

بررسی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت مرنده و ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با روش‌های GODS و AVI

میرسجاد فخری^۱، اصغر اصغری‌مقدم^{۲*}، مرتضی نجیب^۳، رحیم برزگر^۴

S.fakhri66@yahoo.com

۱. کارشناس ارشد هیدروژئولوژی گروه علوم زمین دانشگاه تبریز

allafnajib2001@yahoo.com

۲. استاد گروه علوم زمین دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

Rm.barzegar@yahoo.com

۳. کارشناس آب‌های زیرزمینی سازمان آب منطقه‌ای آذربایجان شرقی

۴. کارشناس ارشد هیدروژئولوژی گروه علوم زمین دانشگاه تبریز

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۳/۹/۱

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۳/۶/۲۳

چکیده

نیترات از شایع‌ترین و عمده‌ترین آلاینده‌های غیرنقطه‌ای منابع آبی است. یکی از منابع اصلی تولید آن فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای نیتروژنه است. به دلیل وفور فعالیت‌های کشاورزی در دشت مرنده واقع در شمال غرب استان آذربایجان شرقی، میزان غلظت نیترات در منابع آبی این دشت بررسی شد. بدین منظور از ۴۸ حلقه چاه عمیق و نیمه‌عمیق، قنات و چشمه در مهر ۱۳۹۱ نمونه‌برداری شد و در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز آنالیز هیدروشیمیایی شدند. هدف از این تحقیق، بررسی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی دشت مرنده و ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با روش‌های GODS و AVI است. روش GODS با استفاده از چهار پارامتر شامل نوع آبخوان، خصوصیات منطقه غیراشباع، عمق آب زیرزمینی و نوع خاک و روش AVI از دو پارامتر ضخامت هر واحد رسوبی بالای آبخوان و هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه، شاخص آسیب‌پذیری آبخوان را برآورد می‌کند. تجزیه و تحلیل نمونه‌ها با استفاده از نرم‌افزارهای ArcGIS و SPSS صورت گرفت. با مقایسه نتایج آنالیز هیدروشیمیایی نمونه‌ها با استانداردهای آب شرب مشخص شد که غلظت نیترات در بخشی از دشت مورد مطالعه بالاتر از حد استاندارد است. درصد بالایی از این آلودگی حاصل فعالیت‌های شدید کشاورزی به‌ویژه استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی و آبخوبی آن‌ها در زمین‌های کشاورزی و باغات منطقه است. از نظر توزیع مکانی، در بخش‌های شرقی و جنوب‌شرقی به علت وفور زمین‌های زراعی و فاضلاب‌های روستایی بیشترین غلظت نیترات مشاهده شد. انطباق مقادیر غلظت نیترات با نقشه کاربری ارضی نیز مؤید پتانسیل آلودگی بیشتر در این قسمت از دشت است. در نهایت ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت مرنده از طریق دو روش AVI و GODS برای همخوانی نقاطی با آسیب‌پذیری بالا، با مناطقی از آبخوان که غلظت نیترات بالایی دارد، صورت گرفت.

کلیدواژه

آلودگی آب‌های زیرزمینی، آسیب‌پذیری، دشت مرنده، نیترات.

۱. سرآغاز

تبعات زیست‌محیطی فراوان از جمله آبیاری بیشتر و مصرف بیشتر آفت‌کش‌ها و کودهاست که در نتیجه سبب شستشو و جابه‌جایی آن‌ها به لایه‌های مختلف خاک و آب‌های زیرزمینی می‌شود (احتشامی و همکاران، ۱۳۷۸). بنابراین، روز به روز اهمیت بررسی کیفیت منابع آب به‌ویژه آب زیرزمینی ضرورت بیشتری می‌یابد. یکی از شاخص‌های مهم برای نشان‌دادن کیفیت آب آشامیدنی و

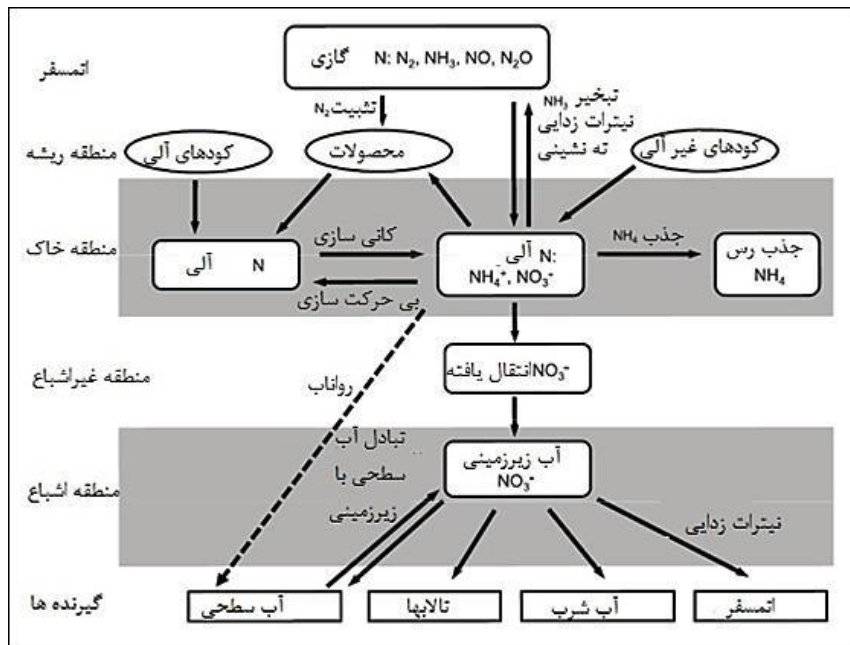
آب آشامیدنی بیش از ۹۰ درصد شهرها در سراسر جهان و حدود ۴۰ درصد آب مورد نیاز بخش کشاورزی از منابع آب زیرزمینی تأمین می‌شود (عرفانی‌منش و افیونی، ۱۳۷۹). رشد روزافزون جمعیت، نیاز به تولیدات کشاورزی و مواد غذایی را افزایش داده و زمینه توسعه فعالیت‌های کشاورزی را فراهم آورده است. این افزایش تولید دارای

آمونیم است که در این بین نیترات به‌منزله عمده‌ترین شکل نیتروژن و شایع‌ترین آلاینده آب‌های زیرزمینی لقب گرفته است (Fetter, 1999). چرخه ساده‌شده‌ای از نیتروژن در شکل ۱ نشان داده شده است که چارچوب مفهومی ساده‌ای از منبع-مسیر-گیرنده را ارائه می‌دهد. نیتروژن از سه منبع جوی، کودهای آلی و غیرآلی وارد خاک می‌شود. در منطقه خاک نیتروژن به نیترات و آمونیم تبدیل و بخشی از آن از طریق گیاهان مصرف، بخشی از طریق باکتری‌ها به نیتريت و در نهایت به نیتروژن گازی تبدیل و مجدداً به جو برمی‌گردد و بخش دیگر (NH_4^+) به وسیله کانی‌های رسی جذب می‌شود. باقیمانده نیترات از منطقه غیراشباع عبور می‌کند و به سفره‌های آب زیرزمینی وارد می‌شود. نیترات موجود در آب زیرزمینی یا از طریق باکتری‌ها تجزیه می‌شود و از طریق منطقه غیراشباع و لایه خاک به جو برمی‌گردد، یا وارد مجموعه‌های آب سطحی می‌شود یا از طریق چاه‌های بهره‌برداری به مصارف مختلف از جمله شرب می‌رسد. ممکن است تمامی حالات ذکرشده برای نیترات موجود در آب زیرزمینی یک منطقه اتفاق بیفتد. نیترات در آب محلول است و از طریق خاک‌های غنی از رس جذب نمی‌شود (Keeny, 1986) و به‌منزله آلاینده‌ای گسترده، متحرک و متداول در آب زیرزمینی از فعالیت‌های انسانی و شهری منشأ می‌گیرد (Goulding, 2000). نیترات پس از ورود به آب زیرزمینی به صورت یک توده به سمت اعماق بیشتر و در جهت جریان حرکت می‌کند، اما نفوذپذیری و دانه‌ریز بودن مواد متشکله آن می‌تواند در روند پخش آلودگی نقش داشته باشد. به طور معمول غلظت نیترات در بالای سطح ایستابی بیشتر است و با افزایش عمق و حرکت به سمت نواحی پایین دست جریان به دلیل فرایند انتشار، اختلاط و رقیق شدن با آب‌های کم نیترات مقدار آن کاهش می‌یابد (Pawer and Sheikh, 1995).

کشاورزی، میزان نیترات موجود در آن است (Krapac et al., 2002; Criss and Davisson, 2004). نیترات از طریق تجزیه و فساد پسماندهای انسانی و حیوانی، تولیدات صنعتی و رواناب حاصل از کشاورزی وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود (Di and Cameron, 2002; Kraft and Stites, 2003). مکان‌هایی که کشاورزی در آنجا تراکم فراوان دارند، خطر زیادی برای آلودگی نیتراتی آب‌های سطحی و زیرزمینی ایجاد می‌کنند (McIntyre et al., 2005; McIntyre and Wheater, 2004).

عوامل تأثیرگذار در میزان نیترات به دو قسمت تقسیم می‌شود. عوامل طبیعی مانند خصوصیات اقلیمی به خصوص بارندگی، وضعیت توپوگرافی، شیب زمین و ساختمان زمین‌شناسی منطقه که خارج از اختیار انسان و غیر قابل کنترل است. عوامل انسانی مانند کشاورزی در حریم چاه‌ها که به خصوص به دلیل استفاده از کودهای ازته و تغییر تدریجی بافت و میزان نفوذپذیری خاک تأثیر زیادی در افزایش نیترات دارد. از دیگر عوامل انسانی تأثیرگذار می‌توان به فاضلاب‌های بالادست یا نزدیک منابع تأمین آب، برداشت بی‌رویه از سفره‌های آب زیرزمینی و ... اشاره کرد (حیدری، ۱۳۸۸؛ لاله‌زاری، ۱۳۸۷). عوامل اصلی که در گسترده‌گی آلودگی آب چاه‌ها تأثیر دارند عبارت‌اند از: مقدار کود ازته که به صورت نیترات از ناحیه ریشه گیاه خارج می‌شود، مقدار آبی که از پروفیل خاک عبور می‌کند، پوشش گیاهی، مقدار و پراکنش بارندگی و آب آبیاری و پایداری نیترات در منطقه غیراشباع و لایه آبدار (Alan et al., 1999).

برای بررسی توزیع نیترات در آب‌های زیرزمینی باید شناخت دقیقی نسبت به فرایندهای شیمیایی حاکم بر تبدیلات نیتروژن یعنی چرخه نیتروژن وجود داشته باشد به همین دلیل طی دو دهه گذشته، مطالعه و بررسی شده است (Antonakos and Lambrakis, 2007). اشکال معمول نیتروژن غیرآلی شامل نیترات، نیتريت، گاز نیتروژن و



شکل ۱. چرخه ساده نیتروژن که چارچوب مفهومی ساده‌ای از منبع - مسیر - گیرنده را نشان می‌دهد (Stuart et al., 2011)

دو روش GOD و AVI، نشان داد که بخش‌های شمالی دشت به دلیل فعالیت‌های کشاورزی بیشتر، پتانسیل آلودگی بالایی دارند که علت آن وجود رسوبات دانه‌درشت ناشی از فرسایش سازند بختیاری واقع در این بخش از دشت است. با توجه به میزان نیترات موجود در آب زیرزمینی در بخش‌های شمالی دشت که بین ۳۱ تا ۳۷ میلی گرم در لیتر متغیر است این موضوع نتایج دو مدل GOD و AVI را تأیید می‌کند (سامانی و همکاران، ۱۳۹۱).

ارزیابی آسیب‌پذیری در جنوب ایتالیا با روش‌های GOD، DRASTIC و SINTACT انجام شده است (Polemio et al., 2009). در روش DRASTIC منطقه دارای آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد ارزیابی شده است. در روش GOD، کل منطقه، در محدوده آسیب‌پذیری کم قرار دارد و پیشنهاد شده است که این روش برای ارزیابی آسیب‌پذیری مناطقی که داده‌های کمی برای استفاده در مدل وجود ندارد، استفاده شود.

در جنوب اردن آب‌های زیرزمینی منطقه با استفاده از شاخص DRASTIC بررسی و در ترکیب با تجزیه و

میزان غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی معمولاً بین ۰/۱ تا ۱۰ میلی گرم در لیتر متغیر است، اما مقدار آن از حدود ۰/۱ تا ۰/۳ در آب باران تا بیش از ۶۰۰ میلی گرم در لیتر در آب زیرزمینی که تحت تأثیر کودهای نیتراته قرار گرفته اند متغیر است. حداکثر غلظت نیترات و نیتريت آب برای مصرف شرب به ترتیب ۵۰ و ۳ میلی گرم در لیتر توصیه شده است (سازمان استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۷۶).

در زمینه ارزیابی آلودگی و آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به وسیله نیترات در مناطق مختلف ایران و جهان تحقیقات مختلفی صورت گرفته است. کلانتری و همکاران در سال ۱۳۸۶ پتانسیل آلودگی دشت باغملک را با استفاده از روش‌های GOD، DRASTIC و AVI ارزیابی کردند. مقایسه نتایج سه روش نشان داد که مدل DRASTIC به طور دقیق‌تری محدوده‌های مختلف پتانسیل آلودگی را مشخص می‌کند.

آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت اوان به نیترات و بررسی پتانسیل و منشأ آلودگی آن با استفاده از روش‌های GOD و AVI بررسی شده است. در این پژوهش نتایج

شمال غرب و غرب به ترتیب به دشت هرزندات و خروجی زونزچای و زلیبیرچای و حوضه آبریز قطورچای و از جنوب به حوضه آبریز دریاچه ارومیه محدود می شود و بخشی از حوضه آبریز دریاچه خزر است. کوه های میشو و پیرداغ در جنوب و کوه های بوقداغ و قلعه داغ در شمال دشت مهم ترین ارتفاعات منطقه را تشکیل می دهند (شکل ۲).

رودخانه زلیبیرچای بزرگ ترین و پرآب ترین رودخانه منطقه است که از دامنه های جنوبی کوه سلطان جهانگیر واقع در حد مشترک حوضه حاجیلرچای و زلیبیرچای سرچشمه می گیرد و در جهت جنوب و به موازات خط تقسیم حوضه حرکت می کند و به سمت غرب منحرف می شود و در جهت شرق به غرب و به موازات زونزچای به مسیر خود ادامه می دهد. رودخانه زونزچای یکی دیگر از رودخانه های منطقه است که از دامنه غربی رشته کوه های کیامکی سرچشمه می گیرد و در جهت شرقی - غربی حرکت و بعد از عبور از جنوب شهر زنوز و دریافت مسیل هایی، وارد دشت مرنند می شود.

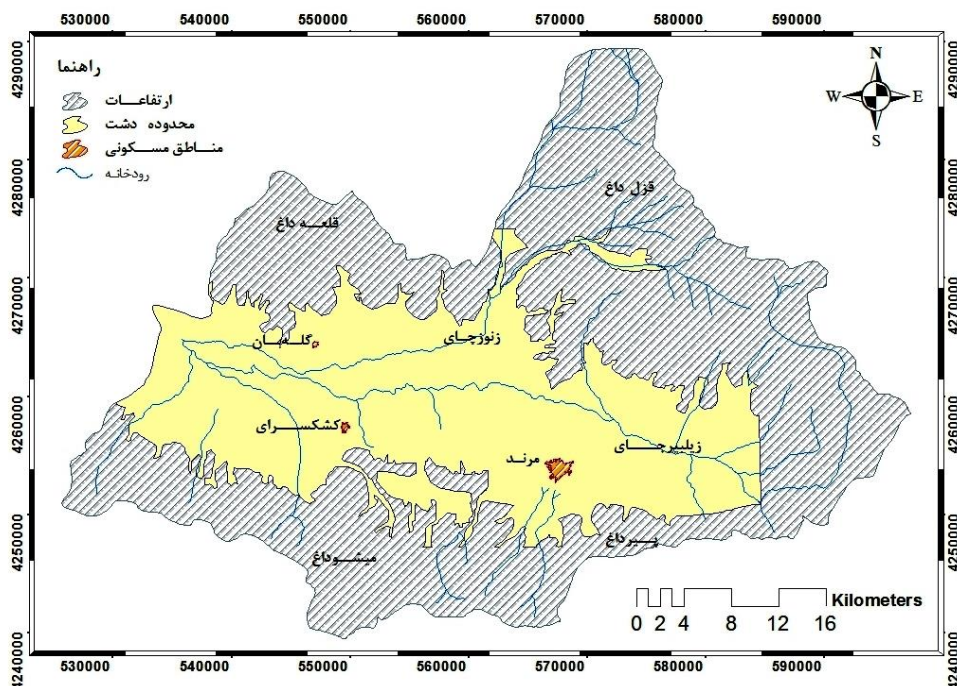
تحلیل های شیمیایی و آزمایش های آبشویی ناشی از خاکسترهای سوختن چاه های نفت صحت سنجی شدند (Al-Adamat et al., 2010). بر این اساس، بیشتر منطقه در محدوده آسیب پذیری متوسط قرار گرفت.

در این تحقیق نیز برای بررسی منشأ و غلظت نیترات از نتایج انطباق غلظت نیترات با کاربری اراضی منطقه و نمودارهای مختلف استفاده شد. همچنین، در این تحقیق ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت مرنند از طریق دو مدل GODS و AVI برای انطباق با پتانسیل آلودگی بالا، با مناطقی از آبخوان که میزان یون نیترات بالایی دارد، صورت گرفت. با توجه به اهمیت منابع آب زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه که برای فعالیت های شرب، کشاورزی و صنعتی قرار می گیرد، مدیریت هرچه بهتر منابع آبی ضروری تشخیص داده شد.

۲. مواد و روش ها

۱.۲. معرفی منطقه مطالعاتی

دشت مرنند با وسعت تقریبی ۸۲۶ کیلومتر مربع در شمال غرب ایران در استان آذربایجان شرقی قرار گرفته است. این دشت از شمال شرق به منطقه جلفا دوزال و از



شکل ۲. موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

ولکانیک‌ها و رسوبات آذرآواری ائوسن، در شرق و جنوب‌شرقی از جنس کنگلومرای پلیوسن و در قسمت‌های غربی از جنس رسوبات تبخیری میوسن و شیب آن به طور کلی به سمت مرکز دشت است.

بر اساس نتایج مطالعات ژئوفیزیک و لاگ‌های زمین‌شناسی، دشت مرند دارای سه نوع آبخوان آزاد، تحت فشار و نیمه تحت فشار است (شکل ۳). آبخوان آزاد اکثراً از پادگانه‌های آبرفتی قدیمی، جدید، مخروط‌افکنه‌ها و رسوبات رودخانه‌ای تشکیل شده و مواد اصلی تشکیل‌دهنده رسوبات شن، ماسه، سیلت و رس است. ضخامت آبخوان آزاد در قسمت‌های مختلف دشت متغیر است. در قسمت جنوبی دشت که از جنس کنگلومرای نیمه‌سخت با قلوه‌سنگ‌های پلئوپلیستوسن است، به علت وجود لایه‌های رس و مارن باید آن‌ها را جزو لایه‌های کم‌تراوا و نیمه‌تراوا منظور کرد. آبخوان تحت فشار به صورت رسوبات آبرفتی قدیمی از طریق لایه‌های رسی و مارنی به ضخامت‌های متغیر ۱۰ تا ۳۰ متری از رسوبات آبرفتی بالاتر از خود جدا می‌شود و ضخامت آن در برخی مناطق دشت به ۱۷۰ متر نیز می‌رسد. این آبخوان در نواحی مرکزی و غربی دشت و حتی در بعضی مناطق رودخانه‌های زلیبیرچای و زنوزچای گسترش دارد. آبخوان نیمه تحت فشار نیز در بخش غربی دشت قرار می‌گیرد. بر اساس نتایج آزمایش‌های پمپاژ، حداکثر قابلیت انتقال دشت برای آبخوان آزاد و آبخوان‌های نیمه تحت فشار و تحت فشار به ترتیب برابر ۴۵۰ و ۵۰۰ متر مربع بر روز است.

به طور کلی عمق آب زیرزمینی در بخش شمالی دشت کمتر از عمق آب در بخش‌های شرقی و جنوبی دشت است. عمق آب در حوالی مرند حدود ۶۰ متر، در حوالی روستای کشکسرای ۲۰ متر و در حوالی روستای یامچی ۴۰ متر است (شکل ۴). تراز آب زیرزمینی در حواشی شمالی، شرقی و جنوبی بالاست و به تدریج به سمت مرکز و غرب دشت از میزان آن کاسته می‌شود. بر اساس تبعیت

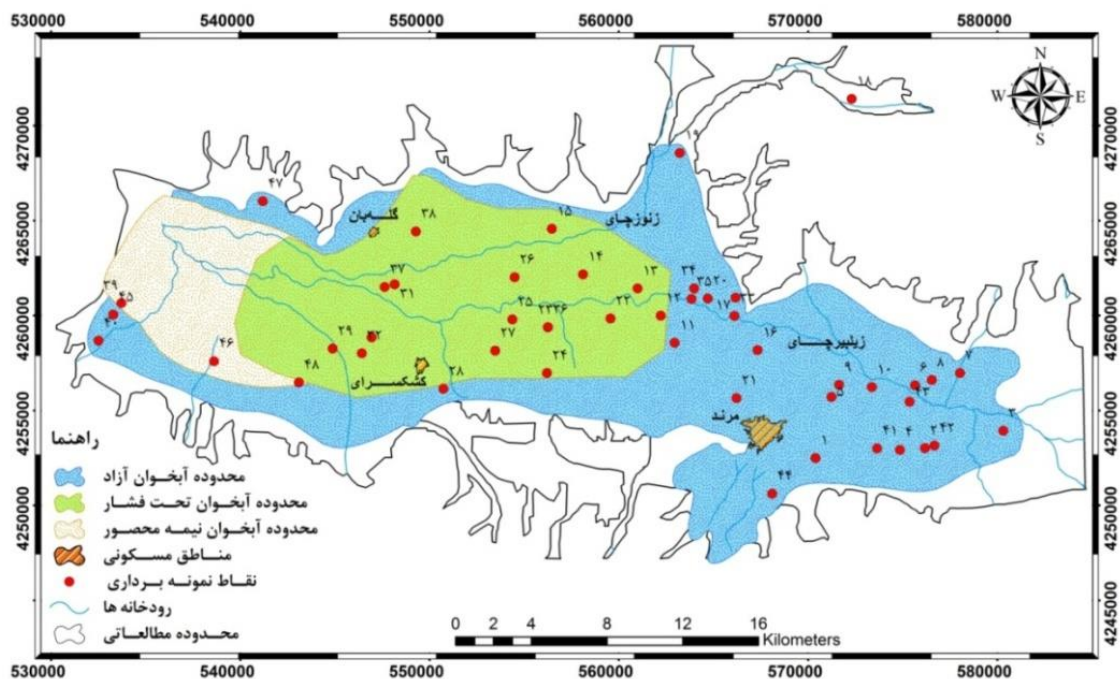
بر اساس داده‌های هواشناسی، برای یک دوره ۳۰ ساله (۱۳۶۰-۹۰)، میانگین سالانه دمای این دشت ۱۱/۴ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارش سالانه برابر ۲۴۲/۷ میلی‌متر است. متوسط رطوبت نسبی دشت مرند ۶۰/۲۵ درصد و متوسط سالانه تبخیر از تشتک کلاس A، ۱۴۳۶/۲ میلی‌متر به دست آمده است. اقلیم حاکم بر منطقه بر اساس طبقه‌بندی دو مارتن از نوع نیمه‌خشک و سرد زمستانی محاسبه شده است.

۲.۲. زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی

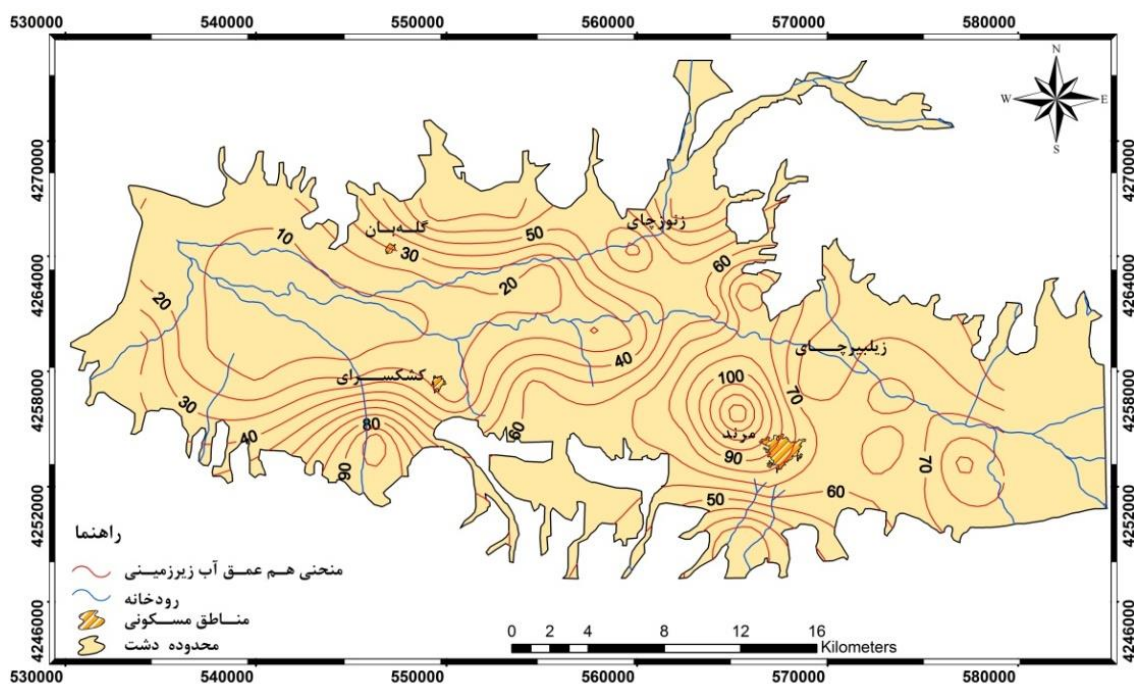
مهم‌ترین سازندهای زمین‌شناسی که در محدوده مطالعاتی دیده می‌شوند عبارت‌اند از: سازندهای سلطانیه، باروت، میلا، ائوسن، میوسن، پلیوسن و رسوبات آبرفتی کواترنر که در بخش وسیعی از منطقه رخنمون دارند. قدیمی‌ترین سنگ‌های منطقه مورد مطالعه، مربوط به تشکیلات کهر است که لیتولوژی این سازند به صورت شیست و شیل‌های میکادار، به مقدار کم دولومیت استروماتولیتی، ماسه‌سنگ بسیار دانه‌ریز، توف، ریولیت و میان‌لایه‌هایی از آهک تیره‌رنگ بلورین و چرت است که در قسمت جنوب مرند قابل ملاحظه است.

آبخوان دشت مرند در رسوبات آبرفتی دوران چهارم تشکیل شده است. رسوبات آبرفتی، ساختمان اصلی دشت را تشکیل می‌دهند و نواحی مختلف به صورت رسوبات آبرفتی قدیمی، مخروط‌افکنه، تراس‌های آبرفتی جدید و رسوبات رودخانه‌ای است که ضخامتشان متغیر و در بررسی‌های ژئوفیزیکی و حفاری‌های اکتشافی ۲۰ تا ۳۰۰ متر تعیین شده است. ضخامت رسوبات آبرفتی به طور کلی از حاشیه به سمت مرکز دشت افزایش می‌یابد. مواد اصلی تشکیل‌دهنده رسوبات شن، ماسه و قشرهای ضخیم رسی است که در دامنه‌ها، کناره‌های دشت و مخروط‌افکنه‌ها، ذرات تشکیل‌دهنده آن‌ها بیشتر دانه‌درشت است و هرچه به مرکز دشت نزدیک‌تر می‌شویم، دانه‌ریزتر می‌شود. جنس سنگ کف دشت مرند در قسمت‌های شمالی از جنس

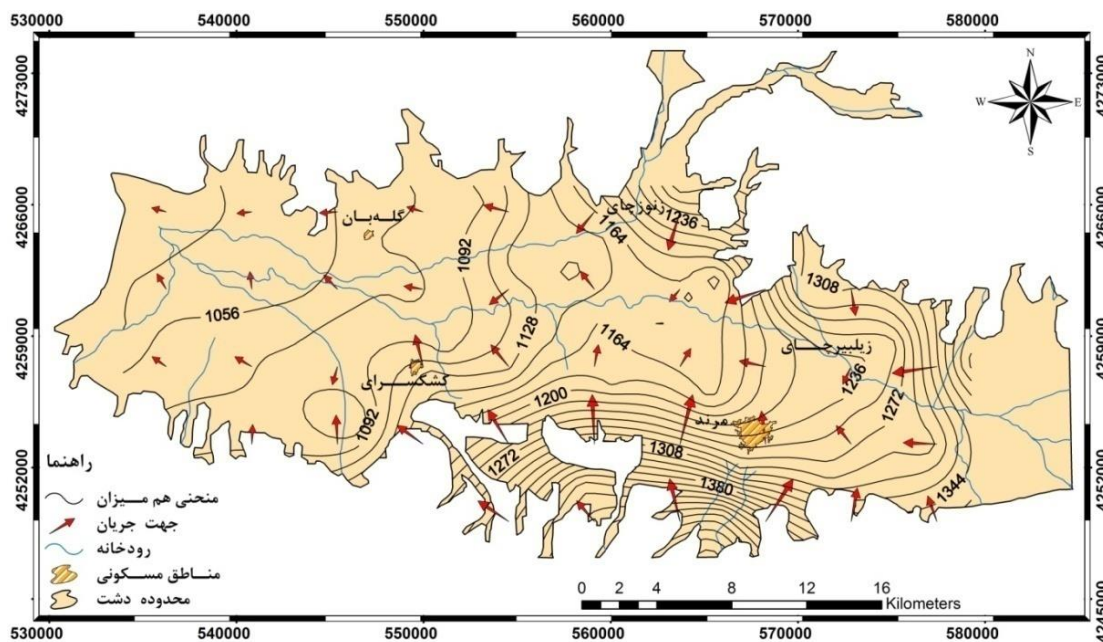
از توپوگرافی، جهت عمومی جریان آب زیرزمینی در دشت از حواشی به سمت مرکز و از شرق به غرب خواهد بود (شکل ۵).



شکل ۳. موقعیت انواع آبخوان ها و موقعیت نقاط نمونه برداری



شکل ۴. منحنی هم عمق آب زیرزمینی دشت مرند (مهر ۱۳۹۱)



شکل ۵. نقشه جهت جریان آب زیرزمینی (مهر ۱۳۹۱)

یونی برای همه آنها محاسبه شد. سپس، نقشه توزیع مکانی غلظت نیترات با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS10 رسم شد. در نهایت ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت مرند از طریق دو روش AVI^۱ و GODS^۲ و برای همخوانی نقاطی با پتانسیل آلودگی بالا، با مناطقی از آبخوان که میزان یون نیترات بالایی دارد، صورت گرفت. آسیب‌پذیری نوعی خصوصیت نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه‌گیری است و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (Antonakos and Lambrakis, 2007). در تمامی روش‌ها آسیب‌پذیری آبخوان بر اساس انتقال آلودگی از سطح زمین به لایه آبدار برآورد شده است. در این تحقیق برای بررسی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی منطقه از مدل‌های AVI و GODS و برای تهیه نقشه از محیط GIS استفاده شده است.

مدل AVI: در این روش با استفاده از دو پارامتر شامل ضخامت هر واحد رسوبی بالای آبخوان و هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه، می‌توان شاخص آسیب‌پذیری آبخوان را تخمین زد (Van Stempvoort, et al., 1993). با به دست آوردن این پارامترها می‌توان میزان مقاومت

۳.۲. جمع‌آوری و آنالیز داده‌ها

به منظور بررسی آلودگی نیترات از ۴۸ حلقه چاه نیمه‌عمیق و عمیق، قنات و چشمه موجود در آبخوان‌های دشت، در مهر ۱۳۹۱ نمونه‌برداری صورت گرفت. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۳ نشان داده شده است. پارامترها و یون‌های اندازه‌گیری شده شامل pH، هدایت الکتریکی (EC)، کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی و نیترات‌اند (جدول ۱). اندازه‌گیری نیترات به روش اسپکتروفتومتری صورت گرفت. در این روش نمونه‌های استاندارد و اصلی را پس از آماده‌سازی ۵ دقیقه استراحت دادند و پس از قراردادن نمونه‌ها در دستگاه اسپکتروفتومتری مدل Spectro40 در طول موج ۲۰۰ نانومتر، میزان جذب نهایی قرائت شد. سپس، منحنی کالیبراسیون غلظت-جذب از روی نمونه‌های استاندارد ترسیم و با توجه به مقدار جذب نمونه‌های اصلی، غلظت نیترات نمونه روی این منحنی محاسبه شد. این روش برای نمونه‌های با غلظت ۱ تا ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر کاربرد دارد و برای نمونه‌های با غلظت بیشتر رقیق‌سازی صورت گرفت. کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی به روش استاندارد آنالیز و درصد خطای بالانس

هیدرولیکی آبخوان را مطابق رابطه زیر به دست آورد:

$$C = \sum_{i=1}^n \frac{d_i}{K_i}$$

در این فرمول d ضخامت لایه‌های بالای آبخوان، n تعداد لایه‌ها و K هدایت هیدرولیکی تخمینی هر لایه (m/day) است. پارامتر C برای تعیین مقاومت اکی تارد به

جریان عمودی به کار می‌رود و پس از آن زمان است که بیان‌کننده زمان حرکت آب زیرزمینی از لایه‌لای خلل و فرج سطح بالایی بخش اشباع به سمت پایین است. پس از محاسبه میزان شاخص آسیب‌پذیری و مقایسه آن با جدول ۲، میزان آسیب‌پذیری آب زیرزمینی مشخص می‌شود (Gogu and Dassargues, 1999).

جدول ۱. خصوصیات آماری داده‌های هیدروشیمیایی

پارامترها	حداکثر	حداقل	میانگین	میانه	انحراف از معیار	دامنه تغییرات
Ca ²⁺	۲۸۸	۲۱	۹۷/۲۱	۶۸/۸۰	۷۷/۶۱	۲۶۷
Mg ²⁺	۱۳۴/۴۰	۳/۸۴	۴۶/۲۱	۴۱/۲۸	۳۲/۹۸	۱۳۰/۵۶
Na ⁺	۶۵۹/۵۵	۳۸/۴۰	۲۲۵/۳۳	۱۶۹/۷۶	۱۶۵/۷۷	۶۲۱/۱۴
K ⁺	۱۹/۷۷	۰/۱۹	۳/۳۴	۲/۶۱	۴/۰۳	۱۹/۵۷
HCO ₃ ⁻	۷۰۷/۶	۱۲۲	۳۵۲/۱۷	۳۰۹/۸۸	۱۲۵/۷۸	۵۸۵/۶
Cl ⁻	۱۱۳۴/۵	۱۹/۵	۳۵۲/۴۰	۲۳۰/۴۴	۳۰۳/۸۱	۱۱۱۴/۹۹
SO ₄ ²⁻	۸۴۶/۱	۵/۷	۹۲/۶۶	۱۹/۲۲	۱۹۶/۹	۸۴۰/۴۸
NO ₃ ⁻	۹۵/۲	۴/۳۷	۲۳/۴۷	۱۳/۸۴	۲۰/۹۴	۹۰/۸۲
EC	۴۲۷۰	۳۸۷	۱۶۷۸/۹	۱۱۲۶	۱۱۰۷/۳	۳۸/۸۳
pH	۸/۱	۵/۹	۷/۲	۷/۴	۰/۴۸	۲/۲

غیر از pH و هدایت الکتریکی (μmhos/cm) همه پارامترها برحسب ppm

جدول ۲. تعیین میزان آسیب‌پذیری بر اساس مقدار C

C	Log C	پتانسیل آلودگی
۰-۱۰	<۱	خیلی زیاد
۱۰-۱۰۰	۱-۲	زیاد
۱۰۰-۱۰۰۰	۲-۳	متوسط
۱۰۰۰-۱۰۰۰۰	۳-۴	پایین
>۱۰۰۰۰	>۴	خیلی پایین

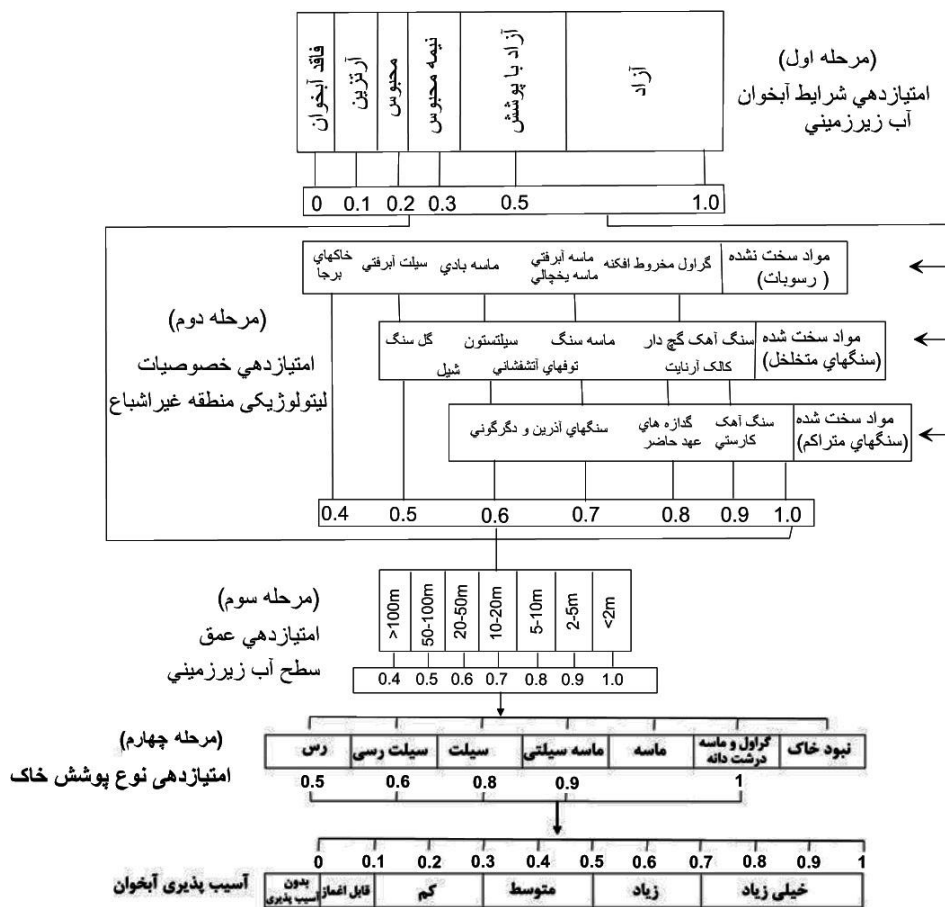
ارزش گذاری نوع آبخوان از صفر تا یک است (Chilton et al., 1990).

چینه‌ها یا لایه‌های منطقه غیراشباع (o): این پارامتر ظرفیت انتقال آلاینده‌ها را تعیین می‌کند. مشخصات و ویژگی‌های لایه غیراشباع با استفاده از اطلاعات چاه‌های اکتشافی یا سایر چاه‌های حفر شده در محدوده مورد مطالعه به دست آمده است.

عمق آب زیرزمینی (D). برای تهیه لایه عمق آب زیرزمینی، موقعیت و عمق سطح ایستابی پیزومترها و چاه‌های مشاهده‌ای موجود در آبخوان‌ها به محیط Excel وارد و به فرمت قابل قبول برای نرم‌افزار ArcGIS تبدیل و از روش IDW به منظور درونیابی استفاده و در نهایت با استفاده از الگوریتم مدل GODS (شکل ۶) کلاسه‌بندی شد.

مدل GODS. این روش از چهار پارامتر نوع آبخوان، خصوصیات منطقه غیراشباع، عمق آب زیرزمینی و نوع خاک استفاده می‌کند. ارزش کلاس‌های مختلف پارامترها از صفر تا یک تغییر می‌کند و به تمامی پارامترها وزن یکسانی اختصاص داده می‌شود. شاخص آسیب‌پذیری GODS از حاصل ضرب پارامترها به دست می‌آید.

نوع آبخوان (G). اطلاعات مربوط به نوع آبخوان با استفاده از اطلاعات نقشه منابع آب حاصل می‌شود. تعیین حدود گسترش و نوع آبخوان‌های دشت مرند بر اساس لاگ حفاری چاه‌های مشاهده‌ای، بهره‌برداری و اکتشافی و گزارش‌ها و اطلاعات موجود صورت گرفته است. بر اساس لوگ حفاری چاه‌ها آبخوان دشت مرند از نوع آزاد و تحت فشار و نیمه تحت فشار است، از این رو بخش‌های بالا تفکیک و با توجه به شکل ۱۰ رتبه‌بندی شده است.



شکل ۶. الگوریتم مدل GODS (Paez et al., 1990)

رسوبات منطقه بستگی دارد. نقشه تغییرات مکانی غلظت نیترات در آب زیرزمینی دشت مرند در شکل ۷ ارائه شده است. بیشترین غلظت نیترات در محدوده مرند (۹۵ میلی گرم در لیتر) مشاهده می‌شود. در شرق و جنوب شرق و بخش مرکزی دشت نیترات بیش از حد مجاز آب شرب (۴۵ میلی گرم بر لیتر) است. با توجه به اینکه تمام آب شرب شهر و روستاها از آب زیرزمینی تأمین می‌شود، لذا خطرهای جدی سلامت مردم را در مناطقی که نیترات بیش از حد مجاز است تهدید می‌کند.

با توجه به تغییرات غلظت نیترات و کاربری اراضی می‌توان با اطمینان بیان کرد که دانه بندی رسوبات و شرایط هیدروژئولوژیکی نقش تعیین کننده‌ای در توزیع غلظت نیترات دارند. غلظت نیترات در بخش‌های شرقی و مرکزی دشت بیشتر از سایر نقاط است که دلیل آن مساحت بیشتر زمین‌های کشاورزی، فاضلاب‌های شهری، آزادبودن آبخوان و دانه درشت بودن رسوبات در این قسمت از دشت است. نفوذپذیری زیاد رسوبات زمان ماندگاری نیترات در زون غیراشباع را کاهش داده است و نیترات در خاک بدون اینکه فرصت استفاده کامل به وسیله گیاهان و نیترات زدایی از طریق باکتری فراهم شود، از طریق جریان‌ات عمودی آب در زون غیراشباع شسته و در مدت کوتاهی به آب زیرزمینی منتقل می‌شود. افزایش غلظت نیترات در محدوده شهرهایی مثل مرند در جنوب شرق دشت احتمالاً به دلیل نفوذ نیترات به آب زیرزمینی از چاه‌های جذبی است. کمترین مقادیر غلظت نیترات از غرب و شمال غرب دشت به دست آمده است که دلیل آن کمی فعالیت کشاورزی در مقایسه با دیگر مناطق دشت، تحت فشار بودن آبخوان در این مناطق و دانه‌ریز بودن رسوبات این قسمت از دشت است. چون هر قدر رسوبات سفره غنی از ماسه باشد به دلیل نفوذپذیری بالا شرایط هوازی مساعد خواهد بود (Kraft et al., 1999). رودخانه زلیبیرچای و زونزچای در بخش قابل توجهی از مسیر خود نقش تغذیه کننده دارد و کم بودن غلظت نیترات در چاه‌های پیرامون رودخانه‌ها در بعضی نقاط مرتبط با نقش تغذیه‌کنندگی آن است.

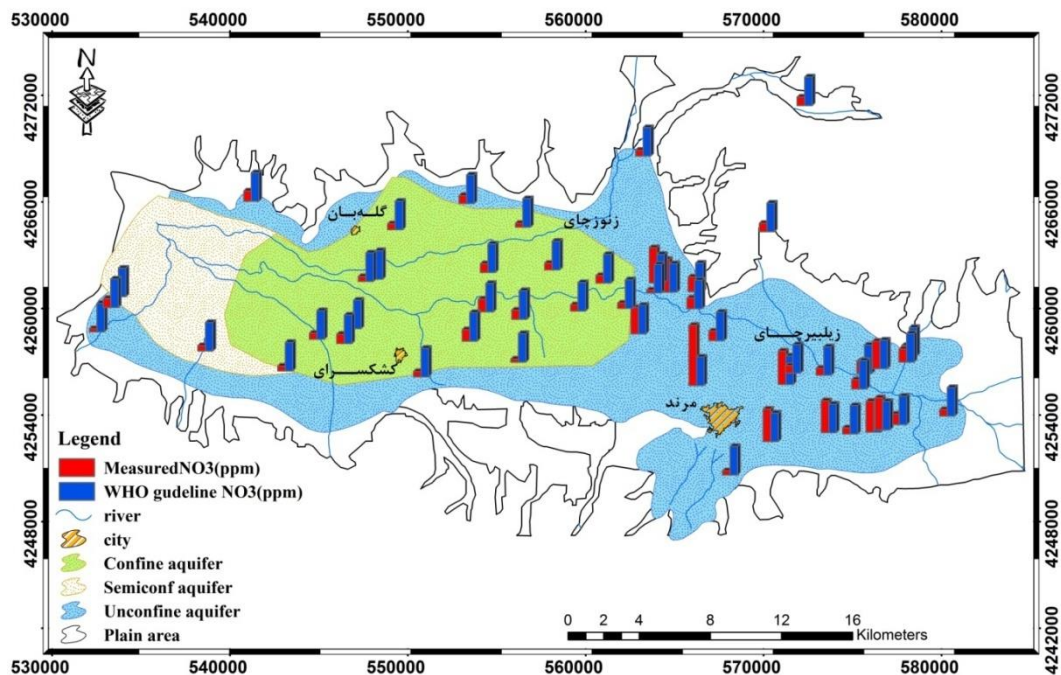
نوع خاک (S)، روش اولیه GOD به لایه خاک که از مهم‌ترین بخش‌های کاهش و حذف آلاینده‌هاست به طور صریح نپرداخته بود. به همین منظور روش GODS با لحاظ کردن پارامتر S (نشان‌دهنده حساسیت شست و شوی خاک) ارائه شده است (Paez et al., 1990). بافت محیط خاک در میزان تغذیه و توانایی آلاینده‌ها برای نفوذ به محیط وادوز تأثیر می‌گذارد.

از حاصل ضرب پارامترهای بالا نقشه‌ای حاصل خواهد شد که ارزش عددی سلول‌های آن از صفر تا یک است. با کلاسه‌بندی آن به پنج گروه قابل اغماض (۰-۰/۱)، آسیب‌پذیری کم (۰/۱-۰/۳)، متوسط (۰/۳-۰/۵)، زیاد (۰/۵-۰/۷) و خیلی زیاد (۰/۷-۱) نقشه آسیب‌پذیری آبخوان تهیه می‌شود. شکل ۶ الگوریتم روش GODS را نشان می‌دهد.

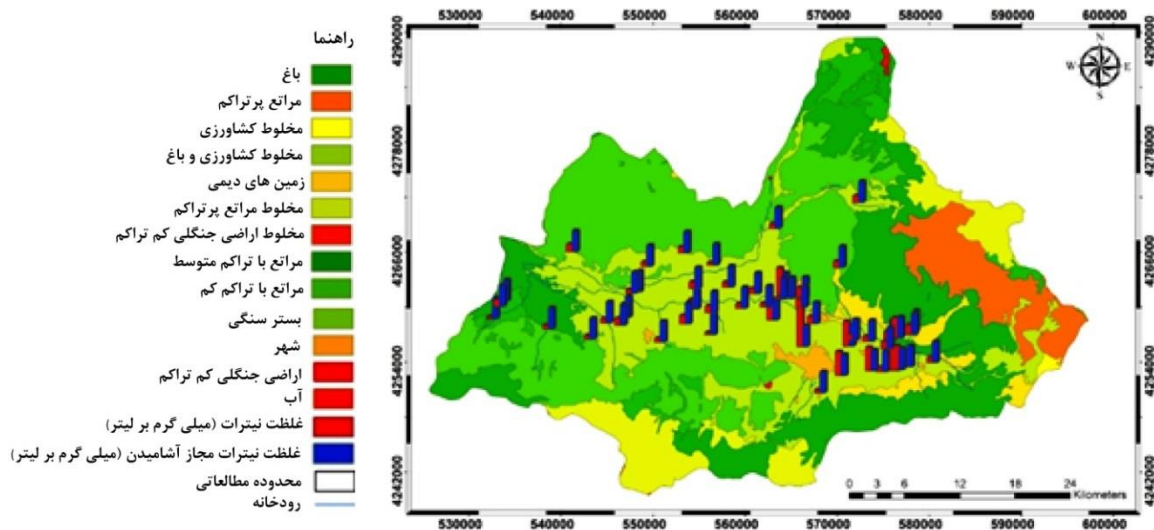
۳. نتایج و بحث

۱.۳. آلودگی نیترات

ارزیابی غلظت نیترات در آب زیرزمینی دشت مرند نشان می‌دهد که غلظت نیترات در ۱۲ نمونه آنالیزشده، بیش از مقدار مجاز آن در آب آشامیدنی است و مقدار آن در نمونه‌ها بین ۴ تا ۹۵ میلی گرم بر لیتر (با میانگین غلظت نیترات نمونه‌ها ۲۲/۷ mg/l) متغیر است. با توجه به تغییرات قابل توجه در مقدار غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی دشت مرند که در برخی موارد خیلی بیشتر از استاندارد آب آشامیدنی است، می‌توان به طور کلی منشأهای مختلف مانند فاضلاب خانگی، شهری و صنعتی، کودهای شیمیایی و فضولات حیوانی و انحلال نهشته‌های تبخیری و خاک‌های غنی از نیترات را در نظر گرفت. منشأهای شهری آلودگی شامل نشت از سیستم فاضلاب، چاه‌های توال، زباله‌دانی‌های بهداشتی و گورستان‌ها می‌شوند. نیترات موجود در آب زیرزمینی دشت مرند به پارامترهای مختلفی از جمله کیفیت آب سطحی، مقدار کود استفاده‌شده، نوع استفاده از اراضی، عمق سطح آب زیرزمینی، زهکشی اراضی به وسیله رودخانه‌ها و نوع



شکل ۷. نقشه غلظت نیترات و مقدار آن نسبت به حداکثر مجاز (WHO, 2008)



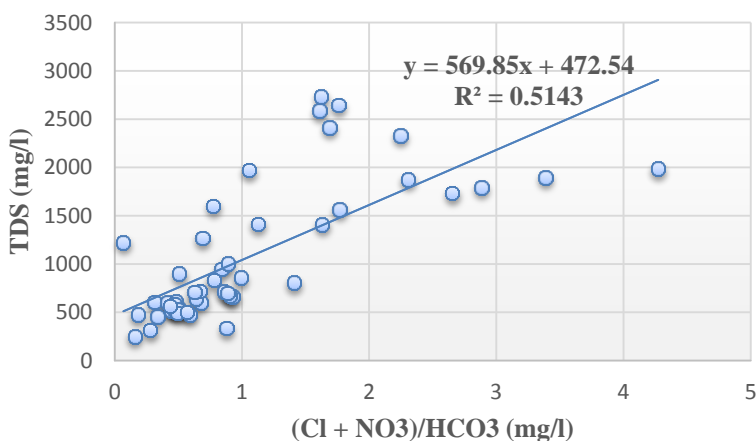
شکل ۸. مقایسه تغییرات غلظت نیترات با نقشه کاربری اراضی منطقه

دانه درشت بودن رسوبات سبب افزایش نفوذپذیری و آب شویی سریع نیترات از زون غیراشباع و رسیدن به آب زیرزمینی به افزایش غلظت نیترات در این بخش از دشت منجر شده است. از دلایل کاهش غلظت نیترات در بخش‌های مرکزی و غربی دشت، محصور بودن آبخوان، ریز بودن رسوبات و کیفیت نامطلوب آب برای مصارف کشاورزی است.

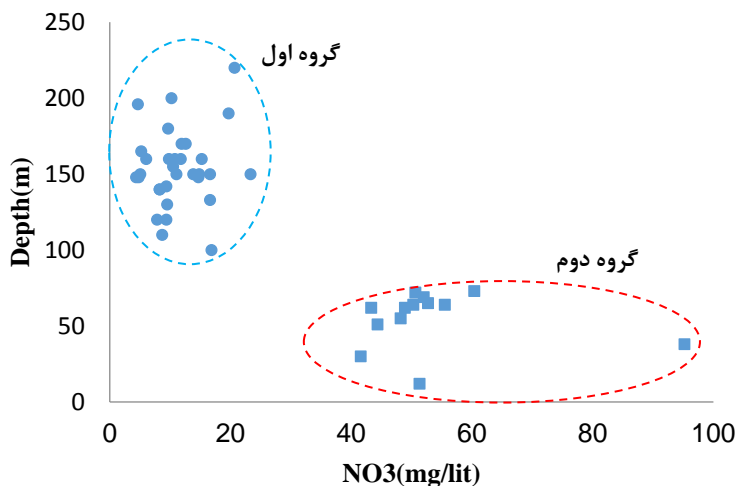
شکل ۸ مقدار تغییرات نیترات را با نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود غلظت بالای نیترات در شرق و جنوب شرق بیانگر وسعت و شدت فعالیت‌های کشاورزی در نتیجه افزایش کودهای کشاورزی از جمله کودهای فسفاته، ازته و پتاس در این منطقه نسبت به سایر نقاط دشت است. علاوه بر این، آزاد بودن آبخوان و

آب‌های زیرزمینی باشد. رابطه این یون‌ها در شکل ۹ نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل دیده می‌شود بین TDS و $Cl+NO_3/HCO_3$ همبستگی متوسط وجود دارد. به هر حال این شکل با توجه به مطالب بالا نشان می‌دهد که نیترات موجود در آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، علاوه بر فعالیت‌های انسان‌زاد، تحت تأثیر سازندهای زمین‌شناسی و نهشته‌های اتمسفری نیز است. برای تعیین سهم فعالیت‌های کشاورزی در آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات باید، نوع محصولات، نیاز آن‌ها به کودهای شیمیایی، استفاده بهینه از کودهای افزوده شده به زمین‌های زراعی و نوع آبیاری زمین‌های کشاورزی نیز بررسی شود (Abed-Shafy, 2008).

تغییرات TDS موجود در آب‌های زیرزمینی ممکن است در خصوص نوع کاربری زمین و حاکی از آلودگی این آب‌ها باشد (Gillardet et al., 1999). نیترات، سولفات، کلر و سدیم یون‌هایی‌اند که اساساً علاوه بر سازندهای زمین‌شناسی در نتیجه استفاده از کودهای شیمیایی کشاورزی، کودهای حیوانی، فعالیت‌های شهرسازی و فاضلاب‌های صنعتی به آب‌های زیرزمینی اضافه می‌شوند (Jalali, 2009). رسم نمودار غلظت این یون‌ها در مقابل TDS می‌تواند اثر فعالیت‌های انسان را در تعیین شیمی آب‌های زیرزمینی نشان دهد (Han and Liu, 2004). به عبارت بهتر اگر همبستگی این یون‌ها با TDS مثبت باشد، می‌تواند دال بر منشأ انسانی آلاینده‌ها در



شکل ۹. نمودار TDS در مقابل $(Cl+NO_3)/HCO_3$



شکل ۱۰. تغییرات نیترات نسبت به عمق در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

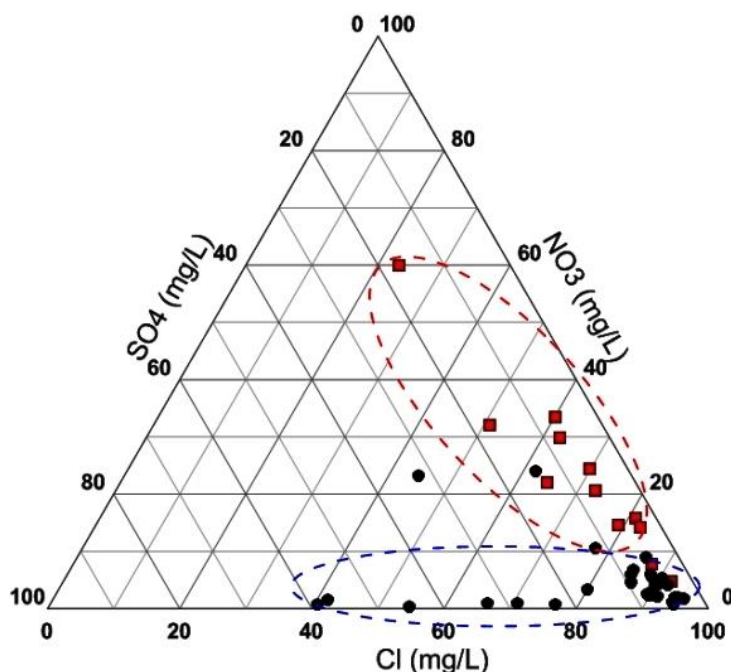
دارند که می‌توان منشأ نیترات در آن‌ها را به فاضلاب‌های خانگی و شهری نسبت داد. این در حالی است که نمونه‌های گروه دوم سولفات کمتر و نیترات بیشتر را نشان می‌دهند که می‌توان آن‌ها را به فعالیت‌های کشاورزی منطقه نسبت داد.

۴. تهیه نقشه آسیب‌پذیری دشت مرنده

برای تعیین پتانسیل آلودگی آبخوان به روش AVI، ابتدا مقدار پارامتر C بر اساس لاگ چاه‌های اکتشافی و مشاهده‌ای موجود از دشت، محاسبه و با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS، نقشه هم‌مقدار مقاومت هیدرولیکی آبخوان رسم و در نهایت با استفاده از جدول ۱ میزان پتانسیل آلودگی دشت مشخص شد. همان‌طور که در شکل ۱۲ مشاهده می‌شود، بخش‌های مربوط به آبخوان آزاد دشت بالاترین پتانسیل آلودگی و بخش‌های متعلق به آبخوان محبوس دشت کمترین پتانسیل آلودگی را دارند.

شکل ۱۰ نشان می‌دهد که غلظت نیترات با افزایش عمق چاه‌ها کاهش می‌یابد. در بیان دلایل این امر می‌توان گفت که با افزایش عمق، مقدار غلظت اکسیژن محلول در آب کاهش می‌یابد، از این رو ممکن است فرایند دنتریفیکاسیون را تقویت و مقداری از نیترات را حذف کند. همچنین، این پدیده به دو فاکتور اصلی دیگر حرکت عمودی آب زیرزمینی و ارتباط آن با انتقال نیترات و اختلاط بستگی دارد (Anayah and Almasri, 2009).

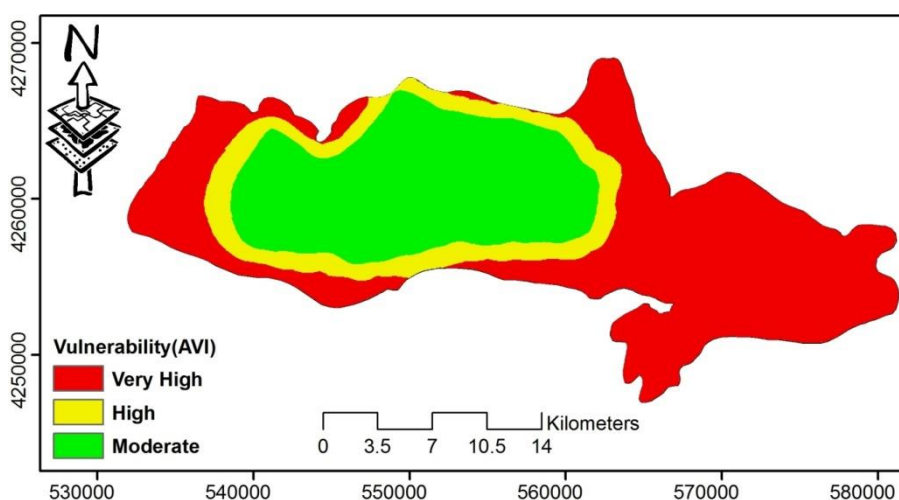
شکل ۱۱ نمودار مثلثی NO_3^- ، SO_4^{2-} و Cl^- نمونه‌های آب زیرزمینی را نشان می‌دهد. آب‌های زیرزمینی متأثر از فعالیت‌های کشاورزی معمولاً سولفات کمتری دارند و به مقدار سولفات صفر پلات نزدیک می‌شوند (Schoonen and Brown, 1994). این در حالی است که آب‌های زیرزمینی متأثر از فاضلاب‌های خانگی و شهری نسبت کلر به سولفات بالاتری دارند (Kazemi, 2010). همان‌طور که در شکل دیده می‌شود، نمونه‌ها در دو گروه متمایز قرار گرفته‌اند. نمونه‌های گروه اول نسبت کلر به سولفات بالایی



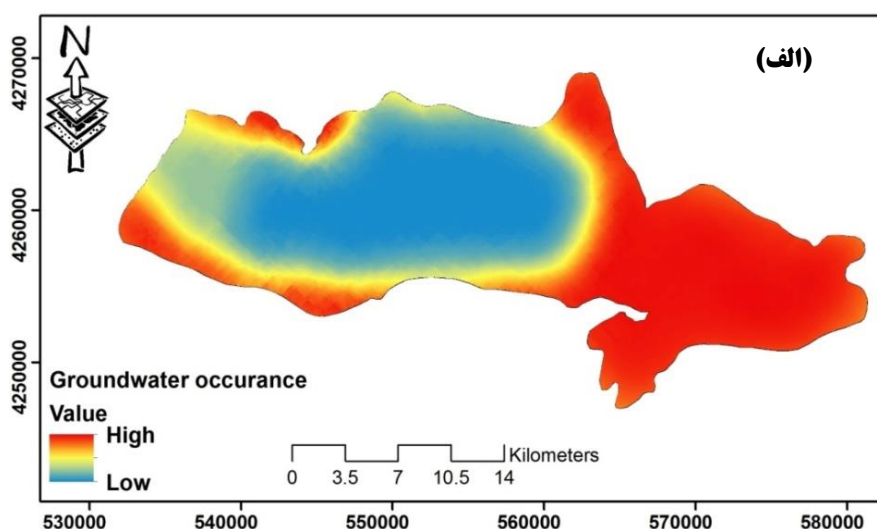
شکل ۱۱. نمودار مثلثی NO_3^- ، SO_4^{2-} و Cl^- نمونه‌های آب زیرزمینی

نهایت با تلفیق لایه‌های مجزا با تابع هم‌پوشانی، نقشه آسیب‌پذیری به روش GODS تهیه شد. با توجه به نقشه نهایی آسیب‌پذیری به روش GODS در (شکل ۱۳ا) قسمت‌های مربوط به آبخوان آزاد دشت دارای پتانسیل آلودگی بالا و بخش‌های مربوط به آبخوان محبوس دارای کمترین پتانسیل آلودگی است.

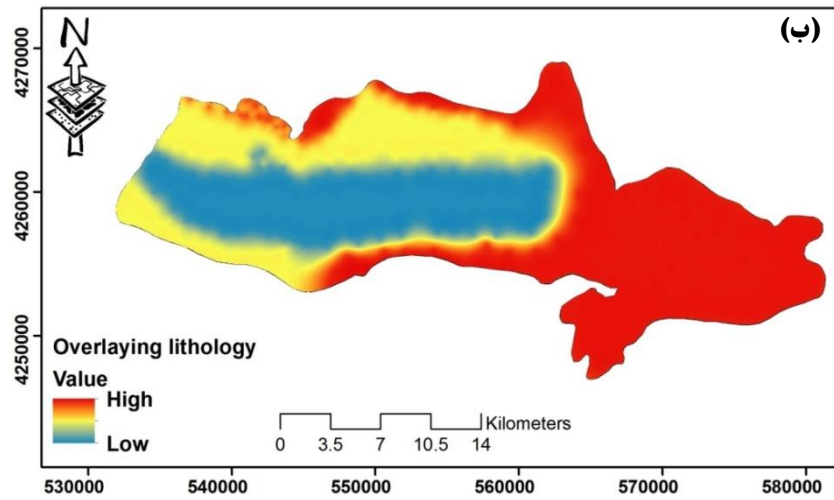
برای تهیه نقشه آسیب‌پذیری به روش GODS، با توجه به نرخ‌های داده‌شده برای هر یک از مشخصه‌های بیان‌شده در شکل ۷ و با اعمال درون‌یابی کریجینگ در حالت رستری نقشه جداگانه برای نوع آبخوان (شکل ۱۳الف)، لیتولوژی مواد بالای آبخوان (شکل ۱۳ب)، عمق آب زیرزمینی (شکل ۱۳ج) و نوع خاک (شکل ۱۳د) و در



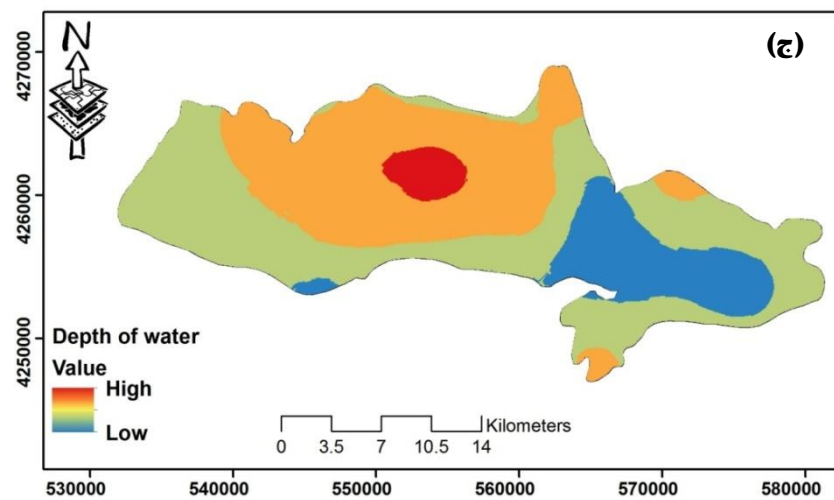
شکل ۱۲. نقشه پتانسیل آلودگی دشت مرند (مدل AVI)



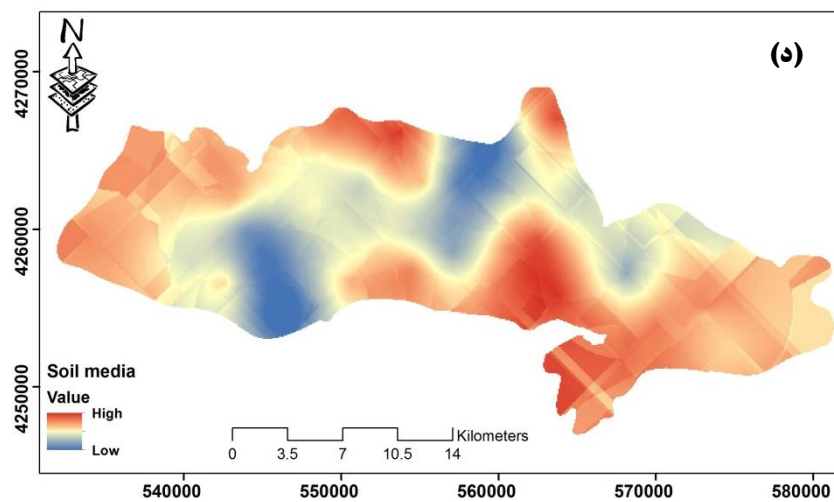
شکل ۱۳. الف) لایه لیتولوژی مواد پوشاننده



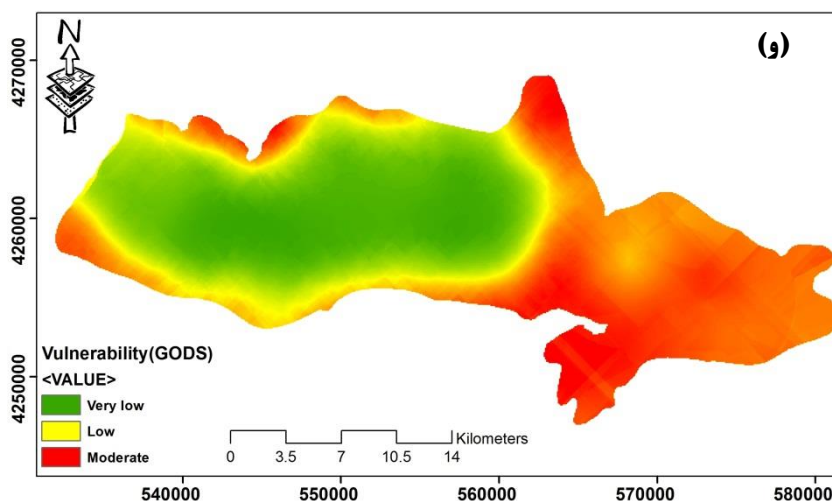
شکل ۱۳. (ب) لایه عمق آب زیرزمینی



شکل ۱۳. (ج) لایه نوع آبخوان



شکل ۱۳. (د) لایه محیط خاک در مدل GODS



شکل ۱۳. (و) نقشه نهایی آسیب‌پذیری به روش GODS

۵. نتیجه‌گیری

سبب افزایش غلظت نیترات در بخش شرقی نسبت به غربی دشت شده است. همچنین، تغییرات غلظت نیترات با تغییرات عمق رابطه عکس دارد، به طوری که با افزایش عمق، غلظت نیترات کاهش می‌یابد که نشان‌دهنده تأثیرپذیری کمتر اعماق بیشتر از محل سطوح کشاورزی است.

با توجه به دو روش آسیب‌پذیری GODS و AVI، بخش‌های غربی و مرکزی دشت به دلیل تحت فشار بودن آبخوان، دانه‌ریز بودن رسوبات، فعالیت کم کشاورزی و هدایت هیدرولیکی پایین آبخوان، پتانسیل آلودگی کمتری نسبت به قسمت‌های شرق و جنوب شرقی دشت دارند.

یادداشت‌ها

1. Aquifer Vulnerability Index
2. Groundwater Occurrence, Overlying lithology, Depth of groundwater and Soil media

آبخوان دشت مرند در قسمت‌های شرق و جنوب شرقی از رسوبات دانه‌درشت تشکیل و به تدریج به سمت غرب و جنوب غربی دشت رسوبات دانه‌ریزتر شده و در بخش‌های غربی آبخوان تحت فشار شکل گرفته است. لذا نفوذ نیترات از منابع آب زیرزمینی در بخش‌های شرقی دشت با سهولت بیشتری نسبت به غرب دشت صورت می‌گیرد. به همین دلیل غلظت نیترات در آب زیرزمینی در شرق و جنوب شرق دشت (محدوده مرند) بیشتر از سایر قسمت‌های دشت و از حد مجاز شرب مطابق با استاندارد ۱۰۵۳ (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) فراتر رفته است. روند کلی تغییرات غلظت نیترات از شمال به سمت جنوب کاهش نشان می‌دهد، زیرا در قسمت‌های غربی دشت نفوذ نیترات از سطح زمین به لایه تحت فشار عملاً ناممکن و نیترات موجود در این چاه‌ها احتمالاً مربوط به قسمت شرقی دشت است. علاوه بر این، فعالیت‌های غیراصولی کشاورزی و پساب حاصل از آن و فاضلاب‌های خانگی

منابع

- احتشامی، م.، خراسانی، ن.، ایزد دوست‌دار، ا.ح. ۱۳۷۸. مطالعه نحوه گستره تأثیر آفت‌کش‌ها بر کیفیت آب‌های زیرزمینی در منطقه شهریار، فصلنامه انسان و محیط‌زیست، سال اول، شماره ۳-۴، صفحه ۴ تا ۱۱.
- حیدری، ا. ۱۳۸۸. بررسی روند نیترات با میران بارندگی در آب آشامیدنی روستاهای شهرستان فسا، مجله دانشگاه علوم پزشکی فسا، جلد اول، شماره ۲، صفحه ۴۳ تا ۴۸.

سازمان استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. ۱۳۷۶. استانداردهای کیفی آب آشامیدنی.

سامانی، س.، کلانتری، ن.، رحیمی، م. ۱۳۹۱. آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت اوان به نیترات و بررسی پتانسیل و منشأ آلاینده‌گی آن، مجله حفاظت منابع آب و خاک، سال اول، شماره ۳، صفحه ۳۰ تا ۳۷.

کلانتری، ن.، فارابی، م.، رحیمی، م. ۱۳۸۶. بررسی نیروی آلودگی آب زیرزمینی دشت باغملک با استفاده از روش AVI و مدل‌های GOD و DRASTIC در محیط GIS، نشریه زمین‌شناسی مهندسی، جلد دوم، شماره ۲، صفحه ۴۳۱ تا ۴۵۰.

لاله‌زاری، ر.، طباطبایی، س. ح.، خیاط‌خلقی، م. و یارعلی، ن. ا. ۱۳۸۷. بررسی تأثیر تغذیه آبخوان شهرکرد با فاضلاب بر انتشار نیترات با استفاده از مدل MT3D، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهرکرد.

Abed- Shafy, H. 2008. Groundwater contamination as affected by long- term sewage irrigation in Egypt. *Journal of Occupation Environ Med*, 8(2). 1- 11pp.

Al-Adamat, R.A.N., Foster, I.D.L. and Baban, S.M.J. 2003. Groundwater vulnerability and riskmapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC, *Applied Geography*. 23(4). 303-324pp.

Alan, D. J., Miguel, L.C., Daniel V.M. and David E.R. 1999. Soil and water conservation. LEACHN simulation of nitrogen dynamics and water drainage in a ultisol. *Agron. J.* 91(7). 597-606pp.

Anayah, F.M. and Almasri, M.N. 2009. Trends and occurrences of nitrate in the groundwater of the West Bank, Palestine. *Appl. Geogr.* 29 (4). 588-601pp.

Antonakos, A.K. and Lambrakis N. J. 2007. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology* 333(7). 288-304pp.

Chilton, P.J., Vlugman, A. and Foster, S. 1990. A groundwater pollution risk assessment for public water supply sources in Barbados, American Water Resources Association International Conference on Tropical Hydrology and Caribbean Water resources, San Juan de Puerto Rico, 279-289.

Criss, R. E. and Davisson, M. L. 2004. Fertilizers, water quality, and human health. *Environmental Health Perspectives*, 112 (10). A536-A536pp.

Di, H. J. and Cameron, K. C. 2002. Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stony soil under flood-irrigated dairy pasture. *Australian Journal of Soil Research*, 40(2). 317-334pp.

Fetter, C.W. 1999. *Contaminant Hydrgeology*, Prentice Hall Inc. 500 pp.

Gillardet, J., Dupre, B., Louvat, P. and Allegre, C. J. 1999. Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology* 159(5). 3-10pp.

Gogu, R. and Dassargues, A. 1999. Current trend and future challenge in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods, *Journal of environmental geology*. 39(6). 549-559pp.

Goulding, K. 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land. *Soil Use and Management* 16(7) , 145-151pp.

Han, G. and Liu, C.Q. 2004. Water geochemistry controlled by carbonate dissolution: a study of the river waters draining karst-dominated terrain, Guizhou province, China. *Chemical Geology* 204(3). 1-21pp.

Jalali, M. 2009. Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. *Environmental Geology*, 56(9) . 1479-1488 pp.

Kazemi, G. A. 2010. Impacts of urbanization on the groundwater resources in Shahrood, Northeastern Iran: Comparison with other Iranian and Asian cities, *Physics and Chemistry of the Earth* 36(11). 150-159.

Keeney, D. 1986. Nitrate in ground water: Agriculture contribution and control. *Proceedings of the Agricultural Impacts on Ground Water Conference*. August. National Water Well Association, Dublin, Ohio, 35(10). 329-351pp.

Kraft, G. J. and Stites, W. 2003. Nitrate impacts on groundwater from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 100 (1): 63-74pp.

- Kraft, G. I., Sites, W. and Mechanic, D.j. 1999. Impact of irrigated vegetable agriculture in a humid North-Central U.S. sand plain aquifer. *Grand Water*, 37(13): 572-580
- Krapac, I.G., Dey, W.S., Roy, W.R., Smyth, C.A., Storment, E., Sargent, S.L., Steele, J.D. 2002. Impacts of swine manure pits on groundwater quality. *Environ Pollute*, 120(2). 475-492pp.
- McIntyre, N., Lee, H., Wheeler, H.S., Young, A. and Wagener, T. 2005. Risk-based modeling of surface water quality: a case study of the Charles River, Massachusetts. *Journal of Hydrology*, 274 (1-4). 225- 247pp.
- McIntyre, N.R. and Wheeler, H.S. 2004. A tool for riskbased management of surface water quality. *Environmental Modeling and Software*, 19 (12). 1131- 1140pp.
- Paez, G. 1990. Evaluacion de la vulnerabilidad a la contaminacion de las aguas subterranas en el Valle del Cauca, Informe Ejecutivo, Corporeginal del Valle del Cauca, Cauca, Colombia, 352(3). 95-120p.
- Pawar, N.j. and Shaikh, I.J. 1995. Nitrate pollution of groundwater from basaltic aquifer, Deccan Trap Hydro-Logic Province. *Indian Environmental Geology*, 25(6).197-204pp.
- Polemio, M., Casarano, D. and Limón, P.P. 2009. Karstic aquifer vulnerability assessment methods and results at a test site (Apulia, southern Italy). *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9(2).1461-1470pp.
- Schoonen, M., and Brown, C.J. 1994. The hydrogeochemistry of the Peconic River watershed: A quantitative approach to estimate the anthropogenic loadings in the watershed, *Geology of the Long Island and Metropolitan New York: SUNY Stony Brook, Long Island Geologist*, 24(2). 117-123 pp.
- Stuart, M. E., Gooddy, D. C., Bloomfield, J. P. and Williams, A. T. 2011. A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK, *Science of the Total Environment* 409(15) . 2859–2873pp.
- Van Stempvoort, D., Ewert, L. and Wassenaar, L. 1993. Aquifer Vulnerability Index (AVI): A GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal* 18(1). 25–37pp.