

تغییرات مکانی میزان نیترات در آب زیرزمینی با استفاده از زمین‌آمار (مطالعه موردی: دشت کردان)

خالد اوسطی^{۱*}، علی سلاجقه^۲ و صالح آرخی^۳

^۱ دانشجوی دکتری آبخیزداری دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ایران.

^۲ دانشیار دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ایران.

^۳ استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه ایلام، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۱/۳۱ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۰/۲/۲۶)

چکیده

بررسی تغییرات مکانی پارامترهای کیفی آب‌های زیرزمینی در شناخت وضعیت کیفی آبخوان، منابع آلوده کننده و تعیین مناسب‌ترین راهکارهای مدیریتی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. روش‌های زمین‌آمار و GIS می‌توانند در این راستا ابزار مفیدی باشند. با توجه به کاربری‌های متعدد حوضه کردان، پارامترهای کیفی در آب زیرزمینی این حوضه می‌تواند دارای تغییرات مکانی قابل توجهی باشد. بر این اساس نمونه‌های آب زیرزمینی ۵۲ چاه مورد بررسی قرار گرفت. مقایسه غلظت نمونه‌های نیترات با استانداردهای ملی و بین‌المللی (۵۰ میلی گرم بر لیتر) نشان می‌دهد که دو درصد از نمونه‌های مورد بررسی، آلوده به نیترات بوده‌اند. پس از بررسی واریوگرام و مشخص شدن مکانی بودن تغییرات نیترات، روش‌های متعدد زمین‌آمار شامل IDW (با توان ۱ تا ۴)، کریجینگ معمولی و RBF (با پنج تابع کرنل) مورد مقایسه قرار گرفتند. در انتها، با توجه به مدل انتخابی پارامترهای کنترلی مربوطه کالیبره گردیده و نقشه‌های کاربردی هم‌تراز و نقشه خطای مربوطه، با استفاده از روش‌های مختلف در محدوده مطالعاتی تهیه شده‌اند. براساس معیارهای ارزیابی خطای برآورد، روش کریجینگ دارای کمترین خطا بوده و از دقت قابل توجهی برخوردار است. همچنین نقشه احتمال خطر آلودگی نیترات در آب زیرزمینی دشت کردان با استفاده از روش کریجینگ شاخص مورد بررسی قرار گرفت. توزیع مکانی نیترات در آب زیرزمینی منطقه نشان می‌دهد که غلظت نیترات در مناطق با قابلیت نفوذ بالا و شیب کم در کاربری کشاورزی بالاترین مقادیر را داشته است. این مقاله، همچنین شیوه‌های بررسی تغییرات مکانی پارامترهای کیفیت آب زیرزمینی را با استفاده از GIS شرح می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: نیترات، کیفیت آب زیرزمینی، فعالیت انسانی، کریجینگ، زمین‌آمار

مقدمه

افزایش غلظت نیترات در آب زیرزمینی مناطق وسیعی از جهان به عنوان مهم‌ترین خطر جدی در کیفیت آب این منبع بارز شناخته شده است (Hamilton & Helsel, 1995; Lorite-Herrera & nez-Espinosa, 2008; Cinnirella et al., 2005). آلودگی گسترده نیترات در آب زیرزمینی به چالش بزرگی برای دوستداران محیط زیست و موسسات بهداشتی تبدیل شده است (Bleifuss et al., 2000).

مطالعات گسترده‌ای در کشور به بررسی آلودگی نیترات آب‌های زیرزمینی پرداخته‌اند (Farshad & Imandel, 2002; Mahvi et al., 2005; Jalali & Kollahchi, 2005; Gheysari et al., 2007; Miranzadeh, et al., 2006; Soleimani et al., 2008; Jahed Khaniki et al., 2008).

تعدادی از این مطالعات نشان داده‌اند که غلظت نیترات اغلب بالاتر از غلظت‌های توصیه شده توسط استانداردهای ملی و بین‌المللی بوده است. به عنوان مثال Jalali (2005) به مطالعه آلودگی نیترات آب زیرزمینی همدان پرداخته است و به این نتیجه رسیده است که ۳۷٪ چاه‌های مورد مطالعه دارای غلظت نیتراتی بالاتر از حد مجاز (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) بوده‌اند. در ایران فعالیت‌های کشاورزی به عنوان مهم‌ترین منبع آلاینده آب‌های زیرزمینی مطرح هستند به طوری که ایران، مصر و ترکیه ۷۵٪ مصرف کودهای نیترا ته خاور نزدیک را به خود اختصاص داده‌اند (Singh et al., 1995). متأسفانه علی‌الرغم گزارشات متعدد آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات در مناطق با کاربری کشاورزی، توجه زیادی به این خطر جدی برای منابع آب زیرزمینی کشور نشده است.

آلودگی‌های محیطی اساساً ناشی از فعالیت‌های انسانی (صنایع، فعالیت‌های کشاورزی و فعالیت‌های شهری و خانگی) هستند. مهم‌ترین منابع آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی فعالیت‌های کشاورزی، فعالیت‌های صنعتی، آلاینده‌های صنعتی و شهری مانند سیستم‌های Septic، آلاینده‌های دامی، کودها، فضولات پرندگان و طیور، مواد جامد مناطق شهری و یا نیترات حاصله از ساختار زمین‌شناسی منطقه هستند (Norbakhs et al., 2008).

کشاورزی مهم‌ترین منبع آلاینده آب‌های زیرزمینی به نیترات است (Voss et al., 2006). کشاورزان با تکرار عملیات گسترده کشت ابتدا باعث تضعیف خاک شده و سپس تلاش می‌کنند تا توان از دست رفته خاک را از طریق مصرف بیشتر و بیشتر کودهای نیتروژنه جبران کنند تا تولید را در حد ثابتی نگه دارند و یا حتی افزایش دهند. در حالی که نیتروژن، به

عنوان یک ماده مغذی بسیار ضروری برای گیاهان، باعث افزایش عملکرد محصولات می‌شود، اما می‌تواند به عنوان مهم‌ترین دغدغه آلودگی آب‌های زیرزمینی نیز مطرح گردد (Norbakhs et al., 2008).

در دشت کردان بسیاری از مصارف شرب، کشاورزی و صنعت از منابع آب زیرزمینی تامین می‌گردد. بنابراین حفاظت کیفی آب‌های زیرزمینی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. رفع آلودگی آب زیرزمینی بسیار پرهزینه و فرآیندی طولانی است و اغلب زمانی آلودگی تشخیص داده می‌شود که رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیرممکن می‌گردد. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی‌های آب زیرزمینی، شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان و مدیریت کاربری اراضی است. مفهوم آسیب‌پذیری در مورد آلودگی آب زیرزمینی برای اولین بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه ارائه شده است. آسیب‌پذیری را می‌توان به عنوان امکان نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی تعریف نمود. روش‌های مختلفی برای ارزیابی آسیب‌پذیری ارائه شده‌اند که می‌توان آنها را به سه گروه روش‌های پردازشی، شاخص - همپوشانی و آماری تقسیم نمود که روش‌های آماری (موضوع بحث این مقاله) از روابط همبستگی بین متغیرهای مکانی و میزان آلاینده‌های موجود در آب زیرزمینی استفاده می‌نمایند.

تئوری متغیرهای ناحیه‌ای، به نام زمین‌آمار شناخته می‌شود که امروزه در بسیاری از شاخه‌های مهندسی و علوم مورد استفاده قرار می‌گیرد. زمین‌آمار در بیان کمی تغییرات مکانی و زمانی متغیرها یک ابزار کارآمد به حساب می‌آید (Flipo et al., 2007). کاربردهای رایج آن در علوم محیطی چون هیدروژئولوژی، آلودگی هوا، آب و خاک بخوبی به اثبات رسیده است (Goovaerts, 1997). روش‌های زمین‌آمار جهت تشخیص و مدلسازی روابط مکانی متغیرها بکار می‌روند و می‌توانند در آنالیز ریسک در یک منطقه کارا باشند (Flipo et al., 2007).

مطالعات متعددی در ایران (Mohammadi, 1998; Maleki & Nikeghbal, 2009) و خارج از کشور (Hu et al., 2005; Bucene et al., 2003; Jager, 1990) انجام شده‌اند که بیشتر آنها، روش کریجینگ را به عنوان بهترین روش‌های تخمین متغیرهای کمی و کیفی آب زیرزمینی معرفی می‌نمایند. البته (Ahmadi & Sedghamiz, 2008) روش کوکریجینگ و (Brus & Heuvelink, 2007)

روش کریجینگ جهانی را روش برتر معرفی می‌کنند.

بنابراین این مطالعه در تلاش است تا ضمن مقایسه روش‌های مختلف زمین‌آماري و تعیین بهترین روش تخمین، تغییرات مکانی نیترات را در دشت کردان بررسی کرده و نقشه قابل اعتمادی از میزان نیترات آب زیرزمینی این منطقه را ارائه نماید.

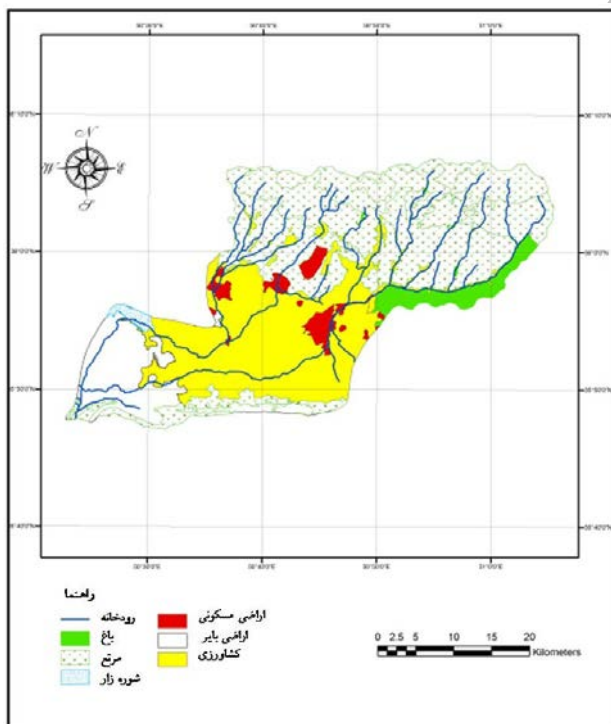
مواد و روش‌ها

۱- منطقه مورد مطالعه

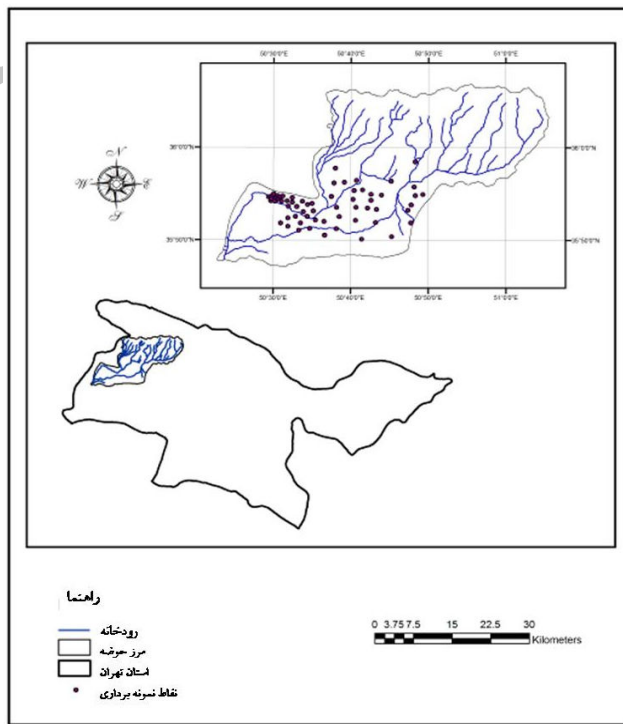
حوضه کردان که یک حوضه با فعالیت‌های کشاورزی گسترده و مصرف کود بالاست جزو زیر حوضه‌های رود شور محسوب می‌شود و در مختصات $35^{\circ} 52'$ تا $36^{\circ} 06'$ شمالی و $50^{\circ} 39'$ تا $51^{\circ} 05'$ شرقی واقع شده است. سطح حوضه برابر ۱۲۷۲ کیلومتر مربع و دارای میانگین بارش سالانه ۲۵۰ میلی‌متری است. میانگین دمای هوا در حدود ۲۸ درجه سانتی‌گراد است. شکل ۱ موقعیت نقاط نمونه‌برداری در حوضه کردان و موقعیت حوضه مذکور در استان تهران را نشان می‌-

دهد.

رودخانه اصلی حوضه، رودخانه کردان است. جهت جریان آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه هم‌جهت با جریان‌های سطحی و از شمال‌شرقی به سمت جنوب غربی است. طول کلی رودخانه در حدود ۸۳/۴ کیلومتر است و شیب شبکه اصلی رودخانه‌ای از ۰/۱ درصد تا ۶ درصد متغیر است. بخش شرقی حوضه دارای شیب تند بوده و مناطق کم‌شیب حوضه در نزدیکی خروجی حوضه و در بخش غربی منطقه مورد مطالعه واقع شده‌اند. اراضی کشاورزی در حدود ۳۰/۴ درصد و مراتع در حدود ۴۸/۹ درصد از سطح حوضه را در بر می‌گیرند. باغات، اراضی بایر، اراضی شورزار و مناطق صنعتی و مسکونی به ترتیب ۴/۴، ۱۱/۲، ۱/۷ و ۳/۴ درصد از سطح حوضه را در بر گرفته‌اند (شکل ۲). تشکیلات زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه براساس سنگ اصلی و غالب به مناطق با سنگ‌های کوارتز، آندزیت، کنگلومرا، توف سفید و توف سبز تقسیم شده‌اند (شکل ۳).



شکل ۲- کاربری‌های مختلف حوضه کردان

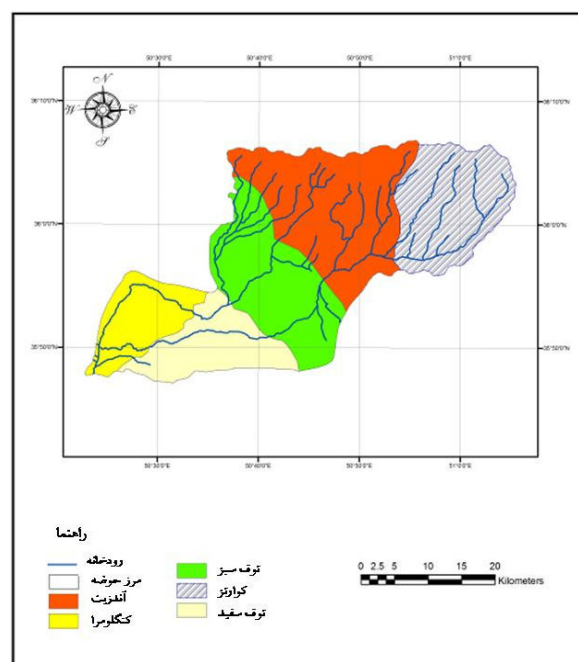


شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در حوضه کردان و موقعیت حوضه در استان تهران

شدید فعالیت‌های انسانی است.

بر این اساس طبقه‌بندی نمونه‌ها در شش گروه ۵-، ۰-، ۱۵-۵، ۲۵-۱۵، ۴۵-۲۵، ۵۰-۴۵ و بیش از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر انجام شد. در این بررسی نمونه‌های آب ۵۲ چاه (جمع‌آوری شده در سال ۱۳۸۶) پایش شده است. از این تعداد حلقه چاه، ۳۴ حلقه در منطقه کشاورزی، ۱۰ حلقه در مناطق شهری، ۶ حلقه در مناطق شورزار و ۲ حلقه در اراضی بایر قرار گرفته‌اند. ساختار مکانی متغیر مورد نظر با مدلسازی واریوگرام و از طریق یک مدل احتمالی مشخص تعیین شده است. واریوگرام تغییرات بین نقاط نمونه‌برداری شده را در فاصله مشخصی از یک نقطه نشان می‌دهد. سپس مدل‌های تئوری Semivariance جهت برازش بر مقادیر محاسبه‌ای مورد استفاده قرار گرفتند و مدل با بهترین برازش، که دارای کمترین خطا بود، انتخاب گردید. نهایتاً اعتبارسنجی پارامترهای مدل صورت گرفت.

در این تحقیق ضمن تفسیر تغییرات مکانی نیترات بر اساس تحلیل سمیواریوگرام‌ها، روش‌های IDW^۱ (با توان ۱ تا ۴)، کریجینگ معمولی (OK)^۲ و RBF^۳ (با پنج تابع کرنل^۴) آنالیز تغییرات مکانی مقادیر نیترات و تهیه نقشه خطوط هم-غلظت نیترات و کریجینگ شاخص^۵ (IK) جهت آنالیز ریسک آلودگی به نیترات براساس استاندارد توصیه شده ۵۰ mg/L در منطقه مورد مطالعه و مطابق با مقاله Hu et al (2005) به کار گرفته شدند. دلیل استفاده از روش کریجینگ شاخص، این است که نقشه تهیه شده توسط کریجینگ معمولی نمی‌تواند بدرستی وضعیت آلودگی نیترات را در منطقه نشان دهد (Hu et al., 2005). بنابراین روش کریجینگ شاخص با تعیین احتمال شرایط غلظت نیترات بیشتر از یک آستانه مشخص (در این مطالعه غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی و مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران) جهت ارزیابی خطر آلودگی نیترات بکار گرفته شده است. نقشه‌های حاصله براساس گروه‌بندی شش کلاس فوق طبقه‌بندی شده‌اند و تغییرات مکانی نیترات در ارتباط با تغییرات کاربری و ساختارهای سنگ‌شناسی مورد بررسی قرار گرفته است.



شکل ۳- انواع سنگ‌های غالب در منطقه مورد مطالعه

۲- روش تحقیق

اداره حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) مقدار استاندارد نیتروژن- نیتراتی را در آب آشامیدنی ۱۰ ppm تعیین کرده است (Daniels, 2005) که معادل ۴۴ میلی‌گرم بر لیتر NO₃ است. سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2006)^۱ و مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (ISIRI, 2005) و (ISIRI, 2003) نیز مقدار ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر را به عنوان مقدار مجاز نیترات در آب آشامیدنی معرفی کرده‌اند. جهت بررسی همزمان اثرات جوامع انسانی بر کیفیت آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه (براساس تحقیقات McLay et al., 2001; Babiker et al., 2004; Anayah et al., 2009) مقایسه نمونه‌ها با آستانه‌های مطرح شده توسط نهادهای بهداشتی ملی و بین‌المللی در پاراگراف قبلی، مرزبندی‌های زیر مد نظر قرار گرفته است:

۵-۰ mg/L: غلظت بسیار مطلوب

۱۵-۵ mg/L: احتمال اثرگذاری فعالیت‌های انسانی

۵۰-۱۵ mg/L: آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی

<۲۵ mg/L: غلظت مطلوب نیترات در آب آشامیدنی

<۴۵ mg/L: ماکزیمم غلظت مجاز براساس EPA

>۵۰ mg/L: تعیین درصد نمونه‌های آلوده براساس

استانداردهای معتبر ملی و بین‌المللی و نشان دهنده اثرات

- 1 - World Health Organization
- 2 - Inverse Distance Weighting
- 3 - Ordinary Kriging
- 4 - Radial Basis Functions
- 5 - Kernel
- 6 - Indicator Kriging

نتایج

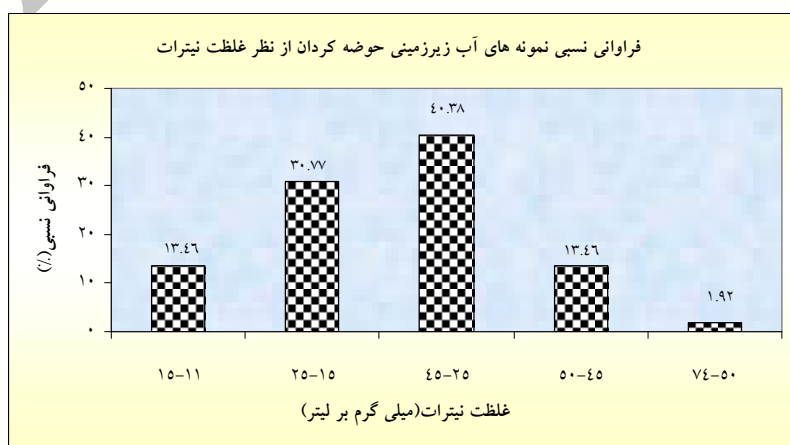
همچنین مقادیر سمیواریوگرام ترسیم شده نشان دهنده اختلاف مقادیر نیترات بین زوج نقاط در فواصل مختلف (دور تا نزدیک) هستند. یکی دیگر از استدلال‌های ممکن از این منحنی‌ها اثبات مکانی بودن تغییرات است یعنی با افزایش فاصله نقاط، اختلاف داده‌ها افزایش یابد و در شعاع تاثیر مشخصی واریانس داده‌ها ثابت شود. شکل ۶ مقادیر سمیواریوگرام را برای مقادیر نیترات آب زیرزمینی حوضه کردان نشان می‌دهد. از دیگر تحلیل‌های ممکن از مقادیر سمیواریوگرام، تعیین موقعیت نمونه‌های نیترات با توزیع نقاط زوج با فاصله کم و تغییرات بالا و نمونه‌های نیترات با توزیع نقاط زوج با فاصله زیاد و تغییرات بالا می‌باشد (شکل‌های ۷ و ۸). همچنین مقادیر سمیواریوگرام نمونه‌های نیترات در راستاهای مختلف و در یک باند مشخص قابل بررسی است (شکل‌های ۹ و ۱۰).

برای روش کریجینگ معمولی نرمال بودن داده‌ها از شرایط اولیه است که این تبدیل از طرق روش لوگ انجام شد. سپس نیم تغییرنمای تجربی با نرم‌افزار GS^+ رسم گردید و مدل تئوری مناسب برای برازش بر روی نیم‌تغییرنمای تجربی با توجه به مقدار RSS کمتر و میزان نسبت $C_0/(C_0+C)$ (که باید کمتر از ۰/۵ باشد) انتخاب گردید. این نسبت معرف آن است که چه مقدار از کل تغییر پذیری را اثر قطعه‌ای توجیه می‌کند. جدول ۲ پارامترهای واریوگرام برازش داده شده به داده‌های نیترات را نشان می‌دهد. با توجه به RSS و $C_0/(C_0+C)$ مدل گوسی بهترین مدل تئوری بوده و به عنوان مدل با بهترین برازش به داده‌ها انتخاب گردید. نیم تغییرنمای تجربی نیترات تهیه شده در محیط GS^+ در شکل ۱۱ نشان داده شده است.

نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که میانگین و میانه نمونه‌ها به ترتیب ۲۹/۹ و ۳۰ میلی گرم در لیتر بوده و دامنه غلظت نمونه‌ها از ۱۱ تا ۷۴ میلی گرم در لیتر متغیر است. توزیع فراوانی نسبی نمونه‌ها در شکل ۴ ارائه شده است. فراوانی نسبی غلظت نیترات در منطقه کردان نشان می‌دهد که ۸۶/۵ درصد از نمونه‌ها تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی (غلظت بیش از ۱۵ میلی گرم در لیتر) بوده‌اند و تنها ۱/۹۲ درصد از نمونه‌ها دارای غلظت بیشتر از مقدار توصیه شده WHO (۵۰ میلی گرم بر لیتر) بودند. بررسی نمونه‌ها نشان داد که ۸۴٪ نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه دارای غلظت کمتر از مقدار توصیه شده EPA (۴۴/۲۷ میلی گرم بر لیتر) بودند و بنابراین ۱۶٪ نمونه‌ها آلوده بودند که بیشتر در بخش غربی دشت قرار داشتند. لازم به توضیح است که هیچ نمونه‌ای در طبقه با غلظت ۵-۰ قرار نگرفت و کل نمونه‌ها غلظتی بیش از ۱۱ میلی گرم بر لیتر را نشان می‌دهند.

نتایج بررسی ارائه شده در جدول ۱ حاکی از آن است که غلظت نیترات نمونه‌ها در اراضی با کاربری شوره‌زار و کشاورزی و در سنگ کنگلومرای با نفوذپذیری بالاتر در قیاس با دیگر واحدهای سنگی قابل توجه می‌باشد. در این مناطق غلظت یون نیترات بالاتر از مقادیر توصیه شده استانداردهای ملی و بین‌المللی است. بنابراین آلودگی این مناطق می‌تواند در ارتباط با مصرف بالای کودهای نیتراته (با توجه به فعالیت‌های گسترده کشاورزی در این مناطق) باشد.

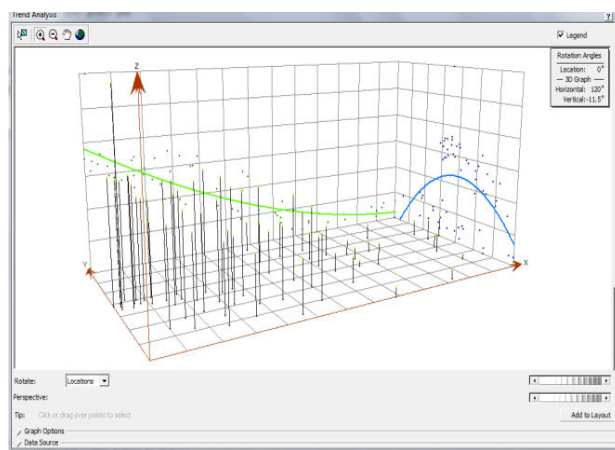
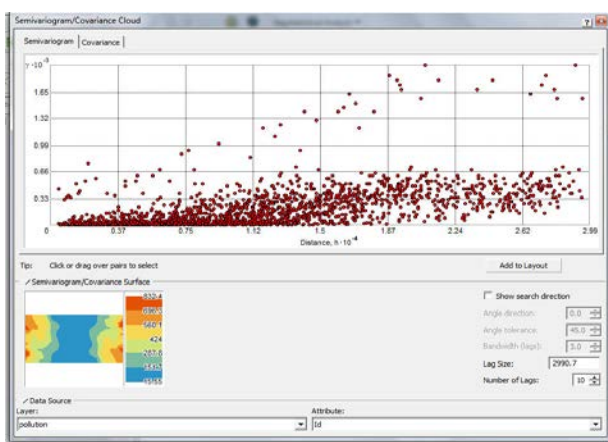
بررسی روند تغییرات مکانی در حوضه مورد مطالعه نشان می‌دهد که غلظت نیترات از غرب به شرق حوضه افزایش می‌یابد و در راستای شمالی-جنوبی دارای منحنی تغییرات U شکل می‌باشد (شکل ۵).



شکل ۴- فراوانی نسبی غلظت نیترات نمونه‌های آب زیرزمینی حوضه کردان

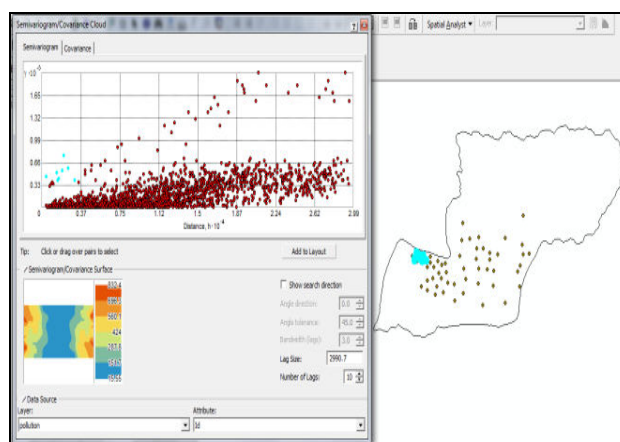
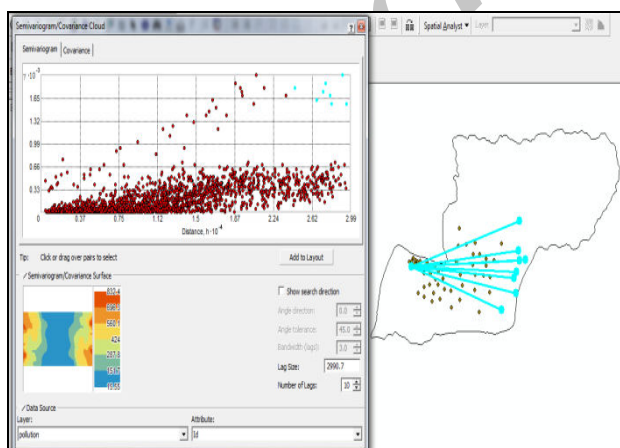
جدول ۱- مقادیر میانگین غلظت نیترات در انواع کاربری و لیتولوژی های مختلف حوضه کردان (میلی گرم بر لیتر)

نوع سنگ	کاربری	کشاورزی	اراضی بایر	شوره زار	مناطق مسکونی و صنعتی
کنگومرا	۴۱/۵۶	۳۲/۰۰	۵۱/۳۳	-	-
توف سفید	۳۶/۲۰	-	-	-	-
توف سبز	۱۹/۹۲	-	-	-	۱۶/۰۰
آندزیت	۱۲/۵۰	-	-	-	۱۶/۷۵



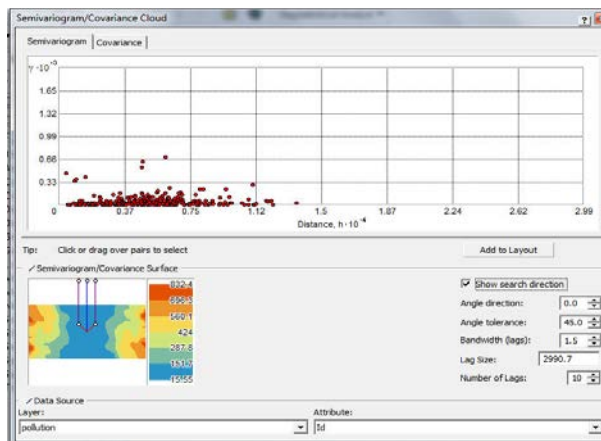
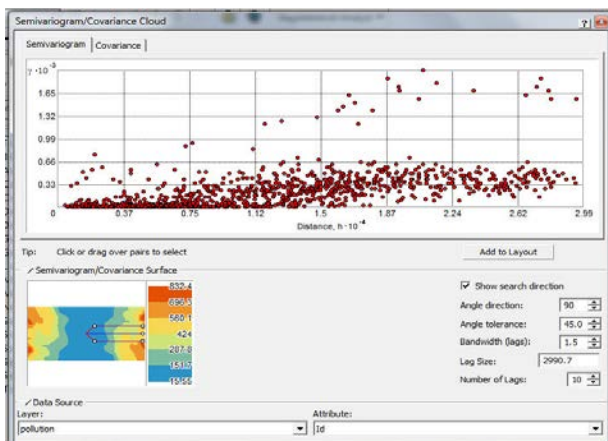
شکل ۶ - مقادیر سمیواریوگرام نمونه های نیترات

شکل ۵ - روند مکانی تغییرات غلظت نیترات از شرق به غرب حوضه (پایاب حوضه به سمت سراب، خط با شیب کاهشی) و از شمال به جنوب حوضه (منحنی U شکل روند)



شکل ۸ - مقادیر سمیواریوگرام نمونه های نیترات و توزیع نقاط زوج با فاصله زیاد و تغییرات بالا

شکل ۷ - مقادیر سمیواریوگرام نمونه های نیترات و توزیع نقاط زوج با فاصله کم و تغییرات بالا

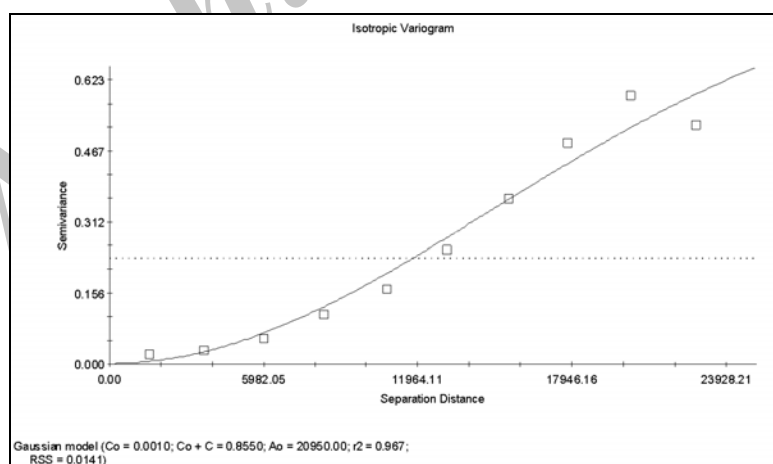


شکل ۱۰- سمیواریوگرام نمونه‌های نیترات از مرکز به شرق حوضه

شکل ۹- سمیواریوگرام نمونه‌های نیترات از مرکز به شمال حوضه

جدول ۲- نتایج برازش مدل‌های تئوری به نیم تغییرنمای تجربی NO_3

متغیر	مدل	اثر قطعه‌ای	آستانه	شعاع تاثیر (متر)	$C/(C_0+C)$	R^2	RSS
NO_3	کروی	۰/۰۰۱	۱۲۵۸۳۴۰	۵۱۱۰۰	۰/۹۹	۰/۹۳	۰/۰۵۳
NO_3	نمایی	۰/۰۰۱	۱/۴۰۸	۵۳۳۰۰	۰/۹۹	۰/۹۲	۰/۰۶۳
NO_3	خطی	۰/۰۰۱	۱/۱۲۵	۴۷۸۸۰	۰/۹۹	۰/۹۴	۰/۰۴۷
NO_3	خطی سقف‌دار	۰/۰۰۱	۱/۱۲۵	۳۶۲۸۶	۰/۹۹	۰/۹۴	۰/۰۴۷
NO_3	گوسی	۰/۰۰۱	۰/۸۵۵	۳۶۲۸۶	۰/۹۹	۰/۹۷	۰/۰۱۴



شکل ۱۱- نیم تغییرنمای تجربی برازش داده شده به داده‌های نیترات

ارزیابی روش‌های ژئواستاتیک

در این تحقیق ملاک مقایسه روش‌های فوق، معیارهای خطاگیری RMSE و MBE بوده که میزان خطا و انحراف مقادیر تخمینی روش‌ها را نسبت به مقدار واقعی نشان می‌دهد.

با توجه به شکل ۱۱ ملاحظه می‌گردد که با افزایش فاصله، واریانس زیاد شده است و این امر نشان می‌دهد که پیوستگی مکانی بین داده‌های نیترات حفظ شده است.

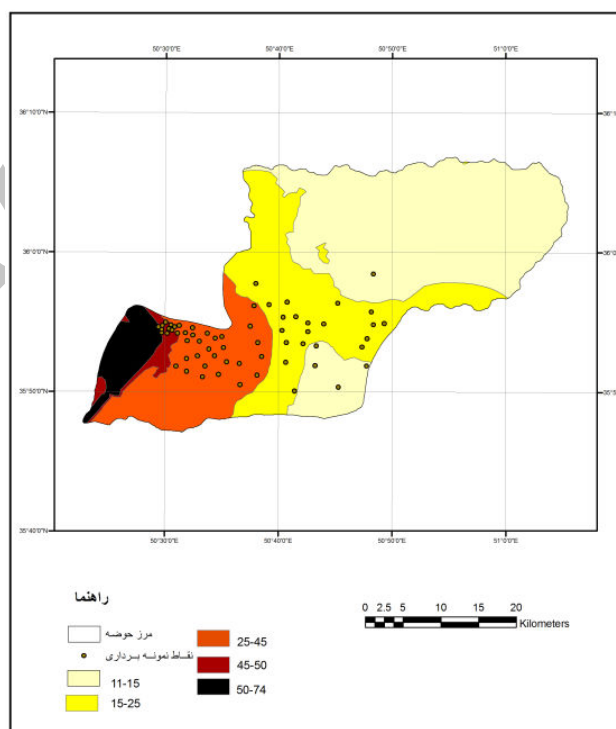
شکل ۱۲ توزیع مکانی غلظت نیترات در آب زیرزمینی حوضه کردان را نشان می‌دهد که براساس روش کریجینگ و با نرم‌افزار ArcGIS 9.3 تهیه شده است. همچنین برآورد ریسک آلودگی نیترات در منطقه نسبت به سطح آلودگی نیترات بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر (مطابق با استانداردهای بین‌المللی و ملی) با استفاده از روش کریجینگ شاخص انجام شده است (شکل ۱۳). شکل ۱۴ نیز اشتباه استاندارد برآورد غلظت نیترات در حوضه کردان براساس روش کریجینگ را نشان می‌دهد که همان طور که مشخص است ارتباط تنگاتنگی با پراکنش چاه‌های نمونه‌برداری شده در سطح حوضه دارد.

دهند (جدول ۳). براساس RMSE کمترین خطا به روش کریجینگ تعلق دارد و براساس شاخص خطای MBE، روش کریجینگ کمترین نوسانات را به دنبال داشت. در مورد روش‌های دیگر پس از کریجینگ کمترین خطا مربوط به روش IDW (توان ۲) و کمترین نوسانات مربوط به روش Thin Plate Spline است.

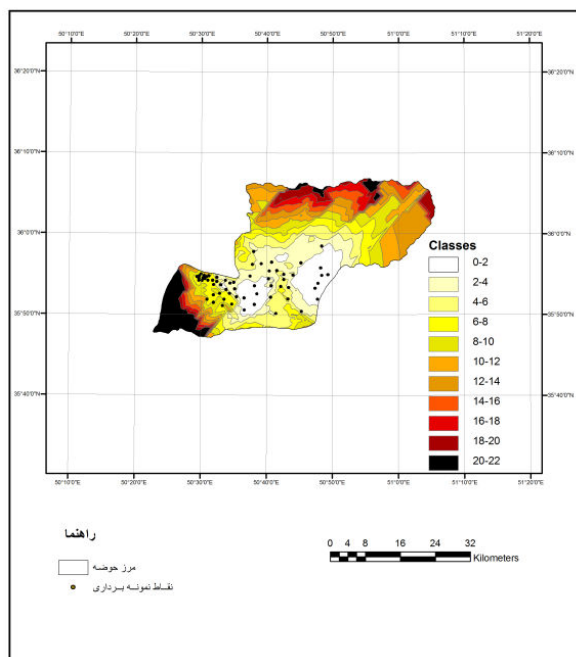
نتایج اعتبارسنجی نیز نشان دهنده برازش مناسب آنها با مقادیر مشاهده‌ای بوده است بطوریکه میزان میانگین مربعات خطا و میانگین انحراف برآورد مقادیر مشاهده‌ای براساس روش کریجینگ به ترتیب $7/54 \times 10^{-15}$ و $1/03 \times 10^{-15}$ می‌باشد.

جدول ۳- میزان RMSE و MBE مقادیر NO_3 برآوردی براساس روش‌های مختلف زمین‌آمار

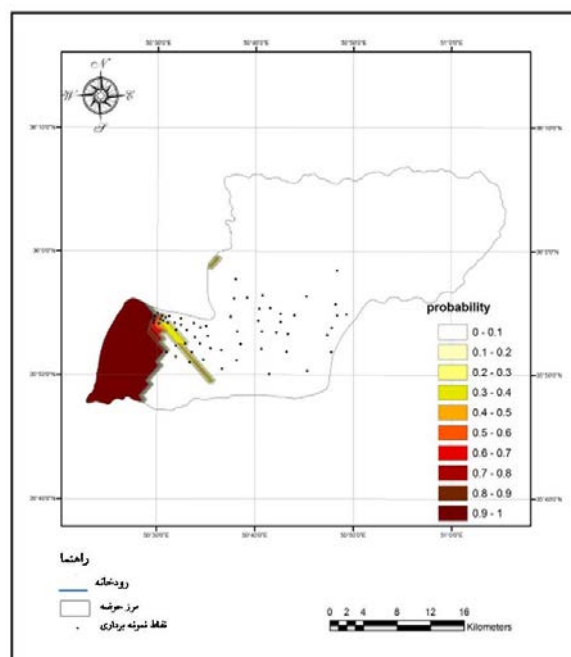
روش تخمین	IDW (توان ۱)	IDW (توان ۲)	IDW (توان ۳)	IDW (توان ۴)	کریجینگ	Completely regularized Spline	Spline with Tension	Multiquadric	Inverse Multiquadric	Thin Plate Spline
RMSE(mg/lit)	۵/۷۰	۵/۵۳	۵/۵۶	۵/۶۸	۵/۴۶	۵/۵۶	۵/۵۵	۵/۶۲	۵/۸۳	۶/۱۷
MBE(mg/lit)	۰/۷۱	۰/۵۹	۰/۴۹	۰/۴۴	۰/۰۱	۰/۳۹	۰/۴۲	۰/۱۴	۰/۶۶	۰/۱۶



شکل ۱۲- نقشه توزیع مکانی نیترات دشت کردان براساس روش کریجینگ



شکل ۱۴- نقشه اشتباه استاندارد بر آورد غلظت نیترات در حوضه کردان براساس روش کریجینگ



شکل ۱۳- نقشه احتمال نیترات بالاتر از مقدار آستانه ۵۰ میلی گرم بر لیتر در حوضه کردان براساس روش کریجینگ شاخص

بحث و نتیجه گیری

پیچش رودخانه (که خود نوعی کاهش شیب است) توجیه شود یعنی آب فرصت بیشتری برای نفوذ خواهد داشت و بر این اساس نیترات بیشتری به آب زیرزمینی این مناطق وارد شده است. همچنین جهت جریان آب زیرزمینی به گونه‌ای است که این منطقه می‌تواند دریافت کننده آلودگی مناطق بالادست باشد. البته تعیین شیب هیدرولیکی جریان آب زیرزمینی می‌تواند به تفسیر این مشاهدات کمک شایانی نماید. توزیع نقاط زوج با فاصله زیاد و تغییرات بالا نشان دهنده بالا بودن غلظت نیترات در کاربری کشاورزی و اختلاف قابل توجه مقادیر نیترات در آب زیرزمینی این مناطق نسبت به کاربری‌های شهری است.

در این تحقیق از روش‌های IDW (با توان ۱ تا ۴)، کریجینگ معمولی و RBF (با پنج تابع کرنل) جهت تخمین میزان نیترات آب زیرزمینی استفاده شد. نتایج بدست آمده برای داده‌های نیترات نشان می‌دهد که مدل نیم تغییرنمای گوسی با داشتن حداقل RSS و نیز مقدار $C/(C_0 + C)$ بالاتر از ۰/۵ بهترین مدل برازش بوده و شعاع تاثیر برآوردی این مدل برابر ۳۶۲۸۶ متر است.

بالاترین مقادیر نیترات در بخش غربی با کاربری شوره‌زار و اراضی کشاورزی مشاهده شده است. ترکیب مصرف بالای کودهای نیترا ته و لیتولوژی با نفوذپذیری و قدرت شستشوی

نتایج این بررسی نشان می‌دهند که غلظت نیترات بیش از ۹۰٪ از نمونه‌ها بالاتر از ۱۳ میلی‌گرم بر لیتر است که نشان دهنده اثرات بالای فعالیت‌های انسانی بر غلظت نیترات (Anayah et al., Babiker et al., 2004; McLay et al., 2001) در منطقه مورد مطالعه است. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که آب زیرزمینی حوضه کردان تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی و بویژه فعالیت‌های کشاورزی بوده است.

بررسی روند تغییرات مکانی در حوضه مورد مطالعه نشان می‌دهد که غلظت نیترات از غرب به شرق حوضه افزایش می‌یابد و در راستای شمالی- جنوبی دارای منحنی تغییرات U شکل می‌باشد. بررسی دقیق این تغییرات حاکی از آن است که در مناطق کم‌شیب با کاربری کشاورزی بیشترین مقادیر نیترات مشاهده شده است. تغییرات U در عرض حوضه منطبق با بیشترین مقادیر نیترات در اطراف آبراهه‌های اصلی است که به دلیل غلظت بالای نیترات در آب‌های سطحی و امکان نفوذ مقادیر بالاتری از نیترات در این بخش‌ها می‌باشد.

مقادیر سمیواریوگرام ترسیم شده، نشان دهنده مکانی بودن تغییرات بودند. از تحلیل سمیواریوگرام چنین استنباط می‌شود که نقاط زوج با فاصله کم و تغییرات بالا در بخش کم- شیب پایاب حوضه هستند که می‌تواند با کاهش شیب و

درون‌یابی مستقیماً وابسته به تعداد نمونه‌ها و توزیع مکانی آنهاست و این مسئله در چنین مطالعاتی باید مد نظر قرار گیرد. نتایج این تحقیق روش کریجینگ را به عنوان بهترین روش معرفی می‌کند و بر کارایی بالای روش کریجینگ (منطبق با نتایج: Mohammadi, 1998; Jager, 1990; Hu *et al.*, 2005; Bucene *et al.*, 2003) و روش کریجینگ شاخص (منطبق با نتایج Hu *et al.*, 2005) صحت می‌گذارد.

براساس نقشه احتمال آلودگی نیترات بالاتر از مقدار ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تهیه شده توسط روش کریجینگ شاخص آب زیرزمینی در بخش کوچکی از غرب حوضه کردان با خطر بالای آلودگی مواجه است که در نقشه تهیه شده توسط روش کریجینگ معمولی این بخش کوچک جزو منطقه با آلودگی بالا مشخص نشده بود. این روش نیز بالا بودن خطر آلودگی نیترات در بخش شرقی و خروجی حوضه را تایید می‌کند.

بالا (کنگلو مراً) عوامل اصلی مشاهده بالاترین مقادیر نیترات در این بخش از حوضه می‌باشند. از سوی دیگر ساختارهای زمین‌شناسی با نفوذپذیری و قدرت شستشوی پایین و محدود شدن کاربری کشاورزی، کاهش غلظت نیترات در آب زیرزمینی منطقه را باعث شده‌اند.

غلظت بالای نیترات در اراضی بایر و شوره‌زار نیز در ارتباط با فعالیت‌های کشاورزی است زیرا اولاً این اراضی قبلاً زیر کشت بوده‌اند و همچنین این مناطق خروجی جریان آب زیرزمینی به شمار می‌روند که آلودگی‌های بالادست را دریافت می‌کنند.

براساس روش‌های ارزیابی روش‌های مورد استفاده روش کریجینگ دارای کمترین خطا می‌باشد. روش کریجینگ، به عنوان یک روش خطی بدون خطا در برآورد متغیرهای دارای ساختار مکانی، توزیع مکانی غلظت نیترات را نشان می‌دهد که منبع اصلی نیترات را تایید می‌کند. بهر حال دقت روش‌های

منابع

- Ahmadi, S. H. and Sedghamiz, A. 2008. Application and evaluation of kriging and cokriging methods on groundwater depth mapping. *Environmental Monitoring and Assessment* 138, 357–368.
- Anayah F. M. and Almasri, M. N. 2009. Trends and occurrences of nitrate in the groundwater of the West Bank, Palestine. *Applied Geography* 29, 588–601.
- Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Terao, H., Kato, K. and Ohta, K. 2004. Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. *Environment International* 29, 1009–1017.
- Bleifuss, P.S., Hanson, G.N. and Schoonen, M. 2000. Tracing sources of nitrate in the Long Island aquifer system. Department of Geosciences State University of New York at Stony Brook.
- Brus, D. J. and Heuvelink, G. B. M. 2007. Optimization of sample patterns for universal kriging of environmental variables. *Geoderma* 138, 86–95.
- Bucene, L.C. and Zimback, C.R.L. 2003. Comparison of interpolation and spacial analysis method in pH soil data, in Botucatu, Sao Paulo. *IRRIGA (Brazilian Journal of Irrigation and drainage)* 8, 21–28.
- Cinnirella, S., Buttafuoco, G. and Pirrone, N. 2005. Stochastic analysis to assess the spatial distribution of groundwater nitrate concentrations in the Po catchment. *Environmental Pollution* 133, 569–580.
- Daniels, B. and Mesner, N. 2005. Safe drinking water in Utah, nitrate. <http://thomsonscientific.com>.
- Farshad, A. A. and Imandel, K. 2002. An assessment of groundwater nitrate and nitrite levels in the industrial sites in the west of Tehran. *Journal of School of Public Health and Institute of Public health* 1, 33–44.
- Flipo N., Jeanne'e, N., Poulin, M., Even, S. and Ledoux, E. 2007. Assessment of nitrate pollution in the Grand Morin aquifers (France): Combined use of geostatistics and physically based modeling. *Environmental Pollution* 146, 241–256.
- Gheysari, M. M., Houdaji, M., Najafi, P. and Abdelahi, A. 2007. Assessment of nitrate pollution of groundwater in south-east of Isfahan region. *Journal of Environmental Studies* 33, 43–50.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press, New York. 181 pp.

- Hamilton, P.A. and Helsel, D.R. 1995. Effects of agriculture on ground-water quality in five regions of the United States. *Ground Water* 33, 217–226.
- Hu K., Huang, Y., Li, H., Li, B., Chen, D. and Edlin White, R. 2005. Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China Plain. *Environment International* 31, 896 – 903.
- ISIRI 2441. 2005. Natural mineral water-Specifications. Institute of Standard and Industrial Research of Iran, First revision, www.isiri.org.
- ISIRI 6694. 2003. Water-Packaged (bottled) drinking waters-Specifications. Institute of Standard and Industrial Research of Iran, First revision, www.isiri.org.
- Jager, N. 1990. Hydrology and Groundwater simulation. Lewis Publisher.
- Jahed Khaniki, G. R., Dehghani, M. H., Mahvi, A. H., Rafati, L. and Tavanfar, F. 2008. Concentrations of nitrite and nitrate in groundwater resources of Hamadan Province, Iran. *Research Journal of Chemistry and Environment* 12, 56-58.
- Jalali, M. 2005. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture Ecosystems and Environments* 110, 210–218.
- Jalali, M. and Kollahchi, Z. 2005. Nitrate contents in ground water of Bahar district of Hamadan. *Water and Soil Sciences* 19, 194-202.
- Lorite-Herrera, M. and Jimenez-Espinosa, R. 2008. Impact of agricultural activity and geologic controls on groundwater quality of the alluvial aquifer of the Guadalquivir River (province of Jaen, Spain): a case study. *Environmental Geology* 54, 1391–1402.
- Mahvi, A.H., Nouri, J., Babaei, A. A. and Nabizadeh, R. 2005. Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution. *International Journal of Environmental Science and Technology (IJEST)* 2, 41-47.
- Maleki R., and Nikeghbal, M. 2009. Monitoring and classifying of ground water pollution, in GIS, using Geostatistical analyst, Case study: Fomanat Basin. The first international conference of water crisis. Zabol, Iran.
- McLay, C. D. A., Dragten, R., Sparling, G. and Selvarajah, N. 2001. Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: A comparison of three approaches. *Environmental Pollution* 115, 191–204.
- Miranzadeh, M.B., Mostafaei, Gh. and Jalali Kashani, A. 2006. Investigation of Nitrate levels in water wells and water distribution network of Kashan City in 2005-2006. *Scientific and Research Journal of Faiz* 10, 39-45.
- Mohammadi J. 1998. Spatiality of soil salinity in Ramhormoz (Khuzestan) by Geostatistic: Kriging. *Journal of Science Technology of Agriculture and natural Resources* 2, 49-63.
- Norbakhs R., Ansari, F. and Daneshmand Irani, K. 2008. Determination of Nitrate Pollution in Both Natural Mineral Waters and Bottled/Packaging Waters in Iran. *Research Journal of Biological Sciences* 3, 999-1003.
- Singh B., Singh, Y. and Sekhon, G. S. 1995. Fertilizer-N use efficiency and nitrate pollution of groundwater in developing countries. *Journal of Contaminant Hydrology* 20, 167–184.
- Soleimani M., Ansarie, A. Haj Abassie, M. A. and Abedie, J. 2008. Investigation of Nitrate and Ammonium Removal from Groundwater by Mineral Filters. *Journal of water and wastewater* 37, 18-26.
- USEPA. 1990. Estimated national occurrence and exposure to nitrate/nitrite in public drinking water supplies. Washington, U. S. Environmental Protection Agency, 2–32.
- Voss M., Deutsch Voss, B., Elmgren, R., Humborg, C., Kuuppo, P., Pastuszak, M., Rolff, C. and Schulte, U. 2006. Source identification of nitrate by means of isotopic tracers in the Baltic Sea catchments. *Biogeosciences* 3, 663–676.
- WHO. 2006. Guidelines for Drinking-Water Quality [Electronic Resource]: Incorporating First Addendum. Recommendations, World Health Organization. Geneva, Switzerland, 515 pp. Accessed at http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf.

Spatial variation of nitrate concentrations in groundwater by Geostatistics (Case Study: Kurdan Plain)

Kh. Osati^{1*}, A. Salajegheh² and S. Arekhi³

^{1*}Ph.D. student, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran.

²Associate Professor, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran.

³Assistant Professor, College of Agriculture, Ilam University, Ilam, I.R. Iran.

(Received: 20-Apr.2010 – Accepted: 16-May-2011)

Abstract

Spatiality assessment of groundwater pollution is very important to determine water quality condition, pollution sources and management decisions. In this case, GIS and geostatistics methods can be useful tools. Spatiality of groundwater quality parameters, in relation with various land uses, can be very extremely. Therefore water samples from 52 wells in the Kurdan area were analyzed in this study. The results show that nitrate concentrations are less than maximum acceptable concentration in drinking water (i.e. 50 mg/L as nitrate recommended by ISIRI and WHO guideline values) except to one sample (2 percent of samples) in the study area. Various geostatistics methods, e.g. IDW (power 1-4), ordinary Kriging and RBF (five Kernel functions) were compared after assessing the variograms and the spatiality of nitrate samples. Then the model parameters were calibrated and through the specific methods, predicted and standard errors maps were prepared. Errors criteria show that Kriging is the best fitting model in the study area. Finally, probability map of NO₃ concentrations exceeding the threshold value of 50 mg/L, is generated using the Indicator Kriging method. Spatiality of NO₃ show that Nitrate concentration is increased where the rock type is permeable, land use is agriculture and slope is enough low to infiltrate polluted water into the wells. This research also tries to describe how to assess the spatiality of groundwater parameters by GIS.

Keywords: Nitrate, Ground water quality, Human activities, Geostatistics, Kriging, Kurdan