



دوره ۳۳، شماره ۳، شماره‌ی پیاپی ۱۲۸، پاییز ۱۳۹۹، صفحه‌های ۹۰-۷۰
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2020.127818.1261

پژوهش‌های آبخزرداری

تعیین آسیب‌پذیری آبخوان روضه‌چای دشت ارومیه با استفاده از روش ترکیبی شاخص‌های SI و DRASTIC، SINTACS

رامین موسی‌زاده

دانش‌آموخته‌ی کارشناسی‌ارشد هیدروژئولوژی گروه زمین‌شناسی، دانشکده‌ی علوم، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

اسفندیار عباس‌نوبین‌پور

(نویسنده‌ی مسئول) * استادیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده‌ی علوم، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

فریبا صادقی‌اقدم

دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین، دانشکده‌ی علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، ایران

*رایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: E.AbbasNovinpour@urmia.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۲۶ آذر ۱۳۹۸

تاریخ دریافت: ۳۰ شهریور ۱۳۹۸

چکیده

دشت روضه‌چای در حاشیه‌ی غربی دریاچه‌ی ارومیه به‌دلیل کمی عمق سطح ایست‌آبی، رونق کشاورزی، به‌کاربردن کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها با احتمال آلودگی آبخوان مواجه است. ارزیابی آسیب‌پذیری می‌تواند نقشی حیاتی در حفاظت و بهره‌برداری از آبخوان بازی کند. داده‌ها و اطلاعات متعدد از جمله نقشه‌های ارتفاع رقومی و کاربری زمین، آمار چاه‌های بهره‌برداری و اکتشافی، و غلظت نیترات نمونه‌های تجزیه‌شده در خرداد ۱۳۹۵ به‌کار برده شد. توزیع فراسنج‌های عمق سطح ایست‌آبی، تغذیه‌ی خالص، هدایت آبی، پستی‌وبلندی، کاربری زمین، محیط ناشباع، آبخوان و خاک با کاربرد درون‌یابی کریجینگ با نرم‌افزار آرک‌جی‌آی‌اس انجام شد. لایه‌های رستری با اعمال رتبه‌بندی و وزن‌دهی با توابع هم‌پوشان تلفیق و توزیع آسیب‌پذیری روش‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی تعیین شد. با کاربرد روش ترکیبی وزن‌دار، نقشه‌ی نهایی منطقه‌های آسیب‌پذیر تهیه شد. برای ارزیابی عمل‌کرد هر یک از سه روش، ضریب همبستگی بین اندازه‌ی نیترات و شاخص‌های آسیب‌پذیری به‌ترتیب با اندازه‌ی ۰/۴۳، ۰/۳۷ و ۰/۳۰ و شاخص همبستگی ۰/۲۸، ۰/۲۷ و ۰/۲۵ محاسبه شد. نتیجه‌ها نشان داد که اندازه‌ی ضریب همبستگی روش ترکیبی (۰/۶۰) و شاخص همبستگی (۰/۳۵) بیش‌تر از روش‌های منفرد آسیب‌پذیری بود. شاخص ترکیبی داده‌شده در این مقاله می‌تواند هم‌زمان آسیب‌پذیری ذاتی و اندازه‌ی خطر واقعی و به‌هنگام آسیب‌پذیری را باهم یکی کند و آسیب‌پذیری جامع را نشان دهد. براساس نتیجه‌ی کاربرد این روش حدود ۳۰٪ از مساحت دشت روضه‌چای در محدوده‌های با خطر آسیب‌پذیری کم، ۴۵٪ با آسیب‌پذیری متوسط و ۲۵٪ با آسیب‌پذیری زیاد است.

واژگان کلیدی: اس‌آی، دراستیک، دشت روضه‌چای، روش ترکیبی، سینتکس، شاخص‌های آسیب‌پذیری

مقدمه

منطقه‌های حساس یا آسیب‌پذیر را مشخص می‌کند (آلماسری ۲۰۰۸). در روش شاخص که ساده‌ترین روش است هر عاملی که ممکن است بر احتمال آلودگی تأثیر بگذارد در مقیاسی طبقه‌بندی می‌شود و برای فراسنجه‌ها ضریب‌های نسبی داده می‌شود. در این روش به کاربرد سامانه اطلاعات جغرافیایی منجر به تسهیل تهیه‌ی لایه‌ها برای تجمیع کردن منطقه‌های خطر می‌شود (شکهار و همکاران ۲۰۱۴).

رایج‌ترین روش‌های ارزیابی شاخص آسیب‌پذیری، DRASTIC، GOD، SINTACS، SI و روش رتبه‌دهی AVI است (آتانه و همکاران ۲۰۱۵؛ شارادکا ۲۰۱۷). متداول‌ترین روش تعیین آسیب‌پذیری آبخوان دراستیک است که تاکنون در پژوهش‌های متعددی به کار برده شده است (نیکنام و همکاران ۲۰۰۷؛ خسروی و همکاران ۲۰۱۲؛ بابیکر و همکاران ۲۰۱۵). برای بهبود عمل کرد برخی روش‌های ارزیابی آسیب‌پذیری سنتی اخیراً از روش‌های هوش مصنوعی نیز بهره گرفته شده است. از جمله‌ی این پژوهش‌ها کاربرد روش‌های فازی برای طبقه‌بندی فراسنجه‌های مؤثر در روش‌های آسیب‌پذیری است (رضایی و همکاران ۲۰۱۳). روش‌های ترکیبی هوش مصنوعی (SICM)، مدل ترکیبی نظارت‌شده (SCFL) و مدل‌های با ساختار چندگانه‌ی هوش مصنوعی (AIMF) با مدل‌های شبکه‌ی عصبی مصنوعی (ANN)، ماشین بردار پشتیبان (SVM)، منطق فازی (FL) برنامه‌ریزی بیان ژن (GEP) و الگوریتم ژنتیک (GA) برای تعیین شاخص آسیب‌پذیری به کار رفته است (قره‌خانی و همکاران ۲۰۱۵؛ رضایی و همکاران ۲۰۱۷؛ ندیری و همکاران ۲۰۱۷ الف؛ ۲۰۱۸).

میرزایی (۲۰۰۹) نرم‌افزار GIS و روش‌های دراستیک و سینتکس برای ارزیابی آسیب‌پذیری دشت شهرکرد به کار برد. بر این اساس محدوده‌ی دشت به ترتیب به سه و پنج رده‌ی آسیب‌پذیری تقسیم شد. بیش‌تر دشت در رده‌ی آسیب‌پذیری کم و متوسط بود و آسیب‌پذیرترین بخش‌های دشت مربوط به ناحیه‌ی جنوب‌شرقی و بخش‌هایی از ناحیه‌های جنوب‌غربی دشت بود. براساس نتیجه‌ی تجزیه‌های شیمیایی، غلظت متوسط نیترات در ۹۶ چاه بررسی شده حدود ۱۸ میلی‌گرم بر لیتر، با کمینه و بیشینه‌ی به ترتیب حدود ۶ و ۴۱ میلی‌گرم بر لیتر است. میانگین غلظت فسفات حدود ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر با کمینه و بیشینه‌ی به ترتیب ۰/۱۵ و ۰/۱۱ میلی‌گرم بر لیتر است. صحت‌سنجی دو مدل با نقشه‌ی هم‌غلظت نیترات و فسفات مشخص کرد که مدل سینتکس بهتر از مدل دراستیک منطقه‌های آسیب‌پذیر را مشخص می‌کند. نتیجه‌ی این روش

آب‌های زیرزمینی تأمین‌کننده‌ی بخش زیادی از نیاز آبی خانگی، صنعت و کشاورزی است. آلودگی این منابع آبی منجر به کاهش کیفیت آب آشامیدنی و ایجاد مشکلات بهداشتی و محیط زیستی می‌شود. زمانی که آب‌های زیرزمینی آلوده شد، پایش آبخوان‌ها بسیار مشکل و اغلب ناممکن است (خدایی و همکاران ۲۰۰۵)، زیرا فرآیند پاک‌سازی پرهزینه و طولانی‌مدت و نیازمند ارزیابی مداوم آلودگی است. در جاهایی که پاک‌سازی ناموفق باشد نیاز به جای‌گزینی منابع تأمین آب است. شناسایی منطقه‌های آسیب‌پذیر آبخوان، یکی از راه‌کارهای مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی است (وربا و زاپوروزک ۱۹۹۴). نقشه‌ی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی برای ارزیابی تأثیر زیست‌محیطی مرتبط با اجرای طرح‌های توسعه‌ی محلی ضروری است (کزلوسکی و سوچکا ۲۰۱۹).

تاکنون تعریف‌های متعددی از آسیب‌پذیری شده است. مفهوم توانایی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی که برای هشدار دادن درباره‌ی آلودگی آب معرفی شد، آن را سهولت امکان نفوذ و پخش آلودگی از سطح زمین به سفره‌ی آب زیرزمینی در شرایط طبیعی می‌دانست (مارگات ۱۹۶۸). به‌طور کلی انواع بررسی‌های آسیب‌پذیری آبخوان‌ها به دو نوع ذاتی و ویژه است. آسیب‌پذیری ذاتی برای خصوصیت‌های آب‌شناسی و آب‌زمین‌شناسی از جمله خصوصیت‌های آبخوان و تنش‌های وارد بر آن ارزیابی می‌شود، و آسیب‌پذیری ویژه در برای ارزیابی حساسیت آبخوان به نوعی از آلودگی خاص یا گروهی از آلاینده‌های ناشی از فعالیت انسانی است که از تعامل آلاینده‌ها با اجزای آسیب‌پذیری ذاتی به وجود می‌آید (آلر و همکاران ۱۹۸۷؛ اوانز و مایرز ۱۹۹۰؛ سکوندا و همکاران ۱۹۹۸).

از جمله روش‌های متداول برای بررسی آسیب‌پذیری آبخوان‌ها روش‌های آماری، فرآیند محور و شاخص اشاره کرد. روش‌های آماری آماره‌های توصیفی ساده و تجزیه و تحلیل وایازی چندمتغیره است. اطلاعات و داده‌های بیش‌تر مانند منابع آلودگی و عامل‌های مؤثر بر حساسیت ذاتی، غالباً در بررسی‌های آماری دقیق‌تر مانند وایازی پشتیبان انجام می‌شود که در آن به متغیرهای توصیفی توجه می‌شود (دیکسون ۲۰۰۵). هدف روش فرآیند محور، ارزیابی کمی آسیب‌پذیری است که در آن به مدل‌های انتقال و جریان در ناحیه‌ی اشباع و ناشباع توجه می‌شود و اثر ویژگی‌های فیزیکی و آبی خاک، تغذیه و عمق نفوذ را در انتقال آلودگی ارزیابی می‌کند. این روش فرآیندهای فیزیکی حرکت آب و مسیر مربوط به انتقال آلودگی را شبیه‌سازی، و توزیع

به ترتیب در منطقه‌های با آسیب پذیری کم، متوسط و زیاد است.

ابولوفا و همکاران (۲۰۱۷) دو روش دراستیک و سینتکس را برای شناسایی و ترسیم منطقه‌های آسیب‌پذیر آبخوان برکید واقع در کازابلانکا به کار گرفتند. مقایسه‌ی بین دو روش که در آن از لایه‌های اطلاعاتی زمین‌شناسی، آب‌زمین‌شناختی و زمین‌فیزیکی به‌کاررفته است نشانگر درجه‌ی آسیب‌پذیری کم هر دو روش است. انطباق لایه‌های دو روش و غلظت نیترات نشان داد که روش سینتکس بهترین نتیجه را با رده‌ی آسیب‌پذیری کم و متوسط دارد. منطقه‌های با بیش‌ترین آسیب‌پذیری، مربوط به منطقه‌های با عمق سطح آب زیرزمینی کم و بی‌لایه‌های رسی است.

تیدون و همکاران (۲۰۱۷) شاخص حساسیت (اس‌آی) را برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان کواترنری سنگال به‌کار بردبهره گرفتند. خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی در این منطقه به‌دلیل توان اقتصادی زیاد آن در صنعت، کشاورزی و پرورش ماهی زیاد است. بر اساس نتیجه‌ها، منطقه‌هایی با درجه‌ی آسیب‌پذیری کم تا زیاد از جنوب تا شمال آبخوان بود. منطقه‌های دور از ساحل آسیب‌پذیری کم داشت ولی منطقه‌های با آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد در تأثیر فعالیت‌های معدن‌کاو و کشاورزی، روی سطح آب و آلودگی‌های وارده به آبخوان، از جمله نیترات تأثیرگذار بود. مقایسه‌ی نتیجه‌ی این روش با اندازه‌ی نیترات، تطابق ۷۰٪ منطقه‌های آسیب‌پذیر منطقه را در پی داشت.

ماریا (۲۰۱۸) بررسی مقایسه‌ی را برای ارزیابی روش‌های آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به‌دست داد. این دیدگاه، تحلیلی دیداری برای برنامه‌ریزان و تصمیم‌گیرندگان برای دستیابی به مدیریت پایدار آب فراهم می‌کند. منابع پژوهش‌های تطبیقی با روش‌های مختلفی منجر به ارزیابی اساسی روش‌های آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی شد. مزیت‌ها و کاستی‌های مختلفی براساس مقایسه‌ی روش‌ها دیده می‌شود. روش اس‌آی توانایی هم‌پوشانی روش‌های دراستیک و دراستیک مرتبط با آفت‌کش‌ها را دارد تا واگرایی در حساسیت استخراج شود. روش دراستیک برای تشخیص حساسیت کم مناسب است و خطر آلودگی را کم‌تر از حد واقعی نشان داد، درحالی‌که روش دراستیک آفت‌کش‌ها و اس‌آی بهتر خطر را نشان داد و برای کاربرد توصیه شد. روش سینتکس توانایی تشخیص پهنه‌های با آسیب‌پذیری بسیار زیاد آبخوان با تعامل با آب‌های سطحی را دارد. روش GOD می‌تواند برای ایجاد نقشه‌های آسیب‌پذیری در سفره‌های کربناتی کارستی‌شده در مقیاس‌های کوچک و متوسط مناسب باشد و روش EPIK

نشان‌دهنده‌ی آن بود که توان آلودگی حدود ۶/۸، ۶۹/۱ و ۲۴/۱٪ از مساحت منطقه‌ی بررسی‌شده به ترتیب خیلی کم، کم و متوسط بود.

ایدی و همکاران (۲۰۱۳) برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان سیدی بزید در بخش غربی مرکز تونس به آلودگی از روش‌های آسیب‌پذیری ذاتی دراستیک عمومی، دراستیک آفت‌کش‌ها و اس‌آی به‌کار بردبهره گرفتند. نتیجه به وضوح تخریب کیفیت آب زیرزمینی را در سراسر آبخوان نشان داد. اعتبار این روش‌ها در سفره‌های با سطح اشباع با مقایسه بین غلظت نیترات و توزیع طبقه‌های آسیب‌پذیری در منطقه بررسی شد. این مقایسه ثابت کرد که روش اس‌آی معتبرترین روش است به‌طوری‌که تطابق ۷۲٪ اندازه‌ی نیترات با توزیع رده‌های آسیب‌پذیری نشانگر تأثیر آلودگی کشاورزی به‌ویژه نیترات است. نرخ تغذیه‌ی زیاد، عمق کم آب زیرزمینی به‌ویژه اندازه‌ی غلظت زیاد نیترات (کاربری زمین) نشانگر تأثیر زیاد این فراسنجه در ارزیابی آسیب‌پذیری است.

گوش و همکاران (۲۰۱۵) نیز برای تعیین آسیب‌پذیری حوزه‌ی آبخیز کاتری در هند، با روش دراستیک نشان دادند که در حدود ۱۶/۹۱٪ از آبریز در خطر زیاد، ۳۰/۶۹٪ در خطر متوسط و ۵۲/۴٪ در خطر کم است. بخش‌های جنوب‌شرقی و جنوب‌غربی حوزه در تأثیر طبقه‌های آسیب‌پذیر بود، درحالی‌که بخش‌های جنوبی، شمال‌غربی و جنوبی‌تر با طبقه‌های آسیب‌پذیری متوسط شناخته می‌شوند. علاوه بر این در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان شهری در کارناتاکای هند با روش دراستیک و جی‌آی‌اس، شاخص آسیب‌پذیری دراستیک بین ۷۰ تا بیش از ۱۰۰ برآورد شد.

لاتمانی و همکاران (۲۰۱۵) با تجزیه‌ی نمونه‌های جمع‌آوری‌شده در قبل و بعد از فصل باران‌های موسمی به‌ترتیب در ماه مارس و اکتبر ۲۰۱۱ نشان دادند که غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی شهر مایسور واقع در جنوب کارناتاکا پیش از فصل باران‌های موسمی در ۹۵٪ از نمونه‌ها در حد مجاز بود؛ اما در فصل بعد از موسمی، غلظت نیترات در ۷۰٪ از نمونه‌ها بیش از حد مجاز بود؛ بنابراین همبستگی قطعی بین آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی و غلظت نیترات مشاهده شد.

جوانشیر و همکاران (۲۰۱۶) برای ارزیابی آسیب‌پذیر آبخوان دشت مغان روشی جدید بر پایه‌ی ترکیب وزن‌دار سه روش دراستیک، سینتکس و اس‌آی به‌کار بردبهره گرفتند. در این روش نتیجه‌ی هر روش با اندازه‌ی نیترات مقایسه شد. نتیجه نشان داد که روش پیشنهادشده شاخص همبستگی بیش‌تری از سه روش مجزا دارد. بر این اساس ۴۱، ۴۶ و ۱۳٪ از آبخوان

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی پژوهش

دشت روضه‌چای واقع در استان آذربایجان غربی دارای مساحت تقریبی ۳۰۰ کیلومترمربع بین دریاچه‌ی ارومیه و مرز ایران و کشورهای عراق و ترکیه است. این منطقه در موقعیت جغرافیایی $37^{\circ} 7'$ عرض شمالی و $45^{\circ} 25'$ طول شرقی است. مطابق شکل ۱ موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی پژوهش و نقطه‌های نمونه‌برداری شده برای تعیین غلظت‌های نیترات آب زیرزمینی و موقعیت چاه‌های اکتشافی ارائه شده است. از نظر اقلیم‌شناسی به روش آمبرژه دشت روضه‌چای منطقه‌ی نیمه‌خشک و سرد است. طبق آمار متوسط ۲۲ ساله (۱۳۷۳-۱۳۹۶) دشت روضه‌چای، ماه مرداد با متوسط دمای $25/9^{\circ}$ و بیش‌ترین دمای مطلق $29/6^{\circ}$ درجه‌ی سانتی‌گراد گرم‌ترین ماه سال و ماه دی با متوسط دمای $1/5^{\circ}$ و کم‌ترین دمای مطلق 9° درجه‌ی سانتی‌گراد سردترین ماه سال است. منابع آب سطحی دشت عمدتاً دو رودخانه‌ی روضه‌چای و شهرچای است. افت سطح آب زیرزمینی این دشت روند نزولی داشته است به طوری که بهره‌برداری از آب زیرزمینی به شکل اصولی و بهینه انجام نشده و ذخیره‌ی سفره به شدت در حال کاهش است (سازمان آب منطقه‌ی استان آذربایجان غربی ۱۳۹۲الف). منابع آلوده‌کننده در محدوده‌ی پژوهش روضه‌چای شامل پساب‌های کشاورزی، فاضلاب‌های صنعتی و فاضلاب‌های خانگی و روستایی است که پساب‌های کشاورزی به علت وجود زمین‌های وسیع کشاورزی از عمده‌ی منابع آلاینده‌ی نانقطه‌ای در این منطقه است (سازمان آب منطقه‌ی استان آذربایجان غربی ۱۳۹۲الف).

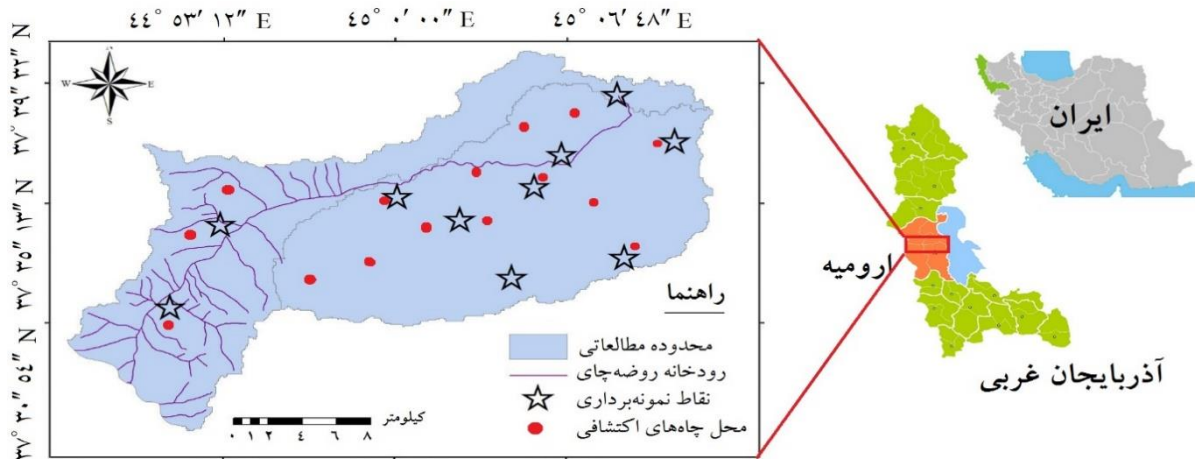
با توجه به پژوهش‌های زمین‌فیزیکی و لوگ‌های زمین‌شناسی چاه‌های بهره‌برداری، اکتشافی و پیژومتر، نوع لایه‌های آبدار در محدوده، عمدتاً ترکیبی از سنگ‌ریزه‌ی دانه‌درشت تا ریز به همراه ماسه، رس، لای و مقداری قلوه‌سنگ است که حاصل فرسایش و تخریب سازندهای بلندی‌های مشرف به دشت است (سیویتا ۱۹۹۴؛ سازمان آب منطقه‌ی استان آذربایجان غربی ۲۰۱۲ب). پژوهش‌های زمین‌الکتریک حاکی از نفوذ آب شور ناشی از مجاورت دشت با دریاچه‌ی ارومیه است که موجب تغییر کیفیت آب‌های زیرزمینی نسبت به سال‌های قبل از آن شده است.

را می‌توان برای مقیاس‌های بزرگتر به کار برد. روش GOD ممکن است برای طراحی منطقه‌های با مساحت‌های بزرگ مانند مدیریت زمین مناسب باشد، در حالی که در روش دراستیک دقت و استفاده‌ی واقعی‌تری در پژوهش‌های دقیق زمین‌شناسی هست.

کزلوسکی و سوچکا (۲۰۱۹) مدل دراستیک تغییر یافته‌ی را برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به آلودگی معرفی کردند. این مدل ابزاری سودمند برای پشتیبانی از طرح‌های برنامه‌ریزی توسعه‌ی محلی و منطقه‌ی می‌دهد. در مدل داده‌شده (در لهستان) کاربری زمین به مدل دراستیک اصلی اضافه شد. برای آزمایش صحت مدل‌های دراستیک و دراستیک تغییر یافته اندازه‌ی نیترات به کار برده شد. نتیجه نشانگر آن بود که مدل دراستیک تغییر یافته دقت پیش‌بینی بیش‌تری از مدل پیشین داشت. شاخص همبستگی پیرسون نیز بیانگر ارتباط بین ضریب آسیب‌پذیری و غلظت نیترات ($0/59$) برای قبل و $0/69$ برای بعد از تغییر مدل) بود.

روضه‌چای در غرب دریاچه‌ی ارومیه ویژگی‌های خاصی از جمله افت‌کردن آب زیرزمینی و کاهش یافتن کیفیت آب‌های زیرزمینی دارد که به کاربرد منابع آب زیرزمینی آبخوان این دشت را برای کاربرد خانگی اهمیت می‌بخشد، و لزوم پژوهش‌های بیش‌تر و دقیق‌تر را در محدوده‌ی پژوهش نشان می‌دهد.

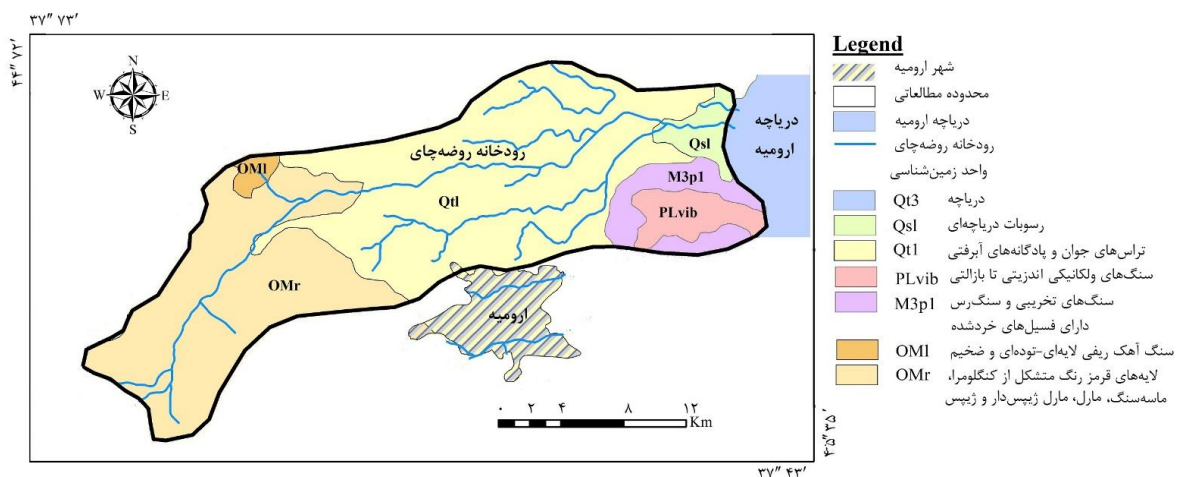
پژوهش‌هایی که تاکنون در این منطقه انجام شده است بررسی‌های کمی و کیفی منابع آبی آبخوان روضه‌چای دشت ارومیه، پژوهش‌های زمین‌شناسی منطقه، پژوهش‌های آب‌زمین‌شناختی، پژوهش‌های زمین‌فیزیکی و اکتشافی (شرکت حفاری نوین آب ارومیه ۲۰۰۶) و ارزیابی آلودگی آن بوده است. آسیب‌پذیری آبخوان دشت روضه‌چای نخستین بار در این تحقیق ارزیابی می‌شود. بررسی و ارزیابی آسیب‌پذیری با سه روش دراستیک، سینتکس و اس‌آی و تهیه‌ی نقشه‌ی نهایی آسیب‌پذیری برای کاربرد هم‌زمان از مزیت‌های روش‌های منفرد آسیب‌پذیری، با روش ترکیبی وزن‌دار انجام شد. داده‌های نیترات نیز برای صحت‌سنجی و تطابق نقشه‌های آسیب‌پذیری به کار برده شد. شاخص همبستگی برای هر روش محاسبه و بهترین روش برای تعیین آسیب‌پذیری دشت روضه‌چای پیشنهاد شد.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی مطالعاتی و مکان نقاط نمونه برداری شده.

دارند. پادگانه‌های جوان آبرفتی در منطقه‌های میانی محدوده تشکیل یافته‌اند که جنس آن‌ها از قلوه‌سنگ، شن و ماسه‌ی دانه‌ریز تا متوسط و درشت است. به دلیل کیفیت مناسب و موقعیت بهتر این منطقه‌ها، اغلب زمین‌های کشاورزی در این واحد است. انباشته‌های بسیار جوان تر در مسیل‌ها و رودخانه‌های بزرگ و متوسط جاری در منطقه تشکیل شده‌است که بیش تر از رسوبات ماسه‌یی، شن و قلوه‌سنگ تشکیل شده‌اند. این گونه رسوب‌ها هم‌اکنون نیز در بستر رودخانه‌ها و مسیل‌ها تشکیل می‌شود و همه‌ساله با جریان آب موقعیت آن‌ها تغییر می‌کند. (سازمان آب منطقه‌یی استان آذربایجان غربی ۲۰۱۲ الف).

نقشه‌ی زمین‌شناسی منطقه در شکل (۲) آورده شده است. سنگ آهک‌های رسی گچ‌دار الیگومیوسن (سازند قم) در سطح وسیعی از جنوب غربی محدوده رخ‌نمون دارد. رسوب‌های کنگلومرای، مارنی و سنگ آهک‌های ماسه‌یی نازک تا متوسط‌لایه با شیب ۲۰-۳۰ درجه به سمت شمال غرب تشکیل شده‌اند که سن قدیمی‌ترین آن میوسین است. سنگ‌های آتشفشانی آندزیتی توأم با خرده‌سنگ‌های تکتونیزه از آن سنگ‌ها و نیز در همان محدوده‌ها تناوب ماسه‌سنگ، توف، مارن، سنگ‌آهک و کنگلومرا با دیرینه‌شناسی میوسین تا میوپلیوسن در قسمت شرقی محدوده‌ی مطالعاتی گسترش



شکل ۲- نقشه‌ی زمین‌شناسی منطقه‌ی مورد مطالعه.

روش تحقیق

نمونه برداری از آب زیرزمینی در خرداد ۱۳۹۵ از ۲۹ چاه بهره برداری محدودی پژوهش انجام گرفت. تجزیه شیمیایی از ۱۰ نمونه انتخاب شده (شکل ۱) برای تعیین فراسنج‌های هدایت الکتریکی، اسیدیته، غلظت نیترات، سیلیس، آنیون و کاتیون‌های اصلی (کربنات، بیکربنات، سولفات، کلراید، کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم) (ای اس تی ام ۲۰۰۲) انجام شد. برای اندازه‌گیری نیترات روش اسپکتروفتومتری به کار برده شد. نتیجه‌ی این تجزیه‌ها در مرحله‌ی صحت‌سنجی مدل‌های آسیب‌پذیری با اندازه‌ی نیترات به کار رفت. نتیجه‌ی آزمایش پمپ‌زنی سازمان آب منطقه‌ای از ۱۵ چاه اکتشافی و از داده‌ها و اطلاعات نقشه‌ی ارتفاعی رقومی، کاربری زمین، نفوذپذیری و بافت خاک، چاه‌های بهره‌برداری، بارش منطقه نیز به کار رفت. در ابتدای پژوهش می‌باید با توجه به داده و اطلاعات موجود، توزیع فراسنج‌های موثر در هر یک از روش‌های آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در محدوده‌ی پژوهش تعیین شود. این فراسنج‌ها شامل عمق سطح آب زیرزمینی (D)، تغذیه‌ی خالص (R)، محیط آبخوان (A)، محیط خاک (S)، محیط ناشباع (I)، هدایت آبی (C)، شیب پستی و بلندی (T) و کاربری زمین (L) است. نقشه‌ی توزیع هر یک از فراسنج‌های مؤثر در روش‌های آسیب‌پذیری در نرم‌افزار ArcGIS (V) ۱۰,۳ تهیه شد. برای تهیه‌ی نقشه‌های توزیع فراسنج‌ها از روش زمین‌آماري با تحلیل واریوگرام، برازش مدل و اعتبارسنجی مدل درونیابی انجام شد (صادقی اقدم و همکاران ۲۰۱۹). فراسنج‌های مؤثر در هر یک از طبقه‌بندی‌ها به روش درونیابی کریجینگ عادی و مدل نوع Gaussian با پیوست Geostatistical analyst تهیه شد. نوع تصویر لایه‌های درونیابی برای اعمال محاسبات بعدی به رستر (با اندازه‌ی سلول ۱۰۰) تبدیل و با ابزار Extent by mask به مرز محدوده‌ی پژوهش تعمیم داده شد.

پس از تعیین توزیع فراسنج‌ها، رتبه‌بندی اندازه‌ی فراسنج‌های موثر در تعیین به روش‌های آسیب‌پذیری دراستیک، سینتکس و اس‌آی به ترتیب مطابق پژوهش‌های انجام شده‌ی آلر و همکاران (۱۹۸۷)، سیویتا و مائو (۱۹۹۷) و استیگر و همکاران (۲۰۰۶) انجام شد. رتبه‌های اختصاص یافته برای هر فراسنج به نحوی است که رتبه‌های بیش‌تر به منطقه‌های با تأثیر در افزایش انتقال آلاینده به آب زیرزمینی اختصاص داده می‌شود. اندازه‌ی این رتبه‌ها در روش دراستیک و سینتکس تقریباً مشابه و در بازه عددی ۱ تا ۱۰ و در روش اس‌آی در بازه عددی ۱۰ تا ۱۰۰ است. برای رتبه‌بندی هر یک از لایه‌های رستری ابزار Reclassify به کار برده شد. نقشه‌های درونیابی شده رتبه‌بندی فراسنج‌های موثر در هر روش آسیب‌پذیری مطابق شکل‌های ۳، ۴ و ۵ آورده شده است. در این نقشه‌ها

پیکسل‌های با عددهای بزرگ‌تر بیان‌کننده‌ی منطقه‌هایی است که آسیب‌پذیری ذاتی آب زیرزمینی در آن بیش‌تر است و پیکسل‌های با ارزش عددی کم‌تر منطقه‌هایی را نشان می‌دهد که آسیب‌پذیری ذاتی آن ناچیز است.

شاخص آسیب‌پذیری روشی شاخص و همپوشان براساس وزن‌دهی است (وربا و زاپوروزک ۱۹۹۴) که در آن اطلاعات فراسنج‌های مختلف به شکل تلفیقی و موازی تجزیه و تحلیل می‌شود و سپس با سامانه‌ی اطلاعات جغرافیایی (GIS) پردازش می‌شود (دیکسون ۲۰۰۵). لایه‌های فراسنج‌های موثر در هر روش آسیب‌پذیری وزن‌های معین دارد (جدول ۱)، و برای ترکیب و تلفیق کردن داده‌ها تابع هم‌پوشانی وزنی با ابزار Raster calculator به کار برده شد.

هر یک از روش‌های تعیین آسیب‌پذیری در نرم‌افزار ArcGIS شبیه‌سازی و اجرا شد. در واقع رابطه‌های ریاضی بین عامل‌های مؤثر در هر یک از روش‌ها مطابق رابطه‌های جدول ۱ است که می‌توان با تهیه‌ی لایه‌های زمین‌مرجع شده و هم‌پوشان (به قالب رستری) اعمال کرد و لایه‌ی رستر نهایی نقشه‌ی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی برای محدوده تهیه شد.

فراسنج‌ها

عمق آب زیرزمینی یکی از عامل‌های مهم در مهار توانایی آلاینده برای رسیدن به آبخوان است. این فراسنج شامل فاصله بین سطح زمین تا سطح آب زیرزمینی است. در منطقه‌هایی که عمق سطح ایست‌آبی کم باشد، در نتیجه‌ی کاهش منطقه‌ی ناشباع، ظرفیت میرایی کاهش و احتمال آلودگی منابع آب زیرزمینی افزایش می‌یابد (اروجی ۲۰۱۸). برای تهیه‌ی نقشه‌ی عمق سطح ایست‌آبی، داده‌های سطح آب زیرزمینی در چاه‌های مشاهده‌ی برای سال ۱۳۹۴ به کار برده شد. نقشه‌ی عمق سطح ایست‌آبی با درونیابی نقطه‌های حاصل از میانگین عمق سطح ایست‌آبی پیژومترها با روش کریجینگ عادی (ابولوف‌آ و همکاران ۲۰۱۷) به دست آمد.

فراسنج تغذیه شامل مقدار آب نفوذ کرده از سطح زمین به سطح ایست‌آبی است که مهار کننده‌ی حجم آبی است که باعث پراکنش و رقیق‌سازی آلودگی در منطقه‌ی اشباع و ناشباع می‌شود. مهم‌ترین عامل در حرکت عمودی آب، اندازه‌ی تغذیه با بارش (تغذیه‌ی خالص) است. شرایط منطقه و حجم آب حاصل از آبیاری کشاورزی و فاضلاب‌ها نیز در محاسبه‌ی تغذیه‌ی خالص در نظر گرفته می‌شود. برای به دست آوردن نرخ تغذیه در آبخوان، روش پهنه‌بندی تغییر حجم آب زیرزمینی آبخوان به کار برده شد (اسکنلون و همکاران ۲۰۰۲). این روش بر این فرض استوار است که تغییر در تراز آب زیرزمینی در آبخوان آزاد ناشی از تغذیه از سطح است و هیچ آبی از آبخوان

پمپ کرده نمی شود (اسکنلون و همکاران ۲۰۰۲). داده های سطح آب برای چاه های مشاهده یی جمع آوری و برای هر یک از آن ها پلی گون تیسسن ترسیم شد. طبق رابطه ی (۱) ضریب ذخیره ی سفره بر تغییر سالانه (سال آبی ۹۵-۱۳۹۴) سطح آب پیژومتر هر تیسسن ضرب کرده و بر مدت زمان بررسی تغییر سطح آب تقسیم کرده شد.

(۱)

$$R = Sy \times \Delta h / \Delta t$$

R نرخ تغذیه، Sy آب دهی ویژه (ضریب ذخیره)، h ارتفاع تراز آب و t زمان است. از آبخوان محدودی پژوهش پمپ کرده می-شود، بنابراین برای محاسبه ی نرخ تغذیه، روش اسکنلون با اعمال تغییری با در نظر گرفتن اندازه ی حجم آب پمپ شده به کار گرفته شد. اندازه ی برداشت از چاه های بهره برداری در هر پلی گون تیسسن محاسبه و با عددهای به دست آمده از رابطه ی بالا جمع و عدد به دست آمده بر مساحت هر پلی گون تقسیم کرده، و نرخ تغذیه ی هر پلی گون محاسبه شد. نرخ تغذیه در هر پلی گون به چاه مشاهده یی که بر اساس آن پلی گون ترسیم شده تعمیم داده و روش درون یابی برای پهنه بندی کل محدوده به کار برده شد.

اطلاعات مربوط به فراسنج محیط آبخوان که از سطح ایستابی تا سنگ کف را شامل می شود (آلر و همکاران ۱۹۸۷) با اکتشاف های زیرسطحی (لوگ زمین شناسی چاه های اکتشافی و پیژومتری) تهیه شد، به طوری که بر حسب نسبت جنس مواد تشکیل دهنده ی آبخوان در هر چاه، رتبه هایی به هر نقطه اختصاص داده و با روش درون یابی کریجینگ معمولی درون یابی و به کل منطقه تعمیم داده شد.

فراسنج محیط خاک به بخش هوازده ی بالایی منطقه ی ناشباع گفته می شود که از سطح زمین تا منطقه ی ناشباع (حد نفوذ ریشه ی گیاهان) ادامه دارد. این بخش با تأثیر بر اندازه ی نفوذ آب تغذیه یی به آبخوان در حرکت عمودی آلاینده در پهنه ی وادوز موثر است (ندیری و همکاران ۲۰۱۷ ب). به طور کلی هر چقدر اندازه ی ذرات تشکیل دهنده ی خاک ریزتر و نفوذ پذیری خاک کم تر و درصد مواد آلی و ضخامت خاک بیش تر باشد، توان آلودگی آب زیرزمینی کاهش می یابد (ارسوی و گولتکین ۲۰۱۳). این لایه با لوگ حفاری چاه ها، نقشه ی نوع و جنس خاک تا عمق ۲ متری تهیه شد.

برای تهیه ی لایه فراسنج محیط ناشباع مشابه لایه ی محیط آبخوان لوگ چاه های اکتشافی منطقه به کار برده شد (سازمان آب منطقه یی آذربایجان غربی ۲۰۱۲ الف). به طوری که در لوگ های پژوهش جنس لایه های بالای سطح ایستابی در نظر است (انتظاری و همکاران ۲۰۱۸). با بررسی لوگ چاه های اکتشافی، متناسب با ترکیب و اندازه ی دانه های تشکیل دهنده

در هر لایه، رتبه بندی تعیین می شود (استیگنر و همکاران ۲۰۰۶). در تعیین آسیب پذیری فرض بر این است که انتقال از راه نفوذ به آب زیرزمینی و عامل حرکت آب در محیط ناشباع خاک است که آلاینده از سطح زمین حرکت می کند و به سطح ایستابی می رسد، بنابراین برای محاسبه ی فراسنج معادل در لایه های با ضخامت های متفاوت میانگین هم-سان به کار برده می شود.

فراسنج هدایت آبی عبارت است از توانایی مواد تشکیل دهنده ی آبخوان برای انتقال آب که به درصد فضا های خالی مرتبط به هم در لایه ی آب دار (تخلخل مؤثر) بستگی دارد. هدایت آبی زیاد امکان جریان یافتن آلاینده ها در آبخوان را افزایش می دهد (ندیری و همکاران ۲۰۱۷ ب). برای تهیه ی لایه ی هدایت آبی داده های آزمایش پمپ کردن در نقطه های مختلف دشت به کار برده شد (اخوان و همکاران ۲۰۱۱). اندازه ی توانایی انتقال بر ضخامت اشباع سفره تقسیم شد و اندازه ی تعیین شده برای چاه ها با اعمال روش درون یابی کریجینگ به کل منطقه تعمیم داده شد.

فراسنج پستی و بلندی تغییر شیب سطح زمین است (استیگنر و همکاران ۲۰۰۶). شیب سطح زمین علاوه بر این که بر حرکت و نفوذ آب های سطحی و آلاینده ها در سطح زمین تأثیر می گذارد، بر گسترش خاک و در نتیجه بر ظرفیت میرایی طبیعی یا خود پایایی آلاینده ها نیز مؤثر است؛ بنابراین شیب کم سطح زمین، زمان تماس آب های سطحی و آلاینده ها را با سطح زمین بیش تر می کند و در نتیجه امکان نفوذ آلاینده ها به آبخوان بیش تر می شود (ندیری و همکاران ۲۰۱۷ ب؛ انتظاری و همکاران ۲۰۱۸). برای تهیه ی این لایه مدل رقومی ارتفاعی (DEM) از منطقه تهیه و با ابزار Slope نقشه ی درصد شیب در ArcGIS استخراج شد (ارسوی و گولتکین ۲۰۱۳).

فراسنج کاربری زمین نمایانگر تأثیر فعالیت های کاربری زمین بر آبخوان است (اخوان و همکاران ۲۰۱۱). با نقشه ی کاربری زمین محدوده های با کاربری متفاوت از جمله مرتع ها، باغ ها، منطقه های شهری و کشاورزی برای منطقه ی پژوهش متمایز شد و به هر نوع از کاربری خاص رتبه های تعیین شده اختصاص یافت.

روش های آسیب پذیری

این پژوهش روش های آسیب پذیری دراستیک، سینتکس و اس آی بر اساس اطلاعات جدول ۱ به کار رفت. روش دراستیک را سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده برای ارزیابی آسیب پذیری آب زیرزمینی طراحی کرد. این روش بر مفهوم وضعیت آب زمین شناختی استوار است که بیانگر ترکیبی از عامل های وضعیت زمین شناسی و آب شناسی است که بر جریان

شاخص آسیب‌پذیری هر روش بر اساس رتبه‌بندی و وزن‌دهی فراسنج‌های کاربردی جدول ۱ محاسبه می‌شود. با توجه به رابطه‌های موجود W بیانگر ضریب وزنی (به هر فراسنج با توجه به اهمیت تأثیر آن در محاسبه‌ی آسیب‌پذیری داده می‌شود)، I بیانگر نرخ است که برای هر قسمت از دشت نرخی در نظر گرفته می‌شود (پاناگوپولوس ۲۰۰۶). اندازه‌ی بزرگ‌تر و کوچک‌تر شاخص آسیب‌پذیری I که بر اساس رابطه‌های جدول ۱ تعیین می‌شود، به ترتیب نشان‌دهنده‌ی توان زیاد و کم آسیب‌پذیری آبخوان است.

آب‌های زیرزمینی در ورود، درون و خروج از سامانه‌ی (آبخوان) ناحیه تأثیر و آن را مهار می‌کند (آلر و همکاران ۱۹۸۷). این روش توان آلودگی یک ناحیه را با جمع کردن عامل‌های کلیدی مؤثر بر انتقال مواد محلول ارزیابی می‌کند. فراسنج‌های موثر در روش سینتکس از روش DRASITIC اشتقاق یافته‌اند و تنها رتبه‌بندی و وزن‌دهی آن‌ها در این روش متفاوت است (ساداتی‌پور و همکاران ۲۰۱۶). روش اس‌آی نیز برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان نسبت به آلاینده‌های کشاورزی تهیه‌شده است (استیگتر و همکاران ۲۰۰۶).

جدول ۱- مقایسه‌ی وزن نسبی فراسنج‌ها به‌منظور ارزیابی روش‌های آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی.

منابع مربوطه	اس‌آی (SI)			سینتکس (SINTACS)			دراستیک (DRASTIC)		
	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	وزن‌های مربوطه	فراسنج‌ها
(آلر زابت ۲۰۰۲)	D	۵	S	۵	D	۵	D	۵	عمق آب زیرزمینی
(رحمان ۲۰۰۸)	R	۴	I	۴	R	۴	R	۴	تغذیه‌ی خالص
(رحمان ۲۰۰۸)	A	۳	A	۳	A	۳	A	۳	محیط آبخوان
(رحمان ۲۰۰۸)	-	-	T	۴	-	-	S	۲	محیط خاک
(آلر زابت ۲۰۰۲)	T	۲	S	۲	T	۲	T	۱	پستی‌وبلندی
(ندیری و همکاران ۲۰۱۸)	-	-	N	۵	-	-	I	۵	زون غیراشباع
(سیویتا ۱۹۹۴)	-	-	C	۳	-	-	C	۳	هدایت آبی
(دیکسون ۲۰۰۵)	L	۰/۲۲۲	-	-	L	۰/۲۲۲	-	-	کاربری اراضی
									روابط
									$I_{DRASTIC}=D_rD_w+R_rR_w+A_rA$ $S_rS_w+T_rT_w+I_rI_w+C_rC_w$
									$I_{SINTACS}=D_rD_w+R_rR_w+A_rA_w+$ $S_rS_w+T_rT_w+I_rI_w+C_rC_w$
									$I_{SI}=D_rD_w+R_rR_w+$ $A_rA_w+LU_rLU_w+T_rT_w$
بدون خطر آسیب‌پذیری									<۷۹
خیلی کم									۸۰-۹۹
کم									۱۰۰-۱۱۹
کم تا متوسط									۱۲۰-۱۳۹
متوسط تا زیاد									۱۴۰-۱۵۹
زیاد									۱۶۰-۱۷۹
خیلی زیاد									۱۸۰-۱۹۹
کاملاً مستعد آلودگی									>۱۸۰
	(استیگتر و همکاران ۲۰۰۶)	(ساداتی‌پور و همکاران ۲۰۱۶)	(آلر و همکاران ۱۹۸۷)						منابع

آسیب‌پذیری روش‌های منفرد و نقشه‌ی پراکنندگی اندازه‌ی نیترات در منطقه به‌کاربرده شد. برای بررسی دقیق‌تر و مقایسه بهتر سه روش، ضریب همبستگی (I) و شاخص همبستگی (CI) بین شاخص آسیب‌پذیری روش‌ها با اندازه‌ی نیترات محاسبه شد. اندازه‌ی نیترات در غلظت‌های معرف آلودگی با اندازه‌ی بیش از حد مجاز معیار مشاهده نشده است، بنابراین نمی‌توان آسیب‌پذیری را نوع ویژه‌ی آن معرفی کرد. برای کاربرد هم‌زمان مزیت‌های روش‌های مختلف منفرد آسیب‌پذیری روش ترکیبی آن‌ها به‌کار برده می‌شود. برای تهیه‌ی روش ترکیبی حاصل از چندین روش منفرد و برای این که تأثیر روش‌های منفرد یکسان اعمال نشود ارزش‌گذاری

روش ترکیبی

در این پژوهش روش ترکیبی سه روش دراستیک، سینتکس و اس‌آی به‌کار برده شد. با توجه به این که روش‌های آسیب‌پذیری در هر منطقه بر اساس شرایط و ویژگی‌های آن تهیه و ارزیابی می‌شود، روش‌های تهیه‌شده نیز مختص آن منطقه است و نمی‌توان به‌طور صریح نتیجه‌ی یک روش را به آبخوان یا منطقه‌ی دیگر تعمیم داد. هر یک از روش‌های داده‌شده نیز (دراستیک، سینتکس و اس‌آی) مزیت‌ها و ویژگی‌های خاص خود را دارد که بسته به فراسنج‌های به‌کاربرده شده در هر روش، منطقه‌ی تأثیر خاصی را می‌پوشاند. داده‌های نیترات نیز صرفاً برای صحت‌سنجی روش‌ها و با تطابق بین نقشه‌های

آسیب پذیری روش بررسی شده است. X_{min} و X_{max} به ترتیب بیانگر حد بالا و پایین شاخص آسیب پذیری روش بررسی شده است.

نتیجه‌ی به دست آمده از روش‌های آسیب پذیری

با توجه به مراحل تهیه‌ی روش‌ها و به کارگیری و تجزیه و تحلیل اطلاعات جمع‌آوری شده از منطقه‌ی بررسی شده ضمن تهیه‌ی لایه‌های اطلاعاتی فراسنج‌های مورد نیاز، رتبه‌دهی آن‌ها مطابق (اشکال ۳، ۴ و ۵) انجام شد. بر اساس نحوه‌ی توزیع عمق آب زیرزمینی، مشخص شد که عمق سطح ایستابی در ناحیه‌های غربی محدوده‌ی پژوهش بیشتر است و به سمت ناحیه‌های شرقی (دریاچه‌ی ارومیه) همراه با کاهش سطح ایستابی احتمال آلودگی آب زیرزمینی در این ناحیه‌ها افزایش می‌یابد. تغذیه‌ی بیشتر سرعت بیشتر را برای انتقال آلاینده‌ها به سطح آب زیرزمینی فراهم می‌آورد. بیشترین نرخ تغذیه در منطقه‌های جنوب شرقی و در مسیر رودخانه‌ها رخ می‌دهد. آبیاری زمین‌های کشاورزی از رودخانه‌ها و پخش آب در بخش‌های انتهایی دشت به دلیل زه‌کشی نشدن رودخانه‌ها و ناتوانی در تخلیه‌ی آب جاری به دریاچه‌ی ارومیه، اندازه‌ی نفوذ آب به زمین در این منطقه‌ها را افزایش می‌دهد. به طور کلی هر چقدر اندازه‌ی ذرات تشکیل‌دهنده‌ی خاک ریزتر و نفوذپذیری خاک کمتر و درصد مواد آلی و ضخامت خاک بیشتر باشد، توان آلودگی آب زیرزمینی کاهش می‌یابد. محیط اشباع و ناشباع به خصوصیت‌های مواد تشکیل‌دهنده‌ی منطقه نظیر اندازه‌ی تخلخل، جنس، اندازه و جورشدگی ذرات بستگی دارد که اندازه‌ی پویایی تحرک آلودگی و به عبارتی فرآیندهای رقیق-سازی آلودگی مانند تجزیه‌ی شیمیایی، جذب، پخش و تأخیر را مهار می‌کند. با توجه به اطلاعات حفاری‌های اکتشافی، زمین-فیزیکی و زمین‌شناسی نوع و جنس رسوب‌های زیرسطحی بررسی و مشخص شد که قسمت‌های غربی محدوده‌ی پژوهش با توجه به سیلابی بودن رودخانه‌ها، از رسوب‌های دانه‌درشت‌تر تشکیل شده است و به سمت پایین دست جریان (ناحیه‌های شرقی) از اندازه‌ی رسوب‌ها کاسته می‌شود. در این منطقه‌های کم‌شیب گسترش خاک بیشتر است. در این منطقه‌ها روان‌آب تشکیل شده کم و نفوذ به زمین زیاد است. شیب در محدوده‌ی پژوهش به طور کلی کم است که به ویژه در منطقه‌های میانی، افزایش زمان تماس آب‌های سطحی و آلاینده‌ها با سطح زمین موجب افزایش انتقال آلودگی به آب زیرزمینی می‌شود. زیاد بودن هدایت آبی نیز امکان جریان یافتن آلاینده‌ها در آبخوان را بیشتر خواهد کرد. در ناحیه‌های با کاربری کشاورزی به دلیل کاربرد کودهای

برای هر روش به کار برده شده است که نوعی رتبه‌دهی بر اساس درجه‌ی صحت‌سنجی روش آسیب‌پذیری منفرد است. در تهیه‌ی روش ترکیبی تطابق بین اندازه‌ی نیترا ت مشاهده‌ی با اندازه‌ی آسیب‌پذیری هر روش منفرد (صحت‌سنجی) به شکل مقدار (همبستگی بین اندازه‌ی نیترا ت و شاخص آسیب‌پذیری) به کار برده شد تا با ارزش‌دهی بیشتر تر به روش با همبستگی بیشتر تر (صحت بیشتر تر) روش ترکیبی مناسبی تهیه شود. در این ترکیب نتیجه‌ی آسیب‌پذیری روش‌های یادشده، وزن هر یک از روش‌ها با شاخص همبستگی (CI) میان نتیجه‌ی نیترا ت و شاخص آسیب‌پذیری تعیین می‌شود. به عبارتی روشی که شاخص همبستگی بیشتر تری داشته باشد، وزن بیشتر تری نیز دارد (ندیری و همکاران ۲۰۱۷ الف). برای بررسی همبستگی این روش‌ها داده‌های نیترا ت اندازه‌گیری شده و ضریب همبستگی (CI) در سه تراز آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد به کار برده شده است. در این محاسبات داده‌های غلظت نیترا ت و اندازه‌ی آسیب‌پذیری در هر سه روش، به سه دسته کم، متوسط و زیاد تقسیم می‌شود. آن دسته از داده‌های نیترا ت که در رده‌ی یکسانی با نقشه‌های آسیب‌پذیری قرار می‌گیرد در سه ضرب می‌شود. دسته‌ی که اختلاف ارزشی ۱ دارد، در عدد ۲ و دسته‌ی که اختلاف ارزشی ۲ دارد، در عدد ۱ ضرب می‌شود. از جمع این اندازه ضریب همبستگی (CI) به دست می‌آید (دیکسون ۲۰۰۵). به این دلیل که در این ترکیب باید توزیع مکانی شاخص آسیب‌پذیری هر سه روش در بازه‌ی یکسانی تغییر کند، بنابراین نتیجه‌ی آسیب‌پذیری بین بازه صفر و یک بهنجارسازی می‌شود. رابطه‌ی ۲ چگونگی ترکیب نتیجه‌ی روش‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی را نشان می‌دهد.

[۲]

$$VI_{total} = \frac{CI_{DRASTIC} DRASTIC + CI_{SINTACS} SINTACS + CI_{SI} SI}{\sum CI_i}$$

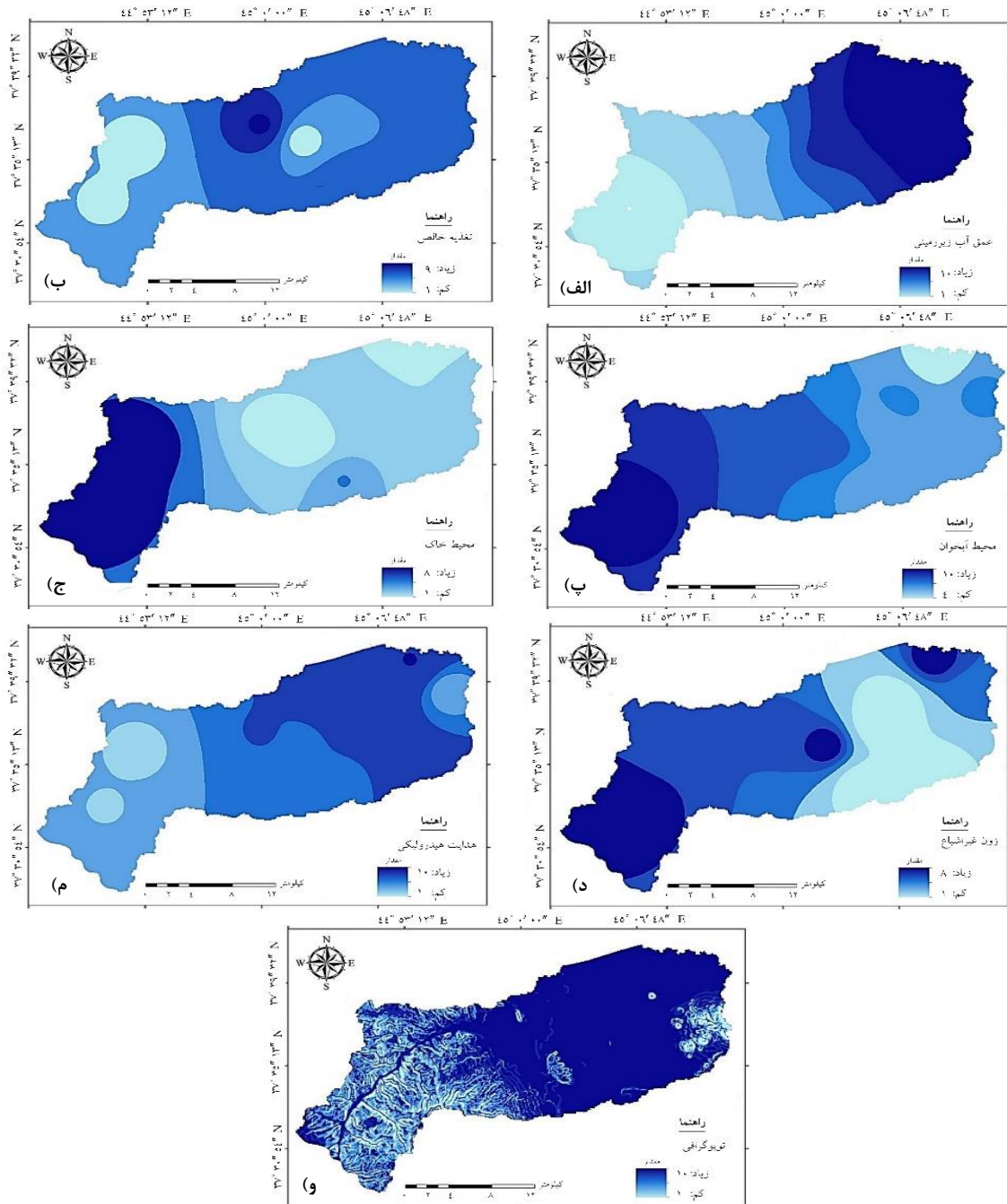
عبارت‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی توزیع مکانی شاخص آسیب‌پذیری هر یک از روش‌ها را به شکل بهنجار شده نشان می‌دهد. بهنجارسازی نتیجه‌ی مکانی شاخص آسیب‌پذیری هر یک از روش‌ها با رابطه‌ی ۳ انجام شده است. مقدار CI_i و VI_{total} به ترتیب بیانگر شاخص همبستگی (بین داده‌های نیترا ت و هر یک از روش‌ها) و شاخص آسیب‌پذیری به دست آمده از ترکیب روش‌ها است.

$$X_{norm} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad [۳]$$

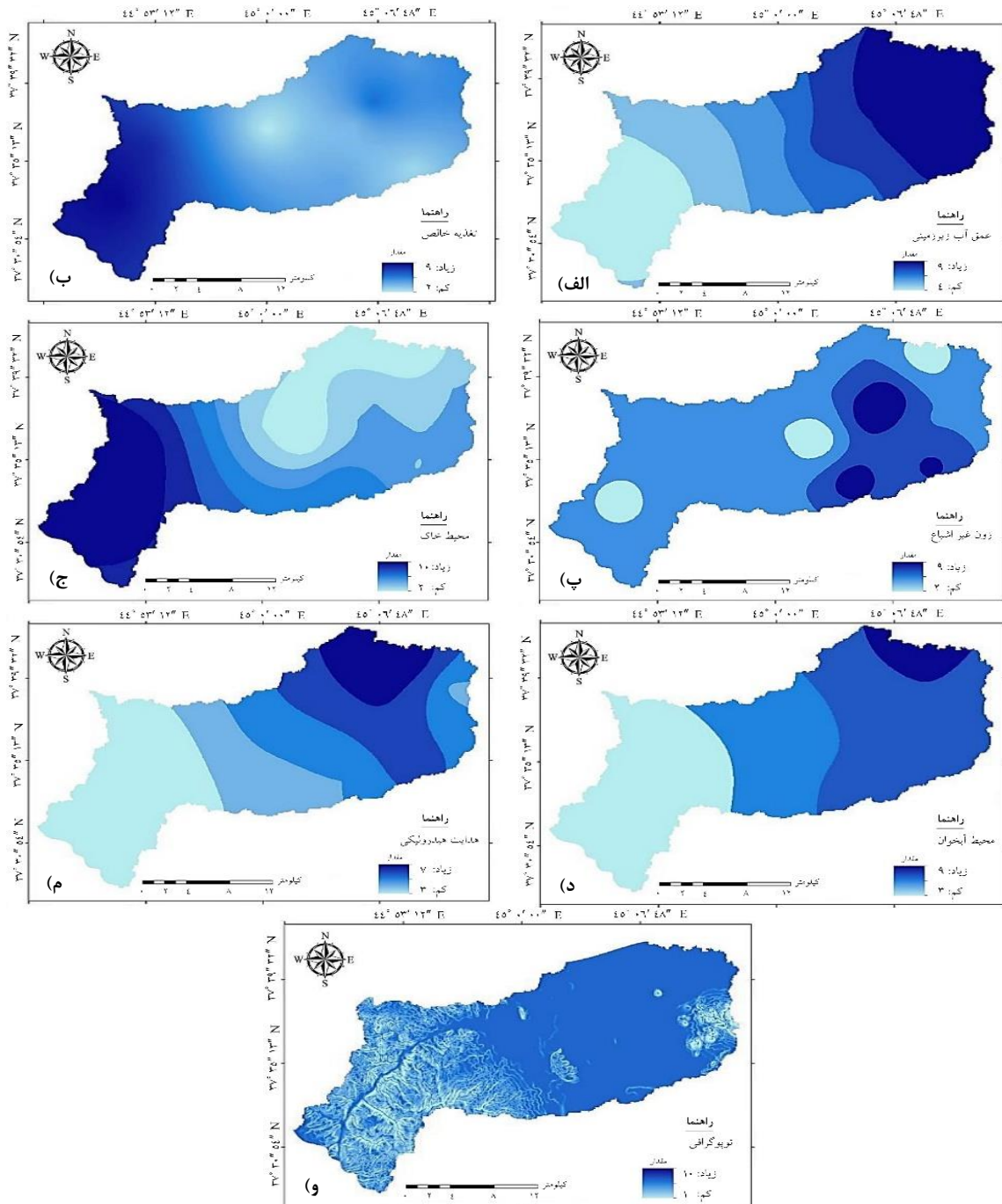
X بیانگر شاخص آسیب‌پذیری و X_{norm} شاخص بهنجار

محدوده‌ی پژوهش با وجود زمین‌های زراعی هموار مستعد انتقال آلاینده‌ها به آب زیرزمینی است.

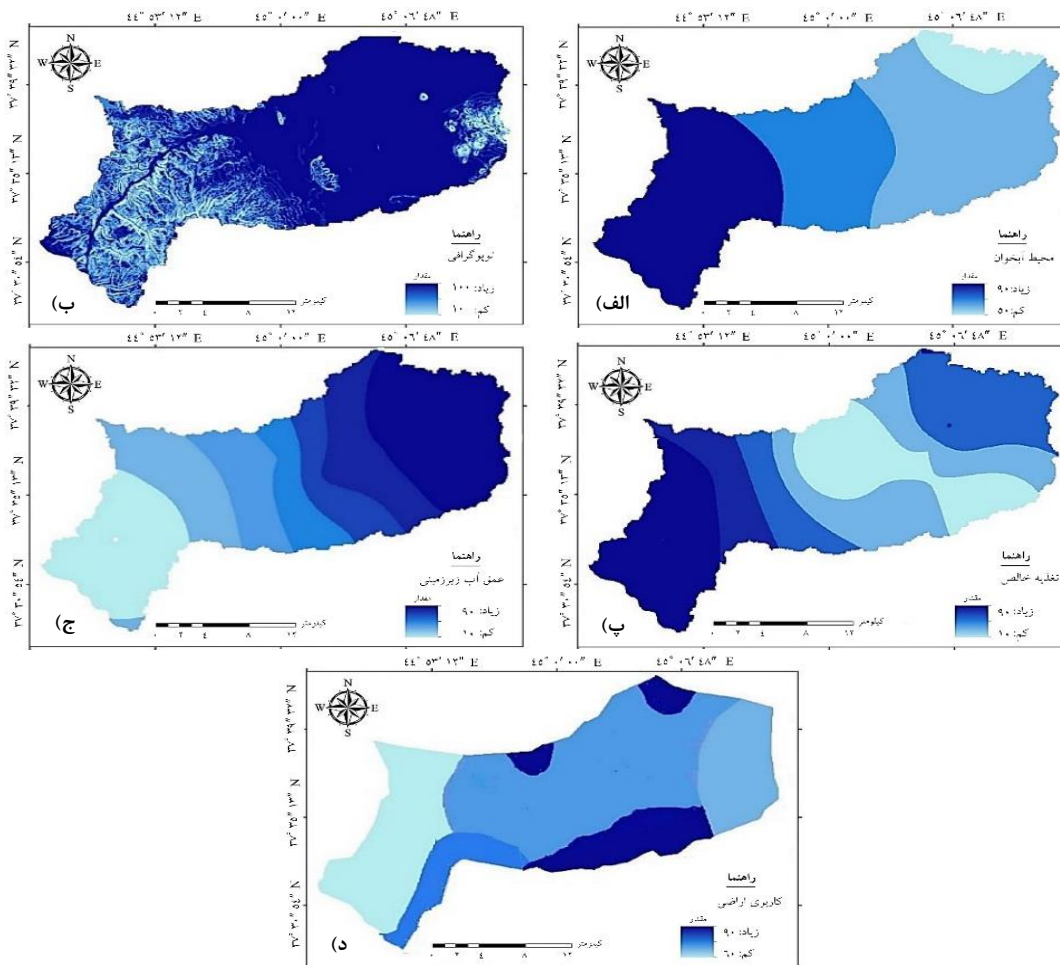
کشاورزی و آفت‌کش‌ها، بیش‌ترین ورود آلاینده‌ها با نفوذ سطحی به آب‌های زیرزمینی است که در ناحیه‌های مرکزی



شکل ۳- لایه‌های درون‌یابی رتبه‌بندی فراسنج‌های روش DRASTIC (الف) عمق سطح ایستایی، (ب) تغذیه خالص، (پ) محیط آبیروان، (ج) محیط خاک، (د) منطقه‌ی غیراشباع، (م) هدایت آبی، (و) پستی‌وبلندی.



شکل ۴- لایه های درون یابی رتبه بندی شده فرانسج های روش SINTACS (الف) عمق سطح ایستابی، (ب) تغذیه ی خالص، (پ) ناحیه ی غیر اشباع، (ج) محیط خاک، (د) محیط آبخوان، (م) هدایت آبی، (و) پستی و بلندی.



شکل ۵- لایه‌های درون‌بابی رتبه‌بندی شده فراسنج‌های روش SI (الف) محیط آبخوان، (ب) پستی‌وبلندی، (پ) تغذیه‌ی خالص، (ج) عمق سطح ایستایی، (د) کاربری اراضی.

۷۸ تا ۱۴۶ برآورد شد که به ترتیب ۸، ۵۵، ۲۵ و ۱۲٪ مساحت دشت در محدوده‌ی آسیب‌پذیری کم، متوسط، متوسط تا زیاد و زیاد است. آسیب‌پذیری بخش مرکزی و جنوبی آبخوان متوسط تا زیاد است و با توجه به لایه‌های فراسنج‌ها (شکل ۴) عمق سطح ایستابی و تغذیه‌ی خالص در این ناحیه پایین است. نقشه‌ی توزیع مکانی آسیب‌پذیری منطقه‌ی بررسی‌شده با روش اس‌آی پس از به‌کارگیری رابطه (شکل ۶، ج) و وزن‌های مرتبط با فراسنج‌های مؤثر (جدول ۱) به‌دست آمد. شاخص اس‌آی برای دشت روضه‌چای بین ۴۷ تا ۷۴ برآورد شد که حدود ۱۵٪ مساحت دشت در محدوده‌ی با خطر آلودگی کم، ۶۰٪ از مساحت شامل بخش‌های غربی و شمال‌غربی در محدوده‌ی متوسط است و بیش‌تر کاربری این قسمت‌ها شهری و مرتعی است و مانده‌ی مساحت دشت در حدود ۲۵٪ در محدوده‌ی خطر آلودگی زیاد است.

برای روش آسیب‌پذیری دراستیک با رابطه و وزن‌های هر فراسنج (جدول ۱)، نقشه‌ی شاخص آسیب‌پذیری (شکل ۶، الف) به‌دست آمد. اندازه‌ی این شاخص بین ۸۷ تا ۱۶۵ متغیر است که به ترتیب ۲۳، ۶۵ و ۱۲٪ از مساحت دشت در محدوده‌ی آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد است. منطقه‌های با شاخص آسیب‌پذیری کوچک‌تر آسیب‌پذیری ذاتی کم‌تری دارد و عدد بزرگ‌تر نشان‌دهنده‌ی آسیب‌پذیری ذاتی بیش‌تر است و آبخوان آن توان آلودگی دارد (شکل ۶، الف). آسیب‌پذیری قسمت مرکزی و شرقی دشت زیاد است که بیش‌تر به مقدار تغذیه، محیط ناشباع و اندازه‌ی رسوب‌های آبرفتی ربط دارد. بعد از رتبه‌دهی و وزن‌دهی لایه‌های مختص به فراسنج‌های روش سینتکس مطابق با نرخ‌های توصیه‌شده در جدول ۱ نقشه‌ی نهایی آسیب‌پذیری برای این روش تهیه شد (شکل ۶، ب). نقشه‌ی پهنه‌بندی این شاخص برای دشت روضه‌چای بین

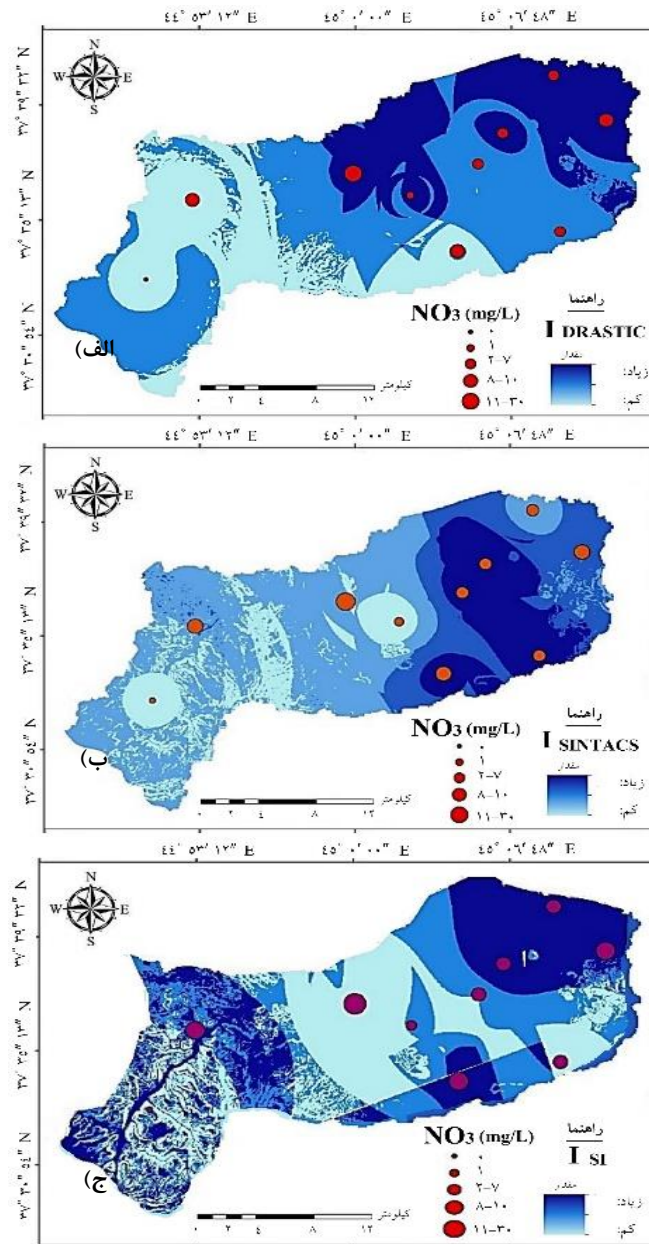
صحت سنجی

با توجه به نتیجه‌ی تجزیه‌ی شیمیایی نمونه‌های آب، مقدار نیترات آب زیرزمینی منطقه در حد معیارهای جهانی برای آشامیدن است و بیش‌ترین غلظت نیترات در ناحیه‌های مرکز و جنوب غربی دشت (روستاهای زینالو، یورقون آباد، غفارشی) اندازه‌گیری شد. منشأ نیترات ناشی از فعالیت‌های انسانی و به‌کاربردن کودهای نیترات‌دار در کشاورزی است. با توجه به همبستگی قطعی بین اندازه‌ی غلظت نیترات و آسیب‌پذیری منطقه (لاتمانی و همکاران ۲۰۱۵) برای بررسی صحت‌سنجی هر سه روش نقشه‌ی آسیب‌پذیری از داده نیترات (شکل ۶) به‌کار برده شده است. با بررسی نتیجه و محاسبه‌ی شاخص

همبستگی (CI) و ضریب همبستگی (r) (جدول ۲) مشاهده شد که ضریب همبستگی بین اندازه‌ی غلظت نیترات و روش‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی، به‌ترتیب ۰/۴۳، ۰/۳۷ و ۰/۳۰ بود. بر این اساس به‌ترتیب روش‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی عمل‌کرد بهتری دارند. بنابراین روش دراستیک، روش مناسب‌تری برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان روضه‌چای است. محاسبه‌ی CI نشان داد که روش دراستیک با مقدار شاخص همبستگی (CI) برابر ۲۸، از روش‌های سینتکس و اس‌آی به‌ترتیب با مقدار شاخص همبستگی ۲۷ و ۲۵ اولویت بیش‌تری برای تهیه‌ی نقشه‌ی آسیب‌پذیری دارد.

جدول ۲- مقایسه‌ی مقادیر CI و r روش‌های مختلف ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی.

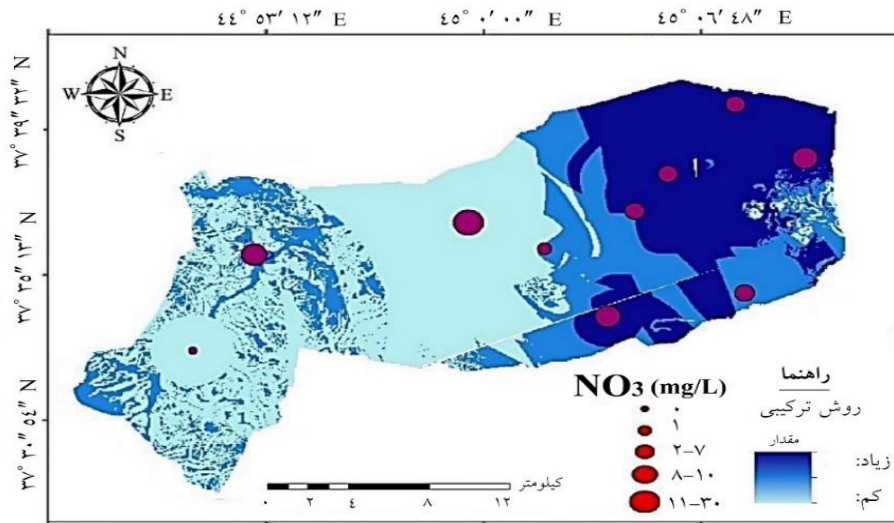
روش‌های آسیب‌پذیری	ضریب همبستگی (r)	شاخص همبستگی (CI)
دراستیک (DRASTIC)	۰/۴۳	۲۸
سینتکس (SINTACS)	۰/۳۷	۲۷
اس‌آی (SI)	۰/۳۰	۲۵
روش ترکیبی (Combined Method)	۰/۶۰	۳۵



شکل ۶- انطباق مقادیر نیترات با نقشه‌ی آسیب‌پذیری (الف) روش DRASTIC، (ب) روش SINTACS، (ج) روش SI.

واحد را معرفی می‌کند که برای اعمال این روش، بهنجارسازی اندازه‌ی هر یک از شاخص‌های آسیب‌پذیری دراستیک، سینتکس و اس‌آی با رابطه‌ی ۳ محاسبه شد و نقشه‌ی ترکیبی شاخص آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با رابطه‌ی ۲ (شکل ۷) تهیه شد. ضریب همبستگی ($r=60/0$) و شاخص همبستگی ($CI=35$) نتیجه‌ی روش ترکیبی زیادت‌تر از روش‌های منفرد دراستیک، سینتکس و اس‌آی است (جدول ۲).

بر اساس تفاوت بین سه روش دراستیک، سینتکس و اس‌آی و با توجه به نقشه‌های توزیع آسیب‌پذیری، وجود شباهت‌هایی در رده بندی‌های آسیب‌پذیری در برخی ناحیه‌های شرقی و جنوب‌غربی منطقه‌ی پژوهش مشاهده می‌شود. بنابراین برای استفاده‌ی هم‌زمان از مزیت‌های هر یک از این روش‌ها روش ترکیبی آن‌ها به‌کار برده شد. روش ترکیبی با تلفیق نتیجه‌ی حاصل از سه روش دراستیک، سینتکس و اس‌آی با مزیت‌های هر سه روش یک نتیجه‌ی



شکل ۷- نقشه‌ی آسیب پذیری با استفاده از روش ترکیبی.

با توجه به همبستگی قطعی بین اندازه‌ی غلظت نیترات و آسیب پذیری (لاتمانی و همکاران ۲۰۱۵) برای صحت‌سنجی نتیجه‌ی روش‌های آسیب‌پذیری به کار برده شده، داده‌های غلظت نیترات اندازه‌گیری شده از منابع آب زیرزمینی منطقه‌ی پژوهش به کار برده شد. از مقایسه‌ی سه روش در دشت روضه‌چای بر اساس اندازه‌ی ضریب همبستگی (I) مشخص شد که روش دراستیک به دلیل به کار بردن تعداد فراسنج‌های بیش‌تر و تطابق بیش‌تر با اندازه‌ی نیترات در منطقه برای ارزیابی آسیب‌پذیری از دو روش سینتکس و اس‌آی مناسب‌تر است. مشابه نتیجه‌ی پژوهش‌های ماریا (۲۰۱۸) روش دراستیک دقت و استفاده‌ی واقعی‌تری در پژوهش‌های دقیق زمین‌شناسی دارد.

مزیت‌های هر یک از روش‌های تعیین آسیب‌پذیری و مشاهده‌ی برخی از رده‌بندی‌های شاخص آسیب‌پذیری زیاد در منطقه‌های مشابهی با محدوده‌ی پژوهش، باعث شد که روش ترکیبی به کار برده شود و نقشه‌ی آسیب‌پذیری دشت روضه‌چای با ترکیب وزنی سه شاخص آسیب‌پذیری دراستیک، سینتکس و اس‌آی تهیه شد. اندازه‌ی صحت‌سنجی نیترات با شاخص همبستگی (CI) نشان داد که روش ترکیبی از هر سه روش منفرد، همبستگی بیش‌تری دارد. در اغلب پژوهش‌ها آسیب‌پذیری با دیگر روش‌های ترکیبی (ندیری و همکاران ۲۰۱۷؛ الف؛ ۲۰۱۸؛ کز لوسکی و سوچکا ۲۰۱۹) نیز نتیجه‌ی بهتر روش ترکیبی از مدل‌های منفرد گزارش شده است.

نقشه‌ی آسیب‌پذیری با روش ترکیبی (شکل ۷) مشاهده شد که بیش‌ترین شاخص آسیب‌پذیری در منطقه‌های شمال شرقی دشت است و منطقه‌های مرکزی و منطقه‌های پراکنده‌ی از

بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به اهمیت تعیین آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت روضه‌چای به ویژه نسبت به آلودگی با منشأ انسانی ناشی از کاربرد بی‌رویه‌ی کودها و آفت‌کش‌های کشاورزی، غلظت نیترات منابع آب زیرزمینی تجزیه شد. مقایسه‌ی اندازه‌ی غلظت نیترات با اندازه‌ی معیار جهانی نشانگر آشامیدنی بودن این آب‌ها بود.

لایه‌های رستری هر یک از عامل‌های موثر در تعیین آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به آلودگی با توجه به داده و اطلاعات موجود و ویژگی‌های منطقه‌ی پژوهش در نرم‌افزار ArcGIS تعیین و نحوه‌ی توزیع آن‌ها و تأثیر بر انتقال‌پذیری آلاینده بررسی شد. بر این اساس توان انتقال آلاینده‌ی ناحیه‌های شرقی و مرکزی محدوده بیش‌تر بود، که اغلب به مقدار تغذیه، محیط نااشباع و اندازه رسوب‌های آبرفتی مربوط دانسته می‌شود.

برای تهیه‌ی نقشه‌ی آسیب‌پذیری آبخوان دشت روضه‌چای به آلودگی، سه روش دراستیک، سینتکس و اس‌آی با توجه به رتبه و وزن‌های مشخص هر فراسنج تأثیرگذار در آن‌ها به کار برده شد. اندازه‌ی آسیب‌پذیری روش دراستیک از ۸۰ تا ۱۶۰ متغیر و بیش‌ترین مساحت در محدوده‌ی متوسط (ناحیه‌های مرکزی و جنوب غربی دشت) بود. توان آلودگی منطقه‌های شمال و شمال شرقی دشت نیز بیش‌تر بود. برای روش سینتکس آسیب‌پذیری در چهار طبقه‌ی کم، متوسط، متوسط تا زیاد و زیاد بود. بیش‌ترین مساحت حدود ۵۵٪ منطقه در طبقه‌ی متوسط بود. شاخص آسیب‌پذیری روش اس‌آی از ۴۷ تا ۷۴ متغیر، و منطقه در دو محدوده‌ی آسیب‌پذیری کم و متوسط بود.

معرف آسیب‌پذیری ذاتی است و وزنی که هر یک گرفته‌اند، آن‌ها را با ماهیت آلاینده‌هایی که منطقه را در خطر قرار داده مربوط می‌کند. این روش، روش ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی نیست، بل که آسیب‌پذیری را به شیوه‌ی جامع‌تری از روش‌های ذاتی ارزیابی می‌کند.

نتیجه‌ی روش‌های آسیب‌پذیری، اقلیم منطقه، افزایش جمعیت، توسعه‌ی فعالیت‌های کشاورزی و افزایش احتمال ورود آلاینده‌ها به آبخوان، ضرورت توجه به مسائل زیست‌محیطی و مدیریت صحیح زیست‌محیطی منطقه را به‌خصوص در منطقه‌های با توان آلودگی بیش‌تر نشان می‌دهد.

جنوب غربی دشت کم‌ترین شاخص آسیب‌پذیری به آلودگی دارد، که به فراسنج‌های تأثیرگذار در طبقه‌بندی شاخص‌های آسیب‌پذیری از جمله عمق کم سطح آب زیرزمینی، هدایت آبی زیاد و پستی و بلندی هموار یا شیب سطح زمین کم مربوط دانسته شد.

شاخص ترکیبی داده‌شده در این مقاله می‌تواند هم‌زمان آسیب‌پذیری ذاتی و اندازه‌ی خطر واقعی و به‌هنگام آسیب‌پذیری را تلفیق کند و آسیب‌پذیری جامع را نشان دهد. چون شاخص‌های سه‌گانه‌ی ارزیابی آسیب‌پذیری یعنی روش‌های دراستیک، سینتکس و اس‌آی در اصل نماینده و

- Aboulouafa M, Taouil H, Ibn Ahmed S, Tairi A, Arouya K, Hsaissoune M. 2017. Sintacs and DraStic models for ground-water vulnerability assessment and mapping using a GIS and remote sensing techniques: A Case study on Berrechid Plain. IOSR Journal of Engineering. 7(5): 23–30.
- Akhavan S, Mousavi SF, Abedi-Koupai J, Abbaspour K. 2011. Conditioning DraStic model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain. Environ Earth Sci. 63(6): 1155–1167.
- Al-Adamat RAN, Foster IDL, Baban SMJ. 2003. Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, remote sensing and DRASTIC. Applied Geography. 23(4): 303–324.
- Aller L, Bennet T, Leher JH, Petty RJ, Hackett G. 1987. DraStic: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using geo hydrogeology settings. 622 p.
- Almasri MN. 2008. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza Coastal aquifer. Palestine Journal of Environ. Management. 88(4): 577–593.
- Al-Zabet T. 2002. Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DraStic method. Journal of Environmental Geology. 43(1–2): 203–208.
- Anane M, Abidi B, Lachaal F, Limam A, Jellali S. 2015. GIS-based DraStic, pesticide DraStic and the susceptibility Index (SI): Comparative study for evaluation of pollution potential in the Nabeul-Hammamet shallow aquifer, Tunisia. Journal of Hydrogeology. 21(3): 715–731.
- ASTM. 2002. Annual book of ASTM standards. Section 11, Water and environmental technology. American Society for Testing and Materials. 11.01. 1020 pp.
- Aydi W, Saidi S, Chalbaoui M, Chaibi S, Ben Dhia H. 2013. Evaluation of the ground-water vulnerability to pollution using an intrinsic and a specific method in a GIS environment: Application to the Plain of Sidi Bouzid (Central Tunisia). Arabian Journal for Science and Engineering. 38(7): 1815–1831.
- Babiker IS, Mohamed AA, Tetsuya H. 2015. A GIS-based DraStic model assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Height Gifu Prefecture. Science of the Total Environment Journal. 345(1): 127–140.
- Civita M. 1994. Le carte della vulnerabilita' degli aquifer all'inquinamento Teoria and practica (Aquifer vulnerability maps to pollution) (In Italian). Pitagora Ed, Bologna.
- Civita M, De Maio M. 1997. SINTACS. Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilita' degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia and Automatizzazione. Pitagora Editrice, Bologna. (In Italian). 60: 191.
- Dixon B. 2005. Groundwater vulnerability mapping: A GIS and fuzzy rule based integrated tool. Applied Geography. 25(4): 327–347.
- Entezari M, Amiri F, Tabatabaie T. 2018. A GIS, DRASTIC techniques for assessing groundwater vulnerability in Torghabeh–Shandiz watershed of Khorasan county. 9(3-32): 19–32. (In Persian).
- Ersoy AF, Gültekin F. 2013. DraStic-based

- methodology for assessing groundwater vulnerability in the Gümüşhacıköy and Merzifon basin (Amasya, Turkey). *Earth Sci. Res. SJ*. 17(1): 33–40.
- Evans BM, Myers WL. 1990. A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. *Journal of Soil and Water Conservation*. 45(2): 242–245.
- Gharekhani M, Nadiri AA, Asghari Moghaddam A, Sadeghi Aghdam F. 2015. Optimization of DRASTIC Model by support vector machine and artificial neural network for evaluating of intrinsic vulnerability of Ardabil Plain Aquifer. *Ecology hydrology*. 2(3): 311–324. (In Persian).
- Ghosh A, Kumar Tiwari A, Das S. 2015. A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability of Katri Watershed, Dhanbad, India. *Modeling earth systems and environment*. pp: 1–15.
- Javanshir G, Nadiri AA, Sadeghfam S, Abbas Novinpour E. 2016. Introducing a new method to aquifer vulnerability assessment of Moghan plain based on combination of DRASTIC, SINTACS and SI methods. *Journal of Ecohydrology*. 3(4):491–503. (In Persian).
- Khodaei K, Shahsavari HA, Etebari B. 2005. Valuation vulnerability aquifer Join basin by DRASTIC and GODS method. *Journal of Iranian Geology*. 2(4):73–87. (In Persian).
- Khosravi Kh, Habibnejad M, Solaimani K, Babaei KH. 2012. Assessment of groundwater vulnerability using a-GIS based DRASTIC Model (Case study: Dehgolan Plain, Kurdistan Province). *Journal of Watershed Management Research*. 3(5):42–62. (In Persian).
- Kozłowski M, Sojka M. 2019. Applying a modified DRASTIC model to assess groundwater vulnerability to pollution: *Pol. J. Environ. Stud*. 28(3): 1223–1231.
- Lathamani R, Janardhana MR, Mahalingam B, Sureshad S. 2015. Evaluation of aquifer vulnerability using DRASTIC Model and GIS: A case study Of Mysore City, Karnataka, India. *Aquatic Procedia*. 4: 1031–1038.
- Margat J. 1968. Vulnerabilite des nappes d'eau souterraine a la pollution: bases de la cartographie [Vulnerability of groundwater to pollution: database mapping]. BRGM Publication. BRGM, Orleans, France. 68-SGL 198.
- Maria R. 2018. Comparative studies of groundwater vulnerability assessment. *Global Colloquium on GeoSciences and Engineering. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 18(1): 012018. 118 012018.
- Mirzaei S. 2009. Valuation vulnerability and preparation of contamination risk maps of Shahrekord aquifer by using GIS and DRASTIC and SINTACS models. Master Thesis. University of Shahrekord. (In Persian).
- Nadiri AA, Gharekhani M, Khatibi R, Sadeghfam S, Asghari Moghaddam A. 2017a. Groundwater vulnerability indices conditioned by Supervised Intelligence Committee Machine (SICM). *Sci. Total Environ*. 574: 691–706.
- Nadiri AA, Sedghi Z, Khatibi R, Gharekhani M. 2017b. Mapping vulnerability of multiple aquifers using multiple models and fuzzy logic to objectively derive model structures. *Science of the Total Environment*. 593–594: 75–90.
- Nadiri AA, Gharekhani M, Khatibi R. 2018. Mapping aquifer vulnerability indices using artificial intelligence-running multiple frameworks (AIMF) with supervised and

- unsupervised learning. *Water Resour. Manage.* 32(9): 3023–3040.
- Niknam R, Mohammadi K, Majd VJ. 2007. Groundwater Vulnerability Evaluation of Tehran-Karaj Aquifer Using DRASTIC Method and Fuzzy Logic. *Iran-Water Resources Research.* 3(2): 39–47. (In Persian).
- Oroji B. 2018. Groundwater vulnerability assessment using GIS-based DRASTIC and GOD in the Asadabad plain. *Journal of Materials and Environmental Sciences.* 9(6): 1809–1816.
- Panagopoulos G, Antonakos A, Lambra-kis N. 2006. Optimization of DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment, by the use of simple statistical methods and GIS. *Journal of Hydrogeology.* 14(6): 894–911.
- Rahman A. 2008. A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh India. *Applied Geography.* 28(1): 32–53.
- Regional Water Company of West Azarbaijan. 2012a. Semi-detailed studies of groundwater plain covered by West Azarbaijan water organization, Groundwater Studies in Urmia Plain. (In Persian).
- Regional Water Company of West Azarbaijan. 2012b. Water resource inventory updating studies, Study Areas of Lake Urmia Basin, Leading to the Years 2011–2012, Vol. 5: Appendix 10. (In Persian).
- Rezaei F, Safavi HR, Ahmadi A. 2013. Groundwater vulnerability assessment using fuzzy logic: a case study in the Zayandehrood aquifers, Iran. *Environmental management.* 51(1): 267–277.
- Sadatipoor E, Noori N, Baghvand A, Javadi Pirbazari S, Kardan Moghaddam H. 2016. Application of DRASTIC Model for groundwater vulnerability assessment of the Ghaen Aquifer. *Journal of Environmental Sciences Studies.* 1(2): 63–71. (In Persian).
- Sadeghi Aghdam F, Nadiri AA, Asgharai Moghaddam A, Abbas Novinpour E. 2019. Assessing the suitability and quality zoning of groundwater resources of Naqadeh plain for drinking, agriculture, and industrial purposes. *RS and GIS for Natural Resources.* 9(4): 17–36. (In Persian).
- Scanlon BR, Healy RW, Cook PG. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal.* 10(1): 18–39.
- Secunda S, Collin ML, Melloul AJ. 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.
- Sharadqah S. 2017. Contamination risk evaluation of groundwater in the canton of portoviejo-ecuador, using Susceptibility Index and two intrinsic vulnerability models. *American Journal of Environmental Sciences.* 13(1): 65–76.
- Shekhar Sh, Chandra A. Pandey. 2014. Delineation of groundwater potential zone in hard rock terrain of India using Remote Sensing, Geographical Information System (GIS) and Analytic Hierarchy Process (AHP) techniques. *Geocarto International.* 30(4): 402–421.
- Stigter TY, Ribeiro L, Carvalho Dill AMM. 2006. Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Journal of Hydrogeology.* 14(1): 79–99.
- Tidoune, PBD Ndao, S Ba A, Dlaw EHB.

2017. Assessment of groundwater vulnerability by Susceptibility Index (SI) method in the Niayes Area, Senegal. *Journal of Scientific and Engineering Research*. 4(11): 247–257.
- Urmia Novin water drilling company. 2006. Exploration and exploitation geological log, Urmia water affairs department. (In Persian).
- Vrba J, Zaporozec A. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. *International Contributions to Hydrogeology*, 16. FRG, Heise Publication, Hannover. 131p.



Watershed Management Research

VOL. 33, No. 3, Ser. No: 128, Autumn 2020, pp. 70-90
DOI: 10.22092/wmej.2020.127818.1261

Determining Vulnerability of the Rozeh Chay Aquifer in the Urmia Plain, Using the Combination Method of DRASTIC, SINSTAC and SI Indexes

Ramin Mosazade

M.Sc. Graduated Student in Hydrogeology, Department of Geology, Faculty of Science, Urmia University, Urmia, Iran
Esfendiar Abbas Novinpour

(Corresponding Author)* Assistant Professor, Department of Geology, Faculty of Science, Urmia University, Urmia, Iran

Fariba Sadeghi Aghdam

Ph.D. Student in Hydrogeology, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Iran

Corresponding Author Email: E.AbbasNovinpour@urmia.ac.ir

Received: 21 September 2017 Accepted: 17 December 2019

Abstract

The Rozeh Chay Plain is located on the western margin of the Urmia Lake. The shallow groundwater table, agricultural activities, and particularly the use of fertilizers and pesticides may lead to the groundwater contamination. Therefore, assessing the vulnerability can play a vital role in protecting and benefiting from this aquifer. Various data, including: DEM, land use, operation and observation wells and nitrate concentration of water samples analyses in May 2016 were used. Using the ArcGIS, the raster layers of groundwater depth, net recharge, hydraulic conductivity, topography, land use, unsaturated zones, aquifer and soil media were determined using the kriging interpolation method. These layers were integrated by ranking and weighting with the overlapping functions and the layers of DRASTIC, SINTACS and SI methods were determined. The final map of the vulnerable areas was prepared using a weighted combination method. In order to evaluate the performance of each DRASTIC, SINTACS and SI method, the correlation coefficients (r) were calculated between the nitrate values and vulnerability indices were: 0.43, 0.37 and 0.30, respectively, and the correlation indices (CI) were 28, 27 and 25 respectively. The results showed that combination methods had higher values of the r (0.60) and CI (35) than the individual methods. The combined index presented in this study can combine both the intrinsic vulnerability and the actual and timely vulnerability risk, and in fact shows the comprehensive vulnerability. Based on the combined method, about 30, 45, and 25 percent of the area of the Rozeh Chay Plain are located in the low, medium and high vulnerability range, respectively.

■ **Keywords:** DRASTIC, combined method, Rozeh chay plain, SI, SINSTAC, vulnerability indexes ■