



## مدیریت آب و آبیاری

دوره ۱۰ ■ شماره ۱ ■ بهار و تابستان ۱۳۹۹

صفحه‌های ۱۷۱-۱۵۷

### ارزیابی آسیب‌پذیری و پهنه‌بندی ریسک آب‌های زیرزمینی در دشت اردبیل

حسین سعادت<sup>۱</sup>، آرش ملکیان<sup>۲</sup>، علیرضا مقدم‌نیا<sup>۳</sup>

۱. دانشجوی دکتری رشته علوم و مهندسی آبخیز، گروه احیا مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

۲. دانشیار، گروه احیا مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

۳. دانشیار، گروه احیا مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۹/۰۳/۰۵

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۱۲/۱۴

#### چکیده

تعیین آسیب‌پذیری و ریسک آب‌های زیرزمینی، رویکرد مناسبی برای مدیریت آب‌های زیرزمینی می‌باشد. در پژوهش حاضر، این ارزیابی براساس شاخص جدیدی با سه عامل تراکم منابع نقطه‌ای آلاینده، آسیب‌پذیری ذاتی و محدوده گیرش آلودگی چاه‌ها، برای سفره آب زیرزمینی دشت اردبیل ارائه شده است. در ابتدا یک نسخه اصلاح‌شده از روش دراستیک برای پهنه‌بندی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان منطقه مورد مطالعه به مساحت ۸۸۶ کیلومترمربع استفاده شد. تراکم منابع آلاینده نقطه‌ای مانند صنایع، روستاها، ایستگاه‌های پمپ بنزین در زیرحوضه‌ها به‌عنوان شاخص بالقوه آلاینده منابع نقطه‌ای استفاده شد. مدل‌سازی عددی نیز برای تعیین مناطق گیرش چاه با استفاده از مدل MODFLOW و MODPATH انجام شد. پارامترهای مورد استفاده در این روش تحلیل حساسیت شد هم‌چنین نتایج این شاخص براساس غلظت نیترات و کلرید واستجی شد که همبستگی مثبتی با شاخص آسیب‌پذیری داشت. با توجه به ادغام سه عامل با محدوده ارزشی ۱۰، مقادیر شاخص آسیب‌پذیری و ریسک آب‌های زیرزمینی بین صفر تا هزار متغیر است. در بیش‌تر سطوح دشت، مقدار این شاخص در محدوده طبقه حداقل بود. ولی مقادیر حداکثر این شاخص در مناطق پرجمعیت، حاشیه جاده‌های منتهی به شهر اردبیل و شهرک‌های صنعتی بود. به‌طورکلی مطابق این شاخص، دشت اردبیل در محدوده آسیب‌پذیری پایین قرار دارد. این روش منجر به یک رویکرد دقیق و مقرون‌به‌صرفه برای محافظت از منابع آب آشامیدنی و کشاورزی و دستیابی به آب زیرزمینی پایدار برای نسل‌های آینده خواهد شد.

**کلیدواژه‌ها:** آب زیرزمینی، آسیب‌پذیری، آلاینده‌گی، پهنه‌بندی ریسک.

### Assessment of Vulnerability Index and Risk Zoning in Ardabil Plain

Hossein Saadati<sup>1</sup>, Arash Malekian<sup>2\*</sup>, Alireza Moghaddamnia<sup>3</sup>

1. Ph.D. Candidate in Watershed Science and Engineering, Department of Reclamation of Arid and Mountainous Regions, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

2. Associate Professor, Department of Reclamation of Arid and Mountainous Region, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.

3. Associate Professor, Department of Reclamation of Arid and Mountainous Region, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.

Received: March 04, 2020

Accepted: May 25, 2020

#### Abstract

Determining the vulnerability and risk of groundwater is a good approach for groundwater management with reliable and accurate models, taking into account surface pollutants, the ability to contaminate groundwater, and the pathways affecting wells. In the present study, this evaluation is based on a new index with three factors of pollutant point source density, intrinsic vulnerability and contamination range of wells presented for a groundwater aquifer in Ardabil. A modified version of the Drastic method was used to map the intrinsic groundwater vulnerability of the study area to an area of 886 square kilometers. Density of point source pollutants were measured such as industries, villages, gas stations in the sub basins and used as potential indicators of point source pollutants. Numerical modeling was also performed to determine the catchment areas using MODFLOW and MODPATH models. The spatial and descriptive integration of these three factors created a mechanism and vulnerability index for assessing the risks of groundwater contamination as well as identifying and prioritizing areas requiring groundwater monitoring. The parameters used in this method were sensitivity analysis. The results of this index were calibrated based on nitrate and chloride concentration which had a positive correlation with the vulnerability index. Groundwater vulnerability and risk index values vary from zero to one thousand with respect to the integration of 3 factors with a value range of 10. The value of this index was low in most of the plain. But maximum values of this index were in populated areas, high roads and industrial areas in Ardabil plain. In general, according to this indicator, Ardabil plain is at low vulnerability and risk. This research will lead to a rigorous and cost-effective approach to protecting drinking and agricultural water resources and achieving sustainable groundwater for future generations.

**Keywords:** Groundwater, Pollution, Risk Zoning, Vulnerability.

## مقدمه

به‌منظور ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی از مدل‌های ریاضی برای شبیه‌سازی پدیده‌های پیچیده جریان و انتقال آلاینده‌ها در زیرزمین استفاده می‌شود. این روش‌ها نیاز به پوشش داده‌های مناسب هیدروژئولوژیکی و ژئوشیمیایی دارند. به‌دلیل عدم وجود این داده‌ها در مقیاس منطقه‌ای، استفاده از مدل‌های یک‌بعدی معمول است (۱۴ و ۲۳). روش‌های آماری به بانک‌های اطلاعاتی گسترده نیاز دارند و برای شناسایی و نظارت بر پروژه‌های آلاینده خاک و آب‌های زیرزمینی ایجاد شده‌اند. آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی از داده‌های نظارتی محاسبه می‌شود و اغلب با خصوصیات آلاینده همراه است (۱۳). در پژوهشی که توسط جودوی و خزائی (۳) انجام شد از مدل دراستیک برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان و از مدل‌سازی عددی جریان آب زیرزمینی توسط کد Modflow و ردیابی حرکت ذرات در آبخوان توسط کد MODPATH برای تعیین ناحیه گیرش چاه‌ها استفاده شده است. با تلفیق نتایج هر دو مدل در محیط GIS نقشه ریسک آلودگی آب زیرزمینی در محدوده شهرستان فیروزه در استان خراسان رضوی به‌صورت ناحیه‌ای و در محدوده ناحیه گیرش چاه‌های آب شرب تعیین شد ولی خطر آلاینده‌ها در نظر گرفته نشد. در پژوهشی دیگر توسط نوبر و همکاران (۲۰)، برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی یک سفره آبخوان ساحلی در شمال‌شرقی برزیل، براساس یک روش تلفیقی، ارائه شده است. از روش دراستیک برای تعیین آسیب‌پذیری ذاتی آب زیرزمینی استفاده شد. نقطه قوت این پژوهش استفاده از یک روش سلسله مراتبی فازی برای تعیین نوع و شدت اثر منابع بالقوه آلاینده از جمله منابع گسترده و نقطه‌ای می‌باشد. مدل‌سازی عددی نیز برای تعیین مناطق گیرش چاه با استفاده از MODFLOW و MODPATH انجام شد. ادغام

این عوامل برای ارزیابی خطرات آلودگی آب زیرزمینی و شناسایی مناطقی پرخطر استفاده شده است. پژوهش دیگری، توسط ندیری و همکاران (۹) با موضوع ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از روش ترکیبی انجام شد، آسیب‌پذیری آبخوان دشت خوی با ترکیب روش‌های DRASTIC، SINTACS، ارزیابی شده است. هرکدام از این روش‌ها خصوصیات ذاتی خود را داشته و نتایج متفاوتی را ارائه می‌کنند. لذا به‌دلیل برخی تفاوت‌های ذاتی در نتایج این دو روش، در این پژوهش با استفاده از روش ترکیبی از مزایای هر دو روش به‌صورت همزمان استفاده شده است. صحت‌سنجی نتایج با نیترات آبخوان نشان داد که روش ترکیبی برای ارزیابی آسیب‌پذیری این منطقه مناسب‌تر است. در پژوهشی که توسط بختیاری و همکاران (۲) به‌منظور ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با استفاده از روش‌های ترکیبی دراستیک اصلاح‌شده، رگرسیون لجستیک و تحلیل سلسله مراتبی دراستیک در دشت هشتگرد انجام شد. در اعتباریابی شاخص‌های آسیب‌پذیری، همبستگی اسپیرمن انجام گردید که روش تحلیل سلسله مراتبی دارای بالاترین ضریب همبستگی است.

این پژوهش یک روش جدید برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی و پهنه‌بندی ریسک براساس یک شاخص ترکیبی منبع آلاینده-مسیر و گیرش آلودگی با استفاده از GIS و فرایند مدل‌سازی، ارائه می‌دهد. این روش نسبت به سایر روش‌های موجود پیشرفت مهمی دارد زیرا ویژگی‌هایی را که در طول مسیر آلاینده از منبع به گیرنده مانند تغذیه، میرایی طبیعی، خاک، رسانایی آبخوان، کاربری و پوشش اراضی<sup>۱</sup> و توزیع چاه‌ها را در نظر می‌گیرد که به‌عنوان نوآوری این پژوهش خواهد بود. در نهایت روشی برای آزمایش و اعتبارسنجی مدل ارائه می‌شود. در روش ارائه‌شده، امکان

ارزیابی آسیب‌پذیری و پهنه‌بندی ریسک آب‌های زیرزمینی در دشت اردبیل

کیلومترمربع انجام گرفت. مساحت کل حوزه آبخیز بالادست آن به همراه دشت حدود ۴۱۱۵ کیلومترمربع می‌باشد. این دشت از شمال به ارتفاعات مرزی بین ایران و آذربایجان، از شرق به ارتفاعات تالش، از جنوب به آرپاجای و از غرب به دامنه کوه سبلان ختم می‌شود. ارتفاع دشت اردبیل در پست‌ترین نقطه حدود ۱۲۸۳ متر در خروجی حوضه در منطقه سامیان و در بالاترین نقطه به حدود ۱۵۰۰ متر می‌رسد. در این دشت ۲۲۴۳ حلقه چاه عمیق و نیمه‌عمیق، ۲۰ دهنه چشمه و ۱۸ رشته قنات وجود دارد که به مصارف کشاورزی اختصاص دارد. دشت اردبیل به‌دلیل برداشت غیرمجاز آب زیرزمینی از چاه‌ها به‌عنوان دشت ممنوعه معرفی شده است و به‌طور متوسط در ۲۰ سال اخیر، هر ساله حدود ۱۶۴/۲۵۶ میلیون مترمکعب برداشت و ۴۲ سانتی‌متر در سال افت سطح سفره در این دشت مشاهده شده است (۷). موقعیت منطقه، زیرحوضه‌ها و نقاط آلاینده در شکل (۱) مشخص شده است.

شناسایی مناطق گیرش با بالاترین خطر و تأثیر بر روی چاه‌های بهره‌برداری بوجود می‌آید. این مناطق نیاز به ارزیابی و نظارت بیش‌تر استفاده از اراضی برای محافظت از آب‌های زیرزمینی را دارد. این روش یک ابزار مهم برای مدیریت سیستم‌های منابع آب و همچنین برای برنامه‌ریزی کاربری اراضی شهری و روستایی است. به‌طوری‌که از آب‌های زیرزمینی برای تأمین تقریباً ۸۰ درصد از نیازهای آبی استفاده می‌شود. روش جدید ارائه‌شده به ارزیابی مناطق حفاظت از چاه کمک کرده و نه تنها فرایند انتقال آلاینده‌ها بلکه در منابع آلوده‌کننده احتمالی و شیوه‌های استفاده از اراضی در منطقه تأثیر چاه‌ها، مفهوم جدیدی را با ارائه شاخص ریسک آلودگی‌های آب‌های زیرزمینی موردبحث قرار می‌دهد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در دشت اردبیل با مساحت تقریبی ۸۷۵

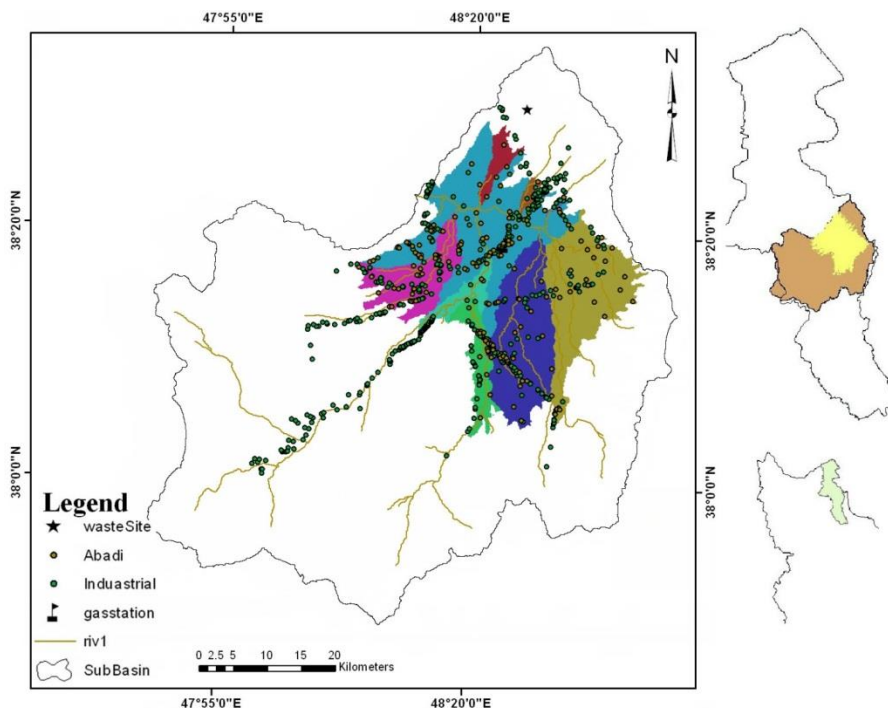


Figure 1. Geographical location and pollution point of case study in Ardabil plain

و نقل آلاینده‌ها در درجه اول با هدایت هیدرولیک و خصوصیات آبخوان مرتبط است (۴). در ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی براساس شاخص موردنظر، مکانیسم‌های فیزیکی و مفهومی که در طول مسیر آلاینده‌ها اتفاق می‌افتد از اهمیت زیادی برخوردار هستند و بنابراین پارامترهای وابسته برای این روش برای گرفتن این فرایندها با دقت انتخاب شدند. به‌عنوان مثال، عمق تا سطح سفره مهم‌ترین ویژگی هیدروژئولوژیک است، زیرا شانس بیش‌تری برای کاهش و میرش طبیعی با افزایش عمق آب رخ می‌دهد یعنی جذب، تجزیه بیولوژیکی و پراکندگی با زمان طولانی‌تر حرکت آب اتفاق می‌افتد. فرایندهای میرایی طبیعی به‌طور عمده به اکسیژن محلول، اسیدپتته، حضور گیرنده‌های الکترون، میزان رطوبت و دما بستگی دارد (۱۹). اگر آلودگی در نفوذ به سمت سفره به‌طور کامل از بین نرود، ممکن است با نفوذ آب بارش یا منابع دیگر، به سمت سفره آب برسد. شناسایی تغذیه یکی از عناصر مهم ارزیابی آسیب‌پذیری است (۲۶). برای تقسیم‌بندی آلاینده‌های در منطقه غیراشباع، کنترل شیب فشار هیدرولیکی، ضروری است. در طی دوره نفوذ سریع، جریان گرانشی نیز ممکن است باعث حرکت شود. نقشه ترکیبی خاک و پوشش اراضی سطح زمین، نفوذناپذیری خاک و پتانسیل نفوذ را تعیین می‌کند. این پارامتر یک عامل کنترل‌کننده برای تغذیه و حرکت عمودی آب است. ترکیب متغیرهای فوق با وزن و رتبه‌بندی مناسب، شاخص آسیب‌پذیری ذاتی دراستیک اصلاح شده را از طریق رابطه (۱) ارائه می‌دهد.

رابطه (۱)  $IVI =$

$$\{DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + CrCw\}$$

حروف بزرگ پارامترهای مربوط به هر لایه را نشان می‌دهد و حروف کوچک "r" و "w" به‌ترتیب به رتبه و وزن آن‌ها اشاره دارد. هر پارامتر یا ویژگی با توجه به

در این پژوهش از شاخص ریسک و آسیب‌پذیری کیفیت آب زیرزمینی<sup>۳</sup> به‌عنوان روش پیشنهادی برای ارزیابی آبخوان و آب‌های زیرزمینی، استفاده شده است. شاخص آسیب‌پذیری ذاتی<sup>۴</sup> با استفاده از هفت پارامتر عمق آب، تغذیه، آبخوان، خاک، محیط غیراشباع، هدایت هیدرولیک، نقشه ترکیبی پوشش خاک و کاربری که پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی را کنترل می‌کنند، محاسبه شده است. برای بررسی موردی که در این مقاله ارائه شده است، وزن‌ها و رتبه‌بندی‌های مربوطه در جدول (۱) خلاصه شده است که در بخش‌های بعدی مورد بحث قرار می‌گیرد. تراکم منابع آلاینده نقطه‌ای مانند صنایع، روستاها، ایستگاه‌های پمپ بنزین در زیرحوضه‌ها اندازه‌گیری و به‌عنوان شاخص بالقوه آلاینده منابع نقطه‌ای<sup>۵</sup> استفاده شد. ویژگی‌هایی مانند میزان تخریب آلاینده‌ها، تحرک و تحریک‌پذیری مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت تا بتواند خطر احتمالی ناشی از پتانسیل‌های مختلف آلاینده‌ها را شرح دهد. شاخص پهنه‌بندی چاه<sup>۶</sup> از تعیین منطقه گیرش چاه با استفاده از مدل‌سازی عددی به‌دست آمده است. ادغام داده‌های موردنظر، پهنه‌بندی خطر و آسیب‌پذیری از منطقه موردنظر را فراهم کرده است. تمام پارامترها به‌عنوان نقشه‌های موضوعی با وضوح ابعاد سلولی ۵۰ متر در قالب رستری تهیه شدند و تلفیق نقشه با استفاده از GIS امکان‌پذیر است (۱۵). نتایج با مقایسه شاخص نهایی کیفیت آب زیرزمینی با داده‌های اندازه‌گیری شده کیفی، مورد تحلیل و آزمایش قرار گرفت. مفهوم آسیب‌پذیری ذاتی به سه ویژگی مهم یعنی، میرایی طبیعی، تغذیه و انتقال ذاتی در منطقه اشباع، مربوط می‌شود که حساسیت آب زیرزمین را در برابر آلودگی سطحی تعیین می‌کنند. ویژگی اصلی مربوط به عمق سفره آب و خصوصیات محیط خاک، تغذیه توسط بارش، پوشش خاک و کاربری و توپوگرافی تعیین می‌شود. حمل

از مسیر نفوذ عمودی استفاده نشده است. بسته به ضخامت و ماهیت ذاتی مواد منطقه غیراشباع، زمان حرکت واقعی از مبدأ به سمت گیرنده، بیش‌تر از زمان شبیه‌سازی شده خواهد بود. هدف در اینجا مشخص کردن مناطق گیرش و منشأ رسیدن آب به چاه بوده، بنابراین شرایط جریان حالت پایدار برای مدل منطقه‌ای در نظر گرفته شده است و فرض شد یک مدل ردیابی ذرات برای این مطالعه کافی است (۳). مساحت دشت، منطقه‌ای حدود ۸۷۷ کیلومتر مربع را در برمی‌گیرد و به ۱۷۶۰۴ سلول فعال با ابعاد ۲۰۰ متر تقسیم می‌شود (۲۰۰ ردیف، ۲۰۰ ستون، ۴ لایه). مرزهای دامنه مدل، آبخوان دشت اردبیل می‌باشد. یک بانک اطلاعاتی از ۵۴ گمانه در شش مقطع محلی گردآوری شد تا امکان تفسیر لایه‌های آب در آبخوان فراهم شود. تغذیه به‌عنوان یکی از شرایط مرزی از سطح زمین در نظر گرفته شد. مرز پایین توسط سازند رسی و مارنی، عملاً غیرقابل نفوذ است. اطلاعات ورودی مدل، مانند تغذیه و هدایت هیدرولیک افقی<sup>۷</sup>، براساس اطلاعات جمع‌آوری شده در تهیه پهنه‌بندی شاخص آسیب‌پذیری بود. برای کالیبراسیون در شرایط پایدار، در مجموع ۴۸ چاه پایش مورد استفاده و کالیبراسیون قرار گرفت.

شاخص ارزیابی ریسک و آسیب‌پذیری، نشانه‌ای از احتمال مصرف آب‌های زیرزمینی آلوده براساس منابع آلاینده احتمالی سطح زمین را نشان می‌دهد. این شاخص با ادغام لایه‌های اطلاعاتی آسیب‌پذیری ذاتی آب زیرزمینی، شاخص منابع نقطه‌ای و مناطق گیرش، با استفاده از رابطه (۲) به‌دست می‌آید:

$$GQRVI = IVI * PSI * WI \quad \text{رابطه (۲)}$$

ضرب دو پارامتر اول رابطه فوق، منجر به شاخص آسیب‌پذیری خاص<sup>۸</sup> می‌شود. برای حذف مناطقی که در معرض خطر نیستند، یک نماد ضرب لازم است. در

پارامترهای دیگر مورد ارزیابی قرار گرفت و از وزن نسبی ۱ تا ۵ متغیر بود، سپس به محدوده تقسیم و رتبه‌بندی از ۱ تا ۱۰، همراه با وابستگی آن به آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در برابر آلودگی اختصاص داده شد. در جدول (۱) وزن و رتبه‌بندی اتخاذ شده برای این روش پیشنهادی، به‌طور متوسط در منطقه مورد مطالعه نشان داده شده است. مقادیر IVI از ۱ تا ۱۰ متغیر می‌باشد (۱۰).

منابع آلاینده بالقوه از نظر منابع به غیر نقطه‌ای و نقطه‌ای طبقه‌بندی شدند. توزیع منابع نقطه‌ای از نظر تراکم آن‌ها در هر کیلومتر مربع، از جمله کارخانه‌ها، ایستگاه‌های خدمات بنزین، دفن زباله‌ها و گورستان‌ها در نظر گرفته شده است. در مجموع هشت آرامستان، ۱۶ ایستگاه خدمات بنزین، پنج منطقه صنعتی و یک دفن زباله نیمه‌کنترل شده به ثبت رسیده است. منابع غیرنقطه‌ای با استفاده از اطلاعات نقشه پوشش و کاربری اراضی به دو دسته، مناطق شهری و کشاورزی تقسیم‌بندی می‌شوند. با توجه به این‌که این منابع در شاخص دراستیک مؤثر بوده در این شاخص از آن‌ها استفاده نشده است. منابع غیرنقطه‌ای داخل شهر از جمله، نشت لوله‌های فاضلاب و نفوذ از مخازن سپتیک در مناطق غیرمجاز شهری (تقریباً ۲۵ درصد از خانوارها برای دفع فاضلاب از سیستم‌های سپتیک استفاده می‌کنند) به صورت نقطه‌ای در نظر گرفته شد (۷).

شاخص گیرش توسط چاه‌ها یا عرصه چاه‌های موجود در منطقه مورد مطالعه، شناسایی شده و از طریق مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی منطقه‌ای با استفاده از نرم‌افزار Modflow (۱۷) و نرم‌افزار MODPATH (۲۱) تهیه شده است. مسیر آلاینده‌ها از مبدأ به سمت گیرنده می‌باشد که شامل مناطق اشباع و غیراشباع می‌شود. ولی در این مطالعه، زمان حرکت آلاینده‌ها فقط در منطقه اشباع به‌عنوان منطقه گیرش نشان داده شده است. در این تحلیل

هیدرولیکی افقی و عمودی، ضریب ذخیره، آبدهی ویژه، تغذیه و برداشت از چاه‌ها) و بررسی تأثیر این تغییر بر خروجی مدل، انجام می‌شود. اگر تغییر در پارامتر ورودی باعث تغییر بزرگی در خروجی مدل شود، مدل به آن پارامتر حساس است. شیوه رایج در تحلیل حساسیت این است که فقط یک پارامتر ورودی تغییر داده شود. در این مطالعه با استفاده از بسته PEST از نرم‌افزار GMS حساسیت مدل نسبت به پارامترهای مختلف سنجیده شد (۱).

صحت‌سنجی شاخص ارائه‌شده مرحله مهم دیگر برای این پژوهش بود. در روش پیشنهادی منابع عدم قطعیت بسیاری وجود دارد. این مدل‌سازی مستلزم دست‌یابی به پارامترهای آزمایشگاهی و میدانی بوده که در معرض خطاهای اندازه‌گیری می‌باشند. توسعه مدل‌های ادراکی و مفهومی، ذاتاً کیفی هستند و تعریف شرایط مرزی و ناهمگونی‌های آبخوان همه در معرض عدم قطعیت‌ها هستند.

زنجیره رویکرد منبع-مسیر-گیرنده، اگر یکی از پارامترها موجود نباشد (به‌عنوان مثال، منبع نقطه‌ای یا شاخص چاه) خطری وجود نخواهد داشت. در نتیجه، اگر شاخص منبع نقطه‌ای یا شاخص چاه برابر صفر باشد، شاخص خطر نیز صفر می‌شود. شاخص آسیب‌پذیری ذاتی تنها با مقادیر پارامترهای بالاتر از یک صادق است، یعنی همیشه در طول مسیر مقداری از حساسیت وجود دارد. مقادیر پایین ریسک بدان معنی است که احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی احتمال بسیار کمی وجود دارد. از طرف دیگر، مقادیر بالاتر، احتمال انتزاعی بیشتری را برای آلودگی آب نشان می‌دهند (۲۰). مراحل کلی روش پژوهش در شکل (۲) ارائه شده است.

تحلیل حساسیت<sup>۹</sup> برای این شاخص در جهت به‌کمیت درآوردن عدم قطعیت‌های موجود در مدل واسنجی‌شده انجام می‌گیرد. تحلیل حساسیت جزو مراحل اساسی مدل‌سازی بوده که به‌وسیله تغییر در پارامترهای مدل (مانند هدایت

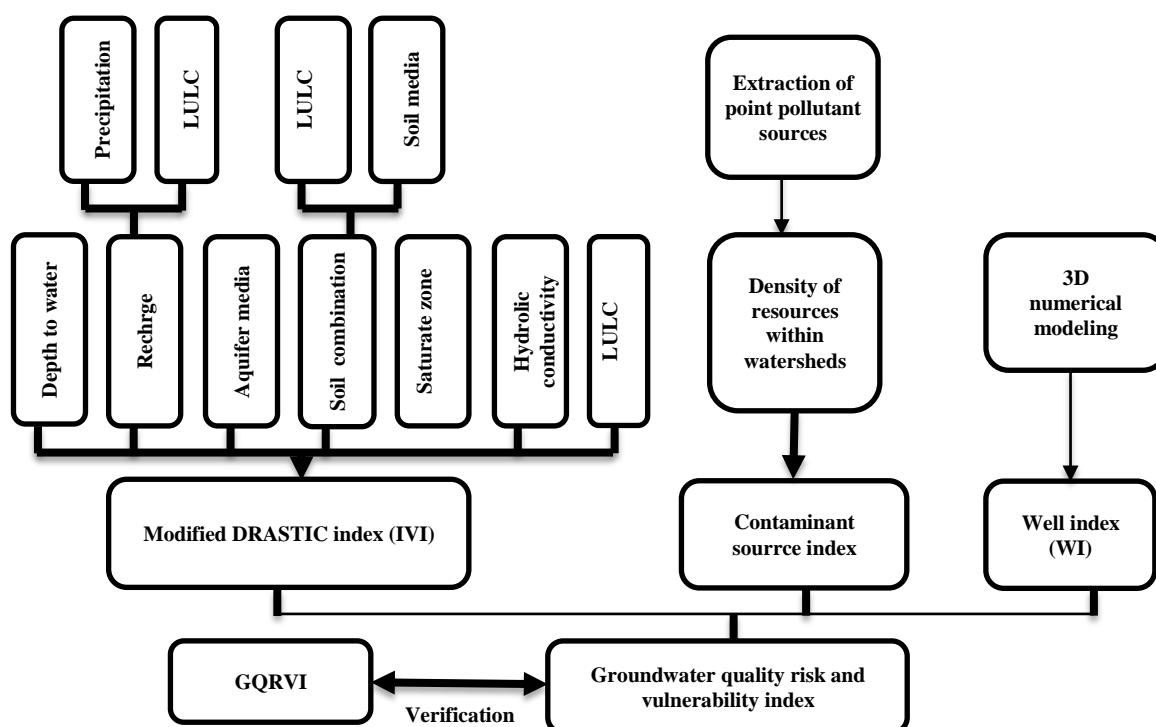


Figure 2. Flowchart research method presentation of aquifer vulnerability and risk index

تفاوت در پارامترهای درون‌یابی جزئی بودند. در روش زمین آماری مدل‌های خطی با سطح توپوگرافی و لایه‌های هیدرواستراگرافی آبخوان متناسب بود درحالی‌که مدل نمایی برای لایه عمق آب مناسب‌تر بود.

### نتایج و بحث

در این پژوهش تغذیه با استفاده از عواملی مانند استفاده و پوشش زمین، توپوگرافی و بارش برآورد شد (۲). نقشه تغذیه با ترکیبی از لایه بارش طبیعی و یک نقشه کاربری زمین ساخته شده است. توزیع میانگین بارندگی سالانه در منطقه مورد مطالعه با استفاده از روش چند ضلعی تیسن<sup>۱۰</sup> انجام شد (۱۲). در این روش جدید، تغذیه به‌وسیله ترکیبی از بارش و پوشش و کاربری اراضی از یک روش طبقه‌بندی تصویر لندست<sup>۱۱</sup> مورد بررسی قرار گرفت و یک نقشه ترکیبی جدید پوشش خاک و کاربری برای بالابردن دقت و قطعیت ایجاد شد. از داده‌های جدید پوشش خاک در محاسبات خاک و تغذیه استفاده می‌شود، در هر مورد جنبه‌های مختلفی در نظر گرفته می‌شد. برای برآورد تغذیه، پهنه‌های پوشش خاک و کاربری اراضی با سطوح مختلف تغذیه طبیعی و مصنوعی (شهری و کشاورزی)، طبقه‌بندی شد (۵). مقادیر وزنی و اصلاح برخی از نمرات اصلی دراستیک<sup>۱۲</sup> براساس پرسشنامه‌های تخصصی و تجزیه و تحلیل حساسیت اولیه تنظیم شد و بانک اطلاعاتی موجود تنظیم شده است. تغییرات در مقادیر هدایت هیدرولیک در تجزیه و تحلیل حساسیت معنی‌دار بود. از این‌رو، وزن کم‌تری به این پارامتر نسبت داده شد. وزن‌ها و مشخصات معیارهای شاخص ذاتی آسیب‌پذیری در جدول (۱) ارائه شده است.

سایر منابع تغذیه در مناطق شهری علاوه بر بارندگی، نشت از لوله‌های آبرسانی و سیستم فاضلاب و در مناطق روستایی و کشاورزی، آبیاری می‌باشد. اعتقاد بر

پهنه‌بندی داده‌های مکانی با استفاده از GIS نیز در معرض عدم اطمینان قرار دارد به‌طوری‌که درون‌یابی و برون‌یابی داده‌های منطقه‌ای با استفاده از زمین آمار، دستکاری نقشه‌ها با وضوح مکانی مختلف، تبدیل داده‌ها از فرمت برداری به فرمت رستری و فرایند طبقه‌بندی سلسله مراتبی با اختصاص وزن به هر پارامتر می‌تواند نتایج مختلفی را در پی داشته باشد (۲۰). یکی از روش‌های آزمایش عملکرد مدل توسعه‌یافته، مقایسه نتایج مدل با داده‌های کیفیت آب‌های زیرزمینی است. متأسفانه، اطلاعات مربوط به کیفیت آب به پارامترهای ساده‌ای مانند ترکیبات اصلی یونی محدود می‌شود. شاخص کیفی نترات و کلراید، مطابق پیشنهاد ملا و کالین (۱۸)، اجرا شد. کلرید نشان‌دهنده نفوذ آب شور، جریان برگشتی از آب آبیاری و همچنین آلودگی ناشی از زباله و فاضلاب است. علاوه بر این، آبراه‌های آلوده و دریاچه‌هایی در داخل دشت به دلیل سرعت بالای تبخیر نیز برای آبیاری اراضی استفاده می‌شود. بنابراین، اکثر این آب و پساب‌ها نشان‌دهنده خطر شور شدن آب‌های زیرزمینی هستند. نترات به‌طور عمده حاصل از پساب شهری و شیوه‌های کشاورزی با استفاده از کودهای نتراته، می‌باشد. استانداردهای آب آشامیدنی ایران برای نترات ۵۰ میلی‌گرم در لیتر است (۷).

داده‌های عمق آب و هدایت هیدرولیک از یک پایگاه داده از ۶۶ چاه‌های به‌دست آمد. برای تهیه مقادیر هدایت هیدرولیک، نیاز به استفاده از روش‌های زمین آماری در مورد نقشه‌های کمی برای توصیف ساختار مکانی این متغیرهای منطقه‌ای ضروری بود. روش کریجینگ معمولی (۱۶) برای درون‌یابی و برون‌یابی داده‌ها در حوزه منطقه اتخاذ شد و فرض بر این بود که متغیرها به‌طور نرمال توزیع می‌شوند. نقشه خطوط کنتور از برآوردهای کریجینگ براساس الگوی شبکه ۵۰×۵۰ متر تولید شد. از تصاویر با وضوح بالاتر (۵۰×۵۰ متر) نیز استفاده شد، اما

در سال برای محصولات زراعی با آبیاری استخراج شد. در منطقه مورد مطالعه، تقریباً ۵۸ درصد از سطح زیر کشت آبیاری و ۲۵ درصد زیر کشت دیم می‌باشد. تغذیه شهری براساس کمی‌سازی میزان اتلاف آب در شبکه‌ها برای منطقه شهری به‌دست آمد. تغذیه طبیعی حاصل از بارش با استفاده از روش جداسازی هیدروگراف (۱۲) حاصل داده‌های یک ساله جریان برای دشت با ۸۷ کیلومتر مربع در منطقه مورد مطالعه حدود ۱۱ درصد بارش، یعنی حدود ۲/۶۲ میلی‌متر در سال به‌دست آمد.

داده‌های مربوط به نقشه پوشش و کاربری اراضی از طریق فرایند طبقه‌بندی تصویر ماهواره‌ای لندست هشت در سپتامبر ۲۰۱۷ تهیه شده است. در این مورد، چهار دسته از کاربری شهری/ مسکونی، کشاورزی و پوشش گیاهی مرتعی، اراضی آبی با روش حداکثر احتمال نظارت‌شده طبقه‌بندی شد. نتایج حاکی از ۹۰ درصد پیکسل‌های صحیح طبقه‌بندی‌شده در تصویر و ضریب کاپا ۸۷ درصد است.

این است که تغذیه شهری یکی از مؤلفه‌های اصلی تغذیه آب‌های زیرزمینی است و گزارش شده است که تغذیه در مناطق شهری دو برابر مناطق غیرشهری است (۲۲). این افزایش ممکن است به حذف پوشش گیاهی بومی و همچنین نفوذ از مسیرهای اصلی آب مربوط باشد. تغذیه سالانه در اراضی کشاورزی و مراتع در مقایسه با اراضی با پوشش درختان و درختچه‌ها بیشتر است. همچنین، فعالیت‌های کشاورزی به‌دلیل ایجاد تغییرات در خاک، با ایجاد مسیرهای با تخلخل بیشتر، حرکت آلاینده در سفره‌ها را افزایش می‌دهد (۲۵). بنابراین، بهترین روش در نظر گرفتن تغذیه با ادغام نقشه بارش با نقشه کاربری اراضی مطابق رابطه (۳) بود (۳).

رابطه (۱)  
 $R = X\%P + RA$   
 در این رابطه، R تغذیه (میلی‌متر در سال)، P بارندگی (۲۶۲ میلی‌متر در سال)، RA تغذیه مصنوعی است. در این دشت ۶۲ میلی‌متر در سال برای تغذیه شهری، ۱۳ میلی‌متر

Table 1. DRASICLU method's criteria and scores

Criterion	Subcriterion	Initial weight	Ultimate w.	Area (ha)
Depth of groundwater (D)	0-15	8	0.435	335
	15-30	5	0.21	3963
	30-45	3	0.157	13315
	45-60	2	0.112	19720
	60-72	1	0.086	50847
Recharge (R)	0-0.004	2	0.053	65168
	0.004-0.4	6	0.237	22850
	0.4-4	10	0.71	174
Aquifer (A)	Sandstone-shale	3	0.106	1447
	Silt-sand	5	0.133	1786
	Sand/gravel	8	0.322	12737
	Sand/silt-gravel	9	0.439	72207
Soil (s)	Loam-clay	2	0.068	78565
	Sandy clay loam	3	0.089	3649
	Sandy loam	4	0.103	2010
	Sandy loam clay	5	0.144	458
	Sandy	5	0.156	1497
	Sandy-silt	6	0.176	1230
	Gravel- loam	7	0.264	773
Impact zone (I)	Silt, sand and clay	3	0.114	41628
	Sand and gravel	8	0.403	3233
	Sand, silt	4	0.158	8468
	Sand, silt and sandstone	6	0.241	34849
Conductivity hydrolic (C)	0-15	2	0.065	44558
	30-15	3	0.119	2652
	30-45	4	0.185	24722
	45-60	6	0.297	9323
	75-60	7	0.334	6372
Land Use -cover (L)	Range-agri(dry)	-	0.094	8935
	Aquaculture	-	0.163	177
	Agriculture and gardens	-	0.316	73641
	Residential	-	0.4288	5427



چاه‌های دشت اردبیل با شدت فعلی برای بلندمدت پایدار نیست. پهنه‌بندی شاخص گیرش چاه‌ها، در شکل (۴) نشان داده شده است.

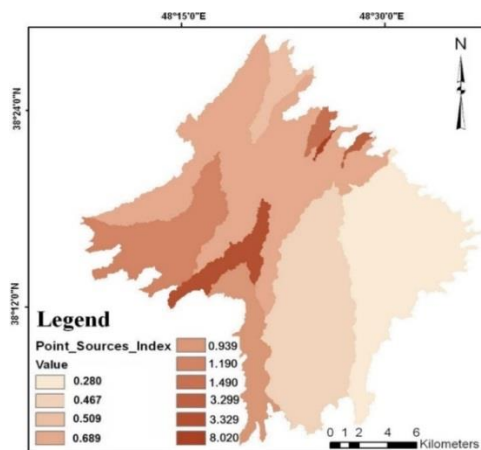


Figure 3. Point pollutant source density (PSI) in sub-basin

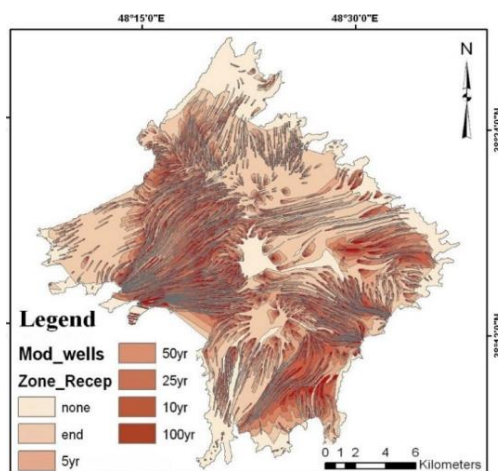


Figure 4. Surface capture contamination of operating wells (WI)

براساس نتایج به‌دست‌آمده از منابع نقطه‌ای صنعتی و روستایی، یک آلاینده بالقوه به‌عنوان پارامترهای شاخص برای ردیابی کیفیت آب انتخاب شدند. در مناطق روستایی و کشاورزی، نیترات حاصل از کود کشاورزی و فاضلاب در نظر گرفته شد. از کلر برای مکان‌های صنعتی و تجاری استفاده شد (۲۲). پهنه‌بندی شاخص منابع نقطه‌ای براساس تراکم آن‌ها در زیرحوضه‌های منطقه مورد مطالعه به‌دست آمد که در جدول (۲) و شکل (۳) ارائه شده است این بدان معنی است که هرچه این شاخص بزرگ‌تر باشد، آلودگی، از منابع نقطه‌ای سطحی به سمت آب‌های زیرزمینی حرکت کرده، در نتیجه خطر بیشتر می‌شود (۲۴ و ۲۰). حداکثر مقدار این شاخص نیز ۱۰ در نظر گرفته می‌شود. به‌عبارتی دیگر در این شاخص برای هر کیلومترمربع حداکثر ۱۰ منبع نقطه‌ای آلاینده می‌توان در نظر گرفت.

مطابق نتایج به‌دست‌آمده از مدل‌سازی آب زیرزمینی، از کل ۵۱۰/۸۷۹ هزار مترمکعب در روز آب ورودی به دشت اردبیل، ۱۸۹۲۸۶ مترمکعب در روز از محل تغذیه، ۳۲۱/۳۵۴ هزار مترمکعب در روز از جریانات مرزی و ۳۳/۱۳ مترمکعب در روز از رودخانه و ۳۸۳/۲۳۱ هزار مترمکعب در روز استخراج از ۱۶۳۸ چاه بهره‌برداری دشت اردبیل انجام می‌گیرد. براساس این بیلان آب، بدیهی است که تأثیر استخراج آب‌های زیرزمینی بر سیستم رودخانه نیز قابل‌ملاحظه است و مشخص می‌شود که چرا دبی رودخانه‌ها در منطقه شهری در دهه‌های اخیر کاهش چشم‌گیر یافته است. این نشان می‌دهد که استخراج از

Table 2. Number and density of point source pollutants for estimating PSI

Row	Subbasin name	Area (km)	Number villages	Village density	Number industrial	Industrial density	PSI
1	Center up to the plain outlet	271.98	45	0.17	143	0.53	0.69
2	Kollandreq-Ali Balaghi	23.62	3	0.13	9	0.38	0.51
3	Solout	8.71	3	0.34	10	1.15	1.49
4	Hamlabad-Golmoghan	97.38	21	0.22	95	0.98	1.19
5	Namin	1.5	2	1.34	10	6.68	8.02
6	Soola	3.33	2	0.6	9	2.07	3.3
7	Abibagloo-Arkhasz	200.1	24	0.12	32	0.16	0.28
8	Arallo-Gharalar	193.9	20	0.1	71	0.37	0.47
9	Balikhli-Yamchi	32.74	4	0.12	105	3.21	3.33
10	Kozetopragh	53.26	7	0.11	44	0.83	0.94
-	Sum	888.52	131	Mean: 0.32	528	Mean: 1.7	2.02

ورودی، سه پارامتر هدایت هیدرولیکی، تغذیه و انیزوتراپی در دامنه قابل قبول و مشخص توسط بسته PEST تغییر داده شد. حساس‌ترین پارامتر در این مدل‌سازی هدایت هیدرولیکی و سپس تغذیه بود به طوری که کم‌ترین تغییر در آن‌ها موجب بیش‌ترین تغییر در واسنجی شد نتایج تحلیل حساسیت در شکل (۵) ارائه شده است.

**Table 4. Area of final index ranges in Ardabil plain**

Row	Risk index	Area (ha)	Area percentage
1	3.1-5	42211	48.31
2	5.1-10	29290	33.52
3	10.1-20	11676	13.36
4	20.1-40	1996.5	2.28
5	40.1-80	2016.75	2.31
6	80.1-160	193.25	0.22

با مقایسه و تحلیل نتایج پژوهش حاضر با پژوهش‌های مرتبط، به منظور بحث و بررسی نکات ضعف و قدرت این پژوهش، مشخص شد که در پژوهشی که توسط جودوی و خزائی (۳) در محدوده شهرستان فیروزه در استان خراسان رضوی انجام شد، شاخص منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای آلاینده‌ای در نظر گرفته نشده است و مدل دراستیک هم اصلاح نگردیده است. ورال و کولپین (۲۷) نشان می‌دهند که تعامل بین نوع آلاینده و محیط انتقال، مهم‌تر از در نظر گرفتن این دو عامل به طور جداگانه است و نتیجه می‌گیرند که آسیب‌پذیری آبخوان را نمی‌توان به طور مستقل از آلاینده مورد نظر، محاسبه کرد که مؤید تلفیق چند شاخص می‌باشد (۲۷).

در پژوهشی نیز که توسط نویر و همکاران (۲۰) برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی یک سفره آبخوان ساحلی در شمال شرقی برزیل، براساس یک روش تلفیقی با سه عامل، انجام شد چهار ویژگی اصلی، سمیت، تجزیه‌پذیری، تحرک و تعداد منابع نقطه‌ای در ارزش‌های زبانی ارزیابی شده و با ارزش‌های فازی نشان داده شده است، ولی در پژوهش حاضر فقط از تراکم منابع نقطه‌ای استفاده شده است.

براساس جدول (۳)، برای زمان‌های دو تا ۱۰۰ سال و برای شرایط پایدار (گیرش داخلی) ساخته شده است. در ضمن این شاخص نشانگر جزئی از پتانسیل تضعیف و میرش طبیعی است، با این‌که پارامترهای ژئوشیمیایی و فرایندهای میکروبی اندازه‌گیری نشده‌اند ولی طول مسیر یک عامل کنترلی مهم در تعیین زمان در دسترس، برای فرایندهای کاهش آلودگی آلاینده‌ها است (۲۰). به همین دلیل مقادیر بالاتر WI به مناطق تسخیر شده در این مناطق نسبت داده شد.

**Table 3. Ranking of wells contamination capture zones**

Time zones (year)	Effect rating
Move time 5	10
Move time 10	9
Move time 25	8
Move time 50	7
Move time 100	6
Final capture area	4
Outside areas	1

در نتایج حاصل از شاخص آسیب‌پذیری نهایی مناطق با تراکم منابع آلاینده بالا هنگامی که در معرض آسیب ذاتی و نزدیک به چاه‌های بهره‌برداری قرار بگیرند، بالاترین مقادیر شاخص خطر را نشان می‌دهند. مقدار این شاخص از صفر تا ۱۰۰۰ متغیر است ولی در دشت اردبیل مقدار حداکثر آن ۱۶۰ را نشان داد که نشان از آسیب‌پذیری پایین این منطقه مطابق جدول (۴) می‌باشد. طبقات این شاخص به صورت تصاعد هندسی افزایش می‌یابد و در کل سه طبقه بالاتر دیگر نیز وجود دارد. با این حال، باید مناطق داخل پهنه‌های گیرش چاه که دارای مقدار بالاتر شاخص هستند، برای پژوهش‌های بیش‌تر در برنامه‌های مدیریتی آب‌های زیرزمینی در اولویت قرار گیرند. نتایج این شاخص برای دشت اردبیل در شکل (۶) نشان داده شده است.

مطابق نتایج تحلیل حساسیت در مدل واسنجی شده آبخوان محدوده مورد مطالعه، با تعیین عدم قطعیت داده‌های

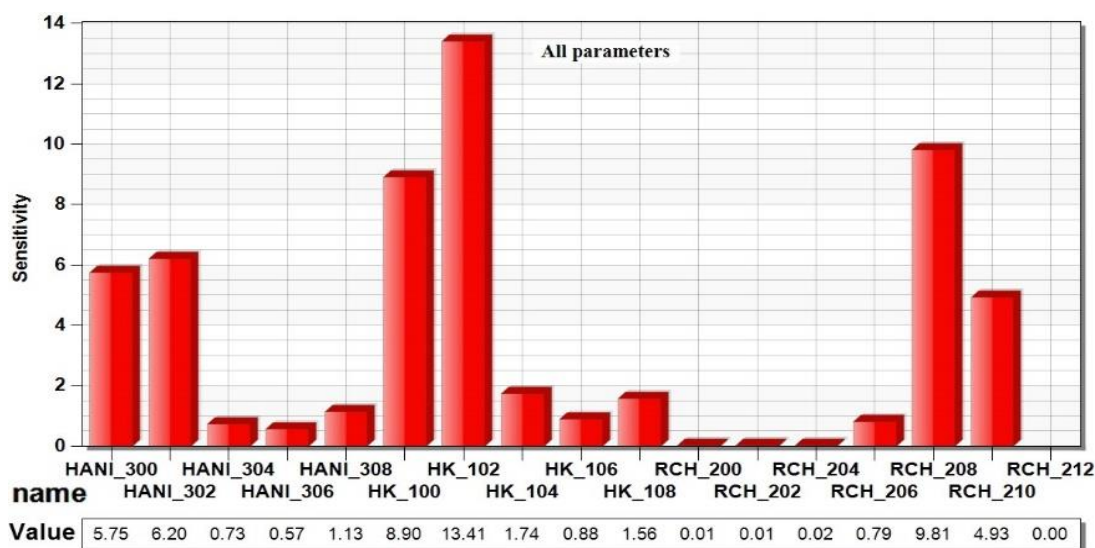


Figure 5. Sensitivity analysis of three nutritional parameters (RCH), hydraulic conductivity (HK) and anisotropy (HANI)

و کوواریانس بین رسترهای موجود و هم‌چنین برخی از پارامترهای آماری نظیر مقادیر حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف استاندارد برای هر رستر از تحلیل‌گر آماری<sup>۱۳</sup> که جزو تحلیل‌گرهای چندمتغیره<sup>۱۴</sup> در محیط ArcGIS محسوب می‌شود، استفاده شده است (۸). در مرحله بعد برای هر ناحیه با استفاده از مدل رگرسیون خطی و با توجه به پارامترهای آماری از قبیل میانگین، واریانس و کوواریانس مطابق جدول (۵)، رابطه (۴) ارائه شده است که نشان‌دهنده وجود رابطه معنی‌دار بین شاخص ریسک ارائه‌شده و آلاینده‌های نیترات و کلر موجود در آبخوان می‌باشد.

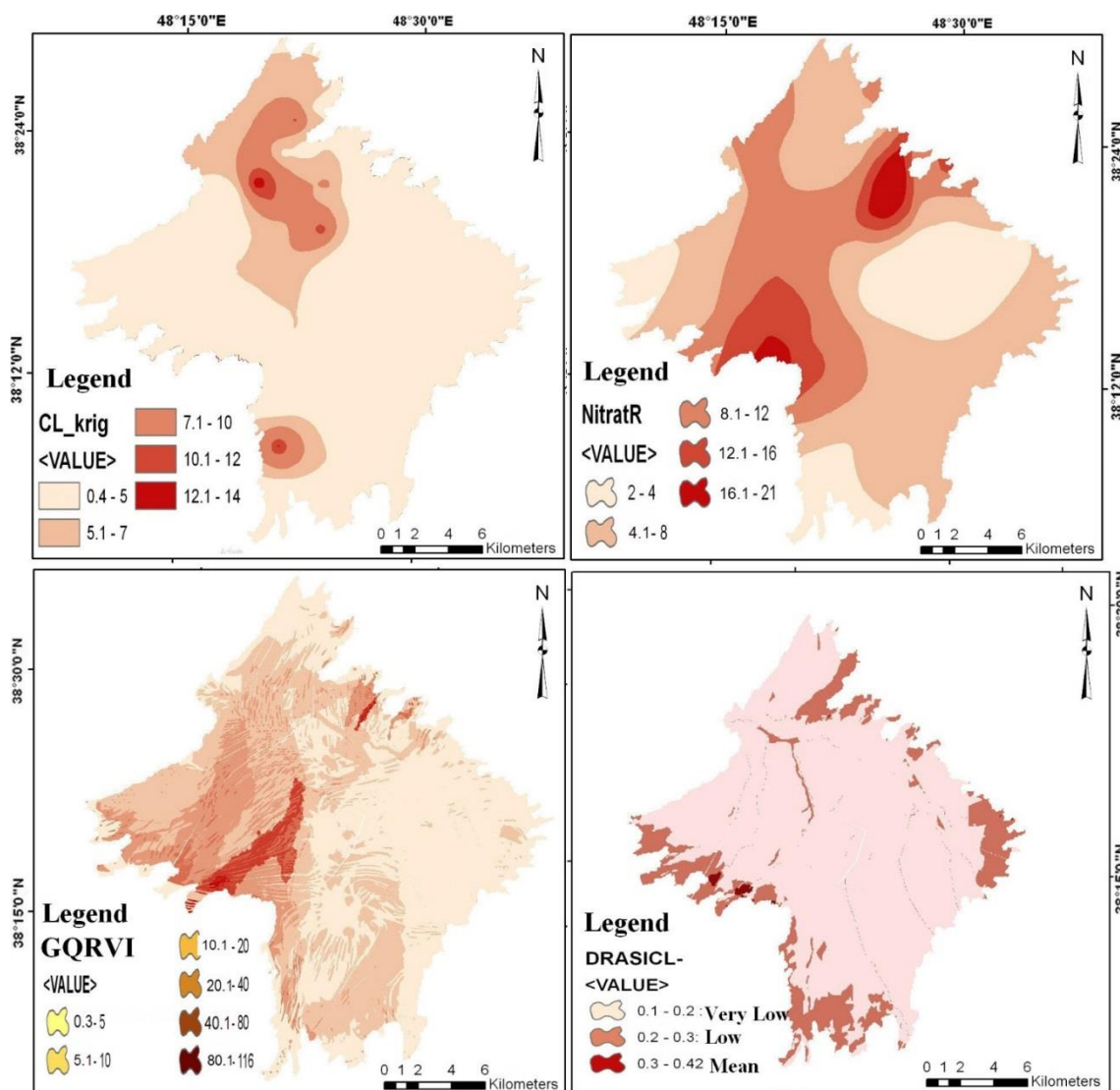
$$Y=a+bx \quad \text{رابطه (۴)}$$

به‌منظور صحت‌سنجی نتایج شاخص ارائه‌شده با نقشه‌های نیترات و کلر و نیز مقایسه با لایه دراستیک، چهار لایه در کنار هم ارائه شده است. بغیر از مقایسه آماری که در جدول (۵) آمده، مقایسه بصری بخش‌های مختلف منطقه مورد مطالعه در شکل (۶) نیز نشان می‌دهد که در شمال و جنوب‌شرقی هر سه لایه در محدوده حداکثر آلودگی قرار دارد.

به‌منظور انجام صحت‌سنجی شاخص ارائه‌شده، تجزیه و تحلیل‌هایی روی داده‌های کیفی چاه‌های شرکت آب منطقه‌ای اردبیل برای دوره ۱۰ ساله ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۷ انجام شد (۷). شاخص کیفیت آب زیرزمینی (GQRVI) با غلظت نیترات و کلراید در آب زیرزمینی مقایسه شد و نتایج در جدول (۳) برای دوره ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۷ نشان داده شده است. ضریب همبستگی پیرسون (r) نیز برای اندازه‌گیری مقدار رابطه خطی بین آن‌ها محاسبه شد، نتایج نشان می‌دهد که رابطه خطی برای هر دو مورد وجود دارد، به‌طوری‌که ارزش همبستگی پیرسون برابر ۰/۴۵۵ برای نیترات و ۰/۱۷ برای کلراید است. رابطه خطی این مقایسه به شکل رابطه (۴) و متغیرهای آن در جدول (۵) ارائه شده است. به‌منظور تحلیل حساسیت و صحت‌سنجی شاخص کیفیت آب زیرزمینی، از پهنه‌های غلظت نیترات، و کلراید استفاده شد. مقایسه مکانی این پارامترها با شاخص به‌دست‌آمده در شکل (۶) ارائه شده است. به این منظور ضریب همبستگی بین رسترهای شاخص ریسک با رستر نیترات و کلراید تعیین می‌شود و در گام بعدی رابطه بین آن‌ها استخراج می‌گردد. برای تعیین ضریب همبستگی

**Table 5. Statistical parameters and relationship between risk index and nitrate in raster areas of Ardabil plain**

layer	Min	Max	Mean	Variance	Correlation	Covariance	b	a
Chloride	0.4	13.2	7.5	4.65	0.17	0.7	0.15	6.9
Nitrate (x)	1.99	20.95	7	12.53	0.46	6.82	0.54	3.72
Risk index (y)	0.31	159.17	7.5	94.1				



**Figure 6. Drastic zones and GQRVI index (bottom) and nitrate - chloride groundwater (top) in Ardabil plain**

ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با شاخص ریسک آلودگی آب زیرزمینی برای دشت اردبیل ارائه داده است که شامل استفاده از یک نسخه اصلاح‌شده از روش دراستیک برای پهنه‌بندی آسیب‌پذیری ذاتی، یک روش تحلیل مکانی برای پهنه‌بندی تراکم منابع نقطه‌ای آلاینده و

### نتیجه‌گیری

آسیب‌پذیری آب زیرزمینی و پهنه‌بندی ریسک، ابزاری برای تصمیم‌گیری و تخصیص کاربری‌های اراضی مناسب و همچنین برنامه‌های مدیریت منابع آب در سراسر جهان می‌باشد. این پژوهش، با استفاده از یک روش جامع،

نیز مورد بررسی قرار گیرد. پیشنهاد می‌شود از یک روش سلسله مراتبی فازی با در نظر گرفتن ویژگی‌هایی از جمله، سمیت، تجزیه‌پذیری، تحرک و تعداد منابع برای ارزیابی شاخص منبع بالقوه آلاینده از جمله منابع گسترده و نقطه‌ای برای تعیین وزن و رتبه‌بندی برای ویژگی‌های مرتبط با منبع بالقوه استفاده شود.

### پی‌نوشت‌ها

1. LULC (Land Use & Land Cover)
2. Well Head Protection Areas (WHPA)
3. Groundwater Quality Risk and Vulnerability Index (GQRVI)
4. Intrinsic Vulnerability Index (IVI)
5. Point Sources Index (PSI)
6. Well Index (WI)
7. Hydrolic Conductivity (HK)
8. Specific Vulnerability Index (SVI)
9. Sensitivity analysis
10. Thiessen Polygons
11. LANDSAT
12. DRASTIC
13. Band Collection Statistic
14. Multi Variate
15. Benzene Toluene, Ethylbenzene Xylenes- (BTEX)
16. Methyl Tertiary-Butyl Ether-(MTBE)

### منابع

1. بانژاد، ح. محب‌زاده، ح. قبادی، م. و حیدری، م. (۱۳۹۲). شبیه‌سازی عددی جریان و انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی مطالعه موردی: آبخوان دشت نهاوند، دانش آب و خاک. ۲۳ (۲): ۴۳-۵۷.
2. بختیاری عنایت، ب.، ملکیان، آ. و سلاجقه، ع. (۱۳۹۵). منظور ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با استفاده از روش‌های ترکیبی دراستیک اصلاح‌شده، رگرسیون لجستیک و تحلیل سلسله مراتبی دراستیک در دشت هشتگرد. تحقیقات آب و خاک ایران، ۴۷ (۲): ۲۶۹-۲۷۹.

مدل‌سازی عددی برای تعیین منطقه گیرش آلودگی چاه‌ها می‌باشد. تلفیق این پارامترها، در محیط GIS انجام شد که مکانیسمی برای پهنه‌بندی ریسک و شناسایی مناطقی در محدوده گیرش آلودگی را فراهم می‌کند که باید از نظر نظارت بر آب‌های زیرزمینی و مدیریت استفاده از آن‌ها مورد توجه قرار گیرند. این روش با توجه به در نظر گرفتن عوامل متعدد در مقایسه با سایر شاخص‌ها دقت بالاتری دارد.

در بیش‌تر سطوح دشت اردبیل، مقدار این شاخص در محدوده طبقه حداقل بود. ولی مقادیر حداکثر این شاخص در مناطق پرجمعیت، حاشیه جاده‌ها و صنعتی بالا در دشت اردبیل بود که نشان‌دهنده کیفیت پایین آب‌های زیرزمینی است. ولی در کل، مطابق این شاخص، دشت اردبیل در محدوده آسیب‌پذیری و خطر پایین قرار دارد. شاخص آسیب‌پذیری ارائه‌شده در ۵۰ درصد نمونه‌ها، زیر پنج می‌باشد. ولی مقادیر حداکثر این شاخص با محدوده ۸۰ تا ۱۶۰ در مناطق خاص پرجمعیت، حاشیه جاده‌ها و شهرک‌های صنعتی بود که نشان‌دهنده کیفیت پایین آب‌های زیرزمینی است و در این مناطق غلظت نترات آب زیرزمینی در محدوده حداکثر ۱۶ تا ۲۱ (ppm) و غلظت کلراید در محدوده حداکثر ۱۲-۱۴ (ppm) بود. این روش منجر به یک رویکرد دقیق و مقرون‌به‌صرفه برای محافظت از منابع آب آشامیدنی و کشاورزی و دستیابی به آب زیرزمینی پایدار برای نسل‌های آینده خواهد شد. این مطالعه هم‌چنین می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای افزایش آگاهی عمومی در مورد مسائل آب زیرزمینی در کشورهای در حال توسعه مورد استفاده قرار گیرد.

پیشنهاد می‌شود که برای پژوهش‌های آتی در ارزیابی شاخص منبع آلاینده، عواملی مانند بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و زایلن<sup>۱۵</sup>، کلر آلی، باکتری و میکروارگانیسم‌های بیماریزا، سایر آلاینده‌های آلی و متیل ترسیو بوتیل اتر<sup>۱۶</sup>

10. Aller, L., Lehr, J. H., Petty, R. & Bennett, T. (1987). Drastic: a standardized system to evaluate ground water pollution potential using hydrogeologic settings. *Journal of Geological Society of India*, 29(1), 622.
  11. Bear, J. & Cheng, A.H.-D. (2016) Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport. Theory and Applications of Transport in Porous Media. Berlin: Springer.
  12. Bedient, P.B. & Huber, W.C., (1992). Hydrology and Floodplain Analysis, 2nd edition. New York: Addison-Wesley Publishing Company.
  13. Chowdhury, S.H., Kehew, A.E. & Passero, R.N. (2003). Correlation between nitrate contamination and groundwater pollution potential. *Ground Water*, 41 (6), 735- 745.
  14. Connell, L.D. & Daele, G., (2003). A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. *Journal of Hydrology*, 276(1-4), 71-88.
  15. ESRI (Environmental Systems Research Institute Inc). (2018). Understanding GIS the ArcInfo Method: Redland, California. ESRI Press.
  16. Journel, A.G. & Huijbregts, C.J. (1978). Mining Geostatistics. New York: Academic Press.
  17. Mcdonald, M.C., Harbaugh, A.W., (1996). MODFLOW-96-User's Documentation for MODFLOW-96. An Update to the U.S. Geological Survey Modular Three-dimensional Finite Difference Groundwater Flow Model. Open-File Report: 96-485.
  18. Melloul, A.J. & Collin, M. (1998). A proposed index for aquifer water quality assessment: the case of Israel's Sharon region. *Journal of Environmental Management*, 54(2), 131-142.
  19. Nobre, R.C.M. & Nobre, M.M.M. (2004). Natural attenuation of chlorinated organics in a shallow sand aquifer. *Journal of Hazardous Materials*, 110(1-3), 129-137.
  20. Nobre R.C.M., Rotunno Filho O.C., Mansur W.J., Nobre M.M.M. & Cosenza, C.A.N. (2007). Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94(3-4), 277-292.
  21. Pollock, D.W. (1989). MODPATH-a computer program to complete and display pathlines using results from MODFLOW. Open-File Report. U.S. Geological Survey, Reston, VA, pp. 89-381.
  22. Powell, K.L., Taylor, R.G., Cronin, A.A., Barrett, M.H., Pedley, S., Sellwood, J., Trowsdale, S.A. & Lerner, D.N. (2003). Microbial contamination of two urban sandstone aquifers in the UK. *Water Research*, 37(2), 339-352.
۳. جودوی، ع.ا. و خزائی، ص. (۱۳۹۵). ارائه یک روش جدید برای ارزیابی ریسک آلودگی منابع آب زیرزمینی بر پایه سامانه اطلاعات جغرافیایی و مدل‌سازی عددی در شهرستان فیروزه در استان خراسان رضوی. آبیاری و زهکشی ایران. ۱۰(۲): ۲۴۱-۲۵۱.
  ۴. خدایی، ک.، شهسواری، ع.ا. و اعتباری، ب. (۱۳۸۵). ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت جوبین به روش‌های GODS و DRASTIC فصلنامه زمین‌شناسی ایران. ۲(۴): ۷۳-۸۷.
  ۵. سعادت، ح.، شریفی، ف.، مهدوی م.، احمدی، ح. و محسنی‌ساروی، م. (۱۳۸۸). ارزیابی منشأیابی منابع تغذیه‌کننده آب سفره زیرزمینی و تعیین دوره‌های تر و خشک‌سالی با ردیاب‌های پرتوزا (مطالعه موردی: دشت هشتگرد). مرتع و آبخیز، منابع طبیعی ایران، ۶۲(۱): ۴۹-۶۳.
  ۶. سعادت، ح. (۱۳۹۵). ارزیابی تغییرات اقلیم دیرینه به‌کمک ردیاب شیمیایی کلر در رسوبات منطقه غیراشباع دشت اردبیل. علمی-پژوهشی مهندسی و مدیریت آبخیز. ۸(۳): ۳۱۰-۳۲۳.
  ۷. شرکت آب منطقه‌ای اردبیل. (۱۳۹۷). مطالعات نیمه‌تفصیلی حوضه آبریز دشت اردبیل و دوره بیلان سال آبی ۱۳۶۵-۱۳۹۶ جلد پنجم مدل سفره آب زیرزمینی دشت اردبیل. شرکت مهندسی مشاور قدس نیرو. ۱۸۲ صفحه.
  ۸. قدرتی، م. (۱۳۹۱). مدل‌های ریاضی آب‌های زیرزمینی آموزش کاربردی مدل GMS. جلد ۱. سیمای دانش. تهران. ۲۷۰ صفحه.
  ۹. ندیری، ع.ا.، اکبری، ا.، عباس‌نوین‌پور، ا. و قره‌خانی، م. (۱۳۹۸). ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت خوی با استفاده از روش ترکیبی. مدیریت آب و آبیاری. ۹(۲): ۲۵۱-۲۶۲.

23. Secunda, S., Collin, M.L. & Melloul, A.J. (1998). Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region. *Journal of Environmental Management*, 54(1), 39-57.
24. Sililo, T.N. & Appleyard, S. (2004). Shallow porous aquifers in Mediterranean climates. Urban Groundwater Pollution, Chapter 9. A.A. The Netherlands: Balkema Publishers.
25. Stephen Foster, Ricardo Hirata, Daniel Gomes, Monica D'Elia M, arta Paris. (2007). Groundwater Quality Protection. Groundwater Management Advisory Team (GW•MATE) in association with the Global Water Partnership.
26. Tait, N.G., Lerner, D.N., Smith, J.W.N. & Leharne, S.A. (2004). Priorisation of abstraction boreholes at risk from chlorinated solvent contamination on the UK Permo-Triassic Sandstone aquifer using a GIS. *Science of the Total Environment*, 319(1-3), 77-98.
27. Worrall, F. & Kolpin, D.W. (2003). Direct assessment of groundwater vulnerability from single observations of multiple contaminants. *Water Resources Research*, 39 (12), 1345-1352.