

ارزیابی رفتار خودپالایی رودخانه‌ها با استفاده از مدل‌سازی تک‌بعدی عددی

عباسعلی قزل سولوا^۱، مبین افتخاری^۲، محمد اکبری^{۳*}

۱. ریاست پژوهشکده محیط‌های خشک، استادیار گروه مهندسی عمران، واحد مشهد، دانشگاه آزاد اسلامی، مشهد، ایران

۲. دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی عمران آب و سازه‌های هیدرولیکی و عضو باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان،

واحد مشهد، دانشگاه آزاد اسلامی، مشهد، ایران

۳. استادیار گروه مهندسی عمران، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران

(تاریخ دریافت ۱۳۹۹/۰۵/۱۶، تاریخ تصویب ۱۳۹۹/۱۰/۱۰)

چکیده

با توجه به رشد آلودگی آب‌های سطحی، تحقیق پیش رو در نظر دارد با به‌کارگیری مدل‌سازی عددی، رفتار خودپالایی و حذف آلاینده در رودخانه‌ها را ارزیابی کند. در تحقیق پیش رو با استفاده از داده‌ها و اطلاعات ثبت و برداشت شده در رودخانه کارده به‌عنوان یک منبع در تأمین آب شرب شهر مشهد، به بررسی فرایندهای پایش رودخانه‌ای با استفاده از مدل عددی MIKE11 پرداخته شده است. در این مدل شرایط مرزی شامل دبی، آلودگی (Ecoli) و رقوم سطح آب بوده که از طریق اندازه‌گیری و نمونه‌برداری‌های صحرائی تعریف شد. اندازه‌گیری در دو بازه زمانی؛ یکی در فروردین ۱۳۹۳ (معرف فصل پرآب سال) و دیگری در مردادماه ۱۳۹۳ (معرف فصل کم‌آب سال) با اخذ ۱۲ نمونه از آب رودخانه کارده، انجام شده است. نتایج تحقیق حاضر نشان می‌دهد ضریب زبری مانینگ با کمک کالیبراسیون مدل هیدرولیکی در بازه بررسی شده برابر با ۰/۰۵۸ به دست آمد و ضریب زوال رودخانه برای پارامتر Ecoli در فصل گرما با فاکتور پخش ۲۰ و توان ضریب پخش ۰/۵ برابر با ۰/۰۸ و در فصل سرما با فاکتور پخش ۵ و توان ضریب پخش ۲ برابر با ۰/۲۰۷ است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، تأثیر ضریب مانینگ در برآورد آلودگی ۹۰ درصد و سهم پارامترهای دیگر در مجموع ۱۰ درصد است. به‌منظور کالیبراسیون مدل از آنالیز حساسیت استفاده شد که از آنالیز حساسیت یادشده نتیجه می‌شود که ضریب مانینگ تأثیر زیادی بر مدل‌سازی پخش و انتقال آلودگی دارد.

کلیدواژه‌گان: پیش‌بینی آلودگی، رودخانه کارده، ضریب خودپالایی، ضریب زوال، مدل MIKE11.

مقدمه

بیماری‌های انتقال‌یافته از آب یکی از عوامل شایع تهدیدکننده سلامت جامعه محسوب می‌شود [۱]. از این‌رو، شناخت و درک بهتر نسبت به عوامل تولیدکننده آلودگی میکروبی و چگونگی سیر و حرکت پاتوژن‌ها در منابع آب خام اهمیت دارد. هم‌اکنون بر همگان ثابت شده است که کیفیت آب علاوه بر کمیت آن، اهمیت بسیار زیادی دارد. به‌طور کلی، منابع آب خام باید کیفیت لازم را برای نوع مصرفی که از آن به عمل می‌آید، داشته باشند [۲]. در غیر این صورت، امکان استفاده از آب وجود نخواهد داشت و یا نیازمند صرف هزینه زیادی برای ارتقای کیفی و تصفیه آن خواهد بود. بررسی کیفیت منابع آب با اجرای نمونه‌برداری و انجام آزمایش‌های میدانی مقدر است. با این حال، این کار نیازمند صرف وقت و هزینه زیاد است. علاوه بر آن، بررسی جامع کیفیت منابع آب نیازمند نمونه‌برداری‌های متعدد مکان‌های مختلف و در زمان‌های مستمر است [۳]. در چنین شرایطی استفاده از روش‌های مدل‌سازی بهترین راه جایگزین روش‌های میدانی و آزمایشگاهی است. از آنجا که مدل‌های متعدد در حوزه منابع آب توسعه یافته است، به‌کارگیری مدل‌سازی راه حلی عملیاتی است. در صورت مدل‌سازی مناسب کیفی منابع آب، امکان پیش‌بینی وضعیت کیفی منابع آب در بازه تغییرات مکانی و زمانی مختلف به وجود می‌آید. علاوه بر آن، با مدل‌سازی کیفی منابع آب، توانایی بررسی پتانسیل راهکارهای مدیریتی مختلف به‌منظور ارتقای کیفیت منبع آبی مورد نظر فراهم می‌شود. از این‌رو، مدل‌سازی کیفی منابع آب به‌عنوان ابزاری توانمند در مدیریت کیفی منابع آب به شمار می‌آید [۴]. در این بین، یکی از منابع مهم آب، رودخانه‌ها هستند و بنابراین، حفاظت و نگهداری از رودخانه‌ها به‌منظور کنترل حجم آلودگی‌ها و استفاده بیشتر از این خاصیت که به آن ظرفیت خودپالایی رودخانه گفته می‌شود، امری اجتناب‌ناپذیر است [۵]. برای اطمینان از حفظ اکوسیستم رودخانه و کیفیت آب در پایین‌دست آن، ارزیابی ظرفیت تصفیه رودخانه و شاخه‌های آن ضروری است [۶]. مدل‌سازی کیفی رودخانه‌ها یکی از ابزارهای کم‌هزینه و مهم در بررسی مشکلات و راه‌حل‌ها، برای بهبود وضعیت کیفی رودخانه است [۷]. مطالعات مربوط به مدل‌سازی کیفی منابع آب سابقه‌ای طولانی دارد. برای موفقیت در مدل‌سازی

کیفی باید ابتدا کمیت و یا بیلان منبع آبی تکمیل شود. به این منظور، مطالعات زیادی در این رابطه انجام شده و مدل‌سازی‌های زیادی با موفقیت انجام گرفته است [۸ و ۹]. همچنین، به مدل‌سازی ذرات معلق و انتقال رسوب توجه زیادی شده است. هرچند نیاز به انجام مطالعات و مدل‌سازی‌های بیشتر در بسیاری از منابع آبی در رابطه با موارد یادشده ضروری به نظر می‌رسد، با این حال متخصصان گام را فراتر از آن گذاشته و به سراغ مدل‌سازی مواد مغذی در منابع آبی نیز رفته‌اند [۱۰]. دلیل اصلی این امر، بیشتر به بررسی پدیده تغذیه‌گرایی منابع آبی و مدل‌سازی ورود و سیر فاضلاب در منابع آبی برمی‌گردد. شایان توجه است که در چند سال اخیر تلاش‌هایی به‌منظور مدل‌سازی میکروبی و به‌خصوص باکتری کلیفرم مدفوعی در منابع آبی و بررسی سیر و حرکت آن آغاز شده است. مزیت ویژه مدل‌سازی باکتری کلیفرم مدفوعی نسبت به سایر پارامترهای کیفی مانند مواد مغذی در آن است که باکتری مدفوعی فقط در فاضلاب انسانی و حیوانی وجود دارد، در حالی که سایر پارامترهای کیفی مانند نیترژن و فسفر، BOD و COD نمی‌تواند به‌تنهایی نشان‌دهنده ورود فاضلاب به منبع آبی باشد [۱۱]. تعیین مقدار عددی ضریب زوال باکتری علاوه بر تعمیق دانش نسبت به دینامیک جمعیتی باکتری، برای مدل‌سازی سیر و حرکت باکتری در منابع آب که از مسائل بروز مدیریت کیفی منابع آب محسوب می‌شود، ضرورت پیدا می‌کند. بر اساس مطالعات انجام‌گرفته، مقدار ضریب زوال باکتری کلیفرم مدفوعی در سیستم‌های مختلف آبی متفاوت است. علت این امر، تغییر شرایط محیطی متفاوت در زمان اندازه‌گیری ضریب یادشده است. درخور یادآوری است که به علت تغییر شرایط محیطی برای یک رودخانه مشخص طی سال، ضریب زوال باکتری گزارش شده برای آن طی سال متغیر است. بنابراین، می‌توان تغییرات فصلی را بزرگ‌ترین دلیل برای وجود تغییرات در مقدار گزارش شده ضریب زوال باکتری در مراجع مختلف دانست. در بیشتر مراجع تغییرات مقادیر ضریب زوال باکتری کلیفرم مدفوعی تا ۳ عدد بر روز در سیستم آبی رودخانه است. با این حال، مقادیر بزرگ‌تر نیز در تعدادی از مراجع آمده است. بریسواود (۲۰۰۶) در مطالعات خود ضریب زوال باکتری کلیفرم را در بازه وسیع تغییرات بین ۰/۲ تا ۱۲ بر روز تعیین کرد [۱۲]. ساریکایا و ساعتچی (۱۹۸۷) میزان زوال کلیفرم کل را در

مختص به EC است [۱۷]. همچنین، حسینی (۲۰۱۹) با استفاده از مدل‌های Qual2kw و WQI به بررسی خودپالایی رودخانه قره‌سو پرداخت. در پژوهش یادشده ابتدا کارایی مدل Qual2kw برای پایش خودپالایی رودخانه بررسی شد. به این منظور ابتدا تغییرات پارامترهای NO_3 , BOD, DO, pH و دما برای دو ماه دی و تیر توسط مدل کالیبره شده Qual2kw شبیه‌سازی شد. نتایج پژوهش یادشده نشان داد کیفیت آب رودخانه قره‌سو، در ماه دی در طبقه کیفی متوسط و در ماه اردیبهشت در طبقه کیفی خوب قرار می‌گیرد [۱۸].

بررسی مطالعات قبلی نشان می‌دهد در بیشتر تحقیقات کمتر از مدل‌های عددی در پالایش آلودگی رودخانه‌ها استفاده شده است. در مطالعه حاضر رودخانه کارده که در زمان‌های بهره‌برداری طی سال یکی از منابع تأمین‌کننده آب شرب شهر مشهد است، بررسی شده است. یکی از مدل‌های مهم عددی در این حوزه MIKE11 است که در تحقیق حاضر، پارامترهای تأثیرگذار بر آلودگی و انتقال آلودگی در رودخانه با استفاده از این مدل تحلیل شده است. همچنین، با استفاده از تحلیل حساسیت که چه پارامترهایی در فصول خشک و تر حوضه آبریز منطقه مطالعاتی تأثیر بیشتری دارند، بررسی شده است. با مدل‌سازی رفتاری کیفی رودخانه در این بازه و کالیبره کردن نرم‌افزار MIKE11، ضرایب پخش و انتقال آلودگی شامل فاکتور پخش و توان ضریب پخش و همچنین، ضریب زوال آلودگی رودخانه کارده به دست آمده است. سپس، با تعمیم این ضرایب به کل رودخانه اقدام به مدل‌سازی عددی رفتار خودپالایی در کل رودخانه شده است. درنهایت، توسط این مدل عددی تأثیر آلودگی‌های تزیق‌شده هریک از روستاهای حاشیه رودخانه و دام‌های آنها و میزان آلودگی رسیده به مخزن سد محاسبه می‌شود. نتایج این تحلیل می‌تواند در تدوین برنامه کنترل بارگذاری مواد آلاینده (TMDL^۱) برای رودخانه‌هایی که در مناطق کارستی قرار دارند مانند کارده، مفید واقع شود.

مواد و روش‌ها

معادلات حاکم

انتشار طولی آلاینده‌های محلول را می‌توان با استفاده از

شرایط تاریک و دمای ۲۵ درجه برابر ۰/۴۳ بر روز گزارش کرده‌اند [۱۳]. در پژوهشی انصاری‌پور و همکاران (۲۰۱۳) خودپالایی رودخانه پسیخان گیلان را با استفاده از مدل‌های عددی QUICKEST و Upstream, Lax & Wendroff بررسی کردند و از طریق پایش مقادیر DO, BOD, NO_3 و PO_4 اندازه‌گیری‌شده در طول رودخانه استدلال کردند که نتایج بیانگر مناسب بودن کلیه مدل‌های عددی در پایش خودپالایی رودخانه یادشده بود. با توجه به تغییرات غلظت اکسیژن محلول مشخص شد که رودخانه ظرفیت خودپالایی زیادی دارد [۱۴]. در پژوهشی ونایی و همکاران (۲۰۱۸) به مطالعه ظرفیت خودپالایی رودخانه عباس‌آباد همدان با استفاده از مدل عددی QUAL2KW مبتنی بر شبیه‌سازی کیفی پارامترهای NO_3 , BOD, DO, PO_4 و COD پرداختند که نتایج آن بیان می‌کرد بیشترین ظرفیت خودپالایی مربوط به شاخص BOD و کمترین میزان آن، مربوط به شاخص‌های COD و NO_3 است [۱۵]. همچنین، دولت‌آبادی فراهانی و همکاران (۲۰۱۷) در پژوهشی به مدل‌سازی کمی و کیفی رودخانه بهمن‌شیر با استفاده از MIKE11 پرداختند. پژوهشگران یادشده در ادامه، به مدل‌سازی کیفی مانند اکسیژن محلول، نیترات، آمونیاک، BOD و دما پرداختند که نتایج در طول کانال و پس از صحت‌سنجی بیانگر مناسب بودن MIKE11 در پایش کیفی رودخانه بهمن‌شیر بود [۱۶]. در تحقیقی دیگر، باباخانی و همکاران (۲۰۱۹) روند تغییرات خودپالایی رودخانه دیواندره را برای پارامترهای اکسیژن محلول (DO)، اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (CBOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی (EC)، دما و محاسبه درصد خودپالایی برای پارامترهای زوال‌پذیر BOD و COD بررسی کردند و به‌منظور پیش‌بینی چگونگی تغییرات آنها از مدل شبیه‌ساز کیفی QUAL2Kw استفاده کردند. نتایج پژوهش یادشده نشان داد به‌دلیل افزایش سکونتگاه‌های انسانی، تأثیر فاضلاب‌ها، رواناب‌های کشاورزی و همچنین، ورود رودخانه‌های فرعی چم‌زرد و یول‌گشتی، وضعیت زیست‌محیطی رودخانه دیواندره در بازه‌های انتهایی آن نگران‌کننده است. همچنین، از میان دو پارامتر کیفی زوال‌پذیر بررسی‌شده، خودپالایی BOD به میزان ۷۵ درصد بیشتر از COD است. همچنین، دقیق‌ترین شبیه‌سازی مربوط به pH و درعین‌حال کمترین دقت شبیه‌سازی

1. Total Maximum Daily Load

معرفی مدل عددی

روش‌های عددی استفاده شده در دینامیک سیالات به محاسباتی گفته می‌شود که ابزار مناسبی برای حل تقریبی معادلات دیفرانسیل جزئی هستند. مسائل آلودگی محیطی در رودخانه‌ها و سواحل را می‌توان با استفاده از معادله انتقال پخش تحلیل کرد. در حل این‌گونه مسائل باید مشخص شود که کمیت ماده آلوده‌کننده پایدار یا ناپایدار (زوال‌پذیر) است. در صورتی که ماده آلاینده زوال‌پذیر باشد، بر اثر فرایندهای بیولوژیکی، شیمیایی و یا فیزیکی مدام از بین می‌رود. از بین کمیت‌های زوال‌پذیر می‌توان به کلیفرم مدفوعی، اکسیژن محلول، فلزات سنگین، ترکیبات نیتروژن و فسفر اشاره کرد [۱۹]. در حال حاضر، استفاده از روش‌های عددی تفاضل محدود با درجه‌های بالاتر برای حل معادله ADE^۱ در انتقال رسوب و آلودگی پر کاربرد است. با این حال، استفاده از این روش ممکن است در مدل‌سازی جریان‌هایی که در آنها انتقال ناشی از سرعت جریان غالب است (ترم انتقال بیشتر از ترم پخش باشد)، نوساناتی را در پیش‌بینی غلظت ماده آلاینده با استفاده از حل عددی معادلات به وجود آورد. در این‌گونه موارد در مکان‌هایی که گرادبان غلظت شدید است (مانند تخلیه فاضلاب‌ها)، مدل غلظت غیرواقعی و منفی پیش‌بینی می‌کند.

یکی از روش‌هایی که در حل عددی معادله انتقال - پخش استفاده می‌شود، الگوی Abbot- Ionescu است. در این روش الگوی معادله انتقال - پخش مطابق شکل ۱ است. بنابراین، ابتدا معادله انتقال-پخش، با استفاده از روابط گسسته‌سازی به صورت سه معادله کلی تبدیل شده و توسط یکی از فرایندهای عددی همچون فرایند Kutija یا Roe حل می‌شود [۲۰].

در کارهای مشابه به منظور تعیین ضریب زوال باکتری کلیفرم مدفوعی بیشتر از دو روش فعالیت‌های میدانی یا استفاده از مقادیر یادشده در سایر مراجع استفاده می‌شود. به طور کلی، مقادیر ضریب زوال باکتری کلیفرم مدفوعی گزارش شده در مراجع تغییرات زیادی دارد. جدول ۱ تعدادی از مقادیر گزارش شده ضریب زوال را نشان می‌دهد.

معادله انتقال-پخش شبیه‌سازی کرد. این معادله از معادلات دیفرانسیل با مشتقات جزئی است و از ترکیب معادله پیوستگی و قانون اول فیک به دست می‌آید. در حل معادلات جریان غیر ماندگار در مجاری روباز دو معادله انتقال و پخش، کاربرد زیادی دارند.

$$\frac{\partial}{\partial t}(SA) + \frac{\partial}{\partial x}(SQ) - \frac{\partial}{\partial x} \left[AD_L \frac{\partial S}{\partial x} \right] = S_T + \frac{Q_L S_L}{\delta x} \quad (۱)$$

که در رابطه ۱: S : غلظت متغیر مورد نظر در مقطع، Q دبی جریان، S_T منبع افزایش‌دهنده یا کاهش‌دهنده، D_L ضریب پخشیدگی طولی و S_L غلظت ورودی یا خروجی جانبی ماده آلوده‌کننده است. در این رابطه جمله اول سمت چپ تساوی، تأثیر محلی؛ جمله دوم، انتشار به وسیله جابه‌جایی؛ جمله سوم، انتشار به وسیله پخشیدگی؛ جمله اول سمت راست، تساوی منبع کاهش‌دهنده یا افزایش‌دهنده رسوب یا آلودگی و قسمت دوم سمت راست تساوی، مقدار آلاینده و یا رسوب ورودی و یا خروجی جانبی است.

معادله حاکم بر انتقال-پخش در نرم‌افزار MIKE11

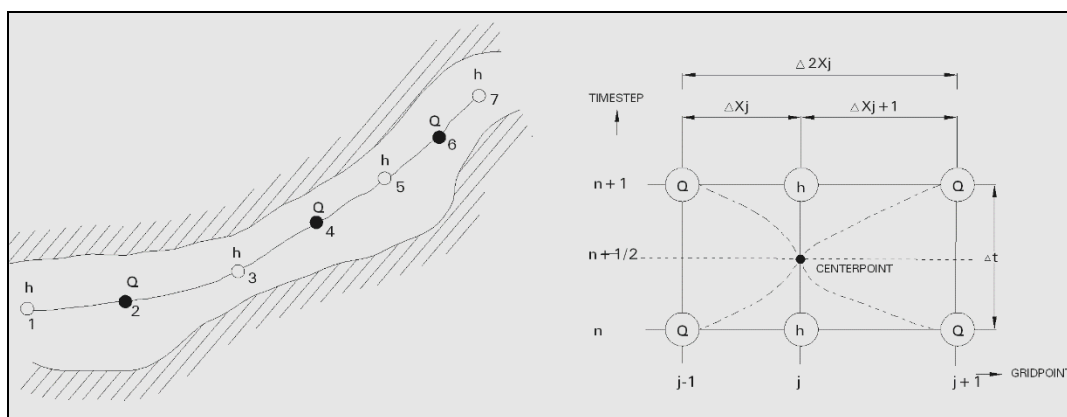
معادله یک‌بعدی که نرم‌افزار MIKE11 برای مدل‌سازی استفاده می‌کند، معادله ۴ است، که از ترکیب معادلات ۲ و ۳ به دست می‌آید:

$$\frac{\partial}{\partial t}(SA) + \frac{\partial}{\partial x}(SQ) - \frac{\partial}{\partial x} \left[AD_L \frac{\partial S}{\partial x} \right] = S_T + \frac{Q_L S_L}{\delta x} \quad (۲)$$

$$S_T = -KAS \quad (۳)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(SA) + \frac{\partial}{\partial x}(SQ) - \frac{\partial}{\partial x} \left[AD_L \frac{\partial S}{\partial x} \right] = -AKS + \frac{Q_L S_L}{\delta x} \quad (۴)$$

که در آن: S غلظت کلیفرم (cfu/100ml)، A سطح مقطع جریان و K ضریب زوال ($\frac{1}{day}$) است.



شکل ۱. نمایه‌های استفاده‌شده در حل عددی و روش Abbot- Ionescu

جدول ۱. ضریب زوال باکتری کلیفرم در چند رودخانه

رودخانه	زمان (دما)	ضریب زوال (بر روز)	سال آزمایش
اوهایو	تایستان (۲۰ °C)	۱/۱۷۶	۱۹۲۴
	زمستان (۵ °C)	۱/۰۸	
اپلینوپز علیا	ژوئن - سپتامبر	۲/۰۴	۱۹۲۷
	اکتبر - می	۲/۵۲	
	دسامبر - مارس	۰/۵۷۶	
	آوریل - نوامبر	۱/۰۳۲	
اپلینوپز سفلی	ژوئن - سپتامبر	۲/۰۴	۱۹۲۷
	اکتبر - می	۲/۵۲	
	دسامبر - مارس	۰/۶۲۴	
	آوریل - نوامبر	۰/۶۹۶	
نهر کم‌عمق و متلاطم	---	۱۵/۱۲	۱۹۴۷
میسوری	زمستان	۰/۴۸	۱۹۶۲
تنسی	تایستان	۱/۰۳۲	۱۹۶۳
ساگرامنتو	تایستان	۱/۷۲۸	۱۹۶۳
کامبرلند	تایستان	۵/۵۲	۱۹۶۳
گلات	---	۲۶/۴	۱۹۳۴

۱. تا حد امکان طی این بازه برداشت یا ورود آب به رودخانه وجود نداشته باشد.
۲. منابع تولیدکننده آلودگی اعم از انسانی یا حیوانی در حاشیه رودخانه نباشد.
۳. تابش مستقیم خورشید تا حد امکان به آب رودخانه مسیر باشد و رودخانه از مسیرهای تنگ و تاریک عبور نکند.
۴. جریان داخل رودخانه بر اثر وجود موانع و دراپ‌های موضعی دارای آشفتگی‌های جزئی باشد که امکان حل شدن اکسیژن هوا داخل آب را هرچه بیشتر فراهم کند.

معرفی ناحیه بررسی‌شده و اطلاعات میدانی استفاده‌شده رودخانه بررسی‌شده در تحقیق پیش رو، رودخانه اصلی حوضه کارده در ۴۰ کیلومتری شهر مشهد است. این رودخانه با طول ۴۵ کیلومتر یک رودخانه دائمی است. با توجه به اینکه هدف تحقیق، مدل‌سازی رفتار خودپالایی رودخانه کارده است، باید انجام آزمایش‌ها و بررسی‌های دقیق صحرایی را روی بازه‌ای که نماینده کل رودخانه باشد، انجام داده و پس از به دست آوردن پارامترهای مورد نظر کیفی، مدل‌سازی را به کل رودخانه تعمیم داد. برای انتخاب بازه‌ای از رودخانه شرایط ذیل در نظر گرفته شده است [۲۱]:

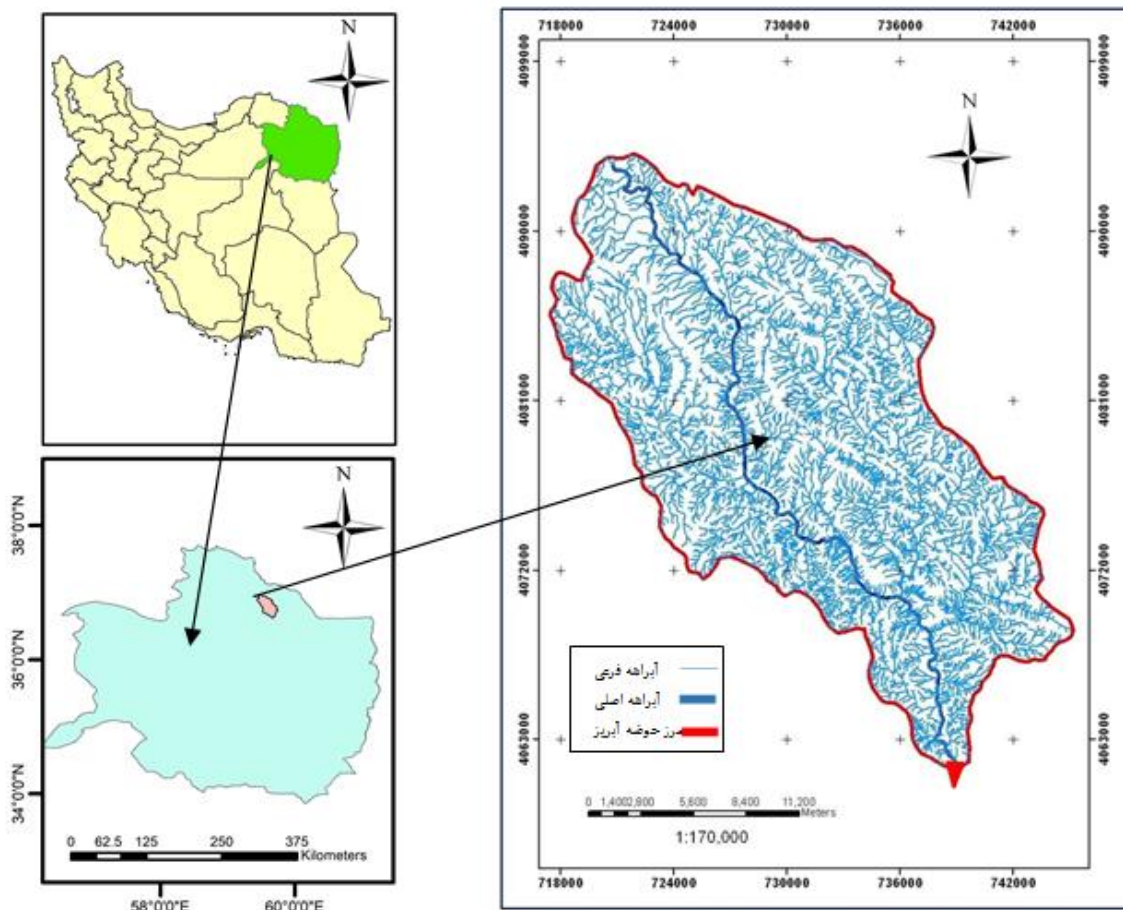
متر و به فاصله ۸۹۰ متر بالادست روستای کارده است (شکل ۲).

مقاطع عرضی رودخانه در محدوده مطالعه شده

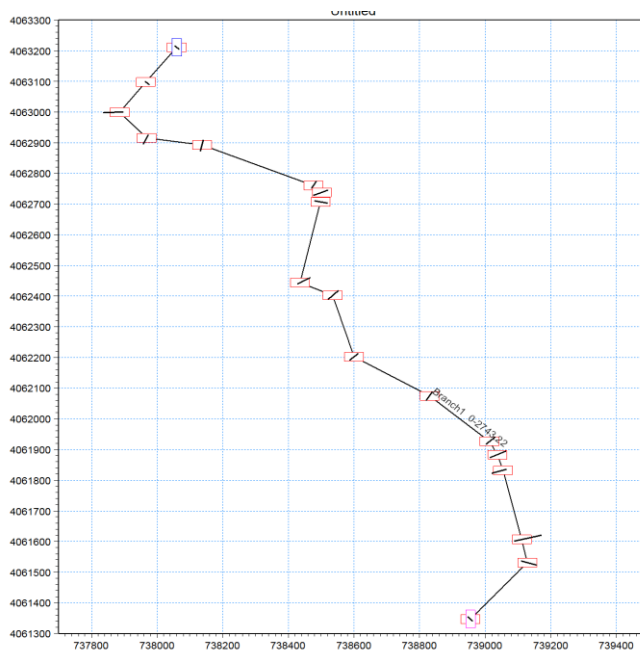
رودخانه کارده در محدوده بالادست سد، فاقد نقشه‌های توپوگرافی یا مقاطع عرضی است. به بیان دیگر، برای به دست آوردن شکل مقاطع مورد نیاز در طول رودخانه و یا عرض آن، باید این اطلاعات به صورت صحرایی برداشت شود. در طول ۲۷۴۳ متر محدوده مطالعه شده در مجموع در ۱۸ نقطه مقطع عرضی رودخانه تهیه شد. شکل ۳ و جدول ۲ مشخصات مقاطع عرضی برداشت شده از رودخانه نشان داده شده است.

۵. رودخانه در محل‌های نمونه‌برداری دارای مقطع نسبتاً یکنواخت باشد، تا امکان اندازه‌گیری جریان با دستگاه‌های سنجش جریان (مولینه) وجود داشته باشد.

با در نظر گرفتن معیارهای یادشده، بازه‌ای به طول ۲۷۴۰ متر که ابتدای آن در هشت کیلومتری بالادست سد کارده است، انتخاب شد. این بازه در حد فاصل روستاهای آل و کارده واقع است. در این بازه هیچ‌گونه منبع تولید آلودگی دامی و انسانی وجود ندارد و جریان‌های جانبی نیز به رودخانه وارد یا از آن خارج نمی‌شوند. شروع این بازه دارای ارتفاع ۱۳۶۱ متر از سطح دریا به فاصله ۲۳۷۰ متر پایین‌دست روستای آل و انتهای آن، دارای ارتفاع ۱۳۱۷



شکل ۲. حوضه آبریز رودخانه کارده



شکل ۳. محل مقاطع عرضی برداشت‌شده در طول رودخانه کارده

جدول ۲. مشخصات مقاطع عرضی برداشت‌شده در طول رودخانه کارده [۲۲]

شماره مقطع	X	Y	Z	فاصله از مبدأ	عرض مقطع
۱	۷۳۸۰۶۰	۴۰۶۳۲۱۱	۱۳۶۱	۰/۰	۱۴/۴۵
۲	۷۳۷۹۶۶	۴۰۶۳۰۹۸	۱۳۵۷/۰۲	۱۴۶/۹۹	۱۳/۳۷
۳	۷۳۷۸۸۶	۴۰۶۳۰۰۰	۱۳۵۷/۱۷	۲۳۷/۴۹	۵۷/۶
۴	۷۳۷۹۶۸	۴۰۶۲۹۱۶	۱۳۵۷/۱۷	۳۹۰/۸۸	۳۰/۳۵
۵	۷۳۸۱۳۷	۴۰۶۲۸۹۳	۱۳۵۲/۵۸	۵۶۱/۴۴	۳۵/۳۵
۶	۷۳۸۴۶۷	۴۰۶۲۷۶۰	۱۳۴۶/۶۵	۹۲۵/۶۰	۲۵/۱۵
۷	۷۳۸۵۰۲	۴۰۶۲۷۳۸	۱۳۴۵/۸۴	۹۵۹/۶۵	۴۴/۶۰
۸	۷۳۸۴۹۸	۴۰۶۲۷۰۷	۱۳۴۴/۹۷	۹۹۰/۹۱	۳۸/۱۵
۹	۷۳۸۴۳۶	۴۰۶۲۴۴۴	۱۳۴۰/۶۲	۱۲۶۱/۱۲	۴۰/۷۵
۱۰	۷۳۸۵۳۵	۴۰۶۲۴۰۲	۱۳۳۸/۸۷	۱۳۶۸/۶۶	۳۸/۴۳
۱۱	۷۳۸۶۰۰	۴۰۶۲۲۰۲	۱۳۳۵/۲۳	۱۵۷۸/۹۶	۳۰/۹۵
۱۲	۷۳۸۸۳۰	۴۰۶۲۰۷۵	۱۳۳۱/۱۶	۱۸۴۱/۶۹	۳۰/۷۷
۱۳	۷۳۹۰۱۳	۴۰۶۱۹۲۶	۱۳۲۷/۲۷	۲۰۷۷/۶۸	۳۴/۷۱
۱۴	۷۳۹۰۳۷	۴۰۶۱۸۸۳	۱۳۲۶/۴۴	۲۱۲۶/۹۲	۵۱/۰۳
۱۵	۷۳۹۰۵۴	۴۰۶۱۸۳۲	۱۳۲۵/۴۱	۲۱۸۰/۶۸	۴۳/۸۶
۱۶	۷۳۹۱۱۱	۴۰۶۱۶۰۶	۱۳۲۱/۶۳	۲۴۱۳/۷۶	۸۲/۲۸
۱۷	۷۳۹۱۲۸	۴۰۶۱۵۳۱	۱۳۲۰/۲۷	۲۴۹۰/۶۶	۴۵/۹۱
۱۸	۷۳۸۹۵۵	۴۰۶۱۳۴۷	۱۳۱۵/۷۵۵	۲۷۴۳/۲۲	۱۷

جدول ۳. خلاصه برداشت‌ها و مشاهدات اندازه‌گیری عمق آب، سطح مقطع و دبی جریان [۲۳]

تاریخ نمونه‌برداری	محل نمونه‌برداری	سطح مقطع جریان (مترمربع)					تعداد دور مولینه در ۴۰ ثانیه					سرعت جریان در مقطع (متر بر ثانیه)					سرعت متوسط	دبی کل (m ³ /s)
		۰/۱۲	۰/۱۲	۰/۱۴	۰/۱۴	۰/۱	۷۹	۱۵۲	۸۲	۱۰۰	۰/۴۳	۰/۸۲	۰/۴۴	۰/۴۴	۰/۴۰	۰/۵۴		
۱۳۹۳/۱/۲۱	مقطع ۱ بالادست	۰/۱۲	۰/۱۲	۰/۱۴	۰/۱۴	۰/۱	۷۹	۱۵۲	۸۲	۱۰۰	۰/۴۳	۰/۸۲	۰/۴۴	۰/۴۴	۰/۴۰	۰/۵۴	۰/۵۲۶	۰/۳۲۲
	مقطع ۳ پایین‌دست	۰/۲	۰/۲۹	۰/۳۷	۰/۳۸	۰/۲۳	۲۳	۳۳	۴۸	۱۶	۰/۱۳	۰/۱۸	۰/۲۶	۰/۲۶	۰/۲۵	۰/۰۹	۰/۱۸۴	۰/۲۹۳
۱۳۹۳/۴/۲۳	مقطع ۱ بالادست	۰/۰۷	۰/۰۹	۰/۰۹	۰/۰۷		۶۵	۷۹	۸۸			۰/۴۳	۰/۴۸	۰/۴۸	۰/۱۷		۰/۳۵۷	۰/۱۲۲
	مقطع ۳ پایین‌دست	۰/۱	۰/۱۷	۰/۲۱	۰/۲		۱۴	۳۸	۵۷			۰/۲۱	۰/۳۱	۰/۳۱	۰/۲۱		۰/۲۰۳	۰/۱۵۰
۱۳۹۳/۴/۳۰	مقطع ۱ بالادست	۰/۱۲	۰/۱۲	۰/۱	۰/۰۸		۸۶	۸۳	۸۰			۰/۴۵	۰/۴۳	۰/۴۳	۰/۳۲		۰/۴۱۷	۰/۱۷۷
	مقطع ۳ پایین‌دست	۰/۰۶	۰/۰۹	۰/۱	۰/۰۹	۰/۱	۹۲	۷۷	۱۰۲	۷۲	۰/۵	۰/۴۲	۰/۵۵	۰/۵۵	۰/۵۸	۰/۳۹	۰/۴۸۶	۰/۳۱۴
۱۳۹۳/۵/۰۱	مقطع ۱ بالادست	۰/۰۹	۰/۱	۰/۱	۰/۰۹		۷۵	۸۷	۶۸			۰/۴۷	۰/۳۷	۰/۳۷	۰/۲۱		۰/۳۶۴	۰/۱۳۸
	مقطع ۳ پایین‌دست	۰/۱	۰/۰۹	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۶	۵۲	۶۹	۵۵	۷۲	۰/۲۸	۰/۳۷	۰/۳	۰/۳	۰/۴۵		۰/۳۶۱	۰/۱۴۶

نتایج

خلاصه برداشت‌های صورت‌گرفته در این مقاطع در جدول ۳ خلاصه شده است.

دبی اندازه‌گیری‌شده در مقطع ۱ در تاریخ ۱۳۹۳/۱/۲۱ معادل ۳۲۲ لیتر بر ثانیه بوده است، این دبی در همین مقطع در تاریخ ۱۳۹۳/۴/۲۳ که معرف ماه کم‌آب سال است، به حدود یک‌سوم یعنی ۱۲۲ لیتر بر ثانیه کاهش یافته است. دبی اندازه‌گیری‌شده در مقطع ۳ در تاریخ ۱۳۹۳/۱/۲۱ معادل ۲۹۳ لیتر بر ثانیه بوده است، این دبی در همین مقطع در تاریخ ۱۳۹۳/۴/۲۳ به ۱۵۰ لیتر بر ثانیه کاهش یافته است.

نمونه‌برداری‌های کیفی

نمونه‌برداری‌های میدانی توسط آزمایشگاه و نیروهای مجرب آن صورت می‌گیرد. نمونه‌برداری‌های انجام‌شده به‌منظور تعیین پارامترهای مورد نیاز تحقیق در هر مقطع شامل دما (محیط و آب)، pH آب، اکسیژن محلول (DO)، اکسیژن بیولوژیکی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) و شاخص آلودگی (Ecoli) است. از پارامترهای یادشده دما pH و DO به‌ترتیب توسط دماسنج، pH متر و دستگاه DO متر و در محل اندازه‌گیری می‌شوند. برای

مشخص کردن اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) و شاخص آلودگی (Ecoli) باید از آب رودخانه نمونه‌گیری شده و در آزمایشگاه اندازه‌گیری شود. با توجه به اینکه یکی از اهداف تحقیق، بررسی و به‌دست آوردن ضریب خودپالایی رودخانه کارده است، هنگام نمونه‌گیری باید رودخانه و محیط اطراف از نظر عوامل مؤثر بر ضریب خودپالایی رودخانه به تعادل رسیده باشند. عوامل مؤثر بر ضریب خودپالایی همچون دما، تابش خورشید و... است. این موارد هنگام نمونه‌گیری نباید تغییر زیادی کند، چراکه هر نوع تغییری، نتایج نمونه‌گیری را تحت تأثیر قرار می‌دهد. بنابراین، نیاز است که این پارامترها در حالت تعادل باشند. همچنین، رودخانه نیز از نظر پارامترهای تأثیرگذار بر ضریب زوال به حال تعادل رسیده باشد. برای مثال، قبل از نمونه‌گیری در بالادست عبور احشام، انسان و وسایل نقلیه از رودخانه اتفاق نیفتاده باشد.

به‌منظور مدل‌سازی عددی پخش آلودگی و بررسی خودپالایی رودخانه باید ابتدا مدل هیدرودینامیکی جریان در ناحیه بررسی‌شده تشکیل، اجرا و تحلیل شود و بر اساس نتایج مدل‌سازی عددی در بخش هیدرودینامیک مدل پخش و انتقال بر پایه آن تشکیل شود. برای این

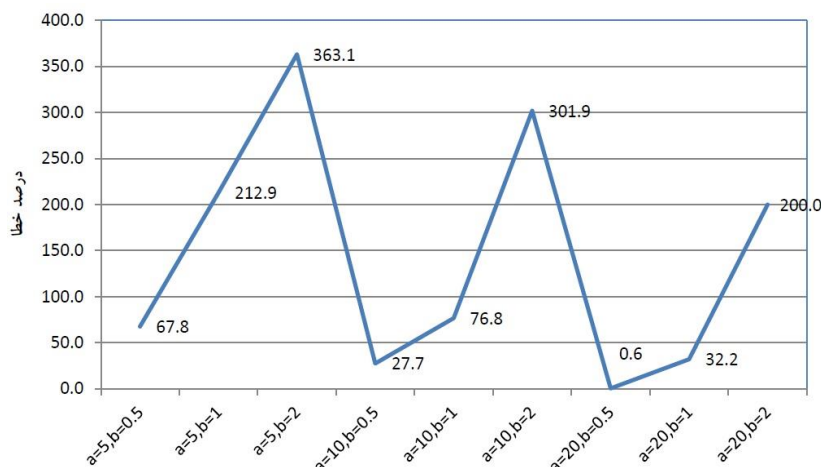
پخش - انتقال در این حالت عبارت است از: «دبی و میزان آلودگی معلوم در مقطع بالادست و رقوم سطح آب و آلودگی معلوم در مقطع پایین‌دست». نمونه‌برداری‌ها در این فصل در سه نوبت انجام شده است که آزمایش‌های تعیین دما، pH، BO، BOD، COD و آلودگی (EColi) بوده و در مدل‌سازی میانگین این نتایج لحاظ شده است. بر این اساس، مقدار آلودگی (EColi) در مقطع یک از ۲۰ تا ۸۰ واحد در میلی‌گرم متغیر بوده که در مدل‌سازی متوسط آن یعنی ۵۰ واحد در میلی‌گرم (۵ هزار واحد در ۱۰۰ میلی‌گرم) منظور شده است. در مقطع پایین‌دست نیز مقدار آلودگی (EColi) از ۲۰ تا ۵۰ واحد در میلی‌گرم متغیر بوده که در مدل‌سازی متوسط آن یعنی ۴۰ واحد در میلی‌گرم (۴ هزار واحد در ۱۰۰ میلی‌گرم) منظور شده است. صحت‌سنجی مدل نیز براساس تغییرات آلودگی در دو بازه انتهایی صورت می‌گیرد و نتیجه مطلوب زمانی حاصل می‌شود که خطای این تغییرات به کمترین حد برسد. جدول ۴ نشان‌دهنده نتایج مدل‌سازی براساس ضریب زوال ۰/۰۸ و مقادیر مختلف فاکتور پخش و توان ضریب پخش به‌عنوان نمونه‌ای از جایگشت‌های ممکن با بهترین نتایج و کمترین درصد خطا است. خطای به‌وجودآمده در این حالت از حداقل ۱۹/۳ تا حداکثر ۱۳۰/۹ متغیر است که خود بیانگر نامناسب بودن این ضریب زوال است.

منظور، مدل هیدوردینامیکی بر اساس اطلاعات برداشت‌شده تهیه شد. در مدل عددی برای شرط مرزی ورودی از دبی ثابت برداشت‌شده، در مرز خروجی از سطح آب ثابت مشخص برداشت‌شده استفاده شد. مدل عددی با سرعت برداشت‌شده توسط مولینه در مقاطع مختلف کالیبره شد و براساس نتایج به‌دست‌آمده ضریب زبری در ناحیه بررسی شده ۰/۰۵۸ تعیین شد. در ادامه، به‌منظور تعیین پارامترهای ضریب زوال، فاکتور پخش و توان ضریب پخش از تمامی جایگشت‌های ممکن استفاده شده و نتایج خروجی از مدل عددی در هریک از این جایگشت‌ها با نتایج کیفی برداشت‌شده در فصل تر و فصل خشک مقایسه شده است.

مدل‌سازی انتقال - پخش در فصل خشک سال (مردادماه)
در این قسمت به‌منظور بررسی اثر خودپالایی رودخانه ابتدا باید پارامترهای ضریب زوال، فاکتور پخش و توان ضریب پخش مشخص شود. بر اساس طیف پیشنهادشده در راهنمای استفاده از نرم‌افزار MIKE11 ضریب پخش خود تابعی از سرعت جریان و ضرایب a و b است ($D=av^b$) و برای آبراهه‌ها این ضریب در بازه ۱ تا ۵ قرار دارد. ابتدا به بررسی اثر تغییر در این ضریب روی میزان خودپالایی در رودخانه پرداخته می‌شود. در این مرحله برای شروع سعی و خطا و بر اساس توصیه مقدار ضریب زوال برابر با ۰/۲۰۲ در نظر گرفته می‌شود. شرایط مرزی

جدول ۴. نتایج حاصل از مدل‌سازی براساس ضریب زوال ۰/۰۸ فاکتور پخش و توان ضریب پخش مختلف [۲۳]

v	a	b	D	decay	Ecoli	Ecoli	Ecoli	ΔEcoli 1	ΔEcoli 2	Error%
جریان	فاکتور	توان	ضریب	ضریب	CH:	CH:	CH:			
سرعت	پخش	ضریب	پخش	زوال	2490.66	2616.94	2743.22			
۰/۴	۵	۰/۵	۳/۱۶	۰/۰۸	۴۳۶۸/۹	۴۱۳۷/۷	۴۰۰۰	۲۳۱/۲	۱۳۷/۷	۶۷/۸
۰/۴	۵	۱	۲/۰۰	۰/۰۸	۴۶۱۳/۲	۴۱۴۸/۵	۴۰۰۰	۴۶۴/۷	۱۴۸/۵	۲۱۲/۹
۰/۴	۵	۲	۰/۸۰	۰/۰۸	۴۸۶۵/۱	۴۱۵۳/۶	۴۰۰۰	۷۱۱/۵	۱۵۳/۶	۳۶۳/۱
۰/۴	۱۰	۰/۵	۶/۳۲	۰/۰۸	۴۲۱۱/۳	۴۱۲۲/۶	۴۰۰۰	۸۸/۷	۱۲۲/۶	۲۷/۷
۰/۴	۱۰	۱	۴/۰۰	۰/۰۸	۴۳۹۶/۴	۴۱۴۳/۲	۴۰۰۰	۲۵۳/۲	۱۴۳/۲	۷۶/۸
۰/۴	۱۰	۲	۱/۶۰	۰/۰۸	۴۷۷۰/۲	۴۱۵۳/۵	۴۰۰۰	۶۱۶/۸	۱۵۳/۵	۳۰۱/۹
۰/۴	۲۰	۰/۵	۱۲/۶۵	۰/۰۸	۴۱۸۳/۸	۴۰۹۲/۲	۴۰۰۰	۹۱/۷	۹۲/۲	۰/۶
۰/۴	۲۰	۱	۸/۰۰	۰/۰۸	۴۲۲۰/۶	۴۱۳۱/۵	۴۰۰۰	۸۹/۱	۱۳۱/۵	۳۲/۲
۰/۴	۲۰	۲	۳/۲۰	۰/۰۸	۴۶۱۱/۲	۴۱۵۲/۸	۴۰۰۰	۴۵۸/۴	۱۵۲/۸	۲۰۰/۰



شکل ۴. خطای حاصل از مدل‌سازی بر اساس ضریب زوال ۰/۰۸، فاکتور پخش و توان ضریب پخش مختلف

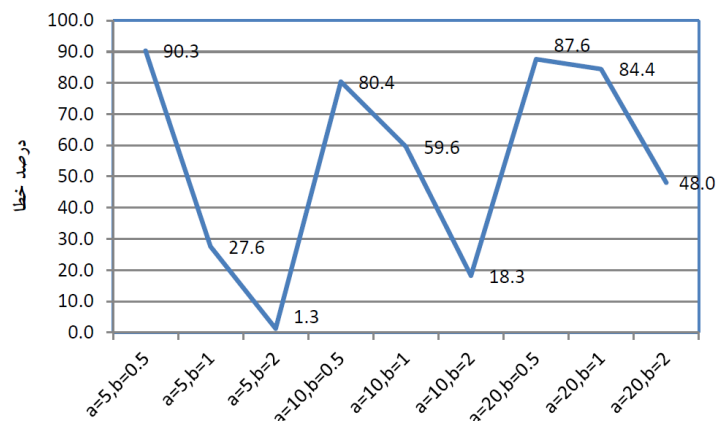
اساس، مقدار آلودگی (EColi) در مقطع یک ۷۰ واحد در میلی‌گرم بوده که در مدل‌سازی ۷ هزار واحد در ۱۰۰ میلی‌گرم منظور شده است. در مقطع پایین‌دست نیز مقدار آلودگی (EColi) ۴۰ واحد در میلی‌گرم بوده که در مدل‌سازی ۴ هزار واحد در ۱۰۰ میلی‌گرم منظور شده است. صحت‌سنجی مدل نیز براساس تغییرات آلودگی در دو بازه انتهایی صورت می‌گیرد و نتیجه مطلوب زمانی حاصل می‌شود که خطای این تغییرات به کمترین حد برسد. جدول ۵ نشان‌دهنده نتایج حاصل از مدل‌سازی بر اساس ضریب زوال ۰/۲۰۷ است.

همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، به ازای ضریب زوال ۰/۰۸ و فاکتور پخش ۲۰ و توان ۲ ضریب پخش ۰/۵ خطای مدل‌سازی به ۰/۶ درصد می‌رسد. همان‌طور که مشخص است، $a=20$ ، $b=5$ شاهد کمترین خطا در پیش‌بینی مشخصات کیفی رودخانه هستیم. خطای به‌وجودآمده در این حالت از حداقل ۱۹/۳ تا ۱۳۰/۹ متغیر است که خود بیانگر نامناسب بودن این ضریب زوال است.

مدل‌سازی انتقال - پخش در فصل تری سال (فروردین‌ماه) در این قسمت شرایط مرزی پخش - انتقال عبارت است از: «دبی و میزان آلودگی معلوم در مقطع بالادست و رقوم سطح آب و آلودگی معلوم در مقطع پایین‌دست». بر این

جدول ۵. نتایج حاصل از مدل‌سازی بر اساس ضریب زوال ۰/۲۰۷، فاکتور پخش و توان ضریب پخش مختلف [۲۳]

v	a	b	D	decay	Ecoli	Ecoli	Ecoli	ΔEcoli 1	ΔEcoli 2	Error%
سرعت	فاکتور	توان	ضریب	ضریب	CH:	CH:	CH:			
جریان	پخش	ضریب	پخش	زوال	2490.66	2616.94	2743.22			
		پخش								
۰/۵	۵	۰/۵	۳/۵۴	۰/۲۰۷	۵۲۴۸/۵	۵۱۷۰/۷	۴۰۰۰	۱۱۳/۸	۱۱۷۰/۷	۳/۹۰
۰/۵	۵	۱	۲/۵۰	۰/۲۰۷	۵۵۷۰/۴	۴۹۷۰/۸	۴۰۰۰	۶۵۹/۶	۹۱۰/۸	۲۷/۶
۰/۵	۵	۲	۱/۲۵	۰/۲۰۷	۵۸۰۳/۱	۴۹۰۷/۴	۴۰۰۰	۸۹۵/۶	۹۰۷/۴	۱/۳
۰/۵	۱۰	۰/۵	۷/۰۷	۰/۲۰۷	۵۱۰۶/۲	۴۹۲۵/۰	۴۰۰۰	۱۸۱/۲	۹۲۵/۰	۸۰/۴
۰/۵	۱۰	۱	۵/۰۰	۰/۲۰۷	۵۲۸۸/۰	۴۹۱۷/۵	۴۰۰۰	۳۷۰/۶	۹۱۷/۵	۵۹/۶
۰/۵	۱۰	۲	۲/۵۰	۰/۲۰۷	۵۶۵۵/۷	۴۹۱۱/۰	۴۰۰۰	۷۴۴/۷	۹۱۱/۰	۱۸/۳
۰/۵	۲۰	۰/۵	۱۴/۱۴	۰/۲۰۷	۵۰۵۸/۱	۴۹۴۳/۳	۴۰۰۰	۱۱۶/۸	۹۴۱/۳	۸۷/۶
۰/۵	۲۰	۱	۱۰/۰۰	۰/۲۰۷	۵۰۷۴/۵	۴۹۲۹/۸	۴۰۰۰	۱۴۴/۷	۹۲۹/۸	۸۴/۴
۰/۵	۲۰	۲	۵/۰۰	۰/۲۰۷	۵۳۹۴/۷	۴۹۱۷/۸	۴۰۰۰	۴۷۶/۹	۹۱۷/۸	۴۸/۰



شکل ۵. خطای حاصل از مدل‌سازی بر اساس ضریب زوال ۰/۲۰۷، فاکتور پخش و توان ضریب پخش مختلف

همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، به ازای ضریب زوال ۰/۲۰۷ و فاکتور پخش ۵ و توان ضریب پخش ۲ خطای مدل‌سازی به ۱/۳ درصد می‌رسد. خطای به‌وجودآمده در این حالت از حداقل ۶۸/۶ تا ۹۸/۱ متغیر است که خود بیانگر نامناسب بودن این ضریب زوال است. میزان اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) و شاخص آلودگی (Ecoli) به ترتیب، ۱۹، ۳۹ (mg/l) و ۴۰ (Cfu/ml) اندازه‌گیری شده است. جدول ۶ مشخصات نمونه‌ها و نتایج خروجی آزمایشگاه را برای ۱۲ نمونه اخذشده از رودخانه کارده طی چهار دوره نمونه‌برداری، نشان می‌دهد.

جدول ۶. مشخصات نمونه‌ها و نتایج خروجی آزمایشگاه [۲۳]

تاریخ نمونه‌برداری	محل نمونه‌برداری	دمای محیط	دمای آب	PH	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	E.coli (Cfu/ml)	دبی
۱۳۹۳/۱/۲۱	مقطع ۱ بالادست	۱۴	۱۲	۸/۲	۸/۱	۲۱	۴۱	۷۰	۰/۳۲۲
۰/۲۹۳	مقطع ۳ پایین‌دست	۱۴	۱۲	۸/۲	۷/۹	۱۹	۳۹	۴۰	۰/۲۹۳
۱۳۹۳/۴/۲۳	مقطع ۱ بالادست	۲۴	۲۲	۷/۵	۵/۹	۱۶	۳۰	۲۰	۰/۱۲۲
۰/۱۵۰	مقطع ۳ پایین‌دست	۲۴	۲۲	۷/۹	۶	۱۵	۳۰	۵۰	۰/۱۵۰
۱۳۹۳/۴/۳۰	مقطع ۱ بالادست	۲۷	۱۷	۷/۴	۶/۴۵	۱۶	۳۰	۸۰	۰/۱۷۷
۰/۲۱۴	مقطع ۳ پایین‌دست	۲۷	۱۷	۷/۵	۶/۸	۱۷	۳۰	۵۰	۰/۲۱۴
۱۳۹۳/۵/۱	مقطع ۱ بالادست	۳۰	۱۹	۷/۶	۶/۸	۱۶	۲۹	۵۰	۰/۱۳۸
۰/۱۴۶	مقطع ۳ پایین‌دست	۲۹	۱۹	۷/۷	۶/۸	۱۷	۳۰	۲۰	۰/۱۴۶

جدول ۶. مشخصات نمونه‌ها و نتایج خروجی آزمایشگاه [۲۳]

تاریخ نمونه‌برداری	محل نمونه‌برداری	دمای محیط	دمای آب	PH	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	E.coli (Cfu/ml)	دبی
۱۳۹۳/۱/۲۱	مقطع ۱ بالادست	۱۴	۱۲	۸/۲	۸/۱	۲۱	۴۱	۷۰	۰/۳۲۲
۰/۲۹۳	مقطع ۳ پایین‌دست	۱۴	۱۲	۸/۲	۷/۹	۱۹	۳۹	۴۰	۰/۲۹۳
۱۳۹۳/۴/۲۳	مقطع ۱ بالادست	۲۴	۲۲	۷/۵	۵/۹	۱۶	۳۰	۲۰	۰/۱۲۲
۰/۱۵۰	مقطع ۳ پایین‌دست	۲۴	۲۲	۷/۹	۶	۱۵	۳۰	۵۰	۰/۱۵۰
۱۳۹۳/۴/۳۰	مقطع ۱ بالادست	۲۷	۱۷	۷/۴	۶/۴۵	۱۶	۳۰	۸۰	۰/۱۷۷
۰/۲۱۴	مقطع ۳ پایین‌دست	۲۷	۱۷	۷/۵	۶/۸	۱۷	۳۰	۵۰	۰/۲۱۴
۱۳۹۳/۵/۱	مقطع ۱ بالادست	۳۰	۱۹	۷/۶	۶/۸	۱۶	۲۹	۵۰	۰/۱۳۸
۰/۱۴۶	مقطع ۳ پایین‌دست	۲۹	۱۹	۷/۷	۶/۸	۱۷	۳۰	۲۰	۰/۱۴۶

تحلیل حساسیت

برای بررسی بهتر عوامل مؤثر بر افزایش آلودگی رودخانه می‌توان نسبت به تحلیل حساسیت پارامترهای مؤثر بر کالیبراسیون مدل پرداخت. در این خصوص می‌توان آنالیز حساسیت مدل را بر اساس پارامترهای مؤثر بر تغییرات آلودگی انجام داد. در آنالیز حساسیت یکی از پارامترهای مؤثر بر مدل‌سازی را به میزان مثلاً ۱۰ درصد تغییر داده و با ثابت نگه داشتن دیگر پارامترها میزان آلودگی به‌دست‌آمده با مقدار اولیه مقایسه می‌شود. سپس، همین

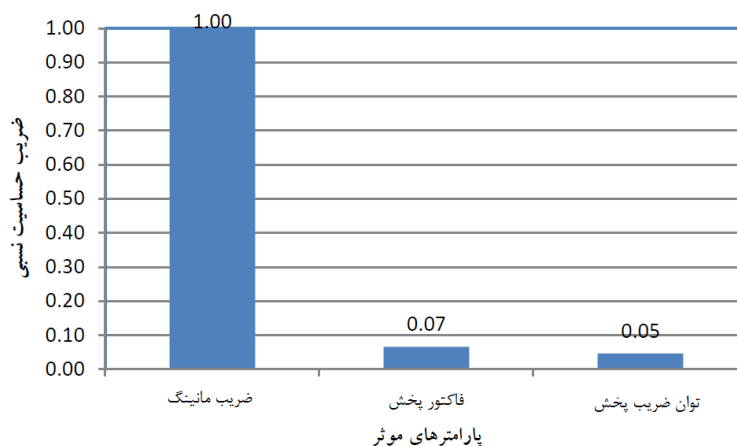
در تاریخ‌های ۱۳۹۳/۴/۲۳ و ۱۳۹۳/۴/۳۰ و ۱۳۹۳/۵/۱، که معرف ماه‌های کم‌آب سال است، میزان متوسط اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) و شاخص آلودگی (Ecoli) در مقطع نخست، به ترتیب، ۱۶، ۲۹/۶ و ۵۰ اندازه‌گیری شده است. در همان تاریخ‌ها میزان متوسط اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) و شاخص آلودگی (Ecoli) در مقطع سوم، به ترتیب، ۱۶/۳، ۳۰/۳ و ۴۰ اندازه‌گیری شده است.

۱/۶۵ درصد کاهش می‌یابد. در حالی که با اعمال ۱۰ درصد تغییر در ضریب فاکتور پخش مقدار آلودگی ۰/۱۱ درصد کاهش یافته و در همین شرایط با اعمال ۱۰ درصد افزایش در توان ضریب پخش مقدار آلودگی ۰/۰۸ درصد افزایش پیدا می‌کند. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، تأثیر ضریب مانینگ در برآورد آلودگی نسبت به پارامترهای مؤثر دیگر ۹۰ درصد بوده و سهم پارامترهای دیگر در برآورد آلودگی در مجموع ۱۰ درصد است. شکل ۶ نشان‌دهنده تأثیر پارامترهای مؤثر بر برآورد آلودگی نسبت به یکدیگر است.

کار برای پارامترهای دیگر تکرار شده و در نهایت، درصد تأثیر هر یک از پارامترها بر برآورد آلودگی محاسبه می‌شود. جدول ۷ مقدار آلودگی قبل و بعد از تغییر در هر یک از پارامترها را نشان می‌دهد. در هر یک از سطوح این جدول، پارامتر مورد نظر به میزان ۱۰ درصد افزایش یافته و پارامترهای دیگر ثابت نگه داشته شده‌اند. پس از اعمال این تغییر، آلودگی به‌دست‌آمده از مدل در یکی از مقاطع با میزان آلودگی در همین مقطع و قبل از تغییر مقایسه شده و درصد تغییر حاصل شده محاسبه می‌شود. با اعمال ۱۰ درصد افزایش در ضریب مانینگ مقدار آلودگی

جدول ۷. مقدار آلودگی قبل و بعد از تغییر در هر یک از پارامترها

پارامتر	قبل از تغییر		پس از تغییر		تغییر (%)	ضریب حساسیت نسبی
	پارامتر	Ecoli	پارامتر	Ecoli		
ضریب مانینگ	۰/۰۵۸	۴۱۸۳/۸۲۷	۰/۰۶۴	۴۱۱۴/۹۶۹	۱/۶۵	۱
فاکتور پخش	۲۰	۴۱۸۳/۸۲۷	۲۲	۴۱۷۹/۳۱۴	۰/۱۱	۰/۰۷
توان ضریب پخش	۰/۵	۴۱۸۳/۸۲۷	۰/۵۵	۴۱۸۶/۹۶۷	۰/۰۸	۰/۰۵



شکل ۶. ضریب حساسیت نسبی پارامترهای مؤثر بر میزان آلودگی

بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به اینکه رودخانه‌ها یکی از منابع مهم تأمین‌کننده آب شرب شهرها، روستاها و همچنین، اراضی کشاورزی هستند، که در مقام تأمین‌کننده آب شرب، کیفیت این آب بسیار اهمیت دارد. بنابراین، آگاهی از سلامت آن و راه‌های اقتصادی تصفیه و پالایش آب باید به‌عنوان یک ضرورت، بیشتر مورد توجه قرار گیرد. در این مطالعه رودخانه کارده که در زمان‌های بهره‌برداری طی سال یکی از منابع تأمین‌کننده آب شرب شهر مشهد است، بررسی شده است.

از آنالیز حساسیت یادشده نتیجه می‌شود که ضریب مانینگ تأثیر زیادی بر مدل‌سازی پخش و انتقال آلودگی دارد. با فرض اینکه محدوده انتخاب‌شده برای کالیبراسیون مدل بتواند نماینده کل رودخانه کارده باشد، می‌توان پارامترهای یادشده را در مدل‌سازی کل رودخانه اعمال کرد. البته، چنانچه جنس بستر رودخانه، پوشش گیاهی بستر و عوامل دیگر مؤثر بر ضریب مانینگ در طول رودخانه تغییر محسوسی داشته باشد، می‌توان این ضریب را برای مقطع مورد نظر تغییر داد.

قابلیت خودپالایی و اضمحلال آلودگی در رودخانه بستگی به شرایط آن از لحاظ فصلی و موقعیت زمانی طی شبانه‌روز دارد. شرایط فصلی به لحاظ تغییرات در میزان آورد رودخانه از جمله پارامترهای مؤثر بر رفتار خودپالایی است که در این تحقیق به آن پرداخته شده است. ماه‌های بهار و تابستان به ترتیب به‌عنوان معرف ماه‌های تر و خشک سال در نظر گرفته شده است که به لحاظ حساسیت کیفیت آب در ماه‌های کم‌آبی تمرکز تحقیق و آزمایش‌ها بیشتر روی ماه خشک سال (مردادماه) واقع شده و بر اساس نتایج آزمایش‌های انجام‌شده در این ماه، مدل‌سازی صورت گرفته است. درخور یادآوری است تعداد نمونه‌های اخذشده برای مشخص کردن آلودگی رودخانه در این تحقیق نه عدد بوده است که به دلیل زیاد بودن هزینه آزمایش‌ها به همین تعداد نمونه بسنده شده است. بدیهی است هر چه تعداد نمونه‌ها بیشتر باشد، نتایج مدل‌سازی به واقعیت نزدیک‌تر است.

صحت‌سنجی مدل نیز بر اساس تغییرات آلودگی در دو بازه انتهایی صورت گرفته است و نتیجه مطلوب زمانی حاصل شده است که خطای این تغییرات به کمترین حد برسد. در پژوهشی محجوبی و همکاران (۲۰۲۰) به بررسی غلظت عناصر سنگین و سمی در پایین‌دست باطله‌های معدنی مس سونگون و تأثیر بستر آهکی رودخانه بر کاهش غلظت آلاینده‌ها پرداختند، مشخص شد که پراکندگی غلظت عناصر سنگین در آب با رسوب مرتبط است و تحت تأثیر تغییرات pH قرار دارد و افزایش pH در نتیجه واکنش آب با سنگ‌های آهکی در بستر رودخانه موجب افزایش توان خودپالایی رودخانه می‌شود که هم‌راستایی با پژوهش کنونی در زمینه پایش pH در مناطق آهکی و کارستی را نشان می‌دهد [۲۴]. سرگلزایی و همکاران (۲۰۱۹) به پایش کیفی رودخانه‌کارده با استفاده از شاخص NSF WQI پرداختند. نتایج پژوهش آنها بیان می‌کند که تأثیرات کاربری اراضی در طول رودخانه ارتباط مستقیمی با عوامل آلوده‌ساز منطقه دارد و شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی تغییرات لحظه‌ای را گزارش می‌کند که این موضوع تأییدکننده نتایج پژوهش حاضر است. همچنین، در محدوده رودخانه‌کارده به بررسی سلامت اکوسیستم با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی پرداخته شده و در چهار ایستگاه پارامترهای فیزیکی pH، DO، EC و دما اندازه‌گیری شدند. نتایج بیانگر این بود که فقط در یک ایستگاه به دلیل فاصله

درخور توجه از روستاها شاخص کیفی در وضعیت مطلوب‌تری قرار دارد و همبستگی مثبتی بین شاخص یکپارچگی زیستی^۱ B-IBI با پارامترهای دما، pH و EC مشاهده شده است که در خودپالایی رودخانه‌کارده نیز تأثیر زیادی نیز دارد [۲۵]. حیدری‌زاد و محمدزاده (۲۰۱۲) به بررسی لیتولوژی حوضه آبریز کارده و ارتباط آن به کیفیت آب رودخانه منطقه پرداختند. همان‌گونه که در پژوهش حاضر بیان شده است، کارستی بودن منطقه به دلیل انحلال کانی‌های کربناته کلسیت و دولومیت ارتباط مستقیمی با کیفیت و خودپالایی رودخانه‌کارده نیز دارد [۲۶]. در پژوهشی محمودی و همکاران (۲۰۱۰) به مدل‌سازی ضریب زبری مانینگ با استفاده از داده‌های دانه‌بندی بخشی‌هایی از بستر رودخانه و اندازه‌گیری دبی در جریان‌های مختلف و با استفاده از رابطه بارنز پرداختند که نتایج به‌دست‌آمده از پژوهش آنها با مدل عددی MIKE11 نیز همخوان است [۲۷]. همچنین، کیفیت آب بارندگی در حوضه آبریز کارده تأثیر زیادی بر کیفیت آب رودخانه ندارد، و فقط منشأهایی مانند کودهای کشاورزی و لیتولوژی منطقه تأثیر زیادی بر کیفیت آب رودخانه دارد که به دلیل کاهش دبی رودخانه در فصول گرم شاهد افزایش آلودگی آب رودخانه هستیم. البته، بی‌شک به دلیل کارستی بودن منطقه و انحلال عوامل آسیب‌زای انسانی در آب رودخانه، افزایش خودپالایی در فصولی که دبی افزایش می‌یابد، دیده می‌شود که این موضوع مورد تأکید پژوهش حاضر نیز است [۲۶ و ۲۸]. در تحقیق حاضر با استفاده از مدل‌سازی عددی و تعمیم نتایج آن به کل رودخانه‌کارده ضریب زبری مانینگ در بازه بررسی شده برابر با ۰/۰۵۸ محاسبه شد. با مدل‌سازی عددی و مقایسه نتایج عددی با مقادیر اندازه‌گیری مشخص شد در ماه خشک سال مقدار ضریب زوال آلودگی برابر با ۰/۰۸ و فاکتور پخش برابر با ۲۰ و توان ضریب پخش برابر با ۰/۵ است. همچنین، در ماه تر سال ضریب زوال برابر با ۰/۲۰۷ و فاکتور پخش برابر با ۵ و توان ضریب پخش برابر با ۲ است. با افزایش دبی و تواتر آن بر میزان توان خودپالایی رودخانه افزوده می‌شود. نتایج بررسی سناریوهای مختلف نشان می‌دهد امکان ارائه یک رابطه بین میزان آلودگی در پایاب و شرایط هیدرولوژیکی در رودخانه فراهم خواهد آمد.

است. بدیهی است اقدام برای افزایش اکسیژن محلول آب رودخانه جدای از هزینه‌بر بودن آن، باید در نقاطی از رودخانه صورت گیرد که پس از آن رودخانه فرصت کافی برای اضمحلال آلودگی داشته باشد. به بیان دیگر، طرح‌های کاهش آلودگی از طریق افزایش اکسیژن محلول در آب رودخانه باید بیشتر در نقاط بالادست رودخانه اجرا شوند. البته، اجرای این طرح‌ها در صورت نبودن محدودیت‌های مالی در تمام طول رودخانه مؤثر خواهد بود. همچنین، افزایش اکسیژن محلول در آب از طریق احداث سازه‌های تثبیت بستر در داخل رودخانه و یا ایجاد آبشارهای مصنوعی در دو طرف رودخانه میسر است. پس، برای افزایش ضریب خودپالایی باید در طول رودخانه به شکل مناسبی جریان آب متلاطم شود.

سپاسگزاری

در پایان، از شرکت سهامی آب منطقه‌ای خراسان رضوی به دلیل حمایت مالی و معنوی و در اختیار قرار دادن داده‌ها برای پژوهش کاربردی صمیمانه قدردانی می‌شود.

منابع

- [1]. Baffaut C. Upper Shoal Creek Watershed Water Quality Analysis. FAPRI-UMC Report 01-04, Food & Agricultural Policy Research Institute FAPRI, University of Missouri. 2004:26.
- [2]. Gibson C.J. Bacterial Loadings Watershed Model in Copano Bay, Master of Science in Engineering Thesis, University of Texas at Austin, USA. 2006
- [3]. Miller A. Total Maximum Daily Load Development for Fecal Coliform Bacteria Lower Saluda River and Tributaries Stations: Lower Saluda S-149, Twelve Mile Creek S-294, Kinley Creek S-260. South Carolina Department of Health and Environmental Control. 2004.
- [4]. Neitsch S.L, Arnold J.G, Kiniry J.R, Srinivasan R, Williams J.R. Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation. Version 2005. Texas: Texas Agricultural Experiment and services; 2004.
- [5]. Babakhani Z, Sarai Tabrizi M, Babazadeh H. Determination of river self-purification capacity using Qual2kw mode case study: divandare river. *Ecologyhydrology*. 2019; 6(3):673-684. [Persian]

همان‌گونه که بیان شد، ضریب خودپالایی رودخانه کارده کم است و این رودخانه قابلیت و ظرفیت کمی در اضمحلال آلودگی‌های واردشده به خود را دارد. از طرفی، با بررسی عوامل مؤثر بر رشد کلیفرم مشخص شد که دما، تشعشع نور خورشید، رطوبت، درجهٔ اسیدیته و به‌خصوص اکسیژن محلول در آب تأثیر بسیار زیادی بر مرگ‌ومیر کلیفرم دارند. مهم‌ترین منبع تولید آلودگی در رودخانه کارده، روستاهای حاشیهٔ آن و به‌خصوص چرا و عبور دام‌های مربوط به این روستاها از حاشیه و عرض رودخانه است. بنابراین، اولین راه جلوگیری از آلودگی آب رودخانه، تمهید راه‌حلی به منظور عبور دام از رودخانه بدون تماس با آب و درعین‌حال استفادهٔ دام از آب رودخانه برای آبشخور است. DO (اکسیژن محلول در آب) که وجود آن باعث افزایش درخور توجه مرگ‌ومیر کلیفرم و افزایش ضریب خودپالایی رودخانه می‌شود، طی نمونه‌گیری و حتی در دوره‌های مختلف نمونه‌برداری میزان آن تغییر نکرده است و این به دلیل عدم هوادهی مناسب آب رودخانه است. این موضوع در مورد pH آب نیز صادق است. تغییرات pH و انحراف آن از حالت خنثی تأثیر بسیار زیادی روی نابودی کلیفرم دارد. اما در مورد pH به دلیل تأثیر بر کیفیت آب، شاید نتوان راه‌حلی عملی ارائه کرد. بنابراین، به نظر می‌رسد در مورد رودخانه کارده تنها راه برای افزایش ضریب خودپالایی رودخانه، افزایش اکسیژن محلول در آب و نیز مهم‌تر و اقتصادی‌تر، جلوگیری از آلوده شدن آب است.

برای جلوگیری از آلوده شدن آب رودخانه در محل روستاهای بالادست و پایین‌دست می‌توان به ارائهٔ راهکارهایی نیز پرداخت؛ از آن جمله احداث دو عدد پل فلزی در محل‌های تنگ‌شدگی موضعی رودخانه، یکی در بالادست و دیگری در پایین‌دست روستا مخصوص عبور دام و مجاب کردن دامداران برای عبور دام فقط از روی این پل‌ها. همچنین، احداث آبشخورهای طولی در حاشیهٔ رودخانه و در دو طرف آن نزدیک پل‌های احداثی، به قسمی که آب پس از انشعاب گرفتن از رودخانه در این آبشخورها جاری شود و در پایان، به رودخانه برگردد و یا به منظور آبیاری اراضی حاشیهٔ رودخانه استفاده شود. افزایش اکسیژن محلول در آب رودخانه، از مهم‌ترین و مؤثرترین راه‌ها برای افزایش ضریب خودپالایی رودخانه

- [6]. M.Y, Semenov Y.M, Silaev A.V, Begunova L.A. Assessing the Self-Purification Capacity of Surface Waters in Lake Baikal Watershed. *Water*. 2019; 11(7):1505.
- [7]. Hosseini H. Study of self-purification and quality using Qual2kw and WQI. *Journal of Wetland Ecobiology*. 2019; 11(41):41-60. [Persian]
- [8]. Beaudeau P, Tousset N, Bruchon F, Lefevre M, Taylor H.D. In Situ Measurement and Statistical Modeling of Escherichia Coli in Small Rivers. *Water research*. 2002; 35:13.
- [9]. Benham B.L, Baffaut C, Zeckoski R.W, Brannan K.M, Soupier M.L, Habersack M.J. Modeling Bacteria Fate and Transport in Watersheds to Support TMDL. *Transactions of the ASABE*. 2006; 49:987-1002.
- [10]. P.B. SWAT bacteria sub-model evaluation and application. Doctorial Dissertation. Kansas State University, Department of Biological and Agricultural Engineering. 2007.
- [11]. Kyeongsik R. Fecal Coliform TMDL for Crane Creek, WBIDs and 3085A. Bureau of Watershed Management, Florida Department of Environmental Protection. 2008:14.
- [12]. Brissaud F. Hydrodynamic Behaviour and Faecal Coliform Removal in a Maturation Pond. *Water Science and Technology*. 2006; 42:119-126.
- [13]. Sarikaya H.Z, Saatci A.M. Bacteria die-off in waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering*. 1987; 113:366-382.
- [14]. Ansari pour Ah, Ebrahimi k, Omid Mh. A mathematical model for river flow assimilation: A case study of pasikhan River, Iran. *Journal of agricultural engineering research*. 2013; 14(2):31-42. [Persian]
- [15]. Vanaei A, Marofi S. Investigation Self-purification and simulation of nitrogen and phosphorus changes along the Abbas Abad River of Hamedan using QUAL2KW. *Journal of Irrigation and Water Engineering*. 2018; 8(31):172-186. [Persian]
- [16]. Dolatabadi Farahani N, Taheri Shahraini H, Nasserri M, Ghasemi, M. Water quality and quantity modelling in Bahmanshir River and its channels. *Journal of Environmental Science and Technology*. 2017; 19(5): 53-66.
- [17]. Babakhani Z, Sarai Tabrizi M, Babazadeh, H. Determination of River Self-Purification Capacity Using Qual2kw Mode Case Study: Divandare River. *Iranian journal of Ecohydrology*, 2019; 6(3): 673-684. [Persian]
- [18]. Hoseini Y. Study the self purification Capacity and Water quality of Qarahsoo River Using Qual2kw and NSFQI Models. *Wetland Ecobiology*. 2019; 11 (3): 41-60. [Persian]
- [19]. Abu-Ashour J, Joy M.D, Lee H, Whiteley H.R, and Zelin S. Transport of Microorganisms through Soil. *Journal of Water, Air and soil Pollution*. 1994; 75:141-158.
- [20]. Yi Y, Tang C, Yang Z, Zhang S, Zhang C. A One-Dimensional Hydrodynamic and Water Quality Model for a Water Transfer Project with Multihydraulic Structures. *Mathematical Problems in Engineering*. 2017; 1-11.
- [21]. Ghezelsofloo A.A, Farokhzad M. Fundamentals of river geomorphology. Islamic Azad University, Mashhad Branch. 2017. [Persian]
- [22]. Ghezelsofloo A.A. Numerical Modeling of shock behavior in Shallow Flows using advanced finite volume methods. P.hd Thesis. Faculty of Engineering at Ferdowsi University of Mashhad. 2005. [Persian]
- [23]. Ghezelsofloo A.A. Study of self-purification of Kardeh River in Mashhad, Iran. Research project report. Regional Water Company of Khorasan razavi. 2015. [Persian]
- [24]. Mahjoubi R, Hassanpour Sedghi M, Vaezi-hir A, Mazaheri, N. Concentration of Heavy and toxic metals in downstream of Sungun Mine dumping site and the role of lime bed of the river in the attenuation of the pollutants. *Iranian journal of Ecohydrology*. 2020; 7(3):743-756. [Persian]
- [25]. Sargholzaei S, Frashi A, Safari O. Evaluation of ecosystem health using bio-integration index (B-IBI) (Case study: Kardeh River). 14th National Conference on Watershed Management Science and Engineering of Iran. 2019. [Persian]
- [26]. Heydarizad M, Mohammadzadeh H. Investigation of Seasonal and Spatial Variation of Hydrochemical Parameters in Karde River (North of Mashhad). *Journal of Water and Soil*. 2012; 26(5):1161-1170. [Persian]
- [27]. Mahmoodi M, Sadegi H, Abassi AA. Study of manning coefficient in a range Kardeh River. National conference on watershed management, sciences and engineering of Iran (watershed managment). Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj. 2010. [Persian]
- [28]. Eftekhari M, Moharamkhani P. Introduction to the hydrology of karst areas. First Edition. Tehran: Salehiyan; 2019. [Persian]