

بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی با استفاده از روش زمین آماری (مقاله پژوهشی)

وهاب امیری^{*}، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه یزد، یزد، ایران
v.amiri@yazd.ac.ir

دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۰۷

پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۲

چکیده

طراحی شبکه بهینه پایش آب زیرزمینی که قادر به تهیه اطلاعات دقیق و ارزشمندی از سیستم آبی به ویژه در مناطق خشک باشد، بسیار حیاتی است و به بهبود درک ما از سیستم‌های پیچیده آب زیرزمینی کمک می‌کند. این مطالعه از یک روش زمین آماری برای بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی در دشت شمیل-تخت در استان هرمزگان استفاده می‌کند به گونه‌ای که از واریانس اطلاعات جمع‌آوری شده در سطح منطقه برای شناسایی مناطق بدون محل نمونه‌برداری (خلأ اطلاعاتی) و توسعه شبکه پایش استفاده می‌شود. در ادامه از نقشه واریانس کریجینگ (با کمک مدل نیمه تغییرنا) و نقشه استعداد آلودگی در محیط GIS برای طراحی شبکه بهینه استفاده شده است. انتخاب بهترین مدل برازشی نیمه تغییرنا مبتنی بر مقادیر RMSE بود. روش استفاده شده در این مطالعه برای بررسی شبکه پایش هدایت الکتریکی (EC) (به عنوان نماینده تغییرات مهمترین پارامترهای کیفی) مورد بهره‌برداری قرار گرفته است. نتایج نشان می‌دهد که از شبکه نمونه‌برداری اولیه با ۴۴ حلقه چاه، می‌توان ۲۳ حلقه چاه را حذف نمود. از طرفی دیگر، تعداد ۱۵ حلقه چاه نیز به شبکه فعلی افزوده شده است که مناطق فاقد داده را پوشش دهد. به این ترتیب، تمرکز چاه‌ها در نقاطی با تراکم کم، افزایش پیدا کرده است. همچنین بر اساس منابع آلاینده موجود در سطح دشت، ۶ موقعیت جدید برای پایش پتانسیل آلودگی ناشی از قبرستان، مراکز بهداشتی-درمانی، صنایع غذایی و پرورش دام و طیور پیشنهاد شده است.

واژگان کلیدی: بهینه‌یابی، شبکه پایش کیفی، آب زیرزمینی، روش زمین آماری

مقدمه

بنابراین، در صورتی که نقاط نمونه‌برداری بسیار زیاد باشد، جمع‌آوری اطلاعات از چنین شبکه‌ای می‌تواند هزینه سرسام‌آوری را در پی داشته باشد. یک شبکه پایش بهینه می‌تواند نقاط نمونه‌برداری را در یک سیستم آب زیرزمینی به گونه‌ای تعیین نماید که تعداد نقاط نمونه‌برداری به حداقل رسیده و در عین حال امکان بررسی مناسب شرایط کمی و کیفی آبخوان نیز وجود داشته باشد [۱]. به طور کلی، یک طراحی بهینه برای نمونه‌برداری می‌تواند دارای مزایای متعددی باشد که از آن جمله می‌توان به کاهش زمان و هزینه‌های جمع‌آوری اطلاعات اشاره کرد [۹، ۱۲، ۱۹ و ۲۰]. مهم‌ترین انواع پایش شامل موارد زیر است [۱۶]:

در دهه‌های اخیر، ضرورت پایش تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آب زیرزمینی به ویژه در مناطق خشک توسط سازمان‌ها و نهادهای زیست‌محیطی بیش از پیش احساس شده است. پایش کیفی منابع آب زیرزمینی یک مرحله ضروری در تعیین خصوصیات رفتاری سیستم‌های آب زیرزمینی است. یک شبکه پایش مناسب باید سیستم آب زیرزمینی را از جنبه‌های مختلف پوشش داده و در صرف هزینه‌ها و بهینه نمودن آنها موثر واقع شود [۸ و ۱۵].

پایش کیفی آب زیرزمینی شامل جمع‌آوری نمونه آب و تجزیه و تحلیل آن در آزمایشگاه است که اغلب بسیار هزینه‌بر است. عموماً افزایش تعداد نمونه‌ها می‌تواند منجر به افزایش اطلاعات جمع‌آوری شده از آبخوان شود.

جمع‌آوری اطلاعات موردنظر^۹ و اصلاح پایش سازگاری^{۱۰} است.

در چند دهه اخیر، اقدامات قابل ملاحظه‌ای در زمینه بهینه‌سازی و بازبینی شبکه‌های پایش سیستم آب زیرزمینی انجام شده است [۲، ۵، ۱۳ و ۱۷]. روش‌های مختلفی برای بهینه‌سازی شبکه پایش آب زیرزمینی وجود دارد که از آن جمله می‌توان به روش‌های آماری و ریاضیاتی مبتنی بر مدل‌سازی ویژگی‌های هیدرولیکی و هیدرولوژیکی در محیط GIS است [۱۱]. ابزارهای ریاضیاتی قابل استفاده برای این منظور شامل روش‌های زمین آماری [۱۲]، تحلیل مولفه‌های اصلی و خوشه‌بندی [۲ و ۵]، انتروپی [۱۳] و مدل‌سازی جریان آب زیرزمینی [۲۱] است. هدف روش‌های مختلف، تعریف شبکه بهینه‌ای برای نمونه‌برداری کمی و کیفی از منابع آب زیرزمینی است [۱۰] و به این ترتیب می‌توان اطلاعات زیادی را در قالب یک شبکه کوچک‌تر و به تعبیری بهینه را برای تفسیر شرایط موجود گردآوری کرد [۳ و ۱۳].

در این مطالعه با استفاده از روش زمین آماری اقدام به بررسی شبکه پایش کیفی دشت شمیل-تخت در استان هرمزگان شده است. همچنین با تحلیل موقعیت نقاط نمونه‌برداری فعلی، نیاز محدوده مورد نظر برای تکمیل شبکه مشخص شده و به تعبیری، شبکه بهینه پایش کیفی معرفی شده است.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

محدوده شمیل-تخت واقع در استان هرمزگان دارای مساحتی معادل ۱۵۱۷ کیلومتر مربع است. آبخوان تشکیل شده در این محدوده دارای وسعتی در حدود ۸۳۸ کیلومتر مربع است (شکل ۱). از نظر بهره‌برداری منابع آب زیرزمینی، این محدوده در رده برداشت ممنوعه قرار دارد. بر اساس بررسی‌های صورت گرفته، حجم کسری مخزن سالانه و تجمعی در این محدوده به ترتیب در حدود ۵/۱۹ و ۶۳۸ میلیون متر مکعب است.

پایش وضعیت پایه^۱: هدف اصلی این پایش، شناسایی شرایط پایه در سیستم آب است به عبارتی سطوح اولیه متغیرها/ پارامترها در منبع آب مشخص می‌شود. این پایش به منظور شناخت شرایط کیفیت آب در یک محدوده جغرافیایی معین انجام می‌شود، به همین دلیل بیش از آن که یک پایش کامل باشد یک فهرست‌برداری یا ارزیابی از وضع موجود است، زیرا تغییرات را در طول زمان نشان نمی‌دهد. این پایش اغلب در دشت‌هایی انجام می‌شود که اطلاعات کیفی در مورد آن وجود ندارد و تاکنون نمونه‌برداری و سنجش در آن انجام نشده است.

پایش اثر^۲: ارزیابی تاثیر فعالیت‌های مختلف بر کیفیت آب و بررسی روند تاثیرپذیری محیط در اثر ورود آلاینده‌ها ناشی از فعالیت‌های انسانی و وقایع طبیعی هدف این پایش است. پایش اثر به دو صورت کوتاه مدت و بلند مدت انجام می‌شود. پایش اثر کوتاه مدت اغلب مواقعی انجام می‌شود که حادثه‌ای ناشی از فعالیت‌های انسانی یا وقایع طبیعی رخ می‌دهد و ممکن است بر کیفیت آب اثر گذارد. پایش اثر بلند مدت، برای ارزیابی اثر فعالیت‌های انسانی یا طبیعی در یک دشت یا آبخوان انجام می‌شود.

پایش روند^۳: پایش روند برای تشخیص تغییرات احتمالی کیفیت آب در طول زمان تحت تاثیر عوامل مختلف، انجام می‌شود. اندازه‌گیری‌ها به طور مستمر و با فاصله زمانی مشخص انجام می‌شود تا محدوده و روند تغییرات یک متغیر در طول زمان مشخص شود. برای اطمینان از تشخیص صحیح روندها، لازم است برنامه پایش کمترین تغییر را در طول زمان داشته باشد و عناصر یا اجزای برنامه مانند محل ایستگاه‌ها، تناوب نمونه‌برداری، زمان نمونه‌برداری، روش‌های نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل آنها ثابت باشد.

پایش سازگاری^۴: هدف پایش سازگاری اطمینان از انطباق کیفیت آب با الزامات قانونی یا نیازمندی‌های کاربران آب است. پایش سازگاری شامل مواردی همچون مراقبت یا نظارت^۵، بازرسی^۶، بررسی^۷، بررسی سوابق^۸،

1- Baseline Monitoring

2- Impact Monitoring

3- Trend Monitoring

4- Compliance Monitoring

5- Surveillance

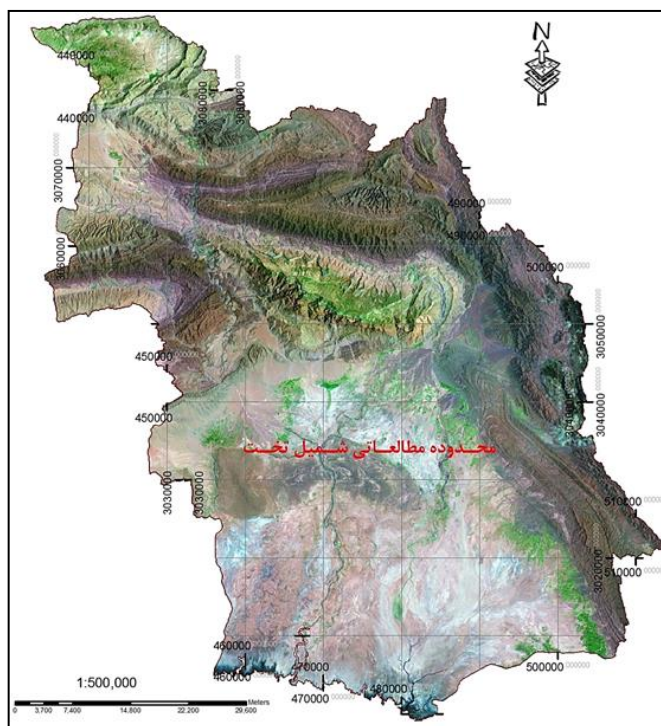
6- Inspection

7- Investigation

8- Record Reviews

9- Targeted Information Gathering

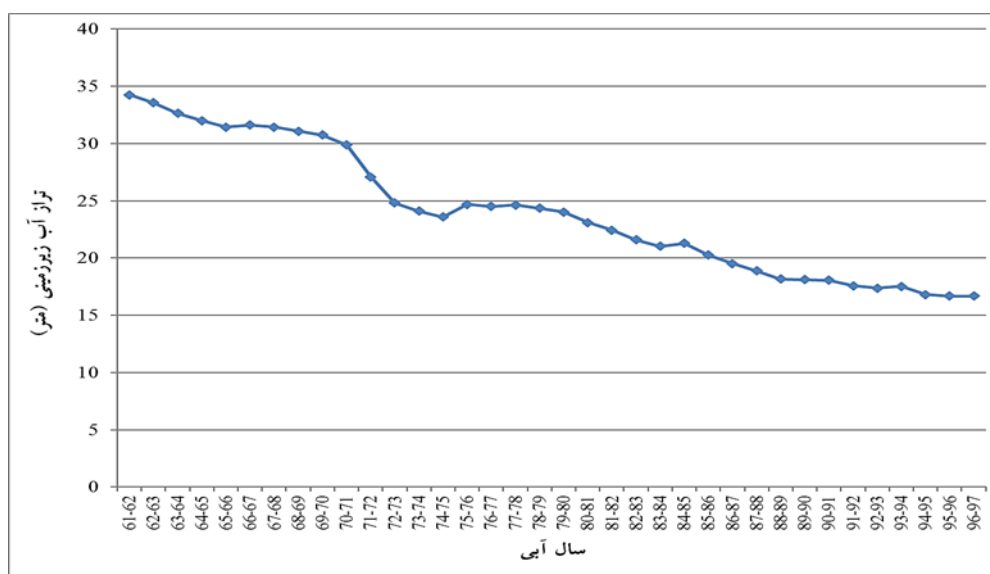
10- Remediation Compliance Monitoring



شکل ۱- موقعیت محدوده مطالعاتی

مترمکعب از این چاه‌ها برداشت می‌شود. همچنین تعداد ۵۳۱ حلقه چاه غیرمجاز نیز در این محدوده شناسایی شده که دارای برداشت سالانه‌ای در حدود ۳۰/۵ میلیون متر مکعب بوده‌اند. این شرایط موجب شده است که تراز آب زیرزمینی در آبخوان شمال-تخت در بازه زمانی بین سال آبی ۱۳۶۲-۱۳۶۱ تا سال آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۶ در حدود ۱۸ متر افت کند.

تعداد چاه‌های مجاز موجود در این محدوده تا پایان سال آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۶ برابر ۱۸۵۴ حلقه گزارش شده است. از این تعداد ۱۷۹۴ حلقه در بخش کشاورزی، ۳۵ حلقه در بخش شرب و ۲۷ حلقه در بخش صنعت و خدمات در حال برداشت آب بوده‌اند. میزان برداشت مجاز (طبق پروانه بهره‌برداری) این چاه‌ها معادل ۱۷۶/۸۱ میلیون متر مکعب در سال بوده و سالانه ۱۹۳/۹۷ میلیون



شکل ۲- آبنمود معرف آبخوان شمال-تخت

روش تحقیق

دو روش کلی برای بهینه‌سازی شبکه پایش آب زیرزمینی وجود دارد که شامل روش آماری و روش هیدروژئولوژیکی است. رایج‌ترین روش آماری که برای این منظور مورد استفاده قرار می‌گیرد مبتنی بر کریجینگ و استفاده از مدل تغییرنا (واریوگرام) است [۴ و ۱۸].

مدل تغییرنمای انتخاب شده باید دارای قابلیت نمایش اطلاعات جمع‌آوری شده به بهترین شکل باشد و مقدار ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) در کمترین حد ممکن باشد. در ادامه، متغیرهای تغییرنمای بهینه جهت انجام درون‌یابی اطلاعات موجود در شبکه پایش با استفاده از کریجینگ مورد استفاده قرار می‌گیرد. این روش از مقدار انحراف معیار کریجینگ برای شناسایی نقاطی با بیشترین انحراف به عنوان نقاط مستعد برای تشکیل شبکه پایش استفاده می‌کند. یکی از ایرادات این روش این است که فقط بر اساس مقدار انحرافات فضایی اطلاعات استوار است و شرایط هیدروژئولوژیکی را در نظر نمی‌گیرد. باید توجه داشت که همیشه لازم نیست که نمونه‌برداری در نقاطی با مقدار انحراف معیار بالای کریجینگ انجام شود، در حالی که سیستم در آن نقاط فاقد خطر آلودگی است [۱].

این مطالعه از یک روش زمین آماری برای بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی استفاده می‌کند به گونه‌ای که از واریانس اطلاعات جمع‌آوری شده در سطح منطقه برای شناسایی مناطق بدون محل نمونه‌برداری (خلأ اطلاعاتی) و توسعه شبکه پایش استفاده می‌شود. در ادامه از نقشه واریانس کریجینگ (با کمک مدل نیمه تغییرنا) و نقشه استعداد آلودگی در محیط GIS برای طراحی شبکه بهینه استفاده شد. انتخاب بهترین مدل برازشی نیمه تغییرنا مبتنی بر مقادیر RMSE بوده است. در این مطالعه، شبکه پایش هدایت الکتریکی (EC) (به عنوان نماینده تغییرات مهمترین پارامترهای کیفی) مورد بررسی قرار گرفته است.

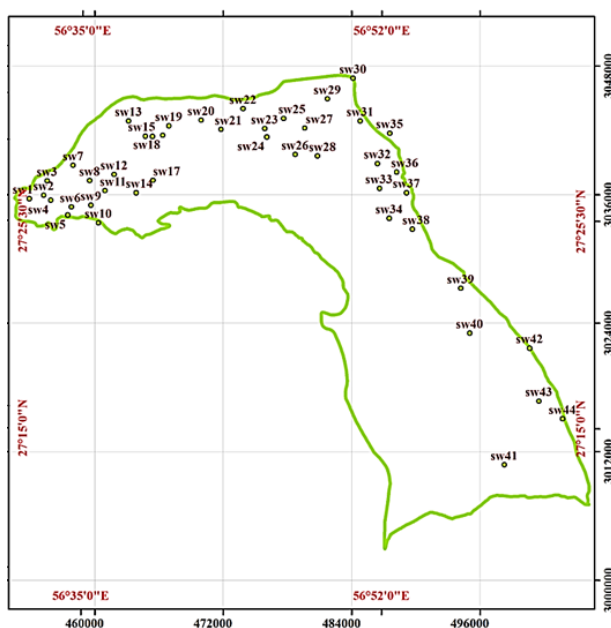
بحث و نتایج

در این پژوهش، بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی در دشت شمیل-تخت با تلفیق نقشه ارزیابی پتانسیل آلودگی آبخوان و نقشه خطای استاندارد پیش بینی تولیدی توسط مدل زمین‌آمار، صورت می‌گیرد. بطور کلی به منظور بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی ابتدا بر روی داده‌های EC مربوط به ۴۴ حلقه چاه انتخابی (شکل ۳)، تحلیل‌های زمین‌آمار انجام و نقشه خطای استاندارد پیش‌بینی تهیه شده و با نقشه ارزیابی پتانسیل آلودگی آبخوان به روش دراستیک تلفیق و نقشه نهایی ایجاد شد. از ابزار Geostatistical Analysis و بخش Kriging برای نیل به هدف مطالعه استفاده شده است. تمامی مراحل مذکور، در محیط ESRI (ArcMap 10) GIS اجرا شده است.

تجزیه و تحلیل‌های زمین آماری و تهیه نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد

برای اینکه بتوان از روش کریجینگ خطی استفاده نمود بایستی از نرمال بودن توزیع داده‌ها اطمینان حاصل کرد. در صورت نرمال نبودن توزیع داده‌ها، بایستی از طریق اعمال تبدیل‌هایی مانند تبدیل لگاریتمیک بر روی داده‌های اولیه، توزیع آنها را به توزیع نرمال نزدیک نمود. یکی از ساده‌ترین روش‌هایی که برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها وجود دارد در نظر گرفتن آماره‌هایی همچون کشیدگی، چولگی، میانه و میانگین است. به این ترتیب که اگر کشیدگی داده‌ها در حد ۳، چولگی آنها نزدیک به صفر و میانه و میانگین آنها نزدیک به هم باشد می‌توان به این نتیجه رسید که توزیع داده‌ها از توزیع نرمال تبعیت می‌کند [۶].

بررسی‌ها نشان می‌دهد که چولگی، کشیدگی و اختلاف بین آماره‌های میانه و میانگین مربوط به داده‌های EC در ۴۴ حلقه چاه نمونه‌برداری به ترتیب برابر با ۰/۶۵، ۲/۷۹ و ۹۹/۹ هستند. بنابراین می‌توان به این نتیجه رسید که داده‌ها فاقد توزیع نرمال هستند. بنابراین لازم است تا داده‌ها با انجام تبدیل‌هایی به توزیع نرمال نزدیک شوند.



شکل ۳- موقعیت چاه‌های نمونه‌برداری در سطح آبخوان

طور خلاصه نشان داده است. انتخاب بهترین حالت کمی سخت بنظر می‌رسد. اما با در نظر گرفتن تمامی جوانب، بهترین حالت برای تابعیت داده‌ها از توزیع نرمال، تبدیل لگاریتمی خواهد بود.

با تبدیل داده‌ها از حالت خام به حالت‌های لگاریتمی و Box-Cox (با متغیرهای بین صفر و یک)، داده‌ها به توزیع نرمال نزدیک خواهند شد. توجه شود که تبدیل Box-Cox با متغیر صفر همان تبدیل لگاریتمی و با متغیر ۱ همان داده‌های خام را شامل می‌شوند [۷]. جدول ۱ نتایج را به

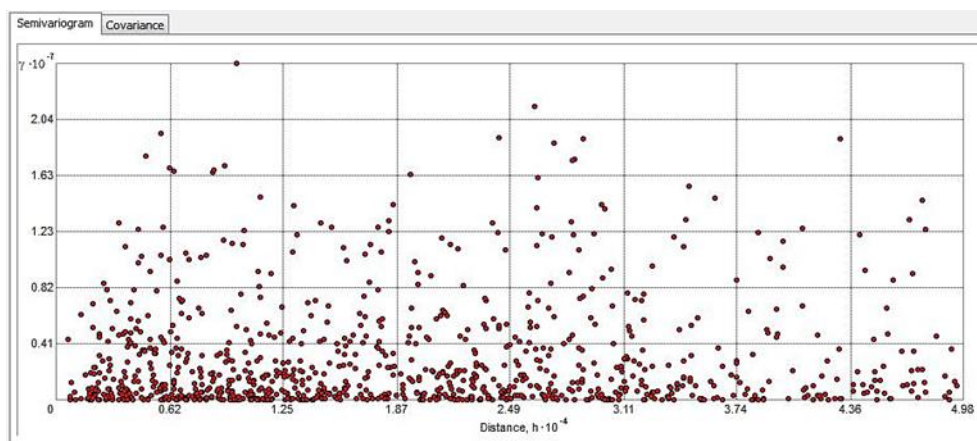
جدول ۱- نتایج تبدیل لگاریتمی و Box-Cox داده‌های EC در ۴۴ چاه نمونه‌برداری

تبدیل لگاریتمی	تبدیل Box-Cox با مؤلفه‌های مختلف					داده خام	
	۰/۱	۰/۳	۰/۵	۰/۷	۰/۹		
-۰/۲۸	-۰/۱۸	-۰/۰۱۷	۰/۱۵	۰/۳۱	۰/۴۶	۰/۵۳	چولگی
۲/۴۶	۲/۳۸	۲/۲۹	۲/۲۸	۲/۳۴	۲/۴۵	۲/۵۳	کشیدگی
-۰/۰۷	-۰/۱۴۱	-۰/۵۲	۰/۴۱	-۲/۵۱	۱۷/۴	۷۵/۵	اختلاف بین میانه و میانگین

شوند به طرف راست محور X حرکت می‌کنند و به طور کلی مربع اختلافات بیشتر شده و در سمت بالای محور Y قرار می‌گیرد.

فرض اساسی در این تحلیل آن است که نمونه‌های جفت که فاصله و جهت مشابه دارند دارای واریانس‌های مشابه نیز هستند که این رابطه ایستایی نامیده می‌شود (حسنی پاک، ۱۳۷۳). همان‌طور که مشاهده می‌شود پیوستگی مکانی ضعیفی بین داده‌های EC وجود دارد که این موضوع بر روی نقشه‌های پیش‌بینی EC اثر می‌گذارد.

شکل ۴ نیم‌تغییرنمای تجربی EC در چاه‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. تغییرنما، بر اساس این تفکر که خواص پدیده‌ها در مکان‌های نزدیک‌تر شباهت بیشتری دارند تا در فاصله‌های دورتر، درجه وابستگی یا همبستگی بین نقاط را اندازه‌گیری می‌کند. در محور طولی (X) یک تغییرنما فاصله بین نمونه‌ها و در محور عرضی (Y) مربع اختلاف بین مقدار یا واریانس نمونه‌ها ترسیم می‌شود و هر نقطه در نمودار موقعیتی از دو نقطه را نشان می‌دهد. چنانچه همبستگی فضایی بین داده‌ها وجود داشته باشد دو جفت به هم نزدیک در قسمت چپ محور X و پایین محور Y قرار می‌گیرند؛ همان‌طور که نقاط از هم دور می



شکل ۴- نیم‌تغییرنمای تجربی داده‌های EC در چاه‌های نمونه‌برداری

برازش مدل تغییرنما به نیم‌تغییرنمای تجربی

مرحله اول شامل برازش مدل تغییرنماست. برازش اغلب به روش‌های مختلفی همچون انتگرال‌گیری، کمترین مربعات وزنی و کریجینگ جک‌نایف^۱ انجام می‌پذیرد. در این پژوهش از روش کریجینگ جک‌نایف استفاده شد. برای این منظور، هر بار یکی از نقاط با داده معلوم حذف شده، سپس مقدار آن داده به روش کریجینگ تخمین زده می‌شود [۱۴]. خطای تخمین‌های کریجینگ باید میانگین صفر داشته و با خطاهای تخمین ثوریک برابر باشد. هدف از کریجینگ یافتن وزن‌های آماری نمونه‌ها به گونه‌ای است که واریانس تخمین کمینه شود. بدین ترتیب، کریجینگ را می‌توان روشی دانست که طی آن به مجموعه نمونه‌ها به گونه‌ای وزن آماری داده می‌شود که دارای کمترین واریانس در بین سایر تخمین‌گرهای خطی باشد. انواع تغییرنماهایی که در این مطالعه استفاده شده‌اند عبارتند از: مدل دایره‌ای، مدل کروی، مدل کروی چهارگانه، مدل کروی پنج‌گانه، مدل سینوسی یا اثر حفره، مدل نمایی، مدل گوسی، مدل منشوری، J-K-Bessel، Stable و Bessel.

تهیه نقشه پیش‌بینی^۲ و خطای استاندارد پیش‌بینی^۳

در این مرحله با استفاده از روش کریجینگ‌های خطی و غیرخطی با مدل تغییرنماهای مختلف بر روی داده‌های EC برازش و نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد

پیش‌بینی تهیه شد و براساس پارامترهای آماری مقایسه‌ای با یکدیگر مقایسه شدند.

مدل کریجینگ معمولی به عنوان شروع درونیابی مناسب خواهد بود. در این مرحله تغییرنماهای مختلف به روش کریجینگ معمولی بر داده‌های EC برازش داده شد. توجه شود که داده‌های EC با تبدیل لگاریتمی به توزیع نرمال نزدیک شد. در جدول ۲ نتایج حاصل از برازش تغییرنماهای مختلف نشان داده شده است. لازم به ذکر است که در تهیه نقشه‌های پیش‌بینی و هم‌چنین نقشه‌های خطا سعی شده است که با روش‌های آزمون و خطا تا حد امکان بهترین مؤلفه‌های لازم مانند طول گام‌ها، تعداد گام‌ها، تعداد نقاط همسایگی و غیره تشخیص و مورد استفاده قرار گیرند.

مدل تغییرنماهای برازش داده شده برای اینکه در سطح اطمینان ۹۵٪ قابل قبول باشد بایستی دو شرط زیر را دارا باشند:

$$MSE < \frac{2}{\sqrt{n-1}} \quad (1)$$

$$|RMSS^2 - 1| < \frac{2.8}{\sqrt{n-1}} \quad (2)$$

1- Jack-knife

2- Prediction Map

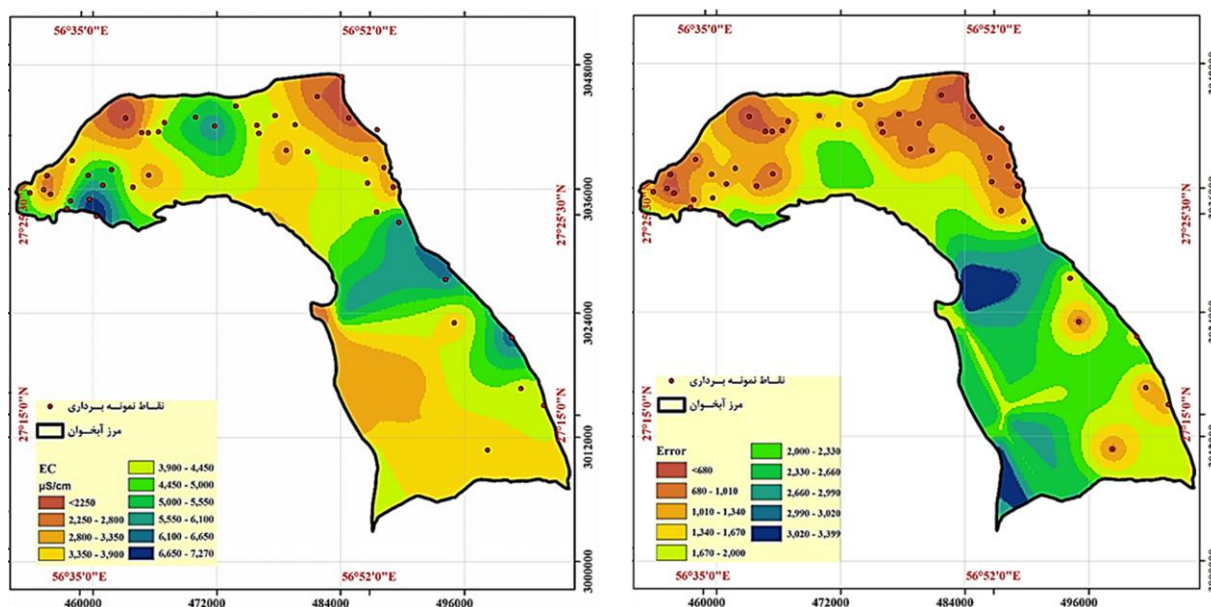
3- Prediction Standardized Error Map

جدول ۲- برآزش مدل‌های مختلف بر نیم‌تغییرنمای داده‌های EC

Models /Parameters	Partial Sill (C)	Nugget (C ₀)	C ₀ /C	ME	RMSE	ASE	MSE	RMSS	RMSS ² -1
Circular	0.14	0.057	0.41	33.484	1520.985802	1875.051598	-0.005	0.895	0.2
Spherical	0.17	0.057	0.33	30.281	1558.893125	1893.641924	-0.01	0.899	0.19
Tetraspherical	0.14	0.057	0.41	22.956	1537.54	1882.587	-0.007	0.891	0.2
Pentaspherical	0.144	0.058	0.4	14.176	1534.03	1877.517	-0.007	0.88	0.23
Exponential	0.168	0.045	0.27	24.04	1558.59	1920.38	0.003	0.851	0.28
Guassian	0.15	0.076	0.51	37.019	1553.017	1877.15	-0.014	0.927	0.14
Rational Quadratic	0.17	0.063	0.37	35.027	1555.8	1910.858	0.002	0.88	0.22
Hole Effect	0.12	0.086	0.72	22.11	1588.27	1828.176	-0.03	0.98	0.04
K-Bessel	0.15	0.076	0.51	36.99	1554.91	1880.665	-0.013	0.92	0.15
J-Bessel	0.13	0.078	0.6	28.03	1571.35	1839.28	-0.026	0.976	0.05
Stable	0.167	0.075	0.48	39.07	1556.71	1879.83	-0.016	0.932	-0.13

J-Bessel و K-Bessel, Hole Effect, Guassian فاقد این شرط هستند و حذف می‌شوند. اکنون می‌توان با شروط ذکر شده در مباحث خطا بهترین مدل برآزش را انتخاب کرد. با ارزیابی تمامی جوانب خطا مدل Pentaspherical به عنوان مدل بهینه در درون‌یابی انتخاب شد. در شکل ۵ نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد پیش‌بینی میزان EC با استفاده از کریجینگ معمولی و تغییرنمای Pentaspherical نشان داده شده است.

مقادیر به دست آمده با توجه به تعداد داده‌ها (۴۴ حلقه چاه نمونه‌برداری) به ترتیب برابر با ۰/۳ و ۰/۴۳ خواهند بود که روش‌های مورد استفاده را تایید می‌کند. همچنین، در انتخاب تغییرنما بایستی به این نکته توجه داشت که نسبت C₀/C کمتر از ۰/۵ باشد، زیرا در غیر این صورت نقش مولفه بی‌ساختار در تغییرنمای برآزش داده شده بیشتر از نقش مولفه ساختاردار آن خواهد بود و در این موارد بهتر است تا از آمار کلاسیک برای درون‌یابی داده‌ها استفاده شود. در موارد ارزیابی شده، مدل‌های



شکل ۵- نقشه پیش‌بینی میزان EC (سمت چپ) نقشه خطای استاندارد پیش‌بینی میزان EC (سمت راست) با استفاده از کریجینگ معمولی و تغییرنمای Pentaspherical

است که بیشینه مقدار خطای EC مربوط به جنوب دشت است که می‌تواند به دلیل تعداد کم نقاط نمونه‌برداری باشد. در واقع دید کلی بر نقشه خطای استاندارد

دید کلی بر تغییرات EC در دشت مورد مطالعاتی حاکی از افزایش ناگهانی این متغیر به صورت نقطه‌ای است. همان طور که در شکل ۵ مشاهده می‌شود، واضح

حذف و سپس مدل‌های مختلف تغییرنا به نیم‌تغییرنمای مقادیر باقیمانده برازش داده شد. نتایج حاصل از برازش تغییرنماهای مختلف با حذف روند درجه یک در جدول ۳ نشان داده شده است. بهترین مدل برازش با ارزیابی تمامی جوانب خطا مدل Tetraspherical بود. در شکل ۸ نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد پیش‌بینی میزان EC با استفاده از کریجینگ معمولی و حذف روند درجه یک و تغییرنمای Tetraspherical نشان داده شده است. در مورد حذف روند درجه دو به دلیل برقرار نبودن شرط $C_0/C < 0.5$ کمتر از ۰/۵ نتایج معتبر نبود و در اینجا ارائه نشده است.

بر اساس شکل ۸، با حذف روند با درجه یک و انجام عملیات زمین آماری بر روی مقادیر باقیمانده و انتخاب بهترین تغییرنما برای آن حالت، مقدار خطای استاندارد نسبت به حالت قبل (حالت معمولی) کاهش یافته است. در ضمن ناحیه محدود به مقادیر بالای خطای استاندارد در این حالت نسبت به حالت حذف روند با درجه یک افزایش داشته است. این مهم با مقایسه روش‌های تئوری منتخب در دو روش معمول و حذف روند درجه یک و با استفاده از شروط ذکر شده در مباحث خطا تأیید می‌شود (جدول ۴).

طراحی شبکه پایش و بهینه‌سازی آن - ارزیابی و طراحی شبکه نمونه‌برداری فعلی

در ابتدای این بخش از تحقیق ابتدا به ارزیابی شبکه نمونه‌برداری فعلی پرداخته می‌شود. بدین منظور نقشه‌های ارزیابی پتانسیل آلودگی دراستیک با نقشه خطای استاندارد که با استفاده از بهترین تغییرنمای انتخابی ترکیب و با استفاده از نقشه نهایی شبکه نمونه‌برداری فعلی مورد ارزیابی قرار می‌گیرد.

برای اینکه بتوان مقایسه بهتری بین هر کدام از نقشه‌ها انجام داد، هر کدام از نقشه‌ها را به ۱۰ کلاس با دامنه برابر تقسیم و به ترتیب کمتر به بیشتر از یک تا ده رتبه‌دهی می‌شود (شکل ۹، بالا سمت راست و چپ).

پیش‌بینی میزان EC نشان‌دهنده همبستگی مستقیم بین تعداد چاه‌های نمونه‌برداری در هر کیلومتر مربع و کاهش میزان خطاست. بنابراین، بهینه‌سازی شبکه پایش بسیار ضروری خواهد بود.

برای استفاده از کریجینگ معمولی با حذف روند درجه های مختلف ابتدا بایستی مطمئن شد که روند موجود در داده‌ها از نوع روند خارجی^۱ باشد. برای اطلاع از اینکه نوع روند از نوع خارجی است کافی است تا تغییرنما در جهات مختلف بر نیم‌تغییرنمای تجربی داده‌ها برازش داده شود. چنانچه تغییرنمای برازش داده شده در جهات مختلف به مقدار سقف برسد نشان دهنده وجود روند خارجی در داده‌هاست و در غیر این صورت، روند درونی^۲ است.

بر اساس شکل ۶، خطوط سبز و آبی رنگ به ترتیب نشان‌دهنده وجود روند در جهات شرقی - غربی و شمال - جنوبی است. این خطوط نشان‌دهنده آن هستند که روند موجود در داده‌ها بسیار کم و به طور تقریب در داده‌ها روندی وجود ندارد. پس از اطمینان از وجود روند در داده‌ها، لازم است تا نوع روند از نظر درونی یا بیرونی بودن بررسی گردد.

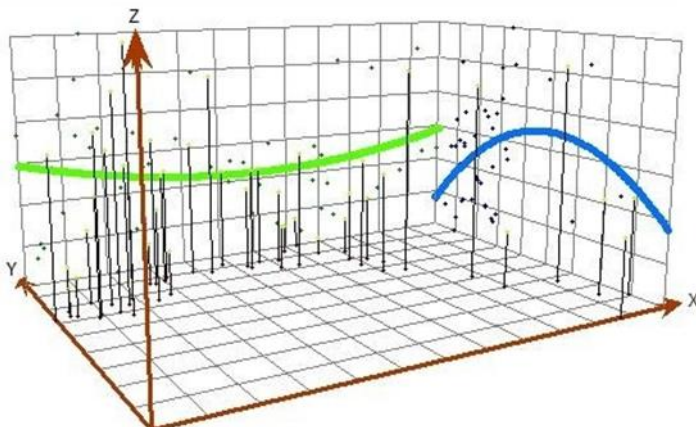
همان طور که در شکل ۷ دیده می‌شود مدل برازش داده شده به تغییرنمای تجربی در جهات مختلف به سقف رسیده است. روند موجود در داده‌ها از نوع خارجی بوده و نیازی به استفاده از کریجینگ عام نیست. به عبارتی می‌توان کریجینگ باقیمانده با حذف روند درجه‌های مختلف را بر داده‌های EC به کار برد. در این مرحله پس از حذف روند با درجه‌های یک و دو نیم‌تغییرنمای تجربی مقادیر باقیمانده محاسبه و در ادامه مدل‌های مختلف به روش کریجینگ معمولی بر آن برازش داده خواهد شد و در انتها همانند روشی که در مورد انتخاب بهترین مدل تغییرنما برای کریجینگ معمولی بدون حذف روند بکار گرفته شد، بهترین مدل تغییرنما انتخاب و با استفاده از آن نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد پیش‌بینی تهیه می‌گردد.

کریجینگ باقیمانده با حذف روند درجه یک و دو: در این مرحله ابتدا روند موجود در داده‌ها با درجات یک و دو

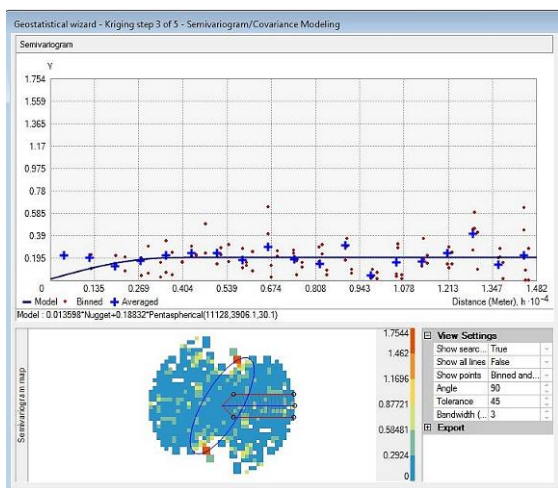
^۱- External Trend

^۲- Internal Trend

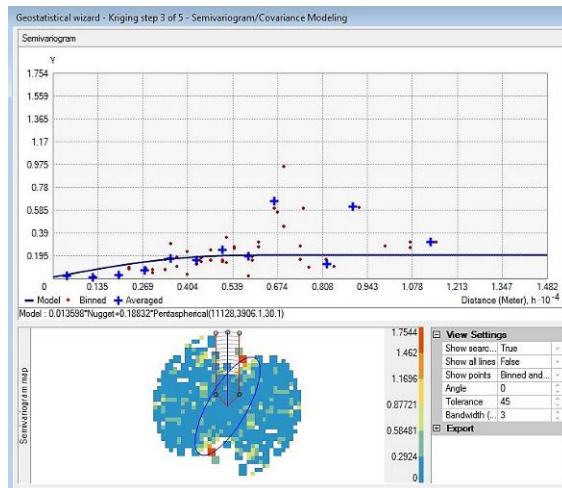
همچنین نقشه نهایی تهیه شده از ترکیب نقشه‌های
 دراستیک و خطای استاندارد پیش بینی در شکل ۹



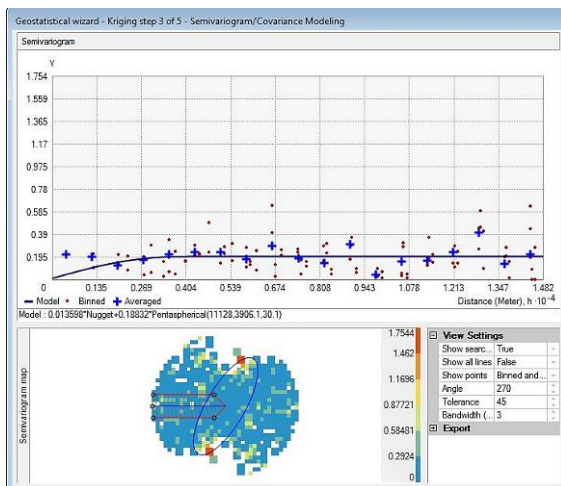
شکل ۶- نمودار آنالیز روند موجود در داده‌ها



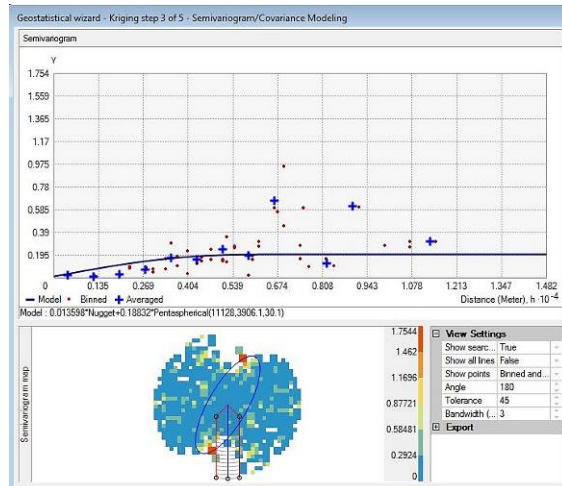
۹۰ درجه



صفر درجه



۲۷۰ درجه

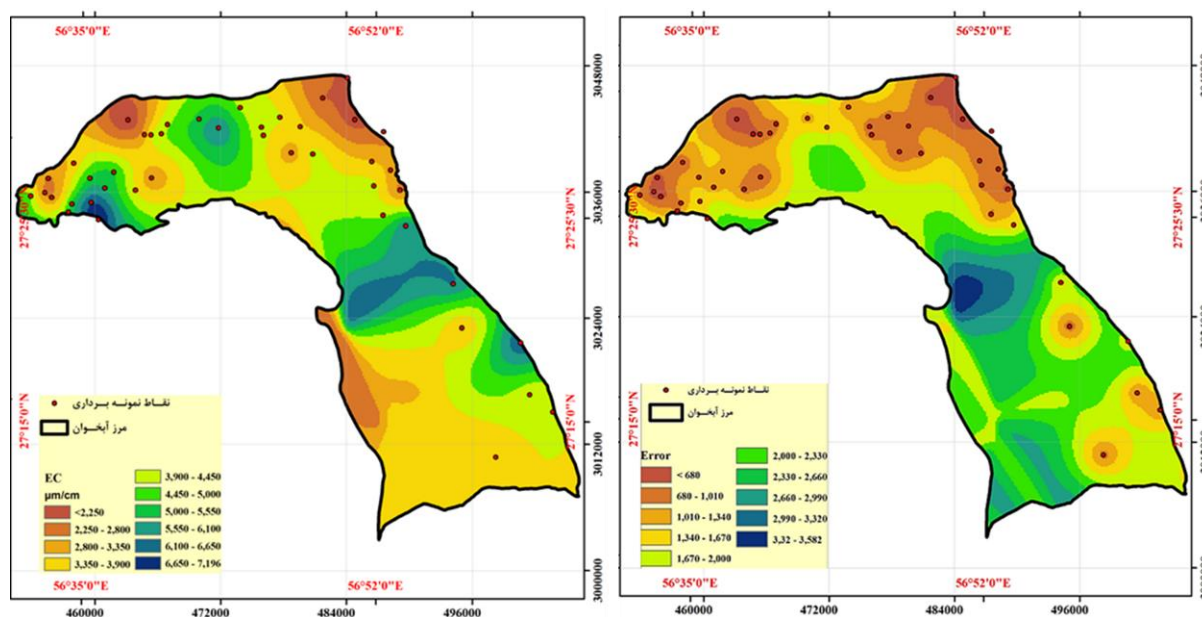


۱۸۰ درجه

شکل ۷- تغییر نمای برازش داده شده بر نیمه تغییرنمای تجربی در جهات مختلف

جدول ۳- برآزش مدل‌های مختلف بر نیم‌تغییرنمای داده‌های EC با حذف روند درجه یک

Models /Parameters	Partial Sill (C)	Nugget (C ₀)	C ₀ /C	ME	RMSE	ASE	MSE	RMSS	RMSS ² -1
Circular	0.13	0.059	0.45	49.11	1574.16	1872.05	-0.01	0.91	0.17
Spherical	0.13	0.059	0.45	42.51	1577.738	1872.434	-0.011	0.91	0.17
Tetraspherical	0.13	0.059	0.45	43.82	1572.97	1881.073	-0.006	0.89	0.21
Pentaspherical	0.14	0.059	0.42	58.17	1588.44	1899.16	-0.002	0.9	0.19
Exponential	0.15	0.055	0.37	47.4	1612.15	1911.27	0.002	0.87	0.24
Guassian	0.13	0.076	0.59	61.53	1578.4	1884.04	-0.007	0.91	0.17
Rational Quadratic	0.11	0.083	0.75	37.01	1605.11	1882.31	0.004	0.87	0.24
Hole Effect	0.11	0.08	0.72	43.54	1628.4	1827.35	-0.04	1	0
K-Bessel	0.12	0.075	0.62	60.34	1566.55	1883.27	-0.0001	0.89	0.21
J-Bessel	0.11	0.079	0.72	41.57	1622.69	1822.4	-0.03	1	0
Stable	0.12	0.076	0.63	61.35	1567.32	1880.473	-0.003	0.9	0.19



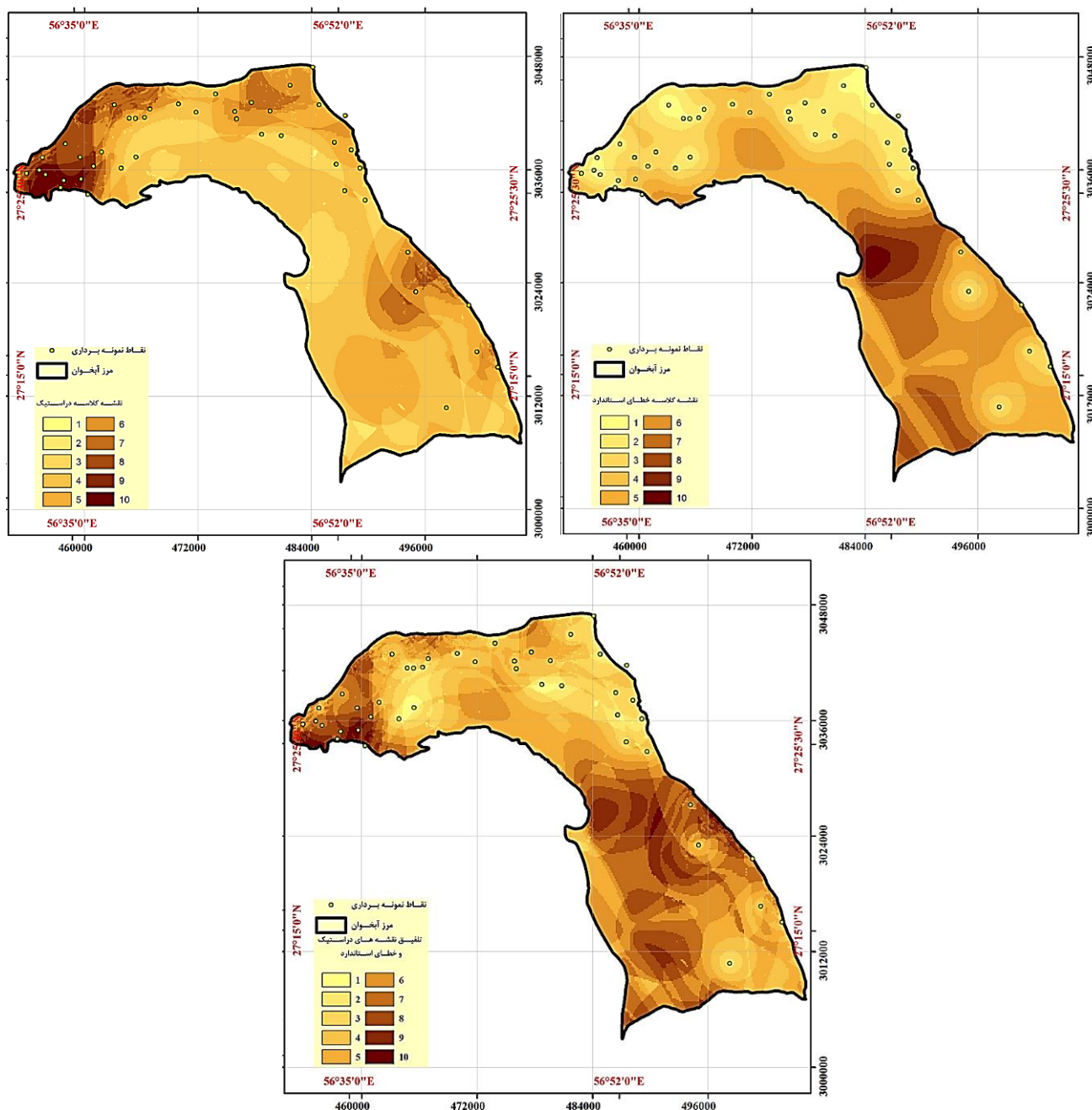
شکل ۸- نقشه پیش‌بینی میزان EC (سمت چپ) و نقشه خطای استاندارد پیش‌بینی میزان EC (سمت راست) با استفاده از کریجینگ معمولی و حذف روند درجه یک و تغییرنمای Tetraspherical

جدول ۴- مقایسه برآزش مدل Pentaspherical معمولی و مدل Tetraspherical با حذف روند درجه یک بر نیم‌تغییرنمای داده‌های EC

Model	Models /Parameters	ME	RMSE	ASE	MSE	RMSS	RMSS ² -1	ASE/RMSE
Ordinary	Pentaspherical	14.176	1534.03	1877.517	-0.007	0.876	0.23	1.223912
Order of trend removal (first)	Tetraspherical	43.82	1572.97	1881.073	-0.006	0.89	0.21	1.195873

همچنین نواحی وجود دارند که مقادیر پایین‌تری را به خود اختصاص داده‌اند. این نواحی مکان‌هایی‌اند که در نقشه‌های خطای استاندارد پیش‌بینی و نیز نقشه شاخص آسیب‌پذیری دراستیک مقادیر پایین‌تری را به خود اختصاص داده‌اند.

با توجه به شکل ۹، بر روی نقشه نهایی چندین منطقه، مقادیر بالاتری از شاخص را به خود اختصاص داده‌اند. در نواحی با مقدار بالای خطای استاندارد پیش‌بینی لازم است تا نقاط نمونه برداری به این ناحیه افزوده شود (نواحی مرکزی دشت). همچنین در نواحی با شاخص دراستیک بالا لازم است نمونه‌برداری در تواتر بزرگتری صورت بگیرد (ناحیه شمال‌غرب).



شکل ۹- نقشه خطای استاندارد پیش بینی (بالا، سمت راست)، نقشه شاخص ارزیابی پتانسیل آلودگی دراستیک (بالا، سمت چپ) و نقشه نهایی تهیه شده از ترکیب نقشه‌های دراستیک و خطای استاندارد پیش بینی (پایین)

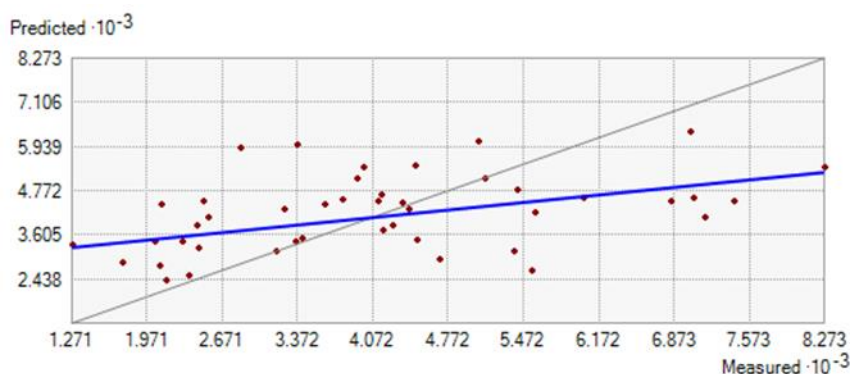
EC در هر یک از چاه‌های شبکه است. بنابراین می‌توان چاه‌هایی را که این اختلاف در آنها کمتر است از شبکه حذف کرد (شکل ۱۰).

در مطالعه حاضر، با توجه به تعداد نقاط نمونه‌برداری (۴۴ حلقه چاه) تعداد ۲۳ حلقه چاه حذف می‌شوند که عبارتند از:

SW₁, SW₂, SW₃, SW₅, SW₆, SW₈, SW₉, SW₁₁, SW₁₆, SW₁₇, SW₁₈, SW₁₉, SW₂₃, SW₂₄, SW₂₆, SW₂₇, SW₂₉, SW₃₂, SW₃₅, SW₃₆, SW₃₇, SW₃₈, SW₃₉

این حالت مؤید این مطلب است که این نواحی از درجه اهمیت پایین‌تری برای پایش برخوردار بوده و بنابراین می‌توان از تعداد نقاط نمونه‌برداری در این نواحی کاست.

اولین قدم در طراحی یک شبکه نمونه‌برداری، تعیین حداقل تعداد نقطه نمونه‌برداری است که بتوان با استفاده از این تعداد در حد قابل قبول مقدار EC را برای محدوده مورد مطالعه پیش‌بینی نمود. Cross Validation به خوبی گویای میزان اختلاف مقدار واقعی و مقدار تخمینی



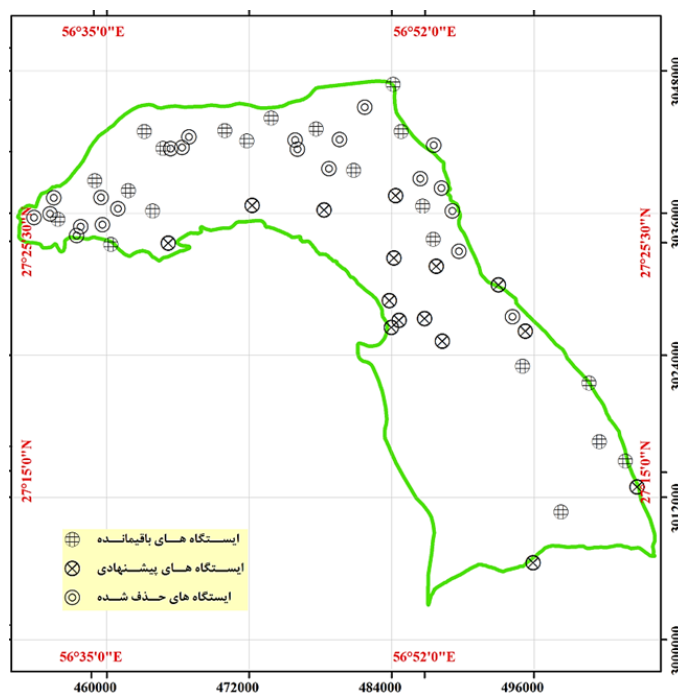
شکل ۱۰ - Cross Validation شامل میزان اختلاف مقدار واقعی و مقدار تخمینی EC در هر یک از چاه‌های شبکه

بهینه‌سازی شبکه پایش - مکان‌یابی ایستگاه‌های پایش پیشنهادی

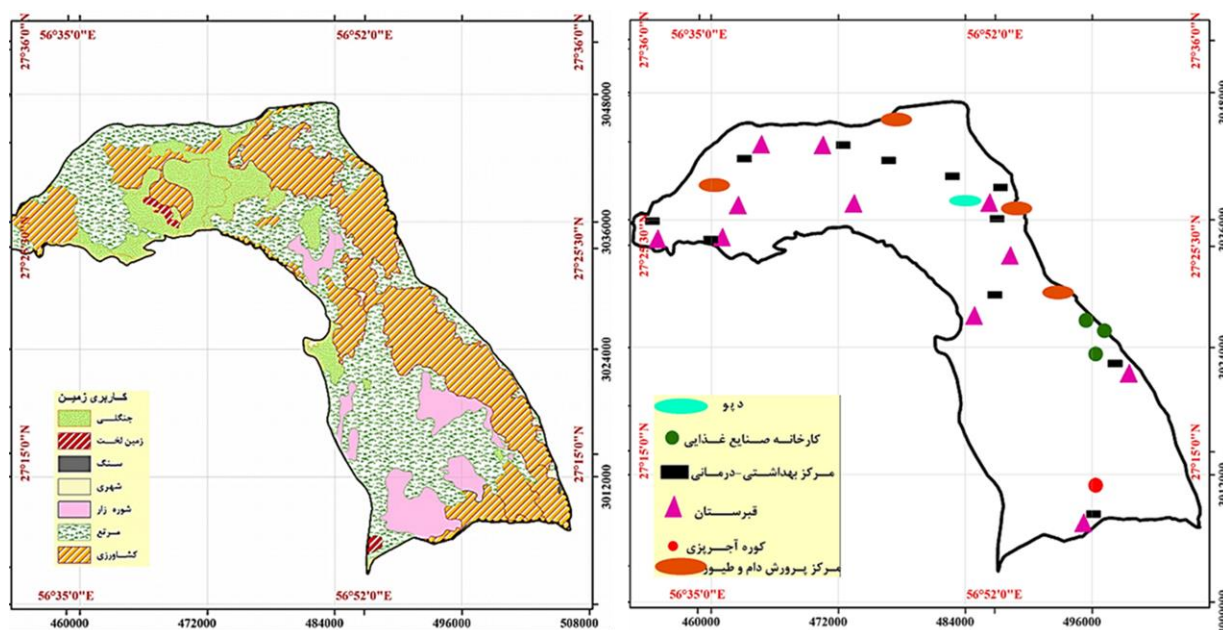
در طراحی شبکه اولیه از ترکیب نقشه خطای استاندارد پیش بینی با نقشه ارزیابی پتانسیل آلودگی دراستیک استفاده شد تا در بهینه‌سازی علاوه بر در نظر گرفتن ساختار زمین‌آماري نقاط نمونه برداری به وضعیت آسیب‌پذیری آبخوان نیز توجه گردد. نقاط زیادی در دشت وجود دارند که می‌توانند به عنوان محلی برای افزودن یک چاه جدید برای نمونه‌برداری به شبکه در نظر گرفته شوند، ولی تمام این نقاط، نقاط مطلوب مورد نظر ما نیستند. بنابراین با توجه به نقشه‌های تلفیقی از خطای استاندارد پیش‌بینی و ارزیابی پتانسیل آلودگی دراستیک، باید علاوه

بر نقاط قبلی نمونه برداری شده، تعداد ۱۵ حلقه چاه جهت اندازه‌گیری EC به محدوده اضافه شوند که ۱۳ حلقه از آنها دارای کاربری کشاورزی و ۲ حلقه نیز دارای کاربری صنعت است (شکل ۱۱).

به طور تخصصی‌تر، برای مشخص کردن محل‌هایی که به عنوان نقاط پیشنهادی انتخاب می‌شود اهداف نمونه‌برداری با توجه به منشأ آلاینده‌ها اعم از زمین‌زاد و بشرزاد بسیار مهم خواهد بود. بنابراین لازم است منابع آلاینده مهم در دشت مطالعاتی مشخص شوند. شکل ۱۲ منابع مهم آلاینده دشت شمیل-تخت را نشان می‌دهد. همچنین در این شکل، نقشه کاربری زمین هم می‌تواند به پیشبرد این قسمت کمک کند.



شکل ۱۱ - موقعیت ایستگاه‌های پیشنهادی، حذف شده و باقیمانده برای پایش کیفی منابع آب زیرزمینی



شکل ۱۲- منابع مهم آلاینده (سمت راست) و کاربری اراضی (سمت چپ) در دشت شمیل-تخت

آلودگی آب ناشی از کاربری زمین در بخش کشاورزی: کاهش کیفیت آب می‌تواند، مربوط به استفاده از کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی دشت مطالعاتی همچون کودهای فسفاته و نیترا ته باشد.

فاضلاب مراکز بهداشتی - درمانی: فاضلاب ناشی از بیمارستان‌ها و مراکز بهداشتی درمانی به طور کلی از نظر کیفی تقریباً مشابه فاضلاب شهری هستند اما ممکن است دارای مواد و ترکیبات بالقوه سمی و عفونی نیز باشند. مشکلات ناشی از مواد شیمیایی موجود در فاضلاب بیمارستانی به گروه‌های مختلفی از جمله آنتی بیوتیک‌ها، ضد عفونی کننده‌ها و داروها مربوط می‌شود. در حقیقت، بیمارستان‌ها فاضلابی ترکیبی متشکل از فاضلاب خانگی، فاضلاب صنعتی و مقادیر بالای فسفر (در نتیجه مصرف بیش از حد مواد شوینده) تولید می‌کنند.

شبکه پایش منابع آلاینده

در طراحی شبکه پایش جدید در مورد آلاینده‌های احتمالی خاص باید تصمیم‌گیری شود. بنابراین با توجه به هدف این مطالعه و اعمال ملاحظات زیست‌محیطی، ایستگاه‌های مورد نظر برای پایش کیفی منابع آب در مناطق مستعد آلودگی که پیش از این مطرح شد، شامل ۶ نقطه (چاه بهره‌برداری) است که مشخصات آنها در جدول ۴ ارائه شده است.

آلودگی‌های صنعتی بالقوه در دشت شمیل-تخت شامل موارد زیر است:

فاضلاب ناشی از پرورش دام و طیور: فاضلاب ناشی از کشتارگاه، فضولات دام، باقیمانده شیر و شیرابه‌های ناشی از فضولات دامی نیتروژن، کدورت و مواد آلی بالایی دارند. بنابراین در مراکز پرورش دام لازم است علاوه بر یون‌های اصلی، این موارد نیز اندازه‌گیری شوند. حضور نیتروژن در منابع فاضلاب شهری یا صنعتی اغلب به شکل نیتروژن آمونیاکی و یا نیتروژن آلی است.

فاضلاب صنایع غذایی: pH، دما، چربی و روغن، مقدار اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD)، میزان مواد معلق، همچنین آلاینده‌های سمی در جریان فاضلاب (شامل آفت کش‌های حذف شده از مواد خام در طی عملیات شستشو، حلال‌های استفاده شده برای استخراج هیدروکربورهای پلی‌آروماتیک، مواد شیمیایی گندزدا و قارچ‌کش‌های استفاده شده برای تولیدات یا مصرف شده در شستشو کانال‌ها و دیگر تجهیزات) از جمله مواردی است که می‌توانند در فاضلاب صنایع غذایی مهم تلقی شود.

فاضلاب قبرستان: افزایش نیترات و آلاینده‌های میکروبی به صورت موضعی می‌تواند تحت تأثیر آلودگی ناشی از وجود قبرستان و نیز آلودگی کودهای آلی مورد استفاده در کشاورزی و فضای سبز است.

موقعیت این نقاط به همراه ایستگاه‌های منتخب از شبکه پایش موجود در جدول ۵ و شکل ۱۳ نمایش داده شده است.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه از یک روش زمین آماری برای بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی استفاده شد، به گونه‌ای که از واریانس اطلاعات جمع‌آوری شده در سطح منطقه برای شناسایی مناطق بدون محل نمونه‌برداری (خلأ اطلاعاتی) و توسعه شبکه پایش استفاده می‌شود. در ادامه از نقشه واریانس کریجینگ (با کمک مدل نیمه تغییرنما) و نقشه استعداد آلودگی در محیط GIS برای طراحی شبکه بهینه استفاده شده است.

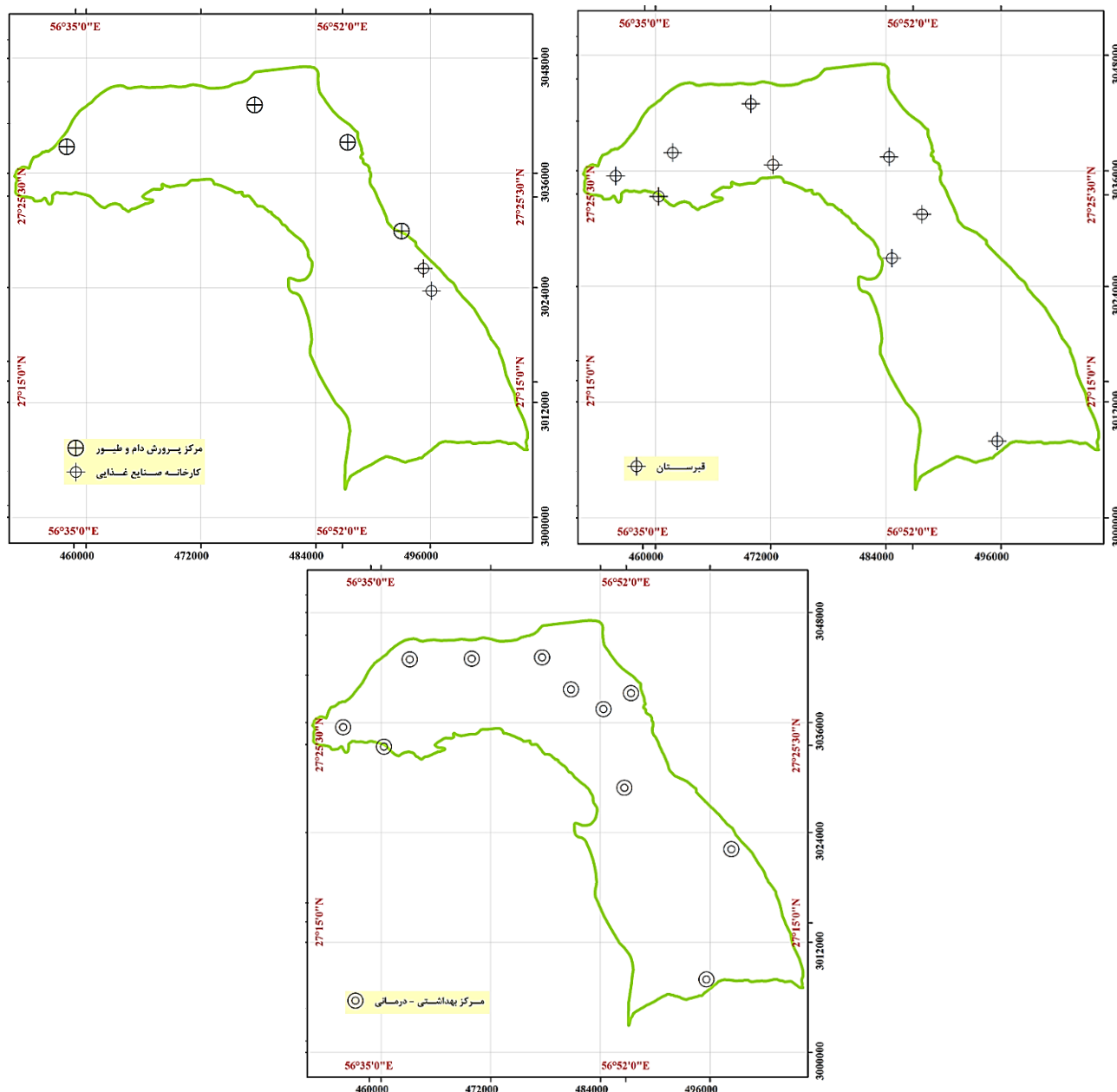
در این مطالعه، شبکه پایش هدایت الکتریکی (EC) (به عنوان نماینده تغییرات مهمترین پارامترهای کیفی) مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد که از شبکه نمونه‌برداری اولیه با ۴۴ حلقه چاه، می‌توان ۲۳ حلقه چاه را حذف نمود. از طرفی دیگر، تعداد ۱۵ حلقه چاه نیز به شبکه فعلی افزوده شده است که مناطق فاقد داده را پوشش دهد. به این ترتیب، تمرکز چاه‌ها در نقاطی با تراکم کم، افزایش پیدا کرده است. همچنین بر اساس منابع آلاینده موجود در سطح دشت، ۶ موقعیت جدید برای پایش پتانسیل آلودگی ناشی از قبرستان، مراکز بهداشتی-درمانی، صنایع غذایی و پرورش دام و طیور پیشنهاد شده است.

جدول ۴- مشخصات ایستگاه‌های پیشنهادی برای پایش کیفی منابع آلاینده

مشخصه چاه	UTMx	UTMy	کاربری چاه	نام و نوع منبع آلاینده موجود در محدوده آگیری چاه
PS ₁	۴۹۵۲۸۶	۳۰۲۶۰۳۷	کشاورزی	کارخانه صنایع غذایی و تن ماهی - صنعت
PS ₂	۴۹۶۱۱۲	۳۰۲۳۶۹۹	کشاورزی	کارخانه رب گوجه - صنعت
PS ₃	۴۹۸۳۴۷	۳۰۲۲۱۵۸	کشاورزی	مرکز بهداشتی-درمانی
PS ₄	۴۹۵۶۰۶	۳۰۰۷۹۶۴	صنعت	مرکز بهداشتی-درمانی
PS ₅	۴۸۶۶۴۲	۳۰۲۸۸۸۶	کشاورزی	مرکز بهداشتی-درمانی
PS ₆	۴۸۷۳۷۰	۳۰۳۹۲۰۳	کشاورزی	مرکز بهداشتی-درمانی

جدول ۵- مشخصات ایستگاه‌های مهم در پایش کیفی منابع آلاینده

نام و نوع منبع آلاینده	ایستگاه‌ها (پیشنهادی و فعلی)	پارامتر مهم جهت اندازه‌گیری
مرکز پرورش دام و طیور	PS ₆ , W ₇ , SW ₇ , SW ₂₅	NO ₃ ⁻ , NH ₃ ⁺
کارخانه صنایع غذایی - صنعت	PS ₁ , PS ₂	TSS, BOD, COD, Heavy Metals
قبرستان	PS ₄ , W ₁ , W ₈ , W ₁₁ , W ₁₅ , SW ₄ , SW ₁₀ , SW ₁₂ , SW ₂₀	NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , BOD, COD
مرکز بهداشتی-درمانی	PS ₃ , PS ₄ , PS ₅ , PS ₆ , W ₁₅ , SW ₄ , SW ₁₀ , SW ₁₃ , SW ₂₀ , SW ₂₅ , SW ₂₈	NH ₃ ⁺ , TSS, BOD, COD, Heavy Metals, NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻



شکل ۱۳- مشخصات ایستگاه‌های پایش کیفی منابع آلاینده - مرکز پرورش دام و طیور و کارخانه صنایع غذایی (بالا، سمت چپ)، قبرستان (بالا، سمت راست) و مرکز بهداشتی-درمانی (پایین)

References

- [1]. Baalousha H. (2010). Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: A case study from Heretaunga Plains, New Zealand, *Agricultural Water Management*, 97, 240-246.
- [2]. Daughney, C.J., Raiber, M., Moreau-Fournier, M., Morgenstern, U., van der Raaij, R. (2012). Use of hierarchical cluster analysis to assess the representativeness of a baseline groundwater quality monitoring network: comparison of New Zealand's national and regional groundwater monitoring programs, *Hydrogeology Journal*, 20, 185-200.
- [3]. Farlin J., Galle T., Pittois D., Bayerle M., Schaul T. (2019). Groundwater quality monitoring network design and optimisation based on measured contaminant concentration and taking solute transit time into account, *Journal of Hydrology*, 573, 516-523.
- [4]. Feng-guang, Y., Shu-you, C., Xing-nian, L., Ke-jun, Y. (2008). Design of groundwater level monitoring network with

- ordinary kriging, *Journal of Hydrodynamic*, 20, 339-346.
- [5]. Gangopadhyay, S., Das Gupta, A., Nachabe, M.H. (2001). Evaluation of ground water monitoring network by principal component analysis, *Ground Water*, 39, 181-191.
- [6]. Hasani Pak, A. (1998). Geostatistics, First edition, University of Tehran Press. (in Farsi)
- [7]. Jabbari, M. (2012). Optimization of groundwater quality monitoring network in Birjand plain using combined geostatistics-Fuzzy methods. MSc. Thesis, Earth Science Faculty, Kharazmi University. (in Farsi)
- [8]. Jorgensen, L.F., Stockmarr, J. (2008). Groundwater monitoring in Denmark: characteristics, perspectives and comparison with other countries, *Hydrogeology Journal*, 17, 827-842.
- [9]. Kollat, J.B., Reed, P.M. (2006). Comparing state-of-the-art evolutionary multiobjective algorithms for long-term groundwater monitoring design, *Advances in Water Resources*, 29(6), 792-807.
- [10]. Loaiciga, H.A. (1989). An optimization approach for groundwater quality monitoring network design, *Water Resources Research*, 25, 1771-1782.
- [11]. Loaiciga, H.A., Charbeneau, R., Everett, L., Fogg, G., Hobbs, B., Rouhani, S. (1992). Review of ground-water quality monitoring network design, *Journal of Hydraulic Engineering*, 118, 11-37.
- [12]. Luo, Q.K., Wu, J.F., Yang, Y., Qian, J.Z., Wu, J.C. (2016). Multi-objective optimization of long-term groundwater monitoring network design using a probabilistic Pareto genetic algorithm under uncertainty, *Journal of Hydrology*, 534, 352-363.
- [13]. Mogheir, Y., Singh, V.P., de Lima, J.L.M.P. (2006). Spatial assessment and redesign of a groundwater quality monitoring network using entropy theory, Gaza strip, Palestine, *Hydrogeology Journal*, 14, 700-712.
- [14]. Mohammadi, J. (2006). Pedometry, Spatial Statistics (2nd Vol.). Pelk publication. (in Farsi)
- [15]. Morgenstern, U., Daughney, C.J. (2012). Groundwater age for identification of baseline groundwater quality and impacts of land-use intensification-The National Groundwater Monitoring Programme of New Zealand, *Journal of Hydrology*, 456-457, 79-93.
- [16]. Nielsen D.M. (2006). Practical handbook of environmental site characterization and groundwater monitoring, 2nd ed. USA: Taylor and Francis group; CRC Press.
- [17]. Nowak, W., Rubin, Y., de Barros, P.J. (2012). A hypothesis-driven approach to optimize field campaigns, *Water Resources Research*, 48, 1-16.
- [18]. Nunes, L., Paralta, E., Cunha, M., Ribeiro, L. (2007). Comparison of variance-reduction and space filling approaches for the design of environmental monitoring networks, *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering*, 22, 489-498.
- [19]. Reed, P.M., Kollat, J.B. (2013). Visual analytics clarify the scalability and effectiveness of massively parallel many-objective optimization: a groundwater monitoring design example, *Advances in Water Resources*, 56, 1-13.
- [20]. Song J., Yang Y., Chen G., Sun X., Lin J., Wu J., Wu J. (2019). Surrogate assisted multi-objective robust optimization for groundwater monitoring network design, *Journal of Hydrology*, 577, 123994
- [21]. Wohling, T., Geiges, A., Nowak, W. (2016). Optimal design of multitype groundwater monitoring networks using easily accessible tools, *Groundwater*, 54, 861-870.

Optimization of Groundwater Quality Monitoring Network Using Geostatistical Method

Vahab Amiri, Department of Geology, Yazd University, Yazd, Iran
v.amiri@yazd.ac.ir

Received: 28 Dec 2019

Accepted: 12 Dec 2020

Abstract

Optimal design of groundwater monitoring network that is capable of providing accurate and informative data is crucial to improve our understanding of complex groundwater systems. In this study, a geostatistical method to optimize a groundwater quality monitoring network in Shamil-Takht plain, Hormozgan province were used. This study uses the spatial variance of collected data from the field to identify areas that are not covered and lack information. The kriging variance and the vulnerability maps were combined and the final map was used to design the optimum network. Selection of the best-fitted model was based on the values of the RMSE. This approach has been used to assess the electrical conductivity (EC)-as the representative of the most important quality parameters- monitoring network. The results show that 23 wells can be removed from the primary sampling network with 44 wells. On the other hand, 15 wells have been added to cover areas without information. As a result, the number of wells in low density areas has increased. Based on contaminant sources available in the plain, six new sites have been proposed to monitor the potential contamination from cemeteries, health centers, food and livestock industries.

Keywords: Optimization, Quality Monitoring Network, Groundwater, Geostatistical Method