دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
پژوهشنامه مدیریت حوزه آبخیز

ارزیابی آسیب پذیری آب های زیرزمینی با استفاده از مدل دراستیک بر پایه GIS (منطقه مورد مطالعه: دشت دهگلان، استان کردستان)

خ. خسروی[۱]، م. حبیب نژاد[۲]، ک. سلیمانی[۳] و خ. بابایی[۴]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری نویسنده مسئول: Khabat.khosravi@gmail.com
۲ و ۳- دانشیار و استاد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
۴- کارشناس ارشد شرکت سهامی آب منطقه ای کردستان

چکیده

امروزه علاوه بر بهره‌برداری بی‌رویه از آبهای زیرزمینی که باعث افت شدید سطح آب شده است، فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری، آلاینده‌های مختلفی را به سفره های زیرزمینی تحمیل می‌کنند. با توجه به اهمیت دشت دهگلان در تامین آب کشاورزی، شرب و صنعت منطقه، از مدل دراستیک جهت ارزیابی آسیب‌پذیری استفاده شده است. در مدل دراستیک از مشخصه‌های موثر در ارزیابی آسیب پذیری سفره آب زیرزمینی شامل عمق تا سطح ایستابی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان استفاده می شود که به صورت هفت لایه در نرم افزار ArcGIS 9.3 تهیه شدند و با وزن دهی و رتبه بندی و تلفیق هفت لایه فوق، نقشه نهایی آسیب پذیری آبخوان نسبت به آلودگی، با تقسیم بندی به ۵ محدوده خطر شامل کلاسهای بدون خطر آلودگی، آسیب پذیری خیلی کم، کم، کم تا متوسط و متوسط تا زیاد تهیه و شاخص دراستیک برای کل منطقه دشت دهگلان واقع در استان کردستان بین ۴۱ و ۱۵۹ برآورد شد. برای صحت سنجی نقشه نهایی آسیب پذیری از میزان نیترات و هدایت الکتریکی (EC) استفاده شد. با انطباق غلظت این عناصر روی نقشه نهایی دراستیک مشخص شد که کلیه نقاطی که دارای غلظت بالا هستند، در محدوده آلودگی زیاد قرار گرفته اند که این می تواند دقت و صحت مدل را مورد تایید قرار دهد. از نظر وسعت می توان گفت که حدود ۷/۷۹ درصد دشت در کلاس های بدون خطر آلودگی، ۴۰/۹۲ درصد در کلاس خیلی کم، حدود ۴۱/۶۱ درصد دشت در کلاس کم، ۹/۶۶ درصد در کلاس متوسط و تنها ۰/۰۲ درصد سطح دشت در کلاس زیاد قرار می‌گیرد.

واژه های کلیدی: آسیب پذیری، مدل دراستیک، آبهای زیرزمینی، دشت دهگلان

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

مقدمه

با توجه به افزایش نیاز مبرم به آب و اینکه تنها منبع مطمئن بهره برداری در مناطق خشک و نیمه خشک مانند ایران سفره آب زیرزمینی می باشد لذا نقش مدیریت صحیح بهره برداری و حفاظت از آب های زیرزمینی آشکار میشود. نحوه مدیریت این منابع باید به صورتی باشد که از اثرات زیان آوری مانند برداشت مازاد، نامناسب شدن کیفیت آب و اثر آن روی آب آشامیدنی و محصولات کشاورزی و نشست زمین بر اثر برداشت بیش از اندازه آب چه در حال و آینده جلوگیری نماید (۳۲). حفاظت و نگهداری کیفیت آب زیرزمینی در یک حوزه وسیع شامل دو مجموعه بررسی های هیدرولوژیکی و سیاست های مدیریتی منابع آب می باشد که بطور کلی می توان این دو مورد را توسط مؤلفه آسیب پذیری بررسی و تشریح کرد. سالانه حجم زیادی از پساب منابع خانگی، صنعتی و کشاورزی وارد آبهای زیرزمینی می شود که این آبها به همراه خود انواع الودگی های خانگی، صنعتی و کشاورزی را به دلیل عدم وجود سیستم فاضلاب شهری و چاه های جذبی به منظور دفع فاضلاب وارد سفره ی آب زیرزمینی کرده و موجب آلودگی آن می شود (۳۰). یکی از راههای مناسب برای جلوگیری از آلودگی‌های آب زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان و مدیریت کاربری اراضی است. آبخوان ها به شکل های مختلف در معرض آلودگی قرار دارند که تشخیص و کنترل آلودگی در آن ها نسبت به آب های سطحی مشکل تر و پرهزینه تر می باشد. همچنین، به دلیل استمرار آلودگی آبخوانها توسط منابع آلوده کننده و افزایش مناطق آسیب پذیر، تهیه نقشه های پهنه بندی آسیب پذیری و اتخاذ سیاست های مدیریتی امری ضروری می‌باشد (۸ و ۲۰). مناطق با استعداد آلودگی بیشتر برای احداث مراکز صنعتی و یا کشاورزی با قابلیت آلوده سازی بالا مناسب نبوده و می توانند به سادگی آلوده شوند. اصطلاح آسیب پذیری از نظر مفهومی در هیدروژئولوژی به دو صورت آسیب پذیری ذاتی یا طبیعی (Intrinsic Vulnerability) و آسیب پذیری ویژه (Specific Vulnerability) تقسیم می‌شود (۵ و ۱۴). آسیب پذیری ذاتی به امکان آلودگی در یک منطقه بدون در نظر گرفتن آلاینده ی خاص اشاره دارد (۵). این ویژگی، خصوصیتی نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه گیری بوده و نه تنها به ویژگی های آبخوان بلکه به خصوصیات زمین شناسی و هیدرولوژی منطقه و فعالیت های بشری نیز بستگی دارد و مستقل از ماهیت آلاینده است که روش هایی نظیر دراستیک و سین تکس (SINTACS) به منظور ارزیابی این نوع آسیب پذیری استفاده می شوند (۱۵). یکی از ابزارهای مناسب که کمک موثری به مدیریت آب های زیرزمینی می‌کند، تهیه نقشه هایی است که در آنها مناطق آسیب پذیر یا حساس نسبت به آلودگی ها مشخص شده باشند.

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

کاربردی ترین و رایج ترین روش رتبه دهی، مدل دراستیک (DRASTIC) می‌باشد چرا که هزینه انجام آن پایین بوده و با اطلاعات نسبتاً کم و در دسترس می توان نقشه آسیب پذیری مناطق وسیعی را تهیه نمود (۴). با استفاده از شاخص دراستیک و سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) برای بخش‌هایی از ایالات متحده‌ی امریکا (۴، ۲۹ و ۳۳)، چین (۱۷)، نیاگارا (۱۶)، منطقه رویسفا در اردن (۲۱) و آبخوان اوم اربیا در مراکش (۳۶)، بنگلادش (۳۱)، آفریقای جنوبی (۲۲) و مصر (۱۲) تهیه شده است. ارزیابی آسیب پذیری آبهای زیر زمینی برای حوزه آبخیز بانیاس در مناطق ساحلی با استفاده از GIS انجام داده شد و نتایج نشان داد که ۲٪ و ۳۹٪ از حوزه به ترتیب دارای آسیب پذیری کم و زیاد است در حالی که بیشتر از ۵۲٪ و ۵٪ از منطقه به ترتیب دارای آسیب پذیری متوسط و خیلی زیاد است (۱۸). ارزیابی آسیب پذیری ذاتی آبخوان کیتی در قبرس با استفاده از مدل دراستیک و GIS نشان داد که کلاس آسیب پذیری بالا، وسعت زیادی از منطقه مورد مطالعه را شامل می‌شود (۳۷). با استفاده از منطق فازی و مدل دراستیک نقشه‌های آسیب پذیری آبهای زیرزمینی در محیط GIS برای نپال به دست آمده است. مقایسه روش فازی و دراستیک نشان داد که، روش فازی کاراتر و قابل اعتمادتر بوده و ۷۵٪ و ۵۸٪ آب های زیرزمینی آبخوان دارای آسیب پذیری متوسط تا خیلی زیاد نسبت به آلودگی به ترتیب با روش های فازی و دراستیک قرار دارند (۲۷). در ایران نیز می‌توان به کارهایی که روی آبخوان دشت پلدشت و بازرگان (۶)، در آبخوان کارستی شیمبا (۹)، روی آبهای زیر زمینی دشت هشتگرد (۷)، در آبخوان دشت خاش (۱) و در دشت خاتون آباد (۱۱)، در زمینه برآورد آسیب پذیری آبهای زیرزمینی انجام گرفته است اشاره نمود. در دشت دهگلان کشاورزی یکی از مهمترین فعالیتهای دشت بوده و مصرف بی رویه کود و سموم گوناگون باعث ورود انواع آلاینده‌های شیمیایی به دشت می شود. به علاوه تحقیقات زیادی در زمینه آسیب پذیری آبهای زیر زمینی نشان می‌دهد که روش دراستیک می‌تواند آسیب پذیری آلاینده‌های انتشاری را به نحو بهتری ارزیابی نماید (۱۷). بنابراین با توجه به اهمیت دشت مذکور در تامین آب شرب صنعت و کشاورزی منطقه با استفاده از مدل دراستیک نسبت به شناسایی مناطق آسیب پذیرتر اقدام گردید تا در مناطق با آسیب پذیری بیشتر از مکانگزینی صنایع آلوده کننده جلوگیری و در مصرف کود و سموم شیمیایی در مناطق فوق توسط سازمانهای مربوطه محدودیت اعمال گردد.

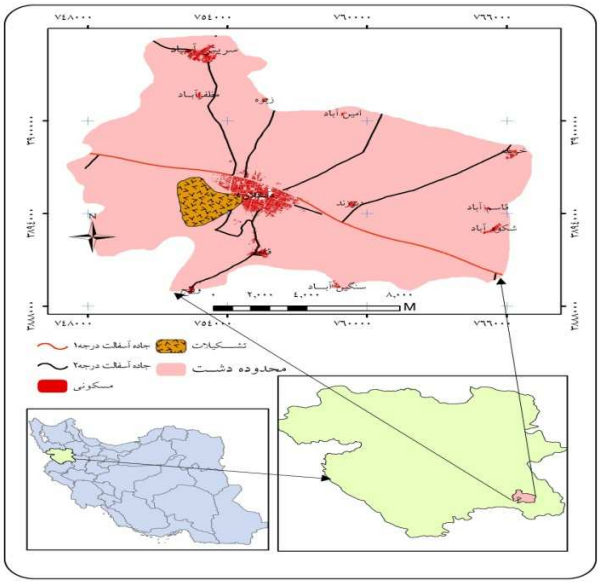
مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه

دشت دهگلان واقع در استان کردستان بین طول های "۳۶ '۰۶ °۴۷ و "۵۶ '۳۶ °۴۷

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

شرقی و "۱ '۱ °۳۵ تا "۷ '۴۱ °۳۵ عرض شمالی واقع شده است. که از شمال به شهرستان بیجار، از شرق به شهرستان قروه، از غرب به شهرستان سنندج و از جنوب به استان کرمانشاه ختم می‌شود. دهگلان با وسعت حوزه آبخیز ۲۵۵۰ و مساحت دشت ۶۲۴ کیلومتر مربع در شرق استان کردستان و از مناطق کم باران به حساب می آید. متوسط بارندگی دشت دهگلان ۳۵۰ میلی متر در سال و اقلیم آن براساس روش آمبرژه جزء نواحی نیمه خشک و سرد می باشد. پتانسیل آبهای سطحی محدوده دهگلان ضعیف است (شکل ۱).



شکل۱- نقشه استان و موقعیت دشت دهگلان.

روش تحقیق

روش های زیادی تاکنون برای ارزیابی آسیب پذیری سفره های آب زیرزمینی ارائه شده که می توان آنها را به سه دسته رتبه دهی توصیفی، آماری و تحلیلی و روش ترکیبی تقسیم بندی نمود. از مهمترین روشهای رتبه دهی می توان به GOD[1]، AVI[2] و DRASTIC[3] اشاره نمود (۴، ۱۰، ۱۳ و ۳۵). کاربردی ترین و رایج ترین روش رتبه دهی، روش DRASTIC می باشد چرا که هزینه انجام آن پایین بوده و با اطلاعات نسبتاً کم و در دسترس می توان نقشه آسیب پذیری مناطق وسیعی را تهیه نمود (۴). این روش براساس همپوشانی نقشه‌ها می باشد که در نهایت منجر به ثبت یک شاخص عددی یا امتیاز برای هر ویژگی می گردد و بر ارزیابی

1- Groundwater Confinement, Overlying strata, Depth to groundwater table
2- Aquifer Vulnerability Index
3- Depth to Water, Net Recharge, Aquifer Media, Soils, Topography, Impact of Vadose Zone, Hydraulic Conductivity

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

توصیفی و کمی آسیب پذیری تکیه دارد. این روش براساس هفت پارامتر عمق آب، تغذیه خالص، محیط آبخوان، بافت خاک، توپوگرافی، تأثیر منطقه غیراشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان می باشد.

روش به دست آوردن شاخص آسیب پذیری دراستیک

در این روش به هر پارامتر یک نرخ و یک وزن برحسب اهمیت پارامتر اختصاص داده می شود که رتبه مربوط به هر پارامتر بین ۱ تا ۱۰ متغیر بوده و وزن هر پارامتر با توجه به اهمیت آن بین ۱ تا ۵ متغییر می باشد و از این رو شاخص دراستیک بر اساس وزن دهی به مجموع هفت پارامتر به صورت زیر محاسبه می شود (۲۷).

$$DI = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$$

که در این رابطه DI شاخص دراستیک، D، R، A، S، T ، I و C پارامترهای هفت گانه، r نرخ ارزش (رتبه) و w وزنی است که به هر پارامتر تخصیص داده می شود. پس از محاسبه شاخص می توان گفت که کدام منطقه در خطر آلودگی بیشتر قرار دارد. هر چه شاخص بزرگتر باشد، خطر ایجاد آلودگی بیشتر می گردد. باید توجه داشت که شاخص دراستیک تنها یک ابزار ارزیابی نسبی را تهیه می کند. وقتی مقادیر دراستیک از طریق GIS نشان داده شوند، رابطه فضایی بین اجرای مدیریت اراضی و آسیب پذیری آب زیرزمینی مشخص می شود (۳۴). در این تحقیق نیز، برای بررسی آسیب پذیری آب زیرزمینی در منطقه و تهیه نقشه از نرم افزار ArcGIS 9.3 استفاده شده است. علت استفاده از این نرم افزار برخورداری آن از برنامه های مکمل برای کاربرد پیشرفته است که امکانات تخصصی مورد نیاز را شامل می شود (۲۵). از جمله می توان به Spatial Analyst برای تحلیل های مکانی، Geoprocessing برای ویرایش داده های مکانی و Model Builder به منظور فراهم سازی محیطی جهت ساخت انواع مدل ها با توانایی های ویژه اشاره کرد.

ساخت و اجرای مدل دراستیک در GIS

برای اجرای این مدل ابتدا اطلاعات هیدروژئولوژی لازم در ارتباط با هفت مولفه دراستیک جمع آوری شدند. داده‌های جمع آوری شده وارد محیط GIS شده و با توجه به موقعیت مکانی آنها روی نقشه منطقه مشخص می شوند. با توجه به نرخ های هر یک از مشخصه ها نقشه پهنه بندی هر کدام از آنها به دست می آید. نقشه های تهیه شده با استفاده از برنامه های جانبی Model Builder نرم افزار ArcGIS 9.3 با وزن دهی و رتبه بندی تلفیق شده و نقشه نهایی به دست می آید.

به منظور اجرای مدل دراستیک در محیط GIS برای ارزیابی پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی در منطقه، مراحل آماده سازی نقشه ها، وزن دهی و تلفیق اعمال شده است. داده های مورد نیاز برای تهیه مشخصه های

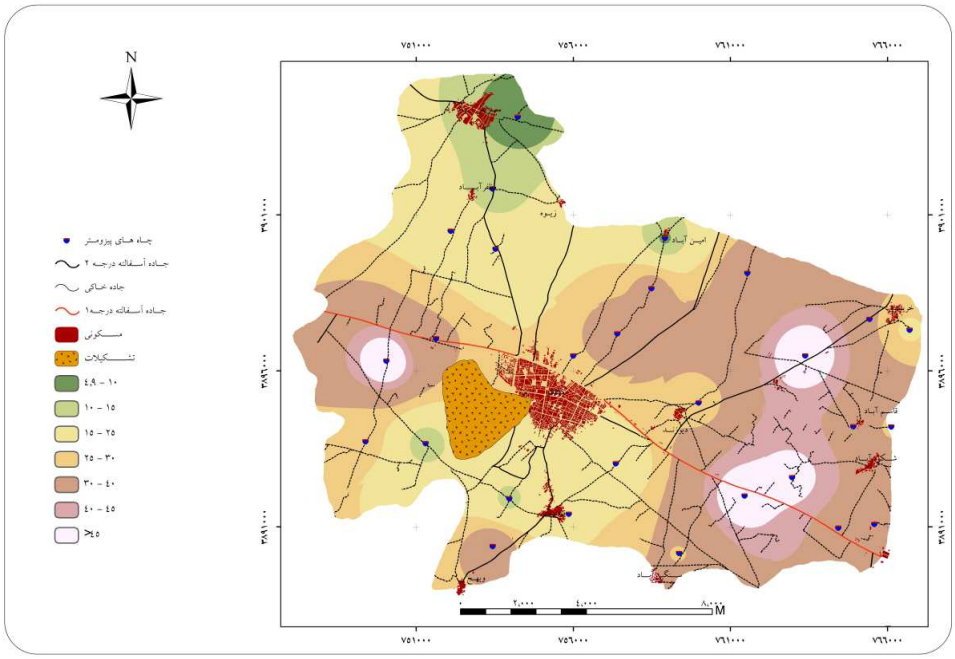
[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

دراستیک از منابع مختلف و با فرمت های گوناگون جمع آوری شده است. پایگاه اطلاعاتی برای داده های با فرمت نقطه ای ابتدا در محیط نرم افزار اکسل تهیه شده، سپس وارد محیط GIS شدند. سیستم تصویر کلیه لایه های اطلاعاتی از نوع UTM (زون شماره ۳۸)، سطح مبنا WGS1984 و مقیاس کاری برابر ۵۰۰۰۰ می باشد. همچنین توابع تحلیل مکانی روی داده ها برای تبدیل آنها به نقشه صورت گرفت که از آن جمله می توان توابع آنالیز توپولوژیکی مانند بریدن (Clip)، ادغام کردن (Merge)، روی هم گذاری (Overlay) و توابع تحلیلی سطوح مانند استخراج شیب از مدل رقومی ارتفاع را نام برد. از تبدیل‌های انجام گرفته می‌توان به تبدیل نقطه به سطح که شامل روش درون یابی IDW (inverse distance weighted) اشاره کرد. به این دلیل از این روش استفاده شده است که خطای این روش براساس RMSE و Cross Validation از سایر روشها از جمله کریجینگ و کوکریجینگ و Spline کمتر می باشد.

عمق آب زیرزمینی

این پارامتر نشان دهنده فاصله بین سطح ایستابی و سطح زمین است. عمق تا سطح ایستابی همراه با خصوصیات منطقه غیراشباع، زمان حرکت آلاینده های جامد یا مایع که توسط آب انتقال داده می شوند و زمان فرآیند رقیق شدگی آلاینده‌ها در منطقه غیراشباع را تحت تاثیر قرار می دهد به طوری که ظرفیت میرایی (Damping Capacity) با افزایش عمق تا سطح ایستابی افزایش می یابد چرا که هرچقدر سطح آب پایین تر باشد زمان حرکت و امکان پالایش آلوده‌کننده افزایش می یابد. برای تهیه لایه عمق از اندازه گیری داده های سطح آب ۲۵ حلقه چاه پیزومتر منطقه استفاده شد (شکل ۲).

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]



شکل ۲- نقشه پهنه بندی عمق آب زیرزمینی.

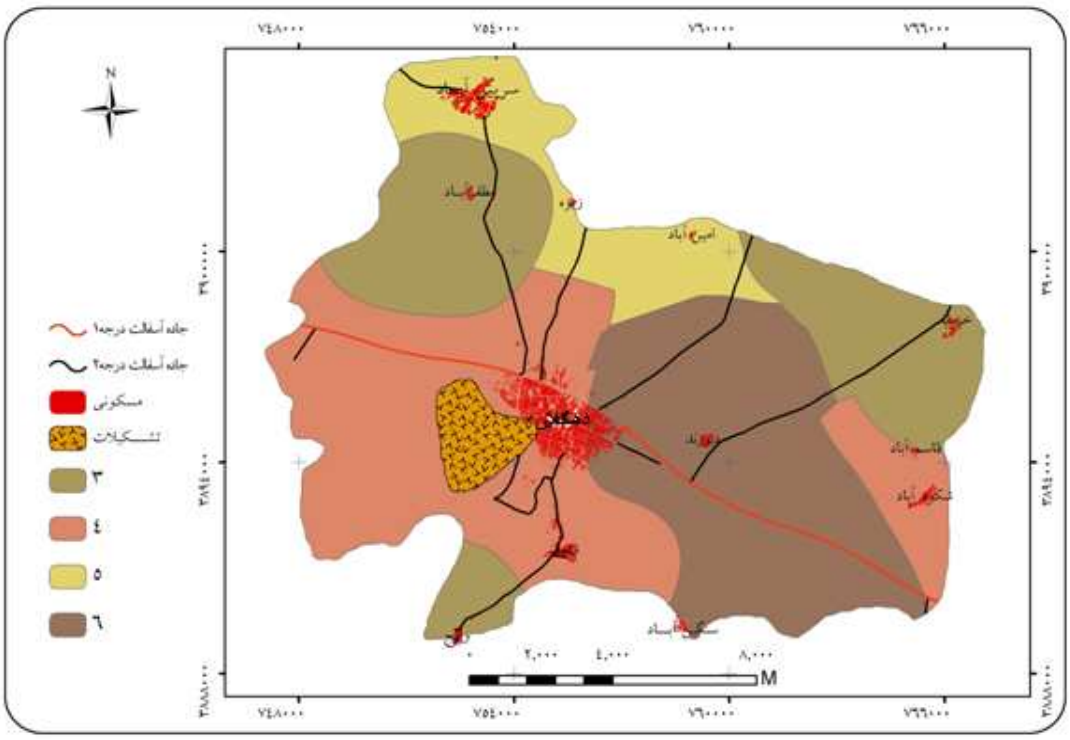
به این ترتیب که میانگین عمق برخـــورد به سطح ایستابی برای پیزومترها در سال آبی ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ محاسبه و سپس لایه عمق تا ســـطح ایستابی با توجه به رتبه های مربوط به مدل دراستیک تهیه گردید. این لایه براساس روش درونیابی IDW با توان ۲ استخراج گردیده است (۲۴). به طوری که در میان روشهای درونیابی معمول کمترین مقدار ریشه دوم میانگین توان دوم خطا (RMSE) بعنوان یک معیار آماری رایج تعیین کننده میزان خطا را نشان می‌دهد.

محیط خاک

محیط خاک، تاثیر بسیار مهمی در تغذیه دارد و از این رو بر چگونگی حرکت آلاینده ها موثر است. وجود مواد دانه ریز مانند سیلت و رس تراوایی خاک را کاهش داده و حرکت آلاینده ها را محدود می کند (۲ و ۳). به علاوه در محدوده ۰/۵ تا ۱ متری به لحاظ میکروبیولوژیکی منطقه بسیار فعال به شمار می رود. بنابراین لایه خاک به دلیل فعالیت نسبتاً بالای میکروبی، وجود مواد آلی و وجود ریشه گیاهان برای حذف و کاهش غلظت آلاینده ها از پتانسیل بالایی برخوردار است (۱۹). برای تهیه لایه محیط خاک از نقشه قابلیت اراضی خاک منطقه که توسط موسسه خـــاکـشنـــاسی و حـــاصلخـــیزی خـاک با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰ در سال ۱۳۶۰ تهیه شده است به همراه نتایج نمونه برداریهای بافت خاک

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

گرد آوری شده توسط محققین استفاده شد. سپس هر کدام از واحد ها براساس مدل دراستیک وزن دهی گردید (شکل ۳).

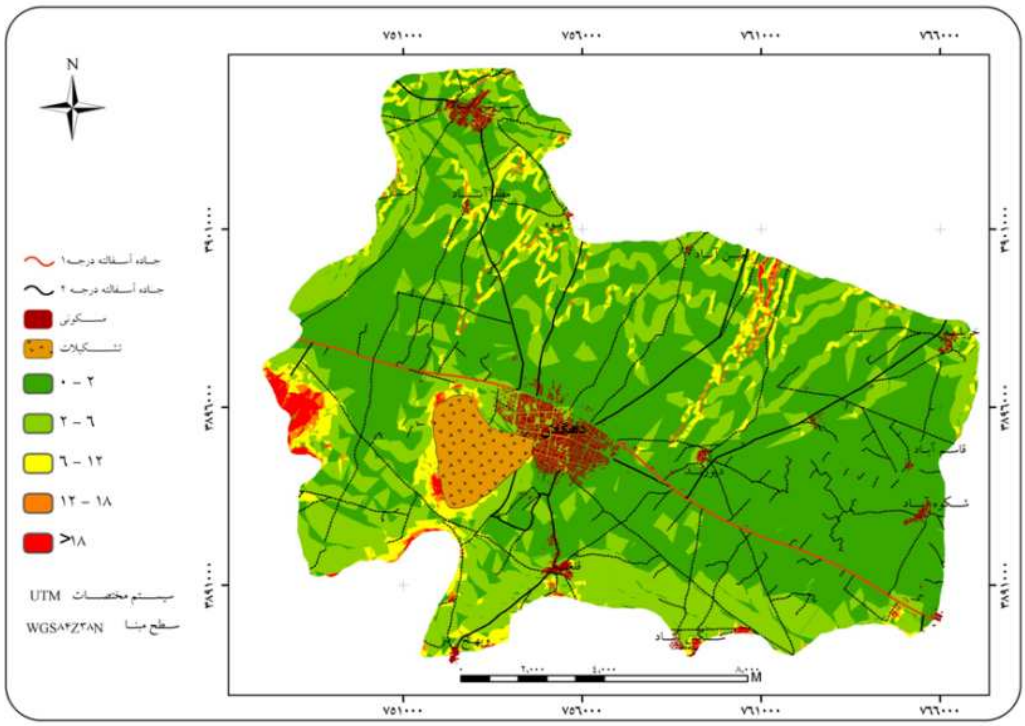


شکل ۳- نقشه پهنه بندی محیط خاک.

توپوگرافی

توپوگرافی به صورت شیب و تغییرات آن عامل کنترل کننده ای در نفوذ آلاینده ها و تشکیل رواناب به شمار می رود. هر چقدر شیب سطح زمین کمتر باشد، زمان ماندگاری آلاینده ها روی سطح زمین طولانی تر و در نتیجه پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی بیشتر خواهد بود (۳۴). برای تهیه لایه توپوگرافی ابتدا مدل رقومی ارتفاعی منطقه براساس نقشه‌های ۱:۲۵۰۰۰ تهیه و سپس شیب منطقه براساس روش هرن و زونبرگن استخراج گردید (۳۲) (شکل ۴). در مرحله بعد براساس مدل دراستیک هر یک از طبقات این لایه وزن دهی و مساحت و درصد مساحت آنها محاسبه گردید.

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

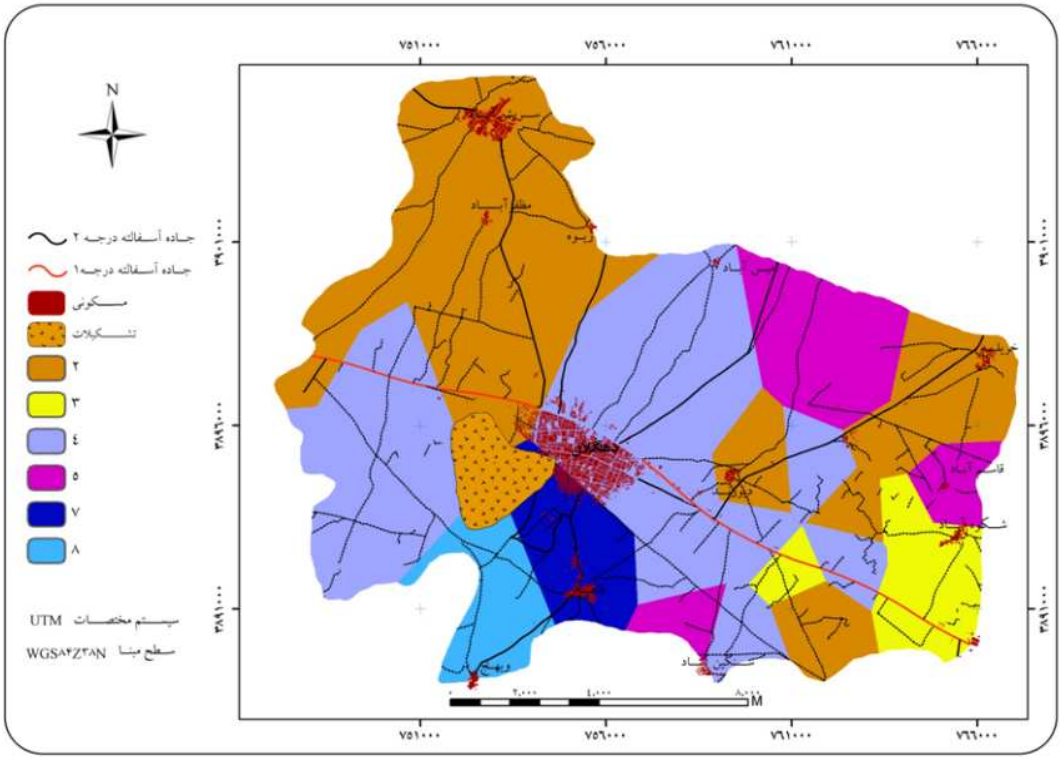


شکل ۲- نقشه شیب منطقه.

جنس محیط غیر اشباع

بافت زون غیراشباع زمان انتقال آلاینده ها را از طریق این محیط تعیین می کند. برای تهیه نقشه محیط غیراشباع از لاگ لیتولوژیکی چاه های اکتشافی و بهره برداری منطقه که توسط شرکت آب منطقه‌ای کردستان در سال ۱۳۸۴ بدست آمده است، استفاده گردید (۲ و ۱۹). به طوری که جنس محیط غیراشباع منطقه بیشتر از قلوه سنگ، رس، رس شنی، رس همراه با گراول، شن و ماسه، لوم رس شنی و رس همراه با آهک تشکیل شده است (شکل ۵) که پس از وزن دهی اولیه نقشه مورد نظر در مدل دراستیک تهیه گردید.

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

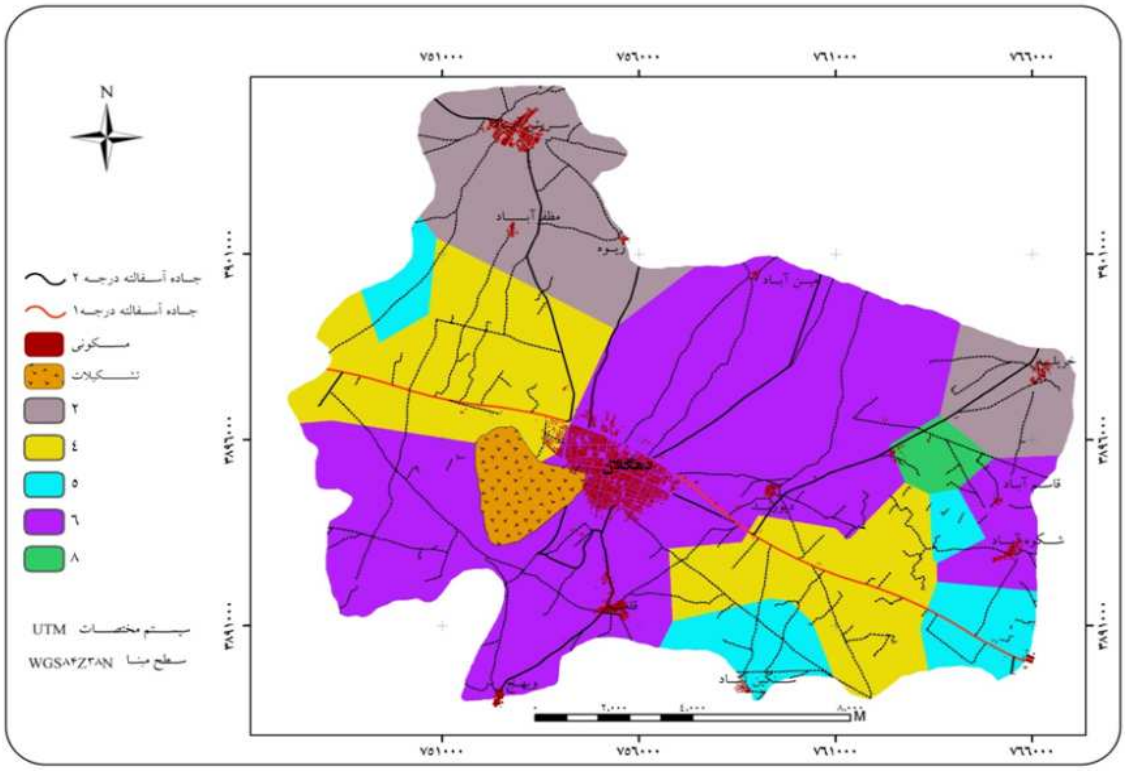


شکل ۵- نقشه پهنه بندی محیط غیر اشباع.

جنس محیط اشباع

محیط آبخوان شامل فضاهای خالی و شکستگی هایی است که آب را در خود نگه داشته و عبور می دهند. بنابر این مواد تشکیل دهنده آبخوان بر جریان درون آن تاثیر می گذارد. این مسیر، جریان حرکت آلاینده ها را از طریق این محیط تعیین می کند (۴). برای تهیه لایه محیط آبخوان از لاگ ۲۸ حلقه چاه موجود در منطقه مورد مطالعه که توسط دفتر مطالعات شرکت آب منطقه‌ای از چاه های اکتشافی و بهره برداری در منطقه مورد مطالعه حفاری و تهیه شده است، استفاده گردید. به طورکلی سفره آب زیرزمینی دشت دهگلان عمدتاً از رسوبات رسی، لوم شنی و لوم رس شنی با مقادیر متفاوتی از گراول، قلوه سنگ و در بعضی قسمتها تشکیلات آذرین و کارست تشکیل شده است. با توجه به رتبه های محیط آبخوان و درصد هریک ازکلاسها لایه محیط آبخوان برای منطقه مورد مطالعه تهیه شده است (شکل ۶).

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

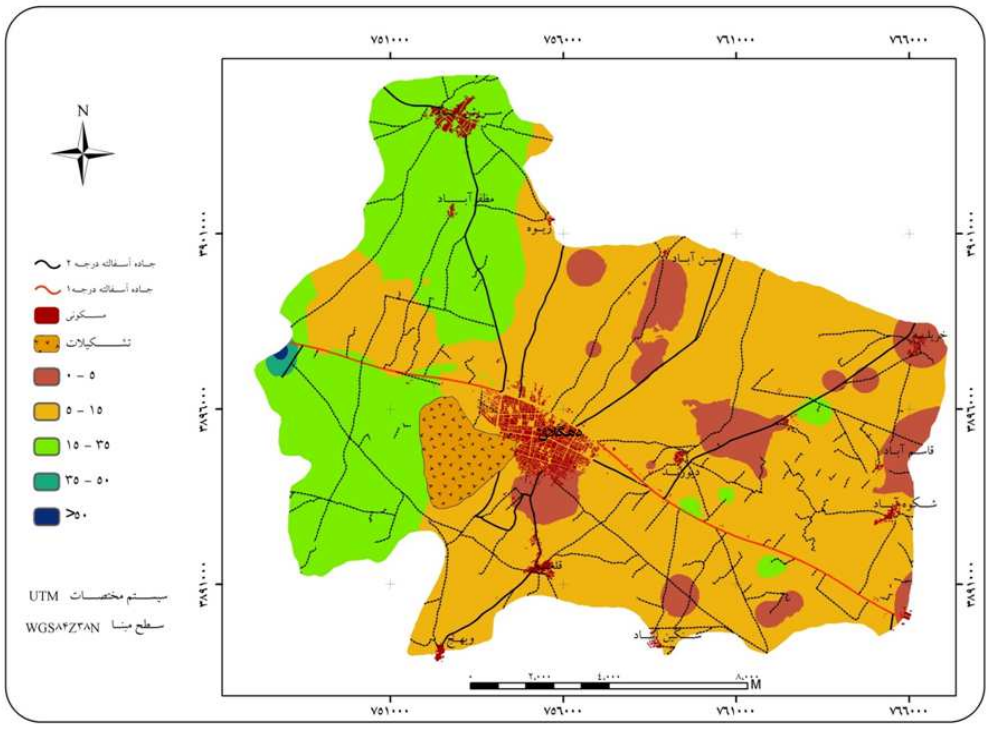


شکل ۶ - نقشه پهنه بندی محیط آبخوان.

هدایت هیدرولیکی

هدایت هیدرولیکی توسط حفره ها، شکستگی ها و سطوح لایه بندی تعیین می شود و میزان آب نفوذ یافته را از طریق محیط آبخوان مشخص می سازد (۶). برای تهیه لایه هدایت هیدرولیکی از تقسیم نقشه قابلیت انتقال که از داده های قابلیت انتقال چاه ها بر نقشه ضخامت آبرفت دشت که توسط شرکت آب منطقه ای کردستان در سال ۱۳۸۴ بدست آمده است، استفاده گردید. به طوری که نقشه هدایت هیدرولیکی بدست آمده براساس مدل دراستیک طبقه بندی و وزن دهی گردید (شکل ۷).

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]



شکل۷- نقشه پهنه بندی هدایت هیدرولیکی.

لایه تغذیه خالص

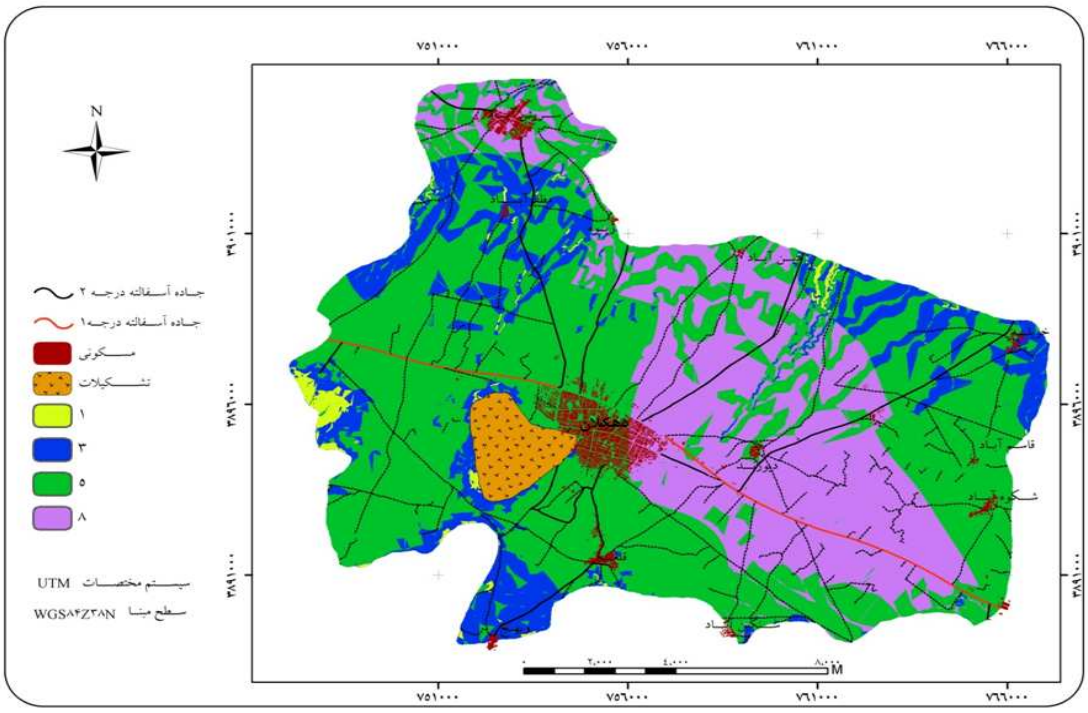
یکی از راههای اصلی انتقال آلاینده ها به آب زیرزمینی، تغذیه است. تغذیه بیشتر سرعت بالاتری را برای انتقال آلاینده ها به سطح آب زیرزمینی فراهم می آورد. بارش، منبع اولیه آب زیرزمینی است. برای تهیه لایه تغذیه از روش پیسکوپو (۲۸) استفاده شد. برای محاسبه میزان تغذیه، مدل رقومی ارتفاعی از منطقه تهیه شد. سپس شیب منطقه مورد مطالعه با استفاده از آن استخراج شده و با استفاده از معیارهای جدول (۱) رده بندی شد. نقشه نفوذپذیری خاک منطقه نیز با توجه به معیارهای این جدول رده بندی گردید. پس از تهیه تمام نقشه های مذکور برای بدست آوردن لایه تغذیه خالص، نقشه شیب و نقشه رتبه بندی نفوذپذیری خاک به همراه رتبه بندی بارش که با استفاده از داده های بارندگی متوسط سالانه ایستگاه دهگلان با میانگین بارش ۳۵۰ میلیمتر مطابق جدول (۱) که برابر ۱ تعیین گردید، همپوشانی شدند و مقدار تغذیه از معادله زیر محاسبه شد (شکل ۸).

مقدار تغذیه = میزان بارندگی + شیب + نفوذپذیری خاک

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

جدول ۱- رتبه های تغذیه خالص (۲۹)

شیب		بارندگی		نفوذپذیری خاک		میزان تغذیه	
شیب (٪)	فاکتور	بارش (mm)	فاکتور	محدوده	فاکتور	محدوده	رتبه
۱۸<	۱	۵۰۰>	۱	خیلی کم	۱	۳-۵	۱
۱۲-۱۸	۲	۵۰۰-۷۰۰	۲	کم	۲	۵-۷	۳
۶-۱۲	۳	۷۰۰-۸۵۰	۳	متوسط	۳	۷-۹	۵
۲-۶	۴	۸۵۰<	۴	متوسط تا زیاد	۴	۹- ۱۱	۸
۲-۰	۵			زیاد	۵	۱۱- ۱۴	۱۰



شکل ۸- نقشه پهنه بندی تغذیه خالص آبخوان.

ترکیب و تلفیق لایه ها

در GIS برای ترکیب لایه های رستری از تابع همپوشانی استفاده می شود. از آنجا که داده های مورد استفاده همگی به فرمت رستری تبدیل شده بودند، بنابراین تابع همپوشانی برای این هدف استفاده شد. این دو تابع به صورت ریاضی و وزنی عمل ترکیب داده ها را انجام می دهد. با توجه به اینکه لایه های مورد نظر در مدل دراستیک هر یک دارای وزن خاصی بودند، برای ترکیب و تلفیق داده ها از تابع همپوشانی وزنی با به کارگیری برنامه جانبی Model Builder برای تلفیق لایه ها استفاده شد. برای این کار تمام لایه ها همراه با ضرایب آنها به صورت درصد برای مدل تعریف شده و

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

سپس عمل تلفیق لایه های مورد نظر صورت می پذیرد. نقشه نهایی آسیب پذیری آبخوان نسبت به آلودگی، با تقسیم بندی به ۵ محدوده بدون خطر آلودگی، آسیب پذیری خیلی کم، کم، کم تا متوسط و متوسط تا زیاد در شکل ۹ نشان داده شده است. روش تعیین وزنها برای طبقه بندی و وزن شیب از منابع و مراجع موجود از جمله (۳، ۱۳ و ۳۶) استفاده شده است و برای سایر لایه های اطلاعاتی از فرم نظرسنجی و نظرات کارشناسی متخصصین در این زمینه استفاده شده است (جداول ۲ و ۳). شاخص دراستیک برای کل منطقه بین ۴۱ و ۱۵۹ برآورد شده است. برای صحت سنجی نقشه نهایی آسیب پذیری از میزان نیترات و EC استفاده شد (شکل‌های ۹ و ۱۰). با انطباق غلظت نیترات و EC روی نقشه نهایی دراستیک مشخص شد که کلیه نقاطی که دارای نیترات و EC بالا هستند، در محدوده با خطر آلودگی زیاد قرار گرفته اند که این می تواند دقت و صحت مدل را تایید کند.

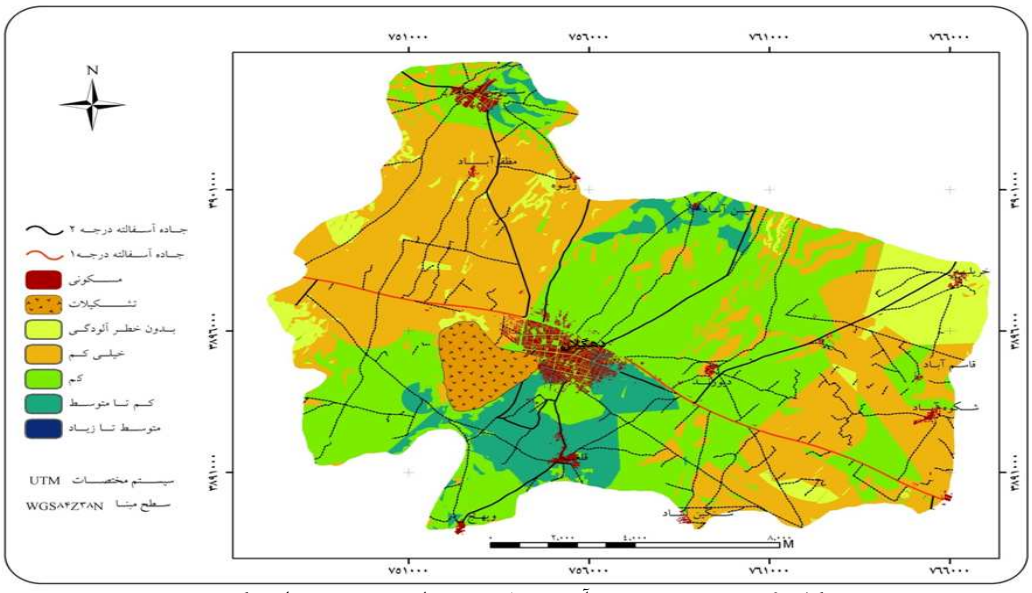
جدول ۲- رتبه های مربوط به پارامترهای مدل دراستیک در منطقه مورد مطالعه

وزن	A	رتبه	I	رتبه	% (T)	رتبه	D (متر)
۶	رس شنی و کارست	۸	قلوه سنگ ریز با میان لایه شنی	۱	۱۸<	۱	۴۵<
۲	رس	۲	رس	۳	۱۲-۱۸	۲	۴۰-۴۵
۶	سنگ رس، قلوه	۴	رس شنی	۵	۶-۱۲	۳	۳۰-۴۰
۴	رس همراه با قلوه سنگ	۳	رسی همراه با شن	۹	۲-۶	۴	۲۵-۳۰
۶	رس شنی همراه با قلوه سنگ	۲	رس همراه با آهک	۱۰	۰-۲	۵	۱۵-۲۵
۴	لوم رسی شنی	۵	رس شنی و قلوه سنگ	رتبه	S	۷	۱۰-۱۵
۵	رس شنی	۷	شن و ماسه، قلوه سنگ و رس	۳	لوم رسی	۹	۰-۱۰
۸	شن و ماسه همراه با رس	۵	لوم رسی سیلتی همراه با گراول	۵	لوم	رتبه	C (متر بر روز)
۶	سیلت وگراول			۴	لوم رس شنی	۱	۰-۵
				۶	لوم شنی	۲	۵-۱۵
						۴	۱۵-۳۵
						۶	۳۵-۵۰
						۸	۵۰<

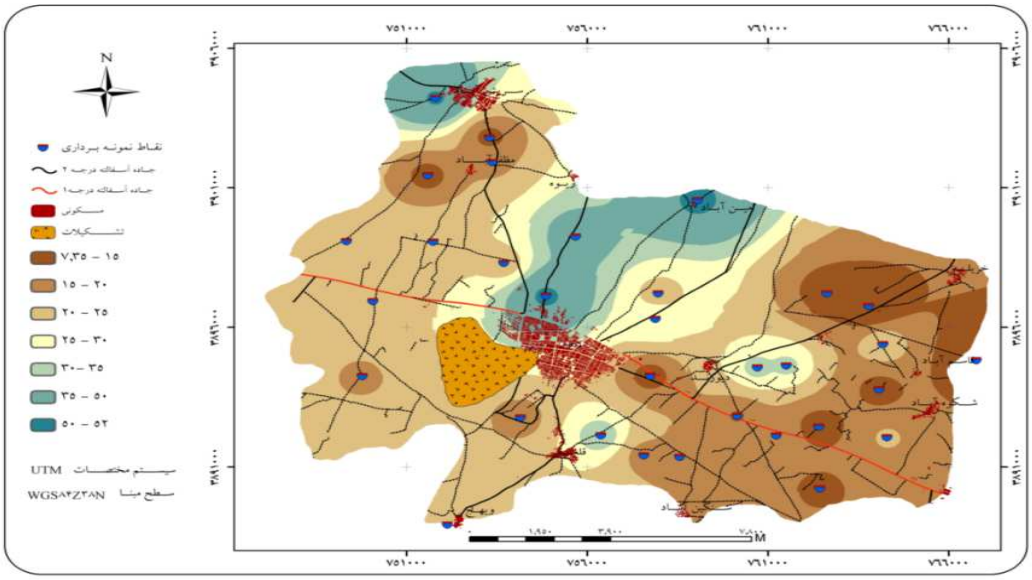
[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

جدول ۳- وزن پارامترهای مدل دراستیک

پارامتر	وزن ثانویه
عمق تا سطح ایستابی	۵
محیط غیر اشباع	۵
تغذیه خالص	۴
محیط اشباع (آبخوان)	۳
هدایت هیدرولیکی (متر بر روز)	۳
محیط خاک (بافت)	۲
توپوگرافی (شیب به %)	۱



شکل ۹- نقشه پهنه بندی آسیب پذیری منطقه به روش دراستیک.



شکل ۱۰- نقشه وضعیت نیترات برحسب ppm.

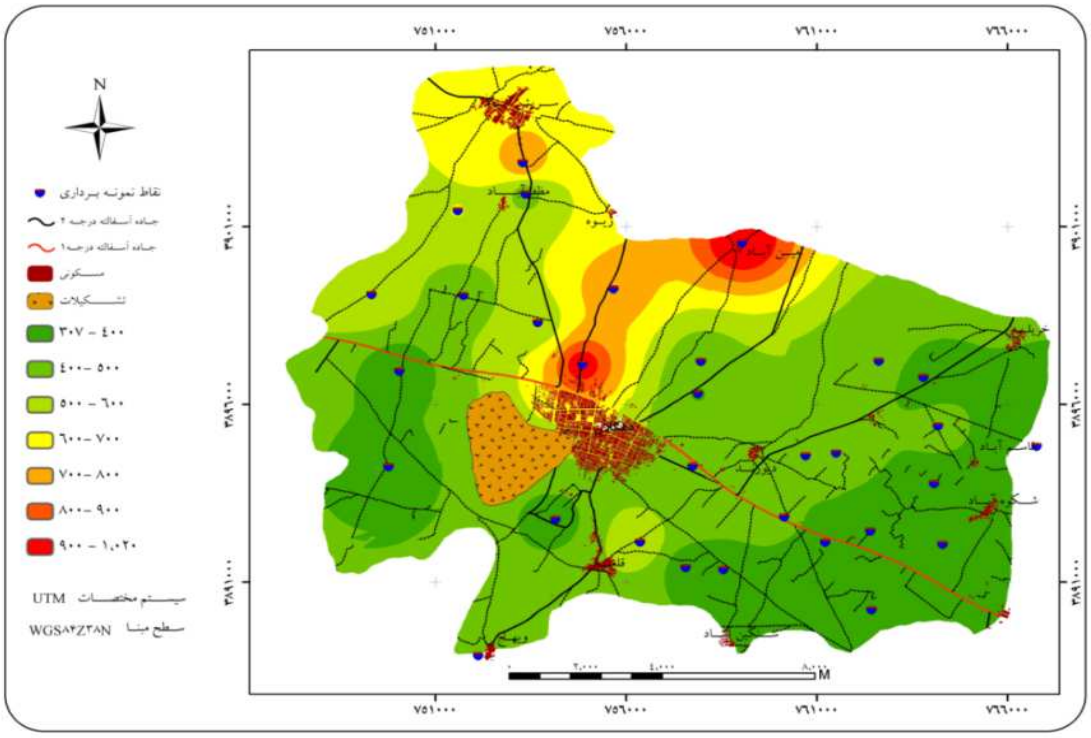
[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

نتایج و بحث

در این مقاله پهنه بندی آسیب پذیری آب های زیر زمینی دشت دهگلان روی یون نیترات و EC (شوری) به عنوان شاخص آلودگی از منشأ‌های کشاورزی (کودهای ازته) و فاضلاب شهری در سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام گرفت. سیستم اطلاعات جغرافیایی به دلیل قابلیت بالا در مدیریت حجم زیادی از داده های مکانی، محیط مناسبی را برای تحلیل پارامترهای دراستیک و تهیه نقشه آسیب پذیری فراهم کرد. هفت پارامتر دراستیک با استفاده از توابع موجود در محیط GIS ساخته و طبقه بندی شدند. شاخص آسیب پذیری که از ترکیب خطی وزنی (WLC)[1] پارامترهای دراستیک به دست می آید، در محیط GIS برای کل منطقه بین ۴۱ و ۱۵۹ برآورد شد. براساس این مدل حدود ۷/۷۹ درصد دشت در کلاس های بدون خطر آلودگی، ۴۰/۹۲ درصد در کلاس خیلی کم، حدود ۴۱/۶۱ درصد دشت در کلاس کم، ۹/۶۶ درصد در کلاس کم تا متوسط و تنها ۰/۰۲ درصد سطح دشت در کلاس متوسط تا زیاد قرار می‌گیرد. کلاس متوسط تا زیاد منطبق بر روستای امین آباد واقع در بخش شمالی دشت می‌باشد. در این منطقه سطح ایستابی بالا و شیب منطقه بین ۲-۰ درصد است. بنابراین بیشترین درصد پتانسیل آلودگی دشت مربوط به کلاس آسیب پذیری کم و کمترین آن مربوط به کلاس آسیب پذیری متوسط تا زیاد می‌باشد. همچنین در لایه‌های محدوده اشباع و تغذیه خالص امتیاز نسبتاً بالایی را در مدل دراستیک به خود اختصاص داده است و میزان تغذیه بالا می باشد. بنابراین این منطقه دارای بالاترین میزان آسیب پذیری می باشد. تفسیر بصری مدل با لایه عمق تا سطح ایستابی نشان می دهدکه نقشه عمق تا سطح ایستابی با میزان آسیب پذیری با مدل دراستیک مطابقت بالایی دارد بطوریکه مناطق با عمق کم دارای آسیب پذیری بالاتری هستند، بنابراین می توان نتیجه گرفت که عمق تا سطح ایستابی مهمترین پارامتر اثر گذار در تعیین آسیب پذیری آبهای زیرزمینی در دشت دهگلان است. در ضمن، نتایج تفسیر بصری نقشه نیترات و هدایت الکتریکی دشت دهگلان (شکل های ۱۰ و ۱۱) با نقشه نهایی مدل دراستیک تایید کننده دقت مدل می باشد.

1- Weighted Linear Combination

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]



شکل ۱۱- نقشه وضعیت شوری (EC) برحسب ppm.

نتایج آنالیز نمونه های آب در مورد نیترات و EC آبهای زیرزمینی با پیش بینی های مدل های مورد استفاده در تحقیق نشان می دهد که کودها، آفت کش ها و سموم کشاورزی که از محدوده ریشه و بطور کلی از دسترس ریشه گیاه خارج می شوند، در مناطق با آسیب پذیری بالا به سهولت به منابع آبهای زیرزمینی می رسند، لذا پیشنهاد می شود تا کشاورزان کود و سایر نهاده های مصرفی خود را صرفاً براساس انجام آزمایشات خاک و با توصیه کارشناسان مرتبط مصرف نمایند و از مصرف بی رویه کود توسط کشاورزان ممانعت بعمل آید. لذا با توجه به اهمیت منابع آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه که برای مقاصد مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد، حفاظت این مناطق به منظور جلوگیری از آلودگی و مدیریت بهینه منابع آب ضروری است و مناطق با استعداد آلودگی بیشتر برای احداث مراکز صنعتی و یا کشاورزی با قابلیت آلوده سازی بالا مناسب نبوده و می توانند به سادگی آلوده شوند. نتایج این تحقیق با نتایج (۶، ۸، ۲۳، ۲۶ و ۲۷) هماهنگی و تطبیق دارد.

تشکر و قدر دانی

نویسندگان از قسمت مطالعات پایه منابع آب شرکت سهامی آب منطقه ای کردستان که

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

اطلاعات مورد نیاز این تحقیق را در اختیار قرار دادند و همچنین از جناب آقای مهندس نظام الدین محمودی تشکر می نمایند.

منابع

1. Ahamdi, A. and M. Abrumand. 2009. Investigation of contamination potential Khash plain Aquifer using GIS. Journal of Applied Geology. 1: 1-11.
2. Akhtari, Y., M. Chitsazan, N. Rahimi and M. Hoseini. 2006. GIS based on DRASTIC Model to Vulnerability Assessment in Zvircheri and Khoran Plain, 2nd Geomatica conference, National Geological Survey. 10 pp.
3. Al-Adamat, R.A.N., I.D.L. Foster and 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. Applied Geography 23: 303-324.
4. Aller, L., T. Bennet, J.H. Lehr, R.J. Petty and G. Hackett. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluation groundwater pollution potential using hydrogeologicalsettings. EPA/600/2-87/035.US Enveronmental Protection Agency, Ada, OK, USA, 23: 82-91.
5. Almasri, M.N. 2008. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine, Journal of Environmental managent, 88: 577-593.
6. Asgharimoghadam, A., E. Fihani, A.A. Nadiri. 2010. Groundwater vulnerability Assessment using GIS-based DRASTIC model in the Bazargan and Poldasht Plain. Journal of Environmental Studies, 35(52): 55-64.
7. Azadshahraki, F.A., A. Aghasi, F. Azadshahraki and A. Zarei. 2010. Groundwater Vulnerability Potential Evaluation and Sensivity Analysis Hashtgerd Plain using DRASTIC model. Water and Waste Water. 2: 61-70.
8. Babiker, I.S.M., A.A. Mohamed, T. Hiyama and K. Kato. 2005. A GIS based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigara Heights, Gifu Prefecture, central japan, Sci., Total Environ, 345: 127-140.
9. Bagherzade, S., N. Kalantari, M. Moradzade, M.H. Rahimi, M. Fazeli and M.R. Keshavarzi. 2010. The Newest Method to Karst Aquifer Vulnerability Zoning Using RS and GIS Techinque: COP Method for Shimba Karst Aquifer. 2nd Geomatica conference, National Geological Survey. 10 pp.
10. Daly, D. and D. Drew. 1999. Irish methodologies for karst aquifer protection. In: Beek B (ed) Hydrology and engineering geology of sinkholes and karst aquifer. Balkema, Rotterdam, 267-272.
11. Derakhshani, R. and M. Alipur. 2010. Assessment of Groundwater Sensivity to Pollution Using GIS in Khatun Abad Plain. Journal of Applied geology. 14: 285-293.
12. El-Naqa, A., N. Hammouri and M. Kioso. 2006. GIS based evaluation of groundwater vulnerability in the Russeifa area. Jordan: Revista Mexicana de Ciencias Geologicas, 23(3): 277-287.
13. Foster, S.S. 1987. Fundamental concepts in aquifer Vulnerability, Pollution risk and protection strategy. In: Duijvenboooden W van, waegeningh HG van (eds) TNO

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

Committee on Hydrological Research, the Hague .Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, proceedings and information, 38: 69-86.
14. Gogu, R.C. and A. Dassargues. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index method. Environmental Geology, 39(6): 549-559.
15. Hamaza, M.H., A. Added, A. Frances and R. Rodriguez. 2007. Validite de i application des methods de vulnerabilite DRASTIC, SINTACS et SI a i etude de la pollution par les nitrates dans la nappe phreatique de metalline-ras Jebel-Raf (Nord-East Tunisient). Competes Rendus Geo Science, 339: 493-505.
16. Johansson, P.O., C. Scharp, T. Alveteg and A. Choza. 1999. Framework for groundwater protection-theManagua Groundwater System as an Example. Groundwater, 37(2): 204-213.
17. Kalantari, N., M. Faryabi and M.H. Rahimi. 2008. Assessment of Groundwater Vulnerability with AVI Method and GOD and DRASTIC model by GIS. Journal of Engineering Geology. 2(2): 431-445.
18. Kabera, T. and L. Zhaohuri. 2008. A GIS based DRASTIC Model for Assessing Groundwater in Shallow Aquifer in Yuncheng Basin, Shanxi, China, Research journal of Applied Science, 3(3): 195-205.
19. Katta, B., A.F. Walid and A.R. Al Charideh. 2010. Groundwater vulnerability assessment ffor the Banyas Catchment of the Syrian coastal area using GIS and the RISK method. Jornal of Environmental Management 91: 1103-1110.
20. Khodai, K., A.A. Shahsavari and B. Etebari. 2006. Join Plain Aquifer Vulnerability Assessment Using GODS and DRASTIC Models. Jouranal of Iran Geology. 4: 73-87.
21. Knodel, K., G. Lange and H.J. Voigt. 2007. Environmental Geology, Handbook Field Methods and Case Studies, Springer- Verlag, Berlin Heidelberg, 1357 pp.
22. Lee, S. and S. Choi. 1997. Groundwater pollution susceptibility assessment of Younggwang area using GIS technique (in Korean). Journal of Korean Society on Groundwater Environment, 4(4): 223-230.
23. Lynch, S.D., A.G. Reynders and R.E. Schulze. 1997. A DRASTIC approach to groundwater vulnerability in South Africa. South African Journal of Science. 93(2):59-60.
24. Matakan, A.K., H.R. Naseri and Z. Ostadhashemi. 2008. Improvement in GIS based DRASTIC model using Statistical methods and Analytical hierarchy process Case study: Hamedan-Bahar Plain west of Iran. Jouran of Applied Geology, 4(3): 205-222.
25. McCoy, K.J. 2002. Using ArcGIS spatial analyst, ESRI, 380 New York Street, Redlands, CA 92373-8100, USA., 178 pp.
26. Motiee, H. 2009. Acquaintance to Arc View-GIS. Ab o Bargh University Press. 432 pp.
27. Nobre, R.C.M., O.C. Rotunno Filho, W.J. Mansur, M.M.M. Nobre and C.A.N. Cosenza. 2007. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. Journal of Contamination Hydrology, 94: 277-292.
28. Pathak, D.R. and A. Hiratsuka. 2011. An integrated GIS based fuzzy Pattern recognition model to comput groundwater vulnerability index for decision making. Journal of Hydro-environment Research, 5: 63-77.

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

29. Piscopo, G. 2001. Groundwater vulnerability map, explanatory notes, Castlereagh Catchment, NSW. Department of Land and Water Conservation, Australia. http://www.dlwc.nsw.gov.au/care/water/groundwater/reports/pdfs/castlereagh_map_notes.pdf.
30. Plymale, C.L. and M.P. Angle. 2002. Grounwater pollution potential of Fulton County, Ohio, Ohio Department of Natural resources division of water, water resources section, Grounwater pollution potential report. 45: 722-730.
31. Report of Tehran Plain Groundwater Resource Study, Jamab Consulting Engineers. 23 pp.
32. Rushton, K.R. 2003. Groundwater Hydrology Conceptual and Computational. Models, John Wiley and Sons Ltd. 416 pp.
33. Shahid, S. and M.K. Hazarika. 2007. Geographic Information System for the Evaluation of Groundwater Pollution Vulnerability of the Northwestern Barind Tract of Bangladesh. Environmental Research Journal, 1(1-4): 27-34.
34. Shamsai, A. 1998. Flow Hydraulic in Porous Media: Groudwater Engineering. Two Vol. Amirkabir University Press. 560 pp.
35. Shukla, S., S. MOstaghimi, V.O. Shanholt, M.C. Collins and B.B. Ross. 2000. A county-level assessment of groundwater contamination by pesticides. Groundwater Monitor Rev 20(1): 104-119.
36. Soper, R.C. 2006. Groundwater vulnerability to agrochemicals: a GIS-based DRASTIC model analysis of Carolla, Chariton and Saline counties, Missouri, USA, M.Sc. thesis, University of Missouri-Columbia. 147 pp.
37. Van Stemproot, D., L. Evert and L. Wassenaar. 1993. Aquifer Vulnerability index: a GIS compatible method for groundwater Vulnerability mapping. Canadian Water Resource journal, 18: 25-37.

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]

Assessment of Groundwater Vulnerability Using a-GIS Based DRASTIC Model (Case Study: Dehgolan Plain, Kurdistan Province)

Kh. Khosravi[1], M. Habibnejad Roshan[2], K. Solaimani[3] and Kh. Babaei[4]

1, 2 and 3- M.Sc. Student, Associate Professor and Professor of Sari Agriculture Science and Natural Resources University (Corresponding author: Khabat.khosravi@gmail.com)
4- M.Sc. Kurdistan Regional Water Company

Abstract

In spite of The uncontrolled exploitation of groundwater that has caused a sharp drop in water level, Agricultural, industrial and urban activities enter contaminant to various aquifers. Due to Dehgolan plain importance in water supply of industrial, drinking and agriculture, for the vulnerability assessment DRASTIC model was used. The DRASTIC model uses seven environmental parameters (Depth to water, net Recharge, Aquifer media, Soil media, Topography, Impact of vadose zone and hydraulic Conductivity) to characterize the hydrogeological setting and evaluate aquifer vulnerability. These factors were produced as 7 layers in Arc GIS 9.3 software and by Weighting, Rating and combination, final map of Groundwater vulnerability to pollution was provided 5 zones as: without risk of pollution, very low, low, low to moderate and moderate to high and finally DRASTIC Index ranging from 41 to 159 for all the case studies were estimated. Nitrate concentration and EC were used to validate the final map of vulnerability. Overlying these elements, concentration to the DRASTIC final map, illustrated that all point with high concentration stand in the high pollution zones and this result showed the acceptable accuracy of DRASTIC model. From point of area view, 7.79% of plain lies in without risk of pollution class, 40.92% of plain in very low class, 41.61% of plain in low class, 9.66% of plain in low to moderate class and only 0.02% of plain drops in moderate to high class.

Keywords: Vulnerability, DRASTIC model, Groundwater, Dehgolan Province

[Downloaded from jwmr.sanru.ac.ir on 2026-11-04]