسب می‌باشند. کروم نیز همانند

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

سایر کاتیونهای فلزی در شرایط pH اسیدی و پتانسیل اکسیدی بالا متحرک است. با توجه به pH خنثی نمونه‌های آب، غلظت پایین کروم در نمونه‌ها قابل توجیه است.

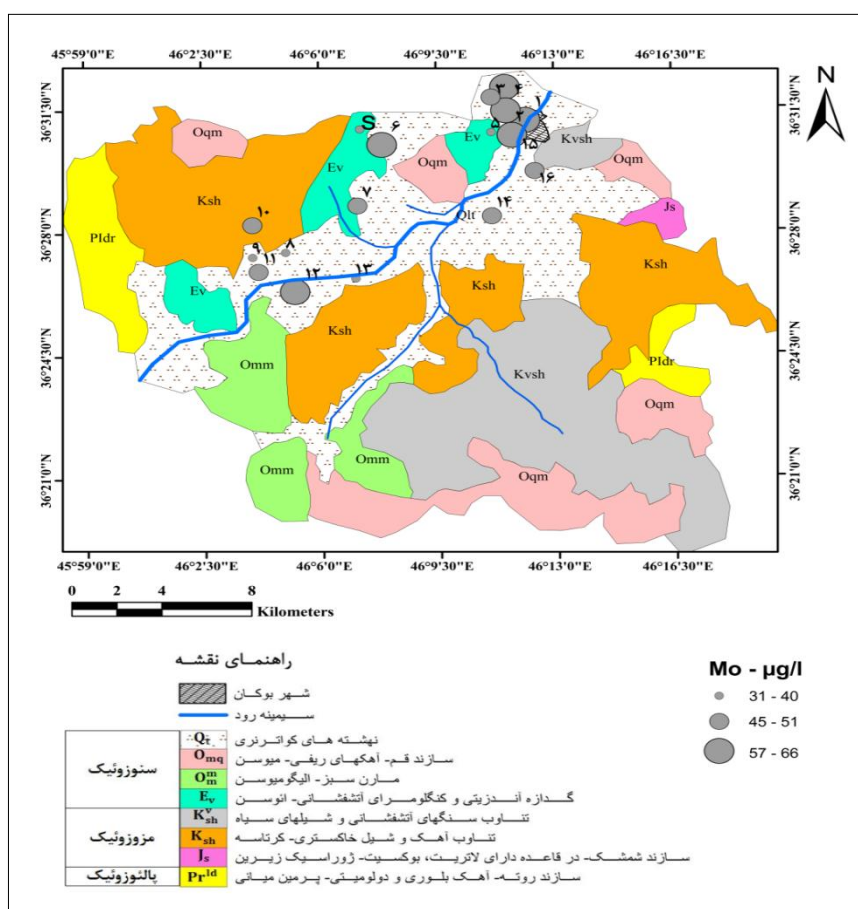


شکل ۴-۳۱- نقشه‌ی پراکندگی غلظت کروم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۷- مولیبدن

بازه‌ی غلظت مولیبدن در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان بین ۳۱ تا ۶۶ با میانگین ۴۹/۴۱ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی غلظت مولیبدن (شکل ۴-۳۲)، مشاهده می‌شود که غلظت این عنصر در نمونه‌های برداشت شده از اطراف شهر بوکان، بالاتر از سایر نمونه‌ها می‌باشد. همچنین، این ایستگاهها در بخش تخلیه آبخوان قرار گرفته‌اند. از ترکیبات مولیبدن در تولید کودهای شیمیایی برای پیشگیری از کمبود مولیبدن در محصولات استفاده می‌شود (WHO, 2011). بنابراین احتمالاً مولیبدن از طریق پسابهای کشاورزی نیز وارد آبخوان دشت بوکان شده است. متوسط غلظت

مولیدن در آبهای شیرین ۱۰ میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011). با توجه به این که مولیدن از جمله فلزاتی است که به صورت اکسی‌آنیون در آب یافت می‌شود، در شرایط pH خنثی تا قلیایی تحرک بیشتری دارد. بنابراین pH نمونه‌های آب و وجود منابع طبیعی (شیل‌های سیاه) و انسانزاد (کشاورزی و فاضلابهای مناطق مسکونی)، غلظت بالای مولیدن در نمونه‌های آب را توجیه می‌نماید. حداکثر مقدار مجاز مولیدن برای مصارف شرب، ۷۰ میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011). بنابراین همه‌ی نمونه‌های آب در محدوده‌ی مجاز برای آشامیدن قرار دارند.



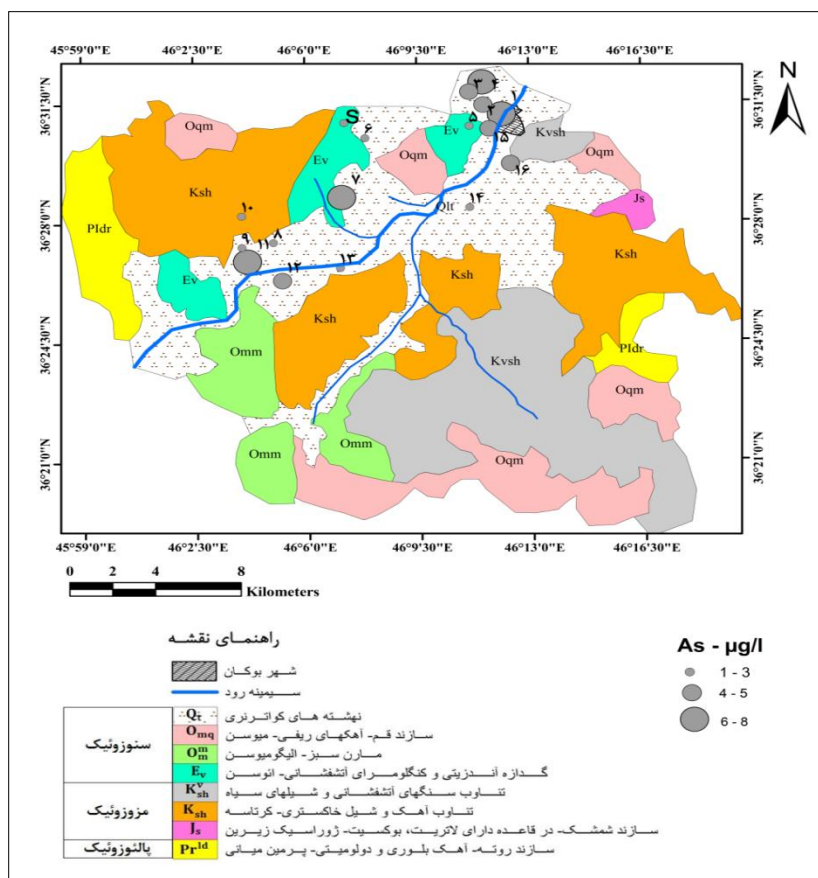
شکل ۴-۳۲- نقشه‌ی پراکندگی غلظت مولیدن در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۸- آرسنیک

بازه‌ی غلظت آرسنیک در نمونه‌های مورد مطالعه، بین ۱ تا ۸ با میانگین ۳/۸ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی آرسنیک (شکل ۴-۳۳)، مشاهده می‌شود که غلظت این عنصر نیز در نواحی

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

مسکونی اطراف شهر بوکان، بالاتر از سایر مناطق است. همچنین نمونه‌های دور از مناطق مسکونی (ایستگاههای ۷ و ۱۱) نیز غلظت آرسنیک نسبت به سایر ایستگاهها بالاتر است که ناشی از زمین شناسی منطقه (شیل‌های سیاه) می‌باشد. همچنین در منابع آب زیرزمینی و درجایی که کانیهای سولفیدی و رسوبات ناشی از سنگهای آتشفشانی ته‌نشین می‌شوند، غلظت آن به طور چشمگیری افزایش می‌یابد (WHO, 2011). غلظت آرسنیک در آبهای 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 دارای غلظتی پایینتر از حداکثر مقدار مجاز هستند، بنابراین از لحاظ مصارف شرب مناسب می‌باشند.

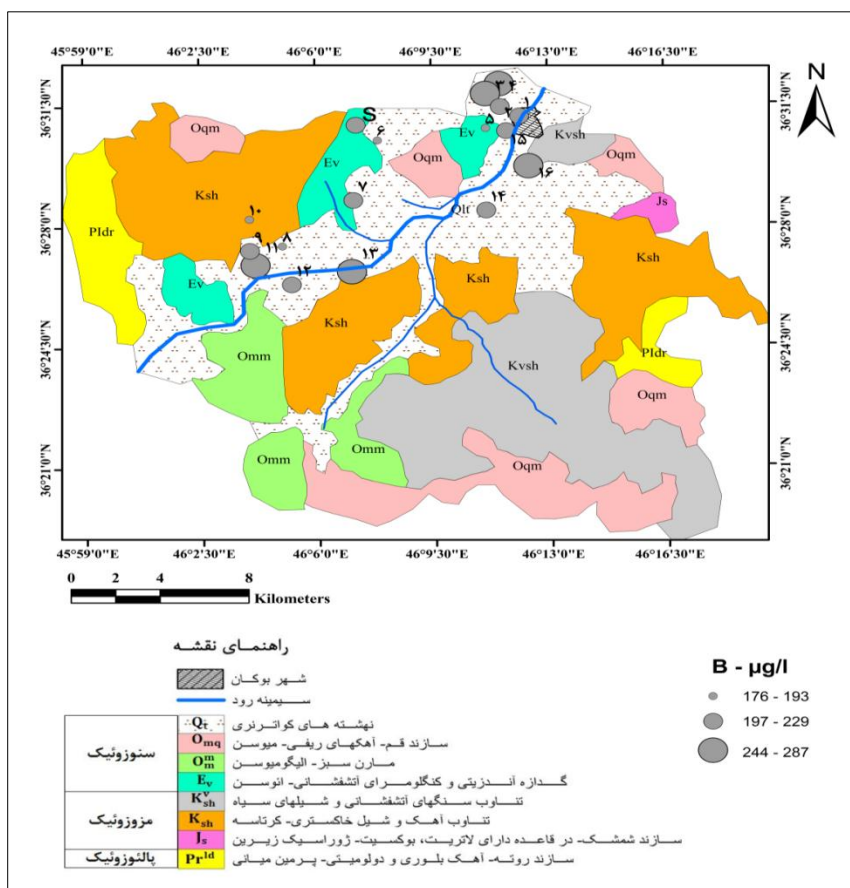


شکل ۴-۳۳- نقشه‌ی پراکندگی غلظت آرسنیک در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

۴-۷-۹- بور

در نمونه‌های مورد مطالعه، بازه‌ی غلظت بور بین ۱۷۶ تا ۲۸۷ با میانگین ۲۱۸/۱۲ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. با توجه به نقشه‌ی پراکندگی بور (شکل ۴-۳۴)، مشاهده می‌شود که غلظت بور در نواحی مسکونی و شهر بوکان (۳ و ۴)، بیشتر از سایر بخشها می‌باشد، که دلیل احتمالی آن را می‌توان به نشت فاضلابهای خانگی به درون آبخوان نسبت داد. زیرا غلظت بور در منابع آب می‌تواند در اثر تخلیه‌ی فاضلابها افزایش یابد (Leung and Jiao., 2006 و WHO, 2011). حضور بور در فاضلاب شهری، ناشی از مصرف پاک کننده‌های قوی شامل سدیم پر بورات (به عنوان عامل سفید کننده) است (Katz et al., 2009). به طور طبیعی، بور در منابع آب زیرزمینی و به عنوان نتیجه‌ای از آبشویی سنگها و خاکهای حاوی بور نیز وجود دارد (Leung and Jiao., 2006 و WHO, 2011). بنابراین علاوه بر تأثیر نشت فاضلاب بر افزایش غلظت بور در منابع آب زیرزمینی بوکان، ممکن است بور از شیل‌های سیاه نیز وارد منابع آب زیرزمینی، به ویژه در نمونه‌های دور از مناطق مسکونی (ایستگاههای S، ۷، ۹، ۱۱، ۱۳ و ۱۴) شده باشد.

غلظت بور در آبهای شیرین ۵۰ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت مجاز آن برای آب آشامیدن ۲۴۰۰ میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). براین اساس همه‌ی نمونه‌های آب در محدوده‌ی مجاز برای مصرف شرب می‌باشند.



شکل ۴-۳۴- نقشه ی پراکندگی غلظت بور در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

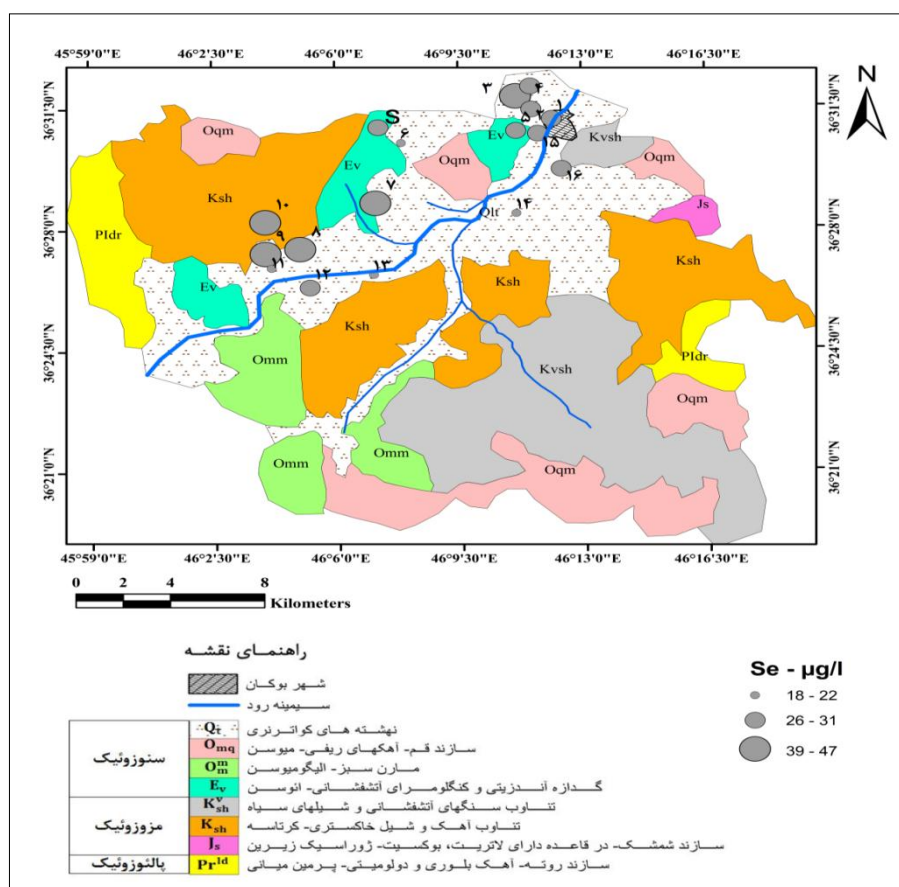
۴-۷-۱۰- سلنیم

در نمونه های آب زیرزمینی دشت بوکان، بازه ی غلظت سلنیم بین ۱۸ تا ۴۷ با میانگین ۳۰/۴۲ میکروگرم بر لیتر می باشد. با توجه به نقشه ی پراکندگی سلنیم (شکل ۴-۳۵)، مشاهده می شود که غلظت سلنیم در نزدیکی شهر بوکان و نواحی تحت تأثیر فعالیت کشاورزی (نمونه های ۳، ۷، ۸، ۹ و ۱۰)، بیشتر از سایر بخشها می باشد، که دلیل احتمالی آن را می توان به نشت فاضلابهای خانگی و پسابهای کشاورزی (با توجه به بالا بودن سطح آب زیرزمینی) به درون آبخوان نسبت داد، چرا که سلنیم عمدتاً در اثر تخلیه ی فاضلابهای خانگی و پسابهای کشاورزی (آبشویی کودهای شیمیایی) وارد منابع آب می شود (Leung and Jiao., 2006). سازندهای منطقه (شیل های سیاه) نیز احتمالاً بر افزایش غلظت سلنیم در آبهای زیرزمینی مؤثرند. متوسط غلظت سلنیم در آبهای شیرین ۱۰ میکروگرم بر لیتر و بیشترین غلظت

مجاز آن برای مصارف شرب ۴۰ میکروگرم بر لیتر تعیین شده است (WHO, 2011). براین اساس، بیشتر نمونه‌ها دارای غلظتی پایینتر از حداکثر مقدار مجاز برای مصارف شرب مناسب می‌باشند.

۴-۸- درجه‌ی آلودگی و شاخص آلودگی عناصر بالقوه سمی

در جدول (۴-۱۱)، مقادیر درجه‌ی آلودگی و شاخص آلودگی عناصر بالقوه سمی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان ارائه شده است. بر اساس مقادیر درجه‌ی آلودگی، همه‌ی نمونه‌های آب از لحاظ محتوای فلزات بالقوه سمی، در مرتبه‌ی آلودگی بالا (بیش از ۳) قرار می‌گیرند. ایستگاههای ۱، ۴، ۱۲ و ۱۵ که در مجاور شهر بوکان و یا پیرامون شیلهای سیاه هستند، دارای بیشترین درجه‌ی آلودگی بوده و چشمه‌ی S که در منطقه‌ی تغذیه قرار دارد، دارای کمترین درجه‌ی آلودگی می‌باشد (شکل ۴-۳۶).

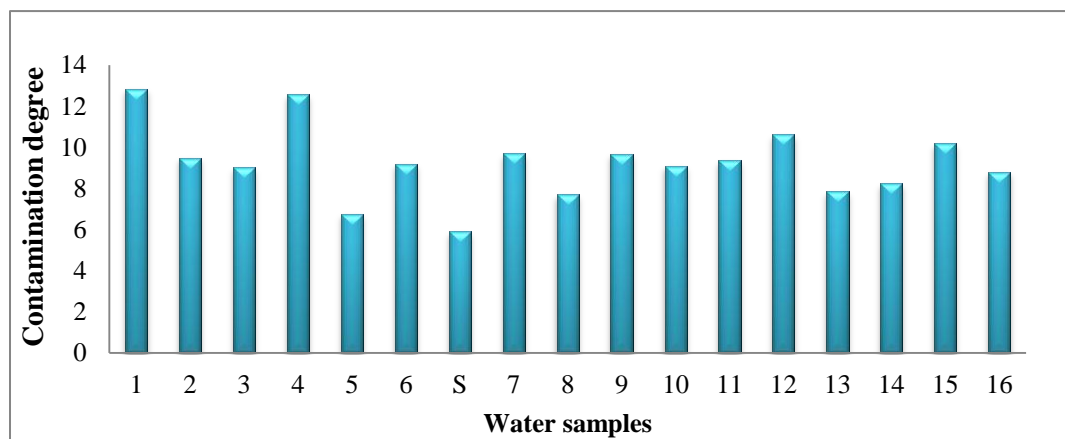


شکل ۴-۳۵- نقشه‌ی پراکندگی غلظت سلنیم در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

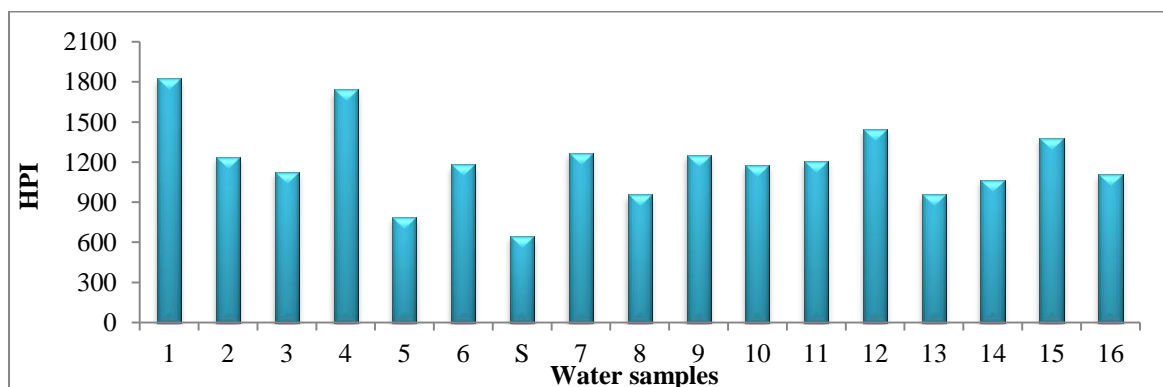
جدول ۴-۱۱- مقادیر شاخص درجهی آلودگی برای نمونه‌های منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	S	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴	۱۵	۱۶
C _d	۱۳	۹	۹	۱۳	۷	۹	۶	۱۰	۸	۱۰	۹	۹	۱۱	۸	۸	۱۰	۹
HPI	۱۸۲۷	۱۲۴۱	۱۱۲۸	۱۷۴۳	۷۸۹	۱۱۸۴	۶۴۸	۱۲۷۰	۹۵۷	۱۲۵۵	۱۱۷۹	۱۲۱۰	۱۴۵۰	۹۶۲	۱۰۶۸	۱۳۸۱	۱۱۱۴



شکل ۴-۳۶- نمودار شاخص درجهی آلودگی برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

مقادیر شاخص آلودگی عناصر بالقوه سمی نمونه‌های منابع آب زیرزمینی دشت بوکان نیز نشان می‌دهد که همه‌ی نمونه‌های آب از لحاظ محتوی فلزات بالقوه سمی، در مرتبه‌ی آلودگی بالا (بیش از ۱۰۰) قرار می‌گیرند. بر اساس این شاخص نیز ایستگاه‌های ۱، ۴، ۱۲ و ۱۵ دارای بیشترین آلودگی و ایستگاه S دارای کمترین میزان آلودگی می‌باشد (شکل ۴-۳۷). به طور کلی، بالاتر بودن شدت آلودگی در این نمونه‌ها را می‌توان به وجود شیل‌های سیاه، نشت فاضلاب‌های مناطق مسکونی و پساب کشاورزی نسبت داد. همانگونه که مشاهده می‌شود، روند افزایش آلودگی عناصر بالقوه سمی از جریان آب زیرزمینی نیز پیروی می‌کند.



شکل ۴-۳۷- مقادیر شاخص آلودگی فلزات سنگین برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

۹-۴- بررسی همبستگی پارامترها در نمونه‌های آب

در این پژوهش از روش همبستگی پیرسون، برای تعیین رابطه‌ی بین غلظت عناصر بالقوه سمی نمونه‌های آب استفاده گردید. یادآوری این نکته ضروری است که با وجود برقراری همبستگی بین تمام پارامترها، فقط پارامترهای دارای همبستگی بالا (با یک یا تعدادی از پارامترها)، نشان داده شده‌اند و از ارائه‌ی پارامترهایی که همبستگی بالایی با هیچ یک از عناصر دیگر نداشتند، صرف‌نظر شده است (جدول ۴-۱۲). با توجه به این جدول و با یک دید کلی می‌توان نتیجه گرفت که ضریب همبستگی میان عناصر بالقوه سمی، در تمام موارد مثبت و در بیشتر موارد بالاتر از ۰/۷ می‌باشد. این مطلب منشاء مشترک و خصوصیات ژئوشیمیایی مشابه عناصر را نشان می‌دهد. این منشاء مشترک در اکثر موارد هوازدهی شیل‌های سیاه می‌باشد که این عناصر به صورت جزئی و کمیاب در ساختمان شیل‌ها جایگزین شده‌اند. همبستگی مثبت و معنادار میان کادمیم با سرب ($r=0/794$) و روی با سرب ($r=0/925$)، ناشی از رفتار ژئوشیمیایی مشابه در شرایط مشابه pH و منشاء یکسان آن‌ها (شیل‌های سیاه) می‌باشد (Jeng, 1991). همبستگی بالای مولیبدن با سرب، روی و کادمیم ($r=0/760$)، به رغم تفاوت ویژگی‌های ژئوشیمیایی (مولیبدن برخلاف سرب، روی و کادمیم، اکسی‌آنیون تشکیل داده و در pH بالا متحرکتر است)، منشاء مشابه (شیل‌های سیاه) آنها را بیان می‌کند. همبستگی مثبت و بالای آرسنیک با مولیبدن ($r=0/710$)، به دلیل شباهت رفتار ژئوشیمیایی این دو عنصر در pH خنثی تا قلیایی می‌باشد. همبستگی بالای آرسنیک با سرب ($r=0/762$) و روی با کادمیم ($r=0/715$)، به دلیل منشاء مشترک آنها (شیل‌های سیاه) می‌باشد (Lee et al., 1998 & Jeng, 1991). بور با آرسنیک به علت داشتن خاصیت شبه فلزی و رفتار ژئوشیمیایی مشابه، دارای همبستگی مثبت و نسبتاً بالایی ($r=0/670$) می‌باشند (Mattu and Schreier., 1999). همچنین بور با کروم به علت منشاء مشترک (فاضلاب‌های خانگی) دارای همبستگی مثبت و نسبتاً بالایی ($r=0/641$) می‌باشند (Sherene, 2010 & WHO, 2011). همبستگی پایین کروم با سایر عناصر بالقوه سمی (به جز بور)، به دلیل منشاء متفاوت (فاضلاب‌های خانگی) و خصوصیات ژئوشیمیایی متفاوت است. زیرا بر خلاف تمامی عناصر، کروم در محیط‌های آبی کمپلکس‌آنیونی تشکیل

می‌دهد، در حالی که عناصر دیگر به صورت کاتیون آزاد در آب حضور دارند. سلنیم به علت منشاء متفاوت (کودهای شیمیایی)، با هیچ یک از عناصر بالقوه سمی همبستگی معناداری نشان نمی‌دهد (Smith, 1999). همچنین با توجه به این که فلزات در pH اسیدی متحرک هستند و تغییرات چندانی در pH نمونه‌های آب مشاهده نمی‌شود، همبستگی معناداری بین عناصر بالقوه سمی و pH وجود ندارد (Berkowitz et al., 2007). همبستگی نسبتاً پایین میان سولفات و عناصر بالقوه سمی به این علت است که این عناصر تمایلی برای تشکیل کمپلکس سولفاتی ندارند. زیرا این عناصر بالقوه سمی فقط در pHهای اسیدی، کمپلکس سولفاتی ایجاد می‌نمایند (Smith, 1999). همبستگی مثبت و بالای سولفات با کلر ($r=0/817$)، احتمالاً بیانگر منشاء مشترک (فاضلابهای خانگی) برای این دو آنیون می‌باشد. همبستگی مثبت و بالای منیزیم با کلسیم ($r=0/760$) و کلسیم با بی کربنات ($r=0/665$) و نیز منیزیم با بی کربنات ($r=0/759$) بیانگر منشاء مشترک این یونها و رخداد انحلال کربناتها می‌باشد.

۴-۹-۲- تحلیل مؤلفه‌ی اصلی

بر طبق نتایج به دست آمده از به کارگیری روش تحلیل مؤلفه‌ی اصلی بر روی نمونه‌های مورد مطالعه، ۱۶ مؤلفه از مجموعه‌ی داده‌ها استخراج شد که پس از چرخش این مؤلفه‌ها به روش Varimax، تعداد ۳ مؤلفه دارای مقادیر ویژه^{۳۳} بالاتر از یک، به دست آمد (شکل ۴-۳۸).

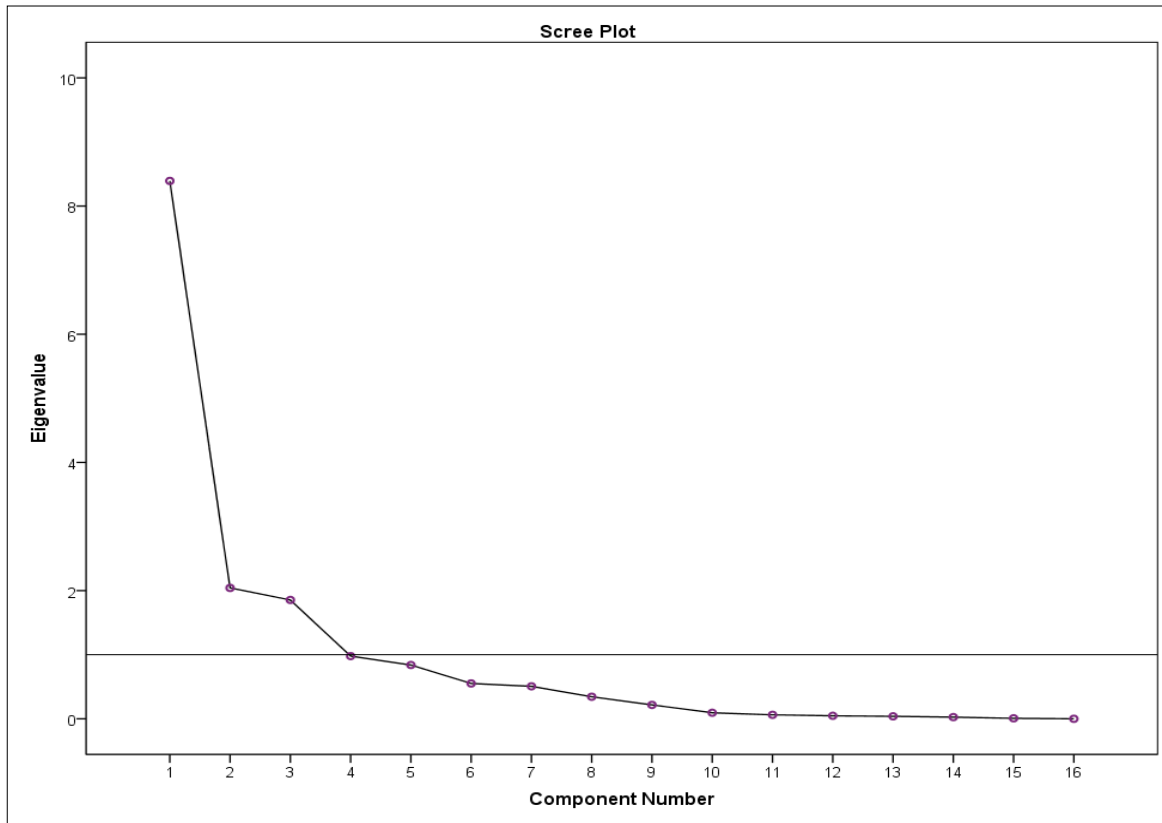
^{۳۳} Eigenvalue

فصل چهارم: هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان

جدول ۴-۱۲- مقادیر ضریب همبستگی پیرسون محاسبه شده برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

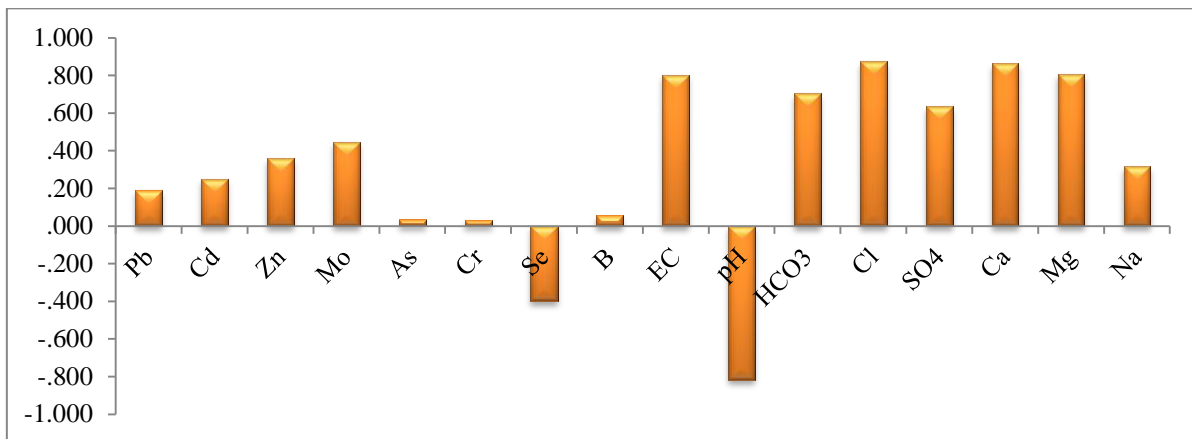
Correlations															
	Pb	Cd	Zn	Mo	As	Cr	Se	B	EC	pH	HCO3	Cl	SO4	Ca	Mg
Pb	۱														
Cd	/۷۹۴**	۱													
Zn	/۹۲۵**	/۷۱۵**	۱												
Mo	/۸۰۸**	/۵۵۳*	/۹۲۶**	۱											
As	/۷۶۲**	/۵۷۴*	/۷۶۰**	/۷۱۰**	۱										
Cr	/۲۱۱	/۲۲۵	/۱۷۳	/۱۳۷	/۴۹۶*	۱									
Se	-/۰۵۶	/۰۱۵	-/۱۷۱	-/۳۴۷	-/۱۵۷	-/۴۲۹	۱								
B	/۳۶۸	/۳۳۹	/۳۳۳	/۳۱۰	/۶۷۰**	/۶۴۱**	-/۳۲۰	۱							
EC	/۵۶۹*	/۵۲۰*	/۶۷۰**	/۷۴۵**	/۵۵۱*	/۳۹۳	-/۴۹۹*	/۵۱۲*	۱						
pH	-/۲۸۶	-/۱۱۳	-/۴۴۷	-/۵۱۶*	-/۱۷۰	-/۱۸۴	/۳۳۵	-/۰۲۷	-/۶۹۶**	۱					
HCO3	/۴۸۱	/۵۱۴*	/۵۰۲*	/۴۰۴	/۱۷۹	/۰۶۵	-/۰۸۹	/۲۲۸	/۶۷۷**	-/۵۴۲*	۱				
Cl	/۴۱۴	/۴۹۳*	/۵۶۸*	/۶۳۰**	/۳۷۷	/۰۷۲	-/۳۳۶	/۲۴۶	/۸۵۰**	-/۶۷۹**	/۵۷۵*	۱			
SO4	/۴۵۴	/۵۴۰*	/۵۵۷*	/۶۰۱*	/۵۹۶*	/۴۱۲	-/۴۳۲	/۵۸۳*	/۸۵۵**	-/۴۲۸	/۴۲۶	/۸۱۷**	۱		
Ca	/۳۵۸	/۵۱۷*	/۴۷۸	/۵۱۴*	/۲۸۶	/۱۳۲	-/۲۲۸	/۳۴۹	/۸۳۷**	-/۶۴۳**	/۶۶۵**	/۸۹۰**	/۷۷۹**	۱	
Mg	/۵۵۴*	/۵۶۴*	/۶۰۶**	/۵۹۰*	/۳۹۱	/۲۹۷	-/۳۳۷	/۲۵۹	/۸۶۹**	-/۶۱۱**	/۷۵۹**	/۸۱۳**	/۷۲۰**	/۷۶۰**	۱

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed). * . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).



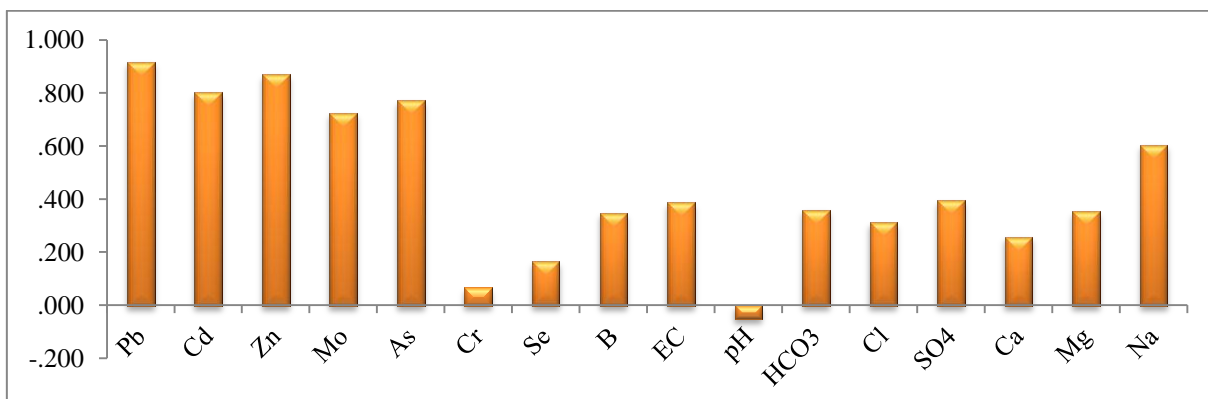
شکل ۴-۳۸- مؤلفه‌های استخراج برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان

مؤلفه‌ی اول ۳۱/۵۷۴ درصد از کل واریانسها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت و بالایی بین بی کربنات، منیزیم و کلسیم، کلر و سولفات با هدایت الکتریکی وجود دارد که بیانگر نقش این آنیونها و کاتیونها در مقدار هدایت الکتریکی و منشاء مشترک آنها (انحلال سنگ میزبان و فاضلابهای خانگی) در آب زیرزمینی منطقه می‌باشد. همچنین بارگذاری منفی و بالایی میان pH و این پارامترها وجود دارد، که نشان دهنده‌ی تأثیر معکوس افزایش pH بر مقدار این پارامترها در منابع آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد (شکل ۴-۳۹).



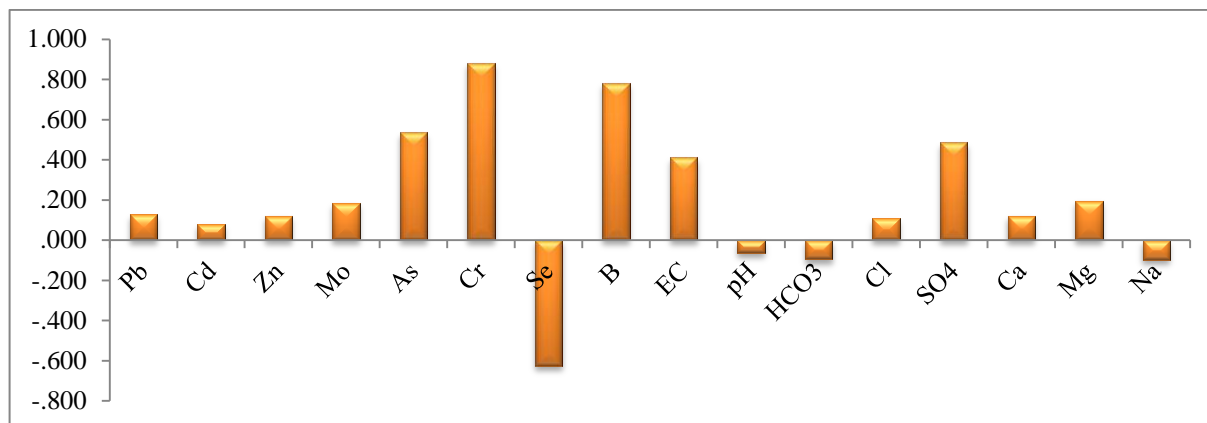
شکل ۴-۳۹- بارگذاری متغیرها در مؤلفه‌ی اول

مؤلفه‌ی دوم ۶۰/۳۶۱ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بارگذاری مثبت و بالایی بین سرب، مولیبدن، روی و کادمیم (فلز) و آرسنیک (شبه فلز) مشاهده می‌شود. علیرغم رفتار ژئوشیمیایی متفاوت آرسنیک با سرب، روی، مولیبدن و کادمیم، دلیل قرارگیری این پارامترها در یک مؤلفه، احتمالاً به علت منشاء مشابه این عناصر (شیل‌های سیاه) می‌باشد (شکل ۴-۴۰).



شکل ۴-۴۰- بارگذاری متغیرها در مؤلفه‌ی دوم

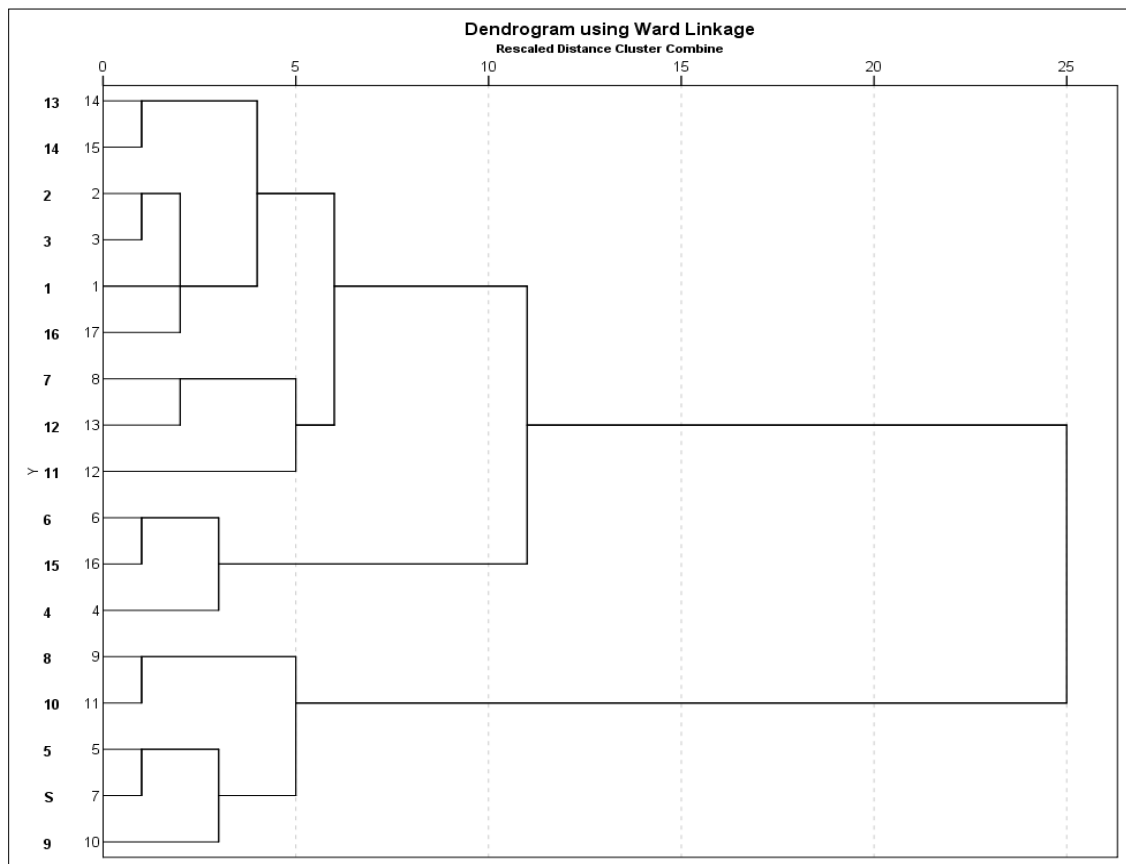
مؤلفه‌ی سوم ۷۶/۷۹۹ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص داده است. در این مؤلفه، بور دارای بارگذاری مثبت و بالایی با کروم می‌باشد که احتمالاً به دلیل منشاء مشترک (فاضلاب‌های خانگی) برای این عناصر می‌باشد، همچنین بارگذاری منفی و بالای سلنیم نسبت به بور و کروم در این مؤلفه، احتمالاً به تفاوت منشاء این عنصر (کودهای شیمیایی) با بور و کروم اشاره می‌کند (شکل ۴-۴۱).



شکل ۴-۴۱- بارگذاری متغیرها در مؤلفه‌ی سوم

۴-۹-۳- تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی

با توجه به شکل (۴-۴۲) مشاهده می‌شود که ایستگاههای ۵، S، ۸، ۹ و ۱۰ که دور از تأثیر نشت فاضلابهای مسکونی، زمینهای کشاورزی و شیلهای سیاه قرار دارند، دارای تغییرات مشابه در غلظت عناصر بالقوه سمی بوده و بنابراین در یک خوشه قرار می‌گیرند. ایستگاههای ۷، ۱۱ و ۱۲ نیز دارای تغییرات مشابه در غلظت عناصر می‌باشند. این ایستگاهها در مناطق تحت تأثیر فعالیت کشاورزی واقع شده‌اند، بنابراین با توجه به تأثیر نسبتاً پایین کشاورزی بر غلظت عناصر بالقوه سمی (به جز در مورد سلنیم و احتمالاً منگنز)، رابطه‌ی نزدیکی از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی با ایستگاههای ۵، S، ۸، ۹ و ۱۰ دارند. ایستگاههای ۱، ۲، ۳، ۱۳، ۱۴ و ۱۶ نیز تحت تأثیر زمین شناسی منطقه (شیلهای سیاه)، تغییرات مشابهی را از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی نشان می‌دهند. همچنین ایستگاههای ۴، ۶ و ۱۵ نیز که تحت تأثیر نفوذ فاضلابهای خانگی و زمین شناسی منطقه قرار دارند، از نظر غلظت عناصر بالقوه سمی، تغییرات مشابهی را نشان می‌دهند و در یک خوشه قرار می‌گیرند. ایستگاههای ۴، ۶ و ۱۵ که تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسانزاد (شیلهای سیاه و فاضلابهای خانگی)، قرار دارند در فاصله‌ی کمی دورتر با ایستگاههای ۱، ۲، ۳، ۱۱، ۱۶، ۱۳ و ۱۴، در یک خوشه‌ی اصلی قرار می‌گیرند.



شکل ۴-۴۲- خوشه‌بندی سلسله مراتبی برای متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب زیرزمینی

فصل پنجم:

نتیجہ گیری و پیشہاوا

ارزیابی کیفیت منابع آب، مستلزم شناخت خصوصیات شیمیایی و فیزیکی آن می‌باشد. منابع آب زیرزمینی، از منابع مهم آب شیرین، به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌باشند و آب موردنیاز برای مصارف مختلف را تأمین می‌کنند. دشت بوکان که در جنوب استان آذربایجان غربی قرار گرفته است، از نظر منابع آب سطحی دارای محدودیت می‌باشد و در واقع منابع آب زیرزمینی برای مصارف مختلف، در این دشت از اهمیت زیادی برخوردار است. یکی از مشخصات بارز این منطقه، تنوع واحدهای سنگ-شناسی (شامل آهک، شیل و سنگهای آتشفشانی) می‌باشد. از سوی دیگر در این منطقه، فعالیت کشاورزی به طور گسترده صورت می‌گیرد و تراکم جمعیت آن نیز بالاست. هدف از این مطالعه، بررسی عوامل طبیعی و انسانزاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بوکان می‌باشد. برای این منظور، تعداد ۱۷ نمونه آب با پراکندگی مناسب از منابع آب زیرزمینی دشت (چاهها و چشمه‌ها) برداشت گردید. میزان یونها، پارامترهای فیزیکوشیمیایی و برخی عناصر بالقوه سمی (As, Pb, Cd, B, Mo, Mn, Cu, Zn, Cr, Se) در نمونه‌های برداشت شده، اندازه‌گیری گردید. در نهایت با استفاده از نرم افزارهای مختلف، ترسیم نقشه‌های پراکندگی و روشهای آماری چند متغیره، نتایج به دست آمده مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. در این فصل، نتایج به دست آمده به طور خلاصه مورد بررسی قرار می‌گیرد.

۱- مقادیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی ($EC, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-$) آب در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه، از محل تغذیه (غرب، جنوب و شرق دشت) به محل تخلیه‌ی آبخوان (شمال دشت) روند افزایشی نشان می‌دهند. عوامل طبیعی، به ویژه انحلال کربناتها و فعالیتهای انسان مانند کشاورزی و نیز تخلیه‌ی فاضلابهای خانگی به محیط، موجب بالارفتن غلظت یونهای کلر، سولفات و نیز عناصر بالقوه سمی مانند سرب، کادمیم و سلنیم در چاههای اطراف شهر بوکان شده است.

۲- نتایج بررسی نمودارهای پایپر، دورو و استیف نشان می‌دهد که تیپ آب برای تمامی نمونه‌ها، بی کربنات و رخساره‌ی بیشتر نمونه‌ها، کلسیک می‌باشد. نتایج حاصل از محاسبه‌ی نسبت‌های یونی نیز رخداد فرآیند انحلال آهک و دولومیت را در سیستم آب زیرزمینی منطقه نشان می‌دهد. رخداد فرآیند تبادل

یونی و تبادل یونی معکوس در محیط آب زیرزمینی دشت بوکان، با استفاده از محاسبه‌ی نسبت‌های یونی، مورد تأیید قرار گرفت.

۳- بر اساس محاسبه‌ی شاخص اشباع نیز مشخص گردید که آب زیرزمینی تقریباً نسبت به کانیهای ژپس و هالیت تحت اشباع و نیز نسبت به کانیهای کلسیت، دولومیت و آراگونیت در حالت تعادل می‌باشد. مقادیر بسیار منفی شاخص اشباع برای کانیهای هالیت و ژپس ناشی از عدم حضور سازندهای تبخیری در منطقه می‌باشد، بنابراین انحلال کربناتها بیشترین تأثیر را بر شیمی آب زیرزمینی دشت بوکان دارد. علیرغم این که کربناتها از عوامل اصلی کنترل کننده‌ی کیفیت آب می‌باشند، اما pH نمونه‌ها نسبتاً پایین است.

۴- شاخصهای شوری، درصد سدیم، نسبت جذب سدیم و نمودار ویلکاکس برای بررسی کیفیت منابع آب زیرزمینی جهت مصارف کشاورزی استفاده شد. بر اساس شاخص شوری، تقریباً همه‌ی نمونه‌های آب در رده‌ی بدون مشکل از نظر سدیم قرار می‌گیرند. بر اساس نمودار ویلکاکس نیز بیشتر نمونه‌ها در رده‌ی مطلوب قرار می‌گیرند.

۵- محاسبه‌ی شاخص کیفیت آب برای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان نشان داد که منابع آب زیرزمینی از نظر مصارف شرب در گستره‌ی خوب تا عالی می‌باشند.

۶- با توجه به ارزیابی آب برای مصارف صنعتی، اکثر نمونه‌های آب دارای خاصیت خوردگی بوده و این امر نامناسب بودن کیفیت آب زیرزمینی این منطقه را برای صنایع گوناگون بیان می‌کند، دلیل این امر قلیائیت آبهای زیرزمینی منطقه است.

۷- به طور کلی غلظت عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت بوکان در همه‌ی نمونه‌ها (به جز در مورد منگنز) بالاتر از مقدار غلظت در آبهای شیرین بود. همچنین با توجه به محاسبه‌ی شاخص آلودگی فلزات سنگین و درجه‌ی آلودگی، غلظت عناصر بالقوه سمّی در آب زیرزمینی دشت بوکان، در مورد سرب و کادمیم و سلنیم بالاتر از استانداردهای مجاز برای آشامیدن است. منشاء کادمیم و سرب

مربوط به زمین شناسی منطقه (شیل‌های سیاه) و فاضلاب‌های خانگی و نیز منشاء سلنیم با کودهای شیمیایی مرتبط می‌باشد.

۸- بر طبق نتایج حاصل از روش تحلیل مؤلفه‌ی اصلی، تعداد ۳ مؤلفه از داده‌ها استخراج گردید. بالاترین درصد واریانس مربوط به مؤلفه‌ی سوم می‌باشد. در این مؤلفه، بور دارای بارگذاری مثبت و بالایی با کروم می‌باشد که احتمالاً به دلیل منشاء مشترک (فاضلاب‌های خانگی) برای این عناصر می‌باشد، همچنین بارگذاری منفی و بالای سلنیم نسبت به بور و کروم در این مؤلفه، احتمالاً به تفاوت منشاء این عنصر (کودهای شیمیایی) با بور و کروم اشاره می‌کند. در مؤلفه‌ی دوم، بارگذاری مثبت و بالایی بین سرب، مولیبدن، روی و کادمیم (فلز) و آرسنیک (شبه فلز) مشاهده می‌شود. علیرغم رفتار ژئوشیمیایی متفاوت آرسنیک با سرب، روی، مولیبدن و کادمیم، دلیل قرارگیری این پارامترها در یک مؤلفه، احتمالاً به علت منشاء مشابه این عناصر (شیل‌های سیاه) می‌باشد. در مؤلفه‌ی اول، بارگذاری مثبت و بالایی بین بی‌کربنات، منیزیم و کلسیم، کلر و سولفات با هدایت الکتریکی وجود دارد که بیانگر نقش این آنیون‌ها و کاتیون‌ها در مقدار هدایت الکتریکی و منشاء مشترک آنها (انحلال سنگ میزبان و فاضلاب‌های خانگی) در آب زیرزمینی منطقه می‌باشد.

پیشنهادهایی برای مطالعه‌ی بیشتر

- ۱- بررسی خاک‌های منطقه از نظر غلظت عناصر بالقوه سمّی
- ۲- مطالعه‌ی کیفیت آب زیرزمینی دشت در دو فصل تر و خشک و بررسی تغییرات غلظت عناصر بالقوه سمّی
- ۳- بررسی میزان غلظت عناصر بالقوه سمّی در محصولات کشاورزی منطقه
- ۴- مطالعه‌ی کیفیت آب از نظر آلودگی‌های میکروبی و بیولوژی

منابع فارسی

افتخار نژاد، ج. (۱۹۷۳)، " نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ چهارگوش مهاباد"، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

بایزیدی ا، اولادی ب و عباسی ن. (۱۳۹۱). تحلیل داده‌های پرسشنامه‌ای به کمک نرم افزار SPSS ۱۹، چاپ چهارم، انتشارات عابد.

جهاد کشاورزی شهریکند. (۱۳۹۱)، "گزارش سال زراعی ۹۱-۱۳۹۰"،

حریری، ع. (۱۳۷۶)، "ورقه‌ی زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ سقز"، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.

خواجه پور س، عباس نژاد ا و حسن‌زاده ر، (۱۳۸۷) "مطالعه‌ی میزان آلودگی آبهای زیرزمینی جنوب دشت رفسنجان به فلزات سنگین کروم و نیکل"، دومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست.

رجایی ق، جهانتیغ ح، میر ع، حصاری مطلق س و حسن پور م، (۱۳۹۱) "بررسی غلظت فلزات سنگین در مخازن آب چاههای نیمه عمیق استان سیستان و بلوچستان در سال ۱۳۸۹"، مجله‌ی دانشگاه علوم پزشکی مازندران سال بیست و دوم، شماره ۹۰، ص ۱۰۵-۱۱۲.

شریف آذری س و عراقی نژاد ش، (۱۳۹۱) "ارزیابی عملکرد شبکه‌ی عصبی مصنوعی احتمالاتی در تخمین کلاس کیفی آب زیرزمینی بر اساس شاخص WQI"، همایش ملی جریان و آلودگی آب.

شیرانی ز، عباس پور م، جاوید ا و تقوی ل، (۱۳۹۲) "ارزیابی منابع آلودگی آبهای زیرزمینی در محیط شهری (مطالعه‌ی موردی: منطقه‌ی ۱۴ شهرداری تهران)"، فصلنامه‌ی انسان و محیط زیست، شماره ۲۴، ص ۱-۱۷.

عالیقدر م، حضرتی ص، قنبری م، (۱۳۸۶) "اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در منابع آب اشامیدنی شهر اردبیل در سال ۸۴-۸۵"، دهمین همایش ملی بهداشت محیط.

عبدی نژاد پ، (۱۳۸۹) "بررسی صنایع آلاینده‌ی منابع آب زیرزمینی دشت زنجان با استفاده از GIS"، همایش ملی ژئوماتیک.

عماری پ، (۱۳۷۷) "مطالعات اجمالی خاک‌شناسی و طبقه‌بندی ارضی منطقه بوکان (استان آذربایجان غربی)"، نشریه شماره ۱۰۲۷.

کمره‌ئی ب، میرحسینی ح، جعفری ع، عسگری ق، بیرجندی م و رستمی ز، (۱۳۸۸) "اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین (آرسنیک، باریم، کادمیم، جیوه، سرب، کروم) در منابع آب و رودخانه‌ی شهر بروجرد در سال ۱۳۷۸-۱۳۸۸"، فصلنامه‌ی علمی- پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی لرستان. سال یازدهم، شماره‌ی ۴، ص ۴۵-۵۱.

محمدی ا، کاظمی غ، (۱۳۹۲) "تأثیر سازنده‌های زمین‌شناسی بر کیفیت آب زیرزمینی آبخوان دشت شوقان (خراسان شمالی)"، فصلنامه‌ی علوم زمین، سال بیست و سوم، شماره ۹۰، ص ۵۵-۶۲.

محمودی نیکو م، فردوست ف، موسیوند ف و جعفری ه، (۱۳۹۰) "ارزیابی آلودگی آبهای زیرزمینی منطقه‌ی معدنی چشمه حافظ به فلزات و عناصر سنگین"، سی‌امین گردهمایی علوم زمین.

مهندسین مشاور طرح آبریز، (۱۳۹۱)، "مطالعات نیمه تفصیلی منابع آب زیرزمینی دشت بوکان (گزارش زمین‌شناسی)"، شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی.

یوسفی فلکدهی ع، صافدل ح و گل پرور غ، (۱۳۸۹) "ارزیابی آلودگی سموم و فلزات سنگین در آب چاههای دشت گیلان"، سومین همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زهکشی.

References

- Ako, A. A., Shimada, J., Hosono, T., Kagabu, M., Ayuk, A. R., Nkeng, G. E., ... & Takounjou, A. L. F. (2012). Spring water quality and usability in the Mount Cameroon area revealed by hydrogeochemistry. *Environmental geochemistry and health*, 34(5), 615-639.
- Apaydin, A., & Aktaş, S. D. (2012). Assessment of groundwater quality of the Tatlicay aquifer and relation to the adjacent evaporitic formations (Cankiri, Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, 184(4), 2337-2357.
- Asnachinda, P. (1997). Hydrogeochemistry of the Chiang Mai Basin, northern Thailand. *Journal of Asian Earth Sciences*, 15(2), 317-326.
- Baghvand, A., Nasrabadi, T., Bidhendi, G. N., Vosoogh, A., Karbassi, A., & Mehrdadi, N. (2010). Groundwater quality degradation of an aquifer in Iran central desert. *Desalination*, 260(1), 264-275.
- Berkowitz, B., Dror, I., & Yaron, B. (2007). *Contaminant geochemistry*. Springer.
- Davis, S. N. De Wiest (1996): "Hydrogeology".
- Devic, G., Djordjevic, D., & Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of The Total Environment*, 468, 933-942.
- Esmaili, A., & Moore, F. (2012). Hydrogeochemical assessment of groundwater in Isfahan province, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 67(1), 107-120.
- Frengstad, B., Midtgård Skrede, A. K., Banks, D., Reidar Krog, J., & Siewers, U. (2000). The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques. *Science of the Total Environment*, 246(1), 21-40.
- Han, D., Song, X., Currell, M. J., Cao, G., Zhang, Y., & Kang, Y. (2011). A survey of groundwater levels and hydrogeochemistry in irrigated fields in the Karamay Agricultural Development Area, northwest China: Implications for soil and groundwater salinity resulting from surface water transfer for irrigation. *Journal of Hydrology*, 405(3), 217-234.
- Herrera, F. (2008). Genetic fuzzy systems: taxonomy, current research trends and prospects. *Evolutionary Intelligence*, 1(1), 27-46.
- Homocik, S. C., MacDonald, A. M., Heal, K. V., Ó Dochartaigh, B. É., & Ngwenya, B. T. (2010). Manganese concentrations in Scottish groundwater. *Science of the Total Environment*, 408(12), 2467-2473.
- Hounslow, A. (1995). Water quality data: analysis and interpretation. *CRC press*.

- Isa, N. M., Aris, A. Z., & Sulaiman, W. N. A. W. (2012). Extent and severity of groundwater contamination based on hydrochemistry mechanism of sandy tropical coastal aquifer. *Science of the Total Environment*, 438, 414-425.
- Islam, A. B. M. R., Maity, J. P., Bundschuh, J., Chen, C. Y., Bhowmik, B. K., & Tazaki, K. (2013). Arsenic mineral dissolution and possible mobilization in mineral–microbe–groundwater environment. *Journal of hazardous materials*, 262, 989-996.
- Jalali, M. (2009). Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. *Environmental geology*, 56(7), 1479-1488.
- Jalali, M. (2010). Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan, western Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 166(1-4), 359-369.
- Jamshidzadeh, Z., & Mirbagheri, S. A. (2011). Evaluation of groundwater quantity and quality in the Kashan Basin, Central Iran. *Desalination*, 270(1), 23-30.
- Jeevanandam, M., Kannan, R., Srinivasalu, S., & Rammohan, V. (2007). Hydrogeochemistry and groundwater quality assessment of lower part of the Ponnaiyar River Basin, Cuddalore district, South India. *Environmental monitoring and assessment*, 132(1-3), 263-274.
- Jeng, A. S., 1991: Weathering of some Norwegian alum shales.1. Laboratory simulations to study acid generation and the release of sulphate and metal cations Ca, Mg K. *Acta Agriculturae Scandinavica* 41(1): 13-35.
- Kass, A., Gavrieli, I., Yechieli, Y., Vengosh, A., & Starinsky, A. (2005). The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*, 300(1), 314-331.
- Katz, B. G., Eberts, S. M., & Kauffman, L. J. (2011). Using Cl/Br ratios and other indicators to assess potential impacts on groundwater quality from septic systems: A review and examples from principal aquifers in the United States. *Journal of Hydrology*, 397(3), 151-166.
- Katz, B. G., Griffin, D. W., & Davis, J. H. (2009). Groundwater quality impacts from the land application of treated municipal wastewater in a large karstic spring basin: Chemical and microbiological indicators. *Science of the Total Environment*, 407(8), 2872-2886.
- Kim, J. H. (1989). Geochemistry and genesis of the Guryongsan (Ogcheon) uraniferous black slate. *Journal of the Korean Institute of Mining Geology*, 22, 35-63.
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kväerner, J., ... & Pulido-Velazquez, M. (2013). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*.

- Lee, J. S., Chon, H. T., Kim, J. S., Kim, K. W., & Moon, H. S. (1998). Enrichment of potentially toxic elements in areas underlain by black shales and slates in Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 20(3), 135-147.
- Leung, C. M., & Jiao, J. J. (2006). Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong. *Water Research*, 40(4), 753-767.
- Ma, R., Wang, Y., Sun, Z., Zheng, C., Ma, T., & Prommer, H. (2011). Geochemical evolution of groundwater in carbonate aquifers in Taiyuan, northern China. *Applied Geochemistry*, 26(5), 884-897.
- Manahan, S. E. (2010). *Environmental chemistry*. CRC press.
- Manzoor, S., Shah, M. H., Shaheen, N., Khalique, A., & 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.
- Marimon, M. P. C., Roisenberg, A., Suhogusoff, A. V., & Viero, A. P. (2013). Hydrogeochemistry and statistical analysis applied to understand fluoride provenance in the Guarani Aquifer System, Southern Brazil. *Environmental geochemistry and health*, 35(3), 391-403.
- Mattu, G., & Schreier, H. (2000). An Investigation of High Arsenic Levels in Wells in the Sunshine Coast and Powell River Regions of BC. Institute for Resources and Environment University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Mazor, E. (1990). Applied chemical and isotopic groundwater hydrology.
- 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, file No. FS0334, DPI's *Agency for Food and Fiber Sciences*, Toowoomba.
- Mohan, S. V., Nithila, P., & Reddy, S. J. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 31(2), 283-289.
- Oinam, J. D., Ramanathan, A. L., & Singh, G. (2012). Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphal and Thoubal district of Manipur, India. *Journal of Asian Earth Sciences*, 48, 136-149.

- Pazand, K., & Javanshir, A. R. (2013). Hydrogeochemistry and arsenic contamination of groundwater in the Rayen area, southeastern Iran. *Environmental Earth Sciences*, 70(6), 2633-2644.
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union*, 25, 914-928.
- Plant, J. A., & Raiswell, R. (1983). Principles of environmental geochemistry. In 'Applied environmental geochemistry' (Ed I. Thornton.) 1–39.
- Pu, J., Yuan, D., Zhang, C., & Zhao, H. (2013). Hydrogeochemistry and possible sulfate sources in karst groundwater in Chongqing, China. *Environmental Earth Sciences*, 68(1), 159-168.
- Qin, D., Qian, Y., Han, L., Wang, Z., Li, C., & Zhao, Z. (2011). Assessing impact of irrigation water on groundwater recharge and quality in arid environment using CFCs, tritium and stable isotopes, in the Zhangye Basin, Northwest China. *Journal of Hydrology*, 405(1), 194-208.
- Raju, N. J., Shukla, U. K., & Ram, P. (2011). Hydrogeochemistry for the assessment of groundwater quality in Varanasi: a fast-urbanizing center in Uttar Pradesh, India. *Environmental monitoring and assessment*, 173(1-4), 279-300.
- Ramesh Kumar, A., & 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, 187-198.
- Ravikumar, P., Venkatesharaju, K., & Somashekar, R. K. (2010). Major ion chemistry and hydrochemical studies of groundwater of Bangalore South Taluk, India. *Environmental monitoring and assessment*, 163(1-4), 643-653.
- Ravikumar, P., Wainwright, M. J., Raskutti, G., & Yu, B. (2011). High-dimensional covariance estimation by minimizing ℓ_1 -penalized log-determinant divergence. *Electronic Journal of Statistics*, 5, 935-980.
- Rozemeijer, J. C., Broers, H. P., Van Geer, F. C., & Bierkens, M. F. P. (2009). Weather-induced temporal variations in nitrate concentrations in shallow groundwater. *Journal of hydrology*, 378(1), 119-127.
- Savci, S. (2012). Investigation of effect of chemical fertilizers on environment. *APCBEE Procedia*, 1, 287-292.
- Sawyer, C. N., & McCarty, P. L. (1967). Chemistry for sanitary engineers. In *Chemistry for sanitary engineers*. McGraw-Hill.

- Sherene, T. (2010). Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment.
- Siegel, E. R. (2002). *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*.
- Smith, K. S. (1999). Metal sorption on mineral surfaces: an overview with examples relating to mineral deposits. *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*. Part B: Case Studies and Research Topics, 6, 161-182.
- Smith, K. S. (2007). Strategies to predict metal mobility in surficial mining environments. *Reviews in engineering geology*, 17, 25-45.
- 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(1-4), 227-243.
- Tijani, M. N. (2009). Contamination of shallow groundwater system and soil–plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. *Agricultural water management*, 96(3), 437-444.
- Todd, D. K., & Mays, L. W. (2005). *Groundwater hydrology* edition. Wiley, New Jersey.
- Wilcox, L. (1955). *Classification and use of irrigation waters*.
- World Health Organization. (1998). The World Health Report 1998: Life in the 21st century a vision for all. In *The world health report 1998: life in the 21st century A vision for all; The world health report 1998: life in the 21st century A vision for all*. World Health Organization.
- World Health Organization. (2004). Cadmium in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality.
- World Health Organization. (2011). Guidelines for drinking water quality. *Eng. sanit. ambient*, 16(4), 4-5.
- 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(8), 2737-2748.
- Zilberbrand, M. (1995). The effect of carbonates and gypsum precipitation in the root zone on the chemical composition of groundwater. *Journal of hydrology*, 171(1), 5-22.

Abstract

Groundwater resources are of the main sources for drinking water supply, agriculture and industry usage in the South West of Bukan plain. In this study, factors affecting the quality of groundwater resource of Bukan plain have been investigated by collecting 17 groundwater samples. Major ions and TDS concentrations, were determined by standard methods, and potentially toxic elements concentrations by ICP-OES. The mean concentrations of calcium, magnesium, sodium and potassium in the water samples, were 68, 28, 28, and 1 mg per liter respectively. The average concentrations of bicarbonate, sulfate and chloride were 310, 42 and 41 mg/l respectively. The average concentrations of nitrate and phosphate, were 1.2 and 0.3 mg/l respectively. The average concentrations of lead, cadmium, zinc, molybdenum, copper, arsenic, chromium, selenium, boron and manganese, were 22, 13, 158, 49, 6, 4, 21, 30, 218 and 17 µg/l, respectively. Based on the results of this study, groundwater resources of Bukan plain are of bicarbonate water type and calcic facies. Saturation Index values also show that groundwater is in equilibrium with carbonate minerals (calcite, dolomite and aragonite). Gibb's diagram reveal that nearly all samples are plotted in the rock dominant zone. Ions ratios show that carbonate dissolution is the dominant process in the aquifer. Groundwater resource of Bukan plain has a relatively low concentrations of major ions and high concentrations of the potentially toxic elements compared to the standards of the World Health Organization. Salinity index values reveal that almost all of the water samples show no sodium problem. Wilcox diagram also shows that most of the water samples are in the suitable category. Water quality index for the samples of Bukan plain show that groundwater sample fall within good to excellent range and pose no problem for drinking. Langelier index, shows that most of the water samples have corrosive and crvestation properties. This property indicate that groundwater is not suitable for various industries. Concentrations of potentially toxic elements in the groundwater resource of Bukan plain was (except for Mn) higher than the concentrations in freshwater. heavy metal concentrations in groundwater resource of Bukan plain has relatively high concentrations compared to the World Health Organization standards. Some metals such as cadmium, lead and selenium values are higher than World Health Organization standards for drinking. Groundwater resource of Bukan plain for agricultural purposes are appropriate, but for industrial and drinking purposes (due to high concentrations of Lead, Cadmium and Selenium) are inappropriate. In this study, for some elements such as Lead, Zinc, Cadmium, Arsenic and Molybdenum, natural (black shales) and domestic wastewater origin are proposed. fertilizers and Sewage are probable source for selenium, Chromium and Boron in the groundwater resources of this plain.

Keywords: Groundwater, Bukan plain, potentially toxic elements, anthropogenic factors, geological factors



University of Shahrood
Faculty of Earth Sciences
Hydrology and Environmental Geology Group

MSc Thesis:

**Investigating the impact of natural and anthropogenic factors
on the quality of groundwater resources in Siminehrood area,
south-western Bukan**

By:

Zaher Aroom

Supervisor:

Dr Giti Forghani Tehrani

Advisor:

Dr Gholam Abbas Kazemi

Date: January 2015