

Determine of The Importance of Longitude Dispersion Coefficient on Solute Transport in Rivers Using the Monte Carlo Simulation

ELHAM KARAMI CHEME¹ AND MEHDI MAZAHERI^{2*}

1. Master Student of Water Structures, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.
2. Assistant professor of Department of Water Structures, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

(Received: June. 12, 2018- Revised: July. 29, 2018- Accepted: Aug. 5, 2018)

ABSTRACT

There are various parameters which are important in determining the dispersion coefficient in rivers, e.g. hydrodynamic parameters and river geometry. Thus it is a challenging task to determine this coefficient accurately. There are different empirical formulas to estimate the dispersion coefficient in rivers. These formulas are mostly accurate in the range of conditions they validated. It is important to know the conditions in which the dispersion coefficient effect is significant in rivers. Thus, in this conditions, one should determine it with more accuracy. The main purpose of this study is to present a new method for determining the situations in which, dispersion coefficient has significant effect on solute transport mechanism. The proposed method is based on the Monte Carlo simulation method. The method was verified and validated using several hypothetical and also a real test cases. The results show that the time pattern of pollution source is a key factor in the dispersion coefficient effects on solute transport mechanism. The main finding of the study is that, sometimes it is possible to consider the dispersion coefficient with large errors and no significant changes occur in results of the solute transport simulation.

Keywords: Sensitivity analysis, Uncertainty analysis, Advection-dispersion equation

تعیین میزان اهمیت ضریب پراکندگی طولی در انتقال آلاینده در رودخانه‌ها با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو

الهام کرمی چمه^۱ و مهدی مظاهری^{۲*}

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد سازه‌های آبی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۲. استادیار گروه سازه‌های آبی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۳/۲۲ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۷/۵/۷ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۵/۱۴)

چکیده

پارامترهای مختلفی وجود دارد که برای تعیین ضریب پراکندگی در رودخانه‌ها مهم است، به عنوان مثال پارامترهای هیدرودینامیکی و هندسه رودخانه. بنابراین تعیین دقیق این ضریب کار دشواری است. فرمول‌های تجربی مختلفی برای تخمین ضریب پراکندگی در رودخانه‌ها وجود دارد. این فرمول‌ها عمدتاً در دامنه شرایطی که اعتبار آن‌ها اعلام شده است، دقیق هستند. دانستن شرایطی که تحت آن ضریب پراکندگی در رودخانه‌ها تأثیر زیادی دارد، بسیار حائز اهمیت است. بنابراین در این شرایط باید آن را با دقت بیش‌تری تعیین کرد. هدف اصلی از این مطالعه ارائه یک روش جدید برای تعیین موقعیت‌هایی است که در آن، ضریب پراکندگی تأثیر معنی‌داری بر حمل و نقل مواد آلاینده دارد. روش پیشنهادی مبتنی بر روش شبیه‌سازی مونت کارلو است. این روش با استفاده از چندین مورد فرضی و همچنین یک مورد واقعی، صحت‌سنجی و اعتبارسنجی شده است. نتایج نشان می‌دهد که الگوی زمانی منبع آلودگی، عامل اصلی در تأثیر ضریب پراکندگی در حمل و نقل مواد آلاینده است. یافته اصلی تحقیق این است که گاهی اوقات می‌توان ضریب پراکندگی را با خطاهای بزرگ در نظر گرفت و هیچ تغییر مهمی در نتایج شبیه‌سازی حمل و نقل مواد آلاینده رخ ندهد.

واژه‌های کلیدی: آنالیز حساسیت، آنالیز عدم قطعیت، معادله جابه‌جایی-پراکندگی.

مقدمه

نقش و اهمیت آب در زندگی انسان و موجودات زنده، انکارناپذیر است. مطالعه بر روی کیفیت آب‌های سطحی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این موضوع با توجه به اینکه یکی از منابع عمده تأمین آب آشامیدنی انسان‌ها، آب لازم برای کشاورزی و صنایع از رودخانه‌ها است نیاز به توجه بیشتری دارد. متأسفانه گاهی فاضلاب و پساب‌های صنعتی در رودخانه تخلیه می‌شود. اگر فرایندهای انتقال و پخش آلودگی در رودخانه‌ها با هندسه‌های مختلف مشخص باشد، می‌توان برای کاهش اثرات آلودگی بر سلامت عموم جامعه انسان‌ها با طرح مسئله اختلاط آب‌ها و تقویت قدرت خودپالایی رودخانه‌ها برنامه‌ریزی نمود. هنگامی که یک منبع آلودگی به داخل آب رها می‌شود به علت حرکت مولکولی، تلاطم و غیریکنواختی سرعت در سطح مقطع جریان، سریعاً در آب پخش و همراه با جریان آب جابه‌جا می‌شود. فرایندهای جابه‌جایی و پراکندگی آلاینده‌ها در آب، بخش مهمی از دانش محیط‌زیست است که تاکنون پژوهش‌های زیادی در

موضوع‌های مربوط به آن صورت گرفته است (Chapra, 1997). در مقیاس‌های رودخانه‌ای، مدل‌های دوبعدی و سه‌بعدی به دلیل کمبود داده در سه بعد رودخانه، کالیبراسیون سخت و هزینه زیاد و همچنین صرف زمان زیاد، در کارهای عملی به‌راحتی استفاده نمی‌شوند؛ بنابراین در کارهای عملی مدل‌های یک‌بعدی در بررسی پدیده‌ی انتشار در رودخانه‌ها به کار می‌روند (Leibundgut et al., 2011).

انتقال جرم در رودخانه توسط فرایندهای جابه‌جایی^۱، پراکندگی^۲ و واکنش^۳ انجام می‌شود و در مدل‌سازی این فرایندها، توجه به پارامترهای موجود بسیار حائز اهمیت است. ضریب پراکندگی یکی از مهم‌ترین پارامترها در مدل‌سازی انتشار آلودگی در رودخانه‌ها است. قابلیت و قدرت جریان رودخانه‌ها و دیگر جریان‌های سطحی در پراکندگی مواد آلاینده در جهات طولی، عرضی و عمقی، توسط ضرایب پراکندگی بیان می‌شود (Tayfur and Singh, 2005). فارغ از نرخ بارگذاری آلاینده، در نقاط دورتر از محل ورود آلاینده که اختلاط در کل مقطع عرضی کامل می

* نویسنده مسئول: m.mazaheri@modares.ac.ir

1. Advection
2. Dispersion
3. Reaction

محاسبه دقیق این ضریب بسیار مشکل است (Banejad *et al.*, 2013).

محققین زیادی در طی سال‌های مختلف به بررسی ضریب پراکندگی طولی پرداخته‌اند و روابط تجربی زیادی برای برآورد ضریب پراکندگی طولی ارائه شده است. تعدادی از مهم‌ترین روابط در جدول (۱) ارائه شده است. مطالعات زیادی نیز بر گستره‌ی وسیعی از رودخانه‌ها با شرایط متفاوت هیدرولیکی و هندسی انجام شده است (Noori *et al.*, 2009; Balf *et al.*, 2018).

روابط تجربی ارائه‌شده در جدول (۱)، ضریب پراکندگی طولی را با استفاده از متغیرهای مربوط به شرایط متوسط جریان در مقطع رودخانه محاسبه می‌نمایند. این متغیرها عبارت‌اند از متوسط عمق جریان در مقطع، سرعت متوسط، سرعت برشی و عرض سطح آب. برخی از مطالعات جامع‌تر بوده و از متغیر انحنای رودخانه نیز در آن‌ها استفاده شده است (Noori *et al.*, 2017).

شود، تنها پراکندگی طولی قابل توجه خواهد بود (Chatila, 1997). شدت پراکندگی طولی توسط ضریب پراکندگی طولی^۱ تعیین می‌شود و مدل‌سازی، پایش و تعیین دقیق وضعیت آلودگی رودخانه‌ها نیازمند انتخاب ضریب پراکندگی طولی مناسب در آن هاست.

ضریب پراکندگی طولی به دلیل وابستگی به متغیرهای هیدرولیکی جریان (مانند عمق و سرعت متوسط در رودخانه)، خصوصیات سیال (مانند ویسکوزیته)، انتقال رسوب (مانند تعلیق) و هندسه رودخانه (مانند شکل مقطع عرضی و انحنای مسیر) بسیار حساس و متغیر است (Toprak *et al.*, 2004) و با کم‌ترین تغییر در شرایط هیدرولیکی و هندسه جریان، تغییر کرده و دارای نوسانات بسیار زیادی است؛ بنابراین با توجه به شرایط متغیر و پیچیده رودخانه‌ها، عدم قطعیت قابل توجهی در مورد برآورد ضریب پراکندگی طولی وجود دارد (Noori *et al.*, 2015) و

جدول ۱- روابط تجربی ارائه‌شده برای تعیین ضریب پراکندگی طولی

رابطه ضریب پراکندگی طولی	مرجع	ردیف
$D = 0.011 \frac{u^2 w^2}{hu_*}$	(Fischer, 1975)	۱
$D = 0.18 \left(\frac{u}{u_*}\right)^{0.5} \left(\frac{w}{h}\right)^2 hu_*$	(Liu, 1977)	۲
$D = 2 \left(\frac{w}{h}\right)^{1.5} hu_*$	(Iwasa and Aya, 1991)	۳
$D = 5.92 \left(\frac{u}{u_*}\right)^{1.43} \left(\frac{w}{h}\right)^{0.62} hu_*$	(Seo and Cheong, 1998)	۴
$D = 0.6 \left(\frac{w}{h}\right)^2 hu_*$	(Koussis and Rodriguez-Mirasol, 1998)	۵
$D = \frac{0.15}{8\varepsilon_t} \left(\frac{w}{h}\right)^{1.67} \left(\frac{u}{u_*}\right)^2 hu_*$	(Deng <i>et al.</i> , 2002)	۶
$\varepsilon_t = 0.145 + \frac{1}{3520} \left(\frac{w}{h}\right)^{1.38} \left(\frac{u}{u_*}\right)$		
$D = 2 \left(\frac{w}{h}\right)^{0.96} \left(\frac{u}{u_*}\right)^{1.25} hu_*$	(Rajeev and Dutta, 2009)	۷
$D = 2.282 \left(\frac{w}{h}\right)^{0.7613} \left(\frac{u}{u_*}\right)^{1.4713} hu_*$	(Li <i>et al.</i> , 2013)	۸
$D = 5.4 \left(\frac{w}{h}\right)^{0.7} \left(\frac{u}{u_*}\right)^{0.13} hu$	(Zeng and Huai, 2014)	۹
$D = 3.563 Fr^{-0.4117} \left(\frac{w}{h}\right)^{0.6776} \left(\frac{u}{u_*}\right)^{1.0132} hu_*$	(Disley <i>et al.</i> , 2015)	۱۰
$D = 9.931 \left(\frac{w}{h}\right)^{0.187} \left(\frac{u}{u_*}\right)^{1.802} hu_*$	(Alizadeh <i>et al.</i> , 2017)	۱۱
For $\frac{w}{h} > 28$		
$D = 5.319 \left(\frac{w}{h}\right)^{1.206} \left(\frac{u}{u_*}\right)^{0.075} hu_*$	(Alizadeh <i>et al.</i> , 2017)	۱۲
For $\frac{w}{h} \leq 28$		

در این روابط D ضریب پراکندگی طولی، h متوسط عمق جریان، u سرعت متوسط، u_* سرعت برشی و w عرض سطح آب است.

این روابط از پیش فرض‌های مختلف حاصل شده‌اند و با استفاده از مجموعه داده‌های آزمایشگاهی و میدانی مورد آزمایش قرار گرفته‌اند و زمانی که برای یک رودخانه مشخص مورد استفاده قرار گیرند، ضرایب پراکندگی تخمین زده شده توسط روابط تجربی مختلف، ممکن است اعداد بسیار متفاوتی باشند (Rutherford, 1994). گزارش‌هایی مبنی بر کمبود دقت روابط تجربی ارائه شده توسط محققین مختلف، برای رودخانه‌های دیگر با شرایط متفاوت منتشر شده است که این روابط تنها در محدوده شرایطی که برآزش یافته‌اند قابلیت استفاده داشته و برای شرایطی خارج از آن محدوده، دقت چندان مطلوبی ندارند (Abderrezzak et al., 2015).

برای برآورد دقیق ضریب پراکندگی طولی از مطالعات میدانی و آزمایش‌های ماده ردیاب استفاده می‌شود. در پژوهشی که توسط Atkinson and Davis (2000) به عنوان مطالعه موردی بر روی رودخانه سورن^۱ انجام شد، ماده ردآمین^۲ به عنوان ردیاب جهت بررسی فرایند انتشار آلودگی مدنظر قرار گرفته است. انجام این آزمایش‌ها بسیار سخت، وقت‌گیر و هزینه‌بر است و ضریب پراکندگی طولی برآورد شده تنها برای جریان مورد بررسی و مجموعه‌ای از شرایط هیدرولیکی که طی آن آزمایش ردیاب انجام شده است، معتبر است و اگر شرایط رودخانه تغییر کند، آزمایش باید تکرار شود (Shen et al., 2010; Kim, 2012).

برخی از محققین اهمیت نسبی فرایند پراکندگی، نسبت به جابه‌جایی را بیان کردند. Dobbins (1964) شرایطی که تحت آن پراکندگی می‌تواند نادیده گرفته شود را تعریف کرد و این موضوع بعدها توسط Ruthven (1971) تأیید شد. این واقعیت که می‌توان پراکندگی را نادیده گرفت، مربوط به زمانی است که شار ورودی ثابت باشد، اگر شار ورودی متغیر باشد، پراکندگی ممکن است اهمیت بیش‌تری داشته باشد. ورودی‌هایی با منبع نقطه‌ای به رودخانه با توجه به تغییرات در تولید فاضلاب و بارگذاری‌های ناگهانی^۳، اغلب در طول زمان تغییر می‌کنند. تجزیه و تحلیل ورودی‌های متغیر با زمان توسط Li (1972)، Thomann (1973) و Soncini-Sessa et al (1994) برای یک رودخانه که تحت تأثیر ورودی منبع نقطه‌ای سینوسی است، انجام شده است. (1973) Thomann پیشنهاد می‌کند که اثر پراکندگی هیدرودینامیکی به‌طور کلی در نزدیک محل ورود آلاینده و فاصله‌ی قابل توجهی از محل ورود در پایین‌دست قابل توجه است. (1972) Li و (1994)

مواد و روش

فرایندهای انتقال جرم

فرایندهای انتقال جرم در رودخانه، فرایند جابه‌جایی و پراکندگی هستند. فرایند جابه‌جایی عبارت است از جابه‌جایی جرم توسط حرکت جریان و فرایند پراکندگی، پخشیدگی جرم در اثر گردانان سرعت در رودخانه است (Fischer, 1979) و هرچه گردانان سرعت بیش‌تر باشد، پراکندگی نیز بیش‌تر خواهد بود. در رودخانه‌ها عمدتاً فرایند جابه‌جایی، فرایند غالب انتقال جرم است و این غالبیت توسط عدد پکلت^۴ تعیین می‌گردد.

شار^۵ انتقال یافته در اثر فرایندهای جابه‌جایی و پراکندگی به ترتیب با استفاده از روابط (۱) و (۲) به دست می‌آیند (Fischer, 1979).

$$J_{adv.} = uc \quad (\text{رابطه ۱})$$

$$J_{disp.} = -D \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{رابطه ۲})$$

از تعادل جرمی روابط (۱) و (۲) (قانون اول فیک^۶)، معادله

1. Severn River
2. Rhodamine WT
3. Impulse loading (Spill)
4. Peclet number

5. Flux
6. Fick's first law

قطعیت با تعیین ورودی‌ها به‌عنوان توزیع‌های احتمال است. این بدان معنی است که نتیجه هرگونه تحلیل مبتنی بر ورودی‌های نمایش داده شده با توزیع‌های احتمال، خود یک توزیع احتمال است. فرض بر این است که پارامترهای موردنظر از مدل، متغیرهای تصادفی هستند که یک تابع چگالی احتمال خاص (به اختصار PDF) (PDF) را دنبال می‌کنند (Guyoanet et al., 1999).

اولین قدم در شبیه‌سازی مونت کارلو، تعریف PDF ها برای پارامترهای موردنظر از مدل است. توابع توزیع تجمعی (به اختصار CDF) ابتدا توسط ادغام PDF ها به دست می‌آیند. CDF ها برای نمونه‌گیری تصادفی پارامترهای موردنظر با در نظر گرفتن احتمال‌های مختلف استفاده می‌شوند. این روش برای تعداد زیادی تکرار انجام می‌شود (Tung and Yen, 2005). به هر بار شبیه‌سازی، تحقق سیستم گفته می‌شود. برای هر تحقق، تمام پارامترهای غیرقطعی نمونه‌برداری می‌شوند (یعنی یک مقدار تصادفی از توزیع اختصاصی مربوط به هر پارامتر، انتخاب می‌شود). سپس این سیستم در طول زمان شبیه‌سازی می‌شود (با معین بودن مجموعه پارامترهای ورودی) به‌گونه‌ای که کارایی سیستم بتواند محاسبه شود. این امر منتج به ایجاد تعداد زیادی نتیجه مستقل و جداگانه می‌شود، که هر کدام نمایشگر یک آینده احتمالی برای سیستم هستند (یعنی یک مسیر احتمالی که سیستم احتمالاً با گذشت زمان دنبال خواهد کرد). نتایج تحقق‌های مستقل سیستم به شکل توزیع‌های احتمالی خروجی‌های ممکن درخواهند آمد. در نتیجه، خروجی‌ها به‌صورت مقادیر تک نیستند، بلکه توزیع احتمال هستند.

در این تحقیق به دلیل عدم قطعیت در برآورد ضریب پراکندگی طولی، این پارامتر به‌عنوان متغیر تصادفی در روش مونت کارلو در نظر گرفته شده است. ابتدا توسط روابط تجربی متفاوتی که برای ضریب پراکندگی طولی ارائه شده است، این ضریب محاسبه شده است. نتایج ارائه‌شده توسط اکثر روابط تجربی بسیار به توزیع نرمال نزدیک است. Benedini and Tsakiris (2013) اظهار داشتند که در اکثر پدیده‌های طبیعی و موارد عملی، تابع چگالی احتمال نرمال استفاده می‌شود؛ بنابراین در این تحقیق ضرایب پراکندگی مورد نیاز برای روش مونت کارلو با توزیع نرمال تولید شده است که تابع چگالی احتمال و تابع

جابه‌جایی-پراکندگی^۱ به‌صورت رابطه (۳) استخراج می‌شود که یک معادله‌ی دیفرانسیل جزئی مرتبه دوم، یک‌بعدی، خطی، غیر همگن و سهموی^۲ است. (رابطه ۳)

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} = -\frac{\partial(QC)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) - kAC + AS$$

در این روابط J شار انتقال یافته، u سرعت متوسط جریان، Q ، دبی جریان، A سطح مقطع جریان، C غلظت آلاینده (که به‌صورت تابعی از زمان و مکان تعریف می‌شود $C = C(x, t)$ ، t ، زمان، x فاصله نقطه‌ای در پایین‌دست رودخانه از محل ورود آلاینده، D ضریب پراکندگی طولی $D = D(x, t)$ ، k ضریب زوال آلاینده و S ترم منبع^۴ است.

در جریان‌های غیرماندگار^۵ و غیریکنواخت^۶ در رودخانه، از حل‌های عددی رابطه (۳) استفاده می‌شود که باید با توجه به شرایط مرزی و شرایط اولیه حل شود. همانند دو و همکاران (Dou et al., 1997) این مطالعه دو نوع شرایط را در مرزهای ورودی و خروجی میدان جریان بررسی می‌کند، شرط مرزی ورودی از نوع شرط مرزی یک یا شرط مرزی دریلچلت^۷ و شرط مرزی خروجی از نوع شرط مرزی دوم یا شرط مرزی گرادیان صفر در نظر گرفته می‌شود.

در این تحقیق برای حل عددی رابطه (۳) از روش خطوط^۸ استفاده شده است که یک روش برای حل معادلات دیفرانسیل با مشتقات جزئی است و بسیاری از مقالات به‌دقت و پایداری این روش برای انواع مختلف معادلات دیفرانسیل با مشتقات جزئی پرداخته‌اند (Sarmin and Chudov, 1963). با حل رابطه (۳) می‌توان توزیع زمانی و مکانی غلظت را تعیین کرد.

شبیه‌سازی مونت کارلو^۹

به‌صورت کلی، روش مونت کارلو (یا شبیه‌سازی مونت کارلو) به هر تکنیکی اطلاق می‌شود که از طریق نمونه‌سازی آماری، پاسخ‌های تقریبی برای مسائل کمی فراهم می‌کند. شبیه‌سازی مونت کارلو بیش‌تر برای توصیف روشی جهت انتشار عدم قطعیت‌های موجود در ورودی مدل به عدم قطعیت‌ها در خروجی مدل، به کار می‌رود. بنابراین مونت کارلو، شبیه‌سازی‌ای است که صریحاً و به‌صورت کمی، عدم قطعیت را نمایش می‌دهد. شبیه‌سازی مونت کارلو متکی به فرآیند نمایش صریح عدم

7. Dirichlet Boundary condition

8. method of lines

9. Monte Carlo simulation

10. Probability density function

11. Cumulative distribution function

12. Realization

1. Advection-dispersion equation

2. Parabolic

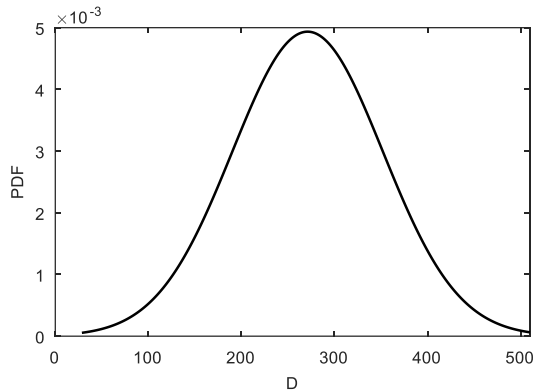
3. Decay coefficient

4. Source term

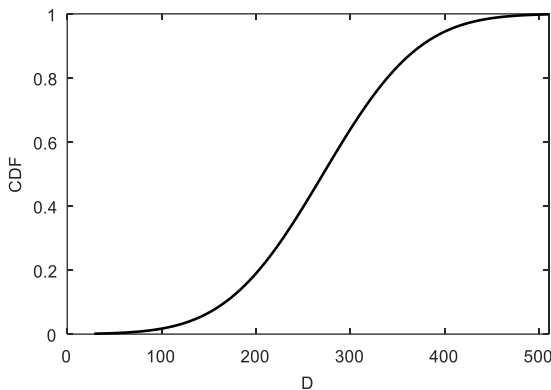
5. Unsteady

6. Non-uniform

است. تکرار اعداد تصادفی می‌تواند به تعداد دلخواه باشد، هر چه تعداد اعداد تصادفی بیش‌تر باشد دقت بالا می‌رود ولی در مقابل، زمان محاسبات نیز بیش‌تر می‌شود، در این تحقیق ۱۰۰ عدد تصادفی برای ضریب پراکندگی طولی در نظر گرفته شده است. تابع چگالی احتمال و تابع توزیع تجمعی اعداد تصادفی تولیدشده برای ضریب پراکندگی طولی به ترتیب در شکل (۱) و (۲) ارائه شده است.



شکل ۱- تابع چگالی احتمال ضریب پراکندگی طولی با توزیع نرمال، میانگین ۲۶۳ و انحراف معیار ۸۰



شکل ۲- تابع توزیع تجمعی ضریب پراکندگی طولی با توزیع نرمال، میانگین ۲۶۳ و انحراف معیار ۸۰

روش ارائه‌شده در این تحقیق برای سه سناریو مختلف از تابع شدت آلاینده ورودی به رودخانه‌ای فرضی (داده‌های هیدرولیکی و کیفیت رودخانه به‌صورت فرضی در نظر گرفته شده‌اند) و همچنین برای یک رودخانه واقعی (رودخانه کارون به دلیل در دسترس بودن داده‌های مورد نیاز) اعمال شده است که مشخصات سناریوها در جدول (۲) آمده است. لازم به ذکر است که شرایط رودخانه (مشخصات هیدرولیکی و هندسی رودخانه) در تمام سناریوها یکسان است و تفاوت آن‌ها در الگوی آلاینده ورودی آن‌هاست.

سناریو اول

در این سناریو تغییرات زمانی غلظت آلاینده ورودی به بازه مورد

توزیع تجمعی آن به ترتیب طبق روابط (۴) و (۵) به دست می‌آیند.

(رابطه ۴)

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)$$

(رابطه ۵)

$$F(x) = \frac{1}{2} \left(1 + \operatorname{erf}\left(\frac{x-\mu}{\sigma\sqrt{2}}\right)\right)$$

در این روابط μ میانگین ضرایب پراکندگی حاصل از روابطی است که نتایج نزدیک به هم دارند، σ انحراف معیار و x هر یک از ضرایب پراکندگی است.

در این تحقیق روشی جدید ارائه می‌شود که برای هر رودخانه با الگوی مشخص آلاینده ورودی، با حل رابطه (۳) و استفاده از روش مونت‌کارلو برای تولید اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی، در هر زمان و مکان مشخص، غلظت‌های متفاوتی تولید می‌شود که این تفاوت به دلیل مقادیر متفاوت (تصادفی) ضریب پراکندگی طولی آن‌هاست. درصد خطای ایجادشده در غلظت در اثر اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی در زمان‌ها و مکان‌های مختلف طبق رابطه (۶) محاسبه می‌گردد و در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف، میانگین درصد خطا محاسبه شده و خروجی کار یک گراف در صفحه زمان و مکان است که در بازه‌های مختلف، درصد خطای ایجادشده در غلظت را نشان می‌دهد که در واقع نشان‌دهنده حساسیت مدل در این بازه‌ها به ضریب پراکندگی طولی است. نکته قابل توجه این است که در این تحقیق موضوع عدم قطعیت ضریب پراکندگی و اثری که در نتایج (توزیع غلظت آلاینده در رودخانه) دارد، کمی شده است.

$$\text{Error} = \frac{C_{\max} - C_{\min}}{C_{\max}} \times 100 \quad (\text{رابطه ۶})$$

در این رابطه C_{\max} بیش‌ترین غلظت و C_{\min} کم‌ترین غلظت است.

نتایج و بحث

در این تحقیق با استفاده از روابط تجربی مختلفی که توسط محققین مختلف برای ضریب پراکندگی طولی ارائه شده است، این ضریب محاسبه شده و میانگین و انحراف معیار مقادیر ضریب پراکندگی طولی به‌دست‌آمده از روابطی که نتایج نزدیک به هم دارند، محاسبه شده است که به ترتیب ۲۶۳ و ۲۴ است. در این تحقیق برای بررسی شرایط حاد، انحراف معیار مساوی ۸۰ در نظر گرفته شده است و اعداد تصادفی برای ضریب پراکندگی طولی، با توزیع نرمال و با میانگین ۲۶۳ و انحراف معیار ۸۰ تولید شده

کم است.

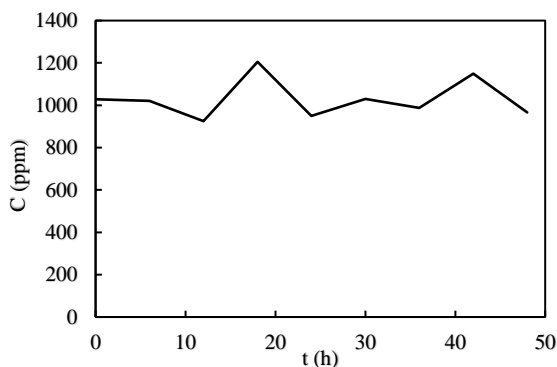
همان طور که قبلاً توضیح داده شد در روش مونت کارلو چون ورودی سیستم، توزیع‌های احتمالاتی است؛ بنابراین خروجی سیستم در زمان‌ها و مکان‌های مختلف نیز به صورت توزیع‌های احتمالاتی خواهد بود به همین دلیل به‌عنوان مثال، هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان ۳۰ ساعت و مکان ۷ کیلومتر در شکل (۵) ارائه شده است که محور افقی آن، کم بودن تغییرات غلظت در این سناریو را نشان می‌دهد. در این شکل محور قائم نشان‌دهنده‌ی احتمال وقوع هر کدام از غلظت‌ها در اثر ضرایب پراکندگی تصادفی است.

نظر از رودخانه، کم است و الگوی آلاینده ورودی به رودخانه در طول ۴۸ ساعت در شکل (۳) ارائه شده است.

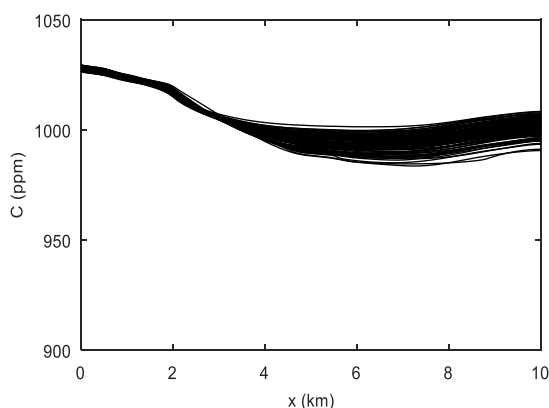
با حل رابطه (۳) و برای نشان دادن توزیع غلظت آلاینده در نقاط مختلف رودخانه و مشاهده تغییرات غلظت آلاینده در اثر ضرایب پراکندگی تصادفی در نقاط مختلف، پروفیل غلظت آلاینده در زمانی مشخص (مثلاً در اینجا زمان ۳۰ ساعت در نظر گرفته شده است) در شکل (۴) ارائه شده است. در این شکل هر یک از منحنی‌ها، غلظت آلاینده در نقاط مختلف رودخانه به ازای یکی از اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی را نشان می‌دهند. مشاهده می‌شود که در نقاط مختلف دامنه تغییرات غلظت آلاینده

جدول ۲- مشخصات سناریوهای مختلف

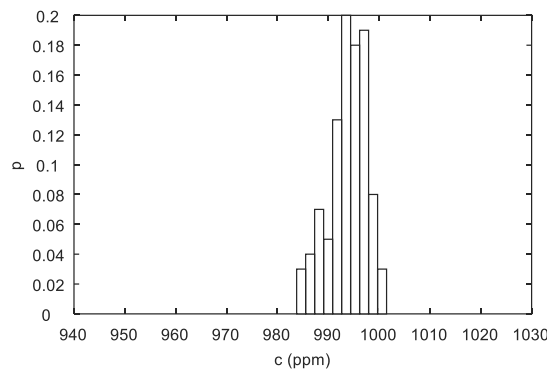
شماره سناریو	۱	۲	۳
طول مورد بررسی از رودخانه فرضی (کیلومتر)	۱۰	۱۰	۱۰
زمان شبیه‌سازی مدل (ساعت)	۴۸	۴۸	۴۸
میانگین ضریب پراکندگی طولی (مترمربع بر ثانیه)	۲۶۳	۲۶۳	۲۶۳
انحراف معیار ضریب پراکندگی طولی	۸۰	۸۰	۸۰
تعداد اعداد تصادفی تولیدی برای ضریب پراکندگی طولی	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
الگوی آلاینده ورودی در ابتدا بازه مورد نظر	شکل (۳)	شکل (۷)	شکل (۱۱)



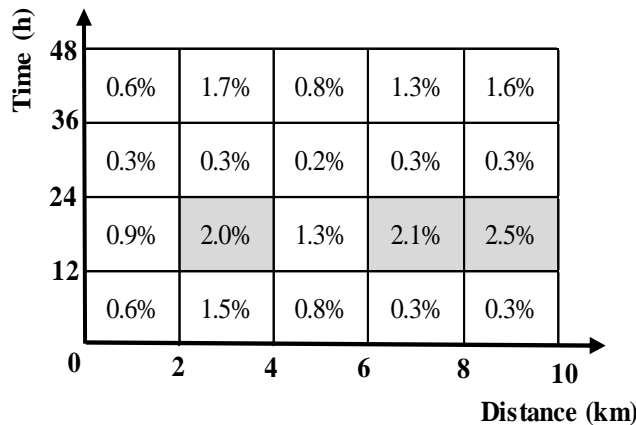
شکل ۳- الگوی غلظت آلاینده ورودی به رودخانه در سناریو ۱



شکل ۴- پروفیل غلظت آلاینده به ازای مقادیر تصادفی D در زمان ۳۰ ساعت در سناریو ۱



شکل ۵- هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان ۳۰ ساعت و مکان ۷ کیلومتر در سناریو ۱



شکل ۶- میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در رودخانه در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف در سناریو ۱

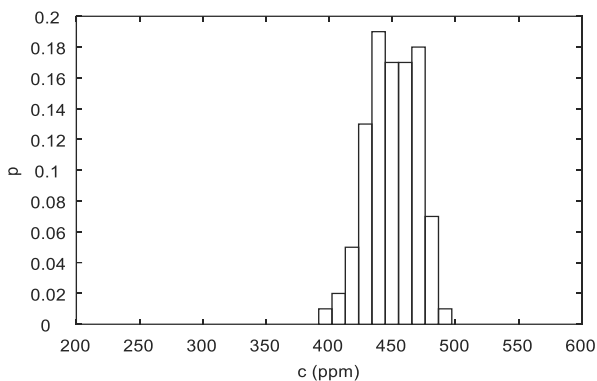
برای ضریب پراکندگی طولی نشان می‌دهد، اگر برای این بازه زمانی و مکانی، ضریب پراکندگی طولی در بازه $\mu \pm 3\sigma$ انتخاب شود (در توزیع نرمال تقریباً تمامی اعداد تصادفی تولیدشده در بازه $\mu \pm 3\sigma$ هستند) تغییر بسیار کمی (۰/۲ درصد) در غلظت ایجاد می‌شود و این نشان‌دهنده حساسیت بسیار پایین مدل به مقدار ضریب پراکندگی طولی برای این رودخانه و در بازه زمانی و مکانی ذکر شده است. بیش‌ترین درصد خطای ایجادشده در غلظت، مربوط به بازه زمانی ۱۲ تا ۲۴ ساعت و بازه مکانی ۸ تا ۱۰ کیلومتر است و مقدار آن ۲/۵ درصد است و این نیز به معنی حساسیت پایین مدل به ضریب پراکندگی طولی در این بازه زمانی و مکانی است. نتیجتاً در بازه ۱۰ کیلومتری مورد بررسی در این رودخانه با الگوی آلاینده ورودی ذکر شده، به دلیل تغییرات زمانی و مکانی کم غلظت آلاینده، و همچنین با توجه به درصدهای خطای ایجادشده در غلظت در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف که در شکل (۶) ارائه شده است، حساسیت مدل به ضریب پراکندگی طولی در تمام زمان‌ها و مکان‌ها کم است و اگر ضریب پراکندگی طولی چندین برابر نیز تخمین زده شود در محاسبات توزیع غلظت، خطای بسیار کمی ایجاد می‌شود.

اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی، غلظت‌های متفاوتی را در زمان‌ها و مکان‌های مختلف ایجاد می‌کنند که طبق رابطه (۶) درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در زمان‌ها و مکان‌های مختلف محاسبه شده و در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف، میانگین درصد خطا محاسبه می‌گردد که در واقع نشان‌دهنده حساسیت مدل در این بازه‌ها به مقدار ضریب پراکندگی طولی است که برای این سناریو به صورت شکل (۶) است.

با توجه به الگوی تغییرات زمانی غلظت ورودی به رودخانه در سناریو ۱ (شکل ۳)، ملاحظه می‌شود کم‌ترین تغییرات غلظت ۸ قسمت در میلیون^۱ است که مربوط به بازه زمانی صفر ساعت تا ۶ ساعت است و بیش‌ترین تغییرات غلظت ۲۸۰ قسمت در میلیون است که مربوط به بازه زمانی ۱۲ ساعت تا ۱۸ ساعت است. همچنین با توجه به شکل (۶) کم‌ترین درصد خطای ایجادشده در غلظت، مربوط به بازه زمانی ۲۴ تا ۳۶ ساعت و بازه مکانی ۴ تا ۶ کیلومتر از محل ورود آلاینده است و مقدار آن ۰/۲ درصد است و این به این معنی است که اعداد متفاوت ضریب پراکندگی طولی، تغییر بسیار کمی در غلظت آلاینده در رودخانه ایجاد کرده‌اند؛ بنابراین با توجه به شکل (۱) که توزیع نرمال را

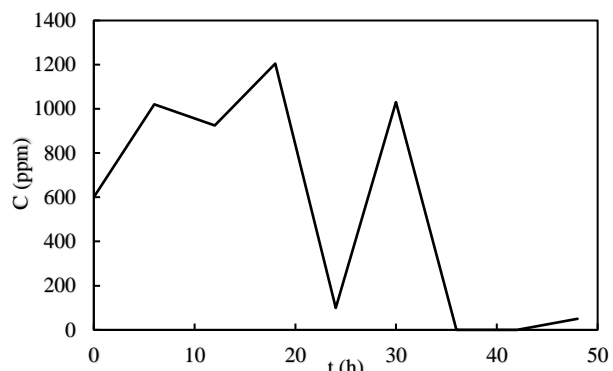
سناریو دوم

در این سناریو تغییرات زمانی غلظت آلاینده ورودی به بازه موردنظر از رودخانه، زیاد است و الگوی آلاینده ورودی به رودخانه در طول ۴۸ ساعت در شکل (۷) ارائه شده است. در این الگو در بازه زمانی ۳۶ تا ۴۲ ساعت یک گسستگی ایجاد شده است که باعث ایجاد تغییرات زمانی بسیار زیاد در این الگو شده است. برای نشان دادن تغییرات غلظت آلاینده در اثر ضرایب پراکندگی تصادفی در نقاط مختلف رودخانه در این سناریو، پروفیل غلظت رودخانه در زمانی مشخص (به عنوان مثال در اینجا زمان ۳۰ ساعت در نظر گرفته شده است) در شکل (۸) ارائه شده است و تغییرات غلظت را در نقاط مختلف رودخانه نشان می‌دهد.



شکل ۹- هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان ۳۰ ساعت و مکان ۷ کیلومتر در سناریو ۲

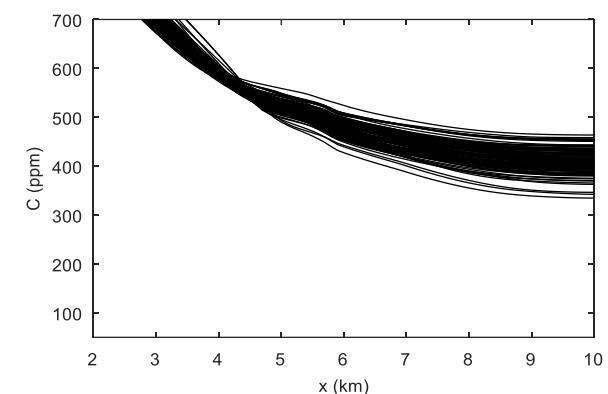
با توجه به پروفیل غلظت رسم شده در این سناریو (شکل ۸)، ملاحظه می‌شود که با وجود تغییرات زمانی زیاد غلظت ورودی به رودخانه برای سناریو ۲ (شکل ۷)، دامنه تغییرات غلظت آلاینده تنها در برخی از نقاط رودخانه نسبتاً زیاد است. همچنین با توجه به اعداد مربوط به میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف که در شکل (۱۰) ارائه شده است، ملاحظه می‌شود که این اعداد تنها در برخی از بازه‌های زمانی و مکانی چشم‌گیر هستند. کم‌ترین درصد خطا، ۰/۴ درصد است که مربوط به بازه زمانی صفر تا ۱۲ ساعت و بازه مکانی صفر تا ۲ کیلومتر است و نشان‌دهنده حساسیت پایین مدل به ضریب پراکندگی طولی در این بازه است و بیش‌ترین درصد خطا، ۷۳/۹ درصد است که مربوط به بازه زمانی ۳۶ تا ۴۸ ساعت و بازه مکانی ۸ تا ۱۰ کیلومتر است و نشان‌دهنده حساسیت بسیار زیاد مدل به ضریب پراکندگی طولی در بازه مذکور است و ضریب پراکندگی طولی در این بازه باید به‌دقت برآورد شود. درصد خطا در سایر بازه‌های زمانی و مکانی نیز در شکل (۱۰) ارائه شده است.



شکل ۷- الگوی غلظت آلاینده ورودی به رودخانه در سناریو ۲

Time (h)	0	2	4	6	8	10
48	3.3%	15.2%	42.2%	60.9%	73.9%	
36	38.7%	27.0%	7.0%	8.2%	9.1%	
24	18.1%	25.9%	8.2%	3.7%	3.9%	
12	0.4%	1.5%	3.5%	4.3%	4.8%	
	0	2	4	6	8	10
	Distance (km)					

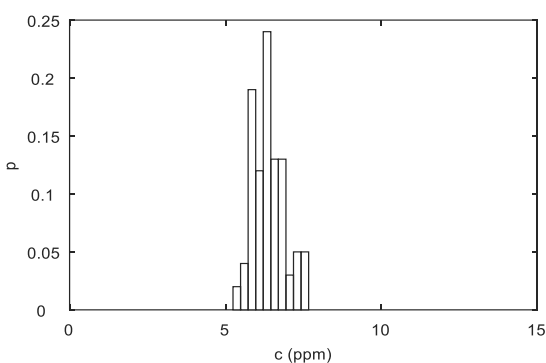
شکل ۱۰- میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در رودخانه در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف در سناریو ۲



شکل ۸- پروفیل غلظت آلاینده به ازای مقادیر تصادفی در زمان ۳۰ ساعت در سناریو ۲

همچنین برای نشان دادن توزیع احتمالاتی خروجی سیستم در روش مونت کارلو، به عنوان مثال، هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان ۳۰ ساعت و مکان ۷ کیلومتر در شکل (۹) ارائه شده است. میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در رودخانه در اثر اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی در بازه‌های مختلف زمانی و مکانی در این سناریو در شکل (۱۰) ارائه شده است.

(مثلاً زمان ۵ ساعت و مکان ۷ کیلومتر)، برای نشان دادن توزیع احتمالاتی خروجی سیستم و نشان دادن نحوه تغییرات غلظت در این سناریو در شکل (۱۳) آمده است و همچنین گراف مربوطه در صفحه زمان و مکان که نشان‌دهنده میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت رودخانه در اثر اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی است نیز در شکل (۱۴) ارائه شده است.



شکل ۱۳- هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان ۵ ساعت و مکان ۷ کیلومتر در سناریو ۳

Time (h)	48	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
	36	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
	24	100.0%	99.9%	99.7%	99.6%	99.4%	
	12	99.9%	96.4%	87.5%	78.1%	69.4%	
	Distance (km)	0	2	4	6	8	10

شکل ۱۴- میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در رودخانه در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف در سناریو ۳

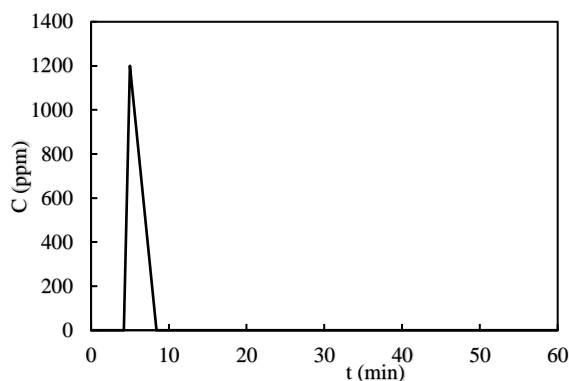
همان‌طور که قبلاً توضیح داده شد، هرچه تغییرات غلظت در زمان‌ها و مکان‌های مختلف بیشتر باشد، مقدار ضریب پراکندگی طولی اهمیت بیشتری پیدا می‌کند و مستلزم محاسبه دقیق است. در این سناریو، به دلیل اینکه تغییر ناگهانی و زیاد غلظت در زمان کوتاهی اتفاق می‌افتد، همان‌طور که در شکل (۱۴) مشخص است، درصد خطای ایجادشده در غلظت، تقریباً در تمام بازه‌های زمانی و مکانی چشم‌گیر است و این نشان‌دهنده اهمیت بسیار زیاد مقدار ضریب پراکندگی طولی در تمام زمان‌ها و مکان‌ها در رودخانه است در حالتی که ورود آلاینده به صورت ناگهانی باشد.

لازم به ذکر است که ضریب پراکندگی طولی تابع مشخصات هیدرودینامیک جریان است و تابع غلظت آلاینده

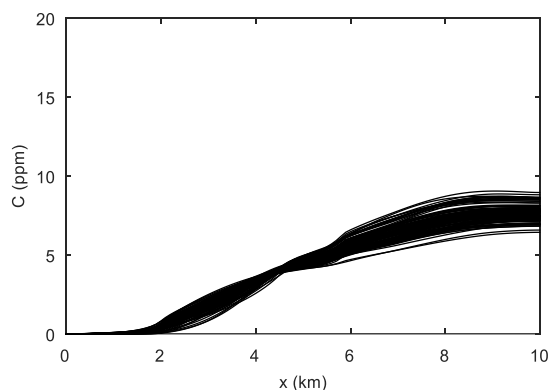
مشاهده می‌شود در بازه‌هایی که تغییرات زمانی غلظت زیاد است و همچنین در بازه‌هایی که در الگوی غلظت آلاینده ورودی، گسستگی ایجاد می‌شود (مانند شکل ۷)، خطای ایجادشده در محاسبات توزیع غلظت آلاینده بیشتر می‌شود و این نشان‌دهنده حساسیت بیشتر مدل به مقدار ضریب پراکندگی طولی و در واقع نشان‌دهنده اهمیت این ضریب در بازه‌هایی است که تغییرات زمانی غلظت زیاد است و اگر درصد خطای ایجادشده در غلظت چشم‌گیر باشد، ضریب پراکندگی طولی باید به صورت دقیق با استفاده از آزمایش‌های ماده ردیاب تعیین گردد.

سناریو سوم

در این سناریو فرض شده است که آلاینده به صورت ناگهانی و در زمان کوتاهی وارد رودخانه می‌شود. همان‌طور که در شکل (۱۱) مشخص است، آلاینده در زمان کوتاهی وارد شده و پس از آن قطع می‌شود.

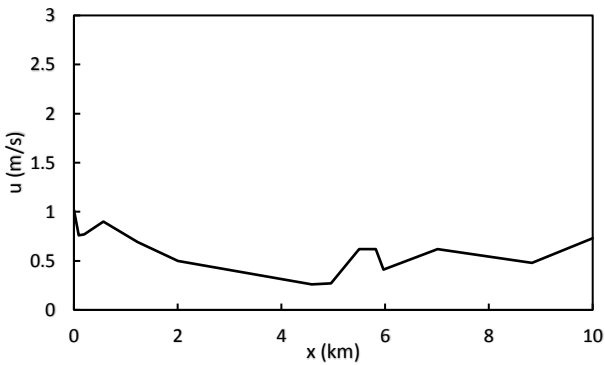


شکل ۱۱- الگوی غلظت آلاینده ورودی به رودخانه در سناریو ۳

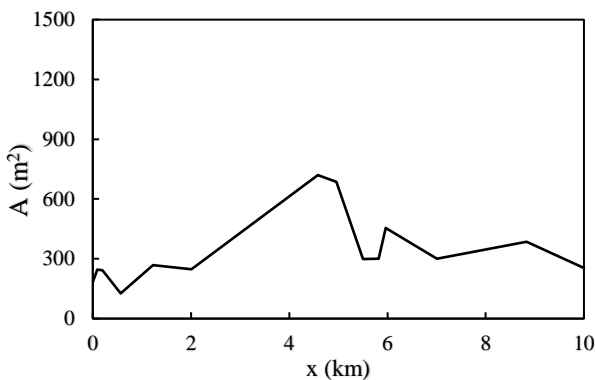


شکل ۱۲- پروفیل غلظت آلاینده به ازای مقادیر تصادفی D در زمان ۵ ساعت در سناریو ۳

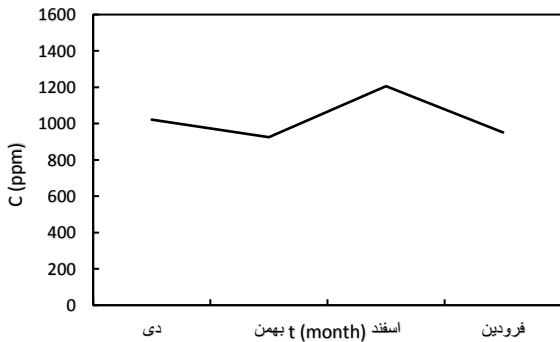
همانند دو سناریو قبل، برای نشان دادن نحوه تغییرات غلظت آلاینده در رودخانه، پروفیل غلظت در زمانی مشخص، به عنوان مثال در زمان ۵ ساعت در شکل (۱۲) نشان داده شده است. همچنین هیستوگرام غلظت در زمان و مکانی مشخص



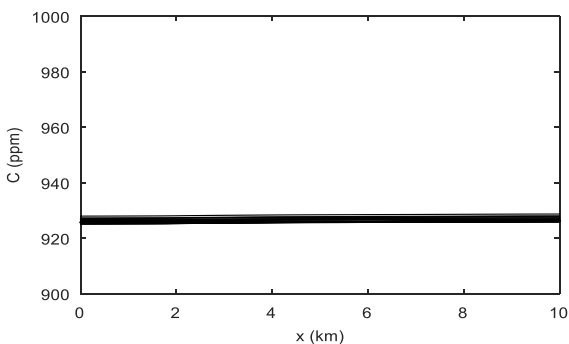
شکل ۱۶- تغییرات سرعت جریان در طول بازه مورد بررسی در رودخانه کارون



شکل ۱۷- تغییرات سطح مقطع جریان در طول بازه مورد بررسی در رودخانه کارون



شکل ۱۸- الگوی غلظت آلاینده ورودی به رودخانه کارون در ایستگاه اهواز در ماه‌های دی تا فروردین



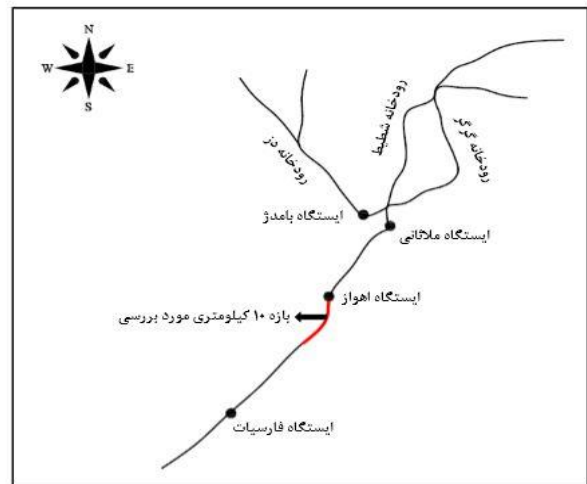
شکل ۱۹- پروفیل غلظت آلاینده به ازای مقادیر تصادفی در زمان ۳۰ روز برای رودخانه کارون

ورودی نیست (Fischer, 1979). نتایج این تحقیق نشان می‌دهد در موقعیت‌هایی که گرادیان غلظت آلاینده ورودی کم باشد، تأثیر ضریب پراکندگی در توزیع غلظت در رودخانه کم است و در مکان‌هایی که گرادیان غلظت آلاینده ورودی زیاد باشد، تأثیر ضریب پراکندگی در توزیع غلظت در رودخانه زیاد است، ولی این به این معنا نیست که ضریب پراکندگی تابع غلظت است.

سناریوهای ذکرشده برای توضیح و درک بهتر روش پیشنهادی ارائه شده‌اند. در نهایت نیز این روش با استفاده از داده‌های واقعی رودخانه کارون (به دلیل در دسترس بودن داده‌ها) پیاده‌سازی شده است.

آزمون روش پیشنهادی با استفاده از داده‌های واقعی

برای آزمون روش پیشنهادی در این تحقیق و استفاده از داده‌های واقعی، بازه‌ای به طول ۱۰ کیلومتر از رودخانه کارون که در حوضه آبریز خلیج فارس و دریای عمان جریان دارد، در نظر گرفته شده است. این بازه در پایین دست ایستگاه آب‌سنجی اهواز و در حدفاصل ایستگاه‌های آب‌سنجی اهواز و فارسیات قرار دارد (شکل ۱۵). پارامترهای هیدرولیکی و کیفیت آب موردنیاز از ایستگاه آب‌سنجی اهواز برداشت شده است.



شکل ۱۵- نمایی کلی از منطقه مورد بررسی در رودخانه کارون

نحوه تغییرات متغیرهای جریان (سرعت و سطح مقطع جریان) در بازه‌ی ۱۰ کیلومتری مورد بررسی، به ترتیب در شکل (۱۶) و (۱۷) ارائه شده است. در این تحقیق مطابق شکل (۱۸) الگوی آلاینده ورودی مربوط به سه ماه، ماه‌های دی تا فروردین در دوره‌ی سال‌های ۱۳۸۴-۱۳۷۴ در ایستگاه اهواز (به دلیل وجود داده‌های مورد نیاز) در نظر گرفته شده است؛ بنابراین زمان شبیه‌سازی ۳ ماه (۹۰ روز) است. لازم به ذکر است که آلاینده، کل جامدات محلول است.

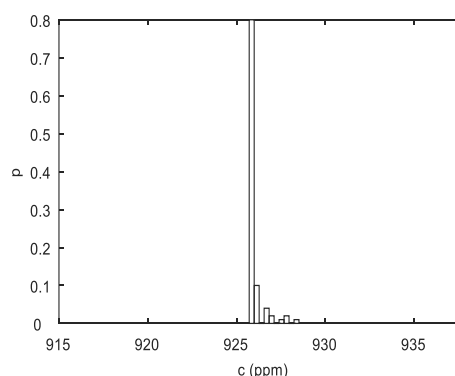
نحوه‌ی تغییرات غلظت آلاینده در رودخانه در الگوی غلظت آلاینده ورودی به رودخانه و همچنین پروفیل غلظت آلاینده در رودخانه در زمان‌های مختلف، مشخص است. همان‌طور که قبلاً گفته شد، در بازه‌های زمانی و مکانی که غلظت آلاینده تغییرات بیش‌تری داشته باشد، مقدار ضریب پراکندگی طولی اهمیت بیش‌تری پیدا می‌کند و در بازه‌هایی که تغییرات غلظت کم باشد، مقدار ضریب پراکندگی طولی اهمیت چندانی ندارد و این به معنی حساسیت بسیار پایین مدل به مقدار این ضریب در بازه‌هایی با تغییرات غلظت کم است. با توجه به شکل (۲۱) درصد خطای ایجادشده در غلظت در اثر ضرایب پراکندگی که به‌صورت تصادفی در هر مقطع تولید شده‌اند، بسیار کم است و بیش‌ترین خطای ایجادشده در بازه زمانی ۱۵ تا ۳۰ روز و ۴۵ تا ۶۰ روز و در ۱۰ کیلومتر مورد بررسی است و مقدار آن ۰/۲ درصد است که بسیار ناچیز است و این به معنای حساسیت بسیار پایین مدل به ضریب پراکندگی طولی و اهمیت نداشتن مقدار این ضریب در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف در رودخانه کارون با الگوی ورودی ذکرشده است.

تحقیقات کم و پراکنده‌ای در این مورد انجام شده است که نتایج کلی را ارائه می‌دهند. نتایج این تحقیقات نشان می‌دهند اگر شار ورودی ثابت باشد، پراکندگی می‌تواند نادیده گرفته شود و اگر شار ورودی متغیر باشد، پراکندگی اهمیت بیشتری می‌یابد به‌طوری که در نزدیک محل ورود آلاینده و فاصله قابل توجهی از محل ورود آلاینده اهمیت ضریب پراکندگی طولی بالاست. ولی در این تحقیق روشی ارائه شده است که اهمیت مقدار ضریب پراکندگی طولی در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف را نشان می‌دهد. نتایج این تحقیق نشان می‌دهند که در صورتی که تغییرات الگوی آلاینده با زمان کم باشد، اگر ضریب پراکندگی طولی با خطای بالایی (چندین برابر مقدار واقعی) هم تخمین زده شود، اثر چندانی ندارد و خطای بسیار کمی (کم‌تر از یک درصد) در محاسبات توزیع غلظت ایجاد می‌کند و اگر تغییرات الگوی آلاینده با زمان زیاد باشد، تنها در برخی از بازه‌های زمانی و مکانی، خطای ایجادشده در محاسبات توزیع غلظت قابل توجه است و حساسیت زیاد مدل انتقال آلاینده به مقدار ضریب پراکندگی طولی در این بازه‌ها را نشان می‌دهد.

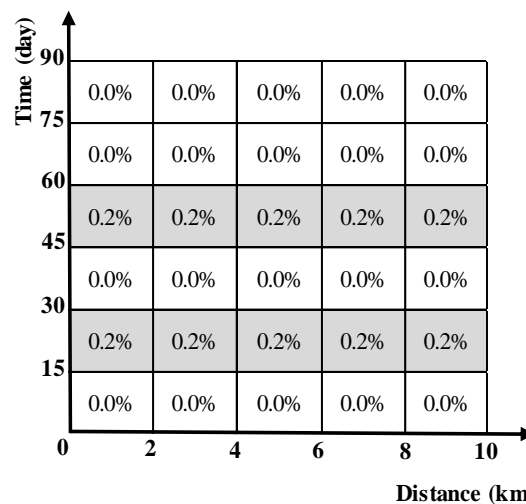
نتیجه‌گیری کلی

ضریب پراکندگی طولی یکی از مهم‌ترین پارامترها در مدل‌سازی انتشار آلودگی در رودخانه‌ها است که به دلیل وابستگی به متغیرهای هیدرولیکی جریان و هندسه رودخانه، بسیار حساس و

همان‌طور که در شکل (۱۸) مشاهده می‌شود، تغییرات زمانی غلظت آلاینده ورودی به رودخانه کارون (در بازه مورد بررسی)، بسیار کم است و همچنین با توجه به شکل (۱۶) نیز مشاهده می‌شود که تغییرات سرعت جریان در طول بازه مورد بررسی بسیار کم است؛ بنابراین در شکل (۱۹) که پروفیل غلظت آلاینده در زمانی مشخص (مثلاً ۳۰ روز) را نشان می‌دهد، توزیع غلظت آلاینده در طول بازه مورد بررسی دارای تغییرات بسیار کمی است. در شکل (۲۰) نیز برای نمایش توزیع احتمالاتی خروجی سیستم، هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان و مکانی مشخص (به‌عنوان مثال در زمان ۳۰ روز و مکان ۷ کیلومتر) ارائه شده است که در این شکل نیز تغییرات بسیار کم غلظت آلاینده مشهود است و در نهایت نیز همانند سناریوهای مورد بررسی، گرافی در صفحه زمان و مکان در شکل (۲۱) ارائه شده است که میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در اثر اعداد تصادفی ضریب پراکندگی طولی در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف را نشان می‌دهد.



شکل ۲۰- هیستوگرام غلظت آلاینده در زمان ۳۰ روز و مکان ۷ کیلومتر در رودخانه کارون



شکل ۲۱- میانگین درصد خطای ایجادشده در غلظت آلاینده در رودخانه کارون در بازه‌های زمانی و مکانی مختلف

اثر چندانی ندارد و خطای بسیار کمی (کمتر از یک درصد) در محاسبات توزیع غلظت ایجاد می‌کند و این نشان‌دهنده حساسیت بسیار کم مدل انتقال آلاینده به مقدار ضریب پراکندگی طولی است. اگر تغییرات الگوی آلاینده با زمان زیاد باشد، تنها در برخی از بازه‌های زمانی و مکانی، خطای ایجادشده در محاسبات توزیع غلظت قابل توجه است و حساسیت زیاد مدل انتقال آلاینده به مقدار ضریب پراکندگی طولی در این بازه‌ها را نشان می‌دهد.

سپاس‌گزاری

بدین‌وسیله از همکاری شرکت مدیریت منابع آب ایران و سازمان آب و برق خوزستان تشکر و قدردانی می‌شود.

REFERENCES

- Abderrezzak, K. E. K., Ata, R., and Zaoui, F. (2015). One-dimensional numerical modelling of solute transport in streams: The role of longitudinal dispersion coefficient. *Journal of Hydrology*, 527, 978-989.
- Alizadeh, M. J., Ahmadyar, D., and Afghantoloe, A. (2017). Improvement on the Existing Equations for Predicting Longitudinal Dispersion Coefficient. *Journal of Water Resources Management*, 31(6), 1777-1794.
- Atkinson, T. and P. Davis. (2000). Longitudinal dispersion in natural channels: I. Experimental results from the River Severn, UK. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 4(3): p. 345-353.
- Balf, M. R., Noori, R., Berndtsson, R., Ghaemi, A., and Ghiasi, B. (2018). Evolutionary polynomial regression approach to predict longitudinal dispersion coefficient in rivers. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, jws2018021.
- Banejad, H., Mohebzadeh, H., and Olyaie, E. (2013). Numerical Simulation of the Flow and Contaminant Transport in Groundwater, Case Study: Nahavand Plain Aquifer. *Journal of Water and Soil Science*. 23(2): p. 43-57.
- Benedini, M., and Tsakiris, G. (2013). Water quality modelling for rivers and streams. *Journal of Springer Science and Business Media*.
- Chapra, S.C. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. McGraw-Hill, New York.
- Chatila, G. J. (1997). Modeling of pollutant transfer in compound open channels. PhD Dissertation, University of Ottawa, Ontario, Canada.
- Deng, Z.Q., Singh, V.P., Bengtsson, L. (2002). Longitudinal dispersion coefficient in single channel streams. *Journal of Hydraulic Engineering*. 128 (10), 901-916.
- Disley, T., Gharabaghi, B., Mahboubi, A., McBean, A. (2015). Predictive equation for longitudinal dispersion coefficient. *Hydrol. Process*. 29, 161-172. [http:// dx.doi.org/10.1002/hyp.10139](http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10139).
- Dobbins, W. E. (1964). BOD and oxygen relationships in stream, *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 90, 53-78
- Dou, C., Woldt, W., Bogardi, I., Dahab, M. (1997). Numerical solute transport simulation using fuzzy sets approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, 27 (1e2), 107.
- Fischer HB. (1979). *Mixing in inland and coastal waters*: Academic press.
- Fischer, B.H. (1975). Discussion of "Simple method for predicting dispersion in streams". *Journal of Environ. Engineering. Div.* 101 (3), 453-455.
- Gandolfi, C., Facchi, A., and Whelan, M. J. (2001). On the relative role of hydrodynamic dispersion for river water quality. *Water Resources Research*, 37(9), 2365-2375.
- Guyoanet, D., Come, B., Perrochet, P., Parriaux, A. (1999). Comparing two methods for addressing uncertainty in risk assessments. *Journal of Environmental Engineering*, 125 (7), 660.
- Iwasa, Y., Aya, S. (1991). Predicting longitudinal dispersion coefficient in open channel flows. n: *Proceedings of International Symposium on Environmental Hydraulics*, Hong Kong, pp. 505-10.
- Kim, D., (2012). Assessment of longitudinal dispersion coefficients using Acoustic Doppler Current Profilers in large river. *Journal of Hydro-environment Res.* 6 (1), 29-39.
- Koussis, A.D., Rodriguez-Mirasol, J. (1998). Hydraulic estimation of dispersion coefficient for streams. *Journal of Hydraulic Engineering*. 124 (3), 317-320.
- Leibundgut, C., Maloszewski, P., and Külls, C. (2011). *Tracers in hydrology*. John Wiley and Sons.
- Li, W. (1972). Effects of dispersion on DO-sag in uniform flow, *Journal of the Sanitary Engineering Division.*, 98, 169-182.
- Li, X., Liu, H., Yin, M. (2013). Differential evolution for prediction of longitudinal dispersion

- coefficients in natural streams. *Journal of Water Resour Manage*, 27, 5245–5260.
- Liu, H. (1977). Predicting dispersion coefficient of stream. *J. Environ. Eng. Div.* 103 (1), 59–69.
- Noori, R., Deng, Z., Kiaghadi, A., and Kachoosangi, F. T. (2015). How reliable are ANN, ANFIS, and SVM techniques for predicting longitudinal dispersion coefficient in natural rivers?. *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(1), 04015039.
- Noori, R., Ghiasi, B., Sheikhan, H., and Adamowski, J. F. (2017). Estimation of the dispersion coefficient in natural rivers using a granular computing model. *Journal of Hydraulic Engineering*, 143(5), 04017001.
- Noori, R., Karbassi, A., Farokhnia, A., and Dehghani, M. (2009). Predicting the longitudinal dispersion coefficient using support vector machine and adaptive neuro-fuzzy inference system techniques. *Environmental Engineering Science*, 26(10), 1503-1510.
- Rajeev, R.S., Dutta, S. (2009). Prediction of longitudinal dispersion coefficients in natural rivers using genetic algorithm. *Journal of Hydraulic Engineering*. 40 (6), 544–552.
- Rutherford, J. (1994). *River Mixing*. Wiley, Chichester, UK.
- Ruthven, D. M. (1971). The dispersion of a decaying effluent discharged continuously into a uniformly flowing stream, *Journal of Water Resources Management.*, 5,343-352.
- Sarmin, E. N., and Chudov, L. A. (1963). On the stability of the numerical integration of systems of ordinary differential equations arising in the use of the straight line method. *USSR Computational Mathematics and Mathematical Physics*, 3(6), 1537-1543.
- Seo, I.W., Cheong, T.S. (1998). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural Stream. *Journal of Hydraulic Engineering*. 124 (1), 25–32.
- Shen, C., Niu, J., Anderson, E.J., Phanikumar, M.S., (2010). Estimating longitudinal dispersion in rivers using Acoustic Doppler Current Profilers. *Adv. Journal of Water Resources Management*. 33 (6), 615–623.
- Soncini-Sessa, R, A. Nardini, and A. Kraszewski. (1994). Data gathering campaigns for the calibration of river quality models: [1] Considerations on design criteria, Internal Rep. 94.081, Dip. di Elettron., Politec. di Milano, Milan, Italy.
- Tayfur, G., and Singh, V. P.(2005). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by artificial neural network. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131 (11), 991-1000.
- Thomann, R. V. (1973). Effects of longitudinal dispersion on dynamic water quality response of streams and rivers, *Journal of Water Resources.*, 9(2), 355-366.
- Toprak, Z.F., Sen, Z., Savci, S.M., (2004). Comment on Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. *Journal of Water Resources*. 38 (13), 3139–3143.
- Tung and Yen. (2005). *Hydrosystem engineering uncertainty analysis*, McGraw-Hill, New York, 285p.
- Zeng, Y., Huai, W. (2014). Estimation of longitudinal dispersion coefficient in rivers. *Journal of Hydro-environment*. Res. 8, 2–8.