فصلنامه علمی پژوهشی زمین شناسی محیط زیست
سال دوازدهم، شماره ۴۵، زمستان ۹۷

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت کهریز با استفاده از مدل دراستیک در محیط GIS

یوسف محبی*[۱] و اصغر اصغری مقدم[۲]

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی دانشگاه تبریز yusef_19@yahoo.com

۲- استاد گروه زمین شناسی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز moghaddam@tabrizu.ac.ir

چکیده

ارزیابی آسیب پذیری آبخوان برای توسعه، مدیریت و تصمیمات کاربری اراضی، نحوه پایش کیفی منابع آب زیرزمینی و جلوگیری از آلودگی این آب‌ها بسیار مفید است. در این پژوهش آسیب پذیری آبخوان دشت کهریز در برابر آلودگی، به کمک مدل دراستیک و سامانه اطلاعات جغرافیایی(GIS) ارزیابی شد. در این روش، هفت عامل هیدرولوژیکی مؤثر بر آلودگی آب‌های زیرزمینی ترکیب شدند. این هفت عامل عبارتند از: عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی. نقشه پهنه بندی آسیب پذیری، برگرفته از نتایج بدست آمده، دو پهنه عمده‌ی آسیب پذیری کم و متوسط را نشان می‌دهد. گسترش پهنه‌ی با آسیب پذیری متوسط، حدود۷۸ درصد و گسترش پهنه با آسیب پذیری کم، حدود۲۲ درصد است. صحت سنجی مدل با استفاده از پراکندگی یون نیترات در محدوده آبخوان انجام گردید. که تقریباً تمامی نقاطی که دارای نیترات بالا هستند، در محدوده‌ی با استعداد متوسط قرار گرفته‌اند. با تحلیل حساسیت به روش حذف متغیر و نیز تحلیل حساسیت به روش تک متغیری، میزان تأثیر گذاری هر کدام از متغیرها در آلوده سازی آبخوان مورد ارزیابی قرار گرفتند. نتایج هر دو تحلیل نشان می‌دهند که مهم‌ترین متغیر تأثیر گذار بر شاخص آسیب پذیری، اثر منطقه غیر اشباع است.

واژگان کلیدی: آسیب پذیری، دراستیک، دشت کهریز، نیترات،GIS.

مقدمه

در سال‌های اخیر افزایش جمعیت و به تبع آن افزایش نیازهای آبی و همچنین کاهش کیفیت و آلودگی آب‌های زیرزمینی بدلیل توسعه صنعت و کشاورزی موجب توجه به کیفیت منابع آب زیرزمینی گردیده است. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب پذیر آبخوان و مدیریت بهره برداری از منابع آب و کاربری اراضی است. روش‌های مختلفی برای تعیین پتانسیل آسیب پذیری سفره وجود دارد که از جمله آن می‌توان به روش‌های همپوشانی(GOD، DRASTIC، SINTAC، COP، AVI)، روش‌های ریاضی و روش‌های آماری اشاره کرد(Vlaicu , 2008). روش‌های همپوشانی بر پایه تلفیق لایه‌های حاصل از متغیرهای مختلف بنا نهاده شده‌اند و اساس کار یکسانی دارند. این روش‌ها در به کارگیری نوع و تعداد متغیرها با هم تفاوت داشته ولی در نهایت منجربه ثبت یک شاخص عددی یا امتیاز برای هر ویژگی می‌گردد.

از کاربردی‌ترین روش‌های شاخص همپوشانی، روش دراستیک می‌باشد که توسط سازمان محیط زیست ایالت متحده آمریکا(US-EPA) جهت تعیین پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی ارائه شد. تاکنون تعاریف زیادی در مورد آسیب پذیری آبخوان و مفهوم آن در هیدروژئولوژی ارائه شده است، که از آن جمله می‌توان به تعریف کمیته ملی علوم زمین آمریکا در سال ۱۹۹۳ اشاره کرد. این کمیته، آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلودگی را، تمایل یا احتمال رسیدن آلاینده‌ها به یک مکان مشخص در سیستم آب زیرزمینی بعد از به وجود آمدن آن‌ها

در برخی محل‌ها در بالای سطح آبخوان می‌داند(Almasri , 2008).

اصطلاح آسیب پذیری از نظر مفهومی در هیدروژئولوژی به دو صورت آسیب پذیری ذاتی و آسیب پذیری ویژه تقسیم می‌شود(Gogu & Dassargues, 2000).

آسیب پذیری ذاتی به امکان آلودگی در یک منطقه بدون در نظر گرفتن آلاینده خاص اشاره دارد. به عبارتی این نوع آسیب پذیری به ویژگی‌های زمین شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژی یک منطقه و فعالیت‌های بشری بستگی دارد و مستقل از ماهیت آلاینده است(Gogu & Dassargues, 2000). روش‌هایی نظیر دراستیک و سین تکس به منظور ارزیابی این نوع آسیب پذیری استفاده می‌شوند(Hamza et al,2007). آسیب پذیری ویژه نیز به آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلاینده یا گروهی خاص از آلاینده‌ها اشاره دارد که به ویژگی‌های آلاینده و ارتباط آن با مؤلفه‌های مختلف آسیب پذیری ذاتی بستگی دارد(Gogu & Dassargues, 2000). روش شاخص حساسیت(Susceptibility Index) یکی از روش‌هایی است که برای ارزیابی این نوع آسیب پذیری(ذاتی) مورد استفاده قرار گرفته و در آن آسیب پذیری آبخوان به طور مشخص نسبت به آلاینده‌های کشاورزی(نیترات) مورد بررسی قرار می گیرد(Hamza et al,2007). تاکنون مطالعات زیادی در زمینه‌ی آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی با استفاده از مدل دراستیک انجام شده است که از آن جمله می‌توان به ارزیابی آسیب پذیری آبخوان‌های پالوکسی(Paluxy) در شمال تگزاس(Fritch et al, 2000)، آبخوان بازالتی ازراق(Azraq) در اردن(Al-Adamat et al ,2003)، آبخوان ناحیه‌ی تامپل نادودر هند (Thirumalaivasan et al, 2003)، آبخوان کاکامیگاهارا در مرکز ژاپن(Babiker et al, 2005) اشاره کرد، همچنین در کره‌ی جنوبی از مدل دراستیک برای ارزیابی محل مناسب دفع زباله‌ها و جلوگیری از آلوده شدن آب‌های زیرزمینی استفاده شده است(Lee, 2003). در ایران نیز از روش دراستیک برای پهنه بندی آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی، به طور موردی کمک گرفته شده است. از جمله این آبخوان‌ها می‌توان به آبخوان‌های دشت‌های بازرگان و پلدشت در استان آذربایجان غربی(اصغری مقدم و همکاران،۱۳۸۸)، آبخوان دشت خران، در خوزستان(Chitsazan & Akhtari, 2008) و آبخوان دشت تهران(Mohammadi et al, 2008) اشاره کرد.

موقعیت منطقه مورد مطالعه

دشت کهریز در شمال‌غرب ایران، واقع در استان آذربایجان غربی می باشد. این دشت جزو حوضه آبریز دریاچه ارومیه بوده و با وسعت تقریبی ۱۱۵ کیلومتر مربع در امتداد ساحل دریاچه ارومیه قرار گرفته و از شمال به کوه بایداغ ـ قره باغ و کوه اوچ تپه، از جنوب به کوه آغداغ، از شرق به دریاچه ارومیه و از غرب به کوههای اوغام و قره داغ محدود می‌شود. میانگین دمای سالانه این دشت ۱۲ درجه سانتیگراد، میانگین رطوبت نسبی ۵۳/۶۱ درصد و میانگین بارندگی سالانه آن ۳۲۰ میلی‌متر است. با توجه به این داده ها و بر اساس روش اقلیم نمای آمبرژه اقلیم آن خشک سرد محاسبه شده است. ارتفاع دشت از سطح دریا به طور متوسط ۱۳۱۰ متر و بین ۱۲۸۰ متر(در حاشیه دریاچه ارومیه) تا ۲۶۶۱ متر(در شمال‌غرب دشت) متغیر است و شیب متوسط دشت ۶ درصد می باشد. شیب عمومی دشت غربی – شرقی و شمال غربی به جنوب شرقی می‌باشد.

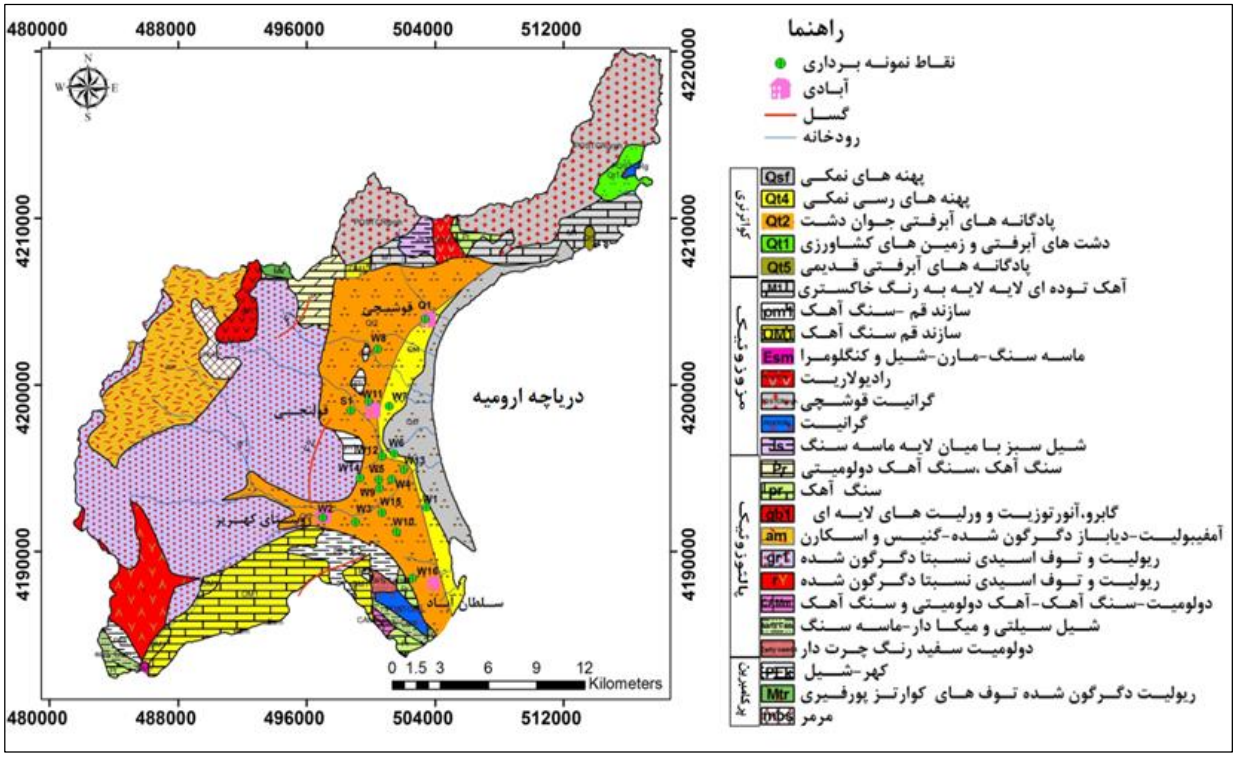
ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

از نظر زمین ساختی این منطقه بخشی از زون ایران مرکزی بوده که انتهای زون تکنونیکی سنندج – سیرجان را در شمال باختر تشکیل می‌دهد(آقانباتی،۱۳۸۳). ساخت امروزی آن مدیون حرکات کوهزایی و زمین زایی متعددی است که در

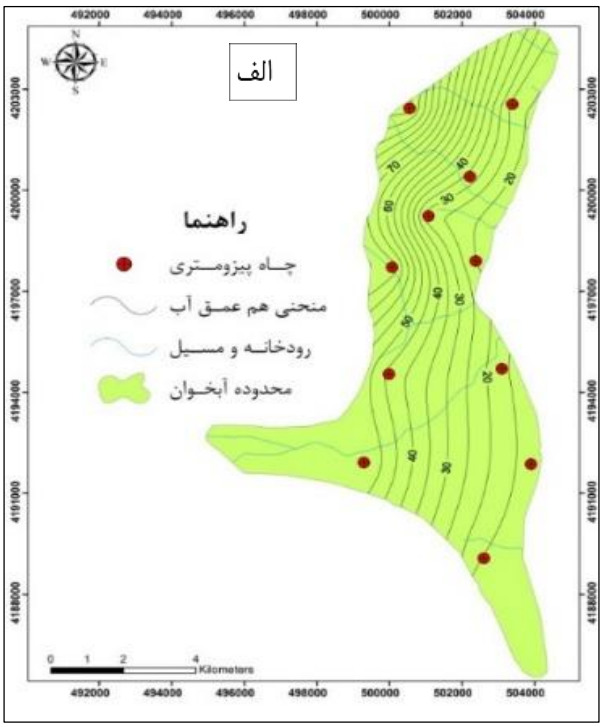
دوره های مختلف زمین شناسی رخ داده اند. از آن جمله حرکات کوهزایی پرکامبرین پسین که عامل اساسی چین خوردگی و دگرگونی پی سنگ ناحیه است. کهن ترین رخنمون‌های منطقه مجموعه‌ای از سنگ‌های دگرگونی آمفیبولیت، گنایس، شیست، متاولکانیک، متادیوریت، متاگابرو است که به پرکامبرین تعلق دارند. سازندهای زمین شناسی حاشیه دشت کهریز را بیشتر برونزدهایی از سنگهای متعلق به پرکامبرین(شیستهای تشکیلات کهر، آمفیبولیت، گنایس، برخی سنگهای آذرین دگرگون شده)، گرانیت قوشچی(لارامید)، آهک و آهکهای دولومیتی پرمین و تشکیلات دوران سوم (سازند قم مربوط به الیگومیوسن)، می پوشاند شکل۱. این دشت فاقد رودخانه های بزرگ و دائمی مهم بوده و مسیل های آن تنها در روزهای معدودی از سال یعنی مواقع بارانی دارای آب هستند. رودخانه شیواسان چای از جمله رودخانه-های منطقه می‌باشد که این رودخانه پس از عبور از دشت کهریز و نفوذ بخشی از آب آن در دشت، به دریاچه ارومیه می‌ریزد. رسوبات آبرفتی در دشت کهریز شامل آبرفتهای رودخانه ای که عموماً دانه درشت هستند و واریزه‌های دامنه‌ای که پس از تخریب و تجزیه تشکیلات اطراف دشت حاصل گشته و توسط آب و باد به دشت حمل شده اند، می باشد. رسوبات مخروط افکنه ای که در حاشیه شمالی و غربی دیده می شود دانه درشت بوده و ورودی آبخوان آبرفتی را تشکیل گسترش زیاد این رسوبات علت اصلی آن هستند. همچنین در محاسبات بیلان مقدار ضریب ذخیره دشت به طور متوسط ۵٪ منظور شده است . در دشت کهریز عمق برخورد به سطح آب زیرزمینی بین ۱۳ تا ۹۷/۵ متر متغیر می باشد. بر اساس منحنی‌های هم‌عمق، بیشترین عمق سطح آب زیرزمینی در بخش شمال‌غربی و کمترین عمق سطح آب زیرزمینی در بخش شرقی دشت دیده می‌شود(شکل۲- الف)، جهت عمومی جریان آب زیرزمینی به تبعیت از توپوگرافی منطقه، بیشتر از غرب به شرق می‌باشد(شکل۲- ب)، شیب هیدرولیکی آب زیرزمینی در اراضی مخروط افکنه ای، بیش از ۸ در هزار است که به سمت مرکز دشت به ۵ در هزار کاهش یافته و در اراضی پایاب دشت کمتر از ۱ در هزار می‌باشد . در این دشت تراز آب زیرزمینی در اراضی جنوبی بیشتر از اراضی شمالی دشت می باشد.

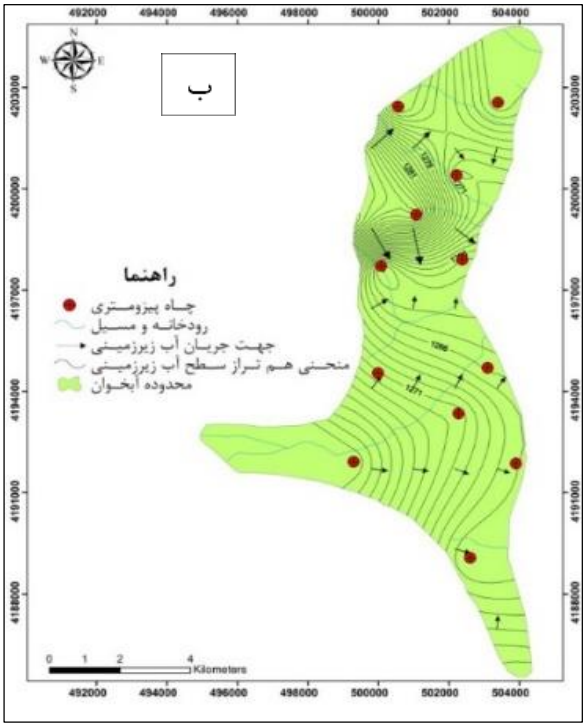
مواد و روشها

مدل دراستیک در آمریکا به منظور حفاظت از منابع آب زیرزمینی توسعه یافته بود(Aller et al., 1985). دراستیک یک مدل تجربی است، که آسیب پذیری آب زیرزمینی را از نظر آلودگی بر اساس وضعیت هیدروژئولوژیکی منطقه برآورد می‌نماید(Aller et al., 1985,1987). مدل دراستیک یک گروه هفت تایی از متغیرهای هیدروژئولوژیکی را برای طبقه بندی آسیب پذیری یا پتانسیل آلودگی یک آبخوان مورد استفاده قرار می‌دهد. که این متغیرها عبارتنداز:۱.عمق آب زیرزمینی(D) ۲.تغذیه خالص(R)۳.محیط اشباع(A) ۴.محیط خاک(S) ۵.توپوگرافی(T) ۶.محیط غیر اشباع(I) ۷.هدایت هیدرولیکی آبخوان(C). به هر متغیر یک وزن نسبی از یک تا پنج بر پایه استعداد نسبیش به آلوده کننده اختصاص داده می-شود(Aller et al., 1987) جدول ۲. به همین نحو در یک منطقه مورد مطالعه رتبه بندی این متغیرها از مقیاس یک تا ده، بر پایه اهمیتشان برای پتانسیل آلودگی معین می‌شود، جداول ۲، ۳، ۴، ۵، ۶ و۷. گروهی از متغیرهایی که برای مدل دراستیک در نظر گرفته می‌شوند، می‌توانند در سه رده اصل‌قرار داده شوند:



شکل ۱-نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه و موقعیت نقاط نمونه برداری





شکل۲- الف) نقشه هم عمق و ب) نقشه هم تراز سطح آب زیرزمینی آبخوان دشت کهریز

جدول ۱- وزن های نسبت داده شده به متغیرهای هفت گانه دراستیک (Aller et al., 1987)

متغیر	ویژگی و نوع اثر	وزن نسبی
عمق آب زیرزمینی(**D**)	**تعیین کننده عمقی است که آلوده کننده بایستی طی کند تا به سطح ایستابی برسد. هر چقدر سطح آب عمیق‌تر باشد، زمان حرکت و ماندگاری آلوده کننده و در نتیجه ظرفیت میرایی آن افزایش یابد.**	۵
تغذیه خالص(**R**)	**تغذیه خالص مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ کرده و به سطح ایستابی می‌رسد و موجب انتقال آلودگی به صورت عمودی و رسیدن به سطح ایستابی و به صورت افقی در آبخوان حرکت کند.**	۴
محیط اشباع(**A**)	**طول و چگونگی مسیر سیستم جریان آب زیرزمینی در آبخوان را مشخص می‌کند. نقش مؤثری در سرعت انتقال آلودگی داشته و طول مسیر، زمان لازم برای انجام فرایندهای میرایی(نظیر جذب، واکنش‌های شیمیایی و پراکنش) آلودگی را تعیین می‌کند.**	۳
محیط خاک(**S**)	**تأثیر بسیار مهمی در رسیدن تغذیه مؤثر به سطح ایستابی و چگونگی حرکت آلوده کننده دارد.**	۲
توپوگرافی(**T**)	**نقش مهمی در حرکت آلوده کننده و نگهداری آن بر سطح زمین دارد. علاوه بر آن توپوگرافی بر گسترش خاک و در نتیجه بر میرایی آلوده کننده‌ها نیز مؤثر است.**	۱
محیط غیر اشباع(**I**)	**منطقه غیر اشباع منطقه منطقه بالایی سطح ایستابی تا سطح زمین است که از آب غیر اشباع می‌باشد. ضخامت و خصوصیات هیدرولیکی مواد زمین شناسی منطقه غیراشباع که نرخ تغذیه و مدت زمان تغذیه به آبخوان را کنترل می‌کنند از عوامل کلیدی تعیین آسیب پذیری آبخوان هستند.**	۵
هدایت هیدرولیکی(**C**)	**با مقدار فضاهای خالی مرتبط به هم در آبخوان کنترل و حاصل تخلخل بین دانه‌ای، درز و شکاف‌ها و صفحات لایه بندی است.**	۳

۱ . فاکتورهای سطح زمین

۲.فاکتورهای زون غیر اشباع

۳. فاکتورهای زون

اشباع یا آبخوان. خصوصیات محیط آبخوان و هدایت هیدرولیکی از فاکتورهای مهم(حساس) برای زون اشباع هستند، که تعیین شدند. عمق آب زیرزمینی و خصوصیات زون وادوز، مسیر پایین رفتن آلودگی یا آب را به زون اشباع را مشخص می‌نماید(Drik et al., 1997). در محیط خاک و زون غیراشباع، بعضی از مکانیسم‌ها ممکن است غلظت آلودگی‌ها را خیلی بیش از زون اشباع تغییر دهند.

شاخص آسیب پذیری از مجموع حاصلضرب وزن و رتبه هفت متغیر فوق الذکر مطابق رابطه ۱ بدست می‌آید.

$$D_i = \sum_{j=1}^{7}(Wj \times Rj) \qquad (۱)$$

Di: مقدار نهایی شاخص دراستیک در پیکسل iام

Wj : وزن متغیر j

Rj : رتبه متغیر j

با تهیه نقشه های رستری متغیرهای دراستیک در محیط GIS و بکارگیری قابلیت Calculator Raster نرم افزار GISمی‌توان لایه‌های مختلف را تلفیق و نقشه پهنه بندی آسیب پذیری را تهیه نمود. عموماً میزان بالای DI(شاخص

دراستیک)، استعداد زیادتر برای آلودگی آب زیرزمینی را نشان می‌دهد. بر طبق دامنه تغییرات، درجه آسیب پذیری هر منطقه حاصل می‌شود، سپس یک نقشه آسیب پذیری آب زیرزمینی طراحی می‌شود، تا قابلیت آسیب پذیری نسبت به آلودگی در هر منطقه را نشان دهد.

صحت سنجی مدل

هدف از این مرحله به دست آوردن اطمینان بیشتر از مدل تهیه شده است. با توجه به این که در منطقه‌ی مورد مطالعه، کشاورزی ازرونق خاصی برخوردار است و غالباً از کودهای شیمیایی نیتراتی و یا کودهای حیوانی استفاده می‌شود، جهت صحت سنجی مدل از یون نیترات استفاده گردید.

تحلیل حساسیت مدلDRASTIC

یکی از مزیت‌های اصلی مدل دراستیک، انجام ارزیابی آسیب پذیری با استفاده از تعداد زیاد لایه‌ی اطلاعاتی(متغیر) است(Evans &Myers, 1990)، زیرا عقیده بر این است که در این حالت، اثرات خطاها و عدم قطعیت‌های موجود در یک متغیر منفرد، در خروجی نهایی محدود می‌گردد(Rosen, 1994).

برخی از محققان(Barber et al., 1993) بر این عقیده‌اند که با تعداد کمتری از متغیرها و با دقت بیشتر و هزینه کمتر می‌توان به نتایجی معادل مدل دراستیک دست یافت. در برخی از مطالعات، مدل دراستیک را با تعداد کمتری از متغیرها انجام داده‌اند (Mclay et al., 2001).

در این تحقیق، میزان تأثیرگذاری هر کدام از متغیرها برای ارزیابی آسیب پذیری آبخوان دشت کهریز با استفاده از تحلیل حساسیت مورد بررسی قرار می‌گیرد. دو نوع تحلیل حساسیت حذف متغیر و تحلیل حساسیت تک متغیری دراین تحقیق انجام شده است. تحلیل حساسیت حذف متغیر، حساسیت نقشه آسیب پذیری را به حذف یک یا چند متغیر نشان می‌دهد و از طریق رابطه ۲ محاسبه می‌گردد(Lodwick et al., 1990).

$$S=\left[\frac{\left|\frac{V}{N}-\frac{V'}{n}\right|}{V}\right]\times 100 \qquad (۲)$$

S: میزان حساسیت

V و ´V: شاخص‌های آسیب پذیری بدون حذف و با حذف متغیر.

N و n : تعداد لایه‌های اطلاعاتی مورد استفاده برای محاسبه‌ی V و ´V .

تحلیل حساسیت تک متغیری، تأثیر هر یک ازمتغیرهای دراستیک را در شاخص نهایی آسیب پذیری بررسی می کند. در این تحلیل وزن مؤثّر یا واقعی هرمتغیر با وزن تئوری اختصاص یافته به آن، در مدل دراستیک مقایسه می شود و با استفاده از رابطه‌ی ۳ به دست می آید.

$$W=\frac{P_r\times P_w}{V} \qquad (۳)$$

W : وزن مؤثر متغیر

Pr و Pw : ارزش عددی کلاسه بندی شده و وزن متغیر

V: شاخص کلی آسیب پذیری

بحث و نتایج

متغیرهای دراستیک

فاکتور۱: عمق آب زیرزمینی

این متغیر تعیین کننده عمقی است، که آلوده کننده باید طی کند تا به سطح ایستابی برسد و اهمیت قابل توجهی دارد. معمولاً ظرفیت میرایی با افزایش عمق تا سطح ایستابی افزایش می‌یابد چرا که هر چقدر سطح آب پایین تر باشد. زمان حرکت و امکان پالایش آلوده کننده افزایش می‌یابد. اطلاعات آماری عمق آب زیرزمینی از چاه های مشاهده‌ای حفاری شده در آبخوان حاصل می گردد. با استفاده از آمار و

اطلاعات چاه های مشاهده ای موجود در دشت کهریز، ابتدا نقشه هم عمق آب زیرزمینی تهیه و سپس با کمک رتبه بندی عمق آب(جدول۲) نقشه رتبه بندی عمق آب (شکل۳-الف) تهیه گردید.

جدول۲- رتبه بندی عمق سطح آب زیرزمینی

رتبه بندی	محدوده(متر)
۱۰	۰-۱/۵
۹	۱/۵-۴/۶
۷	۴/۶-۹/۱
۵	۹/۱-۱۵/۲
۳	۱۵/۲-۲۲/۸
۲	۲۲/۸-۳۰/۴
۱	>۳۰/۴

فاکتور۲: تغذیه خالص**(R)**

تغذیه خالص میزان آبی است که از مساحت واحد، سطح زمین نفوذ کرده و به سطح ایستابی برسد. بنابراین آن، بواسطه پوشش سطحی، شیب سطح زمین، نفوذپذیری خاک و میزان آبی که آبخوان را تغذیه می‌کند، تحت تأثیر قرار می‌گیرد. عمدتاً پراکندگی(Dispersion) و رقیق سازی آلاینده‌ها به حجم آب در دسترس، زون وادوز و نیز زون اشباع و همچنین به تغذیه خالص بستگی دارد. به علاوه، تغذیه آب توانایی برای حمل آلاینده‌ها به سطح ایستابی و داخل آبخوان را دارد. از این رو، تغذیه زیاد با یک آلودگی پتانسیل بالا برای آب زیرزمینی، مرتبط می‌باشد. بنابراین تغذیه خالص یک فاکتور مهم در میرایی(attenuation) آلودگی بوده و وزن ۴ به آن داده می‌شود. برای تهیه نقشه تغذیه خالص دشت، ابتدا مقدار متوسط بارندگی سالیانه(Ra) تعیین گردیده و نقشه دم منطقه تهیه می‌شود، و سپس نقشه شیب و باران با توجه به تقسیم بندی پیسکوپو(Piscopo,2001) به صورت رستری تهیه می‌شود (جدول۳)، و با توجه به رتبه بندی پیسکوپو و طبقه بندی نفوذپذیری خاک چاشمن(Cashman et al., 2001)، نقشه رستری نفوذ پذیری خاک ایجاد می‌شود،(جدول۴). در نهایت نقشه تغذیه خالص، را می‌توان از تلفیق سه لایه(نقشه رستری) در محیط GIS و بکارگیری قابلیت Calculator Raster نرم افزار GIS، طبق رابطه ۴ تهیه نمود(شکل۳- ب).

R=Slope(%)+Rainfall(mm)+Soil permeability(m/s)

R : نرخ تغذیه خالص

Slope(%): درصد شیب

Rainfall(mm): متوسط بارندگی سالیانه

Soil permeability(m/s): نفوذ پذیری خاک

فاکتور۳: محیط اشباع

محیط آبخوان بیانگر ویژگی میرایی مواد تشکیل دهندهٔ آبخوان است. این ویژگی خود نشان دهنده میزان پویایی و تحرک آلودگی، در میان اجزای آبخوان است. اطلاعات مربوط به محیط آبخوان در دشت کهریز از کاوشهای زیرسطحی(لوگ حفاریهای اکتشافی، پیزومتری و چاه های بهره برداری)، کاوشهای ژئوفیزیکی و زمین شناسی منطقه به دست می‌آید. با استفاده از این اطلاعات، نقشه نوع و جنس محیط آبخوان تهیه و باتوجه به رتبه محیط آبخوان(جدول۵) نقشه رستری رتبه بندی محیط آبخوان در اندازه سلول ۱۰۰ متری در محیط GIS تهیه شد(شکل۳-ج).

فاکتور۴: محیط خاک

وقتی که آلودگی به داخل زمین نفوذ می‌کند، خاک اولین محیطی است که آلودگی از آن عبور می‌نماید. بنابراین محیط خاک شدیداً بر روی تغذیه نفوذ یافته به زمین مؤثر می‌باشند

جدول ۳- رتبه بندی تغذیه خالص(Piscopo,2001)

شیب توپوگرافی(T)		بارندگی(P)	نفوذپذیری خاک(In)		تغذیه(R)	
رتبه	محدوده(٪)	رتبه	محدوده(mm)	محدوده	رتبه	محدوده
۴	<۲	۴	>۸۵۰	۵	بالا	۱۱-۱۳
۳	۲-۱۰	۳	۷۰۰-۸۵۰	۴	نسبتاً بالا	۹-۱۱
۲	۱۰-۳۳	۲	۵۰۰-۷۰۰	۳	متوسط	۷-۹
۱	>۳۳	۱	<۵۰۰	۲	کم	۵-۷
				۱	خیلی کم	۳-۵

جدول۴- مقادیر نفوذپذیری برای خاک‌های مختلف(Cashman et al., 2001)

نفوذپذیری(متربرثانیه)	طبقه بندی کیفی نفوذ پذیری خاک	نوع خاک
$>1\times10^{-3}$	بالا	گراول
5×10^{-4} تا 1×10^{-3}	بالا تا متوسط	ماسه یا گراول مخلوط
1×10^{-4}تا 5×10^{-4}	متوسط تا کم	ماسه ریز و متوسط
1×10^{-6} تا 1×10^{-4}	کم	ماسه سیلتی، سیلت ماسه دار
1×10^{-8} تا 1×10^{-5}	کم تا خیلی کم	ماسه دانه ریز سیلت دار و چینه‌های لایه لایه یا مخلوط سیلت، ماسه و رس
5×10^{-9} تا 1×10^{-7}	خیلی کم	رس‌های متورق یا ترک دار
$>5\times10^{-9}$	عملاً نفوذ ناپذیر	رس‌های بدون ترک(دست نخورده)

جدول ۵- رتبه بندی محیط اشباع آبخوان

نوع سازند زمین شناسی	رتبه بندی
شیل توده‌ای	۱
آذرین/دگرگونی	۳
آذرین/دگرگونی هوازده	۳
یخرفت	۳
ماسه سنگ لایه لایه، سنگ آهک، توالی شیل‌ها	۶
ماسه‌سنگ توده‌ای	۶
سنگ آهک توده‌ای	۶
شن و ماسه	۸
بازالت دارای شکستگی	۹
سنگ آهک کارستی	۱۰

جدول ۶- رتبه بندی محیط خاک

نوع خاک	رتبه بندی
نازک یا نبود لایه خاک	۱۰
شن	۱۰
ماسه	۹
کود گیاهی(Peat)	۸
رس فشرده/متراکم	۷
لوم ماسه‌ای	۶
لوم	۵
لوم سیلتی	۴
لوم رس دار	۳
کود(muck)	۲
رس غیر تراکم	۱

و بدین جهت بر روی حرکت آلاینده نیز اثر گذار می‌باشد(محیط خاک). فرآیندهای میرایی‌متعددی، در داخل محیط خاک می‌تواند اتفاق بیافتد، برای مثال فیلتریشن(پالایش)،تجزیه‌زیستی(biodegradation)، جذب (sorption) و تبخیر(volatilization). این فرایندها عمدتاً به ضخامت و مواد(بافت، نوع) محیط خاک بستگی دارند. مواد با بافت دانه ریز همچون سیلت‌ها و رس‌ها بدلیل کاهش نفوذپذیری خاک، مهاجرت آلودگی را محدود می‌کنند. به طور مشابه یک محیط خاک ضخیم لایه شانس زیادتری برای اتفاق افتادن عمل میرایی را عرضه می‌دارد.

با استفاده از لوگ چاه‌های حفاری و پیزومتری نقشه نوع و جنس خاک تا عمق ۲ متری تهیه و سپس با توجه به رتبه بندی این متغیر(جدول۶) نقشه رستری محیط خاک در اندازه سلول ۱۰۰ متری در محیط GIS تهیه گردید(شکل۳-د).

جدول ۷- رتبه بندی درصد شیب

رتبه بندی	محدوده(٪)
۱۰	۰-۲
۹	۲-۶
۵	۶-۱۲
۳	۱۲-۱۸
۱	>۱۸

فاکتور۵: توپوگرافی

حتی اگر به توپوگرافی پایین‌ترین وزن(۱) داده شود، به دلیل این که آن، زمانی را که آلاینده‌ها در روی سطح زمین باقی می‌ماند، را کنترل می‌کند، یک اهمیت نسبی دارد. توپوگرافی شیب و آسیب پذیری شیب سطح زمین را بیان می‌دارد. یک درجه بالا از شیب‌ها میزان رواناب را افزایش می‌دهد. بنابراین احتمال نفوذ آلاینده کاهش می‌یابد، و پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی پایین می‌آید. همچنین توپوگرافی بر گسترش خاک و در نتیجه بر میرایی آلوده کننده مؤثر است.در محدوده کهریز برای تهیه نقشه شیب از نقشه‌های رقومی سازمان جغرافیایی ارتش با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰ استفاده شده است. برای این منظور نقشه‌های توپوگرافی در نرم افزار Arc- Gis به مدل رقومی ارتفاع(نقشه دم) تبدیل شده و سپس نقشه رستری درصد شیب از مدل رقومی ارتفاع محاسبه و استخراج شده است و در نهایت با استفاده از رتبه بندی این متغیر(جدول۷) نقشه رتبه بندی شیب با اندازه سلول ۱۰۰ متری در محیط GIS تهیه گردید(شکل۳-ه).

فاکتور۶:محیط غیر اشباع

زون وادوز یک بخشی از زیرزمین با منافذ دانه دانه(گرانولار)، غیر اشباع یا به طور ناپیوسته اشباع می‌باشد. رفتار آلاینده‌ها در این زون یک عنصر کلیدی در میرایی آلودگی می‌باشد، بدلیل این که محیط غیر اشباع خانه‌ای برای بسیاری از موجودات زنده می‌باشد، که مواد تشکیل دهنده آلودگی را تجزیه می‌نمایند. فرآیندهای میرایی گوناگونی ممکن است بین افق خاک و سطح ایستابی رخ دهد، مثلاً: فیلتریشن(پالایش) مکانیکی، عمل تبخیر، تجزیه زیستی، واکنش شیمیایی، پراکندگی و خنثی شدن(neutralisation). نوع زون وادوز به دلیل این که بر مسیر یابی و طول مسیر(آلاینده) تأثیر گذار است، از اهمیت بالایی برخوردار می‌باشد. با استفاده از لوگ چاه‌های حفاری و پیزومتری و نقشه‌های مقاطع ژئوالکتریک دشت، نوع و جنس مواد تشکیل دهنده منطقه غیر اشباع مشخص و نقشه رستری منطقه غیر اشباع تهیه گردید و سپس به کمک این نقشه و با توجه به (جدول۸) نقشه رستری رتبه بندی مربوط به منطقه غیر اشباع با اندازه سلول ۱۰۰ متری تهیه گردید(شکل۳-و).

جدول۸- رتبه بندی محیط غیر اشباع

نوع مواد زمین شناسی	رتبه بندی
لایه محبوس کننده	۱
سیلت/ رس	۳
شیل	۳
سنگ آهک	۳
ماسه سنگ	۶
ماسه سنگ، سنگ آهک، شیل‌های لایه لایه	۶
شن وماسه با مقدار زیادی سیلت و رس	۶
شن و ماسه	۸
بازالت دارای شکستگی	۹
سنگ آهک کارستی	۱۰

فاکتور۷: هدایت هیدرولیکی

هدایت هیدرولیکی یک آبخوان واحد اندازه‌گیری توانایی آن برای انتقال آب تعریف می‌شود، برای وقتی که از یک گرادیان هیدرولیکی تبعیت می‌کند. هدایت هیدرولیکی، به جهت این که سرعت جریان آب زیرزمینی را کنترل می‌کند، یک فاکتور مهم به حساب می‌آید. که در حقیقت سرعت جریان آلودگی را داخل آبخوان کنترل می‌کند. یک آبخوان با هدایت هیدرولیکی بالا، برای آلودگی ذاتی(قابل توجه) به صورت یک پلام(Plume) که به سهولت می‌تواند در آبخوان حرکت کند، آسیب پذیر می‌باشد(Rahman., 2007). از این رو مناطقی با هدایت هیدرولیکی بالا برای آلودگی مستعدتر می‌باشند. مقادیر برای هدایت هیدرولیکی بر پایه آبدهی چاه و خصوصیات آبخوان برآورد می‌شوند، به دلیل این که نقشه‌های هدایت هیدرولیکی برای منطقه مورد مطالعه موجود نیست. بنابراین مقادیر هدایت هیدرولیکی با استفاده از دو مؤلفه قابلیت انتقال آب و ضخامت بخش اشباع بر پایه رابطه۴ حاصل می‌گردد. که T قابلیت انتقال آب،K هدایت هیدرولیکی و b ضخامت آبخوانمی‌باشد. با توجه به مقادیر هدایت هیدرولیکی محاسبه شده، نقشه رستری هدایت هیدرولیکی تهیه و در نهایت با توجه به رتبه بندی محدوده-های هدایت هیدرولیکی(جدول۹) نقشه رستری رتبه بندی هدایت هیدرولیکی بدست آمد(شکل۳-ی).

$$T=K.b \qquad (۳)$$

جدول۹- رتبه بندی هدایت هدایت هیدرولیکی

رتبه بندی	محدوده
۱	۰/۰۴-۴/۱
۲	۴/۱-۱۲/۳
۴	۱۲/۳-۲۸/۷
۶	۲۸/۷-۴۱
۸	۴۱-۸۲
۱۰	>۸۲

تهیه نقشه آسیب پذیری به روش DRASTIC

پس از تهیه متغیرهای مورد نیاز برای ارزیابی آسیب پذیری به روش DRASTIC اقدام به تهیه نقشه آسیب پذیری گردید(شکل۴). نتیجه حاصله یک لایه شبکه‌ای است، که در این لایه سلول‌های دارای اعداد بزرگتر، بیان کننده مناطقی هستند که آسیب پذیری ذاتی آب زیرزمینی در مقابل آلودگی بیشتر است و سلول‌های دارای ارزش عددی کمتر مناطقی را نشان می‌دهند، که آسیب پذیری ذاتی آب‌های زیرزمینی در مقابل آلودگی در این مناطق کمتر می‌باشد.

در این روش از تلفیق متغیرهای هفت گانه براساس(رابطه۱) شاخص آسیب پذیری به دست آمد، شاخص دراستیک در دشت کهریز بین ۹۲ تا ۱۶۱ متغیر است، شکل۴. بنابراین با توجه به جدول طبقه بندی کیفی میزان آسیب پذیری(جدول۱۰)، محدوده کهریز در دو گروه آسیب پذیری کم و آسیب پذیری متوسط قرار می‌گیرد. بدین ترتیب که بخش زیادی از نیمه شمالی و تا حدودی قسمتی از نواحی مرکزی آبخوان در گروه آسیب پذیری کم و نیمه جنوبی و بخشی از نیمه مرکزی آبخوان در گروه آسیب پذیری متوسط قرار می‌گیرد. در روش دراستیک حدود ۲۲ درصد محدوده آبخوان در گروه آسیب پذیری کم و ۷۸ درصد آن در گروه آسیب پذیری متوسط قرار می‌گیرد. آسیب پذیری آبخوان پتانسیل آبخوان را برای آلودگی نشان می‌دهد و نباید با خطر آلودگی اشتباه گردد. بدین معنی که ممکن است در یک منطقه آسیب پذیری کم و متوسط باشد ولی بدلیل حضور گسترده منابع آلاینده، از نظر آلودگی منطقه پرخطری باشد. برعکس ممکن است در منطقه‌ای آسیب پذیری بالا باشد ولی بدلیل نبود منابع آلاینده هیچ گونه خطر آلودگی آب زیرزمینی را تهدید نکند.

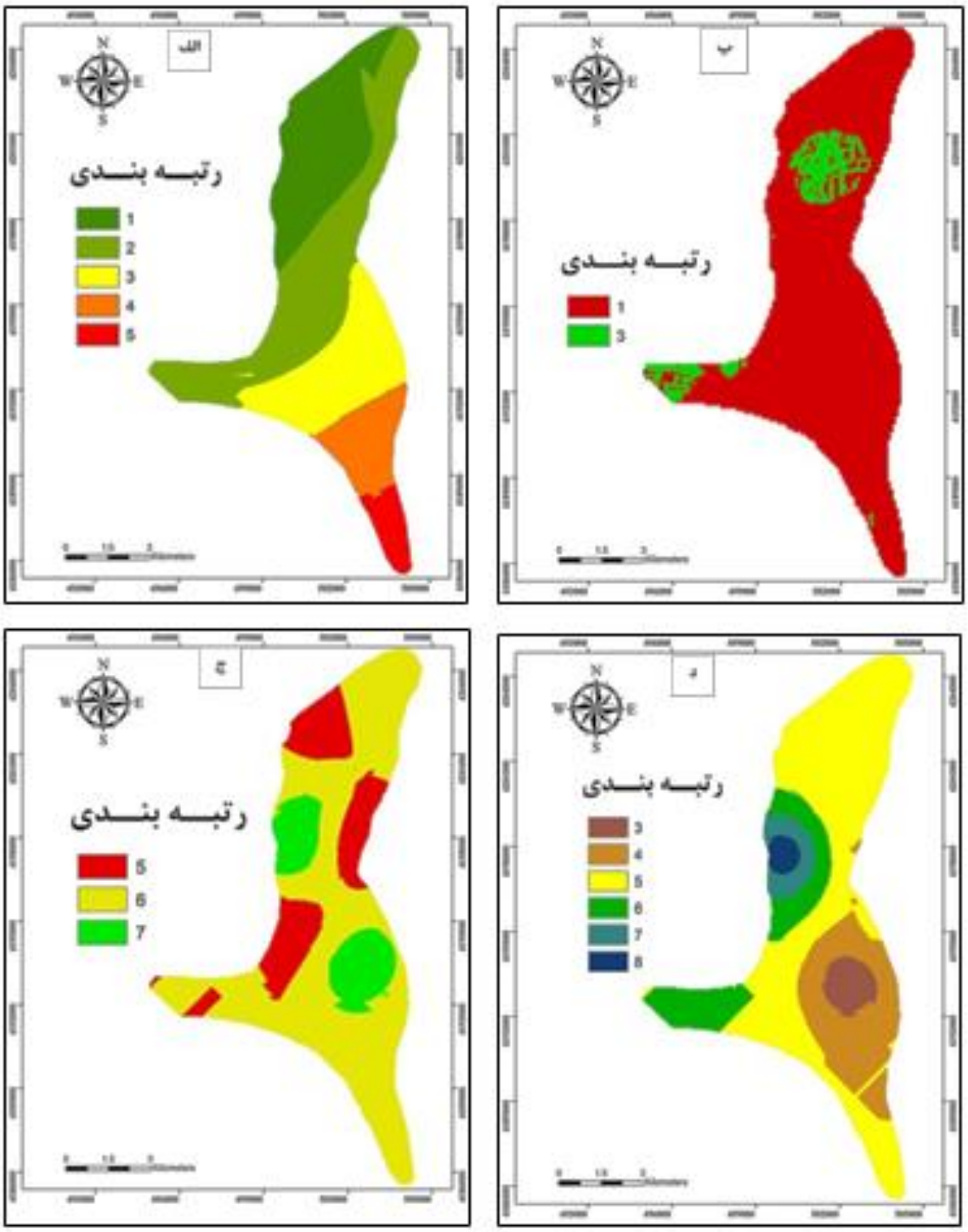
صحت سنجی مدل

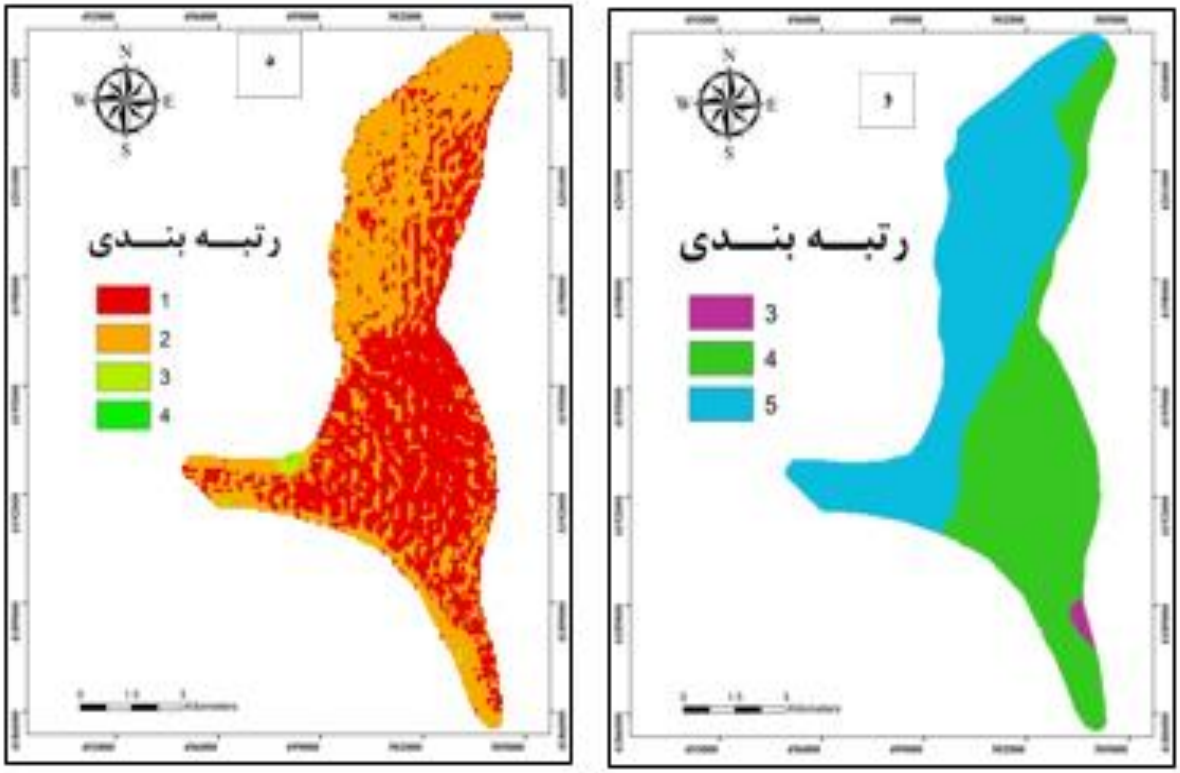
با استفاده از نتایج آنالیز، مشخص گردید که تقریباً تمامی نقاطی که دارای نیترات بالا هستند، در محدوده‌ی با استعداد آسیب پذیری متوسط قرار گرفته‌اند. که این می‌تواند دقت و صحت مدل را مورد تأیید قرار دهد(شکل۵).

آنالیز حساسیت مدل DRASTIC

تحلیل حساسیت حذف متغیر با حذف یک یا چند متغیر انجام شده و نتایج آن در جدول۱۱ ارائه شده است. جدول۱۱ تغییرات در شاخص DRASTIC را برای حذف یک متغیر به صورت متوالی نشان می‌دهد. بیشترین تغییر در شاخص آسیب پذیری در حذف متغیرI (اثر منطقه غیراشباع) اتفاق می‌افتد. این موضوع به دلیل اهمیت زیاد متغیر I و وزن زیاد آن در روش DRASTIC و خصوصیات منطقه غیر اشباع در آبخوان دشت کهریز می‌باشد. تحلیل حساسیت تک متغیری، وزن مؤثر هر متغیر را با وزن تئوری آن متغیر مقایسه می‌کند. وزن مؤثر، تابعی است از ارزش یک متغیر نسبت به متغیرهای دیگر بعلاوه وزن اختصاص داده شده به آن توسط مدل DRASTIC. وزن مؤثر متغیرهای DRASTIC در محدوده کهریز نسبت به وزن‌های تئوریک انحرافاتی نشان می‌دهد(جدول۱۲).

متغیر اثر منطقه غیر اشباع بیشترین وزن مؤثر را دارد. وزن تئوریک این متغیر ۲۱/۷۴ درصد است، در حالی که میانگین وزن مؤثر آن ۳۰/۶۰ درصد می‌باشد. در تحلیل حساسیت به روش تک متغیر نیز شاخص آسیب پذیری DRASTIC بیشترین حساسیت را به متغیر اثر منطقه غیر اشباع نشان می-دهد.


الف
رتبه بندی
1
2
3
4
5
ب
رتبه بندی
1
3
ج
رتبه بندی
5
6
7
د
رتبه بندی
3
4
5
6
7
8



شکل۳- نقشه‌های رستری رتبه بندی متغیرهای دراستیک

الف) نقشه رتبه بندی عمق سطح آب زیرزمینی

ب) نقشه رتبه بندی تغذیه

ج) نقشه رتبه بندی محیط آبخوان(اشباع)

د) نقشه رتبه بندی محیط خاک

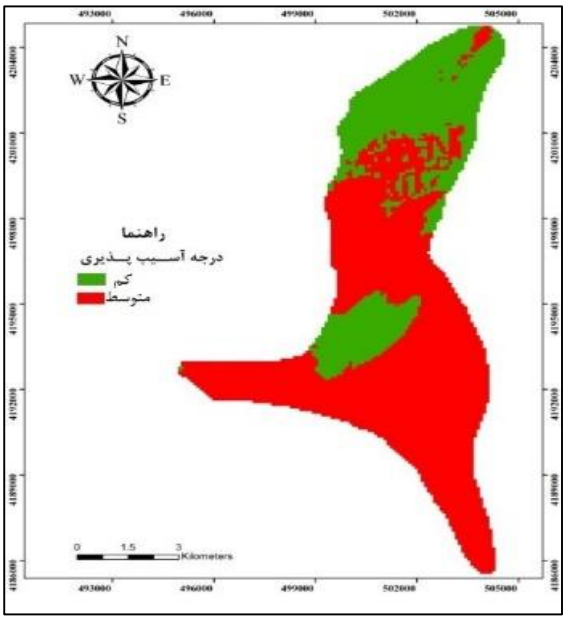
ه) نقشه رتبه بندی درصد شیب (توپوگرافی)

و) نقشه رتبه بندی محیط غیر اشباع

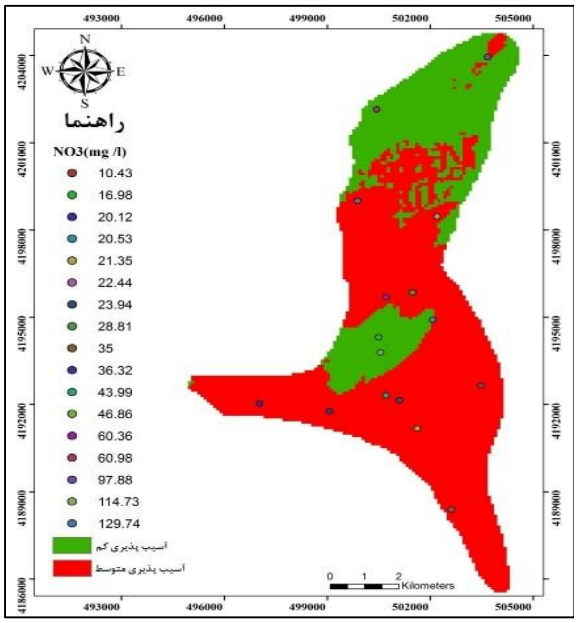
ی) نقشه رتبه بندی هدایت هیدرولیکی

جدول۱۰- طبقه بندی کیفی میزان آسیب پذیری(Al-Adamat et al.,2003)

شاخص دراستیک	پتانسیل آلودگی
۲۴-۷۱	آسیب پذیری خیلی کم
۷۱-۱۲۱	آسیب پذیری کم
۱۲۱-۱۷۰	آسیب پذیری متوسط
۱۷۰-۲۲۰	آسیب پذیری زیاد



شکل ۴- نقشه پهنه های آسیب پذیری دشت کهریز به روش DRASTIC



شکل۵- پراکندگی نقاط با نیترات معلوم بر روی نقشه‌ی آسیب پذیری آبخوان دشت کهریز

جدول۱۱- نتایج آماری تحلیل حساسیت به روش حذف متغیر

متغیر حذف شده	شاخص تغییرات به درصد			
	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار
D	۰/۶۸	۰/۱۴	۱/۲۰	۱/۱۱
R	۱/۰۲	۰/۷۰	۱/۲۹	۰/۲۹
A	۱/۲۲	۰/۵۶	۱/۷۲	۰/۱۵
S	۰/۳۴	۰/۰۹	۰/۸۵	۰/۵۴
T	۲/۰۴	۱/۱۲	۲/۱۱	۱/۴۱
I	۲/۷۲	۱/۶۸	۲/۸۵	۲/۳
C	۰/۹۴	۰/۲۸	۱/۳۶	۱/۴۲

جدول ۱۲-نتایج آماری تحلیل حساسیت به روش تک متغیری

متغیر	وزن تئوری	وزن تئوری(٪)	وزن مؤثر(٪)			
			میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار
D	۵	۲۱/۷۴	۱۳/۴۴	۱۰/۲	۱۹/۷۵	۱۶/۴
R	۴	۱۷/۳۹	۸/۱۵	۶/۵	۱۰/۱	۹/۴۶
A	۳	۱۳/۹۴	۱۲/۴۰	۱۰/۶۱	۱۲/۹۵	۱۱/۷۶
S	۲	۱۳/۹۹	۱۳/۴۴	۱۲/۲۴	۱۳/۷۷	۱۰/۴۳
T	۱	۴/۳۴	۲/۰۴	۱/۰۱	۴/۲۰	۲/۲۴
I	۵	۲۱/۷۴	۳۰/۶۰	۲۱	۳۱/۳۴	۱۱/۵۳
C	۳	۱۳/۰۴۳	۸/۶۴	۶/۱۲	۱۲/۶	۱۹/۱۹

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از مدل دراستیک نشان می‌دهد که آسیب پذیری آبخوان دشت کهریز در دو محدوده‌ی آسیب پذیری کم و متوسط قرار می‌گیرد. مناطق با حساسیت کم، بخشی از نیمه شمالی و تا حدودی قسمتی از نواحی مرکزی آبخوان و مناطق با حساسیت متوسط در نواحی نیمه جنوبی و تا حدودی در نواحی مرکزی آبخوان قرار دارند. نتایج آماری حاصل از آنالیز حساسیت به روش حذف متغیر و روش تک متغیری نیز نشان می‌دهند که در هر دو مورد مهمترین متغیر تأثیر گذار بر شاخص آسیب پذیری، اثر منطقه غیر اشباع است. استفاده از متغیرهای زیاد، و تا حدودی خنثی کردن اثرات عدم قطعیت متغیرها و در نتیجه دقت نسبی بالای روش دراستیک از مزایای آن، و پر هزینه بودن انجام آن و کمبود اطلاعات پایه برای تهیه متغیرها، از معایب آن می‌باشد. به طور کلی روش دراستیک برای ارزیابی آسیب پذیری علی رغم پر هزینه بودن آن از دقت نسبی بالاتری برخوردار است. در مواردی که عدم قطعیت در متغیرهای روش دراستیک وجود دارد و با توجه به نتایج تحلیل حساسیت، در صورتی که مدل به متغیر مورد نظر حساسیت بالایی نداشته باشد، می‌توان آن را حذف کرد.

پیشنهادات

با توجه به ماهیت کشاورزی دشت کهریز و با نظر به اینکه یکی از منابع اصلی نیترات در آب زیرزمینی در اثر بکارگیری نادرست کودهای شیمیایی در فعالیت های کشاورزی است، اصلاح نحوه و میزان مصرف کودهای نیتراته ضروری است. صحت سنجی مدل توسط داده های حاصل از تعداد نمونه بیشتر و پراکندگی کمتر به انجام رسد. مونیتورینگ دقیق و مداوم مقدار نیترات در سطح دشت انجام شود، که به این طریق بتوان مدل را با داده های های دقیق‌تر و بیشتری . تهیه کرد.

منابع

-**اصغری مقدم، اصغر، و فیجانی، الهام، و ندیری، عطا..، (۱۳۸۸).** " ارزیابی آسیب پذیری آب زیرزمینی دشت‌های پلدشت و بازرگان با استفاده از مدل دراستیک بر اساس GIS"، مجله محیط شناسی، سال ۳۵، شماره ۵۲، ص ۶۴-۵۵.

vulnerability assessment using overlay and index methods", Environ. Geol., Vol. 39 (6): 549–559.

-Hamza, M. H., Added, A., Frances, A. & Rodriguez, R. (2007). "Validite de l'application des methodes de.vulnerabilite DRASTIC, SINTACS et SI a l'etude de la pollution par les nitrates dans la nappe. phréatique **de.Métalline-Ras Jebel-Raf (Nord– East -Tunisien)", C. R. Geosci.,** Vol. 339: 493–505.

Lee, S. (2003). "Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in southern Korea", Environ. Geol.,Vol. 44: 654–664.

-McLay, C.D.A., Dragten, R., Sparling, G. and Selvarajah, N. (2001). Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: a comparison of three approaches. Environ Pollut,115,191–204.

-Mohammadi, K., Niknam, R. & Majd, V. J. (2008). "Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: a case study in Tehran–Karaj aquifer, Iran", Environ. Geol., DOI 10.1007/s00254-008-1514-7.

-Rosen, L. (1994). A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. Ground Water,32:278-285.

-Thirumalaivasan, D., Karmegam, M. & Venugopal, K. (2003). "AHP-DRASTIC: Software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS", Environ. Modelling & Software, Vol. 18: 645–656. Vlaicu,M.,2008. Karst groundwaters vulnerability assessment method.

-Al-Adamat, R. A. N., Foster, I. D. L. & Baban, S. M. J. (2003). "Groundwater vulnerability and risk mapping for the basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC", Applied Geography, Vol. 23: 303-324.

-Aller L. Bennet T. Lehr J.H. Petty R.J. Hackett G. (1987). DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential using Hydrogeologic Setti .EPA/600/2-87/035. pp 19-25. U.S.Environmental Protection Agency. Ada . Oklahoma.

-Almasri, M. N. (2008.) "Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine", J. Environ. Manag., Vol. 88: 577–593.

-Babiker, I. S., Mohamed, M. A. A., Hiyama, T. & Kato, K. (2005). "A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan", Sci. Total Environ., Vol.345:127-140.

-Barber, C., Bates LE., Barron, R. and Allison H. (1993). Assessment of the relative vulnerability of groundwater topollution: a review and background paper for the conference workshop on vulnerability assessment. J Austr GeolGeophys,14(2/3), 1147– 54.

-Chitsazan, M. & Akhtari, Y. (2008). "A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kherran Plain, Khuzestan, Iran", Water Resources Manag., DOI 10.1007/s11269-008-9319-8.

-Dirk De K., Marco C.,Marco C., Roberto P.,Ayed A., Abdullah B. M. And Yacine M. (1997). A computerized methodology for aquifer vulnerability mapping: Mean Sea Level aquifer, Malta and Manouba aquifer, Tunisia. Karst Hydrology (Proceedings of Workshop W2 held at Rabat, Morocco, April-May 1997) IAHS Publ. no. 247, 1997. 81.

-Evans, BM. and Myers, W.L. (1990). A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. J Soil Water Conserv, 45,242– 5.

-Fritch, T. G., McKnight, C. L., Yelderman, J. C. & Arnold, J. G. (2000). "An aquifer vulnerability assessment method of the Paluxy aquifer, central Texas, USA, using GIS and a modified DRASTIC approach", Environ. Manag., Vol.25(3):337-345.

-Gogu, R. C. & Dassargues, A. (2000). "Current trends and future challenges in groundwater

Kahriz plain aquifer vulnerability assessment using Drastic Model in GIS

Yousef Mohebbi[*1], Asghar asghari Moghaddam[2]

1.Expert Senior of Hydrogeology, University of Tabriz
2.Professor of Geology Group, Faculty of Natural Science, University of Tabriz

Abstract

Aquifer vulnerability assessment is very important for developing, management, making land use decisions, monitoring of groundwater resources quality and prevent groundwater contamination. In this research, vulnerability of Kahriz plain aquifer was evaluated by DRASTIC model and Geographic Information System (GIS). The model combines seven hydrological factors affecting groundwater contamination. These factors include: depth of groundwater level, aquifer net recharge, aquifer media, soil media, topography, Unsaturated Zone and hydraulic conductivity of the aquifer. Based on overlapping of resultant map vulnerability zoning map of the aquifer was prepared. Two main vulnerable zones including low and moderate vulnerable zone were determined. Area of moderate and low vulnerable zones are about 78 and 22 percent, respectively. Model validation was performed using the dispersion of nitrate concentration in the aquifer. Almost all areas with high nitrate were in the moderate vulnerable range.

Keywords: Vulnerability, Drastic, Kahriz Plain, Nitrate, GIS.