فصلنامه علوم محیطی، دوره شانزدهم، شماره ۱، بهار ۱۳۹۷

۱۱۱-۱۲۶

بررسی تغییرات مکانی برخی از پارامترهای موثر بر کیفیت آب رودخانه زرین‌گل در استان گلستان

محمد قلی‌زاده*و مجید علی‌نژاد

گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران

تاریخ دریافت: ۹۶/۴/۲۵ تاریخ پذیرش: ۹۶/۱۲/۱۶

قلی زاده، م. و م. علی نژاد. ۱۳۹۷. بررسی تغییرات مکانی برخی از پارامترهای موثر بر کیفیت آب رودخانه زرین¬گل در استان گلستان. فصلنامه علوم محیطی. ۱۶ (۱): ۱۱۱- ۱۲۶.

سابقه و هدف: افزایش رشد جمعیت و تقاضای بیشتر برای فعالیت‌های کشاورزی و آبزی‌پروری اهمیت کیفیت و کمیت منابع آبی را دوچندان کرده است. بنابراین منابع آب سطحی بیش از دیگر منابع آب در معرض آلودگی قرار دارند. تعمیم داده‌های نقطه‌ای به سطح در بیشتر تحقیقات منابع آب از اهمیت ویژه ای برخوردار است. روش‌های درون‌یابی به‌عنوان راه‌حل مناسبی در تخمین محل‌های نمونه‌برداری‌نشده مورد استفاده قرار می‌گیرند. بنابراین هدف این پژوهش استفاده از بهینه‌ترین روش درون‌یابی برای بررسی کیفیت رودخانه زرین‌گل و تأثیر عوامل انسانی مختلف بر آن بوده است.

مواد و روش‌ها: برای بررسی کیفیت آب از ۱۲ ایستگاه مطالعاتی در طول دو فصل زمستان و بهار (۱۳۹۴-۹۵) نمونه‌برداری شد. سپس پارامترهای محیطی آب (شامل اکسیژن محلول، نیترات، فسفات، کدورت، Hp و TSS) و شاخص هیلسنهوف (شاخص کیفیت آب) با استفاده از توابع درون‌یابی بر اساس تکنیک اعتبارسنجی متقابل (کمترین مقدار RMSE، کمترین مقادیر MAE و MBE نزدیک به صفر داده‌های مکانی و بیشترین مقدار R^2) روش‌های قطعی و زمین‌آماری در محیط GIS تهیه شد.

نتایج و بحث: نتایج نشان داد با مقایسه خطای حاصل از میان‌یابی شاخص‌ها، کریجینگ روش مناسب‌تری نسبت به روش معکوس فاصله است. همچنین نتایج مدل‌سازی مشخص کرد که بیشترین میزان شاخص هیلسنهوف با مدل برازش‌شده گوسی در ایستگاه ۲ (بعد مزرعه پرورش ماهی) ۵/۳۱ و ایستگاه ۱۰ (پساب روستایی) ۵/۲ است که نشان‌دهنده شاخص آلودگی آلی قابل‌ملاحظه و از لحاظ کیفیت آب در طبقه نسبتاً ضعیف قرار دارد.

نتیجه‌گیری: بررسی تغییرات مکانی پارمترهای محیطی آب رودخانه نشان داد که افزایش میزان تغییرات فیزیکی و شیمیایی آب در طول رودخانه از جمله تأثیرخروجی پساب روستا، مزارع پرورش ماهی و فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب رودخانه ارتباط مستقیم داشته و از بالادست به پایین‌دست رودخانه سطوح آلودگی افزایش وکیفیت آب کاهش می‌یابد.

واژه‌های کلیدی: پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، کیفیت آب، درون‌یابی، رودخانه زرین‌گل.

*Corresponding Author. *E-mail Address*: gholizadeh_m@gonbad.ac.ir

مقدمه

رودخانه‌ها جزء کوچکی از آب‌های جاری جهان هستند. با وجود این از اجزاء حیاتی چرخه هیدرولوژیک محسوب می‌شوند و هر سال ۳۲ تا ۳۷ کیلومتر مکعب آب به اقیانوس‌ها منتقل می‌کنند (Ebrahimnejad, 2005). رودخانه‌ها به‌عنوان یکی از منابع اساسی تأمین آب برای مصارف گوناگون از جمله کشاورزی، شرب و صنعت مطرح هستند. از این رو پایش کیفیت این منابع با توجه به خشک‌سالی‌های اخیر و توسعه شهری و روستایی یکی از وظایف مهم در حیطه محیط زیست است (Samadi *et al.*, 2009). گسترش جوامع انسانی، دخل و تصرف غیرطبیعی و آلودگی ناشی از تخلیه انواع فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی، شیرابه محل‌های دفع زباله، رواناب‌های سطحی باعث افزایش آلودگی و محدود شدن منابع آب شده‌اند (Samadi *et al.*, 2009; Enrique *et al.*, 2007).

بنابراین کنترل آب‌های سطحی و استفاده بهینه از منابع آب از اولویت بالایی برخوردار است (Shariaty and Shahidy, 2006). بدیهی است که تعیین وضعیت کیفی منابع آب در اتخاذ راهکارهای مناسب برای جلوگیری از کاهش کیفیت آب یا بهبود آن ضروری به‌نظر می‌رسد. از طرفی پهنه‌بندی آلودگی و ارائه تصویر صحیح از وضعیت کیفی آب‌های سطحی توسط نرم‌افزار GIS باعث می‌شود تا هر نوع تصمیم‌گیری مدیریتی که اثرات زیست‌محیطی آن به‌صورت مستقیم یا غیرمستقیم متوجه آب‌های سطحی کشور باشد با آگاهی بیشتر گرفته شود (Bollinger *et al.*, 1999).

همچنین کاربرد شاخص‌های زیستی و استفاده از موجودات زنده برای طبقه‌بندی و تعیین کیفیت آب به بیش از یک قرن می‌رسد (Sharma,1999). در این مدت روش‌های متفاوتی برای تعیین کیفیت آب بر اساس شاخص‌های زیستی ابداع شده است. تمام این روش‌ها تحت عنوان روش‌های ارزیابی زیستی به کار می‌روند. برای سنجش سلامت اکوسیستم‌های آبی از موجودات مختلفی استفاده می‌شود؛ که در این بین درشت‌بی‌مهرگان کف‌زی از اهمیت بیشتری برخوردارند (Blanchet *et al.*, 2008). واکنش موجودات بی‌مهره کف‌زی به تغییرات ایجادشده در عوامل زیستی و غیرزیستی محیط زیست می‌تواند به بهترین شکل اثرات عوامل ایجادکننده این تغییرات را حتی پس از گذشت زمان نسبتاً طولانی نشان دهد. در سال ۱۹۷۹ هیلسنهوف با نمونه‌برداری متناوب از بندپایان زیستگاه‌های آبی و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و در نهایت استفاده از فرمول ضریب زیستی (BI) اعدادی را به منزله شاخص کیفیت آلی آب برای زیستگاه‌های مورد بررسی ارائه داد (Hilsenhoff, 1977). تحقیقات صورت‌گرفته در مورد اثر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر درشت‌بی‌مهرگان کف‌زی و توان خودپالایی رودخانه هراز با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف نشان داد که ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه نسبت به ایستگاه‌های قبل از آن کیفیت بسیار نامطلوبی دارند (Naderi Jelodar *et al.*, 2007).

زمین‌آمار[1] شاخه‌ای از علم آمار کاربردی است که با استفاده از اطلاعات حاصل از نقاط نمونه‌برداری‌شده، قادر به ارائه مجموعه وسیعی از تخمین‌گرهای آماری برای برآورد خصوصیت مورد نظر در نقاطی است که نمونه‌برداری نشده‌اند (Mohammadi, 2001). هدف اصلی زمین‌آمار درک این موضوع است که چرا روش‌های مختلف نتایج خاص و متفاوت خود را تولید می‌کند. از دیدگاه زمین‌آمار، هر نمونه تا فاصله معینی با نمونه‌های اطراف خود در ارتباط است و در واقع طبق فرضیه‌های زمین‌آماری، احتمال میزان تشابه بین مقادیر مربوط به نمونه‌های نزدیک‌تر بیشتر است. بنابراین انتظار می‌رود که روش‌های زمین‌آماری، با در نظر گرفتن همبستگی و ساختار مکانی داده‌ها و قابلیت استفاده از روابط بین متغیرها، دارای برآورد بیشتری باشند (Goovaerts, 2000).

Naubi *et al.* (2016) تحقیقی در مورد میزان تأثیر شاخص کیفی آب برای نظارت کیفیت رودخانه سوکودای مالزی در ۱۲ ایستگاه با استفاده از نرم‌افزار GIS انجام دادند. درون‌یابی داده‌های سطح آب رودخانه به ارزیابی مدل‌های وزن‌دهی معکوس فاصله و کریجینگ[۲] پرداختند. نتایجی که از این ارزیابی به دست آمد این بود که هر دو مدل در سطح اطمینان قابل‌پذیرش بوده اما در داده‌های آنها، دقت روش کریجینگ بیشتر از IDW[۳] بوده است. Chang *et al.* (1998) با استفاده از روش‌های تحلیل کریجینگ و تصویر ماهواره لندست عوامل کیفی آب در کشور تایوان را آنالیز کردند و نتایج نشان داد که روش‌های متفاوت کریجینگ دارای دقت مکانی بالا و نزدیک به هم بوده است. Renji and Panda (2007) نقشه‌های کیفی منابع آب حوضه آبریز کاپگری[۴] در کشور هند را تهیه کردند. آنها ضمن تهیه نقشه کیفی در محیط GIS، به این نکته اشاره کردند که تقریباً ۷۰ درصد از آب‌های سطحی و مقادیر زیادی از آب‌های زیرزمینی این حوضه آبریز تحت تاثیر آلودگی‌های بیولوژیک، ارگانیک و غیرارگانیک قرار دارد. Maghami *et al.* (2010) برای به دست آوردن بهترین روش درون‌یابی از روش‌های کریجینگ و عکس مجذور فاصله برای تعیین کیفیت آب در شهرستان آباده استفاده کرد و در این میان روش کریجینگ بهترین روش برای پهنه‌بندی کیفیت آب شناخته شد. (Mohd *et al.* 2011) با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی (PCA)[۵] کیفیت آب رودخانه کدا[۶] در مالزی را بررسی کردند. نتایج نشان داد که ۹ عامل در آلودگی رودخانه نقش دارد که شامل تخلیه پساب‌های کارخانه‌ای، معادن زمین‌شناسی و فلزات، ساخت‌وساز غیراصولی، پساب‌های کشاورزی، پساب‌های انسانی و تخلیه روغن به داخل رودخانه است. Kibean *et al.* (2014) اثرات تغییر کاربری اراضی بر کیفیت آب رودخانه مانیامه[۷] در زیمباوه را با استفاده از تصاویر ماهواره لندست TM و ETM بررسی کردند و نتایج نشان داد که افزایش مناطق مسکونی و کشاورزی دارای همبستگی بالایی با کیفیت آب است و از بالادست به پایین‌دست رودخانه سطوح آلودگی افزایش می‌یابد.

کشور ایران از لحاظ جمعیتی ۱ درصد جمعیت جهان را به خود اختصاص داده است؛ در حالی که منابع آب قابل دسترسی آن ۰/۵۳ درصد آب جهان است. بنابراین، تعیین راهبردی منطقی در مدیریت توسعه منابع و حفظ منابع آب و بهره‌برداری درست، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. هدف از این پژوهش، بررسی کیفیت آب و تغییرات مکانی برخی از عوامل محیطی از رودخانه زرین‌گل علی‌آباد کتول در استان گلستان با توجه به فعالیت‌های انسانی مختلف در این حوضه بوده است.

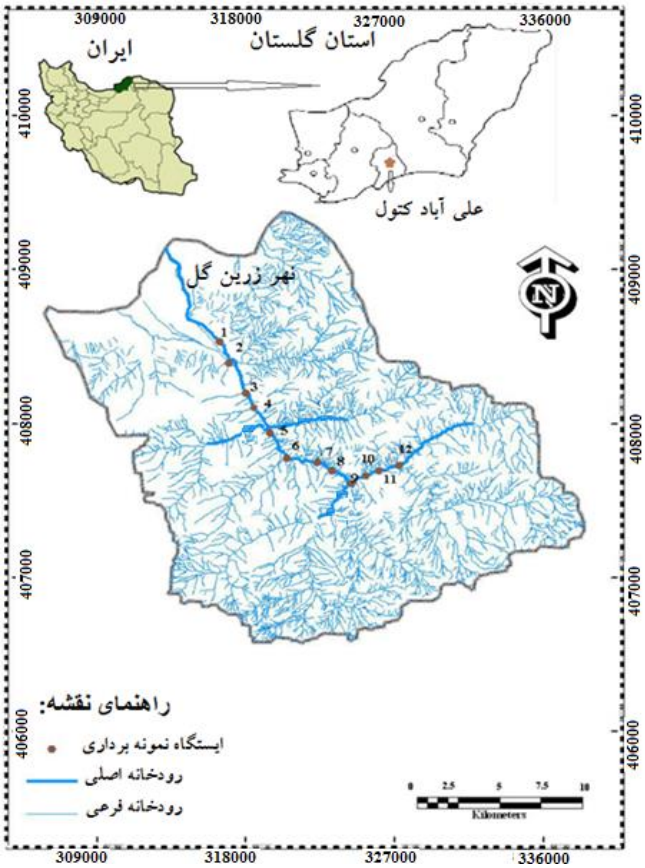
مواد و روش‌ها

منطقه مورد بررسی

استان گلستان در شمال شرق ایران و در محدوده جغرافیایی ۵۴ درجه تا ۵۶ درجه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۱۵ دقیقه عرض شمالی و بین استان های مازندران، سمنان و خراسان شمالی قرار دارد. علی‌آباد کتول یکی از شهرستان‌های استان گلستان است که در ارتفاع ۱۴۰ متری از سطح دریا واقع شده است. این شهرستان از شمال به آق‌قلا، غرب به گرگان، از شرق به رامیان و از جنوب به شهرستان شاهرود در استان سمنان محدود می‌شود. بخشی از مناظر طبیعی شهرستان شامل رودخانه و آبشار کبودوال، رودخانه زرین‌گل و دشت کمالان است.

حوضه آبخیز زرین‌گل از نظر موقیت جغرافیایی ″۴۰ ′۴۳ °۵۴ تا ″۳۶ ′۱۱ °۵۵ شرقی و عرض جغرافیایی ″۳۰ ′۴۳ °۳۶ تا ″۴۴ ′۸ °۳۷ شمالی واقع شده است. این حوضه از شمال به حوضه آبخیز قره‌سو و از شرق به حوضه آبخیز قره‌چای و از جنوب به حوضه آبخیز آلوستان و از غرب به حوضه آبخیز رودبار محمدآباد محدود می‌شود. در ضلع شرقی حوضه، آبراهه دائمی کبودوال واقع شده است که به خارکلاته منتهی می‌شود. رودخانه زرین‌گل یکی از

سرشاخه‌های دائمی است که به رودخانه گرگان‌رود می‌ریزد و از دامنه‌های شمالی البرز شرقی سرچشمه می‌گیرد. این رودخانه با ۲۲ کیلومتر طول، بستر سنگی-شنی دارد (Afshin, 1984; Power Ministration, 1991). مساحت حوضه آبریز آن در حدود ۳۴۲/۸۲ کیلومتر مربع و حداکثر ارتفاع حوضه ۲۸۰۰ متر و حداقل ارتفاع آن ۲۸۰ متر است. رودخانه زرین‌گل از مسیرهای جنگلی، زمین‌های کشاورزی، روستا و چندین کارگاه پرورش ماهی عبور می‌کند.



شکل۱- موقعیت منطقه تحقیقاتی و ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رودخانه زرین‌گل

Fig. 1- Location of study area and sampling stations of Zarin-Gol River

نمونه‌برداری در طول مسیر حدود ۲۲ کیلومتری در ۱۲ ایستگاه (در ۳ تکرار) و بر اساس بررسی اثرات عوامل انسانی از جمله ورودی منابع آلاینده روستایی، زهاب‌های کشاورزی و خروجی پساب کارگاه‌های پرورش ماهی در طول فصول زمستان ۱۳۹۴ تا بهار ۱۳۹۵ از رودخانه زرین‌گل انجام شد. اندازه‌گیری عوامل محیطی در هر ایستگاه قبل از شروع نمونه‌برداری و با استفاده از دستگاه واترچکر (HACH sensionTM 156-378) و فتومترهای پرتابل اندازه‌گیری شد. متغیرهای اندازه‌گیری‌شده شامل اکسیژن محلول، نیترات، فسفات، کدورت، pH و TSS درهرایستگاه بودند.

شاخص زیستی هیلسنهوف، برای ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه یکی از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی (HFBI) است. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می‌گیرند. طبق جدول ۲ دامنه تحمل آلودگی با مواد آلی برای خانواده‌های کفزیان بین صفر تا ۱۰ است که مقدار عددی این شاخص با غلظت آلودگی نسبت عکس دارد (Hilsenhoff, 1988).

$$HFBI=\Sigma\ xi\ ti\ /n \qquad (۱)$$

xi: میزان تحمل هر خانواده

ti : تعداد افراد مربوط به هر خانواده

۱- امتیازدهی کیفیت آب بر اساس شاخص هیلسنهوف جدول

Table 1. Water quality based on Family Biotic Index (Hilsenhoff index)

شاخص آلودگی Degree of organic pollution	کیفیت آب Water quality	شاخص زیستی در سطح خانواده Biotic Index
آلودگی آلی وجود ندارد No apparent organic pollution	عالی Excellent	0 – 3.75
امکان آلودگی بسیار اندک Possible slight organic pollution	خیلی خوب Very good	3.76 – 4.25
احتمال مقداری آلودگی آلی Some organic pollution	خوب Good	4.26 - 5
آلودگی آلی قابل‌ملاحظه Fairly significant organic pollution	ضعیف نسبتاً Fairly poor	5.76 - 6.5
آلودگی آلی بسیار قابل‌ملاحظه Very significant organic pollution	ضعیف Poor	6.51 - 7.25
آلودگی آلی شدید Severe organic pollution	بسیار ضعیف Very poor	7.26 - 10

در این تحقیق نرم‌افزار ARC GIS 10.3 و برنامه جانبی Geostatistical Analyst (GA) برای تهیه نقشه‌ها و ارزیابی کیفی، مورد استفاده قرار گرفت. مختصات جغرافیای از ایستگاه‌های نمونه‌گیری به‌صورت UTM تهیه شد. همچنین یکی از شرایط اصلی استفاده از روش کریجینگ توزیع نرمال است. بنابراین برای پی بردن به نرمال بودن داده‌ها از برنامه جانبی موجود در GA، هیستوگرام Normal Q_Q plat استفاده شد. برای ارزیابی تغییرات کیفیت آب منطقه نمونه‌برداری از عوامل محیطی برای تهیه نقشه پهنه‌بندی آنها و از روش‌های درون‌یابی که شامل روش‌های قطعی و زمین‌آماری است، استفاده شد. در این پژوهش از روش قطعی (IDW) و روش کریجینگ معمولی (Ok) با مدل‌های مختلف برای درون‌یابی استفاده شد. در روش‌های قطعی برای درون‌یابی از توابع ریاضی استفاده می‌کند و فرض می‌کند که اندازه‌گیری‌ها بدون خطا انجام شده‌اند. در روش عکس مجذور فاصله برای تعیین ارزش هر سلول لایه رستری خروجی، از ارزش نقاط نمونه‌گیری مجاور استفاده می‌کند و هرچه نقاط به مرکز سلولی مجهول نزدیک‌تر باشد آن نقطه وزن بیشتری در محاسبه میانگین وزنی ارزش نقاط مجهول دارد. اساس زمین‌آمار، بر تعریف واریوگرام[۸] استوار است. واریوگرام برای تشریح پیوستگی مکانی یک متغیر به کار می‌رود. فرمول محاسباتی یک واریوگرام به‌صورت زیر است:

$$2\gamma*(h)=\frac{1}{N(h)}\sum_{i=1}^{N(h)}[Z(x+h)-Z(x)]^2 \quad (۲)$$

که در آن، Z(x) متغیر مشاهده‌شده در مکان، Z(x+h) مقدار متغیر مشاهده‌شده در مکان x+h و N تعداد مشاهدات در محدوده مورد بررسی است. بعد از درون‌یابی، مقایسه روش‌های مختلف زمین‌آماری و همچنین روش‌های معین انجام شد. معیارهای مختلفی برای ارزیابی کارایی روش‌های درون‌یابی وجود دارد که در این پژوهش، از معیار مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) و میانگین خطای مطلق (MAE) که در زیر ارائه شده، استفاده شد:

$$RMSE=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}[Z^*(x_i)-Z(x_i)]^2}{n}} \quad (۳)$$

$$MAE=\frac{\sum_{i=1}^{n}|Z^*(x_i)-Z(x_i)|}{n} \quad (۴)$$

جایی‌که Z*(xi) مقدار برآورد در نقطه xi، Z(xi) مقدار مشاهده‌ای در نقطه xi و n تعداد نقاط است. کمترین مقدار RMSE و MAE بیشترین صحت پیش‌گویی را نشان می‌دهد.

نتایج و بحث

جدول ۲ نتایج خلاصه آماری متغیرهای مورد بررسی را نشان می‌دهد که بر اساس آمار ۱۲ ایستگاه نمونه‌برداری به دست آمده است. سطوح مختلف پارامترهای کیفی آب نهر مشخص‌کننده آلودگی آب از ایستگاه‌های تحت فعالیت‌های انسانی (ایستگاه‌های ۳ و ۷ خروجی مزارع پرورش ماهی، ایستگاه ۱۰ تحت تأثیر پساب روستایی و ایستگاه ۱۲ نزدیک فعالیت‌های کشاورزی) نسبت به سایر ایستگاه‌ها است که به وضوح دیده می‌شود. میزان اکسیژن محلول در ایستگاه‌های ۳ و ۷ که بعد از مزارع پرورش ماهی واقع شده‌اند، یک روند کاهشی مشاهده شد. به هر حال، پایین بودن دما و نیز تحت تاثیر پارامترهای زیستی و فتوسنتز قرار داشتن (دارای پوشش گیاهی بالاتر بود) منجر به افزایش حلالیت اکسیژن در آب می‌شود. کدورت در ایستگاه بعد از پرورش ماهی (ایستگاه ۷) و ایستگاه ۱۲ (فعالیت کشاورزی) نسبت به سایر ایستگاه‌ها مقدار بالایی را نشان داده است که می‌تواند مربوط به تاثیر فاضلاب کارگاه و ورود آن به رودخانه باشد. میزان NO2 در کلیه ایستگاه‌ها پایین است،که به دلیل ناپایداری NO2 و تبدیل سریع آن به NO3 است (Allan, 1995). همچنین در ایستگاه‌های پایین‌دست رودخانه تحت‌تاثیر پارامترهای زیستی و فتوسنتز بوده و بیشتر توسط فتوسنتزکننده‌ها مصرف می‌شود. نوسان تغییرات نیترات در ایستگاه‌های مختلف قابل‌توجیه نبود. همچنین بیشترین مقدار نیترات در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی مشاهده شد. فسفات در این نهر دارای تغییرات محدود و دامنه‌ای از ۱/۱۹ (ایستگاه ۱۲) تا ۰/۲ (ایستگاه ۴) میلی‌گرم در لیتر است. میزان PO4 در ایستگاه‌های پایین‌دست احتمالا به خاطر دبی خیلی پایین آب بیشتر تحت تاثیر عوامل انسانی بوده، بنابراین از میزان فسفات بالاتری برخوردار بودند. ولی در ایستگاه‌های بالادست‌تر علاوه بر دبی بالاتر آب، دمای پایین و پوشش گیاهی بیشتر در غالب ایستگاه منجر به کاهش فسفات می‌شود. همچنین در این رودخانه از نظر درجه حرارت روندی افزایشی از ایستگاه‌های بالادست نهر به سمت پایین‌دست مشاهده شد (جدول ۲). مقادیر pH نیز در ایستگاه‌های بالادست کمتر از ایستگاه‌های پایین‌دست بود که می‌توان آن را به بالاتر بودن مقادیر CO2 محلول در این قسمت نسبت داد. در بخش‌های پایین‌تر رودخانه که آب با دبی بالاتر و با سرعت کمتری بوده و نیز بخش‌هایی که از نظر جلبک نیز غنی‌تر هستند، عملا تحت‌تاثیر پارامترهای زیستی و فتوسنتز قرار داشته و می‌تواند مقادیر pH افزایش یابد. در این بررسی اثرات عوامل محیطی و فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آب و ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کف‌زی در رودخانه زرین‌گل علی‌آباد نسبتاً محسوس بود. نقش چنین موجودات آبزی در انتقال جریان انرژی در اکوسیستم‌های آبی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار بوده و بررسی جوامع کف‌زی معیار مناسبی برای ارزیابی وضعیت اکولوژیک یک اکوسیستم آبی است.

برآورد شاخص زیستی هیلسنهوف مشخص کرد که مقدار این شاخص در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی افزایش داشته است که حاکی از تجمع مواد آلی حاصل از مزارع پرورش ماهی و کاهش کیفیت زیستی بستر رودخانه در این ایستگاه‌ها است. ایستگاه یک به دلیل قرار نداشتن در شرایط تنش‌زای محیطی و ایستگاه‌های ۵، ۶ و ۸ به دلیل فاصله گرفتن از مزارع پرورش ماهی از مقادیر کمتر این شاخص برخوردار بودند. این واقعیت نشان‌دهنده کیفیت مناسب آب (پاکیزه بودن آب) در ایستگاه یک و انجام عمل خودپالایی در حد مناسب در ایستگاه‌های ۵، ۶ و ۸ پس از طی مسافتی از مزرعه پرورش ماهی و نشان‌دهنده توانایی مناسب رودخانه در انجام فرآیند خودپالایی است. تغییرات مشاهده‌شده نشان می‌دهد که فعالیت‌های مختلف انسانی شامل خروجی مزارع پرورش ماهی، پساب روستایی و کشاورزی باعث تغییر نامطلوب در شرایط زیستی بستر رودخانه شده است.

جدول۲- مقادیرفاکتورهای فیزیکی‌شیمیایی آب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه زرین‌گل

Table 2. Physicochemical factors of water in sampling stations in Zarin Gol river

ایستگاه Station	اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر) Dissolved oxygen (mg/L)	اسیدیته pH	کدورت Turbidity (NTU)	کل مواد معلق جامد (میلی‌گرم بر لیتر) TSS (mg/L)	فسفات (میلی‌گرم بر لیتر) PO4 (mg/L)	نیترات (میلی‌گرم بر لیتر) NO3 (mg/L)	هیلسنهوف HFBI
1	9.2	8.73	4	0.43	0.37	1.37	3.71
2	8.5	8.65	9	1.26	0.83	2.19	5.31
3	8.8	8.6	7	1.08	0.59	0.77	4.73
4	8.9	8.8	6	0.93	0.2	0.7	4.61
5	9	8.72	7	0.9	0.38	0.65	4.4
6	9.1	8.61	7	0.88	0.48	0.61	4.29
7	8.3	8.5	9	0.97	0.69	2	4.94
8	8.6	8.7	7	0.85	0.51	2.09	4.47
9	9.1	8.85	8	0.8	0.48	1.28	4.93
10	8.6	8.65	9	0.89	0.74	2.6	5.2
11	9	8.53	8	0.83	0.22	2.1	4.18
12	8.5	8.42	11	1.44	1.19	2.9	5.01

جدول ۳- نتایج تجزیه‌وتحلیل زمین‌آماری مولفه‌های اندازه‌گیری‌شده کیفیت آب در رودخانه زرین‌گل

Table 3. Result of Geostatistical analysis of measured parameters of water quality in Zarin Gol River

عوامل محیطی Environmental factor	پارامترهای واریوگرام Variogram parameters			
	سمی واریوگرام مدل Semivariogram Models	دامنه تأثیر (متر) Range	آستانه تأثیر Partial sill	اثر قطعه‌ای Nugget
NO3	Gaussian گوسی	0.093	0.76	0.20
PO4	Gaussian گوسی	0.064	0.005	0.06
DO	Circular کروی	0.127	0	0.085
TSS	Gaussian گوسی	0.157	0.073	0.034
pH	Circular کروی	0.12	0.018	0.013
کدورت	Gaussian گوسی	0.16	3.01	1.71
HFBI	Gaussian گوسی	0.169	0.064	0.175

برای ارزیابی کارآیی روش‌های مختلف درون‌یابی قطعی و زمین‌آماری و انتخاب بهترین روش درون‌یابی، از تکنیک اعتبارسنجی متقابل استفاده شده است. در این روش، در هر مرحله یکی از ایستگاه‌های نمونه‌گیری حذف شده و با درون‌یابی بقیه ایستگاه‌ها، مقدار آن نقطه برآورد می‌شود. در پایان با داشتن مقادیر واقعی و برآوردشده می‌توان خطا و انحراف روش استفاده‌شده را برآورد کرد. معیارهای مختلفی برای این کار وجود دارد که می‌توان به میانگین خطای انحراف (MBE)، میانگین خطای مطلق (MAE)، ریشه دوم میانگین مربعات خطا (RMSE) اشاره کرد (Siska and Hunge, 2001).

MBE و MAE نشان‌دهنده اختلاف میانگین مقادیر مشاهده‌ای و برآوردی است. هر چه این دو معیار به صفر نزدیکتر باشند، نشان‌دهنده تفاوت کمتر مقادیر برآوردشده نسبت به مقادیر مشاهده‌ای است. مقادیر مثبت و منفی MBE به ترتیب نشان‌دهنده برآورد بیشتر و کمتر از واقعیت است. RMSE عامل مهمی است که به‌طور گسترده برای بررسی دقت آنالیزهای مکانی در بررسی‌های مختلف استفاده شده

است. مناسب‌ترین روش به ترتیب کمترین مقدارRMSE، بیشترین مقدار R^2 و کمترین مقادیر MAE و MBE نزدیک به صفر را به خود اختصاص می‌دهد (Samadi, 2016).

نتایج نشان می‌دهد که از بین روش‌های مختلف درون‌یابی قطعی و زمین‌آماری، برای پهنه‌بندی پارمترهای کیفی روش کریجینگ با مدل گوسی برای نیترات، فسفات، کدورت، TSS و شاخص هیلسنهوف و همچنین مدل کروی برای اکسیژن محلول و pH به دست آمد.

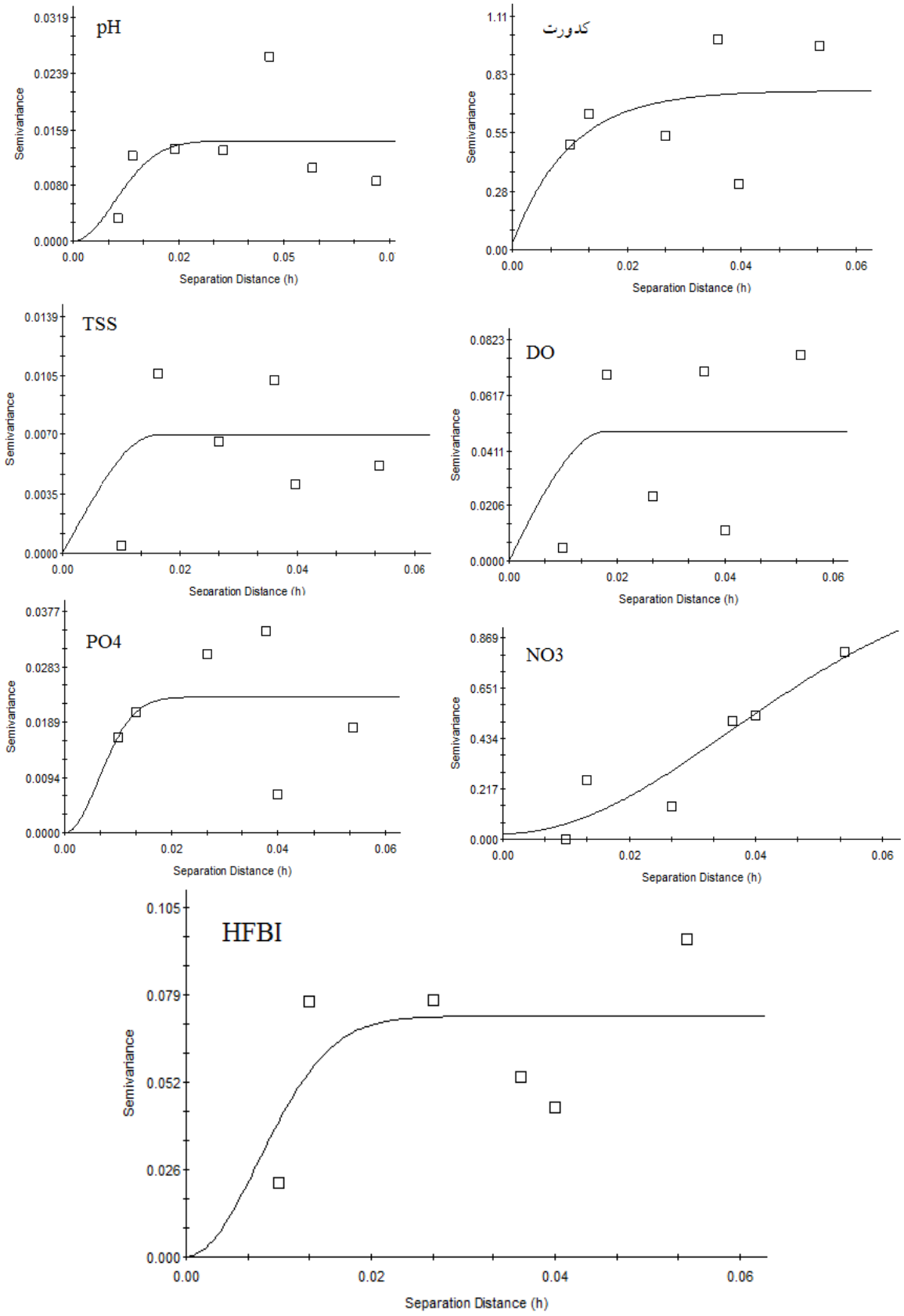
همه مولفه‌ها طبق واریوگرام سطحی همسان‌گرد بودند. واریوگرام‌های خصوصیات کیفیت آب سطحی منطقه مورد بررسی در شکل ۲ نشان داده شده است. همچنین نتایج تجزیه‌وتحلیل واریوگرام‌های خصوصیات پارامترهای محیطی در ایستگاه‌های مورد بررسی و بهترین مدل برازش داده‌شده در جدول ۳ ارائه شده است. مشابهت واریوگرام‌های کدورت با TSS و اکسیژن محلول با pH نشان‌دهنده تشابه ساختار مکانی و تشابه الگوی تغییرات مکانی آنها است. دامنه تأثیر برای دو مولفه کدورت و TSS با مدل گوسی مشابه هم و حدوداً ۰/۱۶ به دست آمد. مقدار RMSE برای کدورت برابر ۱/۷۶ (NTU) و برای TSS برابر ۰/۳۴ (mg/L) شد. نسبت اثر قطعه‌ای کدورت به TSS برابر ۵۰/۲ و نیز نسبت آستانه تأثیر کدورت به TSS برابر ۴۲ است. نزدیکی این دو مقدار می‌تواند به‌دلیل ارتباط مستقیم این دو مولفه با یکدیگر باشد (جدول۳). همچنین دامنه تأثیر اکسیژن محلول و pH با مدل کروی شبیه به هم و حدوداً ۰/۱۲ به دست آمد که از دامنه تأثیر کدورت و TSS کمتر است. مولفه نیترات با مدل گوسی و دامنه تأثیر ۰/۰۹۳ نسبت به دیگر مولفه‌ها، واریوگرام متفاوتی داشت.

برای مقایسه روش‌های میان‌یابی کریجینگ و وزن‌دهی معکوس فاصله، از مقادیر R^2، RMSE، MBE و MAE برای پارامترهای محیطی استفاده شد (جدول ۴). برای تمام پارامترهای محیطی مقدار ضریب تعیین (R^2) در روش کریجینگ از روش وزن‌دهی معکوس فاصله بیشتر است. در روش کریجینگ مقدار MBE و MAE به صفر نزدیک‌تر بوده، که این نشان‌دهنده تفاوت کم مقادیر برآوردشده نسبت به مقادیر مشاهده‌ای است. بنابراین با توجه به نتایج جدول ۴ روش کریجینگ به‌عنوان روش مناسب‌تر برای تخمین و پهنه‌بندی پارامترهای محیطی اندازه‌گیری‌شده است.

جدول ۴- نتایج اعتبارسنجی روش‌های مناسب درون‌یابی قطعی و زمین‌آماری درGIS

Table 4. Cross validation results of deterministic method and geostatistical methods in GIS

روش وزن دهی معکوس فاصله Inverse Distance Weighting method				روش میانیابی کریجینگ Kriging method				متغیر Variable
R^2	RMSE	MAE	MBE	R^2	RMSE	MAE	MBE	
0.56	0.83	0.58	0.041	0.71	0.62	0.5	0.03	NO3
0.42	0.26	0.29	0.025	0.53	0.31	0.23	0.017	PO4
0.31	0.22	0.34	0.033	0.43	0.13	0.28	0.027	DO
0.58	0.57	0.39	0.012	0.84	0.34	0.23	0.003	TSS
0.38	0.33	0.24	0.07	0.5	0.16	0.12	0.053	pH
0.14	1.93	1.48	0.01	0.3	1.76	1.32	0.003	کدورت
0.59	0.83	0.68	0.016	0.76	0.55	0.44	0.004	HFBI

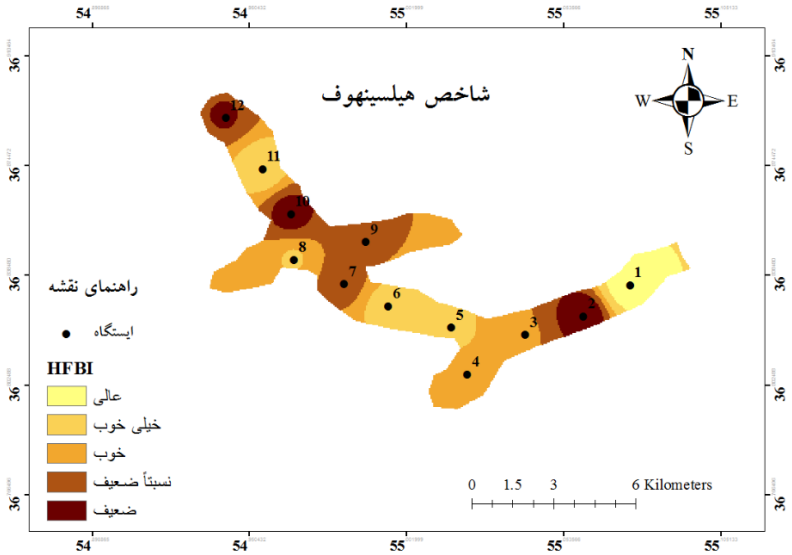


شکل ۲- واریوگرام‌های مولفه‌های اندازه‌گیری‌شده کیفیت آب در رودخانه زرین‌گل

Fig. 2- Fitted variogram models of water quality parameters in Zarin-Gol River

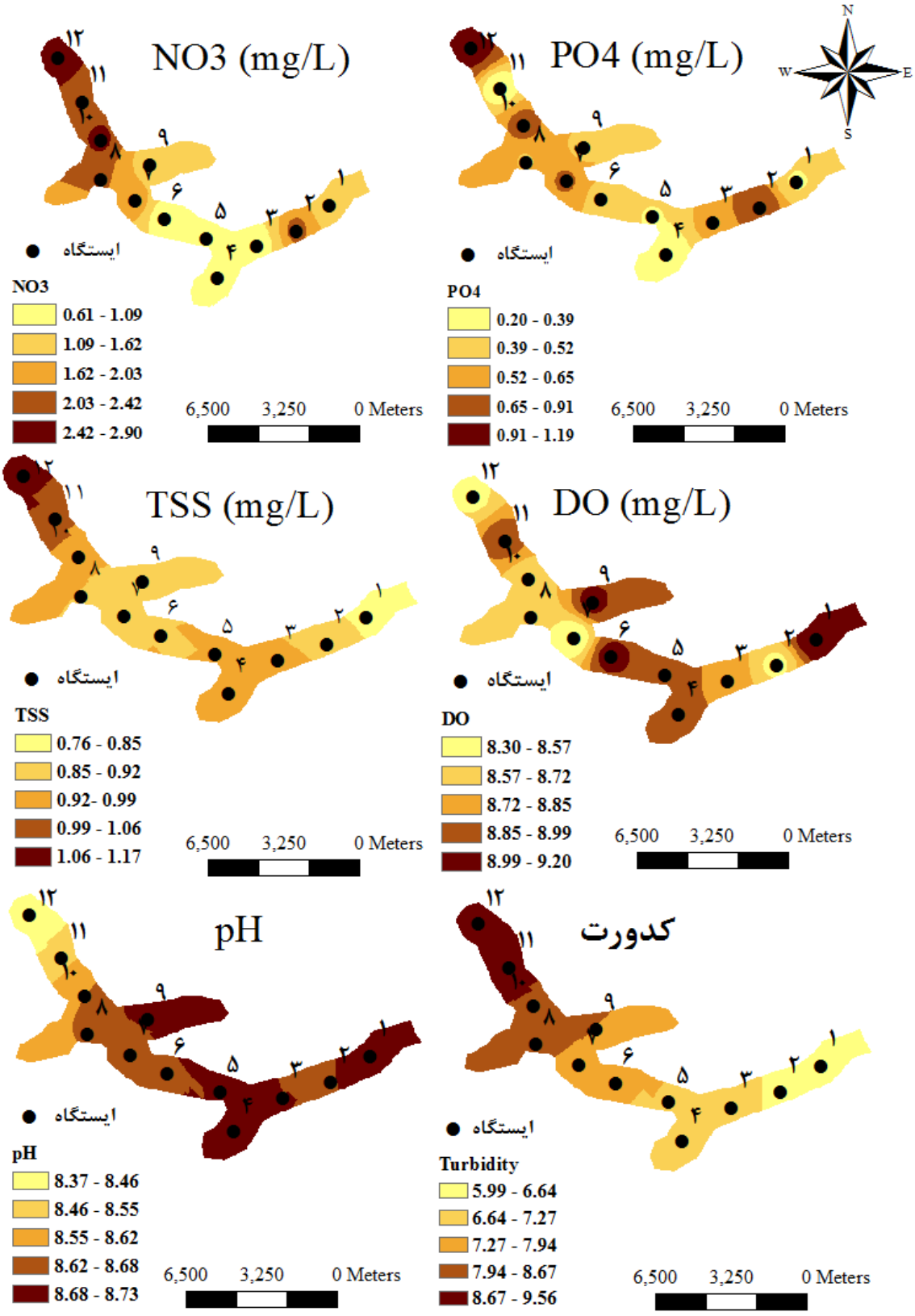
شکل‌های ۳ و ۴ نقشه پهنه‌بندی پارامترهای محیطی و شاخص کیفی آب، هیلسنهوف را نشان می‌دهد. تغییرات مکانی اکسیژن محلول در طول رودخانه متفاوت است. کمترین مقدار در ایستگاه‌های ۲ و ۷ (بعد از ایستگاه پرورش ماهی) و ایستگاه ۱۲ (تحت فعالیت کشاورزی) بوده است. همچنین بیشترین مقدار در بالادست رودخانه (ایستگاه اول ۹/۲mg/L) دیده شده است. کاهش DO از عوامل اصلی کاهش شاخص کیفیت آب است. نقشه پهنه‌بندی نیترات نشان داد که از بالادست به سمت پایین‌دست مقدار آن در حال افزایش است. بیشترین مقدار آن در ایستگاه‌های ۱۰ (۲/۶ mg/L) و ۱۲ (۲/۹ mg/L) مشاهده شد. توزیع مکانی فسفات در طول رودخانه بیشتر تحت‌تأثیر عوامل انسانی است. بیشترین مقدار آن در ایستگاه ۱۲ (۱/۱۹ mg/L) دیده شد. روند تغییرات مکانی مشابهی بین TSS و کدورت در طول رودخانه مشاهده شد (شکل ۳). توزیع مکانی آنها نشان داد که هرچه به سمت پایین‌دست رودخانه نزدیک می‌شویم مقدار آن افزایش می‌یابد. بیشترین مقدار TSS و کدورت در ایستگاه ۱۲ به ترتیب (۱/۴۴ mg/L) و (۱۱ NTU) مشاهده شد. توزیع مکانی pH در همه ایستگاه‌ها تغییر چندانی نداشته و در حد مناسب بوده و در نتیجه نقش مهمی در تعیین شاخص کیفیت آب ندارد. همچنین نقشه پهنه‌بندی شاخص کیفیت آب، هیلسنهوف نشان داد که بیشترین مقدار در ایستگاه‌های ۲ (۵/۳۱) و ۱۰ (۵/۲) و کمترین مقدار آن ایستگاه اول (۳/۷۱) است.

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، استحکام ساختار فضایی در مورد بیشتر پارامترهای کیفی آب رودخانه زرین‌گل از همبستگی مکانی قوی بین داده‌ها برخوردار بود که نشان از دقت بالا و پیوستگی مکانی مدل‌های برازش داده است. واریوگرام‌های محاسبه‌شده برای تمام پارامترها نشان‌دهنده پیروی تمام فاکتورها از ساختار فضایی بود. نتایج برازش مدل‌ها نشان داد که بهترین مدل برازش‌داده‌شده برای اکسیژن محلول و pH کروی بود در حالی که برای سایر پارامترها، مدل گوسی بهترین برازش را نشان داد. Mehrjerdi *et al.* (2008) نیز نشان دادند که مدل گوسی و کروی می‌تواند همبستگی مکانی خصوصیات کیفی آب را به خوبی توصیف کند Sanches (2001) . و Shabani (2009) نیز از مدل کروی برای توصیف pH استفاده کردند. بهترین روش تخمین برای همه خصوصیات مورد بررسی، روش کریجینگ بود. بنابراین در این پژوهش از روش میان‌یابی کریجینگ برای تخمین پارامترهای محیطی، پهنه‌بندی و ترسیم نقشه‌ها استفاده شد. Fetouani *et al.* (2008) نیز کریجینگ را روش مناسب‌تری از وزن‌دهی معکوس فاصله معرفی کردند.



شکل۴- نقشه پهنه‌بندی شاخص کیفیت آب، هیلسنهوف در رودخانه زرین‌گل

Fig. 4- Spatial distribution map of water quality index (Hilsenhoff index) in Zarin-Gol River



شکل۳- نقشه پهنه‌بندی پارامترهای محیطی رودخانه زرین‌گل

Fig. 3- Spatial distribution map of environmental parameters in Zarin-Gol River

نتیجه‌گیری

همچنین به کمک شاخص‌های زیستی-جمعیتی می‌توان تغییرات کیفی آب در ایستگاه‌های مختلف را به خوبی بیان کرد. از این روش در ارزیابی زیستی رودخانه زرین‌گل علی‌آباد استفاده شد تا ضمن تعیین کیفیت آب در هر ایستگاه عوامل عمده آلودگی این رودخانه به ترتیب اهمیت (فاضلاب‌های روستایی، کشاورزی و استخر پرورش ماهی) طبقه‌بندی شوند. بررسی ترکیب جمعیت درشت‌بی‌مهرگان کف‌زی و نتایج شاخص‌های زیستی-جمعیتی، در ایستگاه‌های مختلف نشان داد آثار ناشی از فعالیت‌های انسانی در ایستگاه‌های پایین‌دست نسبت به بالادست طبق انتظار شدیدتر بود. آثار مخرب فاضلاب‌های انسانی و تاثیر آن بر اکوسیستم آبی بر هیچ‌کس پوشیده نیست، بنابراین به نظر می‌رسد با برنامه‌ریزی و مدیریت مناسب می‌توان از شدت آسیب‌های وارده کاست. بررسی تغییرات مکانی پارمترهای محیطی آب رودخانه نشان داد که افزایش میزان تغییرات فیزیکی و شیمیایی آب در طول رودخانه از جمله تأثیرخروجی پساب روستا، مزارع پرورش ماهی و فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب رودخانه ارتباط مستقیم داشته و از بالادست به پایین‌دست رودخانه سطوح آلودگی افزایش وکیفیت آب کاهش می‌یابد.

پی‌نوشت‌ها

[1] Geostatistics
[2] Kriging
[3] Inverse Distance Weighting
[4] Kapgeri
[5] Principal Component Analysis
[6] Kedah
[7] Manyame
[8] Variogram

منابع

Afshin, Y., 1984. The Rivers of Iran. Publication of Power Ministration, Iran. P.575.

Allan, J.D., 1995. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman and Hall, New York, p. 388.

Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N. and De Montaudouin, X., 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats implications for the implementation of the European water framework directive. Ecological Indicators. 8(4), 360-372.

Bollinger, J.E., Steinberg, L.J., Harrison, M.J., Crews, J.P., Englande, A.J. and Velasco Gonzalez. C., 1999. Comparative analysis of nutrient data in the lower Mississippi River. Water Resource. 33, 2627-2632.

Cheng, k., Lei, T.Ch. and Yah, H.Ch., 1998. Reservoir water quality monitoring using Landsat TM images and indicator kriging. Agricultural Engineering Department, National Taiwan University. pp. 41- 47.

Ebrahimnejad, M., 2005. Structure and Function of Running Waters and River Ecology. University of Esfahan Press, Esfahan, Iran.

Enrique, S., Manuel, F.C., Juan, V., Angel, R., Marı, G.G. and Lissette, T., 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. Ecological Indicators. 7, 315-328.

Fetouani, S., Sbaa, M., Vanclooster, M. and Bendra, B., 2008. Assessing groundwater quality in the irrigated plain of Triffa (Nnorth-east Morocco). Journal of Agricultural Water Management. 95, 133-142.

Goovaerts, P., 2000. Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. Journal of Hydrology. 228, 113- 129.

Hilsenhoff, W.L., 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin. No.100 Madison, WI: Wisconsin Department of Natural Resources. P.15.

Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society. 7, 65–68.

Kibena, J., Nhapi, I. and Gumindoga, W., 2014. Assessing the relationship between water quality parameters and changes in landuse patterns in the Upper Manyame River, Zimbabwe. Physics and Chemistry of the Earth. 67, 153-163.

Maghami, Y., Ghazavi, R., Vali, A. and Sgarghi, S., 2011. Evaluation of spatial interpolation methods for water quality zoning using GIS Case study, Abadeh Township. Geography and Environmental Planning. 42, 171- 182. (In Persian with English abstract).

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 Journal. 4(1), 9-17.

Mohammadi, J., 2001. Review on Fundamentals of Geostatistics and its application to soil science. Journal of Water and Soil Science. 15(2), 99-121.

Mohd, I., Mansor, M.A., Awaluddin, M.R.A., Nasir, M.F.M., Samsudin, M.S., Juahir, H. and Ramli, N., 2011. Pattern recognition of Kedah River water quality data by implementation of principal component analysis. World Applied Sciences. 14, 66-72.

Naderi Jelodar, M., Esmaeili Sari, A., Ahmadi, M.R., Seifabadi, S.J. and Abdoli, A., 2007. The effect of Trout farm effluents on the water quality parameters of Haraz River. Journal Environmental Sciences. 4 (2), 21-36. (In Persian with English abstract).

Naubi, N.H., Zardari, S.M., Shirazi, N.F.B. and Ibrahim, L., 2016. Effectiveness of Water Quality Index for Monitoring Malaysian River Water Quality. Polish Journal of Environmental Studies. 25 (1), 231–239.

Power Ministration, 1991. Primary Studies on Artificial Feeding in Garmabdasht River, Zarrin-Gol (2t11). Hydrologic Study. Golestan province, Iran. P.68.

Renji, R. and Panda, P.K., 2007. Groundwater Quality Mapping Using GIS: A Study from India Kapgeri Watershed. Journal of Environmental Quality Management. 16, 41-60.

Samadi, M.T., Saghi, M.H., Rahmani, A.R., Torabzadeh, H. and Beig, M., 2009. River Valley of Hamedan Water Quality Zoning using Geographic Information System (GIS). Scientific Journal of Hamadan University of Medical Sciences. 16(3), 38-43. (In Persian with English abstract).

Samadi, J., 2016. Spatial-temporal modeling of groundwater level variations of urban and rural areas in Kashan aquifer using GIS techniques. Science and Environmental Technology. 18(2), 63-77. (In Persian with English abstract).

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.

Shabani, M., 2009. Determination of the most suitable geostatistical method for mapping of groundwater pH and TDS (A case study: Arsanjan plain). Journal of Water Engineering. 1, 47-59.

Shariaty, M.B. and Shahidy poor, S.M.M., 2006. Analysis of Water Resources Systems. University of Mashhad Press, Mashhad, Iran.

Sharma, S., 1999. Water Quality Status of the Saptakosi River and its Tributaries in Nepal: A Biological Approach. Nepal Journal of Science and Technology. 1, 103-114.

Siska, P.P. and Hung, I.K., 2001. Assessment of kriging accuracy in GIS environment. In Proceedings of the 21st Annual ESRI International User Conference, San Diego, California, USA, p.110.

Environmental Sciences Vol.16 / No.1 / Spring 2018

111-126

Assessment of spatial variability of some parameters affecting three water quality of Zarin Gol River in Golestan Province

Mohammad Gholizadeh* and Majid Alinejad

Department of Fisheries, Faculty of Agriculture Sciences and Natural Resources, Gonbad Kavous University, Gonbad Kavous, Iran

Received: 2017.07.16 **Accepted:** 2018.07.03

Gholizadeh, M. and Alinejad, M., 2018. Assessment of spatial variability of some parameters affecting three water quality of Zarin Gol River in Golestan Province. Environmental Sciences. 16 (1), 111-126.

Introduction: With an increase in population and greater demand for agricultural and aquaculture activities, the importance of water resource quality and quantity have increased and, consequently, surface water resources are faced with more pollution than other water resources. Generalizing point measurements of water quality characteristics to maps is of special significance in most water resource-related studies. Interpolation techniques may be used to estimate unknown parameter values. The aim of this study is to use the best interpolation method for water quality assessment of Zarin Gol River and the effect of different human activities.

Materials and methods: For this purpose, samples were collected from 12 study stations in winter and spring 2016. Then, the spatial variations of physical and chemical parameters of surface water were determined including DO, NO_3, PO_4, Turbidity, pH and TSS and Hilsenhoff index (water quality index) using interpolation functions based on cross validation technique (lowest value of RMSE, highest value of R2 and lowest close to zero values of spatial data MBE and MAE) of deterministic and geo-statistical methods in a GIS environment.

Results and discussion: The results showed that, for all the studied parameters, the kriging method was more suitable than the IDW method and was selected for mapping. The results of the modelling showed that the maximum value of the Helsenhoff index was observed in stations 2 and 10 (5.31 and 5.2, respectively) during the winter season with a relatively weak class in terms of water quality. The results of indices showed that stations located downstream of fish farms were more polluted than those located upstream of or away from farms and enjoyed the self-purification process.

*Corresponding Author. *E-mail Address*: gholizadeh_m@gonbad.ac.ir

Conclusion: Investigation of special variations in the environmental characteristics of water showed that increasing the physical and chemical parameters of surface water along the river, including wastewater discharge from villages, fish farms and agricultural activities, has a direct impact on water quality and the pollution level increases and the river water quality decreases from upstream to downstream.

Keywords: Physical and chemical parameters, Water quality, Interpolation, Zarin Gol River.