نشریه مهندسی عمران امیرکبیر

نشریه مهندسی عمران امیرکبیر، دوره ۵۲ شماره ۱۲، سال ۱۳۹۹، صفحات ۳۲۲۱ تا ۳۲۳۶
DOI: 10.22060/ceej.2019.16629.6285

مقایسه کارائی مدل های تحلیلی Gaussian، VART و ADZ به منظور تشخیص موقعیت منبع آلودگی در رودخانه ها

جعفر چابکپور

گروه مهندسی عمران، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران

خلاصه: به منظور مقایسه کارائی سه مدل تحلیلی Gaussian، VART و ADZ در تخمین موقعیت ورود آلاینده ها به رودخانه، از یک سری داده آزمایشگاهی و چندین سری داده صحرائی که توسط USGS در رودخانه های مونوکیسی و آنتیاتیم برداشت شده بود، استفاده گردید. حل تحلیلی برای شرایط تزریق آنی برای مدل VART و رابطه گشتاور مرکزی مرتبه دوم مدل های Gaussian و ADZ بدین منظور استفاده شد و برای تمامی داده های آزمایشگاهی و صحرائی، ابتدا پارامتر های مدل ها استخراج شد سپس با استفاده از این پارامتر ها و با به کارگیری روابط مورد اشاره، تحقیق حاضر انجام شد. نتایج نشان داد که دقت مدل VART برای تشخیص منبع آلاینده برای داده های آزمایشگاهی برابر با ۲۵ ٪ و برای داده های رودخانه ای برابر با ۴/۸ ٪ می باشد. همچنین خطای نسبی مدل قوسی نیز برای تشخیص موقعیت آلاینده رودخانه ای برابر با ۱/۶۵ ٪ و همچنین میزان خطای نسبی مدل ADZ برابر با ۱۴٪ محاسبه گردید که مشاهده می شود که دقت روش قوسی بسیار مطلوب می باشد. نتایج تحقیق موید این نکته بود که در عین حال که هر سه روش از کارائی مناسبی برای تشخیص منبع آلاینده در رودخانه ها برخوردار هستند ولی رابطه قوسی هم از دیدگاه تعداد پارامتر ها و هم از دیدگاه دقت محاسباتی به دو مدل دیگر برتری دارد. همچنین به منظور ارزیابی برازش منحنی های غلظت-زمان آزمایشگاهی و صحرائی بر روی منحنی های تحلیلی نیز از شاخص نش-شاتکلیف استفاده گردید و مقدار متوسط آن برای تمامی داده ها برابر با ۰/۹۷ محاسبه شد که نشان دهنده دقت بسیار مطلوب منحنی های تحلیلی بازسازی شده است.

تاریخچه داوری:
دریافت: ۰۲-۰۴-۱۳۹۸
بازنگری: ۲۹-۰۴-۱۳۹۸
پذیرش: ۰۵-۰۶-۱۳۹۸
ارائه آنلاین: ۲۳-۰۶-۱۳۹۸

کلمات کلیدی:
ردیاب
موقعیت منبع آلاینده
مدل VART
مدل Gaussian
مدل ADZ

۱- مقدمه

شناسائی موقعیت منبع آلودگی یکی از مهمترین مباحث در زمان رخداد حوادث می باشد که در صورت داشتن آگاهی از آن می توان از آثار زیان بار زیست محیطی پدیده کاست. البته می توان گفت که آلودگی های تزریقی به منابع آب در دو فرم کلی دبی های غیرمجاز (که به صورت پیوسته تزریق می گردند) و تزریق های آنی هستند. متاسفانه بسیاری از منابع آلودگی تزریقی به منابع آب در کشور به صورت ناشناس هستند که این مهم مراقبت های بسیاری را در این زمینه طلب می نماید [۴ و ۵]. زمانی که وجود آلودگی در یک جریان ثابت شود، در کنار نوع آلاینده وارد شده به جریان، اولین و مهمترین سوال که فعالیت های بعدی را تحت تاثیر قرار خواهد داد این است که موقعیت و مقدار آلودگی تزریق شده به ترتیب کجاست و چقدر است. انجام تحقیق هائی که بتوان به این سوال ها جواب دهد می تواند کمک شایانی نیز به سیاست گزاران مسائل زیست محیطی نماید [۳۱].

روش های بسیار متنوعی در زمینه شناسائی منابع آلودگی توسط محققان پیشین ارائه شده است که از میان آن ها می توان به روش های مبتنی بر احتمالات، روش های بیولوژیکی، روش های عددی و همچنین روش هائی که مبتنی بر تکنولوژی نصب سنسور هستند اشاره نمود [۲۴].

* نویسنده عهده‌دار مکاتبات: j.chabokpour@maragheh.ac.ir

حقوق مؤلفین به نویسندگان و حقوق ناشر به انتشارات دانشگاه امیرکبیر داده شده است. این مقاله تحت لیسانس آفرینندگی مردمی (Creative Commons License) در دسترس شما قرار گرفته است. برای جزئیات این لیسانس، از آدرس https://www.creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/legalcode دیدن فرمائید.

نیوپر و ویلسون با ترکیب نرم افزار های MODFLOW، MT3DMS و BL-PDF، اقدام به توسعه یک مدل شناسائی مکان تزریق آلودگی در آب های زیرزمینی نمودند [۲۰].

ژو و وانگ (۱۹۹۷) اولین بار با استفاده از روش قضاوت مبتنی بر مشاهده [1] اقدام به بررسی موقعیت تزریق آلودگی در حوادث ایجاد شده در جریان های روگذر نمودند[۲۸]. همچنان وانگ و همکاران (۲۰۰۹) با استفاده از داده های مطمئنی که توسط منابع دولتی گردآوری گردیده بودند و همچنین با استفاده از روشی موسوم به اثر انگشت[2] اقدام به شناسائی موقعیت آلودگی های تزریقی در حوادث غیر مترقبه نمودند[۲۷]. فولویو و همکارن (۲۰۰۵) با ترکیب رابطه یک بعدی حرکت آلودگی در مجاری روباز که به رابطه قوسین معروف است و روابط زمین آمار[3] روشی را ارائه داد که در آن مقدار آلودگی تزریق شده در مواقعی که موقعیت تزریق آن معلوم است بدست بیاید [۱۵]. با ترکیب روابط دوبعدی حرکت آلودگی در رودخانه ها و همچنین تکنیک های بهینه سازی، نیکولاس و میشل (۱۹۹۶) روشی را بررسی نمودند که در آن مقدار و موقعیت تزریق آلودگی مشخص گردد. از دیدگاه ریاضی می توان گفت که تحقیقات مربوط به شناسائی موقعیت آلاینده ها از چندین دیدگاه قابل بررسی هستند. الف) از دیدگاه شرایط اولیه و مرزی آلاینده های تزریق شده، ب) از دیدگاه مدل های مورد استفاده در آن ها، پ) از دیدگاه ضرایب مدل های مورد استفاده، ت) از دیدگاه مشخصات فیزیکی رودخانه هائی که در آن ها آلاینده ها وارد شده اند [۱۹ و ۳۰].

بوآنو و همکاران (۲۰۰۵)، مشابه آنچه قبلاً توسط اسنودگرس و کیتانیدیس (۱۹۹۷) ارائه شده بود، اقدام به ارائه یک روش مبتنی بر زمین آمار از روی سوابق مشاهدات قبلی در رودخانه ها نمود. این محققان از مدل ذخیره موقت[4] استفاده نمودند و در چندین مورد با استفاده از مشاهدات انجام شده در یک و یا چند نکته اقدام به بررسی نحوه ارتباط بدنه اصلی جریان و نواحی ماندابی و یا راکد که تحت عنوان مناطق ذخیره ای نامیده می شوند، نمودند[۳ و ۲۲].

چنگ و جیا (۲۰۱۰) با توسعه یک مدل احتمالاتی برای آلودگی های نقطه ای تزریق شده در جریان رودخانه و همچنین با استفاده از اتصال تابع توزیع احتمالاتی پس رو و پیش رو برای پارامتر موقعیت آلاینده، اقدام به مطالعه نقطه تزریق نمودند. مطالعات ایشان توسط مدل های تحلیلی و متوسط گیری شده عمقی[5] جریان و جرم مورد تایید قرار گرفت[۶].

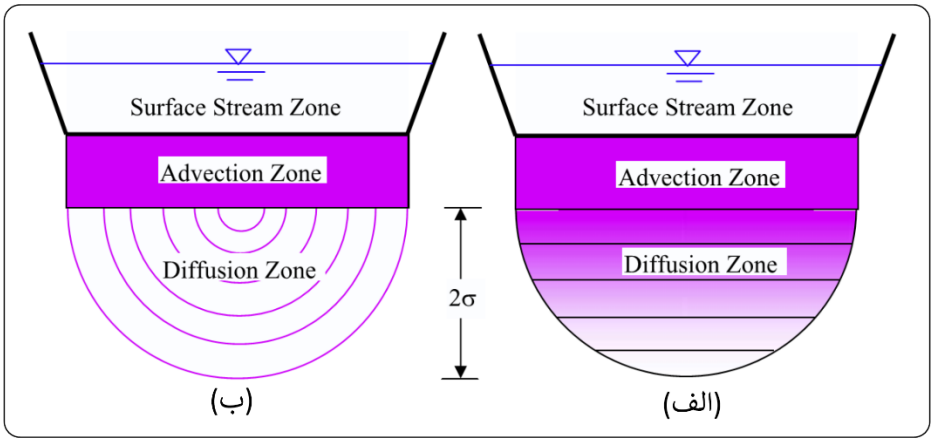
وانگ و ژو (۲۰۰۶) از دیدگاه ریاضی و با استفاده از مدل های تحلیل موجود اقدام به بررسی حل معکوس آن ها برای بررسی موقعیت ورود آلاینده نمودند و نتیجه گیری نمودند که در صورت یگانه بودن موقعیت ورود آلاینده (یک موقعیت به جای چندین نکته ورود آلودگی)، از طریق ریاضی می توان اقدام به شناسائی مکان ورود نمود. حل انجام شده توسط ایشان بعداً توسط وانگ و کیو (۲۰۰۸) مورد توسعه قرار گرفت[۲۵ و ۲۶].

با در نظر گرفتن مطالعات پیشین و روش های متنوع موجود، می توان گفت که فرآیند شناسائی موقعیت آلاینده ها دارای مشکلات و سختی های خاص خود بوده و تا حدود زیادی مبتنی بر وجود داده های مشاهداتی است که همین امر مشکلات بیشتری را به این مساله اضافه می نماید [۶]. با در نظر گرفتن این ملاحظات و نیاز شدید به داده های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و داده های غلظت-زمان برداشت شده می توان گفت که روش های عددی به دلیل نیاز شدید به کالیبراسیون نتایج، بیشتر تحت تاثیر قرار گرفته و از کاربرد آن ها کاسته شده است. از سوی دیگر روش های تحلیلی در ترکیب با الگوریتم های بهینه سازی به دلیل سادگی و کارائی، کاربرد بیشتری یافته اند [۲۹].

مدل Gaussian به طور بسیار گسترده ای در سالیان گذشته توسط محقیقن مختلف استفاده شده و نقاط ضعف و قوت آن مورد بحث قرار گرفته است [۲۳]. این مدل در بسیاری از پژوهش های پیشین تحت عنوان ADE (Advection-Dispersion Equation) نیز شناخته می شود. در این مدل گسترش و پخشیدگی ابر آلودگی توسط یک ضریب انتشار طولی مدل شده و دقت کارکرد آن به طور وابستگی شدیدی به دقت تخمین این ضریب دارد [۷ و ۱۰و ۱۳ و ۱۴]. محققان قبلی محدوده وسیعی برای این ضریب با توجه به نوع و شرایط فیزیکی رودخانه های مورد مطالعه ارائه نموده اند و روش های آزمایشگاهی و تحلیلی بیشماری را برای تخمین این ضریب مورد آزمون قرار داده اند. نتیجه تحقیقات بعضی از آن ها نیز منجر به ارائه یک سری روابط تجربی برای تخمین ضریب انتشار طولی شده است [۱ و ۱۱ و ۱۲ و ۱۸].

مدل (Aggregated Dead Zone) ADZ نیز یکی دیگر از مدل های پرکاربرد در زمینه مدل سازی انتقال آلاینده ها می باشد. این مدل به

1 Monitoring-judging
2 Finger print
3 Geostatistics
4 Transient storage
5 Depth-Averaged



شکل ۱. نحوه گسترش آلاینده ها در رودخانه الف) تحت تاثیر تزریق نقطه ای، ب) تحت تاثیر تزریق خطی [۸].

Fig. 1. Propagation of the pollution in the rivers, a) point source, b) Linear source

طور اساسی توسط بیر و یانگ (۱۹۸۴) ارائه شده و بعداً توسعه داده شد. محققان بعدی سعی در تبدیل این مدل به فرم تابع انتقال نموده و در زمینه های بسیار متنوعی از جمله هیدرولوژی، هواشناسی و انتقال آلاینده ها از آن استفاده نمودند. در این مدل یک بازه رودخانه به چندین واحد تقسیم شده و هر واحد نیز به دو سلول مجزا که یکی مبین عمل انتقال و دیگری مبین عمل انتشار است تقسیم گردیده اند. این مدل به دلیل حذف پارامتر مکانی و لحاظ نمودن آن در تعداد واحدها، برخلاف مدل های دیگر از یک معادله دیفرانسیل جزئی درجه دوم به یک معادله دیفرانسیل معمولی از مرتبه ۲ تبدیل شده و مقداری از دشواری های کاربرد آن کاسته می شود [۲ و ۱۶ و ۱۷].

با توجه به مطالعات انجام شده، مشخص است که تحقیقات زیادی هم با استفاده از منحنی های رخنه[1] فرضی و هم داده های واقعی برداشت شده در نقاط مانیتورینگ منابع آب مختلف انجام شده است. ولی می توان گفت که هنوز یک روش کلی، متقن و قابل اعتمادی که با استفاده از آن قادر به شناسائی موقعیت آلودگی های وارد شده به رودخانه ها تحت اثر حوادث و یا دبی های غیرمجاز ارائه نشده است و هرکدام از محققان سعی نموده اند تا از طریق داده های در دسترس خود و معلومات خودشان اقدام به ارائه روش نمایند. در این تحقیق سعی بر آن شده است تا با استفاده از مدل VART که نوع خاصی از مدل ذخیره موقت می باشد و در آن مشکلات مربوط به حل تحلیلی مدل ذخیره موقت وجود ندارد، اقدام به یک مطالعه در این زمینه گردد و کارائی روش تحلیلی معکوس مدل VART به آزمون گذاشته شود. همچنین قابل ذکر است که موضوع این تحقیق به دلیل ماهیت داده های آزمایشگاهی برداشت شده و همچنین داده های صحرائی جمع آوری شده از رودخانه ها صرفاً در خصوص آلودگی هائی خواهد بود که به صورت آنی و ناگهانی تزریق شده اند و مطالعه دبی های آلودگی پیوسته که معمولاً به دبی های غیرمجاز معروف هستند، موضوع این تحقیق نیست. در کنار این مدل که مفاهیم گسترده و کاملی برای استخراج آن در نظر گرفته شده است سعی گردیده تا دو مدل ساده تر و پرکاربردتر Gaussian و ADZ نیز مورد استفاده قرار گیرد. دلیل اصلی برای این امر نیز تعداد کم پارامتر های آن ها و گستردگی استفاده از آن ها در قیاس با مدل VART توسط مهندسین آب و فاضلاب می باشد و در نهایت تلاش شد تا مقایسه ای مابین این دو مدل از لحاظ دقت و سادگی کار با آن ها انجام شود.

۲- مواد و روش ها:

۲-۱- مدل VART و روابط مربوط به حل تحلیلی آن

این مدل اولین بار توسط دنگ و جانگ (۲۰۰۹) ارائه گردید و سپس توسط دنگ و همکاران (۲۰۱۰) مورد توسعه قرار گرفت. در این مدل که به نوعی می توان آن را نوع تغییر یافته مدل ذخیره موقت[2]، نامید. منطقه ذخیره ای فرضی در کف رودخانه به دو زیرمنطقه تقسیم بندی گردیده است. منطقه بالا که در ارتباط مستقیم با بدنه اصلی جریان در داخل کانال است به عنوان منطقه انتقال و محدوده زیرین آن به عنوان محدوده پخشیدگی نامیده گردیده است (شکل ۱) [۸ و ۹].

1 Breakthrough curves

2 Transient storage

با فرض جریان ماندگار و عدم وجود تغییرات مکانی در دبی رودخانه و با فرض حفظ جرم آلاینده و عدم واکنش آن در رودخانه (بقای جرم)، معادلات دیفرانسیل تشکیل دهنده این معادله به صورت روابط (۱) تا (۳) بیان می گردد [۲۴].

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}=k_s\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+\frac{A_{adv}+A_{dif}}{A}\times\frac{1}{T_V}\left(C_s-C\right) \quad (۱)$$

$$\frac{\partial C_s}{\partial t}=\frac{1}{T_V}\left(C-C_s\right) \quad (۲)$$

$$A_{dif}=4\pi D_S t_s \quad (۳)$$

که در روابط فوق: C غلظت آلاینده در بدنه اصلی جریان، C_s غلظت آلاینده در منطقه ذخیره ای، u سرعت متوسط جریان در مقاطع عرضی، x فاصله مکانی از نقطه تزریق، k_s ضریب انتشار فیکین آلاینده بدون در نظر گرفتن اثر منطقه ذخیره ای، t زمان، T_V زمان ماند واقعی آلاینده، t_s زمان از لحظه ورود آلاینده از بدنه اصلی به منطقه ذخیره ای، D_S ضریب انتشار موثر در منطقه ذخیره ای، A مساحت کلی مقطع جریان در بدنه اصلی، A_{adv} مساحت منطقه انتقال در منطقه ذخیره ای و A_{dif} مساحت منطقه پخشیدگی در ناحیه ذخیره ای

با فرض تزریق ناگهانی آلاینده در رودخانه، غلظت آلاینده تابعی از هر دو پارامتر زمان و مکان خواهد بود و شرایط اولیه در بدنه اصلی و منطقه ذخیره ای را می توان به صورت $C\left(x,t\right)=C_0\delta\left(x\right)\delta\left(t\right)=\frac{M}{A}\delta\left(x\right)\delta\left(t\right),C_s\left(x,0\right)=0$ فرض نمود. که در آن δ را تحت عنوان تابع دیراک شناخته می شود. در حالت کلی شرایط اولیه و مرزی برای حل معادلات دیفرانسیل (۱) و (۲) به صورت روابط (۴) و (۵) فرض گردیده است.

$$C\left(x,0\right)=C_0\delta\left(x\right)=\frac{M}{A}\delta\left(x\right),C_s\left(x,0\right)=0 \quad (۴)$$

$$\frac{\partial C\left(x,t\right)}{\partial x}=0\,at\,x=0,C\left(x,t\right)=0\,at\,x=\infty,$$
$$C_s\left(x,t\right)=0\,at\,x=\infty \quad (۵)$$

با در نظر گرفتن شرایط فوق الذکر، حل نهائی و تحلیل معادلات دیفرانسیل مدل VART با استفاده از تبدیل لاپلاس به صورت رابطه (۶) بدست می آید.

$$\mathrm{C(x,t)}=\frac{\mathrm{M}}{\mathrm{A}\sqrt{4\pi k_s \mathrm{t}}}\times\exp\left[\frac{ux}{2k_s}-\left(\frac{u^2}{4k_s}+\frac{4\pi D_s}{A}\right)t-\frac{x^2}{4k_s t}\right] \quad (۶)$$

با تعریف تبدیل لاپلاس به فرم رابطه (۷)، می توان ادعا نمود که گشتاور مرکزی و زمانی مرتبه i منحنی غلظت-زمان آلودگی (m^i) را می توان به صورت رابطه (۸) محاسبه نمود[۲۱].

$$L\left(C\left(x,t\right)\right)=\bar{C}\left(x,s\right)=\int_0^\infty\exp\left(-st\right)C\left(x,t\right)dt \quad (۷)$$

$$m^i=\left(\left(-1\right)^i\frac{d^i}{ds^i}\bar{C}\left(x,s\right)|s=0\right) \quad (۸)$$

روابطی که از روی آن ها اقدام به محاسبه موقعیت ورود آلودگی به رودخانه خواهد گردید روابط مبتنی بر گشتاورگیری زمانی هستند و بدین منظور از گشتاور های مرتبه صفرام و اول که مطابق با رابطه (۸) محاسبه شده و به صورت روابط (۹) و (۱۰) نتیجه شده اند استفاده خواهد گردید[۲۴].

$$m^0=\int_0^\infty C\left(x,t\right)dt=\frac{M}{Q} \quad (۹)$$

$$m^1=\frac{1}{\sqrt{u^2+4k_s\frac{4\pi D_s}{A}}}\left(x+\frac{2k_s}{\sqrt{u^2+4k_s\frac{4\pi D_s}{A}}}\right) \quad (۱۰)$$

که در آن: M جرم کل آلاینده و Q دبی رودخانه است.

با محاسبه m^1 از روی منحنی های رخنه مشاهداتی و طبق رابطه $t_c\approx\frac{\sum_0^\infty Ct}{\sum_0^\infty C}$ می توان گفت که موقعیت منبع آلاینده را می توان از روی رابطه (۱۰) محاسبه نمود [۱۲].

علاوه بر روابط فوق الذکر، در این مطالعه سعی خواهد گردید تا موقعیت منبع از روی معادله قوسی نیز تخمین زده شود. فرم کلی معادله قوسی به صورت رابطه (۱۱) بوده و گشتاور مرکزی مرتبه اول آن نیز به صورت رابطه (۱۲) قابل محاسبه است. قابل ذکر است که فرم کلی ارائه شده برای این معادله نیز برای آلاینده های غیرواکنشی است [۴ و ۵].

$$\mathrm{C(x,t)}=\frac{\mathrm{M}}{\mathrm{A}\sqrt{4\pi \mathrm{Dt}}}\exp\left(-\frac{(\mathrm{x}-\mathrm{ut})^2}{4\mathrm{Dt}}\right) \quad (۱۱)$$

$$m^1 = \left(\frac{x}{u} + \frac{2D}{u^2}\right) \quad (۱۲)$$

که در روابط فوق: M جرم تزریقی، A مساحت مقطع جریان، D ضریب انتشار طولی، t زمان، x مکان تزریق آلودگی، u سرعت متوسط جریان و m^1 گشتاور مرکزی مرتبه اول می باشد.

علاوه بر مدل های ذکر شده مدل سلولی ADZ نیز یکی دیگر از مدل های پرکاربرد در زمینه انتقال و انتشار آلاینده ها محسوب می شود که در این مطالعه به کار گرفته شده است. در این مدل پارامتر طول حذف شده و کل بازه رودخانه به f سلول با طول مساوی تقسیم می شود. غلظت خروجی از هر سلول به عنوان غلظت ورودی سلول بعدی محسوب شده و در نهایت منحنی غلظت-زمان خروجی از سلول نهائی به عنوان منحنی رخنه در محل مورد نظر محسوب می گردد. در این مدل دو پارامتر دیگر به جای سرعت متوسط جریان و ضریب انتشار طولی وجود داشته که هر دو از جنس زمان هستند اولین پارامتر α بوده و به نوعی تبیین کننده زمان متوسط حرکت است و دومین پارامتر T بوده و مبین قدرت پخشیدگی بازه رودخانه است. حل تحلیلی ارائه شده برای این مدل مطابق با رابطه (۱۳) می باشد.

$$C(t) = \frac{\text{Heviside}(t-\alpha)\gamma^{f-1}(t-\alpha)^{f-1}}{(f-1)!} \times \frac{M}{V} \times \exp\left(-\gamma(t-\alpha)\right) \quad (۱۳)$$

که در آن α زمان انتقال، $\gamma = \frac{1}{T}$ عکس زمان انتشار، $T = \frac{V}{Q}$ زمان ماند آلاینده در بازه رودخانه، f تعداد زیر بازه ها، Q دبی رودخانه و V حجم واحد سلول برای هر بازه رودخانه محسوب می شود. تابع Heviside نیز تابع پله واحد می باشد که مقدار آن برای مقادیر منفی صفر بوده و برای مقادیر مثبت یک است. قابل ذکر است که شرایط اولیه مورد استفاده در استخراج رابطه (۱۳) نیز مطابق با شرایط استفاده شده در روابط قبلی و برای شرایط تزریق آنی آلاینده می باشد]۲[.

۲-۲- داده های آزمایشگاهی و صحرائی:

۲-۲-۱- داده های آزمایشگاهی استفاده شده

به منظور کنترل صحت مدل تحلیلی مورد استفاده به منظور شناسائی مکان ورود آلاینده به رودخانه ابتدا در داخل آزمایشگاه هیدرولیک اقدام به برداشت داده های آزمایشگاهی گردید. آزمایش های مذکور در یک فلوم به طول ۱۲ متر، عرض ۱/۲ متر و عمق ۰/۸ متر انجام گردید. جنس کناره های فلوم از پلاکسی گلاس بوده و شیب آن نیز از طریق یک جک هیدرولیکی قابل کنترل بود. جریان فلوم به صورت چرخشی بوده و آب از طریق یک پمپ با دبی پمپاژ حداکثر تا ۵۲ لیتر بر ثانیه وارد چرخه می شد و اندازه گیری دبی از طریق یک دبی سنج صوتی که بر روی لوله مکش پمپ واقع شده بود انجام می گردید. کلیات مربوط به فلوم آزمایشگاهی، پمپ فلوم آزمایشگاهی و دبی سنج صوتی مورد استفاده در قسمت های مختلف شکل ۲ نمایش داده شده است.

مدل فیزیکی مورد استفاده در آزمایشگاه دارای بستر سنگریزه ای بوده و از دو دانه بندی مختلف با اقطار متوسط ۱/۱ و ۲/۳ سانتی متر تشکیل شده بود. مصالح سنگدانه ای مورد استفاده در بستر به منظور کاهش احتمال واکنش با آلاینده های تزریقی به جریان قبلاً کاملاً شستشو شده و به صورت کاملاً تراز در داخل فلوم قرار داده شده بودند. سعی گردید تا از دبی هائی استفاده گردد تا جریان ایجاد شده در فلوم کاملاً زبر بوده و مدل آزمایشگاهی مشابه با جریان های کم عمق باشد. به همین منظور از سه دبی عبوری به میزان ۱۰، ۱۴ و ۱۸ لیتر بر ثانیه استفاده گردید. علاوه بر آن، مقادیر شیب مدل فیزیکی نیز ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۵، ۰/۰۰۹ و ۰/۰۱۵ انتخاب شد. آلاینده مورد آزمایش کلرید سدیم انتخاب گردید و از سنسور های تعیین کننده هدایت هیدرولیکی که قبلاً کالیبره شده بودند و روابط کالیبراسیون آن ها توسط شرکت سازنده استخراج شده بود برای استخراج منحنی های غلظت-زمان استفاده گردید. به دلیل خاصیت بقای جرمی این آلاینده و عدم واکنش آن با بخش های مختلف مدل اکوسیستم رودخانه و همچنین نوع سنسور های مورد استفاده (ردیابی هدایت الکتریکی آلاینده در جریان) این ماده استفاده گردید. تعداد سنسور ها ۴ عدد بوده و در فواصل ۲/۵، ۴/۵، ۶/۵ و ۸/۵ متری از محل تزریق آلاینده قرار گرفته بودند. نحوه تزریق کلرید سدیم به صورت محلول و ناگهانی بوده و سه جرم تزریقی ۵۰۰، ۷۰۰ و ۱۰۰۰ گرم ابتدا کاملاً محلول شده و در بالادست جریان تزریق می گردید. روند کلی انجام آزمایش ها به این صورت می بود که پس از برقراری و پایداری دبی در مدل رودخانه در یک محل تزریق ثابت از بالادست، محلول تزریق شده و همزمان با آن نرم افزار تهیه شده برای سنسور های نصب شده در داخل مدل رودخانه اقدام به برداشت داده های هدایت هیدرولیکی نموده و سپس این داده ها از طریق روابط کالیبراسیون به داده های غلظت تبدیل می گردند. در حالت کلی با در نظر گرفتن پارامتر های فوق تعداد آزمایش ها برابر با ۷۲ در نظر گرفته شده بود.

جدول ۱. مشخصات داده های صحرائی برداشت شده در رودخانه های مونوکیسی و آنتیاتیم (اخذ شده از USGS)

Table 1. Characteristics of the gathered field data series in the rivers of MONOCACY AND ANTIETAM

نام رودخانه و تاریخ نمونه‌برداری	شماره موقعیت مکانی Site	طول ایستگاه نسبت به نقطه تزریق L (km)	دبی رودخانه در ایستگاه Q (m^3/s)	غلظت حداکثر مشاهداتی Cmax (ppb)	زمان رخداد غلظت حداکثر t_p (hr)	زمان متوسط منحنی رخنه $(hr)\bar{t}$	واریانس منحنی رخنه σ_t^2 (hr^2)	ضریب چولگی منحنی رخنه
رودخانه مونوکیسی (June, 7, 1968)	۱	۶/۴	۱۴/۳۲	۱۸/۵	۷/۱	۷/۹۱	۱/۱۱	۱/۵۸
	۲	۱۱/۴	۱۵/۱۸	۱۱/۵۴	۱۳/۶	۱۴/۲۵	۱/۹۸	۱/۰۶
	۳	۱۶/۶۵	۱۵/۸۹	۹/۱۷	۱۹/۶	۲۰/۳۶	۲/۶۴	۰/۷۲
	۴	۲۱/۳	۱۸/۰۱	۷/۲۲	۲۵/۸	۲۶/۵۶	۵/۰۴	۱/۰۵
رودخانه آنتیاتیم (24, March, 1970)	۱	۱/۶	۵/۱۰	۳۳۱	۱/۳۵	۱/۴۵	۰/۰۴۴	۱/۸۰
	۲	۵/۹۵	۵/۲۴	۱۴۵/۷۴	۵/۵	۵/۶۹	۰/۲۵۲	۲
	۳	۱۳/۳۳	۷/۳۷	۷۶/۴۱	۱۵/۹	۱۶/۲۳	۱/۵۸۲	۳/۰۷
	۴	۱۸/۴۰	۷/۸۰	۳۸/۹۰	۲۳/۴	۲۴/۰۱	۲/۱۶۱	۲
	۵	۲۶/۲۵	۸/۵۱	۳۶/۹۳	۳۳/۲	۳۴/۰۲	۴/۳۲۳	۱/۶۲
	۶	۳۰/۵۵	۱۰/۲۱	۳۴/۷۲	۳۳	۳۸/۵۵	۳/۵۸۵	۱/۰۱
	۷	۳۶/۸۰	۱۲/۲	۳۲/۰۷	۴۳/۳	۴۴/۳۷	۵/۰۰۵	۱/۱
	۸	۴۱/۴۵	۱۲/۷۶	۲۸/۰۴	۴۷/۴	۴۸/۲۰	۶/۰۰۲	۱/۱۵

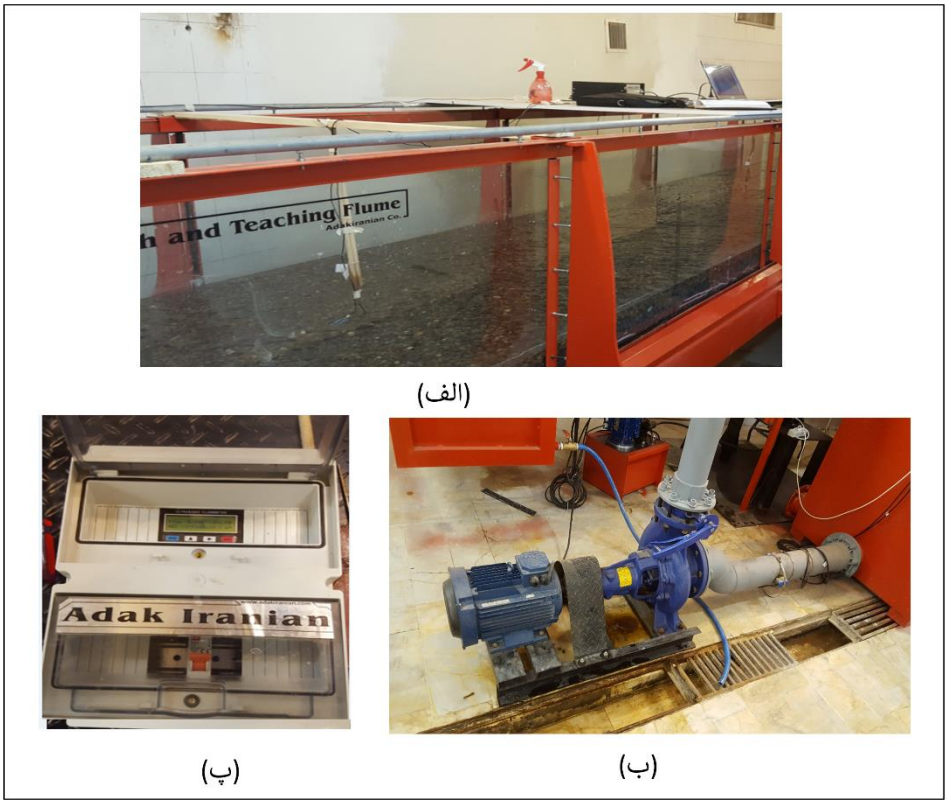
۲-۲-۲- داده های صحرائی استفاده شده

داده های صحرائی جمع آوری شده مربوط به دو رودخانه مونوکیسی[1] و آنتیاتیم[2] در ایالات متحده است که توسط موسسه USGS در سال های ۱۹۶۵ تا ۱۹۷۰ برداشت شده است. تعداد موقعیت های مکانی برای برداشت داده های غلظت آلاینده در رودخانه مونوکیسی چهار و برای رودخانه آنتیاتیم چهار و هشت موقعیت بوده است. آلاینده مورد استفاده در هر دو رودخانه از نوع رودامین بوده که جزو آلاینده های غیرواکنشی محسوب می گردد. قابل ذکر است که به هیچ وجه نمی توان اذعان نمود که یک آلاینده کاملاً از نوع واکنشی و یا غیرواکنشی می باشد. دو عامل اساسی در عدم بقای جرم کامل آلاینده ها همیشه تاثیرگذار می باشد. اولین آن ها عدم دقت کافی ابزار های برداشت داده ها بوده و دومین عامل واکنش آلاینده با مصالح بستر و کناره ها و سایر پارامتر های بیولوژیکی موجود در رودخانه ها است. می توان گفت که به طور نسبی هر دو آلاینده مورد استفاده در داده های آزمایشگاهی و صحرائی به دلیل میل بسیار کم به واکنش، جزو آلاینده های غیرواکنشی[3] و با بقای جرمی[4] محسوب می شوند. برداشت نمونه ای از جزئیات مربوط به داده های برداشت شده از این دو رودخانه در قالب جدول شماره (۱) ارائه شده است. در حالت کلی دو عامل اساسی باعث انتخاب این دو رودخانه به منظور استفاده از داده های آن ها در این پژوهش گردید. اولاً داده های این دو رودخانه کامل تر از تعداد دیگری از رودخانه های مشابه می باشند و در هر رودخانه حداقل در ۴ مقطع اقدام به ثبت داده ها گردیده است که روند تغییرات مکانی را به وضوح نشان می دهد. ثانیاً فرمت معادلات مورد استفاده به گونه ای است که آلاینده های مورد استفاده می بایستی دارای شرایط بقای جرمی در طول رودخانه باشند و ردیاب رودامین مورد استفاده در این رودخانه دارای همچنین شرایطی است.

1 Monocacy River
2 Antiatim River
3 Non-Reactive
4 Conservative

۳- نتایج و بحث

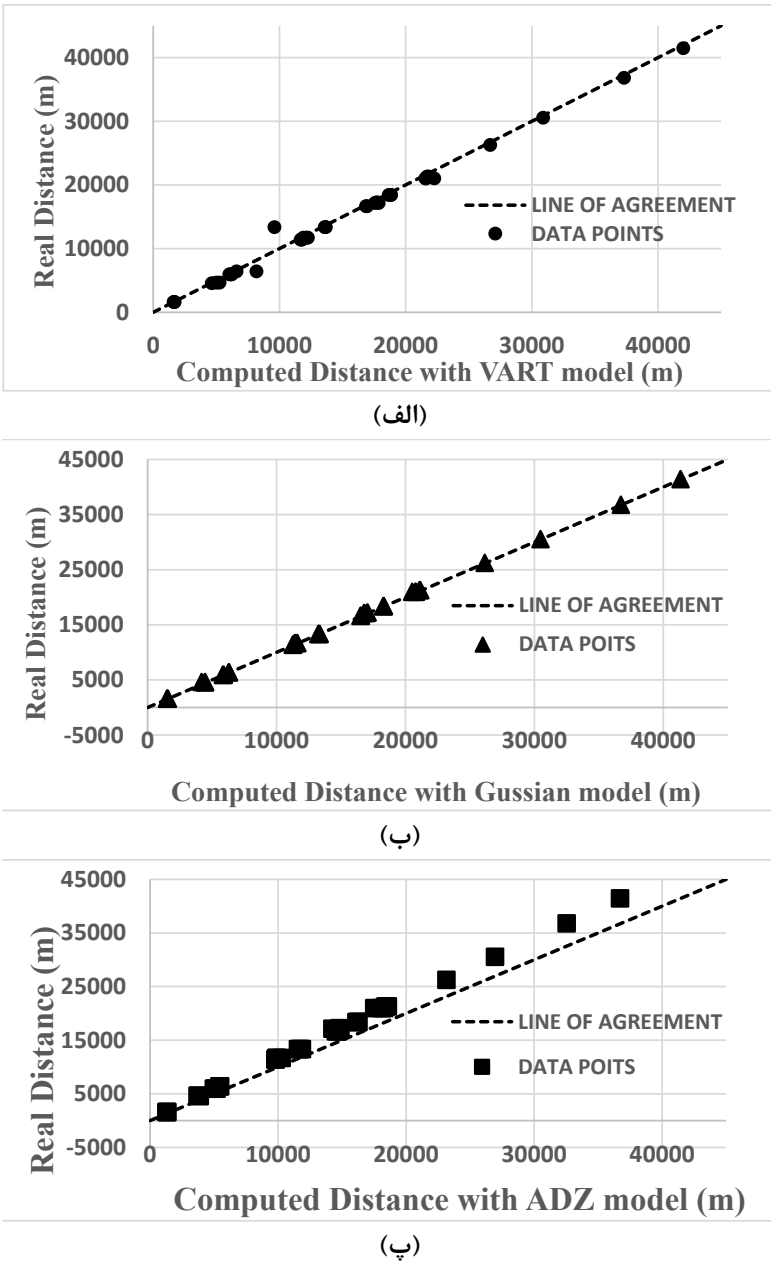
با استفاده از روابط (۱۰)، (۱۲) و (۱۳) هم برای داده های رودخانه ای و هم برای داده های آزمایشگاهی موقعیت ورود آلاینده محاسبه گردید. روش محاسبه نیز به صورت معکوس بوده و ابتدا با استفاده از داده ها و فرم کلی حل تحلیلی، مقادیر مربوط به پارامتر های مدل ها، بوسیله تکنیک های بهینه سازی محاسبه گردیده و سپس موقعیت ورود آلاینده مشخص شد. نتایج امر نشان دهنده این موضوع است که متوسط خطای نسبی برای روش Gaussian برابر با ۱/۶۵ درصد و برای مدل VART برابر با ۴/۸ درصد و برای مدل ADZ این مقدار برابر



شکل ۲. الف) شمای کلی فلوم آزمایشگاهی، ب) پمپ مورد استفاده برای تامین دبی فلوم و پ) دبی سنج صوتی مورد استفاده برای اندازه گیری دبی

Fig. 2. a) Schematic of the laboratory Flume, b) Pump for discharge supply, c) Acoustic flowmeter for measuring of discharge

با ۱۴ درصد می باشد. برای داده های آزمایشگاهی نیز متوسط خطای بدست آمده برابر با ۲۵٪ مشاهده شد. تا حدود زیادی می توان گفت که نتایج بدست آمده در مورد مدل قوسی غیرقابل انتظار بود ولی هم از لحاظ خود داده های استفاده شده، (به این دلیل که این داده ها توسط مرجع مطمئنی برداشت شده اند و تا کنون به عنوان داده های مرجع در اکثر پژوهش های انجام شده در سطح دنیا مورد استفاده قرار گرفته اند) و هم از دیدگاه کیفیت آنها، نمی توان به آن ها خدشه اساسی وارد نمود. این نتایج از این منظر نیز قابل بررسی است که مدل VART گرچه از لحاظ تعداد پارامتر ها و فرضیات استفاده شده در زمان استخراج آن دقیق تر از مدل های دیگر است و اثرات ذخیره ای و ارتباط کف بستر و بدنه جریان در آن به خوبی انجام شده است ولی در مورد موضوع تحقیق حاظر دقت آن کمتر از مدل قوسی محاسبه گردید. قابل ذکر است که مدلADZ در میان این سه مدل بیشترین خطا را دارد. البته موضوع قابل ذکر دیگر در مورد هر سه روش این است می توان ادعا نمود که همه آن ها کارائی لازم برای تخمین موقعیت ورود آلاینده را دارند. و خطاهای نسبی ۴/۸ ٪ و ۱۴٪ نیز قابل قبول بوده و به خوبی قابلیت استفاده را دارد. مورد دیگری که در مورد آن بایستی بحث و بررسی صورت پذیرد این است که سرعت و ضرایب انتشار طولی و مابقی پارامتر های مورد استفاده در هر سه مدل از طریق گشتاور های مرکزی مرتبه اول و دوم داده های رودخانه ای و آزمایشگاهی بدست آمده اند و ممکن است مقداری متفاوت تر از آن چیزی باشند مثلاً در مقاطع عرضی رودخانه اندازه گیری شده اند. سرعتی که در طول یک رودخانه مثلاً ۴۴ کیلومتری توسط منحنی های رخنه محاسبه می شود تقریباً نشان دهنده تمامی پارامتر های موثر کف و کناره های رودخانه و زبری های موجود در تمامی طول ۴۴ کیلومتری می باشد. این سرعت قطعاً مقداری متفاوت تر از سرعت متوسط در مقاطع عرضی خواهد بود. همچنین نتایج تحقیق نشان داد که مقادیر بدست آمده برای پارامترهائی مثلاً سرعت و ضریب انتشار فیکین که در دو مدل VART و Gaussian مشترک هستند نیز متفاوت تر از همدیگر است. پس می توان نتیجه گیری نمود که مقادیر پارامتر ها متاثر از نوع مدل مورد استفاده نیز است. به عنوان مثال در جائی که برای رودخانه مونوکیسی در یک طول خاص مقدار ضریب انتشار طولی مدل قوسی برابر با ۵/۹۲



شکل ۳. الف) مقادیر مربوط به طول محاسباتی توسط مدل VART در مقابل مقادیر واقعی، ب) مقادیر مربوط به طول محاسباتی توسط مدل Gaussian در مقابل مقادیر واقعی و پ) مقادیر مربوط به طول محاسباتی توسط مدل ADZ در مقابل مقادیر واقعی

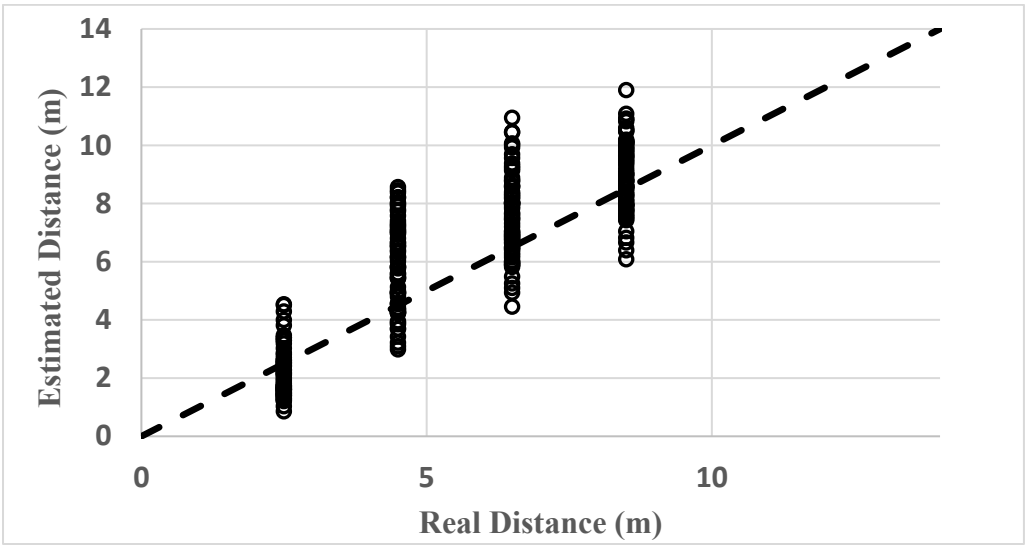
Fig. 3. a) Computed lengths using VART model versus real ones, b) Computed lengths using a Gaussian model versus real ones, c) Computed lengths using ADZ model versus real ones

مترمربع بر ثانیه محاسبه شده است، مقدار آن ضریب در مدل VART برابر با ۳/۴ مترمربع بر ثانیه محاسبه گردیده است. نتایج نشان دهنده این است که ضرایب انتشار مدل قوسی در حالت کلی بیشتر از ضرایب انتشار مدل VARTمی باشد. همچنین سرعت های محاسبه شده از مدل قوسی نیز در حالت کلی کمی نزدیک به مقادیر محاسباتی مدل VARTهستند. مقادیر مربوط به ضریب انتشار موثر که صرفاً در مدل VARTوجود دارد، می توانند هم مقادیر منفی و هم مقادیر مثبت را شامل گردند. مقادیر عددی محاسباتی برای این پارامتر نیز عموماً کوچکتر از 10^{-5}متر مربع بر ثانیه محاسبه گردیده اند. نتایج مربوط به طول های واقعی و محاسبه شده توسط هر سه مدل در کنار خط توافق در شکل (۳) ترسیم شده و جزئیات محاسبات مربوط به هرکدام نیز در جدول (۲) ذکر گردیده است. همچنین طول های محاسباتی و واقعی برای داده های آزمایشگاهی نیز در شکل (۴) مورد ترسیم قرار گرفته است.

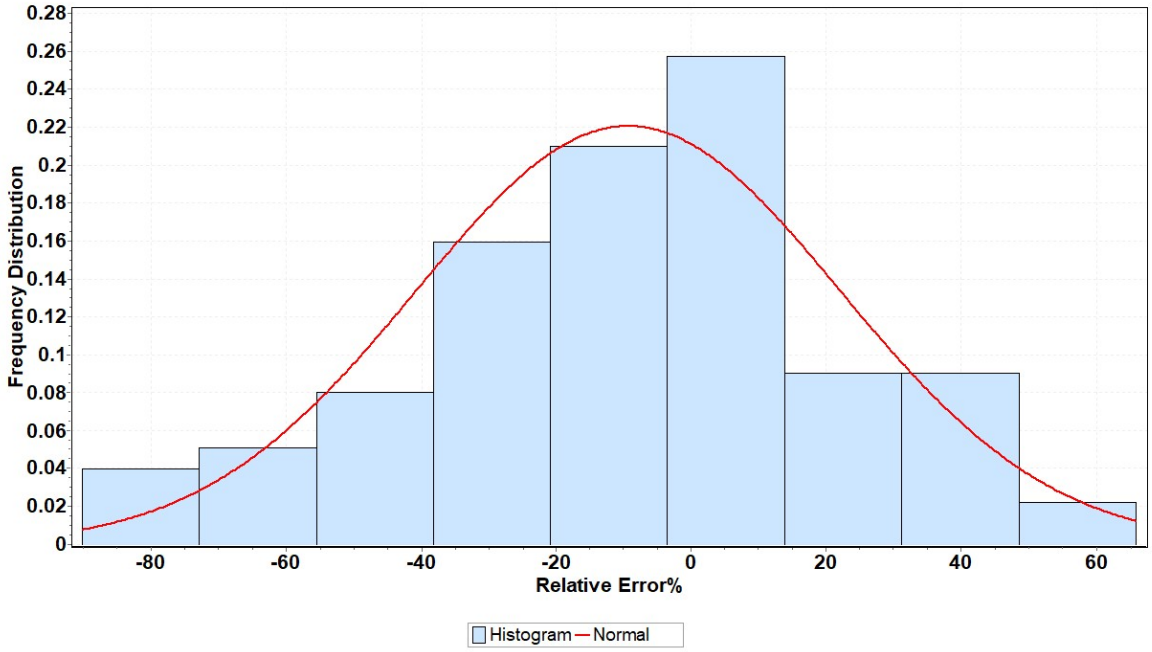
جدول۲. طول های محاسباتی برای دادههای رودخانه ای مورد استفاده در تحقیق بر اساس مدل های تحلیلی VART ، Gaussian و ADZ

Table 2. Calculated lengths for river flow data according to the VART, Gaussian, and ADZ models

تاریخ نمونه برداری	طول ایستگاه نسبت به نقطه تزریق L (m)	دبی رودخانه در ایستگاه Q (m^3/s)	طول محاسباتی با مدل VART نسبت به نقطه تزریق L(m)	درصد خطا برای طول محاسباتی با مدل VART %	طول محاسباتی با مدل Gaussian نسبت به نقطه تزریق L (m)	درصد خطا برای طول محاسباتی با مدل Gaussian %	طول محاسباتی با مدل ADZ نسبت به نقطه تزریق L (m)	درصد خطا برای طول محاسباتی با مدل ADZ %
رودخانه مونوکیسی (November, 14, 1967)	۶۴۰۰	۵/۱۳	۶۶۱۲	۳/۳۱	۶۳۰۹	۱/۴۱	۵۴۲۰	۱۵
	۱۱۴۰۰	۵/۴	۱۱۸۰۵	۳/۵۵	۱۱۲۶۰	۱/۲۳	۹۷۸۶	۱۴
	۱۶۶۵۰	۶/۰۷۵	۱۶۹۵۵	۱/۸۳	۱۶۵۰۷	۰/۸۵	۱۴۵۰۸	۱۲
	۲۱۳۰۰	۷/۲۹	۲۱۸۳۸	۲/۵۳	۲۱۰۸۱	۱/۰۳	۱۸۳۸۷	۱۳
رودخانه مونوکیسی (November, 14, 1967)	۴۶۵۰	۷/۷۲۲	۵۰۲۷	۸/۱	۴۴۶۰	۴/۰۸	۳۷۹۵	۱۸
	۱۱۷۰۰	۷/۹۶۵	۱۲۱۶۱	۳/۹۴	۱۱۵۲۳	۱/۵۱	۹۸۹۴	۱۵
	۱۷۱۵۰	۸/۹۱	۱۷۵۸۳	۲/۵۲	۱۶۹۷۳	۱/۰۳	۱۴۸۶۰	۱۳
	۲۱۰۰۰	۹/۰۴۵	۲۱۶۲۴	۲/۹۷	۲۰۷۶۲	۱/۱۳	۱۸۰۵۹	۱۴
رودخانه مونوکیسی (June, 7, 1965)	۶۴۰۰	۱۴/۸۵	۸۱۹۳	۲۸/۰۲	۶۲۸۶	۱/۷۸	۵۴۷۲	۱۴
	۱۱۴۰۰	۱۴/۴۴۵	۱۱۶۹۷	۲/۶۱	۱۱۲۸۸	۰/۹۸	۹۸۰۱	۱۴
	۱۶۶۵۰	۱۵/۱۲	۱۶۸۷۵	۱/۳۵	۱۶۵۴۴	۰/۶۴	۱۴۶۴۴	۱۲
	۲۱۳۰۰	۱۷/۶۸۵	۲۱۷۲۰	۱/۹۷	۲۱۱۴۷	۰/۷۱	۱۸۵۷۶	۱۲
رودخانه مونوکیسی (June, 7, 1965)	۴۶۵۰	۱۹/۴۴	۴۶۵۷	۲/۳۶	۴۴۴۲	۲/۳۷	۳۸۸۶	۱۴
	۱۱۷۰۰	۱۹/۴۴	۱۱۹۱۶	۱/۸۴	۱۱۶۱۷	۰/۷۱	۱۰۲۸۰	۱۲
	۱۷۱۵۰	۲۱/۰۶	۱۷۷۲۸	۲/۷۷	۱۷۰۶۴	۱/۰۷	۱۴۸۲۳	۱۴
	۲۱۰۰۰	۲۱/۰۶	۲۱۵۷۹	۲/۷۶	۲۰۸۱۳	۰/۸۹	۱۸۲۹۰	۱۳
رودخانه مونوکیسی (September, 28, 1968)	۴۶۵۰	۲/۹۱۶	۵۲۶۹	۱۳/۲۳	۴۱۸۶	۲/۹۷	۳۷۱۰	۲۰
	۱۱۷۰۰	۳/۰۵۱	۱۲۲۷۰	۴/۸۷	۱۱۴۱۰	۲/۴۸	۹۸۶۰	۱۵
	۱۷۱۵۰	۳/۲۹۴	۱۷۸۷۷	۴/۲۴	۱۶۷۷۵	۲/۱۹	۱۴۲۴۱	۱۷
	۲۱۰۰۰	۳/۳۴۸	۲۲۲۸۵	۶/۱۲	۲۰۵۱۳	۲/۳۲	۱۷۵۰۷	۱۶
رودخانه آنتیاتیم (27, May, 1969)	۱۶۰۰	۱/۱۰۷	۱۶۹۸	۶/۱۵	۱۵۲۵	۴/۶۵	۱۳۴۰	۱۶
	۵۹۵۰	۱/۱۳۴	۶۲۳۴	۴/۷۸	۵۸۳۷	۱/۹	۴۹۸۰	۱۶
	۱۳۳۵۰	۱/۵۶۶	۱۳۶۹۶	۲/۶	۱۳۲۳۹	۰/۸۳	۱۱۵۴۷	۱۳
	۱۸۴۰۰	۱/۷۰۱	۱۸۸۶۶	۲/۵۳	۱۸۲۶۸	۰/۷۲	۱۶۱۱۴	۱۲
رودخانه آنتیاتیم (24, March, 1970)	۱۶۰۰	۴/۸۶	۱۶۲۷	۱/۷۴	۱۵۶۶	۲/۰۹	۱۳۳۸	۱۶
	۵۹۵۰	۴/۹۹۵	۶۰۴۹	۱/۶۶	۵۹۰۳	۰/۷۸	۵۲۰۱	۱۲
	۱۳۳۵۰	۷/۰۲	۱۳۶۰۳	۱/۸۹	۱۳۲۷۰	۰/۶۰	۱۱۷۰۳	۱۲
	۱۸۴۰۰	۷/۴۲۵	۱۸۶۷۶	۱/۵	۱۸۳۳۲	۰/۳۷	۱۶۲۶۷	۱۱
	۲۶۲۵۰	۸/۱	۲۶۷۱۱	۱/۷۵	۲۶۱۵۲	۰/۳۷	۲۳۱۴۹	۱۲
	۳۰۵۵۰	۹/۷۲	۳۰۹۰۳	۱/۱۶	۳۰۴۷۵	۰/۲۴	۲۶۹۴۲	۱۲
	۳۶۸۰۰	۱۱/۶۱	۳۷۳۱۶	۱/۴	۳۶۷۰۶	۰/۲۵	۳۲۵۴۱	۱۱
	۴۱۴۵۰	۱۲/۱۵	۴۲۰۱۱	۱/۳۵	۴۱۳۴۲	۰/۲۶	۳۶۷۱۱	۱۱
رودخانه آنتیاتیم (18, August, 1970)	۱۶۰۰	۲/۲۹۵	۱۷۰۳	۶/۴۴	۱۵۰۹	۵/۶۶	۱۲۶۶	۲۰
	۵۹۵۰	۲/۳۲۲	۶۱۸۰	۳/۸۷	۵۸۴۴	۱/۷۷	۵۰۴۸	۱۵
	۱۳۳۵۰	۳/۲۴	۹۶۱۸	۲۷/۹۵	۱۳۳۴۸	۰/۶۲	۱۱۸۶۲	۱۱
	۱۸۴۰۰	۳/۷۸	۱۸۸۱۰	۲/۲۳	۱۸۳۱۸	۰/۴۵	۱۶۲۵۱	۱۱



(الف)



(ب)

شکل ۴. الف) مقادیر فواصل محاسباتی در مقابل فواصل واقعی، ب)توزیع فراوانی نسبی برای خطاهای محاسباتی فواصل

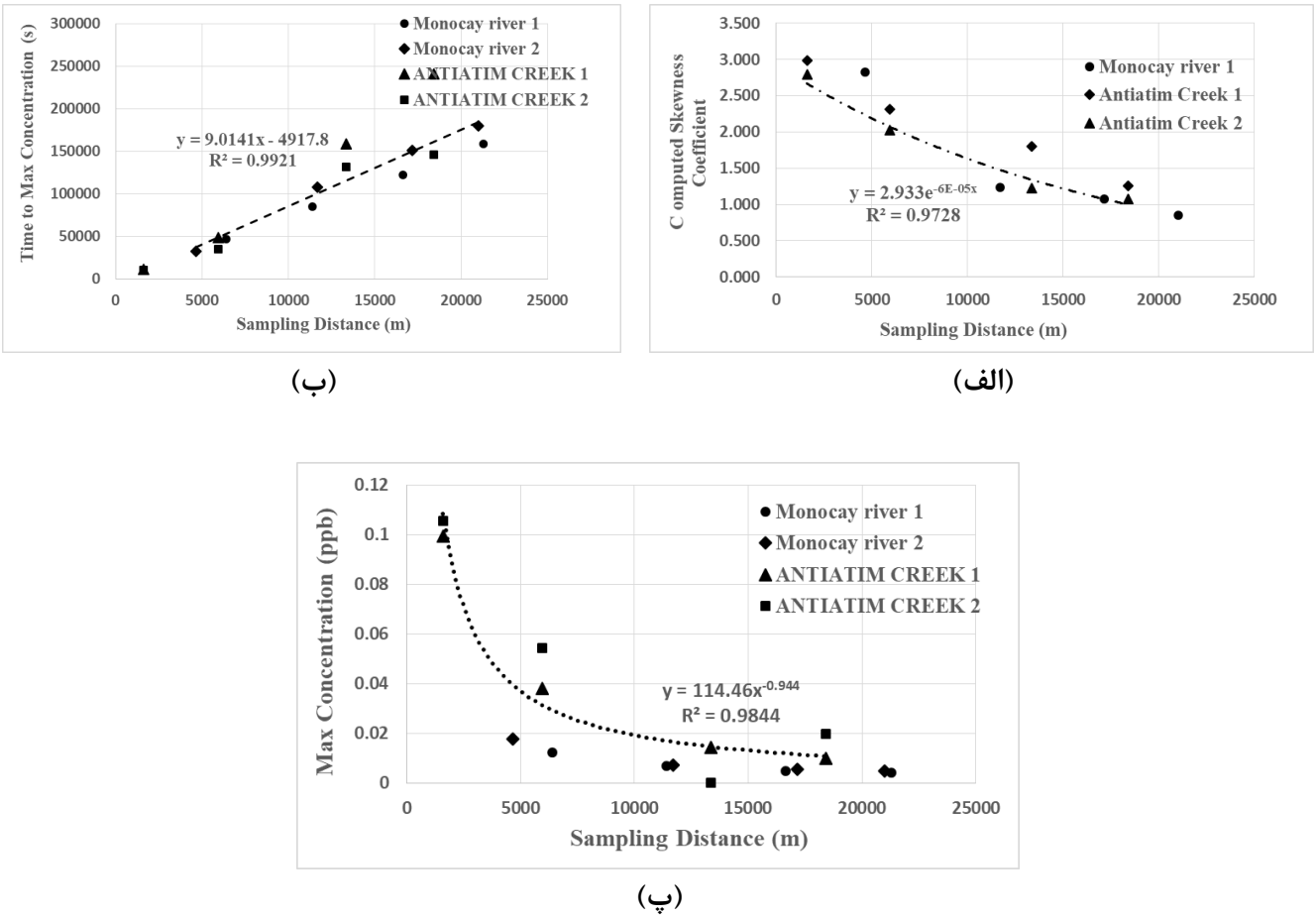
Fig. 4. a) Calculated lengths versus real ones, b) Distribution of the relative errors in the calculation of the length

در مورد داده های آزمایشگاهی مشاهده گردید که عمدتاً خطاهای محاسباتی کمتر از ۱۵٪ بوده ولی گاهاً خطاهای بزرگی در محدوده ۳۶٪ نیز محاسبه گردیده است. البته در مقایسه دو سری داده استفاده شده (رودخانه ای و آزمایشگاهی)، به دلیل محدودیت های موجود در آزمایشگاه در زمینه طول مدل های رودخانه ای، همیشه مدل سازی پخشیدگی طولی با چنین خطاهائی روبرو می گردد. شایان ذکر است به دلیل اینکه آلودگی های مورد استفاده در این پژوهش تماماً از نوع واکنش ناپذیر انتخاب گردیده است، لذا در فرآیند مدل سازی ضریب بازیابی جرمی ۱ فرض شده و داده های منحنی های رخنه طوری اصلاح گردیده اند که مجموع جرم مشاهده شده در تمامی آن ها و در موقعیت های مختلف برابر باشند. با نگاهی به اشکال (۳) و (۴) و نحوه آرایش نقاط در اطراف خط ۴۵ درجه که اصطلاحاً تحت نام

جدول۳ . پارامترهای محاسباتی برای داده های رودخانه ای مورد استفاده در تحقیق

Table 3. Calculated parameters for operated river data of the study

تاریخ نمونه برداری	نام رودخانه	طول ایستگاه نسبت به نقطه تزریق L (m)	دبی رودخانه در ایستگاه Q (m3/s)	زمان رخداد غلظت حداکثر محاسباتی tp (s)	غلظت حداکثر محاسباتی Cmax (ppm)	زمان متوسط منحنی رخنه محاسباتی $(s)\bar{t}$	شاخص نش-شاتکلیف DC	ضریب چولگی محاسباتی
رودخانه مونوکیسی (November, 14, 1967)	رودخانه مونوکیسی	۶۴۰۰	۵/۱۳	۴۶۸۰۰	۰/۰۱۲۲۲	۴۸۸۴۴	۰/۹۵۴	۱/۹۵
	رودخانه مونوکیسی	۱۱۴۰۰	۵/۴	۸۴۶۰۰	۰/۰۰۶۹۳۶	۸۹۱۱۴	۰/۹۶۸	۱/۲۲۴
	رودخانه مونوکیسی	۱۶۶۵۰	۶/۰۷۵	۱۲۲۴۰۰	۰/۰۰۴۹۵۷	۱۲۶۷۲۲	۰/۹۸۵	۰/۷۵۰
	رودخانه مونوکیسی	۲۱۳۰۰	۷/۲۹	۱۵۸۴۰۰	۰/۰۰۴۰۸۴۸	۱۶۴۱۸۲	۰/۹۸۶	۱/۲۷۳
رودخانه مونوکیسی (November, 14, 1967)	رودخانه مونوکیسی	۴۶۵۰	۷/۷۲۲	۳۲۴۰۰	۰/۰۱۷۷۷	۳۵۷۶۷	۰/۹۵۰	۲/۲۳۱
	رودخانه مونوکیسی	۱۱۷۰۰	۷/۹۶۵	۱۰۸۰۰۰	۰/۰۰۷۲۴۸	۱۱۳۷۲۱	۰/۹۵۹	۱/۴۸۷
	رودخانه مونوکیسی	۱۷۱۵۰	۸/۹۱	۱۵۱۲۰۰	۰/۰۰۵۶۷۰	۱۵۵۹۰۴	۰/۹۸۱	۰/۹۹۴
	رودخانه مونوکیسی	۲۱۰۰۰	۹/۰۴۵	۱۸۰۰۰۰	۰/۰۰۴۸۷۶	۱۸۵۴۳۸	۰/۹۶۱	۱/۲۴۱
رودخانه مونوکیسی (June, 7, 1965)	رودخانه مونوکیسی	۶۴۰۰	۱۴/۸۵	۲۱۶۰۰	۰/۰۱۳۱۹۵	۲۸۵۱۳	۰/۹۳۴	۱/۵۵۴
	رودخانه مونوکیسی	۱۱۴۰۰	۱۴/۴۴۵	۴۹۶۸۰	۰/۰۱۱۲۴۵	۵۱۳۰۷	۰/۹۶۶	۱/۰۵۷
	رودخانه مونوکیسی	۱۶۶۵۰	۱۵/۱۲	۷۲۰۰۰	۰/۰۰۸۸۹۴	۷۳۲۹۶	۰/۹۸۵	۰/۷۲۱
	رودخانه مونوکیسی	۲۱۳۰۰	۱۷/۶۸۵	۹۲۸۸۰	۰/۰۰۷۲۶	۹۵۵۹۴	۰/۹۸۲	۱/۰۵۸
رودخانه مونوکیسی (June, 7, 1965)	رودخانه مونوکیسی	۴۶۵۰	۱۹/۴۴	۱۹۸۰۰	۰/۰۲۷۷۰۱	۲۰۲۷۷	۰/۹۹۱	۱/۷۵۱
	رودخانه مونوکیسی	۱۱۷۰۰	۱۹/۴۴	۵۷۶۰۰	۰/۰۱۶۵۰۳	۵۹۶۰۰	۰/۹۵۷	۱/۰۱۹
	رودخانه مونوکیسی	۱۷۱۵۰	۲۱/۰۶	۸۱۰۰۰	۰/۰۱۰۵۱۵	۸۴۲۹۵	۰/۹۷۶	۱/۳۷۵
	رودخانه مونوکیسی	۲۱۰۰۰	۲۱/۰۶	۱۰۰۸۰۰	۰/۰۱۰۳۸۳	۱۰۴۴۱۵	۰/۹۷۳	۱/۷۰۵
رودخانه مونوکیسی (September, 28, 1968)	رودخانه مونوکیسی	۴۶۵۰	۲/۹۱۶	۶۴۸۰۰	۰/۰۲۳۲۳	۷۶۱۱۵	۰/۹۵۸	۲/۸۲۳
	رودخانه مونوکیسی	۱۱۷۰۰	۳/۰۵۱	۲۳۷۶۰۰	۰/۰۰۸۲۰۸	۲۵۰۲۸۶	۰/۹۶۹	۱/۲۴۱
	رودخانه مونوکیسی	۱۷۱۵۰	۳/۲۹۴	۳۱۶۸۰۰	۰/۰۰۶۱۲۴	۳۳۵۴۸۲	۰/۹۷۴	۱/۰۷۹
	رودخانه مونوکیسی	۲۱۰۰۰	۳/۳۴۸	۳۶۷۲۰۰	۰/۰۰۴۹۹۳	۳۹۴۹۴۰	۰/۹۱۵	۰/۸۵۵
رودخانه آنتیاتیم (27, May, 1969)	رودخانه آنتیاتیم	۱۶۰۰	۱/۱۰۷	۱۱۵۲۰	۰/۰۹۹۵۵	۱۲۷۹۸	۰/۹۸۳	۲/۷۹
	رودخانه آنتیاتیم	۵۹۵۰	۱/۱۳۴	۴۸۶۰۰	۰/۰۳۷۹۱	۵۱۷۰۴	۰/۹۷۵	۲/۰۲۷
	رودخانه آنتیاتیم	۱۳۳۵۰	۱/۵۶۶	۱۵۸۴۰۰	۰/۰۱۴۲۶۷	۱۶۲۵۱۴	۰/۹۷۷	۱/۲۲۲
	رودخانه آنتیاتیم	۱۸۴۰۰	۱/۷۰۱	۲۴۱۲۰۰	۰/۰۰۹۹۷۱	۲۴۹۴۸۶	۰/۹۷۱	۱/۰۷۱
رودخانه آنتیاتیم (24, March, 1970)	رودخانه آنتیاتیم	۱۶۰۰	۴/۸۶	۵۰۴۰	۰/۳۲۱۶۸	۵۲۲۶	۰/۹۹۸	۱/۸۰۳
	رودخانه آنتیاتیم	۵۹۵۰	۴/۹۹۵	۱۹۸۰۰	۰/۱۴۳۵۴	۲۰۴۷۲	۰/۹۹۳	۲/۰۰۵
	رودخانه آنتیاتیم	۱۳۳۵۰	۷/۰۲	۵۷۶۰۰	۰/۰۷۵۸۲	۵۸۴۲۳	۰/۹۹۱	۳/۰۶۹
	رودخانه آنتیاتیم	۱۸۴۰۰	۷/۴۲۵	۸۴۹۶۰	۰/۰۵۲۰۲۴	۸۷۱۵۹	۰/۹۸۶	۱/۹۹۷
	رودخانه آنتیاتیم	۲۶۲۵۰	۸/۱	۱۱۹۵۲۰	۰/۰۳۵۸۲۵	۱۲۲۴۷۸	۰/۹۸۱	۱/۶۱۹
	رودخانه آنتیاتیم	۳۰۵۵۰	۹/۷۲	۱۳۶۸۰۰	۰/۰۳۴۰۳۵	۱۳۸۰۶۰	۰/۹۸۳	۱/۰۱۱
	رودخانه آنتیاتیم	۳۶۸۰۰	۱۱/۶۱	۱۵۶۹۶۰	۰/۰۳	۱۵۹۷۳۶	۰/۹۷۸	۱/۱۰۳
	رودخانه آنتیاتیم	۴۱۴۵۰	۱۲/۱۵	۱۶۹۹۲۰	۰/۰۲۷۷۱	۱۷۲۸۱۷	۰/۹۸۲	۱/۱۵۲
رودخانه آنتیاتیم (18, August, 1970)	رودخانه آنتیاتیم	۱۶۰۰	۲/۲۹۵	۱۰۰۸۰	۰/۱۰۵۴۹	۱۱۱۰۳	۰/۹۹۲	۲/۹۹
	رودخانه آنتیاتیم	۵۹۵۰	۲/۳۲۲	۳۴۵۶۰	۰/۰۵۴۱۶۶	۳۶۰۵۳	۰/۹۸۹	۲/۳۱۳
	رودخانه آنتیاتیم	۱۳۳۵۰	۳/۲۴	۱۳۱۴۰۰	۰/۰۳۵۲۴	۹۵۴۷۸	۰/۹۶۶	۲/۳۷۷
	رودخانه آنتیاتیم	۱۸۴۰۰	۳/۷۸	۱۴۵۸۰۰	۰/۰۱۹۷۲۰۷	۱۴۹۴۰۶	۰/۹۵۴	۱/۲۶۲



شکل ۵. الف) ضریب چولگی منحنی های رخنه محاسباتی در مقابل فاصله ، ب) زمان غلظت حداکثر در مقابل فاصله ، پ) غلظت حداکثر در مقابل فاصله

Fig. 5. a) Skewness coefficient for theoretical BC curves versus distance, b) Time of max concentration versus distance, c) maximum concentration versus distance

خط توافق نام گذاری شده است، می توان چنین نتیجه گیری نمود که هیچ خطای سیستماتیکی در روابط (۱۰) و (۱۲) در زمینه محاسبه موقعیت ورود آلاینده وجود ندارد. درصورتیکه گرایش به بالا و پائین این خط در داده ها مشاهده می گردید می توان ادعا نمود که روابط پیشنهادی تخمین کمتر و یا بیشتری از واقعیت ارائه می دهند و لذا خطای سیستمی در روابط وجود دارد که خوشبختانه در روابط مورد استفاده چنین موردی مشاهده نگردید.

با ترسیم توزیع احتمالاتی خطاهای نسبی بوسیله نرم افزار Easyfit مشاهده گردید که توزیع کاملاً متقارنی برای خطاهای نسبی وجود دارد و با برازش توزیع نرمال بر روی خطاهای نسبی مقدار متوسط ۹/۳-٪ و انحراف از میانگین ۳۱/۳۷ ٪ برای آن حاصل گردید. این توزیع متقارن خطاها یکبار دیگر نشان می دهد که هیچ خطای سیستماتیکی در خصوص روابط (۱۰) و (۱۲) وجود ندارد. در مورد تاثیر طول واقعی در میزان خطاهای محاسباتی نیز مشاهده گردید که افزایش طول موقعیت نمونه برداری در رودخانه ها و همچنین در آزمایشگاه اثر چندانی بر میزان خطای محاسباتی نداشته و روند جداشدگی نقطه ها از خط ۴۵ درجه در هیچکدام از اشکال (۳) و (۴) مشاهده نگردید. درصورتیکه با افزایش طول موقعیت نمونه برداری آلودگی در رودخانه ها، مقادیر محاسباتی نیز به میزان بیشتری دچار خطا می گردیدند، در این صورت می توانستیم ببینیم که با افزایش طول رودخانه نقاط محاسباتی در فاصله بیشتری در بالا و پائین خط توافق قرار می گرفتند و همین مساله باعث کاهش ضریب تبیین (R^2) می گردید.

در کنار محاسبات مربوط به موقعیت منبع آلاینده، مطالعات جانبی نیز بر روی داده های اخذ شده انجام گردید و نتایج حاصله در جدول (۳) گردآوری گردیده است. پارامتر های محاسبه شده عبارتند از زمان رخداد غلظت حداکثر و مقدار غلظت حداکثر، زمان متوسط منحنی های رخنه محاسباتی که عبارت است از مرکز ثقل منحنی های تئوریکی باز سازی شده و ضریب چولگی منحنی های رخنه. در شکل (۵) برای هر دو

رودخانه نمودار تعدادی از داده های منتخب به منظور نمایش نحوه تغییرات آن ها نمایش داده شده است. همانطوریکه مشخص گردیده است، در تمامی منحنی های رخنه، زمان متوسط بیشتر از زمان غلظت حداکثر می باشد. این امر نشان دهنده این موضوع می باشد که تمرکز جرم در قسمت دوم منحنی های رخنه بیشتر بوده و به نوعی عدم تقارن دو بازوی منحنی را نشان می دهد. البته چنین مشاهده گردید که با افزایش فاصله مقدار این اختلاف (اختلاف مابین زمان غلظت حداکثر و زمان متوسط منحنی) کاهش یافته است که به نوعی نشان می دهد که با افزایش فاصله به نوعی تقارن در منحنی ها بیشتر گردیده است. بازخورد این موضوع را در پارامتر ضریب چولگی نیز می توان به روشنی مشاهده نمود. این ضریب با افزایش فاصله کاهش پیدا نموده و به عدد ۱ میل می نماید. حداکثر ضریب چولگی مشاهده شده در داده های رودخانه ای برابر با ۳ بوده و روند کاهشی به سمت مقدار ۱ در مورد آن مشهود می باشد.

۴- نتیجه گیری

با توجه به اینکه تشخیص موقعیت دقیق آلاینده های ورودی به رودخانه ها بسیار مهم و حیاتی است و معمولاً حضور آلاینده ها گاهاً چندین ده کیلومتر در پائین دست محل ورود این آلاینده ها مشاهده می گردد، لذا استفاده از روشهائی که بتوان از روی آن ها موقعیت دقیق تزریق آلاینده را از روی غلظت های مشاهداتی تخمین زد بسیار ضروری به نظر می رسد. در این پژوهش از سه مدل تحلیلی VART، Gaussian و ADZ استفاده گردید و با استفاده از روابط استخراج شده بر مبنای گشتاورهای مرکزی تحلیلی از روی هر سه مدل، روابط ساده تری بر مبنای حل تحلیلی تونگ و دنگ (۲۰۱۲) حاصل گردید. نتایج تحلیل داده ها نشان داد که هر سه مدل کارائی کافی برای این منظور را داشته ولی مدل ساده تر Gaussian هم به لحاظ سادگی و هم به لحاظ تعداد پارامتر های کمتر بر دو مدل دیگر ارجحیت دارد. می توان گفت که مدل های تحلیلی مورد استفاده تا حدود زیادی متاثر از پارامتر های خود می باشند. مدل تحلیلی VART دارای چهار پارامتر، مدل Gaussian دارای ۲ پارامتر و مدل ADZ دارای سه پارامتر هستند واضح است که مفاهیم مورد استفاده در استخراج مدل VART که بر اساس تبادل جرم مابین بدنه اصلی جریان و مناطق ذخیره ای رودخانه استوار شده است کامل تر از دو مدل دیگر است ولی تعیین دقیق پارامتر های آن مشکل اصلی در این مدل می باشد. گاهاً مشاهده می شود که حتی چندین سری چهارتائی می تواند به عنوان پارامتر های این مدل استخراج گردد. با افزایش طول و فاصله گرفتن از محل تزریق آلاینده، منحنی های رخنه مشاهداتی به صورت متقارن تر شده و دارای بازو های بالارونده و پائین رونده یکسان تری هستند. این نوع از منحنی های رخنه به صورت خوبی می توانند با مدل Gaussian تبیین گردند. بنابراین به دلیل طول بسیار کمتر داده های برداشت شده از فلوم آزمایشگاهی در قیاس با داده های رودخانه ای، می توان پیش بینی نمود که در داده های مربوط به رودخانه ها دقت مدل Gaussian نسبتاً بالاتر باشد. البته این موضوع بستگی به شرایط ذخیره ای رودخانه ها نیز دارد. در صورت زیاد بودن مناطق ماندابی و تبادل زیاد جرم مابین بدنه اصلی جریان و بستر رودخانه، می تواند این روند برعکس باشد. همچنین تحلیل بیشتر نشان داد که روابط ارائه شده به منظور محاسبه موقعیت تزریق آلاینده ها از روی هر دو مدل بدون هرگونه خطای سیستماتیک عمل می نمایند و خطاهای بدست آمده به خوبی از توزیع نرمال پیروی می نمایند. دقت محاسباتی هر دو مدل برای داده های رودخانه ای بیشتر از داده های آزمایشگاهی بوده و به دلیل محدودیت مدل سازی طول رودخانه ها در آزمایشگاه، داده های صحرائی در این زمینه ارجحیت داشته و به دلیل مطمئن بودن منبع داده ها (USGS) و مرجعیت آن ها در پژوهش های مربوط به انتقال آلاینده ها که باعث استفاده از آن ها در بسیاری از پژوهش های اخیر شده است، کارائی کاربرد این روابط به اثبات رسید. تنها محدودیت مشاهده شده در زمینه کاربرد این روابط را می توان پارمتر های هر مدل و در هر رودخانه بیان نمود که می بایستی قبلاً توسط یک سری داده برداری صحرائی مشخص شده باشند. همچنین قابل ذکر است که هر دو رابطه در حضور داده های اندازه گیری شده و محاسبه گشتاور های زمانی مرکزی قابل استفاده خواهند بود و تخمین میزان جرم آلاینده های ورودی نیز از روی این داده های غلظت-زمان امکان پذیر خواهد بود.

منابع

[1] Bansal, M. K., Dispersion in natural streams, Journal of the Hydraulics Division, 97HY11, (1971) 1867–1886.

[2] Beer, T., Young, P.C., Longitudinal dispersion in natural streams, ASME Journal of Engineering, 109 (1983) 1049–1067.

[3] Boano, F., Revelli, R., Ridolfi, L., Source identification in river pollution problems: A geostatistical approach, Water resources research, 41(7) (2005) W07023.

[4] Chabokpour, j., Samadi, A. & Merikhi, M., Application of method of temporal moments to the contaminant exit breakthrough curves from rockfill media, Iranian journal of soil and water research, 49(3) (2018) 629-640 (in persian).

[5] Chabokpour, j., Application of Hybrid Cells in Series Model in the Pollution Transport through Layered Material, Pollution, 5(3) (2019) 473-486.

[6] Cheng, W. P., Jia, Y., Identification of contaminant point source in surface waters based on backward location probability density function method. Advances in water resources, 33(4) (2010) 397-410.

[7] Day, T. J., Longitudinal dispersion in natural channels, Water Resources Research, 11 (1975) 909–918.

[8] Deng, Z. Q., Jung H. S., Variable residence time-based model for solute transport in streams, Advances in water resources, 45 (2009) W03415, 1-15.

[9] Deng, Z.-Q., Jung, H.S., Ghimire, B., Effect of channel size on solute residence time distributions in rivers, Advances in water resources, 33(9) (2010) 1118-1127.

[10] Elder, J. W., The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow Journal of Fluid Mechanics, 54 (1959) 544–560.

[11] Elhadi, N. D., Davar, K. S., Longitudinal dispersion for flow over rough beds, journal of the Hydraulics Division, 1024 (1976) 483–498.

[12] Elhadi, N. D., Harrington, A., Hill, I., Lau, Y. L., Krishnappan, B. G., River mixing-A state-of-the-art report." Canadian Journal of Civil Engineering, 1111 (1984) 585–609.

[13] Fischer, H. B. The mechanics of dispersion in natural streams, journal of the Hydraulics Division, 936 (1967) 187–216.

[14] Fischer, H. B., Imberger, J., List, E. J., Koh, R. C. Y. Brooks, N. H., Mixing in inland and coastal waters, Academic, New York, (1979).

[15] Fulvio, B., Roberto, Luca, R., Source identification in river pollution problems: a geostatistical approach. Water resources research, 41(7) (2005) 23–30.

[16] Ghosh, N. C., Mishra, G. C., Ojha, C.S.P., A hybrid-cells in-series model for solute transport in a river, Journal of Environmental Engineering, 13010 (2004) 1198–1209.

[17] Ghosh, N. C., Mishra, G. C., Kumarasamy, M., Hybrid-Cells-in-Series Model for Solute Transport in Streams and Relation of Its Parameters with Bulk Flow Characteristics, Journal of Hydraulic Engineering, 134 (2008) 497-502.

[18] Holley, E.R. Tsai, Y.H., Comment on 'Longitudinal dispersion in natural channels' by T. J. Day., Water Resources Research., 3 (1971) 505–510.

[19] Nikolaos, D.K., Michael, P., Site and optimization of contaminant sources in surface water system. Journal of environmental engineering, 122 (1996) 917–923.

[20] Roseanna, M. Neupauer, J.L.W., Numerical implementation of a backward probabilistic model of ground water contamination. Groundwater, 42 (2) (2004) 175–188.

[21] Schmid, B. H., Temporal moments routing in streams and rivers with transient storage, Advances in Water Resources, 26 (2003) 1021–1027.

[22] Snodgrass, M. F., Kitanidis, P.K., A geostatistical approach to contaminant source identification. Water resources research, 33 (4) (1997) 537-546.

[23] Taylor, G.I., The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. Proc. R. Soc. London, Ser. A, 219 (1954) 446–468.

[24] Tong, Y., Deng Z.Q., Moment-Based Method for Identification of Pollution Source in Rivers, Journal of environmental engineering, 141(10) (2012) 1-27.

[25] Wang, Z.W. Xu, D.H., Uniqueness and numerical methods for point source pollution of watershed. Journal of Ningxia University (Natural Science Edition), 27 (2) (2006) 124–129.

[26] Wang, Z.W., Qiu, S.F., Stability and numerical simulation of pollution point source identification in a watershed, Chinese Journal of Hydrodynamics, 23 (4) (2008) 364–371.

[27] Wang, L., Wang, Y., Wu, C.D., Xie, Q.J., Pollution source fingerprinting system of accident water pollution based on GIS in chemical area, Environmental Science and Technology, 22(6) (2009) 57–60.

[28] Xue, G., P., Wang, C., The determination of source for drinking water pollution accident. Environmental Monitoring and Assessment, 9 (6) (1997) 20–22.

[29] Yin, F.L., Li, G.S., Jia, G.Z., An inverse problem of determining magnitudes of multi-point sources in the diffusion equation. Shandong University of Science and Technology, 25(2) (2011) 1–5.

[30] Zhang, T.F., Chen, Q., Identification of contaminant sources in enclosed environments by inverse CFD modeling. Indoor air, 17 (3) (2007) 167-177.

[31] Zhang, S.P., Xin, X.K., Pollutant source identification model for water pollution incidents in small straight rivers based on genetic algorithm. Applied Water Sciences, 7 (2017) 1955-1963.

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

J. Chabokpour, A comparison of the applicability of the theoretical VART, Gaussian, and ADZ models for pollution source identification in the rivers, Amirkabir J. Civil Eng., 52(12) (2021) 3221-3236.

DOI: 10.22060/ceej.2019.16629.6285

این صفحه عمداً خالی است