

بررسی اثر عوامل محیطی و رسوب معلق در انتقال آلودگی کالیفرم به کمک مدل ریاضی

جلیل جوادی اورته چشمه^{*۱} - سید محمود کاشفی پور^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۲/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۹/۰۳

چکیده

محدودیت منابع آب و افزایش احتمالی آلودگی آنها به انواع آلاینده‌ها در اثر فعالیت‌های انسانی منجر به تشدید طرح کنترل کیفیت آنها گردیده است. در استانداردهای جهانی باکتری کالیفرم شاخص ورود فاضلاب انسانی و حیوانی به منابع آب به شمار می‌رود. در این مقاله با استفاده از مدل یک‌بعدی FASTER به مدل‌سازی باکتری کالیفرم پرداخته شده است. نتیجه تحقیقات بسیاری از محققین نشان می‌دهد که بخش عمده‌ای از مدل‌سازی عددی کالیفرم، تخمین مناسبی از ضریب زوال است. در مدل‌سازی باکتری کالیفرم، از ضریب زوال متغیر و دینامیک و همچنین از داده‌های گرفته شده از رودخانه کارون ایران به عنوان مطالعه موردی استفاده گردید. یک مدل که رابطه بین ضریب زوال و پارامترهای محیطی از جمله دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق را شرح دهد با استفاده از واسنجی توسعه یافت و به مدل عددی FASTER اضافه گردید. سپس با استفاده از مجموعه‌ای دیگر از داده‌های موجود، مورد صحت‌سنجی قرار گرفت. مقایسه غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی نشان داد که وقتی از ضریب زوال متغیر و دینامیک به جای بهترین ضریب زوال ثابت بدست آمده (0.05 hr^{-1}) استفاده شود، مقدار خطا به ترتیب حدود ۳۱ درصد و ۲۴ درصد بهبود می‌یابد.

واژگان کلیدی: کیفیت آب، رودخانه کارون، واسنجی و صحت‌سنجی، ضریب زوال، مدل FASTER

مقدمه

برای سلامتی عمومی و همچنین زندگی آبریزان خطرناک می‌باشد (۱۶). باکتری کالیفرم مدفوعی یک زیرشاخه از خانواده باکتری کالیفرم کل است، که در روده و مدفوع حیوانات خون گرم وجود دارد. بنابراین باکتری کالیفرم مدفوعی می‌تواند به عنوان شاخص ورود فاضلاب انسانی و حیوانی به منابع آب به شمار آید. کالیفرم‌ها دارای طول عمر مشخصی هستند، به طوری که بقا و یا نابودی آنها شدیداً وابسته به شرایط محیطی است. با این حال در اکثر سیستم‌های آبی طبیعی با گذشت زمان زوال و نابودی باکتری مشاهده می‌شود. براساس مطالعات انجام گرفته مقدار ضریب زوال باکتری کالیفرم مدفوعی در سیستم‌های مختلف آبی متفاوت می‌باشد. علت این تغییر، شرایط محیطی متفاوت در زمان اندازه‌گیری ضریب فوق می‌باشد. شایان ذکر است که به علت تغییر شرایط محیطی برای یک رودخانه مشخص در طول سال، ضریب زوال باکتری گزارش شده برای آن در طول سال متغیر می‌باشد. بنابراین می‌توان تغییرات فصلی را بزرگترین دلیل برای وجود تغییرات در مقدار گزارش شده ضریب زوال باکتری در مراجع مختلف دانست. محققین مختلف سعی کرده‌اند که اثر هر یک از عوامل محیطی را بر روی ضریب زوال مورد مطالعه قرار دهند. کاپوسینسکی و میچل (۱۴) عوامل موثر بر جمعیت کالیفرم‌ها در آب‌های طبیعی را مطالعه کرده‌اند. کرتیس (۷) در یک مطالعه

آلودگی آب یکی از مسائل و مشکلاتی است که امروزه بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. با توجه به اینکه رودخانه‌ها منابع حیاتی آب شیرین جهت استفاده در امور کشاورزی، شرب و صنعت به شمار می‌روند، هر گونه معضل آلودگی در رودخانه‌ها قابل تعمق و بررسی خواهد بود. شبیه‌سازی کمی و کیفی منابع آب به منظور مدیریت منابع آب و ارزیابی اثرات تخلیه پساب‌ها به منابع پذیرنده، در دهه‌های اخیر به طور چشم‌گیری رواج یافته است. تجزیه و تحلیل آب برای شناسایی تمامی عوامل بیماری‌زا و میکروارگانیسم‌ها وقت‌گیر و پرهزینه است. بنابراین عموماً کیفیت آب با استفاده از ارگانیسم‌های شاخص ارزیابی می‌شود. کالیفرم مدفوعی یکی از متداول‌ترین ارگانیسم‌های شاخص برای نظارت کیفیت آب می‌باشد (۱۱). پاتوژن‌های مدفوعی موجود در دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و مصب‌ها

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه شهید چمران اهواز و دانشجوی دکتری عمران آب و سازه هیدرولیکی، دانشگاه صنعتی شاهرود

*-نویسنده مسئول: (Email: j.javadi6578@yahoo.com)

۲- استاد دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز

مطالعه قرار دادند و نتایج حاصل از مدل را با نتایج تحلیلی مقایسه کردند. آنها با مقایسه نتایج حاصل از مدل با نتایج حاصل از راه حل تحلیلی به این نتیجه رسیدند که نتایج پیش بینی شده توسط مدل تقریباً مشابه با نتایج حاصل از راه حل تحلیلی است.

هدف از این مقاله بررسی اثر عوامل محیطی مانند دما، کدورت و تشعشع و همچنین غلظت رسوب معلق بر روی مدل سازی کالیفرم می باشد. مسئله ای که مدل سازی ارگانیزم های شاخصی همچون کالیفرم مدفوعی را پیچیده می کند تعیین مقدار مناسب و بهینه نرخ زوال یا ضریب K است. در بسیاری از مدل های عددی، ضریب زوال مقدار ثابتی در نظر گرفته می شود و همین امر باعث می شود که مدل نتواند غلظت کالیفرم را با دقت خوبی پیش بینی کند. اما در این تحقیق اثر عوامل محیطی دما، کدورت، تشعشع و رسوب معلق بر روی ضریب زوال کالیفرم مورد بررسی قرار گرفته و رابطه ای بین ضریب زوال و عوامل ذکر شده ارائه گردیده است. با افزودن این رابطه، مدل قادر خواهد بود با داشتن مقادیر دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق در هر زمان مقدار ضریب زوال را محاسبه و از آن در معادله انتقال و پخش^۳ استفاده کند. باید یادآور شد که جهت بررسی اثر رسوب معلق بر روی ضریب زوال، ابتدا رسوب معلق مدل سازی شد تا اطمینان حاصل شود که مدل غلظت رسوب معلق را با دقت نسبتاً خوبی پیش بینی می کند.

معادلات حاکم

معادلات یک بعدی حاکم بر جریان از معادلات سه بعدی رینولدز به دست می آیند. معادلات هیدرودینامیکی یک بعدی جریان شامل معادلات پیوستگی و اندازه حرکت که به معادلات سنت و نانت مشهور هستند جهت مدل سازی جریان مورد استفاده قرار می گیرند. معادلات هیدرودینامیک جریان در راستای X به صورت زیر نوشته می شوند (۶)

$$\frac{\partial Q}{\partial X} \Delta X + \frac{\partial A}{\partial t} \Delta X = Q_L \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{2\beta Q Q_L}{A \Delta X} - \frac{2\beta Q T}{A} \frac{\partial Z}{\partial t} - \frac{\beta Q^2}{A^2} \frac{\partial A}{\partial X} = -gA \frac{\partial Z}{\partial X} - g \frac{n^2 Q |Q|}{AR^3} \quad (2)$$

در این روابط Q دبی جریان، A سطح مقطع جریان، Q_L دبی جریان جانبی، t زمان، β ضریب تصحیح مومنتم، T عرض بالای سطح آب، Z ارتفاع سطح آب، n ضریب زبری، R شعاع هیدرولیکی و g شتاب ثقل می باشد.

هدف از شبیه سازی کیفی رودخانه ها، تعیین غلظت متغیرهای کیفی مختلف در پایین دست نقاط تخلیه آلاینده به رودخانه است (۱۵). برای شبیه سازی رسوب معلق و باکتری کالیفرم در بازه مورد

آزمایشگاهی تلاش کرد تاثیر همزمان pH و شدت تابش نور خورشید و اکسیژن محلول را بر روی مرگ و میر کالیفرم ها را ببیند.

مایو (۲۲) با بررسی یک لاگون واقع در مرکز تجاری تانزانیا نشان داد عمق متوسط و شدت تابش بر روی ضریب زوال کالیفرم مدفوعی مؤثر هستند. به طوری که با افزایش عمق، نرخ زوال کاهش و با افزایش شدت تشعشع، نرخ زوال افزایش می یابد. بارسینا و همکاران (۲) جهت مدل سازی باکتری کالیفرم در مصب بیلباتو (واقع در شمال اسپانیا)، به بررسی تأثیر فاضلاب های ورودی به این ناحیه و عوامل جوی بر روی غلظت کالیفرم پرداختند. چنگ لیو و چرهونگ (۴) با استفاده از یک مدل دو بعدی به شبیه سازی کالیفرم مدفوعی در مصب رودخانه دنشوی^۱ پرداختند. رودخانه دنشوی در شمال تایوان واقع شده است. آنها نتایج شبیه سازی شده را با داده های اندازه گیری شده در یک ایستگاه شاخص مقایسه کردند و مشاهده نمودند که مدل دقت خوبی در شبیه سازی دارد. فالکونر و لین (۸) با استفاده از دو مطالعه موردی، به مدل سازی کالیفرم مدفوعی، تعیین ضریب زوال آن در مصب کاردیف (انگلستان)، مدل سازی پخش فلزات سنگین در مصب ماری (انگلستان) و تعیین ضریب پخش آن پرداختند. نتایج نشان داد در هر دو مطالعه مطابقت خوبی بین داده های مدل سازی شده و مشاهداتی برقرار شده است. جیمسن و همکاران (۱۳) با استفاده از داده های آزمایشگاهی و مدل ریاضی ضریب پخش و نرخ ته نشینی باکتری اشرفیا کلی را بدست آوردند. در مدل ریاضی آنها فرآیندهای مانند انتقال، پخش، جذب بوسیله رسوبات معلق، زوال و ته نشینی باکتری اشرفیا کلی در نظر گرفته شده بود. بای و لانگ (۱) با استفاده از یک مدل عددی، اثر رسوب معلق را بر روی ضریب زوال باکتری کالیفرم مورد مطالعه قرار دادند. آنها جهت ارزیابی اثر رسوب معلق بر روی باکتری کالیفرم از یک سری سناریوهای فرضی استفاده کردند. مقادیر انتخاب شده در هر یک از سناریوها، براساس مطالعات مختلف انتقال رسوب بوده و هر پارامتر در محدوده قابل قبولی انتخاب شده است. کاشفی پور و همکاران (۱۹) به منظور بررسی اثر تشعشع خورشید بر روی نرخ زوال باکتری کالیفرم مصب ایروین ۲ بریتانیا سه حالت را در نظر گرفتند که شامل: ضریب زوال ثابت، ضریب زوال ثابت جداگانه برای شب و روز و ضریب زوال وابسته به تشعشع خورشید می باشد. ماناش و همکاران (۲۱) اثر دمای آب، تشعشع، شوری و رسوب گذاری را بر روی ضریب زوال کالیفرم مدفوعی مورد مطالعه قرار دادند. سوپاکی و همکاران (۲۶) از یک مدل هیدرودینامیکی سه بعدی جهت مدل سازی باکتری مدفوعی در نوار ساحلی دریاچه میشیگان، استفاده نمودند. گائو و همکاران (۱۰) با استفاده از یک مدل عددی، اثر رسوب معلق را بر روی ضریب زوال باکتری کالیفرم مورد

1- Danshui

2- Irvine

3- Advection Dispersion Equation (ADE)

رود متغیر است. رسوبات موجود در دو سوی رودخانه کارون و جزایر آن از نوع متوسط تا دانه ریز شامل رس سیلتی، سیلت و ماسه‌اند. رودخانه کارون در مسیر خود تأمین آب مورد نیاز شرب، کشاورزی و صنعت حدود ۱۶ شهر و ده‌ها روستا، هزاران هکتار اراضی کشاورزی، تولید انرژی برق آبی، چندین طرح پرورش ماهی و طرح‌ها و کارخانه‌های صنعتی را بر عهده دارد.

کاهش آب‌دهی رودخانه در مسیر خود بر اثر برداشت‌های روزافزون آب از یک سو و در عین حال تخلیه پساب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی به رودخانه از سوی دیگر وضعیت کیفی رودخانه را به مخاطره افکنده است. در این تحقیق با توجه به تجمع آلاینده‌های صنعتی و پساب‌های کشاورزی در نزدیکی شهر اهواز و وجود ایستگاه‌های اندازه‌گیری کیفی در مسیر رودخانه، محدوده ایستگاه ملاثانی تا ایستگاه فارسیات برای شبیه‌سازی و بررسی هیدرودینامیکی و کیفی رودخانه انتخاب گردید. منطقه‌ی مورد مطالعه شامل ایستگاه‌های هیدرومتری و کیفی ملاثانی، زرگان، اهواز و فارسیات می‌باشد. شکل ۱ محدوده مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

در مدل ریاضی ایستگاه ملاثانی به عنوان شرایط مرزی بالادست با مقطع شماره ۱۱۳، ایستگاه فارسیات برای شرایط مرزی پایین‌دست با مقطع شماره ۱ و ایستگاه اهواز با مقطع شماره ۴۹ به عنوان ایستگاه شاخص برای واسنجی و صحت‌سنجی بخش هیدرودینامیک و برآورد بار معلق در نظر گرفته شد. همچنین ایستگاه زرگان با مقطع شماره ۶۶ به عنوان ایستگاه شاخص برای واسنجی و صحت‌سنجی بخش انتقال آلودگی انتخاب شد. پس از بررسی اطلاعات موجود در مورد ایستگاه‌ها و سایر داده‌های مورد نیاز برای اجرای مدل، اطلاعات سال ۸۷-۸۸ برای مرحله واسنجی و اطلاعات سال آبی ۸۹-۸۸ برای مرحله صحت‌سنجی مدل انتخاب گردید. جدول ۱ مشخصات ایستگاه‌های هیدرومتری و کیفی را نشان می‌دهد.

در این تحقیق از اطلاعات مربوط به ایستگاه هیدرومتری (دبی-زمان)، مونیتورینگ آلودگی و رسوب سنجی ملاثانی، به عنوان شرط مرزی بالادست و از اطلاعات هیدرومتری (اشل-زمان) فارسیات، به عنوان شرط مرزی پایین‌دست استفاده شد. ایستگاه مونیتورینگ آلودگی زرگان، به عنوان ایستگاه شاخص جهت واسنجی و صحت‌سنجی باکتری کالیفرم و ایستگاه هیدرومتری و رسوب‌سنجی اهواز، به عنوان ایستگاه شاخص جهت واسنجی و صحت‌سنجی مدل هیدرودینامیک و مدل برآورد بار معلق در نظر گرفته شد. این اطلاعات همراه با مقادیر پارامترهای محیطی از سازمان آب و برق خوزستان تهیه شده است. در این تحقیق از مدل FASTER جهت مدل سازی جریان، رسوب معلق و آلودگی استفاده شده است. مدل FASTER به زبان فرترن ۷۷ نوشته شده است و در محیط‌های تحت ویندوز فرترن نیز قابل اجرا است.

مطالعه بایستی معادله انتقال و پخش حل شود. این معادله به صورت زیر نوشته می‌شود (۱۲):

$$\frac{\partial(SA)}{\partial t} + \frac{\partial(SQ)}{\partial X} - \frac{\partial}{\partial X}(AD_L \frac{\partial S}{\partial X}) = \frac{Q_L S_L}{\Delta X} + S_T \quad (3)$$

در این رابطه S غلظت متغیر مورد نظر، D_L ضریب پخش طولی، S_L غلظت ماده آلوده کننده ورودی جانبی و S_T منبع افزایش دهنده یا کاهش دهنده متغیر مورد نظر است که برای رسوب معلق و باکتری کالیفرم مدفوعی به صورت زیر تعریف می‌شود. سایر پارامترها قبلاً توضیح داده شده‌اند.

در مدل‌سازی غلظت رسوب معلق میزان فرسایش و یا رسوبگذاری خالص را می‌توان با استفاده از رابطه زیر بدست آورد (۲۴):

$$S_T = \gamma W \omega (S_e - S) \quad (4)$$

در رابطه فوق S غلظت رسوب معلق، W عرض سطح آب، γ فاکتور پروفیل رسوب، ω سرعت سقوط مربوط به ذرات رسوب و S_e میزان غلظت متوسط در شرایط تعادلی است که می‌توان آن را از طریق روابط تخمین بار معلق رسوب بدست آورد (۲۰).

$$S_e = 1.13 \frac{q_s}{q} \quad (5)$$

در رابطه فوق q_s دبی رسوبات معلق در شرایط تعادلی و q دبی واحد عرض جریان می‌باشد. دبی رسوبات معلق با استفاده از روابط مختلفی از جمله فان‌رایان، کاشفی‌پور و فالکونر، بگنولد و وایف محاسبه می‌شود.

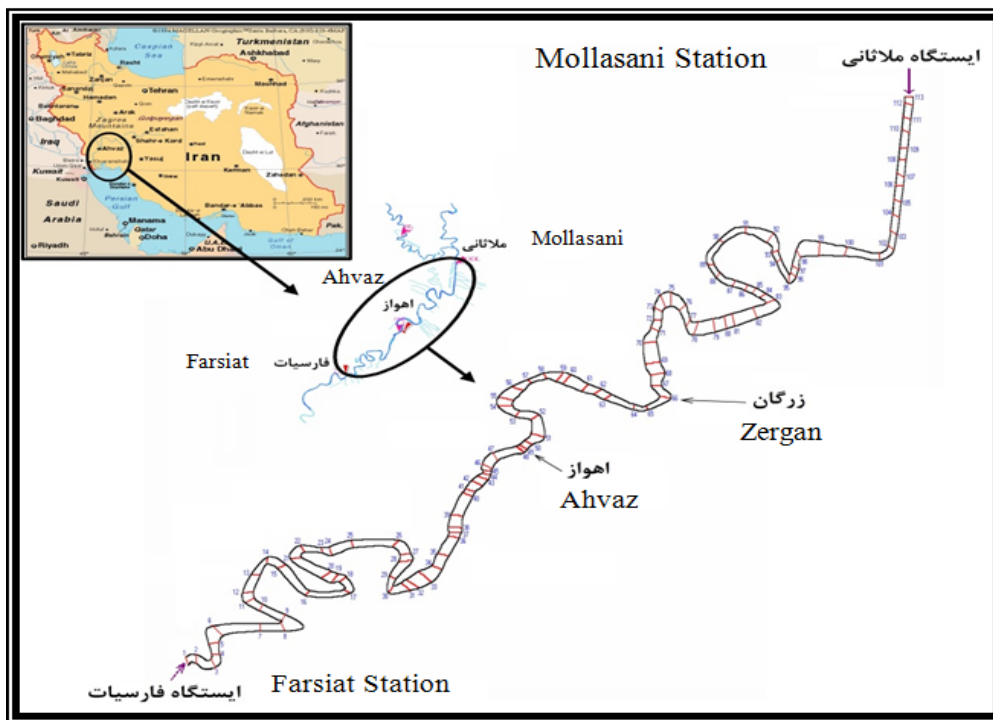
در مدل‌سازی کیفی آب‌های سطحی بخشی به نام منبع کاهش دهنده یا افزایش دهنده آلودگی (S_T) برای پارامترهای زوال‌پذیر مورد استفاده قرار می‌گیرد. به طور معمول برای مدل‌سازی تغییرات غلظت کالیفرم می‌توان از رابطه زیر استفاده کرد (۳):

$$S_T = -K AS \quad (6)$$

در این رابطه S غلظت باکتری کالیفرم مدفوعی، A سطح مقطع جریان و K ضریب زوال باکتری کالیفرم می‌باشد.

مواد و روش‌ها

رودخانه کارون پرآب‌ترین و بزرگ‌ترین رودخانه ایران است. این رودخانه با طول ۹۵۰ کیلومتر تنها رودخانه ایران است که بخشی از آن قابل کشتیرانی است. حوضه آبریز رودخانه کارون دارای مساحت ۶۸۴۸۱ کیلومتر مربع است که ۲۳۲۵۰ کیلومتر مربع آن مربوط به حوضه دز و ۴۵۲۲۱ کیلومتر مربع آن حوضه کارون می‌باشد. میانگین بارندگی سالانه حداقل ۱۵۰ میلی‌متر در مناطق جنوبی استان خوزستان تا ۱۸۰۰ میلی‌متر در نقاط مرتفع کوه‌رنگ در مجاورت حوضه زاینده



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه
Figure 1- The study area

جدول ۱- مشخصات ایستگاه‌های هیدرومتری و کیفی

Table 1- Specifications of hydrometric and water quality stations

شماره مقطع Section number	ایستگاه Station	رودخانه River	طول Longitude	عرض Latitude	ارتفاع صفر اشل Elevation eshel zero	اطلاعات مورد استفاده Information used
113	ملاتانی Mollasani	کارون Karun	3496145	298872	13.57	هیدروگراف- رسوب - کالیفرم Hydrograph- Sediment-Coliform
49	اهواز Ahvaz	کارون Karun	3469350	280701	9.78	هیدروگراف و اشل- رسوب Hydrograph and eshel- Sediment
1	فارسیات Farsiat	کارون Karun	3451555	263017	3.01	اشل Eshel
66	زرگان Zergan	کارون Karun	3472669	286347	-----	کالیفرم Coliform

مونتتم از الگوی کرانک- نیکلسون به همراه روش Staggered با اندازه شبکه متغیر استفاده شده است. روش عددی مورد استفاده یک روش ضمنی بوده که همیشه پایدار می‌باشد (۲۷). انتخاب فاصله بین خطوط شبکه بستگی به پایداری و دقت خروجی مدل دارد (۱۷). در این تحقیق به منظور حل معادله‌ی انتقال-پخش از روشی که حاصل ادغام الگوی تفاضل مرکزی کرانک- نیکلسون و UNLIMITED می‌باشد، استفاده شده است. برای حل عددی معادلات سنت و نانت لازم است شرایط مرزی در پایین دست و بالادست دامنه حل مشخص شود. انواع مختلف شرایط مرزی را در مدل می‌توان مورد استفاده قرار داد. برای شبیه‌سازی سطح آب، سرعت و دبی در

با توجه به در دسترس بودن اصل برنامه، می‌توان روش‌های مختلف شبیه‌سازی را برای پدیده‌های گوناگون مورد استفاده قرار داد. مدل FASTER یک مدل یک‌بعدی بوده که قادر به شبیه‌سازی جریان، آلودگی، انتقال رسوب و املاح در سیستم‌های رودخانه‌ای و خلیج در شرایط غیر دائمی و زیر بحرانی می‌باشد. این مدل در ابتدا توسط کاشفی‌پور (۱۷) به منظور شبیه‌سازی جریان و انتقال املاح در رودخانه و خلیج بسط داده شد. همچنین از این مدل می‌توان برای شرایطی که رودخانه تحت تأثیر جزر و مدی می‌باشد، استفاده کرد. برای شبیه‌سازی شرایط هیدرودینامیکی جریان، معادلات سنت و نانت به صورت عددی حل شده‌اند. برای حل عددی معادلات پیوستگی و

کارون، رابطه فیشر و همکاران را به عنوان مناسبترین رابطه جهت محاسبه ضریب پخشیدگی انتخاب کرد. در این تحقیق نیز از رابطه فیشر جهت محاسبه ضریب پخشیدگی استفاده گردید که این رابطه به شکل زیر می‌باشد.

$$D_L = 0.011 \frac{U^2 W^2}{HU_*} \quad (7)$$

در این رابطه U سرعت جریان، W عرض سطح آب، H عمق جریان و U_* سرعت برشی می‌باشد. استفاده از فرآیند پخشیدگی و تقویت خودپالایی رودخانه یکی از مهمترین روش‌های مدیریت زیست محیطی رودخانه محسوب می‌شود. این قابلیت موجب کاهش خطر خسارت به محیط زیست در آینده و افزایش تاثیر مهندسی محیط زیست بر مدیریت منابع آب می‌شود. با افزایش ضریب پخشیدگی غلظت پارامتر مورد نظر کاهش می‌یابد.

جدول ۲- انواع شرایط مرزی با توجه به نوع بازه در مدل FASTER
Table 2- Types of boundary conditions according to type of reach in the FASTER model

نوع بازه Type reach	نوع شرایط مرزی Type of boundary conditions	
	پایین دست Downstream	بالادست Upstream
1	سطح آب Water Level	سطح آب Water Level
2	سطح آب Water Level	دبی Discharge
3	دبی Discharge	دبی Discharge
4	دبی Discharge	سطح آب Water Level

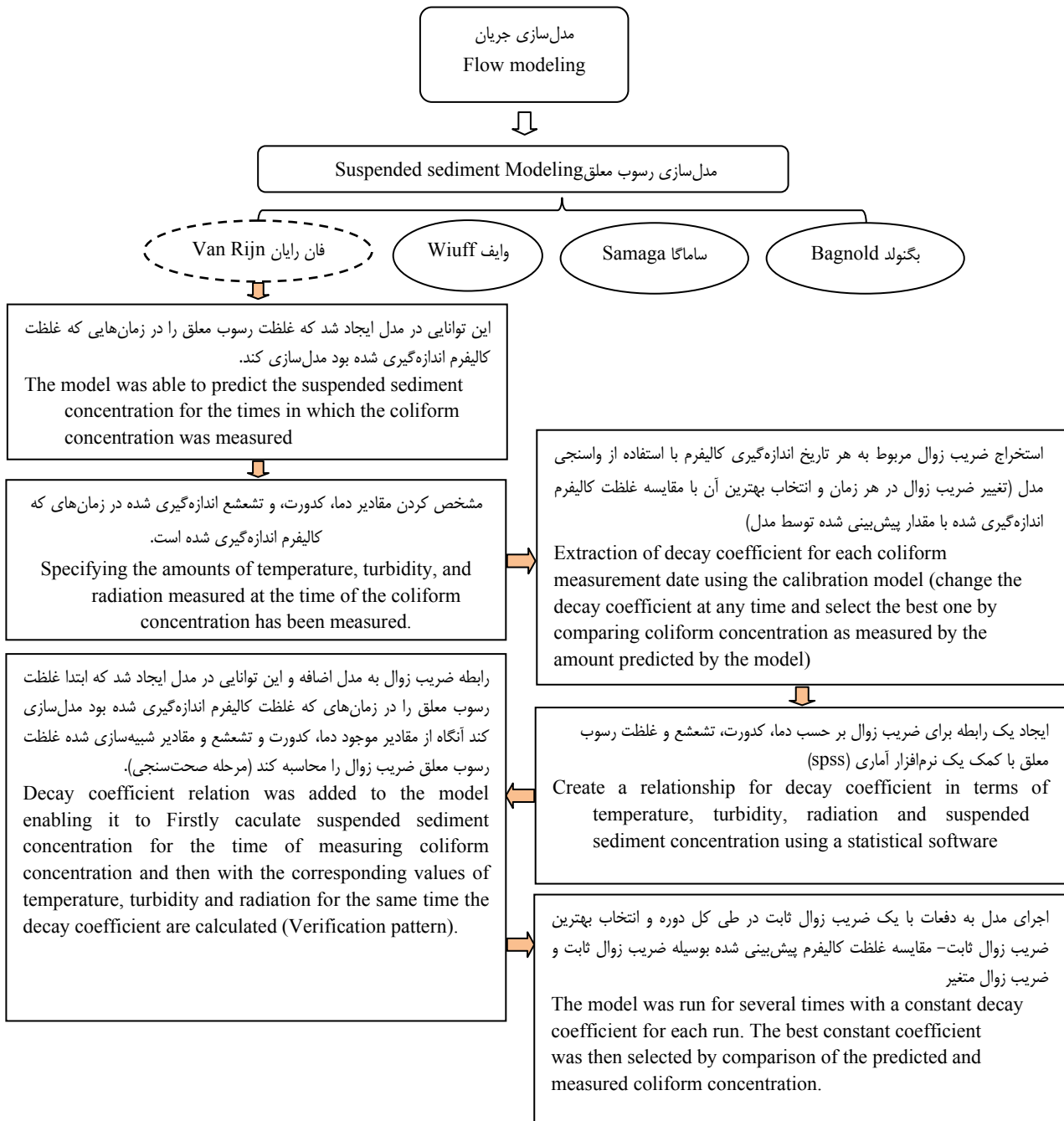
جهت بررسی اثر رسوب معلق بر روی ضریب زوال کالیفرم ابتدا بایستی رسوب مدل‌سازی شود. جهت برآورد میزان رسوب معلق اطلاعاتی از قبیل: اندازه ذرات رسوب، چگالی ویژه ذرات و لزجت کینماتیکی آب مورد نیاز است. اندازه متوسط ذرات رسوب (D_{50}) و اندازه D_{16} ، D_{84} و D_{90} به ترتیب برابر $0/216$ ، $0/12$ ، $0/312$ و $0/384$ میلیمتر محاسبه گردید. چگالی ویژه ذرات رسوب (SG) نیز برابر $2/65$ در نظر گرفته شده است. با توجه به بازه دمایی آب لزجت کینماتیکی برابر 10^{-6} بدست آمد. با استفاده از مدل FASTER می‌توان بار معلق را با ۴ روش فان رایان، بگنولد، ساماگا و وایف مدل‌سازی کرد. با توجه به نتایج ظهیری (۲۷) در محاسبه بار معلق، مشخص شد که روش فان رایان نسبت به بقیه روشها از دقت بالاتری برخوردار است در نتیجه در این تحقیق جهت مدل‌سازی بار معلق از روش فان رایان استفاده شد. از آنجا که مدل، جهت شبیه‌سازی انتقال بار معلق تنها نیاز به شرایط مرزی بالادست دارد و خود مدل قادر

تمامی گره‌ها برای سیستم رودخانه، چهار نوع شرایط مرزی در مدل موجود می‌باشد که در جدول ۲ به صورت خلاصه نشان داده شده است. مدل FASTER را می‌توان برای هر تعداد بازه که در نقطه‌ی اتصال با هم تقاطع دارند مورد استفاده قرار داد. برای شروع هر شبیه‌سازی مقادیر اولیه متغیرهای وابسته که شامل سطح آب و دبی، همچنین مقادیر اولیه جریان‌های ورودی و خروجی در هر نقطه هستند، باید مشخص شوند. برای یک شروع ساده دبی اولیه معمولاً صفر، سطح آب افقی و برابر ماکزیمم آن در نظر گرفته می‌شود. برای حل عددی معادله‌ی انتقال-پخش مشابه معادلات هیدرودینامیکی جریان لازم است شرایط مرزی مشخص شود. اگر مسیر جریان در رودخانه به سمت پایین دست باشد، مانند رودخانه‌هایی که تحت تأثیر جزر و مد نباشند، آنگاه شرایط مرزی باز در مرز بالادست مورد نیاز می‌باشد (۱۷). در مسیر رودخانه ممکن است پساب‌های صنعتی، کشاورزی و شهری وارد رودخانه شوند، که بر روی کیفیت آب در پایین دست رودخانه مؤثر می‌باشند. بنابراین برای بررسی و شبیه‌سازی آلودگی رودخانه، اطلاعات این آلاینده‌ها باید به صورت اطلاعات ورودی برای مدل تعریف شوند. در بازه ملاثانی تا فارسیات ۱۴ واحد منابع آلاینده جانبی جدید وجود دارد که نسبت به سایر بازه‌های رودخانه بیشترین تعداد را شامل می‌شوند. محل جریان‌های جانبی (آلاینده‌های ورودی و یا خروجی) در مدل به صورت شماره‌ی مقطع تعریف شده‌اند. مقدار غلظت آلاینده نیز در شروع شبیه‌سازی باید مشخص شود که این مقدار در شروع شبیه‌سازی صفر در نظر گرفته می‌شود.

برای مدل‌سازی کالیفرم لازم است ابتدا بخش هیدرودینامیک جریان شبیه‌سازی شود. در این تحقیق جهت شبیه‌سازی جریان از مدل محمدی و کاشفی‌پور استفاده شد. آنها جهت شبیه‌سازی جریان، در بخش هیدرودینامیک مدل FASTER، ضریب زبری دینامیکی تعریف کردند که بتواند به خوبی با توجه به میزان دبی عبوری از رودخانه و عمق متوسط تغییر کند، به طوری که مدل قادر باشد دبی عبوری و ارتفاع سطح آب را به خوبی پیش‌بینی کند (۲۳). در مدل‌سازی باکتری کالیفرم و رسوب، ضریب پخشیدگی طولی و پارامترهای افزایش دهنده و کاهش دهنده شاخص مورد نظر، از اهمیت زیادی برخوردار هستند و دقت معادله (ADE) وابسته به انتخاب روابط تجربی و تئوری این پارامترها دارد. روابط تجربی و تئوری بسیاری جهت تخمین مقدار ضریب پخشیدگی طولی (D_L) پیشنهاد شده است. مدل FASTER قادر است ضریب پخشیدگی را با ۳ روش فیشر و همکاران (۹)، سئو و شونگ (۲۵) و کاشفی‌پور و فالکونر (۱۸) محاسبه کند. در مدل برای هر رابطه ضریب پخش یک کد در نظر گرفته شده است که با انتخاب کد هر رابطه، مدل قادر خواهد بود از آن رابطه جهت محاسبه ضریب پخشیدگی طولی استفاده کند. ظهیری (۲۷) با توجه به نتایج تحقیقات خود بر روی رودخانه

در ایستگاه مذکور مقایسه گردید. در بخش مدلسازی کالیفرم، ابتدا مدل برای دوره واسنجی یعنی سال ۸۵ تا ۸۷ پیاده شد و اطلاعات غلظت کالیفرم در کلیه ورودی‌های جانبی و همچنین مرز بالادست به مدل داده شد. برای مدلسازی کالیفرم به کمک واسنجی مدل ریاضی به صورت زیر عمل گردید:

خواهد بود مرز پایین دست را محاسبه نماید، اطلاعات غلظت بار معلق مربوط به ایستگاه ملاثانی به عنوان شرایط مرزی بالادست برای مدل معرفی گردید. بدین ترتیب پس از معرفی شرایط مرزی بالادست و اجرا کردن مدل در دو مرحله واسنجی و صحت‌سنجی، نتایج حاصل از اجرای مدل در ایستگاه اهواز با نتایج اندازه‌گیری شده



شکل ۲- فلوجارت مدل‌سازی
Figure 2- Flowchart of modeling

اندازه‌گیری شده در این ایستگاه در تاریخ‌های مورد نظر معلوم بوده و سپس برای هر تاریخ، مدل به دفعات اجرا شده و مقدار ضریب زوال

کلیه تاریخ‌های اندازه‌گیری کالیفرم در دوره مورد نظر در ایستگاه زرگان که به عنوان ایستگاه شاخص بود مشخص شد. غلظت کالیفرم

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (X_p - X_m)^2}{n} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (11)$$

در این روابط X_p مقادیر پیش‌بینی شده، X_m مقادیر اندازه‌گیری شده و n تعداد داده‌ها می‌باشد.

واسنجی و صحت‌سنجی مدل انتقال رسوب

همان‌گونه که در بخش مواد و روش‌ها اشاره شد، در این تحقیق به منظور برآورد بار معلق، از روش فان رایان استفاده گردید. روش فان رایان یکی از پرکاربردترین روش‌های محاسبه بار معلق می‌باشد. این روش نسبت به روش‌های دیگر از دقت و پیچیدگی بیشتری برخوردار است. جهت واسنجی مدل از اطلاعات مربوط به سال‌های ۸۵-۸۷ و برای صحت‌سنجی مدل از اطلاعات مربوط به سال آبی ۸۸-۸۹ استفاده شد. نتایج حاصل از اجرای مدل در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی به ترتیب به صورت شکل‌های ۳ و ۴ است.

در این مرحله نیز جهت مقایسه بهتر نتایج پیش‌بینی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده غلظت رسوب معلق از مقادیر R^2 ، a ، $RMSE$ و $ERROR$ و صحت‌سنجی در جدول ۳ آمده است.

جدول ۳- مقایسه مقادیر خطا و همبستگی در بخش برآورد بار معلق

Table 3- Comparison of the estimated error and correlation of suspended sediment

دوره Period	R^2	a	E (Percent)	RMSE
واسنجی Calibration	0.85	0.95	29.81	0.039
صحت‌سنجی Verification	0.87	1.3	30.52	0.059

واسنجی مدل انتقال آلودگی

با توجه به روش توضیح داده شده در قسمت مواد و روش‌ها، جهت بررسی اثر عوامل محیطی مورد نظر بر روی ضریب زوال، ابتدا برای هر زمان اندازه‌گیری کالیفرم، ضریب زوال تغییر داده می‌شد تا غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده با غلظت اندازه‌گیری شده برابر شود. لذا برای هر تاریخ اندازه‌گیری کالیفرم در دوره واسنجی یک ضریب زوال مناسب بدست آمد. سپس مقادیر غلظت رسوب معلق ایستگاه زرگان در تمامی زمان‌های اندازه‌گیری کالیفرم به کمک مدل انتقال رسوب استخراج شد. آنگاه با استفاده از مقادیر بدست آمده برای ضریب زوال در مرحله واسنجی و مقادیر اندازه‌گیری شده دما، کدورت، تشعشع و مقادیر شبیه‌سازی شده غلظت رسوب معلق رابطه‌ای با استفاده از SPSS برای ضریب زوال استخراج شد. رابطه بدست آمده برای ضریب زوال بر حسب عوامل محیطی دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق به صورت زیر است:

در هر اجرا انتخاب و غلظت پیش‌بینی مدل با غلظت اندازه‌گیری شده برای تاریخ مورد نظر بدون در نظر گرفتن سایر اندازه‌گیری‌ها در تاریخ‌های دیگر مقایسه می‌گردید. بهترین ضریب زوال آن ضریبی بود که کمترین اختلاف بین غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده حاصل گردد (K_1).

در سایر زمان‌های اندازه‌گیری موجود این روش بصورت جداگانه تکرار گردید و لذا برای هر تاریخ اندازه‌گیری کالیفرم در دوره واسنجی یک ضریب زوال مناسب بدست آمد (K_2, K_3, \dots, K_n). سپس مقدار اندازه‌گیری شده عوامل محیطی مانند دما، کدورت و تشعشع که به نظر می‌رسد تاثیر به سزایی در ضریب زوال داشته باشند برای همان تاریخ‌ها معلوم گردیدند (T_1, T_2, \dots, T_n ؛ TU_1, TU_2, \dots, TU_n ؛ RA_1, RA_2, \dots, RA_n). همچنین به کمک مدل‌سازی رسوب معلق که به صورت جداگانه انجام گرفت مقادیر غلظت رسوب معلق برای تمامی زمان‌های اندازه‌گیری کالیفرم در ایستگاه زرگان از مدل استخراج گردید (Se_1, Se_2, \dots, Se_n). لذا برای هر K مقادیر این ۳ عامل محیطی و غلظت رسوب معلق معلوم بوده و این امکان وجود داشت تا با کمک یک نرم افزار آماری یک رابطه بین آنها بصورت زیر ایجاد نمود:

$$K = f(T, TU, RA, Se) \quad (8)$$

سپس این رابطه به مدل FASTER اضافه می‌شود و این قابلیت در مدل ایجاد می‌شود که ابتدا رسوب معلق را مدل‌سازی کند و آنگاه از غلظت رسوب معلق شبیه‌سازی شده و مقادیر پارامترهای محیطی دما، کدورت و تشعشع استفاده کرده و ضریب زوال (K) را محاسبه کند. این معادله در هر گام زمانی قادر است با توجه به اطلاعات دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق شبیه‌سازی شده، مقدار ضریب زوال را محاسبه و در حل معادله ADE برای پیش‌بینی غلظت کالیفرم برای گام زمانی بعد بکار ببرد. شکل ۲ خلاصه روند مدل‌سازی را نشان می‌دهد.

نتایج و بحث

برای مقایسه‌ی نتایج و بررسی همبستگی بین نتایج مدل و مقادیر اندازه‌گیری شده از مفاهیم آماری زیر استفاده شد:

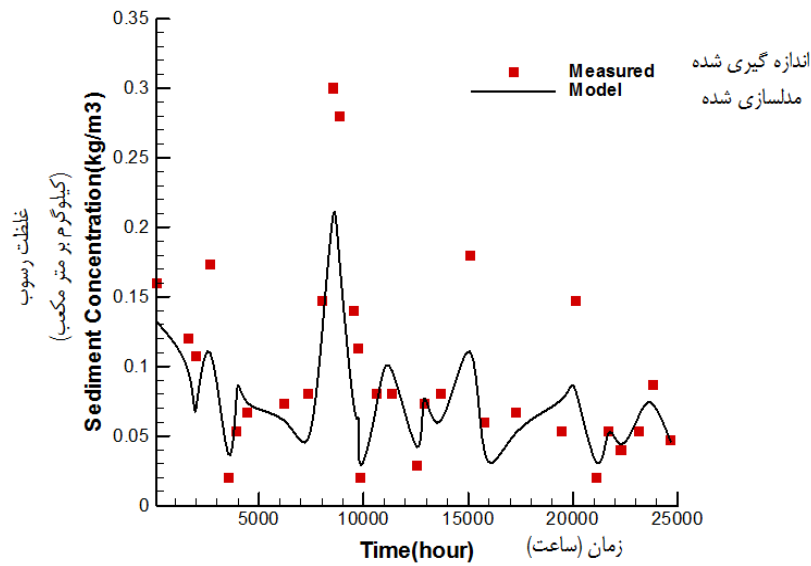
۱- ضرایب R^2 و a که به صورت زیر تعریف می‌شود. واضح است که هر چه a و R^2 به یک نزدیکتر باشند مدل دقیق‌تر است.

$$a = \frac{X_p}{X_m} \quad (9)$$

۲- متوسط درصد خطای مطلق

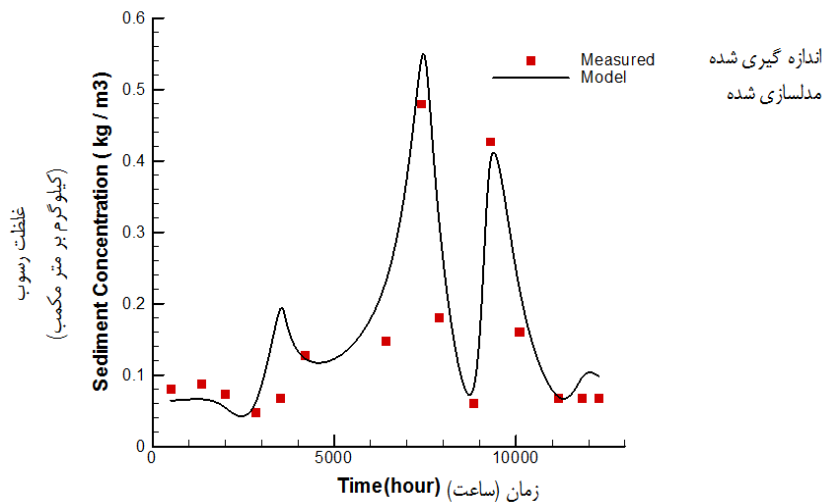
$$\%E = \frac{\sum |X_p - X_m|}{\sum X_p} \times 100 \quad (10)$$

۳- مجذور متوسط خطا



شکل ۳- مقایسه غلظت رسوب معلق پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده در ایستگاه اهواز (مرحله واسنجی)

Figure 3- Comparison of predicted and measured concentrations of suspended sediment at the Ahvaz station (Calibration pattern)



شکل ۴- مقایسه غلظت رسوب معلق پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده در ایستگاه اهواز (مرحله صحت‌سنجی)

Figure 4- Comparison of predicted and measured concentrations of suspended sediment at the Ahvaz station (Verification pattern)

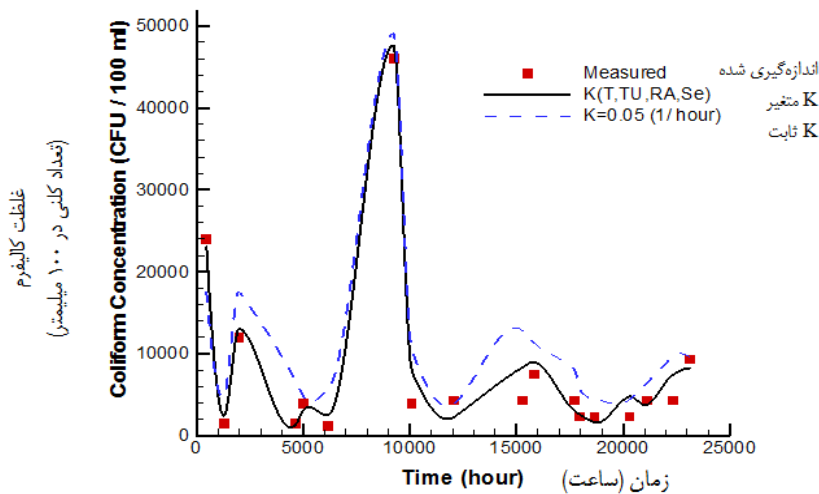
این رابطه تشعشع خورشید با ضریب زوال رابطه مستقیم دارد. با توجه به توان بالای تشعشع در این رابطه، مشخص می‌شود که تشعشع تأثیر زیادی بر روی ضریب زوال دارد. طبق رابطه ذکر شده، کدورت با ضریب زوال رابطه عکس دارد. کدورت در آب توسط مواد معلق و کلوئیدی همانند رس، سیلت، مواد آلی و غیر آلی ریز، پلانکتون و ارگانیسم‌های میکروسکوپی به وجود می‌آید. کدورت در واقع بیان‌کننده میزان جذب یا پراکنده شدن نور در آب به وسیله مواد معلق است. عامل کدورت پارامتری است که از یک طرف باعث جذب

$$K = 2757 \times (T^{-2.823}) \times (TU^{-0.475}) \times (RA^{3.673}) \times (Se^{0.5}) \quad (12)$$

در این رابطه K ضریب زوال بر حسب یک بر ساعت، T دمای آب بر حسب درجه سانتی‌گراد، TU کدورت بر حسب RA، تشعشع خورشید بر حسب میلی‌متر آب قابل تبخیر و Se غلظت رسوب معلق بر حسب kg/m^3 می‌باشد. طبق این رابطه دما با ضریب زوال رابطه عکس دارد. تغییرات دمایی آب در بازه زمانی مورد مطالعه بین ۱۴ تا ۲۸ درجه سانتیگراد بود. مشخص می‌شود که در این بازه دمایی، شرایطی مناسبی برای رشد و نمو باکتری کالیفرم ایجاد می‌شود. در

حاصل گردید. بعد از استخراج رابطه ضریب زوال، این رابطه در قالب یک الگوریتم به مدل افزوده شد و این قابلیت در مدل ایجاد شد که ابتدا رسوب معلق را مدل سازی کند و از آن برای محاسبه ضریب زوال استفاده کند. شکل ۵ مقایسه غلظت کالیفرم اندازه گیری شده و پیش بینی شده را در دو حالت ضریب زوال ثابت و ضریب زوال وابسته به عوامل محیطی دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق در مرحله واسنجی را نشان می دهد. جهت مقایسه عددی غلظت کالیفرم اندازه گیری شده و شبیه سازی شده از پارامترهای آماری ذکر شده استفاده شد. مقادیر خطای اندازه گیری شده نیز در جدول ۴ آورده شده است.

کالیفرم گردیده که در نتیجه آن باعث کاهش غلظت کالیفرم موجود در آب می شود، از طرف دیگر کدورت با جذب و انعکاس تشعشع باعث می شود مقداری از اثر تشعشع بر روی زوال کالیفرم کاهش یابد. به همین دلیل توان کدورت عدد کوچکی است. در رابطه فوق غلظت رسوب معلق با ضریب زوال رابطه مستقیم دارد. افزایش غلظت رسوب معلق باعث می شود که احتمال چسبیدن باکتری به رسوب معلق افزایش یابد و در نتیجه غلظت باکتری کالیفرم آزاد در آب کاهش یابد. برای اینکه بتوان مقایسه ای را بین ضریب زوال متغیر و دینامیک و ضریب زوال ثابت انجام داد، مدل به دفعات برای کل دوره واسنجی اجرا گردید و هر بار یک K ثابت به مدل داده می شد. بهترین ضریب زوال ثابت برای دوره واسنجی و صحت سنجی معادل $K=0.05 \text{ hr}^{-1}$



شکل ۵- مقایسه غلظت FC اندازه گیری شده و پیش بینی شده در ایستگاه زرگان برای K ثابت و متغیر در مرحله واسنجی
Figure 5- Comparison of measured and predicted FC concentrations at the Zargan station for fixed and variable K (Calibration pattern)

جدول ۴- پارامترهای آماری برای غلظت کالیفرم پیش بینی شده و اندازه گیری شده در مرحله واسنجی

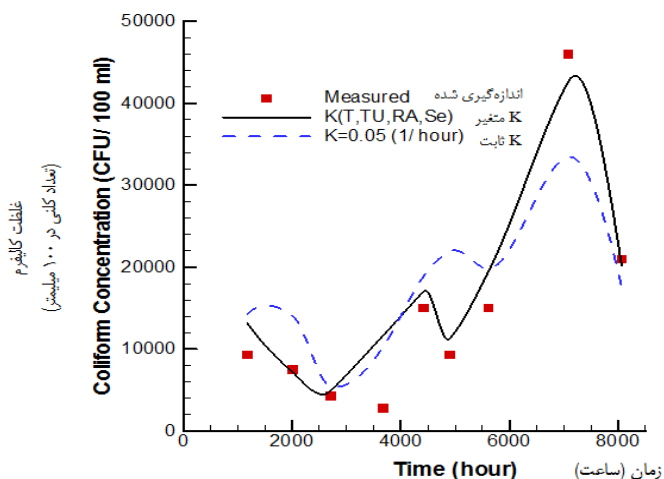
Table 4- Statistical parameters for coliform concentrations predicted and measured for calibration pattern

K	R ²	a	E (Percent)	RMSE
رابطه ۱۰ Relation 10	0.97	1.2	19	1906
0.05 (hr ⁻¹)	0.92	2	50	4341

زیست محیطی آمریکا (EPA) به صورت جدول ۶ می باشد (۵). غلظت باکتری کالیفرم ایستگاه زرگان، در کل زمان مورد مطالعه بیشتر از ۱۰۰۰ CFU /100 ml می باشد. با توجه به غلظت باکتری کالیفرم و مقایسه آنها با مقادیر مجاز اعلام شده (جدول ۶) آب رودخانه کارون جهت آشامیدن انسان، شرب احشام محصور شده، استفاده در صنایع غذایی، پرورش صدف خوراکی، آبیاری محصولاتی که خام مصرف می شوند و استفاده های تفریحی (تماس با آب) مثل شنا مناسب نیست.

صحت سنجی مدل انتقال آلودگی

در این بخش به منظور تایید صحت مدل سازی سال ۸۷-۸۵، مدل در بازه زمانی دیگری (سال ۸۸-۸۹) با استفاده از رابطه (۱۲) اجرا شد و نتایج مطابق شکل ۶ بدست آمد. جدول ۵ نیز میزان دقت مدل را در پیش بینی غلظت کالیفرم در مرحله صحت سنجی نشان می دهد. در کشور ایران موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی اعلام کرده است که آب آشامیدنی باید عاری از هر گونه کالیفرم باشد (استاندارد ۱۰۱۱). حد مجاز شاخص های باکتریولوژی در آژانس حفاظت های



شکل ۶- مقایسه غلظت FC اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده در ایستگاه زرگان برای K ثابت و متغیر در مرحله صحت‌سنجی
 Figure 6- Comparison of measured and predicted FC concentrations at the Zargan station for fixed and variable K (Verification pattern)

جدول ۵- پارامترهای آماری برای غلظت کالیفرم پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده در مرحله صحت‌سنجی

Table 5- Statistical parameters for coliform concentrations predicted and measured for verification pattern

K	R ²	a	E (Percent)	RMSE
رابطه ۱۰ Relation 10	0.94	1.4	20	3860
0.05 (hr ⁻¹)	0.77	1.5	44	7384

جدول ۶- حد مجاز شاخص‌های باکتریولوژی مورد بررسی برای اغلب کاربری‌ها (EPA)

Table 6- Limit indicator of Bacteriology for most users

Coliform (MPN/100ml)	E.Coli (MPN/100ml)	کاربری User
Coliform=0	E.Coli=0	آب آشامیدنی، شرب احشام محصور شده و آب مورد استفاده در صنایع غذایی (بدون نیاز به تصفیه) Drinking water, Drinking enclosed Cattle and Water used in food industry (No need for treatment)
Coliform<10 MPN/100ml	E.Coli<10 MPN/100ml	آب آشامیدنی، شرب احشام محصور شده و آب مورد استفاده در صنایع غذایی (فقط نیازمند ضدعفونی کردن) Drinking water, Drinking enclosed Cattle and Water used in food industry (Only require sterilization)
Coliform≤100 MPN/100ml	E.Coli<100 MPN/100ml	آب آشامیدنی، شرب احشام محصور شده و آب مورد استفاده در صنایع غذایی (نیازمند تصفیه مقدماتی) Drinking water, Drinking enclosed Cattle and Water used in food industry (Requires preliminary treatment)
Coliform≤43 MPN/100ml	E.Coli≤43 MPN/100ml	پرورش صدف خوراکی و حیات آبیان (Oyster farm and aquatic life)
Coliform≤200 MPN/100ml	E.Coli≤77 MPN/100ml	آبیاری محصولاتی که خام مصرف می‌شوند و استفاده‌های تفریحی (تماس با آب) شنا، ورزش‌های آبی و ... (Irrigation products that are eaten raw and recreational use (contact with water) swimming, water sports and ...)
-	E.Coli<200 MPN/100ml	استفاده چارپایانی که عموماً در مزارع استفاده می‌شوند (The beasts that are commonly used on farms)
-	E.Coli≤385 MPN/100ml	آبیاری اماکن عمومی، چراگاه‌ها، استفاده‌های تفریحی (با تماس غیر مستقیم با آب)، صید و پرورش خرچنگ (Irrigation public areas, grazing, recreational use (with indirect contact with water), fishing and breeding crabs)
Coliform≤1000 MPN/100ml	E.Coli≤1000 MPN/100ml	آبیاری عمومی (General Irrigation)
None applicable	None applicable	حیات وحش و آب آشامیدنی (با تصفیه کامل) (Wildlife and drinking water (with full treatment))

CFU /100 ml=MPN/100 ml

نتیجه گیری کلی

داده های دمایی مورد استفاده در این تحقیق در بازه ۱۴ تا ۲۸ درجه سانتیگراد بود. در این بازه دمایی رشد و تکثیر باکتری کالیفرم افزایش می یابد و در نتیجه ضریب زوال کم می شود. با مقایسه غلظت کالیفرم رودخانه کارون با مقادیر مجاز برای کاربری های مختلف، نتیجه گیری می شود که آب رودخانه جهت آشامیدن انسان، شرب احشام محصور شده، استفاده در صنایع غذایی، پرورش صدف خوراکی، آبیاری محصولاتی که خام مصرف می شوند و استفاده های تفریحی (تماس با آب) مثل شنا مناسب نیست. در پایان نتیجه گرفته می شود که بهتر است در مدل های ریاضی از ضریب زوال متغیر استفاده شود چرا که دقت برآورد غلظت کالیفرم را می تواند به نحو چشمگیری افزایش دهد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از سازمان آب و برق خوزستان و به خصوص معاونت محترم مطالعات پایه به دلیل همکاری قابل توجه برای در اختیار گذاشتن اطلاعات تشکر و قدردانی می گردد، همچنین هزینه اجرای طرح از محل پژوهانه نویسنده دوم تامین شده که از امور پژوهشی دانشگاه شهید چمران تشکر می گردد.

هدف اصلی این مطالعه شبیه سازی انتقال باکتری کالیفرم در رودخانه کارون بود. در این تحقیق مدل یک بعدی FASTER توسعه داده شد تا اثر پارامترهای محیطی دما، کدورت، تشعشع و غلظت رسوب معلق بر روی ضریب زوال باکتری کالیفرم دیده شود. نتایج حاصل از این تحقیق نیز به صورت خلاصه در زیر آورده شده است: نتایج به دست آمده در مرحله مدل سازی انتقال آلودگی نشان داد که انتخاب ضریب زوال متغیر به صورت تابعی از دما، کدورت، تشعشع خورشید و غلظت رسوب معلق می تواند میزان دقت مدل را نسبت به مقدار ثابت به میزان قابل توجهی افزایش دهد. تشعشع خورشید یک پارامتر مهم در مدلسازی باکتری کالیفرم است. تشعشع خورشید رابطه مستقیم با ضریب زوال دارد و با بالا رفتن تشعشع خورشید غلظت کالیفرم کاهش می یابد. طبق رابطه بدست آمده ضریب زوال با کدورت رابطه عکس دارد. عامل کدورت پارامتری است که از یک طرف باعث جذب کالیفرم گردیده که در نتیجه باعث کاهش غلظت کالیفرم موجود در آب می شود، از طرف دیگر کدورت با جذب و انعکاس تشعشع باعث می شود مقداری از اثر تشعشع بر روی زوال کالیفرم کاهش یابد. به همین دلیل توان کدورت عدد کوچکی است.

منابع

- 1- Bai S., and Lung W.S. 2005. Modeling sediment impact on the transport of fecal bacteria. *Journal of Water Research*, 39:5232-5240.
- 2- Barcina J.M., Oteiza M., and Sota A. 2002. Modelling the faecal coliform concentration in the Bilbao estuary. *Kluwer Academic Publishers, Netherlands*, pp. 213-219.
- 3- Chapra S.C. 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill Companies, Inc, USA, 844 pp.
- 4- Cheng Liu w., and Cher Huang w. 2012. Modeling the transport and distribution of fecal coliform in a tidal estuary. *Science of the Total Environment*, 431:pp.1-8.
- 5- Clesceri L.S., Greenberg A.E., Eaton A.D. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington.
- 6- Cunge J.A., Holly F.M., and Verwey A. 1980. *Practical aspects of computational river hydraulics*. Pitman Publishing Limited, London, 420 pp.
- 7- Curtis T.P., Mara D.D., and Silva S.A. 1992. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, 58 (4):pp.1335-1343.
- 8- Falconer R.A., and Lin B. 2003. Hydro-environmental modelling of riverine basins using dynamic rate and partitioning coefficients. *International Journal of River Basin Management*, 1(1), pp.81-89.
- 9- Fisher H.B., List E.J., Koh R.C.J., Imberger J., and Brooks N.H. 1979. *Mixing in inland and coastal waters*. Academic Press, Inc, San Diego, 483 pp.
- 10- Gao G., Falconer R.A., and Lin B. 2011. Numerical modelling of sediment-bacteria interaction processes in surface waters. *Journal of Water Research*, 45:pp.1951-1960.
- 11- Garcia T., Thouvenin B., and Servais P. 2006. Modelling faecal coliforms dynamics in the Seine estuary, France. *Water Science and Technology*, 54:pp.177-84.
- 12- Harleman D.R.F. 1966. Diffusion processes in stratified flow. In: *Estuary and Coastline Hydrodynamics*. A.T. Ippen(ed), McGraw-Hill Book Company, Inc, New York, Chapter 12:pp.575-597.
- 13- Jamieson B., Joy D., Lee H., Kostaschuk R., and Gordon R. 2005. Transport and deposition of sediment-associated

- Escherichia coli in natural streams. *Water Research*, 39:pp.2665–2675.
- 14- Kapuscinski R.B., and Mitchell R. 1980. Processes Controlling Virus Inactivation in Coastal Waters. *Water Research*, 14:pp.363-371.
 - 15- Karamoz M., Kerachian R., 2004. Quality of water resources planning and management systems. Tehran Amir Kabir Publications.
 - 16- Karna T., Deleersnijder E., and Brauwere A. 2010. Simple test cases for validating a finite element unstructured grid fecal bacteria transport model. *Elsevier Science*, 34:pp.3055–70.
 - 17- Kashefipour S.M. 2001. Modelling Flow, Water Quality and Sediment Transport Processes in Riverine Basins. Submitted for the degree of Doctor of Philosophy, Department of Civil Engineering Cardiff University, UK.
 - 18- Kashefipour S.M., and Falconer R.A. 2002. Longitudinal dispersion coefficient in natural channels. *Journal of Water Research*, Vol. 36, pp:1596-1608.
 - 19- Kashefipour S.M., Lin B., and Falconer R.A. 2006. Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. *Journal of Water Research*, 40:pp. 1413-1425.
 - 20- Lin B., and Falconer R.A. 1995. Modelling sediment fluxes in estuarine waters using a curvilinear coordinate grid system. *Estuarine, coastal and shelf science*, Vol.41, pp413-428.
 - 21- Manache G., Melching C.S., and Lanyon R. 2007. Calibration of a continuous simulation fecal coliform model based on historical data analysis. *Journal of Env. Eng, ASCE* 133(7):pp. 681-691.
 - 22- Mayo A.W. 1995. Modelling Coliform mortality in waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering, ASCE* 121(2):pp. 6221
 - 23- Mohammadi S., and Kashefipour S.M., 2013. Numerical modeling of water flow using the dynamic roughness coefficient. *Journal of Irrigation and Water Engineering*. Year 3 No. 9.
 - 24- Owens P.H. 1987. Mathematical modelling of sediment transport in estuaries. PhD Thesis, university of Birmingham, UK.
 - 25- Seo I.W., and Cheong T.S. 1998. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, 124(1): 25-32.
 - 26- Thupaki P., Phannikumar M.S., Beletsky D., Schwab D.J., Nevers M.B., and Whitman R.L. 2010. Budget analysis of Escherichia coli at a southern Lake Michigan beach. *Environmental Science Technology*, 44:pp.1010–1016.
 - 27- Zahiri J. 2008. One-dimensional mathematical modeling of sediment transport in river Karun. MSc Thesis, School of Water Sciences, Shahid Chamran University.

Investigating the effect of the Environmental Parameters and Suspended Sediment in Coliform Contamination Transport Using numerical model

J. Javadi Orte cheshme^{1*} - S.M. Kashefipour²

Received: 04-03-2014

Accepted: 24-11-2014

Introduction: Nowadays, contamination of water is one of the problems that are more considered. Fecal Coliform (*FC*) is one of the most common indicator organisms for monitoring the quality of water. The problem that complicates the modeling of indicator organisms such as Fecal Coliform is determining the appropriate amount and an optimum rate of decay. It has been reported by many scientists that the decay coefficient or mortality rate is significantly affected by environmental elements. In this study, the effect of environmental parameters such as temperature, turbidity, radiation and suspended sediment concentration on the coliform decay coefficient has been verified to have a dynamic and variable decay coefficient for better and reliable estimations of fecal coliform concentration values.

Materials and Methods: Karun River is the longest and largest river in Iran. In this study, due to the accumulation of pollutants from industrial and agricultural wastes near Ahvaz city and for existence of quality measurement stations along the river, the Mollasani station to Farsiat station was selected to simulate and evaluate the hydrodynamic and quality of the river. The *FASTER* model has been used for modeling of the flow, sediment and water pollution. In this study, the dynamic roughness Manning coefficient has been used for more accurate simulate the flow, that had been added to the model by Mohammadi and Kashefipour. In Coliform bacteria and sediment modeling, some other dynamic parameters such as longitudinal dispersion coefficient are important and increasing or decreasing of these parameters are very significant and the accuracy of the Advection-Dispersion Equation (*ADE*) depends on the choice of the theoretical and/or experimental relations of these parameters. It was previously found that the Fisher equation performs the best for Karun river in modeling coliform, and this equation was therefore used in this study to calculate the dispersion coefficient. In order to investigate the effect of suspended sediment concentration on coliform decay rates, first this parameter must be modeled. In this research, the von Rijn method was used for modeling the suspended sediment load. In order to modeling the coliform, all dates of measuring were firstly determined in Zargan station; for each date the model was run for several times. For each run the decay coefficient was selected accordingly, until the predicted concentration by the model has the least difference in the corresponding measured values. After that, the measured amount of environmental parameters such as Temperature, Turbidity, Radiation and also, the modeled values of suspended Sediment concentration was determined for the same dates. Then, using a statistical software a relationship was developed to describe the decay coefficient as follows:

$$K = f(T, TU, RA, Se) \quad (1)$$

Results and Discussion: Using a statistical software, an equation for decay coefficient was derived as follow:

$$K = 2757 \times (T^{-2.823}) \times (TU^{-0.475}) \times (RA^{3.673}) \times (Se^{0.5}) \quad (2)$$

Where *K* is decay coefficient (hr^{-1}), *T* temperature ($^{\circ}\text{C}$), *TU* turbidity (NTU), *RA* radiation (mmH_2O -Vaporizeable) and *Se* suspended sediment concentration (kg/m^3). Equation (2) was then added to the *FASTER* model, so the model was able to calculate the decay coefficient using the calculated suspended sediment at any time of simulation and this equation (dynamic decay coefficient). To be able to compare the dynamic decay coefficient and constant decay coefficient, the model was performed repeatedly for the whole calibration period and each time one constant *K* was given to the model. The best constant decay coefficient for the period of calibration and validation patterns was obtained to be $K = 0.05 \text{ hr}^{-1}$. Tables (1) and (2) show the amount of accuracy in predicting the suspended sediment concentration and coliform in both calibration and verification patterns, respectively.

1-M.Sc. Graduated Student, Shahid Chamran University of Ahwaz and PhD Student, Shahrood University of Technology, Iran

(*-Corresponding Author Email: j.javadi6578@yahoo.com)

2 -Professor of Department of Water Science, Shahid Chamran University, Ahwaz, Iran

Table (1) shows that the FASTER model was able to estimate the suspended sediment concentration relatively accurate. Table (2) compares the effect of a constant decay coefficient versus the dynamic decay coefficient inaccurate estimation of fecal coliform concentrations.

Table 1- Comparison of the estimated error and correlation of suspended sediment

Pattern	R ²	a	%E	RMSE
Calibration	0.85	0.95	29.81	0.039
Verification	0.87	1.3	30.52	0.059

Table 2- Statistical parameters for coliform concentrations predicted and measured

Period	k	R ²	a	%E	RMSE
Calibration	Relation (2)	0.97	1.2	19	1906
	0.05	0.92	2	50	4341
Verification	Relation (2)	0.94	1.4	20	3860
	0.05	0.77	1.5	44	7384

Conclusions: Comparison of the predicted fecal coliform concentrations with the corresponding measured values in the calibration and verification period showed that the error estimate improved respectively about 31% and 24% when the dynamic decay coefficient was used instead of a constant value (the best constant value was obtained 0.05hr⁻¹). The concentration of coliform bacteria in Zargan station during the total time of studying is more than 1000 CFU/100ml. Due to coliform bacteria concentrations and compared them with the levels allowed by the Standards, Karun river water is not suitable for human's drinking, confined livestock drink, food industry, oyster farming, irrigation products that are consumed raw and recreational uses (contact with water) like swimming.

Keywords: Calibration and Verification, DecayCoefficient, FASTER Model, Karun river, Water quality