

مجله مخاطرات محیط طبیعی، دوره هفتم، شماره ۱۷، پاییز ۱۳۹۷

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۵/۱۲/۱۳

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۰۷/۰۱

صفحات: ۱۲۰ - ۹۹

ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت اشنویه با استفاده از مدل‌های دراستیک و سینتکس

اصغر اصغری مقدم^{۱*}، علی آدیگوزل پور^۲، عباس محمدی^۳

چکیده

افزایش روزافزون فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و توسعه شهری، باعث آلودگی و کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی در اکثر آبخوان‌ها شده است. این در حالی است که پاکسازی آب زیرزمینی پس از آلودگی بسیار پر هزینه و فرآیندی طولانی است و اغلب زمانی آلودگی تشخیص داده می‌شود که رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیر ممکن است. یکی از روش‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان است. این پژوهش باهدف بررسی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان دشت اشنویه با استفاده از مدل‌های آسیب‌پذیری دراستیک و سینتکس انجام شد. برای تهیه هر دو مدل از هفت پارامتر هیدرولوژی و هیدروژئولوژی عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، تأثیر منطقه غیراشباع، هدایت هیدرولیکی و توپوگرافی استفاده شد. پس از تهیه لایه‌های هر یک از پارامترها در محیط جی‌آی‌اس، لایه‌ها باهم تلفیق شدند و نقشه نهایی آسیب-پذیری دشت تهیه گردید. برای حصول اطمینان از نتایج مدل‌های آسیب‌پذیری از داده‌های نیترات که در شهریور ۱۳۹۴ از ۲۵ چاه کشاورزی برداشت‌شده بود استفاده شد. برای بهینه‌سازی و کارایی بیشتر مدل‌ها، همبستگی بین هریک از پارامترها با مقادیر نیترات بررسی شد و طبق نتایج همبستگی و نظر کارشناسی وزن هر یک از پارامترهای مدل تغییر کرد و نقشه نهایی تهیه شد. مدل دراستیک-اصلاحی همبستگی ۷۶/۳ درصد و مدل سینتکس-اصلاحی همبستگی ۶۷/۵۶ درصد با مقادیر نیترات دارند. اندیس آسیب-پذیری دراستیک-اصلاحی مقادیری بین ۶۸ تا ۱۹۱ و برای سینتکس-اصلاحی ۱۰۸ تا ۲۲۴ به دست آمد. نتایج نشان داد که هر دو مدل دراستیک-اصلاحی و سینتکس-اصلاحی برای تعیین آسیب‌پذیری دشت اشنویه مناسب هستند و مدل دراستیک اصلاحی نسبت به مدل سینتکس اصلاحی نتایج بهتری را برای تعیین آسیب‌پذیری ذاتی این دشت نشان می‌دهد. براساس مدل‌های آسیب‌پذیری دراستیک و سینتکس مناطق مرکزی دشت داری بیشترین و مناطق جنوب غربی و حاشیه‌های دشت داری کمترین میزان پتانسیل آسیب‌پذیری است.

واژگان کلیدی: آسیب‌پذیری، آب زیرزمینی، دشت اشنویه، دراستیک، سینتکس

moghaddam@tabrizu.ac.ir

^۱- استاد هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز (نویسنده مسئول)

Ali adigozal@yahoo.com

^۲- دانشجوی کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز

Mohammadyahar@yahoo.com

^۳- کارشناس آب‌های زیرزمینی، شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان غربی

مقدمه

آب‌های زیرزمینی یکی از مهمترین منابع آبی هر کشور است که متأسفانه بی‌توجهی به عوامل آلوده‌کننده این منابع به‌ویژه در دفع مواد زائد، موجب نشر و انتقال آلاینده‌های خطرناک به این منابع شده‌اند و از این منظر بررسی پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی بسیار مورد توجه و دارای اهمیت است. آژانس حفاظت محیطی ایالات متحده آمریکا (۱۹۹۷) گزارش کرده است که در آبخوان‌های شناخته شده‌ای آلودگی فقط وقتی مشخص گردید که در چاه‌های تأمین آب آلاینده‌ها ظاهر شدند. اغلب آلاینده‌های زیر سطحی وقتی مورد شناسایی قرار می‌گیرند که دیگر رفع آلودگی از آبخوان امکان‌پذیر نیست. از نقطه نظر کیفیت آب، دوره زمانی بین تنزل کیفی آب زیرزمینی و زمان آشکارسازی آلاینده بسیار طولانی است و به همان نسبت زمان لازم جهت خارج کردن آلاینده از آبخوان نیز بسیار طولانی خواهد بود. یکی از مهم‌ترین موارد قابل توجه در مکان‌یابی محل دفع و دفن پسماندها، کنترل و جلوگیری از نفوذ مواد خطرناک به داخل منابع آب زیرزمینی و سطحی و انتشار آن در اکوسیستم است (اصغر مقدم، ۱۳۸۹). مواد مختلفی از جمله مواد شیمیایی آلی، هیدروکربن‌ها، کاتیون‌های غیر آلی، آنیون‌های آلی، عوامل بیماری‌زا و رادیونوکلیدها در آلودگی آب زیرزمینی نقش دارند (فتر^۱، ۱۹۹۹). پاکسازی آب زیرزمینی پس از آلودگی بسیار پرهزینه و فرآیندی طولانی است و اغلب زمانی آلودگی تشخیص داده می‌شود که رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیرممکن است. یکی از روش‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان است (خدایی و همکاران، ۱۳۸۵). نخستین بار مفهوم آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در اواخر دهه ۱۹۶۰ در فرانسه جهت هشدار درباره آلودگی آب ارائه گردید (وربا^۲ و زابوروزک^۳، ۱۹۹۴). آسیب‌پذیری از نظر مفهوم به دو صورت آسیب‌پذیری ویژه و آسیب‌پذیری ذاتی تقسیم می‌شود. آسیب‌پذیری ویژه، آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به یک آلاینده‌ی خاص و یا گروهی از آلاینده‌ها و همچنین فعالیت‌های انسانی مورد ارزیابی قرار گرفته و در محاسبه‌ی آن خصوصیات آلاینده و ارتباط آن با اجزای مختلف آسیب‌پذیری ذاتی مدنظر قرار می‌گیرد (داسارگوس^۴، ۲۰۰۰؛ بابیکر^۵ و همکاران ۲۰۰۵). آسیب‌پذیری ذاتی، خصوصیات ذاتی محیط، خصوصیات هیدرولوژیکی و هیدروژئولوژیکی منطقه، به‌صورت جدا از ویژگی‌های آلاینده مورد بررسی قرار می‌گیرد (بابیکر و همکاران، ۲۰۰۵). آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مشخصه‌ای مطلق نیست و شاخصی نسبی برای احتمال آلودگی در یک محل است. قابلیت آسیب‌پذیری با خطر آلودگی متفاوت است، به‌طوری که ممکن است منطقه‌ای از نظر پتانسیل آلودگی در رده-ی بالاتری قرار بگیرد اما به دلیل نبود منبع آلوده‌کننده در سطح، در معرض خطر آلودگی قرار نگیرد (استیگر^۶ و همکاران، ۲۰۰۶). آسیب‌پذیری سفره‌های آب زیرزمینی به‌طور کلی به سه دسته رتبه‌دهی توصیفی، آماری و تحلیلی

1-Fetter

2- Vrba

3- Zaporozec

4- Dassaargues

5- Babiker

6- Stiger

و روش ترکیبی تقسیم می‌شود (نیک‌نایم و همکاران، ۱۳۸۶). روش رتبه‌دهی توصیفی، آسیب‌پذیری ذاتی سفره را بر اساس درجه‌بندی بالا، متوسط و پایین طبقه‌بندی می‌کند و نتایج در جهت تصمیمات مدیریتی استفاده می‌شود. از مهم‌ترین روش‌های رتبه‌دهی می‌توان به گود^۱ (فوستر^۲، ۱۹۸۷)، ای‌وی‌ای^۳ (وان استمپروت^۴ و همکاران، ۱۹۹۳)، دراستیک (آلر^۵ و همکاران، ۱۹۸۷)، سینتکس (سیویتا^۶، ۱۹۹۴)، ارایش^۷ (دالی^۸ و درو^۹، ۱۹۹۹)، اس‌ای^{۱۰} (ریبیرو^{۱۱}، ۲۰۰۰) اشاره کرد. روش‌هایی نظیر دراستیک و سینتکس به‌منظور ارزیابی این نوع آسیب‌پذیری استفاده می‌شود (هامزا^{۱۲} و همکاران، ۲۰۰۷). پژوهش‌های زیادی درباره آسیب‌پذیری صورت گرفته است که از جمله آنها ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت هشتگرد به روش دراستیک پس از تلفیق لایه‌ها و محاسبه شاخص آسیب‌پذیری مدل دراستیک این دشت به سه ناحیه با آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد تقسیم شد، ۱۸ درصد محدوده آسیب‌پذیری کم، ۵۰/۲ درصد محدوده متوسط و ۳۱/۸ درصد محدوده آسیب‌پذیری زیاد قرار گرفت (آزاد شهرکی، ۱۳۸۸). نتایج حاصل از ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت کاشان نشان‌دهنده کارایی مدل دراستیک در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به‌عنوان یک ابزار مدیریتی مناسب در مدیریت کیفی آب‌های زیرزمینی است و همچنین در این مطالعه مشخص شد بخش مرکزی و جنوب غربی دشت کاشان پتانسیل بیشتری را برای آلوده شدن منابع آب زیرزمینی دارد (میرزاوند، ۱۳۹۳). ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت ملایر با استفاده از مدل‌های دراستیک، سینتکس، اس‌ای نشان داد که مدل دراستیک کشاورزی بهترین مدل برای این منظور است (معروفی و همکاران، ۱۳۹۱). در تحقیقی در جنوب ایتالیا به منظور ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی از مدل‌های دراستیک، سینتکس، گود، اپیک^{۱۳} و ای‌وی-ای استفاده کردند، نتایج پژوهش نشان داد مدل‌های دراستیک و سینتکس نتایج بهتری نسبت به سایر مدل‌ها داشتند. بررسی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در جنوب اردن نشان داد که بیشتر منطقه در محدوده آسیب‌پذیری متوسط قرار دارد (آل-آدامات^{۱۴} و همکاران، ۲۰۱۰). ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مناطق ساحلی در چین نشان داد که تنها ۵ درصد از محدوده مطالعه در آسیب‌پذیری شدید قرار دارد (کابرا^{۱۵}، ۲۰۰۸). در پژوهشی در شمال تونس با استفاده از مدل‌های دراستیک، سینتکس و اس‌ای آسیب‌پذیری منطقه بررسی شد و از میان این مدل‌های آسیب‌پذیری، مدل اس‌ای نتایج بهتری در تعیین نقاط آسیب‌پذیر آب‌های زیرزمینی را داشت (هامزا و همکاران،

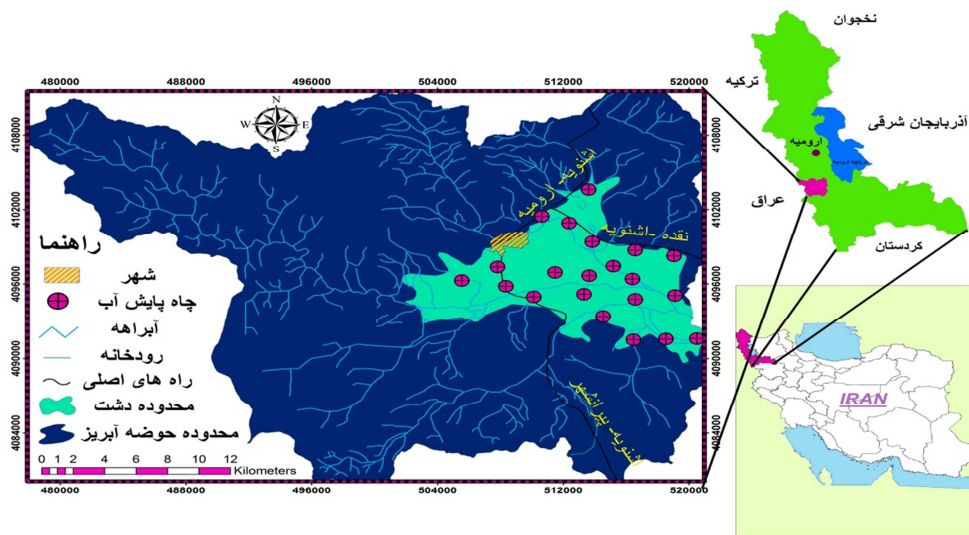
-
- 1- GOD
 - 2- Foster
 - 3- AVI
 - 4- Van Stemproot
 - 5- Aller
 - 6- Civita
 - 7- IRISH
 - 8- Daly
 - 9- Drew
 - 10- SI
 - 11- Ribero
 - 12- Hamza
 - 13- EPIK
 - 14- Al-Adamat
 - 15- Kabera

۲۰۰۷). دشت اشنویه یکی از دشتهای سرسبز و حاصلخیز با پتانسیل بالای کشاورزی در استان آذربایجان غربی است با توجه به وجود منابع آب زیرزمینی غنی و وجود خاک حاصلخیز، کشاورزی دشت اشنویه از رونق خاصی برخوردار است، استفاده از کود و سموم کشاورزی بیش از حد احتمال آلودگی آبهای زیرزمینی وجود دارد. از این رو بررسی پتانسیل آلودگی منابع آب زیرزمینی و تعیین مناطق مستعد با نیروی آلودگی بالا ضروری به نظر می‌رسد.

داده‌ها و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی دشت اشنویه با مساحت ۱۲۴ کیلومترمربع در حوضه آبریز رودخانه گادارچای قرار دارد که جز زیرمجموعه حوضه آبریز دریاچه ارومیه است. حوضه آبریز محدوده مطالعاتی از طرف شمال به دریاچه ارومیه و سرچشمه رودخانه‌های باراندوزچای و بالانچ چای، از سمت غرب به کشور عراق، از سمت شرق به حوضه آبریز رودخانه مهاباد چای و از طرف جنوب به حوضه آبریز رودخانه ذاب محدود می‌شود. شکل (۱) موقعیت منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. مسیر ارتباطی منطقه مطالعاتی از قسمت شمال جاده ارومیه - اشنویه، از قسمت شرقی محدوده جاده نقده - اشنویه و از جنوب محدوده جاده پیرانشهر - اشنویه دسترسی به این منطقه را امکان پذیر کرده است. ارتفاع متوسط دشت اشنویه ۱۴۵۰ متر از سطح دریا بوده و شیب آن به طرف شرق است. محدوده مطالعاتی اشنویه دارای آب و هوای سرد کوهستانی است که حداقل دمای درازمدت ماهیانه ۹- درجه سانتی‌گراد و حداکثر دمای داراز مدت ماهیانه ۳۷ درجه سانتی‌گراد است. ماه‌های بهمن، فروردین و اردیبهشت پر باران‌ترین ماه‌های سال و ماه‌های مرداد و شهریور کم باران‌ترین ماه‌های سال است، میانگین بارندگی درازمدت محدوده مطالعاتی اشنویه در ارتفاعات ۵۵۰ و در محدوده دشت ۴۳۹ میلی‌متر است. میانگین درازمدت تبخیر سالانه در ارتفاعات برابر ۱۱۸۹ و در دشت تا ۱۷۲۲ میلی‌متر اندازه‌گیری شده است. همچنین جهت جریان آب زیرزمینی از طرف غرب به طرف شرق است.



شکل ۱: نقشه محدوده مطالعاتی و توزیع چاه‌های پایش آب

روش شناسی

ساده‌ترین و رایج‌ترین روش برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی نسبت به آلودگی، استفاده از مدل‌های وزن دهی است (لگرانده، ۱۹۶۴). از میان مدل‌های وزن دهی، مدل‌های دراستیک و سینتکس برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت اشنویه استفاده گردید.

مدل دراستیک

دراستیک متداول‌ترین روش برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان و یک روش کمی برای برآورد آسیب‌پذیری آبخوان است و نخستین بار توسط انجمن ملی آب زیرزمینی با همکاری آژانس حفاظت محیطی ایالات متحده ایجاد شده است (آلر و همکاران، ۱۹۸۷). مدل دراستیک از ترکیب هفت پارامتر هیدروژئولوژیک قابل اندازه‌گیری و مؤثر در انتقال آلودگی به آب زیرزمینی تشکیل شده است. دراستیک مخفف حرف اول پارامترهای هفتگانه مدل است که عبارتند از عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، تأثیر محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی تشکیل شده است. برای هر کدام از پارامترهای هفتگانه مدل با توجه به اهمیت تأثیر در آلودگی آبخوان یک وزن نسبی، از ۱ تا ۵ تعلق می‌گیرد که نشان‌دهنده تأثیر آن در انتقال آلودگی به آب زیرزمینی است (اصغری مقدم و همکاران، ۱۳۸۸). هر پارامتر به زیر بخش‌های تقسیم می‌شود و برای هر یک محدوده، ارزش عددی

از ۱ (کمترین) تا ۱۰ (بیشترین) بر اساس تأثیرگذاری در آسیب‌پذیری آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود (المسری^۱، ۲۰۰۸).

$$DI = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad \text{رابطه (۱)}$$

در رابطه بالا DI شاخص آسیب‌پذیری مدل دراستیک، حروف بزرگ پارامترهای هفتگانه مدل، r و w به ترتیب رتبه و وزن پارامترها است. شاخص آسیب‌پذیری نشان‌دهنده میزان مستعد بودن انتقال آلودگی به آب‌های زیرزمینی است و هر چه مقدار این شاخص بیشتر باشد نشان‌دهنده آسیب‌پذیرتر بودن نسبت به انتقال آلودگی به آب‌های زیرزمینی است. روش دراستیک از تعداد بیشتری از پارامتر در برآورد آسیب‌پذیری استفاده می‌شود، لذا نتایج مدل می‌تواند تصویر بهتری از وضعیت هیدروژئولوژیکی منطقه و مناطق آسیب‌پذیر به آلودگی ارائه دهد.

پارامترهای مدل دراستیک

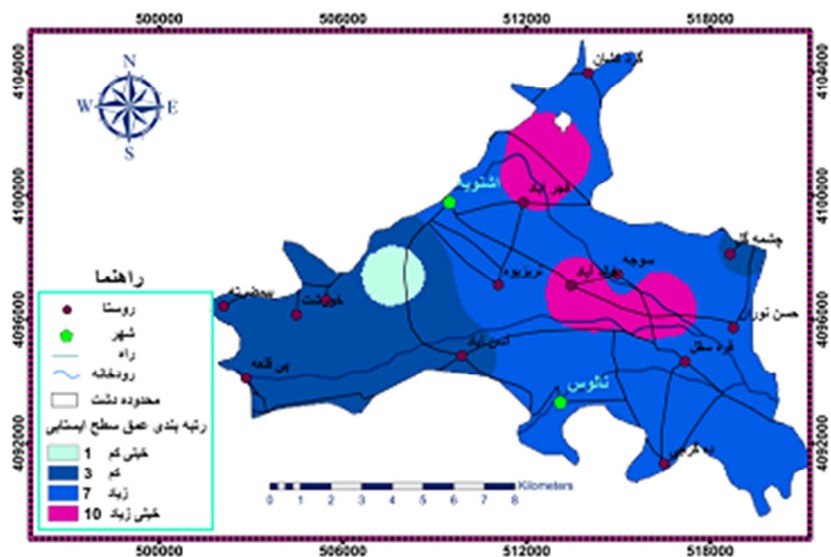
لایه عمق آب زیرزمینی

عبارت است از فاصله‌ی بین سطح زمین و سطح آب زیرزمینی، این مشخصه به دلیل تعیین ضخامت موادی که آب نفوذی باید قبل از رسیدن به آبخوان آن طی کند، اهمیت دارد. عمق کم آب زیرزمینی باعث می‌شود آلاینده‌ها سریع‌تر به سیستم آب زیرزمینی راه یابند (اصغری مقدم و همکاران، ۱۳۸۸). از این‌رو با بررسی هیدروگراف سالانه بالاترین سطح آب زیرزمینی با استفاده از داده‌های ماهانه چاه پایش سطح آب در طول سال مشخص گردید و طبق روش آلر و همکاران وزن دهی و امتیازدهی شد. بر اساس جدول (۱) رتبه و وزن عمق آب زیرزمینی در مدل دراستیک استفاده شد. شکل (۲) نقشه عمق تا سطح ایستایی دشت اشنویه را نشان می‌دهد بیشترین امتیاز در قسمت شمال غربی و مرکز دشت در حوالی روستای خالدآباد مشاهده می‌شود، بیشترین وسعت منطقه مورد مطالعه در محدوده زیاد (رتبه ۷) قرار دارد.

جدول ۱: وزن، بازه و رتبه‌های عمق آب زیرزمینی

وزن نسبی	>۳۰	۲۳-۳۰	۱۹-۲۳	۱۵-۱۹	۳-۹	۲-۳	۰-۲	بازه (عمق آب زیرزمینی به متر)
۵	۱	۲	۳	۵	۷	۹	۱۰	رتبه

1- Almasri



شکل ۲: نقشه عمق تا سطح ایستابی

لایه تغذیه خالص

عبارت است از مقدار آبی که از سطح زمین نفوذ کرده و به سطح ایستابی می‌رسد. تغذیه خالص عاملی برای نفوذ و انتقال آلاینده‌ها به منطقه اشباع از طریق ناحیه غیراشباع است. با حرکت عمودی آب مواد آلاینده را شسته و به‌صورت محلول یا کلوئیدی و یا تعلیق به درون زمین حمل می‌کند. شدت و گذر مواد محلول به‌شدت و حرکت عمودی آب به درون زمین بستگی دارد. تغذیه بیشتر، سرعت بالاتری را برای انتقال آلاینده‌ها به سطح آب زیرزمینی فراهم می‌آورد. هر چه تغذیه زیادتر باشد، آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به علت احتمال انتقال آلاینده‌ها، بیشتر می‌شود. برای تهیه لایه تغذیه خالص دشت، ابتدا مقدار متوسط بارندگی سالیانه تعیین شد و سپس نقشه شیب از نقشه نقاط ارتفاعی منطقه تهیه گردید. نقشه شیب و هم باران با توجه به تقسیم‌بندی (پیسکوپو^۱، ۲۰۰۱) و رتبه‌بندی نقشه نفوذپذیری خاک به طبق روش چاشمن (چاشمن^۲، ۲۰۰۱) مطابق داده‌های جدول ۲ به‌صورت لایه رستری تهیه شد. لایه تغذیه خالص از هم‌پوشانی سه لایه طبق رابطه زیر تهیه شد.

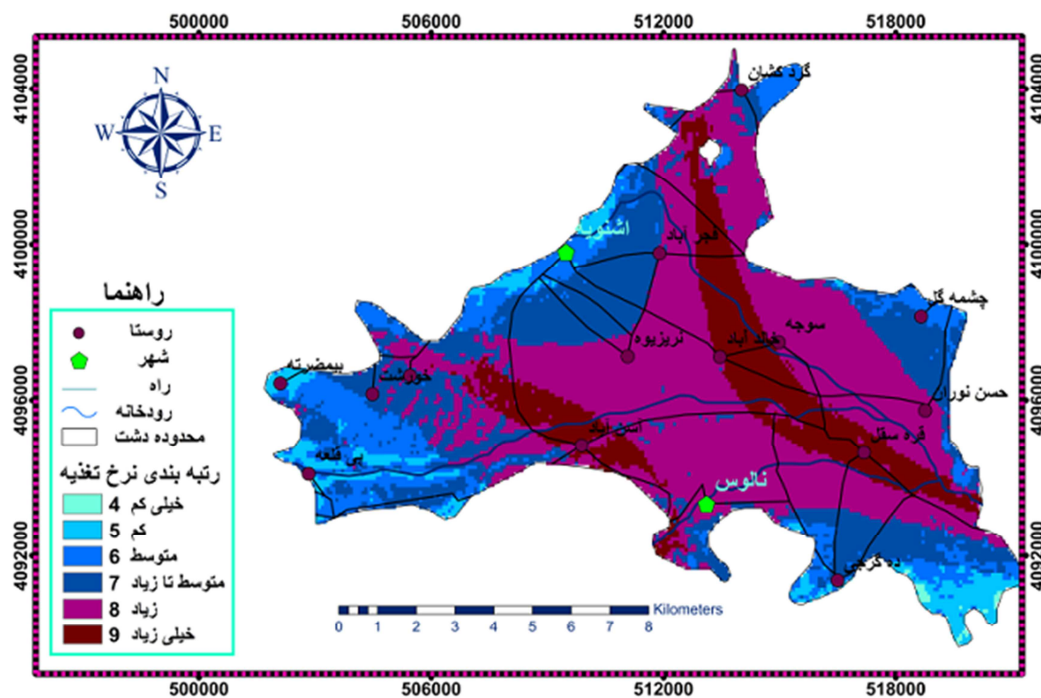
$$\text{امتیاز بارندگی} + \text{امتیاز نفوذپذیری خاک} + \text{امتیاز شیب توپوگرافی} = \text{امتیاز تغذیه خالص} \quad (۲)$$

1- Piscopo
2- Cashman

شکل (۳) نقشه پهنه‌بندی نرخ تغذیه برای دشت اشنویه را نشان می‌دهد، بیشترین نرخ تغذیه (۹) در قسمت مرکزی و جنوب شرقی منطقه مورد مطالعه است که با توجه به شیب کم و نفوذ زیاد در قسمت مرکزی دشت نرخ تغذیه نیز بالا است. بیشترین وسعت منطقه تغذیه در محدوده با نرخ زیاد (۸) قرار دارد.

جدول ۲: رتبه‌بندی تغذیه خالص (پیسکوپو، ۲۰۰۱)

تغذیه (R)		نفوذپذیری خاک (In)		بارندگی (P)		شیب توپوگرافی (T)	
محدوده	رتبه	محدوده	رتبه	محدوده (mm)	رتبه	محدوده (درصد)	رتبه
۱۱-۱۴	۱۰	بالا	۵	>۸۵۰	۴	<۲	۴
۹-۱۱	۸	نسبتاً بالا	۴	۷۰۰-۸۵۰	۳	۲-۱۰	۳
۷-۹	۵	متوسط	۳	۵۰۰-۷۰۰	۲	۱۰-۳۳	۲
۵-۷	۳	کم	۲	<۵۰۰	۱	>۳۳	۱
۴-۵	۱	خیلی کم	۱				



شکل ۳: نقشه پهنه‌بندی نرخ تغذیه خالص دشت اشنویه

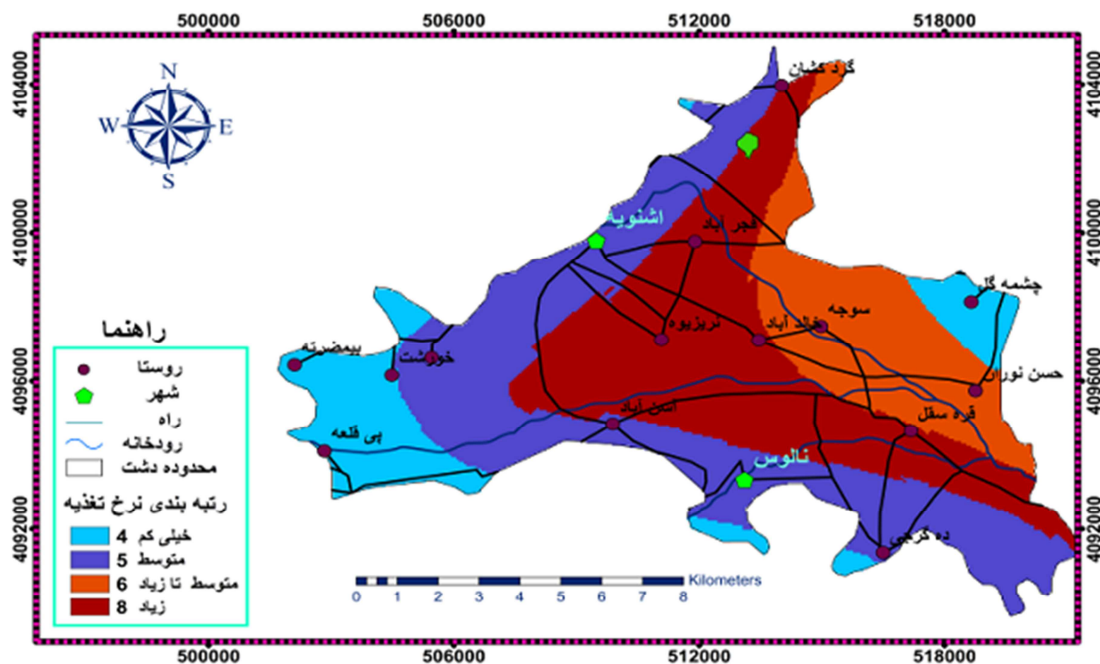
لایه محیط آبخوان

این لایه شامل مواد تشکیل‌دهنده قسمت اشباع آبخوان است. سرعت انتقال آلودگی در آب زیرزمینی تحت تأثیر این عامل است به طوری که هر چه اندازه ذرات تشکیل دهنده آبخوان بزرگ‌تر باشد سرعت انتقال آلودگی بیشتر و

در نتیجه پتانسیل آلودگی نیز بیشتر است. اطلاعات مربوط به محیط آبخوان در دشت اشنویه از لوگ چاه‌های اکتشافی، پیزومترها و چاه‌های بهره‌برداری تهیه شد. با استفاده از اطلاعات نوع و جنس محیط آبخوان مطابق روش دراستیک رتبه‌ها بر اساس جدول (۳) اختصاص پیدا کرد. سپس در محیط GIS نقشه رستری به روش درون‌یابی کریجینگ اردینری پهنه‌بندی شد شکل (۴).

جدول ۴: رتبه و وزن محیط آبخوان در منطقه مورد مطالعه

جنس رتبه	گراول به همراه ماسه	ماسه به همراه گراول	ماسه به همراه سیلت	سیلت و رس با ماسه	وزن نسبی ۳
	۸	۷	۶	۴	



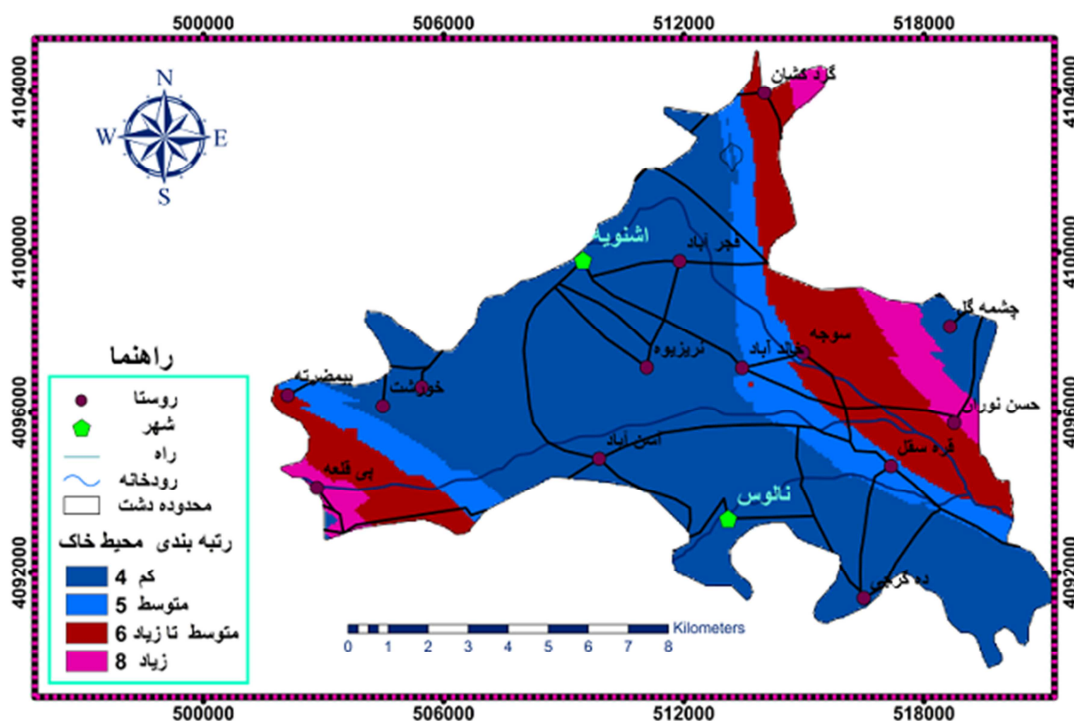
شکل ۴: نقشه پهنه‌بندی محیط آبخوان دشت اشنویه

لایه محیط خاک

محیط خاک بخش هوازده بالای منطقه غیراشباع را شامل می‌شود، این محیط اولین بخشی که با آلودگی در تماس است و بر چگونگی حرکت آلاینده‌ها تأثیر گذار است. محیط خاک به دلیل فعالیت میکروبی، وجود مواد آلی و ریشه گیاهان برای حذف و کاهش غلظت آلاینده‌ها از پتانسیل بالایی برخوردار است (کاتا^۱ و همکاران، ۲۰۱۰). حرکت آهسته آلاینده در خاک باعث واکنش آلاینده با مواد بیولوژیکی خاک شده و سبب کاهش غلظت آن می‌شود. هرچه اندازه تشکیل دهنده ذرات خاک کوچک‌تر و رس موجود خاک کمتر متراکم و متورم شود، سرعت رسیدن آلودگی به

1- Katta

آب زیرزمینی کمتر می‌شود. با استفاده از لوگ چاه‌های حفاری و پیژومتری نقشه نوع و جنس خاک تا عمق ۲ متری تهیه و با توجه به رتبه‌بندی این پارامتر طبق جدول (۴) نقشه رستری به روش گریجینگ اردینری در محیط جی ای اس تهیه گردید. شکل (۵) نقشه پهنه‌بندی محیط خاک را نشان می‌دهد.



شکل ۵: نقشه پهنه‌بندی محیط خاک دشت اشکنویه

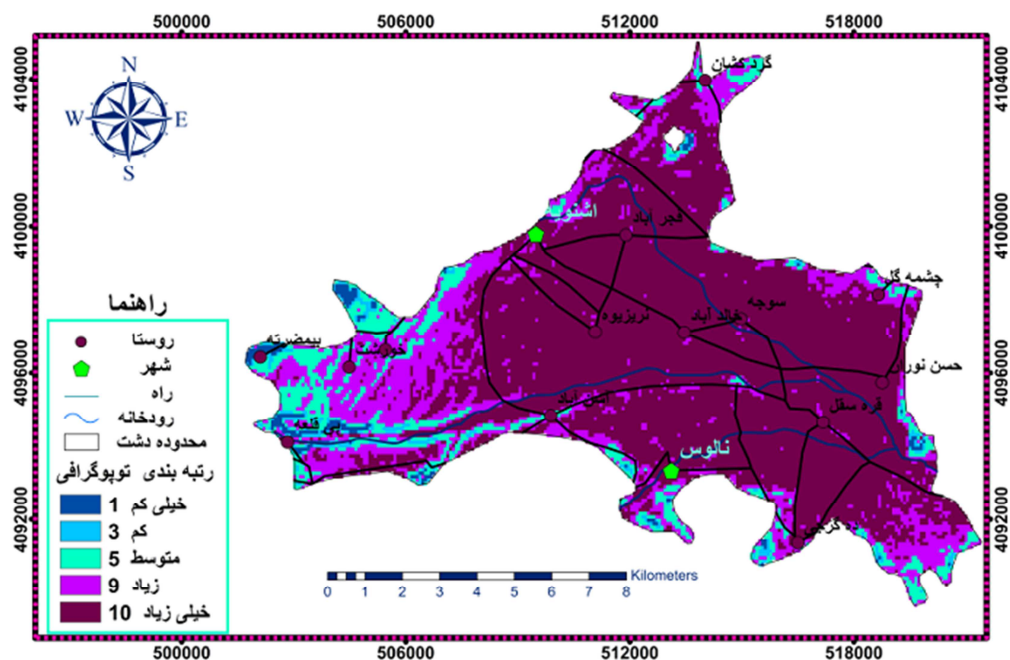
لایه توپوگرافی

به‌صورت درصد شیب سطح زمین بررسی می‌شود به‌طوری که هر چه درصد شیب کمتر باشد احتمال نفوذ آلودگی به آب زیرزمینی بیشتر می‌شود بنابراین ناحیه‌ای که شیب کمتری دارد داری پتانسیل آلودگی زیاد و رتبه‌ای بیشتری در مدل دارد. شیب بیشتر موجب جاری شدن رواناب و نفوذ کمتر به آب زیرزمینی می‌شود (نوبر^۱ و همکاران، ۲۰۰۷). نقشه درصد شیب از نقشه ارتفاعی منطقه تهیه گردید و بر اساس جدول ۵ رتبه‌بندی شد. شکل (۶) نقشه پهنه‌بندی لایه توپوگرافی منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. بیشترین وسعت دشت را با امتیاز خیلی زیاد (۱۰ تا ۲۰ درصد) تشکیل می‌دهد و به‌طور کلی شیب دشت اشکنویه کم است.

1- Nober

جدول ۵: وزن، رتبه و بازه‌های توپوگرافی (آلر و همکاران، ۱۹۸۷)

وزن نسبی	>۱۸	۱۲-۱۸	۶-۱۲	۲-۶	۰-۲	محدوده (درصد)
رتبه	۱	۳	۵	۹	۱۰	



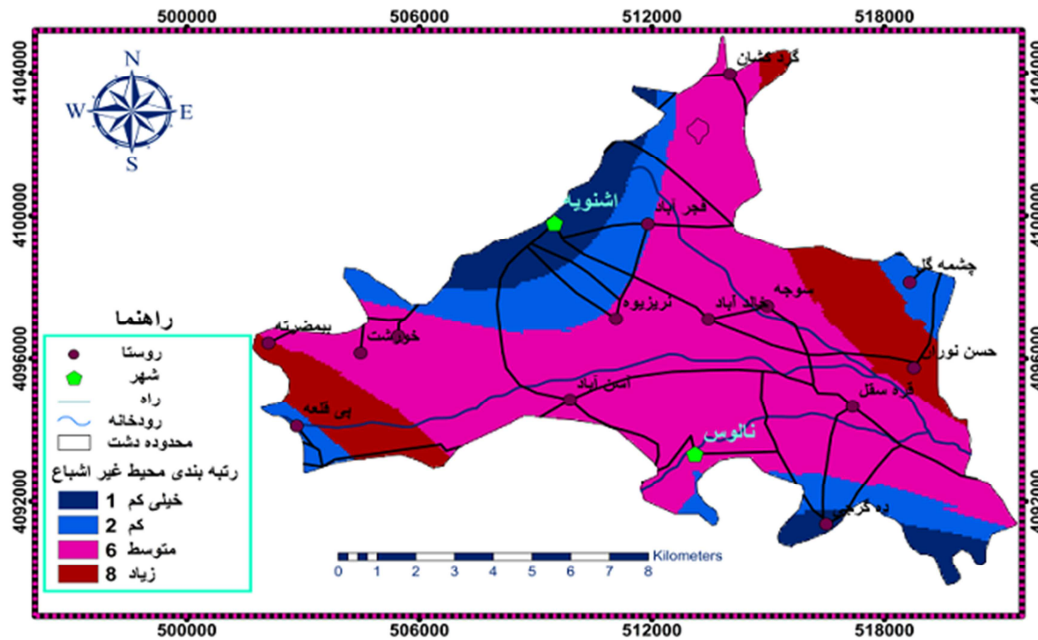
شکل ۶: نقشه پهنه‌بندی توپوگرافی دشت اشنویه

لایه محیط غیراشباع

منطقه وادوز یا محیط غیراشباع ناحیه بین سطح ایستابی تا محیط خاک است. این ناحیه در کنترل آلودگی نقش مؤثری دارد به طوری که جنس، نوع و محیط زون غیراشباع تأثیر زیادی در انتقال آلاینده به آب زیرزمینی دارد، زیرا در طی انتقال از این ناحیه آلاینده فرصت جذب و یا رقیق‌شدگی پیدا می‌کند. این محیط طول مسیر و چگونگی روند حرکت آلوده‌کننده را کنترل می‌کند (آلر و همکاران، ۱۹۸۷). لایه محیط غیراشباع بر اساس داده‌های لوگ چاه حفاری طبق جدول ۵ رتبه‌بندی شد. شکل (۷) نقشه پهنه‌بندی محیط غیراشباع منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول ۵: وزن و رتبه محیط غیراشباع در منطقه مورد مطالعه

وزن نسبی	سیلت و رس	ماسه با مقداری رس	ماسه و گراول	گراول	جنس
۵	۳	۶	۷	۸	رتبه



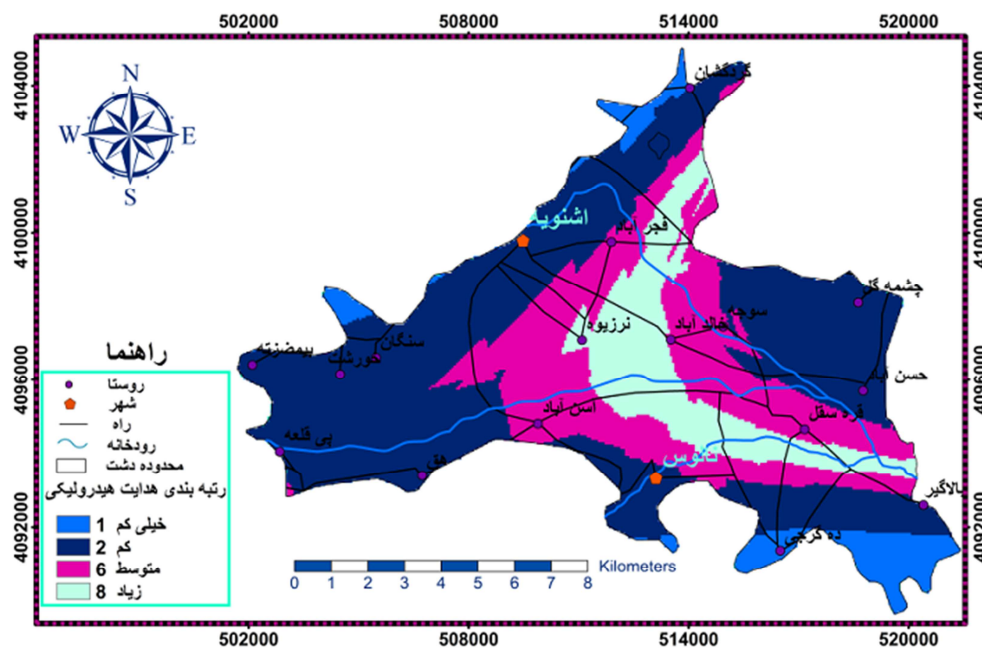
شکل ۷: نقشه پهنه‌بندی محیط غیراشباع دشت اشنویه

لایه هدایت هیدرولیکی

هدایت هیدرولیکی که با حرف K نشان می‌دهند عبارت است از مقدار جریانی که تحت تأثیر شیب هیدرولیکی واحد از سطح مقطع واحد عبور می‌کند و داری دیمانسیون طول بر زمان است (تاد، ۱۹۸۰). برای تهیه این لایه از اطلاعات پمپاژ، لوگ چاه‌های حفاری و گزارش‌های سازمان آب منطقه‌ای استفاده شد و طبق جدول ۷ رتبه‌بندی و در محیط جی‌ای‌اس نقشه پهنه‌بندی شد. شکل (۸) نقشه پهنه‌بندی هدایت هیدرولیکی دشت اشنویه را نشان می‌دهد.

جدول ۷: میزان هدایت هیدرولیکی بر اساس اندازه ذرات و میزان وزن و رتبه هدایت هیدرولیک (آلر و همکاران)

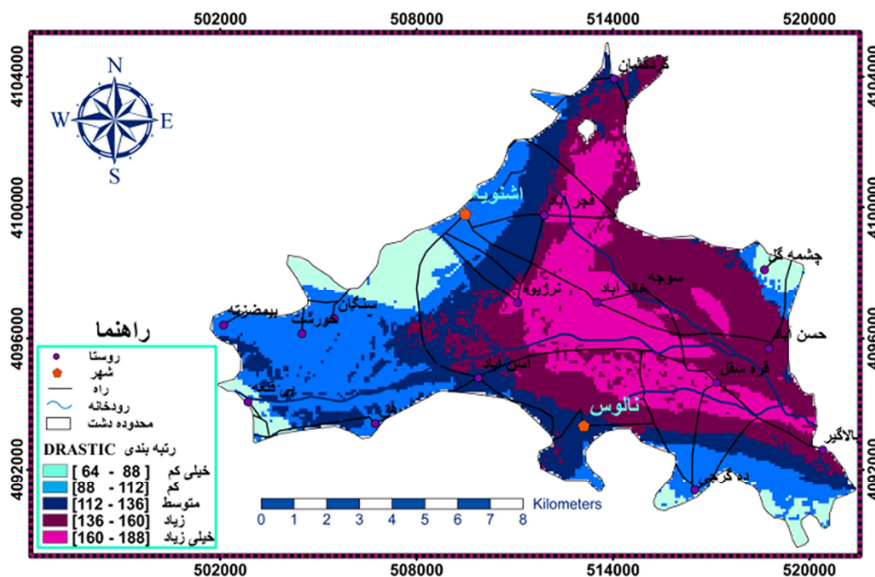
وزن نسبی	گراول متوسط تا درشت	ماسه ریز تا متوسط	ماسه ریز	ماسه خیلی ریز	ماسه سیلتی	جنس
۳	۸۰-۱۳۰	۴۰-۸۰	۲۰-۴۰	۴-۲۰	۲-۴	هدایت هیدرولیکی (متر بر روز)
	۱۰	۸	۴ تا ۶	۲	۱	رتبه



شکل ۸: نقشه پهنه‌بندی هدایت هیدرولیکی دشت اشنویه

ترکیب و تلفیق لایه‌ها

با توجه به تهیه لایه‌ها به صورت رستری، از تابع همپوشانی برای این هدف استفاده شد. عملکرد این تابع به دو صورت ریاضی و وزنی صورت می‌پذیرد. برای ترکیب لایه‌ها مطابق رابطه ۱ از تابع همپوشانی وزنی در نرم‌افزار جی‌آی‌اس استفاده شد. اندیس آسیب‌پذیری برای منطقه مورد مطالعه بین ۶۴ تا ۱۸۴ متغیر است که با توجه به محدوده عددی آسیب‌پذیری، پهنه‌بندی حاصل به ۵ کلاس طبقه‌بندی شد. مطابق نقشه پهنه‌بندی نه‌ای آسیب‌پذیری (شکل ۹) بیشترین آسیب‌پذیری در قسمت مرکزی، شمال و شرق دشت است. بخش‌های غربی، جنوب غربی و جنوب شرقی دارای کمترین پتانسیل آلودگی منطقه مورد مطالعه است.



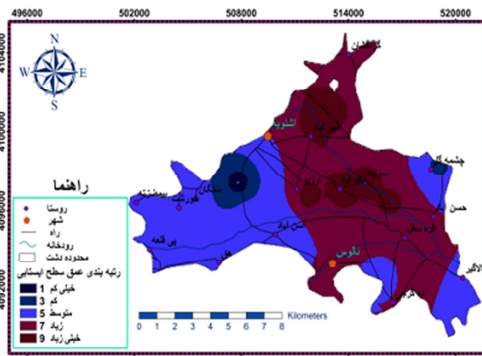
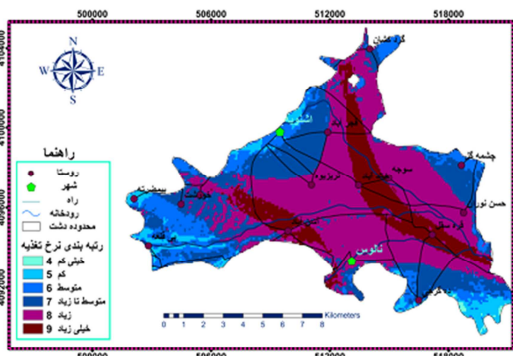
شکل ۹: نقشه آسیب پذیری ذاتی آبخوان دشت اشنویه با استفاده از مدل درستیک

مدل سینتکس

مدل سینتکس مشتق شده از مدل دراستیک و دارای هفت پارامتر است که شامل عمق سطح ایستابی (S)، تغذیه خالص (I)، محیط غیراشباع (N)، محیط خاک (T)، محیط آبخوان (A)، هدایت هیدرولیکی (C) و توپوگرافی (S) است. تمامی پارامترها مانند پارامترهای مدل دراستیک است با این تفاوت که فرآیند رتبه و وزن دهی متفاوت از این مدل است. جدول (۹) فرآیند وزن و رتبه دهی منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. نقشه پهنه‌بندی پارامترهای مدل سینتکس را نشان می‌دهد.

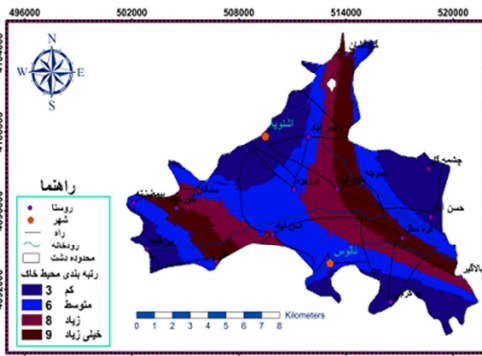
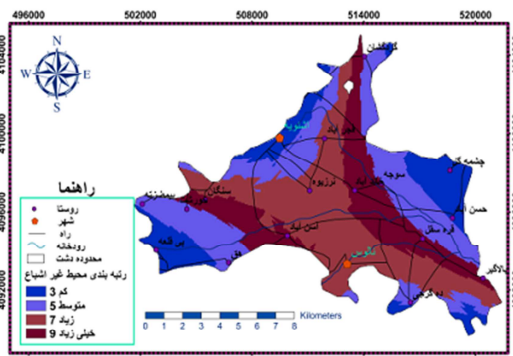
جدول ۹: رتبه‌های مربوط به منطقه مورد مطالعه و وزن‌های مؤثر پارامترهای مدل سینتکس (سیویتا، ۱۹۹۰)

شیب توپوگرافی		تغذیه خالص		محیط خاک		عمق تا سطح ایستابی	
رتبه	محدوده (درصد)	رتبه	محدوده (میلی‌متر در سال)	جنس	رتبه	محدوده (متر)	رتبه
۱۰	۰-۲	۸	۱۷۵-۲۵۰	گراول	۹	۰-۲	۹
۹	۲-۴	۵	۱۰۰-۱۷۵	لوم شنی	۸	۲-۴	۸
۸	۴-۶	۳	۵۰-۱۰۰	لوم	۶	۴-۶	۷
۶	>۶	۱	۰-۵۰	لوم سیلتی	۳	۶-۱۰	۶
وزن نسبی ۲		وزن نسبی ۴		وزن نسبی ۳		۱۰-۱۵	۵
محیط آبخوان		محیط غیر اشباع		هدایت هیدرولیکی		۱۵-۲۰	۴
رتبه	جنس	رتبه	جنس	محدوده (متر بر روز)	رتبه	۲۰-۳۰	۳
۹	گراول ماسه ای	۹	شن و ماسه	>۸۰	۹	۳۰-۳۶	۲
۷	ماسه گراولی	۷	ماسه سیلتی	۴۰-۸۰	۸	>۳۶	۱
۶	لوم ماسه‌ای	۵	لوم ماسه‌ای	۲۸-۴۰	۷	وزن نسبی ۵	
وزن نسبی ۳		۳	سیلت و رس	۴-۱۲	۶	وزن نسبی هدایت	
		وزن نسبی ۵		<۴	۵	هیدرولیکی ۳	



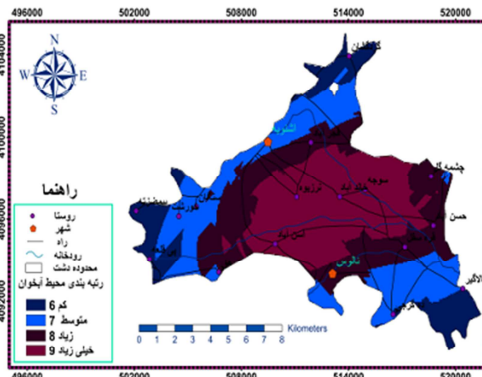
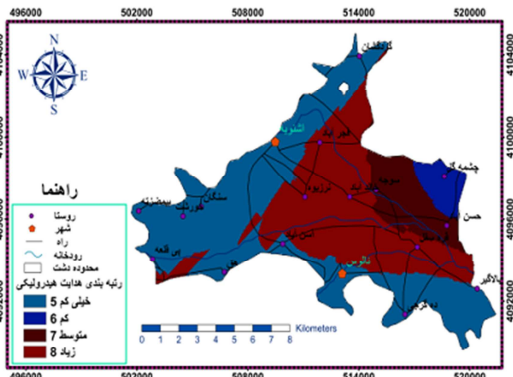
ب) نقشه رتبه بندی نرخ تغذیه

الف) نقشه عمق تا سطح ایستابی



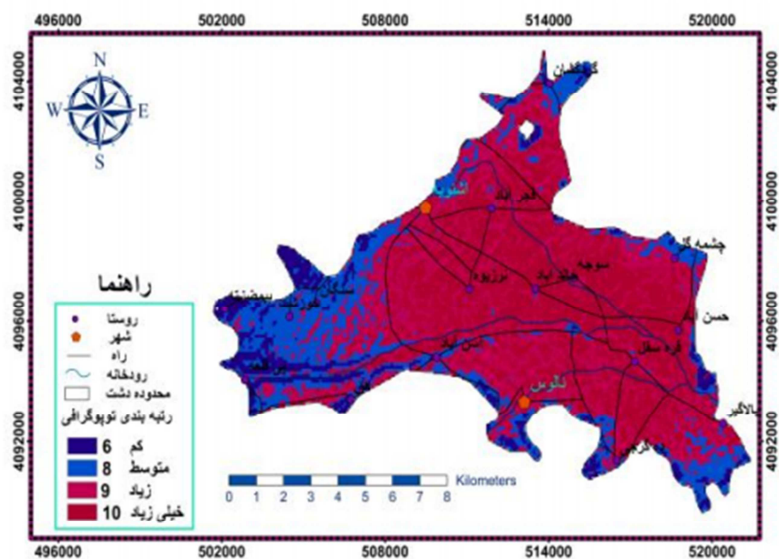
د) نقشه رتبه‌بندی محیط غیراشباع

ج) نقشه رتبه‌بندی محیط خاک



و) نقشه رتبه‌بندی هدایت هیدرولیکی

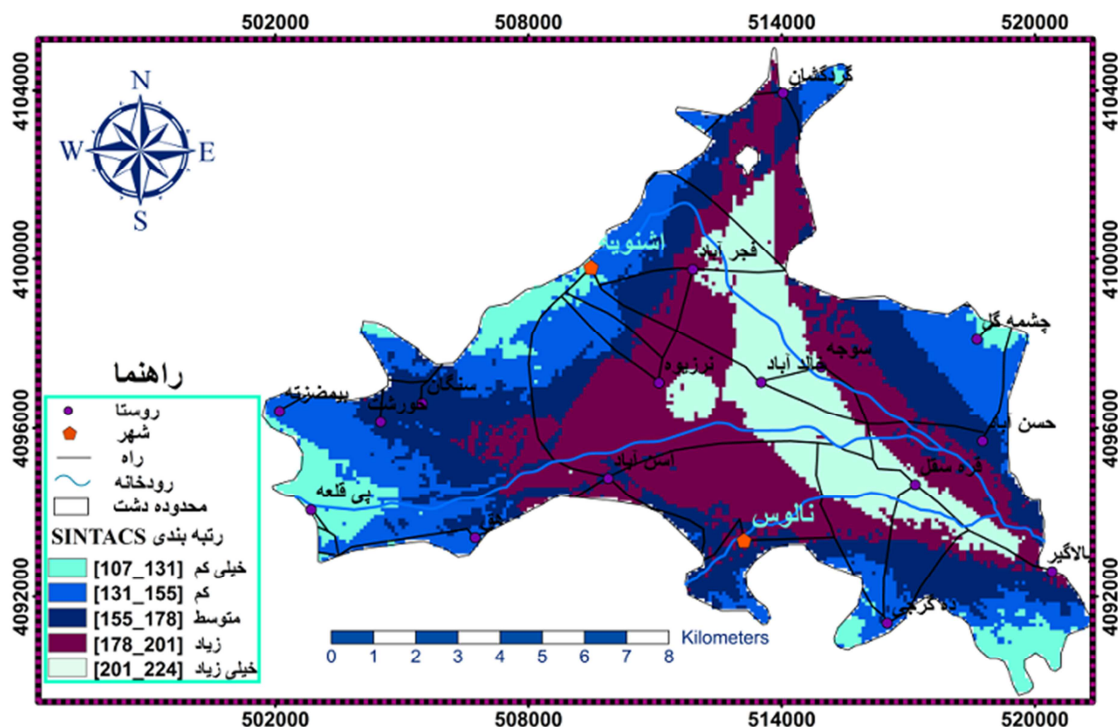
ه) نقشه رتبه‌بندی محیط آبخوان



(ز) نقشه رتبه بندی توپوگرافی

شکل ۱۰: نقشه پهنه بندی پارامترهای مدل سینتکس

هفت لایه معرفی شده طبق معادله ۲ در محیط جی‌ای‌اس توسط تابع هم پوشانی وزنی تلفیق شده و نقشه نهایی آسیب پذیری تهیه شد. شکل (۱۱) نشان دهنده نقشه پهنه بندی آسیب پذیری دشت اشنویه به روش سینتکس است که به ۵ کلاس تقسیم بندی شد. اندیس آسیب پذیری مدل سینتکس برای این دشت از ۱۰۷ تا ۲۲۴ متغیر بوده و در نواحی مرکزی، شمال و شرقی دارای بیشترین پتانسیل آسیب پذیری و در قسمت غرب، جنوب غربی و جنوب شرقی کمترین پتانسیل آلودگی را دارد.



شکل ۱۱: نقشه آسیب‌پذیری آبخوان دشت اشنویه با استفاده از مدل سینتکس

صحت‌سنجی و واسنجی مدل‌های دراستیک و سینتکس

برای صحت‌سنجی مدل می‌توان از مقایسه توزیع غلظت نیترات آب زیرزمینی با پتانسیل آلودگی ذاتی آبخوان استفاده کرد از این رو ۲۵ نمونه از چاه‌های کشاورزی دشت اشنویه در شهریور ۱۳۹۴ نمونه‌برداری شد. نمونه‌ها با دستگاه اسپکتوفتومتری در آزمایشگاه آبشناسی دانشگاه تبریز آنالیز شدند. جدول (۱۰) غلظت نیترات اندازه‌گیری شده از چاه‌های کشاورزی دشت اشنویه را نشان می‌دهد. به‌منظور بررسی همبستگی مقادیر نیترات و داده مدل‌های آسیب‌پذیری از ضریب همبستگی اسپیرمن در نرم افزار اس‌پی‌اس‌اس^۱ ۲۱ استفاده شد. ضریب اسپیرمن روشی ناپارامتری است که لازم نیست داده‌ها از توزیع نرمال برخوردار باشند و در آن هیچ فرض خاصی وجود ندارد. ضریب همبستگی مدل دراستیک و سینتکس در سطح معنی‌دار ۱ درصد به ترتیب ۶۵/۸ و ۵۸/۳ درصد است.

1- SPSS V.21

جدول ۱۰: غلظت نیترات اندازه‌گیری شده (میلی‌گرم در لیتر) از چاه‌های کشاورزی دشت اشنویه شهریور ۱۳۹۴

چاه	نیترات	چاه	نیترات	چاه	نیترات	چاه	نیترات	چاه	نیترات
W1	۱۶,۵۳	W6	۲۷,۰۷	W11	۱۷,۵۱	W16	۱۵,۸۱	W21	۶,۷۱
W2	۱۱,۵۸	W7	۹,۰۴	W12	۱۵,۴۲	W17	۱۳,۳۴	W22	۱۶,۱۱
W3	۵,۸۹	W8	۹,۱۷	W13	۸,۵۱	W18	۸,۴۵	W23	۸,۶۰
W4	۱۷,۶۸	W9	۳۶,۰۶	W14	۱۷,۰۵	W19	۹,۹۵	W24	۷,۴۷
W5	۲۱,۰۷	W10	۱۹,۲۴	W15	۱۴,۱۲	W20	۱۰,۴۰	W25	۸,۶۰

برای افزایش همبستگی لایه نیترات با مدل‌های آسیب‌پذیری و بهینه‌سازی آنها همبستگی لایه نیترات با هر یک از پارامترهای تشکیل دهنده مدل بررسی شد جدول (۱۱). طی این بررسی مشخص شد که کمترین ضریب همبستگی مربوط به لایه‌های محیط خاک و محیط غیراشباع در مدل دراستیک و بیشترین همبستگی مربوط به عمق تا سطح ایستابی است. همچنین در مدل سینتکس کمترین همبستگی مربوط به لایه‌های محیط خاک و محیط آبخوان است و بیشترین همبستگی مربوط به لایه عمق تا سطح ایستابی است. در نهایت با توجه به ضریب همبستگی لایه نیترات با هر یک از پارامترها و همچنین نظر کارشناسی ضریب وزنی پارامترهای مدل دراستیک و سینتکس ۴۰ مرتبه مورد واسنجی قرار گرفت و در نهایت ضرایبی که در مدل‌هایی نه‌ای آسیب‌پذیری بیشترین ضریب همبستگی را با مقادیر نیترات داشتند مورد استفاده قرار گرفت. ضرایب وزنی اصلاحی در جدول (۱۲) شرح داده شده‌اند.

جدول ۱۱: ضریب همبستگی نیترات با پارامترهای مدل‌های دراستیک و سینتکس

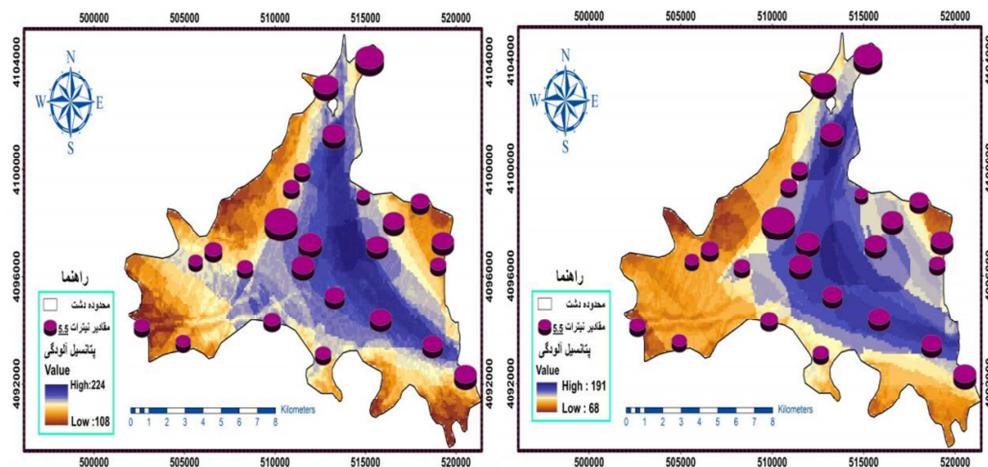
پارامترهای مدل دراستیک	ضریب همبستگی با نیترات	پارامترهای مدل سینتکس	ضریب همبستگی با نیترات
عمق تا سطح ایستابی	۴۰/۵۲	عمق تا سطح ایستابی	۳۸/۶۷
تغذیه خالص	۴۱/۱۲	تغذیه خالص	۳۴/۰۲
تأثیر محیط غیر اشباع	۲۹/۰۹	تأثیر محیط غیر اشباع	۲۲/۴۸
محیط خاک	۱۱/۲۳	محیط خاک	۱۸/۴۲
هدایت هیدرولیکی	۳۹/۷۶	هدایت هیدرولیکی	۳۱/۱۸
محیط آبخوان	۴۲/۱۰	محیط آبخوان	۳۱/۸۲
توپوگرافی	۳۴/۴۷	توپوگرافی	۲۹/۳۶

* معنی‌دار بودن در سطح ۵ درصد ($p < /۰۵$)

جدول ۱۲: جدول ضریب‌های اصلاحی وزن‌های مدل‌های دراستیک و سینتکس برای دشت اشنویه

پارامترهای مدل	عمق تا سطح ایستابی	تغذیه خالص	تأثیر محیط غیر اشباع	محیط خاک	هدایت هیدرولیکی	محیط آبخوان	توپوگرافی
وزن اصلی مدل دراستیک	۵	۴	۵	۲	۳	۳	۱
وزن اصلاحی مدل دراستیک	۴/۵	۴	۴	۰/۵	۴/۵	۴/۵	۱
وزن اصلی مدل سینتکس	۵	۴	۵	۳	۳	۳	۲
وزن اصلاحی مدل سینتکس	۴/۵	۴	۴	۲/۵	۴	۳/۵	۳

نقشه آسیب‌پذیری بر اساس وزن‌های اصلاحی رسم شد و همبستگی مقادیر نیترات با مدل‌های اصلاحی محاسبه شد. مدل دراستیک اصلاحی در سطح معنی‌دار ۱ درصد همبستگی ۷۶/۳ درصد و مدل سینتکس اصلاحی همبستگی ۶۷/۵۶ درصدی با مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده را نشان می‌دهند که نشان دهنده مناسب بودن هر دو مدل برای آسیب‌پذیری دشت اشنویه است. شکل (۱۳) نقشه توزیع مقادیر نیترات و نقشه آسیب‌پذیری دراستیک اصلاحی و سینتکس اصلاحی را نشان می‌دهد. مقادیر اندیس آسیب‌پذیری به دست آمده برای مدل دراستیک اصلاحی از ۶۸ تا ۱۹۱ در نقاط مختلف دشت متغیر است و برای سینتکس اصلاحی از ۱۰۸ تا ۲۲۴ به دست آمد.

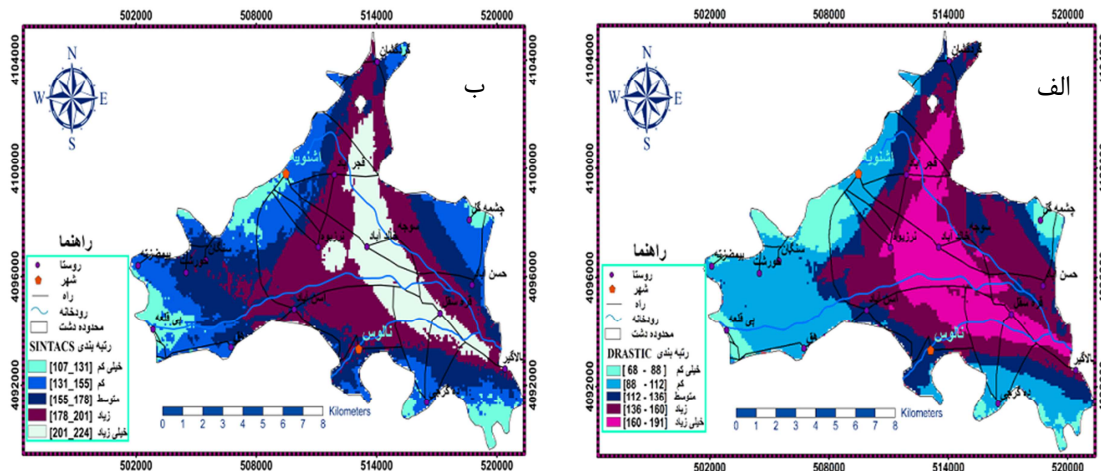


الف) مدل دراستیک اصلاحی

ب) مدل سینتکس اصلاحی

شکل ۱۳: نقشه توزیع مقادیر نیترات و نقشه آسیب‌پذیری به روش‌های دراستیک اصلاحی و سینتکس اصلاحی در دشت اشنویه

شکل (۱۵) نقشه آسیب‌پذیری به روش‌های دراستیک اصلاحی و سینتکس اصلاحی برای دشت اشنویه را نشان می‌دهد. براساس اندیس آسیب‌پذیری به دست آمده از مدل دراستیک اصلاحی برای دشت اشنویه، آسیب‌پذیری این دشت به پنج دسته خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد تقسیم شد و به ترتیب ۷/۴۸، ۲۶/۶۳، ۱۶/۷۹، ۲۸/۹۸ و ۲۰/۱۲ درصد از مساحت محدوده دشت اشنویه را شامل می‌شود. بیشترین مقدار آسیب‌پذیری در مرکز، شرق و قسمت‌های شمالی دشت قرار دارد که به علت نزدیک بودن سطح ایستابی به سطح زمین، هدایت هیدرولیکی زیاد در اطراف رودخانه‌های گل‌زچای، گادارچای و صوفیان‌چای است و وجود دانه‌بندی مناسب در این مناطق، محیط آبخوان از امتیاز زیادی برخوردار است. اندیس آسیب‌پذیری به دست آمده از مدل سینتکس اصلاحی به پنج دسته تقسیم گردید. محدوده آسیب‌پذیری خیلی کم با ۷/۱۴ درصد، آسیب‌پذیری کم با ۲۰/۵۷ درصد، آسیب‌پذیری متوسط با ۲۵/۸۳ درصد، آسیب‌پذیری زیاد با ۳۱/۳۸ درصد و ۱۵/۰۵ درصد آسیب‌پذیری خیلی زیاد در محدوده مورد مطالعه قرار می‌گیرد.



شکل ۱۴: نقشه آسیب پذیری دشت اشکنویه با استفاده از مدل دراستیک اصلاحی (الف) و سینتکس اصلاحی (ب)

نتیجه گیری

در این پژوهش برای ارزیابی آسیب پذیری ذاتی آبخوان دشت اشکنویه از مدل های دراستیک و سینتکس استفاده گردید و برای اطمینان از نتایج مدل های آسیب پذیری از یون نیترات (به عنوان آلاینده طبیعی در منطقه) برای صحت سنجی مدل استفاده شد. به منظور بررسی همبستگی مقادیر نیترات و داده مدل های آسیب پذیری از ضریب همبستگی اسپیرمن در نرم افزار اسپاس مورد استفاده قرار گرفت. ضریب همبستگی مدل دراستیک و سینتکس در سطح معنی دار ۱ درصد به ترتیب $۰.۶۵/۸$ و $۰.۵۸/۳$ درصد به دست آمد. برای افزایش همبستگی مدل های آسیب پذیری با لایه نیترات و بهینه سازی آنها همبستگی لایه نیترات با هر یک از پارامترهای تشکیل دهنده مدل بررسی شد. نتایج به دست آمده بیانگر آن بود که لایه محیط خاک و منطقه غیر اشباع پایین ترین و لایه تغذیه خالص، محیط آبخوان و عمق تا سطح ایستابی بیشترین همبستگی را با لایه نیترات دارند. بر اساس همبستگی هر یک از لایه پارامترها با لایه نیترات و نظر کارشناسی وزن های هر دو مدل دراستیک و سینتکس تغییر کرد و بر اساس آن مدل نهایی تهیه شد. برای حصول اطمینان از نظر کارای مدل ها همبستگی آن با لایه نیترات محاسبه شد، مدل دراستیک اصلاحی همبستگی $۰.۷۶/۳$ درصد و مدل سینتکس اصلاحی همبستگی $۰.۶۷/۵۶$ درصد با لایه نیترات دارند که نشان دهنده همبستگی نسبتاً خوب با لایه نیترات است. نتایج نشان داد مدل دراستیک اصلاحی برای ارزیابی آسیب پذیری ذاتی آبخوان دشت اشکنویه مناسب تر است. اندیس آسیب پذیری برای مدل دراستیک اصلاحی از ۶۸ تا ۱۹۱ برای نقاط مختلف دشت اشکنویه متغیر است. شاخص آسیب پذیری این دشت به پنج دسته کلاس بندی شد. آسیب پذیری خیلی کم با مساحت $۹/۶۶$ کیلومتر مربع معادل با $۷/۴۸$ درصد از مساحت دشت، آسیب پذیری کم با $۳۲/۶۱$ کیلومتر مربع معادل با $۲۷/۳۳$ درصد از مساحت دشت، آسیب پذیری متوسط با $۲۰/۹۳$ کیلومتر مربع معادل با $۱۶/۷۹$ درصد از مساحت دشت، آسیب پذیری زیاد با $۳۵/۳۹$ کیلومتر مربع معادل با $۲۸/۹۵$ درصد از مساحت دشت و $۲۴/۸۲$ کیلومتر مربع معادل با $۲۰/۹$ درصد از مساحت دشت آسیب پذیری خیلی زیاد قرار گرفت. بر اساس نقشه آسیب پذیری

دشت اشنویه مناطق مرکزی، شمالی و شرقی دشت به علت نزدیک بودن سطح ایستابی به سطح زمین، بالا بودن نرخ تغذیه، زیاد بودن هدایت هیدرولیکی و شیب کم (۰ تا ۲ درصد) محدوده مطالعاتی از آسیب‌پذیری خیلی زیاد برخوردار هستند. با توجه به دوره زمانی طولانی برای آشکار شدن آلودگی در آب زیرزمینی و هزینه زیاد برای پاکسازی آن لزوم برنامه‌ریزی و توسعه (صنعتی و کشاورزی) منطقه بر اساس توجه به نقاط مستعد آسیب‌پذیر آبخوان دشت اشنویه با توجه به نقشه‌های آسیب‌پذیری ذاتی منطقه مورد مطالعه ضروری به نظر می‌رسد.

منابع

- آزاد شهرکی فخرالدین، عبدالوحد آغاسی، آزاد شهرکی فرزاد، زارعی، علیرضا (۱۳۸۸)، ارزیابی پتانسیل و آنالیز حساسیت آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت هشتگرد به روش دراستیک، مجله آب و فاضلاب، شماره ۲، سال ۱۳۸۹، ص ۶۱-۷۰
- اصغری مقدم اصغر (۱۳۸۹)، اصول شناخت آبهای زیرزمینی، انتشارات دانشگاه تبریز، ص ۷
- اصغری مقدم اصغر، فیجانی الهام، ندیری عطالله (۱۳۸۸)، ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت‌های بازرگان و پلدشت با استفاده از مدل دراستیک بر اساس GIS، مجله محیط شناسی، سال سی و پنجم، شماره ۵۲، ص ۵۵ تا ۶۴.
- خدایی کمال، شهسواری علی اکبر، اعتباری بهروز (۱۳۸۵)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت جوبین به روش‌های GODS و DRASTIC، مجله زمین‌شناسی ایران، ۴، صص ۷۳-۸۷.
- سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی (۱۳۹۳)، گزارش ارزیابی منابع آب دشت اشنویه
- معروفی صفر، سلیمانی سامره، قبادی، محمد حسین، رحیمی قاسم، معروفی حسین (۱۳۹۱)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت ملایر با استفاده از مدل‌های DRASTIC، SINTACS، SI، مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، ۱۹(۳)، صص ۱۴۱-۱۶۶
- میرزاوند محمد، قاسمیه هدی (۱۳۹۳)، ارزیابی آسیب‌پذیری با استفاده از مدل دراستیک و تحلیل حساسیت تک پارامتری، مطالعه موردی: آبخوان دشت کاشان. فصلنامه بین‌المللی پژوهشی تحلیلی منابع آب و توسعه، سال چهارم، شماره (۱)، صص ۹۲-۱۰۲
- نیک‌نام رامین، محمدی کورش، جوهری مجد وحید (۱۳۸۶)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان کرج - تهران با استفاده از روش دراستیک و منطق فازی، مجله تحقیقات منابع آب ایران، ۳(۲)، صص ۳۹-۴۷.
- Aller, L. Bennet, T. Leher, J.H. Petty, R.J. and Hackett, G., (1987), DRASTIC: A Standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydro- geological settings, Kerr Environmental Research Laboratory, U.S Environmental Protection Agency Report (EPA/600/2-87/035).
- Almasira, M. N., (2008), Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine, Journal Environ. Manag, Volume 88: pp. 577-539.
- Al-Adamat, R.A.N. Foster, S.M.J. Baban, (2003), Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC, Journal Applied Geography, 23, pp. 303-324.
- Babiker, I.S. Mohammed, M.A.A. Hiyama, T. and Kato, K., (2005), A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan, Journal Science of the Total Environment volume 345: pp. 127-140.
- Cashman P. M., and Preene, M., (2001), Groundwater lowering in construction: a practical guide, USA, and Canada.
- Civita, M., (1994), Le carte della vulnerabilita' degli acquiferi all'inquinamento, Teoria & Practia (Aquifer vulnerability maps to Pollution) (in Italian), Pitagora Ed, Bologna, p 325.
- Corniello, A., Ducci, D., and Napolitano, P., (1997), Comparison between example in the Piana Campana, In Journal Engineering Geology and the Environment, Balkema, Rotterdam, The Netherlands, pp. 1721- 1726.
- Daly, D., and Drew, D., (1999), Irish Methodology for Karst aquifer protection. In: Beck, B.F., Pettit, A.J. and Herring, J.G. (eds.), Journal Hydrogeology and Engineering Geology of Sinkholes and Karst, Rotterdam, Balkema, pp. 267-272.
- Fetter, C.W., (1990), Contaminant Hydrology, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, pp. 604.
- Foster, S.S., (1987), Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk, and protection strategy, In van Duijvebooden, W., Van Waegeningh, H.G. (Eds), Vulnerability of Soils and Groundwater to Pollution. TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings, and Information, 38: pp 69-86.
- Gogu, R.C., and Dassargues, A., (2000), Current and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods, Environmental Geology, Volume 39: pp. 549-559.

- Hamza, M.H., Added, A., Frances, A., and Rodriguez, R, (2007), Validite de l'application des methods de vulnerabilite DRASTIC, SINTACS et SI A l' etude de la pollution par les nitrates dans la nappe phreatique de Metalline-Ras Jebel-Raf(Nord- East Tunisien) C. R. Gesci, Volume 339: pp.493-505.
- Katta, B., A.F., Walid and A.R. Al Charideh, (2010), Groundwater vulnerability RISK method, Journal of Environmental Management, Volume 91, pp 1103-1110.
- Nober, R.C. M., O. C. Rotunno Fiiho, W. J., Mansur, M. M. M., Nober and C. AN., Cosenza, (2007), Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, Modeling and a fuzzy logic tool, Journal of Contamination Hydrology, Volume 94, pp. 277-292.
- Piscopo, G., (2001), Groundwater vulnerability map, explanatory notes, Castlereagh Catchment, NSW, Department of Land and Water Conservation, Australia.
- Ribero, L., (2000), Desenvolvimento de um ndic para avaliar a susceptibilidade, ERSHA-CVRM, pp. 8.
- Stigter, T.Y. Ribeiro. L, and Carvaiho Dill, A. M. M., (2006), Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison With groundwater salinization and nitrate contamination level in two agriculture regions in the south of Portugal, Hydrogeol Journal, Volume 14: pp. 79-99.
- Todd, P.K., (1980), Groundwater, Hydrology, Kluwer Academic Publisher, pp. 400.
- Van Stemproot, D., Evert, L., and Wassenaar, L., (1993), Aquifer vulnerability index: a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping, Journal Canadian Water Resources. Volume 18: pp. 25-37.
- Vrba, J., Zoporozec, A., (1994), Guidebook on mapping groundwater vulnerability, International Contribution for Hydrogeology, Heniz Heise, Hannover, Volume 16, pp. 131.

Vulnerability Assessment of Oshnavieh Plain Aquifer by SINTACS and DRASTIC Models

Asghar Asghari Moghaddam^{*1}, Ali Adigozalpour², Abbas Mohammady³

Received: 03-03-2017

Accepted: 23-09-2017

Abstract

This study carried out for considering the intrinsic vulnerability of Oshnavieh plain aquifer using from DRASTIC and SINTACS models with respect to increasing groundwater resources contaminations and quality deterioration by agricultural activities, industrial and urban development. Although, cleaning up of groundwater contamination is very costly and long process and often occurs when contamination is detected that decontamination of the aquifer is almost impossible. One of the methods for preventing groundwater pollution, identify areas vulnerable aquifer. For both models, seven hydrological and hydrogeological parameters such as depth to water table, net recharge, aquifer media, soil media, the impact of the unsaturated zone, hydraulic conductivity and topography were used. After preparing the layers of each of the parameters in the GIS, the layers have been combined together and the final map was prepared for the plain vulnerability. For ensuring from results of the vulnerability models nitrate data collected from 25 agricultural wells in September 2015 were used. For models optimization and efficiency, the correlation between each of the parameters with the values of nitrate was considered and according to the correlation results and expertise the model parameters were changed and the weight of each final map was prepared. Corrected DRASTIC and SINTACS models showed 76.3 and 67.56 percent correlation with nitrate values respectively. Vulnerability index obtained for corrected DRASTIC was from 68 to 191 and for the SINTACS from 108 to 224. The results showed that both Corrected DRASTIC and SINTACS models are appropriate to determine the vulnerability of Oshnavieh plain. The corrected DRASTIC and SINTACS model determines the intrinsic vulnerability of the plain better than the corrected SINTACS model. according to DRASTIC and SINTACS vulnerability models have the highest potential vulnerability of Central Plains and the Southwest and Plains Margin the least amount of potential vulnerability.

Keywords: Vulnerability, Groundwater, Oshnavieh Plain, DRASTIC, SINTACS.

^{1*}- Professor in Hydrogeology, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

Email: moghaddam@tabrizu.ac.ir

²- M.Sc. Student in Hydrogeology, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

³- Groundwater expert in West Azarbaijan Regional Water Authority, Iran.