

بررسی تغییرات مکانی نیترات در آب زیرزمینی دشت لردگان

یاسر استواری^۱، حبیب‌اله بیگی هرچگانی^{۲*} و علی رضا داودیان^۳

(E-mail: beigi.habib@gmail.com)

(تاریخ دریافت: ۹۰/۰۳/۱۷ - تاریخ پذیرش: ۹۱/۰۳/۲۷)

چکیده

آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات یکی از چالش‌های مهم بهداشتی در دهه‌های اخیر است. پهنه‌بندی آلودگی به نیترات می‌تواند در مدیریت بهره‌برداری از منابع آب مفید باشد. هدف از انجام این پژوهش، عبارت از بررسی تغییرات مکانی تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی نیترات و بررسی تغییر در الگوی مکانی و پهنه‌بندی نیترات در آبخوان دشت لردگان می‌باشد. برای این منظور، از ۳۲ حلقه چاه کشاورزی در چهار نوبت در سال ۱۳۸۹ نمونه‌برداری و غلظت نیترات اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که میانگین غلظت نیترات در چهار نوبت نمونه‌برداری ثابت و حدود ۱۰ و حداکثر غلظت نیترات در چهار نوبت نمونه‌برداری ۱۹ میلی‌گرم در لیتر است. این مقادیر زیر حد مجاز و استاندارد WHO است. روش وزندهی معکوس فاصله روش مناسب‌تری نسبت به روش کریجینگ تشخیص داده شد و نقشه‌های پهنه‌بندی با استفاده از این روش ترسیم شد. قسمت شمالی آبخوان (حوالی روستای خارदान) در چهار نوبت نمونه‌برداری دارای بیشترین غلظت نیترات ۱۹ میلی‌گرم در لیتر بود که احتمالاً می‌تواند به دلیل وجود سازندهای زمین‌شناسی حاوی نیترات و آمونیوم تبادلی: شیل و مارن در این منطقه و همچنین شستشوی نیترات از خاک‌های کشاورزی این بخش از دشت باشد. کمترین غلظت نیترات در هر چهار نوبت نمونه‌برداری چهار میلی‌گرم در لیتر در قسمت جنوب غربی آبخوان دیده شد.

کلمات کلیدی: آب زیرزمینی، تغییرات مکانی، کریجینگ، نیترات، واریوگرام، وزندهی معکوس فاصله

-
- ۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد - ایران
 - ۲- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد - ایران (نویسنده مسئول مکاتبات *)
 - ۳- استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد - ایران

مقدمه

در مطالعه‌ای دیگر، پهنه‌بندی نیترات آبخوان شهرکرد با برداشت ۹۶ نمونه از چاه‌های موجود در سال ۱۳۸۶ صورت گرفت (۱۰). نتایج این مطالعه نشان داد که متوسط غلظت نیترات حدود ۱۸ میلی‌گرم در لیتر بود که از شش تا ۴۱ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کرد (۱۰). در این دو مطالعه، از روش‌های زمین‌آماری برای بررسی تغییرات مکانی و پهنه‌بندی استفاده نشده است، بلکه نقشه‌ها براساس خطوط هم‌ارز رسم شدند. نتایج این دو مطالعه نشان‌دهنده اثر عوامل خارجی مانند عملیات کشاورزی، نشت پساب‌های صنعتی، شهری، کشاورزی و دامداری بر غلظت نیترات است، به طوری که غلظت نیترات در برخی نقاط آبخوان بیشتر از نقاط دیگر است.

با استفاده از ترکیب زمین‌آمار و مدل‌های پایه فیزیکی، ارزیابی آلودگی نیتراتی در آبخوان گرند مارین در فرانسه به وسعت ۲۷۰۰ کیلومتر مربع صورت گرفت (۱۶). مدل واریوگرام کروی با دامنه تأثیر ۲۰۰۰۰ متر بهترین برازش را برای غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی داشت. مقدار دامنه غلظت نیترات از ۵/۵ تا ۷۷/۸ در سال ۱۹۷۷ و ۱۱/۲ تا ۸۶/۸ در سال ۱۹۸۸ تغییر داشت. در این پژوهش، روش کریجینگ تخمین رضایت‌بخشی از آلودگی نیترات آبخوان برای شرایط اولیه به منظور اجرای مدل پایه فیزیکی فراهم کرد (۱۶). این مطالعه نشان داد که مدل واریوگرام نیترات یک آبخوان در طی فصول سال احتمالاً ثابت می‌ماند، اما مشخصات واریوگرام ممکن است به شدت تغییر کند. در این مطالعه مشاهده شد که در طی دو فصل در یک سال دامنه تأثیر تا دو برابر، اثر قطعه‌ای تا پنج برابر و آستانه تأثیر تا ۱/۵ برابر نوسان کرد.

به منظور تهیه نقشه پهنه‌بندی خطر نیترات در دشت مادانا در ایتالیا به وسعت ۱۲۰۰ کیلومتر مربع از روش کریجینگ گسسته و روش‌های شبیه‌سازی استفاده شد (۱۳). در این پژوهش، غلظت نیترات را طی سال‌های ۱۹۹۰ تا ۱۹۹۶ مورد استفاده قرار گرفت. در این پژوهش، از مدل نمائی واریوگرام با دامنه تأثیر حدود ۱۶۰۰۰ متر برای توصیف غلظت نیترات

گیاهان به منظور تولید بالای محصول نیاز به مقدار معتناهی نیترات دارند. نیترات از طریق کودهای نیتروژن‌دار و فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی به خاک اضافه می‌شود (۲). آنیون نیترات باتوجه به عدم جذب و نگهداشت به وسیله ذرات خاک و حلالیت زیاد در آب قابلیت آبشویی زیاد در پروفیل خاک را داشته و می‌تواند وارد آب‌های زیرزمینی شده و موجب آلودگی شود، در صورتی که آب حاوی غلظت زیادی از نیترات باشد، سلامتی انسان و حیوان به خطر می‌افتد (۲۵). زیادی نیترات در آب آشامیدنی دو اثر نامطلوب بهداشتی: ایجاد بیماری متهموگلوبینمیا در نوزادان و پتانسیل ایجاد ترکیبات سرطان‌زای نیتروز آمین در بزرگسالان را دارد (۱۱).

در تحقیقی کیفیت آب زیرزمینی دشت کشاورزی تریفا مراکش از نظر نیترات و آمونیوم مورد ارزیابی قرار گرفت (۱۵). مدل واریوگرام کروی با دامنه تأثیر ۲۵۰۰ متر بهترین برازش را برای نیترات آب‌های زیرزمینی داشت. در این تحقیق از روش کریجینگ برای پهنه‌بندی نقشه کیفی آب‌های زیرزمینی استفاده شد. نتایج نشان‌دهنده تغییرات معنی‌دار در میزان غلظت مقایسه با مطالعات قبلی در این منطقه بود (۱۵).

تاکنون دو مطالعه روی نیترات آب زیرزمینی شهرکرد، از دشت‌های مهم استان چهارمحال و بختیاری انجام گرفته است. در مطالعه اول، تغییرات پهنه‌بندی نیترات طی یک سال در آبخوان دشت شهرکرد با نمونه‌برداری ماهانه از ۱۰ چاه (در طول ۱۲ ماه سال، از تیر ۱۳۸۶ تا خرداد ۱۳۸۷) انجام شد (۷). مقدار نیترات در نمونه‌ها اندازه‌گیری و نقشه پراکندگی و تخمین میزان نیترات ترسیم شد. نتایج نشان داد که میانگین غلظت نیترات ماه‌ها بین ۲۱ تا ۲۴ میلی‌گرم در لیتر متغیر است. غلظت نیترات در بخش‌های میانی دشت در مقایسه با شمال و جنوب دشت کمتر است و تغییرات کمتری را در فصول مختلف سال نشان می‌دهد (۷). با این حال، این پهنه‌بندی نیترات آب زیرزمینی شهرکرد به دلیل وسعت زیاد دشت و اندازه کوچک نمونه در این مطالعه نمی‌تواند خیلی دقیق باشد.

نقشه‌کشی استفاده شده است. برخی از این مطالعات نشان‌دهنده تناسب روش کریجینگ و برخی دیگر نشان‌دهنده تناسب روش وزن‌دهی معکوس فاصله برای بررسی پهنه‌بندی نیترات آب‌های زیرزمینی است. تاکنون مطالعه‌ای روی نیترات آب زیرزمینی لردگان، تغییرات مکانی نیترات و پهنه‌بندی آن در این دشت که از دشت‌های مهم کشاورزی استان چهارمحال و بختیاری می‌باشد، صورت نگرفته است. هدف از انجام این تحقیق، تعیین غلظت نیترات در آب زیرزمینی لردگان، مقایسه روش‌های زمین‌آماری کریجینگ و وزن‌دهی معکوس فاصله برای پهنه‌بندی نیترات آب زیرزمینی در این دشت و بررسی تغییرات الگوی توزیع و پهنه‌بندی غلظت نیترات این آبخوان طی یک فصل زراعی است.

مواد و روش‌ها

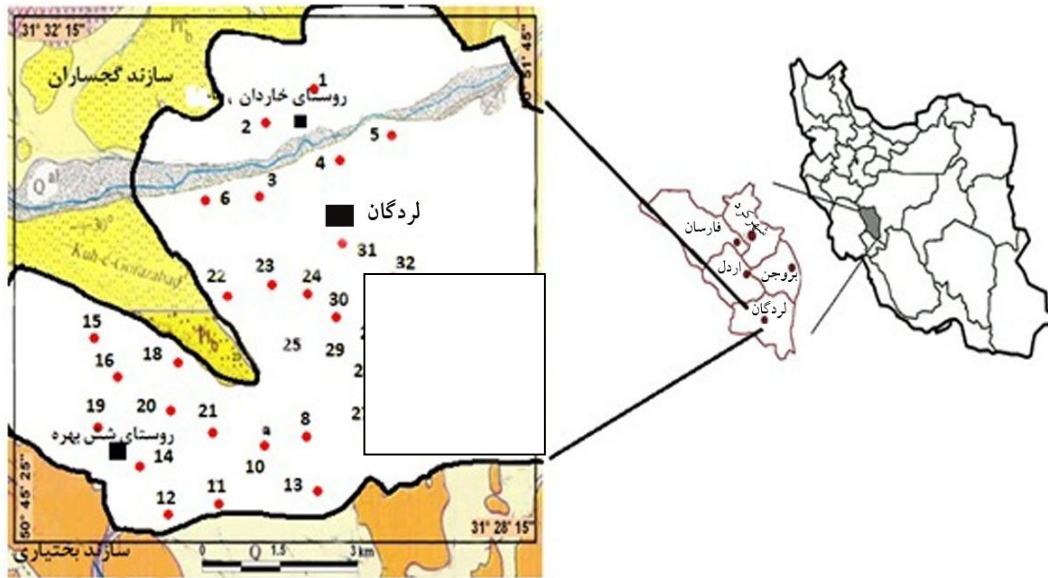
معرفی دشت لردگان

دشت لردگان با وسعت ۵۰۰۰ هکتار بین طول‌های جغرافیایی $47^{\circ} 50'$ و $51^{\circ} 10'$ شرقی و عرض‌های $18^{\circ} 31'$ و $31^{\circ} 37'$ در استان چهارمحال و بختیاری واقع شده است. این دشت از طرف شمال به زیرحوضه‌های اردل - ارمند، از جنوب و غرب به استان کهگیلویه و بویراحمد و حوزه آبریز رودخانه خراسان و از شمال شرق به دشت خان‌میرزا منتهی می‌شود. میانگین دمای سالانه این دشت $15/5$ درجه سلسیوس و میانگین بارش سالانه آن 560 میلی‌متر است که آن را در آب و هوای نیمه‌گرمسیری قرار می‌دهد. علاوه بر شهر لردگان با جمعیتی حدود 23000 نفر، چندین روستا در این دشت قرار دارد. فعالیت عمده مردم در این منطقه کشاورزی و دامپروری بوده و بیشتر آب مورد نیاز این فعالیت‌ها از آب زیرزمینی دشت و قسمتی هم از آب چشمه برم واقع در شهر لردگان تأمین می‌شود (۴). شکل (۱) نقشه موقعیت و زمین‌شناسی دشت مورد مطالعه را نشان می‌دهد. در شکل (۱) سمت چپ شماره چاه‌ها، موقعیت شهر لردگان و برخی از روستاها و رودخانه نیسان در آن مشخص شده است.

آب زیرزمینی استفاده شد. نتایج نشان داد که روش کریجینگ گسسته برای مطالعه طی تخریب کیفیت آب‌های زیرزمینی مناسب است. در پاییز غلظت نیترات در طی مدت این مطالعه بیشتر از سایر زمان‌ها بود و به 39 میلی‌گرم در لیتر می‌رسید. نتیجه کلی آن است که کیفیت آب بر اثر فعالیت‌های کشاورزی در این دوره زمانی رو به تنزل گذاشته است (۱۳). در پژوهشی، بررسی تغییرات زمانی نیترات در آب‌های زیرزمینی منطقه کشاورزی هتوا در چین صورت گرفت (۲۶). در این پژوهش، از ۲۷ چاه از سال‌های ۲۰۰۳ تا ۲۰۰۸ به صورت ماهانه نمونه‌برداری و مقدار نیترات اندازه‌گیری شد. در این مطالعه، از روش وزن‌دهی معکوس فاصله برای تخمین غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی استفاده شد. نتایج نشان داد که در این سال‌ها شستشوی کودهای نیتروژنی موجب آلودگی شدید نیتراتی آب‌های زیرزمینی این منطقه شده است. همچنین، روش وزن‌دهی معکوس فاصله روش مناسبی به عنوان برای تخمین نیترات آب زیرزمینی پیشنهاد شد (۲۶).

در مطالعه‌ای تغییرات خطرات آب شرب در شهر مینگشان واقع در کشور چین به وسعت 614 کیلومترمربع بررسی شد (۱۹). برای این منظور، از داده‌های کروم، نیترات، فلوثور، آهن و جیوه 46 چاه در طول سال‌های ۱۹۹۱ تا ۲۰۱۰ استفاده شد. در این پژوهش، از روش وزن‌دهی معکوس فاصله برای تخمین استفاده و نقشه‌های پهنه‌بندی این مؤلفه‌ها در محیط GIS ترسیم شد. نتایج این پژوهش نشان داد که خطر سرطان‌زایی آب‌های زیرزمینی در این منطقه پایین است. دامنه غلظت نیترات از $0/8$ تا $3/5$ میلی‌گرم در لیتر تغییر داشت. همچنین استفاده از روش معکوس فاصله جهت تخمین مقدار نیترات آب‌های زیرزمینی توصیه شد (۱۹).

در سال‌های اخیر مطالعات فراوانی در جهان و در ایران به بررسی تغییرات مکانی و یا پهنه‌بندی نیترات آب‌های زیرزمینی پرداخته‌اند. در برخی از این مطالعات، از روش‌های زمین‌آماري برای بررسی تغییرات مکانی و پهنه‌بندی استفاده شده است و در برخی فقط از روش خطوط هم‌ارز برای



شکل ۱ - موقعیت و محدوده دشت لردگان (سمت راست) و نقشه زمین‌شناسی دشت (سمت چپ)

زمین‌شناسی آبخوان

دشت لردگان در پایین زون زاگرس چین‌خورده واقع شده است. از نظر ژئومورفولوژی به صورت یک دشت میان‌کوهی است که بین کوه‌های مرتفع زاگرس محصور می‌باشد. جنس این کوه بر مبنای نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ برگه‌چنگ سازند آسماری شامل سنگ‌های آهکی کرم و خاکستری روشن به سن اولیگومیوسن است که توده‌ای و متخلخل می‌باشند. علاوه بر سازند آسماری، از سازند جهرم شامل سنگ‌های آهکی و دولومیتی خاکستری روشن تشکیل شده است. در شمال غرب دشت نیز سازند گجساران شامل مارن‌های خاکستری و قرمز همراه با گچ ملاحظه می‌شوند. خود دشت نیز از سازندهای آبرفتی جوان کواترنری تشکیل گردیده است (۴). جهت جریان آب‌های زیرزمینی در آبخوان دشت لردگان در جهت شیب سطحی زمین بوده و به سمت شمال شرقی و شرق دشت می‌باشد. باتوجه به اطلاعات موجود، بیشترین عمق سطح ایستایی در قسمت‌های جنوبی آبخوان و کمترین عمق سطح ایستایی در شمال شرقی آبخوان است (۴).

نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

در این تحقیق، ۳۲ حلقه چاه در دشت لردگان به گونه تصادفی انتخاب شد. در سال ۱۳۸۹ در چهار نوبت (یک بار در بهار، دو بار در تابستان و یک بار در پاییز) نمونه‌برداری صورت گرفت. موقعیت جغرافیایی چاه‌ها با GPS ثبت شد. نمونه‌های آب در بطری‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری مخصوص که قبلاً اسیدشویی شده بود، جمع‌آوری و برای جلوگیری از فعالیت‌های بیولوژیکی به هر بطری چند قطره تولوئن اضافه شد. بطری‌ها در زیر یخ داخل کلمن نگهداری و به آزمایشگاه منتقل شد. نیرتات نمونه‌ها در اسرع وقت (کمتر از ۲۴ ساعت بعد از نمونه‌برداری) به روش رنگ‌سنجی و با دستگاه اسپکتروفتومتر مدل Cintra 5 اندازه‌گیری شد (۱۲).

مدل‌های تئوری واریوگرام در محیط Variovin 2.21 به مشاهدات برازش داده شد و بهترین مدل انتخاب گردید. برای ارزیابی مدل‌های واریوگرام انتخاب شده از مدول x-valid

$$ME = \sum_{j=1}^n \frac{X(p)_j - X(m)_j}{n} \quad (2)$$

نرم‌افزار Geoeas استفاده و دو معیار زیر محاسبه شد:

فاصله نقطه از نقاط نامشخص بستگی دارد (۱۸). در این روش عامل وزن از معادله زیر محاسبه می‌گردد:

$$\hat{Z}_j = \sum (Z_i / Dij) / \sum (1 / Dij) \quad (۶)$$

در این رابطه، \hat{Z}_j غلظت برآورد شده نیترات برای نقطه j ، Z_i غلظت اندازه‌گیری شده نیترات در نقطه i فاصله Dij بین نقاط بین i و j است.

برای مقایسه روش‌های وزن‌دهی معکوس فاصله و روش کریجینگ از معیارهای R^2 ، RMSE و ME استفاده شد. پهنه‌بندی و تهیه نقشه‌های توزیع مکانی نیترات در محیط ArcMap 9.3 انجام شد.

بحث و نتایج

خلاصه آماری غلظت نیترات در آبخوان دشت لردگان در چهار نوبت نمونه‌برداری در سال ۱۳۸۹ در جدول (۱) آمده است.

غلظت نیترات در چهار نوبت نمونه‌برداری در آبخوان دشت لردگان تفاوت معنی‌داری با هم نداشتند ($P > 0.05$). میانگین نیترات در چهار نوبت نمونه‌برداری تقریباً ثابت و حدود ۱۰ میلی‌گرم در لیتر است. حداقل نیترات ۴/۳ میلی‌گرم در لیتر در آبان و حداکثر نیترات ۱۹ میلی‌گرم در لیتر در مرداد مشاهده شد (جدول ۱). حداکثر نیترات در آبخوان دشت لردگان در چهار نوبت نمونه‌برداری ۱۹ میلی‌گرم در لیتر بود که در زیر حد مجاز WHO^۲ ۵۰ میلی‌گرم در لیتر قرار دارد (WHO, 2003).

میانگین ضریب تغییرات غلظت نیترات ۲۷ درصد بود که از ۲۱ درصد در بهار (خرداد) تا ۳۵ درصد در پاییز (آبان) روندی افزایشی نشان داد. مقادیر کمتر از ۳۰ ضریب تغییرات یکنواختی نسبی غلظت‌های نیترات را در دشت نشان می‌دهد (۳). در نمونه‌برداری پاییز ضریب تغییرات غلظت نیترات به ۳۵ رسید که پراکندگی نسبتاً زیادتر غلظت نیترات را در سفره نشان می‌دهد و احتمالاً نشانه مقداری تأثیر از عوامل خارجی بر غلظت نیترات در برخی چاه‌ها است (۳ و ۷).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n (X(p)_j - X(m)_j)^2}{n}} \quad (۳)$$

با استفاده از معادله ۳، معیار سوم $RMSE\%$ حساب شد:

$$RMSE\% = (RMSE / \bar{X}) \times 100 \quad (۴)$$

در این رابطه‌ها، ME میانگین خطا، $RMSE$ ریشه میانگین مربعات خطا، $X(p)$ مقادیر برآورد شده هر مؤلفه کیفی آب، $X(m)$ مقادیر اندازه‌گیری شده هر مؤلفه کیفی آب، n تعداد نمونه‌ها و \bar{X} میانگین هر مؤلفه اندازه‌گیری شده است (۵).

معیار $RMSE$ نسبت به داده‌های پرت حساس است، به همین دلیل می‌توان از $RMSE\%$ استفاده کرد. کوچکتر بودن این ویژگی، دلیلی بر دقت بالاتر تخمین‌ها و یا اختلاف کم بین مقادیر واقعی و مقادیر تخمین زده شده می‌باشد. حد قابل قبول $RMSE\%$ ۴۰ و $RMSE\%$ بالاتر از ۷۱ درصد به معنی عدم دقت در نظر گرفته شده است (۱۷).

نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف - اسمیرنوف، مقایسه میانگین با $LSD(0.05)$ و دیگر تجزیه و تحلیل‌های آماری با استفاده از STATISTICA 8.0 انجام شد.

معرفی روش‌های میان‌یابی کریجینگ و معکوس فاصله^۱

روش کریجینگ بر اساس تعریف واریوگرام استوار است. پس از تعیین مدل واریوگرام، از آن برای محاسبه وزن در روش کریجینگ استفاده می‌شود. معادله اساسی کریجینگ به شکل زیر است (۱۸):

$$F(x, y) = \sum_{i=1}^n w_i \times f_i \quad (۵)$$

در این معادله، $F(x, y)$ مقدار غلظت تخمین زده شده در نقطه‌ای با مختصات x و y ، n تعداد نقاط اندازه‌گیری شده، w_i وزن نسبت داده شده به هر نقطه i و f_i مقادیر غلظت نیترات در هر نقطه اندازه‌گیری i است.

در درون‌یابی با روش وزن‌دهی معکوس فاصله، به نقاط اندازه‌گیری شده وزنی نسبت داده می‌شود. مقدار این وزن به

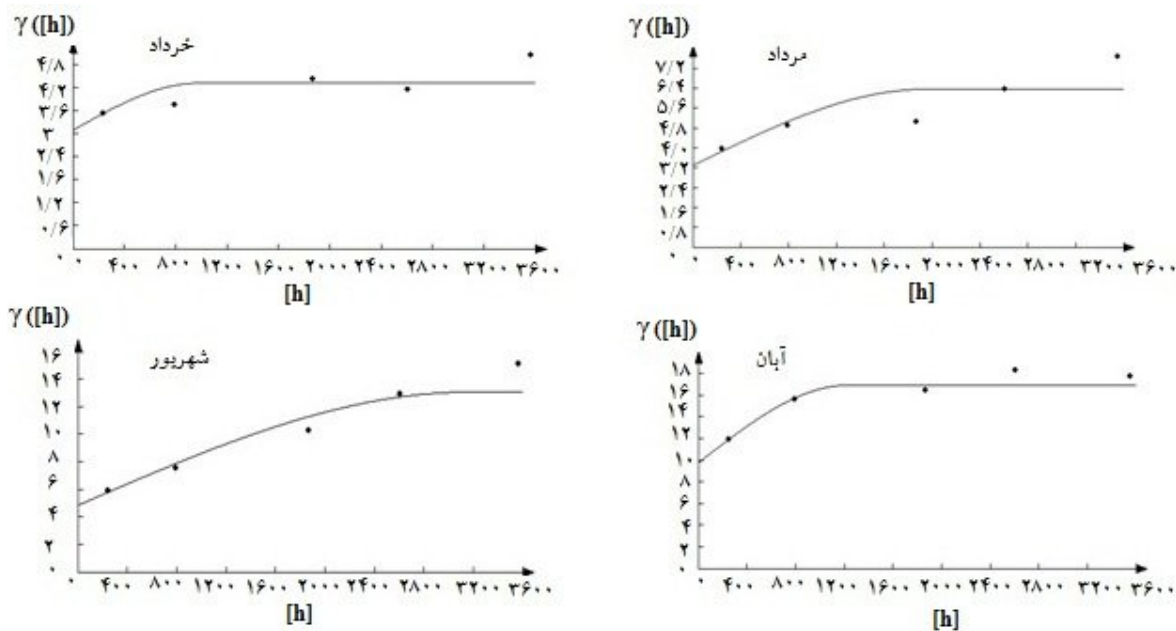
جدول ۱ - خلاصه آماری غلظت نیترات (mg/l) در آبخوان دشت لردگان طی چهار زمان نمونه برداری در سال ۱۳۸۹
اندازه نمونه در هر نوبت نمونه برداری ۳۲ بود. حد استاندارد WHO ۴۵ برای نیترات میلی گرم است.

زمان نمونه برداری	حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار		ضریب تغییرات
				چولگی	(%)	
خرداد ۱۳۸۹	۵/۲	۱۴/۵	۱۰/۲ ^a	۲/۴	۰/۳	۲۱
مرداد ۱۳۸۹	۶/۱	۱۹/۰	۱۰/۸ ^a	۲/۶	۱/۴	۲۵
شهریور ۱۳۸۹	۴/۸	۱۷/۵	۱۰/۰ ^a	۳/۵	-۰/۲	۲۹
آبان ۱۳۸۹	۴/۳	۱۶/۷	۹/۶ ^a	۳/۴	۰/۶	۳۵
میانگین	۵/۱	۱۷/۰	۱۰/۲	۳/۰	۰/۵	۲۷

حرف انگلیسی a در ستون میانگین حاکی از عدم تفاوت معنی دار است ($p > 0.05$). میانگین هر ستون از ۱۳۸ مقدار به دست آمده است.

مشخصات واریوگرامها و دقت آنها در تخمین نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان در جدول (۲) آمده است. در هر چهار نوبت نمونه برداری، مدل کروی بهترین مدل برای توصیف تغییرات مکانی نیترات بود (شکل ۳ و جدول ۲). قبلاً نیز از مدل کروی برای توصیف تغییرات مکانی نیترات آب‌های زیرزمینی استفاده شده است (۱۳، ۱۵ و ۱۶). حتی به نظر برخی، مدل کروی بهترین مدل برای توصیف فضائی مؤلفه‌های هیدروشیمیایی آب است (۱۸ و ۲۱). دامنه تأثیر از حدود ۱۰۰۰ متر در خرداد تا ۳۰۰۰ متر در شهریور تغییر می‌کند (جدول ۲). دامنه تأثیر نیترات آب زیرزمینی در ماه‌های گرم سال (مرداد و به ویژه در شهریور) از دامنه تأثیر در بهار و پاییز بیشتر است. ضمناً متوسط دامنه تأثیر نیترات (۲۰۰۰) از متوسط دامنه تأثیر ویژگی‌های دیگر آب زیرزمینی در این دشت یعنی EC، TDS، کدورت، TSS، pH و شاخص لائزلیز (LI) در حدود ۳۰۰ تا ۷۰۰ متر کمتر است (۱). این تفاوت را می‌توان به تأثیرپذیری بیشتر نیترات آب زیرزمینی از عوامل خارجی تعبیر کرد.

تغییرات فصلی در نیترات آب زیرزمینی امری محتمل است، اما احتمالاً شدت نوسانات نیترات آب زیرزمینی از آبخوانی به آبخوان دیگر فرق می‌کند (۷، ۱۶ و ۲۵). به نظر می‌رسید که شدت این نوسانات بیشتر تابع عملیات کشاورزی در سطح دشت آبخوان باشد، به ویژه در آبخوان‌هایی که منبع نیترات آب زیرزمینی صرفاً خارجی است. در مجموع نوسانات فصلی نیترات آب زیرزمینی لردگان زیاد به نظر نمی‌رسد، اما در سطح آبخوان متوسط غلظت نیترات می‌تواند از پنج به ۱۷ تغییر کند که بیش از ۳۰۰ درصد تغییر مکانی در سطح دشت و یا آبخوان است. دلیل تغییرات مکانی شدیدتر تنوع کاربری زمین شامل مرتع، کشاورزی کم‌نهاد، کشاورزی فشرده و کاربری مسکونی می‌باشد که مقادیر متفاوتی از نیترات را وارد آب زیرزمینی می‌کند. از آنجایی که بر اساس واریوگرام سطحی نیترات در چهار نوبت نمونه برداری همسانگرد بود، واریوگرام‌های تجربی همسانگرد ترسیم شد. شکل (۲) واریوگرام‌های تجربی نیترات و مدل برازش شده را در چهار نوبت نمونه برداری نشان می‌دهد.



شکل ۲ - برازش مدل کروی به واریوگرام‌های تجربی نیترات در آب زیرزمینی دشت لردگان در چهار نوبت نمونه‌برداری در سال ۱۳۸۹ (h) فاصله را برحسب متر نشان می‌دهد.

جدول ۲ - مشخصات واریوگرام‌ها و دقت آن‌ها را در تخمین نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان در طی چهار نوبت نمونه‌برداری

نمونه‌برداری	مدل واریوگرام	دامنه تأثیر (m)	آستانه تأثیر (C_0+C) (mg/l) ^۲	اثر قطعه‌ای (C_0) (mg/l) ^۲	$\frac{C_0}{C_0+C}$	ME (mg/l)	RMSE (mg/l)	RMSE%
خرداد ۱۳۸۹	کروی	۹۷۲	۴/۳	۳/۱	۰/۷	-۰/۳	۲/۱	۲۱
مرداد ۱۳۸۹	کروی	۱۹۳۸	۶/۵	۳/۳	۰/۵	-۰/۲	۲/۷	۲۵
شهرپور ۱۳۸۹	کروی	۳۱۵۹	۱۲/۸	۵/۲	۰/۴	-۰/۲	۲/۹	۲۸
آبان ۱۳۸۹	کروی	۱۲۰۵	۱۶/۹	۹/۹	۰/۶	-۰/۳	۲/۲	۲۳

فعالیت‌های کشاورزی در دشت لردگان، احتمالاً شستشوی نیترات از سطح خاک و حرکت آن به طرف آب‌های زیرزمینی می‌تواند عامل خارجی افزایش نیترات به آب زیرزمینی باشد (۷). در این دشت، نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه تأثیر برای هدایت الکتریکی (EC)، جامدات حل شده (TDS)، کدورت، جامدات معلق (SS)، pH و LI کمتر از ۰/۱۲ بود که احتمالاً

برای هر چهار نوبت نمونه‌برداری نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه تأثیر بین ۰/۴ تا ۰/۷ به دست آمد که همبستگی متوسط مکانی را در دامنه تأثیر و همچنین تأثیر متوسط عوامل خارجی (علاوه بر عوامل طبیعی) را بر غلظت نیترات آب زیرزمینی نشان می‌دهد، بدین معنی که مقداری نیترات از خارج وارد آب‌های زیرزمینی شده است (۲۲). باتوجه به

منفی و با مقدار مطلق حداکثر ۰/۳ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد که کم برآوردی جزئی مدل‌های واریوگرام را نشان می‌دهد. مقدار $RMSE$ نیترات در چهار نوبت کمتر از سه میلی‌گرم در لیتر و مقدار $RMSE$ % حداکثر ۲۸ به دست آمد که حاکی از دقت قابل قبول مدل‌های واریوگرام و تخمین آن‌ها است (۱۷).

جدول (۴) مقادیر R^2 ، $RMSE$ و ME مربوط به روش‌های کریجینگ و وزندهی معکوس فاصله را در میان‌یابی و تخمین غلظت نیترات در چهار نوبت نمونه‌برداری از آب زیرزمینی لردگان نشان می‌دهد.

نشان‌دهنده تأثیرپذیری بسیار کمترین ویژگی‌ها از عوامل خارجی در مقایسه با نیترات است (۱).

در مطالعه حاضر مشاهده می‌شود که مدل واریوگرام در طی سال ثابت مانده ولی دامنه تأثیر تا سه برابر، آستانه تأثیر تا چهار برابر و اثر قطعه‌ای تا سه برابر در تغییر است. در مطالعات دیگر نیز دیده می‌شود که مدل واریوگرام نیترات در یک آبخوان در طی فصول سال ثابت مانده ولی مشخصات واریوگرام یعنی دامنه تأثیر تا دو برابر، اثر قطعه‌ای تا پنج برابر و آستانه تأثیر تا ۱/۵ برابر تغییر کرده است (۱۳).

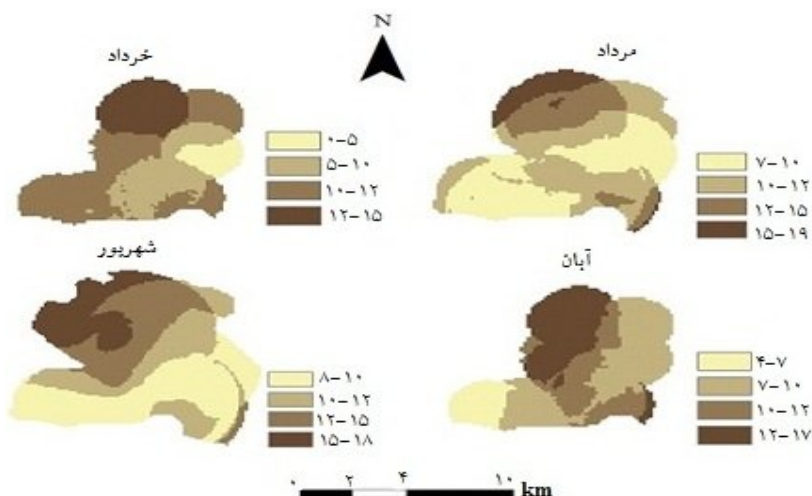
مقدار ME مدل‌ها برای چهار زمان نمونه‌برداری مقداری

جدول ۳ - مقادیر R^2 ، $RMSE$ و ME مربوط به روش‌های کریجینگ و وزندهی معکوس فاصله در تخمین غلظت نیترات برای چهار نوبت نمونه‌برداری از آب زیرزمینی لردگان

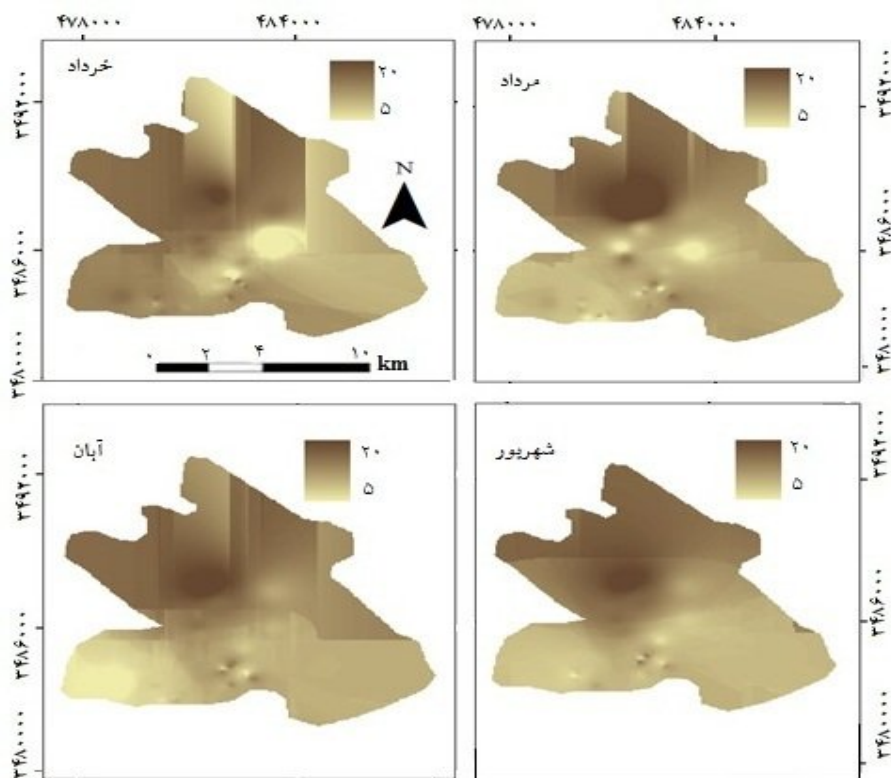
روش وزندهی معکوس فاصله			روش میان‌یابی کریجینگ			نوبت نمونه‌برداری
ME	$RMSE$	R^2	ME	$RMSE$	R^2	
mg/l			mg/l			
-۰/۰۲	۱/۰۳	۰/۱۷	-۰/۰۴	۲/۰۲	۰/۰۱	خرداد ۱۳۸۹
-۰/۰۵	۰/۹۵	۰/۱۱	-۰/۰۳	۲/۵۶	۰/۰۳	مرداد ۱۳۸۹
-۰/۰۳	۰/۷۴	۰/۴۱	-۰/۰۶	۲/۸۲	۰/۳۵	شهریور ۱۳۸۹
-۰/۰۴	۰/۳۰	۰/۳۰	-۰/۰۳	۱/۵۰	۰/۸۰	آبان ۱۳۸۹
-۰/۰۱	۰/۷۵	۰/۲۵	-۰/۰۴	۲/۲۳	۰/۳۰	میانگین

صورت گسسته و خوشه‌ای ظاهر می‌شود که چندان واقعی به نظر نمی‌رسد (شکل ۲). این نتیجه با نتایج برخی پژوهش‌های دیگر که استفاده از روش وزندهی معکوس فاصله را برای تخمین و پهنه‌بندی نیترات آب‌های زیرزمینی پیشنهاد کرده بودند، هم‌خوانی دارد اگرچه با نتایج برخی پژوهش‌های دیگر نیز متفاوت می‌باشد (۱۵، ۱۶، ۱۹ و ۲۶). بنابراین، نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت نیترات با استفاده از روش وزندهی معکوس فاصله ترسیم شد. شکل (۳) نقشه‌های پهنه‌بندی نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان را در چهار نوبت نمونه‌برداری نشان می‌دهد.

در سه نوبت نمونه‌برداری، مقدار R^2 روش وزندهی معکوس فاصله از R^2 روش کریجینگ بیشتر است و در هر چهار نوبت نمونه‌برداری مقدار $RMSE$ روش وزندهی معکوس فاصله از $RMSE$ روش میان‌یابی کریجینگ کمتر است (جدول ۳). در ضمن، مقدار ME در هر دو روش خیلی کم و تقریباً یکسان است (جدول ۳). لذا در مجموع روش میان‌یابی وزندهی معکوس فاصله روش بهتری برای تخمین نیترات در آبخوان دشت لردگان نسبت به روش کریجینگ تشخیص داده شد. علاوه بر این ترسیم نقشه‌های پهنه‌بندی نیترات به روش کریجینگ نشان داد که پهنه آبخوان به



شکل ۲ - نقشه‌های پهنه‌بندی نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان به روش کریجینگ در چهار نوبت نمونه‌برداری در سال ۱۳۸۹



شکل ۳ - نقشه‌های پهنه‌بندی نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان به روش وزندهی معکوس فاصله در چهار نوبت نمونه‌برداری در سال ۱۳۸۹

نوبت نمونه‌برداری، بیشترین غلظت نیترات (۱۹ میلی‌گرم در لیتر) در قسمت شمالی آبخوان دشت لردگان (حوالی روستای خاردان) و کمترین غلظت نیترات (۴/۳ میلی‌گرم در لیتر) در

غلظت نیترات در دشت لردگان در طی چهار نوبت نمونه‌برداری، از قسمت جنوبی آبخوان به طرف قسمت شمالی آبخوان در حال افزایش است (شکل ۳). در طی چهار

کودهای نیتروژن دار به نیترات آلوده می شود (۶). از آنجایی که سازند گچسارن دارای میزان بالایی از کانی های تبخیری نظیر ژپس، انیدریت، نمک و سیلویت می باشد، کانی های نیترا ته نیز می توانند همراه با کانی های تبخیری در این سازند حضور یابند که در اثر تماس با آب به صورت محلول در آمده و وارد ترکیب آب های زیرزمینی شوند (۸).

در این بخش به علت مجاورت چاه ها با سازند گچساران، آنها دارای سنگ بستر غیرقابل نفوذ در عمق کم می باشند و بدین علت قابلیت انتقال آبخوان پایین بود و استعداد بیشتری برای آلودگی های سطحی از جمله آلودگی به نیترات وجود دارد. پایین بودن قابلیت انتقال در این چاه ها مانع از تبادل با آب های عمیق تر و با کیفیت تر در سایر نقاط دشت لردگان می گردد. آب های عمیق تر از سازندهای آهکی تغذیه می شوند و بدین علت دارای کیفیت بهتری هستند (۸).

گروه دوم، چاه های هفت تا ۲۱ که در قسمت جنوب و جنوب غربی دشت لردگان (اطراف روستاهای تل ماران و شش بهره) واقع اند (شکل ۱). غلظت نیترات در این چاه ها از چهار تا ۱۲ میلی گرم در لیتر تغییر می کند (شکل ۴). بیشترین مقدار غلظت نیترات در تابستان و در مرداد دیده می شود (شکل ۴). آب های عمیق این قسمت سازندهای آهکی تغذیه می شوند و بدین دلیل دارای کیفیت بهتری هستند (۸). کشت برنج در این ناحیه از دشت احتمالاً موجب افزایش نیترات در فصل تابستان شده است. همچنین به دلیل نزدیکی خانه های مسکونی به چاه های کشاورزی، زهاب فاضلاب های خانگی نیز می تواند از دلایل افزایش آلودگی نیترات به ویژه در تابستان باشد (۶). در آبان با اتمام دوره رشد محصولات کشاورزی و کاهش کوددهی و همچنین کاهش برداشت از چاه ها میزان نیترات کاهش می یابد (۷).

گروه سوم، چاه های ۲۲ تا ۳۲ که در قسمت مرکزی دشت (اطراف شهر لردگان) قرار دارند (شکل ۱). غلظت نیترات از ۵/۵ تا ۱۵/۵ میلی گرم در لیتر تغییر دارد. بیشترین مقدار نیترات در تابستان و کمترین مقدار آن در بهار دیده می شود. در تابستان با افزایش فعالیت های کشاورزی و مصرف آب شهری و در نتیجه تولید فاضلاب و زهاب بیشتر غلظت نیترات در آب زیرزمینی افزایش یافته است (شکل ۴) (۶) و (۷). در این ناحیه از دشت لردگان، عدم وجود سیستم تصفیه

قسمت جنوبی آبخوان (اطراف روستای شش بهره) مشاهده شد (شکل های ۱ و ۳). در خرداد، قسمت اعظم آبخوان دشت لردگان دارای غلظت نیترات بیشتر از ۱۰ میلی گرم در لیتر است (شکل ۳). غلظت نیترات در مرداد و شهریور در بخش زیادی از آبخوان (قسمت های جنوبی و مرکزی) کمتر از ۱۰ میلی گرم در لیتر است. باتوجه به مقدار و غلظت نیترات در آبخوان دشت لردگان، چاه های نمونه برداری در سه گروه طبقه بندی شدند:

گروه اول، چاه های یک تا شش که در قسمت شمالی دشت اطراف (روستای خاردان) قرار دارند (شکل ۱). غلظت نیترات در چاه های مذکور بین هشت تا ۲۰ میلی گرم در لیتر تغییر دارد. در این ناحیه از دشت که کشت محصولات صیفی (نیاز زیاد به آبیاری دارد) رایج است، لذا احتمال آبشویی نیترات از زمین های کشاورزی به طرف سفره های آب زیرزمینی زیاد است. در این چاه ها روند تغییر غلظت نیترات از خرداد به شهریور افزایشی و سپس کاهش است (شکل ۴). قرار گرفتن این چاه ها نزدیک به مناطق نشت زهاب خروجی زمین های کشاورزی از دلایل عمده افزایش غلظت نیترات در تابستان است. رشد گیاه در بهار می تواند منجر به مصرف نیترات خاک و کاهش آبشویی آن شود (۲). همچنین در فصل تابستان در اثر مساعد بودن شرایط آب و هوایی برای میکروارگانسیم ها، تجزیه مواد آلی صورت گرفته که سبب افزایش تولید نیترات در خاک می شود (۲). این نیترات به دنبال آبیاری از خاک شسته شده و سبب افزایش غلظت نیترات آب های زیرزمینی می شود (۲). به علاوه در این قسمت آبخوان وجود سازندهای گچساران حاوی شیل و مارن موجود که نیترات و آمونیوم تبدلی زیادی دارند، باعث اضافه شدن نیترات به آب زیرزمینی این منطقه شده است (۸). این گروه چاه ها در آبرفت های Q_3 واقع شده اند (۴). این آبرفت ها جوان ترین آبرفت های منطقه مورد مطالعه هستند و مواد متشکله آنها از سازند مارنی گچی گچساران بوده و بدین جهت دارای قابلیت انتقال بسیار کمی هستند. عمق سطح ایستابی در این چاه ها به طور متوسط حدود ۱۳ متر بوده و در نتیجه، آبخوان در این بخش سطحی است (۴). بنابراین این بخش از دشت آسان تر توسط فاضلاب های روستایی و شهری و همچنین کشاورزی به واسطه استفاده از

الگوی کروی پیروی می‌کرد، ولی مشخصات مدل کروی در طی سال متفاوت بود. بر اساس معیارهای R^2 و RMSE روش وزن‌دهی معکوس فاصله روش مناسب‌تری نسبت به روش کریجینگ در تخمین مقدار نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان در چهار نوبت نمونه‌برداری تشخیص داده شد. غلظت نیترات در فصول گرم سال که شدت عملیات کشاورزی زمان بیشتر است افزایش می‌یابد و احتمالاً می‌تواند به دلیل مصرف زیاد کودهای شیمیایی و آبشویی نیترات خاک در اثر آبیاری مکرر باشد. بیشترین غلظت نیترات در چهار زمان نمونه‌برداری در قسمت شمال و شمال شرقی آبخوان (حوالی روستای خارदान) و کمترین مقدار نیترات در قسمت جنوب غربی آبخوان (حوالی روستای شش‌بهره) دیده شد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از شرکت آب منطقه‌ای استان چهارمحال و بختیاری و دانشگاه شهرکرد و همچنین از جناب آقای صبا قدردانی می‌گردد.

۶. فاضلی م.، کلانتری ن.، رحیمی م ح. و خویباری ع (۱۳۹۰) بررسی توزیع زمانی و مکانی آلودگی منابع آب زیرزمینی دشت زیدون به نیترات. مهندسی آب. ۳(۸): ۲۵-۱۵.
۷. لاله‌زاری ر.، طباطبایی س ح. و یارعلی ن (۱۳۸۸) بررسی تغییرات ماهانه نیترات در آب زیرزمینی دشت شهرکرد و پهنه ندی با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی. پژوهش آب ایران. ۳(۴): ۳۳-۲۱.
۸. مطیعی (۱۳۷۲) چینه‌شناسی زاگرس، انتشارات سازمان زمین‌شناسی کشور، ۵۳۶ ص.
۹. معزادلان م. و ثواقبی فیروزآبادی غ. ر (۱۳۸۱) مدیریت حاصلخیزی خاک برای کشاورزی پایدار. مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران. چاپ اول. ۴۶۰ ص.
۱۰. میرزایی س (۱۳۸۸) ارزیابی آسیب‌پذیری و تهیه خطر آلودگی آبخوان دشت شهرکرد با استفاده از GIS و مدل‌های دراستیک و سینتکس. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی. دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد. ۱۷۰ ص.
۱۱. یوسفی ذ. و نانچ ا (۱۳۸۳) بررسی و تعیین میزان نیترات منابع آب آشامیدنی روستایی آمل. دانشگاه علوم پزشکی مازندران. ۱۷(۶۱): ۱۶۵-۱۶۱.

فاضلاب خانگی و نشت زهاب کشاورزی می‌تواند از دلایل آلودگی نیتراتی این بخش از آبخوان باشد. از سر گرفتن کشت و کوددهی در آبان و در نتیجه آبشویی نیترات احتمالاً دلیل انتقال نیترات به آب‌های زیرزمینی است (۲).

نتیجه‌گیری

مدیریت بهینه منابع آب زیرزمینی و حفظ و ارتقای کیفیت آنها نیازمند وجود داده‌هایی در زمینه موقعیت، مقدار و پراکنش عامل‌های شیمیایی آب در یک سفره آب است. هدف از انجام این پژوهش، بررسی پراکنش نیترات آب زیرزمینی دشت لردگان و تحلیل مکانی تغییرات نیترات این سفره و چگونگی نوسانات غلظت و تغییرات پهنه‌بندی در طی یک فصل بود. میانگین مقدار نیترات در سال تقریباً ثابت و حدود ۱۰ میلی‌گرم در لیتر بود. حداکثر غلظت نیترات آبخوان دشت لردگان در چهار نوبت نمونه‌برداری ۱۹ میلی‌گرم در لیتر بود که کمتر از حد مجاز استاندارد WHO بوده و برای سلامتی انسان خطری ندارد (WHO, 2003). تغییرات مکانی نیترات از

منابع مورد استفاده

۱. استواری ی، بیگی ح. و داودیان ع. ر (۱۳۹۰) ارزیابی، تغییرات مکانی و پهنه‌بندی کیفیت آب برای طراحی آبیاری قطره‌ای در دشت لردگان. آبیاری و زهکشی. ۲(۵): ۵۴-۴۲.
۲. جعفری ملک‌آبادی ع.، افیونی م.، موسوی س. ف. و خسروی ا (۱۳۸۳) بررسی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی استان اصفهان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۸(۳): ۸۲-۶۹.
۳. رضایی ع. و میرمحمد میدی ع. ل (۱۳۸۴) آمار و احتمالات (کاربرد در کشاورزی). انتشارات جهاد دانشگاهی واحد صنعتی اصفهان. چاپ اول، ۵۸۶ ص.
۴. شرکت سهامی آب منطقه‌ای چهارمحال و بختیاری (معاونت مطالعات پایه منابع آب) (۱۳۸۷) گزارش زمین‌شناسی، طرح مطالعات نیمه تفصیلی منابع آب زیرزمینی محدوده‌های مطالعاتی کبار، شلمزار و لردگان.
۵. شعبانی م (۱۳۸۷) تعیین مناسب‌ترین روش زمین آمار در تهیه نقشه تغییرات pH و TDS آب‌های زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت ارسنجان). مهندسی آب. ۱(۱): ۵۷-۴۷.

- 12 . APHA (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- 13 . Barca E and G Passarella (2007) Spatial evaluation of the risk of groundwater quality degradation. A comparison between disjunctive kriging and geostatistical simulation, Environ. Monit Assess. 137(3): 261-273.
- 14 . Cambardella CA, Moorman TB, Novak JM, Parkin TB, Karlen DL, Turco RF and Koropaka AE (1994) Field – scale variability of soil properties in central Iowa soil. Soil Science. Soc. American. 137(58): 1501-1511.
- 15 . ESRI Inc. (2008) ArcMapTM. Version 9.3. www.esri.com.
- 16 . Fetouani S, Sbaa M, Vanclooster M! and Bendra B! (2008) Assessing groundwater quality in the irrigated plain of Triffa (Nnorth-east Morocco). Agricultural Water Management. 95(2): 133-142.
- 17 . Flipo N, S Jeanne 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. 241e256. Oceanologia. 46(1): 25-44.
- 18 . Hengel T, Huvelink GBM and Stein A (2004) A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression–kriging. Geoderma. 120(1): 75-93.
- 19 . Mehrjerdi R, Zareian M, Mahmodi SH and Heidari A (2008) Spatial distribution of groundwater quality with geostatistics (Case study: Yazd-Ardakan plain). World Applied Science. 4(1): 9-17.
- 20 . Ni F, Liu G, Tan Y and Yu D (2010) Spatial variation of health risk of groundwater for drinking water supply in Mingshan County, Ya'an City, China. Water Science and Engineering. 3(4): 454-466.
- 21 . Pannatier Y (1998) Variowin: software for data analysis in 2D. Version 2.21. Springer Verlag. 93 p.
- 22 . Sanches F (2001) Mapping groundwater quality variables using PCA and geostatistics: a case study of Bajo Andarax, southeastern Spain. Hydrological Sciences, Journal-des Sciences Hydrologiques. 46(2): 227-242.
- 23 . Shi J, Wang H, Xu J, Wu J, Liu X, Zhu H and Yu C (2007) Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of changxing, China. Environ. Geol. 52(1): 1-10.
- 24 . StatSoft (2007) STATISTICA (data analysis software system). Version 8. www.statsoft.com.
- 25 . US EPA (1991) GeoEas 1.2.1 (Geostatistical environmental assessment software). User's guide, 186 P.
- 26 . Widory D, Kloppmann W, Chery L, Bonnin J, Rochdi H and Guinamant J (2004) Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. Contaminant Hydrology. 72(4): 165-188.
- 27 . Zhongyi Q, Wang X, Feng Z and Guo S (2010) Changes of temporal trends and spatial patterns of nitrate-nitrogen in the farmland groundwater resulting from water-saving irrigation in the Hetao irrigation district of China. Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2010. Groundwater Council-8th Symposium on Groundwater Hydrology, Quality, and Management, China. 6(8): 808-821.

Spatial variation of nitrate in the Lordegan aquifer

Y. Ostovari¹, H. Beigi Harchegani^{2*} and A. R. Davoodian³

(E-mail: beigi.habib@gmail.com)

Abstract

Mapping of groundwater nitrate can be useful in management of groundwater resources. The objectives of this study were to analyze the spatial variability of nitrate and to map its contamination in the Lordegan aquifer and to evaluate the variations in nitrate variability and mapping during a year. Then 32 wells were sampled four times during 2010. Seasonal nitrate concentrations remained constant at 10 mg/l and the maximum concentration was 19 mg/l thus always remaining below the WHO limit. For mapping, the inverse distance weighting method was preferred over kriging. The north of the aquifer (near Khardan village) always had the highest nitrate concentrations (19 mg/l) probably due to the presence of shale and marl formations that contain exchangeable nitrate and ammonium as well as due to leaching of nitrate from agricultural soils. Lowest concentrations of nitrate (four mg/l) were always seen in the southwest of the aquifer.

Keywords: Groundwater, Inverse distance method, Kriging, Nitrate, Spatial variability, Variogram

1 - Graduate Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord, Shahrekord - Iran

2 - Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Shahrekord, Shahrekord - Iran (**Corresponding Author ***)

3 - Assistant Professor, Department of Rangeland and Watershed, Faculty of Natural resources and Earth Sciences, University of Shahrekord, Shahrekord - Iran