

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و دوم، شماره یک، فروردین ماه ۹۹

مدل سازی خطرپذیری آلودگی آبهای زیرزمینی حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک

با استفاده از روش‌های آماری، DRASTIC و P-DRASTIC

جواد صمدی^۱

نغمه مبرقی دینان^{۲*}

n_mobarghei@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۹۴/۱۱/۰۹

تاریخ دریافت: ۹۳/۰۳/۱۰

چکیده

زمینه و هدف: روش‌های آماری به‌طور گسترده‌ای در مطالعات محیط‌زیستی جهت ارزیابی مخاطرات طبیعی استفاده می‌شود. از آسیب‌پذیری آبهای زیرزمینی به‌کمک روش‌های آماری برای حمایت از تصمیم‌گیری در مورد مدیریت و برنامه‌ریزی زیست‌محیطی استفاده می‌شود. در این تحقیق از بهینه‌سازی پارامترهای مدل DRASTIC، Pesticide DRASTIC و لایه کاربری اراضی (LU) براساس روش‌های آماری جهت مدل‌سازی خطرپذیری آلودگی آبهای زیرزمینی حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک استفاده گردیده است.

روش بررسی: در این روش لایه‌های اطلاعاتی در محیط GIS تهیه، رتبه‌بندی (قطعی و فازی-آماري)، وزن‌دهی (اصلي و آماری) و به‌روش هم‌پوشانی شاخص تلفیق گردیدند. برای مدل‌سازی از رگرسیون غیرخطی جهت رتبه‌بندی فازی-آماري (هم‌مقیاس‌سازی) و از ضرایب همبستگی پیرسونی بین غلظت نیترات با پارامترهای هم‌مقیاس‌شده مدل DRASTIC، P-DRASTIC و تحلیل حساسیت (حذف پارامتری، تک پارامتری) جهت تعیین و تصحیح وزن مناسب پارامترها استفاده شد. همچنین جهت تعیین تأثیر کاربری‌های اراضی و رتبه‌بندی آن از مدل تخریب مخدوم بر اساس میزان پتانسیل آلودگی و نیترات مشاهده‌شده آبهای زیرزمینی استفاده گردید.

یافته‌ها: در نتیجه مدل P-RASIC-LU و RASIC-LU بر اساس رتبه‌بندی و وزن‌دهی آماری و تحلیل حساسیت حذف پارامتری، ضریب همبستگی ۶۲ درصد و سطح معنی‌داری ۰/۰۱ را نشان داده و با پارامترهای نرخ تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، اثر منطقه غیراشباع، هدایت هیدرولیکی و کاربری اراضی به‌ترتیب با وزنه‌های ۳/۱، ۴/۰، ۴/۱، ۳/۱، ۲/۰، ۲/۰ و ۲/۵۰، ۴/۶۳، ۴/۱۵، ۳/۰۳، ۱/۹۶، ۲/۰۰ به عنوان بهترین مدل انتخابی مشخص شد. بر اساس این مدل قسمت‌های غربی و جنوبی آبخوان به دلیل نرخ تغذیه بالا و مواد درشت دانه در ناحیه غیر اشباع، خاک و محیط آبخوان دارای خطرپذیری آلودگی زیادی می‌باشد.

بحث و نتیجه‌گیری: با توجه به اینکه در بازبینی وزن و رتبه پارامترهای مدل با استفاده از روش آماری و GIS تا حدودی نظرات شخصی محدود شده و باعث افزایش صحت مدل گردیده است. این روش نتایج مطلوبی برای مدل‌سازی خطرپذیری آلودگی به دنبال داشته است.

واژه‌های کلیدی: خطرپذیری آلودگی، آبهای زیرزمینی، تحلیل حساسیت، ضریب همبستگی، P-DRASTIC.

۱- دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد آلودگی‌های محیط‌زیست، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی تهران، Javad_Samadi_64@yahoo.com

۲- دانش‌یار گروه برنامه‌ریزی و طراحی محیط، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی تهران (مسئول مکاتبات).

Groundwater Pollution Risk Modeling in Southern Catchment Basin of Namak Lake Using Statistical, DRASTIC and P-DRASTIC Methods

Javad Samadi¹

Naghmeh Mobarghaee Dinan^{*2}

n_mobarghei@yahoo.com

Accepted: 2016.02.08

Received:2014.05.31

Abstract

Background and Purposes: Statistical methods are widely used in environmental studies to evaluate natural hazards. Within groundwater vulnerability in particular, statistical methods are used to support decisions about environmental planning and management. In this study, the optimized of DRASTIC, Pesticide DRASTIC model parameters and land use layers (LU) were used to assess of pollution risk in catchment basin aquifer in south of Namak lake using of statistical methods.

Methods: Information layers were prepared, rated (deterministic and fuzzy-statistical), weighted (original and statistical) and combined (by Index-Overlay method) in GIS environment. For modeling, from nonlinear regression for fuzzy-statistical rating (scaling) and the Pearson correlation coefficients between of nitrate concentrations with scaling parameters of DRASTIC, P-DRASTIC model and sensitivity analysis (removal and single-parameter) were performed to determine and modify of parameters weighted.

Results: As result P-RASIC-LU and RASIC-LU model with statistical rating and weighting, removal-parameter sensitivity analysis, determine as best selection model based on correlation coefficient = 62%, P-value = 0.01 and with parameters of net recharge, aquifer media, soil media, impact of vadose zone, hydraulic conductivity and land use with the weighty values of 3.1, 4.0, 4.1, 3.1, 2, 2 and 2.5, 4.63, 4.15, 3.03, 2, 1.96 consequently. According to this model, western and southern parts of the aquifer has high pollution risk due to high net recharge and coarse-grain material in the impact of vadose zone, soil and aquifer media.

Conclusion: Since reviewing of weight and rank of model parameters is limited personal opinions and increased model validation using statistical methods and GIS, It can be expected that favorable results to be followed for optimization of pollution risk model.

Keywords: Pollution Risk, Groundwater, Sensitivity Analysis, Correlation Coefficient, P-DRASTIC

1- M.Sc. Graduate in Natural Resources-Environmental Pollutions Engineering, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Email: Javad_Samadi_64@yahoo.com.

2- Associate Professor, Department of Environmental Planning and Design, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran *(Corresponding Author).

مقدمه

معنی‌دار هستند از شاخص آماری کاپا و تکنیک‌های اعتبارسنجی جهت توافق مکانی و طبقه‌بندی مجدد استفاده شده بود. نتایج نشان داد که عملکرد مدل به تعدادی از عوامل پیش‌بینی‌کننده ورودی مستقیم مربوط است و به محدود شدن تعداد گزینه‌های احتمالی می‌انجامد (۵).

Krishna et al. (2014) با استفاده از تحلیل حساسیت تک پارامتری و مقادیر نیترا مشاهده‌شده در آبخوان رانچی^۴ هند، وزن و رتبه پارامترهای مدل DRASTIC را جهت تهیه نقشه خطرپذیری آلودگی اصلاح کردند (۶).

هدف و نوآوری این پژوهش استفاده از روش‌های آماری (رگرسیون غیرخطی^۵) جهت فازی‌سازی و رتبه‌بندی فازی-آماري پارامترهای خطرپذیری آلودگی و نیز استفاده از ضریب همبستگی آن با نیترا و تحلیل حساسیت جهت وزن‌دهی و بهینه‌سازی مدل نهایی خطرپذیری آلودگی آبخوان حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک می‌باشد. با توجه به اینکه در بازبینی وزن پارامترهای مدل DRASTIC به روش آماری تا حدودی نظرات شخصی محدود می‌گردد. می‌توان انتظار داشت که این روش نتایج مطلوبی برای بهینه‌سازی مدل به‌دنبال داشته باشد.

منطقه مورد مطالعه

حوزه آبریز دریاچه نمک شهرستان‌های کاشان، آران و بیدگل در دامنه کوه‌های کرکس و حاشیه کویر مرکزی ایران و در حدود ۲۴۰ کیلومتری جنوب تهران و ۲۰۰ کیلومتری شمال اصفهان به وسعت ۶۹۵۰ کیلومترمربع می‌باشد که در شمال به دشت قم، در جنوب به ارتفاعات مجاور منطقه نطنز و میمه از غرب به ارتفاعات نراق و از شرق به دشت نطنز و اردستان و بین طولهای جغرافیائی ۵۴° ۵۰' تا ۵۲° ۶' و عرضهای ۳۶° ۳۳' تا ۳۴° ۳۰' با متوسط بارندگی ۱۵۴ میلی‌متر محدود می‌باشد. حدود ۵۸ درصد از این حوزه، دشت که با متوسط بارندگی ۱۱۸ میلی‌متر در نیمه شمال شرقی و حدود ۴۲ درصد آن منطقه کوهستانی (۲۸۸۵ کیلومترمربع) می‌باشد که با متوسط بارندگی ۲۰۵ میلی‌متر در نیمه جنوب غربی قرار گرفته است

ارزیابی خطرپذیری آلودگی آبهای زیرزمینی برای مدیریت، توسعه و تخصیص کاربری اراضی، نحوه پایش کیفیت، پیش‌گیری و حفاظت از آلودگی ضروری است. پتانسیل آلودگی تمایل آلودگی آبهای زیرزمینی و یا احتمال رسیدن آلاینده‌ها از سطح زمین به آب زیرزمینی و انتشار آلاینده در آبخوان تعریف می‌گردد. پتانسیل آلودگی یک مفهوم کیفی و خصوصیتی نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه‌گیری می‌باشد و باید از اطلاعات دیگری که قابل اندازه‌گیری هستند (زمین‌شناسی و خصوصیت آبخوان) نتیجه‌گیری شود (۱). به پتانسیل آلودگی وابسته به آلودگی یا پتانسیل آلودگی مختص به کاربری اراضی معین خطرپذیری آلودگی^۱ می‌گویند (۲). همچنین احتمال میزان آلودگی آب زیرزمینی به ازاء میزان نوع مشخصی از آلودگی در سطح کاربری زمین نیز تعریف می‌شود.

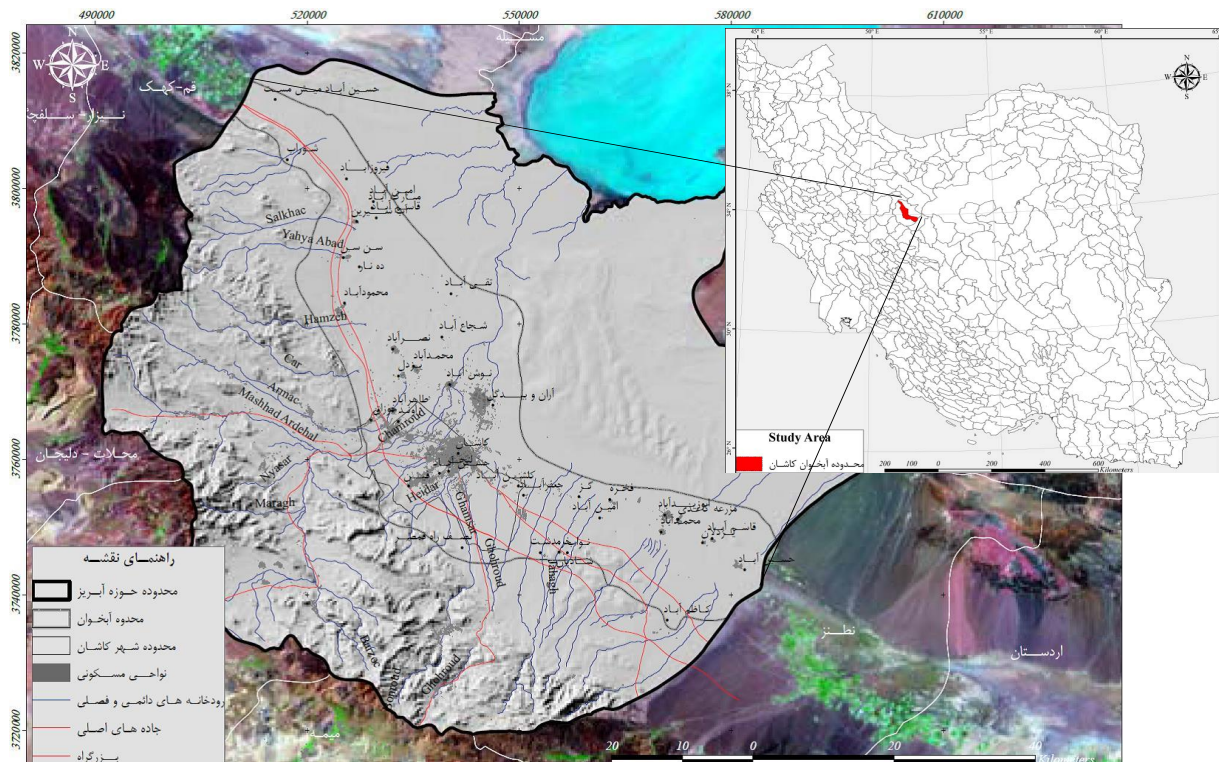
پژوهش‌هایی توسط Panagopoulos et al. (2006) در آبخوان جنوب غربی تریفیلیای^۲ یونان که با استفاده از روش‌های آماری ساده انجام شد، وزن پارامترهای مدل DRASTIC را براساس خطرپذیری ذاتی پارامترها (سطح معنی‌داری و میزان همبستگی) به نیترا و رتبه پارامترها را براساس میانگین نیترا مشاهده‌شده اصلاح و بهینه کرده و میزان همبستگی نقشه نهایی خطرپذیری آلودگی با نیترا را افزایش دادند (۳). Javadi et al. (2011) در پژوهشی، وزن پارامترهای مدل DRASTIC را براساس تحلیل حساسیت و رتبه پارامترها را براساس میانگین نیترا مشاهده‌شده اصلاح و بهینه کرده و میزان همبستگی نقشه نهایی پتانسیل آلودگی با نیترا را در آبخوان آستانه گیلان به ۰/۸۴ افزایش دادند (۴).

Sorichetta et al. (2011) در پژوهشی اعتبارسنجی نقشه‌های خطرپذیری آلودگی بدست‌آمده میلان ایتالیا را با استفاده از روش‌های آماری مورد بررسی قرار دادند. ایشان با استفاده از تکنیک مدل‌سازی Woe^3 جهت تولید خروجی‌های شش مدل هرکدام با تعداد متفاوتی از فاکتورهای پیش‌بینی‌کننده ورودی استفاده کردند. با توجه به اینکه نقشه‌ها

- 1- Pollution Risk
- 2- Trifilia
- 3- Weights of Evidence

- 4- Ranchi
- 5- Nonlinear regression

(نقشه ۱). همچنین آبخوان کاشان به مساحت ۱۸۳۰ کیلومترمربع در نیمه مرکزی این حوزه قرار گرفته است.



شکل ۱- نقشه منطقه مورد مطالعه آبخوان در حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک قم

Fig 1- Study area map of catchment basin aquifer in south of Qom Namak lake

منطقه بالایی سطح آب ایستابی، I)، هدایت هیدرولیکی^۲ (حجم آب عبوری در منطقه اشباع در واحد زمان و تحت شیب هیدرولیکی از میانی سطحی واحد و عمود بر جهت جریان، C) است که در یک سیستم هیدروژئولوژیکی کنترل کننده آلودگی آب زیرزمینی می‌باشند و اولین بار در آژانس حفاظت محیط‌زیست EPA آمریکا برای استاندارد نمودن سیستمی تهیه شد که پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی را نسبت به آلودگی مورد ارزیابی قرار می‌داد (V). این مدل یک شاخص نسبی و بدون بعد می‌باشد و براساس چهار فرضیه پایه‌گذاری شده است (۸):

۱- آلودگی در سطح زمین تولید می‌گردد، ۲- آلودگی از طریق نفوذ به آب زیرزمینی منتقل می‌گردد، ۳- عامل حرکت آلوده‌کننده آب است، ۴- منطقه مورد مطالعه در مدل

7- Hydraulic Conductivity

مواد و روش پژوهش

مدل DRASTIC و Pesticide DRASTIC

DRASTIC مخفف پارامترهای عمق برخورد به سطح آب ایستابی^۱ (فاصله بین سطح زمین و سطح آب زیرزمینی، D)، نرخ تغذیه خالص^۲ (مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ نموده و به سطح ایستابی می‌رسد، R)، مواد تشکیل‌دهنده یا محیط آبخوان^۳ (جنس و مواد تشکیل‌یافته در منطقه اشباع آب زیرزمینی، A)، محیط خاک^۴ (بافت و ساختمان تشکیل‌دهنده جنس و اندازه خاک، S)، توپوگرافی^۵ (شیب و تغییرات سطح زمین، T)، اثر منطقه غیراشباع^۶ (جنس و مواد تشکیل‌یافته در

1- Depth to water

2- Net Recharge

3- Aquifer media

4- Soil media

5- Topography

6- Impact of vadose zone

هم‌مقیاس‌سازی^۲ و روی هم‌گذاری پارامترها

جهت هم‌مقیاس‌سازی با توجه به دانش کارشناسی و با استفاده از تابع طبقه‌بندی مجدد، تمام نقشه‌های معیار مربوط به روش P-DRASTIC طبق شکل (۲) به دو روش قطعی و آماری رتبه‌بندی گردید. در روش قطعی، مرز بالا و پایین طبقات یک کد براساس رتبه جداول مربوط به مدل بین ۱ تا ۱۰ در نظر گرفته شد (مقدار ۱۰ نواحی با بیشترین پتانسیل آلودگی، در حالی که مقدار ۱ نواحی با کمترین پتانسیل آلودگی براساس آن پارامتر است). در این تحقیق از رگرسیون غیرخطی جهت فازی‌سازی و رتبه‌بندی فازی-آماري پارامترها استفاده شد. در این عمل سعی شد بهترین خط رگرسیون براساس رتبه و مقدار بازه هریک از پارامترهای پتانسیل آلودگی انجام شود. در مرحله بعدی نقشه‌های معیار در معادله‌های (۵)، (۶)، (۷)، (۸) و (۹) بدست‌آمده از این خط رگرسیون در شکل (۲) قرار داده شده و لایه‌های معیار پارامترهای مدل خطرپذیری آلودگی بر این اساس هم‌مقیاس شدند. از این نقشه‌ها برای تعیین میزان همبستگی و وزن‌دهی و از مجموع آنها برای تعیین مقدار و میزان خطرپذیری آلودگی استفاده گردید. با توجه به اینکه شرایط هیدروژئولوژی و زمین‌شناسی در مناطق مختلف متفاوت می‌باشد، لایه‌های مدل P-DRASTIC می‌بایست متناسب با وضعیت هر منطقه ولی با در نظر گرفتن مبانی ارائه شده مربوط به مدل تصحیح شوند. به جز لایه‌های کیفی که براساس روند، اندازه و نوع جنس و لایه کاربری اراضی براساس میزان نیترات و خطرپذیری آلودگی موجود در هر کاربری بین ۱ تا ۱۰ رتبه‌بندی شدند. دیگر لایه‌های مورد نیاز برای آبخوان حوزه آبریز هیچ‌گونه تغییری نیافته و براساس مقادیر بازه و رتبه‌های جداول مربوط به مدل رتبه‌بندی گردید. براساس تئوری مدل به هریک از پارامترهای هفت‌گانه P-DRASTIC و نسبت به اهمیت هریک از آنها وزنی برابر با ۱ تا ۵ داده شد. به‌طوری‌که به مهمترین آنها وزن ۵ و به کم‌اهمیت‌ترین آنها وزن ۱ داده شد.

روش Pesticide DRASTIC همانند روش DRASTIC می‌باشد با این تفاوت که در وزن‌دهی پارامترهای موثره متفاوت بوده و پتانسیل آلودگی آبهای زیرزمینی را بیشتر نسبت به آلودگی آفت‌کش‌ها و مناطق کشاورزی مشخص می‌کند. در این روش برای ارزیابی پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی از شاخص پتانسیل آلودگی طبق معادله ۱ استفاده گردید که برای بدست آوردن آن به سه عامل درجه‌بندی و محدوده (جهت هم‌مقیاس‌سازی) و وزن‌دهی پارامترهای هفت‌گانه مدل P-DRASTIC نیاز است.

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

در این معادله، I_r رتبه و w وزن هریک از پارامترهاست (۸).

مدل تخریب

در این تحقیق از ضریب تعیین^۱ و همبستگی جزئی^۲ نقشه‌های کاربری اراضی و روش P-DRASTIC با غلظت نیترات جهت بررسی میزان تأثیر پتانسیل آلودگی و کاربری اراضی، و از مدل تخریب مخدوم (۹) طبق معادله ۲ جهت تعیین تأثیر کاربری‌ها بر آلودگی نیترات آبخوان حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک استفاده گردید.

$$H = \frac{(\sum I + Pd)}{V} \quad (2)$$

در این معادله

H : میزان تخریب در پهنه مورد بررسی، (میزان میلی‌گرم بر لیتر آلودگی نیترات آبهای زیرزمینی)

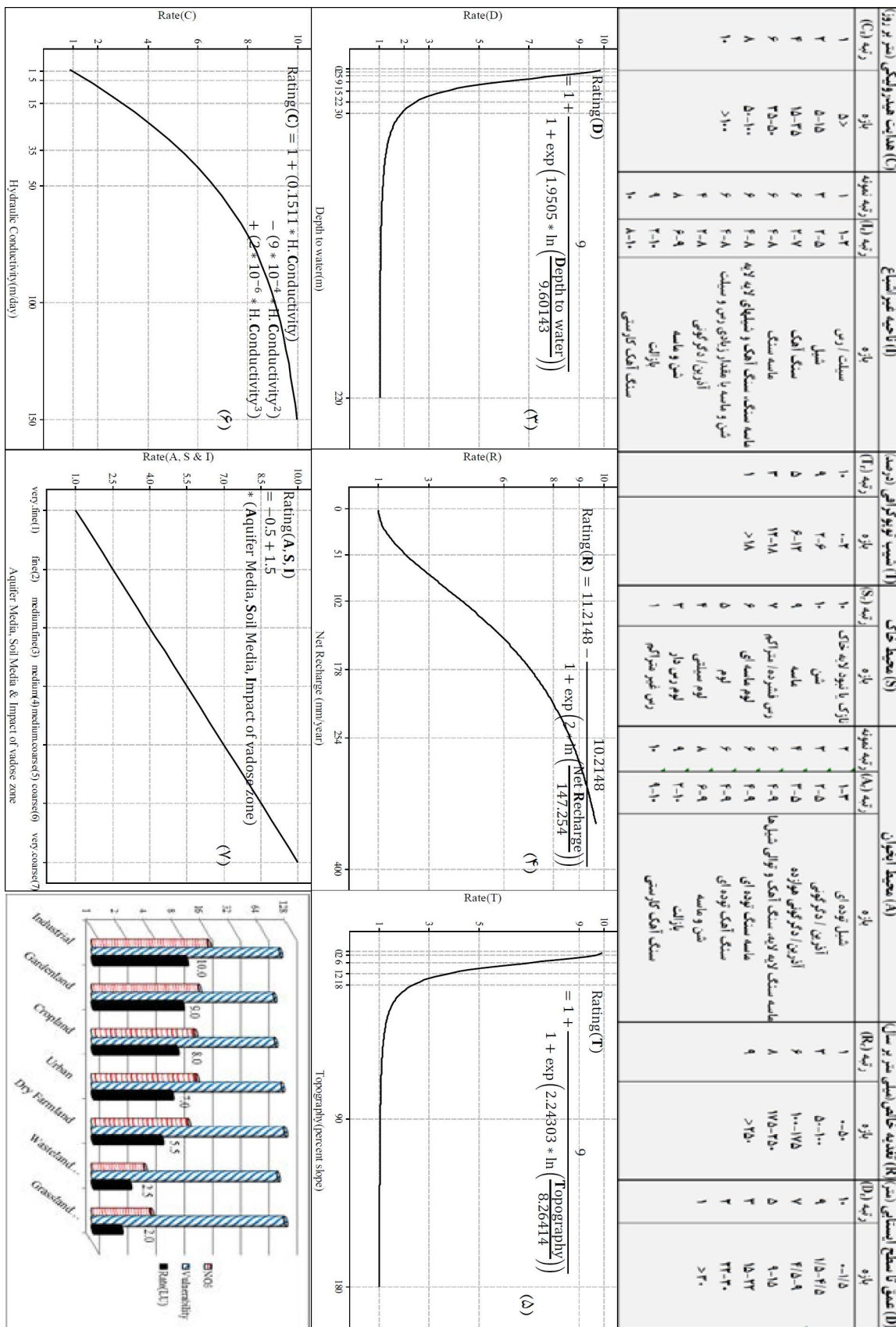
I : درجه هر نشانزد، (تأثیر هر کاربری بر آلودگی آبهای زیرزمینی جهت رتبه‌بندی)

V : پتانسیل آلودگی زیاد تا کم پهنه با رتبه‌های کم تا زیاد، ($V_{DRASTIC}^{-1}$ آبهای زیرزمینی برای هر کاربری)

Pd : میزان تراکم فیزیولوژیک، (عدد صفر برای آبهای زیرزمینی) می‌باشد.

1- Determination coefficient

2- Partial correlation



شکل ۲- بازه‌ها، وزن‌ها و رتبه‌بندی‌های قطعی (V) و فازی-آماری پارامترهای مدل DRASTIC و P-DRASTIC

Fig 2- Ranges, weights and ratings of deterministic and fuzzy-statistical of DRASTIC and P-DRASTIC model parameters

بهینه‌سازی و تعیین تأثیر پارامترها

در این تحقیق، جهت بهینه‌سازی مدل ابتدا رتبه پارامترهای پتانسیل آلودگی براساس روش آماری (رگرسیون غیرخطی) فازی شده سپس تصحیح وزن براساس ضریب همبستگی پیرسونی^۱ (۱۰) انجام گرفت. براساس تئوری، این مدل تصحیح شده و با اعمال رتبه‌بندی و وزن‌دهی مناسب، نقشه شاخص مدل منطقه تهیه گردید. از آنجایی که پارامترهای هیدروژئولوژی نسبت به یکدیگر دارای همبستگی معنی‌داری هستند، جهت وزن‌دهی مناسب پارامترها سعی شد پس از تعیین ضریب همبستگی از تحلیل حساسیت حذف پارامتر^۲، حساسیت تک پارامتری^۳ و میانگین مجزورات خطا^۴ جهت رسیدن به بهترین وزن، بیشترین همبستگی و سطح معنی‌داری بر طبق مدل مفهومی شکل (۳) استفاده گردد.

تحلیل حساسیت

برای آگاهی از میزان تأثیرگذاری هر کدام از پارامترهای بکارگرفته‌شده در ارزیابی خطرپذیری آلودگی آبخوان منطقه مورد مطالعه، تحلیل حساسیت مدل تصحیح‌شده انجام گرفته است. برای انجام این کار از سه روش استفاده شد. روش تحلیل حساسیت حذف پارامتر، حساسیت نقشه خطرپذیری آلودگی را به حذف هر یک از پارامتر نشان می‌دهد و از طریق معادله ۸ محاسبه می‌گردد (۱۱).

$$S = \frac{\left| \frac{V}{N} - \frac{V'}{n} \right| \times 100}{V} \quad (8)$$

در این معادله S میزان حساسیت پارامتر V شاخص خطرپذیری آلودگی، V' شاخص خطرپذیری آلودگی هنگام حذف پارامتر مورد نظر، N تعداد لایه‌های اطلاعاتی مورد استفاده برای محاسبه V و n تعداد لایه‌های اطلاعاتی مورد استفاده برای محاسبه V' هستند.

روش تحلیل حساسیت تک پارامتری، اثر هر کدام از پارامترهای P-DRASTIC بر روی شاخص خطرپذیری آلودگی را بررسی

می‌کند. این تحلیل حساسیت برای مقایسه وزن واقعی هر کدام از پارامترها با وزن تئوریک در مدل تحلیلی انجام می‌شود. وزن پارامتر موثر از معادله ۹ محاسبه می‌گردد (۱۲).

$$W = \left(\frac{P_r \times P_w}{V} \right) \times 100 \quad (9)$$

که P پارامتر مورد نظر، W وزن پارامتر موثر، I رتبه پارامتر موثر و V شاخص کلی خطرپذیری آلودگی است.

همچنین جهت تعیین میانگین مجزورات خطا برای تحلیل حساسیت مدل تصحیح‌شده از معادله ۱۰ استفاده گردیده است. با محاسبه MSE برای پارامترهای مختلف نمودار حساسیت مدل به تغییر پارامترها تهیه گردیده است. برای تعیین حساسیت مدل نسبت به تغییرات وزن تک تک پارامترها، با عوض کردن وزن هر پارامتر، مدل‌های مختلف تهیه گردیده و میزان MSE طبق معادله ۱۰ محاسبه گردید.

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(Z_{(x_i)} - Z^*_{(x_i)} \right)^2 \quad (10)$$

در این معادله $Z_{(x_i)}$ شاخص خطرپذیری آلودگی با وزن اعمال‌شده در مدل تصحیح‌شده، $Z^*_{(x_i)}$ شاخص خطرپذیری آلودگی با اعمال تغییر وزن در هر کدام از پارامترها، n تعداد پیکسل‌ها و MSE میانگین مجزورات خطا می‌باشد (۱۳).

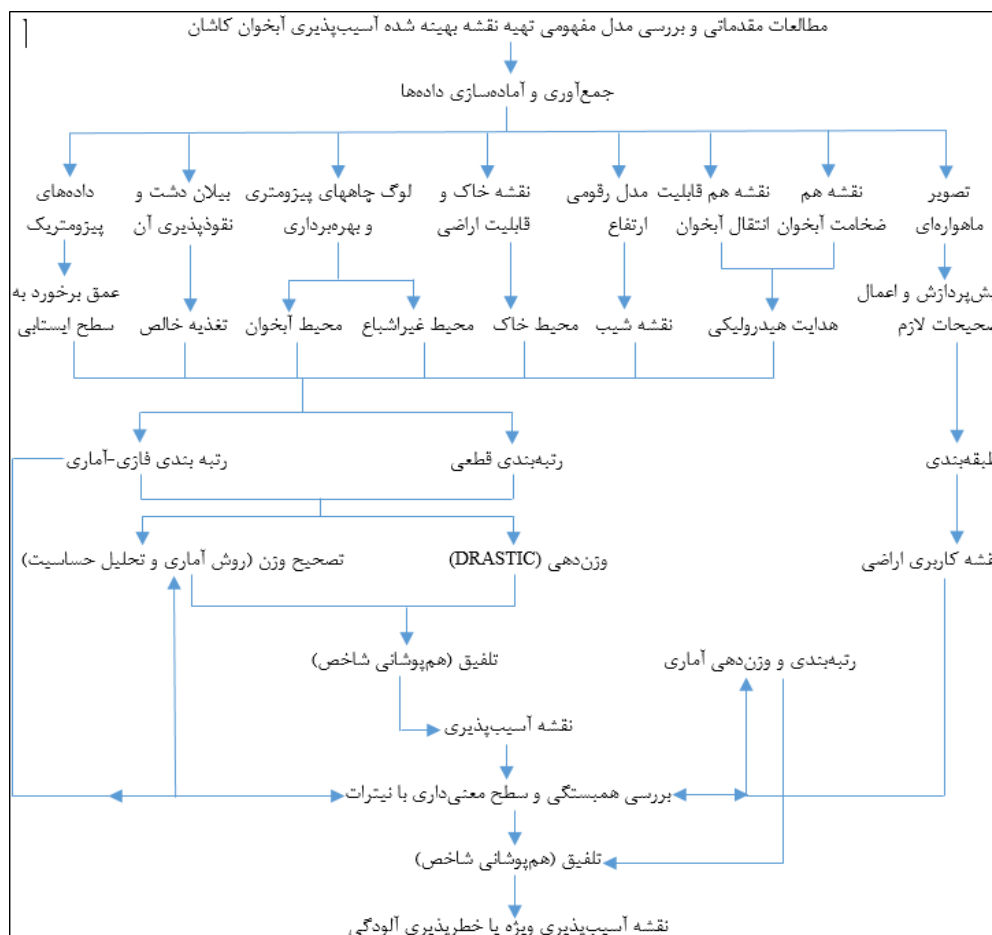
نتایج و بحث

شکل‌های (۲ و ۳) نحوه تهیه و شکل (۴) نقشه‌های رتبه‌بندی پارامترهای مدل P-DRASTIC را نشان می‌دهد براساس لایه‌های بدست‌آمده پارامترهای عمق تا سطح آب زیرزمینی براساس درون‌یابی Kriging داده‌های پیژومتریک ۶۷ حلقه چاه (۱۴)، نرخ تغذیه خالص براساس روش پیسکوپو (۱۵)، شیب توپوگرافی براساس مدل رقومی ارتفاع با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ و هدایت هیدرولیکی براساس تقسیم میزان قابلیت انتقال آب (۱۶) بر لایه ضخامت اشباع (براساس درون‌یابی ۲۵۷ نمونه ژئوفیزیکی) به ترتیب به‌طور متوسط ۷۲ متر، ۱۲۶ میلی‌متر بر سال، ۴/۱ درصد و ۳ متر بر روز بدست آمد که مقدار آن از

- 1- Pearson correlation
- 2- Removal-parameter sensitivity analysis
- 3- Single-parameter sensitivity analysis
- 4- Mean Squares Error

رس، شنی و ماسه‌سنگ به همراه رس، و لومی می‌باشد که اندازه آن از حاشیه غربی (شنی) به حاشیه شرقی (رسی) آبخوان ریزدانه می‌شود.

غرب به شرق آبخوان کاهش می‌یابد. پارامترهای محیط آبخوان، اثر منطقه غیراشباع و محیط خاک (براساس درون‌یابی رتبه اندازه جنس ذرات ۴۰ لوگ حفاری و نقشه خاک و قابلیت اراضی)، به ترتیب بیشتر از جنس شنی و ماسه‌سنگ به همراه

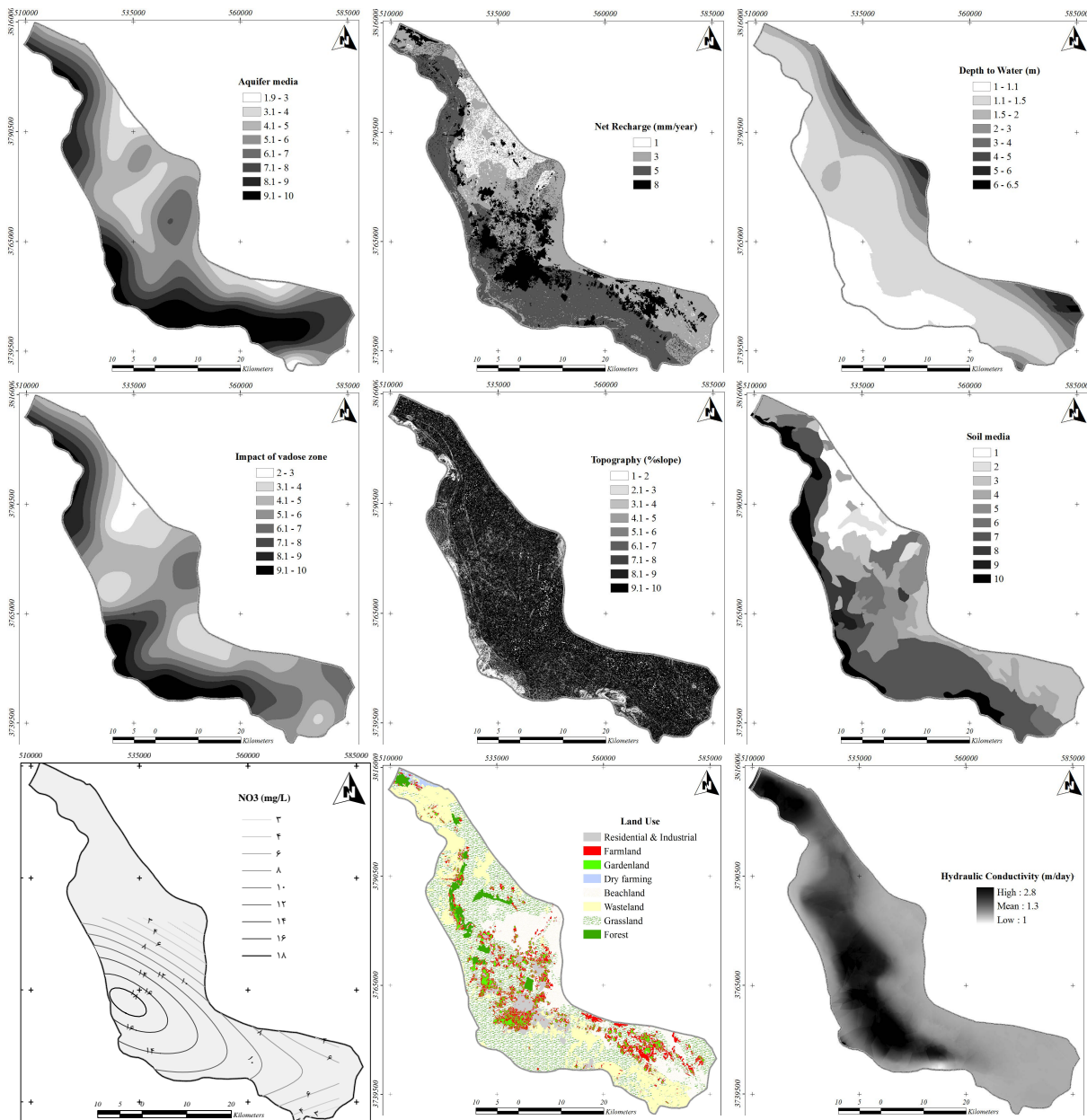


شکل ۳- مدل مفهومی بهینه‌سازی مدل خطرپذیری آلودگی با استفاده از روش‌های آماری و تحلیل حساسیت

Fig 3- Conceptual model of optimization of pollution risk model using statistical methods and sensitivity analysis

شده تعیین گردید (جدول ۱).
انتخاب شاخص آلودگی نیترات به دلایل زیر می‌باشد:
۱) نیترات به علت فعالیت‌های انسانی آلاینده اصلی و نشانه آلودگی و تخریب آبخوان می‌باشد (۱۸). ۲) نیترات در آب حل شده و تا زمان رسیدن به آب زیرزمینی و پس از آن، غلظت آن تحت تأثیر عوامل هیدروژئولوژیک افزایش، کاهش (ترقیق) و پخش می‌شود.

جهت محاسبه ضریب همبستگی و تعیین تأثیر، فرض نرمال بودن داده‌ها الزامی است. برای نرمال کردن داده‌های نیترات از تابع تبدیل BOX-COX در نرم‌افزار ArcGIS استفاده و پهنه‌بندی گردید. بعد از تهیه نیترات در شکل ۴ براساس میانگین فصلی ۱۳۰ ایستگاه نمونه‌برداری شرکت آب و فاضلاب کاشان (۱۷) در بازه سالهای (۱۳۸۴-۱۳۹۱)، میزان همبستگی و وزن آن با دیگر پارامترهای خطرپذیری آلودگی هم مقیاس



شکل ۴- نقشه‌های رتبه‌بندی پارامترهای مدل P-DRASTIC، لایه کاربری اراضی و نقشه متوسط آلودگی نیترات سالهای

۸۴-۹۱ آبخوان حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک

Fig 4- Rated maps of P-DRASTIC model parameters, land use and seasonal average map of nitrate pollution (2005-2013) in Catchment basin aquifer in south of Namak lake

تهیه‌شده براساس رتبه‌بندی فازی-آماری و وزن‌دهی آماری لایه‌های آماری میزان همبستگی بین نیترات و نقشه خطرپذیری آلودگی در روش همبستگی پیرسونی در مدل P-RASIC-LU به ۵۵ درصد رسید. در این روش پارامترهای عمق تا سطح ایستابی و شیب توپوگرافی حذف شد. با توجه به این‌که شیب توپوگرافی به‌طور مستقیم بر میزان تغذیه آبخوان

نتایج حاصل از بهینه‌سازی

پارامترهایی که از همبستگی قابل قبولی با نیترات برخوردار نبودند از معادله مدل حذف شدند. بر این اساس هنگام استفاده از لایه‌های رتبه‌بندی‌شده قطعی و وزن‌دهی اصلی در مدل خطرپذیری آلودگی، همبستگی بین نیترات و شاخص خطرپذیری آلودگی به ۵۰ درصد رسید (شکل ۶). در نقشه

موثر می‌باشد و نیز به دلیل این که با افزایش عمق سطح ایستابی میزان و خطرپذیری آلودگی پارامترهای نرخ تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، اثر منطقه غیراشباع و هدایت هیدرولیکی افزایش می‌یابد و همچنین به دلیل سطح ایستابی بالا (>۳۰ متر) در بیشتر آبخوان و نبود تغییرات قابل توجه در

میزان نیترات نسبت به پارامترهای سطح ایستابی و شیب توپوگرافی، این دو پارامتر همبستگی مناسبی با نیترات ایجاد نکرده و نمی‌توان انتظار استفاده از آنها در مدل کالیبره شده خطرپذیری آلودگی آبخوان حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک را داشت.

جدول ۱- وزن‌دهی پارامترهای خطرپذیری آلودگی مدل DRASTIC و P-DRASTIC براساس روش آماری

Table 1- Weighting parameters of pollution risk of P-DRASTIC and DRASTIC model using statistical methods and sensitivity analysis

خطرپذیری آلودگی پارامتر	رتبه‌بندی قطعی و وزن‌دهی اصلی DRASTIC	رتبه‌بندی قطعی و وزن‌دهی اصلی P-DRASTIC	رتبه‌بندی فازی- آماری و وزن‌دهی آماری	آنالیز حساسیت حذف پارامتری	آنالیز حساسیت تک پارامتری DRASTIC و P-DRASTIC
عمق سطح ایستابی (D)	۵	۵	۰/۷۰۹-		
نرخ تغذیه خالص (R)	۴	۴	۰/۳۹۴*	۲۰	۳/۱ و ۲/۵
محیط آبخوان (A)	۳	۳	۰/۳۶۶*	۲۳	۴ و ۴/۶۳
محیط خاک (S)	۲	۵	۰/۴۴۷*	۲۵/۲	۴/۱ و ۴/۱۵
شیب توپوگرافی (T)	۱	۳	۰/۰۵۰-		
اثر منطقه غیراشباع (I)	۵	۴	۰/۳۰۸*	۲۲/۸	۳/۱ و ۳/۰۳
هدایت هیدرولیکی (C)	۳	۲	۰/۴۶۶*	۱۰	۲ و ۱/۹۶
کاربری اراضی (LU)	۵	۵	۰/۱۸۳*	۱۰/۱	۲ و ۲
Pearsonian Correlation	۵۰	۵۰	۵۵	۶۰	۶۲
P-Value	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۱

*: P-Value < 0.05, P-Value سطح معنی‌داری آماری می‌باشد.

نتایج حاصل از تحلیل حساسیت حذف پارامتر: باتوجه به جدول ۱ در تحلیل حساسیت به‌روش حذف پارامتر، شاخص خطرپذیری آلودگی بیشترین حساسیت را به پارامتر محیط آبخوان و محیط خاک نشان می‌دهد و پارامتر اثر منطقه غیراشباع، نرخ تغذیه خالص، هدایت هیدرولیکی و کاربری اراضی در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. بر این اساس مدل حاصله RASIC-LU همبستگی ۶۰ درصد را با نیترات نشان داد.

در شاخص خطرپذیری آلودگی RASIC-LU و P-RASIC-LU در وجود پارامتر محیط آبخوان و محیط خاک مشاهده می‌گردد. حساسیت شاخص خطرپذیری آلودگی به وجود پارامتر اثر منطقه غیراشباع، نرخ تغذیه خالص، کاربری اراضی و هدایت هیدرولیکی در رتبه‌های سوم تا ششم می‌باشد. با توجه به اینکه دو پارامتر عمق تا سطح ایستابی و شیب توپوگرافی تأثیر منفی نشان داد، از مدل حذف شد و مدل حاصله همبستگی ۶۲ درصد را با نیترات نشان داد.

نتایج حاصل از میانگین مجذورات خطا: با محاسبه MSE برای پارامترهای مدل P-RASIC-LU در شکل ۵ مشخص شد که حساسیت مدل نسبت به حذف، افزایش و کاهش وزن

نتایج حاصل از تحلیل حساسیت تک پارامتری: براساس نتایج بدست‌آمده این تحلیل در جدول ۱، بیشترین حساسیت

زمان از سطح به عمق کاهش می‌یابد، حساسیت پارامترها نیز از سطح به عمق کاهش یافته و هدایت هیدرولیکی نیز به دلیل میزان کم آن به دلیل شرایط محیط آبخوان، هم وزن و هم حساسیت کمتری نسبت با سایر پارامترها دارد.

جهت انتخاب بهترین مدل بیشترین میزان همبستگی و سطح معنی‌داری، به‌عنوان مبنای تهیه مدل بکار گرفته شد. بر این اساس مدل‌های P-RASIC-LU و RASIC-LU طبق معادله ۱۱ و ۱۲ با رتبه‌بندی و وزن‌دهی آماری و تحلیل حساسیت تک پارامتری و با ضریب همبستگی ۶۲ درصد به‌عنوان بهترین مدل شناخته شد و نقشه آن در شکل (۶) تهیه گردید.

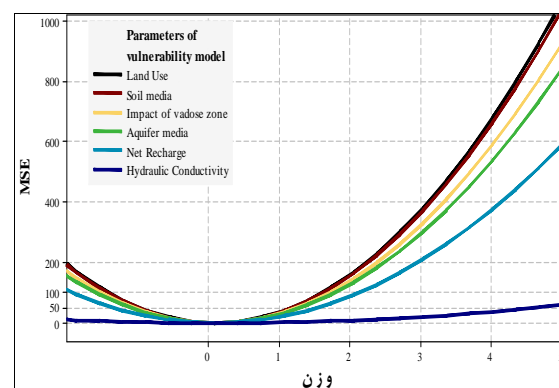
$$V_{P-RASIC-LU} = 3.1R + 4A + 4.1S + 3.1I + 2C + 2LU \quad (11)$$

$$V_{RASIC-LU} = 2.5R + 4.63A + 4.15S + 3.03I + 1.96C + 2LU \quad (12)$$

براساس نقشه حاصل از مدل P-RASIC-LU، حدود یک درصد از آبخوان در قسمت‌های غربی و جنوبی به دلیل نرخ تغذیه بالا، مواد درشت‌دانه در ناحیه غیراشباع، محیط خاک و محیط آبخوان و وجود کاربری‌های شهری، صنعتی و کشاورزی دارای خطرپذیری آلودگی بسیار زیادی می‌باشد.

باتوجه به شکل‌های ۴ تا ۶ و مدل RASIC-LU بدست‌آمده، یک روند افزایشی در مقدار نیترات و پارامترهای خطرپذیری آلودگی به جز شیب توپوگرافی و عمق سطح ایستابی با افزایش میزان خطرپذیری آلودگی مشاهده می‌شود به‌طوری‌که در مناطق با خطرپذیری آلودگی بسیار کم، میزان نیترات کمتر از ۳ میلی‌گرم بر لیتر و در مناطق با خطرپذیری آلودگی زیاد و بسیار زیاد بیشتر از ۱۳ میلی‌گرم بر لیتر در طی سالهای ۱۳۸۴ تا ۱۳۹۱ می‌باشد.

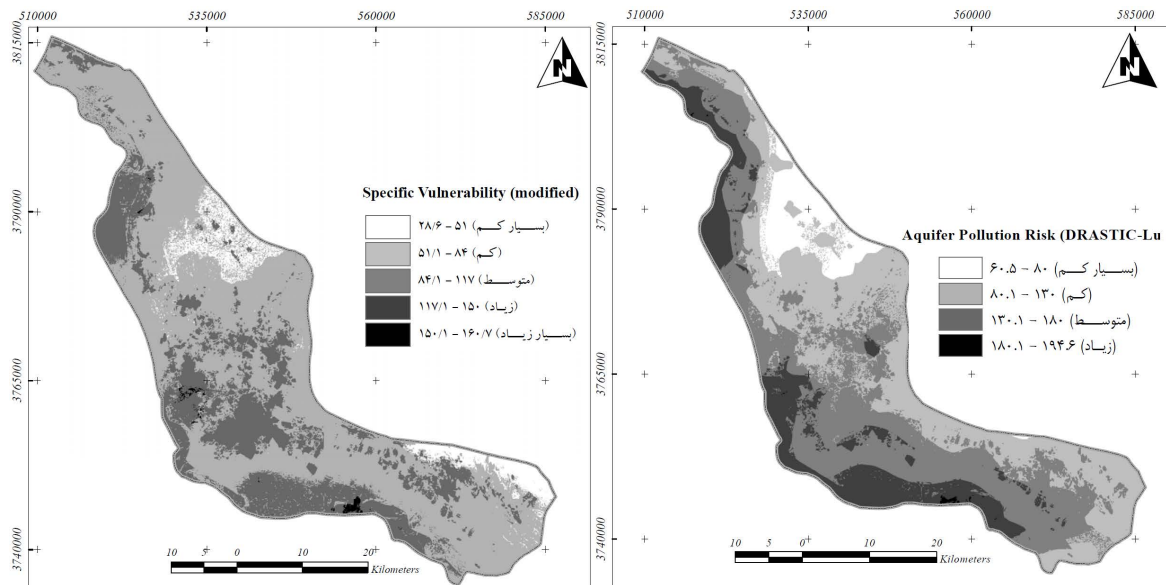
پارامترهای کاربری اراضی، محیط خاک، اثر منطقه غیراشباع، محیط آبخوان، تغذیه خالص و هدایت هیدرولیکی به ترتیب روند کاهشی نشان می‌دهد.



شکل ۵- میزان تغییرات MSE نسبت به تغییر وزن پارامترهای مدل RASIC-LU

Fig 5. Variations level in MSE relative to weight variation of RASIC-LU model parameters

کاربری اراضی آبخوان حوزه آبریز عامل اصلی وجود آلودگی در آبهای زیرزمینی می‌باشد و از نظر مکانی بالاترین حساسیت MSE را دارا می‌باشد ولی به دلیل میزان آلودگی کم از وزن پایینی برخوردار می‌باشد. خاک به دلیل اهمیت تجزیه و ترقیق سطحی آلودگی از اهمیت و حساسیت بالای MSE برخوردار می‌باشد و از وزن بسیار بالایی برخوردار می‌باشد. اثر ناحیه غیراشباع و محیط آبخوان به دلیل تأثیر جنس آن بر ترقیق‌کنندگی و اهمیت آن از وزن بالایی برخوردار می‌باشد ولی به دلیل ورود آلودگی در مراحل ثانویه و خاصیت ترقیق‌کنندگی کمتر نسبت به پارامترهای سطحی از حساسیت کمتر MSE برخوردار می‌باشد. نرخ تغذیه خالص به دلیل اینکه عامل اصلی حجم و انتقال آلودگی می‌باشد از همبستگی بالایی با آلاینده نیترات ولی به دلیل اینکه تأثیر این پارامتر و میزان آلودگی آن تحت تأثیر نوع کاربری اراضی می‌باشد از حساسیت پایین MSE و وزن متوسطی برخوردار می‌باشد. با توجه به اینکه میزان ترقیق نیترات تحت شرایط هیدروژئولوژیکی در واحد



شکل ۶- نقشه خطرپذیری آلودگی آبخوان حوزه آبریز جنوب دریاچه نمک بر اساس مدل P-RASIC- و DRASTIC-LU

LU

Fig 6- Map of pollution risk in catchment basin aquifer in south of Namak lake using DRASTIC-LU and P-RASIC-LU

فاضلاب شهری و روستایی، مواد دفعی از طریق چاههای جذبی در درون سفره تزیق می‌شود. این عمل به عنوان یکی از مهمترین عوامل تأثیرگذاری آلودگی نیترات در منابع آب زیرزمینی تلقی می‌شود (۱۹).

با توجه به اینکه کاربری‌هایی که آلودگی زیادی تولید می‌کنند به دلیل تفاوت در میزان خطرپذیری آلودگی آبخوان الزاما آن منطقه از آلودگی بالایی در آبهای زیرزمینی برخوردار نیست. لذا جهت بررسی میزان تأثیر واقعی هر کاربری بر آلودگی آبهای زیرزمینی از روش آماری (میزان نیترات و پتانسیل آلودگی موجود در هر کاربری) و مدل تخریب (۹) طبق معادله (۲) استفاده شده و به صورت زیر محاسبه، رتبه‌بندی و در جدول (۲) تهیه گردید.

تأثیر کاربری صنعتی:

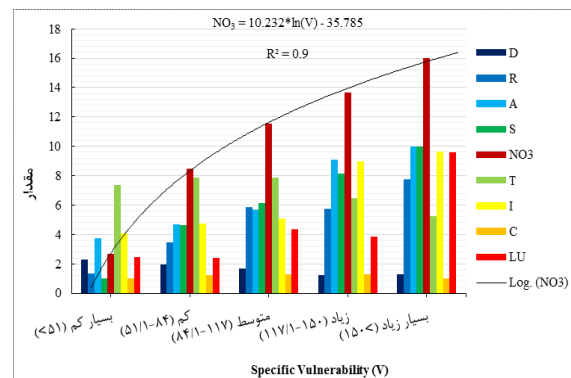
$$I_{\text{Industrial}} = H_{\text{Industrial}} \times (V_{\text{DRASTIC}}^{-1} - \text{Industrial}) = ۰/۱۷۳ \rightarrow ۱۰$$

تأثیر کاربری باغی:

$$I_{\text{Gardenland}} = H_{\text{Gardenland}} \times (V_{\text{DRASTIC}}^{-1} - \text{Gardenland}) = ۰/۱۵۸ \rightarrow ۹$$

تأثیر کاربری زراعی:

$$I_{\text{Cropland}} = H_{\text{Cropland}} \times (V_{\text{DRASTIC}}^{-1} - \text{Cropland}) = ۰/۱۴۱ \rightarrow ۸$$



شکل ۷- مقادیر مشاهده شده نیترات و میزان

خطرپذیری آلودگی پارامترها بر اساس

مدل RASIC-LU

Fig 7- Values of observed Nitrat and pollution risk level using RASIC-LU model

نتایج حاصل از تأثیر کاربری‌های اراضی

در منطقه کاشان چندین کارخانه و کشتارگاه بزرگ صنعتی برای دام و طیور وجود دارد که فاضلاب تصفیه نشده آن می‌تواند نقش مهمی در افزایش غلظت نیترات در آب زیرزمینی مناطق دفع این فاضلاب‌ها ایفا کند. به علت نبودن سیستم

ذاتی (Inherent risk) استفاده می‌شود (۴). بر اساس جدول (۳) تأثیر کاربری اراضی و پتانسیل آلودگی بر آلودگی نیترات آبخوان بر اساس همبستگی جزئی و سطح معنی‌داری ۰/۰۵، خطرپذیری ذاتی ۰/۴۵ و ۰/۵۵ را بر آبهای زیرزمینی نشان دادند. بر این اساس پتانسیل آلودگی آبخوان حوزه آبریز تأثیر و وزن بیشتری بر آلودگی آبهای زیرزمینی نسبت به کاربری اراضی نشان داده است.

جدول ۳- خطرپذیری ذاتی کاربری اراضی بر اساس

میزان همبستگی جزئی و سطح معنی‌داری با نیترات

Table 3- Inherent risk of land use according to level of partial correlation and significant with Nitrat

خطرپذیری ذاتی	پارامتر
۰/۵۵*	پتانسیل آلودگی (P-DRASTIC)
۰/۴۵*	کاربری اراضی (LU)

*: P-Value < 0.05, P-Value سطح معنی‌داری آماری می‌باشد.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

این نتایج با یافته‌های حاصل از پژوهش‌های مشابه قبلی مطابقت دارد (بخش پیشینه پژوهش). اما نوع‌آوری این تحقیق در مقایسه با سایر تحقیقات مشابه انجام‌شده، استفاده از رتبه‌بندی‌های فازی-آماری پارامترهای مدل P-DRASTIC با استفاده از روش رگرسیون غیرخطی می‌باشد به دلیل اینکه این روش با استفاده از نرم‌افزار Minitab17 از رتبه واقعی پارامترها براساس نتایج تحقیقات انجام‌شده استفاده می‌کند، خطا و عدم قطعیتی را که در کالیبره کردن رتبه پارامترها براساس میزان غلظت نیترات و یا استفاده از منطق فازی جهت غیرقطعی و فازی کردن رخ می‌دهد را به حداقل رسانده (حداکثر R^2 خط رگرسیون)، می‌توان به نتایج بهینه‌تر و صحیح‌تر در میزان مقدار اهمیت مکانی مدل نهایی خطرپذیری آلودگی دست یافت. در این پژوهش مشاهده گردید میزان همبستگی و سطح معنی‌داری به حد کافی واضح نیست و فقط هنگام استفاده از مدل P-RASIC-LU و روش‌های آماری به حد قابل قبولی

تأثیر کاربری شهری:

$$I_{Urban} = H_{Urban} \times (V_{DRASTIC}^{-1} - Urban) = 0/122 \rightarrow 7$$

تأثیر کاربری زراعت دیم:

$$I_{Dry\ Farmland} = H_{Dry\ Farmland} \times (V_{DRASTIC}^{-1} - Dry\ Farmland) = 0/094 \rightarrow 5/5$$

تأثیر کاربری بایر و شنزار:

$$I_{Wasteland\ \&\ Beachland} = H_{Wasteland\ \&\ Beachland} \times (V_{DRASTIC}^{-1} - Wasteland\ \&\ Beachland) = 0/038 \rightarrow 2/5$$

تأثیر کاربری مرتعی و جنگل:

$$I_{Grassland\ \&\ Forest} = H_{Grassland\ \&\ Forest} \times (V_{DRASTIC}^{-1} - Grassland\ \&\ Forest) = 0/037 \rightarrow 2$$

جدول ۲- تعیین تأثیر کاربری‌ها بر اساس میزان نیترات و پتانسیل آلودگی در مدل تخریب

Table 2- Determination of land uses impact according to nitrat level and pollution potential in Degradation model

Rate	I	$V_{DRASTIC}$	$NO_3^- (mg.L^{-1})$	کاربری اراضی
۱۰	۰/۱۷۳	۱۰۱	۱۷/۵	صنعتی
۹	۰/۱۵۸	۸۷	۱۳/۷۹	باغی
۸	۰/۱۴۱	۸۹	۱۲/۵۷	زراعی
۷	۰/۱۲۲	۱۰۶	۱۳	شهری
۵/۵	۰/۰۹۴	۱۱۳	۱۰/۶۷	دیم
۲/۵	۰/۰۳۸	۹۵	۳/۶۹	بایر و شنزار
۲	۰/۰۳۷	۱۱۳	۴/۲۹	مرتعی و جنگلی

بر همین اساس مناطقی که پتانسیل آلودگی پایین و آلودگی نیترات بالایی دارند از بیشترین تأثیر بر آلودگی آبهای زیرزمینی برخوردارند و رتبه بالاتری در نظر گرفته شدند. در نتیجه کاربری‌های صنعتی، باغی، زراعی، شهری، زراعت دیم، بایر و مراتع به ترتیب با رتبه‌های ۱۰، ۹، ۸، ۷، ۵/۵، ۲/۵ و ۲ بیشترین تأثیر آلودگی نیترات را بر آبهای زیرزمینی نشان دادند.

نتایج حاصل از تأثیر پتانسیل آلودگی و کاربری اراضی

جهت بررسی میزان نقش و تأثیر پارامترهای پتانسیل آلودگی، از ضریب همبستگی آنها با نیترات جهت تعیین خطرپذیری

- of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS. *J. Hydrogeol.* 14 (6), 894-911.
4. Javadi, S., Kavehkar, N., Mohammadi, K., Khodadadi, A., Kahawita, R., 2011. Calibrating DRASTIC using field measurements, sensitivity analysis and statistical methods to assess groundwater vulnerability. *J. Water International.* 36 (6), 719-732.
 5. Sorichetta, A., Masetti, M., Ballabio, C., Sterlacchini, S., Beretta, GP., 2011. Reliability of groundwater vulnerability maps obtained through statistical methods. *Journal of Environmental Management.* 92(4):1215-1224.
 6. Krishna, R., Iqbal, J., Gorai, A.K., Pathak, G., Tulari, F., Tchounwon, P.B., 2014. Groundwater vulnerability to pollution mapping of Ranchi district using GIS. *Appl Water Sci*, 4(12): 14pp.
 7. Aller, L., Bennet, T., Leher, J. H., Petty, R. J., Hackett, G., 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings, E.P.A., Report, No.600/2-87-035: 622p.
 8. Makhdom MF., 2002. Degradation model: a quantitative EIA instrument, acting as a decision support system (DSS) for environmental management. *Environ. Manage*, 30(1): 151-156.
 9. Rosen, L. A., 1994. A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. *Groundwater.* 32 (2), 278-285.
- (افزایش ۱۲ درصدی) می‌رسد. مدل P-RASIC-LU که بازبینی وزنه‌های آن با استفاده از روش‌های آماری انجام شد، بیشترین میزان همبستگی را با مقدار غلظت نیترات در منطقه مورد مطالعه نشان داد و به‌عنوان مناسب‌ترین مدل در این پژوهش انتخاب گردید.
- در این مطالعه، با توجه به شرایط منطقه و میزان همبستگی پارامترها جهت بهینه‌سازی مدل دو پارامتر عمق تا سطح ایستابی و شیب توپوگرافی از مدل حذف گردید همچنان‌که برخی از تحقیقات بیان شده در پیشینه پژوهش نیز حذف یک یا هر دو پارامتر را جهت بهینه‌سازی مدل مورد تایید قرار داده بودند.
- هر چند که پارامتر عمق تا سطح ایستابی با روش‌های آماری از معادله P-DRASTIC در منطقه مورد مطالعه حذف گردیده است، ولیکن حذف این پارامتر در مطالعات تعیین خطرپذیری آلودگی آبهای زیرزمینی در مناطق دیگر پیشنهاد نمی‌شود.
- در تحقیق حاضر مشخص شد که کاربری‌های شهری، صنعتی و کشاورزی از آلاینده‌های بیشتر و رتبه بالاتری برخوردار هستند. با توجه به اینکه در بعضی از مناطق با خطرپذیری آلودگی بسیار بالا آلودگی نیترات بالایی مشاهده نمی‌شود، پیشنهاد می‌گردد که از رتبه‌بندی و بررسی میزان خطرات انواع فعالیت‌های انسانی و آلودگی انواع کاربری‌های صنعتی و کشاورزی جهت رسیدن به نتایج دقیق‌تر و همبستگی بالاتر پرداخته شود.

منابع

1. Vrba, J., and Zopozec, A., 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH International Contribution for Hydrogeology. Vol.16: xxiii, 131 pp.
2. Harter, T., Wlker, I.G., 2001. Assessing Vulnerability of Groundwater. US Natural Resources Conservation Service, 13 pp.
3. Panagopoulos, G.P., Antonakos, A.K., Lambrakis, N.J., 2006. Optimization

- Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 841-R-96-002. 1997, 25p.
19. Khorasanizadeh, H., Delkhah, A., Mazroui, A. Comparative study of qualitative and quantitative consumes of agriculture and urban water and effect of exploit state on water resources and prediction of Kashan plain at future. water and sewage corporation. 2007, 229p. (In persian)
 10. 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.
 11. Lodwick, W.A., Monson, W., Svoboda, L., 1990. Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems: suitability analysis. J. Geogr. Inf. Syst. 4 (4), 413–28.
 12. Napolitano, P., Fabbri, A.G., 1996. Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS HydroGIS, 96: application of geographical information systems in hydrology and water resources management. Proceedings of Vienna Conference. IAHS Pub, 235, 559–66.
 13. Spitz, K., Moreno, J. Practical guide to groundwater and solute transport modeling. 1996.
 14. Kashan Water Resources Affairs. Groundwater level in Kashan plain. 2011. (In Persian)
 15. Piscopo, G. Groundwater vulnerability map explanatory notes, Castlereagh catchment, NSW. Department of Land and Water Conservation, Australia. 2001.
 16. Soil and Water Research Institute. Transmissivity map in Kashan aquifer. 2007. (In Persian)
 17. Kashan Water and Wastewater Company (2005-2013) Kashan groundwater nitrate ion. (In Persian)
 18. Environmental Protection Agency. Environmental indicators of water quality in the United States. US