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 جی‌ای‌اس، 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 کارای 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 دراستیک‌اصلاحی همبستگی ۷۶/۳ درصد و مدل سینتکس‌اصلاحی همبستگی ۶۷/۵۶ درصد با مقادیر نیترات دارند. اندیس آسیب-پذیری دراستیک‌اصلاحی مقادیری بین ۶۸ تا ۱۹۱ و برای سینتکس‌اصلاحی ۱۰۸ تا ۲۲۴ به دست آمد. نتایج نشان داد که هر دو مدل دراستیک‌اصلاحی و سینتکس‌اصلاحی 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

[۱]- استاد هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز (نویسنده مسئول) moghaddam@tabrizu.ac.ir

[۲]- دانشجوی کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز Ali adigozal@yahoo.com

[۳]- کارشناس آب‌های زیرزمینی، شرکت آب منطقه‌ای آذربایجان غربی Mohammadyahar@yahoo.com

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 ایالات‌متحده 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 قابل‌توجه 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 ازجمله مواد شیمیای آلی، هیدروکربن‌ها، کاتیون‌های غیر آلی، آنیون‌های آلی، عوامل بیماری‌زا و رادیونوکلئیدها در آلودگی آب زیرزمینی نقش دارند (فتر[1]، 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[2] و زابوروزک[3]، ۱۹۹۴). آسیب‌پذیری ازنظر 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 قرارگرفته و در محاسبه‌ی آن خصوصیات آلاینده و ارتباط آن با اجزای مختلف آسیب‌پذیری ذاتی مدنظر قرار می‌گیرد (داسارگوس[4]، ۲۰۰۰؛ بابیکر[5] 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 ازنظر پتانسیل آلودگی در رده-ی بالاتری قرار بگیرد اما به دلیل نبود منبع آلوده‌کننده در سطح، در معرض خطر آلودگی قرار نگیرد (استیگر[6] 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 (نیک‌نانم 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[1] (فوستر[2]، ۱۹۸۷)، ای‌وی‌ای[3] (وان استمپروت[4] و همکاران، ۱۹۹۳)، دراستیک (آلر[5] و همکاران، ۱۹۸۷)، سینتکس (سیویتا[6]، ۱۹۹۴)، ارایش[7] (دالی[8] و درو[9]، ۱۹۹۹)، اس‌ای[10] (ریبیرو[11]، ۲۰۰۰) اشاره کرد. روش‌هایی نظیر دراستیک و سینتکس به‌منظور ارزیابی این نوع آسیب‌پذیری استفاده می‌شود (هامزا[12] و همکاران، ۲۰۰۷). پژوهش‌های زیادی درباره آسیب‌پذیری صورت گرفته است که ازجمله 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 آسیب-پذیری کم، ۵۰/۲ درصد محدوده متوسط و ۳۱/۸ در محدوده آسیب‌پذیری زیاد قرار گرفت (آزاد شهرکی، ۱۳۸۸). نتایج حاصل از ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت کاشان نشان‌دهنده کارای 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 دراستیک‌کشاورزی 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، ایپیک[13] 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[14] 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[15]، 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،

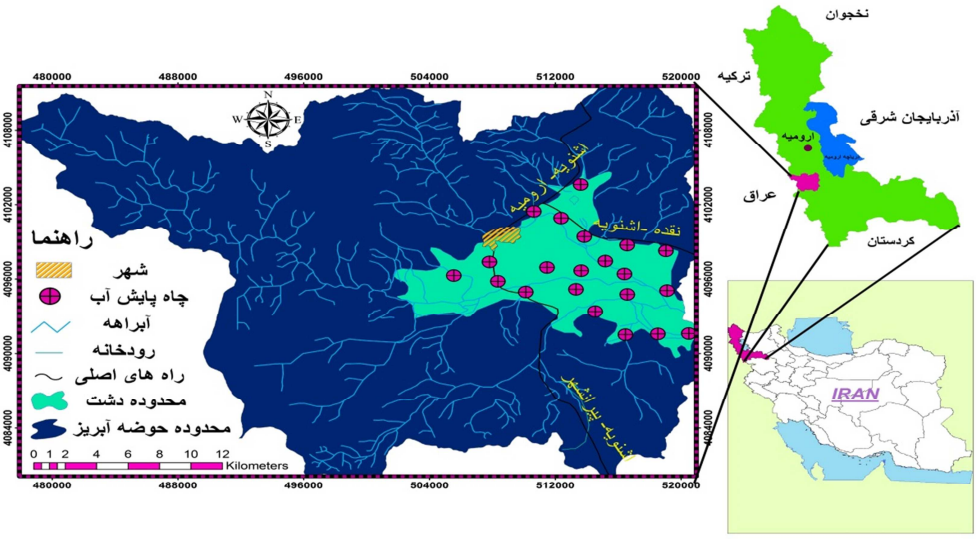
1- GOD
2- Foster
3- AVI
4- Van Stemproot
5- Aller
6- Civita
7- IRISH
8- Daly
9- Drew
10- SI
11- Ribero
12- Hamza
13- EPIK
14- Al-Adamat
15- Kabera

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 حاصل خیز، کشاورزی دشت اشنویه از رونق خاصی برخوردار است، استفاده از کود و سموم کشاورزی بیش‌ازحد احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی وجود دارد. از این‌رو 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 بالانج 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 به‌طرف 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 ماه-های سال و ماه‌های مرداد و شهریور کم باران‌ترین ماه‌های سال است، میانگین بارندگی درازمدت محدودهٔ 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 (لگراند[1]، 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 ایالات‌متحده 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 هرکدام 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

1- LeGrand

از ۱(کم‌ترین) تا ۱۰(بیشترین) بر اساس تأثیرگذاری در آسیب‌پذیری آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود (آلمسری[1]، ۲۰۰۸).

$$DI = D_rD_w + R_rR_w + A_rA_w + S_rS_w + T_rT_W + I_rI_W + C_rC_W$$ 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

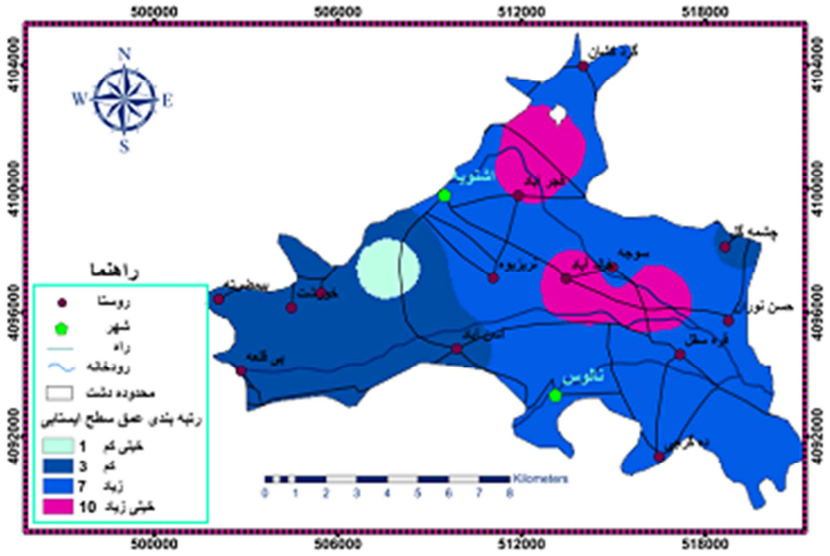
لایه عمق آب زیرزمینی

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 ایستابی 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

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

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[1]، ۲۰۰۱) و رتبه‌بندی نقشه نفوذپذیری خاک به طبق روش چاشمن (چاشمن[2]، ۲۰۰۱) مطابق داده‌های جدول ۲ به‌صورت لایه رستری تهیه شد. لایه تغذیه خالص از هم‌پوشانی سه لایه طبق رابطه زیر تهیه شد.

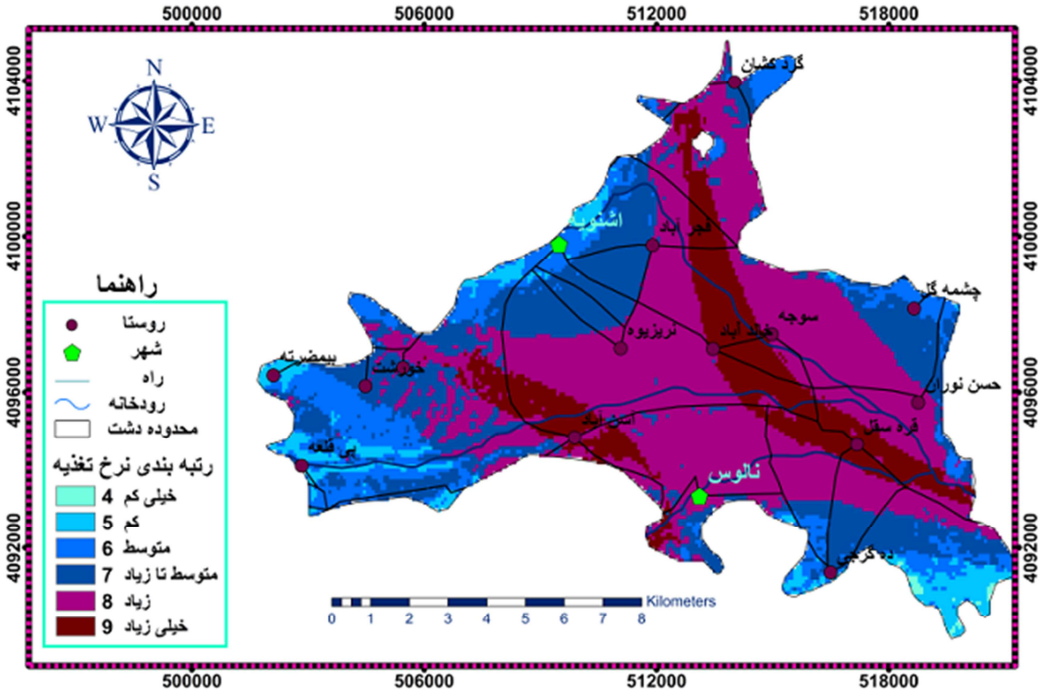
(۲) امتیاز بارندگی + امتیاز نفوذپذیری خاک + امتیاز شیب توپوگرافی = امتیاز تغذیه خالص

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)

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



شکل ۳: نقشه پهنه‌بندی نرخ تغذیه خالص دشت اشنویه

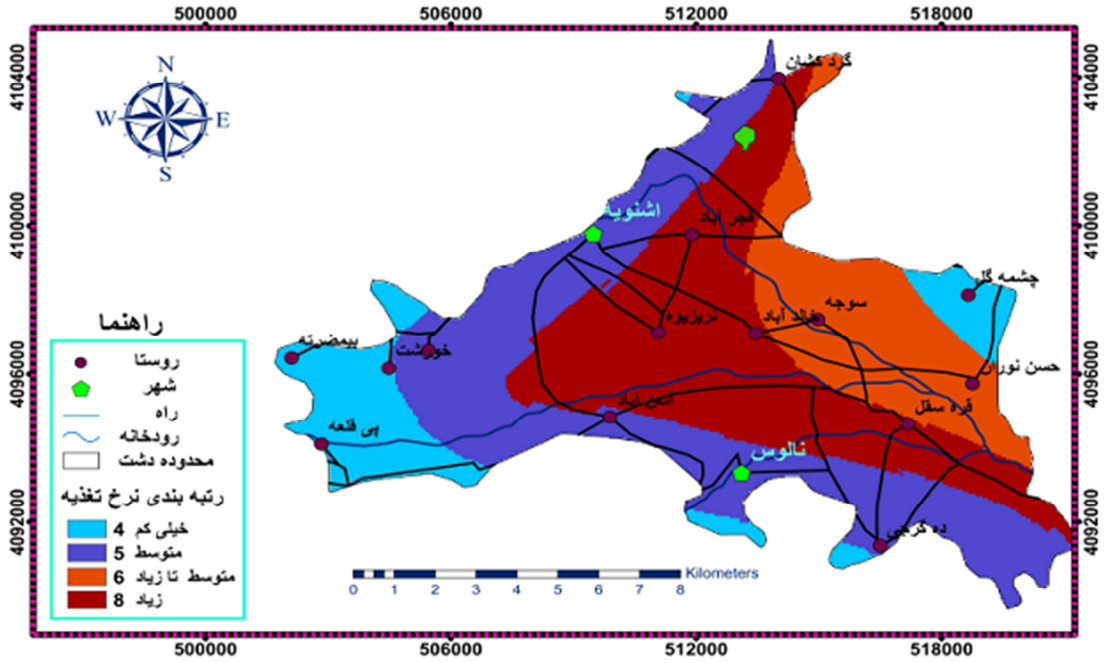
لایه محیط آبخوان

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

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



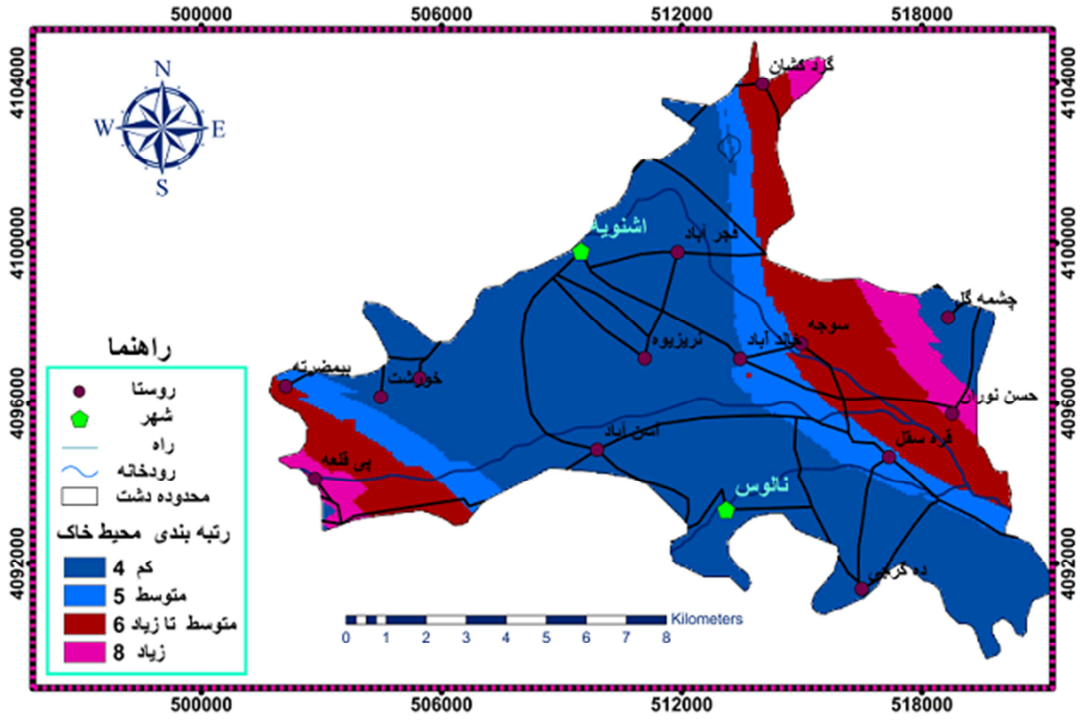
شکل ۴: نقشه پهنه‌بندی محیط آبخوان دشت اشنویه

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[1] 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 پیزومتری 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 اشنویه

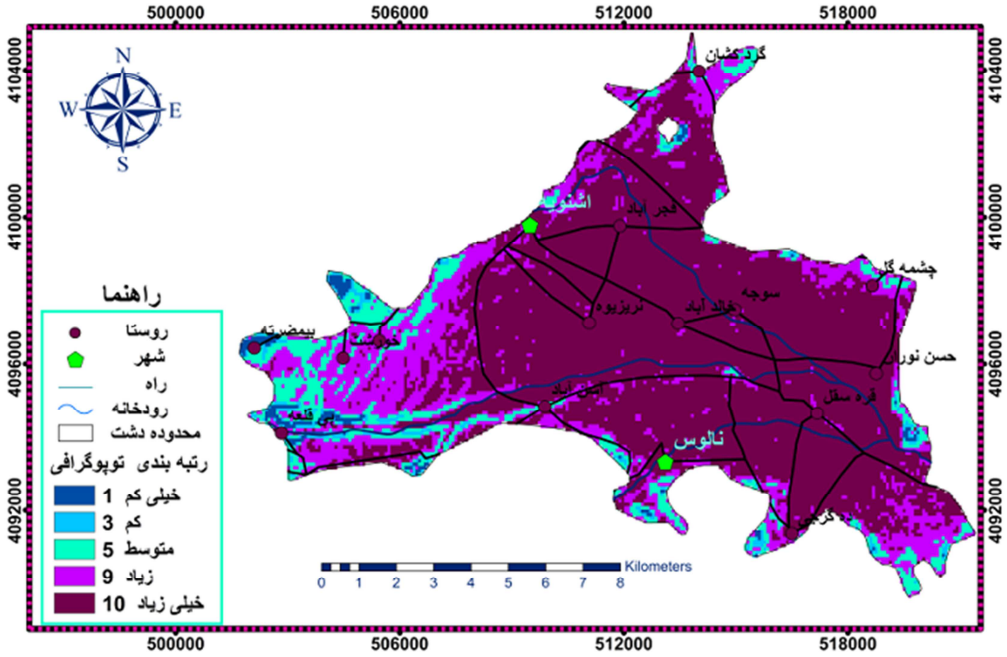
لایه توپوگرافی

به‌صورت درصد شیب سطح زمین بررسی می‌شود به‌طوری که هر چه درصد شیب کمتر باشد احتمال نفوذ آلودگی به آب زیرزمینی بیشتر می‌شود بنابرین 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[1] 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 (۰ تا ۲ درصد) تشکیل می‌دهد و به‌طور کلی شیب دشت اشنویه کم است.

1- Nober

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

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



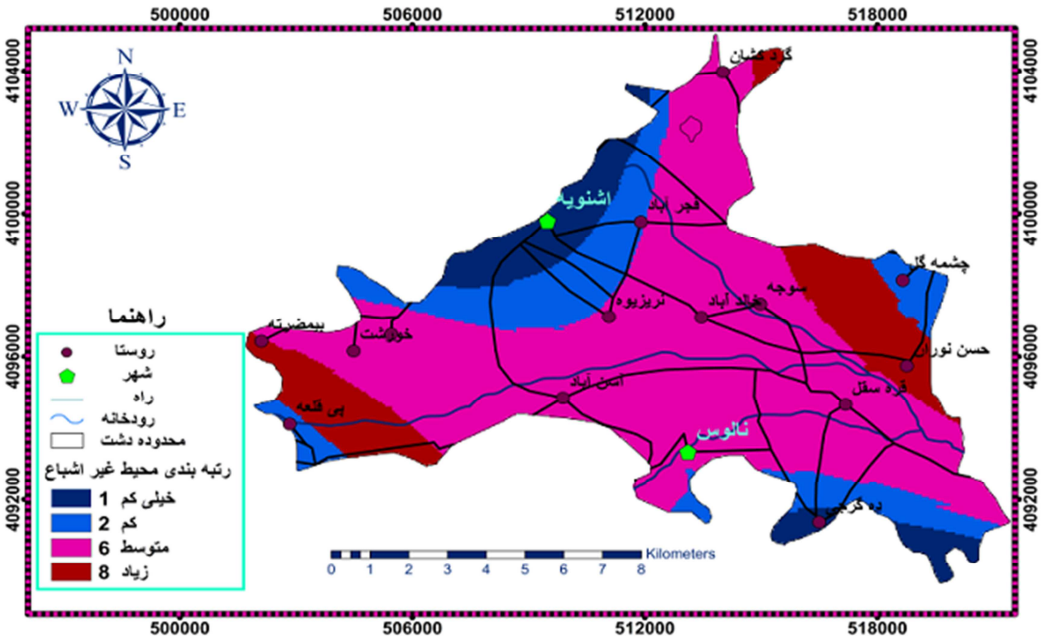
شکل ۶: نقشه پهنه‌بندی توپوگرافی دشت اشنویه

لایه محیط غیراشباع

منطقه وادوز یا محیط غیراشباع ناحیه بین سطح ایستابی تا محیط خاک است. این ناحیه در کنترل آلودگی نقش مؤثری دارد به‌طوری 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

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



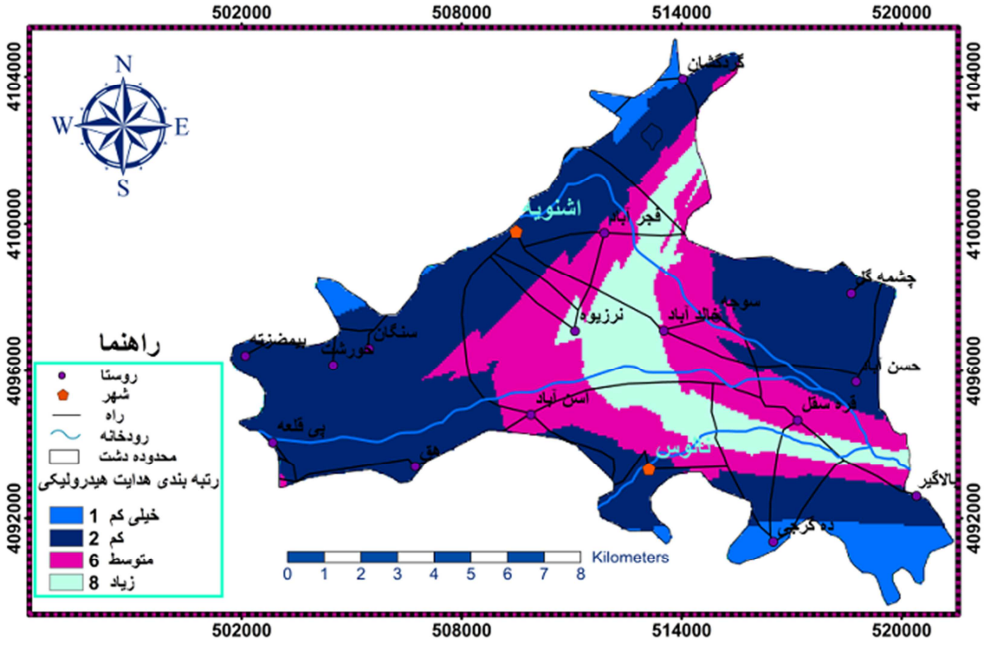
شکل ۷: نقشه پهنه‌بندی محیط غیراشباع دشت اشنویه

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)

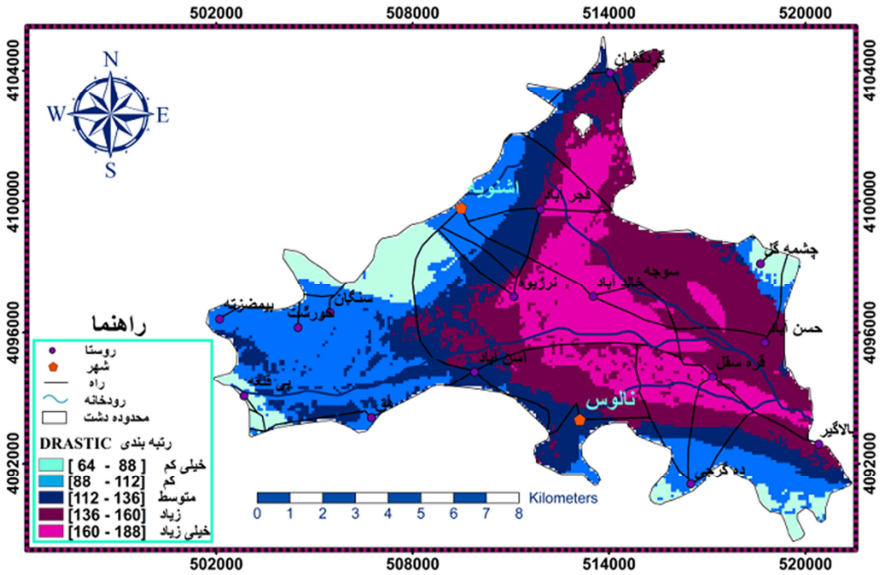
جنس	ماسه سیلتی	ماسه خیلی ریز	ماسه ریز	ماسه ریز تا متوسط	گراول متوسط تا درشت	وزن نسبی
هدایت هیدرولیکی (متر بر روز)	۲-۴	۴-۲۰	۲۰-۴۰	۴۰- ۸۰	۸۰-۱۳۰	۳
رتبه	۱	۲	۴ تا ۶	۸	۱۰	



شکل ۸: نقشه پهنه‌بندی هدایت هیدرولیکی دشت اشنویه

ترکیب و تلفیق لایه‌ها

با توجه به تهیه لایه‌ها به‌صورت 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 جی‌ای‌اس 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 داری کمترین پتانسیل آلودگی منطقه مورد مطالعه است.



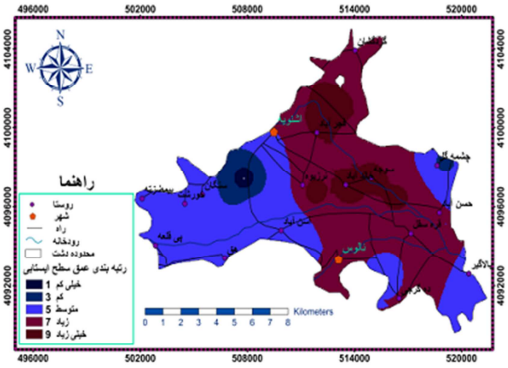
شکل ۹: نقشه آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان دشت اشنویه با استفاده از مدل درستیک

مدل سینتکس

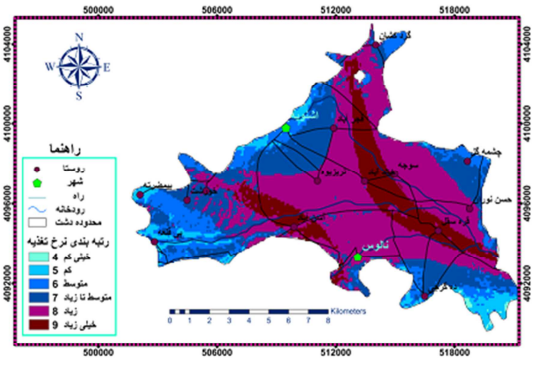
مدل سینتکس مشتق شده از مدل دراستیک و دارای هفت پارامتر است که شامل عمق سطح ایستابی (S)، تغذیه خالص (I)، محیط غیراشباع (N)، محیط خاک (T)، محیط آبخوان (A)، هدایت هیدرولیکی (C) و توپوگرافی (S) است. تمامی پارامترها مانند پارامترهای مدل دراستیک است با این تفاوت که فرآیند رتبه و وزن دهی متفاوت از این مدل است.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

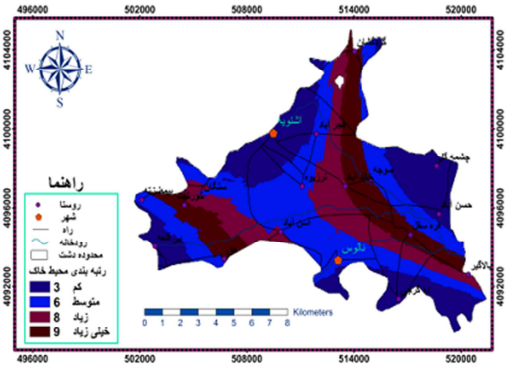
عمق تا سطح ایستابی		محیط خاک		تغذیه خالص		شیب توپوگرافی	
رتبه	محدوده (متر)	رتبه	جنس	محدوده (میلی‌متر در سال)	رتبه	محدوده_(درصد)	رتبه
۹	۰- ۲	۹	گراول	۱۷۵ – ۲۵۰	۸	۰- ۲	۱۰
۸	۲ – ۴	۸	لوم شنی	۱۰۰ – ۱۷۵	۵	۲ – ۴	۹
۷	۴ – ۶	۶	لوم	۵۰ – ۱۰۰	۳	۴ – ۶	۸
۶	۶ – ۱۰	۳	لوم سیلتی	۰ - ۵۰	۱	>۶	۶
۵	۱۰ – ۱۵	وزن نسبی ۳		وزن نسبی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



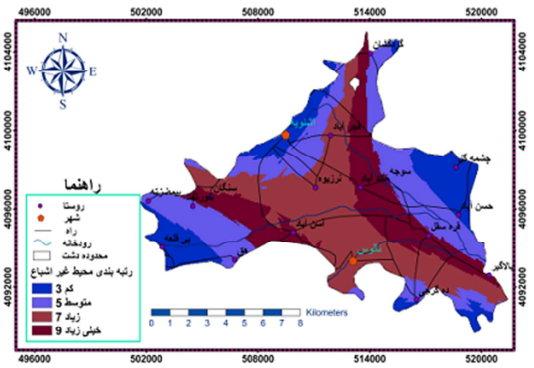
الف) نقشه عمق تا سطح ایستابی



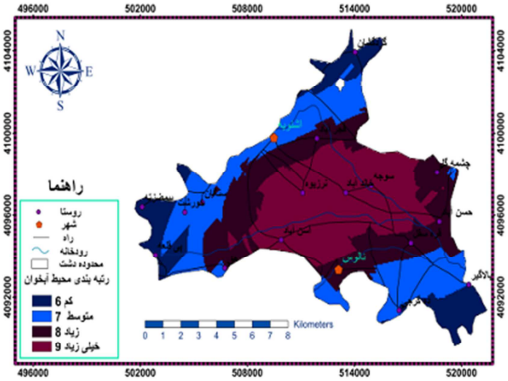
ب) نقشه رتبه بندی نرخ تغذیه



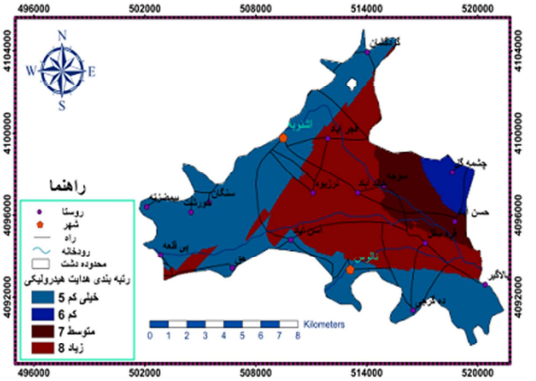
ج) نقشه رتبه‌بندی محیط خاک



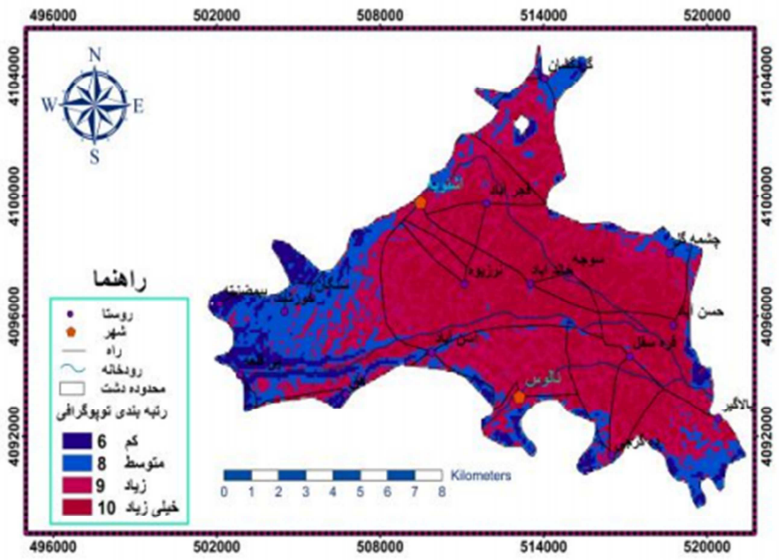
د) نقشه رتبه‌بندی محیط غیراشباع



ه) نقشه رتبه‌بندی محیط آبخوان



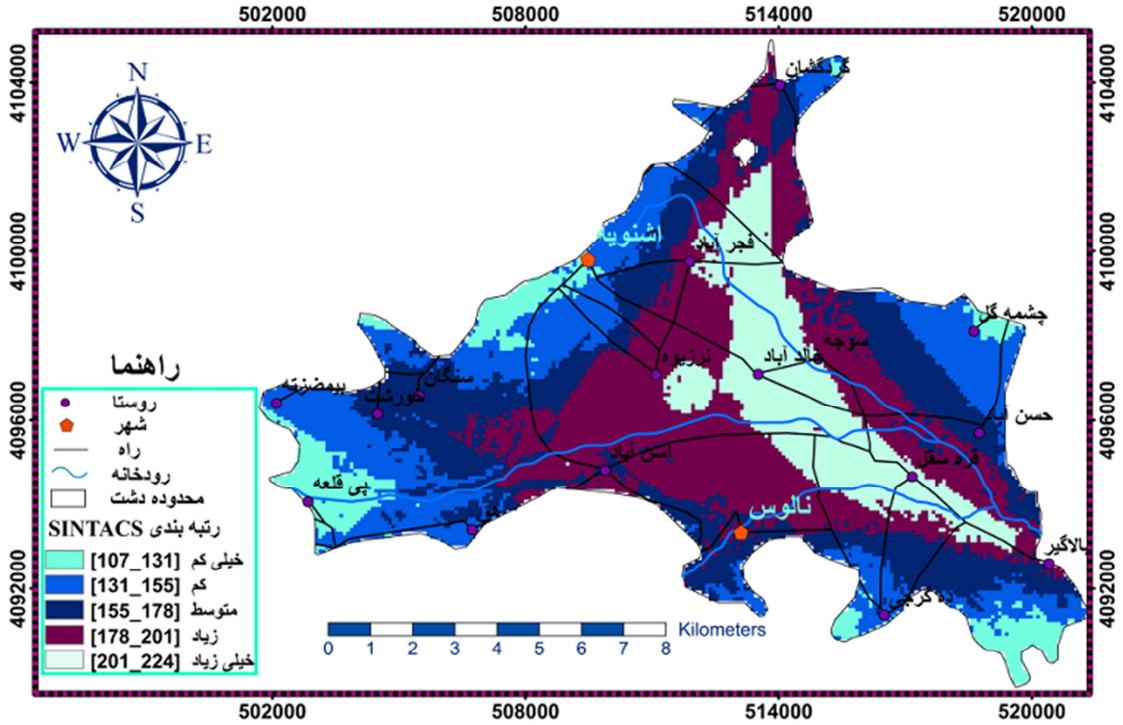
و) نقشه رتبه‌بندی هدایت هیدرولیکی



ز) نقشه رتبه‌بندی توپوگرافی

شکل ۱۰: نقشه پهنه‌بندی پارامترهای مدل سینتکس

هفت لایه معرفی شده طبق معادله ۲ در محیط جی‌ای‌اس توسط تابع هم پوشانی وزنی تلفیق شده و نقشه نهای آسیب‌پذیری تهیه شد. شکل (۱۱) نشان‌دهنده نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری دشت اشنویه به روش سینتکس است که به ۵ کلاس تقسیم بندی شد. اندیس آسیب‌پذیری مدل سینتکس برای این دشت از ۱۰۷ تا ۲۲۴ متغیر بوده و در نواحی مرکزی، شمال و شرقی دارای بیشترین پتانسیل آسیب‌پذیری 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 صحت سنجی 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[1] 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

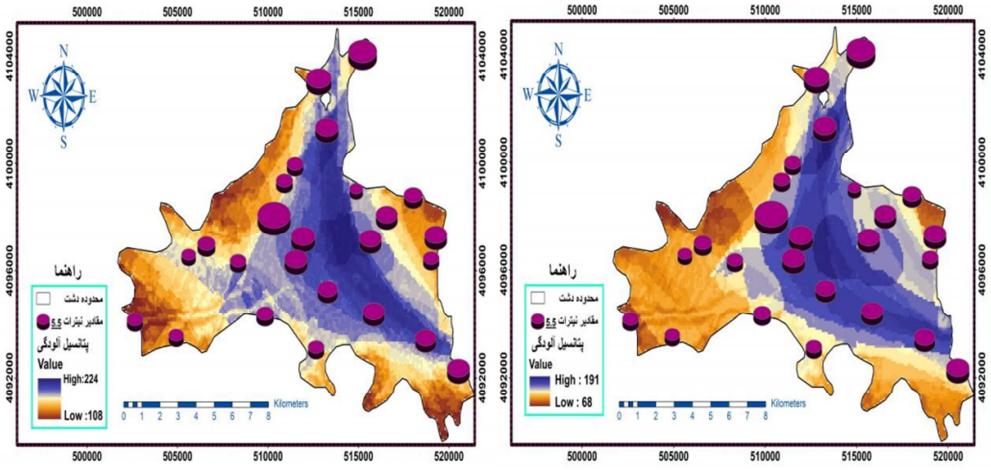
پارامترهای مدل دراستیک	ضریب همبستگی با نیترات	پارامترهای مدل سینتکس	ضریب همبستگی با نیترات
عمق تا سطح ایستابی	۴۰/۵۲	**عمق تا سطح ایستابی**	۳۸/۶۷
تغذیه خالص	۴۱/۱۲	**تغذیه خالص**	۳۴/۰۲
تأثیر محیط غیر اشباع	۲۹/۰۹	**تأثیر محیط غیر اشباع**	۲۲/۴۸
محیط خاک	۱۱/۲۳	**محیط خاک**	۱۸/۴۲
هدایت هیدرولیکی	۳۹/۷۶	**هدایت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

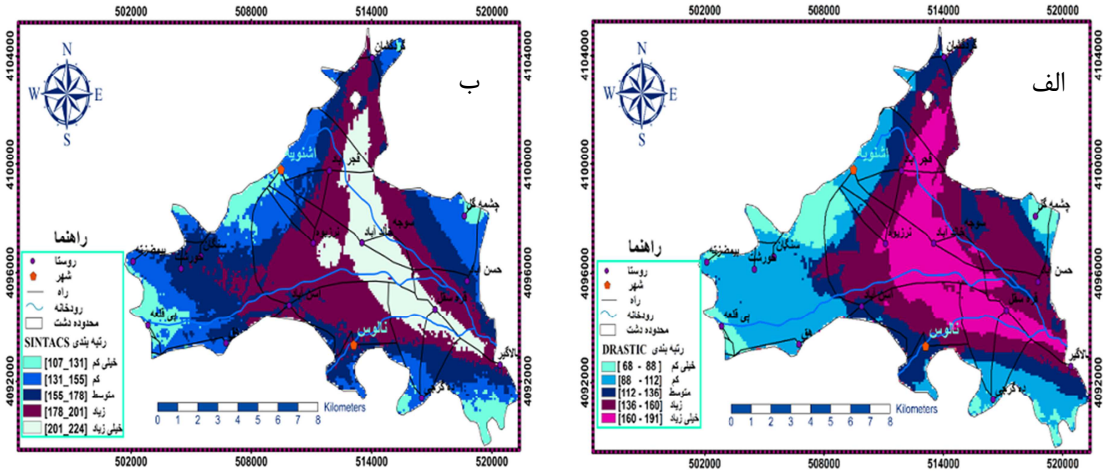
نقشه آسیب‌پذیری بر اساس وزن‌های اصلاحی رسم شد و همبستگی مقادیر نیترات با مدل‌های اصلاحی محاسبه شد. مدل دراستیک اصلاحی در سطح معنی‌دار ۱ درصد همبستگی ۷۶/۳ درصد و مدل سینتکس اصلاحی همبستگی ۶۷/۵۶ درصدی با مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده را نشان می‌دهند که نشان دهنده مناسب بودن هر دو مدل برای آسیب‌پذیری دشت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



الف) مدل دراستیک‌اصلاحی **ب) مدل سینتکس‌اصلاحی**

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 دراستیک‌اصلاحی و سینتکس‌اصلاحی برای دشت اشنویه را نشان می‌دهد. براساس اندیس آسیب‌پذیری به دست آمده از مدل دراستیک‌اصلاحی 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 گلازچای، 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 سینتکس‌اصلاحی 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 آسیب‌پذیری دشت اشنویه با استفاده از مدل دراستیک اصلاحی (الف) و سینتکس اصلاحی (ب)

نتیجه‌گیری

در این پژوهش برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان دشت اشنویه از مدل‌های دراستیک و سینتکس استفاده گردید و برای اطمینان از نتایج مدل‌های آسیب‌پذیری از یون نیترات (به عنوان آلاینده طبیعی در منطقه) برای صحت‌سنجی مدل استفاده شد. به منظور بررسی همبستگی مقادیر نیترات و داده مدل‌های آسیب‌پذیری از ضریب همبستگی اسپیرمن در نرم افزار اس‌پی‌اس‌اس مورد استفاده قرار گرفت. ضریب همبستگی مدل دراستیک و سینتکس در سطح معنی‌دار ۱ درصد به ترتیب ۶۵/۸ و ۵۸/۳ درصد به دست آمد. برای افزایش همبستگی مدل‌های آسیب‌پذیری با لایه نیترات و بهینه‌سازی 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 پایین‌ترین 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 وزن‌های هر دو مدل دراستیک و سینتکس تغییر کرد و بر اساس آن مدل نهای تهیه شد. برای حصول اطمینان از نظر کارای مدل‌ها همبستگی آن با لایه نیترات محاسبه شد، مدل دراستیک‌اصلاحی همبستگی ۷۶/۳ درصد و مدل سینتکس‌اصلاحی همبستگی ۶۷/۵۶ درصد با لایه نیترات دارند که نشان دهنده همبستگی نسبتاً خوب با لایه نیترات است. نتایج نشان داد مدل دراستیک‌اصلاحی برای ارزیابی آسیب-پذیری ذاتی آبخوان دشت اشنویه مناسب‌تر است. اندیس آسیب‌پذیری برای مدل دراستیک‌اصلاحی از ۶۸ تا ۱۹۱ برای نقاط مختلف دشت اشنویه متغیر است. شاخص آسیب‌پذیری این دشت به پنج دسته کلاس‌بندی شد. آسیب-پذیری خیلی کم با مساحت ۹/۶۶ کیلومترمربع معادل با ۷/۴۸ درصد از مساحت دشت، آسیب‌پذیری کم با ۳۲/۶۱ کیلومترمربع معادل با ۲۷/۳۳ درصد از مساحت دشت، آسیب‌پذیری متوسط با ۲۰/۹۳ کیلومترمربع معادل با ۱۶/۷۹ درصد از مساحت دشت، آسیب‌پذیری زیاد با ۳۵/۳۹ کیلومترمربع معادل با ۲۸/۹۵ درصد از مساحت دشت و ۲۴/۸۲ کیلومترمربع معادل با ۲۰/۹ درصد از مساحت دشت آسیب‌پذیری خیلی زیاد قرار گرفت. بر اساس نقشه آسیب‌پذیری

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، عبدوالوحید 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 عطاالله (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 جوین به روش‌های DRASTIC و GODS، 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)، صص۱۴۱-۱۶۶

میرزاوند محمد، قاسمیه هدی (۱۳۹۳)، ارزیابی آسیب‌پذیری با استفاده از مدل دراستیک و تحلیل حساسیت تک پارامتری، مطالعه موردی: آبخوان دشت کاشان. فصلنامه بین المللی 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 degl acqiferi all'inquinamento, Teoria & Practia (Aquifer vulenerability 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 de1'application des methods de vulnerabilite DRASTIC, SINTACS et SI A 1' 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 1 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, Hydrogeo1 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 Adigozalpour[2], Abbas Mohammady[3]

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.