محیط‌شناسی، دورهٔ ۴۵، شمارهٔ ۲، تابستان ۱۳۹۸، صفحهٔ ۳۱۵-۳۰۱

ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت میاندوآب به نیترات با استفاده از الگوریتم ژنتیک

حسین نوروزی قوشبلاغ[1]*، اصغر اصغری‌مقدم[2]، سمیه هاتف‌تبار[3]

۱. دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، دانشکدهٔ علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

۲. استاد هیدروژئولوژی، دانشکدهٔ علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران Moghaddam@tabrizu.ac.ir

۳. کارشناس آزمایشگاه کنترل کیفی آب، تبریز، ایران Somayehatef@yahoo.com

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۷/۱۱/۲۰ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۸/۰۴/۲۰

چکیده

برای پاک‌سازی آب‌های زیرزمینی آلوده و مصرف مجدد آن، اغلب باید وقت و هزینه زیادی صرف شود و یافتن منبع آبی جایگزین همیشه امکان‌پذیر نیست. محدودهٔ مطالعاتی میاندوآب به‌عنوان مهم‌ترین دشت حوضهٔ دریاچهٔ ارومیه یکی از مناطق مهم کشاورزی کشور، در معرض خطر آلودگی به نیترات قرار گرفته است. ازاین‌رو بررسی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان این منطقه با روش مناسب، اهمیت بسیاری دارد. در این تحقیق نخست از روش دراستیک معمولی، آسیب‌پذیری دشت میاندوآب برای بررسی مناطق در معرض آلودگی استفاده شد. سپس برای بهینه‌سازی روش دراستیک با استفاده از الگوریتم ژنتیک، تابع هدفی به الگوریتم ژنتیک تعریف شد و وزن‌های بهینهٔ پارامترهای دراستیک با بیشینه کردن تابع هدف به دست آمد. داده‌های غلظت نیترات و شاخص همبستگی آن با آسیب‌پذیری برای بررسی صحت‌سنجی روش‌های ارائه شده به کار برده شد. شاخص همبستگی نشان داد که دراستیک بهینه شده با استفاده از الگوریتم ژنتیک، شاخص همبستگی بالاتری با نیترات داشته و نتیجه بهتری نسبت به دراستیک معمولی برای منطقه ارائه داده است. نقشهٔ بهینه شده با استفاده از روش الگوریتم ژنتیک نشان می‌دهد که حدود ۱۸، ۱۱، ۲۸، ۲۶ و ۱۷ درصد از دشت به ترتیب در مناطق با آسیب‌پذیری خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد واقع‌شده‌اند.

کلیدواژه

آبخوان، الگوریتم ژنتیک، آلودگی، دراستیک، دشت میاندوآب.

۱. سرآغاز

محدودیت منابع آب سطحی و بهره‌برداری بیش از اندازه از آبخوان‌ها و همچنین ورود آلاینده‌ها از طریق فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی باعث تحمیل خسارت‌های جبران‌ناپذیری بر آب‌های زیرزمینی می‌شود. علاوه بر آن به دلیل رخنمون سازندهای تبخیری در بخش وسیعی از کشور، بخشی از آب‌های زیرزمینی موجود در آن‌ها، کیفیت مناسبی ندارند. از سوی دیگر ضعف مدیریتی در کنترل منابع آب سطحی و زیرزمینی کشور موجب شده تا خواسته یا ناخواسته این منابع در معرض آلودگی و افزایش شوری قرار گیرند. بدین لحاظ با توجه به اهمیت موضوع و پیامدهای نامطلوب بر اکوسیستم و زندگی مردم، مطالعه تغییرات کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی و کشف علل آن و ارائه راهکارهای پیشگیرانه از اهداف مطالعات هیدروشیمیایی و آسیب‌پذیری است. آلودگی‌های مختلف انتشار یافته در آب‌های زیرزمینی، مضرات زیست‌محیطی

* نویسنده مسئول: Email: Hosseyn_Noroozi@tabrizu.ac.ir

فراوانی دارد که مستقیماً زندگی بشر را تحت تأثیر قرار می‌دهند. از این‌رو لازمهٔ هر گونه اقدام برای کنترل و کاهش آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی و تأثیرات آن‌ها، آگاهی کامل از نحوهٔ توزیع آلاینده‌ها در محیط‌های آلوده است (Norouzi et al., 2018). در اختیار داشتن چنین اطلاعاتی صرفاً از طریق نمونه‌برداری و سنجش آلودگی در سطح منطقه امکان‌پذیر است. بهترین و مؤثرترین راه‌حل، جلوگیری از ورود آلاینده‌ها به این منبع با ارزش است. تعیین میزان آلودگی آب زیرزمینی، یکی از مهم‌ترین مطالعات هیدروژئولوژیکی است که در این ارتباط شناخت مناطق در معرض خطر آلودگی و بررسی آسیب‌پذیری آبخوان دارای اهمیت فوق‌العاده‌ای است. مفهوم آسیب‌پذیری برای نخستین بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه برای آگاهی بخشی دربارهٔ آلودگی آب زیرزمینی ارائه شده است (Vrba et al., 1994). آسیب‌پذیری، ویژگی ذاتی آب‌های زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود که پتانسیل آبخوان را برای نفوذ و انتشار آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی نشان می‌دهد (Babiker et al., 2005). آسیب‌پذیری نوعی خصوصیت نسبی، بدون بعد و غیرقابل اندازه‌گیری است و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (Antonakos et al., 2007). ارزیابی آسیب‌پذیری برای تعیین آلودگی آب‌های زیرزمینی بخشی از مدیریت آب‌های زیرزمینی در بسیاری از مناطق جهان به شمار می‌رود. با شناسایی مناطقی که استعداد آلودگی در آن قوی است می‌توان منطقه را از لحاظ آسیب‌پذیری پهنه‌بندی کرد و در نتیجه با اعمال تمهیدات لازم از آلوده شدن مناطق با پتانسیل آسیب‌پذیری بالا جلوگیری کرد. نقشهٔ پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی بر این اساس است که در برخی اراضی، پتانسیل آسیب‌پذیری نسبت به آلودگی بیش‌تر از دیگر اراضی است (Piscopo, 2001). تاکنون روش‌های مختلفی برای ارزیابی آسیب‌پذیری ارائه شده که می‌توان آن‌ها را به سه دسته کلی تقسیم کرد. این سه دسته عبارت‌اند از: رتبه‌دهی توصیفی، آماری و تحلیلی و روش ترکیبی (Niknam et al., 2007). یکی از روش‌های متداول برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان روش دراستیک است که پرکاربردترین روش از مدل‌های PCSM[1] است که در این مدل‌ها علاوه بر طبقه‌بندی پارامترهای مختلف، ضرایب وزنی نسبی برای هر عامل تعیین می‌شود. این روش‌ها بر پایهٔ تلفیق لایه‌های حاصل از پارامترهای مختلف بنا نهاده شده‌اند و اساس کار یکسانی دارند و همچنین بر ارزیابی توصیفی و کمی آسیب‌پذیری تکیه دارند. روش‌های PCSM در به‌کارگیری نوع و تعداد پارامترها باهم تفاوت داشته ولی درنهایت به ثبت یک شاخص عددی یا امتیاز برای هر ویژگی منجر می‌شوند. روش دراستیک توسط انجمن ملی آب زیرزمینی (NGWA[2]) با همکاری آژانس حفاظت محیطی ایالت متحده (USEPA) ایجاد شده است (Aller et al., 1987). تاکنون مطالعات زیادی درزمینهٔ آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با استفاده از روش دراستیک انجام شده است که می‌توان به ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان کاکامیگاهارا در مرکز ژاپن (Babiker et al., 2005) اشاره کرد. همچنین در کرهٔ جنوبی از مدل دراستیک برای ارزیابی محل مناسب دفع زباله‌ها و جلوگیری از آلوده شده آب‌های زیرزمینی استفاده شده است (Lee, 2003). از آنجا که این روش در مکان‌های مختلف بدون هیچ تغییری استفاده می‌شود، می‌تواند آثار نوع و ویژگی‌های آلودگی را در نظر نگیرد. بنابراین، این روش باید برای آبخوان و آلودگی خاص کالیبراسیون و تصحیح شود. مدل دراستیک با روش های متعددی مانند شبکه عصبی مصنوعی، جنگل تصادفی و تئوری کاتاسترف (Norouzi et al., 2016; Nadiri et al., 2019; Sadghfam et al., 2016 Baghapour et al., 2016) بهبود یافته است.

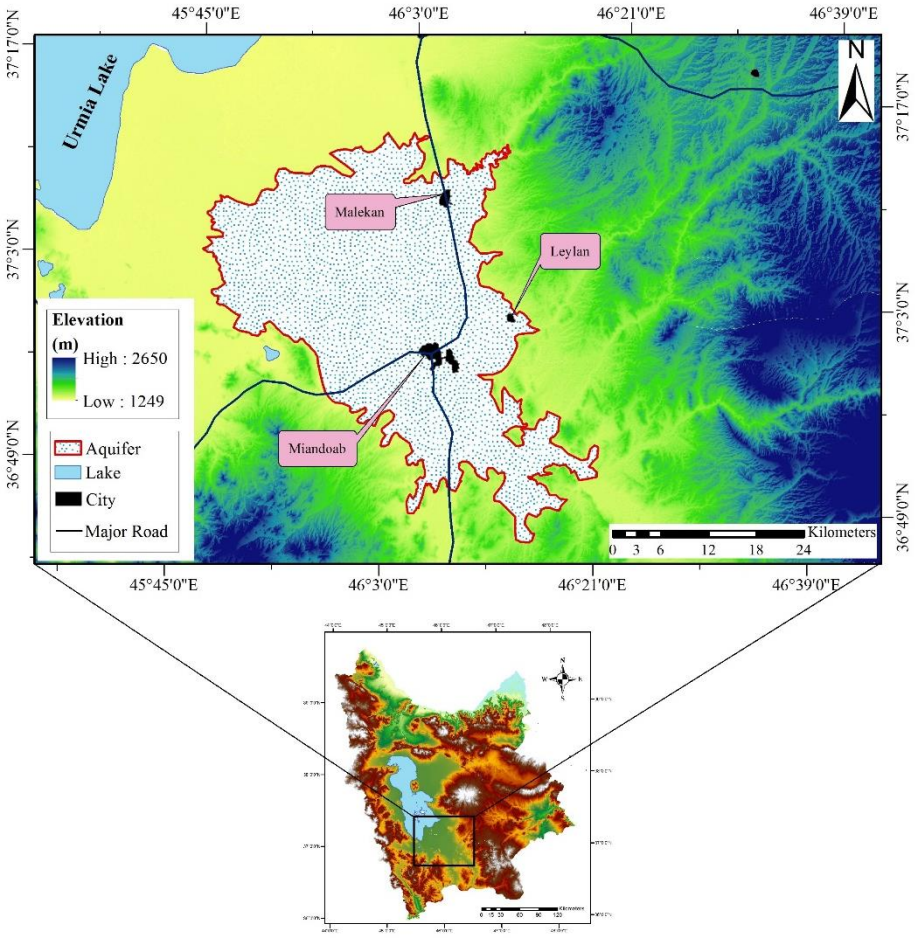
محدودهٔ مطالعاتی میاندوآب به‌عنوان مهمترین دشت حوضهٔ دریاچه ارومیه، یکی از قطب‌های کشاورزی به‌ویژه در تولید انگور است، ازاین‌رو به دلیل استفادهٔ بیش از اندازه از انواع کودهای شیمیایی و حیوانی می‌تواند جزء دشت‌های آلوده به نیترات بوده و در معرض آلودگی باشد. همچنین

پساب‌ها و فاضلاب‌های حاصل از منطقه می‌تواند منابع آب زیرزمینی در این دشت را در معرض خطر آلودگی قرار دهند. بنابراین با توجه به اهمیت آب زیرزمینی در منطقه میاندوآب که برای آشامیدن نیز استفاده می‌شود، ارزیابی آسیب‌پذیری این دشت ضروری است. در مطالعهٔ حاضر، بررسی مناطق دارای خطر آلودگی با استفاده از روش آسیب‌پذیری دراستیک بررسی شده و نقشهٔ آسیب‌پذیری حاصل با استفاده از الگوریتم ژنتیک، بهینه شده است.

۲. مواد و روش‌ها

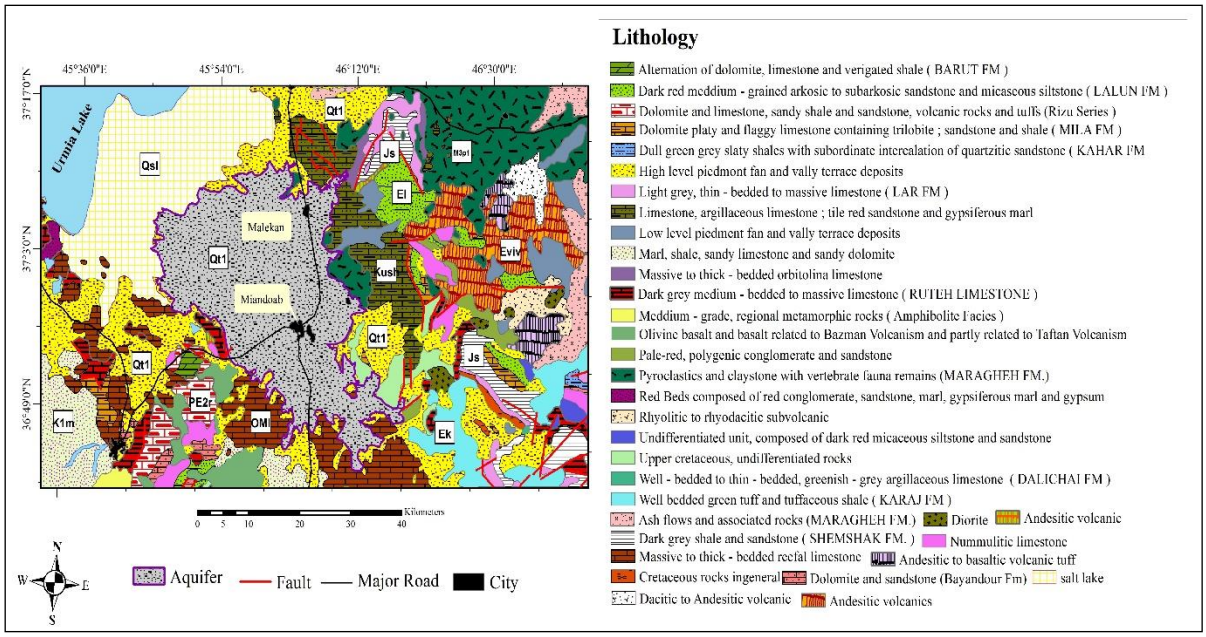
۱.۲. منطقه مورد مطالعه

دشت میاندوآب یا قوشاچای با وسعتی تقریباً برابر با ۱۱۵۰ کیلومترمربع در جنوب دریاچهٔ ارومیه واقع شده و جزء زون زمین‌ساختاری البرز – آذربایجان محسوب می‌شود. مقدار بارندگی در منطقه از دشت به سمت ارتفاعات افزایش می‌یابد. میانگین بارندگی سالانه بر اساس آمار سی‌ساله (۱۳۶۷-۱۳۹۶) ایستگاه ملکان و میاندوآب در دشت و بخش کوهستانی میاندوآب به ترتیب ۲۶۷ و ۳۲۵ میلی‌متر و میانگین بارندگی در محدودهٔ مطالعاتی میاندوآب حدود ۲۸۴ میلی‌متر در سال است. این حوزه بر اساس روش تجربی آمبرژه (Emberger, 1952) و با استفاده از آمار ایستگاه میاندوآب، دارای اقلیم سرد و نیمه‌خشک است. شکل ۱ موقعیت جغرافیای منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. میزان تبخیر و تعرق پتانسیل و تبخیر از تشتک به ترتیب برابر با ۷۴۲ و ۱۶۵۰ میلی‌متر در سال است. زرینه‌رود، سیمینه‌رود، مردق‌چای و لیلان‌چای از مهم‌ترین رودخانه‌های دشت میاندوآب هستند که منابع آب سطحی این رودخانه‌ها پس از عبور از دشت، با فاصلهٔ کمتری به دریاچهٔ ارومیه می‌ریزند.



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی منطقهٔ مورد مطالعه

منطقهٔ میاندوآب دارای سازندهای زمین‌شناسی مختلفی است. سازند لالون که در قسمت شرق و سازند روته در دورهٔ پرمین در جنوب منطقه برون‌زد دارد، سازند شمشک در قسمت شرق و شمال‌شرقی مشهود است و سازند لار مربوط به دورهٔ تریاس و ژوراسیک در قسمت شمال و شمال شرق منطقه دیده می‌شود. بخش اعظمی از مساحت منطقه در بخش غربی مربوط به رسوبات آبرفتی دورهٔ کواترنر است و بخش کمی از آن‌ها در بخش شمال غرب دارای پهنه‌های لسی- نمکی هستند (شکل ۲). در قسمت جنوب و جنوب شرقی دشت میاندوآب مجموعه رسوبات آهک و مارن- ژیپس دیده می‌شود که مربوط به دورهٔ کرتاسه و مجموعه سنگ‌های پیروکلاستیک و رس‌سنگ‌ها مربوط به دوره پلیوسن هستند. در قسمت شمال و شمال‌غربی دشت میاندوآب، سنگ‌های آهکی تا توده خاکستری روشن مربوط به دوره تریاس و ژوراسیک و تودهٔ آهک‌های کرتاسه به چشم می‌خورد (شهرابی، ۱۳۵۴).



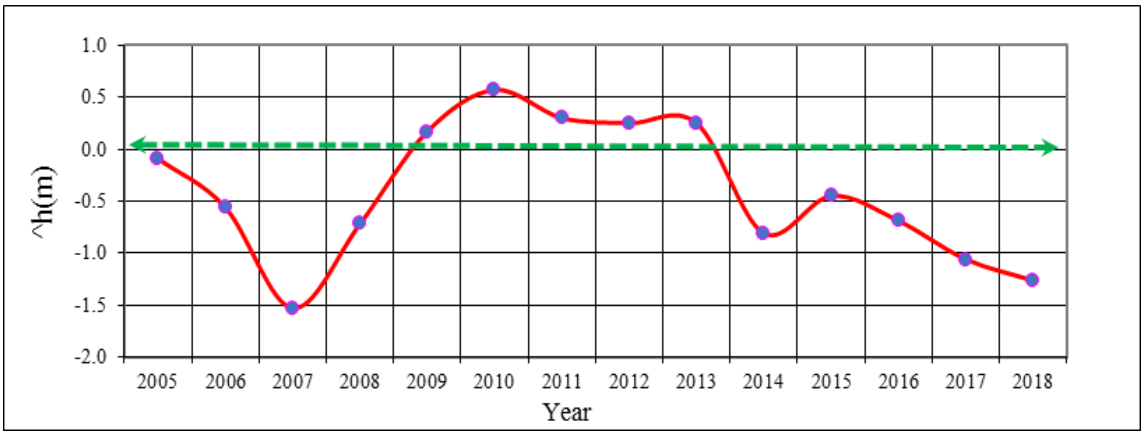
شکل۲. نقشهٔ زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

دشت میاندوآب از تناوب رسوبات آبرفتی رودخانه‌ای و تراس‌های دانه‌ریز دریاچه‌ای تشکیل شده است. ضخامت مؤثر این رسوبات از حدود چند متر در مجاورت ارتفاعات حاشیه‌ای تا بیش از ۱۵۰ متر در حوالی شهرهای میاندوآب متغیر است. حاشیهٔ این دشت را ارتفاعاتی احاطه می‌کند که به لحاظ هیدروژئولوژیکی اهمیت کمتری روی سفرهٔ آب زیرزمینی دارند. در بین این سازندها، سنگ‌های دولومیتی پرمین و افق‌های کربناته الیگومیوسن به لحاظ داشتن درز و شکاف‌های فراوان و احتمال حضور پدیده کارست در تغذیهٔ جانبی حواشی دشت تا حدودی مؤثر هستند. همچنین پوشیده شدن دشت به‌وسیله قشری از رسوبات دانه‌ریز رسی، امکان تغذیه دشت را با نزولات مستقیم جوی کاهش داده است.

به منظور بررسی خصوصیات هیدروژئولوژی لایه های مختلف زمین و برآورد کمی ضخامت آن ها در دشت میاندوآب تعداد ۲۸۵ عدد سوندژ ژئوالکتریک در راستای ۱۷ پروفیل طراحی شده است. بر اساس مطالعات ژئوفیزیکی، حداکثر عمق سنگ کف در نواحی شمالی دشت، جنوب غرب میاندوآب و نواحی بین دو رودخانه زرینه‌رود و سیمینه‌رود (حوالی یفنعلی تپه) شناسایی شده

است که به‌طرف شرق و جنوب‌غربی به طرف حاشیه دشت از ضخامت رسوبات کاسته می‌شود (مهندسین مشاور مهاب قدس، ۱۳۶۷).

بخش‌های ورودی تا مرکز دشت از آبرفت‌های دانه‌درشت رودخانه‌های زرینه‌رود، سیمینه‌رود و مردق چای تشکیل شده است که به طرف مرکز دشت بر ضخامت آن افزوده می‌شود. آبخوان این بخش به‌صورت یکپارچه و از نوع آزاد است که ضخامت آن بین ۳۰ تا ۷۰ متر است (مهندسین مشاور مهاب قدس، ۱۳۶۷). در بخش‌های خروجی دشت و به طرف سواحل دریاچه ارومیه، به دلیل تناوب رسوب‌گذاری نهشته‌های دانه‌ریز به نهشته‌های طغیانی رودخانه‌ای، تعداد سفره‌ها به ۳ لایه افزایش می‌یابد (مهندسین مشاور جاماب، ۱۳۷۰). در این بخش‌ها سفره فوقانی که حداکثر ۳۰ متر عمق دارد سفره آزاد بوده و در زیر آن دو سفره نیمه تحت‌فشار وجود دارد که ضخامت هر کدام بین ۲۰ تا ۳۰ متر است. لایه‌های جدا کننده این سفره‌ها حدود ۱۰ تا ۲۰ متر ضخامت داشته که به طرف مرکز دشت به طور بین انگشتی وارد رسوبات آبرفتی دانه‌درشت شده و در مرکز دشت ضخامت آن‌ها به صفر می‌رسد (مهندسین مشاور مهاب قدس، ۱۳۶۷). لایه‌های فوق از نوع رس و مارن سبز رنگ بوده که حاوی مقادیر زیادی املاح شور هستند. در بخش‌های مرکزی دشت، سفره فوقانی از ضخامت و اهمیت بیشتری برخوردار بوده و در زیر سنگ کف آن فقط یک سفرهٔ نیمه تحت‌فشار وجود دارد. در این بخش‌ها به دلیل گسترش پراکنده و عدسی فرم لایه‌های رسی جدا کننده، ارتباط هیدروژئولوژیکی سفره‌ها با هم کاملاً برقرار بوده و بدین لحاظ کیفیت شیمیایی آب سفره‌ها در پروفایل قائم تقریباً یکی است. همچنین در حوالی شهرستان ملکان، سفره موجود از نوع یکپارچه آزاد بوده که به طرف سواحل دریاچه به دو لایه افزایش می‌یابد (مهندسین مشاور مهاب قدس، ۱۳۶۷). تغییرات تجمعی سطح آب زیرزمینی نشان می‌دهد که سطح آب زیرزمینی در سال‌های اخیر کاهش داشته است.



شکل۳. تغییرات تجمعی سطح آب زیرزمینی دشت میاندوآب

۲.۲. بررسی آسیب‌پذیری با روش دراستیک

آب‌های زیرزمینی به شکل‌های مختلف در معرض آلودگی قرار دارند که تشخیص و کنترل آلودگی در آن‌ها نسبت به آب‌های سطحی مشکل و پرهزینه است. با توجه به استمرار آلودگی در منابع آب زیرزمینی، بهترین روش جلوگیری از آلودگی آن‌ها، شناسایی منابع آلوده‌کننده و مناطق آسیب‌پذیر، تهیه نقشه‌های آسیب‌پذیری و اتخاذ سیاست‌های مدیریتی مناسب است (Babiker et al., 2005). با شناسایی مناطقی که استعداد آلودگی در آن قوی است می‌توان منطقه را از لحاظ آسیب‌پذیری پهنه‌بندی کرد

و در نتیجه با اعمال تمهیدات لازم از آلوده شدن مناطق با پتانسیل آسیب‌پذیری بالا جلوگیری کرد.

روش دراستیک یک مدل کمی است که برای برآورد پتانسیل آلودگی سیستم آب زیرزمینی در یک مقیاس ناحیه‌ای طراحی شده است. بر اساس آن پارامترهای مختلف هیدروژئولوژیکی تأثیرگذار در انتقال آلودگی با یک ضریب وزنی و یک ضریب ارزش با یکدیگر جمع شده و درنهایت نقشه آسیب‌پذیری را ارائه می‌دهند (اصغری مقدم و همکاران، ۱۳۸۸). آلر، نخستین بار در سال ۱۹۸۷روش دراستیک را معرفی کرد و آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا آن را در سال ۱۹۹۰ توسعه داد که به این طریق بتوانند این روش را به‌عنوان سیستمی استاندارد شده به‌منظور ارزیابی پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی استفاده کنند (Boughriba et al. 2009). در روش دراستیک ۴ فرض در نظر گرفته می‌شود که شامل: ۱. آلودگی از سطح زمین وارد آب زیرزمینی می‌شود؛ ۲. آلودگی از طریق بارندگی شسته شده و وارد آب زیرزمینی می‌شود؛ ۳. انتقال آلودگی از طریق آب و با سرعتی مشابه آن صورت می‌گیرد و ۴. منطقهٔ مورد مطالعه توسط این روش باید ۴ هکتار یا بزرگ‌تر باشد (Voudouris et al. 2010). روش دراستیک برگرفته از هفت پارامتر هیدرولوژیکی است که شامل؛ عمق آب (D)، میزان تغذیه (R)، محیط آبخوان (A)، جنس بافت خاک (S)، شیب توپوگرافی (T)، تأثیر محیط غیراشباع (I) و هدایت هیدرولیکی سفره (C) هستند که به هرکدام از این پارامترها با توجه به پتانسیل آلودگی آن، نرخی از ۱ تا ۱۰ اختصاص داده می‌شود. ۱ به معنای کمترین و ۱۰ بیشترین خطر برای آلودگی آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود (Panagopoulos et al., 2005). هریک از پارامترهای روش دراستیک با توجه به اهمیت نسبی آن در توانایی انتقال آلودگی به سیستم آب زیرزمینی در ضریب وزنی (وزن ۱ تا ۵) ضرب می‌شود. از این‌رو شاخص دراستیک بر اساس وزن‌دهی به مجموع هفت پارامتر به‌صورت رابطهٔ (۱) محاسبه می‌شود.

(۱)

$$DI = D_rD_w + R_rR_w + A_rA_W + S_rS_w + T_rT_w + I_rI_W + C_rC_w$$

که DI شاخص آسیب‌پذیری دراستیک و حروف بزرگ نشان‌دهندهٔ پارامترهای هفت‌گانه و r نرخ ارزش (رتبه) و w وزنی است که به هر پارامتر تخصیص داده می‌شود. پس از محاسبهٔ شاخص دراستیک، نواحی آسیب‌پذیر آبخوان مشخص می‌شوند. بزرگ بودن این شاخص بیان‌گر آسیب‌پذیری بیشتر آب‌های زیرزمینی است. رتبه‌بندی و محدودهٔ تقسیمات پارامترهای دراستیک در جدول ۱ آمده است. نتیجه نهایی برای هر مجموعه هیدرولوژیکی یک ارزش عددی است که از مجموع حاصل‌ضرب وزن هر پارامتر در رتبهٔ آن به دست می‌آید و شاخص دراستیک[۳] معرفی می‌شود. بر طبق مقالهٔ آلر و همکاران (۱۹۸۷) در تعیین شاخص دراستیک برای آبخوان تحت‌فشار وزن‌دهی مانند آبخوان آزاد است با این تفاوت که رتبه‌دهی در آبخوان تحت‌فشار برای ۴ لایه متفاوت از آبخوان آزاد انجام شده، که این ۴ لایه عبارت‌اند از لایهٔ عمق، محیط آبخوان و محیط غیراشباع. اگر آبخوان تحت‌فشار در زیر آبخوان آزاد واقع شده باشد علاوه بر این سه پارامتر نحوهٔ رتبه‌دهی و محاسبهٔ تغذیه خالص هم متفاوت خواهد بود که این مورد برای آبخوان منطقهٔ مورد مطالعه صادق نیست. در واقع در تهیهٔ لایهٔ عمق برای تحت‌فشار، ژرفای کف لایه محبوس‌کننده به‌عنوان عمق سطح ایستابی و لایه محیط آبخوان از زیر لایه نفوذناپذیر تا سنگ کف در نظر گرفته می‌شود. در بخش‌هایی که لایهٔ نفوذناپذیر ضخامت بالایی داشته باشد باز امکان آلایندگی آبخوان کمتر می‌شود و محیط غیراشباع به‌صورت لایهٔ محصورکننده در نظر گرفته شده که شامل سیلت و رس غیرقابل نفوذ است.

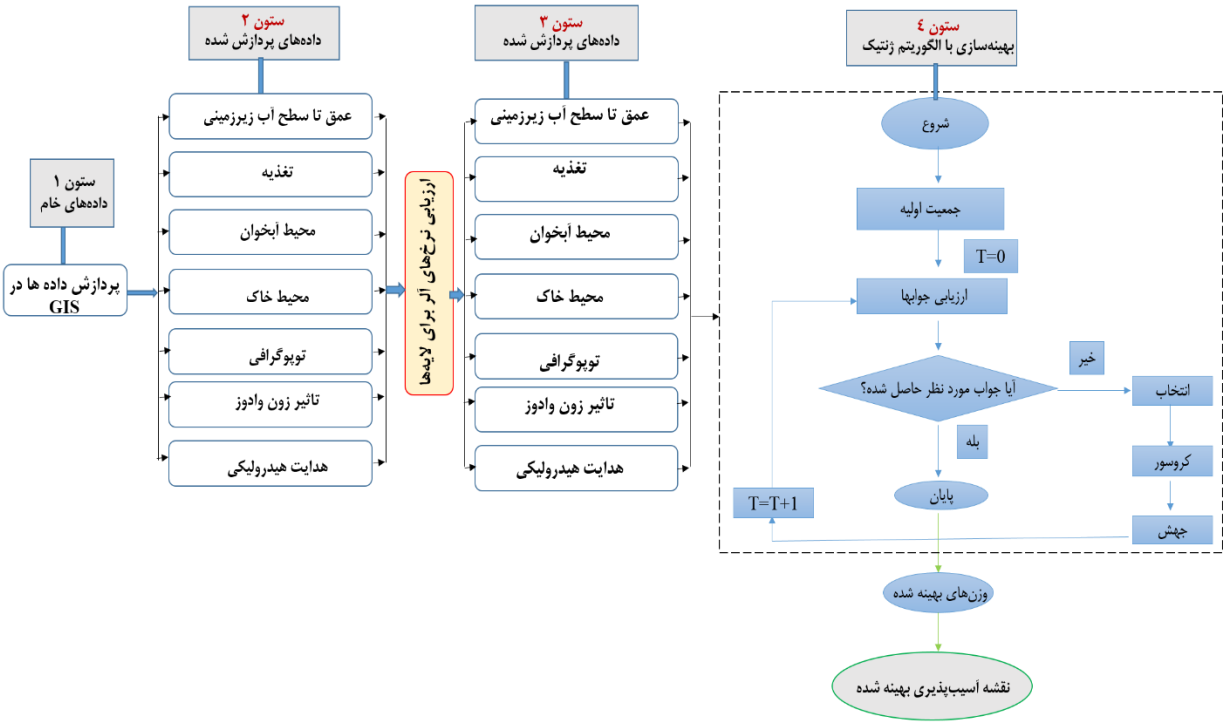
جدول۱. رتبه‌بندی، امتیاز رتبه‌ها و وزن مربوط به هرکدام از پارامترهای روش دراستیک (Aller et al., 1987)

توپوگرافی (درصد)		محیط خاک		محیط آبخوان		تغذیه (سانتی‌متر در سال)		عمق آب زیرزمینی(متر)		هدایت هیدرولیکی (متر بر روز)		محیط غیراشباع	
محدوده	رتبه	محدوده	رتبه	محدوده	رتبه	محدوده	رتبه	محدوده	رتبه	محدوده	رتبه	محدوده	رتبه
۲- ۰	۱۰	لوم سیلتی	۴	رس و سیلت با کمی ماسه	۳	۵/۰۸- ۰	۱	۱/۵- ۰	۱۰				
۶- ۲	۹	لوم ماسه‌ای	۶	ماسه با کمی سیلت و رس	۵	۱۰/۱۶- ۵/۰۸	۳	۴/۶- ۱/۵	۹			سیلت و رس	
۱۲- ۶	۵	ماسه لومی	۷	ماسه و گراول	۸	۱۷/۷۸- ۵/۰۸	۶	۹/۱- ۴/۶	۷	۴ >	۱	سیلت و رس با کمی ماسه	۲
۱۸- ۱۲	۳	گراول و ماسه	۸			۲۵/۴- ۱۷/۷۸	۸	۱۵/۲- ۹/۱	۵	۱۲- ۴	۲		۴
۱۸ <	۱					۲۵/۴ <	۹	۲۲/۹- ۱۵/۲	۳	۲۸- ۱۲	۴	ماسه با اندکی	۶
								۳۰/۵-	۲			سیلت و رس	۸
								۳۰/۵ <	۱			گراول و ماسه	
وزن‌های اختصاص یافته به پارامترها													
۵		۲		۳		۴		۵		۳		۵	

۳.۲. بهینه‌سازی روش دراستیک با استفاده از الگوریتم ژنتیک

از آنجا که این روش در مکان‌های مختلف بدون هیچ تغییری استفاده می‌شود، آثار نوع و ویژگی‌های آلودگی در نظر گرفته نمی‌شود. بنابراین، این روش باید برای آبخوان و آلودگی خاص کالیبراسیون و تصحیح شود که در مطالعهٔ حاضر با توجه به برخی مزیت‌های الگوریتم ژنتیک نسبت به دیگر روش‌ها در رسیدن به جواب بهینه، از این روش استفاده شده است. منظور از بهینه‌سازی یک سامانه، کمینه یا بیشینه کردن تابعی است که این تابع معیاری از عملکرد سامانه است. این عمل در نهایت به بهبود کارایی سامانه می‌انجامد. هدف از بهینه‌سازی یافتن بهترین جواب قابل قبول، با توجه به محدودیت‌ها و نیازهای مسئله است (Blum & Roli., 2003). برای یک مسئله، ممکن است جواب‌های مختلفی موجود باشد که برای مقایسهٔ آن‌ها و انتخاب جواب بهینه، تابعی به نام تابع هدف تعریف می‌شود. انتخاب این تابع به طبیعت مسئله وابسته است. یکی از روش‌هایی که می‌تواند به منظور بهینه‌سازی استفاده شود، الگوریتم ژنتیک است. الگوریتم ژنتیک، روش بهینه‌سازی الهام گرفته از طبیعت جاندار (موجودات زنده) است که می‌توان در طبقه‌بندی‌ها، از آن به‌عنوان روش عددی، جستجوی مستقیم و تصادفی یاد کرد. این الگوریتم، الگوریتمی مبتنی بر تکرار است و اصول اولیهٔ آن همان‌طور که پیش‌تر اشاره شد از علم ژنتیک اقتباس شده است و با تقلید از تعدادی فرایندهای مشاهده شده در تکامل طبیعی اختراع شده است و به طور موثّری از معرفت قدیمی موجود در یک جمعیت استفاده می‌کند، تا حل‌های جدید و بهبود یافته را ایجاد کند. این الگوریتم در مسائل متنوعی نظیر بهینه‌سازی، شناسایی و کنترل سیستم، پردازش تصویر و مسائل ترکیبی، تعیین توپولوژی و آموزش شبکه‌های عصبی مصنوعی و سیستم‌های مبتنی بر تصمیم و قاعده به کار می‌رود (Holland, 1975). الگوریتم ژنتیک به‌عنوان الگوریتم محاسباتیِ بهینه‌سازی با در نظر گرفتن مجموعه ای از نقاط فضای جواب در هر تکرار محاسباتی به نحو مؤثری نواحی مختلف فضای جواب را جستجو می‌کند (Holland, 1975). در مکانیزم جستجو،

گرچه مقدار تابع هدف تمام فضای جواب محاسبه نمی شود؛ ولی مقدار محاسبه شده تابع هدف برای هر نقطه، در متوسط گیری آماری تابع هدف برای هر نقطه، در متوسط گیری آماری تابع هدف در تمامی زیر فضاهایی که آن نقطه به آن‌ها وابسته بوده دخالت داده می‌شود و این زیر فضاها به طور موازی از نظر تابع هدف متوسط گیری آماری می‌شوند. این مکانیزم را توازی ضمنی می گویند. این روند باعث می شود که جستجوی فضا به نواحی از آن که متوسط آماری تابع هدف در آن‌ها زیاد بوده و امکان وجود نقطه بهینه مطلق در آن‌ها بیشتر است سوق پیدا کند. چون در این روش برخلاف روش های تک مسیری فضای جواب به طور همه جانبه جستجو می شود، امکان کمتری برای همگرایی به یک نقطهٔ بهینه محلی وجود خواهد داشت. امتیاز دیگر این الگوریتم آن است که هیچ محدودیتی برای تابع بهینه شونده، مثل مشتق پذیری یا پیوستگی لازم ندارد و در روند جستجو خود تنها به تعیین مقدار تابع هدف در نقاط مختلف نیاز دارد و هیچ اطلاعاتِ کمکی دیگری، مثل مشتق تابع را استفاده نمی کند. ازاین‌رو می توان در مسائل مختلف اعم از خطی، پیوسته یا گسسته استفاده می‌شود و به سهولت با مسائل مختلف قابل تطبیق است (Bennett et al., 2003). روند کلی الگوریتم ژنتیک برای انجام فرایند بهینه‌سازی در تحقیق حاضر شامل چهار مرحلهٔ زیر است: ۱. مرحلهٔ ابتدایی یا اولیه؛ ۲. انتخاب؛ ۳. تقاطع یا ترکیب مجدد و ۴. جهش. فلوچارت نحوهٔ بهینه‌سازی با الگوریتم ژنتیک در شکل ۴ آورده شده است. در مرحلهٔ ابتدایی جمعیت کروموزوم‌ها به‌عنوان نقطهٔ شروع فرایند انتخاب می‌شود. در مرحلهٔ بعد، هر کروموزوم با تابع برازش ارزیابی می‌شود. در روش الگوریتم ژنتیک هر جمعیت جدیدی که تولید می‌شود، جایگزین جمعیت قبلی می‌شود. این فرایندها تا جایی ادامه می‌یابد که بهترین جواب در دو نسل متوالی تغییر نکند یا به عبارتی بهبودی در جمعیت جدید مشاهده نشود. در این پژوهش از الگوریتم ژنتیک به منظور بهینه‌سازی وزن پارامترهای روش دراستیک استفاده شده است. متغیرهای تصمیم مسئله، وزن‌های مربوط به پارامترهای دراستیک است.



شکل۴. فلوچارت بهینه‌سازی روش دراستیک با استفاده از الگوریتم ژنتیک

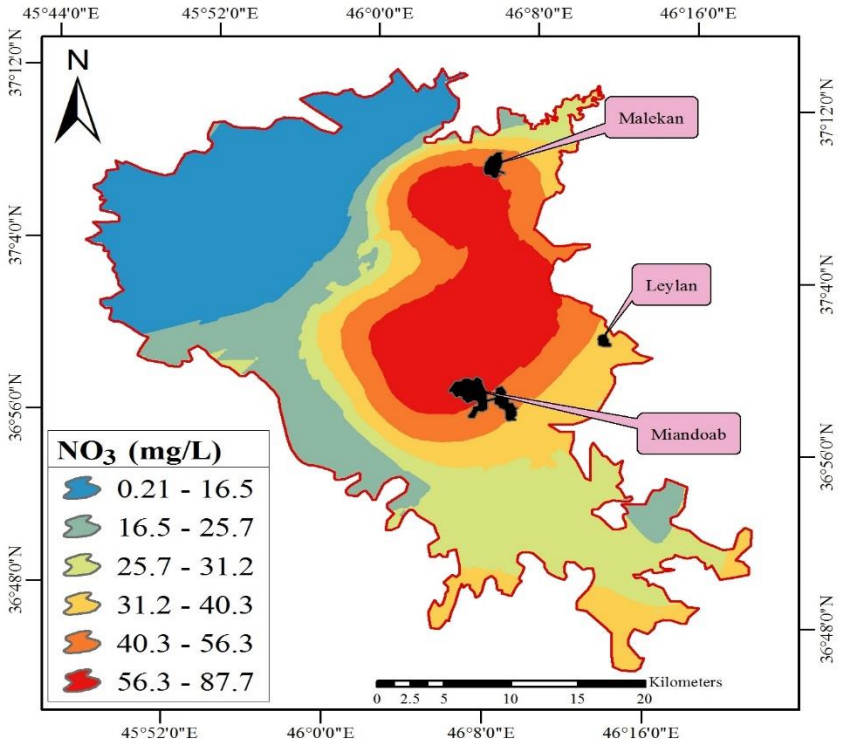
تابع هدف مدل بهینه‌سازی بر اساس رابطهٔ زیر است که با بیشینه کردن این تابع هدف که در واقع با افزایش میزان ضریب همبستگی بین شاخص آسیب‌پذیری و غلظت نیترات همراه است، وزن‌های مناسب و بهینهٔ پارامترهای دراستیک را محاسبه می‌کند.

$$F=\frac{\sum_{i=1}^{n}(V_i-\bar{V})(N_i-\bar{N})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(V_i-\bar{V})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(N_i-\bar{N})^2}} \quad (۱)$$

در این رابطه، F، تابع هدف مسئله بهینه‌سازی؛ V_i، شاخص آسیب‌پذیری مربوط به نقطه؛ $\bar{V}$، میانگین شاخص‌های آسیب‌پذیری؛ N_i، غلظت نیترات در نقطهٔ i؛ $\bar{N}$، میانگین غلظت نیترات و n، تعداد داده است. اندازهٔ جمعیت اولیه برابر با ۱۰۰، نرخ جهش برابر با ۰/۰۷۵ و نحوهٔ رسیدن به جواب بهینه رو به جلو انتخاب شده است. همچنین محدودیتی که برای الگوریتم ژنتیک اعمال شده است، اختصاص وزن‌های ۱ تا ۵ برای ۷ پارامتر روش دراستیک است.

۳. بحث و نتایج

افزایش فعالیت‌های کشاورزی و در نتیجه افزایش خطر آلودگی منابع آب‌های زیرزمینی به نیترات حاصل از آب‌های برگشتی از کشاورزی و استفادهٔ بیش از حد کودهای شیمیایی در منطقهٔ میاندوآب نیز می‌تواند مشکل‌ساز باشد، چرا که منابع آب‌های زیرزمینی بیشترین منبع تأمین‌کنندهٔ آب شرب، کشاورزی و صنعت منطقهٔ مورد مطالعه است. همچنین فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری آلاینده‌های مختلفی را به آبخوان‌ها تحمیل می‌کنند که برای جلوگیری از ادامه افت کمّی و کیفی، مدیریت بهره‌برداری و حفاظت از آب‌های زیرزمینی باید به‌عنوان اصل و پایه در برنامه‌ریزی‌های کشور قرار گیرد. بدین منظور ۷۶ نمونه از آب زیرزمینی دشت میاندوآب جمع‌آوری و آنالیز شیمیایی شد. شکل ۵ تغییرات مکانی میزان نیترات آب زیرزمینی آبخوان دشت میاندوآب را نشان می‌دهد.

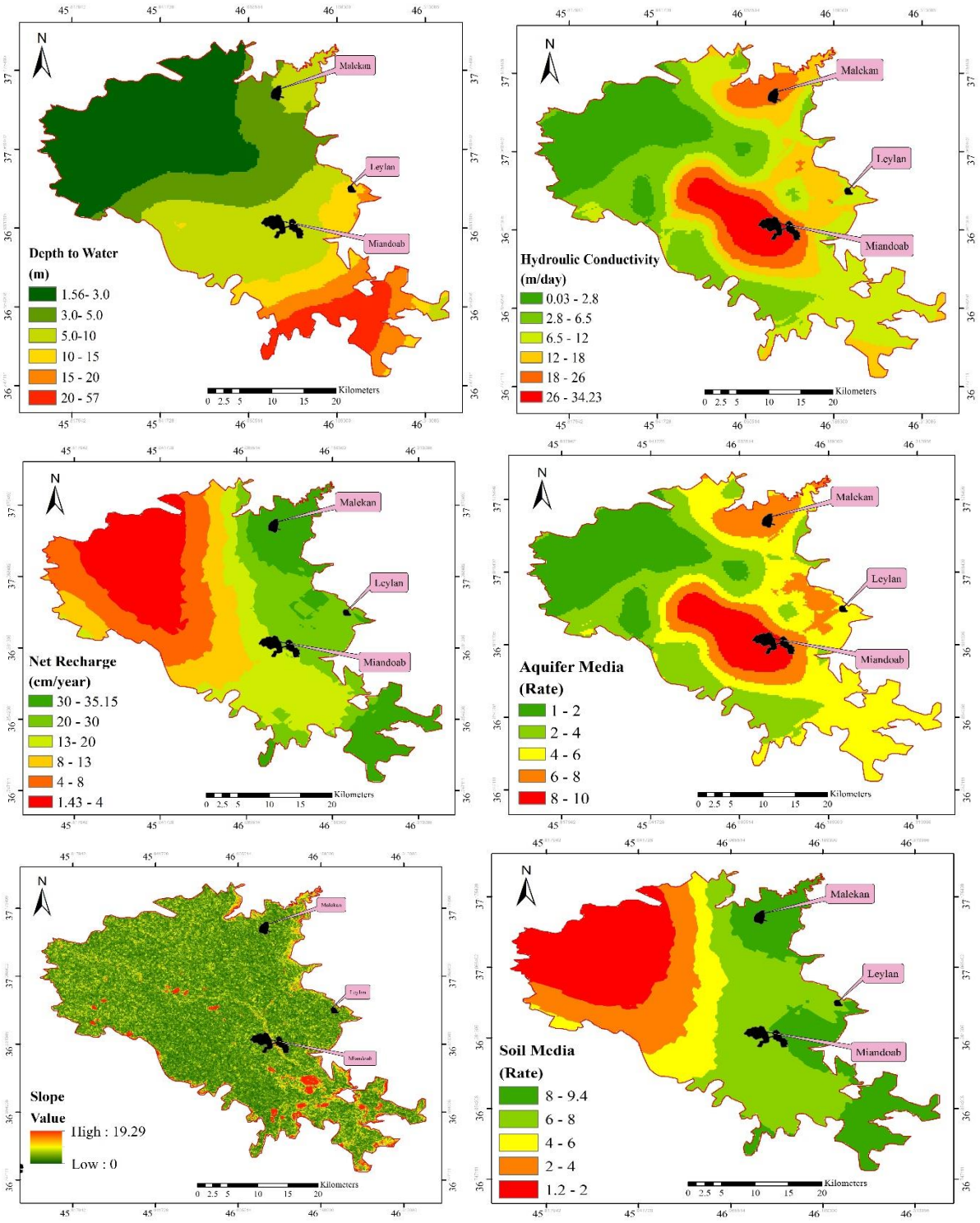


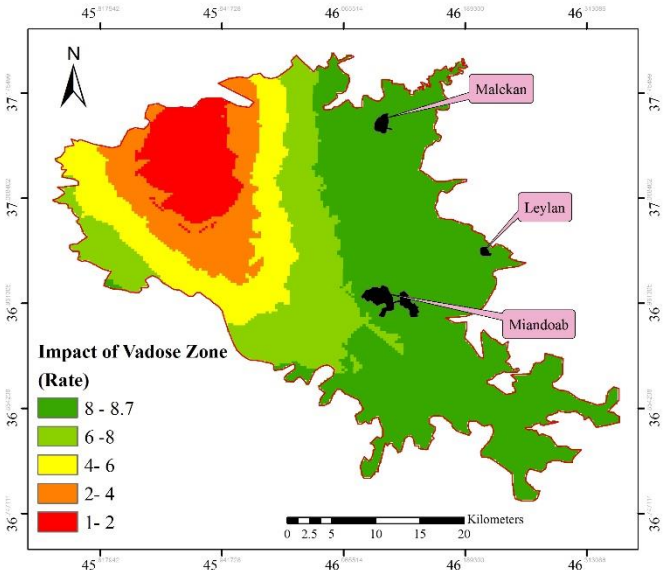
شکل۵. تغییرات مکانی میزان نیترات آب زیرزمینی آبخوان دشت میاندوآب

در منطقه ملکان و میاندوآب که یکی از قطب‌های تولید انگور کشور محسوب می‌شود، هر ساله برای افزایش بازدهی محصول باغ‌ها از کودهای حیوانی با مقدار بیش از اندازه لازم استفاده می‌شود که این کودهای حیوانی به‌صورت مداوم میزان نیترات زیادی به سفره آب زیرزمینی وارده کرده و پتانسیل آلودگی نیترات در منطقه را بالا می‌برند. همچنین به دلیل وجود چاه‌های جذبی و نبود شبکهٔ فاضلاب در شهر ملکان و بسیاری از مناطق میاندوآب میزان نیترات بالا است. همان‌طور که از شکل زیر مشاهده می‌شود در حدود نیمی از منطقهٔ مورد مطالعه مقدار نیترات بیش از حد استاندارد جهانی (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) است که خطر جدی برای آب زیرزمینی منطقه به شمار می‌آید. همچنین با توجه به اینکه هر چه به سمت خروجی‌های دشت نزدیک می‌شویم به دلیل شور بودن آب زیرزمینی منطقه و عدم توسعهٔ کشاورزی میزان نیترات آب زیرزمینی کاهش می یابد. به طور کلی در آبخوان دشت میاندوآب در جاهایی که میزان شوری بالاست، مقدار نیترات کمتر است و همچنین در جاهایی که میزان شوری نسبت به بقیه مناطق کمتر است، مقدار نیترات زیاد هست که در نتیجه، آب زیرزمینی دشت میاندوآب را تبدیل به آب غیر شرب کرده است. با توجه به تغییرات غلظت نیترات و کاربری اراضی می‌توان بیان کرد که دانه‌بندی رسوبات و شرایط هیدروژئولوژیکی نقش تعیین‌کننده‌ای در توزیع غلظت نیترات دارند.

شکل ۶، لایه‌های استفاده شده در بررسی آسیب‌پذیری و پتانسیل خطر آلودگی دشت میاندوآب را نشان می‌دهد. عمق سطح ایستابی تعیین‌کننده عمقی است که آلوده‌کننده بایستی طی کند تا به سطح ایستابی برسد. هر چه عمق سطح ایستابی بیشتر باشد، زمان بیشتری طول می کشد تا این مواد آلاینده به آبخوان برسد و امکان پخش شدن، رقیق شدن و جذب مواد آلاینده در خاک وجود خواهد داشت (Norouzi et al., 2018). عمق سطح آب زیرزمینی دشت میاندوآب در قسمت‌های بالادشت دشت، بخصوص در قسمت‌های جنوب‌شرقی بیشتر است و به سمت خروجی‌های دشت عمق تا سطح ایستابی کم شده و سطح آب زیرزمینی نزدیک سطح زمین است. تغذیهٔ خالص مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ کرده و به سطح ایستابی می‌رسد. یکی از راه‌های اصلی انتقال آلاینده‌ها به آب زیرزمینی تغذیه است. تغذیه آب موجب می‌شود تا آلوده‌کننده به‌منظور ثقل انتقال یافته و به سطح ایستابی برسد و به صورت افقی در آبخوان حرکت کند. محیط آبخوان شامل فضاهای خالی و شکستگی‌هایی است که آب را در خود نگه داشته و عبور می‌دهند. بنابراین مواد تشکیل‌دهندهٔ آبخوان بر جریان درون آن تأثیر می‌گذارد. این مسیر، جریان حرکت آلاینده‌ها را از طریق این محیط تعیین می‌کند. محیط خاک معمولاً با ضخامتی حدود ۰/۵ تا ۲ متر به لحاظ میکروبیولوژی منطقه بسیار فعال به شمار می‌رود. لایهٔ خاک به دلیل فعالیت نسبتاً بالای میکروبی، وجود مواد آلی بالا و وجود ریشهٔ گیاهان، برای حذف و کاهش غلظت آلاینده‌ها، پتانسیل بالایی دارد. در روش دراستیک به ۱۰ نوع خاک به ترتیب رتبهٔ ۱تا۱۰ اختصاص یافته که به ترتیب کمترین و بیشترین رتبه برای رس غیر متراکم و گراول است. توپوگرافی برحسب شیب و تغییرات آن عامل کنترل‌کننده‌ای در نفوذ آلاینده‌ها و تشکیل رواناب به شمار می‌رود. افزایش شیب توپوگرافی موجب کاهش ماندگاری آب روی سطح زمین و کاهش نرخ نفوذ و کاهش شیب نیز موجب افزایش نرخ نفوذ شده است و پتانسیل آلودگی بیشتری را ایجاد می‌کند. منطقهٔ غیراشباع، رسوبات موجود از سطح ایستابی تا زون خاک را شامل می‌شود که اساساً غیراشباع است و عبور و رقیق‌شدن مواد آلاینده را به منطقهٔ اشباع کنترل می‌کند. برای تهیهٔ لایهٔ محیط غیراشباع، در هر دو نوع مدل از لاگ چاه‌های مشاهده‌ای و اکتشافی استفاده شده است. هدایت هیدرولیکی، توانایی مواد تشکیل‌دهندهٔ آبخوان در انتقال آب را گویند که به درصد فضاهای خالی مرتبط به هم در لایهٔ آب‌دار بستگی دارد. پس هر چه هدایت هیدرولیکی

بیشتر باشد امکان جریان یافتن آلاینده‌ها در آبخوان بیشتر خواهد بود. اطلاعات مربوط به هدایت هیدرولیکی از محاسبات آزمایش پمپاژ و لاگ‌های حفاری به دست آمده است. در دشت میاندوآب مقدار هدایت هیدرولیکی در قسمت شهری میاندوآب بالا است و در حدود ۳۱ متر بر روز است.

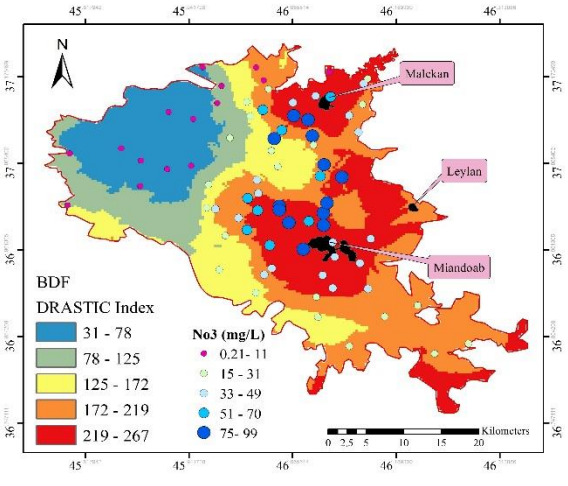




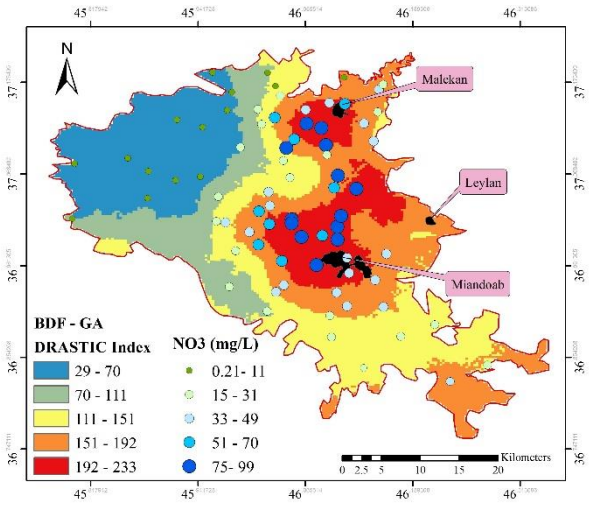
شکل۶. نقشه‌های پهنه‌بندی پارامترهای استفاده شده در بررسی آسیب‌پذیری

جدول۲. وزن‌های بهینه شده دراستیک با استفاده از الگوریتم ژنتیک

توپوگرافی	محیط خاک	محیط آبخوان	تغذیه	عمق آب زیرزمینی	هدایت هیدرولیکی	محیط غیراشباع
۱/۰۹	۲/۶	۳	۲/۴	۵	۳/۴	۳/۳



(الف)



(ب)

نقشهٔ اصلی دراستیک برای ارزیابی آسیب‌پذیری با اعمال وزن‌های مربوط به هر پارامتر و تلفیق لایه‌ها با استفاده از تابع هم‌پوشانی تهیه شد (شکل ۷ الف). بر اساس نتایج مدل دراستیک برای دشت، ۱۵، ۱۰، ۱۷، ۳۳ و ۲۵ درصد به ترتیب در مناطق با آسیب‌پذیری خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد واقع‌شده‌اند. با توجه به نتایج مدل بخش‌های مرکزی دشت میاندوآب به‌عنوان مناطق آسیب‌پذیرتر معرفی شده است. در روش الگوریتم ژنتیک وزن‌های بهینه پارامترهای دراستیک با بیشینه کردن تابع هدف در رابطهٔ ۲ به دست آمد که با قرار دادن وزن‌های بهینه شده توسط الگوریتم ژنتیک رابطهٔ نخست، شاخص دراستیک بهینه شده با الگوریتم ژنتیک به دست آمد.

وزن‌های بهینه شده دراستیک با استفاده از الگوریتم ژنتیک در جدول ۲ آورده شده است. در این روش و در محاسبهٔ شاخص دراستیک بهینه شده با الگوریتم ژنتیک، وزن‌ها، وزن‌های حاصل شده از الگوریتم ژنتیک و رتبه‌ها بر اساس رتبه‌های روش دراستیک است. بر اساس روش الگوریتم ژنتیک، عمق آب زیرزمینی، هدایت هیدرولیکی و محیط غیر اشباع به ترتیب بیشترین تأثیر را در آسیب‌پذیری آب زیرزمینی منطقه دارند. نقشهٔ بهینه شده با استفاده از روش الگوریتم ژنتیک نشان می‌دهد که حدود ۱۸، ۱۱، ۲۸، ۲۶ و ۱۷ درصد از دشت به ترتیب در مناطق با آسیب‌پذیری خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد واقع‌شده‌اند (شکل ۷ ب). با توجه به نتایج مدل بخش‌های مرکزی دشت میاندوآب به‌عنوان مناطق آسیب‌پذیرتر معرفی شده است.

درصورتی‌که غلظت یون نیترات در نقاطی با پراکندگی مناسب و برای دورهٔ زمانی مشخصی در دسترس باشد می‌توان مرحله صحت‌سنجی را انجام داد. صحت‌سنجی روش‌های ارائه شده برای دشت میاندوآب با استفاده از یون نیترات انجام شد. برای بررسی دقیق‌تر و همچنین مقایسهٔ روش‌ها، از روش محاسبهٔ شاخص همبستگی[۴] (CI) برای ارزیابی روش‌های مختلف و داده‌های نیترات استفاده شد. برای این منظور مقادیر نیترات به پنج دستهٔ نیترات خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد تقسیم‌بندی شده و سپس تعداد چاه‌هایی که مقادیر نیترات آن با نقشه‌های آسیب‌پذیری دارای ارزش یکسانی است و در یک گروه قرار دارند به ۵ ضرب می‌شوند، آن تعداد از چاه‌هایی که مقادیر نیترات و گروه آسیب‌پذیری آن به مقدار ۱، ۲، ۳ و۴ اختلاف دارند به ترتیب در ۴، ۳، ۲ و ۱ضرب می‌شوند. سپس مقادیر حاصل باهم جمع بسته می‌شود و شاخص همبستگی (CI) به دست می‌آید که این می‌تواند همبستگی بین روش‌های آسیب‌پذیری و مقادیر نیترات را نشان دهد. CI بالاتر به معنی همبستگی بیشتر است. انطباق چاه‌های با سه سطح آلودگی نیترات و دسته‌های آسیب‌پذیری پیش‌بینی شده توسط روش‌های دراستیک و دراستیک بهینه شده با روش الگوریتم ژنتیک و منطق فازی در جدول (۳) آورده شده است. بر اساس نتایج حاصل در ارزیابی آسیب‌پذیری، دراستیک صحیح شده با روش الگوریتم ژنتیک با داشتن بیشترین شاخص همبستگی (CI) اولویت بیشتری دارد.

جدول۳. تطبیق مقادیر نیترات در سه سطح آلودگی با روش‌های مختلف

شاخص همبستگی(CI)	نمونه‌های نیترات					گروه	روش
	خیلی پایین	پایین	متوسط	بالا	خیلی بالا		
۲۷۲CI=	۱	۱	۱۰	۴	۹	خیلی بالا	
	۲	۹	۷	۵	۳	بالا	
	۰	۷	۳	۰	۱	متوسط	دراستیک
	۴	۲	۰	۰	۰	پایین	
	۸	۰	۰	۰	۰	خیلی پایین	
	۰	۰	۴	۳	۱۱	خیلی بالا	
	۱	۳	۱۲	۶	۱	بالا	
۳۳۰CI=	۱	۱۱	۴	۰	۱	متوسط	دراستیک بهینه شده با الگوریتم ژنتیک
	۲	۵	۰	۰	۰	پایین	
	۱۱	۰	۰	۰	۰	خیلی پایین	

نحوهٔ محاسبهٔ شاخص همبستگی برای دراستیک معمولی:

CI= (۹+۵+۳+۲+۸)۵ + (۴+۷+۷+۴+۳+۰+۰+۰)۴ + (۱۰+۹+۰+۱+۰+۰)۳ + (۱+۲+۰+۰)۲ + (۱+۰)۱ =۲۷۲

نتیجه‌گیری

عدم شناخت صحیح مناطق مستعد آلودگی در آبخوان‌ها ممکن است سبب ایجاد آلودگی‌های شدید در منابع آب زیرزمینی شود و چه‌بسا اتفاق می‌افتد که دیگر نتوان از این منابع استفاده کرد. در منطقهٔ میاندوآب هرساله برای افزایش بازدهی محصول باغ‌ها از کودهای حیوانی با مقدار بیش از اندازه لازم استفاده می‌شود که این کودهای حیوانی به‌صورت مداوم میزان نیترات زیادی به سفره آب زیرزمینی وارده کرده و پتانسیل آلودگی نیترات در منطقه را بالا می‌برند. همچنین به دلیل وجود چاه‌های جذبی و نبود شبکه فاضلاب در شهر ملکان و بسیاری از مناطق میاندوآب میزان نیترات بالا است و در حدود نیمی از منطقه مورد مطالعه مقدار نیترات بیش از حد استاندارد جهانی (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) است که خطر جدی برای آب زیرزمینی منطقه به شمار می‌آید. به دلیل اهمیت موضوع در منطقهٔ میاندوآب، در مطالعهٔ حاضر، بررسی مناطق دارای خطر آلودگی با استفاده از روش آسیب‌پذیری دراستیک بررسی شده و نقشه آسیب پذیری حاصل با استفاده از الگوریتم ژنتیک بهینه شده است. بر اساس نتایج مدل دراستیک بخش‌های مرکزی دشت میاندوآب به‌عنوان مناطق آسیب‌پذیرتر معرفی شدند. در روش الگوریتم ژنتیک وزن‌های بهینه پارامترهای دراستیک با بیشینه کردن تابع هدف به دست آمد. بر اساس روش الگوریتم ژنتیک، عمق آب زیرزمینی، هدایت هیدرولیکی و محیط غیراشباع به ترتیب بیشترین تأثیر را در آسیب‌پذیری آب زیرزمینی منطقه دارند. نقشهٔ بهینه شده با استفاده از روش الگوریتم ژنتیک نشان می‌دهد که حدود ۱۸، ۱۱، ۲۸، ۲۶ و ۱۷ درصد از دشت به ترتیب در مناطق با آسیب‌پذیری خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد واقع‌شده‌اند. بر اساس نتایج شاخص همبستگی(CI)، دراستیک بهینه شده با استفاده از الگوریتم ژنتیک به دلیل داشتن بیشترین شاخص همبستگی (CI) با نیترات از اولویت بالاتری در شناسایی مناطق در معرض خطر آلودگی برخوردار است. به طور کلی شناسایی مناطق مستعد به آلوده شدن با استفاده از روش‌های مناسب، منابع و عوامل مؤثر در آلودگی، می‌تواند برای مدیریت و نظارت صحیح آب‌های زیرزمینی استفاده شود.

یادداشت‌ها

1. Point Count System Models
2. National Groundwater Association
3. DRASTIC Index
4. Correlation Index

منابع

اصغری مقدم، الف.، فیجانی، ا. و ندیری، الف. ۱۳۸۸. ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت‌های بازرگان و پلدشت با استفاده از مدل دراستیک بر اساس GIS. مجلهٔ محیط‌شناسی، ۵۲: ۵۵-۶۴.

اصغری مقدم، الف.، فیجانی، ا. و ندیری، الف. ۱۳۹۲. بهینه‌سازی مدل دراستیک با استفاده از هوش مصنوعی جهت ارزیابی آسیب‌پذیری دشت مراغه- بناب. فصلنامهٔ علوم زمین، ۹۴: ۳۳۱-۳۳۸.

مهندسین مشاور جاماب. ۱۳۷۰. منابع آب زیرزمینی حوضه آبریز دریاچه ارومیه. وزارت نیرو

مهندسین مشاور مهاب قدس. ۱۳۶۵. طرح آبیاری و زهکشی زرینه‌رود (مطالعات آب‌های زیرزمینی دشت میاندوآب)

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. and Petty, R. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution using hydrogeologic settings. US EPA/Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory. EPA/600/2–85/018.

Antonakos, A. and Lambrakis, N. 2007. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. Journal of Hydrology. 12: 288–304.

Babiker, I.S., Mohamed, M.M.A., Hiyama, T. and Kato, K. 2005. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara, Heights, Gifu Prefecture, central Japan. Science of the Total Environment. 345: 127–140.

Baghapour, M.A., Fadaei Nobandegani, A., Talebbeydokhti, N., Bagherzadeh, S., Nadiri, A.A., Gharekhani, M. and Chitsazan, N. 2016. Optimization of DRASTIC method by artificial neural network, nitrate vulnerability index, and composite DRASTIC models to assess groundwater vulnerability for unconfined aquifer of Shiraz Plain, Iran. Journal of Environmental Health Science and Engineering. doi.org/10.186/s40201-016-054-y.

Bennett, D., Xiao, N. and Armstrong, D. 2003. Using genetic algorithms to create multicriteria class intervals for choropleth maps. Annals of the Association of American Geographers, 93(3): 595–623.

Boughriba, M., Barkaoui, A., Zarhloule, Y., Lahmer, Z., El-Houadi, B. and Verdoya, M. 2009. Groundwater vulnerability and risk mapping of the Angad transboundary aquifer using DRASTIC index method in GIS environment. Arabian Journal of Geoscience. 3:207-220.

Blum, C. and Roli, A. 2003. Metaheuristics in combinatorial optimization: Overview and conceptual comparison. Journal ACM Computing Surveys (CSUR). 35: 268-308.

Emberger, L. 1952. Sur le quotient pluviothermique. C.R. Sciences. 234: 2508-2511.

Holland, J. H. 1975. Adaptation in Natural and Artificial Systems. University of Michigan Press.

Lee, S.Y. and Gilkes, R.J. 2005. Groundwater geochemistry and composition of hardpans in southwestern Australian regolith. Journal of Geoderma. 126 (1): 59-84.

Fijani, E., Nadiri, A.A., Moghaddam, A.A., Tsai, F.T.C. and Dixon, B. 2013. Optimization of DRASTIC method by supervised committee machine artificial intelligence to assess groundwater vulnerability for Maragheh–Bonab plain aquifer, Iran. Journal of Hydrolgy. 503:89–100.

Nadiri, A.A., Norouzi, H., Khatibi, R. and Gharekhani, M. 2019. Groundwater DRASTIC vulnerability mapping by unsupervised and supervised techniques using a modelling strategy in two levels. Journal of Hydrology. 574: 744-759. doi: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.039

Niknam, R., Mohammadi, K. and Majd, V. 2007. Groundwater vulnerability evaluation of Tehran-Karaj aquifer using DRASTIC method and fuzzy logic, Iran Water Resources Research. 2: 39-47.

Norouzi, H., Moghaddam, A.A. and Nadiri, A.A. 2016. Determining vulnerable areas of malekan plain aquifer for nitrate, Using Random Forest method, Journal of environmental studies. 41(4): 923-942. DOI: 10.22059/jes.2016.57144

Norouzi, H., Nadiri, A.A. and Moghaddam, A.A. 2018. Identifying the susceptible area of malikan plain aquifer to contamination using fuzzy methodes, Journal of environmental studies. 44(2): 205-221. DOI: 10.22059/jes.2018.253576.1007616

Norouzi, H., Nadiri, A.A., Moghaddam, A.A. and Gharekhani, M. 2018. Comparing Performans of Fuzzy Logic, Artificial Neural Network and Random Forest Models in Transmissivity Estimation of Malekan Plain Aquifer, Journal of ecohydrology. 5(3): 739-751. DOI: 10.22059/ije.2018.239914.707

Panagopoulos, G., Antonakos, A. and Lambrakis, N. 2005. Optimization of DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment by the use of simple statistical methods and GIS, Hydrogeology Journal. 12: 432-458.

Piscopo, G. 2001. Groundwater vulnerability map, explanatory notes, Castlereagh Catchment, NSW, Department of Land and Water Conservation, Australia.

Sadeghfam, S., Hassanzadeh, Y., Nadiri, A. and Zarghami, M. 2016. Localization of groundwater vulnerability assessment using catastrophe theory. Water Resour Manage. 30:4585–4601.

Voudouris. K., Nazakis. N., Polemio. M., Kareklas. K., 2010. Assessment of intrinsic vulnerability using the DRASTIC model and GIS in the Kiti aquifer, Cyprus. European Water journal. 30:13-24.

Vrba, J. and Zoporozec, A. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability, International Contributions to Hydrogeology. Verlag Heinz Heise GmbH and Co, KG.