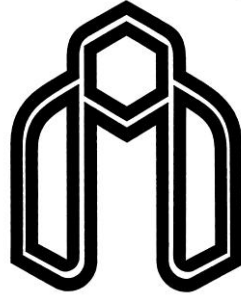


بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه شاهرود

دانشکده علوم زمین

گروه آبشناسی و زمین‌شناسی زیست‌محیطی

پایان‌نامه کارشناسی ارشد

عنوان:

ارزیابی آلودگی یون نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود

مریم کلاتگی

استاد راهنما

دکتر هادی جعفری

بهمن ۱۳۹۳

مقاله های مستخرج از این پایان نامه

- ۱- ارزیابی هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود، هفتمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، ۱۳۹۳.
- ۲- ارزیابی آلودگی یون نترات در منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود، هفتمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، ۱۳۹۳.

دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده: علوم زمین

گروه: آبشناسی و زمین شناسی زیست محیطی

پایان نامه کارشناسی ارشد خانم مریم کلاتگی

تحت عنوان: ارزیابی آلودگی یون نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود

در تاریخ ۹۳/۱۱/۱۳ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی مورد ارزیابی و با درجه معالی مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
—	نام و نام خانوادگی:		نام و نام خانوادگی: دکتر هادی جعفری

امضاء	نماینده تحفیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی: دکتر حبیب الله		نام و نام خانوادگی: دکتر غلامحسین کریمی
			نام و نام خانوادگی: دکتر افشین قشلاقی
		—	نام و نام خانوادگی:
		—	نام و نام خانوادگی:



دانشگاه گیلان

مدیریت تحصیلات تکمیلی
فرم شماره (۶)

باسمه تعالی

شماره:
تاریخ:
ویرایش:

فرم صورت جلسه دفاع از پایان نامه تحصیلی دوره کارشناسی ارشد

با تأییدات خداوند متعال و با استعانت از حضرت ولی عصر (عج) نتیجه ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم مریم کلاتگی رشته زمین شناسی گرایش زیست محیطی تحت عنوان ارزیابی آلودگی یون نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود که در تاریخ ۹۳/۱۱/۱۳ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می گردد:

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

۱- عالی (۲۰ - ۱۹)

۲- خوب (۱۷/۹۹ - ۱۶)

۳- بسیار خوب (۱۸/۹۹ - ۱۸)

۴- قابل قبول (۱۵/۹۹ - ۱۴)

۵- نمره کمتر از ۱۴ غیر قابل قبول

امضاء	مرتبه علمی	نام و نام خانوادگی	عضو هیأت داوران
	استادیار	هادی جعفری	۱- استادراهما
	-	-	۲- استاد مشاور
	دانشیار	حبیب اله قاسمی	۳- نماینده شورای تحصیلات تکمیلی
	دانشیار	علامحین کریمی	۴- استاد ممتحن
	استادیار	افشین قشلاقی	۵- استاد ممتحن

رئیس دانشکده: دکتر پرویز امیدی
امضاء

تعهد نامه

اینجانب مریم کلاتگی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین‌شناسی زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه ارزیابی آلودگی یون نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود تحت راهنمایی دکتر هادی جعفری متعهد می‌شوم.

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

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.

تقدیم به اولین آموزگارم،

روانشادیدرم که محبت یایش راهرگز فراموش نخواهم کرد

تقدیم به مادرم،

که در تمام دوران زندگی ام دلسوز من بوده است

قدردانی

حمد و سپاس فراوان به درگاه خداوند متعال که مراد انجام این تحقیق یاری فرمود و نعم طهره‌ای از دریای بی‌کران علم را روزی ام کردانید. بر خود لازم می‌دانم از زحمات و راهنمایی‌های استاد گرانقدرم جناب آقای دکتر مهدی جعفری که افتخار راهنمایی این پایان‌نامه را از جانب ایشان داشته‌ام کمال تشکر را بنمایم. از اساتید ارجمند، جناب آقای دکتر غلامحسین کریمی و آقای دکتر افشین قشلاقی که قبول زحمت فرموده و داوری این پایان‌نامه را منتقل شدند نیز کمال تشکر و قدردانی را دارم.

در پایان از کلیه اساتید فرهیخته و بزرگوارم در طول دوره تحصیلی کارشناسی و کارشناسی ارشد از جمله آقایان دکتر کاظمی، دکتر طاهری، دکتر امیدی و خانم دکتر دهرآزما که در محضر پر فیض‌شان بهره‌برده‌ام، صمیمانه تشکر می‌نمایم.

مریم کلاتکی

بهمن ۱۳۹۳

چکیده

آب‌های زیرزمینی به دلیل کیفیت خوب و تقریباً ثابت و بهره‌برداری آسان، مهم‌ترین منبع آب، به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌باشند. در چند دهه اخیر، مصرف کودهای نیتروژن‌دار در زمین‌های کشاورزی و نشت از شبکه‌های دفع فاضلاب در مناطق شهری، سبب ورود یون نترات به آبخوان‌های زیرزمینی و آلودگی آنها گردیده است. با توجه به وجود منابع آلاینده مختلف و اهمیت منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود، هدف از انجام این تحقیق بررسی آلودگی یون نترات و توزیع تغییرات آن در منابع آب زیرزمینی این دشت می‌باشد. به منظور انجام این تحقیق ۵۸ حلقه چاه برای نمونه‌برداری انتخاب گردید و نمونه‌برداری از آنها در اواخر اردیبهشت ماه سال ۱۳۹۳ انجام شد. پارامترهای هدایت الکتریکی و pH در محل نمونه‌برداری و یون‌های نترات و فسفات در آزمایشگاه اندازه‌گیری گردید. نتایج حاصل نشان داد هدایت الکتریکی به سمت جنوب منطقه به دلیل تأثیر سازندهای مارنی ژئوپس‌دار افزایش و در مناطق میانی آبخوان به دلیل تأثیر تغذیه کاهش یافته است. مقادیر pH نیز در منطقه شهری و حاشیه جنوب آبخوان کاهش نشان داده است. کمترین مقدار غلظت نترات ۱/۶ میلی‌گرم بر لیتر در چاه مجاور با شرکت نفت و بیشترین مقدار غلظت آن ۱۴۸ میلی‌گرم بر لیتر در مرکز شهر مشاهده شد. بررسی مکانی یون نترات نشان داد در کاربری زمین شهری غلظت یون نترات تحت تأثیر فاضلاب شهری به بیشتر از حد استاندارد خود رسیده و در مناطق کشاورزی به دلیل ریز بودن بافت خاک و آبشویی کم نترات، غلظت یون نترات ناچیز بوده است. تغییرات زمانی غلظت نترات در منطقه شهری نیز نشان داد سالانه ۱/۶ میلی‌گرم بر لیتر بر غلظت نترات افزوده می‌شود. یون نترات در منطقه شهری و کشاورزی با هدایت الکتریکی روندی معکوس داشته و در منطقه شهری روندی مستقیم با pH و روندی غیرمستقیم با عمق آب زیرزمینی داشته است. مقادیر اندازه‌گیری شده فسفات در آبخوان از ۰/۳۱ تا ۶/۳۷ تغییر می‌کند.

کلمات کلیدی: یون نترات، هیدروژئوشیمی، آب زیرزمینی، آبخوان شاهرود

فهرست مطالب

فصل اول: مقدمه

- ۱-۱ بیان مسئله و هدف از انجام مطالعه ۱
- ۲-۱ موقعیت جغرافیایی محدوده مورد مطالعه ۲
- ۳-۱ هیدروژنولوژی آبخوان شاهرود ۳
- ۴-۱ زمین‌شناسی محدوده‌ی مورد مطالعه ۴
- ۱-۴-۱ چینه‌شناسی منطقه ۴
- ۲-۴-۱ زمین‌شناسی ساختمانی ۹
- ۵-۱ مورفولوژی و توپوگرافی منطقه ۱۱
- ۶-۱ آب و هوای منطقه مورد مطالعه ۱۲

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

- ۱-۲ مقدمه ۱۵
- ۲-۲ چرخه نیتروژن ۱۶
- ۳-۲ فرایندهای تغییر و تبدیل نترات ۱۷
- ۱-۳-۲ تثبیت (Fixation) ۱۸
- ۲-۳-۲ آمونیاک‌زایی (Ammonification) ۱۸
- ۳-۳-۲ سنتز (Synthesis) ۱۸
- ۴-۳-۲ نترات‌زائی (Nitrification) ۱۹
- ۵-۳-۲ نترات‌زدائی (Denitrification) ۱۹
- ۴-۲ تبدیلات نیتروژن ۲۰
- ۵-۲ چرخه نیتروژن در خاک و آب زیرزمینی ۲۳

- ۶-۲ منابع نیترات آب زیرزمینی ۲۳
- ۱-۶-۲ منابع طبیعی ۲۴
- ۲-۶-۲ منابع انسانی ۲۴
- ۱-۲-۶-۲ منابع کشاورزی ۲۴
- ۲-۲-۶-۲ منابع شهری ۲۴
- ۳-۲-۶-۲ منابع صنعتی ۲۵
- ۴-۲-۶-۲ فضولات حیوانی ۲۵
- ۷-۲ اثرات غلظت زیاد نیترات بر سلامت ۲۶
- ۸-۲ مروری بر برخی مطالعات انجام شده در مورد نیترات در منابع آب زیرزمینی ۲۸

فصل سوم: روش انجام تحقیق

- ۱-۳ مقدمه ۳۵
- ۲-۳ جمع‌آوری آمار و اطلاعات کیفی آب زیرزمینی ۳۶
- ۳-۳ بررسی‌های زمین‌شناسی ۳۶
- ۴-۳ نمونه‌برداری از آب‌های زیرزمینی منطقه ۳۷
- ۵-۳ تحلیل داده‌های هیدروژئوشیمیایی منطقه ۳۹

فصل چهارم: ارزیابی هیدروژئوشیمیایی آبخوان شاهرود با تأکید بر آلودگی یون نیترات

- ۱-۴ مقدمه ۴۱
- ۲-۴ بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آبخوان شاهرود ۴۲
- ۱-۲-۴ هدایت الکتریکی ۴۲
- ۲-۲-۴ بررسی مقادیر pH آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود ۴۵
- ۳-۲-۴ تغییرات غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها در آب زیرزمینی دشت شاهرود ۴۷
- ۴-۲-۴ تعیین تیپ نمونه‌های آب ۵۰
- ۵-۲-۴ تغییرات زمانی پارامترهای هیدروژئوشیمیایی ۵۲

- ۶-۲-۴ بررسی کیفی آبخوان شاهرود برای مصارف کشاورزی ۵۶
- ۳-۴ بررسی مقادیر نیترات آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود ۵۷
- ۴-۴ بررسی عوامل مؤثر بر غلظت یون نیترات در آبخوان شاهرود ۵۸
- ۱-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با هدایت الکتریکی ۵۹
- ۲-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با نوع کاربری زمین ۵۹
- ۳-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با بافت خاک ۶۰
- ۴-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با جریان‌های تغذیه کننده دشت ۶۱
- ۵-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با pH ۶۲
- ۶-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با عمق آب زیرزمینی ۶۲
- ۷-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با یون‌های اصلی ۶۳
- ۵-۴ بررسی مقادیر فسفات آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود ۶۵
- ۶-۴ همبستگی بین یون نیترات و متغیرهای مختلف کیفی ۶۷
- ۷-۴ بررسی تغییرات زمانی نیترات در منطقه شهری ۶۸
- ۸-۴ بررسی استانداردهای ملی و بین‌المللی غلظت نیترات در آب آشامیدنی ۷۱

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

- ۱-۵ مقدمه ۷۳
- ۲-۵ نتایج ۷۳
- ۳-۵ پیشنهادها ۷۷
- منابع ۷۹

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱) موقعیت جغرافیایی محدوده‌ی مطالعاتی و راههای ارتباطی ۲
- شکل ۲-۱) موقعیت آبخوان شاهرود بر روی تصویر ماهواره‌ای ۳
- شکل ۳-۱) نقشه زمین‌شناسی شاهرود ۱۰
- شکل ۴-۱) تصویر سه‌بعدی منطقه مورد مطالعه ۱۱
- شکل ۵-۱) منحنی آمپروترمیک دشت شاهرود برای یک دوره آماری ده ساله (۹۰-۱۳۸۰) ۱۳
- شکل ۱-۲) چرخه نیتروژن (Rivett et al., 2008) ۱۷
- شکل ۲-۲) اثر دما و pH بر توزیع یون‌های آمونیاک و آمونیوم ۲۱
- شکل ۱-۳) موقعیت آبخوان در محیط Google Earth ۳۷
- شکل ۲-۳) موقعیت نقاط نمونه‌برداری در آبخوان شاهرود برای اندازه‌گیری غلظت نترات ۳۸
- شکل ۳-۳) موقعیت چاه‌های انتخابی در آبخوان شاهرود برای اندازه‌گیری یون‌های اصلی ۳۹
- شکل ۱-۴) نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی (EC) در آبخوان دشت شاهرود ۴۳
- شکل ۲-۴) سازندهای مارنی جنوب منطقه ۴۴
- شکل ۳-۴) تغییرات هدایت الکتریکی در زون یک (I) ۴۵
- شکل ۴-۴) نقشه تغییرات pH در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود ۴۶
- شکل ۵-۴) نمایی از رسوبات قرمز رنگ در حاشیه جنوب شرق آبخوان ۴۷
- شکل ۶-۴) نقشه تغییرات یون‌های سدیم (Na) و کلر (Cl) در آبخوان شاهرود ۴۹
- شکل ۷-۴) نقشه تغییرات یون بی‌کربنات (HCO_3) در آبخوان شاهرود ۵۰
- شکل ۸-۴) نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های برداشت شده از چاه‌های انتخابی بر روی آن ۵۱
- شکل ۹-۴) تیپ نمونه‌های آب زیرزمینی دشت شاهرود ۵۲
- شکل ۱۰-۴) نمودار تغییرات هدایت الکتریکی در برابر زمان برای چاه‌های جنوب شرق آبخوان ۵۳

- شکل ۴-۱۱) شاخص اشباع شدگی (SI) کانیهای اصلی در نمونه‌های آب ۵۳
- شکل ۴-۱۲) تغییرات زمانی هدایت الکتریکی در تعدادی از چاه‌های انتخابی آبخوان شاهرود ۵۴
- شکل ۴-۱۳) تغییرات زمانی یون‌ها در بخش‌های مختلف آبخوان شاهرود ۵۵
- شکل ۴-۱۴) نمودار ویلکوکس مربوط به نمونه‌های برداشت شده از آبخوان شاهرود ۵۶
- شکل ۴-۱۵) تغییرات غلظت یون نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود ۵۸
- شکل ۴-۱۶) تغییرات غلظت یون نیترات در برابر هدایت الکتریکی در مناطق شهری و کشاورزی ۵۹
- شکل ۴-۱۷) کاربری زمین در محدوده آبخوان شاهرود و ارتباط آن با تغییرات غلظت یون نیترات ۶۰
- شکل ۴-۱۸) نقشه بافت خاک دشت شاهرود ۶۱
- شکل ۴-۱۹) تغییرات غلظت یون نیترات در برابر pH آب زیرزمینی در مناطق شهری و کشاورزی ۶۲
- شکل ۴-۲۰) تغییرات غلظت یون نیترات با عمق آب زیرزمینی در مناطق شهری و کشاورزی ۶۳
- شکل ۴-۲۱) رابطه بین غلظت یون نیترات با سایر یون‌های موجود در آب ۶۴
- شکل ۴-۲۲) نمودار TDS در برابر $\text{NO}_3+\text{Cl}/\text{HCO}_3$ ۶۵
- شکل ۴-۲۳) تغییرات غلظت یون فسفات در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود ۶۶
- شکل ۴-۲۴) رابطه بین یون نیترات و فسفات در مناطق شهری و کشاورزی ۶۷
- شکل ۴-۲۵) پراکندگی غلظت یون نیترات در محدوده شهر شاهرود سال ۱۳۸۴ ۶۹
- شکل ۴-۲۶) پراکندگی غلظت یون نیترات در محدوده شهر شاهرود سال ۱۳۹۳ ۶۹
- شکل ۴-۲۷) انطباق نقشه‌های هم‌نیترات سال ۱۳۸۴ و ۱۳۹۳ ۷۰
- شکل ۴-۲۸) نقشه تغییرات زمانی نیترات طی سال‌های ۱۳۸۴ تا ۱۳۹۳ ۷۰
- شکل ۴-۲۹) نمودار تغییرات یون نیترات و مقایسه آن با استانداردهای WHO و EPA ۷۲

فهرست جدول‌ها

- جدول (۱-۱) آمار بارندگی و دما برای یک دوره ده ساله از سال ۹۰-۱۳۸۰ (امور آب شاهرود) ۱۲
- جدول (۲-۱) رده‌بندی اقلیمی دومارتن ۱۳
- جدول (۱-۲) گونه‌های مختلف نیتروژن (Canter, 1997) ۱۷
- جدول (۲-۲) فرایندها و محصولات ناشی از فرایند تثبیت نیتروژن (Canter, 1997) ۱۸
- جدول (۱-۴) مقادیر اندازه‌گیری شده هدایت الکتریکی، PH، نیترات و فسفات ۴۲
- جدول (۲-۴) غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در نمونه‌های برداشت شده از چاه‌های انتخابی ۴۸
- جدول (۳-۴) ماتریس همبستگی بین یون نیترات و متغیرهای مختلف کیفی ۶۸
- جدول (۴-۴) استانداردهای ملی و بین‌المللی غلظت نیترات آب آشامیدنی ۷۱

فصل اول: مقدمه

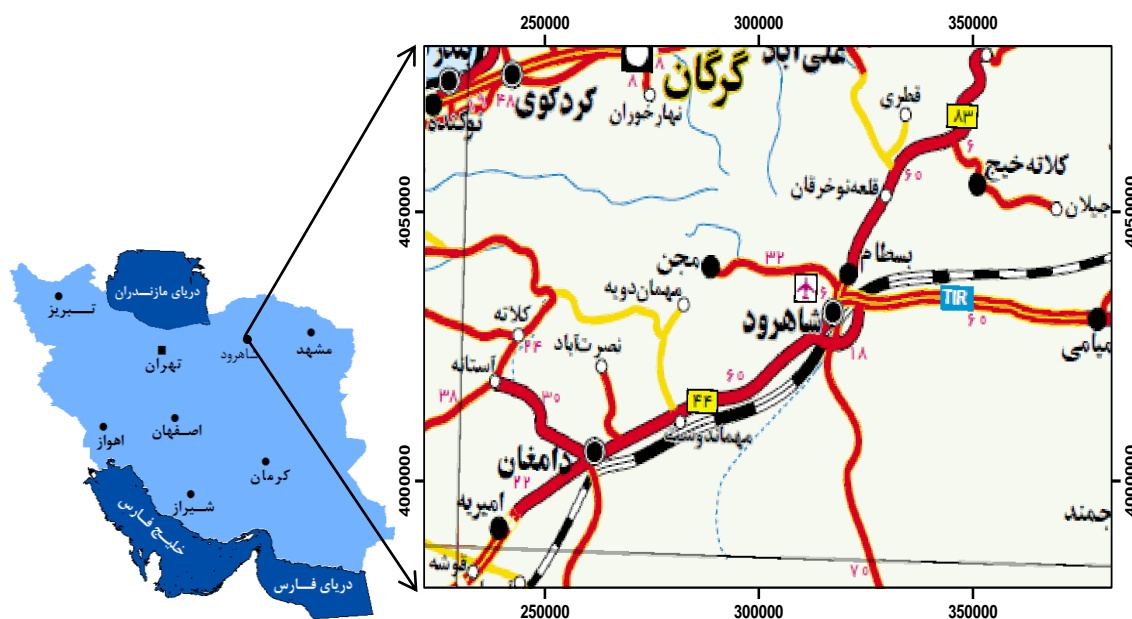
۱-۱ بیان مسئله و هدف از انجام مطالعه

آب زیرزمینی به عنوان یک منبع آب شیرین در بسیاری از مناطق جهان مورد بهره‌برداری قرار گرفته و استفاده از آن منبع مهم در کشاورزی، صنعت و شرب افزایش یافته است. در مناطق خشک و نیمه‌خشک به دلیل فقدان منابع آب سطحی دائمی و کم‌بودن ریزش‌های جوی، منابع آب زیرزمینی اهمیت بیشتری می‌یابد. امروزه افزایش جمعیت، رشد کشاورزی و صنعت باعث افزایش بهره‌برداری از آبخوان‌ها و تخریب کیفیت آنها گردیده است. شهرسازی و رشد جمعیت، استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها در زمین‌های کشاورزی و توسعه صنعتی باعث آلودگی منابع آب زیرزمینی شده است. در بین آلاینده‌های مختلف، یون نیترات یکی از مهمترین آلاینده‌هایی است که به منابع آب زیرزمینی راه می‌یابد. یون نیترات در آب بسیار محلول بوده و غلظت بالای آن در آب زیرزمینی بر سلامت انسان‌ها و حیوانات اثر گذاشته و منجر به بیماری در آنها خواهد شد.

دشت شاهرود در استان سمنان با وسعتی در حدود ۵۴۰ کیلومتر مربع مهمترین منبع تأمین آب جهت مصارف مختلف می‌باشد. امروزه آبخوان شاهرود تحت تأثیر منابع آلوده‌کننده‌ای مانند فاضلاب‌های شهری، پساب کشاورزی و آلوده‌کننده‌های صنعتی است. این منابع می‌توانند یون نیترات را به آب‌های زیرزمینی وارد کنند. نظر به اهمیت منابع آب زیرزمینی دشت شاهرود، هدف از انجام این مطالعه بررسی غلظت یون نیترات در آبخوان شاهرود با توجه به منابع آلاینده آن می‌باشد. بررسی مکانی و زمانی غلظت نیترات، عوامل کنترل کننده و مؤثر بر غلظت آن و رابطه غلظت نیترات با سایر پارامترها از دیگر اهداف این مطالعه می‌باشد.

۲-۱ موقعیت جغرافیایی محدوده مورد مطالعه

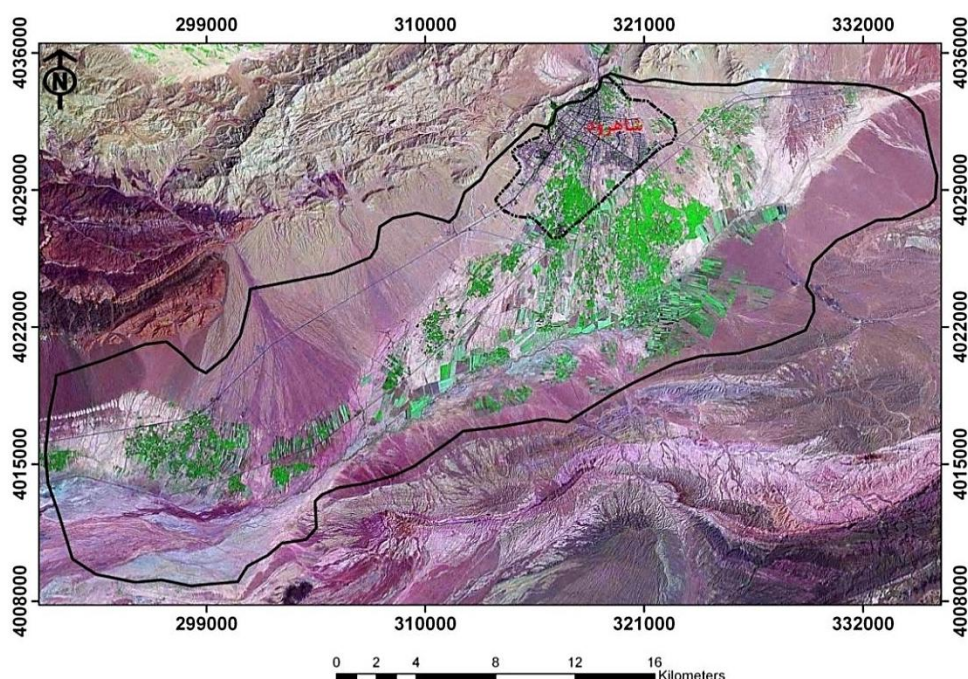
محدوده مطالعاتی شاهرود یکی از زیرحوضه‌های اصلی حوضه آبرگیر کویر مرکزی ایران بوده که در شمال این حوضه آبرگیر قرار دارد. دشت شاهرود در مسیر جاده اصلی تهران- مشهد، حد فاصل عرض‌های جغرافیایی $۳۶^{\circ} ۱۲'$ و $۳۶^{\circ} ۲۶'$ شمالی و طول‌های جغرافیایی $۵۴^{\circ} ۴۰'$ تا $۵۵^{\circ} ۱۰'$ شرقی قرار دارد. این دشت در جهت شمال شرق- جنوب غرب امتداد یافته و بین ارتفاعات تپال در شمال و غرب و تپه ماهورهای مارنی- گچی میوسن در جنوب قرار گرفته و از طرف جنوب غرب به دشت دامغان و از شرق نیز به حوضه آبرگیر میامی محدود می‌گردد. این دشت از آبرفت‌ها و نهشته‌های رودخانه‌ای عهد حاضر پوشیده شده که در بخش‌های شمالی و حاشیه ارتفاعات، غالباً درشت دانه بوده و به سمت جنوب و جنوب غرب، با کاهش شیب توپوگرافی به رسوبات رسی و ریزدانه تبدیل می‌شود. خروجی حوضه آبرگیر بسطام (دشت بسطام- کال محمودآباد) و رودخانه مجن، در جهت شمال شرق به دشت شاهرود مرتبط بوده و آوردهای رسوبی و جریان‌های سطحی و زیرزمینی، غالباً از این بخش وارد دشت شاهرود می‌گردند. شکل (۱-۱) موقعیت محدوده‌ی مطالعاتی دشت شاهرود و راههای ارتباطی آن را نشان می‌دهد.



شکل (۱-۱) موقعیت جغرافیایی محدوده‌ی مطالعاتی و راههای ارتباطی

۳-۱ هیدروژئولوژی آبخوان شاهرود

آبخوان شاهرود یک آبخوان آزاد می‌باشد که در محدوده دشت شاهرود قرار دارد. مهمترین ورودی‌های آن نفوذ آب بارندگی، پساب‌های شهری، آب برگشتی کشاورزی، جریان آب زیرزمینی از سازندهای مجاور و مهمترین خروجی آن برداشت از چاه‌ها می‌باشد. تصویر ماهواره‌ای آبخوان شاهرود در شکل (۲-۱) ارائه شده است. شهر شاهرود در قسمت شمال شرق آبخوان واقع شده است.



شکل (۲-۱) موقعیت آبخوان شاهرود بر روی تصویر ماهواره‌ای

۳۱۵ حلقه چاه، آب زیرزمینی آبخوان را به منظور تأمین آب آشامیدنی، صنعتی و کشاورزی بهره‌برداری می‌کنند. تعداد ۴۰ حلقه چاه پیژومتری در دشت شاهرود حفاری شده که اندازه‌گیری سطح آب زیرزمینی در آنها انجام می‌شود. جهت غالب جریان آب زیرزمینی از سمت شمال شرق به سمت جنوب غرب آبخوان می‌باشد. بیشترین میزان جریان آب زیرزمینی ورودی به آبخوان شاهرود از سمت شمال شرق و بیشترین خروجی آن از سمت جنوب غربی منطقه صورت می‌گیرد (ولی‌زاده، ۱۳۹۲).

۴-۱ زمین‌شناسی محدوده‌ی مورد مطالعه

دشت شاهرود از نظر تقسیم‌بندی زون‌های ساختاری- رسوبی ایران در دو ایالت ساختاری البرز و ایران مرکزی قرار دارد. قسمت‌های شمالی منطقه در ایالت ساختاری البرز و قسمت‌های میانی و جنوبی آن در ایران مرکزی قرار گرفته است. قرار داشتن در دو ایالت ساختاری مختلف باعث شده است تا رخساره‌های منطقه‌ی مورد مطالعه از تنوع زیادی برخوردار باشند. نقشه زمین‌شناسی محدوده‌ی مورد مطالعه در شکل (۱-۳) نشان داده شده است. در ادامه ویژگی‌های چینه‌شناختی محدوده‌ی مطالعاتی با توجه به گزارش پشت نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود (وزیری، ۱۳۸۰) ارائه شده است.

۱-۴-۱ چینه‌شناسی منطقه

سازند لالون (کامبرین زیرین)

این سازند از تناوب‌های ارغوانی رنگ سنگ ماسه کوارتزیتی ضخیم لایه و شیل‌های رسی نازک لایه تشکیل شده است که نسبت به سازند زایگون دارای رخنمون‌های قابل توجه و برجسته می‌باشد. سنگ ماسه‌های فوق دارای ساخت‌های رسوبی از قبیل تیغه‌ای و تیغه‌های مورب و موجواره هستند. این سازند در مرز زیرین خود با همبری تدریجی و هم‌شیب بر روی توالی‌های سازند زایگون قرار گرفته و در مرز بالایی‌اش با همبری ناگهانی و هم‌شیب به بخش یک سازند میلا می‌رسد.

سازند میلا (کامبرین میانی - بالایی)

توالی‌های این سازند به پنج بخش یا ممبر تقسیم شده است. بخش یک شامل ضخامتی از کوارتز سفید که قاعده‌ی سازند میلا را تشکیل می‌دهد و در گذشته به عنوان کوارتزیت رأسی سازند لالون معرفی می‌شد. بخش‌های دو تا پنج از مقطع تیپ سازند میلا شامل دولومیت خاکستری تیره و ضخیم لایه، مارن زرد، سنگ آهک خاکستری، شیل و سنگ آهک شیلی چرت‌دار خاکستری حاوی براکیوپود و تریلوبیت، سنگ سیلتی و سنگ ماسه‌ی آرکوزی قهوه‌ای می‌باشد.

سازند الیکا (تریاس زیرین - بالایی)

توالی‌های سازند الیکا با روند گسترش شرقی- غربی و ضخامت‌های قابل توجه به صورت سفره‌های رورانده^۱ بزرگ و کوچک عمدتاً بر روی توالی‌های سازند شمشک قرار گرفته است. این سازند به سه واحد تقسیم و توصیف شده است.

واحد TRe: این واحد شامل سنگ آهک‌های شیلی خاکستری نازک لایه حاوی دو کفه‌ای کلاریا، سنگ آهک‌های ورمیکوله خاکستری، سنگ آهک خاکستری شیل نخودی و دولومیت‌های توده‌ای زردرنگ می‌باشد. سنگهای فوق به صورت به هم ریخته بوده و فاقد نظم چینه‌شناسی بوده و در واقع معادل بخش‌های آهکی و دولومیتی سازند الیکا در برش الگو می‌باشند.

واحد TRe₁: از تناوب‌های نازک لایه تا متوسط لایه خاکستری سنگ آهک ورمیکوله و سنگ آهک شیلی حاوی دو کفه‌ای کلاریا تشکیل شده است و در واقع معادل بخش آهکی سازند الیکا در برش الگو به سن تریاس می‌باشد.

واحد TRe₂: این واحد از تناوب‌های سنگ آهک‌های توده‌ای خاکستری گاه دارای رگه‌های کلسیت، دولومیت زرد تا آجری، سنگ آهک خاکستری چرت‌دار با بین لایه‌هایی از شیل‌های نازک لایه سبز می‌باشد. ما بین تناوب‌های فوق چند نوار ولکانیکی از جنس مونزودیوریت دگرسان شده، دیوریت، آندزی بازالت دگرسان شده و کراتوفیر با ضخامت‌های حدود چهار الی پنج متر قابل رؤیت است.

سازند شمشک (تریاس بالایی - ژوراسیک میانی)

سازند شمشک از تناوب‌های سنگ ماسه‌های ارغوانی تیره و شیل‌های سبز و ارغوانی زغال‌دار تشکیل شده است. حجم زیاد تناوب‌های شیلی، برجستگی‌های کم ارتفاع و پست در منطقه را به وجود می‌آورد. واحدهای سنگی سازند شمشک که چین‌خوردگی‌های متعددی را نیز متحمل شده است، به چهار واحد زیر تقسیم شده است.

¹ Nappes

واحد Jm: این واحد شامل سنگهای قرمز ملافیر و لاتریت می‌باشد.

واحد Js₁: تناوب‌های سنگ ماسه نازک و متوسط لایه سبز تیره، شیل نازک لایه سبز و همچنین تناوب‌های متوسط تا ضخیم لایه خاکستری سنگ آهک و سنگ آهک شیلی تشکیل دهنده‌ی این واحد است.

واحد Js₂: این واحد از تناوب‌های شیل زغال‌دار سیاه نازک لایه و سنگ ماسه‌های سبز نازک تا متوسط لایه تشکیل شده است.

واحد Js₃: تناوب‌های این واحد که بخش اعظم توالی‌های سازند شمشک را تشکیل می‌دهد از تناوب‌های سنگ ماسه‌ی ارغوانی نازک تا ضخیم لایه و شیل‌های نازک لایه زغال‌دار سبز سامان یافته است. در سطح زیرین سنگ ماسه‌های فوق ریپل مارک و در توالی‌های آن آثار فسیل گیاهی به طور فراوان مشاهده می‌گردد.

سازند دلیچای (ژوراسیک میانی)

سازند دلیچای از تناوب‌های مارنی تشکیل شده است و دارای رخنمون‌های کم ارتفاع پست و نرم فرسایش می‌باشد. مطالعات محیط رسوبی نشان می‌دهد که سازند دلیچای با یک رخساره ساحلی شروع شده و عمدتاً رخساره‌های آن مربوط به ناحیه نیمه عمیق دریا است. سن این سازند بر اساس آمونیت‌های مطالعه شده از آن، ژوراسیک میانی (باژوسین بالایی - کالوین) تعیین گردیده است. این سازند از سنگ ماسه آهکی به رنگ قهوه‌ای در قاعده (سن باژوسین)، مارن‌های سبز با میان‌لایه‌هایی از سنگ آهک خاکستری دارای آمونیت فراوان (سن باتونین - کالوین) و تناوب سنگ آهک‌های متوسط لایه خاکستری روشن با مارن‌های سبز زیتونی آمونیت‌دار (سن کالوین) تشکیل شده است. توالی‌های سازند دلیچای در منطقه‌ی مورد مطالعه به واسطه‌ی یک ناپیوستگی فرسایشی موازی بر روی تناوب‌های سازند شمشک (Js₃) قرار داشته و در مرز بالایی خود به طور هم‌شیب و تدریجی توسط سنگ آهک‌های ضخیم لایه سازند لار پوشیده می‌شود.

سازند لار (ژوراسیک میانی - بالایی)

سازند لار از توالی سنگ آهک‌های خاکستری روشن حاوی تعداد کمی آمونیت تشکیل شده است. این سنگ آهک‌ها ابتدا ضخیم لایه بوده و به تدریج به سنگ آهک‌های توده‌ای و دیوارساز تبدیل می‌شوند. این سنگها در قسمت‌های فوقانی خود دارای نودول‌های چرت فراوان هستند. سن این سازند بر اساس آمونیت‌های مطالعه شده از آن ژوراسیک میانی (کالوین بالایی) - ژوراسیک بالایی تعیین شده است.

سازند فجن (پالتوسن)

این سازند دارای تنوع رخساره‌ای فراوان بوده و بر اساس آن به دو واحد تقسیم می‌شود.

واحد P_{gf1}: توالی‌های این واحد شامل کنگلومرای خاکستری روشن، سنگ ماسه‌ی متوسط لایه به رنگ سبز روشن و مارن ماسه‌ای قرمز می‌باشد. این توالی‌ها معمولاً بخش‌های نرم فرسایش و کم ارتفاع سازند فجن را می‌سازد.

واحد P_{gf2}: این واحد از سازند فجن دارای توالی‌های ضخیم لایه و مرتفع‌ساز است. این واحد از تناوب‌های سنگ ماسه‌ی قرمز ضخیم لایه و کنگلومرای قرمز با بین لایه‌های از سنگ آهک ماسه‌ای متوسط و ضخیم لایه تشکیل شده است. بر اساس میکروفسیل‌های پیدا شده در این سازند سن پالتوسن برای سازند مشخص شده است.

سازند زیارت (اوسن زیرین)

سازند زیارت از تناوب‌های متوسط لایه و نخودی تا خاکستری رنگ سنگ آهک نومولیت‌دار و سنگ آهک ماسه‌ای نومولیت‌دار تشکیل شده است. بر اساس میکروفسیل‌های یافت شده در این سازند سن آن را به اوسن زیرین نسبت داده‌اند.

واحد میوسن زیرین (معادل بخش‌هایی از سازند قرمز بالایی)

توالی‌های این واحد در منتهی‌الیه شرق منطقه مورد مطالعه (ایالت ساختاری ایران مرکزی) گسترش دارد و با نمایی از مارن‌های ژئوپس دار قرمز با بین لایه‌هایی از سنگ ماسه متوسط و نازک لایه ارغوانی، شیل‌های ارغوانی رنگ نازک لایه، کنگلومرا و میکروکنگلومرای قرمز رنگ تشکیل شده است. توالی‌های این واحد را با بخش‌هایی از سازند قرمز بالایی هم‌ارز می‌دانند. این توالی‌ها در منطقه‌ی مورد مطالعه ساختمان یک تاقدیس بزرگی را (تاقدیس تل) با محوری در راستای شمال شرقی - جنوب غربی تشکیل داده است. توالی فوق چین‌خوردگی‌هایی را نیز تحمل کرده است.

سنگهای آتشفشانی بعد از میوسن زیرین

سن تراکی آندزیت‌های سیاه‌رنگ که پس از سازندهای میوسن زیرین قرار دارد را می‌توان به بعد از میوسن زیرین نسبت داد. این سنگهای آتشفشانی را می‌توان در جنوب محدوده‌ی مورد مطالعه مشاهده کرد.

رسوبات کواترنری

رسوبات کواترنری شامل سه واحد اصلی Q^{t1} ، Q^{t2} و Q^{al} می‌باشد. Q^{t1} از پادگانه‌های آبرفتی و مارن‌های گراولی تشکیل شده است و بخش‌های زیادی از حواشی آبخوان را می‌پوشاند. این واحد در قسمت بالا دست رودخانه‌ها و یا مخروط‌افکنه‌ها تشکیل می‌شود. واحد Q^{t2} از پادگانه‌های آبرفتی جوان و رسوبات آبرفتی و واحد Q^{al} از آبرفت‌های عهد حاضر و رسوبات رودخانه‌ای تشکیل شده است. بخش اعظم محدوده مطالعاتی را واحدهای Q^{t2} و Q^{al} تشکیل می‌دهد. واحد Q_{sc} نیز در بخش‌های مرکزی دشت دیده می‌شود که از جنس رس ماسه‌ای و رس سیلت‌دار است.

رسوبات معادل کنگلومرای هزار دره در بخش جنوب شاهرود رخنمون دارند که به صورت ناپیوستگی زاویه‌دار بر روی سازند قرمز بالایی (با سن پلیوسن) قرار گرفته است.

۱-۴-۲ زمین‌شناسی ساختمانی

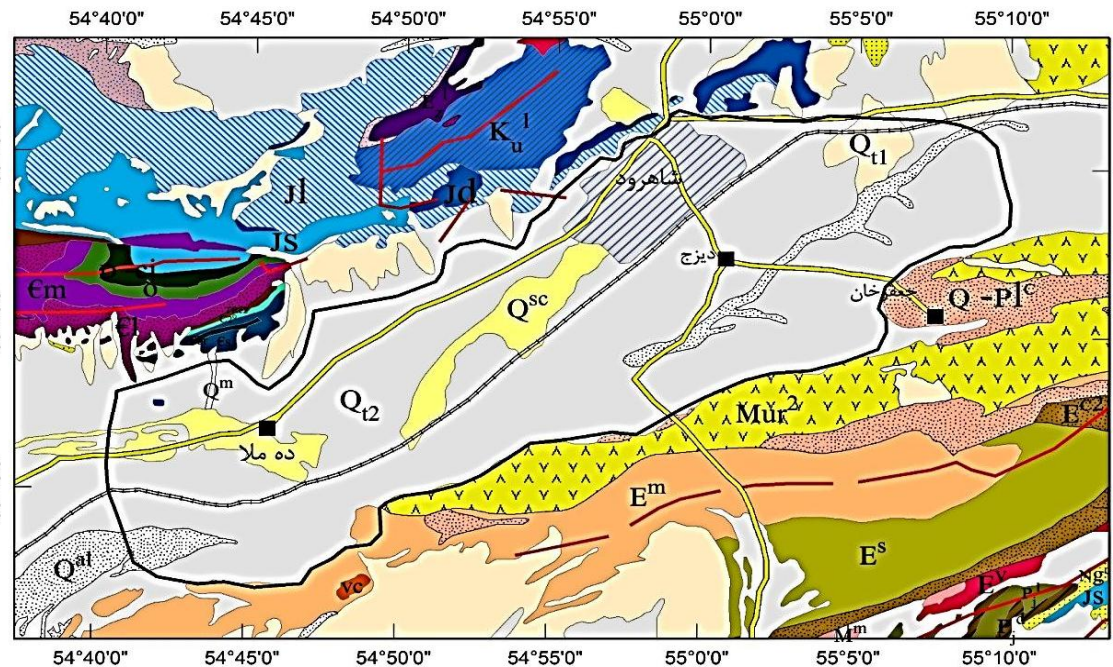
منطقه مورد مطالعه بخش‌هایی از دو ایالت ساختاری البرز و ایران مرکزی را در بر می‌گیرد. بخش‌های شمالی منطقه دربرگیرنده رشته‌کوه‌ها و ارتفاعات البرز شرقی است. بخش‌های جنوبی منطقه دربرگیرنده زون ایران مرکزی می‌باشد. در قسمت شمالی گسل خوردگی‌ها (که اغلب روئانده هستند) و چین‌خوردگی (که اغلب متقارن هستند) با امتداد شمال شرقی- جنوب غربی دیده می‌شود. در قسمت‌های جنوبی منطقه نیز گسل خوردگی‌ها و چین‌خوردگی‌های اصلی اغلب دارای روند شمال شرقی جنوب غربی هستند (وزیری، ۱۳۸۰).

مهمترین چین‌خوردگی منطقه ناودیس نامتقارن دهملا است. این ناودیس دارای روند شمال شرقی- جنوب غربی بوده و به موازات راستای گسل خوردگی طزره و راندگی شاهرود می‌باشد (وزیری، ۱۳۸۰). یال‌های این ناودیس را سازندهای لالون، زایگون و میلا تشکیل می‌دهد. در تناوب‌های این ناودیس گسل خوردگی‌های متعددی (اغلب امتداد لغز) قابل مشاهده است. از جمله گسل خوردگی‌های این ناودیس، راندگی بزرگ شاهرود است که یال شمالی آن را بریده و باعث شده است تا یال تناوب‌های سازند زایگون مشاهده نشود. تاقدیس نامتقارن تل با راستای شمال شرقی و جنوب غربی یکی دیگر از چین‌خوردگی‌های مهم منطقه است که در جنوب منطقه‌ی مورد مطالعه قرار گرفته است.

یکی از گسل‌های مهم منطقه گسل راندگی شاهرود می‌باشد که از پایین شهر بسطام و شمال شهر شاهرود می‌گذرد و هم‌راستا با رشته کوه البرز و دارای روند تقریباً شرقی- غربی می‌باشد. این گسل در مسیر خود یال شمالی ناودیس دهملا را نیز بریده و موجب حذف تناوب‌های سازند زایگون در این یال شده است. گسل رانده طزره نیز شاخه‌ای جدا شده از گسل رانده شاهرود در ناحیه‌ی دهملا بوده و حرکتی را در جهت شمال شرقی - جنوب غربی انجام داده است. این گسل در ادامه روند خود وارد محدوده نقشه یکصد هزارم دامغان شده و به گسل عطاری متصل می‌گردد.

L E G E N D

QUATERNARY	Q^m	بهنه گلی
	Q^{al}	آبرفت های جوان بستر رودخانه ها
	Q_{t1}	پادگانه های جوان و مخروط افکنه های آبرفتی
	Q_{t1}^c	پادگانه های قدیمی و مخروط های افکنه
	Q^{sc}	رس ماسه ای و سیلت دار، رس
PLIO-PLIOS	Q^{-Pl}^c	کنگلومرا، ماسه سنگ
NEOGENE	Ng	کنگلومرای قرمز رنگ
	Mur^2	مارن، مارن های گچ دار برنگ قرمز
MIOCENE	M^m	مارن، فسیل دار (معادل سازند قم)
	M^{c2}	کنگلومرا
EOCENE	E_s	ماسه سنگ، شیل
	E_m	مارن های گچ دار، ماسه سنگ، کنگلومرا، سنگ آهک
	E_z^1	سنگ آهک نومولیت دار
	E^v	سنگ های آتشفشانی به طور عمده آندزیت
	E^c	کنگلومرا، ماسه سنگ
PALEOCENE	P_{gf}	سنگ آهک
CRETACEOUS	K_u^1	دولومیت، سنگ آهکی دولومیتی، قله های چرت (سازند لار)
JURASSIC	J_l	سنگ آهک مازنی، مارن، آمونیت دار
	J_d	شیل، ماسه سنگ، فورس همراه با عدسی های ذغال سنگ (سازند شمشک)
	J_s	
TRIASSIC	TR_{e2}	سنگ آهک دولومیتی، آهک کرم دار، دولومیت
PRMIAN	P_j^d	سنگ آهک تیره رنگ، با تبلور دوباره فوزولینا دار
	P_j^1	دولومیت خاکستری روشن توده ای
CARBON-IFEROUS	C_2^Q	آهک تخم ماهی ای، سنگ آهک ماسه دار
DEVONIAN	$D-cj$	سنگ آهک، سنگ مازنی، شیل فسیل دار
ORDOV	O	شیل های میکاسه سبز رنگ، ماسه سنگ
CAMBRIAN	ϵ_m	دولومیت، سنگ آهک، شیل، تریلوبیت دار
	ϵ_l	ماسه سنگ قرمز کوارتزیتی، شیل، کوارتزیت بالایی
	ϵ_s	دولومیت توده ای ضخیم لایه همراه با عضو شیلی
	ϵ_{br}	ماسه سنگ، دولومیت، شیل
IGNEOUS ROCKS		
	V_c	سنگ های ولکانیکی (بعد از اوسن)



SYMBOLS

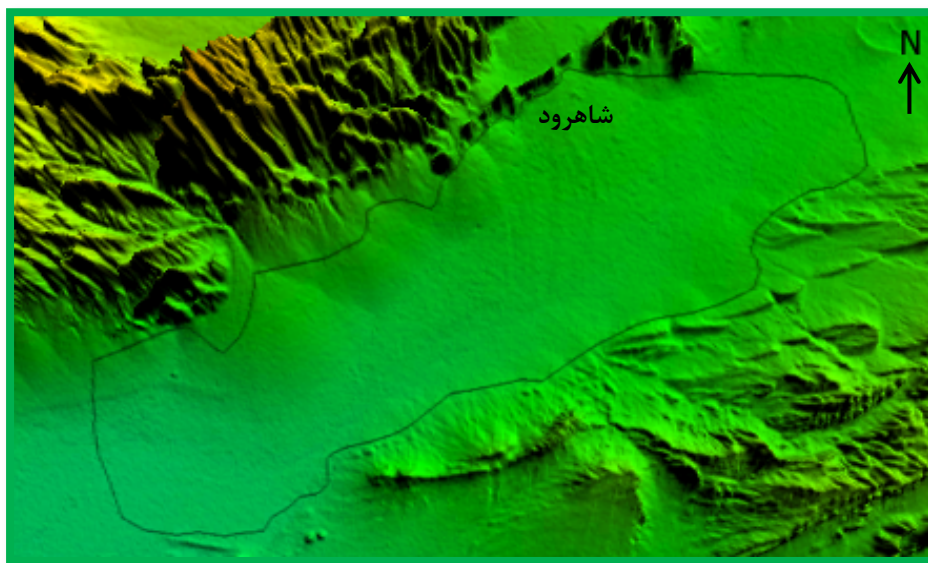
شاهرود	شهر و روستا	محدوده آبخوان شاهرود
گسل	جاده	راه آهن

شکل (۱-۳) نقشه زمین شناسی شاهرود (برگرفته از نقشه های ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود و بسطام و نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ گرگان)

۵-۱ مورفولوژی و توپوگرافی منطقه

شکل (۴-۱) توپوگرافی منطقه مورد مطالعه را به صورت سه بعدی نشان می‌دهد. منطقه‌ی دشت از رسوبات کواترنری که در بالادست درشت دانه و در پایین‌دست و با کاهش شیب ریز دانه هستند، پوشیده شده است. در قسمت شمالی دشت و در زون البرز شرقی مناطق کوهستانی و در منطقه‌ی جنوبی محدوده‌ی مورد بررسی تپه ماهورها و همچنین مناطق کوهستانی مشاهده می‌شود. شهر شاهرود در قسمت شمالی این دشت و هم‌جوار با ارتفاعات آهکی کرتاسه عموماً بر روی رسوبات درشت دانه بنا شده است.

سازندهای آهکی مقاومت فرسایشی زیادتری نسبت به بقیه سازندهای منطقه دارند و معمولاً ستیغ‌ساز هستند. سازند آهکی لار و سنگ آهک‌های کرتاسه‌ی بالایی مرتفع‌ترین نقاط منطقه را تشکیل می‌دهند. در زون البرز شرقی توالی‌های سازندهای شمشک و دلیچای و در زون البرز مرکزی توالی‌های مارنی سبز و قرمز مناطق کم ارتفاع و پست منطقه را تشکیل می‌دهند.



شکل (۴-۱) تصویر سه‌بعدی منطقه مورد مطالعه (ترسیم شده با استفاده از نرم‌افزار Global Mapper 14.1)

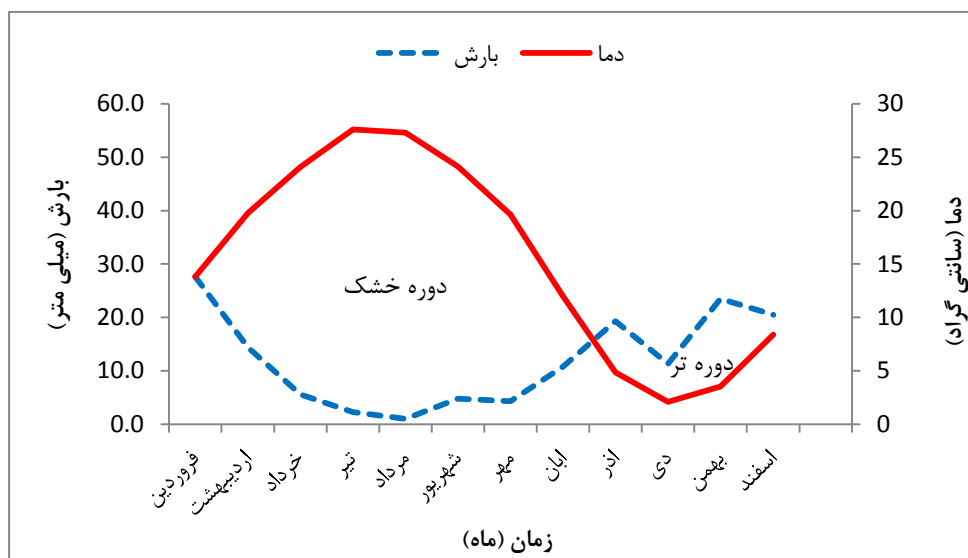
۱-۶ آب و هوای منطقه مورد مطالعه

به منظور بررسی وضعیت اقلیمی منطقه از آمار ایستگاه هواشناسی سینوپتیک شاهرود استفاده شده است. جدول (۱-۱) آمار داده‌های هواشناسی برای یک دوره ده ساله (۹۰-۱۳۸۰) را نشان می‌دهد. در این دوره آماری، بیشترین مقدار بارندگی در فروردین ماه و کمترین آن در مردادماه است. همچنین بیشترین دما مربوط به تیرماه و کمترین دما مربوط به دی ماه است.

جدول (۱-۱) آمار بارندگی و دما برای یک دوره ده ساله از سال ۹۰-۱۳۸۰ (امور آب شاهرود)

زمان	درجه حرارت (درجه سانتی‌گراد)	بارندگی (میلی‌متر)
فروردین	۱۳/۸	۲۷/۶
اردیبهشت	۱۹/۷	۱۴/۴
خرداد	۲۴/۰۹	۵/۶
تیر	۲۷/۵	۲/۳
مرداد	۲۷/۳	۱/۰
شهریور	۲۴/۱	۴/۸
مهر	۱۹/۶	۴/۳
آبان	۱۱/۹	۱۰/۸
آذر	۴/۸	۱۹/۳
دی	۲/۰	۱۱/۳
بهمن	۳/۵	۲۳/۵
اسفند	۸/۴	۲۰/۵
سالانه	۱۵/۵	۱۴۵/۳

نمودار آمبروترمیک نشانگر دوره‌های تر و خشک در یک سال می‌باشد. بر اساس نمودار آمبروترمیک (شکل ۱-۵) از اواسط فروردین تا اواخر آبان جزء دوره خشک و بقیه ماههای سال جزء دوره تر می‌باشند.



شکل ۱-۵) منحنی آمبروترمیک دشت شاهرود برای یک دوره آماری ده ساله (۹۰-۱۳۸۰)

برای ارزیابی اقلیم منطقه از ضریب خشکی دومارتن طبق رابطه زیر استفاده گردید:

$$I = \frac{P}{T + 10}$$

در این فرمول T متوسط دمای سالانه (درجه سانتی گراد) و P متوسط بارندگی سالانه (میلی متر) می باشد. I ضریب خشکی نامیده می شود که مقدار آن اقلیم منطقه را نشان می دهد. بر این اساس شش نوع منطقه آب و هوایی طبقه بندی شده است (جدول ۱-۲). میزان محاسبه شده I در منطقه مورد مطالعه حدود $5/6$ بوده که نشان دهنده اقلیم خشک منطقه است.

جدول ۱-۲) رده بندی اقلیمی دومارتن

نام اقلیم	محدوده ضریب خشکی دومارتن (I)
خشک	کوچکتر از ۱۰
نیمه خشک	۱۰ تا ۱۹/۹
مدیترانه ای	۲۰ تا ۲۳/۹
نیمه مرطوب	۲۴ تا ۲۷/۹
مرطوب	۲۸ تا ۳۴/۹
بسیار مرطوب	بزرگتر از ۳۵

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۱-۲ مقدمه

آب زیرزمینی یک منبع مهم آب شیرین است که در صنعت، کشاورزی و مصارف خانگی و به عنوان منبع آب آشامیدنی برای مردم زیادی از سراسر جهان به ویژه در مناطق روستایی مصرف می‌شود. افزایش تقاضا برای آب، افزایش استفاده از آفت‌کش‌ها و کودها و ریزش‌های اتمسفری خطری برای کیفیت آب زیرزمینی هستند. آلودگی آب زیرزمینی می‌تواند بر کیفیت آب آشامیدنی و از دست رفتن منابع تأمین آب تأثیر گذاشته و ضمن افزایش هزینه تصفیه، مشکلات بالقوه برای سلامت ایجاد نماید (Nas and Berktaş, 2006). کودهای نیتروژن‌دار که به طور گسترده در زمین‌های کشاورزی برای افزایش تولید محصول به کار می‌رود، یکی از مهمترین عوامل آلوده کننده منابع آب زیرزمینی هستند (Sun *et al.*, 2013; Heumesser *et al.*, 2012; Hasnat *et al.*, 2008). بنابراین کشاورزی منبع غیر نقطه‌ای اصلی آلوده‌کننده آب زیرزمینی در مناطق آبیاری شده است (Chowdary *et al.*, 2005). علاوه بر کشاورزی، آب‌های زیرزمینی می‌توانند از طریق فاضلاب‌های سمی ناشی از صنایع و یا از فاضلاب‌های شهری آلوده شوند. یون نترات از گسترده‌ترین آلودگی‌های بالقوه آب زیرزمینی است، به نحوی که وجود آن در آب زیرزمینی به عنوان یک شاخص کیفی منابع آب برجسته می‌باشد (Yun *et al.*, 2013). در سه دهه گذشته شستشوی نترات از خاک به آب زیرزمینی افزایش یافته و در برخی مناطق غلظت نترات به ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است (Jalali, 2005).

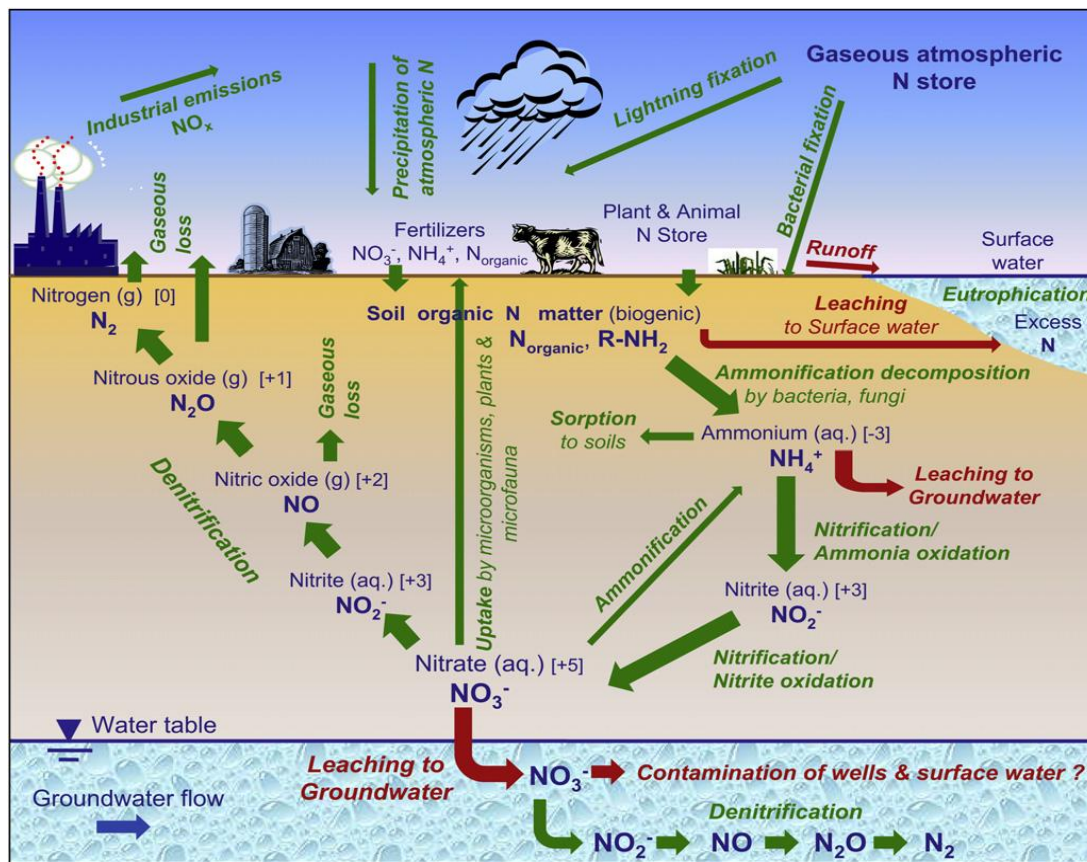
در این فصل جنبه‌های اساسی نیترات در آب زیرزمینی شامل درک چرخه نیتروژن از نظر شیمیایی/ میکروبیولوژیکی، چرخه نیتروژن در محیط آب زیرزمینی و خاک، تشخیص منابع مرتبط با نیترات در آب‌های زیرزمینی، اثرات غلظت بالای نیترات بر سلامتی و فرایندهای تبدیل و انتقال نیتروژن در محیط زیرسطحی و همچنین شناسایی عوامل تأثیرگذار بر میزان نیترات آب زیرزمینی مورد بررسی قرار می‌گیرد.

۲-۲ چرخه نیتروژن

نیتروژن در بافت‌های گیاهی بیشتر از پتاسیم و فسفر است. نیتروژن یک ماده متشکل از کلروفیل، پروتئین و برخی مولکول‌های حیاتی دیگر برای رشد گیاه بوده (Jalali, 2005)، که به شکل‌های مختلف در محیط‌زیست وجود دارد و اتمسفر به عنوان یک مخزن نیتروژن در تشکیل گاز نیتروژن نقش دارد (Uhlman *et al.*, 2011; West, 2001; Bolger and Stevens, 1999). مقدار بسیار کم گاز نیتروژن جو نیز از سوختن سوخت‌های فسیلی ناشی می‌شود. محیط خاک حاوی شکل‌های زیادی از نیتروژن بوده که شامل شکل آلی تولید شده از بقایای گیاهان و فضولات حیوانی است. در طول فرایند تجزیه شکل‌های غیرآلی نیتروژن، گاز آمونیاک تولید می‌گردد که با آب واکنش داده و به آمونیوم و نیترات تبدیل می‌شود. نیترات در خاک و آب زیرزمینی بسیار متحرک بوده زیرا برخلاف آمونیوم، نیترات جذب خاک یا مواد زمین‌شناسی آبخوان نشده و مانند یک ماده معدنی رسوب می‌کند. در محیط خاک نیترات به وسیله گیاهان و میکروارگانیسم‌ها گرفته شده و به بافت‌های گیاهی و حیوانی بازگشت می‌نماید و یا به اکسید نیتروژن یا گاز نیتروژن تبدیل می‌شود (Uhlman *et al.*, 2011). مداخله انسان از طریق فرایندهای تثبیت نیتروژن صنعتی و کشت وسیع گیاهان نقش مهمی در تغییر چرخه نیتروژن ایفا می‌کند. مقدار نیتروژن تثبیت شده، هر ساله به وسیله این دو فرایند افزایش می‌یابد. جدول (۱-۲) گونه‌های مختلف نیتروژن در محیط‌های آبی و خاک را نشان می‌دهد. شکل (۱-۲) طرز چرخه نیتروژن را به تصویر کشیده است.

جدول ۱-۲) گونه‌های مختلف نیتروژن (Canter, 1997)

ترکیبات نیتروژن	فرمول	ظرفیت نیتروژن
آمونیاک	NH_3	-۳
یون آمونیوم	NH_4^+	-۳
گاز نیتروژن	N_2	۰
یون نیتريت	NO_2^-	+۳
یون نترات	NO_3^-	+۵



شکل ۱-۲) چرخه نیتروژن (Rivett et al., 2008)

۳-۲ فرایندهای تغییر و تبدیل نترات

تغییر و تبدیل ترکیبات نیتروژن از طریق فرایندهای تثبیت (Fixation)، آمونیاک‌زایی (Ammonification)، سنتز (Synthesis)، نترات‌زایی (Nitrification) و نترات‌زدایی (Denitrification) رخ می‌دهد.

۲-۳-۱ تثبیت (Fixation)

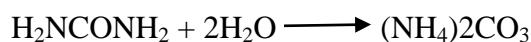
تثبیت نیتروژن مربوط به حضور گاز نیتروژن در یک ترکیب شیمیایی بوده که توسط گیاهان و جانوران استفاده می‌شود. تثبیت نیتروژن از گاز نیتروژن به نیتروژن آلی عمدتاً توسط میکروارگانیسم‌های خاص و همکاری بین میکروارگانیسم‌ها و گیاهان انجام می‌شود. تثبیت نیتروژن اتمسفر توسط فرایندهای تثبیت صنعتی (کودها و دیگر مواد شیمیایی) و صاعقه نیز نقش کمتری دارد. مهمی دارند (Motzer, 2006; Canter, 1997). در جدول (۲-۲) فرایندها و محصولات مرتبط با فرایند تثبیت نیتروژن نشان داده شده است.

جدول (۲-۲) فرایندها و محصولات ناشی از فرایند تثبیت نیتروژن (Canter, 1997)

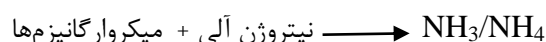
Fixation process	Product	
N ₂ gas	→ Biological	→ Organic nitrogen compounds
	→ Lightning	→ Nitrate
	→ Industrial	→ Ammonium, nitrate

۲-۳-۲ آمونیاک‌زایی (Ammonification)

آمونیاک‌زایی تبدیل نیتروژن آلی به محلول آمونیوم بوده که طی یک واکنش هیدرولیز، اوره (ترکیب نیتروژن موجود در ادرار) را حل می‌کند (Canter, 1997).



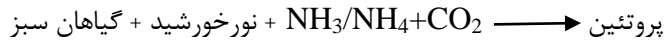
آمونیاک‌زایی در طول تجزیه و تلاشی فضولات حیوانی و بقایای بافت گیاهان رخ می‌دهد.



۲-۳-۳ سنتز (Synthesis)

سنتز یا جذب به فرایندهای بیوشیمیایی که محلول آمونیاک یا ترکیبات نیترات را برای تشکیل

پروتئین گیاهی و دیگر ترکیبات حاوی نیتروژن، مصرف می‌نماید، اشاره دارد (Canter, 1997).



۲-۳-۴ نیترات‌زائی (Nitrification)

نیترات‌زائی به اکسیداسیون بیولوژیکی یون‌های آمونیاک ابتدا به شکل نیتريت و سپس به شکل نیترات اشاره دارد (Bolger and Stevens, 1999; Canter, 1997). واکنش‌های تبدیل عموماً به هم پیوسته بوده و با سرعت به سمت تشکیل نیترات ادامه می‌یابد. غلظت نیتريت در هر زمان نسبتاً پایین می‌باشد. نیترات تشکیل شده ممکن است توسط گیاهان مصرف شده یا بعداً توسط فرایند نیترات‌زدائی کاهش یابد (Canter, 1997).



۲-۳-۵ نیترات‌زدائی (Denitrification)

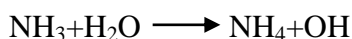
نیترات‌زدائی یا دنیتریفیکاسیون به احیای بیولوژیکی نیترات به گاز نیتروژن اشاره دارد (Motzer, 2006; Bolger and Stevens, 1999; Canter, 1997). احیا می‌تواند از طریق چندین گام در یک مسیر بیوشیمیایی ادامه یابد. تعداد زیادی از باکتری‌های هتروتروفیک در این فرایند درگیر بوده که به یک منبع کربن آلی برای انرژی نیاز دارند. باکتری‌ها اکسیژن را در اکسیداسیون ماده آلی استفاده می‌نمایند زیرا زمینه انرژی بیشتری دارد. بنابراین برای ادامه نیترات‌زدائی، شرایط کم اکسیژن باید وجود داشته باشد، اگر چه این پدیده دقیقاً برای همه باکتری‌ها صادق نمی‌باشد. شرایط خاک در زمان نیترات‌زدائی شامل محیط بی‌هوازی، رطوبت بالا، درجه حرارت معتدل و در دسترس‌پذیری آسان منبع ترکیبات آلی می‌باشد (Bolger and Stevens, 1999).



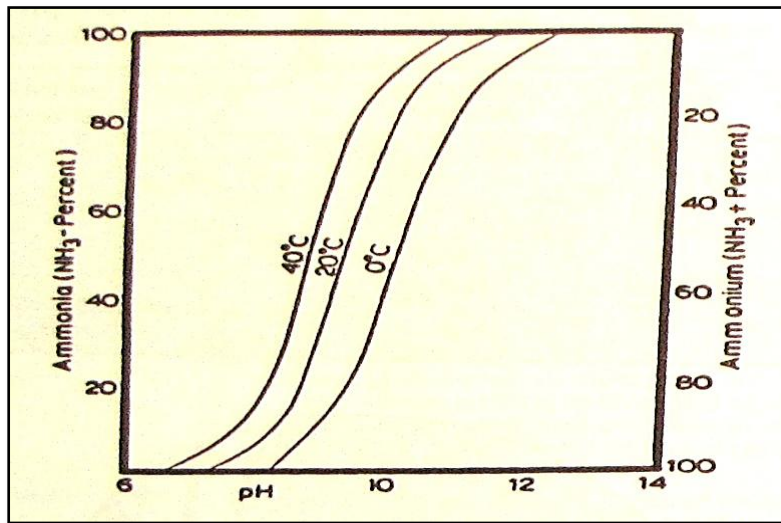
فرایندهای نیترات زدائی، نیترات زائی و آمونیاک زایی فرایندهای اصلی بوده که در تصفیه آب زیرزمینی آلوده شده برای کنترل نیتروژن و یا حذف آن استفاده می‌شوند (Canter, 1997).

۲-۴ تبدیلات نیتروژن

انتقال و وضعیت نیتروژن در محیط زیرسطحی به شکل ورودی نیتروژن و فرایندهای فیزیکوشیمیایی و بیوشیمیایی متنوع درگیر در انتقال یک شکل نیتروژن به شکل دیگر وابسته است. نیتروژن می‌تواند در هر دو نوع شکل آلی و غیرآلی وارد محیط زیرسطحی شود. نیتروژن آلی شامل ترکیباتی از آمینواسیدها، آمین‌ها، پروتئین‌ها و ترکیبات هومیک با محتوی نیتروژن کم است. نیتروژن غیرآلی شامل شکل‌های آمونیاک، نیتريت و نیترات است. نیتروژن اضافه شده از تخلیه فاضلاب ممکن است در هر دو نوع شکل آمونیاک یا آلی باشد، در حالی که نیتروژن از کودهای شیمیایی عموماً در شکل نیترات خواهد بود. فرایند تبدیل در محیط زیرسطحی شامل آمونیاک‌زایی، عمل تبخیر محلول آمونیاک، نیترات زدائی و نیترات زائی می‌باشد. بروز فرایند تبدیل تابعی از وجود شرایط اکسید کننده یا کاهش می‌باشد. اولین مرحله که آمونیاک‌زایی است به عنوان تبدیل بیولوژیکی نیتروژن آلی به نیتروژن - آمونیاک می‌باشد. تحت شرایط بی‌هوازی، تجمع نیتروژن - آمونیاک رخ می‌دهد. عمل تبخیر محلول آمونیاک یک فرایند فیزیکوشیمیایی است، جایی که نیتروژن - آمونیاک در تعادل بین شکل‌های هیدروکسیل و گازی است.



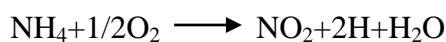
این واکنش وابسته به pH است. در pH قلیایی شکل‌های آبدار NH_3 در محلول حضور دارد در حالی که در pH خنثی یا اسیدی نیتروژن - آمونیاک در شکل یونی است. شکل (۲-۲) اثر دما و pH را بر یون‌های آمونیاک و آمونیوم نشان می‌دهد.



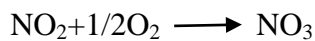
شکل ۲-۲) اثر دما و pH بر توزیع یون‌های آمونیاک و آمونیوم

نیتрат‌زائی به عنوان اکسیداسیون بیولوژیکی نیتروژن- آمونیاک به نیتروژن- نیترات تعریف شده است. ارگانیزم‌ها در طول اکسیداسیون نیتروژن- آمونیاک به نیتروژن- نیتريت و اکسیداسیون نیتروژن- نیتريت به نیتروژن- نیترات به اکسیژن نیاز دارند.

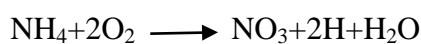
اکسیداسیون نیتريت از آمونیاک را می‌توان به صورت زیر نوشت:



اکسیداسیون نیتريت به نیترات را می‌توان به صورت زیر نوشت:



حاصل این دو واکنش را می‌توان به صورت زیر نوشت:

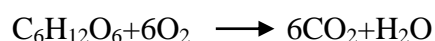


فاکتورهای محیطی تأثیرگذار بر سرعت نیترات‌زائی شامل دما، pH، قلیابیت آب، منبع کربن غیرآلی، جمعیت میکروبی و غلظت نیتروژن- آمونیاک می‌باشد.

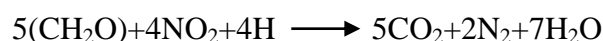
نیتрат زدائی، احیای بیولوژیکی نیترات به محصولات نهایی گازی از قبیل مولکول N_2 و مولکول N_2O می‌باشد. یک راه پذیرفته شده برای نیترات زدائی بیولوژیکی به صورت زیر است:



تحت شرایط بی‌هوازی و حضور مواد آلی، ارگانیزم‌های درگیر در فرایند نیترات زدائی می‌توانند نیترات را به عنوان یک پذیرنده الکترون در طول تنفس استفاده کنند. وقتی اکسیژن در دسترس باشد، این ارگانیزم‌ها کربوهیدرات را به دی‌اکسیدکربن و آب اکسید می‌کنند.



تحت شرایط هوازی، بعضی میکروارگانیزم‌ها لایه کربوهیدرات را به آب و دی‌اکسیدکربن اکسید نموده و از نیترات در عوض اکسیژن، به عنوان یک پذیرنده الکترون و تبدیل نیترات به گاز N_2 استفاده می‌کنند، که به وسیله واکنش زیر نشان داده شده است.



چندین فاکتور به طور مستقیم یا غیرمستقیم بر سرعت فرایند نیترات زدائی تأثیر دارد که شامل فقدان اکسیژن، حضور کربن دسترس پذیر، دما، رطوبت خاک، بافت خاک، حضور میکروارگانیزم درگیر در فرایند نیترات زدائی و pH می‌باشد.

انتشار آمونیاک - نیتروژن و نیترات در محیط زیرسطحی همراه با فرایندهایی مانند جذب سطحی و تبادل یون نیز در انتقال زیرسطحی مؤثر می‌باشد. نیتروژن - آمونیاک ممکن است به علت جذب سطحی، تبادل کاتیونی، تشکیل زیست توده میکربی یا رهاسازی به اتمسفر به شکل گازی وارد آب زیرزمینی منتقل نشود. جذب سطحی احتمالاً مکانیزم اصلی حذف در محیط زیرسطحی است. نیترات عموماً در محیط زیرسطحی بیشتر از نیتروژن - آمونیاک متحرک است. وقتی نیتروژن در شکل نیترات به آب زیرزمینی می‌رسد، خیلی متحرک بوده و بنابراین می‌تواند با آب زیرزمینی حرکت نموده و تا فواصل طولانی از مناطق ورودی مهاجرت کند (Canter, 1997).

۵-۲ چرخه نیتروژن در خاک و آب زیرزمینی

در آب زیرزمینی، نیترات از شکل‌های دیگر نیتروژن اکسید می‌شود. که این فرایند ممکن است به طور طبیعی یا در نتیجه فعالیت‌های انسانی رخ دهد (Bolger and Stevens, 1999). تحت شرایط هوازی نیترات یکی از شکل‌های نسبتاً پایدار نیتروژن می‌باشد. آمونیوم و نیتروژن آلی از دیگر شکل‌های نیتروژن بوده که اغلب به سرعت تبدیل به نیترات می‌شوند. شکل‌های دیگر نیتروژن اتمسفر عمدتاً از گازهای گلخانه‌ای، سیستم‌های احتراق، کودهای حیوانی و شیمیایی ناشی می‌شود که شامل اکسید نیتروژن (N_2O)، اسید نیتریک (HNO_3) و آمونیاک (NH_3) می‌باشد (West, 2001). نیتروژن در خاک از مصرف فاضلاب و مواد زائد گیاهان، کودهای تجاری، بافت‌های مرده گیاهی و حیوانی، رسوب اتمسفری و بارندگی سرچشمه می‌گیرد. انسان نیز مقدار نیتروژن ثابت بیولوژیکی و نیترات را به وسیله کشت و عملکرد بیشتر محصولات در خاک افزایش می‌دهد. باکتری تثبیت نیتروژن در خاک، گاز نیتروژن را به شکل‌های با ارزش برای زندگی گیاه تبدیل می‌کند و گیاهان نیتروژن در دسترس را استفاده می‌کنند (West, 2001; Canter, 1997). معمولاً بیش از ۹۰٪ نیتروژن موجود در خاک آلی می‌باشد. به طور کلی محتوای نیترات در لایه بالایی خاک به دلایل فعالیت نیترات‌زدائی و شستشو از خاک به وسیله نفوذ یا تراوش آب کم می‌باشد. سنتز و نیترات‌زدائی، می‌تواند همهی نیترات اضافه شده به خاک از کود و مواد زائد باطله را حذف کند. نیترات اضافی می‌تواند به آب زیرزمینی نفوذ پیدا کند و یا به آب‌های سطحی شسته شود و در نهایت نیترات در آب و خاک ممکن است توسط فرایند نیترات‌زدائی به چرخه اتمسفر وارد شود (West, 2001). نیترات شستشو شده از خاک یکی از مشکلات اصلی کیفیت آب زیرزمینی در نواحی زیادی از جهان می‌باشد.

۶-۲ منابع نیترات آب زیرزمینی

منابع نیترات را می‌توان به دو دسته منابع طبیعی و منابع انسانی تقسیم‌بندی نمود.

۲-۶-۱ منابع طبیعی

منابع طبیعی نیترات شامل انحلال نهشته‌های تبخیری یا خاکهای غنی از نیترات، مناطق حاوی پرکلرات طبیعی، خاکریز موربانه‌ها، تثبیت زیستی نیتروژن در خاکها توسط باکتری‌ها، تثبیت اتمسفری نیتروژن، فضولات و بقایای گیاهی و حیوانی، سازندهای زمین‌شناسی نیتروژن‌دار و کانه‌زایی^۱ نیتروژن آلی خاک می‌باشد (Motzer, 2006; Jalali, 2005; Bolger and Stevens, 1999). این منابع در نهایت می‌توانند یون نیترات را به آب‌های زیرزمینی وارد کنند.

۲-۶-۲ منابع انسانی

از جمله منابع انسان‌زاد نیترات استفاده کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها در کشاورزی، توسعه شهری و توسعه شبکه‌های دفع فاضلاب و سیستم‌های مخزن فاضلاب، لندفیل‌ها، باطله‌های صنعتی و فضولات حیوانی می‌باشد (Motzer, 2006; Bolger and Stevens, 1999).

۲-۶-۲-۱ منابع کشاورزی

مطالعات زیادی نشان داده‌اند که در مناطق توسعه یافته کشاورزی آلودگی آبخوان به نیترات وجود دارد. علت اصلی آن استفاده از کودهای شیمیایی در کشاورزی است که برای رشد محصولات به کار می‌رود. همچنین آبیاری محصولات کشاورزی با فاضلاب می‌تواند باعث آلودگی نیترات آب زیرزمینی شود (Sun *et al.*, 2013; Yun *et al.*, 2013; Heumesser *et al.*, 2012; Hasnat *et al.*, 2008).

۲-۶-۲-۲ منابع شهری

با توجه به تعدد منابع ازت در مناطق شهری، پیدا کردن غلظت نیترات بالا در آبخوان‌های شهری تعجب‌آور نیست. منابع نیتروژن در محیط‌زیست شهری مخلوطی از منابع نقطه‌ای (مانند لندفیل‌ها، کارخانه تبدیل زغال به گاز)، منابع چند نقطه‌ای (مانند چاه‌های فاضلاب و فاضلاب‌های نشت‌کننده) و منابع انتشاری (مانند رسوب‌جوی، مناطق تفریحی) می‌باشد (Wakida and Lerner, 2005). افزایش

¹ Minralization

توسعه شهری باعث افزایش در رواناب شهری و مواد زائد، افزایش تعداد مخازن دفع فاضلاب، افزایش مناطق مسکونی و اختصاص زمین بیشتر برای فاضلاب، دفع مواد زائد جامد و توسعه صنعت می‌شود که این موارد می‌توانند منجر به افزایش نیترات آب زیرزمینی گردند (Bolger and Stevens, 1999). نشت از شبکه‌های دفع فاضلاب و شبکه‌های تأمین آب بالاترین درصد تغذیه آب به آبخوان‌های اصلی بسیاری از شهرها در سراسر جهان را سبب شده است. نشت فاضلاب زمانی رخ می‌دهد که فاضلاب در بالای سطح آب واقع شده است. نشت فاضلاب سبب توزیع گسترده‌ای از آلودگی‌ها مانند باکتری‌ها و ترکیبات آلی و معدنی می‌گردد. همچنین در فاضلاب، یون آمونیوم ممکن است به نیترات اکسید شده و به خاک منتقل شود و بعد از آن وارد آب‌های زیرزمینی گردد. شیرابه محل‌های دفن زباله (لندفیل) نیز حاوی مقدار زیادی نیتروژن، ترکیبات آلی و فلزات سنگین می‌باشد. در لندفیل‌ها به دلیل شرایط بی‌هوایی، نیتروژن پیدا شده اغلب به شکل آمونیوم می‌باشد (Wakida and Lerner, 2005).

۲-۶-۲-۳ منابع صنعتی

ترکیبات نیتروژن در فرایندهای صنعتی مانند صنایع پلاستیکی و فلزی، مواد خام برای صنایع نساجی و صنایع دارویی استفاده می‌شود. شکل غالب ترکیبات نیتروژن مورد استفاده در صنعت آمونیاک، نیتریک اسید، اوره، نیترات و آمونیوم می‌باشد. آلودگی نیترات ممکن است در نتیجه دفع یا استفاده این ترکیبات ایجاد شود. همچنین صنایع نظامی تولید و تخریب مواد منفجره، سوخت و آتش‌بازی می‌تواند منبع بالقوه آلودگی به خصوص آلودگی نیترات باشد (Wakida and Lerner, 2005). در محل کارخانه‌های گاز نیز آلودگی نیترات از تخریب سیانید (CN) رخ می‌دهد (Motzer, 2006).

۲-۶-۲-۴ فضولات حیوانی

گره، سگ، اسب و حیوانات وحشی در بسیاری از شهرها ساکن هستند. در حومه شهرهای کشورهای در حال توسعه نگه داشتن بعضی حیوانات برای مصرف یا تجارت رایج است. به عنوان مثال حدود ۲۳۰۰۰ رأس گاو در نواحی شهری آدیس‌آبابا و اتیوپی، ۶۰۰۰۰ رأس گاو در منطقه شهری در

مکزیکوسیتی و تعداد قابل توجهی گاو و گاو میش در مدارس هند وجود دارند. مدفوع و ادرار تولید شده توسط این حیوانات یک منبع بالقوه آلودگی نیترات، پتاسیم و باکتری می باشد. این آلودگی ها می توانند توسط کانال های آب، رودخانه و تغذیه مستقیم وارد آب زیرزمینی شوند. در آبخوان شهری بیرمنگام تولید کود اسب بین ۱۰۰۰۰۰ تا ۲۰۰۰۰۰ تن در سال تخمین زده شده است. آلودگی شدید محلی از نیتروژن نزدیک به اصطبل های اسب ظاهر شده است. بنابراین فضولات حیوانات نیز یکی از منابع غلظت نیترات بالا در آب های زیرزمینی به خصوص در کشورهای در حال توسعه می باشد (Wakida and Lerner, 2005).

۲-۷ اثرات غلظت زیاد نیترات بر سلامت

نفوذ نیترات به آب های زیرزمینی از طریق زمین های کشاورزی و زمین های شهری یک مسئله مهم زیست محیطی است، چرا که غلظت بالای نیترات در آب زیرزمینی باعث خطرات اکولوژیکی و خطرات بر سلامت می شود. مطالعات زیادی اثرات مضر سطوح غلظت نیترات بالا را بر سلامت نشان داده است. غذایی که در ترکیبات نیتروژن غنی است می تواند انتقال اکسیژن به خون را کاهش دهد که ممکن است باعث اثرات جدی برای انسان و حیوان باشد. جذب غلظت های بالای نیتروژن می تواند باعث ایجاد مشکلات در غده تیروئید شود و آن نیز می تواند منجر به کمبود ویتامین A شود. در معده و روده حیوانات، نیترات می تواند به نیتروزومونوس که یک نوع ماده سرطان زای خطرناک است تبدیل شود (Harrison, 1992 cited in Hasnat *et al.*, 2008). سمیت نیترات بر انسان به علت احیای نیترات به نیتريت در بدن است. این واکنش در آب دهان انسان در همه سنین رخ داده و در کودکان در مجرای معده روده ای در طول سه ماه اول زندگی شان اتفاق می افتد. سمیت نیترات به وسیله اثرات قلبی عروقی در سطوح دوز بالا و متهموگلوبین^۱ در سطوح دوز پایین مشخص می گردد. متهموگلوبینا به اثری در هموگلوبین که به متهموگلوبین اکسید شده، اشاره دارد. وقتی مقدار

¹ Methemoglobinemia

متهموگلوبین در خون افزایش می‌یابد، سطوح اکسیژن در خون به تدریج کاهش می‌یابد. کودکان بالای سن سه ماه در معرض خطرات نیترات هستند. زیرا ۱۰٪ نیترات بلعیده شده در کودکان به نیتريت تبدیل می‌شود. زمانی که نیتريت با هموگلوبین به شکل متهموگلوبین ترکیب می‌شود، در نتیجه توانایی انتقال اکسیژن در خون کم شده و کودک از کمبود اکسیژن سلولی و یرقان بالینی (اصطلاح بچه آبی یا سندرم بچه آبی) رنج خواهد برد. وقتی تقریباً ۱۰٪ هموگلوبین کل به متهموگلوبین تبدیل شود این پدیده‌ها در کودکان روی می‌دهد.

چندین مطالعه هم‌زمان نشان داده‌اند که نیتريت (یا نیترات با آمین‌ها) در سرطان برخی از اندام‌ها اثر دارد. چندین مطالعه اپیدمیولوژی همبستگی مثبت بین پیدا شدن نیترات و خطر سرطان را نشان می‌دهد. برای مثال، نیترات در آب آشامیدنی با خطر سرطان معده در کلمبیا و انگلستان همبستگی دارد. همچنین ارتباط بین کود حاوی نیترات و سرطان معده در شیلی مشخص شده است. این سؤال که آیا خود نیترات یک ماده سرطان‌زاست، هنوز به طور قطعی پاسخ داده نشده و تحقیقات در حال پیشرفت است. نقش نیتريت به عنوان یک ماده نیتروزومونوس سرطان‌زا تصدیق شده است. نیترات زیاد در آب زیرزمینی، همچنین مشکلاتی برای حیوانات نظیر گوسفند، گاو، اسب، خوک و مرغ ایجاد می‌نماید. نشانه‌های مسمومیت نیترات- نیتريت در چارپایان شامل یرقان یا زردی در نواحی مانند دهان و چشم، کوتاهی نفس، ضربان قلب سریع، تلو تلو خوردن هنگام راه رفتن و دفع ادرار مکرر می‌باشد. از دست رفتن فرآورده شیر در گاوها و نارس زاییدن، نشانه‌های مسمومیت نیترات است (Canter, 1997). همچنین گزارش شده که زمان طولانی در معرض قرار گرفتن نیترات در غلظت‌های ۲-۴ میلی‌گرم بر لیتر در آب‌های آشامیدنی ممکن است با سرطان مثانه و تخمدان مرتبط باشد. بنابراین تأثیر آلودگی نیترات آب زیرزمینی بر سلامت انسان به طور جهانی به رسمیت شناخته شده است (Weyer et al., 2001 cited in Sun et al., 2013). از آنجا که خطر سلامت انسان با غلظت‌های بالای نیترات مرتبط است، برای کمک به شناسایی آب‌های در معرض خطر، آستانه ملی و بین‌المللی

برای نیترات در آب‌های سطحی و زیرزمینی معرفی شده است. در آمریکا، ماکزیمم حد آلودگی رایج برای نیتروژن- نیترات، تحت آیین‌نامه آب آشامیدنی ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر است. راهنمای WHO^۱ برای نیتروژن- نیترات ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر و برای نیتروژن- نیتريت ۱ میلی‌گرم بر لیتر است. همچنین WHO معیار غلظت نیترات آب آشامیدنی را کمتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر می‌گیرد در حالی که USEPA^۲ حداکثر غلظت مجاز آب آشامیدنی را ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر از نیتروژن- نیترات مشخص نموده است.

۲-۸ مروری بر برخی مطالعات انجام شده در مورد نیترات در منابع آب زیرزمینی

عوامل متعددی بر میزان غلظت نیترات آب زیرزمینی مؤثر است. تحقیقات زیادی درباره فاکتورهای تأثیرگذار بر غلظت نیترات آب زیرزمینی انجام شده است. از جمله بررسی‌های انجام شده در جهان می‌توان به موارد زیر اشاره نمود:

جلالی (Jalali, 2005) شستشوی نیترات در زمین‌های کشاورزی در همدان را مورد بررسی قرار داد. نتیجه مطالعه وی نشان داد آلودگی نیترات آب زیرزمینی می‌تواند ناشی از مصرف کود باشد. شیوه‌های کشاورزی به خصوص کشت و کود دادن از دلایل اصلی آلودگی نیترات در مقیاس ناحیه‌ای در این منطقه معرفی شده است.

ناس و برکتای (Nas and Berktaş, 2006) آلودگی نیترات در آب زیرزمینی را در شهر کنیا در ترکیه مورد بررسی قرار دادند. آنها نشان دادند که افزایش در غلظت نیترات از فاکتورهای متنوع نتیجه می‌شود که شامل محل چاه‌ها، فعالیت‌های کشاورزی فشرده، رشد فعالیت صنعتی، تغییر در شرایط آب و هوایی به ویژه بارندگی، تغییر در مقادیر آب زیرزمینی چاه‌ها، شرایط تغذیه و نوسان سطح آب زیرزمینی می‌باشد. در مطالعه آنها ماکزیمم غلظت نیترات در مرکز شهر مشاهده شده است. منابع

¹ World Health Organization

² United States Environmental Protection Agency

نیترژن و نیتрат به نفوذ از زمین‌های کشاورزی کود داده شده، آب‌های باطله صنعتی و شهری، مخازن فاضلاب و سیستم‌های دفع فاضلاب خصوصی، زهکشی شهری و تجزیه بقایای گیاهان نسبت داده شده است. همچنین آنها نشان دادند سازندهای زمین‌شناسی و امتداد جریان آب زیرزمینی ممکن است بر غلظت نیترات تأثیر بگذارد. غلظت‌های نیترژن- نیترات در فصل بارانی پایین‌تر از فصل خشک بود که این موضوع به بارش و اثرات رقیق‌شدگی بر غلظت نیترژن- نیترات ربط داده شده است. غلظت نیترژن- نیترات در چاه‌های کم‌عمق بالاتر از چاه‌های عمیق در هر دو فصل خشک و بارانی بوده است.

حسنا و همکاران (Hasnat *et al.*, 2008) با ارزیابی غلظت نیترات آب زیرزمینی در منطقه‌ای در بنگلادش دریافتند که تغییرات در توزیع مکانی نیترات به علت زمین‌شناسی سطحی و فعالیت‌های کشاورزی است. الگوی کلراید در چاه کم‌عمق و عمیق خیلی شبیه نیترات است. نمونه‌های آب زیرزمینی کم‌عمق غلظت بالایی از کلراید و غلظت پایینی از نیترات دارند که نشان می‌دهد منبع کلراید از منابع غیر کود (تبخیر در زون مویینه) می‌باشد. احیای نیترات توسط کربن آلی منجر به غلظت بالایی از HCO_3 شده است. غلظت نیترات آب زیرزمینی کم‌عمق در آبرفت، دلتا و مناطق نهشته‌های دلتایی با افزایش غلظت HCO_3 کاهش یافته است و احیای نیترات در حضور کربن آلی و باکتری دنیتروکننده در آبرفت‌های جوان، دلتا و آبخوان‌های نهشته ساحلی زیاد می‌باشد.

آنگلوپولوس و همکاران (Angelopoulos *et al.*, 2009) در مطالعه خود نشان دادند در طول زمان فرایندهای نیترات‌زدائی طبیعی و تبخیر ممکن است غلظت نیترات را کاهش دهد. بالاترین غلظت‌های نیترات بعد از مدتی از زمان بارندگی و پایان فصل محصول می‌باشد که به علت حرکت رو به پایین آب می‌باشد. آبخوان‌های کم‌عمق و آبرفت‌ها در معرض خطر آلودگی نیترات هستند در حالی که آبخوان‌های عمیق یا محبوس کمتر در معرض این آلودگی می‌باشند.

سال و ونکلوستر (Sall and Vanclooster, 2009) مشکل آلودگی آب زیرزمینی به وسیله نیترات را در منطقه‌ای در سنگال ارزیابی نمودند. آنها نشان دادند چاه‌های با سطوح آب عمیق‌تر به آلودگی نیترات کمتر و شوری بیشتر مشخص هستند و چاه‌های با سطوح نیترات فراتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در مناطق مسکونی واقع شده که نشان می‌دهد سیستم تخلیه فاضلاب احتمالاً بر آلودگی نیترات در مناطق مسکونی تأثیرگذار بوده است.

یو و همکاران (Wu *et al.*, 2010) اثرات تغییر کاربری زمین و منابع آب آبیاری بر آلودگی نیترات آب زیرزمینی کم‌عمق را در منطقه‌ای از چین بررسی نمودند. نتایج مطالعات آنها شامل موارد زیر می‌باشد:

- ۱- کاربری زمین و خصوصیات آبخوان عوامل اصلی تأثیرگذار بر غلظت نیترات در آبخوان‌های نزدیک سطح است.
- ۲- استفاده فاضلاب برای آبیاری در کشاورزی و صنعت منجر به غلظت‌های بالای نیتروژن- نیترات در آب زیرزمینی خواهد شد.
- ۳- غلظت نیتروژن- نیترات آب زیرزمینی در مناطق آبیاری شده با فاضلاب، مناطق پرجمعیت و صنعت رو به رشد در مقایسه با مناطق دیگر بالاتر است.
- تخلیه مقدار قابل توجهی فاضلاب خانگی و صنعتی با سطح بالایی از نیتروژن- نیترات به زمین‌ها باعث افزایش غلظت نیتروژن- نیترات آب زیرزمینی شده است.
- ۴- غلظت نیتروژن- نیترات در آب زیرزمینی به کاربری زمین و نوع محصول بستگی دارد. سیستم‌های ریشه سبزیجات به آب و مواد مغذی حساس‌اند بنابراین کشاورزان با به کار بردن مقدار زیادی کود و آبیاری مزارع منجر به باقی ماندن بسیار بالای نیتروژن- نیترات در پروفیل خاک می‌شوند که می‌تواند با آبیاری بیش از حد از منطقه ریشه شسته و داخل خاک سطحی و آب زیرزمینی کم‌عمق شود.
- ۵- محصولات گندم سیستم ریشه عمیق‌تر دارند و می‌توانند کود را کامل استفاده کنند. در کاربری زمین گندم کمترین افزایش غلظت نیترات و در کاربری زمین پنبه در منطقه مورد مطالعه بیشترین افزایش غلظت نیترات رخ داده است. درختان با ریشه عمیق‌تر مانند صنوبر نیز می‌توانند نیترات را از خاک و آب جذب کنند و تا حدودی غلظت نیتروژن- نیترات را کاهش دهند. پایین‌ترین غلظت نیتروژن- نیترات در باغ و مناطق

درختان در حال رشد پیدا شد. ۶- عوامل دیگر از قبیل سرعت و فرکانس بارندگی، بافت خاک، نوع کود، محتوای نیتрат فاضلاب، شیوه‌های کشاورزی و جریان آب زیرزمینی بر غلظت نیتروژن- نیترات آب زیرزمینی مؤثر هستند. ۷- سرعت حذف نیترات از آبخوان نسبتاً آهسته است. ۸- آبیاری با فاضلاب به دلیل داشتن نیترات بیشتر تأثیر بیشتری از کاربری زمین در آلودگی نیتروژن- نیترات آب زیرزمینی داشته است.

کاظمی (Kazemi, 2011) اثرات شهرسازی را بر منابع آب زیرزمینی شاهرود بررسی نمود. نتیجه مطالعه وی نشان داد شهرسازی باعث تمرکز جمعیت و در نتیجه افزایش یون نیترات آب زیرزمینی، کاهش دمای آب و کاهش pH گردیده است.

شن و همکاران (Shen *et al.*, 2011) اثرات فعالیت‌های کشاورزی را بر آلودگی نیترات آب زیرزمینی در منطقه‌ای در چین بررسی نمودند. آنها نشان دادند از تغییرات فصلی غلظت نیترات در آب زیرزمینی می‌توان نتیجه گرفت که خطر بالای آلودگی نیترات آب زیرزمینی به صورت فصلی به خصوص در طول تابستان در منطقه مورد مطالعه وجود دارد. همچنین نتایج نشان داد آلودگی نیترات آب زیرزمینی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی یک مشکل گسترده در منطقه مورد مطالعه بوده که بر سلامت و اقتصاد اثر دارد. خصوصاً در نواحی آبیاری شده شنی، جایی که هدایت هیدرولیکی اشباع بالا و شستشوی نیترات آسان می‌باشد. بهبود راندمان استفاده کود نیتروژن می‌تواند به حفاظت از منابع آب زیرزمینی در این مناطق کمک نماید.

عبدالسلام و همکاران (Abdesselam *et al.*, 2012) آلودگی انسان‌زاد آب زیرزمینی به وسیله نیترات را در منطقه‌ای خشک در الجزایر بررسی نمودند. آنها نشان دادند در مناطق با تمرکز جمعیت شهری و روستایی آلودگی نیترات آب زیرزمینی وجود دارد. همچنین توسعه محصولات آبیاری شده و افزایش جمعیت باعث تخریب آبخوان‌های عمیق و آلودگی نیترات آب زیرزمینی شده است. آنها علت آلودگی با منشاء انسانی را وارد کردن کود، پرورش دام و نشت آب از مخازن فاضلاب (Septic) دانستند. این

عوامل در اثر بافت ماسه‌ای خاک، آبیاری ثقلی، آبیاری بیشتر از نیاز گیاه و بیشتر از ظرفیت نگهداری خاک تشدید شده است. بنابراین انجام اقداماتی از قبیل کنترل آب برای جلوگیری از آبیاری بیش از حد، استفاده کودهای نیتروژن بر اساس نیاز گیاه و خاک، استفاده روش‌های آبیاری جدید و کارآمدتر مانند آبیاری موضعی برای به حداقل رساندن تقاضای آب و حفظ کیفیت آب، تحقیقات بیشتر در مورد چرخه نیتروژن و کوددهی نیتروژن با در نظر گرفتن شرایط خشک ضروری می‌باشد.

هیومیسر و همکاران (Heumesser *et al.*, 2012) فاکتورها و شاخص‌های مربوط به آلودگی نیترات آب زیرزمینی را بررسی نمودند. نتایج مطالعات ایشان شامل موارد زیر می‌باشد:

- ۱- افزایش بارندگی باعث ترویج محصول رشد و جذب نیتروژن و رقیق‌شدن نیترات خاک می‌شود.
- ۲- درجه حرارت بالا باعث تولید زیست توده و افزایش نرخ کانه‌زایی خاک شده که می‌تواند غلظت نیترات در آب زیرزمینی را افزایش دهد.
- ۳- بافت خاک، زهکشی، آب و هوا و پوشش گیاهی بر میزان کربن آلی خاک تأثیرگذار می‌باشد. فرایندهای نیترات‌دهی میکربی که به دسترسی منابع کربن در خاک بستگی دارد، می‌تواند نیترات را از آب‌های زیرزمینی حذف کند. بنابراین درجه بالای از کربن آلی خاک می‌تواند مرتبط با سطوح نیترات پایین در آب‌های زیرزمینی باشد.
- ۴- انواع خاک و ترکیبات آن در تعیین غلظت نیترات در آب زیرزمینی مهم هستند. خاکهای با بافت درشت، معمولاً بیشتر مستعد به آبشویی نیترات هستند. خاکهای مرطوب در اواخر تابستان و پاییز که پوشش گیاهی کم و کانه‌زایی مواد آلی خاک زیاد می‌باشد، مستعد آبشویی هستند.

کنت و لاندون (Kent and Landon, 2013) روند غلظت نیترات و مواد جامد حل شده در چاه‌های تأمین عمومی از آب زیرزمینی چند بخش از کالیفرنیا را بررسی نمودند. آنها دریافتند که غلظت نیترات به طور مستقیم با غلظت مواد جامد حل شده مرتبط است و هر دو با افزایش مواد آلی فرار (VOCs) و پرکلرات و همچنین با کاربری اراضی شهری مرتبط است. افزایش استفاده از زمین‌های شهری مهمترین عوامل مرتبط با VOCs آبخوان است. کاهش روند نیترات با افزایش VOCs مرتبط

بوده است و وقوع VOCs با افزایش عمق کاهش می‌یابد. کاربری زمین شهری و کشاورزی باعث افزایش TDS آب‌های زیرزمینی می‌شود و چاه‌هایی با افزایش نیتрат، همچنین به افزایش در TDS متمایل بوده‌اند. همچنین مطالعه آنها نشان داد روند کاهش غلظت نیترات در چاه‌های عمیق آب‌های زیرزمینی نسبت به چاه‌های کم‌عمق احتمال بیشتری دارد و رابطه مستقیم معنی‌داری بین استفاده از نیترات و زمین‌های کشاورزی وجود دارد.

سان و همکاران (Sun *et al.*, 2013) نیترات در آب زیرزمینی کم‌عمق را در اکوسیستم‌های کشاورزی و جنگل در چین بررسی نمودند. آنها نشان دادند که غلظت نیترات آب زیرزمینی کم‌عمق در اکوسیستم‌های کشاورزی کاشت گندم، ذرت و پنبه مناطق خشک و نیمه خشک در چین بالا است که نشان دهنده مناطق آسیب‌پذیر حضور نیتروژن- نیترات است. آنها همچنین نشان دادند که نیترات در زیر خاک‌های برنج در مناطق مرطوب (حتی با کاربرد بالای نیتروژن) پایین‌تر است، این نشان می‌دهد که خاک‌های تحت کشت برنج ممکن است توانایی خودپالایی برای آلودگی نیترات داشته باشند. مشخص شد که در بعضی مناطق، رابطه مثبت معنی‌داری بین سطح آب زیرزمینی کم‌عمق و غلظت نیتروژن- نیترات وجود دارد که نشان می‌دهد بارندگی یا آبیاری همراه با کود ممکن است آلودگی نیتروژن- نیترات را در آب‌های زیرزمینی افزایش دهد.

بر اساس منابع مطالعه شده و نتایج حاصل از آنها، ملاحظه می‌شود که عوامل متعددی بر غلظت نیترات آب زیرزمینی تأثیرگذار است که شامل عوامل طبیعی و عوامل انسانی می‌باشد. از جمله آنها می‌توان به بارندگی، وضعیت توپوگرافی، ساختمان زمین‌شناسی منطقه، درجه حرارت، بافت خاک، عمق سطح ایستابی، نوع آبخوان، میزان کربن آلی خاک، نوع کاربری زمین، نوع پوشش گیاهی، فعالیت‌های کشاورزی در حریم چاه‌ها، استفاده از کودهای ازته، استفاده فاضلاب برای آبیاری، شیوه‌های کشاورزی و آبیاری، فصل آبیاری محصولات کشاورزی و برداشت بی‌رویه از سفره‌ها اشاره نمود. به این ترتیب که هر چه عمق سطح ایستابی کمتر باشد غلظت نیترات بیشتر است. افزایش

بارندگی باعث افزایش آبشویی نیترات به آب زیرزمینی می‌شود. در کاربری زمین شهری، کشاورزی و صنعتی غلظت نیترات چاه‌ها بیشتر است. خاکهای درشت دانه مستعد آبشویی نیترات هستند و باعث افزایش نیترات آب زیرزمینی می‌شوند. درجه‌ی بالایی از کربن آلی خاک با سطوح پایین نیترات آب زیرزمینی مرتبط است. درجه حرارت بالا باعث افزایش تبخیر و تعرق و در نهایت باعث کاهش آبشویی نیترات آب زیرزمینی می‌شود. استفاده کودهای ازته در کشاورزی نیز باعث افزایش غلظت نیترات آب زیرزمینی می‌شود. استفاده فاضلاب برای آبیاری در کشاورزی نیز باعث افزایش غلظت نیترات آب زیرزمینی می‌شود. غلظت نیترات در فصل خشک بالاتر و به تدریج در فصل مرطوب کاهش می‌یابد. همچنین مقدار شستشوی نیترات به آب زیرزمینی در زمین‌های کشاورزی به زمان کاربرد کودها، نوع پوشش گیاهی، تخلخل خاک، روش کاربرد کود، مقدار کود اضافه شده و حجم زهکشی، مقدار کود اضافه شده و نرخ آبیاری بستگی دارد.

فصل سوم: روش انجام تحقیق

۱-۳ مقدمه

در این فصل روند انجام مطالعات صورت گرفته برای بررسی‌های هیدروژئوشیمیایی و ارزیابی آلودگی یون نیترات در دشت شاهرود ارائه می‌گردد. به طور کلی مراحل صورت گرفته برای انجام این تحقیق به شرح زیر می‌باشد:

- جمع‌آوری آمار، اطلاعات و داده‌های مرتبط با کیفیت آب زیرزمینی دشت شاهرود
- جمع‌آوری تصاویر ماهواره‌ای و تهیه نقشه زمین‌شناسی منطقه با استفاده از نقشه‌های ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود و بسطام و ۱:۲۵۰۰۰۰ گرگان
- نمونه‌برداری از منابع آب زیرزمینی منطقه و اندازه‌گیری پارامترهای کیفی آب در محل نمونه‌برداری
- اندازه‌گیری غلظت یون‌های نیترات و فسفات در آزمایشگاه
- اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی توسط آب منطقه‌ای
- بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان و تهیه نقشه‌های مختلف کیفی با استفاده از

نرم‌افزار ArcGis 10.0

۲-۳ جمع آوری آمار و اطلاعات مربوط به آبخوان شاهرود

اولین گام در مطالعه یک آبخوان، جمع آوری اطلاعات مرتبط با آن است. در دشت شاهرود تعداد ۴۰ چاه پیژومتری وجود دارد. ۳۱۵ حلقه چاه در محدوده دشت شاهرود جهت شرب، مصارف صنعتی و کشاورزی بهره‌برداری می‌گردند. ۲۷ حلقه چاه در محدوده آبخوان در طی دو فصل خشک و تر برداشت می‌شوند که به منظور بررسی خصوصیات هیدروژئوشیمیایی آبخوان از آنها استفاده گردید. این اطلاعات توسط اداره آب منطقه‌ای شهر شاهرود جمع‌آوری شده‌اند. همچنین برای تعیین مشخصات آب و هوایی منطقه (بارندگی و دما) از آمار ایستگاه هواشناسی شاهرود و سایر گزارشات موجود استفاده گردید.

۳-۳ بررسی‌های زمین‌شناسی

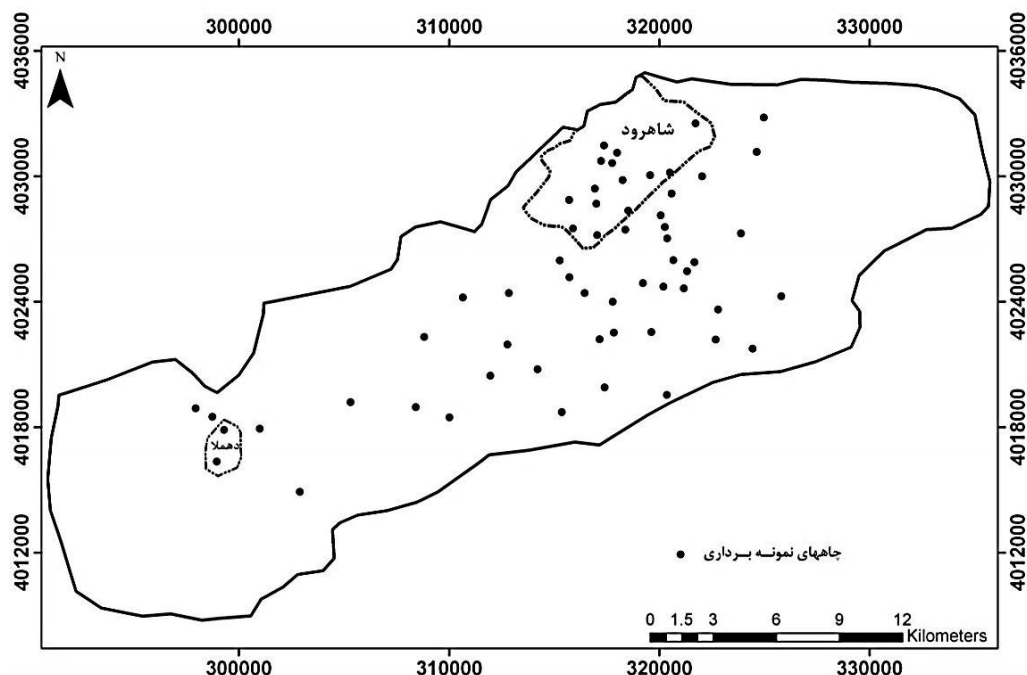
شکل (۱-۳) محدوده مورد مطالعه و عوارض موجود را در محیط Google Earth نشان می‌دهد. به منظور تهیه نقشه زمین‌شناسی در محدوده دشت شاهرود از نقشه زمین‌شناسی با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰ گرگان، نقشه زمین‌شناسی با مقیاس ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود و ۱:۱۰۰۰۰۰ بسطام که توسط سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور تهیه شده، استفاده گردید. سپس لایه‌ها و ساختارهای زمین‌شناسی موجود در این نقشه‌ها که در محدوده مورد مطالعه قرار دارند، شناسایی و نقشه زمین‌شناسی دشت شاهرود در محیط ArcGis 10.0 تهیه گردید.



شکل ۳-۱) موقعیت آبخوان در محیط Google Earth

۴-۳ نمونه برداری از آب های زیرزمینی منطقه

برای انجام این تحقیق نقاط نمونه برداری در آبخوان به گونه ای انتخاب شدند که پراکندگی مناسب داشته و کل محدوده آبخوان را پوشش دهند. با توجه به وسعت منطقه تعداد ۵۸ نمونه آب زیرزمینی از چاه های واقع در مناطق کشاورزی و شهری برداشت گردید. سعی شد با توجه به اهمیت مناطق شهری چاه های بیشتری در منطقه شهری برای نشان دادن آلودگی نترات، نمونه برداری گردد. شکل (۲-۳) نقاط نمونه برداری در آبخوان را نشان می دهد. نمونه برداری در یک مرحله و طی سه روز در اواخر اردیبهشت ماه ۱۳۹۳ انجام گردید. مختصات چاه های نمونه برداری توسط دستگاه GPS تعیین شد. برای نمونه برداری جهت آنالیز شیمیایی از بطری های ۵۰۰ سی سی استفاده شد. قبل از برداشت، ظرف نمونه برداری با آب مورد نظر شستشو داده شد.



شکل ۳-۲) موقعیت نقاط نمونه‌برداری در آبخوان شاهرود برای اندازه‌گیری غلظت نیترات

الف) پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل

پارامترهای هدایت الکتریکی (EC) و pH در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و pH توسط دستگاه EC متر و pH متر مدل Lutron YK-2001CT صورت پذیرفت. دقت این دستگاه برای هدایت الکتریکی، مقادیر زیر ۲۰۰۰ میکروموهس بر سانتی‌متر، برابر با یک میکروموهس بر سانتی‌متر، و در مقادیر بالای آن ۱۰ میکروموهس بر سانتی‌متر است. دقت اندازه‌گیری شده برای pH نیز ۰/۰۱ می‌باشد.

ب) پارامترهای اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه

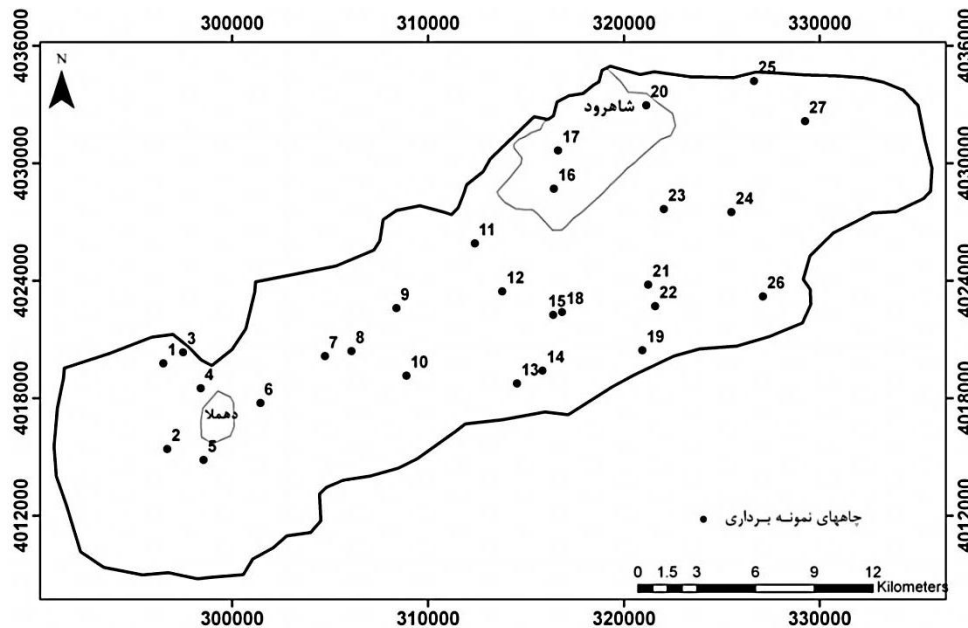
مقادیر غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی توسط آب منطقه‌ای اندازه‌گیری گردید. به این ترتیب که یون‌های کلر، بی‌کربنات، کلسیم و منیزیم توسط روش تیتراسیون، یون سولفات توسط روش کدورت سنجی (توربیدیتی) و یون سدیم به روش شعله‌سنجی اندازه‌گیری شده‌اند. مقادیر غلظت یون‌های

نیترات و فسفات در آزمایشگاه میکروشیمی دامغان اندازه‌گیری شده‌اند. یون نیترات به روش اسپکتروفتومتری از طریق آمونیوم هپتا مولیبدات با طول موج ۲۲۰ نانومتر و یون فسفات نیز به روش اسپکتروفتومتری از طریق آمونیوم هپتا مولیبدات با طول موج ۶۶۰ نانومتر اندازه‌گیری شده‌اند.

۳-۵ تحلیل داده‌های هیدروژئوشیمیایی منطقه

نمونه‌برداری و اندازه‌گیری یون‌های اصلی آب زیرزمینی در آبخوان شاهرود در ۲۷ حلقه چاه انتخابی، دو بار در سال در فصول خشک و تر توسط آب منطقه‌ای شاهرود صورت می‌گیرد. از داده‌های حاصل (سال ۱۳۹۳) جهت تحلیل کیفیت آبخوان استفاده شده است. موقعیت چاه‌های انتخابی در آبخوان شاهرود در شکل (۳-۳) نشان داده شده است.

برای رسم نمودارهای مختلف جهت بررسی‌های مورد نیاز، از نرم‌افزارهای SPSS، AQQA، Chemistry، Excel و PHREEQC استفاده شده است. برای تهیه نقشه‌های کیفی مربوطه نیز از نرم‌افزار ArcGis 10.0 استفاده شده است.



شکل (۳-۳) موقعیت چاه‌های انتخابی در آبخوان شاهرود برای اندازه‌گیری غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی

فصل چهارم: ارزیابی هیدروژئوشیمیایی آبخوان شاهرود با تأکید بر

آلودگی نیترات

۱-۴ مقدمه

دشت شاهرود از شمال به وسیله ارتفاعات آهکی و از جنوب توسط ارتفاعات مارنی و گچی محصور شده، بنابراین خصوصیات کیفی آن تا حد زیادی می‌تواند متأثر از زمین‌شناسی باشد. رسوبات آبرفتی دشت عمدتاً از جنس ماسه، سیلت و رس می‌باشد. شهر شاهرود نیز در قسمت شمال شرق دشت واقع شده و بنابراین می‌تواند آبخوان را تحت تأثیر آلودگی‌های شهری قرار دهد. در این فصل به بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی دشت شاهرود با تأکید بر ارزیابی آلودگی یون نیترات پرداخته می‌شود.

۲-۴ بررسی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آبخوان شاهرود

۱-۲-۴ هدایت الکتریکی

مقادیر هدایت الکتریکی در ۵۸ چاه انتخابی هم‌زمان با نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده و در جدول (۴-۴)

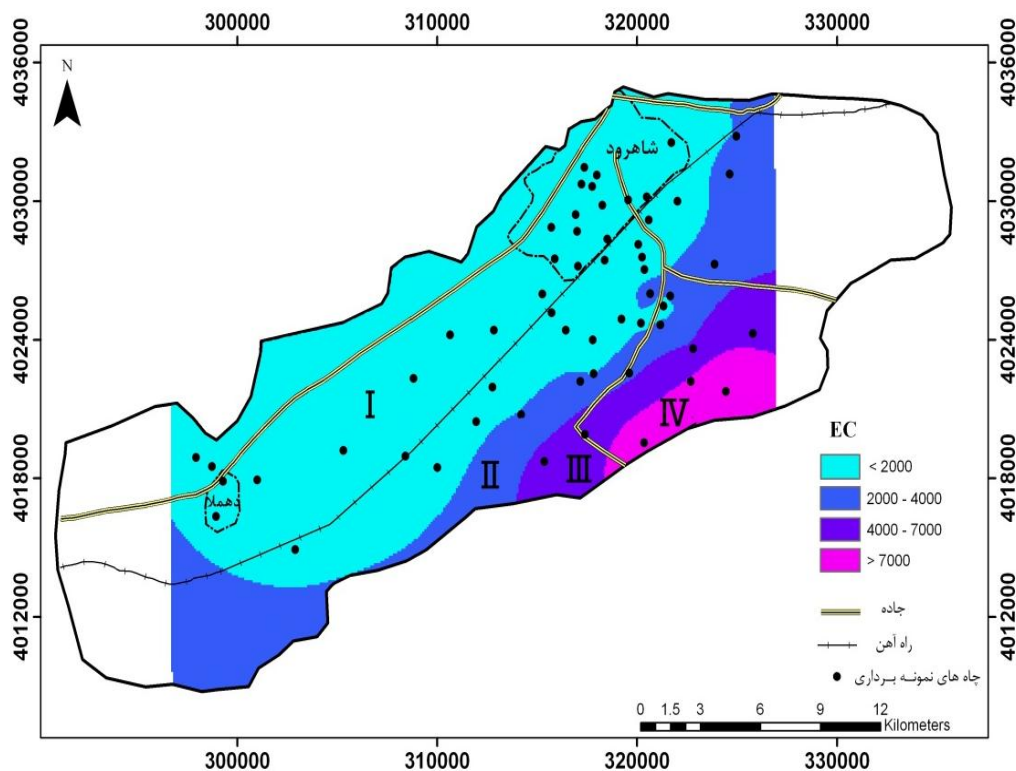
(۱) ارائه شده است. در منطقه مورد مطالعه هدایت الکتریکی نمونه‌های آب از ۷۳۴ تا ۱۲۲۵۰

میکروزیمنس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند.

جدول (۴-۱) مقادیر اندازه‌گیری شده هدایت الکتریکی، pH، نیترات و فسفات

شماره نمونه	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	NO ₃ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	شماره نمونه	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	NO ₃ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)
W1	۱۳۲۷	۷/۱	۸/۱	۰/۶۲	W30	۱۸۱۰	۷/۴	۶/۴	۰/۸۶
W2	۱۲۴۵	۷/۳	۶/۵	۰/۹۶	W31	۳۴۸۰	۷	۶/۱	۰/۴۲
W3	۱۳۲۸	۷/۶	۱۲/۵	۰/۴۸	W32	۲۳۰۰	۷	۷/۶	۰/۵۵
W4	۱۴۷۳	۷/۳	۱۷/۸	۰/۶۲	W33	۱۰۱۰	۷/۱	۶/۸	۰/۸۶
W5	۷۵۳	۷/۷	۱۰/۶	۰/۵۵	W34	۲۲۷۰	۷/۳	۸/۴	۰/۶۹
W6	۱۳۵۶	۷/۲	۴/۱	۰/۸۹	W35	۱۳۶۸	۷/۲	۷۷/۲	۱/۲۵
W7	۸۳۴	۷/۶	۹/۲	۰/۶۵	W36	۱۹۰۴	۶/۹	۵۱/۶	۲/۴۵
W8	۸۴۵	۷/۵	۷	۰/۸۳	W37	۱۱۹۶	۷/۳	۵۹/۶	۰/۹۶
W9	۷۶۳	۷/۴	۸/۶	۰/۵	W38	۱۳۴۸	۷	۱۲۸/۶	۱/۱۶
W10	۷۷۱	۷/۵	۸/۶	۱/۷۶	W39	۹۱۰	۷/۶	۳۳/۶	۰/۸۶
W11	۸۷۹	۷/۴	۹/۲	۰/۹۸	W40	۷۸۱	۷/۵	۲۸/۹	۰/۹
W12	۷۳۴	۷/۳	۲۵/۵	۵/۷۳	W41	۴۵۳۰	۶/۸	۷	۰/۹۶
W13	۱۲۱۰	۷/۶	۶۳/۸	۰/۷۴	W42	۷۹۷۰	۶/۷	۹/۴	۰/۷۷
W14	۱۵۸۵	۷/۶	۵۹/۴	۰/۷۸	W43	۱۰۱۴۰	۷	۱۳/۶	۰/۷۵
W15	۱۰۵۰	۷/۴	۸/۹	۱/۰۴	W44	۱۲۲۵۰	۶/۹	۱۲/۲	۱/۱۳
W16	۳۰۱۰	۷/۱	۷/۴	۰/۵۶	W45	۶۳۷۰	۶/۹	۷/۸	۰/۸۳
W17	۲۰۱۰	۷	۷/۱	۰/۵۱	W46	۳۰۷۰	۷/۱	۹/۶	۰/۷۵
W18	۱۰۶۰	۷/۳	۸/۲	۰/۶۷	W47	۸۶۸	۷/۶	۱/۶	۰/۸۱
W19	۱۰۰۳	۷/۴	۸/۵	۰/۵۹	W48	۲۶۷۰	۷/۴	۱۰/۷	۱
W20	۲۰۸۰	۷/۲	۷/۷	۶/۳۷	W49	۱۹۶۴	۷/۲	۱۲/۳	۰/۷۶
W21	۱۳۸۸	۷/۵	۸/۳	۰/۸۹	W50	۱۱۶۰	۷	۹۰/۲	۱/۳
W22	۱۰۷۵	۷/۶	۶/۲	۰/۷۱	W51	۱۴۲۰	۶/۸	۹۰/۹	۰/۸
W23	۴۹۵۰	۷/۳	۷/۳	۰/۳۱	W52	۲۵۷۰	۷/۲	۸/۴	۱/۸۶
W24	۵۵۰۰	۶/۹	۶/۸	۰/۵۷	W53	۱۰۶۰	۷/۴	۱۷/۴	۰/۴۶
W25	۹۵۰	۷/۵	۶/۸	۰/۵۶	W54	۸۲۰	۷/۵	۱۰/۴	۱/۲
W26	۸۲۴	۷/۷	۶۱/۴	۱/۵	W55	۱۴۹۱	۷/۱	۱۱۳/۹	۰/۶۴
W27	۹۹۳	۷/۶	۴۳/۴	۰/۸۶	W56	۱۵۰۰	۷	۱۴۸	۰/۸۱
W28	۱۳۱۸	۶/۹	۴۰/۱	۰/۹۷	W57	۸۶۰	۷/۶	۳۰/۱	۰/۵۶
W29	۹۵۶	۷/۸	۴۷/۵	۰/۸۹	W58	۱۳۰۹	۶/۹	۸۵/۷	۰/۷۵

شکل (۱-۴) نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی را نشان می‌دهد. در این نقشه مقادیر هدایت الکتریکی در چهار زون تقسیم‌بندی شده است. بیشترین مقادیر هدایت الکتریکی مربوط به نمونه‌های قرار گرفته در حاشیه جنوبی آبخوان (نمونه‌های W23، W24، W41، W42، W43، W44، W45) می‌باشد که در زون سه و چهار قرار دارند. علت آن مجاورت چاه‌های این منطقه با رسوبات گچی و نمکی موجود در سازندهای مارنی و ژیبسی (میوسن زیرین) در این منطقه می‌باشد. شکل (۲-۴) نمایی از این سازندها را نشان می‌دهد. به نظر می‌رسد ورود جریان‌های شور باعث تخریب کیفیت آب و افزایش هدایت الکتریکی شده است.



شکل (۱-۴) نقشه تغییرات میزان هدایت الکتریکی (EC) در آبخوان دشت شاهرود

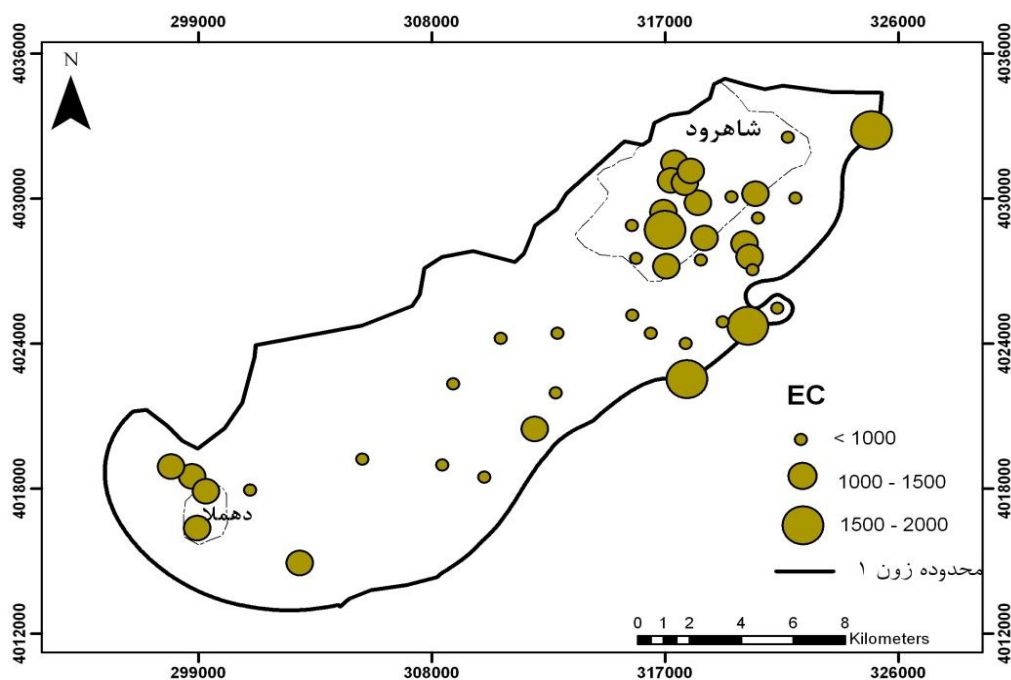


شکل ۴-۲) سازندهای مازنی جنوب منطقه

در قسمت‌های شمالی آبخوان (زون I) مقادیر هدایت الکتریکی کاهش می‌یابد. در این مناطق بیشترین جریان ورودی آب زیرزمینی به آبخوان صورت می‌گیرد (ولی‌زاده، ۱۳۹۲) و محل تغذیه آبخوان از واحدهای آهکی و دولومیتی واقع شده در حاشیه شمالی می‌باشد. همچنین رسوبات موجود در حاشیه بخش شمالی عمدتاً رسوبات مخروط‌افکنه‌ای می‌باشد (شکل ۳-۱). در مخروط‌افکنه‌ها به دلیل بالا بودن نفوذپذیری، آب با سرعت بیشتری حرکت نموده و املاح کمتری را در خود حل می‌کند. ضمن اینکه ورود جریان‌های تغذیه کننده از این قسمت‌ها نیز می‌تواند بر کاهش هدایت الکتریکی تأثیر گذارد.

میزان هدایت الکتریکی در زون‌های میانی آبخوان (II و III) از ۲۰۱۰ تا ۶۳۷۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند. احتمالاً جریان آب شور از حاشیه جنوب شرق با آب‌های تغذیه کننده از بخش‌های شمالی باعث اختلاط این آب‌ها در زون‌های میانی شده است.

جهت بررسی دقیق‌تر تغییرات هدایت الکتریکی در نمونه‌های واقع در زون یک، این زون به صورت جداگانه در شکل (۳-۴) نمایش داده شده است. با توجه به شکل مقادیر هدایت الکتریکی در نمونه‌های واقع شده در مخروط‌افکنه کمتر از ۱۰۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر می‌باشد. در محدوده شهر بیشترین مقدار هدایت الکتریکی ۱۹۰۴ میکروزیمنس بر سانتی‌متر و در محدوده روستای دهملا نیز ۱۴۷۳ میکروزیمنس بر سانتی‌متر می‌باشد. می‌توان گفت در منطقه شهری و روستایی تغذیه ناشی از ورود فاضلاب به آبخوان می‌تواند بر افزایش هدایت الکتریکی تأثیر گذارد. ضمن آنکه انتهای آبخوان رخنمون کوچکی از مارن وجود دارد که باعث افزایش هدایت الکتریکی شده است.

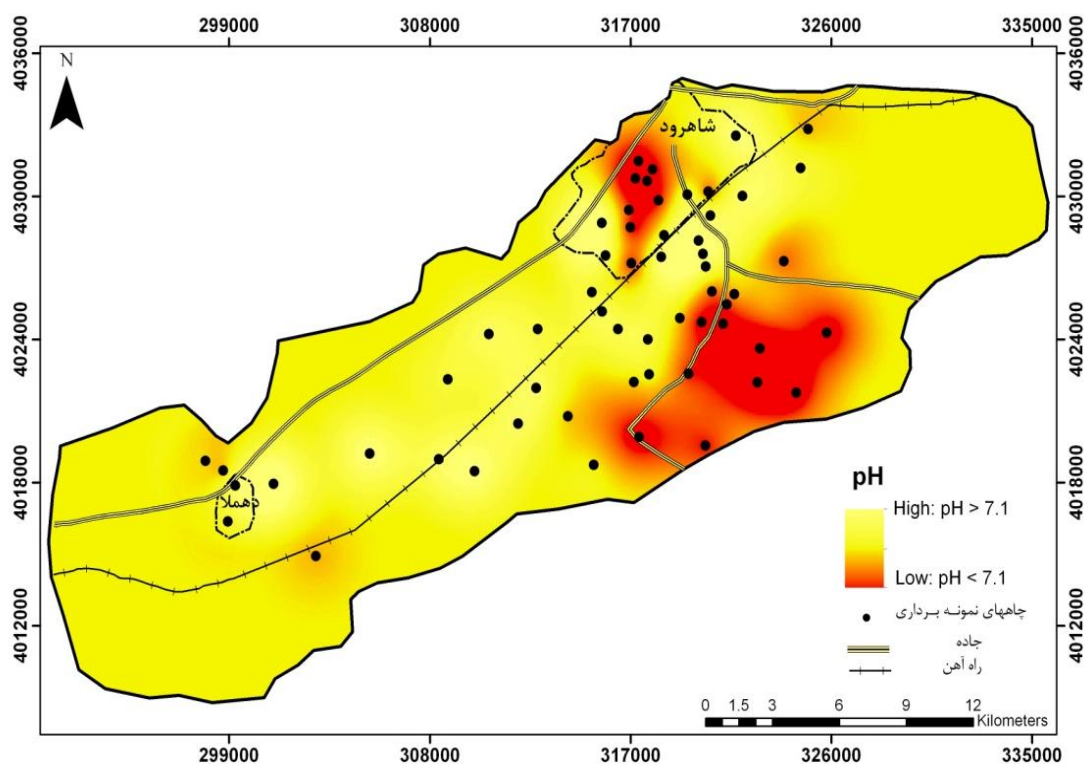


شکل (۳-۴) تغییرات هدایت الکتریکی در زون یک (I)

۲-۲-۴ بررسی مقادیر pH آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود

مقادیر pH نمونه‌ها در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده است. بر اساس نتایج بدست آمده (جدول ۱-۴) مقادیر pH در آبخوان دشت شاهرود از ۶/۷ تا ۷/۸ تغییر می‌کند. با درون‌یابی و رسم نقشه تغییرات pH نمونه‌های آب (شکل ۴-۴) مناطق با pH کمتر از ۷/۱ و بیشتر از ۷/۱ قابل تفکیک

می‌باشند. ملاحظه می‌شود مناطق با pH کمتر از ۷/۱ در محدوده شهر شاهرود و حاشیه جنوب شرق آبخوان قرار دارند. در منطقه شهری فاضلاب‌ها و پساب‌های شهری بر کاهش pH تأثیرگذار می‌باشد (Ankumah *et al.*, 2005). در حاشیه جنوب شرق آبخوان که مقادیر هدایت الکتریکی بسیار بالا است، مقدار pH نیز کاهش یافته است. وجود یون سولفات در مارن‌های ژئوس دار جنوب منطقه دلیل کاهش pH در این مناطق می‌باشد. ضمن آنکه وجود اکسیدهای آهن در خاک بیانگر محیط اسیدی می‌باشد (رقیمی و اسفندیار، ۱۳۸۳). شکل (۴-۵) تصویری از خاکهای حاشیه جنوبی آبخوان را نشان می‌دهد که رنگ قرمز آنها و احتمال وجود اکسیدهای آهن به خوبی در آن منطقه مشهود می‌باشد. مناطق با pH بیشتر از ۷/۱ در نواحی حاشیه شمالی و نواحی میانی آبخوان قرار دارند. علت بیشتر بودن pH در این مناطق را می‌توان با انحلال واحدهای آهکی و دولومیتی واقع شده در شمال آبخوان مرتبط دانست.



شکل ۴-۴) نقشه تغییرات pH در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود



شکل ۴-۵) نمایی از رسوبات قرمز رنگ در حاشیه جنوب شرق آبخوان (رنگ قرمز احتمالاً به دلیل وجود اکسیدهای آهن می‌باشد)

۳-۲-۴ تغییرات غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها در آب زیرزمینی دشت شاهرود

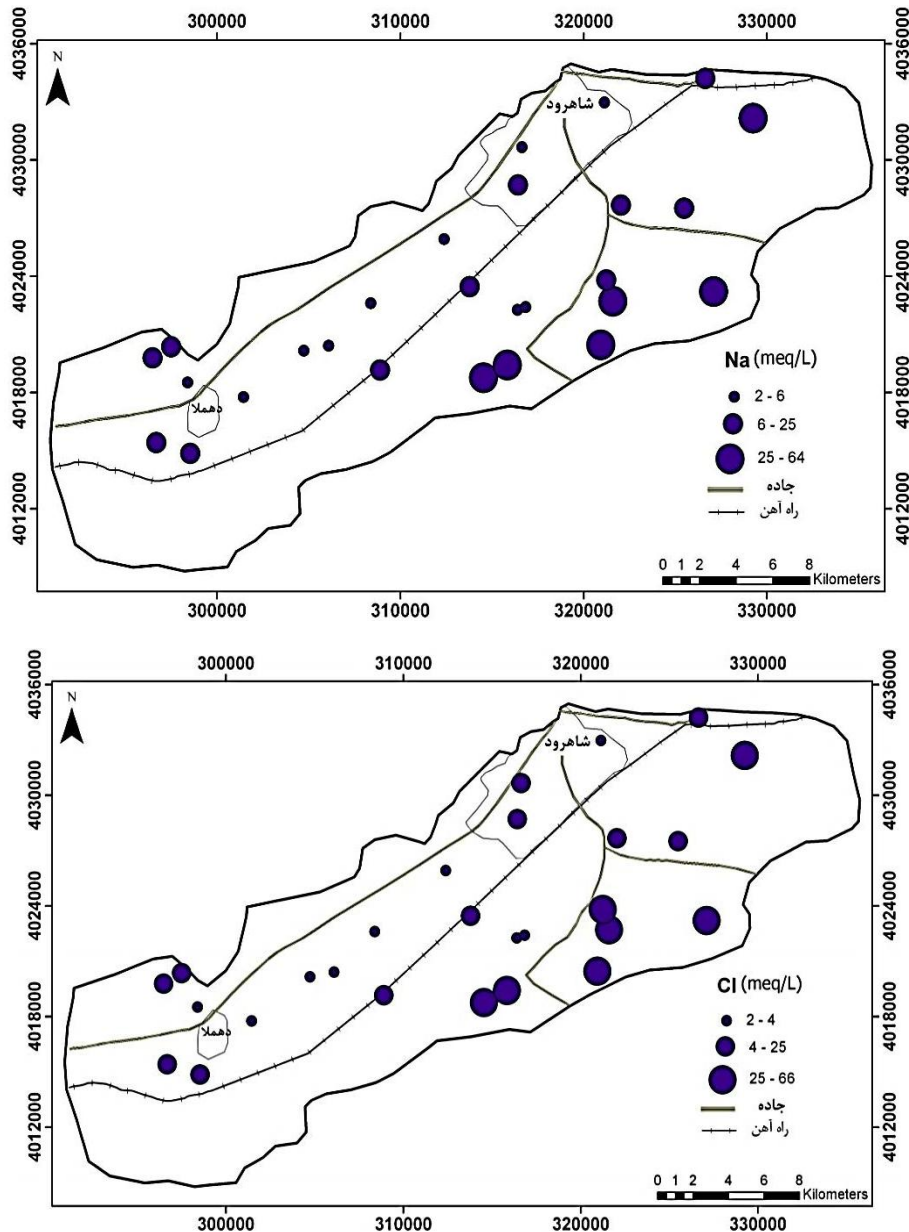
در دشت شاهرود تعداد ۲۷ چاه آب زیرزمینی هر ساله در دو فصل بهار و پاییز توسط اداره آب منطقه‌ای شهر شاهرود نمونه‌برداری می‌شوند و پارامترهای کیفی از قبیل هدایت الکتریکی، مواد جامد حل شده، pH، غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی اندازه‌گیری می‌گردد. در جدول (۴-۲) مقادیر یون‌های اصلی در چاه‌های انتخابی نشان داده شده است.

زمانی که آب از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه حرکت می‌کند، شیمی آن توسط فرایندهای مختلف تحت تأثیر قرار می‌گیرد. از جمله مهمترین عواملی که بر شیمی آب و مقدار کاتیون‌ها و آنیون‌ها تأثیرگذار است، زمین‌شناسی منطقه می‌باشد. به طور کلی روند افزایشی در غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم، کلر، سولفات و سدیم به سمت جنوب منطقه مشاهده می‌گردد. همانطور که قبلاً بیان گردید سازندهای مارنی جنوب منطقه منشاء اصلی این یون‌ها در آب‌های زیرزمینی این مناطق می‌باشند.

جدول ۴-۲) غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در نمونه‌های برداشت شده از چاه‌های انتخابی آبخوان شاهرود (بهار ۱۳۹۳)

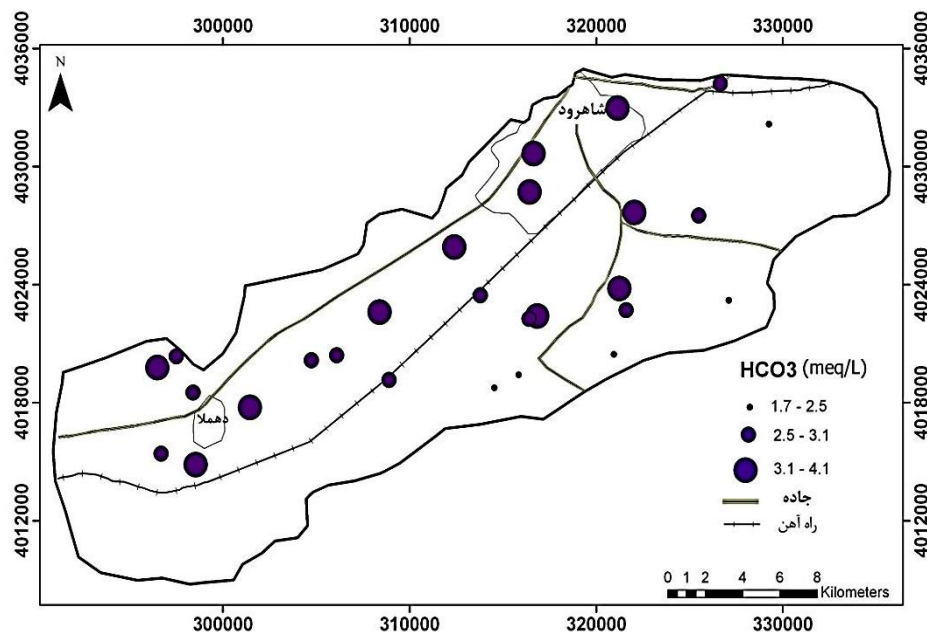
شماره نمونه	Na (meq/L)	Mg (meq/L)	Ca (meq/L)	SO ₄ (meq/L)	Cl (meq/L)	HCO ₃ (meq/L)
W1	۱۰/۲	۴/۹	۳/۶	۷/۲۸	۸/۴	۳/۳
W2	۹/۴	۴/۶	۳/۳	۵/۹	۸/۰۵	۳/۲
W3	۲۳	۶/۸	۳/۵	۸/۸۳	۲۲	۲/۹
W4	۶/۴	۴/۱	۲/۷	۵/۶۷	۴/۵	۳/۴
W5	۳/۶	۳	۱/۷	۳/۰۶	۲	۳/۳
W6	۳/۶	۲/۶	۲/۳	۱/۸۸	۳/۶	۳/۴
W7	۴/۴	۲/۹	۱/۸	۳/۴۳	۲/۹	۲/۲
W8	۳/۲	۲/۹	۲/۸	۳/۵	۲/۷	۳
W9	۴/۴	۲/۵	۱/۹	۲/۵۱	۳/۲	۳/۴
W10	۷/۶	۴/۵	۲/۷	۶/۰۳	۵/۸	۳/۲
W11	۳/۵	۳/۶	۲/۳	۲/۹۴	۳/۵	۳/۴
W12	۳/۶	۲/۶	۱/۷	۲/۰۷	۲/۷	۳/۳
W13	۶۳	۱۳/۴	۱۰/۵	۱۹/۶	۶۶	۱/۸
W14	۴۰	۶/۹	۶/۲	۸/۱۳	۴۴	۲/۴
W15	۲	۴	۲/۵	۲/۶۴	۲/۸	۳/۳
W16	۷/۶	۴/۴	۲/۷	۳/۸۸	۸/۲	۳/۵
W17	۶/۹	۵/۳	۲/۸	۴/۶۹	۷/۱	۳/۶
W18	۳/۲	۲/۸	۲	۱/۵	۳/۶۵	۳/۲
W19	۶۴	۲۱	۱۷/۵	۳۷	۶۷	۱/۷
W20	۳/۲	۳/۵	۲/۴	۲/۸۹	۳/۶	۳/۱
W21	۲۷	۸/۸	۴/۷	۱۱/۰۶	۲۸/۵	۳/۲
W22	۲۲	۴/۱	۳/۳	۸/۶۴	۱۷/۲	۳
W23	۱۳	۵/۵	۳/۴	۹/۳۵	۱۰	۴/۱
W24	۲۶	۹/۶	۵/۴	۱۴/۶۲	۲۵	۲/۶
W25	۱۵/۲	۶/۹	۳/۸	۶/۵۵	۱۷/۸	۲/۸
W26	۶۰	۱۷/۵	۱۱	۲۴/۲	۶۵	۱/۸
W27	۳۰	۱۲/۲	۶/۵	۱۴/۶۵	۳۴	۲/۱

شکل (۴-۶) روند تغییرات یون‌های کلر و سدیم را نشان می‌دهد. واحدهای تخریبی مارن در جنوب دشت بر افزایش غلظت این یون‌ها و افزایش مواد جامد حل شده (TDS) اثرگذار بوده است. در انتهای آبخوان نیز رخنمون واحدهای مارنی در شمال و جنوب سبب افزایش یون‌های کلر و سدیم شده است.



شکل ۴-۶) نقشه تغییرات یون‌های سدیم (Na) و کلر (Cl) در آبخوان شاهرود

روند تغییرات یون بی‌کربنات با سایر آنیون‌ها و کاتیون‌ها متفاوت است. غلظت یون بی‌کربنات در قسمت‌های شمالی و میانی دشت که محل تغذیه آبخوان است، بیشتر از سایر مناطق می‌باشد (شکل ۴-۷). به طوری که به سمت جنوب غلظت یون بی‌کربنات کاهش می‌یابد. می‌توان گفت سازندهای آهکی و دولومیتی (سازند لار و دلیچای) موجود در شمال آبخوان باعث انحلال کربنات کلسیم شده است و یون بی‌کربنات را در نمونه‌های آب این مناطق افزایش داده است.



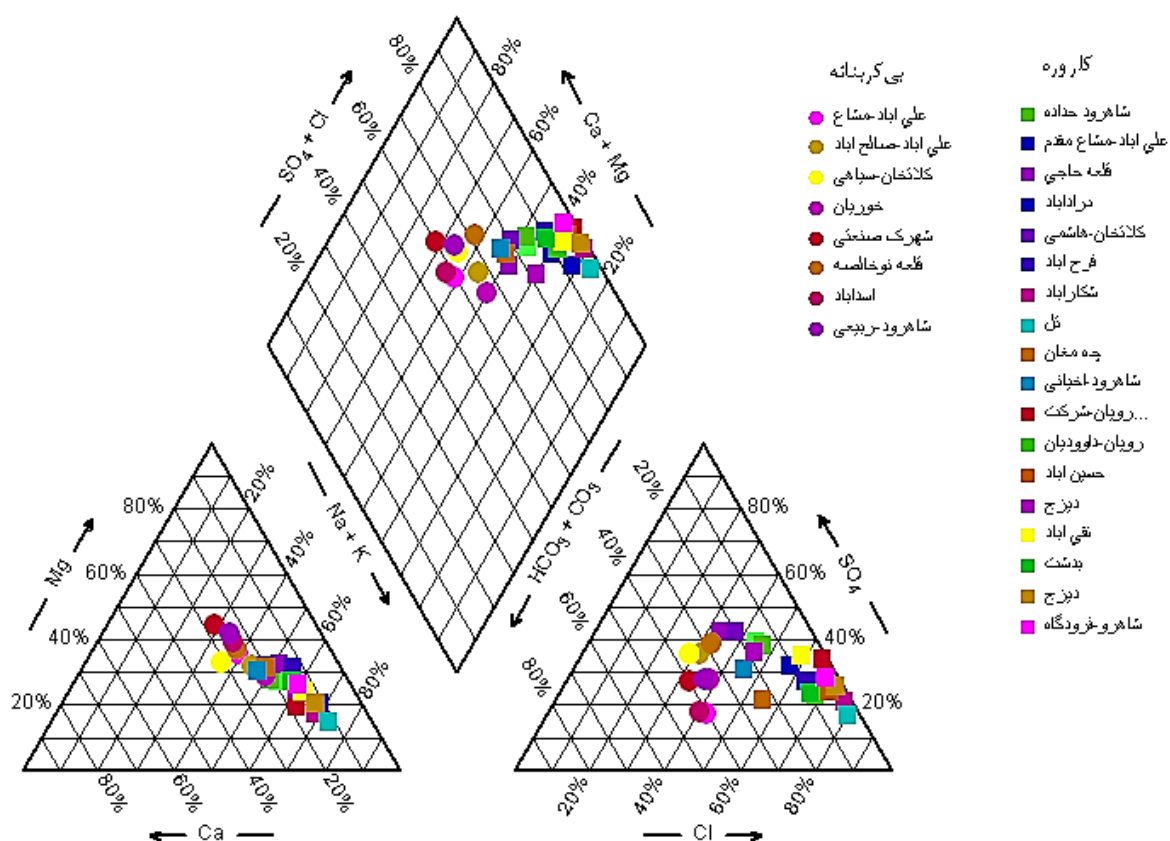
شکل ۴-۷) نقشه تغییرات یون بی‌کربنات (HCO_3) در آبخوان شاهرود

۴-۲-۴ تعیین تیپ نمونه‌های آب

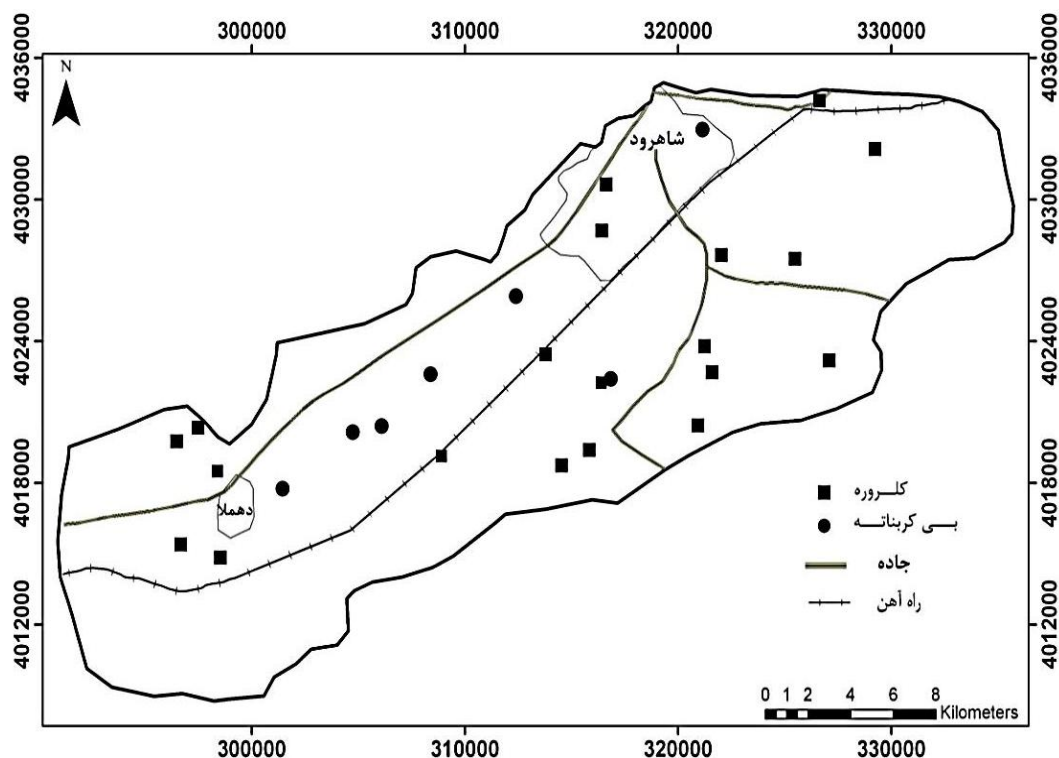
برای تعیین تیپ آب زیرزمینی در آبخوان شاهرود از نمودار پایپر استفاده شده و نتایج آنالیز شیمیایی نمونه‌های برداشت شده در بهار ۱۳۹۳ بر روی آن ترسیم گردید (شکل ۴-۸). در شکل (۴-۹) تغییرات تیپ آب در محدوده آبخوان مشخص شده است. تیپ آب در قسمت شمال شرق و جنوب شرق منطقه کلروره می‌باشد. سازندها و واحدهای نمکی و گچی که عمدتاً مارنی و متعلق به میوسن زیرین می‌باشند، در قسمت‌های جنوب شرق منطقه گسترش دارند. افزایش یون‌های کلر و سدیم در این منطقه احتمالاً به دلیل وجود این سازندهای انحلال‌پذیر می‌باشد. دو نمونه واقع شده در شمال شرق نیز دارای تیپ کلروره هستند. در این منطقه نیز رخنمون کوچکی از مارن مشاهده می‌شود. در نمونه‌های برداشت شده از محدوده شهری آبخوان شاهرود، یک نمونه (واقع در شمالی‌ترین بخش منطقه شهری) دارای تیپ بی‌کربناته بوده که احتمالاً به دلیل مجاورت با سازند آهکی و منطقه تغذیه آبخوان می‌باشد. دو نمونه دیگر که از جنوب غرب منطقه شهری برداشت شده‌اند تیپ کلروره نشان می‌دهند. تغذیه ناشی از آب برگشتی شهری سبب افزایش یون‌های کلر و سدیم در این بخش شده

است. به نظر می‌رسد تغذیه از منطقه شهری، ضمن عبور از منطقه غیر اشباع افزایش املاح در آب را در پی داشته است. همچنین نمونه‌های واقع در انتهای آبخوان دارای تیپ کلروره می‌باشند. به نظر می‌رسد در این ناحیه در امتداد مسیر، ریز بودن مواد تشکیل دهنده آبرفت باعث افزایش تماس بین آب زیرزمینی و مواد تشکیل دهنده شده و باعث افزایش یون کلر و سدیم شده است. ضمن آنکه واحدهای مارنی نیز در مجاورت این بخش از آبخوان گسترش دارند.

نمونه‌های بخش‌های میانی و شمالی آبخوان که عمدتاً در مخروط‌افکنه واقع شده‌اند دارای تیپ بی‌کربناته هستند. سازندها و واحدهای کربناته واقع در شمال منطقه که عمدتاً آهکی و دولومیتی می‌باشند باعث افزایش بی‌کربنات در این مناطق شده‌اند. همانطور که قبلاً اشاره گردید این قسمت از آبخوان نیز منطقه تغذیه آب زیرزمینی می‌باشد.



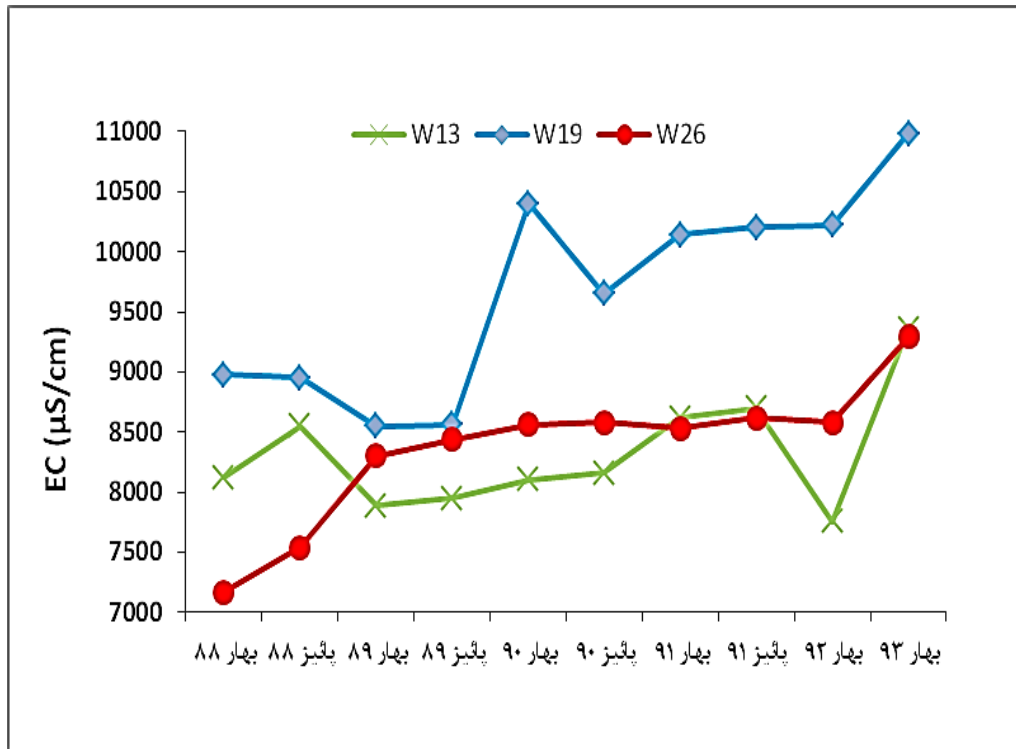
شکل ۴-۸) نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های برداشت شده از چاه‌های انتخابی بر روی آن



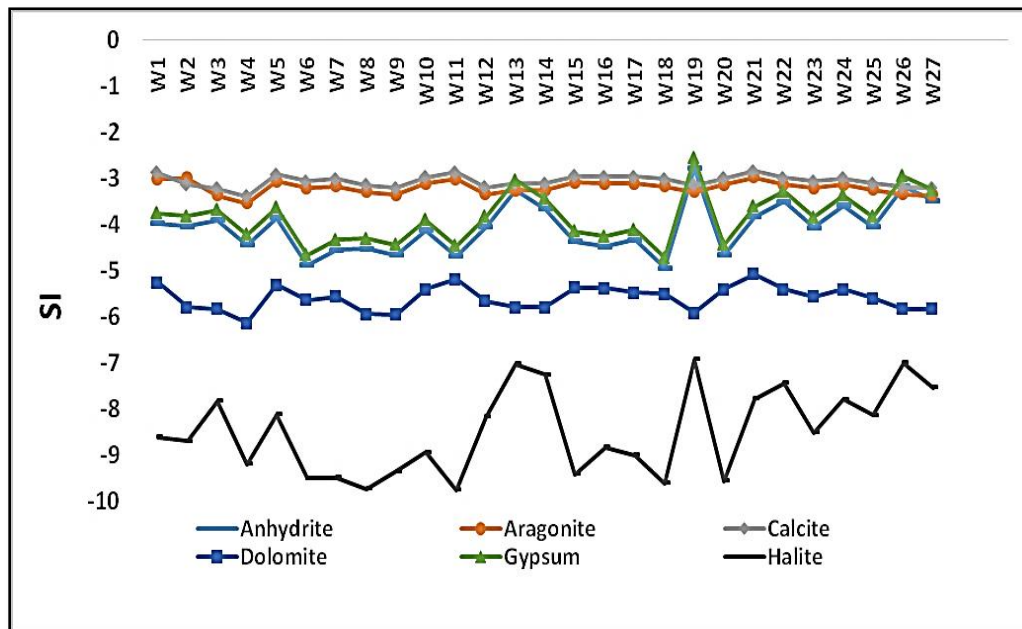
شکل ۴-۹) تیپ نمونه‌های آب زیرزمینی دشت شاهرود

۴-۲-۵ تغییرات زمانی پارامترهای هیدرووشیمیایی

برای بررسی تغییرات زمانی پارامترهای هیدرووشیمیایی از داده‌های چاه‌های انتخابی آبخوان از سال ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۳ استفاده گردید. به طور کلی در اکثر چاه‌های نمونه‌برداری، روند افزایشی در هدایت الکتریکی مشاهده می‌شود. بیشترین مقادیر در هدایت الکتریکی طی زمان مورد بررسی مربوط به نمونه‌های واقع در حاشیه جنوب شرقی آبخوان (W13, W19, W26) می‌باشد (شکل ۴-۱۰). این روند افزایش به کاهش بارندگی سال‌های اخیر و بنابراین کاهش تغذیه آبخوان از این مناطق مربوط می‌گردد. محاسبه اندیس اشباع نسبت به کانیهای مختلف (شکل ۴-۱۱) نشان می‌دهد تمامی نمونه‌ها نسبت به کانیهای هالیت و ژیپس تحت اشباع می‌باشند. بنابراین افزایش انحلال این کانیها می‌تواند دلیلی بر افزایش هدایت الکتریکی در این مناطق باشد.

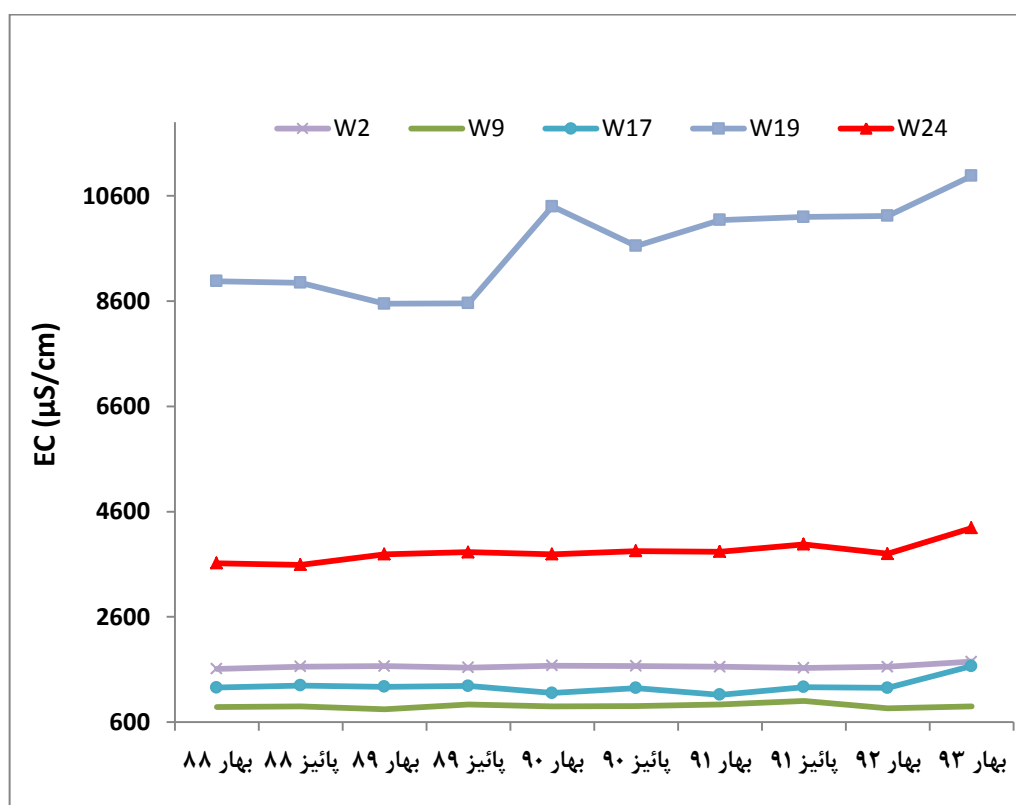


شکل ۴-۱۰) نمودار تغییرات هدایت الکتریکی در برابر زمان برای چاه‌های جنوب شرق آبخوان



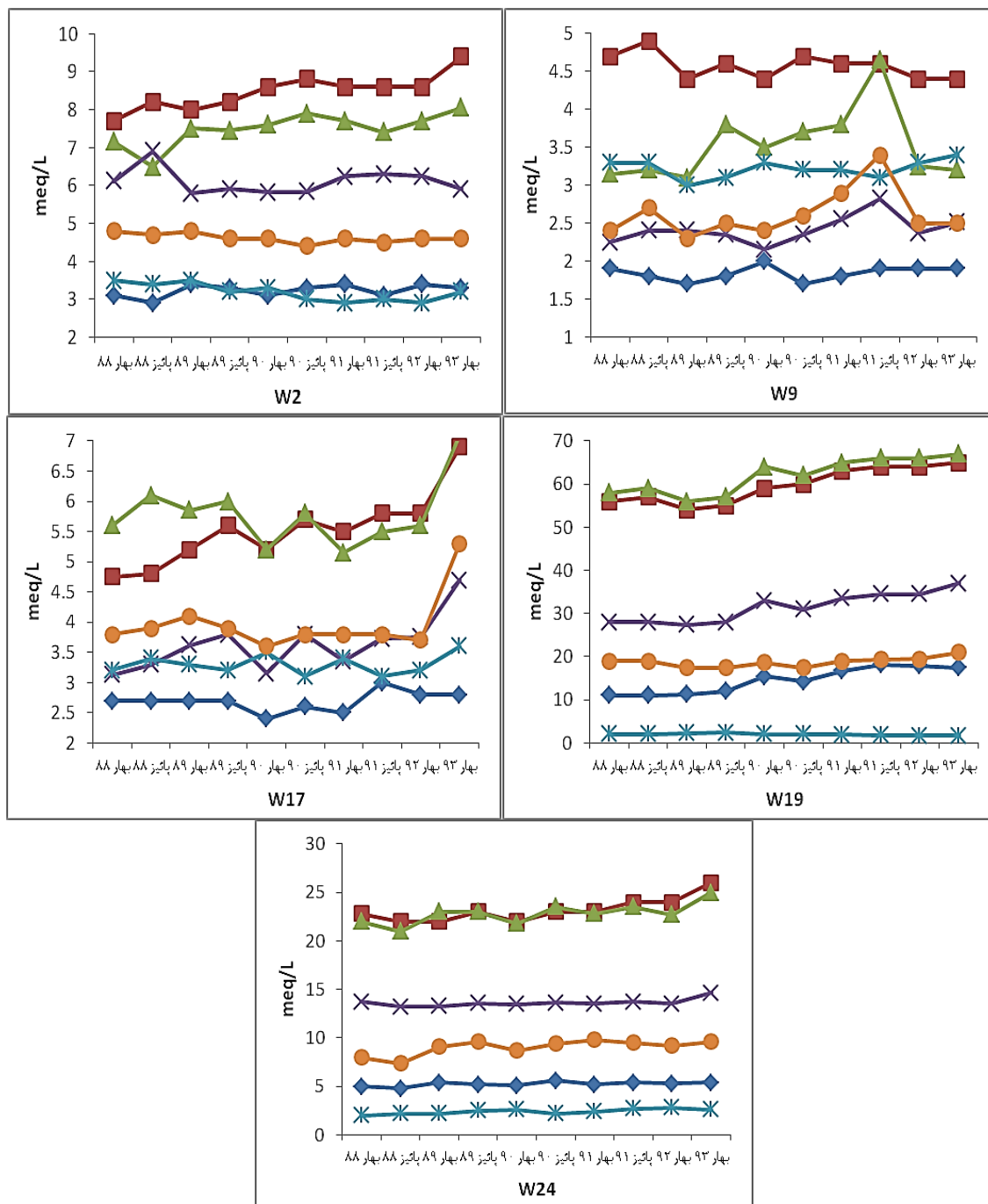
شکل ۴-۱۱) شاخص اشباع شدگی (SI) کانیهای اصلی در نمونه‌های آب

برای بررسی دقیق‌تر تغییرات زمانی هدایت الکتریکی از داده‌های ۵ چاه با پراکندگی مناسب از بین چاه‌های انتخابی آبخوان شاهرود استفاده گردید (شکل ۴-۱۲). در قسمت‌های میانی آبخوان (W9) که تغذیه به آبخوان صورت می‌گیرد و قسمت‌های انتهایی آبخوان (W2) هدایت الکتریکی تقریباً طی زمان ثابت بوده و تغییر نکرده است. در محدوده شهر (W17) و در نمونه‌های بخش جنوب شرق آبخوان (W19, W24) نیز هدایت الکتریکی طی زمان افزایش یافته است.



شکل ۴-۱۲) تغییرات زمانی هدایت الکتریکی در تعدادی از چاه‌های انتخابی آبخوان شاهرود

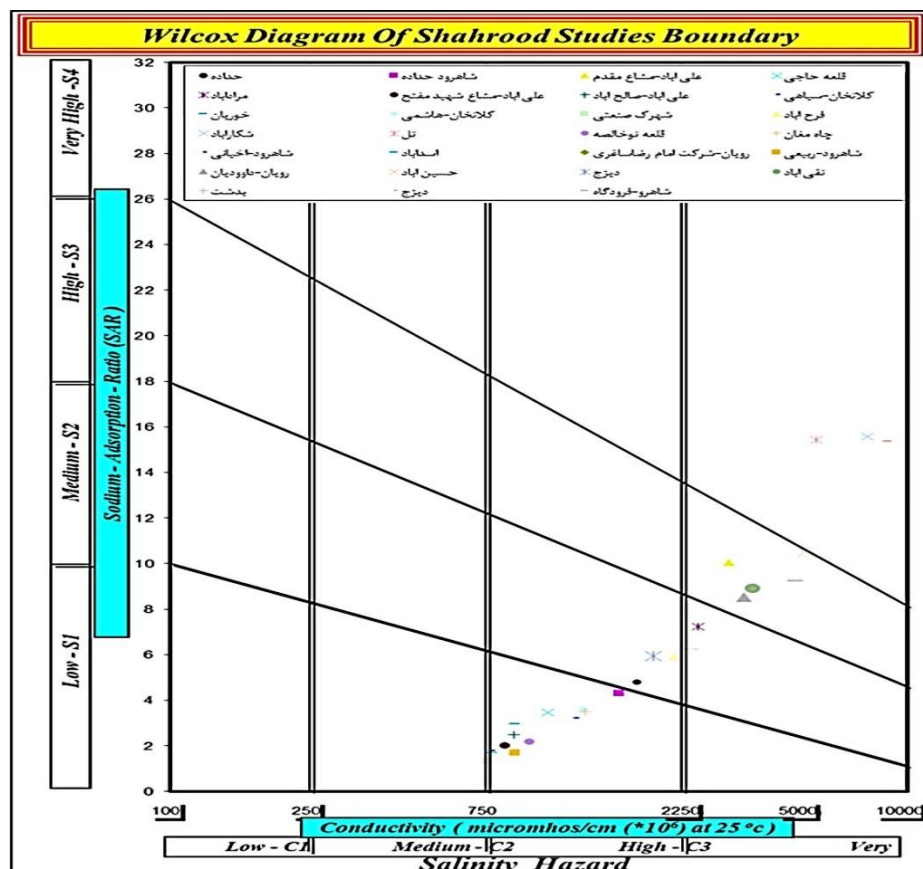
تغییرات زمانی یون‌های اصلی نیز برای چند چاه انتخابی بررسی شد. با توجه به نمودارهای ترسیم شده غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها در برابر زمان (شکل ۴-۱۳)، مشاهده می‌شود اغلب یون‌ها (به خصوص سدیم و کلر) روند افزایشی داشته که این موضوع با افزایش هدایت الکتریکی مطابقت دارد.



شکل ۴-۱۳ تغییرات زمانی یون‌ها در بخش‌های مختلف آبخوان شاهرود

۴-۲-۶ بررسی کیفی آبخوان شاهرود برای مصارف کشاورزی

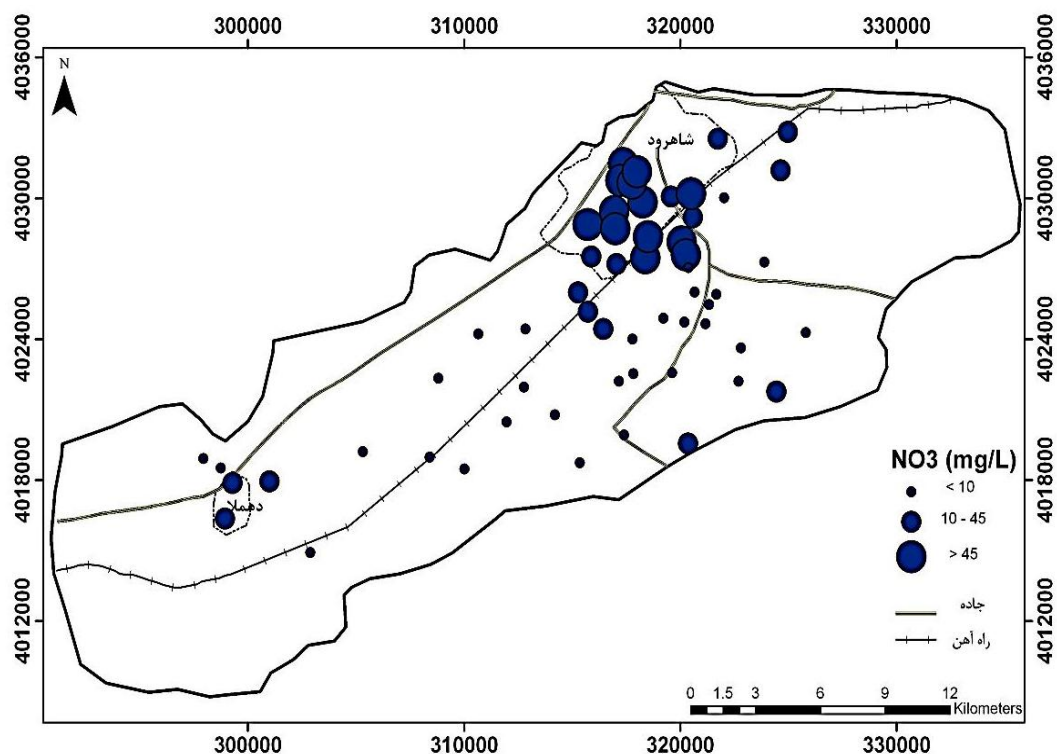
آب زیرزمینی، در دشت شاهرود تأمین کننده اصلی آب برای مصارف کشاورزی می باشد. جهت تعیین کیفیت آب های زیرزمینی از نظر کشاورزی از نمودار ویلکوکس (Wilcox) استفاده شده است. نمودار ویلکوکس بر اساس دو معیار هدایت الکتریکی (خطر شوری) و نسبت جذب سدیم (خطر سدیم) به ۱۶ رده تقسیم شده است. رده C1S1 بهترین کیفیت و رده C4S4 بدترین کیفیت را برای مصارف کشاورزی دارا می باشند. شکل (۴-۱۴) نمودار ویلکوکس نمونه های مربوط به آب های زیرزمینی دشت شاهرود را نشان می دهد. با توجه به شکل، مشاهده می شود که نمونه های حاشیه جنوب آبخوان دارای بدترین کیفیت از نظر کشاورزی هستند و در رده C4S4 قرار دارند. با توجه به روند هدایت الکتریکی که به سمت شمال آبخوان کاهش می یابد دیگر نمونه ها در رده های C4S3، C4S2 و C3S2 قرار گرفته اند و نمونه های میانی آبخوان در رده متوسط (C3S1) قرار گرفته اند.



شکل ۴-۱۴) نمودار ویلکوکس مربوط به نمونه های برداشت شده از آبخوان شاهرود

۳-۴ بررسی مقادیر نیترات آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود

مقادیر غلظت یون نیترات در نمونه‌های برداشت شده از آبخوان شاهرود در جدول (۴-۱) نشان داده شده است. در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت نیترات از ۱/۶ تا ۱۴۸ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌یابد. شکل (۴-۱۵) تغییرات مکانی غلظت یون نیترات را نشان می‌دهد. همانطور که مشخص است، بیشترین غلظت‌های نیترات در منطقه شهری مشاهده می‌شود به نحوی که مقادیر غلظت نیترات در این بخش بیشتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. با دور شدن از منطقه شهری از مقدار نیترات کاسته شده و غلظت نیترات به مقادیر کمتر از ده میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. نشت فاضلاب‌های شهری در مناطق شهری دلیل اصلی افزایش نیترات در چاه‌های آب این منطقه می‌باشد. در مناطق کشاورزی دشت شاهرود مقادیر نیترات پایین‌تر از ده میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. به نظر می‌رسد فعالیت‌های کشاورزی بر مقدار نیترات در آب چاه‌های این منطقه تأثیر چندانی نداشته است. در منطقه دهملا مقدار نیترات کمی بیشتر از چاه‌های مجاور خود می‌باشد (۱۷/۸ میلی‌گرم بر لیتر) که می‌توان نشت فاضلاب ناشی از روستای دهملا را دلیل بر آن دانست. در دو چاه حاشیه جنوبی آبخوان (W43، W44) مقدار نیترات به ترتیب ۱۳/۶ و ۱۲/۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد که به نظر می‌رسد با توجه به بالا بودن هدایت الکتریکی و افزایش قدرت یونی، مقدار غلظت نیترات نسبت به چاه‌های اطراف آن افزایش یافته است. پایین‌ترین مقدار غلظت نیترات (۱/۶ میلی‌گرم بر لیتر) مربوط به چاه مجاور با شرکت نفت واقع شده در روستای دیزج می‌باشد. افزایش مواد آلی (احتمالاً آلودگی نفتی) باعث ایجاد شرایط احیایی و کاهش نیترات شده است.



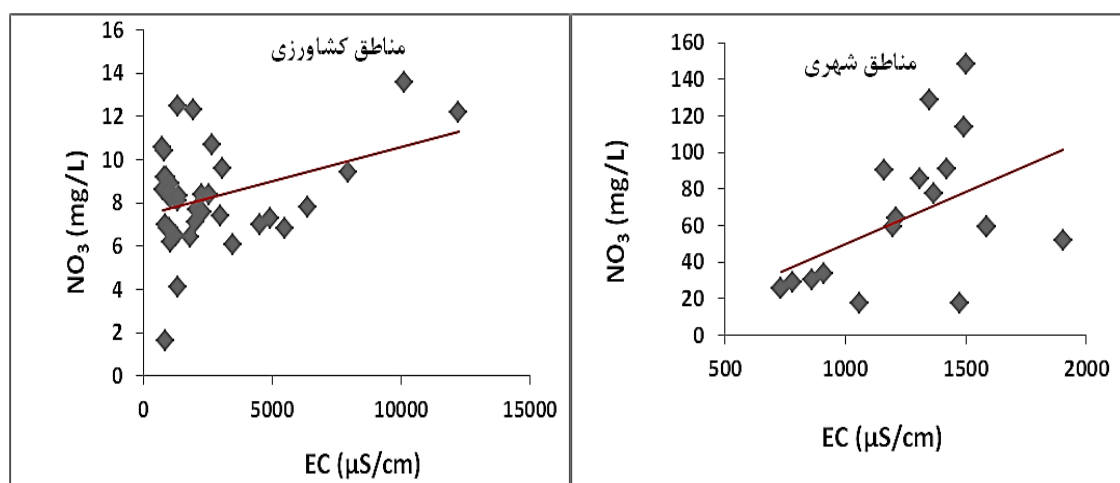
شکل ۴-۱۵) تغییرات غلظت یون نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود

۴-۴ بررسی عوامل مؤثر بر غلظت یون نیترات در آبخوان شاهرود

بر اساس مطالب ارائه شده در (فصل ۲)، عوامل مؤثر بر غلظت یون نیترات آب‌های زیرزمینی شامل بارندگی، تغذیه، وضعیت توپوگرافی، ساختمان زمین‌شناسی منطقه، درجه حرارت، بافت خاک، عمق سطح ایستابی، نوع آبخوان، میزان کربن آلی خاک، نوع کاربری زمین، نوع پوشش گیاهی، فعالیت‌های کشاورزی در حریم چاه‌ها، استفاده از کودهای ازته، استفاده فاضلاب برای آبیاری، شیوه‌های کشاورزی و آبیاری، فصل آبیاری محصولات کشاورزی و برداشت بی‌رویه از سفره‌ها می‌باشد که در زیر به ارتباط برخی از آنها با غلظت یون نیترات در آبخوان شاهرود اشاره می‌شود. همچنین رابطه یون نیترات با هدایت الکتریکی، pH و یون‌های موجود در آب بررسی می‌گردد.

۴-۴-۱ بررسی غلظت یون نیترات با هدایت الکتریکی

در منطقه مورد مطالعه به دلیل بازه تغییرات غلظت نیترات و مقادیر هدایت الکتریکی، ارتباط بین این دو پارامتر در چاه‌های واقع در منطقه شهری و منطقه کشاورزی به صورت مجزا مورد بررسی قرار گرفته است. همانطور که شکل (۴-۱۶) نشان می‌دهد، رابطه مستقیم بین هدایت الکتریکی و غلظت‌های نیترات وجود دارد. در مطالعه کومار و همکاران (Kumar *et al.*, 2012)، هدایت الکتریکی ارتباط مثبتی با نیترات نشان داده است که این موضوع به افزایش نیترات با افزایش در قدرت یونی آب مرتبط می‌باشد.

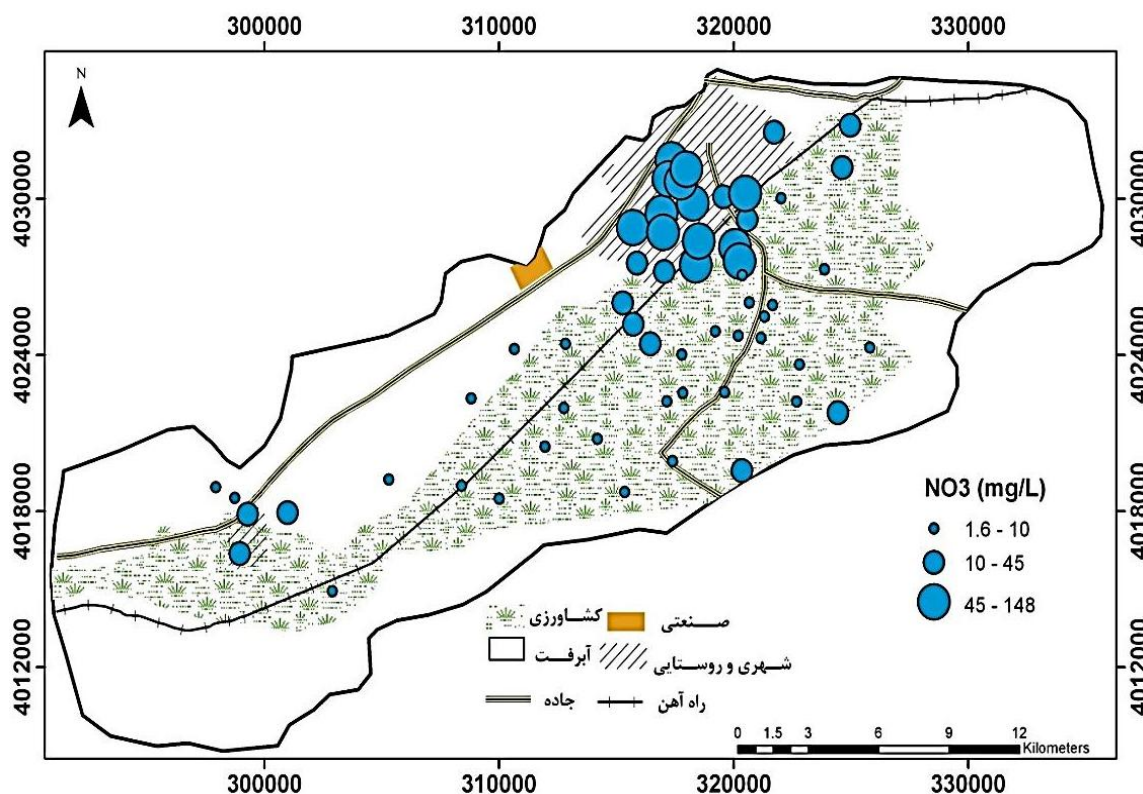


شکل ۴-۱۶ تغییرات غلظت یون نیترات در برابر هدایت الکتریکی در مناطق شهری و کشاورزی

۴-۴-۲ بررسی غلظت یون نیترات با نوع کاربری زمین

کاربری زمین در منطقه مورد مطالعه را می‌توان به شهری، کشاورزی و صنعتی تقسیم نمود (شکل ۴-۱۷). به طور آشکار غلظت نیترات در چاه‌های واقع شده در محدوده شهر شاهرود افزایش قابل توجه را نشان می‌دهد که تمرکز جمعیت و نشت فاضلاب‌های شهری دلیل آن می‌باشد. آب‌های فاضلاب شهری، مخازن فاضلاب و سیستم‌های دفع فاضلاب در مناطق مسکونی بر آلودگی نیترات تأثیرگذار می‌باشند (Sall and Vanclooster, 2009; Nas and Berktaay, 2006). در مناطق با کاربری

کشاورزی غلظت نیترات پایین می‌باشد. به نظر می‌رسد آبشویی نیترات از فعالیت‌های کشاورزی و تأثیر آن بر آبخوان ناچیز بوده است. دلیل پایین بودن مقادیر غلظت نیترات در مناطق کشاورزی در ادامه نیز بحث شده است.

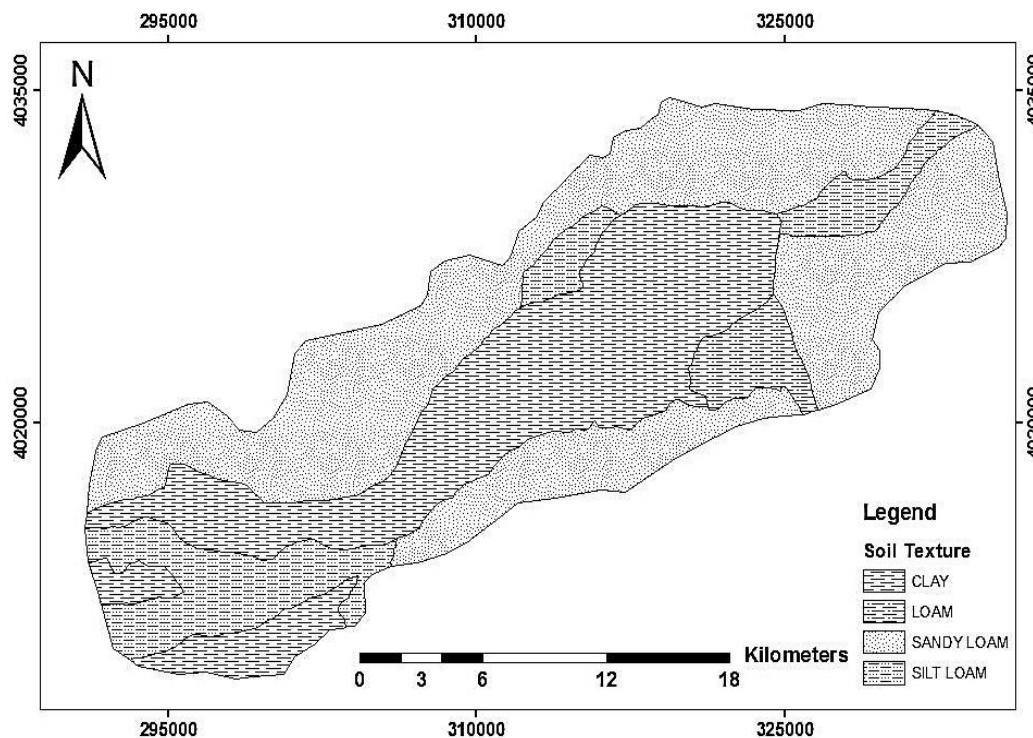


شکل ۴-۱۷) کاربری زمین در محدوده آبخوان شاهرود و ارتباط آن با تغییرات غلظت یون نیترات

۴-۴-۳ بررسی رابطه غلظت یون نیترات با بافت خاک

یکی از عوامل تأثیرگذار بر غلظت نیترات آب زیرزمینی بافت خاک می‌باشد به نحوی که دانه درشت بودن و ماسه‌ای بودن خاک باعث افزایش آبشویی نیترات می‌شود (Abdesselam *et al.*, 2012; Heumesser *et al.*, 2012). شکل (۴-۱۸) نقشه بافت خاک دشت شاهرود بر اساس مطالعات ابوالحسنی الماسی و همکاران (۱۳۹۳) را نشان می‌دهد. در منطقه دشت شاهرود بافت عمده خاک از نوع لوم ماسه‌ای بوده (حاشیه دشت) و مناطق مرکزی دشت دارای بافت رسی تا لوم سیلتی بوده که منطبق با مناطق کشاورزی است. ریز دانه بودن و رسی بودن بافت خاک در مناطق مرکزی دشت

باعث گردیده فعالیت‌های کشاورزی در این مناطق بر آلودگی نیترات تأثیر زیادی نداشته باشد. می‌توان اظهار داشت دلیل دیگری بر افزایش نیترات در منطقه شهری درشت بودن بافت خاک و افزایش آبشویی نیترات بوده است. همچنین غلظت نیترات در دو چاه واقع در جنوب آبخوان که بافت خاک درشت دانه بوده کمی بیشتر از دیگر چاه‌های واقع در مناطق کشاورزی می‌باشد (۱۲/۲ و ۱۳/۶ میلی‌گرم بر لیتر).



شکل ۴-۱۸) نقشه بافت خاک دشت شاهرود

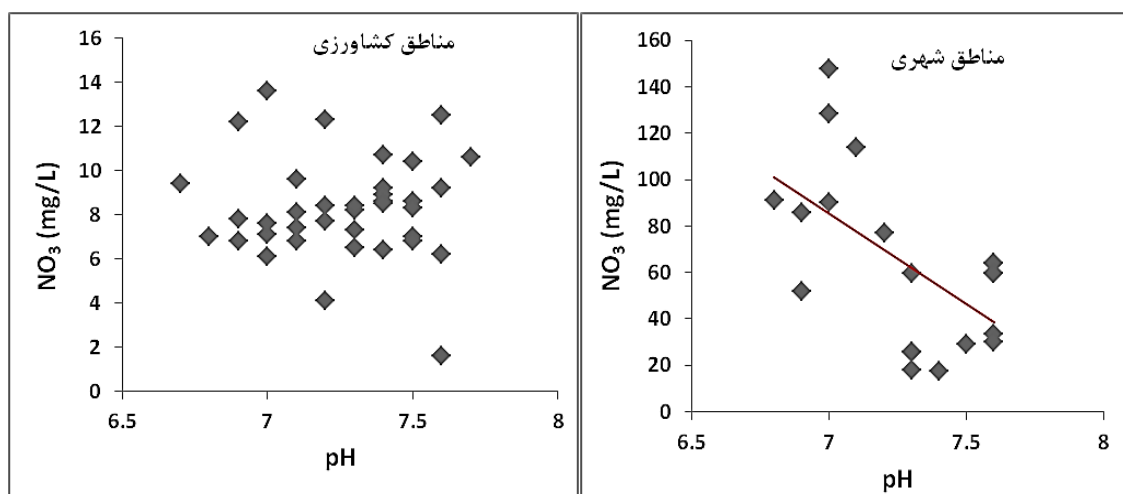
۴-۴-۴ بررسی غلظت یون نیترات با جریان‌های تغذیه کننده دشت

به دلیل ویژگی‌های متفاوت خاک‌شناسی، زمین‌شناسی، پوشش گیاهی، شدت بارندگی و شیب زمین میزان تغذیه‌ی آب‌های زیرزمینی در نقاط مختلف دشت متفاوت می‌باشد. معمولاً مناطق کشاورزی و مناطق شهری از مهمترین مناطق تغذیه در هر دشت می‌باشند. افروزی و محمدزاده (۱۳۹۱) نشان دادند غلظت نیترات با افزایش تغذیه آبخوان روند افزایشی دارد. در منطقه مورد مطالعه مقدار آب

برگشتی شهری به آبخوان ۷۷۴۴۹۰۱ متر مکعب در سال و مقدار نیترات تغذیه شده به آبخوان ۲۰۶۹۰۳۸ کیلوگرم در سال برآورد شده است (ولی‌زاده، ۱۳۹۲). بنابراین تغذیه ناشی از چاه‌های فاضلاب بر افزایش غلظت یون نیترات در این مناطق مؤثر بوده است.

۴-۴-۵ بررسی غلظت یون نیترات با pH

نمودار غلظت نیترات در برابر pH برای چاه‌های مناطق شهری نشان داد که با کاهش pH غلظت نیترات افزایش یافته است (شکل ۴-۱۹). مطابق تحقیقات انجام گرفته به وسیله آنکوما و همکاران (Ankumah *et al.*, 2005)، ثابت شده است که با کاهش pH، غلظت نیترات افزایش می‌یابد. در منطقه شهری ورود فاضلاب باعث کاهش pH و افزایش نیترات شده است. در مناطق کشاورزی ارتباطی بین pH و غلظت نیترات مشاهده نمی‌شود.

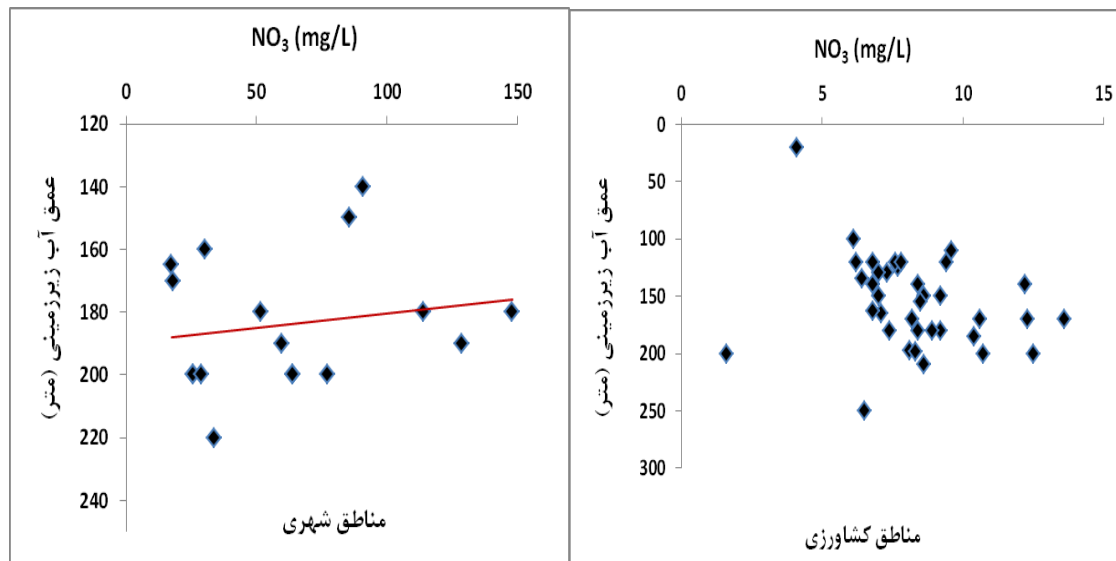


شکل ۴-۱۹) تغییرات غلظت یون نیترات در برابر pH آب زیرزمینی در مناطق شهری و کشاورزی

۴-۴-۶ بررسی غلظت یون نیترات با عمق آب زیرزمینی

مطالعات متعددی نشان داده است که با افزایش عمق آب زیرزمینی، غلظت نیترات آب زیرزمینی کاهش می‌یابد (فاضلی و همکاران ۱۳۹۰، افروزی و محمدزاده ۱۳۹۱، بیگی هرچگانی و همکاران ۱۳۹۱). میانگین عمق آب زیرزمینی در چاه‌های نمونه‌برداری شده ۱۶۵ متر می‌باشد. شکل (۴-۲۰)

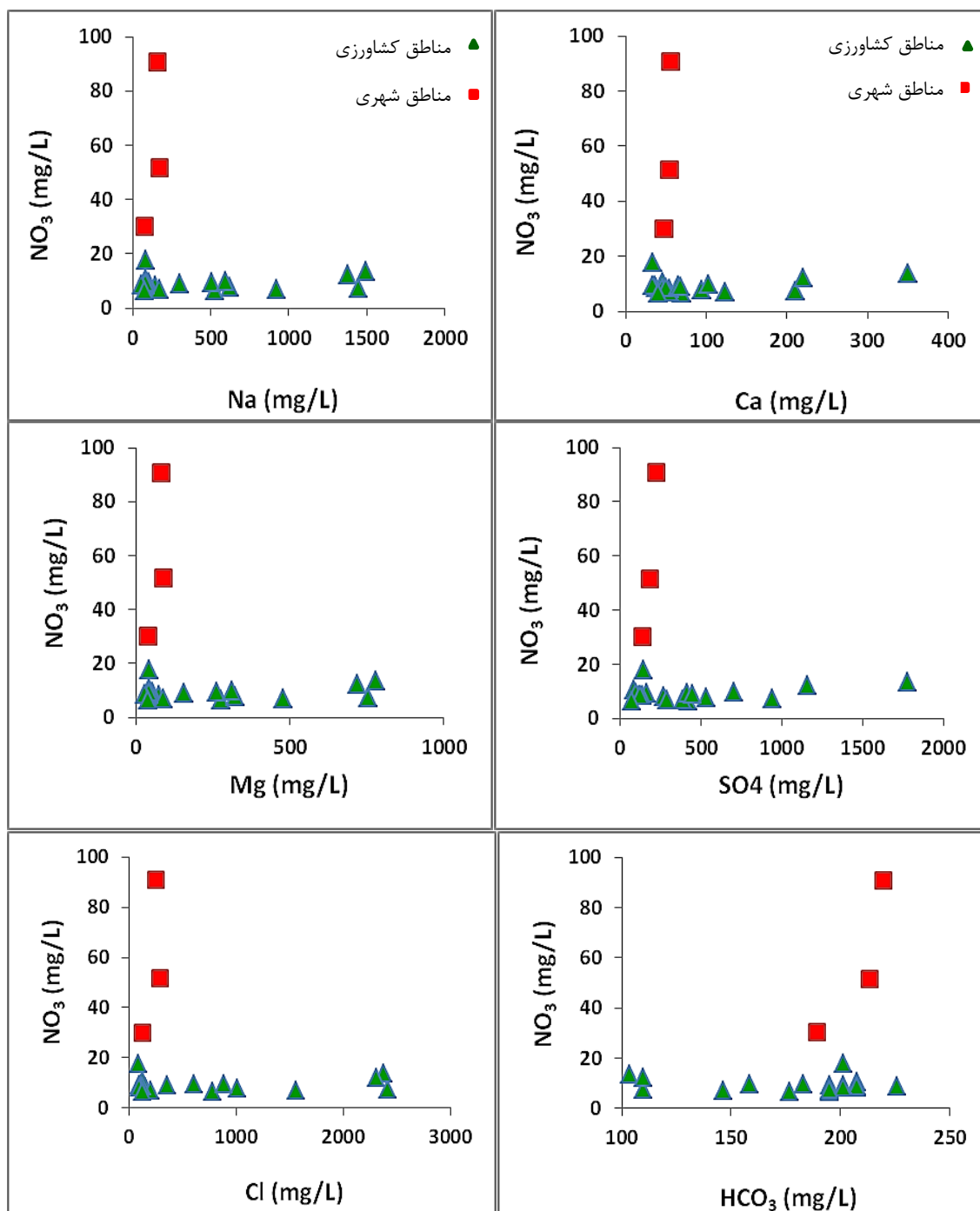
رابطه عمق آب زیرزمینی با غلظت نیترات را در مناطق شهری و کشاورزی نشان می‌دهد. در مناطق شهری که غلظت نیترات بالاتر از حد استاندارد می‌باشد، با افزایش عمق غلظت نیترات روندی تقریباً کاهشی نشان می‌دهد. این موضوع منشاء سطحی نیترات به دلیل ورود فاضلاب شهری به آبخوان را تأیید می‌نماید. در مناطق کشاورزی که مقادیر نیترات پایین است، این روند مشاهده نمی‌گردد.



شکل ۴-۲) تغییرات غلظت یون نیترات با عمق آب زیرزمینی در مناطق شهری و کشاورزی

۴-۴-۷ بررسی غلظت یون نیترات با یون‌های اصلی

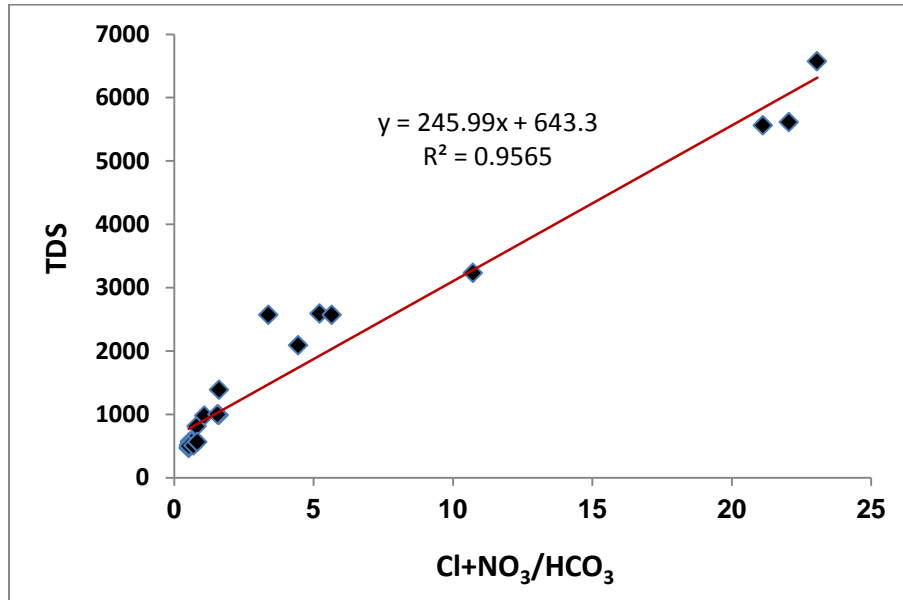
برای بررسی غلظت یون نیترات با یون‌های اصلی از اطلاعات چاه‌های انتخابی مربوط به بهار ۱۳۹۳ استفاده گردید. شکل (۴-۲۱) رابطه بین غلظت یون نیترات با سایر یون‌های موجود در آب را برای مناطق کشاورزی و شهری نشان می‌دهد. در مناطق کشاورزی آنیون بی‌کربنات ارتباط معکوس با روند غلظت نیترات دارد و کاتیون‌های سدیم، منیزیم، کلسیم و آنیون‌های کلر، سولفات ارتباط مستقیم با غلظت نیترات دارد. در مناطق شهری رابطه مستقیم بین نیترات و سایر یون‌ها وجود دارد. بنابراین نیترات تنها با یون بی‌کربنات در منطقه کشاورزی رابطه معکوس دارد.



شکل ۴-۲۱) رابطه بین غلظت یون نیترات با سایر یون‌های موجود در آب

با رسم نمودار غلظت این یون‌ها در مقابل TDS، می‌توان به منشاء آلاینده آب زیرزمینی پی برد. افزایش هم‌هنگ غلظت کلراید و نیترات در آب زیرزمینی و افزایش آنها نسبت به بی‌کربنات نشان دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی در کیفیت این منابع است (Liu and Han, 2004). شکل (۴-۲۲)

همبستگی بسیار خوب ($R^2=0.9$) بین TDS و $\text{NO}_3+\text{Cl}/\text{HCO}_3$ نشان می‌دهد که غلظت بالای نیترات موجود در منطقه به علت فعالیت‌های انسانی است.

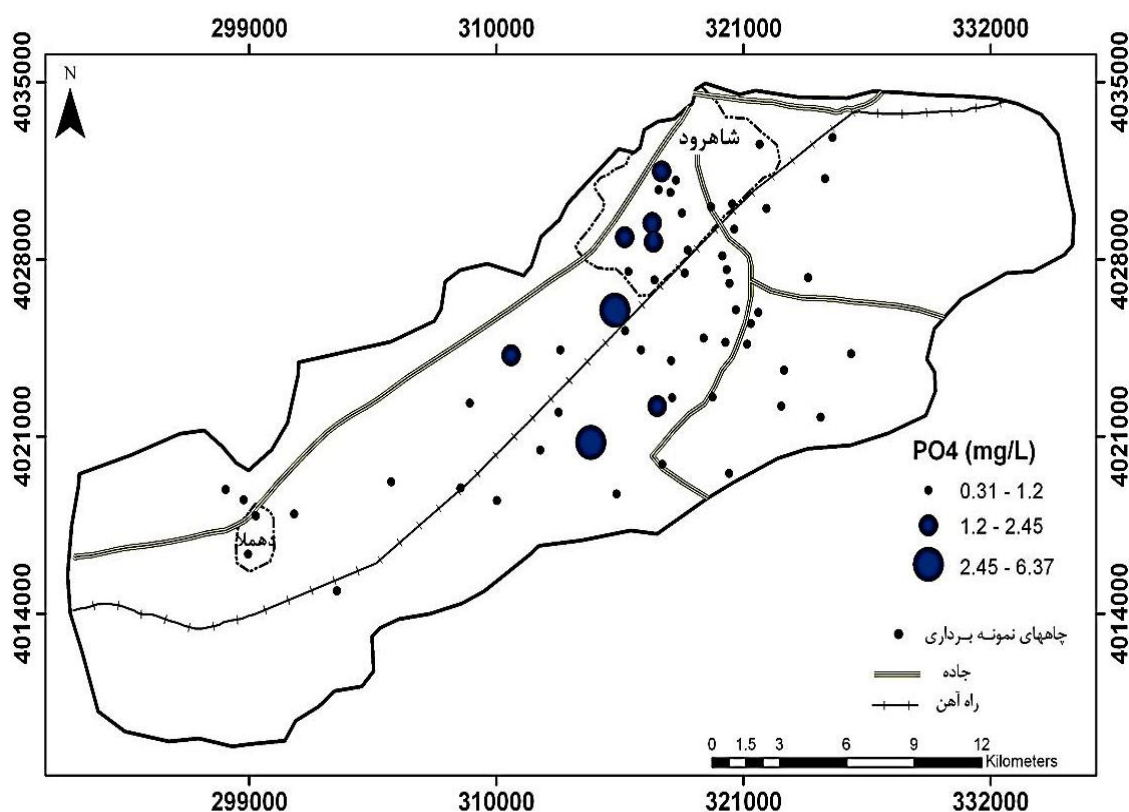


شکل ۴-۲۲) نمودار TDS در برابر $\text{NO}_3+\text{Cl}/\text{HCO}_3$

۴-۵ بررسی مقادیر فسفات آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود

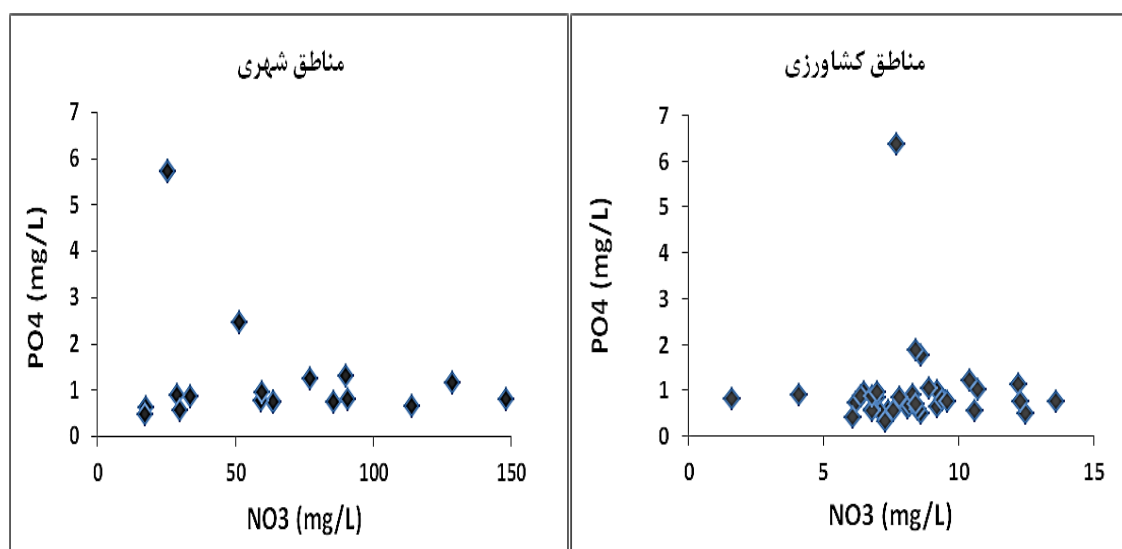
یون فسفات از طریق فاضلاب‌های خانگی حاوی پاک‌کننده‌های تهیه شده از فسفات، از فاضلاب‌های صنعتی و از پساب‌های کشاورزی که از زمین‌های کود پاشی شده عبور کرده باشند وارد آب زیرزمینی می‌شود. مقادیر غلظت یون فسفات در نمونه‌های برداشت شده از آبخوان شاهرود در جدول (۴-۱) نشان داده شده است. در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت فسفات از $0/31$ تا $6/37$ میلی‌گرم بر لیتر تغییر می‌یابد. شکل (۴-۲۳) تغییرات غلظت یون فسفات در بخش‌های مختلف آبخوان شاهرود را نشان می‌دهد. مقادیر غلظت فسفات در اکثر نمونه‌ها کمتر از 1 میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. در دو نمونه میانی آبخوان (قلعه عضدی و امیرآباد) مقدار آن به حداکثر $5/73$ و $6/37$ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. به

طور کلی می‌توان گفت استفاده کودهای فسفاته در مناطق کشاورزی، فاضلاب‌ها و استفاده از شوینده‌های حاوی فسفر در مناطق شهری منابع یون فسفات و دلیلی بر افزایش این یون در منطقه مورد مطالعه هستند. مواد زائد حاصل از فعالیتهای دامپروری، به خصوص گاوداری‌ها و مرغداری‌ها در صورتی که به منابع آبی راه پیدا کنند باعث افزایش بار BOD و ترکیبات ازته و فسفاته آن می‌شوند (طباطبایی، ۱۳۸۷). با ترسیم نقاط چاه‌ها در محیط نرم‌افزار گوگل ارث (Google Earth) و بررسی موقعیت قرارگیری هر یک از آنها مشخص می‌گردد چاه‌هایی که مقادیر فسفات بالایی دارند در نزدیکی مرغداری‌ها واقع شده‌اند. احتمالاً استفاده از دی‌کلسیم‌فسفات برای شویندگی محیط مرغداری و فاضلاب حاصل از آن بر افزایش فسفات این مناطق تأثیرگذار بوده است.



شکل ۴-۲۳) تغییرات غلظت یون فسفات در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود

با وجود اینکه منابع ورود نیترات و فسفات به آب‌های زیرزمینی تقریباً مشابه هستند اما رابطه مستقیم بین این دو پارامتر در دو منطقه شهری و کشاورزی مشاهده نگردید. که این به دلیل تفاوت در منابع وارد کننده آنها می‌باشد. منبع آلودگی نیترات در مناطق شهری فاضلاب‌های شهری هستند که باعث بالا رفتن نیترات از حد استاندارد خود شده‌اند اما نقاطی که غلظت فسفات بالا است دور از منطقه شهری بوده و در نزدیکی مرغداری‌ها واقع گردیده است.



شکل ۴-۲۴) رابطه بین یون نیترات و فسفات در مناطق شهری و کشاورزی

۴-۶ همبستگی بین یون نیترات و متغیرهای مختلف کیفی

در جدول (۴-۳)، ماتریس همبستگی بین متغیرهای مختلف کیفی در مناطق شهری و کشاورزی ارائه شده است. در هر دو منطقه کشاورزی و شهری همبستگی مثبت قوی بین هدایت الکتریکی و (TDS) با کاتیون‌های اصلی (سدیم، منیزیم و کلسیم) و آنیون‌های (سولفات، نیترات و کلر) نشان داده شده است. در منطقه شهری بیشترین همبستگی یون نیترات با یون سولفات می‌باشد. غلظت‌های بالای سولفات همراه با نیترات در مناطقی که غلظت نیترات بالاست، نشان دهنده منشاء فاضلاب می‌باشد (Abdulaziz and Shaibani, 2008).

جدول ۴-۳) ماتریس همبستگی بین یون نیترات و متغیرهای مختلف کیفی در مناطق کشاورزی و شهری

مناطق شهری										
	Na	NO ₃	Ca	SO ₄	Cl	Mg	HCO ₃	PO ₄	EC	TDS
Na	1									
NO ₃	0.668	1								
Ca	0.924	0.901	1							
SO ₄	0.817	0.975	0.975	1						
Cl	0.997	0.604	0.890	0.767	1					
Mg	1.00**	0.668	0.924	0.817	0.997	1				
HCO ₃	0.943	0.877	0.999*	0.962	0.913	0.943	1			
PO ₄	0.710	-0.571	0.388	0.174	0.765	0.710	0.435	1		
EC	0.962	0.846	0.994	0.944	0.936	0.962	0.998*	0.489	1	
TDS	0.984	0.788	0.977	0.906	0.967	0.984	0.987	0.575	0.995	1

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

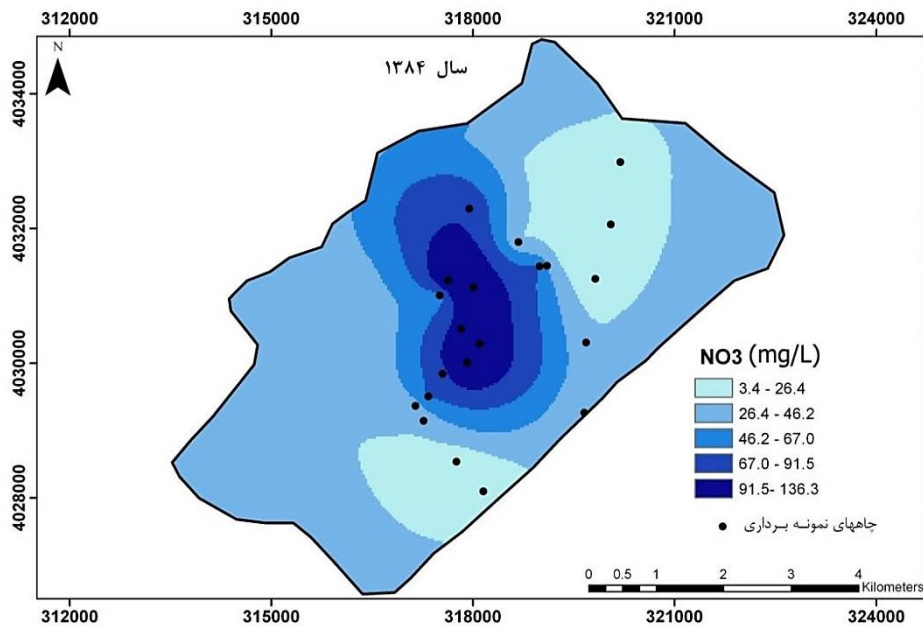
مناطق کشاورزی										
	Na	NO ₃	Ca	SO ₄	Cl	Mg	HCO ₃	PO ₄	EC	TDS
Na	1									
NO ₃	0.122	1								
Ca	0.932**	0.261	1							
SO ₄	0.912**	0.288	0.972**	1						
Cl	0.997**	0.113	0.928**	0.894**	1					
Mg	1.00**	0.122	0.932**	0.912**	0.997**	1				
HCO ₃	-0.948**	-0.165	-0.903**	-0.861**	-0.952**	-0.948**	1			
PO ₄	-0.161	-0.007	-0.099	-0.053	-0.163	-0.161	0.161	1		
EC	0.994**	0.168	0.963**	0.947**	0.990**	0.994**	-0.945**	-0.139	1	
TDS	0.994**	0.165	0.953**	0.944**	0.985**	0.994**	-0.942**	-0.140	0.996**	1

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

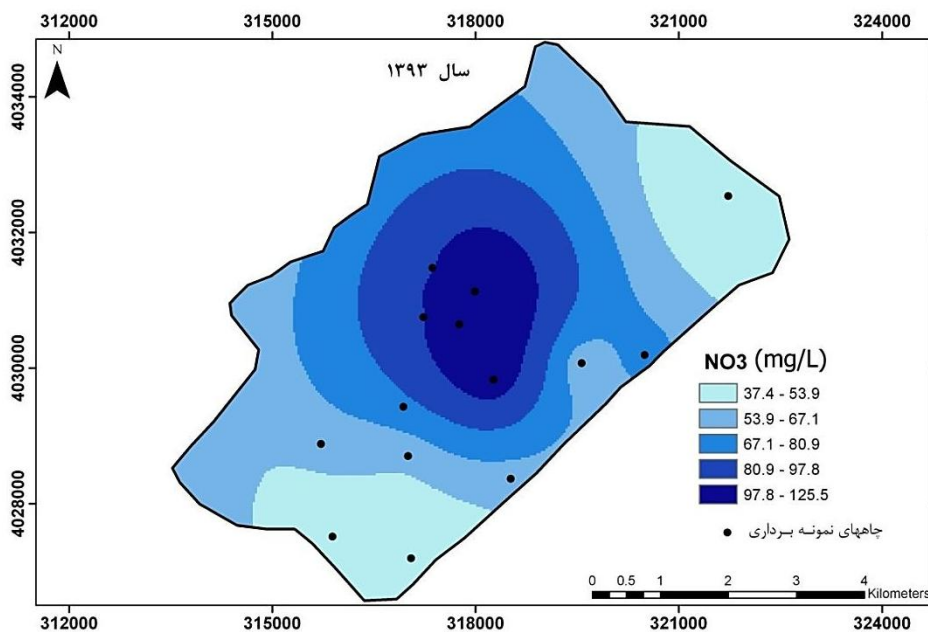
۴-۷ بررسی تغییرات زمانی نیترات در منطقه شهری

برای بررسی تغییرات زمانی غلظت نیترات، نقشه‌های هم‌ارزش نیترات در محدوده شهری برای سال ۱۳۸۴ (شکل ۴-۲۵) و ۱۳۹۳ (شکل ۴-۲۶) ترسیم گردید. مقایسه نقشه پراکندگی در سال‌های ۱۳۸۴ و ۱۳۹۳ نشان می‌دهد که روند عمومی تغییرات غلظت نیترات در هر دو نقشه یکسان است و بیشترین غلظت نیترات در مرکز شهر مشاهده می‌گردد. با استفاده از انطباق نقشه‌های هم‌نیترات در سال ۱۳۸۴ و ۱۳۹۳ (شکل ۴-۲۷) نقشه تغییرات در طی این مدت ترسیم گردید (شکل ۴-۲۸). نقشه ترسیم شده نشان می‌دهد که میزان تغییرات نیترات در قسمت شمال شرق و در اکثر نواحی

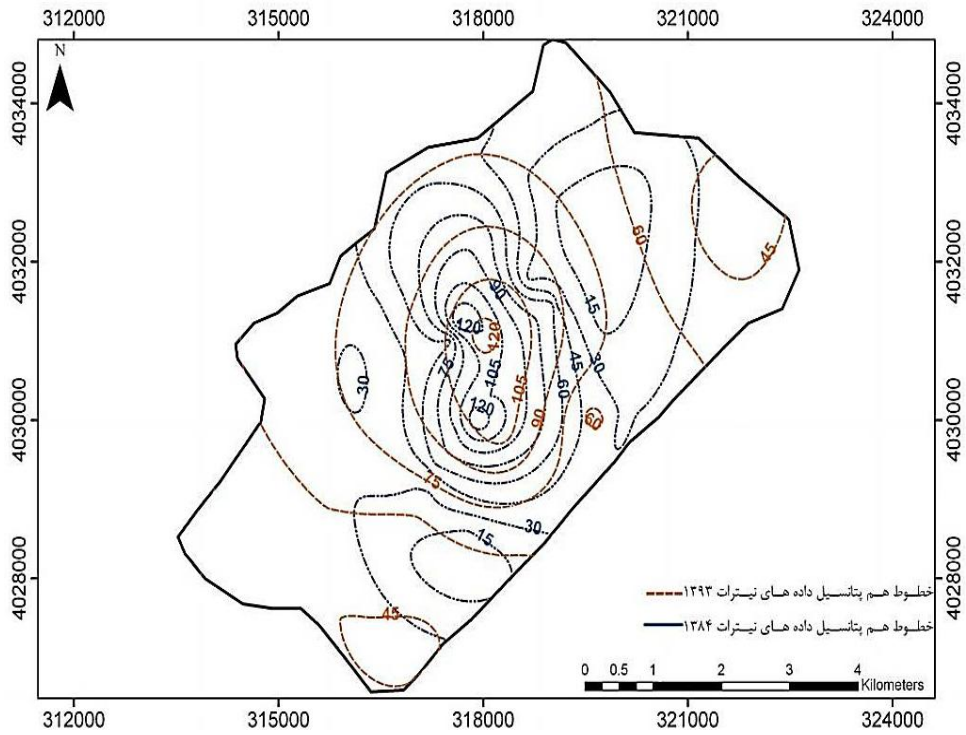
زیاد بوده و نیترات طی زمان افزایش یافته است. در قسمت‌های مرکزی تغییرات زمانی در غلظت نیترات اندک می‌باشد. تقریباً می‌توان گفت غلظت نیترات طی این مدت حدود ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر بر در منطقه شهری افزایش یافته است. به عبارت دیگر مقدار نیترات در بخش شهری آبخوان شاهرود سالانه حدود ۱/۶ میلی‌گرم بر لیتر افزایش یافته است.



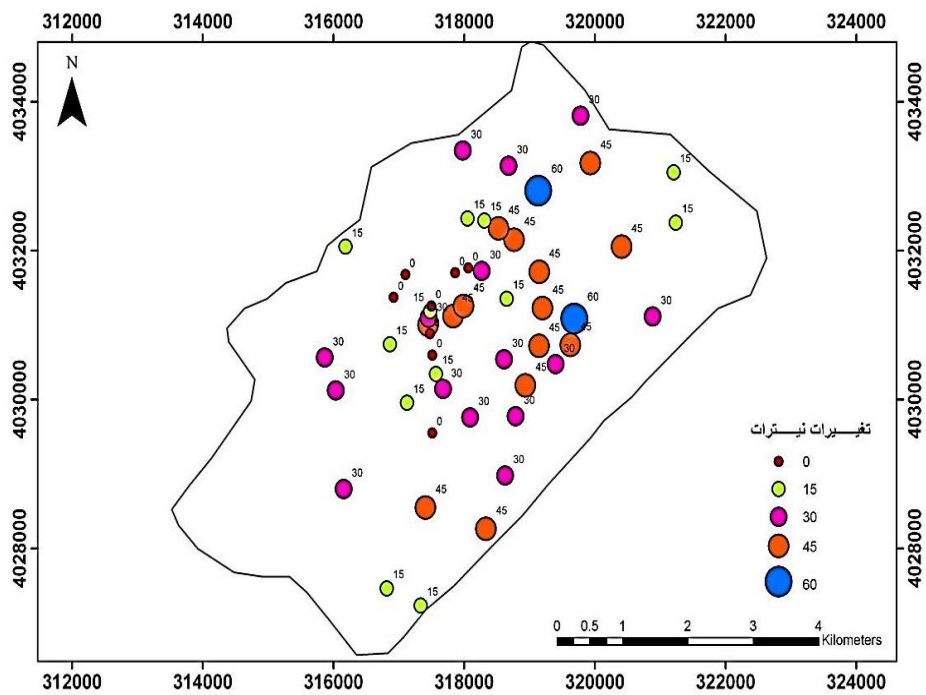
شکل ۴-۲۵) پراکندگی غلظت نیترات در محدوده شهر شاهرود سال ۱۳۸۴



شکل ۴-۲۶) پراکندگی غلظت نیترات در محدوده شهر شاهرود سال ۱۳۹۳



شکل ۴-۲۷) انطباق نقشه های هم نیترات سال ۱۳۸۴ و ۱۳۹۳



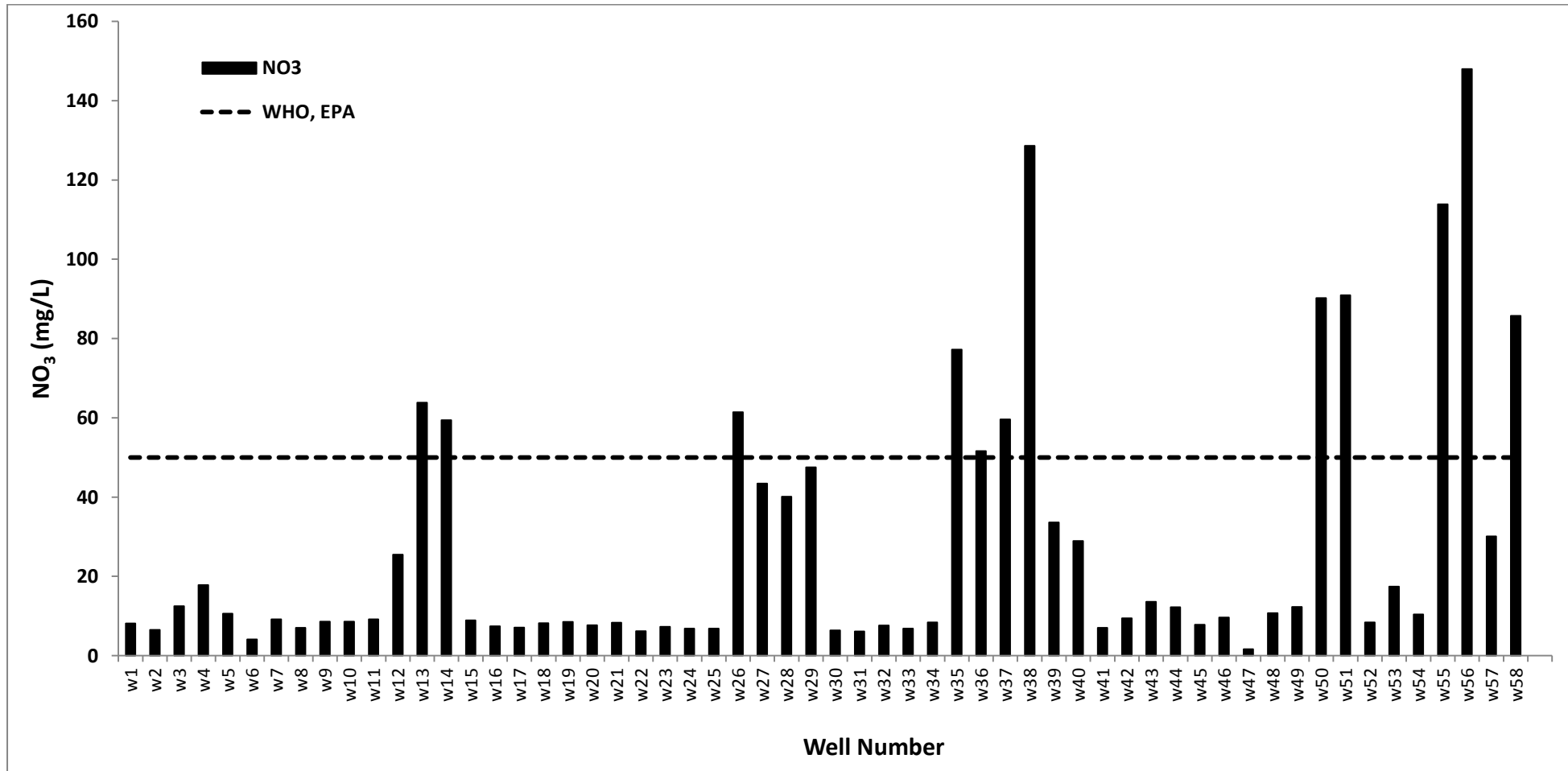
شکل ۴-۲۸) نقشه تغییرات زمانی نیترات طی سال های ۱۳۸۴ تا ۱۳۹۳

۴-۸ بررسی استانداردهای ملی و بین‌المللی غلظت نیترات در آب آشامیدنی

جدول (۴-۴) استانداردهای مختلف آب آشامیدنی غلظت نیترات را نشان می‌دهد. مقایسه غلظت نیترات با استانداردهای بین‌المللی WHO و EPA در شکل (۴-۲۸) نشان داده شده است. ماکزیمم مقدار مجاز نیترات برای منابع آب آشامیدنی در استاندارد EPA بر اساس میزان نیترات، ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بنابراین غلظت نیترات در بیشتر نمونه‌های واقع در منطقه شهری بالاتر از ماکزیمم مقدار مجاز تعیین شده در استاندارد EPA می‌باشد. ماکزیمم مقدار مجاز غلظت نیترات در استاندارد WHO، نیز ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین شده است. غلظت نیترات در بیشتر نمونه‌های واقع در منطقه شهری بالاتر از این استاندارد تعیین شده هستند.

جدول (۴-۴) استانداردهای ملی و بین‌المللی غلظت نیترات آب آشامیدنی

عنوان استاندارد	حداکثر مجاز یون نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)
استاندارد ایران (شماره استاندارد ایران (۱۰۵۳))	۵۰ (بر اساس میزان نیترات)
استاندارد کیفیت آب آشامیدنی سازمان برنامه و بودجه-وزارت نیرو-ایران	۴۵ (بر اساس میزان نیترات)
سازمان بهداشت جهانی (WHO)	۵۰ (بر اساس میزان نیترات)
سازمان بهداشت محیط ایالات متحده (EPA)	۵۰ (بر اساس میزان نیترات) یا ۱۰ (بر اساس غلظت نیتروژن)
آژانس محیط زیست اروپا (EEA)	۵۰ (بر اساس میزان نیترات)



شکل ۴-۲۹) نمودار تغییرات یون نیترات و مقایسه آن با استانداردهای WHO و EPA

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادات

۱-۵ مقدمه

آبخوان دشت شاهرود با مساحت ۵۴۰ کیلومتر مربع، منبع اصلی آب جهت مصارف مختلف شرب، کشاورزی و صنعت می‌باشد. نظر به وجود منابع آلاینده متعدد در دشت بررسی کیفیت آبخوان و ارزیابی آلودگی‌های احتمالی انسان‌زاد در آن لازم بوده که در این تحقیق به آن پرداخته شده است. در این فصل مختصری از نتایج تحقیق ذکر شده و پیشنهاداتی ارائه می‌گردد.

۲-۵ نتایج

۱- مقادیر هدایت الکتریکی از ۷۳۴ تا ۱۲۲۵۰ میکروزیمنس متغیر بوده و میانگین آن ۲۱۳۲ میکروزیمنس می‌باشد. نتایج زیر با توجه به ارزیابی هدایت الکتریکی نمونه‌های آب حاصل شده است:

الف- هدایت الکتریکی به سمت جنوب و جنوب شرق آبخوان به دلیل نفوذ جریان آب شور از سازندهای مارنی جنوب منطقه، افزایش می‌یابد و به حداکثر ۱۲۵۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر می‌رسد.

ب- هدایت الکتریکی به سمت بخش‌های میانی و شمالی آبخوان که رسوبات آن عمدتاً مخروط‌افکنه‌ای بوده و بیشترین جریان ورودی آب زیرزمینی از آن صورت می‌گیرد (منطقه تغذیه آبخوان) کاهش می‌یابد و به کمترین مقدار ۷۳۴ میکروزیمنس بر سانتی‌متر می‌رسد.

ج- تغذیه ناشی از ورود فاضلاب به آبخوان باعث گردیده مقادیر هدایت الکتریکی در منطقه شهر شاهرود و روستای دهملا افزایش یابد.

۲- ارزیابی مقادیر pH آب‌های زیرزمینی آبخوان نشان داد، مقادیر این پارامتر در دو منطقه شهری و منطقه جنوب آبخوان کاهش می‌یابد. در منطقه شهری پساب‌ها و فاضلاب‌های شهر و در منطقه جنوب آبخوان وجود یون سولفات در مارن‌های ژپس‌دار بر کاهش pH تأثیرگذار بوده است.

۳- تغییرات مکانی آنیون‌ها و کاتیون‌ها نشان داد روند یون‌های سدیم، کلر، سولفات، منیزیم و کلسیم به سمت جنوب آبخوان به دلیل وجود سازندهای مارنی و گچی افزایش می‌یابد. تنها یون بی‌کربنات به سمت جنوب کاهش می‌یابد و در بخش‌های میانی و شمالی آبخوان به دلیل تأثیر سازندهای آهکی و دولومیتی افزایش می‌یابد.

۴- به طور کلی تیپ آب زیرزمینی در بخش‌های جنوب، جنوب شرق، انتهای آبخوان و منطقه شهری کلروره، و در بخش‌های میانی آبخوان بی‌کربناته تشخیص داده شد. منشاء یون‌های غالب در آبخوان به طور عمده از انحلال سازندهای اطراف بوده است.

۵- بررسی تغییرات زمانی هدایت الکتریکی طی سال‌های ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۳ نشان داد، چاه‌های واقع در حاشیه جنوب شرق آبخوان روندی افزایشی دارند که این موضوع به کاهش بارندگی سال‌های اخیر و بنابراین کاهش تغذیه آبخوان از این مناطق مربوط می‌گردد. در چاه‌های واقع در بخش‌های میانی و شمالی هدایت الکتریکی تقریباً طی زمان ثابت بوده و تغییر نکرده است. همچنین تغییرات زمانی یون‌های اصلی نشان داد اغلب یون‌ها (به خصوص سدیم و کلر) در این دوره روند افزایشی داشته است.

۶- با توجه به نمودار ویلکوکس آب زیرزمینی برای مصارف کشاورزی نامناسب تشخیص داده شد و نمونه‌های حاشیه جنوب شرق آبخوان بدترین کیفیت را برای کشاورزی برخوردار می‌باشند.

۷- ارزیابی غلظت یون نیترات در آبخوان نشان داد نمونه‌های واقع در منطقه شهری و روستایی تحت تأثیر نشت فاضلاب قرار دارند و غلظت نیترات در منطقه شهری به ماکزیمم ۱۴۸ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. کمترین غلظت یون نیترات (۱/۶ میلی‌گرم بر لیتر) در چاه مجاور با شرکت نفت اندازه‌گیری شده که احتمالاً به آلودگی نفتی آبخوان در این منطقه مربوط می‌باشد.

۸- یون نیترات با پارامترهایی نظیر هدایت الکتریکی، نوع کاربری زمین، بافت خاک، تغذیه، عمق آب زیرزمینی و pH بررسی و نتایج زیر حاصل گردید:

الف- غلظت یون نیترات با مقادیر هدایت الکتریکی رابطه مستقیم دارد.

ب- در کاربری زمین شهری غلظت نیترات بالا رفته و در کاربری زمین کشاورزی غلظت نیترات پایین است.

ج- ریز دانه بودن بافت خاک در مناطق کشاورزی باعث گردیده مقدار آبشویی نیترات پایین بوده و فعالیت‌های کشاورزی تأثیر زیادی بر مقدار نیترات چاه‌های این مناطق نداشته باشد.

د- در منطقه شهری تغذیه از چاه‌های فاضلاب به آبخوان باعث بالا رفتن مقادیر غلظت نیترات گردیده است.

ت- غلظت نیترات در چاه‌های شهری با افزایش عمق روندی تقریباً کاهشی نشان می‌دهند. این موضوع نشان‌دهنده منشاء سطحی آلودگی نیترات می‌باشد.

پ- غلظت نیترات در چاه‌های مناطق شهری روندی معکوس با pH دارد. این موضوع نشان می‌دهد فاضلاب شهری باعث کاهش pH و افزایش نیترات شده است.

ث- به طور کلی رابطه بین غلظت یون نیترات و یون‌های اصلی نشان می‌دهد، روندی مستقیم بین

غلظت این یون‌ها وجود دارد و تنها غلظت یون نیترات با یون بی‌کربنات در منطقه کشاورزی رابطه عکس دارد.

۹- رسم نمودار غلظت $\text{NO}_3+\text{Cl}/\text{HCO}_3$ در برابر TDS همبستگی بسیار خوبی را بین این دو پارامتر مشخص می‌نماید که نشان می‌دهد غلظت بالای نیترات موجود در منطقه به علت فعالیت‌های انسانی است.

۱۰- ارزیابی یون فسفات در آبخوان نشان داد نمونه‌هایی که غلظت فسفات بالایی دارند در نزدیکی محل‌های پرورش طیور (مرغداری) واقع شده‌اند. بنابراین احتمالاً پساب حاصل از این فعالیت‌ها باعث افزایش فسفات در این منطقه گردیده است. همچنین به دلیل تفاوت در منبع آلاینده هر یک از یون‌های نیترات و فسفات، رابطه مشخصی بین این دو یون مشاهده نگردید.

۱۱- ماتریس همبستگی بین پارامترهای مختلف کیفی و یون نیترات نشان داد، همبستگی مثبت قوی بین هدایت الکتریکی و (TDS) با کاتیون‌های اصلی (سدیم، منیزیم و کلسیم) و آنیون‌های (سولفات، نیترات و کلر) وجود دارد. در منطقه شهری نیز بیشترین همبستگی یون نیترات با یون سولفات بوده است.

۱۲- بررسی تغییرات زمانی نیترات در منطقه شهری نشان داد مقدار نیترات در بخش شهری آبخوان شاهرود سالانه حدود $1/6$ میلی‌گرم بر لیتر افزایش یافته است.

۱۳- مقایسه مقادیر غلظت یون نیترات با استاندارد WHO و استاندارد EPA نشان داد در اکثر نمونه‌های واقع در منطقه شهری غلظت نیترات بیشتر از حد استاندارد تعیین شده در آب آشامیدنی (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد.

۳-۵ پیشنهادها

به منظور بررسی دقیق‌تر و شناسایی جامع‌تر آبخوان و همچنین استفاده بهتر از آب زیرزمینی موجود در آبخوان پیشنهادهای زیرارائه می‌شود:

۱- با توجه به اهمیت آلودگی نیترات به عنوان یکی از مشکلات زیست‌محیطی و کشاورزی، و نیز ارزش منابع آب زیرزمینی به خصوص در مناطق خشک و نیمه خشک، پیشنهاد می‌شود غلظت این یون در آب‌های زیرزمینی منطقه به طور مداوم و در تمام طول سال بررسی شود.

۲- با توجه به منشاء اصلی نیترات از فاضلاب، بررسی آلودگی آلی آبخوان شاهرود پیشنهاد می‌گردد.

۳- جهت جلوگیری از افزایش نیترات در آبخوان توسعه سریع‌تر شبکه جمع‌آوری فاضلاب شهری در دستور کار قرار گیرد.

۴- سناریوهای مختلف تغذیه فاضلاب شهری به منظور جلوگیری از گسترش نیترات بررسی گردد.

۵- در حال حاضر بعضی از نواحی این دشت در معرض شور شدن است. اگر آب‌های زیرزمینی این نواحی برای اهداف کشاورزی استفاده شود، این نواحی به مراقبت‌های ویژه‌ای از جمله کشت گیاهان مقاوم به شوری و زهکشی مناسب نیاز دارند.

منابع

- ۱- ابوالحسنی الماسی، ش.، جعفری، ه.، کشکویی جهرمی، م.، (۱۳۹۳)، "تهیه نقشه خاک دشت شاهرود با استفاده از پردازش تصاویر ASTER"، همایش کاربرد کامپیوتر در علوم زمین.
- ۲- افروزی، م.، محمدزاده، ح.، (۱۳۹۱)، "ارزیابی آلودگی نیترات در آبخوان آبرفتی فارسان- جونقان"، همایش ملی جریان و آلودگی آب، دانشگاه تهران.
- ۳- اداره آب منطقه‌ای شهرستان شاهرود، (۱۳۹۱)، آرشيو آمار آب منطقه‌ای شهرستان شاهرود.
- ۴- رقیمی، م.، اسپندیار، م.، (۱۳۸۳)، "کاربرد طیف سنج انعکاسی (400-2500nm) در مطالعه کانی شناسی سطحی مناطق تحت تأثیر تراوش‌های طبیعی اسیدی، جنوب غربی استرالیا"، کنفرانس مهندسی معدن ایران، دانشگاه تربیت مدرس.
- ۵- سازمان هواشناسی شهرستان شاهرود، (۱۳۹۱)، "آرشيو گزارشات آماری سالانه ایستگاه‌های هواشناسی".
- ۶- سازمان برنامه و بودجه، دفتر تحقیقات و معیارهای فنی نشریه شماره ۱۱۶-۳، "استاندارد کیفیت آب آشامیدنی".
- ۷- فاضلی، م.، کلانتری، ن.، رحیمی، م.، خوبیاری، ع.، (۱۳۹۰)، "بررسی توزیع زمانی و مکانی آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت زیدون به نیترات"، مجله مهندسی منابع آب.
- ۸- طباطبایی، ا.، (۱۳۸۷)، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، "ارزیابی غلظت یون‌های نیترات و فسفات در آب‌های زیرزمینی دشت گرگان"، دانشگاه شاهرود.
- ۹- مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، شماره استاندارد ایران ۱۰۵۳، "ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب آشامیدنی".
- ۱۰- "نقشه زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ بسطام". سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی.
- ۱۱- "نقشه زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ شاهرود". سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی.
- ۱۲- "نقشه زمین شناسی ۱:۲۵۰۰۰۰ گرگان". سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی.

۱۳- "نقشه راههای ایران با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰۰"، (۱۳۸۵)، موسسه جغرافیایی و کارتوگرافی گیتاشناسی.

۱۴- هرچگانی، ح.، استواری، ی.، داودیان، ع.، (۱۳۹۱)، "بررسی تغییرات مکانی نترات در آب زیرزمینی دشت لردگان"، مدیریت آب و آبیاری.

۱۵- ولیزاده، م.، (۱۳۹۲)، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، "مدل‌سازی انتقال آلاینده نترات در آب‌های زیرزمینی دشت شاهرود"، دانشگاه شاهرود.

1- Abdesselam, S., Halitim, A., Jan, A., Trolard, F., and Bourrie, G. (2012). "Anthropogenic contamination of groundwater with nitrate in arid region: case study of southern Hodna (Algeria)." **Environ Earth Sci**.

2- Abdulaziz M. Shaibani, A. (2008). "Hydrogeology and hydrochemistry of a shallow alluvial aquifer, western Saudi Arabia." **Hydrogeology Journal**., Vol. 16, pp. 155-165.

3- Angelopoulos, K., Spiliopoulos, I. C., Mandoulaki, A., Theodorakopoulou, A., and Kouvelas, A. (2009). "Groundwater nitrate pollution in northern part of Achaia Prefecture." **Desalination**., Vol. 248, pp. 852-858.

4- Ankumah, O. R., Ming, J. and Liu, A. (2005). " Nitrate contamination in private wells in rural Alabama, United States." **Science of the Total Environment**., Vol. 346, pp. 112-120.

5- Bolger, P., Stevens, M. (1999). "Contamination of Australian Groundwater Systems with Nitrate." **Land and Water Resources Research and Development Corporation**, p. 134.

6- Canter, L. W. (1997). "**Nitrates in Groundwater**." Lewis Publisher, Boca Raton, p. 263.

7- Chowdary, V. M., Rao, N. H. and Sarma, P. B. S. (2005). "Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects." **Agricultural Water Management**., Vol. 75, pp. 194-225.

8- Harrison, R.M. in: R.M. Harrison (Ed.), "Pollution: Causes, Effects and Control." **The Royal Society of Chemistry, London**, 1992, p. 580.

9- Hasnat, M. A., Majumder, R. K., Hossain, S., Ikeue, K. and Machida, M. (2008). "An exploration of nitrate concentrations in groundwater aquifers of central-west region of Bangladesh." **Journal of Hazardous Materials**., Vol. 159, pp. 536-543.

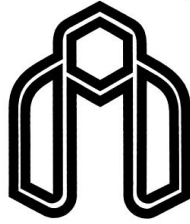
- 10- Heumesser, C., Wick, K. and Schmid, E. (2012). "Groundwater nitrate contamination: Factors and indicators." **Journal of Environmental Management.**, Vol. 111, pp. 178-186.
- 11- <http://www.eea.eu.int> ."(WEU01) Nitrate in groundwater".
- 12- Jalali, M. (2005). "Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan,western Iran." **Agriculture, Ecosystems and Environment.**, Vol. 110, pp. 210-218.
- 13- Kent, R., Landon, M. K. (2013). "Trends in concentrations of nitrate and total dissolved solids in public supply wells of the Bunker Hill, Lytle, Rialto, and Colton groundwater subbasins, San Bernardino County, California: Influence of legacy land use." **Science of the Total Environment.**, Vol. 453, pp. 125-136.
- 14- Kumar, P. J., Jegathambal, P. and James, E. J. (2014). " Chemometric evaluation of nitrate contamination in the groundwater of a hard rock area in Dharapuram, south India." **Appl Water Sci.**
- 15- Kazemi, G. A., (2011). "Impacts of urbanization on the groundwater resources in Shahrood,Northeastern Iran: Comparison with other Iranian and Asian cities." **Physics and Chemistry of the Earth**, Vol. 36, pp.150–159.
- 16- Liu, C. Q. and Han, G. (2004). "Water geochemistry controlled by carbonate dissolution: a study of the river waters draining karst-dominated terrain,Guizhou Province, China." **Chemical Geology**, Vol. 204, pp. 1-21.
- 17- Motzer, W. E. (2006). "**Nitrate forensics.**"
- 18- Nas, B., Berktaş, A. (2006). "Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya, (Turkey): A GIS perspective." **Journal of Environmental Management.**, Vol. 79, pp. 30-37.
- 19- Refsgaard, J. C., Thorsen, M., Jensen, J. B., Kleeschulte, S. and Hansen, S. (1999). "Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching." **Journal of Hydrology.**, Vol. 221, pp. 117-140.
- 20- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W. and Bemment, C. D. (2008). "Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes." **Water Research.**, Vol.42, pp. 4215-4232.

- 21- Sall, M., Vanclooster, M. (2009). "Assessing the well water pollution problem by nitrates in the small scale farming systems of the Niayes region, Senegal." **Agricultural Water Management.**, Vol. 96, pp. 1360-1368.
- 22- Shen, Y., Lei, H., Yang, D. and Kanae, S. (2011). "Effects of agricultural activities on nitrate contamination of groundwater in a Yellow River irrigated region." **Water Quality: Current Trends and Expected Climate Change Impacts.**, Vol. 348, pp. 73-80.
- 23- Sun, X., Zhang, X., Xu, Z., Dong, W. and Ballantine, D. (2013). "Nitrate in shallow groundwater in typical agricultural and forest ecosystems in China, 2004–2010." **Journal of Environmental Sciences.**, Vol. (25)5, pp. 1007-1014.
- 24- Uhlman, K., Janick, R. G. and Artiola, F. (2011). "Nitrate Contamination Potential in Arizona Groundwater: Implications for Drinking Water Wells." The University of Arizona Cooperative Extension.
- 25- US EPA (2011), "Drinking water standards and health advisories US Environmental Protection Agency." Office of Water, 820-R-11-002, Washington, D.C.
- 26- Warkida, F. T., Lerner, D. N. (2005). "Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study." **Water research.**, Vol. 39, pp. 3-16.
- 27- West, D. (2001). "Nitrates in Ground Water A Continuing Issue for Idaho Citizens." Idaho Department of Environmental Quality State Ground Water Program, p.26.
- 28- Weyer, P. J., Cerhan, J. R., Kross, B. C., Hallberg, G. R., Kantamnen, J. and Breuer, G. (2001). "Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa women's health study." **Epidemiology.**, Vol. 11(3), pp. 327–337.
- 29- WHO (2011), "Guidelines for drinking-water quality, 4th edn. World Health Organization." Geneva.
- 30- Wu, W., Chen, S., 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.**, Vol. 7, pp. 131-138.
- 31- Yun, S., Choi, B., Kim, K., Kim, K., Lee, J. and 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, pp. 89-99.

Abstract

Groundwater are the most important source of water, especially in arid and semi-arid areas, as they have good and fairly constant quality and easy to use, as well. In recent decades, applying N-fertilizers in agricultural lands and sewer leakage in urban areas have caused nitrate contamination of the aquifers. Due to existence of different sources of pollutants in Shahrood plain and importance of groundwater resources, this study was aimed to investigate spatial distribution and pollution of nitrate ion in groundwaters. Groundwater sampling was carried out in 58 operating wells at the end of May 2014. Electrical conductivity (EC) and pH were measured in situ, and nitrate and phosphate were determined in the laboratory. The results show that EC increases toward the south due to the impact of gypsiferous marl formations. It decreases in central parts of the aquifer in response to recharge from limestone formations. The values of pH decreases in urban area and the south. Nitrate concentrations vary from 1.6 to 148 mg/L, as the highest values observed in urban areas. Spatial distribution of nitrate confirms the effect of land use, as the nitrate concentration exceeds more than standard levels in urban areas due to sewer leakage and decreases in agricultural areas due to the fine texture of the soils which limits the leaching. Temporal variations of nitrate concentration reveals annual increasing rate of 1.6 mg/L. Nitrate concentration shows a reverse relationship with EC in urban and agricultural areas. It has a decreasing trend with respect to pH and depth to water table in urban areas. Phosphate concentration varies from 0.31 to 6.37 mg/L in the aquifers.

Keyword: Nitrate, Hydrogeochemistry, Ground water, Aquifer Shahrood



Shahrood University of Technology
Faculty of Earth Sciences
Hydrogeology and Environmental Geology Group
M. Sc. Thesis

**Assessment of nitrate contamination in groundwater
resource of Shahrood plain**

Maryam Kalategi

Supervisor:

Dr. Hadi Jafari

February 2015