

مقایسه روشهای DRASTIC, Logistic Regression اصلاح شده و AHP-

DRASTIC در بررسی آسیب پذیری آبهای زیرزمینی

نورالله کرمی شاهملکی^{۱*}، سید محمودرضا بهبهانی^۲، علیرضا مساح بوانی^۳، کمال خدایی^۴

۱- کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، دانشگاه تهران

behbahni@ut.ac.ir

۲- دانشیار گروه مهندسی منابع آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران

armassah@ut.ac.ir

۳- استادیار گروه مهندسی منابع آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران

khodaei@acecr.ac.ir

۴- مربی پژوهشکده علوم کاربردی جهاد دانشگاهی

تاریخ دریافت: ۹۰/۲/۱۴ تاریخ پذیرش: ۹۱/۶/۱۴

چکیده

آسیب پذیری طبیعی آبخوان را می توان امکان رسیدن آلاینده به آب زیرزمینی و انتشار در آن پس از آلوده شدن سطح زمین تعریف کرد. این ویژگی، خصوصیتی نسبی، بدون بعد و غیر قابل اندازه گیری بوده و نه فقط به ویژگی های آبخوان بلکه به خصوصیات زمین شناسی و هیدرولوژی منطقه نیز بستگی دارد. در زمینه بررسی آسیب پذیری آب زیرزمینی روشهای مختلفی ابداع شده اند که در این میان، روش شاخص و بویژه DRASTIC به دلیل سهولت اجرا جزء پر استفاده ترین روشها هستند. در روش DRASTIC هر مشخصه ای را که به طور بالقوه بر احتمال آلودگی تاثیر گذار باشد در یک مقیاس طبقه بندی کرده و پس از اعمال ضرایب مشخصه ها، نمره ای جهت ارزیابی آسیب پذیری ارائه می کند. نکته قابل توجه در این روش سلیقه ای بودن رتبه بندی و وزن دهی مشخصه ها است و می تواند سبب کاهش کیفیت نتایج شود. برای بهبود و اصلاح مدل DRASTIC پیشنهاد های زیادی را محققان ارائه داده اند. اکثر این محققان حذف مشخصه های کم اهمیت و یا اضافه کردن مشخصه های مؤثر، اصلاح ضرایب مدل و رتبه بندی مشخصه ها را پیشنهاد کرده اند. این تحقیق به منظور برطرف کردن ایرادهای ذکر شده و انتخاب مدل مناسب برای ارزیابی آسیب پذیری آبخوان به بررسی و مقایسه سه روش ترکیبی رگرسیون لجستیک، DRASTIC اصلاح شده و AHP-DRASTIC پرداخته و پس از جمع آوری مشخصه های ورودی، آسیب پذیری بر اساس مدل های مذکور محاسبه شد. در پایان به منظور انتخاب مدل مناسب از محاسبه ضریب همبستگی اسپیرمن بین غلظت نترات و کلاس های آسیب پذیری استفاده شد. نتایج مبین دقت بالای روش AHP-DRASTIC نسبت به روشهای ترکیبی مطالعه شده در این تحقیق بود.

کلید واژه

DRASTIC، AHP-DRASTIC، رگرسیون لجستیک، آسیب پذیری، آب زیرزمینی.

سر آغاز

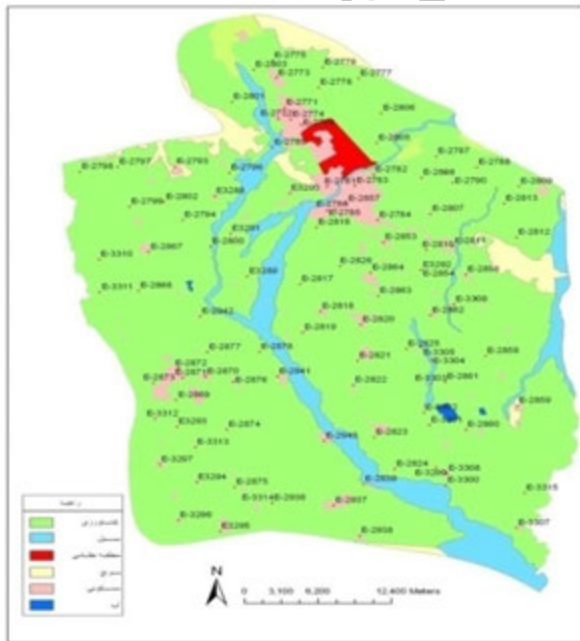
آسیب پذیری آبخوان و سوق دادن تلاش های مدیریتی به سمت این مناطق برای حفظ کیفیت آب است. بررسی آسیب پذیری آب زیرزمینی نسبت به آلودگی طی سالهای گذشته موضوع بسیاری از تحقیقات بوده و روشهای مختلفی تاکنون برای بررسی آن ابداع شده اند. از جمله این روشها، می توان به روشهای آماری، فرایند محور و شاخص اشاره کرد (Aller, 1987; Rosen, 1994; Al-Zabet, 2002; Baalousha, 2006; Hammouri, Kuisi, 2006). روش فرایند محور به مدل های انتقال و جریان در ناحیه اشباع و غیر اشباع توجه دارد و اثر ویژگی های فیزیکی و هیدرولیکی خاک، تغذیه و عمق نفوذ را در انتقال آلودگی ارزیابی می کند. این روش

آب زیرزمینی به دلیل استعداد آلودگی کمتر و همچنین ظرفیت ذخیره زیاد نسبت به آبهای سطحی به عنوان منبعی مهم در منابع آب مورد توجه است. وجود آلاینده های انتشاری و نقطه ای ناشی از فعالیت های انسانی در سطح زمین و نفوذ این آلاینده ها به آبخوان باعث کاهش کیفیت آب زیرزمینی می شود. به همین دلیل، جلوگیری از آلودگی آبهای زیرزمینی، ضروری به نظر می رسد (Merchant, 1994; Kim, Hamm, 1999; Lake, 2000; Lovett, 2003; Gogu; Dassargues, 2000). یکی از راههای مناسب برای جلوگیری از آلودگی های آب زیرزمینی، تعیین میزان

برای این منظور در این تحقیق سه روش ترکیبی رگرسیون لجستیک، DRASTIC اصلاح شده و AHP-DRASTIC را که مبنای همه آنها روش DRASTIC است ارائه و نتایج آنها را بر مبنای ارتباط کلاس‌های آسیب‌پذیری با وقوع آلودگی (نیترات) مقایسه می‌شود. شایان ذکر است که انتخاب نیترات به‌عنوان شاخص آلودگی فقط به‌دلیل تولید این آلاینده در اثر فعالیت‌های انسانی نیست بلکه به به‌عنوان شاخص افت کیفیت آب زیرزمینی نیز مطرح است.

منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی دزفول - اندیمشک با مساحتی حدود ۱۷۷۸ کیلومترمربع و مختصات جغرافیایی ۰۳ و ۳۲ تا ۳۳ و ۳۲ عرض شمالی ۱۰ و ۴۸ تا ۳۷ و ۴۸ طول شرقی در شمال-شمال غرب استان خوزستان واقع شده و مهمترین شهرهای آن دزفول، اندیمشک و شوش است. برای تعیین وقوع آلودگی نیترات در منطقه مطالعاتی نمونه‌برداری وسیعی در سال آبی ۸۶ تا ۸۷ در شبکه یکدستی که شامل ۱۰۹ حلقه چاه بود انجام و سپس این نمونه‌ها برای تعیین غلظت نیترات به آزمایشگاه انتقال داده شد. شکل شماره (۱) پراکندگی این نقاط را نشان می‌دهد. همچنین مشخصه‌های ورودی مدل‌های آسیب‌پذیری نظیر داده‌های سطح آب زیرزمینی، نقشه خاک، نقشه توپوگرافی، لوگ چاهها و هدایت هیدرولیکی نیز مطابق جدول شماره (۱) از منطقه مطالعاتی جمع‌آوری و تهیه شدند.



شکل شماره (۱): پراکندگی نقاط نمونه برداری در منطقه مطالعاتی دزفول

فرایندهای فیزیکی حرکت آب و مسیر مربوط به انتقال آلودگی را شبیه‌سازی کرده و توزیع مناطق حساس، یا آسیب‌پذیر را مشخص می‌کند. این روش به علت پیچیدگی و نیاز به داده‌های زیاد برای مطالعات در مقیاس گسترده کمتر مورد استفاده قرار می‌گیرد (Mendoza, Barmen, 2006; Hearne, et al., 1992). روشهای آماری نیز شامل آمارهای توصیفی و تجزیه و تحلیل رگرسیون چند متغیره، و یا بررسی‌های آماری پیچیده‌تر مانند رگرسیون لجستیک است این مدل با آزمون فرضیه‌ها امکان حذف متغیرهای غیر مؤثر را فراهم کرده و نیاز به قضاوت‌های شخصی را مرتفع می‌سازد (Foster, 1987; Rupert, 1999; Antonakos, 2006, upert, 2001; Jasem, 2009) روش شاخص است که جز ابتدایی‌ترین و ساده‌ترین روشهاست در این روش هر عاملی که به‌طور بالقوه بر احتمال آلودگی تاثیر بگذارد در یک مقیاس طبقه‌بندی شده و همچنین برای مشخصه‌ها، ضرایب نسبی ارائه می‌شود. پرستفاده‌ترین و شناخته‌شده‌ترین روش شاخص، روش DRASTIC است. این روش از هفت مشخصه زمین شناسی و هیدرولوژی برای ارزیابی آسیب‌پذیری استفاده می‌کند. روش DRASTIC برای اولین بار توسط آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا توسعه یافته و بدفعا در آمریکا، اروپا و سایر نقاط جهان استفاده قرار گرفته است (Aller, 1987, Babiker, et al., 2005, Rahman, 2008, Ahmed, 2009, Leone, et al., 2009, Sener; avraz, 2009; Haza, Adedd, 2007; Lindstrom, 2005; Cheng, et al., 2011).

در روش DRASTIC طبقه بندی و تعیین ضرایب مشخصه‌ها تا حدودی سلیقه‌ای و بر مبنای آرای کارشناسی است، بنابراین نمی‌تواند به‌عنوان روش دقیق پیش‌بینی مورد استفاده قرار گیرد. محققان برای بهبود و اصلاح مدل DRASTIC پیشنهاد‌های زیادی ارائه داده‌اند. اکثر این محققان حذف مشخصه‌های کم اهمیت و یا اضافه کردن مشخصه‌های مؤثر، اصلاح ضرایب مدل و رتبه‌بندی مشخصه‌ها را پیشنهاد کرده‌اند (Antonakos, 2006; Leon, Ripa, et al., 2009, Jasem, Alraggad, 2010).

همچنین پیشنهادهایی در مورد ادغام این روش با مدل‌های دیگر آسیب‌پذیری ارائه شده است. در تحقیق Antonakos (2006) براساس آمار ناپارامتری مشخصه‌های کم اهمیت حذف و بقیه مشخصه‌ها به‌صورت نسبی دارای وزن‌های جدید شدند. مشکل این روش استفاده از تناسب است که در این تحقیق اصلاح شده است.

جدول شماره (۱): داده‌های استفاده شده برای مشخصه‌های مدل DRASTIC

ردیف	نوع داده‌ها	منابع اخذ داده	فرمت	مقیاس داده	لایه خروجی
۱	داده‌های سطح آب زیرزمینی	سازمان آب و برق خوزستان	جدول	-	عمق آب زیرزمینی (D)
۲	نقشه خاک	شرکت بهره برداری شبکه دز	نقشه	۱:۵۰۰۰۰	نقشه خاک (S)
۳	نقشه توپوگرافی	سازمان نقشه برداری	نقشه	۱:۲۵۰۰۰	شیب (T)
۴	لوگ چاهها	پژوهشکده علوم پایه کاربردی جهاد دانشگاهی	جدول	-	محیط آبخوان (A)
۵	لوگ چاهها	"	جدول	-	منطقه غیر اشباع (I)
۶	هدایت هیدرولیکی	"	نقشه	-	هدایت هیدرولیکی (C)
۷	تغییرات سطح آب	سازمان آب و برق خوزستان	جدول	-	تغذیه آبخوان (R)

همچنین در مورد انتخاب مشخصه‌های مؤثر در انتقال آلودگی

نیز ابهاماتی در مدل دیده می‌شود. در این تحقیق برای برطرف کردن ایرادهای ذکر شده از روشهای آمار ناپارامتری استفاده شد که در ادامه تشریح می‌شود.

الف- بازنگری ضرایب و کم وزیاد کردن مشخصه‌ها

بازنگری وزن مشخصه‌های مدل DRASTIC را می‌توان با بررسی ارتباط هر مشخصه با غلظت نیترات انجام داد. این ارتباط را در وهله اول می‌توان با نمودارهای جعبه‌ای^۱ ایجاد شده برای این منظور نمایش داد (کلیه محاسبات در این بخش با استفاده از نرم‌افزار minitab انجام شد).

شکل شماره (۲) ارتباط هر یک از مشخصه‌های مدل DRASTIC را با نیترات‌های اندازه‌گیری شده از ۱۰۹ حلقه چاه نشان می‌دهد. طبق این نمودارها مشخصه‌های نظیر منطقه غیر اشباع (I)، هدایت هیدرولیکی (C) و محیط آبخوان (R) دارای همبستگی بالا و در مقابل مشخصه‌های خاک (S)، شیب (T) و تغذیه آبخوان (R) ارتباط کمتری را با غلظت نیترات نشان می‌دهند.

در وهله بعد برای قضاوت دقیق و محاسبه کمی ارتباط بین مشخصه‌های مدل و غلظت نیترات از محاسبه ضریب اسپیرمن استفاده شد.

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2-1)} \quad (2)$$

در این رابطه n - تعداد داده ها، d_i - اختلاف رتبه‌هاست.

روشهای تعیین آسیب پذیری آبخوان

۱- روش اصلاح شده DRASTIC

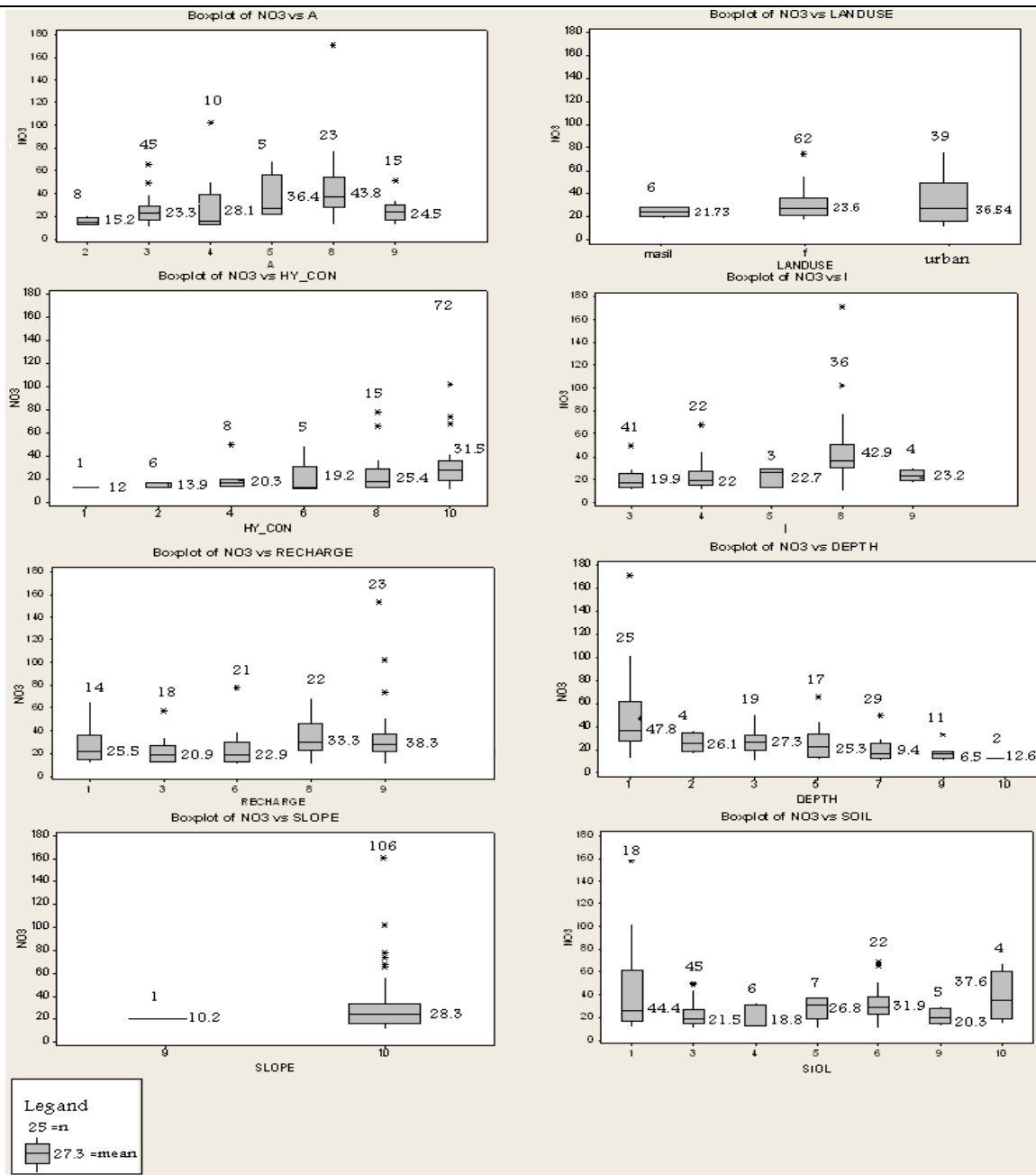
همان طوری که قبلاً ذکر شد روش DRASTIC از هفت مشخصه عمق آب زیرزمینی (D)، تغذیه آبخوان (R)، محیط آبخوان (A)، خاک (S)، توپوگرافی (T)، منطقه غیر اشباع (I) و هدایت هیدرولیکی (C) در تعیین آسیب پذیری استفاده می‌کند. این مشخصه‌ها پس از تبدیل از مقیاس فیزیکی به مقیاس نسبی به معادله خطی ساده‌ای انتقال می‌یابند. (معادله ۱).

$$DRASTIC = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad (1)$$

اندیس r ارزش کلاسه بندی شده هر مشخصه، w وزن هر یک از مشخصه‌ها و D, R, A, S, T, I, C مشخصه‌های مدل DRASTIC هستند. در این معادله هر مشخصه در ضریب اندازه‌گیری ضرب می‌شود.

این ضرایب بر مبنای آرای کارشناسی تعیین می‌شوند و نشان‌دهنده تأثیر نسبی هر مشخصه در انتقال آلودگی است.

همچنین رتبه‌بندی و ارزش‌گذاری اولیه کلاسهای مختلف مربوط به هر کدام از مشخصه‌ها به صورت ۱۰ درجه‌ای و بر اساس روش استاندارد DRASTIC تعیین می‌شوند (Aller, 1987). ایراد اصلی این روش را می‌توان در غیر ملموس بودن تعیین مقیاس درجه‌بندی و ضرایب اندازه‌گیری آن دانست.



شکل شماره (۲): boxplot مربوط به مشخصه‌ها و مقادیر نیترات آنها

مورد نظر به دست آمد. در این حالت اگر مقدار آماره نمونه T_5 بین مقادیر بحرانی مثبت و منفی قرار گیرد، فرض صفر مورد قبول شده و عدم وجود همبستگی ثابت می‌شود.

پس از این مرحله مقادیر ضرایب مشخصه‌هایی که فرض صفر برای آنها رد شده است را به مقیاسی با حداکثر ۵ تبدیل کرده و ضرایب جدید متناسب با آن محاسبه می‌شوند. نتایج این محاسبات در جدول شماره (۲) ذکر شده است.

برای هر مشخصه، در این مرحله با توجه به ضریب اسپیرمن محاسبه شده، فرض عدم وجود ارتباط ($H_0: \rho_s = 0$) در مقابل فرضیه جانشین ($H_0: \rho_s \neq 0$) در سطح اطمینان ۰/۰۵ آزمون می‌شود. به دلیل این که تعداد داده‌ها برای هر مشخصه بیش از ۳۰ عدد هستند ثابت شده است که تحت فرضیه صفر عدم همبستگی، میانگین T_5 برابر صفر و واریانس آن $1/n-1$ است، بنابراین در این حالت مقدار بحرانی T_5 از فرمول $\pm z/\sqrt{n-1}$ محاسبه شد در این فرمول مقدار Z از جدول استاندارد و با توجه به سطح اطمینان

جدول شماره (۲): مقادیر ضریب همبستگی مشخصه‌های مدل DRASTIC

مشخصه‌ها	ضریب اسپیرمن (rs)	مقدار بحرانی در سطح 0.05	آزمون فرض	وزن اولیه	وزن اصلاح شده
عمق آب زیرزمینی	-/۵۷	±/۱۵	رد	۵	بدلیل تاثیر معکوس حذف می‌شود
هدایت هیدرولیکی	/۴	±/۱۵	رد	۳	۳/۸
توپوگرافی	/۱	±/۱۶	قبول	۱	-
تغذیه آبخوان	/۰۴	±/۱۵	قبول	۴	-
محیط خاک	/۱۲	±/۱۵	قبول	۲	-
کاربری اراضی	/۳	±/۱۵	رد	-	۲/۹
محیط آبخوان	/۳۴	±/۱۶	رد	۳	۳/۳
منطقه غیر اشباع	/۵۲	±/۱۶	رد	۵	۵

هیدرولیکی بررسی شد. برای این که بتوانیم از آزمون مجموع-رتبه استفاده کنیم باید دو نمونه مستقل داشته باشیم و فرضیه صفر می‌تواند یکسان نبودن توزیع‌ها باشد. شایان ذکر است که در به کار بردن این آزمون نیازی به نرمال بودن جامعه نیست. برای این آزمون ابتدا نمونه‌های دو کلاس مجاور براساس میزان تغییرات به صورت صعودی مرتب شدند. اگر تفاوت چشمگیری بین میانگین‌ها در دو کلاس مجاور وجود داشته باشد از معادله (۴) استفاده می‌شود (نیرومند، ۱۳۸۳).

(۴)

$$W_1 + W_2 = \frac{(n_1+n_2)(n_1+n_2+1)}{2}$$

W_1 - مجموع رتبه‌های کلاس یک، W_2 - مجموع رتبه‌های کلاس دو، n_1, n_2 - به ترتیب تعداد اعضا کلاس اول و دوم. در مرحله بعد آماره U با معادله (۵) محاسبه شد:

$$U_1 = W_1 - \frac{n_1(n_1+1)}{2} \quad (۵)$$

وقتی مقدار n_1, n_2 بزرگتر از ۸ باشد توزیع U_1 (U_2) را می‌توان نرمال فرض کرد و برای محاسبه میانگین و واریانس آن از فرمول (۶) و (۷) استفاده کرد (نیرومند، ۱۳۸۳):

$$\mu_{U_1} = \mu_{U_2} = \frac{n_1 n_2}{2} \quad (۶)$$

$$\sigma^2_{U_1} = \frac{n_1 n_2 (n_1 + n_2 + 1)}{12} \quad (۷)$$

پس از این مرحله، مقدار $Z = \frac{U_1 - \mu_{U_1}}{\sigma_{U_1}}$ را محاسبه و آن را به صورت دو طرفه و با سطح اطمینان ۵٪ آزمون کرده و فرض یکسان بودن کلاس‌های مجاور بررسی می‌شود. در بین مشخصه‌های DRASTIC، فقط هدایت هیدرولیکی کاندیدای ادغام

مشخصه‌های متناظر با فرض‌های مورد قبول مانند توپوگرافی، خاک (S)، عمق آب (D) و تغذیه (R) با توجه به نتایج جدول فوق از مدل آسیب‌پذیری DRASTIC کنار گذاشته شده و بقیه مشخصه‌ها با ضرایب جدید در معادله (۳) مورد استفاده قرار می‌گیرند. نکته قابل توجه دیگر امکان اضافه کردن کاربری اراضی به مدل DRASTIC است. توجه این عمل را می‌توان به حجم آلودگی اعمال شده در سطح زمین مرتبط کرد که تاثیر زیادی بر افزایش غلظت نیترات در آب زیرزمینی دارد. در منطقه مورد مطالعه با توجه به نتایج آزمایش‌ها نیترات، بیشترین مقدار این آلاینده در بخش مسکونی مشاهده شد که ناشی از دفع فاضلاب خانگی از طریق چاههای جذبی است و در مرتبه بعد زمین‌های کشاورزی به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی حامل نیترات، بیشترین مقدار نیترات را به آبخوان وارد می‌کنند. این موضوع را می‌توان در box plot کاربری اراضی در شکل شماره (۲) مشاهده کرد. با اضافه کردن مشخصه‌های جدید (کاربری اراضی) به همراه وزن‌های اصلاح شده و حذف مشخصه‌های کم اهمیت معادله آسیب‌پذیری ویژه به صورت معادله (۳) تغییر می‌یابد.

$$v = 3.8C + 2.9L + 3.3A + 5I \quad (۳)$$

ب- اصلاح درجه بندی مشخصه‌ها

تعمیر در مقیاس درجه‌بندی را می‌توان با استفاده از مقدار غلظت نیترات در گروه‌های طبقه‌بندی شده هر مشخصه انجام داد. برای این منظور در ابتدا به دلیل رتبه‌ای بودن ماهیت گروه‌ها با استفاده از آزمون ناپارامتری مجموع-رتبه ویلکاکسن، معنی‌دار بودن تفاوت کلاس‌ها در مشخصه‌های پیوسته نظیر عمق، تغذیه و هدایت

وزن مشخصه‌ها و تشکیل معادله (۳) نقشه ریسک آلودگی (شکل شماره ۳) حاصل شد. در این نقشه منطقه مطالعاتی در سه کلاس آسیب پذیری متوسط، زیاد و خیلی زیاد قرار می‌گیرد و بیشترین مساحت نیز در این طبقه‌بندی مربوط به کلاس آسیب‌پذیری زیاد است که ۵۰/۲ درصد مساحت منطقه را شامل می‌شود (در این بخش از نرم‌افزار ArcGIS استفاده شد).

بود که با توجه به تعداد نمونه‌ها و شرایط آزمون ویلکاکسن، رتبه ۸ و ۱۰ با هم ادغام شدند. در پایان به منظور اصلاح درجات هر مشخصه مقادیر درجه‌بندی اصلاح شده با استفاده از میانگین غلظت نیترات هر طبقه استخراج شده و به مقیاس ده درجه‌ای تبدیل شد. نتایج ادغام کلاس‌ها و بازنگری و اصلاح درجه‌بندی مشخصه‌ها در جدول شماره (۳) ذکر شده است. با توجه به اصلاح رتبه‌بندی‌ها و

جدول شماره (۳): بازنگری رتبه بندی پارامترهای مدل

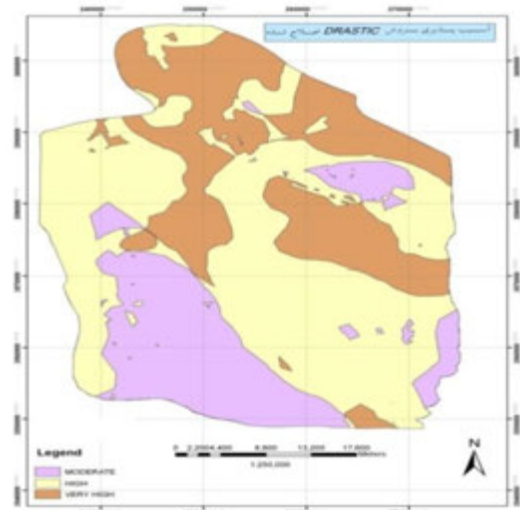
منطقه غیراشباع (I)				هدایت هیدرولیکی (C)			
رتبه اولیه	میانگین نیترات	رتبه اصلاح شده	کلاس	طبقات (m/day)	رتبه اولیه	میانگین نیترات	رتبه اصلاح شده
۳	۱۹/۹	۴/۶	Clay	۰/۱-۱/۳	۱	۱۲	۳/۹
۴	۲۲	۵/۱	Sandy Clay	۱/۳-۳/۹	۲	۱۳/۹	۴/۵
۵	۲۲/۷	۵/۲	Sandy Silty Clay	۳/۹-۸/۶	۴	۲۰/۳	۶/۶
۸	۴۲/۹	۱۰	Sand	۸/۶-۱۳	۶	۱۹/۱	۶/۲
۹	۲۳/۲	۵/۴	Gravel	۱۳-۲۴/۲	۸	۳۰/۶۲	۱۰

محیط آبخوان (A)				کاربری اراضی (L)			
رتبه اولیه	میانگین نیترات	رتبه اصلاح شده	کلاس	رتبه اولیه	میانگین نیترات	رتبه اصلاح شده	کلاس
۲	۱۵/۲	۳/۵	Clay	۱۰	۳۶/۵	۱۰	مسکونی
۳	۲۳/۳	۵/۳	Silty Clay	۶	۲۳/۶	۶/۵	کشاورزی
۴	۲۸/۱	۶/۴	Sandy Silty Clay	۳	۲۱/۷	۵/۹	مسیل
۵	۳۶/۴	۸/۳	Sandy Silt				
۸	۴۳/۸	۱۰	Sand				
۹	۲۴/۵	۵/۶	Gravel				

AHP-DRASTIC

AHP یکی از جامع‌ترین سیستم‌های طراحی شده برای تصمیم‌گیری با معیارهای چندگانه است. این تکنیک امکان فرموله کردن مسئله را به صورت سلسله مراتبی فراهم می‌کند و امکان در نظر گرفتن معیارهای مختلف کمی و کیفی را در مسئله داراست این فرایند گزینه‌های مختلف را در تصمیم‌گیری دخالت داده و تحلیل حساسیت روی معیارها و زیرمعیارها را ممکن می‌سازد، افزون بر این بر مبنای مقایسه زوجی بنا نهاده شده، که قضاوت و محاسبات را تسهیل می‌کند، میزان سازگاری و ناسازگاری تصمیم را نشان می‌دهد که از مزایای ممتاز این تکنیک در تصمیم‌گیری است.

با توجه به مشکلات مربوط به فرایند تصمیم‌گیری در مورد تعیین وزن‌ها و رتبه بندی‌های مدل DRASTIC می‌توان گفت که در این حالت تصمیم‌گیری ساده نبوده و به علت عدم وجود استاندارد از دقت تصمیم‌گیری به مقدار زیادی کاسته شده و سبب می‌شود که



شکل شماره (۳): نقشه آسیب پذیری به روش DRASTIC اصلاح شده

استفاده می‌شود. بدین منظور در مرحله اول برای اصلاح ضرایب مشخصه‌ها، از میزان ضریب همبستگی اسپیرمن استفاده و مشخصه‌ها متناسب با آن دو به دو مقایسه می‌شوند (جدول شماره ۴). ذکر این نکته ضروری است که این محاسبات فقط برای مشخصه‌های منطقه غیر اشباع، محیط آبخوان، کاربری اراضی و هدایت هیدرولیکی که همبستگی بالایی با غلظت نیترات دارند انجام می‌گیرد. در مرحله بعد برای اصلاح رتبه‌بندی مشخصه‌ها، از میزان میانگین نیترات و با در نظر گرفتن آستانه ۵۰ میلی‌گرم در لیتر که حد مجاز نیترات در آب آشامیدنی است استفاده می‌شود. نتیجه این مقایسه‌ها و تشکیل ماتریس‌ها در جدول شماره (۶) به نمایش گذاشته شده است.

فرایند تصمیم‌گیری به مقدار زیادی به فرد تصمیم‌گیرنده وابسته باشد و معیار منطقی و صحیحی در آن دخیل نباشد. برای رفع این مشکل، و یا حداقل کردن آثار جانبی آن، از فرایند تحلیل سلسله مراتبی به‌عنوان یکی از دقیق‌ترین روشهای تصمیم‌گیری چند معیاره برای محاسبه و اصلاح رتبه‌بندی‌ها و ضرایب مشخصه‌های مدل DRASTIC استفاده می‌شود (Thirumalaivasan, 2001). برای این منظور پس از تشکیل ماتریس اولویت و محاسبه وزن‌ها، میزان ناسازگاری سیستم برای پذیرش نتایج یا عملیات مجدد محاسبه می‌شود.

الف- تشکیل ماتریس اولویت

برای این قسمت با حذف آرای کارشناسی، از نتایج آزمون‌ها و محاسبات آمار ناپارامتری (مرحله قبل) در تشکیل ماتریس اولویت

جدول شماره (۴): ماتریس اولویت و محاسبه وزن برای مشخصه‌های مؤثر

پارامترها	ضریب اسپیرمن (rs)	وزن اولیه	منطقه غیر اشباع	محیط آبخوان	کاربری اراضی	هدایت هیدرولیکی
هدایت هیدرولیکی	۰/۴	۳	۱/۲	۲	۲	۱
کاربری اراضی	۰/۳	-	۱/۳	۱	۱	۱/۲
محیط آبخوان	۰/۳۴	۳	۱/۳	۱	۱	۱/۲
منطقه غیر اشباع	۰/۵۲	۵	۱	۳	۳	۲

ب- محاسبه وزن

در این مرحله با استفاده از ماتریس زوجی (اولویت) تعیین شده، وزن رتبه‌بندی‌ها و مشخصه‌ها محاسبه می‌شود. هر ماتریس مقایسه زوجی ممکن است سازگار و یا ناسازگار باشد در حالتی که این ماتریس سازگار باشد محاسبه وزن‌ها (W_{ij}) ساده بوده و از نرمالیزه کردن عناصر هر ستون به دست می‌آید. اما در حالتی که ماتریس ناسازگار باشد از روش بردار ویژه و از الگوریتمی که ساتی ارائه کرده است استفاده می‌شود (روش استفاده شده در این تحقیق).

جدول شماره (۵): وزن‌های اصلاح شده مدل

مشخصه‌ها	وزن اولیه	وزن اصلاح شده
هدایت هیدرولیکی	۳	۱/۲۶۳
کاربری اراضی	-	۱/۱۴۱
محیط آبخوان	۳	۱/۱۴۱
منطقه غیر اشباع	۵	۱/۴۵۵

برای این منظور ابتدا $A^K \cdot e$ محاسبه می‌شود (برای $K=1$):

$$A^K \cdot e = \begin{bmatrix} a_{11} & \dots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} 1 \\ \vdots \\ 1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \sum_{j=1}^n a_{1j} \\ \vdots \\ \sum_{j=1}^n a_{nj} \end{bmatrix} \quad (8)$$

و در نهایت حاصل این عبارت بر $e^T \cdot A^K \cdot e$ تقسیم می‌شود.

$$e^T \cdot A^K \cdot e = [1 \ 1 \ \dots \ 1] \cdot \begin{bmatrix} \sum_{j=1}^n a_{1j} \\ \vdots \\ \sum_{j=1}^n a_{nj} \end{bmatrix} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_{ij} \quad (9)$$

همان طوری که ملاحظه می‌شود حاصل $\frac{A^K \cdot e}{e^T \cdot A^K \cdot e}$ عبارت است از به توان k رساندن ماتریس A ، سپس جمع سطرها با هم و تشکیل برداری ستونی و در پایان نرمالیزه کردن بردار حاصل است. نکته قابل توجه در مورد K این است که هر چه توان ماتریس A بیشتر شود (k به سمت بینهایت) مقادیر W به مقدار حدی نزدیک و نزدیک تر می‌شوند و چنانچه در این حالت اختلاف بین A^K و A^{K-1} قابل چشم‌پوشی شود محاسبات متوقف می‌شود (قدسی پور، ۱۳۸۵). جداول شماره (۵) و (۷) وزن‌ها و رتبه‌بندی‌های اصلاح شده را نشان می‌دهند (کلیه محاسبات با استفاده از برنامه نوشته شده در زبان fortran انجام شد).

جدول شماره (۶): ماتریس زوجی برای اصلاح رتبه طبقات

منطقه غیر اشباع (I)								
کلاس	رتبه اولیه	میانگین نیترات	clay	Sandy clay	Sandy silty clay	sand	gravel	
clay	۳	۱۹/۹	۱	۱/۲	۱/۲	۱/۲	۱/۲	
Sandy clay	۴	۲۲	۲	۱	۱	۱/۶	۱	
Sandy silty clay	۵	۲۲/۷	۲	۱	۱	۱/۶	۱	
sand	۸	۴۲/۹	۷	۶	۶	۱	۶	
gravel	۹	۲۳/۲	۲	۱	۱	۱/۶	۱	
محیط آبخوان (A)								
کلاس	رتبه اولیه	میانگین نیترات	clay	silt clay	Sandy silty clay	Sandy silt	sand	gravel
Clay	۲	۱۵/۲	۱	۱/۳	۱/۴	۱/۶	۱/۸	۱/۳
silt clay	۳	۲۳/۳	۳	۱	۱/۲	۱/۴	۱/۶	۱
Sandy silty clay	۴	۲۸/۱	۴	۲	۱	۱/۳	۱/۵	۱/۲
Sandy silt	۵	۳۶/۴	۶	۴	۳	۱	۱/۳	۴
sand	۸	۴۳/۸	۸	۶	۵	۳	۱	۶
gravel	۹	۲۴/۵	۳	۱	۲	۱/۴	۱/۶	۱
کاربری اراضی (L)								
کلاس	رتبه های اولیه	میانگین نیترات	مسیل	کشاورزی	مسکونی			
مسکونی	۱۰	۳۶/۵	۵	۴	۱			
کشاورزی	۶	۲۳/۶	۲	۱	۱/۴			
مسیل	۳	۲۱/۷	۱	۱/۲	۱/۵			
هدایت هیدرولیکی (C)								
طبقات (m/day)	رتبه اولیه	میانگین نیترات	۰/۰۱-۱/۳	۱/۳-۳/۹	۳/۹-۸/۶	۸/۶-۱۳	۱۳-۲۴/۲	
۰/۰۱-۱/۳	۱	۱۲	۱	۱	۱/۳	۱/۳	۱/۶	
۱/۳-۳/۹	۲	۱۳/۹	۱	۱	۱/۳	۱/۳	۱/۶	
۳/۹-۸/۶	۴	۲۰/۳	۳	۳	۱	۱	۱/۴	
۸/۶-۱۳	۶	۱۹/۱	۳	۳	۱	۱	۱/۴	
۱۳-۲۴/۲	۸	۳۰/۶۱	۶	۶	۴	۴	۱	

قرار دارند، بر این اساس معادله جدید DRASTIC به صورت معادله ۱۰ تعریف شد.

$$v = 0.263C + 0.141L + 0.141A + 0.455 \quad (10)$$

طبق جدول شماره (۵) منطقه غیر اشباع با وزنی معادل 0.455 بیشترین اهمیت را در معادله DRASTIC داراست و مشخصه های هدایت هیدرولیکی، کاربری اراضی و محیط آبخوان بترتیب اهمیت

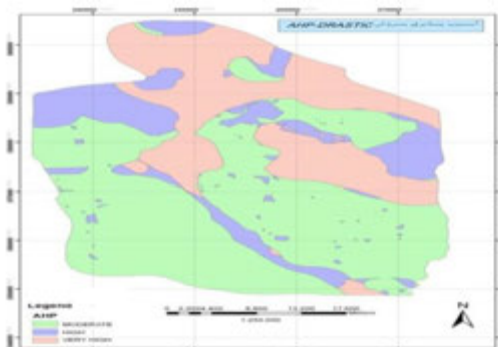
جدول شماره (۷): وزن اصلاح شده طبقات مشخصه‌ها

محیط آبخوان (A)			منطقه غیراشباع (I)		
رتبه اولیه	رتبه اصلاح شده	کلاس	رتبه اولیه	رتبه اصلاح شده	کلاس
۲	۰/۰۳۳	Clay	۳	۰/۰۶۳	Clay
۳	۰/۰۷۱	Silty Clay	۴	۰/۱۱۱	Sandy Clay
۴	۰/۰۹۴	Sandy Silty Clay	۵	۰/۱۱۱	Sandy Silty Clay
۵	۰/۲۳۴	Sandy Silt	۸	۰/۰۶	Sand
۸	۰/۴۶۳	Sand	۹	۰/۱۱۱	Gravel
۹	۰/۰۹۴	Gravel			

هدایت هیدرولیکی (C)			کاربری اراضی (L)		
رتبه اولیه	رتبه اصلاح شده	طبقات (m/day)	رتبه اولیه	رتبه اصلاح شده	کلاس
۱	۰/۰۶۵	۰/۰۱-۱/۳	۱۰	۰/۶۸۳	مسکونی
۲	۰/۰۶۵	۱/۳-۳/۹	۶	۰/۱۹۹	کشاورزی
۴	۰/۱۷	۳/۹-۸/۶	۳	۰/۱۱۷	مسیل
۶	۰/۱۷	۸/۶-۱۳			
۸	۰/۵۳	۱۳-۲۴/۲			

ج- نرخ ناسازگاری

میزان قابل قبول ناسازگاری ماتریس بستگی به تصمیم‌گیرنده دارد اما ساتی عدد ۰/۱ را به‌عنوان حد قابل قبول ارائه می‌کند. در کلیه مراحل این تحقیق میزان ناسازگاری کمتر از ۰/۱ بود. پس از اصلاح وزن‌ها و رتبه‌بندی‌های طبقات براساس روش AHP، شاخص آسیب‌پذیری ویژه از تلفیق مشخصه‌های مؤثر و براساس معادله (۱۰) محاسبه شد. نتیجه این تلفیق، ایجاد نقشه آسیب‌پذیری (شکل شماره ۴) در سه کلاس آسیب‌پذیری متوسط، زیاد و خیلی زیاد است.



شکل شماره (۴): نقشه آسیب‌پذیری به روش AHP-

DRASTIC

رگرسیون لجستیک

هدف تحلیل با استفاده از روش رگرسیون لجستیک مانند هر روش دیگر مدل‌سازی که در آمار مورد استفاده قرار می‌گیرد پیدا کردن بهترین مدل، یعنی الگوی معقولی است که رابطه بین یک متغیر پاسخ (نیترا ت به‌عنوان آلاینده) و مجموعه‌ای از متغیرهای پیشگو (مشخصه‌های مدل DRASTIC) را بیان کند است. آنچه که مدل رگرسیون لجستیک را از مدل رگرسیون خطی متمایز می‌کند این است که متغیر پاسخ در رگرسیون لجستیک دوتایی یا دو حالتی است. این تمایز بین رگرسیون لجستیک و رگرسیون خطی در انتخاب مدل و در فرض‌ها، انعکاس پیدا می‌کند. برای استفاده از این مدل در ارزیابی آسیب‌پذیری، مراحل زیر مورد بررسی قرار گرفت.

الف) تبدیل متغیر پاسخ به شکل دوگانه

با توجه به ساختار مدل که در آن متغیر پاسخ، شکل دوگانه دارد بنابراین در این مرحله مشخصه پیوسته غلظت نیترا ت با استفاده از یک حد آستانه به مقادیری دوگانه تبدیل می‌شود. مقادیر بالاتر از حد آستانه ۱ و مقادیر پایین‌تر از این حد صفر در نظر گرفته می‌شوند. مقدار آستانه استفاده شده برای نیترا ت در این تحقیق ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است انتخاب این مقدار به‌دلیل حد مجاز نیترا ت برای آب آشامیدنی است.

این معادلات را می‌توان برای $\beta_0 \dots \beta_i$ حل کرد. برخلاف رگرسیون خطی که معادلات درست‌نمایی نسبت به مشخصه‌های مجهول خطی بودند، در رگرسیون لجستیک این معادلات نسبت به $\beta_0 \dots \beta_i$ غیر خطی‌اند و در نتیجه برای حل آنها از روشهای خاصی استفاده می‌شود که ماهیت تکراری دارند.

(د) آزمون‌های آماری بررسی ارتباط مشخصه‌های مدل با آلاینده

در این مرحله ابتدا رابطه هریک از پارامترهای مدل DRASTIC با متغیر پاسخ بررسی می‌شود. برای این منظور پس از محاسبه \log -likelihood برای هریک از مشخصه‌ها، با استفاده از آزمون G مقدار \log -likelihood مشخصه را با مقدار \log -likelihood در شرایطی که ضرایب مشخصه صفر ($Intercept$ $model$) و نشان دهنده عدم وجود ارتباط مشخصه‌ها با متغیر پاسخ است بررسی کرده و بر اساس p -value این آزمون، فرض صفر عدم وجود ارتباط بین هریک از مشخصه‌های مدل DRASTIC با متغیر پاسخ (نیترا) در سطح اطمینان ۰.۵٪ آزمون می‌نمائیم. جدول شماره (۸) نتایج آزمون G برای انتخاب مشخصه‌های مؤثر را نمایش می‌دهد (کلیه محاسبات در این بخش با استفاده از نرم افزار *minitab* انجام شد).

جدول شماره (۸): انتخاب مشخصه‌های مؤثر بر اساس آزمون G

p-value	G	Lg likelihood	مشخصه‌های مدل
		-۷۲/۰۸	intercept model
۰/۰۱۲	۶/۳۶۴	-۴۱/۴۶۸	محیط آبخوان
۰/۰۰۲	۹/۵۷۱	-۳۹/۸۶۴	منطقه غیراشباع
۰/۰۱۱	۶/۵۴۷	-۴۱/۳۷۶	کاربری اراضی
۰/۷۳۴	۰/۱۱۶	-۴۴/۵۹۲	تغذیه آبخوان
۰/۲۳۴	۱/۴۷۶	-۴۳/۹۱۲	توپوگرافی
۰/۳۱۹	۰/۹۹۱	-۴۴/۱۵۴	خاک
۰	۱۵/۰۶۲	-۳۷/۱۱۹	عمق آب زیرزمینی
۰/۵۷۸	۰/۳۱	-۴۴/۴۹۵	هدایت هیدرولیکی

(ب) بررسی مشخصه‌های ورودی مدل

در این ارزیابی از یک طرف مقدار آلاینده (نیترا) پس از تبدیل به دو مقدار ۰ و ۱ به‌عنوان متغیر پاسخ معرفی می‌شود و از طرف دیگر پارامترهای مدل DRASTIC بعنوان متغیرهای پیشگو در نظر گرفته می‌شوند. متغیرهای پیشگو مانند آنچه در مدل رگرسیون گفته شد باید پیوسته، یا حداقل در مقیاس فاصله‌دار تعریف شوند به همین منظور مشخصه‌های پیوسته مدل DRASTIC نظیر عمق آب زیرزمینی، هدایت هیدرولیکی، توپوگرافی و تغذیه آبخوان به‌طور مستقیم و متغیرهای نظیر محیط آبخوان، منطقه غیراشباع و خاک براساس دسته‌بندی و امتیازدهی روش DRASTIC مورد استفاده قرار می‌گیرند.

(ج) محاسبه ضرایب مدل

مشخصه‌های $\beta_0 \dots \beta_i$ در معادلات رگرسیون لجستیک معمولاً با روش حداکثر درست‌نمایی برآورد می‌شوند. برای نمونه تصادفی Y_1, Y_2, \dots, Y_n از توزیع دو جمله‌ای با $P(Y_i = 1)$ و $P(Y_i = 0) = 1 - P_i$ تابع درست‌نمایی به‌صورت زیر است (نیرومند، ۱۳۸۷):

$$L(\beta_0, \beta_1) = L(\beta_0, \beta_1, Y_1, Y_2, \dots, Y_n) = \prod_{i=1}^n f_i(y_i, \beta_0, \beta_1) = \prod_{i=1}^n p_i^{y_i} (1 - p_i)^{1 - y_i} \quad (11)$$

و اگر از تابع درست‌نمایی لگاریتم بگیریم مقدار $(\log$ -likelihood) به شکل زیر محاسبه می‌شود (نیرومند، ۱۳۸۷):

$$l = \sum_{i=1}^n \{y_i \ln(P_i) + (1 - y_i) \ln(1 - P_i)\} \quad (12)$$

$$\text{از طرفی چون } P_i = \frac{e^{\beta_0 + \beta_0 X}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_0 X}} \text{ بنابراین،}$$

$$\ln(L(\beta_0, \beta_1)) = \sum_{i=1}^n y_i (\beta_0 + \beta_1 X_i) - \sum_{i=1}^n \ln(1 + e^{\beta_0 + \beta_0 X}) \quad (13)$$

حال اگر از دو طرف این تساوی نسبت به $\beta_0 \dots \beta_i$ مشتق گرفته و آنها را برابر صفر قرار دهیم رابطه‌های (۱۴) و (۱۵) حاصل می‌شود:

$$\sum_{i=1}^n y_i = \sum_{i=1}^n \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_0 X)}} \quad (14)$$

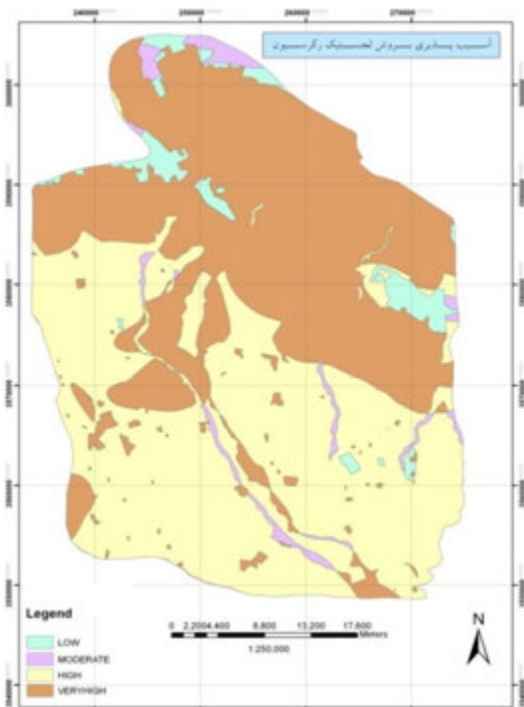
$$\sum_{i=1}^n X_i y_i = \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_0 X)}} \quad (15)$$

براساس آن مشخصه‌های عمق آب زیر زمینی (D)، منطقه غیر اشباع (I)، محیط آبخوان (A) و کاربری اراضی (L) به‌عنوان مؤثرترین مشخصه‌های مدل رگرسیون لجستیک انتخاب شدند. با انتخاب مشخصه‌های مؤثر مدل، معادله لجستیک رگرسیون به شکل معادله ۱۷ تشکیل شد:

(۱۷)

$$P = \frac{e^{-9.297+0.0337A+0.203I+1.411L+0.052D}}{1 + e^{-9.297+0.0337A+0.203I+1.411L+0.052D}}$$

نقشه آسیب‌پذیری آبخوان نیز بر اساس معادله (۱۷) در چهار کلاس کم، متوسط، زیاد، خیلی زیاد قرار می‌گیرد. در این نقشه (شکل شماره ۵) کلاس آسیب‌پذیری زیاد با مساحت بالغ بر ۸۵۶/۷ کیلومتر مربع، ۴۲/۲ درصد مساحت را به خود اختصاص داده است و کلاس‌های آسیب‌پذیری خیلی زیاد، کم و متوسط به‌ترتیب ۴۶، ۳/۶ و ۲/۳ درصد مساحت منطقه را شامل می‌شوند (در این بخش از نرم افزار ArcGIS استفاده شد).



شکل شماره (۵): نقشه آسیب‌پذیری به روش رگرسیون لجستیک

همانطوری که در جدول شماره (۸) مشاهده می‌شود مشخصه‌های، عمق آب زیرزمینی (D)، منطقه غیر اشباع (I)، کاربری اراضی (L) و محیط آبخوان (A)، دارای P-value کمتر از ۰/۰۵ (سطح اطمینان آزمون) هستند همچنین این مشخصه‌ها دارای بیشترین مقدار Log likelihood هستند که خود تأیید کننده تاثیر بالای آنها در مدل ارزیابی آسیب پذیری است.

روش مورد استفاده دیگر در این تحقیق برای ارزیابی ارتباط بین مشخصه‌ها و متغیر پاسخ، محاسبه Z و قضاوت براساس قدر مطلق آن است، مقدار بالای Z نشان دهنده ارتباط زیاد و مقدار کم مبین ارتباط ضعیف مشخصه‌ها با متغیر پاسخ است (Antonakos, 2006).

$$Z = \beta_i / \text{standard error} \quad (16)$$

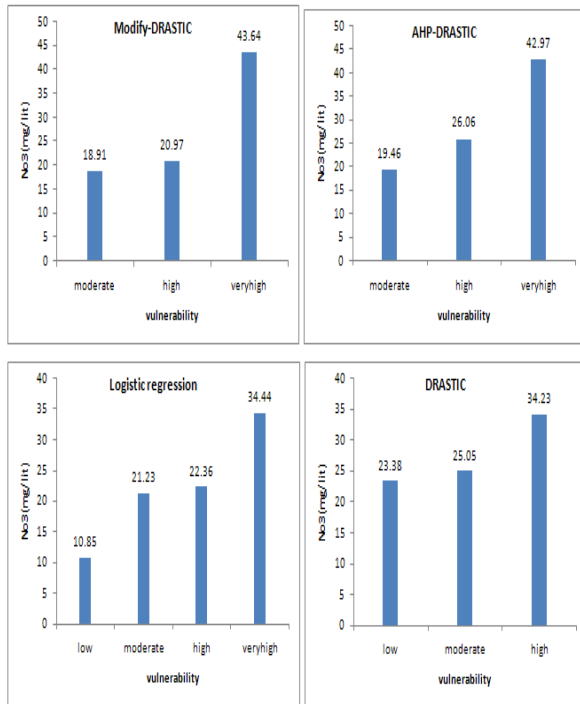
در این رابطه $-\beta_i$ ضرایب مشخصه‌ها و $-\text{standard error}$ نشان دهنده دقت محاسبه و تخمین ضرایب است. جدول شماره (۹) مقدار Z و P-value را برای مشخصه‌های مدل نمایش می‌دهد.

جدول شماره (۹): انتخاب مشخصه‌های مؤثر بر اساس مقدار Z

p-value	Z	standard error	مشخصه‌های مدل
۰/۰۱۴	۲/۴۵	۰/۱۰۷	محیط آبخوان
۰/۰۰۴	۲/۸۸	۰/۱۲۹	منطقه غیر اشباع
۰/۰۱۶	۲/۴۲	۰/۵۴۰	کاربری اراضی
۰/۷۳۱	۰/۳۴	۰/۰۱۸	تغذیه آبخوان
۰/۲۵۳	-۱/۱۴	۰/۸۲۵	توپوگرافی
۰/۳۳۷	-۰/۹۶	۰/۱۲۸	خاک
.	۳/۶۱	۰/۰۱۶	عمق آب زیرزمینی
۰/۵۷۹	۰/۵۵	۰/۰۱۵	هدایت هیدرولیکی

طبق جدول شماره (۹) و با توجه به مقدار P-value نتایجی

مشابه با آزمون G کسب شد.



شکل شماره (۶): میانگین غلظت نیترات در کلاس‌های مختلف آسیب پذیری

همچنین طبق این نمودار روش اصلاح شده DRASTIC تا حدود زیادی از نظر روند افزایش میانگین غلظت نیترات با افزایش شاخص آسیب پذیری به روش AHP-DRASTIC شباهت دارد. در مقابل روش DRASTIC با کمترین میزان همبستگی نیترات با آسیب‌پذیری (۰/۳۸) دارای اختلاف کمی از نظر میانگین نیترات در کلاس‌های مختلف آسیب‌پذیری است و به عبارتی کلاس‌های آسیب‌پذیری با میزان نیترات هماهنگی زیادی ندارند.

یادداشت

1-Box Plot

نتیجه‌گیری

اساساً از مدل DRASTIC به شرط داشتن اطلاعات کافی از منطقه، می‌توان به‌عنوان پیش‌زمینه‌ای نظری برای ایجاد روش‌های ترکیبی مختلف برای بررسی ریسک آلودگی آبخوان استفاده کرد. استفاده از کمیت‌ها و آزمون‌های آماری، همچنین استفاده از روش AHP می‌تواند سبب بهبود روش DRASTIC شود. این موضوع را می‌توان در مقایسه دقت مدل‌ها و بر اساس همبستگی کلاس‌های آسیب‌پذیری و غلظت نیترات مشاهده کرد (جدول شماره ۱۰). طبق جدول شماره ۱۰ (سه روش AHP-DRASTIC، DRASTIC اصلاح شده و رگرسیون لجستیک دقت بیشتری را نسبت به روش معمولی DRASTIC نشان می‌دهند و در بین آنها روش AHP-DRASTIC با بیشترین همبستگی بهترین شرایط را نمایش می‌دهد. مقایسه میانگین نیترات برای کلاس‌های آسیب‌پذیری نیز مؤکد این نتیجه است (شکل شماره ۶).

جدول شماره (۱۰): همبستگی روش‌های مختلف با غلظت نیترات

مدل آسیب پذیری	ضریب همبستگی اسپیرمن	مقدار بحرانی در سطح 0.05	آزمون فرض
AHP-DRASTIC	۰/۶۳	۰/۲	رد
Modify DRASTIC	۰/۶۱	"	"
Logistic Regression	۰/۴۸	"	"
DRASTIC	۰/۳۶	"	"

در این نمودار روش AHP-DRASTIC بهترین روند را از نظر افزایش غلظت نیترات با افزایش شاخص آسیب‌پذیری نشان می‌دهد.

منابع مورد استفاده

نیرومند، ع. ۱۳۸۷. "تحلیل رگرسیون خطی"، انتشارات نوپردازان

نیرومند، ع. ۱۳۸۳. "آمار کاربردی"، انتشارات اقلیدس

قدسی پور، س. ح. ۱۳۸۵. "تصمیم‌گیری چند متغیره (تحلیل فرایند سلسله مراتبی)"، انتشارات دانشگاه صنعتی امیرکبیر

Ahmed, A. 2009. Using generic and pesticide DRASTIC GIS based models for vulnerability assessment of the quaternary aquifer at Sohag, Egypt. Hydrogeol Journal doi: 10.1007/s10040-009-0433-3.

Aller, L., et al. 1987. DRASTIC: a Standardized system for evaluating groundwater pollution Potential using hydro geologic settings (EPA-600/2-87-035). US EPA, Washington, DC.

- Al-Zabet, T. 2002 Evaluation of aquifer vulnerability to contamination, potential using the DRASTIC method: *Environmental Geology* 43, 203-208.
- Antonakos, A.K. N.J., Lambrakis .2006. Development and testing of three hybrid methods For the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an Example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology* (2007) 333, 288–304.
- Baalousha, H. 2006. Vulnerability assessment for the Gaza Strip Palestine using DRASTIC. *Env Geol* 50:405-414.
- Babiker, S., et al .2005. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Height, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of the total Environment* 345 127-140.
- Cheng, D. ,et al .2011. Intrinsic vulnerability of groundwater resources in a loess area in northern china, Water Resource and Environmental protection (ISWREP), 2011 International Symposium.
- Foster, S. 1987. Fundamental concept in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy. In: Van Duijvenbooden W, V an Waegeningh HG (eds) *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants Committee on hydrological Research, The Hague*, 69-86.
- Gogu, R.C. A., Dassargues .2000. Current trends in vulnerability Assessment using overlay and index methods. *Environment Geology* 39(6):549-559.
- Hammouri, N. M., Kuisi .2006. GIS-based evaluation of groundwater vulnerability in the Russeifa area, Jordan. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 23, num. 3, 2006, p. 277-287.
- Haza, M.H. A., Added .2007. A GIS-based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semi-arid region. *Journal of Environmental Management* 84 12-19.
- Hearne, G.M. ,et al .1992. Vulnerability of the uppermost groundwater to contamination in the Greater Denver Area, Colorado. *US Geol Surv Water Resour Invest Rep* 92-4143, 241pp.
- Jasem, H. 2009. Groundwater vulnerability assessment in Wadi Kafraïn catchment area and its surroundings_ using GIS ground truthing and lab analysis_. PhD THESIS, University of Jordan, Jordan.
- Jasem, H., M., Alraggad .2010. Assessing Groundwater Vulnerability in Azraq Basin Area by a Modified DRASTIC Index. *Journal water Resource and Protection*, 2010, 2, 944-951.
- Kim, Y., S., Hamm .1999. Assessment of the potential for groundwater contamination using the DRASTIC/EGIS technique, Cheongju area, South Korea. *Hydrogeol J* 7:227-235.
- Lake, I.R. Lovett, A., K.M., Hiscock .2003. Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution developing the potential of GIS. *J Environ Manage* 68:315-328.
- Leon, A. ,et al .2009. Vulnerability and risk evaluation of agricultural nitrogen pollution for Hungary's main aquifer using DRASTIC and GLEAMS model. *Journal of Environmental Management*, 2009, 2969-2978.
- Lindstrom, R. 2005. Groundwater vulnerability assessment using process-based models.

Mendoza, J., G., Barmen .2006. Assessment of groundwater vulnerability in the Rio Artiguas basin, Nicaragua. *Env. Geol* 50:569-580.

Merchant, J. 1994. GIS-based groundwater pollution hazard assessment: a critical review of the DRASTIC model. *Photogram Eng. Remote Sensing* 60(9):1117-1127.

Rahman, A. 2008. A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Appl. Geogr* 28:32-53.

Rosen, R. 1994. A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish condition. *Groundwater* 32:278-285.

Rupert, M.G. 1999. Improvements to the DRASTIC groundwater Vulnerability mapping method. US Geological Survey Fact Sheet FS-066-99.

Thirumalaivasan, D. 2001. Aquifer vulnerability assessment using Analytic Hierarchy Process (AHP) and GIS for upper PALAR watershed.

Sener, E., S., Sener, A., Davraz .2009. Assessment of aquifer vulnerability based on GIS and DRASTIC methods: a case study of the Senirkent-Uluborlu Basin (Isparta Turkey). *Hydrogeology Journal* 17:2023-2035.

Archive of SID