

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده علوم زمین

گروه آبشناسی و زمین‌شناسی زیست‌محیطی

بررسی کیفی آب زیرزمینی در دشت میان‌جنگل، شهرستان فسا

دانشجو: سعیده دستان

استاد راهنما

دکتر افشین قشلاقی

استاد مشاور

دکتر غلامحسین کرمی

پایان نامه جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

بهمن ماه ۱۳۹۲

تقدیم بہ آنان کہ وجودم جزئیہ وجودشان نیست

پدر و مادر عزیزم

سپاسگزاری

سپاس بی کران پروردگار بیکبار که هستی مان بخشید و به طریق علم و دانش، رهنمونان شد و به بهنیشی رحوان علم و دانش مفتخرمان نمود و خوشه چینی از علم و معرفت را روزیان ساخت. خدایا، به من زیستنی عطا کن که در محط مرگ بر بی ثمری محط ای که برای زیستن گذشته است، حسرت نخورم و مردنی عطا کن که بر سیه و گمی اش سوگوار نباشم.

ماحصل آموخته هایم را تقدیم می کنم به آنان که مهر آسمانی شان آرام بخش آلام زمینی ام است:

به مصداق «من لم یسکر المخلوق لم یسکر الخالق» بسی شایسته است از استاد فریخته و فرزانه جناب آقای دکتر افشین قشلاقی که با کرامتی چون خورشید، سرزمین دل را روشنی بخشید و گلشن سرای علم و دانش را بار بار بهمانی های کار ساز و سازنده بارور ساختند؛ تقدیر و تشکر نمایم. و همچنین از زحمات استاد مشاور محترم جناب آقای دکتر غلامحسین کرمی به خاطر همه راهنمایی ها و کمک های سودمندشان کمال تشکر و قدردانی را دارم. از تمامی اساتید گروه علوم زمین به خصوص اساتید گرایش زیست محیطی آقایان دکتر کاظمی، دکتر جعفری، دکتر حافظی مقدس، دکتر آقاجانی و خانم دکتر فرقانی و دکتر وهرآزما تشکر و سپاسگزارم. همچنین از کارشناسان دانشکده علوم زمین آقای مهندس خانعلی زاده و خانم مهندس فارسی و مهندس سعیدی سپاسگزارم.

از برادران فداکارم دکتر بهرام دستان و مهندس صد دستان و خواهر عزیزم سمیه دستان که در کمال سعه صدر، با حسن خلق و فروتنی، از پیچ کلی در این عرصه بر من دریغ ننمودند تشکر میکنم. از کارشناسان آب منطقه ای آقای مهندس زارع، خانم با چراغی و غلام زاده و همچنین از زحمات ارزنده آقای مهندس اسماعیل غلامیان و خانم مهندس فاطمه نجاران صمیمانه سپاسگزارم.

در پایان از دوستان و بهکلاسی های عزیزم خانم مهربان عبدالمی، فوزیه ساکری، فریده حیدرپور، مریم حیات الغیب، شیامه زاده، سمیه تقی زاده، فاطمه هشتادانی، فاطمه جویکار، زهرا آتش سودا، رقیه بردبار، زینب انصاری، زهره ابراهیمی، بهار شاهرادی، سارا آذری و آقای محمد حسین زاده به پاس بهکاری و بهیاریشان تشکر می‌کنم.

چکیده

منابع آب زیرزمینی از جمله مهمترین منابع آب مورد استفاده در کشاورزی و شرب به حساب می آیند و بدین علت ارزیابی و میزان کیفیت آلودگی آنها حائز اهمیت است. هدف از پژوهش حاضر بررسی ویژگی های هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل (استان فارس) و همچنین ارزیابی آلودگی فلزی آنهاست. به این منظور ۱۵ نمونه آب زیرزمینی با پراکندگی مناسب از کل دشت برداشت گردید و غلظت فلزات سنگین، آنیونها و کاتیونهای اصلی و برخی پارامترهای کیفی نمونه های آب اندازه گیری شد. نتایج به دست آمده نشان داد که یونهای سولفات، منیزیم و سدیم (به ترتیب ناشی از انحلال ژیپس و مارن)، یونهای غالب در آبهای زیرزمینی بوده و مقدار EC و TDS آب از شمال به سمت جنوب و جنوب شرقی دشت کاهش می یابد. علت این امر رسی بودن بافت خاک در شمال دشت و احتمالاً تغذیه از آبخوان کارستی در پایین دشت است. به منظور ارزیابی اثر فعالیت های کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی، غلظت نیترات و فسفات تعیین گردید که مقادیر نیترات در ۵۳/۳ درصد نمونه ها بالاتر از حد مجاز (WHO) به دست آمد. علاوه بر این نتایج نشان داد که از نظر شرب، آبهای زیرزمینی منطقه میان جنگل در محدوده ی متوسط تا قابل قبول و از نظر کیفیت، برای استفاده در کشاورزی در محدوده ی مجاز قرار می گیرند. به طور کلی تیپ غالب آب در دشت میان جنگل سولفات و رخساره آب نیز سدیمی، کلسیمی و منیزیمی به دست آمد. براساس نتایج به دست آمده از محاسبه نسبت های یونی، نمودار گیبس و شاخص اشباع شدگی فرآیندهای غالب کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب در منطقه مورد مطالعه انحلال، تبادل یونی طبیعی و معکوس، و احتمالاً مخلوط شدگی ارزیابی گردید. در مناطق متأثر از فعالیت های کشاورزی غلظت برخی فلزات (آرسنیک و کادمیوم) در منابع آب افزایش یافته که احتمالاً مصرف کودهای شیمیایی (نیترات، فسفات) و آفت کش ها باعث افزایش غلظت آنها شده است. با توجه به روند غلظت سرب، روی، نیکل، کروم و مس و تحلیل های آماری چند متغیره می توان چنین استنباط کرد که این فلزات احتمالاً منشاء زمین زاد داشته و در اثر انحلال سنگها وارد ترکیب آب زیرزمینی شده اند.

کلمات کلیدی: منابع آب زیرزمینی، دشت میان جنگل، فلزات سنگین

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه

هیدروشنیمی و ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی دشت میان جنگل فسا برای اهداف آبیاری، دومین

همایش ملی حفاظت و برنامه ریزی محیط زیست، همدان، مرداد ۱۳۹۲.

هیدروژئوشیمی منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل (شهرستان فسا)، هفدهمین همایش انجمن

زمین شناسی ایران، تهران، آبان ۱۳۹۲.

تاثیر فعالیتهای کشاورزی بر آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل (شهرستان فسا)، سی و

دومین گردهمایی و نخستین کنگره بین المللی تخصصی علوم زمین، شیراز، بهمن ماه ۱۳۹۲.

عنوان	فهرست مطالب	صفحه
فصل اول: مقدمه		۱
۱-۱- مقدمه		۲
۲-۱- بیان مسئله		۲
۳-۱- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه		۳
۱-۳-۱- موقعیت جغرافیایی		۳
۲-۳-۱- کشاورزی		۳
۳-۳-۱- آب و هوا		۵
۴-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه		۶
۱-۴-۱- زمین‌شناسی عمومی		۶
۲-۴-۱- چینه‌شناسی		۶
۱-۲-۴-۱- سازند نمکی هرمز (PC-Ch)		۹
۲-۲-۴-۱- سازندهای فلهیان (Kfa) و داریان (Kdr) و گدون (Kgd)		۹
۳-۲-۴-۱- سازندهای کژدمی (Kkz) و سروک (Ksv)		۹
۴-۲-۴-۱- سازند تاربور (Ktb)		۱۰
۵-۲-۴-۱- سازند آسماری- جهرم (PEM J-as)		۱۰
۶-۲-۴-۱- سازند رازک (M _r)		۱۱
۷-۲-۴-۱- سازند آغاچاری (MPLa)		۱۱
۸-۲-۴-۱- سازند بختیاری (PLQb)		۱۱
۹-۲-۴-۱- آبرفت‌ها و رسوبات عهد حاضر (Q)		۱۲
۵-۱- هیدرولوژی دشت میان‌جنگل		۱۲
۱-۵-۱- تغییرات عمق آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه		۱۳
۲-۳-۴-۱- تغییرات تراز آب زیرزمینی		۱۴
۳-۳-۴-۱- هیدروگراف واحد آب زیرزمینی در آبخوان میان‌جنگل		۱۶
۶-۱- هدف و مراحل انجام تحقیق		۱۷
فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین		۱۸
۱-۲- مقدمه		۱۹
۲-۲- انواع آلاینده‌ها در آب زیرزمینی		۱۹
۱-۲-۲- آلاینده‌های طبیعی		۱۹
۲-۲-۲- آلاینده‌های انسان‌زاد		۲۳
۱-۲-۲-۲- فعالیت‌های کشاورزی		۲۳
۲-۲-۲-۲- معدن‌کاری		۲۹
۴-۲-۲-۲- مواد زائد شهری و صنعتی		۳۰
فصل سوم: مواد و روش‌ها		۳۱
۱-۳- مقدمه		۳۲
۲-۳- نمونه‌برداری		۳۲
۳-۳- تعیین محل‌های نمونه‌برداری		۳۲

۳۵	۳-۴- نحوه نمونهبرداری از آب و آمادهسازی نمونه‌ها
۳۵	۳-۵- آماده سازی نمونه‌ها
۳۵	۳-۶- اندازه‌گیری خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب
۳۵	۳-۶-۱- اندازه‌گیری pH نمونه‌ها
۳۶	۳-۶-۲- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌ها
۳۶	۳-۶-۳- تعیین غلظت آنیونها و کاتیونهای اصلی در نمونه‌های آب
۳۶	۳-۶-۴- اندازه‌گیری غلظت برخی فلزات سنگین در نمونه‌های آب
۳۷	۳-۸- روشها و نرم‌افزارهای مورد استفاده در تحلیل داده‌ها
۳۷	۳-۸-۱- روشهای تحلیل آماری داده‌ها
۳۷	۳-۸-۱-۱- ضریب همبستگی به روش پیرسون (Pearson Correlation Coefficient)
۳۸	۳-۸-۲-۲- تحلیل خوشهای سلسله مراتبی (Hierarchical Cluster Analysis)
۳۹	فصل چهارم: هیدروشیمی منابع آب زیرزمینی
۴۰	۴-۱- مقدمه
۴۰	۴-۲- ارزیابی ویژگیهای هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی
۴۲	۴-۲-۱- پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب
۴۲	۴-۲-۱-۱- هدایت الکتریکی (EC)
۴۳	۴-۲-۱-۲- کل مواد جامد حل شده (TDS)
۴۴	۴-۲-۱-۳- سختی کل (TH)
۴۵	۴-۲-۱-۴- pH
۴۶	۴-۲-۲- غلظت کاتیونها و آنیونها اصلی
۴۶	۴-۲-۲-۱- تغییرات غلظت آنیونها و کاتیونها در جهت آب زیرزمینی
۴۷	۴-۲-۲-۲- تغییرات غلظت یون کلسیم
۴۸	۴-۲-۲-۳- تغییرات غلظت یون منیزیم
۵۰	۴-۲-۲-۴- تغییرات غلظت یون سدیم
۵۱	۴-۲-۲-۵- تغییرات غلظت یون سولفات
۵۲	۴-۲-۲-۶- تغییرات غلظت یون کلر
۵۴	۴-۲-۲-۷- تغییرات غلظت یون بیکربنات
۵۵	۴-۲-۲-۸- تغییرات غلظت یون نترات (NO_3^-)
۵۸	۴-۲-۲-۹- تغییرات غلظت یون فسفات (PO_4^{3-})
۵۹	۴-۴- تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب
۵۹	۴-۴-۱- نمودار پایپر (Piper diagram)
۶۱	۴-۴-۲- نمودار استیف (Stiff diagram)
۶۲	۴-۴- بررسی کیفیت آب زیرزمینی از نظر استفاده در شرب
۶۲	۴-۴-۱- نمودار شولر
۶۳	۴-۵- بررسی کیفیت نمونه‌های آب از نظر استفاده در کشاورزی (آبیاری)
۶۴	۴-۵-۱- درصد سدیم (%Na)
۶۵	۴-۵-۲- نسبت جذب سدیم (SAR)
۶۶	۴-۵-۳- نمودار ویلکاکس

۶۷	۶-۴- بررسی فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب
۶۸	۶-۴-۱- نمودار گیبس (Gibb's Diagram)
۶۹	۶-۴-۳- نسبت‌های یونی
۶۹	۶-۴-۲- نسبت سدیم و کلسیم
۶۹	۶-۴-۲- نسبت کلسیم و سولفات
۶۹	۶-۴-۳- نسبت $Ca/Ca + SO_4$
۷۰	۶-۴-۴- نسبت $Na/Na + Cl$
۷۰	۶-۴-۶- نسبت $Cl/\text{sum Anions}$
۷۰	۶-۴-۷- نسبت $HCO_3/\text{sum Anions}$
۷۲	۶-۴-۴- محاسبه شاخص اشباع‌شدگی (SI) کانیها
۷۵	۶-۴-۵- نمودار دورو (Durov Diagram)
۷۵	۶-۴-۶- اختلاط (Mixing)
۷۶	۶-۴-۷- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه
۷۷	۶-۴-۱- تغییرات غلظت نیکل
۷۹	۶-۴-۲- تغییرات غلظت کروم
۸۰	۶-۴-۳- تغییرات غلظت مس
۸۲	۶-۴-۴- تغییرات غلظت سرب
۸۴	۶-۴-۵- تغییرات غلظت روی
۸۵	۶-۴-۶- تغییرات غلظت آرسنیک
۸۷	۶-۴-۷- تغییرات غلظت کادمیوم
۸۹	۶-۴-۸- محاسبه شاخص فلزی (MI) برای نمونه‌های مورد مطالعه
۹۰	۶-۴-۹- تحلیل داده‌های هیدروشیمیایی با استفاده از روشهای آماری چند متغیره
۹۰	۶-۴-۹-۱- روش تحلیل همبستگی (به روش پیرسون)
۹۴	۶-۴-۹-۲- روش تحلیل خوشه‌های
۹۷	فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها
۹۸	۵-۱- مقدمه
۹۸	۵-۲- غلظت عناصر و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب
۱۰۰	۵-۳- کیفیت منابع آب زیرزمینی از نظر استفاده در شرب
۱۰۰	۵-۴- کیفیت منابع آب زیرزمینی از نظر استفاده در کشاورزی
۱۰۰	۵-۵- فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی
۱۰۱	۵-۶- غلظت فلزات سنگین در آب زیرزمینی
۱۰۱	۵-۷- رابطه آماری بین متغیرهای هیدروشیمیایی نمونه‌های آب
۱۰۳	منابع فارسی
۱۰۵	منابع لاتین

فهرست جدول‌ها

- جدول ۱-۱- خلاصه آمار ریزش‌های جوی در دشت میان‌جنگل بر حسب میلی‌متر)..... ۵
- جدول ۱-۲- داده‌های تراز و عمق آب در پیزومترهای منطقه ۱۳
- جدول ۱-۲- ترکیبات متداول ژئوشیمیایی (Rose et al., 1979)..... ۲۱
- جدول ۲-۲- غلظت برخی از فلزات سنگین رایج در کودها و منابع مورد استفاده در زمین‌های کشاورزی ۲۸
- جدول ۱-۳- مختصات چاههای نمونه‌برداری شده در دشت میان‌جنگل ۳۴
- جدول ۲-۳- حد آشکارسازی فلزات سنگین مورد مطالعه (بر حسب ppb)..... ۳۷
- جدول ۱-۴- غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و پارامترهای و میزان برخی فیزیکی‌وشیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه..... ۴۱
- جدول ۲-۴- رده‌بندی نمونه‌های آب از نظر TDS (WHO, 2004)..... ۴۴
- جدول ۳-۴- رده بندی (Sawyer and McCarty' s, 1967) برای آب زیرزمینی براساس سختی ۴۵
- جدول ۵-۴- تیپ و رخساره نمونه‌های آب مورد مطالعه..... ۶۱
- جدول ۶-۴- تقسیم بندی نمونه‌های آب مورد مطالعه براساس درصد سدیم..... ۶۴
- جدول ۷-۴- رده‌بندی نمونه‌های آب براساس مقادیر SAR محاسبه شده و رده‌بندی آنها براساس خطر سدیم ۶۵
- جدول ۸-۴- مقادیر نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه ۷۱
- جدول ۹-۴- تعیین منشأ سنگ از نسبت‌های یونی..... ۷۲
- جدول و نمودار ۱۰-۴- شاخص اشباع‌شدگی کانیه‌های مختلف در آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل ۷۴
- جدول ۱۱-۴- همبستگی میان عناصر و برخی پارامترهای اندازه‌گیری شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه..... ۹۳

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت تقریبی دشت میان جنگل و راه‌های دسترسی به آن..... ۴
- شکل ۲-۱- نقشه زمین‌شناسی دشت میان جنگل..... ۷
- شکل ۳-۱- منحنی‌های هم‌عمق آب زیرزمینی دشت میان جنگل (در سال ۱۳۹۰)..... ۱۴
- شکل ۴-۱- نقشه تراز آب زیرزمینی دشت میان جنگل (در سال آماری ۱۳۹۰)..... ۱۵
- شکل ۵-۱- هیدروگراف واحد آب زیرزمینی در آبخوان میان جنگل در طی سالهای ۸۱-۹۰..... ۱۶
- شکل ۱-۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در دشت میان جنگل..... ۳۳
- شکل ۱-۴- نقشه‌ی تغییرات میزان هدایت الکتریکی (EC) در منابع آب دشت میان جنگل..... ۴۳
- شکل ۲-۴- نقشه‌ی تغییرات سختی کل در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۴۵
- شکل ۳-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت کلسیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۴۸
- شکل ۴-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت منیزیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۴۹
- شکل ۵-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت سدیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۵۱
- شکل ۶-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت سولفات در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۵۲
- شکل ۷-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت کلر در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۵۴
- شکل ۸-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت بیکربنات در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۵۵
- شکل ۹-۴- نقشه‌ی سطوح هم‌غلظت نترات (فصل خشک و تر) در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۵۸
- شکل ۱۰-۴- نقشه‌ی سطوح هم‌غلظت فسفات در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۵۹
- شکل ۱۱-۴- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن..... ۶۰
- شکل ۱۲-۴- نقشه نقاط نمونه‌برداری همراه با نمودارهای استیف برای هر نمونه..... ۶۲
- شکل ۱۳-۴- قرارگیری نمونه‌های آب دشت میان جنگل بر روی نمودار شولر..... ۶۳
- شکل ۱۴-۴- شاخص سدیمی برای نمونه‌های آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه..... ۶۶
- شکل ۱۵-۴- محل قرارگیری نمونه‌های آب دشت میان جنگل بر روی نمودار ویلکوکس..... ۶۷
- شکل ۱۶-۴- نمودار گیبس و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن..... ۶۸
- شکل ۱۷-۴- نمودار دروو و قرارگیری نمونه‌های آب مورد مطالعه بر روی آن..... ۷۵
- شکل ۱۸-۴- تغییرات غلظت نیکل در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۷۸
- شکل ۱۹-۴- تغییرات غلظت کروم در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۸۰
- شکل ۲۰-۴- تغییرات غلظت مس در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۸۱
- شکل ۲۱-۴- تغییرات غلظت سرب در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۸۳
- شکل ۲۲-۴- نمودار مقایسه غلظت سرب در نمونه‌های مورد مطالعه با حد مجاز WHO..... ۸۴
- شکل ۲۳-۴- تغییرات غلظت روی در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۸۵
- شکل ۲۴-۴- تغییرات غلظت آرسنیک در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۸۷
- شکل ۲۵-۴- تغییرات غلظت کادمیوم در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل..... ۸۸
- شکل ۲۶-۴- مقادیر شاخص فلزی محاسبه شده برای نمونه‌های آب..... ۹۰
- شکل ۲۷-۴- نمودار خوشه‌ای بین پارامترها، عناصر اصلی و فلزات سنگین در نمونه‌های آب منطقه..... ۹۵

فصل اول

مقدمه

۱-۱- مقدمه

آب زیرزمینی از جمله مهمترین منابع تامین کننده آب برای مصارف شرب و کشاورزی به حساب می آید و به همان اندازه که کمیت این منابع مهم است، کیفیت آنها نیز از اهمیت بالایی برخوردار می باشد. اگرچه کمبود آب یکی از چالش ها و محدودیت های اساسی توسعه و آبادانی کشور در سطوح ملی، منطقه ای و عرصه های حیات اجتماعی و فعالیت های اقتصادی است، اما چنانچه آب های قابل استحصال شده کیفیت مناسبی نداشته یا آلوده باشند در این صورت مشکلات مربوط به آب به عنوان یکی از اساسی ترین عوامل حیات انسان دو چندان خواهد شد و به همین علت بررسی و پایش ویژگی های کیفی منابع آب زیرزمینی امری ضروری است. کیفیت آب های زیرزمینی نتیجه کلیه فرایندها و واکنش هایی است که از زمان تشکیل و تراکم آب در اتمسفر تا زمانی که از طریق چاه، چشمه و قنات از درون زمین خارج می شود بر روی آن عمل می کنند و علاوه بر این طیف وسیعی از منابع انسانزاد نیز بر کیفیت هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی تاثیرگذار است. به عنوان مثال افزایش جمعیت، نیاز به آب و محصولات کشاورزی را تشدید نموده و در نتیجه فعالیت های کشاورزی نیز موادی مانند کودها و سموم شیمیایی وارد منابع آب زیرزمینی می شوند که می تواند در دراز مدت آلودگی این منابع را در پی داشته باشد.

۱-۲- بیان مسئله

دشت میان جنگل با وسعت ۸۸۳ کیلومتر مربع در استان فارس و شمال غربی شهرستان فسا قرار گرفته است (گزارش تمدید ممنوعیت محدوده ی میان جنگل، ۱۳۸۸). از ویژگی های قابل توجه این دشت رخنمون های گسترده ای از واحدهای مختلف سنگی از دوران سوم تا عصر حاضر است. دشت میان جنگل یکی از بزرگترین دشت های شهرستان فسا است. آب زیرزمینی تنها منبع تامین کننده آب این منطقه به حساب می آید، موید این مطلب وجود زمین های کشاورزی وسیع در اطراف چاهها و همچنین وجود آبادی های اصلی همچون چاه شور، خیر آباد و علی آباد است که آب آشامیدنی و

کشاورزی مورد نیاز خود را از این چاهها تامین می کنند.

با توجه به تعدد واحدهای سنگی در منطقه مورد مطالعه و همچنین گستردگی فعالیت های کشاورزی (اغلب به صورت کشت دیمی) به نظر می رسد که کیفیت هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی در منطقه میان جنگل تحت تاثیر هر دو عامل زمین شناختی (طبیعی) و انسانزاد (زهاب های کشاورزی، کودها و سموم کشاورزی) قرار گرفته باشد. بنابراین با توجه به احتمال تخریب یا تغییر کیفیت منابع آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه، انجام یک پژوهش بر روی ویژگی های کیفی و آلودگی منابع آب زیرزمینی این دشت ضروری به نظر می رسد.

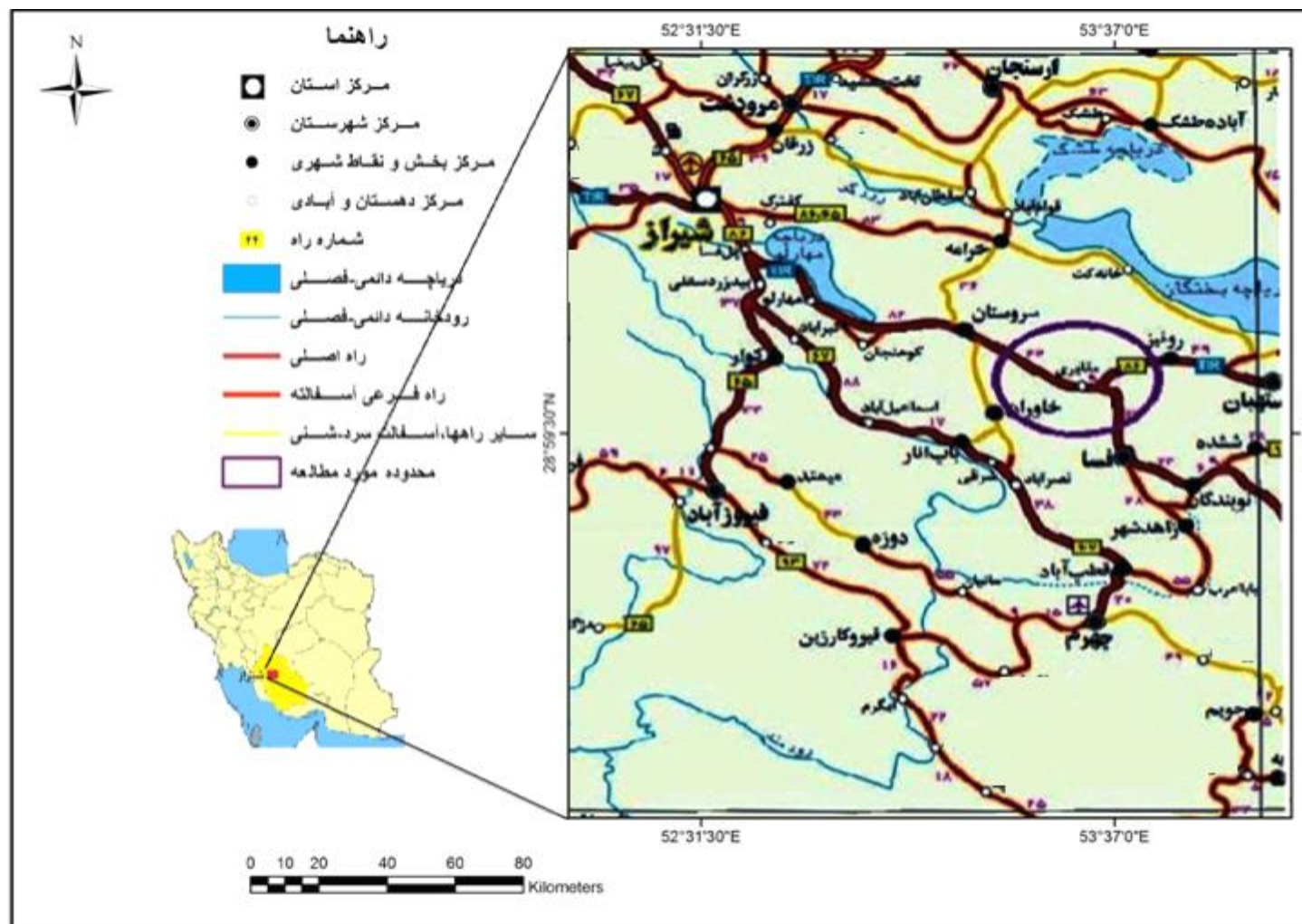
۱-۳-۳- ویژگی های منطقه مورد مطالعه

۱-۳-۱- موقعیت جغرافیایی

دشت میان جنگل در فاصله ۱۵ کیلومتری جنوب شرقی شهر سروستان و ۵۰ کیلومتری شمال غربی شهر فسا قرار گرفته است. منطقه مورد مطالعه از نظر مختصات جغرافیایی به طور تقریبی در محدوده ۵۶ درجه و ۳۵ دقیقه تا ۵۳ درجه و ۴۵ دقیقه طول شرقی و ۲۹ درجه و دو دقیقه تا ۲۹ درجه و ۲۶ دقیقه عرض شمالی قرار می گیرد. از مسیرهای فسا، سروستان و رونیز می توان به محدوده ی دشت و روستاهای واقع در آن دسترسی پیدا کرد. موقعیت محدوده مطالعاتی میان جنگل در (شکل ۱-۱) آورده شده است.

۱-۳-۲- کشاورزی

فعالیت کشاورزی در دشت میان جنگل دو بخش باغات و زمین های زراعی را شامل می شود. بیشترین فعالیت کشاورزی محدود به قسمت جنوبی و میانی دشت است. سالانه به طور میانگین ۲۸/۵ میلیون مترمکعب آب زیرزمینی در بخش کشاورزی مصرف می شود. مهمترین محصولات زراعی در منطقه گندم، جو، سبزیجات، محصولات جالیزی (گوجه و بادمجان) و محصولات باغی شامل انار، بادام، زیتون، هلو، انگور است. بین محصولات زراعی بیشترین سطح زیر کشت را گندم به خود اختصاص می دهد.



شکل ۱-۱- موقعیت دشت میان جنگل و راههای دسترسی به آن

۱-۳-۳- آب و هوا

دمای هوا در دشت میان جنگل به تبعیت از توده‌های هوایی وارد شده، به طور میانگین $۱۷/۶$ درجه سانتی‌گراد گزارش شده است. حداکثر میانگین ماهانه درجه حرارت در تیر ماه به میزان ۲۹ درجه سانتی‌گراد و حداقل میانگین ماهانه آن در دی ماه به میزان $۶/۵$ درجه سانتی‌گراد است. مقدار متوسط سالیانه تبخیر نیز، ۲۷۸۸ میلی‌متر برآورد شده است. جدول (۱-۱) میانگین ماهانه و سالانه بارش ($۷۴-۸۹$) را در دشت میان جنگل نشان می‌دهد. میانگین بارندگی سالانه در دشت و ارتفاعات به ترتیب ۳۵۱ و ۴۲۲ میلی‌متر محاسبه شده است. عمده بارش در محدوده میان جنگل در زمستان و اوایل بهار رخ می‌دهد و فصل خشک متمرکز در تابستان و اوایل پاییز است.

جدول ۱-۱- خلاصه آمار ریزش‌های جوی در دشت میان جنگل بر حسب میلی‌متر
(امور مطالعات منابع آب استان فارس، سال ۱۳۹۰)

سال آبی	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	جمع	حداکثر ۲۴ ساعته بارندگی
۷۴						۱۸۵/۵	۱۰۲	۰	۲۶	۲	۰	۰		
۷۵	۰	۰	۲	۴۱	۶۱	۱۰۸/۵	۱۱۷/۵	۸	۲	۰	۰	۰	۳۴۰	۵۱
۷۶	۰	۲۴	۱۰۳	۱۰۴	۱۲۱	۷۹/۵	۳۶/۵	۷	۰	۰	۱۷	۰	۴۹۲	۷۵
۷۷	۰	۰	۰	۸۸	۹۲	۲۵۸	۰	۰	۰	۶	۰	۰	۴۴۴	۸۵
۷۸	۰	۰	۰	۱۸۱/۵	۸۳	۳	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۶۷/۵	۷۲
۷۹	۱۱	۸۹	۸۴	۵۱	۲۲	۳۰	۴	۲/۵	۱۰/۵	۰	۰	۵/۵	۳۰۹/۵	۴۸/۵
۸۰	۰	۱۹	۱۰۲/۵	۱۰۳	۳۵	۵۵/۵	۱۳۹	۰	۰	۰	۰	۰	۴۵۴	۵۰
۸۱	۰	۰	۱۱	۵۵/۵	۱۰۹/۵	۹۰	۵۹	۲۴	۰	۰	۴	۰	۳۵۳	۳۵/۵
۸۲	۰	۰	۱۲۴/۵	۳۱۳	۶۷/۵	۱۱/۵	۴۳/۵	۵/۵	۰	۰	۰	۰	۵۶۵/۵	۱۱۱
۸۳	۰	۰/۸	۳۸۶/۲	۱۷۲	۷۴/۵	۶۵/۵	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۶۹۰	۹۵/۵
۸۴	۰	۷۶	۴	۶۹	۲۵	۲۱	۵۰/۵	۲۷	۰	۴/۵	۱۳	۰	۲۹۰	۳۵
۸۵	۰	۸	۱۱۱/۵	۳۴	۶۶	۳۵/۵	۷۴	۱/۵	۲	۰	۱۲	۷/۵	۳۵۲	۴۲
۸۶	۰	۰	۱۱	۸۰	۴۵/۵	۰	۴/۵	۰	۰	۰	۰	۰	۱۴۱	۳۷
۸۷	۰	۱۸	۱۱	۲۴	۲/۵	۳۹/۵	۱۰۴/۵	۰	۰	۰	۰	۱۱	۲۱۰/۵	۴۶
۸۸	۰	۲۵	۱۱۸	۱۰	۴۲	۱۵	۲۸/۵	۸/۵	۰	۰	۰	۰	۲۴۷	۴۷
۸۹	۰	۰	۰	۵۷	۱۷۱	۳۳	۳۸	۰	۰	۰	۰	۰	۲۹۹	۸۵/۵
میانگین	۰/۷	۱۷/۳	۷۱/۲	۹۲/۲	۶۷/۸	۶۲/۱	۵۰/۰	۵/۲	۲/۵	۰/۷	۲/۸	۱/۵	۳۶۳/۶	۶۰/۴
حداکثر	۱۱	۸۹	۳۸۶/۲	۳۱۳	۱۷۱	۲۵۸	۱۳۹	۲۷	۲۶	۶	۱۷	۱۱	۶۹۰	۱۱۱
حداقل	۰	۰	۰	۱۰	۲/۵	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۴۱	۳۵

۴-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

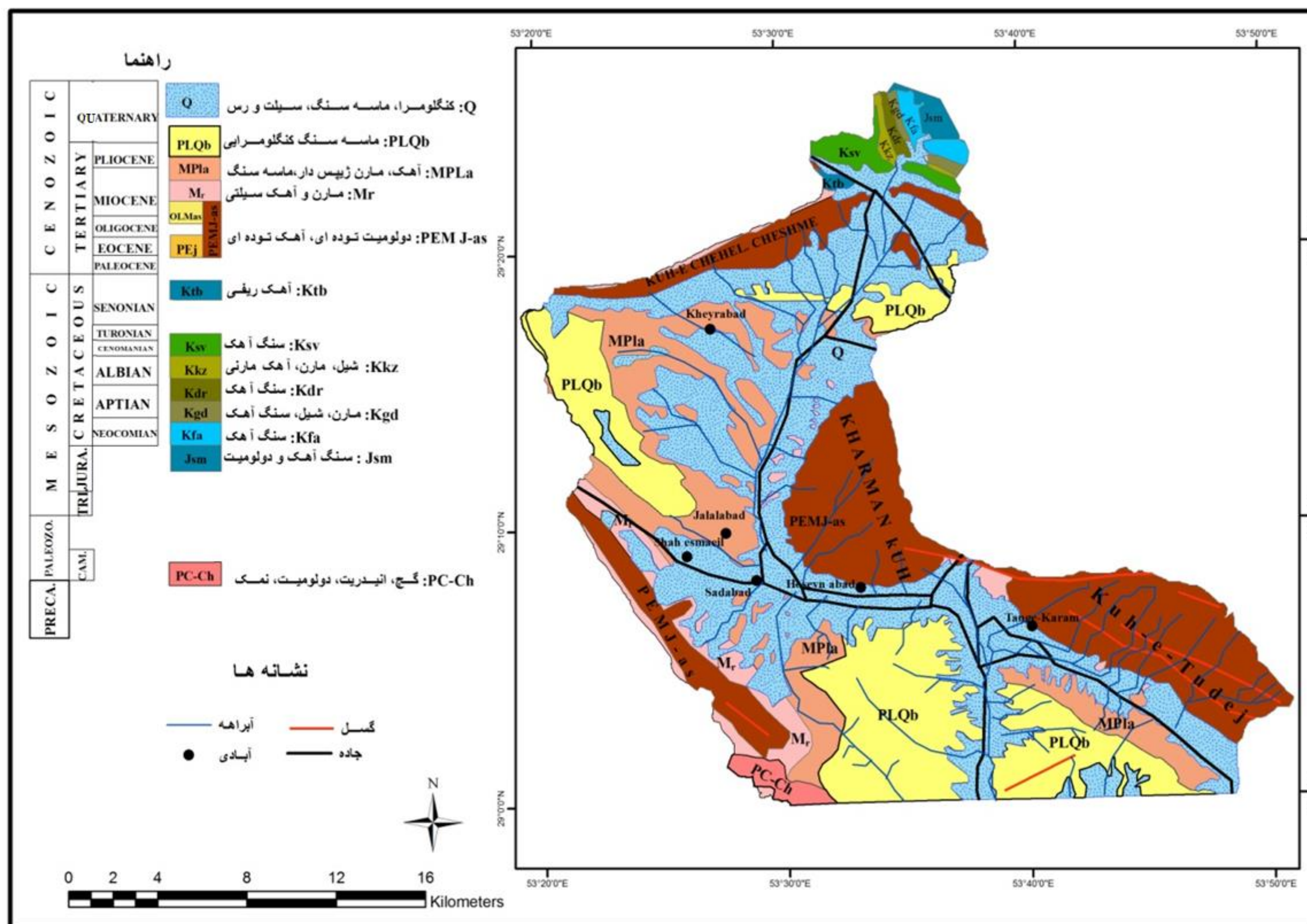
۴-۱-۱- زمین‌شناسی عمومی

دشت میان‌جنگل از نظر زون‌های زمین‌شناختی ایران، در زون زاگرس چین‌خورده^۱ قرار گرفته است. در اطراف این دشت به تبعیت از وضعیت ساختاری زون زاگرس چندین تاقدیس و ناودیس بزرگ و کوچک در بخش‌های مختلف دیده می‌شود (از جمله تاقدیس کوه مرغکی در شرق و ناودیس کوه کمر زرد در غرب). بیشتر این تاقدیس‌ها دارای روند شمال غرب- جنوب شرق هستند. گسل‌خوردگی شدید و وجود کوه گنبدی شکل خرمن‌کوه، در انتهای جنوب‌غربی حوضه از جمله ویژگی‌های منطقه از نظر زمین‌شناسی است. لازمه به ذکر است کلیه توضیحات مربوط به زمین‌شناسی و هیدرولوژی منطقه مورد مطالعه که در بخش فصل آورده می‌شود، از گزارش تمديد ممنوعیت محدوده‌ی میان-جنگل (۱۳۸۸) اقتباس شده است.

۴-۱-۲- چین‌شناسی

از نظر چین‌شناسی و براساس نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ ارونیز و سروستان واحدهای لیتولوژیک زیر به ترتیب از قدیم به جدید در محدوده دشت میان‌جنگل دیده می‌شوند. سازند هرمز (PC-Ch)، فلهیان (Kfa)، داریان (Kdr) و گدون (kdg) (از گروه خامی)، کژدمی (Kkz) و سروک (Ksv) (از گروه بنگستان)، تاربور (Ktb)، آسماری- جهرم (PEM J-as)، رازک (Mr)، آغاچاری (MPLa) (از گروه فارس) و بختیاری (PLQb)، آبرفت و رسوبات عهد حاضر (Q) جوانترین رسوبات دشت را با بیشترین وسعت تشکیل داده‌اند (شکل ۱-۲). در زیر شرح مختصری از هر یک از این سازندها آورده می‌شود:

¹ Zagros simple folded zone



شکل ۱-۲- نقشه زمین شناسی دشت میان جنگل

۱-۴-۲-۱- سازند نمکی هرمز (PC-Ch)

این سازند در انتهای جنوب غربی حوضه رخنمون داشته و تنها حدود ۰/۱ درصد از سطح منطقه را می پوشاند. از نظر لیتولوژیک، سازند هرمز در مقطع تیپیک خود از هالیت، انیدریت، ژپس و بلوک هایی از سنگ های رسوبی مانند آهک های نازک لایه سیاه رنگ و دولومیت های متعفن چرتی، ماسه سنگ های قرمز، سیلتهای رنگارنگ و رس های قرمز رنگ و حتی سنگ های آذرین تشکیل شده است. رخنمون هایی از سازند هرمز (شامل گچ، انیدریت، دولومیت و نمک) در کوه های بخش شمال شرقی تاقدیس کلاه قاضی (کوه سلو) و انتهای جنوب غربی حوضه، وجود دارد. وسعت رخنمون این سازند حدود ۰/۷ کیلومتر مربع بوده و همانطور که گفته شد فقط ۰/۱ درصد از سطح حوضه را می پوشاند و احتمالاً تأثیری بر روی کیفیت آب های سطحی و زیرزمینی ندارد.

۱-۴-۲-۲- سازندهای فلهیان (Kfa) و داریان (Kdr) و گدون (Kgd)

این سازندها جزء گروه خامی می باشند و سن آنها ژوراسیک پایینی تا آلبین است، لیتولوژی غالب گروه خامی شامل آهک های توده ای است اگرچه دارای واحدهایی از مارن، دولومیت، ژپس و شیل نیز هستند. این سازندها در مجاورت هم در انتهای بخش شمالی حوضه میان جنگل، در کوه خانه کت با وسعتی جمعاً حدود ۱۵/۹ کیلومتر مربع و درصد پوشش ۱/۸ درصد رخنمون دارند.

۱-۴-۲-۳- سازندهای کژدمی (Kkz) و سروک (Ksv)

گروه بنگستان که به طور اساسی شامل دو سازند کژدمی و سروک می باشد، به صورت نسبتاً گسترده، به ترتیب با وسعت ۳/۴ و ۱۶/۲ کیلومتر مربع در بخش شمالی حوضه (کوه های خانه کت و چاه شکر) رخنمون دارند. لیتولوژی سازند کژدمی، به طور عمده شیل، مارن و آهک مارنی و لیتولوژی غالب سروک، سنگ آهک خاکستری رنگ است. سطح پوشش مجموع این دو سازند تقریباً ۲/۲ درصد از کل حوضه میان جنگل است و با توجه به وسعت پوشش، جهت لایه بندی آنها و موقعیت، احتمالاً تأثیر هیدرولوژیکی چندانی بر روی آب های زیرزمینی منطقه ندارند.

۱-۴-۲-۴- سازند تاربور (Ktb)

سازند تاربور از نظر لیتولوژی از آهکهای ریفی لایه‌ای تا توده‌ای تشکیل شده است. این سازند نیز در کوه برآفتاب در شمال حوضه با وسعت ۲/۹ کیلومتر مربع، حدود ۰/۳ درصد از سطح حوضه را می‌پوشاند. سازند تاربور توانایی و پتانسیل تشکیل آبخوان کارستی را به خصوص به واسطه عملکرد عوامل زمین‌ساختی و وجود درز و شکستگی فراوان در آن، دارا می‌باشد، اما با توجه به نحوه رخنمون (شکل ۱-۲) در حوضه، به نظر می‌رسد تأثیر هیدروژئولوژیکی خاصی بر منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل نداشته باشد.

۱-۴-۲-۵- سازند آسماری - جهرم (PEM J-as)

سازندهای آسماری و جهرم به دلیل شباهت لیتولوژی و دشواری تفکیک، در بعضی از نقشه‌های زمین‌شناسی، به عنوان یک واحد سنگی معرفی شده‌اند. سازند جهرم در قاعده به صورت دولومیت‌های توده‌ای قهوه‌ای رنگ است و بخش بالایی آن را آهک دولومیتی و میکروفسیل‌های فراوان تشکیل می‌دهد. سازند آسماری به طور عمده از آهکهای کرم تا قهوه‌ای رنگ تشکیل شده است. این دو سازند به طور کلی (به ویژه سازند آسماری) دارای پتانسیل قابل توجهی از نظر تشکیل آبخوان‌های کارستی هستند. در منطقه مورد مطالعه این سازندها، به صورت نسبتاً یکپارچه و وسیع در بخشهای مختلف حوضه، رخنمون دارند و به همین دلیل، سهم هیدروژئولوژیکی آن در حوضه میان‌جنگل، نسبتاً زیاد است، که البته این تأثیر اساساً بیشتر در کوههای خرمن‌کوه و مرغکی در مرکز و شرق حوضه است. دو رخنمون نواری سازند آسماری-جهرم در شمال و غرب حوضه به دلیل شرایط زمین‌شناسی آنها، احتمالاً تأثیری بر منابع آب زیرزمینی دشت ندارند. سازند آسماری-جهرم با وسعت رخنمون ۲۳۴/۷ کیلومتر مربع، تقریباً ۲۶/۶ درصد از کل سطح محدوده را پوشش می‌دهد که پس از آبرفت، بیشترین سطح رخنمون را دارا می‌باشد.

۱-۴-۲-۶- سازند رازک (M_r)

سازند رازک شامل مارنهای سیلتی قرمز مایل به سبز تا خاکستری و آهکهای سیلتی است. این سازند به صورت پراکنده در بخشهای غربی و مرکزی دشت میان جنگل با وسعت ۲۹ کیلومتر مربع رخنمون دارد (۳/۳ درصد از سطح حوضه). رخنمون عمده‌ی آن به صورت نواری نامنظم در مجاورت سازند آسماری-چهرم، معطوف به کوههای بخش غربی-جنوب غربی، حوضه است. این سازند، می‌تواند هم به صورت مانعی در برابر حرکت آبهای زیرزمینی و هم به عنوان تخریب‌کننده کیفیت آب، تأثیر نسبتاً زیادی بر روی آبهای زیرزمینی دشت داشته باشد.

۱-۴-۲-۷- سازند آغاجاری ($MPLa$)

سازند آغاجاری به عنوان جوانترین سازند از گروه فارس (گچساران-میشان و آغاجاری)، دارای لیتولوژی سنگ آهک قهوه‌ای تا خاکستری و مارنهای قرمز ژئوپس‌دار و سیلتستون است و در حوضه میان جنگل بیشتر شامل مارن و ماسه سنگ است. این سازند با وسعت نسبتاً زیاد (پراکنده)، مساحتی برابر با ۱۳۳/۵ کیلومتر مربع را می‌پوشاند که ۱۵/۱ درصد از سطح حوضه را شامل می‌شود. سازند آغاجاری بخشهای مرکزی - غربی، جنوبی و جنوب شرقی حوضه را می‌پوشاند. از نظر هیدروژئولوژیکی سازند آغاجاری به عنوان سفره آب زیرزمینی عمل نمی‌کند هر چند در ابعاد کم و کوچک، دارای ذخیره اندکی است.

۱-۴-۲-۸- سازند بختیاری ($PLQb$)

این سازند در مقطع تیپیک خود از کنگلومرای سخت و مقاوم، ماسه‌سنگ کنگلومرای و سنگ سیلیسی ($Gritstone$) تشکیل شده است. در حوضه میان جنگل این سازند با گسترش نه چندان وسیع خود، عمدتاً در بخشهای غربی (کوه کمر زرد) و جنوبی و با وسعت ۸۷/۸ کیلومتر مربع، ۹/۹ درصد از سطح حوضه را می‌پوشاند. همچنین به واسطه عملکرد عوامل زمین‌شناختی، توانایی ذخیره آب زیرزمینی و یا انتقال آب به آبرفت‌های مجاور را دارد (اگرچه نه در حد آهکهای دوران سوم) و لذا از

نظر هیدروژئولوژیکی دارای اهمیت زیادی است. به دلیل ترکیب سنگ‌شناختی، این سازند احتمالاً تاثیر مخربی بر کیفیت آب ندارد.

۱-۴-۲-۹- آبرفت‌ها و رسوبات عهد حاضر (Q)

آبرفت‌ها و رسوبات عهد حاضر در حوضه میان‌جنگل با وسعت ۳۴۴/۳ کیلومتر مربع و درصد پوشش ۳۹ درصد، از نظر وجود منابع آب زیرزمینی دارای بیشترین اهمیت هستند. نوع آبرفت منطقه به علت تخریب گروه فارس، بختیاری و آسماری-جهرم، در نقاط مختلف، متفاوت است. در حواشی جنوبی و بستر حاشیه مسیل‌ها، آبرفت عمدتاً درشت دانه بوده و در دیگر قسمت‌ها، بافت غالب آبرفت، ریزدانه است. ضخامت آبرفت از حداقل ۱۰ تا حداکثر ۷۰ متر تغییر می‌کند، که بیشترین ضخامت آبرفت در حوالی روستای شهرستان است. همچنین براساس مطالعات انجام گرفته، متوسط ضخامت آبخوان ۴۶ متر؛ متوسط عمق آب ۱۴ متر و حداکثر ضخامت آبرفت ۷۰ متر برآورد شده است. نوع سنگ کف در نقاط مختلف، متفاوت است و احتمالاً شامل گستره‌ای از انواع سازندهای آسماری-جهرم، رازک، آغاچاری و بختیاری است.

۱-۵- هیدروژئولوژی دشت میان‌جنگل

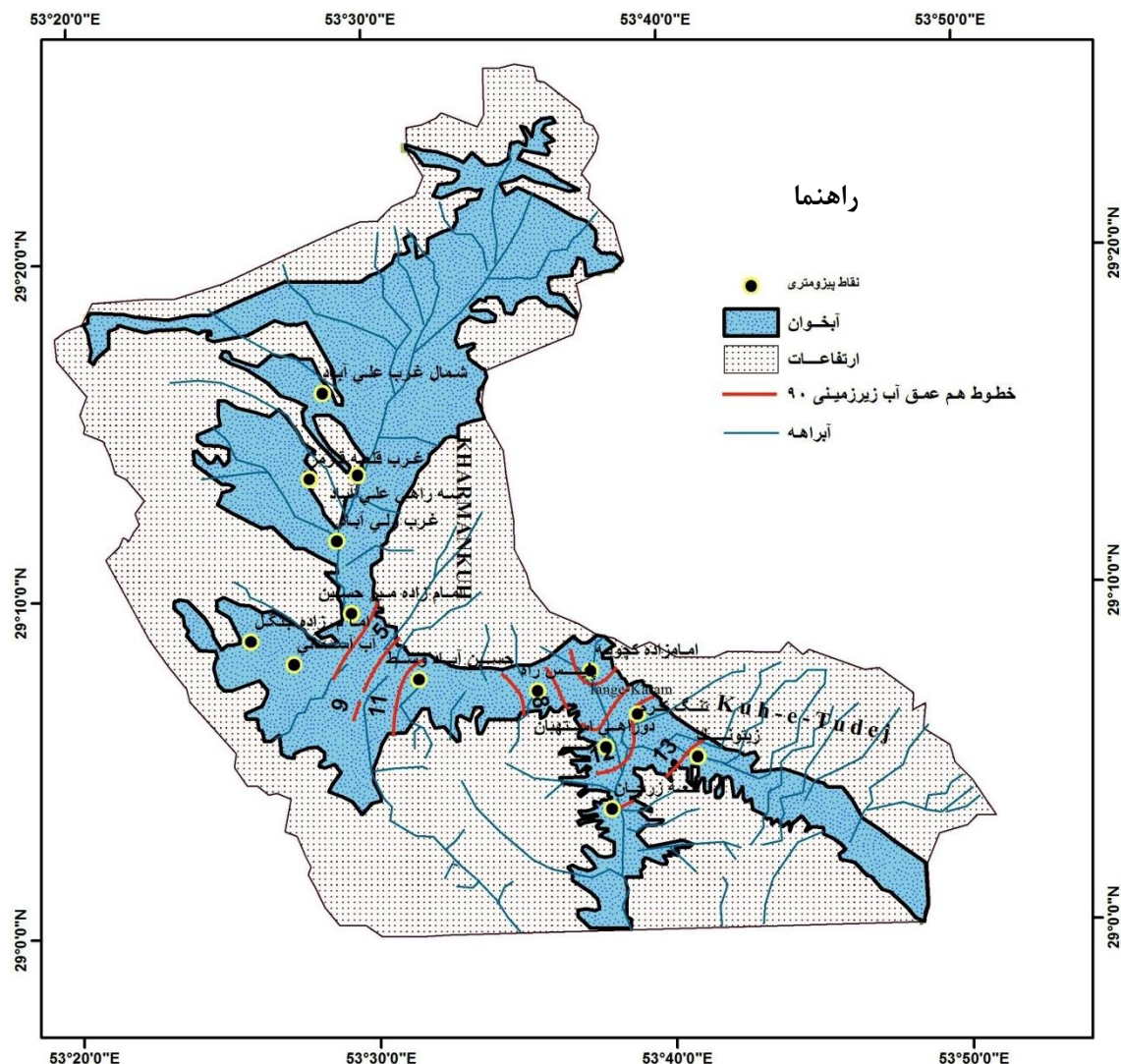
با توجه به نقشه زمین‌شناسی حوضه، موقعیت چاههای مشاهده‌ای و چاههای بهره‌برداری و گسترش انواع سازندهای سخت و آبرفت و همچنین با توجه به سوابق مطالعاتی در زمینه محدوده آبخوان، تعداد ۱۴ حلقه چاه مشاهده‌ای، جهت تشکیل شبکه پیزومتری آبخوان میان‌جنگل تعیین شده است. از چاههای موجود جهت نشان دادن تغییرات عمق و نیز تهیه نقشه تراز آب زیرزمینی محدوده آبخوان استفاده شد. داده‌های مربوط به تراز و عمق آب پیزومترهای منطقه در جدول (۱-۲) آورده شده است.

جدول ۱-۲- داده‌های تراز و عمق آب در پیزومترهای منطقه (سال ۱۳۹۰)

شماره پیزومتر	نام پیزومتر	ارتفاع سطح تراز آب (m)	عمق سطح ایستابی (m)
۱	شمال غرب علی آباد	۱۷۲۷	۱۲/۳
۲	غرب قلعه قرمز	۱۶۸۰	۱۳/۲
۳	سه راهی علی آباد	۱۶۶۴	۱۱/۴
۴	غرب ولی آباد	۱۶۳۱	۱۸/۶
۵	امامزاده میر حسین	۱۶۰۵	۱۶
۶	امامزاده جنگل	۱۶۶۴	۱۲
۷	آب آسمانی	۱۶۴۰	۱۰/۹
۸	حسین آباد وسط	۱۵۳۲	۴۶/۱
۹	پلیس راه	۱۴۹۵	۳۷/۷
۱۰	امامزاده کچویه	۱۴۹۴	۱۷/۳
۱۱	تنگ کرم	۱۴۶۷	۴۴/۴
۱۲	دوراهی استهبان	۱۴۵۰	۳۲/۱
۱۳	زیتونک	۱۵۰۴	۵۱/۶
۱۴	قلعه زرجان	۱۴۱۵	۵۰/۸

۱-۵-۱- تغییرات عمق آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه

همان گونه که در جدول (۱-۲) نشان داده شده است، عمق سطح ایستابی در نقاط مختلف دشت متفاوت است. نتایج مطالعات مختلف نشان می‌دهد که بیشترین عمق آب زیرزمینی (عمق ۵۱/۶ متر)، در جنوبی‌ترین نقطه و در پایین‌دست دشت و کمترین عمق آب زیرزمینی (عمق ۱۱/۴ متر)، در بالادست دشت و در شمال منطقه دیده می‌شود. با استفاده از اطلاعات موجود در جدول (۱-۲) نقشه هم‌عمق آب زیرزمینی در چاههای مشاهده‌ای آبخوان میان جنگل رسم شد (شکل ۱-۳). همانطور که نقشه هم‌عمق نشان می‌دهد عمق سطح آبهای زیرزمینی از شمال به سمت جنوب افزایش پیدا می‌کند.

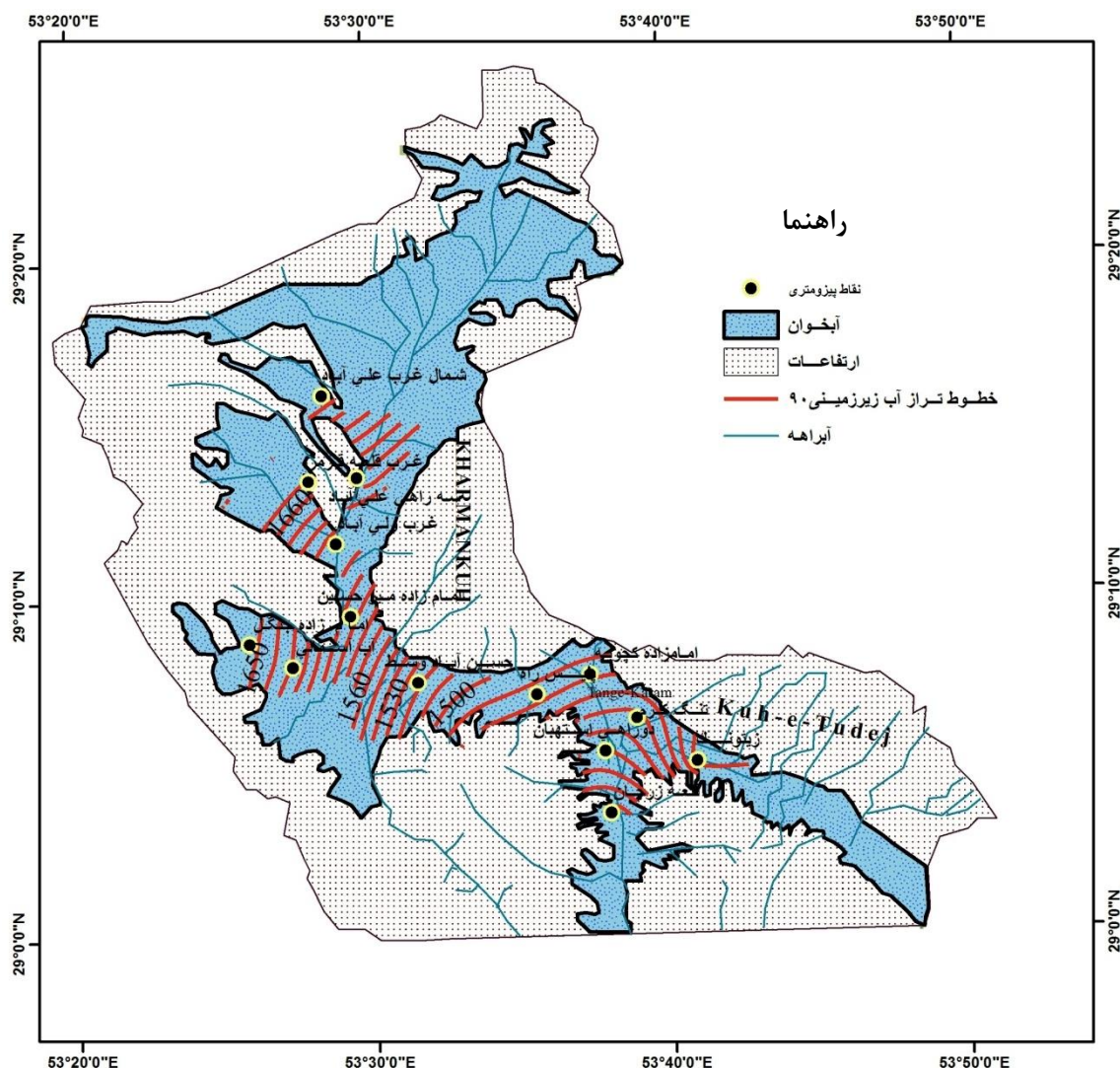


شکل ۱-۳- منحنی‌های هم‌عمق آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل (در سال ۱۳۹۰)

۱-۴-۳-۲- تغییرات تراز آب زیرزمینی

نقشه میانگین تراز آب زیرزمینی در سال آماری (۱۳۹۰) در شکل (۱-۴) آورده شده است. با توجه به تأثیر چاههای بهره‌برداری متمرکز در بخش جنوب‌شرقی آبخوان و پراکندگی بخشهای مختلف آبخوان به ویژه در قسمت‌های غربی حوضه، امکان نشان دادن جهت صحیح جریان آب زیر زمینی با جزئیات دقیق وجود ندارد. اما، به طور کلی همانطور که در شکل (۱-۴) مشاهده می‌شود، جهت جریان عمومی آب زیرزمینی در آبخوان میان‌جنگل در جهت شیب غالب توپوگرافی و نیز جهت آبراهه‌ها، از شمال-شمال غرب به طرف شرق-جنوب شرق و در بخش انتهایی (قسمت جنوب‌شرقی آبخوان)، به صورت شمالی-جنوبی و مطابق با جهت حرکت مسیل میان‌جنگل به سمت خروجی حوضه و ورود به

حوضه جنوبی (حوضه فسا) است.



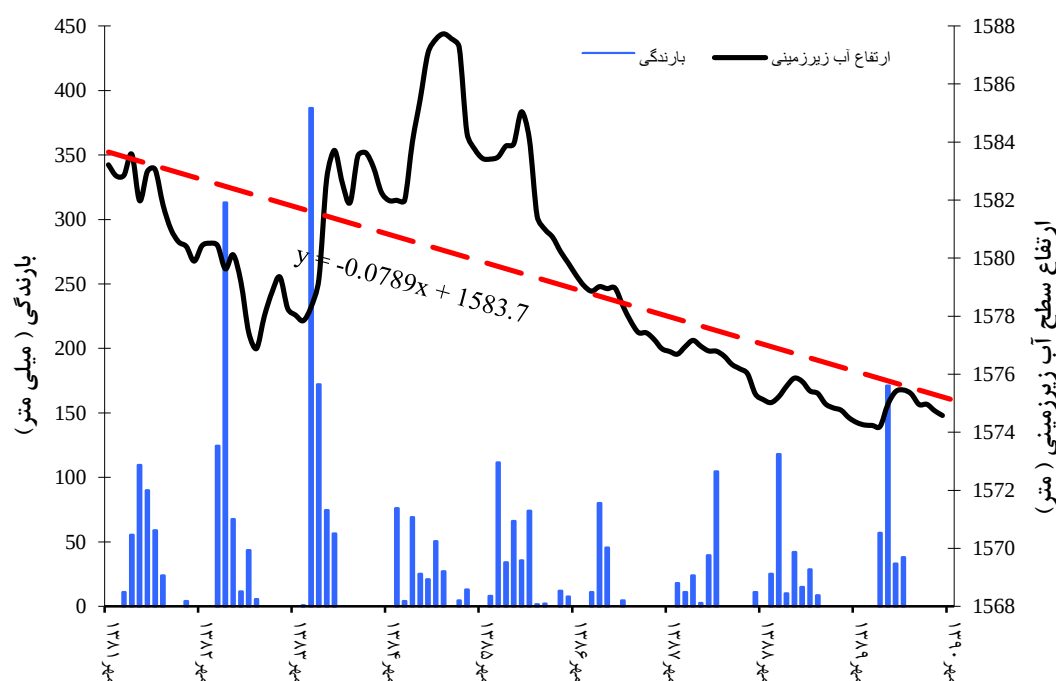
شکل ۱-۴- نقشه تراز آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل (در سال آماری ۱۳۹۰)

به طور کلی جهت بررسی ارتباط مخزن (مخازن) آب در سازندهای آهکی با آبخوان آبرفتی مجاور و جهت جریان، نیاز به تشکیل شبکه پیزومتری در سازندهای آهکی و آماربرداری منظم از عمق سطح ایستابی (استاتیک و دینامیک) و مطالعات تکمیلی و نیمه‌تفضیلی در سازند کارست نیز می‌باشد، و لیکن با توجه به اطلاعات موجود که فقط محدود به پیزومترهای حفر شده در آبرفت می‌باشد، می‌توان بیان نمود که به دلیل مجاورت آبرفت با لایه‌های آهکی تاقدیس خرمن‌کوه و شیب لایه‌های آهکی در تاقدیس مذکور و جهت کلی جریان آبهای زیرزمینی در آبرفت، احتمال ارتباط هیدرولیکی بین

آهکهای آسماری-چهرم، خرمن کوه و آبرفت مجاور آن در دشت میان جنگل وجود دارد.

۱-۴-۳- هیدروگراف واحد آب زیرزمینی در آبخوان میان جنگل

هیدروگراف واحد آب زیرزمینی در محدوده آبخوان آبرفتی میان جنگل براساس نتایج بدست آمده در طی دوره آماری شهریور ۱۳۸۲ تا آخر شهریور ۱۳۹۰ تهیه شده است (شکل ۱-۵). هیدروگراف واحد نه ساله نشان می‌دهد که روند عمومی سطح آب زیرزمینی در آبخوان میان جنگل، نزولی است به طوریکه میانگین پایین رفتن عمق سطح ایستابی در آبخوان مذکور ۵۹ سانتی‌متر در سال است. به بیان دیگر در طول مدت هشت سال (از ۸۲ تا ۹۰)، سطح آب زیرزمینی در آبخوان میان جنگل حدود ۵/۳۲ متر افت نموده است. کاهش بارندگی (حداقل در سالهای اخیر) و کاهش منابع تغذیه‌کننده آبخوان و افزایش میزان بهره‌برداری را می‌توان از عوامل عمده پایین رفتن سطح آب زیرزمینی دانست.



شکل ۱-۵- هیدروگراف واحد آب زیر زمان (ماه) ان میان جنگل در طی سالهای ۸۱-۹۰ (گزارش تمدید ممنوعیت محدوده‌ی میان جنگل، ۱۳۸۸)

۱-۶- هدف و مراحل انجام تحقیق

هدف کلی از تحقیق حاضر، ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی و آلودگی احتمالی منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل است. برای نیل به این هدف مراحل زیر انجام شده است:

۱- جمع‌آوری اطلاعات (مطالعات کتابخانه‌ای)

در این مرحله با مطالعه مقالات، کتب و دیگر منابع معتبر، مطالب نسبتاً جامعی در مورد عوامل موثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی گردآوری شد. در ضمن آمار و اطلاعات و نقشه‌های مورد نیاز از منابع مربوطه (شرکت آب منطقه‌ای فارس و اداره امور آب شهرستان فسا) تهیه گردید.

۲- نمونه‌برداری و تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب

در این مرحله نمونه‌برداری از چاه‌های منطقه با توجه به توزیع واحدهای زمین‌شناسی (سنگ‌ها و آبرفت‌ها) و گسترش زمین‌های کشاورزی (در دو فصل خشک و تر) انجام گرفت. نمونه‌های آب پس از جمع‌آوری، جهت اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی، و برخی فلزات سنگین به آزمایشگاه مربوطه ارسال گردید.

۳- تجزیه و تحلیل اطلاعات و نتیجه‌گیری

داده‌های بدست آمده از مرحله قبل از طریق رسم نمودارهای هیدروشیمیایی و مقایسه مقادیر مجاز و تعیین روابط آماری مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

۲-۱- مقدمه

نقش منابع آبهای زیرزمینی در تأمین نیازهای مختلف بشر انکار ناپذیر بوده و دسترسی به آبهای شیرین و سالم یکی از معضلات بزرگ بشر است.

به طور کلی آب زیرزمینی دارای سه نقش اصلی در محیط زیست است:

- ۱- فراهم کردن جریان پایه‌ای که جریان‌های رودخانه‌ای را در سال‌های طولانی حفظ کند.
- ۲- مطلوب کردن کیفیت آب رودخانه از طریق رقیق کردن فاضلاب و منتشر شونده‌های دیگر.
- ۳- به عنوان یکی از منابع مناسب و تأمین‌کننده‌ی ۷۵ درصد از منابع قابل شرب به شمار می‌آید (Lerner and Harris, 2009).

۲-۲- انواع آلاینده‌ها در آب زیرزمینی

در بحث آبهای زیرزمینی، به همان اندازه که کمیت آب مهم است، کیفیت آب نیز از اهمیت بالایی برخوردار می‌باشد. کیفیت نامناسب آب و استفاده از آن می‌تواند خسارات جبران ناپذیری را به دنبال داشته باشد. پارامترها و منابع متعددی در آلودگی آبهای زیرزمینی نقش دارند. این عوامل دو گروه عمده عوامل طبیعی (واحد‌های زمین‌شناسی) و فعالیت‌های انسان‌زاد دسته‌بندی می‌گردد.

۲-۲-۱- آلاینده‌های طبیعی

شناخت فرآیندهای هیدرولیکی و ویژگی‌های هیدروشیمی آبخوان‌ها جهت مدیریت منابع آب زیرزمینی در یک منطقه مهم می‌باشد. به طور کلی، با حرکت آب زیرزمینی در طول مسیر خود در زیر سطح زمین، غلظت گونه‌های شیمیایی در آب افزایش می‌یابد (Aghazadeh and Moghaddam, 2010).

مقدار نمک محلول در آب زیرزمینی اغلب به حلالیت مواد آبخوان یا سازندهای زمین‌شناسی که در مسیر آبخوان هستند بستگی دارد. سازندهای تبخیری و کربناتها محلول‌ترین مواد در زمین‌شناسی هستند. یکی از مهمترین مشکلات تماس تشکیلات تبخیری به آبهای زیرزمینی کاهش کیفیت آب

است. حوضه تاتلیکی (شمال-مرکز ترکیه) مثالی است از تاثیر تبخیر بر روی کیفیت آب زیرزمینی در مجاور آبخوان‌های آبرفتی که در این منطقه ژپیس و انیدریت بر روی کیفیت آب اثر گذاشته است. انحلال این ترکیبات، به دنبال آن نفوذ و زهکشی درون آبخوان‌های آبرفتی میزان EC، TDS، SO_4^{2-} و Ca^{+} را به طور قابل توجهی افزایش داده است (Ahmet and Sibel, 2011).

چیت‌سازان و مظفری‌زاده (۱۳۸۶) کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت گتوند را مورد بررسی قرار دارند. نتایج آنان نشان داد که مهمترین عامل موثر بر کیفیت آب زیرزمینی در این منطقه سازندهای زمین-شناسی است. سازندهای ژپیس و هالیت‌دار (به ویژه سازند گچساران) در قسمت‌های شمالی دشت باعث تغییر تدریجی آب به تیپ سولفات‌دار در آن بخش‌ها شده است. رسوبات دانه‌ریز ناشی از سازندهای مارن‌دار در برخی قسمت‌ها نیز باعث ایجاد واکنش‌های تبادل یونی و افزایش یونهای محلول در آب گردیده است.

بهاروند و همکاران (۱۳۸۶) نیز نقش سازندهای مختلف زمین‌شناسی بر کیفیت آبهای زیرزمینی شمال شهر خرم‌آباد را ارزیابی کردند. براساس نتایج شیمیایی نمونه‌های آب گرفته شده از مخزن کارستی بنگستان، آب این مخزن از نظر شرب جزء آبهای خوب محسوب می‌شود و از نظر کیفی نسبت به مخزن کارستی آسماری از وضعیت بسیار مطلوب‌تری برخوردار می‌باشد از این رو جنس سازندها در تماس با مخازن کارستی می‌تواند بر کیفیت این منابع تاثیر به سزایی داشته باشد و در واقع سازند تبخیری گروه فارس به عنوان یک سازند تخریب‌کننده کیفیت منابع آبهای کارستی منطقه به حساب می‌آیند.

آقازاده و مقدم (Aghazadeh and Moghaddam, 2010) ویژگی‌های هیدروشیمی آب زیرزمینی در آبخوان هرزندات، شمال غرب ایران را ارزیابی کردند. لیتولوژی اصلی در منطقه آهک، دولومیت، شیل، کنگلومرا، مارن و سنگهای آذرین است. ارزیابی نمونه‌های آب از روش‌های مختلف نشان داد که آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه برای مصارف کشاورزی و شرب نامناسب است.

غلظت فلزات کمیاب مثل As, Co, Zn, Ni, Cr, Cd, Al,... معمولاً بسیار کم است و در آبهای زیرزمینی در ارتباط با عوامل طبیعی یعنی هوازدهی سنگ‌های آذرین، دگرگونی و توده‌های معدنی است. هوازدهی این سنگها، از جمله اکسیداسیون و آبشویی ممکن است غلظت فلزات را در آب زیرزمینی افزایش دهد (جدول ۱-۲). با این حال فلزات کمیاب ممکن است توسط فعالیت‌های انسانی به سیستم‌های آبی راه یابند که در این صورت کیفیت آب برای مصارف مختلف کاهش می‌یابد (Zaporozec, 2004).

جدول ۱-۲ - ترکیبات متداول ژئوشیمیایی برخی از سنگها و کانیها (Rose et al., 1979)

ترکیبات	گروه
Si-Al-Fe-Mg-Ca-Na-K-Ti-Mn-Cr-V-Zr-Hf-Rees-Th-U-Sr-Ba-P B-Be-Li-Sn-Ga-Nb-Ta-W-هالیدها	سنگهای پلوتونیک
Si- K-Na	سنگهای آذرین فلسیک
Al-Na-Zr-Ti-Nb-Ta-F-P-Ba-Sr-REEs	سنگهای آذرین قلیایی
Fe-Mg-Ti-V	سنگهای آذرین مافیک
Mg-Fe-Cr-Ni-Co	سنگهای آذرین اولترامافیک
Li-Be-B-Rb-Cs-REEs-Nb-Ta-U-Th	برخی از پگماتیت‌ها
Mo-W-Sn	برخی از رسوبات متاسوماتیک
K-Rb-Ba-Pb	فلدسپارهای پتاسیم
K-Na-Rb-Cs-Ti	سایر کانیهای غنی از پتاسیم
Fe-Mg-Mn-Ni-Co-Cu-Zn	کانیهای فرومگنزی
Fe-As-Co-Ni-Se	اکسید غنی شده آهن
Mn-As-Ba-Co-Mo-Ni-V-Zn	اکسید غنی شده منگنز
P-F-U-Cd-Ag-Pb-Mo	سنگ آهک فسفاتی
Al-As-Sb-Se-Mo-Zn-Cd-Ag-U-Au-Ni-V	شیل سیاه

با افزایش مصرف آبهای زیرزمینی برای شرب و آبیاری، آلودگی آبهای زیرزمینی به خصوص آلودگی زمین‌زاد و افزایش آرسنیک یکی از نگرانی‌های اصلی است (Amini et al., 2010). اگرچه آرسنیک فراوانی در زمین نیست اما غلظت آن در پوسته زمین ممکن است در افزایش یابد (مثل آرسنوپیریت (FeASS)، رئالگار (ASS) و اورپیمال (As_2S_3)). آرسنیک همچنین می‌تواند در کانیهای مانند پیریت، مارکاسیت، کالکوپیریت، کانیهای اکسیدی و کانیهای سولفاتی مثل ژاروسیت وجود داشته باشد (Feraud et al., 2009).

مورگانیتی و همکاران (Morganiti et al., 2009) میزان فلزات کمیاب در نتیجه عبور آب زیرزمینی از آبخوان‌های کربناته در مرکز ایتالیا را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد، غلظت بالای فلزات به طور ویژه نشانگر جریان عمیق در آبخوان‌های کربناته-تبخیری است در حالیکه غلظت‌های پایین‌تر فلزات با جریان‌های کم‌عمق در آبخوان‌های کربناته مرتبط است. به طور کلی در آبخوان‌های عمیق زمان باقی‌ماندن طولانی و شرایط اسیدی-احیائی سنگ بستر به عنوان عامل افزایش غلظت آرسنیک معرفی شد.

خواجه‌پور و عباس‌نژاد (۱۳۸۷) میزان آلودگی فلزات سنگین در سفره آب زیرزمینی جنوب دشت رفسنجان را بررسی کردند. نتایج این تحقیق نشان داد که غلظت برخی از فلزات سنگین بالاتر از حد مجاز است. بالا بودن غلظت آرسنیک در کل منطقه ناشی از سنگهای آتشفشانی سولفیدی کوههای سرچشمه در جنوب دشت بود که منبع تغذیه سفره آب زیرزمینی هستند.

به طور کلی می‌توان گفت که کیفیت آب در سنگهای آذرین و دگرگونی معمولاً بسیار خوب، و در سنگهای رسوبی کیفیت آب بسیار متفاوت است، به طوری که آبهای موجود در سنگهای آهکی معمولاً دارای کیفیت مناسبی بوده و آبهای عبوری از سنگهای تبخیری دارای کیفیت خیلی پایین می‌باشند. رس و مارن به دلیل نفوذپذیری کمی که دارند کیفیت آب را کاهش می‌دهند. علاوه بر این حضور فلزات سنگین در آب زیرزمینی می‌تواند ناشی از انحلال سنگهای آذرین، شیل‌ها، سنگهای رسوبی و فعالیت‌های انسان‌زاد مختلف باشد.

۲-۲-۲- آلاینده‌های انسانزاد

آلودگی ایجاد شده به وسیله فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی به عنوان آلاینده‌های زیست‌محیطی انسانزاد به حساب می‌آیند (Hildebrandt et al., 2008).

۲-۲-۲-۱- فعالیت‌های کشاورزی

کشاورزی همواره به عنوان بزرگترین مصرف‌کننده منابع آب شیرین در جهان به شمار می‌رود به طوری که، حدود ۷۰ درصد کل منابع آبهای استحصالی در این بخش مصرف می‌شود (افروس و لیاقت، ۱۳۸۶).

فعالیت‌های کشاورزی به دو شکل مستقیم و غیر مستقیم بر کیفیت آب زیرزمینی تاثیر می‌گذارند. تاثیرات مستقیم شامل انحلال و انتقال مقادیر زیادی کودهای شیمیایی و مواد ترکیب شده و تغییرات هیدرولوژیکی مرتبط با آبیاری و زهکشی می‌باشد. برخی اثرات غیرمستقیم شامل تغییر در واکنش آب- سنگ در خاکها و آبخوان‌ها است که باعث افزایش غلظت اکسیژن محلول، پروتون‌ها و یونهای اصلی می‌شود. این فعالیت‌های کشاورزی باعث افزایش غلظت یونهای شیمیایی در آب زیرزمینی می‌شوند. علاوه بر این آبیاری نامطلوب (آبیاری با پساب فاضلاب‌ها) زمین‌های زراعی نیز باعث کاهش کیفیت آب و خاک در این مناطق می‌شود.

الف- کودهای کشاورزی

کودهای مورد استفاده در کشاورزی می‌توانند معدنی یا آلی باشند. در این میان کودهای معدنی اهمیت بیشتری دارند. استفاده از این ترکیبات خاک را غنی از پتاسیم، کلسیم، کلرید، نیتрат و فسفات می‌کند. مواد معدنی دیگری که به خاک افزوده می‌شود منیزیم، سولفات و فلزاتی مانند کبالت، مولیبدن و مس است. ترکیبات نیتروژن‌دار بسیار محلول هستند و می‌توانند به منابع آب زیرسطحی راه یابند با این حال ترکیبات فسفر معمولاً به صورت نامحلول در ساختار خاک باقی می‌مانند (Zaporozec, 2004).

نیتروژن (به شکل نترات) احتمالاً مهمترین آلاینده‌ها ناشی از فعالیت‌های کشاورزی است. (زمانی نیتروژن بیش از تقاضای گیاه و ظرفیت نترات سازی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد) به فرم نترات وارد آب شده و افزایش آلودگی نترات در آب زیرزمینی را در پی خواهد داشت. منابع غیر نقطه‌ای نترات شامل کودهای شیمیایی، کودهای حیوانی، آبیاری با فاضلاب، آب باران و منابع نقطه‌ای آن نیز شامل سپتیک تانک‌ها و انبار کودها است (Almasri and Kaluarachchi, 2004).

براساس استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (US EPA, 2000) حداکثر میزان نترات در آب آشامیدنی برای بزرگسالان ۵۰-۹۰ و در کودکان ۴۵ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد کرده است. همچنین سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز نترات را در آب شرب ۵۰ میلی-گرم بر لیتر توصیه نموده است. افزایش غلظت نترات در آب آشامیدنی باعث مشکلات سلامتی همچون مت هموگلوبینمیا (بچه آبی) در نوزادان و سرطان معده در بزرگسالان می‌شود (Almasri and Kaluarachchi., 2004). یونهای نترات پایدار هستند و جذب ضعیفی در خاکهای ماسه‌ای اکسیدانی دارند (Chen et al., 2010).

همچنین آبشویی نترات در آبهای زیرزمینی به ویژه در خاکهای شنی بیشتر دیده می‌شود (Bonton et al., 2010).

در زیر به برخی از مطالعات انجام گرفته در زمینه آلودگی نترات در آبهای زیرزمینی اشاره می‌شود: جلالی (Jalali, 2005) آبشویی نترات از زمین‌های کشاورزی در خاکهای همدان را بررسی کرد و به این نتیجه رسید که ۳۷ درصد چاهها غلظت بالای حد استاندارد را نشان دادند و منابع اصلی نترات در آب زیرزمینی را کود شیمیایی، فضولات حیوانی و نیتروژن آلی خاک (بقایای گیاهی، باکتری‌ها و ...) معرفی کرد.

نظامی و قدرتی (۱۳۹۰) با مطالعه آلودگی آبهای زیرزمینی در منطقه‌ی شهریار نشان دادند که آلودگی نترات رابطه مستقیمی با فعالیت‌های کشاورزی در منطقه دارد. آنان دلایل آلودگی نترات در منابع عواملی همچون استفاده بی‌رویه از کودهای نیتروژن‌دار شیمیایی، عدم مدیریت مناسب در

آبیاری و شیوه‌های سنتی آبیاری، استفاده از سموم آفت‌کش دارای ترکیبات نیتروژنه، جمع‌آوری و آب زیرزمینی منطقه را به عواملی همچون دیوی نامناسب فضولات دام و طیور و عدم وجود زهکش مناسب جهت خارج کردن زه‌آبهای مازاد از زمین‌های کشاورزی نسبت دادند.

بونتون و همکاران (Bonton et al., 2010) کیفیت آب زیرزمینی و تغییرات آن را در یک در یک منطقه‌ی کشاورزی در کشور کانادا مورد بررسی قرار داده و تاثیر کاربرد کودهای شیمیایی را بر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب منطقه، مثل یونهای اصلی، pH، EC و نترات ارزیابی کردند. آنها به این نتیجه رسیدند که در منطقه مورد مطالعه ۴۰ درصد نمونه‌ها میزان نترات بالای حد مجاز داشته‌اند و از EC به عنوان یک شاهد برای حضور نترات و یونهای کلسیم و کلر استفاده کردند همچنین از همبستگی نترات، کلسیم و کلر به این نتیجه رسیدند که این یونها از یک منبع یکسان که کود شیمیایی است منشأ می‌گیرند.

چن (Chen et al., 2010)، نیز تاثیر تغییرات کاربری زمین و آبیاری منابع آبی بر آلودگی نترات در آب زیرزمینی کم‌عمق در شهرستان هوآنتیا در چین را مورد ارزیابی قرار داد. نتایج این مطالعه نشان داد در مناطقی که گیاهان دارای رشد سریعتر هستند (سبزیجات، گندم، ذرت) غلظت بالای نترات دیده می‌شود ولی در مناطقی که درختان با ریشه‌های عمیق‌تر، قادر به جذب نترات از خاک عمقی هستند آلودگی نترات وجود کاهش یافته است.

فسفات نیز یکی دیگر از آلاینده‌های بخش کشاورزی است. فسفر منحصراً به صورت فسفات (PO_4^{3-}) در محیط‌های آبی یافت می‌شود. این ترکیب جزئی از انواع خاکها است، و به طور وسیعی در کودهای شیمیایی برای جایگزینی و یا مکمل مقادیر طبیعی در زمین‌های زراعی مصرف می‌شود، همچنین فسفات به عنوان جزئی از فضولات حیوانی ممکن است در محل‌هایی که فضولات به خاک افزوده می‌شود و یا سوزانده می‌شوند، به خاک راه یابد. در اثر شستشوی نواحی زراعی، فسفات وارد آبهای سطحی می‌شود. تمایل خاک نسبت به جذب فسفات موجب محدود شدن حرکت آن در بخش رطوبت خاک و آبهای زیرزمینی می‌گردد لیکن به واسطه فرسایش خاک به آبهای سطحی راه می‌یابد (پوی و

همکاران، ۱۳۸۲).

ب- آفت‌کش‌ها

از آفت‌کش‌ها در کشاورزی برای کنترل رشد موجودات مضر استفاده می‌شود. آفت‌کش‌ها با توجه به هدفشان، به سه دسته تقسیم می‌شوند: حشره‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و قارچ‌کش‌ها. آفت‌کش‌ها اغلب به دو گروه سخت و نرم تقسیم می‌شوند. آفت‌کش‌های سخت، عموماً ترکیب‌های آلی- کلری بوده که در محیط ماندگار هستند اما در بدن پستانداران سمناکی پایین دارند از جمله این آفت‌کش‌ها می‌توان به توکسافن، دیلدرین، HCB و DDT اشاره کرد. آفت‌کش‌های نرم نوعاً ترکیب‌های آلی- فسفوری با زمان ماندگاری کوتاه در محیط، ولی با سمناکی بالاتر هستند (مانند مالاتیون، پاراتیون، آترازین) (ایبای، ۲۰۰۴). حد مجاز آفت‌کش‌ها در آب آشامیدنی متفاوت و برای یک آفت‌کش ۰/۱ میکروگرم بر لیتر گزارش شده است. انتقال آلودگی به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی، روش و زمان کاربرد آن، شرایط آب و هوایی و خصوصیات زمین‌شناسی محل بستگی دارد. عوامل موثر بر شدت شسته شدن آفت‌کش‌ها به شیب زمین، نوع خاک و نوع آفت‌کش، رطوبت خاک، مقدار آب به کار گرفته شده در حین آبیاری و میزان بارندگی بستگی دارد (Bouman, 2002).

آفت‌کش‌ها اغلب در سفره‌های کم‌عمق بیشتر از سفره‌های عمیق تشخیص داده شده است. به طور معمول با افزایش حلالیت آب، جذب سموم در خاک کاهش می‌یابد. جذب آفت‌کش‌ها همچنین تابعی از خواص خاک، به خصوص مواد آلی است، با کاهش ماده‌ی آلی، جذب کاهش می‌یابد. در خاک‌های شنی آفت‌کش‌ها به علت جذب ضعیف‌تر تمایل به حرکت آزادانه دارند (Land and Water Number12, 1989). با گذشت زمان بسیاری از آفت‌کش‌ها در اثر واکنش‌های میکروبیولوژی در خاک شکسته شده و به CO_2 ، آب و سایر مواد معدنی تبدیل یا به شکل متابولیک‌هایی مثل آترازین در می‌آیند (Stuart et al., 2012).

شهسواری و همکاران (Shahsavari et al., 2012) غلظت آفت‌کش‌ها را در آب‌های زیرزمینی آبخوان

دشت شوشتر (جنوب غربی ایران) مورد بررسی قرار دادند و مشاهده کردند که ۵۰ درصد نمونه‌ها غلظت بیش از استاندارد (EPA, 2006) نشان می‌دهند. همچنین مشاهده شد که غلظت آفت‌کش‌ها از شمال به جنوب منطقه کاهش می‌یابد. در شمال و شرق منطقه، رسوبات از شن و ماسه و در جنوب و غرب منطقه بافت خاکها عمدتاً گل و لای و رس تشکیل شده است. در جنوب منطقه با توجه به وضعیت خاص زمین‌شناسی و نوع خاک، هجوم آفت‌کش به آبهای زیرزمینی کاهش یافته است.

گوزیلا و همکاران (Guzzella et al., 2006) نیز آلودگی آفت‌کش در منابع آب زیرزمینی شمال ایتالیا را بررسی کرده و به این نتیجه رسیدند که ۵۰ درصد نمونه‌ها حاوی مهم‌ترین علف‌کش‌ها یعنی آترازین، تربوتیلازین، متولاکلور و همچنین متابولیک‌های ناشی از آنها می‌باشند که غلظت‌هایی بیشتر از غلظت اولیه خود را نشان می‌دهند.

آندراد و استیگر (Andrade and Stigter, 2009) روش‌های مختلف را برای ارزیابی آلودگی آفت‌کش‌ها در آب زیرزمینی کم‌عمق به عنوان تابعی از تغییرات هیدرولوژیکی و کاربری زمین مورد بررسی قرار دادند و نهایتاً رابطه‌ی زیر را برای تعیین پتانسیل آبشویی آفت‌کش ارائه دادند:

$$GUS = \log_{10}(DT_{50}) \times (4 - \log_{10}(k_{0c}))$$

که در آن DT_{50} ، نیمه عمر آفت‌کش در خاک بر حسب روز و k_{0c} ، ضریب جذب خاک بر حسب میلی‌لیتر بر گرم است.

براساس این رابطه مقادیر کمتر از ۱/۸ آفت‌کش‌های غیر شسته شده و مقادیر بیشتر از ۲/۸ آفت‌کش‌های شسته شده هستند که گروه دوم آفت‌کش‌هایی هستند که مقاوم‌اند و جذب ضعیفی دارند.

بسیاری از کودها و آفت‌کش‌ها همچنین حاوی فلزات سنگین و عناصر جزئی نیز می‌باشند (جدول ۲-۲). مثلاً از استفاده‌ی گسترده از آفت‌کش‌های حاوی آرسنات سرب، آرسنات کلسیم، منیزیم آرسنات، روی آرسنات در باغبانی رایج بوده است.

ج- اثر آبیاری غیراصولی در نواحی کشاورزی بر کیفیت آب

آبیاری غیر اصولی مزارع کشاورزی با آبهای شور در طولانی مدت مقداری نمک را در سطح یا پروفیل خاک افزایش خواهد داد. این نمکها (شامل نمکهای طبیعی، منیزیم، سدیم، بیکربنات، پتاسیم و...) توسط آبشویی به آبهای زیرزمینی وارد شده و یا توسط زهکشها به آبهای سطحی تخلیه می‌شوند، این روانابها حاوی نمکها و عناصری هستند که از آب آبیاری و یا شسته شدن نمکهای خاک ناشی می‌شوند.

جدول ۲-۲- غلظت برخی از فلزات سنگین رایج در کودها و منابع مورد استفاده در زمینهای کشاورزی بر حسب ppb (Kapata-Pendias and Pendias, 2001)

عناصر	لجن فاضلاب	کودهای فسفات	آهک	کودهای نیتروژنی	فضولات حیوانی
As	۳-۲۶	۲-۱۲۰۰	۰/۱-۲۴	۲-۱۲۰	۳-۲۵
Cd	۲-۱۵۰۰	۰/۱-۱۷۰	۰/۰۴-۰/۱	۰/۰۵-۸/۵	۰/۳-۰/۸
Co	۲-۲۶۰	۱-۱۲	۰/۴-۳	۵-۱۲	۰/۳-۲۴
Cr	۲۰-۴۰۶۰۰	۶۶-۲۴۵	۱۰-۱۵	۳-۱۹	۵/۲-۵۵
Cu	۵۰-۳۳۰۰	۱-۳۰۰	۲-۱۲۵	۱-۱۵	۲-۶۰
Mn	۶۰-۳۹۰۰	۴۰-۲۰۰۰	۴۰-۱۲۰۰	----	۳۰-۵۵۰
Ni	۱۶-۵۳۰۰	۷-۳۸	۱۰-۲۰	۷-۳۸	۷/۸-۳۰
Pb	۵۰-۳۰۰۰	۷-۲۲۵	۲۰-۱۲۵۰	۲-۱۴۵۰	۶/۶-۱۵
V	۲۰-۴۰۰	۲-۱۶۰۰	۲۰	----	----
Zn	۷۰۰-۴۹۰۰۰	۵۰-۱۴۵۰	۱۰-۴۵۰	۴۲۱	۱۵-۲۵۰

در گذشته آرسنات سرب به طور غالب در اسپریها برای محافظت میوهها در برابر هجوم حشرات مورد استفاده قرار می‌گرفت. در سال ۱۹۸۰ ایالات متحده محدودیتهایی را در استفاده از بسیاری آفت‌کشها اعمال کرد (US EPA, 1992). با این حال ترکیباتی مانند مونومتیل آرسنیک اسید و دی‌متیل آرسنیک اسید مجاز به استفاده می‌باشند، چرا که به طور کلی سرطانزا در نظر گرفته نمی‌شوند. با این حال هنوز

اطلاعات کافی درباره پایداری این ترکیبات در محیط خاک وجود ندارد (Garelick et al., 2008). رهنما و همکاران (۱۳۹۰) آلودگی فلزات سنگین در آبهای زیرزمینی گیلان مرکزی و چهار عنصر سرب، کادمیوم، مس و روی را بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که مقادیر مس و روی پایین تر از حد مجاز و منطقه از لحاظ سرب و کادمیوم آلوده می باشد. آنها یکی از دلایل افزایش کادمیوم را مصرف بیش از اندازه کودهای شیمیایی و افزایش سرب را به استفاده از آفت کش ها نسبت دادند. نوری و همکاران (Nouri et al., 2008) با تهیه نقشه الگوهای منطقه ای فلزات سنگین (کادمیوم، روی و مس) در آب زیرزمینی در منابع منطقه شوش دانیال و اندیمشک در جنوب ایران آلودگی این منابع را مورد بررسی قرار دادند. نتایج آنان نشان داد که در تمام نمونه ها غلظت کادمیوم و روی دارای مقادیر کمتر از حد استاندارد (EPA) و غلظت مس در ۴/۸ درصد نمونه ها بیش از حد استاندارد (EPA) در قسمت جنوبی منطقه بود. همچنین تجزیه و تحلیل کودهای شیمیایی نشان داد که مقادیر زیادی از این فلزات از کودها منشاء می گیرند.

۲-۲-۲-۲- معدن کاری

تولید مواد باطله در طول عملیات استخراج فلزات، مواد رادیواکتیو و زغال سنگ در بسیاری از معادن اجتناب ناپذیر است. این باطله ها در سطح زمین رها شده و یا در گودال های کم عمق بدون حفاظ یا فضا سازی مناسب قرار داده می شوند. تشکیل زهاب در اثر نفوذ آب باران یا منابع رایج دیگر اتفاق می افتد. ترکیبات این زهاب ها متنوع بوده و بستگی به مواد معدنی استخراج شده، و فرآوری مواد معدنی دارد. تکنیک های استخراج و پردازش دارد (Zaporozec, 2004).

سانتوس و همکاران (Santos et al., 2002) گونه زایی فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی حوضه رودخانه گوآدی آمار در اسپانیا را مورد مطالعه قرار دادند. در این مطالعه مشخص شد که آلودگی ناشی از روی، کادمیوم، سرب و مس تحت تاثیر نشت از باطله های معدن آزنال کولار در سفره های آب زیرزمینی است. مطالعات گونه سازی نشان داد که کادمیوم و روی بیشتر به صورت شکل های قابل دسترس (پایدار با مواد آلی و غیر آلی در محلول و قابل تبادل با H^+) و سرب و مس بیشتر به شکل-

های غیرقابل دسترس (ناپایدار و شکل‌های وابسته به مواد معلق) در آب حضور دارند.

۲-۲-۴- مواد زائد شهری و صنعتی

مواد زائد تولید شده توسط مناطق شهری و صنایع در مجاورت مستقیم این مکان‌ها دور ریخته شده و یا به عنوان مواد جامد در مکان‌های مخصوص دور ریخته می‌شوند. در بسیاری از موارد این مکان‌ها، ممکن است قطعه‌ای از زمین‌های روباز در صورتیکه هیچ اقدامی جهت دفن مناسب این مواد در محل انجام نگرفته باشد، ممکن است با نفوذ آب باران، شیرابه‌ای تشکیل می‌شود که معمولاً حاوی باشد خطر آلودگی آبهای زیرزمینی وجود دارد. شیرابه معمولاً حاوی اجزای معدنی از جمله کلریدها، سولفات‌ها، کربنات‌ها، نیتروژن، فلزات و همچنین یک طیف وسیعی از ترکیبات آلی است (Zaporozec, 2004). این مواد در صورت ورود به منابع آب زیرزمینی باعث آلودگی شدید آنها می‌شوند.

بر طبق آنچه گفته شده از مهمترین دلایل آلودگی آب زیرزمینی در مناطق کشاورزی استفاده از کودهای شیمیایی، کودهای حیوانی، آفت‌کش‌ها، آبیاری غیراصولی و در مناطق شهری و صنعتی دفع مواد زائد، نشت فاضلاب و... می‌باشد. فعالیت‌های کشاورزی، به طور عمده می‌توانند غلظت بالایی از نیترات را به آب وارد کنند. همچنین فلزات سنگین می‌توانند از طریق مصرف آفت‌کش‌ها در منابع آب زیرزمینی را تحت تاثیر قرار داده و آلوده کنند. روش‌های آبیاری نامناسب، استفاده از فاضلاب‌ها جهت آبیاری زمین‌های کشاورزی نیز بر کاهش کیفیت آب زیرزمینی موثر هستند. در مناطق صنعتی و شهری نیز عوامل متعددی بر آب زیرزمینی اثر می‌گذارد.

فصل سوم

مواد و روش‌ها

۳-۱- مقدمه

هدف اصلی هر تحقیق یا پژوهش حل یک مشکل یا پاسخگویی به یک سؤال و یا دستیابی به روابط بین متغیرهاست. روش تحقیق در حقیقت اساسی‌ترین بخش هر پژوهش است. چنانچه روش عملی مناسبی با موضوع پژوهش انتخاب شود، روند تحقیق سریعتر و مطمئن‌تر پیش خواهد رفت. در این فصل به توضیح مراحل انتخاب محل‌های نمونه‌برداری و تعداد نمونه‌ها، نحوه نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه‌های آب در صحرا و آزمایشگاه و در نهایت آنالیزهای انجام شده بر روی نمونه‌ها اشاره می‌شود.

۳-۲- نمونه‌برداری

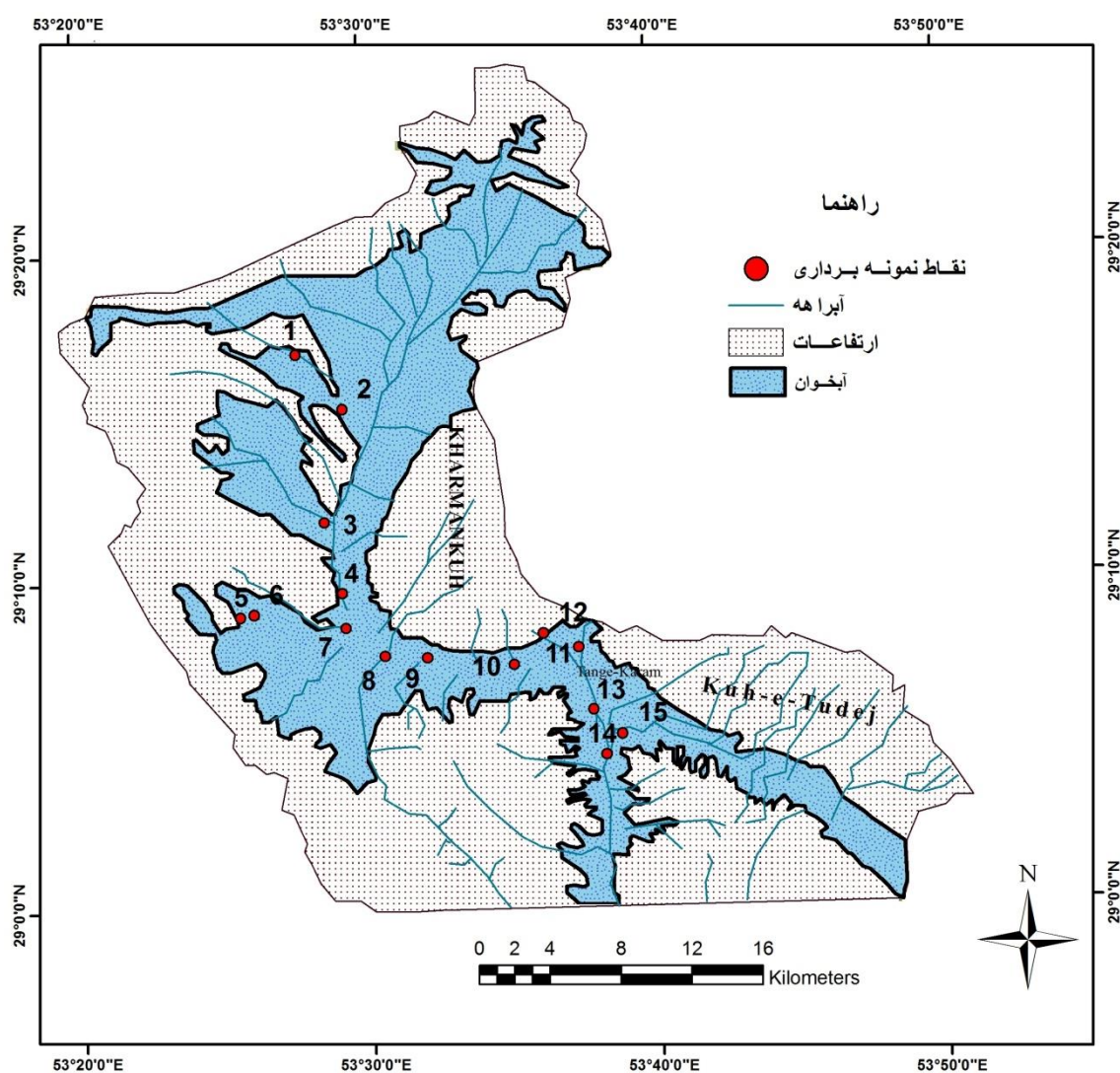
هر نمونه در حقیقت نماینده جامعه‌ای است که پژوهشگر قصد تعمیم یافته‌های تحقیق خود به آن جامعه را دارد. شیوه نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها قبل از اندازه‌گیری، تاثیر مستقیم در تحلیل کلی داده‌ها خواهد داشت. در این پژوهش، نمونه‌برداری از کلیه چاههای قابل دسترس در منطقه و از نظر زمانی در پایان فصل خشک (مهر ۱۳۹۱) صورت گرفته است. با توجه به فعالیت‌های کشاورزی گسترده در منطقه و احتمال آلودگی منابع آب زیرزمینی به نیترات و همچنین برای دستیابی به قضاوتی درست در مورد تغییرات غلظت این یون در منابع آب زیرزمینی، نمونه‌برداری از چاهها در فصل تر (فروردین ۱۳۹۲) نیز انجام گرفت.

۳-۳- تعیین محل‌های نمونه‌برداری

در منطقه مورد مطالعه ۱۳۰ حلقه چاه فعال، ۲۹ رشته قنات و یک دهنه چشمه با مجموع تخلیه ۲۹/۰۷ میلیون مترمکعب در سال وجود دارد. طبق آخرین آمار موجود در سال (۸۱-۸۲)، ۹۷/۹۲ درصد از منابع به بهره‌برداری در بخش کشاورزی، ۱/۴۱ درصد چاه شرب (۱۳ حلقه) و ۰/۶۷ درصد (شش حلقه) از چاههای آبخوان به مصرف صنعت اختصاص دارند (گزارش تمديد ممنوعیت محدوددهی میان‌جنگل، ۱۳۸۸).

در انتخاب نقاط نمونه‌برداری ضمن توجه به مساحت کل دشت، توزیع واحدهای زمین‌شناسی، نوع

کاربری یا استفاده از چاهها (شرب یا کشاورزی) و همچنین راههای دسترسی در نظر گرفته شده است. با توجه به این موارد ۱۵ چاه در منطقه مورد نظر با پراکندگی نسبتاً مناسب انتخاب گردید. در شکل (۱-۳) محل‌های نمونه‌برداری و در جدول (۱-۳) مختصات چاههای نمونه‌برداری آورده شده است.



شکل ۱-۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در دشت میان‌جنگل

جدول ۳-۱- مختصات چاههای نمونه‌برداری شده در دشت میان‌جنگل

شماره نمونه	نام چاه	نوع کاربری	مختصات چاه	
			UTM Y	UTM X
W1	خیرآباد	شرب	۳۲۴۱۸۱۵	۷۳۹۱۰۷
W2	علی‌آباد	شرب	۳۲۳۸۷۳۵	۷۴۱۷۴۴
W3	مقابری	شرب	۳۲۳۲۳۳۶	۷۴۰۷۴۴
W4	حسین‌آباد جنگل	کشاورزی	۳۲۲۸۳۵۳	۷۴۱۷۷۱
W5	میان جنگل	شرب	۳۲۲۶۶۹۱	۷۳۵۱۶۷
W6	میان جنگل	کشاورزی	۳۲۲۷۱۱۸	۷۳۶۷۸۸
W7	مقابری	کشاورزی	۳۲۲۶۳۷۸	۷۴۱۹۹۱
W8	جلال‌آباد	کشاورزی	۳۲۲۴۸۲۵	۷۴۴۲۰۲
W9	حسین‌آباد وسط	شرب	۳۲۲۴۷۲۶	۷۴۶۵۸۱
W10	پلیس راه	کشاورزی	۳۲۲۴۳۷۵	۷۵۱۴۸۹
W11	امامزاده کچویه	شرب	۳۲۲۵۳۵۹	۷۵۵۱۲۱
W12	کچویه	شرب	۳۲۲۶۱۵۰	۷۵۳۱۰۵
W13	شهرستان	کشاورزی	۳۲۲۱۸۷۲	۷۵۵۹۸۱
W14	زیتونک	کشاورزی	۳۲۱۹۳۲۵	۷۵۶۷۱۴
W15	زیتونک	کشاورزی	۳۲۲۰۵۲۳	۷۵۷۶۱۲

۳-۴- نحوه نمونه‌برداری از آب و آماده‌سازی نمونه‌ها

برای نمونه‌برداری آب از ظروف پلی‌اتیلن تمیز استفاده شد. قبل از نمونه‌برداری ابتدا ظروف دو بار از آب منبع مورد نظر پر و خالی شده و مشخصات آنها ثبت گردید.

۳-۵- آماده‌سازی نمونه‌ها

از آنجا که نسبت بین آنیونها و کاتیونها در آب با گذشت زمان دچار تغییر می‌شود، بنابراین نمونه‌های برداشت شده سریعاً به آزمایشگاه منتقل گردید. همچنین برای جلوگیری از ته‌نشست عناصر فلزی، pH نمونه‌ها با افزودن اسیدکلریدریک غلیظ به زیر دو رسانده شده و جهت تعیین غلظت آنها به آزمایشگاه ارسال گردیدند.

۳-۶- اندازه‌گیری خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

۳-۶-۱- اندازه‌گیری pH نمونه‌ها

pH اسیدی بودن یا قلیایی بودن یک نمونه آب را نشان می‌دهد. این پارامتر علاوه بر کنترل ظرفیت بافرکنندگی آب، بر ته‌نشست یا انحلال عناصر در آن نیز اثر می‌گذارد. این پارامتر در صحرا توسط pH متر مدل YK-2001CT با دقت ۰/۰۱ اندازه‌گیری گردید (شکل ۳-۲).



شکل ۳-۲- اندازه‌گیری pH و EC در محل نمونه‌برداری

۳-۶-۲- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌ها

هدایت الکتریکی آب نشان دهنده میزان املاح هادی موجود در آب می‌باشد. با توجه به اینکه هدایت الکتریکی رابطه مستقیمی با TDS و نمک‌های محلول در آب دارد، لذا اندازه‌گیری آن به عنوان پارامتر کنترل کیفیت آب از اهمیت زیادی برخوردار است. این پارامتر نیز در صحرا، توسط هدایت‌سنج الکتریکی مدل WP-84 (TPS) با دقت یک میکروموس بر سانتی‌متر (شکل ۳-۲) اندازه‌گیری گردید.

۳-۶-۳- تعیین غلظت آنیونها و کاتیونهای اصلی در نمونه‌های آب

همانطور که می‌دانیم آب خالص در طبیعت وجود ندارد. در آبهای زیرزمینی و آبهای جاری، مواد جامد و گازهای حل شده و همچنین مواد ریز غیر قابل حل (به صورت معلق) حضور دارند. به طور کلی اجزاء موجود در آب به سه دسته کلی تقسیم می‌شوند: ۱- یونها (کاتیونها و آنیونها) ۲- گازهای حل‌شده (اکسیژن، دی اکسید کربن و ...) و ۳- مواد کلوئیدی و معلق (گل و لای، باکتری ها و ...). در این مطالعه نمونه‌ها بعد از جمع‌آوری برای اندازه‌گیری غلظت آنیونها (شامل HCO_3^- ، PO_4^{3-} ، Cl^- ، NO_3^- ، SO_4^{2-}) و کاتیونهای اصلی (Na^+ ، Mg^{2+} ، Ca^{2+}) به آزمایشگاه آبشناسان زاگرس فارس ارسال گردیدند. در این آزمایشگاه غلظت سدیم با کمک دستگاه نشر شعله‌ای، غلظت نیتрат و فسفات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر و غلظت سایر کاتیونها و آنیونها اصلی با استفاده از روش تیتراسیون اندازه‌گیری شدند.

۳-۶-۴- اندازه‌گیری غلظت برخی فلزات سنگین در نمونه‌های آب

در این پژوهش غلظت برخی فلزات سنگین و شبه فلزات (شامل آرسنیک، سرب، مس، کروم، کادمیوم، روی، نیکل) در نمونه‌های آب نیز اندازه‌گیری شد. برای این منظور از دستگاه جذب اتمی با سیستم کوره گرافیکی (با دقتی در حد میکروگرم بر لیتر برای بیشتر عناصر) استفاده گردید. دستگاه خود عملیات استانداردسازی و رسم نمودارها و همچنین محاسبه و اندازه‌گیری غلظت‌ها را به طور مستقیم انجام می‌دهد. کلیه این اندازه‌گیری‌ها در آزمایشگاه آبشناسان فارس انجام گرفت.

حد آشکارسازی دستگاه اندازه‌گیری برای فلزات مورد مطالعه در جدول (۲-۳) آورده شده است.

جدول ۲-۳- حد آشکارسازی فلزات سنگین مورد مطالعه (بر حسب ppb)

عنصر	آرسنیک	مس	سرب	روی	نیکل	کادمیوم	کروم
حد آشکارسازی	۰/۲	۰/۰۰۱	۰/۰۱	۰/۰۰۰۵	۰/۰۹	۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۳

۳-۸- روش‌ها و نرم‌افزارهای مورد استفاده در تحلیل داده‌ها

در این مطالعه از روش‌ها و نرم‌افزارهای مختلفی برای تفسیر و تحلیل داده‌های هیدروشیمیایی استفاده گردید. مهمترین نرم‌افزارهای کاربردی مورد استفاده عبارت بود از: ArcGIS (برای تهیه نقشه زمین‌شناسی رقومی شده)، AQQA (برای رسم نمودار پایپر) برنامه PHREEQC (برای محاسبه شاخص‌های اشباع‌شدگی کانیهای مختلف) و نرم‌افزار Chemistry (برای رسم نمودارهای شولر و ویلکاکس). علاوه بر اینها از برنامه‌های MS EXEL 2007 و SPSS 17 نیز برای انجام برخی تحلیل‌های آماری استفاده گردید.

۳-۸-۱- روشهای تحلیل آماری داده‌ها

از میان روش‌های مختلف آماری در این مطالعه از روش همبستگی پیرسون و روش خوشه‌بندی سلسله مراتبی استفاده گردید.

۳-۸-۱-۱- ضریب همبستگی به روش پیرسون (Pearson Correlation Coefficient)

تحلیل همبستگی ابزاری آماری است که به وسیله آن می‌توان درجه رابطه خطی یک متغیر با متغیر دیگر را اندازه‌گیری کرد (آذر و مومنی، ۱۳۸۱). ضریب همبستگی پیرسون به منظور تعیین میزان رابطه، نوع و جهت رابطه‌ی بین دو متغیر فاصله‌ای یا نسبی و یا یک متغیر کمی با توزیع نرمال به کار برده می‌شود.

اگر $r = 1$ بیانگر رابطه‌ی مستقیم کامل بین دو متغیر است، و بدین معناست که با افزایش یا کاهش یک متغیر، متغیر دیگر نیز افزایش یا کاهش می‌یابد. $r = -1$ نیز وجود یک رابطه‌ی معکوس کامل بین دو متغیر را نشان می‌دهد که به معنای افزایش اگر یک متغیر و کاهش متغیر دیگر است. زمانی نیز که

ضریب همبستگی برابر صفر نشان دهنده عدم وجود رابطه خطی بین دو متغیر است.

۳-۲-۸-۲- تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی (Hierarchical Cluster Analysis)

خوشه‌بندی، تقسیم یک گروه ناهمگن به چندین زیرگروه همگن است که در جستجوی حداکثرسازی تفاوت بین گروه‌ها و حداقل‌سازی تفاوت درون گروه‌ها است. روش خوشه‌بندی سلسله مراتبی نیز به عنوان پرکاربردترین روش تحلیل خوشه‌ای مطرح است که برای داده‌های کمی به کار می‌رود.

فصل چهارم

هیدروشیمی منابع آب زیرزمینی

۴-۱- مقدمه

آب زیرزمینی از مهمترین منابع طبیعی در سطح کره زمین است. کیفیت منابع آب زیرزمینی متأثر از عوامل مختلف طبیعی و غیر طبیعی است. اثر این عوامل توأم با کاهش نزولات جوی و افزایش برداشت از منابع آب زیرزمینی می‌تواند باعث تخریب کیفیت آب این منابع در طولانی مدت گردد. یکی از عوامل اصلی آلودگی آبهای زیرزمینی، خواص سنگ‌شناسی و کانی‌شناسی سنگ‌های مسیر عبور آب است، به این معنی که انحلال کانیهای موجود در سنگ‌های مسیر می‌تواند سبب تمرکز بالایی از عناصر تشکیل‌دهنده سنگها در آب شود (Yuce et al., 2009). علاوه بر این، فعالیت‌های انسانزاد (از جمله فعالیت‌های کشاورزی) نیز می‌توانند بر کیفیت آب زیرزمینی تأثیر گذاشته و باعث تخریب کیفیت آبهای زیرزمینی شوند. از این‌رو هر گونه اقدام جهت کنترل و کاهش آلاینده‌های آب زیرزمینی و تأثیرات آنها، نیازمند آگاهی کامل از نحوه‌ی تغییرات ویژگی‌های کیفی منابع آب زیرزمینی است. چنین اطلاعاتی نیز صرفاً از طریق نمونه‌برداری از منابع آب و تجزیه و تحلیل داده‌های هیدروشیمیایی بدست آمده امکان‌پذیر است. در این فصل ویژگی‌های کیفی و آلودگی احتمالی منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل به طور مفصل مورد بحث و بررسی قرار می‌گیرد.

۴-۲- ارزیابی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی

در این بخش به بحث در مورد مهمترین خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب (شامل EC, pH)، برخی از پارامترهای کیفی شامل (TDS، سختی کل) و همچنین غلظت آنیونها و کاتیونهای اصلی پرداخته می‌شود. مقادیر این پارامترها در جدول (۴-۱) و غلظت نیتрат و فسفات در جدول (۴-۴) آورده شده است. در زیر به تغییرات غلظت هر یک از این پارامترها پرداخته می‌شود.

جدول ۴-۱- غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه

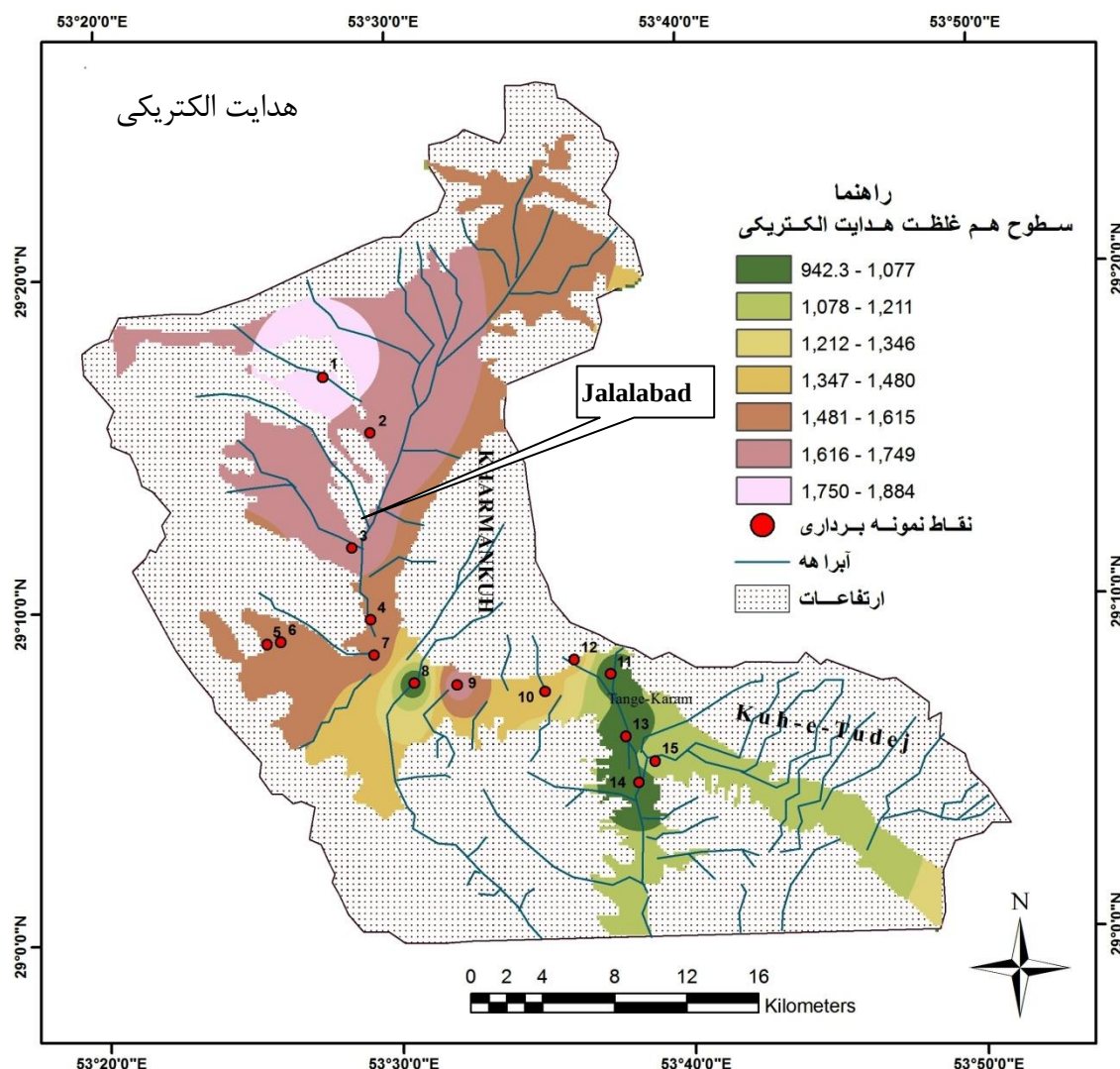
شماره نمونه	Ca ²⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	HCO ₃ ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	EC (μS/Cm)	TDS (mg/L)	TH	pH
W1	۱۱۰	۹۶/۸	۱۲۳	۳۰۵/۰	۱۵۹/۷	۴۵۳/۶	۱۸۸۴	۱۲۱۳	۶۷۵	۷/۲۱
W2	۸۰	۶۰/۵	۱۷۹/۴	۲۷۴/۵	۱۲۴/۲	۴۲۶/۷	۱۶۹۵	۱۰۸۱	۴۵۰	۷/۴۳
W3	۹۰	۸۴/۷	۱۳۸/۷	۱۸۳/۰	۱۹۵/۲	۴۳۹/۲	۱۷۰۵	۱۱۳۰	۵۷۵	۷/۵۶
W4	۷۰	۷۲/۶	۱۵۲	۲۱۳/۵	۱۵۹/۷	۳۶۹/۶	۱۵۱۷	۱۰۰۴	۴۷۵	۷/۴۴
W5	۲۶۰	۴۸/۴	۲۰	۱۸۳/۰	۲۶/۶	۶۷۸/۷	۱۶۱۳	۱۱۴۲	۸۵۰	۷/۳۳
W6	۲۸۰	۴۸/۴	۲۰	۲۴۴/۰	۱۷/۷۵	۶۹۳/۶	۱۶۰۸	۱۲۱۳	۹۰۰	۷/۴۷
W7	۹۰	۸۴/۷	۱۰۰	۲۷۴/۵	۱۷۷/۵	۳۰۸/۱	۱۵۸۳	۱۰۲۱	۵۷۵	۷/۳۳
W8	۴۰	۳۶/۳	۱۰۵/۶	۲۴۴/۰	۸۸/۷	۱۵۱/۲	۹۴۲	۶۲۷	۲۵۰	۷/۲۶
W9	۱۰۰	۷۲/۶	۱۴۶/۱	۲۴۴/۰	۳۷۲/۷	۱۴۳/۵	۱۷۱۵	۱۱۲۰	۵۵۰	۷/۲۱
W10	۹۰	۶۰/۵	۱۱۰/۲	۳۰۵/۰	۱۴۲	۲۵۶/۸	۱۴۰۴	۹۱۸	۴۷۵	۷/۶۶
W11	۷۰	۴۸/۴	۴۸/۵	۲۷۴/۵	۱۲۴/۲	۷۹/۲	۹۶۱	۶۲۷	۳۷۵	۷/۳۷
W12	۷۰	۴۸/۴	۱۶۱/۱	۱۸۳/۰	۲۶۶/۲	۲۰۳	۱۴۱۳	۹۲۸	۳۷۵	۷/۴۳
W13	۸۰	۴۲/۴	۵۴/۰	۱۸۳/۰	۸۸/۷۵	۲۰۸/۳	۹۴۳	۶۳۳	۳۷۵	۷/۴۳
W14	۸۰	۴۸/۴	۳۶/۳	۲۱۳/۵	۱۰۶/۵	۱۵۲/۶	۹۴۲	۶۲۷	۴۰۰	۷/۸۸
W15	۹۰	۴۲/۳	۷۹/۸	۲۱۳/۵	۸۸/۷۵	۲۴۹/۶	۱۲۲۵	۸۰۶	۳۹۰	۷/۳۰

۴-۲-۱- پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

۴-۲-۱-۱- هدایت الکتریکی (EC)

هدایت الکتریکی آب تابعی از غلظت یونهای محلول در آب است (Ravikumar et al., 2011). هدایت الکتریکی آب خالص بسیار کم می‌باشد و با افزایش غلظت یونها افزایش می‌یابد. عوامل مختلفی همچون خصوصیات سنگ‌شناسی، میزان بارش، شیب و سرعت حرکت آبهای زیرزمینی بر میزان قابلیت هدایت الکتریکی تاثیرگذار هستند (Todd, 2005). با توجه به جدول (۴-۱) در منطقه مورد مطالعه میزان هدایت الکتریکی نمونه‌های آب از ۹۴۳ تا ۱۸۸۴ میکروزیمنس بر سانتی‌متر (شکل ۴-۱) تغییر می‌کند. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2006) حد مجاز هدایت الکتریکی در آبهای آشامیدنی را ۱۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نموده است.

در میان نمونه‌های مورد مطالعه نمونه‌های W1, W2, W3, W4, W5, W6, W7, W9, W10, W12 دارای میزان بالاتر از این حد می‌باشند. کمترین میزان EC در دشت میان‌جنگل مربوط به چاههای واقع در بخش‌های جنوب شرقی - حوالی تنگ‌کرم و بیشترین میزان EC در چاههای محدوده مرکزی (حوالی شمال جلال‌آباد) اندازه‌گیری شد. به نظر می‌رسد تغذیه آبخوان دشت توسط سازندهای آهکی (آسماری-چهرم) در بخش‌های جنوبی و جنوب‌شرقی دشت و احتمالاً تغییر مسیر حرکت آب زیرزمینی و مخلوط شدن آب با آبهایی که هدایت الکتریکی کمتری دارند، همچنین بافت درشت آبرفت، باعث کاهش EC آب چاهها در این بخش شده است. در مقابل در بخش مرکزی و شمالی دشت تغذیه توسط سازند آغاچاری (شامل سنگ آهک قهوه‌ای و مارن‌های قرمز ژئوسپار) و آبرفت‌های دانه‌ریز باعث افزایش مقدار EC در چاهها گردیده است. رس و مارن نفوذپذیری پایینی دارند و سرعت حرکت آب در این مواد بسیار اندک است. این امر سبب می‌شود تا فرصت کافی جهت انحلال وجود داشته باشد (حافظی‌مقدس و غفوری، ۱۳۸۸). علاوه بر این تاثیر مارن‌های رازک نیز در به هم خوردن کیفیت آب در برخی نقاط محتمل است.



شکل ۴-۱- نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی (EC) در منابع آب دشت میان جنگل

۴-۲-۱-۲-۴ کل مواد جامد حل شده (TDS)

TDS یا کل مواد جامد حل شده برابر مجموع غلظت همه یونهای موجود در آب می باشد و بر حسب میلی گرم بر لیتر بیان می شود. بنابراین جامدات و ناخالصی هایی که با عبور آب از سطوح و اعماق زمین در آب حل می شوند TDS آب را کنترل می کنند. برای نمونه های آب مورد مطالعه غلظت کل مواد جامد حل شده از ۶۲۷ تا ۱۲۱۳ میلی گرم بر لیتر تغییر می کند (جدول ۴-۱). مقادیر TDS نمونه ها همانند EC در بخش های شمالی و مرکزی دشت بالاتر از مقادیر آن در چاه های واقع در جنوب شرقی دشت است. نمونه های آب براساس مواد جامد محلول (WHO, 2004) رده بندی شده است که مقادیر آن در جدول (۴-۲) آورده شده است.

جدول ۴-۲- رده‌بندی نمونه‌های آب از نظر TDS (WHO, 2004)

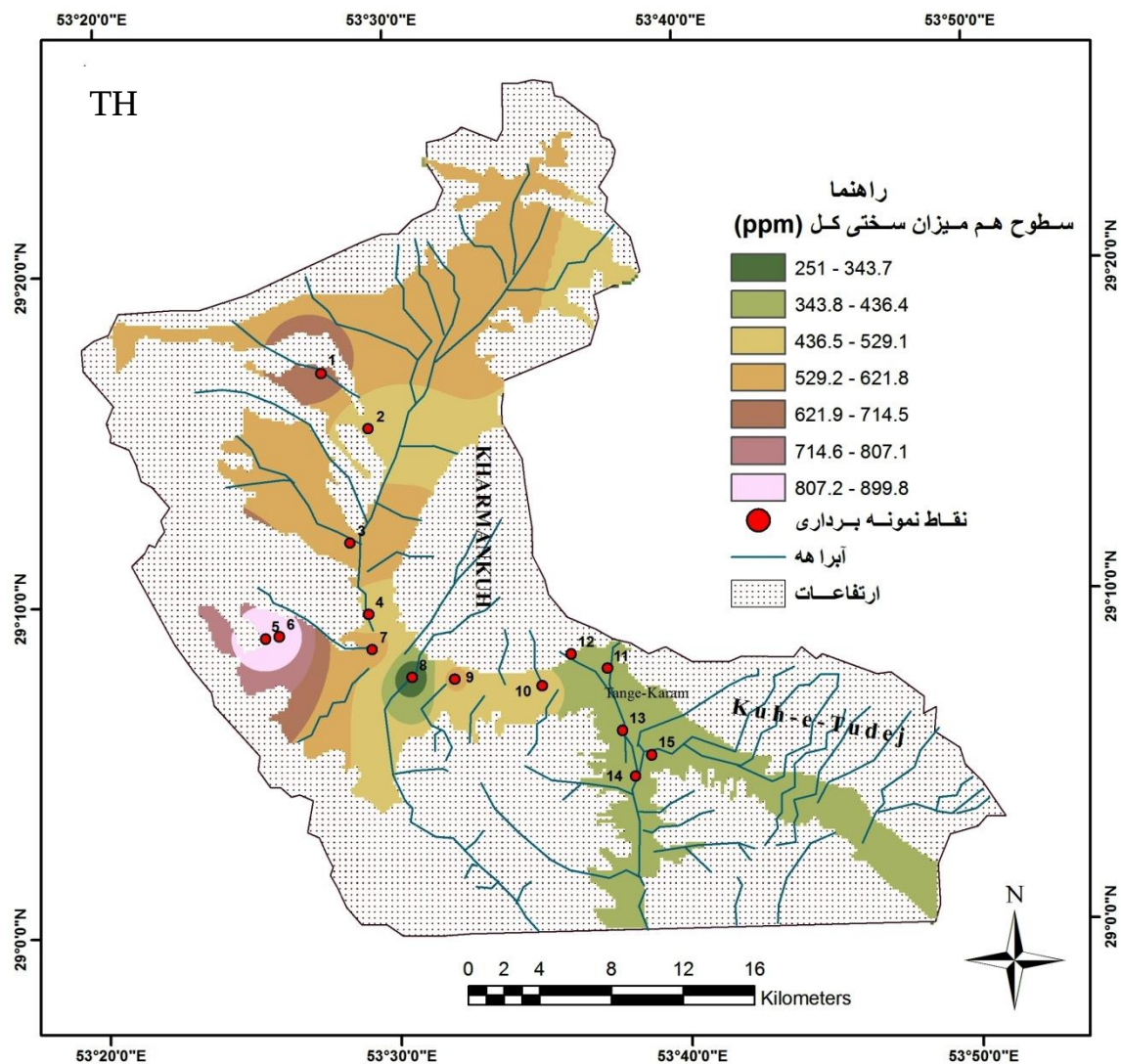
تعداد نمونه	بازه	رده‌بندی آب	TDS بر حسب (mg/L)
-	-	خیلی خوب	<۳۰۰
-	-	خوب	۳۰۰-۶۰۰
۵	۶۲۷-۸۰۶	قابل قبول	۶۰۰-۹۰۰
۸	۹۱۸-۱۱۴۲	ضعیف	۹۰۰-۱۲۰۰
۲	۱۲۱۳-۱۳۱۳	غیر قابل قبول	>۱۲۰۰

۴-۲-۱-۳- سختی کل (TH)

سختی آب یک معیار بسیار مهم برای آب از نظر استفاده آن در مصارف مختلف است. سختی آب از حضور کاتیونهای فلزی دو ظرفیتی کلسیم و منیزیم که در آب زیرزمینی فراوان‌تر هستند ناشی می‌شود. ویژگی سختی آب می‌تواند باعث جلوگیری از تشکیل کف با صابون و افزایش نقطه جوش آب شود (Raju et al., 2011). برای نمونه‌های آب مورد مطالعه میزان سختی کل از ۲۵۰ تا ۹۰۰ تغییر می‌کند (جدول ۴-۱). شکل (۴-۲) تغییرات سختی آب را در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. مقایسه روند سطوح هم‌میزان سختی کل با منیزیم و کلسیم نشان می‌دهد که بیشترین میزان سختی در نقاطی است که غلظت کلسیم افزایش و غلظت منیزیم کاهش یافته (W5, W6) است. علاوه بر این، مقادیر TH در نقاط شمالی دشت روند تقریباً مشابهی را با غلظت منیزیم نشان می‌دهد. با توجه مطالبی که قبلاً گفته شده چنین استنباط می‌شود که مقادیر سختی در منابع آب زیرزمینی در بیشتر نقاط به وسیله کلسیم و در برخی نقاط نیز به وسیله املاح منیزیم کنترل می‌شود.

برای محاسبه سختی از رابطه (۴-۱) استفاده شد که در این معادله غلظت‌ها بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

$$TH = 2.5Ca^{2+} + 4.1Mg^{2+} \quad (\text{معادله ۴-۱})$$



شکل ۴-۲- نقشه‌ی تغییرات سختی کل در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

جدول ۴-۳- رده بندی آب زیرزمینی براساس سختی (Todd, 1980)

تعداد نمونه	بازه	رده‌بندی آب	TH برحسب $\text{CaCO}_3(\text{mg/L})$
—	—	نرم	<75
—	—	سختی متوسط	75-150
۱ (w8)	250	سخت	150-300
14	375-900	خیلی سخت	>300

از رده‌بندی (Todd, 1980) نیز برای رده‌بندی نمونه‌های آب از نظر سختی استفاده گردید (جدول ۴-۳). براساس نتایج بدست آمده بیشتر نمونه‌های آب مورد مطالعه (۹۳/۳ درصد) از نظر سختی در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند.

۴-۲-۱-۴ pH

pH آب به میزان کربنات و بیکربنات محیط، و میزان دی‌اکسیدکربن در آب بستگی دارد (Haunslow, 1995). آبهای طبیعی معمولاً دارای pH بین ۴ تا ۹ و آبهای زیرزمینی دارای pH ۷ تا ۸ می‌باشند (مر و میسون، ۱۹۱۷). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) مقدار pH مطلوب برای مصارف شرب را بین ۶/۵-۸/۵ تعیین نموده است. بر اساس نتایج بدست آمده (جدول ۴-۱) مقادیر pH در آبخوان دشت میان‌جنگل از ۷/۱ تا ۷/۸ تغییر می‌کند، که نشان‌دهنده خنثی تا کمی قلیائی بودن نمونه‌های آب مورد مطالعه است. تغذیه آبخوان از سازندهای آهکی نظیر آسماری-جهرم (دولومیت‌های توده‌ای به همراه آهک دولومیتی) و آغاچاری (سنگ آهک و مارن‌های قرمز ژئوسپس‌دار) می‌تواند باعث ایجاد شرایط خنثی تا قلیائی در منابع آب زیرزمینی شده باشد.

۴-۲-۲-۴- غلظت کاتیونها و آنیونها اصلی

۴-۲-۲-۴-۱- تغییرات غلظت آنیونها و کاتیونها در جهت آب زیرزمینی

هنگامی که آب در امتداد خطوط جریان از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه حرکت می‌کند، شیمی آن توسط فرآیندهای مختلف ژئوشیمیایی تحت تأثیر قرار می‌گیرد. این عوامل شامل شیمی آب نفوذی، میزان و مدت زمان بارش، کانی‌شناسی، پوشش گیاهی، ترکیب خاک و نرخ تولید گاز در خاک است. عوامل دیگری که بر روی شیمی آب زیرزمینی مؤثر هستند، شامل ضخامت سازندهای زمین‌شناختی، نوع تخلخل و وضعیت توپوگرافی است. در حقیقت این عوامل نرخ تغذیه، مسیر جریان و زمان ماندگاری آب زیرزمینی را کنترل می‌کنند (Quinland and Ewers, 1985). با توجه به حرکت آب زیرزمینی از بالا دست به سمت پایین دست و افزایش زمان ماندگاری آب در سفره آب زیرزمینی،

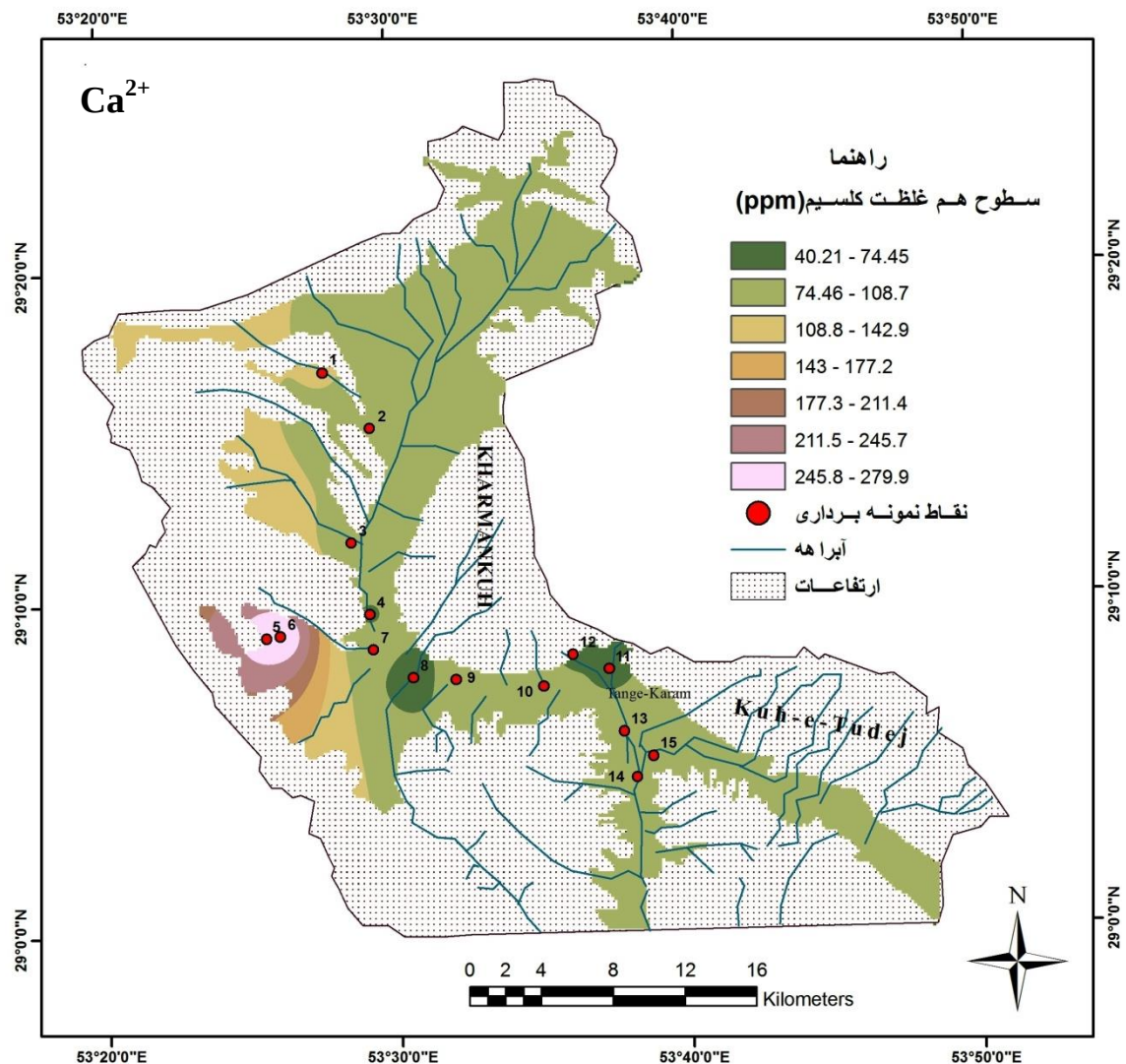
آب فرصت بیشتری برای انحلال کانیه‌های موجود در مسیر خود دارد، بنابراین انتظار می‌رود غلظت آنیونها و کاتیونها نیز در منطقه تخلیه افزایش یابد. با این حال در منطقه مورد مطالعه به دلایلی همچون پراکندگی رخنمون سازندهای مختلف آهکی (کربناته) و تبخیری در مناطق مختلف دشت، تغییر جهت جریان آب زیرزمینی در قسمت جنوب غربی دشت و همچنین ورود آبهای با EC کمتر و تغییر بافت رسوبات از دانه ریز (قسمت شمالی دشت) به دانه درشت (در قسمت جنوبی و حاشیه مسیل‌ها)، تغییر غلظت یونها روند مشخص و قابل توجهی را در جهت آب زیرزمینی نشان نمی‌دهند. در زیر به بررسی غلظت یونهای مختلف در منابع آب زیرزمینی منطقه پرداخته می‌شود.

۴-۲-۲- تغییرات غلظت یون کلسیم

کلسیم فراوان‌ترین عنصر موجود در آب زیرزمینی می‌باشد و به طور عمده به صورت کربنات و در درجات کمتر به شکل سولفات در آب حضور دارد (Manahan, 2000). برای نمونه‌های مورد مطالعه، غلظت کلسیم بین ۲۸۰-۴۰ میلی‌گرم بر لیتر در تغییر است. نقشه منحنی‌های هم‌غلظت کلسیم (شکل ۴-۳) نشان می‌دهد که بیشترین میزان کلسیم در قسمت غربی حوضه و در چاههای W5 و W6 مشاهده می‌شود و در سایر نقاط غلظت کلسیم روند تقریباً مشابهی را نشان می‌دهد. احتمالاً حضور سازند آغاجاری در بالادست این چاهها (W5, W6) و تغذیه مستقیم آب زیرزمینی از این سازند، باعث افزایش غلظت کلسیم شده است. علاوه بر این کاهش غلظت کلسیم در نیمه شمالی دشت با وجود رخنمون سازند آغاجاری (مارن‌های ژئوپس‌دار) احتمالاً به دلیل رخداد فرآیند تبادل یونی (جانشینی کلسیم به جای سدیم و پتاسیم) است. تغذیه آب از سازند آهکی (آسماری-چهرم) از طریق درز و شکاف‌ها در قسمت جنوبی و شرقی دشت (کوه تودج حوالی تنگ‌کرم و پایین دست خرمن‌کوه) و مخلوط شدگی (Mixing) احتمالی آب حوضه با آبهای که کلسیم کمتری دارند، نیز باعث کاهش غلظت کلسیم در این بخش شده است.

سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز کلسیم در آبهای آشامیدنی را ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نموده است. در میان نمونه‌های برداشت شده نمونه‌های W5 و W6 دارای غلظت بالاتری از

این حد بوده که تنها از چاه نمونه W5 برای هدف شرب استفاده می‌شود.



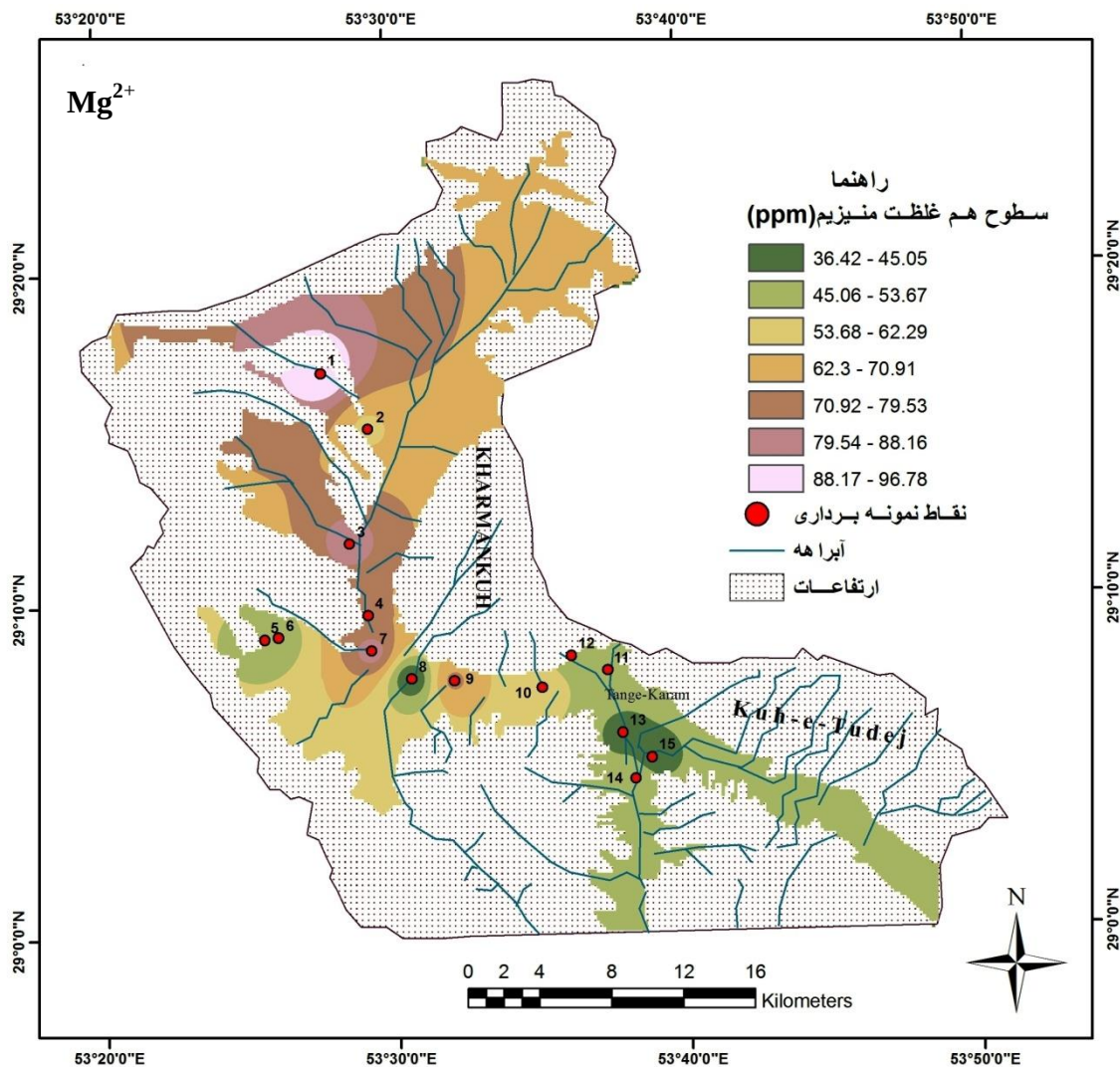
شکل ۴-۳- نقشه‌ی تغییرات غلظت کلسیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۲-۲-۳- تغییرات غلظت یون منیزیم

منیزیم یکی از یونهای اصلی آب است، که می‌تواند باعث تشکیل نمک‌های انحلال‌پذیر در آب گردد (عودی، ۱۳۷۰). منبع اصلی منیزیم در آب زیرزمینی عمدتاً دولومیت است. علاوه بر آن سیلیکات‌های منیزیم‌دار (الیوین، پیروکسن، آمفیبول و میکا) نیز می‌توانند در صورت انحلال، منیزیم را به آب زیرزمینی وارد کنند (Hounslow, 1995). منیزیم نیز در آب سختی کربناته ایجاد می‌کند. براساس نتایج به دست آمده، غلظت منیزیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل از ۳۶/۳ تا ۹۶/۸ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند.

غلظت منیزیم در قسمت شمالی و میانی دشت (W1, W2, W3, W4, W7) احتمالاً به دلیل حضور رسوبات دانه‌ریز و بافت سنگین آبرفت افزایش یافته است. با توجه به ریز دانه بودن بافت رسوبات احتمال رخداد فرآیند تبادل یونی (جانشینی منیزیم به جای سدیم و پتاسیم) در برخی چاهها وجود دارد. تغذیه آب از سازند آجاجاری احتمالاً باعث کاهش غلظت منیزیم در چاههای (W5, W6) شده است. علاوه بر این کاهش غلظت منیزیم در چاههای آب حوالی تنگ کرم (کوه تودج) و پایین‌دست خرمن کوه احتمالاً به دلیل اثر تغذیه‌ای از سازند آسماری-چهرم می‌باشد (شکل ۴-۴).

سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز این عنصر را ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر تعیین نموده که طبق آن غلظت منیزیم در تمام نمونه‌ها کمتر از این حد مجاز است.

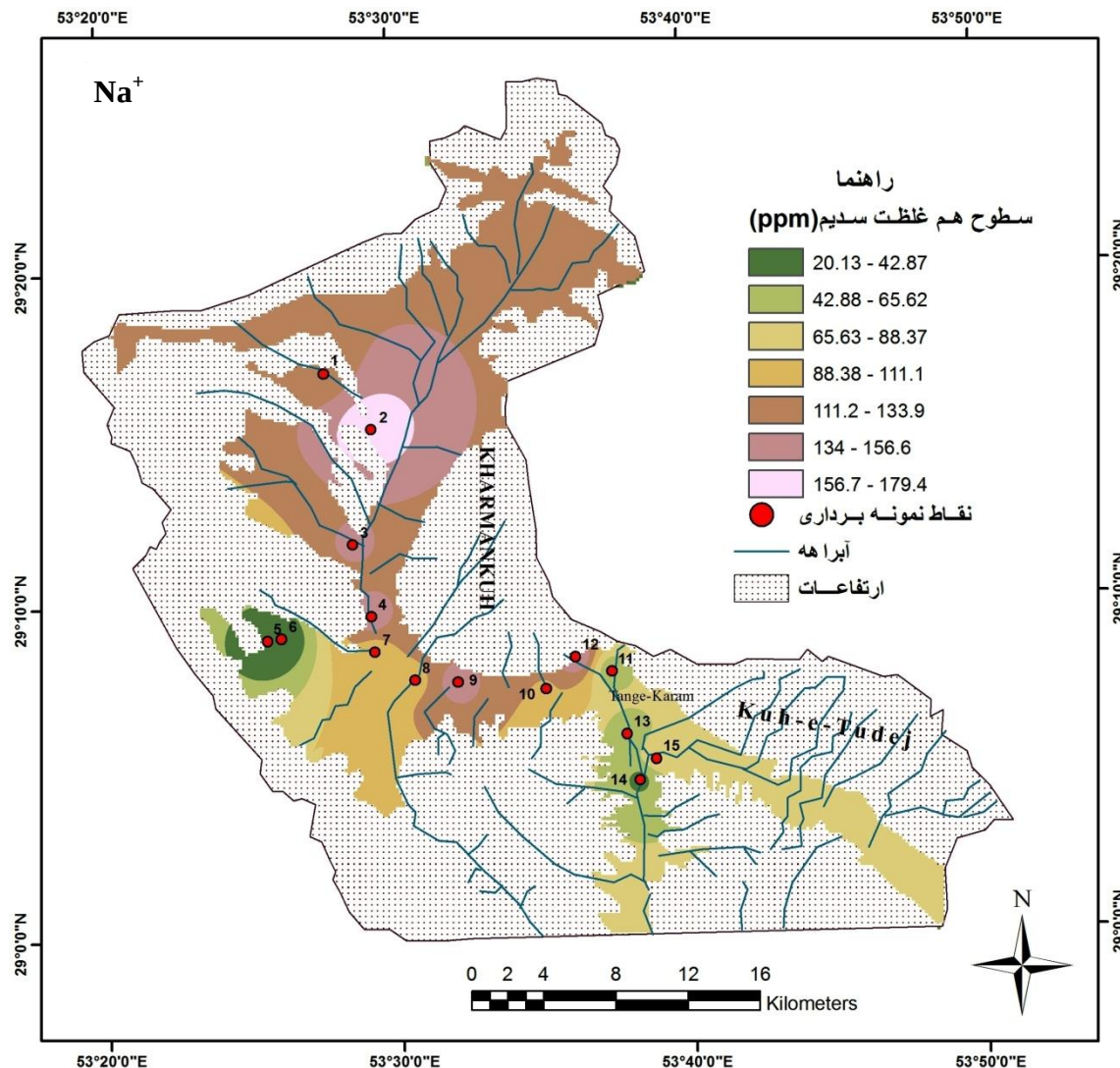


شکل ۴-۴- نقشه‌ی تغییرات غلظت منیزیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۲-۲-۴- تغییرات غلظت یون سدیم

سدیم یکی از مهمترین یونهای است که به طور طبیعی در آب وجود دارد. انحلال کانیهای مانند هالیت، برخی سیلیکاتها و کانیهای کمیاب مانند ناهکولیت (NaHCO_3) و همچنین ورود شورابه‌ها و آب چشمه‌های گرم بر غلظت سدیم در آب اثر می‌گذارند (Hounslow, 1995).

غلظت سدیم در رده‌بندی آبهای آبیاری به دلیل تاثیر بر نفوذپذیری خاک حائز اهمیت است (Adak Dasgupta and Purohit, 2001). در نمونه‌های آب مورد مطالعه غلظت سدیم از ۲۰ تا ۱۷۹/۴ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. با توجه به نقشه سطوح هم‌غلظت (شکل ۴-۵)، سدیم در بخش‌های شمالی و میانی دشت بیشترین غلظت را نشان می‌دهد. به طور کلی دو منبع اصلی برای سدیم می‌توان معرفی کرد؛ یکی انحلال کانیهای تبخیری (مانند هالیت) و دیگری تبادل یونی نرمال به علت وجود کانیهای رسی. در اثر این فرآیند و در pH های نزدیک به خنثی تا قلیایی، Ca^{2+} و Mg^{2+} در سطح کانیهای رسی جایگزین Na^+ می‌شوند و غلظت سدیم در آب افزایش می‌یابد (Hem, 1989). با توجه به بافت رسی رسوبات آبرفتی در شمال دشت این امر تا حدی قابل توجیه است. علاوه بر این افزایش غلظت سدیم در پایین‌دست خرمن‌کوه (W9, W12) احتمالاً به وجود گنبد نمکی در زیر خرمن‌کوه ارتباط داد (در ادامه در این مورد بیشتر بحث خواهد شد). غلظت سدیم در قسمت غربی دشت (W5, W6) به دلیل تغذیه از سازند آجاجاری کاهش یافته است. همچنین کاهش غلظت سدیم در چاههای آب حوالی تنگ‌کرم نیز می‌تواند به دلیل اثر تغذیه‌ای از سازند آسماری-چهرم باشد. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز سدیم در آبهای آشامیدنی را ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نموده است و تمام نمونه‌های برداشت شده دارای غلظتی پایین‌تر از این حد مجاز هستند.

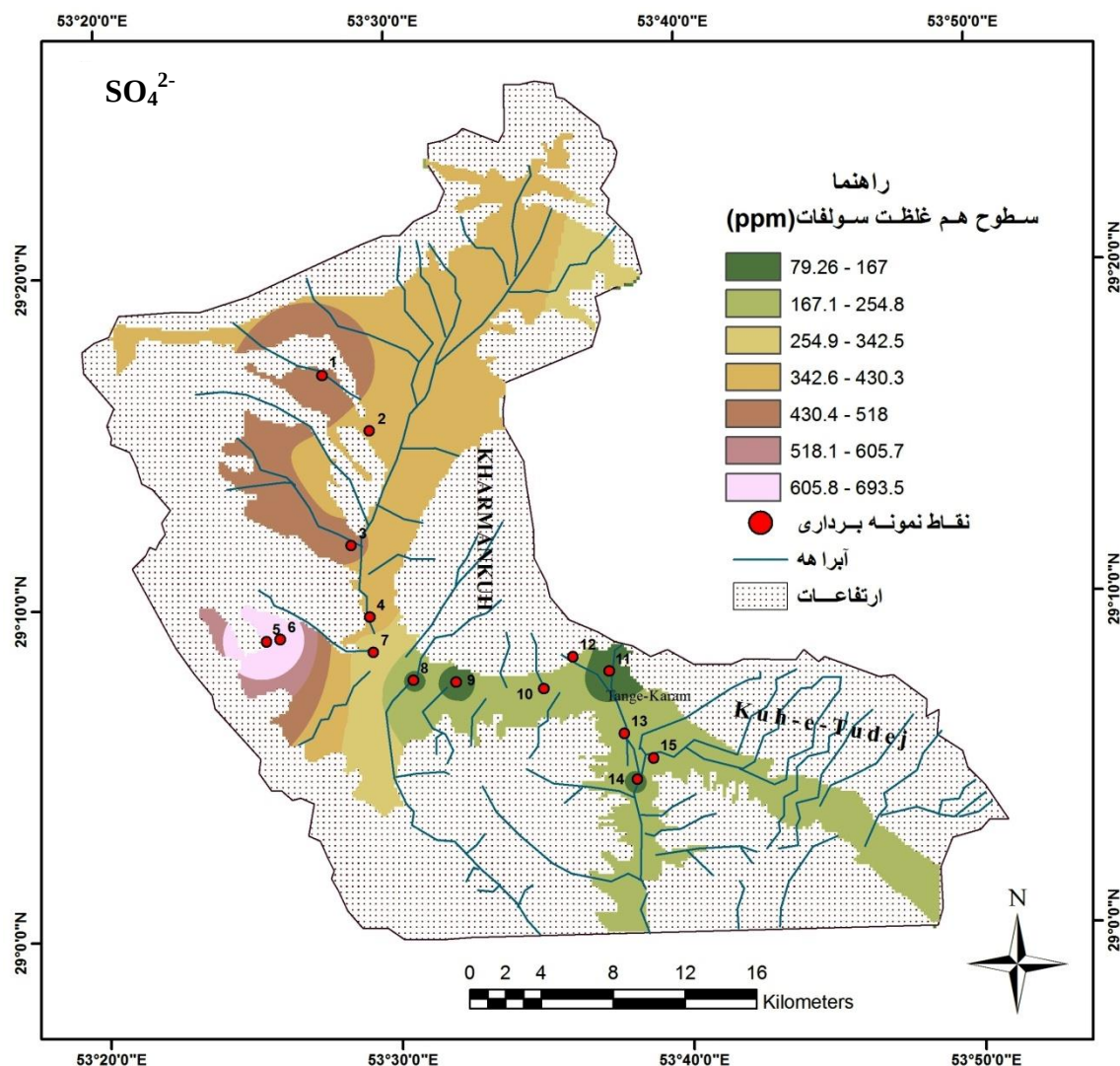


شکل ۴-۵- نقشه‌ی تغییرات غلظت سدیم در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۲-۵- تغییرات غلظت یون سولفات

سولفات نیز یکی از آنیونهای اصلی آب است که منشاء آن را عمدتاً به انحلال کانیهای چون ژیپس، انیدریت و کانیهای سولفیدی چون پیریت نسبت می‌دهند (Hounslow, 1995). نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب برداشت شده نشان داد که غلظت سولفات در این نمونه‌ها بین ۷۹/۲ تا ۶۹۳/۶ میلی گرم بر لیتر است. بالاترین غلظت سولفات مربوط به چاههای شمالی دشت می‌باشد (شکل ۴-۶). حضور سازند آغاچاری همراه با مارن‌های ژیپس‌دار احتمالاً از دلایل اصلی افزایش غلظت سولفات در چاههای این بخش می‌باشد. کاهش میزان سولفات نیز در سایر نقاط دشت احتمالاً در نتیجه تغذیه از

رخنمون آهکی (آسماری-چهرم) است. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز سولفات در آبهای آشامیدنی را ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر تعیین نموده است. بر این اساس نمونه‌های W_1 , W_2 , W_3 , W_4 , W_5 , W_6 , W_7 , W_{10} دارای غلظت بالاتر از این حد مجاز هستند.



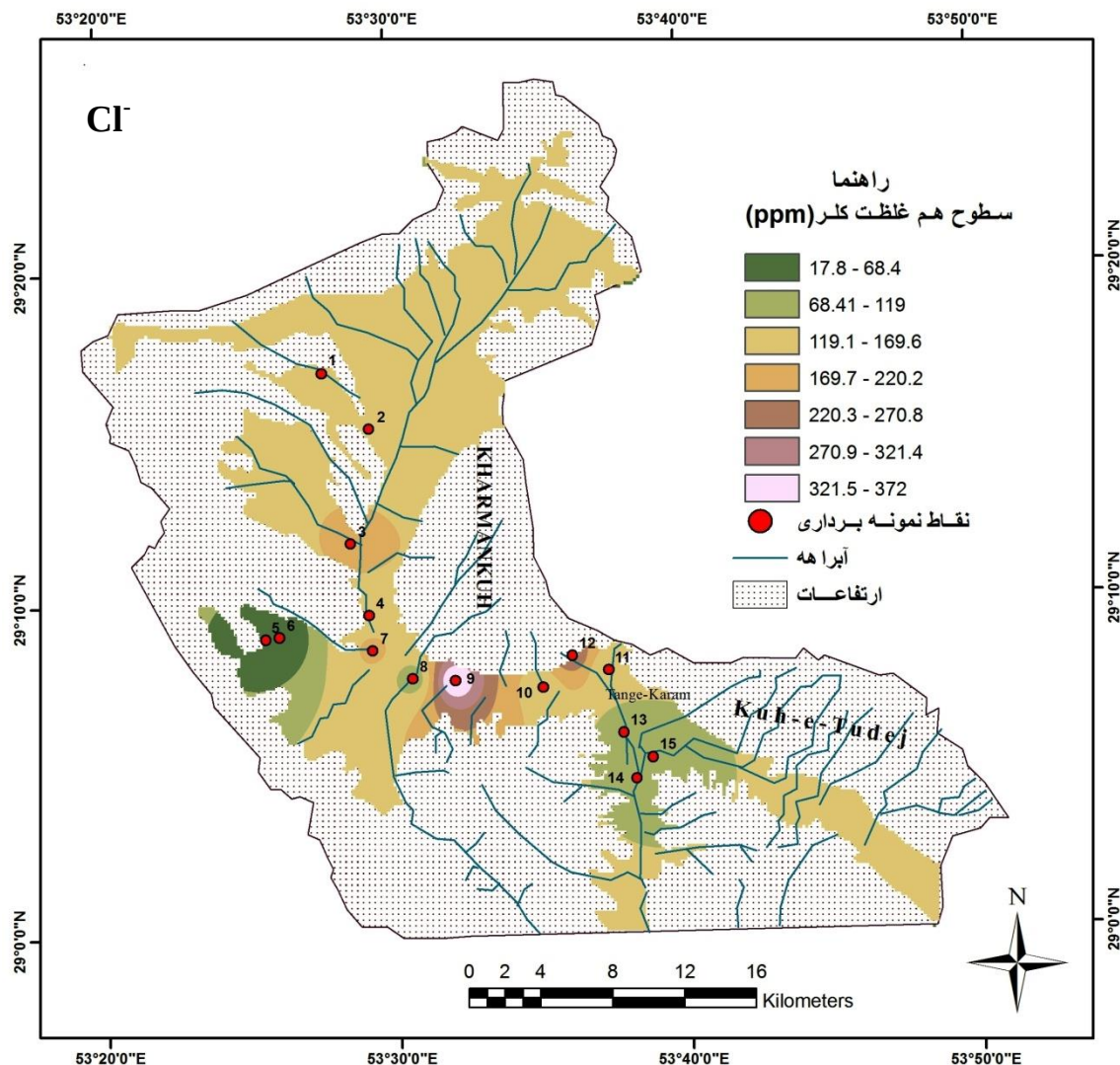
شکل ۴-۶- نقشه‌ی تغییرات غلظت سولفات در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۲-۶- تغییرات غلظت یون کلر

کلر به طور طبیعی در تمام نمونه‌های آب وجود دارد. منبع اصلی کلر در آبهای زیرزمینی اتمسفر است که غلظت آن تا حد زیادی به وسیله میزان آب از دست رفته به وسیله تبخیر قبل از وارد شدن به زون اشباع کنترل می‌شود. در زون اشباع غلظت کلر ثابت باقی می‌ماند

مگر اینکه اختلاط آب با انواع دیگری از آبها رخ دهد (Mazor, 2004). فعالیتهای کشاورزی، صنعتی و سنگهای غنی از کلر (سنگهای تبخیری) از مهم‌ترین منابع ورود این یون به داخل آبهای زیرزمینی هستند (Mariappan et al., 2000).

در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت کلر بین ۱۷/۷-۳۷۲/۷ میلی‌گرم بر لیتر است. با توجه به شکل (۷-۴) حداقل میزان کلر را می‌توان در قسمت‌های غربی آبخوان و نیز حوالی تنگ کرم (به ترتیب به علت اثر تغذیه‌ای از سازند آگاجاری و آسماری-چهرم) مشاهده کرد. علت افزایش میزان کلر در چند نقطه مجاور خرمن‌کوه (W9, W12) را با وجود آهکی بودن خرمن‌کوه، شاید بتوان به تأثیر گنبد نمکی احتمالی در زیر خرمن‌کوه نسبت داد. زبانه‌هایی از نمک به دلیل خاصیت پلاستیکی و چگالی کم، که از طریق درز و شکاف‌های موجود در آهک‌های خرمن‌کوه به بالا راه یافته‌اند، می‌توانند به صورت موضعی، آبهای کارستی را تحت تأثیر قرار دهند و کیفیت آنها را کاهش دهند. حضور سازند رازک در اطراف خرمن‌کوه به عنوان مانعی در عبور آب عمل می‌کند و از تماس مستقیم آبخوان با لایه‌های نمک جلوگیری می‌کند. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز کلر در آبهای آشامیدنی را ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نموده است که در میان نمونه‌های مورد مطالعه، نمونه‌های W9 و W12 دارای غلظت بالاتر از این حد مجاز هستند.



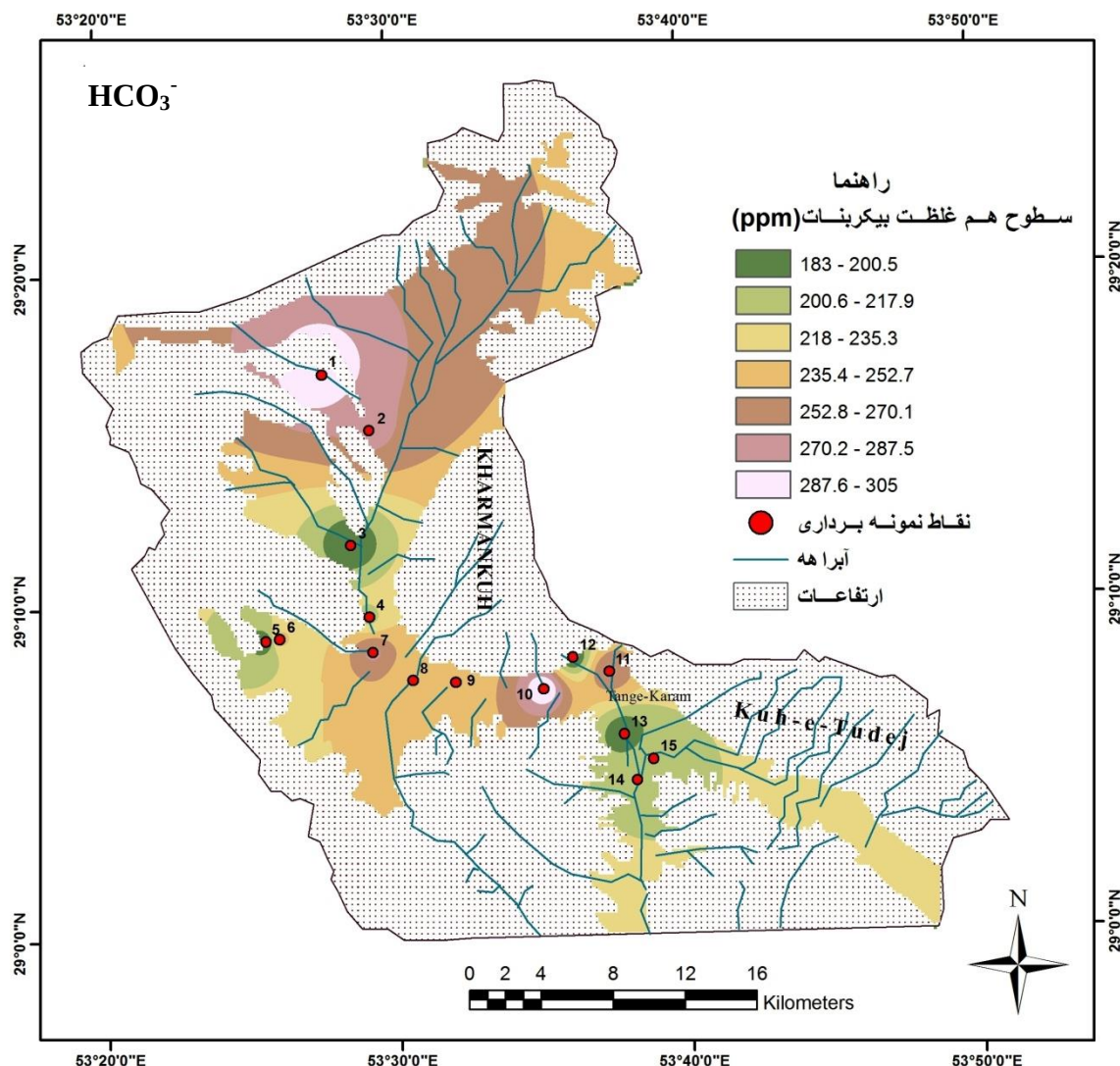
شکل ۴-۷- نقشه‌ی تغییرات غلظت کلر در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل

۴-۲-۲-۷- تغییرات غلظت یون بیکربنات

بیکربنات در آب زیرزمینی به طور کلی از هوازدگی کربنات‌ها، کانیه‌ای سیلیکاته، انحلال CO_2 جوی، اکسیداسیون مواد آلی و تنفس ریشه گیاهان ایجاد می‌شود (Berner and Berner, 1987). در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت بیکربنات از ۱۸۳ تا ۳۰۵ میلی گرم بر لیتر تغییر می‌کند.

به طور کلی غلظت بیکربنات در آبهای طبیعی به علت موازنه کربنات‌ها در یک محدوده‌ی متوسط قرار می‌گیرد (Hem, 1989). مقایسه منحنی هم‌غلظت کلسیم با بیکربنات (شکل ۴-۸) نشان می‌دهد که غلظت بیکربنات در اکثر چاهها (به جز W4, W7, W11, W13, W14, W15) روند متفاوتی را با کلسیم نشان می‌دهد. که این نشان‌دهنده آن است که کلسیم در آب زیرزمینی عمدتاً از سازند

آغاجاری با مارن‌های ژئوسداس منشاء گرفته است و حضور بیکربنات در آب زیرزمینی احتمالاً با انحلال کانیه‌های کربناته، احیاء سولفات و همچنین CO_2 جو در ارتباط است.



شکل ۴-۸- نقشه‌ی تغییرات غلظت بیکربنات در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

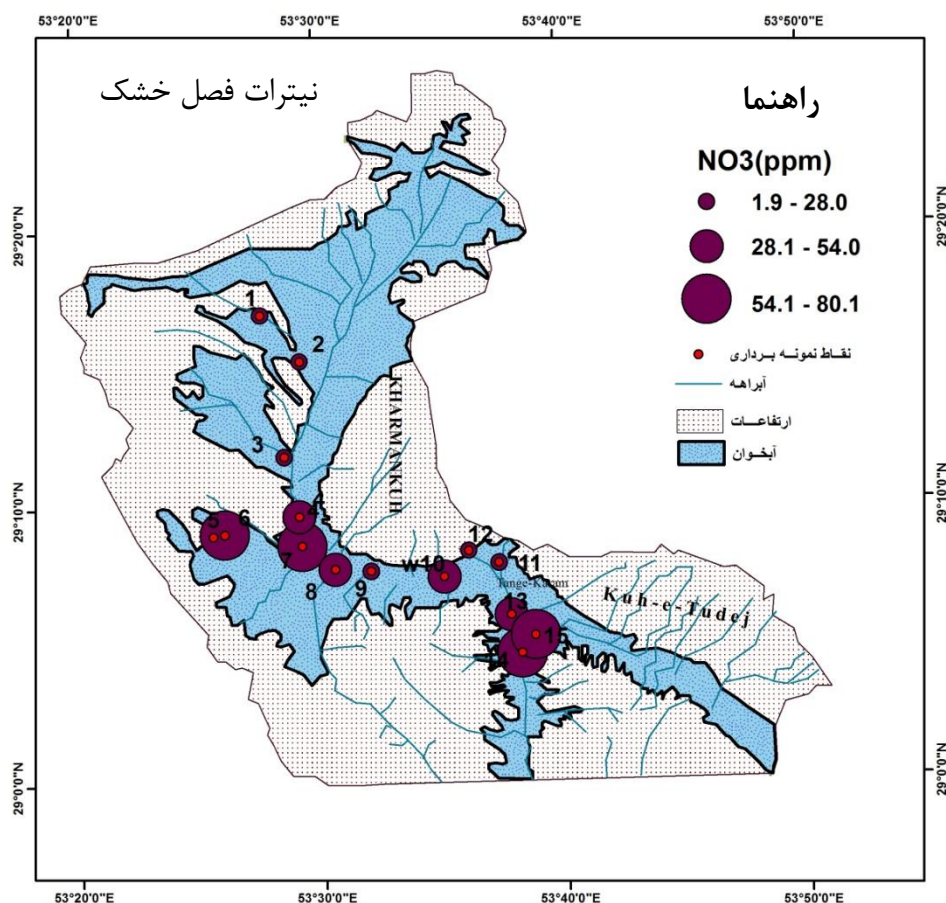
۴-۲-۸- تغییرات غلظت یون نیتрат (NO_3^-)

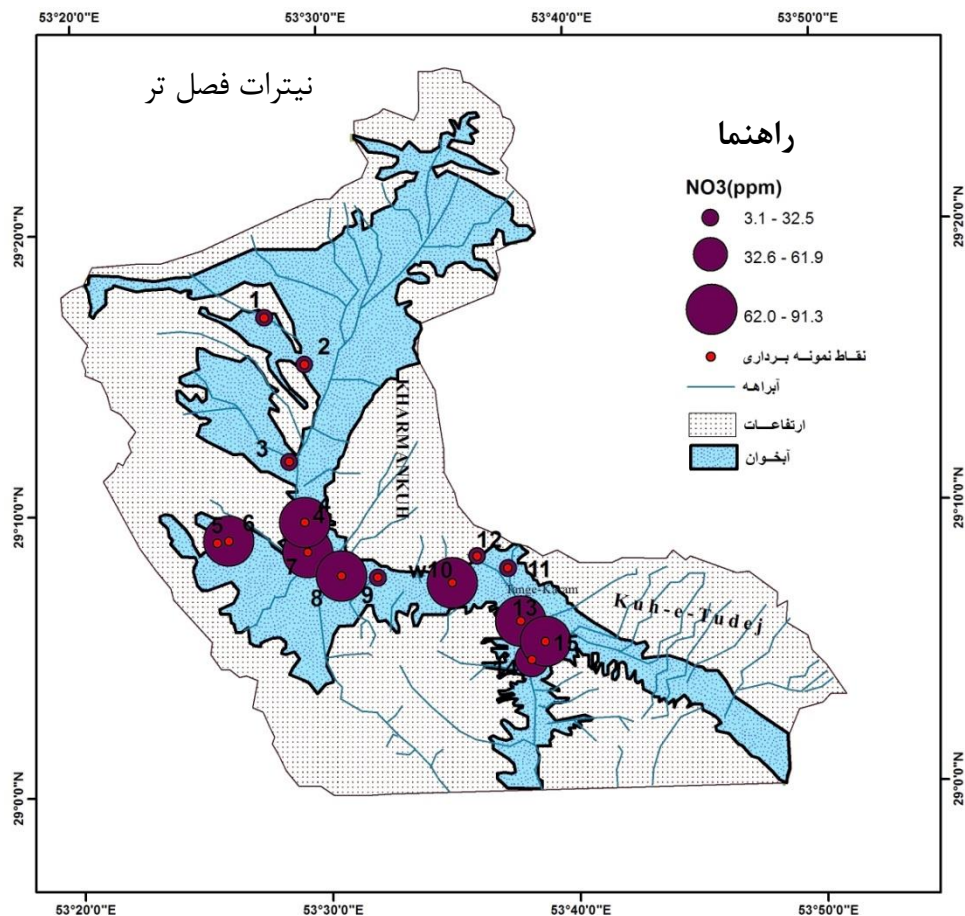
غلظت یون نیترات به عنوان یک پارامتر مهم جهت ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی به ویژه از نظر آلودگی است. فعالیت‌های کشاورزی احتمالاً مهمترین منبع انسانزاد ورود نیترات به آبهای زیرزمینی هستند (Harter et al., 2002). نیترات موجود در آب زیرزمینی تحرک زیادی داشته و کمتر نیز جذب مواد آلی و ذرات رس موجود در خاک می‌شود

(Almasri and Kaluarachchi, 2007). در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت نیتрат در فصل خشک بین ۱/۹-۸۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر و در فصل تر بین ۳/۱-۹۱/۳ میلی‌گرم بر لیتر است (جدول ۴-۴). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) و سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (EPA, 2006) میزان استاندارد غلظت نیترات را ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر پیشنهاد کرده‌اند. بر این اساس غلظت نیترات در برخی نمونه‌ها (W4, W6, W7, W8, W10, W13, W14, W15) تقریباً برابر یا بالاتر از این حد مجاز هستند. با توجه به نوع کاربری این چاهها (جدول ۴-۴)، دلیل این امر احتمالاً استفاده از کودهای شیمیایی نیتروژن‌دار است که آبشویی آنها، از داخل خاک باعث بالا بردن نسبی غلظت نیتروژن در آب زیرزمینی شده است. همانطور که از شکل (۴-۹) مشخص است غلظت نیترات در فصل تر به طور قابل توجهی از فصل خشک بیشتر است. در فصل تر به علت آبشویی نیترات، غلظت نیترات در آب زیرزمینی افزایش می‌یابد. با توجه به داده‌های مربوط به عمق آب زیرزمینی (جدول ۱-۱) (فصل ۱)، مشاهده می‌شود که غلظت نیترات در برخی نقاط (همه نمونه‌ها بجز W4, W6, W7, W8) روند مشخصی را با عمق آب زیرزمینی نشان می‌دهد، به طوری که در بخش شرقی دشت (حوالی کچویه) با افزایش عمق آب زیرزمینی غلظت نیترات کاهش و در بخش جنوبی دشت با کاهش عمق آب غلظت نیترات افزایش یافته است. به طور کلی مشخص شده است که سفره‌های آب کم‌عمق در مقایسه با سفره‌های عمیق غلظت بالای نیترات را در مقیاس زمانی نشان می‌دهند (Almasri and Kaluarachchi, 2004). علاوه بر عمق، در حاشیه جنوبی، آبرفت عمدتاً درشت دانه بوده که می‌تواند از دلایل افزایش غلظت نیترات در این بخش باشد. علت کاهش غلظت نیترات در شمال دشت نیز بافت سنگین خاک و پایین بودن سطح آب زیرزمینی است (شکل ۴-۹).

جدول ۴-۴- غلظت نیترات و فسفات در نمونه‌های آب مورد مطالعه (مقادیر بر حسب میلی گرم بر لیتر)

شماره نمونه	نوع کاربری	NO_3^- (فصل خشک)	NO_3^- (فصل تر)	PO_4^{3-}
W1	شرب	۲/۱	۴/۶	۰/۰۰۵
W2	شرب	۴/۱	۳/۴	۰/۰۰۲
W3	شرب	۱/۹	۳/۱	۰/۰۰۶
W4	کشاورزی	۷۶/۴	۹۱/۳	۰/۰۰۲
W5	شرب	۱۷/۱	۱۷/۸	۰/۰۰۶
W6	کشاورزی	۵۰/۲	۷۱	۰/۰۰۷
W7	کشاورزی	۶۷/۶۷	۷۵/۶	۰/۰۲۶
W8	کشاورزی	۵۲/۳	۷۰/۷	۰/۰۰۶
W9	شرب	۱۸/۲	۱۷/۸	۰/۰۱۳
W10	کشاورزی	۴۹/۹	۷۵/۲	۰/۰۰۲
W11	شرب	۱۰/۲	۱۰/۷	۰/۰۱۲
W12	شرب	۴/۳	۴/۵	۰/۰۰۹
W13	کشاورزی	۴۹/۱	۶۹/۰	۰/۰۰۷
W14	کشاورزی	۸۰/۱	۵۷/۷	۰/۰۰۶
W15	کشاورزی	۷۲/۸	۸۰	۰/۰۰۶



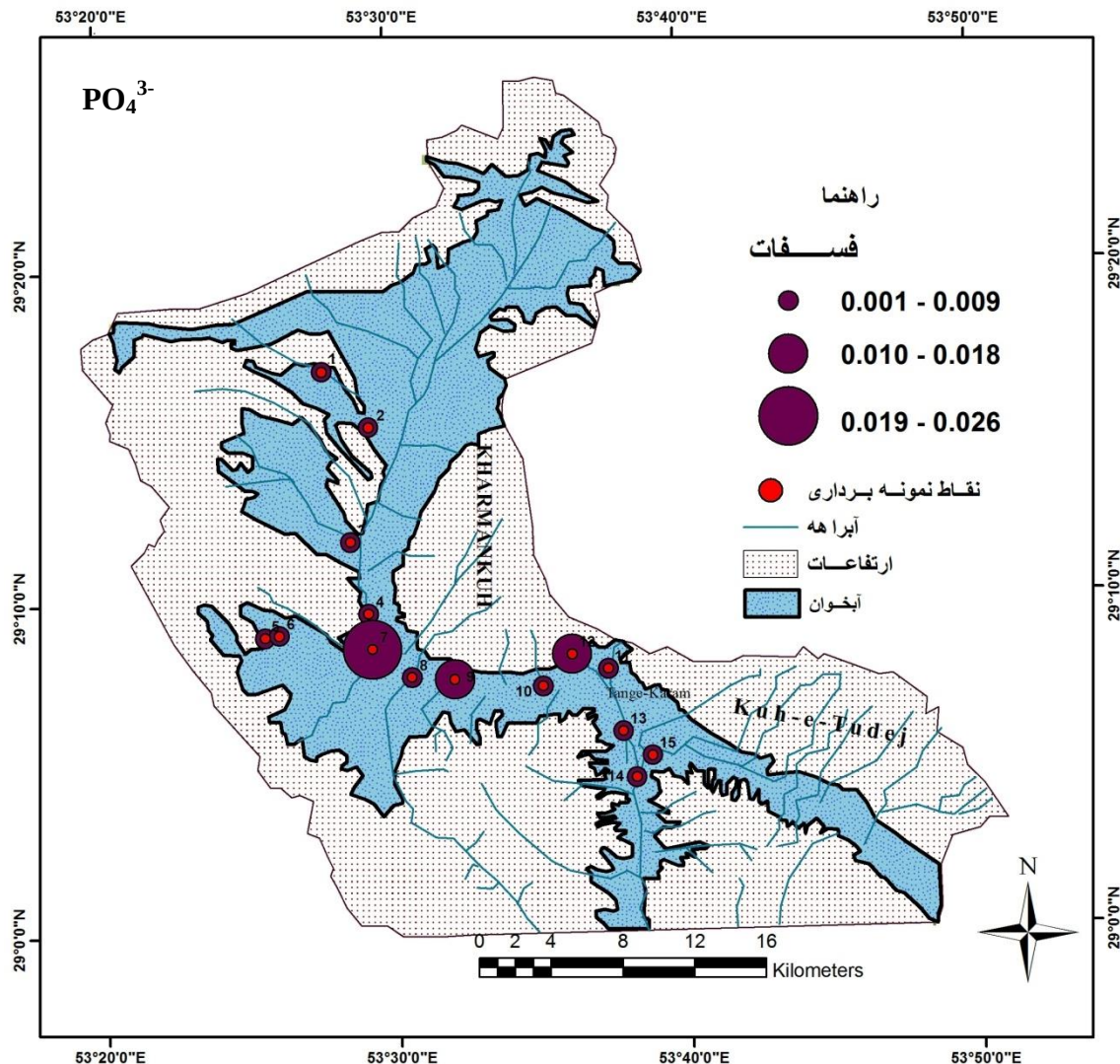


شکل ۴-۹- نقشه‌ی سطوح هم‌غلظت نیترات (فصل خشک و تر) در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۲-۹- تغییرات غلظت یون فسفات (PO_4^{3-})

فسفات موجود در آب زیرزمینی، از سنگهای حاوی فسفات (مانند فسفریت)، کودهای شیمیایی، فاضلاب‌ها و پسماندهای صنعتی ناشی می‌شود. رواناب‌های برگشتی از زمین‌های کشاورزی، معمولاً دلیل اصلی افزایش غلظت فسفات در آب زیرزمینی محسوب می‌شوند. فسفات به ندرت از زمین‌های کشاورزی به آبهای زیرزمینی نفوذ می‌کند، زیرا فسفات موجود در کودهای شیمیایی بیشتر جذب کلئیدهای خاک می‌شود (Handa, 1975). در نمونه‌های آب مورد مطالعه غلظت فسفات از ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۲۶ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. با توجه به تغییرات فسفات در منابع آب زیرزمینی (شکل ۴-۱۰)، در حالت کلی می‌توان گفت که افزایش غلظت فسفات در برخی نقاط احتمالاً با مصرف کودهای شیمیایی مصرفی با توجه به نوع کاربری ارتباط پیدا می‌کند. سازمان بهداشت جهانی

(WHO, 2011) تاکنون حد مجازی را برای فسفات در آبهای آشامیدنی تعیین نکرده است.



شکل ۴-۱۰- نقشه‌ی سطوح هم‌غلظت فسفات در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۴- تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب

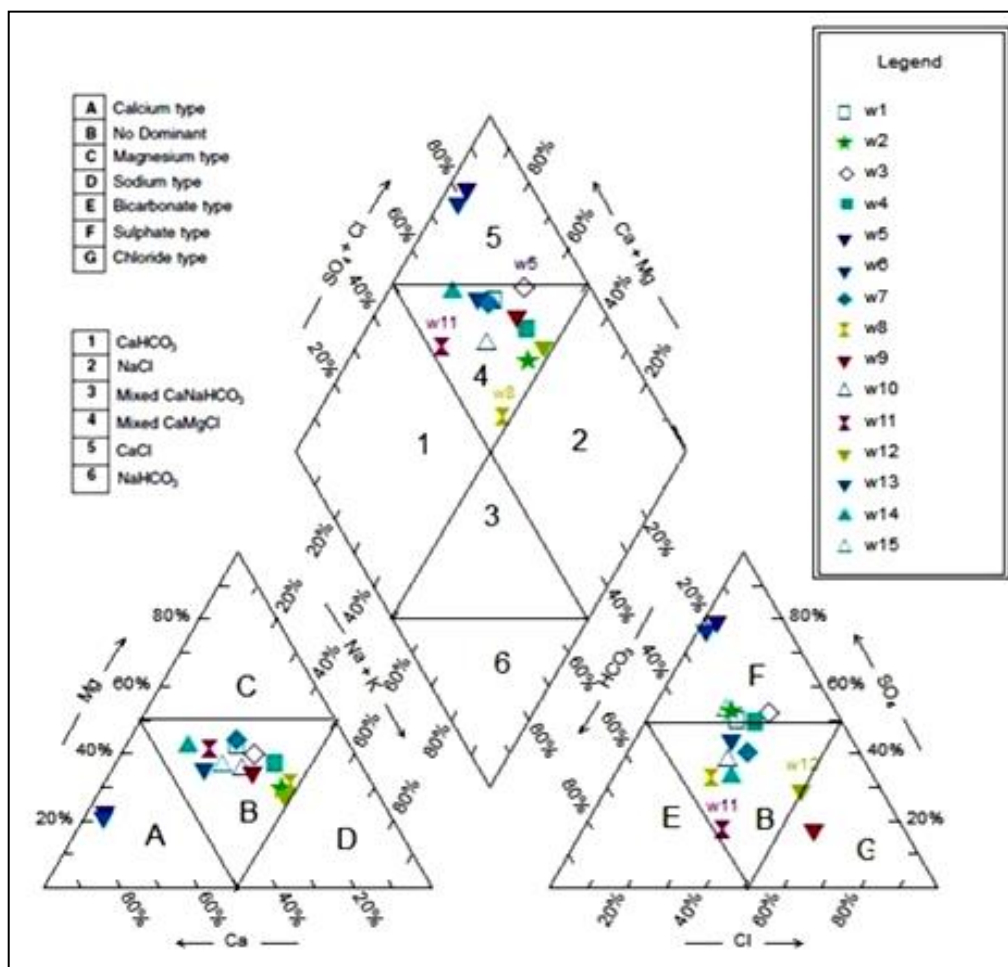
برای تعیین تیپ و رخساره نمونه‌های آب در این مطالعه از نمودارهای پایپر و استیف استفاده گردید. این نمودارها با در نظر گرفتن غلظت آنیونها و کاتیونهای اصلی و با استفاده از نرم‌افزارهایی چون Chemistry, AqQa رسم گردید.

۴-۴-۱- نمودار پایپر (Piper diagram)

در نمودار پایپر، آنیونها و کاتیونهای اصلی در دو مثلث مجاور هم قرار می‌گیرند و ترکیب شیمیایی هر

نوع آب براساس درصد کاتیونها و آنیونها بر روی آن، به صورت یک نقطه رسم می‌گردد. در طبقه‌بندی پایپر آبها براساس کاتیونها به سه رخساره منیزیمی، کلسیمی، سدیمی و براساس آنیونها به سه تیپ بیکربناته، سولفات و کلروره تقسیم‌بندی می‌شوند (طلایی و پیروان، ۱۳۸۵).

شکل (۴-۱۱) و جدول (۴-۵) نشان می‌دهد که تیپ آب در مناطق شمالی دشت میان‌جنگل سولفات و سپس در طی حرکت از لایه‌های قابل نفوذ با توجه به سنگهای موجود در مسیر حرکت (سازندهای آهکی و گنبد نمکی) بیکربناته و کلروره است. همچنین رخساره آب در نمونه‌های آب مورد مطالعه نیز به تبع سازندهای مختلف، کلسیمی، سدیمی و منیزیمی است. به‌علاوه نمونه‌های ۵ و ۶ به دلیل افزایش سولفات و کلسیم در موقعیت ۵ قرار گرفته‌اند که به دلیل تاثیر مستقیم از سازند آغاچاری و انحلال ژیپس می‌باشد.



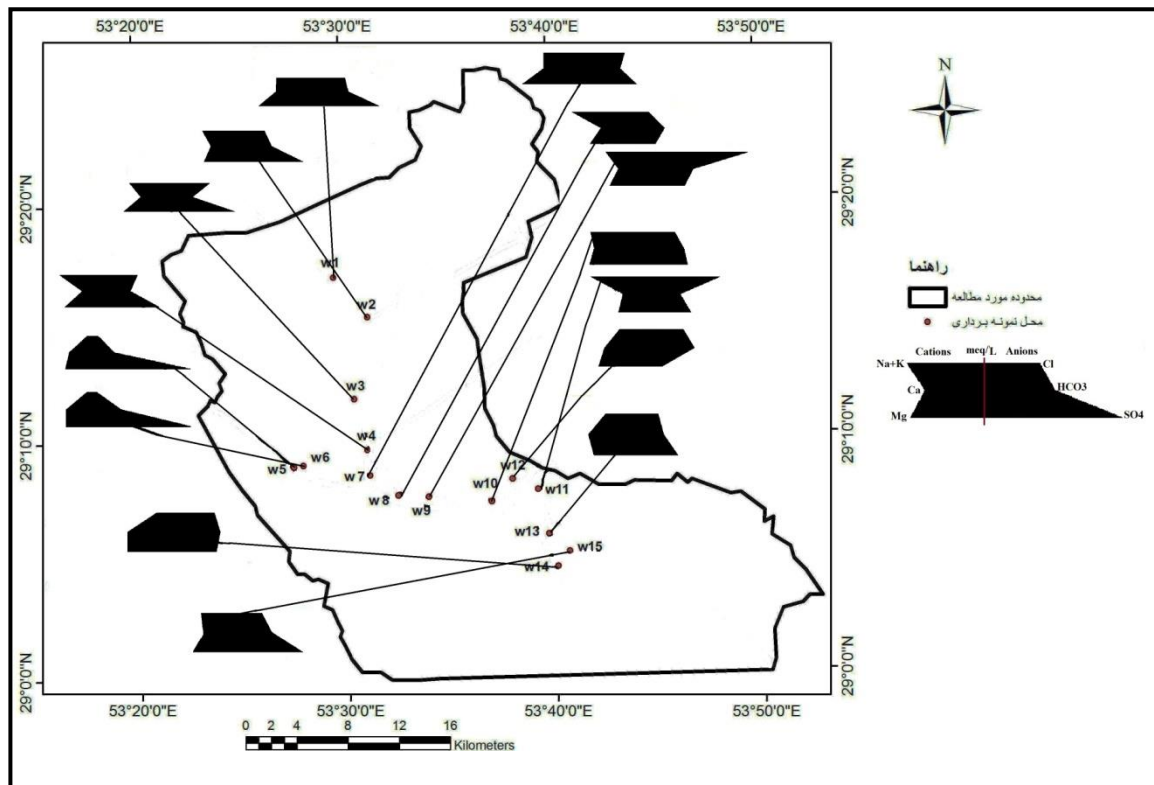
شکل ۴-۱۱- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن

جدول ۴-۵- تیپ و رخساره نمونه‌های آب مورد مطالعه

شماره نمونه	غلظت آنیونها	غلظت کاتیونها	تیپ آب	رخساره آب
W1	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	سولفات	منیزیمی
W2	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	سولفات	سدیمی
W3	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+}$	سولفات	منیزیمی
W4	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	سولفات	سدیمی
W5	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	سولفات	کلسمی
W6	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	سولفات	کلسمی
W7	$\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$	$\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	سولفات	منیزیمی
W8	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	بیکربناته	سدیمی
W9	$\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیمی
W10	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+}$	سولفات	منیزیمی
W11	$\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$	$\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	بیکربناته	منیزیمی
W12	$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$	کلروره	سدیمی
W13	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	سولفات	کلسمی
W14	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$	بیکربناته	کلسمی و منیزیمی
W15	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$	سولفات	کلسمی

۴-۳-۲- نمودار استیف (Stiff diagram)

در شکل (۴-۱۳) نقشه نمودارهای استیف برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان داده شده است. همانطور که مشخص است نمونه‌های شمال، غرب و جنوب شرقی دشت سولفات بالایی داشته که در نتیجه تاثیر سازند آجاجاری در این نقاط است. در نمونه‌های W9 و W12 مقدار کلر نسبت به سایر نمونه‌ها بالاتر است. علت این امر به وجود گنبد نمکی احتمالی در زیر خرمن کوه مربوط می‌باشد. تماس آب زیرزمینی با سنگ بستر مارنی و آهک‌های سیلتی (سازند رازک) در میانه دشت و در جهت حرکت آب زیرزمینی به سمت خروجی باعث افزایش غلظت کاتیونها شده است. سازند رازک، به صورت مانعی در حرکت آبهای زیرزمینی و هم تخریب‌کننده کیفیت، تأثیر نسبتاً زیادی بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه می‌گذارد.

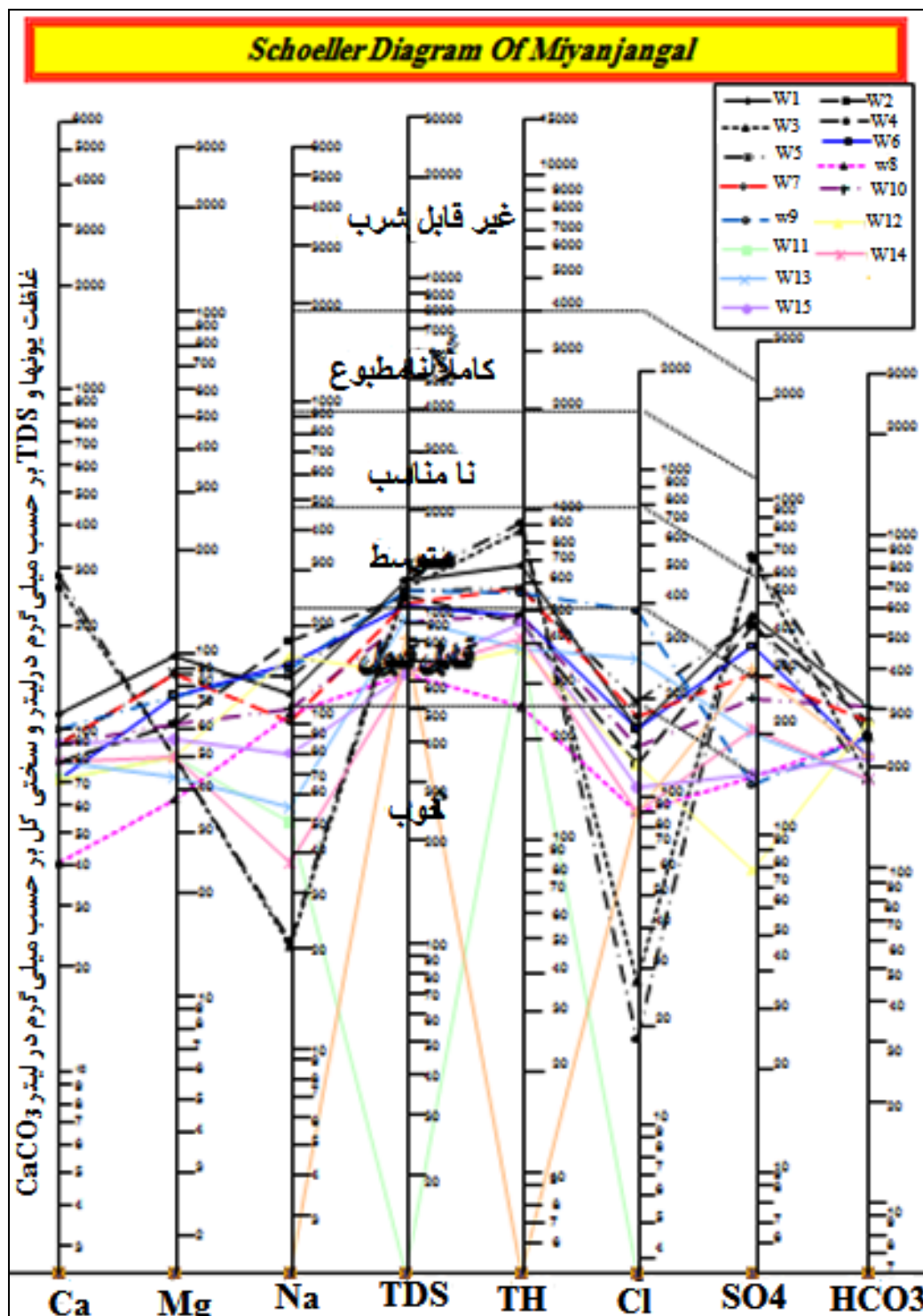


شکل ۴-۱۲- نقشه نقاط نمونه برداری همراه با نمودارهای استیف برای هر نمونه

۴-۴- بررسی کیفیت آب زیرزمینی از نظر استفاده در شرب

۴-۴-۱- نمودار شولر

نمودار شولر که نمودار لگاریتمی است از نظر سرعت عمل، سهولت مقایسه و نشان دادن تعداد زیادی نمونه در یک نمودار بر نمودارهای دیگر ارجحیت دارد. جهت تعیین کیفیت منابع آب زیرزمینی از لحاظ شرب معمولاً از نمودار شولر استفاده می‌شود. در نمودار شولر برای هریک از مقادیر کاتیونها (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) و آنیونها (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) و نیز درجه سختی آب (TH) محور جداگانه‌ای در نظر گرفته می‌شود که با تعیین آنها در آزمایشگاه و اتصال نقاط متناظرشان روی این محورها، می‌توان به درجه تناسب آب شرب پی برد (علیزاده، ۱۳۸۵). با ترسیم نمونه‌ها بر روی نمودار شولر مشخص شد که اکثر نمونه‌ها از لحاظ شرب در محدوده‌ی متوسط تا قابل قبول قرار می‌گیرند (شکل ۴-۱۳).



شکل ۴-۱۳- قرارگیری نمونه‌های آب دشت میان‌جنگل بر روی نمودار شولر

۴-۵- بررسی کیفیت نمونه‌های آب از نظر استفاده در کشاورزی (آبیاری)

کیفیت آب برای آبیاری با مقادیر کل املاح و انواع نمک موجود در آن تعیین می‌شود. نوع و مقدار

نمک‌های آب و از این رو شوری آن بستگی به منبع آب دارد. در مورد چاه، کیفیت آب بستگی به مواد تشکیل‌دهنده زیرزمین که از آن آب پمپ می‌شود دارد. جهت بررسی کیفی آب از لحاظ استفاده در کشاورزی از نسبت جذب سدیم، درصد سدیم و نمودار ویلکاکس استفاده شد.

۴-۵-۱- درصد سدیم (%Na)

یکی از پارامترهایی که برای تعیین کیفیت آب از نظر استفاده در کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرد، درصد سدیم (%Na) است که از رابطه (۴-۲) بدست می‌آید (Wilcox, 1995 and Richards, 1954).

$$\%Na = \frac{Na+K}{Na+K+Ca+Mg} \times 100 \quad \text{معادله (۴-۲)}$$

در این رابطه غلظت عناصر بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر است. منابع آب از نظر مقدار %Na به پنج گروه تقسیم می‌شوند (Wilcox, 1995). در جدول (۴-۵) تقسیم‌بندی منابع آب زیرزمینی منطقه بر این اساس آورده شده است.

جدول ۴-۶- تقسیم بندی نمونه‌های آب مورد مطالعه براساس درصد سدیم

درصد سدیم	نوع آب	نمونه
کمتر از ۲۰	عالی	(W5, W6, W14)
۲۰-۴۰	خوب	(W1, W3, W7, W9, W10, W11, W13, W15)
۴۰-۶۰	قابل قبول	(W2, W4, W8, W12)
۶۰-۸۰	مشکوک	-
بیشتر از ۸۰	نامناسب	-

برای نمونه‌های مورد مطالعه مقادیر درصد سدیم محلول بین ۴۸-۴/۸ درصد و به طور میانگین حدود ۳۰ درصد است که بر این اساس بیشتر نمونه‌های آب از نظر درصد سدیم در محدوده خوب قرار می‌گیرند.

۴-۵-۲- نسبت جذب سدیم (SAR)

عامل مهم دیگر برای تعیین کیفیت آب، اندازه‌گیری مقدار سدیم جذب شده از طریق خاک است که باعث کاهش نفوذپذیری آن می‌شود. آبهای با سدیم بالا معمولاً برای کیفیت آب مناسب نیستند. سدیم در مقایسه با کلسیم و منیزیم نفوذپذیری خاک را کاهش می‌دهد و از رسیدن مواد مورد نیاز به محصولات گیاهی جلوگیری می‌کند (Raju et al., 2011). اگر حداقل ۱۰ درصد کاتیونهای جذب شده سدیم باشد، خاک ساختمان خود را از دست داده و نفوذ آب بر اثر پراکندگی ذرات خاک کاهش می‌یابد. ضمناً غلظت‌های زیاد سدیم در آب سبب بروز مزه تلخ در آب می‌شوند. نسبت جذب سدیم (SAR) از رابطه زیر (Kalra and Maynard, 1991) بدست می‌آید.

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}} \quad \text{معادله (۳-۴)}$$

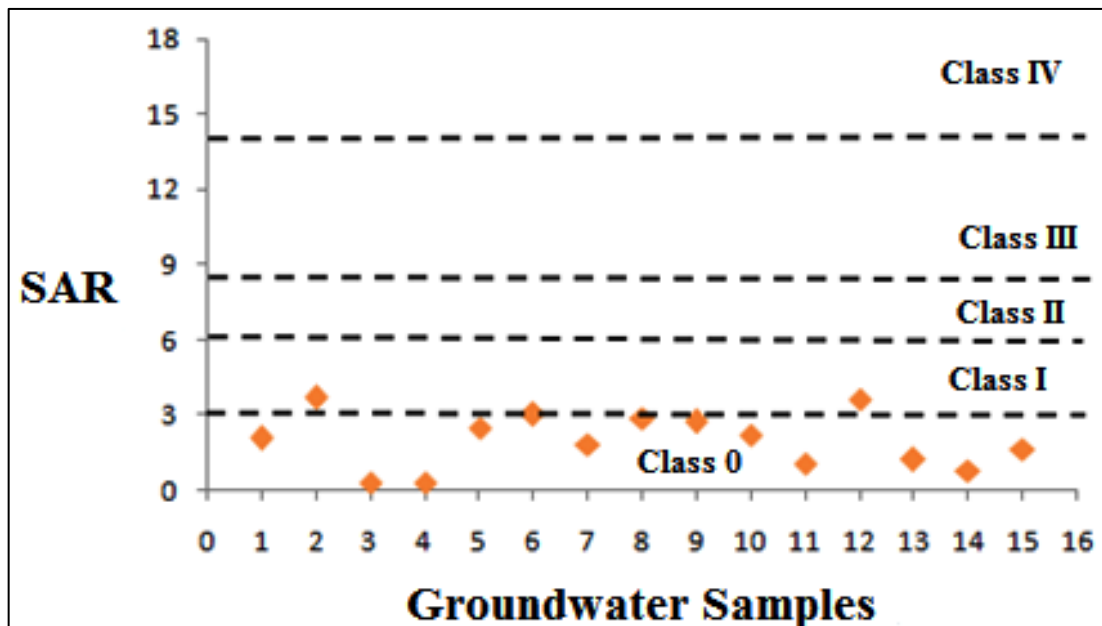
جدول (۴-۶) رده‌بندی نمونه‌های آب براساس SAR (Todd 1959, Richards 1954) و خطر جذب سدیم آورده شده که بر این اساس نمونه‌ها در رده عالی قرار می‌گیرد.

جدول ۴-۷- رده‌بندی نمونه‌های آب براساس مقادیر SAR محاسبه شده (Todd 1959) و رده‌بندی آنها براساس خطر سدیم (تقسیم‌بندی US Salinity Laboratory (Richards 1954))

مقادیر SAR	رده‌بندی خطر سدیم	کیفیت	بازه
<۱۰	S1	عالی	۰/۲۹۸ تا ۳/۶۷۷ (همه نمونه‌ها)
۱۰-۱۸	S2	خوب	-
۱۹-۲۶	S3	مشکوک	-
>۲۶	S4 و S5	نامناسب	-

شاخص سدیمی نیز براساس مقادیر SAR محاسبه می‌شود و آبهایی که تا محدوده کلاس دو قرار می‌گیرند برای مصارف آبیاری مناسب هستند. در منطقه مورد مطالعه تمام نمونه‌ها (شکل ۴-۱۴) در

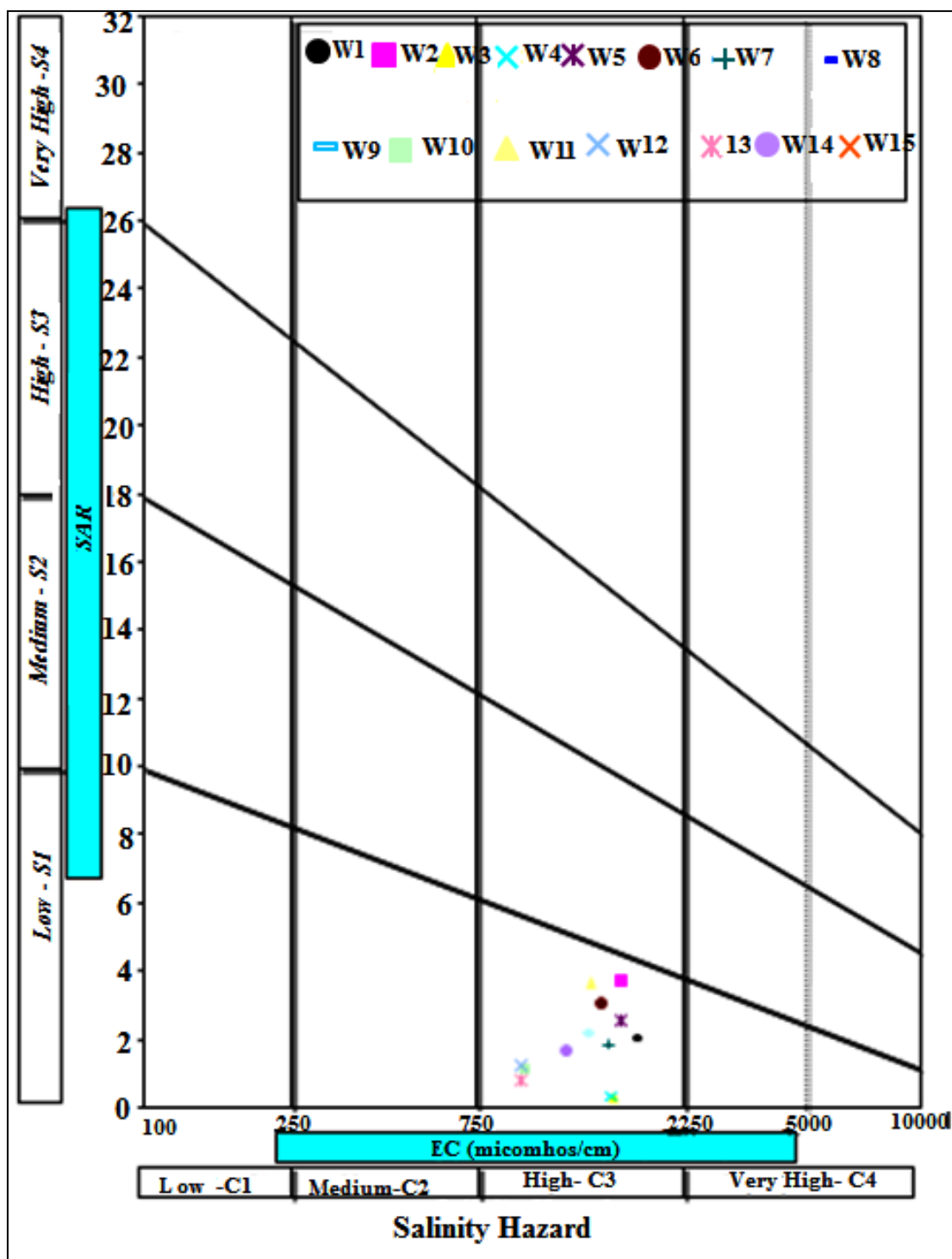
کلاس صفر (البته به جز نمونه‌های ۲ و ۱۲) قرار می‌گیرند.



شکل ۴-۱۴- شاخص نسبت جذب سدیم برای نمونه‌های آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه

۴-۵-۳- نمودار ویلکاکس

روش طبقه‌بندی ویلکاکس و استفاده از نمودار آن کاربردی‌ترین روش برای طبقه‌بندی آب از نظر کشاورزی در مطالعات هیدرولوژی است (علیزاده، ۱۳۸۵). در این طبقه‌بندی مقادیر EC در برابر SAR قرار می‌گیرد که بر این اساس نمونه‌های آب به گروه‌های C3S1، C2S1 و ... تقسیم می‌شوند. براساس نتایج بدست آمده و موقعیت نمونه‌ها به طور کلی بر روی این نمودار نمونه‌های آب مورد مطالعه در محدوده‌ی C3S1 قرار می‌گیرد که نشان می‌دهد آب از نظر کیفی دشت شور است ولی با این وجود برای اهداف کشاورزی قابل استفاده می‌باشد (شکل ۴-۱۵).



شکل ۴-۱۵- محل قرارگیری نمونه‌های آب دشت میان‌جنگل بر روی نمودار ویلکوکس

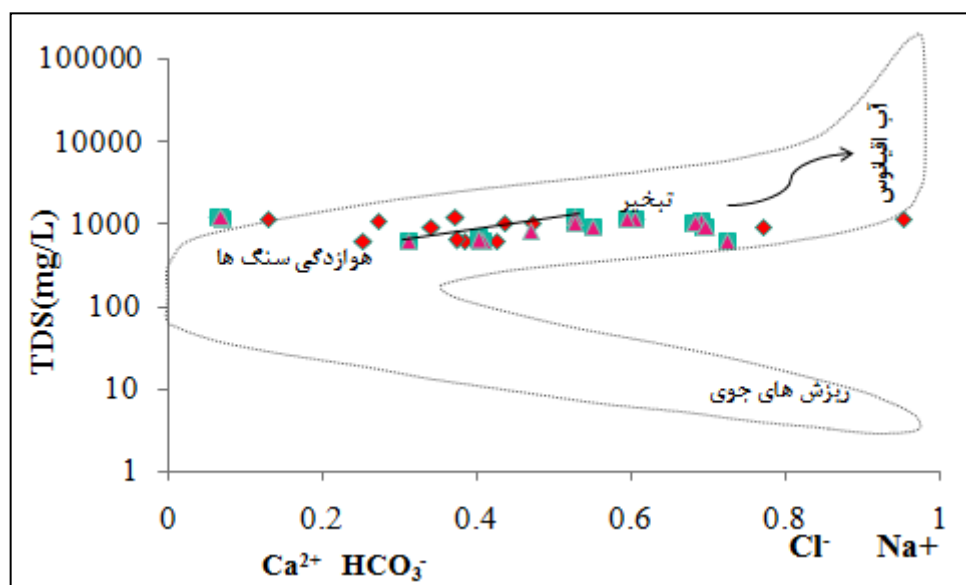
۴-۶- بررسی فرایندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب

فرایندهای مختلفی بر ترکیب شیمیایی آبهای زیرزمینی اثر می‌گذارند که از جمله آنها می‌توان به فرایندهای انحلال، ته‌نشینی، اکسیداسیون و احیاء، تبادل یونی، مخلوط‌شدگی و بالاخره آلودگی اشاره

کرد. در این مطالعه برای تعیین و بررسی فرآیندهای کنترل کننده ترکیب هیدروشیمیایی آب از نمودارهای گیبس و دروو و محاسبه برخی نسبت های یونی و همچنین محاسبه شاخص اشباع شدگی نمونه های آب (نسبت به برخی کانیها) استفاده گردید که در زیر به آنها اشاره می شود.

۴-۶-۱- نمودار گیبس (Gibb's Diagram)

گیبس در سال ۱۹۷۰ نموداری که در آن نسبت غالب آنیونها و کاتیونهای اصلی در برابر مقدار TDS قرار می گیرد، را پیشنهاد کرد. در این نمودار تغییرات غلظت کاتیونها $[(Na+Ca) / (Na)]$ و آنیونها $[Cl / (Cl+HCO_3)]$ به عنوان تابعی از TDS نشان داده می شود و براساس آن می توان سه فرآیند بارش، هوازدگی سنگ و تبخیر را تشخیص داد (Gibbs, 1970). با رسم داده های شیمیایی نمونه های مورد مطالعه بر روی این نمودار (شکل های ۴-۱۶) مشاهده می شود که بیشتر نمونه ها در بخش بین هوازدگی و تبخیر نمودار قرار می گیرند و این نشان می دهد که فرآیند انحلال کانی های تبخیری (ژیپس) یکی از فرآیندهای مهم کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه است.



شکل ۴-۱۶- نمودار گیبس و موقعیت نمونه های مورد مطالعه بر روی آن

۴-۶-۳- نسبت‌های یونی

با محاسبه نسبت‌های یونی می‌توان تا حدودی به فرآیندهای کنترل‌کننده آب زیرزمینی مانند انحلال و تبادل یونی پی برد. در جدول (۴-۸) مقادیر نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب و در جدول (۴-۹) نیز منشاءهای احتمالی کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آنها آورده شده است.

۴-۶-۳-۲- نسبت سدیم و کلسیم

در نمونه‌های مورد مطالعه این نسبت بین ۰/۰۷ تا ۲/۲۹ می‌باشد (جدول ۴-۸). نسبت بالای سدیم به کلسیم می‌تواند به دلیل رخداد فرآیند تبادل یونی نرمال باشد که در اثر آن کلسیم جایگزین سدیم در سطح کانیه‌های رسی شده است. میزان سدیم در نمونه‌های آب از شمال به سمت قسمت جنوبی که بافت آبرفت درشت دانه می‌شود کاهش می‌یابد. بنابراین افزایش سدیم با افزایش تبادل یونی و کاهش میزان کلسیم همراه می‌باشد.

۴-۶-۳-۲- نسبت کلسیم و سولفات

طبق نظر هانسلو (Hounslow, 1995)، در صورتیکه غلظت کلسیم و منیزیم در آب زیرزمینی برابر باشد نشان‌دهنده انحلال ژئوپس، و اگر غلظت کلسیم از سولفات کمتر باشد، بیانگر انحلال پیریت یا حذف کلسیم از آبخوان (رسوب کلسیت و یا تبادل یونی) است. غلظت‌های بیشتر کلسیم نسبت به سولفات نیز می‌تواند نشانگر این باشد که سولفات از منبعی غیر از ژئوپس (دولومیت، کلسیت یا سیلیکات‌ها) منشاء گرفته است. طبق جدول (۴-۸) در منطقه مورد مطالعه در ۶۰ درصد از نمونه‌ها غلظت کلسیم نسبت به سولفات کاهش یافته است که می‌تواند به دلیل رخداد فرآیند تبادل یونی باشد. در برخی نمونه‌ها نیز غلظت کلسیم تقریباً برابر غلظت سولفات است که می‌تواند بیانگر انحلال ژئوپس و عدم تاثیر تبادل یونی باشد. علاوه بر این غلظت کلسیم در برخی نمونه‌ها احتمالاً از دولومیت و کلسیت منشاء گرفته است.

۴-۶-۳-۳- نسبت $\frac{Ca}{Ca+SO_4}$

چنانچه این نسبت کمتر یا مساوی ۰/۵ باشد به ترتیب نشان‌دهنده رخداد فرآیند تبادل یونی و انحلال

ژپس است و چنانچه این نسبت بزرگتر از ۰/۵ باشد مبین آن است که کلسیم از منبعی غیر از ژپس تامین شده است (جدول ۴-۹) (Hounslow, 1995). برای نمونه‌های مورد مطالعه میانگین این نسبت حدود ۰/۴۴ است که نشانگر تاثیر فرآیند تبادل یونی و انحلال ژپس بر ترکیب شیمیایی برخی نمونه‌های آب مورد مطالعه است (جدول ۴-۸).

$$\frac{Na}{Na+Cl} \text{ نسبت } ۴-۳-۶-۴$$

چنانچه این نسبت مساوی ۰/۵ باشد بیانگر انحلال هالیت و چنانچه بزرگتر از این مقدار باشد نشان‌دهنده‌ی رخداد فرآیند تبادل یونی است (جدول ۴-۹) (Hounslow, 1995). با محاسبات انجام شده مشخص شد که نمونه‌های (W1, W2, W3, W4, W5, W6, W8, W10) دارای نسبت یونی بالاتر از ۰/۵ می‌باشد که نشان‌دهنده‌ی رخداد فرآیند تبادل یونی برای این نمونه‌ها است. در برخی نمونه‌ها این نسبت یونی کمتر از ۰/۵ هستند که نشانگر تاثیر فرآیند انحلال (هالیت) بر ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب است (جدول ۴-۸).

$$\frac{Cl}{\sum Anions} \text{ نسبت } ۴-۳-۶-۴$$

در شرایطی که نسبت $\frac{Cl}{\sum Anions}$ بیشتر از ۰/۸ و کل مواد جامد محلول (TDS) در آب بیشتر از ۵۰۰ باشد نشان‌دهنده‌ی نفوذ آب دریا، شورابه و یا وقوع فرآیند تبخیر است و اگر این نسبت بیشتر از ۰/۸ و کل مواد جامد محلول در آب کمتر از ۱۰۰ باشد کلر موجود در آب زیرزمینی از آب باران نشأت گرفته است. و چنانچه این نسبت کمتر از ۰/۸ باشد هوازدگی (انحلال) روی داده است (جدول ۴-۹) (Hounslow, 1995). با محاسبه این نسبت برای نمونه‌های آب مورد مطالعه مشاهده می‌شود که این نسبت حدود ۰/۲۷ می‌باشد که نشان‌دهنده‌ی رخداد فرآیند انحلال سنگ به عنوان یکی از فرآیندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب است (جدول ۴-۸).

$$\frac{HCO_3}{\sum Anions} \text{ نسبت } ۴-۳-۷-۴$$

چنانچه این نسبت بیشتر از ۰/۸ باشد مبین هوازدگی کانیهای سیلیکاته-کربناته و اگر مقدار این

نسبت کمتر از ۰/۸ (با سولفات بالا) باشد نشان‌دهنده انحلال ژئوپس و کمتر از ۰/۸ (با سولفات پایین) بیانگر آن است که مقادیر بیکربنات موجود در آب زیرزمینی از شورابه‌ها یا آب دریا منشأ گرفته است (جدول ۴-۹) (Hounslow, 1995). با محاسبه این نسبت برای نمونه‌های آب مورد مطالعه مشاهده شد که این میانگین مقدار آن حدود ۰/۲۶ (با میانگین غلظت سولفات ۳۲۶ میلی گرم بر لیتر) است که نشان‌دهنده انحلال کانی ژئوپس در آبخوان منطقه است (جدول ۴-۸).

جدول ۴-۸- مقادیر نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

شماره نمونه	$\frac{Ca}{Ca + SO_4}$	$\frac{Na}{Na + Cl}$	$\frac{Cl}{\sum Anions}$	$\frac{HCO_3}{\sum Anions}$	$\frac{Na}{Ca}$	$\frac{Ca}{SO_4}$
W1	۰/۳۷	۰/۵۴	۰/۲۴	۰/۳۳	۰/۹۷	۰/۵۸
W2	۰/۳۱	۰/۶۹	۰/۲۱	۰/۳۳	۱/۹۵	۰/۴۵
W3	۰/۳۳	۰/۵۲	۰/۳۱	۰/۲۱	۱/۳۴	۰/۴۹
W4	۰/۳۱	۰/۵۹	۰/۲۹	۰/۲۶	۱/۸۹	۰/۴۵
W5	۰/۴۸	۰/۵۴	۰/۰۴	۰/۲۲	۰/۰۷	۰/۹۲
W6	۰/۴۹	۰/۶۵	۰/۰۳	۰/۲۹	۰/۰۷	۰/۹۷
W7	۰/۴۱	۰/۴۷	۰/۳۱	۰/۳۶	۰/۹۸	۰/۷۷
W8	۰/۳۹	۰/۶۵	۰/۲۶	۰/۵۰	۲/۳	۰/۶۳
W9	۰/۶۳	۰/۳۸	۰/۶	۰/۳۲	۱/۲۸	۱/۶۷
W10	۰/۴۶	۰/۵۴	۰/۲۸	۰/۴۳	۱/۰۶	۰/۸۴
W11	۰/۶۸	۰/۳۸	۰/۳۶	۰/۵۷	۰/۶	۲/۱۲
W12	۰/۴۵	۰/۴۸	۰/۵۱	۰/۲۸	۲/۰۱	۰/۸۳
W13	۰/۴۸	۰/۴۸	۰/۲۵	۰/۳۸	۰/۵۹	۰/۹۲
W14	۰/۵۶	۰/۳۴	۰/۳۱	۰/۴۵	۰/۴۰	۱/۲۶
W15	۰/۴۱	۰/۴۷	۰/۲	۰/۳۴	۰/۷۷	۰/۶۸

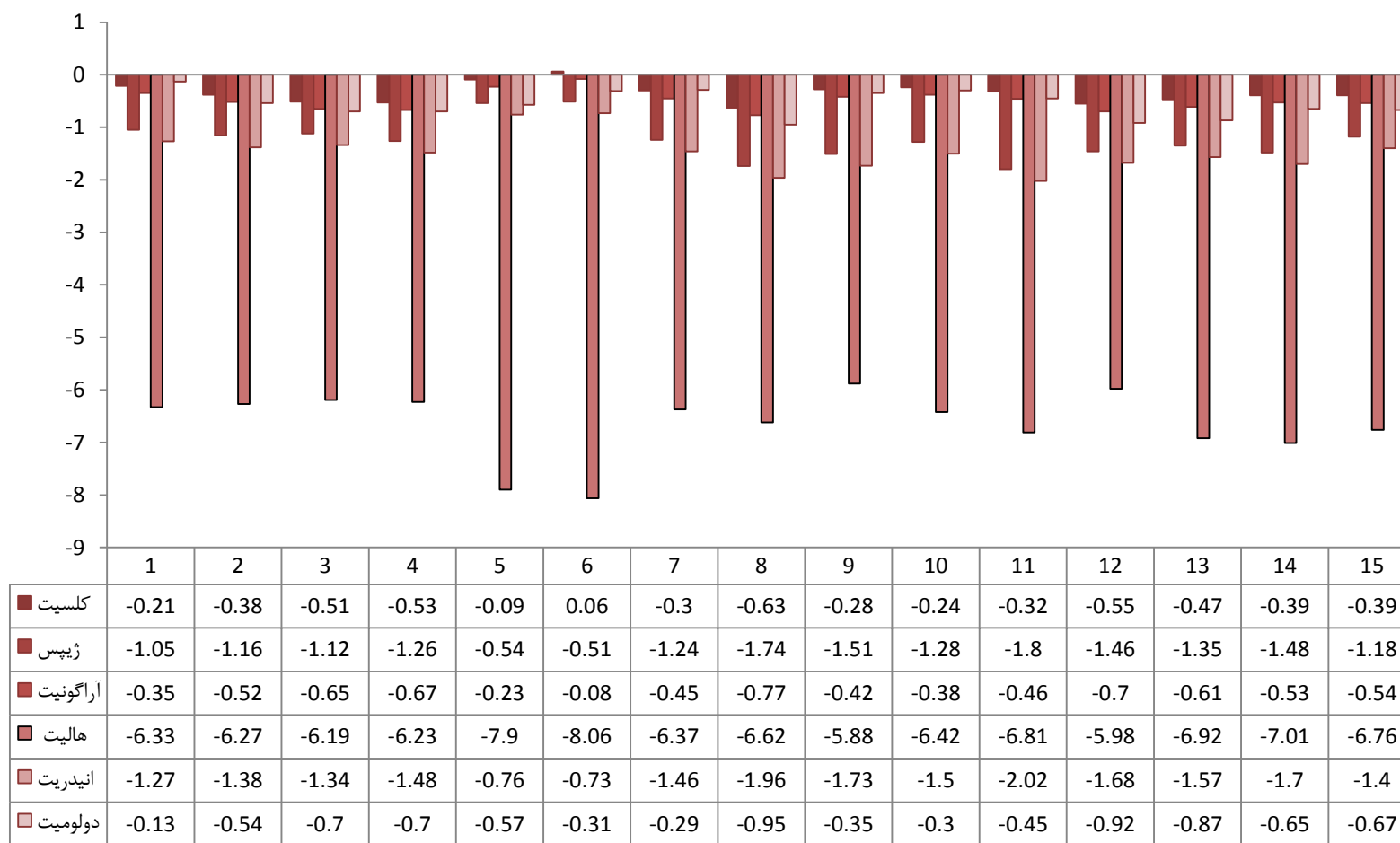
جدول ۴-۹- تعیین منشأ سنگ از نسبت‌های یونی

پارامترها	مقدار	منشأ
$\frac{Na}{Na + Cl}$	> 0.5	منبع سدیم دیگری از هالیت - آل‌بیت، تبادل یونی
	$= 0.5$	انحلال هالیت
	$< 0.5 \text{ TDS} > 500$	تبادل یونی معکوس
	$< 0.5 \text{ TDS} < 500$ > 50	خطای آنالیز
	$< 0.5 \text{ TDS} < 50$	آب باران
$\frac{Ca}{Ca + SO_4}$	$< 0.5 \text{ pH} < 5.5$	اکسیداسیون پیریت
	$< 0.5 \text{ pH (neutral)}$	حذف کلسیم-تبادل یونی یا رسوب کلسیم
	> 0.5	منبع کلسیم دیگری از ژئپس- کربنات‌ها یا سیلیکات
$\frac{Cl}{\sum anions}$	$> 0.8 \text{ TDS} > 500$	آب دریا، شورابه و یا تبخیر
	$> 0.8 \text{ TDS} < 100$	آب بارش
	< 0.8	هوازگی سنگ
$\frac{HCO_3}{\sum anions}$	> 0.8	هوازگی سیلیکاتی کربنات
	$< 0.8 \text{ sulfate high}$	انحلال ژئپس
	$< 0.8 \text{ sulfate low}$	شورابه یا آب دریا

۴-۶-۴- محاسبه شاخص اشباع‌شدگی (SI) کانیها

جهت محاسبه شاخص اشباع‌شدگی و تعیین رابطه برهم‌کنشی آب-سنگ در این مطالعه از نرم‌افزار PHREEQC استفاده شد. شاخص اشباع‌شدگی مثبت یک کانی به معنای ته‌نشست آن کانی از محلول و شاخص اشباع‌شدگی منفی، به معنای انحلال کانی مورد نظر در آب است. به عبارت دیگر هر چه شاخص اشباع‌شدگی یک کانی مثبت‌تر باشد، به آن معنی است که کانی مذکور در محلول رسوب کرده و این محلول دیگر نمی‌تواند آن کانی را در خود حل کند (Drever, 1997). جدول و نمودار شاخص اشباع‌شدگی کانیهای مختلف در آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل در شکل (۴-۱۰) ارائه شده

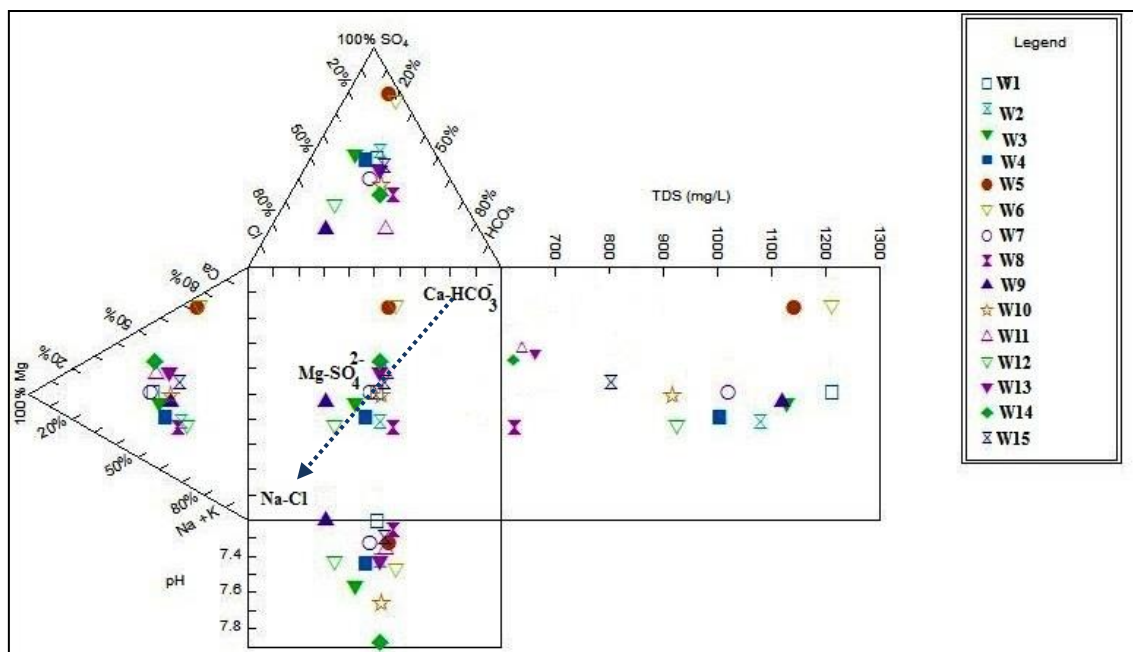
است. مطابق این شکل نمونه‌های آب نسبت به کانیهای کلسیت، ژیپس، انیدریت، آراگونیت و دولومیت تقریباً حالت اشباع دارند. در صورتی که شاخص اشباع‌شدگی کانی هالیت در تمام نمونه‌ها بسیار، منفی است. این بدان معنی است که کانیهای چون کلسیت، دولومیت و آراگونیت و تا حدی ژیپس می‌توانند ترکیب شیمیایی آب را کنترل کنند چرا که آب نسبت به این کانیها به حالت تعادل یا نزدیک به تعادل است. در مورد کانی هالیت باید گفت که به علت انحلال‌پذیری بالای این کانی در محلول‌هایی با قدرت یونی متوسط (مانند آبهای زیرزمینی) همه نمونه‌های آب نسبت به آن حالت تحت اشباع دارند (اگرچه در سیستم وجود دارد). در حقیقت حالت اشباع نسبت به کانی هالیت به ندرت در آبهای طبیعی رخ می‌دهد (البته به جز برخی از آبهای شور). آبهایی که نسبت به هالیت حالت اشباع دارند می‌باید به ترتیب در آنها غلظت سدیم و کلر ۱۵۰۰۰ و ۲۳۰۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر رسیده باشد که چنین امری در مورد نمونه‌های مورد مطالعه صادق نیست. بنابراین می‌توان چنین استنباط کرد که کانی هالیت در سیستم حضور داشته (به ویژه در چاههای اطراف خرمن‌کوه) ولی به علت انحلال‌پذیری بالا، سیستم هنوز نسبت به آن به حالت اشباع نرسیده است (Hem, 1989).



جدول و نمودار ۴-۱۰- شاخص اشباع‌شدگی کانیهای مختلف در آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۶-۵- نمودار دورو (Durov Diagram)

به منظور دستیابی به تفسیری دقیق‌تر از کیفیت آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل از نمودار دورو نیز استفاده گردید. این نمودار شباهت زیادی به نمودار پایپر دارد با این تفاوت که علاوه بر غلظت یونهای اصلی، مجموع املاح محلول، pH و TDS نیز بر روی آن قرار می‌گیرد. از مزایای نمودار دورو بر نمودار پایپر این است که می‌توان براساس فرآیندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب (تبادل یونی و انحلال) را تا حدی مشخص کرد (Singhal and Gupta, 1999). موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه بر روی این نمودار در شکل (۴-۱۷) آورده شده است. روند تغییرات نمونه‌ها در قسمت مستطیل شکل این نمودار نشان‌دهنده افزایش TDS است. بنابراین با توجه به نمودار دورو می‌توان گفت نمونه‌هایی که در راستای خط $\text{Ca}^{+}-\text{HCO}_3^{-}$ و $\text{Na}^{+}-\text{Cl}^{-}$ قرار گرفته‌اند تحت تاثیر فرآیند انحلال قرار گرفته و نمونه‌هایی که از این خط فاصله گرفته‌اند تحت تاثیر تبادل یونی نرمال و معکوس قرار دارند.



شکل ۴-۱۷- نمودار دورو و قرارگیری نمونه‌های آب مورد مطالعه بر روی آن

۴-۶-۶- اختلاط (Mixing)

پدیده اختلاط آب در نتیجه ترکیب آبهای با منشأ مختلف صورت می‌گیرد. در منابع آب زیرزمینی این

پدیده بین آبخوان‌های مختلف و یا در آبخوان‌های چند لایه اتفاق روی می‌دهد که می‌تواند تاثیر زیادی بر کیفیت آبهای زیرزمینی داشته باشد (Alley, 1993). در منطقه مورد مطالعه با توجه به تغییر جهت جریان در قسمت جنوبی دشت و تغذیه از آبخوان کارستی (کوه تودج حوالی تنگ‌کرم) احتمال رخداد مخلوط‌شدگی است که در این بخش از آبخوان وجود دارد. شواهدی چون کاهش EC و TDS نمونه‌های آب در این بخش از آبخوان می‌تواند ناشی از ورود آب با ترکیب متفاوت به داخل آبخوان اصلی باشد. با این حال به دلیل فقدان اطلاعات کافی (مانند اطلاعات از چاههای تغذیه کننده)، اظهار نظر قطعی در این زمینه امکان‌پذیر نیست.

۴-۷- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مورد مطالعه

غلظت فلزات جزئی که فلزات سنگین نیز در گروه آنها قرار می‌گیرد معمولاً در آبهای طبیعی بسیار کم است و غلظت آنها در حد میکروگرم بر لیتر تغییر می‌کند. منشاء طبیعی این فلزات در آبهای طبیعی عمدتاً شامل هوازدگی سنگهاست که شدت آن به عواملی چون اقلیم، مورفولوژی و شرایط هیدرولوژی محلی بستگی دارد (Feraud et al., 2009). با این حال فلزات جزئی ممکن است توسط فعالیت‌های انسانزاد به سیستم‌های آبی راه یابند که در این صورت افزایش بیش از حد غلظت آنها می‌تواند کیفیت آب را برای مصارف مختلف نامناسب ساخته و یا آنها را آلوده سازد (Zaporozec, 2004). در این پژوهش غلظت نیکل، سرب، روی، کادمیوم، آرسنیک، کروم و مس در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل مورد بررسی قرار می‌گیرد. در جدول (۴-۱۱) غلظت این فلزات (بر حسب میکروگرم بر لیتر) به همراه حد مجاز آنها در نمونه‌های آب آورده شده است.

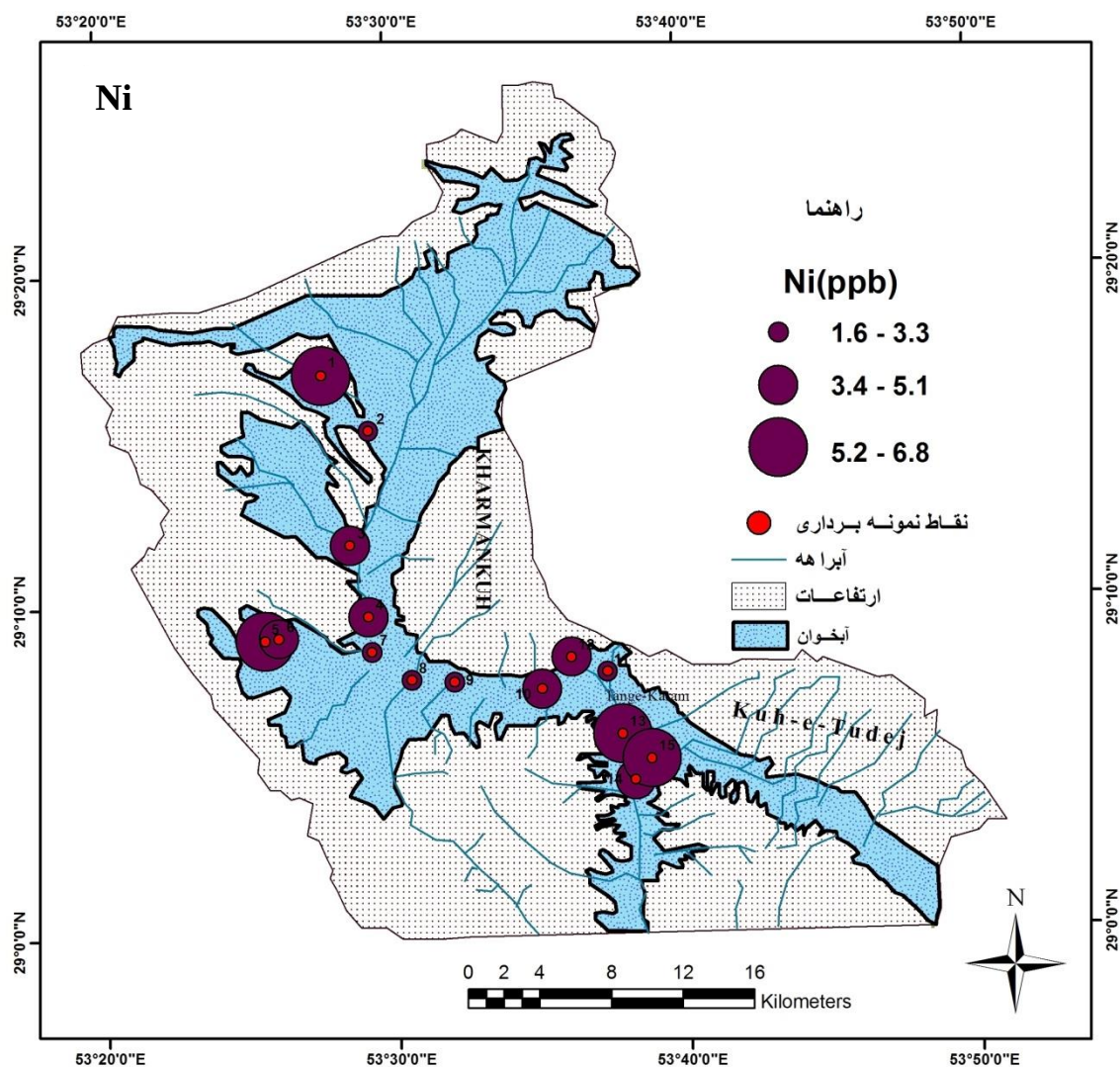
جدول ۴-۱۱- غلظت برخی از فلزات سنگین در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل
و حد مجاز آنها براساس WHO, 2011 (مقادیر بر حسب ppb)

شماره نمونه	نیکل	روی	کادمیوم	مس	سرب	آرسنیک	کروم
W1	۵/۴	۲۰/۰	۱/۴۰	۰/۹۰	۲۶/۰	۳/۵	۵/۴
W2	۲/۴	۲۲/۰	۱/۲۰	۰/۲۵	۳۵/۰	۳/۵	۵/۲
W3	۴/۴	۱۴/۴	۰/۴۴	۱/۰۰	۲۱/۰	۶/۹	۱۹/۰
W4	۳/۴	۸/۳	۰/۸۲	۳/۳۰	۷/۱	۴/۱	۱۶/۰
W5	۶/۸	۱۵/۵	۱/۴۰	۱۵/۹۰	۱۵/۰	۵/۳	۶/۴
W6	۳/۶	۱۰/۰	۱/۶۰	۴/۹۰	۱۳/۰	۹/۰	۱۴/۰
W7	۱/۶	۹/۰	۳/۴۰	۰/۳۰	۱۴/۰	۳/۸	۱۶/۰
W8	۱/۹	۳/۶	۰/۷۸	۱۵/۵۰	۳۶/۰	۷/۰	۳۴/۰
W9	۳/۳	۱۴/۰	۳/۰۰	۱/۵۰	۲۲/۰	۱/۸	۱۸/۵
W10	۴/۱	۸/۷	۲/۴۰	۶/۶۰	۱۵/۲	۴/۳	۲۳/۰
W11	۲/۶	۸/۱	۱/۳۰	۱/۱۰	۲۴/۰	۲/۴	۱۸/۰
W12	۳/۹	۱۳/۰	۱/۵۰	۱/۵۰	۲۶/۰	۳/۲	۹/۲
W13	۶/۸	۷/۲	۱/۳۰	۱/۱۰	۱۲/۰	۳/۴	۲۷/۰
W14	۳/۹	۶/۵	۰/۷۵	۳/۹۰	۱۱/۰	۸/۳	۱۸/۰
W15	۵/۲	۱۲/۷	۰/۸۰	۳/۱۰	۱۱/۵	۸/۵	۱۸/۵
حد مجاز (WHO, 2011)	۷۰	۳۰۰۰	۳	۲۰۰۰	۱۰	۱۰	۵۰

۴-۷-۱- تغییرات غلظت نیکل

نیکل در محیط‌های آبی به صورت $\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$ حضور دارد اما به آسانی با آنیونهای رایج مثل OH^- ، SO_4^{2-} ، HCO_3^- ، Cl^- تشکیل کمپلکس می‌دهد. میانگین جهانی نیکل در آب زیرزمینی در حدود ۱۵ میکروگرم بر لیتر برآورد شده است (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). نیکل موجود در آب زیرزمینی می‌تواند از کانیه‌های اولیه حاوی نیکل (پنتلاندیت، پیریت غنی از نیکل و نیکولیت) و کانیه‌های ثانویه (گارنیریت) و همچنین از منابع انسانزاد چون تخلیه فاضلاب‌های صنعتی، سوخت‌های فسیلی، و ورود شیرابه‌های خروجی از لندفیل‌های مجاور سفره‌های آب زیرزمینی منشاء بگیرد (Bhagure and Mirgane, 2010). نیکل معمولاً در pH های اسیدی (کمتر از ۶/۵) انحلال‌پذیرتر است (Siebielec and Chaney, 2006) و با افزایش pH از محلول‌های آبگین ته‌نشین می‌شود.

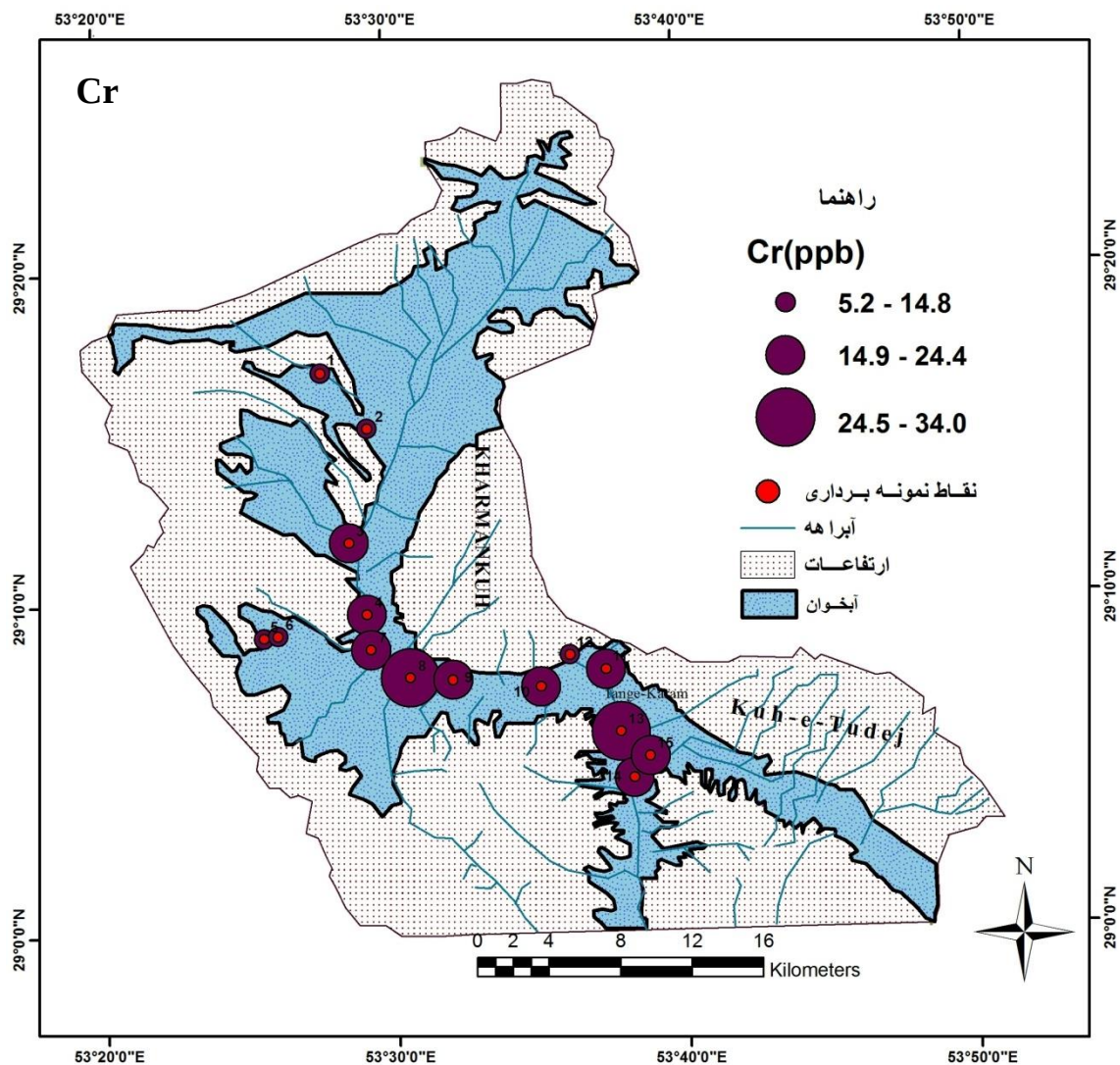
(Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز نیکل در آب زیرزمینی را حدود ۷۰ ppb معرفی کرده است. در منطقه مورد مطالعه میانگین غلظت نیکل ۳/۹ میکروگرم بر لیتر می‌باشد، نمونه W5، W13 با ۶/۸ میکروگرم بر لیتر بیشترین مقدار و نمونه W7 با ۱/۶ میکروگرم بر لیتر کمترین مقدار را نشان می‌دهند (شکل ۴-۱۸). غلظت نیکل در تمام نمونه‌ها کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است. با توجه به نبود آلاینده انسانزاد خاصی در منطقه مبنی بر ورود فلز نیکل به آب، غلظت نیکل احتمالاً منشأ طبیعی دارد.



شکل ۴-۱۸ - تغییرات غلظت نیکل در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۷-۲- تغییرات غلظت کروم

کروم می‌تواند در آب زیرزمینی به صورت Cr(OH)_4^- , Cr(OH)_3^0 , Cr(OH)_2^+ حضور داشته باشد که این به pH آب بستگی دارد (EPRI, 1984). حالت‌های اکسیدان مختلف کروم، در فرآیندهای جذب و بازجذب آن (در حضور رس، کانیهای اکسید آهن، اکسید منگنز تحت شرایط اکسیدی) حائز اهمیت هستند. سنگهای فوق‌بازیک منبع اصلی و طبیعی این فلز در آبهای طبیعی هستند (Merian, 1991). با این حال غلظت‌های بالای کروم در محیط آب از تاسیسات صنعتی (به ویژه کارخانه‌های دباغی چرم، شیرابه زباله، تخلیه سوخت‌های فسیلی و زباله‌های شهری ناشی می‌شود) (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). همچنین از منابع اصلی ورود کروم به خاکهای کشاورزی و در نهایت آبهای زیرزمینی کودهای شیمیایی فسفاته و کودهای حیوانی است (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). انحلال‌پذیری شیمیایی کروم در محیط‌های آبگین بسیار پایین است و با افزایش pH این انحلال‌پذیری کاهش می‌یابد (Gaillardet et al., 2003). در pH های بین ۷ تا ۱۱ بیشتر املاح Cr^{+3} به صورت غیرمحلول در می‌آیند. با این حال نمک‌های کروم شش ظرفیتی به طور کلی در آب محلول بوده ولی با افزایش pH احیاء شده و به صورت سه ظرفیتی در می‌آیند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). غلظت طبیعی کروم در آبهای زیرزمینی کمتر از ۰/۰۰۱ ppm گزارش شده است. سازمان بهداشت جهانی حد مجاز کروم در آب زیرزمینی را ۵۰ ppb معرفی کرده است (WHO, 2011). در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل میانگین غلظت کروم ۱۶/۵ میکروگرم بر لیتر می‌باشد، نمونه W8 با ۳۴ میکروگرم بر لیتر بیشترین مقدار و نمونه W5 با ۶/۴ میکروگرم بر لیتر کمترین مقدار را نشان می‌دهند (شکل ۴-۱۹). غلظت کروم در تمام نمونه‌ها کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است. و بر این اساس می‌توان گفت که غلظت کروم در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل در حال حاضر تحت تاثیر فعالیتهای کشاورزی قرار نگرفته است.



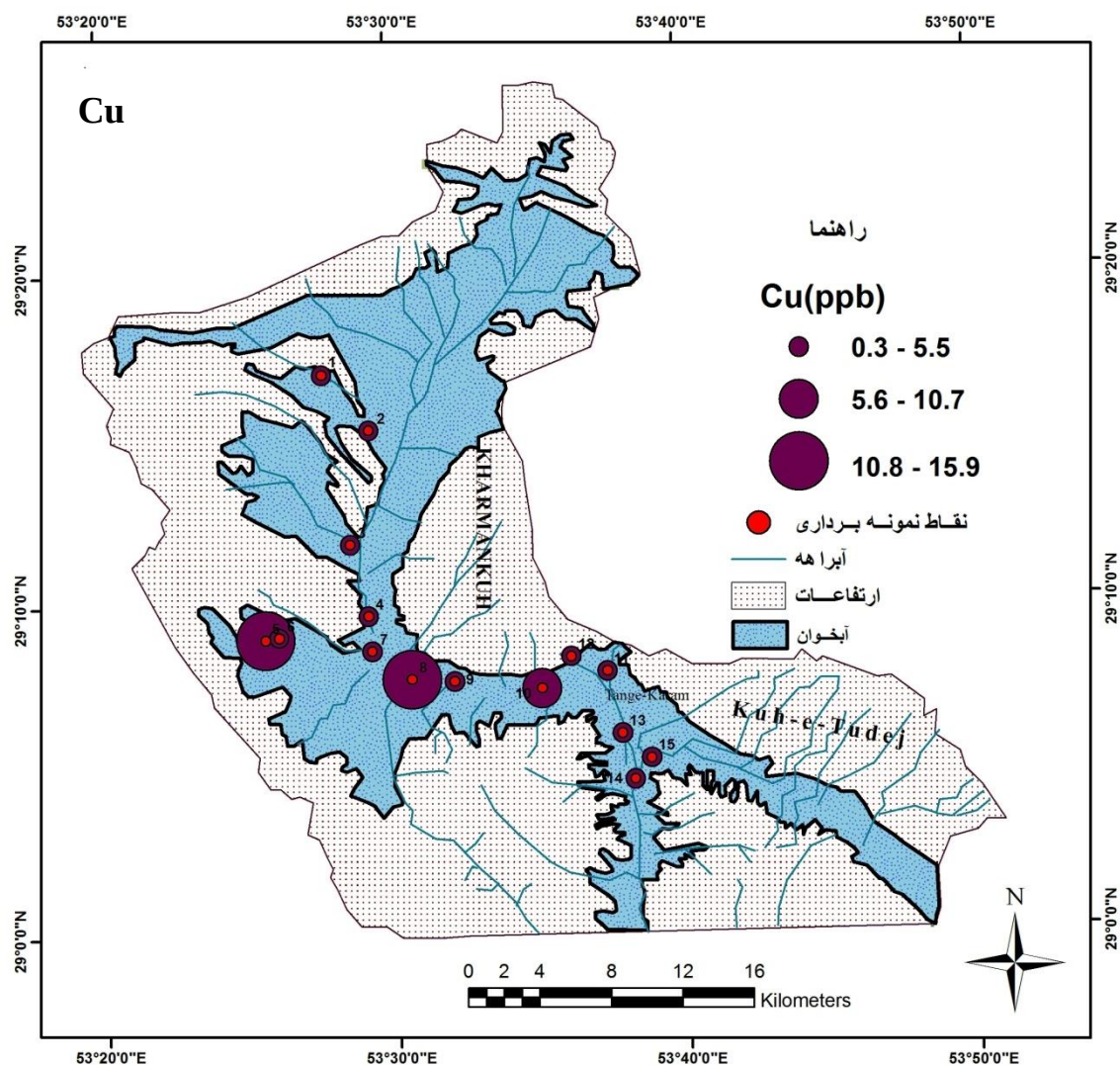
شکل ۴-۱۹- تغییرات غلظت کروم در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل

۴-۷-۳- تغییرات غلظت مس

به طور کلی فلز مس در آب زیرزمینی به شکل‌های $\text{Cu}(\text{OH})^+$, CuCO_3 , Cu^{2+} , CuSO_4 حضور دارد (Witczak and Adamczyk., 1995). به طور کلی فلز مس حلالیت کمی در محیط‌های آبگین دارد این حلالیت به عواملی چون pH، Eh، آب، دما، سختی، چگالی مواد معلق و پارامترهای اصلی دیگر چون وجود مواد جذب‌کننده (مانند هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز، مواد آلی، کربنات‌ها و سولفیدها) بستگی دارد (Luoma 1983). از منابع ورود مس به آب زیرزمینی می‌توان به سنگهای حاوی مس (به ویژه سنگهای آذرین مافیک و اولترامافیک)، ریزش‌های جوی،

فعالیت‌های کشاورزی، کودهای حیوانی، کمپوست و فاضلاب صنعتی و شهری اشاره کرد (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007).

براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز مس در آب زیرزمینی حدود ۲۰۰۰ ppb است. در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل میانگین غلظت مس ۴/۰۵ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. غلظت این فلز در نمونه‌های مورد مطالعه از ۱۵/۹ میکروگرم بر لیتر (برای نمونه W5) تا ۰/۳ (برای نمونه W7) تغییر می‌کند (شکل ۴-۲۰). براساس نتایج بدست آمده غلظت مس در تمام نمونه‌ها بسیار کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است و بدین علت بعید به نظر می‌رسد که فرآیندهای انسان‌زاد تاثیر قابل توجهی بر روی غلظت این فلز در منابع آب داشته باشد.



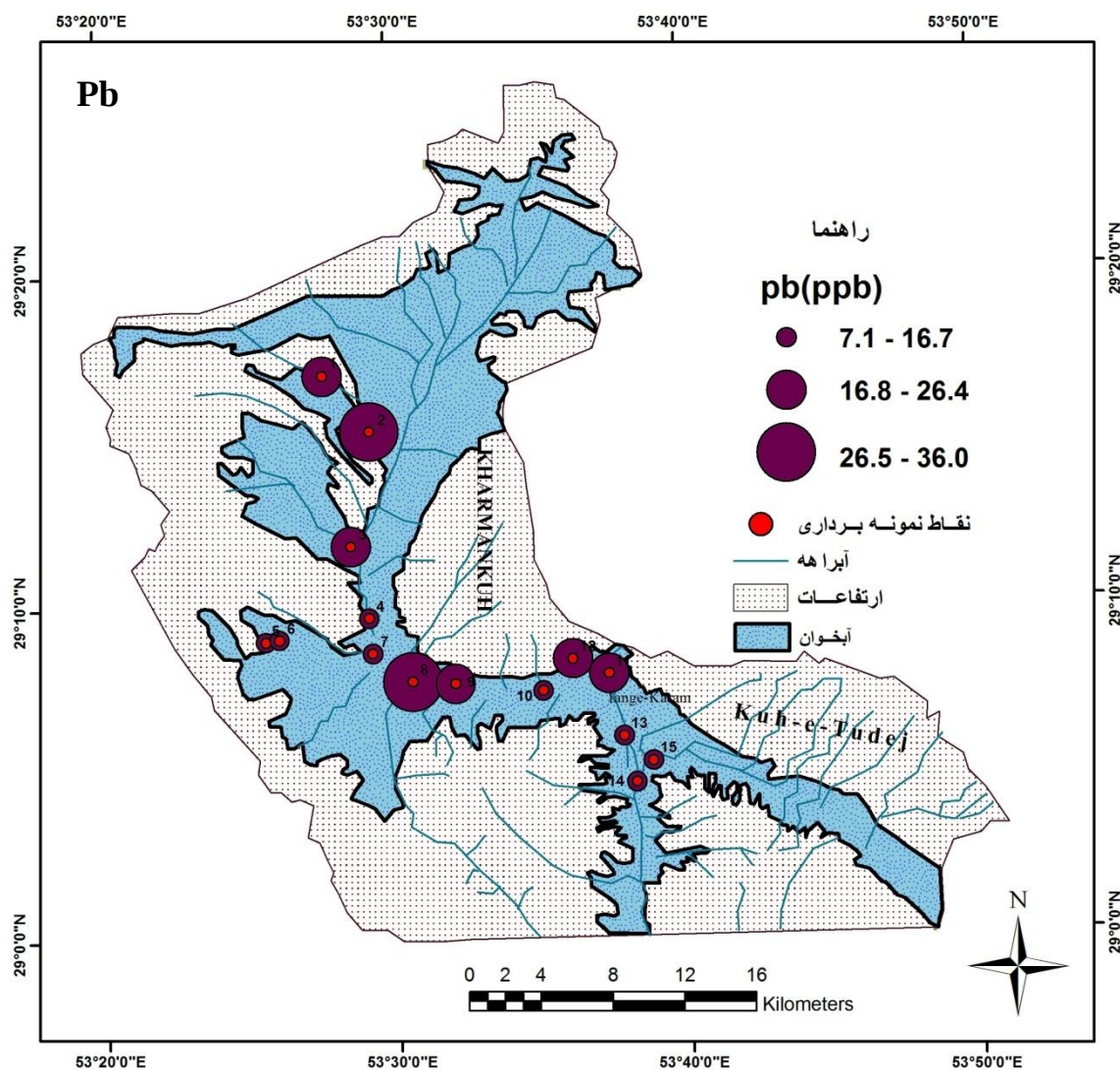
شکل ۴-۲۰- تغییرات غلظت مس در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۷-۴- تغییرات غلظت سرب

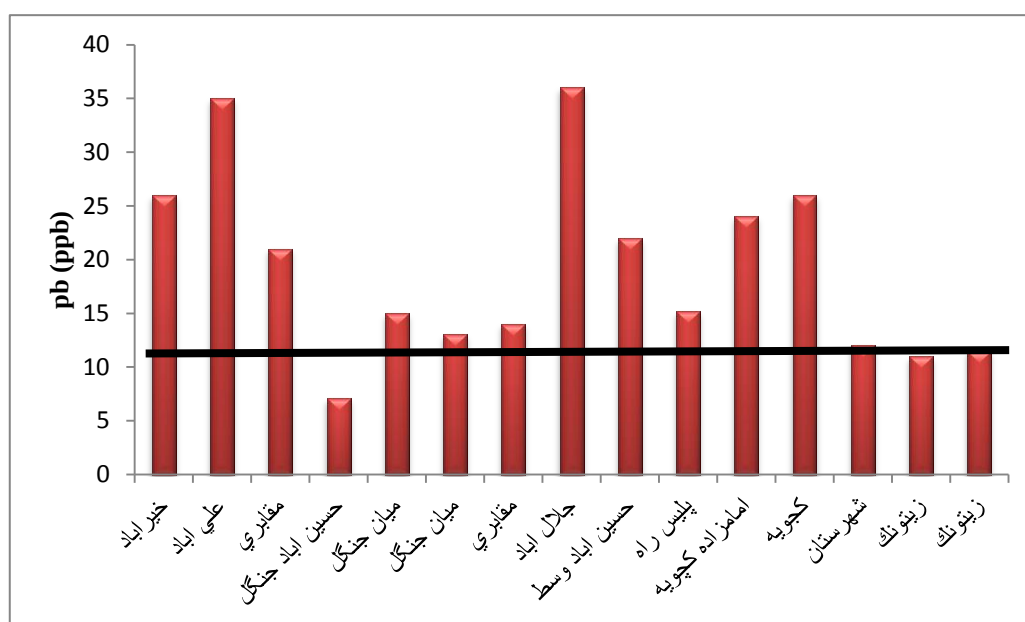
شیمی سرب در محیط‌های آبگین (به دلیل اینکه این فلز در چندین شکل وجود دارد) پیچیده است. غلظت سرب در آب به طور خاص به pH و انحلال‌پذیری ترکیبات آن در آب بستگی دارد. علاوه بر این عواملی مانند، دما و مواد آلی نیز بر روی پایداری سرب در آب تاثیر می‌گذارند. گونه‌های سرب در آب زیرزمینی عمدتاً شامل PbCl_2 , Pb^{2+} , PbOH^+ , PbSO_4^0 , PbHCO_3^+ هستند (Witczak and Adamczyk., 1995). آبهای زیرزمینی ممکن است به وسیله سرب از طریق منابع طبیعی یا فعالیت‌های انسانی آلوده شوند (Buragohain et al., 2010). کانیهای حاوی سرب، کمتر در آب محلول بوده و به این علت غلظت سرب به طور کلی در آب کم است (Venugopal et al., 2009). کودهای شیمیایی مورد استفاده در زمین‌های کشاورزی ممکن است منبع اصلی آلودگی سرب در آبهای زیرزمینی باشد. علاوه بر این کودهای حیوانی، سرب ناشی از سوخت‌های فسیلی (بنزین) می‌توانند از جمله منابع ورود سرب به آب زیرزمینی باشد (Nicholson et al., 2003, Haloi, 2011). در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل میانگین غلظت سرب $19/30$ میکروگرم بر لیتر است، نمونه W3 با 36 میکروگرم بر لیتر بیشترین مقدار و نمونه W4 با $7/1$ میکروگرم بر لیتر کمترین مقدار را نشان می‌دهند (شکل ۴-۲۱). حد مجاز سرب براساس استانداردهای WHO در آب زیرزمینی 10 میکروگرم بر لیتر است (WHO, 2011) و بر این اساس تمام نمونه‌ها (به جز ایستگاه W4) غلظتی بالاتر از حد مجاز را نشان دادند (شکل ۴-۲۲).

اظهارنظر در مورد منشأ سرب در نمونه‌های مورد مطالعه کمی مشکل است. براساس شواهد موجود و مقایسه روند غلظت سرب با غلظت نیترات به نظر نمی‌رسد که فعالیت‌های کشاورزی در افزایش غلظت سرب نقش داشته باشند و احتمالاً سرب ورودی به آب زیرزمینی از رسوبات مارنی منطقه منشأ گرفته است. علاوه بر این با توجه به قرارگیری چاههای W2، W3، W11، W12 در نزدیکی خرمن‌کوه (که احتمالاً یک گنبد نمکی جوان است) و افزایش غلظت سرب در این نقاط، می‌توان نتیجه گرفت که انحلال هالیت و یا سایر کانیها در گنبد نمکی باعث بالا رفتن غلظت سرب در آب این

چاهها شده است. همانطور که از نتایج حاصل از نمونه برداری بدست آمد به طور کلی غلظت سرب در دشت میان جنگل بالا است. در هر حال همانطور که قبلاً گفته شد در چارچوب داده های موجود نمی توان در مورد منشاء سرب اظهار نظر قطعی کرد.



شکل ۴-۲۱- تغییرات غلظت سرب در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل



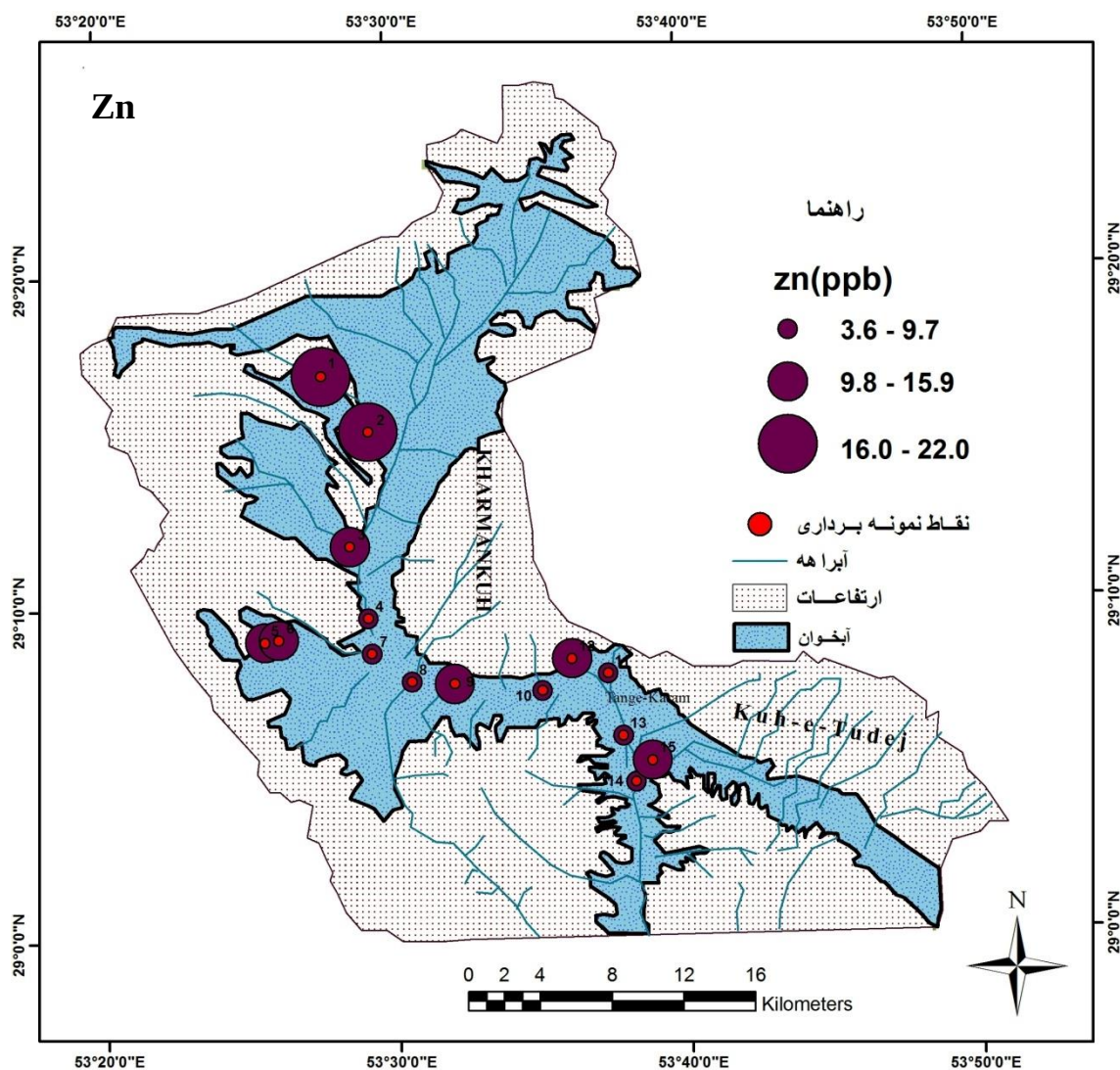
شکل ۴-۲۲- نمودار مقایسه غلظت سرب در نمونه‌های مورد مطالعه با حد مجاز

۴-۷-۵- تغییرات غلظت روی

گونه‌سازی فلز روی در آب بسته به pH آن متفاوت است. در صورتیکه pH آب بین ۴ تا ۷ باشد این فلز به شکل یون آبگین وجود دارد. در pH=۷ به شکل یون آزاد Zn^{2+} و $ZnSO_4$ و در pH=۹ عمدتاً به شکل مونوهیدروکسید روی، کربنات روی ($ZnCO_3$) و یون آزاد روی (Zn^{2+}) حضور خواهد داشت (Witczak and Adamczyk., 1995). کانیهای سیلیکاته، کربناتها، فسفات‌ها و اکسیدها که حاوی روی هستند می‌توانند در اثر انحلال، این فلز را به طور طبیعی وارد آب نمایند (McBride et al., 1997). منابع اصلی انسانزاد آلودگی فلز روی در آب زیرزمینی نیز شامل، صنایع (شیمیایی و ذوب فلز)، کودهای حیوانی، مواد کمپوستی و مواد شیمیایی مثل کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها است (Romic and Romic, 2003). همچنین روی می‌تواند در نتیجه خوردگی لوله‌ها و سیستم توزیع آب وارد ترکیب آب زیرزمینی شود (Haloi, 2011).

سازمان بهداشت جهانی حد مجاز روی در آب زیرزمینی را ۳۰۰۰ ppb معرفی کرده است (WHO, 2011). در منطقه مورد مطالعه میانگین غلظت روی ۱۱/۵ میکروگرم بر لیتر می‌باشد، نمونه W2 با ۲۲ میکروگرم بر لیتر بیشترین مقدار و نمونه W3 با ۳/۶ میکروگرم

بر لیتر کمترین مقدار را نشان می‌دهند (شکل ۴-۲۳). با توجه به روند غلظت فلز روی در منطقه و مقایسه روند غلظت با سایر پارامترها به نظر می‌رسد که این فلز در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل منشاء زمین‌زاد داشته باشد. با توجه به غلظت بسیار کم این فلز در آب نمی‌توان منبع آلاینده‌ی دقیقی برای آن معرفی کرد. غلظت روی در تمام نمونه‌ها بسیار کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است.

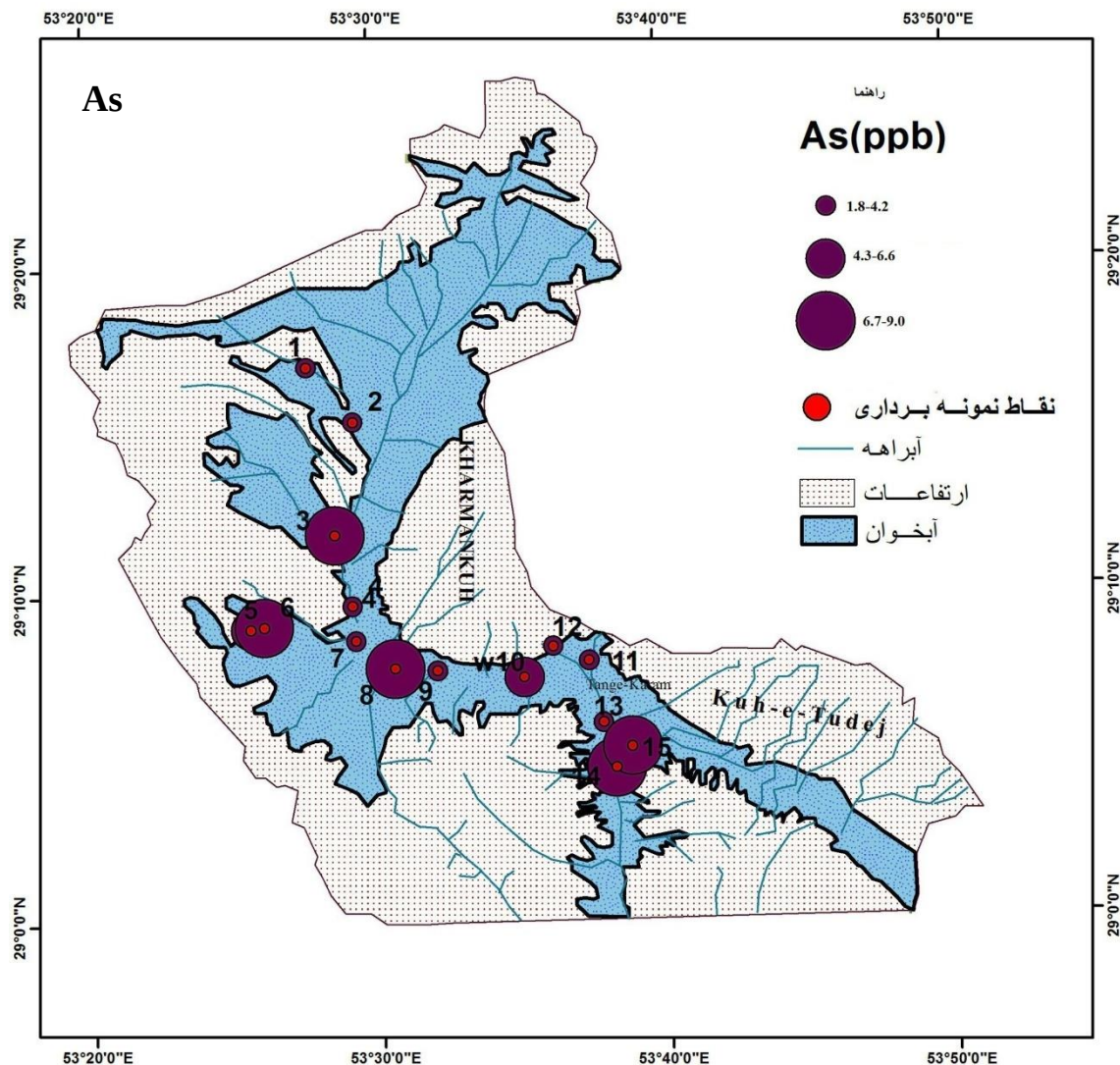


شکل ۴-۲۳- تغییرات غلظت روی در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۷-۶- تغییرات غلظت آرسنیک

در همه‌ی محیط‌های آب‌گین، آرسنیک به طور معمول در شرایط اکسیدی به شکل آرسنات پنج ظرفیتی (H_2AsO_4^-) و تحت شرایط احیایی به شکل آرسنیک سه ظرفیتی (H_3AsO_3) حضور دارد

(Pokrovski et al., 1996). به طور کلی گونه‌ی As^{3+} در محیط‌های آبگین نسبت به As^{5+} متحرک‌تر و برای موجودات زنده سمی‌تر است (Ahmed et al., 1999). این عنصر در آب زیرزمینی ممکن است از منابع انسانزاد یا طبیعی منشأ بگیرد. استفاده و مصرف محصولات حاوی آرسنیک، کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها، زهای اسیدی معدن، کوره‌های ذوب فلز، استخراج کانیه‌های سولفیدی، از جمله منابع اصلی ورود آرسنیک به آبهای زیرزمینی محسوب می‌شوند (Henk, 2009). در بیشتر محیط‌های آبی، غلظت آرسنیک به وسیله جذب توسط اکسی‌هیدروکسیدهای آهن، اکسی‌هیدروکسیدهای آلومینیوم و منگنز کنترل می‌شود (Foster, 2003). سازمان بهداشت جهانی حد مجاز آرسنیک در آب زیرزمینی را ۱۰ ppb تجویز کرده است (WHO, 2011). در دشت میان‌جنگل نمونه W6 با ۹ میکروگرم بر لیتر بیشترین غلظت و نمونه W9 با ۱/۸ میکروگرم بر لیتر کمترین غلظت آرسنیک را نشان می‌دهند (شکل ۴-۲۴). غلظت آرسنیک در تمام نمونه‌ها کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است. با توجه به تشابه روند تغییرات غلظت آرسنیک و نیتрат در نمونه‌های مورد مطالعه می‌توان برای As منشأ انسانزاد (مصرف آفت‌کش‌ها و سموم کشاورزی) نیز در نظر گرفت. در برخی از چاه‌ها غلظت آرسنیک به حد مجاز آن نزدیک شده است. با این حال نیک‌منش و همکاران (۱۳۸۴) در مطالعه‌ای با هدف اکتشاف طلا در رسوبات آبراهه‌ای منطقه رونیز پی بردند که در بخش جنوب منطقه مورد مطالعه غلظت بالایی از طلا و عناصر پاراژنیک همراه آن (از جمله آرسنیک) در داخل رسوبات وجود دارد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که منشأ آرسنیک در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل عمدتاً طبیعی است ولی احتمالاً فعالیت‌های کشاورزی نیز در افزایش غلظت آن در برخی نقاط سهم داشته‌اند.



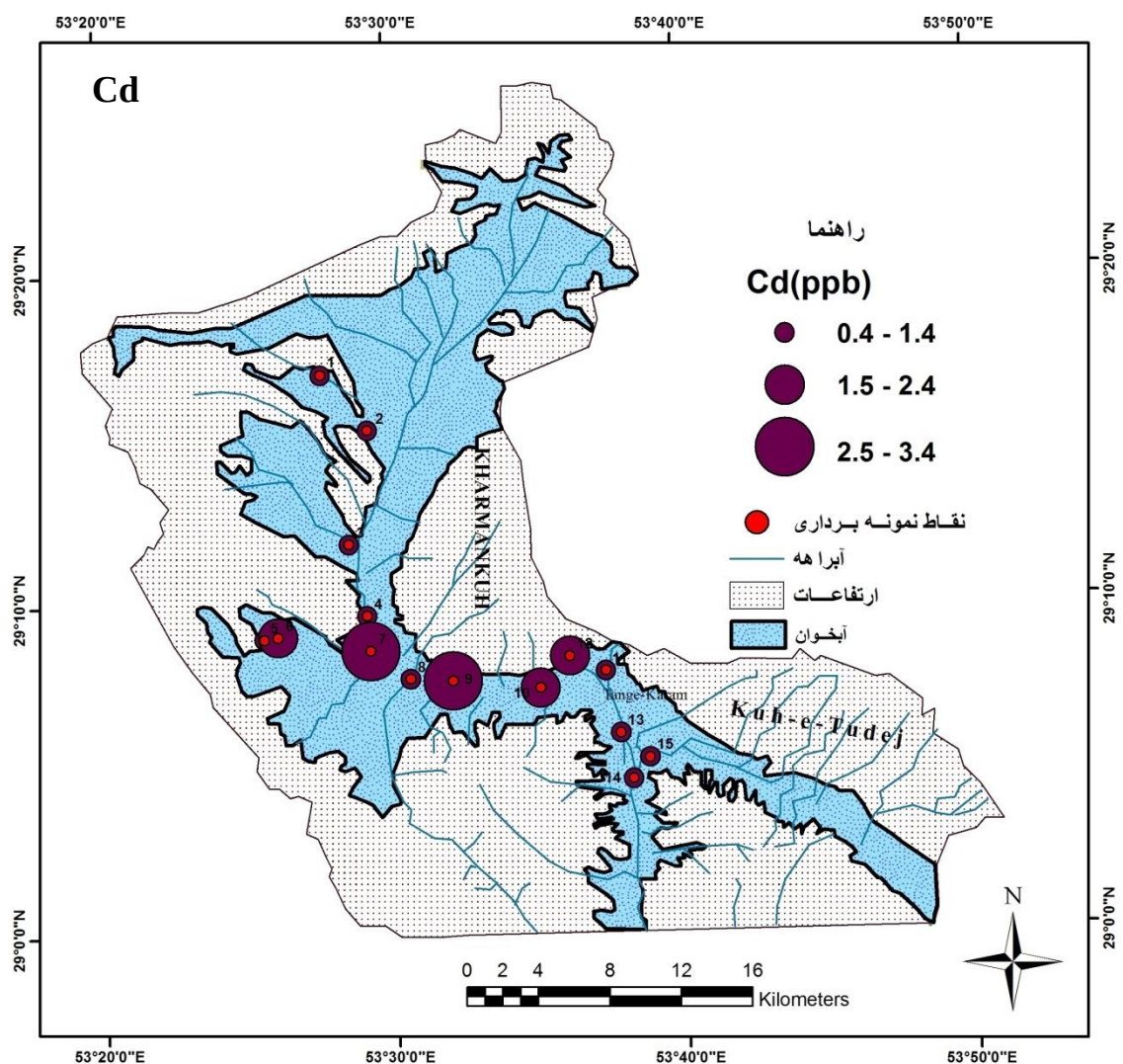
شکل ۴-۲۴- تغییرات غلظت آرسنیک در منابع آب زیرزمینی دشت میان جنگل

۴-۷-۷- تغییرات غلظت کادمیوم

کادمیوم به شکل Cd^{2+} , $Cd(OH)^{2+}$, $CdCO_3^0$ و همچنین به صورت ترکیبات غیرآلی و آلی در محیط‌های آبگین دیده می‌شود (NTP, 1991). منابع اصلی کادمیوم در آب زیرزمینی شامل پسماندهای جامد شهری و صنعتی، حشره‌کش‌ها، کودهای شیمیایی فسفاته، روغن موتورهای، فاضلاب، شیرابه لندفیل‌ها است (Jarup, 2003). کادمیوم در حالت Cd^{2+} تحت شرایط قلیایی ($pH > 7$) از آب رسوب می‌کند (Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). عواملی از قبیل فراوانی یون‌های کربنات، مواد آلی، وجود کانیه‌های رسی، و هیدروکسیدهای آبدار آهن و منگنز باعث کاهش تحرک و رسوب

یون کادمیوم از محلول می‌شوند (Singh et al., 2005).

سازمان بهداشت جهانی حد مجاز کادمیوم در آب زیرزمینی را ۳ میکروگرم بر لیتر معرفی کرده است (WHO, 2011). در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل میانگین غلظت کادمیوم ۱/۴ میکروگرم بر لیتر می‌باشد (شکل ۴-۲۵). غلظت کادمیوم در تمام نمونه‌ها به جز نمونه‌های W7 و W9 کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی (۳ppb) است. افزایش مصرف کودهای شیمیایی فسفاته احتمالاً از دلایل افزایش غلظت کادمیوم در این نقاط می‌باشد.



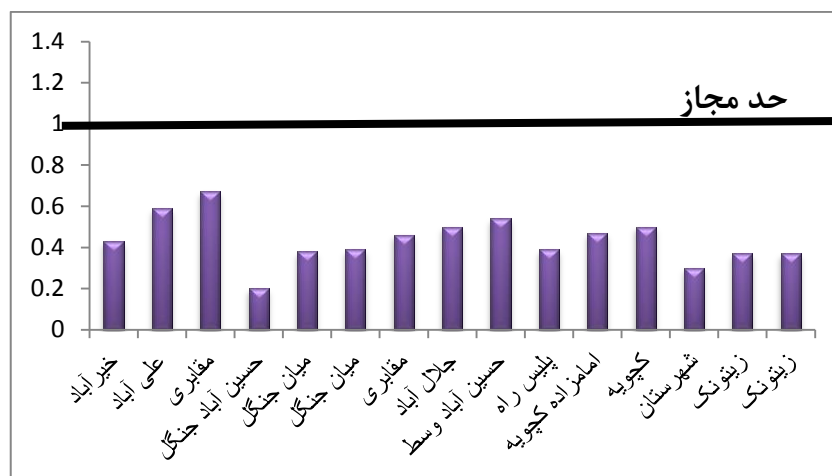
شکل (۴-۲۵) تغییرات غلظت کادمیوم در منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل

۴-۸- محاسبه شاخص فلزی (MI) برای نمونه‌های مورد مطالعه

برای تعیین شدت آلودگی فلزی در نمونه‌های مورد مطالعه از شاخصی به نام اندیس فلزی استفاده شد. این شاخص توسط تامسی و سینی (Tamasi and Cini, 2003) ارائه شده است و از رابطه (۴-۴) بدست می‌آید.

$$MI = \sum_{i=1}^N Ci / (MAC)_i \quad \text{رابطه (۴-۴)}$$

در این رابطه C غلظت عنصر در آب و i تعداد عناصری است که در یک نمونه آب تجزیه می‌شود. MAC نیز حد مجاز غلظت عنصر مورد نظر می‌باشد. هر چه غلظت فلز در مقایسه با بیشترین حد مجاز (MAC) بیشتر باشد کیفیت آب کاهش می‌یابد. اگر غلظت عنصری خاص از MAC بالاتر باشد ($m > 1$) بر طبق قرارداد این آب غیر قابل شرب است و هر چه غلظت عنصر به MAC نزدیک‌تر باشد کیفیت کلی آب پایین است. در این مطالعه حداکثر حد مجاز فلزات (MAC) همان استاندارد WHO در نظر گرفته شده است. در شکل (۴-۲۶) مقادیر محاسبه شده شاخص فلزی فلزات مورد مطالعه آورده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود مقادیر شاخص فلزی در تمام نمونه‌ها کمتر از یک می‌باشد و براین اساس می‌توان نتیجه گرفت که در حال حاضر آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت میان‌جنگل از نظر فلزات سنگین بسیار کم می‌باشد ولی در آینده ممکن است با توسعه فعالیت‌های انسانی (به ویژه فعالیت‌های کشاورزی) شدت آلودگی نسبت به برخی از فلزات (مانند کادمیوم و آرسنیک) در منابع آب زیرزمینی افزایش یابد.



شکل ۴-۲۶- مقادیر شاخص فلزی محاسبه شده برای نمونه‌های آب

۴-۹- تحلیل داده‌های هیدروشیمیایی با استفاده از روشهای آماری چند متغیره

بررسی رابطه آماری بین متغیرهای اندازه‌گیری شده آب، می‌تواند اطلاعات مفیدی را در مورد فرآیندهای حاکم بر رفتار شیمیایی یون‌ها و منشاء عناصر در اختیار قرار خواهد داد. در این مطالعه از دو روش تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی (HCA) و تحلیل همبستگی (به روش پیرسون) برای تعیین رابطه بین متغیرهای کمی و نمونه‌های آب استفاده شد.

۴-۹-۱- روش تحلیل همبستگی (به روش پیرسون)

تحلیل همبستگی در حقیقت رابطه خطی بین متغیرها را ارزیابی می‌کند. شدت این رابطه بسته به شیب خط برازش شده بین داده‌ها از مثبت یک تا منفی یک تغییر می‌کند. شایان ذکر است که تحلیل همبستگی تنها شدت رابطه خطی بین متغیرها را مورد بررسی قرار می‌دهد و لیکن هیچ‌گونه اطلاعاتی را در مورد رابطه علت و معلولی متغیرها ارائه نمی‌دهد.

همبستگی بین متغیرهای هیدروشیمیایی اندازه‌گیری شده در این مطالعه، در جدول (۴-۱۰) آورده شده است. براساس نتایج بدست آمده، سختی کل همبستگی مثبت و قوی با کلسیم ($r=0.9$, $p < 0.01$) و سولفات ($r=0.8$, $p < 0.01$) و همبستگی ضعیفی با منیزیم ($r=0.3$) نشان می‌دهد. همبستگی بالای سختی کل با کلسیم و کمتر با منیزیم نشان می‌دهد که عمده‌ی سختی آب ناشی از

کلسیم و کمتر ناشی از منیزیم است. همچنین همبستگی بالای سختی کل با سولفات نشان می‌دهد که کلسیم و منیزیم به صورت ترکیبات سولفات در آب حضور دارند و بخش عمده سختی غیر کربناته (سختی دائم) آب را تشکیل می‌دهند. سختی موقت در اثر حضور کلسیم و منیزیم ایجاد شده و سختی دائم مربوط به دیگر املاح مانند سولفات‌ها، کلریدها یا نیترات‌ها است (Hounslow, 1995).

برای یافتن منشأ احتمالی کلسیم، می‌توان از ضریب همبستگی بین کلسیم با بی‌کربنات و سولفات استفاده کرد. با توجه به ضرایب همبستگی کلسیم با بی‌کربنات ($r = -0.1$) و با سولفات ($r = 0.8$, $p < 0.01$) می‌توان منشأ کلسیم را سنگهای تبخیری حاوی کانی ژپس در نظر گرفت. منیزیم همبستگی ضعیفی با سولفات و بی‌کربنات ($r = 0.3$) نشان می‌دهد. همچنین سولفات نمونه‌های آب احتمالاً از کانیه‌های سولفاتی (ژپس) منشأ گرفته است، بنابراین انحلال سنگهای تبخیری سبب فراهم آمدن هر دو یون سولفات و کلسیم شده است.

مقادیر هدایت الکتریکی همبستگی مثبت و قوی با منیزیم، سدیم و روی ($r = 0.7$, $p < 0.01$)، سولفات، سختی کل، کلر ($r = 0.6$, $p < 0.01$) نشان می‌دهند. همبستگی مثبت این املاح با هدایت الکتریکی نشان‌دهنده‌ی تاثیر زیاد انحلال سنگها در افزایش املاح آب است.

برای تعیین منشأ شوری آبهای زیرزمینی می‌توان از ارتباط بین کلر و سدیم سود جست (Dixon and Chiswell, 1992 and Sami, 1992) همبستگی مثبت و بالای این دو یون ($r = 0.5$, $p < 0.05$) نشان می‌دهد که بخشی از شوری آب در نتیجه انحلال نمک می‌باشد.

غلظت نیترات همبستگی قوی با شبه فلز آرسنیک ($r = 0.6$, $p < 0.01$) نشان می‌دهد که این امر نشانگر منشأ یکسان این دو یون در منابع آب زیرزمینی است (احتمالاً ناشی از فعالیت‌های کشاورزی در منطقه). ضمناً کادمیوم همبستگی مثبت و قوی با فسفات ($r = 0.7$, $p < 0.01$) نشان می‌دهد که مبین آن است که این دو یون احتمالاً از مصرف کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی منشأ گرفته‌اند.

همچنین براساس نتایج به دست آمده مشخص شد که فلز روی همبستگی مثبت و قوی هدایت

الکتریکی ($r=0.7, p < 0.01$)، کلسیم، منیزیم، سولفات ($r=0.5, p < 0.05$) و همبستگی منفی و قوی با نیتрат ($r=0.6, p < 0.01$) نشان می‌دهد و فلز سرب نیز با سدیم، کلر، بی‌کربنات همبستگی مثبت و با نیترات همبستگی منفی و قوی ($r=0.5, p < 0.05$) دارد. نیکل نیز همبستگی خوبی با کلسیم و سولفات نشان می‌دهد. این روابط نشان می‌دهد که فلزاتی چون سرب، روی و نیکل دارای منشاء طبیعی بوده و احتمالاً از انحلال سنگهای منطقه حاصل شده‌اند.

جدول ۴-۱۱- همبستگی میان عناصر و برخی پارامترهای اندازه‌گیری شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

	EC	TH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Ni	Zn	Cd	Cu	Pb	As	Cr
EC	۱																
TH	۰/۶۷۱**	۱															
Ca ²⁺	۰/۳۸۳	۰/۹۱۲**	۱														
Mg ²⁺	۰/۷۳۹**	۰/۳۰۸	-۰/۱۱۰	۱													
Na ⁺	۰/۷۲۱**	۰/۱۲۴	-۰/۰۴۴	۰/۴۰۳	۱												
HCO ₃ ⁻	۰/۱۹۸	۰/۰۱۱	-۰/۱۳۷	۰/۳۴۵	۰/۰۵۹	۱											
Cl ⁻	۰/۵۲۱	۰/۱۷۸	۰/۰۲۳	۰/۳۷۸	۰/۵۲۷	-۰/۰۸۸	۱										
SO ₄ ²⁻	۰/۶۴۰*	۰/۸۷۶**	۰/۸۲۸**	۰/۲۰۴	۰/۲۸۹	-۰/۰۹۹	-۰/۰۹۵	۱									
NO ₃ ⁻	-۰/۳۹۸	-۰/۰۴۶	۰/۰۴۴	-۰/۲۱۲	-۰/۴۱۳	۰/۰۲۳	-۰/۳۲۱	-۰/۰۸۴	۱								
PO ₄ ³⁻	۰/۰۰۹	۰/۰۲۷	-۰/۰۳۲	۰/۱۳۹	-۰/۱۳۳	۰/۱۰۷	۰/۳۵۴	-۰/۲۳۷	۰/۱۸۹	۱							
Ni	۰/۰۷۱	۰/۳۶۱	۰/۴۰۲	-۰/۰۵۸	-۰/۲۴۳	-۰/۴۵۳	-۰/۱۰۷	۰/۳۶۰	-۰/۲۵۰	-۰/۳۵۵	۱						
Zn	۰/۷۸۴**	۰/۴۲۲	۰/۲۲۵	۰/۵۰۱	۰/۵۹۳*	۰/۱۵۷	۰/۳۱۳	۰/۴۸۱	-۰/۷۲۷**	-۰/۱۸۰	۰/۲۱۵	۱					
Cd	۰/۱۹۵	۰/۲۱۶	۰/۱۳۱	۰/۲۲۰	-۰/۰۴۵	۰/۴۸۰	۰/۰۹۵	۰/۰۴۲	۰/۲۱۹	۰/۷۰۰**	-۰/۲۰۸	-۰/۰۴۵	۱				
Cu	-۰/۲۲۰	۰/۱۳۰	۰/۳۵۲	-۰/۵۰۰	-۰/۱۷۶	-۰/۱۷۵	-۰/۳۱۲	۰/۲۳۶	۰/۰۸۲	-۰/۲۱۲	۰/۱۵۶	-۰/۲۸۳	-۰/۱۴۴	۱			
Pb	۰/۰۵۱	-۰/۳۴۷	-۰/۳۳۴	-۰/۰۶۷	۰/۳۸۱	۰/۲۸۷	۰/۰۴۸	-۰/۲۰۰	-۰/۵۴۵*	-۰/۰۹۳	-۰/۳۶۸	۰/۳۷۲	-۰/۲۱۰	۰/۰۸۸	۱		
As	-۰/۱۵۸	۰/۲۷۲	۰/۴۰۰	-۰/۲۷۰	-۰/۲۳۲	-۰/۲۴۶	-۰/۳۹۶	۰/۳۹۳	۰/۵۸۳*	-۰/۲۸۶	۰/۰۰۵	-۰/۳۱۳	-۰/۲۸۶	۰/۴۱۷	-۰/۱۹۷	۱	
Cr	-۰/۶۷۶**	-۰/۵۵۰*	-۰/۴۱۲	-۰/۳۷۶	-۰/۴۰۳	-۰/۰۷۶	-۰/۲۳۷	-۰/۵۵۷*	۰/۵۲۷	-۰/۰۰۸	-۰/۱۸۷	-۰/۸۱۵**	-۰/۱۱۰	۰/۲۵۷	-۰/۰۴۱	۰/۲۰۰	۱

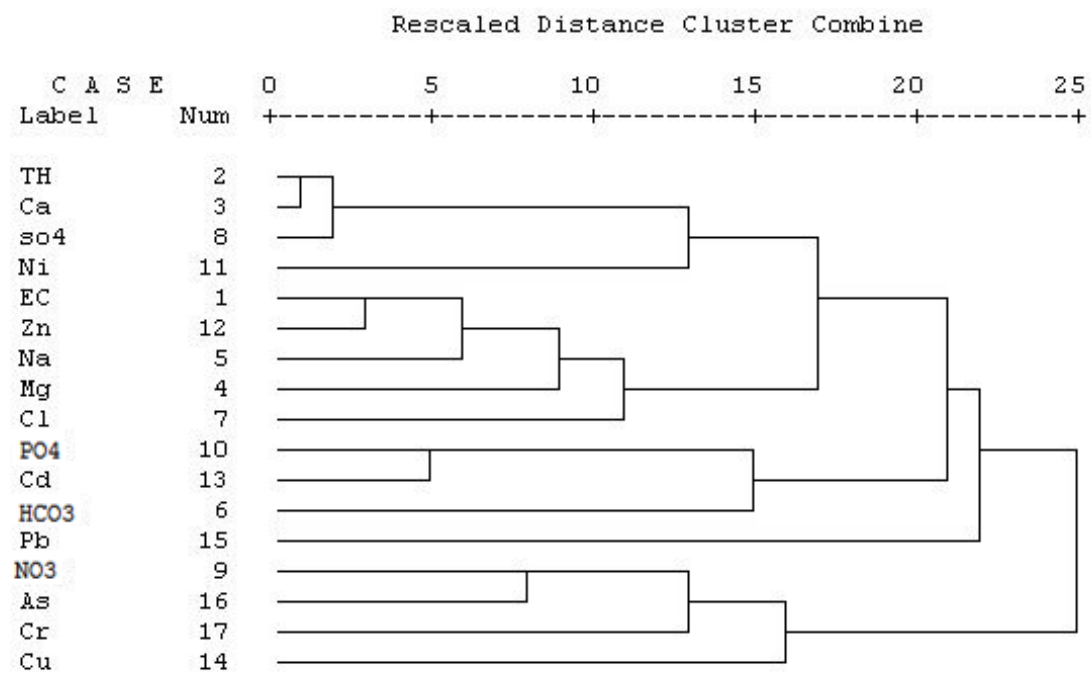
** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed) * .Correlation is Significant at 0.05 level (2-tailed)

۴-۹-۲- روش تحلیل خوشه‌ای

هدف اصلی از بکارگیری روش آنالیز خوشه‌ای گروه‌بندی داده‌ها به خوشه‌هایی است که کمترین تفاوت درون گروهی و بیشترین اختلاف بین گروهی را داشته باشند. خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی (HCA)^۱ با جداسازی هر مورد در یک خوشه جداگانه شروع می‌شود. در هر مرحله از تحلیل، جداسازی موارد تا جایی انجام می‌گیرد که شبیه‌ترین خوشه‌ها در هم ادغام شوند و در نهایت نیز تمامی موارد در یک درخت طبقه‌بندی کامل ادغام می‌گردند. معیاری که خوشه‌بندی براساس آن انجام می‌پذیرد، فاصله است. مواردی که نزدیک یکدیگرند، در یک خوشه ادغام شده و موردی که نسبت به یکدیگر فاصله بیشتری دارند، در خوشه‌های متفاوت قرار می‌گیرند. (حبیب‌پور و صفری، ۱۳۹۰). با توجه به شکل (۴-۲۷) مشاهده می‌شود که متغیرهایی چون (Ca, TH, SO₄, Zn, Na, Cl, Mg, EC, Ni) تشکیل خوشه‌های نزدیک بهم داده‌اند که نشان‌دهنده‌ی یکسان بودن یا مشابه بودن منشاء این متغیرها در آبخوان منطقه است. علاوه بر این بیکربنات و سرب در فاصله‌ای دورتر به این گروه از متغیرها می‌پیوندند و این نشان می‌دهد که این دو متغیر از انحلال سنگهای منطقه حاصل شده‌اند. کادمیوم و فسفات در یک خوشه قرار می‌گیرند که هر دو احتمالاً دارای منشاء یکسان (کودهای شیمیایی فسفات) هستند. نترات و آرسنیک نیز تشکیل یک خوشه مجزا را می‌دهند.

¹ Hierarchical Cluster Analysis

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)



شکل ۴-۲۷- نمودار خوشه‌ای بین پارامترها، عناصر اصلی و فلزات سنگین در نمونه‌های آب منطقه

فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۵-۱- مقدمه

دشت میان‌جنگل یکی از بزرگترین دشت‌های شهرستان فسا است که در آن منابع آب زیرزمینی تنها منبع تامین‌کننده آب مورد نیاز منطقه است. در این تحقیق کیفیت آبهای زیرزمینی دشت میان‌جنگل با در نظر گرفتن فعالیت‌های کشاورزی در منطقه و تاثیر احتمالی واحدهای زمین‌شناسی مورد بررسی قرار گرفته است. به این منظور تعداد ۱۵ نمونه آب از چاههای حفر شده در این دشت برداشت گردید. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها جهت آنالیز و اندازه‌گیری غلظت آنیونها و کاتیونهای اصلی و برخی فلزات سنگین (As, Pb, Zn, Cu, Cd, Ni, Cr) به آزمایشگاه آبشناس فارس ارسال گردید. به منظور نمایش بهتر توزیع عناصر در چاههای منطقه نقشه‌های هم‌غلظت آنیونها و کاتیونهای اصلی، پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب و فلزات سنگین در آب رسم شده و تغییرات غلظت عناصر در آب زیرزمینی با توجه به جهت آب زیرزمینی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. همچنین کیفیت آب برای مصارف شرب و کشاورزی مورد ارزیابی قرار گرفت. علاوه بر این فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب با محاسبه نسبت‌های یونی و محاسبه شاخص اشباع‌شدگی تعیین شد. در نهایت از روش‌های آماری چند متغیره (پیرسون و آنالیز خوشه‌ای) برای تعیین رابطه بین متغیرهای کیفی آب و منشاء احتمالی متغیرها استفاده شد. در این بخش، نتیجه‌گیری به دست آمده از بخش‌های مختلف این تحقیق به طور خلاصه آورده می‌شود.

۵-۲- غلظت عناصر و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

بررسی‌های انجام شده بر روی نمونه‌های آب نشان می‌دهد که در دشت میان‌جنگل فرآیندهای متفاوتی کیفیت آب را کنترل می‌کنند به طوری که در قسمت شمالی و غربی دشت، سازند آجاجاری باعث افزایش غلظت کلسیم و سولفات شده است. آب زیرزمینی در نیمه غربی دشت تحت تاثیر عوامل مختلفی قرار می‌گیرد. علی‌رغم آهکی بودن خرمن‌کوه کیفیت آب در چند نقطه در پایین‌دست آن از لحاظ غلظت سدیم و کلر افزایش یافته است که می‌توان به وجود گنبد نمکی احتمالی در زیر خرمن-

کوه ارتباط داد. در بالا دست خرمن کوه سازند رازک رخنمون دارد که از تغذیه آب توسط واحد آهکی خرمن کوه جلوگیری می‌کند. به دلیل بافت سنگین رسوبات آبرفتی در شمال منطقه و رخداد فرآیند تبادل یونی سدیم و کلسیم، غلظت سدیم در این نمونه‌های این بخش افزایش یافته و در عوض از غلظت کلسیم کاسته شده است. علاوه بر این حضور مارن‌های رسی در این بخش غلظت منیزیم و پتاسیم را در نمونه‌های آب افزایش داده است. در جنوب شرقی دشت تغذیه از آبخوان کارستی باعث رقیق شدن آب زیرزمینی و بهبود کیفیت آب شده است. با توجه به نتایج به دست آمده مقدار TDS و EC نمونه‌ها نیز در جهت جریان آب زیرزمینی به سمت خروجی کاهش یافته است و بیشتر نمونه‌های آب مورد مطالعه (۹۳/۳ درصد) از نظر سختی در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند.

در ۵۳/۳ درصد نمونه‌های مورد مطالعه میانگین غلظت نترات، بالاتر از حد مجاز ۵۰ میلی گرم بر لیتر (WHO, 2011) می‌باشد. مصرف کودهای شیمیایی نیتروژن دار و آبخویی آنها، از داخل خاک باعث بالا بردن نسبی غلظت نیتروژن در آب زیرزمینی دشت شده است. غلظت نترات نیز با عمق آب زیرزمینی و بافت رسوبات ارتباط پیدا می‌کند به طوری که در مناطقی که جنس رسوبات از رس و عمق آب افزایش یافته است غلظت نترات کاهش یافته (شمال منطقه) است و بالعکس در بخش‌های با بافت سبک (رسوبات دانه درشت) و بالا بودن سطح آب زیرزمینی (جنوب منطقه) غلظت نترات افزایش نشان می‌دهد. غلظت نترات در فصل تر به دلیل آبخویی بیشتر آن از سطح خاک نسبت به فصل خشک روند افزایشی نشان می‌دهد.

باتوجه به نمودارهای پایپر و استیف می‌توان نتیجه گرفت که به دلیل رخنمون سازندهای مختلف در مناطق مختلف دشت، تیپ و رخساره آب نیز متفاوت است و روند خاصی در تغییرات با آن مشاهده می‌شود. به طور کلی تیپ غالب آب در دشت میان جنگل سولفات و در میانه دشت به دلیل حضور گنبد نمکی احتمالی در زیر خرمن کوه کلروره و به دلیل تغذیه از سازندهای آهکی در چند نمونه به بیکربناته تغییر می‌کند. رخساره آب نیز به صورت سدیمی، منیزیمی و کلسیمی است.

۵-۳- کیفیت منابع آب زیرزمینی از نظر استفاده در شرب

به طور کلی براساس نتایج به دست آمده، بیشتر نمونه‌های مورد مطالعه از نظر استفاده در شرب در محدوده متوسط تا قابل قبول قرار می‌گیرند. اکثر نمونه‌ها در محدوده‌ی متوسط تا قابل قبول برای مصارف شرب قرار می‌گیرند. علاوه بر این مقایسه نتایج تجزیه شیمیایی یونهای اصلی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی با مقادیر مجاز سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) نشان داد که تمام مقادیر به جز سولفات در ایستگاه‌های (W1, W2, W3, W4, W5, W6, W7, W10)، کلر (W9, W12)، کلسیم (W5, W6) و نیترات (W4, W6, W7, W8, W10, W13, W14, W15) در محدوده مجاز برای مصارف شرب قرار دارند. علاوه بر این براساس نتایج به دست آمده از آنالیز غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مشخص شد که غلظت فلزات روی، کادمیوم (به جز W7 و W9)، کروم، نیکل و مس بسیار پایین‌تر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است. غلظت سرب (به جز در ایستگاه شماره ۴) در سایر نقاط نمونه‌برداری بالاتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است و غلظت آرسنیک نیز در برخی ایستگاه‌ها در آستانه آلودگی می‌باشد که آب را از نظر مصرف شرب نامناسب می‌سازند.

۵-۴- کیفیت منابع آب زیرزمینی از نظر استفاده در کشاورزی

محاسبه پارامترهای درصد سدیم (۴۸-۴/۸٪) و نسبت جذب سدیم (۳/۶۷۷-۰/۲۹۸) و همچنین تحلیل داده‌ها توسط نمودار ویلکاکس نشان می‌دهد که کیفیت آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه به طور کلی برای مصارف کشاورزی مناسب می‌باشد.

۵-۵- فرآیندهای غالب کنترل‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی

جهت اثبات رخداد فرآیندهای غالب کنترل‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی آب در منطقه مورد مطالعه از نسبت‌های یونی $\left(\frac{HCO_3}{\sum Anions}, \frac{Cl}{\sum Anions}, \frac{Na}{Na+Cl}, \frac{Ca}{Ca+SO_4}, \frac{Ca}{SO_4}, \frac{Na}{Ca}\right)$ و همچنین محاسبه شاخص اشباع‌شدگی استفاده شد. مقادیر به دست آمده از نسبت اول تا چهارم، رخداد فرآیند تبادل یونی به ویژه در نمونه‌های مربوط به بخش شمالی دشت را مورد تایید قرار داد. نسبت پنجم به طور کلی

نشانگر رخداد فرآیند انحلال در آبخوان دشت است. نسبت $\frac{HCO_3}{\sum Anions}$ نیز انحلال ژئوپس در منطقه را به اثبات رساند. نسبت $\frac{Na}{Na+Cl}$ در چاههای حوالی خرمن کوه وقوع انحلال هالیت را مورد تایید قرار می‌دهد.

محاسبه شاخص اشباع‌شدگی کانیهای ژئوپس، هالیت، انیدریت، کلسیت، آراگونیت و دولومیت نیز نشان داد که نمونه‌های آب نسبت به کانیهای کلسیت، آراگونیت و دولومیت در حالت اشباع یا نزدیک به اشباع و کانیهای ژئوپس، انیدریت و هالیت در جهت تحت اشباع است و این نشان می‌دهد که انحلال کانیهای گچی کنترل‌کننده اصلی ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب است.

۵-۶- غلظت فلزات سنگین در آب زیرزمینی

نتایج به دست آمده اندازه‌گیری غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های آب نشان داد که غلظت فلزات نیکل $6/8 - 1/6$ ppb، کروم $23 - 6/4$ ppb، مس $15/9 - 0/3$ ppb، سرب $36 - 7/1$ ppb، روی $22 - 3/6$ ppb، آرسنیک $9 - 1/8$ ppb، کادمیوم $3/4 - 0/75$ ppb متغیر هستند. غلظت برخی عناصر مانند آرسنیک، کروم و کادمیوم در نمونه‌های مربوط به قسمت جنوبی و شرقی دشت بیشتر از سایر بخش‌ها است. با توجه به کاهش عمق آب زیرزمینی و فعالیت‌های کشاورزی شدید در این بخش از دشت احتمالاً مصرف کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها باعث افزایش غلظت این عناصر در چاهها شده است. غلظت روی در نمونه‌های بخش شمالی دشت و سرب نیز در نمونه‌های مربوط به بخش شمالی و حوالی خرمن کوه افزایش نشان می‌دهد.

۵-۷- رابطه آماری بین متغیرهای هیدروشیمیایی نمونه‌های آب

نتایج حاصل از تحلیل آماری داده‌های هیدروشیمیایی (همبستگی و آنالیز خوشه‌ای) نشان داد که عناصر از نظر شباهت و رتبه آماری به سه گروه تقسیم می‌شوند: گروه اول شامل منیزیم، کلسیم، سدیم، کلرید، سولفات، روی، بیکربنات، سرب، نیکل، سختی کل، هدایت الکتریکی، گروه دوم فسفات و کادمیوم گروه چهارم آرسنیک و نیتрат. این گروه‌بندی داده‌ها نشان‌دهنده مشابه بودن رفتار هیدروشیمیایی عناصر با منشاء یکسان متغیرهای اندازه‌گیری شده است.

پیشنهادهای

۱. پیشنهاد می‌شود با انجام نمونه‌برداری سیستماتیک و در طی فصول مختلف (به ویژه در بخش‌های جنوبی دشت) اثر واحدهای زمین‌شناختی مختلف و منابع انسان‌زاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی به طور دقیق‌تری مورد بررسی قرار گیرد.
۲. با توجه به بالا بودن سطح ایستابی در بخش جنوبی دشت (که یکی از مهمترین دلایل آلودگی نیتрат در منابع آب این بخش می‌باشد) پیشنهاد می‌شود که اقداماتی جهت زهکشی مناسب آب زیرزمینی این ناحیه انجام گیرد.
۳. با توجه به بالا بودن غلظت سرب در منابع آب زیرزمینی منطقه، پیشنهاد می‌شود مطالعات بیشتری مبنی بر تعیین دقیق منشاء این عنصر و راهکارهای کاهش آلودگی آن انجام گیرد.
۴. پیشنهاد می‌شود به انجام مطالعات خاکشناسی و تعیین دقیق خواص خاک به ویژه در زمین‌های کشاورزی، میزان فرونشست کودهای شیمیایی و اثر آنها بر منابع آب زیرزمینی دشت مورد مطالعه قرار گیرد.

منابع فارسی

اسماعیلی ساری ع (۱۳۸۱) "آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست" انتشارات نقش مهر چاپ اول، ۷۶۷ص.

آذر ع و مومنی م، (۱۳۸۱) "آمار و کاربرد آن در مدیریت" جلد دوم، انتشارات سمت، تهران، ص ۳۱۲.

بهاروند س، احمدی خلجی ا، ادیب ا و یوسفی راد م، (۱۳۸۶) "نقش سازندهای زمین‌شناسی بر کیفیت آبهای زیرزمینی شمال شهر خرم‌آباد" سومین همایش زمین‌شناسی کاربردی و محیط زیست، اسلامشهر، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اسلامشهر.

پوی ه.س، روو د.ر و چبانوگلاس ج، (۱۳۸۲) "مهندسی محیط زیست" ترجمه‌ی ابراهیمی س و کی‌نژاد م.ع، جلد اول، چاپ سوم، انتشارات دانشگاه صنعتی سهند، تبریز، ۵۴۵ ص.

چیت‌سازان م و مظفری‌زاده ج، (۱۳۸۶) "بررسی تاثیر سازندهای زمین‌شناسی بر روی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت گتوند" اولین همایش زمین‌شناسی زیست محیطی و پزشکی تهران، دانشگاه شهید بهشتی.

حافظی مقدس ن و غفوری م (۱۳۸۸) "زمین‌شناسی زیست‌محیطی" چاپ اول، انتشارات دانشگاه صنعتی شاهرود، ص ۲۷۰.

حبیب‌پور ک و صفری، ر، (۱۳۹۰) "راهنمای جامع کاربرد SPSS در تحقیقات پیمایشی" چاپ چهارم، تهران لویه.

خواجه‌پور س، عباس‌نژاد ا، (۱۳۸۷) "تعیین میزان آلودگی به فلزات سنگین در سفره آب زیرزمینی جنوب دشت رفسنجان" چهارمین همایش زمین‌شناسی و محیط زیست، اسلامشهر، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اسلامشهر.

رهنما، ص، خالدیان، م، شاه‌نظری، ع، فرقانی، ا و رضایی، م، (۱۳۹۰)، "پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین آبهای زیرزمینی گیلان مرکزی" دومین کنفرانس ملی پژوهشهای کاربردی منابع آب ایران، زنجان.

طلایی، ر پیروان، ح، (۱۳۸۵) "تاثیر مناطق مینرالیزه و آلتره بر کیفیت آبهای سطحی و زیرزمینی از دیدگاه محیط زیستی" پنجمین گردهمائی علوم زمین‌شناسی سازمان زمین‌شناسی کشور.

- علیزاده، ا، (۱۳۸۵) "اصول هیدرولوژی کاربردی" چاپ نوزدهم، انتشارات آستان قدس، ۸۰۸ ص.
- عودی، ق، (۱۳۷۳) "کیفیت آب آشامیدنی" چاپ بیست و پنجم، انتشارات محقق مشهد، ۱۴۷ ص.
- مهندسین مشاور آبشناسان زاگرس (۱۳۹۰) "گزارش تمديد ممنوعیت محدوده مطالعاتی میان جنگل (سال آبی ۸۸-۸۷)".
- میسون ب و مر ک. ب، (۱۳۸۶) "اصول ژئوشیمی" (ترجمه فرید مر، علی اصغر شرفی، چاپ هفتم، انتشارات دانشگاه شیراز، ۵۶۶ ص.
- نظامی ط و قدرتی ع، (۱۳۹۰) "بررسی آلودگی آبهای زیرزمینی در منطقه شهریار تحت تاثیر استفاده کودهای کشاورزی یون نیترا" پنجمین کنفرانس سراسر آبخیزداری و مدیریت منابع آب و خاک، کرمان.
- نیک منش م، رسا ا و حاج ملا علی ا (۱۳۸۴) "اکتشافات ژئوشیمیایی سیستماتیک ورقه یکصد هزارم رونیز" مجموعه مقالات نهمین همایش انجمن زمین شناسی ایران، دانشگاه تربیت معلم تهران.
- یوسفی ط، نقشه های زمین شناسی ۱/۱۰۰۰۰۰ رونیز و سروستان. انتشارات سازمان زمین شناسی کشور.

- Adak Dasgupta, M., and Purohit, K. M., (2001), "Status of surface and groundwater quality of Mandi-akudar part I: Physico-chemical parameters", **Pollution Research**, 20 (1), pp. 103–110.
- Aghazadeh, N., Mogaddam, A.A., (2010), "Assessment of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural uses in the Oshnavieh Area, Northwest of Iran", **Journal of Environmental Protection**, 1, pp. 30–40.
- Ahmed, K. M., (1999), "A review of available geochemical data and their implications to the origin of arsenic in Bangladesh groundwater", **Seminar on groundwater arsenic contamination in the Bengal Delta Plains of Bangladesh**, University of Dhaka, Bangladesh, pp. 24.
- Ahmet, A., Sibel, D. A., (2011), "Assessment of groundwater quality of the Tatlicay aquifer and relation to the adjacent evaporitic formations (Cankiri, Turkey)", **Environmental Monitoring and Assessment**, 184, pp. 2337-2357.
- Alley, W. M., (1993), "**Regional Groundwater Quality**", Van Nostrand Reinhold. New York, pp. 634.
- Almasri, M., Kaluarachchi, J., (2007)., "Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds", **Journal of Hydrology**, 343, p. 211 – 229.
- Almasri, N. M., Kaluarachchi, J. J., (2004), "Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds", **Journal of Hydrology**, 295, pp. 225–245.
- Amini, M., Abbaspour, K. C and Annette Johnson, C., (2010), "A comparison of different rule-based statistical models for modeling geogenic", **Environmental Modelling & Software**, 25, pp. 1650-1657.
- Andrade, A. I .A. S. S., Stigter, T. Y., (2009), "Multi-method assessment of nitrate and pesticide contamination in shallow alluvial groundwater as a function of hydrogeological setting and land use", **Agricultural Water Management**, 96, pp. 1751–1765.
- Berner E. K., Berner R. A., (1987), "**The global water cycle: geochemistry and environment**", Prentice-Hall, Englewood Cliffs, pp. 397.
- Bhagure, G. R., Mirgane, S. R., (2011), "Heavy metal concentrations in groundwaters and soils of Thane Region of Maharashtra, India", **Environmental Monitoring and Assessment**, 173, pp. 643-652.
- Bonton, A., Rouleau, A., Bouchard, Ch. and Rodriguez, M.J, (2010), "Assessment of groundwater quality and its variations in the capture zone of a pumping well in an agricultural area", **Agricultural Water Management**, 97, pp. 824–834.

- Bouman, B. A. M., Castañeda, A. R. and Bhuiyan S. I., (2002), “Nitrate and pesticide contamination of groundwater under rice-based cropping systems: past and current evidence from the Philippines”, **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, 92, pp. 185–199.
- Buragohain, M., Bhuyan, B. and Sarma, H. P., (2010), “Seasonal variations of lead, arsenic, cadmium and aluminium contamination of groundwater in Dhemaji district, Assam, India”, **Environmental Monitoring and Assessment**, 170 (1–4), pp. 345–351.
- Chen, S., Wu, W., Hu, K. and Li, W., (2010), “The effects of land use change and irrigation water resource on nitrate contamination in shallow groundwater at county scale”, **Ecological Complexity**, 7, pp. 131–138.
- Drever, J. I., (1997), “**The geochemistry of natural waters**”, 3rd edn, Prentice-Hall, Upper Saddle, pp. 437.
- Dixon, W., Chiswell, B., (1992), “The use of hydrochemical sections to identify recharge areas and saline intrusions in alluvial aquifers, southeast Queensland, Australia”, **Journal of Hydrology**, 130, pp. 299 – 338.
- Eby G.N., (2004), “**Principal of environmental chemistry**”, Massachusetts, Lowell, Thomson, pp. 514.
- EPA., (2006), “**of the Drinking Water Standards and Health Advisories**”, 822-R-06-013, Office of Water.
- EPRI (Electric Power Research Institute)., (1984), “**Chemical Attenuation Rates, Coefficients, and Constants in Leachate Migration, Vol 1-A Critical Review**”, Electric Power Research Institute: Palo Alto, California. EPRI EA-3356.
- Feraud, G., Potot, C., Fabretti, J. F., Guglielmi, Y., Fiquet, M., Barci, V. and Maria, P. Ch., (2009). “trace elements as geochemical markers for surface waters and groundwaters of the Var River catchment (Alpes Maritimes, France)”, **Comptes Rendus Chimie**, 12, pp. 922-932.
- Foster, A.L., (2003), “**Spectroscopic investigation of arsenic species in solid phases In Arsenic in Ground Water**”, (eds A.H. Welch and K.G. Stollenwerk), Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, pp. 27–65.
- Gaillardet, J., Viers, J. and Dupre B., (2003), “**Treatise on Geochemistry**”, Elsevier, Volum 5.
- Garelick, H., Jones, H., Dybowska, A. (2008), “**Arsenic Pollution Sources**”, Reviews of Environmental Contamination, 197, pp. 60.
- Gibbs, R., (1970), “**Mechanisms controlling world water chemistry**”, Science, 170, pp. 1088-1090.

- Guzzella, L., Pozzoni, F. and Giuliano, G., (2006), “Herbicide contamination of surficial groundwater in Northern Italy”, **Environmental Pollution**, 142, pp. 344-353.
- Haloi, N., Sarma, H. P., (2011), “Heavy metal contaminations in the groundwater of Brahmaputra flood plain: an assessment of water quality in Barpeta District, Assam (India)”, **Environmental Monitoring and Assessment**, doi: 10.1007/s10661-011-2415-x.
- Hem, J.D., (1989), “**Study and interpretation of chemical characteristics of Natural water**”, U.S. Geological Survey water supply, pp. 2254.
- Handa, B. K., (1975), “Geochemistry and genesis of fluoride containing groundwater in India”, **Groundwater**, 13, pp. 275–281.
- Harter, T., Davis, H., Mathews, M. and Meyer, R., (2002), “Shallow ground water quality on dairy farms with irrigated forage crops”, **Journal of Contaminant Hydrology**, 55, pp. 287 – 315.
- Henke, K. R., (2009), “**Environmental chemistry, Health threats and Waste treatment**”, John Wiley & Son, Inc, pp. 569.
- Hildebrandt, A., Guillamon. M., Lacorte. S., Tauler. R. and Barcelo. D., (2008), “Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to Surface and groundwater quality (North Spain)”, **Water Research**, 42, pp. 3315 – 3326.
- Hounslow, A. W., (1995), “**Water quality data: analysis and interpretation**”, New York: CRC, pp. 397.
- [http://www.bom.gov.au/watl/Pesticides and Groundwater](http://www.bom.gov.au/watl/Pesticides%20and%20Groundwater), Land and Water Number 12, February, 1988/5M and May, 1989/5M.
- Jalali, M., (2005), “Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran.” **Ecosystems and Environmental**, 110, pp. 210–218.
- Jarup, L., (2003), “**Hazards of heavy metal contamination. British Media Bulletin**”, 68 (1), pp. 167–182.
- Kabata-Pendias A, Pendias H., (2001), “**Trace Elements in Soils and Plants**”, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, USA.
- Kabata-pendias, A., Mukherjee, A.B., (2007), “**Trace Elements from Soil to Human**”, Berlin: Springer-Verlag, pp. 550.
- Kalra, Y. P., Maynard, D. G., (1991), “**Methods manual for forest soil and plant analysis**”, Information report NOR-X-319, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Forestry Canada.

- Lerner, N. D., Harris, B., (2009), "The relationship between land use and groundwater resources and quality", **Land Use Policy**, 26, pp. 265–273.
- Luoma, S. N., (1983), "Bioavailability of trace metals to aquatic organisms a review", **Science of the Total Environment**, 28, pp. 1–22.
- Manahan, S.E., (2000), "**Environmental Chemistry**", 7nd Edn, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 1024.
- Mariappan, P., Yegnaraman, V. and Vasudevan, T., (2000), "Ground water quality fluctuation with water-table in Thiruppathur block of Sivagangai district, Tamil Nadu", **Pollution Research**, 19(2), pp. 225–229.
- Mazor, E., (2004). "**Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology**", 3rd Edn. Marcel Dekker, Inc., New York Basel, pp. 470.
- McBride, M., Sauvé, S. and Hendershot, W., (1997), "Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils", **European Journal of Soil Science** , 48, pp. 337–346.
- Merian, E., (1991), "**Metals and their compounds in the environmental**", 4, pp. 1437.
- Morgantini, N., Frondini, F. and Cardellini, C., (2009), "Natural trace elements baselines and dissolved loads in groundwater from carbonate aquifers of central Italy", **Physics and Chemistry of the Earth**, 34, pp. 520–529.
- Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C. and Chambers, B. J., (2003), "An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales", **The Science of The Total Environment**, 311, pp. 205-219.
- Nouri, J., Mahvi, A. H., Jahed, G. R and Babaei, A. A., (2008), "Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities", **Environmental Geology**, 55, pp.1337–1343.
- Pokrovski, G., Gout, R., Schott, J., Zotov, A and Harrichoury, J. C., (1996), "Thermodynamic properties and stoichiometry of As (III) hydroxide complexes at hydrothermal conditions", **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 60, pp. 737–749.
- Quinlan, J.F., and Ewers, R.O. (1985), "Ground water flow in lime-stone terranes: Strategy rationale and procedure for reliable, efficient monitoring of ground water quality in karst areas. In: National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring", (5th, Columbus, Ohio), **Proceedings, National Water Well Association**, Worthington, Ohio. pp. 197-234.
- Raju, N. J., Shukla, U. K. and 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, pp. 279-300.
- Ravikumar, P., Venkatesharaju, K., Prakash, K. L. and Somashekar, R. K., (2011), "Geochemistry of groundwater and groundwater prospects evaluation, Anekal Taluk,

- Bangalore Urban District, Karnataka, India”, **Environmental Monitoring and Assessment**, 179, pp. 93–112.
- Richards, L. A., (1954), “**Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**”, U.S. Department of Agriculture Hand Book, No. 60, pp. 160.
- Romic, M., and Romic, D., (2003), “ Heavy metal distribution in agricultural topsoils in urban area”, **Environmental Geology**, 43, pp. 795–805.
- Rose, A.W., Hawakes, H. E. and Webb. J. S., (1979), “**Geochemistry in mineral exploration**”, pp. 657.
- Sami, K., (1992), “Recharge mechanisms and geochemical processes in a semi-arid sedimentary Basin, Eastern Cape, South Africa”, **Journal of Hydrology**, 139, pp. 27-48.
- Santos, A., Alonso, E., Callejo'n, M. and Jim'enez, J. C., (2002), “Heavy metal content and speciation in groundwater of the Guadiana river basin”, **Chemosphere**, 48, pp. 279–285.
- Shahsavari, A. A., Khodaei, K., Asadian F., Ahmadi, F. and Zamanzadeh, S. M., (2012), “Groundwater pesticides residue in the southwest of Iran-Shushtar Plain”, **Environmental Earth Sciences**, 65, pp. 231–239.
- Siebielec, G., Chaney, R. L., (2006), “Manganese fertilizer requirement to prevent manganese deficiency when liming to remediate Ni-phytotoxic soils”, **Communications in Soil Science and Plant Analysis** 37, pp. 1–17.
- Singh, A. K., Mondal, G. C., Singh, P. K., Singh, S., Singh, T. B. and Tewary, B. K., (2005), “Hydrochemistry of reservoirs of Damodar River basin, India: weathering processes and water quality assessment”, **Environmental Geology**, 8, pp. 1014–1028.
- Singhal, B. B. S., Gupta., R. P., (1999), “**Applied Hydrogeology of Fractured Rocks**”, Kluwer Academic Publisher, p. 400.
- Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. and Hart, A., (2012), “Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater”, **Science of the Total Environment**, 416, pp. 1–21.
- Tamasi, Cini R., (2004), “Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy) Possible risks from arsenic for Public health in the Province of Siena”, **Science of the Total Environment**, 327, pp. 41-51.
- Todd, D. K., (1959), “**Groundwater hydrology**”, New York: Wiley, pp. 535. UNESCO, pp. 158.
- Todd, D. K., (1980). “Groundwater hydrology” editon 2nd. New York: Wiley, p. 315

- Todd, D. K., (2005), “**Groundwater hydrology, John Wiley and Sons**”, Inc., pp. 535.
- US Environmental Protection Agency., (1992), “**Chemical-specific parameters for toxicity characteristic contaminants**”, Document 600/S, 3-91/004.
- US Environmental Protection Agency., (2000), “**Drinking water standards and health advisories**”, US Environmental Protection Agency, Office of Water, 822-B-00-001, pp. 12.
- Venugopal, T., Giridharan, L., Jayaprakash, M. and Periakali, P., (2009), “Environmental impact assessment and seasonal variation study of the groundwater in the vicinity of River Adyar, Chennai, India”, **Environmental Monitoring and Assessment**, 149, pp. 81–97.
- WHO., (2004). “**Guidelines for drinking water quality**”, Vol 1, recommendations, 3rd Edn. WHO, Geneva.
- WHO., (2011). “**Guidelines for drinking water quality**”, 3rd Edn, Geneva, Switzerland.
- Wilcox, L. V., (1995), “**Classification and use of irrigation waters**”, Washington: US Department of Agriculture, pp. 19.
- Witeczak, S., Adamczyk, A., (1995), “**Catalog of selected physical and chemical indices for ground water contamination, and analytical methods**”, Bibl Monitor Probowiska, Warszawa (in Polish).
- Yuce, G., Ugurluog, D., (2009), “The Effect of lithology on water pollution: Natural Radioactivity and Trace Element in Water Resource of Eskishir Region (Turkey)”, **Journal of water air soil pollutant**, pp. 69- 89.
- Zaporozec, A. (2004). “**Groundwater contamination inventory**”, United States of America. UNESCO, pp. 158.

Abstract

Groundwater is regarded as a vital source for drinking and irrigation purposes. The main aim of the present study was to evaluate the hydrochemical characteristics and contamination status of groundwater resources in Mianjangal area (Fars province). To this end, 15 water samples were collected from abstraction wells throughout the plain and concentrations of some heavy metals, major cations and anions, and nitrate along with certain physicochemical properties of the water samples were measured using standard methods. The results of hydrochemical analyses showed that sulfate, magnesium and sodium are predominant ions in water samples and that solute concentrations (noted as TDS and EC) tended to increase from northern part of the plain toward southern –eastern part. This is probably because of soil heavy texture (particularly in northern part) and mixing with water from a karstic aquifer in the southern part. The major water type is sulfate-calcium and sodium, indicating dissolution of evaporate and carbonate rocks in the area. Based on hydrochemical results, calculation of ionic ratios and saturation indexes for reactive minerals, it can be deduced that rock dissolution is dominant process that controls the chemistry of groundwater in the study area. Ion exchange and water mixing are another hydrochemical processes influencing on the water chemistry. Nitrate (as a precursor of anthropic contamination) in almost 53.3 % of water samples exceed its corresponding limit recommended by WHO, suggesting its input from anthropogenic source (agricultural activities). According to groundwater suitability for drinking and irrigation usages, it was revealed that groundwater is generally suitable for drinking and acceptable for irrigation purposes. In terms of heavy metal concentrations, the increased levels of some metals (such as As and Cd) were found in some groundwater samples, probably caused by agricultural activities in the area. Based on the obtained results from multivariate statistical methods, it can be concluded that metals (such as Pb, Ni, Cr and Cu) are mainly from a natural source while Cd and As in the groundwater are attributable to agrochemicals applied on the farmlands.

Keywords: Groundwater , Mianjangal, Heavy metal



Shahrood University of Technology

Faculty of Earth Sciences

**Investigation on groundwater quality of the
Mian-jangal Plain, Fasa area**

S. Dastan

Supervisor:

Dr. A. Qishlaqi

Advisor:

Dr. Gh. H. Karami

Jan 2014