

سید محمد



دانشکده علوم زمین

پایان نامه کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی

هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت مزج - جیلان

(شمال شرق شاهرود)

نگارنده:

زهره مولائی

استاد راهنما:

دکتر افشین قشلاقی

تیرماه ۱۳۹۷

تقدیم به :

پدر و مادر بزرگوارم، هدیه‌ای ناچیز به پاس زحمات بی دریغشان...

تقدیر و قدردانی:

سپاس خدای را که سخنوران، در ستودن او بمانند و شمارندگان، شمردن نعمت‌های او ندانند و کوشندگان، حق او را گزاردن نتوانند و سلام و درود بر محمد و خاندان پاک او، طاهران معصوم، هم آنان که وجودمان وام‌دار وجودشان است.

بر خود لازم می‌دانم که خالصانه‌ترین سپاس‌هایم را تقدیم کنم به، استاد بزرگوارم جناب آقای دکتر افشین قشلاقی که برای نگارش این رساله زحمات زیادی کشیدند و مرا از دریای بیکران علم خویش بی‌نصیب نگذاشتند. باشد که خداوندگار سلامتی و توفیق روزافزون را از این بزرگوار دریغ نکند. همچنین از تمام اساتید محترم گرایش زیست‌محیطی و آب‌شناسی، که افتخار شاگردی در محضرشان را داشتم کمال تقدیر و تشکر را می‌نمایم.

زهره مولائی

تیرماه ۱۳۹۷

تعهد نامه

اینجانب **زهرا مولائی** دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین‌شناسی زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین و

دانشگاه صنعتی شاهرود، نویسنده پایان‌نامه "هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی دشت مزج -

جیلان (شمال شرق شاهرود)" تحت راهنمایی دکتر افشین قشلاقی متعهد می‌شوم:

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

تاریخ ۹۷/۹/۱۵
امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه‌های رایانه‌ای، نرم‌افزارها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه شاهرود می‌باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان‌نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده

منابع آب زیرزمینی از جمله مهم‌ترین منابع آب مورد استفاده در کشاورزی و شرب به حساب می‌آیند و به این علت ارزیابی کیفیت هیدروشیمیایی آنها اهمیت زیادی دارد. مطالعه حاضر به منظور ارزیابی هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان (استان سمنان) انجام گرفته است. برای این منظور تعداد ۱۳ نمونه آب از چاه‌های مختلف در کل گسترده دشت برداشت گردید. غلظت یون‌های اصلی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی از محل تغذیه به سمت تخلیه آبخوان و در جهت شیب هیدرولیکی افزایش یافته است به جز نمونه‌های نزدیک به رود کال شور که روند متفاوت را نشان می‌دهد. با توجه به تغییرات مکانی پارامترها و ارزیابی شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های اصلی و همچنین محاسبه برخی نسبت‌های یونی، مشخص شد که انحلال کانی‌های تبخیری و وجود رود کال شور مهم‌ترین عامل کنترل‌کننده ویژگی‌های هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان است. فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب در منطقه مورد مطالعه، انحلال، تبادل یونی طبیعی و احتمالاً مخلوط‌شدگی ارزیابی گردید. براساس نمودار پایپر، دروو و استیف، تیپ آب برای ۷ نمونه کلروره، برای ۵ نمونه سولفات و برای یک نمونه بی‌کربناته است. رخساره آب ۸ نمونه کلسیک و برای ۵ نمونه سدیک است. به منظور ارزیابی اثر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی، غلظت نیترات تعیین گردید که مقادیر نیترات (به طور میانگین ۵/۸۲ میلی‌گرم بر لیتر) همگی زیر حد مجاز به دست آمد. نتایج حاصل از تحلیل آماری داده‌های هیدروشیمیایی شامل همبستگی پیرسون و روش خوشه‌بندی سلسله مراتبی نیز نشان داد که یون‌ها و پارامترهای هیدروشیمیایی از نظر شباهت و رتبه‌بندی آماری به دو گروه تقسیم می‌شوند: گروه اول شامل سدیم، کلسیم، منیزیم، کلر، سولفات، سختی کل، هدایت الکتریکی و گروه دوم شامل بی‌کربنات و pH می‌باشند. این گروه‌بندی داده‌ها نشان‌دهنده مشابه بودن رفتار هیدروشیمیایی عناصر با منشأ یکسان در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان است.

کلمات کلیدی: منابع آب زیرزمینی، دشت مزج- جیلان، هیدروژئوشیمی زیست‌محیطی، نیترات

لیست مقالات مستخرج شده از پایان نامه

- بررسی هیدروژئوشیمی منابع آب زیرزمینی دشت مزج و جیلان استان سمنان، پنجمین کنگره سالانه

بین‌المللی، عمران، معماری و توسعه شهری، تهران، دی ۱۳۹۶

- بررسی آلودگی یون نیتрат در منابع آب زیرزمینی دشت مزج و جیلان استان سمنان، پنجمین کنگره

سالانه بین‌المللی، عمران، معماری و توسعه شهری، تهران، دی ۱۳۹۶

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
فصل اول : مقدمه.....	۱
۱-۲- بیان مسئله	۲
۱-۳- ویژگی های منطقه مورد مطالعه.....	۲
۱-۳-۱- موقعیت جغرافیایی و راه های دسترسی.....	۲
۱-۳-۲- آب و هوای منطقه مورد مطالعه.....	۴
۱-۳-۲-۱- ضریب خشکی دوما رتن.....	۴
۱-۴- خلاصه ای از ویژگی های زمین شناسی منطقه مورد مطالعه.....	۵
۱-۴-۱- زمین شناسی عمومی.....	۵
۱-۴-۲- چینه شناسی	۶
۱-۴-۲-۱- سازند روته (P1r-Pdr).....	۶
۱-۴-۲-۲- سازند مزدوران یا لار (J_{mz}^I).....	۶
۱-۴-۲-۳- سازند آبدراز (KU).....	۶
۱-۴-۲-۴- نهشته های مربوط به میوسن (M^{m2}).....	۷
۱-۴-۲-۵- آبرفت ها و رسوبات عهد حاضر (کواترنر).....	۸
۱-۴-۳- کشاورزی در منطقه مورد مطالعه.....	۱۰
۱-۴-۴- هیدرولوژی دشت مزج - جیلان.....	۱۰
۱-۴-۱- تغییرات عمق آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه.....	۱۱
۱-۴-۲- تغییرات تراز آب زیرزمینی.....	۱۲
۱-۵- ضرورت انجام تحقیق.....	۱۳
۱-۵-۱- اهداف تحقیق.....	۱۴
۱-۵-۲- مراحل تحقیق.....	۱۴
فصل دوم : مروری بر مطالعات پیشین.....	۱۵
۱-۲- مقدمه.....	۱۶
۲-۲- عوامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی.....	۱۶
۱-۲-۲- عوامل طبیعی.....	۱۶
۲-۲-۲- عوامل انسان زاد (غیرطبیعی).....	۱۷
۱-۲-۲-۲- فعالیت های کشاورزی.....	۱۸
۲-۲-۲-۲- معدن کاری.....	۱۹
۳-۲-۲-۲- مواد زائد شهری و صنعتی.....	۲۰
۳-۲- مروری کوتاه بر مطالعات انجام شده در رابطه با کیفیت آب زیرزمینی	۲۰
۱-۳-۲- مطالعات انجام شده در جهان.....	۲۰

۲۲.....	۲-۳-۲- مطالعات انجام شده در ایران.....
۲۵.....	فصل سوم : روش انجام پژوهش.....
۲۶.....	۱-۳-۱- مقدمه.....
۲۶.....	۲-۳-۲- نمونه برداری.....
۲۹.....	۳-۳-۱- اندازه گیری خواص فیزیکوشیمیایی نمونه های آب.....
۲۹.....	۱-۳-۳- اندازه گیری pH نمونه ها.....
۲۹.....	۲-۳-۳- اندازه گیری EC نمونه ها.....
۳۰.....	۳-۳-۳- تعیین غلظت آنیون ها و کاتیون های اصلی در نمونه های آب.....
۳۰.....	۱-۳-۳-۳- روش تعیین غلظت سدیم و پتاسیم.....
۳۱.....	۲-۳-۳-۳- روش تعیین مجموع غلظت کلسیم و منیزیم.....
۳۱.....	۳-۳-۳-۳- روش تعیین غلظت کلر.....
۳۱.....	۴-۳-۳-۳- روش تعیین غلظت نیترات.....
۳۳.....	۵-۳-۳-۳- روش تعیین غلظت سولفات.....
۳۳.....	۴-۳-۴- ارزیابی دقت نتایج آنالیزهای شیمیایی.....
۳۳.....	۵-۳-۴- نرم افزارها و برنامه های کاربردی مورد استفاده در تحلیل داده ها.....
۳۳.....	۱-۵-۳- روش های آماری چند متغیره در تحلیل داده ها.....
۳۴.....	۱-۱-۵-۳- ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coneffcient).....
۳۴.....	۲-۱-۵-۳- تحلیل خوشه ای سلسه مراتبی (Hierarchical Cluster Analysis).....
۳۵.....	فصل چهارم : هیدروشییمی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان.....
۳۶.....	۱-۴-۱- مقدمه.....
۳۶.....	۲-۴-۱- ارزیابی ویژگی های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان.....
۳۷.....	۱-۲-۴- پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه های آب.....
۳۷.....	۱-۱-۲-۴- هدایت الکتریکی (EC).....
۳۹.....	۲-۱-۲-۴- سختی کل (TH).....
۴۱.....	۳-۱-۲-۴- pH نمونه های آب.....
۴۲.....	۲-۲-۴- تغییرات غلظت آنیون ها و کاتیون ها در نمونه های آب.....
۴۲.....	۱-۲-۲-۴- غلظت یون سدیم (Na^+).....
۴۳.....	۲-۲-۲-۴- غلظت یون کلسیم (Ca^{2+}).....
۴۴.....	۳-۲-۲-۴- غلظت یون منیزیم (Mg^{2+}).....
۴۵.....	۴-۲-۲-۴- غلظت یون کلر (Cl^-).....
۴۷.....	۵-۲-۲-۴- غلظت یون سولفات (SO_4^{2-}).....
۴۸.....	۶-۲-۲-۴- غلظت یون بی کربنات (HCO_3^-).....
۴۸.....	۳-۴- تعیین تیپ و رخساره هیدروشییمیایی نمونه های آب.....
۴۹.....	۱-۳-۴- نمودار پایپر (Piper diagram).....
۵۰.....	۲-۳-۴- نمودار استیف (Stiff diagram).....

۴-۴-بررسی کیفیت نمونه‌های آب از نظر استفاده در کشاورزی (آبیاری).....	۵۱
۴-۴-۱-شاخص شوری (Salinity Index).....	۵۱
۴-۴-۲-درصد سدیم (%Na).....	۵۲
۴-۴-۳-نسبت جذب سدیم (SAR).....	۵۳
۴-۴-۵-نمودار ویلکاکس.....	۵۴
۴-۴-۵-بررسی فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب.....	۵۵
۴-۵-۱-نمودار گیبس (Gibbs Diagram).....	۵۵
۴-۵-۲-نسبت‌های یونی.....	۵۶
۴-۵-۲-۱-نسبت کلسیم و سولفات.....	۵۸
۴-۵-۲-۲-نسبت کلسیم به مجموع کلسیم و سولفات.....	۵۸
۴-۵-۲-۳-نسبت سدیم به مجموع سدیم و کلر.....	۵۸
۴-۵-۲-۴-نسبت کلر به مجموع آنیون‌ها.....	۵۹
۴-۵-۲-۵-نسبت بی‌کربنات به مجموع آنیون‌ها.....	۵۹
۴-۵-۳-نمودار پراکندگی یا ترکیبی.....	۶۰
۴-۵-۴-محاسبه شاخص‌ها یا اندیس‌های کلروآلکالن (Chloroalkaline).....	۶۲
۴-۵-۵-محاسبه شاخص اشباع‌شدگی (SI) کانی‌ها.....	۶۴
۴-۵-۶-نمودار دروو (Durov).....	۶۴
۴-۶-تحلیل داده‌های هیدروشیمیایی با استفاده از روش‌های آماری چند متغیره.....	۶۵
۴-۶-۱-روش تحلیل همبستگی (به روش پیرسون).....	۶۶
۴-۶-۲-خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی.....	۶۷
۴-۷-بررسی غلظت یون نترات (NO_3^-) در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان.....	۶۸
فصل پنجم : نتیجه‌گیری و پیشنهادها.....	۷۱
۵-۱-مقدمه.....	۷۲
۵-۲-نتایج مربوط به هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه.....	۷۲
۵-۳-ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای استفاده در اهداف کشاورزی.....	۷۳
۵-۴-بررسی آلودگی یون نترات در منطقه.....	۷۴
۵-۵-خلاصه ای از نتایج تحلیل‌های آماری چند متغیره.....	۷۴
۵-۶-پیشنهادها.....	۷۴
منابع فارسی.....	۷۵
منابع لاتین.....	۷۶

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه‌ی مورد مطالعه..... ۳
- شکل ۲-۱- نقشه زمین‌شناسی دشت مزج - جیلان..... ۹
- شکل ۳-۱- منحنی‌های هم عمق آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۱۱
- شکل ۴-۱- نقشه تراز آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۱۳
- شکل ۱-۳- موقعیت نقاط نمونه‌برداری از منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۲۷
- شکل ۲-۳- نمونه‌برداری از چاه کشاورزی در دشت مزج- جیلان..... ۲۸
- شکل ۳-۳- نمونه‌ای از چاه کشاورزی در منطقه مورد مطالعه..... ۲۸
- شکل ۴-۳- اندازه‌گیری EC و pH نمونه‌های آب در محل نمونه‌برداری..... ۲۹
- شکل ۵-۳- انجام روش تیتراسیون در آزمایشگاه..... ۳۲
- شکل ۶-۳- دستگاه نورسنج شعله‌ای مورد استفاده در آزمایشگاه..... ۳۲
- شکل ۱-۴- تغییرات میزان هدایت الکتریکی (EC) در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۳۸
- شکل ۲-۴- تغییرات سختی کل (TH) در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۰
- شکل ۳-۴- تغییرات pH در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۱
- شکل ۴-۴- تغییرات غلظت یون سدیم در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۲
- شکل ۵-۴- تغییرات غلظت کلسیم در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۳
- شکل ۶-۴- تغییرات غلظت منیزیم در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۵
- شکل ۷-۴- تغییرات غلظت یون کلر در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۶
- شکل ۸-۴- تغییرات غلظت یون سولفات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۷
- شکل ۹-۴- تغییرات غلظت یون بی‌کربنات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۴۸
- شکل ۱۰-۴- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن..... ۴۹
- شکل ۱۱-۴- نقشه منطقه مورد مطالعه و نمودار استیف برای هر نمونه..... ۵۱
- شکل ۱۲-۴- شاخص نسبت جذب سدیم برای نمونه‌های آب زیرزمینی مورد مطالعه..... ۵۴
- شکل ۱۳-۴- نمودار ویلکاکس برای نمونه‌های آب مورد مطالعه..... ۵۵
- شکل ۱۴-۴- نمودار گیبس و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن..... ۵۶
- شکل ۱۵-۴- نمودارهای ترکیبی برای تعیین منشأ یون‌ها در نمونه‌های آب..... ۶۲
- شکل ۱۶-۴- شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های مختلف در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۶۴
- شکل ۱۷-۴- نمودار دروو و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه روی آن..... ۶۵
- شکل ۱۸-۴- نمودار خوشه‌ای بین پارامترها، عناصر اصلی در نمونه‌های آب منطقه..... ۶۸
- شکل ۱۹-۴- تغییرات غلظت یون نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان..... ۷۰

فهرست جدول‌ها

جدول ۱-۱- تقسیم‌بندی اقلیمی براساس ضریب خشکی دومارتن.....	۵
جدول ۱-۲- داده های تراز و عمق آب در پیژومترهای منطقه	۱۱
جدول ۱-۳- مختصات چاه‌های نمونه‌برداری شده در دشت مزج- جیلان.....	۲۷
جدول ۲-۳- روش اندازه‌گیری یون‌های اصلی.....	۳۰
جدول ۱-۴- غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه.....	۳۶
جدول ۲-۴- رده‌بندی نمونه‌های آب از نظر میزان TDS	۳۸
جدول ۳-۴- طبقه‌بندی آب نمونه‌های بر اساس سختی	۴۰
جدول ۴-۴- تیپ و رخساره نمونه‌های آب مورد مطالعه.....	۵۰
جدول ۵-۴- طبقه‌بندی آب زیرزمینی بر اساس شوری و ارزیابی مناسب بودن آن برای آبیاری.....	۵۱
جدول ۶-۴- طبقه‌بندی نمونه‌های آب‌های زیرزمینی بر اساس درصد سدیم.....	۵۲
جدول ۷-۴- رده‌بندی نمونه‌های آب بر اساس مقادیر SAR محاسبه‌شده و رده‌بندی آنها بر اساس خطر سدیم.....	۵۳
جدول ۸-۴- تعیین منشأ آب بر اساس نسبت‌های یونی.....	۵۷
جدول ۹-۴- نسبت‌های یونی محاسبه شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه (مقادیر برحسب epm).....	۶۰
جدول ۱۰-۴- همبستگی میان عناصر و برخی پارامترهای اندازه‌گیری شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه.....	۶۷
جدول ۱۱-۴- مختصات نقاط نمونه‌برداری برای نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج-جیلان.....	۶۹

فصل اول

مقدمه

۱-۱- مقدمه

در مقیاس جهانی، منابع در دسترس آب شیرین سطحی برای مصارف کشاورزی، صنعتی و شرب محدود و به صورت غیریکنواخت توزیع شده‌اند. به این دلیل آب‌های زیرزمینی به عنوان منابع مکمل برای تأمین نیازهای بشر مورد استفاده قرار می‌گیرند. در مناطق خشک و نیمه‌خشکی مانند شرق، جنوب و بخش مرکزی ایران آب‌های زیرزمینی اغلب تنها منبع قابل اعتماد و تجدیدپذیر آب شیرین هستند. از سوی دیگر کیفیت آب نیز در مدیریت منابع آب از اهمیت خاصی برخوردار بوده است، به همین دلیل داشتن شناخت کافی از وضعیت هیدروشیمیایی منابع زیرزمینی می‌تواند در تعیین استراتژی‌های مختلف جهت برداشت آب برای مقاصد گوناگون مؤثر باشد.

۱-۲- بیان مسأله

به دلیل محدود بودن حجم ریزش‌های جوی در دشت مزج- جیلان، این دشت فاقد منابع آب سطحی قابل توجه است و تنها منبع آب تأمین کننده آب شرب و کشاورزی، منابع آب زیرزمینی است. همچنین با توجه به گسترش فعالیت‌های کشاورزی و استفاده احتمالی از کودهای حیوانی و شیمیایی در مزارع کشاورزی و تأثیر احتمالی آن بر منابع آب زیرزمینی دشت، به نظر می‌رسد که انجام یک مطالعه بر روی کیفیت و آلودگی احتمالی این منابع ضروری باشد. قابل ذکر است که تاکنون هیچ گونه مطالعه‌ای بر روی آب‌های زیرزمینی در این دشت صورت نگرفته است.

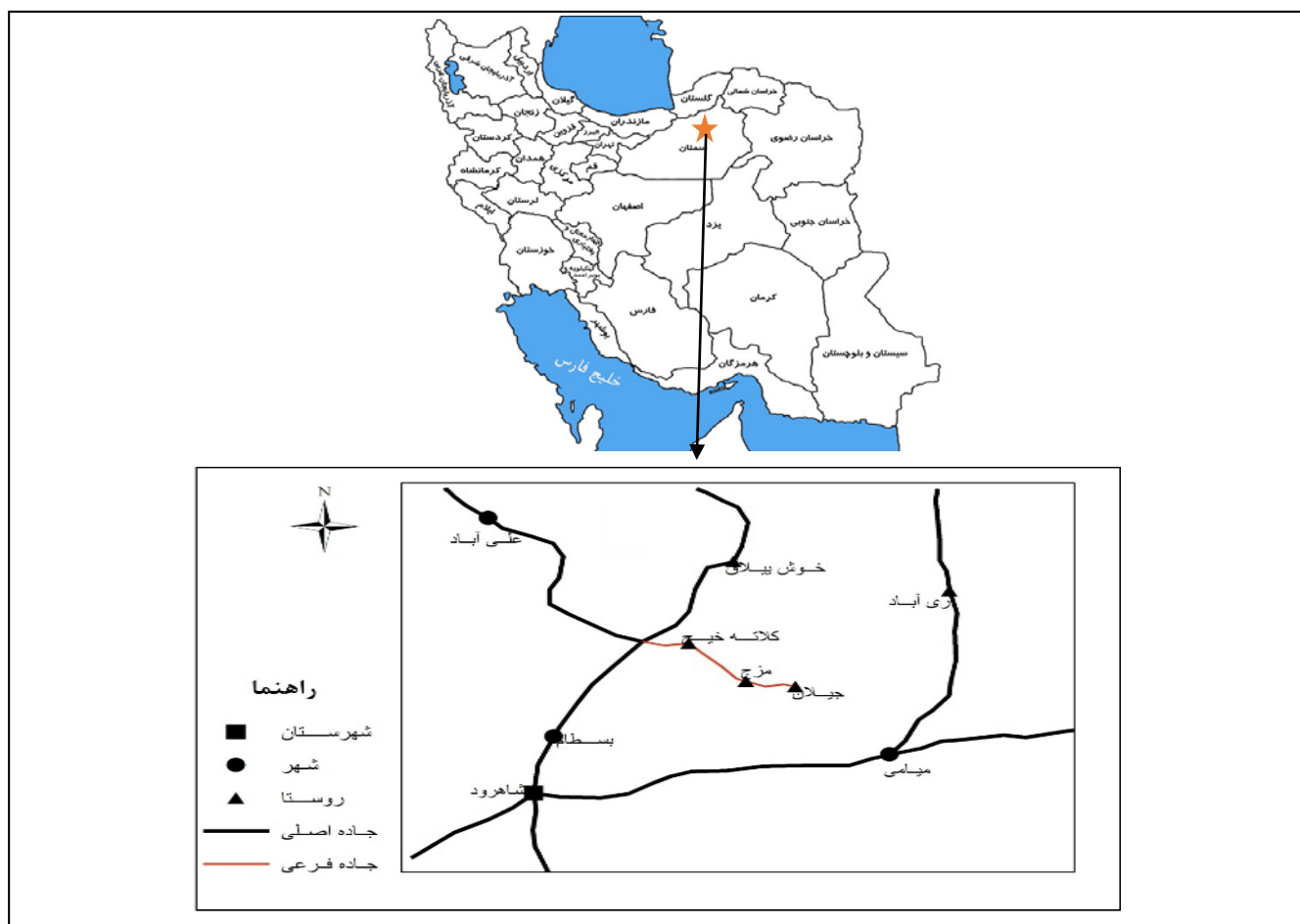
۱-۳- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

۱-۳-۱- موقعیت جغرافیایی و راه های دسترسی

منطقه مورد مطالعه مورد نظر در استان سمنان و در فاصله ۷۰ کیلومتری شمال شرق شهرستان شاهرود، در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۵ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۹ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۵۵ درجه و ۲۳ دقیقه تا ۵۵

درجه و ۲۹ دقیقه شرقی واقع شده است. ارتفاع متوسط این دشت ۱۱۰۰ متر بالاتر از سطح دریا بوده و مساحت آن ۳۸۵ کیلومتر مربع است. (گزارش تمديد ممنوعيت دشت‌های میامی و مزج و جیلان، ۱۳۸۵)

مرز شمالی دشت مزج و جیلان به وسیله رشته کوه‌های کم و بیش مرتفع البرز محدود شده که از مهمترین ارتفاعات آن‌ها می‌توان به کوه قلندر سر، سوخته کوه و کوه النگ در ضلع شمال غربی اشاره نمود. همچنین این دشت از جنوب به دشت میامی متصل می‌شود. بهترین راه دسترسی به منطقه مورد مطالعه ۵۰ کیلومتری جاده اصلی شاهرود- آزادشهر و سپس عبور از روستاهای کلاته خیج و خیج است (شکل ۱-۱).



شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه‌ی مورد مطالعه

۱-۳-۲- آب و هوای منطقه مورد مطالعه

در این منطقه نیز مانند بسیاری دیگر از مناطق ایران، آب و هوا تابع وضعیت توپوگرافی است. لازم به ذکر است که در این دشت، ایستگاه هواشناسی وجود ندارد و به منظور ارزیابی بارش از ایستگاه‌های باران‌سنجی هم‌جوار استفاده شد. این ایستگاه‌ها شامل دو ایستگاه باران‌سنجی معمولی در کلاته خیج و ابراهیم آباد میامی و نیز یک ایستگاه تبخیرسنجی در حسین‌آباد میامی است (گزارش تمدید ممنوعیت دشت‌های میامی و مزج و جیلان، ۱۳۸۵). براساس نتایج مطالعات بیلان سراسری کشور که توسط جاماب در سال ۱۳۸۰ منتشر شده است، میانگین دمای منطقه مورد مطالعه ۱۳/۷ درجه، میانگین بارش ۳۰ ساله ۱۹۰ میلی‌متر و میانگین تبخیر و تعریق پتانسیل ۱۵۹۰ میلی‌متر است که براساس نقشه‌های هم‌باران، هم‌دما و هم تبخیر محاسبه شده‌اند.

۱-۳-۲-۱- ضریب خشکی دومارتن

روش دومارتن یکی از تقسیم‌بندی‌های اقلیمی معتبر در سطح جهانی است. این طبقه‌بندی براساس میانگین بارندگی و درجه حرارت سالیانه از رابطه زیر محاسبه می‌گردد:

$$I = \frac{P}{T+10} \quad \text{معادله (۱-۱)}$$

I: ضریب خشکی

P: متوسط بارندگی سالیانه (میلی‌متر)

T: متوسط درجه حرارت سالیانه (سانتی‌گراد)

بر این اساس می‌توان طبق فرمول دومارتن هفت نوع اقلیم را از خشک تا بسیار مرطوب مشخص نمود (جدول ۱-۱). محدوده دشت مزج- جیلان، براساس روش دومارتن و با توجه به ضریب به دست آمده (۸/۰۱) دارای اقلیم خشک است.

جدول ۱-۱- تقسیم‌بندی اقلیمی براساس ضریب خشکی دومارتن

اقلیم	ضریب خشکی دومارتن
خشک	<۱۰
نیمه خشک	۱۰-۱۹/۹
مدیترانه ای	۲۰-۲۳/۹
نیمه مرطوب	۲۴-۲۷/۹
مرطوب	۲۸-۳۴/۹
بسیار مرطوب	>۳۵

۱-۴- خلاصه‌ای از ویژگی‌های زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

۱-۴-۱- زمین‌شناسی عمومی

از دیدگاه زونهای ساختاری-رسوبی ایران، دشت مزج- جیلان در بخش خاوری زون ساختاری -رسوبی البرز واقع شده است. قدیمی‌ترین سازندهای زمین‌شناسی این دشت به صورت قطعه کوچکی در شمال شرق مزج و حاشیه سوخته کوه با سازند جمال (به سن پرمین زیرین) و سنگ‌های آهکی تیره رنگ فوزولین‌دار و دولومیت خاکستری روشن توده‌ای (به سن ژوراسیک) مشاهده می‌شود.

سازند لار مربوط به ژوراسیک میانی و فوقانی در شمال‌شرق منطقه در کوه قلندر و به صورت پراکنده و جدا شده در شمال جیلان دیده می‌شود. این سازند در منطقه عمدتاً از سنگ‌های آهکی نازک لایه آمونیت‌دار و توده سنگ‌های آهکی خاکستری تشکیل شده است. سازندهای کرتاسه با سنگ‌های آهکی ماسه‌ای چرت‌دار، سنگ آهک مارنی و سنگ آهک اینوسراموس‌دار به ترتیب در شمال غرب و شمال منطقه و در کوه‌های زیریوان، خرساب، رفو و سوخته کوه رخنمون دارند. رسوبات سنوزویک نیز با مارن و مارن‌های گچ‌دار قرمز رنگ نئوژن در جنوب و جنوب شرق منطقه مشخص می‌شوند. نهشته‌های کواترنر هم مشتمل بر کنگلومرا و پادگانه‌های مختلف است. این کنگلومراها به صورت سخت نشده و با رنگ قهوه‌ای رنگ در شرق منطقه و غرب آبادی کردآباد مشاهده می‌شوند.

پادگانه‌های قدیمی و بادبزن‌های آبرفتی در شرق دشت جیلان و در شمال غرب مزج و شرق خلیج گسترش دارند. پادگانه‌های با سطح متوسط گسترش وسیعی داشته و در واقع بخش عمده دشت را تشکیل می‌دهند. در بخشی از دشت جیلان کفه رسی با مساحتی اندک نیز دیده می‌شود (گزارش تمدید ممنوعیت دشت‌های میامی و مزج و جیلان، ۱۳۸۵).

۱-۴-۲- چینه‌شناسی

از نظر چینه‌شناسی و براساس نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ خوش ییلاق (رامیان) و ری آباد واحدهای لیتولوژیک زیر از قدیم به جدید در محدوده دشت مزج - جیلان دیده می‌شوند:

۱-۴-۲-۱- سازند روته ($P1r-Pdr$): این سازند در دره شیرین آباد رخنمون داشته و حدود ۲۵۰ متر ضخامت دارد و از طبقات متوسط تا ضخیم لایه توده‌ای آهک و آهک دولومیتی به رنگ خاکستری روشن تا تیره تشکیل شده است. در برخی قسمت‌ها قلوه‌های سیاه چرتی نیز در آنها دیده می‌شود. این واحد بطور معمول ارتفاع‌ساز است. فسیل‌های شناسایی شده مؤید سن پرمین زیرین برای این سازند است.

۱-۴-۲-۲- سازند مزدوران یا لار (J_{mz}^I): این سازند در مجموع از آهک‌های متوسط تا ضخیم لایه تشکیل شده و به طور معمول ارتفاعات بلند را می‌سازد. در بخش‌های تحتانی بطور عمده از آهک کریستالین کرم رنگ و در بخش‌های فوقانی از آهک خاکستری با میان لایه‌های مارنی تشکیل شده است. چرت‌های سیلیسی به صورت اشکال نواری و قلوه‌ای در این سازند مشاهده می‌شود (جعفریان و همکاران، ۱۳۷۲). هر چند قاعده سازند مزدوران در برخی نقاط به صورت گسله بریده شده است، اما در مجموع به نظر می‌رسد که به صورت ناپیوسته بر روی واحدهای سنگی قدیمی‌تر قرار دارد. این سازند با سازند لار در سایر نواحی البرز قابل قیاس است. سازند لار در قسمت شمال و شمال شرقی منطقه مورد مطالعه دیده می‌شود.

۱-۴-۲-۳- سازند آبدراز (Ku): سازند آبدراز علاوه بر منطقه تخت موران در نواحی کوه سفید (شرق ورقه خوش ییلاق) نیز گسترش دارد. در تخت موران ضخامتی در حدود ۱۰۰ متر از طبقات نازک - متوسط لایه آهک

مارنی سفید و نرم فرسا دیده می شود که می توان آنها را به سازند آبدراز نسبت داد. نهشته های این منطقه به لحاظ لیتولوژیکی و جایگاه چینه ای با سازند آبدراز ناحیه بجنورد قابل مقایسه هستند (جعفریان و همکاران، ۱۳۷۲). در ناحیه کوه سفید (خاور ورقه) رسوبات سازند آبدراز را می توان به سه واحد سنگی تقسیم نمود که از پایین به بالا عبارتند از :

– واحد زیرین (K_{U1}): از آهک، آهک مارنی نازک تا متوسط لایه سفید تا شیری رنگ و منظم لایه تشکیل شده است. حد زیرین این واحد گسله است ولی ارتباط آن با واحد فوقانی (K_{U2}) هم شیب و پیوسته است.

– واحد میانی (K_{U2}): این واحد ضخامت کمی (در حدود ۱۰۰ متر) دارد. واحدی نرم فرسا و دره ساز است و از تناوب لایه های نازک و متوسط آهک مارنی و مارن به رنگ کرم تا سفید تشکیل شده است. فسیل های موجود در این واحد بیانگر سن سنومانین است.

– واحد بالایی (K_{U3}): این واحد در خاور ورقه (منطقه زردابه) رخنمون دارد و هسته ناودیدی را می سازد که لیتولوژی آن از آهک میکرایتی ضخیم لایه کریستالین و گاهی آهک مارنی برنگ خاکستری روشن تا سفید است. در مجموع واحدی ارتفاع ساز است.

– واحد E_k^4 : این واحد شامل توف، توف های ماسه ای به رنگ سبز، خاکستری و خاکستری مایل به سبز است. میان لایه هایی از ماسه سنگ توفی به رنگ قهوه ای و توف آهکی نیز در این واحد دیده می شود. چند افق آتشفشانی نیز در این واحد وجود دارد. این سنگ ها آتشفشانی ترکیبی آندزیتی تا بازالتی دارند و گاهی نیز اسیدی (در حد تراکیت) می باشند. سازند آبدراز با کلیه واحدهای زیرینش در شمال منطقه مورد مطالعه مشاهده می شود.

۱-۴-۲-۴- نهشته های مربوط به میوسن (M^{m2}): سنگ نهشته های این زمان به طور عمده در جنوب ورقه خوش ییلاق گسترش دارند و تپه های کوتاهی را تشکیل می دهد. این رسوبات بر روی هم از نوع نهشته های کم عمق هستند و از یک رسوبگذاری سریع حکایت می کنند. این رسوبات مولاس گونه هستند و به مارن های کویر جندق شباهت زیادی دارند و به نظر می رسد که در یک محیط کم عمق و در یک حوضه فروافتاده به جا گذاشته

شده‌اند. این واحد در مجموع از مارن سبز و گاهی قرمز آجری، ماسه سنگ نازک لایه و سست، ژئوپس و گچ تشکیل شده است و به لحاظ نوع رسوبات ساختمان‌های متعدد آنتی کلینالی و سنکلینالی در آنها ایجاد شده است. نهشته‌های میوسن در قسمت جنوب‌شرقی و جنوب‌غربی دشت مزج جیلان دیده می‌شوند (جعفریان و همکاران، ۱۳۷۲).

۱-۴-۲-۵- آبرفت‌ها و رسوبات عهد حاضر (کواترنر):

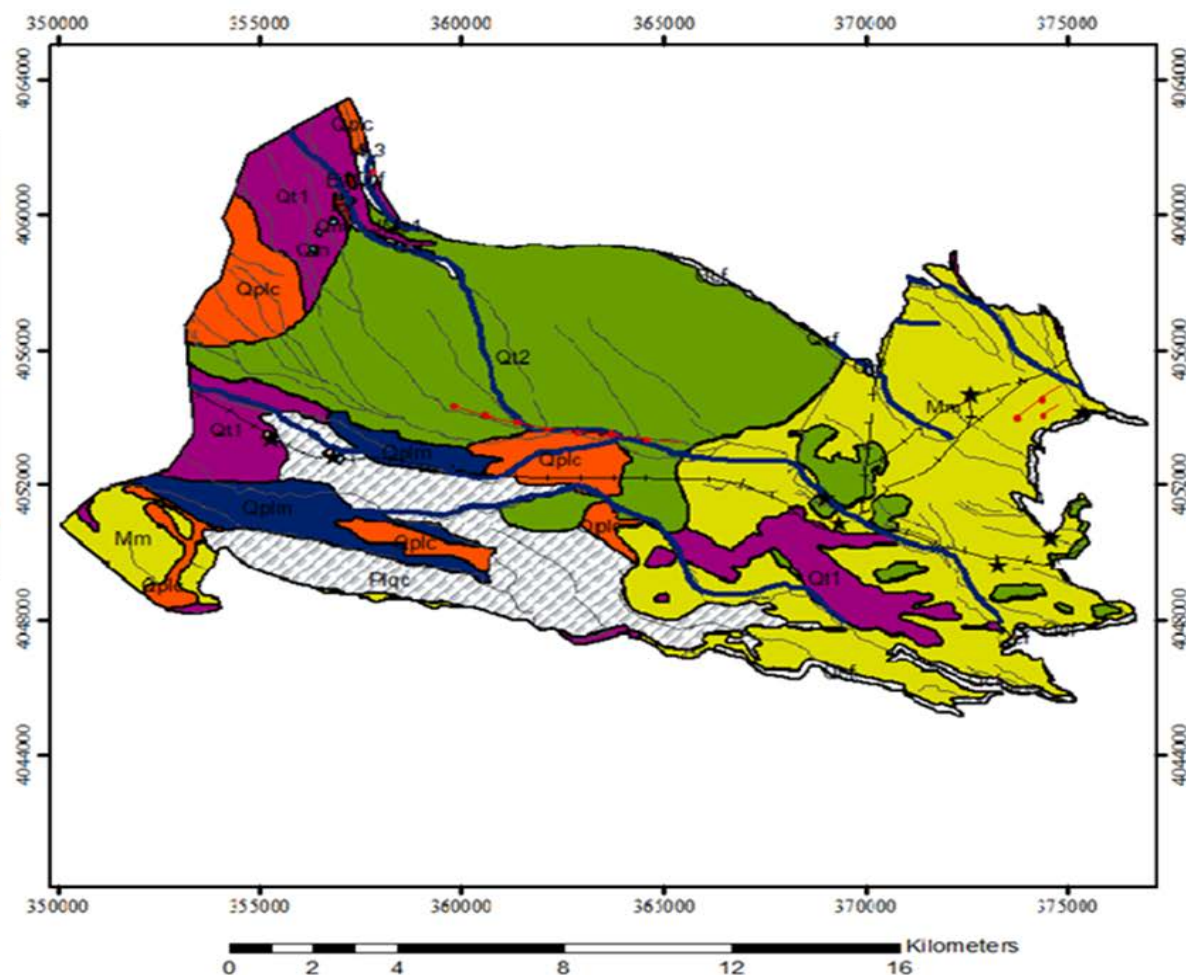
این نهشته‌ها شامل پادگانه‌های آبرفتی کنگلومرایی نسبتاً مسطح است که، قدیمی‌تر و بلندتر از بقیه رسوبات آبرفتی این مقطع زمانی و همچنین بادبزنی‌های آبرفتی قدیمی‌تر هستند در بعضی از افق‌ها، کنگلومرای مذکور دارای سیمانی سست است. رسوبات آبرفتی دشت‌ها (Qt^2) (که عمدتاً زمین‌های کشاورزی را تشکیل می‌دهند) معمولاً دانه ریزتر از کنگلومرای واحد (Qt^1) اند و تقریباً فاقد سیمان هستند. در برخی نقاط و در زمین‌های پست رسوبات آبرفتی گلی هم‌ردیف (Qt^2) وجود دارد، که تحت عنوان کفه‌های گلی (Q^m) در نظر گرفته شده‌اند. رسوبات آبرفتی بستر رودخانه‌ها که در حقیقت جدیدترین رسوبات آبرفتی است به صورت (Qal) آورده شده‌اند. آبرفت‌ها و رسوبات کواترنری به صورت گسترده به ویژه در بخش‌های غرب، جنوب‌غربی، شمال‌شرقی منطقه مشاهده می‌شوند (جعفریان و همکاران، ۱۳۷۲).

LEGEND

CENOZOIC	QU.	Holo	Q ^u	White marl and mud
			Q ^o	Low level alluvium deposits
			Qt1	High level piedmont and alluvium fan
		Ple.	Qp st	Unconsolidated conglomerat
			Qplm	Grey and dark green marl
			P/Q st	Poorly consoidated conglomerate
MESOZOIC	Cr.	Mio	M ^u	Yellowish heream to redish brown marl with interealation of brown siltson and sandstone
		Eo	E ^u	Volcanic rocks
			K ₃	Thin bedded crystalline white limestone
		Ju.	J1m ₂	Medium to thick bedded and massive siliceous dolomitic limestone and limestone

Geological symbols

River	
Faults	



شکل ۱-۲- نقشه زمین‌شناسی دشت مزج - جیلان (برگرفته از نقشه‌های ۱:۱۰۰۰۰۰ رامیان و ری‌آباد با تغییرات)

۱-۴-۳- کشاورزی در منطقه مورد مطالعه

فعالیت‌های کشاورزی در دشت مزج- جیلان به دو صورت زمین‌های زراعی و باغات تقسیم می‌شود. در بخش زمین‌های زراعی مهمترین محصولات شامل گندم، پیاز، آفتابگردان، کدو، محصولات جالیزی (گوجه فرنگی، خیار) و محصولات باغی شامل زردآلو، آلبالو، انگور و بادام است.

۱-۴-۴- هیدرولوژی دشت مزج - جیلان

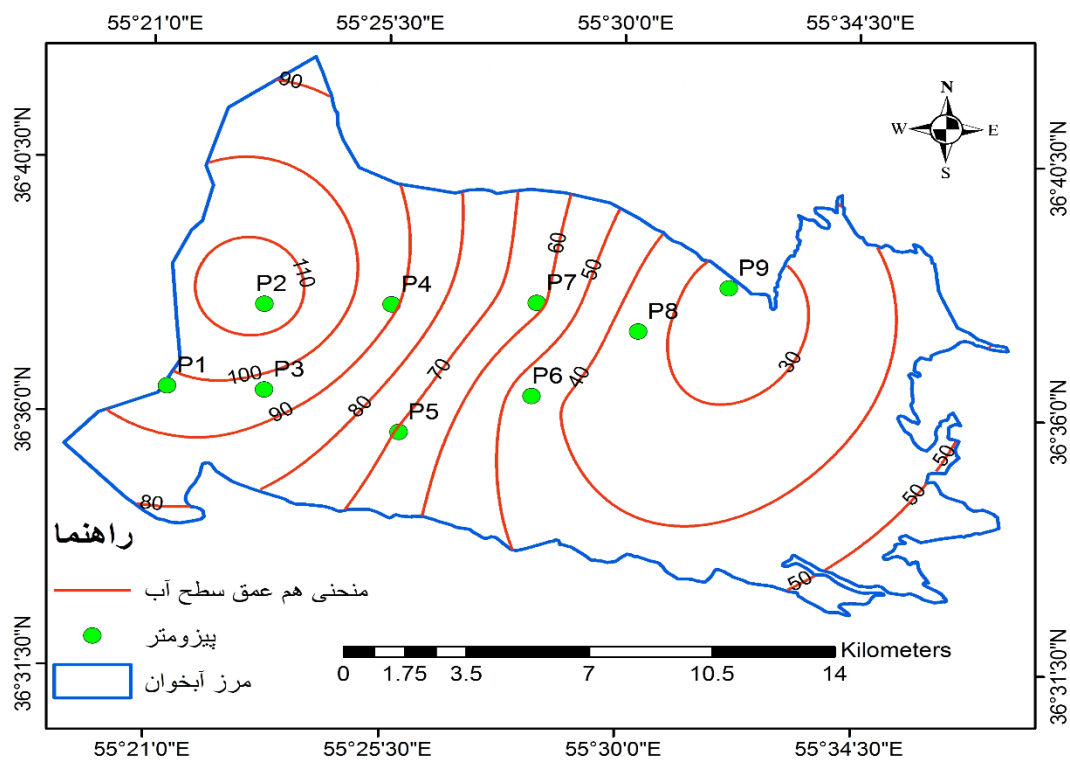
دشت مزج- جیلان دارای یک آبخوان آزاد با ضخامت کمتر از ۲۰۰ متر است. احتمالاً با آبخوان دشت میامی در ارتباط است. لازم به ذکر است که عمق متوسط چاه‌های عمیق حفر شده در این دشت به حدود ۱۳۰ متر می‌رسد. چاه‌های عمیق اغلب در حوالی آبادی مزج حفر شده و لذا به نظر می‌رسد سطح آب زیرزمینی در این بخش از دشت پایین‌تر است. در حوالی جیلان، گسترش وسیع واحدهای مارنی و وجود کفه رسی و نیز تعداد قنوات بیانگر بالاتر بودن سطح آب زیرزمینی دشت است. به احتمال زیاد تغذیه سفره آب زیرزمینی دشت از ارتفاعات شمال و شمال غربی بوده و جهت عمومی جریان آب زیرزمینی به سمت بکران، کال شور و نهایتاً کال شور است (گزارش تمديد ممنوعیت دشت‌های میامی و مزج و جیلان، سال ۱۳۸۵). کال میامی زهکش اصلی جریانات سطحی و زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه بوده که با توجه به وسعت حوضه آبریز، دارای شیب ملایمی است. در این حوضه رودخانه زرین کمر پس از گذر از روستاهای خیج و مزج - جیلان در جهت جنوب شرق به کال میامی می‌پیوندد. به دلیل شیب کم و بارش کم حوضه، اغلب جریانات بصورت فصلی و سیلابی بوده و در مجموع پتانسیل آب سطحی این حوضه ضعیف می‌باشد، به طوری که هیچ رودخانه دائمی که دارای پایاب باشد در این حوضه مشاهده نمی‌شود. به همین دلیل ایستگاه هیدرومتری در این محدوده نیز وجود ندارد. بر اساس برآوردهای اولیه در سال آبی ۸۴-۸۳ حجم جریانات سطحی خروجی از محدوده فوق به کال خاروتوران حدود پنج میلیون متر مکعب در سال برآورد شده است (گزارش تمديد ممنوعیت دشت‌های میامی و مزج و جیلان، سال ۱۳۸۵). در حال حاضر چندین پروژه مهار سیلاب‌های سطحی در مسیل‌های ارمیان و آب مرجان انجام شده که علاوه بر کنترل سیلاب ها نقش مهمی در تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی دارند. پروژه تغذیه مصنوعی و مهار سیلاب رودخانه زرین کمر نیز در دست

مطالعه است (گزارش تمدید ممنوعیت دشت های میامی و مزج و جیلان، سال ۱۳۸۵). تعداد ۹ چاه مشاهده‌ای، جهت تشکیل شبکه پیزومتری آبخوان دشت مزج - جیلان حفر شده است. از چاه‌های موجود جهت نشان دادن تغییرات عمق و نیز تهیه نقشه تراز آب زیرزمینی محدوده‌ی آبخوان استفاده شد. در جدول (۱-۲) داده‌های مربوط به تراز و عمق آب پیزومترهای در منطقه مورد مطالعه آورده شده است.

جدول ۱-۲- داده های تراز و عمق آب در پیزومترهای منطقه (برای بازه زمانی اردیبهشت ۱۳۹۳-۱۳۹۲)			
شماره پیزومتر	نام پیزومتر	ارتفاع از سطح تراز آب (m)	عمق سطح ایستابی (m)
۱	حسین آباد	۱۲۰۲/۵۱	۹۷/۴۹
۲	یخدان قدیمی	۱۱۷۳/۴۷	۱۱۷/۵۳
۳	غرب مزج	۱۱۶۸/۰۸	۹۵/۹۲
۴	جنوب گنداب	۱۱۵۰/۲۷	۹۱/۷۳
۵	تپه قلعه	۱۱۵۴	۶۹/۰۰
۶	پسخانی	۱۱۵۰/۷۵	۴۳/۲۵
۷	شرب جیلان	۱۱۴۸/۳۷	۶۲/۶۳
۸	ده	۱۱۴۱/۲۴	۳۳/۷۶
۹	باغستان	۱۱۳۳/۳	۲۳/۷۰

۱-۴-۱- تغییرات عمق آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه

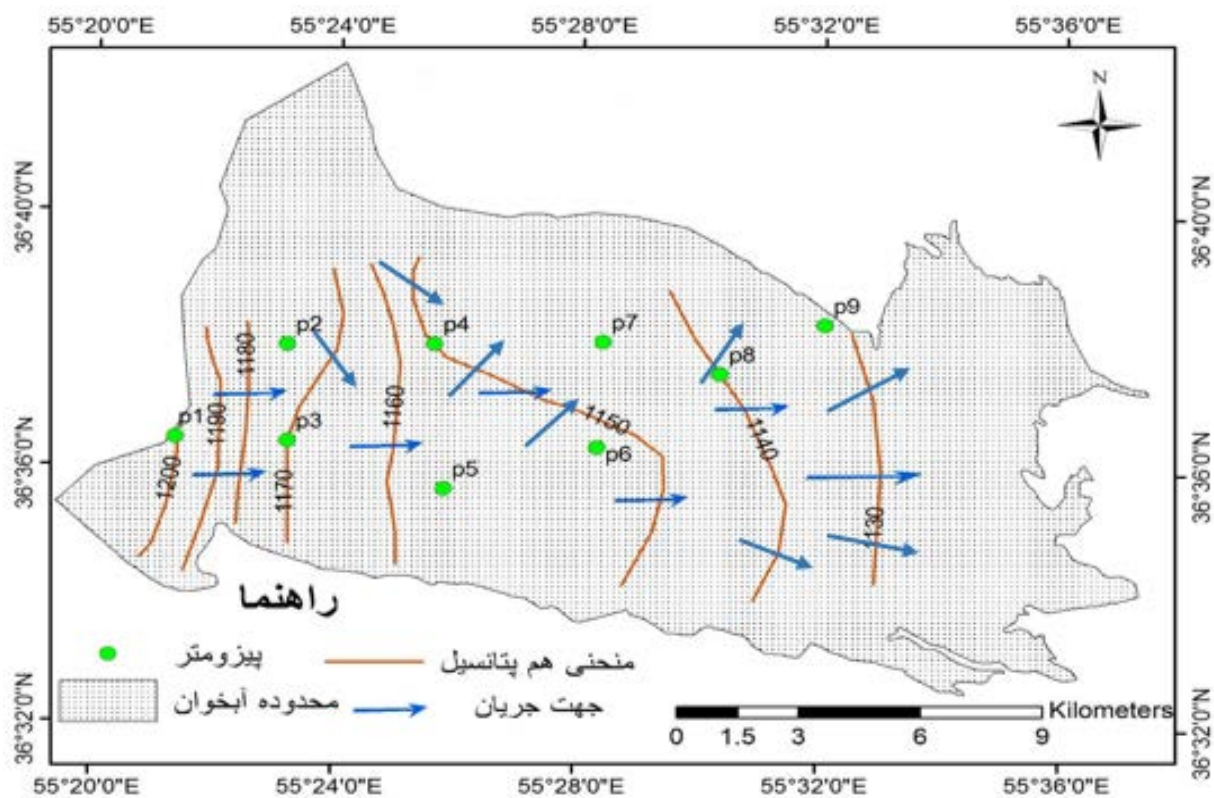
در جدول (۱-۲) می‌توان مشاهده کرد که عمق سطح ایستابی در نقاط مختلف دشت متفاوت است، بیشترین عمق آب زیرزمینی (حدود ۱۱۷/۵۳ متر) نیز مربوط به چاه مشاهده‌ای یخدان قدیمی است و کمترین عمق آب زیرزمینی (حدود ۲۳/۷ متر) مربوط به چاه مشاهده‌ای باغستان است. با استفاده از اطلاعات موجود جدول (۱-۱)، عمق سطح آب‌های زیرزمینی از سمت شمال غربی به سمت جنوب شرقی کاهش می‌یابد (شکل ۱-۳).



شکل ۱-۳- منحنی‌های هم‌عمق آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان (براساس داده‌های سال ۱۳۹۳)

۱-۴-۲- تغییرات تراز آب زیرزمینی

نقشه میانگین تراز آب زیرزمینی در سال ۱۳۹۳ در شکل (۱-۴) آورده شده است. با توجه به نقشه تراز آب زیرزمینی و جنس سازندهای منطقه (کنگلومرایی، آهکی، آبرفتی) می‌توان چنین نتیجه گرفت که جهت جریان از شمال غربی به سمت جنوب شرقی آبخوان دشت مزج- جیلان و در جهت شیب غالب توپوگرافی و نیز در جهت آبراهه‌ها از شمال غربی به سمت جنوب شرقی است.



شکل ۱-۴- نقشه تراز آب زیرزمینی دشت مزج-گیلان (براساس داده‌های سال ۱۳۹۳)

۱-۵- ضرورت انجام تحقیق

با توجه به فعالیت‌های وسیع کشاورزی، اقلیم خشک، وجود سازندهای زمین‌شناسی و همچنین استفاده از آب‌های زیرزمینی برای مصارف کشاورزی و شرب در منطقه، و همچنین با توجه به اینکه تاکنون هیچ مطالعه‌ای در رابطه با هیدروژئوشیمی آب‌های زیرزمینی در این منطقه انجام نشده ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی در این منطقه امری ضروری است.

۱-۵-۱-اهداف تحقیق

هدف کلی این تحقیق، ارزیابی هیدروژئوشیمی زیست محیطی منابع آب زیرزمینی دشت مزج و جیلان، با در نظر گرفتن تأثیر سازندهای زمین شناسی و منابع احتمالی انسان زاد (مانند فعالیت های کشاورزی) بر کیفیت آب های زیرزمینی منطقه است. برای رسیدن به این هدف، خواص فیزیکوشیمیایی، غلظت آنیون ها و کاتیون های اصلی و همچنین غلظت نیتрат در نمونه های جمع آوری شده از منابع آب زیرزمینی دشت، اندازه گیری شد و ضمن بررسی ویژگی های هیدروژئوشیمیایی آنها، تغییرات مکانی غلظت یون ها و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه های آب، در کل گستره ی دشت مورد ارزیابی قرار گرفت.

۱-۵-۲-مراحل تحقیق

این پژوهش در مراحل زیر انجام گرفت:

۱- تهیه اطلاعات لازم شامل جمع آوری نقشه های زمین شناسی موجود، گزارش های تهیه شده توسط شرکت آب منطقه ای استان سمنان، همچنین گردآوری اطلاعات مربوط به ویژگی های هواشناسی و هیدروژئولوژیکی و سایر اطلاعات اولیه مربوط به دشت مزج - جیلان.

۲- نمونه برداری از منابع آب زیرزمینی دشت به روش استاندارد و با در نظر گرفتن سازندهای زمین شناسی منطقه و منابع آلاینده احتمالی.

۳- تجزیه شیمیایی نمونه های جمع آوری شده و تعیین غلظت آنیون ها و کاتیون های اصلی در آنها از طریق روش های استاندارد آزمایشگاهی.

۴- تحلیل و تفسیر نتایج بدست آمده، از طریق رسم نقشه های هم غلظت، نمودارهای هیدروشیمیایی، روش های آماری و تعیین ارتباط داده های کیفی با ویژگی های زمین شناسی منطقه و منابع آلودگی احتمالی.

۵- نگارش و تدوین پایان نامه.

فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

علم هیدروژئوشیمی علمی است که به بررسی رابطه بین ترکیب شیمیایی آب‌ها با عوامل طبیعی و غیرطبیعی تأثیرگذار بر آن می‌پردازد. به طور کلی ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی منعکس‌کننده‌ی ترکیب شیمیایی جو، خاک، پوشش گیاهی حوضه، زمین‌شناسی منطقه و البته ورود آلودگی‌های انسان‌زاد (ناشی از فعالیت‌های معدنکاری، کشاورزی، بارش اسیدی، فاضلاب‌های خانگی و صنعتی) است. آب‌های زیرزمینی مناسب‌ترین منبع در دسترس، جهت تأمین آب مورد نیاز بشر به شمار می‌رود. در حال حاضر از یک طرف کمبود منابع آب و از طرف دیگر افزایش روزافزون مصرف آب در بسیاری از مناطق کشور به دلیل افزایش جمعیت، توسعه صنایع و کشاورزی، موجب تنزل کیفیت و پایین رفتن سطح آب‌های زیرزمینی شده است (صادقی، ۱۳۹۴). تغییرات در کیفیت آب زیرزمینی یک منطقه تابعی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی متعدد است. هرگونه تغییر در ترکیب آب زیرزمینی می‌تواند آلودگی منابع آب زیرزمینی را به دنبال داشته باشد (Nosrati and Eeckhaut, 2011). بنابراین بررسی ویژگی‌های هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی در مدیریت این منابع و همچنین تعیین قابلیت‌های آن برای مصارف گوناگون حائز اهمیت است (Rajo, 2009).

۲-۲- عوامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی

عوامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی شامل عوامل طبیعی (زمین‌شناسی و تغذیه) و عوامل غیرطبیعی یا انسان‌زاد (فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی، تخلیه‌ی فاضلاب‌های صنعتی و شهری) است، که در این فصل توضیح مختصری از آنها آورده می‌شود.

۲-۲-۱- عوامل طبیعی

کاهش بارش و افزایش تبخیر و تعرق باعث کاهش تغذیه و افزایش افت سطح و کیفیت آب می‌شود. از سوی دیگر در مناطق نیمه‌خشک، رخداد بارش‌های سنگین سبب تغذیه‌ی منابع آب زیرزمینی می‌شود. در حالی که در نواحی مرطوب، این مسأله می‌تواند نرخ تغذیه را کاهش دهد، زیرا بیشتر آب بارندگی به دلیل اشباع بودن زمین از دست

می‌رود (Klove et al., 2013). از عوامل اصلی کنترل کننده ترکیب آب‌های زیرزمینی، خواص سنگ‌شناسی و کانی‌شناسی سنگ‌های مسیر عبور آب است، به این معنی که انحلال کانی‌های موجود در سنگ‌های مسیر سبب تمرکز مقادیر بالایی از عناصر تشکیل دهنده سنگ‌ها در آب می‌شود (Yuce et al., 2009). با حرکت آب زیرزمینی در طول مسیر خود در زیر سطح زمین، غلظت گونه‌های شیمیایی در آب افزایش می‌یابد (Aghazadeh and Moghaddam, 2010). در نتیجه می‌توان چنین نتیجه گرفت اصلی‌ترین عامل کنترل کننده ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی سنگ‌شناسی آبخوان است.

به طور کلی کیفیت آب‌های زیرزمینی آبخوان‌های کربناته بسیار بهتر از سازندهای تبخیری است و میزان املاح محلول آب‌های عبوری از سازندهای کربناته کمتر است. اگر مدت زمان تماس آب با سازندهای حاوی سنگ‌های آذرین زیاد باشد، این سازندها می‌توانند بر ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی مؤثر باشند. کیفیت آب‌های عبوری از سنگ‌های دگرگونی و آذرین بسیار خوب بوده، ولی گاهی اوقات یون‌های خاصی مانند فلوئور و اورانیوم را وارد ترکیب آب‌های زیرزمینی می‌کنند.

۲-۲-۲- عوامل انسان‌زاد (غیرطبیعی)

فعالیت‌های انسانی که منجر به آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌شوند دارای طیف وسیعی است که به صورت موردی عبارتند از: فعالیت‌های کشاورزی، فعالیت‌های صنعتی و شهرسازی که مورد اخیر خود شامل موارد بسیاری از قبیل نشت از چاه‌های فاضلاب، آلودگی ناشی از روان آب‌های جاری شده، نشت از مخازن نگهداری سوخت‌های فسیلی، نشت شیرابه از محل دفن زباله، تخریب و فساد لوله‌های توزیع آب و شبکه آبرسانی و هم چنین پمپاژ بیش از حد از منابع آب زیرزمینی است. در بیشتر موارد دو یا چند عامل با هم باعث تغییر خصوصیات آب و تنزل کیفی آن می‌شوند.

۲-۲-۱-۲ فعالیت‌های کشاورزی

یکی از مهمترین منابع آلودگی آب‌های زیرزمینی فعالیت‌های کشاورزی است. از منابع آلودگی آب در بخش کشاورزی عبارتند از: ورود کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها، کودهای آلی و آب برگشتی کشاورزی به داخل آبخوان‌های که علاوه بر آلوده کردن این منابع باعث تغییر ترکیب شیمیایی آنها نیز می‌شود.

الف- کودهای کشاورزی

کودهای مورد استفاده در کشاورزی می‌توانند معدنی یا آلی باشند. کودهای معدنی دارای اهمیت بیشتری هستند. بکارگیری این کودها می‌تواند مواد و ترکیباتی همچون پتاسیم، کلسیم، کلرید، نیتрат، فسفات و مواد معدنی دیگری مانند منیزیم، سولفات و فلزاتی مانند کبالت، مولیبدن و مس در اثر آبشویی خاک به ترکیب آب زیرزمینی اضافه کند (Zaporozhec, 2004). نیترات یکی از فراوان‌ترین آنیون‌ها در آب‌های زیرزمینی آلوده است (Pang et al., 2012)، به نحوی که وجود نیترات در آب زیرزمینی به عنوان یک شاخص کیفی منابع آب مطرح می‌شود (Yun et al., 2013). نفوذ نیترات به آب‌های زیرزمینی از طریق زمین‌های کشاورزی یک مشکل مهم زیست محیطی است. مسمومیت با نیترات در دوزهای بالا سبب ایجاد مشکلات قلبی عروقی شده و در دوزهای پایین نیز سبب بیماری متهموگلوبینا می‌گردد. استفاده طولانی مدت از آب‌های آشامیدنی دارای نیترات با غلظت ۲ تا ۴ میلی‌گرم در لیتر می‌تواند باعث ابتلا به بیماری‌هایی چون سرطان مثانه و تخمدان در انسان گردد (Canter, 1997).

ب- آفت‌کش‌ها

آفت‌کش‌ها ترکیبات شیمیایی-ارگانیکی هستند که برای نابود ساختن و کنترل جمعیت انواع آفت‌ها از قبیل حشرات، علف‌های هرز، قارچ‌های مضر مورد استفاده می‌شود. آفت‌کش‌ها براساس میزان ماندگاری و سمیت آنها به دو دسته نرم و سخت تقسیم‌بندی می‌شوند. بسیاری از این آفت‌کش‌ها با ورود به محیط‌زیست اثرات زیان باری را بر آن می‌گذارند، چرا که میزان پایداری برخی از آنها در محیط بسیار طولانی است. بیشترین نگرانی انسان در

ارتباط با خطر آلودگی آفت‌کش‌ها مربوط به ورود آفت‌کش‌ها به آب‌های سطحی و زیرزمینی است. فعالیت‌های کشاورزی باعث ورود حداقل ۷۶ آفت‌کش، به آب‌های سطحی و ۴۶ آفت‌کش، به آب‌های زیرزمینی می‌شود (دهداری‌فر و همکاران، ۱۳۹۲).

از میان انواع مختلف سموم آفت‌کش، علف‌کش‌ها به دلیل تحرک بالا، بیش از قارچ‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها احتمال حضور در آب‌های زیرزمینی را دارند. هم‌چنین حشره‌کش‌های کلردار بیشترین ماندگاری را در محیط زیست دارا هستند و لذا برای محیط زیست بسیار خطرناک می‌باشند. آفت‌کش‌ها معمولاً در سفره‌های کم عمق بیشتر از سفره‌های عمیق دیده می‌شوند. در خاک‌های شنی آفت‌کش‌ها به علت جذب ضعیف‌تر میل به حرکت آزادانه دارند (Land and water Number12, 1989).

ج- اثر آبیاری غیراصولی در نواحی کشاورزی بر کیفیت آب

آبیاری مزارع کشاورزی با آب‌های شور در مدت زمان طولانی باعث تشکیل لایه‌های نمک در سطح پروفیل خاک می‌شود که آبشویی این نمک‌ها به آب‌های زیرزمینی باعث آلودگی این منابع می‌گردد.

۲-۲-۲-۲- معدن‌کاری

سنگ‌ها باطله‌ای که در اطراف معادن انباشته می‌شوند حاوی مواد واکنش‌دهنده‌ای هستند که تمایل به اکسید شدن در حضور اکسیژن محیط، آزادسازی فلزات سمی و تولید اسید دارند. همه این موارد، منبعی از مواد آلاینده برای محیط‌زیست از جمله آلودگی آب‌های زیرزمینی یک منطقه، محسوب می‌شوند. تأثیر باطله‌های معدنی بر کیفیت آب به کانی‌شناسی باطله و سنگ میزبان، شرایط آب و هوایی، اندازه دانه‌های تشکیل‌دهنده باطله و هم‌چنین به نوع فعالیت معدنکاری (رو باز یا زیرزمینی) بستگی دارد (Lottermoser, 2002). به طور کلی باطله‌های معادن سولفیدی، معادن مس پورفیری و یا معادن زغال‌سنگ به علت داشتن کانی‌های چون پیریت و یا سایر کانی‌های سولفیدی و در نتیجه تشکیل زهاب اسیدی بیشترین تأثیر را بر روی کیفیت منابع آب زیرزمینی باقی می‌گذارند.

۲-۲-۳- مواد زائد شهری و صنعتی

مواد زائد یا پسماندهای شهری و صنعتی از جمله عوامل آلوده کننده آب های زیرزمینی هستند. در مناطق شهری، رواناب جاری شده بر روی سطح خیابان ها و معابر معمولاً دارای غلظت بالایی از سرب، روی، نیکل و کادمیوم هستند که در نهایت به داخل سیستم های آب های سطحی و زیرزمینی تخلیه می شوند (Zaporozec, 2004).

۲-۳- مروری کوتاه بر مطالعات انجام شده در رابطه با کیفیت آب زیرزمینی

به منظور بررسی کیفیت آب زیرزمینی مطالعاتی در سطح جهان و ایران انجام شده است که در این بخش به برخی از آنها پرداخته می شود:

۲-۳-۱- مطالعات انجام شده در جهان

بررسی هیدروشیمیایی آب های زیرزمینی در منطقه برکشایر انگلستان نشان داد که منابع آب زیرزمینی منطقه، به شدت تحت تأثیر رخنمون های تبخیری (گچ) موجود در منطقه قرار دارد (Edmunds et al., 2002).

کاس و همکاران (Kass et al., 2005) با مطالعه آبخوان های کم عمق ساحلی شرق دریای مدیترانه، به این نتیجه رسیدند که شیمی آب در این آبخوان ها، تحت تأثیر فعالیت های کشاورزی، بسیار متغیر است و ترکیب آب در این نواحی توسط فرآیند آبیاری کنترل می شود.

ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در آبخوان ماسه ای در کاپاس ایسلند نشان داد که شیمی آب های زیرزمینی تحت تأثیر بارش، هوازدگی شیمیایی، انحلال کربنات و فرآیند تبادل یونی است (Isa et al., 2012).

نتایج به دست آمده از مطالعه آبخوان گوارانی در برزیل نشان داده، شیمی آب زیرزمینی توسط زمین شناسی منطقه کنترل می شود و اختلاط آبخوان های عمیق و نیمه عمیق از جمله فرآیندهای مؤثر بر غلظت فلوئور است (Marimon et al., 2013).

به منظور بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی در یک منطقه در عمان ۱۱ نمونه آب زیرزمینی برداشت شد. کلیه پارامترهای فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که شیمی آب در منطقه تا حد زیادی توسط انحلال سنگ‌ها و بارش کنترل می‌شود (Rajmohan et al., 2004).

نتایج حاصل از مطالعه منابع آب زیرزمینی شهرستان هوانیتا در چین نشان داد که در مناطقی که گیاهان دارای رشد سریع‌تر هستند، غلظت بالای نیترات دیده می‌شود ولی در مناطقی که درختان ریشه‌های عمیق‌تری دارند قادر به جذب نیترات خاک هستند و در نتیجه آلودگی نیترات کاهش یافته است (Chen et al., 2010).

بررسی آلودگی آفت‌کش‌ها در منابع آب زیرزمینی شمال ایتالیا نشان داد که ۵۰ درصد نمونه‌ها حاوی مهم‌ترین علف‌کش‌ها یعنی آترازین، تربوتیلازین، متولاکلور، و متابولیک‌های ناشی از آنها می‌باشند که غلظت‌هایی بیشتری نسبت به غلظت‌های اولیه‌ی خود نشان می‌دهند (Guzzella et al., 2006).

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

رمیژر و همکاران (Rozemeijer et al., 2009) با مطالعه‌ی تأثیر تغییرات موقتی آب‌وهوا بر غلظت نیترات آبخوان‌های کم‌عمق، به این نتیجه رسیدند که مقدار نیترات در آب زیرزمینی تحت تأثیر نوسانات بارش و تغذیه‌ی آبخوان قرار دارد.

به منظور بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی در شهر قونیه (ترکیه) تعداد ۱۳۹ نمونه آب زیرزمینی برداشت شد، نتایج نشان داد که فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی دلیل اصلی افزایش نیترات در این منطقه بوده است (Nas and brektay, 2006).

در مطالعه‌ای که در منطقه بوردور ترکیه انجام شد، فرآیندهای هیدروژئوشیمی کنترل‌کننده شیمی آب‌های زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفت است. نتایج نشان داد که هوازدگی کربنات در فصل خشک و هوازدگی سیلیکات

در فصل تر از جمله فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی تأثیرگذار بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه است (Davarz, 2013).

در مطالعه‌ای که بر روی آب‌های زیرزمینی در مکزیک انجام شد، تعدادی ۳۰۰ نمونه بین سال‌های ۱۹۸۱-۲۰۰۹ جمع‌آوری شد. تیپ آب منطقه بی‌کربناته و سولفات و رخساره آن کلسیک و سدیک تعیین گردید. همچنین مشخص شد کیفیت آب در منطقه تخلیه نسبت به منطقه تغذیه پایین‌تر است. نتایج نشان داد که منابع آلودگی در منطقه شامل فاضلاب‌های شهری و صنعتی، محل‌های دفن زباله و فعالیت‌های کشاورزی است (Pursel et al., 2009).

۲-۳-۲- مطالعات انجام شده در ایران

تاکنون مطالعاتی زیادی در رابطه با کیفیت آب‌های زیرزمینی در ایران انجام شده که در زیر به برخی از آن‌ها اشاره می‌شود.

بر اساس مطالعات چیت‌سازان و همکاران (۱۳۸۶) بر روی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت گتوند مشخص شد که مهم‌ترین عامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی در دشت گتوند سازندهای زمین‌شناسی و لیتولوژی است.

بررسی اثرات سازندهای زمین‌شناسی بر کیفیت آب زیرزمینی دشت ایوان در استان ایلام نشان داد که در مناطقی با گسترش بالای از آهک‌های آسماری، نوع آب زیرزمینی بی‌کربنات کلسیمی است، ولی با افزایش طول مسیر جریان آب و تماس آن با سازند گچساران در بخش‌های غربی دشت میزان هدایت الکتریکی و غلظت یون‌هایی مانند سولفات، افزایش می‌یابد و نوع آب به صورت سولفات کلسیمی تبدیل می‌شود (کریمی و پریزاد ۱۳۸۹).

بر اساس نتایج شیمیایی نمونه‌های آب گرفته شده از مخزن کارستی بنگستان واقع در شمال شهر خرم‌آباد، آب این منبع از نظر شرب جزء آب‌های خوب محسوب می‌شود و از نظر کیفیت نسبت به مخزن کارستی آسماری از وضعیت بسیار بهتری برخوردار می‌باشد. در واقع سازند تبخیری گروه فارس به عنوان یک سازند تخریب‌کننده کیفیت منابع آب‌های کارستی منطقه به حساب می‌آید (بهاروند و همکاران ۱۳۸۶).

مطالعاتی که بر روی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب در سازندهای سخت شیرکوه یزد توسط زارع و همکاران (۱۳۸۶) انجام گرفت نشان داد، که تیپ آب در نزدیکی سازندهای آذرین، بی‌کربناته کلسیمی و کلسیمی است که در اثر انحلال کانی‌هایی چون فلدسپات کلسیم‌دار ایجاد شده‌اند.

در منطقه ماکو در شمال غربی ایران که دارای آبخوان‌های با سنگ بستر بازالتی است غلظت یون بی‌کربنات بیشتر از یون‌های کلر و سولفات است، تیپ آب زیرزمینی در این منطقه بیشتر بی‌کربناته کلسیمی و منیزیمی است. غلظت یون فلوئور در آب این مناطق بالاتر از مقدار مجاز برای آشامیدن است (اصغری مقدم و همکاران، ۲۰۰۶). شمعانیان و همکاران (۱۳۸۴) با استفاده از GIS کیفیت آبهای زیرزمینی و احتمال آسیب‌پذیری آن به منابع آلودگی در حوزه آبریز گرگان‌رود- قره‌سو را ارزیابی کرده و مهم‌ترین آلاینده و منبع آلودگی را در این منطقه به ترتیب SO_4 , Cl و فعالیت‌های کشاورزی معرفی کردند.

مطالعاتی که بر روی زمین‌های کشاورزی همدان بر روی آبشویی نترات انجام شد نشان داد که، منابع اصلی نترات در آب زیرزمینی کود شیمیایی، فضولات حیوانی و نیتروژن آلی خاک است (Jalali, 2005).

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

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

مر و اسماعیلی (۲۰۱۰)، با مطالعه بر روی کیفیت آب زیرزمینی استان اصفهان به این نتیجه رسیدند که اقلیم، سنگ‌شناسی و زمان ماندگاری مهم‌ترین عوامل کنترل‌کننده‌ی شیمی آب زیرزمینی در این منطقه هستند.

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

فصل سوم

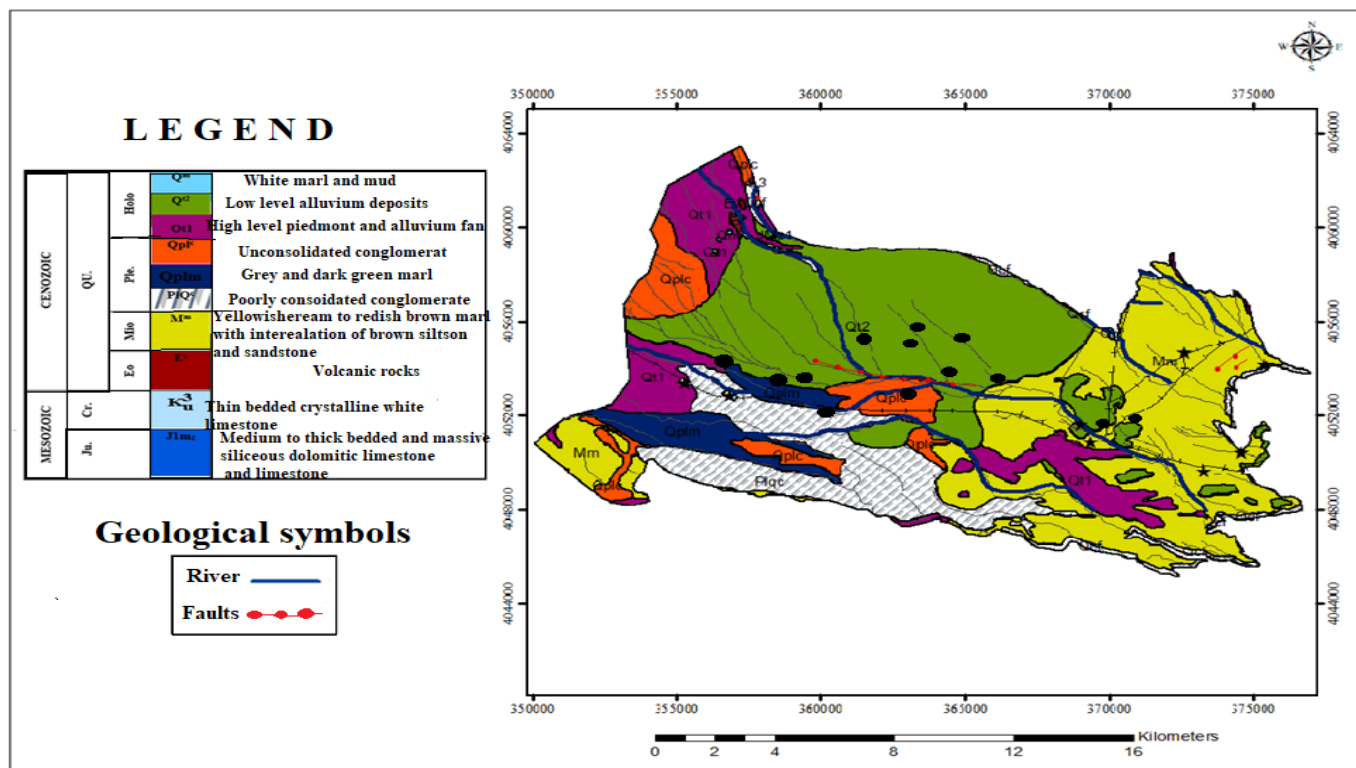
روش انجام پژوهش

۳-۱- مقدمه

در این تحقیق، برای بررسی هیدروژئوشیمیایی زیست محیطی منابع آب دشت مزج و جیلان، ابتدا کلیه اطلاعات موجود (شامل نقشه‌ها، گزارش‌ها، ...) مرتبط با منطقه مورد مطالعه، جمع‌آوری گردید. پس از اطلاع نسبی از شرایط هیدروژئولوژیکی و زمین‌شناختی آبخوان اصلی دشت و همچنین وجود یا فقدان منابع انسان‌زاد، نمونه‌برداری از چاه‌های منطقه انجام گردید. اندازه‌گیری برخی خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌ها آب، غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و همچنین غلظت نیتрат به روش‌های استاندارد انجام گرفت. در انتها بر اساس اطلاعات زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی منطقه و همچنین استفاده از روش‌های آماری و گرافیکی نتایج به دست آمده مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

۳-۲- نمونه‌برداری

نمونه‌برداری از منابع آب زیرزمینی دشت مزج و جیلان در تیرماه ۱۳۹۶ طی ۲ روز از ۱۳ حلقه در منطقه انجام گرفت. مختصات نقاط نمونه‌برداری در جدول (۳-۱) و شکل (۳-۱) آورده شده است. در محل هر چاه، ۲ بطری یک لیتری نمونه برداشت شد، که بعد از شستشو با همان آب پر گردیدند. یکی از دو نمونه برداشت شده نیز برای اندازه‌گیری غلظت نیترات در نظر گرفته شد که به منظور جلوگیری از تأثیر نور و تغییر شرایط آنها، به وسیله پلاستیک سیاه پوشانده شدند. روش انجام نمونه‌برداری به گونه‌ای بود که در محل هر چاه، دو بطری یک لیتری نمونه نیم ساعت پس از پمپاژ چاه برداشته شد. برای نمونه‌برداری آب از بطری‌های پلی‌اتیلن تمیز استفاده شد. قبل از نمونه‌برداری ابتدا ظروف دو بار از آب چاه مورد نظر پر و خالی شده و سپس نمونه برداشت گردید. در شکل‌های ۳-۲ و ۳-۳ نمونه‌هایی از نقاط نمونه‌برداری از چاه‌های منطقه آورده شده است.



شکل ۱-۳- موقعیت نقاط نمونه برداری از منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

جدول ۱-۳- مختصات چاه های نمونه برداری شده در دشت مزج- جیلان

مختصات چاه		نوع کاربری	نام چاه	شماره نمونه
UTMY	UTMX			
۴۰۵۳۴۵۱	۳۵۸۶۳۴	کشاورزی	چاه جعفر	W1
۴۵۵۲۱۰۰	۳۶۰۱۷۷	کشاورزی	شرکت زراعی شماره ۴	W2
۴۰۵۳۵۵۹	۳۵۹۵۵۵	کشاورزی	شرکت زراعی شماره ۲	W3
۴۰۵۴۶۰۳	۳۶۱۶۵۹	کشاورزی	فلاح	W4
۴۰۵۴۳۶۰	۳۶۳۳۹۴	کشاورزی	مسلمی	W5
۴۰۵۵۰۹۳	۳۶۳۸۰۴	کشاورزی	ابوالقاسمی	W6
۴۰۵۳۸۴۹	۳۶۴۵۰۴	کشاورزی	چاه شماره ۷	W7
۴۰۵۵۱۳۴	۳۶۵۰۹۶	کشاورزی	شهید بهشتی ۱	W8
۴۰۵۳۵۱۶	۳۶۶۰۸۹	کشاورزی	چاه ورودی جیلان	W9
۴۰۵۱۴۸۷	۳۶۹۷۶۱	کشاورزی	چاه شماره ۱۰	W10
۴۰۵۱۶۵۷	۳۷۰۷۵۸	کشاورزی	قنات جیلان	W11
۴۰۵۲۷۶۷	۳۶۲۷۷۳	کشاورزی	منافی	W12
۴۰۵۴۲۵۸	۳۵۶۴۳۶	کشاورزی	شاه علی	W13



شکل ۳-۲- نمونه برداری از چاه کشاورزی در دشت مزج- جیلان



شکل ۳-۳- نمونه برداری از چاه کشاورزی در دشت مزج- جیلان

۳-۳-اندازه‌گیری خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

۳-۳-۱- اندازه‌گیری pH و EC نمونه‌ها

pH آب در حقیقت میزان اسیدی یا قلیایی بودن یک نمونه آب را نشان می‌دهد. این پارامتر نقش تعیین‌کننده‌ای در کنترل ظرفیت بافرکنندگی آب و همچنین میزان ته‌نشست یا انحلال عناصر دارد. pH نمونه‌های آب به وسیله یک دستگاه EC-pH (مدل YK-2001CT) با دقت 0.01 در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری گردید (شکل ۳-۴).

رسانایی الکتریکی آب یا EC نشان‌دهنده توانایی آب در انتقال جریان الکتریکی است. رسانایی الکتریکی رابطه مستقیمی با TDS و املاح محلول در آب دارد. اندازه‌گیری EC نمونه‌های آب به وسیله یک دستگاه EC-pH (مدل YK-2001CT) با دقت 0.01 در محل نمونه‌برداری انجام گرفت (شکل ۳-۴).



شکل ۳-۴- اندازه‌گیری EC و pH نمونه‌های آب در محل نمونه‌برداری

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

آب در طبیعت به دلیل داشتن حلالیت بالای همواره دارای ناخالصی است. ناخالصی‌های آب را به سه دسته یون‌های حل‌شده (کاتیون‌ها و آنیون‌ها)، گازهای حل‌شده (اکسیژن، دی‌اکسید کربن، ...)، مواد کلوئیدی و معلق (گل و لای، باکتری‌ها، ...) دسته بندی می‌کنند. در این مطالعه اندازه‌گیری غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی نمونه‌های آب در آزمایشگاه آب‌شناسی و زیست‌محیطی دانشگاه صنعتی شاهرود انجام گرفت. تعیین غلظت یون نیترات نیز در آزمایشگاه پارک علم و فناوری شاهرود انجام شد. در جدول (۲-۳) روش‌های مورد استفاده در اندازه‌گیری یون‌ها آورده شده است که در زیر شرح مختصری از آنها آورده می‌شود.

جدول ۲-۳- روش اندازه‌گیری یون‌های اصلی

ردیف	پارامتر	روش اندازه‌گیری
۱	سدیم	نورسنج شعله‌ای
۲	کلسیم	تیتراسیون با EDTA
۳	منیزیم	تیتراسیون با EDTA
۴	پتاسیم	نورسنج شعله‌ای
۵	سولفات	طیف‌سنج نوری
۶	کلر	تیتراسیون با نقره
۷	بی‌کربنات	تیتراسیون با اسیدسولفوریک
۸	نیترات	طیف سنج نوری

۳-۳-۳-۱- روش تعیین غلظت سدیم و پتاسیم

غلظت سدیم و پتاسیم توسط دستگاه نورسنج شعله‌ای اندازه‌گیری شد. برخی از نمونه‌ها با توجه به مقادیر بالای EC و سختی نیاز به رقیق‌سازی داشتند. سپس نمونه شاهد در دستگاه قرار گرفت و در نهایت غلظت سدیم در نمونه اصلی قرائت گردید.

۳-۳-۲- روش تعیین مجموع غلظت کلسیم و منیزیم

برای اندازه‌گیری مقدار کلسیم و منیزیم دو بخش از نمونه آب را انتخاب کرده و برای یک بخش مجموع کلسیم و منیزیم را تعیین کرده و برای بخش دوم فقط غلظت کلسیم تعیین گردید. از اختلاف این دو بخش می‌توان مقدار منیزیم را تعیین کرد. برای اندازه‌گیری غلظت یون کلسیم به ۲۵ میلی‌لیتر نمونه آب، ۲ میلی‌لیتر هیدروکسید سدیم (NaOH) ۴ نرمال و ۰/۵ گرم پودر مورکسید ($C_8H_8N_6O_6$) افزوده شد. سپس این محلول را با EDTA ۰/۲۵ نرمال تا زمانی که رنگ صورتی محلول به بنفش تغییر کند تیترا گردید.

۳-۳-۳- روش تعیین غلظت کلر

برای اندازه‌گیری غلظت کلر از روش تیتراسیون استفاده شد (شکل ۳-۷). در این روش ابتدا یون کلر را با یون نقره ترکیب کرده و نمک حاصل از این ترکیب در آب رسوب نمود. شناساگر این آزمایش کرومات پتاسیم است که پس از ترکیب با یون نقره اضافی تولید رسوب کرومات نقره می‌کند که رنگ قرمز آجری در محلول ایجاد می‌کند.

۳-۳-۴- روش تعیین غلظت نیتрат

برای اندازه‌گیری غلظت یون‌های نیترات و سولفات از دستگاه طیف‌سنج نوری استفاده شد. اساس کار این دستگاه به گونه‌ای است که برای هر نمونه، نیاز به یک نمونه شاهد (آب مقطر) است. سپس به نمونه مورد نظر محلول استوک نیترات و اسید کلریدریک یک نرمال به پارامتر مورد اندازه‌گیری اضافه شد. آنگاه نمونه شاهد در دستگاه قرار گرفت. اندازه‌گیری یون نیترات در آزمایشگاه پارک علم و فن‌آوری انجام گردید.



شکل ۳-۵- انجام روش نیتراسیون در آزمایشگاه



شکل ۳-۶- دستگاه نورسنج شعله‌ای مورد استفاده در آزمایشگاه

۳-۳-۵- روش تعیین غلظت سولفات

برای تعیین غلظت یون سولفات از معرف حاوی ۱۰ میلی لیتر محلول اسیدی نمک طعام، ۱۰ میلی لیتر گلیسرین و ۰/۲ گرم باریم کلرید استفاده شد. برخی نمونه‌ها با توجه به مقدار بالای EC داشتند.

۳-۴- ارزیابی دقت نتایج آنالیزهای شیمیایی

با توجه به اینکه آب محلولی خنثی است بنابراین، مجموع آنیون‌ها و کاتیون‌ها (برحسب میلی‌اکی والان بر لیتر) در آن برابر است، درصد خطای اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌ها برای هر نمونه آب از طریق رابطه (۳-۱) محاسبه می‌شود (Ravikumar and Somashekar, 2011):

$$E = \left| \frac{\sum cations - \sum anions}{\sum cations + \sum anions} \right| \times 100 \quad \text{رابطه (۳-۱)}$$

در این رابطه مقادیر کاتیون‌ها و آنیون‌ها بر حسب meq/l و E درصد خطا را نشان می‌دهد. اگر خطا کمتر از ۱۰ درصد باشد میزان خطا قابل قبول است. در این مطالعه درصد خطای آنالیز نمونه‌ها کمتر از ۱۰ می‌باشد.

۳-۵- نرم‌افزارها و برنامه‌های کاربردی مورد استفاده در تحلیل داده‌ها

مهم‌ترین نرم‌افزارهای مورد استفاده در این تحقیق عبارتند از: ARCGIS (برای رسم نقشه زمین‌شناسی رقومی شده)، AQQA (برای رسم نمودار پایپر)، برنامه PHREEQC (برای محاسبه شاخص‌های اشباع‌شدگی) و نرم‌افزار Diagrammes (برای رسم نمودار ویلکاکس). برای انجام تحلیل‌ها و تفسیرهای آماری نیز از برنامه‌های SPSS و MS EXECL 2017 استفاده شد.

۳-۵-۱- روش‌های آماری چند متغیره در تحلیل داده‌ها

روش همبستگی پیرسون و روش خوشه‌بندی از بین روش‌های مختلف آماری برای تجزیه و تحلیل داده‌ها استفاده شد.

۳-۵-۱-۱- ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coneffcient)

این همبستگی برای نشان دادن درجه و یا شدت رابطه خطی بین دو متغیر و میزان معنادار بودن این رابطه استفاده می‌شود. ضریب همبستگی را با r نشان می‌دهند که همواره عددی بین -1 و $+1$ است. اگر رابطه بین دو متغیر قوی و منفی باشد r به -1 نزدیک است و اگر r به $+1$ نزدیک باشد به معنای رابطه مثبت و قوی بین متغیرها است. نزدیک شدن به صفر رابطه خطی ضعیف بین دو متغیر را نشان می‌دهد. ضریب همبستگی پیرسون برای متغیرهایی به کار می‌رود که دارای توزیع نرمال هستند.

۳-۵-۱-۲- تحلیل خوشه‌ای سلسه‌مراتبی (Hierarchical Cluster Analysis)

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

فصل چهارم

هیدروشیمی منابع آب زیرزمینی دشت

مزج - جیلان

۴-۱- مقدمه

در این فصل به بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان پرداخته می‌شود. برای این منظور از تکنیک‌های مختلفی مانند بررسی رابطه بین متغیرهای هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های آب، رسم نقشه توزیع یون‌های اصلی، محاسبه نسبت‌های یونی و شاخص اشباع‌شدگی، تعیین تیپ و رخساره نمونه‌های آب استفاده شد.

۴-۲- ارزیابی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

در این بخش مهم‌ترین خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب دشت مزج- جیلان (شامل EC, pH)، و پارامترهای کیفی آب شامل (TDS و سختی کل) و همچنین غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد. میزان هریک از این پارامترها در (جدول ۴-۱) آورده شده است.

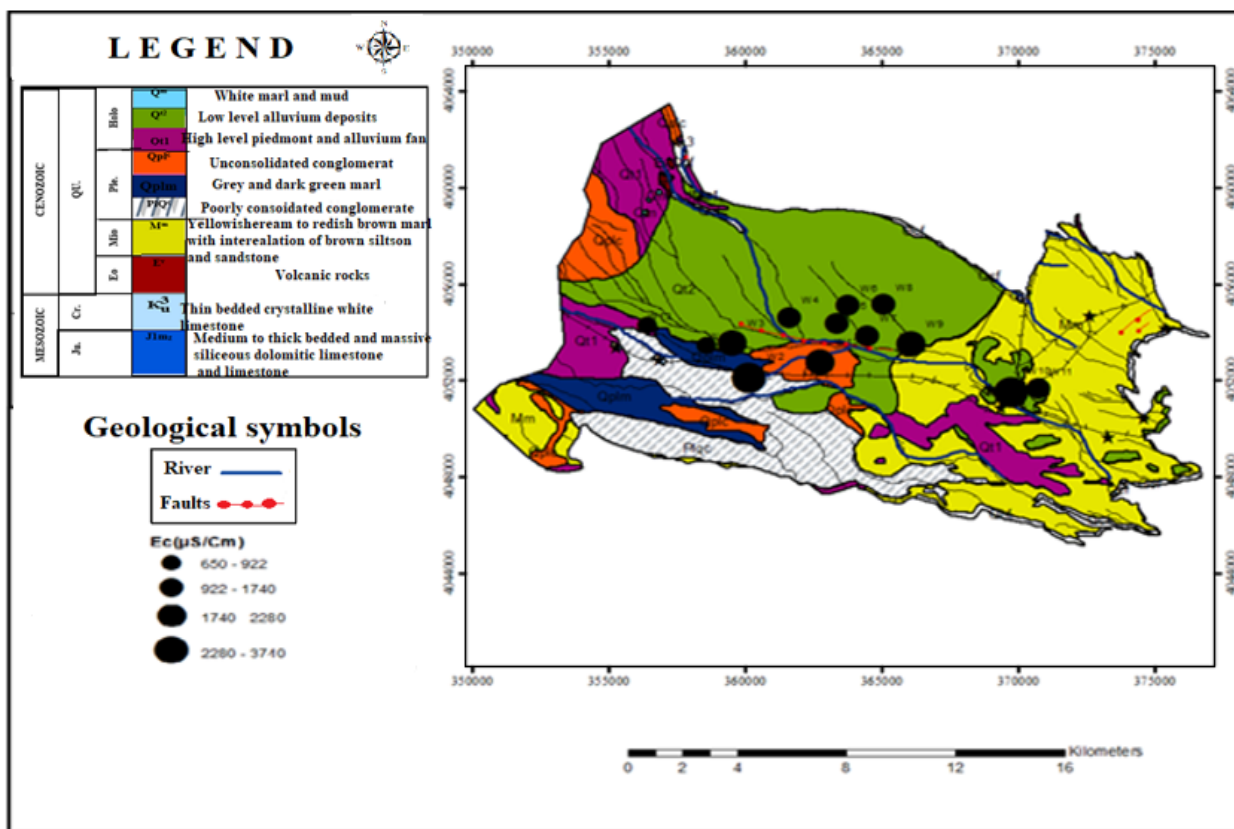
جدول ۴-۱- غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب مورد مطالعه

شماره نمونه	Ca ²⁺ (mg/L)	K ⁺ (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 (mg/L)	pH	Error %
W ₁	۱۱۴/۰۰	۲/۰۰	۳۲/۴	۴۱/۱۷	۲۰۷/۴۰	۹۱/۰۰	۲۶۴/۰۰	۹۲۲/۰۰	۵۰۷/۱۰	۴۱۷/۸۴	۷/۴۳	۶/۰۰
W ₂	۲۲۰/۰۰	۴/۴۰	۱۸۰/۰۰	۳۹۱/۰۰	۱۳۴/۲۰	۱۳۳۰/۰۰	۵۶۳/۵۲	۳۷۴۰/۰۰	۲۰۵۷/۰۰	۱۲۸۸/۰۰	۷/۰۰	۹/۰۰
W ₃	۱۷۲/۰۰	۳/۲۰	۱۱۶/۴۰	۱۲۰/۹۸	۲۳۱/۸۰	۶۱۲/۵۰	۳۳۲/۶۴	۲۲۸۰/۰۰	۱۲۵۴/۰۰	۹۰۷/۲۴	۷/۹۱	۹/۰۰
W ₄	۱۴۴/۰۰	۳/۰۰	۹۰/۰۰	۸۵/۱۰	۲۳۷/۹۰	۳۰۴/۵۰	۲۸۷/۵۲	۱۵۰۰/۰۰	۸۲۵/۰۰	۷۲۹/۰۰	۷/۲۸	۰/۰۰
W ₅	۱۲۶/۰۰	۲/۸۰	۶۴/۸۰	۸۰/۲۷	۲۶۲/۳۰	۲۷۳/۰۰	۲۸۵/۱۲	۱۳۳۰/۰۰	۷۳۱/۵۰	۵۸۰/۶۸	۷/۱۶	۸/۰۰
W ₆	۱۰۲/۰۰	۳/۸۰	۷۲/۰۰	۸۶/۰۲	۲۱۹/۶۰	۲۳۱/۰۰	۳۳۶/۴۸	۱۱۶۸/۰۰	۶۴۲/۴۰	۵۵۰/۲۰	۷/۱۴	۷/۰۰
W ₇	۱۲۰/۰۰	۱/۲۰	۶۰/۰۰	۱۶۷/۹۰	۱۹۵/۲۰	۴۵۱/۵۰	۲۸۲/۷۲	۱۷۴۰/۰۰	۹۵۷/۰۰	۵۴۶/۰۰	۷/۶۱	۹/۰۰
W ₈	۱۱۴/۰۰	۲/۸۸	۸۶/۴۰	۹۸/۹۰	۲۴۴/۰۰	۲۴۱/۵۰	۳۶۲/۸۸	۱۲۴۰/۰۰	۶۸۲/۰۰	۶۳۹/۲۴	۷/۱۳	۳/۰۰
W ₉	۱۴۴/۰۰	۱/۸۸	۴۸/۰۰	۲۲۵/۴۰	۱۸۹/۱۰	۵۱۴/۵۰	۳۸۶/۸۸	۲۱۲۰/۰۰	۱۱۶۶/۰۰	۵۵۶/۸۰	۷/۲۴	۱۰/۰۰
W ₁₀	۲۱۶/۰۰	۳/۶۰	۱۹۴/۴۰	۳۱۷/۸۶	۱۹۵/۲۰	۹۴۵/۰۰	۶۷۱/۰۴	۳۶۵۰/۰۰	۲۰۰۷/۵۰	۱۳۳۷/۰۴	۷/۵۰	۴/۰۰
W ₁₁	۹۲/۰۰	۳/۴۸	۵۸/۸۰	۱۴۵/۵۹	۱۸۹/۱۰	۲۶۹/۵۰	۳۰۰/۰۰	۱۶۶۵/۰۰	۹۱۵/۷۵	۴۷۱/۰۸	۷/۶۵	۳/۰۰
W ₁₂	۱۷۶/۰۰	۲/۸۸	۱۲۹/۶۰	۱۷۵/۰۳	۱۹۵/۲۰	۹۱۰/۰۰	۱۷۷/۶۰	۲۱۴۰/۰۰	۱۱۷۷/۰۰	۹۷۱/۳۶	۷/۱۱	۹/۰۰
W ₁₃	۶۴/۰۰	۲/۰۰	۴۴/۴۰	۴۶/۴۶	۲۳۷/۹۰	۵۹/۵۰	۱۰۲/۷۲	۶۵۰/۰۰	۳۷۵/۵۰	۳۴۲/۰۴	۷/۰۰	-۷/۰۰
max	۲۲۰/۰۰	۴/۴۰	۱۹۴/۴۰	۳۹۱/۰۰	۲۴۴/۰۰	۹۴۵/۰۰	۶۷۱/۰۴	۳۷۴۰/۰۰	۲۰۵۷/۰۰	۱۳۳۷/۰۴	۷/۹۱	۱۰/۰۰
min	۶۴/۰۰	۱/۲۰	۳۲/۴۰	۹/۸۹	۱۸۹/۱۰	۵۹/۵۰	۲۶۴/۰۰	۶۵۰/۰۰	۳۷۵/۵۰	۳۴۲/۰۴	۷/۰۰	-۷/۰۰
mean	۱۳۸/۷۶	۲/۸۵	۹۰/۵۵	۱۵۲/۴۳	۲۱۰/۶۸	۴۷۹/۰۰	۳۳۴/۸۵	۱۸۵۷/۳۰	۱۰۲۲/۹۰	۷۱۸/۲۰	۷/۳۲	۶/۴۶

۴-۲-۱- پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب

۴-۲-۱-۱- هدایت الکتریکی (EC)

هدایت الکتریکی نشان‌دهنده توانایی رسانایی آب است که به میزان املاح موجود در آب و همچنین دما بستگی دارد (Hounslow, 1995). عواملی از جمله میزان بارش، شیب و سرعت حرکت آب‌های زیرزمینی و خصوصیات سنگ‌شناسی بر میزان قابلیت هدایت الکتریکی آب زیرزمینی تأثیر می‌گذارند (Todd, 1959). با توجه به جدول ۴-۱، میزان هدایت الکتریکی نمونه‌های آب از ۶۵۰ تا ۳۷۴۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر (شکل ۴-۱) تغییر می‌کند. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز هدایت الکتریکی در آب‌های آشامیدنی را ۱۴۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر تعیین نموده است. با توجه به روند عمومی تغییرات هیدروشیمیایی آبخوان می‌توان چنین نتیجه گرفت که نمونه‌هایی که در منطقه تغذیه آبخوان قرار دارند دارای میزان EC کمتری هستند. در بخش میانی آبخوان میزان EC نمونه‌ها بالاتر رفته و در بخش منطقه تخلیه آبخوان EC افزایش یافته است. به عبارت دیگر در جهت حرکت آب زیرزمینی و با افزایش ماندگاری آب در آبخوان بر میزان EC نمونه‌ها افزوده شده است. ضمناً نهشته میوسن در منطقه مورد مطالعه دارای میان لایه‌هایی از ژئپس می‌باشند که می‌تواند بر هدایت الکتریکی برخی از نمونه‌ها به‌ویژه در مناطق میانی دشت اثر گذاشته باشد. بالاترین میزان EC در میان نمونه‌های مورد مطالعه مربوط به نمونه‌های W2, W3, W10 است. هر سه این نمونه‌ها نزدیک به رودخانه فصلی کال شور هستند. علت EC بالای این نمونه‌ها می‌تواند به تغذیه احتمالی آب زیرزمینی توسط کال شور مرتبط باشد.



شکل ۴-۱- تغییرات میزان هدایت الکتریکی (EC) در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

رده‌بندی نمونه‌های آب از نظر میزان EC در جدول ۴-۲ آورده شده است. با توجه به این جدول می‌توان نتیجه گرفت که ۳۰/۷۰ درصد نمونه‌ها در محدوده قابل قبول و ضعیف برای آشامیدن قرار گرفته‌اند. اگر میزان TDS در نمونه آب بیش از ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر باشد، می‌تواند نشان‌دهنده رخداد فرآیندهای همچون انحلال سنگ‌های تبخیری، انحلال کربنات‌ها و یا آلودگی آب باشد (Hounslow, 1995).

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

تعداد نمونه	بازه	رده‌بندی آب	TDS بر حسب (mg/L)
۰	۰-۲۶۶/۲	خیلی خوب	<۳۰۰
۲	۳۷۵/۵-۵۰۷/۱	خوب	۳۰۰-۶۰۰
۴	۶۴۲/۴-۸۲۵	قابل قبول	۶۰۰-۹۰۰
۴	۹۱۵/۷۵-۱۱۷۷	ضعیف	۹۰۰-۱۲۰۰
۳	۱۲۵۴-۲۰۵۷	غیر قابل قبول	>۱۲۰۰

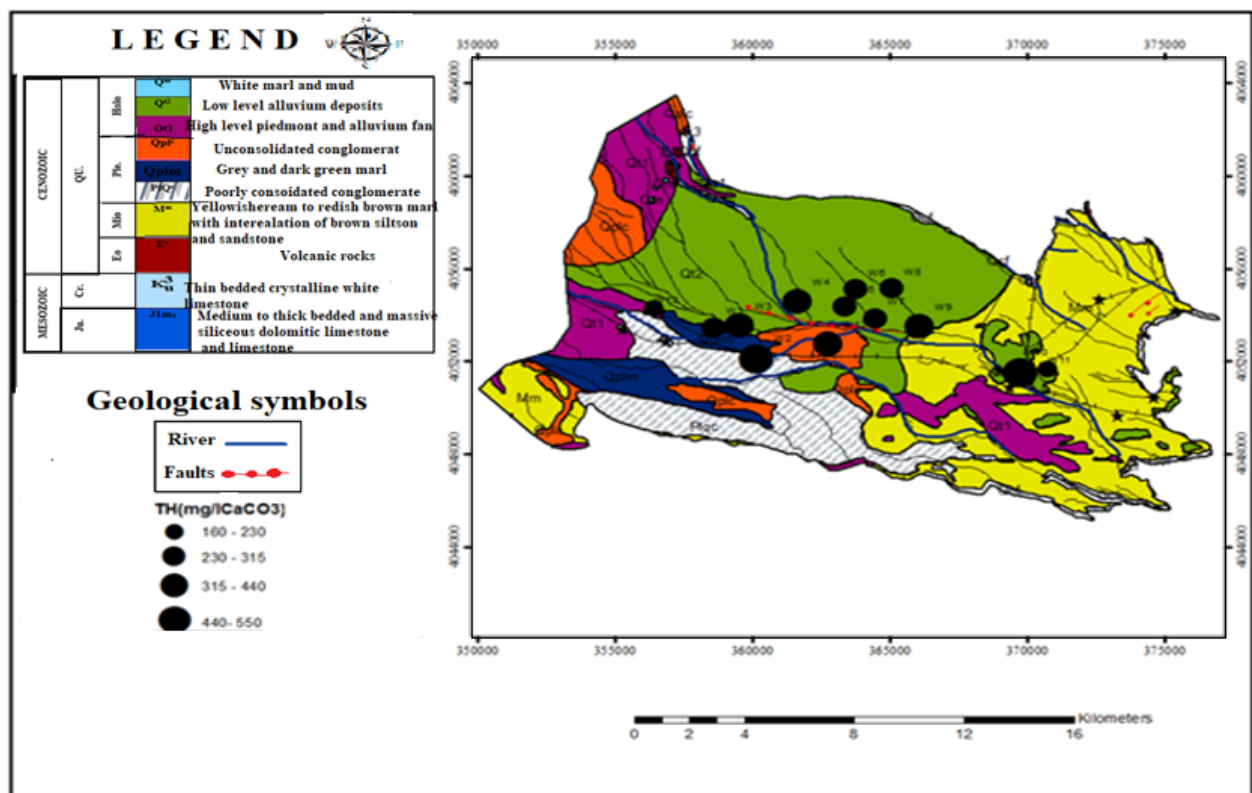
سختی آب به طور کلی به حضور نمک‌های کلسیم و منیزیم در آب مربوط است. سایر فلزات محلول در آب نظیر آهن، مس، روی و سرب نیز در میزان سختی آب مؤثرند ولی چون در آب‌های طبیعی مقادیر این فلزات بسیار اندک است، لذا در محاسبه سختی منظور نمی‌شوند. کاتیون‌های دو ظرفیتی در واکنش با صابون رسوب نموده و آب حاوی این کاتیون‌ها از ایجاد کف صابون جلوگیری می‌نماید.

از نظر مفهومی آب سخت، آبی است که دارای میزان بالایی از دو عنصر کلسیم و منیزیم باشد (Burton and Pitt, 2002). سختی از رابطه (۴-۱) زیر به دست می‌آید که در آن غلظت‌ها بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است:

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

با توجه به نتایج به دست آمده از (جدول ۴-۳) میزان سختی کل برای نمونه‌های مورد مطالعه از ۳۴۲/۰۴ تا ۱۳۳۷/۰۴ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. میانگین میزان سختی نمونه‌های مورد مطالعه ۷۱۸/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. مطلوب‌ترین مقدار سختی و حداکثر مجاز آن برای آشامیدن به ترتیب ۱۰۰ تا ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است که یکی از نمونه‌ها در این محدوده قرار می‌گیرد.

با توجه به (جدول ۴-۳) تمام نمونه‌های مورد مطالعه از نظر سختی در رده خیلی سخت قرار می‌گیرند. همان‌طور که در نقشه تغییرات سختی دیده می‌شود به صورت طبیعی با فاصله گرفتن از منطقه تغذیه آب زیرزمینی و در جهت شیب هیدرولیکی آبخوان، سختی کل افزایش می‌یابد که روند آن تا حد زیادی مشابه تغییرات غلظت کلسیم و منیزیم است (شکل ۴-۲).



شکل ۴-۲- تغییرات سختی کل (TH) در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

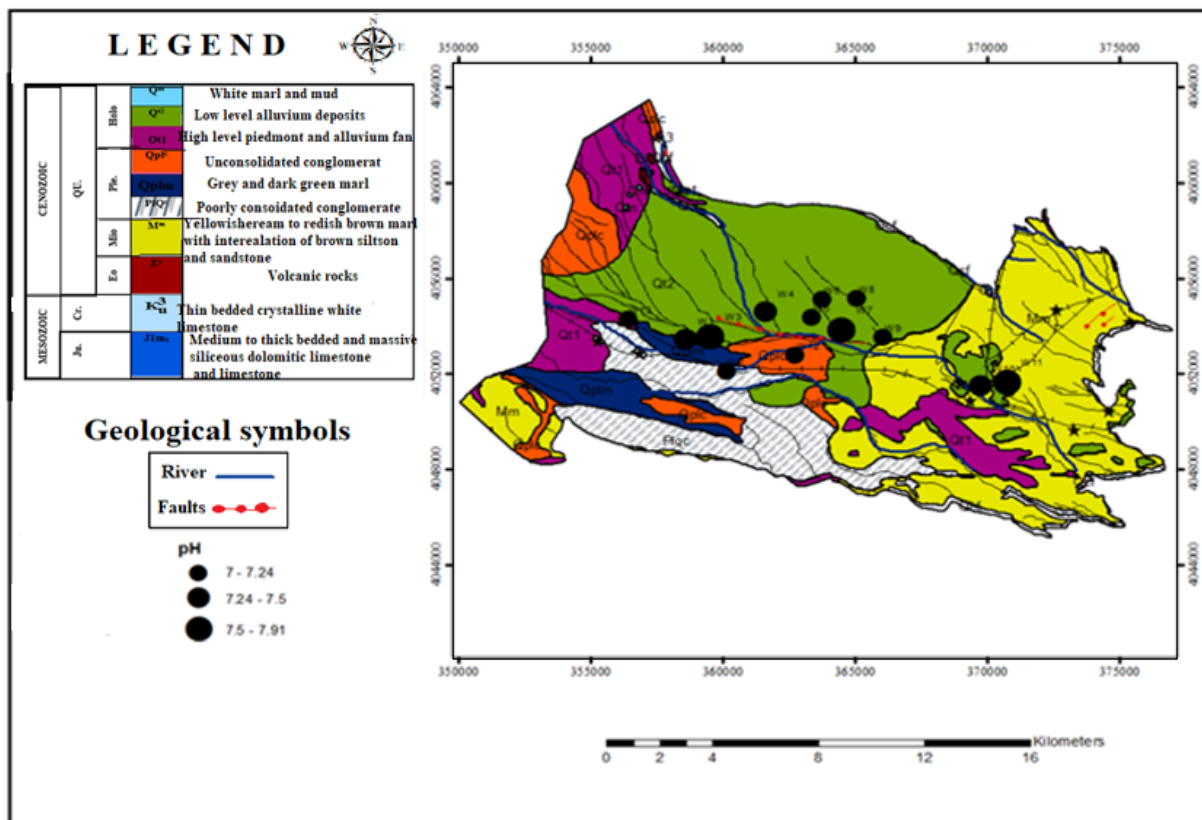
جدول ۴-۳- طبقه‌بندی آب نمونه‌های بر اساس سختی (Todd and Mays, 2005)

تعداد نمونه	بازه	رده‌بندی آب	TH CaCO ₃ (mg/L)
—	—	نرم	<۷۵
—	—	سختی متوسط	۷۵-۱۵۰
—	—	سخت	۱۵۰-۳۰۰
۱۳	۳۴۲/۰۴-۱۳۳۷/۰۴	خیلی سخت	۳۰۰<

شایان ذکر است که با توجه به سولفات و کلرور بودن نمونه‌های آب، سختی آنها از نوع دائم است.

۴-۲-۱-۳ pH نمونه‌های آب

عوامل مختلفی از جمله میزان کربنات، بی‌کربنات محیط، میزان دی‌اکسید کربن و درجه حرارت بر میزان pH آب اثر می‌گذارند. بر اساس نتایج به دست آمده (جدول ۴-۱) و با توجه به (شکل ۴-۳) مقدار pH در آبخوان دشت مزج- جیلان از ۷ تا ۷/۹ تغییر می‌کند. این میزان از pH نشان‌دهنده خنثی تا کمی قلیایی بودن نمونه‌های آب است. تغذیه آبخوان از سازندهای آهکی نظیر سازند روتنه (طبقات متوسط تا ضخیم لایه توده‌ای آهک و آهک دولومیتی به رنگ خاکستری روشن تا تیره) و سازند لار (آهک‌های متوسط تا ضخیم لایه و آهک خاکستری با میان لایه‌های مارنی) عامل ایجاد شرایط خنثی تا کمی قلیایی در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان است.

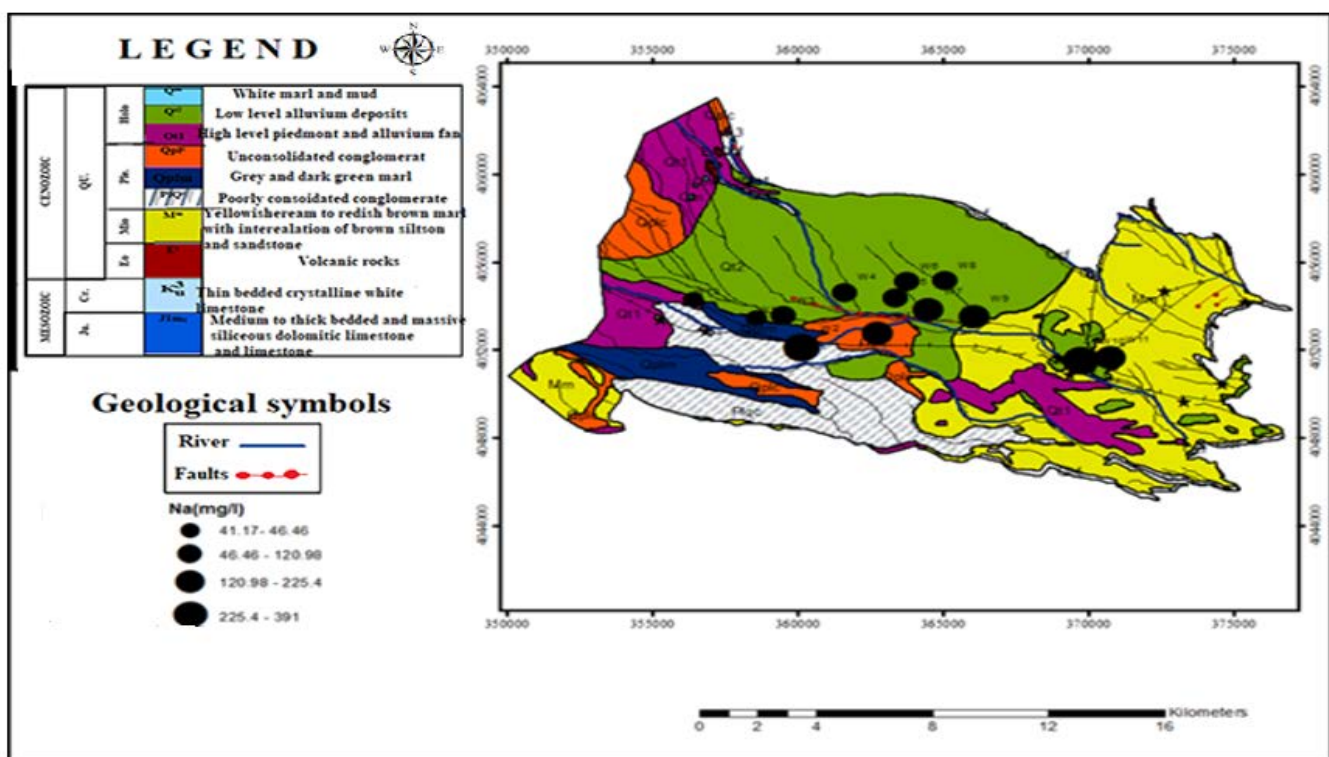


شکل ۴-۳- تغییرات pH در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

۴-۲-۲- تغییرات غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها در نمونه‌های آب

۴-۲-۲-۱- غلظت یون سدیم (Na^+)

یکی از مهم‌ترین یون‌هایی که به صورت طبیعی در آب وجود دارد یون سدیم است. انحلال کانی‌های تبخیری، چشمه‌های آب گرم و انحلال برخی سیلیکات‌های سدیم‌دار و کانی‌های کمیابی چون ناهکولیت منشأ یون سدیم در آب هستند (Hounslow, 1995). سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) حد مجاز سدیم در آب‌های آشامیدنی را ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین کرده است. در نمونه‌های مورد مطالعه در دشت مزج- جیلان بازه غلظت سدیم ۹/۸۹ تا ۳۹۱ میلی‌گرم بر لیتر در تغییر است. با توجه به نقشه پراکندگی یون سدیم (شکل ۴-۴) می‌توان مشاهده کرد که غلظت یون سدیم در جهت حرکت آب زیرزمینی و از منطقه تغذیه به طرف منطقه تخلیه افزایش یافته است.



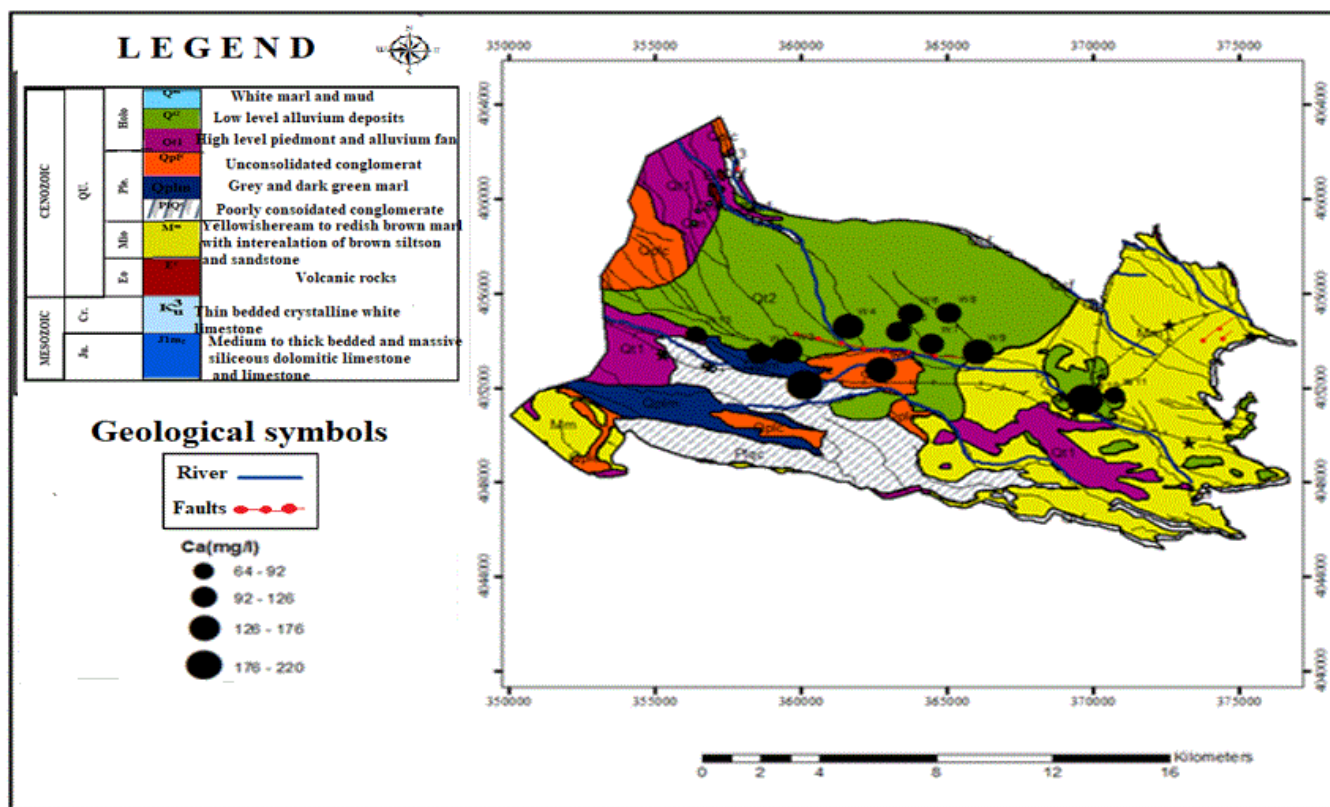
شکل ۴-۴- تغییرات غلظت یون سدیم در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

بیشترین میزان سدیم در نمونه‌های که دارای بیشترین میزان EC و TDS هستند مشاهده می‌شود. به طور کلی برای یون سدیم در دشت مزج- جیلان می‌توان چند منبع اصلی را معرفی کرد؛ یکی انحلال کانی‌های تبخیری (مانند هالیت)، و دیگری تغذیه توسط رود شور (کال شور) که بر میزان غلظت سدیم در نمونه‌های نزدیک به آن افزوده است (نمونه‌های W2, W4, W10) همچنین رخداد احتمالی فرآیند تبادل یونی نیز به علت وجود کانی‌های رسی در آبرفت‌ها می‌تواند تا حدی بر غلظت سدیم اثر گذاشته باشد. با توجه به بافت رسوبات آبرفتی در قسمت میانی دشت این امر تا حدی قابل توجیه است (نمونه‌های W4, W5, W6, W7, W8, W9). افزایش میزان غلظت سدیم در بخش انتهای آبخوان (منطقه تخلیه) به دلیل افزایش زمان ماندگاری آب در آبخوان و انحلال بیشتر کانی‌ها است (نمونه‌های W10, W11).

۴-۲-۲-۲- غلظت یون کلسیم (Ca^{2+})

یون کلسیم به دلیل فراوانی زیاد در بیشتر سنگ‌ها و همچنین انحلال‌پذیری بالا، کم‌وبیش در همه آب‌های زیرزمینی یافت می‌شود (Hem, 1989). به طور عمده به صورت بی‌کربنات و در درجات کمتر به شکل سولفات در آب حضور دارد (Manahan, 2000). یون کلسیم در اکثر فرآیندهای ژئوشیمیایی، عنصر مهم به حساب می‌آید و به همراه یون منیزیم و گاهی یون آهن (II) باعث ایجاد سختی در آب می‌شود (Manahan, 2000). سازمان بهداشت جهانی حد مجاز کلسیم در آب‌های آشامیدنی را ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر تعیین نموده است (WHO, 2011). غلظت یون کلسیم در نمونه‌های مورد مطالعه از ۶۴ تا ۲۲۰ میلی گرم بر لیتر تغییر می‌کند. ۱۵/۳۸ درصد نمونه‌ها غلظتی کمتر از غلظت حد مجاز دارند. با توجه به (شکل ۴-۵) پراکندگی یون کلسیم در دشت مزج- جیلان، انحلال ژپس و در وهله دوم انحلال کلسیت و دولومیت است. این کانی‌ها در سنگ‌های آهکی و دولومیتی (مانند سازندهای روته و سازند لار) و یا سازندهای مربوط به میوسن وجود دارند. به طور کلی با توجه به نقشه پراکندگی‌ها در منابع آب زیرزمینی می‌توان مشاهده کرد که با توجه به روند عمومی تغییرات یونها در آبخوان نمونه‌های که در منطقه تغذیه آبخوان قرار دارند (نمونه‌های W4, W5, W6, W7, W8, W9) دارای غلظت کلسیم کمتری می‌باشد و در قسمت میانی دشت میزان غلظت یون کلسیم بالاتر رفته و در منطقه تخلیه غلظت یون کلسیم افزایش یافته

است. نمونه‌های اطراف کال شور (به دلیل بالا بودن غلظت یون ها در رود شور) دارای بیشترین میزان یون کلسیم هستند.

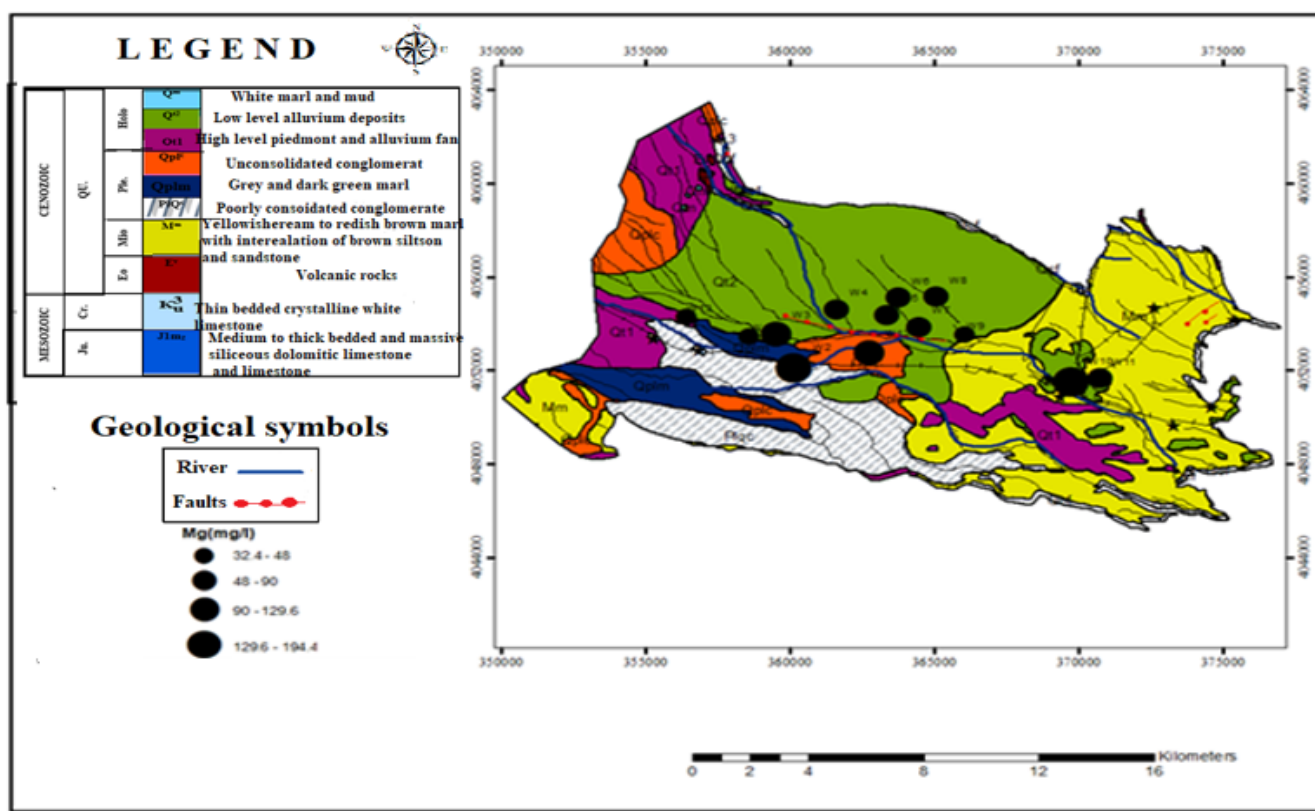


شکل ۴-۵- تغییرات غلظت کلسیم در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

۴-۲-۲-۳- غلظت یون منیزیم (Mg^{2+})

منشأ اصلی یون منیزیم در آب زیرزمینی در بیشتر موارد انحلال دولومیت است. سیلیکات‌های منیزیم‌دار نیز می‌توانند در صورت حل شدن در آب زیرزمینی، منیزیم را به آب زیرزمینی وارد کنند (Hounslow, 1995). منیزیم یکی از عوامل ایجاد سختی کربناته در آب است. در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان غلظت منیزیم از ۳۲/۴ تا ۱۹۴/۴ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌کند. مطلوب‌ترین غلظت و حداکثر مجاز یون منیزیم برای آب آشامیدنی به ترتیب، حدود ۵۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است (WHO, 2011). با توجه به پراکندگی یون منیزیم در دشت مزج- جیلان (شکل ۴-۶) می‌توان نتیجه گرفت که انحلال سنگ‌هایی که دارای منیزیم هستند همچون دولومیت

و سنگ آهک دولومیتی (سازند روته) یکی از دلایل افزایش میزان غلظت یون منیزیم در برخی از نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان است. با توجه به ریزدانه بودن بافت رسوبات احتمال رخداد فرآیند تبادل یونی معکوس (جانشینی منیزیم به جای سدیم) در برخی چاه‌ها وجود دارد. مشابه سایر یونها، غلظت یون منیزیم نیز در منطقه تغذیه کمتر با حرکت به سمت قسمت میانی و منطقه تخلیه آبخوان بر میزان آن به طور نسبی افزوده می‌شود.

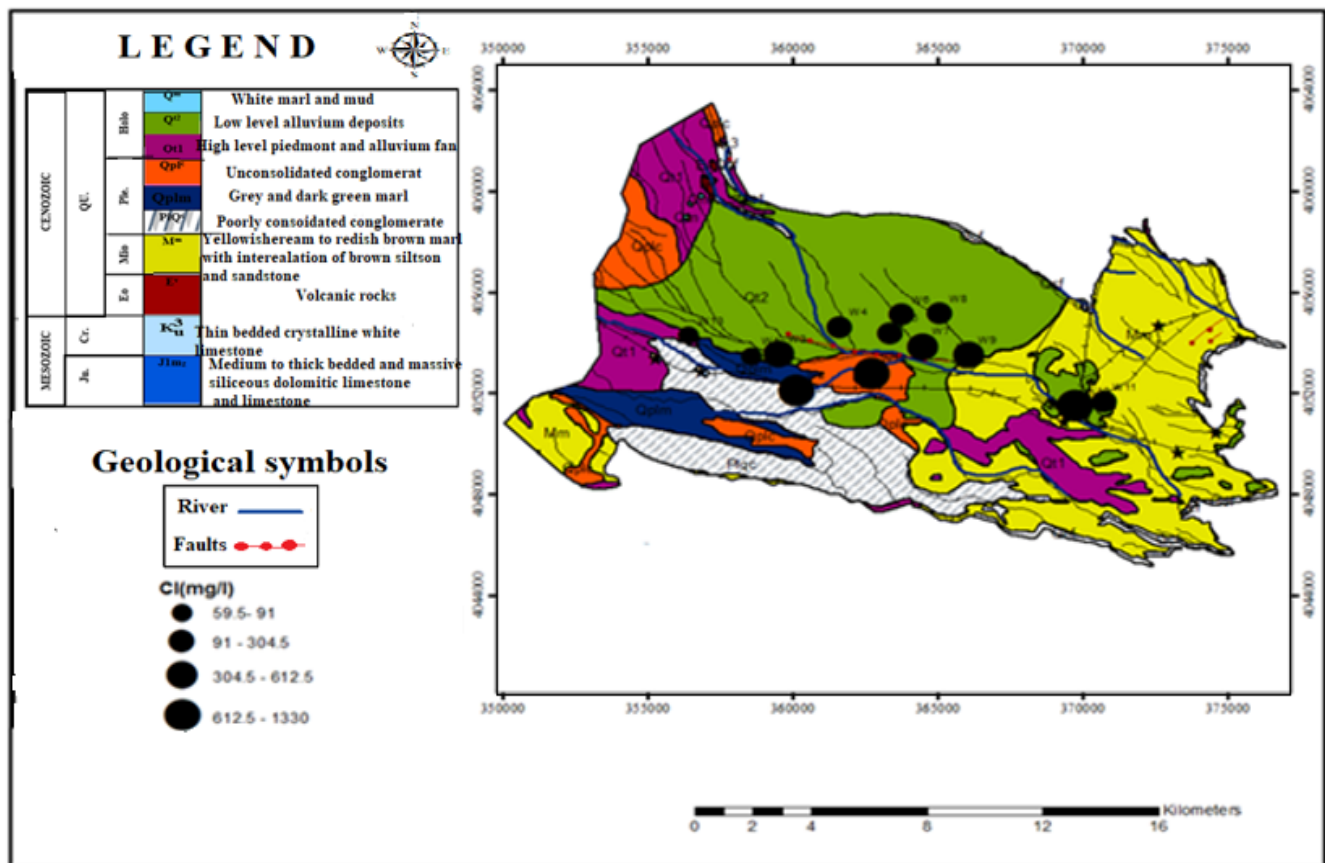


شکل ۴-۶- تغییرات غلظت منیزیم در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

۴-۲-۲-۴- غلظت یون کلر (Cl)

یون کلر در آب زیرزمینی از منابع طبیعی مانند انحلال هالیت ، فاضلاب‌های خانگی، پساب‌های صنعتی و ورود آب‌های شور، ناشی می‌شود. در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت کلر بین ۵۹/۵-۹۴۵ میلی‌گرم بر لیتر است. حد

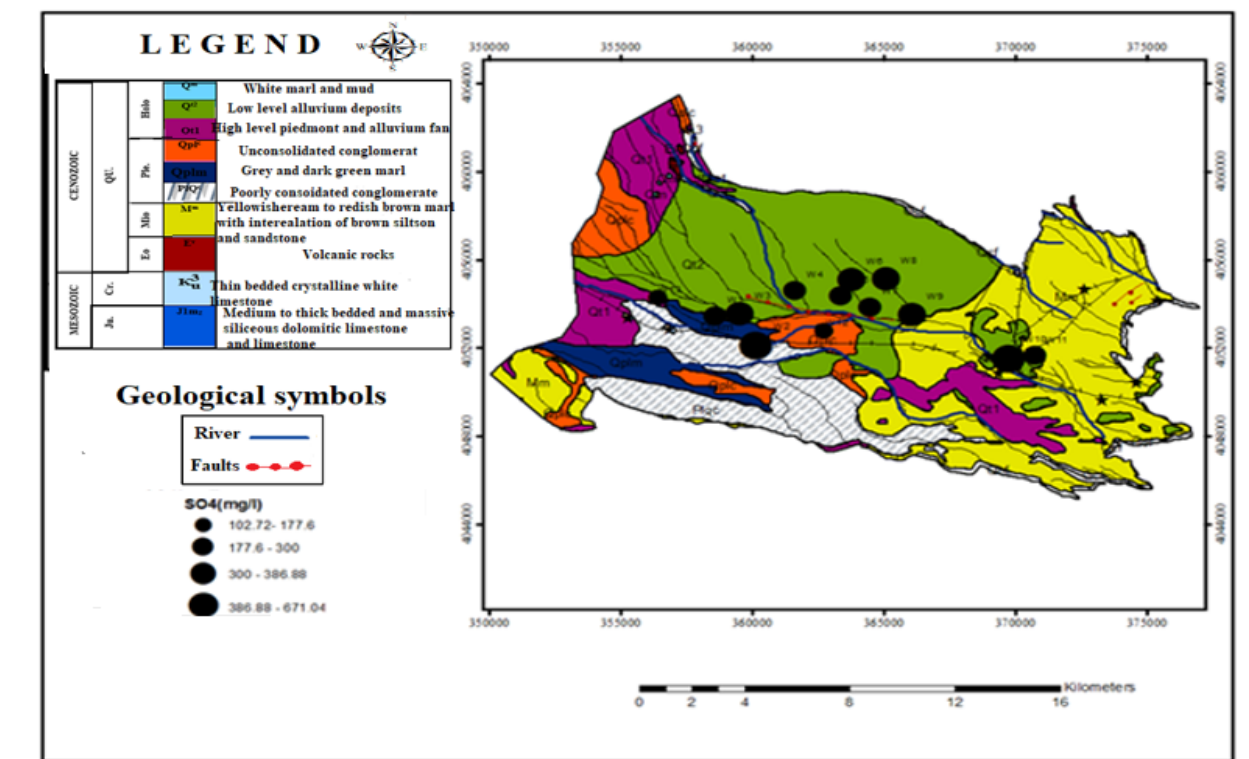
مطلوب غلظت کلر و حداکثر مجاز آن برای آب آشامیدنی به ترتیب ۲۰۰ و ۶۰۰ میلی گرم بر لیتر است (WHO,2011). با توجه به (شکل ۴-۷) بالاترین غلظت کلر مربوط به نمونه‌های W2, W10, W12 است. با توجه به روند عمومی تغییرات هیدروشیمیایی آبخوان نمونه‌های که در محدوده منطقه تغذیه آبخوان هستند دارای غلظت کمتری از کلر بوده با حرکت به سوی بخش‌های میانی و منطقه تخلیه این غلظت افزایش می‌یابد. نمونه‌های W2, W10, W12 نیز که در اطراف کال شور قرار دارند به علت تغذیه احتمالی آبخوان از کال شور دارای غلظت بالایی از یون کلر هستند. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت بالا بودن میزان غلظت کلر در نمونه‌های آب آبخوان می‌تواند به دلیل انحلال کانی‌های تبخیری و وجود کال شور در منطقه باشد.



شکل ۴-۷- تغییرات غلظت یون کلر در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

۴-۲-۵- غلظت یون سولفات (SO_4^{2-})

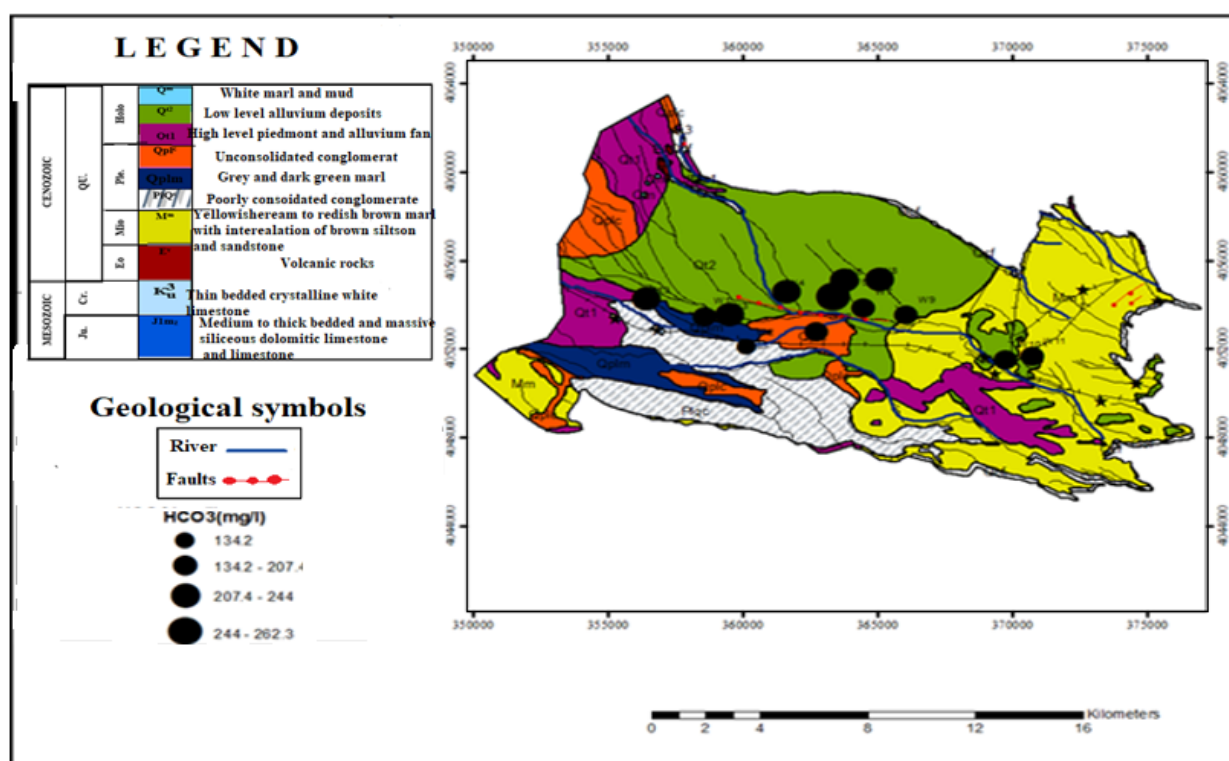
یون سولفات بیشتر در اثر انحلال ژئوپس یا سایر کانی‌های حاوی سولفات، وارد آب‌های زیرزمینی می‌شود، یون سولفات می‌تواند توسط باکتری‌های احیاء کننده موجود نیز وارد آب شود. وجود یون سولفات در آب آشامیدنی باعث ایجاد طعم و بو در آب شده و مقدار بالای آن می‌تواند تأثیرات مضر برای سلامتی انسان داشته باشد (WHO, 2008). حد مطلوب غلظت سولفات و حداکثر مجاز آن برای آب آشامیدنی به ترتیب ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم بر لیتر است. در شکل (۴-۸) تغییرات غلظت یون سولفات در دشت مزج- جیلان مشاهده می‌شود. بالا بودن میزان غلظت یون سولفات در برخی نمونه‌های آبخوان به دلیل انحلال کانی‌های سولفات (نظیر ژئوپس) و کانی‌های تبخیری موجود در سازندها (روته و نهشته‌های مربوط به میوسن) است. بازه تغییرات یون سولفات در آبخوان دشت مزج- جیلان ۲۶۴ میلی گرم تا ۶۷۱/۰۴ میلی گرم بر لیتر و میانگین آن حدود ۳۳۴/۸۵ میلی گرم بر لیتر است.



شکل ۴-۸- تغییرات غلظت یون سولفات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

۴-۲-۶- غلظت یون بی کربنات (HCO_3^-)

بی کربنات در آب زیرزمینی به طور کلی از انحلال CO_2 جوی، اکسیداسیون مواد آلی، انحلال سنگ‌های کربناته و تنفس ریشه گیاهان ناشی می‌شود (Berner and Berner, 1987) با توجه به (شکل ۴-۹) غلظت بی کربنات در نمونه‌های مورد مطالعه بازه ای کم و از ۱۸۹/۱ تا ۲۴۴ میلی گرم بر لیتر را در بر می‌گیرد. غلظت این یون در منطقه تغذیه آبخوان بالا و در بخش میانی دشت به بیشترین میزان خود می‌رسد و پس از آن مجدداً کاهش می‌یابد. نمونه‌هایی که در بخش میانی دشت بر روی رسوبات آبرفتی قرار دارند دارای بیشترین میزان بی کربنات هستند. بازه کم تغییرات غلظت یون بی کربنات می‌تواند به دلیل حذف این یون از ترکیب آب در اثر رسوب کلسیت باشد.



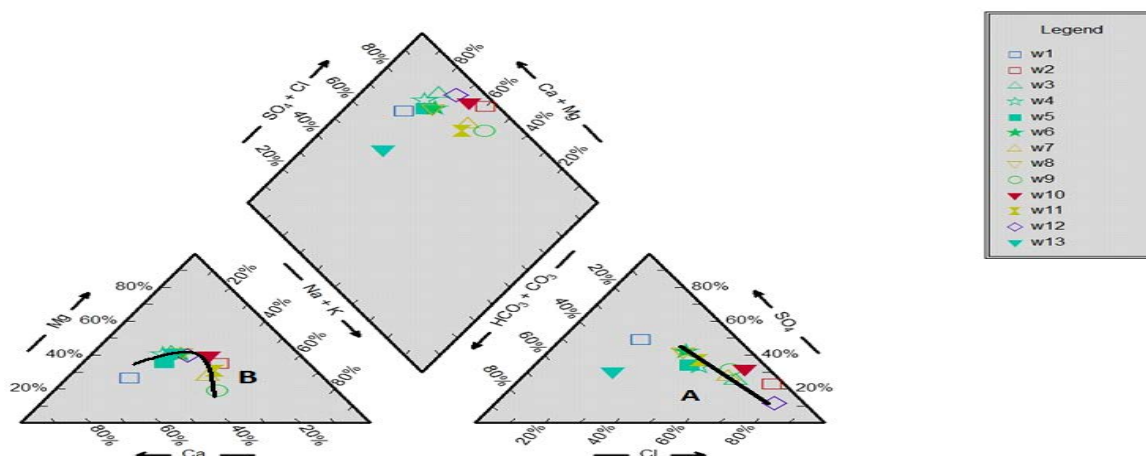
شکل ۴-۹- تغییرات غلظت یون بی کربنات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

۴-۳- تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی نمونه‌های آب

یکی از روش‌های بررسی کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی، بررسی تیپ و رخساره نمونه‌های آب است. برای تعیین تیپ و رخساره نمونه‌های آب در دشت مزج- جیلان از نمودارهای پایپر، استیف، درو و استفاده شد.

۴-۳-۱- نمودار پایپر (Piper diagram)

پرباربردترین نمودار برای تعیین تیپ و رخساره نمونه‌های آب نمودار پایپر است (Piper, 1944). در این نمودار، موقعیت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در دو مثلث مشخص می‌گردد و اطلاعات کلی حاصل از این دو مثلث در یک لوزی قرار می‌گیرند (Hounslow, 1995). در طبقه‌بندی پایپر آب‌ها بر اساس کاتیون‌ها به سه رخساره منیزیمی، کلسیمی، سدیمی و بر اساس آنیون‌ها به سه تیپ بی‌کربناته و کلروره و سولفات تقسیم‌بندی می‌شوند. شکل (۴-۱۰) و جدول (۴-۴) نشان می‌دهند که تیپ آب برای ۷ نمونه کلروره، برای ۵ نمونه سولفات و برای یک نمونه بی‌کربنات است. رخساره آب برای ۸ نمونه کلسیک و برای ۵ نمونه سدیک می‌باشد. بر روی مثلث آنیون‌ها نوعی روند خطی (A) در موقعیت نمونه‌ها مشاهده می‌شود که نشان‌دهنده رسوب‌گذاری یا انحلال کانی‌ها است. به عبارت دیگر نشان‌دهنده اضافه شدن یا حذف برخی یون‌ها از سیستم است. در این مورد با توجه به قرارگیری نمونه‌ها بین دو قطب سولفات و کلر و دور بودن آنها از قطب بیکربنات به نظر می‌رسد که سولفات و کلر در اثر انحلال ژپیس یا هالیت به ترکیب آب اضافه و بیکربنات از سیستم حذف شده است که این تغییر با تیپ نمونه‌های آب نیز سازگار است. ضمناً با توجه به شکل نمودار پایپر مشاهده می‌شود که برخی نمونه‌ها در قسمت وسط مثلث آنیون‌ها یا کاتیون‌ها قرار می‌گیرند که می‌تواند نشان‌دهنده مخلوط شدگی آب‌ها باشد. بر روی مثلث کاتیون‌ها نیز نوعی روند منحنی شکل (B) در نمونه‌ها دیده می‌شود که می‌توان دلالت بر وقوع فرایند تبادل یونی بین یون‌های کلسیم و سدیم در سطح کانی‌های رسی باشد.



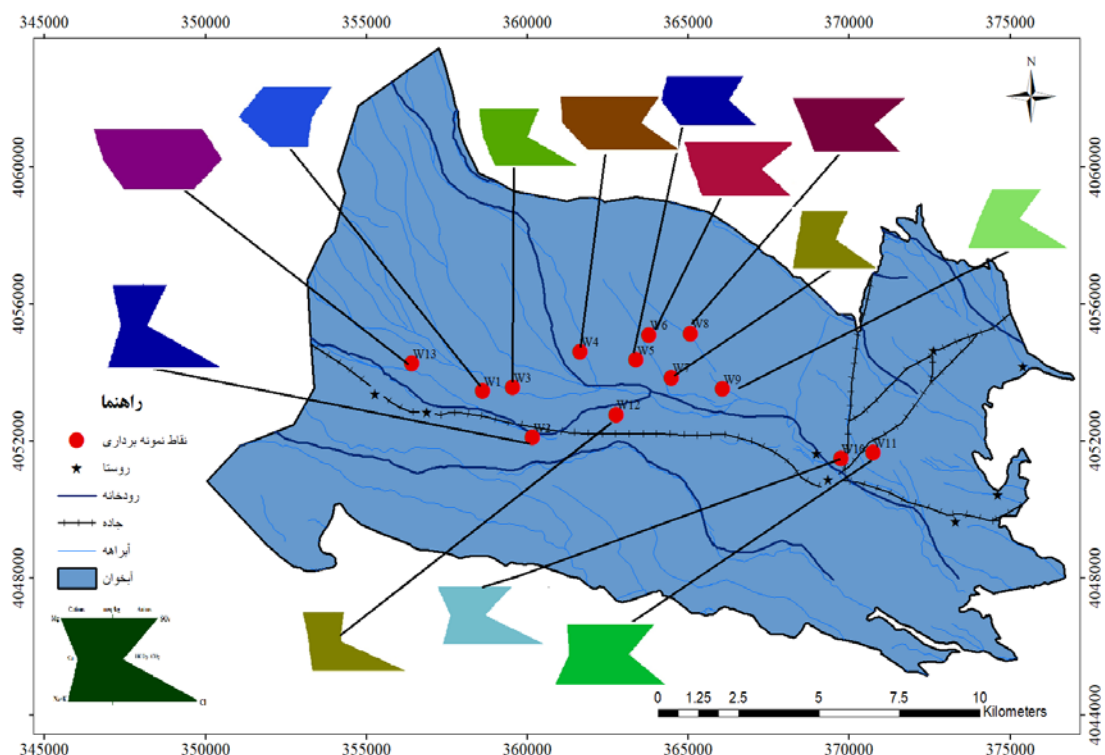
شکل ۴-۱۰- نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن

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

شماره نمونه	رخساره آب	تیپ آب	غلظت کاتیون‌ها	غلظت آنیون‌ها
W1	کلسیک	سولفات	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$SO_4^{2-} > HCO_3^- > Cl^-$
W2	سدیک	کلرور	$Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W3	کلسیک	کلرور	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W4	کلسیک	کلرور	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W5	کلسیک	سولفات	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^-$
W6	کلسیک	سولفات	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^-$
W7	سدیک	کلرور	$Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W8	کلسیک	سولفات	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^-$
W9	سدیک	کلرور	$Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W10	سدیک	کلرور	$Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W11	سدیک	سولفات	$Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$	$SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^-$
W12	کلسیک	کلرور	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$
W13	کلسیک	بی‌کربناته	$Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$	$HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$

۴-۳-۲- نمودار استیف (Stiff diagram)

یکی از بهترین روش‌ها جهت تعیین تیپ نمونه‌های آب استفاده از دیاگرام استیف است. در شکل ۴-۱۱ نمودارهای استیف برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان داده شده است. بیشتر نمونه‌های آبخوان کلر بالای داشته که می‌تواند به دلیل تأثیر سازندهای منطقه (سازندهای حاوی مارن و نهشته‌های آبرفتی پست) و یا تغذیه به وسیله رود کال شور باشد. همانطور که از شکل مشخص است تیپ آب برای ۷ نمونه کلرور است که در بخش و میانی آبخوان قرار دارند و برای ۵ نمونه نیز سولفات بدست آمد که در بخش تخلیه و بخش میانی آبخوان قرار گرفته‌اند. برای یک نمونه هم تیپ آب بی‌کربناته است که بیانگر تأثیر ناچیز انحلال سنگ‌های آهکی (مانند سازند روته) باشد. از نظر رخساره هیدروشیمیایی ۸ نمونه دارای رخساره کلسیک هستند که در بخش میانی آبخوان و به روی نهشته‌های آبرفتی کواترنری قرار گرفته‌اند که می‌تواند به دلیل انحلال کانی‌های حاوی کلسیم (مانند ژئپس) باشد. برای ۵ نمونه نیز رخساره آب سدیک است که نزدیک به کال شور (EC بالا) قرار دارند.



شکل ۴-۱۱- نقشه منطقه مورد مطالعه و نمودار استیف برای هر نمونه

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

۴-۴-۱- شاخص شوری (Salinity Index)

کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف گوناگون از جمله کشاورزی را، میزان غلظت و اجزاء حل‌شده در آن، تعیین می‌کند. شاخص شوری رابطه نزدیکی با EC و TDS آب دارد (Ravikumar et al., 2010). طبقه‌بندی آب‌ها از نظر شوری و مناسب بودن آنها برای آبیاری و کشاورزی در جدول (۴-۵) آورده شده است.

جدول ۴-۵- طبقه‌بندی آب زیرزمینی بر اساس شوری و ارزیابی مناسب بودن آن برای آبیاری (Mills, 2003)

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

بررسی شاخص شوری با توجه به مقادیر EC به دست آمده برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان داد که، ۳۰/۷۶ درصد نمونه‌ها در رده دوم، ۵۳/۸۴ درصد نمونه‌ها در رده سوم، ۱۵/۳۸ درصد نمونه‌ها در رده چهارم قرار گرفته‌اند. با توجه به جدول ۴-۵ و مقادیر EC نمونه‌ها می‌توان نتیجه گرفت که اکثر نمونه‌ها در رده دوم و سوم قرار گرفته‌اند که، نشان‌دهنده میزان شوری متوسط تا کمی بالا است که مناسب برای آبیاری محصولات کشاورزی است.

۴-۲-۴ درصد سدیم (%Na)

یکی از پارامترهایی که برای تعیین کیفیت آب از نظر استفاده در کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرد، درصد سدیم است که از رابطه (۴-۲) به دست می‌آید (Wilcox, 1995, Richards, 1954):

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

که در آن غلظت یون‌ها بر حسب (meq / l) است. منابع آب از نظر مقدار درصد سدیم به پنج گروه تقسیم می‌شوند. که در جدول ۴-۶ آورده شده است.

جدول ۴-۶ طبقه‌بندی نمونه‌های آب‌های زیرزمینی بر اساس درصد سدیم (Wilcox, 1995)

%Na	طبقه‌بندی	شماره نمونه‌ها	درصد نمونه‌ها
<۲۰	عالی	(۱)	۷/۶
۲۰-۴۰	خوب	(۲-۳-۴-۵-۶-۷-۸-۱۰-۱۲-۱۳)	۷۶/۹۲
۴۰-۶۰	مجاز	(۹-۱۱)	۱۵/۳۸
۶۰-۸۰	مشکوک	-	-
>۸۰	نامطلوب	-	-
جمع کل		۱۳	۱۰۰

مقادیر درصد سدیم برای نمونه‌های مورد مطالعه از ۱۷/۹۶ تا ۴۶ درصد تغییر کرده و میانگین آن حدود ۲۷/۶۸ درصد است. براساس رده‌بندی (جدول ۴-۶)، ۷/۶ درصد نمونه‌ها در رده عالی، ۷۶/۹۲ درصد از نمونه‌ها در رده خوب و ۱۵/۳۸ درصد نمونه‌ها در رده مجاز قرار می‌گیرند.

۴-۳-نسبت جذب سدیم (SAR)

نسبت جذب سدیم (SAR) یک پارامتر برای تعیین مناسب بودن آب آبیاری است. خطر سدیم از نظر نسبت جذب سدیم به صورت SAR بیان می‌شود سدیم جذب شده به ذرات خاک متصل می‌شود. خاک پس از جذب سدیم خشک و نسبت به جذب آب غیرقابل نفوذ می‌شود. از خطرات آسیب به ساختار خاک جایگزینی سدیم، جذب کلسیم و منیزیم است. فرمول محاسبه SAR به صورت زیر است:

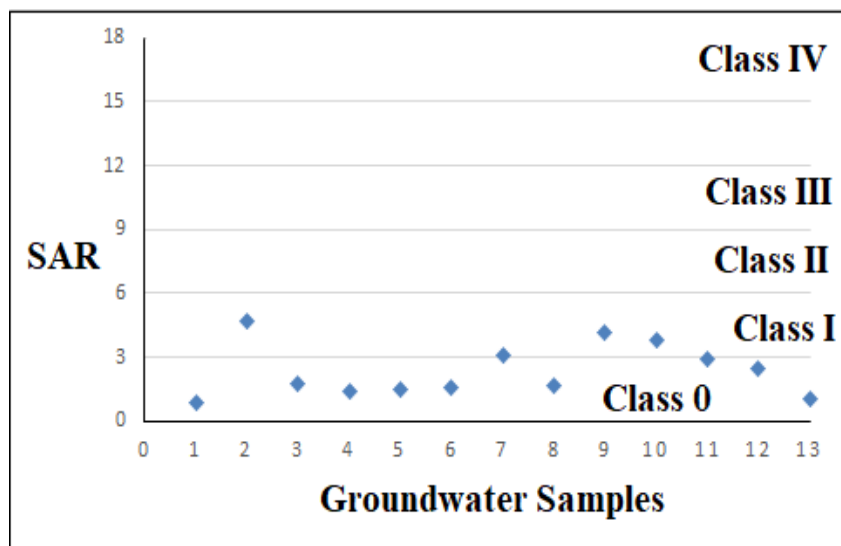
$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}}$$

براساس (جدول ۴-۷) همه نمونه‌ها از نظر جذب نسبت سدیم در رده عالی قرار گرفته‌اند.

جدول ۴-۷-رده‌بندی نمونه‌های آب بر اساس مقادیر SAR محاسبه‌شده (Todd, 1959) و رده‌بندی آنها بر اساس خطر سدیم (Richards, 1954)

مقادیر SAR	رده‌بندی خطر سدیم	کیفیت	بازه
<۱۰	S1	عالی	۴/۷۱-۰/۸۷ (همه نمونه‌ها)
۱۰-۱۸	S2	خوب	-
۱۹-۲۶	S3	مشکوک	-
>۲۶	S5,S4	نامناسب	-

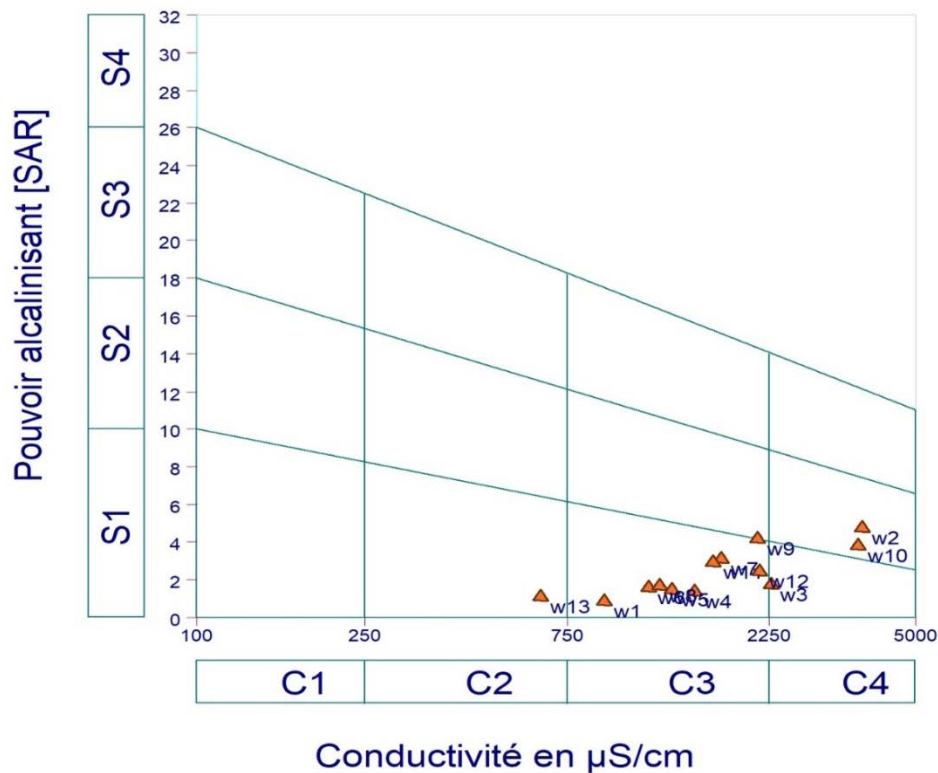
شاخص سدیمی بر اساس مقادیر SAR محاسبه می‌شود و آب‌هایی که تا محدوده کلاس دو قرار می‌گیرند، برای مصارف آبیاری کشاورزی مناسب هستند. در منطقه مورد مطالعه (شکل ۴-۱۲) ۱۰ نمونه در کلاس صفر و ۳ نمونه در کلاس ۱ قرار می‌گیرند، که از نظر آبیاری مناسب هستند.



شکل ۴-۱۲- شاخص نسبت جذب سدیم برای نمونه‌های آب زیرزمینی مورد مطالعه

۴-۵-۴- نمودار ویلکاکس

یکی از قدیمی‌ترین سیستم‌های طبقه‌بندی کیفیت آب برای استفاده در بخش کشاورزی، طبقه‌بندی ویلکاکس است. در این طبقه‌بندی دو عامل هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم (SAR) در نظر گرفته می‌شود و هر یک از آنها به چهار بخش تقسیم می‌شوند که در مجموع باعث ایجاد ۱۶ گروه کیفی آب می‌گردد. با توجه به (شکل ۴-۱۳) مشخص می‌شود که، غالب نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده کلاس C3S1 (طبقه‌بندی آب‌های با شوری متوسط و قابل استفاده برای کشاورزی) قرار می‌گیرند. نمونه نیز در کلاس C2S1 (آب‌های خوب با شوری کم و مناسب برای کشاورزی) و ۲ نمونه در محدوده کلاس C4S1 (آب‌های با شوری بالا و نامناسب برای کشاورزی) قرار گرفته‌اند.



شکل ۴-۱۳- نمودار ویلکاکس برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

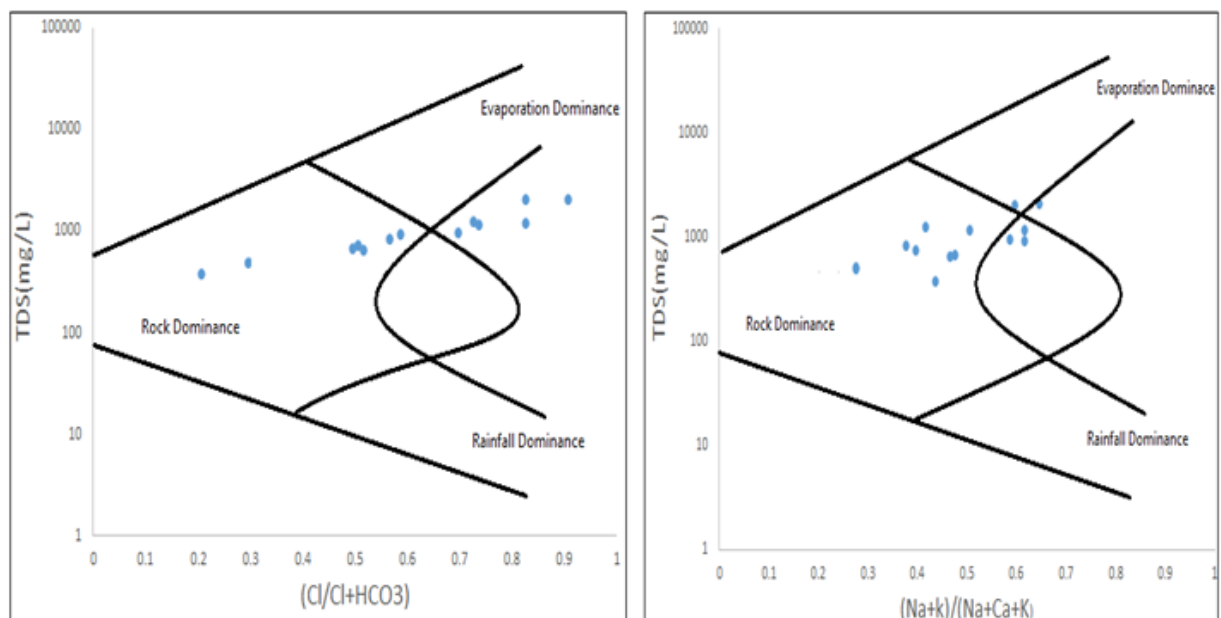
۴-۵- بررسی فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب

فرآیندهای همچون فرآیند انحلال، ته‌نشینی، اکسیداسیون و احیاء، تبادل یونی، مخلوط شدگی و آلودگی از جمله فرآیندهای غالب کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی هستند. برای تعیین این فرآیندها معمولاً نمودارهای گیبس و دروو و محاسبه برخی نسبت‌های یونی و همچنین محاسبه شاخص اشباع‌شدگی استفاده می‌شود که در این بخش مورد بررسی قرار می‌گیرند.

۴-۵-۱- نمودار گیبس (Gibbs Diagram)

در سال ۱۹۷۰ نموداری توسط گیبس ارائه شد که در آن نسبت غالب آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی در برابر مقدار TDS قرار می‌گرفت. در این نمودار می‌توان سه فرآیند بارش، هوازدگی سنگ و تبخیر را با استفاده از تغییرات غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها به صورت تابعی از TDS نشان داد (Gibbs, 1970). با رسم داده‌های شیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه بر روی این نمودار (شکل‌های ۴-۱۴) مشاهده می‌شود که بیشتر نمونه‌ها در بخش بین

هوازدگی و تبخیر قرار می‌گیرند و این نشان می‌دهد که فرآیند انحلال سنگ‌های (مانند کلسیت) از فرآیندهای مهم کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه است.



شکل ۴-۱۴- نمودار گیبس و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی آن

۴-۵-۲- نسبت‌های یونی

محاسبه نسبت‌های یونی می‌تواند در شناخت و درک فرآیندهای مهمی مانند ته‌نشینی و انحلال، اختلاط و تبادل یونی مؤثر باشد. مهم‌ترین این نسبت‌های که در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفته‌اند، در (جدول ۴-۸) آورده شده و در زیر مور بحث قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۸- تعیین منشأ آب بر اساس نسبت‌های یونی (Hounslow, 1995)

پارامترها	مقدار	منشأ
$\frac{Na}{Na + Cl}$	> 0.5	منبع سدیم غیر از هالیت - آل‌بیت، تبادلی یونی
	$= 0.5$	انحلال هالیت
	$TDS > 500$ < 0.5	تبادلی یونی معکوس
	$TDS < 500$ > 0.5	خطای آنالیز
	$TDS < 50$ < 0.5	آب باران
$\frac{Ca}{Ca + SO_4}$	$= 0.5$	انحلال ژئپس
	$pH < 5.5$ < 0.5	اکسیداسیون پیریت
	$pH = 7$ < 0.5	حذف کلسیم - تبادلی یونی یا رسوب کلسیم
	> 0.5	منبع کلسیم غیر از ژئپس - کربنات‌ها یا سیلیکات
$\frac{Cl}{\sum anions}$	$TDS > 500$ > 0.8	آب دریا، شورابه و یا تبخیر
	$TDS > 100$ > 0.8	آب بارش
	< 0.8	هوازگی سنگ
$\frac{HCO_3}{\sum anions}$	> 0.8	هوازگی سیلیکات یا کربنات
	Sulfate high < 0.8	انحلال ژئپس
	Sulfate low < 0.8	شورابه یا آب دریا

۴-۵-۲-۱-نسبت کلسیم و سولفات ($\frac{Ca}{SO_4}$)

نسبت کلسیم به سولفات در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۰/۷۲-۲/۳۷ می‌باشد (جدول ۴-۹). اگر غلظت کلسیم به 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) منشأ گرفته است (Hounslow, 1995). در تمامی نمونه‌های مورد مطالعه غلظت کلسیم از سولفات کمتر است که نشان‌دهنده حذف کلسیم از آبخوان (رسوب کلسیت و یا تبادل یونی) است.

۴-۵-۲-۲-نسبت ($\frac{Ca}{Ca+SO_4}$)

اگر این نسبت بزرگتر از ۰/۵ باشد به معنی آن است که کلسیم از منبعی غیر از ژئوپس تأمین شده، اگر این نسبت کوچکتر یا مساوی ۰/۵ باشد نشان‌دهنده فرآیند تبادل یونی و یا انحلال ژئوپس است (Hounslow, 1995). میانگین این نسبت برای نمونه‌های مورد مطالعه ۰/۵ است (جدول ۴-۹) که نشان‌دهنده تأثیر فرآیند تبادل یونی و یا انحلال ژئوپس بر ترکیب شیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه است.

۴-۵-۲-۳-نسبت ($\frac{Na}{Na+Cl}$)

اگر این نسبت بزرگتر از ۰/۵ باشد نشان‌دهنده رخداد فرآیند تبادل یونی است و چنانچه این نسبت مساوی با ۰/۵ باشد نشان‌دهنده انحلال هالیت است (Hounslow, 1995). میانگین این نسبت برای نمونه‌های مورد مطالعه ۰/۳۵ است (جدول ۴-۹) که نشانگر تأثیر فرآیند انحلال هالیت بر ترکیب شیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه است.

$$\text{نسبت ۴-۲-۵-۴} = \left(\frac{Cl}{\sum Anions} \right)$$

بر طبق (جدول ۴-۹) در صورتی که 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 و بیشتر بودن این نسبت نیز از ۰/۸ و در صورتی که کل مواد جامد محلول در آب بیشتر از ۵۰۰ باشد نشان‌دهنده‌ی نفوذ آب دریا، شورابه و یا وقوع فرآیند تبخیر است.

کمتر بودن این نسبت از ۰/۸ نشان‌دهنده تأثیر فرآیند هوازدهی یا انحلال است (Hounslow, 1995) این نسبت برای نمونه‌های مورد مطالعه ۰/۴۹ است که نشانگر وقوع فرآیند انحلال سنگ به عنوان یکی از فرآیندهای اصلی کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب در نمونه‌های مورد مطالعه است.

$$\text{نسبت ۵-۲-۵-۴} = \left(\frac{HCO_3}{\sum Anions} \right)$$

در صورتی که مقدار این نسبت کمتر از ۰/۸ (با میزان سولفات بالا) باشد نشان‌دهنده انحلال ژپس و کمتر از ۰/۸ (با میزان سولفات پایین) بیانگر این است که مقادیر بی‌کربنات موجود در آب زیرزمینی از شورابه‌ها یا آب دریا منشأ گرفته است و اگر میزان این نسبت نیز از ۰/۸ کمتر باشد نشان‌دهنده هوازدهی کانی‌های سیلیکاته-کربناته است (Hounslow, 1995).

مقدار میانگین این نسبت برای نمونه‌های مورد مطالعه در حدود ۰/۱۸ (با میانگین غلظت سولفات ۳۳۴/۸۵ میلی گرم بر لیتر) است (جدول ۴-۹) که این میزان نشان‌دهنده انحلال کانی ژپس است.

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

شماره نمونه	$\frac{Na}{Ca}$	$\frac{Ca}{SO_4}$	$\frac{Ca}{Ca + SO_4}$	$\frac{Na}{Na + Cl}$	$\frac{Cl}{\sum Anions}$	$\frac{HCO_3}{\sum Anions}$
W1	۰/۳۱	۱/۰۳	۰/۵	۰/۴۰	۰/۲۲	۰/۲۹
W2	۱/۵۰	۰/۹۳	۰/۴۸	۰/۳	۰/۷۳	۰/۰۴
W3	۰/۶۱	۱/۲۴	۰/۵۵	۰/۲۳	۰/۶۱	۰/۱۳
W4	۰/۵۱	۱/۲۰	۰/۵۴	۰/۲۹	۰/۴۶	۰/۲
W5	۰/۵۵	۱/۰۶	۰/۵۱	۰/۳	۰/۴۳	۰/۲۳
W6	۰/۷۳	۰/۷۲	۰/۴۲	۰/۳۶	۰/۳۸	۰/۲
W7	۱/۲	۱/۰۱	۰/۵	۰/۳۶	۰/۵۸	۰/۱۴
W8	۰/۷۵	۰/۷۵	۰/۴۲	۰/۳۸	۰/۳۷	۰/۲۱
W9	۱/۳۶	۰/۸۹	۰/۴۷	۰/۴۰	۰/۵۶	۰/۱۱
W10	۱/۴۱	۰/۷۷	۰/۴۳	۰/۳۳	۰/۶۱	۰/۰۷
W11	۱/۳	۰/۷۳	۰/۴۲	۰/۴۵	۰/۴۵	۰/۱۸
W12	۰/۸۶	۲/۳۷	۰/۷	۰/۲۲	۰/۷۹	۰/۰۹
W13	۰/۶۳	۱/۴۹	۰/۵۹	۰/۵۴	۰/۲۱	۰/۵

۴-۵-۳- نمودار پراکندگی یا ترکیبی

ارزیابی روابط میان گونه‌های مختلف حل شده در آب اطلاعات مفیدی در مورد فرآیندهای حاکم بر غلظت یون‌ها و همچنین منشأ احتمالی آن‌ها فراهم می‌آورد (Jalali, 2010). در این بخش به تفسیر نمودارهای ترکیبی یون‌های اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان پرداخته می‌شود (شکل ۴-۱۵).

در شکل ۴-۱۵ (الف) نسب تغییرات مجموع $Ca + Mg$ نسبت به بی‌کربنات مشاهده می‌شود. در این نمودار بیشتر نمونه‌ها در بالای خط تعادل (equiline، ۱:۱) قرار گرفته‌اند. این مسئله نشان‌دهنده اضافی بودن عناصر قلیایی نسبت به کربنات‌ها در نمونه‌های آب است که بیانگر انحلال کانی‌های غیرکربناته (مانند ژیپس) است.

در نمودار مجموع کلسیم و منیزیم نسبت به غلظت کل کاتیون‌ها (TC) (شکل ۴-۱۵ ب) نیز چیرگی غلظت این کاتیون‌ها نسبت به سایر کاتیون‌ها مشاهده می‌شود، چرا که بیشتر نمونه‌ها در بالای خط فرضی تعادل قرار گرفته‌اند. نمودار تغییرات Na/Ca نشان‌دهنده فرایند تبادل یونی بین کلسیم و سدیم است. در این نمودار بیشتر نمونه‌ها زیر خط تعادل قرار گرفته‌اند که دلالت بر جانشینی کلسیم توسط سدیم در سطح کانی‌های رسی دارد (تبادل یونی

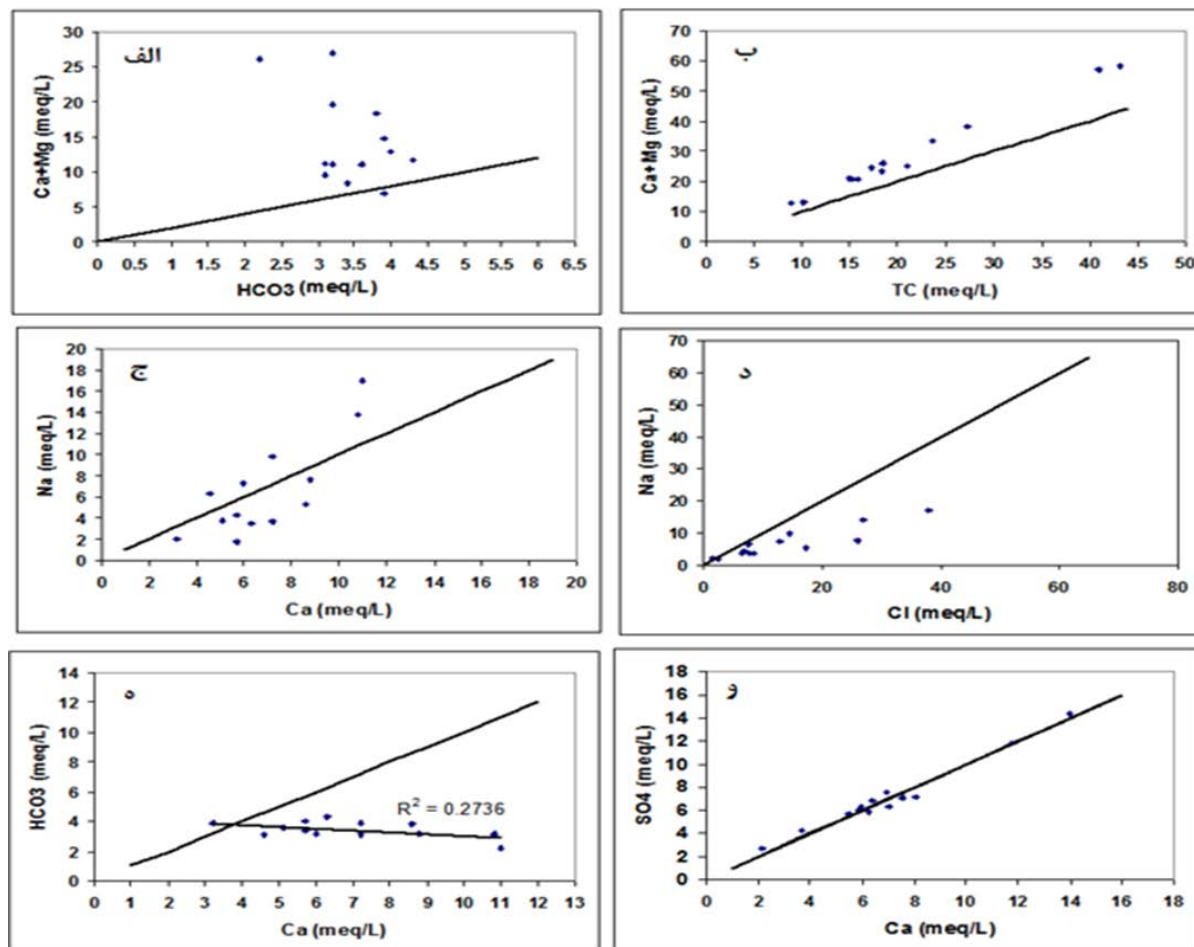
معکوس). در اثر این فرایند کلسیم وارد ترکیب آب شده (فزونی کلسیم) و در مقابل سدیم از ترکیب آب حذف می‌شود.

در نمودار تغییرات Na به Cl (شکل ۴-۱۵) مشاهده می‌شود که برخی نمونه‌ها بر روی خط تعادل ۱:۱ قرار گرفته‌اند که بیانگر انحلال کانی هالیت است اما بیشتر نمونه‌ها زیر این خط قرار گرفته‌اند که مبین حذف سدیم از ترکیب آب در اثر فرایند تبادل یونی معکوس است.

نمودار Ca/HCO_3 (شکل ۴-۱۵ ه) مشخص می‌سازد که بین کلسیم و بی‌کربنات در نمونه‌های آب رابطه ضعیفی وجود دارد ($r^2=0.273$) و این نشان می‌دهد که احتمالاً انحلال سنگ‌های کربناته تأثیر چندانی بر روی ترکیب شیمیایی آب نداشته است (همانطور که قبلاً ذکر شد از بین نمونه‌ها آب، فقط یک نمونه دارای تیپ بی کربناته کلسیک است).

از نمودار تغییرات Na/K در برابر EC معمولاً برای بررسی تأثیر فرآیند تبخیر بر ترکیب هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی استفاده می‌شود. در این نمودار چنانچه خط برازش شده از بین نمونه‌ها به صورت افقی باشد نشان‌دهنده تأثیر فرآیند تبخیر بر ترکیب آب است و در غیر این صورت فرآیندهایی غیر از تبخیر در افزایش EC آب مؤثر بوده‌اند (Jalali, 2010).

در نمودار تغییرات کلسیم در برابر سولفات (شکل ۴-۱۵) و نیز بیشتر نمونه‌ها بر روی خط تعادل و یا نزدیک به آن قرار گرفته‌اند که بیانگر انحلال ژئوپس به عنوان یکی از فرایندهای غالب در کنترل ترکیب شیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان است.



شکل ۴-۱۵- نمودارهای ترکیبی برای تعیین منشأ یون‌ها در نمونه‌های آب

۴-۵-۴- محاسبه شاخص‌ها یا اندیس‌های کلروآلکالن (Chloroalkaline)

برای بررسی تأثیر فرآیند تبادل یونی بر ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی معمولاً از دو شاخص کلروآلکالن CAI1 و CAI2 استفاده می‌شود که از روابط زیر بدست می‌آیند (Schoeller, 1977):

$$CAI1 = \frac{[Cl^- - (Na^+ + K^+)]}{Cl^-}$$

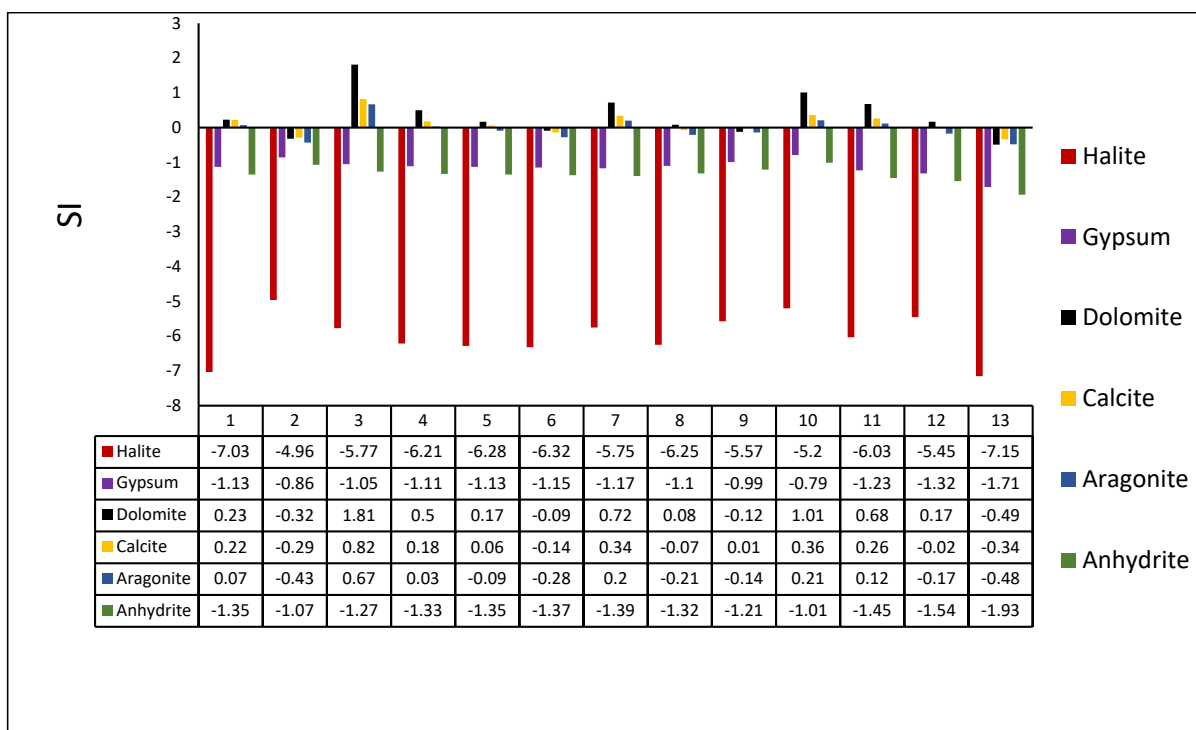
$$CAI2 = \frac{[Cl^- - (Na^+ + K^+)]}{SO_4^{-2} + HCO_3^-}$$

که در آنها غلظت یون‌ها بر حسب meq/L است. چنانچه مقدار این نسبت‌ها یک عدد منفی بدست آید نشان‌دهنده فرآیند تبادل یونی مستقیم (نرمال) و چنانچه یک عدد مثبت حاصل شود بیانگر رخداد فرایند تبادل یونی معکوس است. محاسبه این شاخص‌ها برای نمونه‌های آب مورد مطالعه نشان می‌دهد که برای ۸۰ درصد نمونه هر دو شاخص مثبت (۰/۱۶ تا ۲/۶) و برای ۲۰ درصد نمونه‌ها منفی (۰/۰۶ تا -۰/۲۱) است که نشان‌دهنده تأثیر فرآیند تبادل یونی معکوس بر ترکیب شیمیایی برخی نمونه‌های آب است.

۴-۵-۵- محاسبه شاخص اشباع‌شدگی (SI) کانی‌ها

محاسبه شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های مختلف به منظور توصیف تکامل شیمیایی آب‌های زیرزمینی صورت می‌گیرد (Hounslow, 1995). برای محاسبه شاخص اشباع‌شدگی از نرم‌افزار PHREEQC استفاده شد. فرمول شاخص اشباع‌شدگی به صورت $SI = \log \frac{IAP}{K_t}$ بیان می‌شود که در آن IAP میزان فعالیت یون و K_t ثابت انحلال‌پذیری است (Subyani, 2005). شاخص اشباع‌شدگی در واقع بیانگر میزان واکنش آب با سازندها و آبرفت‌های مسیر حرکت آب زیرزمینی است که در نتیجه این واکنش‌ها، آب با کانی‌های سنگ میزبان به تعادل می‌رسد. این کانی‌ها در واقع همان میزان املاح موجود در آب هستند و تعیین‌کننده تیپ و رخساره آب می‌باشند. شاخص اشباع‌شدگی مثبت یک کانی به معنای فوق اشباع بودن آب از اجزاء تشکیل دهنده کانی و ته‌نشست آن کانی از محلول و شاخص اشباع‌شدگی منفی، به معنای انحلال کانی مورد نظر در آب است (Drever, 1997). چنانچه شاخص اشباع‌شدگی عدد نزدیک به صفر به دست آید، در این صورت نشان‌دهنده به تعادل رسیدن آب با کانی بوده و در این حالت آب نسبت به کانی حالت اشباع دارد. بر اساس جدول و نمودار شاخص اشباع‌شدگی نمونه‌های آب مورد مطالعه (شکل ۴-۱۶) می‌توان چنین نتیجه گرفت که آب نسبت به کانی‌های ژئوپس، کلسیت و دولومیت تقریباً حالت اشباع دارد. بنابراین کانی‌های ژئوپس و تا حدودی کلسیت می‌توانند کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب باشند، چرا که آب نسبت به این کانی‌ها به حالت تعادل یا نزدیک به تعادل است. شاخص اشباع‌شدگی

هالیت در تمام نمونه‌ها بسیار منفی است، که به دلیل انحلال‌پذیری بالای این کانی در محلول‌های با قدرت یونی متوسط است که باعث می‌شود همه نمونه‌های آب نسبت به هالیت حالت تحت اشباع باشند. این مسئله نشان‌دهنده حضور هالیت در سیستم آب زیرزمینی است ولی به دلیل انحلال‌پذیری بالا، سیستم هنوز نسبت به هالیت به حالت اشباع نرسیده است (Hem, 1989).

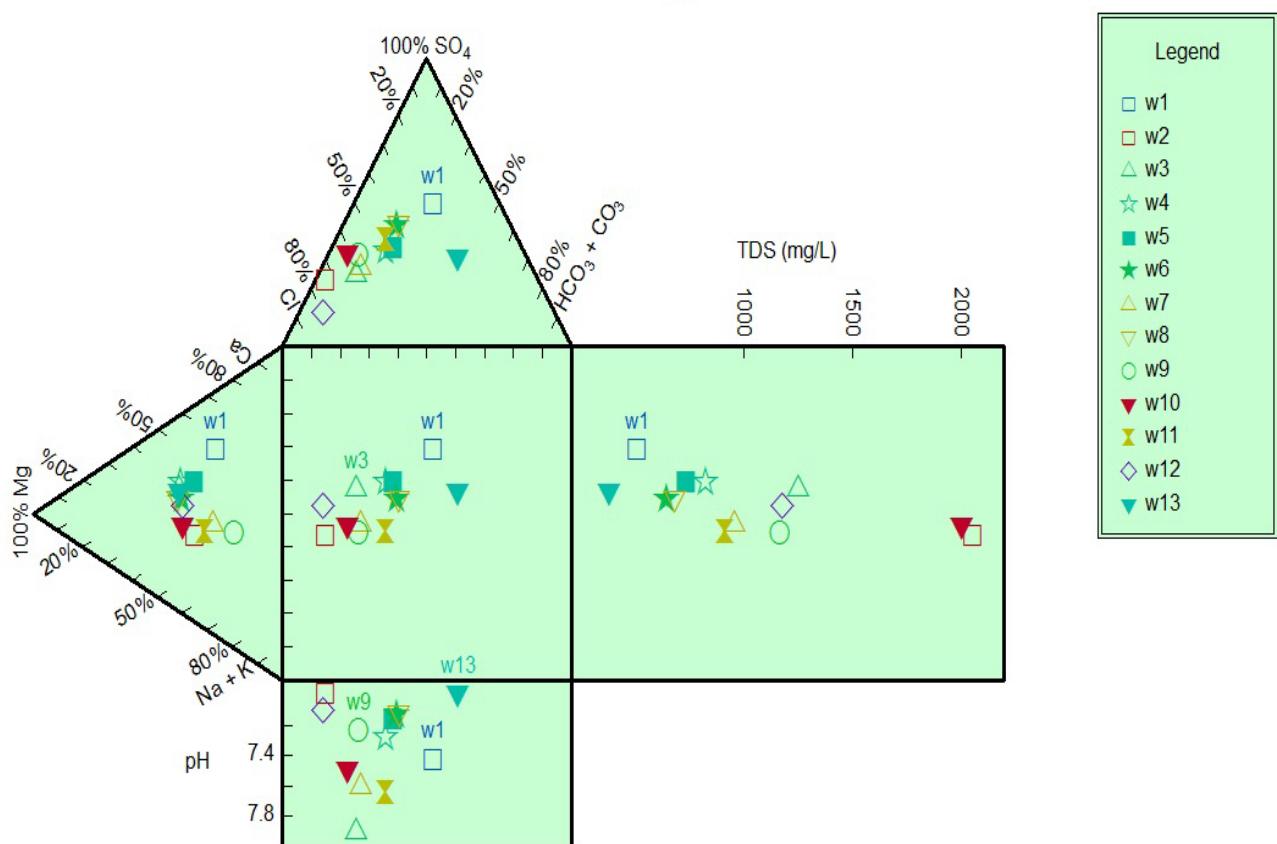


شکل ۴-۱۶- شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های مختلف در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مزج-جیلان

۴-۵-۶- نمودار دروو (Durov)

نمودار دروو در واقع شکل گسترش یافته و بسط یافته نمودار پایپر است (Hounslow, 1995). با توجه به این نمودار می‌توان به نوع فرآیندهای حاکم بر ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب پی برد. روند تغییرات نمونه‌ها در قسمت مستطیل شکل این نمودار نشان‌دهنده افزایش TDS است. بنابراین می‌توان گفت که اکثر نمونه‌ها تحت تأثیر فرآیند انحلال قرار گرفته‌اند و تعداد اندکی از نمونه‌ها نیز تحت تأثیر فرآیند تبادل یونی قرار دارند. همان‌طور که

در (شکل ۴-۱۷) نشان داده شده تیپ آب در اکثر نمونه‌های آب مورد مطالعه کلروره یا سولفات است که دلیل آن انحلال کانی‌های تبخیری نظیر هالیت و ژپس است.



شکل ۴-۱۷- نمودار دروو و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه روی آن

۴-۶- تحلیل داده‌های هیدروشیمیایی با استفاده از روش‌های آماری چند متغیره

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

۴-۶-۱- روش تحلیل همبستگی (به روش پیرسون)

در این پژوهش از روش همبستگی پیرسون برای توصیف رابطه بین پارامترهای هیدروشیمیایی استفاده گردید. پارامترهایی که $r > 0.7$ نشان می‌دهند به صورت همبستگی قوی، $0.5 < r < 0.7$ همبستگی متوسط و $r < 0.5$ همبستگی ضعیف در نظر گرفته می‌شوند (Oinam et al, 2012). در جدول (۴-۱۰) سختی کل همبستگی قوی و مثبتی با کلسیم ($r=1$) و سولفات ($r=0.699$) و همبستگی قوی با منیزیم ($r=0.699$) نشان می‌دهد، همبستگی بالای سختی کل با کلسیم و با منیزیم نشان می‌دهد که عمده‌ی سختی آب ناشی از کلسیم و منیزیم است. همبستگی بالای سختی کل با سولفات نشان می‌دهد که کلسیم و منیزیم به صورت ترکیبات سولفات در آب حضور دارند و بخش عمده سختی غیرکربناته (سختی دائم) آب را تشکیل می‌دهند. سختی موقت در اثر حضور کلسیم و منیزیم ایجاد شده و سختی دائم مربوط به دیگر املاح مانند سولفات، کلریدها یا نیترات است (Hounslow, 1995).

برای یافتن منشأ احتمالی کلسیم می‌توان از ضریب همبستگی بین کلسیم با سولفات استفاده کرد. با توجه به ضرایب همبستگی قوی کلسیم با سولفات ($r=0.699$) می‌توان منشأ کلسیم را سنگ‌های تبخیری حاوی کانی ژیپس در نظر گرفت. منیزیم همبستگی ضعیفی با سولفات ($r=0.5$) و بی‌کربنات ($r=0.3$) نشان می‌دهد. همچنین سولفات نمونه‌های آب احتمالاً از کانی‌های سولفاتی (ژیپس) 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 ($r=0.8$)، سدیم ($r=0.9$)، سولفات ($r=0.7$)، سختی کل ($r=0.9$)، کلر ($r=0.9$) نشان می‌دهد. همبستگی مثبت این املاح با هدایت الکتریکی نشان‌دهنده‌ی تأثیر زیاد انحلال سنگ‌ها در افزایش املاح آب است. برای تعیین منشأ شوری آب‌های زیرزمینی می‌توان از ارتباط بین کلر و سدیم استفاده کرد (Dixon and Chiswell 1992; Sami 1992). همبستگی مثبت و بالای این دو یون ($r=0.9$) نشان می‌دهد که بخشی از شوری آب در نتیجه انحلال هالیت می‌باشد.

جدول ۴-۱۰- همبستگی میان عناصر و برخی پارامترهای اندازه‌گیری شده برای نمونه‌های آب مورد مطالعه

	Ec	TH	Mg	Na	HCO3	SO4	Cl	Ca
Ec	۱							
TH	۰/۹۰۰**	۱						
Mg	۰/۸۰۱**	۰/۷۹۱**	۱					
Na	۰/۹۳۹**	۰/۷۴۳**	۰/۷۱۳**	۱				
HCO3	-۰/۶۵۱*	-۰/۴۸۵	-۰/۳۶۸	-۰/۷۳۰**	۱			
SO4	۰/۷۵۲**	۰/۶۹۹**	۰/۵۴۸	۰/۶۸۱*	-۰/۴۴۶	۱		
Cl	۰/۹۶۲**	۰/۸۹۵**	۰/۸۲۰**	۰/۹۱۷**	-۰/۵۸۰*	۰/۶۴۹*	۱	
Ca	۰/۹۰۰**	۱/۰۰۰**	۰/۷۹۱**	۰/۷۴۳**	-۰/۴۸۵	۰/۶۹۹**	۰/۸۹۵**	۱

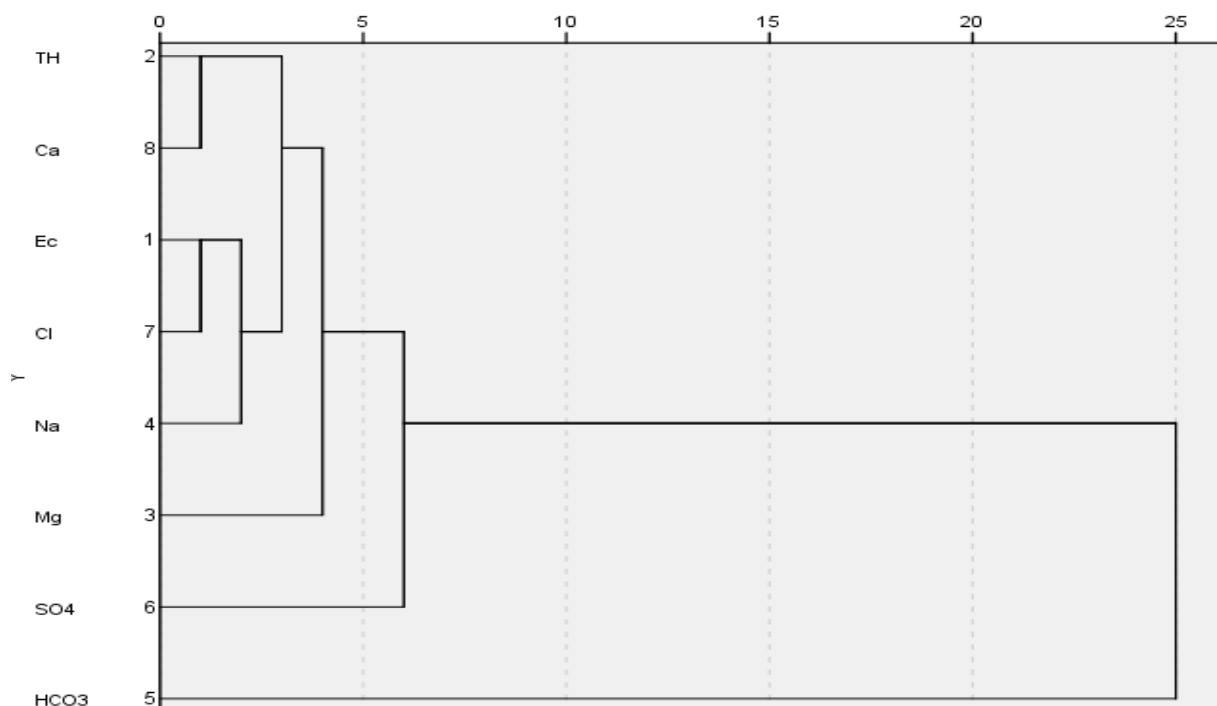
* Correlation is significant at 0.05 level (2-tailed)

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

۴-۶-۲- خوشه‌بندی سلسله مراتبی

هدف اصلی از به‌کارگیری روش آنالیز خوشه‌ای گروه‌بندی داده‌ها به خوشه‌هایی است که کمترین تفاوت درون‌گروهی و بیشترین اختلاف بین‌گروهی را داشته باشند. خوشه‌بندی سلسله مراتبی (HCA) 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 بر اساس آن انجام می‌پذیرد، فاصله است. مواردی که نزدیک یکدیگرند، در یک خوشه ادغام شده و مواردی که نسبت به یکدیگر فاصله بیشتری دارند، در خوشه‌های متفاوت قرار می‌گیرند. با توجه به شکل ۴-۱۸ نشان می‌دهد که متغیرهایی چون SO_4 , Mg , Na , Cl , EC , Ca , TH تشکیل خوشه‌های نزدیک به هم داده‌اند که نشان‌دهنده‌ی، یکسان بودن یا مشابه بودن منشأ این متغیرها در آبخوان منطقه است. علاوه بر

این بی‌کربنات در فاصله دورتر به این گروه از متغیرها می‌پیوندد و این نشان می‌دهد که این متغیر از انحلال سنگ‌های منطقه حاصل شده‌اند.



شکل ۴-۱۸- نمودار خوشه‌ای بین پارامترها، عناصر اصلی در نمونه‌های آب منطقه

۴-۷- بررسی غلظت یون نیتрат (NO_3^-) در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

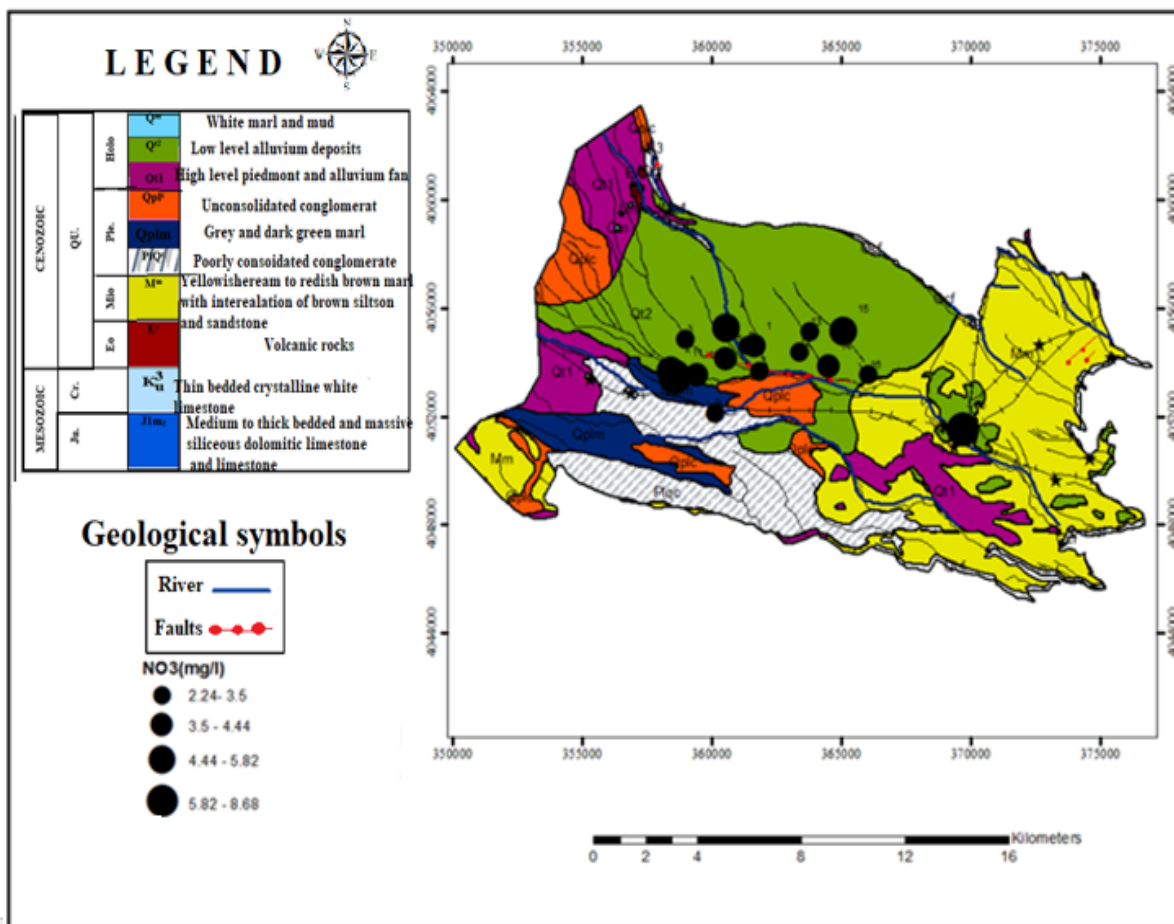
نیتروژن یک عنصر مغزی کلیدی برای گیاهان است. نیترات از کودهای شیمیایی، تجزیه گیاهان، کودهای حیوانی و دیگر باقیمانده‌های آلی به وجود می‌آید. شکل قابل مصرف نیتروژن برای گیاه، نیترات یا آمونیوم است، چنانچه نیترات در اثر استفاده بیش از حد از کودها وارد منابع آب زیرزمینی شود آلودگی این منابع را در پی خواهد داشت. از جمله اثرات سلامتی غلظت بالای نیترات در منابع آب و به‌ویژه آب شرب، پایین رفتن ظرفیت انتقال اکسیژن خون است که در موارد حاد می‌تواند به بیماری سندرم بچه آبی (Blue Baby Syndrome) منتهی شود. غلظت زیاد نیترات برای حیوانات نشخوارکننده مانند گاو و گوسفند نیز سمیت ایجاد می‌کند.

براساس معیارهای سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2003) و سازمان استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران حداکثر مجاز یون نیترات در آب آشامیدنی برحسب نیتروژن برابر با ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر است و بر حسب نیترات برابر با ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر 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 جذب مواد آلی و ذرات رس موجود در خاک می‌شود (Almasri and Kaluarachchi, 2007).

به منظور بررسی غلظت یون نیتрат در دشت مزج- جیلان، ۱۶ نمونه به طور تصادفی برداشت و مورد آنالیز (با روش طیفسنج نوری) قرار گرفت. موقعیت نقاط نمونه‌برداری و غلظت نیترات در آنها در جدول ۴-۱۰ و در شکل ۴-۱۹ آورده شده است. غلظت نیترات در نمونه‌های مورد مطالعه از ۲/۲۴ تا ۸/۶۸ میلی گرم بر لیتر تغییر می‌کند. اهمیت بررسی آلودگی نیترات در منطقه به دلیل گستردگی فعالیت‌های کشاورزی در دشت مزج - جیلان است. با توجه به (جدول ۴-۱۰) می‌توان نتیجه گرفت که دشت مزج - جیلان فاقد آلودگی نیترات است و میزان غلظت نیترات در منطقه زیر حد مجاز است و همین امر می‌تواند از دلایل وجود مناطق کشاورزی پرمحصول در مناطق دور از محدوده کال شور باشد. از لحاظ زیست‌محیطی دشت مزج- جیلان فاقد آلودگی نیترات می‌باشد.

جدول ۴-۱۱- مختصات نقاط نمونه‌برداری برای نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

مختصات چاه	UTMY	UTMX	نوع کاربری	شماره نمونه	NO3 (mg/L)
۳۶۱۶۵۹	۴۰۵۴۶۰۳	کشاورزی	W1	۳/۹۷	
۳۵۸۴۱۴	۴۰۵۳۷۰۱	کشاورزی	W2	۵/۶۱	
۳۵۹۰۰۵	۴۰۵۴۸۳۲	کشاورزی	W3	۲/۲۴	
۳۶۰۵۵۲	۴۰۵۵۲۶۹	کشاورزی	W4	۵/۸۲	
۳۶۰۵۳۳	۴۰۵۴۱۲۸	کشاورزی	W5	۴/۰۳	
۳۶۹۷۱۱	۴۰۵۱۴۸۸	کشاورزی	W6	۸/۶۸	
۳۶۱۸۴۳	۴۰۵۳۶۴۵	کشاورزی	W7	۲/۹۸	
۳۶۱۴۱۰	۴۰۵۴۵۷۷	کشاورزی	W8	۳/۵	
۳۶۰۱۵۳	۴۰۵۲۱۰۰	کشاورزی	W9	۳/۱۶	
۳۵۹۴۳۰	۴۰۵۳۵۳۰	کشاورزی	W10	۴/۴۴	
۳۵۸۶۰۹	۴۰۵۳۴۵۱	کشاورزی	W11	۸/۵۸	
۳۶۳۳۹۴	۴۰۵۴۳۶۰	کشاورزی	W12	۳/۲	
۳۶۳۸۰۴	۴۰۵۵۰۹۳	کشاورزی	W13	۲/۹	
۳۶۴۵۰۴	۴۰۵۳۸۴۹	کشاورزی	W14	۴/۲	
۳۶۵۰۹۶	۴۰۵۵۱۳۴	کشاورزی	W15	۵/۳	
۳۶۶۰۸۹	۴۰۵۳۵۱۶	کشاورزی	W16	۳/۴۲	



شکل ۴-۱۹- تغییرات غلظت یون نیتрат در منابع آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان

فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

منابع آب زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه‌خشک که دارای بارندگی کم و فقدان منابع آب سطحی قابل توجه هستند، اصلی‌ترین و بعضاً تنها منبع تأمین‌کننده آب به شمار می‌آید. دشت مزج- جیلان نیز که در شمال شرق شهرستان شاهرود از نظر اقلیمی در یک منطقه نیمه‌خشک قرار گرفته است. در این تحقیق کیفیت آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان با در نظر گرفتن فعالیت‌های کشاورزی در منطقه و تأثیر احتمالی واحدهای زمین‌شناسی مورد بررسی قرار گرفته است. به این منظور ۱۳ نمونه آب از چاه‌های حفر شده در این دشت برداشت گردید. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها آنالیز و اندازه‌گیری غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی در آزمایشگاه واقع در دانشگاه صنعتی شاهرود صورت گرفت. به منظور نمایش بهتر توزیع عناصر در چاه‌های منطقه نقشه‌های پراکندگی غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی، پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب رسم شده و تغییرات غلظت عناصر در آب زیرزمینی به توجه به جهت آب زیرزمینی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. همچنین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی مورد ارزیابی قرار گرفت. علاوه بر این نمونه‌برداری به منظور تشخیص آلودگی یون نیترات در منطقه صورت گرفت. فرآیندهای غالب کنترل‌کننده‌ی 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 منشأ احتمالی متغیرها استفاده شد. در این بخش، نتیجه‌گیری به دست آمده از بخش‌های مختلف این پژوهش به طور خلاصه آورده می‌شود.

۵-۲- نتایج مربوط به هیدروژئوشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه

بر اساس نقشه‌های هم میزان رسم شده غلظت یون‌های Ca , EC , Cl , Na , Mg , SO_4 و همچنین TDS , TH , EC در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه از غرب به شرق و شمال‌غربی به سمت جنوب‌شرقی (در جهت شیب هیدورلیکی)، روند افزایشی نشان می‌دهد. در این میان نمونه‌های نزدیک به رود کال شور به دلیل تأثیر این رود بر غلظت نمونه‌های آب دارای تغییرات افزایشی است. انحلال کانی‌های تبخیری، حرکت آرام آب زیرزمینی از مناطق تغذیه به سمت پایین‌دست دشت و به دنبال آن مدت زمان ماندگاری آب در بخش تخلیه (با توجه به شیب

هیدرولیکی کمتر) مهم‌ترین عواملی هستند که باعث بالا رفتن غلظت یون‌ها و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در جهت جریان گردیده‌اند. از طرف دیگر، تأثیر سازندهای موجود در منطقه (روته و لار) و تأثیر ضعیف فعالیت‌های انسان‌زادی مانند آب برگشتی کشاورزی به داخل آب زیرزمینی در چاه‌های اطراف زمین‌های زراعی موجب بالا رفتن غلظت نمونه‌ها گردیده است. بازه تغییرات pH در نمونه‌ها بین ۷ تا ۷/۹۱ متغیر است.

نتایج بررسی نمودارهای پاپیر، دروو و استیف نشان داد که تیپ آب برای ۷ نمونه کلروره، برای ۵ نمونه سولفات و برای یک نمونه بی‌کربناته است. رخساره آب ۸ نمونه کلسیک و برای ۵ نمونه سدیک است. با توجه به افزایش هم‌زمان یون‌ها در آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان به سمت منطقه تخلیه، می‌توان چنین تفسیر کرد که انحلال کانی‌های تبخیری، باعث بالا رفتن غلظت یون‌های حل‌شده در جهت جریان آب زیرزمینی گردیده است (به جز مناطق نزدیک به رود کال شور). نسبت‌های یونی نیز رخداد فرآیندهای انحلال هالیت و ژپس، رسوب کلسیت را نشان داد. رخداد فرآیندهای تبادل یونی نرمال در آب زیرزمینی دشت مزج- جیلان با استفاده از محاسبه نسبت‌های یونی مورد تأیید قرار گرفت. براساس محاسبه شاخص اشباع‌شدگی نیز مشخص گردید که تمام نمونه‌ها تقریباً نسبت به کانی‌های کلسیت، دولومیت، ژپس در وضعیت اشباع قرار دارند. شاخص اشباع‌شدگی هالیت بسیار منفی‌تر از سایر کانی‌های است که دلالت بر انحلال‌پذیری بالای این کانی دارد.

۵-۳- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای استفاده در اهداف کشاورزی

پارامتر شاخص شوری (Salinity Index) و مقادیر درصد سدیم (%Na) و نسبت جذب سدیم (SAR) و نمودار ویلکاکس، جهت بررسی مناسب بودن منابع آب زیرزمینی برای اهداف کشاورزی به کار گرفته شدند. بر اساس شاخص شوری، اکثر نمونه‌ها دارای میزان شوری متوسط تا کمی بالا هستند که مناسب برای آبیاری محصولات کشاورزی‌اند. نتایج محاسبه نسبت جذب سدیم نیز نشان داد که همه نمونه‌های آب، برای استفاده در کشاورزی مناسب هستند. در نهایت با استفاده از نمودار ویلکاکس، مشخص می‌شود که اکثر نمونه‌ها برای استفاده در کشاورزی مناسب‌اند.

۵-۴- بررسی آلودگی یون نیتрат در منابع آب زیرزمینی منطقه

اهمیت بررسی آلودگی نیترات در منطقه به دلیل گستردگی فعالیت‌های کشاورزی در دشت مزج - جیلان است. نتایج حاصل از آنالیز نشان داد که دشت مزج - جیلان فاقد آلودگی نیترات است و میزان غلظت نیترات در منطقه زیر حد مجاز است و همین امر می‌تواند از دلایل وجود مناطق کشاورزی پرمحصول در مناطق دور از محدوده کال شور باشد.

۵-۵- خلاصه ای از نتایج تحلیل‌های آماری چند متغیره

نتایج حاصل از تحلیل آماری داده‌های هیدروشیمیایی (همبستگی پیرسون و روش خوشه‌بندی سلسله مراتبی) نشان داد که عناصر از نظر شباهت و رتبه‌بندی آماری به دو گروه تقسیم می‌شوند: گروه اول شامل سدیم، کلسیم، منیزیم، کلر، سولفات، سختی کل، هدایت الکتریکی و گروه دوم شامل بی‌کربنات می‌باشند. این گروه‌بندی داده‌ها نشان‌دهنده مشابه بودن رفتار هیدروشیمیایی عناصر با منشأ یکسان متغیرهای اندازه‌گیری شده است.

۵-۶- پیشنهادها

۱- پیشنهاد می‌شود با انجام نمونه‌برداری سیستماتیک و در طی فصول مختلف اثر واحدهای زمین‌شناختی مختلف و منابع انسان‌زاد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی به طور دقیق‌تری مورد بررسی قرار گیرد.

۲- مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی، جهت ارزیابی دقیق‌تر حرکت عناصر در سیستم آب زیرزمینی، همچنین پیش‌بینی حدود آلودگی و آسیب‌پذیری آبخوان

۳- بررسی و مطالعه میزان فلزات سنگین موجود در آب‌های زیرزمینی دشت مزج - جیلان

۴- انجام مطالعات خاک‌شناسی و تعیین دقیق خواص خاک به‌ویژه در زمین‌های کشاورزی، و بررسی اثر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت مزج - جیلان .

منابع فارسی

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 محیط‌زیست، اسلامشهر، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اسلامشهر.

جعفریان م ب، جلالی ع، نقشه زمین‌شناسی ۱/۱۰۰۰۰۰ خوش‌یلاق (رامیان)، انتشارات سازمان زمین‌شناسی و اکتشاف معدنی کشور.

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

دهداری فر م و صالحی‌پور ف، (۱۳۹۲)، " بررسی تأثیر سموم آفت‌کش بر کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی" اولین همایش ملی آلاینده‌های کشاورزی و سلامت غذایی، چالش‌ها و راهکارها، اهواز، دانشگاه رامین خوزستان.

ذاکری ا، (۱۳۸۴) " گزارش تمديد ممنوعیت محدوده مطالعاتی دشت‌های میامی، مزج و جیلان"، کد محدوده مطالعاتی ۴۷۴۶، سال آبی ۱۳۸۵-۱۳۸۴. ص ۳۳.

زارع م، ریسی ع و کرم‌پور ف، (۱۳۸۶) "مطالعه ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع در سازندهای سخت شیرکوه یزد" سومین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران.

شمعانیان غ، رقیمی م، یخکشی ا و احمدی م ح (۱۳۸۴) "هیدروژئوشیمی منابع آب زیرزمینی در حوزه آبریز گرگانود - قره‌سو، استان گلستان" نهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران، تهران، انجمن زمین‌شناسی ایران، دانشگاه تربیت معلم.

صادقی، ز، (۱۳۹۴) "بررسی و کیفیت آب‌های زیرزمینی و منشأ آلودگی آن در محدوده قالچاچی و تأثیر آن بر محیط‌زیست اطراف" پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشگاه ارومیه، گروه زمین‌شناسی.

کریمی ح، پریزاد ص، (۱۳۸۹) " ارزیابی اثرات سازندهای زمین‌شناسی بر کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت ایوان، ایلام" پانزدهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران.

محمدی ا و کاظمی غ، (۱۳۹۲) " تأثیر سازندهای زمین‌شناسی بر کیفیت آب زیرزمینی آبخوان دشت شوقان (خراسان‌شمالی)" فصلنامه علمی پژوهشی علوم زمین، دوره ۲۳، شماره ۹۰، ص ۶۲-۵۵.

مقیمی، ه، (۱۳۸۵) "هیدروژئوشیمی"، چاپ اول، انتشارات دانشگاه پیام نور، ۲۱۸ ص.

References

- 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.
- Almasri, M., Kaluarachchi, J., (2007), "Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds", *Journal of Hydrology*, 343, p.211-229.
- Asghari Moghaddam, A., Allaf Najib, M., (2006), "Hydrogeological characteristics of the alluvial tuff aquifer of northern Sahand Mountain slope, Tabriz, Iran", *Hydrogeology*, 14, pp. 1319-1329.
- Babaei, A., Ahmadi Angali, K., Salimi, J., Ghaffarizadeh, F., Barjasteh Askari, F., Maroofi, N et al (2015). Assessment of Chemical quality of Drinking Water Supplies in Rural area of Neyshabour City in 2014. *Journal of Torbat Heydariyeh University of Medical Sciences*, 2 (4):58-53.
- Baghvand, A., Nasrabadi, T., Bidhendi, G. N., Vosoogh, A., Karbssi, A., & Mehrdadi, N. (2010). Groundwater quality degradation of an aquifer in Iran central desert. *Desalination*.
- Berner E. K., Berner R. A., (1987), "The global water cycle: geochemistry and environment", Prentice-Hall, Englewood Cliffs, pp.397.
- Burton, G.A., Jr., and Pitt, R.E., (2002). Storm effects handbook: A toolbox for watershed managers, Scientists, and engineers. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Canter.L.W., (1997), Nitrates in Groundwater, CRC press.
- 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.
- Devic, G., Djordjevic. D., & Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of the Total Environment*, 468, 933-942.
- 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.
- Drever, J. L., (1997), "The geochemistry of natural waters", 3 rd edn, Prentice-Hall, Upper Saddle, pp.437.
- Edmunds, W. M., Shand, P., Hart, P. and Ward, R. S., (2002), "The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study", *The Science of the Total Environment*, 310, pp.25-35.
- Esmaeili, A., & Moore, F. (2012). Hydrogeochemical assessment of groundwater in Isfahan province, Iran. *Environmental Earth sciences*, 67(1), 107-120.
- 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.
- Harter, T., Davis, H., Mathews, M. and Meyer, R., (2002), "Shallow groundwater quality on dairy farms with irrigated forage crops", *Journal of Contaminant Hydrology*, 55, pp.287-315.
- Hem, J. D., (1989), "Study and interpretation of chemical characteristics of Natural water". U.S.Geological Sureveywater_supply, pp.2254.
- Hounslow, A. (1995). *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC press.
- [Http://www.bom.gov.au/wat1/Pesticides](http://www.bom.gov.au/wat1/Pesticides) and Groundwater, *Land and water* Number 12, February, 1988/5M and May, 1989/5M.
- Isa, N. M., Aris, A. Z., & Sulaiman, W. N. A. W. (2012). Extent and severity of groundwater contamination based on hydrochemistry mechanism of sandy tropical coastal aquifer science of the Total Environment, 438, 414-425.
- Jalali, M., (2005), "Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran". *Ecosystems and Environmental*, 110, pp. 210-218.
- Jalali, M., (2010), "Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan Hamedan, Iran ". *Environ Geol*. 56:1479-1488.
- Jamshidzadeh, Z., & Mirbagheri, S.A. (2011). Evaluation of groundwater quantity and quality in the Kashan Basin, Central Iran. *Desalination*, 270(1), 23-30.
- Kass, A., Gavrieli, I., Yechicli, Y., Vengosh, A., & Starinsky, A. (2005). The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*. 300(1), 314-331.
- Klove, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kuaerner, J. ...& Pulido – Velazquez, M. (2013). Climate change impacts on groundwater and dependent ccosystems. *Journal of Hydrology*.
- Lottermoser, B. G., (2002), "Mobilization of heavy metals from historical smelting slag dumps, north queensland, Australia". *Mineral Mag* 66:475–490.
- Manahan, S.E.,(2000), "Environmental Chemistry", 7nd Edn, CRC Press, Boca Raton, FL, pp.1024.
- Marimon, M. P. C., Roisenberg, A., Suhogusoff, A. V., & Viero, A. P. (2013). Hydrogeochemistry and statistical analysis applied to understand fluoride provenance in the Guarani Aquifer System. Southern Brazil. *Environmental geochemistry and health*, 35(3), 391-403.
- Mills, B., (2003), "Interpreting Water analysis for crop and pasture" File No. FS0334, DPIs Agency for Food Fiber Sciences, pp. 922.

- Nas, B., Berktaş, A., (2006). "Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective ". *Journal of Environmental Management*. 79:30-37.
- Nosrati, k., Eeckhout, M. V.D., (2011), "Assessment of groundwater quality using multivariate statistical techniques in Hashtgerd Plain, Iran", *Environmental Earth Sciences*, 65, pp.331-344.
- Oinam, J. D., Ramanathan, A. L., & Singh, G. (2012). Geochemical and statistical evaluation of groundwater in Imphal and Thoubal district of Manipur, India. *Journal of Asian Earth Sciences*, 48, 136-149.
- Pang.Z., Yuan. L., Huang. T., (2012), Integrated assessment on groundwater nitrate by unsaturated zone probing and aquifer sampling with environmental tracers, *Environmental Pollution*, Vol: 171, p: 226-233.
- Piper A. M., (1944), "A graphical procedure in the geochemical interpretation of water-analysis" *American Geophysical Union Transactions*, 25, pp. 914-923.
- Raju, N.J., Ram, P., & S. (2009). "Groundwater quality in the Lower Varuna River Basin, Varanasi District, Uttar". *Pradesh.J.Geol Soc India*, 73:178-192.
- Rajomohan, N., Elango, L. (2004). "Identification and evolution of hydrogeochemical processes in the groundwater environment in an area of the Palar and Cheyyar River Basins, Southern India" *Environ Geol.*, 46:47-61.
- Ravikumar, P, Venkatesharaju, k., & Somashekar, R.K, (2010). Major ion chemistry and hydrochemical studies of groundwater of Bangalore South Taluk, India, *Environmental monitoring and assessment*, 163(1-4), 643-653.
- Ravikumar, P, and Somashekar, R.K, Angami, M. (2011). "Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markanddeya River basin, Belgaum, District, Karnataka, State, India" *Environ Monit Assess.*, 173:459-487.
- Richards, L. A., (1954). "Diagnosis and improvement of saline and alkali soils", U.S. Department of Agriculture Hand Book, No.60, pp.160.
- Rozemeijer, J. C., Broers, H. P., Van Geer, F.C., & Bierkens, M. F.P. (2009). Weather induced temporal variations in nitrate concentrations in shallow groundwater. *Journal of hydrology*.378 (1), 119-127.
- Subyani, A.M., (2005), "Hydrochemical identification and salinity problem of groundwater in WadiYalamlam basin, Western Soudia Arabia", *Arid Environments*, 60, pp. 53-66.
- Todd, D. K., (1959). "Groundwater hydrology", New York: Wiley, pp. 535. UNESCO, pp. 158.
- Todd, D. K., & Mays, L. W. (2005). *Groundwater hydrology* edition. Wiley. New Jersey.
- W.H.O, (2004): "Guidelines for Drinking- water Quality", Vol recommendations, 3rded. World Health Organization, Geneva.

-W.H.O, (2008): "Guidelines for Drinking- water Quality", Geneva, World Health Organization, 3 rd ed, 1, pp.668.

-W.H.O, (2011): "Guidelines for Drinking- water Quality", World Health Organization, 4th ed, pp.564.

- Wilcox, L. (1955). "Classification and use of irrigation waters". In USDA, Circular 969[Z]., Washington, DC, USA.

-Wilcox, L. V., (1995), "Classification and use of irrigation waters". Washington: US Department of Agriculture, pp. 19.

-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.

-Yun.S., Choi.B., Kim.K., Kim.K., Lee.J., Han.J., (2013), A mesocosm study on biogeochemical role of rice paddy soils in controlling water chemistry and nitrate attenuation during infiltration, Ecological Engineering, Vol:53, p: 89-99.

-Zaporozec, A. (2004). "Groundwater contamination inventory", United States of America. UNESCO, pp. 158.

Abstract

Groundwater resources are among the most important sources of water used in agriculture and drinking, and therefore evaluating the hydrochemical characteristics of these resources is of very critical. The present study was carried out to evaluate the environmental hydrogeochemical properties of groundwater resources of Mazj-Jilan plain (Semnan province). For this purpose, 13 groundwater samples were taken from different abstraction wells throughout the plain. It was generally found that the concentration of the major ions (anions and cations) and physicochemical parameters (EC, TDS, pH) increased from the recharge zone towards the aquifer discharge along the direction flow of groundwater (except for samples near the of Kal-Shoor River that shows different trends). Regarding spatial variation of parameters and evaluation of the saturation indices of the main minerals, and also the calculation of some ionic ratios, it was revealed that dissolution of evaporative minerals, ion exchange, the existence of Kal-Shoor River and possibly mixing is the most important factor controlling the hydrochemical characteristics of the groundwater resources of Mazj-Jilan plain. Based on the Piper diagram, Dorov and Stiff diagrams, the hydrochemical types of water are found to be chlorine for 7 samples, sulfate for 5 samples and one sample is of bicarbonate type. Also, hydrochemical facies are found to be calcic samples for 8 water samples and sodic for 5 samples. In order to evaluate the effect of agricultural activities on groundwater quality, nitrate concentration was determined and it was revealed nitrate concentrations in all investigated wells (on average 5.82 mg/l) were below the maximum permissible level. The results of the statistical analysis of the hydrochemical data (Pearson correlation and hierarchical clustering method) showed that the parameters were divided into two groups in terms of similarity and statistical relationships: the first group consisted of sodium, calcium, magnesium, chlorine, sulfate, total hardness, EC and the second group contains bicarbonate and pH. This data grouping shows the similarity of the hydrosmithic behavior of variables of the same origin as measured variables.

Keywords: Groundwater resources, Mazj-Jilan plain, Environmental hydrogeochemistry, Nitrate



Shahrood University of Technology
Faculty of Earth Sciences
M.Sc Thesis in Environmental geology

**Environmental Hydrogeochemistry of Groundwater Resources of the
Mazj-Jilan Plain, (Shahrood)**

By:
Zahra Molaei

Supervisor:
Dr. Afshin Qishlaqi

June 2018