



ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد همدان با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی

بلال اروچی^{۱*} و عیسی سلگی^۲

^۱ دانشجوی دکتری محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر
^۲ استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر

تاریخ پذیرش: ۹۵/۱/۳۱

تاریخ دریافت: ۹۴/۷/۱۲

Vulnerability Assessment of Asadabad (Hamadan) Plain Groundwater by GIS

Balal Oroji^{1*} & Isa Solgi²

¹ PhD. Student in Environmental, Faculty of Natural Resources and Environmental Science, University of Malayer

² Assistant Professor, Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources and Environmental Science, University of Malayer

Abstract

It is more expensive to remove pollution groundwater than to prevent it and, so, tools are sought that help managers prevent groundwater pollution. One such tool is aquifer vulnerability mapping which is used to specify the most vulnerable parts of an aquifer. In order to prepare the aquifer vulnerability map for Asadabad plain, which is the water resource for agricultural and industrial activities as well as rural consumption in the region, the DRASTIC, SINTACS and SI models were used for exploration of Asadabad plain groundwater, using the following steps. First, in development the initial layers of the models were prepared and the available nitrate layer of the groundwater was also prepared on the basis of 24 measurements of wells taken during spring 2013. In order to evaluate the performance of the models, the correlation between the initial layers and available nitrates layer was calculated. Based on the calculated coefficient correlation and its significance, DRASTIC and SI models were calibrated and than their parameters were modified. Using the overlap of the correlated aquifer vulnerability maps, a contamination danger map for plain was produced which is called an agricultural DRASTIC map. At last, by comparing the vulnerability potential map, modified SI map, modified DRASTIC model, agricultural DRASTIC model and neuro-fuzzy inference map with the available nitrate layer, the best model was distinguished. The result illustrated that the agricultural DRASTIC method ($r=0.79$) is identified as the best method to evaluate the vulnerable points of Asadabad plain. According to this map, 26.24, 56.63 and 17.13% of the area are located in the least, medium and high vulnerable points, respectively.

Keywords: Asadabad plain, Aquifer vulnerability, DRASTIC model, SINTACS model, SI model.

چکیده

پهنه‌بندی پتانسیل آسیب‌پذیری آبخوان از روش‌های کنترل آلودگی آنهاست که در این پژوهش، برای آبخوان اسدآباد استفاده شد. در این کار برای شناسایی نواحی آسیب‌پذیر آبخوان دشت اسدآباد در برابر آلودگی و تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان از سه روش دراستیک، SINTACS و SI استفاده شد. ابتدا نقشه حساسیت دشت برای هر یک از مدل‌های مورد نظر، با توجه به لایه‌های اطلاعاتی تولید و سپس، لایه نیترات با توجه به داده‌های نیترات اندازه‌گیری شده از ۲۴ چاه منطقه طی بهار سال ۱۳۹۲ تهیه شد. برای اطمینان از درستی مدل‌های مورد استفاده، همبستگی بین لایه نیترات و نقشه‌های آسیب‌پذیری مدل‌های یادشده محاسبه شد. با توجه به سطح معنادار ضریب همبستگی محاسبه‌شده بین مدل‌های دراستیک و SI، واسنجی مدل‌های یادشده صورت گرفت و ضرایب پارامترهای آنها اصلاح شدند. با همپوشانی نقشه کاربری اراضی و نقشه آسیب‌پذیری دراستیک اصلاحی، نقشه خطر آلودگی آب دراستیک زیرزمینی بر اساس مدل کشاورزی تهیه شد. بر اساس مدل دراستیک اصلاحی، ۳۹/۳۱ درصد از وسعت دشت در محدوده آسیب‌پذیری کم ۵۸/۱۹ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۲/۵ درصد از منطقه در محدوده آسیب‌پذیری زیاد قرار می‌گیرد. در مدل SI اصلاحی، ۳۰/۷۹ درصد از منطقه مورد بررسی، پتانسیل آلوده شدن کم، ۶۳/۷۰ درصد متوسط و ۵/۵۱ درصد پتانسیل آلودگی زیاد دارند. نتایج به‌دست‌آمده بیانگر آن است که مدل دراستیک کشاورزی با ضریب همبستگی ۰/۷۹، بهترین مدل برای این کار است. بر این اساس ۲۶/۲۴، ۵۶/۶۳ و ۱۷/۱۳ درصد از وسعت دشت به ترتیب در محدوده‌های آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد قرار می‌گیرد.

کلمات کلیدی: دشت اسدآباد، آسیب‌پذیری آبخوان، مدل دراستیک، SINTACS و SI.

* Corresponding Author. E-mail Address: Balaloroji@yahoo.com

حجم قابل‌ملاحظه‌ای از مصارف آب در بخش‌های شرب، کشاورزی و صنعت از منابع آب‌زیرزمینی تأمین می‌شود. بنابراین حفاظت کیفی و مدیریت آب‌های زیرزمینی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. اما با افزایش روزافزون برداشت آب، سطح آب‌زیرزمینی در بسیاری از دشت‌های کشور به حد بحرانی رسیده است [۱]. توسعه روزافزون جوامع بشری و گسترش فعالیت‌های صنعتی سهم عمده‌ای در آلودگی‌های محیط زیست به‌ویژه آب دارد [۲]. فعالیت‌های انسان در بعضی از موارد به توازن‌های ظریف موجود در طبیعت آسیب می‌رساند بعضی از این آسیب‌ها توسط طبیعت قابل‌جبران هستند. به عبارت دیگر، طبیعت قادر است بعضی از خرابی‌ها را ترمیم و محیط خود را تصفیه کند. اما توانایی جبران آلودگی در طبیعت شامل تمام آسیب‌های واردشده به آن نمی‌شود و نیز جبران خسارات واردشده به زمان زیاد نیاز دارد. بنابراین، انسان باید با شناخت، پیش‌گیری و یا مقابله با آلودگی‌ها، آنها را در کنترل خود درآورد. یکی از مهم‌ترین منابع آبی آسیب‌پذیر در برابر آلودگی، آبخوان‌ها هستند [۳].

منابع آب زیرزمینی به شکل‌های مختلف در معرض آلودگی قرار دارند که تشخیص و کنترل آلودگی در آنها نسبت به آب‌های سطحی مشکل‌تر و پرهزینه‌تر است. همچنین، به دلیل استمرار آلودگی در این منابع، بهترین روش جلوگیری از آلودگی آنها، شناسایی منابع آلوده‌کننده و مناطق آسیب‌پذیر، تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی آسیب‌پذیری و اتخاذ سیاست‌های مدیریتی مناسب است [۴]. از این‌رو شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان و مدیریت کاربری اراضی یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی است [۵]. بخش قابل‌ملاحظه‌ای از مصارف آب در ایران به خصوص در بخش شرب توسط منابع آب‌زیرزمینی تأمین می‌شود. بنابراین، حفاظت کیفی آب‌های زیرزمینی اهمیت بسیاری دارد. در بسیاری از موارد آلودگی آب‌های زیرزمینی، بعد از آلوده شدن چاه‌های آب شرب شناسایی می‌شوند. رفع آلودگی آب‌زیرزمینی بسیار پرهزینه و فرآیندی طولانی بوده و بیشتر زمانی آلودگی تشخیص داده می‌شود که رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیرممکن می‌شود [۵].

با توجه به اهمیت آلودگی آب زیرزمینی، تحقیقات بسیار گسترده‌ای در زمینه شناسایی روند این پدیده و تأثیر آن در سطح جهان انجام شده است. متأسفانه در کنار این تحقیقات فراگیر جهانی و با توجه به ضرورت تحقیق در این

مورد، هنوز تحقیق جامعی در این زمینه در ایران صورت نگرفته است و تنها به صورت پراکنده، برخی از محققان به این موضوع پرداخته‌اند. این تحقیقات مبتنی بر نقطه‌نظرهای خاص و برای شرایط متفاوت مناطق مختلف، صورت می‌گیرد. بررسی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی برای ارزیابی فعالیت‌های کاربری اراضی و ارزیابی اثرات اقتصادی دفع مواد زائد در مناطق آسیب‌پذیر مفید است. همچنین اطلاعات اولیه و معیارهای تصمیم‌گیری را در مواردی مانند تخصیص کنترل‌های کاربری اراضی، طرح شبکه‌ی پایش و مدیریت منابع آب در زمینه‌ی طراحی منطقه‌ای فراهم می‌آورد، لذا مفهوم آسیب‌پذیری با خطر آلودگی تعبیر متفاوتی دارد [۴]. استخراج آب‌های زیرزمینی بدون توجه به تأثیرات زیست‌محیطی و مفهوم آبدهی مجاز همواره توسط بشر انجام شده است. اهمیت بررسی آسیب‌پذیری از طرفی به خاطر این است که آب‌زیرزمینی یکی از منابع اصلی آب شرب است و از طرف دیگر تمرکز بالای بشر و فعالیت‌های اقتصادی به طور مثال صنعت، کشاورزی و مناطق مسکونی به عنوان منابع پتانسیل آلودگی آب‌زیرزمینی است و این موضوع در مناطق و شهرهای رو به گسترش از اهمیت بیشتری برخوردار است [۶]. از آنجا که پایش آبخوان‌های آلوده، پرهزینه و اغلب غیرممکن است، حفاظت و نگهداری از منابع آب‌زیرزمینی در برابر آلودگی، برای برنامه‌ریزی، مدیریت و آمایش زمین ضروری و مهم تلقی می‌شود. بنابراین، ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، برای مدیریت معقول این منابع اهمیت دارد [۶].

اصطلاح آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به آلودگی، برای اولین بار در اواخر دهه ۶۰ از طرف جین مارگا ارائه شد و مفهوم آن امکان نفوذ و انتشار آلاینده‌ها به درون سیستم آب زیرزمینی است [۷ و ۸]. آسیب‌پذیری به عنوان استعداد ذاتی سیستم آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود که وابسته به میزان حساسیت این سیستم به تأثیرات انسانی یا طبیعی است [۲]. مفهوم آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی بر اساس این فرض بنا شده که محیط فیزیکی ممکن است آب‌های زیرزمینی را در برابر برخی از اثرات نامطلوب طبیعی مخصوصاً در مواردی که آلودگی وارد سطح زیرزمینی می‌شود، حفاظت کنند [۹]. آسیب‌پذیری نوعی ویژگی نسبی، فاقد بعد و غیرقابل اندازه‌گیری است و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد. خطر آلودگی علاوه بر آسیب‌پذیری به وجود مقادیر قابل‌توجه‌ای از

آلاینده‌ها که به زیرزمین منتقل می‌شوند، نیز بستگی دارد [۱۰].

آسیب‌پذیری به دو صورت آسیب‌پذیری ذاتی و آسیب‌پذیری ویژه تقسیم می‌شود [۱۱ و ۱۲]. آسیب‌پذیری ذاتی به امکان آلودگی در یک منطقه بدون در نظر گرفتن آلاینده خاص اشاره دارد [۱۱]. به عبارتی، این نوع آسیب‌پذیری به ویژگی‌های زمین‌شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژی یک منطقه و فعالیت‌های بشری بستگی دارد و مستقل از ماهیت آلاینده است [۱۲]. آسیب‌پذیری ویژه نیز به آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلاینده یا گروهی خاص از آلاینده‌ها اشاره دارد که به ویژگی‌های آلاینده و ارتباط آن با مؤلفه‌های مختلف آسیب‌پذیری ذاتی بستگی دارد [۱۲]. در حال حاضر، استفاده از نقشه‌های آسیب‌پذیری برای مدیریت زیست محیطی منابع آب زیرزمینی، به یک ابزار کاربردی و مفید در این حوزه تبدیل شده است [۱۳].

دشت اسدآباد از دشت‌های حاصل‌خیز در استان همدان است. بیشتر اراضی این منطقه کاربری کشاورزی داشته و استفاده از سموم و کودهای شیمیایی در بخش کشاورزی غیرقابل اجتناب است. همچنین وجود فاضلاب شهری و روستایی می‌تواند منابع آب زیرزمینی این دشت را در معرض خطر آلودگی قرار دهد. بنابراین با تهیه نقشه‌های آسیب‌پذیری و مدیریت صحیح می‌توان از منابع آب زیرزمینی دشت اسدآباد و همچنین دشت‌های مشابه، محافظت کرد. با توجه به اینکه حذف آلودگی در منابع آب زیرزمینی پرهزینه است، پهنه‌بندی‌های صورت گرفته می‌تواند به عنوان ابزار ارزشمندی در اختیار متولیان و مسئولان قرار گیرد تا به کمک آن بتوانند برای مدیریت آبخوان منطقه تصمیم بگیرند. مناطق با استعداد آلودگی بیشتر برای احداث مراکز صنعتی و یا کشاورزی با توانایی آلوده‌سازی بالا مناسب نیست.

برای آبخوان‌ها از مدل‌های مختلفی استفاده کرده‌اند. اما در این پژوهش قرار است با سه مدل دراستیک، SINTACS و SI که از مدل‌های پرکاربرد در ارزیابی پتانسیل آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی هستند، استفاده شود. هدف از این کار ابتدا مشخص کردن نواحی آسیب‌پذیر در سطح آبخوان منطقه مورد بررسی و سپس مشخص کردن مدل مؤثر در این ارزیابی است. چرا که ویژگی‌های محیطی و منطقه‌ای می‌تواند شرایطی را ایجاد کند که مدل استفاده‌شده، قابلیت استناد نداشته و با نتایج واقعی فاصله

بگیرد و در تصمیمات مدیریتی دچار اشتباهات اساسی شویم. بنابراین استفاده از مدل‌های مختلف می‌تواند به ما در رسیدن به نتایج واقعی و شناسایی مدل‌های بی‌اثر کمک کند. بنابراین پتانسیل آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت اسدآباد در سه مدل دراستیک، SINTACS و SI بررسی و مدل مناسب شناسایی خواهد شد.

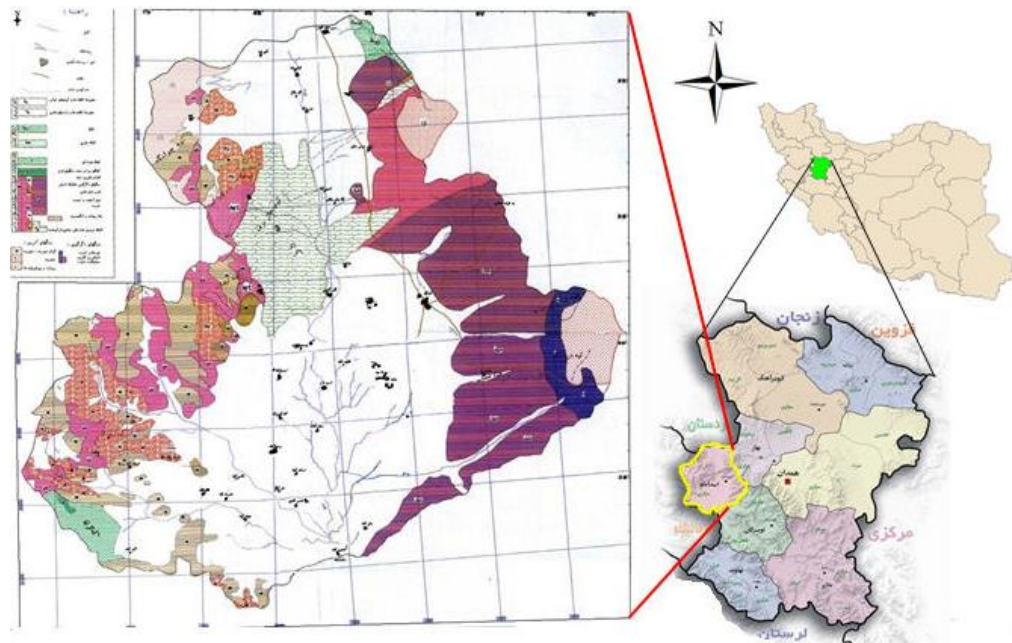
۱-۱- موقعیت جغرافیایی

دشت اسدآباد یکی از دشت‌های مهم و حاصل‌خیز استان همدان محسوب می‌شود. اهمیت این دشت به دلیل تأمین آب مورد نیاز شرب، کشاورزی و صنعتی منطقه است. بهره‌برداری بی‌رویه و غیرمجاز از منابع زیرزمینی دشت، باعث افت سطح آب زیرزمینی همراه با کسری مخزن شدید شده است. از سال ۱۳۷۸ این دشت از طرف وزارت نیرو جزء دشت‌های ممنوعه اعلام شد. در هر سال حدود ۲۵ میلیون متر مکعب بر کسری آن افزوده می‌شود. طبق بررسی‌های به‌عمل آمده در یک دهه اخیر متوسط افت سطح آب زیرزمینی حدود ۱/۵ متر بوده است. دشت اسدآباد با وسعت حوضه آبریز معادل ۹۶۲ کیلومتر مربع بخشی از حوضه آبریز علیای کرخه محسوب می‌شود. حوضه آبریز اسدآباد با موقعیت $۱۶^{\circ} ۴۸'$ تا $۴۷^{\circ} ۴۷'$ طول شرقی و $۳۴^{\circ} ۵۲'$ تا $۳۵^{\circ} ۳۴'$ عرض شمالی در در ۵۵ کیلومتری جنوب غربی شهرستان همدان قرار دارد (شکل ۱) [۱۴].

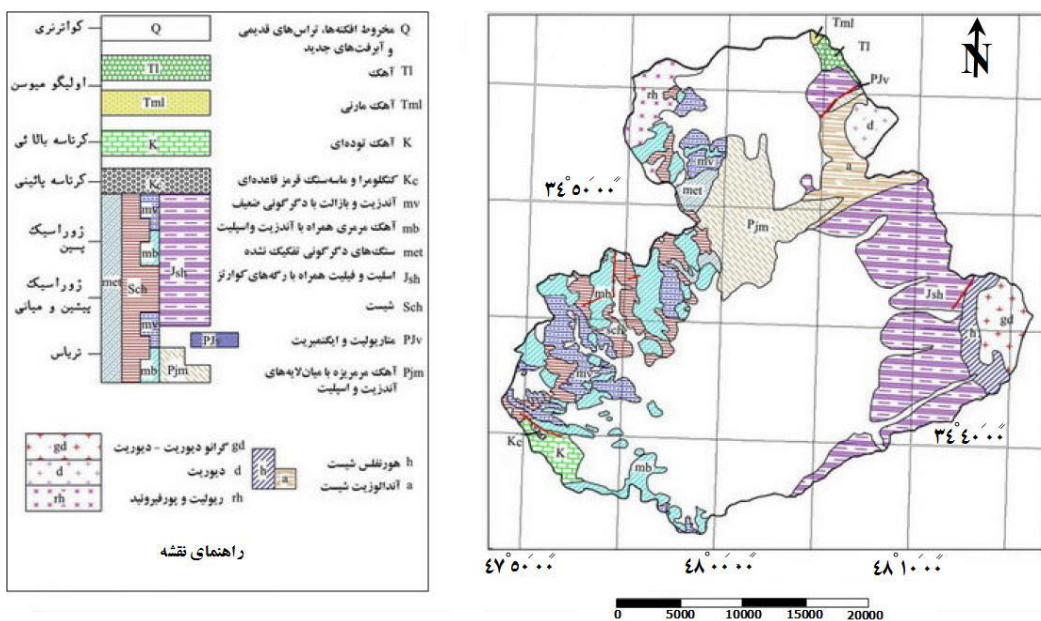
این حوضه دارای شکل مستطیلی در امتداد تقریبی شمال شرق به جنوب غربی با وسعت حدود ۱۳۱۴ کیلومتر مربع است که ۲۹۵ کیلومتر مربع آن را پهنه‌های آبرفتی (دشت) تشکیل می‌دهد. به طور متوسط حداکثر مساحت حوضه آبریز در حد فاصل ارتفاع ۱۷۰۰ تا ۱۵۰۰ متر از سطح دریا قرار دارد. کوه‌های الموقلاق و سنگ‌شیر در شمال و قراول‌خانه و کوه دره‌تنگ در شرق و خارکوه، اکبرآباد، کوه خوشاب، کوه خال‌برف، کوه کان‌کبود، کوه شیطان‌بازار و کوه اوجار در غرب و کوه کمرزرد در جنوب مهمترین ارتفاعات منطقه را تشکیل می‌دهند. قله کوه الموقلاق با ارتفاع ۲۹۰۰ متر بلندترین نقطه ارتفاعی و ایستگاه خروجی حوضه در جوار روستای خسروآباد در بخش جنوبی دشت با ارتفاع ۱۴۰۰ متر بالاتر از سطح دریاهای آزاد پست‌ترین نقطه ارتفاعی این حوضه است. رودخانه‌ها و مسیل‌های مهم حوضه آبریز عبارتند از شهاب، دربند، حبشی، خنداب و قاسم‌آباد که شهاب مهم‌ترین رودخانه‌های

بارندگی طی دوره آماری ۴۱ ساله در ایستگاه آغاچان‌بلاغی در دشت اسدآباد معادل ۳۳۴/۲ میلی‌متر در سال است. و در ایستگاه خسروآباد در طول دوره آماری (۱۹ ساله) ۳۱۱/۴ میلی‌متر در سال است. میزان بارندگی در سال آبی ۱۳۸۷-۱۳۸۶ برای ایستگاه‌های آغاچان‌بلاغی و خسروآباد به ترتیب ۱۸۱/۵ و ۲۱۲/۵ میلی‌متر بوده است. این مقدار برای سال آبی ۱۳۹۳-۱۳۹۲ برای ایستگاه‌های آغاچان‌بلاغی و خسروآباد به ترتیب ۴۲۵/۵ و ۳۷۴ میلی‌متر و برای سال آبی ۱۳۹۴-۱۳۹۳ به ترتیب ۲۲۲ و ۲۰۲/۵ میلی‌متر بود [۱۴].

منطقه است. شیب عمومی حوضه آبریز از شمال شرق به جنوب غرب است [۱۴].
از دیدگاه زمین‌شناسی دشت اسدآباد جزء ایالت ساختاری سنندج- سیرجان است. دشت اسدآباد جزء دشت‌های رسوبی بوده و پیرامون آن را ارتفاعاتی با تشکیلات متفاوت احاطه کرده است. این تشکیلات در شکل‌دهی قالب دشت و آبخوان نقش داشته است. رسوبات کواترنری در منطقه از نهشته آبرفتی و واریزه‌ای تشکیل شده که تحت تأثیر پدیده‌های فرسایشی از ارتفاعات پیرامون حمل و در دشت ته‌نشین شده است (شکل ۲). متوسط



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد بررسی



شکل ۲- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد بررسی

۲- مواد و روش‌ها

سامانه اطلاعات جغرافیایی، به دلیل ویژگی‌ها و توانایی‌های خاص خود نیز می‌تواند ابزاری بسیار مفید باشد. این سامانه قابلیت جمع‌آوری، ذخیره‌سازی، تجزیه و تحلیل همزمان پارامترهای مختلف را دارد و نمایش داده‌های مکانی را در مدت زمان کوتاه فراهم می‌سازد. دقت محاسباتی بالا، هزینه کم، قابلیت تفکیک طیفی، مکانی و زمانی قابل توجه، بهره‌مندی از توابع تحلیلی پیچیده و قابلیت‌های ویرایشی و به‌نگام‌سازی سریع داده‌ها، مدل‌سازی و تهیه گزارش و خروجی به شکل‌های گوناگون از ویژگی‌های دیگر این سامانه هستند [۲]. ارزش‌گذاری کلاس‌های مختلف مربوط به هر کدام از پارامترها بر اساس روش‌های استاندارد در محیط GIS انجام می‌شود. سامانه اطلاعات جغرافیایی یک ابزار مفید برای مدیریت فرآیند مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی، تحلیل نتایج، به‌روز کردن و بایگانی مجموعه داده‌های مکانی مرجع است، چراکه می‌تواند لایه‌های اطلاعاتی متفاوتی را از منابع و مقیاس‌های گوناگون در درون یک سیستم قرار دهد [۱۵].

ابتدای کار از منابع آماری و اطلاعاتی گوناگونی از جمله نقشه‌های توپوگرافی با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰، نقشه‌های زمین‌شناسی با مقیاس ۱:۱۰۰۰۰۰، آمارهای هواشناسی، هیدرولوژی، نقشه خاک، سطح آب زیرزمینی، نتایج آزمایشات پمپاژ، لوگ حفاری چاه‌های مشاهده‌ای، اکتشافی و بهره‌برداری، نقشه‌های بررسی‌های ژئوفیزیکی و آمار منابع و مصارف آب از شرکت سهامی آب منطقه‌ای همدان استفاده شده است. اطلاعات نقشه‌های توپوگرافی و خاک‌شناسی رقمی شده و در محیط GIS وارد شدند و اطلاعات جدولی به صورت بانک اطلاعاتی وارد پایگاه اطلاعاتی شد. برای تهیه نقشه محیط خاک منطقه از نقشه با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰ و گزارش بررسی‌های خاک‌شناسی نیمه‌تفصیلی دقیق اراضی دشت همدان استفاده و در بسیاری از نقاط به دلیل نبود اطلاعات، از نقشه خاک کشوری استفاده شد.

روش‌های آماری از روابط همبستگی بین متغیرهای مکانی و میزان آلاینده‌های موجود در آب زیرزمینی استفاده می‌کنند. روش‌های شاخص همپوشانی پارامترهای کنترل‌کننده حرکت آلاینده‌ها از سطح زمین به منطقه اشباع را تلفیق کرده و شاخصی به نام شاخص آسیب‌پذیری را در نقاط مختلف یک منطقه تعیین می‌کند. در روش‌های شاخص همپوشانی انتخاب ارزش عددی پارامترها تا حدودی کارشناسی بوده و این روش‌ها نمی‌توانند به عنوان یک روش

دقیق پیش‌بینی شوند [۱۶ و ۱۷]. با وجود این سادگی و سهولت تهیه اطلاعات مورد نیاز آنها در مقیاس ناحیه‌ای از مزایای عمده این روش‌هاست. در تمامی روش‌ها آسیب‌پذیری آبخوان براساس انتقال آلودگی از سطح زمین به لایه آبدار برآورد شده است [۱۸].

روش‌های متفاوتی برای ارزیابی آسیب‌پذیری سفره‌های آب زیرزمینی ارائه شده که می‌توان آنها را به سه دسته کلی رتبه‌دهی توصیفی، آماری-تحلیلی و روش ترکیبی تقسیم کرد [۱۹]. یکی از برتری‌های روش رتبه‌دهی، انجام تجزیه و تحلیل با تعداد بیشتری از لایه‌های ورودی است که تأثیر خطاها را بر نتیجه خروجی کم می‌کند [۱۵]. برخی معتقدند که می‌توان با استفاده از تعداد کمتری پارامتر، با هزینه کمتر و دقت بیشتر به نتیجه مطلوب دست پیدا کرد. روش رتبه‌دهی توصیفی، آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان را بر اساس درجه‌بندی بالا، متوسط و پایین طبقه‌بندی می‌کند و از نتایج برای اتخاذ تصمیمات مدیریتی استفاده می‌شود [۵]. از مهم‌ترین روش‌های رتبه‌دهی می‌توان به دراستیک [۲۰]، SI [۲۱]، SINTACS [۲۲]، IRISH [۲۳]، GOD [۲۴] و AVI [۲۵] اشاره کرد. از میان این روش‌ها، روش‌های SI و SINTACS و دراستیک برای ارزیابی پتانسیل آلودگی آبخوان دشت اسدآباد انتخاب شد. هزینه کم، نتیجه‌گیری مستقیم، توصیف آسان نتایج نهایی، مناسب بودن برای تصمیم‌گیری‌های مدیریتی، در دسترس یا تخمین‌پذیر بودن داده‌های مورد استفاده از دلایل مناسب بودن روش‌های رتبه‌دهی برای ارزیابی آسیب‌پذیری است [۲۶].

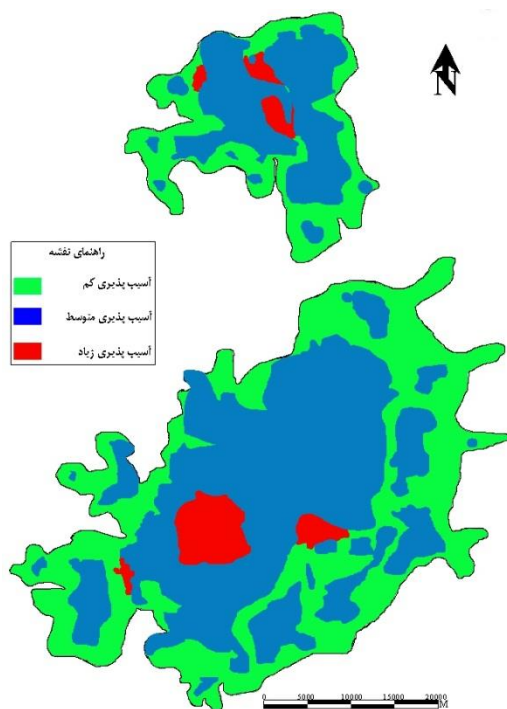
۳- نتایج و بحث

روش دراستیک از سوی آژانس حفاظت محیط زیست امریکا (EPA)، برای ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی ارائه شده و بر پایه مفهوم محیط هیدروژئولوژیکی استوار است. این روش از هفت پارامتر عمق آب زیرزمینی، تغذیه، محیط آبخوان، نوع خاک، توپوگرافی، اثر منطقه غیراشباع و هدایت هیدرولیکی برای پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان استفاده می‌کند [۲۰].

روش دراستیک به این دلیل که دارای پارامترهای بیشتر بوده و این پارامترها می‌تواند وزن متفاوتی داشته باشد بنابراین به طور دقیق‌تری محدوده‌های مختلف آسیب‌پذیری را مشخص می‌کند. پهنه‌بندی آسیب‌پذیری به روش دراستیک هزینه و زمان بیشتری را نسبت به دو روش SI و SINTACS می‌طلبد. زیرا این روش از هفت مشخصه

جدول ۱- وزن‌دهی پارامترهای مؤثر در روش‌های مختلف [۳].

وزن‌دهی هر شاخص در مدل‌های مورد بررسی			پارامتر
SINTACS	دراستیک	SI	
۵	۵	۰/۱۸۶	عمق سطح ایستابی
۴	۴	۰/۲۱۲	تغذیه خالص
۳	۳	۰/۲۵۹	محیط آبخوان
۲	۱	۰/۱۲۱	توپوگرافی
-	-	۰/۲۲۲	کاربری اراضی
۵	۵	-	محیط غیراشباع
۴	۲	-	نوع خاک
		-	هدایت
۳	۳	-	هیدرولیکی



شکل ۳- نقشه قابلیت آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد در مدل دراستیک

پس از محاسبه شاخص می‌توان گفت که کدام منطقه در خطر آلودگی قرار دارد. بدین صورت که هر چه شاخص بزرگ‌تر باشد، خطر ایجاد آلودگی بیشتر می‌شود. باید توجه داشت که شاخص دراستیک تنها یک ابزار ارزیابی نسبی بوده و قابلیت ارزیابی مطلق را ندارد. با وزن‌دهی و رتبه‌بندی و تلفیق هفت لایه در محیط GIS به روش شاخص همپوشانی، نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری به روش دراستیک تهیه شد. نقشه آسیب‌پذیری آبخوان در مدل دراستیک نسبت به آلودگی، با تقسیم‌بندی به سه محدوده آسیب‌پذیری خیلی کم، آسیب‌پذیری متوسط، آسیب‌پذیری زیاد، در شکل ۳ نشان داده شده است. در روش

آسیب‌پذیری (عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، نوع خاک، توپوگرافی، منطقه غیراشباع و هدایت هیدرولیکی) استفاده می‌کند و تهیه و فراهم کردن مشخصه‌های مورد نیاز برای پهنه‌بندی در برخی از موارد به‌ویژه در ایران به دلیل کمبود آمار اطلاعات پایه امکان‌پذیر نیست [۲۷]. برای تعیین اهمیت نسبی هر کدام از عوامل هفت‌گانه استفاده‌شده در مدل، هر مشخصه نسبت به سایر عوامل ارزیابی می‌شود، به طوری که به هر کدام با توجه به اهمیت تأثیر در آلودگی سیستم آب زیرزمینی یک وزن نسبی، از یک تا پنج، تعلق می‌گیرد که نشان‌دهنده اثر نسبی هر مشخصه بر انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی است [۲۸]. در این روش به محدوده‌های هر یک از مشخصه‌های هیدرولوژیک نیز یک رتبه از ۱ تا ۱۰ بر اساس تأثیر آنها بر آسیب‌پذیری، اختصاص داده می‌شود و به کاربر این امکان را می‌دهد که مدل دراستیک را با ناحیه مورد بررسی منطبق سازد. در رتبه‌ها، عدد بیشتر از ۸ برای حوضه‌هایی با آب‌گیری بیشتر مانند توده‌های آبی و آبخوان‌های دارای شن درشت، تعیین شده است. چرا که در این مناطق آلودگی به آسانی به آب‌های زیرزمینی وارد شده و آسیب‌پذیری بیشتری در برابر آلودگی وجود دارد [۲۹]. در نهایت پس از جمع‌آوری و رقومی کردن اطلاعات هیدروژئولوژیکی، هفت عامل نام‌برده که نیروی آلودگی را کنترل می‌کنند، برای تهیه نقشه آسیب‌پذیری با یکدیگر همپوشانی و تلفیق می‌شوند.

در مدل دراستیک به هر پارامتر برحسب اهمیت یک وزن اختصاص داده می‌شود. رتبه مربوط به هر پارامتر بین ۱ تا ۱۰ متغیر است و وزن هر پارامتر با توجه به اهمیت آن بین ۱ تا ۵ متغیر است (مهم‌ترین پارامتر دارای وزن ۵ و کم‌اهمیت‌ترین پارامتر دارای وزن ۱ است) (جدول ۱) [۲]. این روش شاخص دراستیک براساس وزن‌دهی به مجموع ۷ پارامتر به صورت زیر محاسبه می‌شود:

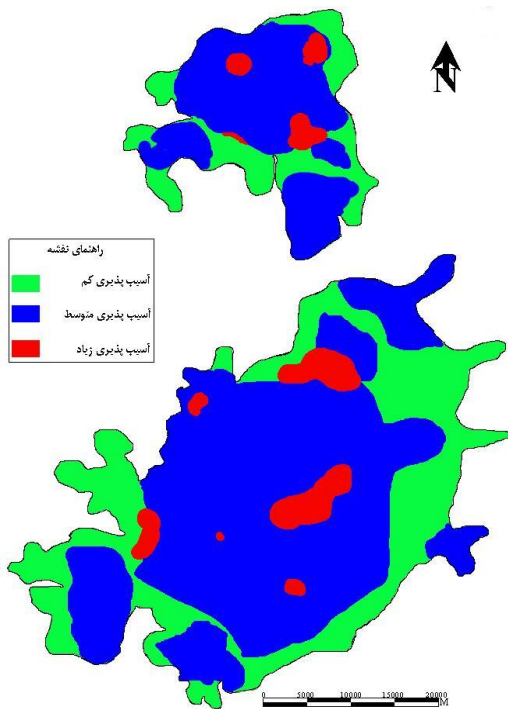
$$DI = \frac{D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w}{w} \quad \text{رابطه (۱)}$$

در رابطه بالا DI شاخص آسیب‌پذیری دراستیک و حروف بزرگ نشان‌دهنده پارامترهای هفت‌گانه و I رتبه و W وزنی است که به هر پارامتر اختصاص داده می‌شود. در این رابطه D, R, A, S, T, I و C پارامترهای هیدرولوژیک تأثیرگذار در مدل دراستیک هستند، بنابراین شاخص آسیب‌پذیری در این روش از حاصل ضرب هر پارامتر در رتبه آن به دست می‌آید [۲].

در این رابطه SI شاخص آسیب‌پذیری و حروف بزرگ نشان‌دهنده پارامترها، r رتبه و W وزنی است که به هر پارامتر اختصاص داده می‌شود. با توجه به نتایج اندیس SI در این پژوهش، شاخص آسیب‌پذیری آبخوان در سه رده آسیب‌پذیری زیاد، متوسط و کم تقسیم شد (جدول ۳). نقشه آسیب‌پذیری به روش SI در شکل ۵ مشاهده می‌شود.

جدول ۳- مساحت طبقه‌های آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد بر اساس روش SI

شاخص SI	پتانسیل آلودگی		مساحت (Km ²)	مساحت (%)
	کم	متوسط		
کم	۳۰ - ۴۵	۶۰/۹۴	۲۰/۴۵	
متوسط	۴۶ - ۶۴	۲۲۵/۴۶	۷۵/۶۶	
زیاد	۶۵ - ۷۵	۱۱/۵۹	۳/۸۹	
مجموع		۲۹۸	۱۰۰	



شکل ۴- نقشه قابلیت آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد در مدل SI

روش SINTACS از هفت پارامتر عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص، اثر منطقه غیراشباع، نوع خاک، محیط آبخوان، هدایت هیدرولیکی و شیب برای پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان استفاده می‌کند. تمامی این پارامترها از مدل دراستیک مشتق شده و دارای ساختمان ترکیبی است. تنها رتبه‌دهی و وزن‌دهی آنها در این روش متفاوت است [۳۲]. در حقیقت پارامترهای این روش همان پارامترهای روش دراستیک بوده با این تفاوت که فرآیند وزن و رتبه‌دهی پارامترها در روش SINTACS انعطاف بیشتری دارد. این

دراستیک حدود ۶۳/۷ درصد از محدوده دشت در گروه آسیب‌پذیری کم و ۳۴/۲۰ درصد در گروه آسیب‌پذیری متوسط قرار دارد. تنها ۲/۱ درصد از محدوده دشت در گروه آسیب‌پذیری زیاد قرار دارد (جدول ۲).

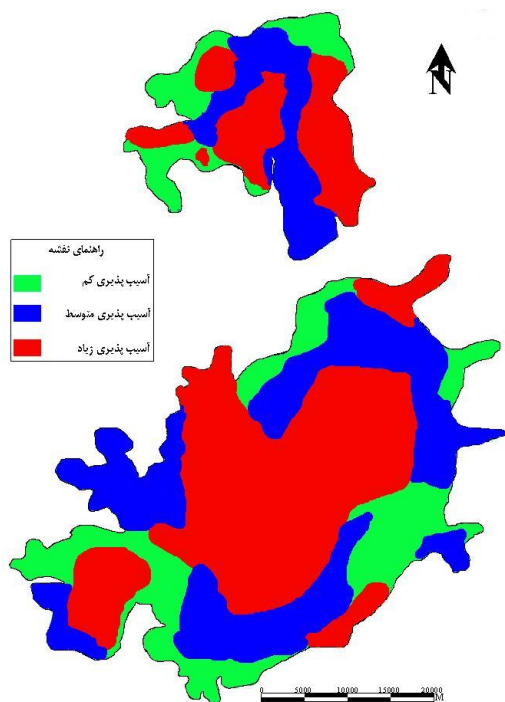
جدول ۲- مساحت طبقه‌های آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد بر اساس روش دراستیک

شاخص دراستیک	پتانسیل آلودگی		مساحت (Km ²)	مساحت (%)
	کم	متوسط		
۸۵ - ۴۹	کم	۱۸۹/۸۲	۶۳/۷	
۱۰۴ - ۸۶	متوسط	۱۰۱/۹	۳۴/۲۰	
۱۴۱ - ۱۰۵	زیاد	۶/۲۵	۲/۱	
مجموع		۲۹۸	۱۰۰	

روش SI نیز برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان نسبت به آلاینده‌های کشاورزی ارائه شده است. در این روش از پنج پارامتر عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، سنگ‌شناسی آبخوان، توپوگرافی کاربری اراضی استفاده شد [۳۰]. هر پارامتر بر اساس واحدهای تشکیل‌دهنده، ارزش‌گذاری شده و پس از وزن‌دهی و تلفیق، شاخص نهایی SI به دست می‌آید. از این پارامترها تعداد ۴ پارامتر عمق آب زیرزمینی، تغذیه، مواد تشکیل‌دهنده آبخوان و توپوگرافی مشابه پارامترهای مؤثر در روش دراستیک است. مدل SI در مقایسه با سایر مدل‌های ذکر شده کارایی بیشتری در تعیین نقاط مستعد آلودگی دارد، روش‌های دراستیک و SINTACS ماهیت آلاینده و کاربری زمین را به عنوان عامل مدیریتی آسیب‌پذیری ویژه در نظر نمی‌گیرند [۳۱].

برای محاسبه شاخص SI نقشه پارامترهای پنج‌گانه به صورت رستری^۱ توسط نرم‌افزار ArcGIS تهیه شد. از این پارامترها تعداد ۴ پارامتر عمق آب زیرزمینی، تغذیه، مواد تشکیل‌دهنده آبخوان و توپوگرافی مشابه پارامترهای مؤثر در روش دراستیک است. تنها رتبه‌بندی و وزن‌دهی آنها در این روش متفاوت است. برای تهیه نقشه کاربری اراضی از نقشه کاربری محدوده بررسی شده دشت اسدآباد استفاده شد که با توجه به رتبه‌دهی در روش SI، رتبه‌بندی کاربری اراضی انجام و نقشه مربوط به صورت رستری تهیه شد. با استفاده از لایه‌های اطلاعاتی رتبه‌بندی شده، نمایه آسیب‌پذیری SI و نقشه خروجی طبق معادله زیر و جدول ۱ به دست آمد که نتایج مربوطه در جدول ۳ و شکل ۴ نمایش داده شده است.

$$SI = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + T_r T_w + LU_r LU_w \quad \text{رابطه (۲)}$$



شکل ۵- نقشه قابلیت آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد در مدل SINTACS

روش شاخص حساسیت از روش‌هایی است که برای ارزیابی مدل‌های آسیب‌پذیری استفاده می‌شود و در آن آسیب‌پذیری آبخوان به طور مشخص نسبت به آلاینده‌های کشاورزی (نیترات) بررسی می‌شود [۵]. روش‌های مختلفی برای بررسی و ارزیابی پتانسیل آلودگی در یک آبخوان وجود دارد که از آن جمله می‌توان به روش‌های مبتنی بر شبیه‌سازی، روش‌های آماری و روش‌های شاخص و همپوشان اشاره کرد [۱۱]. اصولاً روش‌های شاخص و همپوشان، ترکیب پارامترهای هیدروژئولوژیک مؤثر در انتقال آلودگی به آب‌های زیرزمینی تشکیل می‌شوند. در این روش‌ها برای تعیین اهمیت نسبی، هر کدام از پارامترها نسبت به هم ارزیابی می‌شوند. گرچه این روش‌ها فرآیندهای مؤثر در آلوده شدن منابع آب زیرزمینی را به طور کامل مشخص نمی‌کنند، اما به دلیل ساده بودن روش و در دسترس بودن داده‌های مورد نیاز، از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند. در بیشتر روش‌های شاخص و همپوشان و از جمله روش دراستیک باید اطلاعات به دست آمده از پارامترهای مختلف به صورت تلفیقی تجزیه و تحلیل شوند [۱۲].

در ادامه با توجه به نوع کاربری اراضی محدوده، چون توزیع آلودگی به صورت غیرنقطه‌ای است، بنابراین با استفاده از یک پارامتر آلودگی، بسته به نوع کود استفاده شده و کاربری محدوده و نقشه آسیب‌پذیری، این امکان فراهم خواهد بود که پتانسیل آلوده شدن و حریم کیفی محدوده

روش اولین بار توسط سویتا و همکاران در سال ۱۹۹۰ برای بررسی آسیب‌پذیری جنوب ایتالیا به کار برده شد [۳۳]. یکی از مزیت‌های اصلی مدل‌های دراستیک و SINTACS انجام ارزیابی آسیب‌پذیری با استفاده از تعداد زیاد لایه‌های اطلاعاتی است. چرا که در این حالت تأثیر خطاها و عدم قطعیت‌های یک پارامتر در خروجی نهایی محدود می‌شود. برخی از محققان بر این باور هستند که با تعداد کمتری از پارامترها و با دقت بیشتر و هزینه کمتر می‌توان به نتایجی معادل مدل دراستیک دست یافت و در بعضی از پژوهش‌ها، مدل دراستیک با تعداد کمتری از پارامترها پیاده شده است. با توجه به این دیدگاه روش SI ارائه شده است [۳۴]. برای محاسبه شاخص SINTACS پس از تهیه نقشه‌های پایه و همپوشانی لایه‌های تهیه شده به هر فاکتور بر اساس تأثیر و اهمیتی که در میزان آسیب‌پذیری دارد، نمره‌ای بین صفر تا ۱۰ نسبت داده می‌شود (جدول ۱). سپس، نمره‌ها به واسطه وزن‌ها اصلاح می‌شوند که وزن‌ها با شرایط محیطی ویژه یا شرایط انسان‌ساخت یا هر دو ارتباط دارند. شاخص آسیب‌پذیری ذاتی از طریق جمع نمره‌های به دست آمده از طریق وزن‌ها، بر اساس رابطه‌ی زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{SINTACS} = \sum P_{(1,7)} \times W_{(1,n)} \quad (3)$$

در این معادله، I_n شاخص آسیب‌پذیری، $P_{(1,7)}$ رتبه پارامترها، $W_{(1,n)}$ وزن وابسته به تعداد آرایه‌های کلاس وزنی و n تعداد آرایه‌های کلاس وزنی است [۳۲]. برای تهیه لایه‌های مدل SINTACS مانند مدل دراستیک عمل کرده، با این تفاوت که وزن پارامترها طبق جدول ۱ است. در این بررسی نتایج اندیس SINTACS شاخص آسیب‌پذیری را در سه کلاس آسیب‌پذیری زیاد، متوسط و کم تقسیم می‌کند (جدول ۴). نقشه آسیب‌پذیری به روش SINTACS در شکل ۵ نشان داده شده است.

جدول ۴- مساحت طبقه‌های آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد بر اساس روش SINTACS

شاخص آسیب‌پذیری	طبقه‌بندی	مساحت	
		Km ²	(%)
۹۴ - ۱۰۵	کم	۵۹/۰۶	۱۹/۸۲
۱۰۵ - ۱۴۰	متوسط	۱۲۱/۴۹	۴۰/۷۷
۱۴۰ - ۱۷۶	زیاد	۱۱۷/۴۴	۳۹/۴۱
مجموع		۲۹۸	۱۰۰

نتایج این مدل برای تشخیص پتانسیل آسیب‌پذیری منطقه مورد بررسی استفاده کرد. برای مشخص شدن پارامترهای مؤثر بر آسیب‌پذیری و بهینه‌سازی مدل‌های دراستیک و SI برای آبخوان دشت اسدآباد، ضریب همبستگی بین پارامترهای هر مدل با لایه نیترا محاسبه شد (جدول ۶). نتایج نشان می‌دهد که در مدل SI، لایه‌های کاربری اراضی و تغذیه خالص و در مدل دراستیک، پارامترهای تغذیه خالص و عمق سطح ایستابی از بیشترین همبستگی با لایه نیترا برخوردار هستند. همچنین کمترین ضریب همبستگی لایه نیترا با لایه محیط خاک در مدل دراستیک، نشان‌دهنده پایین بودن رابطه مستقیم بین این لایه با آسیب‌پذیری آبخوان است.

جدول ۵- ضریب همبستگی لایه نیترا با مدل‌های

پتانسیل آسیب‌پذیری

مدل	ضریب همبستگی
دراستیک	۰/۶۳
SINTACS	۰/۲۹
SI	۰/۴۹

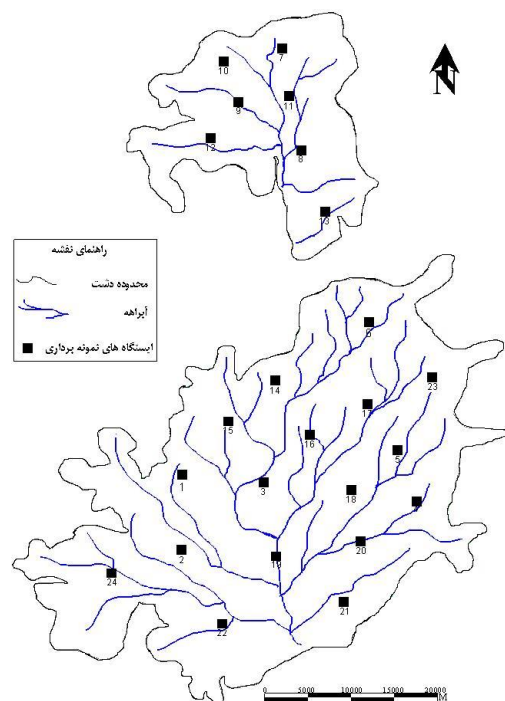
باتوجه به ضرایب همبستگی محاسبه شده، مدل‌های دراستیک و SI مورد واسنجی قرار گرفت و ضرایب همبستگی آنها با لایه نیترا اندازه‌گیری شد. در نهایت مدلی که بیشترین تطبیق میان غلظت نیترا و نمایه آسیب‌پذیری را داشت انتخاب شد. در نهایت وزن‌های واسنجی شده و ضرایب همبستگی آنها به ترتیب در جدول‌های ۷ و ۸ و نقشه آسیب‌پذیری محدوده مورد بررسی بر اساس مدل‌های اصلاحی در شکل‌های ۶ و ۷ نشان داده شده است.

جدول ۶- ضریب همبستگی لایه نیترا با

پارامترهای مدل‌های دراستیک و SI

پارامترهای مدل دراستیک	ضریب همبستگی	پارامترهای مدل SI	ضریب همبستگی
عمق سطح ایستابی	۰/۳۸۷	کاربری اراضی	۰/۷۵۴
هدایت هیدرولیکی	۰/۳۵۱	تغذیه خالص	۰/۵۱۲
محیط آبخوان	۰/۳۵۲	عمق سطح ایستابی	۰/۳۸۷
تغذیه خالص	۰/۴۳۹	محیط آبخوان	۰/۳۵۲
محیط غیراشباع	۰/۲۴۶	توپوگرافی	۰/۱۹۹
توپوگرافی	۰/۱۹۹		
محیط خاک	۰/۱۲۹		

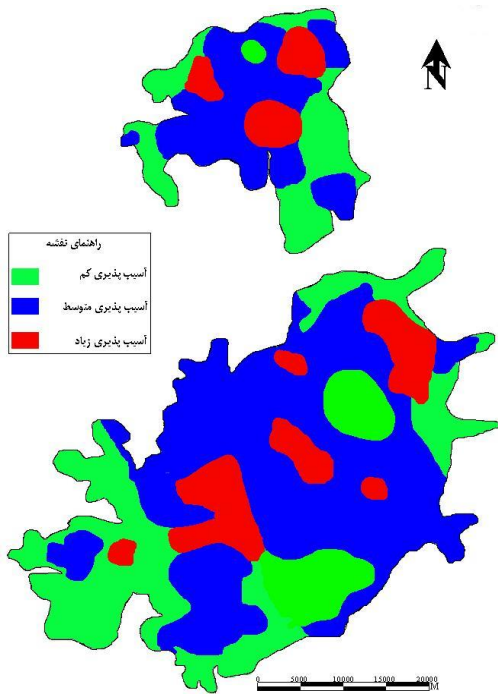
آبخوان اسدآباد با دقت بیشتری تعیین شود. با توجه به گستردگی فعالیت‌های کشاورزی در منطقه مورد بررسی و کاربرد زیاد کودهای شیمیایی، برای واسنجی و صحت‌سنجی مدل‌های SINTACS، دراستیک و SI از مقادیر اندازه‌گیری شده نیترا موجود در آب زیرزمینی منطقه مورد بررسی، استفاده شد. بدین منظور در سال ۱۳۹۲ در فصل بهار ۲۴ نمونه آب از چاه‌های آب کشاورزی تهیه و یون نیترا موجود در آنها تجزیه و تحلیل شد. موقعیت چاه‌های نمونه‌برداری در یک شبکه سیستماتیک مشخص شد. آنالیز نمونه‌ها با استفاده از دستگاه پیشرفته و دقیق اسپکتروفتومتر صورت گرفت.



شکل ۶- موقعیت چاه‌های نمونه‌برداری در منطقه

مورد بررسی

از ضریب همبستگی اسپیرمن برای بررسی همبستگی مدل‌های پتانسیل آسیب‌پذیری و نمونه اندازه‌گیری شده نیترا استفاده شد. جدول ۵ ضریب همبستگی مدل‌های مختلف آسیب‌پذیری با لایه نیترا را نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۵ ضریب همبستگی مدل‌های دراستیک و SI با لایه نیترا در سطح معنادار ۵ درصد به ترتیب ۰/۶۳ و ۰/۴۹ هستند که همبستگی نسبتاً بالایی را نشان می‌دهند و می‌توان صحت نتایج به دست آمده از مدل‌های دراستیک و SI را تا حدود زیادی تأیید کرد. همچنین نتایج این جدول نشان داد که ضریب همبستگی مدل SINTACS با لایه نیترا در سطح ۵ درصد معنادار نیست. بنابراین نمی‌توان از



شکل ۷- نقشه آسیب‌پذیری آبخوان مدل SI اصلاحی

با توجه به نقشه آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد بر اساس مدل دراستیک اصلاحی، ۳۹/۳۱ درصد از وسعت دشت در محدوده آسیب‌پذیری کم ۵۸/۱۹ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۲/۵ درصد از منطقه در محدوده آسیب‌پذیری زیاد قرار می‌گیرد. در مدل SI اصلاحی، ۳۰/۷۹ درصد از منطقه مورد بررسی، دارای پتانسیل آلوده شدن کم، ۶۳/۷۰ درصد متوسط و ۵/۵۱ درصد دارای پتانسیل آلودگی زیاد است.

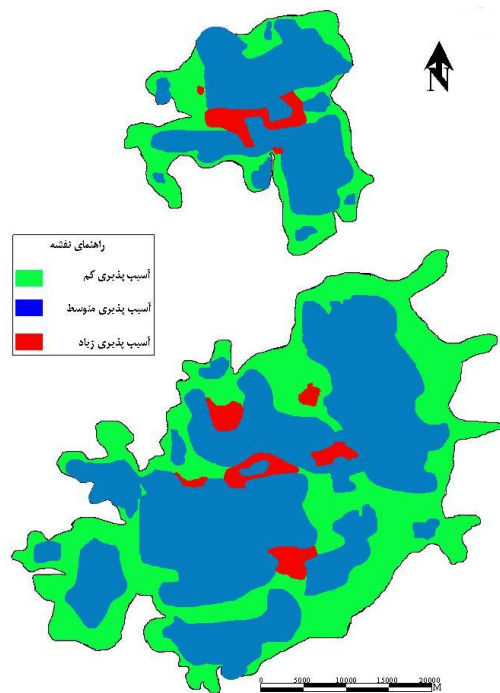
طبقه‌بندی وزنی روش دراستیک بر اساس شرایط طبیعی و همچنین در نظر گرفتن شرایط انسان‌ساخت نظیر فعالیت‌های کشاورزی یا نوع کاربری اراضی بوده که بیانگر آسیب‌پذیری خاص است. با توجه به وسعت فعالیت‌های کشاورزی در دشت اسدآباد و حجم کودهای شیمیایی مصرفی و همچنین ضریب همبستگی بالا بین پارامتر کاربری اراضی با لایه نیترات، نقشه آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد باید بر اساس مدل دراستیک کشاورزی تهیه شود. با همپوشانی نقشه کاربری اراضی روی نقشه آسیب‌پذیری، نقشه خطر آلودگی آب زیرزمینی بر اساس مدل دراستیک کشاورزی تهیه شده است (شکل ۸). نتایج بررسی همبستگی نقشه نهایی تهیه‌شده با لایه نیترات، نشان داد که ضریب همبستگی این دو لایه با سطح معناداری ۱ درصد، معادل ۰/۷۹ است.

جدول ۷- وزن‌های اولیه و اصلاحی مدل‌های SI و دراستیک در منطقه مورد بررسی

پارامتر	دراستیک		SI	
	وزن اولیه مدل	وزن اصلاح شده	وزن اولیه مدل	وزن اصلاح شده
عمق سطح ایستابی	۵	۴/۵	۰/۱۸۶	۰/۱۷۶
محیط آبخوان	۳	۴	۰/۲۵۹	۰/۲۶
هدایت هیدرولیکی	۳	۴/۵	-	-
کاربری اراضی	-	-	۰/۲۲۲	۰/۳
محیط غیراشباع	۵	۲/۵	-	-
توپوگرافی	۱	۱	۰/۱۲۱	۰/۰۱۱
تغذیه خالص	۴	۵	۰/۲۱۲	۰/۳
محیط خاک	۲	۰	-	-

جدول ۸- ضریب همبستگی لایه نیترات با مدل‌های پتانسیل آسیب‌پذیری اصلاحی

مدل اصلاحی	ضریب همبستگی
دراستیک	۰/۷۰
SI	۰/۶۵

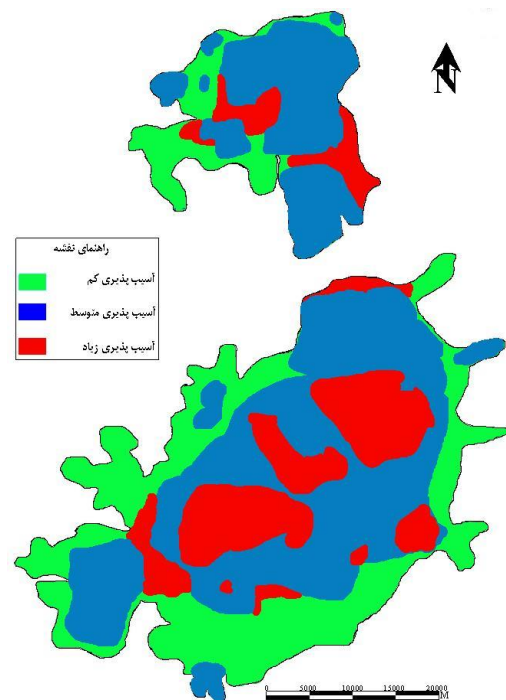


شکل ۶- نقشه آسیب‌پذیری آبخوان مدل دراستیک اصلاحی

سفره‌های آب‌زیرزمینی نسبت به آلودگی را بر اساس وضعیت هیدروژئولوژیکی منطقه مورد بررسی برآورد می‌کند [۷].

برای اطمینان از نتایج مدل‌های مذکور، پس از تهیه لایه نیتراژ موجود در آب‌زیرزمینی منطقه، ضریب همبستگی این لایه با مدل‌های مختلف آسیب‌پذیری محاسبه شد. ضرایب همبستگی مدل‌های دراستیک و SI با لایه نیتراژ در سطح معنادار ۵ درصد به ترتیب ۰/۶۳ و ۰/۴۹ بوده که نشان از مناسب بودن این مدل‌ها در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه است. اما به دلیل معنادار نبودن این مقدار برای مدل SINTACS نمی‌توان از آن برای تشخیص پتانسیل آسیب‌پذیری منطقه استفاده کرد. بعد از واسنجی مدل‌های SI و دراستیک اصلی با داده‌های غلظت نیتراژ آب زیرزمینی، ضرایب پارامترها اصلاح شد که وزن پارامترهای تغذیه خالص، محیط آبخوان و هدایت هیدرولیکی نسبت به دراستیک اصلی افزایش و وزن عمق سطح ایستابی، محیط خاک و محیط غیراشباع کاهش پیدا کرده است. اما در مدل SI، وزن پارامترهای تغذیه خالص و کاربری اراضی نسبت به SI اصلی افزایش و وزن لایه‌های عمق سطح ایستابی، توپوگرافی و محیط غیراشباع کاهش نشان می‌دهد. مقایسه نتایج حاصل از روش‌های دراستیک و SI اصلاحی نشان می‌دهد که در هر دو روش، آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسداباد در سه گروه آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد قرار می‌گیرد. ولی حدود گسترش محدوده‌های آسیب‌پذیری متفاوت است. روش دراستیک از بیشترین پارامترهای مؤثر در آسیب‌پذیری ذاتی برای پهنه‌بندی استفاده می‌کند و دقت آن بیشتر است. ولی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری با این مدل هزینه و زمان بیشتری را نسبت به مدل SI می‌طلبد. چرا که این مدل از هفت پارامتر برای ارزیابی آسیب‌پذیری استفاده می‌کند و تهیه و فراهم کردن پارامترهای مورد نیاز برای پهنه‌بندی در برخی از موارد به ویژه در ایران به دلیل کمبود آمار و اطلاعات پایه سخت است. مدل SI از پنج پارامتر استفاده می‌کند که چهار مورد از آن با روش دراستیک مشترک است. فراهم کردن اطلاعات مورد نیاز برای ارزیابی آسیب‌پذیری به روش SI به مراتب ساده‌تر و کم هزینه‌تر است.

اما محاسبه مجدد ضریب همبستگی بین مدل‌های آسیب‌پذیری اصلاحی با لایه نیتراژ، نشان می‌دهد که مدل دراستیک اصلاحی با ضریب همبستگی ۰/۷۰ و مدل SI اصلاحی با ضریب همبستگی ۰/۶۵ در سطح معنادار ۱ درصد، می‌تواند به عنوان روش مناسب برای ارزیابی



شکل ۸- نقشه آسیب‌پذیری آبخوان بر اساس مدل دراستیک کشاورزی

در مدل دراستیک کشاورزی، ۲۶/۲۴ درصد از وسعت دشت در محدوده آسیب‌پذیری کم، ۵۶/۶۳ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط و ۱۷/۱۳ درصد از منطقه در محدوده آسیب‌پذیری زیاد قرار دارد.

۴- نتیجه‌گیری

یکی از بهترین سیستم‌هایی که دسترسی به اطلاعات زیاد، متنوع و تجزیه و تحلیل آن‌ها را آسان‌تر و سریع‌تر و به مدیران در تصمیم‌گیری بهینه کمک می‌کند، تکنولوژی GIS است. با استفاده از GIS می‌توان حجم زیادی از اطلاعات را برای ارزیابی آسیب‌پذیری منابع آب‌زیرزمینی سازمان‌دهی کرد و با تجزیه و تحلیل آسان‌تر و سریع‌تر داده‌ها، به نتیجه مطلوب دست یافت. در تحقیق حاضر با بهره‌گیری از محیط GIS نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان دشت اسداباد در مقابل منابع آلاینده با استفاده از مدل‌های SI، دراستیک و SINTACS ارزیابی شد.

با این که مدل‌هایی همچون مدل دراستیک یکی از رایج‌ترین مدل‌های به کار رفته برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به شمار می‌رود، لیکن، ضروری است این مدل در هر منطقه بر اساس شرایط هیدروژئولوژیکی محلی تصحیح شود تا بتوان به نتایج نسبتاً صحیحی دست پیدا کرد [۳۵]. مدل دراستیک در آمریکا و به منظور حفاظت از منابع آب‌زیرزمینی توسعه یافت. مدل مذکور، مدلی تجربی است که آسیب‌پذیری

- Studies, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg; 2007. 1357p.
- [4] Babiker IS, Mohamed MAA, Hiyama T, Kato K. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan. *Science Total Environment*; 2005. **345**: 127-140.
- [5] Hamza MH. Validity of the vulnerability methods DRASTIC and SI applied by GIS technique to the study of diffuse agricultural pollution in two phreatic aquifers of a semi-arid region (Northeast of Tunisia) AQUAmundi-Am01009; 2010. Pp: 57-64.
- [6] Bai L, Wang Y Meng F. Application of DRASTIC and extension theory in the groundwater. *Water and Environment Journal*; 2011. Vol 26 Issue 3.
- [7] Hasiniaina F, Zhou J, Guoyi L. Regional assessment of groundwater vulnerability in Tamsag basin, Mongolia using drastic model. *Journal of American Science*; 2010. Vol. 6(11), PP: 65-78.
- [8] Vrba JA, Zaporozec A. *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. International Contribution for Hydrogeology. Hannover, Germany; 1994. 131 p.
- [9] El-Naqa A, Hammouri N, Kioso M. "GIS-based evaluation of groundwater vulnerability in the Russeifa area", Jordan: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*; 2006. Vol. 23(3), 77-287.
- [10] Antonakos AK, Lambrakis NJ. 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*; 2007. **333**, 288- 304.
- [11] Almasri MN. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer , Palestin. *Journal of Environmental Management*; 2008. **88**, 577-593.
- [12] Gogu RC, Dassargues A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overly and index methods. *Environmental Geology*; 2000. Vol. 39(6), PP: 549-559.
- [13] Connell LD, Van den Daele G. "A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping", *Journal of Hydrology*; 2003. Vol. 276(1-4): 71-88.
- آسیب‌پذیری منطقه استفاده شود. با تلفیق نقشه کاربری اراضی روی نقشه آسیب‌پذیری مدل دراستیک اصلاحی، نقشه پهنه‌بندی آلودگی آب‌زیرزمینی بر اساس مدل دراستیک کشاورزی با ضریب همبستگی ۰/۷۹ در سطح معناداری ۱ درصد تهیه شد. با مقایسه نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری مدل دراستیک اصلاحی، SI اصلاحی و شاخص دراستیک کشاورزی مشخص شد که مدل دراستیک کشاورزی با ضریب همبستگی ۰/۷۹ می‌تواند به عنوان یک ابزار مدیریتی مناسب برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسدآباد مورد استفاده قرار گیرد. نتایج آسیب‌پذیری با این روش در مدیریت کیفی سفره‌های آب زیرزمینی بسیار کاربرد دارد و با شناسایی مناطق حساس‌تر به آلودگی، نقش بسزایی در این مسئله ایفا می‌کند. بر اساس این نقشه ۲۶/۲۴ درصد از وسعت منطقه مورد بررسی در محدوده آسیب‌پذیری کم، ۵۶/۶۳ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۱۷/۱۳ درصد از منطقه در محدوده آسیب‌پذیری زیاد قرار می‌گیرد. با توجه به نقشه آسیب‌پذیری، بیشترین درصد پتانسیل آلودگی دشت مربوط به کلاس آسیب‌پذیری متوسط و کمترین آن مربوط به کلاس آسیب‌پذیری زیاد است. پژوهش‌های قبلی انجام شده در این خصوص، بیشتر با استفاده از یک مدل به تهیه پهنه‌ها آسیب‌پذیر پرداخته و کمتر در یک منطقه از چند روش استفاده شده است. در این کار با استفاده از سه روش پرکاربرد نواحی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه بررسی و کارایی هر یک مشخص شده است. از این رو می‌توان از روش مناسب استفاده کرد. تلفیق لایه‌های تولیدی حاصل از این روش‌ها هم می‌تواند اطلاعات کاملی را در منطقه با در نظر گرفتن مناطق آسیب‌پذیر به ما بدهد.

پی‌نوشت‌ها

¹ Raster

منابع

- [1] Todd PK. *Ground water* , Hydrology , Kluwer Academic Publisher; 1980. 400 p.
- [2] Rahman AA. GIS Based DRASTIC model for Assessing Groundwater Vulnerability in Shallow Aquifer in Aligarh, India, *Applied Geography*; 2008; **28**: 32-53.
- [3] Knodel K, Lange G, Voigt HJ. *Environmental Geology, Handbook Field Methods and Case*

- [24] Foster SS. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: van Duijvenbooden, W, Van Waegeningh, HG (Eds.), *Vulnerability of Soils and Groundwater to Pollution*. TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings and Information; **1987**. **38**: 69-86.
- [25] Van Stemproot D, Evert L, Wassenaar L. Aquifer vulnerability index: a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal*; **1994**. **18**: 25-37.
- [26] Focazio JM, Reilly ET, Rupert GH, Helset RD. Assessing groundwater vulnerability to contamination: providing scientifically defensible information for decision makers. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report; **2002**. 00-4273, 33 p.
- [27] Evans BM, Myers WL. A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. *Soil and Water Conservation*; **1990**; **45**: 45-242.
- [28] Ahmadi A, Aberoumand M. Vulnerability of Khash-Plain Aquifer, Eastern Iran, to Pollution Using Geographic Information System (GIS). *Applied geology*; **2009**. [In Persian].
- [29] Rahman A. A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Applied Geography*; **2008**. **28**, 32-53.
- [30] Stigter TY, Ribeiro L, Carvalho Dill AMM. 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. *Hydrogeology*; **2006**. **14**: 79-99.
- [31] Hamza MH, Added A, France's A, Rodríguez R. Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe hétérogène de Metline- Ras Jebel-Raf Raf. *Comptes Rendus Geoscience*; **2007**. **339**: 493-505.
- [32] Al kuisi M, El-Naqa A, Himmouri N. Vulnerability mapping of shallow groundwater aquifer using SINTACS model in the Jordan Valley area, Jordan. *Environmental Geology*; **2006**. **50**: 651-667.
- [33] Hamza MH, Added A. Validity of DRASTIC and SI vulnerability methods. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental
- [14] Hamedan Regional Water Co. Groundwater report of Asadabad Aquifer, Hamedan; **2012**. p. 74 [In Persian].
- [15] Akhtari Y. Evaluation of aquifer pollution potential model Zvyrchy and Kheran using DRASTIC, M.Sc. Thesis, Department of Geology, Shahid Chamran University; **2007**. 170p.
- [16] Alaa M Al-Abadi, Ayser M Al-Shamma, Mukdad H Aljabbari. A GIS-based DRASTIC model for assessing intrinsic groundwater vulnerability in northeastern Missan governorate, southern Iraq. *Appl Water Sci.*; **2014**; DOI 10.1007/s13201-014-0221-7.
- [17] Boufekane Abdelmadjid and Saighi Omar. Assessment of groundwater pollution by nitrates using intrinsic vulnerability methods: A case study of the Nil valley groundwater (Jijel, North-East Algeria). *African Journal of Environmental Science and Technology*; **2013**; Vol. 7(10), pp. 949-960.
- [18] Akhtar Malik Muhammad, Tang Zhonghua, Ammar Salman Dawood and Bailey Earl. Evaluation of local groundwater vulnerability based on DRASTIC index method in Lahore, Pakistan. *Geofisica International*; **2015**; 54-1: 67-81.
- [19] Niknam R, Mohammadi K, Majd V. Groundwater Vulnerability Evaluation of Tehran-Karaj Aquifer Using DRASTIC Method and Fuzzy Logic. *Iran Water Resources Research*; **2007**. 2:39-47 (In Persian).
- [20] Aller L, Bennet T, Leher JH, Petty RJ, Hackett G. DRASTIC: A Standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydro-geological settings. Kerr Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency Report; **1987**. EPA/600/2-87/035.
- [21] Ribeiro L. Desenvolvimento de um índice para avaliar a susceptibilidade, ERSHA-CVRM; **2000**. 8p.
- [22] Civita M. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Teoria & pratica (Aquifer vulnerability maps to pollution). Pitagora Ed, Bologna; **1994**. 325p.
- [23] Daly D, Drew D. Irish Methodology for Karst aquifer protection. In: Beck, B.F., Pettit, A.J. and Herring, J.G. (eds.), *Hydrogeology and Engineering Geology of Sinkholes and Karst*, Rotterdam, Balkema; **1999**. P 267-272.

Security, Geospatial Visual Analytics; **2009**. Part 7, Pp. 395-407.

[34] McLay CDA, Dragten R, Sparling G, Selvarajah N. Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: a comparison of three approaches. *Environmental Pollution*; **2001**. **115**: 191–204.

[35] Bai L, Wang Y, Meng F. Application of DRASTIC and extension theory in the groundwater vulnerability evaluation. *Water and Environment Journal*; **2011**; **26**(3): 381-391.

