



تصمیم‌روشن‌دراستیک مبتنی بر سامانه‌ی اطلاعات جغرافیایی با استفاده از روش‌های آماری و تحلیل سلسله‌مراتبی، مطالعه‌ی موردی دشت همدان

علی اکبر متکان، حمیدرضا ناصری و زهره استادهاشمی*

گروه زمین‌شناسی، دانشکده‌ی علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی تهران

*عده‌دار مکاتبات: zohrehostadhashemi78@yahoo.com

هکیده

پهنه‌بندی آسیب‌پذیری نیترا ته‌ی آب‌های زیرزمینی دشت همدان-بهار با تصحیح وزن پارامترهای روش‌دراستیک با پارامترهای آماری و وزن‌دهی بر اساس فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام گرفت. در تحقیق حاضر علاوه بر نرخ‌بندی‌های معمول موجود در روش‌دراستیک، از روش‌فازی برای هم‌مقیاس‌سازی نقشه‌های معیار و آماده‌سازی آن‌ها برای تلفیق و تعیین وزن مناسب، همبستگی بین غلظت نیترات و پارامترها و ضرایب همبستگی اسپیرمن و کندال استفاده گردید. بر این اساس مشخص شد که پارامترهای خاک، محیط آبخوان، و عمق آب زیرزمینی به ترتیب با وزن‌های ۵، ۴ و ۳/۵ بیشترین همبستگی را با داده‌های نیترات نشان می‌دهند. رابطه‌ی جدید به نام DAS (D: عمق تا سطح ایستابی A: محیط آبخوان، S: محیط خاک) می‌باشد. بر اساس وزن‌های به‌دست‌آمده از روش فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی، لایه‌های اطلاعاتی قطعی و فازی‌دراستیک به‌طور جداگانه، با یکدیگر تلفیق شدند. جهت تهیه‌ی نقشه‌ی خطرپذیری آلودگی، لایه‌ی کاربری اراضی منطقه به پارامترهای قبلی افزوده و برای تعیین وزن بهینه‌ی این پارامتر نیز از روش‌های آماری استفاده شد. پس از اعمال این پارامتر میزان همبستگی بین غلظت نیترات و خطرپذیری آلودگی به ۰/۷۸ رسید. نقشه‌ی نهایی نشان می‌دهد که ۵ درصد از آبخوان کاملاً خطرپذیر، ۱۰ درصد دارای خطر آلودگی خیلی زیاد، ۲۰/۹۵ درصد زیاد، ۲۶ درصد متوسط تا زیاد، ۲۱/۳ درصد متوسط تا کم، ۹ درصد کم، ۷ درصد دارای خطر آلودگی خیلی کم، و ۰/۷۵ درصد بدون خطر آلودگی می‌باشند.

واژه‌های کلیدی: آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، دراستیک، مدل DAS، دشت همدان - بهار، تحلیل سلسله‌مراتبی

Improvement in GIS-based DRASTIC model using statistical methods and analytical hierarchy process, case study: Hamedan- Bahar plain, west of Iran

A. K Matkan, H. R. Naseri & Z. Ostadhashemi*

Department of Geology, Faculty of Earth Science, Shahid Beheshti University, Tehran, I.R.Iran

*Correspondence Author: zohreh_ostadhashemi78@yahoo.com

Abstract

The assessment of groundwater vulnerability to nitrate pollution in Hamedan-Bahar plain, west of Iran, has been conducted through modifying weights of DRASTIC parameters via the use of simple sta-

tistical methods. Also the weights of parameters were assigned based on Analytical Hierarchy Process (AHP) under a Geographical Information System (GIS) environment. In addition to usual ratings of DRASTIC method, the present research has also used a fuzzy method for scaling criterion maps as well as their preparations for integration. Further, Spearman's rho coefficient and Kendall's tau coefficient have been employed in order to determine suitable weight in the DRASTIC model from the correlation between nitrate concentrations and DRASTIC parameters. As a matter of fact, it was distinguished that soil media, aquifer media and depth to groundwater with the weights of 5, 4, and 3.5, respectively indicate the highest correlation with the nitrate concentrations. Thus the new equation named as DAS (D: Depth to groundwater, A: Aquifer media, S: Soil media) was substituted with DRASTIC for assessment of groundwater vulnerability in Hamedan-Bahar plain. On the basis of the weights resulted from AHP method, both the deterministic and fuzzy layers of DRASTIC are integrated with each other, separately. After determining the correlation coefficients in different models, it is found that the DAS model with deterministic rating layers has the highest correlation about 70 percent with nitrate concentrations. For preparing pollution risk map, land use was considered as an additional parameter. The correlation coefficient between nitrate concentrations and pollution risk reached to 78 percent, using this parameter. The risk map shows that 5% of study area is completely risky while 10%, 29.95%, 26%, 21.3%, 9%, 7% of it has very high, high, high to moderate, moderate to low, low, and the least pollution risk, respectively. Only 0.75% of study area is without any pollution risk.

Key words: Groundwater vulnerability, DRASTIC, DAS model, Hamedan- Bahar plain, analytical hierarchy process

۱- مقدمه

بسیار زیاد می‌باشد. علاوه بر این عبور فاضلاب شهر همدان و بهار، وجود کشتارگاه صنعتی دام همدان و فعالیت‌های صنعتی، مرغداری و دامداری در محدوده‌ی دشت، باعث آلودگی آبخوان دشت گردیده است (ندافیان ۱۳۸۵). منابع آب زیرزمینی این دشت تأمین کننده‌ی آب شرب، کشاورزی و صنعت شهرهای همدان و بهار می‌باشند. آب زیرزمینی این دشت، حدود ۷۰ درصد آب شرب شهر همدان را تأمین می‌کند. به منظور اطمینان از آنکه آبخوان این دشت بتواند به عنوان منبع تأمین آب سالم در منطقه باقی بماند، ضروری است تا مکان‌هایی که بیشتر مستعد دریافت و انتقال آلودگی هستند، شناسایی شوند. بنابراین پهنه‌بندی آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی دشت مذکور بر روی یون نترات به عنوان شاخص آلودگی از منشأهای کشاورزی و فاضلاب شهری با تصحیح وزن پارامترهای دراستیک (DRASTIC) با روش‌های آماری و وزن‌دهی براساس فرآیند تحلیل سلسله مراتبی (AHP: Analytic Hierarchy Process) در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام گرفته است. از دید فنی این روش یکی از جامع‌ترین سیستم‌های طراحی شده برای شاخه‌ی تصمیم‌گیری با معیارهای چندگانه است. روش فرآیند تحلیل سلسله مراتبی توسط ساتی (Saaty 1980) مطرح شده است و امکان فرموله کردن مسأله را به صورت سلسله مراتبی می‌دهد. همچنین این روش بر مبنای

به طور کلی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در صورت احتمال رسیدن آلاینده‌ها از سطح زمین به آب زیرزمینی و انتشار آلاینده در آبخوان، تعریف می‌شود (Vrba & Zaporozec 1994). آسیب‌پذیری خصوصیت نسبی بدون بعد و غیرقابل اندازه‌گیری می‌باشد که هم به شاخصه‌های آبخوان و هم به خصوصیات زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی محیط (زون غیر اشباع)، افق خاک، تغذیه، توپوگرافی و غیره بستگی دارد. آلاینده‌های مختلف بسته به ماهیت شیمیایی یا ساختار میکروبیولوژیکی خود، رفتار متفاوتی را نشان می‌دهند. به آسیب‌پذیری وابسته به آلودگی یا آسیب‌پذیری مختص به کاربری اراضی معین، آسیب‌پذیری ویژه (Specific vulnerability) می‌گویند (Harter & Walker 2001). دشت همدان- بهار به دلیل دارا بودن منابع عظیم آب زیرزمینی، خاک حاصلخیز و هموار بودن زمین، از کشاورزی و باغداری پررونقی برخوردار است. در سال‌های اخیر به علت بهره‌برداری بی‌رویه، سطح ایستابی در این دشت بسیار افت پیدا کرده است. از طرف دیگر با توسعه‌ی فعالیت‌های کشاورزی، بالطبع استفاده از انواع کودهای شیمیایی و حیوانی گسترش یافته است. بنابراین احتمال آلودگی آبخوان این دشت به منابع آلاینده به خصوص نترات

(Daele 2003). متداول‌ترین مدل‌های ترکیب نقشه‌ها برای اجرا در سیستم اطلاعات جغرافیایی مدل منطق بولین، مدل هم‌پوشانی شاخص، مدل منطق فازی و مدل وزن‌های نشانگر هستند که در تحقیق حاضر تلفیق فازی و هم‌پوشانی شاخص لایه‌ها جهت تهیه‌ی نقشه به کار رفته‌اند. منطق فازی، در واقع توسعه یافته‌ی منطق بولین است. در منطق فازی، میزان عضویت یک عنصر در یک مجموعه، با مقداری در بازه‌ی یک (عضویت کامل) تا صفر (عدم عضویت کامل) تعریف می‌شود. درجه‌ی عضویت معمولاً با یک تابع عضویت بیان می‌شود. پس از تشکیل نقشه‌های مربوط به هریک از فاکتورها، مقادیر عضویت موجود در آن‌ها به کمک عملگرهای فازی با یکدیگر ترکیب می‌شوند. مدل هم‌پوشانی شاخص امکان تلفیق قابل انعطاف تر نقشه‌های معیار را در مقایسه با مدل منطقی بولین فراهم می‌سازد. در این روش ابتدا به کلیه‌ی فاکتورهای مؤثر، بر اساس اهمیت نسبی و نقش آن‌ها با توجه به نظرات کارشناسی، وزنی اختصاص داده می‌شود. این وزن‌ها به صورت اعداد صحیح مثبت یا اعداد حقیقی در یک بازه‌ی مشخص، تعیین می‌شوند. نقشه‌های ورودی نرخ‌های متفاوتی به خود می‌گیرند و سپس نقشه‌ی نرخ‌بندی شده در وزن کارشناسی مربوط به خود ضرب می‌گردد و نقشه‌ی نهایی با یک ماهیت خطی افزایشی حاصل می‌شود.

در این مقاله روش بهینه‌ی مبتنی بر پارامترهای آماری و تحلیل سلسله مراتبی برای تصحیح مدل دراستیک اولیه با توجه به غلظت نترات آب‌های زیرزمینی دشت همدان-بهار استفاده شده است. هدف اصلی، ارائه‌ی روشی تلفیقی می‌باشد که بتواند آسیب‌پذیری ویژه یا خطر آلودگی آبخوان را دقیق‌تر نشان دهد. در مقاله‌ی حاضر کوشش شده که برای ارزیابی خطر آلودگی از مزایای روش دراستیک استفاده گردد. درحالی که سعی گردیده که ساختار اولیه‌ی این مدل حفظ شود، با ایجاد اصلاحاتی معیار تأثیر پارامترها با میزان ضریب همبستگی بین نمایه‌ی آسیب‌پذیری آبخوان و غلظت نترات تغییر یافته است. بر اساس مفاهیم آماری برخی از پارامترها از معادله‌ی دراستیک حذف و در عوض کاربری اراضی به عنوان یک پارامتر اضافه گردید.

حوضه‌ی آبریز دشت همدان- بهار که به سیمینه رود نیز موسوم است، با وسعت ۲۴۵۹ کیلومتر مربع از زیرحوضه‌های مهم رودخانه‌ی قره‌چای و دریاچه‌ی نمک محسوب می‌گردد و در دامنه‌ی شمالی

مقایسه‌ی زوجی بنا شده که قضاوت و محاسبات را تسهیل می‌کند و میزان سازگاری یا ناسازگاری تصمیم را نیز کنترل می‌کند که از مزایای ممتاز این تکنیک در تصمیم‌گیری چندمعیاره می‌باشد.

در سالیان اخیر تخمین آسیب‌پذیری آبخوان توسط محققین مختلف و به روش‌های متفاوت انجام شده است. یکی از ساده‌ترین و کاربردی‌ترین روش‌های مورد استفاده، روش الر و همکاران (Aller et al. 1987) می‌باشد که هفت پارامتر زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی را در نظر می‌گیرند

(Rundquist et al. 1991, Knox et al. 1993, Navulur & Engel 1998, Fritch et al. 2000, Piscopo 2001, Al-Adamat et al. 2003). در این مدل از هفت پارامتر مؤثر بر آلودگی آبخوان: عمق سطح ایستابی، تغذیه‌ی خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی استفاده می‌شود.

ضعف عمده‌ی روش دراستیک اعمال نظر شخصی و کارشناسی برای تعیین نرخ‌ها و وزن‌ها می‌باشد. همچنین شباهتی در مورد انتخاب هفت پارامتر انتخابی و در نظر نگرفتن عوامل دیگر وجود دارد. بسیاری از عوامل مانند ظرفیت جذب، زمان سیر، و ترفیق به طور مستقیم در این روش در نظر گرفته نشده است (Rosen 1994). بر خلاف انتقادات، این روش مانند دیگر روش‌ها دارای مزایایی نیز می‌باشد. اجرای این روش هزینه‌ی اندکی می‌طلبد و در محیط‌های مختلف کاربرد دارد، زیرا به داده‌های کمی نیاز دارد و نسبتاً آسان به دست می‌آید. به دلیل انتخاب پارامترهای متعدد و ارتباطات متقابل آن‌ها با یکدیگر، احتمال اینکه پارامترهای مهم نادیده گرفته شوند، کم است. دقت آماری به جهت کاهش تأثیر خطای جزئی در محاسبه‌ی هر پارامتر، بالا می‌رود. با وجود ساختارهای زمین‌شناسی پیچیده در هر منطقه و نبود اندازه‌گیری پارامترهای ویژه، این روش نتایج نسبتاً صحیحی به دست می‌دهد. محققین مختلف اصلاحاتی را بر روی مدل دراستیک اعمال نموده و بیشتر آن‌ها حذف بعضی از پارامترهای مدل را پیشنهاد نموده‌اند (Evans & Mayers 1990, Rupert 2001, Secunda et al. 1998, McLay et al. 2001, Panagopoulos et al. 2006).

تلفیق سیستم اطلاعات جغرافیایی و نمایه‌های قابلیت آسیب‌پذیری می‌تواند تهیه‌ی نقشه‌های پتانسیل آلودگی را تسهیل نموده و مدیریت منابع آب و کاربری اراضی را بهبود بخشد (Connel &

ارتفاعات الوند واقع شده است. وسعت دشت ۸۸۰ کیلومترمربع و وسعت ارتفاعات ۱۵۷۹ کیلومتر مربع می‌باشد. منطقه‌ی مورد مطالعه محدوده‌ی آبخوان اصلی دشت همدان- بهار می‌باشد که بین $34^{\circ}49'$ تا $35^{\circ}02'$ عرض‌های شمالی قرار گرفته و گسترش سطحی آن ۵۲۰ کیلومترمربع می‌باشد. این محدوده در شمال غربی شهر همدان واقع شده است.

۲- زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی

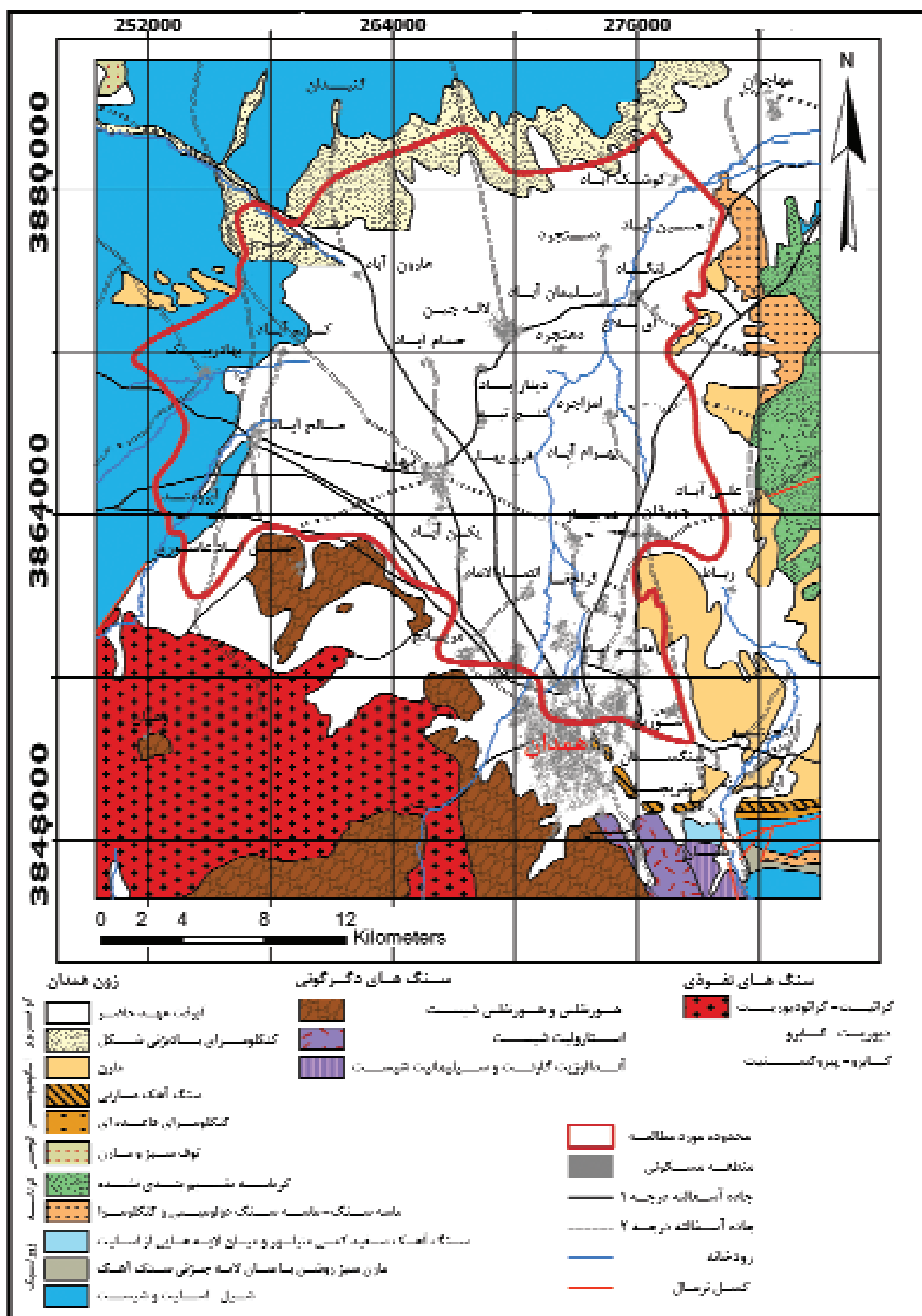
حوضه‌ی آبریز دشت همدان- بهار از نظر سنگ‌شناسی در سه بخش رسوبی، آذرین و دگرگونی قابل بررسی می‌باشد. سنگ‌های رسوبی شامل شیل، آهک و مارن مربوط به ژوراسیک و رسوبات آبرفتی دوران چهارم است (تصویر ۱). رسوبات اسلیت و شیست ژوراسیک، سنگ کف آبخوان دشت همدان- بهار را تشکیل می‌دهند که در اثر دگرگونی ناحیه‌ای تشکیل شده‌اند و در ارتفاعات شرقی و جنوبی حوضه رخنمون دارند. نهشته‌های کرتاسه شامل سری تخریبی و سری کربناته می‌باشند. سری تخریبی بر روی اسلیت‌ها قرار گرفته‌اند و از دگرگونی ضعیفی برخوردار می‌باشند. سری کربناته‌ی کرتاسه شامل واحد آهکی با سنگواره‌های گاستروپودا، دوکفه‌ای و فرامینفر منفرد است. بر اساس فسیل‌های یافت شده در این واحد، سن آن را به اشکوب آبتین- آلبین یعنی فوقانیترین بخش کرتاسه‌ی زیرین نسبت می‌دهند. این واحد نیز گسترش چندانی ندارد و تنها از نظر انحلال می‌تواند تا حدودی کیفیت آب زیرزمینی را تحت تأثیر قرار دهد. نهشته‌های سنوزوئیک شامل ترشیری و کواترنری، جوان‌ترین سنگ‌های رسوبی در محدوده‌ی مطالعاتی می‌باشند. تشکیلات ترشیری در منطقه‌ی مورد مطالعه از رسوبات رسی قرمز رنگ شروع می‌گردند و با یک لایه کنگلومرای قاعده‌ای، بر روی سنگ‌های مزوزوئیک قرار می‌گیرند. جدیدترین رسوبات موجود در دشت همدان- بهار مربوط به رسوبات کواترنری فوقانی یا رسوبات آبرفتی عهد حاضر است که اکثراً در نواحی پست گسترش یافته و زمین‌های مستعد کشاورزی دشت بر روی آن‌ها قرار گرفته است. با توجه به جنس ارتفاعات محصورکننده‌ی دشت، جنس آبرفت‌ها نیز متغیر می‌باشد، به طوری که در حاشیه‌ی جنوب و غرب دشت، آبرفت‌ها اغلب از گرانیت و هورنفلس بوده و در حاشیه‌ی شرقی و شمال شرق بیشتر از جنس شیست و آهک می‌باشند.

باتولیت الوند مهمترین برون زدگی آذرین می‌باشد که از سنگ‌های بازیگ (گابرو) و اسیدی (گرانیت و گرانودیوریت) تشکیل یافته و در جنوب، جنوب غرب و غرب منطقه رخنمون دارند. اسلیت‌ها مهمترین سنگ‌هایی هستند که تحت تأثیر نفوذ توده‌های آذرین اسیدی و بازیگ به هورنفلس تبدیل گردیده‌اند.

با توجه به مطالعات ژئوفیزیکی انجام شده، ضخامت رسوبات آبرفتی در دشت همدان- بهار، کمتر از ۲۵ متر در حواشی دشت تا حداکثر ۷۵ متر در مرکز دشت تغییر می‌کند. به طور کلی ضریب قابلیت انتقال از ۱۰۰ مترمربع در روز در مناطق حاشیه‌ای تا ۲۰۰۰ مترمربع در روز متغیر است. ضریب ذخیره‌ی آبخوان نیز بین ۵ تا ۱۰ درصد است. کمترین سطح آب زیرزمینی در شرق و شمال شرقی دشت بین ۳ تا ۱۵ متر و بیشترین عمق، مربوط به ناحیه‌ی شمال و شمال غرب دشت است که بیش از ۱۵ متر و تا عمق ۴۰ متر در جنوب هارون آباد می‌رسد (اداره‌ی کل امور آب استان همدان ۱۳۸۳).

۳- مواد و روش‌شناسی

به منظور مدل‌سازی پتانسیل آلودگی آبخوان دشت همدان- بهار در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی مراحل ساختن پایگاه داده، پردازش لایه‌های ورودی و تلفیق نقشه‌های معیار اعمال گردید. جهت ساختن پایگاه داده، داده‌های مورد نیاز برای تهیه‌ی نقشه‌های معیار (Criterion map) تهیه گردید و به فرمت قابل قبول برای ورود به نرم‌افزار آرک جی آی اس (ArcGIS) تبدیل شد. برای تهیه‌ی هفت نقشه‌ی معیار مدل دراستیک، آنالیزهای مکانی مختلفی بر روی داده‌های موجود انجام گرفت که می‌توان به تبدیل نقطه به ناحیه که شامل درون‌یابی کریجینگ (Kriging) و اسپلاین (Spline)، ایجاد پلی‌گونه‌ای تیسن و تبدیل بردار به رستر اشاره نمود. هدف نهایی از تهیه‌ی نقشه‌های معیار، تلفیق آن‌ها و به دست آوردن نقشه‌ی آسیب‌پذیری منطقه می‌باشد. جهت تلفیق، نقشه‌های معیار باید هم مقیاس باشند. ویژگی‌های مختلف در مقیاس‌های متفاوتی اندازه‌گیری می‌شوند، آن‌ها می‌توانند به صورت کیفی (بافت خاک، محیط آبخوان...) یا کمی (عمق آب زیرزمینی، شیب...) اندازه‌گیری شده باشند. ویژگی‌هایی هم که به صورت کمی اندازه‌گیری می‌شوند واحدهای متفاوتی دارند (کیلومتر، درصد...). برای اعمال تحلیل‌های تصمیم‌گیری باید ارزش‌های موجود در



تصویر ۱- نقشه‌ی زمین شناسی و محدوده‌ی مورد مطالعه

نقشه‌های معیار تغییر کنند و تبدیل به واحدهای قابل مقایسه شوند. (تصویر ۲-ب)

نقشه‌های معیار می‌توانند به صورت قطعی و فازی طبقه‌بندی شوند. در تحقیق حاضر به جای نرخ‌بندی‌های معمول موجود در روش دراستیک تصحیح شده، از روش فازی نیز برای هم‌مقیاس‌سازی نقشه‌های معیار و آماده‌سازی آن‌ها برای تلفیق استفاده شد. در مرحله‌ی بعد جهت تعیین وزن مناسب در این مدل از همبستگی بین غلظت نیترات و پارامترهای مورد استفاده در این مدل از ضرایب همبستگی اسپیرمن (Spearman 1904) و کندال (Kendall 1938) استفاده گردید. همچنین از روش فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی جهت رسیدن به وزن مناسب استفاده شد.

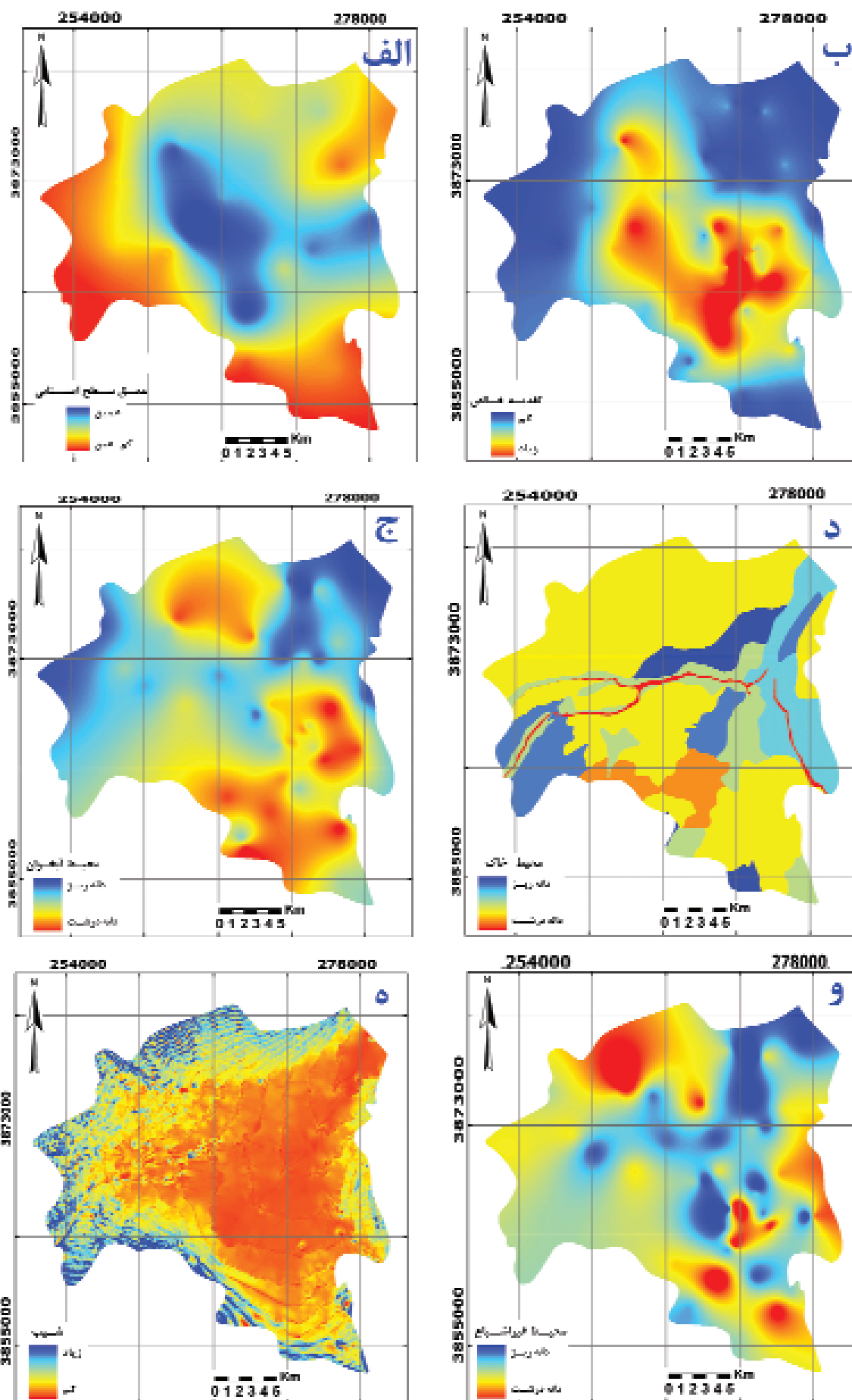
در ابتدا بر اساس داده‌های جمع‌آوری شده اقدام به تولید نقشه‌های معیار، بر پایه‌ی توابع سیستم اطلاعات جغرافیایی گردید. جهت تهیه‌ی لایه‌ی عمق سطح ایستابی، ابتدا هیدروگراف واحد دشت همدان-بهار در سال آبی ۸۱-۸۲ ترسیم و فصول تر (خرداد) و خشک (مهر) مشخص شد. سپس تراز سطح ایستابی خرداد ماه جهت تعیین عمق سطح ایستابی انتخاب شد. برای تهیه‌ی این لایه، از موقعیت جغرافیایی، تراز سطح ایستابی و ارتفاع ۲۶ حلقه چاه مشاهده‌ای که در دشت همدان بهار وجود دارند، استفاده گردید. ارتفاع هر بیزومتر از تراز سطح ایستابی آن تفریق و عمق سطح ایستابی در هر نقطه به دست آمد. در انتها جهت تبدیل نقاط ذکر شده به سطح، از درون‌یابی استفاده و لایه رستری عمق سطح ایستابی تعیین شد. (تصویر ۲-الف)

برای مشخص نمودن توزیع مکانی تغذیه‌ی خالص، پهنه‌بندی تغییرات حجم ذخیره‌ی آب زیرزمینی در آبخوان مشخص گردید. به منظور بررسی تغییرات حجم آب زیرزمینی دشت همدان-بهار از روش هم‌پوشانی نقشه‌ی تغییرات سطح آب زیرزمینی و نقشه‌ی توزیع قابلیت ذخیره (Storativity) استفاده شده است. اصول روش حاضر بر درون‌یابی تراز آب زیرزمینی در ابتدا و انتهای سال آبی استوار است. نقشه‌ی هم‌تراز سطح ایستابی برای ماه‌های خشک و تر با استفاده از درون‌یابی تهیه گردید. نقشه‌ی توزیع قابلیت ذخیره نیز با اعمال درون‌یابی به دست آمد و میزان تغذیه با توجه به رابطه‌ی زیر محاسبه گردید (Scanlon et al. 2002):

$$R = S_y dh / dt = S_y \Delta h / \Delta t \quad (1)$$

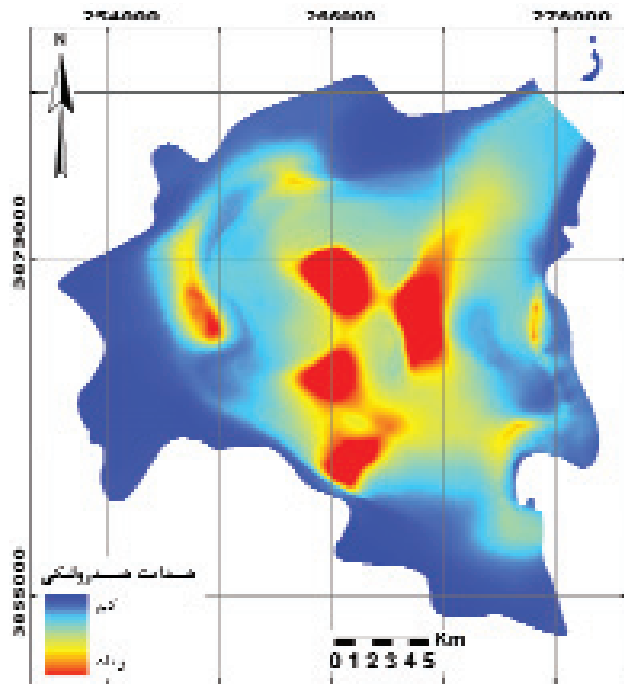
S_y ، آب دهی ویژه، h ، ارتفاع تراز آب، t ، زمان و R ، میزان تغذیه

جهت تهیه‌ی لایه‌ی عمق سطح ایستابی، ابتدا هیدروگراف واحد دشت همدان-بهار در سال آبی ۸۱-۸۲ ترسیم و فصول تر (خرداد) و خشک (مهر) مشخص شد. سپس تراز سطح ایستابی خرداد ماه جهت تعیین عمق سطح ایستابی انتخاب شد. برای تهیه‌ی این لایه، از موقعیت جغرافیایی، تراز سطح ایستابی و ارتفاع ۲۶ حلقه چاه مشاهده‌ای که در دشت همدان بهار وجود دارند، استفاده گردید. ارتفاع هر بیزومتر از تراز سطح ایستابی آن تفریق و عمق سطح ایستابی در هر نقطه به دست آمد. در انتها جهت تبدیل نقاط ذکر شده به سطح، از درون‌یابی استفاده و لایه رستری عمق سطح ایستابی تعیین شد. (تصویر ۲-ب)



آسیب‌پذیری آبخوان رابطه‌ی مستقیم دارد. محیط آبخوان و مواد تشکیل دهنده‌ی آن، طول و چگونگی روند انتقال جریان آب زیرزمینی در آبخوان را مشخص می‌کنند. پارامتر خاک تأثیر مهمی بر نفوذ مواد آلاینده به سطح آب زیرزمینی دارد. ذرات درشت‌تر باعث نفوذپذیری بیشتر و انتقال سریع‌تر مواد آلاینده می‌شوند. نرخ بندی این پارامتر برحسب نوع و جنس خاک انجام پذیرفته است. در مورد شیب منطقه می‌توان بیان داشت که زمین‌هایی که هموار می‌باشند فرصت نفوذ بالاتری را فراهم می‌کنند و پتانسیل آلودگی بالاتری دارند. نوع محیط منطقه‌ی غیر اشباع تعیین کننده‌ی خصوصیات میرایی مواد تشکیل دهنده‌ی آن محیط می‌باشد. هرچه هدایت هیدرولیکی آبخوان بیشتر باشد میزان میرایی و زوال آلودگی کاهش می‌یابد.

جهت تهیه‌ی نقشه‌ی آسیب‌پذیری، لایه‌های اطلاعاتی



تصویر ۲- نقشه‌های معیار مورد استفاده در مدل دراستیک (الف) عمق سطح ایستابی، (ب) تغذیه‌ی خالص، (ج) محیط آبخوان، (د) محیط خاک، (ه) شیب، (و) محیط غیر اشباع، (ز) هدایت هیدرولیکی

جدول ۱- طبقه بندی و نرخ گذاری مربوط به پارامترهای مدل دراستیک در منطقه‌ی مورد مطالعه

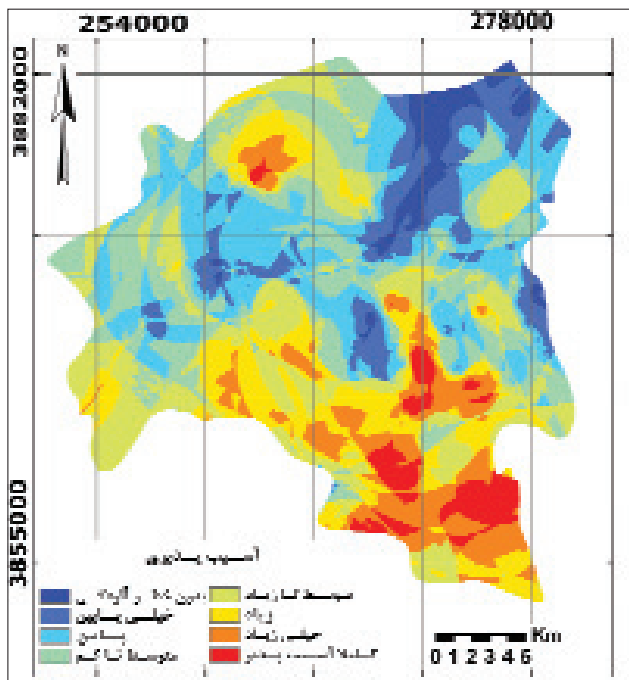
پارامتر	رتبه بندی	پارامتر	رتبه بندی
عمق تا سطح ایستابی (متر)	۱۰	پارامتر تغذیه‌ی خالص (سانتی متر در سال)	۱
۰-۱۵	۱۰	۰-۱۴	۱
۱۵-۴۱/۵	۹	۱۴-۲	۲
۴۱/۵-۹	۷	۲-۵	۴
۹-۱۵	۵	۵-۷	۷
۱۵-۲۳	۳	۷	۸
۲۳-۳۰	۲		
۳۰	۱		
محیط آبخوان		محیط خاک	
شن- قلوه سنگ	۱۰	خاک آهکی - نسبتا عمیق (۵۰ تا ۸۰ سانتی متر)- با بافت رس و شنی بر روی طبقه‌ای با بافت رسی آهک‌دار و ساختمان مکعبی گوشه‌دار بر روی مواد آهکی	۵
شن ماسه‌ای	۹	خاک آبرفتی- خیلی عمیق- با بافت شن و رسی تا رس و شنی درشت و ساختمان فشرده تا مکعبی گوشه‌دار ضعیف و کمی رشته‌های آهک	۷
ماسه	۸	خاک براون آهکی- خیلی عمیق- با بافت شن و رسی تا رس و شنی و ساختمان مکعبی گوشه‌دار متوسط و مقدار زیادی پودر آهک و کمی ذرات سخت شده‌ی آهک	۸
ماسه و کمی سیلت و رس	۷	خاک براون آهکی- خیلی عمیق- با بافت رسی و شنی بر روی طبقه‌ای با بافت رسی و مقداری ذرات سخت شده و پودر آهک	۴

است (رحمانی ۱۳۸۲). حداقل و حداکثر غلظت نترات در محدوده‌ی مورد مطالعه به ترتیب ۱۴/۵ و ۱۰۹/۶ میلی گرم در لیتر می‌باشد. از بین ۲۵ نمونه برداشت شده تعداد ۱۱ نمونه دارای غلظت نترات بیش از حد مجاز شرب (۴۵ میلی گرم در لیتر) (USEPA 2007) می‌باشند.

۴- بحث

پس از تهیه‌ی نقشه‌های معیار اقدام به نرخ بندی لایه‌ها شد. نرخ بندی متناسب با وضعیت هر منطقه و با توجه به دانش کارشناسی، ولی با در نظر گرفتن مبانی ارائه شده توسط الر و همکاران (Aller et al. 1987) تصحیح شدند. به جز لایه‌های عمق آب زیرزمینی (D) و شیب توپوگرافی (T)، نرخ بندی دیگر لایه‌های مورد نیاز برای دشت همدان- بهار با توجه به دانش کارشناسی و با استفاده از تابع طبقه بندی مجدد، تغییر یافته است. تمام نقشه‌های معیار در محدوده‌ی ۱ تا ۱۰ طبقه بندی شده‌اند (جدول ۱).

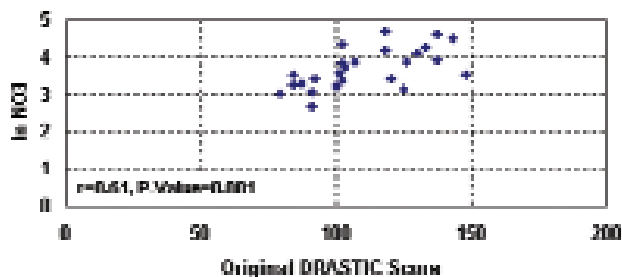
عمق سطح ایستابی با فاصله‌ای که مواد آلاینده طی می‌کنند تا به آبخوان برسند، مرتبط است. هرچه این عمق بیشتر باشد، زمان بیشتری طول می‌کشد تا مواد آلاینده به آبخوان برسند. میزان تغذیه‌ی خالص به عنوان عامل حرکت عمودی آب در اثر نزولات جوی با



تصویر ۴- نقشه‌ی آسیب‌پذیری دشت همدان- بهار بر اساس مدل دراستیک اصلی

نیترات به لگاریتم طبیعی آن (NO_3 به $\ln \text{NO}_3$) همبستگی بین نمایه‌ی آسیب‌پذیری و لگاریتم طبیعی نیترات ($\ln \text{NO}_3$) مجدداً محاسبه می‌شود. تصویر ۴ نقشه‌ی آسیب‌پذیری بر اساس وزن‌های پیشنهادی آلر و همکاران (Aller et al. 1987) را نشان می‌دهد.

ضریب همبستگی پیرسون بین غلظت نیترات با شاخص آسیب‌پذیری با وجود $P\text{-Value} = 0.001$ پایین (برابر ۰/۶۱) می‌باشد (تصویر ۵).



تصویر ۵- نمودار همبستگی نمایه‌ی آسیب‌پذیری اصلی حاصل از روش دراستیک اصلی با غلظت نیترات

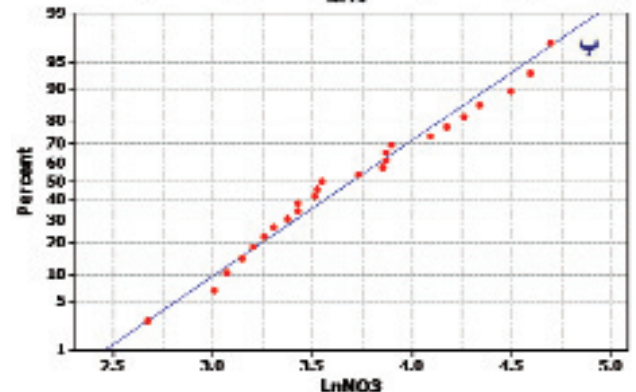
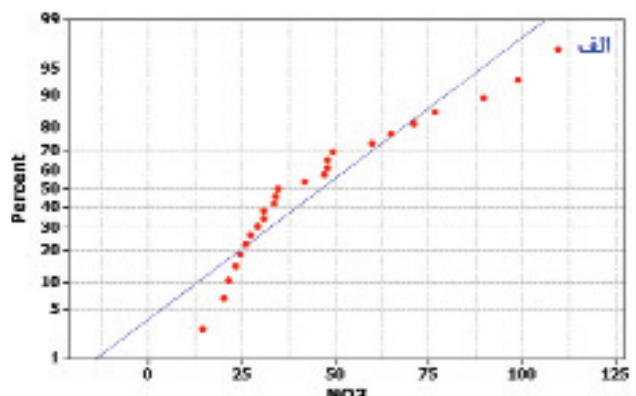
بهینه‌سازی مدل دراستیک در منطقه‌ی مورد مطالعه با بازبینی وزن عوامل بر پایه‌ی روش‌های آماری ساده و فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی صورت گرفته است. بازبینی وزن‌ها با بررسی همبستگی هر پارامتر با غلظت نیترات در نقاط نمونه برداری به دست آمد. برای محاسبه‌ی کمی

نرخ بندی شده بر طبق رابطه‌ی زیر با یکدیگر تلفیق شدند:

$$DIorg = DwDr + RwRr + AwAr + SwSr + TwTr + IwIr + CwCr \quad (2)$$

که $DIorg$ نمایه‌ی دراستیک، D عمق آب زیرزمینی، R تغذیه‌ی آب زیرزمینی، A محیط آبخوان، S محیط خاک، T توپوگرافی، I اثر محیط غیراشباع، C هدایت هیدرولیکی آبخوان، I نرخ، و W وزن می‌باشند.

برای داشتن معیاری از همبستگی دو متغیر بدون وابستگی به واحد اندازه‌گیری داده‌ها، از متغیری به نام ضریب همبستگی استفاده می‌شود. اصلاح روش دراستیک نیز به همبستگی بین غلظت نیترات و نمایه‌ی آسیب‌پذیری بستگی دارد. این همبستگی توسط ضریب همبستگی پیرسون (Pearson 1896) تعیین گردید. در محاسبه‌ی این ضریب همبستگی مانند بسیاری از پارامترهای آماری دیگر، فرض نرمال بودن داده‌ها الزامی است. در شرایطی که این فرض برقرار نباشد، می‌توان داده‌ها را طوری تبدیل کرد که توزیع داده‌های تبدیل یافته، نرمال شود. میزان غلظت نیترات در منطقه‌ی مورد مطالعه توزیع نرمالی ندارد (تصویر ۳ الف). برای نرمال کردن داده‌های نیترات از تابع تبدیل لگاریتم طبیعی (\ln) استفاده می‌شود (تصویر ۳ ب). بعد از تبدیل داده‌های



تصویر ۳- نمودار تست نرمالیت غلظت نیترات الف- قبل از تبدیل لگاریتمی، ب- پس از تبدیل لگاریتمی

روش را نشان می‌دهد.

با توجه به عدم قطعیت در پارامترهای DAS، در مرحله‌ی بعد به جای نرخ‌بندی‌های معمول موجود در روش DAS از روش فازی برای هم مقیاس‌سازی نقشه‌های معیار و آماده‌سازی آن‌ها برای تلفیق استفاده گردید. بدین ترتیب که در نرم‌افزار متلب (MATLAB) و با استفاده از توابع عضویت خطی، نقشه‌ها به صورت فازی تعریف گردیدند. یعنی بر حسب مقادیر موجود در هر کدام از نقشه‌ها و با توجه به تأثیر هر کدام بر روی پتانسیل آلودگی، به هر پیکسل درجه‌ی عضویتی بین صفر تا یک اختصاص داده شد. درجه‌ی عضویت یک نشان دهنده‌ی بیشترین تأثیر و درجه‌ی عضویت صفر نشان دهنده‌ی کمترین تأثیر بر پتانسیل آلودگی می‌باشد. عملگرهای فازی چندین مجموعه‌ی فازی را برای به دست آوردن یک مجموعه‌ی فازی، به روش دلخواه ترکیب می‌کنند. در این تحقیق از عملگر برای تلفیق لایه‌ها استفاده گردید. این عملگر حالت کلی از عملگرهای ضرب و جمع فازی است که در آن فاکتورها طبق رابطه‌ی زیر تلفیق می‌شوند:

$$\mu_{combination} = (\text{Fuzzy Sum})^\gamma \times (\text{Fuzzy Product})^{1-\gamma} \quad (4)$$

در این رابطه مقدار γ بین عدد صفر تا یک قابل تعیین است. برای تعیین مقدار γ بهینه، همبستگی مدل‌های حاصل از تلفیق فازی با مقادیر γ مختلف با داده‌های غلظت نیترات، مورد بررسی قرار گرفتند. در نهایت مدل با مقدار γ برابر ۰/۸۵ به عنوان مدل بهینه‌ی آسیب‌پذیری نیترات‌های آبخوان دشت همدان بهار با همبستگی $r=0.65$ با داده‌های غلظت نیترات انتخاب گردید (تصویر ۶-ب). تصویر ۷-ب نمودار همبستگی مدل یاد شده را با غلظت نیترات نشان می‌دهد.

پس از این مرحله برای تعیین وزن مناسب از روش فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی استفاده می‌گردد. این روش با اولویت‌بندی هفت پارامتر موجود در مدل دراستیک آغاز می‌شود و سپس معیارها دو به دو با یکدیگر مقایسه و اهمیت آن‌ها نسبت به یکدیگر تعیین می‌گردد. سپس یک ماتریس ایجاد می‌شود که ورودی آن همان وزن‌های کارشناسی شده و خروجی آن وزن‌های نسبی مربوط به معیارها است (Malczewski 1999) (جدول ۳). بر اساس وزن‌های به دست آمده از روش فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی، لایه‌های اطلاعاتی قطعی و فازی درستی به طور جداگانه با یکدیگر تلفیق شدند (تصویر ۶-ج و د). سپس همبستگی (ضریب همبستگی پیرسون) بین نمایه‌ی آسیب‌پذیری و

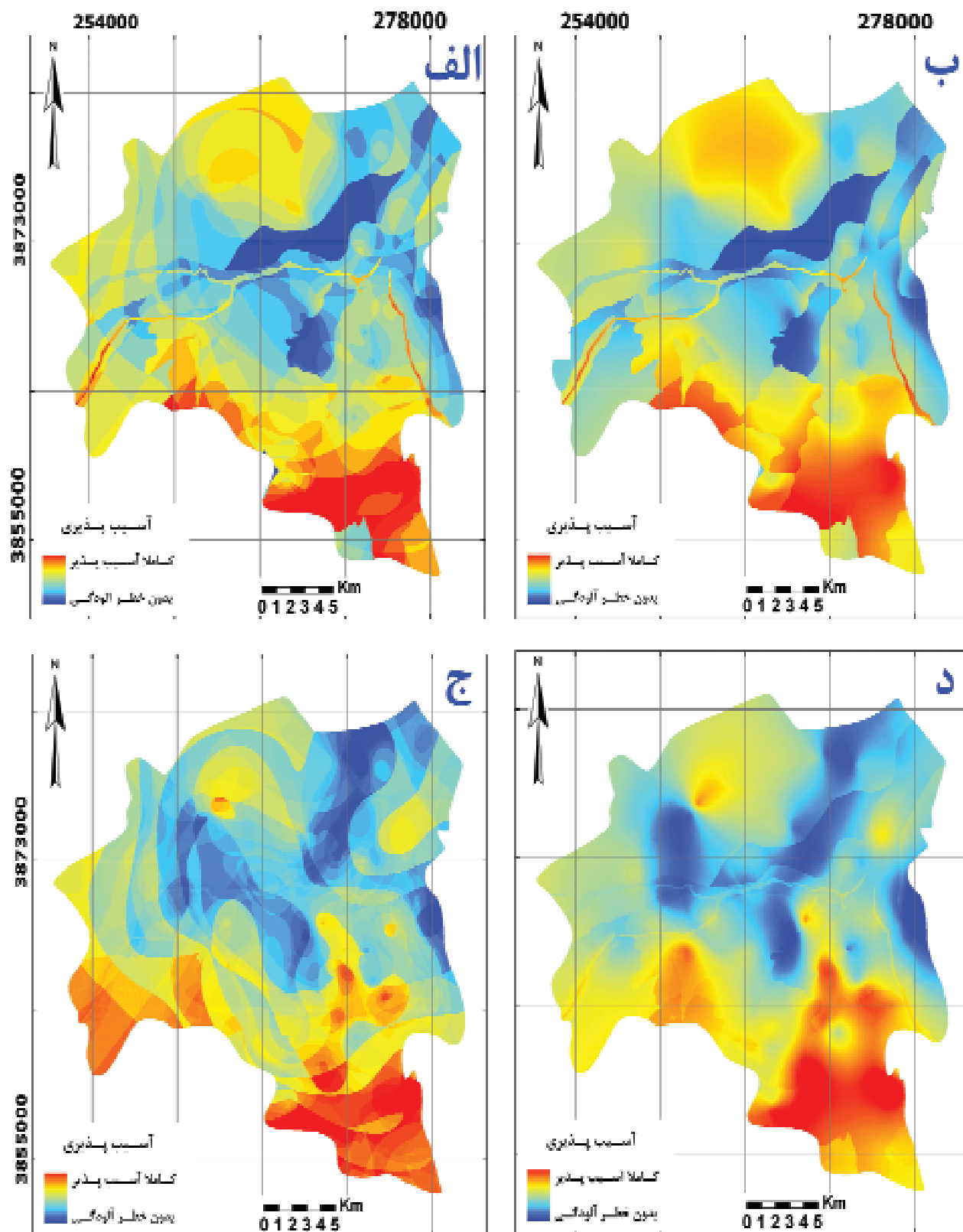
همبستگی بین پارامترها و غلظت نیترات، ارزش عوامل (نرخ‌بندی مربوط به هر پارامتر) و نه مقدار دامنه‌ی طبیعی آن‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. به علاوه بر اساس این حقیقت که ارزش عوامل در یک بازه‌ی معین تغییر می‌یابد. همبستگی با استفاده از ضرایب همبستگی اسپیرمن و کندال محاسبه شده است (Panagopoulos et al. 2006). این ضرایب برای پارامترهای با مقیاس رتبه‌ای مناسب می‌باشند (Johnson & Bhattacharyya 1996). بر اساس این ضرایب و بعد از تبدیل مقادیر آن‌ها به مقدار حداکثر برابر ۵، همان‌طور که در مدل دراستیک تعریف شده، وزن جدید برای عوامل محاسبه شده است. جدول ۲ مقادیر ضرایب همبستگی و وزن‌های جدید عوامل را ارائه می‌دهد. در منطقه‌ی مورد مطالعه پارامترهای خاک، محیط آبخوان، و عمق آب زیرزمینی به ترتیب با وزن‌های ۵، ۴، و ۳/۵ بیشترین همبستگی را با داده‌های نیترات نشان می‌دهند و بقیه‌ی پارامترها در مدل مورد قبول واقع نمی‌باشند. بعد از اعمال وزن‌های تصحیح شده و حذف چهار پارامتر غیر همبسته، معادله‌ی اصلی دراستیک به صورت زیر درآمده و به نام مدل DAS نامگذاری شد:

$$V_{intrinsic} = 3.5 * D + 4 * A + 5 * S \quad (3)$$

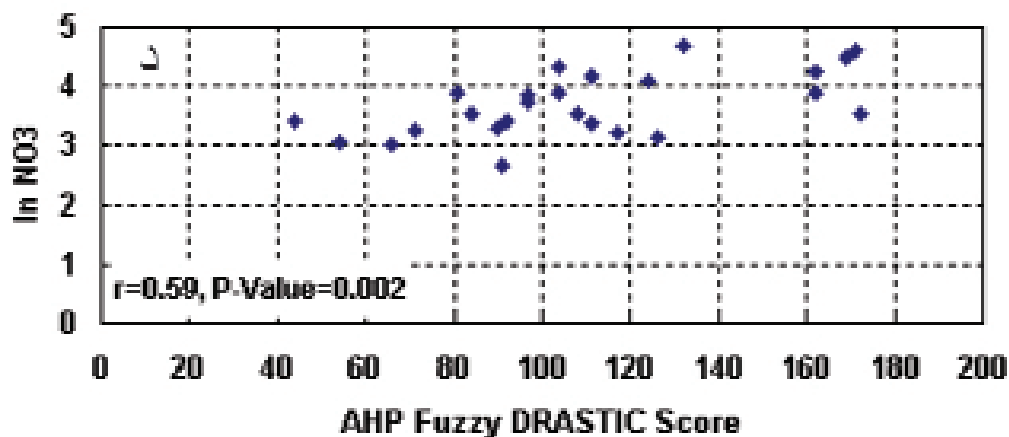
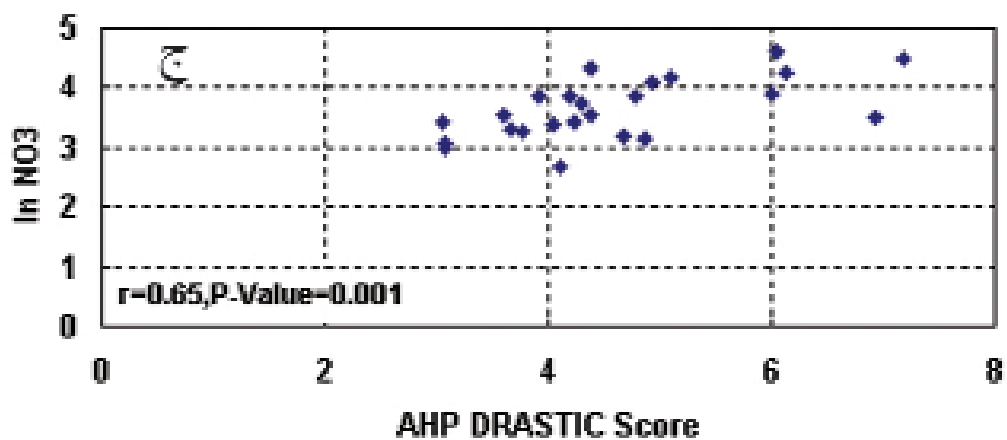
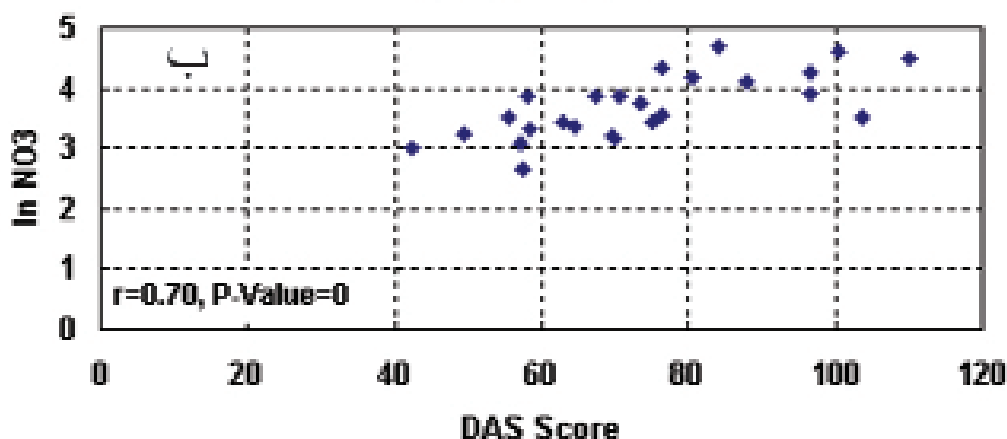
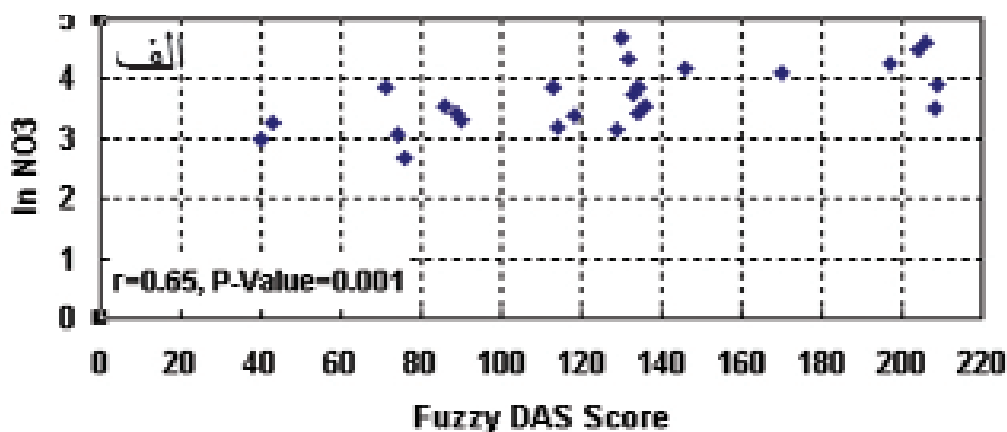
که مقدار $V_{intrinsic}$ آسیب‌پذیری ذاتی، D عمق آب زیرزمینی، A محیط آبخوان، و S محیط خاک می‌باشد. با اعمال معادله‌ی فوق، همبستگی بین غلظت نیترات و آسیب‌پذیری افزایش یافته، به طوری که ضریب همبستگی $r=0.70$ است (تصویر ۷-الف). درحالی‌که حذف چهار پارامتر دامنه‌ی مقادیر آسیب‌پذیری را طوری کاهش داده که مقدار حداکثر آسیب‌پذیری ذاتی برابر ۱۱۵ شده است. تصویر ۶-الف نقشه‌ی آسیب‌پذیری حاصل از این

جدول ۲- وزن‌های اصلی و تصحیح شده‌ی مدل دراستیک بر اساس ضریب همبستگی بین پارامترهای مدل و غلظت نیترات

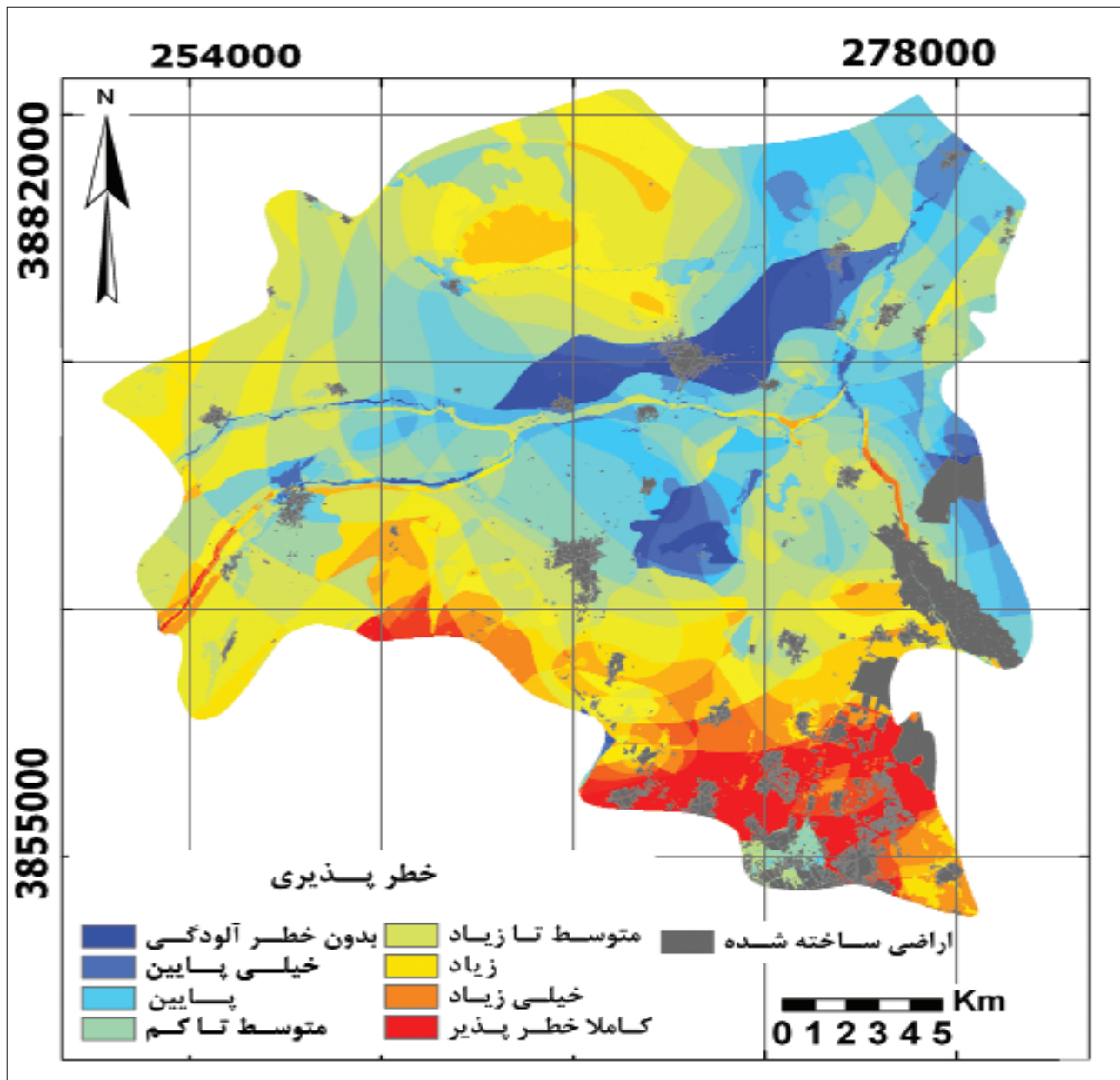
پارامتر	وزن اولیه	ضریب همبستگی اسپیرمن	ضریب همبستگی کندال	وزن تصحیح شده
عمق تا سطح ایستایی	۵	۰/۴	۰/۲۸	۳/۵
تغذیه خالص	۴	۳/۲	۰/۲۷	-
محیط آبخوان	۳	۰/۴۴	۰/۳۴	۴
محیط خاک	۲	۰/۵۵	۰/۴۲	۵
توپوگرافی	۱	۰/۰۷	-۰/۰۵	-
محیط غیر اشباع	۵	۰/۰۷	۰/۰۴	-
هدایت هیدرولیکی	۳	-۰/۱۵	-۰/۰۸۱	-



تصویر ۶- نقشه‌های آسیب پذیری آب‌های زیرزمینی دشت همدان- بهار با روش‌های (الف) DAS قطعی، (ب) DAS فازی، (ج) AHP قطعی، (د) AHP فازی



تصویر ۷- نمودارهای همبستگی نمایه‌ی آسیب‌پذیری (حاصل از روش‌های ارائه شده در تصویر ۷) با غلظت نیترات



تصویر ۸- نقشه‌ی خطرپذیری آلودگی نیتراته‌ی آب‌های زیرزمینی دشت همدان- بهار

۵- نتیجه‌گیری

در این مقاله پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی دشت همدان - بهار بر روی یون نیترات به عنوان شاخص آلودگی از منشاءهای کشاورزی و فاضلاب شهری با تصحیح وزن پارامترهای دراستیک با روش‌های آماری و وزن‌دهی بر اساس فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام گرفت. اصلاح روش دراستیک نیز به همبستگی بین غلظت نیترات و نمایه‌ی آسیب‌پذیری بستگی دارد. این همبستگی توسط ضرایب همبستگی پیرسون، اسپیرمن و کندال تعیین گردید. همبستگی بین غلظت نیترات با آسیب‌پذیری مدل دراستیک اصلی دشت همدان - بهار با وجود

لگاریتم طبیعی نیترات مجدداً محاسبه گردیده است (تصویر ۷- ج و د). پس از تعیین ضرایب همبستگی در مدل‌های مختلف، مشخص گردید که مدل DAS قطعی، بیشترین همبستگی را با غلظت نیترات (۰/۷) دارا می‌باشد. جهت تهیه‌ی نقشه‌ی خطرپذیری آلودگی (Pollution risk)، نقشه‌ی کاربری اراضی منطقه به پارامترهای قبلی افزوده گردید. برای تعیین وزن بهینه‌ی این پارامتر نیز از روش‌های آماری استفاده شد. پس از اعمال این پارامتر میزان همبستگی بین غلظت نیترات و خطرپذیری آلودگی به ۰/۷۸ رسید (تصویر ۸).

مورد مطالعه به هشت طبقه تقسیم گردید. ۵ درصد از آبخوان کاملاً خطر پذیر، ۱۰ درصد دارای خطر آلودگی خیلی زیاد، ۲۰/۹۵ درصد زیاد، ۲۶ درصد متوسط تا زیاد، ۲۷/۳ درصد متوسط تا کم، ۹ درصد کم، ۷ درصد دارای خطر آلودگی خیلی کم، و ۰/۷۵ درصد بدون خطر آلودگی می‌باشند. نواحی جنوب و جنوب شرقی منطقه از پتانسیل آلودگی بالاتری نسبت به قسمت‌های میانی و شرق دشت برخوردار هستند. اطراف شهرهای همدان و مریناج، میزان خطرپذیری زیاد می‌باشد. همچنین نواحی سلیمان آباد، لاله جین و بهار دارای خطر آلودگی متوسط تا کم می‌باشند.

مراجع

- اداره‌ی کل امور آب استان همدان، دفتر مطالعات منابع آب، ۱۳۸۳، گزارش توجیهی ممنوعیت توسعه‌ی بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی دشت همدان - بهار، ۶۰ ص. (شماره گزارش درج شود) گزارش شماره ندارد
- رحمانی، ع.، ۱۳۸۲، مطالعه و بررسی آلودگی منابع آب تحت الارضی دشت همدان- بهار، اداره‌ی کل محیط زیست استان همدان، ۳۲۴ ص.
- ندافیان، ح.، ۱۳۸۵، شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌های آب زیرزمینی در محدوده‌ی چاه‌های آب شرب همدان، پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد، دانشکده‌ی علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، ۱۴۴ ص.
- 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(4): 303-324.*
- Aller, L., Bennet, T., Leher, J. H., Petty, R. J. & Hackett, G. 1987, "DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using geo- hydrogeologic settings", *E. P. A., Report, No.600/2-87-035: 622p.*
- Connell, L. D. & Daele., G. V. D., 2003, "A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping", *J. Hydrology, Vol. 276 (1-4): 71-88.*
- Evans, B. M. & Mayers, W. L., 1990, "A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC", *J. Soil and Water Conservation, Vol. 45(2): 242-245.*
- Fritch, T. G., McKnight, C. L., Yelderman, J. C. & Arnold, J. G., 2000, "An aquifer vulnerability assessment of the Paluxy aquifer, central Texas, USA, using GIS and a modified DRASTIC approach", *Environmental Management, Vol. 25(3): 337-345.*
- Harter, T. & Walker, L. G., 2001, "Assessing vulnerability of groundwater", *US Natural Resources Conservation Service, 127p.*
- Johnson, R. & Bhattacharyya, G., 1996, "Statistics:

$P\text{-Value} = 0.001$ به حد کافی بالا نیست (برابر ۰/۶۱). بدین جهت بهینه‌سازی این مدل در منطقه‌ی مورد مطالعه با بازبینی وزن عوامل بر پایه‌ی روش‌های آماری ساده و فرآیند تحلیل سلسله مراتبی صورت گرفت. بازبینی وزن‌ها با بررسی همبستگی هر پارامتر با غلظت نیترات در نقاط نمونه‌برداری به دست آمد. برای محاسبه‌ی کمی همبستگی بین پارامترها و غلظت نیترات، ارزش عوامل و نه مقدار دامنه‌ی طبیعی آنها مورد استفاده قرار گرفت. بر این اساس مشخص گردید که در منطقه‌ی مورد مطالعه پارامترهای خاک، محیط آبخوان و عمق آب زیرزمینی به ترتیب با وزن‌های ۵، ۴، و ۳/۵ بیشترین همبستگی را با داده‌های نیترات نشان می‌دهند و بقیه‌ی پارامترها در مدل مورد قبول واقع نمی‌باشند. بعد از اعمال وزن‌های تصحیح شده و حذف چهار پارامتر غیر همبسته، معادله‌ی اصلی دراستیک به صورت مدلی به نام DAS معرفی شد. در این حالت، همبستگی بین غلظت نیترات و آسیب‌پذیری به روش DAS افزایش یافته، به طوری که ضریب همبستگی $r = 0.70$ شده است. درحالی‌که حذف چهار پارامتر، دامنه‌ی مقادیر آسیب‌پذیری را طوری کاهش داده که مقدار حداکثر آسیب‌پذیری ذاتی برابر ۱۱۵ شده است. با توجه به عدم قطعیت در پارامترهای DAS، در مرحله‌ی بعد به جای نرخ بندی‌های معمول موجود در روش DAS از روش فازی گاما برای هم مقیاس‌سازی نقشه‌های معیار و آماده‌سازی آن‌ها برای تلفیق استفاده گردید. برای تعیین مقدار γ بهینه، همبستگی مدل‌های حاصل از تلفیق فازی با مقادیر γ مختلف با داده‌های غلظت نیترات مورد بررسی قرار گرفت. در نهایت مدل با مقدار γ برابر ۰/۸۵ به عنوان مدل بهینه‌ی آسیب‌پذیری نیتراته‌ی آبخوان دشت همدان-بهار با همبستگی $r = 0.65$ با داده‌های غلظت نیترات انتخاب گردید. بر اساس وزن‌های به دست آمده از روش فرآیند تحلیل سلسله مراتبی، لایه‌های اطلاعاتی قطعی و فازی دراستیک به طور جداگانه با یکدیگر تلفیق شدند و همبستگی آن‌ها با داده‌های نیترات بررسی شد. پس از تعیین ضرایب همبستگی در مدل‌های مختلف، مشخص گردید که مدل DAS قطعی، بیشترین همبستگی را با غلظت نیترات (۰/۷) دارا می‌باشد. جهت تهیه‌ی نقشه‌ی خطرپذیری آلودگی، نقشه‌ی کاربری اراضی منطقه به پارامترهای قبلی افزوده گردید. پس از اعمال این پارامتر میزان همبستگی بین غلظت نیترات و خطرپذیری آلودگی به ۰/۷۸ رسید. میزان خطرپذیری آلودگی نیتراته‌ی آبخوان

- agricultural land use in Israel's Sharon region", *J. Environ. Manager.*, Vol. 54: 39-57.
- Spearman, C., 1904**, "The proof and measurement of association between two things Amer", *The Am. J. Psychology*: Vol. 100 (3-4): 441-471.
- USEPA, 2007**, "Drinking water standards", *United States Environmental Protection Agency*.
- Vrba, J. & A. Zoporozec, A., 1994**, "Guidebook on mapping groundwater vulnerability", *IAH International Contribution for Hydrogeology*, Vol. 16: xxiii, 131 p.
- principles and methods", *Third Edition, John Willey & Sons, Inc*: xi, 73p.
- Kendall, M., 1938**, "A new measure of rank correlation", *Biometrika*, Vol. 30 (1-2): 81-89.
- Knox, R. C., Sabatini, D. A. & Canter, L. W. 1993**, "Subsurface transport and fate processes", *USA: Lewis Publishers*, 430p.
- Malczewski, J., 1999**, "GIS and multicriteria decision analysis", *John Willey & Sons, Inc*, 392p.
- McLay, C. D. A., Dragten, R., Sparling, G. & Selvarajah, N., 2001**, "Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: a comparison of three approaches", *Environ. Pollut.* Vol. 115(2): 191-204.
- Navulur, K. C. S. & Engel, B. A. 1998**, "Groundwater vulnerability assessment to non-point source nitrate pollution on a regional scale using GIS", *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 41(6): 1671-1678.
- Panagopoulos, G. P., Antonakos, A. K. & Lambrakis, N. J., 2006**, "Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS", *Hydrogeol. J.*, Vol. 14(6): 894-911.
- Pearson, K., 1896**, "Mathematical contributions to the theory of evolution. III. Regression, heredity and panmixia", *Philos. Trans. Roy. Soc. London Ser. A* 187: 253-318.
- Piscopo, G., 2001**, "Groundwater vulnerability map, explanatory notes, castlereagh catchment, NSW", *Department of Land and Water Conservation, Australia*, (November, 2005). Available from Internet:http://www.dlwc.nsw.gov.au/care/water/groundwater/reports/pdfs/castlereagh_map_notes.pdf.
- Rosen, L. A., 1994**, "A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions", *Groundwater*; Vol. 32 (2): 278-285.
- Rundquist, D. C., Peters, A. J., Liping, D., Rodekohl D. A., Ehrman, R. L. & Murray, G., 1991**, "State-wide groundwater vulnerability assessment in Nebraska using the DRASTIC/GIS model", *Geo Cartography International*, Vol. 6 (2): 51-58.
- Rupert, M. G., 2001**, "Calibration of the DRASTIC groundwater vulnerability mapping method", *Groundwater*; Vol. 39 (4): 625-630.
- Scanlon, B. R, Healy, R.W. & Cook, P. G., 2002**, "Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge", *Hydrogeol. J.*, Vol. 10 (1): 18-39.
- Secunda, S., Collin, M. L. & Melloul, A. J., 1998**, "Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive