

ارزیابی توان آلودگی آب زیرزمینی با استفاده از روش اکیوپرو، و صحت سنجی و اعتبار سنجی روش از طریق بررسی توزیع غلظت نیترات

سعیده سامانی^{۱*}، اصغر اصغری مقدم^۲

تاریخ دریافت: ۹۳/۹/۲۶ تاریخ پذیرش: ۹۵/۸/۹

چکیده

اکیوپرو یک شیوه برای ارزیابی توان آلودگی آبخوان با استفاده از اطلاعات چاه‌ها می‌باشد. روش اکیوپرو یک سامانه وزن‌دهی برای امتیازدهی به توان آلودگی آبخوان می‌باشد. این روش از اطلاعات عمق برخورد به آب در چاه، ضخامت لایه‌های رسی، و لایه‌های که به طور جزئی دارای رس هستند، برای ایجاد امتیاز توان آلودگی استفاده می‌کند. در این روش حفاظت آبخوان در برابر آلودگی با افزایش امتیاز اکیوپرو، فزونی می‌یابد و از توان آلودگی آب کاسته می‌شود. در این مطالعه از اطلاعات اطلاعات ۳۰ حلقه چاه اکتشافی و فشارسنج، به همراه نتایج تجزیه شیمیایی غلظت نیترات در ۳۰ حلقه چاه واقع در آبخوان دشت عجب‌شیر، در استان آذربایجان شرقی، استفاده گردیده است. از لحاظ نظری، مناطقی با امتیاز کمتر اکیوپرو نسبت به مناطقی با امتیاز بالاتر با کاربری زمین و تراکم چاه و ساختار یکسان، باید آلودگی آب زیرزمینی بیشتری داشته باشند. امتیاز اکیوپرو با رویداد غلظت نیترات در آب زیرزمینی مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج نشان می‌دهند که چاه‌هایی با غلظت بالاتر نیترات امتیاز اکیوپرو کمتری را نشان می‌دهند. غلظت متوسط نیترات درون هر طبقه بندی با امتیاز نسبی اکیوپرو نیز مقایسه گردید. نتایج نشان دادند که با افزایش امتیاز نسبی اکیوپرو ($r^2 = 0.97$)، میانگین غلظت نیترات نیز افزایش می‌یابد، بنابراین مقایسه امتیاز آسیب‌پذیری اکیوپرو با توزیع غلظت‌های اندازه‌گیری شده نیترات، و مقایسه بین متوسط غلظت نیترات در هر طبقه‌بندی و امتیاز نسبی توان آلودگی اکیوپرو صحت و اعتبار روش اکیوپرو در منطقه را تأیید می‌کند.

واژگان کلیدی: توان آلودگی، فروشست کودهای شیمیایی، روش اکیوپرو

*^۱ دکتری هیدروژئولوژی، گروه علوم زمین دانشگاه تبریز، تبریز، ایران (samani@tabrizu.ac.ir)

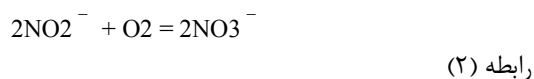
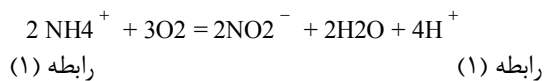
^۲ دکتری هیدروژئولوژی، استاد گروه علوم زمین دانشگاه تبریز، تبریز، ایران (moghaddam@tabrizu.ac.ir)

مقدمه

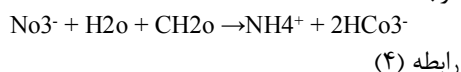
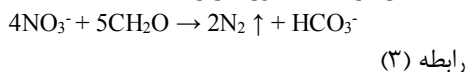
با توجه به اینکه آب‌های زیرزمینی از مهمترین منابع طبیعی در جهان بوده، و بخش قابل ملاحظه‌ای از مصارف آب کشور ایران، به خصوص در بخش شرب به وسیله منابع آب زیرزمینی تأمین می‌گردد، ممکن است عدم شناخت صحیح، و عدم درک از میزان آسیب‌پذیری سریع آب‌های زیرزمینی سبب ایجاد آلودگی‌های شدید در این منابع شود، چه بسا اتفاق می‌افتد که دیگر نتوان از این منابع استفاده کرد و برای رفع آلودگی و مصرف مجدد، باید وقت و هزینه زیادی صرف شود. در بعضی از موارد، فرآیندهای طبیعی به طور جدی سبب آلودگی می‌شوند، اما بیشتر نگرانی‌های بشر در مورد آلودگی‌های آب‌های زیرزمینی بر اثر فعالیت انسانی است. فعالیت‌های انسانی اخیر، محیط آسیب‌پذیری را به وجود آورده، به طوری که آب زیرزمینی را به عنوان منبع طبیعی در معرض آلودگی‌های صنعتی و کشاورزی قرار داده‌اند. مفهوم آسیب‌پذیری برای اولین بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه برای آگاهی در مورد آلودگی آب زیرزمینی ارائه شده است (وربا و زپوروزک ۱۹۹۴). آسیب‌پذیری را می‌توان به عنوان امکان نفوذ و پخش آلودگی‌ها از سطح زمین به سامانه آب زیرزمینی تعریف کرد. آسیب‌پذیری آبخوان، نیروی آن را برای نفوذ و پخش آلودگی‌ها از سطح زمین به سامانه آب زیرزمینی نشان می‌دهد، به طوری که آلودگی تولید شده در سطح زمین بتواند به آب زیرزمینی برسد و در آن پراکنده شود (ورال و بزین ۲۰۰۴). آسیب‌پذیری نوعی خصوصیت نسبی، بدون بعد و غیر قابل اندازه‌گیری است، و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و آب و زمین شناسی بستگی دارد. ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی ابزار مهمی برای طرح‌های زیست محیطی و اتخاذ تصمیمات مدیریتی بوده و می‌تواند کاربری اراضی را متناسب با توان و خطر آلوده شدن آبخوان‌ها، تعریف کند. روش‌های مختلفی برای ارزیابی آسیب‌پذیری ارائه شده‌اند که می‌توان به گروه روش‌های پردازشی، روش‌های شاخص-همپوشانی و آماری تقسیم‌بندی کرد (تسوریو و همکاران ۱۹۹۸). در روش پردازشی از شبیه‌سازی برای تخمین حرکت آلودگی بهره می‌برند. روش‌های آماری از روابط همبستگی بین متغیرهای مکانی و میزان آلودگی‌های موجود در آب زیرزمینی استفاده می‌کنند. روش‌های شاخص-همپوشانی فراسنج‌های مهار کننده حرکت

آلودگی از سطح زمین به منطقه‌ی 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 فراسنج‌ها تا حدودی کارشناسی بوده، و این روش‌ها نمی‌توانند به عنوان روشی دقیق در پیش‌بینی مورد استفاده قرار گیرند. با وجود این، سادگی و سهولت تهیه‌ی اطلاعات مورد نیاز آن در مقیاس ناحیه‌ای از مزایای عمده این روش‌هاست. در تمامی روش-های شاخص-همپوشانی سه فرض زیر در نظر گرفته می‌شود: ۱- هر آلودگی از سطح زمین وارد آبخوان می‌شود؛ ۲- آلودگی به همراه بارندگی وارد آبخوان می‌شود و ۳- آلودگی حرکت مشابه با آب دارد. در روش‌های شاخص-همپوشانی ساده‌ترین روش، روش GOD است که به وسیله فوستر (۱۹۸۷) توسعه یافت و از سه فراسنج حاصل شده است: ۱- شرایط آبخوان (G)، ۲- عمق آب زیرزمینی (D) و ۳- سنگ شناسی لایه‌هایی رویی آبخوان. روش دیگر دراستیک می‌باشد که یک روش شناخته شده است و به وسیله آلر و همکاران (۱۹۸۷) مطرح شده است. این یک روش امتیازی است و شامل ۷ فراسنج آب و زمین شناسی می‌باشد: ۱- عمق آب (D)، ۲- تغذیه‌ی خالص (R)، ۳- محیط آبخوان (A)، ۴- محیط خاک (S)، ۵- پستی و بلندی (T)، ۶- تاثیر منطقه غیر اشباع (I) و ۷- هدایت هیدرولیکی آبخوان (C). این روش در کشورهای مختلف مورد استفاده قرار گرفته است (لی ۲۰۰۳، کیم و هام ۱۹۹۹، آل-ادامات و همکاران ۲۰۰۳). نمایه‌های مشابه‌ای نیز مثل موارد زیر در این رابطه وجود دارد (EPIK به وسیله درفلیجر و همکاران ۱۹۹۹، ISIS به وسیله سویتا و دی-ریجیباس ۱۹۹۵؛ SINTACS به وسیله سویتا ۱۹۹۴)؛ سامانه وزن‌دهی AVI به وسیله (ون-استمپورت و همکاران ۱۹۹۳) و در نهایت روش AQUIPRO به وسیله (سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا ۱۹۹۳، و پسر ۱۹۹۰) توسعه یافته است. روش اکیوپرو یک سامانه وزن‌دهی برای امتیازدهی به توان آلودگی آبخوان می‌باشد. این روش از اطلاعات عمق برخورد به آب در چاه، ضخامت لایه‌های رسی و لایه‌های که به طور جزئی دارای رس هستند، برای ایجاد امتیاز توان آلودگی استفاده می‌کند. با وجود روش‌های گوناگونی

بعضی از واکنش‌های جوی، نیترات زایی تنها منشأ طبیعی نیترات در زیست کره می‌باشد (فریز و چری ۱۹۹۷). واکنش‌های نیترات زایی، یون آمونیوم غیر متحرک را به نیترات، که در آب بسیار متحرک بوده، به آسانی فروشویی شده و متحمل دنیترات زایی می‌شود، تبدیل می‌نمایند. در منطقه‌ی غیراشباع، اکسایش آمونیوم به وسیله‌ی معادلات واکنشی احیایی زیر صورت می‌گیرد:



از طرف دیگر، اصلی‌ترین و مهم‌ترین فرایندی که سبب می‌شود نیتروژن از ترکیبات نیتروژن دار به صورت نیتروژن گازی^۳ به اتمسفر برگردد، فرایند نیترات زدایی زیستی است، از این رو، مهم‌ترین عامل ناکارایی کودهای نیتروژنه در کشاورزی می‌باشد. نیترات زدایی عموماً به فرایند تنفس میکربی گفته می‌شود که طی آن اکسیدهای نیتروژن به عنوان پایانه‌ی پذیرنده الکترون به خدمت گرفته می‌شوند. معادله این فرایند به صورت زیر است:



در اکثر موارد رخداد نیترات در آب‌های زیرزمینی به صورت یک آلایندگی انتشاری از کشاورزی ناشی شده، و غلظت‌های نیترات حداقل تا حدودی با میزان کوددهی نیتروژنه و تاریخچه کوددهی در منابع کشاورزی در ارتباط است (الی ۱۹۹۳). نیترات در منطقه‌ی غیر اشباع به عنوان یک ردیاب محافظانه عمل می‌کند، چون قابلیت انحلال و تحرک زیادی دارد. انحلال و نیترات زدایی دو عامل اصلی مهار کننده‌ی غلظت نیترات در آب زیرزمینی به شمار می‌روند. تغییرات زمانی در غلظت نیترات در آب زیرزمینی را می‌توان به روندهای رقیق‌سازی چرخه‌ی نیترات نسبت داد.

برای تعیین حریم کیفی منابع آب زیرزمینی، و اعمال مدیریت مناسب جهت کاربری اراضی مرتبط با آبخوان، توان‌یابی آلودگی آب زیرزمینی دشت عجب شیر با کاربرد

جهت ارزیابی توان آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، انتخاب هر کدام از این روش‌ها در منطقه‌ی مورد مطالعه بستگی به وسعت منطقه‌ی مورد مطالعه، داده‌های موجود، شرایط اقتصادی و ... دارد (پیسکوپ ۲۰۰۱، روپرت ۲۰۰۱، سامانی و همکاران ۱۳۹۰).

چودهری و همکاران در سال ۲۰۰۳ برای تعیین توان آلودگی یک آبخوان در میشیگان از روش آکیوپرو استفاده کرده و صحت و اعتبار آن روش را از طریق مقایسه با توزیع آلودگی نیترات مورد بررسی قرار دادند. نتیجه‌ی کار ایشان نشان داد در مناطقی که امتیاز آکیوپرو بالایی دارند، و یا به عبارت دیگر از امتیاز نسبی آکیوپرو کمتری برخوردار هستند توان آلودگی و آسیب‌پذیری کمتری را نشان می‌دهند.

نیترات عمده‌ترین و شایع‌ترین آلایندگی آب‌های زیرزمینی می‌باشد. میزان غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی معمولاً بین ۰/۱ تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر است، ولی مقدار آن از حدود ۰/۱ تا ۰/۳ در آب باران، و تا بیش از ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر در آب زیرزمینی، که تحت تأثیر کودهای نیترا ته قرار گرفته‌اند، متغیر است. حداکثر غلظت نیترات و نیتريت آب برای مصرف شرب به ترتیب ۴۵ میلی‌گرم در لیتر و ۳/۳ میلی‌گرم در لیتر توصیه گردیده است (استاندارد آب آشامیدنی آمریکا ۱۹۹۵). براساس گزارش سال ۱۳۷۶ موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، بیشترین غلظت مجاز نیترات در آب شرب ۵۰ میلی‌گرم در لیتر بوده است.

فرایندهای شیمیایی و زیستی، که سبب جابه‌جایی نیتروژن در سنگ کره، هواکره، آب کره و زیست کره می‌شوند، چرخه نیتروژن را تشکیل می‌دهند. به علت پیچیدگی این چرخه، شناسایی منابع نیتروژن در آب زیرزمینی معمولاً مشکل است (کنی ۱۹۸۶). نیتروژن عنصری است که می‌تواند در هر دو شکل اکسیده و احیایی در طبیعت رخ دهد. شکل‌های معمول نیتروژن غیرآلی شامل نیترات، نیتريت، گاز نیتروژن، آمونیوم، و سیانید می‌باشند. نیترات عمده‌ترین و شایع‌ترین آلایندگی آب زیرزمینی است (فیتز ۱۹۹۹).

اکسایش میکروبی آمونیوم به نیتريت و سپس به نیترات به نام نیترات زایی شناخته می‌گردد. به استثنای

روش اکیوپرو صورت گرفته است، تا بتوان از آن به عنوان ابزاری جهت تهیه طرح‌های زیست محیطی و اتخاذ تصمیمات مدیریتی بهره‌وری کرد. استفاده از دانش و فن GIS در ترکیب با روش اکیوپرو منجر به ایجاد نقشه‌های توان‌پذیری آلودگی آبخوان می‌شود. اراضی وسیع و فعالیت‌های شدید کشاورزی و استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی و حیوانی از عواملی هستند که می‌توانند سبب آلوده شدن آبخوان واقع در دشت عجب‌شیر گردند. از آنجا که از آب‌های زیرزمینی موجود در منطقه به عنوان آب شرب نیز استفاده می‌شود، در مورد یون نترات در آب‌های زیرزمینی منطقه به طور خاص تأکید شده است؛ به همین دلیل، در تحقیق حاضر وضعیت نترات آب زیرزمینی دشت عجب‌شیر مورد بررسی قرار می‌گیرد. هدف از این مطالعه تعیین توان آلودگی آبخوان دشت عجب‌شیر و بررسی صحت و اعتبار امتیازهای به دست آمده از روش اکیوپرو از طریق مقایسه با توزیع غلظت نترات در آب زیرزمینی با استفاده از GIS، مقایسه‌ی بین متوسط غلظت نترات در هر طبقه‌بندی، و امتیاز نسبی توان آلودگی اکیوپرو می‌باشد.

توصیف منطقه‌ی مورد مطالعه

محدوده‌ی مطالعاتی عجب‌شیر جزء حوضه‌ی آبخیز دریاچه‌ی ارومیه می‌باشد. وسعت کل این محدوده ۶۷۰ کیلومتر مربع و وسعت دشت آن ۱۳۰ کیلومتر مربع است، که از شمال و شمال غرب به محدوده‌های مطالعاتی آذرشهر و شیرامین، از شرق و جنوب به محدوده‌ی مطالعاتی مراغه-بناب، و از جنوب غرب به دریاچه‌ی ارومیه منتهی می‌گردد. جاده‌ی آسفالت تیریز- میان‌دوآب، و خط راه‌آهن تیریز-مراغه-تهران، دسترسی به این منطقه را آسان می‌سازند. همچنین، روستاهای منطقه نیز به کمک جاده‌های آسفالت و جاده خاکی به شهر عجب‌شیر می‌پیوندند. رخنمون‌ها و لایه‌های آذرین گسترده در منطقه‌ی مورد مطالعه، تاریخ زمین‌شناسی پیچیده و طولانی را نشان می‌دهند. نقشه‌های زمین‌شناسی و زمین ساخت منتشر شده گویای آنند که آذربایجان، و از جمله منطقه‌ی مورد مطالعه در محل برخورد رسوبی- کوه زایی البرز و زاگرس و بلاخره منطقه‌ی آذرین ارومیه دختر می‌باشد. رخنمون‌های زمین‌شناسی منطقه، از دیدگاه رخساره تنوع زیادی داشته و بیشتر از جنس ماسه سنگ، و سنگ‌های آتش فشانی می‌باشند که به واحدهای مختلف چینه‌ای تقسیم

شده‌اند. همچنین، واحدهای مختلف رسوبی در این ناحیه به وسیله‌ی گدازه‌ها و سنگ‌های آذرآواری جوان سهند، بیشتر با ترکیب آندزیت پوشیده شده‌اند. واحدهای چینه‌ای موجود در منطقه از دیدگاه سن به صورت زیر می‌باشد: ۱- کرتاسه‌ی فوقانی Ksh : واحدهای متعلق به این دوره گستره‌ی وسیعی را در بخش‌های شمالی و شرقی دشت دارند. از دیدگاه سنگ‌شناسی در برگرفته پلمه سنگ‌های سیاه رنگ، ماسه سنگ، پلمه سنگ آهکی، گدازه‌های اسیدی از جنس ریولیت و ریوداسیت با بافت دانه ریز، دارای اکسید آهن و گدازه‌های قلیایی از جنس بازالت، دیاباز و همچنین سنگ‌های آذرآواری می‌باشد. این مجموعه از واحدهای زیر تشکیل شده‌اند. Ksb, Kshl, Kbv, Kvt؛ ۲- میوسن MPLvc: این واحد گسترش قابل توجهی را در بلندی‌های شرق منطقه دارا می‌باشد. این مجموعه شامل قطعات درشت آذرآواری و نهشته‌های لاهار است که حاصل فعالیت‌های انفجاری سهند بوده، و ترکیب آن کم و بیش بازیگ و از جنس پیروکسن - آندزیت می‌باشد. این واحد با لایه‌بندی ضخیم و به رنگ خاکستری تیره است که به صورت دگرشیب بر روی واحدهای قدیمی‌تر (کرتاسه فوقانی) جای گرفته و شاید مربوط به نخستین فعالیت‌های سهند باشد؛ ۳- دوران چهارم: شامل مجموعه‌ای از پادگانه‌های قدیمی، پادگانه‌های جوان، نهشته‌های نرم و ریزدانه و شوره‌زارهای حاشیه دریاچه می‌باشد (Qt1؛ پادگانه‌های قدیمی، Qt2؛ پادگانه‌های جوان، Qmf: این واحد بخش گسترده‌ی پیرامون دریاچه‌ی ارومیه را شامل می‌شود)؛ ۴- رسوب‌های رودخانه‌ای عهد حاضر، مهم‌ترین رود این محدوده، رودخانه‌ی قلعه‌چای است که از دامنه‌های جنوب کوه سهند سرچشمه گرفته، و در راستای عمومی شمال شرق- جنوب غرب به دریاچه‌ی ارومیه می‌ریزد (شکل ۱). با توجه به آمار ۳۱ ساله هواشناسی، میانگین بارندگی سالانه در محدوده‌ی مطالعاتی عجب‌شیر در ایستگاه‌های معرف شیشوان و یگنجه ۳۲۸ میلی‌متر می‌باشد. بر اساس اقلیم نمای آمبرژه، اقلیم این دشت از نوع نیمه خشک و سرد است. کمترین عمق آب زیرزمینی در در نزدیکی دهکده‌ی خضرو واقع در جنوب شرق دشت، و حدود ۳ متر است. تبخیر آب از آبخوان در این محل صورت می‌گیرد. بیشترین عمق آب زیرزمینی در دامنه‌های ارتفاعات شمال غرب بیش از ۳۵

P: ضخامت لایه‌هایی که به مقدار جزئی دارای رس هستند

T: امتیاز مربوط به ضخامت لایه‌های رسی و لایه‌هایی که به مقدار جزئی دارای رس می‌باشند.

برای محاسبه‌ی امتیاز اکیوپرو تعداد و ضخامت لایه‌های دارای رس و یا به مقدار جزئی دارای رس، از روی اطلاعات چاه‌ها مورد مطالعه قرار گرفت. در ضخیم‌ترین لایه رسی T برابر با صفر در نظر گرفته شد، بنابراین با توجه به رابطه، این لایه به عدد یک تقسیم می‌گردد. این بدان معناست که کل ضخامت لایه رسی در نظر گرفته شد و در این صورت، وزن زیادی به آن تعلق گرفت. هر چه ضخامت لایه رسی نازک‌تر باشد مقدار T بیشتری به آن تعلق گرفت (۲، ۳، ۴ و غیره)، و در نتیجه، به عدد بزرگتری تقسیم شد (۱/۲، ۱/۳، ۱/۴ و غیره)، که در نتیجه منجر به کاهش سهم این لایه‌ها در امتیاز نهایی گردید (جدول ۱).

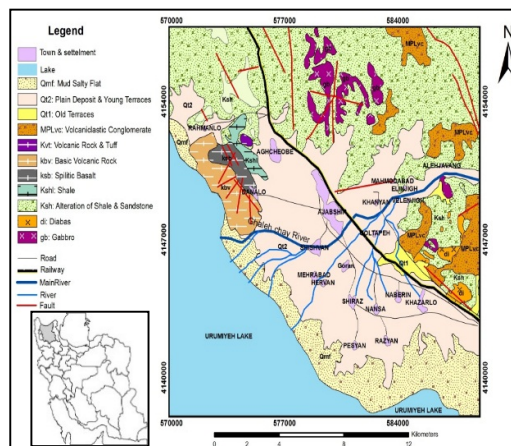
جدول ۱- ضخامت لایه‌های رسی و به مقدار جزئی رس و

میزان T مربوط به آن

ضخامت لایه‌ها	T	ضخامت لایه‌ها	T
۲۰	۶	۴۵	۱
۱۵	۷	۴۰	۲
۱۰	۸	۳۵	۳
۵	۹	۳۰	۴
۰-۱	۱۰	۲۵	۵

نتایج جمع‌گردیده و در عدد ۳ ضرب شدند، که وزن مربوط به لایه‌های رسی در یک منطقه حاصل گردید. یک روند مشابه برای لایه‌هایی با مقدار جزئی رس که در ترکیب با سیلت، ماسه و گراول بودند، نیز طی شد. تنها تفاوت در این بود که لایه‌هایی با مقدار جزئی رس در عدد ۱ ضرب شدند که این کار بیانگر این است که لایه‌های رسی حفاظت بیشتری نسبت به لایه‌هایی با مقدار جزئی رس فراهم آوردند. فرض بر این بود که کاهش ضخامت لایه‌های رسی منجر به مهاجرت راحت‌تر آلاینده خواهد گردید. مجموع ضخامت لایه‌های رسی و به مقدار جزئی رسی در عامل عمق آب در چاه ضرب شد (جدول ۲).

متر است، که به تدریج به سمت مناطق پست و شوره زارهای کنار دریاچه ژرفای آن کاهش می‌یابد. بخش قابل توجهی از نیاز آبی این دشت در بخش کشاورزی از آب زیرزمینی تأمین می‌شود.



شکل ۱- نقشه‌ی زمین‌شناسی و محدوده‌ی مورد مطالعه

روش کار

در این مطالعه‌ی توصیفی ۳۰ نمونه آب زیرزمینی در شهریور ۹۲ از آبخوان دشت عجب‌شیر جمع‌آوری گردید. تجزیه نمونه‌ها در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز صورت گرفته است. مقدار پتاسیم نمونه آبهای جمع‌آوری شده با دستگاه طیف سنج شعله‌ای و برحسب میلی گرم در لیتر محاسبه شده است. به منظور تعیین کلرید روش تیتراسیون نیترات نقره استفاده شده است. مقدار آنیون نیترات به وسیله‌ی دستگاه طیف سنج نوری اندازه‌گیری شده است (انجمن بهداشت عمومی آمریکا ۱۹۷۶).

در این تحقیق توان آلودگی آب زیرزمینی دشت عجب‌شیر از طریق روش اکیوپرو مورد ارزیابی قرار گرفت. روش اکیوپرو یک سامانه وزن‌دهی برای تعیین توان آلودگی در آبخوان می‌باشد. توان آلودگی آبخوان در این روش با توجه به رابطه زیر محاسبه می‌گردد (چودهری و همکاران ۲۰۰۳).

$$A = d \left[3 \sum_{0.1}^n \frac{C}{1 + \frac{r}{10}} + 1 \sum_{0.1}^n P / \left(1 + \frac{r}{10} \right) \right]$$

رابطه‌ی (۵) که در آن:

A: امتیاز اکیوپرو

C: ضخامت لایه‌های رسی بالای آبخوان

d: عامل عمق آب در چاه

جدول ۲- عمق آب در چاه و وزن مربوط به آن

وزن	عمق آب چاه
۱	۲ متر یا کمتر
۱/۵	۲-۶
۲	۶-۱۵
۲/۵	۱۵-۳۰
۳	۳۰-۴۶
۳/۵	۴۶-۶۱

توانایی منحصر به فرد سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) در ترکیب کردن منابع اطلاعاتی گوناگون و بسیار متفاوت، و ارزشیابی اطلاعات مکانی، از جمله دلایلی است که سامانه‌ی فوق الذکر در این مطالعه جهت نمایش توزیع مکانی امتیازات نسبی توان آسیب‌پذیری منطقه به کار گرفته شده است.

به منظور بررسی منابع نیترات آب از نمودارهای نیترات در مقابل غلظت‌های کلر و پتاسیم می‌توان استفاده کرد (تدالیدی و همکاران ۱۹۹۲). بدین منظور نمودارهای دو متغیره نیترات در مقابل یون کلر و یون پتاسیم برای نمونه- های آب زیرزمینی دشت عجب‌شیر تهیه شده است.

یکی از راه‌های تعیین منشأ غیرکود شیمیایی نیترات آب‌های زیرزمینی، تعیین نسبت NO_3/Cl می‌باشد. افزایش این نسبت در هر نقطه از آبخوان حاکی از آن است که منشأ آلودگی نیترات آن مناطق غیر از کود شیمیایی، و ناشی از فعالیت‌های انسانی و فاضلاب‌های خانگی می‌باشد (پاوار و شاخ ۱۹۹۵).

بحث

داده‌های اطلاعات ۳۰ چاه برای ارزیابی توان آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از روش اکیوپرو به کار گرفته شدند. امتیاز اکیوپرو و امتیاز نسبی اکیوپرو (درجه- ی آسیب‌پذیری) در مکان این چاه‌ها با توجه به ضخامت لایه‌های رسی، و ضخامت لایه‌هایی با مقدار جزئی رس، در اطلاعات چاه‌ها، عمق آب در محل هر چاه و اطلاعات موجود در جدول ۱ تا ۳، تهیه گردید و نتایج مربوط در جدول ۴ آمده‌اند. امتیازهای محاسبه شده نشان می‌دهد که آبخوان منطقه‌ی مورد مطالعه در برخی از مناطق محافظت شده نمی‌باشد و در خطر آلودگی قرار دارد.

توزیع مکانی امتیازهای نسبی توان آسیب‌پذیری منطقه با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS 9.2 رسم گردید (شکل ۲). امتیازهای نسبی کمتر اکیوپرو در مناطق مجاور دریاچه‌ی ارومیه می‌باشد، که مقدار آن بین ۱ تا ۲ است. امتیاز کمتر نمایانگر این است که در این منطقه آسیب‌پذیری کمی وجود دارد. بیشترین مقدار امتیاز نسبی اکیوپرو در اطراف شهرستان عجب‌شیر و جنوب‌شرق منطقه متمرکز شده است. بنابراین، چاه‌های واقع شده در این مناطق به مقدار زیاد به آلودگی حساس هستند. در این مناطق توان آسیب-پذیری آبخوان بین محدوده ۴ تا ۵ قرار دارد. بقیه

وزن عامل عمق با افزایش عمق، افزایش یافت. کمترین امتیاز اکیوپرو صفر است. این مقدار بیان می‌کند که در یک چاه هیچ لایه رسی و یا به مقدار جزئی رسی موجود نمی‌باشد. با افزایش امتیاز اکیوپرو حفاظت آبخوان در برابر آلودگی بالا می‌رود و توان آلودگی کاهش می‌یابد. امتیازدهی توصیفی برای امتیازهای اکیوپرو برای بیان رفتار نسبی حفاظت و توان آلودگی آبخوان، مورد استفاده قرار گرفت (جدول ۳). طبقه‌بندی‌ها باید با توجه به آب و زمین شناسی هر منطقه تنظیم گردد. (چودهری ۲۰۰۳).

جدول ۳- طبقه‌بندی امتیاز اکیوپرو

درجه	امتیاز اکیوپرو	توصیف وضعیت
۱	۱۸۰	آسیب‌پذیری خیلی کم
۲	۱۵۰-۱۸۰	آسیب‌پذیری کم
۳	۱۰۰-۱۵۰	آسیب‌پذیری متوسط
۴	۵۰-۱۰۰	آسیب‌پذیری بالا
۵	۱-۵۰	آسیب‌پذیری خیلی بالا

انتقال داده

هر چند امتیازهای اکیوپرو شماره گذاری می‌شوند، ولی این امتیازات ارائه دهنده‌ی اطلاعات کیفی هستند. به عبارت دیگر این‌ها داده‌های توصیفی می‌باشند. برای مثال، یک امتیاز اکیوپرو برابر با ۲۰۰ بیانگر حفاظت دو برابر نسبت به امتیاز ۱۰۰ نمی‌باشد، ولی چیزی که مشخص است آنکه امتیاز ۲۰۰ بهتر از ۱۰۰ است. در این مطالعه امتیاز اکیوپرو به ۵ طبقه از درجه‌ی آسیب‌پذیری دسته بندی شده است. طبقه بندی‌ها با در نظر گرفتن تعداد و توزیع رنج امتیازهای درون هر طبقه صورت گرفته است. این ۵ نوع طبقه‌بندی بیانگر ۵ سطح مختلف حفاظت آبخوان یا توان آلودگی آبخوان می‌باشد (جدول ۳).

جدول ۴- غلظت نیترات و امتیاز اکیوپرو محاسبه شده با استفاده از اطلاعات ۳۰ چاه نمونه برداری

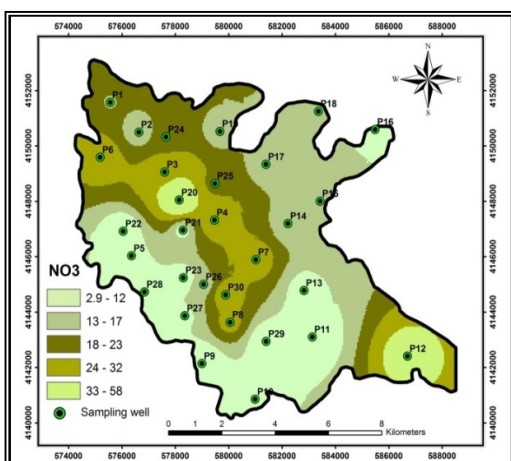
utmx	utmy	name	NO3 (mg/l)	NO3/Cl	AQUIPO Rank	Relative AQUIPRO Rank
۵۷۵۵۵۸	۴۱۵۱۵۶۹	P1	۱۶/۹۱	۶/۵	۱۴۰	۳
۵۷۶۶۳۷	۴۱۵۰۴۹۵	P2	۱۲/۰۶	۱	۱۱۰	۳
۵۷۷۶۰۵	۴۱۴۹۰۵۸	P3	۲۹/۳۶	۱۹/۶	۴۲	۵
۵۷۹۴۷۰	۴۱۴۷۳۲۰	P4	۲۸/۴۶	۵	۷۱	۴
۵۷۶۳۶۱	۴۱۴۶۰۳۴	P5	۱۰/۲۷	۰/۹	۱۳۰	۳
۵۷۵۱۸۵	۴۱۴۹۵۸۹	P6	۳۱/۱۲	۶/۱	۶۷	۴
۵۸۱۰۲۰	۴۱۴۵۸۹۲	P7	۳۰/۲۹	۳/۹	۷۰	۴
۵۸۰۰۵۳	۴۱۴۳۶۳۱	P8	۲۷/۱۳	۵/۱	۸۰	۴
۵۷۸۹۹۶	۴۱۴۲۱۴۰	P9	۲/۸۷	۰/۲	۱۶۰	۲
۵۸۰۹۹۰	۴۱۴۰۸۵۳	P10	۱۰/۲۳	۰/۶	۱۳۵	۳
۵۸۳۱۳۲	۴۱۴۳۱۰۱	P11	۴/۸۵	۰/۴	۱۸۷	۱
۵۸۶۶۹۷	۴۱۴۲۴۰۸	P12	۳۹/۷۲	۵/۸	۲۵	۵
۵۸۲۲۲۰	۴۱۴۷۱۹۷	P14	۱۲/۳۲	۲/۹	۱۱۰	۳
۵۸۳۴۲۴	۴۱۴۸۰۰۳	P15	۱۳/۴۵	۴	۱۳۵	۳
۵۸۵۴۸۳	۴۱۵۰۵۹۱	P16	۹/۰۰	۵/۳	۱۴۰	۳
۵۸۱۳۹۷	۴۱۴۹۳۳۶	P17	۱۱/۹۹	۶	۱۵۰	۳
۵۸۳۳۶۴	۴۱۵۱۲۴۹	P18	۱۴/۱۸	۹/۵	۱۲۷	۳
۵۷۹۶۷۳	۴۱۵۰۵۲۳	P19	۱۲/۹۵	۲/۵	۱۳۰	۳
۵۷۸۱۴۸	۴۱۴۸۰۴۸	P20	۵۸/۳۸	۴	۱۰	۵
۵۷۸۲۸۹	۴۱۴۶۹۵۷	P21	۹/۰۰	۱/۸	۱۵۰	۳
۵۷۶۰۴۸	۴۱۴۶۹۱۷	P22	۳/۸۹	۰/۶	۱۷۰	۲
۵۷۸۳۰۲	۴۱۴۵۲۳۸	P23	۷/۴۸	۱	۱۹۰	۱
۵۷۷۶۵۲	۴۱۵۰۳۲۱	P24	۱۹/۳۰	۱۰/۲	۹۵	۴
۵۷۹۴۸	۴۱۴۸۶۳۹	P25	۲۰/۶۹	۵/۳	۸۰	۴
۵۷۹۰۶۰	۴۱۴۵۰۰۰	P26	۱۳/۸۸	۲/۹	۱۵۰	۳
۵۷۸۳۵۵	۴۱۴۳۸۶۵	P27	۱۰/۶۶	۰/۷	۱۵۰	۳
۵۷۶۸۴۶	۴۱۴۴۷۲۷	P28	۳/۳۶	۰/۳	۱۸۰	۲
۵۸۱۴۰۶	۴۱۴۲۹۴۱	P29	۳/۰۶	۰/۳	۱۹۰	۱
۵۷۹۸۹۱	۴۱۴۴۶۲۳	P30	۳۱/۱۸	۳/۴	۵۰	۵

مورد مقایسه قرار گرفت (شکل ۳). لازم به ذکر است که این روش برای پیش‌بینی غلظت آلاینده در آب زیرزمینی طراحی نشده است، هر چند فرض بر این است که در مناطقی با توان آلودگی بالاتر، در صورت وجود کاربری اراضی یکسان، سطح غلظت بالاتری از آلاینده وجود خواهد

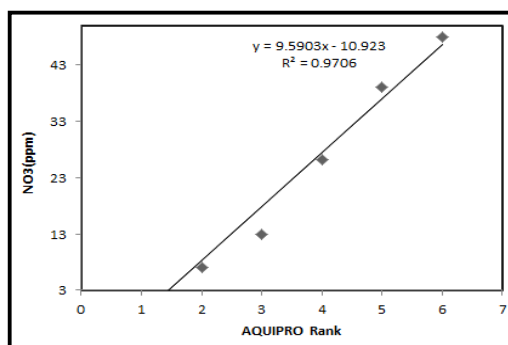
مناطق توان آسیب‌پذیری متوسط و عدد ۳ را نشان می‌دهند.

جهت اعتبارسنجی روش اکیوپرو، نقشه‌ی هم‌مقدار نیترات با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS 9.2 رسم گردید و با نقشه‌ی توزیع مکانی امتیازات نسبی توان آلودگی اکیوپرو

نیترات (شکل ۴) یک رابطه‌ی خطی مثبت ($R^2=0.97$) را نشان داده است.



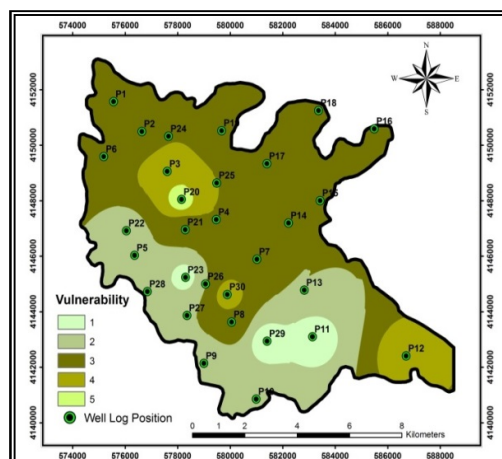
شکل ۳- نقشه توزیع مکانی نیترات



شکل ۴- رابطه بین متوسط غلظت نیترات در هر طبقه

بندی و امتیاز نسبی اکیوپرو

جهت بررسی منابع نیترات آب زیرزمینی دشت عجب شیر نمودارهای لگاریتم کلر در مقابل لگاریتم نیترات، و لگاریتم پتاسیم در مقابل لگاریتم نیترات، تهیه شده است. این نمودارها (شکل ۵ و ۶)، سه خوشه آب را با مقادیر متفاوت نیترات نشان می‌دهند. نمونه‌های واقع در خوشه سوم با نیترات زیاد مربوط به اطراف شهر عجب شیر هستند، که می‌توان بیان نمود علاوه بر آلودگی نیترات از آب بازگشتی فعالیت‌های کشاورزی، تحت تأثیر آلودگی فاضلاب نیز قرار دارند. خوشه‌ی یک آب مربوط به نواحی دریاچه‌ی ارومیه است که به دلیل فعالیت ناچیز کشاورزی در آنجا آلودگی نیترات کم است. بقیه‌ی نمونه‌های دشت هم در خوشه‌ی دو، با میزان متوسط نیترات قرار دارند که آلودگی نیترات آن‌ها فقط تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد.



شکل ۲- نقشه توزیع مکانی امتیازات روش اکیوپرو

داشت. میانگین غلظت نیترات در آب زیرزمینی آبخوان دشت عجب شیر ۱۶/۹۱ میلی‌گرم در لیتر، و بالاترین غلظت آن ۵۸/۳۸ میلی‌گرم در لیتر بود، که بالاتر از حد مجاز تعیین شده به وسیله‌ی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا و موسسه‌ی استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران در آب آشامیدنی می‌باشد (موسسه تحقیقاتی ایران ۱۹۹۷). کمترین غلظت نیترات ۲/۸ میلی‌گرم در لیتر بود. همان‌طور که در شکل دیده می‌شود، بالاترین غلظت نیترات در نواحی شهرستان عجب‌شیر و جنوب شرق منطقه در محدوده ۳۳ تا ۵۸ میلی‌گرم در لیتر است. بالا بودن غلظت نیترات در اطراف شهرستان عجب‌شیر را می‌توان به فاضلاب‌های شهری و فعالیت‌های کشاورزی نسبت داد. زیاد بودن نیترات در محدوده‌ی جنوب شرق عجب‌شیر، به دلیل کم بودن عمق آب زیرزمینی در این مناطق است. امتیاز اکیوپرو برای این مناطق توان آسیب‌پذیری بالا را نشان می‌دهد. کم بودن غلظت نیترات در نواحی دریاچه-ی ارومیه را می‌توان به مناسب نبودن کیفیت آب این نواحی برای انجام فعالیت‌های کشاورزی، و در نتیجه‌ی استفاده کمتر از کودهای نیترا، یعنی عامل اصلی آلودگی آبخوان، مرتبط دانست. غلظت نیترات در این نواحی نیز با امتیاز نسبی توان آلودگی پایین برآورد شده از طریق روش اکیوپرو هم‌خوانی دارد.

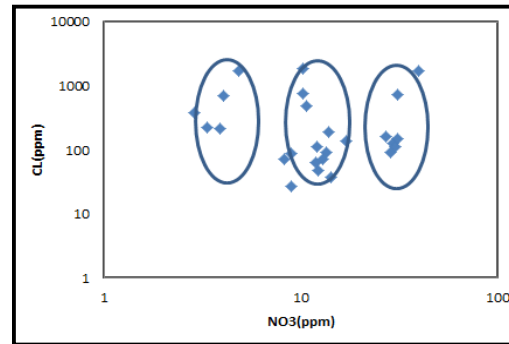
برای تعیین صحت روش اکیوپرو یک مقایسه بین متوسط غلظت نیترات در هر طبقه‌بندی، و امتیاز نسبی توان آلودگی اکیوپرو صورت گرفت، به گونه‌ای که نمودار خطی بین امتیاز نسبی اکیوپرو و غلظت میانگین

مقایسه‌ی امتیاز آسیب‌پذیری اکیوپرو با توزیع غلظت‌های اندازه‌گیری شده نیترات، مقایسه‌ی بین متوسط غلظت نیترات در هر طبقه‌بندی، و امتیاز نسبی توان آلودگی اکیوپرو صحت و اعتبار روش اکیوپرو را تأیید می‌کنند.

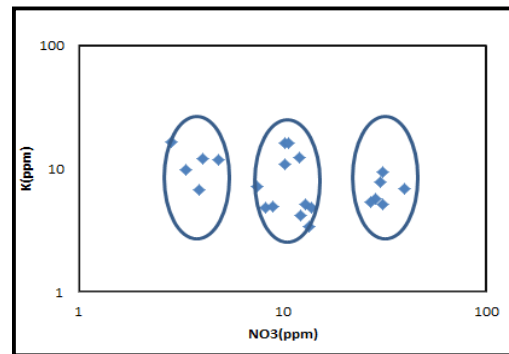
مهمترین منبع آلودگی احتمالی آب زیرزمینی در دشت عجب‌شیر، کودهای نیترا ته مورد استفاده در کشاورزی می‌باشد، بدین ترتیب نیترات مهمترین آلاینده آب زیرزمینی است. منابع آب زیرزمینی دشت عجب‌شیر، مخصوصاً در نواحی اطراف شهر عجب‌شیر و جنوب شرق دشت، به نیترات آلوده بوده و از حد مجاز سازمان محیط زیست جهانی بالاتر می‌باشد. میانگین غلظت نیترات در آب زیرزمینی آبخوان دشت عجب‌شیر ۱۶/۹۱ میلی‌گرم در لیتر و بالاترین غلظت نیترات ۵۸/۳۸ میلی‌گرم در لیتر و کمترین غلظت ۲/۸ میلی‌گرم در لیتر بود. اگر در منطقه در رابطه با مصرف کودهای شیمیایی، مدیریت صحیح و بررسی علمی و عملی صورت پذیرد، از افزایش غلظت این یون در خاک و حرکت آن به طرف آبخوان، جلوگیری می‌شود.

منابع

- 1) سامانی، س. ن، کلانتری، م ح، رحیمی. ۱۳۹۰. آلودگی آبهای زیرزمینی دشت اوان به نیترات و بررسی توان و منشأ آلودگی آن. مجله حفاظت منابع آب و خاک.
- 2) Aller, L. T, Bennet. J. H, Leher. R. J, Petty., and G, Hackett. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings. Technical Report 600/2-87-035, EPA.
- 3) Al-Adamat, R A N. I. D. L, Foster., and S. M. J, Baban. 2003. Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. Appl Geog, 23:303-324.
- 4) 4-Alley, W. M. 1993. Regional groundwater quality: John Wiley & Sons.
- 5) 5-APHA. 1976. Standard methods for the examination of water and wastewater 14ed. APHA Am Pub Health Assoc.
- 6) 6-Chowdhury, S. H. A. E, Kehew., and R. N, Passero. 2003. Correlation between nitrate contamination and ground water pollution potential. Ground water, 41: 735-745.



شکل ۵- نمودارهای لگاریتم نیترات در مقابل لگاریتم کلر



شکل ۶- نمودارهای لگاریتم نیترات در مقابل لگاریتم پتاسیم

جالب توجه است که بیشتر نمونه‌های واقع در اطراف شهرستان عجب شیر نسبت بالای NO_3/Cl را نشان می‌دهند؛ بنابراین، نسبت مزبور تأیید می‌کند که فاضلاب‌های خانگی عمده‌ترین عامل آلودگی نیترات آبخوان در نواحی اطراف شهرستان عجب‌شیر به شمار می‌روند. کمترین مقدار این نسبت نیز در نواحی نزدیک به دریاچه‌ی ارومیه مشاهده می‌شود. نسبت NO_3/Cl نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه‌ی مورد مطالعه از ۱۹ (در چاه شماره ۳) تا ۰/۱ (در چاه شماره ۹) تغییر می‌کرد (جدول ۴).

نتیجه‌گیری

مزایای استفاده از روش‌های توان آلودگی آب زیرزمینی، مهارت و محافظت آبخوان از آلودگی غیر نقطه-ای می‌باشد. یکی از این روشها اکیوپرو است که از داده‌های اطلاعات چاه‌های منطقه استفاده می‌کند. این روش در کل نشان می‌دهد که مناطقی که امتیاز اکیوپرو بالایی را دارند، و یا به عبارت دیگر امتیاز نسبی اکیوپرو کمتری را دارند توان آلودگی و آسیب‌پذیری کمتری را نشان می‌دهند.

- 20) 20-Rupert, M. G. 2001. Calibration of the mapping method. *Groundwater*, 39:625-630.
- 21) 21- Tedaldi, D. J., and R.C, Loehr. 1992. Effects of waste water irrigation on aqueous geochemistry near Paris, Texas. *Ground Water*, 30: 709-719 .
- 22) 22- Tesoriero, A.J. E.L, Inkpen., and F.D, Voss. 1998. Assessing ground-water vulnerability using logistic regression. Proc Source Water Assess Protec 98 Conference, Dallas, TX; 157- 65.
- 23) 23- U.S. Environmental Protection Agency. 1993. A review of methodes for assessing aquifer sensivity and ground water vulnerability to pesticide contamination. EPA-813-R-93002
- 24) 24- U.S. EPA. 1995. Drinking water standards. U.S. EPA.
- 25) 25-Van-Stempvoort, D. L, Evert., and L, Wassenaar. 1993. Aquifer vulnerability index: A GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Can Water Resourc J*, 18: 25-37.
- 26) 26-vrba, J. and A, Zoporozec. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. Int cont to Hydrogeo. Verlag Heinz Heise GmbH and Co. KG.
- 27) 27-Worrall, F., and T, Besien .2004. The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. *J. Hydrol* 303: 92-107.
- 7) 7- Civita, M. 1994. Le carte della vulnerabilita` degli acquiferi all'inquinamento. Teoria & practica (Aquifer vulnerability maps to pollution) (in Italian). Bologna: Pitagora Ed.
- 8) 8-Civita, M., and C, De-Regibus. 1995. Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilita` degli acquiferi (in Italian). Bologna: Quaderni di Geologia Applicata, Pitagora Ed.
- 9) 9-Doerfliger, N. P. Y, Jeannin., and F, Zwahlen. 1999. Water vulnerability assessment in karst environments: A new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environ Geol*, 39:165-176.
- 10) 10-Fetter, C. W., and Jr .C, Fetter. 1999 . Contaminant hydrogeology (Vol. 500): Prentice Hall USA.
- 11) 11- Foster, S. D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: H. G., W.V, van (Eds), Waegeningh, The Hague. Vulnerability of soil and groundwater to pollution, 38:69-86.
- 12) 12- Freeze, R A., and J.A, Cherry. 1977. *Groundwater*: Prentice-Hall.
- 13) 13-Iranian Institute of Industrial Research. 1997. Physical and chemical characteristics of drinking water. P:13. (in Farsi)
- 14) 14-Keeney, D. 1986. Nitrate in ground water-agricultural contribution and control. Paper presented at the Proc. Conf. on Agric. Impacts on Ground Water, Omaha, NE.
- 15) 15- Kim, Y J., and S.Y, Hamm. 1999. Assessment of the potential for groundwater contamination using the DRASTIC/EGIS technique, Cheongju area, South Korea. *J. Hydroge*, 7:227-235.
- 16) 16- Lee, S. 2003. Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in southern Korea. *Environ Geo*, 44: 654-664.
- 17) 17-Pawar, N J., and I.J, Shaikh. 1995. Nitrate pollution of ground waters from shallow basaltic aquifers, Deccan Trap Hydrologic Province, India. *Environ Geo*, 25: 197-204.
- 18) 18- Pssero, R N. 1990. AQUIPRO. Kalamazoo. Michigan: Western Michigan University.
- 19) 19- Piscopo, G. 2001. Groundwater vulnerability map, explanatory notes, Castlereagh Catchment. Parramatta NSW: Australia NSW Department of Land and Water Conservation.